



**HAL**  
open science

# Impact du cycle biogéochimique du silicium sur les flux d'altération et le cycle du carbone

Quentin Laprovote

► **To cite this version:**

Quentin Laprovote. Impact du cycle biogéochimique du silicium sur les flux d'altération et le cycle du carbone. Sciences de l'ingénieur [physics]. 2019. dumas-03574405

**HAL Id: dumas-03574405**

**<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03574405v1>**

Submitted on 15 Feb 2022

**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.

## MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

**Mémoire présenté pour l'obtention  
du diplôme d'Ingénieur de l'ENGEES**

LAPROVOTE Quentin

Stage effectué du  
14 janvier au 05 juillet 2019

Impact du cycle biogéochimique du silicium sur les flux  
d'altération et le cycle du carbone.  
Une modélisation numérique visant à mieux représenter  
les flux de matière au sein d'un bassin versant.

**Confidentiel jusqu'au 01/07/2021**

### **Organisme d'accueil**

Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg (LHyGeS)

### **Tuteur de stage**

BEAULIEU Emilie

Promotion Grand Lyon – 2016 / 2019



## Remerciements

Plusieurs noms me viennent en tête lorsque je pense aux personnes qui ont, de près ou de loin, contribué au bon déroulement de ce stage et, plus généralement, de ces trois années d'études. Ces quelques mots leur sont adressés.

A Emilie Beaulieu, maître de stage, et Sylvain Weill, référent école,

A tous les membres de l'équipe TrHyCo qui, d'une façon ou d'une autre, ont su apporter un regard critique bienvenu sur mon travail,

A l'ensemble du personnel de l'ENGEES qui a participé à la bonne conduite de ce stage de fin d'études,

A ceux que j'ai côtoyés pendant ces six mois, personnel ou stagiaires du laboratoire,

A mes amis, pour leur présence,

A ma famille, pour son soutien de toujours,

A tous ceux que j'oublie mais qui se reconnaîtront,

En toute simplicité,

Merci.



## Résumé

La modélisation de cycles biogéochimiques changeants est essentielle pour simuler puis anticiper leurs impacts sur la chimie des eaux et les ressources naturelles, notamment à l'échelle locale. Le petit bassin versant forestier du Strengbach, couvert de hêtres et d'épicéas, est l'objet d'études visant à l'élaboration de modèles numériques aptes à reproduire les cycles de différents éléments. Le modèle d'altération chimique WITCH simule l'évolution des concentrations au cours du temps mais ne rend pas compte de l'impact de la végétation sur le cycle du silicium. Or, il est prouvé que les flux de silice biogène sont non négligeables pour la détermination des bilans en silicium des écosystèmes forestiers tempérés.

Un module de silice biogène est donc développé pour le modèle WITCH. Les modèles LPJ et BILJOU permettent d'obtenir des données de forçage pour les cycles du carbone et de l'eau, respectivement. Pour chaque type de peuplement sont identifiés des flux de pompage et de libération de silice par la végétation. Ceux-ci sont contraints par des équations adaptées qui tiennent compte des spécificités du couvert végétal concerné. Des paramètres déterminés expérimentalement à partir d'échantillons de terrain sont utilisés. Les résultats sont comparés à des valeurs de référence ou à des données mesurées à l'exutoire.

Le modèle modifié donne des résultats satisfaisants vis-à-vis des épicéas mais n'atteint pas encore l'intensité du cycle biologique typique des hêtres. Les bilans sont équilibrés à l'échelle de la parcelle. La précision du bilan massique à l'exutoire est améliorée mais reste en-deçà des valeurs observées sur le terrain.

Plusieurs pistes d'amélioration du modèle sont proposées : redéfinir les paramètres et la structure du nouveau module ou envisager la sous-estimation systématique des flux inorganiques. Ensuite, le modèle pourrait être éprouvé sur des bassins versants de tailles et de végétation variées avant d'être utilisé dans un contexte de changement climatique.

## Abstract

The modeling of changing biogeochemical cycles is essential to simulate then anticipate their impacts on water chemistry and natural resources, especially at the local scale. The small forest catchment area of the Strengbach, covered with beeches and spruces, is the subject of studies aimed at the development of numerical models able to reproduce the cycles of different elements. The WITCH chemical weathering model simulates the evolution of concentrations over time but does not consider the impact of vegetation on the silicon cycle. However, it is proven that biogenic silica fluxes are important for determining the silicon budget of temperate forest ecosystems.

A biogenic silica module is therefore developed for the WITCH model. The LPJ and BILJOU models provide input data for the carbon and water cycles, respectively. For both kinds of trees, pumping flows and releasing flows of silica by the vegetation are identified. These flows are constrained by adequate equations that take into account the specificities of the related vegetal cover. Experimentally determined parameters from field samples are used. The results are compared with reference values or with values measured at the outlet.

The modified model gives satisfactory results regarding the spruces but does not reach the intensity of the typical biologic cycle of beeches. Silicon budgets are balanced at the plot scale. The accuracy of the mass budget at the outlet is improved but remains below the values observed in the field.

Several ways of improving the model are proposed: redefining the parameters and the structure of the new module or considering the systematic underestimation of inorganic fluxes. Thereafter, the model could be tested on catchments of various sizes and vegetation before being used in a climate change context.



## Table des matières

<b>Listes diverses.....</b>	<b>8</b>
<b>Introduction.....</b>	<b>9</b>
<b>I. Généralités .....</b>	<b>11</b>
A. Présentation de la structure d'accueil .....	11
B. Le cycle biogéochimique du silicium .....	11
1. <i>Avant-propos : le cycle du carbone.....</i>	<i>11</i>
2. <i>La silice biogène : son implication dans le cycle biogéochimique du silicium .....</i>	<i>13</i>
C. Altération chimique et végétation .....	16
1. <i>L'altération chimique des surfaces continentales.....</i>	<i>16</i>
2. <i>Les liens entre altération chimique et végétation.....</i>	<i>17</i>
<b>II. Outils et méthodes .....</b>	<b>19</b>
A. Présentation du site d'étude : le bassin versant du Strengbach .....	19
B. Le modèle LPJ .....	20
C. Le modèle BILJOU .....	21
D. Le modèle WITCH.....	22
E. Mise en place des différents outils .....	25
1. <i>Les données de forçage des modèles et les données de terrain .....</i>	<i>25</i>
2. <i>Combinaison des modèles LPJ, BILJOU et WITCH.....</i>	<i>27</i>
3. <i>Définition d'une structure pour le modèle WITCH.....</i>	<i>28</i>
<b>III. Résultats et discussion .....</b>	<b>31</b>
A. Calage du modèle et choix d'une période de travail .....	31
B. Implémentation d'un module de silice biogène : équations.....	33
1. <i>La mise en place d'un terme de pompage.....</i>	<i>33</i>
2. <i>La question de la litière et de sa dégradation.....</i>	<i>34</i>
3. <i>La mise en place des deux termes de « retour au sol ».....</i>	<i>35</i>
4. <i>L'équation du flux <math>F_{\text{uptake}}</math> pour le silicium.....</i>	<i>36</i>
C. Premiers résultats du module de silice biogène sur cinq ans (1994 – 1998).....	36
D. Résultats du module de silice biogène sur vingt-cinq ans (1987 – 2011) .....	39
1. <i>Résultats pour les épicéas (VP) .....</i>	<i>40</i>
2. <i>Résultats pour les hêtres (HP) .....</i>	<i>41</i>
3. <i>Résultats à l'exutoire.....</i>	<i>43</i>
E. Intensification du cycle biologique pour les hêtres .....	44
<b>Conclusion et perspectives .....</b>	<b>49</b>
<b>Bibliographie.....</b>	<b>51</b>
Annexe n°1 : Les mécanismes de la dissolution des phytolithes .....	55
Annexe n°2 : Les études de Bartoli (1983) et Alexandre <i>et al.</i> (1997) .....	56
Annexe n°3 : Le modèle LPJ .....	58
Annexe n°4 : Le modèle BILJOU.....	63
Annexe n°5 : Tableaux des coefficients de sélectivité retenus.....	65
Annexe n°6 : Code pour l'implémentation des équations du module de silice biogène (1 <sup>ère</sup> mouture, 1994-1998).....	66
Annexe n°7 : Les méthodes de traitement des résultats .....	68
Annexe n°8 : Figures complémentaires pour les résultats .....	72
Annexe n°9 : Nouveau bilan de flux massique à l'exutoire.....	76

## Listes diverses

### Liste des acronymes

BILJOU	Bilan Journalier (modèle)
CNRS	Centre National de la Recherche Scientifique
CRU-ST	<i>Climate Research Unit, University of East Anglia</i> (base de données)
HP	Hêtres Peuplement, nom donné à la parcelle de hêtres de l'étude
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
LHyGeS	Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg
LIEC	Laboratoire Interdisciplinaire des Environnements Continentaux
LPJ	Lund-Potsdam-Jena (modèle)
NPP	<i>Net Primary Productivity</i> , pour Productivité Primaire Nette
OHGE	Observatoire Hydrogéochimique de l'Environnement
PFT	<i>Plant Functional Type</i> , pour Type de Plante Fonctionnel
TrHyCo	Transferts dans les Hydrosystèmes Continentaux (équipe)
VP	Vieux Peuplement, nom donné à la parcelle d'épicéas de l'étude
WITCH	Weathering at The Catchment Scale (modèle)

### Liste des figures

<i>Figure 1 : Représentation simplifiée du cycle long du carbone</i> .....	12
<i>Figure 2 : Cycle simplifié du silicium avec distinction de la silice biogène</i> .....	15
<i>Figure 3 : Echanges cationiques principaux entre le sol et la végétation</i> .....	17
<i>Figure 4 : Impact de l'acidification des sols sur l'altération des minéraux</i> .....	18
<i>Figure 5 : Localisation et carte du bassin versant du Strengbach</i> .....	19
<i>Figure 6 : Schéma des processus d'allocation du carbone par compartiment du modèle LPJ</i> .....	21
<i>Figure 7 : Schéma du fonctionnement d'une itération du modèle BILJOU</i> .....	22
<i>Figure 8 : Schéma d'une boîte du modèle WITCH et des différents flux affectant la solution du sol pour un élément donné</i> .....	23
<i>Figure 9 : Combinaison des modèles LPJ, BILJOU et WITCH</i> .....	27
<i>Figure 10 : Structure verticale choisie pour le modèle WITCH</i> .....	28
<i>Figure 11 : Exemple d'ajustement des concentrations de Mg à 10 cm (vert) et 70 cm (bleu) de profondeur sur HP (coefficient passé de <math>10^{-3}</math> à <math>10^{-2,8}</math>)</i> .....	32
<i>Figure 12 : Exemple d'ajustement des concentrations de Ca à 5 cm (vert) et 60 cm (bleu) de profondeur sur VP (coefficient passé de <math>10^{-2,7}</math> à <math>10^{-2,9}</math>)</i> .....	32
<i>Figure 14 : Evolution logarithmique des concentrations en Si (mmol/L) entre 1994 et 1998 pour HP ; sans silice biogène a) ; avec silice biogène b)</i> .....	38
<i>Figure 16 : Bilan des flux massiques moyens sur VP (1987 - 2011) en kgSi/ha/an</i> .....	40
<i>Figure 17 : Bilan des flux massiques moyens sur HP (1987 - 2011) en kgSi/ha/an</i> .....	42
<i>Figure 18 : Comparaison des bilans de flux de silicium à l'exutoire (1988 - 2011)</i> .....	43
<i>Figure 19 : Nouveau bilan des flux massiques moyens sur HP (1987 - 2011) en kgSi/ha/an.</i> .....	45
<i>Figure 20 : Représentation mensuelle des flux massiques (Si) de pompage et de toutes entrées confondues pour HP (1988 - 1999) (simulation avortée)</i> .....	46

### Liste des tableaux

<i>Tableau 1 : Paramètres retenus pour la modélisation des flux de silicium retournant au sol</i> .....	26
--	----

## Introduction

L'intensification des activités anthropiques et le changement climatique qu'elles contribuent à accélérer ont un impact non négligeable sur de nombreux processus biogéochimiques à l'échelle globale (Beaulieu, 2011). Le cycle du carbone (C) est affecté à différents niveaux par cette hausse des activités anthropiques. L'émission accrue de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) dans l'atmosphère perturbe l'équilibre du cycle et contribue à accélérer le cycle du carbone, notamment les processus d'acidification des sols. De plus, la généralisation de certaines pratiques, notamment agricoles, conduit à une accélération du rythme de l'altération des surfaces continentales. En influant sur la chimie et l'hydrologie des écosystèmes, ces pratiques affectent les phénomènes de dissolution des minéraux et, de façon générale, les échanges de carbone entre biosphère et atmosphère. Ces modifications des flux de matière entre les différents compartiments du globe ont un impact sur le cycle du carbone et cet impact se répercute en conséquence sur les cycles de nombreux autres éléments, liés à celui du carbone. L'un de ces cycles biogéochimiques est celui du silicium (Si). Il est caractérisé par des flux d'origines diverses, tant minérale que biologique. Les flux de silicium issus de l'altération dépendent des grandeurs climatiques, de l'hydrologie du système et de la composition minéralogique des sols. Les flux de silice biogène sont majoritairement dépendants de la végétation. Ces différents cycles biogéochimiques influencent de nombreuses caractéristiques des milieux naturels (Duvigneaud, 1974), notamment la composition chimique globale des eaux de surface.

De manière générale, et afin de pouvoir déterminer comment l'évolution des cycles biogéochimiques va influencer la composition chimique des eaux, il convient de simuler ces cycles via des modèles numériques. Reproduire l'état actuel de ces cycles permet de chercher à prédire leur état futur. Parmi les différents écosystèmes pouvant être affectés par une modification des cycles biogéochimiques qui leur sont associés, certains se révèlent être plus sensibles que d'autres. Ainsi, les écosystèmes de moyenne montagne sont des écosystèmes sensibles, dont le suivi est nécessaire du point de vue humain. En effet, l'usage des ressources en eau dépend directement de leur composition chimique et de leur qualité. Les ressources forestières, dont le bois, dépendent également indirectement des eaux de surface. Dans un tel contexte, la simulation des cycles biogéochimiques s'accompagne d'enjeux socio-économiques liés à la gestion et à l'exploitation des ressources naturelles.

L'un des modèles utilisés pour de telles simulations est le modèle WITCH (Weathering at The Catchment Scale), un modèle numérique d'altération des surfaces continentales (Goddéris *et al*, 2006). Il prend en compte les cycles de divers éléments dont ceux de certains cations majeurs ou celui du silicium. La représentation du silicium est cependant partielle puisque le modèle ne gère pas les flux de silice biogène, c'est-à-dire les flux qui résultent des interactions entre le sol et la végétation, bien que des liens entre végétation et altération des sols aient été établis (Drever, 1994 ; Roelandt *et al*, 2010). Or, il est prouvé que les flux de silice biogène ont une importance non négligeable dans le cycle du silicium (Bartoli, 1983 ; Alexandre *et al*, 1997 ; Meunier *et al*, 1999 ; Moulton, 2000 ; Lucas, 2001 ; Meunier, 2003). La végétation pompe du silicium dans la solution du sol et en libère via la chute de la litière. La dissolution de certaines composantes de la litière, comme les phytolithes, des particules de silice hydratée se formant au sein des végétaux, fournit au sol et aux eaux une grande quantité de silice (Alexandre *et al*, 1997 ; Cary *et al*, 2005) et se caractérise par des modes de dissolution spécifiques (Frayse *et al*, 2006 ; Fraysse *et al*, 2009 ; Meunier, 2003). Bien que variables selon les écosystèmes, ces flux de silice biogène peuvent être du même ordre que les flux inorganiques (Bartoli, 1983 ; Street-Perrott and Barker, 2008). Malgré cela, peu d'études ont été menées quant à l'aspect biologique du cycle du silicium (Bartoli & Souchier, 1978 ; Bartoli, 1983 ; Alexandre *et al*, 1997 ; Conley, 2002 ; Street-Perrott and Barker, 2008), d'où son absence de prise en compte dans le modèle WITCH.

L'objectif est donc d'inclure les flux de silice biogène dans le modèle WITCH grâce au développement d'un module dédié. L'intérêt est, à terme, une meilleure représentation du cycle du silicium par le modèle et donc une meilleure simulation du comportement global des écosystèmes. L'implémentation d'un module de silice biogène dans le modèle WITCH est effectuée sur la base d'un cas concret. Le modèle WITCH est utilisé dans le cadre d'études portant sur le bassin versant du Strengbach, un petit site forestier situé sur le versant Est des Vosges et composé à 80% d'épicéas (VP) et à 20% de hêtres (HP) (Goddéris *et al.* 2006 ; Beaulieu *et al.* 2016 ; Pierret *et al.*, 2019). Ce site est instrumenté depuis les années 1980, avec notamment la présence de collecteurs pour chaque type de peuplement et un collecteur global à l'exutoire. Ce suivi a permis la constitution de vingt-cinq années de chroniques. Des données de terrain sont ainsi disponibles pour le climat, l'hydrologie et la chimie des eaux du site. Certaines de ces données sont utilisées en tant que données de forçage pour deux modèles dont les sorties servent à alimenter le modèle WITCH. Le modèle LPJ (Lund-Potsdam-Jena) est un modèle de végétation dynamique global (Sitch *et al.*, 2003 ; Gerten *et al.*, 2004) utilisé pour obtenir des données relatives au cycle du carbone. Le modèle BILJOU (pour « bilan journalier ») est un modèle de bilan hydrique journalier développé par l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) utilisé pour obtenir des données relatives au cycle de l'eau. Les sorties de ces modèles, ainsi que des données climatiques de terrain, alimentent le modèle WITCH qui simule l'évolution des concentrations et des flux d'éléments dans les solutions du sol au cours du temps pour chaque type de peuplement (VP et HP).

L'implémentation d'un module de silice biogène dans le modèle vise à mieux représenter l'évolution des concentrations et des flux globaux de silicium dans le temps, et ce tant à l'échelle parcellaire qu'au niveau de l'exutoire du bassin versant. Une distinction entre hêtres et épicéas est nécessaire au vu des spécificités de leurs litières respectives (Albers *et al.*, 2004 ; Sariyildiz *et al.*, 2005). Des paramètres de dégradation de la litière avaient été déterminés expérimentalement à partir d'échantillons du site. Les résultats des simulations sont comparés à des simulations de références, c'est-à-dire sans module de silice biogène, à des valeurs issues de la littérature (Bartoli, 1983 ; Conley, 1997) et à des valeurs mesurées à l'exutoire du bassin versant du Strengbach.

Dans une première partie, une contextualisation du sujet sera effectuée. Seront abordées les notions relatives aux cycles du carbone et du silicium, à l'altération chimique des surfaces continentales ainsi qu'aux interactions entre végétation et solutions du sol. La deuxième partie consistera en une présentation des différents outils, à savoir les modèles LPJ, BILJOU et WITCH. La combinaison de ces modèles sera également décrite, ainsi que les données utilisées au cours de ce stage. Enfin, dans une troisième partie, les résultats seront présentés et discutés. Le calage du modèle, puis l'implémentation dans le code des équations régissant les flux de silice biogène, seront présentés. Les résultats seront ensuite décrits à l'échelle de la parcelle d'épicéas et de la parcelle de hêtres, puis au niveau de l'exutoire. Les résultats donneront lieu à des discussions et à la proposition de pistes d'amélioration pour le module de silice biogène développé au cours de ce stage.

# I. Généralités

## A. Présentation de la structure d'accueil

Le Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg (LHyGeS) est une structure affiliée au Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) et à l'Université de Strasbourg créée en 2009. Le laboratoire participe à différentes études portant sur les domaines de la géochimie isotopique, la chimie de l'environnement, le transport réactif, ou encore la modélisation numérique des hydrosystèmes continentaux. Ces études peuvent se caractériser aussi bien par des aspects pratiques (expériences de terrain, observations in-situ) que par des expérimentations et des simulations en laboratoire. Le LHyGeS collabore en outre avec l'Observatoire Hydrogéochimique de l'Environnement (OHGE). Plus spécifiquement, l'équipe TrHyCo (Transferts dans les Hydrosystèmes Continentaux), l'une des deux équipes du laboratoire, s'intéresse aux processus de transport des éléments dissous dans les hydrosystèmes et à la quantification de ces éléments, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique. Leurs travaux peuvent utiliser plusieurs approches (utilisation de traceurs, de modèles conceptuels ou mécanistiques, etc.) dans l'objectif, entre autres, de quantifier les dynamiques de transport au sein des hydrosystèmes et d'anticiper leur évolution. Un dernier aspect des études de l'équipe TrHyCo est celui des interactions entre polluants anthropiques et milieux naturels (stockage et transformation des polluants, étude des risques, etc.).

## B. Le cycle biogéochimique du silicium

Un cycle biogéochimique est un cycle de matière et d'énergie caractérisé par la circulation d'un élément chimique, potentiellement sous différentes formes selon les étapes du cycle, entre les diverses composantes biologiques et minérales d'un même écosystème (Duvigneaud, 1974). Lorsque l'on parle de cycle biogéochimique, on peut s'intéresser à des éléments divers parmi lesquels le carbone, le silicium, le potassium, le calcium, l'azote, le phosphore ou encore le soufre.

### 1. Avant-propos : le cycle du carbone

Au vu de l'importance du cycle du carbone dans les processus qui devront être abordés dans le cadre de ce stage, et bien que l'objectif de celui-ci soit à terme de travailler sur la question du silicium, il convient de décrire succinctement les cycles court et long du carbone et ses principales composantes. En effet, le cycle du silicium, comme celui des autres éléments, est étroitement lié au cycle du carbone.

#### ***Le cycle court du carbone***

Le cycle court du carbone concerne des processus se déroulant au plus à l'échelle du siècle, et notamment les phénomènes de photosynthèse et de respiration des végétaux. La photosynthèse est un processus permettant aux végétaux d'utiliser l'énergie solaire et le dioxyde de carbone atmosphérique afin de produire des nutriments. Au cours de cette réaction se forme également du dioxygène. Un flux de carbone entre atmosphère et océans est également notable puisque le phytoplancton a aussi recours à la photosynthèse. La respiration représente un flux opposé à celui de la photosynthèse car ce processus correspond à l'utilisation du dioxygène et des nutriments par les organismes pour produire de l'énergie. Cette réaction mène également à la formation de dioxyde de carbone.

La différence entre la photosynthèse et la respiration donne la production primaire nette de carbone (NPP). Cette NPP contribue entre autres à la croissance et à l'entretien des organismes et peut ultimement se retrouver sous différentes formes dans différents compartiments du globe. Le carbone peut être contenu dans les sols sous forme organique, après la mort des organismes associés. Cette matière organique peut également être dégradée par des micro-organismes et produire des éléments carbonatés solubles ou gazeux. Le carbone ainsi dégradé peut être relâché vers l'atmosphère sous forme gazeuse ou être mobilisé pour d'autres processus biologiques ou géochimiques. Par exemple, la production de CO<sub>2</sub> gazeux dans les sols va favoriser les processus d'altération chimique.

### Le cycle long du carbone

Lorsque l'on parle du cycle long du carbone, on fait le plus souvent référence aux échanges de carbone qui existent entre l'atmosphère et les autres compartiments du globe (lithosphère, biosphère et hydrosphère). Ce cycle concerne l'échelle du millier, voire de la dizaine de milliers d'années. Ce cycle peut être décrit de manière simplifiée en quelques étapes clés, comme représenté sur le schéma ci-dessous (cf. Figure 1).

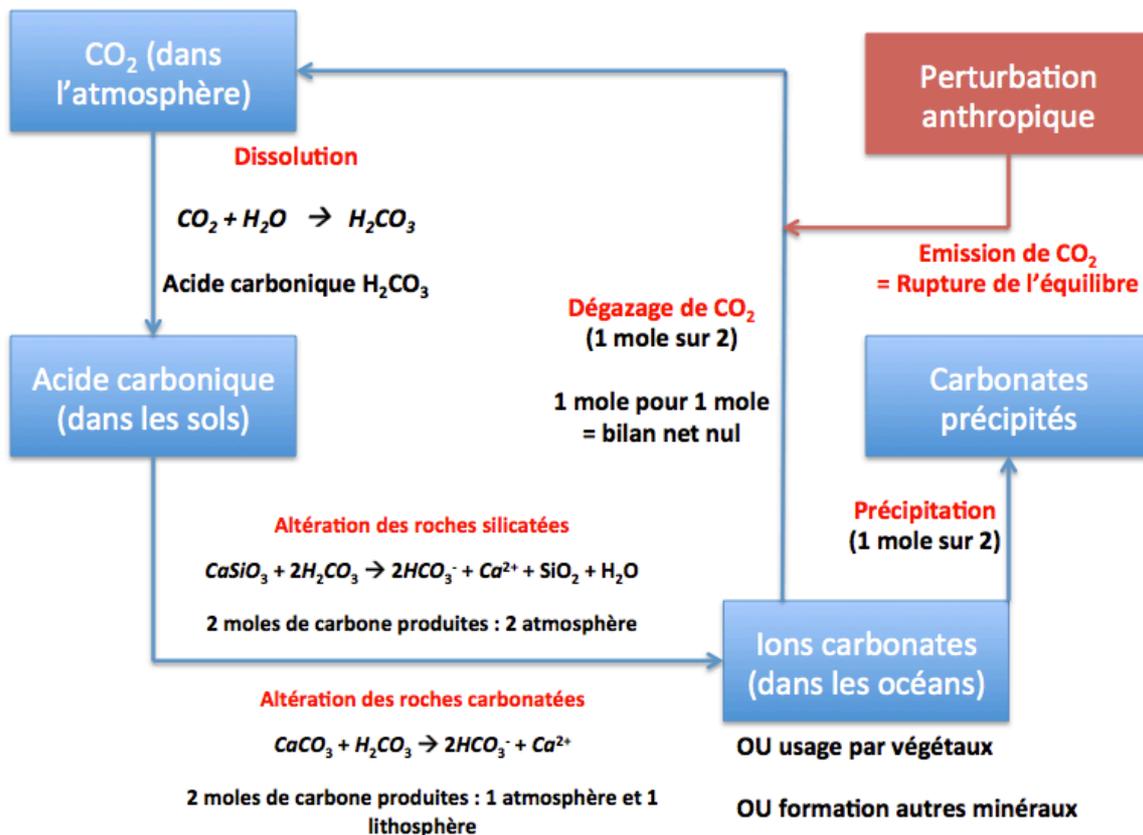


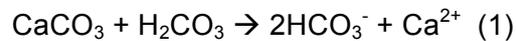
Figure 1 : Représentation simplifiée du cycle long du carbone

Première étape : la dissolution du CO<sub>2</sub> atmosphérique

Le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), présent dans l'atmosphère sous forme gazeuse, se dissout dans l'eau. Cette espèce dissoute, appelée acide carbonique, est souvent écrite sous la forme H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>. Cet acide se forme généralement dans les sols lorsque l'eau qu'ils contiennent entre en contact avec le CO<sub>2</sub> atmosphérique.

Deuxième étape : l'altération chimique des roches carbonatées et silicatées

L'acide carbonique ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ) présent dans le sol va conduire à l'altération des roches silicatées et carbonatées du sol par dissolution des minéraux qui les composent. Par souci de simplicité, seul le cas des roches carbonatées sera mentionné ici. L'équation ci-après donne un exemple d'altération chimique d'une roche carbonatée.



L'altération d'une roche carbonatée conduit à la production de deux moles de carbone : l'une provenant de la roche altérée, l'autre provenant de l'acide carbonique, soit originellement de l'atmosphère. Des ions bicarbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ) sont alors formés et une partie d'entre eux est acheminée jusqu'aux océans par les écoulements de surface ou le drainage.

Troisième étape : la précipitation des carbonates et le dégagement de  $\text{CO}_2$

Au sein des océans, du fait de nouvelles conditions physico-chimiques (notamment pH et alcalinité), les ions carbonates précipitent suivant l'équation inverse de leur dissolution. Cependant, pour deux moles de carbone impliquées dans ces réactions de précipitation, l'une contribue à la formation du précipité, et demeure donc dans les océans sous forme solide, mais l'autre est dégagée sous forme de  $\text{CO}_2$  dissous (cf. *Equation 1*). Ultimement, cette mole de  $\text{CO}_2$  dissous repassera sous forme gazeuse pour rejoindre l'atmosphère.

Le cycle est ainsi bouclé et correspond à un bilan en carbone nul. Pour une mole de carbone atmosphérique initialement dissoute, une mole de carbone est finalement dégagée des océans vers l'atmosphère. Toutefois, les émissions de  $\text{CO}_2$  gazeux d'origine anthropique ont tendance à influencer le rythme de ce cycle. L'émission de dioxyde de carbone dans l'atmosphère est aujourd'hui majoritairement d'origine anthropique. En effet, les émissions de  $\text{CO}_2$  imputables aux activités humaines sont plus élevées que celles émises par les végétaux et les sols (Beaulieu, 2011). La conséquence directe de cette hausse des émissions de  $\text{CO}_2$  est une accélération du cycle du carbone. Il est possible d'envisager les conséquences des activités humaines sur ce cycle d'un point de vue qualitatif. Cependant, il est plus difficile de les déterminer d'un point de vue quantitatif à l'échelle humaine.

## 2. La silice biogène : son implication dans le cycle biogéochimique du silicium

### **Définitions : silice biogène et phytolithes**

La silice biogène correspond, dans le cadre de ce stage, au silicium d'origine organique qui se trouve sous différentes formes dans la solution du sol ou dans la décharge à l'exutoire à différentes étapes du cycle biogéochimique du silicium. Elle provient en majorité du compartiment végétal, qui fournit du silicium soluble à la solution du sol via la dégradation de la litière et la dissolution des phytolithes. De façon générale, les phytolithes représentent la majeure partie de la silice biogène puisque leurs produits de dissolution la constituent jusqu'à 90%, tant dans les solutions de sol que dans les eaux (Cary *et al*, 2005).

Un phytolithe est une particule de silice biogène hydratée qui se forme dans des circonstances bien particulières. Les phytolithes se forment par précipitation au sein des plantes, et plus précisément dans les espaces intercellulaires des plantes. Lorsque de la silice n'est pas incorporée au sol sous forme dissoute, elle peut être absorbée par les racines des plantes et précipiter dans leurs tissus. Lors de la chute de la litière, ces phytolithes se dégradent (cf. Annexe n°1) selon des modes de dissolution variés (Frayse *et al*, 2006 ; Fraysse *et al*, 2009). Le silicium issu de la dissolution des phytolithes peut dès lors être remobilisé pour d'autres processus biogéochimiques (cf. *Figure 2*).

## **Des démarches expérimentales démontrant l'importance de la silice biogène**

En 1983, Bartoli conduit, sur deux écosystèmes forestiers des Vosges, une étude portant sur le cycle biogéochimique du silicium (cf. Annexe n°2a). L'objectif était de réaliser des bilans quantitatifs des flux de silicium résultant de ce cycle à l'échelle de la parcelle et de comparer les résultats entre un écosystème de feuillus et un écosystème de conifères. Le travail de Bartoli aboutit à la conclusion selon laquelle 85% du silicium soluble des forêts de feuillus décidus est d'origine biogène (contre 15% pour les forêts de conifères). A cette époque, peu d'études s'étaient penchées sur la question de la silice biogène, ou même sur celle de l'aspect biologique du cycle du silicium. En effet, seul le silicium d'origine minérale, issu des processus d'altération chimique, était réellement étudié vis-à-vis de ce cycle et la question de la silice biogène n'avait été abordée que par peu d'études (Bartoli & Souchier, 1978 ; Bartoli, 1983 ; Alexandre *et al*, 1997 ; Conley, 2002 ; Street-Perrott and Barker, 2008). L'étude de Bartoli prouve l'importance de la silice biogène au sein du cycle biogéochimique du silicium.

