

# **ÉCOLE DOCTORALE ÉNERGIE, MATÉRIAUX, SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'UNIVERS**

Laboratoire de Physique et Chimie de l'Environnement et de l'Espace

# THÈSE présentée par : Benoît D'ANGELO

soutenue le : [XX mois en lettres 2015]

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'université d'Orléans**

## **Discipline : Sciences de la Terre et de l'Univers**

# [Titre de la thèse]

## [Sous titre éventuel]

## **THÈSE dirigée par :**

**Christophe GUIMBAUD** Co-directeur de recherche, LPC2E, Orléans  
**Fatima LAGGOUN** Co-directeur de recherche, ISTIT, Orléans

## RAPPORTEURS :

**Prénom Nom** Titre, établissement  
**Prénom Nom** Titre, établissement

**JURY:**



## TABLE DES MATIÈRES

<b>Table des matières</b>	iii
<b>Liste des figures</b>	viii
<b>Liste des tableaux</b>	ix
<b>Remerciements</b>	xi
<b>Introduction</b>	1
<b>1 Synthèse bibliographique</b>	7
1.1 Les tourbières et le cycle du carbone . . . . .	8
1.1.1 Zones humides et tourbières : définitions et terminologies . . . . .	8
1.1.2 Tourbières et fonctions environnementales . . . . .	14
1.1.3 Les tourbières et les changements globaux . . . . .	16
1.2 Flux de gaz à effet de serre et facteurs contrôlants . . . . .	20
1.2.1 GES et tourbières . . . . .	20
1.2.2 Les flux entre l'atmosphère et les tourbières . . . . .	22
1.2.3 Les facteurs majeurs contrôlant les flux . . . . .	26
1.2.4 Bilans de C à l'échelle de l'écosystème . . . . .	33
1.2.5 Méthodologies, mesures et estimation des flux . . . . .	36
1.3 Objectifs du travail . . . . .	39
<b>2 Sites d'études et méthodologies employées</b>	41
2.1 Présentation de la tourbière de La Guette . . . . .	42
2.2 Autres sites du service national d'observation . . . . .	47
2.3 Mesures de flux de gaz . . . . .	48
2.3.1 Les mesures de CO <sub>2</sub> . . . . .	48
2.3.2 Les mesures de CH <sub>4</sub> . . . . .	50
2.3.3 Le calcul des flux . . . . .	52
2.4 Facteurs contrôlants . . . . .	52
2.4.1 acquisitions automatisées . . . . .	52
2.4.2 acquisitions manuelles . . . . .	53

<b>3 Bilan de C de la tourbière de La Guette</b>	<b>55</b>
3.1 Introduction . . . . .	56
3.2 Procédure expérimentale et analytique . . . . .	57
3.2.1 Méthodes de mesures . . . . .	57
3.2.2 Variables élaborées utilisées . . . . .	59
3.2.3 Variabilité saisonnière du bilan de C . . . . .	60
3.2.4 Variabilité spatiale des flux et du bilan de carbone . . . . .	64
3.2.5 Estimation de l'erreur associée aux flux et aux bilans . . . . .	66
3.3 Résultats . . . . .	66
3.3.1 Cinétique des facteurs contrôlant et des flux sur la tourbière de La Guette . . . . .	66
3.3.2 Sélection des modèles . . . . .	73
3.3.3 Le bilan de carbone de la tourbière de La Guette à l'échelle de l'écosystème . . . . .	80
3.3.4 Variabilité spatiale du bilan . . . . .	88
3.4 Discussion . . . . .	92
3.4.1 Modèles à l'échelle de l'écosystème . . . . .	92
3.4.2 Les flux annuels à l'échelle de la tourbière de La Guette . . . . .	95
3.4.3 Estimations du bilan net de l'écosystème à l'échelle de la tourbière de La Guette . . . . .	98
3.4.4 Variabilité spatiale sur la tourbière de La Guette . . . . .	100
3.4.5 Représentativité locale du modèle . . . . .	101
<b>4 Effets de l'hydrologie sur les flux de GES</b>	<b>103</b>
4.1 Introduction . . . . .	104
4.2 Procédure expérimentale . . . . .	106
4.2.1 Expérimentation A . . . . .	106
4.2.2 Expérimentation B . . . . .	107
4.2.3 traitement . . . . .	107
4.3 Résultats . . . . .	109
4.3.1 Expérimentation A . . . . .	109
4.3.2 Expérimentation B . . . . .	113
4.3.3 tendances générales . . . . .	115
4.4 Discussion . . . . .	117
4.4.1 Comparaison aux mesures <i>in-situ</i> . . . . .	117
4.4.2 Effet des variations du niveau de la nappe sur les flux de gaz . . . . .	118
4.4.3 Effet cycles multiples . . . . .	119
<b>5 Variation journalière de la respiration de l'écosystème (article)</b>	<b>121</b>
5.1 Introduction . . . . .	122
5.1.1 Study sites . . . . .	124
5.1.2 Data acquisition . . . . .	124
5.1.3 Data synchronisation . . . . .	125
5.1.4 Sensitivity of ER to temperature . . . . .	125
5.1.5 Testing difference between daytime and nighttime ER sensitivity to temperature . . . . .	126
5.1.6 Physico-chemical characterisation of the peat . . . . .	126
5.2 Results . . . . .	127

5.2.1	Air temperature and ER variability . . . . .	127
5.2.2	ER and soil temperature synchronisation . . . . .	129
5.2.3	Model implementation . . . . .	130
5.2.4	ER and temperature relationship . . . . .	130
5.2.5	$Q_{10}$ evolution . . . . .	132
5.2.6	Daytime and nighttime differences . . . . .	132
5.2.7	Peat characterisation . . . . .	136
5.3	Discussion . . . . .	137
5.3.1	ER differences between sites . . . . .	137
5.3.2	Time-delay between temperature and ER . . . . .	138
5.3.3	Synchronising ER and temperature improves ER sensitivity to temperature representation . . . . .	138
5.3.4	Differences between daytime and nighttime ER measurements .	139
5.3.5	$Q_{10}$ sensitivity to temperature depth and synchronisation . .	139
5.4	Conclusions . . . . .	140
	<b>Conclusions et perspectives</b>	<b>143</b>
	<b>Références bibliographiques</b>	<b>149</b>
	<b>Index</b>	<b>161</b>
	<b>Annexes</b>	<b>163</b>
A	Photos supplémentaires . . . . .	164
B	protocole végétation . . . . .	164
C	Le projet CARBIODIV . . . . .	167
D	package m70r . . . . .	167
E	Tableau modélisation par groupe de végétation . . . . .	168



## LISTE DES FIGURES

1.1	Global distribution of peatlands . . . . .	12
1.2	Processus de formation des tourbières, à gauche l'atterrissement et à droite la paludification. Modifié d'après Manneville (1999) . . . . .	13
1.3	Micro-topographie dans les tourbières. Modifié d'après Rydin et Jeglum (2013b) . . . . .	14
1.4	Nombre de tourbières nouvellement formées pendant l'holocène. Modifié d'après (MacDonald <i>et al.</i> , 2006). . . . .	19
1.5	Projection des changements à l'horizon 2100, des moyennes et extrêmes annuels (sur terre) des températures de l'air et des précipitations : (a) température de surface moyenne par °C de changement global moyen, (b) 90 <sup>e</sup> percentile des températures journalières maximum par °C de changement de température moyenne maximale, (c) précipitations moyenne (en % par °C de changement de température moyenne) et (d) fraction de jours ayant des précipitations dépassant le 95 <sup>e</sup> percentile. Sources : (a) et (c) simulations CMIP5, scénario RCP4.5, (b) et (d) adaptation d'après Orlowsky et Seneviratne (2012)(IPCC2013). . . . .	19
1.6	Décroissance de la proportion de CO <sub>2</sub> de l'atmosphère suite à une émission idéalisée de 100 PgC. les graphes (a) et (b) sont une moyenne de modèles (Joos <i>et al.</i> , 2013), le graphe (c) est une moyenne d'autres modèles (Archer <i>et al.</i> , 2009). Modifié d'après (Ciais <i>et al.</i> , 2014). . . . .	21
1.7	schéma des flux de carbone entre une tourbière et l'atmosphère . . . . .	22
1.8	todo, modifié d'après Long et Hällgren (1993) . . . . .	27
1.9	Productivités moyennes des espèces de sphagnes en g m <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup> . Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. Le nombre d'observation est indiqué par les nombres à l'intérieur des barres. Les espèces en orange sont celles rencontrées sur le site d'étude. Modifié d'après Gunnarsson (2005) . . . . .	29
1.10	Vitesse apparente d'accumulation du carbone à long terme durant l'Holocène. Les chiffres entre parenthèses représentent le nombre de mesures. Modifié d'après Yu <i>et al.</i> (2009) . . . . .	35

1.11 Bilan de C dans différentes tourbières (en gC m <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup> ), en fonction de la température moyenne annuelle dans la littérature. Les couleurs montrent quels flux sont pris en compte dans le bilan, la ligne de tirets sépare les écosystèmes stockant du carbone (au dessus) de ceux libérant du carbone (en dessous). . . . .	36
2.1 Site d'études SNOT . . . . .	42
2.2 Carte de la tourbière de La Guette . . . . .	44
2.3 Végétation présente sur le site de La Guette, et suivie lors des campagnes de mesure. . . . .	45
2.4 Évolution du niveau de la pluviométrie, en mm, des années 2011 à 2014	46
2.5 Évolution du niveau de la nappe, en cm par rapport à la surface, des années 2011 à 2014 . . . . .	46
2.6 Évolution de la température de l'air (en °C) des années 2011 à 2014 . .	46
2.7 Mesures de CO <sub>2</sub> . . . . .	49
2.8 SPIRIT . . . . .	50
3.1 Répartition des 20 placettes de mesures suivant un échantillonnage aléatoire stratifié. . . . .	58
3.2 Cas idéaux de distribution des résidus. Modifié d'après source inconnue, repris de : <a href="https://danieljhocking.wordpress.com/2011/07/18/model-validation-interpreting-residual-plots/">https://danieljhocking.wordpress.com/2011/07/18/model-validation-interpreting-residual-plots/</a> . . . . .	62
3.3 Partitionnement des placettes en fonction de leur similarité en termes de composition végétale (pourcentage des strates muscinales, herbacées et arbustives) . . . . .	65
3.4 Évolution du niveau de la nappe moyen des 20 embases mesuré pendant la période de mesure (mars 2013 – février 2015). Les valeurs correspondent à la distance entre le niveau de nappe et la surface du sol. . .	67
3.5 Évolution de la végétation à travers l'indice de végétation et les strates qui le compose . . . . .	68
3.6 Évolution des températures de l'air (Tair) et du sol à -5, -30, -50 et -100 cm (T5, T30, T50 et T100 respectivement) moyenne mesurée lors des campagnes de terrain de mars 2013 à février 2015 . . . . .	68
3.7 Cinétique de la conductivité (A), du pH (B) et du carbone organique dissout (C) pendant la période de mesure (mars 2013 – février 2015) . .	69
3.8 Cinétique du niveau de la PPB (A), de la RE (B) et de l'ENE (C) pendant la période de mesure. Moyenne des 20 embases de mars 2013 à février 2015. . . . .	71
3.9 Évolution des flux de méthane moyen (N ?) pendant la période de mesure (mars 2013 – février 2015) . . . . .	72
3.10 Relations entre les flux de gaz et une sélection de facteurs contrôlant .	73
3.11 PPBsat modèles Tair utilisant l'équation 3.3 . . . . .	75
3.12 PPBsat modèles Tair utilisant l'équation 3.5 . . . . .	76
3.13 RE modèles avec Tair . . . . .	78
3.14 RE modèles avec Tair . . . . .	78

3.15	Évolution du R <sup>2</sup> de l'équation $F_{CH_4} = a * \exp(b * Température)$ avec la profondeur. La ligne de tirets gris représente la surface du sol. La zone bleu claire représente la gamme des niveau moyen relevés sur le site et la zone bleu foncé le niveau moyen pour l'année 2013 et 2014. . . . .	79
3.16	CH4 modèle H . . . . .	81
3.17	Flux de CO <sub>2</sub> interpolé à l'heure à partir de PPB-1 (en haut) et PPB-2 (en bas). Les points rouges représentent les moyennes des mesures mensuelles et leur déviation standard . . . . .	83
3.18	Flux de CO <sub>2</sub> interpolé à l'heure à partir de RE-1 (en haut), RE-2 (au milieu) et RE-3 (en bas). Les points rouges représentent les moyennes des mesures mensuelles et leur déviation standard . . . . .	84
3.19	Flux de CO <sub>2</sub> interpolé à partir de FCH4. Les points violettes représentent les moyennes des mesures mensuelles et leur déviation standard . . . . .	85
3.20	Recouvrement végétal moyen par strate (en %) des 4 groupes, les groupes sont nommés en fonction de la végétation majoritaire. Les barres d'erreur représente la déviation standard. . . . .	89
3.21	Distribution de l'erreur standard (en gris) par placette et des paramètres des modèles RE-1 et RE-3 (en noir) . . . . .	90
3.22	Distribution de l'erreur standard par placette (en gris) et des paramètres du modèle PPB-2 (en noir) . . . . .	91
3.23	Relation entre la production primaire brute (PPB) et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (en gris) et pour ces travaux. . . . .	95
3.24	Relation entre la respiration de l'écosystème (RE) et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (en gris) et pour ces travaux. . . . .	96
3.25	Relation entre les flux de CH <sub>4</sub> et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (en gris) et pour ces travaux. . . . .	97
3.26	Relation entre le bilan de carbone net de l'écosystème (BCNE) et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (en gris) et pour ces travaux. La ligne de tirets sépare les écosystèmes stockant du carbone (au dessus) de ceux libérant du carbone (en dessous). . . . .	99
4.1	Prélèvement des mésocosmes (en haut). Mésocosmes installés et protégés de la pluie (en bas). . . . .	108
4.2	Schéma d'un mésocosme . . . . .	109
4.3	Relation entre les niveaux de nappe et la teneur en eau du sol pour l'expérimentation A (en haut) et en bas pour l'expérimentation B. Les numéros correspondent à l'ordre des campagnes de mesure et les lignes grises aux déviations standard. . . . .	110
4.4	Expérimentation A : Moyenne journalière du niveau de nappe en cm (A), et des flux, CH <sub>4</sub> , RE, PPB, ENE en $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , B, C, D, E. Les cadres et bandes colorées correspondent à la phase de dessiccation (D) en rouge et à la phase de réhumectation (R) en bleu. . . . .	111
4.5	Expérimentation B : Moyenne journalière du niveau de nappe en cm (A), et des flux, CH <sub>4</sub> , RE, PPB, ENE en $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , B, C, D, E. Les cadres et bandes colorées correspondent aux phases de dessiccation (D) en rouge et aux phases de réhumectation (R) en bleu. . . . .	114
4.6	Relations entre les flux de GES et le niveau de la nappe . . . . .	116
4.7	... . . . .	117

5.1	Ecosystem Respiration (ER), air and peat temperature, in the 4 sites (Bernadouze : BDZ, Frasne : FRN, Landemarais : LDM, La Guette : LGT) . . . . .	128
5.2	Time delay between temperature at different depths and ER, in the 4 sites (Bernadouze : BDZ, Frasne : FRN, Landemarais : LDM, La Guette : LGT) . . . . .	129
5.3	Profile of $R^2$ and NRMSE, (RMSE, normalized by the mean), with depth, in the 4 sites (Bernadouze : BDZ, Frasne : FRN, Landemarais : LDM, La Guette : LGT) using the exponential model. . . . .	133
5.4	Profile of $Q_{10}$ with depth for synchronised (white) and non synchronised (black) data and exponential model in the 4 sites (Bernadouze : BDZ, Frasne : FRN, Landemarais : LDM, La Guette : LGT). . . . .	134
5.5	Differences between daytime and nighttime measurements using 3 models : non-synchronised data at -5 cm depth temperature (T5 – NS), synchronised data at -5 cm depth temperature (T5 – S), and non-synchronised data at air temperature (Tair). . . . .	135
5.6	Comparaison entre les valeurs estimées par les modèle RE-1 (ligne orange), RE-3 (ligne bleue) et les mesures faites à haute fréquence sur le site du 30 juillet au 2 août 2013 (points noirs). Les lignes de pointillés représentent l'erreur (NRMSE) associée aux modèles. La zone grisée correspond à la gamme de valeur de la RE mesurée sur l'ensemble des 20 placettes pendant la campagne du 24-25 juillet 2013. La ligne de tiret correspond à la moyenne de la RE pour cette campagne. . . . .	146
7	Végétation présente sur le site de La Guette, et suivie lors des campagnes de mesure. . . . .	164
8	Calibration de la biomasse en fonction de la hauteur . . . . .	165
9	Scanne des feuilles . . . . .	165
10	Calibration de la biomasse herbacées pour <i>molinia Caerulea</i> (a), pour <i>eriophorum</i> (b) et de la surface de feuille pour <i>molinia Caerulea</i> (c), pour <i>eriophorum</i> (d) en fonction de la hauteur . . . . .	166
11	Planche de graphes permettant le diagnostique des mesures de flux de CO <sub>2</sub> . . . . .	167

## LISTE DES TABLEAUX

1.1	Estimations des stocks de C pour différents environnements . . . . .	15
1.2	Surface de tourbe utilisée selon les usages considérés (tourbières non-tropicale). Modifié d'après Joosten et Clarke (2002). . . . .	18
3.1	Valeur des paramètres des équations utilisées pour modéliser les flux et sensibilité relative (en %) des flux en réponse à une variation de $\pm 10\%$ de chacun des paramètres des modèles. . . . .	82
3.2	Bilan annuel des flux, en $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , en fonction des modèles utilisés.	86
3.3	Bilan de carbone annuel, en $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , en fonction des modèles utilisés. Les valeurs entre parenthèses représentent l'erreur associée au bilan	86
3.4	Sensibilité relative (en %) du bilan de $\text{CO}_2$ (ENE) en réponse à une variation de $\pm 10\%$ de chacun des paramètres des modèles. . . . .	87
3.5	Bilan des flux de $\text{CO}_2$ en $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ interpolés par groupe de végétation avec les modèles RE-1 et RE-3 pour la respiration et les modèles PPB-1 et PPB-2 pour la photosynthèse. (Le modèle RE-2, très proche de RE-3 n'a pas été inclus)	91
3.6	Bilan de $\text{CO}_2$ par groupe de végétation (en $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) avec différentes combinaison de modèles. La dernière colonne représente de bilan de $\text{CO}_2$ à l'échelle de l'écosystème. . . . .	92
5.1	$R^2$ and NRMSE profile with depth for models using non-synchronised and synchronised data and for the three equations (linear : lin, exponential : exp, arrhenius : arr). . . . .	131
5.2	Peat chemical properties as a function of depth in cm : content (%) N, C, H, S, the total, retention and effective porosity, $\Phi_T$ , $\Phi_R$ , $\Phi_E$ respectively in $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ , solid peat volumic fraction in $\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ and the bulk density (Bd) in $\text{g.cm}^{-3}$ . . . . .	136
3	Valeur des paramètres des équations utilisées pour modéliser les flux de RE par groupe de végétation avec se l'erreur standard (en %) et pval la p-value. . . . .	168
4	Valeur des paramètres des équations utilisées pour modéliser les flux de PPB par groupe de végétation avec se l'erreur standard (en %) et pval la p-value. . . . .	169





## REMERCIEMENTS

Fatima, Christophe, Sébastien Franck, Fabien Marielle Emélie, Étienne, Zi, Tianyi, Sarah, Paul, Xiaole, Guillaume Frédéric Stéphane Gilles Catherine, Catherine, Marie-Noëlle, Olivier



<sup>1</sup>

<sup>2</sup>

## INTRODUCTION

---

### **3 Contexte général**

4 Vers 1610, Jan Baptist Van Helmont, chimiste, physiologiste et médecin, découvre  
5 le dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) qu'il nomme « gaz sylvestre » (Philippe de Souabe-  
6 Zyriane, 1988). À cette époque pré-industrielle (avant 1800), les concentrations en  
7  $\text{CO}_2$  sont généralement estimées à 280 ppm<sup>1</sup> (Siegenthaler et Oeschger, 1987). En  
8 1957, Charles David Keeling, scientifique américain, met au point et utilise pour la  
9 première fois un analyseur de gaz infra-rouge pour mesurer la concentration de  $\text{CO}_2$   
10 de l'atmosphère sur l'île d'Hawaii, à Mauna Loa. La précision et la fréquence im-  
11 portante de ses mesures lui permirent de voir pour la première fois les variations  
12 journalières et saisonnières des concentrations en  $\text{CO}_2$  atmosphérique, mais égale-  
13 ment à plus long terme leur tendance haussière (Harris, 2010). Depuis l'époque pré-  
14 industrielle les concentration en  $\text{CO}_2$  ont en effet légèrement augmenté et sont alors  
15 estimées à moins de 320 ppm. Ce constat a probablement joué un rôle dans la prise de  
16 conscience, par la communauté scientifique, de l'importance et de l'intérêt de l'étude  
17 du changement climatique et plus largement des changements globaux. En 2013, le  
18 Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'évolution du Climat (GIEC) a publié  
19 son 5<sup>e</sup> rapport sur le changement climatique qui appuie une nouvelle fois sur l'im-  
20 portance des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) sur le climat (Stocker *et al.*,  
21 2013). Au printemps 2014, la barre symbolique des 400 ppm a été dépassée dans tout  
22 l'hémisphère nord selon un communiqué de l'Organisation Météorologique Mondiale  
23 ([http://www.wmo.int/pages/mediacentre/press\\_releases/pr\\_991\\_fr.html](http://www.wmo.int/pages/mediacentre/press_releases/pr_991_fr.html)).

24 À l'échelle globale, l'humanité en brûlant des combustibles fossiles et en produisant  
25 du ciment, émet dans l'atmosphère environ  $7,8 \text{ PgC an}^{-1}$  ( $7,8 \times 10^{15} \text{ gC an}^{-1}$ ) (Ciais  
26 *et al.*, 2014). Les flux « naturels » entre l'atmosphère et la biosphère sont d'un ordre de  
27 grandeur supérieur :  $98$  et  $123 \text{ PgC an}^{-1}$  pour la respiration ( $\text{CO}_2$  et  $\text{CH}_4$  principale-  
28 ment) et la photosynthèse au sens large (Bond-Lamberty et Thomson, 2010; Beer *et al.*,  
29 2010). L'importance de ces flux renforce la nécessité de les comprendre et si possible  
30 de les prédire, car une modification de leur dynamique même faible pourrait avoir des

---

1. Partie par million

31 conséquences importantes. Les écosystèmes naturels, en plus d'en échanger de façon  
32 importante avec l'atmosphère, stockent du carbone de façon importante : entre 1500  
33 et 2000 PgC pour les sols par rapport aux 750 à 800 PgC stockés dans l'atmosphère.

34 Parmi les écosystèmes terrestres, les tourbières fonctionnent naturellement comme  
35 des puits de carbone : elles stockent du carbone grâce des conditions de saturation en  
36 eau importante. Elles ne représentent que 2 à 3 % des terres émergées mais contiennent  
37 entre 270 et 455 PgC, faisant de ces écosystèmes des stocks importants ([Gorham, 1991](#);  
38 [Turunen \*et al.\*, 2002](#)) : d'abord parce qu'ils sont relativement concentrés en terme  
39 de surface, mais également car situés majoritairement dans les hautes latitudes de  
40 l'hémisphère nord, là où le réchauffement climatique attendu est le plus important.  
41 Ces écosystèmes ont pendant longtemps été considérés comme néfastes et impropre.  
42 D'ailleurs une grande partie d'entre eux ont été drainés pour être exploités, que ce  
43 soit pour utiliser la tourbe comme combustible ou comme substrat horticole, ou que  
44 ce soit pour utiliser les tourbières comme terres agricoles ou sylvicoles. Autrefois étu-  
45 diés pour les propriétés de combustible de la tourbe, Les tourbières sont aujourd'hui  
46 principalement étudiées vis-à-vis des perturbations qu'elles subissent : perturbations  
47 humaines, hausse ou baisse du niveau de la nappe, apports azotés, réhabilitation, ou  
48 perturbations climatique, effet de la température, des précipitations. Parmi toutes ces  
49 questions, celle du devenir de ce stock de carbone reste incertaine. La variabilité de ces  
50 écosystèmes rend la prédiction de leurs comportements délicate et aujourd'hui malgré  
51 leur importance ces écosystèmes ne sont pas pris en compte dans les modèles globaux.  
52 Le dernier rapport du GIEC note ainsi que si les connaissances ont avancé, de nombreux  
53 processus ayant trait à la décomposition du carbone sont toujours absents des modèles  
54 notamment en ce qui concerne le carbone des zones humides boréales et tropicales  
55 et des tourbières ([Ciais \*et al.\*, 2014](#)). Mieux comprendre ces écosystèmes, à différentes  
56 échelles, est donc nécessaire pour espérer pourvoir un jour estimer leurs comportements  
57 face aux changements qu'ils subissent et vont subir.

---

## 58 Objectif de la thèse et approche mise en oeuvre

59 Dans ce contexte l'objectif de ces travaux est donc de mieux comprendre la dyna-  
60 mique du carbone au sein des tourbières. Tout d'abord en caractérisant la variabilité  
61 spatiale et temporelle des flux de carbone à travers l'établissement du bilan de carbone  
62 d'une tourbière de Sologne. De déterminer quels facteurs environnementaux contrôlent  
63 le fonctionnement comme puits ou source de carbone de cet écosystème.

64 Pour atteindre ces objectifs, nos travaux ont été articulés autour de deux axes  
65 principaux : dans un premier temps, l'**observation** régulière des flux de gaz ( $\text{CO}_2$   
66 et  $\text{CH}_4$ ) ainsi que d'un certain nombre de paramètres environnementaux servant à  
67 la caractérisation des variabilités spatiales et temporelles, ainsi qu'à l'étude des fac-  
68 teurs contrôlant. Certains facteurs contrôlant sont, dans un second temps, étudiés plus  
69 spécifiquement à travers un volet **expérimentation**. Ce dernier doit permettre une  
70 meilleure compréhension des processus clés avec notamment l'impact de l'hydrologie.

71 Le document est structuré de la façon suivante :

- 72 — Le premier chapitre pose le contexte dans lequel s'inscrit ce travail. Cette syn-  
73 thèse bibliographique se découpe en trois parties ; la première relativement gé-  
74 nérale définit les terminologies et les concepts principaux employés par la suite.  
75 La seconde précise l'état des connaissances sur les tourbières vis à vis des flux  
76 de carbone. Enfin la troisième partie replace ce travail au sein du contexte pré-  
77 cédemment établi.
- 78 — Le deuxième chapitre quant à lui décrit d'abord les sites d'études puis les mé-  
79 thodes et matériels employés lors des différentes expérimentations.
- 80 — Le troisième chapitre présente l'estimation du bilan de carbone de la tourbière  
81 de La Guette, sa variabilité temporelle et spatiale.
- 82 — Le quatrième chapitre décrit l'effet de cycle de dessication/ré-humectation sur  
83 les flux de GES de mésocosmes prélevés sur le terrain.
- 84 — Le cinquième chapitre se concentre sur la respiration à une échelle journalière  
85 et sur des aspects davantage méthodologiques que sont la prise en compte du

86        temps de latence entre la vague de chaleur et les flux, et la différence entre les  
87        mesures faites le jour et la nuit.

88        — Enfin la dernière partie du document est une synthèse des travaux réalisés, de  
89        leurs résultats, suivie d'une ouverture vers les perspectives que ce travail apporte.



90 CHAPITRE 1

---

91 SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

92

93	<b>1.1 Les tourbières et le cycle du carbone . . . . .</b>	<b>8</b>
94	1.1.1 Zones humides et tourbières : définitions et terminologies . . . . .	8
95	1.1.2 Tourbières et fonctions environnementales . . . . .	14
96	1.1.3 Les tourbières et les changements globaux . . . . .	16
97	<b>1.2 Flux de gaz à effet de serre et facteurs contrôlants . . . . .</b>	<b>20</b>
98	1.2.1 GES et tourbières . . . . .	20
99	1.2.2 Les flux entre l'atmosphère et les tourbières . . . . .	22
100	1.2.3 Les facteurs majeurs contrôlant les flux . . . . .	26
101	1.2.4 Bilans de C à l'échelle de l'écosystème . . . . .	33
102	1.2.5 Méthodologies, mesures et estimation des flux . . . . .	36
103	<b>1.3 Objectifs du travail . . . . .</b>	<b>39</b>
104		
105		
106		

## 1.1. Les tourbières et le cycle du carbone

---

107 La première partie de ce chapitre traite des tourbières de façon générale : Que  
108 sont ces écosystèmes ? Quelle terminologie y est associée ? Comment se forment-ils ?  
109 Quelle est leur situation dans le monde d'aujourd'hui ? La seconde partie décrit plus  
110 spécifiquement les tourbières à travers le prisme des flux de carbone, principalement  
111 gazeux : Quels sont les liens entre les tourbières et les flux de carbone ? Quels sont les  
112 facteurs qui contrôlent ces flux ? Quels bilans de carbone pour ces écosystèmes ?

### 113 1.1 Les tourbières et le cycle du carbone

114 Que se soit dans leurs définitions, leurs modes de formation, les tourbières sont des  
115 écosystèmes indissociables du cycle du carbone.

#### 116 1.1.1 Zones humides et tourbières : définitions et terminologies

##### 117 Définitions

118 Les tourbières font partie d'un ensemble d'écosystèmes plus large que l'on appelle  
119 les zones humides (*wetlands* en anglais). Ces zones humides ne sont ni des écosystèmes  
120 terrestres au sens strict, ni des écosystèmes aquatiques. Elles sont à la frontière entre  
121 ces deux mondes et sont caractérisées par un niveau de nappe élevé, proche de la surface  
122 du sol, voire au dessus. Cette omniprésence de l'eau joue fortement sur l'aération du  
123 milieu et constraint, de façon plus ou moins importante, l'accès à l'oxygène. Les zones  
124 humides ont été définie en 1971, lors de la convention dite de RAMSAR<sup>1</sup> de la façon  
125 suivante :

---

1. La convention de RAMSAR est un traité international visant à la conservation et l'utilisation rationnelle des zones humides.

## ZONE HUMIDE :

«les zones humides sont des étendues de marais, de fagnes<sup>2</sup>, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres.»

(Ramsar, 1987)

Les zones humides regroupent donc des écosystèmes très variés parmi lesquels les marais, les mangroves, les plaines d'inondations et les tourbières. Ces dernières sont des écosystèmes plutôt continentaux (par opposition aux écosystèmes côtiers comme les deltas) et ont comme particularité d'avoir, comme toutes les zones humides, un niveau de nappe élevé et donc une zone anaérobie importante. Ceci induit le développement de communautés microbiennes et végétales spécifiques, adaptées aux milieux fortement humides ou inondés. Les sphaignes sont caractéristiques de ces écosystèmes, ce sont des mousses, des bryophytes de la famille des *Sphagnaceae*.

Les tourbières représentent 50 à 70 % des zones humides Joosten et Clarke (2002). Leur définition est variable selon les régions ((Réf needed), exple). Deux définitions sont régulièrement utilisées :

## TOURBIÈRE :

Écosystème, avec ou sans végétation, possédant au moins 30 cm de tourbe naturellement accumulée.

Définition traduite d'après Joosten et Clarke (2002)

Cette première définition correspond au *peatland* anglo-saxon. L'épaisseur de tourbe accolée à cette définition peut varier selon le pays, elle est par exemple établie à 40 cm au Canada (National Wetlands Working Group, 1997). Une autre définition existe :

2. Marais tourbeux situé sur une hauteur

## 1.1. Les tourbières et le cycle du carbone

---

### TOURBIÈRE ACTIVE :

142 Écosystème dans lequel un processus de tourbification est actif.

Définition traduite d'après Joosten et Clarke (2002)

143 Cette seconde définition correspond au *mire* anglo-saxon et peut être traduite en fran-  
144 çais par le terme de tourbière active. Les concepts derrière ces deux définitions se  
145 chevauchent mais ne sont pas complètement similaires : une tourbière drainée peut,  
146 par exemple, avoir plus de 30 cm de tourbe et ne plus former de tourbe, ne plus être  
147 active. À l'inverse il peut exister des zones où l'épaisseur de tourbe est inférieure à  
148 30 cm malgré un processus de tourbification actif. Un même écosystème tourbeux peut  
149 d'ailleurs contenir à la fois des zones qui correspondent à la première définition et  
150 d'autres à la seconde. Les tourbières sont donc, selon la définition utilisée, des éco-  
151 systèmes contenant ou des écosystèmes formant de la tourbe. Mais qu'est ce que la  
152 tourbe ?

### TOURBE :

153 «Accumulation sédentaire<sup>3</sup> de matériel composé d'au moins 30 % (matière  
sèche) de matières organiques mortes.»

Définition traduite d'après Joosten et Clarke (2002)

154 Le seuil de 30 % est souvent utilisé pour rapprocher sa définition de celle d'un sol  
155 organique (histosol) au sens large, dans lesquels sont classés la majorité des sols tour-  
156 beux (selon la classification). D'autres définitions existent, faisant la distinction entre  
157 sols organiques et tourbes avec un seuil à 75 % (Andrejko *et al.*, 1983) ou 80 % (Landva  
158 *et al.*, 1983). Il est également nécessaire de préciser que, au delà de la classification  
159 utilisée, ce que les écologues considèrent comme de la tourbe contient généralement  
160 80 % de matières organiques au minimum (Rydin et Jeglum, 2013a). Ce processus de  
161 formation est appelé la tourbification ou turfogénèse et les matières organiques accumu-  
162 lées proviennent majoritairement de la végétation. On définit les matières organiques  
163 de la façon suivante :

3. Joosten et Clarke (2002) distinguent sédimentaire de sédentaire dans le sens où dans le premier cas la matière migre (dans la colonne d'eau par exemple) entre la zone où elle est produite et la zone où elle est stockée, ce qui n'est pas le cas pour le second cas où ces zones sont confondues.

**MATIÈRES ORGANIQUES :**

Matières constituées d'un assemblage de composés ayant une ou plusieurs liaison C–H. Ces matières sont composées de nombreux éléments dont des carbohydrates (sucres, cellulose ...), des composés azotés (protéines, acides aminés ...) et phénoliques (lignine ...), des lipides (cires, résines, ...) et d'autres<sup>4</sup>.

164

**<sup>165</sup> Distribution des tourbières à l'échelle mondiale**

<sup>166</sup> Ces variations de définitions ajoutées aux limites floues qui peuvent exister entre  
<sup>167</sup> certains écosystèmes tourbeux et non-tourbeux rendent la cartographie de ces écosys-  
<sup>168</sup> tèmes délicate. Les estimations généralement citées évaluent la surface occupée par les  
<sup>169</sup> tourbières à environ 4 000 000 km<sup>2</sup> ([Lappalainen, 1996](#)). Cette surface correspond à 2  
<sup>170</sup> à 3 % de l'ensemble des terres émergées du globe. Plus de 85 % d'entre elles sont si-  
<sup>171</sup> tuées dans l'hémisphère nord, majoritairement dans les zones boréales et sub-boréales  
<sup>172</sup> ([Strack, 2008](#)) (Figure 1.1). Ce sont sur ces écosystèmes que sera focalisé ce travail, lais-  
<sup>173</sup> sant de côté les tourbières tropicales dont le fonctionnement est distinct et spécifique  
<sup>174</sup> (**Réf needed**).

**<sup>175</sup> La formation des tourbières**

<sup>176</sup> L'atterrissement et la paludification sont les deux processus principaux permettant  
<sup>177</sup> la formation des tourbières (Figure 1.2). Il s'agit pour le premier du comblement pro-  
<sup>178</sup> gressif d'une zone d'eau stagnante (Figure 1.2). Ce comblement est généralement lié à  
<sup>179</sup> l'action combiné d'apports exogènes et d'une végétation colonisant les eaux en formant  
<sup>180</sup> des tremblants<sup>5</sup>. La paludification est la formation de tourbe directement sur un sol  
<sup>181</sup> minéral, grâce à des conditions d'humidité importante dans des zones peu perméables

4. Cette définition, utile pour définir simplement les matières organiques, est cependant limitée car elle inclut des composés traditionnellement considérés comme minéraux (le graphite) et en exclut d'autres considérés comme organiques (acide oxalique) (Liste de diffusion ResMO (Réseau Matières Organiques [http://www6.inra.fr/reseau\\_matieres\\_organiques](http://www6.inra.fr/reseau_matieres_organiques))).

5. Radeau végétal, composé de végétation vivante et de débris qui peut masquer la surface de l'eau

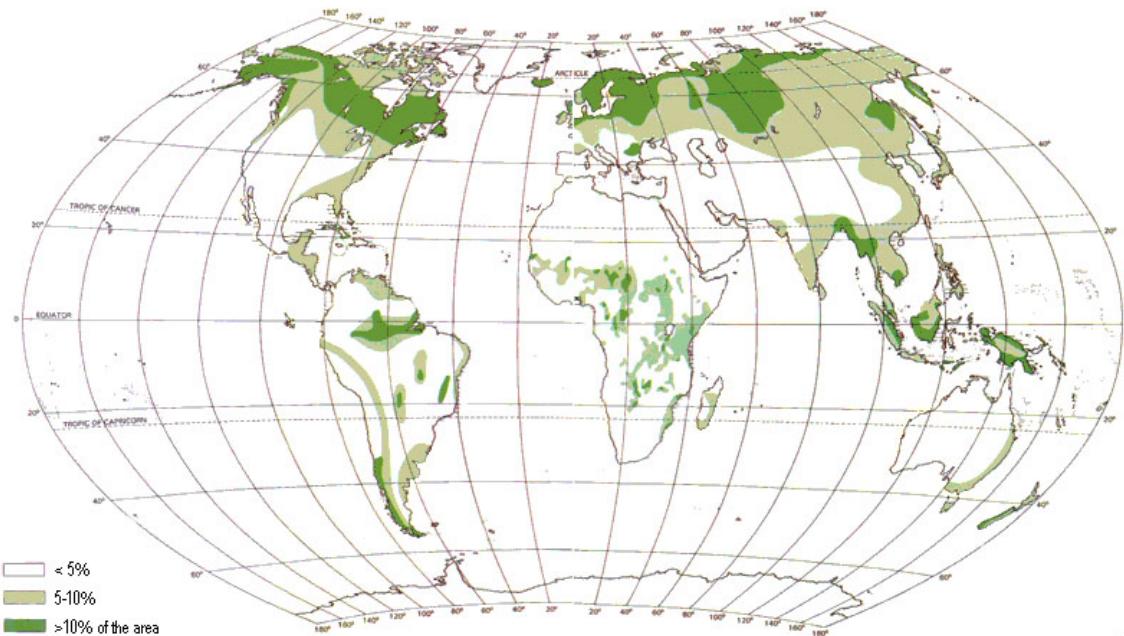


FIGURE 1.1 – Global distribution of peatlands

et topographiquement favorables (dépressions). Ces modes de formation ne sont pas exclusifs, une tourbière pouvant se développer, selon les endroits considérés ou le temps, via des processus différents.

### 185      **Classifications**

Différentes classifications sont utilisées pour différencier ces écosystèmes. La plus générale et la plus utilisée dans la littérature distingue les tourbières dite hautes, ou de haut-marais, correspondant au *bog* anglais, et les tourbières basses, ou de bas-marais, correspondant au *fen* anglais.

Les tourbières de haut-marais ont généralement une épaisseur de tourbe supérieure à 30 cm et sont alimentées principalement par les précipitations : elles sont dites ombrotrophes. Leur surface parfois bombée (tourbières élevées ou bombées) peut également être plate ou en pente. Cette géométrie situe une partie au moins de l'écosystème au dessus du niveau de la nappe. Elles ont une concentration en nutriments relativement faible : elles sont oligotrophes et sont fortement acide avec des eaux de surface dont le pH est autour de 4 voire moins.

Les tourbières de bas-marais ont une épaisseur généralement supérieure à 30 cm



FIGURE 1.2 – Processus de formation des tourbières, à gauche l'atterrissement et à droite la paludification. Modifié d'après Manneville (1999)



FIGURE 1.3 – Micro-topographie dans les tourbières. Modifié d'après [Rydin et Jeglum \(2013b\)](#)

198 avec un niveau de nappe très proche de la surface du sol. De forme concave ou en  
 199 pente elles sont généralement alimentées en eau par des sources ou par ruissellement  
 200 et sont donc dites minérotrophes. Le pH de leur eaux de surface varie de 4 à 8. Les  
 201 végétations dominantes de ces écosystèmes peuvent être des bryophytes, des graminées  
 202 ou des arbustes bas ([Rydin et Jeglum, 2013b](#)). Au sein de ces écosystèmes la topo-  
 203 graphie est fortement variable et fait l'objet d'une terminologie particulière : on parle  
 204 de buttes (*hummock* en anglais) pour désigner des sur-élévations topographiques, de  
 205 gouille (*hollow* en anglais) pour les dépressions et de replat (*lawn* en anglais) pour les  
 206 zones entre les deux (Figure 1.3).

### 207 1.1.2 Tourbières et fonctions environnementales

#### 208 Puits de carbone

209 Par définition les tourbières stockent ou ont stocké du carbone. Cette fonction puits  
 210 de carbone rend ces écosystèmes importants vis-à-vis des changements globaux et ce  
 211 malgré la faible surface qu'ils représentent (pour rappel 2 à 3 % des terres émergées).  
 212 En effet le carbone stocké dans les tourbières tempérées et boréales est estimé entre

Tableau 1.1 – Estimations des stocks de C pour différents environnements

Compartiment	Stock (en Gt de C)	référence
Tourbières	270 – 455	Gorham (1991); Turunen <i>et al.</i> (2002)
Végétation	450 – 650	Robert et Saugier (2003)
Sols	1500 – 2000	Robert et Saugier (2003); Post <i>et al.</i> (1982); Eswaran <i>et al.</i> (1993)
CO <sub>2</sub> atmosphérique	750 – 800	Robert et Saugier (2003)
Permafrost	1700	

<sup>213</sup> 270 et 455 Gt C (Tableau 1.1). Cela représente 10 à 25 % du carbone présent dans les  
<sup>214</sup> sols et entre 30 et 60 % du stock de carbone atmosphérique. Ce stock est un héritage  
<sup>215</sup> datant des 10 derniers milliers d'années, l'holocène, période pendant laquelle se sont  
<sup>216</sup> formées la majorité des tourbières (Yu *et al.*, 2010) (Figure 1.4).

<sup>217</sup> L'accumulation du carbone nécessite donc que davantage de carbone soit assimilé,  
<sup>218</sup> par photosynthèse, qu'émis par l'écosystème. Les tourbières n'assimilent pas le carbone  
<sup>219</sup> à des vitesses supérieures à d'autres écosystèmes. En comparaison avec un sol forestier  
<sup>220</sup> la photosynthèse de ces écosystèmes, que l'on appelle généralement la production pri-  
<sup>221</sup> maire, est même plus faible (**Réf needed**). Ce n'est donc pas en assimilant d'avantage  
<sup>222</sup> de carbone que les tourbières l'accumulent. Si les entrées de carbone ne sont pas su-  
<sup>223</sup> périeures à d'autres écosystèmes, il faut donc que les sorties soient plus faibles. C'est  
<sup>224</sup> en effet parce que les matières organiques produites par ces écosystèmes sont moins  
<sup>225</sup> dégradées que dans d'autres que le carbone s'accumule. Ceci est rendu possible par les  
<sup>226</sup> niveaux de nappe élevés de ces écosystèmes, minimisant les processus de dégradation  
<sup>227</sup> aérobie en limitant l'accès à l'oxygène. Cet effet est de plus renforcé par la végétation  
<sup>228</sup> spécifique de ces écosystèmes, les sphaignes, qui produisent des litières difficilement  
<sup>229</sup> dégradables, dite récalcitrantes, par rapport à celles produites par les végétaux vas-  
<sup>230</sup> culaires (Hobbie, 1996; Liu *et al.*, 2000). La vitesse de décomposition relative entre  
<sup>231</sup> les différentes espèces de sphaignes est mal connue (Cornelissen *et al.*, 2007). Des dif-  
<sup>232</sup> férences ont été observées entre espèces pour les parties jeunes de la plante, mais la  
<sup>233</sup> différence est moindre pour les parties plus anciennes (Limpens et Berendse, 2003).

### **234 Biodiversité dans les tourbières**

235 Les tourbières sont le siège d'une biodiversité importante et spécifique, avec en  
236 premier lieu les sphaignes qui en plus de produire des litières récalcitrantes ont d'autres  
237 spécificités : ces bryophytes, ces mousses sont des espèces dites ingénierues, capables  
238 de modifier l'environnement dans lequel elles vivent afin de l'adapter à leurs besoins.  
239 Les sphaignes sont ainsi capables d'abaisser le pH, de capturer des nutriments et de les  
240 séquestrer et ce même quand elles n'en ont pas besoin afin d'empêcher d'autres espèces  
241 notamment vasculaires d'en profiter. Plus précisément, le fait que les sphaignes captent  
242 les nutriments via leur capitulum leur permet d'intercepter les nutriments avant qu'ils  
243 ne soient captés par d'éventuelles racines positionnées plus bas ([Malmer \*et al.\*, 1994](#);  
244 [Svensson, 1995](#)). Ces écosystèmes abritent par ailleurs une grande variété de plantes, de  
245 micro-organismes (bactéries et champignons) et d'animaux (insectes, vers, amphibiens,  
246 oiseaux...).

### **247 Autres fonctions environnementales**

248 Les tourbières jouent également un rôle important vis-à-vis de la qualité de l'eau,  
249 notamment en filtrant les matières en suspension, en dégradant certains micro-polluants  
250 organiques. Elles permettent également de tamponner les effets d'une sécheresse ou  
251 d'une inondation en fournissant un peu d'eau dans le premier cas et en épongeant une  
252 partie des excédents dans le second ([Joosten et Clarke, 2002](#); [Parish \*et al.\*, 2008](#)).

### **253 1.1.3 Les tourbières et les changements globaux**

254 On définit les changements globaux comme l'ensemble des modifications environ-  
255 nementales plus ou moins rapides, ayant lieu à l'échelle mondiale, quelle que soit leur  
256 origine. Les deux contraintes développées dans cette partie sont la pression de l'homme :  
257 contrainte anthropique, et celle du climat : contrainte climatique.

258 **Les contraintes anthropiques**

259 Les interactions entre les Hommes et les zones humides au sens large et les tourbières  
260 en particulier remontent probablement à l'aube de l'humanité. Des chemins de rondins  
261 néolithique aux crannogs de l'époque romaine ([Buckland, 1993](#)), de grandes décou-  
262 vertes archéologiques ont été faites dans les écosystèmes tourbeux témoins d'époques  
263 révolues. L'utilisation de la tourbe et des tourbières a dû commencer relativement tôt,  
264 mais c'est à partir du 17<sup>e</sup> siècle que le drainage de ces écosystèmes, pour les convertir  
265 en terres agricoles, s'est intensifié. Au 19<sup>e</sup> siècle, l'apparition de machines permettant  
266 une récolte industrialisée de la tourbe a développé son utilisation comme combustible.  
267 Enfin depuis le milieu du 20<sup>e</sup> une part importante de ces écosystèmes a été drainée  
268 pour développer la sylviculture. Aujourd'hui l'exploitation principale de la tourbe est  
269 liée à son utilisation comme substrat horticole ([Lappalainen, 1996](#); [Chapman \*et al.\*, 2003](#)). Ces utilisations les ont fortement perturbés car elles nécessitent généralement  
270 de drainer ces écosystèmes, notamment pour pouvoir y faire rouler des engins méca-  
271 nisés Aujourd'hui la surface de tourbières altérées est estimée à 500 000 km<sup>2</sup> environ,  
272 principalement du fait de leur reconversion pour l'agriculture et la sylviculture ([Ta-  
bleau 1.2](#)). En France, suite à leur utilisation, principalement agricole, la surface des  
273 tourbières a été divisée par deux entre 1945 et 1998, passant de 1200 km<sup>2</sup> à 600 km<sup>2</sup>  
274 ([Lappalainen, 1996](#); [Manneville, 1999](#)).

277 Ces écosystèmes ont donc été et sont encore perturbés par différentes activités  
278 humaines. Malgré tout leur importance est connue et elles sont l'objet de nombreuses  
279 actions de préservation et/ou de réhabilitation.

280 **Les contraintes climatiques**

281 Comme nous l'avons dit, le stock de C accumulé par les tourbières s'est majori-  
282 tairement constitué pendant l'Holocène. À cette époque déjà ces écosystèmes étaient  
283 influencés par le climat, et leur développement n'a pas été linéaire sur ces douze der-  
284 niers milliers d'années. Il est reconnu que le développement des tourbières est très  
285 important au début de cette période ([Smith \*et al.\*, 2004](#); [MacDonald \*et al.\*, 2006](#); [Yu](#)

## 1.1. Les tourbières et le cycle du carbone

---

Tableau 1.2 – Surface de tourbe utilisée selon les usages considérés (tourbières non-tropicale). Modifié d'après Joosten et Clarke (2002).

Utilisation	Surface (km <sup>2</sup> )	proportion (%)
Agriculture	250 000	50
Sylviculture	150 000	30
Extraction de tourbe	50 000	10
Urbanisation	20 000	5
Submersion	15 000	3
Pertes indirectes (érosion, ...)	5000	1
Total	490 000	100

<sup>286</sup> *et al.*, 2009). Plus particulièrement entre il y a 12 000 et 8000 ans, période pendant  
<sup>287</sup> laquelle on recense la plus grande proportion d'initiation de tourbières (Figure 1.4).  
<sup>288</sup> Cette période coïncide avec le maximum thermique holocène (HTM), période pendant  
<sup>289</sup> laquelle le climat était plus chaud qu'aujourd'hui (Kaufman *et al.*, 2004). Ce constat  
<sup>290</sup> peut sembler paradoxal : en effet, dans la littérature concernant les tourbières et le  
<sup>291</sup> réchauffement climatique actuel, il est craint que ces écosystèmes ne deviennent des  
<sup>292</sup> sources de carbone. Cependant ces même auteurs qui ont montré cette relation entre  
<sup>293</sup> le HTM et le développement important des tourbières, ne préjugent pas de l'effet du  
<sup>294</sup> réchauffement actuel. Notamment Jones et Yu (2010) expliquent que pendant cette pé-  
<sup>295</sup> riode de maximum thermique, existe également une saisonnalité très importante, avec  
<sup>296</sup> des été chauds et des hivers froid, qui a dû en minimisant la respiration hivernale de ces  
<sup>297</sup> écosystèmes, jouer un rôle important dans leur développement. Cette forte saisonnalité  
<sup>298</sup> n'est pas attendue lors du réchauffement actuel. L'effet estimé dans les hautes latitudes  
<sup>299</sup> semble plus important pendant l'hiver et l'automne, et tendrait donc à minimiser cette  
<sup>300</sup> saisonnalité (Christensen *et al.*, 2007). Les effets directs attendus du réchauffement  
<sup>301</sup> dans les hautes latitudes à l'horizon 2100, sont une augmentation des températures de  
<sup>302</sup> 2 à 8 °C dans les zones boréales, et de 2 à 6 °C dans les zones tempérées, ainsi qu'une  
<sup>303</sup> augmentation probable des précipitations (Figure 1.5). De façon plus indirecte est at-  
<sup>304</sup> tendue la fonte du permafrost, l'augmentation de l'intensité et de la fréquence de feux  
<sup>305</sup> et des changements dans les compositions des communautés végétales (Christensen  
<sup>306</sup> *et al.*, 2013; Frolking *et al.*, 2011).



FIGURE 1.4 – Nombre de tourbières nouvellement formées pendant l’holocène. Modifié d’après ([MacDonald et al., 2006](#)).



FIGURE 1.5 – Projection des changements à l’horizon 2100, des moyennes et extrêmes annuels (sur terre) des températures de l’air et des précipitations : (a) température de surface moyenne par °C de changement global moyen, (b) 90<sup>e</sup> percentile des températures journalières maximum par °C de changement de température moyenne maximale, (c) précipitations moyenne (en % par °C de changement de température moyenne) et (d) fraction de jours ayant des précipitations dépassant le 95<sup>e</sup> percentile. Sources : (a) et (c) simulations CMIP5, scénario RCP4.5, (b) et (d) adaptation d’après [Orlowsky et Seneviratne \(2012\)](#)[\(IPCC2013\)](#).

## 1.2. Flux de gaz à effet de serre et facteurs contrôlants

---

307 Les tourbières, qui ont accumulées un stock de carbone important, sont donc sou-  
308 mises à des contraintes fortes qu'elles soient anthropiques ou climatiques. Afin de mieux  
309 cerner le devenir de ce carbone, l'étude de ces écosystèmes, des flux de carbone qu'ils  
310 échangent avec l'atmosphère, est une nécessité.

## 311 1.2 Flux de gaz à effet de serre et facteurs 312 contrôlants

313 Cette partie s'attache à décrire les GES et leurs liens avec les tourbières, les flux de  
314 carbone et les processus qui y sont liés, puis les facteurs contrôlant ces flux à l'échelle des  
315 processus jusqu'aux individus et communautés (nécessaire afin de pouvoir appréhender  
316 correctement ces flux à des échelles plus large), les facteurs contrôlant à l'échelle de  
317 l'écosystème (colonne de tourbe, site complet) et enfin les bilans de carbone.

### 318 1.2.1 GES et tourbières

319 Dans l'atmosphère le carbone est principalement présent dans l'atmosphère sous  
320 forme de dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) et de méthane ( $\text{CH}_4$ ).

321 La concentration en  $\text{CO}_2$  dans l'atmosphère fluctuait avant l'ère industrielle entre  
322 180 et 290 ppm. En 1750 au début de l'ère industrielle sa concentration était de 280 ppm  
323 environ avant d'augmenter pour atteindre 391 ppm aujourd'hui (moyenne annuelle en  
324 2011) ([Ciais et al., 2014](#)). Différents processus permettent d'extraire du  $\text{CO}_2$  de l'at-  
325 mosphère, la photosynthèse, la dissolution du  $\text{CO}_2$  dans l'océan et enfin l'altération de  
326 silicate et les réactions avec le carbonate de calcium. Ces processus s'effectuent avec des  
327 échelles de temps différentes, en conséquence après une émission de  $\text{CO}_2$ , il ne reste que  
328 40 % de cette émission après 100 ans, mais il reste toujours plus de 20 % après 1000 ans  
329 et plus de 10 % après 10 000 ans ([Joos et al., 2013; Ciais et al., 2014](#)) (Figure 1.6).



FIGURE 1.6 – Décroissance de la proportion de CO<sub>2</sub> de l’atmosphère suite à une émission idéalisée de 100 PgC. les graphes (a) et (b) sont une moyenne de modèles (Joos *et al.*, 2013), le graphe (c) est une moyenne d’autres modèles (Archer *et al.*, 2009). Modifié d’après (Ciais *et al.*, 2014).

