

## 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 décembre 2015]

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

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

### **Variabilité spatio-temporelle des émissions de GES dans une tourbière à Sphaignes : effets sur le bilan de carbone**

THÈSE dirigée par :

**Christophe GUIMBAUD**  
**Fatima LAGGOUN**

Professeur, Université d'Orléans  
Directeur de Recherche, ISTO, Orléans

RAPPORTEURS :

**Denis LOUSTAU**  
**François GILLET**

Professeur, Université de Franche-Comté  
Directeur de Recherche, INRA

JURY :

**Prénom Nom**  
**Prénom Nom**  
**Prénom Nom**  
**Prénom Nom**  
**Prénom Nom**  
**Prénom Nom**  
**Prénom Nom**

Titre, établissement, Président du jury  
Titre, établissement  
Titre, établissement  
Titre, établissement  
Titre, établissement  
Titre, établissement  
Titre, établissement



## TABLE DES MATIÈRES

<b>Table des matières</b>	iii
<b>Liste des figures</b>	x
<b>Liste des tableaux</b>	xii
<b>Remerciements</b>	xiii
<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 . . . . .	17
1.2 Flux de gaz à effet de serre et facteurs contrôlants . . . . .	21
1.2.1 Les flux de GES entre l'atmosphère et les tourbières . . . . .	21
1.2.2 Les facteurs majeurs contrôlant les flux de GES . . . . .	27
1.2.3 Bilans de C à l'échelle de l'écosystème . . . . .	34
<b>2 Sites d'études et méthodologies employées</b>	39
2.1 Présentation de la tourbière de La Guette . . . . .	40
2.2 Autres sites du service national d'observation . . . . .	45
2.3 Mesures de flux de gaz . . . . .	45
2.3.1 Présentation des méthodologies principales . . . . .	45
2.3.2 Les mesures de CO <sub>2</sub> . . . . .	47
2.3.3 Les mesures de CH <sub>4</sub> . . . . .	49
2.3.4 Le calcul des flux . . . . .	50
2.4 Facteurs contrôlant . . . . .	51
2.4.1 Acquisitions automatisées . . . . .	51
2.4.2 Acquisitions manuelles . . . . .	51
<b>3 Bilan de C de la tourbière de La Guette</b>	53
3.1 Introduction . . . . .	54
3.2 Procédure expérimentale et analytique . . . . .	55

3.2.1	Design expérimental . . . . .	55
3.2.2	Variables élaborées utilisées . . . . .	59
3.2.3	Estimation des flux de GES dans le bilan de C . . . . .	60
3.2.4	Estimation des flux de carbone organique dissout dans le bilan de C . . . . .	65
3.2.5	Variabilité spatiale des flux et du bilan de carbone . . . . .	65
3.2.6	Estimation de l'erreur associée aux flux et aux bilans . . . . .	66
3.3	Résultats . . . . .	68
3.3.1	Cinétique des facteurs contrôlant et des flux de GES . . . . .	68
3.3.2	Estimation des flux de GES . . . . .	75
3.3.3	Le bilan de carbone à l'échelle de l'écosystème . . . . .	84
3.3.4	Variabilité spatiale du bilan de CO <sub>2</sub> . . . . .	89
3.4	Discussion . . . . .	95
3.4.1	Modèles à l'échelle de l'écosystème . . . . .	96
3.4.2	Les flux annuels à l'échelle de la tourbière de La Guette . . . . .	98
3.4.3	Estimations du bilan net de l'écosystème à l'échelle de la tourbière de La Guette . . . . .	103
3.4.4	Variabilité spatiale sur la tourbière de La Guette . . . . .	104
<b>4</b>	<b>Effets de l'hydrologie sur les flux de GES</b>	<b>109</b>
4.1	Introduction . . . . .	110
4.2	Procédure expérimentale . . . . .	112
4.2.1	Expérimentation I . . . . .	115
4.2.2	Expérimentation II . . . . .	116
4.3	Résultats . . . . .	116
4.3.1	Expérimentation I . . . . .	116
4.3.2	Expérimentation II . . . . .	123
4.3.3	Comparaison des deux expérimentations . . . . .	128
4.4	Discussion . . . . .	131
4.4.1	Comparaison des flux de carbone à ceux mesurés sur le terrain .	131
4.4.2	Effet des variations du niveau de la nappe sur les flux de gaz .	132
4.4.3	Effet des cycles hydrologiques multiples sur les flux de GES .	135
4.4.4	Conclusions . . . . .	136
<b>5</b>	<b>Variation journalière de la respiration de l'écosystème</b>	<b>137</b>
5.1	Préambule . . . . .	138
5.2	Introduction . . . . .	139
5.2.1	Study sites . . . . .	141
5.2.2	Data acquisition . . . . .	141
5.2.3	Data synchronisation . . . . .	142
5.2.4	Sensitivity of ER to temperature . . . . .	142
5.2.5	Testing difference between daytime and nighttime ER sensitivity to temperature . . . . .	143
5.2.6	Physico-chemical characterisation of the peat . . . . .	144
5.3	Results . . . . .	144
5.3.1	Air temperature and ER variability . . . . .	144
5.3.2	ER and soil temperature synchronisation . . . . .	145
5.3.3	Model implementation . . . . .	147

5.3.4	ER and temperature relationship . . . . .	149
5.3.5	$Q_{10}$ evolution . . . . .	151
5.3.6	Daytime and nighttime differences . . . . .	151
5.3.7	Peat characterisation . . . . .	151
5.4	Discussion . . . . .	154
5.4.1	ER differences between sites . . . . .	154
5.4.2	Time-delay between temperature and ER . . . . .	155
5.4.3	Synchronising ER and temperature improves ER sensitivity to temperature representation . . . . .	156
5.4.4	Differences between daytime and nighttime ER measurements .	157
5.4.5	$Q_{10}$ sensitivity to temperature depth and synchronisation . .	157
5.5	Conclusions . . . . .	158
	<b>Conclusions et perspectives</b>	<b>159</b>
	<b>Références bibliographiques</b>	<b>169</b>
	<b>Index</b>	<b>183</b>
	<b>Annexes</b>	<b>185</b>
A	Tableau de données bibliographiques . . . . .	186
B	Photos supplémentaires . . . . .	188
C	package m70r . . . . .	188
D	Résultats des ACP . . . . .	190
E	Le projet CARBIODIV . . . . .	192
F	Calibrations flux de GES et facteurs contrôlant . . . . .	193
G	Cartes des flux par placettes . . . . .	194
G.1	PPB . . . . .	194
G.2	RE . . . . .	195
H	protocole végétation . . . . .	196
I	Tableau modélisation par groupe de végétation . . . . .	198



## LISTE DES FIGURES

1.1	Distribution mondiale des tourbières en pourcentage de surface recouverte.	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 (2013c) . . . . .	15
1.4	Nombre d'initiation de tourbières dans l'hémisphère nord, pendant l'holocène. Modifié d'après (MacDonald <i>et al.</i> , 2006). . . . .	15
1.5	Projection des changements à l'horizon 2100, des moyennes et extrêmes annuels 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) dans Christensen <i>et al.</i> (2013). . . . .	20
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). . . . .	22
1.7	schéma des flux de carbone entre une tourbière et l'atmosphère . . . . .	23
1.8	todo, modifié d'après Long et Hällgren (1993) . . . . .	28
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) . . . . .	30
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 $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ), en fonction de la température moyenne annuelle dans la littérature. Les données utilisées pour réaliser ce graphe sont détaillée dans l'annexe A. La ligne de tirets sépare les écosystèmes stockant du carbone (au dessus) de ceux libérant du carbone (en dessous). . . . .	36
2.1 Localisation des sites d'études appartenant au SNOT . . . . .	40
2.2 Carte de la tourbière de La Guette (orthophotographie : BD ORTHO® – IGN) . . . . .	42
2.3 Végétation présente sur le site de La Guette et suivie lors des campagnes de mesure. . . . .	43
2.4 Évolution du niveau de la pluviométrie, en mm, des années 2011 à 2014	44
2.5 Évolution du niveau de la nappe, en cm par rapport à la surface, des années 2011 à 2014 . . . . .	44
2.6 Évolution de la température de l'air (en °C) des années 2011 à 2014 . .	44
2.7 Mesures de $\text{CO}_2$ . . . . .	48
2.8 SPIRIT . . . . .	49
3.1 Répartition des 20 placettes de mesures suivant un échantillonnage aléatoire stratifié. . . . .	56
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) . . . . .	67
3.4 Variabilité temporelle du niveau moyen de la nappe mesuré dans les 20 placettes entre mars 2013 et février 2015. Les valeurs correspondent à la distance entre le niveau de nappe et la surface du sol (en cm). . . . .	68
3.5 Variabilité de la valeur et de la composition (proportion des différentes strates végétales) de l'indice de végétation (IV) au cours du temps entre mars 2013 et février 2015, Évolution de la végétation à travers l'indice de végétation et des strates qui le composent . . . . .	69
3.6 Variabilité temporelle des moyennes des températures de l'air (Tair) et du sol à $-5, -30, -50$ et $-100$ cm (T5, T30, T50 et T100 respectivement) mesurées dans les 20 placettes entre mars 2013 et février 2015 . . . . .	69
3.7 Variabilité temporelle des moyennes de la conductivité (A), du pH (B) et du carbone organique dissout (C) mesurés dans l'eau des piézomètres entre mars 2013 et février 2015. . . . .	71
3.8 Variabilité temporelle des flux de $\text{CO}_2$ moyen mesurés sur les 20 placettes entre mars 2013 et février 2015. Avec la PPB (A), la RE (B) et l'ENE (C) ; les barres d'erreur représentent la déviation standard. . . . .	72
3.9 Évolution des flux de $\text{CH}_4$ moyens sur cinq placettes entre mars 2013 et février 2015. les barres d'erreur représentent la déviation standard. . . . .	73
3.10 Relations entre les flux de gaz (exprimés en $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) et une sélection de facteurs contrôlant : l'indice de végétation à droite (IV, sans unité), le niveau de la nappe d'eau au milieu (cm) et la température de l'air (Tair en °C) . . . . .	74

3.11 Résultats de la calibration de la PPB. En haut la PPBsat (équation 3.4 avec la représentativité du modèle et la distribution des résidus (graphes a et b). Au milieu les tendances entre les résidus de cette équation et l'indice de végétation, le pourcentage de recouvrement de la strate herbacée et le niveau de la nappe (graphes c, d et e). Et en bas la PPB (équation 3.5), sa représentativité et la distribution des résidus de l'équation (graphes f et g) et l'évaluation sur un jeu de données indépendant (graphe h, annexe E)). . . . .	76
3.12 Résultats de la calibration de la PPB en prenant en compte la végétation. En haut la PPBsat (équation 3.6 avec la représentativité du modèle et la distribution des résidus (graphes a et b). Au milieu les tendances entre les résidus de cette équation et l'indice de végétation, le pourcentage de recouvrement de la strate herbacée et le niveau de la nappe (graphes c, d et e). Et en bas la PPB (équation 3.5), sa représentativité et la distribution des résidus de l'équation (graphes f et g) et l'évaluation sur un jeu de données indépendant (graphe h, annexe E). . . . .	78
3.13 Calibration de la RE utilisant l'équation 3.7. En haut la représentativité du modèle et la distribution des résidus (graphes a et b), ainsi que son évaluation sur un jeu de données indépendant (graphe c, annexe E)). En bas les tendances entre les résidus de cette équation et l'indice de végétation, le pourcentage de recouvrement de la strate herbacée et le niveau de la nappe (graphes c, d et e). . . . .	81
3.14 Calibration de la RE prenant en compte la végétation en utilisant l'équation 3.8, en haut, et l'équation 3.9 en bas. Avec la représentativité des modèles et la distribution de leurs résidus (graphes a et b pour le premier et d et e pour le second), ainsi que leur évaluation sur un jeu de données indépendant (graphe c et f, annexe E)). . . . .	81
3.15 Évolution du $R^2$ de l'équation $F_{CH_4} = a \times \exp(b \times Température)$ 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. . . . .	82
3.16 Calibration des flux de CH <sub>4</sub> avec la végétation en utilisant l'équation 3.10. Avec la représentativité des modèles et la distribution des résidus de l'équation (graphes a et b), l'évaluation sur un jeu de données indépendant (graphe c) et les tendances des résidus de l'équation avec le niveau de la nappe la température du sol à -20 et -40 cm (graphe d, e et f). . . . .	83
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 . . . . .	84
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 . . . . .	85
3.19 Flux de CO <sub>2</sub> interpolé à partir de FCH4. Les points rouges représentent les moyennes des mesures mensuelles et leur déviation standard . . . . .	86
3.20 Quantité d'eau quittant le bassin versant de la tourbière, modifié d'après Binet <i>et al.</i> (2013). . . . .	88
3.21 Distribution des valeurs de la NRMSE recalculée par placette à partir des modèles calibrés à l'échelle de l'écosystème . . . . .	89

3.22 Recouvrement végétal moyen par strate (en %) des 4 groupes, les groupes sont nommés en fonction de la végétation majoritaire. Les barres d'erreur représentent la déviation standard. . . . .	91
3.23 Distribution de la NRMSE, du R <sup>2</sup> (en gris) et des paramètres (en noir) des modèles RE-1 (à gauche) et RE-3 (à droite) calibrés par placette (N=20). Les lettres sous les graphes correspondent aux paramètres des équations utilisées. . . . .	93
3.24 Distribution de la NRMSE, du R <sup>2</sup> (en gris) et des paramètres (en noir) du modèle PPB-2 calibré par placette (N=17). Les lettres sous les graphes correspondent aux paramètres des équations utilisées. . . . .	94
3.25 Distribution des flux estimés par placette en gcma pour le modèle PPB-2 (à gauche), RE-1 (au milieu) et RE-3 (à droite) . . . . .	95
3.26 Relation entre la production primaire brute (PPB) et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (points gris) et pour la tourbière de La Guette. Les couleurs correspondent aux différentes combinaisons de modèles utilisées. . . . .	98
3.27 Relation entre la respiration de l'écosystème (RE) et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (points gris) et pour ces travaux. Les couleurs correspondent aux différentes combinaisons de modèles utilisées. . . . .	99
3.28 Relation entre les flux de CH <sub>4</sub> et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (points gris) et pour ces travaux (en rouge). . . . .	101
3.29 Relation entre le bilan de carbone net de l'écosystème (BCNE) et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (points gris) et pour ces travaux. Les couleurs correspondent aux différentes combinaisons de modèles utilisées et la ligne de tirets sépare les écosystèmes stockant du carbone (au dessus) de ceux libérant du carbone (en dessous). . . . .	103
3.30 Distribution des groupes de végétation sur la tourbière de La Guette. . . . .	105
3.31 Variabilité spatiale, par placette, des flux issus des modèles PPB-2 et RE-3, comparée aux valeurs relevées dans la littérature (points gris). Les barres violettes représentent les gammes mesurées en 2013 et les barres vertes celles mesurées en 2014. Le tableau de l'annexe A recense les références utilisées. . . . .	107
4.1 Prélèvement des mésocosmes sur la tourbière de La Guette (en haut). Mésocosmes installés près du laboratoire : 6 témoins et 6 traités, avec des dispositifs pour intercepter la pluie (en bas). . . . .	113
4.2 Expérimentation I : Évolution de la 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 de juin à août 2013, dans les placettes « Contrôle » et « Dessiccation ». Les phases de dessiccation (D) sont représentées en rouge et la phase de réhumectation (R), en bleu. Les numéros de 1 à 24 correspondent aux dates des campagnes. . . . .	119

4.3	Expérimentation II : Évolution de la teneur en eau du sol à -5 cm (A), de la température de l'air (B), et de la température du sol à -5 cm (C) de juin à août 2013, dans les placettes « Contrôle » et « Dessiccation ». Les phases de dessiccation (D) sont représentées en rouge et la phase de réhumectation (R), en bleu. Les numéros de 1 à 24 correspondent aux dates des campagnes. . . . .	120
4.4	Relation entre les niveaux de nappe et la teneur en eau du sol lors de l'expérimentation I. Les numéros correspondent à l'ordre des campagnes de mesures et les lignes grises aux déviations standards. . . . .	121
4.5	Relation entre les niveaux de nappe et la teneur en eau du sol lors de l'expérimentation II. Les numéros correspondent à l'ordre des campagnes de mesures et les lignes grises aux déviations standards. . . . .	124
4.6	Expérimentation II : 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. Les numéros présents sur le graphe A correspondent aux numéros des campagnes. . . . .	125
4.7	Expérimentation II : Évolution de la teneur en eau du sol à -5 cm (A), de la température de l'air (B), et des températures du sol à -5, -10, -20 cm (C, D, E). Les cadres et bandes colorées correspondent aux phases de dessiccation (D) en rouge et aux phases de réhumectation (R) en bleu. Les numéros présents sur le graphe A correspondent aux numéros des campagnes. . . . .	126
4.8	Relations entre les flux de GES, CH <sub>4</sub> (A et B), la RE (C et D), la PPB (E et F) et l'ENE (G et H), et le niveau de la nappe. . . . .	129
4.9	Relation entre les résidus d'équation du type $\text{Flux} = a * \exp(b * \text{Température})$ reliant les flux de RE (A et B) et de CH <sub>4</sub> (C et D) au niveau de la nappe. La température de l'air est utilisée pour la RE des deux expérimentations (A et B), la température de la tourbe à -10 cm est utilisée pour l'expérimentation I et celle de la tourbe à -5 cm pour l'expérimentation II. . . . .	130
5.1	Ecosystem Respiration (ER), air and peat temperature, in the 4 sites (Bernadouze : BDZ, Frasne : FRN, Landemarais : LDM, La Guette : LGT). . . . .	146
5.2	Time delay between temperature at different depths and ER, in the 4 sites (Bernadouze : BDZ, Frasne : FRN, Landemarais : LDM, La Guette : LGT) . . . . .	147
5.3	Profile of R <sup>2</sup> 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. . . . .	150
5.4	Profile of Q <sub>10</sub> 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). . . . .	152
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). . . . .	153

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. . . . .	166
B.1 Végétation présente sur le site de La Guette, et suivie lors des campagnes de mesure. . . . .	188
C.2 Planche de graphes permettant le diagnostique des mesures de flux de CO <sub>2</sub> . . . . .	189
D.3 Dimension 1 et 2 de l'ACP sans les données de CH <sub>4</sub> (en haut), et pourcentage de variance expliqué par dimension (en bas) . . . . .	190
D.4 Dimension 1 et 2 de l'ACP avec les données de CH <sub>4</sub> (en haut), et pourcentage de variance expliqué par dimension (en bas) . . . . .	191
F.5 Résultat de la calibration de la RE avec un modèle exponentiel et en utilisant la température à -5 cm. À gauche la relation entre la RE mesurée et la RE modélisée et à gauche la distribution des résidus. . . . .	193
G.6 Répartition de RE sur la tourbière de La Guette en gC m <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup> à partir du modèle PPB-2 . . . . .	194
G.7 Répartition de RE sur la tourbière de La Guette en gC m <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup> à partir du modèle RE-1 . . . . .	195
G.8 Répartition de RE sur la tourbière de La Guette en gC m <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup> à partir du modèle RE-3 . . . . .	195
H.9 Calibration de la biomasse en fonction de la hauteur . . . . .	196
H.10 Scanne des feuilles . . . . .	197
H.11 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 . . . . .	197

## LISTE DES TABLEAUX

1.1	Estimations des stocks de C pour différents environnements . . . . .	16
1.2	Surface de tourbe utilisée selon les usages considérés (tourbières non-tropicales). Modifié d'après Joosten et Clarke (2002). . . . .	18
3.1	Liste des variables acquises. Les données acquises manuellement sont réalisées sur les 20 placettes, tandis que les données acquises automatiquement sont réalisées par la station météorologique (1 seul point). . . . .	58
3.2	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. . . . .	79
3.3	Cumul annuel des flux, en $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , en fonction des modèles utilisés. . . . .	86
3.4	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 . . . . .	87
3.5	Cumul 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 combinaisons de modèles. La dernière colonne représente de bilan de $\text{CO}_2$ à l'échelle de l'écosystème. . . . .	92
4.1	Effet d'une baisse du niveau de la nappe d'eau (assèchement) dans les tourbières sur les flux de $\text{CO}_2$ . Les flèches rouges montantes décrivent une augmentation du flux et les flèches bleues une diminution. . . . .	111
4.2	Récapitulatif des différentes phases de dessiccation/réhumectations pour les deux expérimentations. La colonne code phase correspond à la première lettre de la phase (D pour dessiccation et R pour réhumectation) suivie d'un numéro représentant l'ordre du cycle. La phase EQ correspond au temps laissé aux mésocosmes pour s'équilibrer avec leur nouvel environnement. . . . .	114
5.1	$\text{R}^2$ and NRMSE profile with depth for models using non-synchronised and synchronised data and for the three equations (linear : lin, exponential : exp, arrhenius : arr). . . . .	148

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 $g.cm^{-3}$ . . . . .	154
A.1	Références et données utilisés. La colonne « Année » se réfère aux années de mesure, les flux (ENE, RE, PPB, CH <sub>4</sub> , COD, BCNE) sont exprimés en gC m <sup>-2</sup> an <sup>-1</sup> . La colonne « Classif » décrit le type de tourbière (Haut-marais : bog ou Bas-marais : fen). La colonne « Manag. » décrit une éventuelle utilisation du site. Les colonnes « TMA » et « PMA » correspondent respectivement aux températures moyennes annuelles et aux précipitation moyennes annuelles. Les latitudes et longitudes (colonne « Lat/Lon ») sont exprimés en degrés décimaux . . . . .	186
I.2	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. . . . .	198
I.3	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. . . . .	199



## 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        Vers 1610, Jan Baptist Van Helmont, chimiste, physiologiste et médecin, découvre  
4        le dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) qu'il nomme « gaz sylvestre<sup>1</sup> » (Philippe de Souabe-  
5        Zyriane, 1988). À cette époque pré-industrielle (avant 1800), les concentrations en  
6         $\text{CO}_2$  sont estimées à 280 ppm<sup>2</sup> (Siegenthaler et Oeschger, 1987). En 1957, Charles  
7        David Keeling, scientifique américain, met au point et utilise pour la première fois un  
8        analyseur de gaz infra-rouge pour mesurer la concentration de  $\text{CO}_2$  de l'atmosphère  
9        dans l'île d'Hawaii, à Mauna Loa. La précision et la fréquence importante de ses mesures  
10      lui permirent de mettre en évidence pour la première fois les variations journalières et  
11      saisonnières des concentrations en  $\text{CO}_2$  atmosphérique, et d'évaluer également à plus  
12      long terme leur tendance à la hausse (Harris, 2010). Depuis l'époque pré-industrielle  
13      les concentrations en  $\text{CO}_2$  ont en effet légèrement augmenté et sont alors estimées à  
14      315 ppm environ. (Pales et Keeling, 1965). Ce constat a probablement joué un rôle dans  
15      la prise de conscience, par la communauté scientifique, de l'importance et de l'intérêt de  
16      l'étude du changement climatique et plus largement des changements globaux. En 2013,  
17      le Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'évolution du Climat (GIEC) a publié  
18      son 5<sup>e</sup> rapport sur le changement climatique qui souligne l'importance des émissions de  
19      Gaz à Effet de Serre (GES) dans le changement climatique (Stocker *et al.*, 2013). Au  
20      printemps 2014, la barre symbolique des 400 ppm a été dépassée dans tout l'hémisphère  
21      nord selon un communiqué de l'Organisation Météorologique Mondiale ([http://www.wmo.int/pages/mediacentre/press\\_releases/pr\\_991\\_fr.html](http://www.wmo.int/pages/mediacentre/press_releases/pr_991_fr.html)).  
22

23        À l'échelle globale, l'humanité, par la consommation des combustibles fossiles et  
24        par la production de ciment, émet dans l'atmosphère environ  $7,8 \text{ PgC an}^{-1}$ <sup>3</sup> (Ciais  
25        *et al.*, 2014). Les flux « naturels » entre l'atmosphère et la biosphère sont d'un ordre de  
26        grandeur supérieur : 98 et  $123 \text{ PgC an}^{-1}$  respectivement, pour la respiration ( $\text{CO}_2$  et  
27         $\text{CH}_4$  principalement) et la photosynthèse au sens large (Bond-Lamberty et Thomson,  
28        2010; Beer *et al.*, 2010). L'importance de ces flux renforce la nécessité de les comprendre  
29        et si possible de les prédire, car une modification de leur dynamique même faible

---

1. Ce nom vient du fait que ce gaz était identifié comme provenant, entre autres, de la combustion du charbon

2. Partie par million

3. PgC :  $10^{15}$  grammes de carbone

30 pourrait avoir des conséquences importantes. Les flux de carbone entre les écosystèmes  
31 naturels et l'atmosphère sont important et les sols stockent entre entre 1500 et 2000 PgC  
32 qu'il faut mettre en perspective avec les 750 à 800 PgC stockés dans l'atmosphère.

33 Parmi les écosystèmes terrestres naturels, les **tourbières** sont les plus efficaces  
34 dans le stockage du carbone. Ce fonctionnement naturel en **puits de carbone** est  
35 la conséquence de conditions de saturation en eau importante du milieu, empêchant  
36 la dégradation des matières organiques (majoritairement constituées de carbone) qui  
37 se stockent sous forme de tourbe. Ce stock est estimé entre **270 et 455 PgC**, ce qui  
38 représente **10 à 25 % du carbone stocké dans les sols mondiaux** alors que ces  
39 écosystèmes ne représentent que **2 à 3 % des terres émergées**. La concentration de ce  
40 stock sous les hautes latitudes de l'hémisphère nord, où sont localisées la majorité des  
41 tourbières, rend incertain son devenir. En effet ce sont dans ces zones que sont attendus  
42 les changements climatiques les plus importants ([Ciais et al., 2014](#)). La pérennité de  
43 ces écosystèmes est également fragilisée par les nombreuses perturbations anthropiques  
44 qu'ils subissent ou qu'ils ont subit. Longtemps considérés comme néfastes et impropres  
45 à la culture, une grande partie des tourbières ont été drainées pour être exploitées : la  
46 tourbe a été utilisée comme combustible ou comme substrat horticole, les tourbières  
47 comme terres agricoles ou sylvicoles.

48 Autrefois étudiées pour les propriétés combustibles de la tourbe, les tourbières sont  
49 aujourd'hui principalement étudiées afin de comprendre leur fonctionnement et l'effet  
50 des perturbations climatiques et anthropiques sur ce fonctionnement, notamment par  
51 rapport à leur fonction de puits de carbone. La variabilité de ces écosystèmes rend la  
52 prédiction de leurs comportements délicate et aujourd'hui malgré leur importance ces  
53 écosystèmes ne sont pas pris en compte dans les modèles globaux. Le dernier rapport du  
54 GIEC note ainsi que si les connaissances ont avancé, de nombreux processus ayant trait  
55 à la décomposition de la matière organique des sols sont toujours absents des modèles  
56 notamment en ce qui concerne le carbone des zones humides boréales et tropicales et des  
57 tourbières ([Ciais et al., 2014](#)). Plus spécifiquement, si les facteurs de contrôle principaux  
58 des émissions de carbone dans ces écosystèmes sont connus : la température, le niveau

---

59 de la nappe d'eau, la végétation, leurs variations et co-variations ne font pas consensus.

60 **Le rôle des variations du niveau de la nappe d'eau**, particulièrement l'effet du

61 sens de ces variations et leur intensité sur les flux de GES, restent à comprendre. Tout

62 comme **l'effet des communautés végétales** et de leur changements, comme par

63 exemple l'envahissement d'une tourbière par une végétation vasculaire. Pour mieux

64 comprendre ces écosystèmes, à différentes échelles, l'investigation est donc nécessaire

65 pour estimer leurs comportements face aux changements qu'ils subissent et vont subir.

## 66 Objectifs du travail

67 Dans ce contexte les objectifs de ce travail sont donc (i) de caractériser la varia-

68 bilité spatio-temporelle des flux et des variables environnementales qui pourraient les

69 conditionner (ii) de déterminer quels facteurs environnementaux contrôlent le fonc-

70 tionnement comme puits ou source de carbone de cet écosystème notamment l'effet

71 du niveau de la nappe sur les émissions lors de cycles de dessiccations réhumectations,

72 et (iii) d'établir le bilan de carbone de la tourbière de La Guette. Pour ce faire une

73 approche axée sur **l'observation** et **l'expérimentation** a été mise en oeuvre :

- 74 — Dans un premier temps, un suivi de la tourbière de La Guette a été mis en
- 75 place, sur deux années, permettant d'évaluer les flux de GES ( $\text{CO}_2$  et  $\text{CH}_4$ ) et
- 76 d'étudier leurs variations saisonnières et spatiales sur l'ensemble de l'écosystème.
- 77 Ces estimations de flux ont ensuite pu être utilisées pour estimer le bilan de
- 78 carbone de la tourbière.
- 79 — Dans un second temps, à travers des expérimentations en mésocosmes et sur le
- 80 terrain, l'effet du niveau de la nappe sur les flux de GES a été exploré, particu-
- 81 lièrement lors de cycles de dessiccation-réhumectations.
- 82 — Enfin un suivi des flux à haute fréquence sur plusieurs tourbières a été réalisé
- 83 afin de déterminer les éventuelles différences de sensibilité des émissions de  $\text{CO}_2$
- 84 entre le jour et la nuit et de tester à cette échelle une méthode d'estimation de
- 85 la RE basée sur la synchronisation entre les signaux de flux et de température.
- 86 Le document est structuré de la façon suivante :

- 87 — Le premier chapitre pose le contexte bibliographique dans lequel s'inscrit ce  
88 travail. Il se découpe en trois parties ; la première définit les terminologies et les  
89 concepts principaux employés dans le manuscrit. La seconde précise l'état des  
90 connaissances sur les tourbières vis à vis des flux de carbone. Enfin la troisième  
91 partie replace ce travail au sein du contexte précédemment établi.
- 92 — Le deuxième chapitre décrit les sites d'études et les méthodes et matériels em-  
93 ployés dans ces travaux.
- 94 — Le troisième chapitre présente la variabilité spatio-temporelle des flux et l'esti-  
95 mation du bilan de carbone de la tourbière de La Guette.
- 96 — Le quatrième chapitre décrit l'effet de cycles de dessication/ré-humectation sur  
97 les flux de GES en mésocosmes.
- 98 — Le cinquième chapitre se concentre sur des aspects méthodologiques en ce qui  
99 concerne la respiration à l'échelle journalière, plus spécifiquement la prise en  
100 compte du temps de latence entre la vague de chaleur et les flux, et la différence  
101 entre les mesures faites le jour et la nuit.
- 102 — Enfin la dernière partie du document présente la synthèse et l'interprétation des  
103 résultats obtenus, ainsi que les perspectives de ce travail.



104 CHAPITRE 1

105

106

107

108

109

110

111

112

113

114

115

116

117

SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

<b>1.1 Les tourbières et le cycle du carbone . . . . .</b>	<b>8</b>
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 . . . . .	17
<b>1.2 Flux de gaz à effet de serre et facteurs contrôlants . . . . .</b>	<b>21</b>
1.2.1 Les flux de GES entre l'atmosphère et les tourbières . . . . .	21
1.2.2 Les facteurs majeurs contrôlant les flux de GES . . . . .	27
1.2.3 Bilans de C à l'échelle de l'écosystème . . . . .	34

## 1.1. Les tourbières et le cycle du carbone

---

118 La première partie de ce chapitre traite des tourbières de façon générale : Que  
119 sont ces écosystèmes ? Quelle terminologie y est associée ? Comment se forment-ils ?  
120 Quelle est leur extension ? Quelles sont les perturbations qu'ils subissent ? La seconde  
121 partie décrit plus spécifiquement les tourbières à travers le prisme des flux de carbone,  
122 principalement gazeux : Quels sont les liens entre la structure et le fonctionnement  
123 des tourbières et les flux de carbone ? Quels sont les facteurs qui contrôlent ces flux ?  
124 Quel est l'état des connaissances quant à l'estimation des bilans de carbone dans ces  
125 écosystèmes ?

### 126 1.1 Les tourbières et le cycle du carbone

127 Les tourbières sont des écosystèmes particulièrement liés au cycle du carbone. En  
128 effet le carbone y est stocké de façon considérable grâce à un fonctionnement naturel  
129 propice à cette accumulation. Ce lien est d'ailleurs d'une importance telle qu'il fait  
130 partie intégrante de leurs définitions.

#### 131 1.1.1 Zones humides et tourbières : définitions et terminologies

##### 132 Définitions

133 Les tourbières font partie d'un ensemble d'écosystèmes plus large que l'on appelle  
134 les zones humides (*wetlands*). Ces zones humides ne sont ni des écosystèmes terrestres  
135 au sens strict, ni des écosystèmes aquatiques. Elles sont à la frontière entre ces deux  
136 mondes et sont caractérisées par un niveau de nappe élevé, proche de la surface du  
137 sol, voire au dessus. Cette omniprésence de l'eau joue sur l'aération du sol et module  
138 ainsi la disponibilité en oxygène. Les zones humides ont été définies en 1971, lors de la  
139 convention de RAMSAR<sup>1</sup> de la façon 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)

141 Les zones humides regroupent donc des écosystèmes très variés parmi lesquels les  
 142 marais, les mangroves, les plaines d'inondations et les tourbières. Ces dernières sont  
 143 des écosystèmes majoritairement continentaux (par opposition aux écosystèmes cô-  
 144 tiers comme les deltas) et ont comme particularité d'avoir, comme toutes les zones  
 145 humides, un niveau de nappe d'eau élevé, conséquence d'un bilan hydrique positif, et  
 146 donc une zone anaérobie importante. Ceci induit le développement de communautés  
 147 microbiennes et végétales spécifiques, adaptées aux milieux humides ou inondés.

148 Les tourbières représentent 50 à 70 % des zones humides Joosten et Clarke (2002).  
 149 Leur définition est variable selon les régions. Deux définitions sont régulièrement utili-  
 150 sées :

**TOURBIÈRE :**

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

Définition traduite d'après Joosten et Clarke (2002)

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

**TOURBIÈRE ACTIVE :**

Écosystème dans lequel un processus de tourbification est actif.

Définition traduite d'après Joosten et Clarke (2002)

2. Marais tourbeux situé sur une hauteur topographique

## 1.1. Les tourbières et le cycle du carbone

---

156 Cette seconde définition correspond au *mire* anglo-saxon et peut être traduite en fran-  
157 çais par le terme de tourbière active. Les concepts derrière ces deux définitions se  
158 chevauchent mais ne sont pas complètement similaires : une tourbière drainée peut,  
159 par exemple, avoir plus de 30 cm de tourbe et ne plus former de tourbe, ne plus être  
160 active. À l'inverse il peut exister des zones où l'épaisseur de tourbe est inférieure à  
161 30 cm malgré un processus de tourbification actif. Un même écosystème tourbeux peut  
162 d'ailleurs contenir à la fois des zones qui correspondent à la première définition et  
163 d'autres à la seconde. Les tourbières sont donc, selon la définition utilisée, des éco-  
164 systèmes contenant ou des écosystèmes formant de la tourbe. Mais qu'est-ce que la  
165 tourbe ?

### TOURBE :

166 «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)

167 Le seuil de 30 % est souvent utilisé pour rapprocher sa définition de celle d'un sol  
168 organique (histosol) au sens large, dans lesquel est classée la majorité des sols tourbeux  
169 (selon la classification). D'autres définitions existent, faisant la distinction entre sols  
170 organiques et tourbes avec un seuil à 75 % (Andrejko *et al.*, 1983) ou 80 % (Landva  
171 *et al.*, 1983). Il est également nécessaire de préciser qu'au delà de la classification uti-  
172 lisée, ce que les écologues considèrent comme de la tourbe contient généralement 80 %  
173 de matières organiques au minimum (Rydin et Jeglum, 2013b). Ce processus de forma-  
174 tion est appelé la tourbification ou turfigénèse et les matières organiques accumulées  
175 proviennent majoritairement de la végétation. On définit les matières organiques de la  
176 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 d'éléments ayant une ou plusieurs liaison C–H formant de nombreux composés organiques dont des carbohydrate (sucres, cellulose . . .), des composés azotés (protéines, acides aminés . . .) et phénoliques (lignine . . .), des lipides (cires, résines, . . .) et d'autres<sup>4</sup>.

**<sup>178</sup> Distribution des tourbières à l'échelle mondiale**

<sup>179</sup> L'hétérogénéité des définitions ajoutée aux limites floues qui peuvent exister entre  
<sup>180</sup> certains écosystèmes tourbeux et non-tourbeux rendent la cartographie de ces écosys-  
<sup>181</sup> tèmes délicate. Les estimations généralement citées évaluent la surface occupée par  
<sup>182</sup> l'ensemble des tourbières à environ 4 000 000 km<sup>2</sup> ([Lappalainen, 1996](#)). Cette surface  
<sup>183</sup> correspond à 2 à 3 % de l'ensemble des terres émergées du globe. Plus de 85 % d'entre  
<sup>184</sup> elles sont situées dans l'hémisphère nord, majoritairement dans les zones boréales et  
<sup>185</sup> sub-boréales ([Strack, 2008](#) et figure 1.1). Ce travail sera focalisé sur ces écosystèmes  
<sup>186</sup> caractérisés par la présence importante de sphaignes. Les sphaignes sont des bryo-  
<sup>187</sup> phytes<sup>5</sup> de la famille des *Sphagnaceae*. Les tourbières des forêts tropicales ne seront  
<sup>188</sup> donc pas considérées. Ces dernières ayant un fonctionnement spécifique, en effet malgré  
<sup>189</sup> des températures importantes, elle maintiennent un bilan hydrique positif grâce à des  
<sup>190</sup> précipitations très importantes ([Chimner et Ewel, 2005](#)).

**<sup>191</sup> La formation des tourbières**

<sup>192</sup> Pour former une tourbière il faut la réunion de deux conditions majeures : un bilan  
<sup>193</sup> hydrique positif (permettant de maintenir un niveau de nappe élevé et une anaérobie  
<sup>194</sup> importante du milieu), et une décomposition des litières végétales plus lente que sa  
<sup>195</sup> production. Ces deux conditions sont réunies dans les deux processus de formation des

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. Les bryophytes sont des végétaux caractérisés par un système vasculaire absent. Ces plantes n'ont pas de racines mais des rhizoïdes. On les appelle communément des mousses.



FIGURE 1.1 – Distribution mondiale des tourbières en pourcentage de surface recouverte.

196 tourbières généralement distingués : L'atterrissement et la paludification (Figure 1.2).  
197 Il s'agit pour le premier du comblement progressif d'une zone d'eau stagnante (Fi-  
198 gure 1.2). Ce comblement est généralement lié à l'action combinée d'apports exogènes  
199 et d'une végétation colonisant les eaux en formant des tremblants<sup>6</sup>. La paludification  
200 est la formation de tourbe directement sur un sol minéral, grâce à des conditions d'hu-  
201 midité importante dans des zones peu perméables et topographiquement favorables  
202 (dépressions). Ces modes de formation ne sont pas mutuellement exclusifs : une tour-  
203 bière peut être le siège de l'un ou l'autre des processus, ou des deux, selon la zone  
204 spatiale ou la période de temps considérée.

### 205 Classifications et terminologies

206 Selon les disciplines, différentes classifications sont utilisées pour différencier ces  
207 tourbières à sphaignes. La plus générale et la plus utilisée dans la littérature distingue  
208 les tourbières dite hautes, ou de haut-marais *bog*, et les tourbières basses, ou de bas-  
209 marais *fen*. Ces deux catégories doivent davantage être vues comme un continuum  
210 plutôt qu'une séparation franche.

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



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

## 1.1. Les tourbières et le cycle du carbone

---

211      Les tourbières de haut-marais sont alimentées principalement par les précipitations :  
212    elles sont dites ombratrophes. Leur surface parfois bombée (tourbières élevées ou bom-  
213    bées) peut également être plate ou en pente. Cette géométrie situe une partie au moins  
214    de l'écosystème au dessus du niveau de la nappe. Elles ont une concentration en nutri-  
215    ments relativement faible (oligotrophes) et renferment des eaux acides dont le pH est  
216    compris entre 3.5 et 4.2. Les végétations dominantes sont constituées de sphagnes, de  
217    linaigrettes, et de petits arbustes. ([Francez, 2000](#); [Rydin et Jeglum, 2013c](#)).

218      Les tourbières de bas-marais sont alimentées en eau par des nappes souterraines ou  
219    des eaux de ruissellement : elles sont dites minérotrophes. Elles ont généralement un  
220    niveau de nappe très proche de la surface du sol et sont généralement de forme concave  
221    ou en pente. Elles sont riches en nutriments (notamment en azote et phosphore) et le pH  
222    de leurs eaux de surface varie de 4 à 8. Les végétations dominantes de ces écosystèmes  
223    peuvent être des bryophytes, des graminées ou des arbustes bas ([Rydin et Jeglum,](#)  
224    [2013c](#)).

225      Au sein de ces écosystèmes la topographie est fortement variable et fait l'objet  
226    d'une terminologie particulière : on parle de buttes (*hummock*) pour désigner des sur-  
227    élévations topographiques, de gouilles (*hollow*) pour les dépressions et de replats (*lawn*)  
228    pour les zones entre les deux (Figure 1.3). Ces différences micro-topographiques en-  
229    traînent des différences de composition végétale, ainsi certaines espèces de sphagnes  
230    se développent préférentiellement sur les buttes (*Sphagnum fuscum*) et d'autres dans  
231    les gouilles (*Sphagnum cuspidatum*).

### 232    1.1.2   Tourbières et fonctions environnementales

#### 233    Fonction puits de carbone

234      Par définition les tourbières stockent ou ont stocké du carbone. Cette fonction puits  
235    de carbone rend ces écosystèmes importants vis-à-vis des changements globaux malgré  
236    la faible surface qu'ils représentent (pour rappel 2 à 3 % des terres émergées). En effet  
237    le carbone stocké dans les tourbières tempérées et boréales est estimé entre 270 et

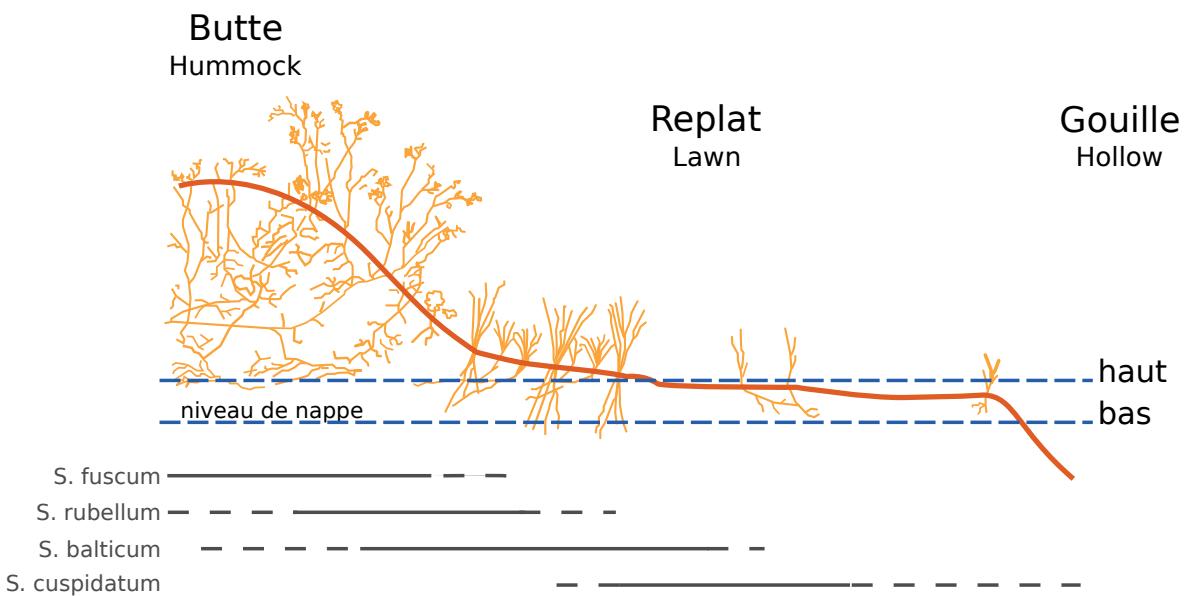


FIGURE 1.3 – Micro-topographie dans les tourbières. Modifié d’après Rydin et Jeglum (2013c)



FIGURE 1.4 – Nombre d’initiation de tourbières dans l’hémisphère nord, pendant l’holocène. Modifié d’après (MacDonald *et al.*, 2006).

<sup>238</sup> 455 Gt C (Tableau 1.1). Cela représente 10 à 25 % du carbone présent dans les sols et  
<sup>239</sup> entre 30 et 60 % du stock de carbone atmosphérique. Ce stock est un héritage datant  
<sup>240</sup> des 10 derniers milliers d’années, l’holocène, période pendant laquelle s’est formée la  
<sup>241</sup> majorité des tourbières (Yu *et al.*, 2010; MacDonald *et al.*, 2006) (Figure 1.4).

<sup>242</sup> L’accumulation du carbone nécessite donc que davantage de carbone soit assimilé,  
<sup>243</sup> par photosynthèse, qu’émis par l’écosystème. La production végétale des tourbières  
<sup>244</sup> n’est pas particulièrement élevée (Huc, 1980) et n’explique pas l’accumulation du car-  
<sup>245</sup> bone. La décomposition des litières végétales est en revanche plus faible que dans  
<sup>246</sup> d’autres écosystèmes (Rydin et Jeglum, 2013c). Ceci est rendu possible par les niveaux

## 1.1. Les tourbières et le cycle du carbone

---

Tableau 1.1 – Estimations des stocks de C pour différents environnements

Compartiment	Stock (PgC)	Références
Tourbières	270 – 455	Gorham (1991); Turunen <i>et al.</i> (2002)
Végétation	450 – 650	Robert et Saugier (2003)
Sols	1500 – 2000	Post <i>et al.</i> (1982); Robert et Saugier (2003); Eswaran <i>et al.</i> (1993)
CO <sub>2</sub> atmosphérique	750 – 800	Robert et Saugier (2003)
Permafrost	1700	Tarnocai <i>et al.</i> (2009)

247 de nappe élevés de ces écosystèmes, minimisant les processus de dégradation aérobie en  
248 limitant l'accès à l'oxygène. Cet effet est de plus renforcé par la végétation spécifique  
249 de ces écosystèmes, les sphaignes, qui produisent des litières difficilement dégradables,  
250 dites récalcitrantes, par rapport à celles produites par les végétaux vasculaires (Hobbie,  
251 1996; Liu *et al.*, 2000; Bragazza *et al.*, 2007).

### 252 Végétation et biodiversité des tourbières

253 Les sphaignes sont la végétation caractéristique des tourbières. Ce sont des espèces  
254 dites ingénierues, capables de modifier l'environnement dans lequel elles se développent  
255 dans le but d'obtenir un avantage compétitif sur les autres végétaux (Van Breemen,  
256 1995). Les sphaignes sont notamment capables de capter les nutriments apportés par  
257 les précipitations via leur capitulum <sup>7</sup> et donc avant que ceux-ci n'atteignent les racines  
258 des plantes vasculaires (Malmer *et al.*, 1994; Svensson, 1995). Elles ont également la  
259 capacité de stocker ces nutriments ce qui diminue encore ceux qui seront disponibles  
260 dans le milieu (Rydin et Jeglum, 2013d). En plus de favoriser un environnement pauvre  
261 en nutriment, les sphaignes promeuvent un environnement acide en abaissant le pH. Ces  
262 contraintes (pauvreté en nutriments et acidité) défavorisent l'implantation d'espèces  
263 peu tolérantes.

264 Malgré tout, ces écosystèmes sont le siège d'une biodiversité importante d'espèces  
265 végétales adaptées à ces milieux. Parmi les plus répandues des gramoïdes (*Eriogonum*  
266 spp., *Scirpus cespitosus*, *Rynchospora alba*, *Carex* spp.) des arbustes (*Erica*  
267 *tetralix*, *Calluna vulgaris*, *Andromeda polifolia*, *Vaccinium* spp.) et bien d'autres en-

---

7. partie apicale de la plante

268 core

269 : des Carex (*lasiocarpa, rostrata*) des herbacées (*Molinia caerulea*) des Phragmites  
270 (*Phragmites australis*) Joncs (*Juncus bulbosus*) et d'autres (?)

## 271 Autres fonctions environnementales

272 Les tourbières jouent également un rôle important vis-à-vis du cycle de l'eau. Elles  
273 permettent par exemple de tamponner les effets d'une sécheresse ou d'une inondation  
274 en fournissant un peu d'eau dans le premier cas et en retenant une partie des excédents  
275 dans le second, régulant ainsi les écoulements d'eau (Joosten et Clarke, 2002; Parish  
276 et al., 2008). Elles ont également un effet sur la qualité de l'eau notamment en filtrant  
277 les matières en suspensions, en dégradant certains micro-polluants organiques et en  
278 fixant des métaux et métalloïdes grâce à leur forte capacité d'échange cationique.

### 279 1.1.3 Les tourbières et les changements globaux

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

#### 284 Les contraintes anthropiques

285 Les interactions entre les Hommes et les zones humides au sens large et les tourbières  
286 en particulier remontent probablement à l'aube de l'humanité. Des chemins de rondins  
287 néolithiques aux crannogs de l'époque romaine (Buckland, 1993), de grandes décou-  
288 vertes archéologiques ont été faites dans les écosystèmes tourbeux témoins d'époques  
289 révolues. L'utilisation de la tourbe et des tourbières a dû commencer relativement tôt,  
290 mais c'est à partir du 17<sup>e</sup> siècle que le drainage de ces écosystèmes, pour les convertir  
291 en terres agricoles, s'est intensifié. Au 19<sup>e</sup> siècle, l'apparition de machines permettant  
292 une récolte industrialisée de la tourbe a développé son utilisation comme combustible.  
293 Enfin depuis le milieu du 20<sup>e</sup> siècle une part importante de ces écosystèmes a été drai-

## 1.1. Les tourbières et le cycle du carbone

---

Tableau 1.2 – Surface de tourbe utilisée selon les usages considérés (tourbières non-tropicales). 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

294 née pour développer la sylviculture. Aujourd’hui l’exploitation principale de la tourbe  
295 est liée à son utilisation comme substrat horticole (Lappalainen, 1996; Chapman *et al.*,  
296 2003). Ces utilisations les ont fortement perturbées car elles nécessitent généralement  
297 de drainer ces écosystèmes, notamment pour pouvoir y faire rouler des engins méca-  
298 nisés. Aujourd’hui la surface de tourbières altérées est estimée à 490 000 km<sup>2</sup> environ,  
299 principalement du fait de leur reconversion pour l’agriculture et la sylviculture (Joos-  
300 ten et Clarke, 2002 et tableau 1.2). En France, suite à leur utilisation, principalement  
301 agricole, la surface des tourbières a été divisée par deux entre 1945 et 1998, passant de  
302 1200 km<sup>2</sup> à 600 km<sup>2</sup> (Lappalainen, 1996; Manneville, 1999).

303 Le fonctionnement de ces écosystèmes a donc été et est encore perturbé par diffé-  
304 rentes activités humaines. Leur importance est cependant reconnue et elles sont l’objet  
305 de nombreuses actions de préservation et/ou de réhabilitation.

### 306 Les contraintes climatiques

307 Comme indiqué précédemment, le stock de carbone des tourbières s’est majori-  
308 tairement constitué pendant l’Holocène. À cette époque déjà ces écosystèmes étaient  
309 influencés par le climat, et leur développement n’a pas été linéaire sur les douze der-  
310 niers milliers d’années. Il est reconnu que le développement des tourbières est très  
311 important au début de cette période (Smith *et al.*, 2004; MacDonald *et al.*, 2006; Yu  
312 *et al.*, 2009). Plus particulièrement, entre 12 000 et 8000 ans on recense la plus grande  
313 proportion d’initiation de tourbières (Figure 1.4). Cette période coïncide avec le maxi-

314 mum thermique holocène (HTM), période pendant laquelle le climat était plus chaud  
315 qu'aujourd'hui (Kaufman *et al.*, 2004). Ce constat peut sembler paradoxal : en effet,  
316 dans la littérature concernant les tourbières et le réchauffement climatique actuel, il est  
317 craint que ces écosystèmes ne deviennent des sources de carbone. Cependant ces mêmes  
318 auteurs qui ont montré cette relation entre le HTM et le développement important des  
319 tourbières, ne préjugent pas de l'effet du réchauffement actuel. Notamment Jones et Yu  
320 (2010) expliquent que pendant cette période de maximum thermique, il existe égale-  
321 ment une saisonnalité très importante, avec des été chauds et des hivers froids, qui a dû  
322 en minimisant la respiration hivernale de ces écosystèmes, jouer un rôle important dans  
323 leur développement. Cette forte saisonnalité n'est pas attendue lors du réchauffement  
324 actuel. L'effet estimé sous les hautes latitudes semble plus important pendant l'hiver  
325 et l'automne, et tendrait donc à minimiser cette saisonnalité (Christensen *et al.*, 2007).  
326 Les effets directs attendus du réchauffement sous les hautes latitudes à l'horizon 2100,  
327 sont une augmentation des températures de 2 à 8 °C dans les zones boréales, et de 2 à  
328 6 °C dans les zones tempérées, ainsi qu'une augmentation probable des précipitations  
329 (Figure 1.5). De façon plus indirecte est attendue la fonte du permafrost, l'augmenta-  
330 tion de l'intensité et de la fréquence de feux et des changements dans le recouvrement  
331 des communautés végétales (Christensen *et al.*, 2013; Frolking *et al.*, 2011).

332 Les tourbières, qui ont accumulé un stock de carbone important, sont donc soumises  
333 à des contraintes fortes qu'elles soient anthropiques ou climatiques. Afin de mieux  
334 comprendre le devenir de ce carbone, l'étude de ces écosystèmes, des flux de carbone  
335 qu'ils échangent avec l'atmosphère, est une nécessité.



FIGURE 1.5 – Projection des changements à l'horizon 2100, des moyennes et extrêmes annuels 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) dans Christensen *et al.* (2013).

## 336 1.2 Flux de gaz à effet de serre et facteurs 337 contrôlants

338        Cette partie décrit dans un premier temps les relations entre les GES ( $\text{CO}_2$  et  $\text{CH}_4$ )  
 339      et les tourbières, puis les facteurs qui contrôlent ces flux dans ces écosystèmes et enfin  
 340      les bilans de carbone qui ont pu y être estimés.

### 341 1.2.1 Les flux de GES entre l'atmosphère et les tourbières

#### 342 Le $\text{CO}_2$ et le $\text{CH}_4$ dans l'atmosphère

343        Dans l'atmosphère le carbone est principalement présent sous forme de dioxyde de  
 344      carbone ( $\text{CO}_2$ ) et de méthane ( $\text{CH}_4$ ). La concentration en  $\text{CO}_2$  dans l'atmosphère fluc-  
 345      tuait avant l'ère industrielle entre 180 et 290 ppm. En 1750 au début de l'ère industrielle  
 346      sa concentration était de 280 ppm environ avant d'augmenter pour atteindre 391 ppm  
 347      aujourd'hui (moyenne annuelle en 2011) ([Ciais et al., 2014](#)). Différents processus natu-  
 348      rels permettent d'extraire du  $\text{CO}_2$  de l'atmosphère : la photosynthèse, la dissolution du  
 349       $\text{CO}_2$  dans l'océan<sup>8</sup>, les réactions avec les carbonates de calcium<sup>9</sup> et enfin l'altération  
 350      de silicate et les réactions avec le carbonate de calcium<sup>10</sup>. L'importance de ces pro-  
 351      cessus varie selon l'échelle de temps considérée. Pour une émission de  $\text{CO}_2$  idéalisé de  
 352      100 PgC, 60 % de ce  $\text{CO}_2$  sera extrait de l'atmosphère en un siècle par l'effet combiné  
 353      de la photosynthèse et des océans, ce qui laisse 40 % de l'émission initiale dans l'atmo-  
 354      sphère. À l'horizon 1000 ans 20 % de l'émission initiale sera toujours dans l'atmosphère  
 355      et à 10 000 ans, 10 % ([Joos et al., 2013](#); [Ciais et al., 2014](#) et figure 1.6).

356        La concentration en  $\text{CH}_4$  dans l'atmosphère est estimée à 350 ppb<sup>11</sup> il y a 18 000 ans  
 357      environ lors de la dernière glaciation et à 720 ppb en 1750. En 2011 elle est estimée à

---

8.  $\text{CO}_2 + \text{CO}_3^{2-} + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons 2\text{HCO}_3^-$

9.  $\text{CO}_2 + \text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$

10.  $\text{CO}_2 + \text{CaSiO}_3 \rightarrow \text{CaCO}_3 + \text{SiO}_2$

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

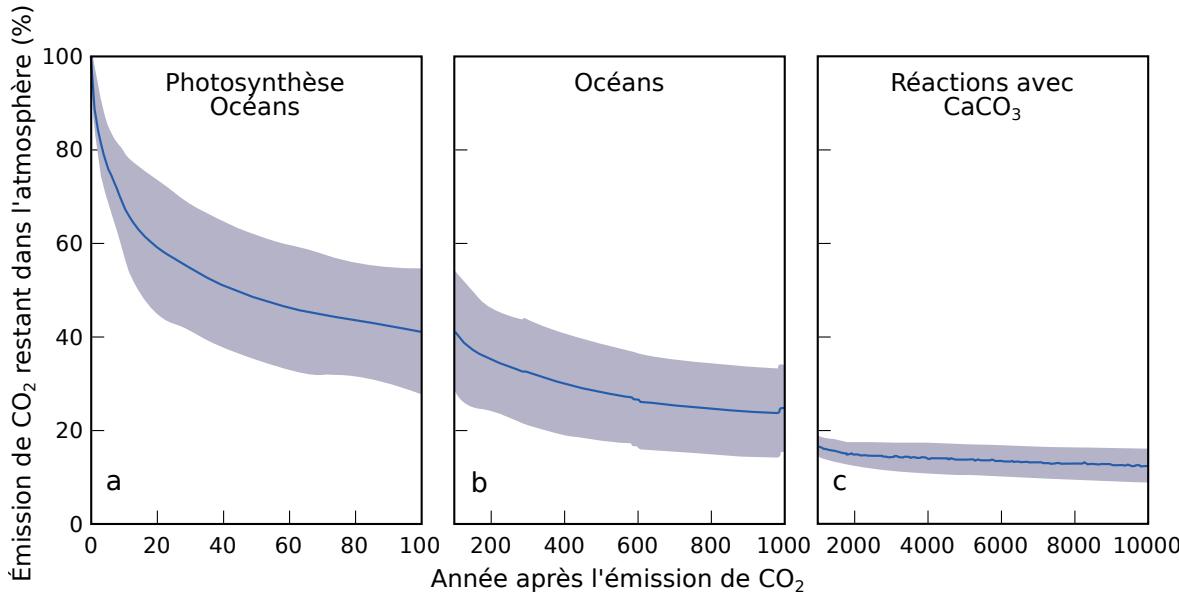


FIGURE 1.6 – Décroissance de la proportion de CO<sub>2</sub> de l'atmosphère suite à une émission idéalisée de 100 PgC. les graphes (a) et (b) sont une moyenne de modèles (Joos *et al.*, 2013), le graphe (c) est une moyenne d'autres modèles (Archer *et al.*, 2009). Modifié d'après (Ciais *et al.*, 2014).

358 1800 ppb (Ciais *et al.*, 2014). À l'inverse du CO<sub>2</sub> sa durée de vie dans l'atmosphère est  
 359 limitée : moins de 10 ans (Lelieveld *et al.*, 1998; Prather *et al.*, 2012). Cependant son  
 360 potentiel de réchauffement global <sup>12</sup> (PRG) est important notamment à court terme, 72  
 361 à 20 ans. À plus long terme son effet relativement au CO<sub>2</sub> diminue et atteint 25 à l'horizon  
 362 100 ans. Les zones humides sont la première source naturelle de CH<sub>4</sub> atmosphérique  
 363 avec un flux à l'échelle globale estimé entre 145 et 285 Tg an<sup>-1</sup> (Lelieveld *et al.*, 1998;  
 364 Wuebbles et Hayhoe, 2002; Ciais *et al.*, 2014). Les tourbières de l'hémisphère nord  
 365 émettent environ 46 Tg an<sup>-1</sup> (Gorham, 1991).

366 À l'échelle globale et pour l'ensemble des flux, le stockage du C par les tourbières  
 367 est estimé à 70 Tg an<sup>-1</sup> (Clymo *et al.*, 1998).

### 368 De l'atmosphère à l'écosystème

369 Avant de stocker et de conserver du carbone, le faut le capturer. Ce transfert du  
 370 carbone de l'atmosphère à la tourbe se fait par le processus de photosynthèse, où le CO<sub>2</sub>  
 371 est assimilé dans la matière organique. Principalement par les végétaux vasculaires et  
 372 les mousses, et éventuellement, bien que dans de moindres proportions, par des algues,

12. 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.

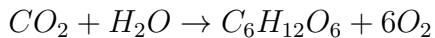


FIGURE 1.7 – schéma des flux de carbone entre une tourbière et l'atmosphère

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

---

373 des lichens ou des bactéries photosynthétiques (Girard *et al.*, 2011). On peut écrire la  
374 réaction de photosynthèse de la façon suivante :



375 Si la photosynthèse est le processus majeur d'assimilation du CO<sub>2</sub><sup>13</sup>.

376 On définit la **Production Primaire Brute** (PPB), *Gross Primary Production*,  
377 (*GPP*) comme :

PRODUCTION PRIMAIRE BRUTE (PPB) :

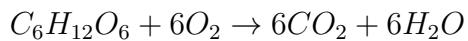
378 Quantité de carbone extraite de l'atmosphère et transformée en matières  
organiques par l'écosystème principalement via la photosynthèse. Ce flux  
est exprimé en quantité de carbone par unité de surface et de temps.

379 Les tourbières sont des écosystèmes dont la production primaire est estimée à envi-  
380 ron 500 gC m<sup>-2</sup>; la production de la strate muscinale pouvant atteindre 80 % (Francez,  
381 2000). Les productions primaires dans les tourbière ne sont pas élevées (**Réf needed**).  
382 C'est la faible décomposition des matières organiques qui permet aux tourbières de  
383 stocker du carbone. Du fait de la production élevée de CH<sub>4</sub> dans les tourbières, il n'y  
384 a pas de flux direct de CH<sub>4</sub> de l'atmosphère vers cet écosystème. 90 % du CH<sub>4</sub> présent  
385 dans l'atmosphère est extrait via des réactions avec des radicaux hydroxyles ayant lieu  
386 majoritairement dans la troposphère.

### 387 De l'écosystème à l'atmosphère

388 Les sources de carbone émises par les tourbières vers l'atmosphère sont multiples.  
389 D'abord différents gaz peuvent être émis, notamment le CO<sub>2</sub> et le CH<sub>4</sub> des molécules  
390 de carbone organique volatiles. Le processus majeur de production de CO<sub>2</sub> se fait par  
391 respiration qui, au niveau cellulaire, peut être écrit sous la forme :

13. Il existe d'autres voies métaboliques permettant la capture du CO<sub>2</sub> de l'atmosphère. Par exemple les micro-organismes chemolithotrophes sont capables d'assimiler le CO<sub>2</sub> en utilisant l'énergie issue de l'oxydation de composés inorganiques, ce que l'on appelle la chimiosynthèse, mais leur importance est négligeable.



