



*Expertises - Etudes - R & D.
Sols - Environnement*

RAPPORT FINAL

**Analyse spatio-temporelle du dépassement des charges critiques en polluants acidifiants en
Région wallonne**

**Analyse selon le type d'écosystème et mise en relation avec les quantités émises de substances
acidifiantes**

Avec la participation de la Cellule CELINE et l'ISSEP

Pour

**Ministère de la Région Wallonne
Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement
Direction de la Coordination de l'Environnement**



Juin 2006

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce travail a nécessité la collecte de nombreuses informations et la contribution de diverses institutions scientifiques publiques, universitaires et privées. Le bureau d'études SITEREM remercie tout particulièrement, Sara Eloy de l'ISSEP et Claude Demuth de la Cellule CELINE pour le travail effectué ainsi que Stijn Overloop du Vlaams Milieumaatschappij et Jeroen Staelens de l'Intitute for Forestry and Game Management pour l'échange constructif de données belges et leur participation au comité d'accompagnement.

Le bureau d'études SITEREM remercie également Monsieur Vincent Brahy, attaché scientifique (DGRNE-DCE) de la Cellule Etat de l'Environnement Wallon qui a piloté ce travail tout au long de la convention.

Nous rappelons que ce travail s'appuie sur des travaux antérieurs auxquels avaient participé activement, la Cellule CELINE, l'ISSEP, l'Ulg, l'UCL et SITEREM. Que ces participants en soient également remerciés.

Table des matières

<u>INTRODUCTION</u>	5
<u>II. TYPE DE DONNEES UTILISEES POUR LE CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET DES RETOMBEES</u>	6
<i><u>II.1. DONNEES DISPONIBLES EN REGION WALLONNE</u></i>	6
<u>II.1.1 OUTILS CARTOGRAPHIQUES</u>	6
<u>II.1.2. DONNEES RELATIVES AUX SUIVIS DE L’ENVIRONNEMENT WALLON</u>	8
<u>II.1.3. CARACTERISATION DES SOLS : PROPRIETES PHYSIQUES ET PHYSICO-CIMIQUES</u>	17
<i><u>II.2. DONNEES COLLECTEES EN DEHORS DE LA REGION WALLONNE</u></i>	24
<i><u>II.3. ANNEXE DE LA PARTIE II</u></i>	25
<u>III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET DES RETOMBEES</u>	49
<i><u>III.1. CHARGES CRITIQUES</u></i>	49
<u>III.1.1. DEFINITION</u>	49
<u>III.1.2. ECOSYSTEMES FORESTIERS</u>	49
<u>III.1.3. ECOSYSTEMES AQUATIQUES</u>	77
<u>III.1.4. VEGETATION NATURELLE OU SEMI-NATURELLE</u>	88
<i><u>III.2. CALCUL ET CARTOGRAPHIE DES DEPOTS ANNUELS EN N ET S A PARTIR DES DONNEES D’IMMISSION</u></i>	96
<u>III.2.1. TYPE DE DONNEES UTILISEES</u>	96
<u>III.2.2. NIVEAUX EN SO_x</u>	97
<u>III.2.3. NIVEAUX EN NO_x</u>	97
<u>III.2.4. DEPOSITIONS EN ACIDITE POTENTIELLE NETTE</u>	97
<u>III.2.5. DEPOSITIONS TOTALES D’AZOTE</u>	101
<u>III.2.6. DEPOSITIONS TOTALES DE SOUFRE</u>	101
<i><u>III.3. CALCUL ET CARTOGRAPHIE DES DEPOTS ANNUELS EN N ET S A PARTIR DES DONNEES D’EMMISSION</u></i>	103
<u>III.3.1. TYPE DE DONNEES UTILISEES</u>	103
<i><u>III.4. CALCULS DES DEPASSEMENTS</u></i>	109
<u>III.4.1. ECOSYSTEMES FORESTIERS ET VEGETATION</u>	109
<u>III.4.2. ECOSYSTEMES AQUATIQUES</u>	109
<i><u>III.5. ASPECTS CARTOGRAPHIQUES, GESTION ET TRAITEMENT DES DONNEES GEOREFERENCEES</u></i>	111
<u>III.5.1. CHARGES CRITIQUES</u>	111
<u>III.5.2. NIVEAUX ET CHARGES ACTUELS</u>	111
<i><u>III.6. ANNEXES DE LA PARTIE III : TABLEAUX ET CARTOGRAPHIE</u></i>	114
<u>III.6.1. TAUX D’ACCROISSEMENT PAR TERRITOIRE ECOLOGIQUE</u>	115
<u>III.6.2. TAUX D’ALTERATION DES SOLS ET FACTEURS DE DENITRIFICATION</u>	117
<u>III.6.3. PARAMETRES NECESSAIRES POUR LE LOGICIEL DYNAMIQUE VSD</u>	120
<u>III.6.4. CARTOGRAPHIE DES CHARGES CRITIQUES DES ECOSYSTEMES FORESTIERS</u>	127
<u>III.6.5. CARTOGRAPHIE DES CHARGES CRITIQUES DE LA VEGETATION NATURELLE</u>	128
<u>III.6.6. DONNEES DES CHARGES CRITIQUES DES ECOSYSTEMES AQUATIQUES</u>	129
<u>III.6.7. CARTOGRAPHIE DES RETOMBEES EN N ET S DANS LES ECOSYSTEMES FORESTIERS : DONNEES WALLONNES (1990-2005)</u>	131
<u>III.6.8. CARTOGRAPHIE DES RETOMBEES EN N ET S DANS LES ECOSYSTEMES FORESTIERS : DONNEES EMEP (1990-2005)</u>	132
<u>III.6.9. CARTOGRAPHIE DES RETOMBEES EN N ET S SUR LA VEGETATION NATURELLE : DONNEES EMEP (1990-2005)</u>	133

<u>IV. ETABLISSEMENT D'UNE RELATION ENTRE LES QUANTITES EMISES DE SUBSTANCES ACIDIFIANTES ET LES QUANTITES DEPOSEES</u>	134
<i>IV.1. QUANTITES EMISES EN S ET N</i>	134
<i>IV.2. RELATIONS ENTRE QUANTITES EMISES ET RETOMBEES</i>	140
<u>IV.2.1. RELATION «EMISSION-RETOMBEE» AU NIVEAU BELGE</u>	140
<u>IV.2.2. RELATION «EMISSION-RETOMBEE» AU NIVEAU WALLON</u>	141
<i>IV.3. ESTIMATION DES RETOMBEES A L'HORIZON 2010</i>	147
<i>IV.4. ANNEXE DE LA PARTIE IV</i>	148
<u>IV.4.1. CARTOGRAPHIE DES RETOMBEES EN SOUFRE ET AZOTE A L'HORIZON 2010 SUR BASE DES DONNEES D'IMMISSIONS</u>	149
<u>IV.4.2. CARTOGRAPHIE DES RETOMBEES EN SOUFRE ET AZOTE A L'HORIZON 2010 SUR BASE DES DONNEES D'EMISSIONS (EMEP)</u>	150
<u>V. BILAN DES IMPORTATIONS ET DES EXPORTATIONS EN S ET N</u>	151
<i>V.1. BILAN DES IMPORTATIONS ET EXPORTATIONS EN S</i>	151
<i>V.2. BILAN DES IMPORTATIONS ET EXPORTATIONS EN N</i>	153
<u>VI. TRADUCTION DES OBJECTIFS DE REDUCTION DES EMISSIONS DE SUBSTANCES ACIDIFIANTES FIXES A L'HORIZON 2010 DANS LE PROGRAMME D'ACTION POUR LA QUALITE DE L'AIR EN REGION WALLONNE (PLAN WALLON DE L'AIR) EN TERME DE SUPERFICIES PROTEGEES CONTRE L'ACIDIFICATION</u>	157
<i>VI.1. OBJECTIFS DE L'AGW DU 25 MARS 2004</i>	157
<i>VI.2. ACTUALISATION DE L'AGW DU 25 MARS 2004</i>	159
<i>VI.3. IMPACT DES MESURES DE REDUCTION SUR LES RETOMBEES EN S ET N</i>	160
<i>VI.4. CALCUL DES SURFACES EN EXCES APRES MESURES DE REDUCTION DES EMISSIONS EN S ET N</i>	162
<u>VI.4.1. EXCES EN N ET S POUR LES ECOSYSTEMES FORESTIERS</u>	162
<u>VI.4.2. EXCES EN N ET S POUR LES LACS</u>	167
<u>VI.4.3. EXCES EN N ET S POUR LA VEGETATION NON-FORESTIERE</u>	168
<i>VI.5. ANNEXES DE LA PARTIE VI</i>	170
<u>VI.5.1. CARTOGRAPHIE DES EXCES EN AZOTE ACIDIFIANT DEPUIS 1990 A 2010 DANS LES ECOSYSTEMES FORESTIERS</u>	171
<u>VI.5.2. CARTOGRAPHIE DES EXCES EN SOUFRE DEPUIS 1990 A 2010 DANS LES ECOSYSTEMES FORESTIERS</u>	172
<u>VI.5.3. CARTOGRAPHIE DES EXCES EN AZOTE EUTROPHISANT DEPUIS 1990 A 2010 DANS LES ECOSYSTEMES FORESTIERS</u>	173
<u>VI.5.4. CARTOGRAPHIE DES EXCES EN AZOTE ET SOUFRE DEPUIS 1990 A 2010 DANS LES ECOSYSTEMES AQUATIQUES</u>	174
<u>VI.5.5. CARTOGRAPHIE DES EXCES EN AZOTE ACIDIFIANT DEPUIS 1990 A 2010 DANS LES ECOSYSTEMES DE VEGETATION NATURELLE</u>	176
<u>VI.5.6. CARTOGRAPHIE DES EXCES EN SOUFRE DEPUIS 1990 A 2010 DANS LES ECOSYSTEMES DE VEGETATION NATURELLE</u>	177
<u>VI.5.7. CARTOGRAPHIE DES EXCES EN AZOTE EUTROPHISANT DEPUIS 1990 A 2010 DANS LES ECOSYSTEMES DE VEGETATION NATURELLE</u>	178
<u>VII. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS</u>	179
<u>Liste des principales abreviations utilisees</u>	182
<u>Glossaire</u>	183

INTRODUCTION

Cette Convention entre la Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement du Ministère de la Région wallonne et le bureau d'études SITEREM a été initiée et pilotée par la Cellule Etat de l'Environnement Wallon (DGRNE-DCE : V. Brahy, attaché scientifique) en étroite collaboration avec la Cellule Air de la DGRNE (DGRNE-DPA : A. Fourmeaux, première attachée).

La convention a débuté en février 2005 et porte sur, d'une part, l'analyse spatio-temporelle, depuis 1990, du dépassement des charges critiques en polluants acidifiants en Région wallonne selon le type d'écosystème et, d'autre part, la mise en relation avec les quantités émises de substances acidifiantes.

La première partie de l'étude consiste en une actualisation des valeurs de charges critiques en composés acidifiants. Pour ce faire, la méthodologie 2000 du rapport « Estimation des charges critiques et des excès en polluants acidifiants pour les écosystèmes forestiers et aquatiques wallons. Synthèse des travaux menés par CELINE, ISSEP, Ulg, UCL, SITEREM. De novembre 2000 » est reprise et actualisée dans ce rapport. De plus, une attention a également été portée sur les écosystèmes de végétation naturelle non forestière.

La seconde partie de l'étude vise à établir des relations « Emissions-Retombées » afin de pouvoir estimer, en terme de surface en excès de dépôts de S et N, l'impact des mesures de réduction de SO₂, de NO_x, et de NH₃ fixées dans l'Arrêté du Gouvernement wallon du 13 novembre 2002 fixant des plafonds d'émission pour certains polluants atmosphériques.

Les résultats obtenus au cours de cette étude serviront à construire les indicateurs environnementaux qui seront développés dans le Rapport analytique 2006 sur l'Etat de l'Environnement Wallon. Ces rapports contiennent un constat critique, évolutif et prospectif sur les différentes composantes du milieu et sur les pressions exercées par les activités humaines. Ils comportent également une analyse de la gestion menée en matière d'environnement par les pouvoirs publics, les entreprises et les associations volontaires ainsi qu'un bilan des efforts réalisés en Région wallonne en matière de développement durable (Décret du 21 avril 1994 relatif à la planification en matière d'environnement dans le cadre du développement durable). (<http://mrw.wallonie.be/dgrne/eev/>)

II. TYPE DE DONNÉES UTILISÉES POUR LE CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET DES RETOMBÉES

II.1. DONNÉES DISPONIBLES EN RÉGION WALLONNE

II.1.1 OUTILS CARTOGRAPHIQUES

II.1.1.1. Les cartes des occupations du sol

Dans le cadre de la constitution du Plan Régional Wallon d'Aménagement du Territoire, l'Association Walphot-Cicade a réalisé un traitement numérique de données issues de la télédétection spatiale et une digitalisation des voies de communication ainsi que de certaines affectations des plans de secteur.

La base des informations est donc constituée d'images satellite multispectrales de 1989 en provenance du satellite LANDSAT (dont le pixel a une résolution au sol de 30m x 30m) et du satellite SPOT (dont le pixel a une résolution au sol de 20m x 20m) pour tout le sillon Sambre-Meuse. Ces images ont été complétées, pour vérification, par une couverture de photos aériennes infrarouges. Les cartes I.G.N. 1:50 000 ont permis la digitalisation des voies de communication et des limites administratives et les plans de secteurs ont permis l'identification des zones urbaines, des zones d'extraction et des zones militaires.

Les cartes de l'occupation du sol de la Région wallonne sont la propriété de la DGATLP.

Une version numérique sur CD-ROM de ces cartes, en format vectoriel ARC/INFO, découpées suivant les planches IGN au 1/10 000, peut être obtenue à l'AIHM avec l'accord de la Région wallonne (DGATLP). Ces données proviennent de la vectorisation des images dont la résolution au sol des pixels est de 20x20 mètres. Cette information comprend plus de 250 couvertures ARC/INFO pour un volume total de 150 Mb.

Seize classes d'occupation du sol sont représentées :

- Bois et forêts de feuillus : 80% et plus de feuillus,
- Bois et forêts de résineux : 80% et plus de résineux,
- Bois et forêts mixtes : 20% et plus de feuillus ou de résineux mélangés,
- Friches et terrains incultes : friche agricole, terrain inculte ou nu, zone humide, fagne, sites industriels et carrières désaffectés,
- Prairies permanentes,
- Cultures saisonnières et autres,
- Espaces verts urbains : parcs et jardins d'une superficie minimale d'un hectare,
- Habitat dense : bâti jointif et faubourg,
- Habitat discontinu : habitat non jointif ou en ordre discontinu pouvant contenir des espaces

- végétalisés d'une superficie inférieure à un hectare,
- Habitat et services : bâti résidentiel incluant des emprises industrielles et/ou de services d'une taille maximale d'un hectare et dont la superficie cumulée représente au moins 30% de la surface,
- Industries et services : tout type de construction extérieure au tissu urbain et périurbain ou d'une emprise égale ou supérieure à un hectare,
- Carrières, sablières et terrils : égal ou supérieur à un hectare,
- Terrains et aérodromes militaires,
- Réseau hydrographique,
- Réseau routier
- Réseau ferroviaire.

Dans le cadre de ce travail, un regroupement des cartes d'occupation du sol (250 couvertures) et de certaines classes fut effectué (deux cartes d'occupation du sol n'ont pas été livrées : elles couvrent seulement 119 ha au Sud de Comines et 50 ha à l'Est de Plombières). De plus, les surfaces boisées inférieures à 0,5 hectare furent supprimées afin de réduire considérablement le nombre de polygones à traiter (de $\pm 50\%$) tout en ne diminuant que de 1% la superficie totale boisée de la Région wallonne.

La carte d'occupation du sol CORINE Land cover 2000 n'a pas été utilisée pour le calcul des charges critiques des écosystèmes forestiers étant donné que cette cartographie surestime, par rapport à CORINE Land Cover 1990, la surface boisée wallonne. Dans CORINE 2000, la surface des forêts est de 822000 ha comparativement à 544000 ha selon l'inventaire forestier. La cartographie CORINE 2000 a donc uniquement été utilisée pour relever la végétation non forestière d'intérêt biologique.

II.1.1.2. La carte des associations de sols de Maréchal et Tavernier

Cette carte en format vectoriel ARC/INFO provient de l'Unité de Géopédologie de la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux .

Cette carte représente 47 classes d'associations de sols. Référence est faite aux auteurs pour sa description et sa légende.

II.1.1.3. La carte des territoires écologiques

La carte des territoires écologiques est disponible à la Division de la Nature et de la Forêt de la DGRNE dans un format informatique STAR dont aucun convertisseur n'existe vers ARC/INFO. Cette carte a néanmoins été mise à disposition au format ARC/INFO, par l'Unité de Géopédologie de la Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux.

La carte représente 27 territoires écologiques qui ont été établis sur base de critères climatiques et lithologiques de la Wallonie.

II.1.2. DONNÉES RELATIVES AUX SUIVIS DE L'ENVIRONNEMENT WALLON

II.1.2.1. Réseaux forêts

Les écosystèmes forestiers sont suivis intensivement en Région wallonne depuis une vingtaine d'années. Ces suivis permettent d'obtenir diverses données utiles dans la gestion régionale des forêts et dans la compréhension de l'incidence des composés chimiques atmosphériques sur le dépérissement forestier. Ces suivis sont réalisés à travers des réseaux gérés par différentes universités wallonnes. De plus, la Division de la Nature et des Forêts du Ministère de la Région wallonne dispose de nombreuses données qui sont collectées lors des inventaires des massifs forestiers.

II.1.2.1.1. Réseau forêt de l'ULg

Le laboratoire d'écologie microbienne de l'Université de Liège (ULg) effectue le suivi de deux bassins versants en Hautes Fagnes (bassin de la Robinette et de Waroneu) et deux à la Croix-Scaille (bassin de Burhé et de la Doucette). Afin d'établir des bilans de flux au niveau du bassin versant, de nombreux paramètres physico-chimiques sont étudiés. Les principales données collectées portent sur les retombées totales à découvert et sous couvert et sur la chimie des eaux des différentes rivières qui collectent l'ensemble des eaux quittant les bassins versants (exutoires).

Les paramètres physico-chimiques sont mesurés mensuellement depuis 15 ans dans les bassins versants des Hautes Fagnes, et depuis 1991 dans ceux de la Croix-Scaille. Notons que pour les besoins de cette étude, comme le suivi concernait uniquement l'épicéa, un suivi des pluviollessivats sous chênes est en place depuis octobre 1998 à Waroneu (Hautes Fagnes).

Les tableaux II.1, 2, 3, 4, 5 et 10 résument les caractéristiques principales de ces sites, les données de retombées atmosphériques sous couvert et à découvert, ainsi que la quantité en éléments chimiques charriée annuellement à l'exutoire de chaque bassin.

II.1.2.1.2. Réseau forêt de l'UCL

L'Unité des eaux et forêts (EFOR) de l'Université Catholique de Louvain-la-Neuve (UCL) effectue deux types de suivi des forêts en Wallonie. Le premier qui a débuté dans les années 80 consiste en un suivi de deux bassins versants en Fagnes dans la forêt domaniale de Chimay.

Le second suivi est d'un type nouveau et vise à obtenir des informations approfondies sur l'évolution des écosystèmes forestiers. Ce suivi a débuté en 1995, par l'installation de placettes en Wallonie. Chaque placette correspond à un site de taille réduite au sein duquel un suivi intensif des paramètres physico-chimiques est effectué. Ce réseau de placettes répond aux normes européennes et fut installé sous la tutelle de la Région wallonne (DGRNE). Depuis 1996, le site de Gedinne et de Chimay collectent des données relatives à l'eau de pluie, l'eau des pluviollessivats, l'eau de la solution du sol et de la biomasse arborescente. Pour cette étude, ce sont essentiellement les données du bassin versant de l'Ostenne situé en Forêt domaniale de Chimay, plus précisément au bois Saint-Georges, qui sont utilisées. EFOR dispose de données s'échelonnant parfois en séries

discontinues, c'est pourquoi certaines données manquantes ont été estimées. Le tableau suivant donne les valeurs manquantes pour lesquelles une estimation a été réalisée.

Tableau : Années et périodes pour lesquelles une estimation des données manquantes est réalisée

Site	Type d'échantillon	année	période	Analyses manquantes
Gedinne	Pluiolessivats	96	12	NO ₃
Gedinne	Pluiolessivats	98	4	Ca, K, Mg, Na, Cl, SO ₄
Chimay	Pluiolessivats	96	7	K
Chimay	Pluiolessivats	96	8	NH ₄
Chimay	Pluiolessivats	98	4	Ca, K, Mg, Na, Cl, SO ₄
Gedinne	Pluie à découvert	97	7	NO ₃
Gedinne	Pluie à découvert	97	10	K
Gedinne	Pluie à découvert	98	9	Ca, K, Mg, Na
Chimay	Pluie à découvert	98	5	Ca, K, Mg, Na

En octobre 1998, deux sites supplémentaires ont été suivis pour obtenir des données de pluiolessivats du hêtre. Un site est situé à Louvain-la-Neuve et l'autre à Virton. Pour cette essence, à la fois les pluiolessivats et les ruissellements le long du tronc sont récoltés et analysés.

Les tableaux II.3-4 reprennent les caractéristiques générales de ces sites ainsi que les données relatives aux retombées atmosphériques et à la chimie des eaux de la rivière (le Rieu d'Ostenne) qui collecte l'ensemble des eaux quittant le bassin versant (exutoire) de Chimay.

II.1.2.1.3. Réseau forêt de la FUSAGx

L'Unité de Biologie végétale de la Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux (FUSAGx) a effectué un suivi de deux essences forestières : l'épicéa (*Picea abies* L. Karst.) et le hêtre (*Fagus sylvatica* L.), afin d'étudier l'incidence des retombées atmosphériques sur le dépérissement forestier. Un 'réseau forêt' de suivi intensif a été installé en 1983 et 1984 pour les stations de Eupen (EUP), de Florenville (FLO), de Saint-Vith (STV), de Vielsalm (VIE), de Membach (MEM), de Philippeville (PHI), de Strainchamps (STR) et de Tenneville (TEN). Ce réseau, financé par la Région wallonne dans le cadre de la convention 'Réseau d'observation et de surveillance du dépérissement forestier' a été opérationnel jusqu'en 1988. La station pilote de Vielsalm est toujours opérationnelle à ce jour en ce qui concerne la collecte de données climatiques et de données de teneurs en composés chimiques dans l'atmosphère.

II.1.2.1.4. Données issues de la Division de la Nature et des forêts

En 1994 a débuté un nouvel inventaire des forêts wallonnes afin de dresser un état des lieux des ressources ligneuses de la Wallonie. Cet inventaire vise à réactualiser l'inventaire de 1984 et repose sur une méthodologie établie par la Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux. Ces inventaires comportent un grand nombre de points de sondage répartis dans une grille à mailles rectangulaires de 1000 x 500 mètres. Chaque point de sondage est le reflet de 50 hectares de terrain.