330 La concentration en méthane de l’atmosphère est estimée à 350 ppb<sup>6</sup> il y a 18 000 ans  
 331 environ lors de la dernière glaciation, à 720 ppb en 1750, et à 1800 ppb aujourd’hui  
 332 (ou plutôt en 2011) (Ciais *et al.*, 2014). À l’inverse du CO<sub>2</sub> sa durée de vie dans  
 333 l’atmosphère est limitée : moins de 10 ans (Lelieveld *et al.*, 1998; Prather *et al.*, 2012).  
 334 Malgré cela son potentiel de réchauffement global<sup>7</sup> (PRG) est important notamment  
 335 à court terme, 72 à 20 ans. À plus long terme son effet relativement au CO<sub>2</sub> diminue  
 336 et atteint 25 à l’horizon 100 ans. Les zones humides sont la première source naturelle  
 337 de CH<sub>4</sub> atmosphérique avec un flux à l’échelle globale estimé entre 145 et 285 Tg an<sup>-1</sup>  
 338 (Lelieveld *et al.*, 1998; Wuebbles et Hayhoe, 2002; Ciais *et al.*, 2014) (Tableau ?). Les  
 339 tourbières de l’hémisphère nord comptent pour 46 Tg an<sup>-1</sup> (Gorham, 1991) (**pas de**  
 340 **source plus récente ?**).

341 À l’échelle globale, le stockage de C par les tourbières, prenant en compte à la fois  
 342 le CO<sub>2</sub> et le CH<sub>4</sub>, est estimé à 70 Tg an<sup>-1</sup> (Clymo *et al.*, 1998).

6. Partie par milliard (*part per billion* en anglais)

7. indice permettant de comparer le pouvoir de réchauffement des différents GES en donnant une équivalence par rapport au CO<sub>2</sub>. Le PRG du CO<sub>2</sub> vaut donc 1 par définition.



FIGURE 1.7 – schéma des flux de carbone entre une tourbière et l'atmosphère

### <sup>343</sup> 1.2.2 Les flux entre l'atmosphère et les tourbières

#### <sup>344</sup> De l'atmosphère à l'écosystème

<sup>345</sup> Avant de stocker et de conserver du carbone, le faut le capturer. Ce transfert du  
<sup>346</sup> carbone de l'atmosphère à la tourbe se fait sous la forme de CO<sub>2</sub>, assimilé lors de la  
<sup>347</sup> photosynthèse. Principalement par les végétaux supérieurs, et éventuellement, bien que  
<sup>348</sup> dans de moindre proportions, par des algues, des lichens ou des bactéries photosynthé-  
<sup>349</sup> tiques ([Girard \*et al.\*, 2011](#)). On peut écrire la réaction de photosynthèse de la façon  
<sup>350</sup> suivante :



<sup>351</sup> Si la photosynthèse est le processus majeur d'assimilation du CO<sub>2</sub>, il existe d'autres  
<sup>352</sup> voies métaboliques permettant la capture du CO<sub>2</sub> de l'atmosphère. Par exemple les

353 micro-organismes chemolithotrophes (**expliquer**) sont capables d'assimiler le CO<sub>2</sub> en  
 354 utilisant l'énergie issue de l'oxydation de composés inorganiques, ce que l'on appelle la  
 355 chimiosynthèse, mais leur importance est moindre.

356 On définit la **Production Primaire Brute** (PPB), *Gross Primary Production*,  
 357 (GPP) en anglais comme :

**PRODUCTION PRIMAIRE BRUTE (PPB) :**

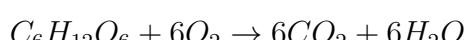
Quantité de carbone extraite de l'atmosphère et transformée en matières  
 358 organiques par l'écosystème principalement via la photosynthèse. Ce flux  
 est exprimé en quantité de carbone par unité de surface et de temps.

359 Les tourbières sont des écosystèmes dont la production primaire est estimée à envi-  
 360 ron 500 gC m<sup>-2</sup> ([Francez, 2000](#)). La strate muscinale pouvant jouer/participer/produire  
 361 jusqu'à 80 % de la production primaire ([Francez, 2000](#)). Cette production primaire n'est  
 362 pas particulièrement élevée (**Réf needed**) et c'est en fait la faible décomposition des  
 363 matières organiques qui permet aux tourbières de stocker du carbone.

364 Il n'y a pas de flux direct de CH<sub>4</sub> de l'atmosphère vers les écosystèmes terrestres.  
 365 90 % du CH<sub>4</sub> présent dans l'atmosphère est extrait en réagissant avec des radicaux  
 366 hydroxyles, cette réaction à lieu majoritairement dans la troposphère.

367 **De l'écosystème à l'atmosphère**

368 Les sources de carbone émises par les tourbières vers l'atmosphère sont multiples.  
 369 D'abord différents gaz peuvent être émis, notamment le CO<sub>2</sub> et le CH<sub>4</sub>, éventuellement  
 370 du N<sub>2</sub>O. Le processus majeur est la production de CO<sub>2</sub> par respiration qui au niveau  
 371 cellulaire, peut être écrite sous la forme :



372 Mais certains de ces gaz peuvent être produit par différentes sources, ainsi le CO<sub>2</sub>  
 373 est produit par différents processus dont la respiration aérobie (le plus gros contribu-  
 374 teur), les respirations anaérobies ou fermentations (e.g. du glucose, de l'acétate), ou

## 1.2. Flux de gaz à effet de serre et facteurs contrôlants

---

375 encore l'oxydation du méthane. Les principales sources d'émissions du CO<sub>2</sub> sont re-  
376 présentées dans la figure 1.7. À l'échelle macroscopique là, ou plutôt, les respirations  
377 sont généralement séparées en deux. D'un côté la respiration végétale, que ce soit celle  
378 des feuilles, des tiges, des racines et que l'on appelle la **respiration autotrophe**<sup>8</sup>. De  
379 l'autre rassemblé sous le vocable de **respiration hétérotrophe**<sup>9</sup>, la respiration de la  
380 rhizosphère, liée à l'émission d'exsudats par les racines, la décomposition des litières  
381 et des matières organiques, la respiration de la faune et l'oxydation du CH<sub>4</sub> par les  
382 organismes méthanotrophes. L'ensemble de ces respirations est défini comme :

### RESPIRATION DE L'ÉCOSYSTÈME (RE) :

Quantité de carbone émise sous forme de CO<sub>2</sub> par l'écosystème dans l'at-  
383 mosphère. Elle englobe la respiration autotrophe et hétérotrophe en in-  
cluant ses composantes aériennes et souterraines. Ce flux est exprimé en  
quantité de carbone par unité de surface et de temps.

384 On distingue la respiration de l'écosystème de celle du sol en définissant la respiration  
385 du sol (RS) comme l'ensemble des respirations de la colonne de sol, à l'exclusion de la  
386 partie aérienne ([Luo et Zhou, 2006a](#)). Cependant, dans la littérature la respiration du  
387 sol semble parfois être considérée comme équivalente à la respiration de l'écosystème,  
388 ou du moins cette terminologie est parfois utilisée de façon synonyme à la respiration  
389 de l'écosystème ([Raich et Schlesinger, 1992](#)). Les études discriminant RS et RE montrent  
390 ainsi que dans des sols tourbeux RS compte pour plus de 60 % de RE [Lohila et al.](#)  
391 ([2003](#)). La production de CO<sub>2</sub> est donc un signal multi-sources intégré sur l'ensemble  
392 de la colonne de tourbe. Le transport du CO<sub>2</sub> produit se fait par diffusion suivant le  
393 gradient de concentration, fort dans le sol et plus faible dans l'atmosphère. C'est cette  
394 multitude de processus qui rend l'estimation de ce flux difficile, en effet chacune des  
395 respirations n'aura pas la même sensibilité vis à vis de facteurs contrôlant.

396 Conséquence du niveau de nappe élevé des tourbières, le développement d'une zone  
397 anoxique importante dans la colonne de sol favorise la production de CH<sub>4</sub>. Il est pro-

---

8. Production de matières organiques à l'aide de composés minéraux simples.  
9. Production de matières organiques à partir de substrats organiques.

398 duit par des Archaea méthanogènes, des organismes anaérobies vivants sous le ni-  
 399 veau de la nappe. En moyenne les flux de CH<sub>4</sub> mesurés dans les tourbières s'étendent  
 400 de 0 à plus de 0,96 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>, avec généralement des flux compris entre 0,0048 et  
 401 0,077 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> ([Blodau, 2002](#)). Le CH<sub>4</sub> est principalement produit à partir d'acé-  
 402 tate (CH<sub>3</sub>COOH) ou de dihydrogène (H<sub>2</sub>), ces deux composés étant dérivés de la dé-  
 403 composition préalable de matières organiques ([Lai, 2009](#)).



404 Le CH<sub>4</sub> produit est transporté dans l'atmosphère par diffusion, ébullition ou à travers  
 405 certaines plantes ([Joabsson \*et al.\*, 1999; Colmer, 2003](#)). Pendant ce transport le CH<sub>4</sub>  
 406 peut être oxydé par des organismes méthanolotrophes. Cette transformation produit  
 407 tour à tour différents composés (méthanol, formaldéhyde, formate) aboutissant à la  
 408 production de CO<sub>2</sub> ([Whalen et Peirce, 2005](#)).



409 On définit le flux de CH<sub>4</sub> comme :

FLUX DE CH<sub>4</sub> (F<sub>CH<sub>4</sub></sub>) :

410 Quantité de carbone émise sous forme de CH<sub>4</sub> par l'écosystème dans l'at-  
 mosphère, suite au bilan des processus de création et de destruction de la  
 molécule. Ce flux est exprimé en quantité de carbone par unité de surface  
 et de temps.

411 Cette partie montre donc que si le flux de carbone de l'atmosphère à l'écosystème  
 412 a pour source quasiment unique la réaction de photosynthèse des plantes, le flux de  
 413 carbone de l'écosystème vers l'atmosphère est multi-source avec un nombre important  
 414 de réactions de respirations et de fermentations. La variabilité du premier vient donc  
 415 majoritairement de la composition des communautés végétales et de leurs sensibilités  
 416 aux conditions environnementales. Celle du second est multiple, liée à la diversité des

réactions et communautés végétales ou animales impliquées, de leur sensibilité aux conditions environnementales.

### 1.2.3 Les facteurs majeurs contrôlant les flux

Dans cette partie seront décrits les facteurs qui contrôlent les flux de carbone en commençant à une échelle relativement fine pour atteindre celle de l'écosystème qui nous intéresse plus particulièrement. Cette échelle inclut la colonne de tourbe, le mésocosme, en tant que partie d'un ensemble plus vaste, en tant que sous-écosystème. Elle inclut forcément l'écosystème dans son sens général, regroupant les écosystèmes tourbeux mais également l'écosystème au sens plus spécifique de l'entité étudiée.

Les facteurs majeurs qui contrôlent ces flux de carbone sont globalement connus. Comme bon nombre de réactions biochimiques, les vitesses de réactions des processus décrits précédemment sont fonction de la température. Cette relation est connue depuis longtemps. Elle a été mise en évidence par un chimiste suédois en 1889, Svante August Arrhenius, sur la base de travaux réalisés par un autre chimiste, néerlandais, Jacobus Henricus Van't Hoff. Le niveau de la nappe, interface entre un monde oxique et un monde anoxique, et la teneur en eau du sol vont également jouer sur ces flux. Ainsi que la végétation que ce soit de façon directe comme siège de la photosynthèse, ou indirecte en fournissant des nutriments de son vivant à travers les exsudats racinaires, ou à sa mort en devenant litière.

#### La photosynthèse

À l'échelle d'espèces végétales, la quantité de carbone assimilable par la photosynthèse est fonction de la quantité de lumière reçue (Long et Hällgren, 1993). La quantité de carbone assimilée augmente d'abord de façon linéaire avec le rayonnement, avant d'être limitée par la régénération d'une enzyme, la Rubisco<sup>10</sup>, nécessaire à la fixation du CO<sub>2</sub> (Figure 1.8). Les limitations de l'assimilation, que ce soit la pente initiale de la partie linéaire, ou l'assimilation maximale, varient de façon importante en fonction

10. ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase/oxygénase



FIGURE 1.8 – todo, modifié d'après Long et Hällgren (1993)

443 de l'espèce considérée (Wullschleger, 1993). La régénération de la Rubisco, qui limite  
 444 la photosynthèse, est contrainte par la capacité de transport des électrons. La vitesse  
 445 de ce transport est fonction de la température et est traditionnellement décrite par  
 446 une équation d'arrhenius modifiée, relativement complexe, ou par une équation sim-  
 447 plifiée (Farquhar *et al.*, 1980; June *et al.*, 2004). À cette échelle le niveau de l'eau va  
 448 également influer sur le développement de la végétation en facilitant plus ou moins  
 449 leur accès à l'eau. Wagner et Titus (1984) montrent par exemple que deux espèces  
 450 de sphaignes ont des tolérances différentes à la dessiccation : l'espèce vivant dans les  
 451 gouilles est plus résistante que celle vivant sur les buttes. Dans des conditions expé-  
 452 mentales différentes, lors de re-végétalisation de deux tourbières, Robroek *et al.* (2009)  
 453 montre que différentes espèces de sphaignes vont se développer de façon optimale à  
 454 différents niveaux de nappe selon leurs affinités. Cette variabilité entre espèces d'une  
 455 même famille est elle-même mise en évidence par leur variabilité en terme de producti-  
 456 vité primaire (Figure 1.9). Cette variabilité de la productivité primaire est également  
 457 visible entre différentes communautés végétales. Les bryophytes n'ont pas la même  
 458 productivité primaire que les graminées ou que les arbustes (Moore *et al.*, 2002 dans  
 459 Rydin et Jeglum, 2013a). Toujours à cette échelle, le niveau de la nappe va également

## 1.2. Flux de gaz à effet de serre et facteurs contrôlants

---

460 contraindre la teneur en eau du sol et la hauteur de la frange capillaire. Cette der-  
461 nière atteint généralement la surface tant que le niveau de la nappe ne descend pas  
462 en dessous de 30 à 40 cm (Laiho, 2006). La hauteur du niveau d'eau va influer sur le  
463 bien-être des différentes communautés végétales. Un niveau d'eau important risque de  
464 diminuer l'accès de la végétation vasculaire à l'oxygène par leur racines et aux substrats  
465 tandis qu'il sera propice au développement de sphaignes. À l'inverse un niveau d'eau  
466 faible risque de faciliter le développement de certains végétaux vasculaires au détriment  
467 des bryophytes (**Réf needed**). Cette compétition entre espèces va déterminer, à long  
468 terme, l'évolution des communautés et donc jouer sur la PPB. Sur cet aspect Gornall  
469 *et al.* (2011) montre que les effets des mousses sur les plantes vasculaires sont en partie  
470 positifs et en partie négatifs et que leur «effet net» peu varier, notamment en fonction  
471 de l'épaisseur de la strate muscinale. La composition des communautés végétales va  
472 donc influer sur le potentiel photosynthétique de l'écosystème. Ce potentiel pouvant  
473 varier selon le végétal considéré et les conditions environnementales dans lesquelles il  
474 se trouve (Moore *et al.*, 2002).

475 À l'échelle de l'écosystème et sur le terrain ces facteurs – la température, la végéta-  
476 tion, le niveau de l'eau – co-varient et rendent la discrimination de leurs effets respec-  
477 tifs difficile. L'effet, sur la PPB, d'une variation de température peut selon l'échelle de  
478 temps considérée, jouer sur le niveau de nappe et la végétation. Distinguer ces facteurs  
479 n'est pas anodin, Munir *et al.* (2015) isolent également l'effet de la température en  
480 utilisant des OTC (*Open Top Chamber*). Ces dispositifs ressemblent à des serres ou-  
481 vertes et permettent de réchauffer une zone de la tourbière. Ils montrent que dans les  
482 zones sans manipulation du niveau de la nappe, le réchauffement des OTC augmente  
483 la PPB. Néanmoins la majorité des études réalisées sur le terrain montrent les effets de  
484 variation de la température et du niveau de la nappe simultanément. Cai *et al.* (2010)  
485 ont par exemple montré que des conditions plus chaudes et sèches pouvaient augmen-  
486 ter la PPB. Cependant l'effet du niveau de la nappe peut varier selon le contexte :  
487 Dans une étude des effets à long terme de variation du niveau de la nappe, Ballantyne  
488 *et al.* (2014) montrent qu'une baisse du niveau de la nappe entraîne une augmentation



FIGURE 1.9 – Productivités moyennes des espèces de sphaignes en  $\text{g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ . Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. Le nombre d'observation est indiqué par les nombres à l'intérieur des barres. Les espèces en orange sont celles rencontrées sur le site d'étude. Modifié d'après [Gunnarsson \(2005\)](#)

489 de la PPB en facilitant l'accès des plantes vasculaires à l'oxygène et aux nutriments.  
 490 Paradoxalement, la hausse d'un niveau de nappe, initialement bas et entraînant un  
 491 stress hydrique important, conduira également à une augmentation de la PPB ([Strack](#)  
 492 [et Zuback, 2013](#)). Pour un gradient de niveau de nappe qui augmente dans une tour-  
 493 bière de haut-marais, [Weltzin \*et al.\* \(2000\)](#) montrent une diminution de la productivité  
 494 des arbustes, tandis que celle des graminées n'est pas affectée. À l'inverse, pour un  
 495 gradient similaire dans une tourbière de bas-marais, la productivité des arbustes n'est  
 496 pas affectée tandis que celle des graminées augmente. Une opposition similaire est éga-  
 497 lement relevée concernant les graminées soumises à un traitement infra-rouge afin de  
 498 les réchauffer. Ces dernières voient leur productivité diminuer dans la tourbière de  
 499 haut-marais et augmenter dans la tourbière de bas-marais. Les effets du niveau de  
 500 la nappe peuvent donc être variables selon les communautés végétales et le contexte  
 501 (l'écosystème, le niveau initial) dans lequel elles se trouvent.

502 **La RE**

503 La respiration, au sens de la réaction biochimique telle que décrite par l'équa-  
504 tion 1.2.2 est catalysée par la température. Cette réaction est limitée par la quantité  
505 de substrat et la présence d'oxygène. Dans les tourbières la limitation en substrat n'a  
506 de sens que vis-à-vis de communautés spécifiques. Les substrats facilement utilisables,  
507 typiquement les sucres peuvent devenir limitant (**Réf needed**). La tourbière n'est  
508 qu'un tas de substrat de plus en plus difficile à dégrader avec la profondeur, plus les  
509 substrats sont facilement utilisables plus leur utilisation est rapide est plus ils risquent  
510 de devenir limitant. Inversement moins les substrats sont dégradables plus leur utili-  
511 sation est lente et plus ils s'accumulent. Mais l'accès à l'oxygène rendu difficile par les  
512 hauteurs élevées du niveau de la nappe est prépondérant (**Réf needed**). La qualité du  
513 substrat (la facilité qu'il aura à être dégradé) va donc jouer sur la vitesse de respiration.  
514 Par ailleurs la photosynthèse en libérant des substrat, les exsudats racinaires, influe  
515 également sur la respiration.

516 À l'échelle de l'écosystème de nombreuses études ont mis en évidence une corré-  
517 lation positive entre la respiration et la température ([Singh et Gupta, 1977](#); [Raich et](#)  
[Schlesinger, 1992](#); [Luo et Zhou, 2006b](#)). Cependant la diversité cumulée des processus,  
519 communautés et des conditions environnementales qui jouent sur la respiration, font  
520 qu'aucune équation ne fait réellement consensus. Malgré tout, la majorité d'entre-elles  
521 décrivent une augmentation exponentielle de la respiration avec la température. Ainsi  
522 dans les tourbières, des études *in-situ* ont montré que dans des conditions plus chaudes,  
523 mais également plus sèches étant donné que ces deux conditions sont difficilement sépa-  
524 rables sur le terrain, la RE a tendance à augmenter ([Aurela et al., 2007](#); [Cai et al., 2010](#);  
525 [Ward et al., 2013](#)). Des études à base de mésocosmes<sup>11</sup> prélevés sur le terrain ont égale-  
526 ment montré la relation entre les variation de RE et celle de la température([Updegraff](#)  
527 *et al.*, 2001; [Weedon et al., 2013](#)).

528 Le niveau de nappe, conditionnant l'accès à l'oxygène, joue également un rôle im-  
529 portant. Un niveau qui diminue se traduit généralement par une hausse de la RE que

---

11. définition méso

ce soit à long terme (Strack *et al.*, 2006; Ballantyne *et al.*, 2014) ou à plus court terme (Aerts et Ludwig, 1997).

De façon plus indirecte, le type de végétation joue sur la vitesse de décomposition des litières (Hobbie, 1996; Liu *et al.*, 2000). La végétation peut également stimuler la respiration des micro-organismes présent dans la rhizosphère<sup>12</sup> via la libération d'extra-sudats racinaires (Moore *et al.*, 2002).

## l'ENE

À l'échelle de l'écosystème et selon les méthodes employées le CO<sub>2</sub> est parfois étudié comme un seul flux, généralement appelé l'échange net de l'écosystème.

### L'ÉCHANGE NET DE L'ÉCOSYSTÈME (ENE) :

Bilan de la quantité de CO<sub>2</sub> émise par l'écosystème, calculée comme différence entre la Photosynthèse Primaire Brute et la Respiration de l'écosystème (ENE=PPB-RE). Ce flux est exprimé en quantité de carbone par unité de surface et de temps.

Ce terme correspond, au référentiel près, au *Net Ecosystem Exchange* anglais, qui prend l'atmosphère comme référence<sup>13</sup> (ENE=-NEE) (Chapin *et al.*, 2006).

Les facteurs contrôlant l'ENE sont donc les mêmes que ceux qui contrôlent la PPB et la RE. Cependant l'effet d'un même facteur de contrôle peut être différent vis à vis de PPB et de RE selon le contexte environnemental, que ce soit par rapport à la nature de l'effet ou son importance. Ainsi une variation de l'ENE peut parfois être contrôlée majoritairement soit par la PPB, soit par la RE, soit par les deux. Par exemple, une baisse du niveau de la nappe est souvent liée dans la littérature à une baisse de l'ENE. Cependant certains attribuent cette baisse de l'ENE à une augmentation de la Respiration (Alm *et al.*, 1999; Ise *et al.*, 2008) quand d'autres l'attribuent à une diminution de la photosynthèse (Sonnenstag *et al.*, 2010; Peichl *et al.*, 2014). Enfin certain observent

12. zone du sol impactée par les racines

13. Attention cependant, certains auteurs changent cette convention

551 un effet à la fois de l'augmentation de la respiration et de la diminution de la pho-  
552 tosynthèse (Strack et Zuback, 2013). Lund *et al.* (2012) montrent également que sur  
553 un même site une baisse du niveau de la nappe deux années différentes entraînera une  
554 baisse de l'ENE dans les deux cas, mais que dans l'un des cas cette baisse est contrôlée  
555 par une augmentation de la respiration et que dans l'autre elle est contrôlée par une di-  
556 minution de la photosynthèse. Enfin de façon un peu plus isolée Ballantyne *et al.* (2014)  
557 ne notent pas d'effet d'une baisse du niveau de la nappe sur l'ENE car l'augmentation  
558 de la respiration est compensée par une augmentation de la photosynthèse. La réponse  
559 du CO<sub>2</sub> vis-à-vis d'une variation du niveau de la nappe n'est donc pas triviale.

### 560 Le CH<sub>4</sub>

561 La production du CH<sub>4</sub>, par des *Archaea* méthanogènes principalement à partir de  
562 dihydrogène et d'acétate, est contrôlée par la **disponibilité** de ces **substrats** (Segers,  
563 1998). L'ajout de substrats à destination des méthanogènes (acétate, glucose, étha-  
564 nol) tend à augmenter les émissions de CH<sub>4</sub> (Coles et Yavitt, 2002). Le **niveau de la**  
565 **nappe** est un autre facteur contrôlant les flux de CH<sub>4</sub>. Généralement plus le niveau  
566 est important plus la zone potentielle de production du CH<sub>4</sub> est importante et plus les  
567 émissions sont fortes (Pelletier *et al.*, 2007). Par contre une augmentation du niveau  
568 de la nappe au dessus de la surface peut conduire à une diminution des émissions de  
569 CH<sub>4</sub> (Bubier, 1995). Pelletier *et al.* (2007) montrent également que les flux sont plus  
570 importants lorsque le CH<sub>4</sub> est mesuré dans des zones avec **végétation**, et plus particu-  
571 lièrement des carex. Ce lien avec la végétation est la conséquence d'une adaptation de  
572 certaines espèces aux conditions de saturations en eau qui peuvent faciliter l'échange  
573 de gaz entre l'atmosphère et l'écosystème grâce à un espace intercellulaire agrandi,  
574 l'Aerenchyme (Rydin et Jeglum, 2013c). Enfin la **température** joue généralement un  
575 rôle important, augmentant la vitesse de production. La sensibilité à la température de  
576 la production de CH<sub>4</sub> varie selon le processus considéré et la communauté de métha-  
577 nogènes associés (Segers, 1998). La température peut également faciliter le transport  
578 du CH<sub>4</sub> par ébullition ou via la végétation (Lai, 2009).

579 Pour résumer, à l'échelle de l'écosystème un même facteur peut influer sur différents  
580 flux mais un facteur peut également influer sur un flux de différentes façons. Parmi ces  
581 facteurs, l'effet du niveau de la nappe sur les flux de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> reste difficile à  
582 prédire. Il contrôle la proportion des zones oxiques et anoxiques de la colonne de sol et  
583 donc la proportion de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> produit. Il influe également sur la végétation, que  
584 ce soit à court terme (stress hydrique), ou à long terme (changement de communautés  
585 végétales). Le niveau de la nappe, s'il monte, peut par exemple augmenter ou diminuer  
586 la PPB, selon sa hauteur de départ et la végétation présente sur le site. Pour un même  
587 niveau moyen, il semble également que plus la variation du niveau est importante plus  
588 les flux seront fort (lesquels (**Réf needed**)). Des effets de chasse ont également été  
589 observés après simulation d'événements pluvieux. La question du niveau de la nappe  
590 est donc primordiale et sera explorée dans le chapitre 4.

#### 591 1.2.4 Bilans de C à l'échelle de l'écosystème

592 Si l'étude d'un facteur spécifique, comme l'hydrologie, est nécessaire afin de mieux  
593 comprendre son fonctionnement spécifique, l'étude d'un écosystème dans son ensemble  
594 l'est tout autant si l'on souhaite intégrer toute sa complexité naturelle. Le fonctionne-  
595 ment naturel d'une tourbière active tend à piéger du CO<sub>2</sub> atmosphérique dans l'éco-  
596 système, dans la tourbe. Ce fonctionnement vient de ce que les entrées de carbone, la  
597 PPB, sont plus importantes que les sorties, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>. Ce déséquilibre entre les flux de  
598 carbone, ce bilan, s'il est positif indique que l'écosystème fonctionne comme un puits  
599 de carbone, tandis que s'il est négatif il fonctionne comme une source.

600 Par convention, dans ce document les flux (RE, PPB et F<sub>CH<sub>4</sub></sub>) sont exprimés en  
601 valeur absolue afin de faciliter l'étude de leurs variations. Les bilans seront établis  
602 en prenant l'écosystème comme référence, le carbone entrant dans l'écosystème est  
603 compté positivement et le carbone sortant négativement. Les flux RE et F<sub>CH<sub>4</sub></sub> seront  
604 donc comptés négativement et la PPB positivement. Par la suite l'abréviation PPB et  
605 le mot photosynthèse seront employés de façon inter-changeable de même que RE et  
606 respiration et se rapportera à ces flux tels que définis dans les encadrés précédents, sauf

## 1.2. Flux de gaz à effet de serre et facteurs contrôlants

---

607 mention contraire.

608 L'étude de ce bilan dans les tourbières est généralement faite soit en étudiant l'ar-  
609 chive tourbeuse, pour un bilan à long terme des années passées, soit par l'étude contem-  
610 poraine des flux.

### 611 **Approche archive et temps long**

612 L'approche permettant de calculer le bilan de carbone passé d'une tourbière à  
613 l'aide de son archive tourbeuse consiste à estimer des vitesses d'accumulation de la  
614 tourbe en datant des colonnes de tourbe et en mesurant la quantité de carbone qu'elles  
615 contiennent. Cette méthode permet d'étudier la fonction puits sur des temps longs (der-  
616 niers millénaires) et de lier d'éventuels changements dans les vitesses d'accumulation à  
617 des facteurs environnementaux. Elle est souvent décrite à l'aide de l'acronyme anglais  
618 LORCA, pour vitesse apparente d'accumulation du carbone à long terme (*LOng-term*  
619 *apparent Rate of Carbon Accumulation*). Cette approche conduit généralement à des  
620 vitesses d'accumulation comprises entre 10 et 30 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> (Figure 1.10). Ces va-  
621 leurs, exprimées dans la même unité que les bilans de carbone contemporains, doivent  
622 être comparées avec précaution avec ces derniers. En effet elles comprennent, à l'in-  
623 verse des bilans contemporains, des milliers d'années de décomposition du carbone en  
624 profondeur, et ont donc des vitesses d'accumulation sous-estimées relativement à ces  
625 bilans (Yu *et al.*, 2009). Selon l'échelle temporelle considérée, peut-être serait-il plus  
626 judicieux de dire que les bilans contemporains sont sur-estimés.

### 627 **Bilans de carbone contemporains**

628 La seconde approche pour estimer le bilan de carbone d'écosystèmes est d'en esti-  
629 mer les flux actuels de carbone entrant et sortant. Les flux principaux dans le bilan de  
630 carbone d'une tourbière ont d'ors et déjà été décrits. Il s'agit de la PPB, de la RE et du  
631 flux de CH<sub>4</sub>. Cependant d'autres flux existent, notamment le flux de carbone organique  
632 dissout (COD), de carbone organique particulaire (COP), de carbone inorganique dis-  
633 sout (CID), de Composés Organiques Volatiles (COV), et de monoxyde de carbone

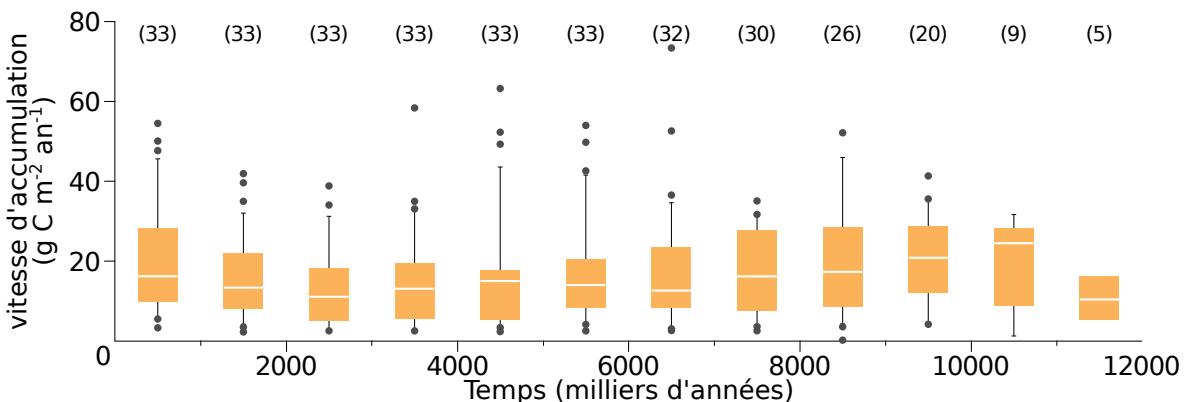


FIGURE 1.10 – Vitesse apparente d’accumulation du carbone à long terme durant l’Holocène. Les chiffres entre parenthèses représentent le nombre de mesures. Modifié d’après Yu *et al.* (2009)

634 (CO) ([Chapin \*et al.\*, 2006](#)). Ils seront considérés comme négligeables, à l’exception du  
 635 COD. On définit donc le Bilan de Carbone Net de l’Écosystème comme :

$$BCNE = \frac{dC}{dt} = \overbrace{PPB - RE}^{ENE} - F_{CH_4} - F_{COD} \quad (1.1)$$

636 Avec :

- 637 — ENE : Échange Net de l’Écosystème
- 638 — PPB : Production Primaire Brute
- 639 — RE : Respiration de l’Écosystème
- 640 —  $F_{CH_4}$  : Flux de Méthane
- 641 —  $F_{COD}$  : Flux de Carbone Organique Dissout

642 Dans les tourbières, les flux de  $CO_2$  sont généralement les plus importants puis les  
 643 flux de  $CH_4$  et/ou de COD et enfin les flux de COP ([Worrall \*et al.\*, 2009; Koehler  
 644 \*et al.\*, 2011](#)). Majoritairement réalisés dans des tourbières de haut-marais, les bilans  
 645 de carbone présents dans la littérature montrent généralement des écosystèmes dont  
 646 le bilan de carbone est compris entre 100 et  $-100\text{ gC m}^{-2}\text{ an}^{-1}$  (Figure 1.11). Si le  
 647 stockage de carbone ( $NECB > 0$ ) ne dépasse que peu de ces valeurs, le déstockage  
 648 ( $NECB < 0$ ) peut être beaucoup plus important avec des émissions de carbone de  
 649 plus de  $500\text{ gC m}^{-2}\text{ an}^{-1}$ . Peu de bilans de carbone ont été faits dans les tourbières en  
 650 dessous de  $50^\circ$  de latitude (le nord de la France approximativement). Le comportement



FIGURE 1.11 – Bilan de C dans différentes tourbières (en  $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ), en fonction de la température moyenne annuelle dans la littérature. Les couleurs montrent quels flux sont pris en compte dans le bilan, la ligne de tirets sépare les écosystèmes stockant du carbone (au dessus) de ceux libérant du carbone (en dessous).

651 de ces tourbières les plus au sud reste peu connu par rapport à celles situées à des  
652 latitudes plus hautes (en Europe) ou dans des climats plus froids (au Canada).

### 653 1.2.5 Méthodologies, mesures et estimation des flux

#### 654 Mesure des flux de gaz

655 Différentes techniques existent pour estimer les flux de gaz nécessaires pour le calcul  
656 de ces bilans. Les méthodes les plus utilisées sont les techniques de chambres et les  
657 techniques micro-météorologiques.

658 De façon générale les méthodes de chambre consistent à placer une enceinte, que  
659 l'on appelle chambre, sur une zone de l'écosystème dont où souhaite mesurer les flux.  
660 Ces chambres peuvent être ouvertes, c'est à dire que la mesure se fait lorsque le gaz  
661 à l'intérieur de la chambre est à l'équilibre avec celui à l'extérieur, ou fermées, dans  
662 ce cas le gaz à l'intérieur de la chambre n'est pas à l'équilibre avec celui à l'extérieur.  
663 Elles peuvent également être dynamiques, lorsqu'un système de pompe, permettant  
664 notamment de transporter le gaz jusqu'à l'analyseur, est présent. Ou statique si le  
665 système est sans flux artificiel. Trois grandes techniques de chambre existent. D'abord

666 les chambres **dynamiques ouvertes** qui se basent sur un état d'équilibre et mesurent  
667 une différence de concentration d'un gaz dont une partie passe par la chambre et l'autre  
668 non. Cette méthode nécessite un système de pompe et donc le passage d'un flux. Ensuite  
669 les chambres **dynamiques fermées** qui mesurent l'évolution de la concentration du  
670 gaz au sein de la chambre à l'aide d'un système de pompe permettant l'envoi du  
671 gaz dans un analyseur externe. Enfin les chambres **statiques fermées** qui mesurent  
672 également l'évolution de la concentration du gaz au sein de la chambre sans qu'un  
673 système de pompe ne soit présent. Dans ce cas soit l'analyseur est présent dans la  
674 chambre, soit des prélèvements sont faits à intervalles réguliers puis analysés par la  
675 suite en chromatographie gazeuse.

676 Il faut noter que les dénominations anglaises de ces méthodes doivent faire l'objet  
677 d'une attention particulière. *Closed chamber* par exemple est parfois utilisé pour se  
678 référer à l'état ou non d'équilibre, comme défini dans ce document, mais parfois égale-  
679 ment pour désigner les méthodes de chambre sans système de flux ce qui peut prêter  
680 à confusion (Pumpunen *et al.*, 2004). Souvent utilisées, les dénominations *open/closed*  
681 et *dynamic/static* sont décrites dans (Luo et Zhou, 2006c), une autre convention peut  
682 être rencontrée : *flow-through/non-flow-through* et *steady state/non-steady state* (Li-  
683 vingston et Hutchinson, 1995).

684 Ces différentes méthodes ont divers avantages et inconvénients : les systèmes sans  
685 circulation d'air sont généralement plus facile à transporter et à utiliser sur le ter-  
686 rain. L'ensemble des méthodes de chambres fermées ont, par principe, une variation  
687 des concentrations en gaz qui, si elle est très importante, peut perturber le gradient  
688 de diffusion du gaz. Malgré tout ces méthodes sont souvent utilisées car elles ont  
689 un coût modeste, et sont très versatiles ce qui permet leur utilisation dans de nom-  
690 breuses situations. D'autres méthodes plus globales existent comme les méthodes micro-  
691 météorologiques, basées sur l'étude des flux turbulents en analysant à haute fréquence  
692 la vitesse et la direction du vent. Ces méthodes sont souvent appelées *Eddy Cova-*  
693 *riance* ou *Eddy Correlation*. Elles sont beaucoup plus onéreuses et lourdes à mettre en  
694 place mais permettent une acquisition haute fréquence des flux de gaz. Ces méthodes

### 1.3. Objectifs du travail

---

695 sont complémentaires des mesures de chambre, en effet les mesures faite par *Eddy Co-*  
696 *variance* se font sur une zone plus grande que celles mesurées à l'aide de chambres.  
697 La variabilité spatiale est donc intégrée dans la mesure, ce qui peut être un avantage  
698 comme un inconvénient. La grande majorité des bilans pluriannuels sont faits à l'aide  
699 cette méthode.

### 700 Estimation des flux

701 Quand ils ne peuvent pas être mesurés avec une haute fréquence, que ce soit à  
702 l'aide de tour Eddy-covariance ou de chambres automatiques, les flux sont estimés à  
703 partir de mesures ponctuelles. La respiration est généralement estimée en utilisant la  
704 température que se soit celle de l'air (Bortoluzzi *et al.*, 2006) ou celle du sol à différentes  
705 profondeurs : -5 cm (Görres *et al.*, 2014; Ballantyne *et al.*, 2014), -10 cm Kim et Verma  
706 (1992); Zhu *et al.* (2015). Différentes équations reliant la respiration à la température  
707 sont utilisées (Fang et Moncrieff, 2001). Le niveau de la nappe est parfois pris en compte  
708 (Strack et Zuback, 2013; Munir *et al.*, 2015), plus rarement la végétation (Bortoluzzi  
709 *et al.*, 2006; Karki *et al.*, 2015).

710 L'estimation de la PPB est indirecte car très difficile à mesurer de façon directe  
711 à l'échelle d'un écosystème. Elle est donc déduite à partir d'autres mesures : Celles  
712 de l'ENE pour les méthodes micro-météorologiques qui utilisent l'ENE mesurée la nuit  
713 pour estimer la RE et en déduire la PPB. Celles de l'ENE et de la RE pour les méthodes  
714 de chambre qui le permettent, ce qui permet là encore de déduire l'ENE.

715 Il existe donc une variabilité importante dans les équations utilisées, dans la nature  
716 et le nombre des facteurs pris en compte ainsi que dans la manière dont ils sont pris  
717 en compte.

### <sup>718</sup> 1.3 Objectifs du travail

<sup>719</sup> Dans ce contexte les objectifs de ce travail sont donc (i) de caractériser la varia-  
<sup>720</sup> bilité spatio-temporelle des flux et d'établir le bilan de carbone de la tourbière de La  
<sup>721</sup> Guette, (ii) de préciser l'effet du niveau de la nappe sur les émissions lors de cycles  
<sup>722</sup> de dessiccations réhumectations. Pour ce faire une approche axée sur l'observation et  
<sup>723</sup> l'expérimentation a été mise en oeuvre :

- <sup>724</sup> — Dans un premier temps, a été mis en place un suivi sur la tourbière de La  
<sup>725</sup> Guette permettant d'évaluer les flux et d'étudier leurs variations saisonnières et  
<sup>726</sup> spatiales sur l'ensemble de l'écosystème. Ces estimations de flux ont ensuite pu  
<sup>727</sup> être utilisées afin d'estimer le bilan de carbone de la tourbière.
- <sup>728</sup> — Dans un second temps, à travers des expérimentations en mésocosmes et sur le  
<sup>729</sup> terrain, l'effet du niveau de la nappe sur les flux de GES a été exploré, particu-  
<sup>730</sup> lièrement lors de cycles de dessiccation-réhumectations.
- <sup>731</sup> — Enfin un suivi des flux à haute fréquence sur plusieurs tourbières a été réalisé  
<sup>732</sup> afin de déterminer les éventuelles différences de sensibilité des émissions de CO<sub>2</sub>  
<sup>733</sup> entre le jour et la nuit et de tester à cette échelle une méthode d'estimation de  
<sup>734</sup> la RE basée sur la synchronisation entre les signaux de flux et de température.



735 CHAPITRE 2 \_\_\_\_\_

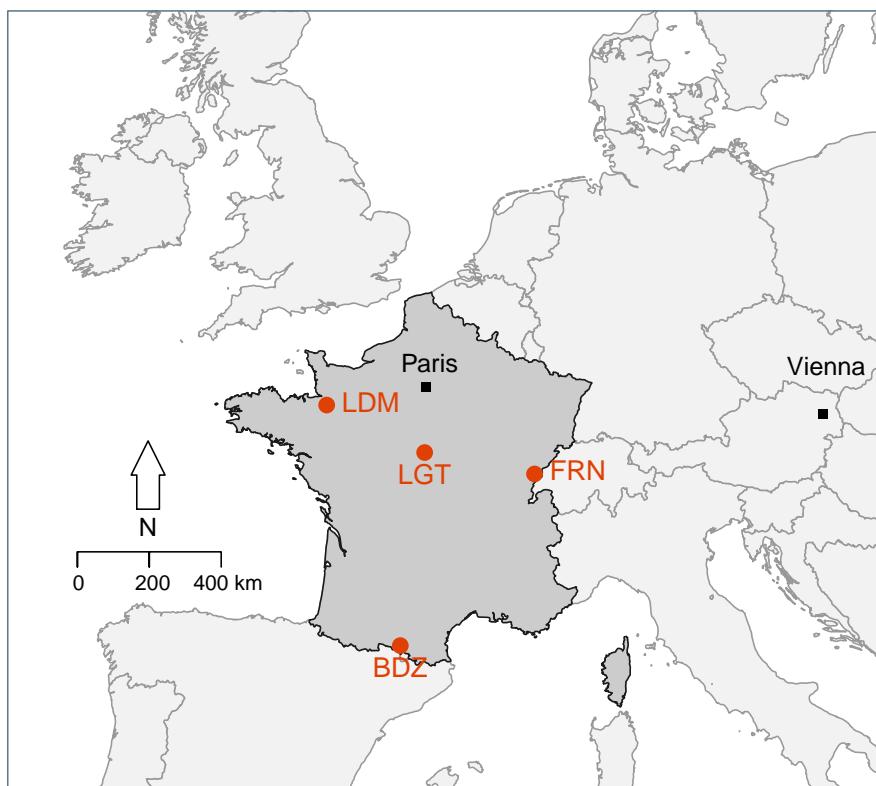
736    SITES D'ÉTUDES ET MÉTHODOLOGIES EMPLOYÉES

737

738    2.1 Présentation de la tourbière de La Guette . . . . .	42
739    2.2 Autres sites du service national d'observation . . . . .	47
740    2.3 Mesures de flux de gaz . . . . .	48
741     2.3.1 Les mesures de CO <sub>2</sub> . . . . .	48
742     2.3.2 Les mesures de CH <sub>4</sub> . . . . .	50
743     2.3.3 Le calcul des flux . . . . .	52
744    2.4 Facteurs contrôlants . . . . .	52
745     2.4.1 acquisitions automatisées . . . . .	52
746     2.4.2 acquisitions manuelles . . . . .	53
747	
748	
749	

## 750 2.1 Présentation de la tourbière de La Guette

751 Le site d'étude, la tourbière de La Guette, est l'un des quatre sites du service  
752 national d'observation des tourbières (SNOT) qui vise à étudier la fonction puits de  
753 carbone des tourbières tempérées notamment vis-à-vis des changements globaux (<http://www.sno-tourbières.cnrs.fr/>).  
754



BDZ: Bernadouze (1400 m), FRN: Frasne (840 m),  
LDM: Landemarais (155 m), LGT: La Guette (145 m)

FIGURE 2.1 – Site d'études SNOT

755 La tourbière de La Guette est située à Neuvy-sur-Barangeon, en Sologne (N 47°19'44'',  
756 E 2°17'04''), dans le département du Cher (Figure 2.1). Le site est classé espace natu-  
757 rel sensible par le conseil départemental du Cher, c'est également une Zone Naturelle  
758 d'Intérêt Écologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) et il est intégré au site Na-  
759 tura 2000 « Sologne ». Le site s'étend sur une surface d'une vingtaine d'hectares avec  
760 une géométrie relativement allongée (Figure 2.2). Cette surface la classe parmi les plus  
761 grandes de Sologne (F. Laggoun, communication personnelle). L'épaisseur moyenne de

762 la tourbe est de 80 cm avec des maximums locaux atteignant 180 cm. La tourbière de  
763 La Guette est probablement topogène, formée par l'accumulation d'eau de pluie dans  
764 une cuvette imperméabilisée par une couche d'argile issue d'alluvions de la rivière du  
765 même nom (La Guette) (**Réf needed**). Les précipitations annuelles moyennes sur le  
766 site sont de 880 mm et la température moyenne annuelle de 11 °C. L'eau du site a une  
767 conductivité généralement inférieure à  $80 \mu\text{S m}^{-2}$  et un pH compris entre 4 et 5. Ces  
768 caractéristiques classent la tourbière parmi les tourbières minérotropes pauvres en  
769 nutriments (*poor fen*). Les datations effectuées sur le site permettent de dire que les  
770 premiers dépôts tourbeux remontent à environ 5 à 6000 ans.

771 Le site a subi un certain nombre de perturbations au cours de son existence. D'abord  
772 la construction avant 1945 d'une route, la D 926, qui coupe l'extrémité sud de la  
773 tourbière favorisant son drainage. Le site a également subi un incendie en 1976. En  
774 1979 des pins noirs (*Pinus nigra*) sont plantés au nord du site. Enfin en 2008 le récurage  
775 du fossé de drainage bordant la route semble entraîner une augmentation significative  
776 des pertes d'eau du système.

777 Ces perturbations, ou au moins une partie d'entre elles, ont probablement favorisé  
778 l'envahissement du site par une végétation vasculaire, notamment arborée et compo-  
779 sée de pins (*Pinus sylvestris*) et de bouleaux (*Betula verrucosa* et *pubescens*). **Viel**  
780 *et al.* (2015) ont pu calculer, grâce à l'étude de photos aériennes, la vitesse de ferme-  
781 ture du site entre 1945 et 2010, estimée à  $2020 \text{ m}^2 \text{ an}^{-1}$  avant l'incendie de 1976 et  
782 à  $3469 \text{ m}^2 \text{ an}^{-1}$  après. La tourbière est également envahie de façon importante par la  
783 molinie bleue (*Molinia caerulea*) de la famille des *Poaceae* (Figure 2.3c), leur présence  
784 favorisant la dégradation des matières organiques (?). Sont également présentes sur le  
785 site un certain nombre d'espèces caractéristiques des tourbières comme les sphaignes,  
786 principalement *Sphagnum cuspidatum* et *Sphagnum rubellum*, qui forment des tapis.  
787 Un tapis de sphaignes en cours de formation est visible sur la photo 2.3a. Sur cette  
788 même photo sont également visible des Linaigrettes à feuilles étroites (*Eriophorum*  
789 *augustifolium*), une plante de la famille des *Cyperaceae* caractéristique des marais et  
790 des landes tourbeuses (Rameau *et al.*, 2008). Des bruyères sont également présentes de

## 2.1. Présentation de la tourbière de La Guette



FIGURE 2.2 – Carte de la tourbière de La Guette

791 façon importante sur le site avec notamment *Erica tetralix*, parfois appelée la Bruyère  
792 des marais, de la famille des *Ericaceae* (Figure 2.3b). De la même famille est présente  
793 sur le site, mais de façon moins omniprésente, la Callune (*Calluna vulgaris*). L'en-  
794 semble de ces espèces tendent à préférer les milieux riches en matières organiques et  
795 pauvres en nutriment (Rameau *et al.*, 2008). D'autres espèces sont présentes sur ce site,  
796 notamment *Rhynchospora alba* de la famille des *Cyperaceae*, *Juncus bulbosus* (image  
797 annexe ?) de la famille de *Juncaceae*, et des Droséras, une plante insectivore de la  
798 famille des *Droseraceae* (Annexe A, Figure 7a) .

799 Au cours des dernières années, les précipitations sont relativement différentes avec  
800 deux années plus sèches que la moyenne avant 2013 et deux années plus humides en  
801 2013 et 2014 (Figure 2.4). On observe également cette dualité vis-à-vis du niveau de  
802 la nappe. Avant 2013 les étés sont marqués par des étiages importants avec des baisses  
803 du niveau de nappe allant jusqu'à -60 cm en 2012 (Figure 2.5). Après 2013, les étiages  
804 sont beaucoup moins importants sur le site (Figure 2.6). Les variations inter-annuelles



(a) *Sphagnum – Eriophorum angustifolium*



(b) *Erica tetralix – Molinia caerulea*



(c) *Molinia caerulea*

FIGURE 2.3 – Végétation présente sur le site de La Guette, et suivie lors des campagnes de mesure.

## 2.1. Présentation de la tourbière de La Guette

---

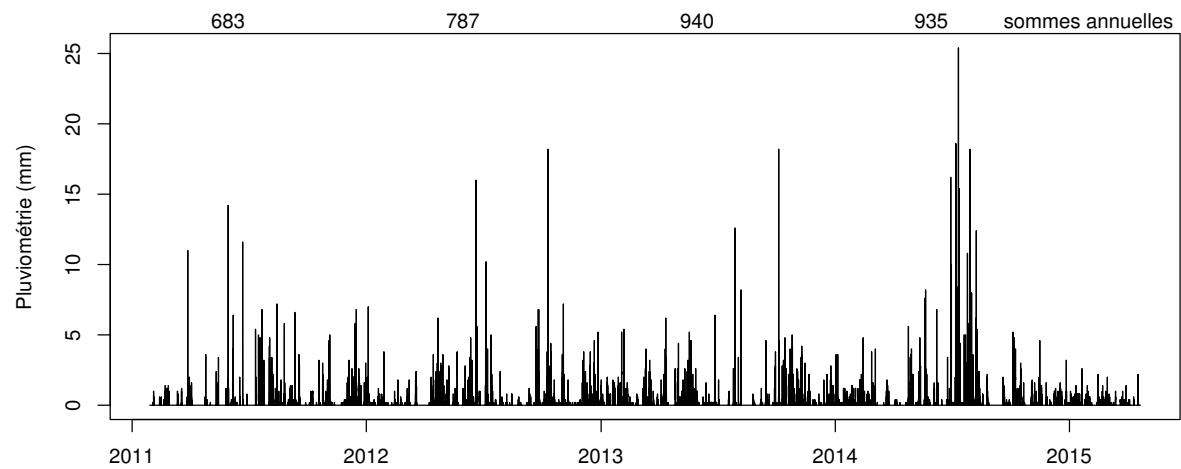


FIGURE 2.4 – Évolution du niveau de la pluviométrie, en mm, des années 2011 à 2014

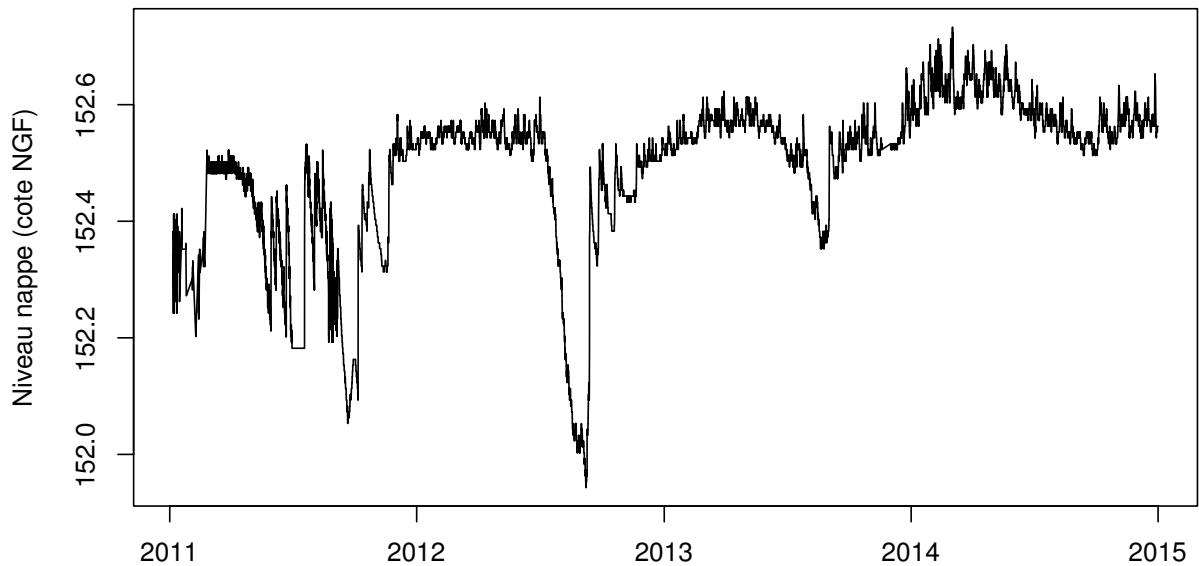


FIGURE 2.5 – Évolution du niveau de la nappe, en cm par rapport à la surface, des années 2011 à 2014

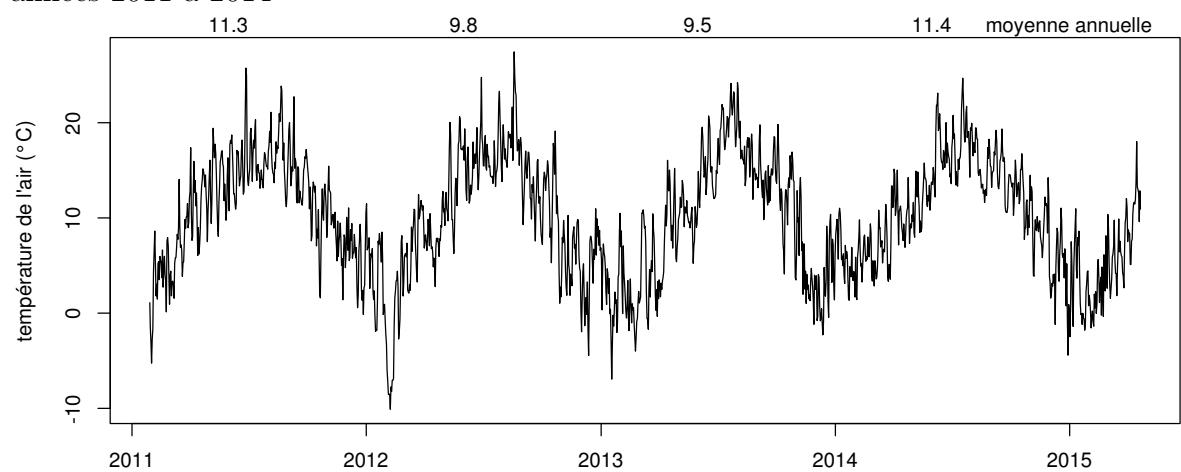


FIGURE 2.6 – Évolution de la température de l'air (en °C) des années 2011 à 2014

805 de la température moyenne de l'air semblent moins marquées. L'année 2011 est très  
806 proche de 2014 avec une température moyenne supérieure à 11 °C. De la même façon  
807 les années 2012 et 2013 sont très proches avec des températures moyennes inférieures  
808 à 10 °C.