392 Ce gaz est produit principalement par la respiration aérobie et minoritairement par  
 393 les respirations anaérobies, par fermentations (e.g. du glucose, de l'acétate), ou encore  
 394 par oxydation du CH<sub>4</sub> (Lai, 2009). Les principales sources d'émissions du CO<sub>2</sub> sont  
 395 représentées dans la figure 1.7. À l'échelle macroscopique la respiration est séparée  
 396 en deux. D'un côté la respiration végétale (des feuilles, des tiges, des racines) que  
 397 l'on appelle la **respiration autotrophe**<sup>14</sup>. De l'autre, rassemblé sous le terme de  
 398 **respiration hétérotrophe**<sup>15</sup>, la respiration du sol, liée à l'excrétion d'xsudats par  
 399 les racines, la décomposition des litières et des matières organiques par les micro-  
 400 organismes et l'oxydation du CH<sub>4</sub> par les organismes méthanotrophes. L'ensemble de  
 401 ces respirations est défini comme :

RESPIRATION DE L'ÉCOSYSTÈME (RE) :

402 Quantité de carbone émise sous forme de CO<sub>2</sub> par l'écosystème dans l'at-  
 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.

403 On distingue la respiration de l'écosystème de celle du sol en définissant la respi-  
 404 ration du sol (RS) comme l'ensemble des respirations de la colonne de sol, à l'exclusion  
 405 de la partie aérienne (Luo et Zhou, 2006a). Cependant, dans la littérature la respi-  
 406 ration du sol peut parfois être assimilée à la respiration de l'écosystème (RE)(Raich et  
 407 Schlesinger, 1992). Les études discriminant RS et RE montrent ainsi que dans des sols  
 408 tourbeux, RS compte pour plus de 60 % de RE Lohila *et al.* (2003). La production de  
 409 CO<sub>2</sub> est donc un signal multi-sources intégré sur l'ensemble de la colonne de tourbe.  
 410 Le transport du CO<sub>2</sub> produit se fait par diffusion suivant le gradient de concentration,  
 411 fort dans le sol et plus faible dans l'atmosphère. C'est cette multitude de processus  
 412 qui rend l'estimation de ce flux difficile. En effet chacune des respirations n'aura pas

14. Production de matières organiques à l'aide de composés minéraux simples.

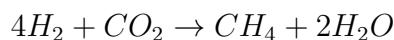
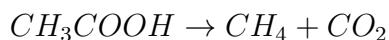
15. Production de matières organiques à partir de substrats organiques.

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

---

413 la même sensibilité vis à vis de facteurs contrôlant.

414 Conséquence du niveau de nappe élevé des tourbières, le développement d'une zone  
415 anoxique importante dans la colonne de sol favorise la production de CH<sub>4</sub>. Il est produit  
416 par des *Archaea* méthanogènes, des organismes anaérobies vivants sous le niveau de la  
417 nappe (Garcia *et al.*, 2000). En moyenne les flux de CH<sub>4</sub> mesurés dans les tourbières  
418 s'étendent de 0 à plus de 0,96 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>, avec généralement des flux compris entre  
419 0,0048 et 0,077 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> (Blodau, 2002). Le CH<sub>4</sub> est principalement produit à  
420 partir d'acétate (CH<sub>3</sub>COOH) ou de dihydrogène (H<sub>2</sub>) + CO<sub>2</sub>, ces deux composés étant  
421 dérivés de la décomposition préalable de matières organiques (Lai, 2009).



422 Le CH<sub>4</sub> produit est transporté dans l'atmosphère par diffusion, ébullition ou à travers  
423 certaines plantes (Joabsson *et al.*, 1999; Colmer, 2003). Pendant son transport, le CH<sub>4</sub>  
424 peut être oxydé par des organismes méthanolotrophes. Cette transformation produit  
425 tour à tour différents composés (méthanol, formaldéhyde, formate) aboutissant à la  
426 production de CO<sub>2</sub> (Whalen et Peirce, 2005).



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

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

428 Quantité de carbone émise sous forme de CH<sub>4</sub> par l'écosystème dans l'atmosphère, suite au bilan des processus le produisant et le dégradant. Ce flux est exprimé en quantité de carbone par unité de surface et de temps.

429 Au final, on peut noter que si le flux de carbone de l'atmosphère à l'écosystème  
430 a pour source quasiment unique la réaction de photosynthèse des plantes, le flux de  
431 carbone de l'écosystème vers l'atmosphère est multi-sources avec un nombre important  
432 de réactions de respirations et de fermentations. La variabilité du premier flux résulte

433 majoritairement de la nature et la structure des communautés végétales et de leurs  
434 sensibilités aux conditions environnementales. Celle du second flux est multiple et est  
435 liée à la diversité des réactions permettant la dégradation des matières organiques et des  
436 communautés végétales ou microbiennes impliquées, de leur sensibilité aux conditions  
437 environnementales.

### 438 1.2.2 Les facteurs majeurs contrôlant les flux de GES

439 Dans cette partie seront décrits les facteurs qui contrôlent les flux de carbone en  
440 commençant à une échelle relativement fine pour atteindre celle de l'écosystème qui  
441 nous intéresse plus particulièrement.

442 Les facteurs majeurs qui contrôlent les flux de carbone sont globalement connus.  
443 Comme bon nombre de réactions biochimiques, les vitesses de réactions des processus  
444 décrits précédemment sont fonction de la **température**. Cette relation a été mise en  
445 évidence par un chimiste suédois en 1889, Svante August Arrhenius, sur la base de  
446 travaux réalisés par un autre chimiste, néerlandais, Jacobus Henricus Van't Hoff. Le  
447 **niveau de la nappe d'eau**, interface entre une zone oxique et une zone anoxique,  
448 et la **teneur en eau du sol** vont également influencer sur ces flux. De même que  
449 la végétation, que ce soit de façon directe, comme siège de la photosynthèse et de la  
450 respiration autotrophe, ou indirecte en fournissant des nutriments via les exsudations  
451 racinaires et les litières.

#### 452 Facteurs contrôlant la photosynthèse

453 À l'échelle des espèces végétales, la quantité de carbone assimilable par la pho-  
454 tosynthèse est fonction de la quantité de lumière reçue (Long et Hällgren, 1993). La  
455 quantité de carbone assimilée augmente d'abord de façon linéaire avec le rayonnement,  
456 avant d'être limitée par la régénération d'une enzyme, la Rubisco<sup>16</sup>, nécessaire à la  
457 fixation du CO<sub>2</sub> (Figure 1.8). Les limitations de l'assimilation, que ce soit la pente  
458 initiale de la partie linéaire, ou l'assimilation maximale, varient de façon importante

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

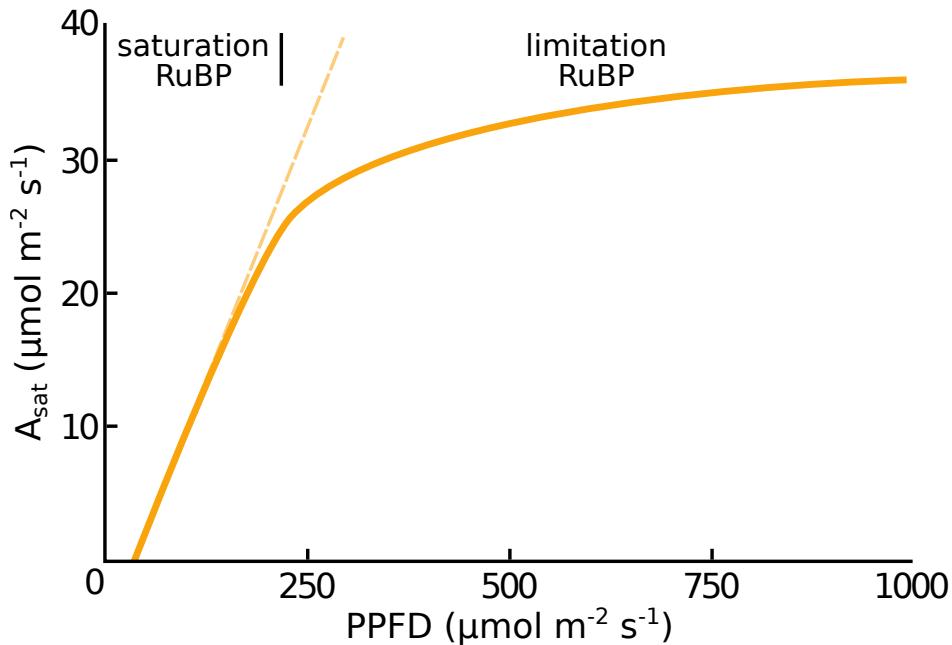


FIGURE 1.8 – todo, modifié d'après Long et Hällgren (1993)

459 en fonction de l'espèce végétale considérée (Wullschleger, 1993). La régénération de la  
 460 Rubisco, qui limite la photosynthèse, est contrainte par la capacité de transport des  
 461 électrons. La vitesse de ce transport est fonction de la température et est traditionnelle-  
 462 ment décrite par une équation d'arrhenius modifiée, relativement complexe, ou par une  
 463 équation simplifiée (Farquhar *et al.*, 1980; June *et al.*, 2004). À cette échelle, le niveau  
 464 de l'eau va également influencer le développement de la végétation en facilitant plus  
 465 ou moins leur accès à l'eau. Wagner et Titus (1984) montrent par exemple que deux  
 466 espèces de sphagnes ont des tolérances différentes à la dessiccation : l'espèce vivant  
 467 dans les gouilles est plus résistante que celle vivant sur les buttes. Dans des conditions  
 468 expérimentales différentes, lors de re-végétalisation de deux tourbières, Robroek *et al.*  
 469 (2009) montrent que différentes espèces de sphagnes se développent de façon optimale  
 470 à différents niveaux de nappe selon leurs affinités. Cette variabilité entre espèces d'une  
 471 même famille est elle-même mise en évidence par leur variabilité en terme de produc-  
 472 tivité primaire (Figure 1.9). La productivité primaire varie également entre différentes  
 473 communautés végétales : les bryophytes n'ont pas la même productivité primaire que  
 474 les graminées ou que les arbustes (Moore *et al.*, 2002 dans Rydin et Jeglum, 2013b).

475 Le niveau de la nappe d'eau et les propriétés physiques du sol contraignent égale-

476   ment la teneur en eau du sol et la hauteur de la frange capillaire. Cette dernière atteint  
477   généralement la surface du sol tant que le niveau de la nappe d'eau ne descend pas  
478   en dessous de 30 à 40 cm de profondeur ([Laiho, 2006](#)). La hauteur du niveau d'eau va  
479   influencer le développement des différentes communautés végétales. Un niveau d'eau  
480   élevé peut diminuer l'accès de la végétation vasculaire à l'oxygène par leurs racines alors  
481   qu'il sera propice au développement de sphaignes. À l'inverse un niveau d'eau bas peut  
482   faciliter le développement de certains végétaux vasculaires au détriment des bryophytes  
483   (**Réf needed**). Cette compétition entre espèces végétales peut déterminer l'évolution  
484   à long terme des communautés et impacter la PPB. [Gornall et al. \(2011\)](#) montrent que  
485   les effets des bryophytes sur le développement des plantes vasculaires sont en partie  
486   positifs et en partie négatifs ; les effets négatifs étant de plus en plus prépondérants  
487   quand l'épaisseur de la strate muscinale augmente. La composition des communautés  
488   végétales va donc avoir un effet sur le potentiel photosynthétique de l'écosystème. Ce  
489   potentiel peut varier selon le végétal considéré et les conditions environnementales dans  
490   lesquelles il se trouve ([Moore et al., 2002](#)).

491       À l'échelle de l'écosystème dans son ensemble la température, la végétation et le  
492   niveau de l'eau, co-varient ce qui rend la discrimination de leurs effets respectifs diffi-  
493   cile. L'effet d'une variation de température peut, selon l'échelle de temps considérée,  
494   influencer le niveau de nappe et la végétation. Dans l'optique de discriminer l'effet de  
495   chacun de ces facteurs, [Munir et al. \(2015\)](#) isolent l'effet de la température en utili-  
496   sant des OTC<sup>17</sup> (*Open Top Chamber*). Ils montrent que le réchauffement par les OTC  
497   augmente la PPB. Néanmoins la majorité des études réalisées sur le terrain montrent  
498   les effets de variation de la température et du niveau de la nappe simultanément. [Cai](#)  
499   *et al.* (2010) ont par exemple montré que des conditions plus chaudes et sèches d'une  
500   année augmentaient la PPB. Cependant l'effet du niveau de la nappe d'eau peut varier  
501   selon le contexte : dans une étude sur les effets à long terme d'une variation du niveau  
502   de la nappe, [Ballantyne et al. \(2014\)](#) montrent qu'une baisse du niveau de la nappe  
503   entraîne une augmentation de la PPB en facilitant l'accès des plantes vasculaires à

17. OTC ou chambres à toit ouvert, ce sont des hexagones en polycarbonate permettant un rehaussement *in-situ* de la température moyenne de l'air.

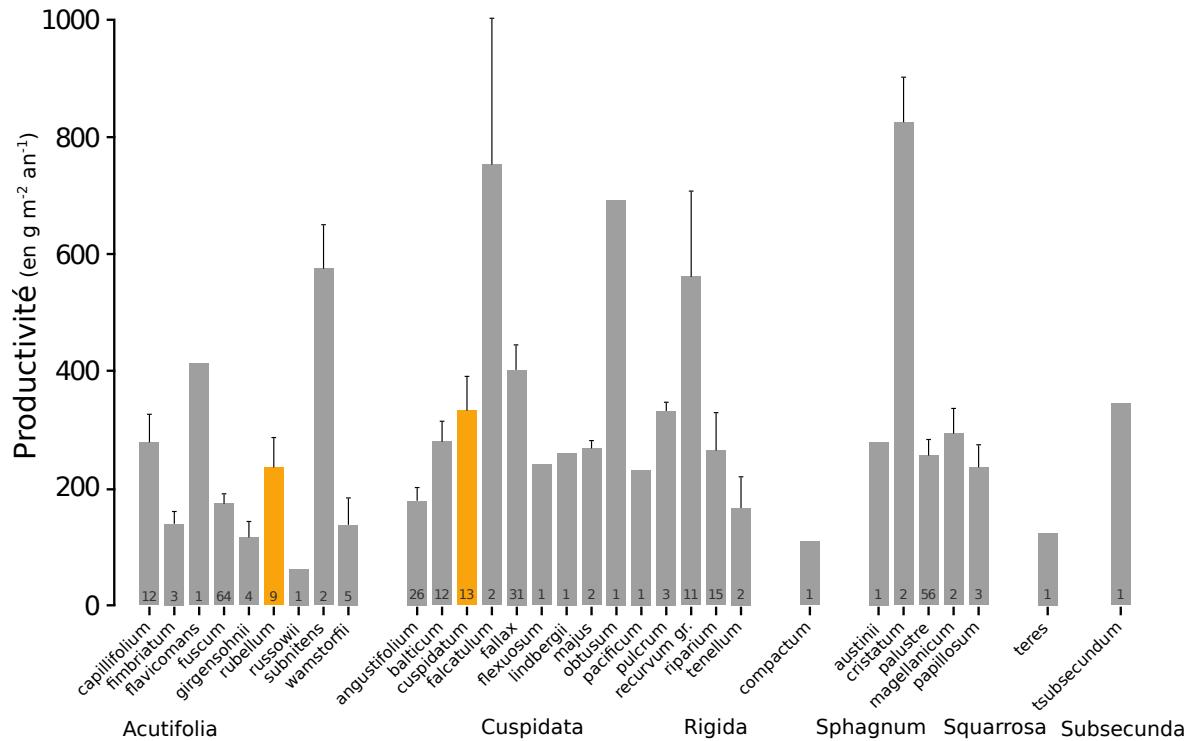


FIGURE 1.9 – Productivités moyennes des espèces de sphagnes en  $\text{g m}^{-2} \text{an}^{-1}$ . Les barres d'erreurs représentent l'erreur standard. Le nombre d'observation est indiqué par les nombres à l'intérieur des barres. Les espèces en orange sont celles rencontrées sur le site d'étude. Modifié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

504 l'oxygène et aux nutriments. Paradoxalement, un rehaussement du niveau de la nappe  
 505 d'eau suite à un stress hydrique prolongé conduit également à une augmentation de la  
 506 PPB (Strack et Zuback, 2013). Pour un gradient croissant de niveaux de nappe d'eau  
 507 dans un haut-marais, Weltzin *et al.* (2000) montrent une diminution de la productivité  
 508 des arbustes, tandis que celle des graminées n'est pas affectée. À l'inverse, pour un  
 509 gradient similaire dans un bas-marais, la productivité des arbustes n'est pas affectée  
 510 tandis que celle des graminées augmente. Des résultats similaires sont également relevés  
 511 pour des graminées soumises à un réchauffement simulé. La productivité des graminées  
 512 diminue dans le haut-marais et augmente dans le bas-marais (Weltzin *et al.*, 2000). Les  
 513 effets du niveau de la nappe d'eau peuvent donc être variables selon les communautés  
 514 végétales et le contexte (l'écosystème, le niveau initial) dans lequel elles se trouvent.

515 **Facteurs contrôlant la RE**

516 La respiration est limitée par la quantité de substrat (organique labile) et l'accès  
 517 à l'oxygène. Dans les tourbières la limitation en substrat n'a de sens que vis-à-vis de  
 518 communautés spécifiques. Les substrats facilement utilisables, par exemple les sucres,  
 519 peuvent devenir un facteur limitant (**Réf needed**). De part la quantité de matières  
 520 organiques qu'elles contiennent, les tourbières constituent un vaste réservoir de substrat  
 521 organique de plus en plus difficile à dégrader avec la profondeur. Plus les substrats sont  
 522 facilement utilisables plus leur utilisation est rapide est plus ils constituent un facteur  
 523 limitant. Inversement moins les substrats sont dégradables plus leur utilisation est  
 524 lente et plus ils s'accumulent. Mais l'accès à l'oxygène rendu difficile par les hauteurs  
 525 élevées du niveau de la nappe est prépondérant (**Réf needed**). La qualité du substrat  
 526 (la facilité qu'il aura à être dégradé) va donc déterminer la vitesse de respiration.  
 527 Par ailleurs la photosynthèse en libérant des substrats, les exsudats racinaires, affecte  
 528 également la respiration du sol.

529 À l'échelle de l'écosystème de nombreuses études ont mis en évidence une corrélation  
 530 positive entre la respiration et la température ([Singh et Gupta, 1977](#); [Raich et Schle-](#)  
 531 [singer, 1992](#); [Luo et Zhou, 2006c](#)). Cependant la diversité cumulée des processus, des  
 532 communautés et des conditions environnementales qui influencent la respiration, font  
 533 qu'aucune équation ne fait réellement consensus. Cependant la majorité de ces études  
 534 décrivent une augmentation exponentielle de la respiration avec la température. Ainsi  
 535 dans les tourbières, des observations *in-situ* ont montré que dans des conditions plus  
 536 chaudes, mais également plus sèches (ces deux conditions sont difficilement séparables  
 537 sur le terrain) la RE a tendance à augmenter ([Aurela et al., 2007](#); [Cai et al., 2010](#);  
 538 [Ward et al., 2013](#)). D'autres observations sur des mésocosmes<sup>18</sup> de tourbe ont égale-  
 539 ment montré une relation positive entre les variations de RE et celle de la température  
 540 ([Updegraff et al., 2001](#); [Weedon et al., 2013](#)).

541 Le niveau de la nappe d'eau conditionne l'accès des micro-organismes à l'oxygène, et  
 542 de ce fait joue un rôle important : un niveau d'eau qui diminue se traduit généralement

---

18. définition méso

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

---

543 par une hausse de la RE que ce soit à long terme (Strack *et al.*, 2006; Ballantyne *et al.*,  
544 2014) ou à plus court terme (Aerts et Ludwig, 1997).

545 De façon plus indirecte, le type de végétation influence la vitesse de décomposition  
546 des litières (Hobbie, 1996; Liu *et al.*, 2000; Gogo *et al.*, 2015). La végétation peut  
547 également stimuler la respiration des micro-organismes présents dans la rhizosphère<sup>19</sup>  
548 via la libération d'xsudats racinaires (Moore *et al.*, 2002).

### 549 Facteurs contrôlant l'ENE

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

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

552 Bilan de la quantité de CO<sub>2</sub> émise ou captée par l'écosystème, calculée  
comme différence entre la Production 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.

553 Ce terme correspond, au référentiel près, au *Net Ecosystem Exchange* anglais, qui prend  
554 l'atmosphère comme référence<sup>20</sup> (ENE=-NEE) (Chapin *et al.*, 2006).

555 Les facteurs contrôlant l'ENE sont donc les mêmes que ceux qui contrôlent la PPB  
556 et la RE. Cependant l'effet d'un même facteur de contrôle peut être différent vis à  
557 vis de PPB et de RE selon le contexte environnemental, que ce soit par rapport à la  
558 nature de l'effet ou son importance. Ainsi une variation de l'ENE peut être contrôlée  
559 majoritairement soit par la PPB, soit par la RE, soit par les deux. Par exemple, une  
560 baisse du niveau de la nappe est souvent liée dans la littérature à une baisse de l'ENE  
561 (**Réf needed**). D'autres études ont montré que cette baisse de l'ENE est due à une  
562 augmentation de la respiration (Alm *et al.*, 1999; Ise *et al.*, 2008). D'autres l'attribuent  
563 à une diminution de la photosynthèse (Sonnentag *et al.*, 2010; Peichl *et al.*, 2014).  
564 La baisse de l'ENE peut avoir un effet simultanée d'augmentation de la respiration

19. zone du sol impactée par les racines

20. Attention certains auteurs utilisent une autre convention

565 et de diminution de la photosynthèse (Strack et Zuback, 2013). Lund *et al.* (2012)  
566 montrent également que dans un même site, une baisse du niveau de la nappe deux  
567 années différentes entraînera une baisse de l'ENE dans les deux cas, mais que dans l'un  
568 des cas cette baisse est contrôlée par une augmentation de la respiration et que dans  
569 l'autre elle est contrôlée par une diminution de la photosynthèse. Enfin une étude de  
570 Ballantyne *et al.* (2014) ne montre pas d'effet d'une baisse du niveau de la nappe sur  
571 l'ENE, car l'augmentation de la respiration est compensée par une augmentation de la  
572 photosynthèse. La réponse des flux de CO<sub>2</sub> vis-à-vis d'une variation du niveau de la  
573 nappe d'eau n'est donc pas triviale.

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

575 La production du CH<sub>4</sub>, par des *Archaea* méthanogènes principalement à partir de  
576 dihydrogène et d'acétate, est contrôlée par la **disponibilité** de ces **substrats** (Segers,  
577 1998). L'ajout de substrats (acétate, glucose, éthanol) pour les méthanogènes tend à  
578 augmenter les émissions de CH<sub>4</sub> (Coles et Yavitt, 2002). Le **niveau de la nappe d'eau**  
579 est un autre facteur contrôlant les flux de CH<sub>4</sub>. Généralement, plus le niveau d'eau est  
580 élevé, plus la zone potentielle de production du CH<sub>4</sub> est importante et plus les émis-  
581 sions sont fortes (Pelletier *et al.*, 2007). Par contre, une augmentation du niveau de la  
582 nappe au dessus de la surface du sol peut conduire à une diminution des émissions de  
583 CH<sub>4</sub> (Bubier, 1995). Pelletier *et al.* (2007) montrent également que les flux sont plus  
584 importants lorsque le CH<sub>4</sub> est mesuré dans des zones avec **végétation**, et plus parti-  
585 culièrement des carex et des linaigrettes (Gogo *et al.*, 2011). Ce lien avec la végétation  
586 est la conséquence d'une adaptation de certaines espèces aux conditions de saturation  
587 en eau qui peuvent faciliter l'échange de gaz entre l'écosystème et l'atmosphère grâce  
588 à un espace intercellulaire agrandi, l'Aerenchyme (Rydin et Jeglum, 2013d). Enfin la  
589 **température** joue généralement un rôle important en augmentant la vitesse de pro-  
590 duction du CH<sub>4</sub>. La sensibilité à la température de la production de CH<sub>4</sub> varie selon  
591 le processus considéré et la communauté de méthanogènes associés (Segers, 1998). La  
592 température peut également faciliter le transport du CH<sub>4</sub> par ébullition et/ou via la

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

---

593 végétation ([Lai, 2009](#)).

594 Pour résumer, à l'échelle de l'écosystème un même facteur peut influencer ces diffé-  
595 rents flux, mais de différentes façons. Parmi ces facteurs, l'effet du niveau de la nappe  
596 d'eau sur les flux de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> reste difficile à prédire. Ce facteur contrôle l'am-  
597 plitude des zones oxiques et anoxiques de la colonne de sol et donc la proportion de  
598 CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> produite. Il influence également la végétation, que ce soit à court terme  
599 (stress hydrique), ou à long terme (changement de communautés végétales). L'effet  
600 d'une hausse du niveau de la nappe d'eau peut varier selon le niveau d'eau initial mais  
601 également la végétation présente sur le site. Pour un même niveau moyen, plus la va-  
602 riation du niveau est importante plus les flux seront fort (lesquels (**Réf needed**)). Des  
603 effets de chasse ont également été observés après simulation d'événements pluvieux. La  
604 question du niveau de la nappe est donc primordiale et sera explorée dans le chapitre [4](#).

### 605 1.2.3 Bilans de C à l'échelle de l'écosystème

606 Le fonctionnement naturel d'une tourbière active tend à faire s'accumuler du CO<sub>2</sub>  
607 atmosphérique dans l'écosystème, sous la forme de tourbe. Ce fonctionnement est la  
608 conséquence d'entrées de carbone supérieures aux sorties, on parle alors d'un bilan  
609 positif, l'écosystème fonctionne en puits de carbone. Lorsque les sorties sont supérieures  
610 aux entrées, le bilan devient négatif et l'écosystème fonctionne comme une source de  
611 carbone

612 Par convention, dans ce document les flux (RE, PPB et F<sub>CH<sub>4</sub></sub>) sont exprimés en  
613 valeur absolue afin de faciliter l'étude de leurs variations. Les bilans sont établis en  
614 prenant l'écosystème comme référence, le carbone entrant dans l'écosystème (PPB) est  
615 représenté positivement et le carbone sortant (RE, F<sub>CH<sub>4</sub></sub>) négativement.

616 L'étude de ce bilan dans les tourbières est généralement approchée de deux ma-  
617 nières : (i) en évaluant la vitesse d'accumulation du carbone sur une période plus ou  
618 moins longue et/ou (ii) en établissant un bilan entre les flux entrants et sortants de  
619 l'écosystème actuel.

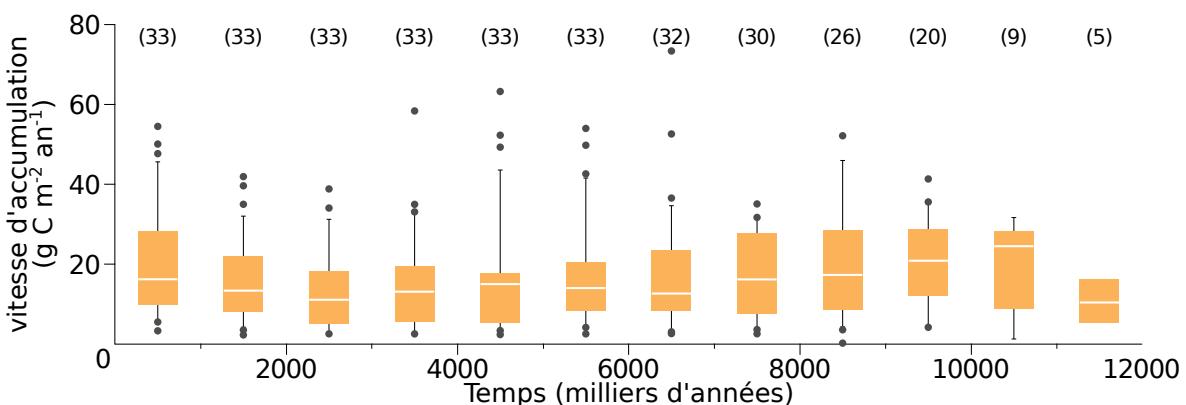


FIGURE 1.10 – Vitesse apparente d’accumulation du carbone à long terme durant l’Holocène. Les chiffres entre parenthèses représentent le nombre de mesures. Modifié d’après [Yu et al. \(2009\)](#)

## 620 Bilan de carbone passé

621 L’approche permettant de calculer le bilan de carbone passé d’une tourbière consiste  
 622 à estimer dans l’archive tourbeuse des vitesses d’accumulation de la tourbe en datant  
 623 des colonnes de tourbe et en mesurant la quantité de carbone qu’elles contiennent. Cette  
 624 méthode, appelée LORCA<sup>21</sup>, permet d’évaluer la fonction puits sur des temps longs  
 625 (derniers millénaires) de la comparer à l’actuelle et de relier d’éventuels changements  
 626 dans les vitesses d’accumulation à des facteurs environnementaux. Cette approche  
 627 conduit généralement à des vitesses d’accumulation comprises entre 10 et 30 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>  
 628 (Figure 1.10). Ces valeurs, exprimées dans la même unité que les bilans de carbone  
 629 contemporains, doivent être comparées avec précaution avec ces derniers. En effet elles  
 630 comprennent, à l’inverse des bilans contemporains, des milliers d’années de décompo-  
 631 sition du carbone en profondeur, et ont donc des vitesses d’accumulation sous-estimées  
 632 relativement à ces bilans ([Yu et al., 2009](#)). Selon l’échelle temporelle considérée, peut-  
 633 être serait-il plus judicieux de dire que les bilans contemporains sont sur-estimés.

## 634 Bilans de carbone contemporains

635 La seconde approche pour estimer le bilan de carbone d’écosystèmes est d’en esti-  
 636 mer les flux actuels de carbone entrants et sortants. Rappelons que les flux principaux  
 637 dans le bilan de carbone d’une tourbière sont la PPB, la RE et le flux de CH<sub>4</sub>. Cepen-

21. Acronyme anglais pour vitesse apparente d’accumulation du carbone à long terme (*LOng-term apparent Rate of Carbon Accumulation*)

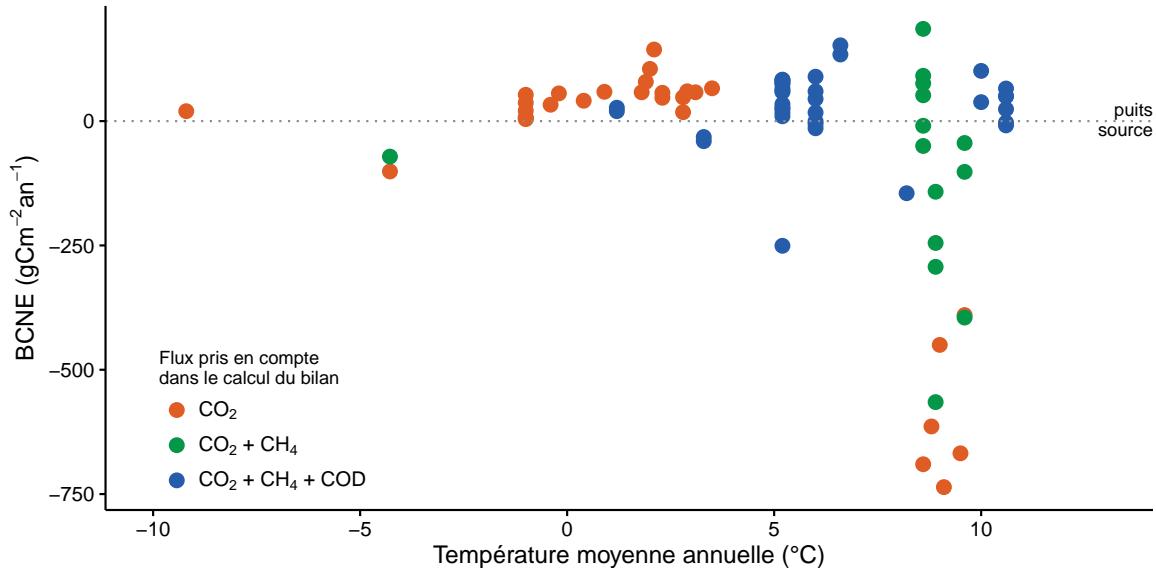


FIGURE 1.11 – Bilan de C dans différentes tourbières (en  $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ), en fonction de la température moyenne annuelle dans la littérature. Les données utilisées pour réaliser ce graphe sont détaillée dans l'annexe A. La ligne de tirets sépare les écosystèmes stockant du carbone (au dessus) de ceux libérant du carbone (en dessous).

638 dant d'autres flux existent, notamment le flux de carbone organique dissout (COD), de  
 639 carbone organique particulaire (COP), de carbone inorganique dissout (CID), de Com-  
 640 posés Organiques Volatiles (COV), et de monoxyde de carbone (CO) ([Chapin et al.,](#)  
 641 [2006](#)). Ils sont considérés comme négligeables, à l'exception du COD ([Worrall et al.,](#)  
 642 [2009](#)). On définit ainsi le Bilan de Carbone Net de l'Écosystème (BCNE) comme :

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

643 Avec :

- 644 — ENE : Échange Net de l'Écosystème
- 645 — PPB : Production Primaire Brute
- 646 — RE : Respiration de l'Écosystème
- 647 —  $F_{CH_4}$  : Flux de Méthane
- 648 —  $F_{COD}$  : Flux de Carbone Organique Dissout

649 Dans les tourbières, les flux de  $\text{CO}_2$  sont généralement les plus importants puis  
 650 les flux de  $\text{CH}_4$  et/ou de COD et enfin les flux de COP ([Worrall et al., 2009; Koeh-](#)  
 651 [ler et al., 2011](#)). Majoritairement réalisés dans les tourbières de haut-marais, les bi-

652    lans de carbone rencontrés dans la littérature sont généralement compris entre 100 et  
653     $-100 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  (Figure 1.11). Si le stockage de carbone ( $\text{NECB} > 0$ ) ne dépasse  
654    que peu de ces valeurs, le déstockage ( $\text{NECB} < 0$ ) peut être beaucoup plus important  
655    avec des émissions de carbone de plus de  $500 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ . Peu de bilans de carbone  
656    ont été faits dans les tourbières en dessous de  $50^\circ$  de latitude (le nord de la France ap-  
657    proximativement). Le comportement de ces tourbières les plus au sud reste peu connu  
658    par rapport à celles situées à des latitudes plus hautes (en Europe) ou dans des climats  
659    plus froids (au Canada).



660 CHAPITRE 2 \_\_\_\_\_

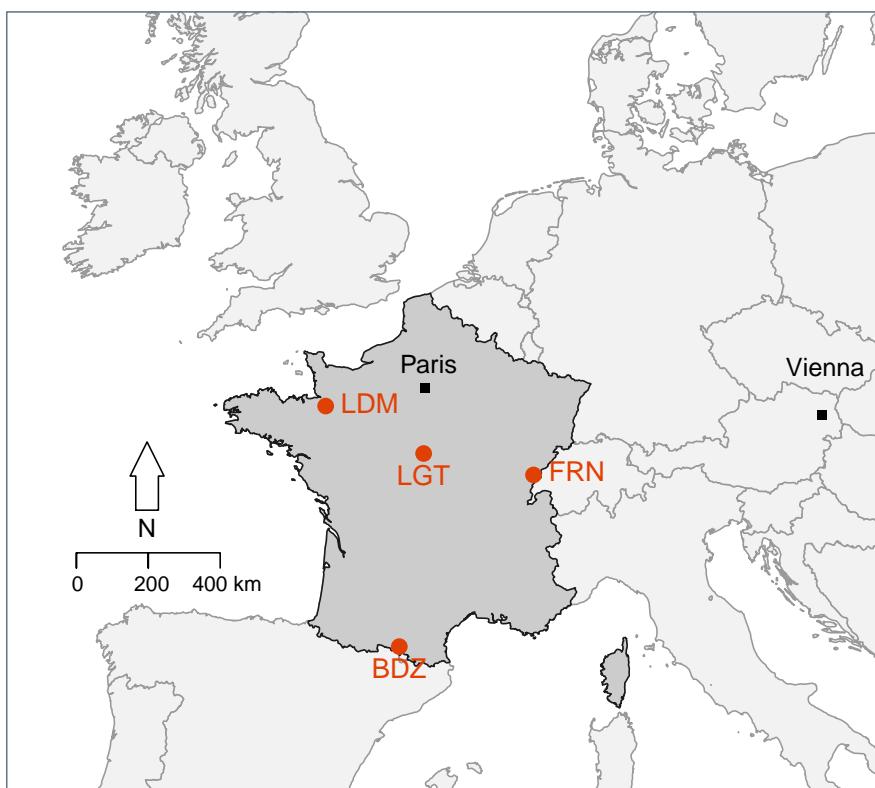
661    SITES D'ÉTUDES ET MÉTHODOLOGIES EMPLOYÉES

662

663 <b>2.1 Présentation de la tourbière de La Guette . . . . .</b>	<b>40</b>
664 <b>2.2 Autres sites du service national d'observation . . . . .</b>	<b>45</b>
665 <b>2.3 Mesures de flux de gaz . . . . .</b>	<b>45</b>
666     2.3.1 Présentation des méthodologies principales . . . . .	45
667     2.3.2 Les mesures de CO <sub>2</sub> . . . . .	47
668     2.3.3 Les mesures de CH <sub>4</sub> . . . . .	49
669     2.3.4 Le calcul des flux . . . . .	50
670 <b>2.4 Facteurs contrôlant . . . . .</b>	<b>51</b>
671     2.4.1 Acquisitions automatisées . . . . .	51
672     2.4.2 Acquisitions manuelles . . . . .	51
673	
674	
675	

## 676 2.1 Présentation de la tourbière de La Guette

677 Le site d'étude, la tourbière de La Guette, est l'un des quatre sites du Service  
678 National d'Observation des Tourbières (SNOT) qui vise à étudier la fonction puits  
679 de carbone des tourbières tempérées notamment vis-à-vis des changements globaux  
680 (<http://www.sno-tourbieres.cnrs.fr/>).



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

FIGURE 2.1 – Localisation des sites d'études appartenant au SNOT

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

688 la tourbe est de 80 cm avec des maximums locaux atteignant 180 cm. La tourbière de  
689 La Guette est probablement topogène, formée par l'accumulation d'eau de pluie dans  
690 une cuvette imperméabilisée par une couche d'argile issue d'alluvions de la rivière du  
691 même nom (La Guette) (**Réf needed**). Les précipitations annuelles moyennes sur le  
692 site sont de 880 mm et la température moyenne annuelle de 11 °C. L'eau du site a une  
693 conductivité généralement inférieure à  $80 \mu\text{S m}^{-2}$  et un pH compris entre 4 et 5. Ces  
694 caractéristiques classent la tourbière parmi les tourbières minérotrophes pauvres en  
695 nutriments (*poor fen*). En collaboration avec le laboratoire de mesure du carbone 14 de  
696 Saclay, des datations effectuées sur le site permettent de dire que les premiers dépôts  
697 tourbeux datent au moins de 4000 ans.

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

704 Ces perturbations, ou au moins une partie d'entre elles, ont probablement favorisé  
705 l'envahissement du site par une végétation vasculaire, notamment arborée et compo-  
706 sée de pins (*Pinus sylvestris*) et de bouleaux (*Betula verrucosa* et *pubescens*). [Viel  
et al. \(2015\)](#) ont pu calculer, grâce à l'étude de photos aériennes, la vitesse de fer-  
708 meture du site entre 1945 et 2010, estimée à  $2020 \text{ m}^2 \text{ an}^{-1}$  avant l'incendie de 1976  
709 et à  $3469 \text{ m}^2 \text{ an}^{-1}$  après. La tourbière est également envahie de façon importante par  
710 la molinie bleue (*Molinia caerulea*) de la famille des *Poaceae* (Figure 2.3c), leur pré-  
711 sence favorisant la dégradation des matières organiques ([Gogo et al., 2011](#)). Sont éga-  
712 lement présentes sur le site un certain nombre d'espèces caractéristiques des tourbières  
713 comme les sphaignes, principalement *Sphagnum cuspidatum* et *Sphagnum rubellum*,  
714 qui forment des tapis. Un tapis de sphaignes en cours de formation est visible sur la  
715 photo 2.3a. Sur cette même photo sont également visibles des Linaigrettes à feuilles  
716 étroites (*Eriophorum angustifolium*), une plante de la famille des *Cyperaceae* caracté-

## 2.1. Présentation de la tourbière de La Guette

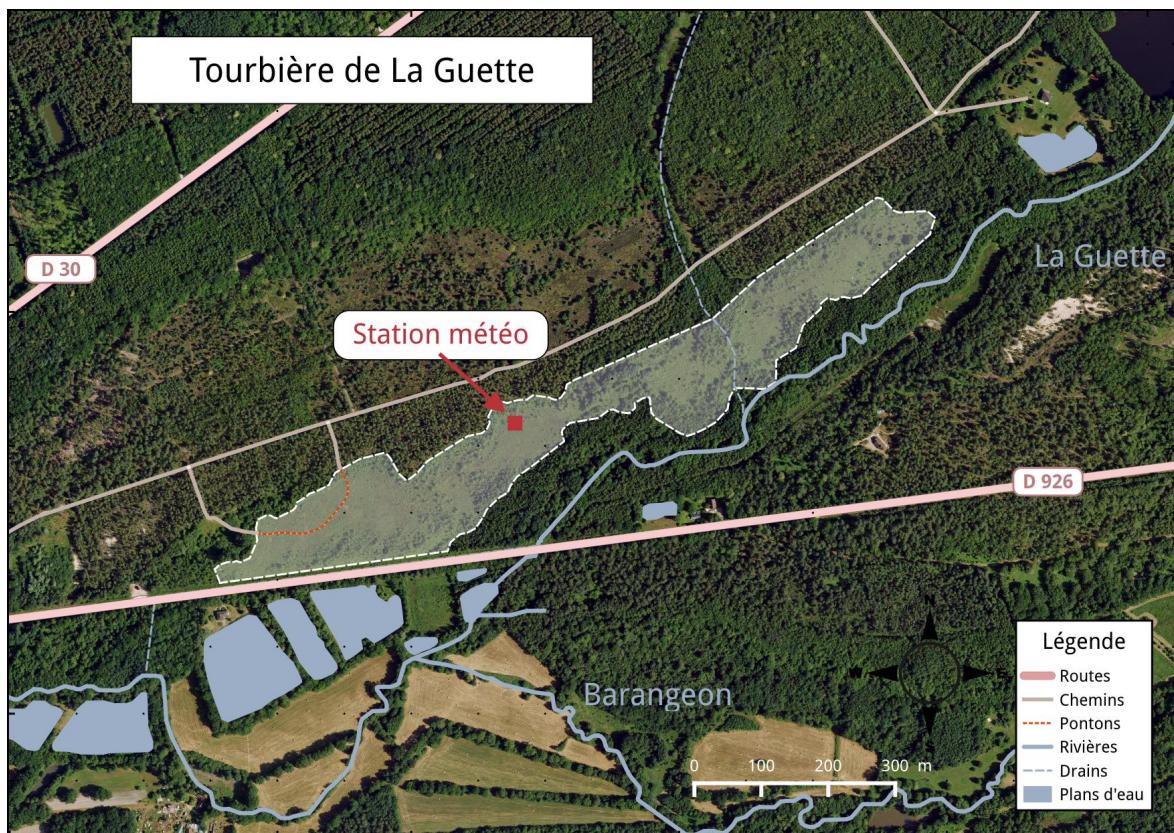


FIGURE 2.2 – Carte de la tourbière de La Guette (orthophotographie : BD ORTHO® – IGN)

ristique des marais et des landes tourbeuses (Rameau *et al.*, 2008). Des bruyères sont également présentes de façon importante sur le site avec notamment *Erica tetralix*, parfois appelée la Bruyère des marais, de la famille des *Ericaceae* (Figure 2.3b). De la même famille est présente sur le site, mais de façon moins omniprésente, la Callune (*Calluna vulgaris*). L'ensemble de ces espèces tendent à préférer les milieux riches en matières organiques et pauvres en nutriments (Rameau *et al.*, 2008). D'autres espèces sont présentes sur ce site, notamment *Rhynchospora alba* de la famille des *Cyperaceae*, *Juncus bulbosus* de la famille de *Juncaceae*, et des Droséras, une plante insectivore de la famille des *Droseraceae* (Annexe B, Figure B.1a) .

Au cours des dernières années, les précipitations sont relativement différentes avec deux années plus sèches que la moyenne avant 2013 et deux années plus humides en 2013 et 2014 (Figure 2.4). On observe également cette dualité vis-à-vis du niveau de la nappe. Avant 2013, les étés sont marqués par des étiages importants avec des baisses du niveau de nappe allant jusqu'à -60 cm en 2012 (Figure 2.5). Après 2013, les étiages



(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

---

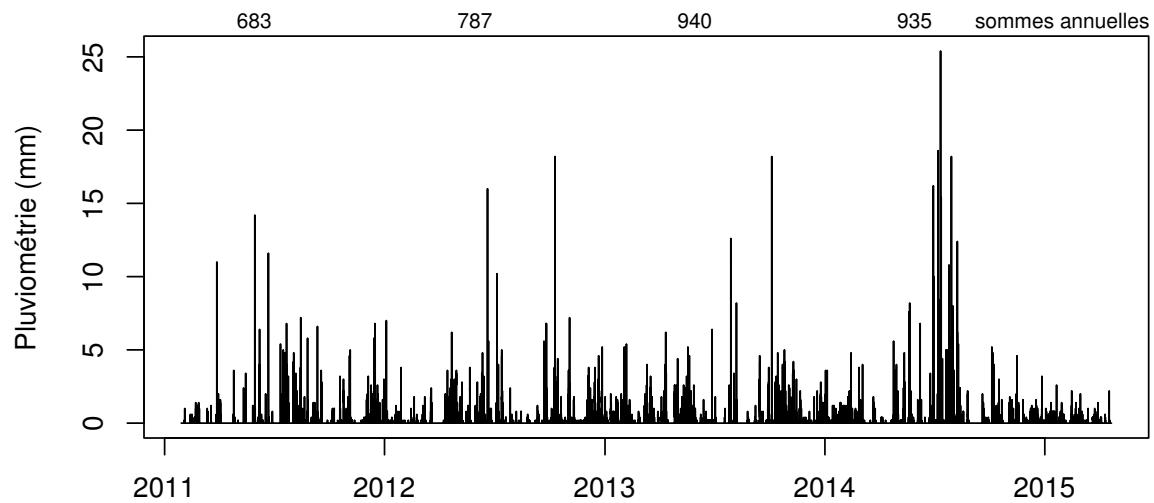


FIGURE 2.4 – Évolution du niveau de la pluviométrie, en mm, des années 2011 à 2014



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

731 sont beaucoup moins importants sur le site (Figure 2.6). Les variations inter-annuelles  
732 de la température moyenne de l'air semblent moins marquées. L'année 2011 est très  
733 proche de 2014 avec une température moyenne supérieure à 11 °C. De la même façon,  
734 les années 2012 et 2013 sont très proches avec des températures moyennes inférieures  
735 à 10 °C.

## 736 2.2 Autres sites du service national d'obser- 737 vation

738 Bien que moins étudiés, les autres sites du SNOT, Bernadouze, Frasne et Landema-  
739 rais ont également fait l'objet d'un suivi ponctuel en 2013. La tourbière de Bernadouze  
740 est située à 1400 m d'altitude dans les Pyrénées, en Ariège (N 42°48'09", E 1°25'24").  
741 Elle est relativement petite avec 3,75 ha seulement. La tourbière de Frasne est située  
742 à 840 m dans le Doubs (N 46°49'35", E 6°10'20") et s'étend sur une surface de 98 ha.  
743 Enfin la tourbière de Landemarais est située en Ille-et-villaine (N 48°26'30", E 1°10'54")  
744 à 154 m et s'étend sur 23 ha. Les températures annuelles moyennes sur ces trois sites  
745 sont respectivement de 6, 7,5 et 11 °C et les précipitations annuelles de 1700, 1400 et  
746 870 mm.

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

## 752 2.3 Mesures de flux de gaz

### 753 2.3.1 Présentation des méthodologies principales

754 Différentes techniques existent pour estimer les flux de gaz nécessaires au calcul des  
755 bilans de carbone. Les méthodes les plus utilisées sont les techniques de chambres et  
756 les techniques micro-météorologiques.

757 De façon générale les méthodes de chambres consistent à placer une enceinte (ou  
758 chambre) sur une zone de l'écosystème dont on souhaite mesurer les flux. Ces chambres  
759 peuvent être ouvertes : la mesure se fait lorsque le gaz à l'intérieur de la chambre est à  
760 l'équilibre avec celui à l'extérieur, ou fermées : le gaz à l'intérieur de la chambre n'est pas

## 2.3. Mesures de flux de gaz

---

761 à l'équilibre avec celui à l'extérieur. Elles peuvent également être dynamiques, lorsqu'un  
762 système de pompe permettant notamment de transporter le gaz jusqu'à l'analyseur est  
763 présent, ou statique si le système est sans flux artificiel. Trois grandes techniques de  
764 chambres existent. D'abord les chambres **dynamiques ouvertes** qui se basent sur un  
765 état d'équilibre et mesurent une différence de concentration d'un gaz dont une partie  
766 passe par la chambre et l'autre non. Cette méthode nécessite un système de pompe et  
767 donc l'existence d'un flux. Ensuite les chambres **dynamiques fermées** qui mesurent  
768 l'évolution de la concentration du gaz au sein de la chambre à l'aide d'un système de  
769 pompe permettant l'envoi du gaz dans un analyseur externe mais en utilisant une boucle  
770 fermée. Enfin les chambres **statiques fermées** qui mesurent également l'évolution de  
771 la concentration du gaz au sein de la chambre sans système de pompe. Dans ce cas soit  
772 l'analyseur est présent dans la chambre, soit des prélèvements sont faits à intervalles  
773 réguliers puis analysés par la suite en chromatographie gazeuse.

774 Il faut noter que les dénominations anglaises de ces méthodes doivent faire l'objet  
775 d'une attention particulière. La dénomination *Closed chamber* par exemple est parfois  
776 utilisé pour se référer à l'état ou non d'équilibre, comme défini dans ce document, mais  
777 parfois également pour désigner les méthodes de chambres sans système de flux ce  
778 qui peut prêter à confusion (Pumpenan *et al.*, 2004). Souvent utilisées, les dénominations  
779 *open/closed* et *dynamic/static* sont décrites dans Luo et Zhou (2006d), une autre  
780 convention peut être rencontrée : *flow-through/non-flow-through* et *steady state/non-*  
781 *steady state* (Livingston et Hutchinson, 1995).

782 Ces différentes méthodes ont divers avantages et inconvénients : les systèmes sans  
783 circulation d'air sont généralement plus faciles à transporter et à utiliser sur le terrain.  
784 L'ensemble des méthodes de chambres fermées ont, par principe, une variation des  
785 concentrations en gaz qui, si elle est très importante, peut perturber le gradient de  
786 diffusion du gaz. Malgré tout, ces méthodes sont souvent utilisées car elles ont un  
787 coût modeste, et sont très versatiles ce qui permet leur utilisation dans de nombreuses  
788 situations.

789 D'autres méthodes plus globales existent comme les méthodes micro-météorologiques,  
790 basées sur l'étude des flux turbulents en analysant à haute fréquence la vitesse et la  
791 direction du vent. Ces méthodes sont souvent appelées *Eddy Covariance* ou *Eddy Corre-*  
792 *lation*. Elles sont beaucoup plus onéreuses et lourdes à mettre en place mais permettent  
793 une acquisition haute fréquence des flux de gaz. Ces méthodes sont complémentaires  
794 aux mesures de chambre, car elles se font sur une zone plus grande que celles mesurées à  
795 l'aide de chambres. La variabilité spatiale est donc intégrée dans la mesure, ce qui peut  
796 être un avantage comme un inconvénient. La grande majorité des bilans pluriannuels  
797 sont faits à l'aide de cette méthode.

### 798 2.3.2 Les mesures de CO<sub>2</sub>

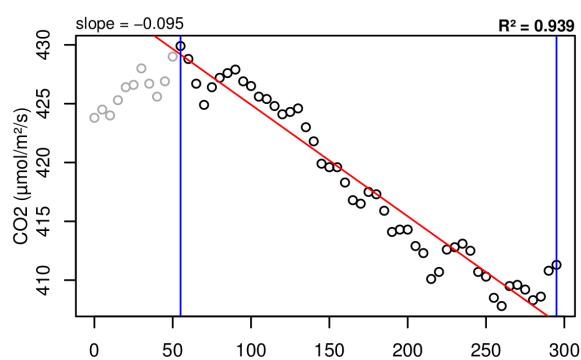
799 Toutes les mesures de flux de CO<sub>2</sub> présentées par la suite ont été faites avec les  
800 mêmes matériels et le même protocole. Les chambres utilisées sont en Plexiglas® et  
801 ont été conçues (LPC2E) et fabriquées (ISTO) au CNRS. Ce sont des chambres trans-  
802 parentes, cylindriques,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

807 Avant toute mesure, des embases sont installées sur le site. Ce sont des cylindres  
808 de PVC d'une hauteur de 15 cm pour 30 cm de diamètre, insérés dans le sol sur 8 à  
809 10 cm de profondeur. La partie basale et enterrée de ces cylindres a été préalablement  
810 percée d'une quarantaine de trous (1 cm de diamètre) afin de minimiser les impacts de  
811 l'embase sur le développement racinaire et permettre les écoulements d'eau.

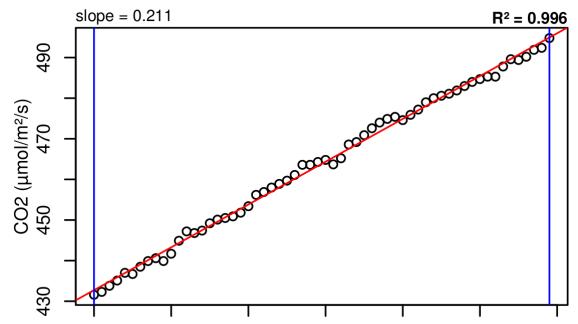
812 La méthode mise en œuvre est celle de la chambre statique fermée, aucun système  
813 de pompe n'est donc utilisé. Ceci permet d'avoir un système de mesure relativement  
814 léger, facilement transportable et permettant une mise en œuvre sur l'ensemble du  
815 site d'étude. Une mesure se déroule de la façon suivante : la chambre est posée sur  
816 l'embase, l'analyseur de CO<sub>2</sub> et la sonde humidité/température sont insérées à l'inté-  
817 rieur. Un ventilateur de faible puissance est également positionné à l'intérieur de la  
818 chambre au préalable afin d'homogénéiser l'air. 1 à 3 min de stabilisation sont néces-  
819 saires après la pose de la chambre afin d'éviter les effets pouvant y être liés, le plus  
820 souvent la perturbation d'un gradient de concentration. L'enregistrement est ensuite  
821 lancé, les données (concentration en CO<sub>2</sub>, température, humidité) sont acquises toutes  
822 les 5 s pendant 5 min. La mesure se déroule donc sur une période de temps relative-  
823 ment courte afin de minimiser les perturbations possibles et d'éviter de s'éloigner des  
824 conditions naturelles extérieures. Dans ce but, les mesures ont parfois été manuellement  
825 raccourcies, 2 à 3 min d'acquisition, si une pente claire se dégageait rapidement. Ceci  
826 notamment lorsque les conditions météorologiques, chaudes et ensoleillées, laissaient  
827 supposer une différence importante vis-à-vis des conditions extérieures. Généralement,  
828 deux acquisitions de CO<sub>2</sub> sont faites à la suite sur une même embase. La première,  
829 avec la chambre transparente nue, permettant l'enregistrement de l'ENE (Figure 2.7-  
830 a). La seconde avec la chambre recouverte d'une chaussette de tissu occultant, isolant la  
831 chambre de la lumière, permettant d'interrompre la photosynthèse et donc d'enregistrer  
832 les respirations (RE) (Figure 2.7-b).

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

## 2.3. Mesures de flux de gaz



(a) Mesure de l'échange net de l'écosystème



(b) Mesure de la respiration de l'écosystème

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



FIGURE 2.8 – SPIRIT

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

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

### 847 2.3.3 Les mesures de CH<sub>4</sub>

848 Les mesures de CH<sub>4</sub> ont été réalisées avec une chambre aux caractéristiques simi-  
 849 laires à celles utilisées pour les mesures de CO<sub>2</sub> à l'exception de l'interface avec l'ana-  
 850 lyseur. En effet la taille de ce dernier ne permettait pas de l'insérer directement dans  
 851 la chambre comme l'analyseur de CO<sub>2</sub>. La méthode de la chambre dynamique fermée a  
 852 été utilisée pour réaliser ces mesures, elle diffère donc légèrement de celle utilisée pour  
 853 le CO<sub>2</sub> puisqu'elle nécessite la mise en oeuvre d'un système de pompe pour transporter

## 2.3. Mesures de flux de gaz

---

854 le gaz jusqu'à l'analyseur. L'instrument utilisé pour analyser la concentration en CH<sub>4</sub>  
855 est le SPIRIT (SPectromètre Infra Rouge In-situ Troposphérique) (Figure 2.8).

856 Le SPIRIT est un spectromètre infra-rouge développé par le LPC2E. La spectromé-  
857 trie infra-rouge se base sur la mesure de l'absorption d'un rayonnement infrarouge par  
858 des molécules. Les longueurs d'ondes absorbées par une molécule lui sont spécifiques  
859 et permettent de la caractériser, de plus l'intensité de cette absorption est fonction de  
860 sa concentration (Loi de Beer-Lambert). Cet instrument profite de l'expertise acquise  
861 par le laboratoire dans le domaine de la métrologie infra-rouge, notamment avec le  
862 développement de son ancêtre le SPIRALE (SPectroscopie Infra Rouge par Absorption  
863 de Lasers Embarqués). Plus petit et plus léger (100 kg), le SPIRIT a été développé  
864 en différentes versions, en fonction des usages. Il existe actuellement une version sol  
865 et une version avion de l'appareil. Les capacités du SPIRIT sont principalement liées  
866 à deux éléments. Premièrement l'invention d'une cellule à réflexion multiple par le  
867 LPC2E ([Robert, 2007](#)), permettant d'adapter facilement la longueur du parcours op-  
868 tique en fonction de la concentration des gaz à mesurer. Deuxièmement l'utilisation de  
869 lasers à cascades quantique (QCL), dont la puissance permet d'augmenter le nombre  
870 de réflexion et la sensibilité des mesures d'absorption. Les QCL installés émettent sé-  
871 quentiellement dans le moyen infra-rouge (2,5 à 25 μm), dans une gamme spécifique  
872 aux espèces que l'on souhaite mesurer. Ce choix est dicté par l'absorbance à ces lon-  
873 gueurs d'ondes d'un grand nombre d'espèces d'intérêt et l'intensité importante de leurs  
874 raies d'absorption. Après son émission, le laser est divisé en deux : la première partie  
875 traverse une cellule de référence, contenant un gaz de concentration connue. La seconde  
876 partie traverse une cellule de mesure, contenant le gaz à mesurer. Les deux parties du  
877 laser débouchent finalement sur les détecteurs. Le spectre d'absorption est divisé par le  
878 spectre de référence, ce qui permet de conserver uniquement le signal lié à l'absorption  
879 moléculaire. Ce spectre est ensuite comparé à un spectre simulé afin de déterminer  
880 les concentrations en gaz. Le fonctionnement détaillé du SPIRIT-sol est décrit dans  
881 [Guimbaud \*et al.\* \(2011\)](#).

### 882 2.3.4 Le calcul des flux

883 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  
884 suivante :

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

885 Avec :

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

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

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

- 889 R : la constante des gaz parfaits en  $\text{kg m}^2 \text{s}^{-2} \text{mol}^{-1} \text{K}^{-1}$   
890 T : la température dans la chambre en K  
891 V : le volume de la chambre en  $\text{m}^3$   
892 S : la surface occupée par l'embase en  $\text{m}^2$

893 

## 2.4 Facteurs contrôlant

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

899 

### 2.4.1 Acquisitions automatisées

900 Un certain nombre de variables environnementales ont été acquises automatique-  
901 ment à l'aide d'une station d'acquisition Campbell®. Cette station a été installée au  
902 centre de la tourbière de La Guette en 2008 (Figure 2.2). Jusqu'au 20 février 2014  
903 l'acquisition des variables s'est effectuée à une fréquence horaire. Depuis cette date la  
904 fréquence d'acquisition a été augmentée à une demie heure. Les paramètres enregistrés  
905 sont la pression atmosphérique, l'humidité relative de l'air, la pluviométrie, l'irradia-  
906 tion solaire, la vitesse et la direction du vent. Cette même station a également permis  
907 l'acquisition de la température de l'air et de la tourbe à -5, -10, -20 et -40 cm.  
908 Installées à la même époque, quatre sondes de mesure du niveau de la nappe d'eau  
909 permettent le suivi du niveau de la nappe dans la tourbière.

910 

### 2.4.2 Acquisitions manuelles

911 Les variables acquises manuellement, spécifiques à chaque expérimentation, seront  
912 détaillées dans leur chapitre respectif.



913 CHAPITRE 3

---

914 BILAN DE C DE LA TOURBIÈRE DE LA GUETTE

915

916 <b>3.1 Introduction</b>	54
917 <b>3.2 Procédure expérimentale et analytique</b>	55
918         3.2.1 Design expérimental	55
919         3.2.2 Variables élaborées utilisées	59
920         3.2.3 Estimation des flux de GES dans le bilan de C	60
921         3.2.4 Estimation des flux de carbone organique dissout dans le bilan	
922             de C	65
923         3.2.5 Variabilité spatiale des flux et du bilan de carbone	65
924         3.2.6 Estimation de l'erreur associée aux flux et aux bilans	66
925 <b>3.3 Résultats</b>	68
926         3.3.1 Cinétique des facteurs contrôlant et des flux de GES	68
927         3.3.2 Estimation des flux de GES	75
928         3.3.3 Le bilan de carbone à l'échelle de l'écosystème	84
929         3.3.4 Variabilité spatiale du bilan de CO <sub>2</sub>	89
930 <b>3.4 Discussion</b>	95
931         3.4.1 Modèles à l'échelle de l'écosystème	96
932         3.4.2 Les flux annuels à l'échelle de la tourbière de La Guette	98
933         3.4.3 Estimations du bilan net de l'écosystème à l'échelle de la tour-	
934             bière de La Guette	103
935         3.4.4 Variabilité spatiale sur la tourbière de La Guette	104
936	
937	
938	

## <sup>939</sup> 3.1 Introduction

<sup>940</sup> Les tourbières jouent un rôle important de stockage du carbone à l'échelle globale  
<sup>941</sup> (cf chapitre 1). En outre, ces écosystèmes ont une diversité importante que ce soit dans  
<sup>942</sup> leur fonctionnement naturel ou les perturbations qu'elles subissent. Cependant il existe  
<sup>943</sup> peu d'estimations de leur bilan de carbone prenant en compte à la fois la contribution  
<sup>944</sup> du CO<sub>2</sub>, du CH<sub>4</sub> et du COD. La majorité des écosystèmes tourbeux pour lesquels un  
<sup>945</sup> bilan de carbone a été estimé se situe sous les hautes latitudes de l'hémisphère nord  
<sup>946</sup> comme en Suède (Waddington et Roulet, 2000; Peichl *et al.*, 2014), en Finlande (Alm  
<sup>947</sup> *et al.*, 1997), au Canada (Trudeau *et al.*, 2014). Les estimations du bilan de carbone de  
<sup>948</sup> tourbières situées plus au sud, notamment en Europe, sont plus rares (exemple d'une  
<sup>949</sup> tourbière du Jura français, Bortoluzzi *et al.*, 2006). De nombreuses études ont été faites  
<sup>950</sup> sur les tourbières au Canada, mais le climat y est différent, avec des hivers plus froids  
<sup>951</sup> pour des latitudes équivalentes. L'étude de ces écosystèmes présents à la limite sud de  
<sup>952</sup> leur extension est importante. En effet, ils expérimentent des conditions plus extrêmes  
<sup>953</sup> que les autres et qui, sans être identiques, peuvent se rapprocher de celles que subiront  
<sup>954</sup> certains écosystèmes tourbeux suite au réchauffement climatique.

