

## VULNÉRABILITÉ DES ÉCOSYSTÈMES TERRESTRES À L'AZOTE ATMOSPHERIQUE

Étude de faisabilité pour le développement d'un modèle de charges critiques  
intégrant la protection de la biodiversité végétale en France métropolitaine



Mémoire de fin d'études

ILLUSTRATION DE COUVERTURE : Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière et à longue distance (CCE-ONU).

AgroParisTech-ENGREF  
Formation des ingénieurs forestiers

EcoLab  
Laboratoire écologie fonctionnelle et  
environnement

LERFoB  
Laboratoire d'étude des ressources  
forêts – bois

# VULNÉRABILITÉ DES ÉCOSYSTÈMES TERRESTRES À L'AZOTE ATMOSPHERIQUE

Étude de faisabilité pour le développement d'un modèle de charges critiques  
intégrant la protection de la biodiversité végétale en France métropolitaine

—

Mémoire de fin d'études



## FICHE SIGNALÉTIQUE D'UN TRAVAIL D'ÉLÈVE DE LA FIF

<b>Formation des ingénieurs forestiers de l'ENGREF Agro Paris Tech</b>	<b>TRAVAUX D'ÉLÈVES</b>
<b>TITRE :</b> Vulnérabilité des écosystèmes terrestres à l'azote atmosphérique : étude de faisabilité pour le développement d'un modèle de charges critiques intégrant la protection de la biodiversité végétale en France métropolitaine.	<b>Mots clés :</b> Charges critiques, dépôts d'azote, biodiversité végétale.
<b>AUTEUR(S) :</b> Benjamin Javaux	<b>Promotion :</b> 18 <sup>e</sup> (2007-2011)
<b>Caractéristiques :</b> <del>1</del> volumes ; <del>82</del> pages ; <del>33</del> figures ; <del>7</del> annexes ; <del>6</del> cartes ; bibliographie. 9 tableaux	

### CADRE DU TRAVAIL

**ORGANISME PILOTE OU CONTRACTANT :** EcoLab, Laboratoire d'écologie fonctionnelle et environnement,  
LERFoB, Laboratoire d'étude des ressources forêt-bois

**Nom du responsable :** Anne Probst, Jean-Claude Gégout

**Fonction :** Directeurs de recherche

**Nom du correspondant ENGREF (pour un stage long) :** Jean-Claude Gégout

Tronc commun <input type="checkbox"/> Option <input type="checkbox"/> D. d'approfondissement <input checked="" type="checkbox"/>	Stage en entreprise <input type="checkbox"/> Stage à l'étranger <input type="checkbox"/> Stage fin d'études <input checked="" type="checkbox"/>  Date de remise : 29/08/2011	Autre <input type="checkbox"/>
--	--	--------------------------------

**Contrat avec Gref Services Nancy**  OUI  NON

### SUITE À DONNER (réservé au service des études)

- Consultable et diffusable
- Confidentiel de façon permanente
- Confidentiel jusqu'au / / , puis diffusable

## Résumé

---

Dans le cadre de la convention de Genève, des modèles de charges critiques sont utilisés pour évaluer la vulnérabilité des écosystèmes aux polluants atmosphériques à longue distance. Une nouvelle approche couplant un modèle biogéochimique et un modèle écologique a été proposée au niveau européen pour déterminer les charges critiques en azote. L'objectif du projet VALÉRIANE dans lequel s'inscrit le sujet de mon stage est de réaliser une étude de faisabilité pour le développement d'un modèle couplé de charges critiques en azote sur le territoire français métropolitain, en se concentrant sur les écosystèmes forestiers. Mon travail consiste à tester le couplage du modèle biogéochimique déterministe ForSAFE avec des modèles écologiques dérivés de la base de données phytoécologiques des forêts françaises EcoPlant.

## Abstract

---

Critical loads modelling is used within the Geneva Convention to evaluate the sensitivity of ecosystems to long range atmospheric pollutants. A new approach combining a biogeochemical model and an ecological model has been proposed at the european level to assess critical loads of nitrogen. The aim of the VALÉRIANE project, which the study of my intership is part of, contributes to prospect the feasibility to develop such a nitrogen critical loads combined model at the french scale, focusing on forest ecosystems. The work of my intership is to test the coupling approach on the biogeochemical determinist model ForSAFE and ecological models derived from the french phytoecological database EcoPlant.

# Remerciements

---

Je remercie Anne Probst et Jean Claude Gégout, qui m'ont consacré une partie de leur temps précieux et m'ont dispensé ensemble un encadrement de qualité. Je les remercie pour leur suivi attentif de mon travail, leurs conseils avisés, leur accessibilité et leur écoute. Je leur suis également reconnaissant d'avoir eu la possibilité de participer à un *meeting* au cours duquel la diversité d'avis scientifiques a été bénéfique pour la compréhension globale du sujet.

Je remercie les stagiaires et les thésards du LERFoB, avec qui j'ai partagé mon temps de travail et surtout l'indispensable pause thé de 16 h. Je tiens à remercier Romain Bertrand pour son aide très utile dans l'utilisation du logiciel R, Gabriela Riofriadillon avec qui j'ai pu échanger des données et tous les autres pour leurs petits coups de pouce occasionnels.

Merci à Vincent Perez, technicien en géomatique au LERFoB, pour sa disponibilité et son assistance technique.

Merci à Arnaud Mansat, ingénieur d'étude SIG à EcoLab, pour son accueil sympathique, son appui en SIG et toute l'aide apportée.

Je tiens aussi à remercier Jean Claude Pierrat, statisticien au LERFoB, qui m'a donné à plusieurs reprises des pistes concernant l'analyse statistique.

Enfin, je remercie très chaleureusement Robert Faivre, chercheur à l'INRA, qui a pris le temps de me parler des méthodes d'analyse de sensibilité.

# Tables des matières

---

<b>Remerciements</b>	<b>1</b>
<b>Tables des illustrations</b>	<b>5</b>
<b>Index alphabétique des sigles</b>	<b>7</b>
<b>Introduction</b>	<b>9</b>
<b>1. Présentation du sujet : contexte et objectifs</b>	<b>10</b>
<b>1.1. Les dépôts d'azote d'origine atmosphérique</b>	<b>10</b>
1.1.1. L'augmentation des émissions d'azote en Europe au cours de la deuxième moitié du 20 <sup>e</sup> siècle	10
1.1.1.1. Les émissions anthropiques d'azote	10
1.1.1.2. La variabilité spatiotemporelle des dépôts d'azote en France	11
1.1.2. Les impacts des dépôts d'azote sur la végétation en forêt tempérée française	12
1.1.2.1. L'augmentation de la disponibilité en nitrate et en ammonium	13
1.1.2.2. L'acidification des sols	13
1.1.2.3. L'augmentation de la sensibilité aux facteurs de stress secondaires	14
1.1.2.4. Les impacts locaux	14
1.1.2.5. Les suivis de terrain en forêt tempérée d'Europe	14
1.1.2.6. L'hypothèse de la banalisation des milieux	15
<b>1.2. L'émergence du concept de charges critiques dans les années 80</b>	<b>15</b>
1.2.1. La convention sur la pollution atmosphérique transfrontière et à longue distance	15
1.2.2. Le concept de charges critiques	16
1.2.3. Le Point focal national français	16
<b>1.3. Une nouvelle approche de modélisation des charges critiques intégrant la biodiversité</b>	<b>17</b>
1.3.1. Les 3 méthodes pour déterminer les charges critiques en azote :	17
1.3.1.1. La méthode empirique	17
1.3.1.2. Les modèles géochimiques à l'état stationnaire	18
1.3.1.3. Les modèles dynamiques intégrant la biodiversité végétale	18
1.3.2. Le sujet du stage dans le cadre du projet VALÉRIANE	19
1.3.2.1. Contexte et objectifs du projet VALÉRIANE	19
1.3.2.2. Les objectifs du stage	20
<b>2. Outils et méthodologie</b>	<b>22</b>
<b>2.1. Analyse de sensibilité du modèle biogéochimique ForSAFE</b>	<b>22</b>
2.1.1. Présentation du modèle mécanistique ForSAFE	22
2.1.2. Objectif de l'analyse de sensibilité et choix d'une méthode adaptée	24
2.1.3. Principe de la méthode de Morris	25
2.1.3.1. Le plan d'échantillonnage	25
2.1.3.2. Les indices de sensibilité	26
2.1.4. Application de la méthode de Morris sur ForSAFE	27
2.1.4.1. Génération des données climat (5 facteurs)	28
2.1.4.2. Génération des données de dépôts (8 facteurs)	28
2.1.4.3. Génération des données de sol (10 facteurs)	29
2.1.4.4. Génération des données de peuplement et gestion (1 facteur)	29

<b>2.2. La régression logistique sur les données EcoPlant</b>	<b>30</b>
2.2.1. Une base de données phytoécologiques des forêts françaises	30
2.2.2. Le choix des variables explicatives	31
2.2.3. Réalisation de la régression logistique sur les présences et absences des espèces	33
2.2.3.1. Récupération des variables explicatives	33
2.2.3.2. Filtrage des données	33
2.2.3.3. Mise en forme du jeu de données	33
2.2.3.4. Hypothèses et régression logistique	34
<b>3. Résultats</b>	<b>37</b>
<b>3.1. ForSAFE : l'influence des facteurs d'entrées du modèle</b>	<b>37</b>
3.1.1. Les indices de sensibilités pour le pH et le C/N	37
3.1.2. La représentation graphique des indices de sensibilité	38
3.1.3. Classification des facteurs d'entrée par indices de sensibilité décroissant	40
3.1.4. Le facteur temps dans l'analyse de sensibilité	42
<b>3.2. EcoPlant : outil efficace de prédiction de la composition végétale et de la biodiversité ?</b>	<b>43</b>
3.2.1. Prédiction de la composition en espèces sur un site	43
3.2.1.1. Comparaison des prédictions EcoPlant et Veg sur les 15 sites RENECOFOR	43
3.2.1.2. Comparaison des prédictions EcoPlant avec les relevés du jeu de validation	45
3.2.2. Prédiction de la biodiversité	47
3.2.2.1. Le lien entre probabilité de présence et biodiversité : un exemple avec le pH	47
3.2.2.2. Représentation de la biodiversité	48
3.2.3. Comparaison de la biodiversité modélisée et de la biodiversité observée	50
3.2.4. Étude de l'évolution de la biodiversité avec une eutrophisation et une acidification des milieux	52
3.2.4.1. Illustration du changement de communauté végétale avec une eutrophisation	52
3.2.4.1. Définition d'une réponse écologique significative	53
3.2.4.2. Changements de biodiversité avec une acidification et une eutrophisation	54
3.2.4.3. Sensibilité de la biodiversité à la diminution de pH et de C/N	58
<b>4. Discussion : évaluation de la faisabilité d'un couplage biogéochimie - écologie en utilisant ForSAFE et EcoPlant</b>	<b>59</b>
<b>4.1. Tentative de couplage ForSAFE - EcoPlant sur les 15 placettes RENECOFOR</b>	<b>59</b>
4.1.1. L'utilisation des 4 scénarios de dépôts d'azote	59
4.1.2. Évolution de la réponse écologique sur 3 placettes RENECOFOR	61
<b>4.2. Synthèse sur la faisabilité du couplage ForSAFE - EcoPlant pour déterminer les charges critiques de dépôts azotés</b>	<b>62</b>
4.2.1. Synthèse de l'analyse de sensibilité de ForSAFE	62
4.2.1.1. Peut-on adapter le niveau de complexité du modèle au contexte français ?	62
4.2.1.2. Comment varient le pH et le C/N en fonction des dépôts d'azote ?	62
4.2.1.3. Le C/N est-il l'indicateur d'azote du sol le plus sensible aux dépôts d'azote ?	63
4.2.2. Synthèse sur les travaux obtenus avec EcoPlant	63
4.2.2.1. Le C/N est-il un bon indicateur de disponibilité en azote du sol pour la végétation ?	63
4.2.2.2. En quoi EcoPlant et VEG sont deux approches de modélisation de la végétation très différentes ?	63
4.2.2.3. Quels sont les atouts d'EcoPlant par rapport à VEG ?	64
4.2.2.4. Comment varie la biodiversité le long des gradients de pH et de C/N ?	64

4.2.2.5. Quelles sont les limites d'EcoPlant ?	64
4.2.3. Synthèse sur la faisabilité du couplage	65
4.2.3.1. Quelle est la faisabilité du couplage ForSAFE-EcoPlant en définitive ?	65
4.2.3.2. Quelles sont les perspectives et les améliorations que l'on peut proposer concernant le couplage ForSAFE-EcoPlant ?	65
<b>Conclusion</b>	<b>67</b>
<b>Références bibliographiques</b>	<b>68</b>
<b>Liste des contacts</b>	<b>72</b>
<b>Table des annexes</b>	<b>74</b>
Annexe 1. — les 8 protocoles de la convention de Genève.	76
Annexe 2. — Carte des charges critiques d'azote eutrophisant modélisées avec le modèle <i>SMB</i> .	77
Annexe 3. — Les entrées de ForSAFE.	78
Annexe 4. — Les sorties de ForSAFE.	79
Annexe 5. — Schéma descriptif du fonctionnement concret de ForSAFE (fichiers d'entrées, de sorties et scripts).	80
Annexe 6. — évolution du pH pour les 4 scénarios sur les 15 placettes RENECOFOR.	81
Annexe 7. — évolution du C/N pour les 4 scénarios sur les 15 placettes RENECOFOR.	82

---

# Tables des illustrations

---

Les illustrations sans sources sont celles de l'auteur de ce rapport.

## CARTES

CARTE 1. — Variabilité spatiale des dépôts moyens de nitrates en France ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ). _____	12
CARTE 2. — Variabilité spatiale des dépôts moyens d'ammonium en France ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ). _____	12
CARTE 3. — Les 15 sites RENECOFOR constituant les fichiers d'entrées de ForSAFE. _____	23
CARTE 4. — Les relevés EcoPlant utilisés pour faire la régression logistique. _____	34
CARTE 5. — Représentation de la biodiversité forestière en multivarié, en fonction des 5 variables écologiques. _____	49
CARTE 6. — Changements de biodiversité associés à une diminution de $\text{pH} = 0,3$ et une diminution de $\text{C/N} = 3$ . _____	57

## FIGURES

FIGURE 1. — Schéma typique du cycle de l'azote terrestre. _____	10
FIGURE 2. — Évolution des dépôts de nitrate en France de 1880 à 2010. _____	11
FIGURE 3. — Évolution des dépôts d'ammonium en France de 1880 à 2010. _____	11
FIGURE 4. — Pays ayant ratifié la convention de Genève de 1979. _____	16
FIGURE 5. — Les instances régissant le contrôle de la pollution atmosphérique en Europe. _____	17
FIGURE 6. — Illustration de la chaîne de couplage biogéochimie – écologie pour la détermination des charges critiques. _____	20
FIGURE 7. — Fonctionnement du modèle ForSAFE-VEG. _____	22
FIGURE 8. — Les 4 scénarios de dépôts de nitrate oxydé ( $\text{NO}_x$ ) en $\text{meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ (moyenne sur les 15 sites Renecofor). _____	23
FIGURE 9. — Représentation théorique d'un modèle. _____	24
FIGURE 10. — Exemple de plan d'échantillonnage de Morris dans un espace à deux dimensions. _____	26
FIGURE 11. — Graphique théorique ( $\mu^*, \sigma$ ) issu de la méthode de Morris pour un modèle à trois facteurs. _____	27
FIGURE 12. — Séries de températures moyennes annuelles issues des 15 placettes RENECOFOR. _____	28
FIGURE 13. — Principe de la régression logistique : passage des présences – absences (0/1) à la réponse écologique d'une espèce le long d'un gradient. _____	31
FIGURE 14. — Un exemple de réponse écologique ( <i>Quercus robur</i> ). _____	35
FIGURE 15. — Synthèse sur les étapes de la régression logistique. _____	36
FIGURE 16. — Les graphiques ( $\mu^*, \sigma$ ) issus de la méthode de Morris pour 6 sorties de ForSAFE (année 2000). _____	38
FIGURE 17. — Focalisation sur les facteurs ayant des influences plus faibles sur les sorties à partir des graphiques ( $\mu^*, \sigma$ ) _____	39
FIGURE 18. — Résultats de l'analyse de sensibilité sur la sortie pH pour 3 années. _____	42
FIGURE 19. — Indices de similarité en fonction du nombre d'espèces par relevé. _____	46
FIGURE 20. — Probabilité de présence des espèces et biodiversité. _____	47
FIGURE 21. — Représentation de la biodiversité en univarié le long du gradient de pH (à gauche) et le long du gradient de C/N (à droite). _____	48
FIGURE 22. — Représentation des optimums et amplitudes des espèces le long du gradient de pH (à gauche) et le long du gradient de C/N (à droite). _____	48
FIGURE 23. — Représentation de la biodiversité en bivarié en fonction du pH et du C/N. _____	49
FIGURE 24. — Régressions de Poisson sur les données de biodiversité observée. _____	50

FIGURE 25. — Représentation de la biodiversité modélisée et observée en fonction du pH (à gauche) et du C/N (à droite).	51
FIGURE 26. — Optimums et amplitudes des espèces végétales les plus fréquentes.	52
FIGURE 27. — Variation de la biodiversité le long du gradient de pH.	53
FIGURE 28. — Boxplots du nombre d'espèces par relevé EcoPlant.	54
FIGURE 29. — Changement de biodiversité le long du gradient de pH avec une diminution de pH = 0,5.	55
FIGURE 30. — Changement de biodiversité le long du gradient de C/N avec une diminution de C/N = 5.	55
FIGURE 31. — Sensibilité de la perte de biodiversité le long du gradient de pH et de C/N.	58
FIGURE 32. — Scénarios de dépôts (1) d'azote oxydé, (2) d'azote réduit et (3) de soufre (moyenne sur les 15 placettes RENEFOFOR).	59
FIGURE 33. — Évolution de la réponse écologique des 3 sites réactifs, CHS 41, EPC08 et HET54a en fonction des scénarios CLE, MFR et NOC.	61

## TABLEAUX

TABLEAU 1. — Bornes inférieures et supérieures des dépôts mesurés RENEFOFOR ( $\text{meq.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ). Source : fichiers de dépôts de ForSAFE.	28
TABLEAU 2. — Synthèse sur l'échantillonnage des facteurs d'entrée.	30
TABLEAU 3. — Hiérarchisation des facteurs d'entrée selon leurs effets linéaires pour le pH du premier horizon (à gauche) et le C/N de la matière organique du sol (à droite).	37
TABLEAU 4. — Classement des facteurs d'entrée selon $\mu^*$ décroissant.	40
TABLEAU 5. — Classement des facteurs d'entrée selon $\sigma$ décroissant.	41
TABLEAU 6. — Comparaison des espèces prédites par EcoPlant et Veg avec les espèces du site Renecofor CHS 41.	44
TABLEAU 7. — Confrontation des prédictions EcoPlant et VEG sur les 15 placettes RENEFOFOR.	45
TABLEAU 8. — Pouvoir prédictif moyen d'EcoPlant sur un jeu de données indépendant.	46
TABLEAU 9. — Couplage biogéochimie – écologie pour les 15 placettes RENEFOFOR (année 2040)	60

# Index alphabétique des sigles

---

## FRANÇAIS

ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'eau
AFC	Analyse factorielle des correspondances
AgroParisTech	Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement
APR	Appel à projet de recherche
CATAENAT	<u>C</u> harge <u>a</u> cide totale d'origine <u>a</u> tmosphérique dans les <u>é</u> cosystèmes <u>n</u> aturels <u>t</u> errestres
CCE	Centre de coordination pour les effets
CITEPA	Centre interprofessionnel technique d'étude de la pollution atmosphérique
CNRS	Centre national de la recherche scientifique
COV	Composés organiques volatiles
CPATLD	Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière et à longue distance
EcoLab	Laboratoire écologie fonctionnelle et environnement : unité mixte de recherche (UMR 5245) du CNRS, de l'Université Paul Sabatier–Toulouse III et de l'Institut National Polytechnique de Toulouse
EEF	Écologie et écophysologie forestière (UMR INRA)
GTE	Groupe de travail sur les effets
IFN	Institut forestier national
INRA	Institut national de la recherche agronomique
LERFoB	<u>L</u> aboratoire d' <u>é</u> tude des <u>r</u> essources <u>f</u> orêts – <u>b</u> ois (UMR AgroParisTech-ENGREF-INRA)
PIC	Programme international concerté
POP	Polluants organiques persistants
PRIMEQUAL	<u>P</u> rogramme de recherche <u>i</u> nterorganisme pour une <u>m</u> eilleure <u>q</u> ualité de l'air à l'échelle locale
RENECOFOR	<u>R</u> éseau <u>n</u> ational de suivi à long terme des <u>é</u> cosystèmes <u>f</u> orestiers
VALÉRIANE	<u>V</u> ulnérabilité des <u>é</u> cosystèmes à l' <u>a</u> zote d' <u>o</u> rigine <u>a</u> tmosphérique – vers un modèle de charges critiques en <u>N</u> intégrant la protection de la biodiversité végétale du territoire français

## ANGLAIS

ANOVA	Analysis of Variance
BKD	Background scenario
CCE	Coordination Centre for Effect
CLE	Current Legislation scenario
DYNAMO	<u>D</u> ynamic <u>M</u> odelling of vegetation changes in response to N atmospheric deposition on French forest ecosystems for the next call for data to determine the N critical Loads
GLM	Generalized Linear Model
ICP	International Cooperative Programme
LRTAPC	Long-Range Transboundary Air Pollution Convention
MFR	Maximum Feasible Reduction scenario
NOC	No Control scenario
OAT	One Factor at a Time
SMB	Steady States Mass Balance
WGE	Working Group on Effect

# Introduction

---

Dans les années 1980, l'épisode des pluies acides associé au dépérissement des forêts en Europe a préoccupé la communauté scientifique. Depuis 1990, l'acidification a diminué, en particulier grâce à la réduction des émissions de soufre, et la superficie du territoire européen menacé d'acidification est passée de 48 % en 1980 à 12 % en 2000. Cependant, tandis que les émissions de soufre ont diminué, les émissions d'azote sont restées élevées, surtout en Hollande, en partie au Danemark, au Royaume-Uni et en Allemagne. Ainsi, aujourd'hui, la préoccupation internationale porte sur les dépôts d'azote qui engendrent une eutrophisation et une acidification des milieux (de Vries et al., 2007). L'azote est reconnu comme étant le polluant atmosphérique qui affecte le plus la biodiversité végétale, sans parler de ses impacts sur la biodiversité faunistique, la qualité de l'eau et les émissions de gaz à effet de serre. Phoenix et al. (2006) qualifient les dépôts d'azote de vecteur important de perte de biodiversité et Sala et al. (2000) classent les dépôts d'azote comme étant la troisième cause de perte de biodiversité à large échelle après l'occupation du territoire et le changement climatique.

Les enjeux et les effets liés à la pollution atmosphérique ont notamment conduit à l'adoption de la Convention de Genève de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière et à longue distance. Plus tard, le concept de seuil de dépôts atmosphériques à ne pas dépasser, appelé charge critique, est apparu. Les charges critiques sont au cœur des processus d'étude et de régulation des polluants atmosphériques. Diverses méthodes ont déjà été développées pour les calculer en Europe et en France, d'abord concernant le soufre, ensuite concernant l'azote et d'autres polluants comme les métaux lourds ou les composés organiques. Une nouvelle approche de détermination des charges critiques intégrant la biodiversité végétale a récemment été proposée : en application aux dépôts azotés, elle repose sur le principe selon lequel l'eutrophisation et l'acidification des milieux modifient la végétation de façon notable. En définissant une réponse écologique significative, il est alors possible de déterminer un flux critique (ou charge critique) des dépôts azotés. Les calculs de charges critiques selon cette nouvelle approche sont basés sur le couplage de modèles dynamiques biogéochimiques et phytoécologiques. L'objectif de mon stage est d'explorer la faisabilité d'un tel couplage, en vue de déterminer les charges critiques en azote dans les écosystèmes forestiers français. Mon travail se place dans le cadre du projet VALÉRIANE, à l'interface entre le laboratoire ÉcoLab, spécialisé dans les sciences du sol et de la pollution atmosphérique, et le LERFoB, spécialisé dans le domaine de la végétation forestière.

Dans une première partie de présentation du sujet, le travail du stage sera replacé dans son contexte et les questions soulevées par le projet seront clairement définies. Dans une deuxième partie, les modèles utilisés seront détaillés, ainsi que la méthodologie employée pour répondre aux questions soulevées. Dans une troisième partie, les résultats seront exposés, d'une part pour le modèle biogéochimique ForSAFE, et d'autre part concernant les modèles de végétation EcoPlant. Enfin, dans une dernière partie, la synthèse sera faite des résultats pour répondre à la question initiale de la faisabilité du couplage.

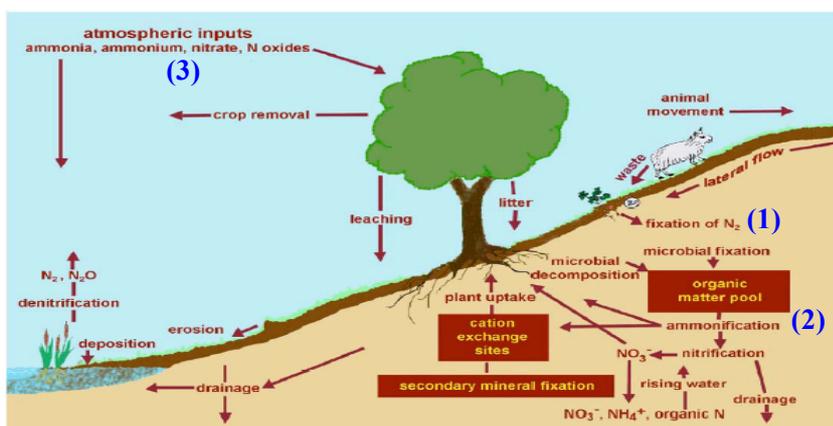
# 1. Présentation du sujet : contexte et objectifs

## 1.1. Les dépôts d'azote d'origine atmosphérique

### 1.1.1. L'augmentation des émissions d'azote en Europe au cours de la deuxième moitié du 20<sup>e</sup> siècle

#### 1.1.1.1. Les émissions anthropiques d'azote

Les espèces végétales absorbent l'azote du sol sous la forme d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) et de nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ) pour synthétiser leurs acides aminés et leurs acides nucléiques. Cet azote assimilable peut entrer dans les écosystèmes par plusieurs voies : la fixation (1), la minéralisation (2) et les dépôts atmosphériques (3) (Bobbink et al., 2010).



Signification des termes anglais :

*Ammonification* : ammonification, *animal movement* : déplacements animaux, *atmospheric inputs* : apports atmosphériques, *cations exchange sites* : sites de fixation des cations basiques, *crop removal* : prélèvements sylvicoles, *denitrification* : dénitrification, *deposition* : dépôts, *fixation of  $\text{N}_2$*  : fixation de  $\text{N}_2$ , *lateral flow* : flux latéraux, *leaching* : écoulement, *litter* : litière, *microbial decomposition* : décomposition microbienne, *nitrification* : nitrification, *organic matter pool* : matière organique, *plant uptake* : assimilation par les plantes, *rising water* : réservoir d'eau, *secondary mineral fixation* : fixation minérale secondaire, *waste* : perte.

FIGURE 1. — Schéma typique du cycle de l'azote terrestre. Source : Cresser et al. (2008)

La fixation de l'azote est assurée par certains procaryotes qui transforment le diazote ( $\text{N}_2$ ) inerte en minéraux assimilables par les végétaux. Ces bactéries sont à l'état libre dans le sol ou en symbiose avec certaines familles végétales (les légumineuses principalement). La minéralisation correspond à la dégradation de l'azote organique en azote minéral, elle est effectuée par des détritivores bactériens et fongiques. Les dépôts atmosphériques constituent la troisième source d'azote dans un écosystème. L'azote réactif en suspension dans l'atmosphère provient de réactions chimiques naturelles utilisant l'énergie des éclairs, des rayons ultraviolets et des rayons infrarouges (Campbell et Reece, 2004). Les dépôts atmosphériques qui en résultent sont, à l'état naturel, une source d'azote mineure pour les écosystèmes, mais suite aux révolutions agricoles et industrielles, les émissions d'azote d'origine anthropique ont considérablement augmenté en Europe, et les dépôts atmosphériques sont devenus une source importante, voire parfois la source principale d'azote d'un écosystème. L'azote anthropique est émis dans l'atmosphère sous forme oxydée ( $\text{NO}_x$ ) avec la combustion d'énergie fossile et de la biomasse, sous forme réduite ( $\text{NH}_y$ ) avec la libération de fertilisants et engrais, ou sous forme organique (Bobbink et al., 2010). Les particules d'azote émises se déposent ensuite sur le sol par dissolution dans les eaux de pluie ou par sédimentation avec de fines poussières ou d'autres particules, on distingue alors les dépôts humides et les dépôts secs. L'azote réactif émis dans l'atmosphère est

transporté par les courants aériens et peut parcourir jusqu'à plusieurs milliers de kilomètres, ce qui explique la préoccupation à l'échelle européenne des retombées atmosphériques d'azote.

### 1.1.1.2. La variabilité spatiotemporelle des dépôts d'azote en France

Le programme de modélisation EMEP (*European Monitoring and Evaluation Program*, cf. partie 1.2.2.2) permet de décrire la variabilité spatiotemporelle des dépôts de nitrate et d'ammonium en France. Ces données, stockées sous la forme de fichiers textes d'entrées dans le modèle ForSAFE, couvrent la France selon une maille de 50 km x 50 km sur la période 1880 – 2010.

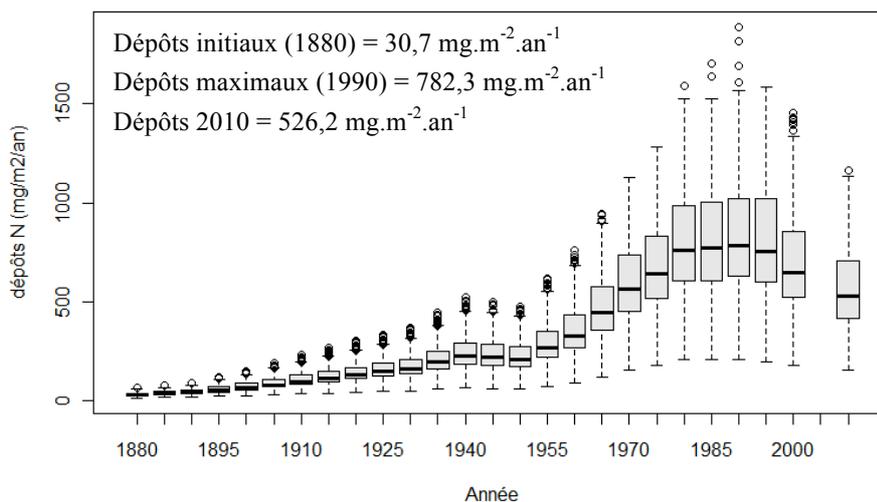


FIGURE 2. — *Évolution des dépôts de nitrate en France de 1880 à 2010.*  
D'après les données EMEP du modèle ForSAFE.

La variabilité temporelle est représentée par la médiane des 26 *boxplots* calculée tous les 5 ans. Chaque *boxplot* comprend les quartiles et les valeurs extrêmes, ce qui donne aussi une idée de la variabilité spatiale. Sur la période 1880 – 1990, les dépôts de nitrate ont été multipliés par 26. Sur les 20 dernières années (1990 – 2010), les dépôts ont diminué de 37 %. Cette baisse est conforme aux données du CITEPA, le centre interprofessionnel technique d'étude de la pollution atmosphérique, qui estime l'évolution d'émission d'oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ) à  $-39\%$  entre 1990 et 2009.

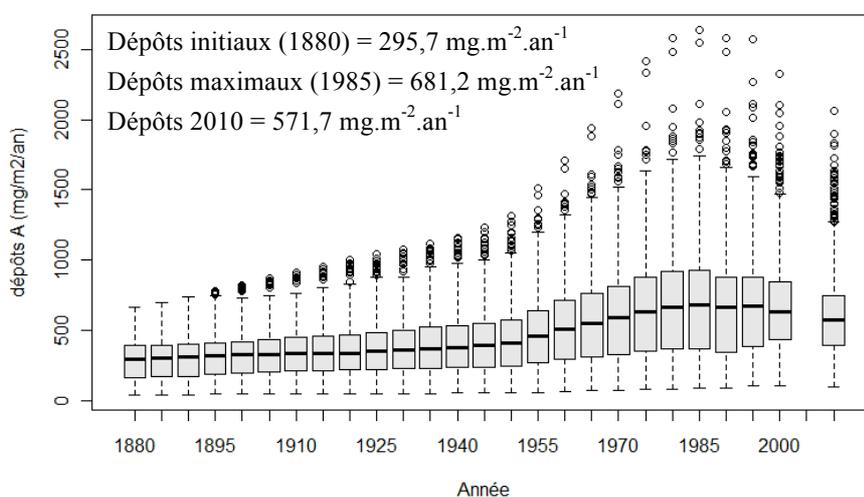
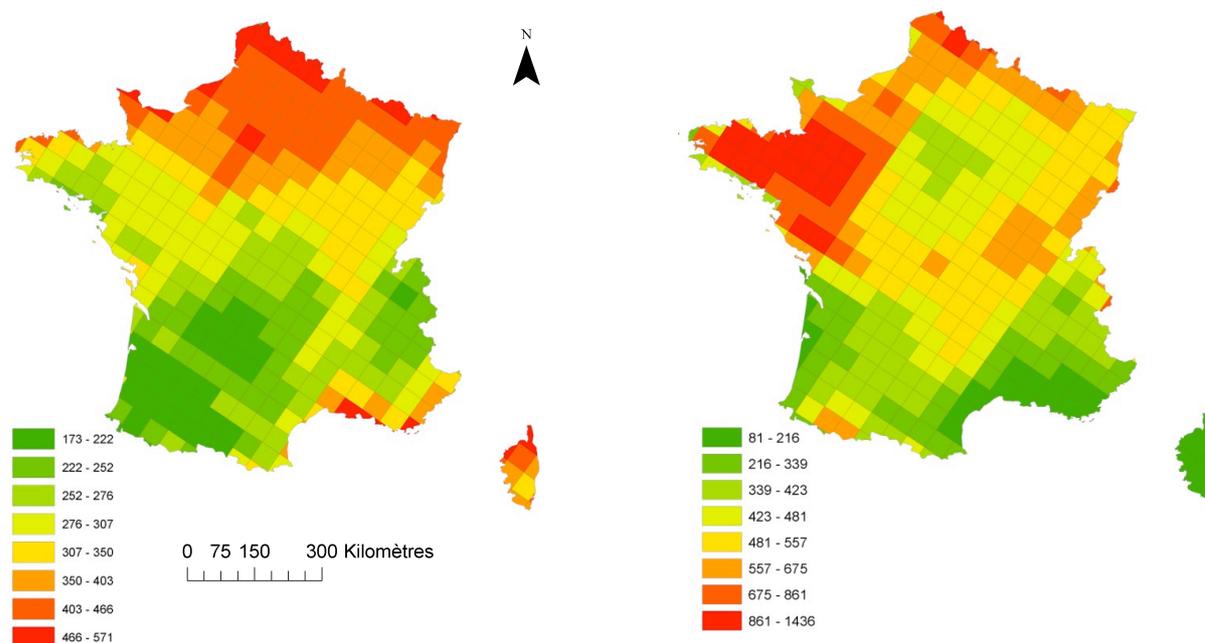


FIGURE 3. — *Évolution des dépôts d'ammonium en France de 1880 à 2010.*  
D'après les données EMEP du modèle ForSAFE.