809 

## 2.2 Autres sites du service national d'obser-

810 vation

811 Bien que moins étudiés, les autres sites du SNOT, Bernadouze, Frasne et Landema-  
812 rais ont également fait l'objet d'un suivi ponctuel en 2013. La tourbière de Bernadouze  
813 est située à 1400 m d'altitude dans les Pyrénées, en Ariège (N 42°48'09", E 1°25'24").  
814 Elle est relativement petite avec 3,75 ha seulement. La tourbière de Frasne est située à  
815 840 m dans le Doubs et s'étend sur une surface de 98 ha. Enfin la tourbière de Landema-  
816 rais est située en Ille-et-villaine, à 154 m et s'étend sur 23 ha. les températures annuelles  
817 moyennes sur ces trois sites sont respectivement de 6, 7,5 et 11 °C. les précipitations  
818 annuelles étant de 1700, 1400 et 870 mm.

819 Au sein du SNOT et à travers les différentes expérimentations et observations réali-  
820 sées sur les sites, de nombreuses mesures ont été effectuées : des mesures de CO<sub>2</sub> et de  
821 CH<sub>4</sub> ainsi que d'un certain nombre de facteurs contrôlant. Les méthodologies utilisées  
822 de façon transverse aux différentes expérimentations sont décrites ci-après, celles plus  
823 spécifiques le seront dans le chapitre qui les concerne.

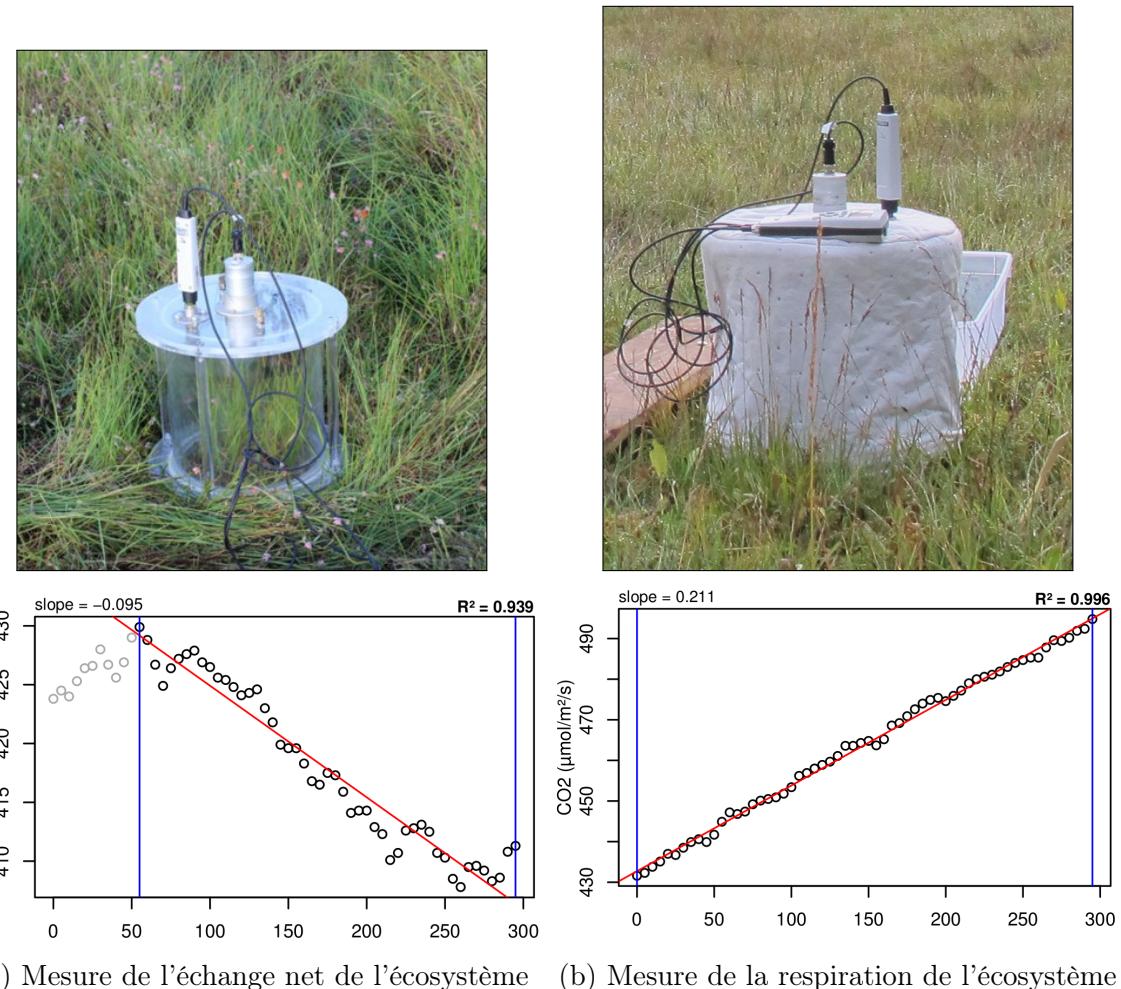
## <sup>824</sup> 2.3 Mesures de flux de gaz

### <sup>825</sup> 2.3.1 Les mesures de CO<sub>2</sub>

<sup>826</sup> Toutes les mesures de flux de CO<sub>2</sub> présentées par la suite ont été faites avec les  
<sup>827</sup> mêmes matériels et le même protocole. Les chambres utilisées sont en Plexiglas® et  
<sup>828</sup> ont été conçue (LPC2E) et fabriquées (ISTO) au CNRS. Ce sont des chambres trans-  
<sup>829</sup> parentes, cylindriques, de 30 cm de diamètre pour 30 cm de hauteur. Les mesures de  
<sup>830</sup> concentration en CO<sub>2</sub> à proprement parler ont été faites à l'aide d'une sonde Vaisala  
<sup>831</sup> CARBOCAP® GMP 343. La sonde est directement insérée dans la chambre ainsi  
<sup>832</sup> qu'une sonde Vaisala HUMICAP® HMP 75 mesurant l'humidité et la température  
<sup>833</sup> dans la chambre (Figures 2.7, photographies).

<sup>834</sup> Avant toute mesure, des embases sont installées sur le site. Ce sont des cylindres  
<sup>835</sup> de PVC d'une hauteur de 15 cm pour 30 cm de diamètre, insérés dans le sol sur 8 à  
<sup>836</sup> 10 cm de profondeur. La partie basale et enterrée de ces cylindres a été préalablement  
<sup>837</sup> percée d'une quarantaine de trous (1 cm de diamètre) afin de minimiser les impacts de  
<sup>838</sup> l'embase sur le développement racinaire et permettre les écoulements d'eau.

<sup>839</sup> La méthode mise en œuvre est celle de la chambre statique fermée, aucun système  
<sup>840</sup> de pompe n'est donc utilisé. Ceci permet d'avoir un système de mesure relativement  
<sup>841</sup> léger, facilement transportable et permettant une mise en œuvre sur l'ensemble du  
<sup>842</sup> site d'étude. Une mesure se déroule de la façon suivante : la chambre est posée sur  
<sup>843</sup> l'embase, l'analyseur de CO<sub>2</sub> et la sonde humidité/température sont insérées à l'inté-  
<sup>844</sup> rieur. Un ventilateur de faible puissance est également positionné à l'intérieur de la  
<sup>845</sup> chambre au préalable afin d'homogénéiser l'air. 1 à 3 min de stabilisation sont néces-  
<sup>846</sup> saires après la pose de la chambre afin d'éviter les effets pouvant y être liés, le plus  
<sup>847</sup> souvent la perturbation d'un gradient de concentration. L'enregistrement est ensuite  
<sup>848</sup> lancé, les données (concentration en CO<sub>2</sub>, température, humidité) sont acquises toutes  
<sup>849</sup> les 5 s pendant 5 min. La mesure se déroule donc sur une période de temps relative-  
<sup>850</sup> ment courte afin de minimiser les perturbations possibles et d'éviter de s'éloigner des


 FIGURE 2.7 – Mesures de CO<sub>2</sub>

851 conditions naturelles extérieures. Dans ce but les mesures ont parfois été manuellement  
 852 raccourcies, 2 à 3 min d'acquisition, si une pente claire se dégageait rapidement. Ceci  
 853 notamment lorsque les conditions météorologiques, chaudes et ensoleillées, laissaient  
 854 supposer une différence importante vis-à-vis des conditions extérieures. Généralement,  
 855 deux acquisitions de CO<sub>2</sub> sont faites à la suite sur une même embase. La première,  
 856 avec la chambre transparente nue, permettant l'enregistrement de l'ENE (Figure 2.7-  
 857 a). La seconde avec la chambre recouverte d'une chaussette de tissu occultant, isolant la  
 858 chambre de la lumière, permettant d'interrompre la photosynthèse et donc d'enregistrer  
 859 les respirations (RE) (Figure 2.7-b).

860 De nombreux écueils peuvent rendre une mesure inexploitable. D'abord le placement  
 861 de la chambre : cela peut sembler trivial mais positionner la chambre au milieu d'her-  
 862 bacées et de bruyères n'est pas toujours évident. Plus anecdotiquement des sphaignes



FIGURE 2.8 – SPIRIT

863 gelées, recouvrant les bords de l'embase rendent la pose de la chambre difficile voire  
864 impossible. Enfin selon l'heure de la journée des gradients de concentration peuvent  
865 être présents et augmenter localement les concentrations de CO<sub>2</sub> de façon importante  
866 allant jusqu'à saturer la sonde.

867 Au vu du volume de données acquises et souhaitant garder l'intérêt de mesures  
868 manuelles, à savoir le contrôle humain des flux et des conditions de mesure, il a été  
869 nécessaire de développer un outil de traitement facilitant le contrôle et le calcul des flux.  
870 Ceci afin d'éviter de recourir à des seuils arbitraires (typiquement une valeur de R<sup>2</sup>)  
871 pour le contrôle qualité des données, mais également de permettre une reproductibilité  
872 et un traçage des modifications effectuées sur les données brutes. Ce travail est présenté  
873 dans l'annexe D.

### 874 2.3.2 Les mesures de CH<sub>4</sub>

875 Les mesures de CH<sub>4</sub> ont été réalisées avec une chambre aux caractéristiques simi-  
876 laires à celles utilisées pour les mesures de CO<sub>2</sub> à l'exception de l'interface avec l'ana-

877 lyseur. En effet la taille de ce dernier ne permettait pas de l'insérer directement dans  
878 la chambre comme l'analyseur de CO<sub>2</sub>. La méthode de la chambre dynamique fermée a  
879 été utilisée pour réaliser ces mesures, elle diffère donc légèrement de celle utilisée pour  
880 le CO<sub>2</sub> puisqu'elle nécessite la mise en oeuvre d'un système de pompe pour transporter  
881 le gaz jusqu'à l'analyseur. L'instrument utilisé pour analyser la concentration en CH<sub>4</sub>  
882 est le SPIRIT (SPectromètre Infra Rouge In-situ Troposphérique) (Figure 2.8).

883 Le SPIRIT est un spectromètre infra-rouge développé par le LPC2E. La spectro-  
884 métrie infra-rouge se base sur la mesure de l'absorption d'un rayonnement infrarouge  
885 par des molécules. Pour une molécule, cette absorption est variable selon les longueurs  
886 d'ondes permettant de la caractériser, son intensité étant fonction de la concentration  
887 (Loi de Beer-Lambert). Cet instrument profite de l'expertise acquise par le laboratoire  
888 dans le domaine de la métrologie infra-rouge, notamment avec le développement de son  
889 ancêtre le SPIRALE (SPectroscopie Infra Rouge par Absorption de Lasers Embarqués).  
890 Plus petit et plus léger (100 kg), le SPIRIT a été développé en différentes versions, fonc-  
891 tion des usages. Il existe actuellement une version sol et une version avion de l'appa-  
892 reil. Les capacités du SPIRIT sont principalement liées à deux éléments. Premièrement  
893 l'invention d'une cellule à réflexion multiple par le LPC2E (Robert, 2007), permettant  
894 d'adapter facilement la longueur du parcours optique en fonction de la concentration des  
895 gaz à mesurer. Deuxièmement l'utilisation de lasers à cascades quantique (QCL), dont  
896 la puissance permet d'augmenter le nombre de réflexion et la sensibilité des mesures  
897 d'absorption. Les QCL installés émettent séquentiellement dans le moyen infra-rouge  
898 (2,5 à 25 μm), dans une gamme spécifique aux espèces que l'on souhaite mesurer. Ce  
899 choix est dicté par l'absorbance à ces longueurs d'ondes d'un grand nombre d'espèces  
900 d'intérêt et l'intensité importante de leurs raies d'absorption. Après son émission, le  
901 laser est divisé en deux : la première partie traverse une cellule de référence, conte-  
902 nant un gaz de concentration connue. La seconde partie traverse une cellule de mesure,  
903 contenant le gaz à mesurer. Les deux parties du laser débouchent finalement sur les  
904 détecteurs. Le spectre d'absorption est divisé par le spectre de référence, ce qui per-  
905 met de conserver uniquement le signal lié à l'absorption moléculaire. Ce spectre est

## 2.4. Facteurs contrôlants

---

ensuite comparé à un spectre simulé afin de déterminer les concentrations en gaz. Le fonctionnement détaillé du SPIRIT-sol est décrit dans [Guimbaud et al. \(2011\)](#).

### 2.3.3 Le calcul des flux

Que ce soit pour le CO<sub>2</sub> ou le CH<sub>4</sub>, le flux de gaz est calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$F = \frac{dX}{dt} \times \frac{P}{R \times T} \times \frac{V}{S} \quad (2.1)$$

Avec :

F : le flux en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$

X : la concentration en gaz mesuré en  $\mu\text{mol mol}^{-1}$

P : la pression atmosphérique en  $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-2}$

R : la constante des gaz parfaits en  $\text{kg m}^2 \text{s}^{-2} \text{mol}^{-1} \text{K}^{-1}$

T : la température dans la chambre en K

V : le volume de la chambre en m<sup>3</sup>

S : la surface occupée par l'embase en m<sup>2</sup>

## 2.4 Facteurs contrôlants

En plus des mesures de flux de gaz, des variables environnementales ont été parallèlement mesurées. La description des techniques et matériels communs aux différentes expérimentations utilisées est développée ci-dessous. Cependant leur mise en œuvre ou caractéristiques spécifiques, comme la fréquence des mesures, sera décrite individuellement au niveau des parties détaillant chacune des expérimentations.

### 2.4.1 acquisitions automatisées

Un certain nombre de variables environnementales ont été acquises automatiquement à l'aide d'une station d'acquisition Campbell®. Cette station a été installée au

928 centre de la tourbière de La Guette en 2008 (Figure 2.2). Jusqu'au 20 février 2014  
929 l'acquisition des variables s'est effectuée à une fréquence horaire. Depuis cette date la  
930 fréquence d'acquisition a été augmentée à une demie heure. Les paramètres enregistrés  
931 sont la pression atmosphérique, l'humidité relative de l'air, la pluviométrie, l'irradia-  
932 tion solaire, la vitesse et la direction du vent. Cette même station a également permis  
933 l'acquisition de la température de l'air et de la tourbe à -5, -10, -20 et -40 cm.  
934 Installées à la même époque, quatre sondes de mesure du niveau de la nappe d'eau  
935 permettent le suivi du niveau de la nappe dans la tourbière.

936 **2.4.2 acquisitions manuelles**

937 Les variables acquises manuellement, spécifiques à chaque expérimentation, seront  
938 détaillées dans leurs chapitres respectifs



939 CHAPITRE 3 \_\_\_\_\_

940      BILAN DE C DE LA TOURBIÈRE DE LA GUETTE

941

942 <b>3.1 Introduction . . . . .</b>	<b>56</b>
943 <b>3.2 Procédure expérimentale et analytique . . . . .</b>	<b>57</b>
944        3.2.1 Méthodes de mesures . . . . .	57
945        3.2.2 Variables élaborées utilisées . . . . .	59
946        3.2.3 Variabilité saisonnière du bilan de C . . . . .	60
947        3.2.4 Variabilité spatiale des flux et du bilan de carbone . . . . .	64
948        3.2.5 Estimation de l'erreur associée aux flux et aux bilans . . . . .	66
949 <b>3.3 Résultats . . . . .</b>	<b>66</b>
950        3.3.1 Cinétique des facteurs contrôlant et des flux sur la tourbière 951            de La Guette . . . . .	66
952        3.3.2 Sélection des modèles . . . . .	73
953        3.3.3 Le bilan de carbone de la tourbière de La Guette à l'échelle 954            de l'écosystème . . . . .	80
955        3.3.4 Variabilité spatiale du bilan . . . . .	88
956 <b>3.4 Discussion . . . . .</b>	<b>92</b>
957        3.4.1 Modèles à l'échelle de l'écosystème . . . . .	92
958        3.4.2 Les flux annuels à l'échelle de la tourbière de La Guette . . .	95
959        3.4.3 Estimations du bilan net de l'écosystème à l'échelle de la tour- 960            bière de La Guette . . . . .	98
961        3.4.4 Variabilité spatiale sur la tourbière de La Guette . . . . .	100
962        3.4.5 Représentativité locale du modèle . . . . .	101
963	
964	
965	

## 966 3.1 Introduction

967 La majorité des écosystèmes tourbeux pour lesquels un bilan de carbone a été es-  
968 timé, se situe sous les hautes latitudes de l'hémisphère nord comme par exemple en  
969 Suède (Waddington et Roulet, 2000; Peichl *et al.*, 2014), en Finlande (Alm *et al.*, 1997),  
970 au Canada (Trudeau *et al.*, 2014). Les tourbières situées plus au sud ont fait l'objet de  
971 rare estimation de bilan (e.g. tourbière du Jura français par Bortoluzzi *et al.* (2006)).  
972 L'étude de ces écosystèmes présent à la limite sud de leur extension est importante car  
973 ils expérimentent des conditions plus extrêmes que les autres qui sans être identiques,  
974 peuvent se rapprocher de celles que subiront d'autres écosystèmes tourbeux suite au  
975 réchauffement climatique. Par ailleurs, concernant la tourbière de La Guette, ce site est  
976 représentatif d'une grande partie des tourbières dans les perturbations qu'elle subie :  
977 son drainage et son envahissement par une végétation vasculaire (Les caractéristiques  
978 du site sont détaillées dans le chapitre 2). Le premier objectif de ce chapitre est donc  
979 d'établir le bilan de C de la tourbière de La Guette. Le second objectif est de ca-  
980 ractériser la variabilité spatiale de ces flux de GES à travers ce bilan de C. En effet  
981 les tourbières sont des écosystèmes avec des conditions environnementales qui peuvent  
982 varier dans l'espace. Par exemple le niveau de la nappe, à cause de variation micro-  
983 topographique peut être plus ou moins élevé, immerger la surface du sol avec des zones  
984 d'eau libre ou au contraire être quelques dizaines de centimètres sous la surface du sol.  
985 La conséquence de ces variations, est l'existence de micro-environnements différents  
986 qui abritent des communautés végétales et microbiennes différentes. Finalement ces  
987 conditions environnementales contrôlant les flux, ceux-ci varient également. Estimer  
988 ces variations est donc nécessaire afin de préciser dans quelle mesure elles influent sur  
989 le bilan de C.

## 3.2 Procédure expérimentale et analytique

Les méthodes de chambre étant détaillées dans la partie 2.3, celle-ci contient la description de la stratégie d'échantillonnage et le détail des méthodes de mesure. Elle explicite également le calcul de variables élaborées utilisées par la suite, détaille le principe permettant l'estimation du bilan de carbone du site à l'échelle saisonnière et décrit la stratégie d'étude de la variabilité spatiale. Enfin elle précise comment sont fait les calculs des erreurs associées aux flux et bilans.

### 3.2.1 Méthodes de mesures

En juin 2011, 20 placettes ont été installées<sup>1</sup> selon un échantillonnage aléatoire stratifié : La surface de la tourbière a été divisée selon une grille de 20 mailles et un point choisi aléatoirement dans chaque maille localise chaque placette (Figure 3.1). La taille de la maille a été ajustée de manière à avoir vingt 20 carrés sur la surface de la tourbière. Cette méthode permet de conserver un échantillonnage aléatoire tout en étant assuré d'avoir une représentativité spatiale du site homogène. Les placettes, délimitées par des piquets, occupaient une surface de  $4\text{ m}^2$  ( $2\times 2\text{ m}$ ). Usuellement les placettes sont séparées en groupes micro-topographiques (Figure 1.3), avec des embases positionnées sur les buttes (*hummock*), les trous (*hollows*) et les zones d'eau libre (*pool*) (Alm *et al.*, 1997; Waddington et Roulet, 2000). Ou encore selon différent traitements, réhabilité/non réhabilité, exploité/non exploité, manipulé/non manipulé (Bortoluzzi *et al.*, 2006; Strack et Zuback, 2013). Ceci a l'avantage de permettre une distinction fine des capacités sources/puits mais a l'inconvénient du placement proche des embases les unes des autres limitant la représentativité spatiale des mesures. Elles peuvent également être séparées en zone dans la tourbière, haut-marais *versus* bas-marais, ou réhabilité *versus* non-réhabilité. Afin de gagner en représentativité spatiale, la taille du site le permettant, il a donc été décidé de positionner des placettes sur l'ensemble du

---

1. je remercie ici Sébastien Gogo pour avoir installé ces placettes sur le terrain avant même mon arrivée.

### 3.2. Procédure expérimentale et analytique



FIGURE 3.1 – Répartition des 20 placettes de mesures suivant un échantillonnage aléatoire stratifié.

site. Sur ces placettes ont été réalisées un certain nombre de mesure de **flux de gaz** et de **facteurs contrôlant**.

#### Mesures des flux de gaz

Les mesures des flux de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> ont été effectuées en utilisant les méthodes de chambre décrites dans la partie 2.3. À l'intérieur de chaque placette ont été installé de façon permanente un piézomètre et une embase permettant la mesure des flux de gaz (Les embases sont décrites dans le chapitre 2, partie 2.3.1).

Les flux de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> ont été mesurés et étudiés. Par contre, suite à des tests effectués sur la tourbière montrant des émissions nulles de N<sub>2</sub>O, ce gaz n'a pas été étudié. Les mesures de CO<sub>2</sub> ont été effectuées de mars 2013 à février 2015, avec une fréquence quasiment mensuelle (20 campagnes, pour 24 mois de mesures). Les mesures de CH<sub>4</sub> ont été effectuées avec une fréquence et sur un nombre d'embases inférieur (12 campagnes, 5 embases). Ceci a été déterminé par la difficulté de déploiement *in-situ* de

1028 l'instrument SPIRIT. Il est lourd, difficilement transportable dans un milieu tourbeux  
1029 et nécessite entre chaque déplacement un temps de mise en marche/arrêt important :  
1030 plus de 30 min. Les mesures se sont donc limitées aux placettes accessibles depuis le  
1031 ponton (Figure 3.1).

1032 **Mesures des facteurs contrôlant**

1033 Les facteurs contrôlant mesurés manuellement sont la pression atmosphérique, le  
1034 rayonnement photosynthétique actif (*photosynthetically active radiation*, PAR), les tem-  
1035 pératures du sol à différentes profondeurs, la végétation (pourcentage de recouvrement),  
1036 le niveau de la nappe d'eau. La pression atmosphérique est mesurée au début et à la  
1037 fin des mesures de flux. Le PAR est mesuré au début et à la fin des mesures de l'ENE.  
1038 Le recouvrement de végétation est estimé à l'œil. Des prélèvements d'eau ont été ef-  
1039 fectués chaque mois pour mesurer le pH et la conductivité (mesures effectuées sur le  
1040 terrain après les mesures de flux). Les échantillons ont été congelés pour la mesure  
1041 ultérieure de la concentration en carbone organique dissout. L'ensemble de ces mesures  
1042 nécessitant d'accéder aux placettes régulièrement, des planches de bois ont été utilisées  
1043 comme pontons mobiles pour limiter les perturbations. La dispersion des placettes sur  
1044 l'ensemble du site a rendu impossible une installation plus permanente.

1045 Les mesures automatiquement acquise via une station météo Campbell® sont la  
1046 température de l'air, température de la tourbe à -5, -10, -20 et -40 cm de profondeur,  
1047 vitesse et direction du vent, humidité relative de l'air, rayonnement solaire, pression  
1048 atmosphérique.

1049 **3.2.2 Variables élaborées utilisées**

1050 Les mesures de recouvrement de la végétation ont été sommées par strate végétale.  
1051 On utilisera donc RSM, RSA, RSH pour distinguer les recouvrements respectif de  
1052 la strate muscinale (*Sphagnum spp.*), arbustive (*Erica tetralix* et *Calluna vulgaris*),  
1053 et herbacée (*Molinia caerulea* et *Eriophorum angustifolium*). Un indice de végétation,  
1054 représentant la quantité de végétation présente dans une embase est également calculé

### 3.2. Procédure expérimentale et analytique

---

1055 de la façon suivante :

$$IV = \frac{RSM + RSA + RSH}{\sum Rmax} \quad (3.1)$$

1056 Avec :

- 1057 —  $\sum R_{max}$  La somme des recouvrements maximum par strates.
  - 1058 — RSM le recouvrement de la strate muscinale
  - 1059 — RSA le recouvrement de la strate arbustive
  - 1060 — RSH le recouvrement le la strate herbacée
- 1061 Le niveau de nappe est composé de deux mesures, l'une du haut du piézomètre  
1062 jusqu'au niveau de la nappe et l'autre du haut du pièzomètre jusqu'à la surface du sol.  
1063 Par la suite, et en l'absence de précisions, le niveau de nappe se réfère à la différence  
1064 entre ces deux mesures et donc à la distance entre la surface du sol et le niveau de la  
1065 nappe (Négative sous la surface du sol et inversement).

#### 1066 3.2.3 Variabilité saisonnière du bilan de C

1067 L'estimation du bilan de carbone se fait en trois étapes. La première consiste à éta-  
1068 blir des relations empiriques entre les flux et un ou plusieurs facteurs contrôlant. C'est  
1069 la phase de **calibration**. La seconde, l'**évaluation/validation**, teste la pertinence de  
1070 ces relations sur un jeu de données indépendantes. La troisième étape, l'**interpolation**,  
1071 utilise ces relations empiriques pour intégrer dans le temps les mesures ponctuelles sur  
1072 l'ensemble des deux années de mesure. La chronique ainsi reconstituée permettant en-  
1073 suite d'estimer les quantités de carbone annuelles déplacées via des différents flux et  
1074 d'en calculer leur bilan.

#### 1075 Calibration

1076 Pour estimer le bilan de carbone du site il est donc nécessaire d'établir des mo-  
1077 dèles reliant des flux mesurés ponctuellement avec des variables explicatives mesurées  
1078 à haute fréquence (par exemple entre la respiration de l'écosystème et la température

1079 de l'air). Pour établir ces modèles empiriques les données acquises ont été moyennées  
 1080 par campagne de mesure. Ceci permettant, dans un premier temps, de s'affranchir de  
 1081 la variabilité spatiale des flux pour se concentrer sur la variabilité temporelle. Les rela-  
 1082 tions entre flux et facteurs contrôlant ont ensuite été étudiées deux à deux, notamment  
 1083 en réalisant une analyse en composante principale (ACP). Cette analyse permet de  
 1084 déterminer quels sont les relations entre les variables et plus particulièrement quelles  
 1085 sont celles qui influent le plus sur les flux de GES. Le nombre de données acquises pour  
 1086 le CO<sub>2</sub> et le CH<sub>4</sub> étant différent, une ACP a été réalisée pour chacun de ses gaz. Une  
 1087 fois le facteur de contrôle prépondérant d'un gaz établi, grâce à l'ACP et à la littéra-  
 1088 ture, une relation empirique est établie entre les deux. La forme de cette relation et la  
 1089 littérature conditionne ensuite les équations testées. Elles sont évaluées à l'aide du co-  
 1090 efficient de détermination ( $R^2$ ) et de la racine carré de l'erreur quadratique normalisée  
 1091 (*Normalised Root Mean Square Error*, NRMSE). Le  $R^2$  est utilisé comme indicateur de  
 1092 la proportion de la variabilité des données expliquée par le modèle, sa valeur est com-  
 1093 prise entre 0 et 1. La RMSE et sa normalisation par la moyenne NRMSE sont utilisés  
 1094 comme indicateur de l'écart entre les données mesurées et les données modélisées. Les  
 1095 résidus <sup>2</sup> sont également étudiés dans le but d'éviter un biais ou une hétéroscédasticité <sup>3</sup>  
 1096 dans les données (Figure 3.2).

1097 Puis les résidus de ces modèles de base ont ensuite été étudiés en fonction des fac-  
 1098 teurs de contrôle restant. Dans le cas où une tendance est visible avec l'un d'entre eux,  
 1099 le facteur est ajouté (**Réf needed**). En plus des indicateurs précédent, la pertinence  
 1100 de l'ajout d'un paramètre est évalué à l'aide du critère d'information d'Akaike (*Akaike*  
 1101 *Information Criterion*, AIC). L'AIC permet de déterminer la pertinence de l'ajout d'un  
 1102 paramètre sur la représentation des données par le modèle.

**Remarque :** La RE, et l'ENE sont mesurés directement sur le terrain.

1103 Cependant afin d'établir le bilan de carbone tout en gardant une discrimi-  
 nation entre les flux entrants et sortants de l'écosystème la RE et la PPB  
 (obtenue grâce à l'équation PPB = ENE - RE) ont été estimés séparément.

2. Les résidus sont défini comme la différence entre les valeurs mesurées et estimées.

3. On parle d'homoscédasticité lorsque la variance de l'erreur d'une variable est constante, et l'hétéroscédasticité lorsque qu'elle ne l'est pas

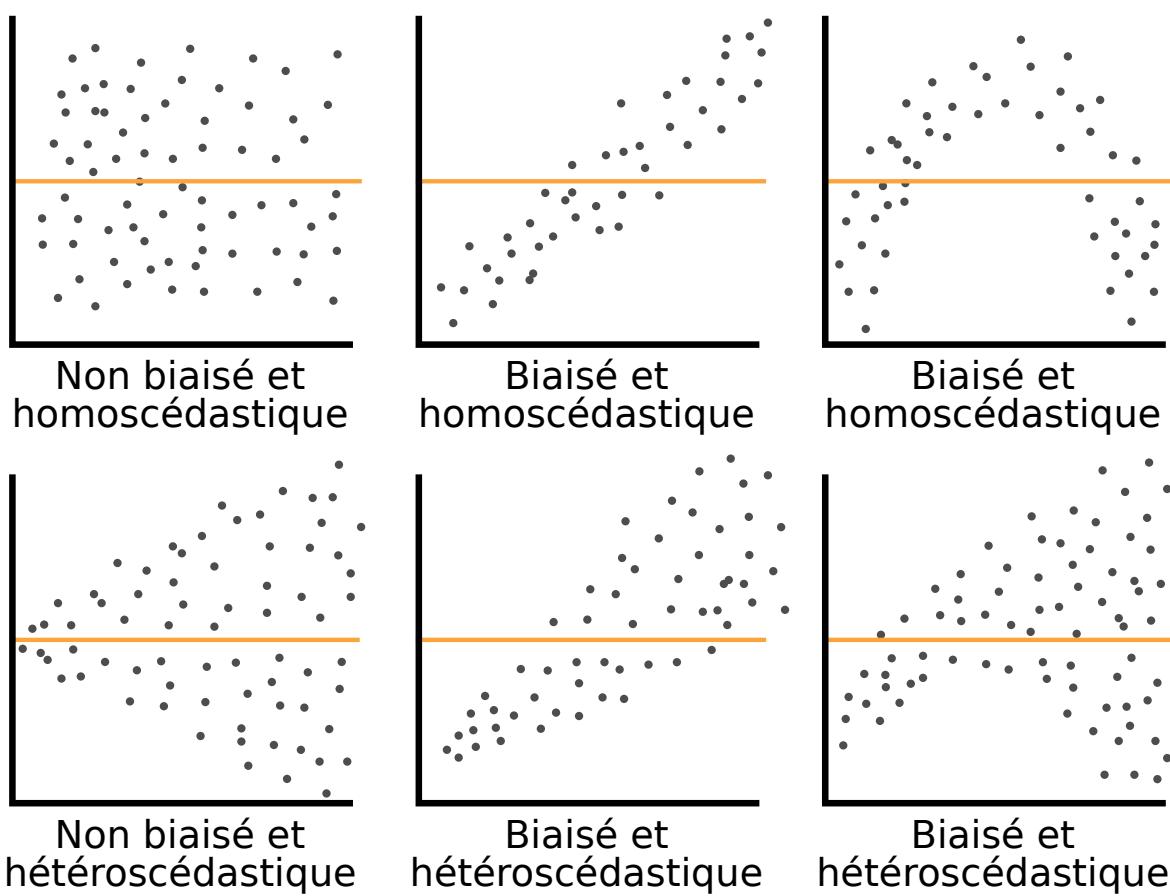


FIGURE 3.2 – Cas idéaux de distribution des résidus. Modifié d'après source inconnue, repris de : <https://danieljhocking.wordpress.com/2011/07/18/model-validation-interpreting-residual-plots/>

1104 La température a été choisie comme base de départ à la construction des modèles  
1105 de RE et PPBsat, à la fois car c'est le facteur de contrôle le plus souvent invoqué et à  
1106 la fois car les corrélations avec les flux étaient les plus forte. Concernant la respiration  
1107 de l'écosystème, les températures utilisées dans la littérature sont variables. La tem-  
1108 pérature la plus utilisée est la température du sol à -5 cm (Ballantyne *et al.*, 2014).  
1109 La température de l'air et la température du sol à -10 cm sont aussi régulièrement  
1110 utilisées (Bortoluzzi *et al.*, 2006; Kim et Verma, 1992). Cette profondeur, -5 cm, est  
1111 régulièrement utilisée car c'est dans la tourbe, proche de la surface que la respiration  
1112 du sol est la plus importante. (**Réf needed**) C'est également à des profondeurs rela-  
1113 tivement faibles que se situent la majorité des racines (**Réf needed**). La respiration  
1114 liée aux racines (autotrophe et hétérotrophe stimulée par les exsudats racinaires) peut  
1115 contribuer à la respiration de l'écosystème pour 35 à 60 % (Silvola *et al.*, 1996; Crow et  
1116 Wieder, 2005). La RE est estimée directement à partir des données acquises moyennées  
1117 en partant de la température connue pour contrôler une grande partie de ce flux. Les  
1118 modèles les plus fréquemment utilisés (linéaire, exponentiel, arrhénius) ont été testés.

1119 Pas de consensus émerge de la littérature quant aux facteurs contrôlant les émissions  
1120 de CH<sub>4</sub>. La température, (Alm *et al.*, 1999; Bubier *et al.*, 1995), le niveau de la nappe  
1121 (Bubier *et al.*, 1993) et/ou la végétation (Bortoluzzi *et al.*, 2006) peuvent être utilisés  
1122 isolément ou conjointement.

### 1123 Évaluation/validation

1124 Après la phase de calibration, les facteurs de contrôle utilisés dans les modèles  
1125 ont été évalués à l'aide de données indépendantes issues d'une autre expérimentation  
1126 réalisée sur le même site en 2014. Les méthodes de mesures des flux sont strictement  
1127 identiques à celles utilisées pour établir le bilan de carbone. En revanche le position-  
1128 nement des placettes est beaucoup plus classique : proches les unes des autres, et avec  
1129 différents traitements. Afin de pouvoir les comparer, seule les placettes de contrôles,  
1130 (n'ayant donc subie aucune manipulation) de cette expérimentation seront utilisées soit  
1131 4 placettes dans une station en amont et 4 en aval de la tourbière de La Guette (plus

### 3.2. Procédure expérimentale et analytique

---

de détails dans l'annexe C). Le terme d'évaluation est préféré à celui de validation car le nouveau jeu de données utilisé, bien qu'indépendant de celui utilisé pour la calibration, n'a pas été acquis de manière strictement identique, notamment au niveau de la répartition des embases sur le site.

#### 1136    **Interpolation**

Enfin les facteurs contrôlants ont été interpolés au pas de mesure de la station météo présente sur le site, c'est-à-dire à l'heure. Pour des données dont l'acquisition est manuelle uniquement, comme la végétation, une interpolation linéaire est faite entre les points de mesures. Pour les données acquises à la fois automatiquement par la station météorologique et manuellement, comme la température de l'air ou de la tourbe, l'interpolation est faite à partir de la relation entre les mesures continues et ponctuelles. Les flux sont ensuite recalculés (en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) à l'échelle horaire sur les deux années de mesure puis sommés afin d'estimer les bilans de carbone. Ces bilans sont par la suite exprimés en  $\text{gC m}^{-2}$  par période de temps (souvent l'année).

#### 1146    **3.2.4 Variabilité spatiale des flux et du bilan de carbone**

Deux approches ont été testées afin de caractériser la variabilité spatiale des flux et du bilan. La première consiste à calibrer par placette les modèles sélectionnés lors de la modélisation à l'échelle de l'écosystème. Cette opération permet ainsi calculer des flux par placette et éventuellement un bilan. L'inconvénient de cette méthode étant le faible nombre de points permettant la calibration des modèles conduisant éventuellement à une forte erreur sur l'estimation des paramètres voire à la non convergence des modèles. La seconde approche permet de palier en partie à ce souci en calibrant les modèles à partir de groupes de placettes. Ces ensembles de placette ont été fait en regroupant les placettes ayant la composition végétale la plus proche. Ce choix se justifie par le fait que la végétation joue un rôle important tout en étant délicate à prendre en compte. La température, plus facile à mesurer et le niveau de la nappe, qui n'a que peu varié, semblait des choix moins pertinent. Le partitionnement a été faite via une

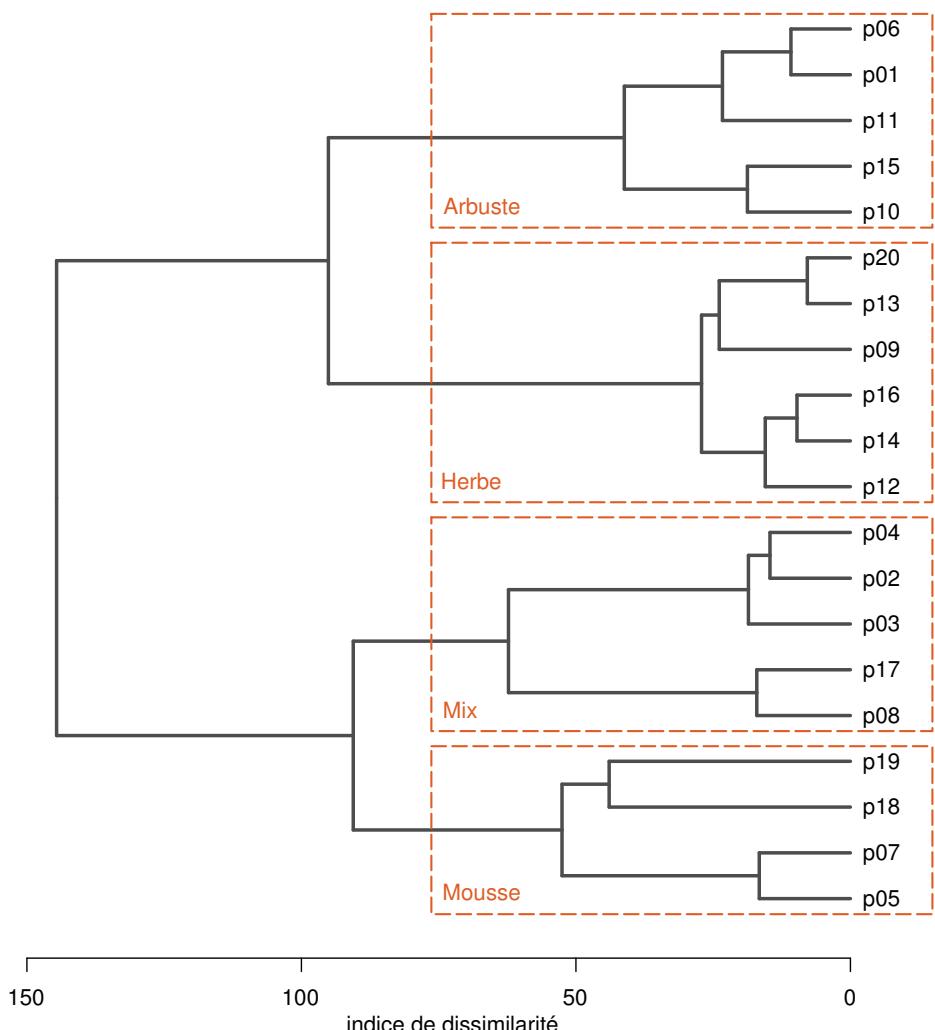


FIGURE 3.3 – Partitionnement des placettes en fonction de leur similarité en termes de composition végétale (pourcentage des strates muscinales, herbacées et arbustives)

classification hiérarchique ascendante. C'est une méthode déterministe qui consiste, à partir de l'ensemble des individus (ici nos différentes placettes de mesure), de les regrouper en classes de plus en plus grande. Les points sont regroupés par similarité, les deux points les plus proches sont fusionnés, puis les deux suivants et ce jusqu'à ce qu'il ne reste qu'une seule classe. Cette classification est généralement représentée par un dendrogramme, elle a été appliquée sur les recouvrements végétaux mesurés et permet de distinguer quatre groupes (Figure 3.3).

### 3.2.5 Estimation de l'erreur associée aux flux et aux bilans

Pour chaque flux, l'erreur sur le bilan annuel est calculé en multipliant ce flux par l'erreur quadratique normalisée, calculée lors de la calibration. Pour les bilans, l'erreur associée est calculée comme la somme des erreurs associées aux flux composant le bilan. Chacune de ces erreur étant pondérée par leur importance relative par rapport à la somme, en valeur absolue des flux (Waddington et Roulet, 2000).

$$E_{(bilan)} = (\chi_{PPB} \times NRMSE_{PPB}) + (\chi_{RE} \times NRMSE_{RE})(\chi_{F_{CH_4}} \times NRMSE_{F_{CH_4}}) \quad (3.2)$$

Avec :

- $E_{(bilan)}$  l'erreur associée au bilan
- $\chi_{flux}$  la fraction du flux par rapport à la somme en valeurs absolue de tous les flux compris dans le bilan
- $NRMSE_{flux}$  l'erreur quadratique associée au flux

Ces erreurs ne sont qu'une part de l'erreur totale qui devrait être associée à ces flux. Elle ne considère par exemple pas les erreurs aléatoires et systématiques liées aux mesures.

## 3.3 Résultats

### 3.3.1 Cinétique des facteurs contrôlant et des flux sur la tourbière de La Guette

#### Les Facteurs contrôlant

L'évolution du niveau de la nappe des 20 placettes est marquée par un étiage d'une vingtaine de centimètres en moyenne en 2013 et l'absence d'un étiage net en 2014 (Figure 3.4). Le niveau de la nappe moyen ne descend pas sous la barre des -10 cm

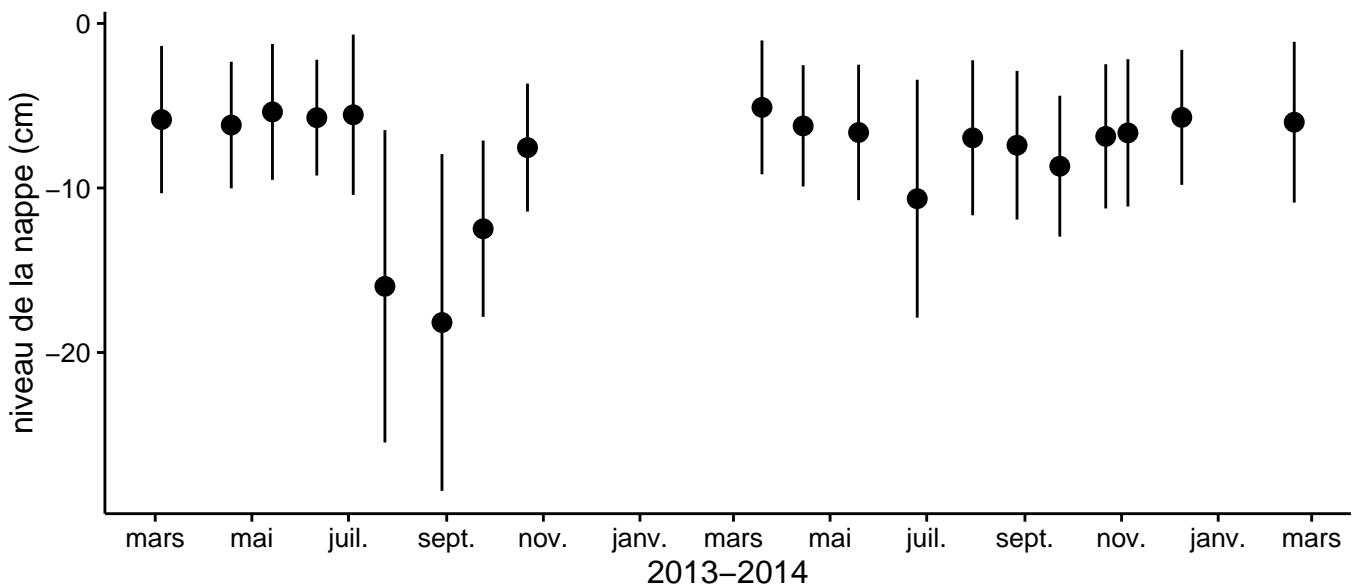


FIGURE 3.4 – Évolution du niveau de la nappe moyen des 20 embases mesuré pendant la période de mesure (mars 2013 – février 2015). Les valeurs correspondent à la distance entre le niveau de nappe et la surface du sol.

1187 avec  $-9,2 \pm 7,6$  et  $-7,1 \pm 4,8$  cm respectivement pour 2013 et 2014. Ces observations  
 1188 sont cohérentes avec les mesures haute fréquence (Figure 2.5), et confirment l'étiage  
 1189 particulièrement haut de ces 2 années vis-à-vis des précédentes.

1190 L'évolution saisonnière de la végétation sur la tourbière de La Guette est visible  
 1191 (Figure 3.5). Cette variabilité est majoritairement faite de la strate herbacée qui  
 1192 meurt à la fin de la saison de végétation tandis que les arbustes et les mousses résistent.  
 1193 la saison de végétation, pour les herbacées, semble avoir commencé un peu plus tôt en  
 1194 2014 avec une végétation qui commence à croître en mars tandis qu'il faut attendre  
 1195 la campagne d'avril en 2013. L'indice de végétation est également légèrement plus  
 1196 important en 2014, probablement sous l'effet de la croissance de la strate herbacée.

1197 La température de l'air mesurée manuellement montre une variabilité saisonnière  
 1198 cohérente avec celle mesurées par la station météo. La variabilité saisonnière de la  
 1199 température est également visible dans le sol avec cependant un amortissement et une  
 1200 diminution de la variabilité avec la profondeur (figure 3.6)

1201 La conductivité moyenne mesurée sur le site varie entre 35 and 55  $\mu\text{S m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (fi-  
 1202 gure 3.7-A). En moyenne le pH mesuré sur la tourbière de La Guette est compris entre  
 1203 4 et 5 (figure 3.7-B). Ces valeurs sont cohérentes avec la classification en *poor-fen* du

### 3.3. Résultats

---

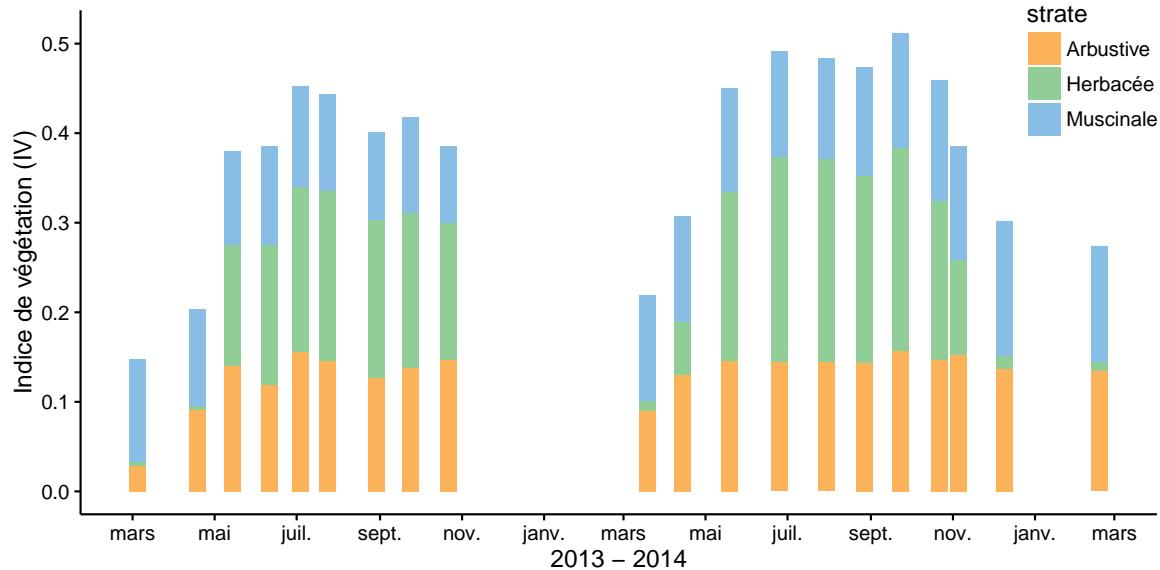


FIGURE 3.5 – Évolution de la végétation à travers l'indice de végétation et les strates qui le compose

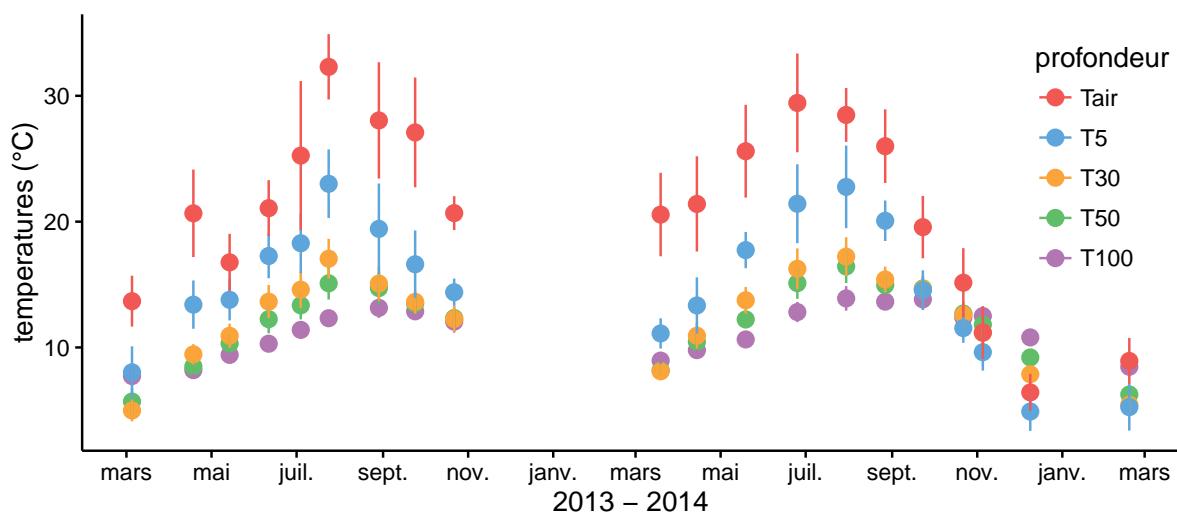


FIGURE 3.6 – Évolution des températures de l'air (Tair) et du sol à -5, -30, -50 et -100 cm (T5, T30, T50 et T100 respectivement) moyenne mesurée lors des campagnes de terrain de mars 2013 à février 2015

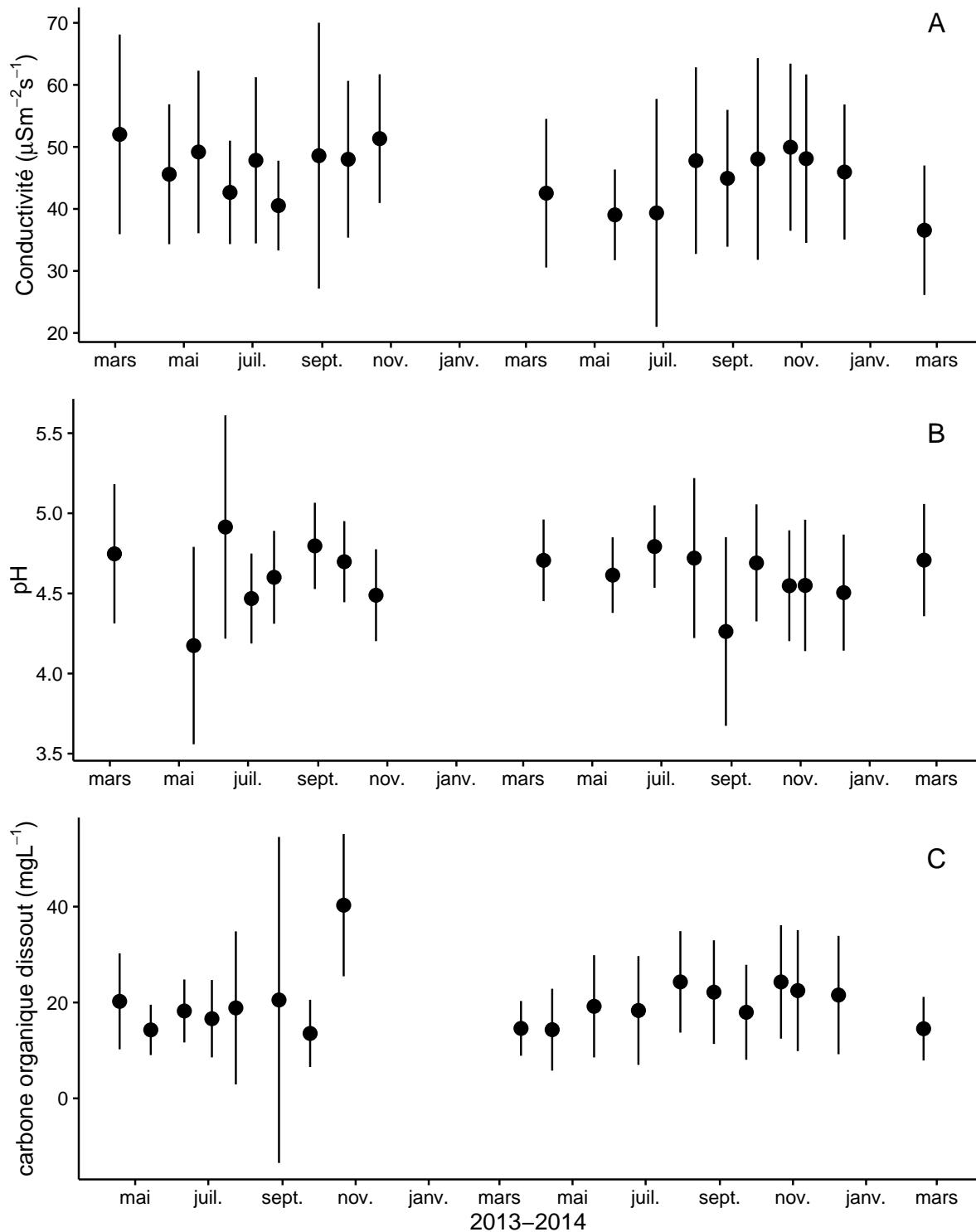


FIGURE 3.7 – Cinétique de la conductivité (A), du pH (B) et du carbone organique dissous (C) pendant la période de mesure (mars 2013 – février 2015)

### 3.3. Résultats

---

site . La concentration en carbone organique dissout présente dans l'eau de la tourbière est compris en moyenne entre 10 et 30 mg L<sup>-1</sup> (figure 3.7-C).