En 1997, Alexandre *et al*. conduisent, au sein d'une forêt tropicale du Congo, une expérience visant à étudier l'apport des phytolithes dans les flux de silicium (cf. Annexe n°2b). En reprenant la démarche de Bartoli, ils parviennent à conforter ses conclusions et mettent en exergue l'impact de la végétation sur le cycle biogéochimique du silicium. Ils prouvent notamment l'importance des phytolithes en mettant en évidence le rôle qu'ils jouent dans la satisfaction de la demande des végétaux en silicium. Toutefois, ces phénomènes sont variables suivant la nature des écosystèmes considérés. Avec l'étude de Bartoli, l'étude d'Alexandre *et al*. confirme la nécessité de prendre en compte les flux de silice biogène dans l'évaluation du cycle biogéochimique du silicium.

## **Le cycle biogéochimique du silicium**

Ce paragraphe a pour but de présenter le cycle de la silice tel qu'il peut être envisagé à l'échelle continentale, c'est-à-dire de façon analogue au cycle long du carbone, en incluant la notion de silice biogène. Le schéma ci-après (cf. *Figure 2*) propose une représentation de ce cycle long du silicium (Meunier, 2003).

Le silicium soluble présent dans la solution du sol est prélevé par les plantes qui ont en besoin en tant que nutriments. Comme vu précédemment, une partie de ce silicium précipite au sein de la plante sous forme de phytolithes. Une partie du silicium est stocké dans la plante et le reste retombe au sol selon les processus biologiques de la plante. Ce qui n'est pas directement lessivé par les écoulements de surface repart dans la solution du sol. Les phytolithes peuvent migrer en plus ou moins grande quantité vers les horizons de sol les plus profonds ou être dissous (processus dépendant de la nature de l'écosystème étudié). Le silicium libéré peut être repris par les plantes, transféré vers les océans ou être mobilisé pour la précipitation de minéraux secondaires, eux-mêmes potentiellement altérables suivant les mêmes processus. Parallèlement à ce cycle de la silice biogène, les minéraux silicatés sont eux aussi altérés et le silicium soluble qui résulte de cette altération peut suivre un chemin similaire à celui de la silice biogène, à savoir être transporté ou être mobilisé par la végétation ou des réactions de précipitation de minéraux secondaires.

La proportion de silice d'origine biogène dans le cycle du silicium peut être très élevée mais dépend très fortement de la nature de l'écosystème considéré (cf. Annexe n°2). Ainsi, au sein d'un écosystème forestier à feuilles caduques, la proportion de silice biogène en solution dans les eaux du sol est évaluée à 85% (Bartoli, 1983). De la même façon, les conditions de précipitation, de migration et de dissolution des phytolithes peuvent varier de façon significative avec les écosystèmes. Par ailleurs, lorsque la vitesse de migration des phytolithes est plus importante que leur vitesse de dissolution, un puits de silice biogène peut se former dans le sol (Meunier *et al*, 1999). Ce phénomène est favorisé dans les écosystèmes marqués par la présence de plantes hyper-accumulatrices de silicium et de roches-mères très siliceuses et rapidement altérables. Dans ce cas, il est possible pour les

végétaux de mobiliser du silicium en un temps suffisamment court pour ne pas avoir besoin de dissoudre beaucoup de phytolithes, qui sont de plus produits en nombre conséquent. Cette même étude a par ailleurs montré que les incendies ont un impact sur le cycle biogéochimique du silicium puisqu'ils constituent une cause possible de l'existence d'un puits de silice biogène dans les sols.

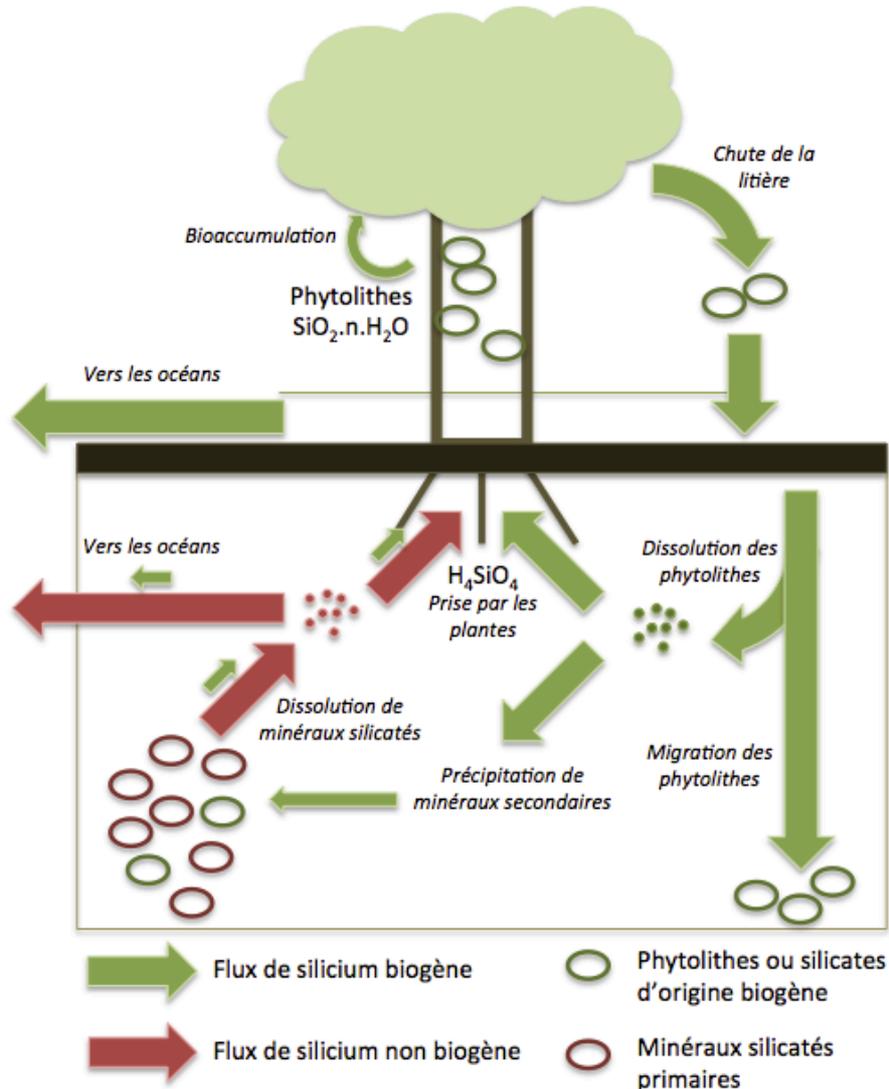


Figure 2 : Cycle simplifié du silicium avec distinction de la silice biogène

De plus, il convient de noter que la silice recyclée par les plantes s'altère plus vite dans les sols que les autres formes siliceuses qui y sont présentes (Lucas, 2001). L'impact de la végétation sur les flux de silicium exportés, c'est-à-dire les flux de silicium mesurés dans les eaux en sortie des parcelles étudiées, est significatif. En effet, des études quantitatives ont démontré que les flux de silicium exportés issus de parcelles végétalisées peuvent être deux fois (plagioclases) à dix fois (pyroxènes) plus importants que ceux issus de parcelles dépourvues de végétation (Moulton, 2000).

## C. Altération chimique et végétation

### 1. L'altération chimique des surfaces continentales

Bien que certains points inhérents à l'altération chimique des surfaces continentales aient déjà été abordés dans les parties précédentes, il convient ici de revenir plus en détail sur ce processus. L'altération est un processus chimique, qui peut être influencé par diverses conditions physiques, climatiques, lithologiques, ou biologiques. Des réactions de dissolution ont lieu dans le sol suivant l'axe vertical, détruisant peu à peu les minéraux primaires pour donner des éléments en solution qui pourront notamment participer à la formation de minéraux secondaires.

#### ***Les facteurs influençant l'altération chimique***

L'un des facteurs principaux qui influencent les processus d'altération chimique est le climat (Beaulieu, 2011). L'altération chimique est corrélée positivement avec la température et les taux de précipitations. Plusieurs formules empiriques ont d'ailleurs été proposées à ce sujet. L'altitude, du fait de son impact sur la température, mais aussi sur d'autres paramètres physiques, semble influencer les phénomènes d'altération chimique. Un deuxième paramètre important est l'érosion, un phénomène physique qui est en partie responsable des phénomènes d'altération mais qui ne saurait en être l'unique explication. En fait, l'alternance gel/dégel, ainsi que des modifications topographiques, fracturent la roche et augmentent la surface d'exposition des minéraux, d'où une altération chimique accrue. Plusieurs relations de type puissance ont pu être établies à ce propos. La lithologie, c'est-à-dire la composition des minéraux, influence également leur altération (Bluth and Kump, 1994 ; Oliva, 2003). L'hydrologie de l'écosystème étudié, via des régimes d'écoulement et de drainage différenciés, notamment selon les périodes de l'année, affecte également l'altération des minéraux. D'autres facteurs influençant l'altération chimique peuvent être évoqués (Ackerer, 2017). En effet, les réactions d'altération ne dépendent pas que de paramètres liés à la thermodynamique, mais aussi de paramètres cinétiques. Ainsi, la réaction d'altération d'un minéral peut être plus ou moins affectée par sa cinétique et par le temps qui s'écoule avant qu'il soit lessivé (on appelle cela le contrôle cinétique).

#### ***Perturbation de l'altération chimique par les activités anthropiques***

Il est globalement assez ardu de déterminer comment le changement climatique et, plus généralement, l'intensification des activités anthropiques peuvent affecter les phénomènes d'altération chimique, surtout à grande échelle. La généralisation de pratiques agricoles telles que l'usage de fertilisants conduit à une accélération du rythme de l'altération des surfaces continentales (Beaulieu, 2011). En effet, ces pratiques influent sur la chimie et l'hydrologie des écosystèmes et donc à terme sur la dissolution des minéraux. De même, les changements d'occupation des terres affectent les flux de carbone échangés entre la biosphère et l'atmosphère.

De plus, le changement climatique, en modifiant température, végétation et régime hydrologique, va affecter l'altération dans des proportions encore mal connues. L'intervention de multiples paramètres dans les phénomènes d'altération (précipitations, température, végétation, érosion physique, etc.) rend difficile l'établissement de lois et de modèles satisfaisants pour évaluer l'évolution de ces phénomènes. De récentes études ont exploré la réponse de l'altération chimique face au changement climatique (Beaulieu, 2010 ; 2012).

## 2. Les liens entre altération chimique et végétation

La végétation affecte les phénomènes d'altération chimique. Ceci est visible à toutes les échelles, tant à l'échelle du minéral qu'à l'échelle du bassin versant ou même du continent (Beaulieu, 2011). L'impact de la végétation sur l'altération se justifie via plusieurs processus. Tout d'abord, les plantes agissent directement sur le pH du sol en y libérant des ions hydroxydes ou des protons (cf. *Figure 3*). De plus, la plante prélève des cations dans le sol en guise de nutriments (Ca, Mg, K, etc.) et la plupart de ces cations sont dits basiques. En échange, la plante libère des cations acides dans le sol, comme  $Al^{3+}$  par exemple et des acides organiques (Tyler and Ström, 1995 ; Beaulieu, 2011). De plus, les micro-organismes présents dans le sol voient leur activité s'intensifier sous l'influence des composants organiques libérés par les plantes. Ces organismes participent à la dégradation de la matière organique et émettent du  $CO_2$ . Une partie de ce  $CO_2$  va passer sous forme dissoute dans la solution du sol et va donc contribuer à l'acidification des sols. L'augmentation de l'acidité des sols va conduire à une substitution des cations par des protons ( $H^+$ ) à la surface des minéraux (cf. *Figure 4*) favorisant ainsi l'altération chimique des roches.

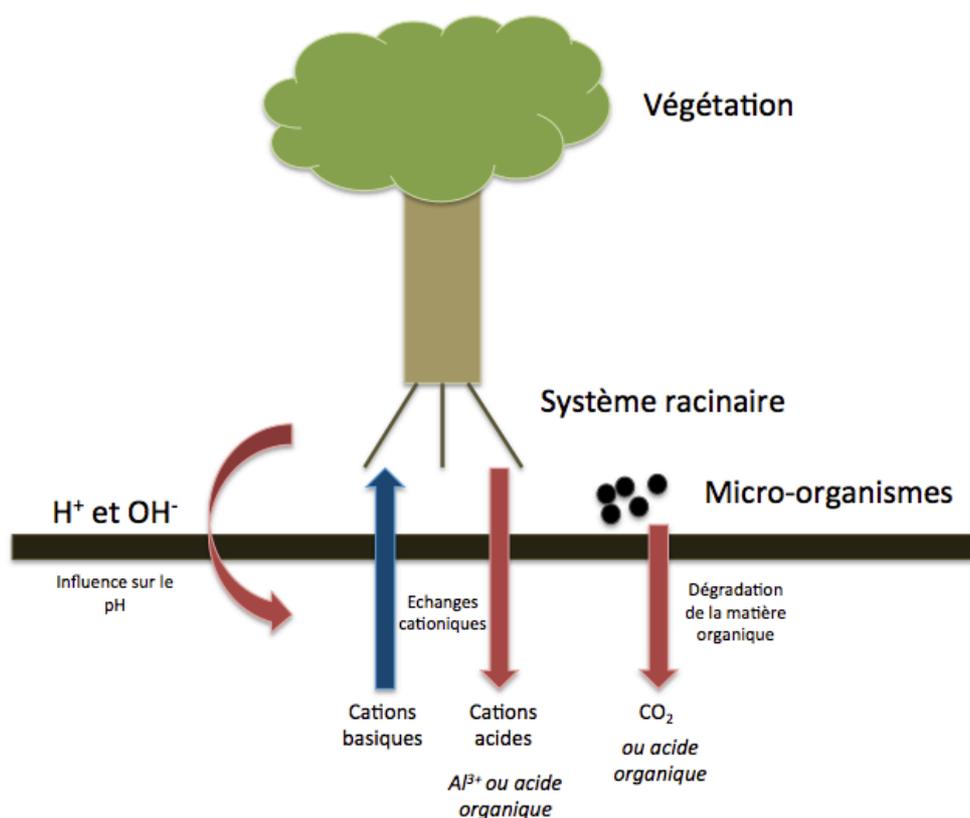


Figure 3 : Echanges cationiques principaux entre le sol et la végétation

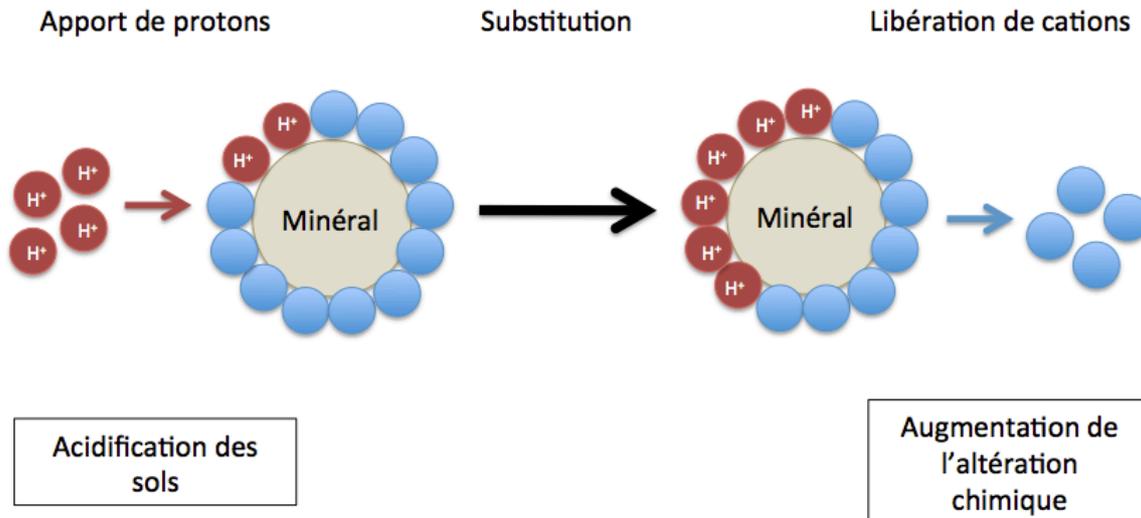


Figure 4 : Impact de l'acidification des sols sur l'altération des minéraux

Les relations entre altération chimique et végétation ont été explorées à travers différentes études, s'appuyant sur des outils numériques ou des expérimentations. Certaines simulations ont pu mettre en évidence l'impact de la végétation sur l'altération chimique via des modifications du régime hydrologique à l'échelle des continents. En effet, Roelandt *et al.* (2010), ont réalisé une série de simulations sur le bassin versant de l'Orénoque (Amérique du Sud) grâce à un modèle numérique d'altération des surfaces continentales (B-WITCH) et ont montré qu'en l'absence totale de végétation, les flux de cations arrivant à l'océan augmentaient de 80%. En effet, l'absence d'évapotranspiration conduit à un drainage accru au sein du profil d'altération du sol, ce qui facilite les processus d'altération. L'altération est donc fortement favorisée par l'absence de végétation, et ce même en considérant que l'absence de végétation dans le modèle diminue nettement l'acidification des sols. Roelandt *et al.* en déduisent que la végétation contrôle les flux de cations via son impact sur l'hydrologie du sol. Cependant, ces simulations ne prennent pas en compte l'accroissement de l'érosion physique et la diminution des précipitations, ce qui pourrait entraîner une modification importante du couvert végétal. La relation entre altération et végétation reste encore à explorer.

Par ailleurs, une autre étude a pu mettre en évidence que les plantes, en liant les particules fines du sol via leur système racinaire, peuvent augmenter considérablement le taux d'altération dans les zones sujettes à une forte érosion physique (Drever, 1994). A l'inverse, et sur de longues périodes, ces liaisons des particules par les plantes peuvent réduire l'altération chimique en isolant les minéraux non altérés de l'eau météorique. Le comportement de la végétation vis-à-vis des particules du sol dépend pour beaucoup de la nature initiale du substrat rocheux. De plus, la végétation peut avoir un effet indirect sur l'altération en modifiant la répartition locale des précipitations. Cet effet indirect peut être aussi important que les effets directs.

## II. Outils et méthodes

### A. Présentation du site d'étude : le bassin versant du Strengbach

Le bassin versant du Strengbach est un bassin versant granitique et forestier situé sur le versant Est des Vosges (Nord-Est de la France) à 58 kilomètres au Sud-Ouest de Strasbourg (Goddéris *et al.* 2006 ; Beaulieu *et al.* 2016 ; Pierret *et al.*, 2019). Sa superficie est de 80 hectares, soit moins d'un kilomètre carré. Le site est un lieu suivi depuis 1986 pour l'étude de nombreux processus hydrogéochimiques. L'altitude y varie de 883 m à l'exutoire à 1146 m à la ligne de partage des eaux. Les pentes y sont globalement assez raides, avec une valeur moyenne à 15% et une valeur maximale autour de 30%. Le climat du bassin versant est océanique montagnoux et dominé par des vents d'Ouest. Les températures moyennes mensuelles de l'air sont comprises entre -2 et 14 °C avec une moyenne de 6°C sur l'ensemble de la période 1986-2012 (Beaulieu *et al.* 2016 ; Observatoire hydrogéochimique de l'environnement, données OHGE). Les précipitations moyennes annuelles depuis le début du suivi sont de l'ordre de 1370 mm. Elles sont marquées par de fortes variations interannuelles (de 893 à 1713 mm). Le débit moyen annuel est de 814 mm à l'exutoire et se caractérise lui aussi par de fortes variabilités interannuelles allant de 494 à 1132 mm/an (Pierret *et al.*, 2018). Les débits les plus élevés correspondent généralement à la période froide et sont à mettre en corrélation avec la fonte des neiges (données OHGE) tandis que les débits les plus faibles sont observés à la fin de l'été.

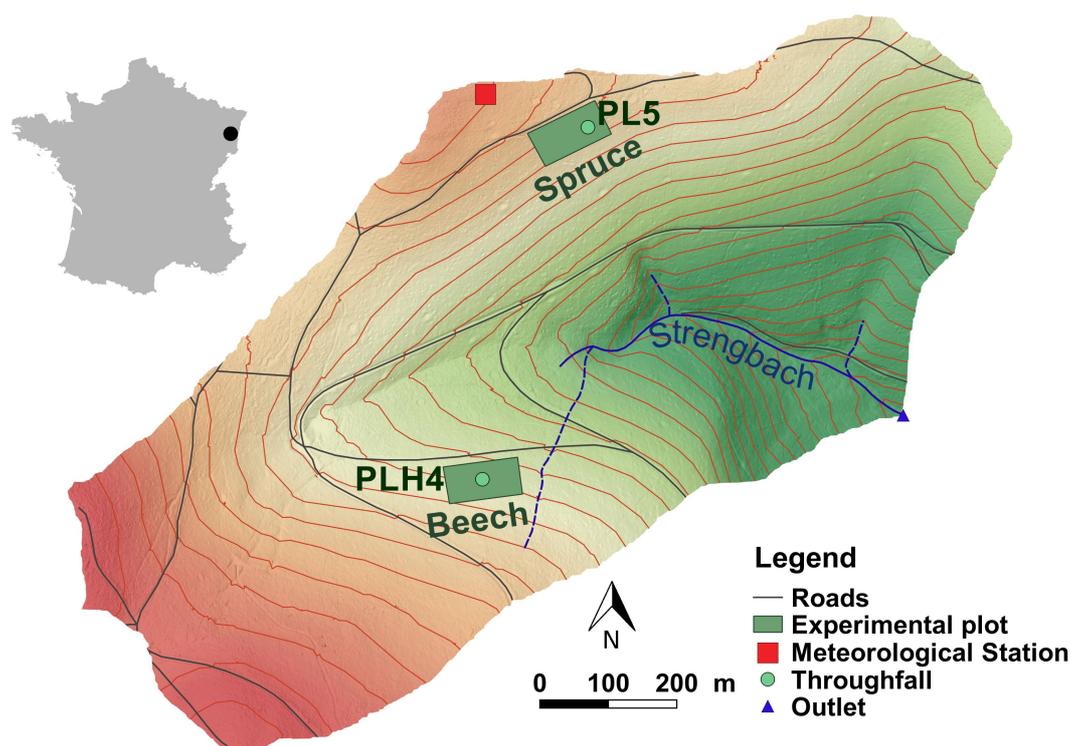


Figure 5 : Localisation et carte du bassin versant du Strengbach

La forêt qui couvre le bassin versant se distingue en deux peuplements. Un peuplement de hêtres de 130 ans (appelé HP) couvre 20% de la surface du site et se situe sur son flanc nord. Un peuplement d'épicéas de 80 ans (appelé VP) couvre les 80% restants du bassin versant. Le substrat rocheux est un granite hercynien altéré par hydrothermalisme ( $332 \pm 2$

Ma) en contact avec du gneiss sur le versant Nord (Boutin *et al.*, 1995). La forte porosité du substrat rocheux et la présence de pentes très raides induisent un effet gravitaire majeur sur le régime hydrologique du site. En cela, les précipitations sont supposées s'infiltrer verticalement et directement dans les sols, sans générer de ruissellement de surface significatif, et donc sans générer d'érosion physique importante. Ainsi, on ne modélise usuellement que les flux d'eau verticaux sur le bassin versant du Strengbach, et pas les flux d'eau horizontaux (Goddéris *et al.* 2006). De la même façon, l'érosion physique est négligeable dans la quantification des processus d'altération chimique à l'échelle de ce bassin versant. Deux parcelles, situées chacune sous un couvert forestier différent, sont suivies depuis 1987. Les compositions chimiques des solutions de sol sont analysées à 5 cm et 60 cm de profondeur sous les épicéas et à 10 cm et 70 cm de profondeur sous les hêtres. Des chroniques sont disponibles sur les périodes 1992 – 1995, 1997 – 1998 et depuis 2004 (Prunier *et al.*, 2015). Ces concentrations pourront par la suite être comparées aux résultats des simulations.

## B. Le modèle LPJ

Le modèle LPJ (Lund-Potsdam-Jena) est un modèle de végétation dynamique global. Il est introduit succinctement dans cette partie puisque, bien qu'aucune utilisation spécifique n'en ait été faite, il est à l'origine de certaines données utilisées dans le cadre de ce stage. Il est présenté et discuté en détail dans l'annexe n°3. Son objectif est de représenter les dynamiques de la végétation terrestre et des échanges d'eau et de carbone entre la biosphère et les autres compartiments du système global qu'est la Terre (Sitch *et al.*, 2003). Il est conçu pour modéliser ces phénomènes à large échelle, c'est-à-dire à l'échelle de bassins versants majeurs, voire à l'échelle mondiale. Sa discrétisation spatiale consiste en une grille de maille  $0,5^\circ * 0,5^\circ$  et sa discrétisation verticale consiste en deux couches de sol, illustrées en figure 5. Les modélisations se fondent sur des processus adaptés, notamment biologiques et biogéochimiques. Ces processus sont couplés de façon interactive au sein du modèle. Citons par exemple la compétition pour la ressource, le renouvellement des tissus végétaux, les dynamiques de population, les dynamiques de la matière organique du sol et de la litière ou encore la résistance au feu. Dix types fonctionnels de plantes (PFTs) ont été définis à partir des différences physiologiques, morphologiques, phénologiques ou bioclimatiques des végétaux. Les calculs sont effectués pour un individu type avant d'être élargis à l'ensemble du peuplement.

Les données d'entrée utilisées par le modèle LPJ sont des données météorologiques et des données caractéristiques des sols (latitude, climat, texture du sol, pression en  $\text{CO}_2$ , etc.). Certains de ces paramètres sont définis selon une base journalière alors que d'autres sont définis sur une base annuelle. A partir de ces données, le modèle LPJ est alors en mesure de déterminer plusieurs paramètres qui lui permettront de calculer les flux de carbone liés à la photosynthèse et à la respiration des végétaux. La productivité primaire nette de carbone (NPP) ainsi définie sera allouée aux quatre compartiments des végétaux (feuilles, racine, duramen, aubier) et au réservoir du sol selon les processus propres à chaque PFT. La figure 6 représente le principe général de gestion de ces flux de carbone ramené à l'échelle de l'individu. Dans une volonté de simplification, le compartiment des racines n'a pas été représenté, mais les flux de carbone le concernant sont similaires à ceux décrits pour les autres compartiments du végétal.

Après l'allocation des quantités de carbone aux différents compartiments du modèle, les réserves en eau et en carbone, ainsi que les limites bioclimatiques des différents PFTs, vont conditionner des processus de mortalité et d'établissement des individus, affectant ainsi la densité de population de chaque PFT pour chacune des mailles de calcul. Il se peut donc que le couvert végétal d'une région soit significativement modifié sur le long terme. Les sorties du modèle LPJ sont données au pas de temps mensuel et concernent notamment les flux de carbone : la NPP, distinguée selon les deux couches de sol, et les flux de carbone retournant au sol (chute de la litière). Le modèle LPJ, au vu de sa prise en compte du cycle

de l'eau, peut également fournir des sorties concernant le drainage sur ses deux couches de sol. Cependant, au vu de la faible précision des résultats du modèle LPJ en ce qui concerne l'hydrologie (Gerten *et al*, 2004), un autre modèle, présenté ci-après, sera utilisé pour simuler des données de drainage. Les causes probables de cette imprécision dans la représentation des régimes hydrologiques sont nombreuses (cf. Annexe n°3). Par exemple, pour certains modèles hydrologiques, une résolution spatiale trop faible des données climatiques d'entrée peut être une source majeure de divergence entre les simulations et les observations (Arnell, 1999).

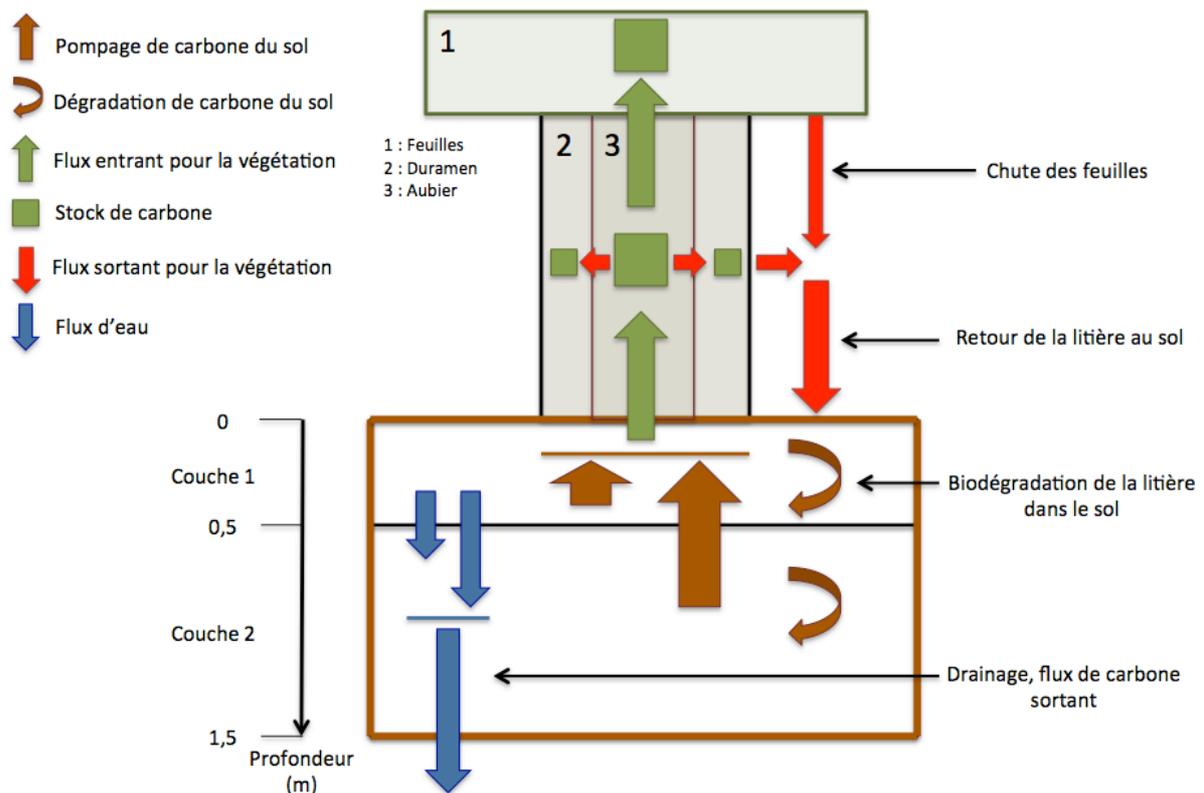


Figure 6 : Schéma des processus d'allocation du carbone par compartiment du modèle LPJ

### C. Le modèle BILJOU

Le modèle BILJOU (pour « bilan journalier ») est un modèle hydrologique développé par l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique). Plus précisément, il est présenté comme étant un modèle de bilan hydrique forestier, développé par l'UMR Ecologie et Ecophysiologie Forestières. Des équations liant des paramètres quantifiables et mesurables ont été mises en place grâce à l'étude de peuplements forestiers variés afin de représenter les différents processus associés à leurs bilans hydriques. Ces équations ont par la suite servi à la création du modèle BILJOU. Le modèle fonctionne au pas de temps journalier et est caractérisé par un sol divisé en cinq couches (contrairement au modèle LPJ qui ne compte que deux couches de sol). Ces cinq couches de sol représentent un total cumulé d'un mètre de profondeur, découpé comme suit : 0 ; 0,05 ; 0,10 ; 0,30 ; 0,60 ; 1.

Le bilan hydrique est réalisé pour un système établi en tenant compte de la totalité des arbres, du houppier au système racinaire, et pour une surface au sol homogène et unitaire (1 m<sup>2</sup> ou 1 ha). Les flux entrants sont calculés à partir des précipitations. Les flux latéraux, liés par exemple au ruissellement, sont négligés. En effet, les flux latéraux entrants sont considérés comme étant égaux aux flux latéraux sortants. Quant aux flux sortants, il

s'agit de l'interception des précipitations (l'eau interceptée par les feuilles qui s'évapore par la suite), de la transpiration des arbres et de la state herbacée, de l'évaporation du sol (la somme de tous ces flux représentant l'évapotranspiration réelle) et du drainage de l'eau par le sol. Ces valeurs de drainage sont données pour chacune des cinq couches de sol du modèle BILJOU. La valeur de drainage de la dernière couche quitte le système et est retirée du modèle. Dans la réalité, elle correspond à la quantité d'eau qui transite vers l'exutoire.