Dans le cadre de ces inventaires, les nombreuses données collectées sont de diverses natures, à savoir :

- informations générales et administratives (localisation, nature du propriétaire...) ;
- données relatives à la topographie (altitude, pente, exposition...) ;
- observations descriptives du peuplement (structure, type, âge, stade de développement...) ;
- mesures dendrométriques (circonférences, hauteurs, qualités, régénération...).

Les données sont disponibles sous forme de tableaux, de graphiques ou de cartes.

II.1.2.2. Réseaux eaux de surface (Lacs)

II.1.2.2.2. Données chimiques et physiques des eaux des lacs

Les données relatives aux eaux de surface wallonne sont nombreuses, mais aussi très dispersées en Belgique. Ces données couvrent à la fois les aspects biologiques ou physico-chimiques, ainsi que les aspects de débit d'eau en un point.

Dans le cadre de cette étude, des données concernant les lacs de Bütgenbach, de Robertville, d'Eupen, de la Gileppe, du Ry de Rome, de Nisramont et de l'Eau d'Heure (Plate Taille) ont été collectées (tableau II.12).

Pour les *lacs de Bütgenbach, de Robertville et de la Plate Taille*, les données sont rares, voire inexistantes. Les calculs des charges critiques ont dès lors été effectués sur base des résultats obtenus par le LEAE et l'ISSEP. Ces données ne couvrent malheureusement qu'une courte période (avril 1999 à septembre 1999).

Les *lacs d'Eupen, de La Gileppe, du Ry de Rome et de Nisramont* sont quant à eux caractérisés par des séries de données complètes (années 1995 à 1999) et facilement accessibles.

En résumé, les données ont été collectées (tableau II.12) auprès des organismes ou institutions suivantes :

Lac de Bütgenbach :	ELECTRABEL, DGRNE, LEAE, ISSEP
Lac de la Gileppe :	ERPE, DGRNE, LEAE,
Lac d'Eupen :	ERPE, MET, DGRNE, LEAE,
Lac de Robertville :	ELECTRABEL, DGRNE, LEAE, ISSEP
Lac du Ry de Rome ;	SWDE, ERPE, DGRNE, LEAE
Lac de l'Eau d'heure ;	MET, DGRNE, LEAE, ISSEP
Lac de Nisramont ;	SWDE, ERPE, DGRNE, LEAE

II.1.2.2.2. Données issues du modèle PEGASE

Le modèle PEGASE (**Planification Et Gestion de l'Assainissement des Eaux**) a été développé afin d'orienter les choix en matière de gestion des eaux de surface par le calcul prévisionnel et déterministe de la qualité des eaux en fonction des apports et rejets polluants, dans des conditions hydrologiques diverses. PEGASE fait l'objet d'une approche multidisciplinaire et a été développé pour la Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement (Région wallonne) par 3 Universités (Université de Liège, Facultés Universitaires de Namur, Université Libre de Bruxelles) en collaboration avec diverses administrations et agences chargées de la gestion des eaux de surface (Ministère de la Région wallonne, Agence de l'Eau Rhin-Meuse, ...).

PEGASE est un modèle intégré bassin versant / réseau hydrographique. Il peut traiter plusieurs centaines de rivières simultanément et la superficie des bassins hydrographiques considérés peut atteindre plusieurs dizaines de milliers de km². Il comprend un sous-modèle hydrologique et hydrodynamique, un sous-modèle thermique et un sous-modèle de la qualité de l'eau et du fonctionnement de l'écosystème aquatique. Ce sous-modèle « qualité de l'eau » calcule les concentrations et flux relatifs au carbone, à l'azote, au phosphore, à l'oxygène et aux principales

biomasses se trouvant dans les rivières (phytoplancton, bactéries). Les concentrations en carbone, azote et phosphore sont découplées suivant leurs caractéristiques physiques, (sédimentables ou non), chimiques (ammoniaque, phosphates) et biologiques (dégradables ou non).

La structure des modèles est telle que la majorité des paramètres ont une signification physique ou biologique déterminée : ces paramètres peuvent donc être calibrés séparément par des mesures expérimentales particulières et ont donc des valeurs qui sont relativement universelles.

PEGASE représente de façon structurée les rejets urbains, les rejets industriels, le rôle des stations d'épuration, les rejets dus aux activités d'élevage et les apports diffus des sols. Il calcule explicitement les mécanismes d'autoépuration dans les cours d'eau et calcule l'évolution de l'eutrophisation.

Les barrages constituant les lacs à traiter ont été positionnés sur le réseau hydrologique PEGASE. Cela a permis de déterminer en ces endroits un certain nombre d'éléments utiles ou nécessaires à l'utilisation du modèle FAB (First-Order Acidity Balance) qui permet d'estimer les charges critiques en soufre et en azote pour les écosystèmes aquatiques.

II.1.2.3. Réseaux de mesures de la qualité de l'air et de la pluie

Le suivi de la qualité de l'air est réalisé en Région wallonne à travers différents réseaux de mesures qui ont été établis et gérés par le Ministère de la Santé Publique. Depuis 1993, tous ces réseaux sont gérés par Ministère de la Région wallonne. Les prélèvements, les analyses et la gestion des données sont sous-traités à l'ISSEP (Institut Scientifique de Service Public).

Les réseaux destinés à effectuer le suivi de la qualité de l'air sont les suivants :

- RÉSEAU TÉLÉMÉTRIQUE OU AUTOMATIQUE
- RÉSEAU FUMÉE
- RÉSEAU MÉTAUX LOURDS
- RÉSEAU RETOMBÉES (TOTALES) OU POUSSIÈRES SÉDIMENTABLES
- RÉSEAU PLUIE OU RETOMBÉES HUMIDES
- RÉSEAU FLUOR
- RÉSEAU ORGANIQUE (COV)
- RÉSEAU HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)

Dans le cadre précis de cette étude, seules les données issues des réseaux télémétriques, métaux lourds et pluie sont exploitées. Ces différents réseaux sont présentés ci-dessous.

II.1.2.3.1. Réseau télémétrique ou automatique

Le réseau télémétrique de mesure de la qualité de l'air a été installé en Wallonie en 1978 par le Ministère de la Santé Publique et exploité, jusqu'en 1993, par l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE). Actuellement, il est sous la gestion de l'ISSEP.

Ce réseau peut être considéré comme l'élément capital des systèmes de mesures car il a été conçu comme réseau d'alarme afin de fournir des informations en temps réel sur la qualité de l'air dans le but de protéger la santé de la population.

Le réseau télémétrique mesure deux types de paramètres :

1) Paramètres météorologiques

- Vitesse et direction du vent à 30 m
- Température à 3 m et 30 m
- Point de rosée à 3m
- Pluie à 3 m

2) Paramètres physico-chimiques

- Teneur en : SO₂, NO, NO₂, NO_x, O₃, CO, CH₄, H₂S
- Hydrocarbures totaux, poussières en suspension dans l'air (PM10).

Le réseau compte 21 stations en Wallonie qui mesurent en continu les principaux polluants gazeux et les poussières en suspension (une analyse par minute). Les valeurs minutes sont ensuite validées, stockées et font l'objet d'un traitement statistique (moyenne, percentile...).

Les données sont rapatriées et traitées dans un centre régional de réduction des données (RDRC Liège - ISSeP). Ces données sont ensuite transmises à la banque de données de la Cellule

II. TYPE DE DONNÉES DISPONIBLES ET LEURS SOURCES

Interrégionale (Cellule CELINE), où elles sont soumises à une validation statistique avant leur stockage.

II. TYPE DE DONNÉES DISPONIBLES ET LEURS SOURCES

Le tableau ci dessous donne un descriptif de ces stations de mesures.

Stations (Code RW)	Localité	Coordonnées Lambert		Début des mesures	Paramètres mesurés
		X	Y (km)		
N063 (TMNT02)	Corroy-le Grand	171,20	149,46	1991 2005	SO ₂ O ₃
N066 (TMNT08)	Eupen	265,57	147,74	1978 1986 1997	SO ₂ NO, NO ₂ , O ₃ NO _x
N070 (TMMO01)	Mons	119,54	128,35	1993 1998 2001	SO ₂ O ₃ NO, NO ₂ , NO _x
N073 (TMNT03)	Vezen	193,96	132,62	1978 1986 1997	SO ₂ NO, NO ₂ , O ₃ NO _x
N085 (TMNT09)	Vielsalm	266,32	111,52	1988 1998 2001 2005	SO ₂ O ₃ NO, NO ₂ , NO _x PM10
N093 (TMNT05)	Sinsin	211,76	107,41	1991 1998 2005	SO ₂ O ₃ PM10
N100 (TMNT01)	Dourbe	166,17	87,16	1993 1997	SO ₂ NO, NO ₂ , NO _x , O ₃
N113 (TMNT06)	Ste Ode	237,72	80,25	1992 1996	SO ₂ , météo O ₃
N121 (TMNT04)	Offagne	209,92	63,19	1993 1997	SO ₂ , NO, NO ₂ , O ₃ NO _x
N132 (TMNT07)	Habbay	240,98	46,07	1991 1996 1997	SO ₂ O ₃ NO, NO ₂ , NO _x
R501 (TMCH03)	Charleroi	155,93	122,05	1978 1996 1997	SO ₂ , NO, NO ₂ , C _n H _m PM10 CH ₄ , CO, NO _x
R502 (TMCH04)	Charleroi	156,39	124,24	1979 1996 1997 1998	SO ₂ , météo O ₃ NO, NO ₂ , NO _x PM10
R510 (TMCH05)	Châtelineau	160,83	122,85	1978 1998	SO ₂ PM10
R511 (TMCH02)	Charleroi	153,98	118,52	1978	SO ₂ , météo
R512 (TMCH01)	Charleroi	151,93	121,88	1978 1998	SO ₂ , NO, NO ₂ PM10, CO, NO _x
H201 (TMSG02)	St Nicolas	233,40	146,70	1995 1998	SO ₂ , météo PM10
M204 (TMLG04)	Liège	237,95	145,30	1978	SO ₂ , météo
R201 (TMLG03)	Liège	235,35	141,13	1978 1997	SO ₂ , NO, NO ₂ , C _n H _m , météo NO _x , CO, CH ₄ , O ₃

II. TYPE DE DONNÉES DISPONIBLES ET LEURS SOURCES

R221 (TMLG05)	Liège	239,03	150,49	1978 1997	SO ₂ , météo, C _n H _m CH ₄
R223 (TMSG01)	Jemeppe	231,13	146,16	1978 1996 1998	SO ₂ , météo PM10 CO, NO, NO ₂ , NO _x
R240 (TMEG01)	Engis	222,85	141,94	1978 1995 1997	SO ₂ , NO, NO ₂ , C _n H _m , H ₂ S, O ₃ NO _x

NB : La station H201 possède un haut mât qui permet de mesurer :

La vitesse du vent à 50 et 100 m

La température à 8, 24, 48, 80 et 114 m de hauteur

Le point de rosée à 8 m, la pluie à 3 m et la pression atmosphérique à 3 m

II.1.2.3.2. Réseau métaux lourds

Ce réseau, composé de 18 stations, prélève les particules fines en suspension dans l'air sur un filtre. Les éléments dosés, exprimés en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sont :

Al, Ba, Ca, Fe, Sb, As, Cd, Cr, Cu, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Si, V, Ti, Zn, SO₄

On peut regrouper les stations de ce réseau en différents types :

- stations nationales en zone rurale ou frontalière pour les niveaux ambiants de pollution,
- stations industrielles à proximité des sources industrielles d'émission,
- stations urbaines pour déterminer la contribution des moyens de transport et des installations de chauffage.

II.1.2.3.3. Réseau pluie ou retombées humides

Ce réseau est composé de collecteurs (jauge NILU) munis d'un couvercle qui empêche les dépositions sèches par temps sec (figure ci-dessous). Un détecteur commande l'ouverture du couvercle dès l'apparition de quelques gouttes de pluie. La collecte de l'eau s'effectue par période de 24 heures. 8 stations urbaines mesurent les paramètres suivants :

- volume des précipitations,
- conductivité électrique,
- pH,
- teneur en Na⁺, K⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, NH₄⁺, Cl⁻, F⁻, NO₃⁻, SO₄⁻⁻, PO₄³⁻.



Collecteur de dépôts humides (type NILU / IHE/ISSEP)

Le tableau ci dessous reprend la localisation des stations et leur dénomination :

<i>Localisation</i>	<i>Station</i>	<i>Mise en service</i>	<i>Coordonnées Lambert</i>		<i>Zone</i>
Commune			X	Y	
PERUWELZ	PANT01	1996	95,06	133,03	semi-urbaine
VIRELLES	PANT02	1996	148,20	84,14	rurale
GEMBOUX	PANT03	1996	173,40	139,28	semi-urbaine
OFFAGNE	PANT04	1996	209,92	63,20	rurale st. EMEP
JALHAY	PANT05	1996	270,92	134,76	rurale forestière
LIEGE	PANT06	2001	235,03	145,44	urbaine
HABAY	PANT07	2001	240,97	460,38	rurale
SOMME-LEUZE	PANT08	2001	211,76	107,41	rurale

Jusqu'en 1992, les différents paramètres mesurés à Offagne (PANT04) ont été communiqués par l'IHE (Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie, actuellement ISP (Institut de Santé Publique) à EMEP CCC, NILU en Norvège. Ces données auraient été injectées dans des modèles de transport des polluants (modèle EMEP). Actuellement, cette station ne peut plus être considérée comme représentative des concentrations de fond en Région wallonne, une nouvelle station à Vielsalm est envisagée, et deviendrait station EMEP.

II.1.3. CARACTÉRISATION DES SOLS : PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET PHYSICO-CHIMIQUES

Six écosystèmes forestiers ont été retenus dans le cadre du projet d'estimation des charges critiques pour réaliser des expériences au niveau du sol, in situ et en laboratoire (Brahya & Delvaux, 2000). Les six sites sont les suivants : Chimay, Eupen 'chêne' (*Hertogenwald, Waroneu*), Eupen 'Epicéa' (*Hertogenwald, Waroneu*), Louvain-la-Neuve (*Bois de Lauzelle*), Ruelle (*Virton*) et Willerzie (*Gedinne, Croix Scaille - 'La Doucette'*).

A ces six sols, quatre autres sols forestiers (Bande, Hotton, Meix-dvt-Virton et Transinne) ont été ajoutés pour obtenir une gamme étendue et variée de sols dérivés de matériaux parentaux différents et considérés comme représentatifs en Région wallonne. Pour ces sols, seules des expériences en laboratoire ont été menées.

Les dix sites d'échantillonnages sont cartographiés à la Figure II.1. Le tableau II.13 présente pour les dix sites choisis le type de couvert forestier, le type de sols (selon la légende de la carte pédologique de Belgique), la description du développement de profil ainsi que la nature du matériau parental.

Seront donc analysés en détail les types de sols suivants : podzol, sol brun acide, sol brun lessivé, sol brun ocreux, sol brun calcaire. Des sols dérivés de matériaux parentaux fort divers tels que : de grès quartzitique, de schiste, de grès schisteux, de calcaire, de schiste phylladeux et de loess sont également considérés.

Les propriétés physiques et chimiques des sols sont approchées par les expérimentations suivantes :

- Analyses chimiques des sols collectés
- Test prédictif en batch (expérience menée en laboratoire)
- Test prédictif en colonne (expérience menée en laboratoire)
- Approche lysimétrique in situ.

Chacune de ces expériences est décrite ci-dessous.

II.1.3.1. Analyses chimiques des sols

Dans la plupart des sites, les cinquante premiers centimètres de sol sont considérés. C'est cette profondeur qui est retenue pour estimer les valeurs de charges critiques en composés acidifiants des écosystèmes forestiers (UBA, 1996) : cette profondeur de sol est considérée par le manuel de méthodologies comme étant représentative de la zone racinaire.

Toutefois, pour les deux sols d'Eupen (sous chêne et sous épicea), comme la roche mère et le toit d'une nappe d'eau quasi permanente se rencontrent à 25 cm de profondeur, seule cette épaisseur est prise en compte. Pour le site de Chimay, les 40 premiers centimètres sont étudiés pour les raisons suivantes :

- (i) la présence à 40 cm d'une discontinuité 'géo-pédologique' entre le matériau dérivé de schiste (argileux) et le matériau de surface constitué en partie de limon loessique. La présence de deux types de matériau parental risquait de compliquer les interprétations concernant le taux de libération en cations basiques.
- (ii) la profondeur à laquelle cette discontinuité 'géo-pédologique' apparaît correspond au toit d'une nappe d'eau temporaire. La présence de pseudogley est observée à partir de 40 cm de profondeur.

Dans les dix sites, trois échantillons composites ont été réalisés par profil. Chaque échantillon composite se compose de cinq sous-échantillons. Les horizons organiques (Ol, Of et Oh) n'ont pas été échantillonnés.

Les échantillons ont été séchés à l'air et tamisés à 2 mm. Le refus (> 2 mm), essentiellement constitué de cailloux, a ensuite été pesé. Nous avons déterminé pour chaque horizon un facteur de correction afin de pouvoir exprimer les résultats sur base d'un poids de sol séché à 105°C. Les paramètres suivants ont ensuite été mesurés sur les 30 échantillons de terre fine (< 2 mm) :

- 1- Le pH_{eau} et le pH_{KCl} . Le rapport sol/solution utilisé est de 1/10 ($g\ ml^{-1}$) pour les horizons hémiorganiques et 1/5 pour les horizons minéraux.
- 2- La conductivité électrique, en utilisant les mêmes rapports sol/solution que ceux utilisés pour la mesure du pH.
- 3- Le carbone organique par la méthode 'Walkey et Black' (Page *et al.*, 1982).
- 4- L'azote total par la méthode 'Kjeldhal' (Page *et al.*, 1982).
- 5- La composition du complexe d'échange en Na, K, Ca, Mg, Mn, H et Al a été déterminée en utilisant comme extractif une solution de $BaCl_2\ 0.1M$ (Hendershot & Duquette, 1986). La CEC effective des sols acides a été calculée en sommant les concentrations en cations échangeables (exprimées en $cmol_c\ Kg^{-1}$). Une charge de +3 a été attribuée à l'Al et au Fe et une charge de +2 au Mn. Pour les sols basiques, la CEC a été déterminée après extraction à l'acétate d'ammonium tamponné à pH 7 et déplacement du NH_4^+ fixé par une solution de $KCl\ 1M$ (Page *et al.*, 1982).
- 6- La composition élémentaire totale en K, Na, Mg, Ca, Fe, Al, Mn, Si, Ti, Zn et Cu a été déterminée par fusion alcaline (1100°C) au méta et tétraborate de Li (Voïnovitch, 1988). Les concentrations en Na et K ont été déterminées par spectrométrie d'absorption atomique (AAS) et les concentrations des autres cations par spectrométrie d'émission sous plasma direct continu (DCP).
- 7- La texture du sol a été déterminée en récoltant quantitativement les fractions argileuses (<2 μm), limoneuses (2-50 μm) et sableuses (50-2000 μm) par tamisage et sédimentation (application de la loi de Stokes). La matière organique a été préalablement éliminée par oxydation ($H_2O_2\ 6\%$ à 40°C) et les carbonates et les liens ferriques, en utilisant une solution d' $HCl\ 2N$. L'hexamétaphosphate de sodium a été utilisé comme agent dispersant.
- 8- Les minéraux présents dans les fractions argileuse et limoneuse ont été identifiés par diffractométrie RX (Cu $K\alpha$, Philips Norelco diffractometer). Les minéraux argileux ont été identifiés selon la méthode dite de la 'lame orientée' après une saturation potassique et magnésienne (KCl et $MgCl_2\ 1N$) de longue durée (1 semaine), après saturation à l'éthylène-glycol (72 heures) et après traitements thermiques (300°C et 550°C pendant 2 heures). Les minéraux argileux présents dans la fraction limoneuse ont été identifiés à partir d'échantillons en poudre.
- 9- Le fer libre (c-à-d non occlu dans le réseau des silicates) (Fe_d) a été extrait au dithionite-citrate-bicarbonate (DCB) selon la méthode de Mehra & Jackson (1960).

Pour chaque horizon, à partir des colonnes de sols prélevées sur le terrain, la masse de terre fine contenue dans un volume donné (g cm^{-3}) a été estimée. Les colonnes ont été découpées, horizon par horizon et le poids total de sol (terre fine + refus) a été déterminé (Figure III.2). Les sols ont ensuite été tamisés à 2 mm sous eau et le refus (essentiellement caillouteux) a été pesé après passage à l'étuve à 105°C . En soustrayant du poids total de sol (corrigé à 105°C) le poids du refus, nous avons pu estimer le poids de terre fine par unité de volume (g cm^{-3}). Ces données sont essentielles pour pouvoir comparer les résultats obtenus en batch (sur la terre fine) et les résultats obtenus à partir des expérimentations en colonne (sur le sol 'entier' (terre fine + refus)).

Le tableau II.14 reprend les principales caractéristiques physiques et physico-chimiques des sols étudiés.

II.1.3.2. Test prédictif en batch

Cette expérience a été réalisée selon les protocoles définis par Bohan *et al.* (1998) sur la terre fine des 30 échantillons composites. Chaque sol est représenté par trois échantillons représentatifs : S1, S2 et S3. S1 correspond à l'échantillon provenant des horizons hémiorganiques de surface, S2 et S3 correspondent aux échantillons provenant des horizons minéraux sous-jacents. S3 est l'échantillon prélevé au niveau de l'horizon le plus profond. Une solution de HCl 1N (pH 3) a été utilisée comme 'extractif' lors de cette expérience (Bohan *et al.*, 1998).

Le protocole de l'expérience en batch est le suivant :

- 180 ml de HCl 1N sont ajoutés à 10 g de S1 dans un flacon conique et mélangés pendant 15 minutes, toutes les 12 heures, pendant deux jours.
- 45 ml de l'extrait de sol obtenu (N°1) sont prélevés après centrifugation (15' à 3000 rpm) dans un récipient vide. Les 135 ml restants sont transférés délicatement dans un autre flacon conique contenant 15 g de S2.
- Les 135 ml et les 15 g de S2 sont mélangés pendant 15 minutes, toutes les 12 heures, pendant les deux jours suivants. L'extrait de sol (N°2) est récupéré par centrifugation (15' à 3000 rpm).
- 45 ml de l'extrait de sol N°2 sont prélevés dans un récipient vide. Les 90 ml restants sont transférés délicatement dans un autre flacon conique contenant 10 g de S3.
- Les 90 ml et les 10 g de S3 sont mélangés pendant 15 minutes, toutes les 12 heures, pendant les deux jours suivants. L'extrait de sol (N°3) est ensuite récupéré par centrifugation (15' à 3000 rpm). Les 90 ml d'extrait de sol N°2 sont mélangés avec 10 g et non pas 15 g de S3 pour conserver un rapport sol/solution identique à celui utilisé lors du cycle d'agitation-centrifugation n°2 (135 ml de l'extrait de sol N°1 + 15 g de S2).
- 180 ml de solution d'HCl 1N sont à nouveau mélangés avec l'échantillon S1 et toute la procédure est répétée pour les échantillons S2 et S3.