Les dépôts d'ammonium n'augmentent pas autant que les dépôts de nitrate ; sur la période 1880 - 1985, les dépôts ont seulement été multipliés par 2,3. Mais leur baisse est relativement moins significative puisque de 1985 à 2010, les dépôts d'ammonium n'ont diminué que de 16 %. De plus, on peut noter des valeurs extrêmes assez élevées à l'échelle spatiale.



CARTE 1. — Variabilité spatiale des dépôts moyens de nitrates en France ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ).

D'après les données EMEP du modèle ForSAFE.

CARTE 2. — Variabilité spatiale des dépôts moyens d'ammonium en France ( $\text{mg.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$ ).

D'après les données EMEP du modèle ForSAFE.

La moyenne des valeurs de dépôts d'azote a été calculée sur la période 1880 – 2010. Les dépôts de nitrate sont globalement très importants dans le Nord et le Nord-Est de la France. Les dépôts d'ammonium, ayant surtout une origine agricole, sont plutôt élevés en Bretagne et dans le Nord de la France.

### 1.1.2. Les impacts des dépôts d'azote sur la végétation en forêt tempérée française

Les études en Europe et en Amérique du nord montrent que la sévérité des effets de l'azote transporté par le vent dépend de trois facteurs (Bobbink et al., 2010) :

- la durée du dépôt, la quantité totale et la forme d'azote déposé,
- la sensibilité intrinsèque des espèces végétales présentes,
- les conditions abiotiques dans l'écosystème, notamment le pouvoir tampon du milieu, la disponibilité en nutriments et d'autres facteurs du sol, qui influencent la nitrification et le taux d'immobilisation de l'azote.

Les dépôts d'azote sont particulièrement importants en forêt à cause de la grande surface et de l'irrégularité du couvert arboré qui joue un rôle filtrant et qui capte les gaz, les aérosols et les

gouttelettes de nuages contenant de l'azote réactif. Certaines espèces, comme l'épicéa, captent davantage les particules atmosphériques que d'autres espèces à cause de leur surface de contact très élevée. L'apport atmosphérique d'azote est également plus important en altitude, donc les forêts d'altitude sont des milieux très sensibles aux dépôts d'azote (Bobbink et al., 2010). La plupart des études faisant le lien entre les dépôts d'azote et la diversité végétale se basent sur des expériences ou des suivis de terrain et se focalisent sur la strate herbacée qui concentre une bonne partie de la diversité végétale (Bobbink et al., 2010). Les scientifiques ont clairement montré que les communautés herbacées étaient sensibles aux ajouts d'azote de l'ordre de grandeur des dépôts d'origine anthropiques (Gilliam, 2006). Les dépôts d'azote agissent de trois façons principales sur la végétation : ils engendrent une augmentation de la disponibilité en nitrate et en ammonium, une acidification des sols et une amplification de la sensibilité aux facteurs de stress secondaires (Bobbink et al., 1998).

### ***1.1.2.1. L'augmentation de la disponibilité en nitrate et en ammonium***

L'accumulation de composés azotés augmente la disponibilité en nitrate et en ammonium dans le sol ; ce processus sera qualifié d'eutrophisation dans la suite du rapport. Selon le CITEPA, l'eutrophisation correspond à une perturbation de l'équilibre biologique des sols et des eaux due à un excès d'azote par rapport à la capacité d'absorption des écosystèmes. La disponibilité en nutriments est un facteur important qui détermine la composition en espèces de la végétation et l'azote est souvent un nutriment limitant pour les plantes dans beaucoup d'écosystèmes sensibles. La majeure partie des espèces est adaptée à des conditions de faible disponibilité en azote, pour lesquelles la diversité spécifique est importante (Bobbink et al., 1998 ; Bobbink et al., 2010). L'eutrophisation change les relations de compétition interspécifique et modifie les communautés végétales, elle favorise les espèces nitrophiles au détriment des espèces caractéristiques du milieu initial et entraîne une perte drastique de la diversité végétale (Bobbink et al., 1998). Ainsi, des apports constants d'azote en forêt désavantagent les espèces des milieux oligotrophes et mésotrophes qui ne savent tirer profit des ressources importantes d'azote comme le font les espèces nitrophiles. C'est le principe d'exclusion d'espèces par la compétition (Gilliam, 2006). Cependant, dans certains cas, particulièrement dans des conditions de déficience importante en nutriments, la diversité spécifique peut augmenter avec un enrichissement en azote car les espèces intolérantes aux conditions extrêmes peuvent alors s'installer (Bobbink et al., 1998 ; De Vries et al., 2010). Même si le nombre d'espèces augmente, les espèces typiques associées à ces conditions difficiles disparaissent quand même.

### ***1.1.2.2. L'acidification des sols***

Les composés azotés sont acidifiants (Bobbink et al., 1998 ; Bobbink et al., 2010 ; De Vries et al., 2010), et entraînent à long terme une perte du pouvoir tampon, une diminution du pH, une augmentation de la lixiviation des cations basiques, une hausse de la concentration en métaux potentiellement toxiques (principalement l'ion aluminium  $Al^{3+}$ ), une diminution de la nitrification et une accumulation de litière. Dans cette situation, les espèces résistantes aux milieux acides deviennent dominantes et les espèces adaptées aux pH intermédiaires disparaissent.

### **1.1.2.3. L'augmentation de la sensibilité aux facteurs de stress secondaires**

Les dépôts d'azote peuvent aussi affecter la sensibilité des espèces aux facteurs de stress secondaires (Bobbink et al., 1998 ; Gilliam, 2006 ; Bobbink et al., 2010). La résistance aux pathogènes et aux insectes peut être amoindrie à cause de la diminution de la vitalité des plantes, tandis que l'augmentation de concentration en azote dans les feuilles peut accroître l'herbivorie. De plus, en lien avec les modifications de disponibilité en azote, les changements de la physiologie des plantes, de l'allocation de la biomasse (caractérisée par le ratio racines sur pousses) et des relations symbiotiques avec les mycorhizes ont une influence sur la sensibilité des espèces au gel et à la sécheresse. Enfin, l'azote excédentaire favoriserait aussi l'implantation de certaines espèces exotiques invasives.

### **1.1.2.4. Les impacts locaux**

En plus des trois impacts majeurs développés ci dessus, Bobbink et al. (2010) évoquent la toxicité directe des gaz et aérosols azotés sur les parties aériennes des plantes, à proximité immédiate des sources d'émission, et les effets négatifs des formes d'azote réduites (ammonium et ammoniac) sur les espèces sensibles, surtout dans les habitats où les nitrates sont la forme d'azote majeure. Ces deux phénomènes plutôt locaux ne rentrent pas vraiment dans le cadre d'une étude à grande échelle des polluants atmosphériques à longue distance. Dans la suite de ce travail, on s'attachera surtout à étudier les effets de l'eutrophisation et de l'acidification sur la végétation des forêts françaises.

### **1.1.2.5. Les suivis de terrain en forêt tempérée d'Europe**

Les impacts des dépôts d'azote sur la végétation des forêts tempérées européennes ont été étudiés par l'intermédiaire de suivis notamment au Royaume-Uni, au Danemark, en Allemagne, en Suisse et en France (Bobbink et al., 2010). De façon générale, les observations de terrain révèlent souvent un changement des communautés lié à un enrichissement en espèces nitrophiles et à une disparition d'espèces adaptées aux milieux pauvres en azote. Thimonier et al. (1994) ont mené une étude sur l'évolution de la végétation associée aux hêtraies et chênaies de la plaine de Lorraine (France). 47 sites initialement relevés en 1972 ont été de nouveau relevés en 1991, ces sites se trouvaient en partie sur des sols acides et en partie sur des sols calcaires. Une analyse multivariée a révélé que seuls les sites en sols acides se sont acidifiés et que tous les sites (calcaires et acides) se sont eutrophisés au cours des 20 années. Le nombre moyen d'espèces par relevé est passé de 32 en 1972 à 39 en 1991, cette augmentation de diversité sur les sites (appelée diversité  $\alpha$ ) est indépendante des changements d'acidité mais est fortement corrélée au processus d'eutrophisation. La diversité totale (diversité  $\gamma$ ) a également augmenté, elle est passée de 161 espèces pour 972 ha en 1972 à 186 pour 290 ha en 1991. Dans le cas de cette étude, la biodiversité végétale (à l'échelle locale et régionale) semble avoir augmenté avec l'eutrophisation. Malgré tout, il est en général difficile de tirer des conclusions de suivis de végétation car les dépôts ne sont pas le seul facteur variable. Il faut également prendre en compte les effets d'autres facteurs tels que les pratiques de gestion, le stade de croissance des peuplements, *etc.* De plus, il est possible que les écosystèmes européens aient déjà vécu des pertes de diversité à cause des dépôts (Bobbink et al., 2010), ce qui biaise les observations.

### **1.1.2.6. L'hypothèse de la banalisation des milieux**

Conjointement à tous les effets communément admis causés par les dépôts d'azote, Gilliam (2006) émet l'hypothèse que ces derniers pourraient aussi réduire l'hétérogénéité spatiale de la disponibilité en azote du sol. Cela conduirait à une banalisation des milieux et de la flore essentiellement herbacée, et à une diminution de la diversité spécifique. Cette hypothèse soulève la question de l'échelle spatiale à laquelle la biodiversité est définie et laisse supposer que même si la biodiversité  $\alpha$  (locale) augmente, la biodiversité  $\gamma$  (régionale) pourrait diminuer à cause du phénomène de banalisation.

En définitive, les dépôts d'azote sont bien souvent associés à une perte de biodiversité, mais cela ne semble pas être systématiquement le cas, et l'échelle spatiale à laquelle on se place est un facteur clé à bien définir pour étudier les évolutions de biodiversité. Les résultats de biodiversité modélisée à partir des relevés EcoPlant le long des gradients de pH et de C/N, présentés dans la suite du rapport, permettront d'alimenter la discussion pour les forêts françaises. Le terme de biodiversité désignera, dans la suite du rapport, la richesse spécifique végétale (le nombre d'espèces) des forêts françaises, à l'échelle locale.

## **1.2. L'émergence du concept de charges critiques dans les années 80**

### **1.2.1. La convention sur la pollution atmosphérique transfrontière et à longue distance**

Les scientifiques ont commencé à montrer dans les années 60 qu'il y avait un lien entre les émissions de soufre en Europe continentale et l'acidification des lacs en Scandinavie. Une coopération internationale voit alors le jour pour combattre l'acidification et en 1979, la convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (CPATLD) est adoptée par 34 pays à Genève. Elle est entrée en vigueur en 1983 et 8 protocoles ont suivi (détaillés en annexe 1) qui exposent les engagements complémentaires pris par les États, appelés parties, pour lutter contre la pollution atmosphérique. La convention est un outil de coopération scientifique et politique qui a contribué au développement des lois environnementales au niveau international. C'est un support essentiel pour le contrôle et la réduction de la pollution de l'air transfrontière ayant un impact sur la santé humaine et l'environnement. Au début, les actions menées en vertu de la convention portaient essentiellement sur la réduction des effets des pluies acides grâce à la lutte contre les émissions de soufre. Plus tard, elles ont concerné les polluants azotés, les polluants photochimiques (l'ozone troposphérique notamment), les polluants organiques persistants (POP) et les métaux lourds. Aujourd'hui, 51 États ont ratifié la convention et s'engagent à réduire les émissions de polluants atmosphériques. Les états membres sont pour la plupart des états industrialisés de l'hémisphère nord : les pays d'Europe, d'Amérique du Nord, les Républiques de l'Asie centrale et la fédération Russe.

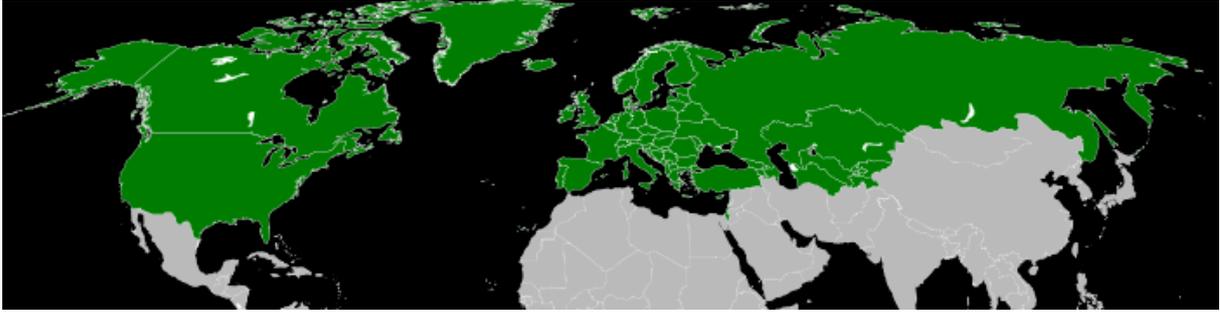


FIGURE 4. — *Pays ayant ratifié la convention de Genève de 1979.*

Source : I, AndrewRT dans *Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution*, Wikipedia.

En 1983, le groupe de travail sur les effets a été créé en vue de développer des connaissances scientifiques utiles à l'application ou à l'élaboration des protocoles. Ces connaissances sont développées dans 6 programmes (*cf.* figure 5) ; les programmes internationaux concertés (PIC, *International Cooperative Programmes en anglais, ICP*). Parallèlement, le programme EMEP (*European Monitoring and Evaluation Program*) a été créé pour apporter un support scientifique à la convention, particulièrement dans le domaine de la mesure et la modélisation des dépôts atmosphériques. Dans le cadre du programme EMEP, la modélisation des dépôts d'azote et d'autres polluants atmosphériques a été réalisée à la résolution de 50 km en Europe. Une troisième instance, le groupe de travail des stratégies et des révisions, étudie la nécessité de revoir les protocoles en vigueur ou d'en établir de nouveaux.

### 1.2.2. Le concept de charges critiques

La préoccupation internationale de la pollution atmosphérique a impulsé le développement du concept de seuil, ou charge critique, en 1986. Les charges critiques sont définies pour les dépôts de polluants atmosphériques, en particulier le soufre, l'azote et les métaux lourds. La définition standard d'une charge critique est la quantité maximale de polluant en dessous de laquelle des effets indésirables significatifs sur des éléments sensibles de l'environnement n'apparaissent pas en l'état actuel des connaissances (Nilsson and Grennfelt, 1988). Plus simplement, une charge critique est le flux maximal de dépôts atmosphériques tolérable par un écosystème (De Vries et al., 2010). Les charges critiques ont joué un rôle important depuis 1994 dans la mise en place des politiques européennes de pollution de l'air (Hettelingh et al., 2001). La notion de charge critique permet de définir un état de risque : si les dépôts sont inférieurs aux charges critiques, l'écosystème n'est pas menacé, mais si les dépôts sont supérieurs aux charges critiques, les dépôts sont excédentaires et doivent être réduits.

### 1.2.3. Le Point focal national français

Le PIC sur la modélisation et la cartographie a pour objectif principal d'évaluer l'étendue géographique des dépassements de charges et niveaux critiques. Les pays apportent leur contribution au PIC par l'intermédiaire des points focaux nationaux (PFN, *National Focal Centre en anglais, NFC*). Les PFN assurent des activités de suivi et produisent des données nationales de charges critiques, de cartographies, *etc.* ÉcoLab héberge le Point focal national français du PIC sur la modélisation et la

cartographie, ce Point focal national est coordonné par Anne Probst. D'après le PFN français (Probst et Galsomies, 2006), les charges critiques d'acidité (de soufre et d'azote) supérieures à 2 keq.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> concernent 60 % environ du territoire national mais sont inférieures à 0,5 keq.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> sur moins de 10 % du territoire. 15% des surfaces forestières de production (soit 17 000 km<sup>2</sup>) présentent des valeurs de charges critiques d'acidité inférieures à 1 keq.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>. Le dépassement des charges critiques, qui apparaît lorsque les dépôts acides élevés sont associés à des charges critiques d'acidité faibles, est observé pour les Vosges, la bordure ouest du Massif Central et les Landes. Les charges critiques d'azote eutrophisant pour les écosystèmes forestiers et prairiaux sont de l'ordre de 0,2 à 0,5 keq.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup> pour 20 % du territoire national. Des dépassements potentiels de charges critiques azotées sont estimés sur la majorité du territoire français, surtout dans le Nord-Est et les Ardennes et à moindre titre dans les Vosges.

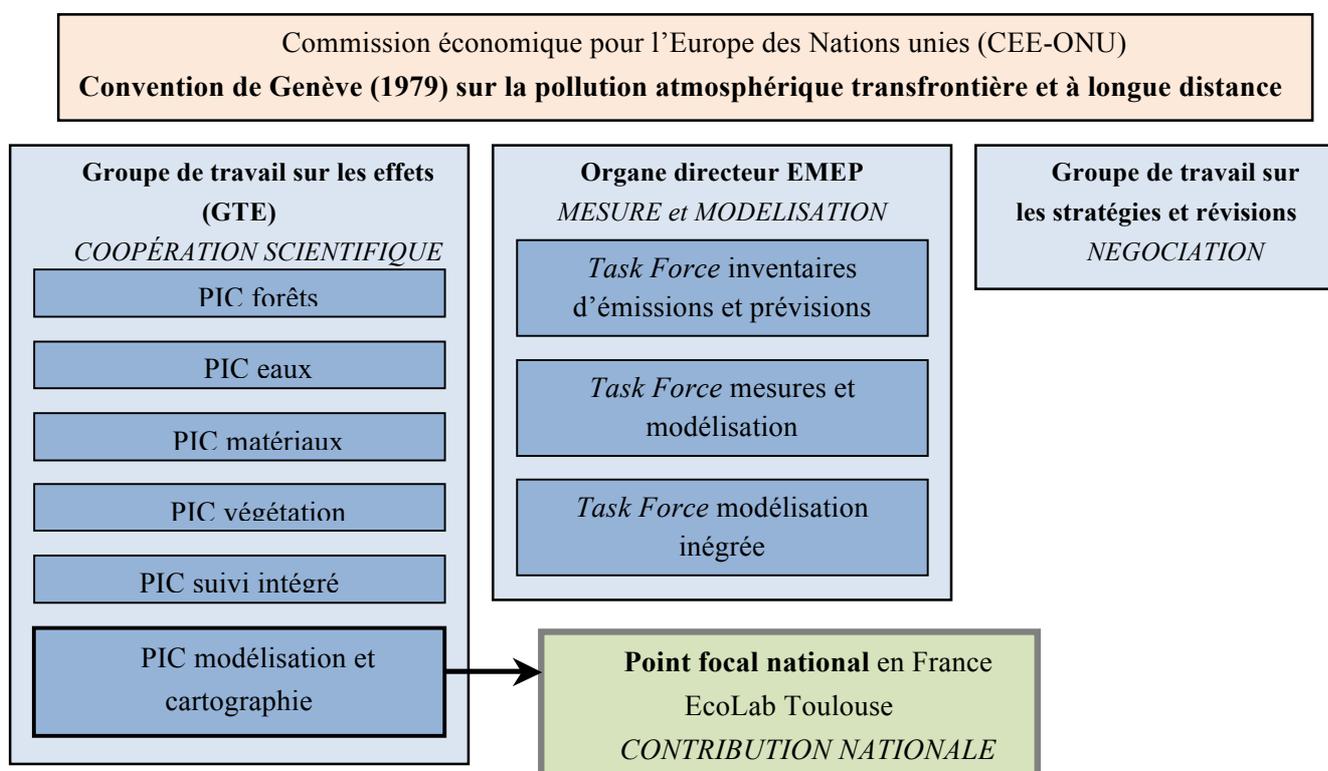


FIGURE 5. — Les instances régissant le contrôle de la pollution atmosphérique en Europe. D'après le schéma organisationnel du site de la CPATLD (CEE-ONU).

### 1.3. Une nouvelle approche de modélisation des charges critiques intégrant la biodiversité

#### 1.3.1. Les 3 méthodes pour déterminer les charges critiques en azote :

##### 1.3.1.1. La méthode empirique

Cette première méthode est empirique. Elle repose sur des placettes expérimentales de terrain ou sur des mésocosmes en laboratoire pour lesquels des quantités variables de fertilisants azotés sont ajoutées. La charge critique est définie comme étant la quantité de dépôt au-delà de laquelle on

observe un changement des communautés végétales. Cette méthode présente l'avantage d'être fondée sur des preuves obtenues sur le terrain ou expérimentalement (de Vries et al., 2007). Cependant, pour être valable, elle doit se faire sur une période assez longue (supérieure à 4 ans de préférence) et sur une zone pour laquelle les dépôts azotés ont été faibles auparavant (pour ne pas biaiser les résultats). Cette méthode présente aussi des limites : les résultats sont valides sur des groupes d'écosystèmes bien particuliers relatifs à la localisation de l'expérience et sont donc difficilement généralisables. La fréquence des ajouts artificiels d'azote aurait également un impact sur la charge critique obtenue. Les critères de réponse écologique significative reposent sur des évaluations d'experts variables. Enfin, cette méthode ne permet pas de faire des prédictions.

### **1.3.1.2. Les modèles géochimiques à l'état stationnaire**

Parallèlement, une méthode utilisant des modèles à l'état stationnaire (*steady-state models*) a été employée. Le modèle standard est le *Simple Mass Balance (SMB) model* qui simule l'équilibre des différents flux d'azote dans l'écosystème. La charge critique est calculée en faisant la somme des flux d'azote (de Vries et al., 2007) :

$$CC(N) = N_{as} + N_{im} + N_{dé} + N_{lé} \text{ (état d'équilibre entre les puits et les sources d'azote)}$$

avec :

CC (N) : charge critique en azote ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ),

$N_{as}$  : assimilation annuelle nette moyenne d'azote d'une rotation. Cela correspond à la quantité d'azote exportée lors des coupes divisée par la durée de la rotation ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ),

$N_{im}$  : immobilisation annuelle nette moyenne d'azote ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ),

$N_{dé}$  : flux de dénitrification critique ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ),

$N_{lé}$  : flux lessivé annuel d'azote critique ( $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ ).

Le principe repose sur la saturation en azote du milieu ; lorsque la disponibilité en azote minérale est supérieure à la demande des végétaux et des microorganismes, le milieu est saturé et il y a une augmentation du flux lessivé (de Vries et al., 2007). La charge critique est obtenue en déterminant un flux lessivé critique (acceptable) d'azote ( $N_{lé}$ ). Le flux lessivé critique est le produit de la concentration critique en azote et du flux d'eau (Posch and De Vries, 1999). Une carte des charges critiques en azote eutrophisant calculées avec le modèle *SMB* sur les forêts françaises est donnée en annexe 2 (Probst et al., 2008).

Les modèles à l'état stationnaire restent cependant fondamentalement axés sur le fonctionnement du sol, et cette approche statique ne prend pas en compte les phénomènes tampons comme la libération ou la rétention d'azote et l'échange de cations. De plus, les écosystèmes ont une sensibilité différente selon leur passé proche et les charges critiques varient en réalité en fonction du stade de développement des forêts.

### **1.3.1.3. Les modèles dynamiques intégrant la biodiversité végétale**

Un modèle dynamique qui utilise le critère de changement de communauté végétale pour déterminer les charges critiques de dépôts azotés est une nouvelle approche. Elle intègre la dimension

temporelle : un écosystème donné possède une certaine résilience face à des perturbations telles que l'augmentation des dépôts azotés. Au-delà de ces capacités de résilience, l'écosystème va évoluer vers un nouvel état, c'est-à-dire une nouvelle composition végétale lorsque les dépôts azotés sont trop importants. Une chaîne de couplage dynamique, qui associe un modèle biogéochimique avec un modèle de végétation, permet de déterminer la charge critique en azote comme étant le flux de dépôts qui entraîne une modification significative de la biodiversité végétale. La biodiversité végétale est le critère le plus sensible pour déterminer les charges critiques, c'est-à-dire le critère conduisant aux valeurs de charges critiques les plus faibles (van Dobben et al., 2006). Cette méthode, en plus de déterminer les charges critiques de dépôts azotés, permet de faire des pronostics de réponse à long terme de l'écosystème en fonction de scénarios de dépôt, de climat et d'aménagement.

### 1.3.2. Le sujet du stage dans le cadre du projet VALÉRIANE

#### 1.3.2.1. Contexte et objectifs du projet VALÉRIANE

Suite au 25<sup>ème</sup> Congrès du PIC sur la modélisation et la cartographie et de la *Task Force* du groupe de travail sur les effets de la pollution atmosphérique, il a été proposé d'appliquer et de tester la nouvelle méthode de modélisation couplée (biogéochimie-écologie) afin de déterminer les charges critiques azotées des écosystèmes terrestres (Probst et al., 2010). Le projet VALÉRIANE a été sélectionné lors de l'appel à projet de recherche (APR) sur la pollution atmosphérique à longue distance du programme de recherche interorganisme pour une meilleure qualité de l'air à l'échelle locale (PRIMEQUAL). Il met en collaboration le PFN situé à Ecolab à Toulouse, le LERFoB (laboratoire d'étude des ressources forêts – bois) et l'UMR écologie et écophysiologie forestière (EEF). Il repose également sur les compétences des chercheurs suédois qui ont élaboré le modèle ForSAFE-VEG (Salim Belyazid, Harald Sverdrup). Le projet Valérianie a débuté en 2010 et est financé par l'ADEME.

Le projet VALÉRIANE a pour objectif de réaliser une étude de faisabilité pour le développement d'un modèle couplé de charge critique intégrant la protection de la biodiversité végétale vis-à-vis des dépôts atmosphériques azotés et acidifiants sur le territoire français métropolitain.

Cette étude préliminaire se concentre sur les écosystèmes forestiers qui représentent 87 % des écosystèmes semi-naturels français, et sont les milieux les mieux caractérisés grâce notamment à l'inventaire forestier national (IFN) et au réseau RENECOFOR (réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers) (Brethes et al., 1997 ; Ponce et al., 1998 ; Badeau and Ulrich 2008). Les premiers travaux sur cette approche de modélisation couplée montrent que, pour être pertinente, elle doit être adaptée au territoire à évaluer.

Le projet Valérianie se décline en 3 lots dont l'état d'avancement est variable :

- **Lot 1** : évaluer l'applicabilité des modèles biogéochimiques disponibles. Parmi 4 modèles biogéochimiques disponibles : SMART2, MAGIC7, VSD+ et ForSAFE, c'est le modèle ForSAFE qui a été retenu pour faire l'objet de l'analyse de sensibilité car c'est un modèle qui prend en compte l'ensemble des processus biogéochimiques et qui a été testé. Il est en phase de

calibration à l'échelle de la France sur les placettes forestières RENECOFOR (sous réseau CATANEAT).

- **Lot 2** : analyser et améliorer deux modèles écologiques potentiellement utilisables sur le territoire national ; le modèle *EcoPlant* (Gégout et al., 2005) et les indicateurs empiriques de la réponse écologique des plantes basés notamment sur les travaux d'Ellenberg.
- **Lot 3** : Réaliser une étude de faisabilité pour le développement d'un modèle couplé sur le territoire français métropolitain dans les écosystèmes forestiers. Le rapport s'inscrit dans ce lot 3 et on se concentrera par la suite sur le couplage ForSAFE – EcoPlant. Le travail sera effectué au moyen d'une analyse de sensibilité du modèle ForSAFE et de régressions logistiques sur les données EcoPlant.

L'approche de modélisation couplée repose sur l'hypothèse suivante : les dépôts atmosphériques azotés génèrent une modification des caractéristiques trophiques des sols (pH, cycle de l'azote), qui entraîne à son tour un changement de la composition de la communauté végétale. La dose (dépôts atmosphériques d'azote) est à l'origine d'une réponse biogéochimique puis, en cascade, d'une réponse écologique. En définissant une réponse écologique significative (c'est-à-dire en fixant des objectifs de protection de la biodiversité végétale), et en utilisant la chaîne de couplage en sens inverse, on peut déterminer la quantité de dépôts azotés à ne pas dépasser (ou charge critique).

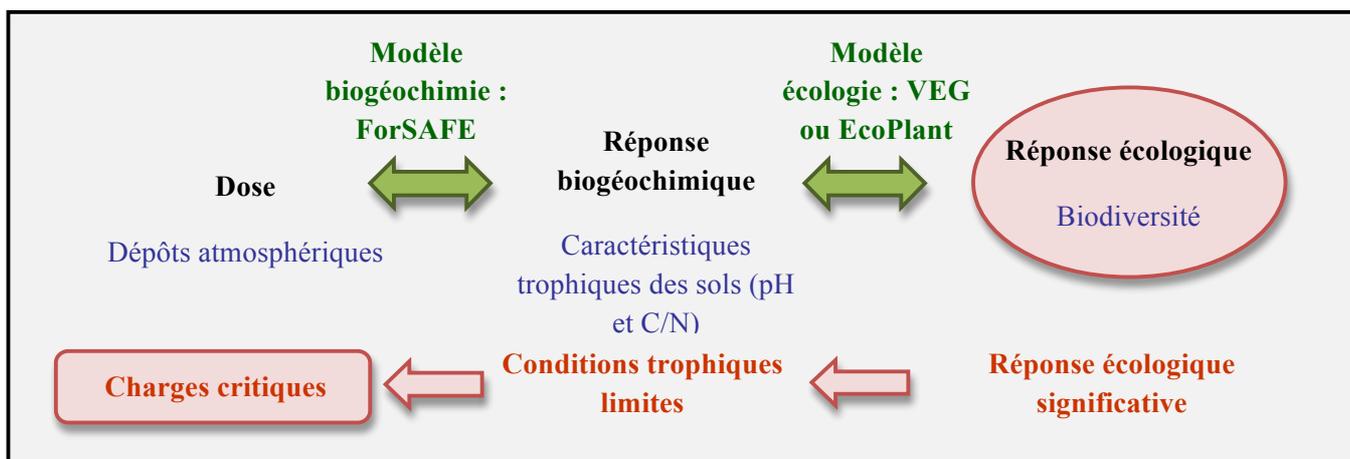


FIGURE 6. — Illustration de la chaîne de couplage biogéochimie – écologie pour la détermination des charges critiques.

Source : rapport intermédiaire VALÉRIANE (Probst et al., 2010).

### 1.3.2.2. Les objectifs du stage

La particularité du travail réalisé dans le cadre du projet VALÉRIANE consiste à associer un modèle déterministe (ForSAFE), basé sur des jugements d'experts, avec une base de données EcoPlant bien renseignée à l'échelle de la France, basée sur des observations. Ce projet constitue donc une approche alternative à l'utilisation de la chaîne de couplage ForSAFE-VEG entièrement déterministe. L'idée du projet est de tester la chaîne de couplage ForSAFE-EcoPlant ainsi que l'applicabilité des deux modèles et de pointer ses avantages et ses limites. La question fondamentale soulevée par le

couplage est de voir si la chaîne de modélisation couplée est suffisamment sensible pour pouvoir observer un effet sur la végétation. Les paramètres abiotiques (pH et C/N) varient-ils suffisamment pour générer une réponse écologique ? On se posera notamment les questions ci-dessous qui seront reprises dans la 4<sup>e</sup> partie de synthèse du rapport dans laquelle des éléments de réponse seront développés.

(1) Concernant l'analyse de sensibilité de ForSAFE :

- Peut-on adapter le niveau de complexité du modèle au contexte français ?
- Comment varient le pH et le C/N en fonction des dépôts d'azote ?
- Le C/N est-il l'indicateur d'azote du sol le plus sensible aux dépôts d'azote ?

(2) Concernant EcoPlant :

- Le C/N est-il un bon indicateur de disponibilité en azote du sol pour la végétation ?
- En quoi EcoPlant et VEG sont deux approches de modélisation de la végétation très différentes ?
- Quels sont les atouts d'EcoPlant par rapport à VEG ?
- Comment varie la biodiversité le long des gradients de pH et de C/N ?
- Quelles sont les limites d'EcoPlant dans l'optique du couplage ?

(3) Concernant le couplage :

- Quelle est la faisabilité du couplage ForSAFE – EcoPlant en définitive ? la chaîne de couplage est-elle suffisamment sensible pour observer une réponse écologique ?
- Quelles sont les perspectives et les améliorations que l'on peut proposer concernant le couplage ForSAFE – EcoPlant ?

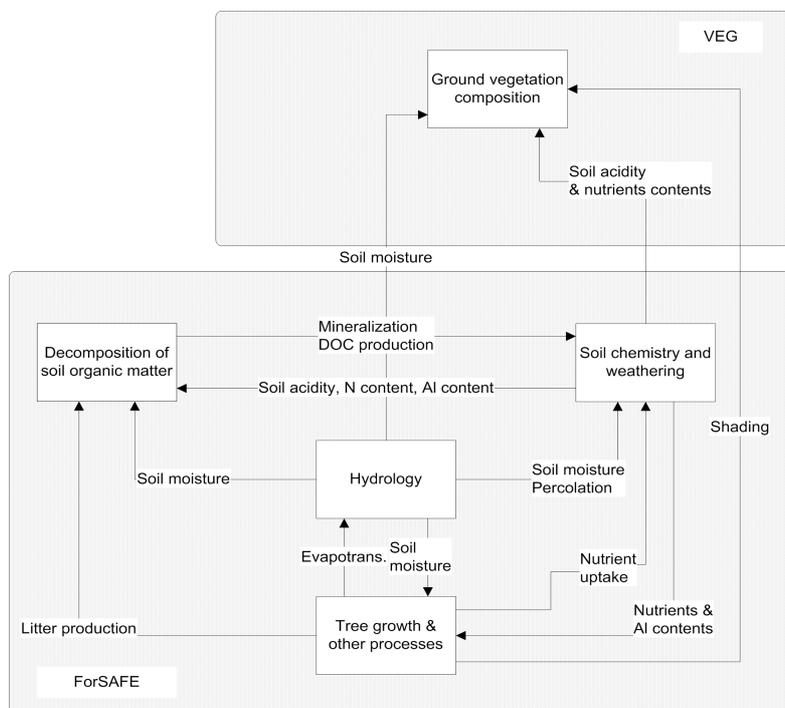
La problématique du stage est à présent située dans son contexte et détaillée par rapport aux objectifs. La partie qui suit va s'employer à décrire les modèles utilisés et la méthodologie mise en œuvre concernant l'étude de ForSAFE et d'EcoPlant.

## 2. Outils et méthodologie

### 2.1. Analyse de sensibilité du modèle biogéochimique ForSAFE

#### 2.1.1. Présentation du modèle mécanistique ForSAFE

ForSAFE-VEG est un modèle déterministe et dynamique, représentant un écosystème forestier intégré avec une composante biogéochimique et une composante écologique (Belyazid et al., 2011b). Le modèle ForSAFE simule les processus chimiques du sol, la décomposition de la matière organique du sol, l'hydrologie et la croissance des arbres (en biomasse) en relation avec les facteurs environnementaux. Le sous modèle VEG simule la composition de la végétation, en pourcentage de recouvrement, en fonction des facteurs biotiques et abiotiques tels que : l'intensité de la lumière arrivant au sol, la température, la pression d'abrouissement, l'humidité du sol, la disponibilité en azote du sol, le pH du sol, l'alcalinité et la compétition interspécifique.