La figure 7 illustre le fonctionnement du modèle BILJOU sur l'une de ses itérations, à savoir sur une boucle journalière. Tout d'abord, de nombreuses grandeurs doivent être calculées. Elles permettent au modèle de déterminer les flux d'eau entre chacun de ses compartiments. Les quantités d'eau sont ensuite ajoutées ou soustraites aux différents compartiments du modèle selon les processus considérés et la dynamique des flux associés. Ces grandeurs sont décrites dans l'annexe n°4, ainsi que le déroulement d'une itération du modèle BILJOU.

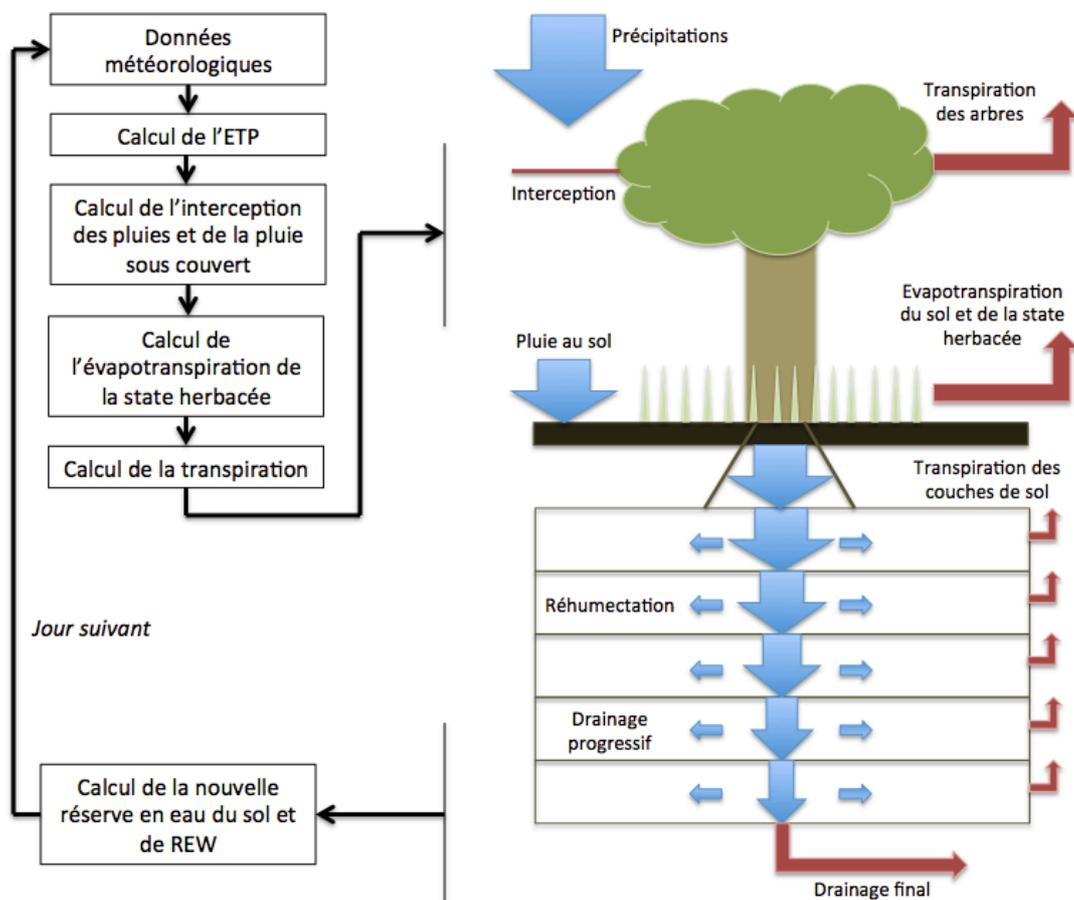


Figure 7 : Schéma du fonctionnement d'une itération du modèle BILJOU

#### D. Le modèle WITCH

Le modèle WITCH (Weathering at The Catchment Scale) est un modèle géochimique qui permet de simuler l'évolution des processus de dissolution et précipitation des minéraux et de la composition chimique des solutions de sol au cours du temps au sein du sol d'un site d'étude donné (Goddéris *et al*, 2006). Il s'agit d'un modèle dit en boîtes, c'est-à-dire qu'il fonctionne via une discrétisation verticale pour laquelle chaque boîte est associée à une couche de sol. Un nombre donné de boîtes est choisi par l'utilisateur pour représenter l'ensemble du profil de sol. Ce nombre de boîtes peut être défini par l'utilisateur suivant la

configuration du site d'étude et les besoins de l'étude. La discrétisation verticale du modèle WITCH tel qu'utilisé au LHyGeS peut aller jusqu'à la distinction de trente-sept horizons de sol d'épaisseur variable. Pour chaque boîte et pour chaque pas de temps, un bilan de matière est effectué par le modèle pour les espèces chimiques dont on désire suivre les flux (cf. *Figure 8*). Ces espèces sont principalement les cations Ca, Mg, K, Na, Al, mais aussi d'autres espèces comme la silice, les phosphates ou les sulfates. Les ions azotés ne sont pas explicitement modélisés et sont considérés comme des pourvoyeurs de protons. Ces bilans sont régis par les équations associées aux cycles de chacun de ces éléments au sein des sites étudiés. De façon générale, l'équation du bilan s'écrit de la façon suivante. Les termes considérés sont exprimés en kmol/m<sup>2</sup>/s, après conversion des valeurs si nécessaire.

$$\frac{dC}{dt} = F_{top} - F_{bottom} + F_{weath} \pm F_{exchange} - F_{prec} \quad (2)$$

C : quantité de matière de l'espèce chimique étudiée

F<sub>top</sub> : flux entrant de l'espèce chimique considérée dans la boîte de sol considérée

F<sub>bottom</sub> : flux sortant de l'espèce chimique considérée dans la boîte de sol considérée

F<sub>weath</sub> : flux entrant lié à la dissolution de minéraux primaires au sein de la boîte

F<sub>exchange</sub> : flux positif ou négatif représentant les échanges cationiques entre la solution du sol et les complexes argilo-humiques

F<sub>prec</sub> : flux sortant lié aux minéraux secondaires qui précipitent au sein de la boîte

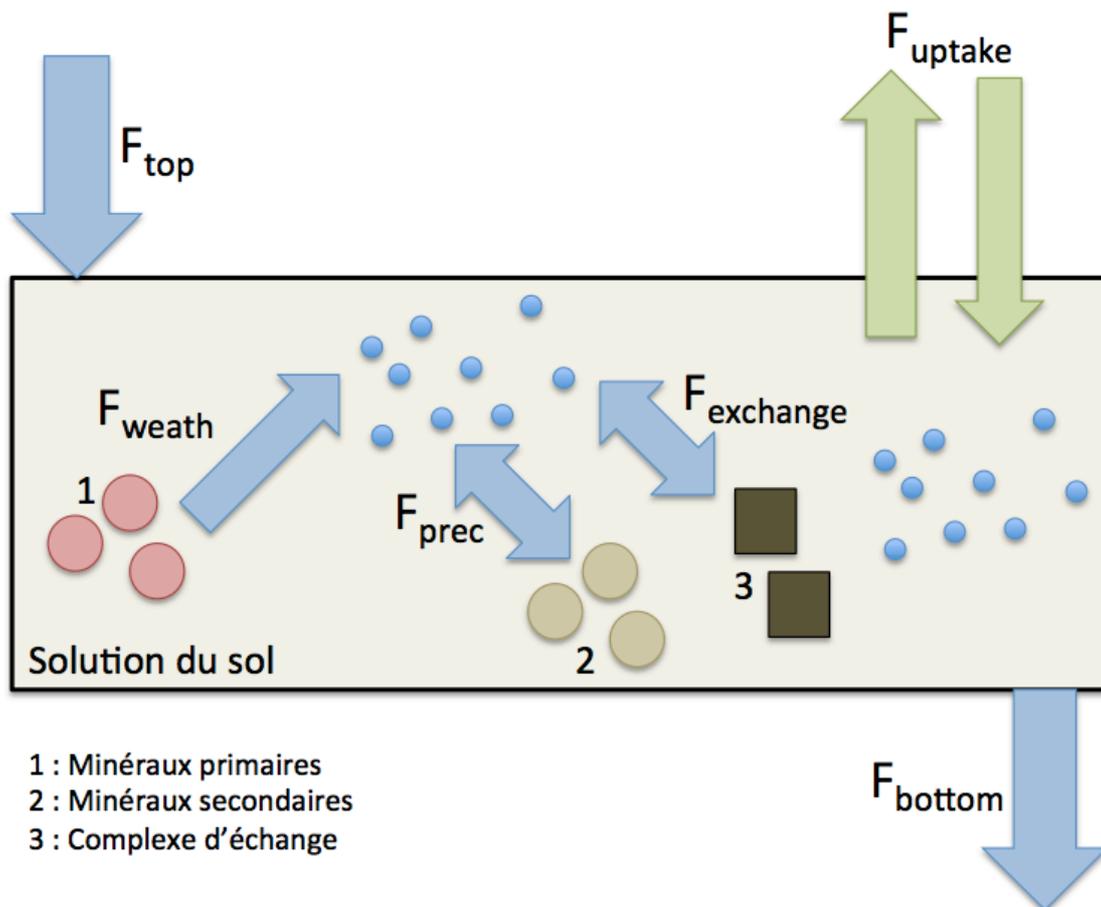


Figure 8 : Schéma d'une boîte du modèle WITCH et des différents flux affectant la solution du sol pour un élément donné

Les flux liés à l'altération chimique ( $F_{weath}$  et  $F_{prec}$ ) sont calculés à partir de la minéralogie du profil de sol étudié, caractérisée par des minéraux primaires (initialement présents, et qui pourront être dissous) et des minéraux secondaires (qui pourront se former, ou être dissous, d'où la double-flèche les caractérisant sur la figure 8). Ces flux sont issus de réactions chimiques suivant des lois thermodynamiques et cinétiques.

La dissolution et la précipitation des minéraux, en particulier, sont décrites via des lois cinétiques (Goddéris *et al*, 2006). Des taux de dissolution sont calculés à partir d'une formule prenant en compte de nombreux paramètres (surface réactive du minéral, énergie d'activation, activité de l'espèce en solution, indice de saturation de la solution, etc.), sachant que le modèle WITCH dispose de lois cinétiques pour trente-et-un minéraux. Si besoin, les réactions entre les espèces en solution sont supposées être instantanées. La dissolution ou la précipitation se produisent selon que la valeur du taux est positive ou négative. Il convient de faire remarquer que le modèle WITCH n'inclut pas de modèle de nucléation, le taux de dissolution est donc considéré comme étant proportionnel à la surface réactive du minéral. Cette dernière est calculée pour chaque couche de sol en fonction de l'abondance du minéral en question et de la texture du sol. La conséquence directe de cette hypothèse de calcul est que le modèle ne permettra de précipiter qu'aux minéraux déjà présents dans le sol. Dans le cas du bassin versant du Strengbach, et dans le cadre de ce stage, cette approximation est raisonnable compte-tenu de la durée maximale pour laquelle s'opèrent les simulations, à savoir vingt-cinq ans.

Le flux lié au complexe d'échange argilo-humique ( $F_{exchange}$ ) concerne les espèces suivantes : le calcium, (Ca), le magnésium (Mg), le potassium (K) et l'aluminium (Al). Au sein du modèle WITCH, il est régi par quatre équations additionnelles. Elles ont pour objectif de représenter la fraction des sites qu'occupent chacune de ces quatre espèces chimiques à la surface des complexes d'échange. Ces équations correspondent elles aussi à des bilans de matière qui dépendent de la concentration de ces cations dans la solution du sol et de la surface du complexe d'échange. Le sodium (Na) bien que pris en compte par le modèle, ne sont pas concernés par ce flux d'échange.

L'équation (2) peut être utilisée lorsque que le modèle WITCH est uniquement orienté vers l'étude de l'altération chimique des sols. Cependant, dans le modèle WITCH, un autre flux peut être pris en compte, un flux lié à la végétation (Beaulieu, 2011). Le bilan de matière s'écrit alors selon l'équation (3).

$$\frac{dC}{dt} = F_{top} - F_{bottom} + F_{weath} \pm F_{exchange} - F_{prec} + F_{uptake} \quad (3)$$

$F_{uptake}$  : flux négatif (prise d'espèce chimique par la végétation dans la solution du sol) ou positif (libération d'espèce chimique) lié à l'influence de la végétation sur le cycle de l'espèce chimique considérée.

Le flux  $F_{uptake}$ , qui représente les échanges de carbone et des autres éléments chimiques entre la végétation et le sol, est calculé pour chacune des espèces chimiques considérées à partir de deux valeurs clés (Beaulieu, 2011). Le premier terme est la valeur de la NPP, comptée négativement car captée par la végétation, et le second est la quantité de carbone retournant dans le réservoir du sol, comptée positivement car relâchée par la végétation. Ces deux valeurs sont issues des sorties du modèle LPJ. Ces deux termes sont par ailleurs pondérés par des valeurs tabulées concernant les rapports entre le carbone et les autres éléments chimiques dans les eaux naturelles (Drever, 1997). Le modèle LPJ distingue ces quantités, initialement déterminées pour un pas de temps mensuel, selon ses deux couches de sol. Pour chacun des éléments considérés, il revient à l'utilisateur du modèle WITCH de répartir ces quantités sur l'axe vertical en tenant compte de la discrétisation verticale du sol et des mécanismes connus des cycles biologiques associés. Ce schéma d'action de la végétation sur la solution du sol est appliqué à la plupart des cations majeurs considérés par le modèle WITCH, mais pas au silicium.

## E. Mise en place des différents outils

### 1. Les données de forçage des modèles et les données de terrain

#### **Les données de forçage des modèles LPJ et BILJOU**

Les données d'entrée nécessaires au modèle LPJ dans le cas du bassin versant du Strengbach sont au nombre de quatre et sont renseignées au pas de temps mensuel : les précipitations, la température de l'air, la pression en CO<sub>2</sub> et le nombre de jours de pluie dans le mois considéré. Les différentes données utilisées proviennent de mesures réalisées sur le site, à partir de 1987, ou d'une base de données mondiale : le CRU-ST (Climate Research Unit, University of East Anglia) pour des valeurs allant de 1901 à 1987. Ces données sont nécessaires à l'initialisation du modèle, lorsque l'objectif est de générer un couvert végétal stable à partir d'un sol nu et des données d'entrée. Pour le bassin versant du Strengbach, cette initialisation a besoin de vingt à trente ans pour s'effectuer. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle les simulations du modèle LPJ sont conduites sur cent ans : avoir la certitude d'obtenir un couvert végétal stable et représentatif de la zone d'étude. Dans le cadre de ce stage, les simulations du modèle WITCH sont effectuées entre 1987 et 2011, soit vingt-cinq ans. Pour cette période, toutes les données d'entrée utilisées pour le modèle LPJ proviennent de mesures effectuées sur le terrain, exceptée la pression en CO<sub>2</sub> de l'air, qui demeure extraite de la base de données CRU-ST. Deux simulations sont effectuées avec le modèle LPJ pour représenter le couvert végétal du bassin versant du Strengbach : une simulation pour les hêtres (HP) et une simulation pour les épicéas (VP).

Quant au modèle BILJOU, les données d'entrée nécessaires sont similaires à celles du modèle LPJ. Il s'agit de données météorologiques telles que la température de l'air, le volume des précipitations, la vitesse du vent, le rayonnement global et la pression de vapeur saturante de l'air. Ces grandeurs sont relevées sur le site depuis 1987 par l'intermédiaire d'une station météorologique placée sur un point haut et effectuant des mesures avec un pas de temps de dix minutes. Cependant, d'autres grandeurs, comme le couvert nuageux, sont là encore obtenues grâce à la base de données CRU-ST. Les données relevées sont ramenées à un pas de temps journalier pour pouvoir être utilisées par le modèle BILJOU.

#### **Les données de forçage du modèle WITCH et les paramètres in-situ**

Le modèle WITCH étant un modèle d'altération chimique, il nécessite des données d'entrée telles que la composition minéralogique du sol, la composition chimique des pluvio- lessivats mais aussi de certaines données météorologiques relevées *in-situ* comme le volume des précipitations et la température de l'air. Les autres données utilisées sont la composition chimique et la teneur en eau initiales des différentes couches de sol, ainsi que les flux d'eau et de carbone qui y ont lieu. Les équations implémentées dans le modèle WITCH permettent alors de donner, pour chaque pas de temps, la concentration et les flux des espèces chimiques étudiées.

Dans le cas du silicium, et puisque l'objectif de ce stage est d'implémenter dans le modèle WITCH des équations lui permettant de tenir compte des flux de silice biogène, il est nécessaire de concevoir de nouveaux paramètres pour caractériser ces flux. Sur le modèle du flux  $F_{\text{uptake}}$  déjà défini pour la plupart des cations majeurs, il est nécessaire de mettre en place des équations permettant de représenter les flux de pompage et de retour au sol de la silice biogène. Si le terme lié au pompage peut être construit d'une façon similaire à celle déjà en place pour les autres espèces chimiques, le terme lié au retour au sol, quant à lui, doit être conçu de manière à prendre en compte les spécificités propres à la silice biogène. En effet, pour rappel, les phytolithes, des particules de silice hydratée se formant au sein des végétaux, représentent une part non négligeable de la silice biogène retournant au sol et

sont caractérisés par des mécanismes de dissolution particuliers (cf. Annexe n°1). Par ailleurs, il faut aussi tenir compte du silicium dissous apporté par la dégradation de la litière. L'approche développée dans le cadre de ce stage consiste à considérer la dissolution du silicium présent dans la litière et la dissolution des phytolithes comme étant analogues à celle d'un minéral, c'est-à-dire comme étant régies par une équation de la forme de l'équation (4).

$$r = A_0 * e^{-\frac{E_a}{R*T}} * (10^{-pH})^n \quad (4)$$

- r      taux de dissolution (kmol/g/s)
- A<sub>0</sub>    facteur de dégradation (kmol/g/s)
- E<sub>a</sub>    énergie d'activation (J/mol)
- R      constante des gaz parfaits (J/K/mol)
- T      température (K)
- n      indice puissance (1)

Les équations de dissolution telles que réellement mises en place dans le modèle seront abordées ultérieurement. Néanmoins, il convient de décrire ici les paramètres qui devront nécessairement être définis dans le modèle au préalable. En effet, si la température et le pH sont des grandeurs recalculées par le modèle pour chaque pas de temps, trois paramètres présentés dans l'équation (4) sont des constantes qui doivent être renseignées par l'utilisateur : le facteur de dégradation A<sub>0</sub>, l'énergie d'activation et le coefficient n. Pour ces paramètres, il est fait une distinction entre le type de peuplement (VP ou HP) et entre le type de libération de silice (dégradation de litière ou dissolution de phytolithes). Il est à noter que la constante des gaz parfaits est connue (8,315 J/K/mol), renseignée dans le modèle et, par nature, indépendante du type de peuplement et du type de libération de silice. Les paramètres renseignés doivent représenter au mieux les processus du bassin versant du Strengbach, c'est pourquoi des prélèvements de litière ont été réalisés sur le terrain pour les parcelles VP et HP. Le Laboratoire Interdisciplinaire des Environnements Continentaux (LIEC) a ainsi été en mesure de fournir des valeurs pour les paramètres A<sub>0</sub>, E<sub>a</sub> et n. Des analyses menées au LIEC ont par ailleurs permis de déterminer la proportion de phytolithes dans les échantillons de litière récoltés *in-situ*. Cette dernière information est essentielle dans l'implémentation des équations dans le modèle. En effet, il est nécessaire de pouvoir séparer les deux flux de retour au sol, c'est-à-dire dégradation de litière et dissolution de phytolithes, afin de pouvoir juger de leur importance relative dans le cycle biogéochimique du silicium. Le tableau 1, ci-après, présente les valeurs retenues pour ces différents paramètres.

	VP		HP	
	Litière	Phytolithes	Litière	Phytolithes
<b>n</b>	-0,1344			
<b>Ea (J/mol)</b>	52 600			
<b>% phytolithes</b>	2,9		1,9	
<b>A<sub>0</sub> (kmol/g/s)</b>	3,74 e-6	7,35 e-5	2,95 e-6	1,05 e-4

Tableau 1 : Paramètres retenus pour la modélisation des flux de silicium retournant au sol

## 2. Combinaison des modèles LPJ, BILJOU et WITCH

Dans le cadre de ce stage, le modèle WITCH utilise les sorties du modèle LPJ en ce qui concerne les données relatives au cycle du carbone et les sorties du modèle BILJOU en ce qui concerne les données relatives au cycle de l'eau, et plus particulièrement au drainage et aux teneurs en eau dans les différents horizons de sol. En effet, comme évoqué précédemment, la question de la précision des calculs relatifs à l'hydrologie du système se pose pour le modèle LPJ (Gerten *et al*, 2004). Cette précision parfois peu satisfaisante vient de la discrétisation verticale du modèle LPJ qui ne considère que deux horizons de sol différents (une couche de sol allant de 0 à 0,5 m de profondeur et une autre allant de 0,5 à 1,5 m de profondeur ; Beaulieu *et al*, 2016). Si cette structure peut se révéler satisfaisante à grande échelle, elle est jugée insuffisante pour représenter le régime hydrologique d'un site d'une superficie aussi réduite que le bassin versant du Strengbach. De plus, cette discrétisation verticale ne peut pas être facilement modifiée puisque les équations fondamentales du modèle LPJ ont été calibrées suivant un découpage du sol en deux couches. Ainsi, utiliser les sorties du modèle LPJ en ce qui concerne les bilans hydriques peut mener une représentation trop imprécise du cycle de l'eau au sein des petits bassins versants. Pour pallier cet inconvénient, le cycle de l'eau du bassin versant du Strengbach est modélisé à l'aide du modèle BILJOU, qui considère cinq couches de sol. Cette structure plus fine lui permet notamment de distinguer cinq états de saturation en eau du sol (cf. Annexe n°4). Les sorties des modèles LPJ et BILJOU, sont utilisées comme données d'entrée pour le modèle WITCH. Toutefois, les modèles LPJ, BILJOU et WITCH ne considèrent pas forcément des couches de sol identiques en nombre ou en épaisseur. Il est donc nécessaire d'interpoler les différentes données issues des simulations de LPJ et de BILJOU pour permettre leur usage par le modèle WITCH (état de saturation en eau du sol, drainage, etc.). Ces interpolations ne sont pas forcément linéaires, puisque les horizons de sol ne sont pas forcément homogènes entre eux. Elles peuvent être ajustées selon les caractéristiques propres à la minéralogie et à l'hétérogénéité du profil de sol considéré.

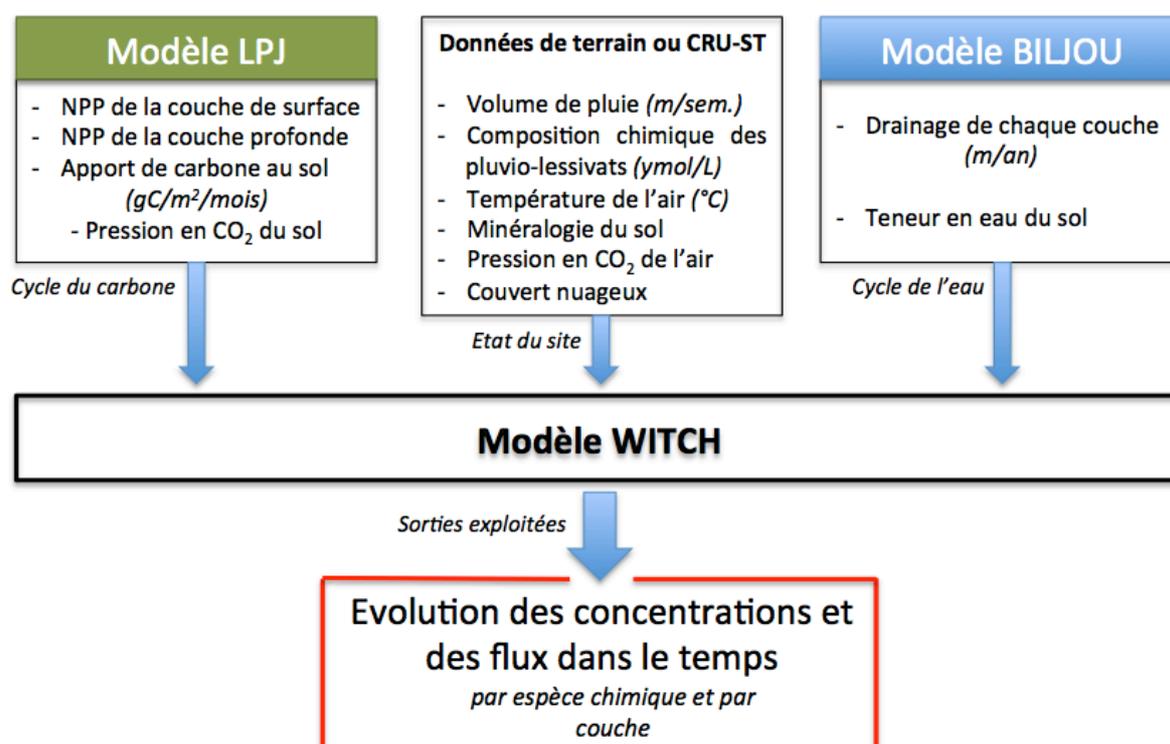


Figure 9 : Combinaison des modèles LPJ, BILJOU et WITCH

De cette façon, certaines sorties des modèles LPJ et BILJOU, ainsi que d'autres données physico-chimiques, sont utilisées pour forcer le modèle WITCH afin d'obtenir une simulation, par couche et par espèce chimique étudiée, de l'évolution dans le temps des concentrations et des flux pour les profils de sol étudiés (cf. *Figure 9*). L'objectif sera à terme de modifier le modèle WITCH de façon à ce que ses simulations représentent de manière satisfaisante les concentrations et les flux de silicium sur le bassin versant du Strengbach.

### 3. Définition d'une structure pour le modèle WITCH

Avant de procéder à toute simulation, il reste encore à définir la structure du modèle telle qu'elle sera utilisée au cours de ce stage. Il faut notamment arriver à représenter au mieux les différents flux étudiés tout en tenant compte des limites numériques imposées par le modèle, c'est-à-dire parvenir à trouver un compromis entre précision et vitesse de calcul. Les structures verticales des modèles LPJ et BILJOU sont déjà définies, à respectivement deux et cinq couches de sol. La question qu'il reste alors à trancher concerne la discrétisation verticale à adopter pour le modèle WITCH. La structure verticale du modèle qui était initialement proposée consistait en sept couches de sol correspondant à des horizons de 10 cm d'épaisseur, soit une structure simulant les flux de matière jusqu'à 70 cm de profondeur. La discrétisation verticale qui a été choisie dans le cadre de ce stage comporte aussi sept couches de sol et est décrite ci-après (cf. *Figure 10*). Il convient de noter que cette structure est davantage une construction numérique qu'une juste représentation de la pédologie du site. En cela, le terme « couche » désigne ici une boîte du modèle WITCH et non pas un horizon de sol à proprement parler. La minéralogie utilisée pour les simulations est définie sur la base de mesures effectuées sur le site et a déjà été utilisée dans le cadre d'autres modélisations (Goddéris *et al*, 2006 ; Beaulieu *et al*, 2019).

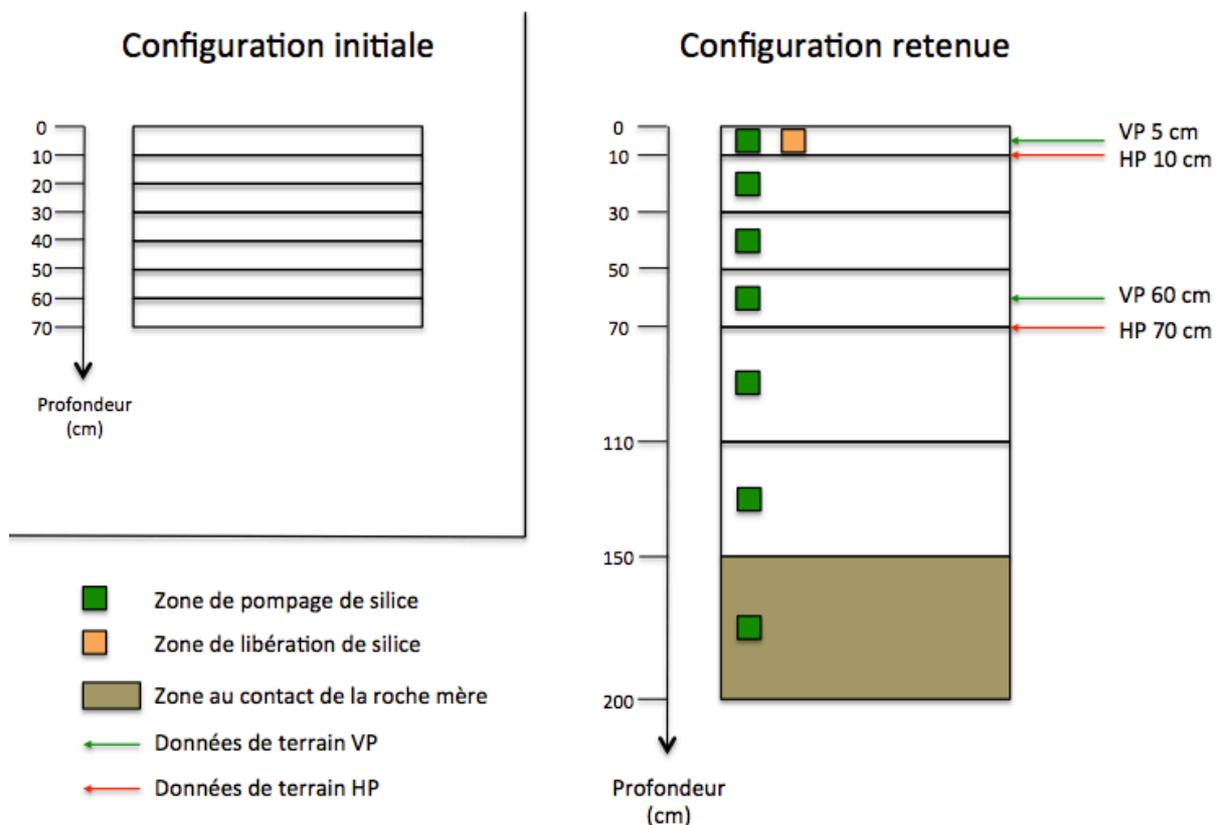


Figure 10 : Structure verticale choisie pour le modèle WITCH

La première couche de cette structure en est aussi la plus fine (10 cm), puisqu'elle représente la surface du sol et que c'est à cet endroit que s'effectue la dégradation de la litière, libérant ainsi du silicium dissous. Il est donc important d'opérer une discrétisation plus fine de cet horizon de sol dans le but de représenter au mieux ces processus. Les trois couches suivantes ont chacune une épaisseur de 20 cm. Cette discrétisation, plus grossière que celle de la première couche, est pensée pour être encore suffisamment fine pour représenter efficacement les flux de matière entre 10 et 70 cm de profondeur. Etant donné qu'il s'agit de la zone du sol où se trouvent la plupart des racines, il est important d'y conserver une certaine précision du découpage. En effet, ce sont les racines qui sont responsables du pompage des éléments dissous du sol par les plantes, un phénomène qui est justement au cœur du sujet. De plus, les mesures des concentrations sur VP et sur HP sont effectuées via des plaques lysimétriques à des profondeurs comprises entre 0 et 70 cm (cf. *Figure 9*), ce qui accentue l'importance d'une discrétisation suffisamment fine pour cette zone. Les trois dernières couches de sol sont caractérisées par un découpage plus grossier. Le but est de permettre au modèle de représenter les profils de sol étudiés jusqu'à une profondeur de 2 m sans que les temps de calcul ne deviennent préjudiciables. La dernière couche, entre 1,50 m et 2 m de profondeur, représente la couche en contact avec la roche mère. Cette assertion repose sur la réalité physique du terrain et sur les limites des mesures qui y sont effectuées. Par la suite, les concentrations de cette dernière couche seront d'un intérêt tout particulier puisqu'elles serviront dans le calcul des concentrations de silice à l'exutoire. En effet, il sera considéré, au vu des phénomènes de ruissellement souterrain et des temps de résidence hydrologiques du site d'étude, que les concentrations de cette couche se retrouvent globalement à l'exutoire sur une année. L'hypothèse de temps de résidence hydrologiques faibles pour le bassin versant du Strengbach a déjà été faite pour d'autres études (Ackerer, 2017). Cette structure est donc celle qui est utilisée pour les simulations portant sur les deux profils de sol identifiés sur le site (HP et VP).