10 cycles d'agitation-centrifugation ont été effectués pendant une durée totale d'environ trois mois. L'agitation des flacons s'est déroulée dans des conditions de températures exactement identiques à celles choisies pour l'expérimentation en colonnes, c-à-d. en phytotron à une température constante de 10°C . Les flacons ont été maintenus en chambre froide (4°C) entre deux cycles d'agitation-centrifugation de manière à réduire les effets liés à l'activité biologique.

Composition des extraits de sol

Après la mesure du pH et de la conductivité électrique, les différents extraits de sol (N°1, 2 et 3) ont été filtrés à 0.45 microns (Filtre Millipore Gelman). Les extraits ont ensuite été séparés en deux aliquotes de volume identique. La première aliquote a été acidifiée (Ultrex HNO_{3cc}, pH <1.5) pour permettre le dosage de Na et K par spectrométrie d'absorption atomique (AAS) et de Ca, Mg, Al, Fe, Si et Mn par spectrométrie d'émission sous plasma continu (DCP). L'autre aliquote a été utilisée pour le dosage des anions (Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, F⁻ et HPO₄²⁻) par chromatographie ionique en phase liquide (HPLC Dionex). Lorsque les concentrations en anions ne pouvaient pas être déterminées endéans les 24 heures, les extraits de sol étaient congelés jusqu'au moment de leur analyse.

Comme seul un volume restreint de solution (45 ml) était disponible, la détermination de certains éléments, tels le carbone organique dissous (DOC), le NH₄⁺ et le HCO₃⁻ n'a pu être réalisée. La détermination des concentrations en ces trois éléments demande en effet un volume important de solution (+/- 75 ml).

II.2.3.3. Test prédictif en colonnes

L'objectif de l'expérience était de soumettre les sols à des dépôts acides correspondants aux valeurs de charges critiques en acidité potentielle nette ($CL(Ac_{pot})$) mesurées en Région Wallonne (Siterem, 1998 p.107). Des doses cumulées de protons ont été apportées au sommet des dix sols wallons et les quantités de cations basiques mobilisés suite à cet apport croissant d'acide ont été mesurées pour chaque sol.

Les sols ont été prélevés directement sur le terrain sous forme de colonnes de sol non perturbé à l'aide d'une machine de forage GEOPROBE. Le principe du prélèvement est le suivant : une sonde cylindrique en acier contenant une gaine PVC est introduite progressivement dans le sol par percussion à sec jusqu'à la profondeur souhaitée. La sonde est ensuite extraite hydrauliquement du sol et la gaine PVC contenant le sol non perturbé est récupérée.

Cinq colonnes de sol non perturbé ont été prélevées par site. Après le prélèvement, les deux extrémités des colonnes ont été hermétiquement fermées et les colonnes ont été conservées en chambre froide à 4°C jusqu'au début de l'expérimentation.

La préparation des colonnes et le dispositif de percolation ont été basés sur les protocoles établis par Ponette *et al.* (1996). La base des colonnes a été remplie de sable fin lavé et équipée de deux filtres (une toile en polyamide d'une porosité de 20 µm et un filtre Whatman 41). La base de la colonne a ensuite été fermée à l'aide d'un capuchon perforé et équipé d'un entonnoir. Les colonnes ont été placées en phytotron et maintenues à une température constante de 10°C (voir schéma ci-dessous). Les solutions ont été acheminées au sommet des colonnes sur une plaque en verre fritté à l'aide d'une pompe péristaltique. La plaque en verre fritté permet un écoulement homogène de la solution au sommet du sol. Le sommet des colonnes a ensuite été hermétiquement fermé de manière à éviter toute évaporation. 20 colonnes de sol ont été équipées au laboratoire; 10 colonnes (1 colonne/site) ont reçu un apport croissant d'acide et les 10 autres colonnes (1 colonne/site) ont reçu un apport d'eau déminéralisée (témoin).

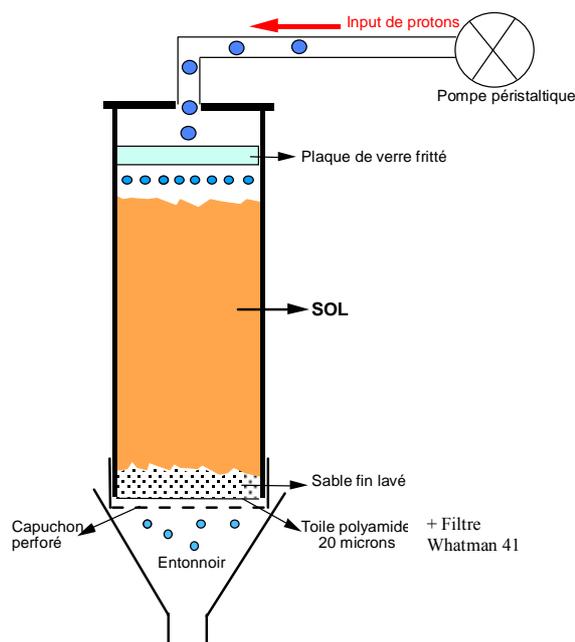


Schéma représentant la préparation des colonnes de sols non remaniés.

Apports de protons

Les solutions acides peuvent être apportées sous forme de pluviollessivats « reconstitués », sous forme d'acide nitrique HNO_3 , d'acide sulfurique H_2SO_4 ou sous une forme combinée $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{SO}_4$ (Hartikainen, 1998; Bohan *et al.*, 1997). La composition chimique des pluviollessivats en azote et en soufre peut être extrêmement variable d'un site à l'autre. Afin d'uniformiser la forme sous laquelle les protons sont déposés, une solution d'acide chlorhydrique HCl fut utilisée.

Le but de l'expérience est de faire percoler en un laps de temps relativement court la charge critique en équivalents protons auxquels les sols peuvent être soumis pendant une année (ou moins). Des ajouts de 0.2012 méq de H^+ à la surface de la colonne (0.00503 m^2) sont effectués. Cette acidité est basée sur les données d'acidité potentielle nette mesurées en Région wallonne (SITEREM (1998)). Le volume apporté est basé sur les données pluviométriques collectées à la station de Louvain-la-Neuve durant l'année 1996. Une lame d'eau journalière moyenne d'environ 15 mm est considérée. Lors d'épisodes pluvieux extraordinaires, les volumes de précipitations peuvent atteindre 55 mm/jour. Il a été décidé de faire percoler en 48 heures un volume de 275 ml par colonne en tenant compte que le volume minimal requis pour les analyses est de 250 ml. En 48 heures, une solution de concentration en H^+ de 0.2012 méq/275 ml soit 0.732 méq/l ou encore une solution d' HCl à pH 3.13 est apportée. Selon la littérature, une solution acide à pH 3 est généralement utilisée dans les expériences de percolation de pluies acides (Hartikainen, 1996).

Composition des percolats

La composition des percolats en cations et en anions a été déterminée suivant les mêmes protocoles que ceux utilisés lors de l'expérimentation en batch. En raison d'un volume de percolat suffisant, les concentrations en NH_4^+ (par potentiométrie; électrode sélective Orion), en HCO_3^-

(par titration (Rodier, 1996)) et en carbone organique dissout (Analyseur de carbone Dohrman DC-180) ont été mesurées.

II.1.3.4. Approche lysimétrique in situ

Dans chacun des six sites faisant l'objet d'un suivi au niveau des pluviollessivats, trois plaques lysimétriques (de type gravitaire) ont été installées au sein des sols. Les plaques ont été placées à 50 cm de profondeur dans les sols de Louvain-la-Neuve, Ruelle et Willerzie. A Chimay, les plaques ont été installées à 40 cm de profondeur, à la limite inférieure du dépôt limoneux loessique. Cette limite correspond également à la limite supérieure du schiste d'altération. A Eupen ('chêne' et 'épicéa'), les plaques ont été installées à 25 cm de profondeur vu la présence de la roche mère. C'est également à cette profondeur qu'apparaît le toit d'une nappe d'eau quasi-permanente dans le bassin de Waroneu.

Les plaques lysimétriques sont en plexiglass, d'une épaisseur de 5 mm, d'une longueur de 40 cm et d'une largeur de 30 cm. Trois côtés de la plaque ont été repliés sur une épaisseur d'environ 2 cm afin de contenir les solutions gravitaires. Le quatrième côté a été biseauté afin de faciliter l'insertion des plaques dans les sols. Un trou a été percé dans un coin de la plaque et équipé d'un raccord de type 'tuyau d'arrosage'. Nous avons inséré au sein de ce raccord un filtre constitué d'une toile polyamide imputrescible (maille de 20 μm). Nous avons ensuite rempli le raccord d'un massif filtrant constitué de sable fin inerte (lavé à l'acide et à l'eau déminéralisée). Un tuyau latex relie la plaque lysimétrique à un bidon collecteur PVC d'une capacité de 1 litre. Ces bidons ont été équipés d'un trop-plein. Les plaques ont été insérées légèrement inclinées dans les sols de manière à favoriser l'écoulement des solutions gravitaires vers le tuyau de sortie.

La composition des solutions en cations et en anions a été déterminée suivant les mêmes protocoles que ceux utilisés lors de l'expérimentation en batch. Lorsque le volume de solution le permettait, les concentrations en NH_4^+ , en HCO_3^- et en carbone organique dissout selon les protocoles définis pour l'expérimentation en colonnes ont été mesurées.

III.1.3.5. Détermination de la relation pH-pAl^{3+}

La meilleure façon de déterminer expérimentalement l'activité en Al^{3+} dans les solutions est d'utiliser le protocole proposé par Clarke *et al.* (1992). Ce protocole est basé d'une part, sur l'automatisation (FIA : *Flow Injection Analysis*) de la spéciation de l'Al en solution et d'autre part, sur l'utilisation d'un logiciel de spéciation pour calculer les activités en Al^{3+} , à partir des données obtenues par le système FIA.

Principe de la spéciation expérimentale

Différentes espèces d'Al peuvent réagir avec la molécule de 8-hydroxyquinoline (oxine) en fonction du temps de réaction entre l'Al en solution et l'oxine. Ainsi, lorsque la durée de réaction est réduite à 2.3 secondes, l'oxine complexe l'Al uniquement présent sous forme Al^{3+} , $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ et $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ (Clarke *et al.*, 1992). La fraction d'Al complexé par l'oxine sous forme de trioxinate d'aluminium est appelée '*quickly reacting Al*' (Al_{qr}). L'Al sous forme de complexes

organiques, de $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, de AlF_3 et de $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$ est totalement exclus de la fraction mesurée.

L'activité en Al^{3+} a été calculée à partir des valeurs d' Al_{qr} en utilisant le logiciel de spéciation SPECIES 1.33 (Barak, P. Univ. Of Wisconsin). Ce logiciel utilise les constantes thermodynamiques proposées par Lindsay (1979) et Smith & Martell (1982, 1989).

II.2. DONNÉES COLLECTÉES EN DEHORS DE LA RÉGION WALLONNE

Dans le cadre de cette étude, afin d'estimer les retombées actuelles et les concentrations en composés chimiques dans l'air, des données collectées dans des régions ou pays limitrophes à la Wallonie ont été recherchées. C'est ainsi que les autres données belges (données des Régions bruxelloise et flamande) du même type que celles collectées en Wallonie ont été traitées.

Les données des Régions bruxelloise et flamande relatives aux retombées et concentrations actuelles en composés dans l'atmosphère sont collectées à travers différents réseaux de mesures par l'IBGE (Institut Bruxellois de Gestion de l'Environnement) et le VMM (Vlaamse Milieumaatschappij). Les réseaux de mesures sont comparables à ceux de la Région wallonne étant donné qu'ils ont été mis en place avant la régionalisation par l'Institut d'Hygiène et d'Epidémiologie. Comme pour la Région wallonne, les données utilisées dans le cadre de cette étude proviennent des réseaux suivants :

- réseau télémétrique composé de 41 stations de mesures ;
- réseau métaux lourds composé de 10 stations de mesures
- réseau pluie composé de 2 stations de mesures.

Comme énoncé ci-dessus, toutes ces données issues de ces réseaux sont envoyées, traitées et stockées à la Cellule Interrégionale de l'Environnement (CELINE). La cellule Interrégionale de l'Environnement est composée de membres du personnel des ministères régionaux de l'environnement et/ou d'organismes d'intérêt public auxquels les Régions ont confié des missions dans le domaine de l'environnement.

La cellule CELINE mène ses activités en collaboration avec l'Institut Bruxellois de Gestion de l'Environnement (IBGE), la Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement (DGRNE), l'Institut Scientifique de Service Public (ISSEP) et la Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Grâce à cette cellule, certaines données relatives au suivi de l'atmosphère belge sont centralisées, ce qui permet une harmonie dans les traitements.

II.3. ANNEXE DE LA PARTIE II

Tableaux II.1-14 et Figure II.1

Tableau II.1 : Données issues du réseau forêt de l'Université de Liège.

Paramètres												
Identification du site	Robinette											
Surface de la forêt (ha)	81											
Longitude (°)	6°4'E											
Latitude (°)	50°33'N											
% des types d'arbres dans la forêt :												
Feuillus (%)												
Hêtre (%)												
Chêne (%)												
Autres (%)												
Conifères (%)												
Epicéa (%)	85											
Autres(%)												
Classes d'âge : feuillus												
Classes d'âge : épicéa	75											
Masse des troncs (en kg de poids sec) par hectare	157909											
Climat												
Années considérées :	1992	1993	1994	1995	1996	moyenne						
Température moyenne (°c)	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6						
Précipitations annuelles (mm/an)				1089								
débit d'eau à l'exutoire du bassin versant (m3/an)	353362	390547	434721	460513	305462	388921						
Dépositions atmosphériques totales	Sous couvert d'épicéas (pluiolessivats : throughfall)											
Moyenne des mesures sur la période :	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	moyenne
Quantité de pluiolessivats (throughfall) (mm/an)				830								
H+ (éq/ha/an)	1550	2160	550	390	380	440	590	687	496	260	557	733
SO4-S (éq/ha/an)	790	1103	794	765	619	602	693	689	640	510	674	716
NO3-N (éq/ha/an)	1316	885	1321	1016	725	910	880	1056	1063	1124	1151	1041
NH4-N (éq/ha/an)	1117	904	709	965	657	792	849	1019	1061	798	1187	914
Cl (éq/ha/an)					486	1117	1473	1403				1120
Na (éq/ha/an)	1145	1160	1471	2360	754	1087	1345	1331				1332
Ca (éq/ha/an)	794	674	756	535	457	498	920	701				667
Mg (éq/ha/an)	353	382	434	394	227	192	327	343				332
K (éq/ha/an)	327	260	255	519	371	524	462	402				390

Tableau II.2 : Données issues du réseau forêt de l'Université de Liège

Paramètres												
Identification du site	Waroneu											
Surface de la forêt (ha)	83											
Longitude (°)	6°01'E											
Latitude (°)	50°35'N											
% des types d'arbres dans la forêt :												
Feuillus (%)												
Hêtre (%)												
Chêne (%)	35											
Autres (%)												
Conifères (%)												
Epicéa (%)	51											
Autres(%)												
Classes d'âge : feuillus	75											
Classes d'âge : épicéa	65											
Masse des troncs (en kg de poids sec) par hectare	105167											
Climat												
Années considérées :	1992	1993	1994	1995	1996	moyenne						
Température moyenne (°c)	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6							
Précipitations annuelles (mm/an)				914								
débit d'eau à l'exutoire du bassin versant (m3/an)	415034	413956	429425	401324	164859	364920						
Dépositions atmosphériques totales	Sous couvert (pluiolessivats : throughfall)											
	épicéas											
Moyenne des mesures sur la période :	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	moyenne
Quantité de pluiolessivats (throughfall) (mm/an)				716								
H+ (éq/ha/an)	1090	1440	350	230	300	250	390	399	424	333	358	506
SO4-S (éq/ha/an)	1003	818	826	897	571	600	756	623	573	511	593	707
NO3-N (éq/ha/an)	891	988	1304	1149	841	981	1024	988	902	904	1164	1012
NH4-N (éq/ha/an)	1438	1709	1352	1071	855	1074	1314	1092	826	619	1045	1127
Cl (éq/ha/an)					824	911	1289	1189				1053
Na (éq/ha/an)	1269	877	942	1212	592	877	1196	1129				1012
Ca (éq/ha/an)	750	639	566	524	441	412	853	608				599
Mg (éq/ha/an)	349	301	280	313	217	185	300	267				277
K (éq/ha/an)	458	647	482	694	581	645	611	553				584

Tableau II.3 : Données issues du réseau forêt de l'Université de Liège

Paramètres											
Identification du site	Waroneu										
Surface de la forêt (ha)	83										
Longitude (°)	6°01'E										
Latitude (°)	50°35'N										
% des types d'arbres dans la forêt :											
Feuillus (%)											
Hêtre (%)											
Chêne (%)	35										
Autres (%)											
Conifères (%)											
Epicéa (%)	51										
Autres(%)											
Classes d'âge : feuillus	75										
Classes d'âge : épicéa	65										
Masse des troncs (en kg de poids sec) par hectare	105167										
Climat											
Années considérées :	1992	1993	1994	1995	1996	moyenne					
Température moyenne (°c)	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6						
Précipitations annuelles (mm/an)				914							
débit d'eau à l'exutoire du bassin versant (m3/an)	415034	413956	429425	401324	164859	364920					
Dépositions atmosphériques totales	Sous couvert (pluiolessivats : throughfall)										
	Chênes										
Moyenne des mesures sur la période :	1997	1998	1999	2000	2001	2002					moyenne
Quantité de pluiolessivats (throughfall) (mm/an)											
H+ (éq/ha/an)	180	370	248	361							290
SO4-S (éq/ha/an)	494	647	365	399							476
NO3-N (éq/ha/an)	551	584	371	342							462
NH4-N (éq/ha/an)	642	849	505	517							628
Cl (éq/ha/an)			1789								1789
Na (éq/ha/an)			1350								1350
Ca (éq/ha/an)			913								913
Mg (éq/ha/an)			322								322
K (éq/ha/an)			335								335

* données d'octobre 1998 à novembre 1999.

Tableau II.4 : Données issues du réseau forêt de l'Université de Liège

Paramètres												
Identification du site	Burhé											
Surface de la forêt (ha)	85											
Longitude (°)												
Latitude (°)												
% des types d'arbres dans la forêt :												
Feuillus (%)	19											
Hêtre (%)	-											
Chêne (%)	-											
Autres (%)	-											
Conifères (%)	63											
Epicéa (%)	-											
Autres(%)	-											
Classes d'âge : feuillus	75											
Classes d'âge : épicéa	55											
Masse des troncs (en kg de poids sec) par hectare	112855											
Climat												
Années considérées :	1992	1993	1994	1995	1996	moyenne						
Température moyenne (°c)	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6						
Précipitations annuelles (mm/an)	-	-	-	-	-	-						
débit d'eau à l'exutoire du bassin versant (m3/an)	676718	572346	647243	661878	434930	598623						
Dépôts atmosphériques totales	Sous couvert d'épicéas (pluiolessivats : throughfall)											
Moyenne des mesures sur la période :	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	moyenne
Quantité de pluiolessivats (throughfall) (mm/an)												
H+ (éq/ha/an)		1400	390	310	560	420	360	545	484	283	260	501
SO4-S (éq/ha/an)		888	911	870	849	617	726	660	824	515	565	743
NO3-N (éq/ha/an)		1090	1754	1654	1169	1079	925	963	760	781	912	1109
NH4-N (éq/ha/an)		787	761	801	888	799	920	939	450	484	1047	788
Cl (éq/ha/an)	-	-	-	-	1350	1347	1608	1557				1466
Na (éq/ha/an)	838	717	1399	1356	936	1299	1586	1586				1215
Ca (éq/ha/an)	864	912	863	643	821	730	1049	1117				875
Mg (éq/ha/an)	370	733	476	451	393	317	435	504				460
K (éq/ha/an)	486	448	391	532	542	511	481	464				482

Tableau II.5 : Données issues du réseau forêt de l'Université de Liège

Paramètres												
Identification du site	Doucette											
Surface de la forêt (ha)	80											
Longitude (°)												
Latitude (°)												
% des types d'arbres dans la forêt :												
Feuillus (%)	10											
Hêtre (%)	-											
Chêne (%)	-											
Autres (%)	-											
Conifères (%)	-											
Epicéa (%)	78											
Autres(%)	-											
Classes d'âge : feuillus	75											
Classes d'âge : épicéa	55											
Masse des troncs (en kg de poids sec) par hectare	130207											
Climat												
Années considérées :	1992	1993	1994	1995	1996	moyenne						
Température moyenne (°c)	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6	7.6						
Précipitations annuelles (mm/an)	1061	1222	1237	1063								
débit d'eau à l'exutoire du bassin versant (m3/an)	518670	761248	529204	878092	489688	659802						
Dépôts atmosphériques totales	Sous couvert d'épicéas (pluiolessivats : throughfall)											
Moyenne des mesures sur la période :	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	moyenne
Quantité de pluiolessivats (throughfall) (mm/an)				938								
H+ (éq/ha/an)		1670	380	340	530	380	330	556	638	294	289	541
SO4-S (éq/ha/an)		828	918	855	710	531	703	643	757	531	550	703
NO3-N (éq/ha/an)		2001	1519	1274	851	870	900	1093	746	987	1122	1136
NH4-N (éq/ha/an)		609	831	630	754	805	1174	1039	940	939	895	862
Cl (éq/ha/an)		-	-	-	1153	1253	1590	1493				1372
Na (éq/ha/an)	776	789	1360	1307	807	1282	1683	1616				1203
Ca (éq/ha/an)	695	676	783	522	676	559	1071	1018				750
Mg (éq/ha/an)	282	336	435	361	325	241	386	416				348
K (éq/ha/an)	488	496	479	583	532	674	658	660				571