<sup>955</sup> Plus spécifiquement, le site d'étude, la tourbière de La Guette, est représentative  
<sup>956</sup> d'une grande partie des tourbières vis-à-vis des perturbations qu'elle subie : drainage  
<sup>957</sup> et envahissement par une végétation vasculaire (Les caractéristiques du site sont dé-  
<sup>958</sup> taillées dans le chapitre 2). On s'attend à ce que cet envahissement se traduise par une  
<sup>959</sup> aération du milieu plus importante, liée au développement des racines. Cette aération  
<sup>960</sup> favoriserait une RE élevée et un fonctionnement en source de carbone.

<sup>961</sup> Le **premier objectif** de ce chapitre est donc d'**établir le bilan de C** de la  
<sup>962</sup> tourbière de La Guette, afin de mieux comprendre comment fonctionne cet écosystème  
<sup>963</sup> et de mettre en perspective ce fonctionnement par rapport aux tourbières des hautes  
<sup>964</sup> latitudes.

<sup>965</sup> Le **second objectif** est de **caractériser la variabilité spatiale** de ces flux de

966 GES à travers ce bilan de C. En effet les tourbières sont des écosystèmes avec des  
967 conditions environnementales qui peuvent varier dans l'espace. Par exemple le niveau  
968 de la nappe d'eau peut, à cause de variation micro-topographique, être plus ou moins  
969 élevé, immerger la surface du sol avec des zones d'eau libre ou au contraire être quelques  
970 dizaines de centimètres sous la surface du sol. La conséquence de ces variations, est  
971 l'existence de micro-environnements différents qui abritent des communautés végétales  
972 et microbiennes différentes. Finalement les variations des conditions environnementales  
973 contrôlant les flux, entraînent la variation des flux. Estimer ces variations est donc  
974 nécessaire afin de préciser dans quelle mesure elles influent sur le bilan de C.

## 975 3.2 Procédure expérimentale et analytique

976 Cette partie contient la description de la stratégie d'échantillonnage et le détail des  
977 méthodes de mesure, les méthodes de chambres utilisées pour la mesure de flux de  
978 GES ont été détaillées dans la partie 2.3. Elle explicite également le calcul de variables  
979 élaborées utilisées par la suite, détaille le principe permettant l'estimation du bilan de  
980 carbone du site à l'échelle saisonnière et décrit la stratégie d'étude de la variabilité  
981 spatiale. Enfin elle précise comment sont calculées les erreurs associées aux flux et  
982 bilans.

### 983 3.2.1 Design expérimental

984 En juin 2011, 20 placettes ont été installées selon un échantillonnage aléatoire stra-  
985 tifié : La surface de la tourbière active (13 ha) a été divisée selon une grille de 20  
986 mailles et un point, choisi aléatoirement dans chaque maille, localise chaque placette  
987 (Figure 3.1). La taille de la maille a été ajustée de manière à avoir vingt carrés sur la  
988 surface de la tourbière. Cette méthode permet de conserver un échantillonnage aléatoire  
989 tout en ayant une représentativité spatiale homogène du site. Les placettes, délimitées  
990 par des piquets, occupent une surface de 4 m<sup>2</sup> (2×2 m). Usuellement, les placettes sont

### 3.2. Procédure expérimentale et analytique

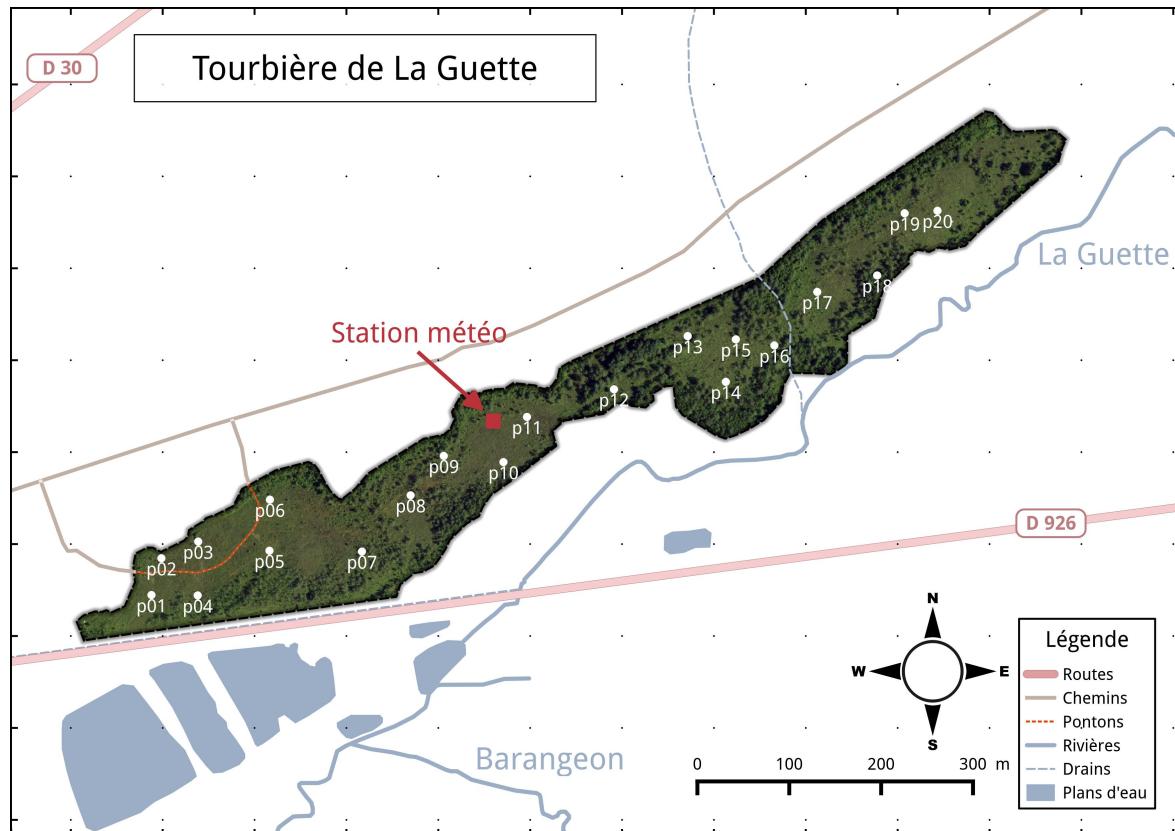


FIGURE 3.1 – Répartition des 20 placettes de mesures suivant un échantillonnage aléatoire stratifié.

991 séparées en groupes micro-topographiques (Figure 1.3), avec des embases positionnées  
 992 sur les buttes (*hummock*), les trous (*hollows*) et les zones d'eau libre (*pool*) (Alm *et al.*,  
 993 1997; Waddington et Roulet, 2000). Ou encore selon différents traitements, réhabi-  
 994 lité/non réhabilité, exploité/non exploité, manipulé/non manipulé (Bortoluzzi *et al.*,  
 995 2006; Strack et Zuback, 2013). Cette méthodologie présente l'avantage de permettre  
 996 une distinction fine des capacités sources/puits entre ces traitements. Cependant elle  
 997 implique généralement un placement des embases proches les unes des autres au sein  
 998 d'un même traitement, limitant la représentativité spatiale des mesures. Le placement  
 999 des 20 embases sur l'ensemble de site, sa taille l'autorisant, permet de gagner en repré-  
 1000 sentativité spatiale. Sur ces placettes ont été réalisées des mesures de **flux de gaz** et  
 1001 de **facteurs contrôlant**.

1002 **Mesures des flux de gaz**

1003 Les mesures des flux de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> ont été effectuées en utilisant les méthodes  
1004 de chambres décrites dans la partie 2.3. À l'intérieur de chaque placette ont été installés  
1005 de façon permanente un piézomètre et une embase permettant la mesure des flux de  
1006 gaz (Les embases sont décrites dans le chapitre 2, partie 2.3.2).

1007 Initialement, les flux de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O devaient être mesurés et étudiés (Ta-  
1008 bleau 3.1). Cependant, suite à des tests préliminaires effectués sur la tourbière montrant  
1009 des émissions très faibles de N<sub>2</sub>O, ce gaz n'a pas été étudié. Les mesures de CO<sub>2</sub> ont  
1010 été effectuées de mars 2013 à février 2015, avec une fréquence quasiment mensuelle  
1011 (20 campagnes, pour 24 mois de mesures, sur les 20 placettes). Chaque campagne de  
1012 mesures s'étend sur deux journées et nécessite la présence de deux personnes afin de  
1013 pouvoir mesurer l'ensemble des 20 placettes. Les mesures de CH<sub>4</sub> ont été effectuées  
1014 avec une fréquence et sur un nombre d'embases inférieurs (12 campagnes, 5 embases).  
1015 Ceci a été déterminé par la difficulté de déploiement *in-situ* de l'instrument SPIRIT : il  
1016 est lourd, difficilement transportable dans un milieu tourbeux et nécessite entre chaque  
1017 déplacement un temps de mise en marche/arrêt important (plus de 30 min). Les me-  
1018 sures se sont donc limitées aux placettes accessibles depuis le ponton (placette n°1 à 6,  
1019 figure 3.1).

1020 **Mesures du COD**

1021 Des échantillons d'eau ont été prélevés à l'exutoire de la tourbière, et leur concen-  
1022 tration en COD a été mesurée moins de 24 heures après le prélèvement. Les analyses  
1023 de COD ont été faites, après filtration à 0,45 µm en utilisant la technique dite NPOC  
1024 (*Non Purgeable Organic Carbon*) dans laquelle le carbone inorganique présent dans  
1025 l'échantillon est transformé en CO<sub>2</sub> par l'ajout d'un acide puis évacué (purgé) avant  
1026 que l'échantillon ne soit injecté dans un four et analysé par un détecteur Infra-rouge.

### 3.2. Procédure expérimentale et analytique

---

Tableau 3.1 – Liste des variables acquises. Les données acquises manuellement sont réalisées sur les 20 placettes, tandis que les données acquises automatiquement sont réalisées par la station météorologique (1 seul point).

variable	type d'acquisition	fréquence
Flux		
CO <sub>2</sub>	manuelle	mensuelle
CH <sub>4</sub>	manuelle	mensuelle
Physique		
rayonnement photosynthétique actif	manuelle	mensuelle
température air	manuelle	mensuelle
température sol	manuelle	mensuelle
température air	automatique	horaire
température sol	automatique	horaire
Hydrologie		
niveau de nappe	manuelle	mensuelle
niveau de nappe	automatique	horaire
conductivité	manuelle	mensuelle
pH	manuelle	mensuelle
COD	manuelle	mensuelle
teneur en eau	manuelle	mensuelle
Végétation		
pourcentage de recouvrement végétal	manuelle	mensuelle
Météorologie		
pluviométrie	automatique	horaire
pression atmosphérique	automatique	horaire
humidité de l'air	automatique	horaire
rayonnement solaire	automatique	horaire
vent (vitesse et direction)	automatique	horaire

**1027 Mesures des facteurs contrôlant**

1028 Les facteurs contrôlant mesurés manuellement sont la pression atmosphérique, le  
1029 rayonnement photosynthétique actif (*photosynthetically active radiation*, PAR), les tem-  
1030 pératures du sol à différentes profondeurs, la végétation (pourcentage de recouvrement),  
1031 le niveau de la nappe d'eau (Tableau 3.1). La pression atmosphérique est mesurée au dé-  
1032 but et à la fin des mesures de flux. Le PAR est mesuré au début et à la fin des mesures  
1033 de l'ENE. Le recouvrement de végétation est estimé visuellement. Des prélèvements  
1034 d'eau ont été effectués chaque mois pour mesurer le pH et la conductivité (mesures  
1035 effectuées sur le terrain après les mesures de flux). Les échantillons d'eau prélevés dans  
1036 les 20 placettes ont été congelés pour la mesure ultérieure de la concentration en car-  
1037 bone organique dissout (COD). Dans les tourbières la quantité de carbone inorganique  
1038 est généralement considérée comme négligeable (Worrall *et al.*, 2009).

1039 L'ensemble de ces mesures nécessitant d'accéder aux placettes régulièrement, des  
1040 planches de bois ont été utilisées comme pontons mobiles pour limiter les perturbations.  
1041 La dispersion des placettes sur l'ensemble du site a rendu impossible une installation  
1042 plus permanente.

1043 Les mesures automatiquement acquises via la station météo installée sur le site  
1044 depuis 2010 sont la température de l'air, la température de la tourbe à -5, -10, -20  
1045 et -40 cm de profondeur, la vitesse et la direction du vent, l'humidité relative de l'air,  
1046 le rayonnement solaire, et la pression atmosphérique (Tableau 3.1).

**1047 3.2.2 Variables élaborées utilisées**

1048 Les mesures de recouvrement de la végétation ont été sommées par strate végétale.  
1049 On utilisera donc RSM, RSH, RSA pour distinguer respectivement les recouvrements  
1050 de la strate muscinale (*Sphagnum spp.*), herbacée (*Molinia caerulea* et *Eriophorum*  
1051 *augustifolium*) et arbustive (*Erica tetralix* et *Calluna vulgaris*). Un indice de végétation,  
1052 représentant la quantité de végétation présente dans une embase est également calculé  
1053 de la façon suivante :

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

- 1054      Avec :
- 1055      —  $\sum R_{max}$  La somme des pourcentages de recouvrements maximum par strates.
- 1056      — RSM le pourcentage de recouvrement de la strate muscinale mesuré
- 1057      — RSH le pourcentage de recouvrement de la strate herbacée mesuré
- 1058      — RSA le pourcentage de recouvrement de la strate arbustive mesuré
- 1059      Le niveau de nappe est composé de deux mesures, l'une du haut du piézomètre
- 1060      jusqu'au niveau de la nappe et l'autre du haut du pièzomètre jusqu'à la surface du sol.
- 1061      Par la suite, et en l'absence de précisions, le niveau de nappe se réfère à la différence
- 1062      entre ces deux mesures et donc à la distance entre la surface du sol et le niveau de la
- 1063      nappe (Négative sous la surface du sol et inversement). En cas de présence de Sphaignes,
- 1064      le haut des capitulums est pris comme référence ( $z=0$ )

#### 1065      3.2.3 Estimation des flux de GES dans le bilan de C

1066      L'estimation des flux de GES pour calculer un bilan de carbone se fait en trois

1067      étapes. La première consiste à établir des relations empiriques entre les flux et un ou

1068      plusieurs facteurs contrôlant. C'est la phase de **calibration**. La seconde, l'**évaluation**,

1069      teste la pertinence de ces relations sur un jeu de données indépendantes. La troisième,

1070      l'**interpolation**, utilise ces relations empiriques et les données acquises à plus haute

1071      fréquence, pour intégrer dans le temps les mesures ponctuelles sur l'ensemble des deux

1072      années de mesure. La chronique ainsi reconstituée permet ensuite d'estimer les quantités

1073      de carbone annuelles déplacées via des différents flux et d'en calculer leur bilan.

#### 1074      Calibration

1075      Pour estimer le bilan de carbone du site il est donc nécessaire d'établir des mo-

1076      dèles reliant des flux mesurés ponctuellement avec des variables explicatives mesurées

1077      à haute fréquence (par exemple entre la respiration de l'écosystème et la température

de l'air). Pour établir ces modèles empiriques, les données acquises ont été moyennées par campagne de mesures ; ceci permettant, dans un premier temps, de s'affranchir de la variabilité spatiale des flux et ne considérer que la variabilité temporelle. Les relations entre flux et facteurs contrôlant ont ensuite été étudiées deux à deux, notamment en réalisant une analyse en composante principale (ACP). Cette analyse permet de déterminer quelles sont les relations entre les variables et plus particulièrement quelles sont celles qui déterminent le plus les flux de GES. Le nombre de données acquises pour le CO<sub>2</sub> et le CH<sub>4</sub> étant différent, une ACP a été réalisée pour chacun de ces gaz (Annexe D). Une fois le facteur de contrôle prépondérant d'un gaz établi, grâce à l'ACP et à la littérature, une relation empirique est établie entre les deux. Elles sont évaluées à l'aide du coefficient de détermination ( $R^2$ ) et de la racine carré de l'erreur quadratique normalisée par la moyenne (*Normalised Root Mean Square Error*, NRMSE). Le  $R^2$  est utilisé comme indicateur de la proportion de la variabilité des données expliquée par le modèle, sa valeur est comprise entre 0 et 1 (pour les équations linéaires) :

$$R^2 = 1 - \frac{\sum(y - \hat{y})^2}{\sum(y - \bar{y})^2}$$

Avec :

—  $y$  : données mesurées

—  $\hat{y}$  : données modélisées

—  $\bar{y}$  : la moyenne des données mesurées

La RMSE et sa normalisation par la moyenne NRMSE sont utilisées comme indicateur de l'écart entre les données mesurées et les données modélisées :

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum(y - \hat{y})^2}{N}}$$

$$NRMSE = 100 \times \frac{RMSE}{\bar{y}}$$

Avec les notations précédentes et :

—  $N$  : le nombre d'observations

### 3.2. Procédure expérimentale et analytique

1100 Les résidus<sup>1</sup> sont également étudiés dans le but d'éviter un biais ou une hétéroscéda-  
1101 sité<sup>2</sup> dans les données (Figure 3.2).

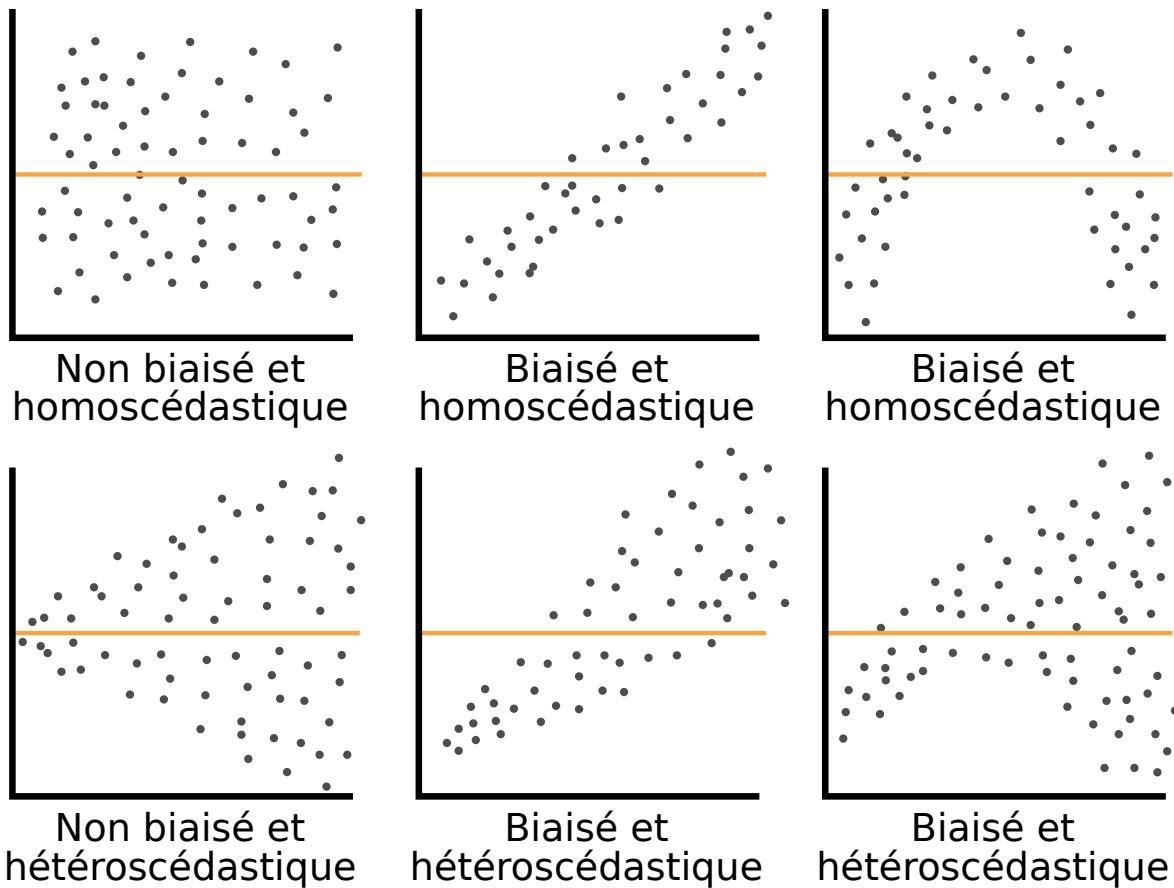


FIGURE 3.2 – Cas idéaux de distribution des résidus. Modifié d'après source inconnue, repris de : <https://danieljhocking.wordpress.com/2011/07/18/model-validation-interpreting-residual-plots/>

1102 Puis les résidus de ces modèles de base ont été étudiés en fonction des facteurs de  
1103 contrôle restants. Dans le cas où une tendance est visible avec l'un d'entre eux, le facteur  
1104 est ajouté (Bortoluzzi *et al.*, 2006). En plus des indicateurs précédents, la pertinence  
1105 de l'ajout d'un paramètre est évalué à l'aide du critère d'information d'Akaike (*Akaike*  
1106 *Information Criterion*, AIC) (Akaike, 1974; Burnham et Anderson, 2002) :

$$AIC = -2 \times \log(L) + 2 \times k$$

1107 Avec :

1. Les résidus sont défini comme la différence entre les valeurs mesurées et celles calculées par un modèle.
2. 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

1108 —  $L$  : le maximum de la fonction de vraisemblance  
1109 —  $k$  : le nombre de paramètres à estimer  
1110 —  $\bar{y}$  : la moyenne des données mesurées  
1111 L'AIC est un indicateur qui permet de déterminer si l'ajout d'un paramètre dans  
1112 un modèle est pertinent (autrement dit, si l'ajout d'un paramètre vaut l'information  
1113 qu'il apporte), afin d'éviter de le sur-ajuster. Pour cela on considère la valeur la plus  
1114 faible de l'AIC comme le meilleur indicateur.

1115 La température a été choisie comme base de départ à la construction des modèles de  
1116 RE et PPB, car (i) c'est le facteur de contrôle le plus souvent invoqué dans la littérature  
1117 et (ii) les corrélations avec les flux étaient les plus fortes (cf ACP, annexe D).

1118 **Remarque :** La RE, et l'ENE sont des flux mesurés directement sur le  
terrain à l'inverse de la PPB. Cette dernière est déduite des deux flux pré-  
cédents en utilisant l'équation  $PPB = ENE - RE$ . Elle sera néanmoins  
appelée PPB mesurée, par opposition aux flux modélisés. Afin d'établir le  
bilan de carbone tout en gardant une discrimination entre les flux entrants  
et sortants de l'écosystème la RE et la PPB ont été estimés séparément.

1119 Concernant la respiration de l'écosystème, les températures utilisées dans la litté-  
1120 rature sont variables. La température la plus utilisée est la température du sol à  $-5\text{ cm}$   
1121 ([Ballantyne et al., 2014](#)). D'autres auteurs utilisent aussi la température de l'air et la  
1122 température du sol à  $-10\text{ cm}$  ([Bortoluzzi et al., 2006](#); [Kim et Verma, 1992](#)). L'utili-  
1123 sation de ces profondeurs sont justifiées par le fait que dans la tourbe, la respiration  
1124 du sol est la plus importante au dessus du niveau de l'eau et donc en surface ([Luo et](#)  
1125 [Zhou, 2006b](#)). C'est également en surface que se situent la majorité des racines ([Rydin](#)  
1126 [et Jeglum, 2013a](#)). La respiration des racines contribue à la respiration de l'écosystème  
1127 pour 35 à 60 % ([Silvola et al., 1996](#); [Crow et Wieder, 2005](#)).

1128 Il ne semble pas émerger de consensus dans la littérature quant aux facteurs contrô-  
1129 lant les émissions de  $\text{CH}_4$ . Différents facteurs sont utilisés comme la température, ([Alm](#)  
1130 [et al., 1999](#); [Bubier et al., 1995](#)), le niveau de la nappe ([Bubier et al., 1993](#)) ou encore la  
1131 végétation ([Bortoluzzi et al., 2006](#)). Ces facteurs peuvent être utilisés seuls ou conjoin-  
1132 tement.

#### **1133 Évaluation**

1134 Après la phase de calibration, les facteurs de contrôle utilisés dans les modèles  
1135 ont été évalués à l'aide de données indépendantes acquises en 2014, dans le cadre  
1136 d'un suivi expérimental mis en place sur la tourbière de La Guette pour le projet  
1137 CARBIODIV (cf annexe E). Les méthodes de mesures des flux de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub>  
1138 sont strictement identiques (ainsi que les opérateurs) à celles utilisées pour établir  
1139 le bilan de carbone. En revanche le positionnement des placettes est beaucoup plus  
1140 classique : proches les unes des autres, et avec différents traitements. Afin de pouvoir  
1141 les comparer, seules les placettes de contrôles, (n'ayant donc subi aucune manipulation)  
1142 de cette expérimentation seront utilisées, soit 4 placettes dans une station en amont et  
1143 4 en aval de la tourbière de La Guette. Le terme d'évaluation est ici préféré à celui de  
1144 validation car le nouveau jeu de données utilisé, bien qu'indépendant de celui utilisé  
1145 pour la calibration, n'a pas été acquis de manière strictement identique, notamment  
1146 au niveau de la représentativité spatiale (répartition des embases sur le site).

#### **1147 Interpolation**

1148 Enfin les facteurs contrôlants ont été interpolés à une fréquence horaire identique  
1149 à celle de la station météo présente sur le site : Pour des données dont l'acquisition  
1150 est manuelle uniquement, comme la végétation, une interpolation linéaire est faite  
1151 entre les points de mesures. Pour les données acquises à la fois automatiquement par  
1152 la station météorologique et manuellement, comme la température de l'air ou de la  
1153 tourbe, l'interpolation est faite à partir de la relation entre les mesures continues et  
1154 ponctuelles. Les flux sont ensuite recalculés (en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ) à l'échelle horaire sur les  
1155 deux années de mesure puis sommés afin d'estimer les bilans de carbone. Ces bilans sont  
1156 par la suite exprimés en gC m<sup>-2</sup> par période de temps à l'année, sauf quand précisé.

1157 Le détail des équations utilisées et de la qualité des différents modèles est présenté  
1158 dans la partie résultats.

1159 **3.2.4 Estimation des flux de carbone organique dissout dans le**  
1160 **bilan de C**

1161 En plus des flux gazeux, les flux de COD sont pris en compte dans le bilan de  
1162 carbone. Le flux de COD entrant dans la tourbière est estimé à partir des précipitations  
1163 et de leur concentration en COD. La concentration en COD des eaux de pluie est  
1164 généralement comprise entre 0,5 et 2,5 mg l<sup>-1</sup>((Sigg *et al.*, 2014)). Le flux de COD  
1165 sortant est calculé à partir des résultats du modèle de Binet *et al.* (2013) permettant  
1166 d'estimer une quantité d'eau sortant à l'exutoire du bassin versant de l'écosystème et  
1167 des concentrations en COD mesurées pendant les deux années de mesure.

$$F_{COD} = \overbrace{(P \times [COD]_P)}^{Centrant} - \overbrace{(D \times [COD]_E)}^{Csortant} \quad (3.2)$$

1168 Avec :

- 1169 —  $F_{COD}$  : le flux de COD
- 1170 —  $P$  : Les précipitations en l m<sup>-2</sup>
- 1171 —  $[COD]_P$  : La concentration en COD des précipitations (fixé à 1 mg l<sup>-1</sup>)
- 1172 —  $D$  : La décharge en eau du système à l'exutoire (quantité d'eau qui sort du  
1173 bassin versant en l)
- 1174 —  $[COD]_E$  : La concentration en COD de l'eau à l'exutoire

1175 **3.2.5 Variabilité spatiale des flux et du bilan de carbone**

1176 La variabilité spatiale des flux a été caractérisée en utilisant deux approches. La  
1177 première consiste à calibrer par placette les modèles sélectionnés lors de la modélisa-  
1178 tion à l'échelle de l'écosystème. Cette opération permet ainsi de calculer des flux par  
1179 placette. L'inconvénient de cette méthode est le faible nombre de points utilisé pour  
1180 chaque calibration, ce qui peut conduire à une erreur importante sur l'estimation des  
1181 paramètres voire à la non convergence des modèles. La seconde approche permet de  
1182 palier en partie à ce problème en calibrant les modèles à partir de groupes de placettes.

### 3.2. Procédure expérimentale et analytique

---

1183 Ces ensembles ont été faits en regroupant les placettes ayant la composition végétale la  
1184 plus proche. Ce choix se justifie par le fait que la végétation joue un rôle important sur  
1185 les flux de carbone (photosynthèse, transport). La température, plus facile à mesurer,  
1186 et le niveau de la nappe, qui n'a que peu varié, semblaient des choix moins pertinents.  
1187 Le partitionnement a été fait par classification hiérarchique ascendante. C'est une mé-  
1188 thode déterministe qui consiste, à partir de l'ensemble des individus (ici nos différentes  
1189 placettes de mesure), de les regrouper en classes de plus en plus grandes. Les points  
1190 sont regroupés par similarité, les deux points les plus proches sont fusionnés, puis les  
1191 deux suivants et ce jusqu'à ce qu'il ne reste qu'une seule classe. Cette classification est  
1192 généralement représentée par un dendrogramme, elle a été appliquée sur les recouvre-  
1193 ments végétaux mesurés et permet de distinguer quatre groupes (Figure 3.3). Le nom  
1194 de ces groupes (Arbuste, Herbe, Mix et Mousse) reflète la végétation majoritaire.

#### 1195 3.2.6 Estimation de l'erreur associée aux flux et aux bilans

1196 Pour chaque flux, l'erreur sur le bilan annuel est calculé en multipliant ce flux par  
1197 l'erreur quadratique normalisée, calculée lors de la calibration. Pour les bilans, l'erreur  
1198 associée est calculée comme la somme des erreurs associées aux flux composant le bilan.  
1199 Chacune de ces erreurs est pondérée en fonction de leur importance relative par rapport  
1200 à la somme des flux en valeur absolue ([Waddington et Roulet, 2000](#)).

$$E_{(bilan)} = (\chi_{PPB} \times NRMSE_{PPB}) + (\chi_{RE} \times NRMSE_{RE}) + (\chi_{F_{CH_4}} \times NRMSE_{F_{CH_4}}) \quad (3.3)$$

1201 Avec :

- 1202 —  $E_{(bilan)}$  l'erreur associée au bilan  
1203 —  $\chi_{flux}$  la fraction du flux par rapport à la somme en valeur absolue de tous les  
1204 flux compris dans le bilan  
1205 —  $NRMSE_{flux}$  la racine carrée de l'erreur quadratique normalisée à la moyenne  
1206 associée au flux

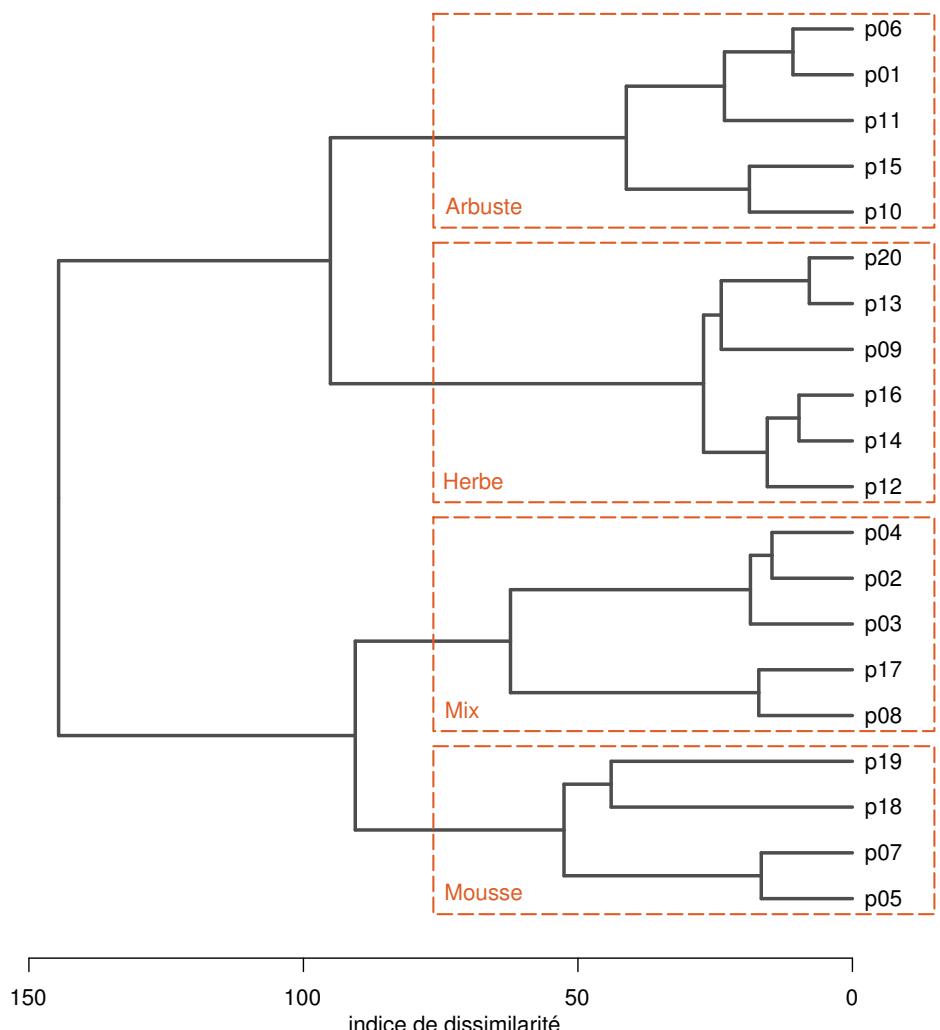


FIGURE 3.3 – Partitionnement des placettes en fonction de leur similarité en termes de composition végétale (pourcentage des strates muscinale, herbacées et arbustives)

1207 Ces erreurs ne sont qu'une part de l'erreur totale qui devrait être associée à ces flux.  
 1208 Elle ne considère pas les erreurs aléatoires et systématiques liées aux mesures, qui sont  
 1209 supposées négligeables par rapport à l'erreur provenant de l'estimation des paramètres  
 1210 des équations et de la variabilité spatiale des flux.

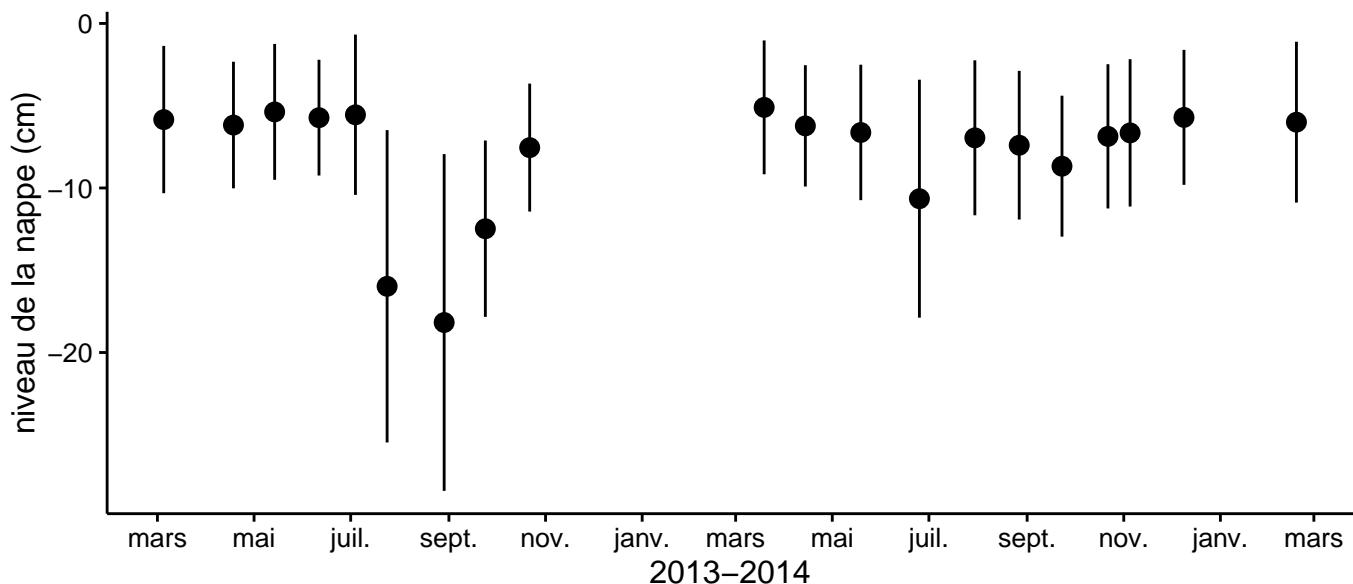


FIGURE 3.4 – Variabilité temporelle du niveau moyen de la nappe mesuré dans les 20 placettes entre mars 2013 et février 2015. Les valeurs correspondent à la distance entre le niveau de nappe et la surface du sol (en cm).

## 1211 3.3 Résultats

### 1212 3.3.1 Cinétique des facteurs contrôlant et des flux de GES

#### 1213 Facteurs contrôlant

1214 L'évolution du niveau de la nappe d'eau mesuré manuellement dans les 20 placettes  
1215 est marquée par un étiage d'une vingtaine de centimètres en moyenne en 2013 et  
1216 l'absence d'un étiage net en 2014 (Figure 3.4). Le niveau de la nappe moyen ne descend  
1217 pas en dessous de  $-10$  cm avec  $-9,2 \pm 7,6$  et  $-7,1 \pm 4,8$  cm respectivement pour 2013 et  
1218 2014. Ces observations sont cohérentes avec les mesures acquises automatiquement et  
1219 à plus haute fréquence (Figure 2.5), et confirment l'étiage particulièrement important  
1220 de ces deux années par rapport aux précédentes.

1221 L'évolution saisonnière de la végétation sur la tourbière de La Guette est visible  
1222 (Figure 3.5). Cette variabilité est majoritairement contrôlée par la strate herbacée qui  
1223 meurt à la fin de la saison de végétation tandis que les arbustes et les mousses sont  
1224 pérennes. La saison de végétation, pour les herbacées, a commencé un peu plus tôt en

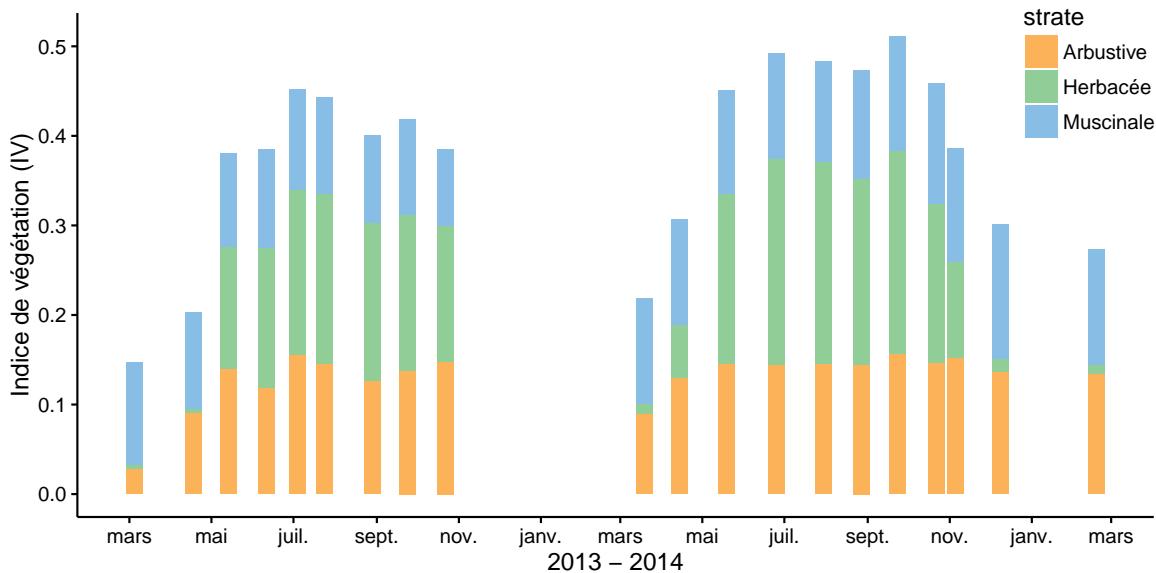


FIGURE 3.5 – Variabilité de la valeur et de la composition (proportion des différentes strates végétales) de l'indice de végétation (IV) au cours du temps entre mars 2013 et février 2015. Évolution de la végétation à travers l'indice de végétation et des strates qui le composent

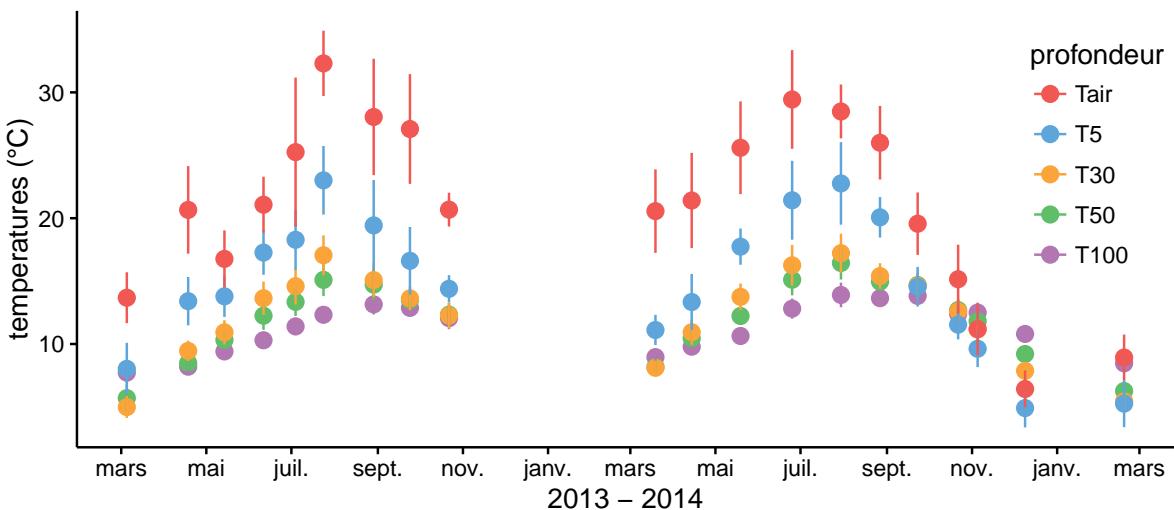


FIGURE 3.6 – Variabilité temporelle des moyennes des températures de l'air (Tair) et du sol à -5, -30, -50 et -100 cm (T5, T30, T50 et T100 respectivement) mesurées dans les 20 placettes entre mars 2013 et février 2015

1225 2014 (Figure 3.5) avec une végétation qui commence à croître en avril tandis qu'il faut  
 1226 attendre la campagne de mai en 2013. L'indice de végétation est également légèrement  
 1227 plus important en 2014.

1228 La température de l'air mesurée manuellement dans les 20 placettes montre une  
 1229 variabilité saisonnière comprise entre 6 et 32 °C cohérente avec celle mesurée par la  
 1230 station météorologique. La variabilité saisonnière de la température est également vi-  
 1231 sible quand elle est mesurée dans le sol avec un amortissement et une diminution de la

### 3.3. Résultats

---

1232 variabilité spatiale avec la profondeur : les températures varient de 5 à 17 °C et de 8 à  
1233 14 °C à -30 et -100 cm respectivement (Figure 3.6).

1234 La conductivité moyenne mesurée dans l'eau des piézomètres des 20 placettes sur  
1235 le site varie entre 35 et 55  $\mu\text{S m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (Figure 3.7-A). En moyenne les valeurs de pH  
1236 mesurées dans les placettes sont comprises entre 4 et 5 (Figure 3.7-B). Ces valeurs  
1237 sont cohérentes avec la classification en *poor-fen* du site. Les concentrations en carbone  
1238 organique dissout des eaux prélevées dans les piézomètres sont comprises en moyenne  
1239 entre 10 et 30  $\text{mg L}^{-1}$  à l'exception d'un point en octobre 2013 (Figure 3.7-C).

#### 1240 Flux de carbone

1241 Comme pour les facteurs contrôlant, des mesures de CO<sub>2</sub> ont été effectuées de mars  
1242 2013 à février 2015. De novembre 2013 à février 2014 les mesures ont été interrompues  
1243 suite à des problèmes techniques. Cependant les deux saisons de végétation, ont pu  
1244 être mesurées dans leur ensemble, permettant d'avoir un jeu de données représentatif  
1245 sur le fonctionnement de l'écosystème.

1246 En 2013, les valeurs de la **PPB** (flux de CO<sub>2</sub> entrant dans l'écosystème) augmentent  
1247 au printemps et une partie de l'été avec un maximum de  $12,80 \pm 4,91 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  at-  
1248 teint fin juillet, avant de diminuer à partir d'août (Figure 3.8-A). En 2014 la PPB  
1249 maximale est atteinte fin juin ( $13,16 \pm 4,70 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ), soit environ un mois plus  
1250 tôt que l'année précédente. Pendant la deuxième partie de l'été et l'automne les va-  
1251 leurs décroissent jusqu'à être proches de 0. En moyenne les valeurs de la PPB sont de  
1252  $7,12 \pm 5,19 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  en 2013 et de  $6,56 \pm 4,72 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  en 2014.

1253 La **RE** (flux de CO<sub>2</sub> sortant de l'écosystème) en 2013 augmente pendant le prin-  
1254 temps et une partie de l'été (Figure 3.8-B). Elle atteint  $9,43 \pm 3,48 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , son  
1255 maximum, en juillet avant de diminuer. En 2014 la RE atteint, comme la PPB, son  
1256 maximum plus tôt, en juin avec une valeur moyenne de  $7,83 \pm 2,55 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  avant  
1257 de décroître en automne et en hiver où elle approche de valeurs nulles. Les valeurs  
1258 moyennes de RE sont de  $4,27 \pm 3,16 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  en 2013, donc légèrement supérieure  
1259 à celle de 2014 :  $3,63 \pm 2,56 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

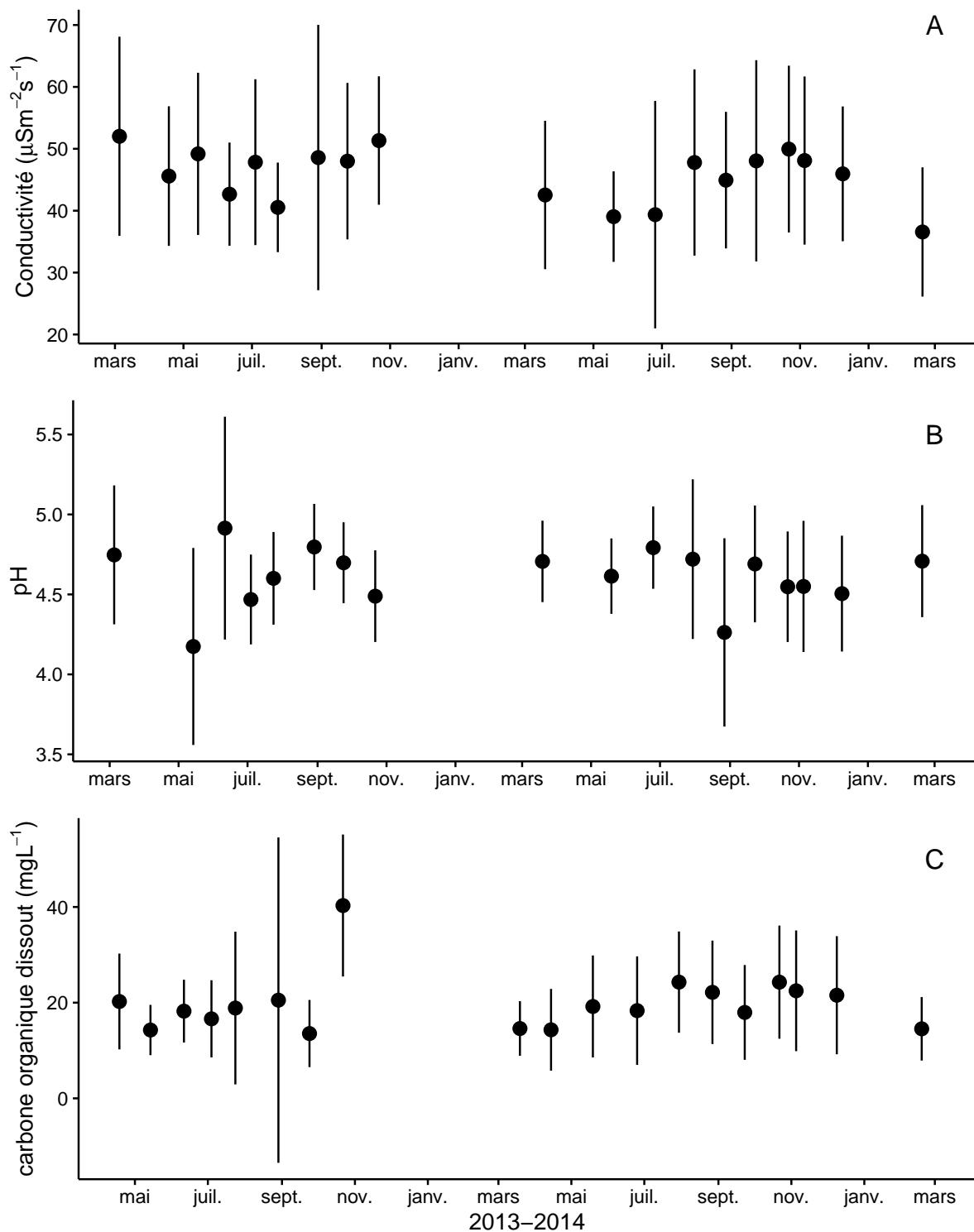


FIGURE 3.7 – Variabilité temporelle des moyennes de la conductivité (A), du pH (B) et du carbone organique dissout (C) mesurés dans l'eau des piézomètres entre mars 2013 et février 2015.

### 3.3. Résultats

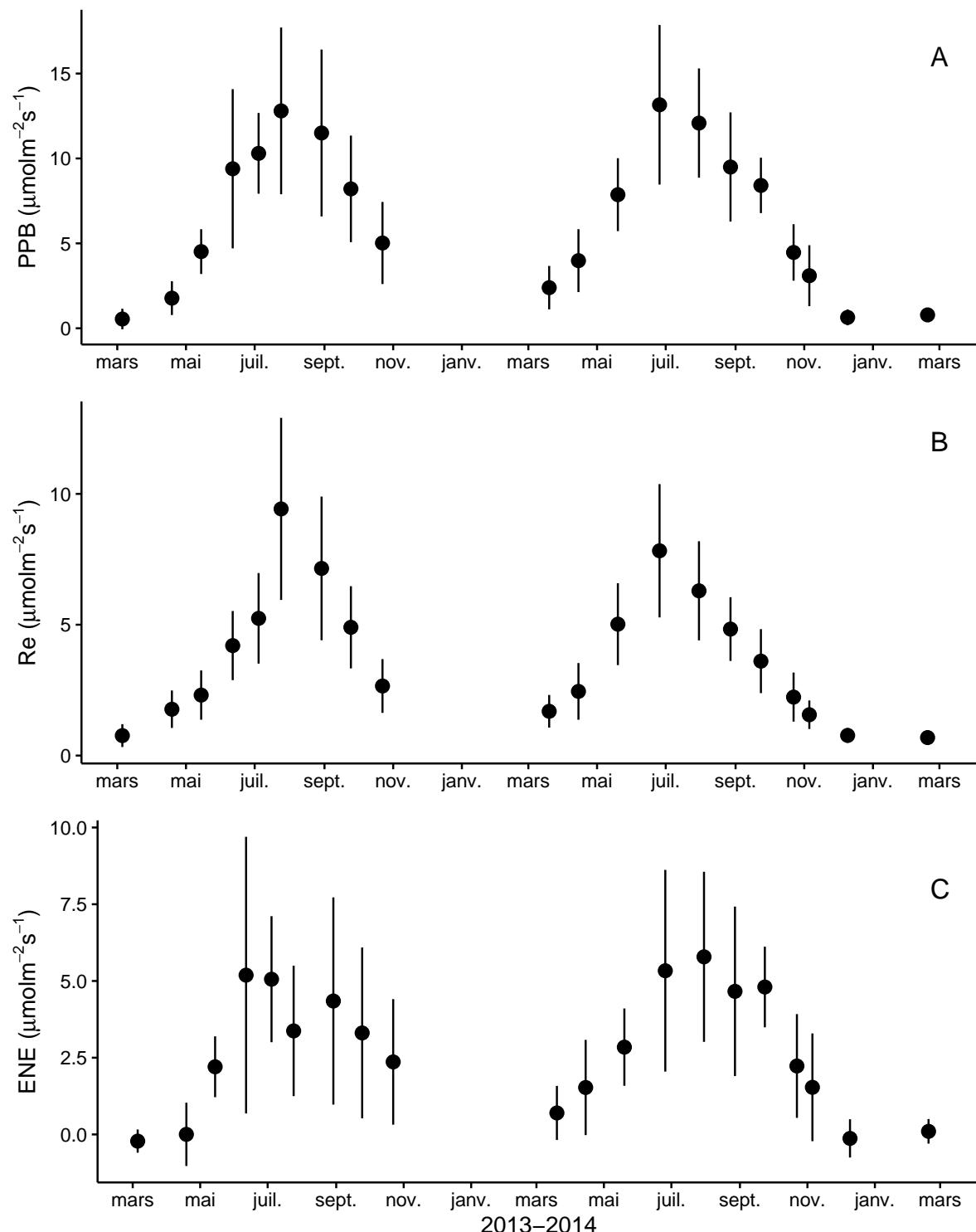


FIGURE 3.8 – Variabilité temporelle des flux de  $\text{CO}_2$  moyen mesurés sur les 20 placettes entre mars 2013 et février 2015. Avec la PPB (A), la RE (B) et l'ENE (C) ; les barres d'erreur représentent la déviation standard.

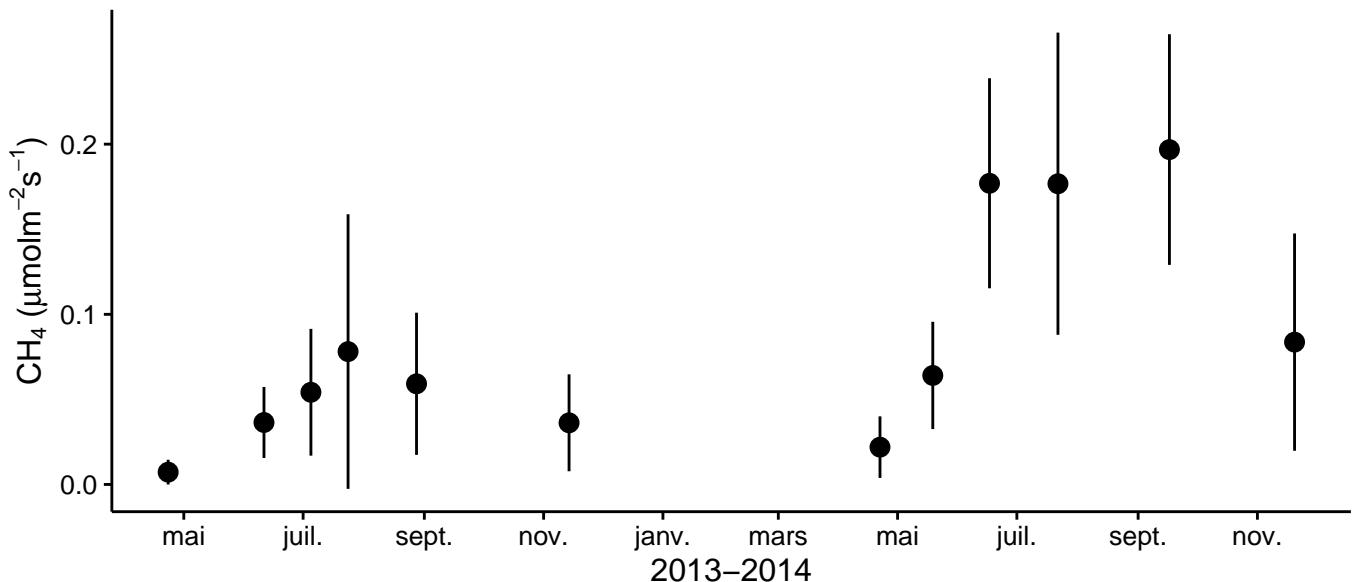


FIGURE 3.9 – Évolution des flux de CH<sub>4</sub> moyens sur cinq placettes entre mars 2013 et février 2015. les barres d'erreur représentent la déviation standard.

1260 En 2013 les valeurs de l'**ENE** (bilan des flux de CO<sub>2</sub> entrant et sortant, les va-  
 1261 leurs négatives correspondent à une source de carbone et les valeurs positives à un  
 1262 puits) montrent un maximum en juin, atteignant  $5,19 \pm 4,51 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  puis elles  
 1263 diminuent jusqu'à la fin de l'année (Figure 3.8-C). Cependant, cette baisse est moins  
 1264 uniforme que celle des deux flux précédents, avec notamment une augmentation de  
 1265 l'ENE entre juillet et août 2013. En 2014, l'ENE maximum est atteinte en juillet avec  
 1266  $5,79 \pm 2,77 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Les valeurs moyennes annuelles de l'ENE sont très proches  
 1267 et sont de  $2,85 \pm 3,05 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  pour 2013 et  $2,93 \pm 2,77 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  pour 2014.  
 1268 À noter également que pour l'ensemble des flux, la déviation standard augmente avec  
 1269 les valeurs mesurées.

1270 Les flux de **CH<sub>4</sub>**, comme ceux du CO<sub>2</sub>, montrent une variabilité saisonnière im-  
 1271 portante, même si les flux de CH<sub>4</sub> mesurés sont un ordre de grandeur en dessous de  
 1272 ceux mesurés pour le CO<sub>2</sub> (Figure 3.9). À l'inverse de ce dernier, les flux de CH<sub>4</sub> me-  
 1273 surés en 2013 sont nettement inférieurs à ceux mesurés en 2014 avec une moyenne  
 1274 de  $0,04 \pm 0,03$  et de  $0,10 \pm 0,08 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  respectivement. Les valeurs moyennes  
 1275 maximales atteignent 0,078 en 2013 et 0,196  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  en 2014.

### 3.3. Résultats

#### 1276 Relations entre flux gazeux et facteurs contrôlant

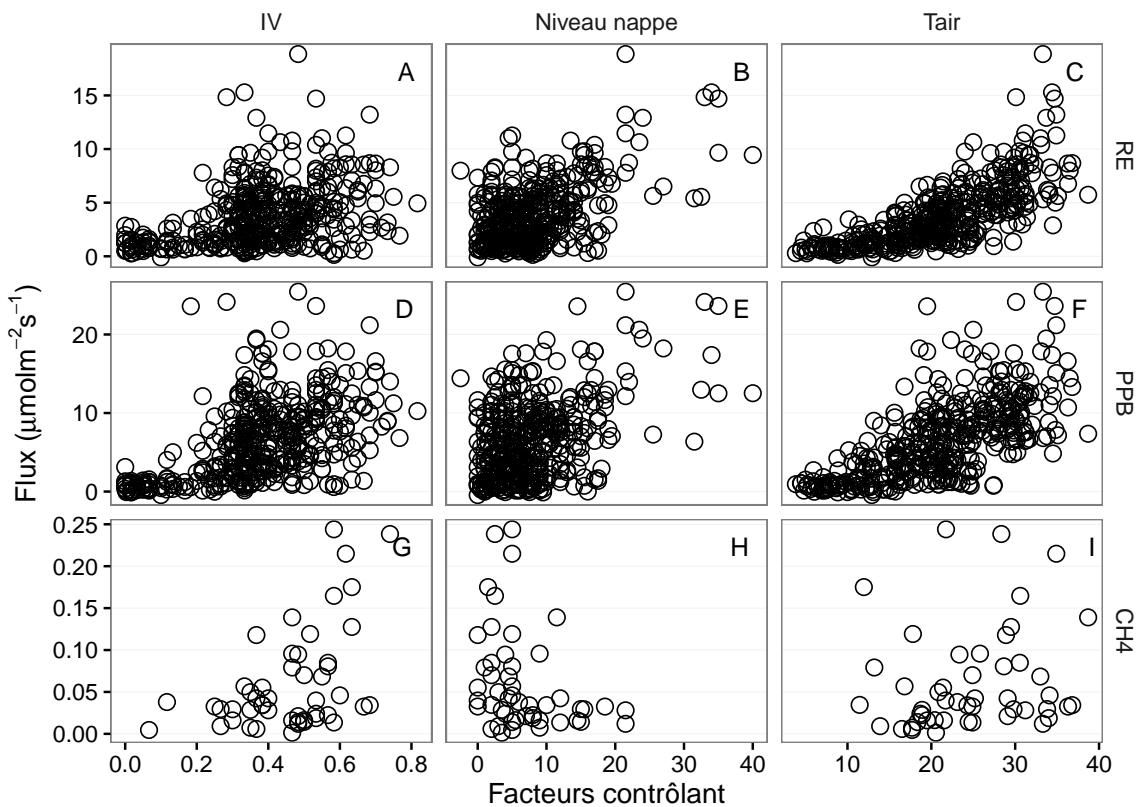


FIGURE 3.10 – Relations entre les flux de gaz (exprimés en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) et une sélection de facteurs contrôlant : l'indice de végétation à droite (IV, sans unité), le niveau de la nappe d'eau au milieu (cm) et la température de l'air (Tair en  $^{\circ}\text{C}$ )

1277 Comme précisé précédemment, le niveau de la nappe d'eau a très peu varié pendant  
 1278 les deux années de mesures, hormis un faible étiage d'août à octobre 2013. De ce fait  
 1279 aucune relation claire n'est identifiable entre les flux et le niveau de la nappe que ce  
 1280 soit pour le CO<sub>2</sub> (PPB et RE) ou le CH<sub>4</sub> (Figure 3.10–B,E et H). La relation entre  
 1281 les flux de carbone (PPB et Re) et la température de l'air est de type exponentielle  
 1282 (Figure 3.10–C et F). Une tendance similaire est visible entre les flux de PPB et l'indice  
 1283 de végétation (IV), et dans une moindre mesure pour RE et CH<sub>4</sub> (Figure 3.10–A,D et  
 1284 G). Pour le CH<sub>4</sub>, aucune tendance n'est visible avec la température ou le niveau de  
 1285 la nappe, même si pour ce dernier il semble y avoir un maximum d'émission entre  
 1286 0 et -10 cm. Les flux de CH<sub>4</sub> montrent une tendance exponentielle avec l'indice de  
 1287 végétation.