### III. Résultats et discussion

#### A. Calage du modèle et choix d'une période de travail

Avant de chercher à développer un module de silice biogène pour le modèle WITCH, il convient de vérifier que le modèle simule correctement l'évolution des concentrations et les flux des autres éléments au cours du temps sur le bassin versant du Strengbach. Une période de cinq années est choisie (1994 – 1998) afin de caler les paramètres du modèle. Cet intervalle de temps est restreint mais suffisamment court pour permettre d'effectuer de nombreuses simulations en un minimum de temps, et suffisamment long pour que les résultats s'y rapportant soient pertinents vis-à-vis de la nature des cycles biologiques considérés, comme par exemple le cycle de renouvellement de la végétation. Le calage du modèle concerne les cations majeurs (Na, Ca, K, Mg, Al). Les concentrations mesurées de ces éléments sur les deux profils de sol (HP et VP) seront comparées aux concentrations simulées par le modèle. Ces simulations permettront de s'assurer que le modèle WITCH représente de façon satisfaisante les flux de ces éléments. Pour cette première étape, les concentrations en silicium ne sont pas considérées. En effet, les équations qui régissent les concentrations et les flux de silicium, en l'absence de termes liés à l'interaction entre la végétation et la solution du sol, sont incomplètes et devront être traitées par la suite.

Un des processus majeurs qui contrôle les concentrations des cations dans les solutions de sol sur le bassin est le processus d'échange cationique entre la solution et le complexe argilo-humique, représenté par le flux  $F_{\text{échange}}$  défini dans l'équation (2) (Beaulieu *et al*, 2019). Les paramètres qui régissent les équations d'échange cationique sont très mal contraints et mal connus, comme par exemple les coefficients de sélectivité associés à ces réactions. En effet, ce paramètre dépend du site d'étude, peut varier de plusieurs ordres de grandeur et sert très souvent de calage aux modèles (Cosby *et al*, 2001 ; Zetterberg *et al*, 2014). Dans le modèle WITCH, la valeur de ce coefficient peut être définie différemment pour chaque élément concerné mais aussi pour chaque couche de sol préalablement définie par l'utilisateur. Ces modifications permettent un calage du modèle en ce qui concerne les concentrations de l'élément en question le long du profil de sol et sont tolérées tant qu'elles demeurent dans un intervalle de valeurs tabulées. Cette méthode d'ajustement doit permettre au modèle WITCH de simuler efficacement les concentrations des cations majeurs dans les solutions du sol, ce qui est vérifié en comparant les valeurs simulées avec les valeurs mesurées sur le terrain. Une condition nécessaire à cette méthode est donc de disposer de suffisamment de données de terrain pour pouvoir juger de l'intérêt des différents ajustements pratiqués. Or, il se trouve que les données de terrain ne constituent pas nécessairement des chroniques complètes et régulières pour toutes les espèces chimiques suivies. Certaines chroniques utilisées présentent des lacunes parfois longues de plusieurs années. Ce constat a également été pris en compte dans le choix de la période de travail préliminaire.

Le coefficient de sélectivité associé aux réactions sur le complexe d'échange est différencié par élément et par couche et initialement fixé à une valeur de  $10^{-3}$ . La valeur de ce coefficient a un impact significatif sur les concentrations des espèces correspondantes dans la solution du sol (Beaulieu *et al*, 2019). Au vu des différences entre les deux types de peuplement, ces coefficients varient entre HP et VP. Les figures 11 et 12 donnent un exemple d'ajustement de concentrations pour HP et VP, respectivement. Elles représentent l'évolution au cours du temps des concentrations (mmol/L) en échelle logarithmique, de 1994 à 1998, et pour deux couches de sol caractéristiques. Le détail des coefficients finalement retenus après calage est donné en annexe n°5.

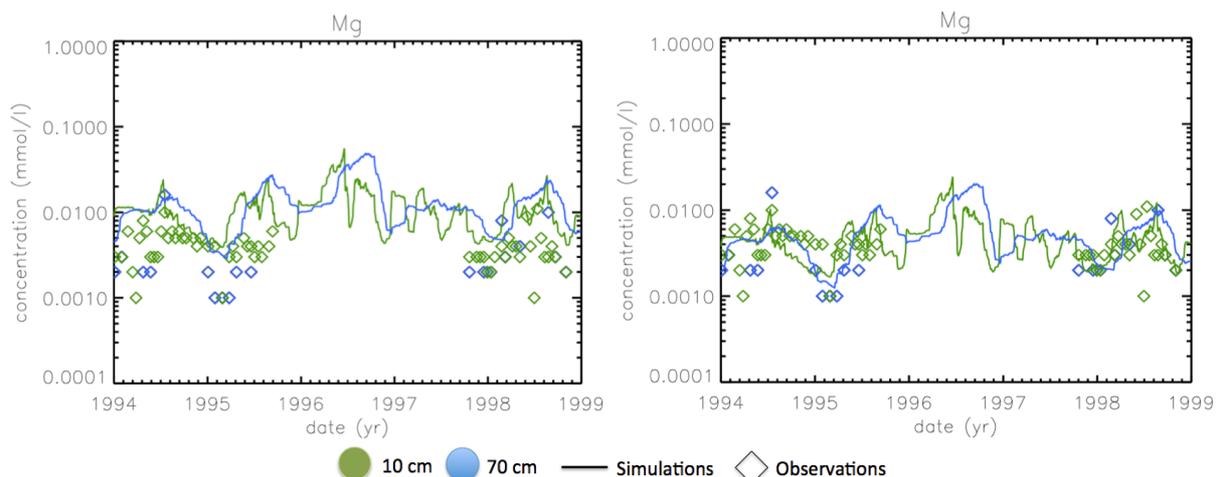


Figure 11 : Exemple d'ajustement des concentrations de Mg à 10 cm (vert) et 70 cm (bleu) de profondeur sur HP (coefficient passé de  $10^{-3}$  à  $10^{-2,8}$ )

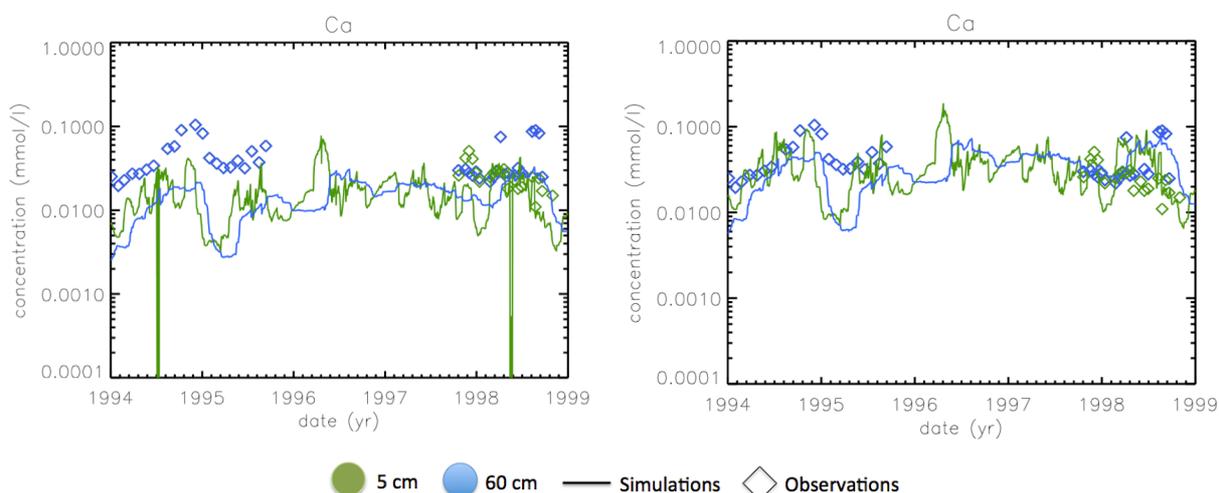


Figure 12 : Exemple d'ajustement des concentrations de Ca à 5 cm (vert) et 60 cm (bleu) de profondeur sur VP (coefficient passé de  $10^{-2,7}$  à  $10^{-2,9}$ )

La figure 11 montre une surestimation significative de la concentration simulée en magnésium (Mg) avant modification du coefficient de sélectivité à 10 cm et 70 cm de profondeur sur HP. L'augmentation du coefficient entraîne un meilleur accord entre les concentrations en Mg simulées et celles mesurées. Ceci est causé par une augmentation du nombre de sites occupés par le magnésium sur la surface du complexe d'échange et donc une diminution du magnésium en solution. La figure 12 montre une tendance opposée. La concentration simulée en calcium (Ca) est sous-estimée avant la modification du coefficient de sélectivité. Une diminution de ce coefficient entraîne une augmentation de la concentration simulée en Ca dissous et donc une baisse du nombre de sites occupés par le calcium sur la surface du complexe d'échange.

Les exemples donnés n'illustrent pas de différenciation des coefficients selon les couches de sol mais de telles distinctions ont eu lieu afin d'affiner le calage. Ces distinctions se sont toutefois bornées à distinguer les couches de surface des couches profondes (cf. Annexe n°5). Au final, seuls les coefficients liés au calcium (Ca), au magnésium (Mg) et au potassium (K) ont subi des modifications.

## B. Implémentation d'un module de silice biogène : équations

Une fois les différents ajustements effectués, on obtient deux configurations du modèle, l'une calibrée pour le peuplement d'épicéas (VP), l'autre calibrée pour le peuplement de hêtres (HP). Elles permettent de représenter les concentrations des cations majeurs sur le bassin versant du Strengbach de façon satisfaisante. L'étape suivante consiste à développer des lignes de code pouvant être intégrées dans le programme principal afin de simuler les interactions entre la végétation et la solution du sol en termes de flux de silicium. Il s'agit donc de créer un schéma adapté à l'action de la végétation sur le silicium en solution en tenant compte des modes de prise et de relargage de cet élément par les plantes. Ce flux  $F_{\text{uptake}}$ , tel que défini dans l'équation (3), sera à terme différencié selon que l'on traite des parcelles VP ou HP. Néanmoins, le caractère préliminaire du travail effectué pour la période 1994-1998 ne doit permettre que la mise en place d'un schéma fonctionnel servant de base à la suite du projet. Ce schéma sera donc affiné plus tard, via des simulations portant sur l'ensemble de la période 1987-2011, et pourra alors présenter des spécificités pour VP ou HP, celles-ci étant au besoin motivées et argumentées. Il convient par ailleurs de faire remarquer que la mise en œuvre du flux  $F_{\text{uptake}}$  risque d'influer significativement sur la concentration en silicium dissous de la solution du sol, notamment au niveau saisonnier. Ces variations de concentrations, par rapport à des simulations standard ne prenant pas en compte l'aspect biologique du cycle biogéochimique du silicium, peuvent modifier indirectement la valeur du flux issu de l'altération, à savoir  $F_{\text{weath}}$ . Cette hypothèse pourra être vérifiée lors du traitement des différents résultats qui seront obtenus. La création de code original ou la modification de code déjà existant prendra en compte les caractéristiques des phénomènes physiques concernés. Le code correspondant à la mise en place du flux  $F_{\text{uptake}}$  pour le silicium est donné en annexe n°6.

### 1. La mise en place d'un terme de pompage

Le terme de pompage, tel qu'envisagé dans la création du module de silice biogène, est prévu pour représenter les phénomènes de prise par la végétation de silicium dissous dans la solution du sol. Ce pompage de silicium dans le sol a pour but de permettre le maintien et le développement de la plante et est similaire à celui qui concerne la plupart des autres éléments prélevés par la plante dans le sol, notamment les cations majeurs. De ce fait, le terme de pompage lié au silicium est construit de façon analogue aux éléments dont les flux biogènes sont déjà pris en charge par le modèle WITCH. Le terme de pompage lié à un élément est obtenu à partir d'un rapport connu entre cet élément et le carbone au sein de l'écosystème étudié et de la NPP telle que déterminée au préalable par le modèle LPJ. En cela, il est possible d'opérer une légère distinction dans la valeur que prend un terme de pompage, puisque le modèle LPJ calcule une valeur de NPP pour deux couches de sol différentes. Ainsi, le terme de pompage lié au silicium est construit pour vérifier l'équation (5).

$$pumps_i = ratio \left( \frac{Si}{C} \right) * npp(layer\ i) * x \quad (5)$$

$pumps_i$	pour « pompage silicium », en $kmol/m^2/s$
$ratio$	rapport moyen entre les quantités de silicium et de carbone du système
$npp(layer\ i)$	NPP de la couche considérée et calculée par le modèle LPJ, interpolée dans le temps et convertie en $kmol/m^2/s$
$x$	fraction de la NPP de la couche $i$ de LPJ attribuée à la couche de WITCH considérée

Le terme de pompage ainsi défini est le plus simple à mettre en œuvre parmi ceux qui interviennent dans la construction du flux  $F_{\text{uptake}}$  pour le silicium. Le fractionnement de la NPP issue de LPJ est introduit dans l'équation de chaque couche selon le découpage vertical retenu par l'utilisateur, l'objectif étant de distribuer linéairement ces quantités le long du profil de sol. Après cette répartition de la NPP, la seule valeur qui manque afin de finaliser une première mouture du terme de pompage est le ratio silicium sur carbone. Peu de valeurs tabulées sont recensées dans la littérature scientifique en ce qui concerne les proportions entre silicium et carbone. Néanmoins, une première approximation de ce rapport a pu être établie à partir des résultats de l'étude publiée en 1999 par Hodson et Sangster, qui elle-même reprenait des travaux menés par Bartoli en 1985. L'article décrivant cette étude donne des rapports entre aluminium et silicium au sein des phytolithes issus de hêtres et de pins (Hodson and Sangster, 1999). Ainsi, le rapport Al/Si serait de 8,5 pour les phytolithes de pins tandis qu'il serait de 18,9 pour les phytolithes de hêtres. En connaissant le rapport Al/C utilisé par le modèle WITCH ( $1,25 \cdot 10^{-4}$ ), il est possible d'extrapoler un premier rapport Si/C utilisable pour mettre en équation les phénomènes de pompage de silicium. Il est ainsi obtenu, dans une première approche, un rapport Si/C de  $1,47 \cdot 10^{-5}$  pour VP (le pin étant assimilé à l'épicéa) et de  $6,61 \cdot 10^{-6}$  pour HP. Ces premières valeurs pour les rapports Si/C sont discutables puisqu'elles sont extrapolées à partir de rapports faisant intervenir un élément tiers qui, de plus, concernent les phytolithes en particulier, et non pas les écosystèmes dans leur globalité. Néanmoins, ces valeurs présentent l'intérêt d'opérer une distinction des phénomènes de pompage entre HP et VP, ce qui n'est pas nécessairement le cas pour tous les éléments. Les résultats des premières simulations pourront donner lieu à des corrections de ces rapports Si/C afin de se rapprocher des valeurs de pompage observées rapportées dans la littérature (notamment Bartoli, 1983) ou des concentrations relevées sur le terrain.

## 2. La question de la litière et de sa dégradation

Les flux de silicium dus au retour au sol de la litière sont moins évidents à mettre en équation que les flux liés au pompage. En effet, il faut tenir compte de deux types de flux différents dans le cas du retour au sol du silicium : le flux lié à la dégradation de la litière et le flux lié à la dissolution des phytolithes, caractérisés par des vitesses de dégradation différentes. Cette distinction n'a pas lieu d'être pour les autres éléments, dont les flux de « retour au sol » sont calculés de façon analogue au pompage, c'est-à-dire en tenant compte du rapport entre l'élément concerné et le carbone et de l'apport de carbone au réservoir du sol déterminé par le modèle LPJ. Dans l'optique de représenter les flux résultants de la chute de la litière de façon adéquate, une approche différente est retenue dans le cas du silicium.

Dans un premier temps, une nouvelle variable est créée au sein du modèle. Le modèle WITCH comporte initialement quarante-huit variables décrivant des concentrations ou des flux résultants de l'altération et différenciées selon chaque couche de sol. La nouvelle variable qui est créée a pour objectif de représenter ce qui pourrait être appelée la concentration de litière. Elle est nommée « varlit », s'exprime en  $g/m^2$  et représente la masse de litière se trouvant à la surface du sol. Sa valeur est donc censée être nulle pour toutes les couches autres que la couche de surface. Selon les simulations, elle pourra, ou non, se voir définir une valeur d'entrée. Comme toutes les autres variables, elle doit être déterminée pour chaque pas de temps. Pour ce faire, et pour adopter une démarche similaire à celle employée pour les autres éléments, les sorties du modèle LPJ sont utilisées. A chaque pas de temps, une quantité de litière arrive au sol et une autre est dégradée par voie biologique. Ces deux processus affectent la concentration de litière à la surface du sol. Le gain de litière correspond à l'apport de carbone au réservoir du sol déterminé par le modèle LPJ. La perte de litière est évaluée sur le modèle des équations implémentées dans le modèle LPJ (Sitch *et al*, 2003), ce qui suppose une certaine cohérence des valeurs obtenues. La différence entre le gain et la perte de litière donne un flux de litière. Ce flux, intégré dans la structure générale du modèle WITCH, donne lieu à un calcul effectué pour chaque pas de temps et

qui permet l'évolution temporelle de la concentration de litière, au même titre que les autres variables du modèle. Ces équations sont présentées ci-dessous, pour chaque couche  $i$  du modèle WITCH, sachant que le détail du code mis en place est donné dans l'annexe n°6.

$$g(T) = \exp\left(308,56 * \left(\frac{1}{56,02} - \frac{1}{T + 46,02}\right)\right) \quad (6)$$

$$akbio(i) = \left(\frac{1}{t_{year_{decay}}}\right) * g(T) * \frac{0,25 + 0,75 * \theta(i)}{3600 * 24 * 365} \quad (7)$$

$$F_{in}(i) = \frac{\text{Apport de carbone}}{3600 * 24 * 30} \quad (8)$$

$$F_{out}(i) = akbio(i) * varlit(i) \quad (9)$$

$$\varphi_{lit}(i) = F_{in}(i) - F_{out}(i) \quad (10)$$

Les équations (6) et (7) permettent de déterminer des paramètres nécessaires au calcul de la quantité de litière qui disparaît du réservoir du sol par biodégradation. L'équation (6) est issue de Sitch *et al*, 2003, et est utilisée au sein du modèle LPJ. L'équation (7) permet, en tenant compte de la température, de la teneur en eau du sol et d'un temps de dégradation type, de calculer un coefficient de biodégradation. La température et la teneur en eau du sol sont des grandeurs recalculées par le modèle pour chaque pas de temps. Le temps de dégradation, en revanche, est envisagé comme étant une constante pouvant être définie par l'utilisateur. Il s'agit d'un paramètre qui pourra être calé à la suite des premiers tests et différencié selon HP et VP. Ceci permettra d'ajuster les résultats obtenus en fonction des observations pour peu que les temps de dégradation restent plausibles et que les limites numériques du modèle ne soient pas dépassées. Le coefficient de biodégradation ainsi défini permet ensuite de déterminer la quantité de litière sortante du système (cf. *Equation 9*). La différence entre l'entrée et la sortie donne un flux de litière (cf. *Equation 10*) qui permet de modifier en conséquence la concentration de litière au cours du temps.

### 3. La mise en place des deux termes de « retour au sol »

Après avoir défini une variable affiliée à la litière tombée à la surface du sol et avoir mis en place un schéma assurant son évolution dans le temps, il est possible de définir les deux flux de silicium issus de la litière. Comme évoqué précédemment, notamment au travers de l'équation (4), la dégradation de la litière et la dissolution des phytolithes seront mises en équation de façon analogue à la dissolution d'un minéral. Le taux de dissolution défini dans l'équation (4), et différencié entre litière brute et phytolithes, est donc appliqué à la concentration de litière, pour chaque couche et en chaque pas de temps. Les quantités obtenues sont alors pondérées selon les proportions de litière brute ou de phytolithes au sein de la litière totale (cf. *Tableau 1*). Les deux flux dits de « retour au sol » sont alors définis, avec une distinction faite entre HP et VP pour les facteurs de dégradation  $A_0$ , suivant les équations suivantes. Comme pour les précédentes équations intervenant dans la création du flux  $F_{uptake}$ , le détail du code mis en place est donné en annexe n°6.

$$r_{liti\grave{e}re}(i) = A_0(liti\grave{e}re) * e^{-\frac{E_a}{R*T}} * (10^{-pH})^n * varlit(i) * frac_{liti\grave{e}re} \quad (11)$$

$$r_{phytolithes}(i) = A_0(phytolithes) * e^{-\frac{E_a}{R*T}} * (10^{-pH})^n * varlit(i) * (1 - frac_{liti\grave{e}re}) \quad (12)$$

$r_{liti\grave{e}re}(i)$	quantité de silicium libérée par la dégradation de la litière, en kmol/m <sup>2</sup> /s
$r_{phytolithes}(i)$	quantité de silicium libérée par la dissolution des phytolithes, en kmol/m <sup>2</sup> /s
$frac_{liti\grave{e}re}$	fraction de litière brute dans la litière totale ; $1 - frac_{liti\grave{e}re}$ représentant la fraction des phytolithes dans la litière totale

Ces termes sont bien homogènes au terme de pompage et aux termes intervenant dans les calculs des flux de façon générale. En effet, un taux de dissolution en kmol/g/s multiplié par une concentration en g/m<sup>2</sup> donne bien une quantité exprimée en kmol/m<sup>2</sup>/s. Il s'agit d'ailleurs de la raison pour laquelle la concentration de litière a été exprimée en g/m<sup>2</sup>, unité qui n'est pourtant pas usuelle pour les variables du modèle WITCH.

#### 4. L'équation du flux $F_{uptake}$ pour le silicium

En combinant les trois termes précédemment définis (cf. *Equations, 5, 11 et 12*), l'équation globale du flux  $F_{uptake}$  pour le silicium peut être écrite (cf. *Equation 13*). Le flux  $F_{uptake}$  est défini de telle façon que le terme de pompage est compté négativement et les termes de retour au sol sont comptés positivement, et ce en accord avec l'équation bilan (3), définie par rapport à la solution du sol.

$$F_{uptake}(i, silicium) = -pumps(i) + r_{liti\grave{e}re}(i) + r_{phytolithes}(i) \quad (13)$$

Il convient de faire remarquer que, à moins de modifications ultérieures du schéma ici mis en place, les flux liés au pompage ne sont différenciés que par les valeurs de la NPP. En effet, le ratio silicium sur carbone mis en place s'applique indifféremment sur toutes les couches de sol. Il serait pourtant raisonnable d'opérer des variations de ce ratio entre les couches afin de simuler des phénomènes de pompage plus marqués dans les zones racinaires. De plus, les flux liés au retour au sol de la litière ne concernent que la première couche de sol, c'est-à-dire la surface. Le silicium dissous issu de ces flux migre ensuite le long du profil de sol du fait des phénomènes de drainage, selon le schéma initial du modèle WITCH. Tout ceci constitue une première approche de modélisation des interactions entre végétation et silicium de la solution du sol. Par la suite, il sera possible, au vu des premiers résultats qui seront obtenus, d'envisager des ajustements pour ces équations. Les paramètres les plus susceptibles d'être modifiés seront alors les rapports entre silicium et carbone, l'allocation de la NPP aux couches du modèle WITCH (c'est-à-dire le fractionnement noté « x » dans l'équation (5)), le temps de dégradation de la litière, voire le nombre de couches affectées par la chute de la litière, et donc par la libération de silicium qui en résulte.

#### C. Premiers résultats du module de silice biogène sur cinq ans (1994 – 1998)

Une fois les équations relatives à la silice biogène établies et implémentées dans le modèle WITCH, des simulations sont conduites sur la période de travail de cinq ans (1994 – 1998) afin d'éprouver les paramètres initialement mis en place. L'objectif est également d'observer dans quelle mesure ces équations liées à la végétation ont modifié le cycle du silicium par rapport à une simulation de référence (silice inorganique uniquement). Pour ce faire, des simulations du modèle sans module de silice biogène sont conduites en parallèle

afin de servir de références. Ces premiers résultats amèneront en outre à déterminer si cette modification du modèle WITCH permet de mieux représenter les concentrations de silicium au niveau des couches de surface. En effet, les couches superficielles sont celles pour lesquelles le modèle WITCH connaît le plus d'imprécisions vis-à-vis des concentrations de silicium.

Dans un premier temps, et pour paramétrer des simulations pertinentes, la difficulté réside dans la définition du temps de dégradation de la litière, évoqué dans l'équation (7). En effet, le choix de la valeur initiale de ce paramètre est conditionné par diverses contraintes. Tout d'abord, il apparaît que le cycle biologique du silicium a un bilan globalement nul, et ce tant pour les hêtres que pour les épicéas, bien que le pompage soit souvent légèrement plus intense que la libération de silice (Bartoli, 1983). En d'autres termes, le flux de pompage doit être du même ordre de grandeur que le flux de libération de silice. Bien que le modèle puisse numériquement trouver une solution autorisant un bilan déséquilibré, il convient de chercher à simuler un bilan biologique global proche d'une valeur nulle afin d'en représenter au mieux la réalité physique. Cette considération implique un rapport étroit entre pompage et libération de silice. Or, beaucoup de paramètres liés à ces phénomènes sont conditionnés par des relevés de terrain ou par des résultats d'expériences. Ainsi, les deux seuls paramètres que l'utilisateur pourrait définir sont le rapport entre silicium et carbone et le temps de dégradation de la litière. Considérant que des rapports Si/C ont déjà été proposés pour HP et pour VP, le temps de dégradation de litière est le seul paramètre pouvant être ajusté afin d'approcher un bilan biologique nul. Cependant, une seconde contrainte intervient dans la définition de ce paramètre. Le temps de dégradation de la litière est déterminant pour le calcul de la concentration de litière et donc à terme pour celui des flux de libération de silice biogène. La concentration de litière, variable nouvellement définie, ne fait pas partie des sorties du modèle LPJ et ne fait pas l'objet de relevés de terrain particuliers. En cela, il n'existe aucune valeur d'entrée pour cette variable. Le modèle doit donc disposer d'un délai suffisant pour constituer un stock de litière qui peut ensuite être dégradé, sachant que la vitesse de constitution de ce stock dépend de la valeur choisie pour le temps de dégradation de la litière. Puisque l'on cherche à simuler des flux de silice sur une courte période, à savoir cinq ans, il faut en outre chercher à minimiser la portion des résultats qui sera inexploitable du fait de la constitution d'un stock de litière. En cela, le temps de dégradation de la litière doit de préférence être court tout en amenant à un bilan biologique quasiment nul et tout en restant plausible.

Plusieurs tests sont effectués en vue d'ajuster ces paramètres selon les conditions précédemment évoquées. La version finale de ces tests, qui permet des simulations satisfaisantes en termes de concentrations et de bilan biologique, revêt les caractéristiques suivantes. Les simulations sont conduites sur six ans, de 1993 à 1998. L'année 1993 se révèle suffisante à la constitution d'un stock de litière. Elle n'est considérée qu'en ce sens et les sorties de cette année ne sont pas prises en compte dans l'interprétation des résultats. Ainsi, seules les cinq années comprises entre 1994 et 1998 fournissent des sorties réellement exploitables. Le temps de dégradation de la litière est finalement fixé à 0,13 (en années) et les rapports Si/C sont uniformisés à une valeur de  $2 \cdot 10^{-4}$ , pour HP et pour VP. La différenciation entre épicéas et hêtres est ainsi dans un premier temps amoindrie. Il s'est avéré que les ratios initialement envisagés ( $1,47 \cdot 10^{-5}$  pour VP et  $6,61 \cdot 10^{-6}$  pour HP) étaient bien trop faibles pour engendrer des phénomènes de pompage suffisants. En effet, la valeur des flux de pompage simulés était alors un à deux ordres de grandeur plus faible que celle attendue. En outre, le rapport finalement choisi est du même ordre de grandeur que ceux liés à d'autres éléments et déjà présents dans le modèle WITCH (entre  $1,25 \cdot 10^{-4}$  et  $5 \cdot 10^{-4}$ ). Les paramètres finalement choisis permettent d'obtenir une convergence numérique du modèle WITCH ainsi qu'un bilan biologique équilibré. Les figures 13 et 14 présentent, de façon analogue aux figures 11 et 12, l'impact de la prise en compte de la silice biogène sur les concentrations simulées.

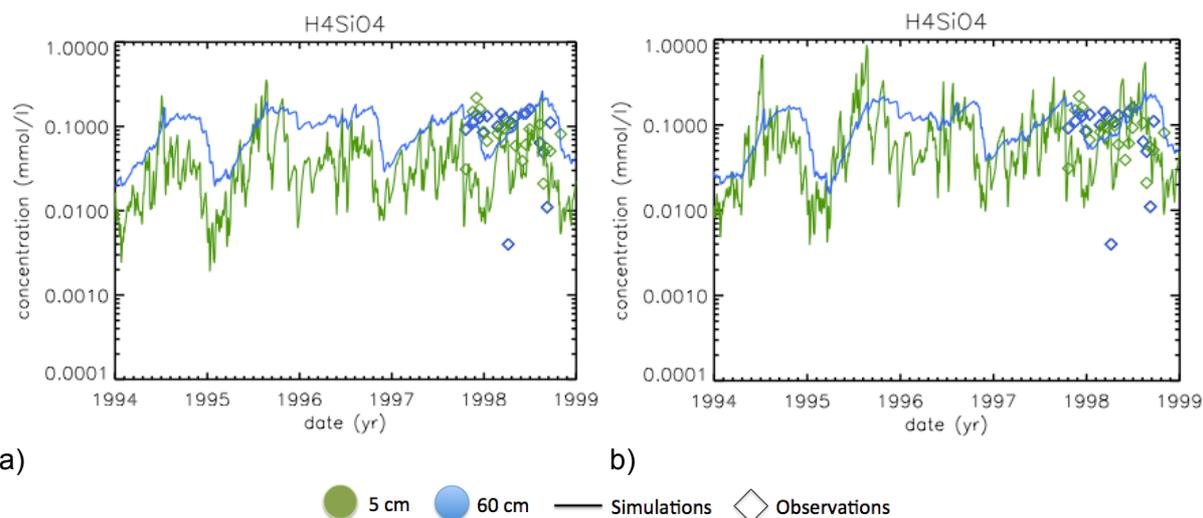


Figure 13 : Evolution logarithmique des concentrations en Si (mmol/L) entre 1994 et 1998 pour VP ; sans silice biogène a) ; avec silice biogène b)

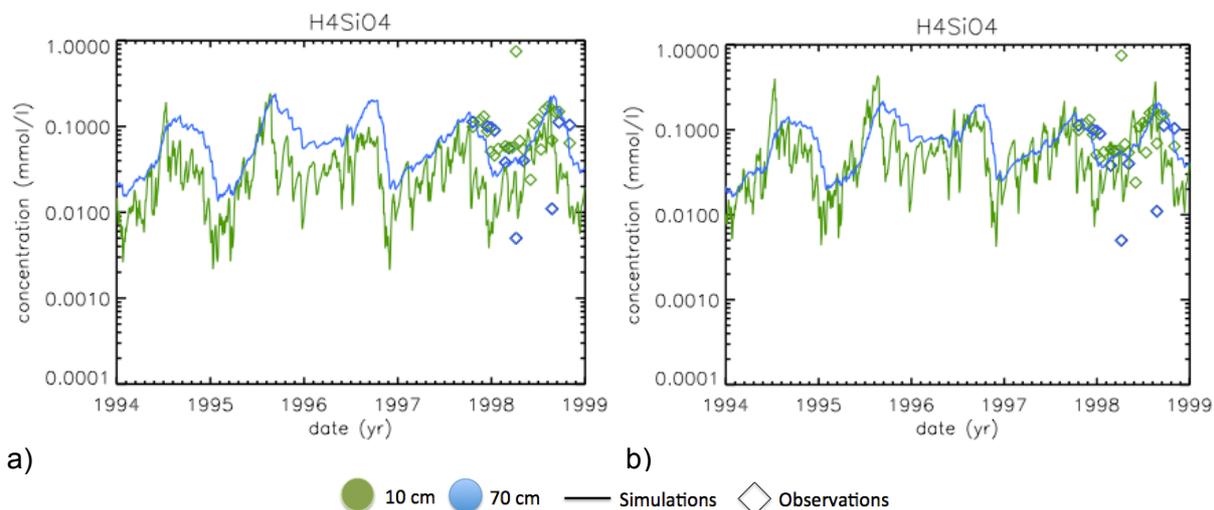


Figure 14 : Evolution logarithmique des concentrations en Si (mmol/L) entre 1994 et 1998 pour HP ; sans silice biogène a) ; avec silice biogène b)

Ces figures permettent de comparer les courbes issues de simulations tenant compte de la silice biogène à des courbes issues de simulations de référence (silice inorganique). Dans le cas des deux types de peuplement, la courbe bleue, associée aux couches profondes (mesures à 60 cm pour VP et à 70 cm pour HP), ne présente pas de changement significatif lorsque la silice biogène est prise en compte. Cependant, la courbe verte, associée à la couche de surface (mesures à 5 cm pour VP et à 10 cm pour HP), c'est-à-dire à la couche qui reçoit les flux de « retour au sol » de la silice biogène, présente des valeurs globalement plus élevées. En effet, les simulations des concentrations de silicium en surface semblent converger vers les concentrations mesurées lorsque la silice biogène est prise en compte, et ce pour HP et pour VP. La sous-estimation de la concentration de silicium en surface n'est plus notable. Ce constat conforte l'hypothèse d'un impact notable des flux de silice biogène sur les concentrations en silicium de la solution du sol. Cela confirme à nouveau l'intérêt du développement d'un module de silice biogène pour le modèle WITCH.