Tableau II.6 : Données issues du réseau forêt de l'Université de Liège

Paramètres	Dépositions atmosphériques totales A DECOUVERT											
Identification du site	Robinette						Waroneu					
Moyenne des mesures sur la période :	1995	1996	1997	1998	1999	moyenne	1995	1996	1997	1998	1999	moyenne
H+ (éq/ha/an)	360	347	305	320	320	330	171	258	401	368	301	300
SO4-S (éq/ha/an)					535	535					552	552
NO3-N (éq/ha/an)					361	361					313	313
NH4-N (éq/ha/an)					451	451					665	665
Cl (éq/ha/an)	-	571	875	891	814	788	-	733	690	876	891	798
Na (éq/ha/an)	945	524	925	1150	967	902	873	622	884	1082	1050	902
Ca (éq/ha/an)	299	254	173	705	269	340	202	206	167	754	282	322
Mg (éq/ha/an)	164	103	65	165	126	125	138	140	121	176	148	145
K (éq/ha/an)	154	95	288	93	57	137	79	217	141	81	88	121
Identification du site	Burhé						Doucette					
Moyenne des mesures sur la période :	1995	1996	1997	1998	1999	moyenne	1995	1996	1997	1998	1999	moyenne
H+ (éq/ha/an)	197	196	147	235	278	211						
SO4-S (éq/ha/an)					545	545						
NO3-N (éq/ha/an)					205	205						
NH4-N (éq/ha/an)					433	433						
Cl (éq/ha/an)	-	712	617	809	829	742						
Na (éq/ha/an)	821	567	869	1067	1132	891						
Ca (éq/ha/an)	193	257	122	449	265	257						
Mg (éq/ha/an)	178	144	69	120	130	128						
K (éq/ha/an)	91	57	92	67	89	79						

Tableau II.7 : Données issues du réseau forêt de l'Université Catholique de Louvain

Paramètres							
Identification du site	CHIMAY						
Surface de la forêt (ha)	17						
Longitude (Coordonnées Lambert, mètre)	141600						
Latitude (Coordonnées Lambert, mètre)	88850						
% des types d'arbres dans la forêt :							
Feuillus (%)	90						
Hêtre (%)	0						
Chêne (%)	40						
Autres (%)	50						
Conifères (%)	10						
Epicéa (%)	0						
Autres(%)	10						
Classes d'âge : chênes	45-200 ans						
Classes d'âge : charmes	20-50 ans						
Masse des troncs (en kg de poids sec) par hectare	70380						
Climat							
Années considérées :	1992	1993	1996	moyenne			
Température moyenne (station IRM, Sivry-Rance) (°c)	8.4	8.4	8.4	8.4			
Précipitations annuelles (mm/an)	1160	815	801	925			
débit d'eau à l'exutoire du bassin versant (m3/an)	125120	99450	84830	103133			
Dépôts atmosphériques totales	Sous couvert de chênes (pluiolessivats : throughfall)						
Moyenne des mesures sur la période :	1996	1997	1998	1999	2000	2001	moyenne
Quantité de pluiolessivats (throughfall) (mm/an)	613						
H+ (ég/ha/an)							
SO4-S (ég/ha/an)	84	529	711	624	611	499	595
NO3-N (ég/ha/an)	32	192	189	269	247	162	212
NH4-N (ég/ha/an)	119	195	175	290	386	177	245
Cl (ég/ha/an)	755	783	801	671	710	676	728
Na (ég/ha/an)	562	505	632	441	439	444	498
Ca (ég/ha/an)	547	629	774	832	751	572	712
Mg (ég/ha/an)	192	190	211	211	217	225	211
K (ég/ha/an)	677	562	867	571	624	547	635

Tableau II.8 : Données issues du réseau forêt de l'Université Catholique de Louvain

Paramètres							
Identification du site	Gedinne						
Surface de la forêt (ha)	>1000 ha						
Longitude	4° 49' 58''						
Latitude	49° 57' 28''						
% des types d'arbres dans la forêt :							
Feuillus (%)							
Hêtre (%)							
Chêne (%)							
Autres (%)							
Conifères (%)							
Epicéa (%)							
Autres(%)							
Classes d'âge des épicéas	51 ans						
Masse des troncs (en kg de poids sec) par hectare							
Climat							
Années considérées :							
Température moyenne (station IRM, Sivry-Rance) (°c)							
Précipitations annuelles (mm/an)							
débit d'eau à l'exutoire du bassin versant (m3/an)							
Dépôts atmosphériques totales	Sous couvert d'épicéas (pluviolessivats : throughfall)						
Moyenne des mesures sur la période :	1997	1998	1999	2000	2001		moyenne
Quantité de pluviolessivats (throughfall) (mm/an)							
H+ (éq/ha/an)							
SO4-S (éq/ha/an)	1133	1041	1101	1105	924		1060
NO3-N (éq/ha/an)	1124	930	1164	1004	777		1000
NH4-N (éq/ha/an)	690	693	758	855	611		722
Cl (éq/ha/an)	1263	1236	982	1124	961		1113
Na (éq/ha/an)	875	913	752	794	799		827
Ca (éq/ha/an)	926	919	764	639	522		754
Mg (éq/ha/an)	242	270	266	248	213		248
K (éq/ha/an)	834	1176	1093	880	651		927

Tableau II.9 : Données issues du réseau forêt de l'Université Catholique de Louvain

Paramètres	Dépôts atmosphériques totales										
	A DECOUVERT										
Identification du site	Chimay										
Moyenne des mesures sur la période :	1992	1993	1996	1997	1998	1999	2000	2001	moyenne		
									1997-01		
SO4-S (éq/ha/an)	86	101	65	317	438	478	556	420	442		
NO3-N (éq/ha/an)	161	96	64	363	420	395	432	341	390		
NH4-N (éq/ha/an)	341	316	146	271	411	405	499	373	392		
Cl (éq/ha/an)	945	952	542	653	832	672	567	408	626		
Na (éq/ha/an)	449	386	508	516	619	578	383	378	495		
Ca (éq/ha/an)	637	700	303	558	663	790	739	342	618		
Mg (éq/ha/an)	210	409	92	136	154	135	137	107	134		
K (éq/ha/an)	-	-	141	285	512	363	186	63	282		
Identification du site	Gedinne										
Moyenne des mesures sur la période :	1997	1998	1999	2000	2001				moyenne		
									1997-01		
SO4-S (éq/ha/an)	682	663	731	670	661				681		
NO3-N (éq/ha/an)	413	535	515	546	476				497		
NH4-N (éq/ha/an)	496	607	408	609	741				572		
Cl (éq/ha/an)	1054	866	708	727	622				795		
Na (éq/ha/an)	917	748	673	567	611				704		
Ca (éq/ha/an)	786	798	871	686	321				693		
Mg (éq/ha/an)	153	160	199	163	147				164		
K (éq/ha/an)	354	448	476	214	101				319		

Tableau II.10 : Données issues du réseau forêt de l'Université Catholique de Louvain

Paramètres										
Identification du site	Louvain-la-Neuve									
Surface de la forêt (ha)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Localisation de la station de mesures :	Sous-couvert végétal : hêtres									
Longitude	4° 35' 59''									
Latitude	50° 40' 48''									
% des types d'arbres dans la forêt :										
Feuillus (%)	100									
Hêtre (%)	>90									
Chêne (%)										
Autres (%)										
Conifères (%)										
Epicéa (%)										
Autres(%)										
Classes d'âge des hêtres	115 ans									
Masse des troncs (en kg de poids sec) par hectare										
Dépôts atmosphériques totales	Sous couvert de hêtres									
	(pluviolessivats : throughfall, TF et stemflow,SF)									
Moyenne des mesures sur la période :	1999			2001				Moyenne		
	TF	SF	Total	TF	SF	total				
H+ (éq/ha/an)	69	19	88							
SO4-S (éq/ha/an)	912	144	1056	671	146	818	937			
NO3-N (éq/ha/an)	531	69	600	296	48	344	472			
NH4-N (éq/ha/an)	815	99	914	419	72	492	703			
Cl (éq/ha/an)	827	105	932	591	99	690	811			
Na (éq/ha/an)	599	84	683	456	84	540	611			
Ca (éq/ha/an)	500	48	548	407	47	454	501			
Mg (éq/ha/an)	244	24	268	183	25	209	238			
K (éq/ha/an)	679	70	749	316	46	362	555			

Tableau II.11 : Données issues du réseau forêt de l'Université Catholique de Louvain

Paramètres									
Identification du site	Virton								
Surface de la forêt (ha)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Localisation de la station de mesures :	Sous-couvert végétal : hêtres								
Longitude	5° 34' 30''								
Latitude	49° 31' 50''								
% des types d'arbres dans la forêt :									
Feuillus (%)	100								
Hêtre (%)	>80								
Chêne (%)									
Autres (%)									
Conifères (%)									
Epicéa (%)									
Autres(%)									
Classes d'âge des hêtres									
Masse des troncs (en kg de poids sec) par hectare									
Dépôts atmosphériques totales	Sous couvert de hêtres								
	(pluviolessivats : throughfall, TF et stemflow,SF)								
Moyenne des mesures sur la période :	1999 Virton			2001 Virton			Moyenne		
	TF	SF	Total	TF	SF	Total			
H+ (éq/ha/an)	44	5	49						
SO4-S (éq/ha/an)	464	40	504	491	19	510		507	
NO3-N (éq/ha/an)	429	20	449	422	104	525		487	
NH4-N (éq/ha/an)	368	22	390	161	59	220		305	
Cl (éq/ha/an)	446	33	479	386	11	397		438	
Na (éq/ha/an)	390	28	418	336	6	342		380	
Ca (éq/ha/an)	681	30	711	442	70	512		611	
Mg (éq/ha/an)	192	9	201	156	48	204		202	
K (éq/ha/an)	429	44	473	355	142	497		485	

Tableau II.12 : Quantités en éléments et débits d'eau mesurés à l'exutoire de bassins versants. Données collectées par l'Université de Liège (ULg) et l'Université Catholique de Louvain (UCL)

Bassins versants / années	Quantités en éléments à l'exutoire de bassins versants ég/ha/an					Débits d'eau à l'exutoire du bassin versant (m ³ /an)
	NO ₃ -N	NH ₄ -N	S-SO ₄	H ⁺	Cl ⁻	
Robinette (ULg)						
1992	592	26				353362
1993	689	49				390547
1994	390	41				434721
1995	474	611				460513
1996	326	13				305462
moyenne	494	148				388921
Waroneu (ULg)						
1992	437	24				415034
1993	460	17				413956
1994	908	23				429425
1995	512	95				401324
1996	153	7				164859
1999	227	14	1444			
moyenne	450	30				364920
Burhé (ULg)						
1992	680	21				676718
1993	837	36				572346
1994	841	31				647243
1995	627	109				661878
1996	457	9				434930
1999	473	16	904			
moyenne	652	37				598620
Doucette (ULg)						
1992	375	72				518670
1993	1351	45				761248
1994	655	24				529204
1995	617	74				878092
1996	322	13				489688
1999	356	14	1875			
moyenne	613	40				659802
Chimay (UCL)						
1992	259	12		3.9 ^E -3	1701	125120
1993	221	3		2.1 ^E -3	1380	99450
1996	278	-		6.8 ^E -3	896	84830
moyenne	253	7.5		4.3^E-3	1326	103133

Tableau II.13 : Données issues du réseau forêt de la Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux

Paramètres	EUPEN		FLOREVILLE		SAINT-VITH		VIELSALM		PHILIPPEVILLE	STRAINCHAMPS	TENNEVILLE
Identification du site	EUPEN		FLOREVILLE		SAINT-VITH		VIELSALM		PHILIPPEVILLE	STRAINCHAMPS	TENNEVILLE
Surface de la forêt (ha)	-		-		-		-		-	-	-
Localisation de la station de mesures :	Sous-couvert végétal						A découvert, en clairière				
Longitude (Coordonnées Lambert, mètre)	276700		216800		270850		266055		161900	244650	228565
Latitude (Coordonnées Lambert, mètre)	141800		49650		110425		111325		105000	64100	93262
% des types d'arbres dans la forêt :											
Feuillus (%)	0		0		0		0		0	0	0
Hêtre (%)	0		0		0		0		0	0	0
Chêne (%)	0		0		0		0		0	0	0
Autres (%)	0		0		0		0		0	0	0
Conifères (%)	99		99		99		99		0	0	0
Epicéa (%)	99		99		99		99		0	0	0
Autres(%)	1		1		1		1		0	0	0
Classes d'âge	-		-		-		-		-	-	-
Masse des troncs (en kg de poids sec) par hectare	-		-		-		-		-	-	-
Climat (Moyenne sur la période 85-88)											
Température moyenne (°c)	-		-		-		-		-	-	-
Précipitations annuelles (mm/an)	1222		1346		1102		1235		704	1022	1135
débit d'eau à l'exutoire du bassin versant (m3/an)	-		-		-		-		-	-	-
Dépôts atmosphériques totales	Sous couvert (pluiolessivats : throughfall, TF et stemflow,SF)						A découvert, en clairière				
Moyenne des mesures sur la période :	85-88		85-88		85-88		86-88		85-86	85-88	85-88
	TF	SF	TF	SF	TF	SF	TF	SF			
SO4-S (kg/ha/an)	40.8	1.3	46.1	1.4	54.8	1.5	59.5	1.0	12.014	13.89	16.836
NO3-N (kg/ha/an)	17.4	0.3	12.8	0.1	11.9	0.1	24.0	0.1	3.993	5.152	6.845
NH4-N (kg/ha/an)	16.3	0.2	13.5	0.1	13.1	0.1	18.1	0.1	8.145	5.801	9.016
Cl (kg/ha/an)	50.5	0.9	70.1	1.4	60.5	1.0	75.9	0.7	26.069	22.966	24.148
Na (kg/ha/an)	32.7	0.4	47.0	0.6	36.7	0.5	41.6	0.3	19.319	17.407	18.034
Ca (kg/ha/an)	18.4	0.6	20.1	0.5	18.4	0.6	25.4	0.4	7.291	6.266	12.559
Mg (kg/ha/an)	3.8	0.1	4.7	0.1	4.9	0.1	6.5	0.1	1.243	1.184	1.375
K (gramme/ha/an)	21.7	0.5	28.9	0.9	24.2	0.7	34.1	0.5	8.759	22.768	7.165

- : pas de données disponibles.

Tableau II.14 : Données relatives aux concentrations en éléments chimiques des lacs de Bütgenbach, de Robertville, d'Eupen, de la Gileppe, du Ry de Rome, de Nisramont et de la Plate Taille et des débits au niveau des lacs de Bütgenbach.

Lac de Bütgenbach. Moyenne annuelle (1999)

Cations	Anions	Concentration mg/l	Concentration $\mu\text{eq/l}$ [Xt]	Valeurs corrigées [X*t] $\mu\text{eq/l}$
[Na ⁺]		7,188	312,678	51,273
[K ⁺]		1,738	44,45804	38,974
[Ca ⁺⁺]		6,66	332,334	321,061
[Mg ⁺⁺]		3,367	276,96942	216,645
[NH ₄ ⁺]		3,60E-02	2,00	
[Cl ⁻]		10,8	304,668	
[SO ₄ ⁻]		7,68	159,8976	128,517
[NO ₃ ⁻]		7,692	124,07196	124,072
[ANC]			377,8019	375,365
[BC]			966,43946	627,953
[AN]			588,63756	252,589

X*t: concentration corrigée de la contribution marine (voir méthode §III.1.3.2)

[BC] = [Na⁺] + [K⁺] + [Ca⁺⁺] + [Mg⁺⁺]

[AN] = [Cl⁻] + [SO₄⁻] + [NO₃⁻]; [ANC] = [BC] - [AN]

Superficie du bassin versant	7,30E+01	km ²	7,30E+03	ha
Q	1,151E-00	m ³ /s	3,63E+10	l/an
Q_{spécifique}	1,57E-02	m ³ /km ² .s	4,98E+06	l/ha.an

Lac de Robertville. Moyenne annuelle (1999)

Cations Anions	Concentration mg/l	Concentration µéq/l [Xt]	Valeurs corrigées [X*t]
[Na ⁺]	7,23	314,505	40,199
[K ⁺]	1,69	43,2302	37,476
[Ca ⁺⁺]	6,6	329,34	317,511
[Mg ⁺⁺]	3,575	294,0795	230,778
[NH ₄ ⁺]	8,60E-02	4,77	
[Cl ⁻]	11,333	319,70393	
[SO ₄ ⁻]	7,226	150,44532	117,516
[NO ₃ ⁻]	9,495	153,15435	153,154
[ANC]		357,8511	355,293
[BC]		981,1547	625,964
[AN]		623,3036	270,670

X*t: concentration corrigée de la contribution marine (voir méthode §III.1.3.2)

[BC] = [Na⁺] + [K⁺] + [Ca⁺⁺] + [Mg⁺⁺]

[AN] = [Cl⁻] + [SO₄⁻] + [NO₃⁻]; [ANC] = [BC] - [AN]

Superficie du bassin versant	1,06E+02	km ²	1,06E+04	ha
Q	1,67E+00	m ³ /s	5,279E+10	l/an
Q_{spécifique} *	1,57E-02	m ³ /km ² .s	4,980E+06	l/ha.an

* débit spécifique de Bütgenbach

Lac d'Eupen. Moyenne annuelle (1995 à 1999)

Cations Anions	Concentration mg/l	Concentration µéq/l [Xt]	Valeurs corrigées [X*t]
[Na ⁺]	3,68	160,167	28,859
[K ⁺]	0,464	11,86912	9,114
[Ca ⁺⁺]	2,454	122,4546	116,792
[Mg ⁺⁺]	0,985	81,0261	50,724
[NH ₄ ⁺]	7,10E-02	3,93624	
[Cl ⁻]	5,425	153,0393	
[SO ₄ ⁻]	9,759	203,1824	187,419
[NO ₃ ⁻]	2,321	37,4377	37,438
[ANC]		-18,14254	-19,367
[BC]		375,51682	205,490
[AN]		393,65936	224,857

X*t: concentration corrigée de la contribution marine (voir méthode §III.1.3.2)

$$[BC] = [Na^+] + [K^+] + [Ca^{++}] + [Mg^{++}]$$

$$[AN] = [Cl^-] + [SO_4^{--}] + [NO_3^-]; [ANC] = [BC] - [AN]$$

Lac d'Eupen

Superficie du bassin versant	69,2	km ²	6920	ha
Q	1,067	m ³ /s	3,365E+10	l/an
Q_{spécifique}	1,54E-02	m ³ /s.km ²	4,86E+06	l/ha.an

Lac de la Gileppe. Moyenne annuelle (1995 à 1999)

Cations Anions	Concentration mg/l	Concentration µeq/l [Xt]	Valeurs corrigées [X*t]
[Na ⁺]	6,00	261	34,691
[K ⁺]	0,63	16,1154	11,368
[Ca ⁺⁺]	4,97	248,003	238,244
[Mg ⁺⁺]	1,31	107,7606	55,535
[NH ₄ ⁺]	6,00E-02	3,3264	
[Cl ⁻]	9,35	263,7635	
[SO ₄ ⁻⁻]	11,29	235,0578	207,890
[NO ₃ ⁻]	3,65	58,8745	58,875
[ANC]		75,1832	73,073
[BC]		632,879	339,838
[AN]		557,6958	266,765

X*t: concentration corrigée de la contribution marine (voir méthode §III.1.3.2)

$$[BC] = [Na^+] + [K^+] + [Ca^{++}] + [Mg^{++}]$$

$$[AN] = [Cl^-] + [SO_4^{--}] + [NO_3^-]; [ANC] = [BC] - [AN]$$

Superficie du bassin versant	5,40E+01	km ²	5,40E+03	ha
Q	7,337E-01	m ³ /s	2,31E+10	l/an
Q_{spécifique}	1,36E-02	m ³ /km ² .s	4,29E+06	l/ha.an

Lac du Ry de Rome. Moyenne annuelle (1995 à 1999)

Cations Anions	Concentration mg/l	Concentration µéq/l [Xt]	Valeurs corrigées [X*t]
[Na ⁺]	3,1	134,85	29,804
[K ⁺]	0,43	10,9994	8,796
[Ca ⁺⁺]	4,19	209,081	204,551
[Mg ⁺⁺]	2,18	179,3268	155,085
[NH ₄ ⁺]	4,90E-02	2,71656	
[Cl ⁻]	4,34	122,4314	
[SO ₄ ⁻]	8,24	171,5568	158,946
[NO ₃ ⁻]	1,606	25,90478	25,905
[ANC]		214,36422	213,385
[BC]		534,2572	398,236
[AN]		319,89298	184,851

X*t: concentration corrigée de la contribution marine (voir méthode §III.1.3.2)

[BC] = [Na⁺] + [K⁺] + [Ca⁺⁺] + [Mg⁺⁺]

[AN] = [Cl⁻] + [SO₄⁻] + [NO₃⁻]; [ANC] = [BC] - [AN]

Superficie du bassin versant	7,35E+02	km ²	7,35E+04	ha
Q	1,149E+01	m ³ /s	3,623E+11	l/an
Q_{spécifique}	1,56E-02	m ³ /km ² .s	4,93E+06	l/ha.an

Lac de Nisramont. Moyenne annuelle (1995 à 1999)

Cations Anions	Concentration mg/l	Concentration µéq/l [Xt]	Valeurs corrigées [X*t]
[Na ⁺]	8,564	372,534	0
[K ⁺]	2,464	63,02912	54,860
[Ca ⁺⁺]	10,291	513,5209	496,730
[Mg ⁺⁺]	3,845	316,2897	226,434
[NH ₄ ⁺]	1,89E-01	10,478	
[Cl ⁻]	16,087	453,81427	
[SO ₄ ⁻]	6,115	127,3143	80,571
[NO ₃ ⁻]	11,885	191,70505	191,705
[ANC]		492,5401	505,748
[BC]		1265,37372	778,024
[AN]		772,83362	272,276

X*t: concentration corrigée de la contribution marine (voir méthode §III.1.3.2)

[BC] = [Na⁺] + [K⁺] + [Ca⁺⁺] + [Mg⁺⁺]

$$[AN] = [Cl^-] + [SO_4^{2-}] + [NO_3^-]; [ANC] = [BC] - [AN]$$

Nisramont

Superficie du bassin versant	7,35E+02	km ²	7,35E+04	ha
Q	1,149E+01	m ³ /s	3,623E+11	l/an
Q_{spécifique}	1,56E-02	m ³ /km ² .s	4,93E+06	l/ha.an

Lac de l'Eau d'Heure : la Plate Taille. Moyenne annuelle (1999)

Cations Anions	Concentration mg/l	Concentration µeq/l [Xt]	Valeurs corrigées [X*t]
[Na ⁺]	8,325	361,92	0
[K ⁺]	2,672	68,34976	59,487
[Ca ⁺⁺]	38,65	1928,635	1911,238
[Mg ⁺⁺]	7,075	581,9895	488,895
[NH ₄ ⁺]	3,20E-02	1,7741	
[Cl ⁻]	16,667	470,17607	
[SO ₄ ²⁻]	16,461	342,71802	294,290
[NO ₃ ⁻]	5,64	90,9732	90,973
[ANC]		2037,02697	2074,357
[BC]		2940,89426	2459,62
[AN]		903,86729	385,263

X*t: concentration corrigée de la contribution marine (voir méthode §III.1.3.2)

$$[BC] = [Na^+] + [K^+] + [Ca^{++}] + [Mg^{++}]$$

$$[AN] = [Cl^-] + [SO_4^{2-}] + [NO_3^-]; [ANC] = [BC] - [AN]$$

Superficie du bassin versant		Km ²		ha
Q		m ³ /s		l/an
Q_{spécifique}		m ³ /km ² .s	4,800E+06	l/ha.an

* débit spécifique : moyenne des lacs de Nisramont et du Ry de Rome

Tableau II.15 : Couvert forestier, type de sols, développement de profil et nature du matériau parental au niveau des dix sites d'étude.