#### 1206 Les flux de carbone

1207 L'ensemble des mesures de CO<sub>2</sub> s'étendent de mars 2013 à février 2015. Cependant  
1208 de novembre 2013 à février 2014 les mesures ont été interrompue suite à des problèmes  
1209 techniques. Les deux saisons de végétation, ont pu être mesurées dans leur ensemble,  
1210 permettant d'avoir un jeu de données représentatif sur le fonctionnement de l'écosys-  
1211 tème.

1212 En 2013, les valeurs de la PPB (flux de CO<sub>2</sub> entrant dans l'écosystème) augmentent  
1213 au printemps et une partie de l'été avec un maximum de  $12,80 \pm 4,91 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$   
1214 atteint fin juillet, avant de diminuer à partir d'août (Figure 3.8-A). En 2014 la PPB  
1215 maximale est atteinte en juin ( $13,16 \pm 4,70 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ), soit environ un mois plus tôt  
1216 que l'année précédente. Puis pendant l'été et l'automne les valeurs décroissent jusqu'à  
1217 être proche de 0. En moyenne les valeurs de la PPB sont de  $7,12 \pm 5,19 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$   
1218 en 2013 et de  $6,56 \pm 4,72 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  en 2014 (Figure 3.8-A).

1219 La RE (flux de CO<sub>2</sub> sortant de l'écosystème) en 2013 augmente pendant le prin-  
1220 temps et une partie de l'été (Figure 3.8-B). Elle atteint un maximum de  $9,43 \pm 3,48 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$   
1221 en juillet avant de diminuer. En 2014 la RE atteint, comme la PPB, son maximum plus  
1222 tôt, en juin à  $7,83 \pm 2,55 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  avant de décroître jusqu'en hiver pour approcher  
1223 des valeurs nulles. La moyenne annuelle de RE en 2013 est de  $4,27 \pm 3,16 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ,  
1224 ce qui est légèrement supérieure à celle de 2014 :  $3,63 \pm 2,56 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (Figure 3.8-  
1225 B).

1226 Concernant l'ENE (bilan des flux de CO<sub>2</sub> entrant et sortant), elle augmente en 2013  
1227 jusque  $5,19 \pm 4,51 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , avec un maximum en juin, avant de diminuer jusqu'à  
1228 la fin de l'année. Cependant, cette baisse est moins uniforme que celle des deux flux  
1229 précédents, avec notamment une augmentation de l'ENE entre juillet et août 2013.  
1230 Ceci étant, il faut également noter les valeurs importantes de la déviation standard  
1231 particulièrement en juin et en août. En 2014, l'ENE maximum est atteinte en juillet

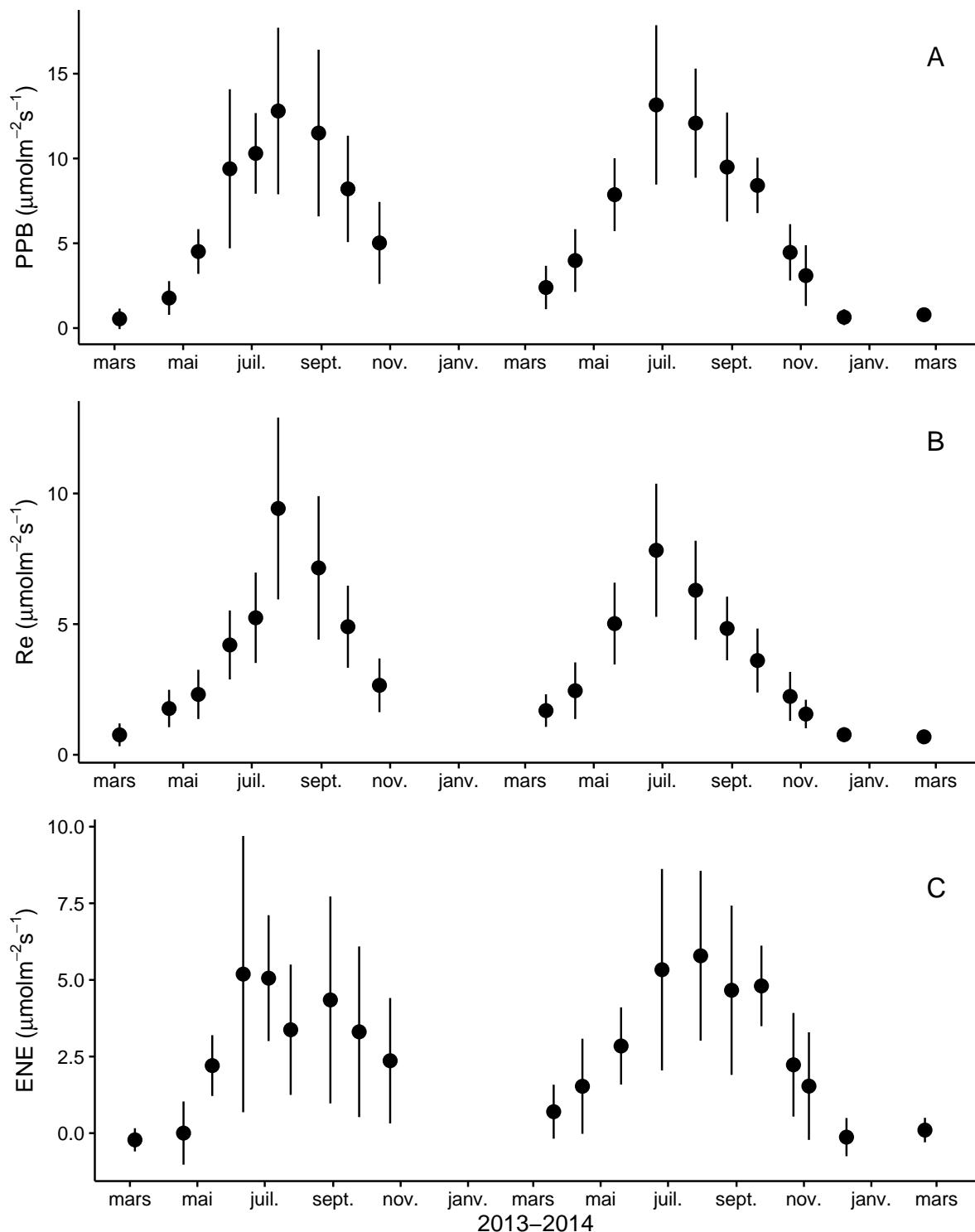


FIGURE 3.8 – Cinétique du niveau de la PPB (A), de la RE (B) et de l'ENE (C) pendant la période de mesure. Moyenne des 20 embases de mars 2013 à février 2015.

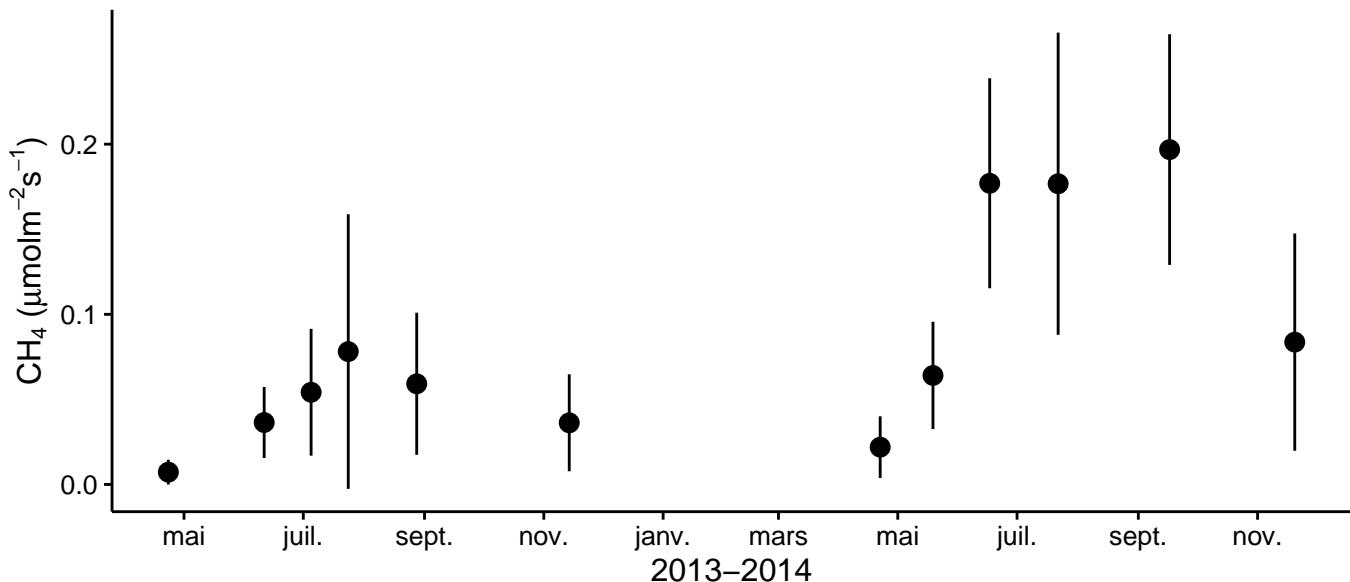


FIGURE 3.9 – Évolution des flux de méthane moyen (N ?) pendant la période de mesure (mars 2013 – février 2015)

1232 avec  $5,79 \pm 2,77 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  avant qu'elle ne décroisse. Cette baisse est cependant plus  
 1233 homogène qu'en 2013. les moyennes de l'ENE en 2013 et 2014 sont très proche et sont  
 1234 respectivement de  $2,85 \pm 3,05 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  et  $2,93 \pm 2,77 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (Figure 3.8–C).  
 1235 À noter également que pour l'ensemble des flux, la déviation standard augmente avec  
 1236 les valeurs mesurées.

1237 Les flux de  $\text{CH}_4$  comme ceux du  $\text{CO}_2$  montre une variabilité saisonnière importante.  
 1238 Cependant les flux de  $\text{CH}_4$  mesurés sont un ordre de grandeur en dessous de ceux  
 1239 mesurés pour le  $\text{CO}_2$  (Figure 3.9). À l'inverse de ce dernier, l'importance des flux de  
 1240  $\text{CH}_4$  mesurés en 2013 et 2014 est différente. En 2013 les flux sont moins importants  
 1241 qu'en 2014 avec  $0,04 \pm 0,03$  contre  $0,10 \pm 0,08 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  et avec des maximum de  
 1242  $0,078$  et  $0,196 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  respectivement.

#### 1243 Les relations flux gazeux et facteurs contrôlant

1244 Comme précisé précédemment, le niveau de la nappe n'a que peu varié pendant les  
 1245 deux années de mesures. De ce fait aucune relation claire ne se distingue entre les flux  
 1246 et le niveau de la nappe que ce soit pour le  $\text{CO}_2$  (PPB et RE) ou le  $\text{CH}_4$  (Figure 3.10).  
 1247 La PPB et la RE présentent cependant des relations avec la température de l'air,  
 1248 et l'indice de végétation, même si pour ce dernier les tendances sont moins claires,

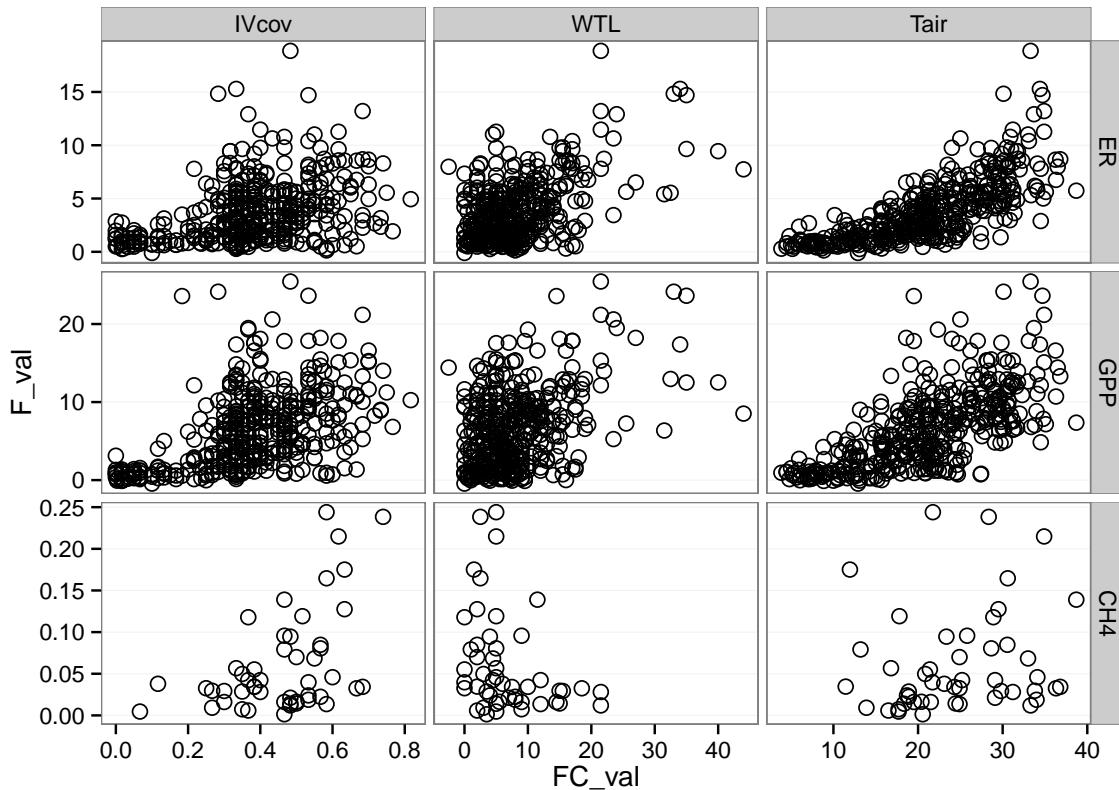


FIGURE 3.10 – Relations entre les flux de gaz et une sélection de facteurs contrôlant

<sup>1249</sup> particulièrement pour la RE (Figure 3.10). Le CH<sub>4</sub> quant à lui ne présente pas de  
<sup>1250</sup> relation avec la température de l'air, mais une tendance exponentielle est visible vis-à-  
<sup>1251</sup> vis de l'indice de végétation (Figure 3.10). (**CH<sub>4</sub> et Température dans la tourbe ?**)

### <sup>1252</sup> 3.3.2 Sélection des modèles

#### <sup>1253</sup> La Production Primaire Brute

<sup>1254</sup> L'estimation de la PPB se fait en deux étapes. Dans un premier temps on estime le  
<sup>1255</sup> potentiel maximum de photosynthèse à un instant donné dans des conditions de lumière  
<sup>1256</sup> saturante (PPBsat). Ce potentiel peut varier avec les conditions environnementales et  
<sup>1257</sup> a été déterminé en utilisant l'équation de (June *et al.*, 2004) qui relie la vitesse de  
<sup>1258</sup> transport des électrons photosynthétiques à lumière saturante à la température :

$$PPBsat = a * \exp\left(\frac{Tair - b}{c}\right)^2 \quad (3.3)$$

### 3.3. Résultats

---

- 1259      Avec :
- 1260      —  $a$  la vitesse de transport des électrons photosynthétique à lumière saturante
- 1261      —  $b$  la température optimale pour ce transport
- 1262      —  $c$  la différence de température à laquelle à laquelle PPBsat vaut  $e^{-1}$  de sa valeur
- 1263      à la température optimale

1264      À partir de ce potentiel à lumière saturante, la PPB est estimée en prenant en

1265      compte la luminosité. On utilise l'équation 3.4 proposée par (Bubier *et al.*, 1998) et

1266      régulièrement et majoritairement utilisée (Bortoluzzi *et al.*, 2006; Worrall *et al.*, 2009) :

$$PPB = \frac{PPBsat * a * PAR}{PPBsat + a * PAR} \quad (3.4)$$

1267      L'utilisation de l'équation de June seule, avec la température de l'air comme variable

1268      explicative de la PPBsat, permet d'expliquer 66 % des variations observées avec une

1269      erreur standard de l'estimation de 32 % (Figure 3.11-a). Les résidus de ce modèle se ré-

1270      partissent de façon relativement homogène et non biaisée (Figure 3.11-b). Corrélés avec

1271      l'indice de végétation IV, ils présentent une tendance linéaire croissante (Figure 3.11-

1272      c). On observe la même tendance avec le recouvrement de la strate herbacée avec une

1273      dispersion des points plus importante (Figure 3.11-d). Par contre aucune tendance par-

1274      ticulière n'est visible vis-à-vis du niveau de la nappe (Figure 3.11-e). Le recouvrement

1275      des sphaignes (non présenté) ne montre également, aucune tendance avec les résidus

1276      de cette équation. La PPB calculée à partir de l'équation 3.3 montre une erreur stan-

1277      dard de 31 %, du même ordre de grandeur que celle de PPBsat (Figure 3.11-f) et les

1278      résidus se répartissent de façon relativement homogène et non biaisée (Figure 3.11-g).

1279      Cependant l'évaluation du modèle sur les données de tests montre une erreur stan-

1280      dard de l'estimation plus forte qui atteint 47 % (Figure 3.11-h). Par ailleurs une forte

1281      incertitude est présente concernant l'estimation des paramètres qui ont tous une erreur

1282      standard importante, parfois plus importante que la valeur du paramètre, et une faible

1283      significativité (Tableau 3.1). Afin de prendre en compte la tendance linéaire entre les

1284      résidus et l'indice de végétation (IV) le modèle est adapté pour y intégré une fonction

1285      linéaire de la végétation :

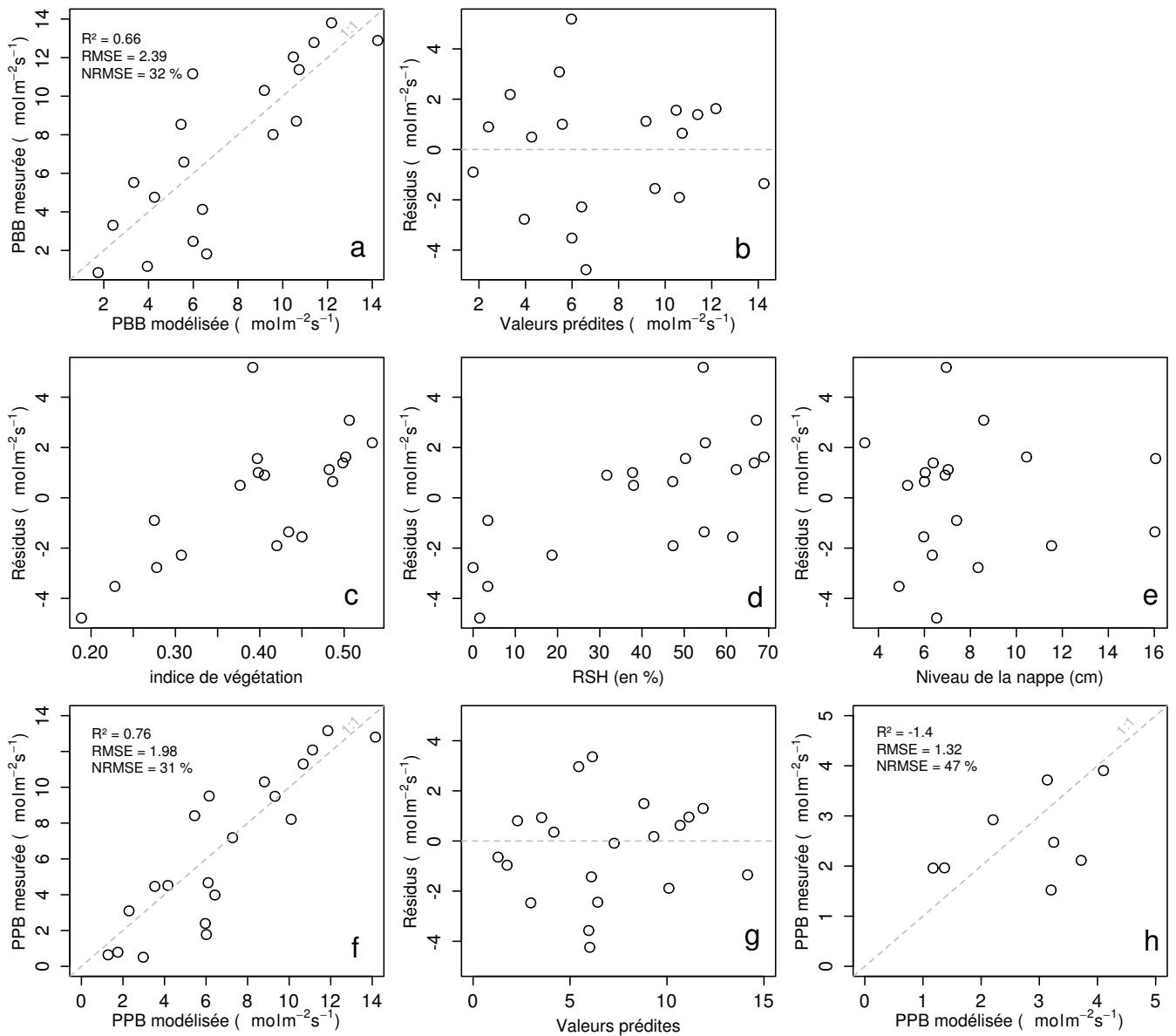


FIGURE 3.11 – PPBsat modèles Tair utilisant l'équation 3.3

### 3.3. Résultats

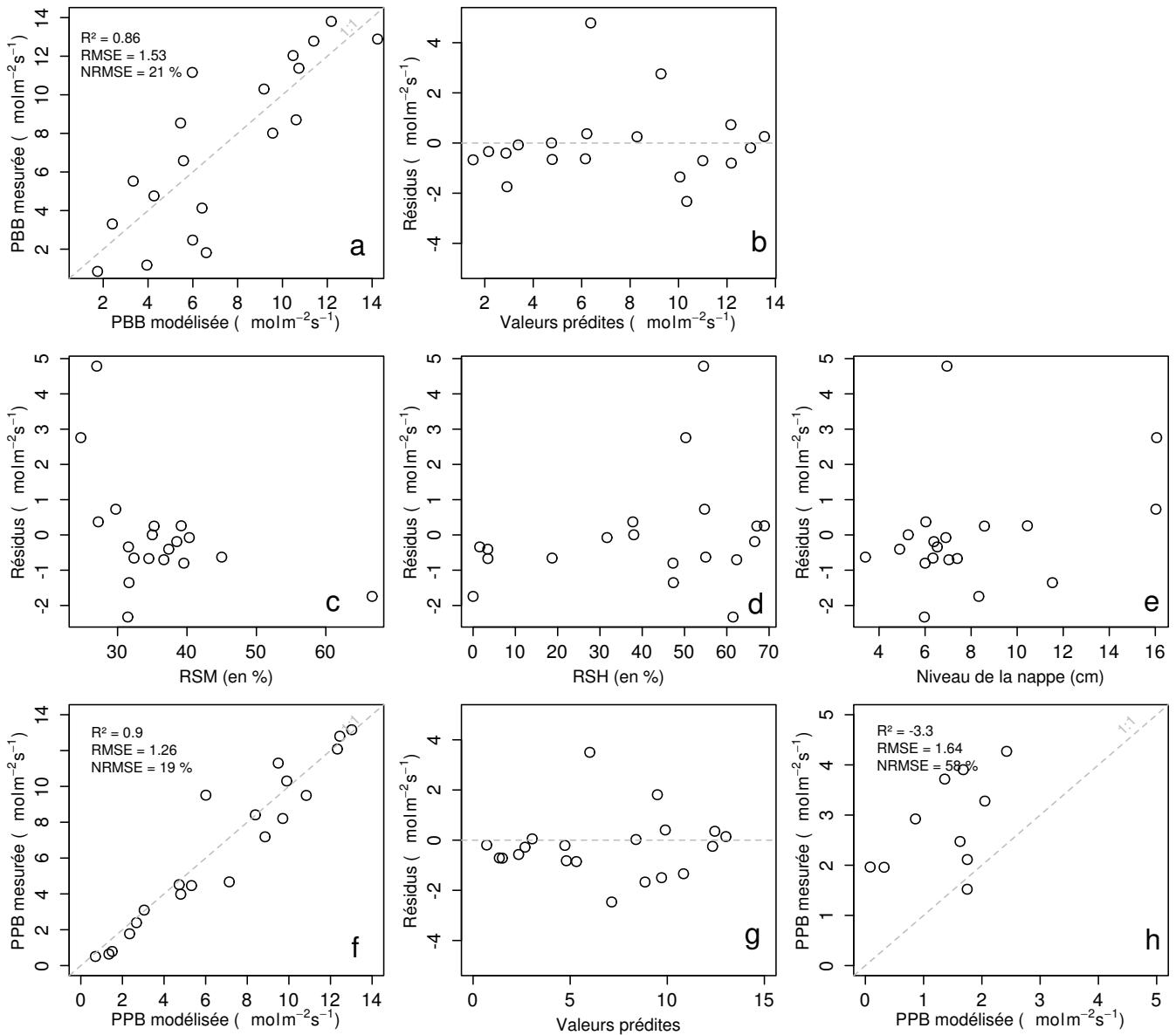


FIGURE 3.12 – PPBsat modèles Tair utilisant l'équation 3.5

$$PPBsat = (a * IV + d) * \exp\left(\frac{T - b}{c}\right)^2 \quad (3.5)$$

1286 Cette nouvelle équation permet d'expliquer une part plus importante des varia-  
 1287 tions de PPBsat ( $R^2 = 0,85$ ) et augmente la proximité entre les données mesurées et  
 1288 les données modélisées : l'erreur standard diminue à 21 %. (Figure 3.12-a). Les résidus  
 1289 de cette équation semblent répartis de façon moins homogène que précédemment. On  
 1290 observe notamment un resserrement des points autour de zéro à l'exception d'un point  
 1291 de valeur supérieur à 4. Le biais reste malgré tout léger au regard de l'amélioration ap-

portée. Aucune tendance claire ne se dégage des résidus lorsqu'ils sont mis en relation avec des facteurs contrôlant tel que les recouvrements végétaux (sphagnes, herbacées), ou le niveau de la nappe (Figure 3.12-c,d,e). Comme précédemment, l'erreur standard de la PPB, de 19 %, est du même ordre de grandeur que celle de PPBsat. Pour PPBsat comme pour PPB l'erreur standard diminue avec l'ajout de l'indice de végétation lors de la calibration. En revanche, l'évaluation sur les données de test de ce dernier modèle montre une erreur importante (58 %), supérieure à celle du modèle ne prenant pas en compte la végétation. Cette évaluation montre également une tendance importante à sous-estimer les valeurs mesurées. Néanmoins ce modèle intégrant la végétation permet de diminuer de façon importante l'erreur standard associée à l'estimation des paramètres de l'équation. Dans la suite du texte le modèle permettant d'estimer la PPB à partir des équations 3.3 et 3.4 sera nommé PPB-1 et celui utilisant les équations 3.5 et 3.4 sera nommée PPB-2.

### La Respiration de l'Écosystème

L'estimation de la RE s'effectue avec l'équation :

$$RE = a * \exp(b * T) \quad (3.6)$$

La température de l'air utilisée dans un modèle exponentiel permet d'expliquer 90 % des variations de la respiration de l'écosystème avec une erreur standard de 18 % (Figure 3.13-a). Les résidus de cette équation semblent répartis de façon non-biaisée, pas de tendance dans le nuage de point (Figure 3.13-b). L'évaluation de ce modèle montre une erreur standard de 35 % avec une tendance à sous-estimer les valeurs mesurées. Une légère tendance, moins claire que pour la PPBsat, est visible entre les résidus et l'indice de végétation ainsi qu'avec le recouvrement de la strate herbacée. Très souvent utilisée, la température à -5 cm donne des résultats proche mais moins bons notamment avec une hétérosécédasticité des résidus (**Fig Annexe ? nope : M&M**). On adapte l'équation 3.6 pour intégrer le signal de végétation :

### 3.3. Résultats

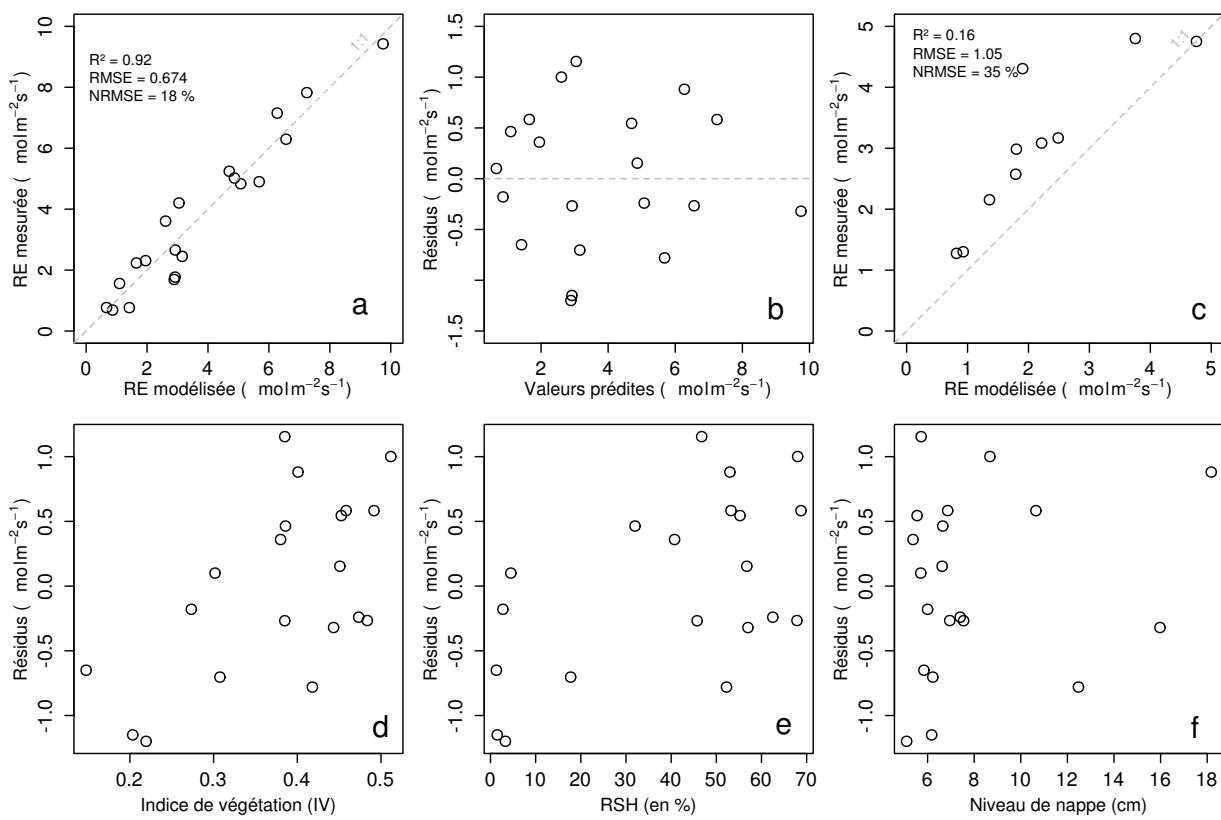


FIGURE 3.13 – RE modèles avec Tair

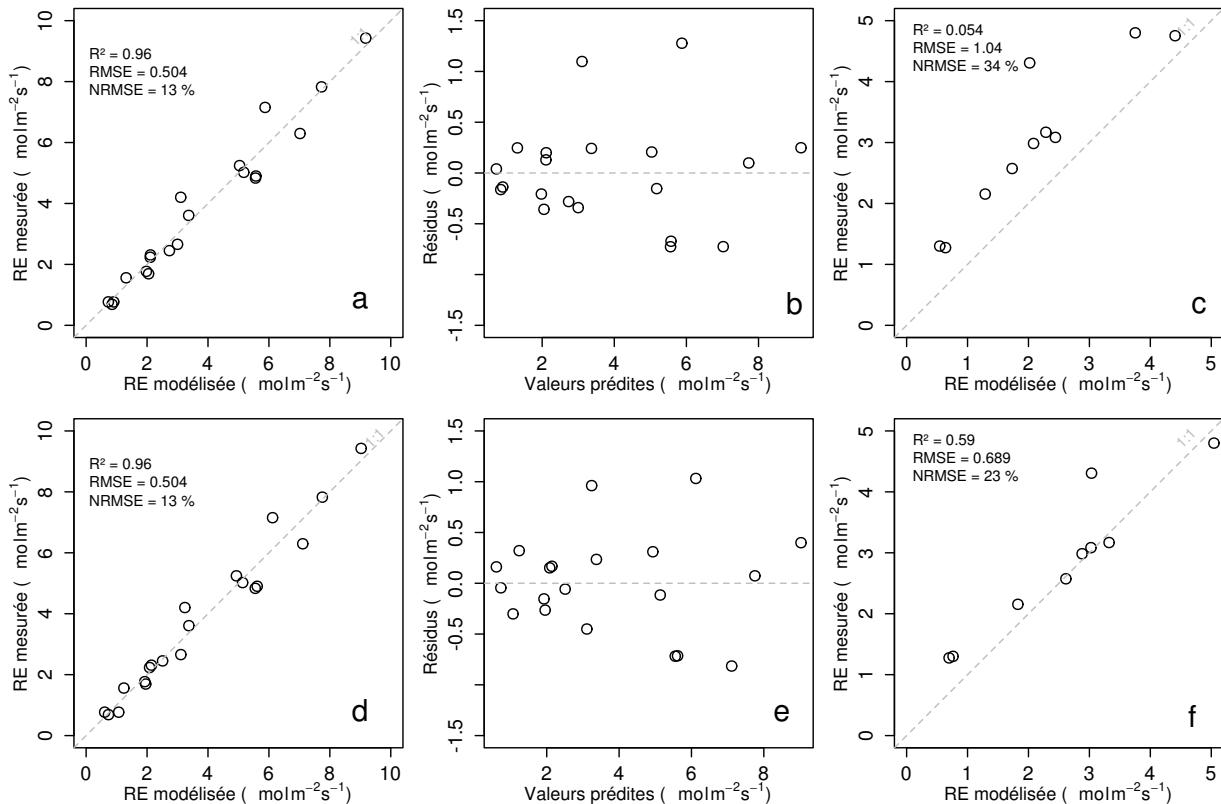


FIGURE 3.14 – RE modèles avec Tair

$$RE = (a * IV + c) * \exp(b * T) \quad (3.7)$$

$$RE = (a * H + c) * \exp(b * T) \quad (3.8)$$

1317 Les calibrations de ces nouvelles équations sont présentées dans la figure 3.13-a,b et  
 1318 3.13-d,e respectivement. Dans les deux cas, l'erreur diminue pour avoisiner 13 %, avec  
 1319 des résidus qui se répartissent de façon non-biaisée. L'évaluation de ces deux équations  
 1320 montre cependant des différences : D'un côté l'équation 3.7 ne permet pas de diminuer  
 1321 l'erreur standard qui vaut 34 %, et est donc très proche des 35 % calculé pour l'évalua-  
 1322 tion du modèle n'intégrant pas la végétation. De l'autre l'évaluation de l'équation 3.8  
 1323 montre une erreur standard plus faible s'établissant à 23 %. Les paramètres des diffé-  
 1324 rentes équations sont présentés dans le tableau 3.1, les modèles RE-1, RE-2, et RE-3  
 1325 correspondent respectivement aux équations 3.6, 3.7 et 3.8. À l'inverse de la PPB les  
 1326 paramètres des modèles de la RE ont, à l'exception du paramètre c du modèle RE-2,  
 1327 une significativité importante et une erreur standard faible.

### 1328 Le flux de CH<sub>4</sub>

1329 Les relations entre les facteurs contrô-  
 1330 lant mesurés et le CH<sub>4</sub> sont moins claires  
 1331 que celles concernant le CO<sub>2</sub>. La corréla-  
 1332 tion la plus importante est liée à la végé-  
 1333 tation (Figure 3.10). Le CH<sub>4</sub> ne montre pas  
 1334 de tendance à augmenter de façon exponen-  
 1335 tielle avec la température de l'air. Cepen-  
 1336 dant cette relation se renforce d'autant plus  
 1337 que l'on utilise des températures mesurées  
 1338 à forte profondeur (Figure 3.15). Souvent  
 1339 utilisée les températures proches du niveau

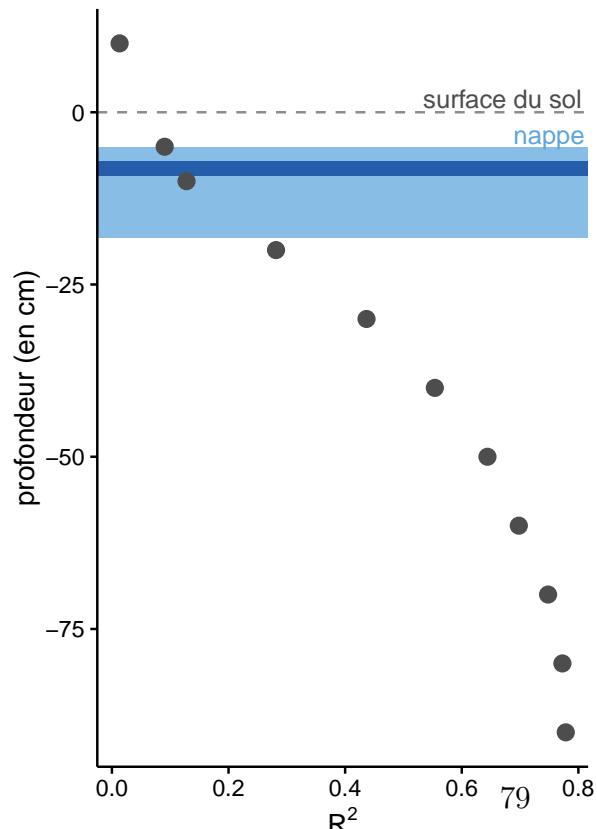


FIGURE 3.15 – Évolution du R<sup>2</sup> de l'équation

### 3.3. Résultats

---

1340 de nappe on des  $R^2$  inférieur à 0,50. Au  
1341 delà, les  $R^2$  sont supérieurs à 0,50, mais l'en-  
1342 semble des placettes n'est plus représenté,  
1343 certaines placettes n'ayant pas une épaisseur  
1344 de tourbe supérieure ou égale à 30 cm. Le  
1345  $CH_4$  ne montre pas de relation particulière  
1346 avec le niveau de la nappe. Les relations  $CH_4$   
1347 et végétation ont donc été modélisées avec :

$$F_{CH_4} = a * \exp(b * IV) \quad (3.9)$$

1348 Avec les données acquises, l'indice de végétation est le meilleur prédicteur (Fi-  
1349 gure 3.16), il explique 78 % de la variabilité du  $CH_4$  avec une erreur standard de 32 %.  
1350 Aucune tendance ne semble se dégager entre les résidus de cette équation et les facteurs  
1351 contrôlant mesurés. L'évaluation de cette équation montre une tendance à sous-estimer  
1352 les flux de  $CH_4$  et une erreur standard qui double par rapport à la phase de calibration  
1353 en atteignant 68 %. Les détails de l'estimation des paramètres de l'équation 3.9 est  
1354 visible dans le tableau 3.1 sous le nom FCH4.

#### 1355 Le COD

##### 1356 3.3.3 Le bilan de carbone de la tourbière de La Guette à l'échelle 1357 de l'écosystème

1358 L'interpolation des flux de PPB montrent une variabilité saisonnière proche de  
1359 celle mesurée sur le terrain (Figure 3.17). Les valeurs mesurées les plus grandes (partie  
1360 supérieure de la barre rouge sur la figure 3.17) ne semblent pas atteinte par le modèle  
1361 PPB-2 à l'inverse du modèle PPB-1 (courbes noires sur la figure 3.17). Dans les deux  
1362 cas les modèles semblent sur-estimer la valeur de PPB mesurées fin 2014.

1363 Pour la RE, l'interpolation suit également les variations saisonnières mesurées men-  
1364 suellement (Figure 3.18). Les gammes de valeurs mesurées sont très proche des gammes

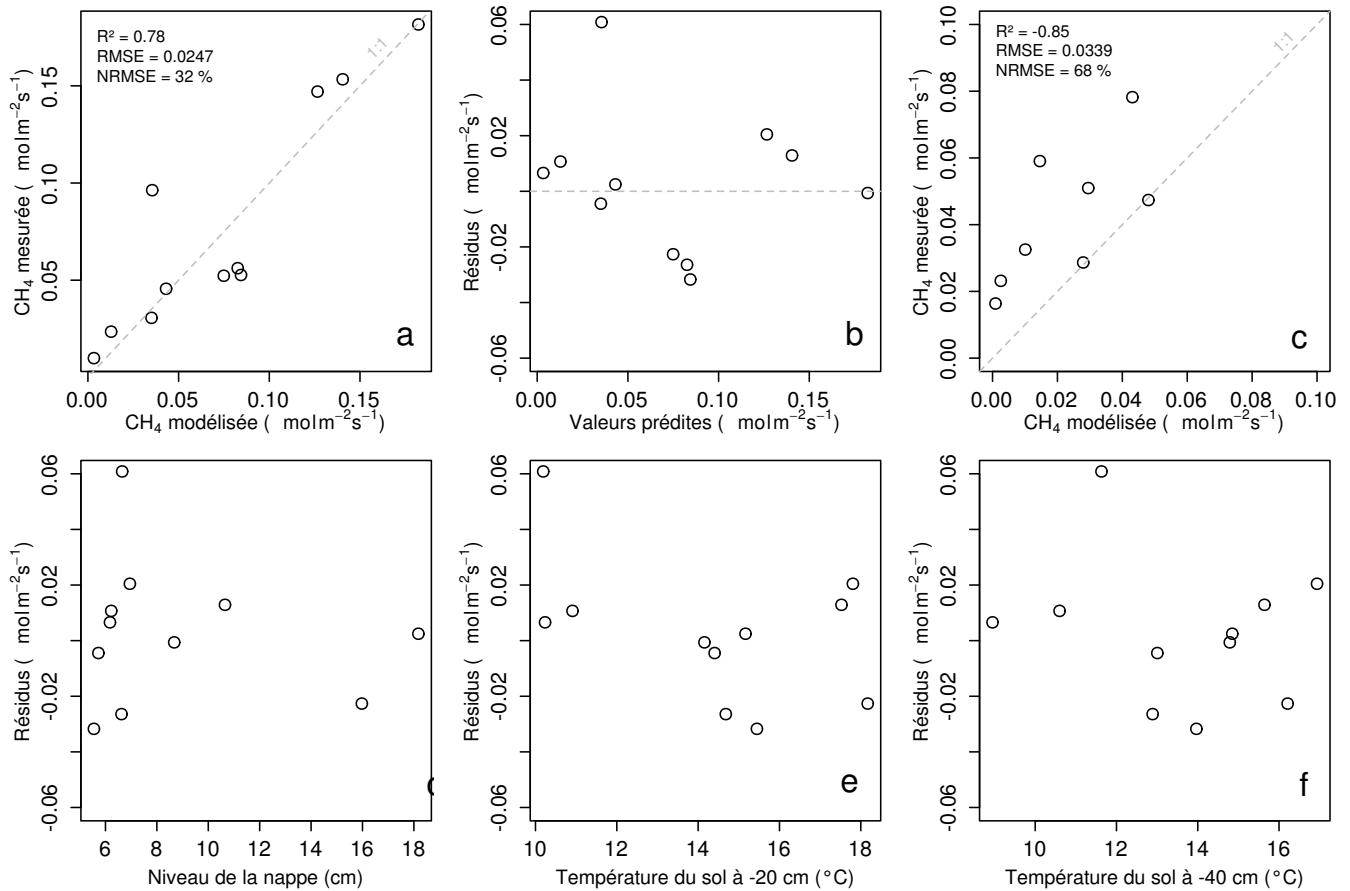

 FIGURE 3.16 – CH<sub>4</sub> modèle H

Tableau 3.1 – Valeur des paramètres des équations utilisées pour modéliser les flux et sensibilité relative (en %) des flux en réponse à une variation de  $\pm 10\%$  de chacun des paramètres des modèles.

	par	valeur	se	pval	-10 %	+10 %
PPB-1 – équations 3.3 et 3.4						
a	26.23	62.07	0.68	-9.7	+9.6	
b	53.68	61.27	0.39	+43.7	-35.1	
c	27.21	28.56	0.35	-22.5	+21.9	
i	1.84	21.6	0.93	-0.4	+0.4	
PPB-2 – équations 3.5 et 3.4						
a	39.44	18.89	0.05	-11.8	+11.5	
b	40.27	19.11	0.05	+15.8	-17.2	
c	25.23	14.35	0.1	-8.1	+6.7	
d	-3.73	3.49	0.3	+2.8	-2.8	
i	0.26	0.25	0.31	-1.3	+1.1	
RE-1 – équation 3.6						
a	0.34	0.08	0	-10	+10	
b	0.10	0.01	0	-22.6	+29.9	
RE-2 – équation 3.7						
a	0.92	0.34	0.02	-7.3	+7.3	
b	0.09	0.01	0.00	-19.5	24.7	
c	0.14	0.09	0.14	+2.7	-2.7	
RE-3 – équation 3.8						
a	0	0	0.01	-3.9	+3.9	
b	0.08	0.01	0	-18.8	+23.6	
c	0.33	0.06	0	-6.1	+6.1	
FCH4 – équation 3.9						
a	0	0	0.48	-10	+10	
b	13.01	2.82	0	-43.9	+79.2	

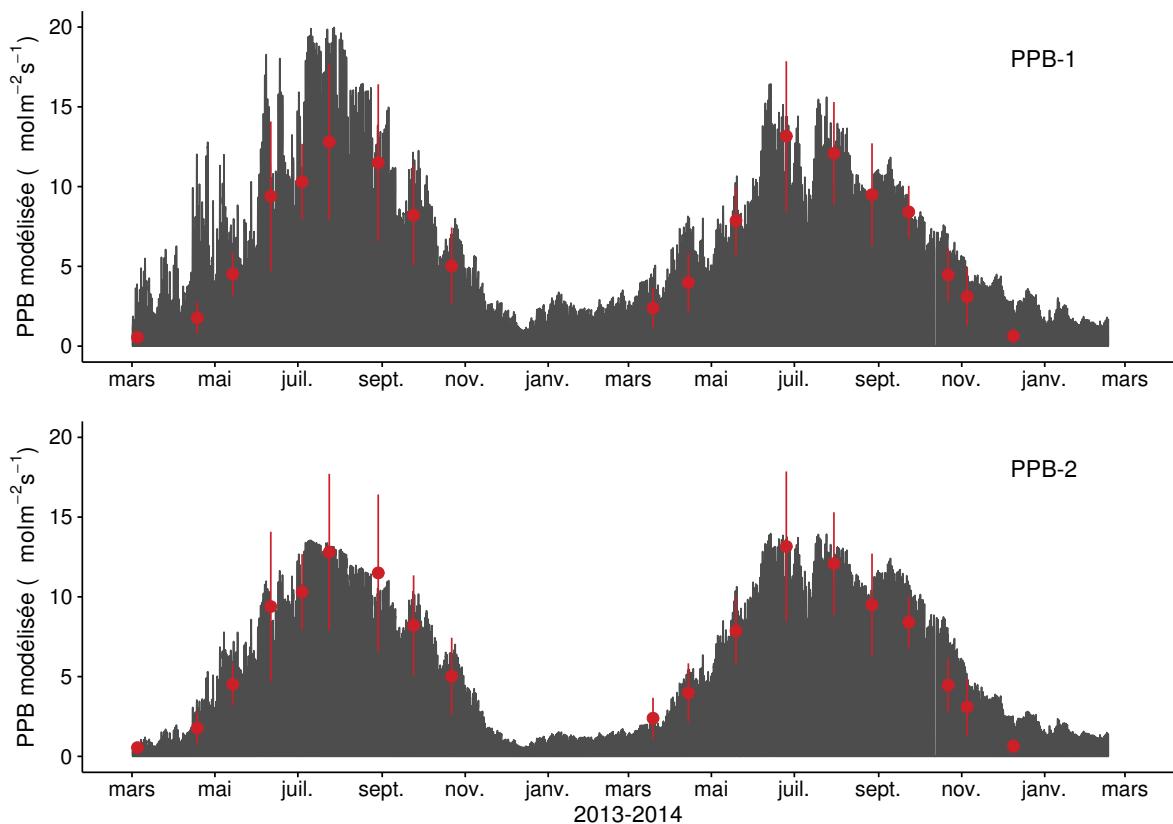


FIGURE 3.17 – Flux de CO<sub>2</sub> interpolé à l'heure à partir de PPB-1 (en haut) et PPB-2 (en bas). Les points rouges représentent les moyennes des mesures mensuelles et leur déviation standard

### 3.3. Résultats

---

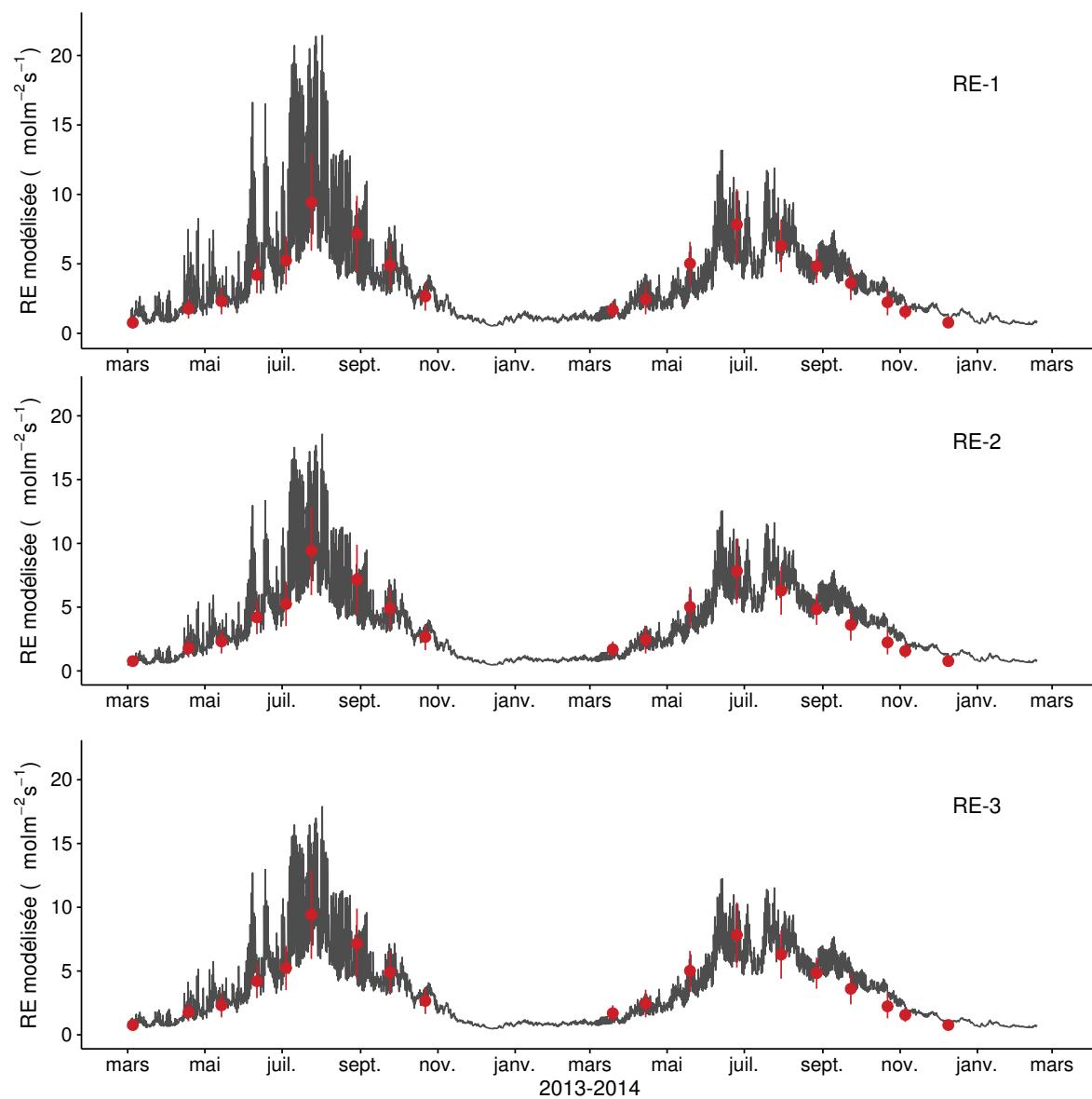


FIGURE 3.18 – Flux de CO<sub>2</sub> interpolé à l'heure à partir de RE-1 (en haut), RE-2 (au milieu) et RE-3 (en bas). Les points rouges représentent les moyennes des mesures mensuelles et leur déviation standard

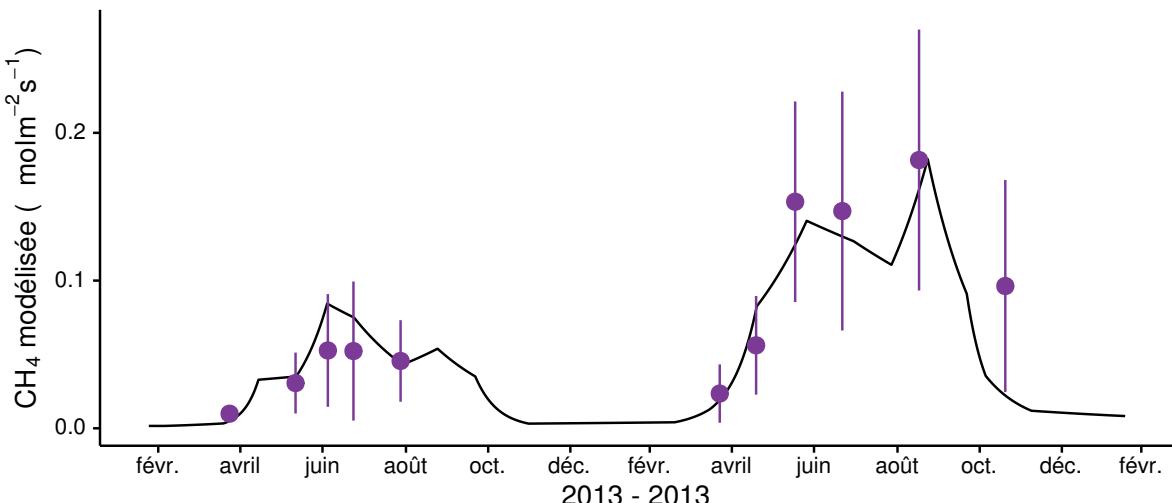


FIGURE 3.19 – Flux de CO<sub>2</sub> interpolé à partir de FCH4. Les points violettes représentent les moyennes des mesures mensuelles et leur déviation standard

interpolées : les valeurs interpolées fluctuent dans les limites des barres d'erreurs. L'interpolation des flux de la RE est très proche quel que soit le modèle utilisé (Figure 3.18). L'intégration de la végétation dans les modèles RE-2 et RE-3 diminue la RE maximum modélisée en 2013 par rapport au modèle RE-1.