## D. Résultats du module de silice biogène sur vingt-cinq ans (1987 – 2011)

Après cette première phase de simulations, et puisqu'il est avéré que le modèle ainsi modifié traite différemment la question du silicium, il est souhaité d'étendre les simulations afin qu'elles couvrent une période de vingt-cinq ans. Pour ce faire, la période recouvrant l'ensemble des données disponibles est retenue, à savoir la période comprise entre 1987 et 2011 incluse. L'objectif de ces simulations est d'éprouver la validité du nouveau module de silice biogène en traitant les résultats obtenus sur une période longue d'un point de vue biologique. Pour chacun des types de peuplement (HP et VP), un bilan massique ramené à l'échelle de la parcelle est effectué et comparé à des références issues de la littérature, à savoir les bilans issus des travaux de Bartoli, 1983 (cf. Figure 15).

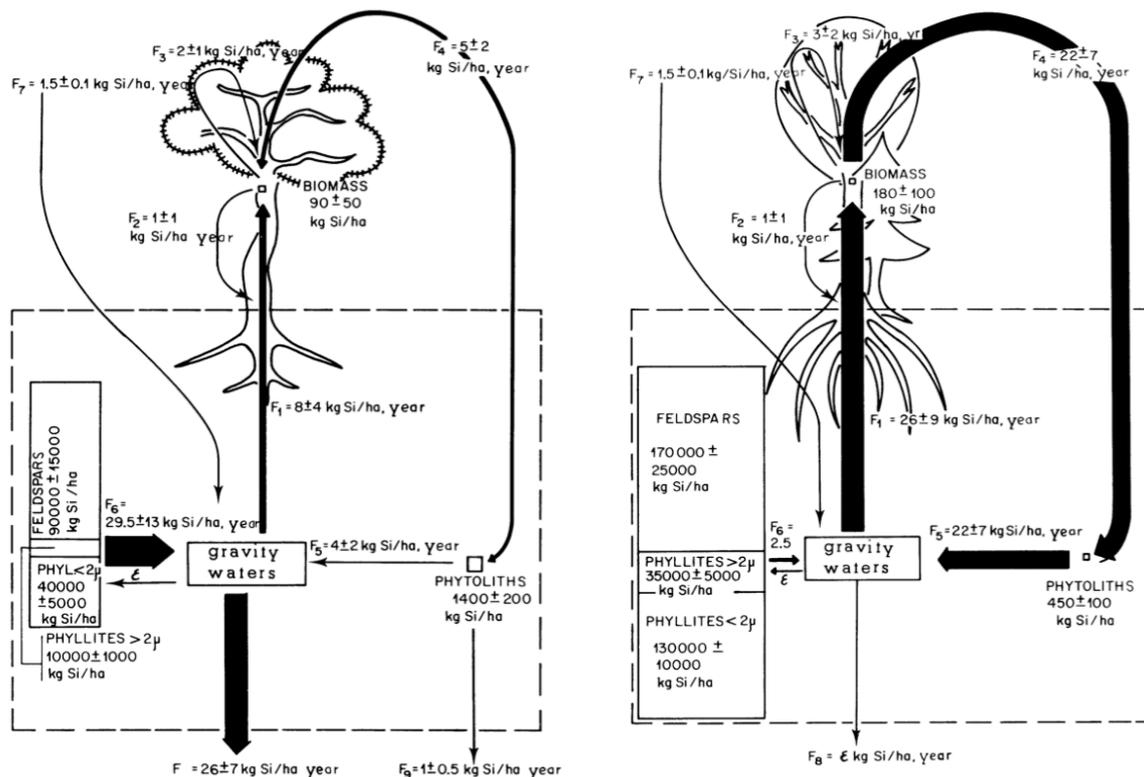


Figure 15 : Schémas des bilans de flux de silicium effectués par Bartoli pour les conifères (à gauche) et les feuillus (à droite), in Bartoli, 1983

Il convient également de comparer les flux ainsi obtenus à ceux qui sont issus de simulations de référence. Cela permettra de déterminer si l'introduction d'un module de silice biogène a un impact indirect sur les flux déjà supportés par le modèle WITCH. Les résultats des simulations sur HP et VP sont également utilisés afin d'établir un bilan à l'exutoire. L'objectif est ici de s'intéresser à la quantité de silicium transitant annuellement à l'exutoire du bassin versant et au pourcentage que représente la silice biogène par rapport à ce total. Une note de calcul expliquant ces différentes démarches d'exploitation des résultats est donnée en annexe n°7.

Par ailleurs, il est à noter que, initialement, l'année 1987 est considérée comme étant une année d'initialisation du stock de litière et qu'en celle elle n'est pas prise en compte dans l'exploitation des résultats. La période véritablement étudiée est donc celle qui est comprise entre 1988 et 2011 incluse. Ce mode de fonctionnement privait néanmoins la simulation d'une année, puisque les sorties la concernant étaient alors inexploitable. Une solution a donc été apportée afin d'éviter d'avoir à perdre la première année de la simulation. Ainsi, la simulation a été menée une première fois sur HP et VP en considérant 1987 comme l'année

d'initialisation du stock de litière. Ensuite, les sorties de cette simulation en ce qui concerne les concentrations de silicium (sur les sept couches du modèle) et la concentration de litière ont été réutilisées en tant qu'entrées d'une nouvelle simulation. Ce faisant, il n'est plus nécessaire d'allouer une année à la constitution d'un stock de litière puisque la variable « varlit » dispose d'une valeur initiale. En plus d'éviter de perdre la première année de la simulation pour l'exploitation des résultats, cette façon de faire présente l'avantage de partir de valeurs initiales pour la concentration de silicium qui ont été affectées par la prise en compte des flux de silice biogène. Une certaine correction des valeurs d'entrée est donc effectuée dès le début des simulations.

### 1. Résultats pour les épicéas (VP)

Les simulations conduites sur vingt-cinq ans permettent d'établir le cycle biogéochimique du silicium en flux massique sur la parcelle d'épicéas. Ce cycle est comparé à celui établi par Bartoli (cf. Figure 16). Les intervalles correspondent à l'écart-type des valeurs annuelles des vingt-cinq années considérées (cf. Annexe n°7).

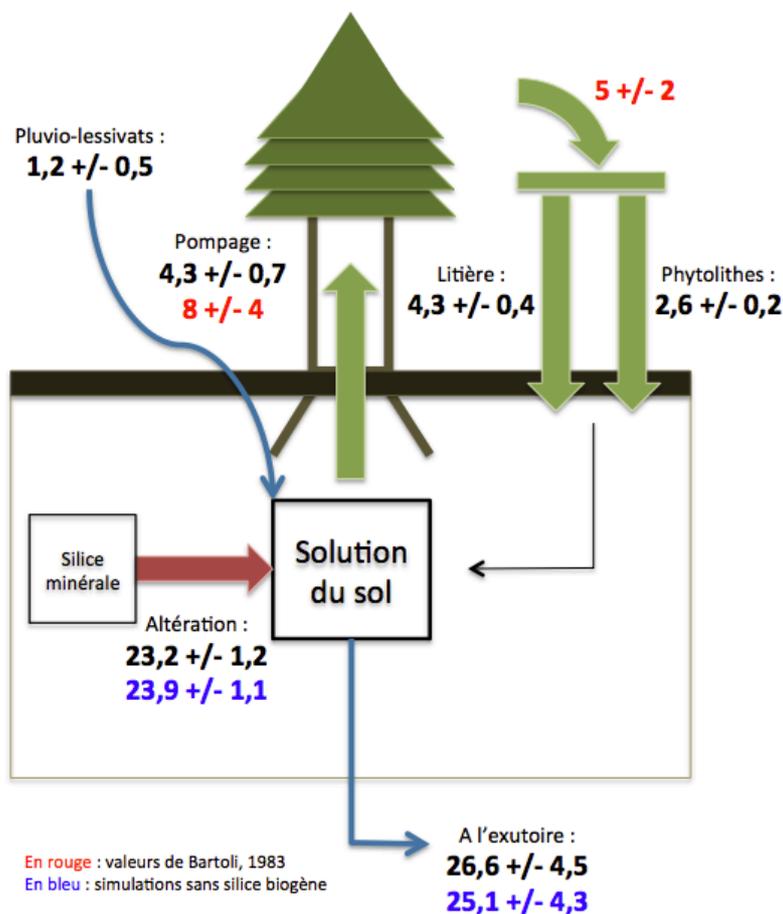


Figure 16 : Bilan des flux massiques moyens sur VP (1987 - 2011) en kgSi/ha/an

Les flux simulés relatifs au pompage, à la dégradation de litière et à la dissolution des phytolithes sont proches des valeurs de référence établies par Bartoli en 1983. Ainsi, le rapport Si/C choisi pour le terme de pompage, à savoir  $2 \cdot 10^{-4}$ , permet d'obtenir une valeur moyenne pour le flux de pompage ( $4,3 \pm 0,7$  kgSi/ha/an) qui, bien qu'étant à la limite inférieure de l'intervalle fourni par Bartoli ( $8 \pm 4$  kgSi/ha/an), est similaire à la valeur de référence. De la même façon, un temps de dégradation de la litière de 0,13 année est un

temps relativement court qui est plausible compte-tenu des connaissances relatives à la dégradation d'aiguilles d'épicéas (Albers *et al*, 2004 ; Sariyildiz *et al*, 2005). Ce temps de dégradation de la litière, ainsi que les paramètres de dégradation déterminés expérimentalement ou calculés par le modèle WITCH, permettent d'obtenir un flux de « retour au sol » (6,9 +/- 0,6 kgSi/ha/an) proche de celui avancé par Bartoli (5 +/- 2 kgSi/ha/an). Par ailleurs, et de façon générale, tous les flux de silicium obtenus ici sont proches de ceux de Bartoli, y compris les flux relatifs aux phénomènes d'altération (cf. *Figure 15, Figure 16*). Sur le bassin versant du Strengbach, les flux d'altération modélisés sont principalement contrôlés par la dissolution des minéraux secondaires (Goddéris *et al*, 2006 ; Beaulieu *et al*, 2019). Il semble donc que le modèle WITCH modifié soit capable de simuler efficacement le cycle biogéochimique du silicium à l'échelle d'une parcelle d'épicéas.

Tous les flux présentés en figure 16 sont des sorties du modèle WITCH ou ont été calculés à partir d'elles (cf. Annexe n°7). Sur l'ensemble du cycle du silicium, les flux entrants sont globalement proches des flux sortants avec une valeur bilan proche de 0 (0,4 kgSi/ha/an), ce qui montre un système modélisé à l'équilibre.

Une comparaison entre ces résultats et ceux issus d'une simulation témoin est également effectuée. Ainsi, l'introduction d'un module de silice biogène au sein du modèle WITCH semble avoir indirectement influencé les flux d'altération ainsi que les flux extrants vers l'exutoire. Cependant, ces variations restent faibles et les flux concernés restent ainsi très proches de leurs valeurs originelles. Il semble donc difficile de trancher quant à l'impact réel du module de silice biogène sur ces derniers.

L'annexe n°8a présente en complément deux figures réalisées dans le cadre de l'exploitation des résultats sur VP. Elles confirment surtout la validité des résultats obtenus vis-à-vis des mesures ainsi que les variabilités saisonnières du cycle du silicium.

## 2. Résultats pour les hêtres (HP)

Le cycle biogéochimique du silicium modélisé sur vingt-cinq années pour la parcelle de hêtres montre que les flux de pompage (4,3 +/- 0,6 kgSi/ha/an) et de libération de silice (6,3 +/- 0,5 kgSi/ha/an) simulés sont près de six fois et quatre fois inférieurs aux flux estimés par les travaux de Bartoli, respectivement (cf. *Figure 17*). Les résultats obtenus pour HP sont donc moins satisfaisants et peuvent être expliqués par le fait que les paramètres choisis pour le module de silice biogène sur HP ont été, dans un premier temps, les mêmes que ceux utilisés sur VP. Le motif en est qu'il a tout d'abord fallu trouver un jeu de paramètres permettant aux simulations de parvenir à leur terme et de présenter un bilan biologique équilibré. Si ces paramètres se sont révélés efficaces pour VP, ils ne l'ont pas autant été pour HP puisqu'ils ne parviennent pas à simuler l'intensité du cycle biologique du silicium propre aux hêtres. En effet, les hêtres se distinguent des épicéas par un cycle de la silice biogène beaucoup plus intense que celui des épicéas (Bartoli, 1983). Les flux de pompage et de libération de silice doivent donc être plus élevés dans le cas du hêtre, ce qui n'est pas apparu dans la simulation du fait, entre autres, de l'application du même rapport Si/C pour les épicéas et pour les hêtres, et ce malgré des paramètres de dégradation de litière et de phytolithes différents. De plus, la dégradation des feuilles de hêtres est également bien différente de celle des aiguilles d'épicéas, notamment en ce qui concerne le temps de dégradation. Les feuilles de hêtres mettent ainsi plus de temps à se dégrader que les aiguilles d'épicéas (Albers *et al*, 2004 ; Sariyildiz *et al*, 2005). Tout cela peut expliquer pourquoi les flux de silice biogène obtenus pour HP sont si éloignés de ceux établis par Bartoli.

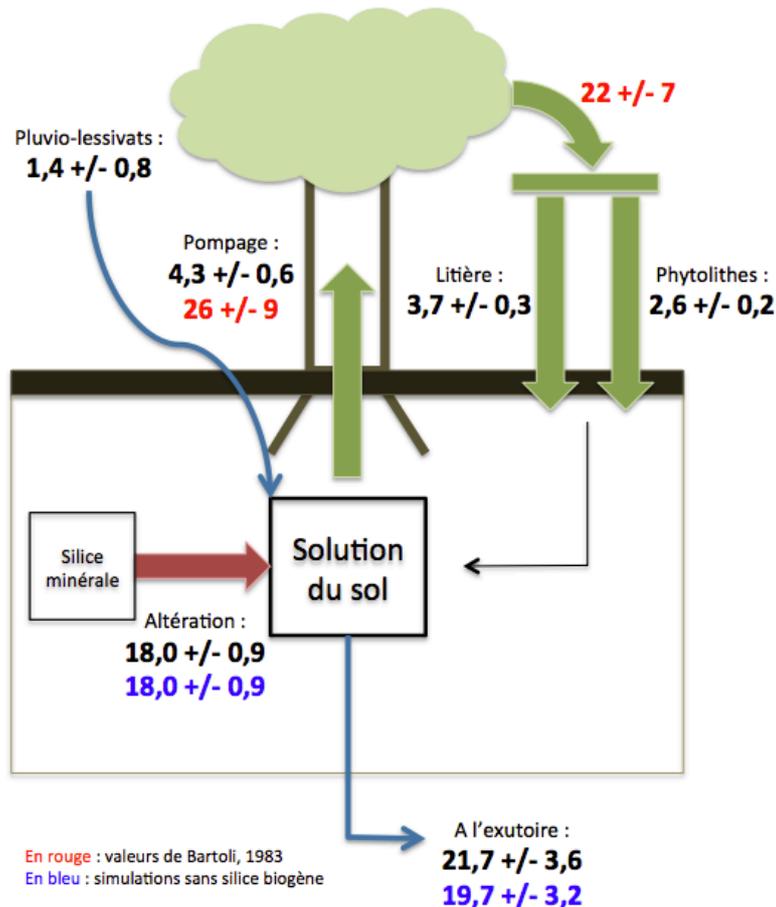


Figure 17 : Bilan des flux massiques moyens sur HP (1987 - 2011) en kgSi/ha/an

Le flux de pompage obtenu pour HP (4,3 +/- 0,6 kgSi/ha/an) est très proche de celui obtenu pour VP (4,3 +/- 0,7 kgSi/ha/an), sans doute du fait des rapports Si/C qui sont considérés comme étant identiques pour les deux peuplements. Cette approximation est faite pour les flux de pompage liés aux autres éléments, mais elle semble ne pas pouvoir être faite dans le cas du silicium. Le flux de dissolution des phytolithes est lui aussi le même pour HP et pour VP, ce qui peut s'expliquer par l'usage d'un temps de dégradation de la litière identique entre les deux peuplements, malgré la prise en compte de modes de dégradation différents (cf. *Tableau 1*). Parmi les flux de silice biogène, le seul qui diffère entre HP et VP est le flux du à la dégradation de la litière (3,7 +/- 0,3 kgSi/ha/an et 4,3 +/- 0,4 kgSi/ha/an, respectivement).

Dans le cas de HP, comparer les résultats de cette simulation avec ceux d'une simulation de référence n'amène pas d'observations supplémentaires puisque les flux issus de l'altération sont les mêmes. Les flux sortants à l'exutoire présentent toutefois une différence plus marquée que dans le cas de VP, sans que celle-ci ne soit suffisamment importante pour être considérée comme étant significative. Le bilan des différents flux entrants et sortants donne une valeur proche de 0 (-0,3 kgSi/ha/an), ce qui permet de s'assurer de l'équilibre du système.

L'annexe n°8b présente en complément deux figures réalisées dans le cadre de l'exploitation des résultats sur HP. Elles se présentent de façon analogue à celles associées à VP et proposées dans l'annexe n°8a.

### 3. Résultats à l'exutoire

Les sorties des deux simulations sont utilisées afin de réaliser un bilan de silicium à l'exutoire du bassin versant. Un bilan est établi pour les simulations du modèle modifié et un autre pour les simulations références. Le but est de les comparer afin de juger de l'impact du module de silice biogène sur les flux de silicium exportés à l'échelle du bassin versant. Bien qu'initialement pensé en termes de concentration, ce bilan sera finalement réalisé en termes de flux massique (cf. Annexe n°7). En effet, travailler en termes de concentration présente l'inconvénient d'une éventuelle non-conservation de matière entre les parcelles tests et l'exutoire. Travailler en termes de flux massique permet, en intégrant concrètement l'hydrologie du système dans les calculs, de s'assurer de cette conservation de matière et donc de garantir des résultats plus robustes. Néanmoins, et bien qu'ils ne soient pas présentés ici, les bilans de concentration ont donné des résultats finalement similaires à ceux des bilans de flux massique. Les valeurs de concentration et de drainage de la dernière boîte de sol du modèle ont été utilisées pour déterminer ces bilans à l'exutoire (cf. Annexe n°7 pour une description succincte des calculs). Les flux de chaque peuplement sont pondérés en tenant compte de la surface relative correspondante (80% pour VP, 20% pour HP). Comme évoqué lors de la présentation de la structure verticale du modèle, cette dernière boîte de sol représente le contact avec la roche mère. Du fait des phénomènes de ruissellement souterrain et des temps de résidence hydrologiques du site, les éléments dissous qu'elle contient sont supposés se retrouver à l'exutoire sur une année.

#### Flux massique (kgSi/an)



Figure 18 : Comparaison des bilans de flux de silicium à l'exutoire (1988 - 2011)

Les bilans issus des simulations sont également comparés à des bilans établis à partir de données de terrain afin de juger de la précision du modèle. Pour ce faire, des données de terrain concernant le débit et la composition chimique des eaux de sortie sont utilisées. Elles ont été relevées au niveau du collecteur global situé à l'exutoire du bassin versant. La figure 18 illustre ces comparaisons.

De façon générale, les simulations prenant en compte la silice biogène mènent à un flux de silicium à l'exutoire sensiblement plus élevé que les simulations de référence. Ainsi,

le flux de silice à l'exutoire augmente en moyenne de 7% si les flux de silice biogène sont pris en compte. Il semble raisonnable de considérer que cette augmentation peut être assimilée à la part de silice d'origine biogène dans le total transitant à l'exutoire, surtout vu le faible impact du module de silice biogène sur les autres flux de silicium. En effet, les flux résultants de l'altération chimique sur VP ne varient que de 3% entre les simulations sans et avec silice biogène. La contribution de la silice biogène au flux exporté simulée est inférieure à la valeur moyenne mondiale pour la proportion de silice biogène estimée par l'étude de Conley (1997) qui est de 16%. Cette proportion est toutefois très variable selon les bassins versants considérés et dépend notamment de leur taille et du volume qui transite à leur exutoire. Au vu de la petite taille du bassin versant du Strengbach, la valeur avancée de 7% de silice d'origine biogène semble plausible. Le modèle ne fournit certes pas d'incertitudes qui pourraient accompagner ce résultat. Néanmoins, il est issu de la comparaison de deux simulations dérivant du même modèle numérique. Il est raisonnable de penser que comparer deux à deux ces simulations n'engendre pas d'erreur supplémentaire.

Les bilans issus des simulations sont ensuite comparés à ceux issus des mesures. Il apparaît que les simulations avec silice biogène, tout comme les références, présentent des bilans qui sous-estiment les observations. En effet, les simulations sous-estiment globalement les observations de 30% à 40% selon les cas. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées afin d'expliquer ces différences. Une première hypothèse est la sous-estimation des flux de silice biogène libérés par la végétation et transportés vers l'exutoire. Si cette hypothèse était avérée, il faudrait alors revenir sur le développement du module de silice biogène et chercher à modifier les paramètres liés à la litière et aux phytolithes, voire les équations elles-mêmes. Il est également possible que le cycle biologique du silicium sur le bassin versant du Strengbach ne corresponde pas à celui qui a été simulé. Les simulations ont en effet été paramétrées de façon à ce que les flux de silice biogène tendent à s'équilibrer. Il est possible que la recherche de cet équilibre ne représente pas la réalité du terrain et que la végétation du bassin versant du Strengbach ait davantage tendance à libérer du silicium qu'à en prélever. Ainsi, et sauf s'il est décidé de ne plus chercher à équilibrer les flux de silice biogène à l'échelle de la parcelle, il sera difficile de simuler des quantités de silicium transitant à l'exutoire plus fortes que celles déjà obtenues. Une deuxième hypothèse est la sous-estimation des flux de silicium issus de l'altération. Dans l'étude de Goddéris *et al.* (2006), cette hypothèse avait déjà été mise en avant. De plus, le flux d'altération  $F_{\text{weath}}$  simulé pour VP, de l'ordre de 23 kgSi/ha/an avec ou sans silice biogène, est inférieur de près de 20% au flux établi par Bartoli (29,5 kgSi/ha/an). Le flux d'altération  $F_{\text{weath}}$  simulé pour HP est de 18 kgSi/ha/an, soit une valeur encore plus faible. L'hypothèse d'une sous-estimation des flux d'altération semble donc plausible, bien qu'il soit possible que ces écarts puissent s'expliquer par des différences entre les roches mères des deux sites étudiés. Enfin, une dernière hypothèse pouvant être avancée pour expliquer les divergences entre simulations et observations concerne la précision des données relevées sur le terrain. En effet, il est possible d'envisager que les données de composition chimique et/ou de débit à l'exutoire soient relevées avec des pas de temps pas assez fins ou trop irréguliers pour en permettre une exploitation satisfaisante.

## E. Intensification du cycle biologique pour les hêtres

Si le modèle simule les flux de silice biogène de façon satisfaisante dans le cas des épicéas (VP), ceux-ci peuvent être améliorés dans le cas des hêtres (HP). Afin de simuler des flux de silice biogène plus intenses pour les hêtres, il convient de différencier, entre HP et VP, les paramètres intervenant dans le calcul du flux  $F_{\text{uptake}}$ . Les deux paramètres que sont les rapports Si/C et le temps de dégradation de la litière sont donc modifiés afin d'intensifier le cycle biologique du silicium pour les hêtres. Le rapport Si/C passe de  $2.10^{-4}$  à  $5.10^{-4}$  et le temps de dégradation de la litière passe de 0,13 année à 0,26 année, soit un temps doublé. Cette augmentation du temps de dégradation de la litière se justifie par le fait que les feuilles de hêtres ont une cinétique de dégradation plus lente que les aiguilles

d'épicéas (Albers *et al*, 2004 ; Sariyildiz *et al*, 2005). Une nouvelle simulation est ainsi menée pour le peuplement HP et les résultats sont présentés, sous forme de bilan massique, par la figure 19.

Les flux liés au cycle de la silice biogène augmentent de façon significative par rapport à la première simulation menée sur HP. Le flux de pompage augmente de plus du double (10,7 +/- 1,6 kgSi/ha/an contre 4,3 +/- 0,6 kgSi/ha/an auparavant) et les flux de libération de silice augmentent dans les mêmes proportions (7,5 +/- 0,7 kgSi/ha/an contre 3,7 +/- 0,3 kgSi/ha/an pour la litière ; 5,2 +/- 0,5 kgSi/ha/an contre 2,6 +/- 0,2 kgSi/ha/an pour les phytolithes). Les flux restent néanmoins nettement inférieurs à ceux estimés par Bartoli (10,7 +/- 1,6 kgSi/ha/an contre 26 +/- 9 kgSi/ha/an pour le pompage ; 12,7 +/- 1,2 kgSi/ha/an contre 22 +/- 7 kgSi/ha/an pour la libération de silice).

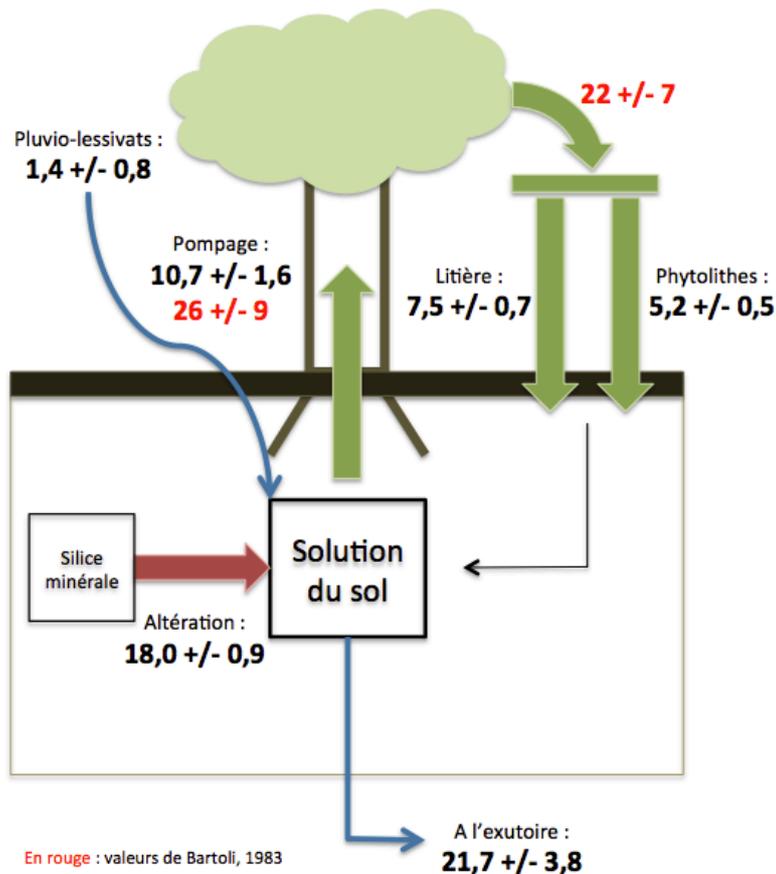
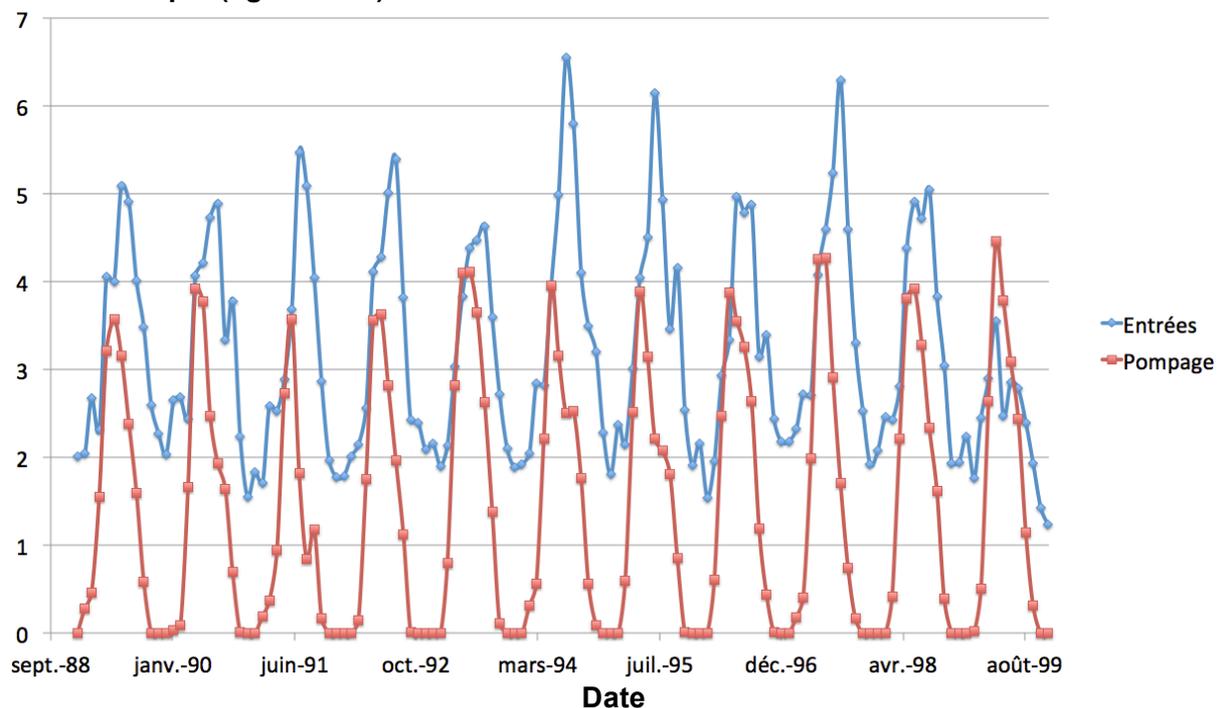


Figure 19 : Nouveau bilan des flux massiques moyens sur HP (1987 - 2011) en kgSi/ha/an

Ce nouveau bilan, bien que plus satisfaisant que le précédent, reste assez éloigné des valeurs de référence en présentant des flux de silice biogène moindres d'environ 50%. Ces écarts trouvent leur origine dans les contraintes qui pèsent sur la définition des paramètres du module de silice biogène. Le temps de dégradation de la litière présente peu de contraintes particulières dans sa définition. En effet, augmenter le temps de dégradation de la litière amène à un accroissement progressif du stock de litière mais ne génère pas de situation qui pourrait mettre le modèle en difficulté. Les seules réelles conditions à respecter dans la définition de ce paramètre sont la cohérence avec des valeurs de référence et la mise en place d'un cycle biologique globalement équilibré. En revanche, le ratio Si/C présente une limite dans sa définition. En effet, si le modèle tient compte de la dégradation de la litière comme d'un processus cinétique, ce n'est pas le cas du pompage. Il est donc possible que l'usage d'un ratio Si/C trop élevé engendre des flux de pompage simulés trop important au vu des réserves du sol en silicium dissous. Celles-ci, malgré les apports

progressifs des flux d'altération et de libération de silice biogène, pourraient ne pas avoir le temps de se reconstituer avant d'être vidées (cf. *Figure 20*). Le terme de pompage ne peut donc pas être accru autant qu'il le faudrait pour respecter l'intensité du cycle de la silice biogène sur HP. Le choix des paramètres du module de silice biogène pour cette simulation a donc du respecter ces contraintes. Le choix d'un temps de dégradation de 0,26 année est cohérent avec le fait que les feuilles de hêtres mettent plus de temps à se dégrader que les aiguilles d'épicéas. Un rapport Si/C de  $5 \cdot 10^{-4}$  permet de respecter l'équilibre du bilan en silice biogène sans générer des flux de pompage trop intenses qui mèneraient à une divergence numérique du modèle. La figure 20 illustre une simulation avortée en 1999 à cause de ce problème (ratio Si/C de  $8 \cdot 10^{-4}$  et temps de dégradation de la litière de 0,5 année). Il apparaît par ailleurs que la fin du printemps est la période la plus à risque puisque le flux de pompage y est toujours très proche de la somme des flux d'entrée.