Sites	Couvert	Types de sols	Développement de profil	Matériau parental
1) Bande (186E)*	Chêne-bouleau-épicéa	GbGq	Ah-E-Bh-Bs-BC Podzol	Grès quartzitique du Dévonien/Siegenien sup.
2) Chimay (181E)*	Chêne	Gdbf	Ah-Bw-C Sol brun acide	Schiste du Famennien + dépôt de loess
3) Eupen <i>Hertogenwald</i> (136E)*	Chêne	Gixr	Ah-Bw-C Sols humides Stagnogley	Roches schisto-gréseuses du Dévonien (Argile blanche)
4) Eupen <i>Hertogenwald</i> (136E)*	Epicéa	Ghxr	Ah-Bw-C Sols humides Stagnogley	Roches schisto-gréseuses du Dévonien (Argile blanche)
5) Hotton (178W)*	Chêne	GBBK	Ah-Bw-C Sol brun calcaire	Roches calcaires du Dévonien/Givétien et Frasnien.
6) Louvain-la-Neuve Lauzelle (117W)*	Hêtre	(x)Aba	Ah-E-Bt Sol brun lessivé	Loess du Quaternaire
7) Meix-dvt-Virton (222 W)*	Chêne-Hêtre	Zaa	Ah-AB-Bw-C Sol brun ochreux	Sable d'altération de calcaires gréseux du Jurassique inf./Lotharingien
8) Ruette (225E)*	Hêtre	Ebdy	Ah-Bw-C Terra Fusca	Roches calcaires du Jurassique moyen/Bajocien
9) Transinne (202E) *	Hêtre	Gbbfi	Ah-AB-Bw-BC Sol brun acide	Roches schistophylladeuses du Dévonien/Gédinien sup.
10) Willerzie Croix Scaille (201W)*	Epicéa	Gbbr1	Ah-Bw-IIC-R Sol brun acide	Roches schisto-gréseuses du Cambrien/Révinien

* indique la référence de la carte pédologique

Tableau II.16 : Propriétés physico-chimiques des sols

Site	Horizon	Prof.	pH _{eau}	Sable	Limon	Argile	^a S	^b V	^c Al/EC EC	^d TRB	^e mANC _s
		cm		%			cmol _c Kg ⁻¹	%		cmol _c Kg ⁻¹	
<i>Bande</i>	Ah	0-5	4,14	56,92	33,23	9,85	0,77	27,5	16,7	36,87	258
<i>Bande</i>	E	5-29	4,25	53,01	38,63	8,36	0,30	18,8	34,7	40,64	289
<i>Bande</i>	Bh+B _s	29-50	3,97	35,39	30,25	34,36	0,60	5,0	82,6	77,10	747
<i>Chimay</i>	Ah	0-1/2	4,09	5,48	43,61	50,90	9,33	43,6	33,2	112,24	850
<i>Chimay</i>	Bw1	2-20	4,43	5,73	52,47	41,80	0,57	9,7	81,0	160,41	1318
<i>Chimay</i>	Bw2	20-40	4,52	4,86	40,12	55,01	0,44	8,4	84,9	189,46	1554
<i>Eupen 'Chêne'</i>	Ah	0-8	4	6,68	55,72	37,60	1,60	8,5	69,2	63,19	610
<i>Eupen 'Chêne'</i>	AB	8-16	4,11	6,91	56,97	36,13	0,57	4,0	86,0	81,04	818
<i>Eupen 'Chêne'</i>	Bw	16-25	4,44	7,16	54,00	38,84	0,35	5,9	89,5	95,24	1010
<i>Eupen 'Epicéa'</i>	Ah	0-8	3,45	6,34	40,46	53,20	1,61	6,4	58,3	26,69	311
<i>Eupen 'Epicéa'</i>	AB	8-16	3,63	11,21	61,31	27,48	0,72	4,0	75,4	53,09	484
<i>Eupen 'Epicéa'</i>	Bw	16-25	4,29	14,00	60,98	25,02	0,16	3,6	88,9	82,20	691
<i>Hotton</i>	Ah	0-14	6,82	3,98	46,23	49,79	23,84	>100	0,0	160,83	1159
<i>Hotton</i>	Bw1	14-32	8,12	3,62	40,09	56,29	23,49	>100	0,0	171,00	1337
<i>Hotton</i>	Bw2	32-50	8,54	3,54	38,51	57,95	27,55	>100	0,0	327,18	1443
<i>Louvain-La-Neuve</i>	Ah	0-10	4,57	16,63	71,66	11,71	2,04	22,3	52,5	94,14	515
<i>Louvain-La-Neuve</i>	E	10-40	4,54	15,37	70,75	13,88	0,44	12,1	73,7	101,52	562
<i>Louvain-La-Neuve</i>	Bt	40-50	4,36	12,72	67,33	19,95	0,32	7,1	85,7	117,57	760
<i>Meix-Dvt-Virton</i>	Ah+AB	0-15	4,58	73,09	18,02	8,89	0,37	10,1	67,7	27,13	153
<i>Meix-Dvt-Virton</i>	Bw1	15-30	4,83	71,50	17,44	11,06	0,13	6,7	85,3	28,73	246
<i>Meix-Dvt-Virton</i>	Bw2	40-50	5,04	84,65	10,03	5,31	0,08	15,3	78,3	25,52	139
<i>Ruette</i>	Ah	0-5	5,94	25,71	41,28	33,01	16,31	86,4	0,8	104,13	702
<i>Ruette</i>	Bw1	5-27,5	5,17	25,11	41,08	33,81	6,40	48,5	29,0	101,62	781
<i>Ruette</i>	Bw2	27,5-50	5,73	14,22	19,59	66,18	23,96	81,5	5,5	169,48	1361
<i>Transinne</i>	Ah	0-5	3,9	9,63	57,89	32,49	1,53	10,2	71,9	76,88	793
<i>Transinne</i>	AB	5-39	4,43	8,90	65,20	25,90	0,27	7,1	86,1	120,24	1210
<i>Transinne</i>	Bw	39-50	4,53	9,05	65,48	25,47	0,08	5,4	88,0	136,46	1231
<i>Willerzie</i>	Ah+AB	0-15	3,86	13,45	61,01	25,54	0,79	8,9	75,5	90,13	887
<i>Willerzie</i>	Bw1	15-32,5	4,57	12,63	62,35	25,02	0,28	7,6	83,8	124,09	1104
<i>Willerzie</i>	Bw2	32,5-50	4,5	11,18	63,40	25,41	0,15	7,1	88,7	131,11	1174

^aS = Somme des bases (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺) échangeables.

^bV = Taux de saturation en bases = (Ca²⁺ + Mg²⁺ + Na⁺ + K⁺)_{éch.} * 100/ECEC

^cAl/ECEC = Taux de saturation en Al = Al³⁺_{éch.} * 100/ECEC

^dTRB = Réserve totale en bases = (Ca²⁺ + Mg²⁺ + Na⁺ + K⁺)_{tot.}

^emANC_s = Capacité à neutraliser l'acidité du sol.

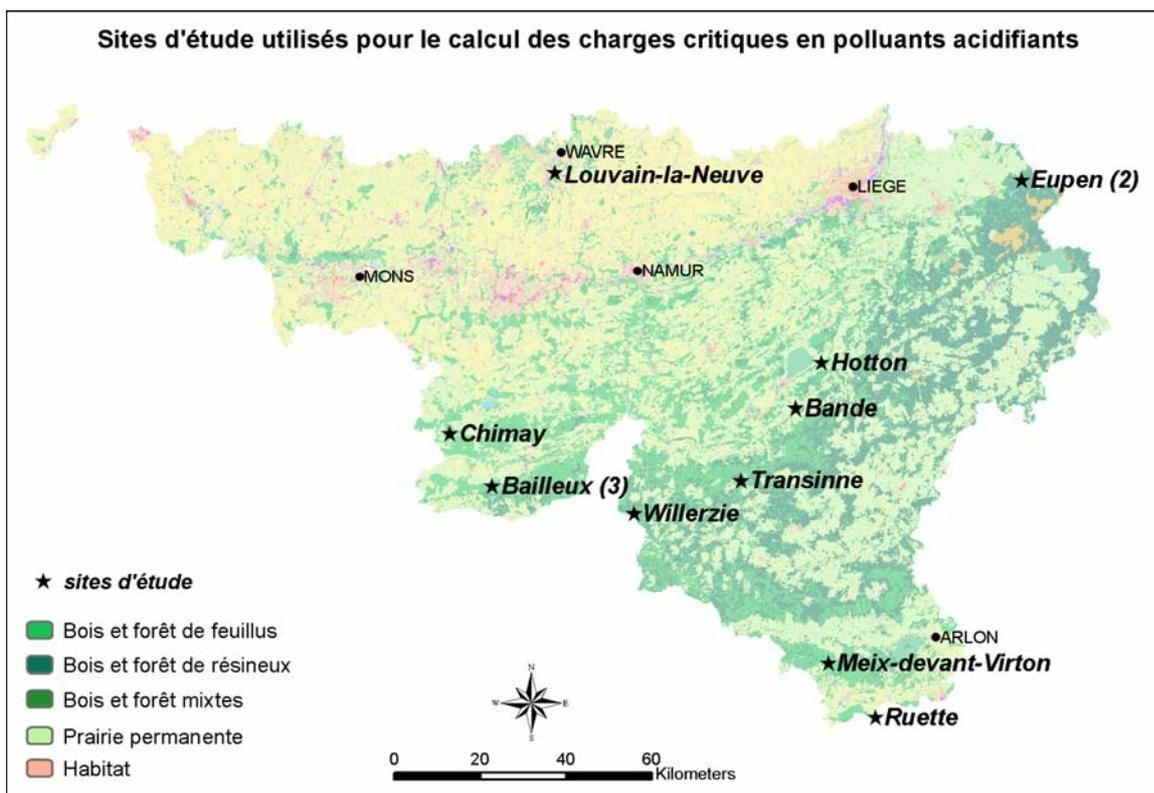


Figure II.1. : Localisation des sites d'étude.

III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET DES RETOMBÉES

III.1. CHARGES CRITIQUES

III.1.1. DÉFINITION

La charge critique est la quantité maximale de dépôt d'un ou de plusieurs polluants en-dessous de laquelle aucun effet néfaste sur les différents récepteurs ne se manifeste, dans le cadre des connaissances actuelles. Les récepteurs considérés dans cette étude sont les écosystèmes forestiers, aquatiques (lacs) et la végétation d'intérêt biologique non forestière.

Pour ces trois types d'écosystèmes, sur base de méthodologies définies, une estimation des charges critiques en acidité, en composés soufrés et azotés est effectuée.

III.1.2. ECOSYSTÈMES FORESTIERS

III.1.2.1. Choix des Méthodes de calcul

A côté de l'utilisation de modèles dynamiques de prédiction, on distingue deux principales méthodes dans le calcul des charges critiques : les méthodes empiriques basées sur l'observation des changements de la végétation en fonction de la pollution atmosphérique, et les méthodes de bilan basées sur le calcul d'un bilan de masse, déterminant une quantité de dépôts ne provoquant pas de déséquilibre du système, en fonction des entrées et des sorties dans l'écosystème. C'est cette dernière méthode de bilan de masses (SSMB : steady state mass balance) décrite dans le Manual on Methodologies (1996) pour estimer les charges critiques en azote, en soufre et en acidité des écosystèmes forestiers qui est utilisée dans le cadre de cette étude. Toutefois, les modèles dynamiques sont de plus en plus préconisés pour le calcul des charges critiques, mais également des Targets Loads qui permettent d'estimer à une année définie, la vitesse de reconstruction des écosystèmes. Les paramètres nécessaires à ces modèles sont repris à l'annexe de la partie III.

Le calcul des charges critiques a été entrepris pour trois types d'écosystèmes forestiers définis sur base du type d'occupation du sol : les forêts de feuillus, de conifères et les mixtes. Étant donné que la méthode SSMB a comme objectif de mettre en balance les principaux apports et pertes en éléments chimiques dans le compartiment du sol, défini comme les 50 premiers centimètres, de nombreuses données caractérisant les sols sont nécessaires pour estimer les paramètres qui rentrent en ligne de compte dans l'établissement des charges critiques. Dans la mesure du possible, les données collectées dans le cadre des suivis des écosystèmes forestiers sont utilisées. À défaut, des valeurs recommandées par les Manuels on Methodologies (1996 et 2004) sont appliquées pour estimer certains paramètres.

Pour chaque écosystème retenu, les paramètres énoncés ci-dessous sont déterminés en appliquant la méthode SSMB :

1. La quantité de dépôts en bases cationiques $BC_{dep} - Cl_{dep}$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
2. La quantité de bases cationiques prélevée par la végétation BCu en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
3. La quantité de bases cationiques produite par l'altération des matériaux ANC_w
4. L'alcalinité drainée $Al_{le} + H_{le}$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
5. La quantité d'azote immobilisée dans les sols Ni en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
6. La quantité d'azote prélevée par la végétation Nu en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
7. La quantité acceptable d'azote lessivée $N_{le(acc)}$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
8. Charge critique en soufre $CL_{max}(S)$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
9. Charge critique minimale pour l'azote acidifiant $CL_{min}(N)$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
10. Charge critique maximale pour l'azote acidifiant $CL_{max}(N)$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
11. Charge critique pour l'azote eutrophisant $CL_{nut}(N)$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
12. Charge critique maximale en acidité potentielle $CL_{max}(Ac)$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$

Ce modèle SSMB, en équilibrant le bilan de masse en éléments chimiques au niveau d'un compartiment sol de l'écosystème, permet de déterminer la quantité de dépôts admissible (charge critique en azote et en soufre) : c'est-à-dire la quantité qui ne provoque pas de déséquilibre au sein du compartiment à long terme.

L'équation générale de bilan entre les principaux apports et pertes en éléments chimiques dans le compartiment du sol s'exprime comme suit :

$$S_{dép} + N_{dép} - (BC_{dép} - Cl_{dép}) = BC_w - BCu + Ni + Nu + N_{de} - ANC_{le}$$

où : - le terme gauche de l'équation correspond à ce qu'on qualifie « d'apports acides potentiels suite aux dépositions atmosphériques » (indice *dép*) : l'azote et le soufre étant des composés acidifiants tandis que (BC-Cl) contribue à neutraliser cette acidité dans les retombées.

- le terme droit de l'équation reprend les différents processus au niveau du compartiment sol à prendre en considération pour évaluer l'impact de ces dépôts atmosphériques. Les différents phénomènes sont assignés d'un signe positif ou négatif selon qu'ils contribuent ou non à neutraliser l'acidité issue des dépôts.

Etant donné que la méthode de bilan de masse est basée sur les équilibres physico-chimiques au niveau du sol, il est nécessaire de relier le type d'occupation du sol (c.à.d., les types de forêts) avec le type de sol sur lequel il repose. En effet, l'impact d'un dépôt en polluant chimique sur un sol dépend de la sensibilité de ce sol. L'effet d'un polluant acidifiant sur une forêt reposant sur un sol brun acide ne sera pas le même que si elle repose sur un sol calcaire. De plus, comme la méthode de bilan établit un bilan entre les quantités qui entrent et qui sortent d'un écosystème, il sera nécessaire d'estimer ces quantités qui sont directement tributaires des paramètres pédo-climatiques de l'endroit.

La valeur des paramètres à estimer sera donc fonction, non seulement du type de forêt considéré, mais également des paramètres pédo-climatiques de l'endroit. Il apparaît que pour couvrir le territoire wallon de nombreuses données sont à rassembler. Ne disposant pas de données pour toutes les combinaisons [types de forêts - type de sol - type de climat-etc.], certaines extrapolations sont effectuées pour couvrir l'ensemble de la Région wallonne.

Ce chapitre a pour objectif de développer la méthodologie appliquée pour estimer les différents paramètres nécessaires aux calculs des charges critiques en polluants acidifiants (N, S) pour l'ensemble du territoire wallon. Etant donné les nombreuses hypothèses avancées, les valeurs de charges critiques calculées sont à considérer, non tant comme des valeurs absolues, mais plutôt comme les meilleures estimations formulables, compte tenu de l'état actuel des connaissances.

III.1.2.2. Définition des écosystèmes forestiers et sites d'études

Il a été décidé de considérer trois écosystèmes forestiers. Les définitions de ces écosystèmes sont établies comme suit :

- forêt de feuillus : composée de plus de 80 % d'arbres feuillus ;
- forêt de conifères : composée de plus de 80 % d'arbres résineux
- forêt mixte : composée de plus de 20 % d'arbres feuillus et résineux mélangés.

De plus, seules les forêts de plus de 0,5 hectare de superficie sont prises en considération.

Sur base de cette définition, les différents sites d'études peuvent être classés comme suit :

Sites	Types d'écosystème	Essences forestières suivies
Robinette (Hertogenwald) Waroneu (Hertogenwald)	forêt de conifères forêt mixte	épicéas épicéas chênes
Burhé (Croix-Scaille) Doucette (Croix-Scaille) Gedinne (Croix-Scaille)	forêt de conifères forêt de conifères forêt de conifères	épicéas épicéas épicéas
Virton Louvain-la-Neuve Chimay	forêt de feuillus forêt de feuillus forêt de feuillus	hêtres hêtres chênes

III.1.2.3. Quantité de dépôts en bases cationiques et en chlorure, $BC_{dep} - Cl_{dep}$

La quantité totale de dépôts en bases cationiques « BC_{dep} » est définie par la relation suivante :

$$BC_{dep} = Ca_{dep} + Mg_{dep} + K_{dep} + Na_{dep}$$

Toutefois seules les bases cationiques (Ca + Mg + K) sont considérées comme physiologiquement actives et permettent de contrecarrer les dépôts acides. Le sodium est considéré comme un traceur et permet d'effectuer une correction en fonction de la contribution marine, en faisant l'hypothèse que tout le sodium est d'origine marine. En effet, pour le calcul des charges critiques, il convient de ne considérer que l'apport en éléments chimiques d'origine anthropique.

Si les dépôts de chlorures ne sont pas uniquement d'origine marine, cet élément est pris en

considération lors du calcul des charges critiques. Il intervient au même titre que le soufre ou l'azote comme élément acidifiant.

En considérant le sodium de l'air ambiant comme traceur, la soustraction des éléments marins aux dépôts des bases cationiques est effectuée sur base de la relation suivante :

$$X_{\text{dép}}^* = X_{\text{dép}} - Na_{\text{dép}} (X_{\text{sw}}/Na_{\text{sw}})$$

avec :

$X_{\text{dép}}^*$: quantité de l'élément considéré, corrigée de la part d'origine marine.

$X_{\text{dép}}$: quantité totale déposée de l'élément X

$X_{\text{sw}}/Na_{\text{sw}}$: rapport de concentration (ég/ég) de X et de Na dans l'eau de mer. Ce rapport est égal à 0,227 pour le Mg ; 0,044 pour le Ca ; 0,021 pour le K et 1,164 pour le Cl.

Dans une forêt, la quantité totale en éléments qui arrive au sol peut être calculée grâce aux données de pluviollessivats. Deux types de pluviollessivats peuvent être définis : le « stemflow » (percolation de l'eau le long des branches et du tronc) et le « throughfall » (eau qui traverse le feuillage). Les éléments chimiques contenus dans les pluviollessivats sont issus :

- des dépôts humides, dont la composition est celle au-dessus de la forêt.
- des dépôts secs ; ceux-ci se déposent directement au sol ou d'abord sur le feuillage et les parties ligneuses pour ensuite être emportés par les eaux de pluie qui percolent à travers le feuillage.
- des échanges physiologiques. Les feuilles peuvent excréter (ou absorber) une série de composés chimiques amenés au sol avec l'eau de pluie.

Pour estimer ces quantités en bases cationiques et en chlorures déposées au sol, les données de pluviollessivats (throughfall + stemflow) des sites de Waroneu, de Robinette, de la Doucette, du Burhé, de Chimay, de Louvain-la-Neuve et de Virton sont utilisées. La correction pour la contribution marine est effectuée sur ces données et une valeur moyenne est calculée sur base des données des années 1997 à 2002. En ce qui concerne le chlorure, suite à cette correction, dans certains cas, la totalité de celui est soustraite.

La relation finale suivante est finalement obtenue pour les dépôts en bases cationiques et en chlorure :

$$BC_{\text{dép}}^* - Cl_{\text{dép}}^* = Ca_{\text{dép}}^* + Mg_{\text{dép}}^* + K_{\text{dép}}^* - Cl_{\text{dép}}^*$$

La quantité en éléments apportés dans les pluviollessivats suite aux échanges physiologiques est négligée étant donné que ces phénomènes sont difficilement quantifiables. D'après le Manuel de Méthodologie, à l'exception du potassium, ces apports seraient négligeables comparativement aux autres apports.

Les quantités en bases cationiques déposées sont rassemblées dans le tableau ci-dessous :

III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET RETOMBÉES:

Tableau : Quantité de bases cationiques totales et anthropiques mesurées dans les pluviocessivats. Moyenne 1997-2002.

Sites	Essences	BCdép	BCdép* - Clép* =
		Ca _{dép} + Mg _{dép} + K _{dép}	Ca _{dép} * + Mg _{dép} * + K _{dép} *
		éq/ha/an	éq/ha/an
Robinette (Hertogenwald)	épicéas	1456	1119
Waroneu (Hertogenwald)	épicéas	1478	1191
	chênes	1570	989 (1)
Burhé (Croix-Scaille)	épicéas	1869	1468
Doucette (Croix-Scaille)	épicéas	1894	1484
Gedinne	épicéas	1929	1555 (1)
Virton	hêtres	1299	1197
Louvain-la-Neuve	hêtres	1295	1031 (1)
Chimay	chênes	1557	1269 (1)

(1) Pour ces sites, $BCdép^* - Clép^* = Ca_{dép}^* + Mg_{dép}^* + K_{dép}^* - Cl_{dép}^*$

Le tableau ci-dessous indique la méthodologie utilisée pour attribuer des valeurs de dépôts en bases cationiques (BC-Cl*_{dép} [éq/ha/an]) aux forêts de conifères, de feuillus pour les différentes régions de Wallonie en fonction des sites d'études (Robinette, Waroneu, Chimay, Doucette, Burhé, Gedinne, Louvain-la-Neuve, Virton). A défaut de valeurs de retombée dans un territoire écologique, une valeur ou une valeur moyenne sera attribuée en tenant compte de la localisation et des quantités de précipitations. Il existe, en effet, une certaine corrélation entre la quantité de BCdép et la quantité de précipitations.