1288 L'ensemble de ces observations sont cohérentes avec les résultats des ACP (An-

1289 nexe [E](#))

### 1290 3.3.2 Estimation des flux de GES

#### 1291 Production primaire brute

1292 L'estimation de la PPB se fait en deux étapes. Dans un premier temps on estime le  
 1293 potentiel maximum de photosynthèse à un instant donné dans des conditions de lumière  
 1294 saturante (PPBsat). Ce potentiel peut varier avec les conditions environnementales et  
 1295 a été déterminé en utilisant une équation qui relie la vitesse de transport des électrons  
 1296 photosynthétiques à lumière saturante à la température ([June et al., 2004](#)) :

$$PPBsat = a * \exp\left(\frac{T_{air} - b}{c}\right)^2 \quad (3.4)$$

1297 Avec :

- 1298 —  $a$  : vitesse de transport des électrons photosynthétique à lumière saturante  
 1299  $(\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1})$
- 1300 —  $b$  : température optimale pour ce transport ( $^{\circ}\text{C}$ )
- 1301 —  $c$  : différence de température à laquelle PPBsat vaut  $e^{-1}$  de sa valeur à la tem-  
 1302 pérature optimale ( $^{\circ}\text{C}$ )

1303 À partir de ce potentiel à lumière saturante, la PPB est estimée en prenant en  
 1304 compte la luminosité. On a utilisé l'équation 3.5 proposée par ([Bubier et al., 1998](#)) et  
 1305 utilisée par de nombreux auteurs ([Bortoluzzi et al., 2006; Worrall et al., 2009](#)) :

$$PPB = \frac{PPBsat * i * PAR}{PPBsat + i * PAR} \quad (3.5)$$

1306 L'utilisation de l'équation de June seule, avec la température de l'air comme va-  
 1307 riable explicative de la PPBsat, permet d'expliquer 66 % des variations observées avec  
 1308 une NRMSE de 32 % (Figure 3.11-a) et un AIC de 95 (Tableau 3.2). Les résidus de ce  
 1309 modèle se répartissent de façon relativement homogène et non biaisée (Figure 3.11-b).  
 1310 Corrélés avec l'indice de végétation IV, ils présentent une tendance linéaire croissante  
 1311 (Figure 3.11-c). On observe la même tendance avec le recouvrement de la strate herba-

### 3.3. Résultats

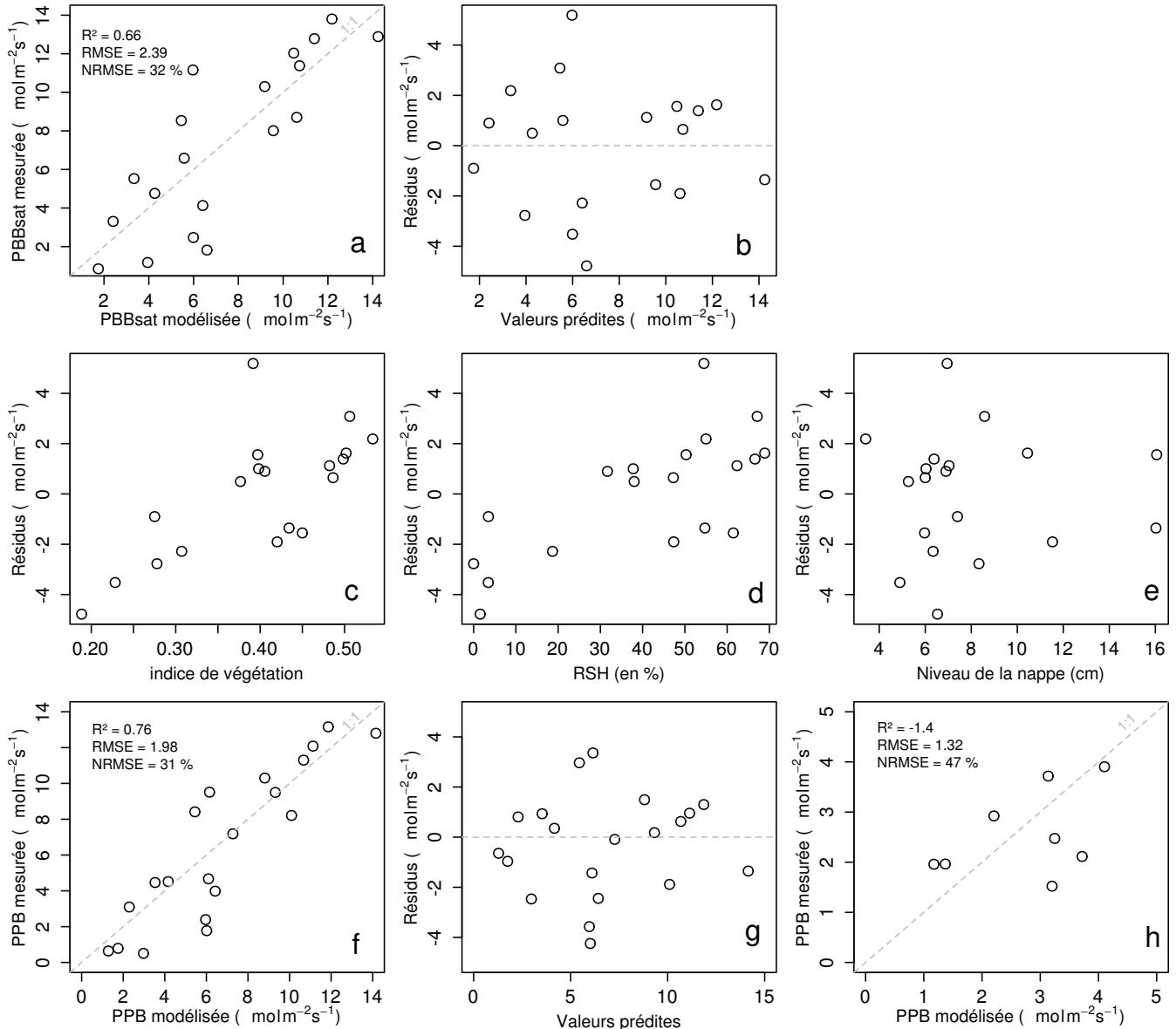


FIGURE 3.11 – Résultats de la calibration de la PPB. En haut la PPBsat (équation 3.4 avec la représentativité du modèle et la distribution des résidus (graphes a et b). Au milieu les tendances entre les résidus de cette équation et l'indice de végétation, le pourcentage de recouvrement de la strate herbacée et le niveau de la nappe (graphes c, d et e). Et en bas la PPB (équation 3.5), sa représentativité et la distribution des résidus de l'équation (graphes f et g) et l'évaluation sur un jeu de données indépendant (graphe h, annexe E)).

1312 cée avec une dispersion des points plus importante (Figure 3.11-d). Par contre aucune  
 1313 relation n'est visible avec le niveau de la nappe d'eau (Figure 3.11-e). Le pourcentage de  
 1314 recouvrement des sphaignes (non présenté) ne montre également, aucune tendance avec  
 1315 les résidus de cette équation. La PPB calculée à partir des équations 3.4 et 3.5 a une  
 1316 NRMSE de 31 %, du même ordre de grandeur que celle de PPBsat (Figure 3.11-f) et les  
 1317 résidus se répartissent de façon relativement homogène et non biaisée (Figure 3.11-g).  
 1318 Cependant l'évaluation du modèle sur les données de tests a une NRMSE plus forte qui  
 1319 atteint 47 % (Figure 3.11-h). Par ailleurs une forte incertitude est présente concernant  
 1320 l'estimation des paramètres qui ont tous une erreur standard importante, (parfois plus  
 1321 importante que la valeur du paramètre), et une faible significativité (Tableau 3.2). Afin  
 1322 de prendre en compte la tendance linéaire entre les résidus et l'indice de végétation (IV)  
 1323 nous avons adapté le modèle, à la manière de [Bortoluzzi et al. \(2006\)](#), pour y intégrer  
 1324 une fonction linéaire de la végétation :

$$PPBsat = (a * IV + d) * \exp\left(\frac{T - b}{c}\right)^2 \quad (3.6)$$

1325 Cette nouvelle équation permet d'expliquer une part plus importante des variations  
 1326 de PPBsat ( $R^2 = 0,85$ ) et augmente la proximité entre les données mesurées et les  
 1327 données modélisées : la NRMSE diminue à 21 %. (Figure 3.12-a). Par ailleurs son  
 1328 AIC est plus faible que pour l'équation précédente : 80 (Tableau 3.2). Les résidus de  
 1329 cette équation semblent répartis de façon moins homogène que précédemment. Avec  
 1330 notamment un resserrement des points autour de zéro à l'exception d'un point de  
 1331 valeur supérieure à 4 (Figure 3.12-b). Le biais reste malgré tout faible au regard de  
 1332 l'amélioration apportée. Aucune tendance claire ne se dégage des résidus lorsqu'ils sont  
 1333 mis en relation avec des facteurs contrôlant tels que les recouvrements végétaux (que ce  
 1334 soit celui des sphaignes ou des herbacées), ou le niveau de la nappe d'eau (Figure 3.12–  
 1335 c,d,e). Comme précédemment, la NRMSE de la PPB, de 19 %, est du même ordre  
 1336 de grandeur que celle de PPBsat (Figure 3.12-f). La NRMSE de PPBsat et PPB  
 1337 diminue avec la prise en compte de l'indice de végétation lors de la calibration. En  
 1338 revanche, l'évaluation sur les données de test de ce dernier modèle montre une NRMSE

### 3.3. Résultats



FIGURE 3.12 – Résultats de la calibration de la PPB en prenant en compte la végétation. En haut la PPB<sub>sat</sub> (équation 3.6 avec la représentativité du modèle et la distribution des résidus (graphes a et b). Au milieu les tendances entre les résidus de cette équation et l'indice de végétation, le pourcentage de recouvrement de la strate herbacée et le niveau de la nappe (graphes c, d et e). Et en bas la PPB (équation 3.5), sa représentativité et la distribution des résidus de l'équation (graphes f et g) et l'évaluation sur un jeu de données indépendant (graphe h, annexe E).

Tableau 3.2 – 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 %	AIC
PPB-1 – équations 3.4 et 3.5							95
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 3.6 et 3.5							80
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 3.7							47
a	0.34	0.08	0		-10	+10	
b	0.10	0.01	0		-22.6	+29.9	
RE-2 – équation 3.8							37
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 3.9							35
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 3.10							
a	0	0	0.48		-10	+10	
b	13.01	2.82	0		-43.9	+79.2	

importante (58 %), supérieure à celle du modèle ne prenant pas en compte la végétation (Figure 3.12–h). 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 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 3.4 et 3.5 sera nommé **PPB-1** et celui utilisant les équations 3.5 et 3.6 sera nommée **PPB-2**.

### 3.3. Résultats

---

#### 1347 **Respiration de l'écosystème**

1348 La relation exponentielle entre la RE et la température est reconnue ([Luo et Zhou, 2006c](#)), et la RE est estimée avec l'équation :

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

1350 La température de l'air utilisée dans un modèle exponentiel permet d'expliquer 90 %  
1351 des variations de la respiration de l'écosystème avec une NRMSE de 18 % (Figure 3.13–  
1352 a) et un AIC de 47. Les résidus de cette équation sont répartis de façon non-biaisée  
1353 (Figure 3.13–b). L'évaluation de ce modèle montre une NRMSE de 35 % avec une  
1354 tendance à sous-estimer les valeurs mesurées (Figure 3.13–c). Une légère tendance, est  
1355 visible entre les résidus et l'indice de végétation ainsi qu'avec le recouvrement de la  
1356 strate herbacée (Figure 3.13–d,e) mais pas avec le niveau de la nappe (Figure 3.13–f).  
1357 Très souvent utilisée, la température à -5 cm donne des résultats proches mais moins  
1358 bons notamment avec une hétéroscédasticité des résidus (Annexe F, figure F.5). On  
1359 adapte l'équation 3.7 pour intégrer le signal de végétation de deux façon, avec l'IV :

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

1360 Et avec le seul pourcentage de recouvrement des herbacées (RSH) qui contrôle en  
1361 grande partie l'IV (Figure 3.5)

$$RE = (a * RSH + c) * \exp(b * T) \quad (3.9)$$

1362 Les calibrations de ces nouvelles équations sont présentées dans la figure 3.14-a,b  
1363 et 3.14-d,e respectivement. Dans les deux cas, la NRMSE diminue pour avoisiner 13 %,  
1364 avec des résidus qui se répartissent de façon non-biaisée. L'AIC diminue également  
1365 jusqu'à 37 et 35 respectivement pour les équations 3.8 et 3.9. L'évaluation de ces deux  
1366 équations montre cependant des différences : D'une part l'équation 3.8 ne permet pas  
1367 de diminuer la NRMSE (34 %) et est très proche des 35 % calculés pour l'évaluation

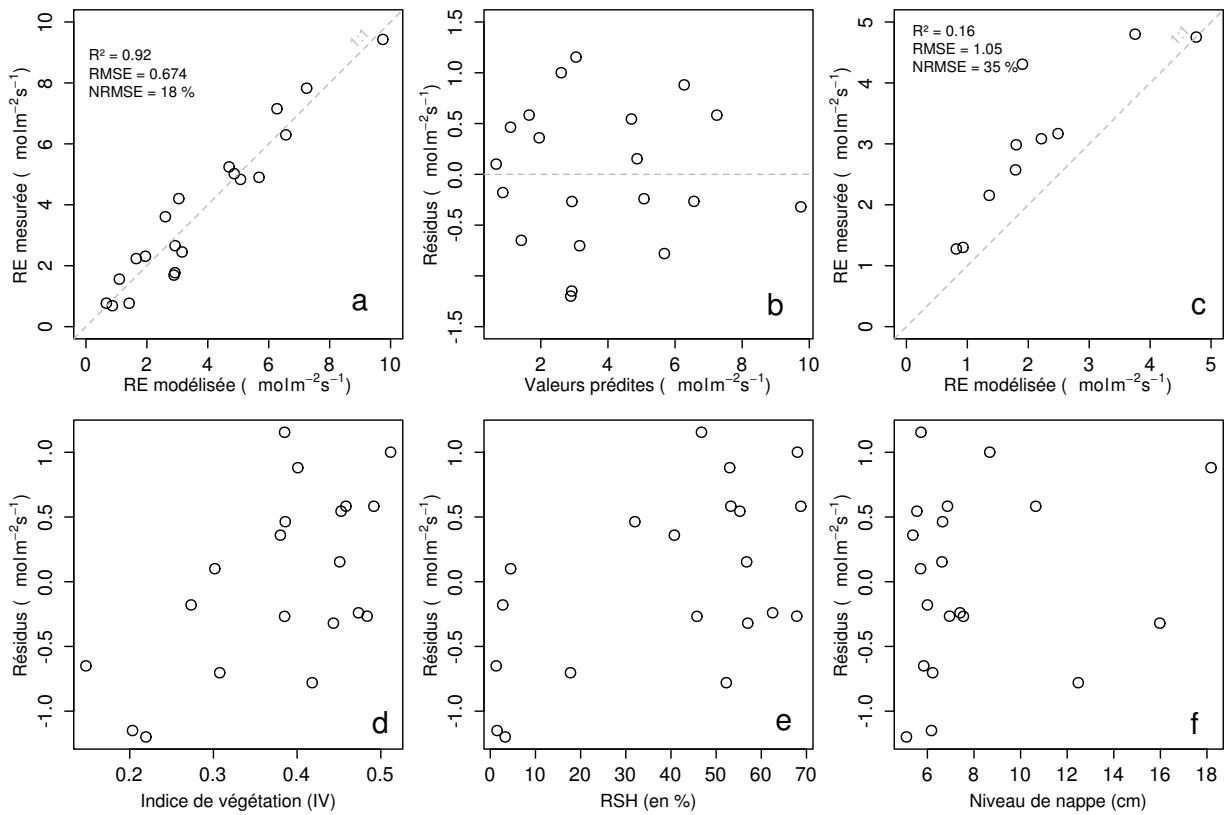


FIGURE 3.13 – Calibration de la RE utilisant l'équation 3.7. En haut la représentativité du modèle et la distribution des résidus (graphes a et b), ainsi que son évaluation sur un jeu de données indépendant (graphe c, annexe E)). En bas les tendances entre les résidus de cette équation et l'indice de végétation, le pourcentage de recouvrement de la strate herbacée et le niveau de la nappe (graphes c, d et e).

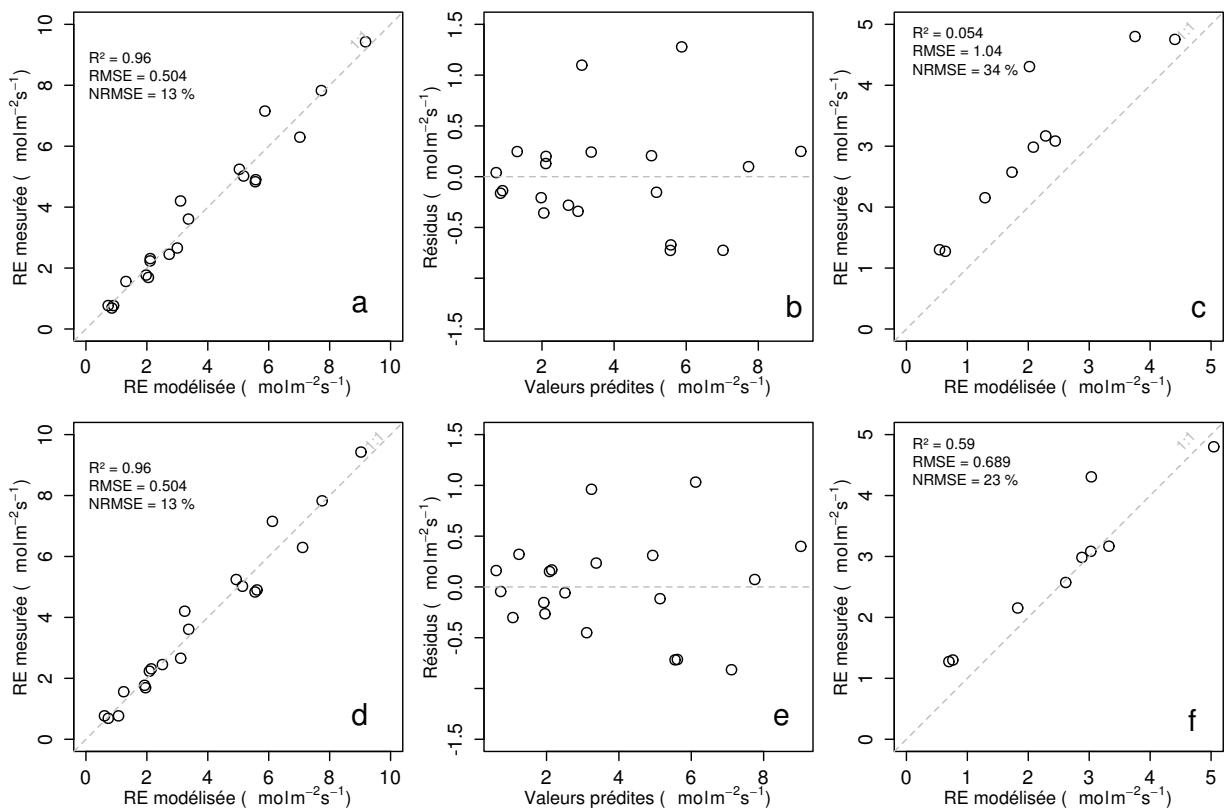


FIGURE 3.14 – Calibration de la RE prenant en compte la végétation en utilisant l'équation 3.8, en haut, et l'équation 3.9 en bas. Avec la représentativité des modèles et la distribution de leurs résidus (graphes a et b pour le premier et d et e pour le second), ainsi que leur évaluation sur un jeu de données indépendant (graphes c et f, annexe E)).

### 3.3. Résultats

du modèle n'intégrant pas la végétation (Figure 3.14-c). D'autre part l'évaluation de l'équation 3.9 montre une NRMSE plus faible de 23 % (Figure 3.14-f). Les paramètres des différentes équations sont présentés dans le tableau 3.2 ; les modèles **RE-1**, **RE-2**, et **RE-3** correspondent respectivement aux équations 3.7, 3.8 et 3.9. À l'inverse de la PPB les paramètres des modèles de la RE ont, à l'exception du paramètre c du modèle RE-2, une significativité importante (p-value < 0,05) et une NRMSE faible (Tableau 3.2).

#### 1375 Flux de CH<sub>4</sub>

1376 Les relations entre les facteurs contrôlant  
1377 mesurés et les flux de CH<sub>4</sub> sont moins claires  
1378 que celles concernant le CO<sub>2</sub>. La corrélation  
1379 la plus importante est liée à la végétation  
1380 (Figure 3.10). Les flux de CH<sub>4</sub> ne montrent  
1381 pas de tendance à augmenter de façon ex-  
1382 ponentielle avec la température de l'air. Ce-  
1383 pendant cette relation se renforce d'autant  
1384 plus que l'on utilise des températures mesu-  
1385 rées à forte profondeur (Figure 3.15). Sou-  
1386 vent utilisées les températures proches du  
1387 niveau de nappe ont des R<sup>2</sup> inférieurs à  
1388 0,50. Au delà, les R<sup>2</sup> sont supérieurs à 0,50,  
1389 mais l'ensemble des placettes n'est plus re-  
1390 présenté, certaines placettes n'ayant pas une  
1391 épaisseur de tourbe supérieure ou égale à  
1392 30 cm. Le CH<sub>4</sub> ne montre pas de relation  
1393 particulière avec le niveau de la nappe. Les relations entre les flux de CH<sub>4</sub> et la végé-  
1394 tation étant les plus significatives, elles ont été modélisées avec l'équation suivante :

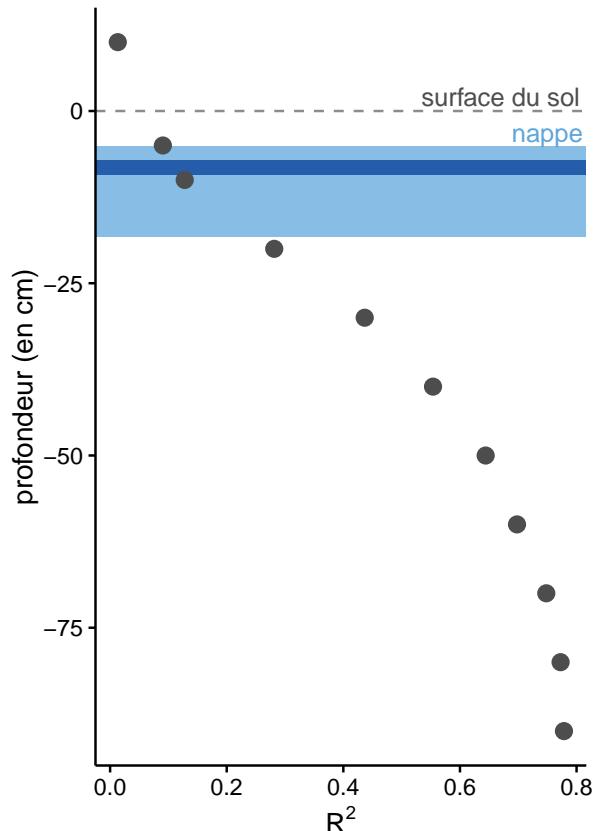


FIGURE 3.15 – Évolution du R<sup>2</sup> de l'équation  $F_{CH_4} = a \times \exp(b \times Température)$  avec la profondeur. La ligne de tirets gris représente la surface du sol. La zone bleu claire représente la gamme des niveau moyen relevés sur le site et la zone bleu foncé le niveau moyen pour l'année 2013 et 2014.

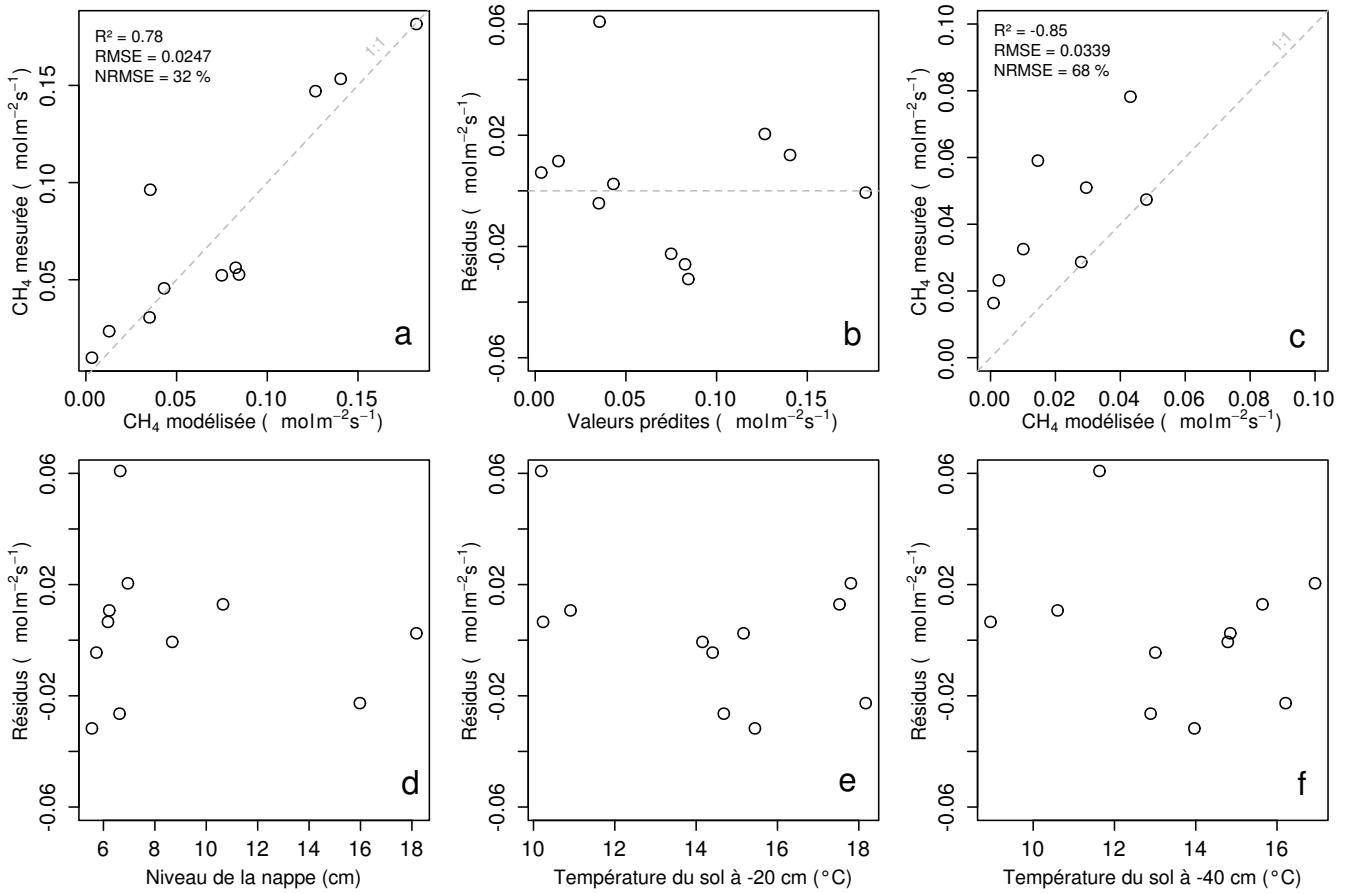


FIGURE 3.16 – Calibration des flux de CH<sub>4</sub> avec la végétation en utilisant l'équation 3.10. Avec la représentativité des modèles et la distribution des résidus de l'équation (graphes a et b), l'évaluation sur un jeu de données indépendant (graphe c) et les tendances des résidus de l'équation avec le niveau de la nappe la température du sol à -20 et -40 cm (graphes d,e,f).

$$F_{CH_4} = a * \exp(b * IV) \quad (3.10)$$

1395       Avec les données acquises, l'indice de végétation est le meilleur prédicteur (Fi-  
 1396 gure 3.16), car il explique 78 % de la variabilité des flux CH<sub>4</sub> avec une NRMSE de  
 1397 32 % (Figure 3.16-a). Aucune tendance ne semble se dégager entre les résidus de cette  
 1398 équation et les facteurs contrôlant mesurés (Figure 3.16-d,e,f).

1399       L'évaluation de cette équation montre une tendance à sous-estimer les flux de CH<sub>4</sub>  
 1400 et une NRMSE qui double par rapport à la phase de calibration en atteignant 68 %  
 1401 (Figure 3.16-c). Les détails de l'estimation des paramètres de l'équation 3.10 sont  
 1402 visibles dans le tableau 3.2 sous le nom FCH4.

<sup>1403</sup> **3.3.3 Le bilan de carbone à l'échelle de l'écosystème**

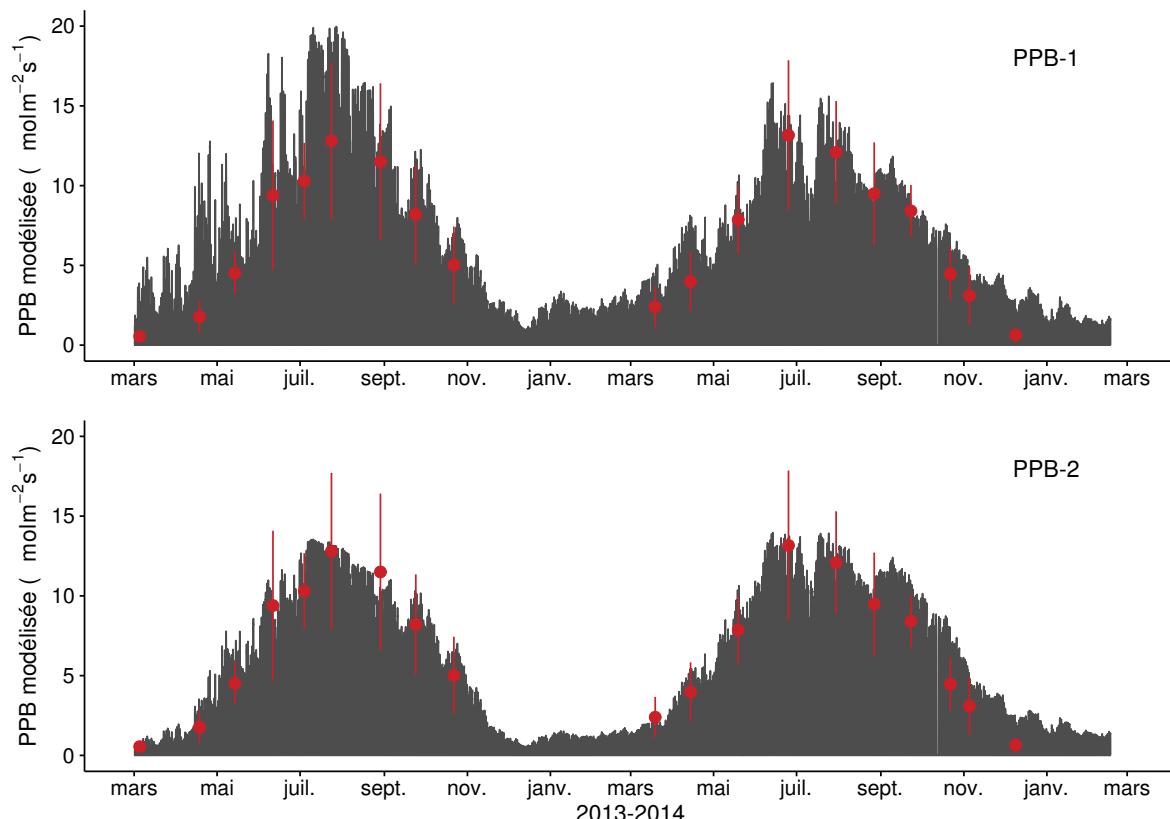


FIGURE 3.17 – Flux de CO<sub>2</sub> interpolé à l'heure à partir de PPB-1 (en haut) et PPB-2 (en bas). Les points rouges représentent les moyennes des mesures mensuelles et leur déviation standard

<sup>1404</sup> Les interpolations des flux de PPB montrent une variabilité saisonnière proche de  
<sup>1405</sup> celle mesurée sur le terrain (Figure 3.17). Les surfaces grises présentes sur la figure 3.17  
<sup>1406</sup> sont liées au fait que la PPB tombe à zéro toutes les nuits. Globalement le modèle PPB-  
<sup>1407</sup> 2 semble mieux représenter les moyennes des flux mesurés sur le site. Dans les deux cas  
<sup>1408</sup> les modèles semblent sur-estimer les valeurs de PPB mesurées fin 2014 et sous-estimer  
<sup>1409</sup> la PPB en été (en 2013 principalement pour PPB-1 et les 2 années pour PPB-2).

<sup>1410</sup> Pour la RE, l'interpolation reproduit également les variations saisonnières mesurées  
<sup>1411</sup> (Figure 3.18). Les gammes de valeurs mesurées sont très proches des gammes interpo-  
<sup>1412</sup> lées : les valeurs interpolées fluctuent dans les limites des barres d'erreurs. L'interpo-  
<sup>1413</sup> lation des flux de la RE est très proche quel que soit le modèle utilisé (Figure 3.18).  
<sup>1414</sup> L'intégration de la végétation dans les modèles RE-2 et RE-3 diminue les valeurs maxi-  
<sup>1415</sup> mum de la RE modélisée en 2013 par rapport au modèle RE-1.

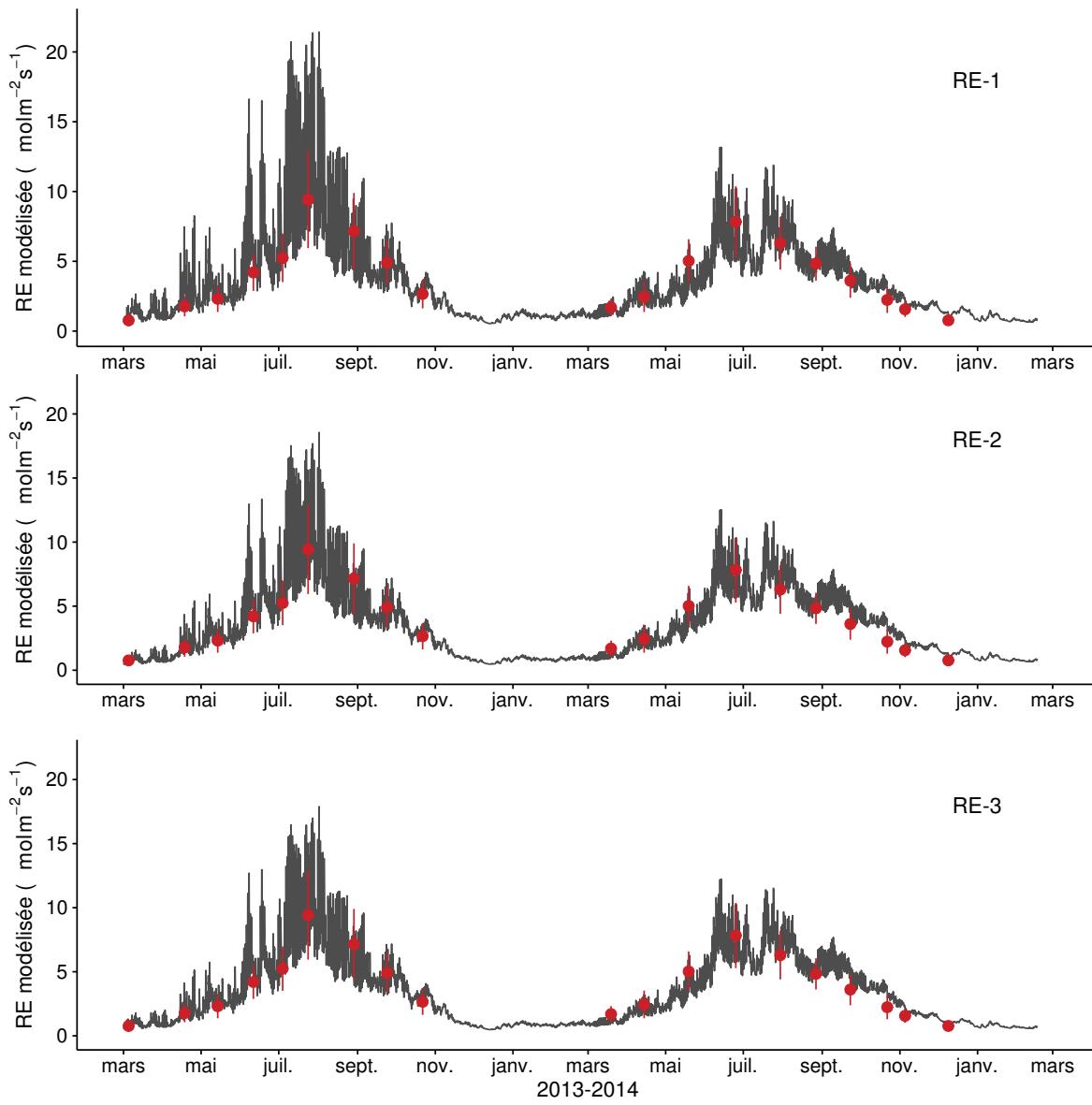


FIGURE 3.18 – Flux de CO<sub>2</sub> interpolé à l'heure à partir de RE-1 (en haut), RE-2 (au milieu) et RE-3 (en bas). Les points rouges représentent les moyennes des mesures mensuelles et leur déviation standard

### 3.3. Résultats

---

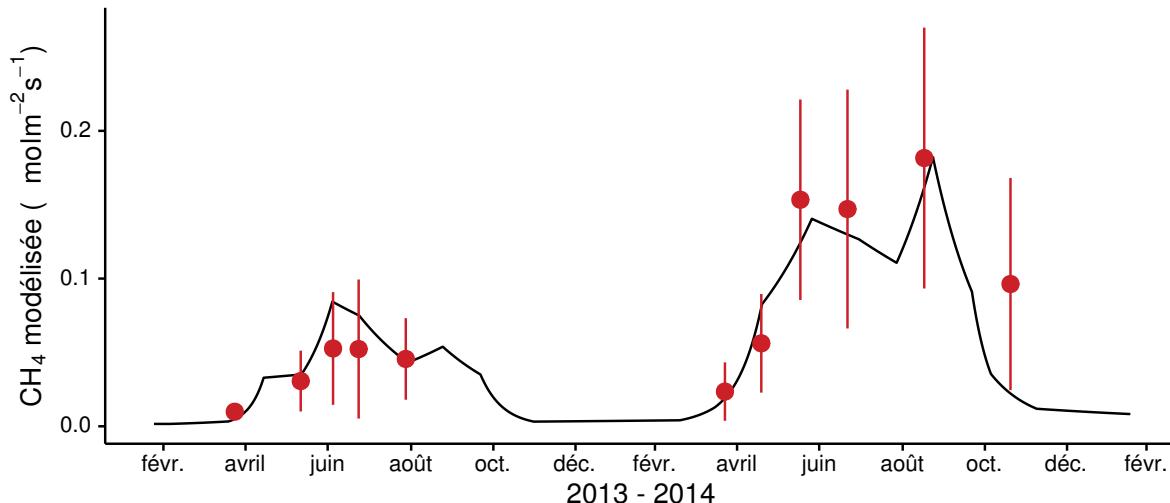


FIGURE 3.19 – Flux de CO<sub>2</sub> interpolé à partir de FCH4. Les points rouges représentent les moyennes des mesures mensuelles et leur déviation standard

Tableau 3.3 – Cumul annuel des flux, en gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>, en fonction des modèles utilisés.

ID	Flux	équation	2013	2014	moyen
PPB-1	PPB	3.4 et 3.5	1322 ± 410	1258 ± 390	1290 ± 400
PPB-2		3.6 et 3.5	957 ± 182	1184 ± 225	1070 ± 203
RE-1	RE	3.7	1337 ± 241	1235 ± 222	1286 ± 231
RE-2		3.8	1232 ± 160	1310 ± 170	1271 ± 165
RE-3		3.9	1240 ± 161	1281 ± 167	1261 ± 164
FCH4	CH4	3.10	10 ± 3	24 ± 8	17 ± 5
FCOD	COD	3.2	8 ± 1	16 ± 1	12 ± 1

<sup>1416</sup> Les flux de CH<sub>4</sub> interpolés (Figure 3.19), suivent également une cyclicité saisonnière.

<sup>1417</sup> Dans l'ensemble l'estimation du CH<sub>4</sub> semble rendre compte de la différence de flux  
<sup>1418</sup> mesuré en 2013 et en 2014.

<sup>1419</sup> La différence sur les cumuls quand les modèles de RE utilisent ou non la végétation  
<sup>1420</sup> est moindre : environ 26 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> (tableau 3.4).

<sup>1421</sup> Les flux interpolés à une fréquence horaire puis sommés par année sont présentés  
<sup>1422</sup> dans le tableau 3.3 pour les différents modèles utilisés. Sur les deux années, selon le mo-  
<sup>1423</sup> dèle utilisé, le flux total entrant via la PPB est estimé à 1070 et 1290 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> pour  
<sup>1424</sup> PPB-2 et PPB-1 respectivement. On observe une différence entre les deux modèles :  
<sup>1425</sup> celui utilisant uniquement la température de l'air (PPB-1) présente un stockage plus  
<sup>1426</sup> important en 2013 qu'en 2014, tandis que le modèle prenant en compte la végétation

Tableau 3.4 – 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	$-33 \pm 6$	$-18 \pm 0$	$-26 \pm 4$
PPB-1, RE-3, FCH4	$+64 \pm 16$	$-64 \pm 11$	$+0 \pm 3$
PPB-2, RE-1, FCH4	$-398 \pm 70$	$-91 \pm 14$	$-245 \pm 44$
PPB-2, RE-3, FCH4	$-301 \pm 47$	$-138 \pm 20$	$-220 \pm 33$

<sup>1427</sup> (PPB-2) stocke moins de carbone en 2013 qu'en 2014. L'intégration de la végétation  
<sup>1428</sup> minimise également l'incertitude de l'estimation, la divisant approximativement par  
<sup>1429</sup> deux.

<sup>1430</sup> L'intégration de la végétation change également la différence entre 2013 et 2014 de  
<sup>1431</sup> la RE. Lorsque la végétation est intégrée (RE-2 et RE-3) la RE est supérieure en 2014.  
<sup>1432</sup> Lorsqu'elle ne l'est pas elle est supérieure en 2013. Ces différences restent inférieures à  
<sup>1433</sup> l'incertitude liée aux flux estimés et on observe une grande proximité dans les valeurs  
<sup>1434</sup> des flux interpolés sur les 2 années, quel que soit le modèle, avec un écart maximum  
<sup>1435</sup> de  $25 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ .

<sup>1436</sup> Les flux de  $\text{CH}_4$  estimés ont une erreur importante et sont beaucoup plus faibles que  
<sup>1437</sup> les flux de la PPB ou de la RE. Le flux de  $\text{CH}_4$  est au moins deux fois plus important  
<sup>1438</sup> en 2014 qu'en 2013.

<sup>1439</sup> Les bilans issus des différentes combinaisons de modèles (à l'exception de RE-2, non  
<sup>1440</sup> présenté car très proche de RE-3) varient de  $-245 \pm 44 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  à  $0 \pm 3 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$   
<sup>1441</sup> stocké dans la tourbière (Tableau 3.4). L'intégration de la végétation dans la modélisa-  
<sup>1442</sup> tion de PPB fait baisser les bilans de carbone dans le négatif (système source) au-delà  
<sup>1443</sup> 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.

#### <sup>1444</sup> Carbone organique dissout

<sup>1445</sup> La quantité de COD sortant de la tourbière est estimée à  $8 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  en 2013 et  
<sup>1446</sup>  $16 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  en 2014 (Tableau 3.3). Les concentrations moyennes en COD mesurées  
<sup>1447</sup> à l'exutoire sont très proches pour les deux années  $18,6$  et  $18,3 \text{ mg l}^{-1}$  respectivement.  
<sup>1448</sup> Par contre la quantité d'eau sortant de l'écosystème est plus importante en 2014 avec

### 3.3. Résultats

---

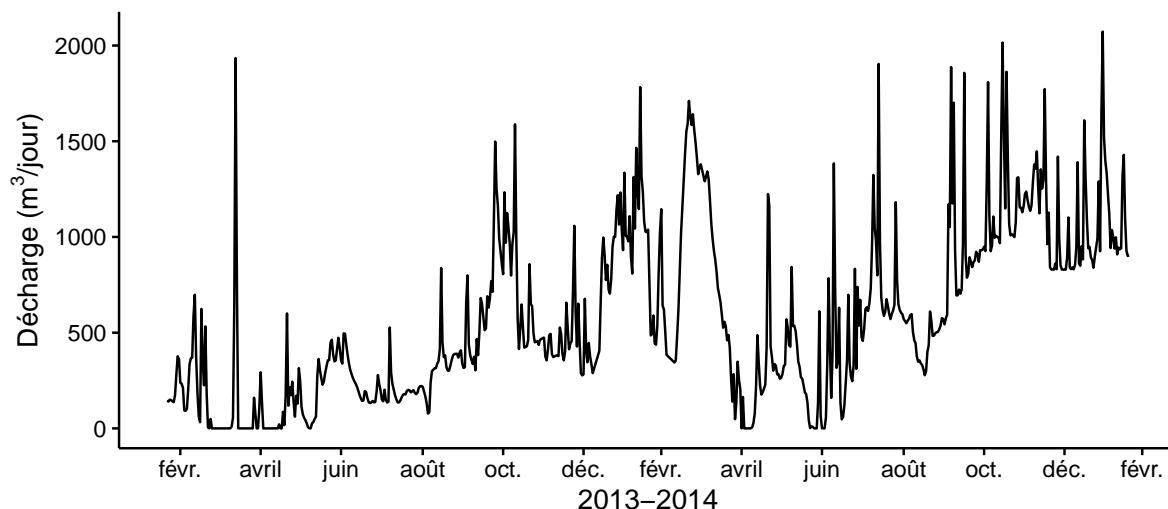


FIGURE 3.20 – Quantité d'eau quittant le bassin versant de la tourbière, modifié d'après Binet *et al.* (2013).

1449 un export aux alentours de 1000 m<sup>3</sup> par jour entre octobre 2014 et février 2015 (Fi-  
1450 gure 3.20).

### 1451 Représentativité locale du bilan de CO<sub>2</sub>

1452 Il est possible d'avoir une indication sur la représentativité locale des modèles ca-  
1453 librés à l'échelle de l'écosystème en recalculant les flux mesurés sur chaque placette à  
1454 l'aide des modèles en question et en recalculant une RMSE (Figure 3.21).

1455 Que ce soit pour la PPB ou la RE, la placette n°5 a systématiquement une NRMSE  
1456 significativement plus élevée que les autres (Figure 3.21).

1457 Pour la PPB et si l'on excepte la placette n°5, les estimations à l'échelle de l'éco-  
1458 système permettent de représenter les placettes avec une NRMSE comprise entre 20 et  
1459 90 % pour PPB-1 et entre 30 et 100 % pour PPB-2. PPB-1 et PPB-2 ont une distribu-  
1460 tion des valeurs de NRMSE relativement similaire.

1461 La NRMSE de RE-1 est comprise entre 20 et 100 %, celle de RE-3 entre 20 et 80 %.  
1462 La majorité des placettes ont une NRMSE d'environ 55 % pour RE-1 et d'environ 40 %  
1463 pour RE-3 (Figure 3.21). Le modèle RE-3 a des valeurs plus faibles et une distribution  
1464 plus homogène de la NRMSE que RE-1, avec davantage de placettes en dessous de  
1465 50 % (12 contre 8).



FIGURE 3.21 – Distribution des valeurs de la NRMSE recalculée par placette à partir des modèles calibrés à l'échelle de l'écosystème

### <sup>1466</sup> 3.3.4 Variabilité spatiale du bilan de CO<sub>2</sub>

#### <sup>1467</sup> Calibration par groupe de placettes

<sup>1468</sup> La classification hiérarchique a permis de distinguer 4 groupes de végétation (Fi-  
<sup>1469</sup> gure 3.3). Dans le groupe Mousse, la strate muscinale est majoritaire avec un recou-  
<sup>1470</sup> vrement moyen de 91 %, et des recouvrements inférieurs à 35 et 15 % pour les strates  
<sup>1471</sup> herbacées et arbustives respectivement (Figure 3.22). Le groupe Mix est le plus ho-  
<sup>1472</sup> mogène avec un recouvrement moyen des strates muscinale et arbustive de 63 et  
<sup>1473</sup> 58 %. C'est également le groupe dans lequel il y a le moins d'herbacées (24 %). Dans  
<sup>1474</sup> le groupe Herbe, la strate herbacée est majoritaire avec un recouvrement moyen de  
<sup>1475</sup> 63 %, la strate arbustive est moins présente (19 % en moyenne) et la strate muscinale  
<sup>1476</sup> est absente ( $\approx 1\%$ ). La strate muscinale est également absente, dans le groupe Arbuste  
<sup>1477</sup> ( $\approx 1\%$ ), dans lequel la strate herbacée à un recouvrement de 33 % et la strate arbustive  
<sup>1478</sup> de 65 %.

<sup>1479</sup> Les flux, calculés pour chaque groupe à partir des mêmes équations que celles utilisées  
<sup>1480</sup> à l'échelle de l'écosystème entier, ont des NRMSE plus importantes : de 41 à 66 % pour  
<sup>1481</sup> RE-1 et RE-3 et de 39 à 65 % pour PPB-1 et PPB-2 (Tableau 3.5).

### 3.3. Résultats

---

1482 Les flux de RE estimés en regroupant les placettes sont du même ordre de grandeur  
1483 que ceux estimés pour l'ensemble de l'écosystème : entre  $975 \pm 648$  et  $1453 \pm 740 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$   
1484 pour RE-1 et RE-3 (Tableau 3.5). Les groupes Mix et Arbuste ont des flux similaires  
1485 pour les deux modèles :  $1365 \pm 670$  et  $1237 \pm 582 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  pour RE-1 et  $1393 \pm 681$   
1486 et  $1274 \pm 576 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  pour RE-3. Ces flux sont les plus proches de ceux estimés à  
1487 l'échelle de l'écosystème ( $1286 \pm 231$  et  $1261 \pm 164 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  pour RE-1 et RE-3).  
1488 La prise en compte de la végétation (RE-3) fait diminuer fortement le flux estimé pour  
1489 le groupe Herbe dont la RE passe de  $1453 \pm 740$  à  $1115 \pm 455 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ . Parmi  
1490 l'ensemble des groupes, le groupe Mousse à la RE la plus faible quel que soit le modèle  
1491 considéré :  $975 \pm 648$  et  $1023 \pm 439 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  respectivement pour RE-1 et RE-3.

1492 Concernant la PPB, les estimations des modèles calibrés par groupes sont infé-  
1493 rieures à celles calculées à l'échelle de l'écosystème. Ces relations sont à relativiser en  
1494 considération des fortes incertitudes (Tableau 3.5). Ainsi les estimations par groupes  
1495 de PPB-1 ont des valeurs comprises entre  $886 \pm 501$  et  $1065 \pm 465 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , contre  
1496  $1290 \pm 400 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  et les estimation de PPB-2 varient de  $808 \pm 387$  à  $1277 \pm 642 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ,  
1497 par rapport à  $1070 \pm 203 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  à l'échelle de l'écosystème. Seules la PPB du  
1498 groupe Herbe estimée avec PPB-2 est supérieure aux estimations faites pour l'en-  
1499 semble des placettes. À l'inverse de la RE, l'intégration de la végétation augmente, de  
1500  $1056 \pm 682$  à  $1277 \pm 642 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , le flux du groupe Herbe. En revanche, comme  
1501 pour la RE, le groupe Mousse est celui dont les flux sont les plus faibles ( $886 \pm 501$  et  
1502  $808 \pm 387 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  pour PPB-1 et PPB-2).

1503 Pour la PPB, les estimations de PPB-1 sont systématiquement inférieures à celles  
1504 réalisées à l'échelle de l'écosystème. Pour PPB-2 seul le groupe Herbe à une estimation  
1505 supérieure. Les différences entre PPB-1 et PPB-2 sont plus importantes que celles  
1506 observées pour RE, même si la plus grande différence (221) est observée pour le même  
1507 groupe, le groupe Herbe. Le groupe Mix a cependant une différence du même ordre de  
1508 grandeur (189), tandis que pour les deux autres groupes cette différence est plus faible  
1509 (78 et 58 respectivement pour les groupes Mousse et Arbuste).

1510 En termes de bilan de CO<sub>2</sub>, les groupes Arbuste et Mousse sont ceux qui sont

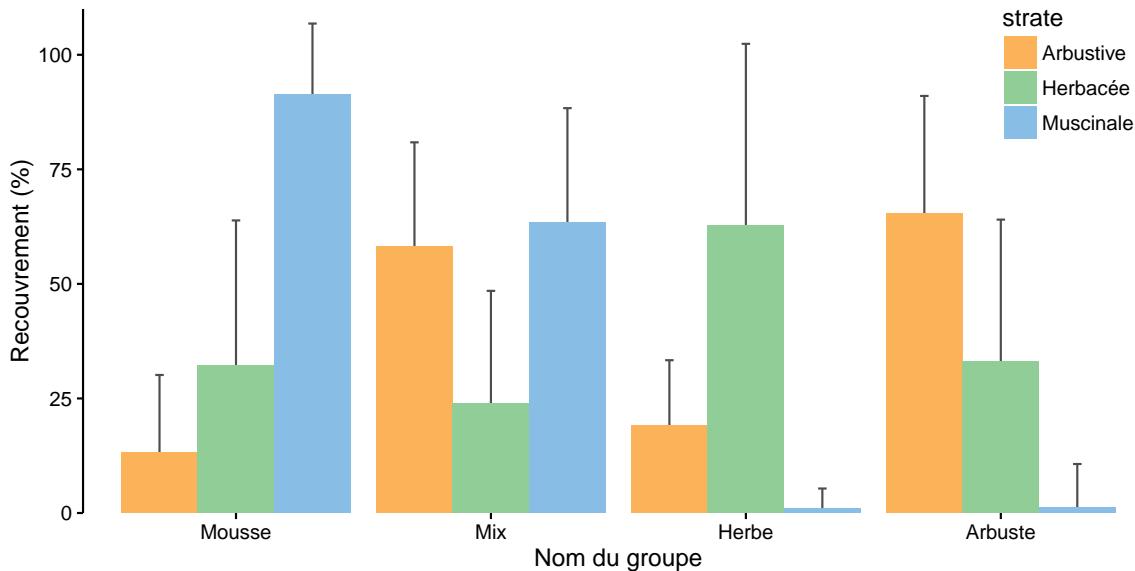


FIGURE 3.22 – Recouvrement végétal moyen par strate (en %) des 4 groupes, les groupes sont nommés en fonction de la végétation majoritaire. Les barres d'erreur représentent la déviation standard.

Tableau 3.5 – Cumul 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			PPB-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			PPB-2		
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

1511 le moins impactés par le choix des modèles (Tableau 3.6). Quand la végétation n'est  
 1512 pas prise en compte pour l'estimation de la RE (modèle RE-1), le groupe Mousse  
 1513 est celui dont le bilan est le moins négatif. Quand la végétation est prise en compte  
 1514 (modèle RE-3) c'est le groupe Herbe qui perd le moins de carbone (PPB-1, RE-3) voire  
 1515 qui en stocke (PPB-2, RE-3). Les groupes Mix et Arbustes ont des valeurs de bilan  
 1516 généralement proches quand la végétation n'est pas prise en compte dans l'estimation  
 1517 de la PPB.

### 3.3. Résultats

---

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 combinaisons de modèles. La dernière colonne représente de bilan de CO<sub>2</sub> à l'échelle de l'écosystème.

Modèles	Mousse	Mix	Herbe	Arbuste
PPB-1, RE-1	−90 ± 55	−300 ± 140	−397 ± 225	−341 ± 178
PPB-1, RE-3	−138 ± 67	−328 ± 153	−59 ± 31	−378 ± 193
PPB-2, RE-1	−168 ± 97	−489 ± 221	−175 ± 89	−284 ± 140
PPB-2, RE-3	−216 ± 97	−517 ± 233	+162 ± 74	−321 ± 155

#### 1518 Calibration par placette

1519 Les modèles RE-1, RE-3 ont pu être calibré pour l'ensemble des 20 placettes et  
1520 le modèle PPB-2 pour 17 d'entre elles. Le modèle RE-2, proche de RE-3 n'a pas été  
1521 calibré. Quant au modèle PPB-1, la calibration par placette ne convergeant pas pour  
1522 la moitié d'entre elles, il n'a pas été pris en compte par la suite. Il faut noter que la  
1523 dispersion importante de points rend l'estimation des paramètres limitée en termes de  
1524 significativité. Par ailleurs que ce soit pour la PPB ou la RE, la placette n°10 semble  
1525 avoir un comportement particulier.

1526 Les R<sup>2</sup> du modèle PPB-2, à l'exception de la placette n°10 , varient entre 0,5 et 0,9.  
1527 La NRMSE se distribue entre 20 et 60 %, ces valeurs sont supérieures à celles du modèle  
1528 calibré à l'échelle de l'écosystème (19 %, Figure 3.14-d et 3.24)). Les paramètres du  
1529 modèle PPB-2 varient de façon importante, entre −6,1 et 66 pour a, entre 23,9 et 90,4  
1530 pour b, entre 6,2 et 60,0 pour c et −10,7 et 27,1 pour d.

1531 Toujours à l'exception de la placette n°10, pour les modèles RE-1 et RE-3 on  
1532 constate une distribution des R<sup>2</sup> au dessus de 0,5, avec 11 placettes au dessus de  
1533 0,7 pour RE-1 et 15 pour RE-3. Les valeurs de leurs NRMSE sont généralement plus  
1534 élevées que celles obtenues à l'échelle de l'écosystème : entre 20 et 55 % pour RE-1  
1535 (contre 18 % à l'échelle de l'écosystème) et entre 15 et 50 % pour RE-3 (contre 13 %,  
1536 Figure 3.13-a, 3.14-d et 3.23). Les paramètres varient dans des gammes similaires pour  
1537 RE-1 et RE-3 entre 0 et 1,1 pour a (RE-1) et a+c (RE-3) et entre 0,04 et 0,11 pour le  
1538 paramètre b.

1539 Sur les deux années, les quantités de carbone assimilées par la PPB (modèle PPB-



FIGURE 3.23 – Distribution de la NRMSE, du  $R^2$  (en gris) et des paramètres (en noir) des modèles RE-1 (à gauche) et RE-3 (à droite) calibrés par placette ( $N=20$ ). Les lettres sous les graphes correspondent aux paramètres des équations utilisées.

### 3.3. Résultats



FIGURE 3.24 – Distribution de la NRMSE, du  $R^2$  (en gris) et des paramètres (en noir) du modèle PPB-2 calibré par placette ( $N=17$ ). Les lettres sous les graphes correspondent aux paramètres des équations utilisées.

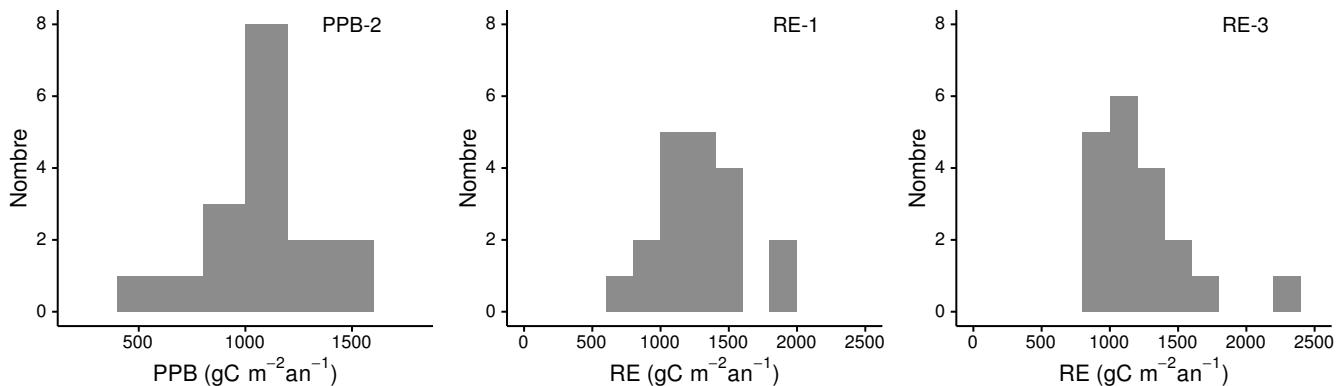


FIGURE 3.25 – Distribution des flux estimés par placette en gcma pour le modèle PPB-2 (à gauche), RE-1 (au milieu) et RE-3 (à droite)

1540 2) varient entre  $507 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , avec une majorité des placettes autour de  
 1541  $1100 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  et une moyenne de  $1052 \pm 238 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ . Pour la RE, la dis-  
 1542 tribution des flux du modèle RE-1 s'échelonne entre 633 et  $1832 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  avec  
 1543 une moyenne de  $1275 \pm 314 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  et entre 828 et  $2371 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  avec une  
 1544 moyenne de  $1218 \pm 363 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  pour le modèle RE-3.

1545 Enfin la répartition spatiale des flux calculés par placette, que ce soit la PPB ou la  
 1546 RE, ne semble pas s'organiser suivant un gradient particulier (Annexe G).

## 1547 3.4 Discussion

1548 La discussion de ce chapitre, s'articule autour de quatre parties. La première concerne  
 1549 les **modèles** calibrés à l'échelle de l'écosystème, leurs différences leurs qualités respec-  
 1550 tives. La seconde détaille les différents **flux** estimés par ces modèles. Le(s) **bilan(s)** de  
 1551 carbone issu(s) de ces flux sont exposés dans la troisième partie. Enfin, la quatrième  
 1552 partie porte sur la **variabilité spatiale** des flux.

**3.4.1 Modèles à l'échelle de l'écosystème****PPB**

À l'inverse du modèle PPB-2, le modèle PPB-1 ne prend pas en compte de façon directe la végétation. L'estimation des paramètres de PPB-1, lors de la phase de calibration, conduit à une incertitude forte : l'erreur standard est supérieure à 60 % pour les paramètres  $a$  et  $b$  et à 20 % pour les paramètres  $c$  et  $i$  (Tableau 3.2). Cette incertitude diminue pour PPB-2 avec l'intégration de l'IV, l'erreur est alors inférieure à 20 % pour l'ensemble des paramètres. Ces paramètres sont dans la gamme de ceux rapportés par June *et al.* (2004) : entre 23 et 296,5  $\mu\text{mole}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  pour la vitesse de transport des électrons photosynthétique à lumière saturante, entre 28,4 et 55,7 °C pour la température optimale du transport et entre 13,9 et 30,2 °C pour la différence de température à laquelle PPBsat vaut  $e^1$ . Lors de la phase de calibration, l'intégration de l'IV augmente la significativité des estimations et la représentativité des données mesurées.

Lors de l'évaluation et malgré une végétation similaire, l'augmentation de la NRMSE du modèle PPB-2, intégrant l'IV, est supérieure et dépasse (en valeur absolue) celle du modèle PPB-1. L'apport de l'IV dans l'estimation de la PPB n'est donc pas pertinent pour le jeu de données indépendant utilisé. Par ailleurs, l'intégration de l'IV à un effet beaucoup plus important en 2013 (l'estimation du flux diminue de 365  $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ), qu'en 2014 (diminution de 74  $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ).

Les différences observées selon la façon d'estimer la PPB peuvent paraître importante, néanmoins elles sont du même ordre de grandeur que celles rencontrées par Worrall *et al.* (2009) qui compare différentes approches pour modéliser des flux de gaz avec des équations différentes.

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

1581 d'espèces.

1582 Il semble que le modèle PPB-2 soit le plus pertinent pour estimer la PPB sur la  
1583 tourbière de La Guette.

1584 **RE**

1585 À l'inverse de la PPB, l'intégration de la végétation pour modéliser la RE améliore  
1586 peu l'estimation de la RE lors de la phase de calibration : la différence entre les valeurs  
1587 de la NRMSE est de 5 % (Figures 3.13-a et 3.14-a,d). En revanche lors de la phase  
1588 d'évaluation, l'utilisation du recouvrement des herbacées améliore l'estimation de façon  
1589 plus importante avec une différence de 11 % entre les valeurs de NRMSE. La différence  
1590 apportée par l'intégration de la végétation (RE-2 ou RE-3) est du même ordre de  
1591 grandeur en 2013 et en 2014. Sur les 2 années, l'effet de l'intégration de la végétation  
1592 est limité avec une différence de  $25 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  au maximum (entre RE-1 et RE-3),  
1593 soit moins de 2 % du flux. L'intérêt de l'évaluation pour la RE ne réside pas tant dans  
1594 la sélection d'une meilleure estimation des flux. Elle permet plutôt d'établir s'il est  
1595 possible d'utiliser ou non un modèle dans un autre contexte. Ainsi on peut envisager  
1596 d'utiliser le modèle RE-3 sur d'autres données issues du même site.