### Flux massique (kgSi/ha/an)



*Figure 20 : Représentation mensuelle des flux massiques (Si) de pompage et de toutes entrées confondues pour HP (1988 - 1999) (simulation avortée)*

La vidange complète d'une boîte de sol pour un élément en solution mène à une divergence numérique du modèle WITCH. Ceci est dû à la structure physique même du modèle et donc aux équations qui constituent le code. Le pompage n'est en effet pas adapté à la disponibilité des éléments en solution. La structure racinaire, responsable du pompage, est fixe dans le temps et génère des flux de pompage indépendants des réserves du sol. Dans le cas où le flux de pompage est plus intense que le flux de toutes les entrées confondues, la boîte concernée est associée à une quantité de matière négative, ce qui empêche le modèle de converger pour les itérations suivantes. L'évolution des concentrations au cours du temps n'est alors plus simulée. Ce problème ne s'était pas posé pour les autres éléments pompés par la végétation (Ca, Mg, K, etc.) car les réserves initiales de ces éléments dans les solutions du sol étaient suffisantes pour permettre un pompage suffisant. Dans le cas du silicium, des réserves faibles ainsi qu'un mode de retour au sol de la silice présentant ses propres spécificités cinétiques sont à l'origine des vidanges des boîtes de sol, dont les quantités de silicium dissous ne sont pas renouvelées assez vite.

Le problème que soulève ce constat réside dans la non-adaptation de la végétation à la disponibilité des éléments dans les solutions du sol. Plusieurs moyens pourraient être envisagés afin de le contrer. Une première façon de faire a été utilisée dans le cadre de cette simulation. Les couches les plus sujettes à la vidange complète sont celles qui sont situées en surface, puisque ce sont celles qui sont caractérisées par la plus forte NPP. Ainsi, il a été choisi de modérer l'appauvrissement de leurs réserves de silicium en redistribuant les flux de libération de silice le long du profil de sol. Les trois premières couches (0-10 ; 10-30 ; 30-50), qui correspondent à la première couche de sol du modèle LPJ, se sont donc vues affectées une part de ces flux (40% ; 30% ; 30%, respectivement). Cette redistribution verticale de la litière a permis à ces boîtes de surface de supporter des flux de pompage plus intenses que si la première boîte avait été la seule à recevoir les flux de « retour au sol » de la silice biogène. Cette façon de faire est valide d'un point de vue numérique puisqu'elle est en accord avec la construction du modèle LPJ, qui a fourni les données de NPP nécessaires au calcul des flux de pompage. Néanmoins, dans la réalité, le stock de litière est borné à la surface du sol. D'autres méthodes plus en accord avec la réalité physique peuvent être envisagées. Par exemple, il est possible de différencier le rapport Si/C selon les boîtes de sol afin de générer des flux de pompage plus ou moins importants selon la profondeur. Différencier les flux de pompage selon la profondeur pourrait même être envisageable pour représenter les spécificités d'un type de peuplement forestier. Ainsi, le système racinaire des épicéas est situé plus à proximité de la surface que celui des hêtres. Une autre solution potentielle serait d'introduire une condition de seuil dans le modèle afin que le pompage n'ait lieu que si les ressources de la boîte le permettent. Sinon, le pompage pourrait se limiter à ces seules ressources ou même prendre une valeur nulle selon les cas. Une dernière stratégie qui pourrait être mise en place pour traiter plus finement la question du pompage consiste en la création d'une boîte tampon. Celle-ci, en contact avec toutes les autres boîtes du sol, pourrait stocker des quantités de silicium dissous pour en réinjecter dans les autres boîtes en cas de besoin. Le fonctionnement de cette boîte resterait à préciser mais il serait possible qu'elle stocke une part du silicium de chaque boîte au cours de l'hiver et en relâche dans les boîtes dont les ressources en silicium sont faibles à la fin du printemps. Cette approximation numérique aurait au moins l'avantage de permettre une intensification des flux de silice biogène tout en conservant la quantité de silicium présente dans le profil de sol à l'échelle annuelle.

Les sorties de cette nouvelle simulation ont également été utilisées pour déterminer un nouveau bilan à l'exutoire (cf. Annexe n°9). Une simulation avec une redistribution similaire de la litière a en outre été conduite sur VP pour plus de cohérence. Le bilan obtenu à l'exutoire est très proche de celui déjà obtenu. En effet, bien que le cycle biologique du silicium ait été intensifié à l'échelle de la parcelle, il est toujours très proche de l'équilibre et conduit donc à un flux à l'exutoire similaire à celui de la simulation précédente. Les interprétations des résultats en ce qui concerne l'exutoire restent donc les mêmes que celles faites à partir des simulations précédentes.



## Conclusion et perspectives

Dans un contexte de changement climatique, une représentation efficace des flux de matière à l'échelle locale est nécessaire afin de pouvoir simuler, et ainsi anticiper, leurs évolutions futures. Dans le cas des écosystèmes de moyenne montagne, les ressources en eau et en bois sont influencées par la modification de ces cycles biogéochimiques, aussi est-il nécessaire de les modéliser correctement afin de pouvoir pérenniser une gestion durable de ces milieux. Le bassin versant du Strengbach est étudié via un tel modèle numérique, à savoir le modèle d'altération chimique des surfaces continentales WITCH. Vingt-cinq années de données mesurées sur le terrain sont utilisées pour être comparées avec les valeurs simulées par le modèle. Deux types de peuplement y sont identifiés : un couvert d'épicéas et un couvert de hêtres.

Si certains cycles biogéochimiques de ce site d'études sont correctement représentés par le modèle WITCH, notamment ceux des cations majeurs, d'autres souffrent de lacunes. Ainsi, l'aspect biologique du cycle du silicium n'est pas pris en compte. Cet aspect biologique se caractérise par un impact de la végétation sur le silicium du sol, via des phénomènes de pompage et de dégradation de litière. Or, de nombreuses études ont prouvé l'importance des flux de silice biogène dans le cycle du silicium, et notamment pour des écosystèmes forestiers tempérés. L'objectif de ce stage est donc de modifier le modèle WITCH en y implémentant un module de silice biogène qui vise à mieux représenter l'évolution des concentrations et des flux globaux de silicium dans le temps, et ce tant à l'échelle parcellaire qu'au niveau de l'exutoire du bassin versant. Une distinction est faite entre hêtres et épicéas grâce à des paramètres de dégradation de la litière différents, déterminés expérimentalement à partir d'échantillons du site. Les résultats des simulations sont comparés à des simulations de références, c'est-à-dire sans module de silice biogène, à des valeurs issues de la littérature et à des valeurs mesurées à l'exutoire du bassin versant du Strengbach.

Le couvert d'épicéas est celui dont le cycle du silicium est le mieux représenté. Les flux de silice biogène générés par le modèle sont dans l'intervalle des valeurs tabulées utilisées comme références. Vis-à-vis de la végétation sont ainsi obtenus un flux de pompage de  $4,3 \pm 0,7$  kgSi/ha/an (contre  $8 \pm 4$  kgSi/ha/an dans la littérature) et un flux de libération de silice de  $6,9 \pm 0,6$  kgSi/ha/an (contre  $5 \pm 2$  kgSi/ha/an dans la littérature). Les flux initialement pris en compte par le modèle, à savoir les flux dépendants de l'altération, n'ont pas été significativement affectés par l'implantation du module de silice biogène. Les bilans biologique et global sont équilibrés. Il semble donc que le modèle WITCH modifié est capable de simuler efficacement le cycle biogéochimique du silicium à l'échelle d'une parcelle d'épicéas.

Le couvert de hêtres est caractérisé par des premiers résultats peu satisfaisants au regard des valeurs de la littérature. En effet, l'intensité des flux de silice biogène sous un couvert de hêtres n'apparaît pas pour les premières simulations. Ainsi, sont obtenus un flux de pompage de  $4,3 \pm 0,6$  kgSi/ha/an (contre  $26 \pm 9$  kgSi/ha/an dans la littérature) et un flux de libération de silice de  $6,3 \pm 0,5$  kgSi/ha/an (contre  $22 \pm 7$  kgSi/ha/an dans la littérature). Ces écarts peuvent s'expliquer par la priorité donnée à l'équilibre du bilan de silice biogène plutôt qu'à la forte intensité de ses flux. Une modification du modèle pour les hêtres est effectuée en tenant cette fois-ci compte du fait que la litière des hêtres se dégrade plus lentement que celle des épicéas. Les résultats obtenus restent inférieurs de l'ordre de 50 % aux valeurs de la littérature mais résultent néanmoins d'un cycle biologique du silicium plus intense. Ainsi, le flux de pompage est désormais de  $10,7 \pm 1,6$  kgSi/ha/an (contre  $26 \pm 9$  kgSi/ha/an dans la littérature) et le flux de libération de silice est de  $12,7 \pm 1,2$  kgSi/ha/an (contre  $22 \pm 7$  kgSi/ha/an dans la littérature). Les flux de silice biogène sont intensifiés pour les hêtres tout en garantissant un bilan équilibré.

Les bilans annuels à l'exutoire, en flux massique de silicium, sont effectués à partir des sorties des simulations réalisées pour les épicéas et pour les hêtres. En moyenne sur

vingt-cinq ans, le module de silice biogène a conduit à une augmentation du flux global de silicium à l'exutoire de 7 %. Ce résultat est cohérent vu la littérature traitant de la proportion de silice biogène par rapport au silicium total dans les eaux à l'exutoire. Cependant, les flux simulés restent encore inférieurs de l'ordre de 30% - 40 % à ceux observés. Ce constat reste valable après l'intensification des flux de silice biogène pour les hêtres puisque le bilan biologique à la parcelle reste équilibré.

Si le cycle biologique du silicium pour les hêtres peut être amélioré, il reste difficile d'augmenter les valeurs des flux de silice biogène jusqu'aux références de la littérature. L'explication réside dans les contraintes numériques du modèle, qui sont inhérentes à sa structure physique. Ainsi, les réserves initiales du sol en silicium dissous et les flux de libération de silice par la végétation ne sont pas suffisants pour compenser des flux de pompage trop intenses. Si ceux-ci sont trop importants, le modèle génère des valeurs de concentration négatives et, à terme, diverge. Ce problème ne se pose pas dans le cas des autres éléments, dont les réserves initiales sont suffisantes pour autoriser le pompage souhaité. Il existe notamment une période critique correspondant à la fin du printemps où le flux de libération de silice, dont le calcul intègre une certaine cinétique, est très proche du flux de pompage, qui augmente rapidement. Cette limite est révélatrice de l'absence d'adaptation de la végétation à la disponibilité des éléments dans les solutions du sol. Plusieurs solutions peuvent être envisagées pour contrer cet inconvénient : différencier l'intensité du pompage selon les couches de sol, créer une structure tampon pour le silicium, introduire une condition supplémentaire dans le code pour définir un seuil maximal de pompage ou empêcher de pomper plus qu'il n'est possible. Pour l'intensification du cycle biologique des hêtres, la solution retenue en première approche pour atténuer cette contrainte est la redistribution partielle de la litière le long du profil de sol, valide d'un point de vue numérique.

En ce qui concerne les bilans à l'exutoire, les écarts avec les valeurs de référence peuvent être dus soit à la sous-estimation initiale des flux de silicium issus de l'altération, soit à une simulation insuffisante de l'apport de la silice biogène à l'exutoire. La première explication semble plausible compte-tenu du fait que les flux d'altération simulés pour les épicéas sont toujours inférieurs de l'ordre de 20 % aux valeurs de la littérature utilisées comme références. Le module de silice biogène, pensé pour obtenir un bilan biologique en silicium équilibré, n'est peut-être pas représentatif de la réalité du bassin versant du Strengbach.

Un module de silice biogène fonctionnel a été mis en place pour le modèle WITCH et il permet d'obtenir des résultats satisfaisants à l'échelle d'un petit bassin versant forestier de moyenne montagne. Il est nécessaire de continuer à développer ce module de silice biogène en cherchant à intensifier davantage le cycle biologique du silicium pour les hêtres tout en déterminant les causes des écarts observés sur les bilans à l'exutoire. Pour ce faire, il convient d'éprouver le modèle WITCH ainsi modifié en l'appliquant à d'autres bassins versants similaires. Si les résultats avancés ici sont confortés, des simulations portant sur des bassins versants de tailles et de couverts végétaux variés peuvent être envisagées afin d'éprouver au maximum la précision et la robustesse du modèle. Il est déjà possible d'observer une amélioration globale dans la simulation du cycle biogéochimique du silicium sur le bassin versant du Strengbach. Une représentation satisfaisante de l'état actuel du site laisse envisager un usage du modèle WITCH, et ici de son module de silice biogène, dans un contexte de changement climatique. L'anticipation des changements globaux inhérents aux cycles biogéochimiques, dont celui du silicium, est utile dans le contexte socio-économique lié à l'exploitation des ressources d'écosystèmes forestiers comme le bassin versant du Strengbach, d'où l'intérêt de la prise en compte du changement climatique dans de telles études.

## Bibliographie

Ackerer J., **Mécanismes et taux de dénudation d'un bassin versant élémentaire (Strengbach, France) : apport de l'étude couplée des méthodes de datation isotopique (déséquilibres U-Th-Ra,  $^{10}\text{Be}$  in situ) et des méthodes de modélisation hydrogéochimique (KIRMAT).** Thèse de doctorat, Géochimie, Université de Strasbourg, 2017. 227 p.

Albers D., Migge S., Schaefer M., Scheu S., **Decomposition of beech leaves (*Fagus sylvatica*) and spruce needles (*Picea abies*) in pure and mixed stands of beech and spruce.** *Soil Biology & Biogeochemistry*, 2004, vol. 36, n°1, p. 155-164

Alexandre A., Meunier J.-D., Colin F., Koud J.-M., **Plant impact on the biogeochemical cycle of silicon and related weathering processes.** *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1997, vol. 61, n°3, p. 677-682

Arnell N. W., **A simple water balance model for the simulation of streamflow over a large geographic domain.** *Journal of Hydrology*, 1999, vol. 217, n°3-4, p. 314-335

Bartoli F., Souchier B., **Cycle et rôle du silicium d'origine végétale dans les écosystèmes forestiers tempérés.** *Annales des sciences forestières, INRA/EDP Sciences*, 1978, vol. 35, n°3, p. 187-202

Bartoli F., **The Biogeochemical Cycle of Silicon in Two Temperate Forest Ecosystems.** *Ecological Bulletins*, 1983, n°35, p. 469-476

Beaulieu E., Goddérés Y., Labat D., Roelandt C., Oliva P., Guerrero B., **Impact of atmospheric CO<sub>2</sub> levels on continental silicate weathering.** *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, 2010, vol. 11, n°7

Beaulieu E., **Modélisation hydrogéochimique des grands bassins fluviaux : Implications du réchauffement climatique.** Thèse de doctorat, Hydrogéochimie, Université de Toulouse III – Paul Sabatier, 2011. 188 p.

Beaulieu E., Goddérés Y., Donnadiou Y., Labat D., Roelandt C., **High sensitivity of the continental-weathering carbon dioxide sink to future climate change.** *Nature Climate Change*, 2012, vol. 2, n°5, p. 346-349

Beaulieu E., Lucas Y., Viville D., Chabaux F., Ackerer P., Goddérés Y., Pierret M.-C., **Hydrological and vegetation response to climate change in a forested mountainous catchment.** *Modeling Earth Systems and Environment*, 2016, vol. 2, n°4, p. 1-15

Beaulieu E., Pierret M.-C., Legout A., Chabaux F., Goddérés Y., Viville D., Hermann A., **Biogeochemical cycle modelling in the forest mountainous catchment over the last twenty-five years.** (communication personnelle d'un article en préparation pour 2019)

Bluth G., Kump L., **Lithologic and climatologic controls of river chemistry.** *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1994, vol. 58, n°10, p. 2341-2359

Boutin R., Montigny R., Thuziat R., **Chronologie K-Ar et  $^{39}\text{Ar}/^{40}\text{Ar}$  du métamorphisme et du magmatisme des Vosges. Comparaison avec les massifs varistiques avoisinants.** *Géologie de la France*, 1995, vol. 1, p. 3-25

Cary L., Alexandre A., Meunier J.-D., Boeglin J.-L., Braun J.-J., **Contribution of phytoliths to the suspended load of biogenic silica in the Nyong basin rivers (Cameroon).** *Biogeochemistry*, 2005, vol. 74, n°1, p. 101-114

Conley D., **Riverine contribution of biogenic silica to the oceanic silica budget.** *Limnology and Oceanography*, 1997, vol. 42, n°4, p. 774-777

Conley D., **Terrestrial ecosystems and the global biogeochemical silica cycle.** *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, vol. 16, n°4, p. 1121-1129

Cosby B. J., Ferrier R. C., Jenkins A., Wright R. F., **Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model.** *Hydrology and Earth System Sciences*, 2001, vol. 5, n°3, p. 499-518

Drever J. I., **The effect of land plants on weathering rates of silicate minerals.** *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1994, vol. 58, n°10, p. 2325-2332

Drever J. I., **The Geochemistry of Natural Waters.** Pearson, 3<sup>ème</sup> édition, 1997. 436 p. ISBN 0132727900

Duvigneaud P., **La Synthèse Ecologique.** Paris : Doin, 1974. 296 p. ISBN 2-7040-0013-1

Frayssé F., Cantais F., Pokrovsky O. S., Schott J., Meunier J.-D., **Aqueous reactivity of phytoliths and plant litter: Physico-chemical constraints on terrestrial biogeochemical cycle of silicon.** *Journal of Geochemical Exploration*, 2006, vol. 88, p. 202-205

Frayssé F., Pokrovsky O. S., Schott J., Meunier J.-D., **Surface chemistry and reactivity of plant phytoliths in aqueous solutions.** *Chemical Geology*, 2009, vol. 258, p. 197-206

Gerten D., Schaphoff S., Haberlandt U., Lucht W., Sitch S., **Terrestrial vegetation and water balance – hydrological evaluation of a dynamic global vegetation model.** *Journal of Hydrology*, 2004, vol. 286, n°1-4, p. 249-270

Goddéris Y., François L. M., Probst A., Schott J., Moncoulon D., Labat D., Viville D., **Modelling weathering processes at the catchment scale: The WITCH numerical model.** *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2006, vol. 70, p. 1128-1147

Hodson M. J., Sangster A. G., **Aluminium/silicon interactions in conifers.** *Journal of Inorganic Biogeochemistry*, 1999, vol. 76, p. 89-98

Institut National de la Recherche Agronomique. **BILJOU Modèle de bilan hydrique forestier** (en ligne) INRA, 2015 (consulté le 01/02/2019)  
< <https://appgeodb.nancy.inra.fr/biljou/> >

Lucas Y., **The role of plants in controlling rates and products of weathering: Importance of biological pumping.** *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 2001, vol. 13, n°29, p. 135-163

Meunier J.-D., Colin F., Alarcon C., **Biogenic silica storage in soils.** *Geology*, 1999, vol. 27, n°9, p. 835-838

Meunier J.-D., **Le rôle des plantes dans le transfert du silicium à la surface des continents.** *C. R. Geoscience*, 2003, vol. 335, p. 1199-1206

Moulton K. L., West J., Berner R. A., **Solute flux and mineral mass balance approaches to the quantification of plant effects on silicate weathering.** *American Journal of Science*, 2000, vol. 300, n°7, p. 539-570

Oliva P., Viers J., Dupré B., **Chemical weathering in granitic environments.** *Chemical Geology*, 2003, vol. 202, n°3, p. 225-256

Pierret M.-C., Cotel S., Ackerer P., Beaulieu E., Benarioumlil S., Boucher M., ... & Friedmann P., **The Strengbach catchment: A multidisciplinary environmental sentry for 30 years.** *Vadose Zone Journal*, 2018, vol. 17, n°1, 17p.

Pierret M.-C., Viville D., Dambrine E., Cotel S., Probst A., **Twenty-five year record of chemicals in open filed precipitation and throughfall from a medium-altitude forest catchment (Strengbach – NE France): An obvious response to atmospheric pollution trends.** *Atmospheric Environment*, 2019, vol. 202, p. 296-314

Prunier J., Chabaux F., Stille P., Gangloff S., Pierret M.-C., Viville D., Aubert A., **Geochemical and isotopic (Sr, U) monitoring of soil solutions from the Strengbach catchment (Vosges mountains, France): evidence for recent weathering evolution.** *Chemical Geology*, 2015, vol. 417, p. 289-305

Roelandt C., Goddérés Y., Bonnet M.-P., Sondag F., **Coupled modeling of biospheric and chemical weathering processes at the catchment scale.** *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, vol. 24, n°2, GB2004

Sariyildiz T., Tufekçioğlu A., Kuçuk M., **Comparison of Decomposition Rates of Beech (*Fagus orientalis* Lipsky) and Spruce (*Picea orientalis* (L.) Link) Litter in Pure and Mixed Stands of Both Species in Artvin, Turkey.** *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 2005, vol. 29, n°6, p. 429-438

Sitch S., Smith B., Prentice I. C., Arneth A., Bondeau A., Cramer W., Kaplan J. O., Levis S., Lucht W., Sykes M. T., Thonicke K., Venevsky S., **Evaluation of ecosystem dynamics, plant geography and terrestrial carbon cycling in the LPJ dynamic global vegetation model.** *Global Change Biology*, 2003, vol. 9, n°2, p. 161-185

Street-Perrott F. A., Barker P. A., **Biogenic silica: a neglected component of the coupled global continental biogeochemical cycles of carbon and silicon.** *Earth Surface Processes and Landforms*, 2008, vol. 33, n°9, p. 1436-1457

Tyler G., Ström L., **Differing Organic Acid Exudation Pattern Explains Calcifuge and Acidifuge Behaviour of Plants.** *Annals of Botany*, 1995, vol. 75, n°1, p. 75-78

Zetterberg T., Köhler S. J., Löfgren S., **Sensitivity analyses of MAGIC modelled predictions of future impacts whole-tree harvest on soil calcium supply and stream acid neutralizing capacity.** *Science of The Total Environment*, 2014, vol. 494-495, p. 187-201



## Annexe n°1 : Les mécanismes de la dissolution des phytolithes

Les phytolithes ne se dissolvent pas tous à la même vitesse. Trois hypothèses principales existent afin d'expliquer ces différences cinétiques (Meunier, 2011) :

- (1) les morphotypes offrant une plus grande surface spécifique s'altèrent plus rapidement, du fait d'une exposition plus importante,
- (2) certains phytolithes sont protégés de l'altération dans des agrégats organo-minéraux,
- (3) certains types de phytolithes sont plus facilement altérés par certaines bactéries qui leur sont spécifiques.

Cependant, l'expérience de Fraysse *et al*, (en 2006) portant sur la réactivité des phytolithes en solution aqueuse contrecarre la première hypothèse. En effet, l'expérience menée sur des phytolithes issus de réservoirs et d'écosystèmes différents (feuilles et sol, tempéré et tropical, prèles et bambous) avait pour but de déterminer si les propriétés de ces différents types de phytolithes influaient sur le taux de libération de la silice. Ils sont arrivés à plusieurs conclusions. D'une part, la réactivité de la surface des phytolithes ne dépend pas de leur topologie ou de leur structure locale. De plus, il ne semble pas exister de sites de dissolution préférentiels à la surface des phytolithes. Néanmoins, le taux de dissolution des phytolithes est fonction du pH, et ce indépendamment de l'écosystème étudié. D'autre part, comparer ces résultats avec ceux relatifs à la dégradation de litière (prèles et aiguilles de pins) indique que le taux de libération de la silice est indépendant des processus d'hydrolyse de la cellulose.

Une étude ultérieure menée par Fraysse *et al*, en 2009 affine les conclusions précédemment évoquées. Une expérience est là encore menée sur des phytolithes issus de quatre espèces de plantes différentes mais ayant en commun d'avoir un produit de solubilité proche de celui de la silice amorphe et des phytolithes issus de sols de forêts de bambous. Cette expérience a mené à l'établissement d'une relation entre le taux de dissolution des phytolithes, l'activité des protons et l'activité des ions hydroxydes. L'influence du pH sur la dissolution des phytolithes (et donc sur la libération de silicium en phase soluble) est réaffirmée au vu des résultats de cette expérience : taux de dissolution minimal pour un pH égal à 3, temps de demi-vie des phytolithes dans la solution du sol variable avec le pH (dix à douze ans pour un pH entre 2 et 3 et moins d'un an pour un pH supérieur à 6). Par ailleurs, ces résultats concordent avec les observations réalisées sur le terrain.

## Annexe n°2 : Les études de Bartoli (1983) et Alexandre *et al.* (1997)

Au vu de l'importance des études menées par Bartoli en 1983 et par Alexandre *et al.* en 1997 pour la compréhension du rôle de la silice biogène dans le cycle biogéochimique du silicium et pour la conduite de ce stage, il convient ici de les décrire plus en détail. Les schémas des bilans réalisés par Bartoli, utilisés dans le cadre de ce stage, ont déjà été rapportés dans le corps de ce mémoire.

### Annexe n°2a : L'étude de Bartoli (1983)

En 1983, Bartoli a conduit, sur deux écosystèmes de forêts tempérées, dans les Vosges, une étude portant sur leurs cycles biogéochimiques respectifs pour le silicium. L'objectif était double : d'une part, développer un modèle conceptuel des cycles biogéochimiques pouvant s'appliquer à ces écosystèmes de forêts tempérées, et d'autre part, comparer le fonctionnement du cycle biogéochimique du silicium d'une forêt de conifères à celui d'une forêt de feuillus. Pour ce faire, il a créé un modèle simple fondé sur des bilans de flux de silicium et des données expérimentales.

Plusieurs résultats notables ont été obtenus. Tout d'abord, Bartoli constate qu'il y a une relation positive entre l'intensité du cycle biologique des arbres et la taille des réservoirs des minéraux du sol potentiellement altérables. Il constate en outre que le cycle biologique du silicium est rapide dans les forêts de feuillus (26 kg/ha/an absorbés) alors qu'il est lent dans les forêts de conifères (8 kg/ha/an absorbés). Il affirme en cela que le silicium est un très bon traceur des cycles biologiques.

De plus, les flux de silicium sortants dans la solution du sol sont très élevés dans les forêts de conifères (cycle biologique du silicium le plus lent) mais peu élevés dans les forêts de feuillus (cycle biologique du silicium le plus rapide). De la même façon, il apparaît que les flux de silicium liés aux processus d'altération et se retrouvant à l'exutoire sont environ dix fois plus élevés dans les forêts de conifères que dans les forêts de feuillus. Bartoli en conclut finalement que le cycle biologique du silicium exerce un contrôle important sur les flux de silicium résultants de l'altération dans les forêts de feuillus. Les autres facteurs influençant l'altération chimique sont liés aux conditions physico-chimiques et minéralogiques du sol, d'où la notion de cycle biogéochimique du silicium.

Enfin, le résultat le plus marquant de l'étude de Bartoli est le suivant. Son travail aboutit à la conclusion selon laquelle 85% du silicium soluble des forêts de feuillus décidus est d'origine biogène (contre 15% pour les forêts de conifères).

## Annexe n°2b : L'étude d'Alexandre *et al.* (1997)

Alexandre *et al.* ont mené une étude sur une forêt tropicale du Congo, arguant que les forêts équatoriales sont parmi les types de végétation les plus efficaces dans le recyclage du silicium. Leur but était de questionner l'apport de la silice biogène, et plus particulièrement des phytolithes, aux flux relatifs au cycle biogéochimique du silicium. Pour ce faire, l'équipe a appliqué la démarche proposée par Bartoli en 1983 à leur cas d'étude.

Alexandre *et al.* mettent en évidence l'importance des phytolithes dans la quantification des flux de silicium relâchés par les systèmes végétaux. En effet, ils aboutissent à la conclusion que, dans leur cas d'étude, la quantité de silicium relâchée par la dissolution des phytolithes est deux fois plus élevée que celle relâchée par l'altération des silicates. Ce résultat est interprété comme une mise en évidence d'un état d'équilibre entre, d'un côté un faible stock de silice biogène avec de hauts taux de dissolution, et d'un autre côté un stock bien plus grand de silicates non biogènes avec des taux de dissolution plus faibles. Plus précisément, leur étude les a conduits à divers résultats chiffrés. Tout d'abord, il apparaît que 7,5% de la production de phytolithes est préservée dans le sol. Un phénomène de translocation enfouit les phytolithes à une profondeur telle qu'ils ne sont pas dissous. Ainsi, 92,5% des phytolithes sont dissous dans le sol, ou au niveau du sol. Cependant, la dissolution des phytolithes est alors insuffisante pour fournir suffisamment de silicium aux végétaux. Pour satisfaire les besoins de la végétation, une partie du silicium relâché par altération chimique est utilisée par les plantes (soit entre 20% et 27% de la quantité totale de silicium dissous résultant de l'altération chimique).

Cette étude conforte les résultats de Bartoli en prouvant que la présence de végétaux peut avoir un impact significatif sur les cycles du silicium. Cela dépend de la nature des écosystèmes étudiés, mais il est indéniable que le couvert végétal et le type de végétation influencent le cycle biogéochimique du silicium. Cette assertion est mise ici en évidence par la demande des végétaux en silicium dissous et par le rôle que jouent les phytolithes dans la satisfaction de cette demande. En effet, si les besoins des végétaux en silicium sont supérieurs à ce que peut produire la dissolution des phytolithes, alors le silicium dissous issu de l'altération chimique vient compenser ce manque. C'est le cas de cette étude. Toutefois, Alexandre *et al.* précisent que la végétation ne perturbe pas le cycle biogéochimique du silicium si elle a une faible demande en silicium ou si les sols favorisent déjà l'altération des silicates, notamment du fait de leur nature acide, comme c'était le cas dans l'étude de Bartoli de 1983. En l'absence de végétation, les produits de dissolution des silicates doivent se retrouver, en termes de quantité, dans deux flux du système : le silicium dans l'eau, qui quitte ultimement le système via l'exutoire, et le silicium dans la solution du sol, qui est disponible pour la formation de nouveaux minéraux.