Signification des termes anglais :

#### VEG

*ground végétation composition* : composition de la végétation, *soil acidity & nutrients contents* : acidité et teneur en nutriment du sol.

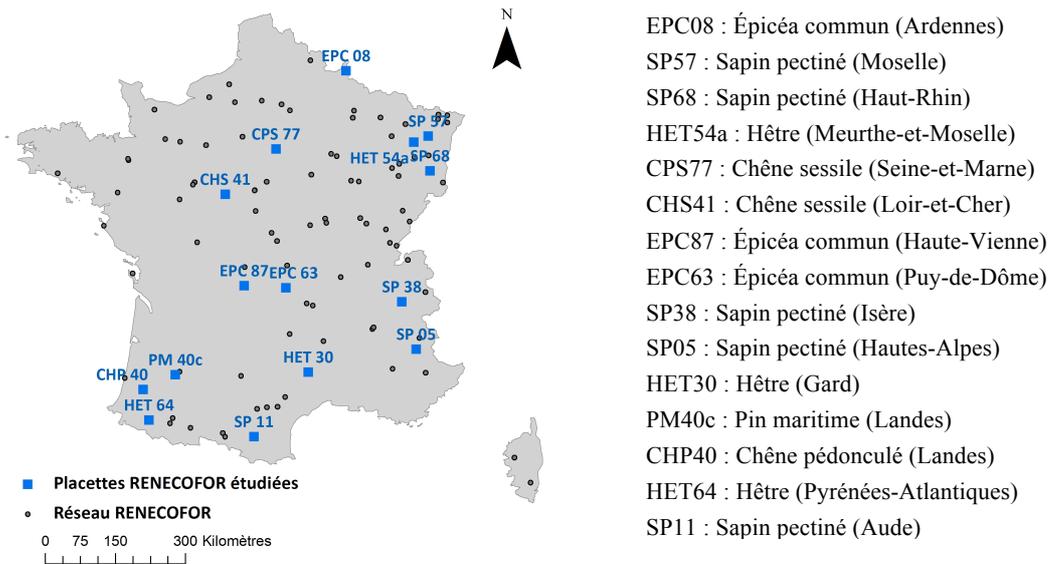
#### ForSAFE

*Al content* : teneur en aluminium, *decomposition of soil organic matter* : décomposition de la matière organique du sol, *DOC production* : production de carbone organique dissous, *evapotrans.* : évapotranspiration, *hydrology* : hydrologie, *litter production* : production de litière, *mineralization* : minéralisation, *moisture* : humidité, *nutrient uptake* : consommation en nutriments, *N contents* : teneur en azote, *percolation* : percolation, *shading* : ombre du couvert végétal, *soil chemistry* : chimie du sol, *soil acidity* : acidité du sol, *soil moisture* : humidité du sol, *tree growth & other processes* : croissance des arbres et autres processus, *weathering* : lixiviation.

FIGURE 7. — *Fonctionnement du modèle ForSAFE-VEG.*

Source : Wallman et al. (2005).

ForSAFE a été appliqué à 15 sites RENECOFOR-CATAENAT bien répartis sur le territoire français de manière à avoir une diversité de contextes naturels en terme de dépôts, de sol et d'essences principales. Le sous-réseau CATAENAT (charge acide totale d'origine atmosphérique dans les écosystèmes naturels terrestres) a été mis en place en 1992 par l'ONF pour analyser l'impact des dépôts atmosphériques sur les écosystèmes forestiers. Les sites CATAENAT présentent l'avantage de détenir des mesures de dépôts atmosphériques annuels en plus des données de végétation.



CARTE 3. — Les 15 sites RENECOFOR constituant les fichiers d'entrées de ForSAFE. D'après les données RENECOFOR.

ForSAFE fonctionne sur 4 scénarios de dépôts issus du programme EMEP :

- CLE (*current legislation*) : qui suit la législation actuelle. C'est le scénario le plus proche de la réalité.
- MFR (*maximum feasible reduction*) : qui diminue les dépôts au maximum après 2020. C'est le scénario optimiste en terme de réduction de dépôts.
- NOC (*no control*) : qui suppose que les dépôts conservent leur valeur la plus élevée des années 80. C'est un scénario extrême.
- BKD (*background*) : C'est le scénario de référence. Les dépôts sont stables à partir de 1880, avant le développement industriel et agricole.

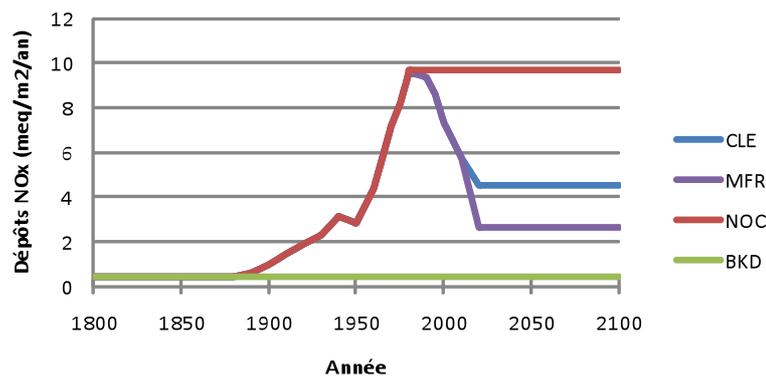


FIGURE 8. — Les 4 scénarios de dépôts de nitrate oxydé ( $NO_x$ ) en  $meq.m^{-2}.an^{-1}$  (moyenne sur les 15 sites Renecofor). Source : fichiers de ForSAFE.

Les scénarios de dépôts EMEP surestiment les valeurs réelles de dépôts mesurées sur le terrain, notamment en raison de la résolution de 50 km x 50 km de la grille EMEP. Dans le fonctionnement du modèle, les dépôts modélisés EMEP par ces 4 scénarios sont remis à l'échelle (*scaling down*) grâce aux valeurs de dépôts mesurées moyennes sur les sites RENECOFOR de 1993 à 2008. La validation des résultats se fait sur les données de composition chimique des solutions de sol et l'élaboration d'une

version de ForSAFE mieux adaptée à la France, notamment concernant l'hydrologie, est en train d'être effectuée. ForSAFE produit des données mensuelles ou annuelles sur la période 1800-2100, la liste des entrées et des sorties du modèle est donnée en annexes 3 et 4. ForSAFE fonctionne sur les 15 sites RENECOFOR grâce à une succession de scripts qu'il faut lancer les uns à la suite des autres (*cf.* le fonctionnement concret de ForSAFE en annexe 5). Le modèle est donc semi-automatique ; après avoir lancé les scripts d'extraction des données d'entrée de sol, de climat et de dépôts sur les 15 sites RENECOFOR, il faut déplacer les fichiers issus de l'extraction puis lancer le script qui donne les sorties du modèle. Lors de cette dernière manœuvre, il y a deux possibilités : on peut lancer le script FORSAFE CAL qui renvoie les résultats en ayant calibré au préalable le modèle sur les 15 placettes RENECOFOR et le script FORSAFE NO CAL qui renvoie des résultats sans calibration. Il est utile de calibrer le modèle uniquement si on a changé les fichiers d'entrée. La calibration se fait sur le taux de saturation, le carbone et l'azote organique du sol, il s'agit d'un ajustement des paramètres des équations sur les données d'entrée.

### 2.1.2. Objectif de l'analyse de sensibilité et choix d'une méthode adaptée

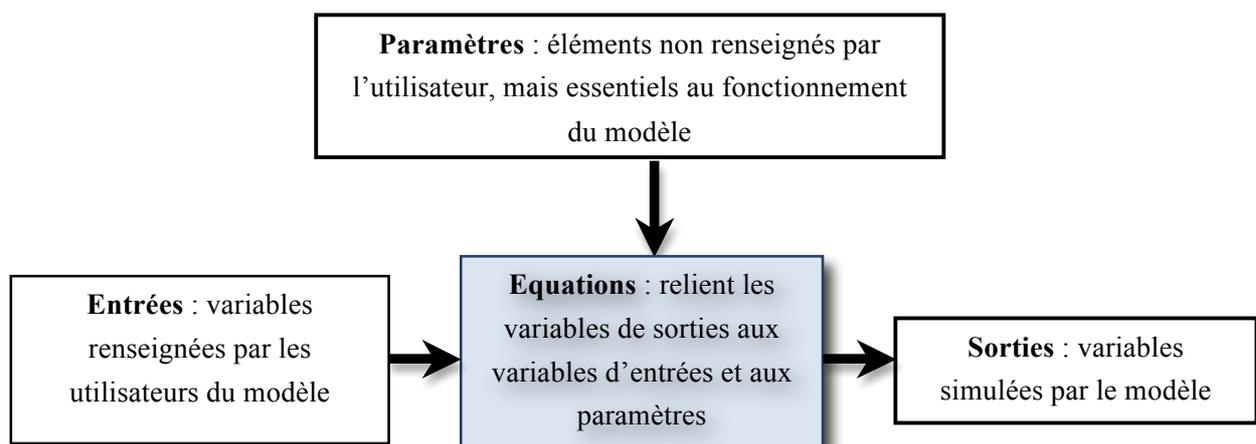


FIGURE 9. — *Représentation théorique d'un modèle.* Source : Makowski, 2010.

Les entrées et les paramètres constituent les facteurs incertains d'un modèle. L'analyse de sensibilité a pour objectif de hiérarchiser l'importance des différents facteurs incertains intervenant dans le modèle, et ainsi d'identifier les facteurs qui ont une forte influence sur les sorties et, inversement, d'identifier les facteurs qui ont une influence moindre sur les sorties (Makowski, 2010). L'influence des facteurs sur la variabilité des sorties du modèle est quantifiée sous la forme d'indices de sensibilité. Ces indices peuvent être calculés analytiquement dans le cas de modèles très simples, mais pour des modèles complexes, on a recours à la réalisation d'un nombre important de simulations pour approximer précisément les indices de sensibilité. Le code de ForSAFE est verrouillé (on ne peut pas rentrer dans le programme), donc l'analyse de sensibilité portera uniquement sur l'influence des entrées, appelées désormais facteurs, et l'influence des paramètres des équations ne sera pas étudiée. La procédure ordinaire de simulation consiste à lancer le modèle plusieurs centaines ou milliers de fois. Mais dans le cas de ForSAFE qui tourne déjà sur 15 placettes et qui est semi-automatique (il faut

déplacer manuellement des fichiers d'un dossier à l'autre), la solution adéquate est de générer un grand nombre de placettes virtuelles sur lesquelles ForSAFE tournera une seule fois. L'analyse de sensibilité permettra de répondre aux questions suivantes :

- Quels sont les facteurs qui interviennent le plus sur les sorties d'acidité et d'azote du sol du modèle ForSAFE ?
- Quel est l'indicateur de disponibilité en azote qui est le plus sensible aux facteurs de dépôts d'azote ?
- Peut-on adapter le niveau de complexité du modèle au contexte français? Par exemple, peut-on s'affranchir de certains facteurs peu influents sur les sorties du modèle et lourds à mesurer ?

Le choix d'une méthode d'analyse de sensibilité adaptée au modèle se base sur trois critères (Mahévas, 2011) : le nombre de simulations réalisables, le nombre de facteurs et le type de facteurs (continus ou discrets). Si tous les facteurs du modèle sont discrets, on utilise les méthodes des plans fractionnaires ou des plans D-optimaux suivi d'une analyse de variance, mais ce n'est pas le cas ici. On peut alors avoir recours à des méthodes gourmandes en simulation telles que les méthodes de Sobol ou FAST (*Fourier Amplitude Sensitivity Test*). La méthode de Sobol requiert un échantillonnage aléatoire de l'espace souvent fondé sur les techniques de Monte Carlo, et la méthode FAST repose sur un échantillonnage régulier des facteurs selon une certaine sinusoïde. Les indices de sensibilité de FAST et de Sobol sont basés sur une décomposition exacte de la variance. Ces deux techniques nécessitent cependant des moyens de simulation importants et sont peu recommandées pour les modèles à entrées multiples. La méthode adaptée aux modèles complexes ayant un nombre important de facteurs est la méthode de Morris (Campolongo et al., 2007). On utilise cette méthode lorsque l'on ne peut pas réaliser un plan factoriel complet (Bruchou, 2011), c'est donc elle qui sera retenue pour faire l'analyse de sensibilité du modèle ForSAFE.

### 2.1.3. Principe de la méthode de Morris

Une analyse de sensibilité se fait en 4 grandes étapes : d'abord, les gammes de variation ou les lois de distribution des facteurs sont définies, ensuite les valeurs des facteurs sont échantillonnées, puis les sorties du modèle sont calculées, et enfin les indices de sensibilité sont déterminés. La méthode de Morris propose un plan d'échantillonnage suivi du calcul de deux indices de sensibilité.

#### 2.1.3.1. Le plan d'échantillonnage

La méthode de Morris est une méthode de criblage par discrétisation de l'espace, la notion de criblage fait référence au tri nécessaire pour détecter les facteurs influents. La variabilité des facteurs est décrite par des trajectoires qui seront ici des séries de placettes représentant une combinaison de facteurs. Chaque trajectoire fait varier un facteur à la fois, par conséquent cette méthode s'apparente aux méthodes d'analyse facteur par facteur (appelées méthodes « *one factor at a time* », *OAT*). Une trajectoire a une origine dans l'espace qui est définie aléatoirement et comprend  $k+1$  placettes si  $k$  est le nombre de paramètres à faire varier. Le nombre de trajectoires, ou répétition, détermine le nombre total de placettes : si  $N$  est la répétition, le nombre de placettes  $p = (k+1) \times N$ . La figure suivante illustre un exemple d'échantillonnage selon la méthode de Morris avec  $k = 2$  et  $N = 6$ , *i.e.* 6

trajectoires sont simulées dans un espace à deux dimensions. La gamme de variation  $[0,1]$  de chaque facteur est discrétisée en 8 niveaux, donc le pas de déplacement  $\delta$  des trajectoires entre deux nœuds vaut  $1/7$ .

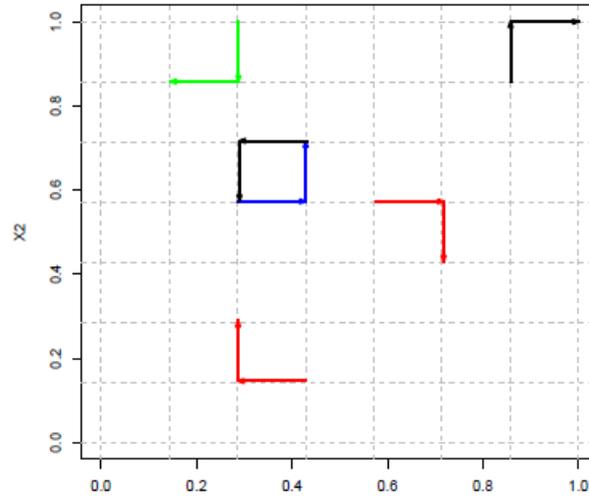


FIGURE 10. — Exemple de plan d'échantillonnage de Morris dans un espace à deux dimensions.  
Source : Bruchou, 2011.

### 2.1.3.2. Les indices de sensibilité

La méthode de Morris repose sur l'étude des variations des sorties du modèle générées par les trajectoires définies dans l'espace des facteurs. Pour chaque facteur, le premier indice de sensibilité est approché par la valeur moyenne de ces variations en valeur absolue et le deuxième indice de sensibilité est calculé via la variance de ces variations. Avec un pas de déplacement  $\delta$  et pour une trajectoire  $i$ , l'effet élémentaire  $\Delta_i^{(k)}G$  du facteur  $X^{(k)}$  sur la sortie considérée du modèle est défini par :

$$\Delta_i^{(k)}G = \frac{G(\dots, x_i^{(k)} + \delta, \dots) - G(\dots, x_i^{(k)}, \dots)}{\delta}$$

$x_i^{(k)}$  désigne la coordonnée sur la variable  $X^{(k)}$  sur la trajectoire  $i$  et  $G$  la fonction code du modèle.

L'indice  $\mu_k^*$  relatif au facteur  $k$  consiste à faire la moyenne des valeurs absolues des effets élémentaires sur les  $N$  trajectoires:

$$\mu_k^* = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |\Delta_i^{(k)}G| \quad (\text{premier indice de sensibilité})$$

Le premier indice de Morris caractérise l'effet linéaire du facteur  $X^{(k)}$  sur la sortie du modèle (plus l'effet linéaire est important, plus l'indice est élevé).

L'autre indice  $\sigma_k$  proposé par Morris est défini comme étant l'écart type des variations élémentaires sur les  $N$  trajectoires. Pour le facteur  $X^{(k)}$ , on a :

$$\sigma_k = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (\Delta_i^{(k)}G - \mu_k^*)^2} \quad (\text{deuxième indice de sensibilité})$$

Le deuxième indice caractérise généralement l'effet d'interaction du facteur  $X^{(k)}$ . Mais cet indice peut également représenter l'effet non linéaire du facteur. La représentation graphique  $(\mu_k^*, \sigma_k)$  du deuxième indice en fonction du premier indice permet de caractériser et hiérarchiser l'influence des facteurs. Chaque facteur a pour coordonnées un couple d'indices de Morris  $(\mu^*, \sigma)$ .

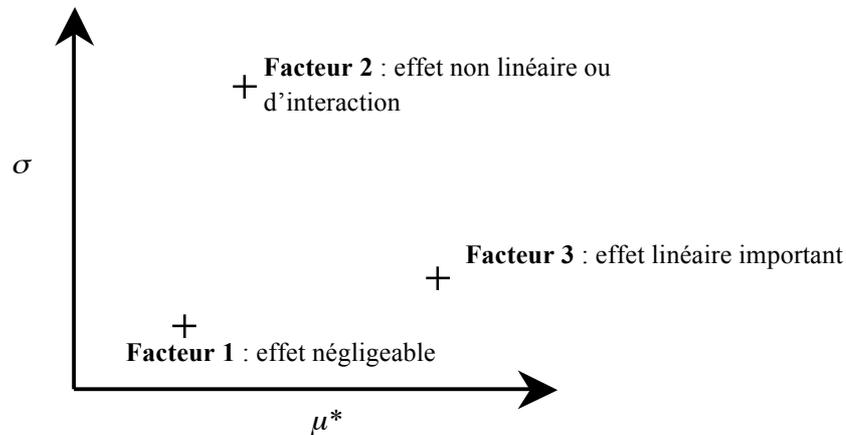


FIGURE 11. — *Graphique théorique  $(\mu^*, \sigma)$  issu de la méthode de Morris pour un modèle à trois facteurs. D'après Bruchou (2011).*

#### 2.1.4. Application de la méthode de Morris sur ForSAFE

La méthode de Morris a été mise en œuvre sous le logiciel R avec l'aide de la bibliothèque *sensitivity* et de la fonction *morris*. L'ensemble des entrées de ForSAFE a été restreint à 25 paramètres détaillés dans la suite. 40 trajectoires ont été simulées (répétition = 40), ce qui nous donne un nombre de placettes virtuelles égal à  $(25+1) \times 40 = 1040$ . Pour chaque facteur, la distribution des points échantillonnés est uniforme (on ne privilégie pas de zone dans l'exploration de l'univers). Dans la version v1.1 de la fonction *morris*, les indices sont calculés correctement si les facteurs sont de même unité. On utilisera la gamme par défaut  $[0,1]$  avec transformation adaptée *a posteriori* des tirages en gamme réelle de variation pour faire tourner ForSAFE.

La variabilité spatiotemporelle des facteurs d'entrée est définie à partir des 15 placettes RENECOFOR du modèle ForSAFE. Les placettes virtuelles en fichiers exploitables par ForSAFE ont été créées sous R. Les sorties considérées du modèle pour l'analyse de sensibilité sont :

- le pH du premier horizon,
- la concentration en nitrate de la solution du premier horizon ( $\mu\text{eq.l}^{-1}$ ),
- le C/N de la matière organique du sol,
- la quantité d'azote de la litière ( $\text{meq.m}^{-2}$ ),
- l'assimilation brute d'azote du premier horizon par les plantes ( $\text{meq.m}^{-2}$ ),
- la minéralisation nette d'azote du premier horizon ( $\text{meq.m}^{-2}$ )

Les trois dernières sorties sont des données de circulation de l'azote dans l'écosystème. L'analyse de sensibilité a été faite pour l'année 2000, et également pour les années 1980 et 2020 afin de vérifier que l'influence des facteurs est la même au cours du temps.

### 2.1.4.1. Génération des données climat (5 facteurs)

5 facteurs climatiques ont été échantillonnés selon la méthode de Morris : la température moyenne mensuelle, la température minimale mensuelle, la température maximale mensuelle, les précipitations totales mensuelles, les radiations mensuelles et la photophase moyenne mensuelle. Les données de températures, précipitations et radiations sont des séries climatiques qui vont de 1959 à 2007, alors que la photophase une moyenne mensuelle. La génération d'un facteur climatique consiste à choisir une série climatique de l'une des 15 placettes RENEFOFOR. Pour les températures moyennes par exemple, les 1040 placettes virtuelles sont issues de l'une de ces séries d'évolution de températures représentées ci-dessous :

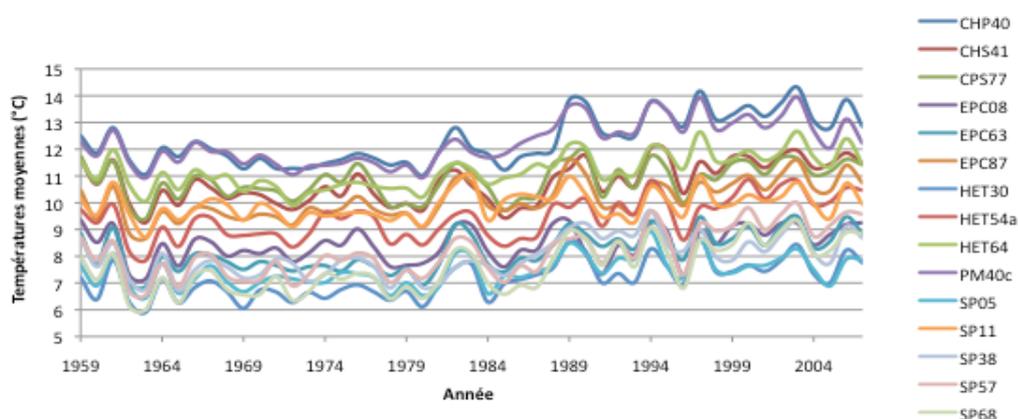


FIGURE 12. — *Séries de températures moyennes annuelles issues des 15 placettes RENEFOFOR.*  
Source : fichiers de climat de ForSAFE.

Dans la procédure d'échantillonnage du climat, on fait l'hypothèse que ces 6 facteurs climatiques sont indépendants sur un même site. Cette hypothèse d'indépendance permet d'étudier séparément les effets des différents facteurs climatiques.

### 2.1.4.2. Génération des données de dépôts (8 facteurs)

Les dépôts considérés sont ceux mesurés sur les 15 sites RENEFOFOR et moyens sur la période 1993 – 2008. Les bornes inférieures et supérieures de ces dépôts (S, Cl, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, Ca, Mg, K et Na) ont été définies à partir des valeurs minimales et maximales des 15 placettes RENEFOFOR. Pour chacune des placettes virtuelles générées par la méthode de Morris, des valeurs de dépôts sont tirées aléatoirement entre les bornes inférieures et supérieures avec un niveau de discrétisation égal à 8. On suppose que les dépôts des différents composés sont indépendants.

TABEAU 1. — *Bornes inférieures et supérieures des dépôts mesurés RENEFOFOR (meq.m<sup>-2</sup>.an<sup>-1</sup>).*  
Source : fichiers de dépôts de ForSAFE.

	S	Cl	NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>	Ca	Mg	K	Na
Borne inf.	7,7	15,3	0,8	3,3	28,3	9,6	36,0	6,6
Borne sup.	35,5	145,5	17,8	59,1	83,0	43,7	95,9	113,8

Les dépôts EMEP constituent un autre facteur d'entrée de dépôts du modèle. Ils caractérisent une tendance temporelle de dépôts sur un carré de 50 km x 50 km. Le modèle calibre ces évolutions de dépôts sur les valeurs mesurées de dépôts des sites RENECOFOR inclus dans le carré (*cf.* partie 2.1.1). Une manipulation précédente non développée ici avait montré qu'il était compliqué d'étudier l'effet de la variabilité des dépôts EMEP sur les sorties du modèle car les dépôts EMEP étaient systématiquement ramenés à la valeur mesurée. Les dépôts EMEP seront donc considérés comme étant un paramètre constant du modèle, les valeurs EMEP utilisées sont celles du carré de coordonnées  $i = 59$  et  $j = 33$  comprenant le site RENECOFOR CHS41. L'effet des dépôts sur les sorties du modèle est donc uniquement évalué à partir des valeurs mesurées sur les sites RENECOFOR.

#### **2.1.4.3. Génération des données de sol (10 facteurs)**

Les données de sol sont assez délicates à échantillonner car elles sont nombreuses et dépendantes les unes des autres : par exemple la saturation au champ doit être supérieure à la capacité au champ, la somme des fractions minéralogiques doit être égale à 1, *etc.* Dans un souci de lisibilité des résultats et afin d'éviter des combinaisons non réalistes de facteurs du sol qui feraient bloquer le modèle ForSAFE, les facteurs du sol ont été sélectionnés parmi les valeurs prises par les 15 placettes RENECOFOR et par groupe de facteurs ayant la même signification générale. Par exemple, tous les facteurs se rapportant à l'eau du sol ont été sélectionnés au sein de la même placette. Le regroupement des facteurs a été effectué comme suit :

- le facteur cations basiques (CB) comprend la capacité d'échange cationique et le taux de saturation,
- la matière organique du sol (MOS) comprend des données spécifiques au carbone et à l'azote,
- l'eau rassemble les données de capacité au champ, de point de flétrissement, de percolation et de saturation au champ.
- la minéralogie correspond à la composition de 15 minéraux : K-feldspath, plagioclase, albite, hornblende, pyroxène, épidote, grenat, biotite, muscovite, Fe-chlorite, Mg-vermiculite, apatite, kaolinite, calcite et quartz.

Les données d'entrées du sol présentent également la particularité de couvrir plusieurs horizons (de 3 à 6 dans les placettes RENECOFOR). Le nombre d'horizons a été fixé à 3 pour les placettes virtuelles et les valeurs des 3 horizons ont été échantillonnées au sein de la même placette. Ce processus d'échantillonnage permet de prendre en compte la dépendance inter horizons et de ne pas considérer l'effet des facteurs d'entrée du sol pour chaque horizon séparément.

#### **2.1.4.4. Génération des données de peuplement et gestion (1 facteur)**

Sur les 15 sites RENECOFOR, il y a 5 grands types de peuplements associés à une essence dominante (chêne, épicéa, hêtre, pin, sapin). Pour chacune de ces essences, un scénario de gestion (caractérisé par des dates et des intensités de coupe) assez typique a été choisi. Les scénarios des placettes suivantes ont respectivement été retenus pour les 5 essences : CPS77, EPC63, HET54a, PM40c, SP11. Pour chaque placette virtuelle, un entier compris entre 1 et 5 a été choisi selon le plan

d'échantillonnage de Morris, puis a été converti en une variable qualitative correspondant à l'essence et à un scénario de gestion associé.

TABLEAU 2. — Synthèse sur l'échantillonnage des facteurs d'entrée.

Classe	Facteur	Abréviation	Niveau de discrétisation	Type de données
Climat	Température moyenne mensuelle	Tmoy	15	Choix de séries de facteurs climatiques parmi 15 sites RENECOFOR
	Température minimale mensuelle	Tmin	15	
	Température maximale mensuelle	Tmax	15	
	Précipitations mensuelles	Precip	15	
	Radiations mensuelles	Rad	15	
	Photophase mensuelle	PhotoP	15	
Dépôt	Chlorure	Cl	8	Choix d'une valeur aléatoire entre les bornes inférieures et supérieures de dépôts
	Soufre	SO4	8	
	Nitrate	NO3	8	
	Ammonium	NH4	8	
	Calcium	Ca	8	
	Magnésium	Mg	8	
	Potassium	K	8	
Sodium	Na	8		
Sol	Epaisseur de l'horizon	Z (m)	15	Choix de valeurs de facteurs sol parmi 15 sites RENECOFOR. Regroupement de facteurs ayant la même signification générale. Prise en compte de la dépendance inter horizons
	Densité volumique	Dens	15	
	Surface réactive	SurfR	15	
	Pression de CO2 du sol	pCO2	15	
	Coefficient de solubilité de la gibbsite	Kgibb	15	
	Bases cationiques	Catbas	15	
	Matière organique du sol	MOS	15	
	Eau du sol	Eau	15	
Proportion de racines	Rac	15		
Minéralogie	Minéralo	15		
Gestion	Essence dominante et sylviculture	gestion	5	choix parmi 5 scénarios de gestion.

## 2.2. La régression logistique sur les données EcoPlant

### 2.2.1. Une base de données phytoécologiques des forêts françaises

EcoPlant est une base de données développée à l'ENGREF qui rassemble actuellement plus de 7000 relevés phytoécologiques à l'échelle de la France. Elle a été créée pour compléter les bases de données existantes et analyser la distribution des espèces végétales en fonction des principales conditions et ressources du milieu (Gégout, 2006). Chaque relevé, défini spatialement et temporellement, s'étend généralement sur 400 m<sup>2</sup> et comprend un inventaire floristique par espèce présente sur le site suivant l'échelle d'abondance de Braun-Blanquet, ainsi que des variables écologiques susceptibles d'expliquer la distribution des espèces et des unités de végétation. Les variables écologiques proviennent de mesures réalisées sur les sites (conditions microclimatiques du site, description du sol, *etc.*), d'analyse d'échantillons de sol en laboratoire (variables chimiques et physiques) et de données climatiques spatialisées extraites sous système d'information géographique.

Les relevés d'EcoPlant ont des origines variées ; ils proviennent du réseau national RENECOFOR et du réseau européen de suivi des dommages forestiers, d'une vingtaine de thèses ou DEA, et d'une centaine de typologies de stations forestières, qui ont commencé en 1980 et couvrent 2/3 du territoire français (Gégout et al., 2005). EcoPlant couvre toute la France, cependant la moitié nord est mieux

représentée et la densité de relevés sur le massif vosgien est particulièrement importante (Gégout 2006). Des relevés ont été effectués récemment en région méditerranéenne dans le cadre du projet VALÉRIANE pour compléter le manque de données dans le sud de la France. À ce jour, les relevés EcoPlant se positionnent sur les écosystèmes forestiers méditerranéens, océaniques et semi continentaux, collinéens et montagnards.

EcoPlant associe des données de végétation et des données de variables écologiques. Il est donc possible d'analyser de façon formalisée et quantitative le lien entre les espèces et les variables écologiques en calculant la probabilité de présence des espèces le long des gradients écologiques. EcoPlant permet ainsi de modéliser le comportement écologique (ou la réponse écologique) des espèces et des communautés à grande échelle et de prédire l'évolution des écosystèmes forestiers français dans le contexte actuel de changements globaux, dont les dépôts atmosphériques sont partie intégrante.

### 2.2.2. Le choix des variables explicatives

La régression logistique est une méthode paramétrique couramment utilisée pour prédire et modéliser la probabilité de présence des espèces en fonction des variables écologiques (Austin et al., 1984), elle a été utilisée pour modéliser la réponse écologique des espèces relevées dans la base EcoPlant.

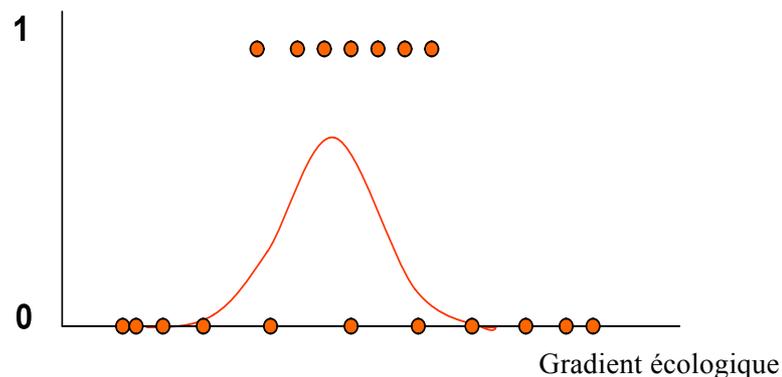


FIGURE 13. — *Principe de la régression logistique : passage des présences – absences (0/1) à la réponse écologique d'une espèce le long d'un gradient.*

Source : Gégout.

Le graphique ci-dessus est issu d'un modèle de régression univariée, avec une seule variable explicative, le long d'un gradient. Il est aussi possible de construire des modèles de régression multivariée, en fonction de plusieurs variables explicatives, et d'obtenir une meilleure précision. Le choix des variables explicatives de régression a été fait en se basant sur les travaux de Gégout (2006) qui a déterminé les paramètres écologiques contrôlant la distribution de la végétation en France à l'aide d'une AFC (analyse factorielle des correspondances) sur plus de 16 000 relevés. Les trois premiers axes de l'AFC ont pu être clairement identifiés :

- Le premier axe est corrélé au bilan hydrique climatique (précipitations moins évapotranspiration calculé suivant la formule de Turc,  $P - ETP_{TURC}$ ) du mois le plus chaud de l'année (juillet). Il oppose la région méditerranéenne au reste de la France.
- Le deuxième axe représente l'évapotranspiration de printemps calculée pendant la période de végétation (mars – avril) selon la formule de Thornthwaite. Ce deuxième axe traduit un gradient altitudinal qui oppose les régions de montagne aux régions collinéennes.
- Le troisième axe reflète la nutrition minérale (pH, C/N et S/T) avec une composante climatique de température du mois le plus froid de l'année (température de janvier). Cet axe intègre des variables édaphiques et une variable de continentalité. Il oppose les milieux de l'Est de la France, avec un bon niveau trophique en général et froids en hiver, des milieux de l'Ouest de la France, plus acides et plus tempérés.

La répartition de la végétation est donc déterminée par des variables climatiques et des variables nutritionnelles. Dans un premier temps, les effets eutrophisant et acidifiant des dépôts d'azote atmosphériques imposent de choisir des variables de couplage représentant l'eutrophisation et l'acidification. Le C/N est un indicateur commun de disponibilité en azote du sol pour les plantes (Janssen, 1996 ; Andrianarisoa et al., 2009). Le C/N est le rapport du carbone organique sur l'azote total du sol. C'est un indicateur de l'activité biologique qui représente la capacité de nutrition azotée du sol. À la différence des quantités de nitrate et d'ammonium, le C/N est stable à l'échelle annuelle, ce qui en fait une bonne variable explicative pour la régression logistique. Le pH est l'indicateur d'acidité du sol le plus fréquemment utilisé (Schoenholtz et al., 2000), de plus il a été clairement affecté par les dépôts d'origine anthropique au cours du dernier siècle. Le pH est donc la deuxième variable explicative. 3 variables climatiques ont ensuite été ajoutées pour affiner la prédiction de la niche écologique des espèces :

- Le bilan hydrique climatique du mois de juillet ( $BH = P - ETP_{TURC}$ ) de la période 1961-1990 qui reflète la contrainte hydrique estivale.
- La température moyenne annuelle (notée  $T_{moy}$ ) de la période 1961-1990 qui traduit le contexte thermique et qui varie globalement selon le gradient nord-sud et le gradient plaine – montagne.
- La température moyenne de janvier (notée  $T_{janv}$ ) de la période 1961-1990 qui traduit la continentalité.