1597 Les incertitudes sur l'estimation des paramètres RE sont beaucoup moins impor-  
1598 tante que celles de la PPB. L'estimation des paramètres des modèles, à l'exception  
1599 du paramètre c du modèle RE-2, ont une p-value inférieure à 0,05 (Tableau 3.2). La  
1600 NRMSE calculée lors de l'évaluation de ces modèles est certes plus importante que  
1601 celle issue de la calibration, mais elle reste faible. Ceci est particulièrement vrai pour  
1602 le modèle RE-3 où elle vaut moins de 25 % (Figure 3.14-f). La RE semble donc mieux  
1603 contrainte que la PPB, avec une estimation des paramètres plus fiable et une différence  
1604 entre les estimations issues des différents modèles plus faible.

1605 Le modèle RE-3 semble être le plus pertinent pour estimer la RE sur la tourbière  
1606 de La Guette

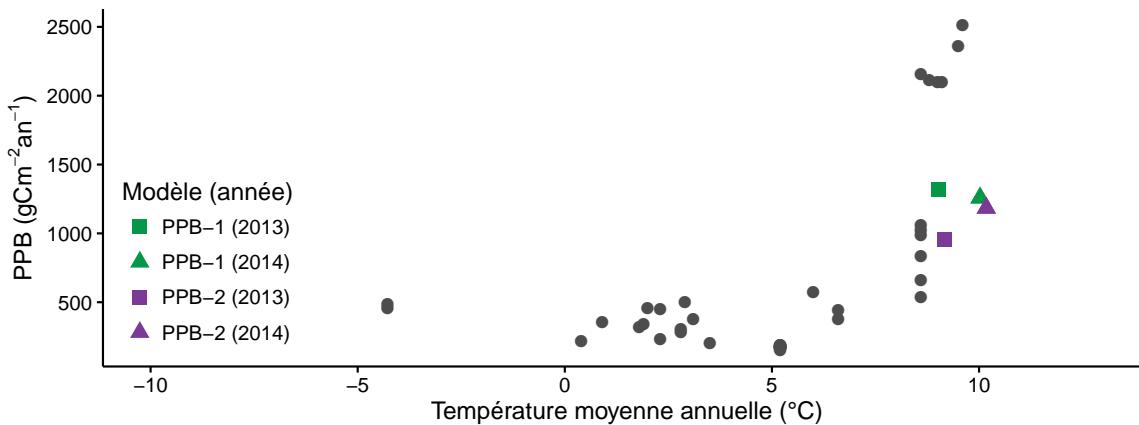


FIGURE 3.26 – Relation entre la production primaire brute (PPB) et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (points gris) et pour la tourbière de La Guette. Les couleurs correspondent aux différentes combinaisons de modèles utilisées.

<sup>1607</sup> **F<sub>CH<sub>4</sub></sub>**

<sup>1608</sup> La calibration des flux de CH<sub>4</sub> conduit à une erreur du même ordre de grandeur  
<sup>1609</sup> que celle obtenue pour PPB-1 (Figure 3.16). L'évaluation du modèle fait doubler la  
<sup>1610</sup> NRMSE et montre sa limite : son utilisation est nécessairement restreinte à cette étude  
<sup>1611</sup> particulière.

<sup>1612</sup> **3.4.2 Les flux annuels à l'échelle de la tourbière de La Guette**

<sup>1613</sup> **Représentativité à l'échelle globale**

<sup>1614</sup> L'estimation des flux de PPB, est comprise entre 957 et 1322 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> selon  
<sup>1615</sup> l'année et le modèle utilisé. Ces valeurs sont élevées, en comparaison avec la PPB esti-  
<sup>1616</sup> mée par Trudeau *et al.* (2014) ou Peichl *et al.* (2014) dans des tourbières boréales. Elles  
<sup>1617</sup> sont respectivement comprises 123 et 131 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> et entre 203 et 503 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>.  
<sup>1618</sup> C'est d'ailleurs dans ces gammes de valeurs, inférieures à celles relevées sur la tourbière  
<sup>1619</sup> de La Guette, que sont comprises la majorité des estimations (Figure 3.26).

<sup>1620</sup> Une première hypothèse permettant d'expliquer cet écart, est la différence entre les  
<sup>1621</sup> températures moyennes sur les sites : -4,3 °C et 1,2 °C pour Trudeau *et al.* (2014) et  
<sup>1622</sup> Peichl *et al.* (2014) respectivement. Ces températures sont bien plus faibles pour ces  
<sup>1623</sup> sites que sur la tourbière de La Guette. Il semble que la PPB soit systématiquement

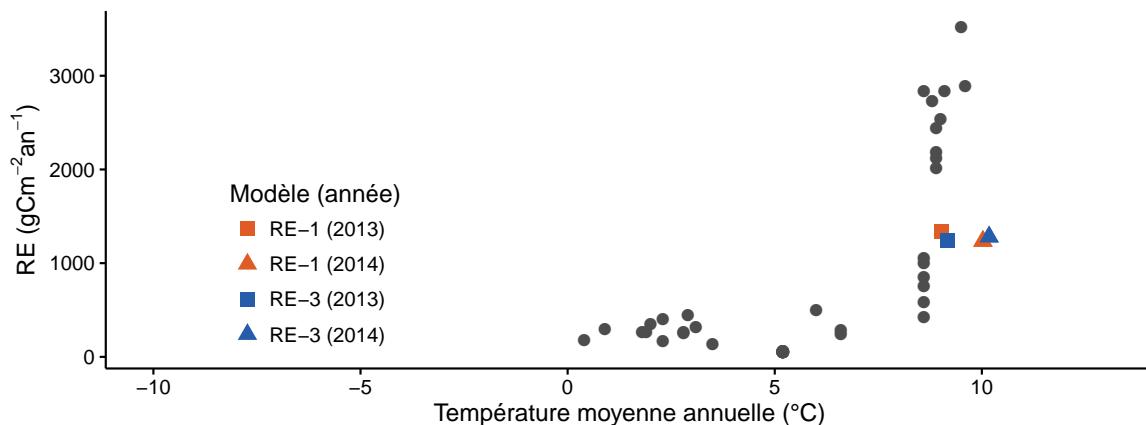


FIGURE 3.27 – Relation entre la respiration de l'écosystème (RE) et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (points gris) et pour ces travaux. Les couleurs correspondent aux différentes combinaisons de modèles utilisées.

inférieure à  $500 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  quand les températures moyennes annuelles ne dépassent pas  $5^\circ\text{C}$ . Au delà la gamme des flux est beaucoup plus large (Figure 3.26). Ainsi d'autres études faites à des latitudes plus basses et des températures moyennes annuelles plus fortes, montrent des estimations de la PPB plus proches de celles estimées sur la tourbière de La Guette. Entre  $534$  et  $1058 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  par exemple pour [Beyer et al. \(2015\)](#), sur un site dont la température moyenne annuelle est de  $8,6^\circ\text{C}$  et avec une végétation proche de celle observée sur la tourbière de La Guette (*Molinia caerulea*, *Eriophorum angustifolium*, *Sphagnum* spp).

Une part de l'explication de l'intensité de la PPB observée peut d'ailleurs être liée à la composition végétale du site. Ainsi, [Jacobs et al. \(2007\)](#) pour des prairies tourbeuses hollandaises, estimate des valeurs de PPB comprises entre  $400$  et  $2000 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  avec une moyenne de  $1300 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ . Sur des écosystèmes similaires, au Danemark, [Görres et al. \(2014\)](#) trouvent des valeurs de PPB plus importantes encore, entre  $1555$  et  $2590 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , mais avec des niveaux de nappe d'eau plus faibles ( $< -30 \text{ cm}$ ). La tourbière de La Guette est envahie par une végétation vasculaire, notamment herbacée. La comparer à des prairies tourbeuses est donc pertinent. Dans ces deux cas les valeurs de PPB observées sont plus élevées que celles de la tourbière de La Guette.

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 élevée que celles

### 3.4. Discussion

---

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 3.27). Les estimations de la RE sont très proches pour les deux années, ce qui est cohérent avec le niveau de nappe d'eau relativement similaire également observé. La différence de température de l'air entre 2013 et 2014 (9,1 et 10,1 °C respectivement) n'est pas suffisante pour observer une différence significative.

La comparaison de ces valeurs à celles des études citées précédemment, pour la PPB, montre qu'elles sont plus importantes que celles mesurées par Peichl *et al.* (2014) et Trudeau *et al.* (2014) (137 à 443 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> et 206 à 234 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> respectivement). Elles s'approchent également des valeurs mesurées par Beyer *et al.* (2015) (585 à 1052 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>) et sont plus faibles que celles mesurées par Jacobs *et al.* (2007) ou Görres *et al.* (2014) (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 PPB, la température moyenne annuelle et la composition végétale des sites sont des explications possibles à ces observations.

De façon générale, les flux estimés sur la tourbière de La Guette sont cohérent avec les estimations relevées dans la littérature.

### 1660 Représentativité locale des flux de CO<sub>2</sub>

Si l'on excepte la placette n°5, les modèles de la RE calibrés à l'échelle de l'écosystème permettent de représenter les placettes avec une NRMSE plus faible pour RE-3 par rapport à RE-1 : les pics des distributions sont autour de 40 et 55 % respectivement (Figure 3.21). Ces observations permettent de soutenir l'intérêt d'inclure l'indice de végétation dans la modélisation de la RE.

Pour la PPB (et toujours en excluant la placette n°5) la différence entre les deux modèles est moins forte (Figure 3.21). La majorité des placettes ayant une NRMSE d'environ 50 % pour les deux modèles. Pour chacun d'entre eux il y a autant de placettes ayant une NRMSE inférieure à 50 % (7) que de placettes ayant une NRMSE supérieure (13). Il ne semble par y avoir de différences significatives dans la représentativité locale

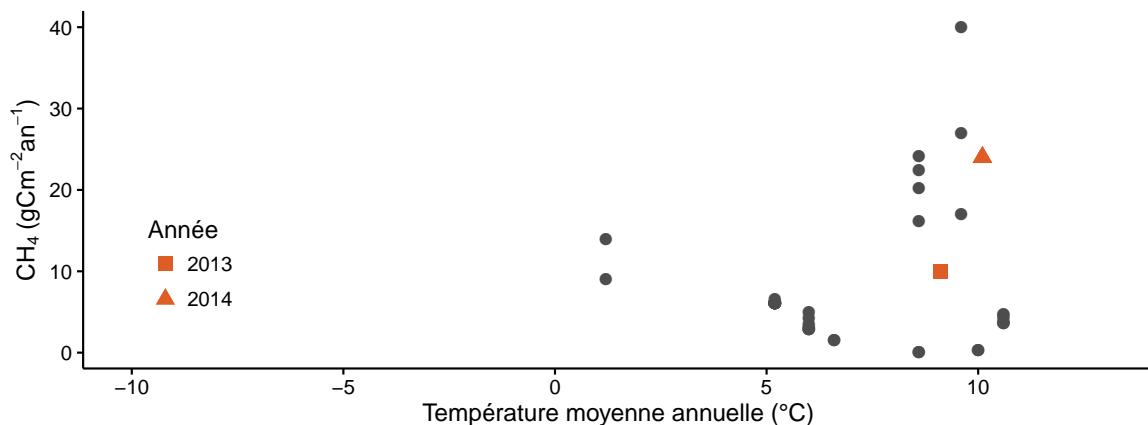


FIGURE 3.28 – Relation entre les flux de CH<sub>4</sub> et la température moyenne annuelle (en °C) dans la littérature (points gris) et pour ces travaux (en rouge).

1671 des modèles PPB-1 et PPB-2.

1672  $F_{CH_4}$

1673 Comparés aux flux de CO<sub>2</sub>, les flux de CH<sub>4</sub> mesurés sur la tourbière de La Guette  
 1674 sont faibles : deux ordres de grandeur inférieurs. Ces flux sont dans la gamme des va-  
 1675 leurs présentes dans la littérature, de 1 à 40 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup> (Figure 3.28, (Nilsson *et al.*,  
 1676 2001)). Pour 2013 les valeurs mesurées sont proches de celles mesurées par Nilsson *et al.*  
 1677 (2008) (entre 9 et 14 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>). L'absence d'étiage en 2014 expliquerait le double-  
 1678 ment des flux en minimisant la zone aérobie et les possibilités d'oxydation du CH<sub>4</sub>  
 1679 (Lai, 2009). Les faibles variations du niveau de nappe sont probablement à l'origine  
 1680 de l'absence de relation entre ce dernier et les flux de CH<sub>4</sub>. Ces observations corro-  
 1681 borent les observations faites par Trudeau *et al.* (2012) et (à développer, de ref ds  
 1682 trudeau2012)

1683 Le COD

1684 L'intensité des flux de COD estimés sur la tourbière de La Guette est très faible  
 1685 comparée aux flux de CO<sub>2</sub>. Par ailleurs, ils sont du même ordre de grandeur que les  
 1686 flux de CH<sub>4</sub>. Les quantités de COD exportées par la tourbière sont dans la gamme  
 1687 de celles présentes dans la littérature. Elles sont plus faibles que celles estimées par  
 1688 Worrall *et al.* (2009) (entre 10 et 86 gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>), mais plus importantes que celles

### 3.4. Discussion

---

1689 estimées par [Carroll et Crill \(1997\)](#) dans une tourbière de bas-marais d'Amérique  
1690 du nord ( $3,4 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) ou celles rapportées par [Waddington et Roulet \(2000\)](#)  
1691 ( $<6 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) dans une tourbière de haut-marais suédoise.

1692 Le doublement du flux de COD observé en 2014 par rapport à 2013 est lié à une  
1693 quantité plus importante d'eau quittant la tourbière et présentant des concentrations  
1694 en COD similaires (Figure 3.20). Dans le même temps le niveau de nappe moyen  
1695 mesuré en 2014 est légèrement supérieur à celui mesuré en 2013 et les précipitations  
1696 sont du même ordre de grandeur (Figure 2.5 et 2.4). Ces observations permettent de  
1697 faire l'hypothèse que l'année 2013 a permis à la tourbière de reconstituer une partie de  
1698 son stock d'eau perdu lors des années précédentes plus sèches.

#### 1699 Incertitudes et limitations du bilan

1700 Les incertitudes les plus fortes du bilan sont sur les flux de  $\text{CH}_4$  avec une NRMSE de  
1701 32 % lors de la calibration et de 68 % lors de la validation. Cette différence importante  
1702 montre que l'estimation des flux de  $\text{CH}_4$  à l'aide de l'indice de végétation a permis  
1703 l'estimation de sa contribution au bilan de carbone de l'écosystème pour les années 2013  
1704 et 2014, mais que son utilisation dans d'autres conditions (année sèche, température  
1705 moyenne annuelle significativement différente) est limitée. L'importance faible du  $\text{CH}_4$   
1706 dans le bilan de carbone de la tourbière rend ces incertitudes moins critiques que celles  
1707 faites sur l'estimation de la PPB. Les incertitudes importantes sur la PPB, sont mises  
1708 en évidence par les fortes variations des flux interpolés selon l'équation utilisée. Elles  
1709 sont la source des variations observées en termes de bilan. À l'inverse la RE est bien  
1710 contrainte. Sur les 2 années la différence entre les différentes équations utilisées ne  
1711 dépassent pas  $25 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ .

1712 En outre le bilan de carbone est aussi limité par sa représentativité. Différents élé-  
1713 ments n'ont pas été pris en compte dans les mesures et l'établissement du bilan. La  
1714 strate arborée notamment, largement présente dans certaines zones, n'est pas consi-  
1715 dérée directement. Les zones, restreintes, de touradons également, de même que les  
1716 arbustes dépassant la taille de la chambre ou encore les zones d'eau libre.

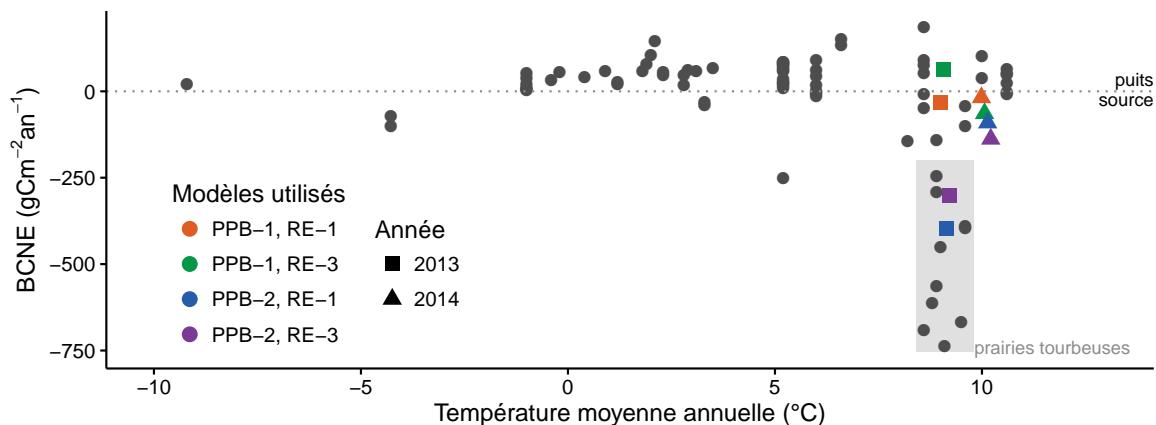


FIGURE 3.29 – Relation entre le bilan de carbone net de l'écosystème (BCNE) et la température moyenne annuelle (en  $^{\circ}\text{C}$ ) dans la littérature (points gris) et pour ces travaux. Les couleurs correspondent aux différentes combinaisons de modèles utilisées et la ligne de tirets sépare les écosystèmes stockant du carbone (au dessus) de ceux libérant du carbone (en dessous).

### <sup>1717</sup> 3.4.3 Estimations du bilan net de l'écosystème à l'échelle de la <sup>1718</sup> tourbière de La Guette

#### <sup>1719</sup> Puits ou source ?

<sup>1720</sup> En considérant les estimations qui semblent les plus pertinentes pour la PPB (PPB-  
<sup>1721</sup> 2) et pour la RE (RE-3), on peut dire que la tourbière de La Guette est une source de  
<sup>1722</sup> carbone. Ainsi elle émet, en moyenne sur les deux années, environ  $220 \pm 33 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$   
<sup>1723</sup> (Tableau 3.4). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans des  
<sup>1724</sup> prairies tourbeuses (Figure 3.29). La tourbière est également une source de carbone plus  
<sup>1725</sup> importante en 2013 ( $-301 \pm 47 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) qu'en 2014 ( $-138 \pm 20 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ).  
<sup>1726</sup> La légère baisse du niveau de la nappe d'eau en 2013 ne se traduit pas par une RE  
<sup>1727</sup> plus importante et cette différence est principalement liée à une hausse de la PPB.  
<sup>1728</sup> Cette hausse de la PPB est peut être liée à l'histoire du site : les années précédant  
<sup>1729</sup> les mesures sont sèches et ont pu amoindrir le potentiel de photosynthèse de l'éco-  
<sup>1730</sup> système, notamment de ses plantes pérennes (mousses et arbustes). Ce potentiel en  
<sup>1731</sup> cours de rétablissement pendant le suivi serait donc plus fort en 2014. Elles se rap-  
<sup>1732</sup> prochent de celles mesurées dans des tourbières de bas-marais d'Amérique du nord :  
<sup>1733</sup>  $-145 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  (Carroll et Crill, 1997) ou celles mesurées dans une autre tourbière  
<sup>1734</sup> de bas-marais en Allemagne ( $-142$  à  $-565 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) mais utilisée comme prairie

### 3.4. Discussion

---

1735 permanente ([Beyer et al., 2015](#)).

#### 1736 Importance relative des flux

1737 D'une manière générale, les bilans sont principalement fonction de l'intensité des  
1738 flux de CO<sub>2</sub>. Le CH<sub>4</sub> et le COD ont une place marginale en termes de quantité de  
1739 carbone. Ces observations sont cohérentes avec d'autres études comme [Bortoluzzi et al.](#)  
1740 ([2006](#)); [Worrall et al.](#) ([2009](#)). Cependant si le CH<sub>4</sub> ne semble pas jouer un rôle majeur  
1741 sur le bilan de carbone de la tourbière de La Guette, il faut considérer le fait que  
1742 seul le flux diffusif de CH<sub>4</sub> a pu être mesuré et estimé (c'est également le cas pour  
1743 les études citées précédemment). Les émissions de CH<sub>4</sub> par ébullition sont exclues du  
1744 bilan. Rarement estimé, ce flux peut représenter 17 à 66 % d'une émission ([Gogo et al.](#),  
1745 [2011](#); [Christensen et al.](#), [2003](#)), et être potentiellement très fort : plus de 35 gC m<sup>-2</sup>  
1746 par événement ([Glaser et Chanton, 2009](#)). La présence de végétaux vasculaires qui en  
1747 transportant le CH<sub>4</sub> dans l'atmosphère diminuent la concentration en CH<sub>4</sub> dans le sol  
1748 tendraient cependant à diminuer ce phénomène ([Chanton, 2005](#)).

#### 1749 3.4.4 Variabilité spatiale sur la tourbière de La Guette

##### 1750 Distribution des groupes de végétation

1751 Si quelques placettes proche géographiquement ont des recouvrements végétaux  
1752 voisins (les placettes p18 et p19; p02, p03 et p04; p12, p14 et p16) les autres ne  
1753 présentent pas un tel lien (Figure 3.30). Par ailleurs, au sein d'une même classe peuvent  
1754 être rassemblées des placettes très éloignées spatialement, les placettes p01 et p15 par  
1755 exemple ou les placettes p02 et p17 ou p09 et p20. Ceci montre une variabilité spatiale  
1756 importante du recouvrement végétal mais également que cette variabilité ne semble pas  
1757 répartie géographiquement, selon un gradient quelconque.

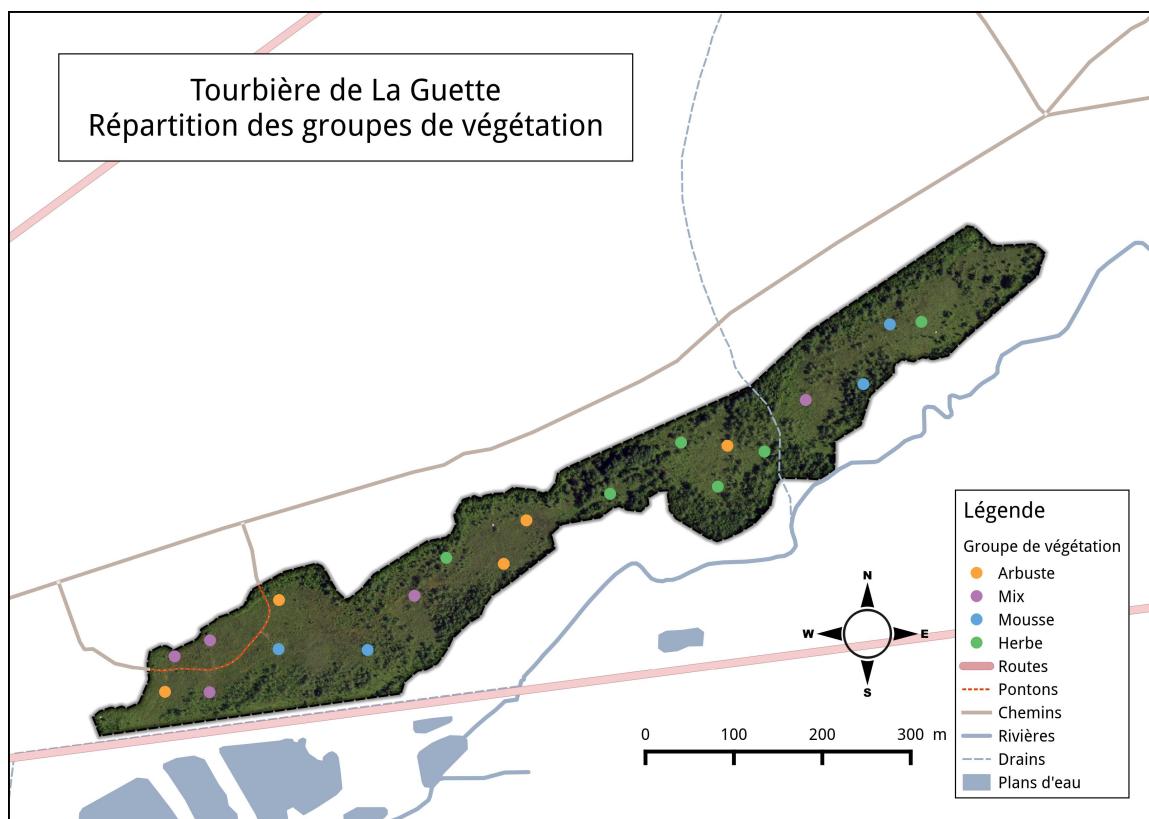


FIGURE 3.30 – Distribution des groupes de végétation sur la tourbière de La Guette.

### 1758 Effet du type de végétation majoritaire sur les flux et le bilan de CO<sub>2</sub>

1759 L'estimation des flux par groupe de végétation montre que lorsque la strate mus-  
 1760 cinale est la plus importante, l'intensité des flux est plus faible. Cette observation est  
 1761 valable pour la PPB, et est cohérente avec la littérature qui rapporte une productivité  
 1762 plus faible des sphagnes (notamment par rapport aux herbacées) ([Rydin et Jeglum, 2013b](#); [Beyer et al., 2015](#)). La RE du groupe Mousse est également plus faible que celle  
 1763 des autres groupes. Dans ce cas le niveau élevé de la nappe d'eau et la proportion plus  
 1764 faible de plantes vasculaires, qui permettent l'aération du milieu et la stimulation de  
 1765 la RE par la libération d'excédents racinaires, peut expliquer la faible intensité du flux.  
 1766

1767 Les groupes Mix et Arbustes sont proches et sont des sources de carbone impor-  
 1768 tantes quelle que soit la combinaison de modèles. La RE de ces groupes est plutôt élevée  
 1769 ( $> 1200 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ), et est couplée à une PPB plutôt faible (située entre celle du  
 1770 groupe Mousse et celle du groupe Herbe). Le point commun de ces deux groupes est la  
 1771 proportion de la strate arbustive qui dépasse 50 %. Ceci est cohérent avec la croissance

### 3.4. Discussion

---

1772 limitée de la strate arbustive (par rapport à la strate herbacée) au cours de la saison  
1773 de végétation (donc PPB plus faible) ([Rydin et Jeglum, 2013b](#)). La RE plus forte peut  
1774 elle s'expliquer par la présence des racines.

1775 Le groupe Herbe est le plus particulier, son comportement varie de façon importante  
1776 en fonction des modèles. C'est le seul groupe dont une des estimations du bilan de CO<sub>2</sub>  
1777 est positive (fonction puits). Cette observation est contraire à ce que l'on attend. En  
1778 effet notre hypothèse de départ relie un envahissement par une végétation vasculaire  
1779 à une augmentation de la RE, causée par une meilleure aération du milieu, et donc  
1780 à un bilan qui tendrait davantage à être une source de carbone. Cette augmentation  
1781 de la RE n'est pas visible, le groupe Herbe est même celui pour lequel la RE est la  
1782 plus faible. Pour expliquer cette observation on peut faire l'hypothèse que le potentiel  
1783 de photosynthèse des plantes pérennes, notamment des sphaignes, n'ait pas encore  
1784 retrouvé son maximum après avoir été affaibli pendant les années sèches précédant les  
1785 mesures. Cette hypothèse est cohérente avec une photosynthèse forte de la Molinie telle  
1786 qu'on peut l'observer ([Tableau 3.5](#)). La PPB de la strate herbacée (principalement la  
1787 Molinie) n'est pas ou peu limitée que ce soit par l'histoire du site (c'est une plante  
1788 annuelle).

1789 Par ailleurs, la strate herbacée n'est pas ou peu affectée par le niveau élevé de  
1790 la nappe d'eau. En effet les espèces de cette strate (*Molinia caerulea* et *Eriophorum*  
1791 *augustifolium*) ont la capacité d'échanger du gaz de leur racines à l'atmosphère grâce  
1792 à l'aérenchyme, ce qui leur permet de se développer dans des milieux inondés ([Taylor](#)  
1793 *et al.*, 2001; [Rydin et Jeglum, 2013a](#)). Il n'est donc pas surprenant que la Molinie se  
1794 soit développée sans difficulté apparente pendant les deux années.

### 1795 Quantification de la variabilité spatiale

1796 La distribution des flux calculés par placette permet, de faire une première estima-  
1797 tion quantifiée de la variabilité spatiale. La variabilité spatiale mesurée sur le site de  
1798 La Guette est relativement importante comparée aux moyennes observées dans diffé-  
1799 rents sites ([Figure 3.31–A](#)). La variabilité spatiale de la RE, similaire en 2013 et 2014,

l'est davantage encore (Figure 3.31-B). La variabilité spatiale du bilan, dépasse les moyennes relevées dans la littérature (Figure 3.31-C).

Ces comparaisons sont évidemment à regarder avec précaution, l'erreur liée aux estimations faites par placette étant forte. Néanmoins ces graphes montrent l'importance de la variabilité spatiale des flux à l'échelle d'une tourbière et permettent de mettre cette variabilité en perspective par rapport aux moyennes usuellement rapportées.

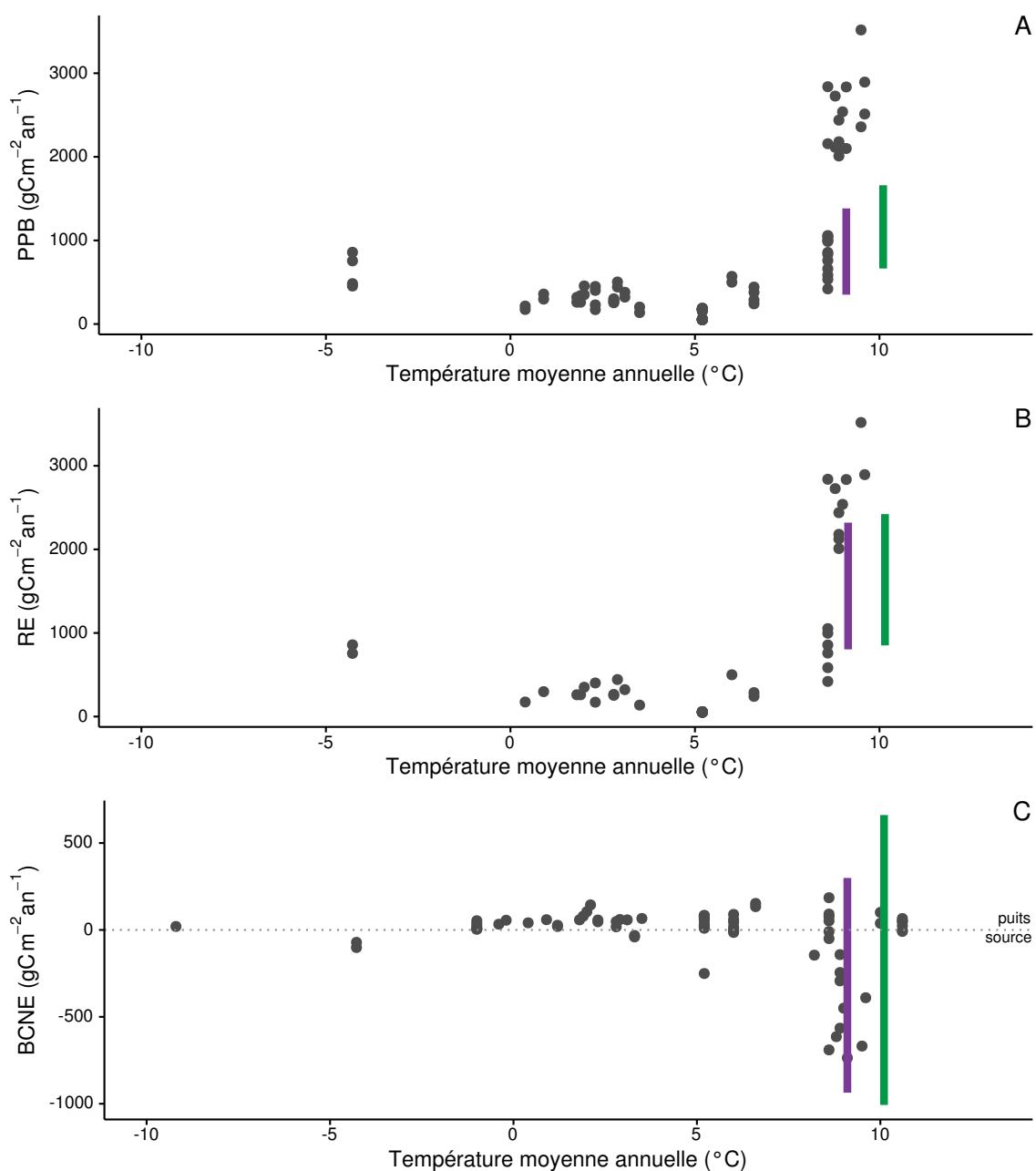


FIGURE 3.31 – Variabilité spatiale, par placette, des flux issus des modèles PPB-2 et RE-3, comparée aux valeurs relevées dans la littérature (points gris). Les barres violettes représentent les gammes mesurées en 2013 et les barres vertes celles mesurées en 2014. Le tableau de l'annexe A recense les références utilisées.



1806 CHAPITRE 4

---

1807    EFFETS DE L'HYDROLOGIE SUR LES FLUX DE GES

1808

1809	<b>4.1</b>	<b>Introduction</b>	110
1810	<b>4.2</b>	<b>Procédure expérimentale</b>	112
1811	4.2.1	Expérimentation I	115
1812	4.2.2	Expérimentation II	116
1813	<b>4.3</b>	<b>Résultats</b>	116
1814	4.3.1	Expérimentation I	116
1815	4.3.2	Expérimentation II	123
1816	4.3.3	Comparaison des deux expérimentations	128
1817	<b>4.4</b>	<b>Discussion</b>	131
1818	4.4.1	Comparaison des flux de carbone à ceux mesurés sur le terrain	131
1819	4.4.2	Effet des variations du niveau de la nappe sur les flux de gaz	132
1820	4.4.3	Effet des cycles hydrologiques multiples sur les flux de GES	135
1821	4.4.4	Conclusions	136
1822			
1823			
1824			

## 1825 4.1 Introduction

1826 L'hydrologie est reconnue comme un facteur contrôlant les flux de GES (Blodau,  
1827 2002). En effet de nombreuses études ont relié les émissions de CO<sub>2</sub> au niveau de la  
1828 nappe d'eau (Tableau 4.1). La majorité d'entre elles montrent qu'une tourbière dont le  
1829 niveau de la nappe est abaissé, soit par un drainage, soit par une sécheresse, a un ENE  
1830 plus faible. Cependant, aucun consensus n'a encore été atteint concernant les origines  
1831 de ces baisses de l'ENE. Strack et Zuback (2013) expliquent ainsi le fonctionnement en  
1832 source de carbone d'une tourbière Canadienne par des conditions plus chaudes et plus  
1833 sèches que les moyennes observées à plus long terme sur le site. Une observation similaire  
1834 est faite par Aurela *et al.* (2007) qui mesurent un ENE plus faible lors d'une année sèche,  
1835 dans une tourbière à Carex au sud de la Finlande. Ils attribuent également cette baisse  
1836 de l'ENE aux conditions plus chaudes et plus sèches, qui permettent le développement  
1837 d'une zone aérobie plus importante et favorise ainsi une RE plus élevée. Lors d'un suivi  
1838 de douze années sur une tourbière Suédoise, Peichl *et al.* (2014) observent également une  
1839 baisse de l'ENE lors d'une année où le niveau de la nappe baisse de façon importante,  
1840 en dessous de -30 cm de profondeur.

1841 Ils expliquent cette baisse par une baisse de la PPB. Cette observation va dans le  
1842 même sens que celles de Lund *et al.* (2012) sur un suivi de quatre années (2006–2009)  
1843 dans une tourbière à sphagnes située au sud de la Suède. Dans cette étude, ils observent  
1844 deux années de sécheresse, 2006 et 2008, pour lesquelles l'ENE est plus faible que la  
1845 moyenne. En 2006 ils observent également des valeurs de RE plus importantes que les  
1846 autres années, ce qui explique l'ENE faible observée. En revanche en 2008, ce n'est pas  
1847 par la RE qu'ils expliquent les valeurs de l'ENE, mais par la PPB qui est plus faible  
1848 cette année là. Dans les deux cas la baisse du niveau de l'eau conduit à une baisse  
1849 de l'ENE, cependant cette baisse a des origines différentes. Les auteurs expliquent ces  
1850 différences par le type de sécheresse : courte et intense pendant la saison de végétation  
1851 de 2006 et d'intensité plus faible mais d'une durée plus longue en 2008. À l'inverse

Tableau 4.1 – Effet d'une baisse du niveau de la nappe d'eau (assèchement) dans les tourbières sur les flux de CO<sub>2</sub>. Les flèches rouges montantes décrivent une augmentation du flux et les flèches bleues une diminution.

Référence	ENE	RE	PPB
Strack et Zuback, 2013	↓	↗	↘
Aurela <i>et al.</i> , 2007	↓	↗	NA
Peichl <i>et al.</i> , 2014	↓	→	↙
Lund <i>et al.</i> , 2012	↓	↗	→
Lund <i>et al.</i> , 2012	↓	→	↘
Ballantyne <i>et al.</i> , 2014	→	↗	↗

des résultats précédemment cités, Ballantyne *et al.* (2014) dans une étude sur les effets à long terme d'une baisse du niveau de la nappe, n'observent pas d'effets significatifs sur l'ENE tandis que les flux de RE et de PPB augmentent tous les deux. Ces études montrent que si le niveau de la nappe est reconnu comme un facteur de contrôle des flux de CO<sub>2</sub>, il est difficile d'en dégager des liens de cause à effet répétables.

Concernant de CH<sub>4</sub>, un niveau de nappe d'eau haut est généralement associé à des émissions importantes et un niveau de nappe bas à des émissions faibles. Ceci est lié au fait que le niveau de la nappe d'eau contrôle l'épaisseur de la zone où le CH<sub>4</sub> est produit ainsi que celle où il est oxydé (Pelletier *et al.*, 2007). Turetsky *et al.* (2008) montrent que l'effet des variations du niveau de nappe sur les flux de CH<sub>4</sub> n'est pas répétable. Ils observent également que l'effet sur les flux de CH<sub>4</sub> est plus important lorsque le niveau de la nappe est augmenté que lorsqu'il est diminué ( $\pm 10$  cm). Pour expliquer cette observation, ils font l'hypothèse que, lorsque le niveau de la nappe d'eau est plus élevé, le transfert de chaleur dans le sol est plus rapide et permet de maintenir des températures plus élevées qui favorisent la production de CH<sub>4</sub>. Cependant d'autres études, principalement dans des sites où le niveau de la nappe est proche de la surface du sol, montrent une absence de relation entre le niveau de la nappe et les émissions de CH<sub>4</sub>, voire une relation inverse, avec des flux plus faibles liés à des niveaux de nappe plus élevés (Kettunen *et al.*, 1996; Bellisario *et al.*, 1999; Treat *et al.*, 2007). Pour expliquer ces observations, l'hypothèse avancée est que le CH<sub>4</sub> est piégé dans une porosité du sol fermée par la saturation importante en eau. Là encore selon les conditions environnementales, la relation entre les flux de CH<sub>4</sub> et le niveau de la nappe

## 4.2. Procédure expérimentale

---

1874 n'est pas aisément généralisable.

1875 Lors d'expérimentations consistant à manipuler le niveau de la nappe d'eau, la  
1876 vitesse et/ou la manière de simuler une remontée du niveau de l'eau peut également  
1877 influencer la réponse des flux de GES. [Strack et Price \(2009\)](#) ont ainsi observé en  
1878 suivant les flux de CO<sub>2</sub> sur des mésocosmes de tourbe, qu'une réhumectation graduelle  
1879 alimentée par le bas de la colonne de sol conduisait à une baisse de la RE, alors qu'une  
1880 hausse rapide par le haut de la colonne (simulant un événement pluvieux) conduisait  
1881 à un pic de RE. Une observation similaire d'augmentation importante de la RE après  
1882 réhumectation a également été observée par [McNeil et Waddington \(2003\)](#).

1883 Au cours des deux années de suivi des flux de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> dans la tourbière  
1884 de La Guette (2013 et 2014), le niveau de la nappe d'eau est resté relativement élevé  
1885 et a très faiblement varié en comparaison avec les années précédentes bien plus sèches  
1886 (Figure 2.5). En conséquence, l'effet des variations de nappe d'eau sur les flux de GES  
1887 n'a pu être investigué. L'effet de cycles de dessiccation/ré-humectation sur les émissions  
1888 de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> est cependant certain et on peut faire l'hypothèse qu'une baisse du  
1889 niveau de la nappe entraînerait une augmentation des flux de RE, et possiblement une  
1890 diminution des flux de CH<sub>4</sub>. On peut également attendre un pic d'émission de la RE  
1891 au moment de la réhumectation.

1892 L'objectif de ce chapitre est donc de déterminer les effets de variations du niveau  
1893 de la nappe sur les flux de GES à travers deux expérimentations simulant des phases  
1894 de dessiccations et de réhumectations d'un sol tourbeux.

## 1895 4.2 Procédure expérimentale

1896 L'étude des cycles de dessiccation/ré-humectation est effectuée sur des mésocosmes  
1897 cylindriques (30 cm de diamètre et de profondeur), prélevés dans la tourbière de La  
1898 Guette et installés en extérieur, dans des trous creusés dans le sol. Au contraire d'échan-  
1899 tillons en chambre climatique, cette méthode a l'inconvénient de ne pas permettre un



FIGURE 4.1 – Prélèvement des mésocosmes sur la tourbière de La Guette (en haut). Mésocosmes installés près du laboratoire : 6 témoins et 6 traités, avec des dispositifs pour intercepter la pluie (en bas).

## 4.2. Procédure expérimentale

---

Tableau 4.2 – Récapitulatif des différentes phases de dessiccation/réhumectations pour les deux expérimentations. La colonne code phase correspond à la première lettre de la phase (D pour dessiccation et R pour réhumectation) suivi d'un numéro représentant l'ordre du cycle. La phase EQ correspond au temps laissé aux mésocosmes pour s'équilibrer avec leur nouvel environnement.

Code phase	Dates	Campagnes
Expérimentation I (2013)		
EQ	12 avril – 31 mai	1
D1	1 juin – 16 juillet	2 à 15
R1	17 – 20 juillet	16 à 19
D2	21 – 9 août	20 à 24
Expérimentation II (2014)		
EQ	17 avril – 29 juin	1 à 3
D1	30 juin – 6 juillet	4 à 5
R1	7 – 16 juillet	6 à 10
D2	17 – 28 juillet	11 à 14
R2	29 juillet – 3 août	15 à 17
D3	4 – 11 août	18 à 19
R3	12 – 14 août	20 à 21

1900 contrôle total des variables expérimentales comme les apports d'eau ou la température.  
 1901 Cependant, elle permet de maintenir les échantillons dans des conditions plus proches  
 1902 de celles présentes in-situ et notamment le rayonnement solaire, dont la luminosité  
 1903 est inatteignable en chambre climatique. Deux expérimentations ont été réalisées, la  
 1904 première (expérimentation I) durant l'été 2013 avec un seul cycle long. Cette expéri-  
 1905 mentation a été effectuée dans le cadre des stages de Master de Zi Yin de l'Université  
 1906 de Fudan en Chine, qui s'est occupée d'une grande partie de l'acquisition de données  
 1907 de CO<sub>2</sub> et des facteurs contrôlant et de Paul Gaudry de l'Université d'Orléans qui s'est  
 1908 occupé de faire les mesures de CH<sub>4</sub>. La seconde (expérimentation II) a été réalisée  
 1909 pendant l'été 2014 avec trois cycles, plus courts et a été effectuée dans le cadre des  
 1910 stages de Master de Tianyi Ji, de l'Université de Fudan en Chine qui s'est occupé de  
 1911 l'acquisition des données CO<sub>2</sub>, et de Sarah Williams qui a réalisé les mesures de CH<sub>4</sub>.

1912 Pour les deux expérimentations, les flux de CO<sub>2</sub> et de CH<sub>4</sub> ont donc été suivis ainsi  
 1913 que la température de l'air, du sol (à -5 cm), le niveau de nappe d'eau, et la teneur en  
 1914 eau du sol pendant les différentes phases de dessiccations et de réhumectations.

**Remarque :** Pour l'expérimentation I les mesures ont été faites en insérant verticalement la sonde d'une dizaine de centimètres dans le mésocosme. La mesure est donc une intégration de la teneur en eau sur 10 cm. En revanche pour l'expérimentation II, la sonde a été insérée horizontalement sur un côté des mésocosmes à une profondeur fixe (-5, -10 et -20 cm).  
 1915 La mesure qui en résulte est donc plus spécifique à cette profondeur. Pour les deux expérimentations les valeurs obtenues, ne sont pas à prendre de façon absolue, les sondes n'ayant pas été calibrées pour des sols tourbeux mais pour des sols minéraux.

1916 Les placettes subissant les cycles de dessiccation seront nommées groupe « Dessiccation  
 1917 » et les placettes ne subissant pas les cycles, groupe « Contrôle ». Pour le CO<sub>2</sub> et le  
 1918 CH<sub>4</sub>, l'analyse a été faite sur les flux moyennés sur une journée, les flux ayant été  
 1919 généralement mesurés deux fois par jour.

### 1920 4.2.1 Expérimentation I

1921 Six mésocosmes ont été prélevés le 12 avril 2013, dans la tourbière de La Guette.  
 1922 Le prélèvement s'effectue à l'aide de cylindres de PVC, enfoncés délicatement dans la  
 1923 tourbe puis dégagés en creusant de chaque côté (Figure 4.1). Enfin ils sont transportés  
 1924 au laboratoire où ils sont installés en extérieur et saturés en eau (eau prélevée dans  
 1925 la tourbière), afin que leurs conditions hydrologiques de départ soient les plus proches  
 1926 possibles. Trois mésocosmes tirés au sort servent de contrôle, et trois vont subir un cycle  
 1927 de dessiccation/ré-humectation. Du 2 mai au 17 juillet 2013, les précipitations ont été  
 1928 interceptées dans trois mésocosmes à l'aide d'abris bâchés installés en cas de pluie et la  
 1929 nuit (Figure 4.1). Au 17 juillet, de fortes précipitations sont simulées par l'ajout d'eau  
 1930 de pluie reconstituée<sup>1</sup> dans les six mésocosmes (Tableau 4.2). La réhumectation s'est  
 1931 étalée sur quatre jours à raison d'un ajout de 1,16 l d'eau par jour et par mésocosme  
 1932 reproduisant ainsi un événement pluvieux enregistré dans la tourbière de La Guette  
 1933 (81,8 mm sur cinq jours).

1. Cette eau est une eau créée artificiellement, à partir d'un mélange l'eau dé-ionisée, de sulfate de sodium, de nitrate d'ammonium, de chlorures de potassium, de calcium, de magnésium et de sodium pour reproduire la composition d'une eau de pluie.

### **4.2.2 Expérimentation II**

Le 17 avril 2014, six nouveaux mésocosmes ont été prélevés dans la tourbières de La Guette et installés près du laboratoire, en suivant le même protocole que pour l'expérimentation I. Une station météo a été installée à côté des mésocosmes afin de mesurer avec un pas de 15 minutes la température de l'air, l'humidité relative, le rayonnement solaire, la vitesse et la direction du vent et les précipitations. La pluviosité n'a pu être enregistrée à cause d'une panne du pluviomètre. Cette station a permis également l'enregistrement des températures mesurées par les sondes T107 installées à  $-5$ ,  $-10$ , et  $-20$  cm. Un abaissement manuel du niveau de la nappe a été mis en place pour cette expérimentation, dans le but de pouvoir suivre plusieurs cycles de dessiccation/réhumectation. Pendant les phases d'assèchement les niveaux de nappes des placettes traitées étaient donc abaissés en moyenne de 2 cm par jour, une intensité permettant de simuler plusieurs cycles. La durée des différents cycles est présentée dans le tableau 4.2. Pendant les phases de réhumectation, de l'eau de pluie collectée à proximité des mésocosmes, est versée dans les mésocosmes jusqu'à ce que le niveau d'eau atteigne la limite haute de l'embase.

## **4.3 Résultats**

### **4.3.1 Expérimentation I**

#### **Dynamique hydrologique**

Pendant la phase de dessiccation on observe une baisse du niveau de la nappe dans les placettes contrôles et dans les placettes traitements (Figure 4.2–A, campagnes 2 à 15). Cependant si les placettes du groupe « Dessiccation » ont un niveau de nappe qui diminue de façon régulière sur l'ensemble de cette phase, de  $-3$  à  $-25$  cm ce n'est pas le cas des placettes du groupe « Contrôle ». Ces dernières ont un niveau de la nappe d'eau

qui reste à peu près constant ( $\approx -3$  cm) entre les campagnes 4 et 8, du fait d'épisodes pluvieux pendant cette période. Puis le niveau de nappe diminue entre les campagnes 9 et 15, passant de  $-7$  à  $-22$  cm. Pendant la phase de réhumectation, les deux groupes ont un comportement similaire. Leurs niveaux de nappe augmentent de  $-22$  à  $-1$  cm pour le groupe « Contrôle » et de  $-25$  à  $-1$  cm pour le groupe « Dessiccation ». Dans la seconde phase d'assèchement le niveau de nappe baisse à nouveau pour les deux groupes, de façon régulière pour le groupe « Dessiccation » jusqu'à atteindre une profondeur de  $-30$  cm, et de façon plus irrégulière à cause des pluies, pour le groupe « Contrôle ».

Cette dynamique d'assèchement est également visible à travers l'évolution de la teneur en eau du sol (Figure 4.3-A). Pour le groupe « Contrôle », la teneur en eau se maintient à 100 % jusqu'à la campagne 5 puis elle diminue jusqu'à la campagne 15 où elle atteint 43 %. La teneur en eau du sol du groupe « Dessiccation » diminue dès la campagne 2 et atteint 41 % à la fin de la phase de dessiccation (campagne 15). À ce moment les deux groupes sont relativement proches. Ils le restent lors de la phase de réhumectation pendant laquelle la teneur en eau du sol augmente. Cette dernière augmente même pendant la 2<sup>e</sup> phase de dessiccation, jusqu'à la campagne 22 pour le groupe « Contrôle » et 20 pour le groupe « Dessiccation », où elle atteint 100 et 86 % respectivement.

La réponse hydrologique au cycle de dessiccation/réhumectation est différente selon qu'on l'observe à travers le niveau de la nappe ou la teneur en eau du sol (Figure 4.4). Pendant la dessiccation du groupe « Contrôle » le niveau de nappe reste, dans un premier temps, constant jusqu'à la campagne n°8 puis il diminue. Pendant la phase de réhumectation, ce même groupe suit un « chemin » identique, le niveau de nappe commence par augmenter avec une variation limitée de la teneur en eau du sol jusqu'à la campagne n°18, puis par la suite, la teneur en eau du sol augmente tandis que le niveau de nappe reste plus constant voire diminue. Pour le groupe « Dessiccation », on observe une diminution conjointe du niveau de nappe et de la teneur en eau lors de la phase de dessiccation. Cette relation n'est cependant pas strictement linéaire avec une

### 4.3. Résultats

---

1987 teneur en eau qui varie peu pendant les trois premières campagnes, puis qui diminue  
1988 jusqu'à la campagne n°8, avant de diminuer de manière moins importante jusqu'à la fin  
1989 de la phase de dessiccation. Le niveau de nappe du groupe « Dessiccation » diminue  
1990 de façon régulière pendant cette phase. À l'inverse du groupe « Contrôle » la phase de  
1991 réhumectation du le groupe « Dessiccation », ne suit pas le même chemin que lors de la  
1992 dessiccation. Pendant la réhumectation le chemin est très proche de celui observé pour  
1993 le groupe « Contrôle » avec un niveau de nappe qui commence par augmenter, avant  
1994 de se stabiliser et, pendant cette stabilisation, une augmentation de la teneur en eau  
1995 du sol. Au delà de la campagne n°20 le comportement des groupes diverge à nouveau.  
1996 Le groupe « Contrôle » semble reprendre le même chemin de dessiccation à l'exception  
1997 d'un point. Ce point, (campagne n°23) et liée à une baisse brusque du niveau de la  
1998 nappe (-18 cm) et semble davantage sur le « chemin » du groupe « Dessiccation ».  
1999 Le groupe dessiccation quant à lui suit un chemin proche de sa première phase de  
2000 dessiccation même si la teneur en eau du sol diminue moins rapidement par rapport  
2001 au niveau de la nappe que précédemment.

### 2002 Les flux de CH<sub>4</sub>

2003 Les émissions de CH<sub>4</sub> varient dans l'ensemble de 0 et 0,55 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. Elles  
2004 sont similaires entre les deux groupes (« Contrôle » et « Dessiccation ») jusqu'à la  
2005 campagne n°8 à partir de laquelle elles divergent (Figure 4.2-B). À partir de cette  
2006 campagne, les émissions du groupe « Contrôle » augmentent rapidement pour at-  
2007 teindre 0,55 ± 0,31 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> tandis que celles du groupe « Dessiccation » restent  
2008 stables, voire diminue légèrement. À la fin de la phase de dessiccation, mi-juillet,  
2009 les deux groupes retrouvent des niveaux d'émission similaires compris entre 0,1 et  
2010 0,2 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. Ces niveaux restent constants pendant toute la phase de réhumecta-  
2011 tion, avant d'augmenter légèrement pendant la deuxième phase de dessiccation pour  
2012 se situer entre 0,25 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup> et 0,2 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>.

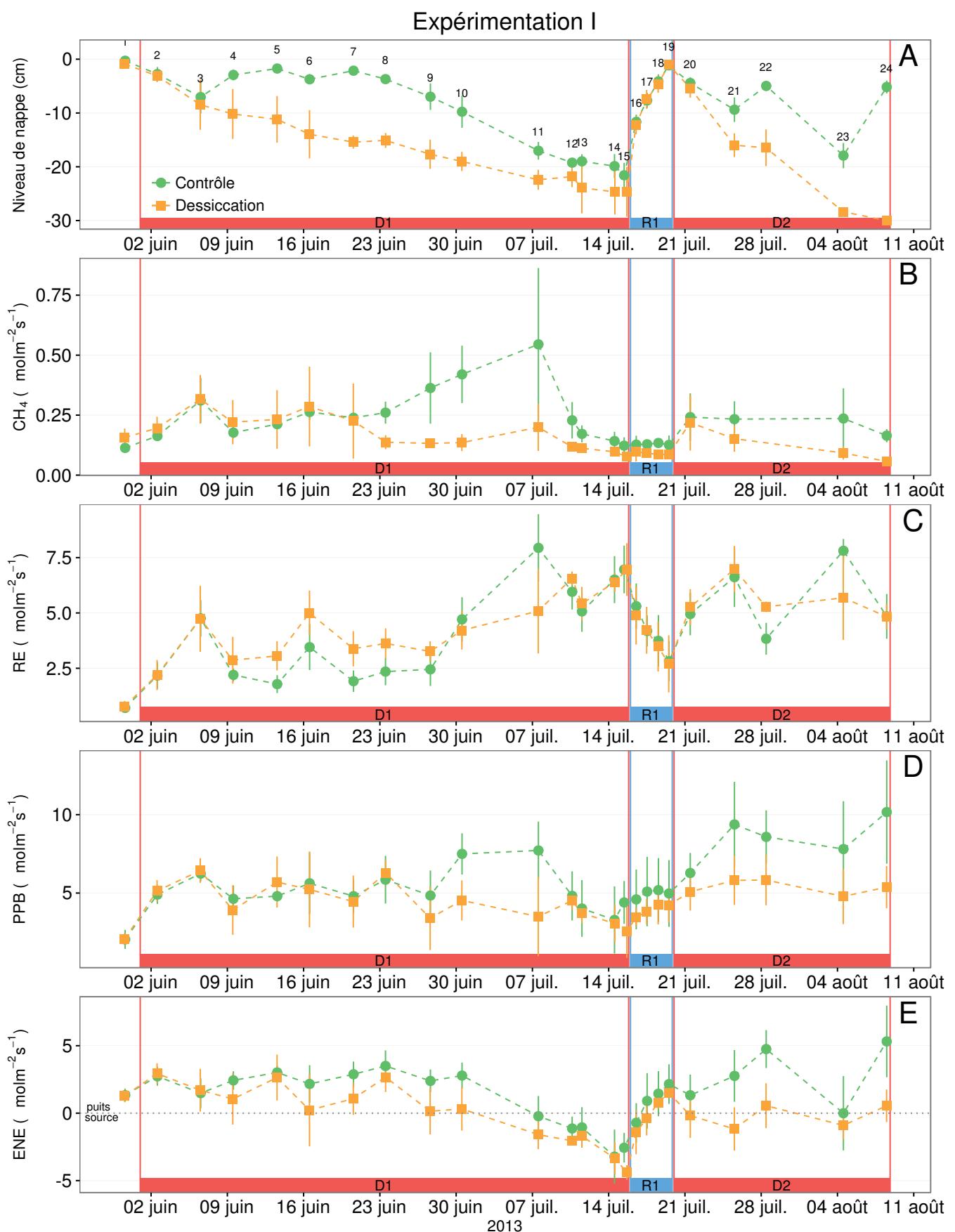


FIGURE 4.2 – Expérimentation I : Évolution de la moyenne journalière du niveau de nappe en cm (A), et des flux,  $\text{CH}_4$ , RE, PPB, ENE en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , B, C, D, E de juin à août 2013, dans les placettes « Contrôle » et « Désiccation ». Les phases de dessiccation (D) sont représentées en rouge et la phase de réhumectation (R), en bleu. Les numéros de 1 à 24 correspondent aux dates des campagnes.

### 4.3. Résultats

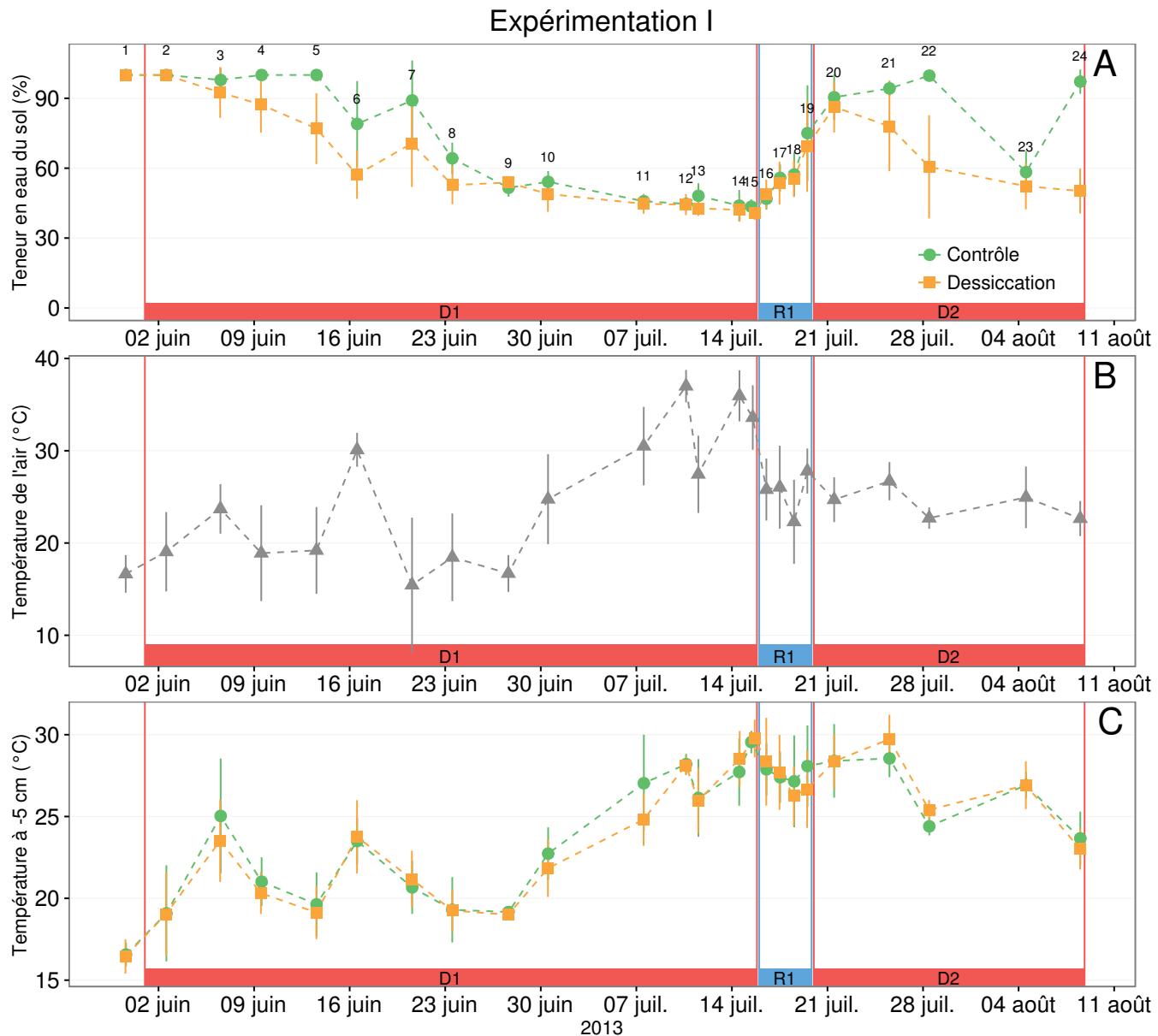


FIGURE 4.3 – Expérimentation II : Évolution de la teneur en eau du sol à -5 cm (A), de la température de l'air (B), et de la température du sol à -5 cm (C) de juin à août 2013, dans les placettes « Contrôle » et « Dessiccation ». Les phases de dessiccation (D) sont représentées en rouge et la phase de réhumectation (R), en bleu. Les numéros de 1 à 24 correspondent aux dates des campagnes.

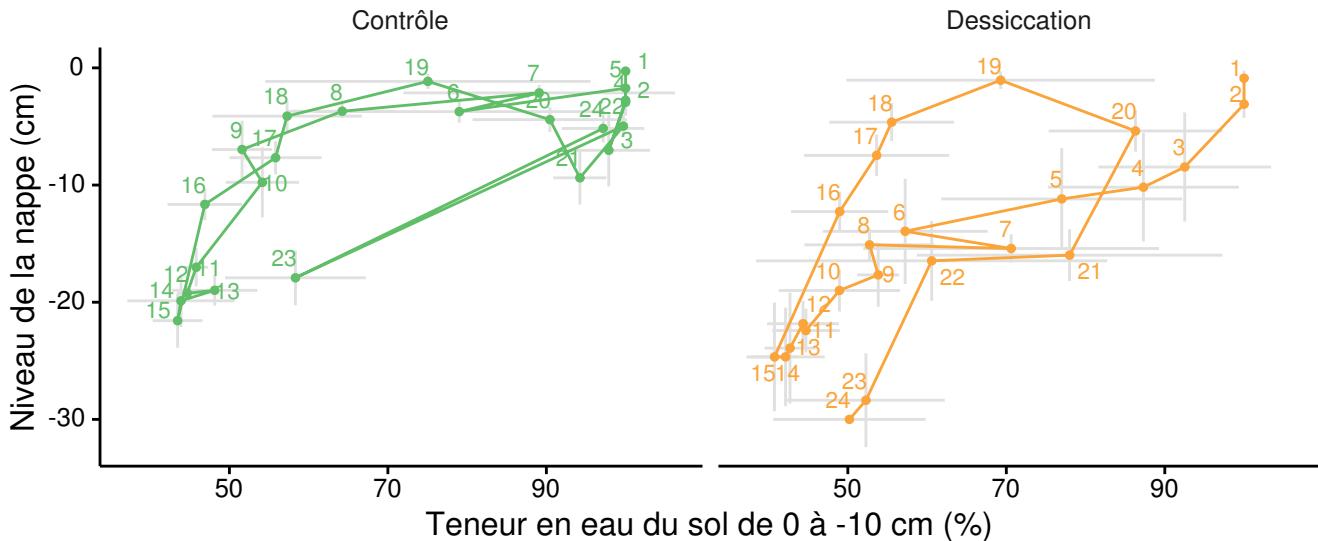


FIGURE 4.4 – Relation entre les niveaux de nappe et la teneur en eau du sol lors de l'expérimentation I. Les numéros correspondent à l'ordre des campagnes de mesures et les lignes grises aux déviations standards.