Tableau : Extrapolation des BC-Clép à l'ensemble des territoires écologiques

Territoires écologiques	Conifères épicéas	Feuillus Chênes	Feuillus Hêtres
Hautes-Ardennes			
stations de référence	Robinette Waroneu	Waroneu	Waroneu
(BC-Cl)* _{dép} [éq/ha/an]	1155	989	989
Ardenne centro-orientale			
stations de référence	Robinette, Waroneu, Gedinne, Doucette, Burhé	Chimay	Virton
(BC-Cl)* _{dép} [éq/ha/an]	1363	1269	1197
Ardenne occidentale			
stations de référence	Doucette Burhé Gedinne	Chimay	Virton
(BC-Cl)* _{dép} [éq/ha/an]	1502	1269	1197
Ardenne méridionale, Vallées supérieures de la Semois, Côte de Florenville Côte d'Ethe et Messancy, Côte de Moselle.			
Stations de référence	Gedinne, Doucette, Burhé	Virton	Virton
(BC-Cl)* _{dép} [éq/ha/an]	1502	1197	1197
Autres régions (sillon Sambre et Meuse)			
Stations de référence	Robinette, Waroneu, Gedinne, Doucette, Burhé	Louvain-la-Neuve	Louvain-la-Neuve
(BC-Cl)* _{dép} [éq/ha/an]	1363	1197	1031

* retrait de la part d'origine marine.

III.1.2.4. Les quantités de bases cationiques BC_u et d'azote prélevées N_u par la végétation

L'absorption des nutriments tels que les bases cationiques (BC = Ca, Mg, K) et l'azote (N) par la végétation est un aspect important pour l'estimation des charges critiques. A la fois pour les BC et l'azote, c'est la quantité nette prélevée par les végétaux et exportée de l'écosystème qui est à définir. L'exportation s'effectue pour les forêts lors de coupe et de récolte du bois. Toutefois, pour certaines essences, seuls les troncs avec ou sans écorce sont exportés, les feuilles et les branches restent sur le site. Les quantités en bases cationiques et en azote exportées du site doivent donc être estimées en tenant compte des pratiques forestières. En Région wallonne, l'écorce et les branches des conifères restent généralement sur site, seuls les troncs sont exportés. Par contre, pour les chênes et les hêtres, que ce soit pour une utilisation en papeterie, en menuiserie ou comme bois de chauffage, l'écorce et les branches sont emmenées hors du site.

Ces quantités en BC et N prélevées (ég/ha/an) par les écosystèmes forestiers et exportées de l'écosystème ont pu être estimées grâce aux relations suivantes :

$$BC_u \text{ ou } N_u = \text{taux d'accroissement} \times \text{densité du bois} \times \text{teneur en éléments} \times (Z / PM)$$

où :

- les taux d'accroissement annuels des forêts sont exprimés en $m^3/ha/an$. Ces taux d'accroissement ont été calculés pour différents territoires écologiques dans le cadre de l'inventaire des massifs forestiers de la Wallonie par le Ministère de la Région wallonne. Le dernier inventaire a débuté en 2000 et est toujours en cours. Ces accroissements étant estimés à partir de la variation de la dimension des troncs des arbres en fonction du temps, ils reflètent donc bien la quantité de bois fort tige produite annuellement (bois fort tige = tronc + branche principale jusqu'à 7 cm de diamètre). Réaliser l'estimation des quantités BC_u et N_u sur base du taux d'accroissement annuel permet de moduler les valeurs selon les territoires écologiques (figure II.3) en tenant compte indirectement des facteurs pédo-climatiques locaux. Le tableau III.1. reprend les différents taux d'accroissement pour les forêts de feuillus et de conifères par territoire écologique. Le taux d'accroissement d'une forêt mixte au sein d'un territoire est la moyenne du taux des feuillus et des conifères. On fait donc l'hypothèse que les forêts mixtes sont composées de 50% de feuillus et 50% de conifères.
- la densité d'un feuillu et d'un conifère est exprimée en $tonne/m^3$. Pour un chêne (*Quercus robur*) cultivé à Wavreille, une valeur de $0,69 \text{ tonne}/m^3$ est mesurée (Duvigneaud *et al.*, 1969), tandis que pour un chêne cultivé sur un sol pauvre à Waroneu, une valeur d'infra-densité pondérée de 0,59 est calculée (Bosman *et al.*, 2000). En ce qui concerne les conifères (*Picea abies*), une valeur de $0,36 \text{ tonne}/m^3$ est avancée (Dalhem, 1997),
- la teneur en éléments correspond à la concentration en bases cationiques et en azote dans les troncs.
- Z / PM permet d'exprimer le résultat en équivalent. Z correspond à la charge de l'élément et PM à son poids moléculaire (en gramme).

Les données disponibles et la méthodologie suivie pour estimer les teneurs en éléments dans les troncs, les branches et les écorces sont données ci-dessous.

Pour les conifères

Dalhem (1997) renseigne des teneurs en éléments pour le *Picea abies* cultivé en Haute-Ardenne (Robinette).

Le tableau ci-dessous reprend les données de Dalhem (1997) et d'autres issues de la littérature.

Contenu en nutriments (mg kg⁻¹) et infra-densité (g cm⁻³) dans le tronc de *Picea abies* (sd, n=12) de la Robinette et valeurs de la littérature.

	Age (années)	Infra-densité	Ca	Mg	K	N
Tronc sans écorce de la Robinette (Dalhem 1997)	60-90	0.36	604.7 (95.9)	104.9 (43.6)	644.1 (106.8)	791.6 (19)
(Fober, 1977)	100		870	-	200	880
(Nys <i>et al.</i> , 1983)	50		700	100	400	800
(Le Goaster <i>et al.</i> , 1991)	85		700	100	400	900
(Ranger <i>et al.</i> , 1992)	85		600	130	400	600

() déviation standart

Les contenus en éléments analysés dans les troncs des épicéas du bassin versant de la Robinette sont du même ordre de grandeur que ceux cités dans la littérature pour des sites pauvres des Ardennes ou des Vosges.

L'infra-densité du bois est relativement basse et pourrait résulter d'un déficit en minéraux ou d'une pollution (Lindstrom, 1996 et Sander *et al.* 1995). La densité de l'épicéa est légèrement inférieure à la fourchette de densités préconisée par le manuel des méthodologies (0,4-0,5 g cm³; UAB, 1996).

Par contre, les rapports nutriments/azote, présentés ci-dessous, sont proches de ceux recommandés par le manuel des méthodes.

Rapports nutriment sur azote (eq eq⁻¹) dans le tronc de *Picea abies* et valeurs citées dans UAB, 1996.

	Ca:N	Mg:N	K:N	BC:N
Robinette	0.53	0.15	0.29	0.98
Norway spruce	0.6	0.2	0.2	0.90
Scots pine	0.4	0.15	0.12	0.70

Pour les hêtres

Une étude réalisée, par l'UCL (Unité des Eaux et Forêts), sur des hêtres cultivés dans la forêt de Soignes (Bruxelles) renseigne les teneurs en éléments suivantes :

Paramètres	Valeurs pour les troncs des hêtres [mg/kg bois sec]
[Ca]	756
[Mg]	127
[K]	1150
Somme [Ca] + [Mg] + [K]	2033
[N]	960
Densité	0,66 tonne /m ³

Pour le hêtre, en l'absence de données relatives à l'écorce, seules les teneurs en éléments du tronc seront considérées. Notons que, contrairement au chêne, la quantité d'écorce est faible et donc la sous-estimation du paramètre BC sera faible.

Ces teneurs en éléments issues de la forêt de Soignes seront extrapolées à tous les hêtres de la Région wallonne.

Pour les chênes (*Quercus Robur*)

L'estimation des teneurs en éléments dans les chênes se base sur trois études détaillées wallonnes.

La première est réalisée sur des chênes, d'âge moyen de 120 ans, cultivés en basse Famenne à Wavreille, dans une plaine schisteuse, de schistes et de calcaires du Dévonien moyen (Duvigneaud, 1969).

La seconde étude fut réalisée sur des chênes cultivés sur un sol acide à Waroneu en Haute-Ardenne (Bosman *et al*, 2000).

La troisième fut réalisée sur des chênes cultivés sur un sol brun acide à Chimay (rapport mai 2001 Unité des Eaux et Forêts –UCL).

III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET RETOMBÉES:

Le tableau ci-dessous reprend les teneurs en éléments calculées à partir des données issues des trois études.

Eléments	Teneurs dans le tronc mg/kg sec		Teneurs dans les branches mg/kg sec		Teneurs moyennes pondérées pour le chêne
	bois	écorce	bois	écorce	
Wavreille	mg/kg sec		mg/kg sec		mg/kg sec
K	997	1302	1766		1257
Ca	443	21905	4311		3854
Mg	146	1016	370		304
N	1557	3429	3929		2456
Waroneu	mg/kg sec		mg/kg sec		mg/kg sec
K	415	1159	615	1303	599
Ca	294	15751	421	11748	2342
Mg	19	243	48	318	67
N	1101	5328	1348	6039	1868
Chimay	mg/kg sec		mg/kg sec		mg/kg sec
K	757	2711	1659		1240
Ca	471	39944	4003		3908
Mg	36	421	247		148
N	1269	5660	3436		2392

(1) Teneurs moyennes pondérées sur base des quantités mesurées en bois tronc, branches de niveaux I, II et III, et en écorces.

La confrontation des résultats indique que la nature du sol a un effet sur le cycle des éléments biogènes. On constate que les teneurs en éléments dans les chênes de Wavreille et de Chimay sont relativement similaires. L'absorption de l'azote paraît moins affectée par la nature du sol.

Afin de tenir compte pour les chênaies de la nature du sol, les données de Waroneu seront extrapolées aux chênaies implantées sur sols acides ou tourbeux et les données de Wavreille et Chimay aux chênaies sur sols faiblement acides ou basiques.

Pour les charmes

L'estimation des teneurs en éléments dans les charmes se base sur une étude wallonne réalisée sur des charmes cultivés sur un sol brun acide à Chimay (rapport mai 2001 Unité des Eaux et Forêts – UCL).

Eléments	Teneurs mg/kg sec		Teneurs moyennes pondérées pour le charme mg/kg sec
	Tronc + écorce	Branches + écorce	
Chimay			
K	778	1567	988
Ca	1972	3399	2352
Mg	244	443	297
N	2448	5094	3164

Disposant des données d'accroissement de feuillus, autres que les chênes et les hêtres, la moyenne des teneurs des charmes + chênes + hêtre sera appliquée pour calculer les paramètres BCu et Nu des autres feuillus, tel que mentionné dans le tableau II.1 reprenant les taux d'accroissement par essence.

Ne connaissant pas la densité du charme, la densité du hêtre sera appliquée, soit 0,66 tonne/m³.

Grâce aux inventaires forestiers, les calculs de BCu et de Nu peuvent se réaliser par maille de 5 km x 5 km en pondérant ces paramètres sur base du nombre d'essences feuillues (hêtre, chêne et autres feuillus) et résineuses.

En conclusion, les paramètres BCu et Nu sont modulés en fonction :

- des pratiques forestières (biomasse exportée),
- des essences,
- du taux d'accroissement,
- de la proportion des essences au sein d'une maille,
- et du type de sol.

Tableau de synthèse des teneurs en éléments dans les arbres.

Essences	BCu = Σ (K+Ca+Mg)	BCu = Σ (K+Ca+Mg)	Nu	Infra-densité
	még/kg sec	éq/m ³	még/kg sec	Tonne/m ³
Epicéas	55,3	19,9	56,5	0.36
Hêtres	77,6	51,2	68,5	0.66
Chênes à Waroneu	137,7	81,2	133	0.59
Chênes à Wavreille	249,5	172,1	175,3	0.69
	még/kg frais		még/kg frais	
Chênes à Chimay	238,9	138,6	171	0.58
Charmes à Chimay	167,1	110,3	225,2	(0.66)

(0.66) = valeur du hêtre, faute de donnée.

III.1.2.5. La quantité de bases cationiques produite par l'altération des minéraux du sol, BCw

Suite aux flux de protons générés par les apports en azote et en soufre au niveau du sol, une altération chimique du sol peut se produire. Par altération chimique, on entend, une libération des bases cationiques suite à la dissolution chimique des minéraux de la matrice sol. Cette production de bases cationiques est à différencier de celle issue de la protonation du complexe d'échange du sol ou due à la dégradation de certaine matière organique.

Suite à une étude menée en 1999, les taux d'altération en bases cationiques peuvent être calculés pour 10 types de sols wallons (Brahya & Delvaux, 2000).

Les dix sols wallons couvrent une gamme texturale très large. Cette gamme s'étend des sols sableux dérivés de grès quartzitiques ou de calcaires gréseux (Bande et Meix-dvt-Virton) aux sols très argileux dérivés de roches calcaires ou schisteuses (Hotton, Ruelle et Chimay). Les sols bruns acides dérivés de grès schisteux (Eupen & Willerzie) ou de schistes phylladeux (Transinne) sont plus limoneux et possèdent entre 25 et 40 % d'argile. Le sol brun lessivé dérivé de limons loessiques (Louvain-la-Neuve) présente quant à lui des teneurs en argile comprises entre 15 et 25 %.

Les dix sols peuvent ainsi être classés selon la liste des associations des sols de Wallonie de Maréchal et Tavernier et selon la classe texturale et le matériaux parental selon de Vries (1993).

Classement des dix sols wallons selon les critères de la carte d'association des sols de Wallonie (Maréchal et Tavernier)

SITE	Association de sols
Bande	Sols sableux et limono-sableux à horizon B-humique ou/ ferrique secs
Chimay	Sols argileux et limono-caillouteux à charge schisteuse
Eupen 'Chêne'	Sols limono caillouteux à horizon B structural, à charge de schiste et de grès
Eupen 'Epicéa'	Sols limono caillouteux à horizon B structural, à charge de schiste et de grès
Hotton	Sols argileux à horizon B structural
Louvain-la-Neuve	Sols limoneux à horizon B textural tacheté
Meix-dvt-Virton	Sols sableux à substrat non différencié sur sable
Ruette	Sols argileux à horizon B structural
Transinne	Sols limono-caillouteux à horizon B structural, à charge de schiste et de phyllades
Willerzie	Sols limono-caillouteux à horizon B structural, à charge de schiste et de grès

Classement des dix sols wallons selon leur texture et la nature de leur matériau parental (de Vries, 1993)

	fraction argileuse				
	5 %argile	15 %argile	25 %argile	40 %argile	50 %argile
0) tourbeux					
1) acide	Bande		Eupen 'Epicéa' Transinne Willerzie	Eupen 'chêne'	
2) intermédiaire		Louvain-la-Neuve			Chimay
3) basique	Meix-dvt-Virton				Ruette
4) calcaire					Hotton

Sur base des résultats des expérimentations, les dix sols wallons peuvent être classés selon leur aptitude à libérer les cations basiques, suite à des apports croissants d'acide, de la manière suivante :

Hotton > Ruette > Chimay > Eupen 'Chêne' > Bande > Louvain-la-Neuve > Meix-dvt-Virton > Eupen 'Epicéa' > Transinne ~ Willerzie.

Parmi les dix sols, ce sont les sols les plus argileux et présentant les réserves totales en bases les plus importantes (Hotton, Ruette et Chimay) qui libèrent les quantités en BC les plus élevées. Contrairement à toute attente et à la classification de de Vries, ce ne sont pas les sols les plus sableux et les plus pauvres en minéraux altérables (Bande et Meix-dvt-Virton) qui libèrent le moins de bases cationiques, mais ce sont les sols bruns acides de Transinne et de Willerzie. Les minéraux présents dans ces deux sols seraient particulièrement résistants à l'altération.

Pour chacun des dix sols wallons, la relation qui existe entre l'input cumulé de protons et l'output cumulé en bases cationiques a été paramétrisé en utilisant des fonctions de type polynômiale. Les équations qui décrivent ces fonctions sont les suivantes :

Sites	Calcul du taux d'altération $y = BC \text{ (}\acute{\text{e}}\text{q/ha/an)} ; x = \text{input d'H}^+ \text{ (}\acute{\text{e}}\text{q/ha/an)}$	Profondeur considérée pour établir l'équation
Bande	$y = -5.509\text{E-}10x^3 + 7.023\text{E-}06x^2 + 0.6721x$ $R^2 = 0.9999$	0,5 m
Chimay	$y = -1.075\text{E-}09x^3 + 2.510\text{E-}05x^2 + 1.261x$ $R^2 = 0.9991$	0,40
Eupen chêne	$y = -3.294\text{E-}10x^3 - 4.338\text{E-}06x^2 + 1.147x$ $R^2 = 0.9998$	0,25
Eupen Epicéa	$y = 1.581\text{E-}10x^3 - 1.130\text{E-}05x^2 + 0.4835x$ $R^2 = 0.9989$	0,25
Hotton	$y = 8.288\text{E-}10x^3 - 4.336\text{E-}05x^2 + 4.889x$ $R^2 = 0.9998$	0,5 m
Louvain-la-Neuve	$y = 3.614\text{E-}10x^3 - 2.054\text{E-}05x^2 + 0.7267x$ $R^2 = 0.9985$	0,5 m
Meix-dvt-Virton	$y = -3.545\text{E-}10x^3 + 1.675\text{E-}06x^2 + 0.5180x$ $R^2 = 0.9976$	0,5 m
Transinne	$y = 3.729\text{E-}10x^3 - 2.627\text{E-}05x^2 + 0.6454x$ $R^2 = 0.9818$	0,5 m
Ruette	$y = 1.111\text{E-}09x^3 - 5.334\text{E-}05x^2 + 3.970x$ $R^2 = 0.9995$	0,5 m
Willerzie	$y = 6.326\text{E-}10x^3 - 3.396\text{E-}05x^2 + 0.6921x$ $R^2 = 0.9976$	0,5 m

NB : modification par rapport au rapport Brahy et al. : les fonctions passent par la coordonnée (0,0).

L'intérêt de ces équations est de pouvoir calculer, pour les différents types de sol, la quantité de cations basiques mobilisée suite à un apport donné de protons.

Afin de couvrir l'ensemble des sols wallons, ces quantités de bases mobilisées seront extrapolées à l'ensemble de la région wallonne. L'extrapolation s'effectue en attribuant aux sols repris dans la liste des associations de sol, la valeur BCw du site étudié dont le type de sol est le plus proche (tableau III.2).

En ce qui concerne l'association des zones à fortes pentes, elle peut renfermer de nombreux types de sol en fonction de sa localisation en Wallonie. Afin d'approcher, par zone, le type de sol en fonction de sa localisation, la valeur en BCw attribuée sera la moyenne des valeurs des sols qui

jouxtent cette zone.

Pour pouvoir calculer le taux de libération en cations basiques à partir des équations proposées, il conviendrait d'utiliser, pour chaque site, une valeur d'input en acide qui n'entraîne pas de déséquilibres dommageables à long terme de l'écosystème forestier (selon la définition de la charge critique). La difficulté est de choisir cette valeur d'input acide.

Deux pistes sont présentées ci-dessous en reprenant et discutant les propriétés chimiques des sols.

Choix de l'input en acidité :

1. Sur base de la réserve totale en bases et de la capacité du sol à neutraliser l'acidité

Le tableau II.14 reprend les principales caractéristiques physiques et physico-chimiques des sols (pH, granulométrie, somme des bases échangeables, taux de saturation en bases et en aluminium, réserve totale en bases et capacité du sol à neutraliser l'acidité).

La réserve totale en bases (TRB) est la somme des contenus totaux du sol en cations basiques ($\text{Na}^+ + \text{K}^+ + \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$) (exprimé en cmol_c/Kg de sol). Le TRB implique donc à la fois le contenu en cations basiques échangeables et le contenu en cations basiques non échangeables. Le TRB est également considéré comme une estimation du contenu du sol en minéraux altérables (Herbillon, 1986). Nous avons calculé la capacité du sol à neutraliser l'acidité ($\text{ANC}_{(s)}$) selon le concept développé par Van Breemen *et al.* (1983) et modifié par Brahy *et al.* (2000a) ($\text{mANC}_{(s)}$). $\text{mANC}_{(s)}$ représente le contenu total du sol en éléments (cations basiques, Al et Fe), susceptible d'agir comme puits de protons lorsque le $\text{pH} \leq 3$.

L'expression de l'ANC est la suivante :

$$\text{mANC}_{(s)} (\text{pH ref}=3) = (\text{TRB}) + 6(\text{Al}_2\text{O}_3) + 6 \{ \text{Fe}_2\text{O}_3 \text{ tot} - \text{Fe}_2\text{O}_3\text{d} \} \text{ (méq/100 g)},$$

où () correspond aux concentrations molaires totales et { } aux concentrations molaires. Dans cette expression, le TRB est exprimé de la façon suivante: $2(\text{CaO}) + 2(\text{MgO}) + 2(\text{K}_2\text{O}) + 2(\text{Na}_2\text{O})$ et $6 \{ \text{Fe}_2\text{O}_3 \text{ tot} - \text{Fe}_2\text{O}_3\text{d} \}$ représente le contenu en Fe_2O_3 des minéraux ferro-magnésiens (biotite et minéraux argileux dérivés).

pH des sols

Les valeurs du pH des dix sols sont présentées au Tableau II.14. Quel que soit le type de sols, les valeurs du pH sont généralement les plus faibles au niveau des horizons de surface, riches en acides organiques. On notera des valeurs particulièrement faibles à la surface du sol d'Eupen (sous épicea) (3.45) et relativement élevées à Ruelle (5.94) et à Hotton (6.82). Le pH varie entre 3.86 et 4.58 à la surface des autres sols wallons. Le pH augmente généralement en profondeur de 0.1 à 1.7 unités selon le type de sols. En se basant sur la valeur moyenne du pH des horizons minéraux, on peut classer les sols wallons des 'plus basiques' aux plus 'acides', comme suit :

Hotton (8.33) > Ruelle (5.45) > Meix-dvt-Virton (4.93) > Willerzie (4.53) ~ Transinne (4.48) ~ Chimay (4.47) ~ Louvain-la-Neuve (4.45) > Eupen 'Chêne' (4.27) > Bande (4.11) > Eupen 'Epicéa' (3.96).