Les flux de CH<sub>4</sub> interpolés (Figure 3.19), suivent également une cyclicité saisonnière. L'estimation du CH<sub>4</sub> semble rendre compte dans les grandes lignes de la différence de flux mesurée entre 2013 et 2014.

Les flux interpolés à l'heure puis sommés par années sont présentés dans le tableau 3.2 pour les différents modèles. Sur les deux années, selon le modèle utilisé, le flux total entrant via la PPB est estimé à 1070 et 1290 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> pour PPB-2 et PPB-1 respectivement. Dans le détail on observe une différence entre les deux modèles : Celui utilisant uniquement la température de l'air (PPB-1) présente un stockage plus important en 2013 qu'en 2014. Tandis que le modèle prenant en compte la végétation (PPB-2) stocke moins de carbone en 2013 qu'en 2014. L'intégration de la végétation minimise également l'erreur standard de l'estimation, la divisant approximativement par deux.

La différence de comportement, entre les années de mesures, liée à l'intégration de la végétation est également visible sur l'estimation de la RE. La prise en compte de la végétation (modèles RE-2 et RE-3) conduit à une respiration plus forte en 2014 qu'en

### 3.3. Résultats

---

Tableau 3.2 – Bilan annuel des flux, en  $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , en fonction des modèles utilisés.

ID	Flux	équation	2013	2014	moyen
PPB-1	PPB	3.3 et 3.4	$1322 \pm 410$	$1258 \pm 390$	$1290 \pm 400$
PPB-2		3.5 et 3.4	$957 \pm 182$	$1184 \pm 225$	$1070 \pm 203$
RE-1	RE	3.6	$1337 \pm 241$	$1235 \pm 222$	$1286 \pm 231$
RE-2		3.7	$1232 \pm 160$	$1310 \pm 170$	$1271 \pm 165$
RE-3		3.8	$1240 \pm 161$	$1281 \pm 167$	$1261 \pm 164$
FCH4	CH4	3.9	$10 \pm 3$	$24 \pm 8$	$17 \pm 5$

Tableau 3.3 – Bilan de carbone annuel, en  $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , en fonction des modèles utilisés. Les valeurs entre parenthèses représentent l'erreur associée au bilan

combinaison de modèles	2013	2014	moyen
PPB-1, RE-1, FCH4	$-25 \pm 6$	$-2 \pm 0$	$-14 \pm 4$
PPB-1, RE-3, FCH4	$+72 \pm 16$	$-48 \pm 11$	$+12 \pm 3$
PPB-2, RE-1, FCH4	$-390 \pm 70$	$-75 \pm 14$	$-233 \pm 44$
PPB-2, RE-3, FCH4	$-293 \pm 47$	$-122 \pm 20$	$-208 \pm 33$

1384 2013 à l'inverse de RE-1. La différence entre l'estimation de la RE en 2013 et en 2014  
 1385 diminue avec l'intégration de la végétation. Elle passe de 102 pour RE-1 à 78 puis  
 1386 41 pour RE-2 et RE-3. Malgré ces différences, on observe une grande proximité dans  
 1387 les valeurs des flux interpolés sur les 2 années, quel que soit le modèle, avec un écart  
 1388 maximum de  $25 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ .

1389 Les flux de CH<sub>4</sub> estimés ont une erreur importante et sont beaucoup plus faible que  
 1390 les flux de la PPB ou de la RE. Le flux de CH<sub>4</sub> est au moins deux fois plus important  
 1391 en 2014 qu'en 2013.

1392 Les bilans issus des différentes combinaisons de modèles (à l'exception de RE-3, non  
 1393 présenté car très proche de RE-2) varient de  $-233 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  à  $+12 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$   
 1394 stocké dans la tourbière (tableau 3.3). L'intégration de la végétation dans la modélisa-  
 1395 tion de PPB fait baisser les bilans de carbone dans le négatif (système source) au-delà  
 1396 de  $-200 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , avec une différence entre les bilans de  $220 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  environ.  
 1397 La différence sur les bilans quand les modèles de RE utilisent ou non la végétation est  
 1398 moindre : environ  $26 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  (tableau 3.3).

Tableau 3.4 – Sensibilité relative (en %) du bilan de CO<sub>2</sub> (ENE) en réponse à une variation de  $\pm 10\%$  de chacun des paramètres des modèles.

	PPB		RE		CH <sub>4</sub>			
	-10 %	+10 %	-10 %	+10 %	-10 %	+10 %		
PPB-1			RE-1		FCH4			
a	-3263	+3243	a	+3371	-3371	a	+0,05	-0,05
b	+14 788	-11 859	b	+7616	-10 078	b	+0,2	-0,36
c	-7597	+7398						
i	+119	-139						
PPB-2			RE-1		FCH4			
a	+59	-57	a	-60	+60	a	0	0
b	-78	+85	b	-135	+178	b	0	+0,01
c	+40	-33						
d	-14	+14						
i	6,22	-5,40						
PPB-1			RE-3		FCH4			
a	-426	+423	a	+168	-168	a	+0,01	-0,01
b	+1931	-1548	b	+813	-1018	b	+0,03	-0,05
c	-992	+966	c	+263	-263			
i	-18	+15						
PPB-2			RE-3		FCH4			
a	+67	-65	a	-26	+26	a	0	0
b	-89	+97	b	-125	+157	b	0	0
c	+45	-38	c	-40	+40			
d	-16	+16						
i	+7,1	-6,1						

### 1399 Évaluation du bilan

1400 L'analyse de sensibilité, consistant à faire varier chaque paramètre des modèles  
 1401 de  $\pm 10\%$ , les combinaisons de modèles PPB-1, PPB-2, RE-1 et RE-3 ont été testé  
 1402 (Tableau 3.4). Le modèle RE-2, très proche du modèle RE-3 n'a pas été testé. **Attente**  
 1403 **du COD, les valeurs du tableau sont fausse pour le moment**

#### **3.3.4 Variabilité spatiale du bilan**

##### **Calibration par groupe de placette**

La classification hiérarchique a permis de distinguer 4 groupes de végétation (Figure 3.3). Dans le groupe Mousse, la strate muscinale est majoritaire avec un recouvrement moyen de 91 %, moins de 35 et 15 % de recouvrement pour les herbacées et les arbustes respectivement. Le groupe Mix est le plus homogène avec un recouvrement moyen des strates muscinales et arbustives de 63 et 58 % chacune. C'est également le groupe où il y a de moins d'herbacées avec un recouvrement de 24 %. La strate herbacée est majoritaire dans le Herbe avec un recouvrement moyen de 63 %, la strate arbustive y est peu présence (19 % en moyenne) et la strate muscinale y est pour ainsi dire absente (1 %). La strate muscinale est également absente, ou presque, dans le groupe Arbuste (1 %). Groupe dans lequel la strate arbustive est majoritaire avec de 65 % de recouvrement moyen, et la strate herbacée avec 33 % (Figure 3.20). Les flux, calculés à partir des même équations que celles utilisées à l'échelle de l'écosystème entier, ont des erreurs plus importante : de 41 à 66 % pour RE-1 et RE-2 et de 39 à 65 % pour PPB-1 et PPB-2 (Tableau 3.5). Pour la RE les flux sont du même ordre de grandeur que ceux calculés avec l'ensemble des placettes, que ce soit pour RE-1 ou RE-2. Le groupe Mousse a, pour les deux modèles, un flux annuel plus faible que le flux calculé à l'échelle de l'écosystème. Le groupe Arbuste est, quant à lui, le plus proche des flux « écosystèmes » tandis que le groupe Mix est au dessus. L'estimation de la RE du groupe Herbe est supérieure a celle estimée à l'échelle de l'écosystème pour RE-1 et inférieure pour RE-3. La RE du groupe Mousse est inférieur aux autres groupes que ce soit pour RE-1 ou RE-3. Entre RE-1 et RE-3 les estimations du groupe Herbe diminue de façon importante (-338) alors qu'elles sont relativement similaire ( $\pm 50$ ) pour les autres groupes. Pour la PPB, les estimations de PPB-1 sont systématiquement inférieures à celles réalisées à l'échelle de l'écosystème. Pour PPB-2 seul le groupe Herbe à une estimation supérieure. Les différences entre PPB-1 et PPB-2 sont plus importantes que celles observées pour RE, même si la plus grande différence (221) est observée pour

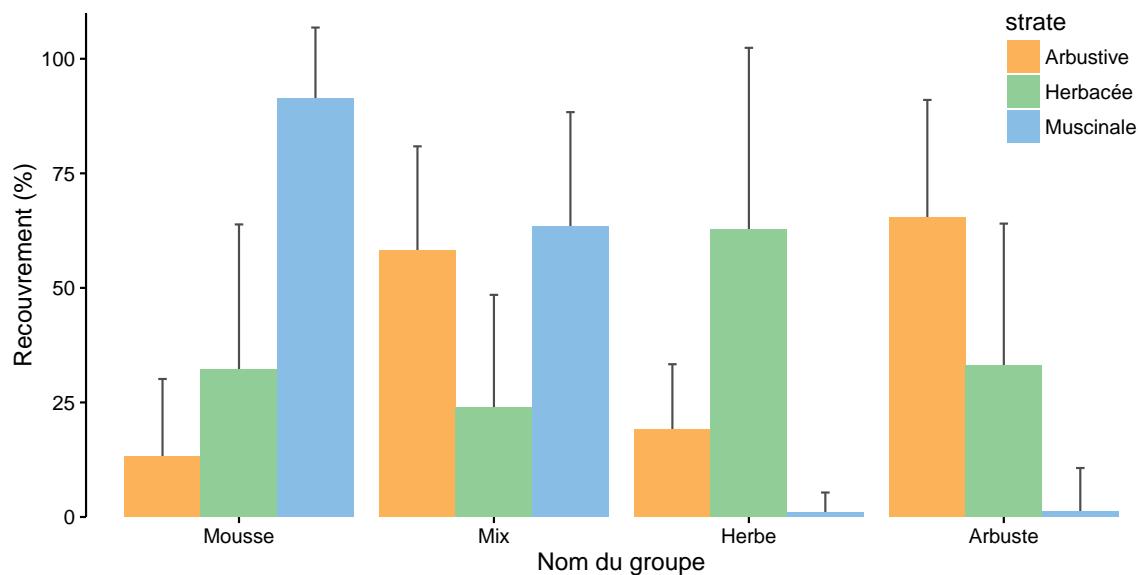


FIGURE 3.20 – Recouvrement végétal moyen par strate (en %) des 4 groupes, les groupes sont nommés en fonction de la végétation majoritaire. Les barres d'erreur représente la déviation standard.

1432 le même groupe, le groupe Herbe. Le groupe Mix cependant une différence du même  
 1433 ordre de grandeur (189), tandis que pour les deux autres groupes cette différence est  
 1434 plus faible (78 et 58 respectivement pour les groupes Mousse et Arbuste).

1435 En terme de bilan de CO<sub>2</sub>, les groupes Arbuste et Mousse sont ceux qui sont le moins  
 1436 impactés par le choix des modèles (Tableau 3.6). Quand la végétation n'est pas prise  
 1437 en compte pour l'estimation de la RE (modèle RE-1), le groupe Mousse est celui dont  
 1438 le bilan est le moins négatif. Quand la végétation est prise en compte (modèle RE-3)  
 1439 c'est le groupe Herbe qui perd le moins de carbone (PPB-1, RE-3) voire qui en stocke  
 1440 (PPB-2, RE-3). Les groupes Mix et Arbustes ont des valeurs de bilan généralement  
 1441 proche quand la végétation n'est pas prise en compte dans l'estimation de la PPB.

#### 1442 Calibration par placette

1443 Les modèles RE-1, RE-3 et PPB-2 ont pu être calibré par placette. Pour l'ensemble  
 1444 de ces modèles on constate une forte hausse de la NRMSE (Figure 3.21 et 3.22).  
 1445 Concernant la RE, les modèles RE-1 et RE-3 ont des valeurs de NRMSE relativement  
 1446 proche d'environ 50 %, avec deux outliers pour RE-1 et un pour RE-3 (Figure 3.21). Les  
 1447 paramètres varient dans des gammes similaires pour les deux modèles. Ces gammes sont

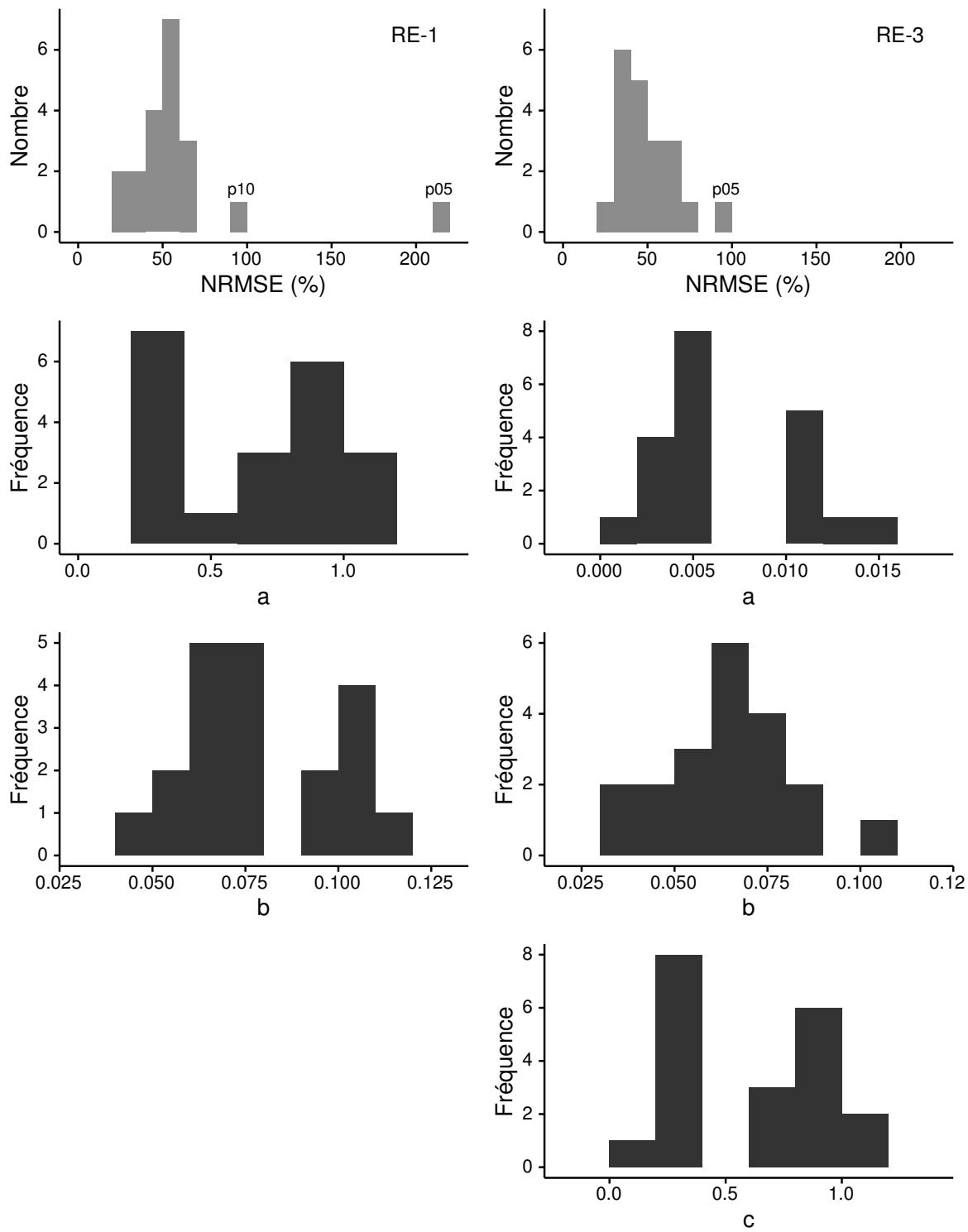


FIGURE 3.21 – Distribution de l'erreur standard (en gris) par placette et des paramètres des modèles RE-1 et RE-3 (en noir)

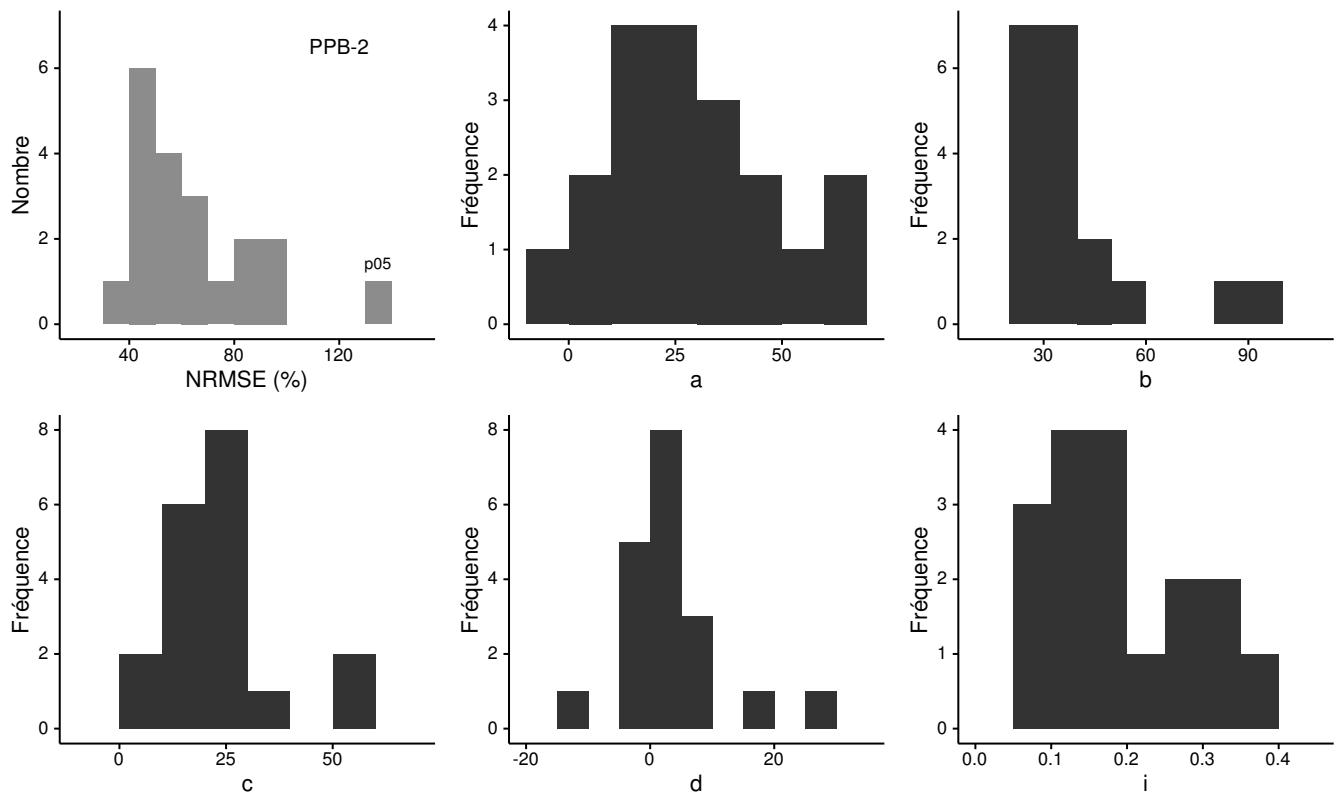


FIGURE 3.22 – Distribution de l'erreur standard par placette (en gris) et des paramètres du modèle PPB-2 (en noir)

Tableau 3.5 – Bilan des flux de CO<sub>2</sub> en gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> interpolés par groupe de végétation avec les modèles RE-1 et RE-3 pour la respiration et les modèles PPB-1 et PPB-2 pour la photosynthèse. (Le modèle RE-2, très proche de RE-3 n'a pas été inclus)

groupe	RE			PPB		
	valeur	R <sup>2</sup>	NRMSE	valeur	R <sup>2</sup>	NRMSE
RE-1						
Mousse	975	0,22	66,48	886	0,42	56,54
Mix	1365	0,58	49,09	1065	0,56	43,70
Herbe	1453	0,56	50,93	1056	0,42	64,66
Arbuste	1237	0,49	47,02	895	0,31	58,86
RE-3						
Mousse	1023	0,68	42,91	808	0,58	47,92
Mix	1393	0,58	48,88	876	0,65	38,93
Herbe	1115	0,72	40,84	1277	0,65	50,30
Arbuste	1274	0,53	45,25	953	0,46	52,14
PPB-1						
PPB-2						

### 3.4. Discussion

---

Tableau 3.6 – Bilan de CO<sub>2</sub> par groupe de végétation (en gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) avec différentes combinaison de modèles. La dernière colonne représente de bilan de CO<sub>2</sub> à l'échelle de l'écosystème.

Modèles	Mousse	Mix	Herbe	Arbuste	Écosystème
PPB-1, RE-1	-90	-300	-397	-341	+4
PPB-1, RE-3	-138	-328	-59	-378	+29
PPB-2, RE-1	-168	-489	-175	-284	-216
PPB-2, RE-3	-216	-517	+162	-321	-191

<sub>1448</sub> larges et bien supérieure à 10 %. Concernant la PPB, le modèle PPB-2 a également  
<sub>1449</sub> une NRMSE importante, variant entre 40 et 100 % avec un outlier. Les valeurs des  
<sub>1450</sub> paramètres varient également de façon importante (Figure 3.22).

## <sub>1451</sub> 3.4 Discussion

<sub>1452</sub> La discussion de ce chapitre, s'articule autour de quatre parties. La première concerne  
<sub>1453</sub> les modèles calibrés à l'échelle de l'écosystème, leurs différences leurs qualités respec-  
<sub>1454</sub> tives. La seconde détaille les différents flux estimés par ces modèles. Le(s) bilan(s) de  
<sub>1455</sub> carbone issu(s) de ces flux sont exposés dans la troisième partie. Enfin la quatrième  
<sub>1456</sub> discute des éléments concernant la variabilité spatiale des flux.

### <sub>1457</sub> 3.4.1 Modèles à l'échelle de l'écosystème

#### <sub>1458</sub> PPB

<sub>1459</sub> À l'inverse du modèle PPB-2, le modèle PPB-1 ne prend pas en compte de façon  
<sub>1460</sub> directe la végétation. L'estimation des paramètres de PPB-1 conduit à une incertitude  
<sub>1461</sub> forte : supérieure à 60 % pour les paramètres *a* et *b* et à 20 % pour les paramètres *c*  
<sub>1462</sub> et *i* (Tableau 3.1). Cette incertitude diminue pour PPB-2 avec l'intégration de l'IV,  
<sub>1463</sub> passant sous les 20 % pour l'ensemble des paramètres. Ces paramètres sont dans la  
<sub>1464</sub> gamme de ceux rapportés par June *et al.* (2004) : entre 23 et 296,5 µmole<sup>-1</sup> m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>

1465 pour la vitesse de transport des électrons photosynthétique à lumière saturante, entre  
1466 28,4 et 55,7 °C pour la température optimale du transport et entre 13,9 et 30,2 °C pour  
1467 la différence de température à laquelle PPBsat vaut  $e^{-1}$ . Lors de la phase de calibration,  
1468 l'intégration de l'IV augmente la significativité des estimations et la représentativité  
1469 des données mesurées.

1470 Lors de l'évaluation cependant, l'augmentation de l'erreur du modèle PPB-2, in-  
1471 tégrant l'IV, est supérieure et dépasse (en valeur absolue) celle du modèle PPB-1.  
1472 l'apport de l'IV dans l'estimation de la PPB n'est donc pas généralisable. Par ailleurs,  
1473 l'intégration de l'indice de végétation à un effet beaucoup plus important en 2013,  
1474 avec un flux qui diminue de  $365 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , qu'en 2014 où la baisse n'est que de  
1475  $74 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ . La prise en compte de la végétation, si elle améliore les incertitudes  
1476 statistiques du modèles, semblent sous-estimer la PPB. En effet le modèle PPB-2 ne  
1477 rend pas compte des valeurs les plus élevées qui ont été mesurées (Figure 3.17-B). Par  
1478 ailleurs l'évaluation du modèle PPB-1 renvoie un erreur plus faible que celle du modèle  
1479 PPB-2.

1480 Les différences observées selon la façon d'estimer la PPB peuvent paraître impor-  
1481 tante, néanmoins elles sont du même ordre de grandeur que celle rencontré par Worrall  
1482 *et al.* (2009) qui compare différentes façons de modéliser des flux de gaz avec des équa-  
1483 tions différentes (et non pas juste des variations sur un type de modèle). Ces différences  
1484 sont également liées à la valeur élevée des flux qui font que, surtout dans le cas de mo-  
1485 dèles exponentiels, de faibles variations peuvent avoir des effets importants comme en  
1486 témoigne l'analyse de sensibilité des paramètres du modèle (Tableau 3.4).

1487 L'intégration de la végétation aux modèles d'estimation de la PPB est rarement  
1488 réalisé (Bortoluzzi *et al.*, 2006; Görres *et al.*, 2014), probablement à cause de la difficulté  
1489 à prendre en compte ce signal. La diversité des espèces végétales rend difficile la mise en  
1490 place de protocole de suivi non-destructif généralisable à un grand nombre d'espèces.

### 3.4. Discussion

---

#### 1491 RE

1492 À l'inverse de la PPB, l'intégration de la végétation pour modéliser la RE n'améliore  
1493 que peu l'estimation de la RE lors de la phase de calibration : la différence entre les  
1494 valeurs d'erreur standard est de 5 % (Figures 3.13 et 3.14). En revanche lors de la phase  
1495 d'évaluation, l'utilisation du recouvrement des herbacées semble améliorer l'estimation  
1496 de façon plus importante avec une différence de 11 % entre les valeurs d'erreur standard.  
1497 Contrairement à la PPB la différence apportée par l'intégration de la végétation (RE-2  
1498 ou RE-3) est du même ordre de grandeur en 2013 et en 2014. Sur les 2 années, l'effet  
1499 de l'intégration de la végétation est limité avec une différence de  $25 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  au  
1500 maximum (entre RE-1 et RE-3), soit moins de 2 % du flux. Encore une fois l'intérêt  
1501 de l'évaluation est mis en avant puisqu'il permet de distinguer des modèles très proche  
1502 lors de la calibration.

1503 Les incertitudes sur l'estimation des paramètres RE sont beaucoup moins impor-  
1504 tante que celle de la PPB. L'estimation des paramètres des modèles, à l'exception du  
1505 paramètre  $c$  du modèles RE-2, ont une p-value inférieure à 0.05 (Tableau 3.1). L'erreur  
1506 calculée lors de l'évaluation de ces modèles, si elle augmente par rapport à la cali-  
1507 bration, reste faible particulièrement pour le modèle RE-3 où elle vaut moins de 25 %  
1508 (Figure 3.14-f). La RE semble donc mieux contrainte que la PPB, avec une estimation  
1509 des paramètres plus fiable et une différence entre les estimations issues des modèles  
1510 plus limitée.

#### 1511 $F_{\text{CH}_4}$

1512 La calibration des flux de  $\text{CH}_4$  conduit à une erreur du même ordre de grandeur  
1513 que celle obtenue pour PPB-1 (Figure 3.16). Cependant lors de l'évaluation l'erreur  
1514 double montrant que ce résultat est spécifique à l'expérimentation.

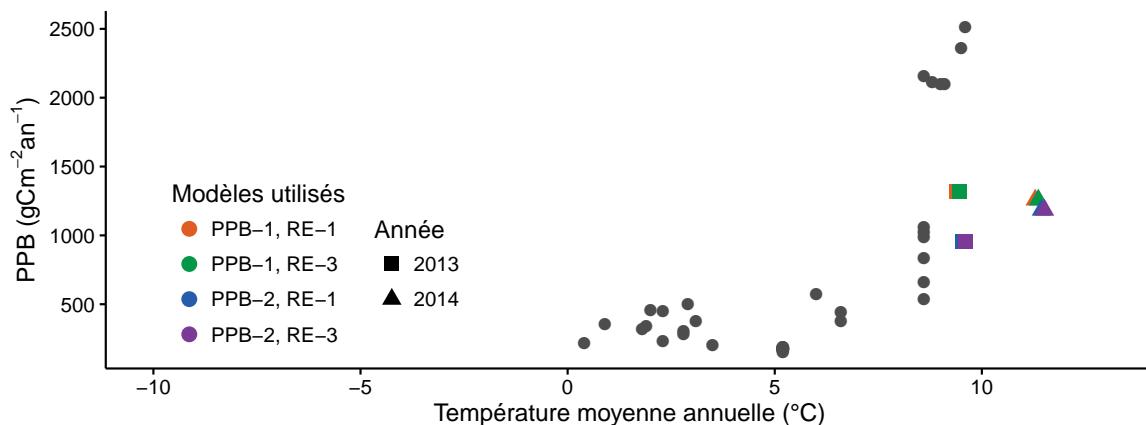


FIGURE 3.23 – Relation entre la production primaire brute (PPB) et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (en gris) et pour ces travaux.

### **1515 3.4.2 Les flux annuels à l'échelle de la tourbière de La Guette**

#### **1516 La PPB**

1517 L'estimation des flux de PPB, est comprise entre  $957$  et  $1322 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  selon  
 1518 l'année et le modèle utilisé. Ces valeurs sont fortes, en comparaison la PPB estimée  
 1519 par [Trudeau \*et al.\* \(2014\)](#) ou [Peichl \*et al.\* \(2014\)](#) dans des tourbières boréales sont  
 1520 respectivement comprises  $123$  et  $131 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  et entre  $203$  et  $503 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ .  
 1521 C'est d'ailleurs dans ces gammes de valeurs, inférieures à celles relevées sur la tourbière  
 1522 de La Guette, que sont comprises la majorité des estimations (Figure 3.23).

1523 Une première hypothèse permettant d'expliquer une telle différence, est la différence  
 1524 entre les températures moyennes sur les sites.  $-4,3^\circ\text{C}$  et  $1,2^\circ\text{C}$  respectivement pour  
 1525 [Trudeau \*et al.\* \(2014\)](#) et [Peichl \*et al.\* \(2014\)](#). Ces températures sont bien plus faible  
 1526 pour ces sites que sur la tourbière de La Guette. D'autres études faite à des latitudes  
 1527 plus basse et des températures moyennes annuelles plus forte, montrent des estimation  
 1528 de la PPB plus proche de celles estimées sur la tourbière de La Guette. Entre  $534$  et  
 1529  $1058 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  par exemple pour [Beyer \*et al.\* \(2015\)](#), sur un site dont la température  
 1530 moyenne annuelle est de  $8,6^\circ\text{C}$  et avec une végétation proche de celle observée à La  
 1531 Guette (*Molinia*, *Eriophorum Augustifolium*, *Sphagnum* spp.).

1532 Une part de l'explication de la force de la PPB observée peut d'ailleurs être liée à la  
 1533 composition végétale du site. Ainsi [Jacobs \*et al.\* \(2007\)](#) étudiant des prairies tourbeuses

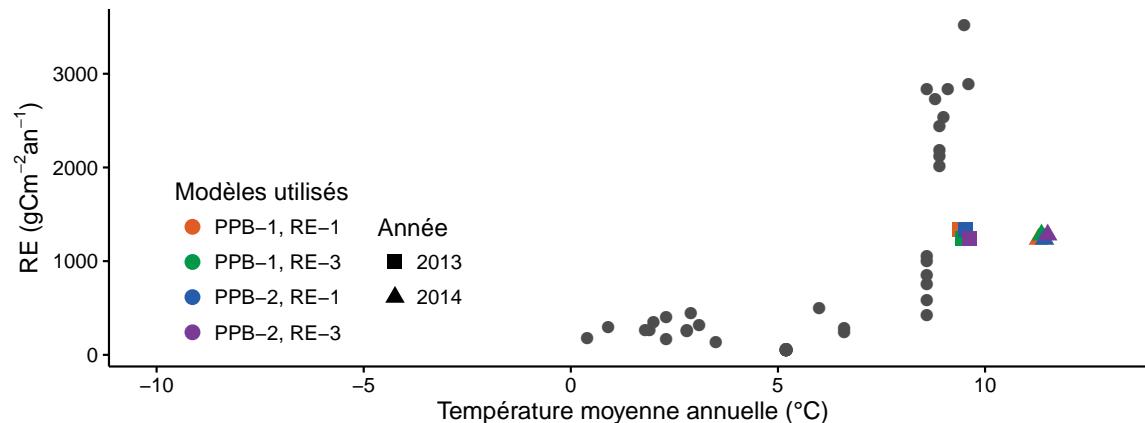


FIGURE 3.24 – Relation entre la respiration de l'écosystème (RE) et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (en gris) et pour ces travaux.

hollandaises, estiment des valeurs de PPB comprises entre 400 et 2000 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> avec une moyenne de 1300 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>. Sur des écosystèmes similaires, au Danemark, Görres *et al.* (2014) trouve des valeurs de PPB plus importantes encore, entre 1555 et 2590 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>, mais avec des niveaux de nappe plus faible (< -30 cm). La tourbière de La Guette est envahie par une végétation vasculaire, notamment herbacée, la comparer à une prairie tourbeuse n'est donc pas moins pertinent que la comparer à une tourbière boréale, ou située à plus haute latitude. Dans ces deux cas les valeurs de PPB observé sont bien plus fort que ceux de la tourbière de La Guette. Il semble cohérent que les valeurs de la PPB de la tourbières de La Guette soit plus forte que celle mesurées dans des tourbières boréales, de par sa position géographique, elle subit un climat moins dur avec des hivers moins longs et froids et plus faible que celle mesurées dans des tourbières utilisées comme prairies permanentes.

#### La RE

Les observations sur l'intensité des flux de la PPB sont également valables pour la respiration : la RE estimée sur la tourbière de La Guette est plus forte que celles mesurées sur les tourbières boréales et plus faible que celles mesurées sur des prairies tourbeuses. La RE estimée sur la tourbière de La Guette est comprise entre 1232 et 1337 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> selon l'année et le modèle considéré (Figure 3.24). La comparaison de ces valeurs à celles des études citées précédemment pour la PPB montre qu'elles

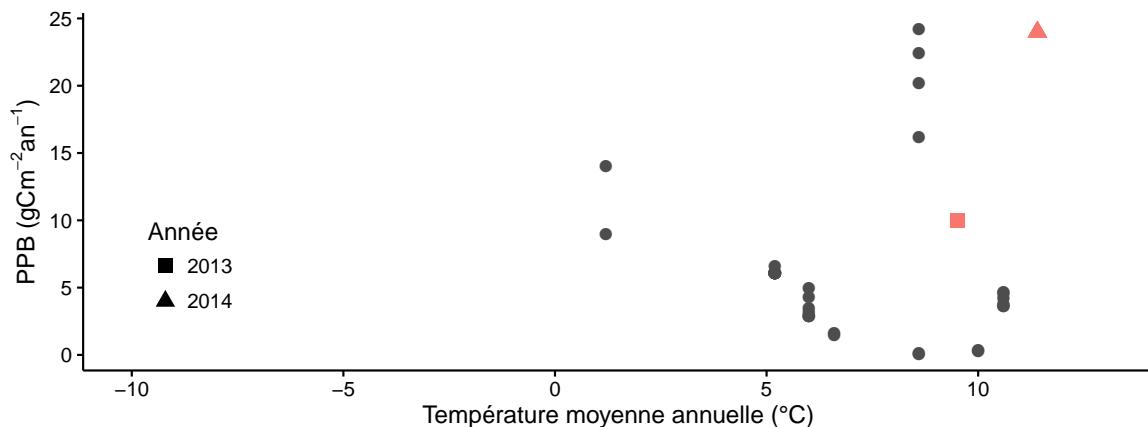


FIGURE 3.25 – Relation entre les flux de CH<sub>4</sub> et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (en gris) et pour ces travaux.

1553 sont plus forte que celles mesurées par Peichl *et al.* (2014); Trudeau *et al.* (2014) (137 à  
 1554 443 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> et 206 à 234 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> respectivement). Ensuite elles s'approchent  
 1555 des valeurs mesurées par Beyer *et al.* (2015) (585 à 1052 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) et enfin elles  
 1556 sont plus faibles que celles mesurées par Jacobs *et al.* (2007) ou Görres *et al.* (2014)  
 1557 (500 à 2000 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> et 2070 et 3500 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> respectivement). Comme pour la  
 1558 PPB, la température et la composition végétale des sites sont des explications possibles  
 1559 à ces observations.

#### 1560 F<sub>CH<sub>4</sub></sub>

1561 Comparés aux flux de CO<sub>2</sub>, les flux de CH<sub>4</sub> mesurés sur la tourbière de La Guette  
 1562 sont faibles : deux ordres de grandeur inférieurs. Ces flux sont dans la gammes de  
 1563 valeurs présente dans la littérature (Figure 3.25). Pour 2013 les valeurs mesurées sont  
 1564 proches de celle mesurée par Nilsson *et al.* (2008) (entre 9 et 14 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>). Plus  
 1565 généralement, Nilsson *et al.* (2001) estiment les émissions des tourbières suédoises entre  
 1566 1,5 et 40 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>. L'absence d'étiage en 2014 explique peut-être le doublement des  
 1567 flux en minimisant la zone aérobie et les possibilités d'oxydation du CH<sub>4</sub> (Lai, 2009).  
 1568 Les faibles variations du niveau de nappe sont probablement à l'origine de l'absence  
 1569 de relation entre ce dernier et les flux de CH<sub>4</sub>. Ces observations vont dans le même  
 1570 sens que les observations faites par Trudeau *et al.* (2012) et (à développer, de ref ds  
 1571 trudeau2012)

1572 **Le COD**1573 **3.4.3 Estimations du bilan net de l'écosystème à l'échelle de la  
1574 tourbière de La Guette**

1575 D'une manière générale, les bilans sont principalement contraints par les flux de  
1576 CO<sub>2</sub>, le CH<sub>4</sub> ne jouant qu'un rôle marginal en termes de quantité de carbone. Ces ob-  
1577 servations sont cohérentes avec d'autres études comme [Bortoluzzi et al. \(2006\)](#); [Worrall](#)  
1578 *et al.* ([2009](#)). Malgré tout si le CH<sub>4</sub> ne semble pas jouer un rôle majeur sur le bilan de  
1579 carbone de la tourbière de La Guette, il faut cependant considérer le fait que seul le  
1580 flux diffusif de CH<sub>4</sub> a pu être mesuré et estimé (C'est également le cas pour les études  
1581 citées précédemment). Les émissions de méthane par ébullition sont donc exclues du  
1582 bilan. Rarement estimé ce flux peut représenter 17 à 66 % d'une émission ([Gogo et al.](#),  
1583 [2011](#); [Christensen et al.](#), [2003](#)), et être potentiellement très fort : plus de 35 gC m<sup>-2</sup>  
1584 par événement [Glaser et Chanton \(2009\)](#). La présence de végétaux vasculaires qui en  
1585 transportant le CH<sub>4</sub> dans l'atmosphère diminuent la concentration en CH<sub>4</sub> dans le sol  
1586 tendraient cependant à diminuer ce phénomène ([Chanton, 2005](#)).

1587 La forte variabilité entre les différents bilans est à attribuer en grande majorité à  
1588 l'erreur sur l'estimation du flux de PPB.

1589 Les bilans annuels ont des comportements différents en 2013 et en 2014. En 2013  
1590 l'écart entre les deux estimations les plus extrêmes est de 462 gC m<sup>-2</sup>. Cet écart est  
1591 lié principalement à la prise en compte de la végétation (utilisation de PPB-2 au lieu  
1592 de PPB-1). En comparaison l'écart observé entre estimations extrêmes est quatre fois  
1593 plus faible en 2014 (120 gC m<sup>-2</sup>).

1594 Selon le bilan considéré, la tourbière de La Guette stocke de faible quantité de  
1595 C de l'ordre d'une dizaine de grammes par mètre carré, ou émet du carbone dans  
1596 l'atmosphère de l'ordre de 14 à de 233 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>. Ces valeurs, si on les compare à  
1597 celle mesurées dans des prairies tourbeuses, ne sont pas aberrante en valeur absolue  
1598 (Figure [3.26](#)). Elle reste cependant sujette à caution. En effet il est probable que le  
1599 modèle PPB-2 sous-estime la PPB et donc sur-estime les pertes de carbone par la

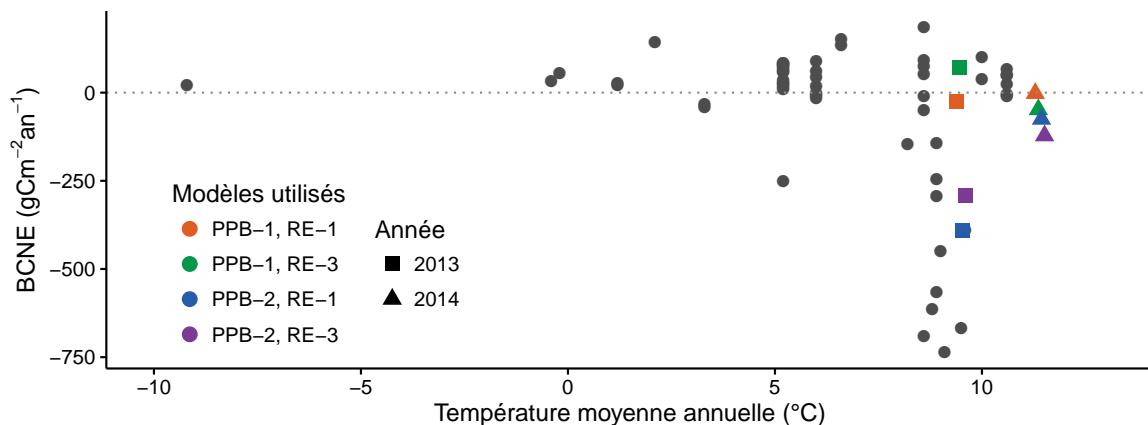


FIGURE 3.26 – Relation entre le bilan de carbone net de l'écosystème (BCNE) et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (en gris) et pour ces travaux. La ligne de tirets sépare les écosystèmes stockant du carbone (au dessus) de ceux libérant du carbone (en dessous).

tourbière. Les modèles utilisant PPB-1 sont plus proches les uns des autres et semblent indiquer que, si la tourbière semble fonctionner plutôt comme une source de carbone, c'est de façon plus légère. Ce constat est également cohérent avec les observations de terrain, qui montre un niveau de nappe particulièrement élevé pendant les deux années de mesure en comparaison avec les précédentes.

Pour résumer, il est probable que la tourbière de La Guette fonctionne actuellement plutôt comme une légère source de carbone.

### Sensibilité et limitations du bilan

Les incertitudes les plus fortes du bilan sont sur les flux de CH<sub>4</sub> avec une erreur standard de 32 % lors de la calibration et de 68 % lors de la validation. Cette différence importante montre que l'estimation des flux de CH<sub>4</sub> à l'aide de l'indice de végétation à permis l'estimation de sa contribution au bilan de carbone de l'écosystème pour les années 2013 et 2014, mais que son utilisation dans d'autres conditions (année sèche, haute MAT) est fortement limitée. L'importance faible du CH<sub>4</sub> dans le bilan de carbone de la tourbière rend ces erreurs moins critiques que celles faites sur l'estimation de la PPB. Les incertitudes importantes sur la PPB, sont mises en évidence par les fortes variations des flux interpolés selon l'équation utilisée. Elles sont la source des variations observées en termes de bilan. L'ajout d'un indice de végétation diminue d'incertitude

### 3.4. Discussion

---

des paramètres du modèle, mais cet apport n'est pas reflété par l'évaluation, malgré la similarité de la végétation. À l'inverse la RE est bien contrainte. Sur les 2 années la différence entre les différentes équations utilisées ne dépassent pas  $25 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ .

#### **sensibilité du bilan au variation des paramètres**

Outre ces aspects ce bilan de carbone est aussi limité par sa représentativité. Ainsi la strate arborée fortement présente dans certaines zones n'est pas directement prise en compte. De la même manière une partie restreinte de la tourbière mais néanmoins présente est constitué de touradons dont l'effet n'a pas été pris en compte.

#### **3.4.4 Variabilité spatiale sur la tourbière de La Guette**

##### **La végétation**

Si quelques placettes proche géographiquement ont des recouvrement végétaux voisins (les placettes p18 et p19 ; p02, p03 et p04 ; p12, p14 et p16) les autres ne présentent pas un tel lien. Par ailleurs, au sein d'une même classe peuvent être rassemblées des placettes très éloignées spatialement, les placette p01 et p15 par exemple ou les placettes p02 et p17 ou p09 et p20. Ceci montre une variabilité spatiale importante du recouvrement végétal mais également que cette variabilité ne semble pas zonée géographiquement, selon un gradient quelconque.

##### **Effet du type de végétation majoritaire sur les flux de CO<sub>2</sub> et le bilan de CO<sub>2</sub>**

Le calcul des bilans avec les différents groupes de végétation permet de mettre en évidence des comportements différents des flux selon la végétation majoritaire. Ainsi le groupe 3 dans lequel la strate herbacée est la plus importante est celui où la PPB est la plus forte. Ce point semble en cohérence avec la croissance annuelle importante des herbacées visible sur le terrain. Mais également car la présence d'un Aérenchyme permet à la molinie et à la linaigrette d'alimenter leurs racines en oxygène malgré un niveau de nappe très élevé ([Taylor et al., 2001; ?](#)). À l'inverse le groupe 1 dans lequel

<sub>1644</sub> la strate muscinale est la plus importante est également le groupe pour lequel la PPB  
<sub>1645</sub> est la plus faible. (**Réf needed**)

<sub>1646</sub> Pour la RE, ce sont les groupes 3 et 4 qui ont les flux estimés les plus importants  
<sub>1647</sub> avec une différence d'environ  $200 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  avec les deux autres groupes. Malgré  
<sub>1648</sub> leurs différences, le groupe 2 possède une strate muscinale importante alors qu'elle est  
<sub>1649</sub> absente dans le groupe 3, ils ont en commun d'avoir une strate arbustive importante.

### <sub>1650</sub> 3.4.5 Représentativité locale du modèle

<sub>1651</sub> Distribution des paramètres

<sub>1652</sub> Pourquoi certaines placette mieux que d'autres

<sub>1653</sub> Concernant la respiration la représentativité locale des modèles calibrés à l'échelle  
<sub>1654</sub> de l'écosystème semble plus homogène pour le modèle RE-3 que pour le modèle RE-1.

<sub>1655</sub> Une telle comparaison entre PPB-1 et PPB-2 n'a pas été possible car vu le faible  
<sub>1656</sub> nombre de données et la qualité relative des modèles PPB par rapport aux modèles  
<sub>1657</sub> RE, peu de modèles sont parvenus à converger pour PPB-1 (11 sur 20 placettes) et  
<sub>1658</sub> pour PPB-2 (17 sur 20 placettes).



1659 CHAPITRE 4

---

1660    EFFETS DE L'HYDROLOGIE SUR LES FLUX DE GES

1661

1662	<b>4.1 Introduction</b>	104
1663	<b>4.2 Procédure expérimentale</b>	106
1664	4.2.1 Expérimentation A	106
1665	4.2.2 Expérimentation B	107
1666	4.2.3 traitement	107
1667	<b>4.3 Résultats</b>	109
1668	4.3.1 Expérimentation A	109
1669	4.3.2 Expérimentation B	113
1670	4.3.3 tendances générales	115
1671	<b>4.4 Discussion</b>	117
1672	4.4.1 Comparaison aux mesures <i>in-situ</i>	117
1673	4.4.2 Effet des variations du niveau de la nappe sur les flux de gaz	118
1674	4.4.3 Effet cycles multiples	119
1675		
1676		
1677		

## 1678 4.1 Introduction

1679 Au cours des deux années de suivis des flux de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> sur la tourbière de La  
1680 Guette, le niveau de la nappe a très faiblement varié comparé aux années précédentes  
1681 bien plus sèches. En conséquence l'effet des variations de nappe sur les flux n'a pu être  
1682 investigué. Néanmoins l'hydrologie est un facteur contrôlant des flux (**Réf needed**).  
1683 Ainsi de nombreuses études ont reliées les émissions de CO<sub>2</sub> au niveau de la nappe (**Réf  
1684 needed**). Cependant, aucun consensus n'a encore été atteint : La majorité des études  
1685 montrent qu'une tourbière dont le niveau de la nappe est abaissé, soit par un drainage,  
1686 soit par une sécheresse, aura tendance à avoir un ENE plus faible. Par exemple, [Strack  
1687 et Zuback \(2013\)](#) expliquent des valeurs d'ENE plus faibles qu'escompté, par des me-  
1688 sures faites pendant une période relativement sèche. Une observation similaire est faite  
1689 par [Aurela et al. \(2007\)](#) qui mesure un ENE plus faible lors d'une année sèche, sur une  
1690 tourbière à Carex du sud de la Finlande. Ils attribuent la variation de l'ENE à une  
1691 augmentation de la RE et à une baisse de la PPB, dans des conditions plus chaudes  
1692 et plus sèches. [Peichl et al. \(2014\)](#) observent également une baisse de l'ENE lors d'une  
1693 année où le niveau de la nappe baisse de façon importante, au delà de -30 cm. Ils ex-  
1694 pliquent cette baisse par une baisse de la PPB. Cette observation va dans le même sens  
1695 que [Lund et al. \(2012\)](#) qui observent en 2008 une baisse de l'ENE sur une tourbière  
1696 à sphaignes située au sud de la suède. Les mesures de RE faites cette année là étant  
1697 similaires à celles effectuées les autres années, ils lient cette baisse à une diminution de  
1698 la PPB. En 2006, sur la même tourbière, [Lund et al. \(2012\)](#) observent une autre baisse  
1699 de l'ENE. Mais cette fois, les mesures de PPB à leur tour similaires à celle des autres  
1700 années n'expliquent pas cette baisse. À l'inverse de 2008, cette baisse est expliquée par  
1701 une augmentation de la RE. Ces inconsistances apparentes peuvent avoir pour origine  
1702 des types de sécheresse différente : courte et intense pendant la saison de végétation  
1703 de 2006 et d'intensité plus faible mais d'une durée plus longue en 2008. À l'inverse des  
1704 résultats précédemment cités, [Ballantyne et al. \(2014\)](#) dans une étude des effets à long

1705 terme d'une baisse du niveau de la nappe, observent pas d'effets significatifs sur l'ENE  
1706 tandis que les flux de RE et de PPB augmentent tous les deux. Ces études montrent  
1707 que si le niveau de la nappe est reconnu comme un facteur de contrôle des flux de CO<sub>2</sub>,  
1708 il est difficile d'en dégager des liens de cause à effet répétables.

1709 Concernant le méthane, une baisse du niveau de la nappe est généralement liée à  
1710 une baisse des émissions de CH<sub>4</sub>, et inversement, le niveau de la nappe contrôlant la  
1711 proportion des zones où le CH<sub>4</sub> est produit/oxydé (Pelletier *et al.*, 2007). Turetsky  
1712 *et al.* (2008) montrent par ailleurs que selon leur sens, l'effet des variations du niveau  
1713 de nappe sur les flux de CH<sub>4</sub> n'est pas identique. Ils observent ainsi que l'effet est  
1714 plus important lorsque le niveau de la nappe est augmenté que lorsqu'il est diminué ( $\pm$   
1715 10 cm). Ils font l'hypothèse que le niveau de la nappe, en plus de jouer sur la proportion  
1716 production/oxydation, a un effet sur le transfert de chaleur dans le sol. Cette hypothèse  
1717 s'appuie sur l'observation de températures plus élevées, que ce soit celles de l'air ou de  
1718 la tourbe, dans les zones où le niveau de la nappe a été rehaussé. Cependant d'autres  
1719 études, principalement dans des sites où le niveau de la nappe est proche de la surface  
1720 du sol, montrent une absence de relation entre le niveau de la nappe et les émissions  
1721 de méthane, voire une relation inverse, avec des flux plus faibles liés à des niveaux de  
1722 nappe plus élevés (Kettunen *et al.*, 1996; Bellisario *et al.*, 1999; Treat *et al.*, 2007). Là  
1723 encore selon les conditions environnementales, la relation entre les flux de CH<sub>4</sub> et le  
1724 niveau de la nappe n'est pas aisément généralisable.

1725 La vitesse de l'augmentation du niveau de nappe semble également jouer sur les  
1726 flux, des pics de RE ont été observés après la réhumectation rapide. La façon dont  
1727 le niveau de la nappe augmente semble également jouer sur les flux. Strack et Price  
1728 (2009) ont observés qu'une hausse graduelle par le bas de la colonne de sol conduit  
1729 à une baisse de la RE, tandis qu'une hausse rapide simulant un événement pluvieux  
1730 (par le haut) conduisait à un pic de RE. Ce pic de RE après une réhumectation a  
1731 également été observé par McNeil et Waddington (2003). L'objectif de ce chapitre est  
1732 donc d'explorer plus en avant l'effet du niveau de la nappe d'eau sur les émissions de  
1733 GES, effet peu ou pas visible *in-situ*. Plus précisément il s'agit de déterminer l'effet de

## 4.2. Procédure expérimentale

---

1734 cycles de dessication/ré-humectation sur les émissions de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub>. On attend  
1735 donc qu'une baisse du niveau de la nappe une augmentation des flux de RE, avec  
1736 possiblement un pic d'émission au moment de la réhumectation, et une diminution des  
1737 flux de méthane. ((Réf needed)cycle multiples effet)

## 1738 4.2 Procédure expérimentale

1739 L'étude des cycles de dessication/ré-humectation est effectuée sur des mésocosmes,  
1740 prélevés à la tourbière de La Guette. L'expérimentation a été réalisée durant l'été 2013  
1741 avec un seul cycle relativement long, on s'y référera par la suite comme l'expérimen-  
1742 tation A. L'expérimentation a été renouvelée l'été 2014 avec trois cycles, plus courts. On  
1743 appellera cette seconde expérimentation, l'expérimentation B (Tableau ??).

### 1744 4.2.1 Expérimentation A

1745 Six mésocosmes ont été prélevés le 12 avril 2013, sur la tourbière de La Guette. Le  
1746 prélèvement s'effectue à l'aide de cylindres de PVC qui, dans un premier temps, posé  
1747 sur le sol, permettent de faire un pré-découpage au couteau, puis dans un second temps  
1748 sont insérés, délicatement, dans la tourbe. Les mésocosmes sont finalement dégagés en  
1749 creusant de chaque côté (Figure 4.1). Les mésocosmes sont transportés au laboratoire  
1750 où ils sont enterrés en extérieur et saturé en eau (eau prélevée dans la tourbière), afin  
1751 que leur conditions hydrologique de départ soient les plus proche possible (Figure 4.2).  
1752 Trois mésocosmes tirés au sort servent de contrôle, et trois vont subir un cycle de  
1753 dessication/ré-humectation. À partir du 31 mars 2013 les précipitations ont été inter-  
1754 ceptées à l'aide d'abri bâchés installable en cas de pluie et la nuit. Ces interceptions  
1755 ont été faites jusqu'au 17 juillet dans les 3 mésocosmes traités pour simuler une séche-  
1756 resse. À cette date de l'eau est ajouté aux mésocosmes, que ce soit les contrôles ou les  
1757 traitements, pour simuler de fortes précipitations.