Avec une régression logistique multivariée, on obtient des équations de la forme :

$$p_e = P(Y_e = 1) = \frac{1}{1 + e^{-(\alpha + \sum_{j=1}^5 \beta_j \cdot X_j + \delta_j \cdot X_j^2)}}$$

Avec :

$p_e = P(Y_e = 1)$  la probabilité de présence de l'espèce e

$\alpha$  une constante (propre à chaque espèce)

$\beta_j$  les coefficients des variables au terme simple (propres à chaque espèce)

$\delta_j$  les coefficients des variables au carré (propres à chaque espèce)

$X_j$  les variables explicatives : pH, C/N, BH,  $T_{moy}$ ,  $T_{janv}$

## 2.2.3. Réalisation de la régression logistique sur les présences et absences des espèces

### 2.2.3.1. Récupération des variables explicatives

Les données climatiques (BH, T moy, T janv) sur les placettes EcoPlant sont issues, par croisement SIG, de modèles construits au LERFoB à l'échelle de la France en s'appuyant sur les données des postes météo France. Les données sont au format *raster*, au pas du kilomètre et au pas de 50 mètres. Les données de pH et de C/N ont été récupérées *via* les analyses en laboratoire des prélèvements effectués sur les placettes EcoPlant. Les valeurs de C/N faibles (< 10) et élevées (> 40) ont été considérées comme étant des erreurs liées aux prélèvements ou aux mesures et ont été ramenées respectivement à 10 et 40.

### 2.2.3.2. Filtrage des données

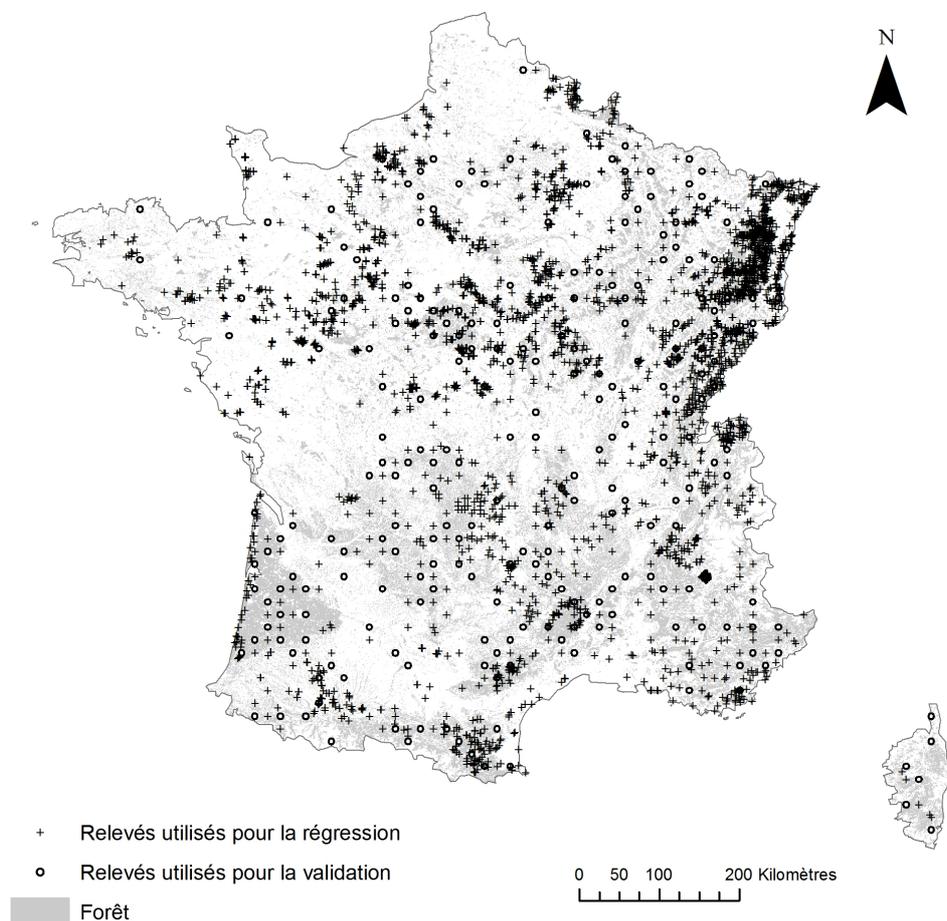
Un grand nombre de placettes EcoPlant a été pris en compte pour créer le jeu de données, en incluant les données de la campagne de relevés méditerranéens et les études récentes tels que les projets phytoécologiques FIF et les études IFN. Trois critères de sélection ont été appliqués :

- Seules les placettes qui comportaient des analyses de sol dans le premier ou le deuxième horizon minéral du sol ont été conservées.
- les placettes avec une précision de localisation suffisamment bonnes, déterminées à plus ou moins 500 m, ont été gardées. Étant donné que les données climatiques devaient être extraites avec *Arc* en croisant les placettes avec les données rasters, il était nécessaire que la localisation des placettes soit déterminée suffisamment précisément.
- Les placettes exclusivement françaises ont été conservées. Certaines placettes étaient situées en Suisse et ont été supprimées.

### 2.2.3.3. Mise en forme du jeu de données

Les différentes études ont été concaténées et ont été transformées en un tableau floristique en présence et absence présentant les placettes en ligne, les espèces en colonne avec 0/1 pour l'absence et la présence, et les variables explicatives en colonne après les espèces. Le passage en tableau floristique de présence et absence a été fait à l'aide d'une première macro Excel (Tab flo en 3-4 col\_JCG.xls, Gégout). Une deuxième macro (traitement taxonomique.xls, Gégout) a été appliquée pour actualiser la nomination taxonomique. Les coordonnées des placettes, en fonction de leur précision de localisation, ont été croisées avec les rasters pour extraire les variables climatiques ; les placettes déterminées à plus ou moins 50 m ont été croisées avec des rasters au pas de 50 m et les placettes déterminées à plus ou moins 125 m et à plus ou moins 500 m ont été croisées avec des rasters au pas du kilomètre. Les espèces à faible occurrence comptant moins de 10 présences sur tout le jeu de données ont été supprimées dans le but de faire des régressions logistiques suffisamment robustes. Le seuil de 10 occurrences permet de modéliser la réponse d'un grand nombre d'espèces mais Gégout (2006) estime qu'il faut 50 voire 100 occurrences pour déterminer la niche d'une espèce avec précision.

Un jeu de validation à part a été constitué à partir de 248 placettes appartenant au réseau européen de suivi des dommages forestiers. Ce réseau couvre une large gamme de milieux naturels français selon un maillage carré systématique de 16 km x 16 km, il est représentatif de la réalité des forêts françaises et il est donc bien adapté pour valider les modèles de régression logistique.



CARTE 4. — *Les relevés EcoPlant utilisés pour faire la régression logistique.*  
Source : base de données EcoPlant (Gégout).

Le tableau floristique final comprend 3766 relevés (sans compter les 248 relevés de validation) et 680 espèces qui sont les espèces les plus fréquentes d'EcoPlant.

#### **2.2.3.4. Hypothèses et régression logistique**

On fait l'hypothèse de départ que les 680 espèces répondent toutes aux mêmes variables du milieu (pH, C/N et variables climatiques) et que le terme au carré de ces variables est significatif. En réalité, des variables propres à chaque espèce bien choisies spécifiquement expliqueraient mieux leur distribution et il est possible que le terme au carré ne soit pas significatif, la courbe de réponse est alors monotone et pas en cloche. Mais dans un souci de simplicité, on effectue la régression sur toutes les espèces en fonction des 5 variables précédemment annoncées sans faire un modèle particulier et adapté pour chaque espèce. La régression logistique binomiale a été faite sous R avec la fonction *glm* (*generalized linear model*), les coefficients du terme simple et du terme au carré ont été calculés pour

les 5 variables et chaque espèce. Le pourcentage de réduction de déviance (D2) qui permet d'évaluer la qualité des modèles a également été renseigné :

$$D^2 = \frac{dev_{null} - dev}{dev_{null}}$$

Avec :

$D^2$  le pourcentage de réduction de déviance

$dev_{null}$  la déviance sans le modèle

$dev$  la déviance finale, avec le modèle

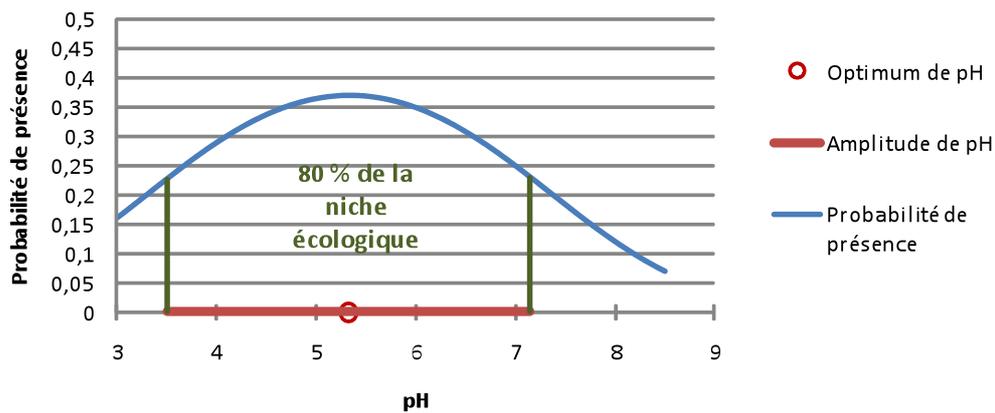
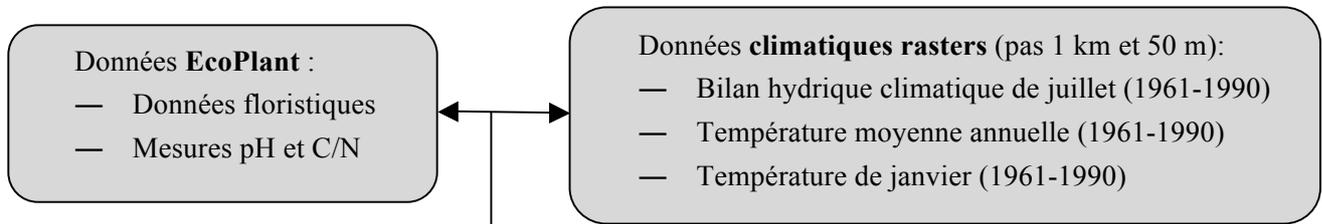


FIGURE 14. — Un exemple de réponse écologique (*Quercus robur*).

L'optimum écologique est la valeur du facteur écologique pour lequel la probabilité de présence est maximale. L'amplitude (ou gamme de vie) d'une espèce est la gamme de facteur correspondant à 80 % de la probabilité de présence maximale de l'espèce. L'optimum et l'amplitude définissent le *preferendum* écologique d'une espèce.



→ filtrage selon la précision de localisation et le prélèvement de sol (pH et C/N)  
 → Traitement taxonomique  
 → Elimination des espèces ayant des occurrences inférieure ou égale à 10 dans le jeu de données (Passage de 1777 espèces à 680 espèces)  
 → Extraction des données climatiques (Arc)

**Tableau floristique en présence absence :**  
 3766 relevés (+ 248 relevés validation) et 680 espèces

Relevés	esp. 1	esp. 2	esp. 3	esp. 4	...	esp. 680	pH	C/N	BH	T an	T janv
1	0	0	1	0	...	0	7,16	11,1	-75,34	12,07	5,00
2	1	0	0	0	...	1	6,81	12,3	-85,46	11,01	4,42
3	0	0	1	0	...	0	7,02	12,6	-80,92	9,89	1,20
4	0	1	1	0	...	0	5,18	16	-84,87	10,81	2,43
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
3764	1	0	0	1	...	0	5,55	11	-82,08	11,05	4,12
3765	0	0	0	0	...	0	5,24	10,9	-85,27	10,77	3,14
3766	0	0	1	0	...	1	6,66	13,1	-81,48	9,32	2,62

Régression logistique

**Probabilités de présence de 680 espèces en fonction de 5 variables écologiques d'entrées (dont le pH et le C/N) :**

ENTREES ->

ID placette	pH	CN	BH	Tmoy	Tjanv
CHP40	5,182	12,756	-81,52	13,207	6,3616

COEFFICIENTS et D2 de la régression logistique													RESULTATS			
Espèces	Occurrence	Cste	pHx	pHx2	CNx	CNx2	bhx	bhx2	tmoyx	tmoyx2	tjanx	tjanx2	D2	Espèces	Pprésence	Biodiversité
Fagus sylvat	1800	-17,8	0,8977	-0,083	0,3186	-0,007	0,0046	-0,00019	3,5002	-0,215	-0,295	0,0579	0,2736	Fagus sylvatica	1,9E-08	1,3495994
Hedera helix	1607	-21,09	2,8119	-0,218	0,0506	-0,003	-0,004	-0,00025	2,296	-0,095	0,1217	0,0207	0,2111	Hedera helix	6,9E-10	
Rubus frutic	1362	-3,562	3,9818	-0,34	0,1507	-0,004	0,0097	-0,00026	-2,145	0,1415	0,4913	-0,139	0,1362	Rubus fruticosus	2,8E-02	
Quercus pet	1264	-33,43	1,1907	-0,115	0,2481	-0,004	-0,052	-0,00042	5,4333	-0,275	-0,291	-0,007	0,2174	Quercus petraea	3,0E-15	
Corylus avel	1112	-4,937	3,6031	-0,277	-0,063	-8E-04	0,0027	-0,00033	-0,989	0,0521	0,7646	-0,101	0,1875	Corylus avellana	7,1E-03	
Lonicera per	1110	-13,14	1,4585	-0,188	0,2029	-0,006	-0,075	-0,00072	0,6553	-0,002	0,6487	-0,09	0,334	Lonicera periclymenum	2,0E-06	
Quercus rob	1098	-3,355	1,8814	-0,174	-0,129	0,0016	-0,109	-0,00122	-1,289	0,103	0,6382	-0,096	0,2515	Quercus robur	3,4E-02	
Carpinus bet	1069	-24,96	3,6826	-0,318	-0,002	-0,003	-0,056	-0,00073	2,1747	-0,059	0,3212	-0,205	0,3328	Carpinus betulus	1,5E-11	
Polytrichum	1006	-2,408	1,3332	-0,218	0,3799	-0,008	0,009	-0,00018	-0,812	0,0605	0,1633	-0,097	0,237	Polytrichum formosum	8,3E-02	
Pteridium ac	997	-1,395	-0,108	-0,081	0,1312	-0,002	0,0005	-2,20E-05	0,2991	-0,025	0,6578	-0,05	0,2821	Pteridium aquilinum	2,0E-01	
Des champsi	959	10,921	-1,543	0,0396	0,4527	-0,008	-0,011	2,96E-05	-2,22	0,11	0,2285	-0,131	0,2697	Des champisia flexuosa	1,0E+00	
Abies alba	926	-31,35	1,6727	-0,153	0,4431	-0,009	-0,003	-0,00017	5,8702	-0,38	-0,871	0,1581	0,4647	Abies alba	2,4E-14	
Fraxinus exc	906	-17,66	5,1561	-0,385	-0,32	0,0046	0,0151	-0,00019	1,2278	-0,064	0,1379	-0,015	0,2944	Fraxinus excelsior	2,1E-08	
:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:	:

FIGURE 15. — Synthèse sur les étapes de la régression logistique.

## 3. Résultats

### 3.1. ForSAFE : l'influence des facteurs d'entrées du modèle

#### 3.1.1. Les indices de sensibilités pour le pH et le C/N

L'analyse de Morris nous donne la moyenne des effets élémentaires ( $\mu$ ), la moyenne des effets élémentaires en valeur absolue ( $\mu.star$ ) et l'écart type des effets élémentaires ( $\sigma$ ). On préfère utiliser l'indice  $\mu.star$  plutôt que  $\mu$  car des effets élémentaires de signe différent peuvent conduire à un indice  $\mu$  égal à 0, d'où l'intérêt de calculer la moyenne des valeurs absolues. Les résultats bruts renvoyés par l'analyse de sensibilité sont montrés dans le détail ci-dessous pour le pH et le C/N qui sont les deux facteurs utilisés dans le couplage ForSAFE-EcoPlant. Les facteurs ont été classés selon  $\mu.star$  décroissant, donc selon l'effet linéaire décroissant, mais le classement selon  $\sigma$  n'aurait pas beaucoup changé l'ordre des facteurs.

TABLEAU 3. — Hiérarchisation des facteurs d'entrée selon leurs effets linéaires pour le pH du premier horizon (à gauche) et le C/N de la matière organique du sol (à droite).

pH				C/N				
Facteurs	$\mu$	$\mu.star$	$\sigma$	Facteurs	$\mu$	$\mu.star$	$\sigma$	
CatBas	-0,56	<b>9,02</b>	14,43	Eau	-4,51	<b>115,47</b>	199,85	facteurs de climat
Dens	0,56	<b>4,45</b>	8,19	Precip	-4,87	<b>37,54</b>	76,38	
Z(m)	-2,63	<b>3,96</b>	6,57	Tmin	-14,83	<b>27,15</b>	42,68	
Eau	1,87	<b>3,50</b>	6,24	Tmoy	-3,04	<b>23,20</b>	47,90	
Precip	-0,12	<b>1,93</b>	3,55	gestion	3,96	<b>21,95</b>	31,28	facteurs de dépôt
Minéralo	-0,66	<b>1,77</b>	3,24	Rad	-2,96	<b>20,62</b>	42,03	
SurfR	0,83	<b>1,65</b>	2,91	Tmax	-0,86	<b>12,13</b>	27,07	facteurs de sol
gestion	-0,75	<b>1,44</b>	2,15	Z(m)	-6,13	<b>8,60</b>	17,42	
Rac	0,36	<b>1,31</b>	3,18	NH4	-3,61	<b>4,55</b>	7,28	facteur de gestion
Tmin	0,06	<b>1,13</b>	2,38	PhotoP	-0,27	<b>3,09</b>	8,64	
Cl	-0,96	<b>1,06</b>	1,42	CatBas	0,47	<b>2,52</b>	5,05	
Tmoy	-0,13	<b>1,02</b>	1,55	Rac	-0,85	<b>1,85</b>	5,17	
Rad	-0,40	<b>0,96</b>	2,35	Dens	0,33	<b>0,90</b>	1,96	
Na	0,87	<b>0,90</b>	1,22	Cl	0,55	<b>0,59</b>	1,14	
Tmax	-0,46	<b>0,79</b>	1,98	Na	-0,40	<b>0,46</b>	0,95	
K	0,39	<b>0,39</b>	0,57	NO3	-0,19	<b>0,27</b>	0,38	
Ca	0,35	<b>0,35</b>	0,59	SurfR	0,00	<b>0,22</b>	0,54	
NH4	-0,29	<b>0,31</b>	0,39	Minéralo	-0,12	<b>0,20</b>	0,42	
S	-0,25	<b>0,28</b>	0,35	Ca	-0,09	<b>0,10</b>	0,24	
Mg	0,21	<b>0,21</b>	0,28	K	-0,08	<b>0,09</b>	0,25	
PhotoP	0,02	<b>0,11</b>	0,23	S	0,08	<b>0,08</b>	0,13	
NO3	-0,06	<b>0,07</b>	0,08	Mg	-0,05	<b>0,06</b>	0,15	
Kgibb	-0,01	<b>0,05</b>	0,11	pCO2	0,04	<b>0,06</b>	0,27	
pCO2	-0,01	<b>0,03</b>	0,08	Kgibb	-0,04	<b>0,04</b>	0,16	
MOS	0,00	<b>0,00</b>	0,00	MOS	0,00	<b>0,01</b>	0,04	

L'interprétation est la suivante : pour le pH, les cations basiques (capacité d'échange cationique et taux de saturation, cf. partie 2.1.4.3) ont l'effet linéaire le plus marqué et la matière organique du sol (carbone et azote en  $g.m^{-2}$ ) a l'effet linéaire le moins important.

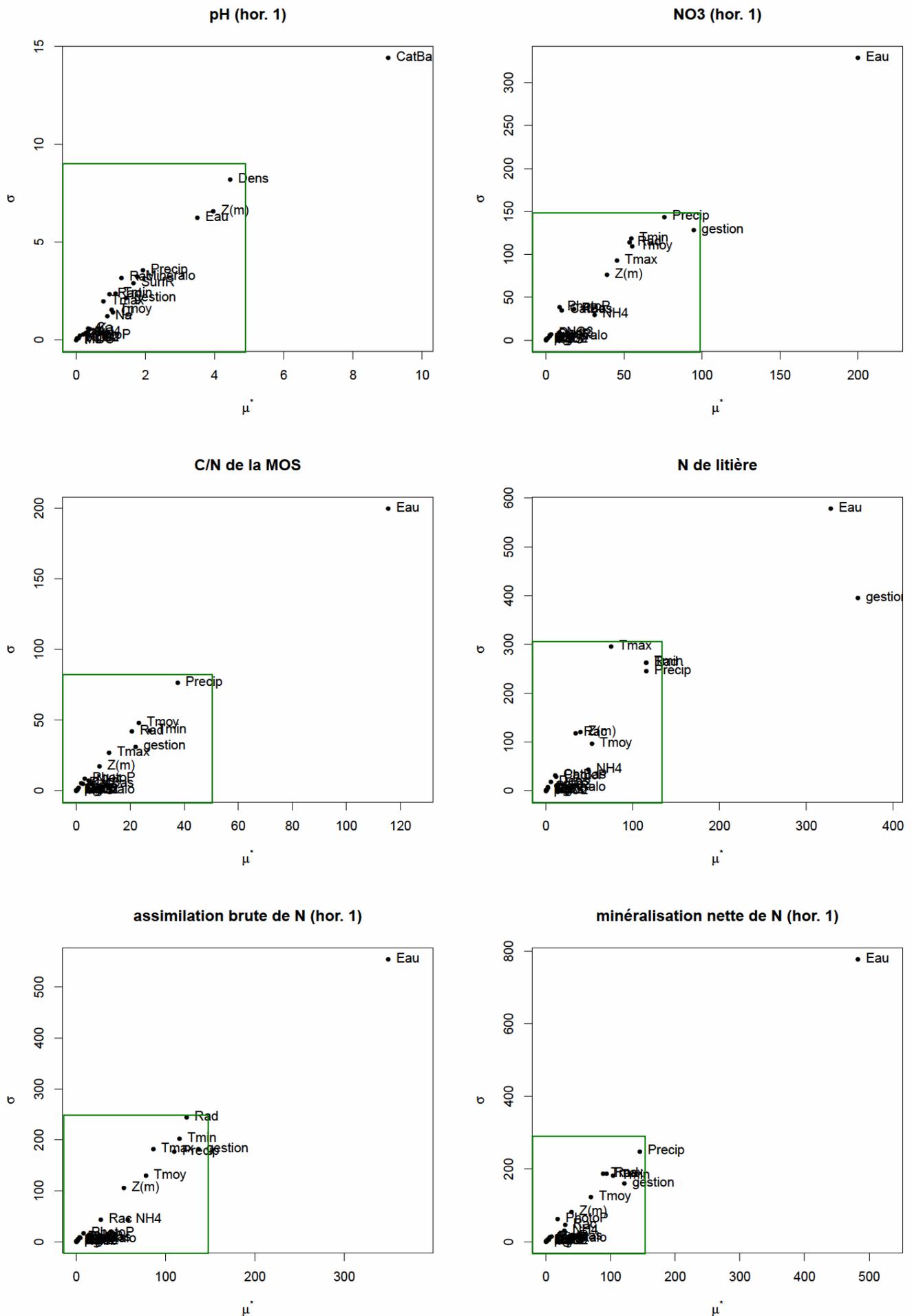


FIGURE 16. — Les graphiques ( $\mu^*, \sigma$ ) issus de la méthode de Morris pour 6 sorties de ForSAFE (année 2000). Les zones vertes sont agrandies sur la page suivante afin d'améliorer la lisibilité des graphiques.

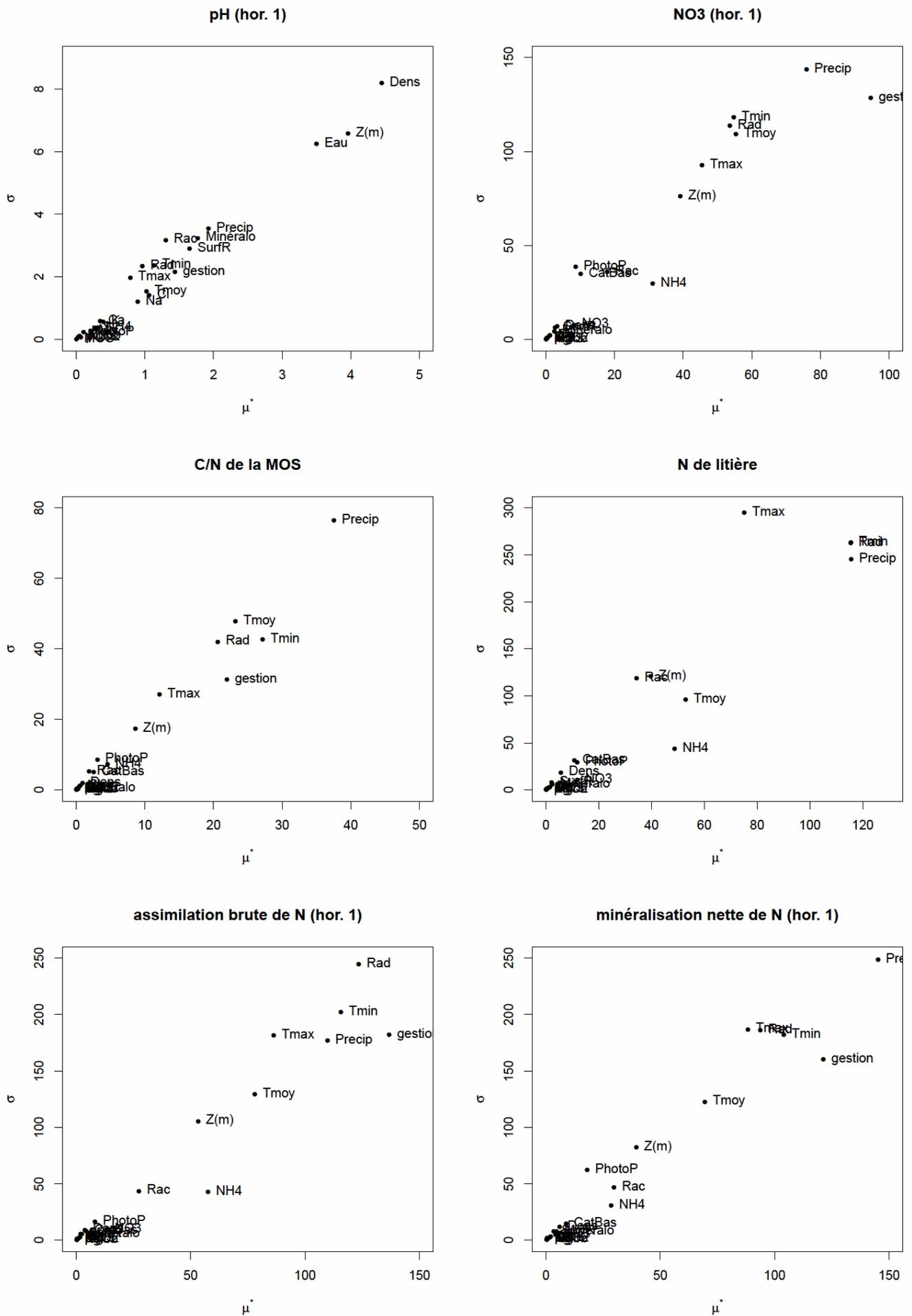


FIGURE 17. — Focalisation sur les facteurs ayant des influences plus faibles sur les sorties à partir des graphiques ( $\mu^*$ ,  $\sigma$ ) (Agrandissement sur les zones vertes correspondant au graphique précédent)

Les graphiques ( $\mu^*$ ,  $\sigma$ ) montrent d'emblée qu'il y a une corrélation linéaire entre  $\mu^*$  et  $\sigma$  ; les facteurs qui ont un effet linéaire important sur les sorties ont également un effet non linéaire ou d'interaction important. Ce constat est évident pour les 6 sorties à l'exception de la quantité d'azote de la litière pour lequel on peut distinguer des facteurs ayant plutôt des effets linéaires, comme le facteur de gestion, et des facteurs ayant plutôt des effets complexes comme la température maximale.

Ensuite, on peut remarquer que les 6 sorties considérées sont particulièrement sensibles à un ou deux facteurs. Les cations basiques, comprenant les données de capacité d'échange cationique et de taux de saturation, ont une forte influence sur le pH, et l'eau du sol a une influence très marquée pour les 5 sorties relatives à l'azote. Pour rappel, l'eau du sol comprend les données de capacité au champ, de point de flétrissement, de percolation et de saturation au champ. On peut également noter que le facteur gestion (essence dominante et sylviculture) a un effet direct important sur la quantité d'azote de la litière.

### 3.1.3. Classification des facteurs d'entrée par indices de sensibilité décroissant

Il est possible de classer les facteurs d'entrée des 6 sorties selon  $\mu^*$  et selon  $\sigma$  par ordre décroissant de façon à apprécier comparativement l'influence des facteurs d'entrée.

TABLEAU 4. — Classement des facteurs d'entrée selon  $\mu^*$  décroissant.

pH	NO3	C/N	N litière	N assimilation	N minéralisation
CatBas	Eau	Eau	gestion	Eau	Eau
Dens	gestion	Precip	Eau	gestion	Precip
Z(m)	Precip	Tmin	Precip	Rad	gestion
Eau	Tmoy	Tmoy	Tmin	Tmin	Tmin
Precip	Tmin	gestion	Rad	Precip	Rad
Minéralo	Rad	Rad	Tmax	Tmax	Tmax
SurfR	Tmax	Tmax	Tmoy	Tmoy	Tmoy
gestion	Z(m)	Z(m)	NH4	NH4	Z(m)
Rac	NH4	NH4	Z(m)	Z(m)	Rac
Tmin	Rac	PhotoP	Rac	Rac	NH4
Cl	CatBas	CatBas	NO3	NO3	PhotoP
Tmoy	PhotoP	Rac	PhotoP	PhotoP	CatBas
Rad	NO3	Dens	CatBas	CatBas	Dens
Na	Dens	Cl	Dens	Dens	Minéralo
Tmax	SurfR	Na	Minéralo	Minéralo	NO3
K	Minéralo	NO3	SurfR	SurfR	SurfR
Ca	Na	SurfR	Cl	Cl	Cl
NH4	Cl	Minéralo	Na	Na	Na
S	Ca	Ca	Ca	Ca	Ca
Mg	K	K	S	MOS	K
PhotoP	S	S	K	K	MOS
NO3	Mg	Mg	MOS	S	S
Kgibb	pCO2	pCO2	Mg	Mg	Mg
pCO2	Kgibb	Kgibb	Kgibb	pCO2	pCO2
MOS	MOS	MOS	pCO2	Kgibb	Kgibb

- facteurs de climat
- facteurs de dépôt
- facteurs de sol
- facteur de gestion

- influence importante
- influence moyenne

TABLEAU 5. — Classement des facteurs d'entrée selon  $\sigma$  décroissant.

pH	NO3	C/N	N litière	N assimilation	N minéralisation
CatBas	Eau	Eau	Eau	Eau	Eau
Dens	Precip	Precip	gestion	Rad	Precip
Z(m)	gestion	Tmoy	Tmax	Tmin	Tmax
Eau	Tmin	Tmin	Tmin	gestion	Rad
Precip	Rad	Rad	Rad	Tmax	Tmin
Minéralo	Tmoy	gestion	Precip	Precip	gestion
Rac	Tmax	Tmax	Z(m)	Tmoy	Tmoy
SurfR	Z(m)	Z(m)	Rac	Z(m)	Z(m)
Tmin	PhotoP	PhotoP	Tmoy	Rac	PhotoP
Rad	Rac	NH4	NH4	NH4	Rac
gestion	CatBas	Rac	CatBas	PhotoP	NH4
Tmax	NH4	CatBas	PhotoP	NO3	CatBas
Tmoy	NO3	Dens	Dens	Dens	Dens
Cl	Dens	Cl	NO3	CatBas	Minéralo
Na	SurfR	Na	SurfR	SurfR	SurfR
Ca	Minéralo	SurfR	Minéralo	Minéralo	NO3
K	Na	Minéralo	Cl	Cl	Cl
NH4	Cl	NO3	Na	Na	Na
S	Ca	pCO2	S	Ca	MOS
Mg	K	K	K	MOS	Ca
PhotoP	S	Ca	Ca	K	S
Kgibb	Mg	Kgibb	MOS	pCO2	pCO2
NO3	pCO2	Mg	Mg	S	K
pCO2	Kgibb	S	Kgibb	Mg	Kgibb
MOS	MOS	MOS	pCO2	Kgibb	Mg

■ facteurs de climat

■ facteurs de dépôt

■ facteurs de sol

■ facteur de gestion

influence importante

influence moyenne

Comme le montrent les graphiques, on remarque des similitudes de classement selon l'indice  $\mu^*$  ou selon l'indice  $\sigma$  (dus à la corrélation entre les effets linéaires et complexes). Le classement par indice de sensibilité décroissant est intéressant mais des grandes catégories d'influence ont également été rajoutées afin de repérer les facteurs qui ont une influence largement supérieure aux autres (jaune foncé), les facteurs qui ont une influence moyenne (jaune clair), et les facteurs qui ont une influence négligeable (blanc) car ils sont proches de l'origine graphiquement. Le classement entre facteurs ayant une influence négligeable n'est pas vraiment révélateur puisque les points associés à ces facteurs sont très groupés graphiquement, *i.e.* leurs effets sont assez semblables.

En terme d'interprétation, on peut séparer les résultats du pH et les résultats des 5 sorties liées à l'azote. Le pH est d'abord influencé par 4 facteurs de sol : les cations basiques, la densité du sol, l'épaisseur des horizons et l'eau du sol. Les précipitations constituent le facteur climatique ayant la plus forte influence sur le pH, suivi de la minéralogie, de la proportion de racines et de la surface d'échange. Ensuite viennent les températures et les radiations, ainsi que la gestion. Les dépôts de Na et Cl (les dépôts de sel) semblent aussi avoir une influence moyenne, le sel doit en réalité refléter l'effet drainage déjà pris en compte avec l'eau du sol et les précipitations. D'après l'analyse de sensibilité, le pH est déterminé par des facteurs d'abord liés au sol, de climat puis de gestion. Ce constat n'a rien de surprenant, mais on aurait quand même pu prévoir une influence plus marquée de la part des dépôts de soufre ou de la matière organique du sol.