### 2013 La RE

2014 Pendant la phase de dessiccation, les flux de la RE tendent à augmenter quel  
 2015 que soit le groupe de placettes considéré (Figure 4.2-C). Ces valeurs inférieures à  
 2016  $2,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  début juin, atteignent environ  $7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  pour les deux groupes  
 2017 mi-juillet, avant la réhumectation. La RE du groupe « Dessiccation » est supérieure à  
 2018 celle du groupe « Contrôle » pendant une grande partie du mois de juin. Cependant la  
 2019 RE du groupe « Dessiccation » augmente régulièrement pendant l'ensemble de cette  
 2020 phase jusqu'à  $3,26 \pm 0,46 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , tandis que les valeurs du groupe « Contrôle »  
 2021 restent, dans un premier temps, stables jusque fin juin ( $2,45 \pm 0,75 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). À  
 2022 partir de début juillet, les valeurs de RE du groupe « Contrôle » augmentent jusqu'à dé-  
 2023 passer les valeurs du groupe « Dessiccation ». La Re de ce groupe atteint un maximum  
 2024 à  $7,93 \pm 1,52 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  le 8 juillet avant de retrouver des valeurs proches de celles  
 2025 observées dans le groupe « Dessiccation ». Cette augmentation brusque correspond  
 2026 temporellement à celle observée, pour le même groupe, dans les flux de CH<sub>4</sub>. Lors de la  
 2027 phase de réhumectation, les flux de RE diminuent de façon très similaire pour les deux  
 2028 groupes pour atteindre  $2,75 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  lors de la campagne n°19. Ce minimum reste  
 2029 cependant plus élevé que les valeurs mesurées initialement ( $0,7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). Après

### 4.3. Résultats

---

2030 la phase de réhumectation, les flux des deux groupes restent relativement proches et  
2031 augmentent à mesure que le niveau de la nappe diminue à nouveau (Figure 4.2–A).

#### 2032 La PPB

2033 Pour les deux groupes, les flux de PPB restent stables pendant la phase de dessic-  
2034 cation (Figure 4.2–D) : entre 5 et 6  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  ( $5,29 \pm 0,76 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  de moyenne  
2035 pour les deux groupes) jusqu'au 24 juin. Ensuite, comme pour le CH<sub>4</sub> et la RE, les  
2036 valeurs de la PPB du groupe « Contrôle » augmentent et s'écartent de celles me-  
2037 surées dans le groupe « Dessiccation ». À la fin de cette phase de dessiccation, les  
2038 flux redeviennent identiques entre les traitements et atteignent un minimum proche  
2039 de 3  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Pendant la phase de réhumectation, la PPB augmente légèrement  
2040 pour les deux groupes. La PPB dans le groupe de contrôle a des valeurs supérieures à  
2041 celles du groupe « Dessiccation ». Pendant la deuxième phase de dessiccation, la PPB  
2042 augmente pour les deux groupes, avec un maximum de  $5,83 \pm 1,61 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  pour  
2043 le groupe « Dessiccation » et de  $10,17 \pm 3,30 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  pour le groupe « Contrôle  
2044 ».

#### 2045 L'ENE

2046 Pour l'ensemble de l'expérimentation, les flux d'ENE varient de la même façon et  
2047 sont plus élevés dans le groupe « Contrôle » que ceux du groupe « Dessiccation »  
2048 (Figure 4.2–E). Pendant la phase de dessiccation, l'ENE reste relativement constante  
2049 jusque fin juin (campagne n°10) avec une valeur moyenne pour les deux groupes de  
2050  $1,18 \pm 0,58 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Au delà du 30 juin (campagne n°10), l'ENE baisse pour les  
2051 deux groupes pour atteindre un minimum proche de  $-4,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (campagne  
2052 n°15). Pendant la phase de réhumectation, l'ENE augmente rapidement pour atteindre  
2053  $1,52 \pm 0,36$  et  $2,15 \pm 1,47 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  pour le groupe « Contrôle » et de groupe «  
2054 Dessiccation » respectivement (campagne n°19). Après la réhumectation, l'ENE du  
2055 groupe « Contrôle » varie en suivant généralement les variations du niveau de nappe.  
2056 Pour le groupe « Dessiccation », l'ENE baisse par rapport au maximum atteint lors de

2057 la réhumectation puis se stabilise autour de 0.

2058 **Météorologie**

2059 Pendant la première phase de dessiccation (mois de juin), les températures de l'air  
2060 restent plus ou moins stables autour d'une valeur de 26 °C jusqu'à la campagne n°9,  
2061 puis elles augmentent jusqu'à la fin de la phase de dessiccation où elles atteignent  
2062 42 °C (Figure 4.2–B). Les températures de l'air diminuent pendant la réhumectation  
2063 puis restent stables avec des valeurs proches de 22 °C. Les températures du sol à -5 cm  
2064 de profondeur suivent les même tendances que la température de l'air, à l'exception  
2065 d'une baisse moins prononcée suite à la réhumectation (Figure 4.2–C).

2066 **Synthèse des résultats de l'expérimentation I**

2067 Les variations de la RE sont principalement liées aux variations du niveau de la  
2068 nappe (Figure 4.8–C). Par conséquent, les variations de RE se répercutent sur l'ENE  
2069 (Figure 4.8–G). L'effet des variations du niveau de la nappe sur la PPB est quasiment  
2070 nul (Figure 4.8–E), même si la PPB semble diminuer aux plus fortes profondeurs. Pour  
2071 le CH<sub>4</sub> il est difficile de distinguer des tendances générales entre les flux et les niveaux  
2072 de nappe (Figure 4.8–A).

2073 **4.3.2 Expérimentation II**

2074 Cette expérimentation est basée sur le suivi de trois phases de dessiccation chacune  
2075 suivie d'une phase de réhumectation.

2076 **Dynamique hydrologique**

2077 Contrairement à l'expérimentation I, le niveau de nappe du groupe « Contrôle »  
2078 de l'expérimentation II reste relativement constant pendant l'ensemble de la période  
2079 de mesures (Figure 4.6–A). Le drainage artificiel du groupe « Dessiccation » conduit  
2080 à une diminution du niveau de la nappe d'une quinzaine de centimètres en moyenne  
2081 pour chaque cycle et un temps pluvieux permet au groupe « Contrôle » de garder un

### 4.3. Résultats

---

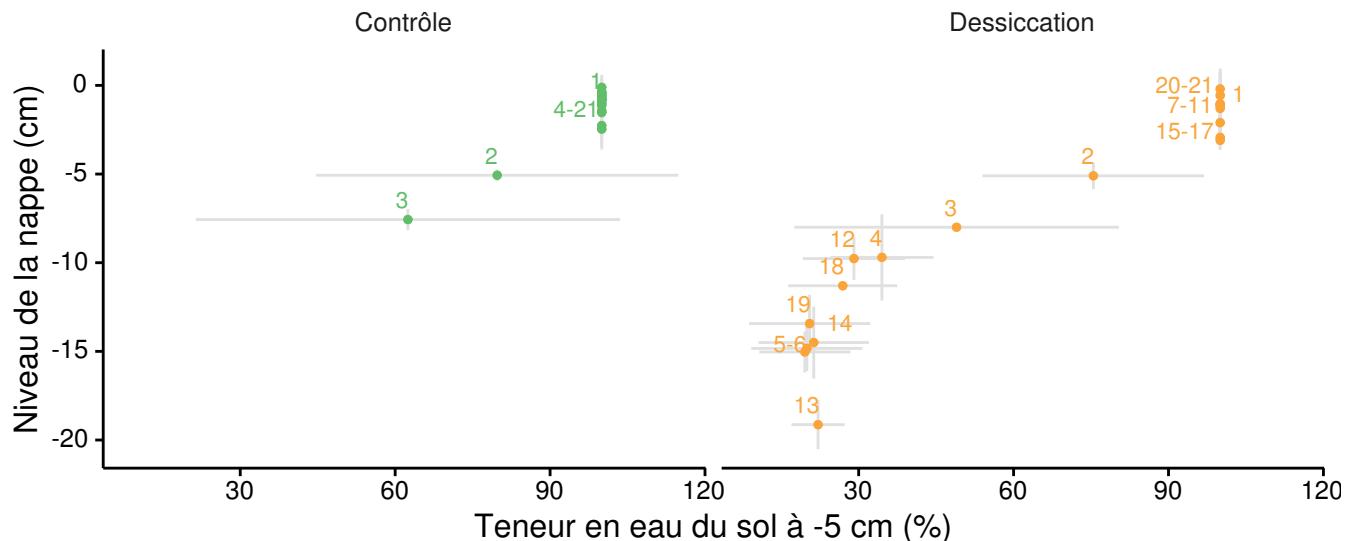


FIGURE 4.5 – Relation entre les niveaux de nappe et la teneur en eau du sol lors de l’expérimentation II. Les numéros correspondent à l’ordre des campagnes de mesures et les lignes grises aux déviations standards.

2082 niveau de nappe constant et élevé, supérieur à -5 cm la plupart du temps. Ce dernier  
 2083 n'a baissé dans les « Contrôle »s », avec la teneur en eau du sol, que lors des campagnes  
 2084 2 et 3 où il atteint son point le plus bas à -8 cm. Les niveaux de nappe minimum des  
 2085 différents cycles sont -15, -19 et -13 cm respectivement pour D1, D2 et D3.

2086 La teneur en eau du sol à -5 cm est constante, à 100 % pour le groupe contrôle, à  
 2087 l'exception des campagnes n°2 et 3 où elle baisse et atteint 93 % (Figure 4.7–A). Pour le  
 2088 groupe « Dessiccation », la teneur en eau du sol à -5 cm est proche de 20 % pendant les  
 2089 phases de dessiccation et vaut 100 % pendant les phases de réhumectation. Les teneurs  
 2090 en eau mesurées à -10 et -20 cm valent 100 % pour l'ensemble de l'expérimentation.

2091 Lors de cette expérimentation et compte tenu de la durée de chaque cycle, le nombre  
 2092 de points par cycle est moins important que pour l'expérimentation I. Il est donc difficile  
 2093 de voir si le comportement et les relations teneur en eau de sol/niveau de nappe varient  
 2094 selon les phases d'un même cycle et entre les cycles (Figure 4.5).

#### 2095 Les flux de CH<sub>4</sub>

2096 Les flux moyens de CH<sub>4</sub> varient entre 0,07 à 0,34  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (Figure 4.6–B).  
 2097 Dans l'ensemble, les flux du groupe « Contrôle », à l'exception de la première me-

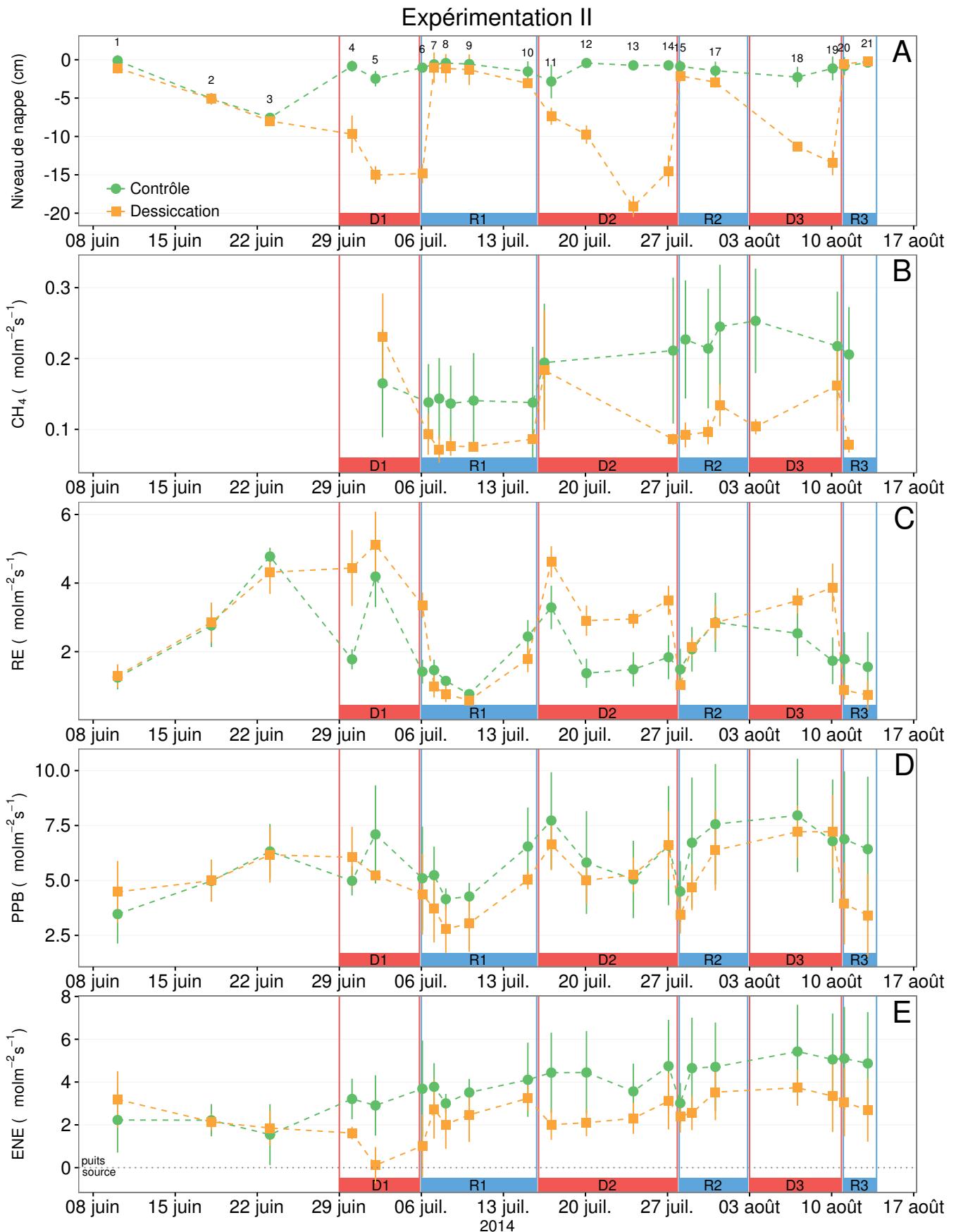


FIGURE 4.6 – Expérimentation II : Moyenne journalière du niveau de nappe en cm (A), et des flux,  $\text{CH}_4$ , RE, PPB, ENE en  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , B, C, D, E. Les cadres et bandes colorées correspondent aux phases de dessiccation (D) en rouge et aux phases de réhumectation (R) en bleu. Les numéros présents sur le graphe A correspondent aux numéros des campagnes.

### 4.3. Résultats

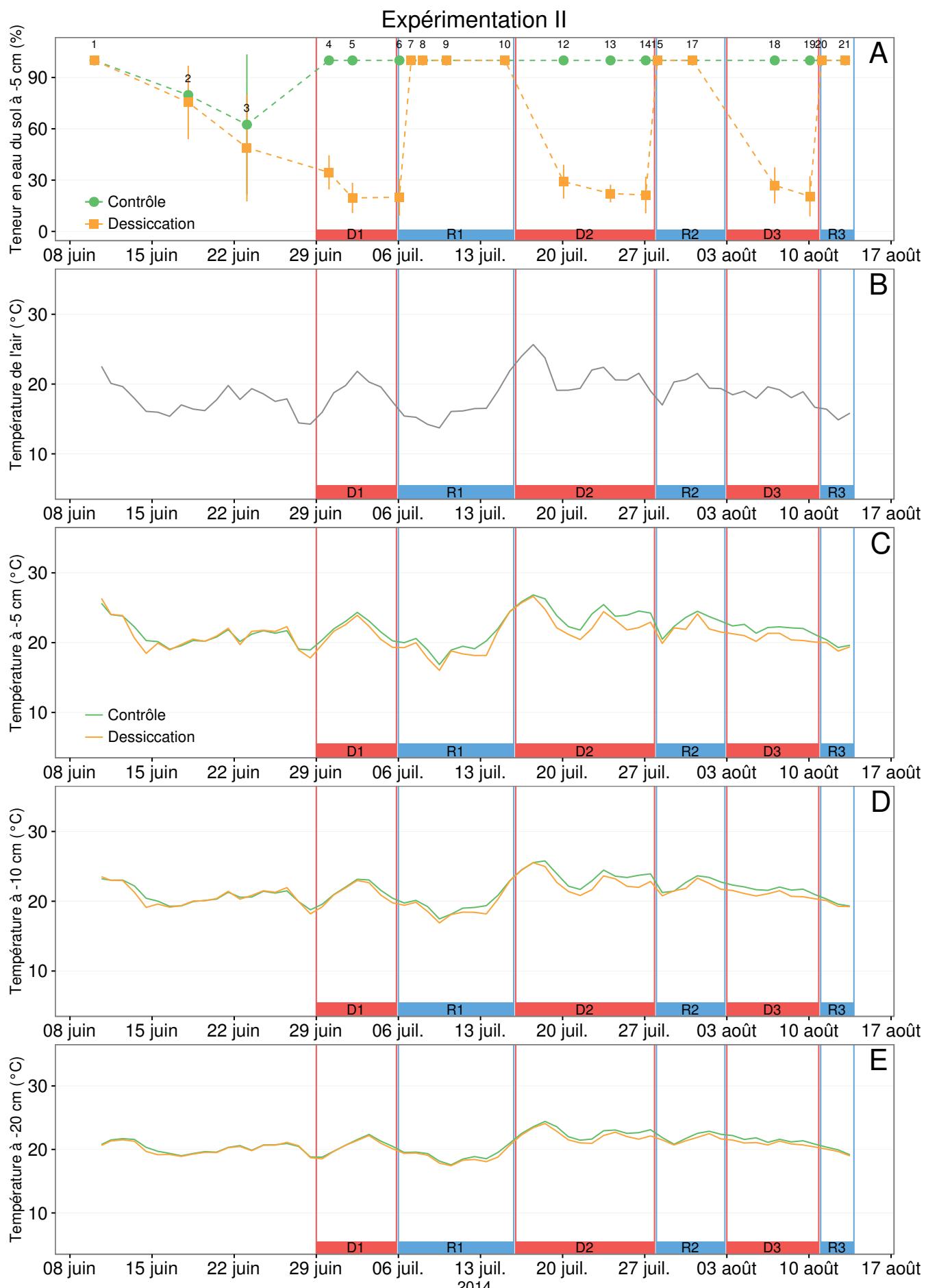


FIGURE 4.7 – Expérimentation II : Évolution de la teneur en eau du sol à -5 cm (A), de la température de l'air (B), et des températures du sol à -5, -10, -20 cm (C, D, E). Les cadres et bandes colorées correspondent aux phases de dessiccation (D) en rouge et aux phases de réhumectation (R) en bleu. Les numéros présents sur le graphe A correspondent aux numéros des campagnes.

sure, sont supérieurs aux flux du groupe « Dessiccation » : moyennes globales de  $0,20 \pm 0,06$  et  $0,11 \pm 0,05 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , 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. Le passage de la phase R1 à D2 semble provoquer une émission importante de  $\text{CH}_4$  (Figure 4.6–B). Cette émission se maintient pour le groupe « Contrôle » et ne dure pas pour le groupe « Dessiccation ». Pour le groupe « Dessiccation » il semble également y avoir un pic de  $\text{CH}_4$  à la fin de la phase D3. La relation entre le  $\text{CH}_4$  et le niveau de nappe n'est pas plus visible en rassemblant l'ensemble des données (Figure 4.8–B).

## 2108 La RE

2109 La RE varie pour les deux groupes entre  $0,42$  et  $5,12 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (Figure 4.6–  
2110 C)). Avant le démarrage des manipulations du niveau de la nappe, les valeurs des  
2111 deux groupes sont très proches et augmentent tandis que le niveau de nappe diminue.  
2112 Pendant les phases de dessiccation, les valeurs du groupe « Dessiccation » sont systé-  
2113 matiquement supérieures, de  $1,5$  à  $1,8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  en moyenne par phase, par rapport  
2114 à celles du groupe « Contrôle ». À l'inverse pendant les phases de réhumectation, les  
2115 flux entre les deux groupes sont beaucoup plus proches avec une tendance de la RE  
2116 du groupe « Contrôle » à être supérieure à celle du groupe « Dessiccation ». La RE  
2117 du groupe traité est systématiquement plus faible pendant les phases de réhumecta-  
2118 tion que pendant les phases de dessiccation. En moyenne la RE vaut respectivement  
2119  $2,28 \pm 1,00$  et  $3,86 \pm 0,80 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  pour les groupes « Contrôle » et « Dessiccation  
2120 » 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  
2121 les phases de réhumectation.

## 2122 La PPB

2123 Sur l'ensemble de la période de mesure, la PPB est comprise entre  $2,78$  et  $7,96 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$   
2124 (Figure 4.6–D). Avant le début des traitements, les flux des deux groupes sont simi-

### **4.3. Résultats**

---

2125 laires. À partir de la première phase de dessiccation, la PPB du groupe « Contrôle » est  
2126 supérieure à celle du groupe « Dessiccation ». Pour les deux groupes, la PPB est plus  
2127 importante lors des phases de dessiccation comparée aux phase de réhumectation, avec  
2128 des moyennes respectives de  $6,35 \pm 2,19$  contre  $5,80 \pm 2,20$  pour le groupe « Contrôle  
2129 » 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 ».

2130 **L'ENE**

2131 Les valeurs d'ENE mesurées sont comprises entre  $0,11$  et  $5,42 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , et aug-  
2132 mentent au cours du temps. Passé la période pré-traitement pendant laquelle les flux  
2133 de l'ENE sont similaires pour les deux groupes, l'ENE du groupe « Contrôle » est  
2134 systématiquement supérieure à celle du groupe « Dessiccation » (Figure 4.6–E). L'évo-  
2135 lution des deux groupes reste cependant relativement conjointe pendant la période de  
2136 mesure avec, pour le groupe « Dessiccation », une diminution récurrente de l'ENE au  
2137 début de chaque phase de dessiccation.

2138 **Météorologie**

2139 L'évolution des températures de la tourbe pendant l'expérimentation ne semble  
2140 pas être liée aux traitements effectués (Figure 4.7–B à E). La température de l'air  
2141 varie entre  $8$  et  $33^\circ\text{C}$  et a tendance à diminuer entre les campagnes n°5 et 9, puis  
2142 elle augmente (campagne n°10), avant de se stabiliser avec une tendance à la baisse  
2143 pendant le reste de l'expérimentation. À partir de la phase R1 et pour D2, R2 et D3  
2144 on observe des températures du sol plus importantes pour le groupe « Contrôle » que  
2145 pour le groupe « Dessiccation » particulièrement à  $-5$  et  $-10$  cm de profondeur.

2146 **4.3.3 Comparaison des deux expérimentations**

2147 Pour le CH<sub>4</sub>, que ce soit pour l'expérimentation I ou B, aucune tendance ne semble  
2148 se dégager vis à vis du niveau de la nappe (Figure 4.8–A et B). Une relation inverse  
2149 est observée, pour les deux expérimentations, entre la RE et le niveau de la nappe  
2150 (Figure 4.8–C et D). La PPB ne montre aucune tendance quelle que soit l'expérimen-

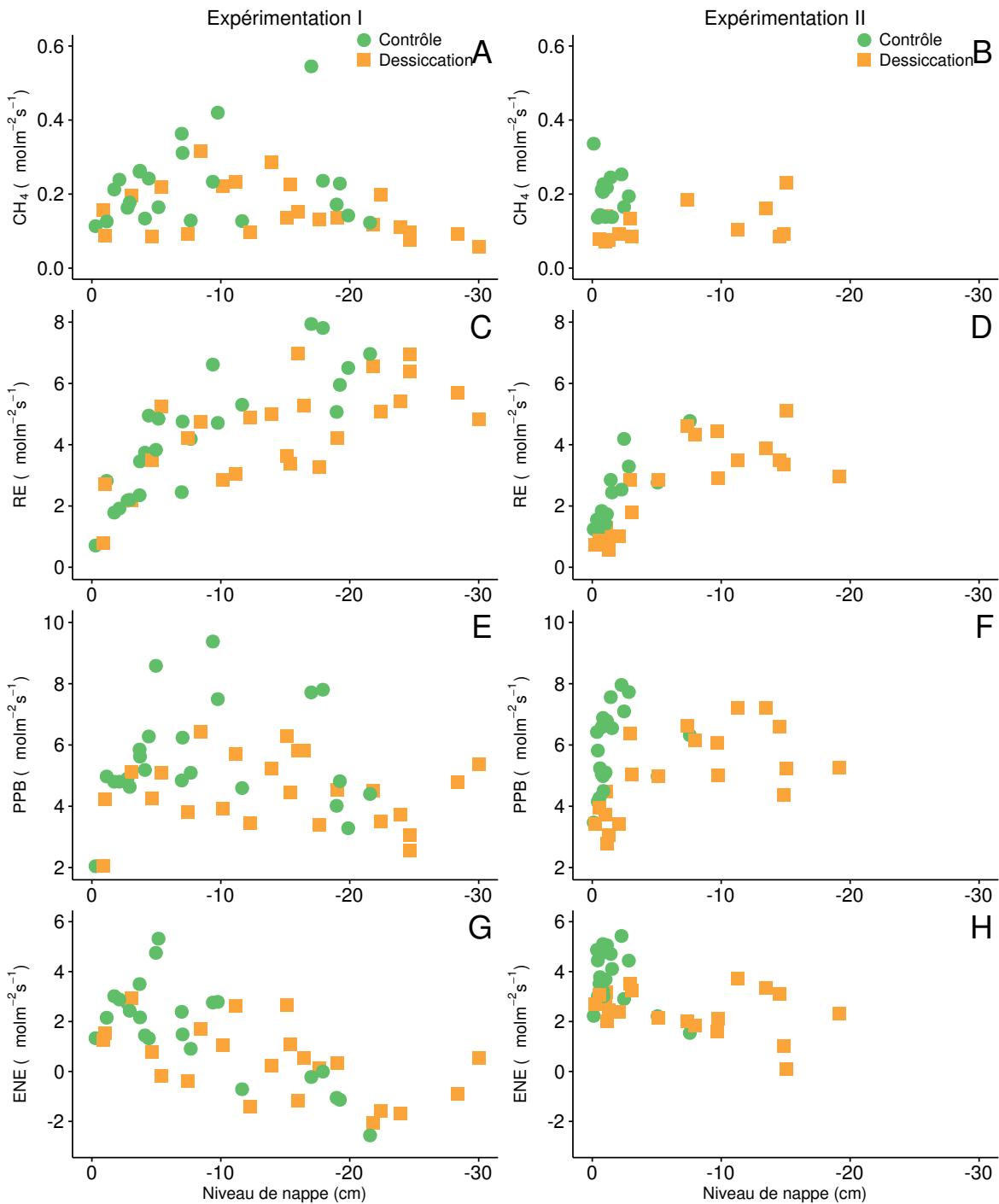


FIGURE 4.8 – Relations entre les flux de GES, CH<sub>4</sub> (A et B), la RE (C et D), la PPB (E et F) et l'ENE (G et H), et le niveau de la nappe.

### 4.3. Résultats

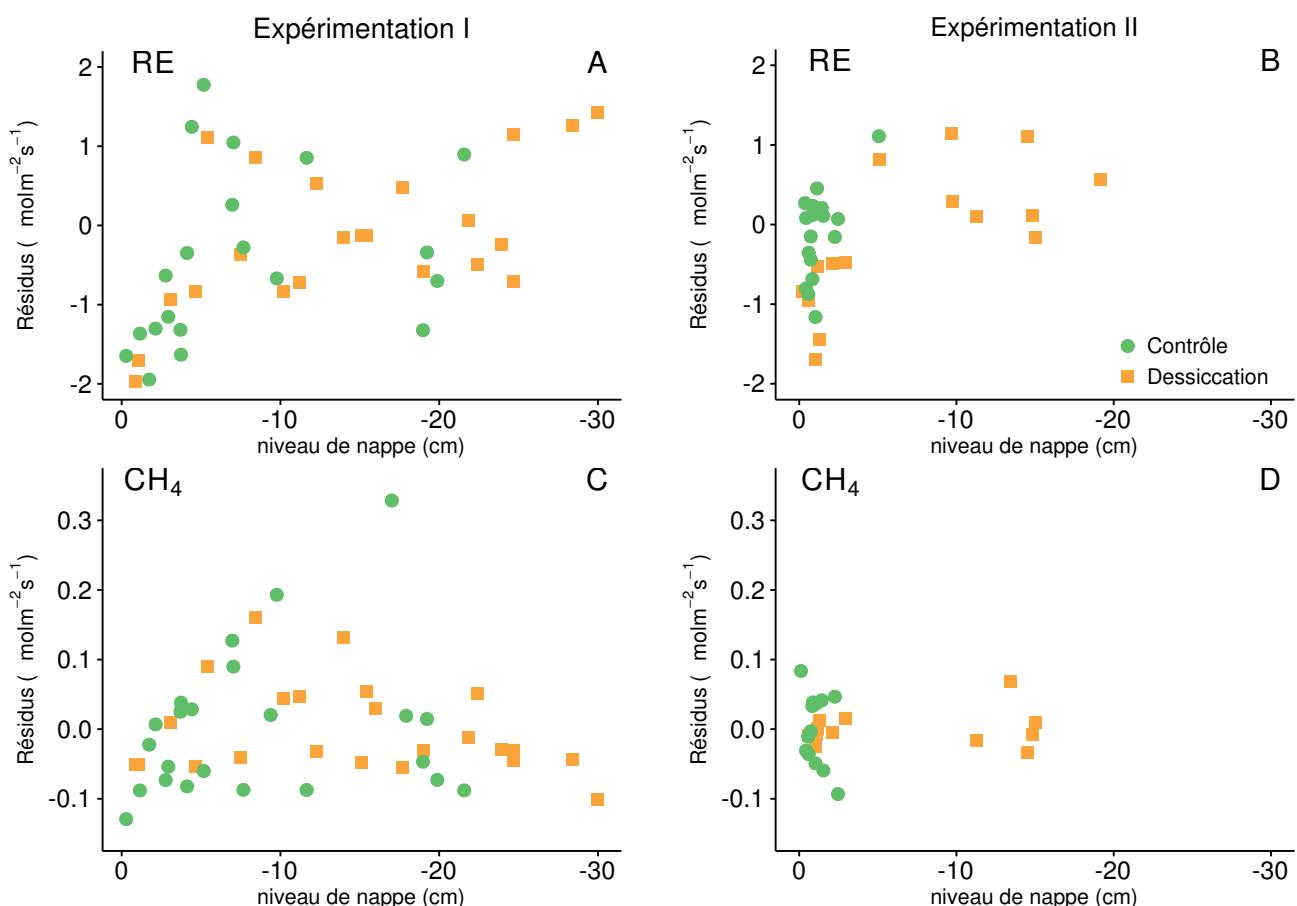


FIGURE 4.9 – Relation entre les résidus d'équation du type  $Flux = a * \exp(b * Température)$  reliant les flux de RE (A et B) et de CH<sub>4</sub> (C et D) au niveau de la nappe. La température de l'air est utilisée pour la RE des deux expérimentations (A et B), la température de la tourbe à -10 cm est utilisée pour l'expérimentation I et celle de la tourbe à -5 cm pour l'expérimentation II.

tation. Aux niveaux de nappe supérieurs à  $-20$  cm de profondeur, correspondent des valeurs de PPB parmi les plus basses (Figure 4.8–E). Pour les deux expérimentations, une relation est visible entre le niveau de la nappe et l'ENE qui diminue lorsque le niveau de nappe augmente (Figure 4.8–G et H, expérimentation I :  $R^2=0,52$ ; p-value  $< 0,001$  et expérimentation II :  $R^2=0,26$ ; p-value  $< 0,001$ ). Afin de séparer les effets de la température et ceux du niveau de la nappe, les résidus des équations reliant les flux à la température ont été calculés pour le CH<sub>4</sub> et la RE, qui semble contrôler en grande majorité les flux de CO<sub>2</sub> (Figure 4.9). La relation entre les résidus de la RE et le niveau de la nappe est moins claire une fois l'effet de la température retiré (Figure 4.9, comparée à la Figure 4.8–C). Malgré tout, on peut observer une tendance à la hausse des résidus entre  $0$  et  $-18$  cm pour les deux groupes de l'expérimentation I, puis une cassure, et à nouveau une tendance à la hausse pour le groupe « Dessiccation ». Une tendance à augmenter des résidus de la RE quand le niveau de nappe diminue est également visible pour le groupe « Dessiccation » de l'expérimentation II (Figure 4.9–B). Cette hausse semble cependant s'amortir rapidement au delà de  $-10$  cm. Pour le CH<sub>4</sub>, aucune tendance entre les résidus de l'équation et le niveau de la nappe n'est visible pour l'expérimentation II (Figure 4.9–D). Pour l'expérimentation I, il est difficile d'observer une tendance claire même s'il semble y avoir un maximum des résidus liés au CH<sub>4</sub> autour de  $-10$  cm (Figure 4.9–C).

## 4.4 Discussion

### 4.4.1 Comparaison des flux de carbone à ceux mesurés sur le terrain

#### CH<sub>4</sub>

Les flux moyens de CH<sub>4</sub> mesurés dans les mésocosmes des deux expérimentations sont parmi les valeurs hautes mesurées dans la tourbière de La Guette : certaines me-

## 4.4. Discussion

---

sures dépassant nettement le maximum de  $0,2 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  que nous avons mesuré *in-situ* en 2014. Ces valeurs sont toutefois dans la tranche haute des valeurs mesurées dans d'autres tourbières. Blodau (2002), dans un article passant en revue plusieurs tourbières de l'hémisphère nord, montre que les flux de  $\text{CH}_4$  varient généralement entre 0,004 et  $0,14 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Les valeurs mesurées restent cependant cohérentes avec celles observées par Lai *et al.* (2014) dans une tourbière canadienne ( $0\text{--}0,56 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) ou par Gogo *et al.* (2011) dans la tourbière de La Guette avec des flux compris entre 0,03 et  $0,4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  et mesurés en 2009.

### 2184 $\text{CO}_2$

Pour le  $\text{CO}_2$ , les flux sont généralement dans la gamme des valeurs mesurées dans la tourbière de La Guette. Pour l'expérimentation I, l'ENE moyen est plus faible que celui mesuré sur le terrain l'année 2013 :  $0,81 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  contre  $2,85 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . En revanche, pour l'expérimentation II, l'ENE moyen est de  $2,71 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  ce qui est proche de celui mesuré sur le terrain :  $2,93 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . 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  $13 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  mesurées dans la tourbière. Ces valeurs restent cohérentes avec la littérature (Bortoluzzi *et al.*, 2006).

### 2194 4.4.2 Effet des variations du niveau de la nappe sur les flux de 2195 gaz

### 2196 $\text{CH}_4$

Les flux de  $\text{CH}_4$ , sont plus élevés pendant les phases de dessiccation que lors des phases de réhumectation. Cette observation va à l'encontre l'hypothèse qui stipule qu'une baisse du niveau de la nappe fait baisser les flux de  $\text{CH}_4$ , en augmentant la zone propice à son oxydation et en diminuant la zone propice à sa production (Aerts et Ludwig, 1997; Pelletier *et al.*, 2007; Turetsky *et al.*, 2008). Kettunen *et al.* (1996),

2202 dans une étude *in-situ*, rapportent eux aussi une relation inverse entre les flux de CH<sub>4</sub>  
2203 et le niveau de la nappe. Ils expliquent cette observation par le fait qu'une baisse  
2204 du niveau de la nappe peut permettre une libération du méthane accumulé dans une  
2205 porosité précédemment scellée par la saturation en eau. Des observations similaires  
2206 sont rapportées par Bellisario *et al.* (1999), sur une tourbière où le niveau de la nappe  
2207 d'eau varie entre -1 et -13 cm, et par Treat *et al.* (2007) où le niveau de nappe varie  
2208 entre -9 et -30 cm. Ces derniers expliquent également l'augmentation des flux de CH<sub>4</sub>,  
2209 suite à une baisse du niveau de la nappe, par une diminution de la pression de l'eau qui  
2210 libère du CH<sub>4</sub> auparavant bloqué dans une porosité isolée de l'atmosphère. Le point  
2211 commun de ces travaux est un niveau de nappe relativement élevé, majoritairement  
2212 supérieur à -30 cm. Ce niveau de nappe élevé semble permettre au phénomène de  
2213 transport du CH<sub>4</sub> de prendre le pas, sur les phénomènes de production/oxydation qui  
2214 sont traditionnellement liés aux fluctuations du niveau de l'eau. Autrement dit, dans  
2215 cette gamme de variation du niveau de la nappe d'eau (0, -20 cm), les variations de  
2216 flux de CH<sub>4</sub> observées seraient davantage liées à des effets de pression de l'eau, ouvrant  
2217 ou fermant une partie de la porosité du sol et permettant ou empêchant le transport  
2218 de CH<sub>4</sub>.

2219 Cette hypothèse permet d'expliquer, pour l'expérimentation II, le pic de CH<sub>4</sub> ob-  
2220 servé lors du passage de R1 à D2 (Groupe « Dessiccation »). La baisse d'émission de  
2221 CH<sub>4</sub> observée entre D3 et R3 s'expliquerait alors par un blocage du transport lié à la  
2222 réhumectation.

2223 Le fait que les groupes « Dessiccation », quelle que soit la phase et l'expérimentation,  
2224 aient des flux de CH<sub>4</sub> plus faibles que les groupes « Contrôle » peut s'expliquer par le  
2225 fait que les micro-organismes méthanogènes soient peu perturbés par les dessications  
2226 dans les groupes « Contrôle » par rapport aux groupes « Dessiccation ». Ceci est en  
2227 cohérence avec les études montrant un effet positif de la présence d'eau sur les flux de  
2228 CH<sub>4</sub>. La production de CH<sub>4</sub> des groupes « Contrôle » est donc plus forte que celles  
2229 des groupes « Dessiccation ». De plus, après le premier abaissement du niveau de la  
2230 nappe, une partie de la communauté des méthanogènes est probablement non active ou

#### 4.4. Discussion

---

2231 a migré dans le bas de la colonne de tourbe. La production des groupes « Dessiccation  
2232 » est donc localisée plus bas que celle des groupes « Contrôle ».

2233 Ceci semble cohérent avec les observations faites pendant l'expérimentation I. En  
2234 effet malgré une dessiccation du groupe « Contrôle » pendant le mois de juin (baisse  
2235 de la teneur en eau du sol), ce dernier est beaucoup plus réactif que le groupe « Dесси-  
2236 cation » lors de l'augmentation de température qui a lieu à partir de début juillet. On  
2237 peut faire l'hypothèse que les événements pluvieux subis par le groupe « Contrôle »  
2238 lui ont permis de maintenir une communauté active de méthano-gènes plus longtemps.  
2239 Avant la réhumectation les deux groupes ont des flux de CH<sub>4</sub> similaires, ils semblent  
2240 donc avoir atteint un niveau d'assèchement proche. L'état de leurs méthano-gènes res-  
2241 pectifs doit également être similaire. Pendant la réhumectation les méthano-gènes se  
2242 réactivent, mais les flux sont bloqués par la saturation en eau, le CH<sub>4</sub> est émis avec un  
2243 retard lorsque le niveau d'eau diminue.

2244 Il ressort de ces deux expérimentations qu'un niveau de nappe élevé favorise, sur le  
2245 long terme, les émissions de méthane mais d'autres effets peuvent interférer localement  
2246 et notamment le blocage ponctuel du transport de CH<sub>4</sub> par une saturation en eau  
2247 très importante. Le CH<sub>4</sub> peut ensuite être émis lorsque le niveau de la nappe d'eau  
2248 diminue. Ces écarts temporels qui peuvent exister entre la production et l'émission du  
2249 CH<sub>4</sub> rendent difficile d'établir une relation directe entre les flux de CH<sub>4</sub> et ses facteurs  
2250 de contrôle, que ce soit la température ou le niveau de la nappe.

#### 2251 CO<sub>2</sub>

2252 Dans les deux expérimentations, une baisse du niveau de la nappe conduit à une  
2253 augmentation de la RE, ce qui est en accord avec la littérature, que ce soit des ex-  
2254 périmentations en mésocosmes [Blodau et al. \(2004\)](#); [Dinsmore et al. \(2009\)](#) ou sur le  
2255 terrain [Ballantyne et al. \(2014\)](#).

2256 Pour l'expérimentation I, cette augmentation de la RE conduit à une baisse de  
2257 l'ENE pendant la première phase de dessiccation. Pendant la phase de réhumectation  
2258 les flux de RE diminuent et on peut se poser la question de savoir qu'elle proportion

2259 de cette baisse est liée à une baisse de la respiration et qu'elle proportion est liée à  
2260 un blocage des flux. Après la phase de dessiccation les flux de RE retrouvent la même  
2261 intensité qu'avant la réhumectation. Dans le même temps la PPB augmente et empêche  
2262 l'ENE de décroître à nouveau. La PPB du groupe « Contrôle » est supérieure à celle  
2263 du groupe « Dessiccation » et on peut faire l'hypothèse que la dessiccation du groupe  
2264 « Dessiccation » à davantage atteint la végétation que celle du groupe « Contrôle ».

2265 L'expérimentation II montre bien que la baisse du niveau de la nappe fait augmenter  
2266 la RE. Les pics de RE observés pour le groupe « Contrôle » sont systématiquement  
2267 liée à une légère diminution du niveau de la nappe d'eau (campagnes n°5, 11, 17 et  
2268 18). La forte intensité de ces flux, par rapport à la variation du niveau de la nappe  
2269 d'eau laisse encore une fois penser que des effets de transport puissent y être reliés.  
2270 L'augmentation de l'ENE sur l'ensemble de l'expérimentation va à l'encontre de ce qui  
2271 est généralement observé (Tableau 4.1.). Pour expliquer cette tendance on peut faire  
2272 l'hypothèse que les conditions de saturation en eau particulièrement importantes ont  
2273 impactées les communautés de micro-organismes aérobies. Des variations de nappes  
2274 plus importantes auraient peut-être changé cette tendance. En effet dans Blodau *et al.*  
2275 (2004) et Dinsmore *et al.* (2009) par exemple, les mésocosmes utilisés sont plus grands,  
2276 75 et 41 cm de hauteur respectivement, ont permis d'abaisser le niveau de l'eau en  
2277 dessous de -30 cm. Cette limite a été rapportée plusieurs fois comme étant un seuil  
2278 au delà duquel sont observés des changements importants (Blodau *et al.*, 2004; Peichl  
2279 *et al.*, 2014). Ce seuil serait également une limite au delà de laquelle les forces de  
2280 capillarité ne permettraient plus d'alimenter en eau les sphaignes (Rydin et Jeglum,  
2281 2013c; Ketcheson et Price, 2014).

2282 **4.4.3 Effet des cycles hydrologiques multiples sur les flux de**  
2283 **GES**

2284 La multiplicité des cycles de l'expérimentation II semble montrer que la différence  
2285 entre l'ENE observée dans les deux groupes, pendant les phases de réhumectation, tend  
2286 à augmenter avec le temps. Ce qui indiquerait une baisse de la résilience de l'écosystème

## 4.4. Discussion

---

2287 après les événements de dessiccation. Davantage de points de mesures par cycle semble  
2288 nécessaires pour avoir plus de certitude sur ce point.

### 2289 4.4.4 Conclusions

2290 Les deux expérimentations ont montré que malgré des dynamiques différentes, une  
2291 baisse du niveau du niveau de la nappe d'eau conduisait généralement à une augmen-  
2292 tation de la RE et qu'un niveau de nappe haut favorisait les émissions de CH<sub>4</sub>. Mais  
2293 elles ont également mis en évidence que d'autres phénomènes pouvaient interférer. Le  
2294 blocage des flux par une saturation en eau élevée en est un, qui peut conduire à obser-  
2295 ver des émissions qui semblent contradictoires à celles que l'on attendrait. Au delà de  
2296 la valeur absolue du niveau de la nappe, l'histoire et l'intensité de ses variations peut  
2297 donc jouer un rôle important sur les flux de GES mesurés.

2298 CHAPITRE 5 \_\_\_\_\_

2299 L VARIATION JOURNALIÈRE DE LA RESPIRATION DE

2300 L'ÉCOSYSTÈME

2301

2302	<b>5.1 Préambule . . . . .</b>	<b>138</b>
2303	<b>5.2 Introduction . . . . .</b>	<b>139</b>
2304	5.2.1 Study sites . . . . .	141
2305	5.2.2 Data acquisition . . . . .	141
2306	5.2.3 Data synchronisation . . . . .	142
2307	5.2.4 Sensitivity of ER to temperature . . . . .	142
2308	5.2.5 Testing difference between daytime and nighttime ER sensitivity to temperature . . . . .	143
2309	5.2.6 Physico-chemical characterisation of the peat . . . . .	144
2310	<b>5.3 Results . . . . .</b>	<b>144</b>
2311	5.3.1 Air temperature and ER variability . . . . .	144
2312	5.3.2 ER and soil temperature synchronisation . . . . .	145
2313	5.3.3 Model implementation . . . . .	147
2314	5.3.4 ER and temperature relationship . . . . .	149
2315	5.3.5 $Q_{10}$ evolution . . . . .	151
2316	5.3.6 Daytime and nighttime differences . . . . .	151
2317	5.3.7 Peat characterisation . . . . .	151
2318	<b>5.4 Discussion . . . . .</b>	<b>154</b>
2319	5.4.1 ER differences between sites . . . . .	154
2320	5.4.2 Time-delay between temperature and ER . . . . .	155
2321	5.4.3 Synchronising ER and temperature improves ER sensitivity to temperature representation . . . . .	156
2322	5.4.4 Differences between daytime and nighttime ER measurements . . . . .	157
2323	5.4.5 $Q_{10}$ sensitivity to temperature depth and synchronisation . . . . .	157
2324	<b>5.5 Conclusions . . . . .</b>	<b>158</b>

2325

2326

2327

2328

2329

## <sup>2330</sup> 5.1 Préambule

<sup>2331</sup> Ce chapitre porte sur la variabilité journalière de la RE et plus particulièrement  
<sup>2332</sup> sur l'effet de la profondeur de la température utilisée pour représenter la RE et sur la  
<sup>2333</sup> différence éventuelle de la sensibilité à la température de la RE entre le jour et la nuit.

<sup>2334</sup> Le premier point est lié à l'utilisation, dans la littérature, de températures mesurées  
<sup>2335</sup> à différentes profondeurs pour représenter RE. Il s'avère que la relation entre la RE et  
<sup>2336</sup> la température est fonction de la profondeur ([Pavelka et al., 2007](#); [Graf et al., 2008](#)).  
<sup>2337</sup> Le choix de cette profondeur a une importance limitée à l'échelle d'une année et des  
<sup>2338</sup> mesures à faible fréquence. En revanche il l'est davantage pour des mesures à plus  
<sup>2339</sup> haute fréquence et à une échelle journalière, du fait que les vagues de chaleur mettent  
<sup>2340</sup> un certain temps à diffuser dans le sol. À ces échelles la synchronisation des variations  
<sup>2341</sup> peut s'avérer pertinente.

<sup>2342</sup> Le second point explore la sensibilité à la température de la RE entre le jour et  
<sup>2343</sup> la nuit. Cette question est importante car des méthodes comme l'Eddy Covariance se  
<sup>2344</sup> basent sur l'hypothèse que la sensibilité à la température de la RE est similaire le jour  
<sup>2345</sup> et la nuit. Cette hypothèse permet ainsi de calculer une PPB en calibrant la RE sur les  
<sup>2346</sup> données acquises de nuit. Cependant [Juszczak et al. \(2012\)](#) ont trouvé des différences  
<sup>2347</sup> significatives de sensibilité à la température de la RE entre le jour et la nuit.

<sup>2348</sup> Sur les quatre sites du SNO Tourbières, des mesures manuelles et « haute fréquence  
<sup>2349</sup> » de la RE ont été réalisées. Sur chacun des sites les mesures ont été effectuées sur  
<sup>2350</sup> quatre réplicats, à raison d'une mesure par heure et par réplicat pendant trois jours  
<sup>2351</sup> (et trois nuits). Les températures mesurées à différentes profondeurs ont ensuite été  
<sup>2352</sup> synchronisées avec la RE.

<sup>2353</sup> Les temps de latence observés entre la RE et les températures aux différentes pro-  
<sup>2354</sup> fondeurs sont plus importants que ceux observés dans des sols minéraux. La synchro-  
<sup>2355</sup> nisation RE/température des données permet d'améliorer la représentation de la RE  
<sup>2356</sup> en utilisant les températures du sol. Dans certains cas la RE est même légèrement

2357 mieux représentée qu'avec la température de l'air. La sensibilité à la température est  
2358 significativement différente dans deux sites. Elle l'est particulièrement dans celui pour  
2359 lequel l'amplitude de température est la plus importante et la variabilité spatiale entre  
2360 les réplicats relativement faible.

2361 Cet article a été soumis à la revue *Agricultural and Forest Meteorology*.

2362 

## 5.2 Introduction

2363 At a global scale, Ecosystem Respiration (ER) and photosynthesis are the most  
2364 important fluxes between the atmosphere and the biosphere, accounting for 98 and  
2365 123 PgC yr<sup>-1</sup>, respectively (Bond-Lamberty et Thomson, 2010; Beer *et al.*, 2010). By  
2366 contrast the fossil fuel and cement production flux is one order of magnitude lower, at  
2367 7.8 PgC yr<sup>-1</sup> (Ciais *et al.*, 2014). Consequently, even small variations in the ecosystem  
2368 fluxes may result in substantial changes in carbon (C) storage dynamics. This can have  
2369 a significant effect on the global C budget, in particular on atmospheric C concentration.  
2370 The C stock in natural ecosystems is divided into two pools : vegetation, which contains  
2371 450 to 650 Pg C, and the soil which contains 1500 to 2400 Pg C (Prentice *et al.*, 2001;  
2372 Eswaran *et al.*, 1993; Batjes, 1996). Across the world, the soil organic C (SOC) pool is  
2373 spatially heterogeneous in terms of source and physical conditions, leading to variable  
2374 storage rates between ecosystem types. Peatlands are efficient C storage ecosystems.  
2375 They cover only 3 % of the global terrestrial area, but contain from 270 to 455 Pg C as  
2376 SOC, i.e. from 10 to 30 % of the world's soil C (Gorham, 1991; Turunen *et al.*, 2002).  
2377 Thus, peatlands are considered as a “hot spots” for SOC storage, and their evolution  
2378 under current environmental changes deserves attention.

2379 As in many other terrestrial ecosystems, many factors affect ER variability in peat-  
2380 lands : temperature, soil water content, vegetation, and substrate supply (Luo et Zhou,  
2381 2006c). All these factors are thought to be affected by global change, with unknown  
2382 consequences on the C balance (Limpens *et al.*, 2008). ER is often related to tempe-

## 5.2. Introduction

---

rature : either to air temperature (e.g., [Bortoluzzi et al., 2006](#)), or soil temperature. The most commonly used soil temperatures are those at -5 cm ([Ballantyne et al., 2014](#); [Görres et al., 2014](#)) and -10 cm ([Kim et Verma, 1992](#); [Zhu et al., 2015](#)). In some studies, different depths are used and the selected one depends on the goodness-of-fit ([Günther et al., 2014](#); [Zhu et al., 2015](#)). All these studies use the chamber method to measure gas fluxes. 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°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 expec-

2412 ted. To test these predictions, ER fluxes, during the growing season in 4 *Sphagnum*-  
2413 dominated peatlands were measured in 2013. Continuous measurements over 72 hours  
2414 were carried out in each site using static dark chambers. Air and soil temperature  
2415 were also monitored. Specifically, the relationship between ER and temperature, mea-  
2416 sured at different depths in peat was studied and the difference between daytime and  
2417 nighttime measurements was assessed.

2418 The aim of this study was (i) to highlight any time-delay at the daily timescale  
2419 between ER and soil temperature at different depths in peatlands (ii) to assess the  
2420 effect of synchronisation between ER and temperature in the representation of the diel  
2421 ER variations (iii) to use the improved model to assess whether there is a difference  
2422 between nighttime and daytime ER.

2423 **5.2.1 Study sites**

2424 The study was performed on four French *Sphagnum*-dominated peatlands : Berna-  
2425 douze (BDZ, Ariège ; 3.75 ha, N 42°48'09", E 1°25'24", 1400 m), Frasne (FRN, Doubs ;  
2426 98 ha, N 46°49'35", E 6°10'20", 836 m), Landemarais (LDM, Ille-et-vilaine ; 23 ha,  
2427 N 48°26'30", E 1°10'54", 154 m), and La Guette (LGT, Cher ; 26 ha, N 47°19'44", E  
2428 2°17'04", 145 m). Mean annual air temperatures and annual rainfalls were 6, 7.5, 11,  
2429 11°C, and 1700, 1400, 870, 880 mm for BDZ, FRN, LDM and LGT respectively. During  
2430 the measurements the water table level remained constant at to -12, -7, -35 and -9 cm  
2431 for BDZ, FRN, LDM and LGT.

2432 **5.2.2 Data acquisition**

2433 Fieldwork was conducted between July and October 2013. In each site, four plots  
2434 (replicates) with similar plant cover were chosen. Four cylindrical PVC collars (diame-  
2435 ter : 31 cm, height : 15 cm) were inserted into the peat the day before beginning the  
2436 measurements. For 72 hours, CO<sub>2</sub> fluxes were measured in the 4 plots once an hour  
2437 in random order. These measurements were undertaken using a closed static cham-  
2438 ber (diameter of 30.5 cm, height of 30 cm), with a GMP343 Vaisala probe. ER was

2439 measured with a transparent chamber covered by an opaque material to avoid input of  
2440 photosynthetic active radiation. Inside the chamber the air was homogenized with a fan  
2441 in order to minimize concentration gradients ([Pumpanen et al., 2004](#)). Measurement  
2442 lasted a maximum of 5 min with CO<sub>2</sub> concentration recorded every 5 seconds as well  
2443 as the relative humidity and the temperature inside the chamber.

2444 In each site a weather station and a data logger were set up near the plots to provide  
2445 meteorological and environmental data recorded every second : surface temperature (air  
2446 temperature as close as possible to the surface : 5 cm), peat temperature (at -5, -10,  
2447 -20 and -30 cm depth), air relative humidity and solar radiation.

2448 After the 72 hours of measurements four peat cores (30 cm height and 15 cm  
2449 diameter), one for each replicate, were extracted at each site for physico-chemical cha-  
2450 racterisation.

### 2451 5.2.3 Data synchronisation

2452 The synchronisations between ER fluxes and temperatures were calculated for each  
2453 depth and time-delays : The acquisition frequency between temperature and ER were  
2454 different. Thus an average of the temperatures recorded during the ER measurement  
2455 time was calculated for all depths at the corresponding CO<sub>2</sub> flux measurement time.  
2456 Then the temperature averaging procedure was repeated at 10-minute increments, until  
2457 a 24 hour shift. The 10-minute step was a compromise between precision and calculation  
2458 time. Next a correlation coefficient was calculated for each time step and temperature  
2459 measurement depth. Finally the synchronisation was determined for each depth, by  
2460 selecting the time-delay corresponding to the highest correlation coefficient. Negative  
2461 correlations caused by the phase shift were discarded.

### 2462 5.2.4 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 :  $Q_{10}$  (5.2) and Arrhenius (5.3)

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

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

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

<sup>2463</sup> ER was estimated using air temperature, soil temperatures at -5, -10, -20 and -30  
<sup>2464</sup> cm depth with both non-synchronised and synchronised datasets. Calculations were  
<sup>2465</sup> implemented in R, and modelled data were adjusted to measured data using Ordinary  
<sup>2466</sup> Least Squares (OLS). The goodness-of-fit was estimated by calculating the regression  
<sup>2467</sup> coefficient ( $R^2$ ) and the root mean square error normalized by the mean (NRMSE).

### <sup>2468</sup> 5.2.5 Testing difference between daytime and nighttime ER <sup>2469</sup> sensitivity to temperature

<sup>2470</sup> To test whether the relationship between ER and temperature differed during day-  
<sup>2471</sup> time and nighttime, the dataset was split into two groups which were then compared.  
<sup>2472</sup> The data between 10 am and 5 pm were considered as representative of the day and  
<sup>2473</sup> data between 11 pm and 6 am as representative of the night. Only the air temperature  
<sup>2474</sup> and the -5 cm depth peat temperature (with synchronised and non-synchronised data)  
<sup>2475</sup> were investigated as they provide the best ER representation. The data for day and  
<sup>2476</sup> night were centred to account for natural differences in measurement, since : during  
<sup>2477</sup> the day both temperature and ER are higher than in the night. Using these centred  
<sup>2478</sup> data, ratios between ER and temperatures were calculated. Finally a paired Student's  
<sup>2479</sup> t test was applied on the mean of the replicate for each site and each temperature to  
<sup>2480</sup> assess the significance of the differences between day and night measurements.

### 2481 5.2.6 Physico-chemical characterisation of the peat

2482 In the laboratory, two peat cores from each site were immersed in water during 24  
2483 hours to saturate the pores. Then, the cores were soaked overnight to get rid of the  
2484 water filling the effective porosity. At 5 cm steps, a piece of peat with a known volume  
2485 ( $V$ ,  $\text{cm}^3$ ) was cut and weighed ( $W_1$ , g). Then, the samples were dried at 50°C for 48  
2486 hours and weighed ( $W_2$ , g). Total porosity ( $\Phi_T$ , dimensionless), retention porosity ( $\Phi_R$ ,  
2487 dimensionless), effective porosity ( $\Phi_E$ , dimensionless) and bulk density ( $Bd$ ,  $\text{g cm}^{-3}$ )  
2488 were calculated as follows :

$$\Phi_T = 1 - \left[ \frac{\left( \frac{W_2}{\rho_{peat}} \right)}{V} \right] \quad (5.4)$$

$$\Phi_R = 1 - \left[ \frac{\left( \frac{(W_1 - W_2)}{\rho_{peat}} \right)}{V} \right] \quad (5.5)$$

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

$$Bd = \frac{W_2}{V} \quad (5.7)$$

2489 Peat density ( $\rho_{peat}$ ) was set at 1.45 according to [Kennedy et Price \(2005\)](#). Then  
2490 the peat was crushed and C, H, N and S analyses were performed with an elemental  
2491 analyser (Thermo Flash analyser).

## 2492 5.3 Results

### 2493 5.3.1 Air temperature and ER variability

2494 Mean surface air temperatures were about 14-15 °C for all sites, except for LGT  
2495 which was  $20.8 \pm 7.4$  °C, ([Figure 5.1 – H](#)). The lowest mean temperature and amplitude  
2496 were found at BDZ :  $14.4 \pm 3.3$  °C ([Figure 5.1 – E](#)). In LDM and FRN, the mean surface  
2497 air temperatures were respectively  $14.9 \pm 8.7$  °C and  $15.0 \pm 10.3$  °C ([Figure 5.1 – F](#),

2498 G) Surface air temperature was the highest in FRN.

2499 At -5 cm depth, BDZ and LGT had lower mean temperatures than at the surface :  
2500  $14.1 \pm 1.5^\circ\text{C}$  and  $20.3 \pm 1.7^\circ\text{C}$  respectively, whereas the opposite was observed in FRN  
2501 and LDM with  $16.3 \pm 2.4^\circ\text{C}$  and  $15.9 \pm 1.0^\circ\text{C}$  respectively. Mean soil temperatures  
2502 were still higher at -10 cm for both sites, but only in LDM at -20 cm. At -30 cm  
2503 the soil temperature amplitude ranged from 0.2 in LDM to 0.6 in LGT and FRN.  
2504 Overall conditions were warmer in LGT than in the other sites and LDM, despite a  
2505 large amplitude of surface air temperature, had a particularly low soil temperature  
2506 amplitude.

2507 In terms of ER, mean and variability were the lowest in FRN among all sites ( $1.75$   
2508  $\pm 0.83 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , Figure 5.1 – B). The highest variability and mean ER ( $6.13 \pm$   
2509  $2.81 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , Figure 5.1 – C) were observed in LDM. On this site replicates had  
2510 different behaviours even though they were close to each other and in a similar environ-  
2511 ment. In BDZ and LGT, ER mean values were  $3.12 \pm 0.92$  and  $4.10 \pm 1.15 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$   
2512 respectively (Figure 5.1 – A, B)

### 2513 5.3.2 ER and soil temperature synchronisation

2514 Figure 5.1 shows that the deeper the temperature was measured, the greater the  
2515 shift with respect to ER. Taking this shift into account by synchronising soil tempera-  
2516 tures with ER led to a significant positive linear correlation between the temperature  
2517 measurement depth and the synchronisation time-delay (all sites pooled,  $R^2=0.94$ ,  
2518  $p<0.001$ ; Figure 5.2). The range of estimated time-delays decreased with depth up to  
2519 -20 cm. At this depth the time-delay was 12 hours, i.e. a phase inversion on a daily  
2520 timescale. For the three sites other than LDM, the slopes of the time-delay and mea-  
2521 surement depth relationship were in a close range : 0.56, 0.54, 0.52 for FRN, BDZ and  
2522 LGT respectively. The relationship for LDM was higher at -30 cm, leading to a steeper  
2523 slope (0.66) than in the other sites (Figure 5.2). At the other depths, this site always  
2524 had the highest time-delay, though the values were close to those of the other sites.  
2525 BDZ always had the lowest time-delay, but like LDM, the values were close to those of

### 5.3. Results

---



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

2526 the other sites, although slightly lower at -5 cm depth.

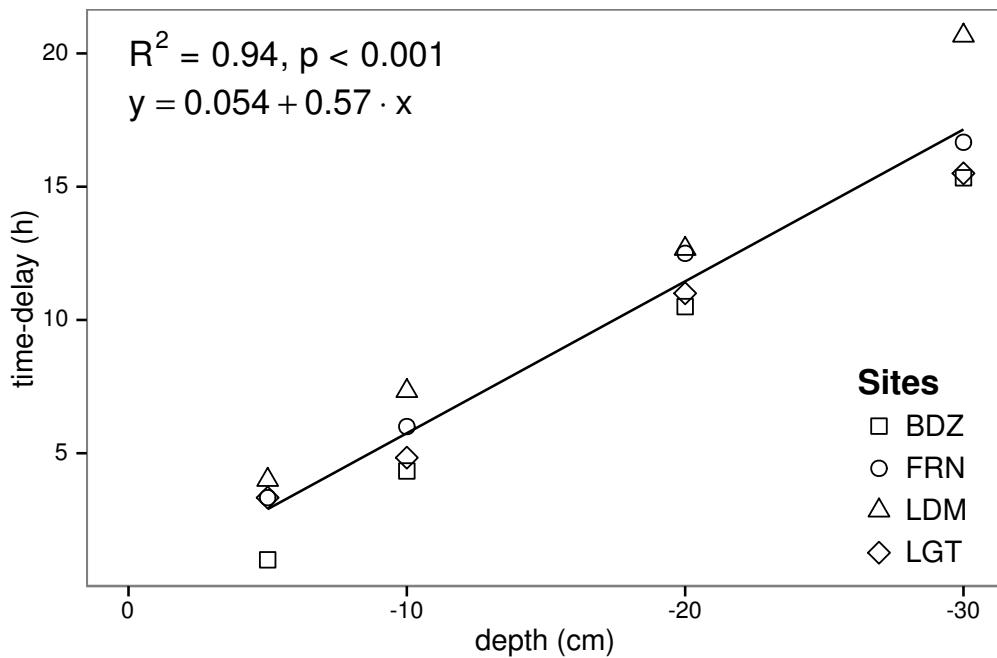


FIGURE 5.2 – Time delay between temperature at different depths and ER, in the 4 sites (Bernadouze : BDZ, Frasne : FRN, Landemarais : LDM, La Guette : LGT)

### 2527 5.3.3 Model implementation

2528 For both types of model (using non-synchronised and synchronised data), the dif-  
 2529 ferences between the 3 tested models were very small. The greatest differences, in  $R^2$   
 2530 values, were 0.07 and 0.05 for non-synchronised and synchronised data respectively,  
 2531 whereas differences in NRMSE maximum values were 1.28 and 1.14 (Table 5.1). In  
 2532 most cases the linear model led to a slightly better  $R^2$  than the others. As the dif-  
 2533 ferences between equations were small, however, we will describe the exponential model  
 2534 in the following sections, because (i) it is the most widely used model to describe the  
 2535 ER–temperature relationship and (ii) the  $Q_{10}$  value can be derived from this equation.  
 2536 This will allow the comparison of the results of our study to others.