---

**1758 4.2.2 Expérimentation B**

1759 Le 17 avril 2014, six nouveaux mésocosmes ont été prélevés sur la tourbières de  
1760 La Guette et installés près du laboratoire, en suivant le même protocole que pour  
1761 l'expérimentation A. Une station météo a été installée à côté des mésocosmes afin de  
1762 mesurer la température de l'air, l'humidité relative, le rayonnement solaire, la vitesse et  
1763 la direction du vent et les précipitations toutes les 15 minutes. Cette station permettait  
1764 également l'enregistrement des températures mesurées par des sondes (T107) installées  
1765 à -5, -10, et -20 cm. Les conditions météorologiques moins ensoleillée qu'en 2013  
1766 et l'objectif de suivre plusieurs cycles de dessiccation/réhumectation ont nécessité la  
1767 mise en place d'un abaissement manuel du niveau de la nappe. Pendant les phases  
1768 d'assèchement les niveaux de nappes des placettes traitées étaient donc abaissés en  
1769 moyenne de 2,5 cm par jour. Le premier cycle de dessiccation/réhumectation dura du  
1770 30 juin au 6 juillet pour la phase de dessiccation et du 7 au 16 juillet pour la phase de  
1771 réhumectation. Le deuxième cycle dura du 17 au 28 juillet et du 29 juillet au 3 aout,  
1772 Enfin le dernier cycle fut mesuré du 4 au 11 aout pour la dessiccation et du 12 au 14  
1773 aout pour la réhumectation.

**1774 4.2.3 traitement**

1775 Pour les deux expérimentations les variables explicatives sont la température de  
1776 l'air, du sol à -5 cm, le niveau de nappe, et l'humidité du sol. La végétation n'a été  
1777 suivie que lors de l'expérimentation B. Les placettes subissant les cycles de dessiccation  
1778 seront nommées groupe « Dessiccation » et les placettes ne subissant pas les cycles,  
1779 groupe « Contrôle ». Ces deux groupes correspondent aux deux traitements utilisés  
1780 pour l'analyse statistique. Pour le CO<sub>2</sub>, l'analyse a été faite sur les flux moyennés sur  
1781 une journée, les flux ayant été généralement mesuré deux fois par jour. Pour le CH<sub>4</sub>,  
1782 les flux bruts ont été utilisés.

#### 4.2. Procédure expérimentale

---



FIGURE 4.1 – Prélèvement des mésocosmes (en haut). Mésocosmes installés et protégés de la pluie (en bas).

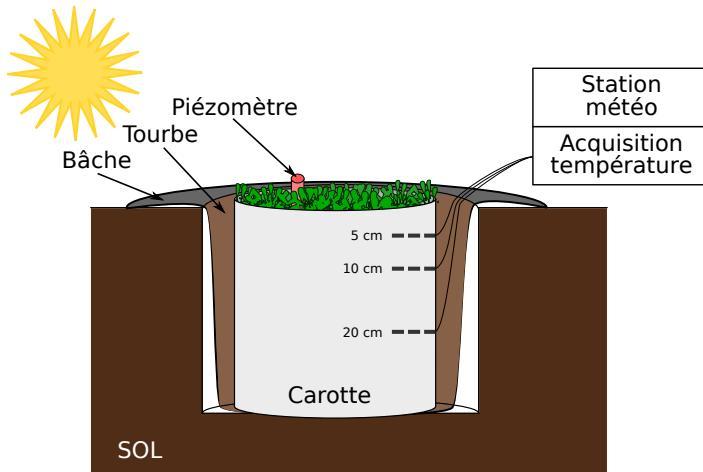


FIGURE 4.2 – Schéma d'un mésocosme

## 4.3 Résultats

### 4.3.1 Expérimentation A

#### Niveau de la nappe

Pendant la phase de dessiccation de l'expérimentation A, on observe une baisse du niveau de la nappe pour les placettes contrôles comme pour les placettes traitements (Figure 4.4-A). Cependant les placettes du groupe Contrôle ont un niveau de nappe relativement élevé jusqu'au 24 juin puis ce niveau baisse fortement alors que les placettes du groupe Dessiccation ont un niveau de nappe qui diminue de façon plus continue sur l'ensemble de la phase. La remontée du niveau de la nappe s'effectue de façon similaire pour les deux groupes. Enfin après la phase de ré-humectation, le niveau de la nappe baisse à nouveau, plus rapidement pour le groupe Dessiccation que pour le groupe Contrôle.

#### Flux de CH<sub>4</sub>

Les émissions de CH<sub>4</sub>, varient de 0 et 0,3  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Elles sont similaires entre les deux groupes jusqu'au 24 juin 2013, date à partir de laquelle elles divergent (Figure 4.4-B). À cette date les émissions du groupe contrôle augmentent rapidement pour atteindre  $0,55 \pm 0,31 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  tandis que celles du groupe traité restent stable. À la fin de

### 4.3. Résultats

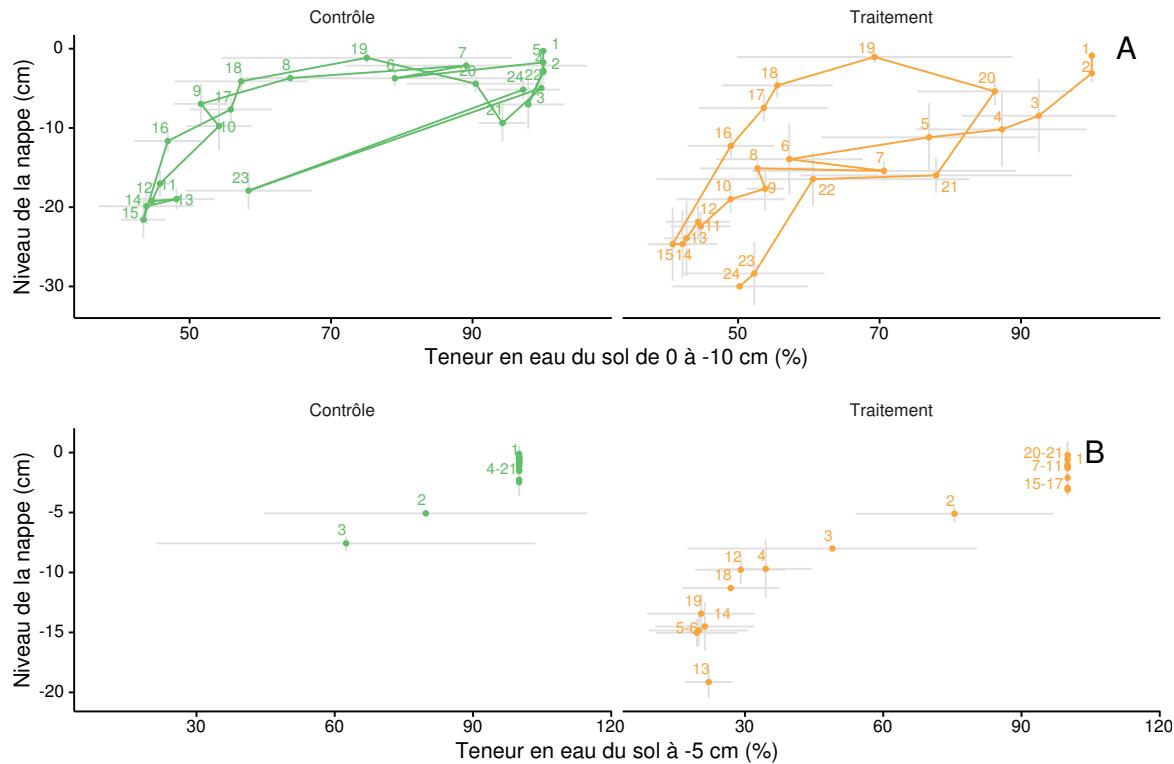


FIGURE 4.3 – Relation entre les niveaux de nappe et la teneur en eau du sol pour l’expérimentation A (en haut) et en bas pour l’expérimentation B. Les numéros correspondent à l’ordre des campagnes de mesure et les lignes grises aux déviations standard.

1800 la phase de dessiccation, mi-juillet, les deux groupes retrouvent des niveaux d'émission  
 1801 similaires compris entre  $0,1$  et  $0,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Ces niveaux restent constant pendant  
 1802 toute la phase de réhumectation, avant d'augmenter légèrement par la suite pour se  
 1803 situer entre  $0,25 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  et  $0,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

#### 1804 Flux de CO<sub>2</sub>

1805 Pendant la phase de dessiccation, les valeurs de la RE tendent à augmenter quel  
 1806 que soit le groupe de placettes considéré (Figure 4.4-C). Ces valeurs inférieures à  
 1807  $2,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  début juin, atteignent environ  $7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  pour les deux groupes  
 1808 mi-juillet, avant la réhumectation. Cependant la RE du groupe Dessiccation augmente  
 1809 régulièrement pendant l'ensemble de cette phase jusqu'à  $3,26 \pm 0,46 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , tan-  
 1810 dis que les valeurs du groupe Contrôle restent, dans un premier temps, stable jusque fin  
 1811 juin ( $2,45 \pm 0,75 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). À partir de début juillet, les valeurs de RE du groupe  
 1812 Contrôle augmentent fortement dépassant les valeurs du groupe Dessiccation. La Re de  
 1813 ce groupe atteint un maximum à  $7,93 \pm 1,52 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  le 8 juillet avant de retrouver

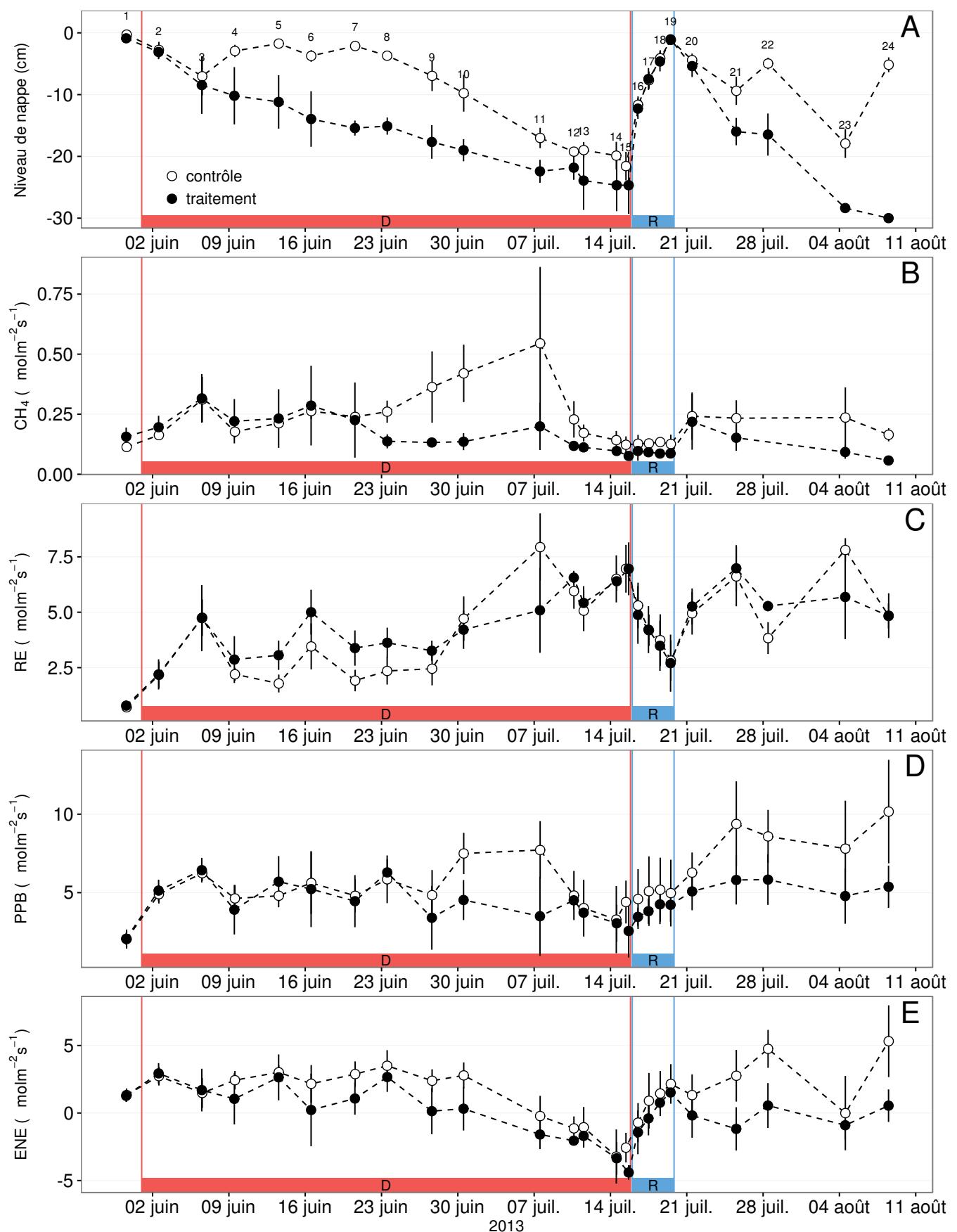


FIGURE 4.4 – Expérimentation A : Moyenne journalière du niveau de nappe en cm (A), et des flux,  $\text{CH}_4$ , RE, PPB, ENE en  $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ , B, C, D, E. Les cadres et bandes colorées correspondent à la phase de dessiccation (D) en rouge et à la phase de réhumectation (R) en bleu.

### 4.3. Résultats

---

des valeurs proche de celles observées dans le groupe Dessiccation. Cette augmentation brusque correspond temporellement à celle observé, pour le même groupe, dans les flux de CH<sub>4</sub>. Lors de la phase de réhumectation, les flux de RE diminuent de façon très similaire pour les deux groupes pour atteindre 2,75 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> en juin. Ce minimum reste cependant plus élevé que les valeurs mesurées initialement. Après la phase de réhumectation, les flux des deux groupe restent relativement proches pendant le reste des mesures, où ils remontent à mesure que le niveau de la nappe diminue à nouveau.

Pour les deux groupes, les flux de PPB restent stables pendant la phase de dessiccation (Figure 4.4–D) : entre 5 et 6 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> ( $5,29 \pm 0,76$  µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> de moyenne pour les deux groupes) jusqu'au 24 juin. Ensuite comme pour le CH<sub>4</sub> et la RE, les valeurs de la PPB du groupe Contrôle augmentent et s'écartent de celles mesurées dans le groupe Dessiccation. À la fin de cette phase de dessiccation les flux redeviennent identiques entre les traitements. Par ailleurs, à la fin de cette phase, les flux diminuent légèrement atteignant un minimum proche de 3 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. Pendant la phase de réhumectation, la PPB augmente légèrement pour les deux groupes. La PPB dans le groupe de contrôle a des valeurs supérieures à celles du groupe Dessiccation. Après la réhumectation, la PPB augmente pour les deux groupes, avec un maximum de  $5,83 \pm 1,61$  µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> pour le groupe Dessiccation et de  $10,17 \pm 3,30$  µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> pour le groupe Contrôle.

L'ENE est systématiquement supérieure pour le groupe Contrôle, avec une cinétique parallèle des flux pour les deux groupes (Figure 4.4–E). Pendant la phase de dessiccation, l'ENE reste relativement constante jusque fin juin avec une valeur moyenne pour les deux groupes de  $1,18 \pm 0,58$  µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. L'écart entre le groupe Contrôle et le groupe Dessiccation tend à augmenter du 10 au 30 juin environ, avant que les valeurs du groupe de Contrôle ne rejoignent celles du groupe Dessiccation. Au delà du 24 juin, l'ENE baisse fortement pour les deux groupes pour atteindre un minimum proche de  $-4,5$  µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. Pendant la phase de réhumectation l'ENE monte rapidement pour atteindre  $1,52 \pm 0,36$  et  $2,15 \pm 1,47$  µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> pour le groupe Contrôle et de groupe Dessiccation respectivement. Après la réhumectation, l'ENE du groupe Contrôle va-

rie en suivant généralement les variations du niveau de nappe. Pour le groupe traité, l'ENE baisse par rapport au maximum atteint lors de la réhumectation puis se stabilise autour de 0.

L'effet des variations du niveau de la nappe sur la PPB est quasiment nul (Figure 4.6–E), même si la PPB semble diminuer aux plus fortes profondeurs. Les variations de la RE sont principalement liée au niveau de la nappe (Figure 4.6–C) Par conséquent, les variation de RE se répercutent sur l'ENE (Figure 4.6–G). Pour le CH<sub>4</sub> il est également difficile de distinguer des tendances générales entre les flux et les niveaux de nappe (Figure 4.6–A).

### 4.3.2 Expérimentation B

Contrairement à l'expérimentation A, le niveau de nappe du groupe Contrôle de l'expérimentation B reste relativement constant pendant l'ensemble de la période de mesure. Le drainage artificiel du groupe Dessiccation permet d'abaisser le niveau de la nappe d'une quinzaine de centimètres en moyenne pour chaque cycle (Figure 4.5–A).

Les flux de CH<sub>4</sub> moyen varient entre 0,07 à 0,34 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. Les flux du groupe Contrôle, à l'exception de la première mesure, sont supérieurs aux flux du groupe Dessiccation, (moyennes globales de 0,20 ± 0,06 et 0,11 ± 0,05 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>, respectivement. Les émissions du groupe Contrôle tendent à augmenter sur la période de mesure. Une tendance similaire, est également visible pour le groupe Dessiccation. Concernant les cycles de dessiccation/réhumectation, il est difficile de dégager des comportements communs entre eux, même si l'assèchement conduit à une baisse des émissions (Figure 4.5–B) Cette relation, mise en exergue pas un nombre de points très faible, n'apparaît cependant pas sur l'ensemble des données (Figure 4.6–B). Un pic d'émission de CH<sub>4</sub> est également à noter pour chaque cycle pendant la phase de dessiccation.

La RE varie pour les deux groupes entre 0,42 et 5,12 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> (Figure 4.5–C)). Avant le démarrage des manipulations du niveau de la nappe, les valeurs des deux groupes sont très proches et augmentent tandis que le niveau de nappe diminue. Pendant les phases de dessiccation, les valeurs du groupe Dessiccation sont systéma-

### 4.3. Résultats

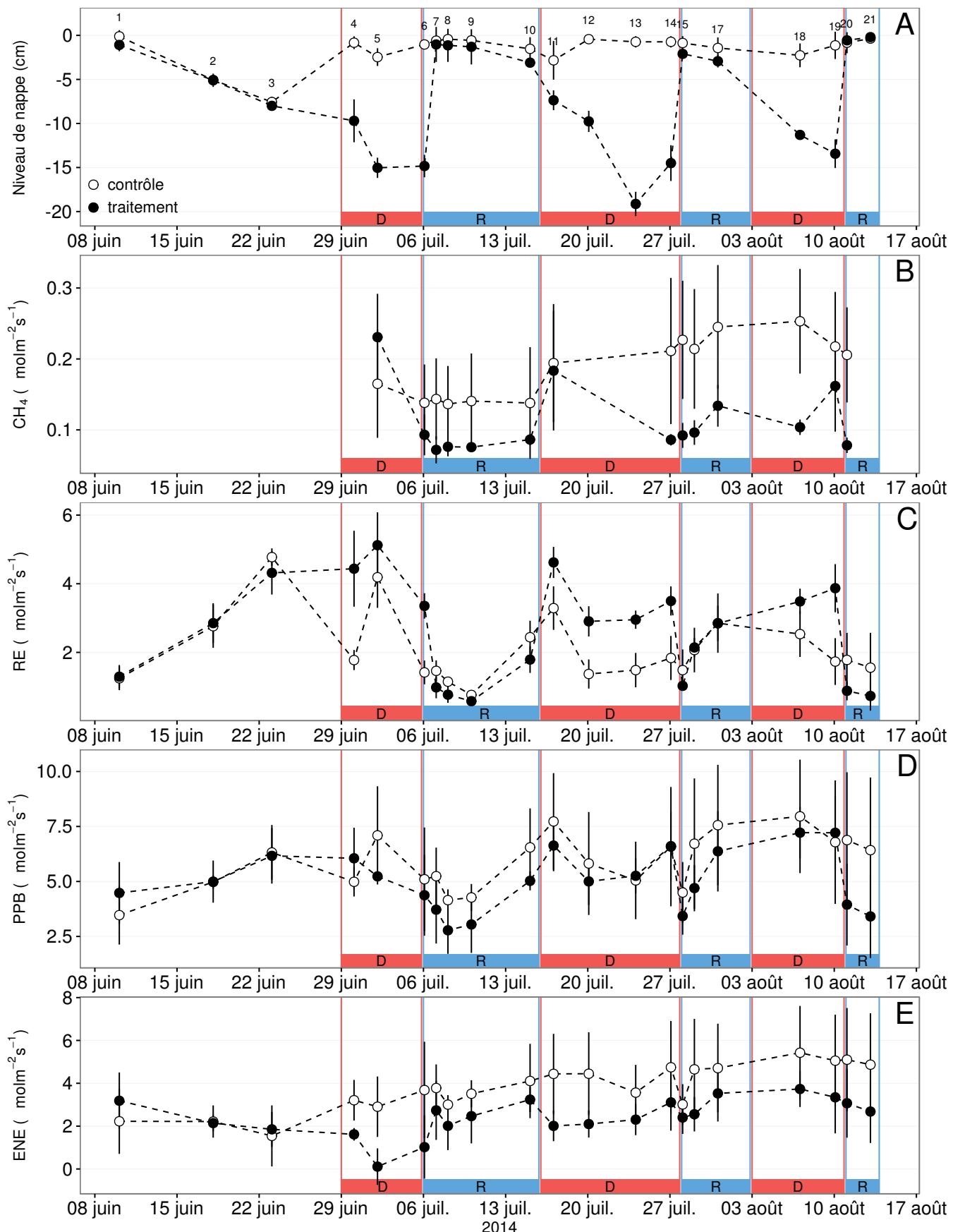


FIGURE 4.5 – Expérimentation B : Moyenne journalière du niveau de nappe en cm (A), et des flux,  $\text{CH}_4$ , RE, PPB, ENE en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , B, C, D, E. Les cadres et bandes colorées correspondent aux phases de dessiccation (D) en rouge et aux phases de réhumectation (R) en bleu.

tiquement supérieures, de  $1,5 \pm 1,8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  en moyenne par phase, par rapport à celle du groupe Contrôle. À l'inverse pendant les phases de réhumectation les flux entre les deux groupes sont beaucoup plus proches avec une tendance de la RE du groupe Contrôle à être supérieure à celle du groupe Dessiccation. La RE du groupe traité est systématiquement plus faible pendant les phases de réhumectations que pendant les phases de dessiccations. En moyenne la RE vaut respectivement  $2,28 \pm 1,00$  et  $3,86 \pm 0,80 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  pour les groupes Contrôle et Dessiccation pendant les phases de dessiccation et  $1,70 \pm 0,62$  et  $1,51 \pm 0,98 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  pendant les phases de réhumectation.

Sur l'ensemble de la période de mesure la PPB est comprise entre  $2,78$  et  $7,96 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

Avant le début des traitements les flux des deux groupes sont similaires (Figure 4.5–D). À partir de la première phase de dessiccation, la PPB du groupe Contrôle supérieure à celle du groupe Dessiccation. Pour les deux groupes, la PPB est plus importante lors des phases de dessiccation comparée aux phase de réhumectation, avec des moyennes respectives de  $6,35 \pm 2,19$  contre  $5,80 \pm 2,20$  pour le groupe Contrôle et de  $5,95 \pm 1,46$  contre  $4,05 \pm 1,60 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  pour le groupe Dessiccation.

Les valeurs d'ENE mesurées sont comprises entre  $0,11$  et  $5,42 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , elles ont tendance à augmenter au cours du temps. Passé la période pré-traitements pendant laquelle les flux de l'ENE sont similaires pour les deux groupes l'ENE du groupe Contrôle est systématiquement supérieure à celle du groupe Dessiccation (Figure 4.5–E). L'évolution des deux groupes reste cependant relativement conjointe pendant la période de mesure avec pour le groupe Dessiccation une diminution récurrente de l'ENE au début de chaque phase de dessiccation.

### 4.3.3 tendances générales

Pour les deux expérimentations une relation nette est visible entre le niveau de la nappe et l'ENE qui diminue lorsque le niveau de nappe augmente (Figure 4.6–G,H). La relation inverse est visible, pour les deux expérimentations, entre la RE et le niveau de la nappe (Figure 4.6–C,D). La PPB ne montre aucune tendance quelle que soit

### 4.3. Résultats

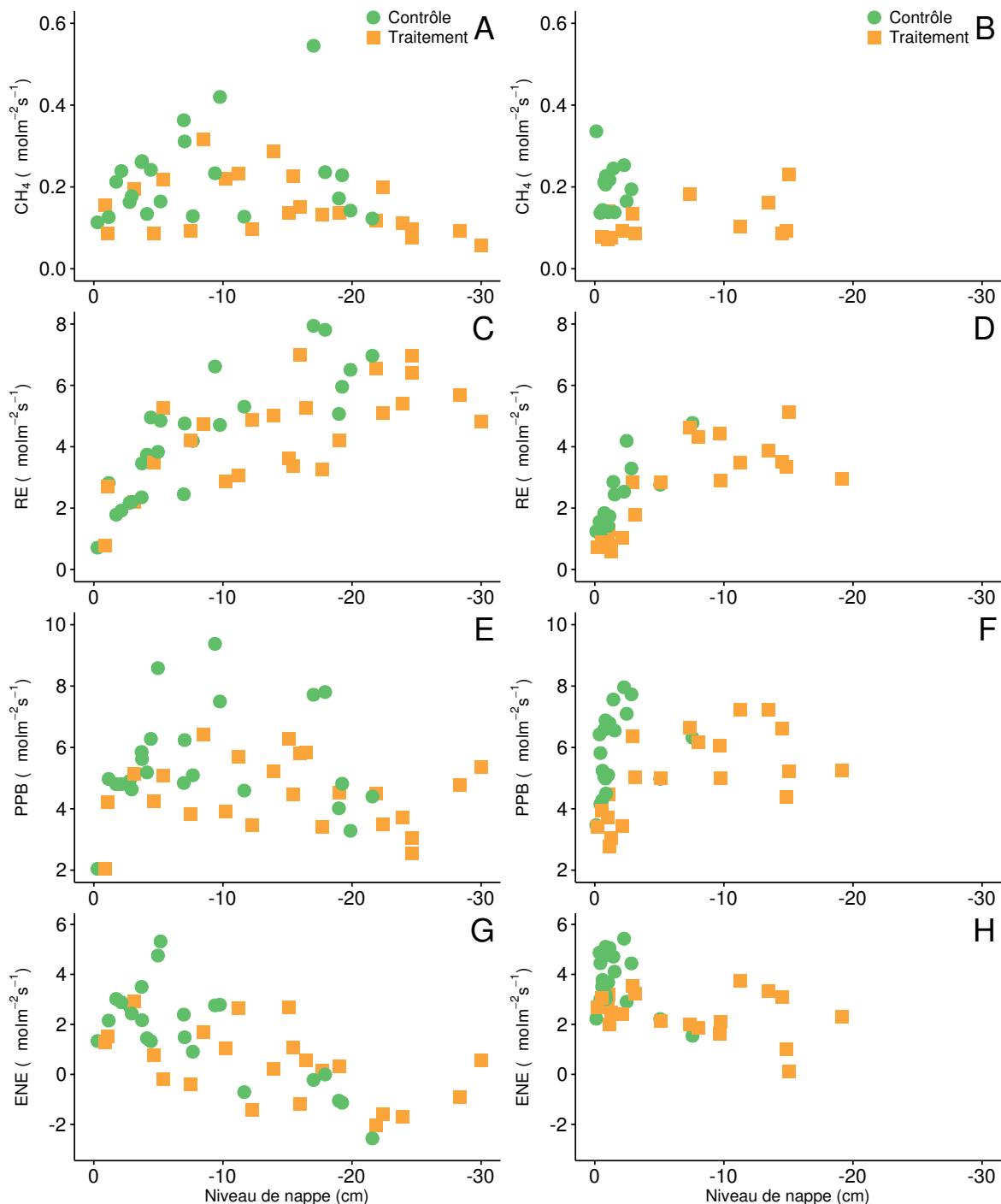


FIGURE 4.6 – Relations entre les flux de GES et le niveau de la nappe

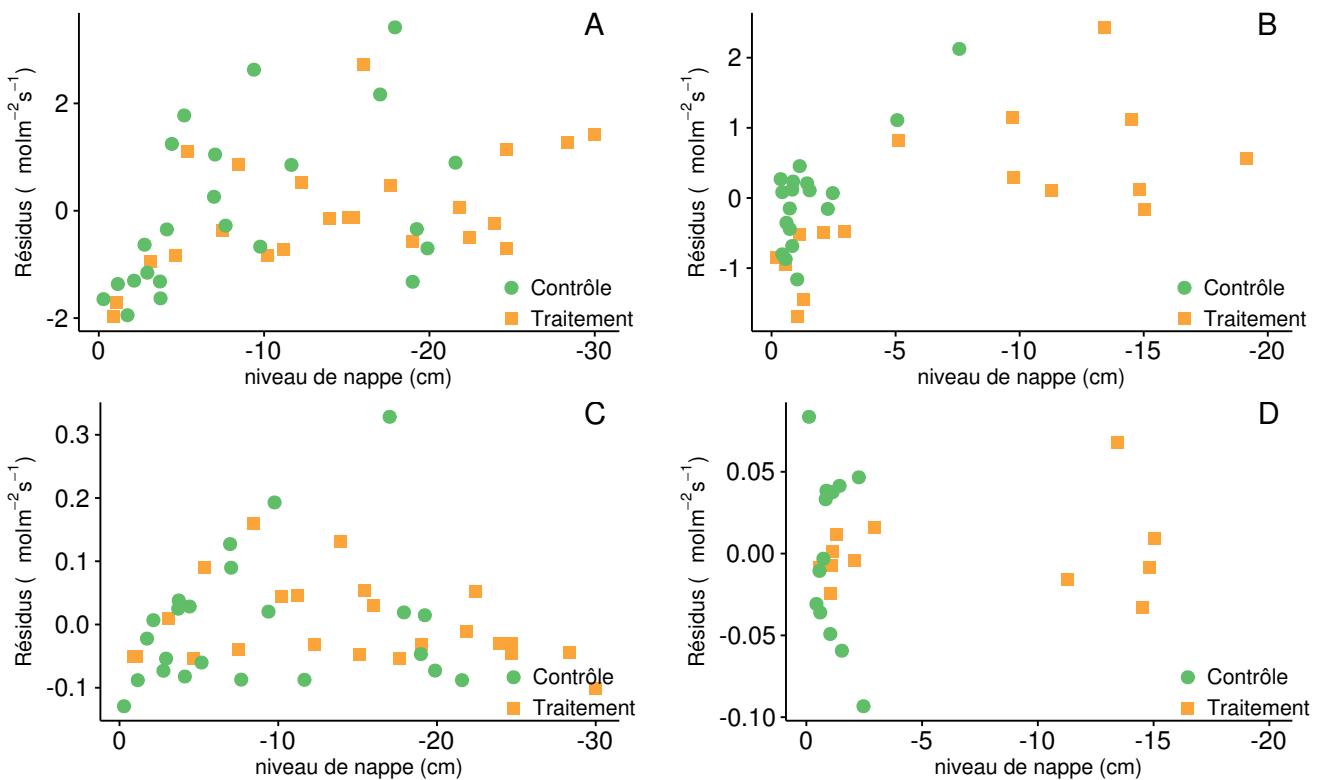


FIGURE 4.7 – ...

l'expérimentation. On peut noter que les valeurs de PPB les plus faibles correspondent aux niveaux de nappe les plus élevés(Figure 4.6–E,F). Pour le méthane, que ce soit pour l'expérimentation A ou B, aucune tendance ne semble se dégager vis à vis du niveau de la nappe (Figure 4.6–A,B).

## 4.4 Discussion

### 4.4.1 Comparaison aux mesures *in-situ*

Les flux moyen de  $\text{CH}_4$  mesurés dans les mésocosmes des deux expérimentations font partie des valeurs hautes mesurées sur le terrain. Certaines campagnes dépassent nettement, en faisant plus que doubler, le maximum de  $0,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  mesuré en 2014 sur la tourbière de La Guette.

Pour le  $\text{CO}_2$  les flux sont généralement dans la gamme des valeurs mesurées sur la tourbière de La Guette. Pour l'expérimentation A, l'ENE moyen est plus faible que

## 4.4. Discussion

---

celui mesuré sur le terrain la même année : 0,81 contre  $2,85 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Pour l'expérimentation B en revanche l'ENE moyen vaut  $0,71 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  ce qui est relativement proche de celui mesuré sur le terrain :  $2,93 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Les flux de RE et de PPB sont moins fort que les flux mesurés sur le terrain mais restent dans leur gamme de valeurs. Ces comparaisons sont par ailleurs à relativiser puisque les mesures de flux n'ont pas nécessairement lieu aux mêmes moment de la journée.

Comme pour la RE, les flux de PPB sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés sur le terrain, mais dans la gamme basse : les maxima moyens mesurés dans les mésocosmes sont d'environ 7,5 pour des valeurs de  $13 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  mesuré directement sur la tourbière.

### 4.4.2 Effet des variations du niveau de la nappe sur les flux de gaz

Les résultats de ces deux expérimentations montrent une augmentation de la RE quand le niveau de la nappe diminue. Ceci est en accord avec les résultats d'autres études que ce soit in-situ (Ballantyne *et al.*, 2014) ou en mésocosmes (Blodau *et al.*, 2004; Dinsmore *et al.*, 2009). Dans ces deux dernières publications, la baisse du niveau de la nappe diminue la PPB. Pas de variations significatives de la PPB avec le niveau de la nappe n'est visible dans les données présentées, même si une légère tendance semble émergée aux plus fortes profondeur de nappe pour l'expérimentation A. Cette absence d'effet du niveau de la nappe sur la PPB peut, être liée à la profondeur des mésocosmes (30 cm). En effet dans Blodau *et al.* (2004) et Dinsmore *et al.* (2009), les mésocosmes utilisés sont plus grands, 75 et 41 cm respectivement, ont permis d'abaisser le niveau de l'eau au delà de -30 cm. Cette limite a été rapportée plusieurs fois comme étant un seuil au delà duquel son observés des changements importants (Blodau *et al.*, 2004; Peichl *et al.*, 2014). Ce seuil est expliqué comme étant la limite au delà de laquelle les forces de capillarités ne permettent plus d'alimenter en eau les sphagnes (Rydin et Jeglum, 2013b; Ketcheson et Price, 2014). Il résulte des constats précédents qu'une baisse du niveau de nappe, faisant augmenter la RE et ne changeant pas ou peu la

PPB, conduit à une baisse de l'ENE. Cette diminution de l'ENE est cohérente avec la littérature, que ce soit des expérimentations en mésocosmes (Aerts et Ludwig, 1997; Blodau *et al.*, 2004), ou in-situ (Bubier *et al.*, 2003; Sonnentag *et al.*, 2010). Malgré tout l'extrapolation de ses résultats à d'autres situations n'est pas aisée car fortement fonction du contexte. D'autre études n'ont, par exemple, pas observé d'influence du niveau de la nappe sur la RE (Updegraff *et al.*, 2001). Par ailleurs Laiho (2006) a montré l'importance du contexte et notamment celui de l'échelle de temps considéré qui peut impliquer des phénomènes différents et donc avoir des conséquences différentes.

La dépendance entre les flux de CH<sub>4</sub> et le niveau de la nappe, devant conduire à une baisse des émissions quand le niveau de la nappe diminue, comme décrite dans Aerts et Ludwig (1997), Pelletier *et al.* (2007) ou Turetsky *et al.* (2008), n'a pas été clairement observée. Ce constat rejoins d'autres études dans lesquelles une relation inverse ou un absence de relation a été trouvé entre le CH<sub>4</sub> et le niveau de la nappe Kettunen *et al.* (1996); Bellisario *et al.* (1999); Treat *et al.* (2007). L'observation d'un pic de méthane suivant de quelques jours une phase de hausse du niveau de la nappe, est également rapportée par Kettunen *et al.* (1996). (**And so what ?**)

**4.4.3 Effet cycles multiples**



1956 CHAPITRE 5

---

1957 VARIATION JOURNALIÈRE DE LA RESPIRATION DE

1958 L'ÉCOSYSTÈME (ARTICLE)

1959	
1960	
1961	<b>5.1 Introduction . . . . .</b> <b>122</b>
1962	5.1.1 Study sites . . . . . 124
1963	5.1.2 Data acquisition . . . . . 124
1964	5.1.3 Data synchronisation . . . . . 125
1965	5.1.4 Sensitivity of ER to temperature . . . . . 125
1966	5.1.5 Testing difference between daytime and nighttime ER sensitivity to temperature . . . . . 126
1967	5.1.6 Physico-chemical characterisation of the peat . . . . . 126
1968	
1969	<b>5.2 Results . . . . .</b> <b>127</b>
1970	5.2.1 Air temperature and ER variability . . . . . 127
1971	5.2.2 ER and soil temperature synchronisation . . . . . 129
1972	5.2.3 Model implementation . . . . . 130
1973	5.2.4 ER and temperature relationship . . . . . 130
1974	5.2.5 $Q_{10}$ evolution . . . . . 132
1975	5.2.6 Daytime and nighttime differences . . . . . 132
1976	5.2.7 Peat characterisation . . . . . 136
1977	
1978	<b>5.3 Discussion . . . . .</b> <b>137</b>
1979	5.3.1 ER differences between sites . . . . . 137
1980	5.3.2 Time-delay between temperature and ER . . . . . 138
1981	5.3.3 Synchronising ER and temperature improves ER sensitivity to temperature representation . . . . . 138
1982	5.3.4 Differences between daytime and nighttime ER measurements . . . . . 139
1983	5.3.5 $Q_{10}$ sensitivity to temperature depth and synchronisation . . . . . 139
1984	
1985	<b>5.4 Conclusions . . . . .</b> <b>140</b>
1986	

## <sub>1987</sub> 5.1 Introduction

<sub>1988</sub> At a global scale, Ecosystem Respiration (ER) and photosynthesis are the most  
<sub>1989</sub> important fluxes between the atmosphere and the biosphere, accounting for 98 and  
<sub>1990</sub> 123 PgC yr<sup>-1</sup>, respectively (Bond-Lamberty et Thomson, 2010; Beer et al., 2010). By  
<sub>1991</sub> contrast the fossil fuel and cement production flux is one order of magnitude lower, at  
<sub>1992</sub> 7.8 PgC yr<sup>-1</sup> (Ciais et al., 2014). Consequently, even small variations in the ecosystem  
<sub>1993</sub> fluxes may result in substantial changes in carbon (C) storage dynamics. This can have  
<sub>1994</sub> a significant effect on the global C budget, in particular on atmospheric C concentration.  
<sub>1995</sub> The C stock in natural ecosystems is divided into two pools : vegetation, which contains  
<sub>1996</sub> 450 to 650 Pg C, and the soil which contains 1500 to 2400 Pg C (Prentice et al., 2001;  
<sub>1997</sub> Eswaran et al., 1993; Batjes, 1996). Across the world, the soil organic C (SOC) pool is  
<sub>1998</sub> spatially heterogeneous in terms of source and physical conditions, leading to variable  
<sub>1999</sub> storage rates between ecosystem types. Peatlands are efficient C storage ecosystems.  
<sub>2000</sub> They cover only 3 % of the global terrestrial area, but contain from 270 to 455 Pg C as  
<sub>2001</sub> SOC, i.e. from 10 to 30 % of the world's soil C (Gorham, 1991; Turunen et al., 2002).  
<sub>2002</sub> Thus, peatlands are considered as a "hot spots" for SOC storage, and their evolution  
<sub>2003</sub> under current environmental changes deserves attention.

<sub>2004</sub> As in many other terrestrial ecosystems, many factors affect ER variability in peat-  
<sub>2005</sub> lands : temperature, soil water content, vegetation, and substrate supply (Luo et Zhou,  
<sub>2006</sub> 2006b). All these factors are thought to be affected by global change, with unknown  
<sub>2007</sub> consequences on the C balance (Limpens et al., 2008). ER is often related to tempe-  
<sub>2008</sub> rature : either to air temperature (e.g., ?), or soil temperature. The most commonly  
<sub>2009</sub> used soil temperatures are those at -5 cm (Ballantyne et al., 2014; Görres et al., 2014)  
<sub>2010</sub> and -10 cm (Kim et Verma, 1992; Zhu et al., 2015). In some studies, different depths  
<sub>2011</sub> are used and the selected one depends on the goodness-of-fit (Günther et al., 2014;  
<sub>2012</sub> Zhu et al., 2015). All these studies use the chamber method to measure gas fluxes.  
<sub>2013</sub> Even though most studies use -5 cm soil temperature, no clear consensus exists. In

addition Pavelka *et al.* (2007) and Graf *et al.* (2008) showed that the relationship between ER and temperature is depth dependent since heat transfer in the soil profile is not instantaneous and leads to a time-delay between the temperature and the ER signals. The relationship between ER and temperature is often described using the  $Q_{10}$  indicator, which represents the proportional increase of a reaction rate due to a  $10^{\circ}\text{C}$  rise in temperature. However, even if the  $Q_{10}$  seems coherent at a global scale (Mahecha *et al.*, 2010), reported values show a significant variability at the ecosystem level (Graf *et al.*, 2008). Because the measured  $Q_{10}$  are not linked to a single reaction but to multiple processes, numerous issues arise (Davidson *et al.*, 2006). Among them are the time-scale considered (Curiel Yuste *et al.*, 2004), the depth (Graf *et al.*, 2008) and the time-delays between ER and soil temperatures (Phillips *et al.*, 2011). One way to deal with the time-delays might be data synchronisation according to Pavelka *et al.* (2007). Another issue is the difference between the daytime and nighttime ER relationship with temperature. Juszczak *et al.* (2012), for example, showed that there are significant differences between ER modelled with daytime and nighttime data. Assessing these differences may be important when working at a daily timescale and when treating data from eddy-covariance measurements.

Based on these previous studies, we expected that time-delays in *Sphagnum*-dominated peatlands would be significant, even in the first 10 centimetres depth and that they would lead to a better description of observed data once taken into account, especially through data synchronisation. To our knowledge no studies have explored the time-delay between ER and soil temperature in peatlands yet. Differences in the ER–temperature relationship between daytime and nighttime datasets were also expected. To test these predictions, ER fluxes, during the growing season in 4 *Sphagnum*-dominated peatlands were measured in 2013. Continuous measurements over 72 hours were carried out in each site using static dark chambers. Air and soil temperature were also monitored. Specifically, the relationship between ER and temperature, measured at different depths in peat was studied and the difference between daytime and nighttime measurements was assessed.

## 5.1. Introduction

---

2043        The aim of this study was (i) to highlight any time-delay at the daily timescale  
2044      between ER and soil temperature at different depths in peatlands (ii) to assess the  
2045      effect of synchronisation between ER and temperature in the representation of the diel  
2046      ER variations (iii) to use the improved model to assess whether there is a difference  
2047      between nighttime and daytime ER.

### 2048     5.1.1 Study sites

2049        The study was performed on four French *Sphagnum*-dominated peatlands : Berna-  
2050      douze (BDZ, Ariège ; 3.75 ha, N 42°48'09", E 1°25'24", 1400 m), Frasne (FRN, Doubs ;  
2051      98 ha, N 46°49'35", E 6°10'20", 836 m), Landemarais (LDM, Ille-et-vilaine ; 23 ha,  
2052      N 48°26'30", E 1°10'54", 154 m), and La Guette (LGT, Cher ; 26 ha, N 47°19'44", E  
2053      2°17'04", 145 m). Mean annual air temperatures and annual rainfalls were 6, 7.5, 11,  
2054      11°C, and 1700, 1400, 870, 880 mm for BDZ, FRN, LDM and LGT respectively. During  
2055      the measurements the water table level remained constant at to -12, -7, -35 and -9 cm  
2056      for BDZ, FRN, LDM and LGT.

### 2057     5.1.2 Data acquisition

2058        Fieldwork was conducted between July and October 2013. In each site, four plots  
2059      (replicates) with similar plant cover were chosen. Four cylindrical PVC collars (diame-  
2060      ter : 31 cm, height : 15 cm) were inserted into the peat the day before beginning the  
2061      measurements. For 72 hours, CO<sub>2</sub> fluxes were measured in the 4 plots once an hour  
2062      in random order. These measurements were undertaken using a closed static cham-  
2063      ber (diameter of 30.5 cm, height of 30 cm), with a GMP343 Vaisala probe. ER was  
2064      measured with a transparent chamber covered by an opaque material to avoid input of  
2065      photosynthetic active radiation. Inside the chamber the air was homogenized with a fan  
2066      in order to minimize concentration gradients ([Pumpenan et al., 2004](#)). Measurement  
2067      lasted a maximum of 5 min with CO<sub>2</sub> concentration recorded every 5 seconds as well  
2068      as the relative humidity and the temperature inside the chamber.

2069        In each site a weather station and a data logger were set up near the plots to provide

2070 meteorological and environmental data recorded every second : surface temperature (air  
 2071 temperature as close as possible to the surface : 5 cm), peat temperature (at -5, -10,  
 2072 -20 and -30 cm depth), air relative humidity and solar radiation.

2073 After the 72 hours of measurements four peat cores (30 cm height and 15 cm  
 2074 diameter), one for each replicate, were extracted at each site for physico-chemical cha-  
 2075 racterisation.

### 2076 5.1.3 Data synchronisation

2077 The synchronisations between ER fluxes and temperatures were calculated for each  
 2078 depth and time-delays : The acquisition frequency between temperature and ER were  
 2079 different. Thus an average of the temperatures recorded during the ER measurement  
 2080 time was calculated for all depths at the corresponding CO<sub>2</sub> flux measurement time.

2081 Then the temperature averaging procedure was repeated at 10-minute increments, until  
 2082 a 24 hour shift. The 10-minute step was a compromise between precision and calculation  
 2083 time. Next a correlation coefficient was calculated for each time step and temperature  
 2084 measurement depth. Finally the synchronisation was determined for each depth, by  
 2085 selecting the time-delay corresponding to the highest correlation coefficient. Negative  
 2086 correlations caused by the phase shift were discarded.

### 2087 5.1.4 Sensitivity of ER to temperature

Three widely used models Fang et Moncrieff (2001) were implemented to study  
 the relationship between ER and temperature : Linear regression (5.1), exponential  
 models : Q<sub>10</sub> (5.2) and Arrhenius (5.3)

$$ER = \alpha + \beta T \quad (5.1)$$

$$ER = \alpha e^{\beta T}; Q_{10} = e^{10*\beta} \quad (5.2)$$

$$ER = \alpha e^{\frac{-E_a}{RT}} \quad (5.3)$$

2088 ER was estimated using air temperature, soil temperatures at -5, -10, -20 and -30

2089 cm depth with both non-synchronised and synchronised datasets. Calculations were  
2090 implemented in R, and modelled data were adjusted to measured data using Ordinary  
2091 Least Squares (OLS). The goodness-of-fit was estimated by calculating the regression  
2092 coefficient ( $R^2$ ) and the root mean square error normalized by the mean (NRMSE).

2093 **5.1.5 Testing difference between daytime and nighttime ER  
2094 sensitivity to temperature**

2095 To test whether the relationship between ER and temperature differed during day-  
2096 time and nighttime, the dataset was split into two groups which were then compared.  
2097 The data between 10 am and 5 pm were considered as representative of the day and  
2098 data between 11 pm and 6 am as representative of the night. Only the air temperature  
2099 and the -5 cm depth peat temperature (with synchronised and non-synchronised data)  
2100 were investigated as they provide the best ER representation. The data for day and  
2101 night were centred to account for natural differences in measurement, since : during  
2102 the day both temperature and ER are higher than in the night. Using these centred  
2103 data, ratios between ER and temperatures were calculated. Finally a paired Student's  
2104 t test was applied on the mean of the replicate for each site and each temperature to  
2105 assess the significance of the differences between day and night measurements.

2106 **5.1.6 Physico-chemical characterisation of the peat**

2107 In the laboratory, two peat cores from each site were immersed in water during 24  
2108 hours to saturate the pores. Then, the cores were soaked overnight to get rid of the  
2109 water filling the effective porosity. At 5 cm steps, a piece of peat with a known volume  
2110 ( $V$ ,  $\text{cm}^3$ ) was cut and weighed ( $W_1$ , g). Then, the samples were dried at 50°C for 48  
2111 hours and weighed ( $W_2$ , g). Total porosity ( $\Phi_T$ , dimensionless), retention porosity ( $\Phi_R$ ,  
2112 dimensionless), effective porosity ( $\Phi_E$ , dimensionless) and bulk density ( $Bd$ ,  $\text{g cm}^{-3}$ )  
2113 were calculated as follows :

$$\Phi_T = 1 - \left[ \frac{\left( \frac{W2}{\rho_{peat}} \right)}{V} \right] \quad (5.4)$$

$$\Phi_R = 1 - \left[ \frac{\left( \frac{(W1-W2)}{\rho_{peat}} \right)}{V} \right] \quad (5.5)$$

$$\Phi_E = \Phi_T - \Phi_R \quad (5.6)$$

$$Bd = \frac{W2}{V} \quad (5.7)$$

2114 Peat density ( $\rho_{peat}$ ) was set at 1.45 according to [Kennedy et Price \(2005\)](#). Then  
2115 the peat was crushed and C, H, N and S analyses were performed with an elemental  
2116 analyser (Thermo Flash analyser).

## 2117 5.2 Results

### 2118 5.2.1 Air temperature and ER variability

2119 Mean surface air temperatures were about 14-15 °C for all sites, except for LGT  
2120 which was  $20.8 \pm 7.4$  °C, ([Figure 5.1 – H](#)). The lowest mean temperature and amplitude  
2121 were found at BDZ :  $14.4 \pm 3.3$  °C ([Figure 5.1 – E](#)). In LDM and FRN, the mean surface  
2122 air temperatures were respectively  $14.9 \pm 8.7$  °C and  $15.0 \pm 10.3$  °C ([Figure 5.1 – F](#),  
2123 G) Surface air temperature was the highest in FRN.

2124 At -5 cm depth, BDZ and LGT had lower mean temperatures than at the surface :  
2125  $14.1 \pm 1.5$  °C and  $20.3 \pm 1.7$  °C respectively, whereas the opposite was observed in FRN  
2126 and LDM with  $16.3 \pm 2.4$  °C and  $15.9 \pm 1.0$  °C respectively. Mean soil temperatures  
2127 were still higher at -10 cm for both sites, but only in LDM at -20 cm. At -30 cm  
2128 the soil temperature amplitude ranged from 0.2 in LDM to 0.6 in LGT and FRN.  
2129 Overall conditions were warmer in LGT than in the other sites and LDM, despite a  
2130 large amplitude of surface air temperature, had a particularly low soil temperature  
2131 amplitude.

## 5.2. Results

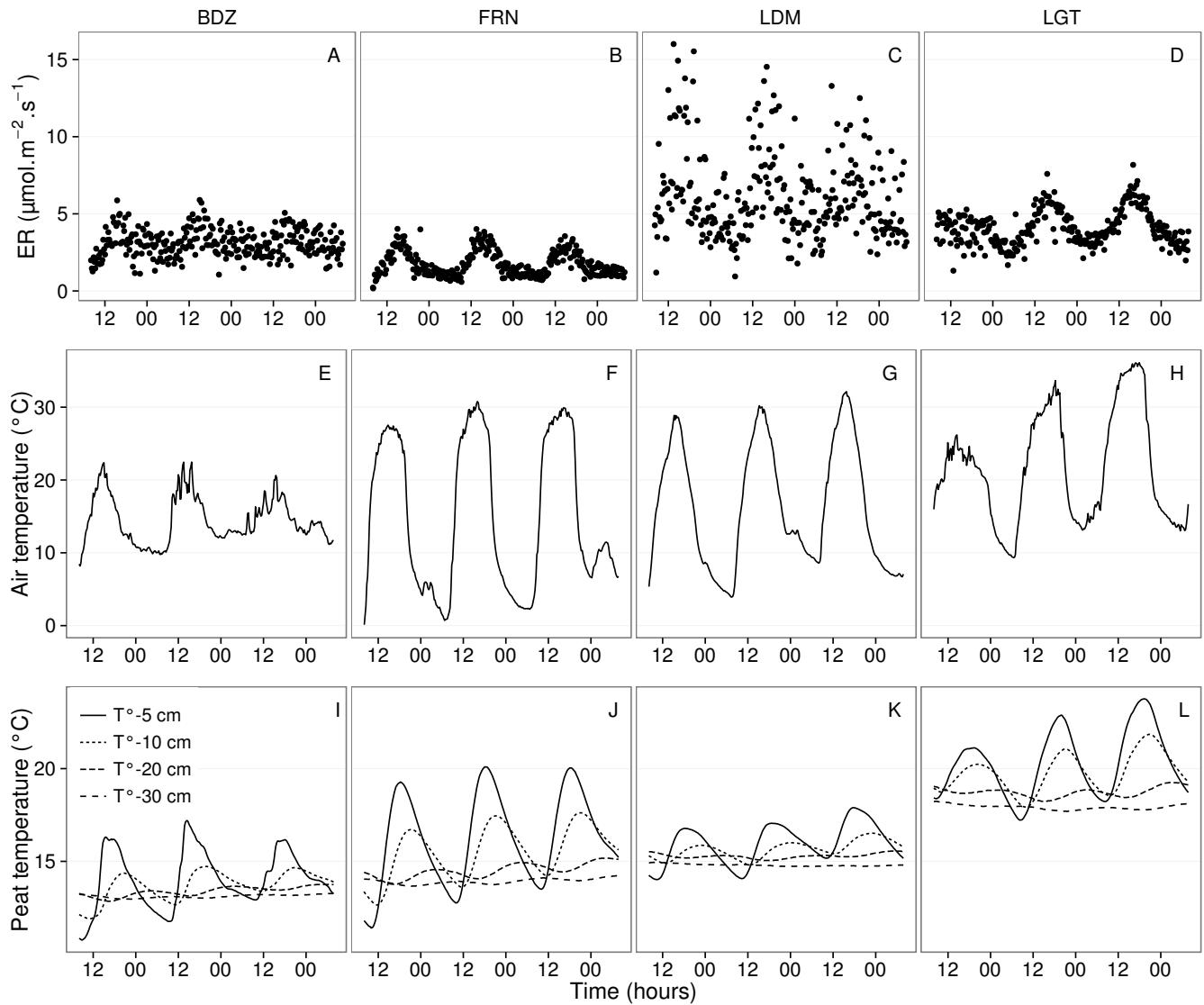


FIGURE 5.1 – Ecosystem Respiration (ER), air and peat temperature, in the 4 sites (Bernadouze : BDZ, Frasne : FRN, Landemarais : LDM, La Guette : LGT).

2132 In terms of ER, mean and variability were the lowest in FRN among all sites ( $1.75 \pm 0.83 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , Figure 5.1 – B). The highest variability and mean ER ( $6.13 \pm 2.81 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , Figure 5.1 – C) were observed in LDM. On this site replicates had different behaviours even though they were close to each other and in a similar environment. In BDZ and LGT, ER mean values were  $3.12 \pm 0.92$  and  $4.10 \pm 1.15 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  respectively (Figure 5.1 – A, B)

### <sup>2138</sup> 5.2.2 ER and soil temperature synchronisation

<sup>2139</sup> Figure 5.1 shows that the deeper the temperature was measured, the greater the  
<sup>2140</sup> shift with respect to ER. Taking this shift into account by synchronising soil tempera-  
<sup>2141</sup> tures with ER led to a significant positive linear correlation between the temperature  
<sup>2142</sup> measurement depth and the synchronisation time-delay (all sites pooled,  $R^2=0.94$ ,  
<sup>2143</sup>  $p<0.001$ ; Figure 5.2). The range of estimated time-delays decreased with depth up to  
<sup>2144</sup> -20 cm. At this depth the time-delay was 12 hours, i.e. a phase inversion on a daily  
<sup>2145</sup> timescale. For the three sites other than LDM, the slopes of the time-delay and mea-  
<sup>2146</sup> surement depth relationship were in a close range : 0.56, 0.54, 0.52 for FRN, BDZ and  
<sup>2147</sup> LGT respectively. The relationship for LDM was higher at -30 cm, leading to a steeper  
<sup>2148</sup> slope (0.66) than in the other sites (Figure 5.2). At the other depths, this site always  
<sup>2149</sup> had the highest time-delay, though the values were close to those of the other sites.  
<sup>2150</sup> BDZ always had the lowest time-delay, but like LDM, the values were close to those of  
<sup>2151</sup> the other sites, although slightly lower at -5 cm depth.