Les 5 sorties qui reflètent les quantités et flux d'azote du sol présentent à peu près le même classement d'ordre d'importance des facteurs d'entrée. L'eau du sol a une influence de haute

importance, suivi de près par la gestion. Ce sont ensuite les facteurs climatiques (précipitations, températures et radiations) qui déterminent les sorties d'azote, et la photopériode est un peu plus en retrait. Les dépôts d'ammonium ont également un effet significatif et les dépôts de nitrate, bien qu'appartenant à la catégorie « effets négligeables », sont bien placés dans le classement. En comparant l'influence des dépôts d'azote entre les différentes sorties d'azote, on peut détecter un indicateur d'azote du sol particulièrement sensible aux dépôts d'azote : pour les sorties de concentration en nitrate, de quantité d'azote de la litière, d'assimilation d'azote et de minéralisation d'azote, les dépôts d'ammonium exercent une influence moyenne (*cf.* les graphiques grossis), tandis que les dépôts de nitrate ont une influence plutôt négligeable mais bien classée tout de même. Ces 4 sorties sont donc assez sensibles aux dépôts d'azote, contrairement au C/N pour lequel on ne perçoit pas vraiment d'effet linéaire (ou complexe) assez démarqué des dépôts d'ammonium et de nitrate, même s'ils sont assez hauts dans le classement.

### 3.1.4. Le facteur temps dans l'analyse de sensibilité

ForSAFE est un modèle dynamique qui produit des sorties variables dans le temps, mais les équations qui régissent le modèle sont en toute logique les mêmes quelle que soit la date, donc les résultats de l'analyse de sensibilité devraient être constants au cours du temps. On va chercher ici à s'assurer que le temps n'intervient pas dans la classification des facteurs d'entrée en comparant les résultats d'analyse de sensibilité du pH pour 3 dates : 1980, 2000 et 2020.

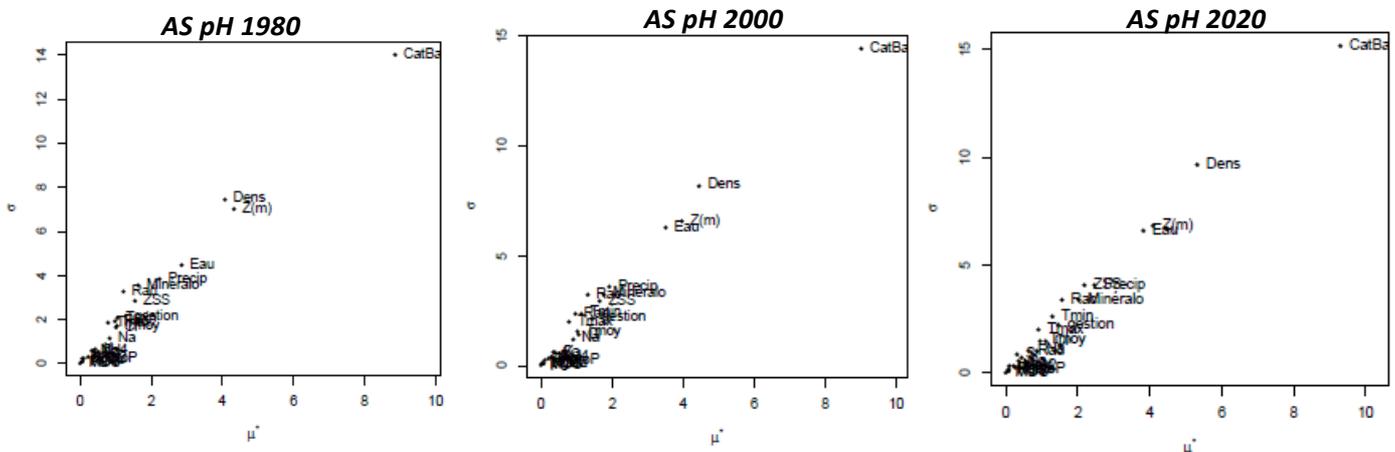


FIGURE 18. — Résultats de l'analyse de sensibilité sur la sortie pH pour 3 années.

Ces 3 graphiques exposent le classement des facteurs d'entrée concernant l'influence sur le pH pour les années 1980, 2000 et 2020. On observe que l'ordre d'influence des facteurs d'entrée est inchangé quelque soit la date. Ces résultats montrent que le temps n'influe pas sur la sensibilité des facteurs, ce qui est rassurant du point de vue du fonctionnement du modèle.

## 3.2. EcoPlant : outil efficace de prédiction de la composition végétale et de la biodiversité ?

### 3.2.1. Prédiction de la composition en espèces sur un site

Les équations de régression multivariée donnent la probabilité de présence des 680 espèces modélisées en fonction des variables explicatives. En détectant les espèces ayant les probabilités de présence les plus élevées sur un site, on peut identifier les espèces qui sont susceptibles d'être présentes en priorité. On peut ainsi déterminer la composition potentielle d'un site caractérisé par 5 variables écologiques. La finalité de cette partie est d'estimer le pouvoir prédictif d'EcoPlant en comparant prédictions et observations, et de confronter les prédictions d'EcoPlant à celle de VEG.

#### **3.2.1.1. Comparaison des prédictions EcoPlant et Veg sur les 15 sites RENECOFOR**

VEG est un sous modèle originellement créé en association à ForSAFE dans le but de prédire les changements de végétation. À la différence des modèles dérivés de la base EcoPlant, VEG donne des pourcentages d'occupation des espèces, donc une abondance de couvert (et non une probabilité de présence), de façon déterministe (et non statistique). VEG fait des prédictions pour 233 espèces qui couvrent les différentes strates, contre 680 pour EcoPlant, en fonction d'un grand nombre de variables concernant le sol sur plusieurs horizons, l'hydrologie, le climat, l'abrouissement, la gestion, les essences en place, *etc.* Les modèles EcoPlant sont quant à eux basés sur deux variables de nutrition du sol du premier horizon, le pH et le C/N, et 3 variables climatiques. Les deux approches VEG et EcoPlant sont donc totalement différentes et il est intéressant de confronter les prédictions de l'une et l'autre méthode. La comparaison des résultats a été faite sur les 15 sites RENECOFOR sur lesquels la plateforme ForSAFE-VEG fonctionne et sur lesquels on peut calculer les probabilités de présence des espèces EcoPlant en fonction des variables écologiques. Les pourcentages d'occupation prédits par VEG et les probabilités de présence prédites par EcoPlant ont été triés par ordre décroissant, puis les prédictions VEG et EcoPlant ont été confrontées aux observations de terrain faites sur les 15 placettes RENECOFOR. Si le nombre d'espèces effectivement observées sur un relevé est N, les N premières espèces prédites par EcoPlant et VEG ont été conservées. Sur ces N espèces, on s'est intéressé au nombre de bonnes prédictions rapporté au nombre d'espèces pouvant être potentiellement prédites par EcoPlant et VEG pour tenir compte du fait que EcoPlant prédit plus d'espèces que VEG.

L'indice de similarité entre observations et prédictions caractérise le pouvoir prédictif, il est noté I :

$$I(\%) = \frac{\text{Nombre d'espèces bien prédites sur les } N \text{ espèces}}{\text{Nombre d'espèces observées pouvant être prédites sur les } N \text{ espèces}} \times 100$$

Avec N : nombre d'espèces du relevé RENECOFOR

Par exemple, sur le site RENECOFOR CHS 41 (site à chêne sessile, département Loir et Cher, région Centre) pour lequel 31 espèces ont été observées, EcoPlant donne une probabilité de présence pour 30 de ces espèces et prédit avec succès 18 espèces en multivarié (avec les 5 variables explicatives). L'indice de similarité des prédictions EcoPlant est de  $18 / 30 \times 100 = 60 \%$ . VEG donne un pourcentage d'occupation pour 24 espèces sur les 31, et il fait 7 bonnes prédictions. L'indice de similarité obtenu avec VEG est égal à  $7 / 24 \times 100 = 29,2 \%$ .

TABLEAU 6. — Comparaison des espèces prédites par EcoPlant et Veg avec les espèces du site Renecofor CHS 41.

Espèces Renecofor	Proba EcoPlant	% occupation VEG	Prédictions EcoPlant nul	Prédictions EcoPlant multi	Prédictions EcoPlant pH	Prédictions EcoPlant CN	Prédictions VEG	
Atrichum undulatum	1,16E-01	1,83E-04	0	0	1	0	0	
Carex pilulifera	2,65E-01	6,05E-03	0	1	1	1	0	
Carpinus betulus	3,25E-01	3,52E-04	1	1	1	1	0	
Deschampsia flexuosa	4,10E-01	2,43E-02	1	1	1	1	1	
Dicranella heteromalla	8,00E-02	5,77E-02	0	0	0	0	1	
Dicranum scoparium	2,16E-01	3,38E-03	1	1	1	1	0	
Dryopteris carthusiana	7,64E-02	NA	0	0	1	0	0	
Eurhynchium praelongum	1,87E-02	NA	0	0	0	0	0	
Eurhynchium striatum	1,60E-01	1,46E-04	1	1	0	1	0	
Fagus sylvatica	3,27E-01	7,35E-03	1	1	1	1	1	
Festuca heterophylla	6,90E-02	5,82E-04	0	0	0	0	0	
Hedera helix	5,34E-01	1,77E-02	1	1	1	1	1	
Holcus mollis	2,22E-01	1,45E-03	0	1	0	0	0	
Hypericum pulchrum	1,50E-01	NA	0	1	0	0	0	
Hypnum cupressiforme	8,45E-02	3,86E-02	0	0	0	0	1	
Ilex aquifolium	3,20E-01	4,05E-03	1	1	1	1	0	
Isotrichum sp.	NA	NA	0	0	0	0	0	
Lonicera periclymenum	6,94E-01	1,16E-03	1	1	1	1	0	
Luzula campestris	8,97E-03	4,42E-04	0	0	0	0	0	
Luzula forsteri	3,53E-02	NA	0	0	0	0	0	
Melampyrum pratense	8,85E-02	6,96E-03	0	0	0	0	1	
Polytrichum formosum	4,23E-01	2,89E-03	1	1	1	1	0	
Quercus petraea	5,25E-01	1,02E-03	1	1	1	1	0	
Rubus fruticosus	4,16E-01	7,16E-03	1	1	1	1	1	
Ruscus aculeatus	7,42E-02	NA	0	0	0	0	0	
Scleropodium purum	3,92E-01	1,89E-03	1	1	1	1	0	
Sorbus torminalis	2,07E-01	1,10E-03	0	1	0	0	0	
Stellaria holostea	6,78E-02	1,05E-05	0	0	0	0	0	
Teucrium scorodonia	3,62E-01	4,32E-03	0	1	1	1	0	
Thuidium tamariscinum	2,85E-01	1,24E-03	1	1	1	1	0	
Vinca minor	9,76E-03	NA	0	0	0	0	0	
<b>totaux</b>	<b>31 esp.</b>	<b>30</b>	<b>24</b>	<b>13</b>	<b>18</b>	<b>16</b>	<b>15</b>	<b>7</b>

Les significations des en-têtes de colonne sont détaillées ci-dessous :

- Proba EcoPlant : la probabilité de présence de l'espèce obtenue avec EcoPlant (NA indique que l'espèce n'est pas modélisée par EcoPlant).
- % occupation VEG : le pourcentage d'occupation de l'espèce obtenue avec VEG (NA indique que l'espèce n'est pas modélisée par VEG).
- Prédiction EcoPlant\_nul : indique si l'espèce a bien été prédite par le modèle EcoPlant nul (0 : non, 1 : oui). Le modèle EcoPlant nul correspond aux espèces du jeu de données triées selon leurs occurrences (nombre de relevés ou l'espèce est présente) décroissantes sans avoir fait de régression logistique. Ici, ce sont les 30 espèces les plus fréquentes du jeu de données EcoPlant. La comparaison des observations avec le modèle EcoPlant nul permet de savoir si le site Renecofor est typique des relevés français ou à l'inverse plutôt atypique.

- Prédiction EcoPlant\_multi : indique si l'espèce a bien été prédite par le modèle EcoPlant multivarié (à 5 variables écologiques).
- Prédiction EcoPlant\_pH : indique si l'espèce a bien été prédite par le modèle univarié de pH.
- Prédiction EcoPlant\_CN : indique si l'espèce a bien été prédite par le modèle univarié de C/N.
- Prédiction\_VEG : indique si l'espèce a bien été prédite par VEG.

TABLEAU 7. — Confrontation des prédictions EcoPlant et VEG sur les 15 placettes RENECOFOR.

Site Renecofor	% esp. modélisées par EcoPlant	% esp. modélisées par VEG	Indice EcoPlant nul (%)	Indice EcoPlant multi (%)	Indice EcoPlant pH (%)	Indice EcoPlant CN (%)	Indice prédictions VEG (%)	% esp. qui disparaissent EcoPlant
CHP40	89,2	47,7	49,5	74,7	55,6	52,5	49,1	74,7
CHS41	96,8	77,4	43,3	60,0	53,3	50,0	29,2	80,0
CPS77	88,2	66,7	46,7	64,4	53,3	46,7	41,2	75,6
EPC08	89,3	75,0	20,0	40,0	56,0	20,0	42,9	84,0
EPC63	87,9	60,6	41,4	51,7	46,6	37,9	42,5	91,4
EPC87	90,9	77,3	35,0	30,0	45,0	30,0	41,2	80,0
HET30	100,0	60,7	28,6	35,7	21,4	17,9	17,6	78,6
HET54a	95,1	70,7	51,3	71,8	53,8	59,0	17,2	66,7
HET64	89,7	69,0	48,1	61,5	48,1	51,9	27,5	80,8
PM40c	83,0	59,6	23,1	59,0	28,2	38,5	60,7	82,1
SP05	89,0	37,6	35,1	51,5	44,3	39,2	58,5	79,4
SP11	88,8	63,8	50,7	53,5	57,7	56,3	37,3	64,8
SP38	98,3	68,3	44,1	59,3	47,5	45,8	39,0	83,1
SP57	84,5	56,9	44,9	63,3	61,2	57,1	30,3	69,4
SP68	93,0	58,1	45,0	60,0	47,5	47,5	20,0	72,5
Moyenne	90,9	63,3	40,4	55,8	48,0	43,4	36,9	77,5
coef. de variation	0,05	0,17	0,25	0,22	0,22	0,29	0,36	0,09

En comparant les indices de similarité d'EcoPlant en multivarié et ceux de VEG, on constate qu'EcoPlant a un meilleur pouvoir prédictif que VEG pour 11 relevés signalés en rouge sur 15. Les modèles EcoPlant en multivarié permettent de prédire, en moyenne sur les 15 placettes, 56 % des espèces effectivement présentes. VEG est plus performant qu'EcoPlant dans 4 relevés de résineux (EPC08, EPC87, PM40c et SP05). De façon générale, VEG présente un meilleur indice de similarité sur les placettes de résineux, cela peut venir du fait qu'il a été élaboré en zone boréale. En moyenne, le pouvoir prédictif de VEG reste tout de même un peu faible (37 %) car il est inférieur au pouvoir prédictif du modèle nul d'EcoPlant (40 %). En d'autres termes, VEG, qui est un modèle complexe à entrées multiples, prédit moins bien la végétation qu'en sélectionnant les espèces les plus fréquentes de la base de données EcoPlant. Ces constats sont bien sûr à modérer car la table VEG est en cours d'élaboration ; elle comprend seulement 230 espèces pour lesquelles la paramétrisation est en voie d'amélioration.

On peut donc s'interroger sur l'intérêt de prendre en compte autant de variables pour déterminer la réponse de la végétation dans le cas de VEG alors que finalement les résultats ne sont pas meilleurs qu'en choisissant seulement 5 variables écologiques pour construire les modèles EcoPlant.

### 3.2.1.2. Comparaison des prédictions EcoPlant avec les relevés du jeu de validation

Les prédictions EcoPlant ont également été comparées aux observations du jeu de données indépendant (jeu de validation) constitué de 248 relevés du réseau européen pour quantifier de façon plus significative les écarts entre les observations de terrain et les prédictions d'EcoPlant. Les indices

de similarité ont été calculés de la même façon que sur les placettes RENECOFOR. Le tableau ci-dessous donne des résultats moyens sur les 248 relevés :

TABLEAU 8. — *Pouvoir prédictif moyen d'EcoPlant sur un jeu de données indépendant.*

Relevés Validation	% esp. modélisées par EcoPlant	Indice EcoPlant_nul (%)	Indice EcoPlant_multi (%)	Indice EcoPlant_pH (%)	Indice EcoPlant_CN (%)
Moyenne	99,31	28,15	42,41	31,53	31,17
Coefficient de variation	0,02	0,60	0,39	0,54	0,56

Sur un jeu de données bien représentatif de la France, EcoPlant modélise en moyenne la niche de 99,3 % des espèces observées, le modèle nul a un indice de similarité de 28,2 %, puis avec les modèles univariés de pH et de C/N, l'indice de similarité monte à 31 %, et enfin, avec le modèle multivarié à 5 variables, il atteint 42 %. Cet indice est un peu inférieur à celui obtenu sur les 15 placettes RENECOFOR. On va chercher à savoir si le pourcentage de bonnes prédictions est lié au nombre d'espèces du relevé qui est parfois un peu faible sur le jeu de placettes du réseau européen. Il y a notamment des relevés à une espèce dans le cas des plantations monospécifiques d'épicéas.

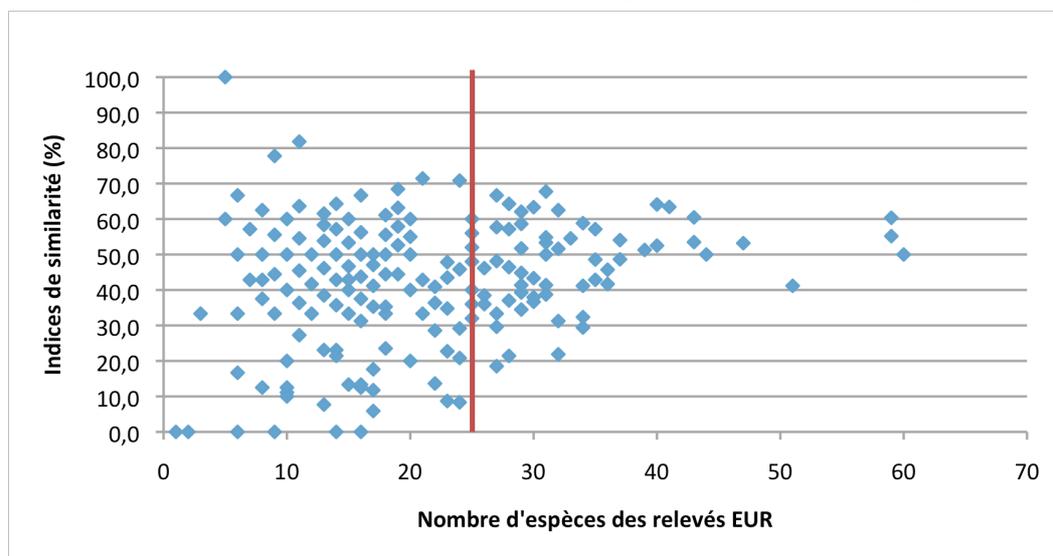


FIGURE 19. — *Indices de similarité en fonction du nombre d'espèces par relevé.*

Il semble effectivement que les indices de similarité soient plus hétérogènes quand le nombre d'espèces par relevé est faible. Si on s'intéresse uniquement aux relevés de plus de 25 espèces (au delà du trait rouge), on atteint 47 % de bonnes prédictions en mutivarié, contre 42 % en tenant compte de tous les relevés. Par ailleurs, il est également important de remarquer que certains indices de similarité valent 0 % ; les 7 relevés concernés correspondent en fait à des relevés pauvres en espèces (moins de 16) avec des arbres colonisateurs (Bouleau, Saule) ou des plantations (Epicéas, Douglas, Pin noir, Pin sylvestre). On peut noter également un indice valant 100 % sur un relevé typique de 5 espèces de la hêtraie sapinière (Hêtre, Sapin pectiné, Canche flexueuse, Sorbier des oiseleurs, Myrtille).

Le pouvoir prédictif moyen d'EcoPlant sur le jeu de données indépendant est estimé à 42 %, on peut évoquer plusieurs raisons expliquant les écarts entre les prédictions et les observations :

- Les modèles réalisés sont simplistes car ils intègrent les 5 mêmes variables pour toutes les espèces, ils ne tiennent pas compte des affinités spécifiques des espèces à certaines variables écologiques particulières.
- Il y a une limite chorologique (qui touche à la répartition des espèces) car la distribution des espèces n'est pas uniquement déterminée par des variables écologiques, il y a aussi des raisons historiques. Suite aux épisodes de glaciations et de réchauffement, certaines espèces n'ont jamais recolonisé les zones favorables. De plus, l'occupation ancienne du territoire et les défrichements passés jouent un rôle important sur les écosystèmes forestiers actuels (Dupouey et al., 2002). Certaines plantes, appelées espèces de forêts anciennes, apparaissent inféodées aux forêts non perturbées par les déboisements anciens, par opposition aux espèces de forêts récentes, liées aux reboisements sur d'anciennes cultures.
- Il y a un effet du hasard sur les sites. Les prédictions d'EcoPlant correspondent aux espèces qui ont des probabilités de présence élevées en fonction des variables écologiques des sites mais dans la réalité on peut trouver une espèce qui avait peu de chance d'être présente mais qui est observée malgré tout.
- Enfin, il ne faut pas oublier le biais lié à l'observateur qui peut confondre ou omettre des espèces en induisant des erreurs dans les observations et à terme dans les régressions.

### 3.2.2. Prédiction de la biodiversité

#### 3.2.2.1. Le lien entre probabilité de présence et biodiversité : un exemple avec le pH

Le graphique ci-dessous illustre les probabilités de présence de 4 espèces le long du gradient de pH (de 3 à 8,5 unités de pH) : *Luzula luzuloides* (espèce acidiphile), *Quercus petraea* (espèce à large amplitude de pH), *Carex sylvatica* (espèce neutrocline) et *Acer campestre* (espèce calcicole). Ces 4 espèces ont des courbes de réponse typiques :

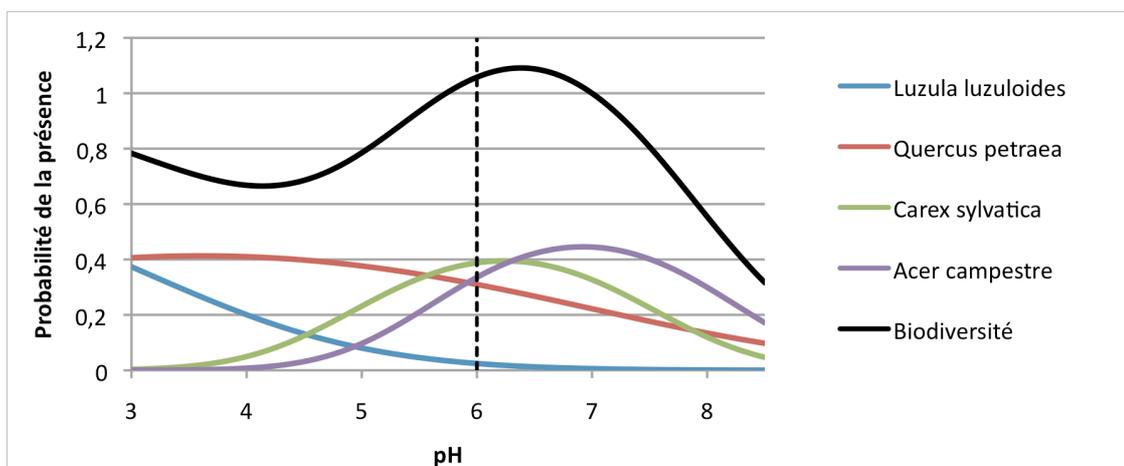


FIGURE 20. — Probabilité de présence des espèces et biodiversité.

À pH = 6, la probabilité de présence de *Luzula luzuloides* est 0,02, celle de *Quercus petraea* est 0,33, celle de *Carex sylvatica* est 0,41 et celle de *Acer campestre* est 0,35. Ainsi, en considérant uniquement ces 4 espèces, la biodiversité attendue à pH = 6 est la somme de toutes ces probabilités de présence. Cela signifie qu'à pH = 6, on va trouver en moyenne 1,11 espèces. En généralisant la démarche, on peut calculer la biodiversité le long du gradient de pH en sommant les probabilités de présence des espèces sur tout le gradient de pH. Jusqu'à maintenant, 680 modèles de niche ont été calculés avec la régression logistique, la biodiversité est la somme des probabilités de présence de toutes ces espèces.

### 3.2.2.2. Représentation de la biodiversité

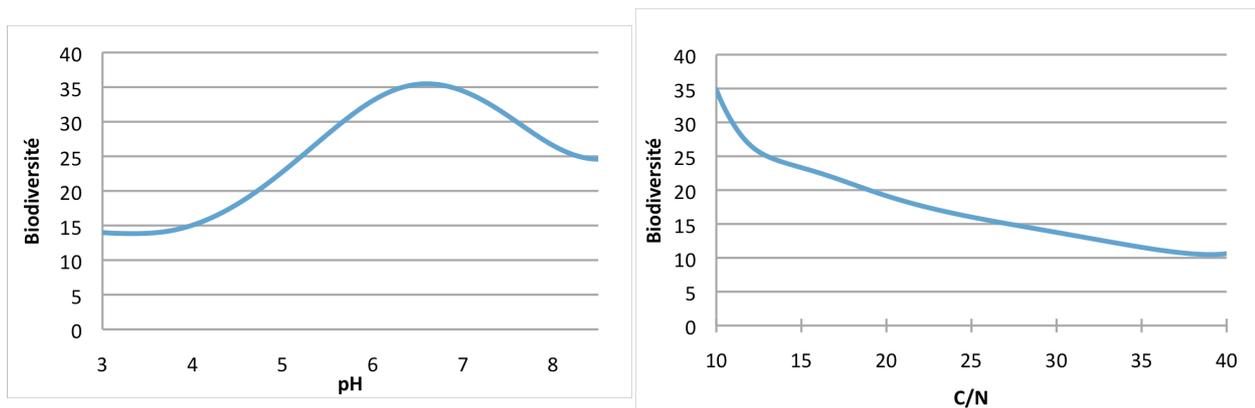


FIGURE 21. — Représentation de la biodiversité en univarié le long du gradient de pH (à gauche) et le long du gradient de C/N (à droite).

La biodiversité modélisée représente le nombre attendu d'espèces en milieu forestier issu des modèles de niches des 680 espèces. Le nombre d'espèces à pH ou C/N donné s'échelonne d'une dizaine à environ 35 espèces. La biodiversité est maximale à pH = 6,6 correspondant à l'optimum de pH écologique, et à C/N = 10, correspondant à une décomposition importante de la matière organique et à des conditions excédentaires d'azote. Il y a donc un maximum d'espèces neutrophiles et caractéristiques des milieux eutrophes dans les forêts françaises. Pourtant d'après Bobbink et al. (1998), la plupart des espèces végétales des milieux naturels et semi naturels d'Europe est adaptée à des conditions de faible disponibilité en azote. Le graphique de droite montre que cela n'est pas le cas pour les forêts françaises.

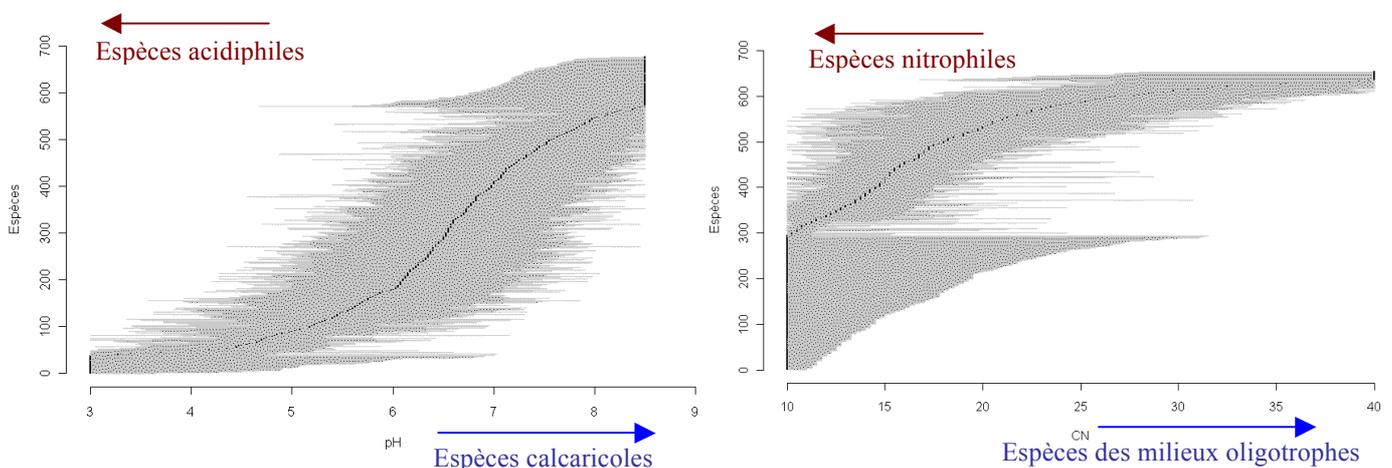


FIGURE 22. — Représentation des optimums et amplitudes des espèces le long du gradient de pH (à gauche) et le long du gradient de C/N (à droite).

La représentation des optimums (en noir) et des amplitudes (trait gris) des espèces est une autre façon d'appréhender la distribution des espèces en fonction des gradients écologiques. Les espèces bimodales (ayant deux optimums écologiques) n'ont pas été prises en compte. Ce sont, pour la plupart, des espèces à faible occurrence dans le jeu de données et dont la régression logistique a été biaisée. L'optimum et l'amplitude des espèces ont été déterminés sur 653 espèces pour le C/N et 676 pour le pH. Les espèces ont été triées en fonction de leurs optimums et des valeurs minimales et maximales d'amplitude. Les représentations ci-dessus confirment qu'il y a beaucoup d'espèces neutrophiles (pH compris entre 6,5 et 7) et qu'il y a un net déséquilibre entre le nombre d'espèces des conditions eutrophes et oligotrophes.

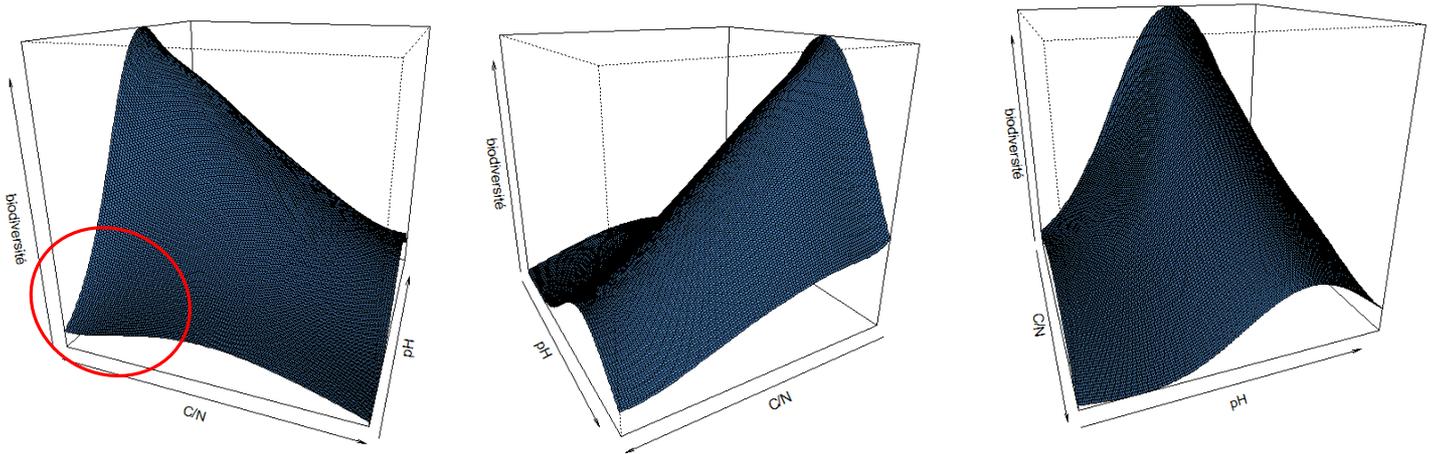
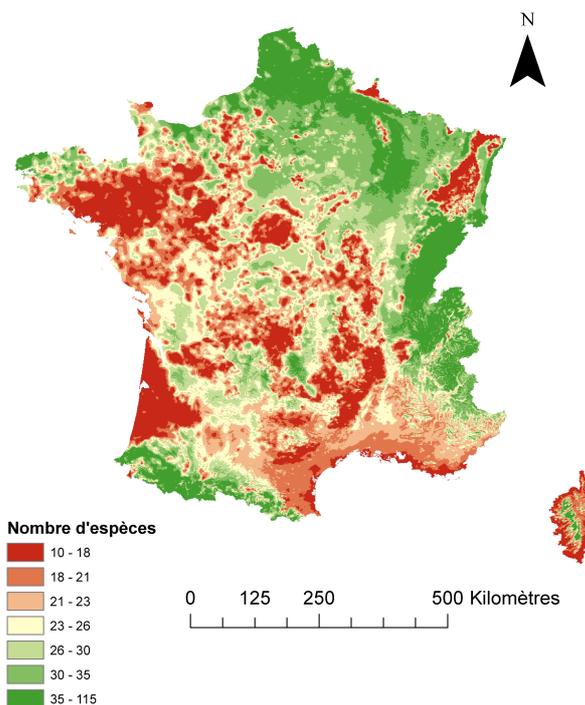


FIGURE 23. — Représentation de la biodiversité en bivarié en fonction du pH et du C/N.

Le représentation de la biodiversité en fonction du pH et du C/N permet de prendre en compte la corrélation qui existe entre pH et C/N et de voir si la réponse de la biodiversité le long du gradient de pH est la même quel que soit le C/N et inversement. On observe ici que la courbe de réponse de la biodiversité en fonction du pH est assez similaire quel que soit le C/N, mais en revanche, la courbe de réponse de la biodiversité en fonction du C/N diffère en milieu très acide : on obtient une courbe en cloche. Cela dit, les milieux à la fois très acides et riches en azote, indiqués par le cercle rouge, n'existent pas en France, donc cette courbe de réponse au C/N à pH acide ne traduit pas vraiment de réalité.



La biodiversité issue des modèles de niches a été cartographiée à partir des 5 variables écologiques au pas du kilomètre. Il faut bien noter que c'est la biodiversité forestière qui est représentée (et non la biodiversité des milieux ouverts). Un filtre de couvert forestier n'a pas été appliqué afin de

La biodiversité issue des modèles de niches a été cartographiée à partir des 5 variables écologiques au pas du kilomètre. Il faut bien noter que c'est la biodiversité forestière qui est représentée (et non la biodiversité des milieux ouverts). Un filtre de couvert forestier n'a pas été appliqué afin de

CARTE 5. — Représentation de la biodiversité forestière en multivarié, en fonction des 5 variables écologiques.

conserver une bonne lisibilité de la carte. Les données de pH et de C/N utilisées pour le calcul de biodiversité sont issues de la bioindication des espèces. Les classes de valeurs de biodiversité ont été définies avec la méthode des quantiles, la biodiversité va de 10 espèces à plus de 35 espèces. Les milieux particulièrement pauvres en biodiversité sont la Bretagne, l'Aquitaine, certaines zones du Massif Central, la côte méditerranéenne, et les Vosges. La biodiversité est importante dans le quart nord-est de la France, le Jura, le Nord des Alpes et les Pyrénées.