Les sols dérivés de roches-mères calcaires (Hotton, Ruelle et Meix-dvt-Virton) présentent les valeurs de pH les plus élevées (8.33-4.93), les sols dérivés de grès quartzitique (Bande) présentent

les valeurs de pH les plus faibles (4.11) et les sols dérivés de schistes phylladeux (Transinne), de grès schisteux (Willerzie, Eupen 'Chêne') et de loess (Chimay, Louvain-la-Neuve) présentent des valeurs de pH intermédiaires (4.53-4.27). La nature du matériau parental n'est pas le seul facteur conditionnant le pH des sols. Le type de végétation influence également fortement leur degré d'acidité. Ainsi, le sol d'Eupen est plus acide sous épicéa (pH = 3.96) que sous chêne (pH = 4.27) alors que les deux sols dérivent d'un même matériau schisto-gréseux. On sait actuellement que les résineux acidifient et altèrent les sols beaucoup plus intensément que les feuillus (Ranger & Nys, 1994 ; Augusto, 1999).

Taux de saturation en bases et en aluminium

Les valeurs du taux de saturation en bases (V) et en aluminium (Al/ECEC) sont présentées au Tableau II.14. Ce sont les horizons hémiorganiques qui présentent les taux de saturation en bases les plus élevés. Les cations basiques proviennent essentiellement de la minéralisation des litières et de l'altération importante des minéraux à la surface du sol (*cycle biogéochimique*: Ranger *et al.*, 1995).

Nous devons faire une distinction entre les sols présentant des valeurs de pH > 5 (Hotton et Ruette) et les autres sols (pH < 5). A Hotton, le taux de saturation en bases est systématiquement supérieur à 100 %, indiquant la présence de calcaire actif au sein du pédon. Il n'y a pas d'aluminium sur le complexe d'échange. Le sol de Ruette présente des valeurs importantes de V (48.5-86.4 %) et un faible taux de saturation en Al (0.8-29 %).

Dans les autres sols (à l'exception de Meix-dvt-Virton), le taux de saturation en bases diminue progressivement des horizons de surface vers les horizons minéraux. En conditions acides, l'Al remplace progressivement les cations basiques sur le complexe d'échange (cfr augmentation de Al/ECEC en fonction de la profondeur).

Si l'on compare les valeurs de V des horizons les plus profonds, on peut classer les sols wallons, selon un degré de saturation en bases décroissant, de la manière suivante :

Hotton (> 100 %) > Ruette (81) > Meix-dvt-Virton (15) > Chimay (8.4) ~ Willerzie (7.1) ~ Louvain-la-Neuve (7.1) ~ Eupen 'Chêne' (5.9) ~ Transinne (5.4) ~ Bande (5) > Eupen 'Epicéa' (3.6).

L'ordre dans lequel se succèdent les sols est quasiment identique à celui présenté pour les valeurs de pH décroissantes. Les sols qui ne dérivent pas de roches calcaires présentent donc un complexe d'échange extrêmement désaturé en cations basiques (V < 8.4 %) et largement saturés en Al (Al/ECEC > 83 %).

Réserve totale en bases (TRB) et capacité à neutraliser l'acidité (ANC)

Le TRB doit être considéré ici comme une estimation du contenu en (minéraux altérables + calcaire) présent dans la terre fine des sols, à l'exclusion des éléments grossiers de diamètre supérieur à 2 mm. Quel que soit le type de sols, les valeurs de TRB diminuent des horizons les plus profonds vers les horizons de surface, suivant un gradient croissant d'altération et d'acidité (Tableau II.14). Cependant, dans le sol brun de Meix-dvt-Virton, le TRB est relativement constant au sein du pédon (25.5–28.8 cmol_c Kg⁻¹). Cette caractéristique doit être mise en relation avec la texture du sol. En effet, dans un matériau sableux, les flux d'eau doivent être relativement constants au sein du profil. Par conséquent, l'hydrolyse acide associée à ces flux doit certainement agir de manière relativement homogène sur l'ensemble du pédon. Si l'on considère les valeurs de TRB des horizons les plus profonds, nous pouvons classer les dix sols wallons, selon une réserve

totale en bases décroissante, comme suit :

Hotton (327 cmol_c Kg⁻¹) > Chimay (189) > Ruelle (169) > Transinne (136) > Willerzie (131) > Louvain-la-Neuve (118) > Eupen 'Chêne' (95) > Eupen 'Epicéa' (82) > Bande (77) > Meix-dvt-Virton (25.5).

Tout comme la réserve totale en bases, la capacité des sols à neutraliser l'acidité ($mANC_s$) diminue des horizons minéraux les plus profonds vers les horizons hémiorganiques de surface (à l'exception du sol de Meix-dvt-Virton) (Tableau II.14). Cette diminution d'ANC traduit clairement la progression d'un front d'acidification des horizons de surface vers les horizons profonds (Van Breemen *et al.*, 1983). On peut calculer la perte d'ANC relative (ou l'intensité de l'acidification) entre l'horizon de surface et l'horizon le plus profond pour les dix sols wallons. On observe alors que l'acidification est la plus intense à Bande (-65%), puis à Eupen 'Epicéa' (-55%), Ruelle (-46%), Chimay (-45%), Eupen 'Chêne' (-40%), Transinne (-36%), Louvain-la-Neuve (-32%), Willerzie (-25%) et Hotton (-20 %).

Calcul des stocks de cations basiques et de 'capacité à neutraliser l'acidité'

Nous avons calculé pour chaque sol, à partir de la masse de la terre fine par unité de volume, les stocks de la terre fine en cations basiques échangeables, en cations basiques totaux (TRB) et en capacité à neutraliser l'acidité (ANC) sur une superficie de 1 hectare et une profondeur de 50 cm (Figure IV.1). A Chimay, nous avons considéré que le sol compris entre 40 et 50 cm de profondeur présentait les mêmes caractéristiques que celui compris entre 20 et 40 cm. A Eupen, nous avons considéré que le sol compris entre 25 et 50 cm de profondeur présentait les mêmes caractéristiques que celui entre 16 et 25 cm.

Le stock de cations basiques échangeables (figure III.1.a) est le plus important dans les sols de Hotton et de Ruelle ($1.36 \cdot 10^6$ et $6.49 \cdot 10^5$ éq ha⁻¹ 50 cm⁻¹, respectivement). Nous devons cependant considérer les valeurs de Hotton avec prudence car la fraction de Ca considérée ici comme échangeable contient également du Ca provenant de la dissolution du calcaire. Les sols de Chimay et de Louvain-la-Neuve contiennent des stocks de cations basiques échangeables relativement similaires ($3.4 \cdot 10^4$ et $3.75 \cdot 10^4$ éq ha⁻¹ 50 cm⁻¹, respectivement) tout comme les deux sols d'Eupen ($2 \cdot 10^4$ éq). Les autres sols (Willerzie, Transinne, Bande et Meix-dvt-Virton) possèdent des stocks inférieurs à $1.5 \cdot 10^4$ éq ha⁻¹ 50 cm⁻¹.

En ce qui concerne les stocks de cations basiques totaux (figure III.1.b), ce sont les sols argileux de Chimay et de Hotton qui possèdent, parmi les dix sols wallons, les stocks les plus importants ($1.22 \cdot 10^7$ et $1.08 \cdot 10^7$ éq ha⁻¹ 50 cm⁻¹, respectivement). Viennent ensuite Louvain-la-Neuve ($6.4 \cdot 10^6$ éq), Ruelle ($5.6 \cdot 10^6$ éq), Willerzie et Eupen 'Epicéa' ($4.6 \cdot 10^6$ éq), Transinne ($3.8 \cdot 10^6$ éq) et Eupen 'Chêne' ($3.2 \cdot 10^6$ éq). Ce sont les sols sableux de Bande et de Meix-dvt-Virton qui contiennent, parmi les dix sols wallons, les stocks les plus faibles de cations basiques totaux ($1.6 \cdot 10^6$ éq).

En comparant les figures III.1.a et III.1.b, on peut estimer qu'à Hotton et à Ruelle, le stock de cations basiques échangeables représente environ 12 % du stock de cations basiques totaux. Pour les autres sols 'non-calcaires', il représente moins de 0.8 %.

Parmi les dix sols wallons, les sols argileux (Hotton, Ruelle et Chimay) présentent le stock de 'capacité à neutraliser l'acidité' le plus élevé ($7.2-8.9 \cdot 10^7$ éq ha⁻¹ 50 cm⁻¹) et les sols sableux (Bande et Meix-dvt-Virton) le plus faible ($1 \cdot 10^7$ éq ha⁻¹ 50 cm⁻¹). (Figure III.1.c). Les sols

limoneux (Eupen, Willerzie, Transinne et Louvain-la-Neuve) présentent quant à eux une valeur intermédiaire de stock d'ANC comprise entre $3.4 \cdot 10^7$ et $4.2 \cdot 10^7$ $\text{éq ha}^{-1} 50 \text{ cm}^{-1}$).

Même, en considérant les retombées maximales d'acidité potentielle enregistrées en 1999 dans les écosystèmes forestiers, soit 1723 éq/ha/an (tableau ci-dessous), les sols les plus sensibles pourraient jouer le rôle de puits à protons durant plus 5000 ans, hors recyclage biologique. Il est donc peu pertinent de définir un input critique sur base de la capacité temporelle des sols à neutraliser l'acidité.

Tableau : Quantité en bases cationiques déposés en 1999 et estimation de l'acidité potentielle en 1999 pour les différents sites d'étude

Sites	Essences	BCdép = Ca+ Mg + Na + K éq/ha/an Année 1999	CL(ac)pot = N + S + Cl -BCdép éq/ha/an Année 1999
Robinette (Hertogenwald)	épicéas	2777	1723
Waroneu (Hertogenwald)	épicéas	2557	
	chênes	2920	1678
Burhé (Croix-Scaille)	épicéas	3671	1249
Doucette (Croix-Scaille)	épicéas	3710	1313
Gedinne	épicéas	2875	1130
Virton	hêtres	1803	19
Louvain-la-Neuve	hêtres	2248	1254
Chimay	chênes	2055	-201

2. Sur base du concept de steady state

Une approche qui pourrait être considérée pour estimer l'input critique ou acceptable en acidité est de considérer que la quantité en bases cationiques qui entre dans l'écosystème doit être égale à celle qui sort, de manière à ne pas appauvrir le sol, d'autant plus que les carences en Mg sont parfois avancées pour expliquer les symptômes de dépérissement des arbres.

L'équation d'équilibre s'établirait donc comme suit :

$$\text{BCdép} = \text{BCw} + \text{BCu}$$

Avec :

BCdép et BCw, respectivement la quantité en bases cationiques (Ca+ Mg + Na + K) déposée et issue de l'altération de la matrice des sols.

BCu : la quantité en bases cationiques absorbée par les arbres et exportée de l'écosystème (voir point III.1.2.4).

En considérant le cas extrême, si l'on applique le principe de précaution, c'est-à-dire en considérant la quantité minimale de dépôt de bases cationiques (1800 éq/ha/an à Virton) et la quantité maximale absorbée par les arbres (900 éq/ha/an), on calcule une quantité en bases cationiques pouvant être issue de l'altération des sols de 900 éq/ha/an/50cm. La valeur maximale du paramètre BCu est considérée afin de garder la multi-fonctionnalité du sol : les essences peuvent changer dans le temps.

Pour obtenir cette valeur de BCw à partir des équations établies pour les sols de Bande et de Meix-dvt-Virton (les deux sols qui ont l'ANC la plus faible), les quantités d'input d'acide doivent être respectivement de 1320 et de 1700 éq/ha/an. La valeur de 1320 éq/ha/an pourrait donc être considérée comme l'input critique pour calculer le paramètre BCw.

Le tableau ci-dessous donne pour une valeur d'input de 1320 éq/ha/an, la quantité en bases cationiques (BCw) issues de l'altération de la matrice des sols.

Tableau : Comparaison des taux de libération des bases cationiques (BCw) calculés avec ceux proposés par le manuel des méthodologies (UBA, 1996)

Sites	Valeurs calculées avec 1320 éq/ha/an d'acidité.	Valeurs calculées avec 900 éq/ha/an d'acidité.	Valeurs proposées par le manuel des méthodologies
	[éq BCw/ha/an/50cm]	[éq BCw/ha/an/50cm]	[éq BCw/ha/an/50cm]
Bande	900	610	125
Chimay	2132	1443	1375
Eupen Chêne	3011	2057	875
Eupen Epicéa	1238	852	625
Hotton	6380	4366	5000
Louvain-la-Neuve	924	638	750
Meix-dvt-Virton	686	467	375
Ruette	5150	3531	1375
Transinne	807	560	625
Willerzie	856	596	625

On constate donc que pour un input en acidité de 1320 éq/ha/an, les quantités en bases cationiques lessivées des sols de Bande, Louvain-la-Neuve, Virton, Transinne et Willerzie sont inférieures ou quasi-égales à 900 éq/ha/an.

En ce qui concerne les sols de Chimay, Hotton, et la Ruette, les quantités lessivées sont supérieures à 900 éq/ha/an, mais comme ces sols sont très argileux, dérivés de roches calcaires ou schisteuses, ils ont un stock en cations basiques élevés et sont classés de ce fait comme peu sensibles.

Toutefois pour les sols d'Eupen et surtout Eupen épicéas, une quantité en bases cationiques lessivées trop élevée pourrait causer des dommages à long terme, voire à court terme (des carences en Mg seraient déjà constatées). Comme l'on constate actuellement sur le sol d'Eupen épicéas une acidification, une désaturation en bases et une perte d'ANC suite à la présence, entre autres, de l'essence épicéa, il est souhaitable d'introduire un coefficient de sécurité de 0,7 en vue de préserver ces sols.

Il est donc proposé de fixer un input en acidité de 900 éq/ha/an afin de tenir compte de la sensibilité du sol d'Eupen épicéas. Les taux d'altération sont présentés au tableau ci-dessus et confrontés avec les valeurs proposées par le manuel des méthodologies (UBA,1996). Le tableau III.2. présente quant à lui les taux d'altération pour l'ensemble des associations de sol.

III.1.2.6. L'alcalinité lessivée ANC_{le} ($Al_{le} + H_{le}$)

La capacité d'un sol à neutraliser l'acidité (ANC, Acid Neutralisation Capacity) pourrait être définie par la somme des bases (cations) moins les acides forts (anions) dans une formulation de bilan de charges au niveau de l'eau de percolation. Une autre définition de l'ANC proposée pour le calcul des charges critiques, est la suivante :

$$ANC_{le} = HCO_{3,le} + RCOO_{le} - Al_{le} - H_{le}$$

où $HCO_{3,le}$ est l'anion carbonique, $RCOO_{le}$ est la somme des anions organiques, Al_{le} est la somme de tous les ions Aluminium chargés positivement, H_{le} est le proton et l'indice « *le* » réfère aux quantités lessivées sous la zone racinaire dans le sol.

Le modèle SSMB fait l'hypothèse, que dans les sols forestiers acides, les quantités de $HCO_{3,le}$ et de $RCOO_{le}$ sont négligeables de sorte que l'équation se simplifie comme suit :

$$ANC_{le(crit)} = -Al_{le(crit)} - H_{le(crit)} = -Q ([Al]_{crit} + [H]_{crit})$$

où : Q désigne le surplus de précipitation, c.à.d. la quantité d'eau qui quitte la zone racinaire ($m^3/ha/an$) ; et $[Al]_{crit}$, $[H]_{crit}$ désignent les concentrations critiques en aluminium et protons (eq/m^3) et l'indice '*crit*' se réfère au seuil défini comme critique, c.à.d. au-delà duquel des effets néfastes peuvent se produire.

La quantité d'eau qui quitte la zone racinaire est estimée à partir des données lysimétriques collectées entre septembre 2003 et septembre 2004 par l'Université Catholique de Louvain, Unité des sciences du sol (Goffin *et al.* 2004).

Sur 13 sites à raison de 3 lysimètres, les quantités d'eau traversant la zone racinaire ont été suivies. Notons que si généralement le lysimètre est situé à 50 cm de profondeur, sur certains sites, en raison de la présence de roche, le lysimètre est moins profond (Chimay à 40 cm et Eupen à 25 cm).

Le tableau ci-dessous reprend les flux mesurés sur les différents sites et les confronte avec la pluviométrie normale. On constate que les flux mesurés sont beaucoup plus faibles que ceux estimés précédemment sur base des données de bilan au niveau des bassins versant. En effet, lors des précédents calculs, la quantité d'eau Q qui quitte la zone racinaire est estimée en multipliant les données de pluviométrie, exprimées en $m^3/ha/an$ et établies pour chaque territoire écologique sur base des données de pluviométries normales de l'IRM, par un facteur de 0,4. Ce facteur est calculé en effectuant des bilans d'eau au niveau des bassins versants. La quantité entrante est calculée sur base des données de pluviométries de ces bassins versants et la quantité sortante sur base des données de débit d'eau à l'exutoire du bassin. La valeur de 0,4 correspond donc à la moyenne des rapports entre les volumes moyens annuels à l'exutoire de chaque bassin versant rapportés en $m^3/ha/an$ et les quantités de précipitations moyennes annuelles ($m^3/ha/an$).

Cette méthode d'estimation du paramètre Q repose sur deux hypothèses :

- toute la quantité d'eau mesurée à l'exutoire, a transité par la zone racinaire, et donc l'apport d'eau à l'exutoire par ruissellement est négligeable ;
- La quantité d'eau mesurée à l'exutoire est proportionnelle à la pluviométrie.

Afin de vérifier la validité des débits mesurés dans les lysimètres, les valeurs de débits ont été confrontées à des données obtenues par modélisation. Ces données ont été obtenues à l'aide du logiciel de modélisation hydrodynamique freeware HYDRUS 1-D. Les caractéristiques physiques (texture) des sols sont bien connues et ont été utilisées dans HYDRUS 1-D. Les séries de données de pluviométrie employées pour ces modélisations ont été fournies par l'ISSEP. Des données d'évaporation moyennes ont été employées. Les résultats des simulations réalisées ne permettent pas de remettre en cause la validité des mesures lysimétriques.

Des données lysimétriques de la station de Vielsam, gérée par la Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, collectées en 1987-1988 relatent également de faibles flux : 80,6 litres/m² à 40cm de profondeur.

Tableau : Flux d'eau mesuré dans les lysimètres entre septembre 2003 et septembre 2004, précipitations normales (IRM) et valeur retenue pour les calculs.

SITES	Flux mesuré	Précipitation normale (PN)		Valeur de flux affectée
	Litre /m ²		5% PN	
	litre /m ²	litre /m ²	litre /m ²	litre /m ²
Bande	138,144	925	46,25	138,14
Chimay	13,64	925	46,25	46,25
Eupen 2 (épicéa)	42,11	900	45	45,00
Eupen 1 (chêne)	43,97	900	45	45,00
Hotton	107,79	925	46,25	107,79
Louvain-la-Neuve	9,47	775	38,75	38,75
Meix dvt Virton	14,00	975	48,75	48,75
Ruette	37,04	900	45	45,00
Transinne	36,81	1050	52,5	52,50
Willerzie	43,89	825	41,25	43,89
Bailleux P1	265,69	925	46,25	265,69
Bailleux P2	62,83	925	46,25	62,83
Bailleux P3	345,77	925	46,25	345,77
Moyenne Bailleux				224,76

Ces données lysimétriques tentent à indiquer que :

- les flux d'eau sous forêts sont plus faibles que ceux mentionnés dans la littérature (souvent estimés à l'aide de logiciels) ou dans le manuel de méthodologies (100 -600 mm/an),
- l'estimation des flux à l'aide d'un bilan au niveau des bassins versants surestime la quantité Q. L'hypothèse qui considère que toute la quantité d'eau mesurée à l'exutoire du bassin, a transité par la zone racinaire, et donc que l'apport d'eau à l'exutoire par ruissellement est négligeable, est donc remise en cause. Le ruissellement au niveau des forêts wallonnes, souvent implantées sur des terrains accidentés ou pentus est donc à priori important.

III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET RETOMBÉES:

Les données lysimétriques seront donc utilisées pour calculer les charges critiques. Toutefois, tel que recommandé dans le manuel de méthodologies, en présence de très faibles flux, une valeur minimale de flux, correspondant à 5% des précipitations, est proposée. Dès lors, si cette dernière est supérieure à la valeur lysimétrique, elle est retenue pour le calcul.

Les concentrations en Al et en H peuvent être approchées grâce à l'équilibre de dissolution de la Gibbsite :

$$K_{gibb} = [Al] / [H]^3$$

Dans le calcul de l'ANC_{le(crit)}, le modèle SSMB propose de fixer une valeur de [H]_{crit} égale à 0,1 eq/m³, en considérant que pH = 4 est un pH critique en solution (valeur seuil) pour les sols forestiers.

Etant donné que la dissolution des oxydes d'aluminium diminue lorsque la teneur en matière organique du sol augmente, le manuel des méthodologies (1996) propose des valeurs d'équilibre de la Gibbsite en fonction de la teneur en matière organique des sols.

Etant donné l'impact de ce paramètre sur la valeur de la charge critique, une étude spécifique a été réalisée sur 10 sols représentatifs wallons pour affiner la valeur de la constante d'équilibre (Brahya & Delvaux, 2000).

Cette étude indique clairement que le choix de la Gibbsite comme minéral contrôlant l'activité en Al³⁺ dans les solutions du sol n'est pas pertinent dans le cas des sols wallons étudiés.

La saturation en Al³⁺ des solutions du sol (définie comme pH-1/3*pAl³⁺) varie fortement au cours du temps et en fonction de la profondeur du sol (Matzner *et al.*, 1998). Dès lors, pour chaque type de sol, une valeur moyenne de -pK_{Al_{ox}} est calculée à partir des valeurs de -pK_{Al_{ox}} déterminées pour (i) les solutions du sol récoltées *in situ*, (ii) les percolats obtenus lors des expérimentations en colonne et (iii) les extraits de sols obtenus en *batch*, à partir des horizons minéraux les plus profonds (S3). Ces valeurs calculées et utilisées dans cette étude sont rassemblées dans le tableau ci-dessous. Elles sont comparées à celles proposées dans le manuel de méthodologies.

Tableau : Valeurs de -pK_{gibb} calculées et valeurs proposées par le manuel de méthodologies.

Sites	Valeurs calculées		Valeurs proposées dans le manuel de méthodologies (UBA,1996)
	K _{Al_{ox}} [m ⁶ /eq ²]	- pK _{Al_{ox}} [litre ² /mole ²]	-pK _{gibb} [litre ² /mole ²]
Bande	140	7.67	8.5-9.5
Chimay	414	8.14	7.6
Eupen 'Chêne'	2438	8.91	7.6
Eupen 'Epicéa'	25	6.92	6.5
Hotton	2736	8.96	8.5-9.5
Louvain-La-Neuve	656	8.34	8-9
Meix-dvt-Virton	2329	8.89	8.5-9.5
Ruette	5335	9.25	8.5-9.5
Transinne	3525	9.07	8-9
Willerzie	2553	8.93	8-9

Les valeurs calculées pour les sols de Hotton, Louvain-la-Neuve, Meix-dvt-Virton, Ruelle, Transinne et Willerzie coïncident avec la gamme de $-pK_{gibb}$ proposée par le manuel de méthodologies. Les valeurs calculées pour les sols de Chimay, Eupen 'Chêne' et Eupen 'Epicéa' sont largement supérieures à celles proposées par le manuel tandis que la valeur calculée pour le sol de Bande est inférieure à la gamme de $-pK_{gibb}$ proposée.