## Annexe n°3 : Le modèle LPJ

Le modèle LPJ (Lund-Potsdam-Jena) est un modèle de végétation dynamique global. Son objectif est de représenter les dynamiques de la végétation terrestre et des échanges d'eau et de carbone entre la biosphère et les autres compartiments du système global qu'est la Terre. Il est conçu pour modéliser ces phénomènes à large échelle, c'est-à-dire à l'échelle de bassins versants majeurs, voire à l'échelle mondiale. Ces modélisations se fondent sur des processus adaptés, notamment biologiques et biogéochimiques. Ces processus sont couplés de façon interactive au sein du modèle. Citons par exemple la compétition pour la ressource, le renouvellement des tissus végétaux, les dynamiques de population, les dynamiques de la matière organique du sol et de la litière ou encore la résistance au feu. Dix types fonctionnels de plantes (PFTs) ont été définis à partir des différences physiologiques, morphologiques, phénologiques ou bioclimatiques des végétaux. Ces PFTs seront explicités ultérieurement. Il convient également de faire remarquer que certains paramètres du modèle sont définis selon une base journalière alors que d'autres sont définis sur une base annuelle.

### Présentation du modèle LPJ dans sa conception initiale

Une description détaillée du modèle LPJ a été réalisée par Sitch *et al* en 2003. C'est d'ailleurs sur leurs travaux que s'appuient les informations présentées dans cette partie. Le modèle LPJ opère sur une discrétisation spatiale du site étudié selon une grille aux motifs rectangulaires. Au sein de chacune des cellules de cette grille, la végétation de chaque type fonctionnel de plantes (PFTs) est représentée en tant que fraction de la couverture globale de la cellule (sachant qu'il est possible qu'une fraction de la cellule soit exempte de tout couvert végétal, c'est-à-dire qu'elle corresponde à un sol nu). L'existence, c'est-à-dire l'établissement et le maintien d'un PFT, est conditionnée par des limites bioclimatiques issues des travaux effectués pour la famille de modèles BIOME (Sitch *et al*, 2003). Le modèle LPJ établit des bilans en carbone et en eau au terme de ses simulations. Les échanges de carbone entre les végétaux et le sol sont simulés à l'aide d'un réservoir spécialement dédié au carbone du sol. La discrétisation verticale du modèle LPJ est réalisée suivant deux couches de sol : une couche de surface et une couche profonde. Le modèle itère ses sorties sur une année, mais travaille avec certaines données renseignées au pas de temps mensuel, voire au pas de temps journalier.

### **Les dix types fonctionnels de plantes (PFTs)**

Les dix PFTs utilisés au sein de ce modèle ont été définis dans l'optique de couvrir les caractéristiques de l'ensemble des espèces végétales majeures de la planète. On peut citer brièvement ces caractéristiques : tropical, tempéré, boréal, pour ce qui est d'une différenciation climatique ; à feuilles, à aiguilles ; et à feuilles persistantes, à feuilles non persistantes selon le cycle saisonnier, à feuilles non persistantes selon le cycle des pluies. Chaque PFT est associé à divers paramètres tabulés utilisés dans le modèle pour simuler les différents processus considérés. Citons par exemple, l'indice de présence des racines selon la couche du sol, la conductance de la canopée, la résistance au feu, la longévité des feuilles, les temps de renouvellement des tissus carbonés des différents compartiments d'un individu (aubier, feuilles, racines) ou encore des limites bioclimatiques relatives à la température limite d'établissement et de maintien ou au nombre de degrés-jours nécessaires à une croissance optimale. Enfin, on notera que parmi les dix types de PFTs, huit sont des types de végétaux dits « boisés » et deux sont des types de végétaux dits « herbeux ». Leurs conditions, d'établissement, de maintien, et leurs dynamiques de population de façon générale sont différentes et sont prises en compte au sein des simulations.

## La notion d'individu moyen

L'unité fondamentale du modèle LPJ est l'individu moyen associé à chaque population de PFTs. Procéder ainsi permet de simuler d'une manière relativement simple les différents processus pour chaque PFT. Les résultats sont ensuite généralisés à l'ensemble de la population du PFT correspondant à l'aide de la densité de population de ce PFT au sein de la cellule considérée. L'individu moyen est défini différemment selon que le PFT considéré soit boisé ou herbacé. L'individu moyen d'un PFT boisé est défini par la surface de sa couverture végétale (c'est-à-dire la surface projetée de son houppier, encore appelée couronne végétale) ainsi que par quatre réservoirs de carbone : les feuilles, l'aubier, le duramen et les racines. L'individu moyen d'un PFT herbacé est uniquement défini par deux réservoirs de carbone : les feuilles et les racines. Les autres masses de carbone ne sont pas définies et la densité de population des PFTs herbeux est arbitrairement fixée à 1.

Tout au long de la simulation, le modèle doit respecter quatre équations scalaires fondamentales pour chaque PFT. Ces quatre équations servent à contraindre le modèle afin qu'il puisse définir correctement certains paramètres, notamment les tailles des différents réservoirs de carbone, lors de certaines étapes clés.

\_ Première équation : relation de proportionnalité entre la surface foliaire et la surface transversale de l'aubier d'un individu moyen.

\_ Deuxième équation : relation liant le réservoir de carbone foliaire au réservoir de carbone racinaire en fonction du ratio massique maximal feuille / racine (valeur tabulée) et du stress hydrique représenté par un paramètre variant entre 0 et 1.

\_ Troisième équation : relation de type puissance reliant la taille du végétal au diamètre de son tronc via des valeurs tabulées.

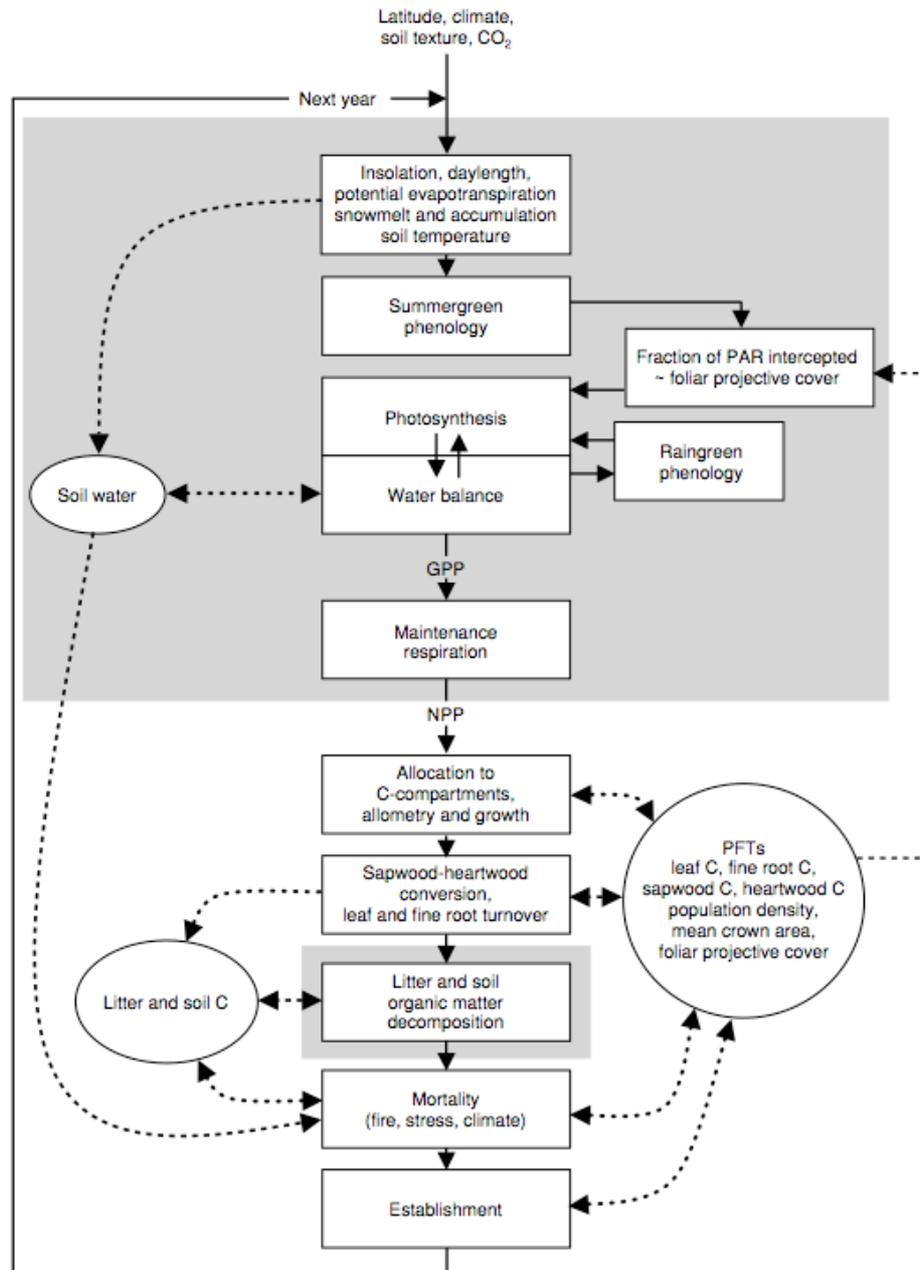
\_ Quatrième équation : relation de type puissance reliant la couronne végétale au diamètre du tronc via des valeurs tabulées.

D'autres caractéristiques de l'individu moyen sont ensuite évaluées et servent à diverses étapes ultérieures de la modélisation. Le *Leaf Area Index* (LAI) est évalué à partir de la couronne végétale et de la masse de carbone du réservoir « feuilles ». La fraction de couverture totale d'un PFT pour une cellule de la grille est déterminée à partir de LAI, de la couronne végétale et de la densité de population correspondante.

## Déroulement d'une simulation du modèle LPJ

Cette partie s'appuiera sur les travaux de Sitch *et al* de 2003 puisque l'article qu'ils ont publié livre une description détaillée des différentes étapes d'une simulation du modèle LPJ (cf. *Figure*). En général, lors des premières simulations portant sur un site donné, la grille est initialement dépourvue de toute végétation. Une modélisation préliminaire doit être lancée afin de parvenir à un état d'équilibre censé simuler les écosystèmes actuels. Ces premières simulations demandent en général un millier d'itérations pour atteindre un état d'équilibre, sachant que une itération du modèle correspond à une année. A noter que le modèle LPJ a eu besoin, dans le cas de l'étude de Sitch *et al*, de données d'entrée résultant de la simulation d'un modèle de transport du CO<sub>2</sub> atmosphérique, à savoir le modèle TM2.

Les données d'entrée nécessaires au modèle LPJ sont renseignées au pas de temps mensuel. Elles concernent le climat, la latitude, le sol et le CO<sub>2</sub> atmosphérique propres à chaque cellule de la grille. De ces données sont dérivés divers paramètres physiques associés à la cellule correspondante : exposition au soleil, évapotranspiration et fonte des neiges potentielle, percolation, etc. Ces données vont permettre au modèle de déterminer les flux d'eau et de carbone induits au niveau de la cellule par les phénomènes de photosynthèse (GPP, pour « Gross Primary Production ») puis de maintenance et de respiration (NPP, pour « Net Primary Production », qui correspond à la GPP à laquelle a été retranchée la respiration). La valeur de la NPP correspond à la production nette de carbone.



*Schéma fonctionnel d'une itération du modèle LPJ (Sitch et al, 2003)*

Le carbone ainsi formé (NPP) est alors alloué à la croissance de l'individu moyen et reparti selon les quatre compartiments du végétal dans le respect des quatre équations scalaires mentionnées dans la partie précédente. Il convient dans cette étape de prendre en compte les phénomènes de renouvellement des tissus, des coûts de reproduction en terme de matière carbonée et de l'allocation de carbone aux quatre réservoirs du végétal. C'est également à cette étape du traitement qu'est modifié en conséquence le réservoir du sol via les processus de décomposition de la litière et de la matière organique. En effet, le réservoir du sol est le compartiment qui accueille, entre autres, le carbone des feuilles et des racines mortes). Ces processus sont conditionnés par la température et la teneur en eau du sol.

Sont ensuite simulés d'autres processus qui vont influencer sur la population des PFTs au sens large, et notamment sur leur densité de population. Tout d'abord, la mortalité, exprimée comme un taux, vient corriger la densité de population de l'itération précédente. Elle est en fait composée de la somme de cinq taux de mortalité correspondant à cinq

causes physiques différentes : la mortalité due à une absence de lumière, révélatrice de la compétition entre individus pour la lumière et opérante lorsque la fraction de surface couverte d'une cellule dépasse une valeur seuil ; la mortalité due à une croissance trop lente, la mortalité due à une NPP négative, la mortalité due à une chaleur excessive et la mortalité due à un dépassement des limites bioclimatiques de maintien durant vingt années consécutives. La somme de ces différents taux est bornée à 1.

Ensuite, la perturbation due aux incendies est également prise en compte par le modèle LPJ. Il existe une valeur seuil de teneur en eau du sol au-delà de laquelle les incendies ne se propagent pas. Lors des simulations, la teneur en eau du sol est mise à jour de façon journalière. La surface brûlée annuelle est déterminée en fonction de la durée de la saison des feux et des teneurs en eau du sol. Les individus herbacés ne sont pas affectés par le régime de perturbation des incendies puisque leur cycle de vie se termine en un an. Les réservoirs de carbone des individus brûlés sont relâchés dans l'atmosphère sous forme de CO<sub>2</sub>, c'est-à-dire qu'ils ne sont plus pris en compte dans le modèle. Dans une partie antérieure, il avait été évoqué que les feux de forêts pouvaient être à l'origine de puits de silicium dans les sols. Cependant, il n'est pas possible de simuler ce phénomène à partir de sorties du modèle LPJ, puisque la matière carbonée incendiée est retirée du modèle.

Enfin, le dernier processus à être pris en compte dans le modèle est l'établissement de nouveaux individus. Un taux d'établissement est calculé pour chaque PFT en fonction de sa fraction de couverture et de paramètres relevant des limites bioclimatiques d'établissement. Les densités de population et les réservoirs de carbone sont mis à jour en fonction de ces changements. Le modèle a ainsi terminé une itération et reprend la boucle du début pour simuler l'évolution du système au cours de l'année suivante.

## Evolution et limitations du modèle LPJ

Sitch *et al.*, avancent que le modèle LPJ diffère des modèles l'ayant précédé par sa prise en compte d'un plus grand nombre de paramètres et son souhait de modéliser plus précisément de nombreux processus biologiques (structure de la végétation, compétition entre les individus) ou biogéochimiques. Le modèle LPJ ne considère que deux couches de sol, ce qui semble suffisant pour travailler aux échelles spatiales pour lesquelles il a été pensé. En effet, le modèle donne des résultats qui sont, aux échelles locale, régionale et globale, en accord avec les intervalles usuels des paramètres concernés, notamment au niveau saisonnier. Il parvient à représenter avec une précision notable la distribution biogéographique des biomes majeurs du globe (Sitch *et al.*, 2003). De plus, le modèle est utilisé dans des approches permettant de coupler des modèles climatiques et des modèles représentant le cycle du carbone (Joos *et al.*, 2001). Toutefois, Sitch *et al.*, concèdent que le modèle LPJ a besoin de davantage de développement, soutenu par des études à l'échelle régionale en divers points du globe qui permettraient d'affiner les simulations. De fait, le modèle LPJ a été amélioré sur plusieurs points depuis l'étude de Sitch *et al.* Une modification significative est une simulation plus approfondie des régimes hydrologiques des écosystèmes (Gerten *et al.*, 2004). En effet, la question de l'évapotranspiration est désormais traitée par le modèle. Une évapotranspiration potentielle est déterminée à partir, entre autres, de la radiation nette et de l'augmentation de la pression de vapeur saturante avec la température et la chaleur latente de vaporisation. L'évapotranspiration réelle est simulée à partir de trois paramètres, eux-mêmes déterminés à l'aide des paramètres fondamentaux du modèle, à savoir les pertes d'eau par interception foliaire, la transpiration des plantes et l'évaporation du sol. La capacité de stockage en eau du sol et la génération du ruissellement ont également été améliorées puisqu'elles dépendent en partie des différents processus précédemment évoqués. Par ailleurs, le modèle peut désormais simuler le rôle du permafrost aux hautes latitudes, ainsi que la fonte des neiges et ses conséquences.

Cependant, la modélisation des régimes hydrologiques des écosystèmes reste perfectible selon Gerten *et al.*, 2004, puisque la mésestimation des phénomènes de ruissellement à l'échelle des grands bassins versants régionaux est fréquente. Selon les

régions, le ruissellement peut être plus ou moins sous-estimé ou surestimé. Les simulations du modèle LPJ en ce qui concerne l'évapotranspiration et le ruissellement sont comparables à celles obtenues via des modèles hydrologiques, mais elles diffèrent significativement des données observées pour plusieurs régions du monde. Ces biais sont similaires à ceux d'autres modèles hydrologiques à grande échelle, et non pas spécifiques à LPJ. Ils sont principalement attribuables aux incertitudes sur les données d'entrée liées au climat et aux interventions humaines non prises en compte par le modèle (prélèvement d'eau, conversion de la couverture terrestre, etc.). Les erreurs observées sont quantitatives mais aussi temporelles, puisque le modèle tend à trop anticiper dans l'année les périodes de fort ruissellement. Gerten *et al*, avancent que les erreurs commises par le modèle à propos du ruissellement peuvent s'expliquer par deux motifs majeurs. D'une part, le ruissellement d'une cellule de la grille de simulation n'est pas reporté sur les cellules voisines, et ceci parce qu'aucun chemin préférentiel d'écoulement n'est défini dans le modèle. D'autre part, le modèle ne tient pas compte de la variabilité spatiale des dynamiques de ruissellement. Ainsi, il ne simule pas le tracé des grands cours d'eau et les dynamiques d'écoulement des grands bassins versants régionaux (notamment la notion d'exutoire, où se retrouve ultimement tout le ruissellement du bassin versant). Il ne tient pas non plus compte des zones capables de stocker de l'eau et qui devraient, à l'inverse, être caractérisées par un ruissellement plus faible (zones humides, grands lacs, etc.). De la même façon, il ne prend pas en compte l'impact négatif des activités humaines, et plus précisément des prélèvements en eau, sur le ruissellement. Gerten *et al*, préconisent qu'un PFT additionnel soit créé afin de simuler les zones agricoles. Ces dernières se caractérisent en effet par des dynamiques de végétation et de ruissellement bien différentes de celles des écosystèmes dits naturels.

Les imprécisions hydrologiques du modèle LPJ ne doivent pas nécessairement être considérées comme rédhibitoires, en cela qu'elles sont similaires à celles des modèles hydrologiques classiques. Gerten *et al*, conseillent de définir davantage de couches de sol afin de minimiser les biais qu'induit une représentation simple de la structure du sol vis-à-vis des phénomènes de ruissellement et d'évapotranspiration. Le modèle LPJ présente néanmoins un intérêt supplémentaire par rapport aux modèles hydrologiques classiques puisque sa modélisation couplée des cycles de l'eau et du carbone permet de s'intéresser plus en détail à la dynamique des interactions entre biosphère, hydrosphère et atmosphère. La simulation de la dynamique de la végétation et du couplage des cycles de l'eau et du carbone est jugée satisfaisante pour servir dans des études visant à étudier ces questions dans un contexte de changement climatique. De façon générale, Foley *et al*, dès 1998, clament la pertinence de telles démarches.

#### Références bibliographiques complémentaires

Foley J. A., Levis S., Prentice I. C., Pollard D., Thompson S. L., **Coupling dynamic models of climate and vegetation.** *Global Change Biology*, 1998, vol. 4, p. 561-579

Joos F., Prentice I. C., Sitch S., Meyer R., Hooss G., Plattner G.-K., Gerber S., Hasselmann K., **Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) emission scenarios.** *Global Biogeochemical Cycles*, 2001, vol. 15, n°4, p. 891-907

## Annexe n°4 : Le modèle BILJOU

### Les données d'entrée nécessaires au modèle BILJOU

#### **Données météorologiques journalières**

- \_ Précipitations (mm)
- \_ Température de l'air
- \_ Humidité relative
- \_ Pression de vapeur dans l'air ou déficit de saturation de l'air
- \_ Vitesse du vent
- \_ Rayonnement global

#### **Paramètres relatifs au sol et à son peuplement forestier**

- \_ Le type de couvert (à feuilles persistantes (sempervirent) ou non (décidu))
- \_ Les dates de débourrement et de chutes des feuilles (pour les décidus)
- \_ L'indice foliaire maximal du couvert (LAI)
- \_ Les caractéristiques hydriques et physiques du sol dont la fraction de racines fines dans chaque couche de sol.

### Les fonctions utilisées par le modèle BILJOU

#### **La variation de l'indice foliaire**

Les individus sempervirents ne connaissent pas de variation de leur indice foliaire. Il est toujours égal à leur indice foliaire maximal, valeur renseignée par l'utilisateur. L'indice foliaire des arbres décidus varie au cours de l'année en fonction de l'indice foliaire maximal, de la date de débourrement et de la date de chute des feuilles.

#### **La transpiration des arbres et sa régulation**

La transpiration journalière est une fonction de l'évapotranspiration potentielle (ETP) et de l'indice foliaire (LAI). Le rapport  $T/ETP$  est fixé à un maximum de 0,75 pour un LAI supérieur ou égal à 6. Lorsque le LAI est inférieur à 6, ce rapport  $T/ETP$  diminue proportionnellement avec le LAI. Le rapport  $T/ETP$  est en outre conditionné par la réserve relative en eau du sol qui, si elle est inférieure à 0,4, amène à une diminution linéaire du rapport  $T/ETP$ .

#### **L'interception des précipitations**

La quantité de pluie interceptée par les feuilles dépend des précipitations et du LAI. En-deçà d'un certain seuil de pluie (jusqu'à 3 mm), toute l'eau est interceptée. Puis, la quantité de pluie interceptée décroît de façon hyperbolique avec les précipitations. L'interception augmente avec le LAI. La pluie au sol est déterminée en soustrayant l'interception aux précipitations.

### ***L'évaporation du sol et de la state herbacée***

Cette fonction dépend directement du rayonnement global et du LAI (qui vient atténuer le rayonnement global pour donner le rayonnement incident réel qui parvient au niveau du sol).

### ***Le drainage***

Il est calculé par différence à partir des flux précédents. Les précipitations retranchées de l'interception, de la transpiration et de l'évaporation correspondent au drainage. Cette eau va s'infiltrer dans le sol et s'accumuler dans les différentes couches du modèle suivant leurs états de saturation et leurs porosités. Il convient de faire remarquer que le modèle ne tient pas compte des phénomènes de gel/dégel et de fonte des neiges. Les impacts singuliers que peuvent avoir ces phénomènes sur les réserves en eau du sol ne sont donc pas modélisables via BILJOU.

### **Déroulement d'une itération du modèle BILJOU**

Les données météorologiques journalières sont d'abord utilisées pour calculer les paramètres nécessaires au modèle ainsi que, dans l'ordre, l'évapotranspiration potentielle (ETP), l'interception des pluies par le feuillage, la pluie au sol, l'évapotranspiration réelle de la state herbacée puis la transpiration des arbres et du sol. Ensuite sont effectués les bilans à proprement parler. L'eau de la pluie au sol est ajoutée au compartiment des réserves en eau du sol. Cette eau est répartie différemment suivant les cinq couches de sol en tenant compte des phénomènes de drainage et de réhumectation propres à chaque couche. Les eaux perdues par drainage et par transpiration du sol sont soustraites aux réserves en eau du sol. Les phénomènes de transpiration et d'évapotranspiration dans le compartiment superficiel entraînent également des pertes en eau pour cet horizon. Enfin, la nouvelle réserve en eau du sol est calculée. Le modèle peut à présent boucler pour effectuer une nouvelle itération sur la journée suivante.

A noter que les réserves en eau du sol sont bien sûr calculées en valeurs absolues, mais aussi en valeurs relatives. Cette valeur (REW) sert notamment dans le calcul de la transpiration des arbres, puisqu'elle peut conditionner sa valeur à partir d'un certain seuil.

*Les informations présentées dans cette annexe ont été obtenues via le site Internet de l'INRA.*

< <https://appgeodb.nancy.inra.fr/biljou/> >

## Annexe n°5 : Tableaux des coefficients de sélectivité retenus

Cette annexe présente le récapitulatif des coefficients de sélectivité finalement retenus pour HP et VP, respectivement. Les valeurs de ces coefficients étaient par défaut fixées à 3, pour toutes les couches et pour tous les éléments.

	Ca	Mg	Na	K	Al
Couches 1 à 3	2,7	2,8	3,0	2,7	3,0
Couches 4 à 7	2,7	2,8	3,0	2,3	3,0

*Récapitulatif des coefficients de sélectivité retenus pour HP*

	Ca	Mg	Na	K	Al
Couches 1 à 3	2,9	2,8	2,7	3,0	3,0
Couches 4 à 7	3,0	3,0	2,7	3,0	3,0

*Récapitulatif des coefficients de sélectivité retenus pour VP*

## Annexe n°6 : Code pour l'implémentation des équations du module de silice biogène (1<sup>ère</sup> mouture, 1994-1998)

Cette annexe présente des morceaux choisis du code Fortran mis en place pour modéliser les flux de silice biogène sur le bassin versant du Strengbach. La première partie de cette annexe décrit les équations définissant le flux  $F_{\text{uptake}}$  telles qu'elles ont été ajoutées dans la sous-routine « vegetation\_uptake », le silicium étant le huitième élément dans la nomenclature du modèle WITCH. Les sous-routines qui suivent sont successivement appelées par le modèle et permettent de déterminer la concentration de litière ainsi que la libération de silice qui en résulte. Ces quantités sont utilisées pour finaliser le calcul du flux  $F_{\text{uptake}}$ . Ce module a dans un premier temps été appliqué à la période 1994-1998.

```
subroutine vegetation_uptake(i)
```

```
-----
```

```
call biogenic(time,i)
```

```
if(i.eq.1) then
```

```
znpp_layer(i)=xnpp_layer1*1/3
```

```
pumps(i,8)=el_ratio_tree(8)*znpp_layer(i)/(12.*60.*60.*24.*30.*1.d+3)
```

```
U(i,8)=pumps(i,8)-r_veg_slow(i,8)-r_veg_fast(i,8)
```

```
else if(i.gt.1.and.i.le.3) then
```

```
znpp_layer(i)=xnpp_layer1*1/3
```

```
pumps(i,8)=el_ratio_tree(8)*znpp_layer(i)/(12.*60.*60.*24.*30.*1.d+3)
```

```
U(i,8)=pumps(i,8)-r_veg_slow(i,8)-r_veg_fast(i,8)
```

```
else if (i.gt.3.and.i.le.4) then
```

```
znpp_layer(i)=xnpp_layer2*1/4
```

```
pumps(i,8)=el_ratio_tree(8)*znpp_layer(i)/(12.*60.*60.*24.*30.*1.d+3)
```

```
U(i,8)=pumps(i,8)-r_veg_slow(i,8)-r_veg_fast(i,8)
```

```
else if (i.gt.4.and.i.le.7) then
```

```
znpp_layer(i)=xnpp_layer2*1/4
```

```
pumps(i,8)=el_ratio_tree(8)*znpp_layer(i)/(12.*60.*60.*24.*30.*1.d+3)
```

```
U(i,8)=pumps(i,8)-r_veg_slow(i,8)-r_veg_fast(i,8)
```

```
else if (i.gt.7.and.i.le.15) then
```

```
znpp_layer(i)=0.
```

```
pumps(i,8)=el_ratio_tree(8)*znpp_layer(i)/(12.*60.*60.*24.*30.*1.d+3)
```

```
U(i,8)=pumps(i,8)-r_veg_slow(i,8)-r_veg_fast(i,8)
```

```
endif
```

```
-----
```

```

subroutine biogenic(time,i)

implicit double precision (a-h,o-z)

call litter_decay_constant(i)

! litter production, in g/m2/s
if (i.eq.1) then
Flit_in(i)=xminerCC/(60.*60.*24.*30.)
Flit_out(i)=akbio(i)*var(i,nsoil_sol_var+npm+nbio)
else
Flit_in(i)=0.
Flit_out(i)=akbio(i)*var(i,nsoil_sol_var+npm+nbio)
endif

call biosilica(i)

return
end

subroutine litter_decay_constant(i)

implicit double precision (a-h,o-z)

parameter (t_year_decay=0.13) !1 (!2.86 !Sitch et al., 2003)

g_T=dexp(308.56*(1./56.02-1./(tem(i)-273.15+46.02)))
!Sitch et al. 2003 eq.23

akbio(i)=(1./t_year_decay)*g_T*(0.25+0.75*tetha(i))/(3600*24*365)

return
end

subroutine biosilica(i)

implicit double precision (a-h,o-z)

!rgas = gas constant (J K-1 mol-1)
rgas = 8.314

r_veg_slow(i,8)=A0_veg_slow*
dexp(-Ea_veg_slow/(rgas*tem(i)))*H(i)**(-0.1344)*
var(i,nsoil_sol_var+npm+nbio)*slow_fraction !var in g/m2

r_veg_fast(i,8)=A0_veg_fast*
dexp(-Ea_veg_fast/(rgas*tem(i)))*H(i)**(-0.1344)*
var(i,nsoil_sol_var+npm+nbio)*(1.-slow_fraction) !var in g/m2

return
end

```

## Annexe n°7 : Les méthodes de traitement des résultats

### Prérequis : la question des pluvio-lessivats

Pour réaliser un bilan à l'échelle de la parcelle, tant pour le peuplement d'épicéas (VP) que pour le peuplement de hêtres (HP), il est nécessaire de connaître tous les flux qui sont définis au sein du système, ainsi que les flux d'entrée (éléments chimiques issus des pluvio-lessivats) et les flux de sortie (flux d'éléments quittant la parcelle pour se rendre à l'exutoire du bassin versant). La question du flux de sortie sera détaillée ultérieurement. Ici sera traitée la question des pluvio-lessivats, et surtout la manière dont les valeurs de ce flux ont pu être déterminées.

Le flux des pluvio-lessivats étant un flux d'entrée pour le modèle, les données permettant de le déterminer sont trouvées dans les dossiers « input », qui correspondent à des mesures réalisées sur le terrain. Deux fichiers ont été nécessaires pour la détermination de ce flux. Le premier donne la concentration des pluvio-lessivats en divers éléments, notamment en silicium. Le second donne la pluviométrie retranchée de l'interception du site concerné, relevée sur le terrain avec un pas de temps journalier. Les concentrations sont données à des pas de temps irréguliers. La première étape a donc été d'attribuer à chaque mesure pluviométrique une valeur de concentration en silicium. Tout d'abord, une valeur de concentration dans le fichier associé est considérée et le temps qui lui correspond est relevé. Dans le fichier des données pluviométriques, le temps le plus proche de celui précédemment identifié est considéré et la valeur de concentration correspondante lui est affectée. Cette valeur est également affectée à tous les temps suivants jusqu'à rencontrer un temps qui corresponde, dans le fichier des concentrations, à un changement de valeur. Le processus est alors réitéré jusqu'à complétion de la plage de données.

Ensuite, il existe pour chaque jour une valeur de précipitations et de concentration associée. Le produit de ces deux valeurs donne une quantité de matière par unité de surface ( $\text{mmol/m}^2$ ). Les conversions adéquates donnent des valeurs journalières en  $\text{kgSi/ha}$ . Elles correspondent à la masse de silicium reçues à l'hectare par le site (HP ou VP) en une journée via les pluvio-lessivats. Sommer ces valeurs par an donne un flux en  $\text{kgSi/ha/an}$ . La moyenne et l'écart-type de ces flux permettent d'estimer une valeur du flux d'entrée (c'est-à-dire de l'apport au sol en silicium issu des pluvio-lessivats) pour un bilan massique ramené à la parcelle.