### 3.2.3. Comparaison de la biodiversité modélisée et de la biodiversité observée

La démarche qui consiste à additionner les courbes de réponse des espèces pour obtenir la biodiversité mérite vérification. On peut notamment remarquer, d'après la figure 21, que la courbe de biodiversité modélisée en fonction du pH s'aplatit au niveau des extremums, ce qui est un peu surprenant car il semblerait logique que dans des conditions extrêmes de pH, la biodiversité soit de plus en plus faible. On va chercher à savoir si la diminution de la pente de la courbe de biodiversité est vraiment un fait avéré ou si c'est un artéfact lié à la régression logistique, un effet de bord, qui, lorsque l'on a additionné toutes les probabilités de présence, a biaisé l'allure de la courbe de biodiversité. Pour répondre à ces questions, il est possible de comparer la biodiversité modélisée issue des modèles de niche à la biodiversité observée qui est le nombre d'espèces des placettes EcoPlant. La régression de Poisson a été appliquée aux données de biodiversité observée. Cette méthode de régression est adaptée pour les comptages (ici il s'agit de nombres d'espèces) et fait l'hypothèse que la variance est égale à la moyenne du nombre d'espèces.

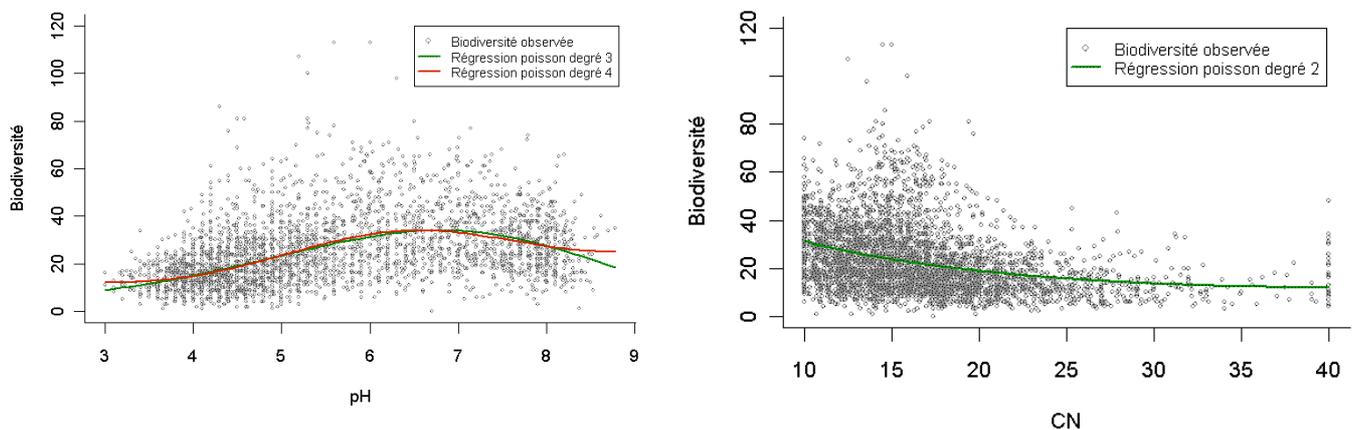


FIGURE 24. — Régressions de Poisson sur les données de biodiversité observée.

Pour le pH: Avec une régression de Poisson de degré 3 (courbe verte), on n'observe pas d'aplatissement de la courbe, la biodiversité diminue normalement aux extremums de pH. On passe alors au degré 4 et on réalise une ANOVA emboîtée ( $anova(glm3, glm4, test="Chisq")$ ) pour voir si le modèle au degré 4 apporte des informations supplémentaires par rapport au modèle de degré 3. Avec une probabilité critique de  $2,2 \cdot 10^{-16}$ , l'ANOVA est significative et on observe un phénomène d'aplatissement de la courbe aux extremums avec la courbe de degré 4. Cependant, le nombre de relevés aux pH extrêmes est assez restreint, et donc la tendance d'aplatissement de la courbe avec la

régression de degré 4 est conditionnée par un tout petit nombre de placettes. Il semble donc plus raisonnable de se cantonner à la régression de degré 3 qui ne prend pas en compte le petit nombre de placettes aux extremums. L'effet de bord est donc bien mis en évidence au niveau des extremums de pH.

Pour le C/N : On choisit un degré 2 pour la régression de Poisson (au-delà, il n'y a pas d'apports significatifs au modèle), et la tendance de biodiversité observée est assez semblable à la tendance de biodiversité modélisée, on obtient une courbe monotone décroissante.

Pour clarifier les phénomènes, on peut aussi représenter sur le même graphique la biodiversité modélisée et la biodiversité observée et on en profite également pour ajouter la courbe de biodiversité observée avec les espèces rares (ayant des occurrences inférieures à 10) pour s'assurer que ces dernières ne modifient pas beaucoup la biodiversité.

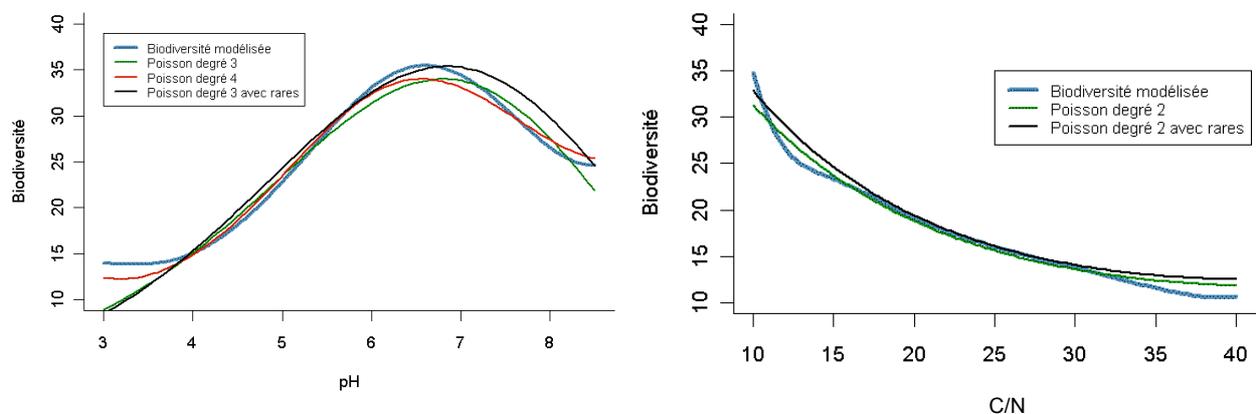


FIGURE 25. — Représentation de la biodiversité modélisée et observée en fonction du pH (à gauche) et du C/N (à droite).

Les allures de courbes de biodiversité, modélisée et observée, avec et sans les espèces rares, sont assez semblables. Nous allons maintenant commenter de plus près les effets de bord :

Pour le pH : L'effet de bord de la biodiversité modélisée pour les pH faibles semble confirmé, la biodiversité modélisée (courbe bleue) est surestimée à pH acide par rapport à la biodiversité observée (régression au degré 3, courbe verte). Ce phénomène est lié à la technique de régression logistique, les tendances aux pH extrêmes sont difficiles à modéliser, à pH très acide les courbes de réponse des espèces acidiphiles sont modélisées comme étant monotones décroissantes alors qu'en réalité, il y a une petite cloche à pH acide. Le cumul de toutes ces erreurs conduit à surestimer le nombre d'espèces à pH acide. A pH basique, on observe également un effet de bord : la biodiversité modélisée (courbe bleue) est surestimée par rapport à la biodiversité observée (régression au degré 3, courbe verte). L'effet de bord est donc perceptible pour le pH. Pour s'en affranchir, il faudrait en toute rigueur limiter la gamme de pH étudiée à l'intervalle [3,5 : 8], et on ne perdrait pas beaucoup d'informations car les milieux ayant un pH inférieur à 3,5 ou supérieur à 8 sont de toute façon très rares, voire inexistant.

Pour le C/N : l'effet de bord n'est pas très marqué, la biodiversité modélisée est légèrement surestimée à C/N faible et elle est sous estimée à C/N élevé. Quoi qu'il en soit, l'effet de bord ne modifie pas la tendance générale monotone décroissante de la réponse de la biodiversité en fonction du C/N. On pourra conserver la gamme de C/N étudiée [10 : 40].

### 3.2.4. Étude de l'évolution de la biodiversité avec une eutrophisation et une acidification des milieux

#### 3.2.4.1. Illustration du changement de communauté végétale avec une eutrophisation

Les espèces ont été séparées en 3 catégories selon l'optimum de C/N qui est soit égal à 10, compris entre 10 et 40 ou égal à 40. On distingue ainsi grossièrement les espèces des milieux eutrophes, intermédiaires et oligotrophes. De cette façon, on sépare les espèces qui ont une courbe de réponse monotone décroissante, en cloche et monotone croissante. Pour chacune de ces catégories, les espèces les plus fréquentes (ayant les occurrences les plus élevées) ont été sélectionnées. Les optimums et les amplitudes ont été représentés sur la figure ci-dessous.

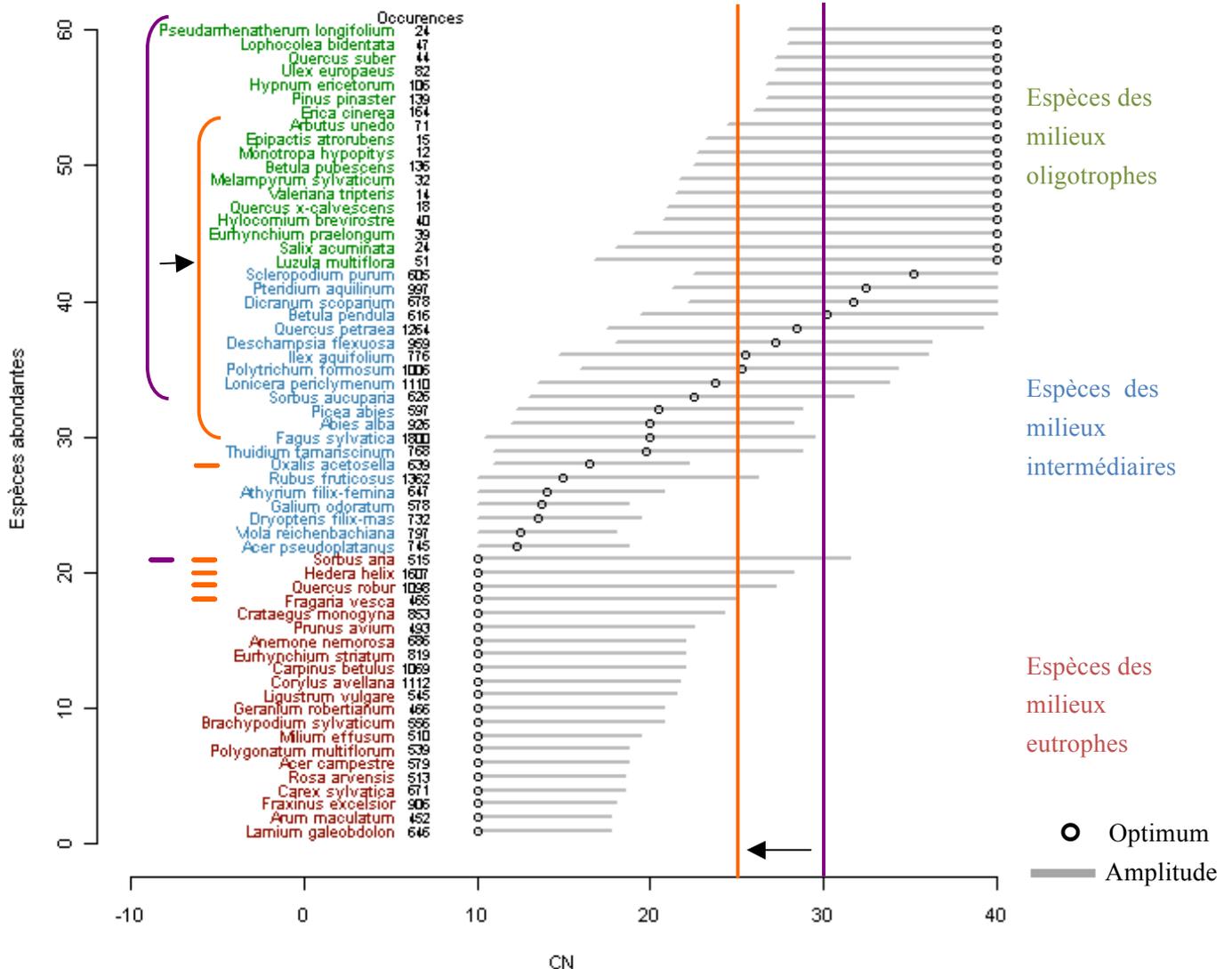


FIGURE 26. — Optimums et amplitudes des espèces végétales les plus fréquentes.

Ce graphique montre visuellement comment on change de communauté végétale lorsque l'on modifie le C/N. Par exemple, si on passe d'un C/N de 30 à un C/N de 25, on passe de la communauté

violette à la communauté orange. Cette évolution est bien sûr théorique puisqu'elle prend en compte uniquement les espèces fréquentes. On va par la suite tenter de quantifier les changements de biodiversité.

### 3.2.4.1. Définition d'une réponse écologique significative

Définir un état de référence et une réponse écologique significative reste un défi majeur (de Vries et al., 2007). La significativité de la réponse écologique dépend des objectifs de protection et du type de végétation visée : les espèces sensibles seulement, certaines strates, certains groupes taxonomiques ou la biodiversité ordinaire. Avec EcoPlant, on étudie la réponse écologique des espèces ayant plus de 10 occurrences dans le jeu de données, tous groupes taxonomiques confondus, c'est à dire les monocotylédones, les dicotylédones, les gymnospermes, les ptéridophytes, les bryophytes, mais les lichens ne seront pas pris en compte. En utilisant EcoPlant, on va voir par la suite que l'on peut donner deux définitions de la réponse écologique.

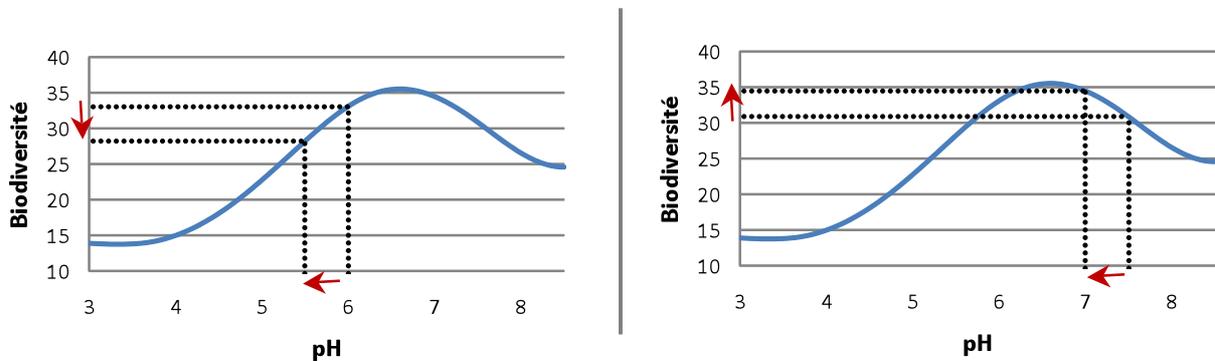


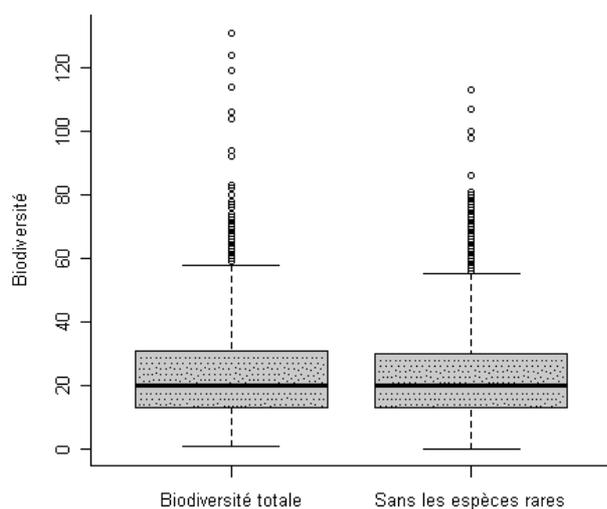
FIGURE 27. — Variation de la biodiversité le long du gradient de pH.

En considérant la biodiversité le long du gradient de pH, on constate que si l'on passe d'un pH de 6 à un pH de 5,5, on perd globalement 5 espèces, mais si l'on passe d'un pH de 7,5 à 7, on gagne globalement 3,5 espèces. On parle ici d'évolution globale de biodiversité, c'est-à-dire de la somme des gains et des pertes du nombre d'espèces. Lorsque les gains sont supérieurs aux pertes, la biodiversité augmente et à l'inverse lorsque les pertes sont supérieures aux gains, la biodiversité diminue. Cette évolution de biodiversité globale reflète l'évolution de la richesse spécifique mais elle ne prend pas en compte les remaniements de communautés végétales. En effet, avec une diminution de pH, on peut avoir des gains et des pertes d'espèces importants mais égaux, donc finalement une évolution de biodiversité globale égale à 0 alors que l'on change de communauté végétale. Il est donc également intéressant de considérer la perte de biodiversité qui correspond uniquement au nombre d'espèces que l'on perd par rapport à la composition initiale et qui reflète le changement de communauté.

La réponse écologique peut être définie comme étant :

- L'évolution globale de biodiversité, soit la variation de richesse spécifique,
- La perte de biodiversité, soit le nombre d'espèces perdues par rapport à la composition initiale.

Une réponse écologique significative est un changement de végétation notable généré par des dépôts d'azote trop importants. Dans le cas du couplage ForSAFE – VEG et des travaux de Belyazid et al. (2011a), la réponse écologique significative correspond à la préservation d'au moins 95 % de la composition floristique spontanée naturelle en terme de couvert. C'est en quelque sorte l'équivalent d'une perte de biodiversité supérieure à 5 % pour EcoPlant, excepté le fait que l'on parle de présence dans le cas d'EcoPlant et non d'abondance.



	Min.	1er quartile	Médiane	Moyenne	3e quartile	Max.
Biodiversité totale	1	13	20	24	31	131
Biodiversité sans les espèces rares	0	13	20	23	30	113

FIGURE 28. — *Boxplots du nombre d'espèces par relevé EcoPlant.*

Un relevé EcoPlant comprend en moyenne 23 espèces sans les espèces rares, et 24 espèces au total, ce qui signifie qu'il y a en moyenne une espèce rare par relevé. Une réponse écologique significative doit au moins correspondre à la disparition d'une espèce parmi les plus communes, ce qui équivaut à  $1/23 \times 100 = 4,3\%$  de perte de biodiversité. La disparition de deux espèces correspond à une réponse écologique de 8,7%. Globalement, une réponse écologique significative comprise entre 5 % et 10 % paraît raisonnable pour le critère de perte de biodiversité, elle correspond approximativement à la perte de 1 ou 2 espèces.

### 3.2.4.2. *Changements de biodiversité avec une acidification et une eutrophisation*

Pour chaque valeur de pH au pas de 0,05, les changements de biodiversité ont été calculés avec une diminution de pH = 0,5 selon les formules suivantes :

- L'évolution globale de biodiversité =  $\Sigma \Delta$  des probabilités de présence
- La perte de biodiversité =  $\Sigma \Delta$  négatives des probabilités de présence

Les calculs d'évolution de biodiversité se rapprochent d'un calcul de dérivée sur la courbe de biodiversité. Il faut bien noter que ces résultats reposent sur l'hypothèse selon laquelle la variabilité temporelle de la biodiversité peut être décrite par la variabilité spatiale de la biodiversité obtenue par régression logistique. Si les sites à pH 6 ont globalement 5 espèces de plus que les sites à pH 5,5 (cf. figure 21), il n'est pas évident d'en conclure qu'un même site qui passe d'un pH de 6 à 5,5 va perdre 5 espèces, car il y a beaucoup de paramètres qui rentrent en jeu dans le processus d'évolution temporelle.

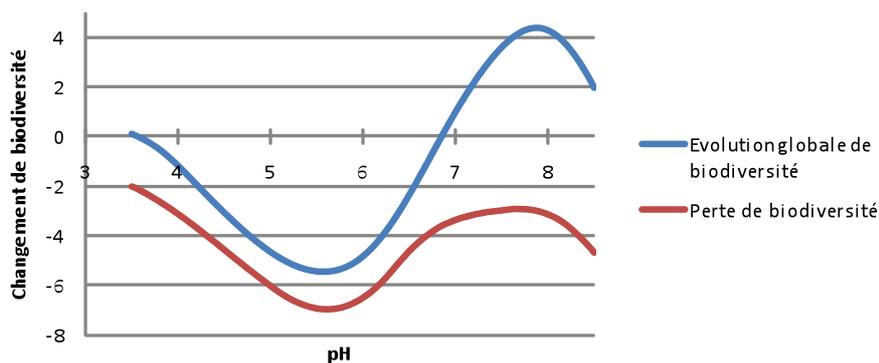


FIGURE 29. — *Changement de biodiversité le long du gradient de pH avec une diminution de  $pH = 0,5$ .*

Concernant l'évolution globale de biodiversité (en bleu), on montre que la biodiversité à pH inférieur à 6,9 va diminuer avec une acidification de 0,5 unité de pH (car on s'éloigne de l'optimum écologique) et que la biodiversité à pH supérieur à 6,9 va augmenter (on se rapproche de l'optimum écologique) avec la même acidification. Concernant la perte de biodiversité, on montre que le changement de communauté végétale est très fort à  $pH = 5,5$  (on perd environ 7 espèces avec une acidification de 0,5). Ce pH sensible de 5,5 est en effet critique puisque en deçà, on perd toutes les espèces neutrophiles (Cf. figure 21 et 22). Ces résultats sont à relativiser par rapport aux phénomènes tampons à pH élevé qui ne sont pas pris en compte ; un pH calcaire est normalement assez stable face à une acidification et on considère ici que les pH basiques réagissent de la même façon à l'acidification que les pH neutres ou acides.

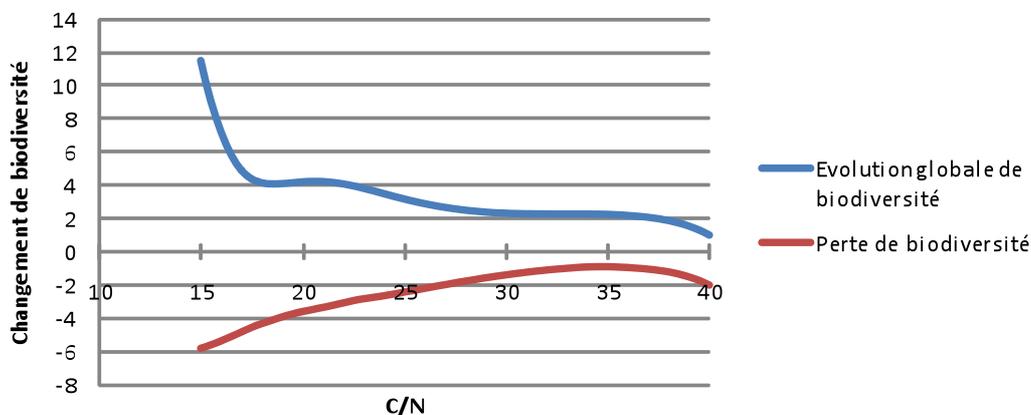


FIGURE 30. — *Changement de biodiversité le long du gradient de C/N avec une diminution de  $C/N = 5$ .*

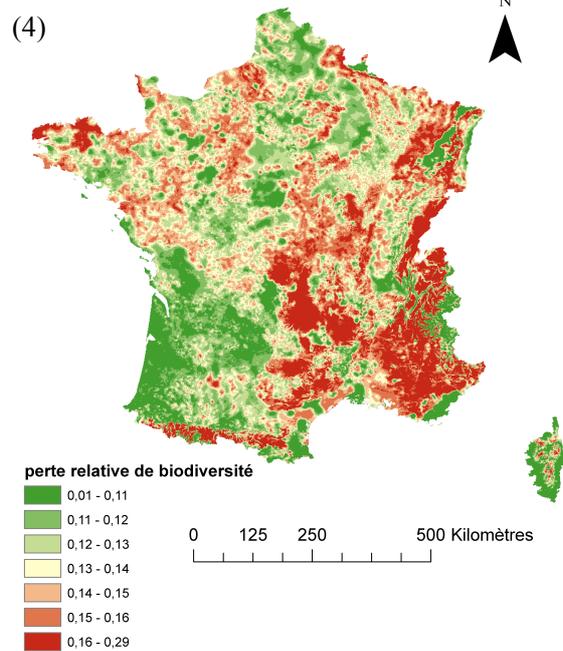
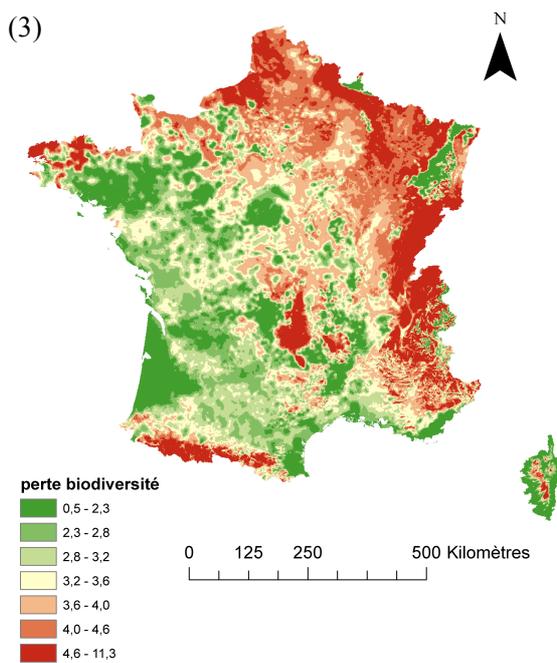
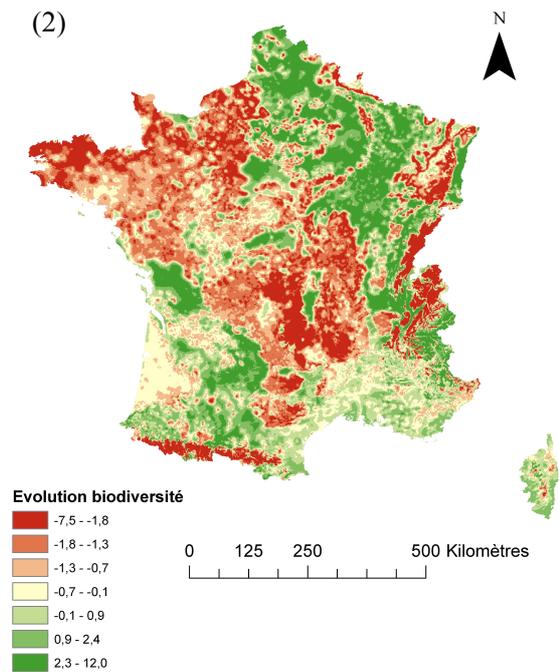
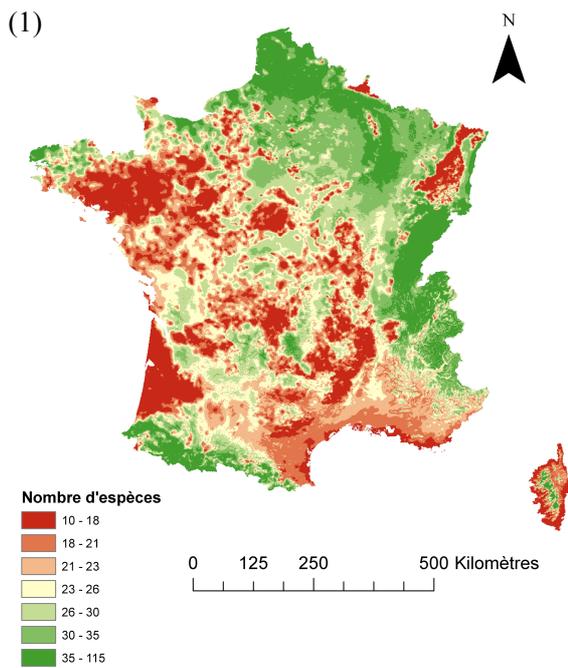
De la même façon que pour le pH, la réponse écologique a été calculée pour chaque valeur de C/N au pas de 0,5 et avec une diminution de  $C/N = 5$ . Lorsque l'on diminue le C/N (le milieu s'eutrophise), l'évolution globale de biodiversité est positive, cela signifie que l'on gagne en nombre d'espèces quelle que soit la valeur de C/N initiale. Globalement, c'est-à-dire en considérant les gains et les pertes, on va toujours trouver plus d'espèces avec une diminution de C/N car il y a plus d'espèces dans les milieux riches en azote (Cf. figure 27). Ce résultat est un peu contradictoire avec ce que l'on peut

trouver dans la littérature qui associe souvent l'eutrophisation avec une perte de biodiversité (Gilliam, 2006; Bobbink et al., 2010; De Vries et al., 2010). Il faut donc apporter quelques précisions :

- D'une part, on travaille à l'échelle de la France et sur les écosystèmes forestiers, les résultats dans d'autres pays de l'Europe et dans d'autres écosystèmes peuvent être différents.
- D'autre part, les études de biodiversité d'après les graphiques ci-dessus se positionnent à l'échelle d'un site, mais si on se place à l'échelle régionale, toutes les espèces dont l'optimum est concentré sur la gamme de C/N 35 – 40 vont disparaître donc le nombre d'espèces susceptibles d'être présentes à grande échelle risquerait de diminuer. Autrement dit, localement on aurait une augmentation de biodiversité  $\alpha$  liée à l'apparition d'espèces nitrophiles, mais à une échelle plus large, on pourrait s'attendre à un phénomène de banalisation de la flore associé à une diminution de la biodiversité  $\gamma$  comme le suppose Gilliam (2006).
- Enfin, comme pour le pH, le passage d'une variabilité spatiale à une variabilité temporelle sur lesquelles reposent ces calculs peut être discutable. Les résultats montrent avec certitude qu'un milieu eutrophe possède une biodiversité plus importante qu'un milieu oligotrophe, mais avec les calculs d'évolution de biodiversité, il n'est pas si évident d'en déduire qu'un même milieu qui s'eutrophise va gagner en biodiversité.

En considérant maintenant la perte de biodiversité, on montre que le C/N le plus sensible est égal à 15 (on perd près de 6 espèces). À C/N faible, l'eutrophisation entraîne un gain important de biodiversité, mais la biodiversité initiale  $y$  est aussi importante.

Les changements de biodiversité ont également été cartographiés sur la page suivante de façon à identifier les zones sensibles à l'eutrophisation et l'acidification.



(1) Biodiversité issue des modèles de niche des espèces (carte déjà représentée dans le rapport et montrée ici à titre comparatif)

(3) Perte de biodiversité (en nombre d'espèces)

(2) Evolution globale de biodiversité (en nombre d'espèces)

(4) Perte de biodiversité relative (en nombre d'espèces rapporté au nombre d'espèces initial)

CARTE 6. — *Changements de biodiversité associés à une diminution de  $pH = 0,3$  et une diminution de  $C/N = 3$ .*

La carte (2) d'évolution de biodiversité montre que les zones de montagne vont voir leur nombre d'espèces diminuer. On peut aussi remarquer que certaines régions pauvres en espèces, comme la Bretagne, un peu l'Aquitaine, le Massif central et les Vosges vont encore plus s'appauvrir en espèces. Dans certaines zones, l'eutrophisation et l'acidification peuvent conduire à une accentuation de l'hétérogénéité entre zones riches et zones pauvres en biodiversité.

La carte (3) de perte de biodiversité est presque exactement la même que celle de biodiversité (en couleurs inversées). Plus la zone est riche en biodiversité, plus la perte de biodiversité est importante. Pour s'affranchir du biais lié au nombre d'espèces initial, on calcule la perte de biodiversité relative, c'est-à-dire rapportée au nombre d'espèces initial.

La carte (4) représente la perte de biodiversité relative qui est assez marquée dans le Sud-Est de la France et de façon hétérogène dans certaines parties montagneuses.

Les limites concernant le passage d'une variabilité spatiale à une variabilité temporelle et de la non prise en compte des phénomènes tampons à pH basique sont également valables pour ces 3 cartes.

### 3.2.4.3. Sensibilité de la biodiversité à la diminution de pH et de C/N

Jusqu'à maintenant, nous avons évalué l'évolution de biodiversité (globale ou en perte) le long des gradients de pH et de C/N avec des diminutions fixes de pH et de C/N. Mais on peut poser la question à l'envers et se demander quelle est la diminution de pH et de C/N associée à une perte de biodiversité fixe de 5 % par exemple. Ces diminutions de pH et de C/N caractérisent alors la sensibilité de la biodiversité le long des gradients de pH et de C/N ; lorsqu'une faible diminution de pH ou C/N est nécessaire pour perdre 5 % de la biodiversité initialement présente, le milieu est dit sensible.

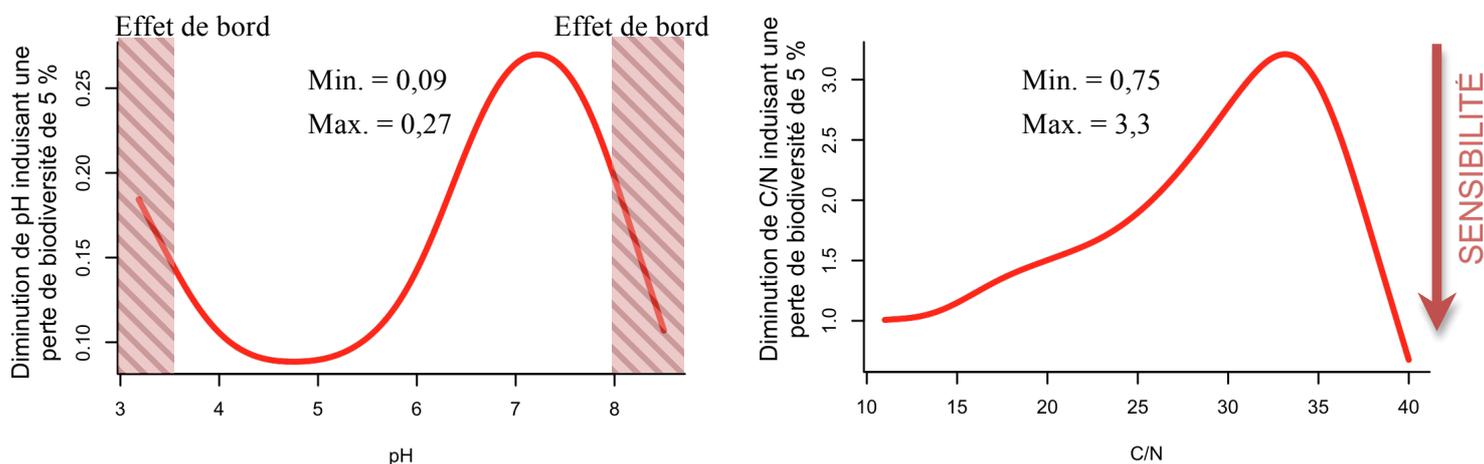


FIGURE 31. — Sensibilité de la perte de biodiversité le long du gradient de pH et de C/N.