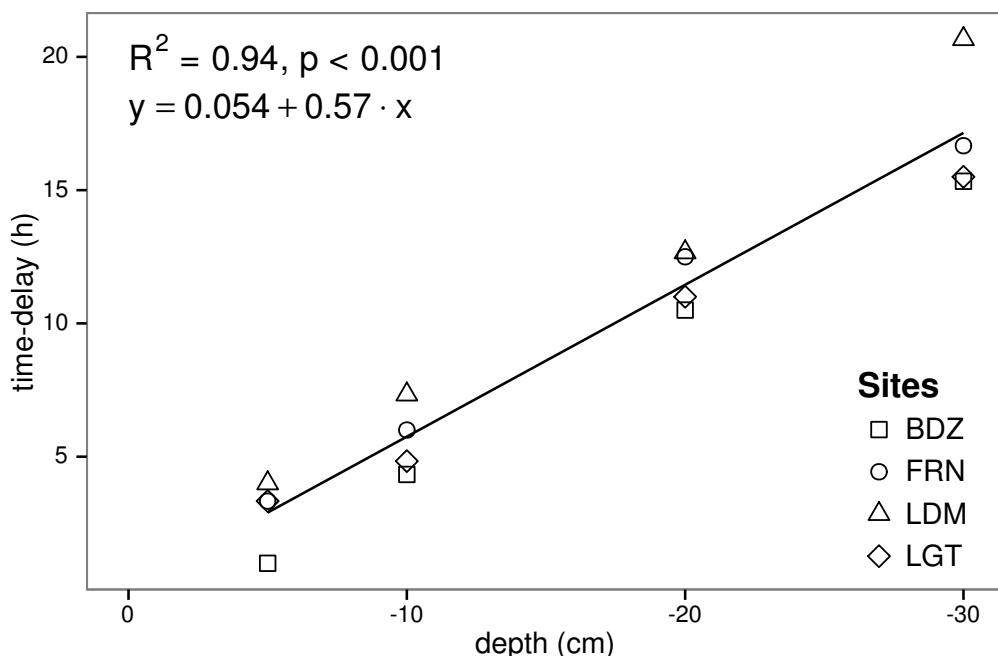


FIGURE 5.2 – Time delay between temperature at different depths and ER, in the 4 sites (Bernadouze : BDZ, Frasne : FRN, Landemarais : LDM, La Guette : LGT)

### 2152 5.2.3 Model implementation

2153 For both types of model (using non-synchronised and synchronised data), the dif-  
2154 ferences between the 3 tested models were very small. The greatest differences, in  $R^2$   
2155 values, were 0.07 and 0.05 for non-synchronised and synchronised data respectively,  
2156 whereas differences in NRMSE maximum values were 1.28 and 1.14 (Table 5.1). In  
2157 most cases the linear model led to a slightly better  $R^2$  than the others. As the diffe-  
2158 rences between equations were small, however, we will describe the exponential model  
2159 in the following sections, because (i) it is the most widely used model to describe the  
2160 ER-temperature relationship and (ii) the  $Q_{10}$  value can be derived from this equation.  
2161 This will allow the comparison of the results of our study to others.

### 2162 5.2.4 ER and temperature relationship

2163 The relationship between air temperature and ER, using the exponential model, was  
2164 better in LGT and FRN ( $R^2 > 0.55$ ) than in LDM and LDM ( $R^2 < 0.35$ ) (Table 5.1).  
2165 Nevertheless in all sites and with both linear and exponential models, using synchro-  
2166 nised soil temperatures gave a better account of the ER variability than their non-  
2167 synchronised counterparts (Figure 5.3). The goodness of fit ( $R^2$ ) increased on average  
2168 by 0.26 to 0.35 at -5 cm and -10 cm depth respectively. The degree of improvement  
2169 varied however between sites. For instance, at -5 cm depth  $R^2$  between synchronised  
2170 and non-synchronised models increased by only 0.04 in BDZ while it increased by 0.47  
2171 in FRN. The improvement gained by using synchronised data was higher at -5 cm and  
2172 -10 cm than at deeper layers, with 0.12, 0.11 on average for -20 and -30 cm depth  
2173 (Figure 5.3).

2174 A similar observation can be made for NRMSE. Regardless of some exceptions at  
2175 deeper layers especially at -20 cm depth, the NRMSE values show that using syn-  
2176 chronised data rather than non-synchronised ones improved the representation of ER  
2177 variability at a daily timescale, indicating that depth measurements dependence is  
2178 smaller for models using synchronised data than for models using non-synchronised

Tableau 5.1 –  $R^2$  and NRMSE profile with depth for models using non-synchronised and synchronised data and for the three equations (linear : lin, exponential : exp, arrhenius : arr).

depth	Non-synchronised						Synchronised					
	lin R <sup>2</sup>	NRMSE	exp R <sup>2</sup>	NRMSE	arr R <sup>2</sup>	NRMSE	lin R <sup>2</sup>	NRMSE	exp R <sup>2</sup>	NRMSE	arr R <sup>2</sup>	NRMSE
<b>Bernadouze</b>												
0	0.22	25.88	0.19	26.09	0.19	26.09	0.22	25.88	0.19	26.09	0.19	26.09
-5	0.23	25.66	0.20	25.89	0.20	25.89	0.27	25.18	0.24	25.40	0.24	25.40
-10	0.02	28.92	0.03	29.26	0.03	29.26	0.23	25.72	0.22	25.90	0.22	25.91
-20	0.04	28.64	0.03	28.98	0.03	28.98	0.13	27.79	0.13	28.16	0.13	28.15
-30	0.02	28.93	0.02	29.28	0.02	29.28	0.05	29.54	0.05	29.92	0.05	29.92
<b>Frasne</b>												
0	0.66	27.58	0.63	26.74	0.63	26.96	0.66	27.58	0.63	26.74	0.63	26.96
-5	0.19	42.34	0.21	43.00	0.21	43.01	0.68	26.34	0.68	25.02	0.68	25.06
-10	0.01	46.73	0.00	48.01	0.00	48.01	0.59	29.98	0.60	29.20	0.60	29.22
-20	0.34	38.29	0.27	38.78	0.27	38.77	0.34	38.05	0.36	39.17	0.36	39.16
-30	0.03	46.30	0.03	47.47	0.03	47.47	0.18	43.66	0.19	44.75	0.19	44.74
<b>Landemarais</b>												
0	0.29	38.55	0.32	39.31	0.32	39.24	0.29	38.55	0.32	39.31	0.32	39.24
-5	0.03	45.18	0.04	46.06	0.04	46.07	0.21	40.63	0.25	41.58	0.25	41.57
-10	0.05	44.53	0.04	45.45	0.04	45.45	0.13	42.65	0.16	43.71	0.16	43.7
-20	0.09	43.75	0.08	44.55	0.08	44.55	0.09	43.83	0.12	44.97	0.12	44.97
-30	0.03	45.09	0.02	46.07	0.02	46.07	0.13	44.94	0.12	46.02	0.12	NA
<b>La Guette</b>												
0	0.61	17.44	0.56	17.30	0.56	17.34	0.61	17.44	0.56	17.30	0.56	17.34
-5	0.31	23.27	0.29	23.24	0.28	23.26	0.63	16.83	0.59	16.49	0.58	16.51
-10	0.08	26.89	0.07	27.09	0.07	27.10	0.61	17.21	0.57	16.84	0.57	16.85
-20	0.30	23.41	0.27	23.30	0.27	23.30	0.54	18.93	0.51	19.01	0.51	19.01
-30	0.12	26.25	0.11	26.37	0.11	26.37	0.39	22.18	0.36	22.26	0.36	22.26

## 5.2. Results

---

2179 data. However with increasing depth  $R^2$  values still decreased and NRMSE values still  
2180 increased. For FRN, LDM and LGT, synchronised data at -5 cm depth gave a better  
2181 account of the ER variability than surface air temperature (Figure 5.3). This was not  
2182 the case in LDM, where temperature at the surface was the best descriptor of ER. For  
2183 both  $R^2$  and NRMSE the values at -20 cm depth were better than those observed at  
2184 -10 or -30 cm depth. This pattern was observed with different magnitudes among sites,  
2185 and was particularly visible in FRN and LGT. For the most part, the synchronisation  
2186 of data led to higher  $R^2$  and NRMSE values for models using one soil temperature, at  
2187 a daily scale on *sphagnum*-dominated peatlands.

### 2188 5.2.5 $Q_{10}$ evolution

2189 The  $Q_{10}$  stood between 0 and 2.5 for non-synchronised data with a maximum at  
2190 -5 cm depth. Average values were 1.4, 2.4 and 1.3, at the surface, -5 and -10 cm depth  
2191 respectively (Figure 5.4). Average  $Q_{10}$  values at the surface and -10 cm depth were  
2192 very similar. However there was much more variability at -10 cm depth, where the  
2193 values ranged from 0.1 to 2.1, than at the surface where the values stood between 1.3  
2194 and 1.5. Beyond -10 cm depth  $Q_{10}$  values fell almost to 0, while for non-synchronised  
2195 data  $Q_{10}$  values greatly increased with depth, reaching meaningless values.  $Q_{10}$  values  
2196 estimated with surface temperature were very similar between sites with an average of  
2197 1.4 (Figure 5.4). It increased to about 2.5 at -5 cm depth, with both synchronised and  
2198 non-synchronised data. Below this depth,  $Q_{10}$  estimated with both methods either de-  
2199 creased downwards (non-synchronised) or increased (synchronised data) to unrealistic  
2200 values (Figure 5.4).

### 2201 5.2.6 Daytime and nighttime differences

2202 For BDZ and LDM sites no significant differences were found between daytime and  
2203 nighttime data no matter which model was used, whereas differences were found for  
2204 FRN and LGT (Figure 5.5). In FRN, synchronisation increased the significance of the  
2205 differences :  $p < 0.001$  with and  $p < 0.01$  without synchronisation respectively. The

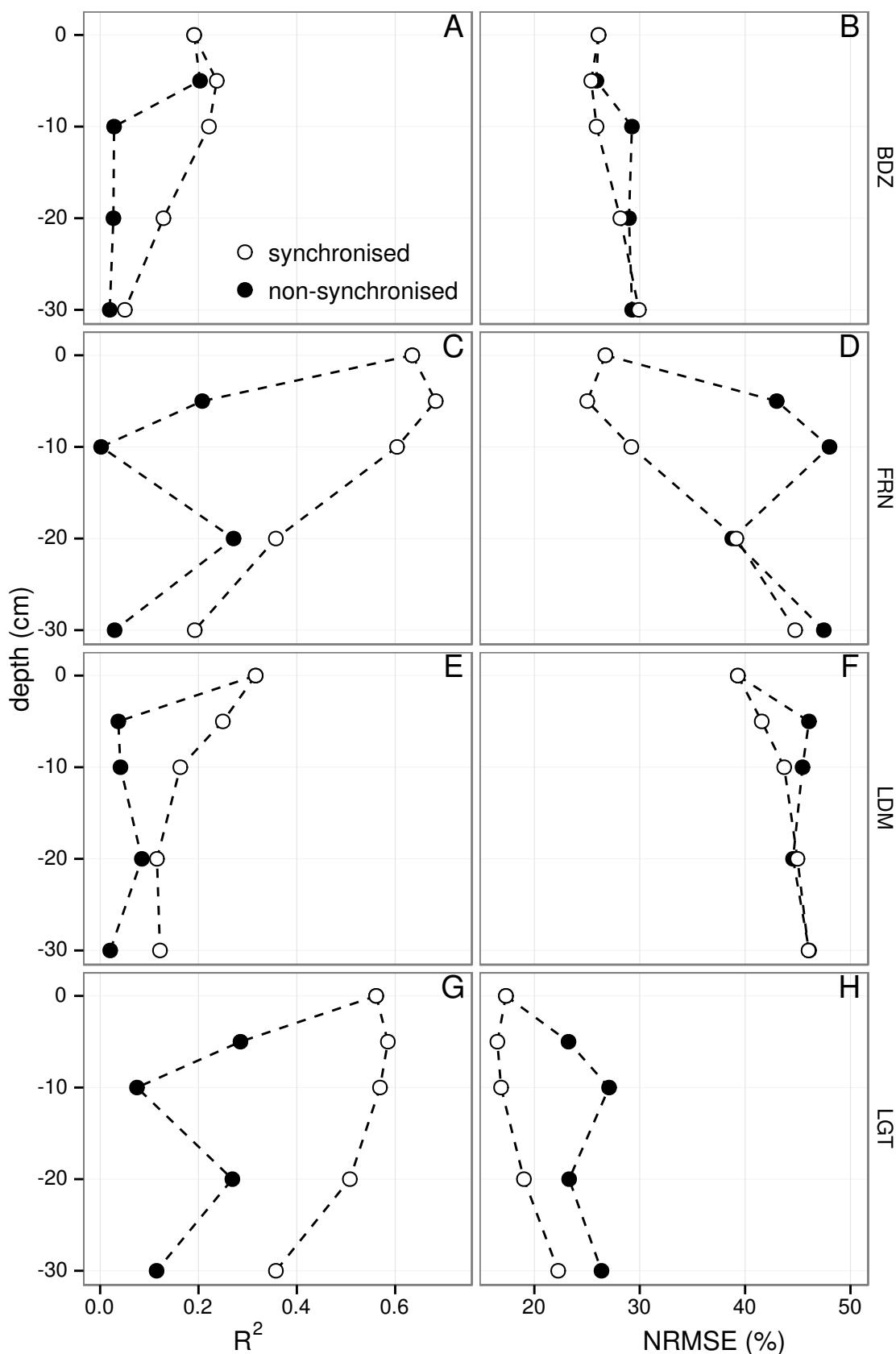


FIGURE 5.3 – Profile of  $R^2$  and NRMSE, (RMSE, normalized by the mean), with depth, in the 4 sites (Bernadouze : BDZ, Frasne : FRN, Landemarais : LDM, La Guette : LGT) using the exponential model.

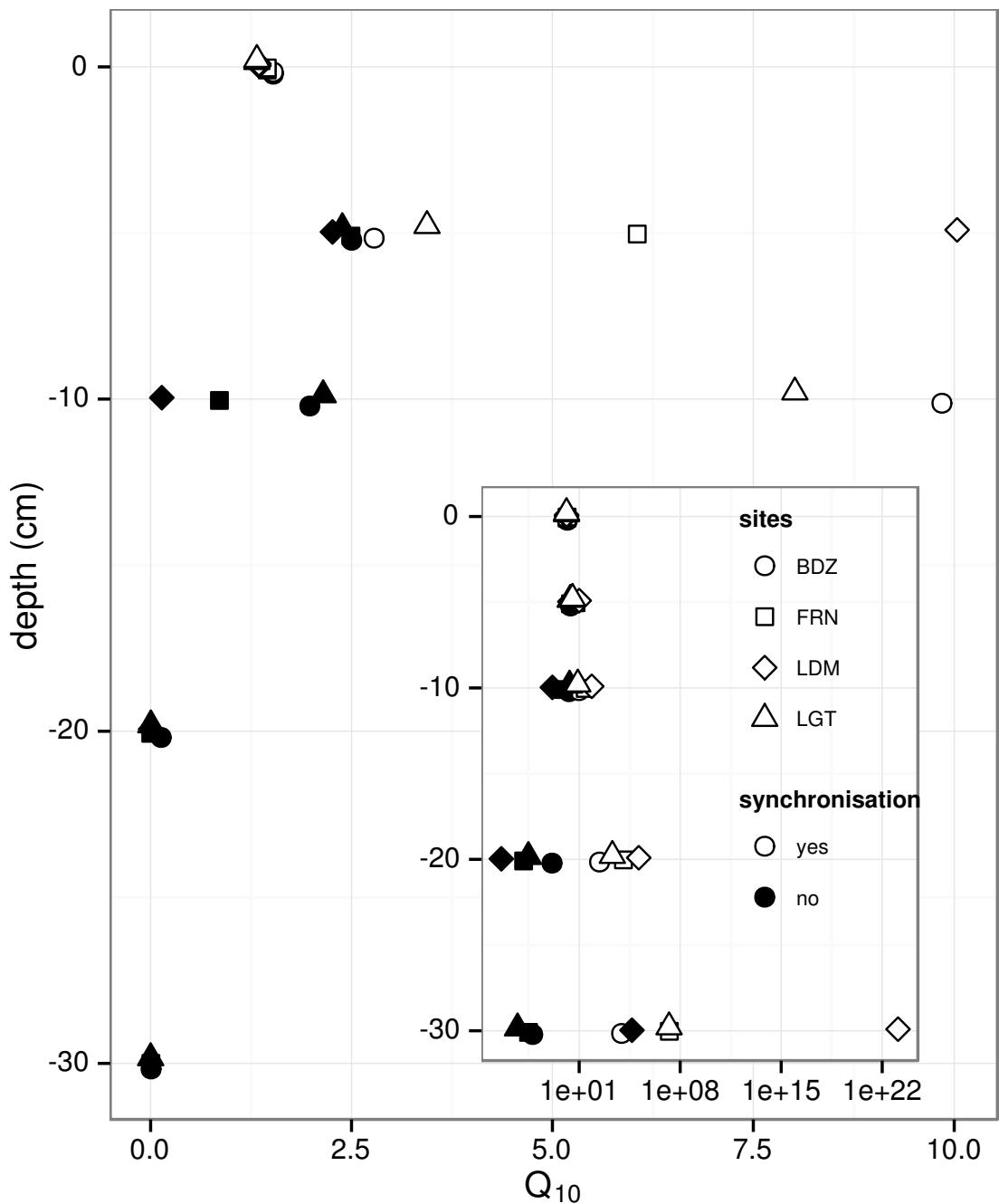


FIGURE 5.4 – Profile of  $Q_{10}$  with depth for synchronised (white) and non synchronised (black) data and exponential model in the 4 sites (Bernadouze : BDZ, Frasne : FRN, Landemarais : LDM, La Guette : LGT).

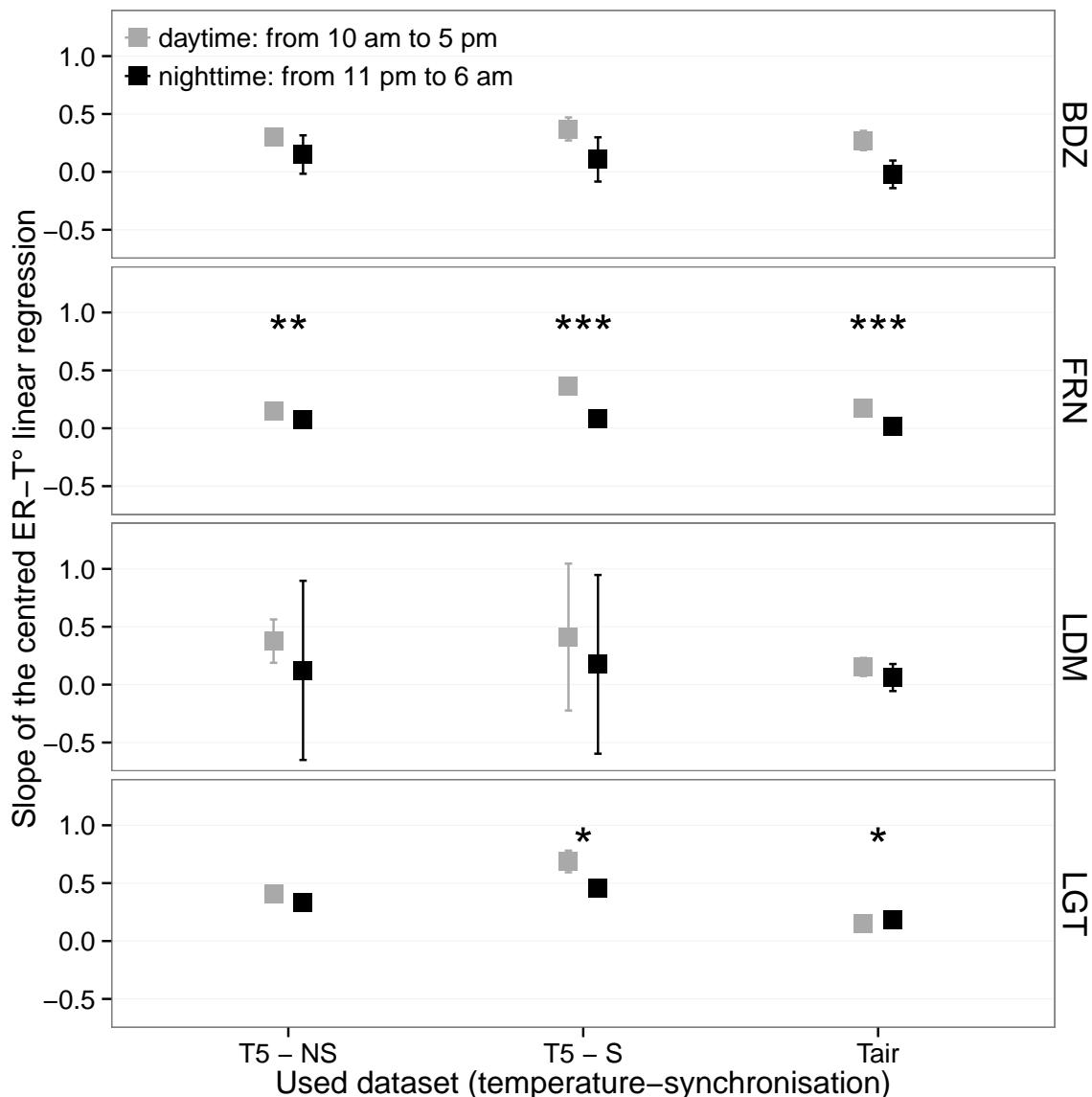


FIGURE 5.5 – Differences between daytime and nighttime measurements using 3 models : non-synchronised data at -5 cm depth temperature (T5 – NS), synchronised data at -5 cm depth temperature (T5 – S), and non-synchronised data at air temperature (Tair).

same pattern was found in LGT but with lower significance. Hence models using -5 cm depth with non-synchronised data are not significantly different but those using synchronised data are. Note that, for LGT, the model using air temperature had a daytime slope that was higher than the nighttime one, which was the opposite of all the other cases.

## 5.2. Results

---

Tableau 5.2 – Peat chemical properties as a function of depth in cm : content (%) N, C, H, S, the total, retention and effective porosity,  $\Phi_T$ ,  $\Phi_R$ ,  $\Phi_E$  respectively in  $m^3.m^{-3}$ , solid peat volumic fraction in  $m^3.m^{-3}$  and the bulk density (Bd) in  $g.cm^{-3}$ .

level	N	C	H	S	$\Phi_T$	$\Phi_R$	$\Phi_E$	solid	Bd
Bernadouze									
0–5	1.76	41.84	6.05	0.05	0.99	0.47	0.52	0.01	0.03
5–10	1.99	43.99	6.18	0.07	0.97	0.78	0.19	0.03	0.06
10–15	2.28	45.38	6.35	0.10	0.96	0.92	0.04	0.04	0.10
15–20	2.92	44.95	6.23	0.23	0.95	0.82	0.13	0.05	0.11
20–25	3.14	39.01	5.31	0.23	0.93	0.90	0.04	0.07	0.16
25–30	2.50	31.15	4.28	0.13	0.89	0.86	0.03	0.11	0.24
Frasne									
0–5	1.73	43.67	6.24	0.00	0.99	0.40	0.58	0.01	0.03
5–10	1.55	43.35	5.97	0.00	0.98	0.59	0.40	0.02	0.03
10–15	1.69	43.49	6.17	0.00	0.98	0.89	0.09	0.02	0.05
15–20	1.63	43.06	5.97	0.00	0.98	0.89	0.09	0.02	0.05
20–25	1.30	43.68	6.29	0.05	0.98	0.93	0.04	0.02	0.05
25–30	1.48	43.44	6.21	0.03	0.98	0.87	0.11	0.02	0.05
Landemarais									
0–5	1.36	45.63	5.69	0.25	0.97	0.62	0.35	0.03	0.07
5–10	3.08	47.37	5.37	0.09	0.95	0.74	0.21	0.05	0.11
10–15	2.73	48.34	5.63	0.10	0.94	0.94	0.00	0.06	0.13
15–20	2.54	48.67	5.64	0.30	0.96	0.81	0.15	0.04	0.10
20–25	2.08	46.99	5.80	0.23	0.97	0.89	0.08	0.03	0.07
25–30	1.57	45.65	6.23	0.21	0.97	0.89	0.08	0.03	0.07
La Guette									
0–5	1.55	38.33	5.23	0.05	0.97	0.61	0.36	0.03	0.05
5–10	2.35	41.31	4.66	0.20	0.93	0.83	0.10	0.07	0.08
10–15	2.34	43.81	5.72	0.18	0.91	0.89	0.02	0.09	0.10
15–20	1.99	43.17	5.45	0.10	0.89	0.87	0.01	0.11	0.13
20–25	1.90	37.91	4.83	0.05	0.88	0.83	0.05	0.12	0.15
25–30	1.32	18.95	2.32	0.01	0.79	0.76	0.03	0.21	0.28

### 5.2.7 Peat characterisation

Elemental compositions were similar in all sites : 1–3%, 4–6% and <1% for N, H and S respectively (Table 5.2). C content was mainly between 40 and 50 %, except at the deeper levels in LDM and LGT where values were lower (< 32%).

## 2215 5.3 Discussion

### 2216 5.3.1 ER differences between sites

2217 The ER fluxes calculated in the 4 sites were in the same order of magnitude as those  
2218 of peatlands found in the literature. ?, for instance, found ER values ranging from 2  
2219 to 5 during the same period as this study, i.e. July to October 2004. In the present  
2220 study, the models performed poorly in 2 sites, BDZ and LDM. For BDZ, amplitudes of  
2221 both ER and temperatures were low (Figure 5.1 – A, E) making the representation of  
2222 ER possible only on a short temperature span. With such low ranges of both ER and  
2223 temperature, it can be assumed that ER variability was due to the variability between  
2224 plots. For LDM, the ER fluxes were measured in plots that were more heterogeneous  
2225 than expected, resulting in strong variability (Figure 5.1 – C). This observation is  
2226 consistent with the high NRMSE value calculated for this site (39.3 % for BDZ against  
2227 26.1 % for LDM) whereas the  $R^2$  values for these two sites were close, 0.19 and 0.32  
2228 for BDZ and LDM respectively, using surface air temperature and an exponential  
2229 relationship. It is noteworthy that in FRN the NRMSE values were high with respect  
2230 to  $R^2$  values. This result can be explained by the fact that the mean ER flux was  
2231 low ( $1.75 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) and thus had a strong influence on NRMSE as we used mean  
2232 normalization. Finally at -20 cm depth, models using non-synchronised data showed,  
2233 an increase in  $R^2$  and a decrease in NRMSE which was more or less observable in  
2234 the different sites : clearly in FRN, LGT and to a lesser extent in LDM, but barely  
2235 perceivable in BDZ. At this depth the temperature and the ER signal phases are  
2236 opposed making the non-synchronised models better at representing ER than at -10  
2237 or -30 centimetres but with a reverse relationship. The ER fluxes thus show different  
2238 behaviours either in their amplitude or in their homogeneity

### 2239 5.3.2 Time-delay between temperature and ER

2240 Time-delays between soil temperatures and ER occur in *Sphagnum*-dominated peat-  
2241 lands. They occur even close to the soil surface and increase with depth. The relation-  
2242 ship between time-delays and depth was similar in all the studied sites although LDM  
2243 had slightly higher time-delays. The overall delay observed in peat soils, 0.57 hours  
2244 per centimetre, was higher than those found by Pavelka *et al.* (2007) in a forest and  
2245 in a grassland ecosystem and by Parkin et Kaspar (2003) on two agricultural soils (0.4  
2246 and 0.5 hours per centimetre respectively). This is coherent with the fact that peat soil  
2247 has a lower thermal diffusivity than mineral soils (Farouki, 1981; Arya, 2001). LDM  
2248 was the only site with a slightly higher slope especially at -30 cm. This was expected  
2249 as soil diffusivity increases with wetness (Hillel, 2003) and LDM was the site with the  
2250 lowest water table level. This was confirmed by thermal conductivity measurements  
2251 conducted on the peat cores (data not shown). Overall, it should be noted that the  
2252 time-delays were similar in all the studied sites despite their variability in terms of ER  
2253 fluxes.

### 2254 5.3.3 Synchronising ER and temperature improves ER sensit- 2255 vity to temperature representation

2256 In spite of the importance of lags between physical phenomena and biological  
2257 activities (Vargas *et al.*, 2010), few studies have addressed the effect of time-delays bet-  
2258 ween soil temperature and global biological activity (ER) at the daily timescale. At this  
2259 scale, we showed in peatlands that using synchronised data improved the representation  
2260 of the temperature sensitivity of ER. The improvement provided by synchronisation  
2261 was evidenced at shallow depth. The best goodness-of-fit obtained with synchronised  
2262 data and models using one temperature, was found at -5 cm depth. These observations  
2263 are in agreement with those of Pavelka *et al.* (2007) who also found a decreasing ef-  
2264 fect of synchronisation with depth. Such a lesser depth effect could be explained by  
2265 a simultaneous decrease in temperature amplitude. Because the goodness-of-fit of the

non-synchronised data increases at -20 cm, the synchronisation effect strongly decreases at this depth. This pattern is visible, with various amplitudes, in the different sites. It is explained by the 12 h time-delay (Figure 5.2) corresponding to a phase inversion that occurs at this depth between the ER and the daily temperature courses. Such a phase inversion was found deeper, at -30 cm by Pavelka *et al.* (2007), due to a higher temperature diffusivity in mineral soils. Finally in our study these models, using synchronised -5 cm depth temperature, show slightly higher  $R^2$  and lower NRMSE values than those using surface air temperature.

#### 5.3.4 Differences between daytime and nighttime ER measurements

The significant differences observed between daytime and nighttime measurements corroborate other studies in which these differences were found using chamber techniques (Juszczak *et al.*, 2012; Darenova *et al.*, 2014). The fact that some sites show significant differences (FRN and LGT) and not others (BDZ and LDM) seems to be linked to the variability between plots and temperature amplitude. When temperature amplitude was low, most of the variability originated from spatial variability between plots. This was also corroborated by a test done on LGT where we calculated the day and night differences only on the last two days when temperature amplitude was the greatest. As a result the significance increased from  $p < 0.05$  to  $p < 0.01$  for the synchronised model using -5 cm depth temperature and the differences observed in the model using air temperature were no longer significant any more ( $p > 0.05$ ).

#### 5.3.5 $Q_{10}$ sensitivity to temperature depth and synchronisation

In shallow layers ( $\leq 10$  cm), the  $Q_{10}$  values calculated with non-synchronised data in the ranges that are usually reported, i.e. between 1.3 to 3.3 (Raich et Schlesinger, 1992). At deeper levels in the peat profile ( $\geq 10$  cm), they reach 0 as the relationship between ER and the temperature weakens, and is not compensated by a long term

## 5.4. Conclusions

---

evolution. A similar behaviour was found by [Pavelka \*et al.\* \(2007\)](#) even if this Q<sub>10</sub> decrease with depth is not usually seen and most studies show the opposite, namely an increase in Q<sub>10</sub> values with depth ([Graf \*et al.\*, 2008](#)). This apparent contradiction may be explained by the length of the study. Because of its short duration, the effect of the time-delays on ER were preponderant over the temperature effect. Synchronisation also led to meaningless high Q<sub>10</sub> values because synchronisation can explain a higher proportion of ER flux with a smaller temperature variation. Temperature amplitude decreases with depth because of soil dampening.

## 5.4 Conclusions

We showed that the time-delays between ER and soil temperatures at different depths are significant on a daily timescale as the signals are shifted 30 minutes every centimetre. At this scale the use of synchronised soil temperature, to take into account these time-delays, can improve the representation of ER particularly in the first 10 centimetres. Only one of the studied sites showed highly significant differences between daytime and nighttime measurements. However it is possible that such differences exist in the other sites, depending on the environmental conditions (e.g. temperature amplitude) and spatial variability in the ER fluxes. Addressing questions of bio-physical coupling in determining ER at different timescales requires high frequency observations ([Vargas \*et al.\*, 2011](#)). Even if the automated chamber technique is increasingly used, it cannot be easily deployed in some sites due to tall vegetation, power supply difficulties, or harsh environmental conditions. In contrast, temperature measurements at different depths are easy to conduct, robust to harsh conditions and can be powered by a small solar panel. A calibration campaign with human manipulated closed chambers could be carried out to assess ER variability at different timescales. Coupling temperature profile and punctual ER measurements and then using synchronised data in models may be a good alternative in sites where automated chambers are not easily implantable.

## <sup>2318</sup> Acknowledgements

<sup>2319</sup> The work was funded as part of the Peatland National Observatory Service (Service  
<sup>2320</sup> national d'observation Tourbières, certified by the CNRS/INSU) as the four studied  
<sup>2321</sup> sites are part of this Service. The authors are also indebted to the site managers for  
<sup>2322</sup> permitting access to the studied peatlands. We also acknowledge support from Labex  
<sup>2323</sup> VOLTAIRE (ANR-10-LABX-100-01). Finally we would like to thank Elizabeth Rowley-  
<sup>2324</sup> Jolivet for corrections to the manuscript.



2325

2326

SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES

---

2327 L'étude des flux de carbone dans les écosystèmes tourbeux est complexe car assu-  
2328 jetti à des facteurs de contrôle dont la prépondérance varie fortement selon l'échelle  
2329 considérée et les conditions environnementales. Les effets d'un facteur contrôlant sur  
2330 un flux de gaz vont généralement dans le même sens dans la littérature : une hausse  
2331 de la température à tendance à augmenter les flux. Une augmentation du niveau de  
2332 la nappe à tendance à favoriser la production de CH<sub>4</sub> par rapport à celle du CO<sub>2</sub>. La  
2333 végétation semble faciliter les échanges de gaz et libère des substrats facilement mo-  
2334 bilitables. Outre le fait que ces facteurs co-varient et qu'il donc difficile de distinguer  
2335 leurs effets, ces effets sur les différents flux en terme de bilan de carbone est beaucoup  
2336 moins nette, d'où la nécessité d'estimer des bilans de carbone sur ces écosystèmes.

## 2337 Bilan du bilan (de C) ?

2338 Les observations réalisées sur la tourbière de La Guette ont permis de mettre en  
2339 évidence des flux de CO<sub>2</sub> particulièrement fort que ce soit pour la RE ou la PPB. Ces  
2340 flux annuels, plus fort que ceux relevés dans les tourbières boréales, sont cependant  
2341 moins important que ceux mesurés dans des tourbières utilisées comme pâties per-  
2342 manentes. Ces observations sont cohérentes avec les observations de terrain. En effet  
2343 la présence d'une végétation vasculaire herbacée largement dominante (*Molinia caeru-*  
2344 *lea*) rapproche davantage la tourbière de La Guette d'une prairie tourbeuse que d'une  
2345 tourbière boréale où prédomine les sphaignes. Le niveau de la nappe particulièrement  
2346 élevé pendant les deux années de mesure a probablement limité en partie les flux de  
2347 CO<sub>2</sub> sans pour autant les empêcher. En effet à la fois *Molinia caerulea* et *Eriophorum*  
2348 *Augustifolium* (**Vaginatum oui mais augustifolium ?**) possèdent un aérenchyme,  
2349 cette adaptation aux milieux inondés leur permettant de maintenir des échanges ga-  
2350 zeux de leurs racines à l'atmosphère. Par ailleurs la situation géographique locale et  
2351 globale du site : une tourbière de plaine située à basse latitude, joue également sur la  
2352 saisonnalité du climat, plus faible qu'en montagne, et permettant aux flux de rester

plus fort pendant une période de l'année plus importante. Les flux de CH<sub>4</sub> ne semblent quant à eux pas être contraint par le niveau de la nappe pendant les deux années de mesures. Leur relation avec la végétation laisse encore une fois penser un effet possible de l'aérenchyme.

Ces travaux ont également montré la forte variabilité spatiale des flux de CO<sub>2</sub>. Le nombre limité de points de mesure du CH<sub>4</sub> ne permettant pas d'affirmer quoi que ce soit de ce côté là. (**dvlpé var spa + vég**)

La prise en compte de la végétation reste une difficulté importante, l'observation répétée nécessitant des mesures non destructives, souvent imprécises ou très coûteuses en temps. Paradoxalement les zones de la tourbière fonctionnant en puits de carbone sont celle où les herbacées sont dominantes.

## Modélisation saisonnière et mesures horaires

Les estimations des flux de la tourbière de La Guette par les modèles du chapitre 3 ont été calculées à l'heure. Elles ont donc pu être comparées aux données acquises sur le même site lors d'autres expérimentations, notamment grâce à l'utilisation de méthodes de mesures identiques sur l'ensemble de ces travaux. Ainsi si l'on compare la RE estimée à l'aide des modèles RE-1 et RE-3 (chapitre 3) aux données acquises à haute fréquence (chapitre 5) on observe un écart important entre les valeurs mesurées et celles estimées par les modèles (Figure 5.6). Pour expliquer cet écart on peut considérer les deux points suivants :

Premier point, on compare des modèles qui prennent en compte la variabilité spatiale du site (une partie au moins, à travers les vingt points qui on servi à les calibrer) à des mesures réalisées sur quatre embases dans une zone restreinte de la tourbière (20 x 20 m). Ces quatre points ayant une représentativité spatiale limitée et ont été choisi pour leur similarités. Cet écart peut donc être en partie le reflet de la variabilité spatiale des flux dans la tourbière. Cet argument est soutenu par les mesures de RE réalisées le 24 et le 25 juillet 2013, soit 5 jours avant les mesures haute fréquence et dont la gamme de valeur est comprise entre 4,8 et 18,9 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> et sont représentés par le fond gris

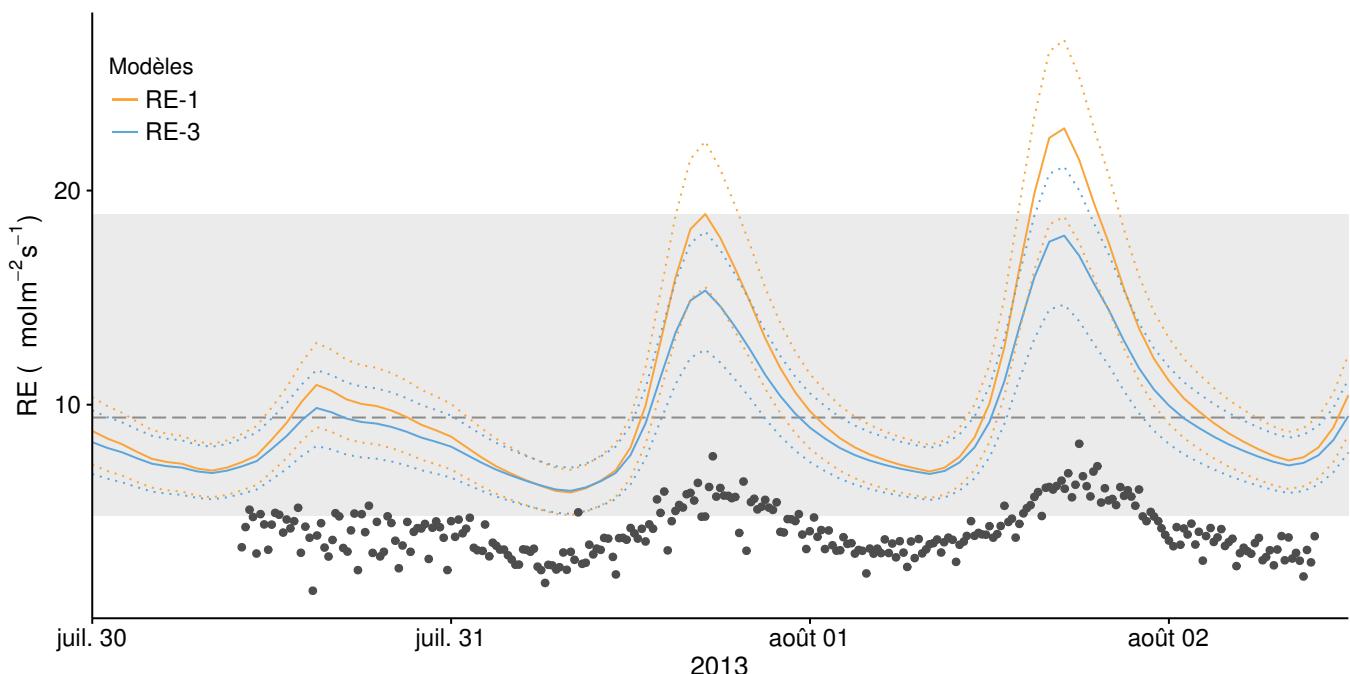


FIGURE 5.6 – Comparaison entre les valeurs estimées par les modèles RE-1 (ligne orange), RE-3 (ligne bleue) et les mesures faites à haute fréquence sur le site du 30 juillet au 2 août 2013 (points noirs). Les lignes de pointillés représentent l'erreur (NRMSE) associée aux modèles. La zone grisée correspond à la gamme de valeur de la RE mesurée sur l'ensemble des 20 placettes pendant la campagne du 24-25 juillet 2013. La ligne de tiret correspond à la moyenne de la RE pour cette campagne.

sur la figure 5.6. Les estimations des modèles RE-1 et RE-3 restent d'ailleurs majoritairement dans cette gamme de valeurs. Par ailleurs, la placette p04 (Figure 3.1) la plus proche des mesures haute fréquences, est dans la gamme basse des flux que ce soit pour la campagne du 24-25 juillet : troisième flux le plus faible mesuré ( $6,1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) ou en moyenne sur l'ensemble de mesure où elle vaut  $2,81 \pm 1,60 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  par rapport à la moyenne de l'ensemble des placettes valant  $3,77 \pm 2,89 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

Second point, le modèle est calibré à partir de moyennes des flux par campagne de mesure (Figure ??). Ces moyennes sont comprises entre  $0,69 \pm 0,27$  et  $9,43 \pm 3,48 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , par conséquent les estimations des modèles, dont RE-1, en dehors de cette gamme sont du domaine de l'extrapolation et donc à considérer avec précaution.

Ces deux points considérés, il semble que les estimations des modèles RE-1 et RE-3, malgré les écarts que l'on peut observées, restent cohérentes avec les mesures effectuées aux différentes échelles. Le modèle RE-3 restant davantage encore que le modèle RE-1 dans la gamme de valeur attribuable en grande partie, à la variabilité spatiale. Cette

2395 comparaison montre également l'importance de la variabilité spatiale des flux dans les  
2396 tourbières et la difficulté qu'il peut y avoir à la prendre en compte de façon satisfaisante.

## 2397 L'hydrologie

2398 L'effet de la restauration hydrologique de la tourbière de La Guette n'a pas pu  
2399 être mis en évidence de part une pluviométrie forte et un niveau de nappe toujours  
2400 important. Les expérimentations

## 2401 Résilience de la tourbe par rapport aux 2 années sèches qui pré- 2402 cèdent le BdC

2403 (lien chap 3 et 4)

2404 Les prendre en compte améliorerait-il les modèles  
2405 modèles globaux ? **limitations des équations** : Plus généralement, la majorité  
2406 des tourbières sont sous la neige une partie de l'année, ce qui n'arrive que rarement sur  
2407 la tourbière de La Guette et une partie possède également des zones d'eau libre, qui  
2408 n'existent pas sur ce site.

2409 modèles globaux et profondeur de tourbe

## 2410 Ouverture vers d'autre méthodes de mesures

2411 — chambre automatique (lien chap 5, et chap 3 ?)  
2412 — tour eddy covariance (lien chap 5 et chap 3 ?)

---

## <sup>2413</sup> perspectives

<sup>2414</sup> La suite du projet CARBIODIV permettra peut être de mettre en évidence l'effet  
<sup>2415</sup> de la restauration.

<sup>2416</sup> Un partenariat avec le LSCE commencé pendant ces travaux devra permettre de  
<sup>2417</sup> valoriser ces données à des échelles plus importante. Des données on d'ors et déjà été  
<sup>2418</sup> envoyée à Chloé XX qui développe un code "tourbière" dans le modèle ORCHIDEE.

<sup>2419</sup> L'installation prochaine d'une tour eddy covariance sur le site permettra de com-  
<sup>2420</sup> parer ce bilan à des mesures plus haute fréquence.

<sup>2421</sup> Modèles : PCARS (frolking2002), MWM (Wu2013), TOPMODEL (Stocker2014)

## <sup>2422</sup> idées

<sup>2423</sup> L'amélioration du protocole de végétation (RVI?)

<sup>2424</sup> Amélioration des chambres (contrôle de la température? de la vitesse du ventila-  
<sup>2425</sup> teur? plus grande? aquisition automatisée du PAR sur la chambre)

<sup>2426</sup> l'inclusion des arbres

<sup>2427</sup> Correction du volume par pondération de la surface

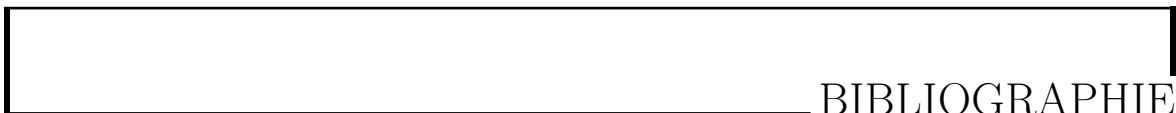
<sup>2428</sup> Utilisation de chambres automatiques/EC

<sup>2429</sup> Humidité du sol

<sup>2430</sup> Propriétés physique de la tourbe (en cours)

2431

2432



## BIBLIOGRAPHIE

- 2433 AERTS, R. et LUDWIG, F. (1997). Water-table changes and nutritional status affect  
2434 trace gas emissions from laboratory columns of peatland soils. *Soil Biology and*  
2435 *Biochemistry*, 29(11–12):1691–1698.
- 2436 ALM, J., SAARNIO, S., NYKÄNEN, H., SILVOLA, J. et MARTIKAINEN, P. (1999). Winter  
2437 CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeo-*  
2438 *chemistry*, 44(2):163–186.
- 2439 ALM, J., TALANOV, A., SAARNIO, S., SILVOLA, J., IKKONEN, E., AALTONEN, H.,  
2440 NYKÄNEN, H. et MARTIKAINEN, P. J. (1997). Reconstruction of the carbon balance  
2441 for microsites in a boreal oligotrophic pine fen, Finland. *Oecologia*, 110:423–431.
- 2442 ANDREJKO, M. J., FIENE, F. et COHEN, A. D. (1983). Comparison of ashing techniques  
2443 for determination of the inorganic content of peats. In *Testing of Peats and Organic*  
2444 *Soils : A Symposium*, volume 820, pages 5–10. ASTM International.
- 2445 ARCHER, D., EBY, M., BROVKIN, V., RIDGWELL, A., CAO, L., MIKOŁAJEWICZ, U.,  
2446 CALDEIRA, K., MATSUMOTO, K., MUNHOVEN, G., MONTENEGRO, A. et OTHERS  
2447 (2009). Atmospheric lifetime of fossil fuel carbon dioxide. *Annu. Rev. Earth Planet.*  
2448 *Sci.*, 37(1):117.
- 2449 ARYA, S. P. (2001). *Introduction to Micrometeorology*, volume 79 de *International*  
2450 *Geophysics Series*. Academic Press.
- 2451 AURELA, M., RIUTTA, T., LAURILA, T., TUOVINEN, J.-P., VESALA, T., TUITTIJA,  
2452 E.-S., RINNE, J., HAAPANALA, S. et LAINE, J. (2007). CO<sub>2</sub> exchange of a sedge fen  
2453 in southern Finland—the impact of a drought period. *Tellus B*, 59(5):826–837.
- 2454 BALLANTYNE, D. M., HRIBLJAN, J. A., PYPKER, T. G. et CHIMNER, R. A. (2014).  
2455 Long-term water table manipulations alter peatland gaseous carbon fluxes in nor-  
2456 thern Michigan. *Wetlands Ecol. Manage.*, 22(1):35–47.
- 2457 BATJES, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil*  
2458 *Sci.*, 47(2):151–163.
- 2459 BEER, C., REICHSTEIN, M., TOMELLERI, E., CIAIS, P., JUNG, M., CARVALHAIS, N.,  
2460 RÖDENBECK, C., ARAIN, M. A., BALDOCCHI, D., BONAN, G. B., BONDEAU, A.,

- 2461 CESCATTI, A., LASSLOP, G., LINDROTH, A., LOMAS, M., LUYSSAERT, S., MARGO-  
2462 LIS, H., OLESON, K. W., ROUPSARD, O., VEENENDAAL, E., VIOVY, N., WILLIAMS,  
2463 C., WOODWARD, F. I. et PAPALE, D. (2010). Terrestrial Gross Carbon Dioxide Up-  
2464 take : Global Distribution and Covariation with Climate. *Science*, 329(5993):834–838.
- 2465 BELLISARIO, L. M., BUBIER, J. L., MOORE, T. R. et CHANTON, J. P. (1999). Controls  
2466 on CH<sub>4</sub> emissions from a northern peatland. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(1):81–  
2467 91.
- 2468 BEYER, C., LIEBERSBACH, H. et HÖPER, H. (2015). Multiyear greenhouse gas flux  
2469 measurements on a temperate fen soil used for cropland or grassland. *J. Plant Nutr.  
2470 Soil Sci.*, pages n/a–n/a.
- 2471 BLODAU, C. (2002). Carbon cycling in peatlands. A review of processes and controls.  
2472 *Environmental Reviews*, 10(2):111–134.
- 2473 BLODAU, C., BASILIKO, N. et MOORE, T. R. (2004). Carbon turnover in peatland  
2474 mesocosms exposed to different water table levels. *Biogeochemistry*, 67(3):331–351.
- 2475 BOND-LAMBERTY, B. et THOMSON, A. (2010). Temperature-associated increases in  
2476 the global soil respiration record. *Nature*, 464(7288):579–582.
- 2477 BORTOLUZZI, E., EPRON, D., SIEGENTHALER, A., GILBERT, D. et BUTTLER, A.  
2478 (2006). Carbon balance of a European mountain bog at contrasting stages of re-  
2479 generation. *New Phytol.*, 172(4):708–718.
- 2480 BUBIER, J. (1995). The relationship of vegetation to methane emission and hydroche-  
2481 mical gradients in northern peatlands. *J Ecol*, 83(3):403–420.
- 2482 BUBIER, J., COSTELLO, A., MOORE, T. R., ROULET, N. T. et SAVAGE, K. (1993).  
2483 Microtopography and methane flux in boreal peatlands, northern Ontario, Canada.  
2484 *Canadian Journal of Botany*, 71(8):1056–1063.
- 2485 BUBIER, J. L., BHATIA, G., MOORE, T. R., ROULET, N. T. et LAFLEUR, P. M. (2003).  
2486 Spatial and Temporal Variability in Growing-Season Net Ecosystem Carbon Dioxide  
2487 Exchange at a Large Peatland in Ontario, Canada. *Ecosystems*, 6:353–367.
- 2488 BUBIER, J. L., CRILL, P. M., MOORE, T. R., SAVAGE, K. et VARNER, R. K. (1998).  
2489 Seasonal patterns and controls on net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange in a boreal peatland  
2490 complex. *Global Biogeochemical Cycles*, 12(4):703–714.
- 2491 BUBIER, J. L., MOORE, T. R., BELLISARIO, L., COMER, N. T. et CRILL, P. M. (1995).  
2492 Ecological controls on methane emissions from a Northern Peatland Complex in the  
2493 zone of discontinuous permafrost, Manitoba, Canada. *Global Biogeochemical Cycles*,  
2494 9(4):455–470.
- 2495 BUCKLAND, P. C. (1993). Peatland archaeology : a conservation resource on the edge  
2496 of extinction. *Biodivers. Conserv.*, 2(5):513–527.
- 2497 CAI, T., FLANAGAN, L. B. et SYED, K. H. (2010). Warmer and drier conditions  
2498 stimulate respiration more than photosynthesis in a boreal peatland ecosystem :  
2499 Analysis of automatic chambers and eddy covariance measurements. *Plant Cell  
2500 Environ.*, 33(3):394–407.

- 2501 CHANTON, J. P. (2005). The effect of gas transport on the isotope signature of methane  
 2502 in wetlands. *Org. Geochem.*, 36(5):753–768.
- 2503 CHAPIN, F., WOODWELL, G., RANDERSON, J., LOVETT, G., RASTETTER, E., BAL-  
 2504 DOCCHI, D., CLARK, D., HARMAN, M., SCHIMEL, D., VALENTINI, R., WIRTH, C.,  
 2505 ABER, J., COLE, J., GIBLIN, A., GOULDEN, M., HARDEN, J., HEIMANN, M., HO-  
 2506 WARTH, R., MATSON, P., MCGUIRE, A., MELILLO, J., MOONEY, H., NEFF, J.,  
 2507 HOUGHTON, R., PACE, M., RYAN, M., RUNNING, S., SALA, O., SCHLESINGER, W.  
 2508 et SCHULZE, E.-D. (2006). Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and me-  
 2509 thodology. *Ecosystems*, 9:1041–1050.
- 2510 CHAPMAN, S., BUTTLER, A., FRANCEZ, A.-J., LAGGOUN-DÉFARGE, F., VASANDER,  
 2511 H., SCHLÖTER, M., COMBE, J., GROSVERNIER, P., HARMS, H., EPRON, D. et  
 2512 OTHERS (2003). Exploitation of northern peatlands and biodiversity maintenance :  
 2513 a conflict between economy and ecology. *Front. Ecol. Environ.*, 1(10):525–532.
- 2514 CHRISTENSEN, J. H., HEWITSON, B., BUSUIOC, A., CHEN, A., GAO, X., HELD, R.,  
 2515 JONES, R., KOLLI, R. K., KWON, W. K., LAPRISE, R. et OTHERS (2007). Regional  
 2516 climate projections. *Clim. Change 2007 Phys. Sci. Basis Contrib. Work. Group*  
 2517 *Fourth Assess. Rep. Intergov. Panel Clim. Change Univ. Press Camb. Chapter 11*,  
 2518 pages 847–940.
- 2519 CHRISTENSEN, J. H., KANIKICHLARLA, K. K., MARSHALL, G. et TURNER, J. (2013).  
 2520 Climate phenomena and their relevance for future regional climate change.
- 2521 CHRISTENSEN, T. R., PANIKOV, N., MASTEPANOV, M., JOABSSON, A., STEWART,  
 2522 A., ÖQUIST, M., SOMMERKORN, M., REYNAUD, S. et SVENSSON, B. (2003). Biotic  
 2523 controls on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> exchange in wetlands – a closed environment study.  
*Biogeochemistry*, 64(3):337–354.
- 2525 CIAIS, P., SABINE, C., BALA, G., BOPP, L., BROVKIN, V., CANADELL, J., CHHABRA,  
 2526 A., DEFRIES, R., GALLOWAY, J., HEIMANN, M. et OTHERS (2014). Carbon and  
 2527 other biogeochemical cycles. In *Climate Change 2013 : The Physical Science Basis.*  
 2528 *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovern-  
 2529 mental Panel on Climate Change*, pages 465–570. Cambridge University Press.
- 2530 CLYMO, R. S., TURUNEN, J. et TOLONEN, K. (1998). Carbon accumulation in peat-  
 2531 land. *Oikos*, pages 368–388.
- 2532 COLES, J. R. et YAVITT, J. B. (2002). Control of methane metabolism in a forested  
 2533 northern wetland, New York State, by aeration, substrates, and peat size fractions.  
*Geomicrobiol. J.*, 19(3):293–315.
- 2535 COLMER, T. D. (2003). Long-distance transport of gases in plants : a perspective on  
 2536 internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant Cell Environ.*, 26(1):17–36.
- 2537 CORNELISSEN, J. H., LANG, S. I., SOUDZILOVSKAIA, N. A. et DURING, H. J. (2007).  
 2538 Comparative cryptogam ecology : a review of bryophyte and lichen traits that drive  
 2539 biogeochemistry. *Ann. Bot.*, 99(5):987–1001.
- 2540 CROW, S. E. et WIEDER, R. K. (2005). Sources of CO<sub>2</sub> emission from a northern  
 2541 peatland : root respiration, exudation, and decomposition. *Ecology*, 86(7):1825–1834.