### Une première façon de traiter les résultats : le bilan massique à la parcelle

A l'issue de chaque simulation sont obtenus divers fichiers de sortie, certains expressément créés afin de pouvoir réaliser un bilan massique à la parcelle, par site et par simulation. Des scripts fortran ont été créés dans le but de traiter ces fichiers de sortie et de fournir une valeur annuelle pour chacun des flux concernés : pompage, litière, phytolithes et altération. Les flux d'entrée (pluvio-lessivats) sont déterminés selon la méthode expliquée dans le paragraphe précédent. Les flux de sortie (vers l'exutoire) sont déterminés après le traitement des résultats qui sera détaillé ultérieurement. Une moyenne assortie d'un écart-type de ces valeurs annuelles permet d'obtenir une unique valeur de flux massique qui est dès lors utilisée dans le bilan ramené à la parcelle. Les résultats ainsi obtenus peuvent être exprimés via un schéma et être comparés entre eux. L'un des intérêts de ces démarches est alors de pouvoir comparer des résultats issus de simulations variées, certaines ayant pris en compte les spécificités de la silice biogène, et d'autres non.

## **Simulation sur plusieurs années : méthodes de traitement des résultats**

Dans cette partie, l'objectif est de décrire comment ont été déterminés le flux massique et la concentration en silicium à l'exutoire du bassin versant du Strengbach. La méthode est similaire pour toutes les simulations pour lesquelles elle a été employée, que celles-ci aient été effectuées avec ou sans module de silice biogène. Cette concentration à l'exutoire est par la suite utilisée afin de déterminer un flux massique à l'exutoire, dans le but de compléter le bilan massique ramené à la parcelle.

Dans chacun des cas le principe fondateur de la démarche reste le même. Au vu des faibles temps de résidence hydrologiques du bassin versant, c'est-à-dire moins d'une année, il est raisonnable de supposer que le flux sortant annuellement de chaque parcelle (telle que définie dans le modèle) se retrouve tel quel à l'exutoire du bassin versant. Ainsi, pour chacun des deux sites, le silicium de la septième et dernière couche de sol (exprimé en termes de concentration dans les fichiers de sortie du modèle) est considéré comme se retrouvant à l'exutoire du bassin versant, et ce pour tout pas de temps. C'est donc les valeurs correspondant à cette couche de sol qui sont utilisées pour la détermination de la concentration en silicium à l'exutoire.

### **Traitement en termes de concentration**

Il apparaît que, au vu des paramètres utilisés pour les simulations, notamment le pas de temps et la densité d'écriture des résultats, une année est représentée dans les fichiers de sortie par 315 lignes. Il est dès lors considéré, en première approximation, qu'un mois est représenté par 26 lignes. En procédant ainsi, seules les trois ou quatre dernières lignes d'une année ne sont pas prises en comptes dans le calcul.

Pour chacun des deux sites étudiés, on considère la concentration en silicium de la septième et dernière couche de sol. On calcule des moyennes mensuelles pour les  $n$  années de la simulation, soit  $12n$  valeurs, puis des moyennes annuelles, soit  $n$  valeurs. Chaque moyenne annuelle est assortie d'un écart-type, calculé à partir des moyennes mensuelles de l'année concernée et faisant office d'un genre d'intervalle de confiance pour la moyenne annuelle.

### **Utilisation des moyennes mensuelles**

Les moyennes mensuelles de chacun des deux sites sont ensuite utilisées pour déterminer des moyennes mensuelles de concentration à l'exutoire. Pour ce faire, elles sont pondérées selon la présence de chaque peuplement sur la surface du bassin versant du Strengbach : 80% pour VP et 20% pour HP. Les moyennes mensuelles ainsi obtenues à l'exutoire sont ensuite utilisées pour calculer des moyennes annuelles à l'exutoire, là encore assorties d'un écart-type similaire à celui évoqué plus haut.

### **Utilisation des moyennes annuelles**

Les moyennes annuelles à l'exutoire servent à la construction de graphiques. Ils permettent de comparer la simulation avec silice biogène, la simulation sans silice biogène et les données relevées sur le terrain. Pour chaque année, l'écart-type qui avait été calculé sur les moyennes mensuelles sert de barre d'erreur à la représentation graphique de la moyenne annuelle. Ces graphiques n'ont pas été intégrés au corps du rapport puisque, comme mentionné ultérieurement, un raisonnement en termes de flux massique a été préféré à un raisonnement en termes de concentration.

De plus, les moyennes annuelles par parcelle ont été utilisées dans une première tentative visant à déterminer un flux sortant dans les bilans massiques ramenés à la parcelle.

La première méthode envisagée a nécessité la connaissance du volume d'eau écoulé par année et par peuplement. Les données de débit relevées sur le terrain sont utilisées. Elles sont intégrées sur le temps via la méthode des trapèzes. Ces quantités sont sommées annuellement afin d'obtenir les volumes d'eau annuels (ceux qui s'écoulent à l'exutoire du bassin versant). Sur une année, en considérant que le volume total provient à 80% de VP et à 20% de HP, en connaissant la surface de chaque peuplement et les moyennes annuelles de leurs flux sortants, il est possible de déterminer un flux massique par parcelle pour le flux sortant à l'exutoire. Comme pour les autres flux, la moyenne et l'écart-type de ces valeurs sont calculés afin d'obtenir une valeur unique assortie d'un intervalle de confiance. Cette méthode n'a toutefois pas été retenue pour deux raisons. D'une part, les valeurs ainsi obtenues étaient bien trop faibles être réalistes. D'autre part, il est préférable de chercher à n'utiliser que des valeurs de même nature pour effectuer un bilan de masse. En effet, les valeurs portées dans les bilans massiques ramenés à la parcelle sont issues de sorties du modèle WITCH, c'est-à-dire qu'il s'agit de valeurs simulées. Il convient donc d'établir un flux à l'exutoire à partir de ces sorties et non pas à partir de données de terrain. Ces dernières ne doivent être utilisées qu'à des fins de comparaison avec les simulations du modèle WITCH.

### ***Les données de terrain***

Les échantillons de terrain ont été prélevés à des pas de temps irréguliers. Ainsi, la moyenne des toutes les valeurs de concentration disponibles pour une année est réalisée, sans pondération liée au temps ou à la saison : il s'agit déjà d'une première approximation. L'écart-type des valeurs disponibles pour une année sert d'intervalle de confiance à la moyenne ainsi calculée. Ces moyennes annuelles, ainsi que leurs « barres d'erreur », sont utilisées dans la construction des graphiques pour la comparaison avec les résultats des simulations.

### ***Traitement en termes de masse***

Le traitement en termes de concentration a pu donner des résultats inattendus. Les résultats de certaines simulations avec ou sans silice biogène demeurent malgré tout assez proches les uns des autres. De plus, ces résultats sont parfois assez éloignés des valeurs de concentration relevées sur le terrain à l'exutoire. Par ailleurs, travailler en termes de concentration est toujours hasardeux du fait de la variation des quantités d'eau dans le temps, tandis que travailler en termes de flux assure une conservation de la matière et donc une meilleure robustesse des résultats. On choisit donc de travailler en termes de masse et non plus en termes de concentration. C'est d'ailleurs les graphiques issus de cette option qui sont finalement présentés dans le corps du rapport. L'objectif est de voir si, en intégrant concrètement l'hydrologie du système à l'analyse des résultats, il est possible de corriger les bilans initialement pensés en termes de concentration. Sont donc considérés le drainage et la concentration de la septième et dernière couche du modèle.

Lorsque la valeur du drainage est négative ou nulle, le silicium n'est pas transporté vers l'exutoire : le système pompe de l'eau en profondeur mais n'en évacue pas. Cependant, il est souhaitable de ne travailler qu'avec des flux d'eau qui arrivent réellement à l'exutoire. Les données de drainage sont donc modifiées afin que les valeurs négatives deviennent nulles. Le produit de la concentration (mol/L) et du drainage (m/s) donne un flux en  $\text{kmol/m}^2/\text{s}$ . Ces valeurs sont intégrées sur le temps afin d'obtenir des  $\text{kmol/m}^2$ . Les conversions adéquates permettent d'obtenir des valeurs en  $\text{kgSi/ha}$ . Il s'agit de la masse de silicium qui est parti de la parcelle unitaire vers l'exutoire sur la durée d'un pas de temps. Ces valeurs sont ensuite sommées, d'abord à l'échelle mensuelle, puis à l'échelle annuelle. En considérant la proportion de chaque peuplement sur la surface totale du bassin versant (64 ha pour VP et 16 ha pour HP), on obtient alors des sommes mensuelles et annuelles à l'exutoire, en masse de silicium. Les sommes annuelles sont utilisées afin de construire les

graphiques. Il n'y a cette fois-ci pas de barres d'erreur puisque les calculs ont consisté à cumuler des quantités et non pas à les moyenner.

Cette méthode a par ailleurs été utilisée afin de déterminer un flux à l'exutoire dans les bilans massiques ramenés à la parcelle. Le flux massique à l'exutoire de la parcelle unitaire est cumulé sur chaque année, l'objectif étant de l'exprimer par des valeurs annuelles. Sont ainsi obtenues des valeurs annuelles de flux à l'exutoire dont la moyenne et l'écart-type permettent la détermination d'une valeur unique qui vient définitivement boucler le bilan massique ramené à la parcelle.

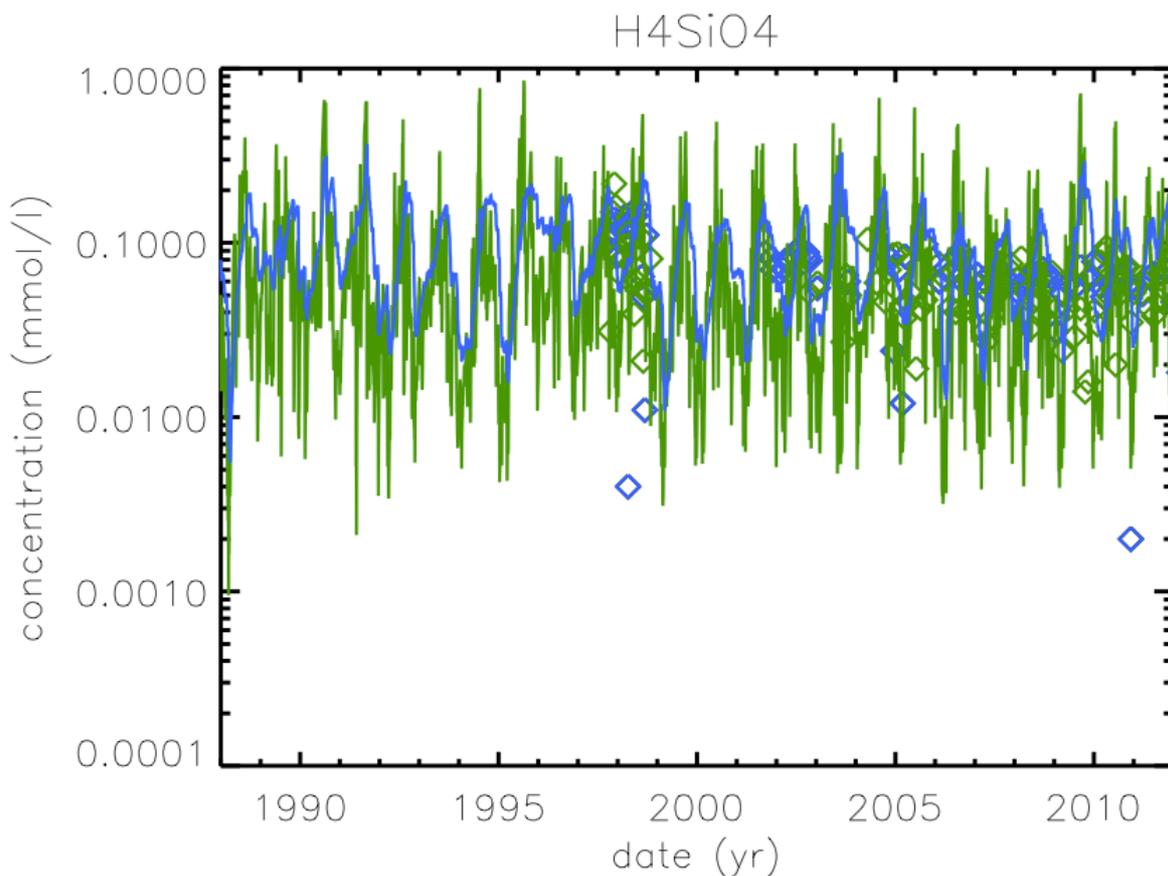
### ***Les données de terrain***

Il conviendrait a priori d'utiliser les valeurs de terrain pour calculer la masse de silicium réellement présente à l'exutoire. Cependant, utiliser les valeurs de débit relevées sur le terrain conduit à surestimer la masse de silicium à l'exutoire de  $10^4$  par rapport à l'ordre de grandeur attendu. Des données de drainage pour l'exutoire sont donc construites à partir des fichiers de drainage créés par le modèle pour VP et HP. Pour ce faire, l'exutoire est assimilé à une parcelle unitaire composé à 80% de VP et à 20% de HP. Les données ainsi obtenues sont utilisées pour le calcul. Cette approche est critiquable dans la mesure où les données utilisées viennent à la fois des simulations (drainage) et du terrain (concentrations). Par ailleurs, puisque les échantillons du terrain n'ont pas été relevés avec un pas de temps régulier, le problème est simplifié en fixant pour tous les pas de temps d'une même année une unique valeur de concentration à l'exutoire. Elle correspond à la moyenne des valeurs disponibles pour l'année concernée. Ensuite, la méthode décrite plus haut est appliquée et des masses annuelles de silicium à l'exutoire sont finalement obtenues. Ces valeurs sont comparées à celles déterminées à partir des résultats des différentes simulations, via les graphiques.

## Annexe n°8 : Figures complémentaires pour les résultats

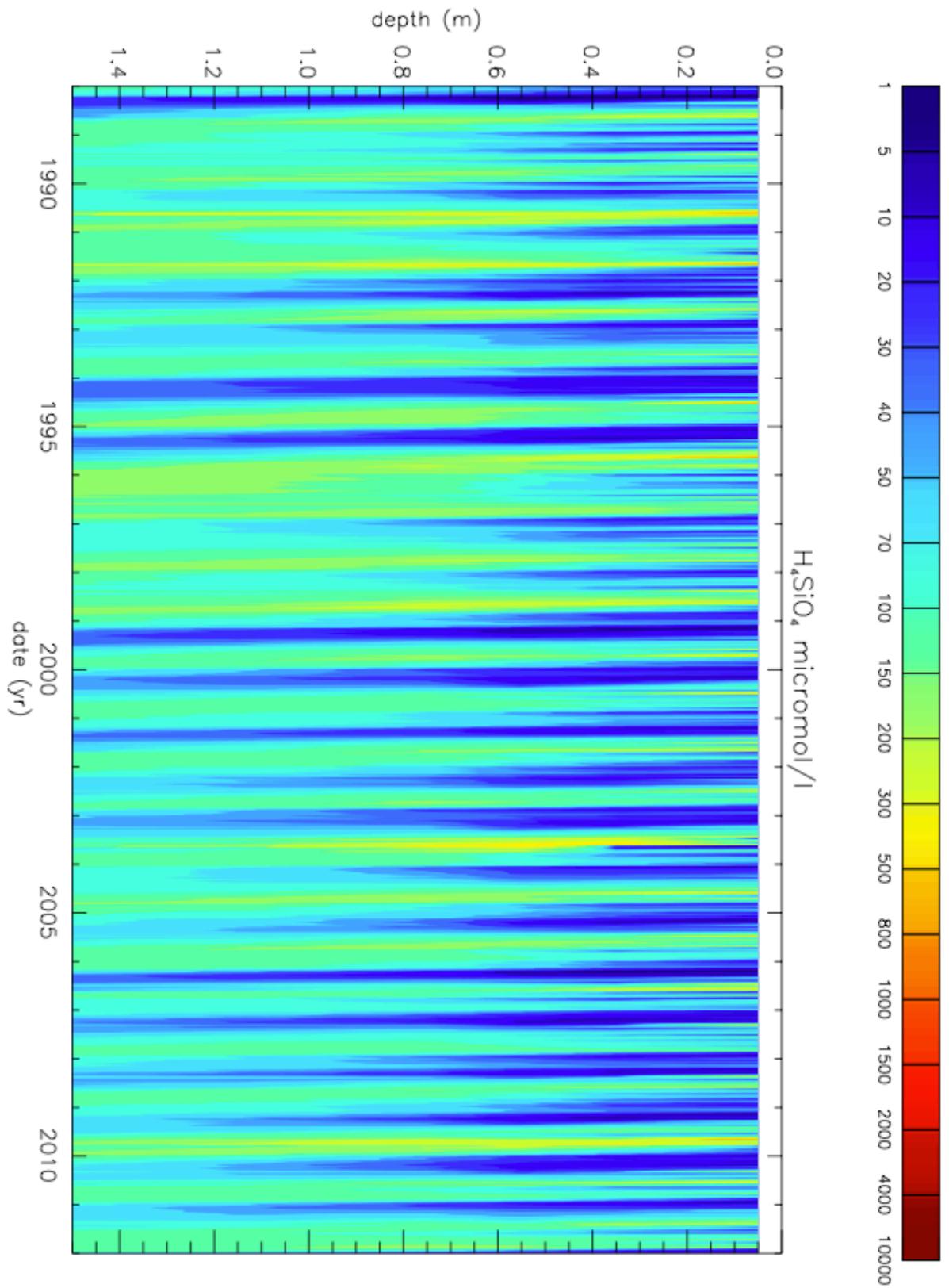
### Annexe n°8a : Figures complémentaires pour VP

La figure suivante présente la concentration en silicium dans la solution du sol pour VP de manière similaire aux figures déjà présentées dans le rapport. Les symboles verts représentent la couche superficielle (entre 0 et 10 cm pour les simulations, à 5 cm pour les mesures sur le terrain) et les symboles bleus représentent une couche plus profonde (entre 50 et 70 cm pour les simulations, à 60 cm pour les mesures sur le terrain). Les courbes sont issues des simulations tandis que les losanges sont issus des mesures. Sur cette figure, il est possible de constater que les simulations semblent bien concorder avec les observations, bien qu'il devienne difficile de trancher sur la seule base d'une représentation graphique pour des simulations aussi longues et concernant des valeurs aussi petites. Cependant, il est notable que les concentrations de silicium, tant en surface qu'en profondeur, présentent un cycle annuel plutôt marqué.



*Evolution logarithmique de (Si) dans la solution du sol de 1988 à 2011 pour VP*

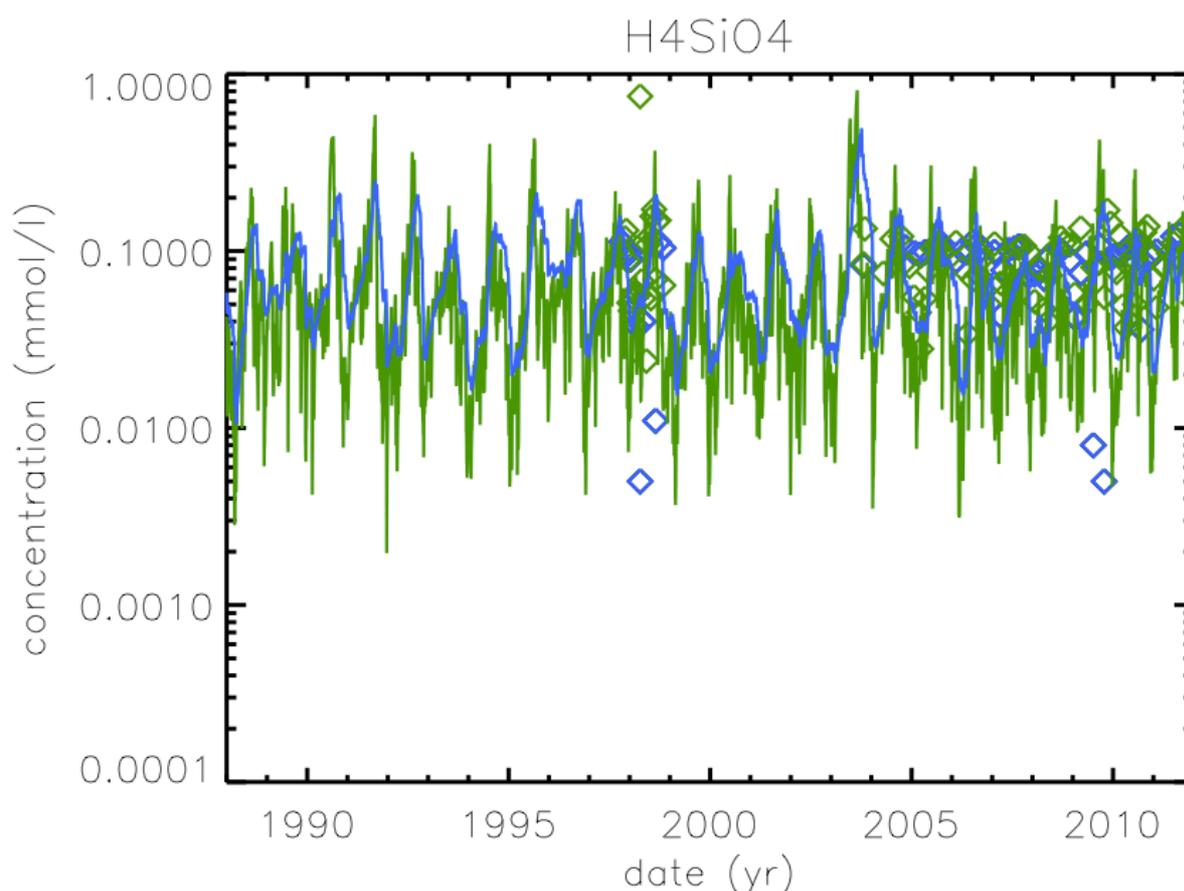
La figure suivante représente la concentration en silicium de la solution du sol, mais de manière un peu plus visuelle que la figure précédente. Le temps (années) est en abscisse et la profondeur (m) est en ordonnée. Chaque point est associé à une couleur qui représente sa concentration en silicium selon l'échelle accompagnant la figure. Elle permet également de remarquer le cycle annuel du silicium ainsi que ses variabilités saisonnières. De plus, cette figure permet de se rendre compte rapidement de l'importance relative d'un élément dans la solution du sol et de discriminer les années particulières.



Représentation graphique de (Si) dans la solution du sol de 1988 à 2011 pour VP

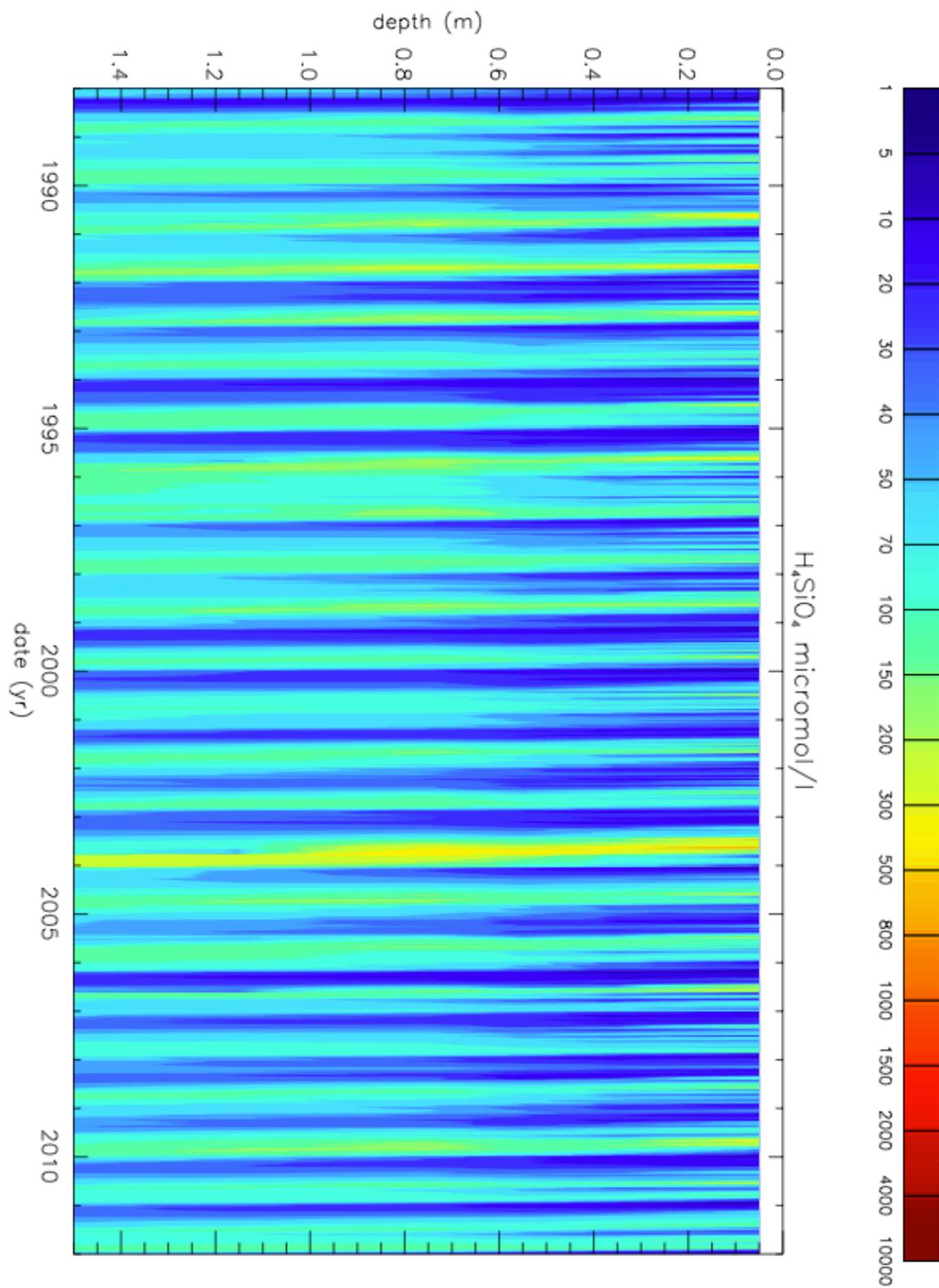
## Annexe n°8b : Figures complémentaires pour HP

La figure suivante présente la concentration en silicium dans la solution du sol pour le peuplement des hêtres, c'est-à-dire pour HP. A nouveau, les symboles verts représentent la couche superficielle (entre 0 et 10 cm pour les simulations, à 10 cm pour les mesures sur le terrain) et les symboles bleus représentent une couche plus profonde (entre 50 et 70 cm pour les simulations, à 70 cm pour les mesures sur le terrain). Les courbes sont issues des simulations tandis que les losanges sont issus des mesures. Cette figure permet globalement de faire les mêmes interprétations que celle présentées pour VP en annexe n°8a, notamment en ce qui concerne la cyclicité annuelle des concentrations en silicium dans la solution du sol. Cependant, ces figures ne permettent pas réellement d'opérer une comparaison entre VP et HP puisqu'elles présentent des allures très similaires. Leurs différences, réelles car marquées au niveau du bilan massique ramené à la parcelle, sont probablement trop fines pour pouvoir être identifiées visuellement sur une représentation graphique.



*Evolution logarithmique de (Si) dans la solution du sol de 1988 à 2011 pour HP*

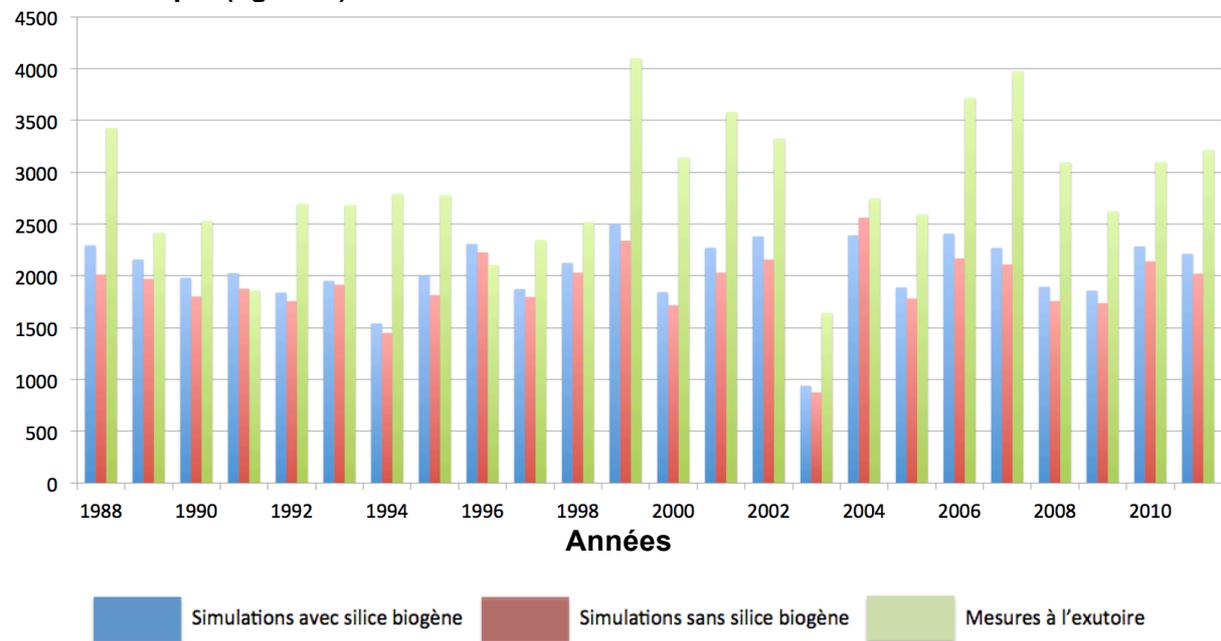
Les mêmes commentaires peuvent être appliqués à la figure suivante, à savoir qu'elle est révélatrice des mêmes aspects du cycle du silicium mais ne se prête pas à une comparaison poussée avec son équivalent pour VP. Il est cependant possible de faire quelques remarques. Tout d'abord, il semble que les concentrations de silicium sur les parcelles de hêtres soient globalement plus faibles que celles sur les parcelles d'épicéas. En effet, il apparaît que VP est caractérisé par des pics annuels plus intenses que HP. De plus, l'année 2003 est caractérisée par un pic inhabituel de (Si), ce qui est probablement consécutif à la canicule de cette année. En effet, un drainage moins élevé, et donc des quantités d'eau plus faibles, ont favorisé un pic de (Si) anormalement important cette année.



Représentation graphique de (Si) dans la solution du sol de 1988 à 2011 pour HP

## Annexe n°9 : Nouveau bilan de flux massique à l'exutoire

### Flux massique (kgSi/an)



*Comparaison des nouveaux bilans de flux de silicium à l'exutoire (1988 – 2011)*



## MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

**Diplôme(s)** Diplôme d'Ingénieur de l'ENGEES

**Spécialité** Hydrosystèmes Eaux Souterraines

**Auteur**

LAPROVOTE Quentin

**Année**  
2019

**Titre**

Impact du cycle biogéochimique du silicium sur les flux d'altération et le cycle du carbone.  
Une modélisation numérique visant à mieux représenter les flux de matière au sein d'un bassin versant.

**Nombre de pages** texte **54** annexes **22**

**Nombre de références bibliographiques** **40**

**Structure d'accueil** Laboratoire d'Hydrologie et de Géochimie de Strasbourg (LHyGeS)

**Maître de stage** BEAULIEU Emilie

**Résumé**

Le modèle d'altération WITCH, utilisé pour étudier le bassin versant du Strengbach, ne prend pas en compte les flux de silice biogène malgré leur importance dans le cycle biogéochimique du silicium. Un module de silice biogène est donc développé pour simuler ces flux à l'échelle parcellaire pour les deux peuplements du site (hêtres et épicéas) puis à l'exutoire. Les simulations sont comparées avec des références, des valeurs de la littérature et des mesures à l'exutoire. Les résultats sont satisfaisants pour les épicéas mais le module doit être affiné pour les hêtres et les flux à l'exutoire.

**Mots-clés**

Modélisation – Simulation – Environnement – Cycle biogéochimique – Silicium – Biogène – Altération – Végétation – Bassin versant du Strengbach