La sensibilité le long du gradient de pH est à considérer avec précaution ; en dessous de pH = 3,5 et au dessus de pH = 8, il y a vraisemblablement un effet de bord qui biaise les résultats. La perte de biodiversité est la plus sensible à pH 4,5-5 qui correspond au pH intermédiaire entre un milieu acide et très acide. A pH très bas (3,5-4) la perte de biodiversité devient moins sensible, mais cela n'est pas incohérent, on peut en effet supposer qu'une fois que le milieu est extrêmement acide, on ne perd pas

beaucoup d'espèces adaptées à ce milieu contraignant s'il s'acidifie encore plus. La perte de biodiversité est la plus sensible pour les C/N inférieurs à 20 et pour les C/N extrêmes proche de 40. Cette démarche permet par ailleurs de déterminer des intervalles de seuils critiques : il faut une diminution de pH comprise entre 0,1 et 0,3 ou une diminution de C/N comprise entre 0,8 et 3,3 pour perdre 5 % de la biodiversité initialement présente.

## 4. Discussion : évaluation de la faisabilité d'un couplage biogéochimie - écologie en utilisant ForSAFE et EcoPlant

L'analyse de sensibilité du modèle ForSAFE et l'étude de la biodiversité issue des modèles de niches EcoPlant ont pour objectif d'évaluer la faisabilité du couplage ForSAFE-EcoPlant. Cette partie cherche à mettre concrètement en application le couplage et vise à faire une synthèse des résultats précédemment développés pour évaluer les possibilités du couplage.

### 4.1. Tentative de couplage ForSAFE - EcoPlant sur les 15 placettes RENEFOFOR

La question soulevée par le couplage est la suivante : les changements de paramètres abiotiques prédits par ForSAFE (pH et C/N) en fonction des dépôts atmosphériques sont-ils suffisamment importants pour faire varier la biodiversité significativement ? Pour y répondre, on utilisera les différents scénarios de dépôts d'azote pour évaluer la réponse des paramètres de sol et de la biodiversité.

#### 4.1.1. L'utilisation des 4 scénarios de dépôts d'azote

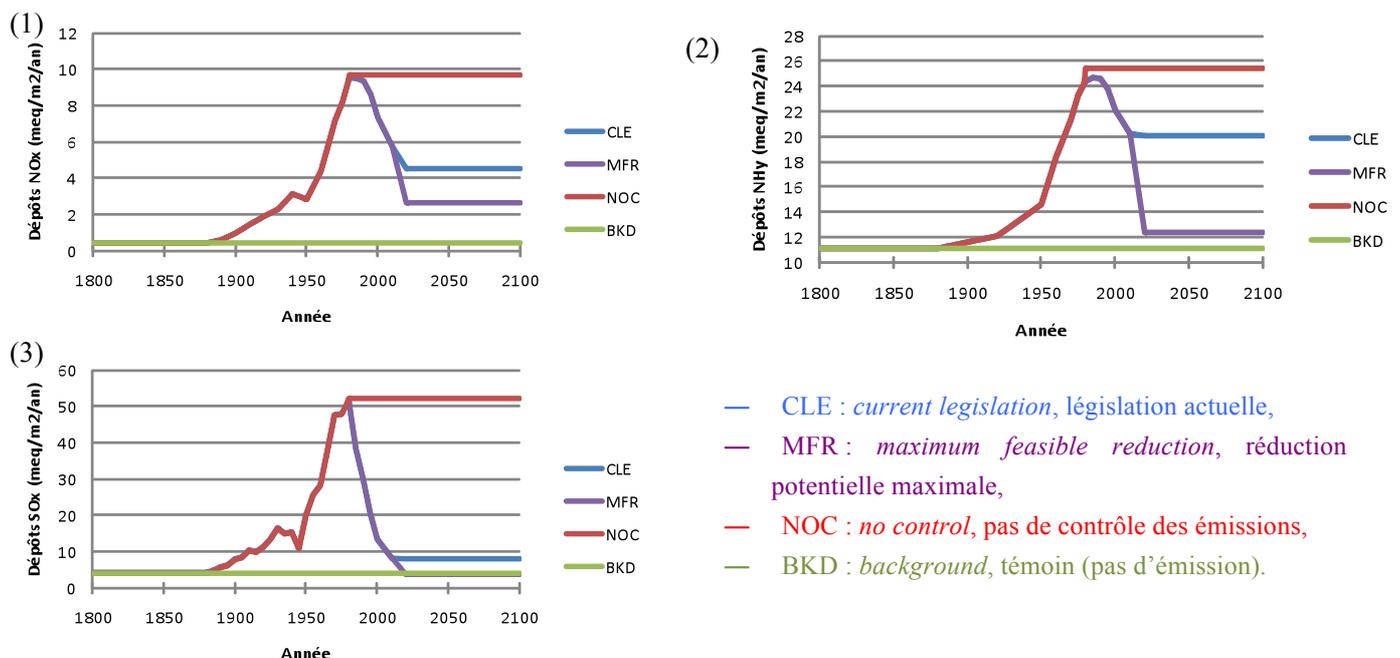


FIGURE 32. — Scénarios de dépôts (1) d'azote oxydé, (2) d'azote réduit et (3) de soufre (moyenne sur les 15 placettes RENEFOFOR).

Le modèle ForSAFE présente des données de sortie pour chacun de ces scénarios. A l'échelle des sites RENECOFOR, il est donc possible de comparer les sorties du modèle en fonction des différents scénarios qui constituent le seul facteur variable. Cependant, les scénarios de dépôts concernent à la fois le soufre et l'azote, et on cherche ici à étudier l'effet de l'azote de façon isolée, les dépôts de soufre sont donc ramenés à 0 pour les 4 scénarios. Les séries de pH du premier horizon de sol et de C/N de la matière organique sont données en annexes 6 et 7 pour les 15 placettes RENECOFOR et pour chaque scénario. Les 2 scénarios extrêmes, qui représentent des variations maximales de dépôts, sont comparés (BKD et NOC). Dans un premier temps, les variations de pH et C/N sont calculées lors du passage du scénario BKD à NOC, puis les changements de biodiversité associés à ces variations de paramètres abiotiques sont calculés *via* les modèles EcoPlant.

TABLEAU 9. — *Couplage biogéochimie – écologie pour les 15 placettes RENECOFOR (année 2040)*

Placettes RENECOFOR	Entrées ForSAFE		Sorties ForSAFE entrées EcoPlant		Sorties EcoPlant				
	$\Delta$ dépôts Nox	$\Delta$ dépôts NHy	$\Delta$ pH	$\Delta$ C/N	Biodiversité initiale (BKD)	Evolution globale de biodiversité	Perte de biodiversité	Evolution globale relative de biodiversité (%)	Perte relative de biodiversité (%)
CHS41	5,4	13,1	-0,03	-3,84	13,0	1,4	-0,7	10,5	-5,4
EPC08	22,0	36,9	-0,53	-1,68	25,6	-4,6	-5,8	-18,0	-22,7
EPC87	10,4	15,3	-0,05	-0,90	30,0	0,4	-0,7	1,2	-2,4
SP57	12,9	10,7	-0,05	-0,43	16,5	0,0	-0,3	0,1	-1,9
SP11	8,5	9,6	-0,02	-0,43	15,2	0,1	-0,1	0,5	-0,8
HET64	8,9	20,0	-0,04	-0,16	48,8	0,0	-0,4	0,0	-0,9
EPC63	9,6	10,9	-0,02	-0,16	33,2	0,1	-0,2	0,2	-0,7
SP05	1,0	2,7	-0,04	-0,06	13,7	-0,1	-0,2	-1,0	-1,5
HET54a	13,1	16,5	-0,13	0,12	18,2	-1,2	-1,4	-6,5	-7,8
PM40c	4,7	6,2	-0,01	-0,10	15,9	-0,1	-0,1	-0,4	-0,5
CHP40	4,3	12,2	-0,03	0,13	17,3	-0,1	-0,2	-0,7	-1,0
CPS77	6,6	18,3	-0,02	-0,87	16,0	0,1	-0,3	0,8	-1,6
HET30	14,9	24,0	-0,07	1,03	19,6	-0,1	-1,4	-0,5	-7,2
SP38	4,2	6,4	-0,04	-0,27	13,8	0,0	-0,2	-0,2	-1,3
SP68	11,9	11,8	-0,12	-0,69	14,6	0,0	-0,5	0,0	-3,6

En 2040, les scénarios de dépôts BKD et NOC sont stabilisés, on évalue à cette date la réponse abiotique et la réponse écologique en comparant le scénario sans émissions BKD et le scénario avec des dépôts maximaux NOC. On remarque que 3 sites, soit 20 % des sites, signalés en rouge dans le tableau 9, sont vraiment réactifs aux dépôts d'azote avec une évolution globale de biodiversité et une perte de biodiversité supérieure à 5 %. Les variations de paramètres abiotiques (pH et C/N) sont assez faibles (sauf pour les 3 sites en question) sachant que l'on a travaillé sur des scénarios extrêmes. Il y a en fait une forte hétérogénéité entre les sites ; certains sont très réactifs aux dépôts et d'autres se montrent peu sensibles et présentent des variations de pH et C/N faibles avec une réponse écologique non significative. On peut aussi noter que le C/N augmente parfois avec les dépôts (la variation de C/N est positive), ceci correspond à une réalité observée d'après les arguments de Belyazid au *meeting* Dynamo (2011) ; les dépôts d'azote n'entraînent pas nécessairement une diminution de C/N, en tout cas pas immédiatement. En effet, la production de biomasse augmente avec l'azote excédentaire qui joue le rôle d'engrais, et le taux de minéralisation va ensuite dépendre des conditions du sol.

### 4.1.2. Évolution de la réponse écologique sur 3 placettes RENECOFOR

Le couplage ForSAFE-EcoPlant de façon dynamique est possible, il nécessite de choisir un état de référence (ce sera le scénario BKD sans dépôts anthropiques) et de comparer les changements de biodiversité (la perte de biodiversité) entre un scénario de dépôts (CLE, MFR ou NOC) et l'état de référence. Cette perte de biodiversité représente la réponse écologique, et elle a été calculée au cours du temps, de 1900 à 2100, pour les 3 sites précédemment identifiés comme étant réactifs.

Les 3 scénarios de dépôts (CLE, MFR, NOC) ont été comparés au scénario témoin (BKD) pour étudier l'évolution de la réponse écologique en perte de biodiversité au cours du temps.

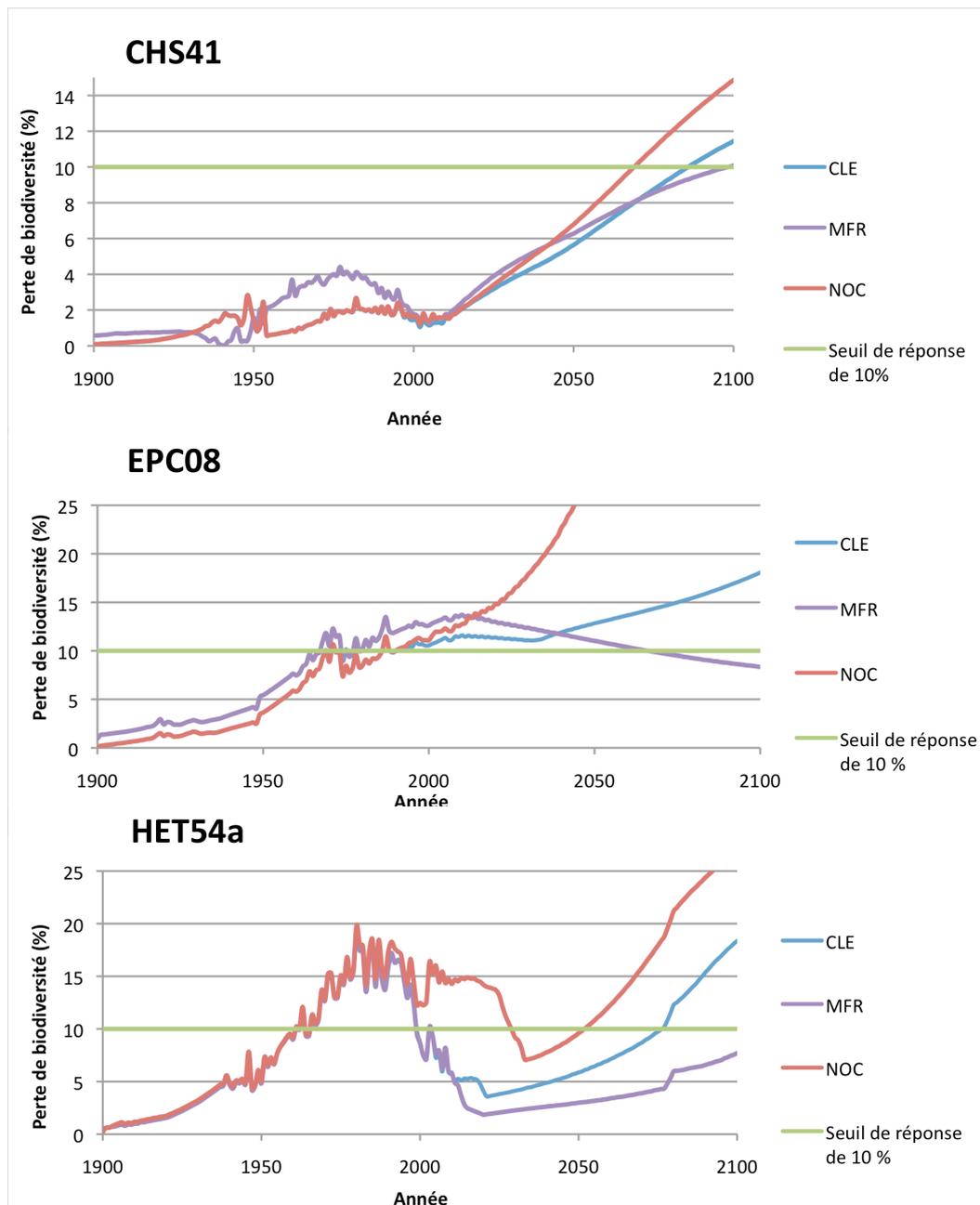


FIGURE 33. — Évolution de la réponse écologique des 3 sites réactifs, CHS 41, EPC08 et HET54a en fonction des scénarios CLE, MFR et NOC.

Ces trois sites montrent déjà que le couplage dynamique ForSAFE-EcoPlant est vraiment opérationnel. De plus, on observe une réponse écologique significative supérieure à 10 % d'ici 2100 pour les scénarios CLE et NOC, mais pas pour le scénario MFR ; ces 3 sites montrent l'intérêt de réduire au maximum les émissions selon le scénario MFR, pour ne pas dépasser le seuil de 10 % de perte de biodiversité.

## 4.2. Synthèse sur la faisabilité du couplage ForSAFE – EcoPlant pour déterminer les charges critiques de dépôts azotés

### 4.2.1. Synthèse de l'analyse de sensibilité de ForSAFE

#### **4.2.1.1. Peut-on adapter le niveau de complexité du modèle au contexte français ?**

- ✓ L'analyse de sensibilité montre que l'eau du sol a un rôle primordial sur les sorties d'azote du sol, ce qui veut dire qu'il faudra mesurer avec soin les données relatives à l'eau du sol sur les sites RENECOFOR d'entrée du modèle. Les données de climat, et particulièrement les précipitations devront aussi recevoir une attention spéciale, car elles ont une influence forte sur le pH et le C/N.
- ✓ En revanche, le coefficient de solubilité de la gibbsite et la pression en CO<sub>2</sub> du sol interviennent très peu sur les sorties étudiées. Il serait envisageable de simplifier le modèle et d'éliminer ces facteurs d'entrée à l'échelle de la France, d'autant plus s'ils sont fastidieux à mesurer sur le terrain.

#### **4.2.1.2. Comment varient le pH et le C/N en fonction des dépôts d'azote ?**

- ✓ En examinant l'ordre d'influence des facteurs sur les paramètres abiotiques du sol, on peut conclure que le pH est influencé en priorité par les facteurs de sol, principalement les cations basiques, par le climat (les précipitations, les températures puis les radiations) et la gestion. Le C/N est influencé en priorité par l'eau du sol (qui comprend la capacité au champ, la percolation, *etc.*), le climat et la gestion.
- ✓ Comparativement aux autres facteurs d'entrée de sol, de climat et de gestion, les dépôts d'azote n'ont pas d'influence forte sur le C/N et encore moins sur le pH. Ce sont cependant les dépôts d'ammonium, et non de nitrate, qui influent le plus le C/N et le pH. Les dépôts d'ammonium sont à la fois les dépôts d'azote les plus influents d'après l'analyse de sensibilité et ceux qui ont le moins diminué d'après le CITEPA, la figure 2 du rapport et de Vries et al. (2007).
- ✓ Sur les 15 sites étudiés, on observe une hétérogénéité assez forte concernant les variations de pH et de C/N en fonction des scénarios de dépôts d'azote. 3 sites sont bien réactifs aux dépôts d'azote et pour les 12 autres sites, la variabilité temporelle du pH et du C/N, liée aux coupes sylvicoles par exemple, est plus importante que la variabilité du pH et du C/N liée aux dépôts. En effet, d'après les évolutions de pH et C/N en fonction des scénarios en annexes 6 et 7, les pics de pH ou de C/N liés aux interventions sylvicoles ont souvent une amplitude plus forte que les variations de pH et de C/N entre scénarios.

- ✓ Le C/N peut augmenter avec les dépôts d'azote comme le montre le site HET30 en annexe 7 pour lequel le C/N du scénario NOC est supérieur au C/N du scénario BKD. Les conditions du milieu jouent probablement fortement sur ces résultats.
- ✓ Le C/N peut réagir de façon différée dans le temps aux dépôts d'azote, c'est le cas du site HET54a en annexe 7.

#### ***4.2.1.3. Le C/N est-il l'indicateur d'azote du sol le plus sensible aux dépôts d'azote ?***

- ✓ Non. Les autres indicateurs d'azote du sol étudiés (la concentration en nitrate, la quantité d'azote de la litière, l'assimilation brute d'azote du sol, la minéralisation nette d'azote du sol) sont plus sensibles aux dépôts d'azote que le C/N. Ces indicateurs sont particulièrement sensibles aux dépôts d'ammonium.

### **4.2.2. Synthèse sur les travaux obtenus avec EcoPlant**

#### ***4.2.2.1. Le C/N est-il un bon indicateur de disponibilité en azote du sol pour la végétation?***

- ✓ Le C/N n'est pas unanimement considéré comme un bon indicateur de disponibilité en azote pour les plantes. D'après Rowe et al. (2011), le C/N ne reflète qu'imparfaitement la disponibilité, vis à vis des plantes, de l'azote du sol. Une étude sur les effets des dépôts sur la chimie du sol des forêts en Europe a montré qu'il n'y avait pas de relation significative entre le C/N et l'azote du sol (nitrate et ammonium) (de Vries et al., 2003).
- ✓ Cependant, le C/N est un indicateur stable dans le temps et il est déterminé à partir des analyses de sol des relevés EcoPlant. Les autres indicateurs d'azote du sol sont très fluctuants et ont une gamme de variation très large. Ils sont donc difficiles à mesurer sur le terrain, et ne peuvent pas être utilisés comme variable explicative dans une régression logistique. Le C/N n'est pas un indicateur parfait de disponibilité en azote du sol, c'est un indicateur de fonctionnement de la matière organique du sol qui intègre le carbone organique, mais c'est le seul qui puisse être utilisé par les modèles EcoPlant.

#### ***4.2.2.2. En quoi EcoPlant et VEG sont deux approches de modélisation de la végétation très différentes ?***

- ✓ Les modèles EcoPlant prédisent des probabilités de présence d'espèces végétales d'après des relations statistiques établies entre observations et variables écologiques. VEG prédit des pourcentages d'occupation du sol d'espèces végétales de façon déterministe.
- ✓ Les modèles EcoPlant sont basés sur un petit nombre de variables écologiques déterminantes (nutrition et climat) alors que VEG intègre un grand nombre de facteurs pour déterminer les pourcentages d'occupation des espèces.
- ✓ 680 modèles de niches ont été établis avec EcoPlant, alors que VEG ne compte pour l'instant que 233 espèces à l'échelle nationale.

#### **4.2.2.3. Quels sont les atouts d'EcoPlant par rapport à VEG ?**

- ✓ EcoPlant fait des prédictions de probabilités de présence d'espèces et de biodiversité à grande échelle (selon des gradients écologiques, à l'échelle de la France) et aussi à l'échelle du site. VEG fait des prédictions localement uniquement et ne donne pas de grandes tendances à large échelle à cause de la complexité du modèle et en lien avec l'application locale de ForSAFE.
- ✓ Les prédictions d'EcoPlant sont pour l'instant meilleures que celles de VEG à l'échelle du site en tenant compte du fait que EcoPlant prédit plus d'espèces que VEG. On peut cependant rappeler que la paramétrisation de VEG est en cours d'amélioration sur la France.
- ✓ Les modèles de régression peuvent être obtenus assez simplement à partir de la base EcoPlant, il suffit de lancer une régression logistique sur un tableau de présences et absences des espèces contenant également des variables écologiques. On peut ensuite s'intéresser de plus près aux espèces les plus fréquentes, les plus sensibles. Les modèles EcoPlant sont plus souples dans leur utilisation et proviennent directement d'observations de terrain, tandis que la paramétrisation des modèles VEG est un peu plus obscure, *i.e.* les sources des paramètres des équations de VEG sont plus diverses et parfois empiriques.

#### **4.2.2.4. Comment varie la biodiversité le long des gradients de pH et de C/N?**

- ✓ La biodiversité compte de 10 à 35 espèces en univarié le long des gradients de pH et de C/N.
- ✓ La biodiversité est maximale pour un pH = 6,9 et elle est monotone décroissante le long du gradient de C/N. Il y a 3 fois plus d'espèces en milieu eutrophe à C/N = 10 qu'en milieu oligotrophe à C/N = 40. Pourtant, d'après Bobbink et al. (1998), la majeure partie des espèces est accoutumée à des conditions de faible disponibilité en azote pour lesquelles la biodiversité est maximale dans les milieux naturels et semi naturels français. Il faut donc bien préciser que le résultat présenté dans ce rapport a été obtenu pour les écosystèmes forestiers français.

#### **4.2.2.5. Quelles sont les limites d'EcoPlant ?**

- ✓ Les résultats d'EcoPlant concernant la biodiversité en fonction des variables écologiques sont robustes mais les résultats de changements de biodiversité le sont moins. Cette limite vient du fait que l'on utilise une variabilité spatiale de biodiversité pour déterminer une évolution temporelle de biodiversité et cette démarche peut être discutable.
- ✓ Il y a une limite chorologique (qui touche à la distribution des espèces) à associer aux modèles de régression logistique. En effet, la répartition des espèces n'est pas uniquement déterminée par des variables écologiques, mais aussi par des causes historiques, comme les glaciations par exemple, l'homme et l'occupation du territoire (Dupouey et al., 2002). Une espèce peut donc être absente à un endroit alors que toutes les conditions écologiques sont réunies pour qu'elle soit présente.
- ✓ Les modèles EcoPlant réalisés reposent sur deux hypothèses : les espèces répondent toutes aux mêmes variables écologiques et les termes au carré sont significatifs. Ces hypothèses permettent d'automatiser la procédure de régression logistique. Les modélisations réalisées à partir d'EcoPlant pourraient être améliorées en les construisant dans le détail au cas par cas, espèce par espèce. Cela passerait d'abord par la sélection des facteurs qui sont déterminants pour l'espèce puis par le calcul des équations de régression logistique.

- ✓ Les modèles de biodiversité issus des modèles de niches présentent un petit effet de bord lié au biais technique de la régression logistique, en particulier aux extremums de pH.
- ✓ Les mousses sont parfois mal renseignées dans la base EcoPlant : une mousse est-elle réellement absente d'un relevé ou est-elle mal connue de l'observateur ?
- ✓ EcoPlant ne prend pas en compte les espèces rares, d'occurrence inférieure à 10, et elles peuvent être importantes à considérer en matière de mesure de protection. Cela dit, les espèces rares sont difficilement prédictibles et ne jouent pas beaucoup sur la biodiversité totale (*cf.* figure 28).

### 4.2.3. Synthèse sur la faisabilité du couplage

#### **4.2.3.1. Quelle est la faisabilité du couplage ForSAFE-EcoPlant en définitive ?**

La chaîne de couplage est-elle suffisamment sensible pour observer une réponse écologique ?

- ✓ Le couplage est opérationnel de façon dynamique. On observe une réponse écologique significative pour 3 sites RENECOFOR sur 15. La question qui fait suite à ce premier résultat est la suivante : est-ce que seulement 3 sites sont réellement réactifs ou l'inertie des autres sites est liée au fait que le pH et le C/N sont stables par rapport aux dépôts ?
- ✓ La faiblesse du couplage réside dans les variables faisant le lien : le pH et le C/N. Ces variables ne sont pas fortement sensibles aux dépôts d'azote et le C/N n'est pas un indicateur de disponibilité en azote idéal. L'analyse de sensibilité montre que d'autres indicateurs d'azote du sol sont plus sensibles aux dépôts d'azote que le C/N.
- ✓ ForSAFE et EcoPlant fonctionnent de façon très différente, le premier modèle est déterministe et intégrateur d'un grand nombre de facteurs alors que les modèles EcoPlant reposent sur des observations de terrain, et il peut sembler un peu artificiel de vouloir les coupler. La meilleure façon de procéder est d'améliorer le module VEG bien assorti à ForSAFE à partir de la base EcoPlant, comme le fait le projet DYNAMO mené en parallèle par Anne Probst. Cependant, l'intérêt de mettre en relation ForSAFE et EcoPlant consiste à combiner les avantages des deux modèles : ForSAFE intègre la complexité des processus édaphiques, EcoPlant est basée sur de nombreuses observations de terrain et reflète bien la réalité.

#### **4.2.3.2. Quelles sont les perspectives et les améliorations que l'on peut proposer concernant le couplage ForSAFE-EcoPlant ?**

- ✓ Les modèles EcoPlant pourraient être affinés espèce par espèce, mais cela demanderait d'y consacrer un certain temps. Il y a aussi la possibilité de se focaliser sur les espèces les plus communes (en définissant un seuil d'occurrence à 50 ou 100) ou de se focaliser sur les espèces les plus réactives, c'est à dire ayant une amplitude écologique restreinte, pour définir une réponse écologique. Il serait également envisageable d'ajouter une variable de grande zone biogéographique dans les modèles pour éliminer en partie la limite chorologique.
- ✓ Pour étudier directement l'évolution de biodiversité en fonction de l'eutrophisation et de l'acidification, on pourrait s'intéresser à des placettes EcoPlant qui ont été relevées plusieurs fois au cours du temps, ou alors à des placettes possédant le même contexte écologique et qui ont été relevées

à des dates différentes. On pourrait alors s'affranchir de la limite selon laquelle on explique une évolution dans le temps à partir de la variabilité spatiale.

✓ Le pouvoir prédictif un peu faible concernant VEG pose la question de l'utilité de prendre en compte autant de variables d'entrée pour prédire les espèces alors que l'on peut obtenir de meilleurs résultats avec seulement 5 variables écologiques dans le cas d'EcoPlant. On peut supposer que VEG aurait intérêt à prédire déjà correctement les espèces en fonction des grands gradients écologiques avant d'intégrer les facteurs secondaires comme l'abrutissement ou le vent.

## Conclusion

---

Le travail réalisé a montré que EcoPlant est un outil puissant pour modéliser la biodiversité végétale des forêts françaises en fonction des gradients écologiques. Les courbes de réponse écologique ont été construites à partir de près de 4000 relevés de terrains et sont donc robustes. La biodiversité modélisée, calculée comme étant la somme des réponses écologiques, a été comparée aux données de biodiversité observée, et la concordance des deux approches montre que les résultats présentés sont fiables. Des calculs de biodiversité le long de gradients écologiques sont assez novateurs, il est notamment intéressant de découvrir que la biodiversité est plus importante dans des conditions de forte disponibilité en azote, à C/N faible, qu'en milieu de faible disponibilité en azote, à C/N élevé. Ce constat contraste avec tous les effets négatifs généralement attribués aux dépôts d'azote et à l'eutrophisation. Cependant, les résultats d'évolution de biodiversité mériteraient d'être approfondis, on a fait l'hypothèse selon laquelle la variabilité temporelle de la biodiversité peut être déterminée à partir de la variabilité spatiale de biodiversité. La suite du travail consisterait notamment à s'intéresser aux évolutions observées de biodiversité sur un même site en utilisant EcoPlant.

L'analyse de sensibilité du modèle ForSAFE a permis d'éclairer le fonctionnement interne du modèle qui est assimilé à une boîte noire. La génération de plus de 1000 placettes virtuelles selon le plan d'échantillonnage de Morris a permis de caractériser et de hiérarchiser l'influence des facteurs d'entrée sur les paramètres abiotiques du sol. On a vu que les dépôts d'azote ne sont pas les facteurs les plus influents sur ces paramètres. On a aussi montré que le C/N n'est pas l'indicateur d'azote du sol le plus sensible aux dépôts d'azote.

L'azote est en définitive un composé multi source, multi forme et multi effet. Il est donc difficile de synthétiser toute cette variabilité par le seul concept de charge critique. Les scientifiques ont montré que les espèces végétales des forêts d'Europe sont sensibles aux dépôts d'azote mais leurs effets sont difficilement perceptibles, il s'agit de remaniement des communautés végétales. Les dépôts de soufre, quant à eux, exerçaient des effets nets sur les forêts, comme le jaunissement et le dépérissement des arbres. Il était plus facile, avec les dépôts de soufre, de fixer des limites critiques de pH et de concentration en aluminium pour déterminer les charges critiques. Cela avait contribué à faire circuler une information scientifique auprès des politiques qui sont sensibles aux effets chocs de la pollution. Les dépôts d'azote d'origine atmosphérique ont des effets moins tranchés, et la notion de réponse écologique significative n'est pas encore clairement définie pour déterminer les charges critiques en azote. Mais cela ne signifie pas que la question des dépôts d'azote doit être négligée, surtout dans le long terme ; les résultats du couplage développés dans ce rapport indiquent qu'en continuant avec les émissions d'azote actuelles d'ici 2100, 3 sites RENECOFOR étudiés sur 15, soit 20 % des sites, perdraient plus de 10 % des espèces initialement présentes.

## Références bibliographiques

---

- ADEME (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie). Consulté 01/2011. — *Convention de Genève*. — <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=16031>.
- ANDRIANARISOA, K.S., B. ZELLER, J.L. DUPOUEY & E.T. DAMBRINE. 2009. — Comparing indicators of N status of 50 beech stands (*Fagus sylvatica* L.) in northeastern France. — *Forest Ecology and Management* 257:2241-2253.
- AUSTIN, M. P., R. B. CUNNINGHAM, & P. M. FLEMING. 1984. — New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures. — *Vegetation* 55:11-27.
- BADEAU, V. & E. ULRICH. 2008. — *RENECOFOR - Etude critique de faisabilité sur : la comparabilité des données météorologiques Renecofor avec celles de Météo France, l'estimation de la réserve utile en eau du sol et le calcul des volumes d'eau drainée en vue du calcul de bilans minéraux sur les placettes du sous-réseau Cataenat*. — Office National des Forêts, direction technique et commercial bois. — 274 p.
- BELYAZID, S., D. KURZ, S. BRAUN, H. SVERDRUP, B. RIHM, & J. P. HETTELINGH. 2011a. — A dynamic modelling approach for estimating critical loads of nitrogen based on plant community changes under a changing climate. — *Environmental Pollution* 159:789-801.
- BELYAZID, S., H. SVERDRUP, D. KURZ, & S. BRAUN. 2011b. — Exploring ground vegetation change for different deposition scenarios and methods for estimating critical loads for biodiversity using the ForSAFE-VEG model in Switzerland and Sweden. — *Water Air and Soil Pollution* 216:289-317.
- BOBBINK, R., K. HICKS, J. GALLOWAY, T. SPRANGER, R. ALKEMADE, M. ASHMORE, M. BUSTAMANTE et al. 2010. — Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. — *Ecological Applications* 20:30-59.
- BOBBINK, R., M. HORNUNG & J. G. M. ROELOFS. 1998. — The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. — *Journal of Ecology* 86:717-738.
- BRETHES, A., E. ULRICH & M. LANIER. 1997. — *RENECOFOR - Caractéristiques pédologiques des 102 peuplements du réseau. Observations de 1994-1995*. — 573 p.
- BRUCHOU (Claude). 2011. Consulté 06/2011 — *Méthodes de criblage par discrétisation de l'espace. Méthodes dans l'exploration des modèles complexes* — <http://reseau-mexico.fr/programmeEC2010>.

- CAMPBELL, N. & J. REECE. 2004. — L'écologie, p. 1323 - 1324 dans : *Biologie*. — Bruxelles : D. B. Université.
- CAMPOLONGO, F., J. CARIBONI & A. SALTELLI. 2007. — An effective screening design for sensitivity analysis of large models. — *Environmental Modelling & Software* 22:1509-1518.
- CITEPA (Centre interprofessionnel technique d'étude de la pollution atmosphérique). Consulté 07/2011. — *La pollution atmosphérique en bref*. — <http://www.citepa.org/pollution/index.htm>.
- CRESSER, M. S., M. J. AITKENHEAD & I. A. MIAN, 2008. — A reappraisal of the terrestrial nitrogen cycle: What can we learn by extracting concepts from Gaia theory? — *Science of The Total Environment*. 400:344-355.
- DE VRIES, W., G. J. REINDS & E. VEL. 2003. — Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe 2: Atmospheric deposition and its impacts on soil solution chemistry. — *Forest Ecology and Management*. 174 : 97-115.
- DE VRIES, W., H. KROS, G. J. REINDS, W. WAMELINK, J. MOL, H. VAN DOBBEN, R. BOBBINK et al. 2007. — *Developments in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe. Alterra Report 1382*. — Bilthoven : Alterra, Wageningen and CCE — 206 p.
- DE VRIES, W., G. W. W. WAMELINK, H. VAN DOBBEN, J. KROS, G. J. REINDS, J. P. MOLDUKSTRA, S. M. SMART et al. 2010. — Use of dynamic soil-vegetation models to assess impacts of nitrogen deposition on plant species composition: an overview. — *Ecological Applications* 20:60-79.
- DUPOUEY, J.-L.; D. SCIAMA; E. DAMBRINE; J.-C. RAMEAU; W. KOERNER. 2002 — La végétation des forêts anciennes. — *Revue forestière française*. 54 (6), 521-532.
- GEGOUT, J.-C., C. COUDUN, G. BAILLY & B. JABIOL. 2005. — EcoPlant: A forest site database linking floristic data with soil and climate variables. — *Journal of Vegetation Science* 16:257-260.
- GEGOUT, J.C. 2006. — *Distribution et caractère bioindicateur des espèces végétales forestières françaises vis-à-vis du sol et du climat. Diplôme d'habilitation à diriger des recherches*. — Nancy : Laboratoire d'étude des Ressources Forêt-Bois UMR INRA-ENGREF 1092. — 116 p.
- GEGOUT, J.-C., G. BAILLY, C. COUDUN, C. DOSSIER, B. JABIOL, S. LEBAUPE, S. LEHMANN et al. consulté 03/2011 — *ECOPLANT, a phytoecological database for France's forests* — <http://www.bio.unc.edu/faculty/peet/vegdata/resources/ecoplant.pdf>.
- GILLIAM, F. S. 2006. — Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition. — *Journal of Ecology* 94:1176-1191.