### 5.3. Results

---

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

---

**2537 5.3.4 ER and temperature relationship**

2538       The relationship between air temperature and ER, using the exponential model, was  
2539       better in LGT and FRN ( $R^2 > 0.55$ ) than in LDM and LDM ( $R^2 < 0.35$ ) (Table 5.1).  
2540       Nevertheless in all sites and with both linear and exponential models, using synchro-  
2541       nised soil temperatures gave a better account of the ER variability than their non-  
2542       synchronised counterparts (Figure 5.3). The goodness of fit ( $R^2$ ) increased on average  
2543       by 0.26 to 0.35 at -5 cm and -10 cm depth respectively. The degree of improvement  
2544       varied however between sites. For instance, at -5 cm depth  $R^2$  between synchronised  
2545       and non-synchronised models increased by only 0.04 in BDZ while it increased by 0.47  
2546       in FRN. The improvement gained by using synchronised data was higher at -5 cm and  
2547       -10 cm than at deeper layers, with 0.12, 0.11 on average for -20 and -30 cm depth  
2548       (Figure 5.3).

2549       A similar observation can be made for NRMSE. Regardless of some exceptions at  
2550       deeper layers especially at -20 cm depth, the NRMSE values show that using syn-  
2551       chronised data rather than non-synchronised ones improved the representation of ER  
2552       variability at a daily timescale, indicating that depth measurements dependence is  
2553       smaller for models using synchronised data than for models using non-synchronised  
2554       data. However with increasing depth  $R^2$  values still decreased and NRMSE values still  
2555       increased. For FRN, LDM and LGT, synchronised data at -5 cm depth gave a better  
2556       account of the ER variability than surface air temperature (Figure 5.3). This was not  
2557       the case in LDM, where temperature at the surface was the best descriptor of ER. For  
2558       both  $R^2$  and NRMSE the values at -20 cm depth were better than those observed at  
2559       -10 or -30 cm depth. This pattern was observed with different magnitudes among sites,  
2560       and was particularly visible in FRN and LGT. For the most part, the synchronisation  
2561       of data led to higher  $R^2$  and NRMSE values for models using one soil temperature, at  
2562       a daily scale on *sphagnum*-dominated peatlands.



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.

### 2563 5.3.5 $Q_{10}$ evolution

2564 The  $Q_{10}$  stood between 0 and 2.5 for non-synchronised data with a maximum at  
2565 -5 cm depth. Average values were 1.4, 2.4 and 1.3, at the surface, -5 and -10 cm depth  
2566 respectively (Figure 5.4). Average  $Q_{10}$  values at the surface and -10 cm depth were  
2567 very similar. However there was much more variability at -10 cm depth, where the  
2568 values ranged from 0.1 to 2.1, than at the surface where the values stood between 1.3  
2569 and 1.5. Beyond -10 cm depth  $Q_{10}$  values fell almost to 0, while for non-synchronised  
2570 data  $Q_{10}$  values greatly increased with depth, reaching meaningless values.  $Q_{10}$  values  
2571 estimated with surface temperature were very similar between sites with an average of  
2572 1.4 (Figure 5.4). It increased to about 2.5 at -5 cm depth, with both synchronised and  
2573 non-synchronised data. Below this depth,  $Q_{10}$  estimated with both methods either de-  
2574 creased downwards (non-synchronised) or increased (synchronised data) to unrealistic  
2575 values (Figure 5.4).

### 2576 5.3.6 Daytime and nighttime differences

2577 For BDZ and LDM sites no significant differences were found between daytime and  
2578 nighttime data no matter which model was used, whereas differences were found for  
2579 FRN and LGT (Figure 5.5). In FRN, synchronisation increased the significance of the  
2580 differences :  $p < 0.001$  with and  $p < 0.01$  without synchronisation respectively. The  
2581 same pattern was found in LGT but with lower significance. Hence models using -5  
2582 cm depth with non-synchronised data are not significantly different but those using  
2583 synchronised data are. Note that, for LGT, the model using air temperature had a  
2584 daytime slope that was higher than the nighttime one, which was the opposite of all  
2585 the other cases.

### 2586 5.3.7 Peat characterisation

2587 Elemental compositions were similar in all sites : 1–3%, 4–6% and <1% for N, H  
2588 and S respectively (Table 5.2). C content was mainly between 40 and 50 %, except at



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).

## 5.4. Discussion

---

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
<b>Bernadouze</b>									
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
<b>Frasne</b>									
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
<b>Landemarais</b>									
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
<b>La Guette</b>									
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

<sup>2589</sup> the deeper levels in LDM and LGT where values were lower (< 32%).

## <sup>2590</sup> 5.4 Discussion

### <sup>2591</sup> 5.4.1 ER differences between sites

<sup>2592</sup> The ER fluxes calculated in the 4 sites were in the same order of magnitude as those  
<sup>2593</sup> of peatlands found in the literature. ?, for instance, found ER values ranging from 2

2594 to 5 during the same period as this study, i.e. July to October 2004. In the present  
2595 study, the models performed poorly in 2 sites, BDZ and LDM. For BDZ, amplitudes of  
2596 both ER and temperatures were low (Figure 5.1 – A, E) making the representation of  
2597 ER possible only on a short temperature span. With such low ranges of both ER and  
2598 temperature, it can be assumed that ER variability was due to the variability between  
2599 plots. For LDM, the ER fluxes were measured in plots that were more heterogeneous  
2600 than expected, resulting in strong variability (Figure 5.1 – C). This observation is  
2601 consistent with the high NRMSE value calculated for this site (39.3 % for BDZ against  
2602 26.1 % for LDM) whereas the  $R^2$  values for these two sites were close, 0.19 and 0.32  
2603 for BDZ and LDM respectively, using surface air temperature and an exponential  
2604 relationship. It is noteworthy that in FRN the NRMSE values were high with respect  
2605 to  $R^2$  values. This result can be explained by the fact that the mean ER flux was  
2606 low ( $1.75 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) and thus had a strong influence on NRMSE as we used mean  
2607 normalization. Finally at -20 cm depth, models using non-synchronised data showed,  
2608 an increase in  $R^2$  and a decrease in NRMSE which was more or less observable in  
2609 the different sites : clearly in FRN, LGT and to a lesser extent in LDM, but barely  
2610 perceptible in BDZ. At this depth the temperature and the ER signal phases are  
2611 opposed making the non-synchronised models better at representing ER than at -10  
2612 or -30 centimetres but with a reverse relationship. The ER fluxes thus show different  
2613 behaviours either in their amplitude or in their homogeneity

#### 2614 5.4.2 Time-delay between temperature and ER

2615 Time-delays between soil temperatures and ER occur in *Sphagnum*-dominated peat-  
2616 lands. They occur even close to the soil surface and increase with depth. The relation-  
2617 ship between time-delays and depth was similar in all the studied sites although LDM  
2618 had slightly higher time-delays. The overall delay observed in peat soils, 0.57 hours  
2619 per centimetre, was higher than those found by Pavelka *et al.* (2007) in a forest and  
2620 in a grassland ecosystem and by Parkin et Kaspar (2003) on two agricultural soils (0.4  
2621 and 0.5 hours per centimetre respectively). This is coherent with the fact that peat soil

2622 has a lower thermal diffusivity than mineral soils (Farouki, 1981; Arya, 2001). LDM  
2623 was the only site with a slightly higher slope especially at -30 cm. This was expected  
2624 as soil diffusivity increases with wetness (Hillel, 2003) and LDM was the site with the  
2625 lowest water table level. This was confirmed by thermal conductivity measurements  
2626 conducted on the peat cores (data not shown). Overall, it should be noted that the  
2627 time-delays were similar in all the studied sites despite their variability in terms of ER  
2628 fluxes.

### 2629 **5.4.3 Synchronising ER and temperature improves ER sensi-** 2630 **vity to temperature representation**

2631 In spite of the importance of lags between physical phenomena and biological  
2632 activities (Vargas *et al.*, 2010), few studies have addressed the effect of time-delays bet-  
2633 ween soil temperature and global biological activity (ER) at the daily timescale. At this  
2634 scale, we showed in peatlands that using synchronised data improved the representation  
2635 of the temperature sensitivity of ER. The improvement provided by synchronisation  
2636 was evidenced at shallow depth. The best goodness-of-fit obtained with synchronised  
2637 data and models using one temperature, was found at -5 cm depth. These observations  
2638 are in agreement with those of Pavelka *et al.* (2007) who also found a decreasing ef-  
2639 fect of synchronisation with depth. Such a lesser depth effect could be explained by  
2640 a simultaneous decrease in temperature amplitude. Because the goodness-of-fit of the  
2641 non-synchronised data increases at -20 cm, the synchronisation effect strongly decreases  
2642 at this depth. This pattern is visible, with various amplitudes, in the different sites.  
2643 It is explained by the 12 h time-delay (Figure 5.2) corresponding to a phase inversion  
2644 that occurs at this depth between the ER and the daily temperature courses. Such a  
2645 phase inversion was found deeper, at -30 cm by Pavelka *et al.* (2007), due to a higher  
2646 temperature diffusivity in mineral soils. Finally in our study these models, using syn-  
2647 chronised -5 cm depth temperature, show slightly higher  $R^2$  and lower NRMSE values  
2648 than those using surface air temperature.

2649 **5.4.4 Differences between daytime and nighttime ER measure-**  
2650 **ments**

2651 The significant differences observed between daytime and nighttime measurements  
2652 corroborate other studies in which these differences were found using chamber tech-  
2653 niques (Juszczak *et al.*, 2012; Darenova *et al.*, 2014). The fact that some sites show  
2654 significant differences (FRN and LGT) and not others (BDZ and LDM) seems to be  
2655 linked to the variability between plots and temperature amplitude. When temperature  
2656 amplitude was low, most of the variability originated from spatial variability between  
2657 plots. This was also corroborated by a test done on LGT where we calculated the day  
2658 and night differences only on the last two days when temperature amplitude was the  
2659 greatest. As a result the significance increased from  $p < 0.05$  to  $p < 0.01$  for the syn-  
2660 chronised model using -5 cm depth temperature and the differences observed in the  
2661 model using air temperature were no longer significant any more ( $p > 0.05$ ).

2662 **5.4.5  $Q_{10}$  sensitivity to temperature depth and synchronisation**

2663 In shallow layers ( $\leq 10$  cm), the  $Q_{10}$  values calculated with non-synchronised data  
2664 in the ranges that are usually reported, i.e. between 1.3 to 3.3 (Raich et Schlesinger,  
2665 1992). At deeper levels in the peat profile ( $\geq 10$  cm), they reach 0 as the relationship  
2666 between ER and the temperature weakens, and is not compensated by a long term  
2667 evolution. A similar behaviour was found by Pavelka *et al.* (2007) even if this  $Q_{10}$   
2668 decrease with depth is not usually seen and most studies show the opposite, namely  
2669 an increase in  $Q_{10}$  values with depth (Graf *et al.*, 2008). This apparent contradiction  
2670 may be explained by the length of the study. Because of its short duration, the effect of  
2671 the time-delays on ER were preponderant over the temperature effect. Synchronisation  
2672 also led to meaningless high  $Q_{10}$  values because synchronisation can explain a higher  
2673 proportion of ER flux with a smaller temperature variation. Temperature amplitude  
2674 decreases with depth because of soil dampening.

<sub>2675</sub> 5.5 Conclusions

<sub>2676</sub> We showed that the time-delays between ER and soil temperatures at different  
<sub>2677</sub> depths are significant on a daily timescale as the signals are shifted 30 minutes every  
<sub>2678</sub> centimetre. At this scale the use of synchronised soil temperature, to take into account  
<sub>2679</sub> these time-delays, can improve the representation of ER particularly in the first 10  
<sub>2680</sub> centimetres. Only one of the studied sites showed highly significant differences between  
<sub>2681</sub> daytime and nighttime measurements. However it is possible that such differences exist  
<sub>2682</sub> in the other sites, depending on the environmental conditions (e.g. temperature am-  
<sub>2683</sub> plitude) and spatial variability in the ER fluxes. Addressing questions of bio-physical  
<sub>2684</sub> coupling in determining ER at different timescales requires high frequency observations  
<sub>2685</sub> ([Vargas et al., 2011](#)). Even if the automated chamber technique is increasingly used, it  
<sub>2686</sub> cannot be easily deployed in some sites due to tall vegetation, power supply difficulties,  
<sub>2687</sub> or harsh environmental conditions. In contrast, temperature measurements at different  
<sub>2688</sub> depths are easy to conduct, robust to harsh conditions and can be powered by a small  
<sub>2689</sub> solar panel. A calibration campaign with human manipulated closed chambers could be  
<sub>2690</sub> carried out to assess ER variability at different timescales. Coupling temperature pro-  
<sub>2691</sub> file and punctual ER measurements and then using synchronised data in models may  
<sub>2692</sub> be a good alternative in sites where automated chambers are not easily implantable.

<sub>2693</sub> Acknowledgements

<sub>2694</sub> The work was funded as part of the Peatland National Observatory Service (Service  
<sub>2695</sub> national d'observation Tourbières, certified by the CNRS/INSU) as the four studied  
<sub>2696</sub> sites are part of this Service. The authors are also indebted to the site managers for  
<sub>2697</sub> permitting access to the studied peatlands. We also acknowledge support from Labex  
<sub>2698</sub> VOLTAIRE (ANR-10-LABX-100-01). Finally we would like to thank Elizabeth Rowley-  
<sub>2699</sub> Jolivet for corrections to the manuscript.

2700

2701

SYNTHÈSE ET PERSPECTIVES

---

2702     À l'échelle globale les tourbières couvrent une faible surface, mais elles jouent un  
2703     rôle important de part leur fonctionnement comme puits de carbone. Ces écosystèmes  
2704     subissent des perturbations anthropiques et climatiques qui rendent incertain le deve-  
2705     nir du stock de carbone qu'elles ont accumulées pendant les derniers millénaires. Les  
2706     facteurs qui contrôlent les flux de carbones qu'elles échangent avec l'atmosphère sont  
2707     globalement connus (température, végétation, hydrologie) mais leurs effets nécessitent  
2708     encore d'être compris plus en détails

2709       Dans ce chapitre je vais : (i) synthétiser les résultats acquis dans le cadre de cette  
2710       problématique et (ii) proposer des pistes pour de futurs recherches.

## 2711     Synthèse générale

### 2712     Le bilan de carbone

2713       L'estimation du bilan de carbone de la tourbière de La Guette montre que l'écosys-  
2714       tème fonctionne comme une source de carbone. Sur les deux années de suivi elle a ainsi  
2715       perdue  $220 \pm 33 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  malgré un niveau de nappe d'eau proche de la surface  
2716       du sol. Ce bilan est déterminé en grande partie par le bilan des flux de CO<sub>2</sub> qui sont  
2717       deux ordres de grandeur au dessus de celles du CH<sub>4</sub> et du COD. Si on schématise ce  
2718       bilan on considérant 100 atomes de carbone qui entrent dans la tourbière (PPB) on a :

$$100C_{PPB} \rightarrow 118C_{RE} + 2C_{CH_4} + 1C_{COD} - 21\Delta C \quad (5.8)$$

2719       Soit 118 atomes de carbone émis sous forme de CO<sub>2</sub> respiré, 2 sous forme de CH<sub>4</sub>  
2720       et 1 sous forme de COD et un déficit de 21 atomes. Pour expliquer ce bilan négatif  
2721       trois points sont à considérer.

2722       Le premier concerne les températures moyennes annuelles du site qui sont élevées  
2723       par rapport à d'autres tourbières. Ces températures entraînent des flux importants  
2724       qui se traduisent avec une importance forte dans le bilan en cas de déséquilibre. En

effet les estimations des flux de CO<sub>2</sub> entre la tourbière de La Guette et l'atmosphère, sont dans la gamme haute des émissions relevées dans la littérature que ce soit pour la RE ( $1261 \pm 164 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) ou la PPB ( $1070 \pm 203 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ). La tourbière subit des hivers moins longs et froids que celles situées aux plus hautes latitudes, ce qui permet aux flux de rester plus élevés plus longtemps. Il semble donc cohérent que les flux de CO<sub>2</sub> estimés soient plus fort que ceux mesurés dans des tourbières boréales.

Le second point est lié au premier : la tourbière de La Guette est située en plaine. Elle ne profite pas des été plus frais et humides et des hivers plus froids d'un climat montagnard et ses flux de RE restent important même la nuit et l'hiver. On peut ainsi comparer le premier jour des mesures haute fréquence entre les sites de Frasne et de La Guette (cf chapitre 5, Figure 5.1). Malgré des températures en journée plus élevées sur le site de Frasne, la RE mesurée est plus faible que ce soit la nuit ou le jour.

Le troisième point est la présence d'une végétation vasculaire herbacée, ubiquiste, adaptée aux milieux inondés pouvant maintenir une activité photosynthétique et de respiration autotrophe même dans des conditions de niveau de nappe d'eau élevé. Les estimations des flux de CO<sub>2</sub> se rapprochent de celles estimées dans les tourbières utilisées comme prairies permanentes, sans toutefois les atteindre. Cette comparaison a du sens car la tourbière de La Guette, est fortement envahie par une herbacée (*Molinia caerulea*) largement dominante. Ceci semble également cohérent car ces écosystèmes ont généralement une végétation herbacée majoritaire, mais un niveau de nappe d'eau plus bas favorisant des flux plus important, notamment pour la respiration.

Le bilan est donc déterminé en grande partie par le bilan des flux de CO<sub>2</sub> mais les flux de CH<sub>4</sub> estimés sont également importants ( $17 \pm 5 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) et plutôt dans la tranche supérieure des valeurs relevées dans la littérature, ce qui est cohérent avec le niveau de nappe d'eau proche de la surface du sol relevé sur le site pendant les deux années de mesure. Enfin les flux de COD sont plutôt faibles par rapport aux données relevées dans la littérature. Ce flux est contraint principalement, sur les deux années de mesures, par la quantité d'eau qui quitte l'écosystème supérieure en 2014 par rapport à 2013.

---

2754 Les bilans estimés pour les années 2013 et 2014 différent : la tourbière de La  
2755 Guette est une source plus importante en 2013 ( $-301 \pm 47 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ) qu'en 2014  
2756 ( $-138 \pm 20 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ ). Les valeurs de la RE sont proches pendant les deux années  
2757 et cette différences semble davantage être causée par une hausse de la PPB de  $957 \pm 182$   
2758 à  $1184 \pm 225 \text{ gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  entre 2013 et 2014. Ce constat est à mettre en parallèle avec  
2759 l'histoire de la tourbière qui sort de plusieurs années de bilan hydrique négatif et d'as-  
2760 séchement important. Le niveau de la nappe d'eau était élevé dès de début des mesures,  
2761 cependant il est possible que les capacités de développement et de photosynthèse de la  
2762 végétation soient encore amoindrie en 2013. (**Corroboreé par mesure par groupe**)

## 2763 Variabilité spatiale des flux

2764 Ces travaux ont également montré la forte variabilité spatiale des flux de CO<sub>2</sub>  
2765 sur la tourbière de La Guette. Sur les 13 ha de la tourbière, la variabilité spatiale des  
2766 flux de CO<sub>2</sub> s'étend sur une gamme aussi importante que celle visible à l'échelle de  
2767 l'hémisphère nord entre différents sites (Figure 3.31–A et B). Les estimations de bilan  
2768 dépassent même la gamme les valeurs relevées dans la littérature (Figure 3.31–C).  
2769 Ces résultats soulignent l'importance de la variabilité spatiale et de la nécessité de la  
2770 considérer lors du développement de protocoles de suivi des flux de GES. Concernant  
2771 le CH<sub>4</sub>, le nombre limité de points de mesure ne permet pas de faire le même type de  
2772 comparaison.

2773 Paradoxalement les zones de la tourbières fonctionnant en puits de carbone sont  
2774 celles où les herbacées sont dominantes. Il est possible que le potentiel de photosynthèse  
2775 de l'écosystème, et plus particulièrement celui des sphaignes ne soit pas à son maximum  
2776 après les années sèches qui ont précédé les mesures.

## 2777 Effet de l'hydrologie sur les flux de GES

2778 Même si les faibles variations du niveau de la nappe d'eau mesurée sur la tourbière de  
2779 La Guette pendant les deux années de mesure n'ont pas permis de les relier directement  
2780 aux émissions de GES, l'hydrologie joue un rôle important.

2781 D'abord l'importance de flux de CH<sub>4</sub>, dont l'estimation est plutôt dans la tranche  
2782 supérieure des valeurs relevées dans la littérature, est probablement liée au niveau de  
2783 la nappe d'eau. Ce dernier en étant proche de la surface du sol empêche l'oxydation  
2784 du CH<sub>4</sub>. Le fait d'avoir des flux plus faible en 2013, année où le niveau de nappe  
2785 a légèrement baissé en été, qu'en 2014 va dans ce sens. Suite aux expérimentations  
2786 sur mésocosmes, il semble d'ailleurs qu'à niveau de nappe d'eau élevé, la proportion  
2787 aérobiose/anaérobiose de la colonne de sol ne soit plus le processus prépondérant de contrôle  
2788 des émissions de CH<sub>4</sub>.

2789 Ensuite malgré un niveau moyen de la nappe d'eau plus élevé en 2014 qu'en 2013,  
2790 l'estimation de la quantité d'eau sortant de la tourbière est également supérieure en  
2791 2014. Cette inconsistance apparente s'explique probablement par l'histoire de la tour-  
2792 bière pendant les années précédents les mesures. En 2011 et 2012 la tourbière a subit  
2793 un étiage important et s'est vidée d'une part importante de son eau (Figure 2.5). En  
2794 2013 une partie importante de l'eau arrivant dans la tourbière a donc servie à la «  
2795 remplir ». Cet effet est beaucoup moins apparent en 2014, du fait que la tourbière s'est  
2796 remplie en 2013. Ces variations dans la décharge en eau de la tourbières sont la source  
2797 des différences d'estimation du COD entre 2013 et 2014.

2798 Enfin, même si aucune tendance directe n'est visible avec les flux de CO<sub>2</sub>, le ni-  
2799 veau de la nappe d'eau particulièrement élevé pendant les deux années de mesure a  
2800 probablement eu un rôle. Notamment il a pu limiter les flux de RE en minimisant la  
2801 proportion aérobiose de la colonne de tourbe. Cependant, les flux observés sont impor-  
2802 tant. *Molinia caerulea* et *Eriophorum Augustifolium* possèdent un aérenchyme, cette  
2803 adaptation aux milieux inondés leur permet de maintenir des échanges gazeux entre  
2804 leurs racines à l'atmosphère. Son effet est davantage visible sur les expérimentations  
2805 sur mésocosmes, où un niveau de la nappe d'eau plus bas entraîne une augmentation  
2806 des émissions de la RE.

---

**2807 Les modèles**

**2808 Intérêt de l'évaluation**

2809 Que ce soit pour la PPB ou la RE, la prise en compte de la végétation améliore  
2810 la calibration des modèles. Pour la PPB l'intégration de la végétation n'améliore pas  
2811 l'évaluation du modèle. Ceci indique que, si d'autres suivis du même type sont effectués  
2812 sur le site, la prise en compte de la végétation devra être revue. De plus, l'intégration  
2813 de la végétation dans l'estimation des flux de PPB a un effet important sur le bilan  
2814 final de l'écosystème. À l'inverse pour la RE l'intégration de la végétation, qui améliore  
2815 également l'évaluation, change de manière marginale, mais significative (l'AIC dimi-  
2816 nue) l'estimation du flux de carbone. Son utilisation pour estimer les flux de RE dans  
2817 d'autres contextes sur la tourbière de La Guette semble pertinent. Enfin l'estimation  
2818 du CH<sub>4</sub>, dont l'évaluation montre une erreur importante, doit être limité à l'estima-  
2819 tion d'un ordre de grandeur des flux émis lors de ce suivi en particulier. Ces résultats  
2820 montrent l'intérêt de l'évaluation des modèles utilisés pour pouvoir préciser leur limites  
2821 d'utilisation mais également les limites dans les interprétations.

2822 La prise en compte de la végétation reste une difficulté importante, l'observation  
2823 répétée nécessitant des mesures non destructives, souvent imprécises ou très coûteuses  
2824 en temps.

**2825 Modélisation saisonnière et mesures horaires**

2826 Les estimations des flux de la tourbière de La Guette par les modèles du chapitre 3  
2827 ont été calculées à l'heure. Elles ont donc pu être comparées aux données acquises sur le  
2828 même site lors d'autres expérimentations, notamment grâce à l'utilisation de méthodes  
2829 de mesures identiques sur l'ensemble de ces travaux. Ainsi si l'on compare la RE estimée  
2830 à l'aide des modèles RE-1 et RE-3 (chapitre 3) aux données acquises à haute fréquence  
2831 (chapitre 5) on observe un écart important entre les valeurs mesurées et celles estimées  
2832 par les modèles (Figure 5.6). Pour expliquer cet écart on peut considérer les deux points  
2833 suivants :

2834 Premier point, on compare des modèles qui prennent en compte la variabilité spa-  
 2835 tiale du site (une partie au moins, à travers les vingt points qui on servi à les calibrer)  
 2836 à des mesures réalisées sur quatre embases dans une zone restreinte de la tourbière (20  
 2837 x 20 m). Ces quatre points ayant une représentativité spatiale limitée et ont été choisi  
 2838 pour leur similarités. Cet écart peut donc être en partie le reflet de la variabilité spatiale  
 2839 des flux dans la tourbière. Cet argument est soutenu par les mesures de RE réalisées le  
 2840 24 et le 25 juillet 2013, soit 5 jours avant les mesures haute fréquence et dont la gamme  
 2841 de valeur est comprise entre  $4,8$  et  $18,9 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  et sont représentés par le fond gris  
 2842 sur la figure 5.6. Les estimations des modèles RE-1 et RE-3 restent majoritairement  
 2843 dans cette gamme de valeurs. Par ailleurs, la placette p04 (Figure 3.1) la plus proche  
 2844 des mesures haute fréquences, est dans la gamme basse des flux que ce soit pour la  
 2845 campagne du 24-25 juillet : troisième flux le plus faible mesuré ( $6,1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ) ou  
 2846 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  
 2847 à la moyenne de l'ensemble des placettes valant  $3,77 \pm 2,89 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ .

2848 Second point, le modèle est calibré à partir de moyennes des flux par campagne  
 2849 de mesure (Figure 3.8–A et B). Ces moyennes sont comprises entre  $0,69 \pm 0,27$  et  
 2850  $9,43 \pm 3,48 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ . Par conséquent les estimations des modèles, (spécialement  
 2851 RE-1), en dehors de cette gamme sont du domaine de l'extrapolation et donc à consi-  
 2852 dérer avec précaution.

2853 Ces deux points considérés, il semble que les estimations des modèles RE-1 et RE-3,  
 2854 malgré les écarts que l'on peut observées, restent cohérentes avec les mesures effectuées  
 2855 aux différentes échelles. Le modèle RE-3 reste davantage encore que le modèle RE-1  
 2856 dans la gamme de valeur attribuable en grande partie, à la variabilité spatiale. Cette  
 2857 comparaison montre également l'importance de la variabilité spatiale des flux dans les  
 2858 tourbières et la difficulté qu'il peut y avoir à la prendre en compte de façon satisfaisante.

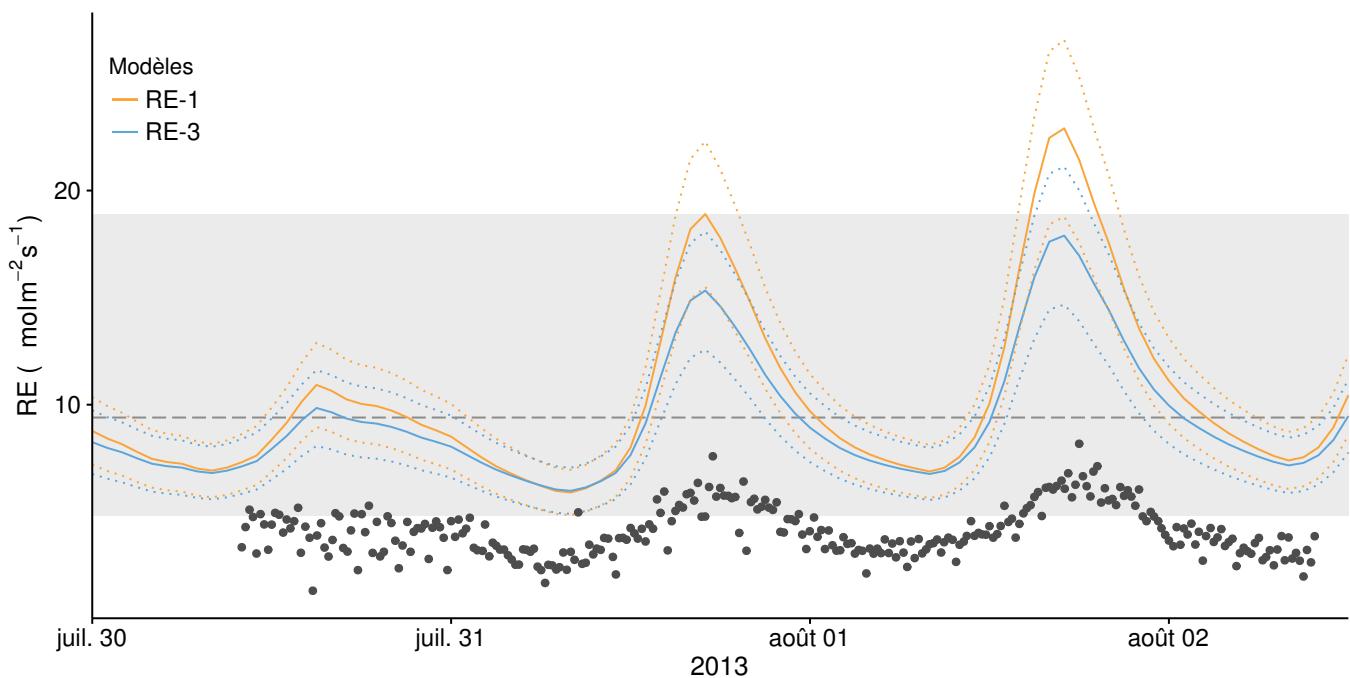


FIGURE 5.6 – Comparaison entre les valeurs estimées par les modèles RE-1 (ligne orange), RE-3 (ligne bleue) et les mesures faites à haute fréquence sur le site du 30 juillet au 2 août 2013 (points noirs). Les lignes de pointillés représentent l'erreur (NRMSE) associée aux modèles. La zone grisée correspond 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.

## <sup>2859</sup> Perspectives

<sup>2860</sup> Sur les données acquises pendant ce travail, un certain nombre de points mérite-  
<sup>2861</sup> raient d'être approfondi. Ainsi il serait intéressant d'explorer le détail des relations flux  
<sup>2862</sup> de GES/facteurs contrôlant pour chaque placette. Ceci permettrait d'estimer si la va-  
<sup>2863</sup> riabilité spatiale observée est plutôt liée à une différence de sensibilité avec des facteurs  
<sup>2864</sup> contrôlant identiques, ou si elle est plutôt liée à une différence dans la prépondérance  
<sup>2865</sup> des facteurs contrôlant. Certaines placettes plus sensibles à la baisse du niveau de la  
<sup>2866</sup> nappe d'eau en 2013 gagneraient peut être à l'inclusion du niveau de nappe dans leurs  
<sup>2867</sup> estimations.

<sup>2868</sup> Continuer de suivre les flux de GES et d'estimer le bilan de carbone de l'écosys-  
<sup>2869</sup> tème à plus long terme semble également indispensable afin de comprendre comment  
<sup>2870</sup> fonctionne le système vis-à-vis de processus dont l'amplitude temporelle est plus im-  
<sup>2871</sup> portante. Par exemple la variation inter-annuelle des températures, des précipitations,

2872 du niveau de la nappe ou les variations des communautés végétales. Ce suivi sera pro-  
2873 bablement fait dans le cadre du SNO Tourbière et de l'installation prochaine d'une tour  
2874 Eddy Covariance permettant de mesurer les flux à plus haute fréquence et de façon  
2875 continue. Idéalement le suivi spatial avec les chambres et de mesure par Eddy Cova-  
2876 riance permettrait de comparer ces deux méthodes et leurs estimations respectives.

2877 En ce qui concerne l'hydrologie, la suite du projet CARBIODIV devrait permettre  
2878 d'estimer l'effet de la restauration hydrologique de la tourbière de La Guette sur les  
2879 flux de GES et la végétation.

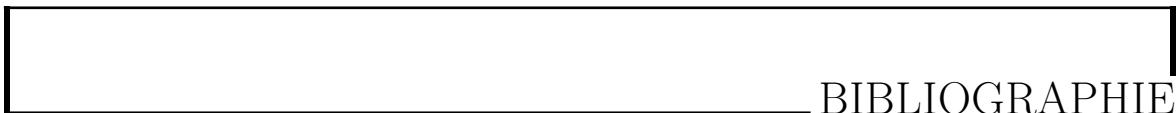
2880 En partenariat avec le LSCE les données acquises pendant ces travaux pourront être  
2881 valorisées en servant à la calibration de modèles à des échelles globales. Des données  
2882 on d'ors et déjà été envoyée à Chloé Largeron qui développe un code "tourbière" dans  
2883 le modèle ORCHIDEE.

2884 Modèles : PCARS (frolking2002), MWM (Wu2013), TOPMODEL (Stocker2014)



2885

2886



## BIBLIOGRAPHIE

- 2887 AERTS, R. et LUDWIG, F. (1997). Water-table changes and nutritional status affect  
 2888 trace gas emissions from laboratory columns of peatland soils. *Soil Biology and*  
 2889 *Biochemistry*, 29(11–12):1691–1698.
- 2890 AKAIKE, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *Autom. Control*  
 2891 *IEEE Trans. On*, 19(6):716–723.
- 2892 ALM, J., SAARNIO, S., NYKÄNEN, H., SILVOLA, J. et MARTIKAINEN, P. (1999). Winter  
 2893 CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes on some natural and drained boreal peatlands. *Biogeo-*  
 2894 *chemistry*, 44(2):163–186.
- 2895 ALM, J., TALANOV, A., SAARNIO, S., SILVOLA, J., IKKONEN, E., AALTONEN, H.,  
 2896 NYKÄNEN, H. et MARTIKAINEN, P. J. (1997). Reconstruction of the carbon balance  
 2897 for microsites in a boreal oligotrophic pine fen, Finland. *Oecologia*, 110:423–431.
- 2898 ANDREJKO, M. J., FIENE, F. et COHEN, A. D. (1983). Comparison of ashing techniques  
 2899 for determination of the inorganic content of peats. In *Testing of Peats and Organic*  
 2900 *Soils : A Symposium*, volume 820, pages 5–10. ASTM International.
- 2901 ARCHER, D., EBY, M., BROVKIN, V., RIDGWELL, A., CAO, L., MIKOŁAJEWICZ, U.,  
 2902 CALDEIRA, K., MATSUMOTO, K., MUNHOVEN, G., MONTENEGRO, A. et OTHERS  
 2903 (2009). Atmospheric lifetime of fossil fuel carbon dioxide. *Annu. Rev. Earth Planet.*  
 2904 *Sci.*, 37(1):117.
- 2905 ARYA, S. P. (2001). *Introduction to Micrometeorology*, volume 79 de *International*  
 2906 *Geophysics Series*. Academic Press.
- 2907 AURELA, M., LAURILA, T. et TUOVINEN, J.-P. (2004). The timing of snow melt  
 2908 controls the annual CO<sub>2</sub> balance in a subarctic fen. *Geophys. Res. Lett.*, 31(16):  
 2909 L16119.
- 2910 AURELA, M., RIUTTA, T., LAURILA, T., TUOVINEN, J.-P., VESALA, T., TUITTIILA,  
 2911 E.-S., RINNE, J., HAAPANALA, S. et LAINE, J. (2007). CO<sub>2</sub> exchange of a sedge fen  
 2912 in southern Finland—the impact of a drought period. *Tellus B*, 59(5):826–837.
- 2913 BALLANTYNE, D. M., HRIBLJAN, J. A., PYPKER, T. G. et CHIMNER, R. A. (2014).  
 2914 Long-term water table manipulations alter peatland gaseous carbon fluxes in nor-  
 2915 thern Michigan. *Wetlands Ecol. Manage.*, 22(1):35–47.

- 2916 BATJES, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil  
2917 Sci.*, 47(2):151–163.
- 2918 BEER, C., REICHSTEIN, M., TOMELELLI, E., CIAIS, P., JUNG, M., CARVALHAIS, N.,  
2919 RÖDENBECK, C., ARAIN, M. A., BALDOCCHI, D., BONAN, G. B., BONDEAU, A.,  
2920 CESCATTI, A., LASSLOP, G., LINDROTH, A., LOMAS, M., LUYSSAERT, S., MARGO-  
2921 LIS, H., OLESON, K. W., ROUPSARD, O., VEENENDAAL, E., VIOVY, N., WILLIAMS,  
2922 C., WOODWARD, F. I. et PAPALE, D. (2010). Terrestrial Gross Carbon Dioxide Up-  
2923 take : Global Distribution and Covariation with Climate. *Science*, 329(5993):834–838.
- 2924 BELLISARIO, L. M., BUBIER, J. L., MOORE, T. R. et CHANTON, J. P. (1999). Controls  
2925 on CH<sub>4</sub> emissions from a northern peatland. *Global Biogeochemical Cycles*, 13(1):81–  
2926 91.
- 2927 BEYER, C. et HÖPER, H. (2015). Greenhouse gas exchange of rewetted bog peat extrac-  
2928 tion sites and a Sphagnum cultivation site in northwest Germany. *Biogeosciences*,  
2929 12(7):2101–2117.
- 2930 BEYER, C., LIEBERSBACH, H. et HÖPER, H. (2015). Multiyear greenhouse gas flux  
2931 measurements on a temperate fen soil used for cropland or grassland. *J. Plant Nutr.  
2932 Soil Sci.*, pages n/a–n/a.
- 2933 BINET, S., GOGO, S. et LAGGOUN-DÉFARGE, F. (2013). A water-table dependent  
2934 reservoir model to investigate the effect of drought and vascular plant invasion on  
2935 peatland hydrology. *Journal of Hydrology*, 499:132–139.
- 2936 BLODAU, C. (2002). Carbon cycling in peatlands. A review of processes and controls.  
2937 *Environmental Reviews*, 10(2):111–134.
- 2938 BLODAU, C., BASILIKO, N. et MOORE, T. R. (2004). Carbon turnover in peatland  
2939 mesocosms exposed to different water table levels. *Biogeochemistry*, 67(3):331–351.
- 2940 BOND-LAMBERTY, B. et THOMSON, A. (2010). Temperature-associated increases in  
2941 the global soil respiration record. *Nature*, 464(7288):579–582.
- 2942 BORTOLUZZI, E., EPRON, D., SIEGENTHALER, A., GILBERT, D. et BUTTLER, A.  
2943 (2006). Carbon balance of a European mountain bog at contrasting stages of re-  
2944 generation. *New Phytol.*, 172(4):708–718.
- 2945 BRAGAZZA, L., SIFFI, C., IACUMIN, P. et GERDOL, R. (2007). Mass loss and nutrient  
2946 release during litter decay in peatland : the role of microbial adaptability to litter  
2947 chemistry. *Soil Biol. Biochem.*, 39(1):257–267.
- 2948 BUBIER, J. (1995). The relationship of vegetation to methane emission and hydroche-  
2949 mical gradients in northern peatlands. *J Ecol*, 83(3):403–420.
- 2950 BUBIER, J., COSTELLO, A., MOORE, T. R., ROULET, N. T. et SAVAGE, K. (1993).  
2951 Microtopography and methane flux in boreal peatlands, northern Ontario, Canada.  
2952 *Canadian Journal of Botany*, 71(8):1056–1063.
- 2953 BUBIER, J. L., BHATIA, G., MOORE, T. R., ROULET, N. T. et LAFLEUR, P. M. (2003).  
2954 Spatial and Temporal Variability in Growing-Season Net Ecosystem Carbon Dioxide  
2955 Exchange at a Large Peatland in Ontario, Canada. *Ecosystems*, 6:353–367.

- 2956 BUBIER, J. L., CRILL, P. M., MOORE, T. R., SAVAGE, K. et VARNER, R. K. (1998).  
 2957 Seasonal patterns and controls on net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange in a boreal peatland  
 2958 complex. *Global Biogeochemical Cycles*, 12(4):703–714.
- 2959 BUBIER, J. L., MOORE, T. R., BELLISARIO, L., COMER, N. T. et CRILL, P. M. (1995).  
 2960 Ecological controls on methane emissions from a Northern Peatland Complex in the  
 2961 zone of discontinuous permafrost, Manitoba, Canada. *Global Biogeochemical Cycles*,  
 2962 9(4):455–470.
- 2963 BUCKLAND, P. C. (1993). Peatland archaeology : a conservation resource on the edge  
 2964 of extinction. *Biodivers. Conserv.*, 2(5):513–527.
- 2965 BURNHAM, K. P. et ANDERSON, D. R. (2002). *Model selection and multimodel infe-*  
 2966 *rence : a practical information-theoretic approach*. Springer.
- 2967 CAI, T., FLANAGAN, L. B. et SYED, K. H. (2010). Warmer and drier conditions  
 2968 stimulate respiration more than photosynthesis in a boreal peatland ecosystem :  
 2969 Analysis of automatic chambers and eddy covariance measurements. *Plant Cell*  
 2970 *Environ.*, 33(3):394–407.
- 2971 CARROLL, P. et CRILL, P. (1997). Carbon balance of a temperate poor fen. *Glob.*  
 2972 *Biogeochem. Cycles*, 11(3):349–356.
- 2973 CHANTON, J. P. (2005). The effect of gas transport on the isotope signature of methane  
 2974 in wetlands. *Org. Geochem.*, 36(5):753–768.
- 2975 CHAPIN, F., WOODWELL, G., RANDERSON, J., LOVETT, G., RASTETTER, E., BAL-  
 2976 DOCCHI, D., CLARK, D., HARMAN, M., SCHIMEL, D., VALENTINI, R., WIRTH, C.,  
 2977 ABER, J., COLE, J., GIBLIN, A., GOULDEN, M., HARDEN, J., HEIMANN, M., HO-  
 2978 WARTH, R., MATSON, P., MC GUIRE, A., MELILLO, J., MOONEY, H., NEFF, J.,  
 2979 HOUGHTON, R., PACE, M., RYAN, M., RUNNING, S., SALA, O., SCHLESINGER, W.  
 2980 et SCHULZE, E.-D. (2006). Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and me-  
 2981 thodology. *Ecosystems*, 9:1041–1050.
- 2982 CHAPMAN, S., BUTTLER, A., FRANCEZ, A.-J., LAGGOUN-DÉFARGE, F., VASANDER,  
 2983 H., SCHLOTER, M., COMBE, J., GROSVERNIER, P., HARMS, H., EPron, D. et  
 2984 OTHERS (2003). Exploitation of northern peatlands and biodiversity maintenance :  
 2985 a conflict between economy and ecology. *Front. Ecol. Environ.*, 1(10):525–532.
- 2986 CHIMNER, R. A. et EWEL, K. C. (2005). A tropical freshwater wetland : II. Production,  
 2987 decomposition, and peat formation. *Wetl. Ecol. Manag.*, 13(6):671–684.
- 2988 CHRISTENSEN, J. H., HEWITSON, B., BUSUIOC, A., CHEN, A., GAO, X., HELD, R.,  
 2989 JONES, R., KOLLI, R. K., KWON, W. K., LAPRISE, R. et OTHERS (2007). Regional  
 2990 climate projections. *Clim. Change 2007 Phys. Sci. Basis Contrib. Work. Group*  
 2991 *Fourth Assess. Rep. Intergov. Panel Clim. Change Univ. Press Camb. Chapter 11*,  
 2992 pages 847–940.
- 2993 CHRISTENSEN, J. H., KANIKICHLARLA, K. K., MARSHALL, G. J. et TURNER, J. (2013).  
 2994 Climate phenomena and their relevance for future regional climate change. In STO-  
 2995 CKER, T. F., QIN, D., PLATTNER, G.-K., TIGNOR, M. M. B., ALLEN, S. K., BO-  
 2996 SCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, V. et MIDGLEY, P. M., éditeurs : *Climate*

- 2997      *Change 2013 : The physical science basis. Contribution of Working Group I to the*  
2998      *fifth Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pages 1217–  
2999      1308. Cambridge University Press, Cambridge.
- 3000      CHRISTENSEN, T. R., PANIKOV, N., MASTEPANOV, M., JOABSSON, A., STEWART,  
3001      A., ÖQUIST, M., SOMMERKORN, M., REYNAUD, S. et SVENSSON, B. (2003). Biotic  
3002      controls on CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> exchange in wetlands – a closed environment study.  
3003      *Biogeochemistry*, 64(3):337–354.
- 3004      CIAIS, P., SABINE, C., BALA, G., BOPP, L., BROVKIN, V., CANADELL, J., CHHABRA,  
3005      A., DEFRIES, R., GALLOWAY, J., HEIMANN, M. et OTHERS (2014). Carbon and  
3006      other biogeochemical cycles. In *Climate Change 2013 : The Physical Science Basis.*  
3007      *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pages 465–570. Cambridge University Press.
- 3009      CLYMO, R. S., TURUNEN, J. et TOLONEN, K. (1998). Carbon accumulation in peat-  
3010      land. *Oikos*, pages 368–388.
- 3011      COLES, J. R. et YAVITT, J. B. (2002). Control of methane metabolism in a forested  
3012      northern wetland, New York State, by aeration, substrates, and peat size fractions.  
3013      *Geomicrobiol. J.*, 19(3):293–315.
- 3014      COLMER, T. D. (2003). Long-distance transport of gases in plants : a perspective on  
3015      internal aeration and radial oxygen loss from roots. *Plant Cell Environ.*, 26(1):17–36.
- 3016      CROW, S. E. et WIEDER, R. K. (2005). Sources of CO<sub>2</sub> emission from a northern  
3017      peatland : root respiration, exudation, and decomposition. *Ecology*, 86(7):1825–1834.
- 3018      CURIEL YUSTE, J., JANSSENS, I. A., CARRARA, A. et CEULEMANS, R. (2004). Annual  
3019      Q<sub>10</sub> of soil respiration reflects plant phenological patterns as well as temperature  
3020      sensitivity. *Global Change Biol.*, 10(2):161–169.
- 3021      DARENOVA, E., PAVELKA, M. et ACOSTA, M. (2014). Diurnal deviations in the rela-  
3022      tionship between CO<sub>2</sub> efflux and temperature : A case study. *CATENA*, 123:263–269.
- 3023      DAVIDSON, E. A., JANSSENS, I. A. et LUO, Y. (2006). On the variability of respiration  
3024      in terrestrial ecosystems : moving beyond Q<sub>10</sub>. *Global Change Biol.*, 12(2):154–164.
- 3025      DINSMORE, K. J., BILLETT, M. F., SKIBA, U. M., REES, R. M., DREWER, J. et  
3026      HELFTER, C. (2010). Role of the aquatic pathway in the carbon and greenhouse gas  
3027      budgets of a peatland catchment. *Glob. Change Biol.*, 16(10):2750–2762.
- 3028      DINSMORE, K. J., SKIBA, U. M., BILLETT, M. F. et REES, R. M. (2009). Effect  
3029      of water table on greenhouse gas emissions from peatland mesocosms. *Plant Soil*,  
3030      318(1-2):229–242.
- 3031      ELSGAARD, L., GÖRRES, C.-M., HOFFMANN, C. C., BLICHER-MATHIESEN, G.,  
3032      SCHELDE, K. et PETERSEN, S. O. (2012). Net ecosystem exchange of CO<sub>2</sub> and  
3033      carbon balance for eight temperate organic soils under agricultural management.  
3034      *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 162:52–67.
- 3035      ESWARAN, H., VAN DEN BERG, E. et REICH, P. (1993). Organic carbon in soils of  
3036      the world. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57(1):192–194.

- 3037 FANG, C. et MONCRIEFF, J. (2001). The dependence of soil CO<sub>2</sub> efflux on temperature.  
3038     *Soil Biol. Biochem.*, 33(2):155–165.
- 3039 FAROUIKI, O. (1981). *Thermal properties of soils*. Series on rock and soil mechanics.  
3040     Trans Tech Pub., Rockport, MA.
- 3041 FARQUHAR, G. D., VON CAEMMERER, S. et BERRY, J. A. (1980). A biochemical model  
3042     of photosynthetic CO<sub>2</sub> assimilation in leaves of C<sub>3</sub> species. *Planta*, 149(1):78–90.
- 3043 FRANCEZ, A.-J. (2000). La dynamique du carbone dans les tourbières à Sphagnum,  
3044     de la sphaine à l'effet de serre. *L'Année Biologique*, 39:205–270.
- 3045 FROLKING, S., TALBOT, J., JONES, M. C., TREAT, C. C., KAUFFMAN, J. B., TUIT-  
3046     TILA, E.-S. et ROULET, N. (2011). Peatlands in the Earth's 21st century climate  
3047     system. *Environ. Rev.*, 19(NA):371–396.
- 3048 GARCIA, J.-L., PATEL, B. K. et OLLIVIER, B. (2000). Taxonomic, phylogenetic, and  
3049     ecological diversity of methanogenic Archaea. *Anaerobe*, 6(4):205–226.
- 3050 GIRARD, M. C., WALTER, C., REMY, J. C., BERTHELIN, J. et MOREL, J. L. (2011).  
3051     *Sols et Environnement*, (2e édn), volume 28 de *Sciences Sup*. Editions Dunod : Paris,  
3052     Vottem, Belgique, 2nd édition édition.
- 3053 GLASER, P. H. et CHANTON, J. P. (2009). Methane accumulation and release from deep  
3054     peat : measurements, conceptual models, and biogeochemical significance. *Carbon  
3055     Cycl. North. Peatl.*, pages 145–158.
- 3056 GOGO, S., GUIMBAUD, C., LAGGOUN-DÉFARGE, F., CATOIRE, V. et ROBERT, C.  
3057     (2011). In situ quantification of CH<sub>4</sub> bubbling events from a peat soil using a new  
3058     infrared laser spectrometer. *Journal of Soils and Sediments*, 11:545–551.
- 3059 GOGO, S., LAGGOUN-DÉFARGE, F., MERZOUKI, F., MOUNIER, S., GUIRIMAND-  
3060     DUFOUR, A., JOZJA, N., HUGUET, A., DELARUE, F. et DÉFARGE, C. (2015). In  
3061     situ and laboratory non-additive litter mixture effect on C dynamics of Sphagnum  
3062     rubellum and Molinia caerulea litters. *J. Soils Sediments*, pages 1–15.
- 3063 GORHAM, E. (1991). Northern Peatlands : Role in the Carbon Cycle and Probable  
3064     Responses to Climatic Warming. *Ecol. Appl.*, 1(2):182–195.
- 3065 GORNALL, J. L., WOODIN, S. J., JÓNSDÓTTIR, I. S. et van der WAL, R. (2011).  
3066     Balancing positive and negative plant interactions : how mosses structure vascular  
3067     plant communities. *Oecologia*, 166(3):769–782.
- 3068 GÖRRES, C. M., KUTZBACH, L. et ELSGAARD, L. (2014). Comparative modeling of  
3069     annual CO<sub>2</sub> flux of temperate peat soils under permanent grassland management.  
3070     *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 186:64–76.
- 3071 GRAF, A., WEIHERMÜLLER, L., HUISMAN, J. A., HERBST, M., BAUER, J. et VEREE-  
3072     CKEN, H. (2008). Measurement depth effects on the apparent temperature sensitivity  
3073     of soil respiration in field studies. *Biogeosciences*, 5(3):1867–1898.

- 3074 GUIMBAUD, C., CATOIRE, V., GOGO, S., ROBERT, C., CHARTIER, M., LAGGOUN-  
3075 DÉFARGE, F., GROSSEL, A., ALBÉRIC, P., POMATHIOD, L., NICOULLAUD, B. et  
3076 RICHARD, G. (2011). A portable infrared laser spectrometer for flux measurements  
3077 of trace gases at the geosphere-atmosphere interface. *Measurement Science & Tech-*  
3078 *nology*, 22(7):1–17.
- 3079 GUNNARSSON, U. (2005). Global patterns of Sphagnum productivity. *Journal of*  
3080 *Bryology*, 27(3):269–279.
- 3081 GÜNTHER, A., HUTH, V., JURASINSKI, G. et GLATZEL, S. (2014). The effect of bio-  
3082 mass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen. *GCB*  
3083 *Bioenergy*, pages n/a–n/a.
- 3084 HARRIS, D. C. (2010). Charles David Keeling and the Story of Atmospheric CO<sub>2</sub>  
3085 Measurements†. *Anal. Chem.*, 82(19):7865–7870.
- 3086 HILLEL, D. (2003). Soil temperature and heat flow. In *Introduction to Environmental*  
3087 *Soil Physics*. Academic Press. {DOI :10.1016/B978-012348655-4/50013-7}.
- 3088 HOBBIE, S. E. (1996). Temperature and plant species control over litter decomposition  
3089 in Alaskan tundra. *Ecol. Monogr.*, 66(4):503–522.
- 3090 HUC, A. (1980). Origin and formation of organic matter in recent sediments and its  
3091 relation to kerogen. In *Kerogen : Insoluble Organic Matter from Sedimentary Rocks*,  
3092 pages 445–476. Editions TECHNIP.
- 3093 ISE, T., DUNN, A. L., WOFSY, S. C. et MOORCROFT, P. R. (2008). High sensitivity of  
3094 peat decomposition to climate change through water-table feedback. *Nat. Geosci.*,  
3095 1(11):763–766.
- 3096 JACOBS, C. M. J., JACOBS, A. F. G., BOSVELD, F. C., HENDRIKS, D. M. D., HENSEN,  
3097 A., KROON, P. S., MOORS, E. J., NOL, L., SCHRIER-UIJL, A. et VEENENDAAL, E. M.  
3098 (2007). Variability of annual CO<sub>2</sub> exchange from Dutch grasslands. *Biogeosciences*,  
3099 4(5):803–816.
- 3100 JOABSSON, A., CHRISTENSEN, T. R. et WALLÉN, B. (1999). Vascular plant controls  
3101 on methane emissions from northern peatforming wetlands. *Trends in Ecology &*  
3102 *Evolution*, 14(10):385–388.
- 3103 JONES, M. C. et YU, Z. (2010). Rapid deglacial and early Holocene expansion of  
3104 peatlands in Alaska. *PNAS*, 107(16):7347–7352.
- 3105 JOOS, F., ROTH, R., FUGLESTVEDT, J. S., PETERS, G. P., ENTING, I. G., von BLOH,  
3106 W., BROVKIN, V., BURKE, E. J., EBY, M., EDWARDS, N. R., FRIEDRICH, T., FRÖ-  
3107 LICHER, T. L., HALLORAN, P. R., HOLDEN, P. B., JONES, C., KLEINEN, T., MAC-  
3108 KENZIE, F. T., MATSUMOTO, K., MEINSHAUSEN, M., PLATTNER, G.-K., REISINGER,  
3109 A., SEGSCHEIDER, J., SHAFFER, G., STEINACHER, M., STRASSMANN, K.,  
3110 TANAKA, K., TIMMERMANN, A. et WEAVER, A. J. (2013). Carbon dioxide and  
3111 climate impulse response functions for the computation of greenhouse gas metrics :  
3112 a multi-model analysis. *Atmos. Chem. Phys.*, 13(5):2793–2825.

- 3113 JOOSTEN, H. et CLARKE, D. (2002). *Wise use of mires and peatlands*. International  
3114 mire conservation group.
- 3115 JUNE, T., EVANS, J. R. et FARQUHAR, G. D. (2004). A simple new equation for the  
3116 reversible temperature dependence of photosynthetic electron transport : a study on  
3117 soybean leaf. *Funct. Plant Biol.*, 31(3):275–283. WOS :000220831200008.
- 3118 JUSZCZAK, R., ACOSTA, M. et OLEJNIK, J. (2012). Comparison of daytime and night-  
3119 time ecosystem respiration measured by the closed chamber technique on temperate  
3120 mire in Poland. *Pol. J. Environ. Stud.*, 21(3):643–658.
- 3121 KAUFMAN, D. S., AGER, T. A., ANDERSON, N. J., ANDERSON, P. M., ANDREWS,  
3122 J. T., BARTLEIN, P. J., BRUBAKER, L. B., COATS, L. L., CWYNAR, L. C., DUVALL,  
3123 M. L., DYKE, A. S., EDWARDS, M. E., EISNER, W. R., GAJEWSKI, K., GEIRSDÓT-  
3124 TIR, A., HU, F. S., JENNINGS, A. E., KAPLAN, M. R., KERWIN, M. W., LOZHKNIN,  
3125 A. V., MACDONALD, G. M., MILLER, G. H., MOCK, C. J., OSWALD, W. W., OTTO-  
3126 BLIESNER, B. L., PORINCHU, D. F., RÜHLAND, K., SMOL, J. P., STEIG, E. J. et  
3127 WOLFE, B. B. (2004). Holocene thermal maximum in the western Arctic (0–180°W).  
3128 *Quaternary Science Reviews*, 23(5–6):529–560.
- 3129 KENNEDY, G. W. et PRICE, J. S. (2005). A conceptual model of volume-change controls  
3130 on the hydrology of cutover peats. *J. Hydrol.*, 302(1–4):13–27.
- 3131 KETCHESON, S. J. et PRICE, J. S. (2014). Characterization of the fluxes and stores of  
3132 water within newly formed Sphagnum moss cushions and their environment. *Ecohy-  
3133 drology*, 7(2):771–782.
- 3134 KETTUNEN, A., KAITALA, V., ALM, J., SILVOLA, J., NYKÄNEN, H. et MARTIKAINEN,  
3135 P. J. (1996). Cross-correlation analysis of the dynamics of methane emissions from  
3136 a boreal peatland. *Glob. Biogeochem. Cycles*, 10(3):457–471.
- 3137 KIM, J. et VERMA, S. B. (1992). Soil surface CO<sub>2</sub> flux in a Minnesota peatland.  
3138 *Biogeochemistry*, 18(1):37–51.
- 3139 KOEHLER, A.-K., SOTTOCORNOLA, M. et KIELY, G. (2011). How strong is the current  
3140 carbon sequestration of an Atlantic blanket bog? *Glob. Change Biol.*, 17(1):309–319.
- 3141 LAI, D. (2009). Methane Dynamics in Northern Peatlands : A Review. *Pedosphere*,  
3142 19(4):409–421.
- 3143 LAI, D. Y. F., ROULET, N. T. et MOORE, T. R. (2014). The spatial and temporal  
3144 relationships between CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> exchange in a temperate ombrotrophic bog.  
3145 *Atmospheric Environment*, 89:249–259.
- 3146 LAIHO, R. (2006). Decomposition in peatlands : Reconciling seemingly contrasting  
3147 results on the impacts of lowered water levels. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(8):  
3148 2011–2024.
- 3149 LANDVA, A. O., KORPIJAAKKO, E. O. et PHEENEY, P. E. (1983). Geotechnical clas-  
3150 sification of peats and organic soils. In *Testing of peats and organic soils*, volume  
3151 820, pages 37–51.

- 3152 LAPPALAINEN, E. (1996). *Global peat resources*, volume 4. International Peat Society  
3153 Jyskä.
- 3154 LELIEVELD, J. O. S., CRUTZEN, P. J. et DENTENER, F. J. (1998). Changing concentra-  
3155 tion, lifetime and climate forcing of atmospheric methane. *Tellus B*, 50(2):128–150.
- 3156 LIMPENS, J., BERENDSE, F., BLODAU, C., CANADELL, J. G., FREEMAN, C., HOLDEN,  
3157 J., ROULET, N., RYDIN, H. et SCHAEPMAN-STRUB, G. (2008). Peatlands and the  
3158 carbon cycle : from local processes to global implications – a synthesis. *Biogeos-  
3159 ciences*, 5(2):1475–1491.
- 3160 LIU, W., FOX, J. E. et XU, Z. (2000). Leaf litter decomposition of canopy trees, bamboo  
3161 and moss in a montane moist evergreen broad-leaved forest on Ailao Mountain,  
3162 Yunnan, south-west China. *Ecol. Res.*, 15(4):435–447.
- 3163 LIVINGSTON, G. P. et HUTCHINSON, G. L. (1995). Enclosure-based measurement of  
3164 trace gas exchange : applications and sources of error. *Biog. Trace Gases Meas.  
3165 Emiss. Soil Water*, pages 14–51.
- 3166 LOHILA, A., AURELA, M., REGINA, K. et LAURILA, T. (2003). Soil and total ecosystem  
3167 respiration in agricultural fields : effect of soil and crop type. *Plant Soil*, 251(2):303–  
3168 317.
- 3169 LONG, S. P. et HÄLLGREN, J.-E. (1993). Measurement of CO<sub>2</sub> assimilation by plants  
3170 in the field and the laboratory. In HALL, D. O., SCURLOCK, J. M. O., Bolhàr  
3171 NORDENKAMPF, H. R., LEEGOOD, R. C. et LONG, S. P., éditeurs : *Photosynthesis  
3172 and Production in a Changing Environment*, pages 129–167. Springer Netherlands.
- 3173 LUND, M., CHRISTENSEN, T. R., LINDROTH, A. et SCHUBERT, P. (2012). Effects  
3174 of drought conditions on the carbon dioxide dynamics in a temperate peatland.  
3175 *Environ. Res. Lett.*, 7(4):045704.
- 3176 LUO, Y. et ZHOU, X. (2006a). Chapter 1 - Introduction and overview. In LUO, Y. et  
3177 ZHOU, X., éditeurs : *Soil Respiration and the Environment*, pages 3 – 15. Academic  
3178 Press, Burlington.
- 3179 LUO, Y. et ZHOU, X. (2006b). Chapter 4 - Processes of {CO<sub>2</sub>transport} from soil  
3180 to the atmosphere. In LUO, Y. et ZHOU, X., éditeurs : *Soil Respiration and the  
3181 Environment*, pages 61 – 76. Academic Press, Burlington.
- 3182 LUO, Y. et ZHOU, X. (2006c). Chapter 5 - Controlling factors. In LUO, Y. et ZHOU,  
3183 X., éditeurs : *Soil Respiration and the Environment*, pages 79 – 105. Academic Press,  
3184 Burlington.
- 3185 LUO, Y. et ZHOU, X. (2006d). Chapter 8 - Methods of measurements and estimations.  
3186 In LUO, Y. et ZHOU, X., éditeurs : *Soil Respiration and the Environment*, pages 161  
3187 – 185. Academic Press, Burlington.
- 3188 MACDONALD, G. M., BEILMAN, D. W., KREMENETSKI, K. V., SHENG, Y., SMITH,  
3189 L. C. et VELICHKO, A. A. (2006). Rapid early development of circumarctic peatlands  
3190 and atmospheric CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> variations. *Science*, 314(5797):285–288.