- 2542 CURIEL YUSTE, J., JANSSENS, I. A., CARRARA, A. et CEULEMANS, R. (2004). Annual  
 2543 Q<sub>10</sub> of soil respiration reflects plant phenological patterns as well as temperature  
 2544 sensitivity. *Global Change Biol.*, 10(2):161–169.
- 2545 DARENOVA, E., PAVELKA, M. et ACOSTA, M. (2014). Diurnal deviations in the rela-  
 2546 tionship between CO<sub>2</sub> efflux and temperature : A case study. *CATENA*, 123:263–269.
- 2547 DAVIDSON, E. A., JANSSENS, I. A. et LUO, Y. (2006). On the variability of respiration  
 2548 in terrestrial ecosystems : moving beyond Q<sub>10</sub>. *Global Change Biol.*, 12(2):154–164.
- 2549 DINSMORE, K. J., SKIBA, U. M., BILLETT, M. F. et REES, R. M. (2009). Effect  
 2550 of water table on greenhouse gas emissions from peatland mesocosms. *Plant Soil*,  
 2551 318(1-2):229–242.
- 2552 ESWARAN, H., VAN DEN BERG, E. et REICH, P. (1993). Organic carbon in soils of  
 2553 the world. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57(1):192–194.
- 2554 FANG, C. et MONCRIEFF, J. (2001). The dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux on temperature.  
 2555 *Soil Biol. Biochem.*, 33(2):155–165.
- 2556 FAROUKI, O. (1981). *Thermal properties of soils*. Series on rock and soil mechanics.  
 2557 Trans Tech Pub., Rockport, MA.
- 2558 FARQUHAR, G. D., VON CAEMMERER, S. et BERRY, J. A. (1980). A biochemical model  
 2559 of photosynthetic CO<sub>2</sub> assimilation in leaves of C3 species. *Planta*, 149(1):78–90.
- 2560 FRANCEZ, A.-J. (2000). La dynamique du carbone dans les tourbières à Sphagnum,  
 2561 de la sphaine à l'effet de serre. *L'Année Biologique*, 39:205–270.
- 2562 FROLKING, S., TALBOT, J., JONES, M. C., TREAT, C. C., KAUFFMAN, J. B., TUIT-  
 2563 TILA, E.-S. et ROULET, N. (2011). Peatlands in the Earth's 21st century climate  
 2564 system. *Environ. Rev.*, 19(NA):371–396.
- 2565 GIRARD, M. C., WALTER, C., REMY, J. C., BERTHELIN, J. et MOREL, J. L. (2011).  
 2566 *Sols et Environnement, (2e édn)*, volume 28 de *Sciences Sup*. Editions Dunod : Paris,  
 2567 Vottem, Belgique, 2nd édition édition.
- 2568 GLASER, P. H. et CHANTON, J. P. (2009). Methane accumulation and release from deep  
 2569 peat : measurements, conceptual models, and biogeochemical significance. *Carbon  
 2570 Cycl. North. Peatl.*, pages 145–158.
- 2571 GOGO, S., GUIMBAUD, C., LAGGOUN-DÉFARGE, F., CATOIRE, V. et ROBERT, C.  
 2572 (2011). In situ quantification of CH<sub>4</sub> bubbling events from a peat soil using a new  
 2573 infrared laser spectrometer. *Journal of Soils and Sediments*, 11:545–551.
- 2574 GORHAM, E. (1991). Northern Peatlands : Role in the Carbon Cycle and Probable  
 2575 Responses to Climatic Warming. *Ecol. Appl.*, 1(2):182–195.
- 2576 GORNALL, J. L., WOODIN, S. J., JÓNSDÓTTIR, I. S. et van der WAL, R. (2011).  
 2577 Balancing positive and negative plant interactions : how mosses structure vascular  
 2578 plant communities. *Oecologia*, 166(3):769–782.

- 2579 GÖRRES, C. M., KUTZBACH, L. et ELSGAARD, L. (2014). Comparative modeling of  
2580 annual CO<sub>2</sub> flux of temperate peat soils under permanent grassland management.  
2581 *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 186:64–76.
- 2582 GRAF, A., WEIHERMÜLLER, L., HUISMAN, J. A., HERBST, M., BAUER, J. et VEREECKEN, H. (2008). Measurement depth effects on the apparent temperature sensitivity  
2583 of soil respiration in field studies. *Biogeosciences*, 5(3):1867–1898.
- 2584
- 2585 GUIMBAUD, C., CATOIRE, V., GOGO, S., ROBERT, C., CHARTIER, M., LAGGOUN-  
2586 DÉFARGE, F., GROSSEL, A., ALBÉRIC, P., POMATHIOD, L., NICOUILLAUD, B. et  
2587 RICHARD, G. (2011). A portable infrared laser spectrometer for flux measurements  
2588 of trace gases at the geosphere-atmosphere interface. *Measurement Science & Technology*, 22(7):1–17.
- 2589
- 2590 GUNNARSSON, U. (2005). Global patterns of Sphagnum productivity. *Journal of*  
2591 *Bryology*, 27(3):269–279.
- 2592 GÜNTHER, A., HUTH, V., JURASINSKI, G. et GLATZEL, S. (2014). The effect of bio-  
2593 mass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen. *GCB*  
2594 *Bioenergy*, pages n/a–n/a.
- 2595 HARRIS, D. C. (2010). Charles David Keeling and the Story of Atmospheric CO<sub>2</sub>  
2596 Measurements†. *Anal. Chem.*, 82(19):7865–7870.
- 2597 HILLEL, D. (2003). Soil temperature and heat flow. In *Introduction to Environmental*  
2598 *Soil Physics*. Academic Press. {DOI :10.1016/B978-012348655-4/50013-7}.
- 2599 HOBBIE, S. E. (1996). Temperature and plant species control over litter decomposition  
2600 in Alaskan tundra. *Ecol. Monogr.*, 66(4):503–522.
- 2601 ISE, T., DUNN, A. L., WOFSY, S. C. et MOORCROFT, P. R. (2008). High sensitivity of  
2602 peat decomposition to climate change through water-table feedback. *Nat. Geosci.*,  
2603 1(11):763–766.
- 2604 JACOBS, C. M. J., JACOBS, A. F. G., BOSVELD, F. C., HENDRIKS, D. M. D., HENSEN,  
2605 A., KROON, P. S., MOORS, E. J., NOL, L., SCHRIER-UIJL, A. et VEENENDAAL, E. M.  
2606 (2007). Variability of annual CO<sub>2</sub> exchange from Dutch grasslands. *Biogeosciences*,  
2607 4(5):803–816.
- 2608 JOABSSON, A., CHRISTENSEN, T. R. et WALLÉN, B. (1999). Vascular plant controls  
2609 on methane emissions from northern peatforming wetlands. *Trends in Ecology &*  
2610 *Evolution*, 14(10):385–388.
- 2611 JONES, M. C. et YU, Z. (2010). Rapid deglacial and early Holocene expansion of  
2612 peatlands in Alaska. *PNAS*, 107(16):7347–7352.
- 2613 JOOS, F., ROTH, R., FUGLESTVEDT, J. S., PETERS, G. P., ENTING, I. G., VON BLOH,  
2614 W., BROVKIN, V., BURKE, E. J., EBY, M., EDWARDS, N. R., FRIEDRICH, T., FRÖ-  
2615 LICHER, T. L., HALLORAN, P. R., HOLDEN, P. B., JONES, C., KLEINEN, T., MAC-  
2616 KENZIE, F. T., MATSUMOTO, K., MEINSHAUSEN, M., PLATTNER, G.-K., REISINGER,  
2617 A., SEGGSCHNEIDER, J., SHAFFER, G., STEINACHER, M., STRASSMANN, K.,  
2618 TANAKA, K., TIMMERMANN, A. et WEAVER, A. J. (2013). Carbon dioxide and

- 2619 climate impulse response functions for the computation of greenhouse gas metrics :  
2620 a multi-model analysis. *Atmos. Chem. Phys.*, 13(5):2793–2825.
- 2621 JOOSTEN, H. et CLARKE, D. (2002). *Wise use of mires and peatlands*. International  
2622 mire conservation group.
- 2623 JUNE, T., EVANS, J. R. et FARQUHAR, G. D. (2004). A simple new equation for the  
2624 reversible temperature dependence of photosynthetic electron transport : a study on  
2625 soybean leaf. *Funct. Plant Biol.*, 31(3):275–283. WOS :000220831200008.
- 2626 JUSZCZAK, R., ACOSTA, M. et OLEJNIK, J. (2012). Comparison of daytime and night-  
2627 time ecosystem respiration measured by the closed chamber technique on temperate  
2628 mire in Poland. *Pol. J. Environ. Stud.*, 21(3):643–658.
- 2629 KARKI, S., ELSGAARD, L., KANDEL, T. P. et LÆRKE, P. E. (2015). Full GHG balance  
2630 of a drained fen peatland cropped to spring barley and reed canary grass using  
2631 comparative assessment of CO<sub>2</sub> fluxes. *Environ Monit Assess*, 187(3):1–13.
- 2632 KAUFMAN, D. S., AGER, T. A., ANDERSON, N. J., ANDERSON, P. M., ANDREWS,  
2633 J. T., BARTLEIN, P. J., BRUBAKER, L. B., COATS, L. L., CWYNAR, L. C., DUVALL,  
2634 M. L., DYKE, A. S., EDWARDS, M. E., EISNER, W. R., GAJEWSKI, K., GEIRSDÓT-  
2635 TIR, A., HU, F. S., JENNINGS, A. E., KAPLAN, M. R., KERWIN, M. W., LOZHKNIN,  
2636 A. V., MACDONALD, G. M., MILLER, G. H., MOCK, C. J., OSWALD, W. W., OTTO-  
2637 BLIESNER, B. L., PORINCHU, D. F., RÜHLAND, K., SMOL, J. P., STEIG, E. J. et  
2638 WOLFE, B. B. (2004). Holocene thermal maximum in the western Arctic (0–180°W).  
2639 *Quaternary Science Reviews*, 23(5–6):529–560.
- 2640 KENNEDY, G. W. et PRICE, J. S. (2005). A conceptual model of volume-change controls  
2641 on the hydrology of cutover peats. *J. Hydrol.*, 302(1–4):13–27.
- 2642 KETCHESON, S. J. et PRICE, J. S. (2014). Characterization of the fluxes and stores of  
2643 water within newly formed Sphagnum moss cushions and their environment. *Ecohy-  
2644 drology*, 7(2):771–782.
- 2645 KETTUNEN, A., KAITALA, V., ALM, J., SILVOLA, J., NYKÄNEN, H. et MARTIKAINEN,  
2646 P. J. (1996). Cross-correlation analysis of the dynamics of methane emissions from  
2647 a boreal peatland. *Glob. Biogeochem. Cycles*, 10(3):457–471.
- 2648 KIM, J. et VERMA, S. B. (1992). Soil surface CO<sub>2</sub> flux in a Minnesota peatland.  
2649 *Biogeochemistry*, 18(1):37–51.
- 2650 KOEHLER, A.-K., SOTTOCORNOLA, M. et KIELY, G. (2011). How strong is the current  
2651 carbon sequestration of an Atlantic blanket bog ? *Glob. Change Biol.*, 17(1):309–319.
- 2652 LAI, D. (2009). Methane Dynamics in Northern Peatlands : A Review. *Pedosphere*,  
2653 19(4):409–421.
- 2654 LAIHO, R. (2006). Decomposition in peatlands : Reconciling seemingly contrasting  
2655 results on the impacts of lowered water levels. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8):  
2656 2011–2024.

- 2657 LANDVA, A. O., KORPIJAAKKO, E. O. et PHEENEY, P. E. (1983). Geotechnical clas-  
2658 sification of peats and organic soils. *In Testing of peats and organic soils*, volume  
2659 820, pages 37–51.
- 2660 LAPPALAINEN, E. (1996). *Global peat resources*, volume 4. International Peat Society  
2661 Jyskä.
- 2662 LELIEVELD, J. O. S., CRUTZEN, P. J. et DENTENER, F. J. (1998). Changing concentra-  
2663 tion, lifetime and climate forcing of atmospheric methane. *Tellus B*, 50(2):128–150.
- 2664 LIMPENS, J. et BERENDSE, F. (2003). How litter quality affects mass loss and N loss  
2665 from decomposing Sphagnum. *Oikos*, 103(3):537–547.
- 2666 LIMPENS, J., BERENDSE, F., BLODAU, C., CANADELL, J. G., FREEMAN, C., HOLDEN,  
2667 J., ROULET, N., RYDIN, H. et SCHAEPMAN-STRUB, G. (2008). Peatlands and the  
2668 carbon cycle : from local processes to global implications – a synthesis. *Biogeosciences*,  
2669 5(2):1475–1491.
- 2670 LIU, W., FOX, J. E. et XU, Z. (2000). Leaf litter decomposition of canopy trees, bamboo  
2671 and moss in a montane moist evergreen broad-leaved forest on Ailao Mountain,  
2672 Yunnan, south-west China. *Ecol. Res.*, 15(4):435–447.
- 2673 LIVINGSTON, G. P. et HUTCHINSON, G. L. (1995). Enclosure-based measurement of  
2674 trace gas exchange : applications and sources of error. *Biog. Trace Gases Meas.*  
2675 *Emiss. Soil Water*, pages 14–51.
- 2676 LOHILA, A., AURELA, M., REGINA, K. et LAURILA, T. (2003). Soil and total ecosystem  
2677 respiration in agricultural fields : effect of soil and crop type. *Plant Soil*, 251(2):303–  
2678 317.
- 2679 LONG, S. P. et HÄLLGREN, J.-E. (1993). Measurement of CO<sub>2</sub> assimilation by plants  
2680 in the field and the laboratory. *In* HALL, D. O., SCURLOCK, J. M. O., Bolhàr  
2681 NORDENKAMPF, H. R., LEEGOOD, R. C. et LONG, S. P., éditeurs : *Photosynthesis*  
2682 *and Production in a Changing Environment*, pages 129–167. Springer Netherlands.
- 2683 LUND, M., CHRISTENSEN, T. R., LINDROTH, A. et SCHUBERT, P. (2012). Effects  
2684 of drought conditions on the carbon dioxide dynamics in a temperate peatland.  
2685 *Environ. Res. Lett.*, 7(4):045704.
- 2686 LUO, Y. et ZHOU, X. (2006a). Chapter 1 - Introduction and overview. *In* LUO, Y. et  
2687 ZHOU, X., éditeurs : *Soil Respiration and the Environment*, pages 3 – 15. Academic  
2688 Press, Burlington.
- 2689 LUO, Y. et ZHOU, X. (2006b). Chapter 5 - Controlling factors. *In* LUO, Y. et ZHOU,  
2690 X., éditeurs : *Soil Respiration and the Environment*, pages 79 – 105. Academic Press,  
2691 Burlington.
- 2692 LUO, Y. et ZHOU, X. (2006c). Chapter 8 - Methods of measurements and estimations.  
2693 *In* LUO, Y. et ZHOU, X., éditeurs : *Soil Respiration and the Environment*, pages 161  
2694 – 185. Academic Press, Burlington.

- 2695 MACDONALD, G. M., BEILMAN, D. W., KREMENETSKI, K. V., SHENG, Y., SMITH,  
 2696 L. C. et VELICHKO, A. A. (2006). Rapid early development of circumarctic peatlands  
 2697 and atmospheric CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> variations. *Science*, 314(5797):285–288.
- 2698 MAHECHA, M. D., REICHSTEIN, M., CARVALHAIS, N., LASSLOP, G., LANGE, H., SE-  
 2699 NEVIRATNE, S. I., VARGAS, R., AMMANN, C., ARAIN, M. A., CESCATTI, A., JANS-  
 2700 SENS, I. A., MIGLIAVACCA, M., MONTAGNANI, L. et RICHARDSON, A. D. (2010).  
 2701 Global Convergence in the Temperature Sensitivity of Respiration at Ecosystem Le-  
 2702 vel. *Science*, 329(5993):838–840.
- 2703 MALMER, N., SVENSSON, B. M. et WALLÉN, B. (1994). Interactions between Sphagnum  
 2704 mosses and field layer vascular plants in the development of peat-forming systems.  
 2705 *Folia geobot. phytotax.*, 29(4):483–496.
- 2706 MANNEVILLE, O. (1999). *Le monde des tourbières et des marais : France, Suisse,*  
 2707 *Belgique et Luxembourg*. Delachaux & Niestle.
- 2708 MCNEIL, P. et WADDINGTON, J. M. (2003). Moisture controls on Sphagnum growth  
 2709 and CO<sub>2</sub> exchange on a cutover bog. *J. Appl. Ecol.*, 40(2):354–367.
- 2710 MOORE, T. R., BUBIER, J. L., FROLKING, S. E., LAFLEUR, P. M. et ROULET, N. T.  
 2711 (2002). Plant biomass and production and CO<sub>2</sub> exchange in an ombrotrophic bog.  
 2712 *Journal of Ecology*, 90(1):25–36.
- 2713 MUNIR, T. M., PERKINS, M., KAING, E. et STRACK, M. (2015). Carbon dioxide  
 2714 flux and net primary production of a boreal treed bog : Responses to warming and  
 2715 water-table-lowering simulations of climate change. *Biogeosciences*, 12(4):1091–1111.
- 2716 NATIONAL WETLANDS WORKING GROUP (1997). *The Canadian wetland classifica-*  
 2717 *tion system*. University of Waterloo, Waterloo, Ontario, 2nd edition édition.
- 2718 NILSSON, M., MIKKELÄ, C., SUNDH, I., GRANBERG, G., SVENSSON, B. H. et RAN-  
 2719 NEBY, B. (2001). Methane emission from Swedish mires : National and regional  
 2720 budgets and dependence on mire vegetation. *J. Geophys. Res.*, 106(D18):20847–  
 2721 20860.
- 2722 NILSSON, M., SAGERFORS, J., BUFFAM, I., LAUDON, H., ERIKSSON, T., GRELLÉ, A.,  
 2723 KLEMEDTSSON, L., WESLIEN, P. et LINDROTH, A. (2008). Contemporary carbon  
 2724 accumulation in a boreal oligotrophic minerogenic mire – a significant sink after  
 2725 accounting for all C-fluxes. *Glob. Change Biol.*, 14(10):2317–2332.
- 2726 ORLOWSKY, B. et SENEVIRATNE, S. I. (2012). Global changes in extreme events :  
 2727 regional and seasonal dimension. *Clim. Change*, 110(3–4):669–696.
- 2728 PARISH, F., SIRIN, A., CHARMAN, D., JOOSTEN, H., MINAYEVA, T., SILVIUS, M. et  
 2729 STRINGER, L. (2008). *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change : Main Report*. Global Environment Centre & Wetlands International.
- 2731 PARKIN, T. B. et KASPAR, T. C. (2003). Temperature Controls on Diurnal Carbon  
 2732 Dioxide Flux. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67(6):1763–1772.

- 2733 PAVELKA, M., ACOSTA, M., MAREK, M. V., KUTSCH, W. et JANOUS, D. (2007).  
 2734 Dependence of the  $Q_{10}$  values on the depth of the soil temperature measuring point.  
 2735 *Plant Soil*, 292(1-2):171–179.
- 2736 PEICHL, M., ÖQUIST, M., LÖFVENIUS, M. O., ILSTEDT, U., SAGERFORS, J., GRELLE,  
 2737 A., LINDROTH, A. et NILSSON, M. B. (2014). A 12-year record reveals pre-growing  
 2738 season temperature and water table level threshold effects on the net carbon dioxide  
 2739 exchange in a boreal fen. *Environ. Res. Lett.*, 9(5):055006.
- 2740 PELLETIER, L., MOORE, T. R., ROULET, N. T., GARNEAU, M. et BEAULIEU-AUDY,  
 2741 V. (2007). Methane fluxes from three peatlands in the La Grande Riviere watershed,  
 2742 James Bay lowland, Canada. *J. Geophys. Res. Biogeosciences 2005–2012*, 112(G1).
- 2743 PHILIPPE DE SOUABE-ZYRIANE (1988). Van Helmont Jan Baptist - (1577-1644).  
 2744 In *Encyclopædia Universalis, Thesaurus index*, volume 3, page 3072. Encyclopædia  
 2745 Universalis, Malesherbes, Paris, 3 édition.
- 2746 PHILLIPS, C. L., NICKERSON, N., RISK, D. et BOND, B. J. (2011). Interpreting diel  
 2747 hysteresis between soil respiration and temperature. *Global Change Biol.*, 17(1):515–  
 2748 527.
- 2749 POST, W. M., EMANUEL, W. R., ZINKE, P. J. et STANGENBERGER, A. G. (1982). Soil  
 2750 carbon pools and world life zones. *Nature*, 298:156–159.
- 2751 PRATHER, M. J., HOLMES, C. D. et HSU, J. (2012). Reactive greenhouse gas scenarios : Systematic exploration of uncertainties and the role of atmospheric chemistry.  
 2752 *Geophys. Res. Lett.*, 39(9):L09803.
- 2753 PRENTICE, I. C., FARQUHAR, G. D., FASHAM, M. J. R., GOULDEN, M. L., HEIMANN,  
 2754 M., JARAMILLO, V. J., KHESHGI, H. S., LEQUÉRÉ, C., SCHOLES, R. J. et WALLACE,  
 2755 D. W. R. (2001). The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide. In HOUGHTON,  
 2756 J. T., DING, Y., GRIGGS, D. J., NOGUER, M., VAN DER LINDEN, P. J., DAI,  
 2757 X., MASKELL, K. et JOHNSON, C. A., éditeurs : *Climate Change 2001 : the Scientific Basis. Contributions of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pages 185–237. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- 2758 PUMPANEN, J., KOLARI, P., ILVESNIEMI, H., MINKKINEN, K., VESALA, T., NIINISTÖ,  
 2759 S., LOHLA, A., LARMOLA, T., MORENO, M., PIHLATIE, M., JANSSENS, I., YUSTE,  
 2760 J. C., GRÜNZWEIG, J. M., RETH, S., SUBKE, J.-A., SAVAGE, K., KUTSCH, W., ØSTRENG,  
 2761 G., ZIEGLER, W., ANTHONI, P., LINDROTH, A. et HARI, P. (2004). Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO<sub>2</sub> efflux. *Agric. For. Meteorol.*, 123(3–4):159–176.
- 2762 RAICH, J. W. et SCHLESINGER, W. H. (1992). The global carbon dioxide flux in soil  
 2763 respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44(2):81–99.
- 2764 RAMEAU, J.-C., MANSION, D. et DUMÉ, G. (2008). *Flore forestière française : Plaines*  
 2765 *et collines*. Forêt privée française.

- 2772 RAMSAR, C. (1987). *Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau, (Ramsar, Iran, 1971) telle qu'amendée en 1982 et 1987.*
- 2775 ROBERT, C. (2007). Simple, stable, and compact multiple-reflection optical cell for  
2776 very long optical paths. *Applied Optics*, 46(22):5408–5418.
- 2777 ROBERT, M. et SAUGIER, B. (2003). Contribution des écosystèmes continentaux à la  
2778 séquestration du carbone. *Comptes Rendus Geoscience*, 335(6–7):577–595.
- 2779 ROBROEK, B. J., VAN RUIJVEN, J., SCHOUTEN, M. G., BREEUWER, A., CRUSHELL,  
2780 P. H., BERENDSE, F. et LIMPENS, J. (2009). Sphagnum re-introduction in degraded  
2781 peatlands : The effects of aggregation, species identity and water table. *Basic and  
2782 Applied Ecology*, 10(8):697–706.
- 2783 RYDIN, H. et JEGLUM, J. (2013a). Peatland habitats. In *The biology of Peatlands*,  
2784 pages 85–107. Oxford University Press.
- 2785 RYDIN, H. et JEGLUM, J. (2013b). Productivity and peat accumulation. In *The biology  
2786 of Peatlands*, pages 254–273. Oxford University Press.
- 2787 RYDIN, H. et JEGLUM, J. (2013c). Sphagnum - the builder of boreal peatlands. In *The  
2788 biology of Peatlands*, pages 65–84. Oxford University Press.
- 2789 SEGERS, R. (1998). Methane production and methane consumption : a review of  
2790 processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, 41(1):23–51.
- 2791 SIEGENTHALER, U. et OESCHGER, H. (1987). Biospheric CO<sub>2</sub> emissions during the  
2792 past 200 years reconstructed by deconvolution of ice core data. *Tellus B*, 39B(1–  
2793 2):140–154.
- 2794 SILVOLA, J., ALM, J., AHLHOLM, U., NYKÄNEN, H. et MARTIKAINEN, P. J. (1996).  
2795 The contribution of plant roots to CO<sub>2</sub> fluxes from organic soils. *Biol Fertil Soils*,  
2796 23(2):126–131.
- 2797 SINGH, J. S. et GUPTA, S. R. (1977). Plant decomposition and soil respiration in  
2798 terrestrial ecosystems. *Bot. Rev*, 43(4):449–528.
- 2799 SMITH, L. C., MACDONALD, G. M., VELICHKO, A. A., BEILMAN, D. W., BORISOVA,  
2800 O. K., FREY, K. E., KREMENETSKI, K. V. et SHENG, Y. (2004). Siberian Peatlands  
2801 a Net Carbon Sink and Global Methane Source Since the Early Holocene. *Science*,  
2802 303(5656):353–356.
- 2803 SONNENTAG, O., VAN DER KAMP, G., BARR, A. G. et CHEN, J. M. (2010). On the  
2804 relationship between water table depth and water vapor and carbon dioxide fluxes  
2805 in a minerotrophic fen. *Glob. Change Biol.*, 16(6):1762–1776.
- 2806 STOCKER, T. F., QIN, D., PLATTNER, G. K., TIGNOR, M., ALLEN, S. K., BOSCHUNG,  
2807 J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, B. et MIDGLEY, B. M. (2013). *IPCC, 2013 : climate  
2808 change 2013 : the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth  
2809 assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge  
2810 University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- 2811 STRACK, M. (2008). *Peatlands and climate change*. IPS, International Peat Society,  
2812 Jyväskylä, Finland.
- 2813 STRACK, M. et PRICE, J. S. (2009). Moisture controls on carbon dioxide dynamics of  
2814 peat-Sphagnum monoliths. *Ecohydrology*, 2(1):34–41.
- 2815 STRACK, M., WALLER, M. F. et WADDINGTON, J. M. (2006). Sedge succession and  
2816 peatland methane dynamics : A potential feedback to climate change. *Ecosystems*,  
2817 9(2):278–287.
- 2818 STRACK, M. et ZUBACK, Y. C. A. (2013). Annual carbon balance of a peatland 10 yr  
2819 following restoration. *Biogeosciences*, 10(5):2885–2896.
- 2820 SVENSSON, B. M. (1995). Competition between Sphagnum fuscum and Drosera rotun-  
2821 difolia : A Case of Ecosystem Engineering. *Oikos*, 74(2):205–212.
- 2822 TAYLOR, K., ROWLAND, A. P. et JONES, H. E. (2001). Molinia caerulea (L.) Moench.  
2823 *J. Ecol.*, 89(1):126–144.
- 2824 TREAT, C. C., BUBIER, J. L., VARNER, R. K. et CRILL, P. M. (2007). Timescale  
2825 dependence of environmental and plant-mediated controls on CH<sub>4</sub> flux in a temperate  
2826 fen. *J. Geophys. Res. Biogeosciences 2005–2012*, 112(G1).
- 2827 TRUDEAU, N. C., GARNEAU, M. et PELLETIER, L. (2012). Methane fluxes from a  
2828 patterned fen of the northeastern part of the La Grande river watershed, James Bay,  
2829 Canada. *Biogeochemistry*, 113(1-3):409–422.
- 2830 TRUDEAU, N. C., GARNEAU, M. et PELLETIER, L. (2014). Interannual variability in  
2831 the CO<sub>2</sub> balance of a boreal patterned fen, James Bay, Canada. *Biogeochemistry*,  
2832 118(1-3):371–387.
- 2833 TURETSKY, M. R., TREAT, C. C., WALDROP, M. P., WADDINGTON, J. M., HAR-  
2834 DEN, J. W. et MCGUIRE, A. D. (2008). Short-term response of methane fluxes and  
2835 methanogen activity to water table and soil warming manipulations in an Alaskan  
2836 peatland. *J. Geophys. Res. Biogeosciences 2005–2012*, 113(G3).
- 2837 TURUNEN, J., TOMPOPO, E., TOLONEN, K. et REINIKAINEN, A. (2002). Estimating  
2838 carbon accumulation rates of undrained mires in Finland—application to boreal and  
2839 subarctic regions. *The Holocene*, 12(1):69–80.
- 2840 UPDEGRAFF, K., BRIDGHAM, S. D., PASTOR, J., WEISHAMPEL, P. et HARTH, C.  
2841 (2001). Response of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from peatlands to warming and water  
2842 table manipulation. *Ecol. Appl.*, 11(2):311–326.
- 2843 VARGAS, R., BALDOCCHI, D. D., ALLEN, M. F., BAHN, M., BLACK, T. A., COLLINS,  
2844 S. L., YUSTE, J. C., HIRANO, T., JASSAL, R. S., PUMPANEN, J. et TANG, J. (2010).  
2845 Looking deeper into the soil : biophysical controls and seasonal lags of soil CO<sub>2</sub>  
2846 production and efflux. *Ecol. Appl.*, 20(6):1569–1582.
- 2847 VARGAS, R., CARBONE, M. S., REICHSTEIN, M. et BALDOCCHI, D. D. (2011). Fron-  
2848 tiers and challenges in soil respiration research : from measurements to model-data  
2849 integration. *Biogeochemistry*, 102(1-3):1–13.

- 2850 VIEL, E., BINET, S., GOGO, S. et LAGGOUN-DÉFARGE, F. (2015). Tree invasion  
2851 controls the drainage pattern in La Guette peatland (France) : impact on the water  
2852 storage capacity of the peat. *Journal of Hydrology* (*submitted*).
- 2853 WADDINGTON, J. M. et ROULET, N. T. (2000). Carbon balance of a boreal patterned  
2854 peatland. *Global Change Biology*, 6(1):87–97.
- 2855 WAGNER, D. J. et TITUS, J. E. (1984). Comparative desiccation tolerance of two  
2856 Sphagnum mosses. *Oecologia*, 62(2):182–187.
- 2857 WARD, S. E., OSTLE, N. J., OAKLEY, S., QUIRK, H., HENRYS, P. A. et BARDGETT,  
2858 R. D. (2013). Warming effects on greenhouse gas fluxes in peatlands are modulated  
2859 by vegetation composition. *Ecol. Lett.*, 16(10):1285–1293.
- 2860 WEEDON, J. T., AERTS, R., KOWALCHUK, G. A., VAN LOGTESTIJN, R., ANDRINGA,  
2861 D. et VAN BODEGOM, P. M. (2013). Temperature sensitivity of peatland C and N  
2862 cycling : Does substrate supply play a role? *Soil Biology and Biochemistry*, 61:109–  
2863 120.
- 2864 WELTZIN, J. F., PASTOR, J., HARTH, C., BRIDGHAM, S. D., UPDEGRAFF, K. et CHA-  
2865 PIN, C. T. (2000). Response of bog and fen plant communities to warming and  
2866 water-table manipulations. *Ecology*, 81(12):3464–3478.
- 2867 WHALEN, S. C. et PEIRCE, J. J. (2005). Biogeochemistry of methane exchange between  
2868 natural wetlands and the atmosphere. *Environmental engineering science*, 22(1):73–  
2869 94.
- 2870 WORRALL, F., BURT, T., ROWSON, J., WARBURTON, J. et ADAMSON, J. (2009).  
2871 The multi-annual carbon budget of a peat-covered catchment. *Science of The Total  
2872 Environment*, 407(13):4084–4094.
- 2873 WUEBBLES, D. J. et HAYHOE, K. (2002). Atmospheric methane and global change.  
2874 *Earth-Sci. Rev.*, 57(3):177–210.
- 2875 WULLSCHLEGER, S. D. (1993). Biochemical limitations to carbon assimilation in C3  
2876 plants—a retrospective analysis of the A/Ci curves from 109 species. *J. Exp. Bot.*,  
2877 44(5):907–920.
- 2878 YU, Z., BEILMAN, D. W. et JONES, M. C. (2009). Sensitivity of northern peatland car-  
2879 bon dynamics to Holocene climate change. In *Carbon cycling in northern peatlands*,  
2880 volume 184, pages 55–69. American Geophysical Union, Geophysical Monograph Se-  
2881 ries Washington, DC.
- 2882 YU, Z., LOISEL, J., BROSSEAU, D. P., BEILMAN, D. W. et HUNT, S. J. (2010). Global  
2883 peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophys. Res. Lett.*, 37(13).
- 2884 ZHU, X., SONG, C., SWARZENSKI, C. M., GUO, Y., ZHANG, X. et WANG, J. (2015).  
2885 Ecosystem-atmosphere exchange of CO<sub>2</sub> in a temperate herbaceous peatland in the  
2886 Sanjiang plain of northeast China. *Ecol. Eng.*, 75:16–23.

## INDEX

2887	<b>A</b>	
2888	atterrissement . . . . .	11
2889	<b>C</b>	
2890	carbone	
2891	stock . . . . .	12
2892	changements globaux . . . . .	2, 14
2893	<b>E</b>	
2894	échange net de l'écosystème	
2895	contrôle . . . . .	21
2896	<b>P</b>	
2897	paludification . . . . .	11
2898	photosynthèse . . . . .	17
2899	production primaire brute	
2900	contrôle . . . . .	21
2901	<b>R</b>	
2902	respiration . . . . .	18
2903	de l'écosystème . . . . .	18
2904	contrôle . . . . .	20
2905	du sol . . . . .	18
2906	<b>S</b>	
2907	services écologiques . . . . .	3
2908	<b>T</b>	
2909	tourbières . . . . .	8–16
2910	distribution . . . . .	11
2911	formation . . . . .	11
2912	surface . . . . .	10
2913	utilisation . . . . .	14
2914	turbification . . . . .	10
2915	<b>Z</b>	
2916	zone humide . . . . .	8



2917

2918



ANNEXES

<sub>2919</sub> A Photos supplémentaires



(a) droséra

FIGURE 7 – Végétation présente sur le site de La Guette, et suivie lors des campagnes de mesure.

<sub>2920</sub> B protocole végétation

<sub>2921</sub> Le suivi non-destructif d'une végétation n'est pas triviale et nécessite la mise en  
<sub>2922</sub> place de protocoles particuliers en fonction du type de végétation. L'objectif est de  
<sub>2923</sub> pouvoir estimer une biomasse produite en impactant au minimum la végétation en  
<sub>2924</sub> place. Pour l'ensemble des espèces végétales présentes dans les embases servant à la  
<sub>2925</sub> mesure des flux un recouvrement à été estimé, à l'œil.

<sub>2926</sub> **La strate arbustive**

<sub>2927</sub> Pour la strate arbustive des mesures de hauteur moyenne ont été effectuées, en  
<sub>2928</sub> mesurant depuis le niveau du sol, ou le toit des sphaignes, si elles étaient présentes,  
<sub>2929</sub> jusqu'au sommet de l'individu.

<sub>2930</sub> **La strate herbacée**

<sub>2931</sub> Pour la strate herbacée, en 2013, 5 individus des deux espèces majoritaires (*Eriophorum vaginatum* ? *augustifolium* ?, *Molinia Caerulea*) ont été marqués afin de pourvoir  
<sub>2932</sub> les mesurer plusieurs fois au cours de la saison. Cependant les difficultés à retrouver  
<sub>2933</sub> les individus marqués couplés à la mort d'un nombre important d'entre eux n'ont pas  
<sub>2934</sub> permis d'acquérir de résultats significatifs. En conséquence en 2014 ces deux espèces  
<sub>2935</sub> ont fait l'objet de comptage exhaustif et de mesure de hauteur moyenne.

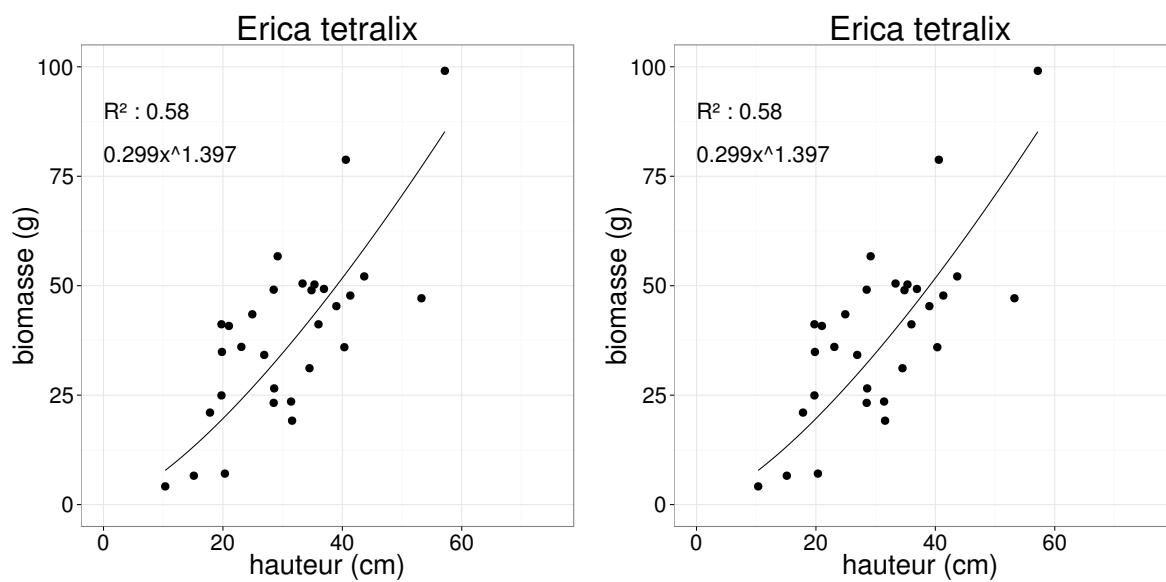


FIGURE 8 – Calibration de la biomasse en fonction de la hauteur

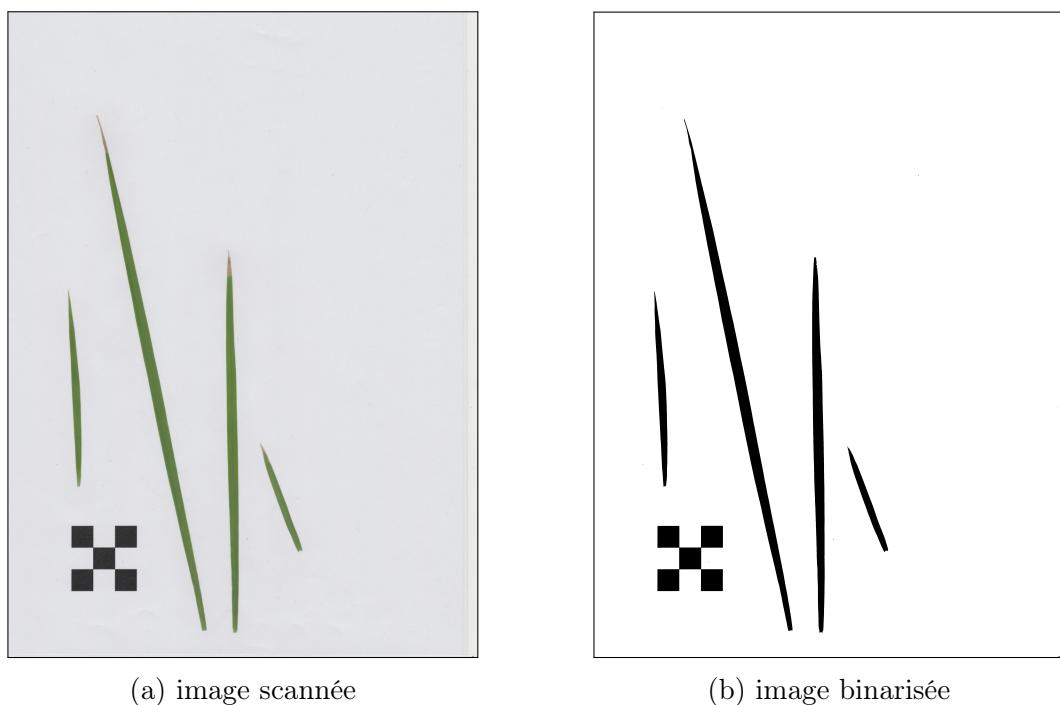


FIGURE 9 – Scanne des feuilles

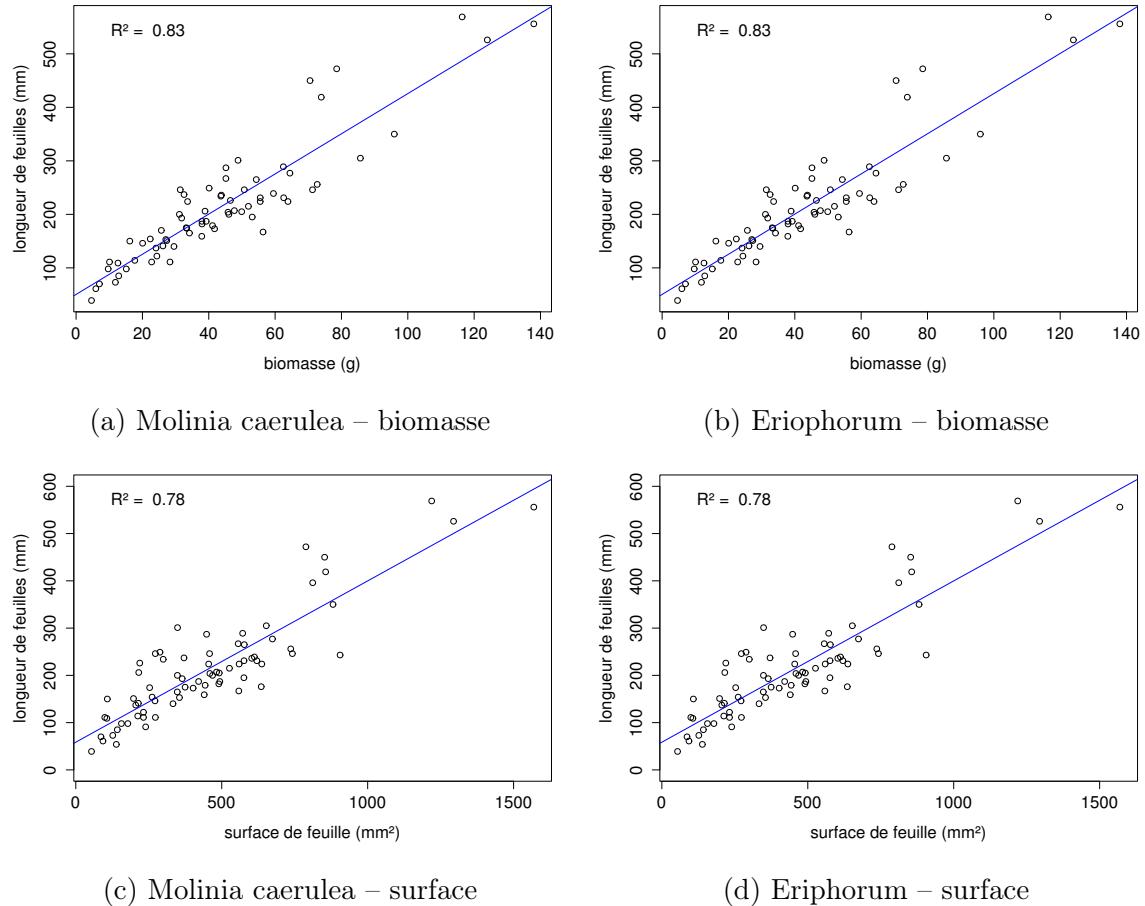


FIGURE 10 – Calibration de la biomasse herbacées pour *Molinia Caerulea* (a), pour *Eriophorum* (b) et de la surface de feuille pour *Molinia Caerulea* (c), pour *Eriophorum* (d) en fonction de la hauteur

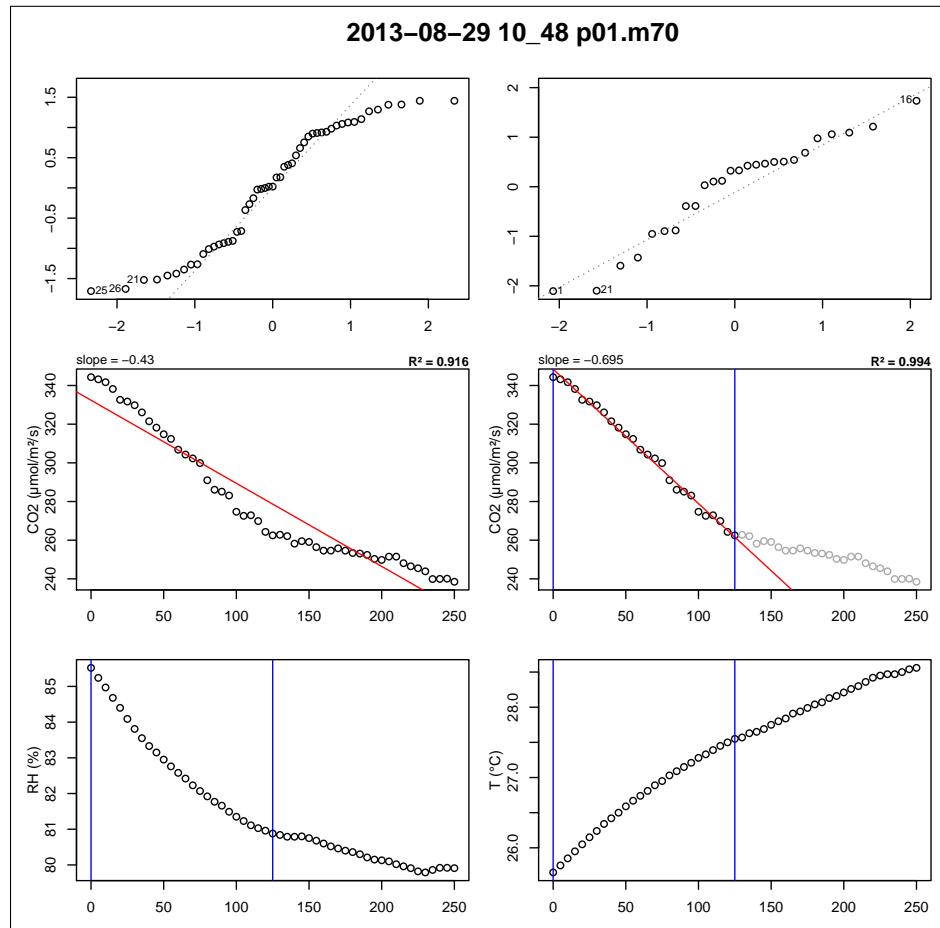


FIGURE 11 – Planche de graphes permettant le diagnostique des mesures de flux de  $\text{CO}_2$

## C Le projet CARBIODIV

2938 Ce projet vise à restaurer l'hydrologie de la tourbière de La Guette et de suivre les  
 2939 effets de cette restauration sur les flux de carbone et la biodiversité. Ce projet implique  
 2940 donc des laboratoires scientifiques (ISTO, LPC2E) une cellule de recherche et déve-  
 2941 loppement de l'Université d'Orléans (CETRAHE), des associations (SNE, CERCOPE,  
 2942 LIN'Eco), et une entreprise (Environnement41).

2943 Carte Nécessaire.

## D package m70r

2945 Ce package contient une série de fonctions à utiliser avec le langage R et qui  
 2946 permettent de traiter les fichiers \*.m70 issue des sondes Vaisala.

- 2947 — Générer des planches de graphes pour diagnostiquer les flux (Figure 11)
- 2948 — De comparer l'effet du retrait de certains points. La figure 11 montre ainsi une  
 2949 mesure pour laquelle l'assimilation de  $\text{CO}_2$  par photosynthèse est tellement forte  
 2950 qu'elle semble être stoppée abruptement au delà d'un certain seuil.

Tableau 3 – Valeur des paramètres des équations utilisées pour modéliser les flux de RE par groupe de végétation avec se l’erreur standard (en %) et pval la p-value.

Groupe	a			b			c		
	valeur	se	pval	valeur	se	pval	valeur	se	pval
<b>RE-1 – équation 3.6</b>									
Mousse	0.23	19.90	0.000	0.11	6.47	0.000			
Mixe	0.48	18.80	0.000	0.09	7.11	0.000			
Herbe	0.32	41.44	0.027	0.11	13.47	0.000			
Arbuste	0.50	26.02	0.001	0.09	11.10	0.000			
<b>RE-3 – équation 3.8</b>									
Mousse	0.00	38.47	0.019	0.08	8.32	0.000	0.27	15.28	0.000
Mixe	0.00	219.38	0.654	0.09	7.93	0.000	0.49	19.16	0.000
Herbe	0.01	48.37	0.054	0.08	14.79	0.000	0.26	42.80	0.032
Arbuste	0.01	34.85	0.011	0.07	11.09	0.000	0.47	19.93	0.000

- 2951 — De conserver les changements effectués dans un fichier séparé du fichier source,  
 2952 qui reste donc intact.  
 2953 — De calculer les flux net.

2954 E Tableau modélisation par groupe de végétation  
 2955

Tableau 4 – Valeur des paramètres des équations utilisées pour modéliser les flux de PPB par groupe de végétation avec se l'erreur standard (en %) et pval la p-value.

Groupe	a			b			c			d		
	valeur	se	pval	valeur	se	pval	valeur	se	pval	valeur	se	pval
<b>PPB-1 – équations 3.3 et 3.4</b>												
Mousse	11.22	17.48	0.000	33.09	17.01	0.000	14.56	37.24	0.016			
Mix	1154.99	2997.91	0.974	167.22	521.44	0.850	64.49	304.55	0.747			
Herbe	80.90	930.16	0.916	72.30	283.52	0.729	32.24	216.07	0.650			
Arbuste	18.74	312.12	0.753	54.21	185.21	0.597	31.05	164.12	0.551			
<b>PPB-2 – équations 3.5 et 3.4</b>												
Mousse	16.74	49.53	0.062	31.87	14.40	0.000	14.60	34.89	0.012	2.12	202.80	0.629
Mix	42.91	70.19	0.175	51.49	47.42	0.052	30.34	43.26	0.035	-1.83	-256.27	0.702
Herbe	38.57	31.68	0.007	35.69	38.50	0.021	21.99	60.90	0.123	0.10	2122.54	0.963
Arbuste	23.96	33.90	0.010	33.27	47.74	0.054	23.57	70.42	0.176	0.27	910.80	0.914

[Prénom NOM]  
**[Titre de la thèse (en français)]**

Résumé : (1700 caractères max.)

Lorem ipsum dolor sit amet, consectetur adipiscing elit. Proin volutpat ipsum id purus ultrices lobortis. Maecenas ornare enim quis eros. Nunc eget mauris ut quam malesuada mattis. Vestibulum ante ipsum primis in faucibus orci luctus et ultrices posuere cubilia Curae ; Integer vel tellus. Nam rutrum, purus non sodales rhoncus, quam magna imperdiet eros, sit amet euismod justo metus at orci. Suspendisse neque turpis, feugiat interdum, faucibus vel, aliquet quis, risus. Etiam est elit, eleifend a, consequat sit amet, scelerisque nec, odio. Quisque id odio quis libero iaculis tincidunt. Sed non mi. Morbi aliquam commodo nibh. Integer justo purus, pulvinar a, suscipit vel, iaculis a, justo. Morbi ut orci. Maecenas fringilla orci. Phasellus auctor, enim vitae tempus egestas, justo mi cursus sem, vel blandit leo turpis vitae quam. Etiam sit amet felis vitae eros ornare porttitor.

Curabitur felis velit, aliquam at, aliquet in, iaculis vitae, velit. Nunc lobortis magna id ligula. Vestibulum ante ipsum primis in faucibus orci luctus et ultrices posuere cubilia Curae ; Integer congue ultrices mi. Isdem diebus Apollinaris Domitianus gener, paulo ante agens palatii Caesaris curam, ad Mesopotamiam missus a socero per militares numeros immode dicte scrutabatur, an quaedam altiora meditantis iam Galli secreta suscepit scripta, qui conpertis Antiochiae gestis per minorem Armeniam lapsus Constantinopolim petit.

Mots clés : mot 1, mot 2, ...

**[Titre de la thèse (en anglais)]**

Résumé : (1700 caractères max.)

Lorem ipsum dolor sit amet, consectetur adipiscing elit. Proin volutpat ipsum id purus ultrices lobortis. Maecenas ornare enim quis eros. Nunc eget mauris ut quam malesuada mattis. Vestibulum ante ipsum primis in faucibus orci luctus et ultrices posuere cubilia Curae ; Integer vel tellus. Nam rutrum, purus non sodales rhoncus, quam magna imperdiet eros, sit amet euismod justo metus at orci. Suspendisse neque turpis, feugiat interdum, faucibus vel, aliquet quis, risus. Etiam est elit, eleifend a, consequat sit amet, scelerisque nec, odio. Quisque id odio quis libero iaculis tincidunt. Sed non mi. Morbi aliquam commodo nibh. Integer justo purus, pulvinar a, suscipit vel, iaculis a, justo. Morbi ut orci. Maecenas fringilla orci. Phasellus auctor, enim vitae tempus egestas, justo mi cursus sem, vel blandit leo turpis vitae quam. Etiam sit amet felis vitae eros ornare porttitor.

Curabitur felis velit, aliquam at, aliquet in, iaculis vitae, velit. Nunc lobortis magna id ligula. Vestibulum ante ipsum primis in faucibus orci luctus et ultrices posuere cubilia Curae ; Integer congue ultrices mi. Isdem diebus Apollinaris Domitianus gener, paulo ante agens palatii Caesaris curam, ad Mesopotamiam missus a socero per militares numeros immode dicte scrutabatur, an quaedam altiora meditantis iam Galli secreta suscepit scripta, qui conpertis Antiochiae gestis per minorem Armeniam lapsus Constantinopolim petit.

Mots clés : mot 1, mot 2, ...