- HETTELINGH, J. P., M. POSCH & P. A. M. DE SMET. 2001. — Multi-effect critical loads used in multi-pollutant reduction agreements in Europe. — *Water Air and Soil Pollution* 130:1133-1138.
- JANSSEN, B. H. 1996. — Nitrogen mineralization in relation to C:N ratio and decomposability of organic materials. — *Plant and Soil* 181:39-45.
- MAHÉVAS, S. 2011. Consulté 06/2011 — *Grille de sélection d'une méthode d'analyse de sensibilité globale. Illustration sur un modèle complexe en halieutique. Méthodes dans l'exploration des modèles complexes* — <http://reseau-mexico.fr/programmeEC2010>.
- MAKOWSKI, D. 2010. Consulté 05/2011 — *Objectifs et principales étapes de l'analyse d'incertitude et de sensibilité. Méthodes dans l'exploration des modèles complexes* — <http://reseau-mexico.fr/programmeEC2010>.
- NILSSON, J. & P. GRENNFELT. 1988. — *Critical loads for sulphur and nitrogen, Environmental Report 1988* — Copenhagen : Nordic Council of Ministers. — 15 p.
- PHOENIX, G. K., W. K. HICKS, S. CINDERBY, J. C. I. KUYLENSTIERNA, W. D. STOCK, F. J. DENTENER, K. E. GILLER et al. 2006. — Atmospheric nitrogen deposition in world biodiversity hotspots: the need for a greater global perspective in assessing N deposition impacts. — *Global Change Biology* 12:470-476.
- POSCH, M. & W. DE VRIES. 1999. — Derivation of critical loads by steady-state and dynamic soil models — Dans : *The impact of nitrogen deposition on natural and semi-natural ecosystems*. — Dordrecht : Kluwer Academic Publishers. — p. 213–234
- PONCE, R., E. ULRICH & F. GARNIER. 1998. — *Essai de synthèse sur l'histoire des 102 peuplements du réseau RENECOFOR*. — Office National des Forêts, Département des Recherches Techniques. — 235 p.
- PROBST, A. ET C. GALSOMIES. 2006. Consulté 07/2011 — Programme international concerté relatif à la modélisation et la cartographie des charges et niveaux critiques (PIC Modélisation et Cartographie). — [www2.ademe.fr](http://www2.ademe.fr).
- PROBST, A. ET S. LEGUEDOIS. 2008. — France dans : *Critical loads, dynamic modelling and impact assessment in Europe. CCE status report 2008*. — J-P. Hettelingh, M. Posch, J. Slootweg p.133-140.
- PROBST, A., E. BORTOLUZZI, J.C. GEGOUT & J.L. DUPOUEY. 2010. — *Vulnérabilité des écosystèmes à l'azote d'origine atmosphérique - Vers un modèle de charges critiques en N intégrant la protection de la biodiversité végétale du territoire français : VALERIANE*. — Toulouse : ÉcoLab — 33 p. (Rapport intermédiaire).

- PROBST, A. Consulté 06/2011. — *EcoLab*. — <http://www.ecolab.ups-tlse.fr/spip.php?article445>.
- ROWE, E. C., B. A. EMMETT, S. M. SMART & Z. L. FROGBROOK. 2011. — A new net mineralizable nitrogen assay improves predictions of floristic composition. — *Journal of Vegetation Science* 22:251-261.
- SALA, O. E., F. S. CHAPIN, J. J. ARMESTO, E. BERLOW, J. BLOOMFIELD, R. DIRZO, E. HUBER-SANWALD et al. 2000. — Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. — *Science* 287:1770-1774.
- SCHOENHOLTZ, S. H., H. VAN MIEGROET & J. A. BURGER. 2000. — A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. — *Forest Ecology and Management* 138:335-356.
- THIMONIER, A., J. L. DUPOUEY, F. BOST & M. BECKER. 1994. — Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in Northeast France. — *New Phytologist* 126:533-539.
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe). Consulté 01/2011 — *Air pollution* — <http://live.unece.org/env/lrtap/welcome.html>.
- VAN DOBBEN, H. F., A. VAN HINSBERG, E. SCHOUWENBERG, M. JANSEN, J. P. MOLDIJKSTRA, H. J. J. WIEGERS, J. KROS et al. 2006. — Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in The Netherlands. — *Ecosystems* 9:32-45.
- WALLMAN, P., M. G. E. SVENSSON, H. SVERDRUP & S. BELYAZID. 2005. — ForSAFE - an integrated process-oriented forest model for long-term sustainability assessments. — *Forest Ecology and Management* 207:19-36.

# Liste des contacts

---

## Organismes d'accueil

ÉcoLab, Laboratoire d'écologie fonctionnelle

Campus Ensat-INP  
Avenue de l'Agrobiopole  
Auzeville tolosane BP 32607  
31326 Castanet-Tolosan

Tél : 05 34 32 39 46

Fax : 05 34 32 39 55

[www.ecolab.ups-tlse.fr](http://www.ecolab.ups-tlse.fr)

LERFoB, Laboratoire d'étude des ressources  
forêt – bois. Équipe écologie forestière.

14, rue Girardet  
CS 4216  
54000 Nancy Cedex

Tél : 03 83 39 68 00

Fax : 03 83 39 68 78

[www2.nancy.inra.fr/unites/lerfob/ecologie-forestiere](http://www2.nancy.inra.fr/unites/lerfob/ecologie-forestiere)

## Encadrants

Dr. Anne Probst, directeur de recherche  
(ÉcoLab)

Tel : 05 34 32 39 42

Fax : 05 34 32 39 55

Courriel : [anne.probst@ensat.fr](mailto:anne.probst@ensat.fr)

Dr. Jean Claude Gégout, professeur en  
écologie forestière (LERFoB)

Tél : 03 83 39 68 84

Fax : 03 83 30 22 54

Courriel : [jean-claude.gegout@engref.agroparistech.fr](mailto:jean-claude.gegout@engref.agroparistech.fr)

## Partenaires du projet VALÉRIANE

Dr. Jean Luc Dupouey, directeur de recherche  
(INRA, Équipe écologie et écophysiologie  
forestière)

INRA de Nancy - Rue Amance - 54280

Champenux

Tél. : 03 83 39 40 49

Fax. : 03 83 39 40 69

Courriel : [dupouey@nancy.inra.fr](mailto:dupouey@nancy.inra.fr)

Dr. Carole Obeidy, ingénieur de recherche  
(ÉcoLab)

Tel : 05 34 32 39 00

Fax : 05 34 32 39 55

Email : [carole.obeydi@ensat.fr](mailto:carole.obeydi@ensat.fr)

Arnaud Mansat, ingénieur d'étude (ÉcoLab)

Tel : 05 34 32 39 00

Fax : 05 34 32 39 55

Courriel : [arnaud.mansat2@ensat.fr](mailto:arnaud.mansat2@ensat.fr)

Dr. Jean Claude Pierrat, statisticien en  
biométrie forestière (LERFoB)

Tél : 03 83 39 00 00

Courriel : [pierrat@nancy-engref.inra.fr](mailto:pierrat@nancy-engref.inra.fr)

Dr. Salim Belyazid, modélisateur  
Belyazid Consulting & Communication AB  
Österportsgatan 5C

211 28 Malmö, Sweden

Tél: 0046-761657639

Courriel : [salim@belyazid.com](mailto:salim@belyazid.com)

## Collaborateurs

Robert Faivre, modélisation des grands systèmes biologiques (INRA Biométrie et intelligence artificielle)  
INRA BIA - Auzeville BP 27 - 31326  
Castanet Tolosan Cedex  
Tél. : 05 61 28 50 73  
Fax : 05 61 28 53 35  
Courriel : faivre@toulouse.inra.fr

Christian Piedallu, enseignant chercheur en géomatique (LERFoB)  
Courriel : christian.piedallu@agroparistech.fr

Romain Bertrand, doctorant en écologie forestière (LERFoB)  
Tél : 03 83 39 68 80  
Fax : 03 83 30 22 54  
Courriel : romain.bertrand@agroparistech.fr

Gabriella Riofriadillon, doctorante en écologie forestière (LERFoB)  
Courriel : Gabriela.RIOFRIODILLON@engref.agroparistech.fr

## Table des annexes

---

<b>Annexe 1. — les 8 protocoles de la convention de Genève.</b>	<b>76</b>
<b>Annexe 2. — Carte des charges critiques d'azote eutrophisant modélisées avec le modèle <i>SMB</i>.</b>	<b>77</b>
<b>Annexe 3. — Les entrées de ForSAFE.</b>	<b>78</b>
<b>Annexe 4. — Les sorties de ForSAFE.</b>	<b>79</b>
<b>Annexe 5. — Schéma descriptif du fonctionnement concret de ForSAFE (fichiers d'entrées, de sorties et scripts).</b>	<b>80</b>
<b>Annexe 6. — évolution du pH pour les 4 scénarios sur les 15 placettes RENECOFOR.</b>	<b>81</b>
<b>Annexe 7. — évolution du C/N pour les 4 scénarios sur les 15 placettes RENECOFOR.</b>	<b>82</b>

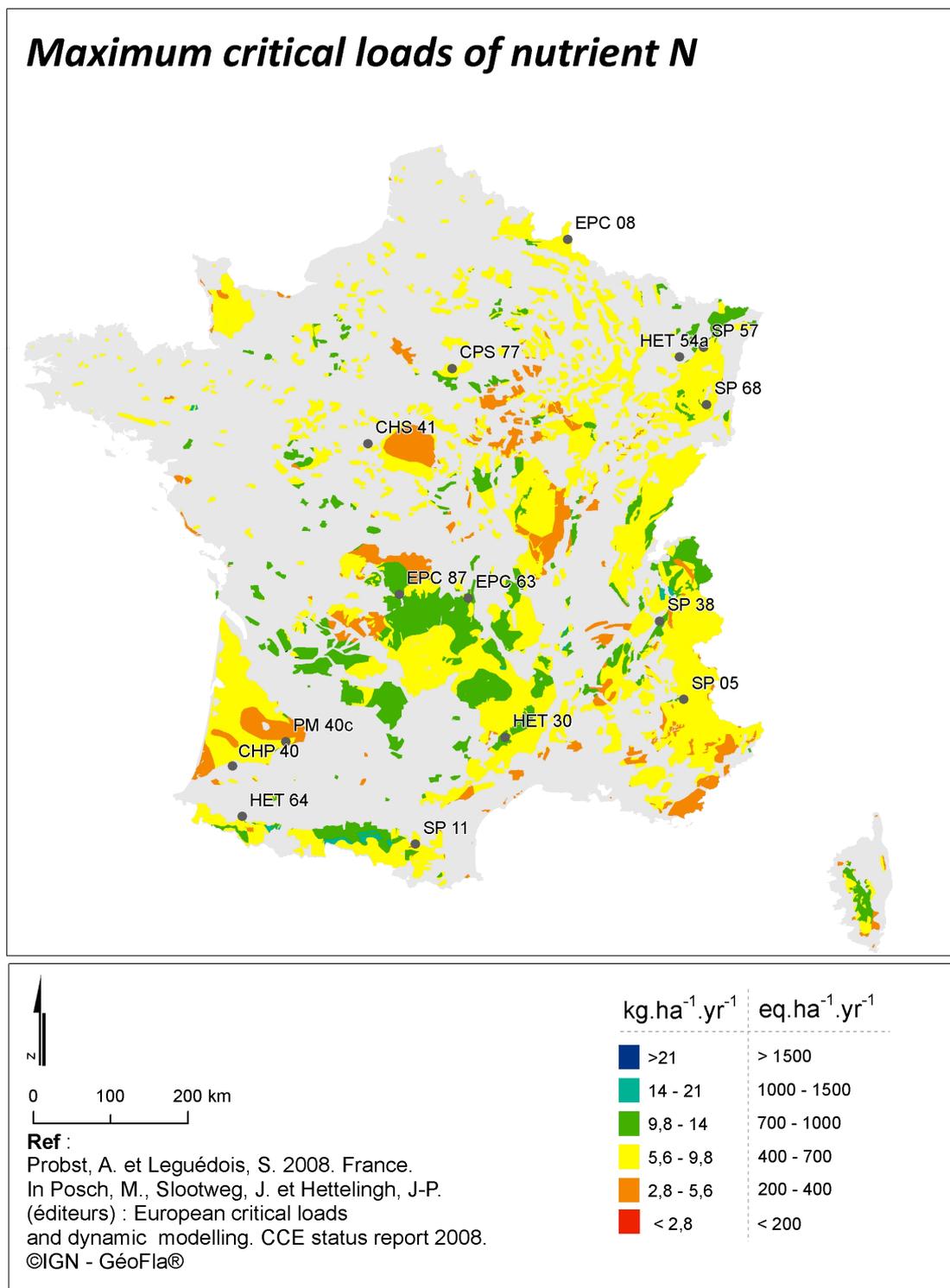


## Annexe 1. — les 8 protocoles de la convention de Genève.

- Le protocole de 1984 sur le financement à long terme du programme concerté de surveillance continue et d'évaluation du transport à longue distance des polluants atmosphériques en Europe (EMEP), comprenant 43 parties, est entré en vigueur le 28 janvier 1988. C'est un instrument international de partage des coûts.
- Le protocole de 1985 sur la réduction des émissions de soufre d'au moins 30 % et de leurs flux transfrontaliers, comprenant 25 parties, est entré en vigueur le 2 septembre 1987.
- Le protocole de 1988 concernant le contrôle des oxydes d'azote et leurs flux transfrontaliers, comprenant 34 parties, est entré en vigueur le 14 février 1991.
- Le protocole de 1991 concernant le contrôle des émissions de composés organiques volatiles (COV) et leurs flux transfrontaliers, comprenant 34 parties, est entré en vigueur le 14 février 1991.
- Le protocole de 1994 sur les réductions supplémentaires d'émission de soufre, comprenant 29 parties, est entré en vigueur le 5 août 1998.
- Le protocole de 1998 sur les polluants organiques persistants (POP), comprenant 30 parties, est entré en vigueur le 23 octobre 2003.
- Le protocole de 1998 sur les métaux lourds, comprenant 30 parties, est entré en vigueur le 29 décembre 2003.
- Le protocole de 1999 sur la diminution de l'acidification, l'eutrophisation et l'ozone troposphérique, comprenant 26 parties, est entré en vigueur le 17 mai 2005.

## Annexe 2. — Carte des charges critiques d'azote eutrophisant modélisées avec le modèle *SMB*.

La carte montre que les zones forestières les plus sensibles à l'eutrophisation par l'azote sont situées en Sologne, dans les Landes, dans la partie nord du massif central et dans la partie méditerranéenne de l'Est. Les 15 placettes RENECOFOR – CATAENAT du modèle ForSAFE sont également représentées sur la carte.



### Annexe 3. — Les entrées de ForSAFE.

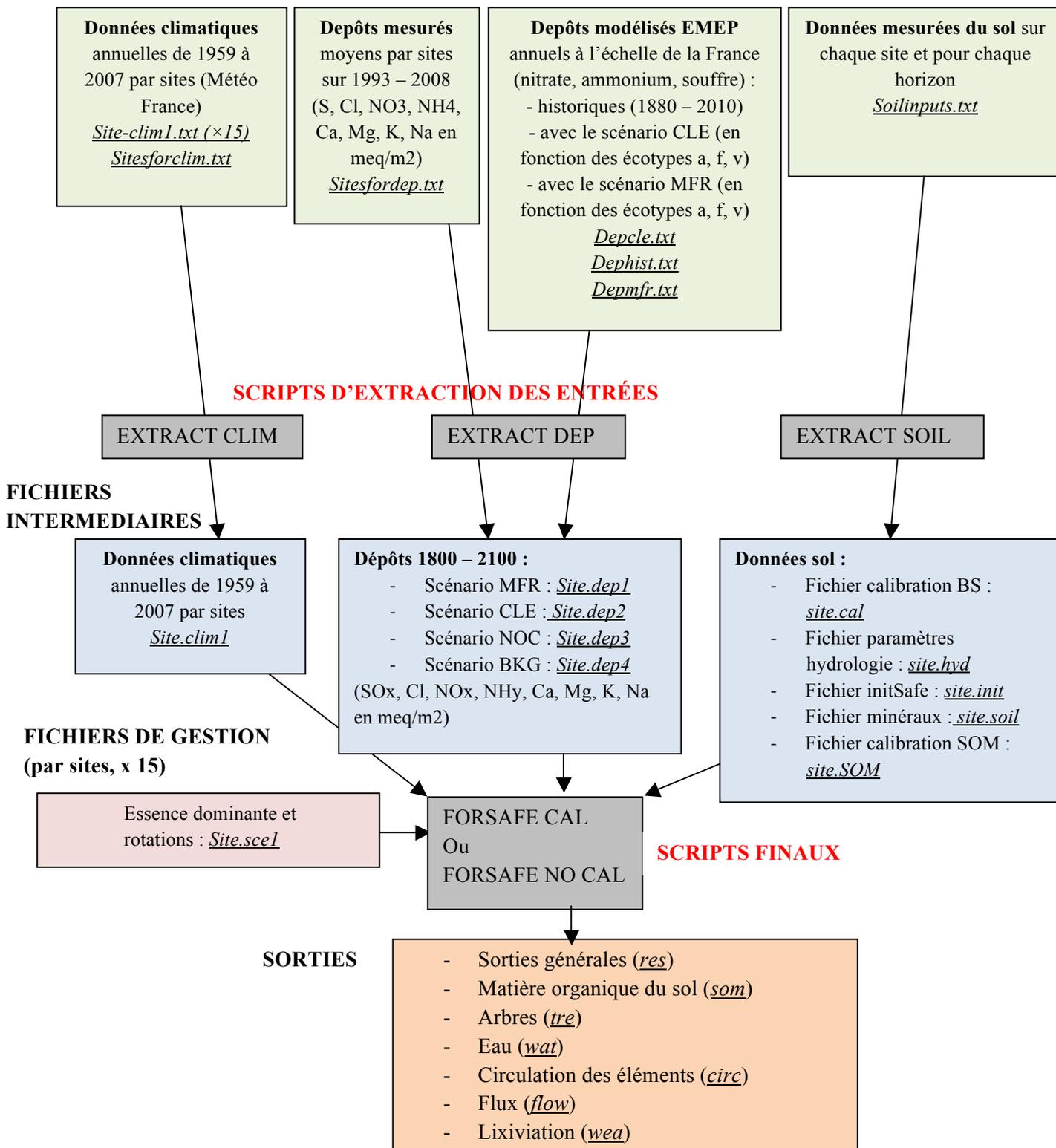
Catégorie	Variable	Description	Unité
Données de sol	<i>z</i>	Épaisseur de l'horizon	m
	<i>Bulk density</i>	Densité volumique de la terre sèche	kg·m <sup>-3</sup>
	<i>Specific surface area</i>	Surface réactive	m <sup>2</sup> ·m <sup>-2</sup>
	<i>pCO2</i>	Pression de CO2 dans le sol	
	<i>Kgibb</i>	Coefficient de solubilité de la gibbsite	l <sup>2</sup> ·mol <sup>-2</sup>
	<i>CEC</i>	Capacité d'échange cationique	keq·m <sup>2</sup>
	<i>FC</i>	Capacité au champ	m <sup>3</sup> ·m <sup>-3</sup>
	<i>FS</i>	Saturation au champ	m <sup>3</sup> ·m <sup>-3</sup>
	<i>WP</i>	Point de flétrissement	m <sup>3</sup> ·m <sup>-3</sup>
	<i>% root</i>	Pourcentage de racines en biomasse dans l'horizon	%
Données de calibration	<i>BS</i>	Taux de saturation de l'horizon	Fraction
	<i>SOC</i>	Carbone organique de l'humus	g·m <sup>-2</sup>
	<i>SON</i>	Azote organique de l'humus	g·m <sup>-2</sup>
Données de climat	<i>Min Temp</i>	Température mensuelle minimale	°C
	<i>Max Temp</i>	Température mensuelle maximale	°C
	<i>Ave Temp</i>	Température mensuelle moyenne	°C
	<i>Precip</i>	Précipitation mensuelle	mm·m <sup>-2</sup>
	<i>Light</i>	Radiation mensuelle moyenne	μmol <sub>photon</sub> ·m <sup>-2</sup>
Données de dépôts mesurées CATAENAT	<i>Cl</i>	Dépôts de chlorure	meq·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>
	<i>SO4</i>	Dépôts de soufre	meq·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>
	<i>NO3</i>	Dépôts de nitrate	meq·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>
	<i>NH4</i>	Dépôts d'ammonium	meq·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>
	<i>Ca</i>	Dépôts de calcium	meq·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>
	<i>Mg</i>	Dépôts de magnésium	meq·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>
	<i>K</i>	Dépôts de potassium	meq·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>
	<i>Na</i>	Dépôts de sodium	meq·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>
Données de dépôts modélisées EMEP	<i>DepA</i>	Dépôts d'ammonium	mg·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>
	<i>DepN</i>	Dépôts de nitrate	mg·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>
	<i>DepS</i>	Dépôts de soufre	mg·m <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup>
Gestion	<i>Dominant plant</i>	Essence dominante	
	<i>History</i>	sylviculture passée (rotations, quantités prélevées)	

## Annexe 4. — Les sorties de ForSAFE.

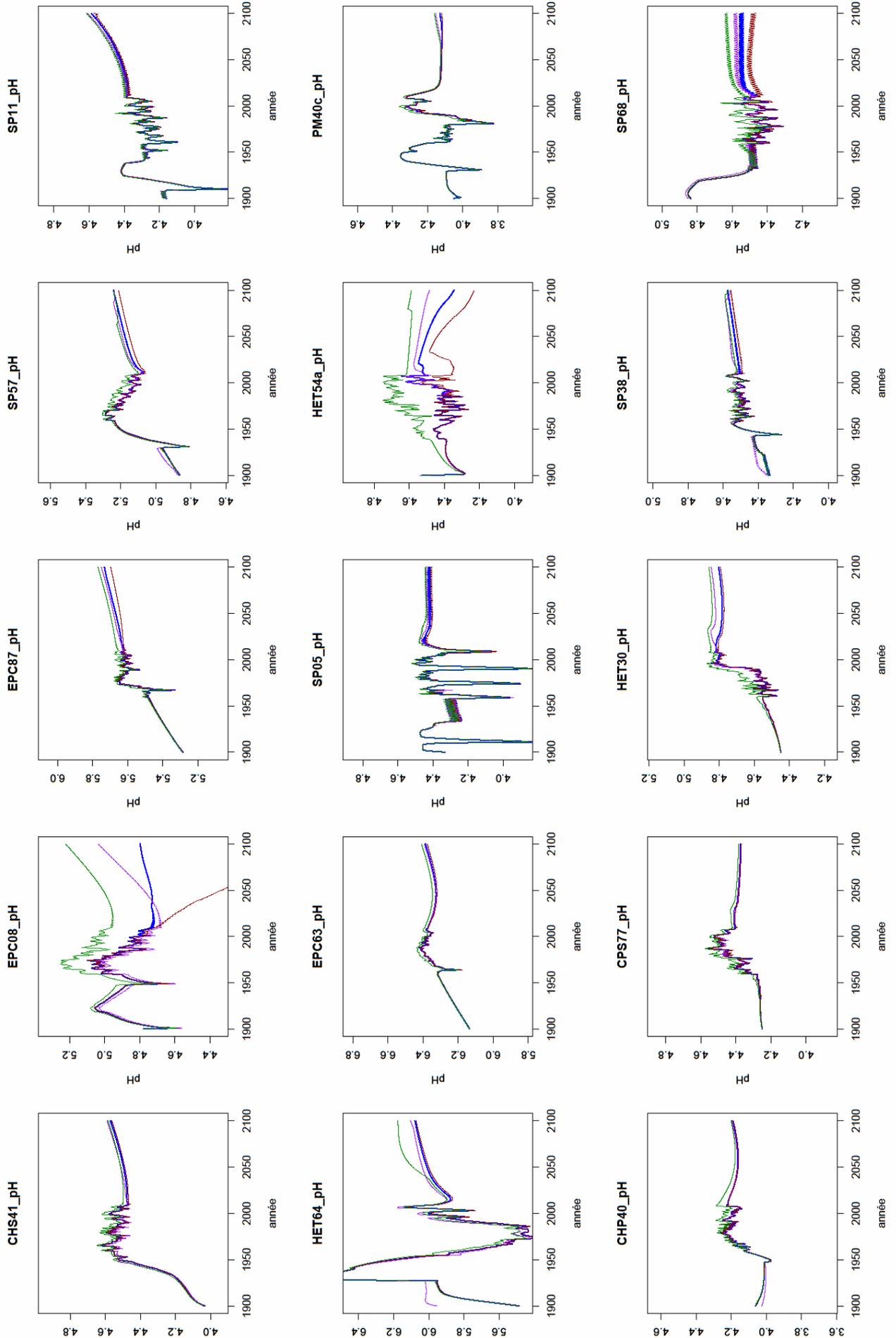
Catégorie	Variable	Description	Unité	Horizon	Pas de temps
Circulation	LF_Ca	Flux de calcium de la litière	meq/m2		annuel
	LF_Mg	Flux de magnésium de la litière	meq/m2		annuel
	LF_K	Flux de potassium de la litière	meq/m2		annuel
	LF_N	Flux d'azote de la litière	meq/m2		annuel
	GUptCa	Assimilation brute de calcium	meq/m2	par horizon	annuel
	GUptMg	Assimilation brute de magnésium	meq/m2	par horizon	annuel
	GUptK	Assimilation brute de potassium	meq/m2	par horizon	annuel
	GUptN	Assimilation brute d'azote	meq/m2	par horizon	annuel
	NMinCa	Minéralisation nette de calcium	meq/m2	par horizon	annuel
	NMinMg	Minéralisation nette de magnésium	meq/m2	par horizon	annuel
NMinK	Minéralisation nette de potassium	meq/m2	par horizon	annuel	
NMinN	Minéralisation nette d'azote	meq/m2	par horizon	annuel	
Flux	Temp	Température	C		annuel
	Precip	Precipitation	m/a		annuel
	Grndlight	Lumière au sol	umol(photons)/m2s		annuel
	theta	Humidité volumique	m3/m3	par horizon	annuel
	Q	Débit	m3/m2a	par horizon	annuel
Lixiviation	BcWeath	Lixiviation des cations basiques	keq/ha	par horizon	annuel
	NaWeath	Lixiviation du sodium	keq/ha	par horizon	annuel
	BS	Taux de saturation		par horizon	annuel
Résultats généraux	Modelled BS	Taux de saturation modélisé		par horizon	mensuel
	BC weath	Lessivage des cations basiques	kEq/ha/yr	par horizon	mensuel
	BC+Na weath	Lessivage des cations basiques et du sodium	kEq/ha/yr	par horizon	mensuel
	Modelled pH	pH modélisé		par horizon	mensuel
	Modelled ANC	Pouvoir tampon modélisé	µeq/l	par horizon	mensuel
	Modelled SO4	Soufre modélisé	µeq/l	par horizon	mensuel
	Modelled Cl	Chlorure modélisé	µeq/l	par horizon	mensuel
	Modelled NO3	Ntrate modélisé	µeq/l	par horizon	mensuel
	Modelled Bc	Cations basiques modélisés	µeq/l	par horizon	mensuel
	Modelled Na	Sodium modélisé	µeq/l	par horizon	mensuel
	Modelled Al-tot	Aluminium total modélisé (eq)	µeq/l	par horizon	mensuel
	Modelled molar Bc/Al	Ratio molaire Bc/Al modélisé		par horizon	mensuel
Modelled Al-tot	Aluminium (µmol/l)	µmol/l	par horizon	mensuel	
Matière organique du sol	somc1	Carbone de la matière organique du sol (hor. 1)	g/m2		annuel
	somn	Azote de la matière organique du sol	g/m2		annuel
	c/n1	C/N (hor. 1)			annuel
	somBc1	Cations basiques de la matière organique du sol (hor. 1)	g/m2		annuel
	doc1	Carbone organique dissous			annuel
	deadwood C	Carbone du bois mort	g/m2		annuel
deadwood N	Azote du bois mort	g/m2		annuel	
Arbre	Leaves	Quantité de feuilles	g/m2		mensuel
	LAI	Indice de couvert foliaire	m2/m2		mensuel
	Stem	Quantité de bois	g/m2		mensuel
	Fineroots	Quantité de racines fines	g/m2		mensuel
Eau	Prec	Precipitation	l/m2		mensuel
	mst	Humidité volumique	l/m3	par horizon	mensuel
	PotEvp	Evapotranspiration potentielle	l/dt		mensuel
	ActEvp	Evapotranspiration réelle	l/dt		mensuel
	percolation	Percolation	l/dt		mensuel
	DWater	Coefficient de diffusion de l'eau			mensuel

## Annexe 5. — Schéma descriptif du fonctionnement concret de ForSAFE (fichiers d'entrées, de sorties et scripts).

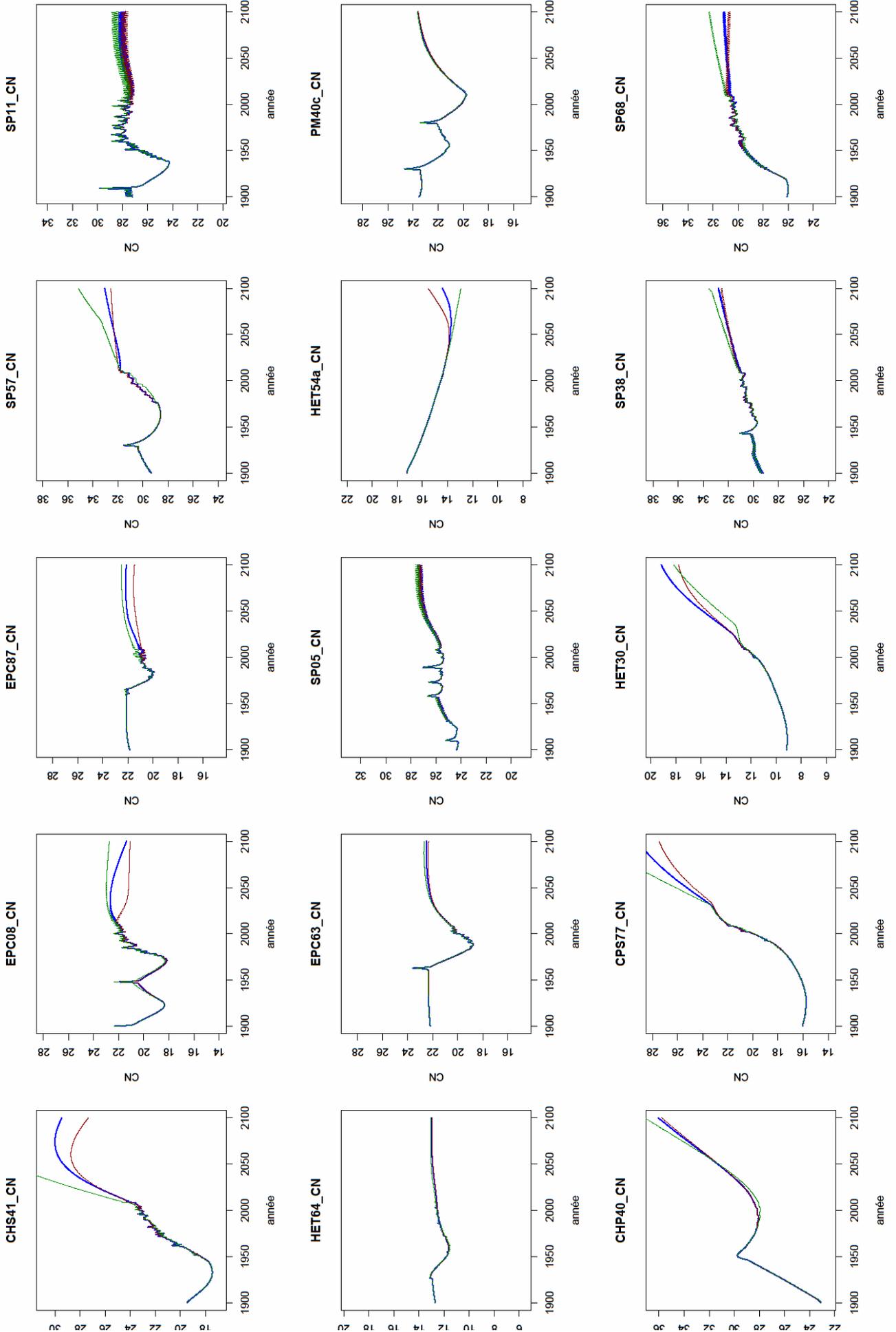
### ENTREES



# Annexe 6.— évolution du pH pour les 4 scénarios sur les 15 placettes RENECOFOR.



# Annexe 7. — évolution du C/N pour les 4 scénarios sur les 15 placettes RENECOFOR.







## Résumé

---

Les dépôts atmosphériques azotés conduisent à une eutrophisation et une acidification des milieux et ont un impact reconnu sur la biodiversité végétale. Dans le cadre de la convention de Genève, des modèles de charges critiques sont utilisés pour évaluer la vulnérabilité des écosystèmes aux polluants atmosphériques à longue distance. Une nouvelle approche couplant un modèle biogéochimique et un modèle écologique a été proposée au niveau européen. Cette approche de modélisation couplée permet de prendre en compte la protection de la biodiversité végétale dans la détermination des charges critiques en azote. L'objectif du projet VALÉRIANE dans lequel s'inscrit le sujet de mon stage est de réaliser une étude de faisabilité pour le développement d'un modèle couplé de charges critiques en azote sur le territoire français métropolitain, en se concentrant sur les écosystèmes forestiers. Mon travail consiste à tester le couplage du modèle biogéochimique déterministe ForSAFE avec des modèles écologiques dérivés de la base de données phytoécologiques des forêts françaises EcoPlant. L'applicabilité du modèle ForSAFE est évaluée au moyen d'une analyse de sensibilité selon la méthode de Morris. Des modèles de niche écologique sont construits en utilisant la régression logistique sur la base EcoPlant et la biodiversité est calculée comme étant la somme des réponses écologiques individuelles. Les résultats montrent que (1) le C/N n'est pas l'indicateur d'azote du sol le plus sensible aux dépôts d'azote, (2) la biodiversité végétale est beaucoup plus importante en milieu eutrophe qu'en milieu oligotrophe, (3) la faiblesse du couplage réside principalement dans les variables de lien : le pH et le C/N.