- 3191 MAHECHA, M. D., REICHSTEIN, M., CARVALHAIS, N., LASSLOP, G., LANGE, H., SE-  
 3192 NEVIRATNE, S. I., VARGAS, R., AMMANN, C., ARAIN, M. A., CESCATTI, A., JANS-  
 3193 SENS, I. A., MIGLIAVACCA, M., MONTAGNANI, L. et RICHARDSON, A. D. (2010).  
 3194 Global Convergence in the Temperature Sensitivity of Respiration at Ecosystem Le-  
 3195 vel. *Science*, 329(5993):838–840.
- 3196 MALMER, N., SVENSSON, B. M. et WALLÉN, B. (1994). Interactions between Sphagnum  
 3197 mosses and field layer vascular plants in the development of peat-forming systems.  
 3198 *Folia geobot. phytotax.*, 29(4):483–496.
- 3199 MANNEVILLE, O. (1999). *Le monde des tourbières et des marais : France, Suisse,*  
 3200 *Belgique et Luxembourg*. Delachaux & Niestle.
- 3201 MCNEIL, P. et WADDINGTON, J. M. (2003). Moisture controls on Sphagnum growth  
 3202 and CO<sub>2</sub> exchange on a cutover bog. *J. Appl. Ecol.*, 40(2):354–367.
- 3203 MOORE, T. R., BUBIER, J. L., FROLKING, S. E., LAFLEUR, P. M. et ROULET, N. T.  
 3204 (2002). Plant biomass and production and CO<sub>2</sub> exchange in an ombrotrophic bog.  
 3205 *Journal of Ecology*, 90(1):25–36.
- 3206 MUNIR, T. M., PERKINS, M., KAING, E. et STRACK, M. (2015). Carbon dioxide  
 3207 flux and net primary production of a boreal treed bog : Responses to warming and  
 3208 water-table-lowering simulations of climate change. *Biogeosciences*, 12(4):1091–1111.
- 3209 NATIONAL WETLANDS WORKING GROUP (1997). *The Canadian wetland classifica-*  
 3210 *tion system*. University of Waterloo, Waterloo, Ontario, 2nd edition édition.
- 3211 NILSSON, M., MIKKELÄ, C., SUNDH, I., GRANBERG, G., SVENSSON, B. H. et RAN-  
 3212 NEBY, B. (2001). Methane emission from Swedish mires : National and regional  
 3213 budgets and dependence on mire vegetation. *J. Geophys. Res.*, 106(D18):20847–  
 3214 20860.
- 3215 NILSSON, M., SAGERFORS, J., BUFFAM, I., LAUDON, H., ERIKSSON, T., GRELLE, A.,  
 3216 KLEMEDTSSON, L., WESLIEN, P. et LINDROTH, A. (2008). Contemporary carbon  
 3217 accumulation in a boreal oligotrophic minerogenic mire – a significant sink after  
 3218 accounting for all C-fluxes. *Glob. Change Biol.*, 14(10):2317–2332.
- 3219 NORDSTROEM, C., SOEGAARD, H., CHRISTENSEN, T. R., FRIBORG, T. et HANSEN,  
 3220 B. U. (2001). Seasonal carbon dioxide balance and respiration of a high-arctic fen  
 3221 ecosystem in NE-Greenland. *Theor Appl Climatol*, 70(1-4):149–166.
- 3222 OLEFELDT, D., ROULET, N. T., BERGERON, O., CRILL, P., BÄCKSTRAND, K. et  
 3223 CHRISTENSEN, T. R. (2012). Net carbon accumulation of a high-latitude perma-  
 3224 frost palsu mire similar to permafrost-free peatlands : CARBON BALANCE OF A  
 3225 SUBARCTIC PEATLAND. *Geophys. Res. Lett.*, 39(3):n/a–n/a.
- 3226 ORLOWSKY, B. et SENEVIRATNE, S. I. (2012). Global changes in extreme events :  
 3227 regional and seasonal dimension. *Clim. Change*, 110(3-4):669–696.
- 3228 PALES, J. C. et KEELING, C. D. (1965). The concentration of atmospheric carbon  
 3229 dioxide in Hawaii. *J. Geophys. Res.*, 70(24):6053–6076.

- 3230 PARISH, F., SIRIN, A., CHARMAN, D., JOOSTEN, H., MINAYEVA, T., SILVIUS, M. et  
3231 STRINGER, L. (2008). *Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change : Main Report*. Global Environment Centre & Wetlands International.
- 3233 PARKIN, T. B. et KASPAR, T. C. (2003). Temperature Controls on Diurnal Carbon  
3234 Dioxide Flux. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67(6):1763–1772.
- 3235 PAVELKA, M., ACOSTA, M., MAREK, M. V., KUTSCH, W. et JANOUS, D. (2007).  
3236 Dependence of the  $Q_{10}$  values on the depth of the soil temperature measuring point.  
3237 *Plant Soil*, 292(1-2):171–179.
- 3238 PEICHL, M., ÖQUIST, M., LÖFVENIUS, M. O., ILSTEDT, U., SAGERFORS, J., GRELLE,  
3239 A., LINDROTH, A. et NILSSON, M. B. (2014). A 12-year record reveals pre-growing  
3240 season temperature and water table level threshold effects on the net carbon dioxide  
3241 exchange in a boreal fen. *Environ. Res. Lett.*, 9(5):055006.
- 3242 PELLETIER, L., MOORE, T. R., ROULET, N. T., GARNEAU, M. et BEAULIEU-AUDY,  
3243 V. (2007). Methane fluxes from three peatlands in the La Grande Riviere watershed,  
3244 James Bay lowland, Canada. *J. Geophys. Res. Biogeosciences 2005–2012*, 112(G1).
- 3245 PHILIPPE DE SOUABE-ZYRIANE (1988). Van Helmont Jan Baptist - (1577-1644).  
3246 In *Encyclopædia Universalis, Thesaurus index*, volume 3, page 3072. Encyclopædia  
3247 Universalis, Malesherbes, Paris, 3 édition.
- 3248 PHILLIPS, C. L., NICKERSON, N., RISK, D. et BOND, B. J. (2011). Interpreting diel  
3249 hysteresis between soil respiration and temperature. *Global Change Biol.*, 17(1):515–  
3250 527.
- 3251 POST, W. M., EMANUEL, W. R., ZINKE, P. J. et STANGENBERGER, A. G. (1982). Soil  
3252 carbon pools and world life zones. *Nature*, 298:156–159.
- 3253 PRATHER, M. J., HOLMES, C. D. et HSU, J. (2012). Reactive greenhouse gas scenarios : Systematic exploration of uncertainties and the role of atmospheric chemistry.  
3254 *Geophys. Res. Lett.*, 39(9):L09803.
- 3255 PRENTICE, I. C., FARQUHAR, G. D., FASHAM, M. J. R., GOULDEN, M. L., HEIMANN,  
3256 M., JARAMILLO, V. J., KHESHGI, H. S., LEQUÉRÉ, C., SCHOLES, R. J. et WALLACE,  
3257 D. W. R. (2001). The Carbon Cycle and Atmospheric Carbon Dioxide. In HOUGHTON, J. T., DING, Y., GRIGGS, D. J., NOGUER, M., VAN DER LINDEN, P. J., DAI,  
3258 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.
- 3259 PUMPANEN, J., KOLARI, P., ILVESNIEMI, H., MINKKINEN, K., VESALA, T., NIINISTÖ,  
3260 S., LOHLA, A., LARMOLA, T., MORERO, M., PIHLATIE, M., JANSENS, I., YUSTE,  
3261 J. C., GRÜNZWEIG, J. M., RETH, S., SUBKE, J.-A., SAVAGE, K., KUTSCH, W., ØSTRENG,  
3262 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.

- 3270 RAICH, J. W. et SCHLESINGER, W. H. (1992). The global carbon dioxide flux in soil  
3271 respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus B*, 44(2):81–99.
- 3272 RAMEAU, J.-C., MANSION, D. et DUMÉ, G. (2008). *Flore forestière française : Plaines*  
3273 *et collines*. Forêt privée française.
- 3274 RAMSAR, C. (1987). *Convention relative aux zones humides d'importance internatio-*  
3275 *nale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau, (Ramsar, Iran, 1971) telle*  
3276 *qu'amendée en 1982 et 1987.*
- 3277 ROBERT, C. (2007). Simple, stable, and compact multiple-reflection optical cell for  
3278 very long optical paths. *Applied Optics*, 46(22):5408–5418.
- 3279 ROBERT, M. et SAUGIER, B. (2003). Contribution des écosystèmes continentaux à la  
3280 séquestration du carbone. *Comptes Rendus Geoscience*, 335(6–7):577–595.
- 3281 ROBROEK, B. J., VAN RUIJVEN, J., SCHOUTEN, M. G., BREEUWER, A., CRUSHELL,  
3282 P. H., BERENDSE, F. et LIMPENS, J. (2009). Sphagnum re-introduction in degraded  
3283 peatlands : The effects of aggregation, species identity and water table. *Basic and*  
3284 *Applied Ecology*, 10(8):697–706.
- 3285 ROULET, N. T., LAFLEUR, P. M., RICHARD, P. J. H., MOORE, T. R., HUMPHREYS,  
3286 E. R. et BUBIER, J. (2007). Contemporary carbon balance and late Holocene carbon  
3287 accumulation in a northern peatland. *Global Change Biology*, 13(2):397–411.
- 3288 RYDIN, H. et JEGLUM, J. (2013a). Adaptations to the peatland habitat. In *The biology*  
3289 *of Peatlands*, pages 65–84. Oxford University Press.
- 3290 RYDIN, H. et JEGLUM, J. (2013b). Peatland habitats. In *The biology of Peatlands*,  
3291 pages 85–107. Oxford University Press.
- 3292 RYDIN, H. et JEGLUM, J. (2013c). Productivity and peat accumulation. In *The biology*  
3293 *of Peatlands*, pages 254–273. Oxford University Press.
- 3294 RYDIN, H. et JEGLUM, J. (2013d). Sphagnum - the builder of boreal peatlands. In  
3295 *The biology of Peatlands*, pages 65–84. Oxford University Press.
- 3296 SEGERS, R. (1998). Methane production and methane consumption : a review of  
3297 processes underlying wetland methane fluxes. *Biogeochemistry*, 41(1):23–51.
- 3298 SIEGENTHALER, U. et OESCHGER, H. (1987). Biospheric CO<sub>2</sub> emissions during the  
3299 past 200 years reconstructed by deconvolution of ice core data. *Tellus B*, 39B(1–  
3300 2):140–154.
- 3301 SIGG, L., BEHRA, P. et STUMM, W. (2014). Cycles biogéochimiques des éléments  
3302 dans les milieux aquatiques. In *Chimie des milieux aquatiques-5e édition : Cours et*  
3303 *exercices corrigés*, pages 411–470. Dunod, Paris.
- 3304 SILVOLA, J., ALM, J., AHLHOLM, U., NYKÄNEN, H. et MARTIKAINEN, P. J. (1996).  
3305 The contribution of plant roots to CO<sub>2</sub> fluxes from organic soils. *Biol Fertil Soils*,  
3306 23(2):126–131.

- 3307 SINGH, J. S. et GUPTA, S. R. (1977). Plant decomposition and soil respiration in  
 3308 terrestrial ecosystems. *Bot. Rev*, 43(4):449–528.
- 3309 SMITH, L. C., MACDONALD, G. M., VELICHKO, A. A., BEILMAN, D. W., BORISOVA,  
 3310 O. K., FREY, K. E., KREMENETSKI, K. V. et SHENG, Y. (2004). Siberian Peatlands  
 3311 a Net Carbon Sink and Global Methane Source Since the Early Holocene. *Science*,  
 3312 303(5656):353–356.
- 3313 SONNENTAG, O., VAN DER KAMP, G., BARR, A. G. et CHEN, J. M. (2010). On the  
 3314 relationship between water table depth and water vapor and carbon dioxide fluxes  
 3315 in a minerotrophic fen. *Glob. Change Biol.*, 16(6):1762–1776.
- 3316 STOCKER, T. F., QIN, D., PLATTNER, G. K., TIGNOR, M., ALLEN, S. K., BOSCHUNG,  
 3317 J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, B. et MIDGLEY, B. M. (2013). *IPCC, 2013 : climate  
 3318 change 2013 : the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth  
 3319 assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge  
 3320 University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- 3321 STRACK, M. (2008). *Peatlands and climate change*. IPS, International Peat Society,  
 3322 Jyväskylä, Finland.
- 3323 STRACK, M. et PRICE, J. S. (2009). Moisture controls on carbon dioxide dynamics of  
 3324 peat-Sphagnum monoliths. *Ecohydrology*, 2(1):34–41.
- 3325 STRACK, M., WALLER, M. F. et WADDINGTON, J. M. (2006). Sedge succession and  
 3326 peatland methane dynamics : A potential feedback to climate change. *Ecosystems*,  
 3327 9(2):278–287.
- 3328 STRACK, M. et ZUBACK, Y. C. A. (2013). Annual carbon balance of a peatland 10 yr  
 3329 following restoration. *Biogeosciences*, 10(5):2885–2896.
- 3330 SVENSSON, B. M. (1995). Competition between Sphagnum fuscum and Drosera rotun-  
 3331 difolia : A Case of Ecosystem Engineering. *Oikos*, 74(2):205–212.
- 3332 SYED, K. H., FLANAGAN, L. B., CARLSON, P. J., GLENN, A. J. et VAN GAALEN, K. E.  
 3333 (2006). Environmental control of net ecosystem CO<sub>2</sub> exchange in a treed, moderately  
 3334 rich fen in northern Alberta. *Agricultural and Forest Meteorology*, 140(1–4):97–114.
- 3335 TARNOCAI, C., CANADELL, J. G., SCHUUR, E. a. G., KUHRY, P., MAZHITOVA, G. et  
 3336 ZIMOV, S. (2009). Soil organic carbon pools in the northern circumpolar permafrost  
 3337 region. *Glob. Biogeochem. Cycles*, 23(2):n/a–n/a.
- 3338 TAYLOR, K., ROWLAND, A. P. et JONES, H. E. (2001). Molinia caerulea (L.) Moench.  
 3339 *J. Ecol.*, 89(1):126–144.
- 3340 TREAT, C. C., BUBIER, J. L., VARNER, R. K. et CRILL, P. M. (2007). Timescale  
 3341 dependence of environmental and plant-mediated controls on CH<sub>4</sub> flux in a temperate  
 3342 fen. *J. Geophys. Res. Biogeosciences 2005–2012*, 112(G1).
- 3343 TRUDEAU, N. C., GARNEAU, M. et PELLETIER, L. (2012). Methane fluxes from a  
 3344 patterned fen of the northeastern part of the La Grande river watershed, James Bay,  
 3345 Canada. *Biogeochemistry*, 113(1–3):409–422.

- 3346 TRUDEAU, N. C., GARNEAU, M. et PELLETIER, L. (2014). Interannual variability in  
3347 the CO<sub>2</sub> balance of a boreal patterned fen, James Bay, Canada. *Biogeochemistry*,  
3348 118(1-3):371–387.
- 3349 TURETSKY, M. R., TREAT, C. C., WALDROP, M. P., WADDINGTON, J. M., HAR-  
3350 DEN, J. W. et MC GUIRE, A. D. (2008). Short-term response of methane fluxes and  
3351 methanogen activity to water table and soil warming manipulations in an Alaskan  
3352 peatland. *J. Geophys. Res. Biogeosciences 2005–2012*, 113(G3).
- 3353 TURUNEN, J., TOMPOPO, E., TOLONEN, K. et REINIKAINEN, A. (2002). Estimating  
3354 carbon accumulation rates of undrained mires in Finland—application to boreal and  
3355 subarctic regions. *The Holocene*, 12(1):69–80.
- 3356 UPDEGRAFF, K., BRIDGHAM, S. D., PASTOR, J., WEISHAMPEL, P. et HARTH, C.  
3357 (2001). Response of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from peatlands to warming and water  
3358 table manipulation. *Ecol. Appl.*, 11(2):311–326.
- 3359 VAN BREEMEN, N. (1995). How Sphagnum bogs down other plants. *Trends Ecol.  
3360 Evol.*, 10(7):270–275.
- 3361 VANSELOW-ALGAN, M., SCHMIDT, S. R., GREVEN, M., FIENCKE, C., KUTZBACH, L.  
3362 et PFEIFFER, E.-M. (2015). High methane emissions dominated annual greenhouse  
3363 gas balances 30 years after bog rewetting. *Biogeosciences*, 12(14):4361–4371.
- 3364 VARGAS, R., BALDOCCHI, D. D., ALLEN, M. F., BAHN, M., BLACK, T. A., COLLINS,  
3365 S. L., YUSTE, J. C., HIRANO, T., JASSAL, R. S., PUMPANEN, J. et TANG, J. (2010).  
3366 Looking deeper into the soil : biophysical controls and seasonal lags of soil CO<sub>2</sub>  
3367 production and efflux. *Ecol. Appl.*, 20(6):1569–1582.
- 3368 VARGAS, R., CARBONE, M. S., REICHSTEIN, M. et BALDOCCHI, D. D. (2011). Fron-  
3369 tiers and challenges in soil respiration research : from measurements to model-data  
3370 integration. *Biogeochemistry*, 102(1-3):1–13.
- 3371 VIEL, E., BINET, S., GOGO, S. et LAGGOUN-DÉFARGE, F. (2015). Tree invasion  
3372 controls the drainage pattern in La Guette peatland (France) : impact on the water  
3373 storage capacity of the peat. *Journal of Hydrology (submitted)*.
- 3374 WADDINGTON, J. M. et ROULET, N. T. (2000). Carbon balance of a boreal patterned  
3375 peatland. *Global Change Biology*, 6(1):87–97.
- 3376 WAGNER, D. J. et TITUS, J. E. (1984). Comparative desiccation tolerance of two  
3377 Sphagnum mosses. *Oecologia*, 62(2):182–187.
- 3378 WARD, S. E., OSTLE, N. J., OAKLEY, S., QUIRK, H., HENRYS, P. A. et BARDGETT,  
3379 R. D. (2013). Warming effects on greenhouse gas fluxes in peatlands are modulated  
3380 by vegetation composition. *Ecol. Lett.*, 16(10):1285–1293.
- 3381 WEEDON, J. T., AERTS, R., KOWALCHUK, G. A., VAN LOGTESTIJN, R., ANDRINGA,  
3382 D. et VAN BODEGOM, P. M. (2013). Temperature sensitivity of peatland C and N  
3383 cycling : Does substrate supply play a role ? *Soil Biology and Biochemistry*, 61:109–  
3384 120.

- 3385 WELTZIN, J. F., PASTOR, J., HARTH, C., BRIDGHAM, S. D., UPDEGRAFF, K. et CHA-  
3386 PIN, C. T. (2000). Response of bog and fen plant communities to warming and  
3387 water-table manipulations. *Ecology*, 81(12):3464–3478.
- 3388 WHALEN, S. C. et PEIRCE, J. J. (2005). Biogeochemistry of methane exchange between  
3389 natural wetlands and the atmosphere. *Environmental engineering science*, 22(1):73–  
3390 94.
- 3391 WORRALL, F., BURT, T., ROWSON, J., WARBURTON, J. et ADAMSON, J. (2009).  
3392 The multi-annual carbon budget of a peat-covered catchment. *Science of The Total  
3393 Environment*, 407(13):4084–4094.
- 3394 WUEBBLES, D. J. et HAYHOE, K. (2002). Atmospheric methane and global change.  
3395 *Earth-Sci. Rev.*, 57(3):177–210.
- 3396 WULLSCHLEGER, S. D. (1993). Biochemical limitations to carbon assimilation in C3  
3397 plants—a retrospective analysis of the A/Ci curves from 109 species. *J. Exp. Bot.*,  
3398 44(5):907–920.
- 3399 YU, Z., BEILMAN, D. W. et JONES, M. C. (2009). Sensitivity of northern peatland car-  
3400 bon dynamics to Holocene climate change. In *Carbon cycling in northern peatlands*,  
3401 volume 184, pages 55–69. American Geophysical Union, Geophysical Monograph Se-  
3402 ries Washington, DC.
- 3403 YU, Z., LOISEL, J., BROSSEAU, D. P., BEILMAN, D. W. et HUNT, S. J. (2010). Global  
3404 peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophys. Res. Lett.*, 37(13).
- 3405 ZHU, X., SONG, C., SWARZENSKI, C. M., GUO, Y., ZHANG, X. et WANG, J. (2015).  
3406 Ecosystem-atmosphere exchange of CO<sub>2</sub> in a temperate herbaceous peatland in the  
3407 Sanjiang plain of northeast China. *Ecol. Eng.*, 75:16–23.

## INDEX

3408	<b>A</b>	
3409	atterrissement . . . . .	11
3410	<b>C</b>	
3411	carbone	
3412	stock . . . . .	12
3413	changements globaux . . . . .	2, 14
3414	<b>E</b>	
3415	échange net de l'écosystème	
3416	contrôle . . . . .	21
3417	<b>P</b>	
3418	paludification . . . . .	11
3419	photosynthèse . . . . .	17
3420	production primaire brute	
3421	contrôle . . . . .	21
3422	<b>R</b>	
3423	respiration . . . . .	18
3424	de l'écosystème . . . . .	18
3425	contrôle . . . . .	20
3426	du sol . . . . .	18
3427	<b>S</b>	
3428	services écologiques . . . . .	3
3429	<b>T</b>	
3430	tourbières . . . . .	8–16
3431	distribution . . . . .	11
3432	formation . . . . .	11
3433	surface . . . . .	10
3434	utilisation . . . . .	14
3435	turbification . . . . .	10
3436	<b>Z</b>	
3437	zone humide . . . . .	8



3438

3439

ANNEXES

# A Tableau de données bibliographiques

Tableau A.1 – Références et données utilisés. La colonne « Année » se réfère aux années de mesure, les flux (ENE, RE, PPB, CH<sub>4</sub>, COD, BCNE) sont exprimés en gC m<sup>-2</sup> an<sup>-1</sup>. La colonne « Classif. » décrit le type de tourbière (Haut-marais : bog ou Bas-marais : fen). La colonne « Manag. » décrit une éventuelle utilisation du site. Les colonnes « TMA » et « PMA » correspondent respectivement aux températures moyennes annuelles et aux précipitation moyennes annuelles. Les latitudes et longitudes (colonne « Lat/Lon ») sont exprimés en degrés décimaux

Année	ENE	RE	PPB	CH <sub>4</sub>	COD	BCNE	Flux considérés	Classif.	Manag.	TMA	PMA	Lat/Lon	Référence	
1993	97,3	53,9		151,2	6,05	43,8	34,2	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COD	bog	natural	5,2	1953	54,69 ; -2,38	<a href="#">Worrall et al., 2009</a>
1994	120,7	52,1		172,8	6,05	22,9	61,1							
1995	133,2	54,8		188	6,05	26,3	75,8							
1996	129,9	49,4		179,3	6,05	19,6	83,2							
1997	126,7	54,8		181,5	6,05	24,9	66							
1998	111,2	53		164,2	6,05	66,1	9,8							
1999	123,3	53,9		177,2	6,05	12,1	83,2							
2000	125,1	52,1		177,2	6,05	39,1	58,7							
2001	125,8	55,7		181,5	6,05	86,3	17,1							
2002	115,3	57,5		172,8	6,05	56,6	26,9							
2003	118,4	56,6		175	6,05	24,9	80,7							
2004	123,8	51,2		175	6,05	67,4	24,5							
2005	131,7	58,4		190,1	6,05	31,7	75,8							
1999	60,5				2,9	11,5	44,7	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COD	bog	natural	6,0	943	45,4 ; -75,48	<a href="#">Roulet et al., 2007</a>
2000	34,6				4,3	13	17,3							
2001	2				2,9	11,5	-14,4							
2002	20,2				2,9	17,3	-0,3							
2003	14,4				3,2	17,3	-5,8							
2004	112,4				3,5	18,7	89,4							
2004	55				9	20,4	27	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COD	fen	natural	1,2	523	64,1 ; 19,33	<a href="#">Nilsson et al., 2008</a>
2005	48				14	15,1	20							
2004	137,5	241,5	379		1,5		134	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COD	bog	natural	6,6	1417	47,2 ; 6,79	<a href="#">Bortoluzzi et al., 2006</a>
2005	155,5	286,5	442		1,6		152,5							
2010	-244,1				6,6		-250,7	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COD	bog	natural	5,2	996	48,0 ; -69,43	<a href="#">Strack et Zuback, 2013</a>
2003	66,8				3,8	13,5	49,6	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COD	bog	natural	10,6	2500	51,6 ; -9,55	<a href="#">Koehler et al., 2011</a>
2004	67,2				3,6	13,1	50,5					2500		
2005	84				4,7	13,9	65,6					2500		
2006	12,5				4,6	16,5	-8,6					2952		
2007	13,5				4,2	11,9	-2,8					2235		
2008	42,7				3,6	15,0	24,1					2500		
2007	136				0,29	17,34	101	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COD	bog	grazing	10	1155	55,8 ; -3,24	<a href="#">Dinsmore et al., 2010</a>
2008	93,5				0,35	30,75	38,2							
2001	70	500	570	5	5	60		CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COD	bog	natural	6,0	943	45,4 ; -75,48	<a href="#">Moore et al., 2002</a>
1992	10,3	153,4	163,7	4,1	4,2	2		CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COD	bog	natural			63,7 ; 20,10	<a href="#">Waddington et Roulet, 2000</a>
1993	3	196,5	199,5	3,9	6,7	-7,6								
2004	51,3						-31,9	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COD	fen	natural	3,3	713	61,8 ; 24,20	<a href="#">Aurela et al., 2007</a>
2005	59,7						-40,3							
1994	-145						-145	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , COD	fen	natural	8,2	1071	43,2 ; -71,06	<a href="#">Carroll et Crill, 1997</a>
2010	75,8	759,5	835,3	0,05			75,8	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>	bog	natural	8,6	795	53,0 ; 7,32	<a href="#">Beyer et Höper, 2015</a>
2010	201,7	856,3	1058	16,2			185,5		bog					
2010	113,6	420,3	533,9	22,4			91,2		bog					
2011	-9,2	997,3	988,1	0,11			-9,3		bog					
2011	-29,7	1052,2	1022,5	20,2			-49,9		bog					
2011	76,2	584,5	660,7	24,2			52		bog					
2008	-142	2180					-142	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>	fen	grassland	8,9	695	52,3 ; 8,20	<a href="#">Beyer et al., 2015</a>
2009	-565	2125					-565							
2010	-293	2010					-293							

continue sur la page suivante ...

... suite de la page précédente

Année	ENE	RE	PPB	CH <sub>4</sub>	COD	BCNE	Flux considérés	Classif.	Manag.	TMA	PMA	Lat/Lon	Référence
2011	-245	2439					-245						
2011	-84			17		-102	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub>	bog	natural	9,6	821	53,7 ; -9,8	Vanselow-Algan <i>et al.</i> , 2015
2011	-16			27		-44				9,6	821	53,7 ; -9,8	
2011	-67			40		-395				9,6	821	53,7 ; -9,8	
2009	-390	2894	2512			-390	CO <sub>2</sub>	fen	grassland	9,6	913	55,9 ; 8,43	Elsgaard <i>et al.</i> , 2012
2009	-450	2539	2102			-450	CO <sub>2</sub>	fen	grassland	9,0	579	56,4 ; 10,40	
2009	-690	2839	2157			-690	CO <sub>2</sub>	bog	grassland	8,6	702	57,2 ; 9,83	
2004	144					144	CO <sub>2</sub>	fen	natural	2,1	504	55,0 ; -112,47	Syed <i>et al.</i> , 2006
1997	20					20	CO <sub>2</sub>	fen	naturel	-9,2	214	74,5 ; -20,57	Nordstroem <i>et al.</i> , 2001
2008	61,98				3,56	55,77	CO <sub>2</sub>	fen	natural	-0,2	321	68,4 ; 19,05	Olefeldt <i>et al.</i> , 2012
2009	38,42				2,76	33,01				-0,4	281		
2009	-404,1	858,2	454,1			-101,2	CO <sub>2</sub>	fen	natural	-4,28	738	54,1 ; 72,50	Trudeau <i>et al.</i> , 2014
2010	-272,4	755,6	483,2			-71,3	CO <sub>2</sub>						
2001	58	261	319			58	CO <sub>2</sub>	fen	natural	1,8	888	64,2 ; 19,55	Peichl <i>et al.</i> , 2014
2002	60	443	503			60				2,9	533		
2003	47	402	449			47				2,3	584		
2004	59	298	358			59				0,9	650		
2005	58	322	380			58				3,1	659		
2006	18	265	283			18				2,8	661		
2007	48	254	302			48				2,8	586		
2008	105	351	456			105				2,0	751		
2009	41	174	215			41				0,4	702		
2010	66	137	203			66				3,5	639		
2011	79	261	340			79				1,9	707		
2012	57	172	229			57				2,3	630		
1997	4				4	CO <sub>2</sub>		fen	natural	-1	470	69,1 ; 27,28	Aurela <i>et al.</i> , 2004
1998	21				21								
1999	8				8								
2000	6				6								
2001	37				37								
2002	53				53								
2008	-668	3518	2359			-668	CO <sub>2</sub>	fen	grassland	9,5	913	55,9 ; 8,4	Görres <i>et al.</i> , 2014
2008	-736	2836	2100			-736		fen	grassland	9,1	579	56,4 ; 10,4	
2008	-614	2727	2114			-614		bog	grassland	8,8	702	57,1 ; 9,8	

<sub>3441</sub> B Photos supplémentaires



(a) drosera

FIGURE B.1 – Végétation présente sur le site de La Guette, et suivie lors des campagnes de mesure.

<sub>3442</sub> C package m70r

<sub>3443</sub> Ce package contient une série de fonctions à utiliser avec le language R et qui  
<sub>3444</sub> permettent de traiter les fichiers \*.m70 issue des sondes Vaisala.

- <sub>3445</sub> — Générer des planches de graphes pour diagnostiquer les flux (Figure C.2)  
<sub>3446</sub> — De comparer l'effet du retrait de certains points. La figure C.2 montre ainsi une  
<sub>3447</sub> mesure pour laquelle l'assimilation de CO<sub>2</sub> par photosynthèse est tellement forte  
<sub>3448</sub> qu'elle semble être stoppée abruptement au delà d'un certain seuil.  
<sub>3449</sub> — De conserver les changements effectués dans un fichier séparé du fichier source,  
<sub>3450</sub> qui reste donc intact.  
<sub>3451</sub> — De calculer les flux net.

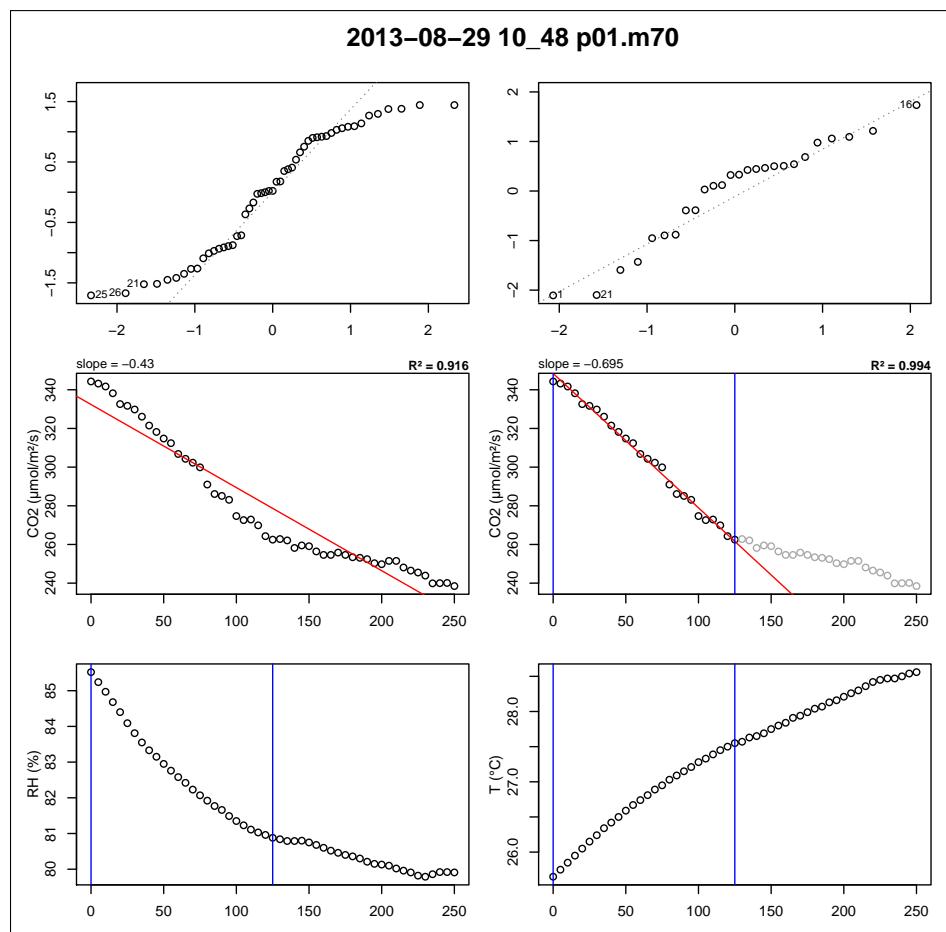


FIGURE C.2 – Planche de graphes permettant le diagnostique des mesures de flux de CO<sub>2</sub>

## 3452 D Résultats des ACP

3453 Les données de CH<sub>4</sub> étant moins nombreuses que les données de CO<sub>2</sub>, deux ACP  
 3454 ont été effectuées, l'une sans les données de CH<sub>4</sub> et l'autre avec, afin de maximiser le  
 3455 nombre d'observation utilisés.

### 3456 ACP des flux de CO<sub>2</sub> et des facteurs contrôlants (sans CH<sub>4</sub>)

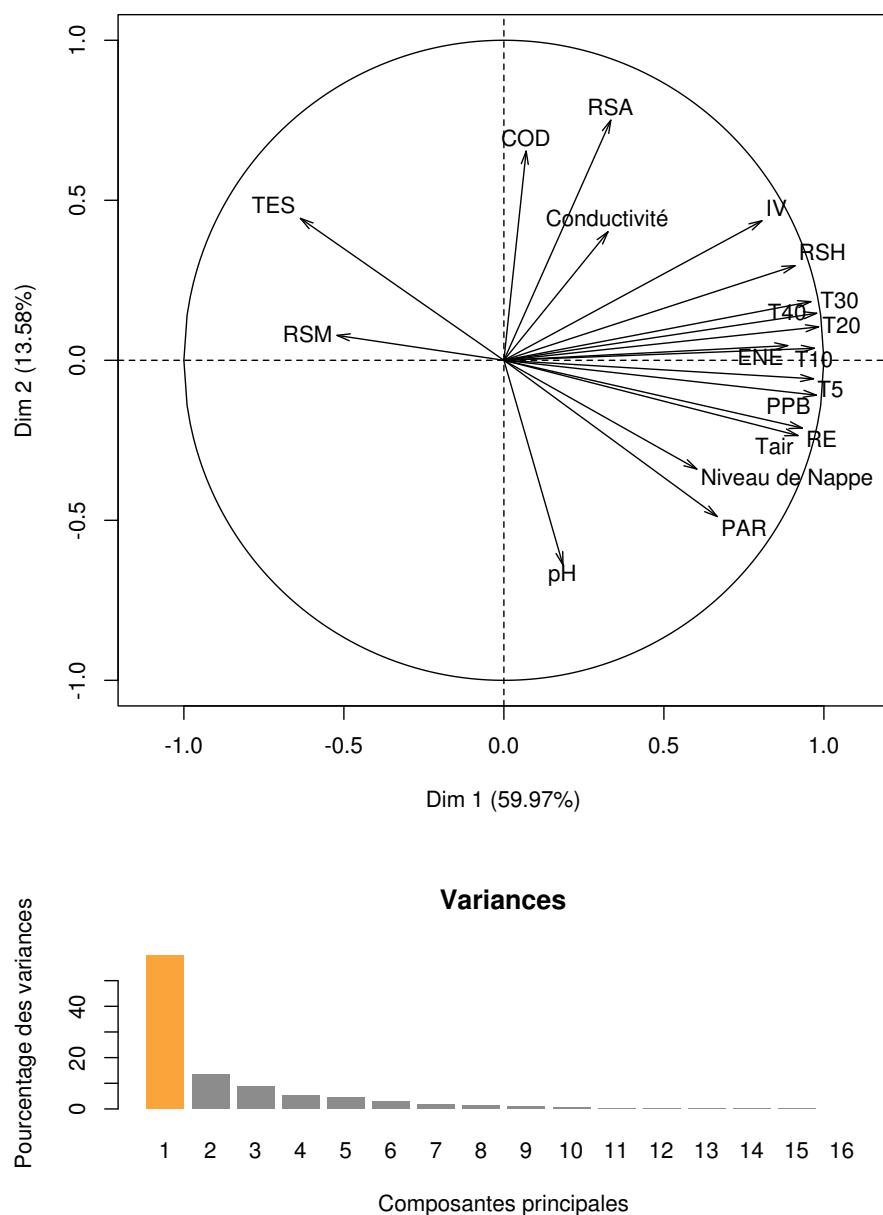


FIGURE D.3 – Dimension 1 et 2 de l'ACP sans les données de CH<sub>4</sub> (en haut), et pourcentage de variance expliquée par dimension (en bas)

<sup>3457</sup> ACP des flux et des facteurs contrôlants (avec CH<sub>4</sub>)

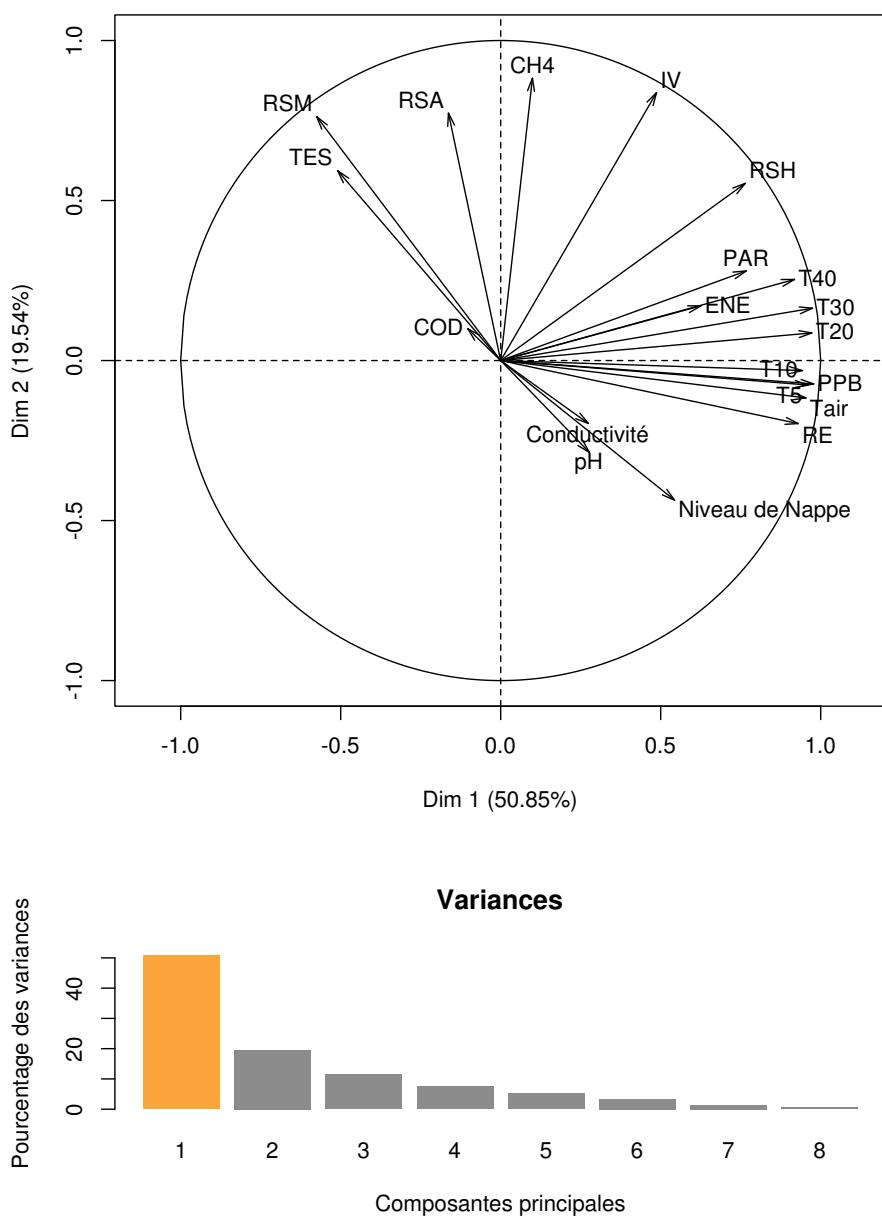


FIGURE D.4 – Dimension 1 et 2 de l'ACP avec les données de CH<sub>4</sub> (en haut), et pourcentage de variance expliquée par dimension (en bas)

## <sup>3458</sup> E Le projet CARBIODIV

<sup>3459</sup> Ce projet vise à restaurer l'hydrologie de la tourbière de La Guette et de suivre les  
<sup>3460</sup> effets de cette restauration sur les flux de carbone et la biodiversité. Ce projet implique  
<sup>3461</sup> donc des laboratoires scientifiques (ISTO, LPC2E) une cellule de recherche et déve-  
<sup>3462</sup> loppement de l'Université d'Orléans (CETRAHE), des associations (SNE, CERCOPE,  
<sup>3463</sup> LIN'Eco), et une entreprise (Environnement41).

<sup>3464</sup> Carte Nécessaire.

3465 F Calibrations flux de GES et facteurs contrôlant

3466

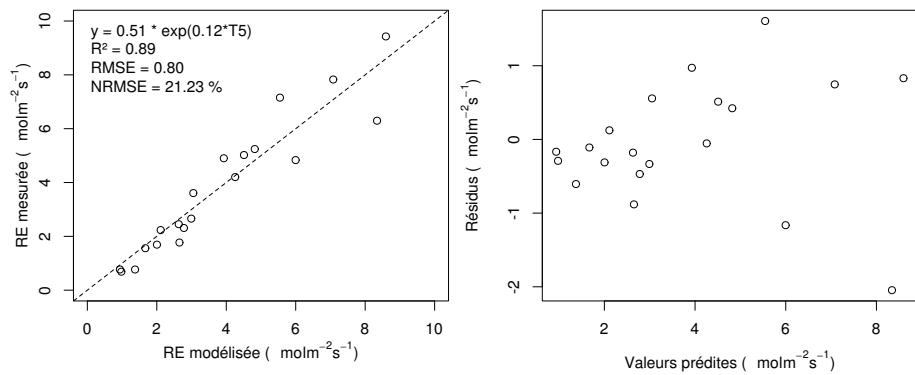


FIGURE F.5 – Résultat de la calibration de la RE avec un modèle exponentiel et en utilisant la température à -5 cm. À gauche la relation entre la RE mesurée et la RE modélisée et à droite la distribution des résidus.

<sub>3467</sub> G Cartes des flux par placettes

<sub>3468</sub> G.1 PPB

<sub>3469</sub> La calibration des placettes p05, p13 et p15 n'a pas convergée.

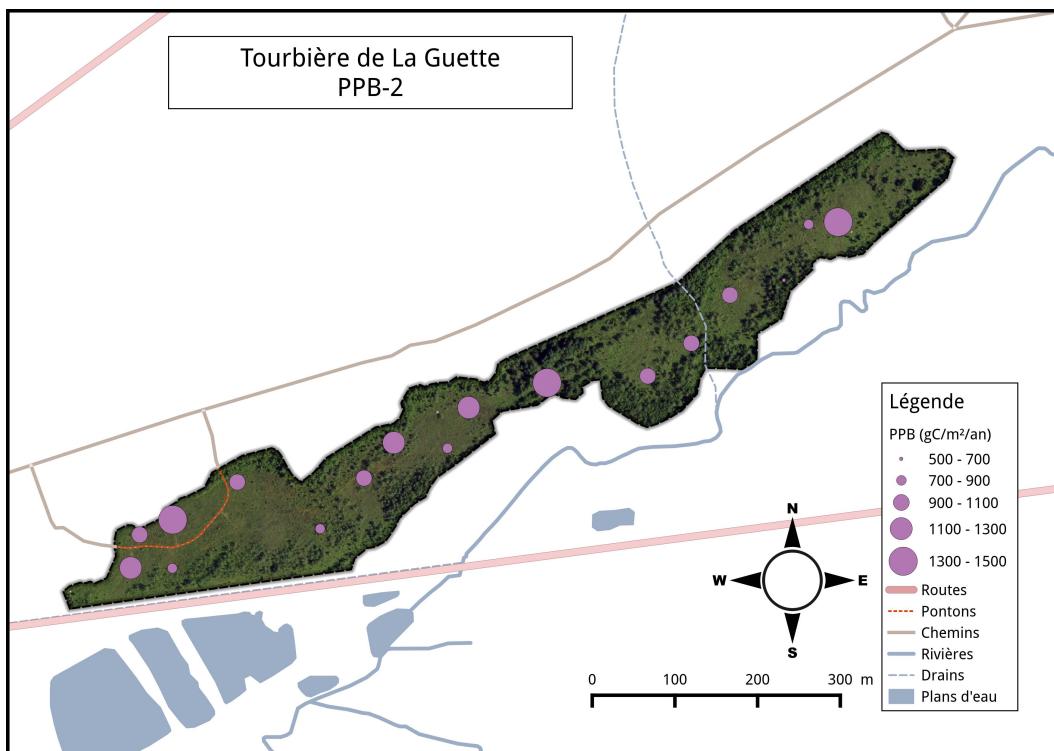


FIGURE G.6 – Répartition de RE sur la tourbière de La Guette en  $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  à partir du modèle PPB-2

## 3470 G.2 RE

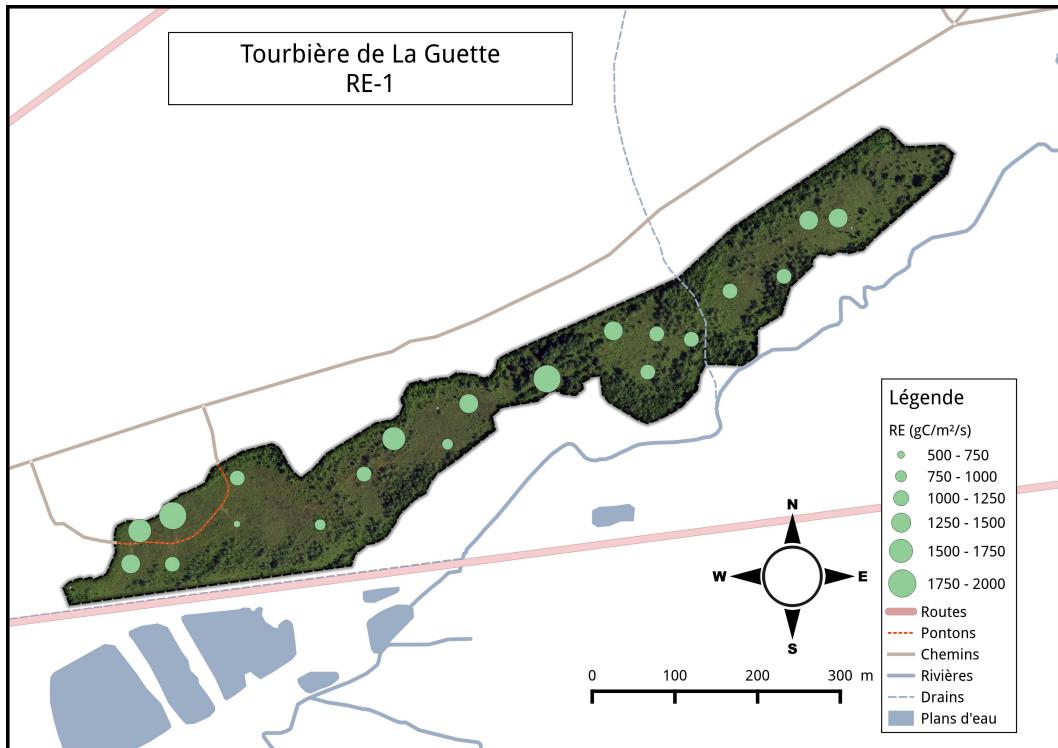


FIGURE G.7 – Répartition de RE sur la tourbière de La Guette en  $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  à partir du modèle RE-1

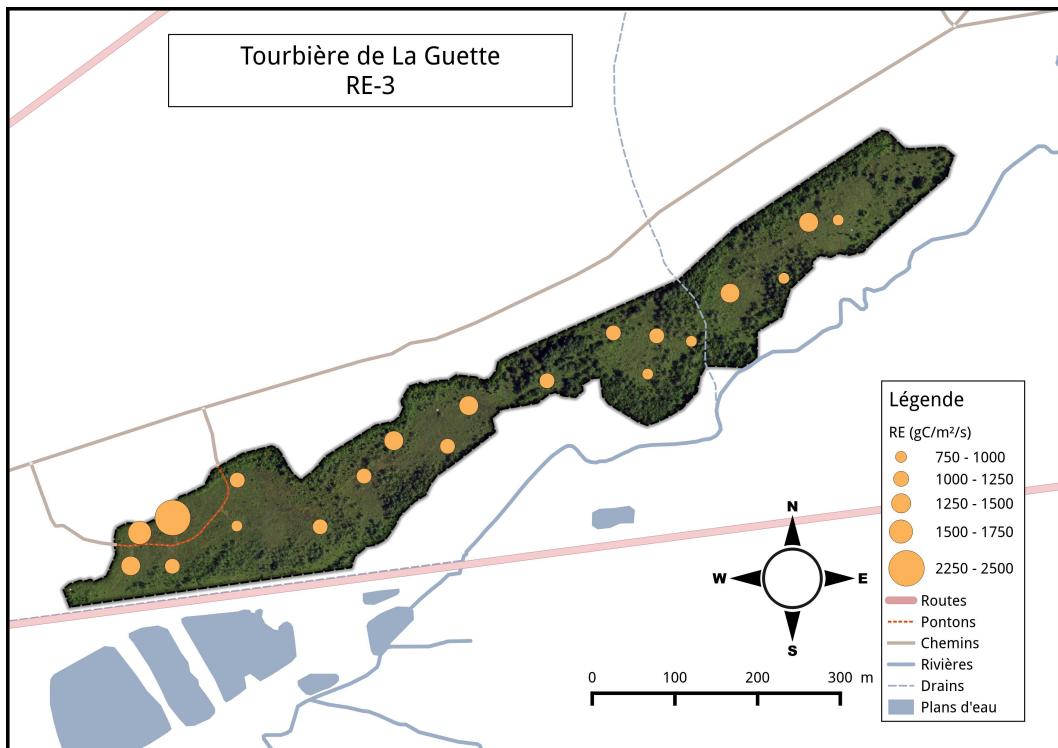


FIGURE G.8 – Répartition de RE sur la tourbière de La Guette en  $\text{gC m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  à partir du modèle RE-3

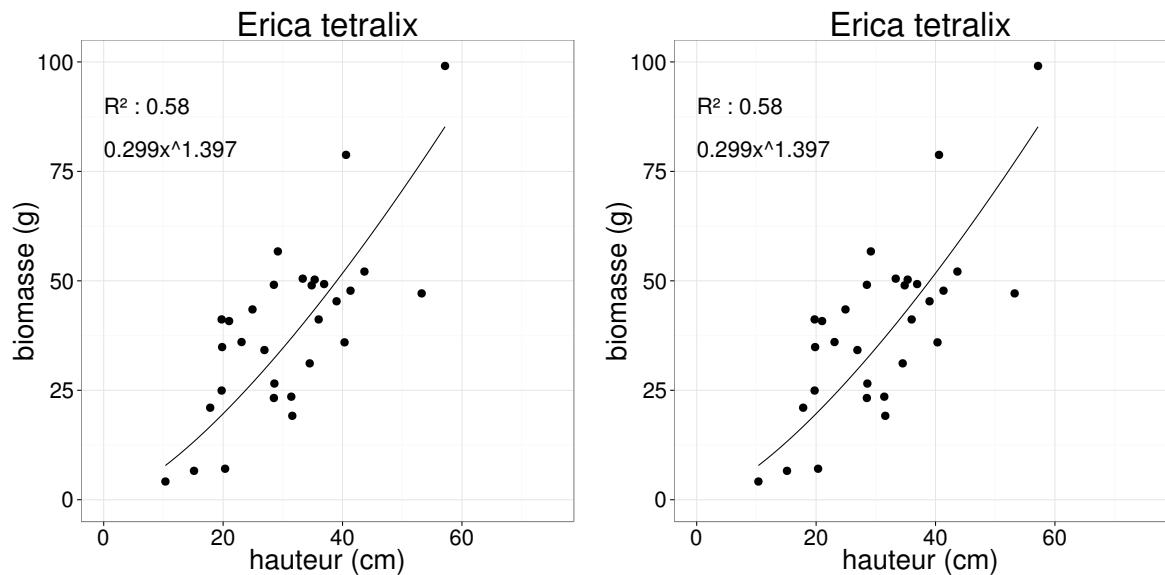


FIGURE H.9 – Calibration de la biomasse en fonction de la hauteur

## <sup>3471</sup> H protocole végétation

<sup>3472</sup> Le suivi non-destructif d'une végétation n'est pas triviale et nécessite la mise en  
<sup>3473</sup> place de protocoles particuliers en fonction du type de végétation. L'objectif est de  
<sup>3474</sup> pouvoir estimer une biomasse produite en impactant au minimum la végétation en  
<sup>3475</sup> place. Pour l'ensemble des espèces végétales présentes dans les embases servant à la  
<sup>3476</sup> mesure des flux un recouvrement à été estimé, à l'œil.

### <sup>3477</sup> La strate arbustive

<sup>3478</sup> Pour la strate arbustive des mesures de hauteur moyenne ont été effectuées, en  
<sup>3479</sup> mesurant depuis le niveau du sol, ou le toit des sphaignes, si elles étaient présentes,  
<sup>3480</sup> jusqu'au sommet de l'individu.

### <sup>3481</sup> La strate herbacée

<sup>3482</sup> Pour la strate herbacée, en 2013, 5 individus des deux espèces majoritaires (*Eriophorum vaginatum* ? *augustifolium* ?, *Molinia Caerulea*) ont été marqués afin de pourvoir  
<sup>3483</sup> les mesurer plusieurs fois au cours de la saison. Cependant les difficultés à retrouver  
<sup>3484</sup> les individus marqués couplés à la mort d'un nombre important d'entre eux n'ont pas  
<sup>3485</sup> permis d'acquérir de résultats significatifs. En conséquence en 2014 ces deux espèces  
<sup>3486</sup> ont fait l'objet de comptage exhaustif et de mesure de hauteur moyenne.  
<sup>3487</sup>

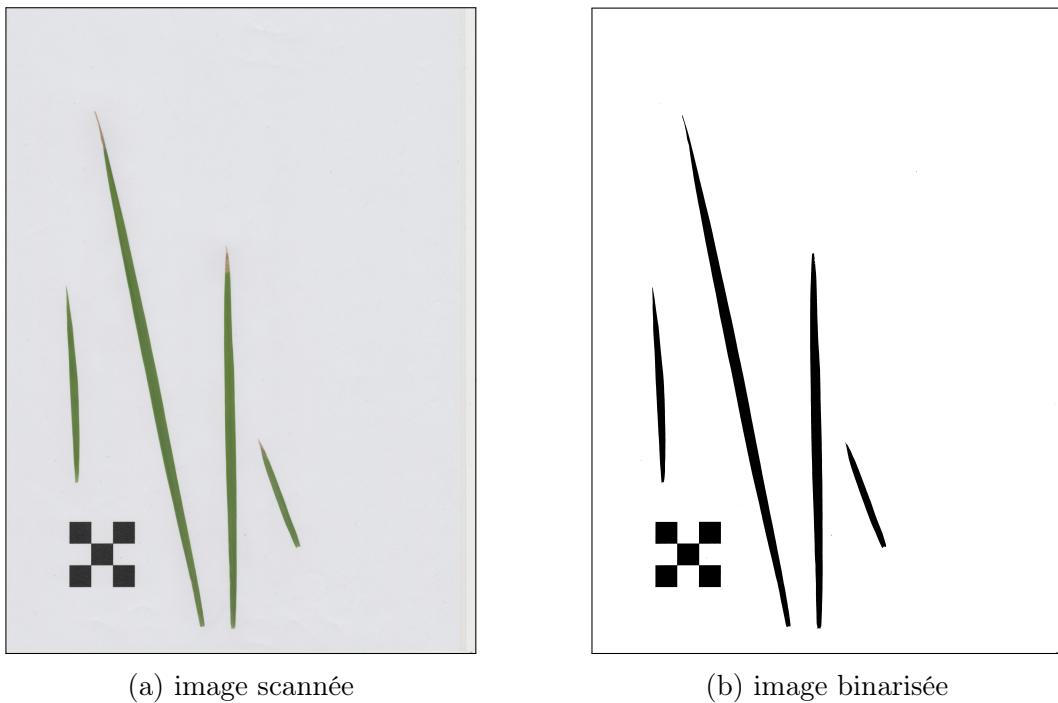


FIGURE H.10 – Scanne des feuilles

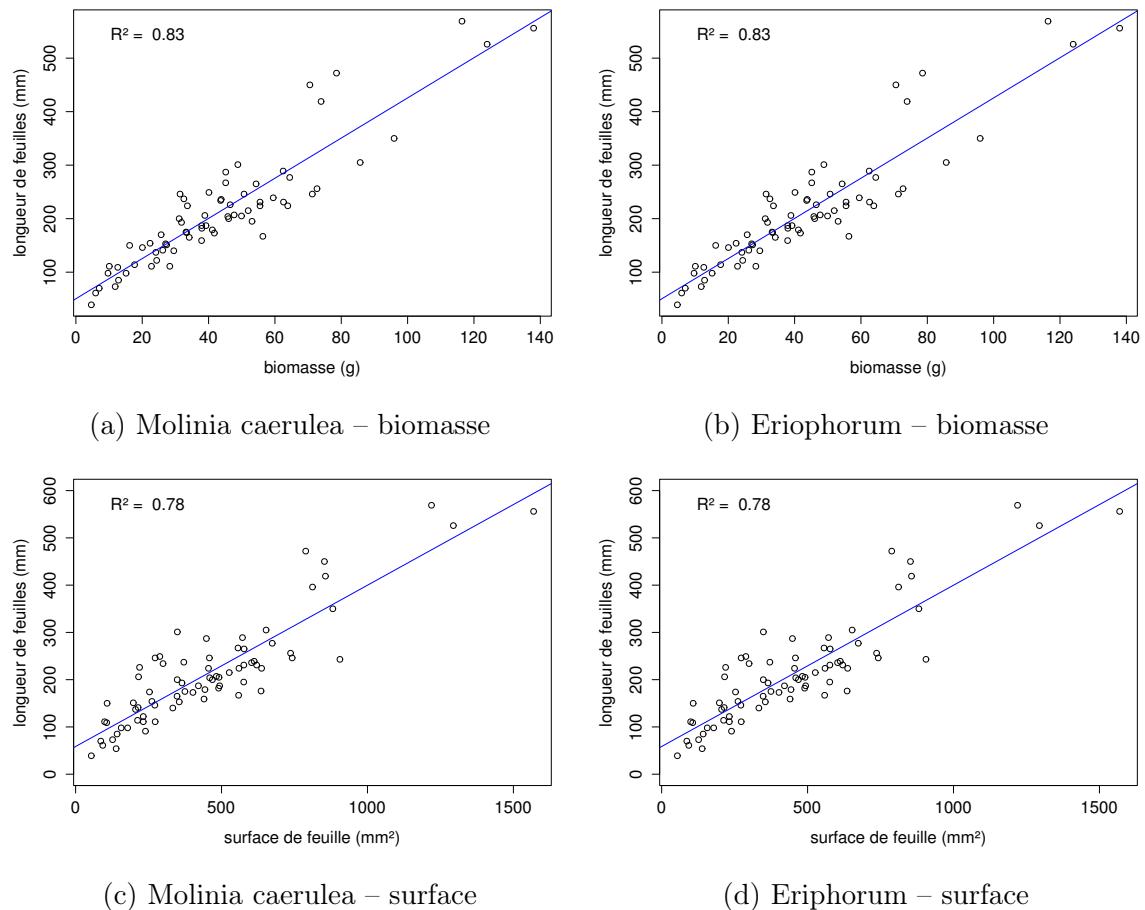


FIGURE H.11 – Calibration de la biomasse herbacées pour *Molinia Caerulea* (a), pour *Eriophorum* (b) et de la surface de feuille pour *Molinia Caerulea* (c), pour *Eriophorum* (d) en fonction de la hauteur

Tableau I.2 – 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 3.7</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 3.9</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

<sup>3488</sup> I Tableau modélisation par groupe de végé-  
<sup>3489</sup> tation

Tableau I.3 – 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 3.4 et 3.5</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 3.6 et 3.5</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

3490

Benoît D'ANGELO

3491

## Variabilité spatio-temporelle des émissions de GES dans une tourbière à Sphaignes : effets sur le bilan de carbone

3492

Les tourbières ne représentent que 2 à 3% des terres émergées mais stockent entre 10 et 25% du carbone accumulé dans les sols. Les conditions de saturation en eau importante de ces écosystèmes diminuent la décomposition des matières organiques et favorise leur préservation. Ces écosystèmes sont cependant soumis à des contraintes anthropiques et climatiques importantes qui posent la question de leur devenir ainsi que celui du stock de carbone qu'ils hébergent. Une meilleure compréhension de ces écosystèmes est nécessaire afin de déterminer quels sont les facteurs qui contrôlent leur émissions de gaz à effets de serre (GES) et surtout comment les contrôlent-ils.

Ce travail a donc consisté à suivre les émissions de GES et les facteurs contrôlant d'une tourbière de Sologne (La tourbière de La Guette) afin d'établir son bilan de carbone. En parallèle des expérimentations sur l'hydrologie ont été menées afin d'en préciser les effets sur les flux, et un suivi ponctuel sur différents sites a été réalisé dans le but d'étudier la variabilité à l'échelle journalière.

Les résultats de ces travaux montrent que la tourbière de La Guette fonctionne comme un puits de carbone et ce malgré un niveau de nappe élevé ce qui suggèrent un effet de l'histoire antérieure du site. Il montrent également l'importance de la variabilité spatiale des flux que l'on peut estimer à l'échelle d'un site. Les expérimentations confirment l'importance de l'hydrologie et mettent en avant l'importance à haut niveau de nappe d'eau de phénomènes liés au transport des gaz entre leurs zones de production et l'atmosphère. Enfin l'étude de la variabilité journalière montre que la sensibilité à la température de la respiration peut être différente le jour et la nuit et que la synchronisation entre les températures du sol et la respiration peuvent améliorer la représentation de cette dernière. Mots clés : Tourbière, Gaz à effet de serre, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, bilan de carbone

3493

**Spatio-temporal variability of Greenhouse gases emissions in a Sphagnum peatland : effects on carbon balance**

3494

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 imperdierit 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 Domitiani 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 suscepserint scripta, qui conpertis Antiochiae gestis per minorem Armeniam lapsus Constantinopolim petit.

Mots clés : mot 1, mot 2, ...

3495



LPC2E/CNRS  
3A, Avenue de la Recherche Scientifique  
45071 Orléans cedex 2  
France