Grâce à ces constantes d'équilibre et en connaissant le pH des solutions des sols, il est possible de calculer la quantité d'Al phytotoxique lessivée actuellement (tableau ci-dessous). Ces quantités lessivées peuvent ensuite être confrontées avec la concentration phytotoxique maximale admissible en solution, soit $0,2 \text{ éq/m}^3$. La différence entre les deux concentrations donne la capacité potentielle restante du sol à s'altérer sans causer des problèmes de phytotoxicité. C'est ainsi que l'on constate que les sols de Chimay, Ruelle, Bande, Hotton ont encore une capacité potentielle forte à neutraliser l'acidité. Par contre, des problèmes de toxicité pourraient être observés à Eupen (épicéas) suite à de fortes concentrations en Al^{3+} dans la solution du sol.

A titre indicatif, en suivant le même raisonnement, il est possible de calculer les pH critiques pour chacun des sols, en fixant la concentration en Al^{3+} à sa valeur maximale admissible, soit $0,2 \text{ éq/m}^3$. On constate que la limite inférieure du pH critique est franchie dans le cas d'Eupen épicéas (tableau ci-dessous). Dans le cas de Louvain-la-Neuve et de Transinne, seule une différence de 0.2 unité pH est constatée.

Il est donc important de relever que le pH critique de 4 recommandé par le manuel des méthodologies est trop bas. Il ne permettrait de préserver que les essences forestières d'Eupen épicéas et de Bande contre une toxicité aluminique. Un pH solution de 4,3 –4,4 serait plus pertinent pour la majorité des sols wallons.

Tableau : Calcul de la concentration en Al potentiellement phytotoxique lessivé actuellement en considérant le pH mesuré (Brahya&Delvaux, 2000) et calcul du pH critique des solutions du sol en considérant une teneur en $\text{Al}^{3+} = 0,2 \text{ éq/m}^3$.

Sites	pH solution mesuré	$[\text{Al}^{3+}]_{\text{less}}$ calculée*	$0,2 \text{ éq/m}^3 - [\text{Al}^{3+}]_{\text{less}}$	pH crit. solution du sol
		Eq/m^3	Eq/m^3	
<i>Bande</i>	5.16	0.000046	0.2000	3.95
<i>Chimay</i>	5.61	0.000006	0.2000	4.10
<i>Eupen 'Chêne'</i>	4.81	0.009060	0.1909	4.36
<i>Eupen 'Epicéa'</i>	3.5	0.78908	-0.5891	3.70
<i>Hotton</i>	8.19	0.00000	0.2000	4.38
<i>Louvain-la-Neuve</i>	4.37	0.050947	0.1491	4.17
<i>Meix-dvt-Virton</i>	5.4	0.000147	0.1999	4.35
<i>Ruelle</i>	6.12	0.000002	0.2000	4.47
<i>Transinne</i>	4.61	0.052134	0.1479	4.41
<i>Willerzie</i>	4.67	0.024953	0.1750	4.37

* Concentration calculée à l'aide des K_{gibb} établit dans le cadre de cette étude. $[\text{Al}]_{\text{lessivé}}$ sous forme de Al^{3+} .

En utilisant les données collectées dans le cadre de cette étude, le paramètre ANC s'établira comme suit :

$$ANC_{le(crit)} = - Q ([Al] + [H^+] - [RCOO^-])$$

Avec $[Al] = 0,2 \text{ éq/m}^3$

$[H^+] =$ concentration en protons à la valeur de pH crit.

$[RCOO^-] =$ concentrations en acides organiques calculés au point III.1.2.10.

L'extrapolation de ce paramètre à l'ensemble des associations de sols wallons se calquera sur la méthodologie développée pour le paramètre BCw.

III.1.2.7. La quantité d'azote immobilisée dans les sols, Ni

La quantité d'azote qui s'immobilise contribue à augmenter les quantités en azote du sol annuellement. Faute de disposer de données spécifiques à la Région wallonne, une valeur de $0,5 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ ($35,7 \text{ eq.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) avait été retenue en 2000 en se référant à la plage des valeurs recommandées dans le Manuel de Méthodologies (version 1996) : $0,5$ à $1 \text{ kgN.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour une immobilisation à long terme. La valeur la plus faible de cet intervalle avait été retenue, optant pour le principe de précaution de manière à ne pas engendrer d'effets néfastes à long terme dans les écosystèmes forestiers.

Dans le cadre de cette étude, le paramètre Ni a été revu à la hausse sur base des études récentes. Une quantité importante d'azote sous forme ammoniacale peut être immobilisée dans les sols wallons (retrogradation dans les feuillets des minéraux argileux).

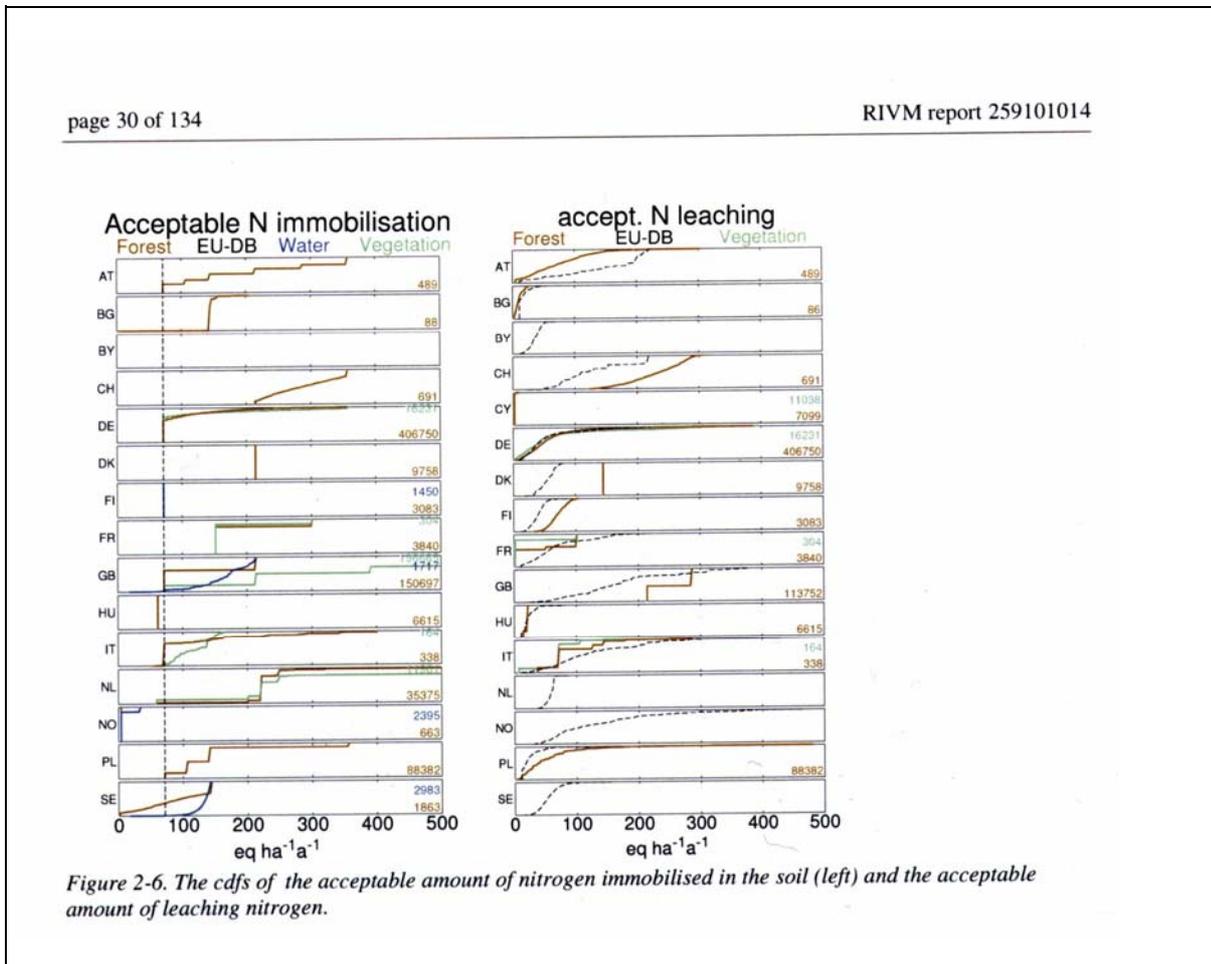
L'étude de Buldgen (1984) sur les bassins de Waroneu et Robinette en Hautes Ardennes proposent des valeurs supérieures à 5 kg/ha/an .

Dans le cas de forêts « cultivées » le Manuel de Méthodologies (version 1996), annonçait que des valeurs de Ni supérieures à 10 kg/ha/an pouvaient être plus appropriées.

Afin d'approcher l'augmentation du stock en N dans les sols forestiers wallons, les données d'évolution de l'augmentation des stocks de carbone organique entre 1960 et 2000 est analysé. Les données publiées dans le rapport sur l'état de l'environnement wallon 2005 édité par le Ministère de la Région wallonne mentionne une augmentation dans le premier mètre de 57 tonnes de C/ha entre 1960 et 2000 dans les sols wallons. En considérant un rapport C/N moyen mesuré en 1999 de 14, dans les sols forestiers wallons (moyenne des valeurs pondérées de 9 sols forestiers, 0 à 50 cm), on peut estimer à 101 kg/ha/an l'accroissement en azote annuellement. L'augmentation des stocks de carbone organique dans les sols forestiers s'expliquerait notamment par le vieillissement des peuplements forestiers et les modifications de certaines pratiques sylvicoles (maintien des résidus de récolte...) (Etat de l'environnement wallon, 2005).

Compte tenu de ces données, il a été proposé de revoir la valeur de Ni, et de considérer la valeur mentionnée dans le rapport « Improvement of Steady-State and dynamic modelling of critical loads and target loads for nitrogen. Alterra, MNP-CCE 2005 ». Ce rapport mentionne des valeurs de $7.7 \text{ kgN ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour les forêts de feuillus et de $5.6 \text{ kgN ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$ pour les forêts de résineux.

La figure 2.6 issue du CCE Progress Report 2004 illustre les gammes de valeurs appliquées par divers pays.



III.1.2.8. La quantité d'azote dénitrifiée N_{de}

La dénitrification est due à un processus microbien et contribue à appauvrir le sol en composés azotés. La réaction de réduction de l'azote est la suivante :



Comme, la dénitrification apparaît dans les conditions anaérobies, la quantité dénitrifiée est directement dépendante du type de sol, de sa texture et de son degré d'humidité (gleyifié ou non). Afin de tenir compte de ces paramètres, les facteurs de dénitrification, f_{de} , allant de 0 à 0,8 fournis par le rapport 259101013/2003 de M. Posch *et al.* (Modelling and mapping of critical thresholds in Europe) sont repris au tableau ci-dessous. Le tableau de l'annexe III.6.2 reprend les facteurs de dénitrification alloués à chaque association de sol.

Tableau : facteur de dénitrification en fonction de la classe de drainage des sols

Drainage class (Eurosoil, 1999, FAO 1981)	Name	Denitrification fraction (fde)
EX	Excessive	0
W	Well	0.1
MW	Moderately well	0.2
I	Imperfect	0.4
TP	Temporarily poor	0.7
P	Poor	0.7
VP	Very poor	0.8

Pour appliquer ces facteurs aux différentes associations de sols wallons, les critères suivants ont été retenus :

- 1 un horizon structural est plus drainant qu'un textural,
- 2 un substrat argilo-sableux a une classe inférieure,
- 3 un sol avec charges caillouteuses est un sol plus drainant.

La quantité dénitrifiée s'estime donc par la relation suivante :

$$N_{de} = \begin{cases} f_{de} (N_{dép} - N_i - N_u) & \text{si } N_{dép} > N_i + N_u \\ 0 & \text{autrement} \end{cases}$$

Cette relation indique que la quantité dénitrifiée est directement liée à la quantité d'azote déposé ($N_{dép}$), mais que les processus d'immobilisation et d'absorption par les arbres se déroulent plus rapidement que la dénitrification.

La quantité $N_{dép}$ est fournie par les données du suivi des écosystèmes forestiers et sont rassemblées dans le tableau suivant :

Tableau : Extrapolation des retombées en N mesurées à l'ensemble des territoires écologiques.

Territoires écologiques	Conifères épicéas	Feuillus Chênes	Feuillus Hêtres
Hautes-Ardennes			
stations de référence	Robinette Waronneu	Waroneu	Waroneu
$N_{dép}$ [ég/ha/an]	2030	1529	1529
Ardenne centro-orientale			
stations de référence	Robinette, Waroneu, Gedinne, Doucette, Burhé	Chimay	Virton
$N_{dép}$ [ég/ha/an]	2008	417	839
Ardenne occidentale			
stations de référence	Doucette Burhé Gedinne	Chimay	Virton
$N_{dép}$ [ég/ha/an]	1993	417	839
Ardenne méridionale, Vallées supérieures de la Semois, Côte de Florenville Côte d'Ethe et Messancy, Côte de Moselle.			
Stations de référence	Gedinne, Doucette, Burhé	Virton	Virton
$N_{dép}$ [ég/ha/an]	1993	839	839
Autres régions (sillon Sambre et Meuse)			
Stations de référence	Robinette, Waroneu, Gedinne, Doucette, Burhé	Louvain-la-Neuve	Louvain-la-Neuve
$N_{dép}$ [ég/ha/an]	2008	1514	1514

III.1.2.9. La quantité acceptable d'azote lessivée $N_{le} (acc)$

La quantité dite « acceptable » d'azote lessivée à travers le sol est la quantité qui permet de prévenir la contamination des eaux de surface et souterraines ou du moins, à un niveau jugé comme acceptable. Le manuel des méthodologies (UBA, 1996) propose d'estimer cette quantité soit à partir des normes en azote en vigueur pour la protection des nappes phréatiques, soit à partir des mesures de flux en azote au niveau de bassins versants. C'est cette seconde méthode qui est retenue pour les écosystèmes forestiers.

La quantité d'azote actuellement lessivée des écosystèmes forestiers est estimée au départ des données de concentrations en azote ($NO_3^- + NH_4^+$) mesurées dans l'eau de la rivière à l'exutoire des différents bassins versants, ainsi qu'au départ des données de débit.

Pour chaque bassin, une quantité moyenne en azote (moyenne des données de la période 1992-1999) est obtenue et est reliée au type de sol. Cette quantité en azote reflète la quantité totale en azote qui quitte le bassin versant annuellement. Les scénarios suivants sont obtenus :

- une valeur moyenne de 561 éq N_{le} /ha/an est obtenue pour les sites de la Robinette et de Waroneu caractérisés par des sols tourbeux (50%) et des sols limoneux peu caillouteux (50%) ;
- une valeur moyenne de 640 éq N_{le} /ha/an est obtenue pour le site de la Doucette caractérisé par un sol limono-caillouteux ;
- une valeur de 260 éq N_{le} /ha/an est obtenue pour le site de Chimay caractérisé par un sol argileux et limono-caillouteux.

L'extrapolation de ces données à l'ensemble de la Région wallonne est réalisée en se basant sur la carte d'association des sols de manière à garder une certaine correspondance entre quantité d'azote lessivée et type de sol. L'extrapolation s'est effectuée comme suit :

- la valeur de 561 éq N_{le} /ha/an est attribuée aux sols acides¹
- la valeur de 640 éq N_{le} /ha/an est attribuée aux sols acides et aux sols intermédiaires¹
- la valeur de 260 éq N_{le} /ha/an est attribuée aux sols intermédiaires¹ et aux sols basiques et calcaires.

Il est à noter qu'en attribuant les valeurs du paramètre N_{le} d'après les flux d'azote à l'exutoire des bassins (azote organique non compris), on fait l'hypothèse implicite que les quantités actuelles en azote lessivées sont de niveau acceptable.

A titre indicatif, le rapport « Improvement of Steady-State and dynamic modelling of criticals loads and target loads for nitrogen. Alterra, MNP-CCE 2005 » mentionne des valeurs de $N_{le,crit} = 11,1$ kg/ha/an (793 éq/ha/an) pour les forêts de feuillus et de 16,4 kg/ha/an (1171 éq/ha/an) pour les forêts de résineux.

1. Défini selon la classification des sols établie par de Vries(1993)

III.1.2.10. Charge critique maximale en soufre $CL_{max}(S)$

L'équation permettant d'estimer la charge critique maximale en soufre ($CL_{max}(S)$) est définie par la relation suivante :

$$CL_{max}(S) = (BC-Cl)^*_{dep} + BCw - BCu - ANC_{le(crit)} \quad \text{en } \text{éq.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$$

Les bases cationiques provenant des dépositions atmosphériques ($(BC-Cl)^*_{dep}$) et de l'altération de la matrice sol (BCw) contribuent comme l'aluminium (-ANC), à neutraliser l'acidité apportée par le soufre et interviennent donc positivement dans le bilan, tandis que l'absorption des bases cationiques (BCu), ayant comme effet de retirer de l'écosystème des éléments à pouvoir neutralisant, interviennent négativement dans le bilan.

La cartographie des valeurs de charges critiques est donnée à l'annexe III.6.4

III.1.2.11. Charge critique minimale pour l'azote acidifiant, $CL_{min}(N)$

Tout comme il existe une charge maximale en azote, il existe, à l'opposé, une charge minimale à apporter à l'écosystème pour ne pas engendrer de déséquilibre à long terme. La charge minimale en azote ($CL_{min}(N)$) est définie comme la quantité en azote immobilisée annuellement dans le sol (Ni) plus la quantité prélevée par les arbres et exportée de l'écosystème lors des récoltes (Nu) :

$$CL_{min}(N) = Ni + Nu \quad \text{en } \text{éq.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$$

III.1.2.12. Charge critique maximale pour l'azote acidifiant, $CL_{max}(N)$

La charge critique maximale en azote $CL_{max}(N)$ est définie par la relation suivante :

$$CL_{max}(N) = Ni + Nu + (BC-Cl)^*_{dep} + BCw - BCu - ANC_{le(crit)} \quad \text{en } \text{éq.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$$

En combinant avec les équations établies pour la charge critique minimale en azote et maximale en soufre énoncées ci-dessus, on obtient la relation suivante :

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + CL_{max}(S) \quad \text{en } \text{éq.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$$

La cartographie des valeurs de charges critiques est donnée à l'annexe III.6.4

III.1.2.13. Charge critique pour l'azote eutrophisant, $CL_{nut}(N)$

Pour le calcul de l'azote eutrophisant ou nutritif critique $CL_{nut}(N)$, un bilan de tous les apports et pertes doit être établi :

$$CL_{nut}(N) = Ni + Nu + Nde + Nad + Nfire + Néros + Nvol + Nle - Nfix$$

avec :

Ni : N immobilisé dans le sol ;

Nu : N prélevé par les arbres et exporté de l'écosystème ;
 N_{de} : N dénitrifié
 Nad : N adsorbé au sol, par exemple comme NH₄⁺ sur les matériaux argileux.
 Nfire : N qui quitte l'écosystème suite à un incendie de forêt ;
 Neros : N qui quitte l'écosystème suite à l'érosion naturelle ;
 Nvol : N qui se volatilise sous forme NH₃ ;
 N_{le} : N lessivé à travers la zone racinaire.
 Nfix : apport d'azote suite à la fixation biologique.

Cette équation fait intervenir un nombre important de paramètres inconnus en Région wallonne. Le Manuel de Méthodologies propose donc de la simplifier en faisant l'hypothèse suivante : Nad + Nfire + Neros + Nvol – Nfix est négligeable sous les conditions généralement rencontrées dans les écosystèmes forestiers.

L'équation simplifiée s'écrit donc :

$$CL_{nut}(N) = Ni + Nu + N_{de} + N_{le} \quad \text{en } \text{éq.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$$

en remplaçant N_{de} par $f_{de} (N_{dép} - Ni - Nu)$ et en résolvant l'équation pour N_{dép}, on obtient :

$$CL_{nut}(N) = Ni + Nu + N_{le} / (1 - f_{de}) \quad \text{en } \text{éq.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$$

Résoudre l'équation pour N_{dép} implique à l'équilibre que N_{dép} = CL_{nut}(N). La quantité en azote déposée ne dépasse pas la charge critique du sol, ce qui n'engendre pas de déséquilibre à long terme.

La cartographie des valeurs de charges critiques est donnée à l'annexe III.6.4

III.1.2.14. Charge critique maximale en acidité potentielle, CL_{max}(Ac)_{pot}

La charge critique maximale en acidité potentielle se dérive de l'équation générale de bilan de masse entre les principaux apports et pertes dans le compartiment du sol :

$$S_{dép} + N_{dép} - (BC_{dép} - Cl_{dép}) = BC_w - BC_u + Ni + Nu + N_{de} - ANC_{le}$$

où : - le terme gauche de l'équation correspond à ce qu'on qualifie d'apports acides potentiels suite aux dépositions atmosphériques (indice *dép*) : l'azote et le soufre étant des composés acidifiants tandis que (BC-Cl) contribue à neutraliser cette acidité dans les retombées si ce terme est supérieur à zéro. Ce terme définit donc l'acidité potentielle nette (AC_{pot}) des retombées atmosphériques et peut donc s'écrire :

$$AC_{pot} = S_{dép} + N_{dép} - (BC_{dép} - Cl_{dép})$$

Cette acidité est qualifiée de potentielle étant donné qu'au niveau du sol, l'ammoniac NH₄⁺ contenu dans les retombées peuvent se transformer en nitrate NO₃⁻ suite à la nitrification et ainsi contribuer à l'acidification.

- le terme droit de l'équation comptabilise les processus du sol à prendre en considération

III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET RETOMBÉES:

pour évaluer l'impact de ces dépôts atmosphériques. Les différents processus sont assignés d'un signe positif ou négatif selon qu'ils contribuent ou non à neutraliser l'acidité issue des dépôts.

La charge critique maximale potentielle est définie par AC_{pot} lorsque le bilan est en équilibre stationnaire et s'écrit :

$$CL_{max}(AC)_{pot} = AC_{pot} = BC_w - BC_u + Ni + Nu + N_{de} - ANC_{le} \quad \text{en } \text{éq.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$$

La cartographie des valeurs de charges critiques est donnée à l'annexe III.6.4

III.1.3. ECOSYSTÈMES AQUATIQUES

III.1.3.1. Choix des Méthodes de calculs

L'estimation des charges critiques en azote, en soufre et en acidité est réalisée en utilisant différentes procédures :

- La méthode de bilan de masse SSWC (Steady-State Water Chemistry) est basée sur les flux dans le lac en différentes substances responsables de l'acidification, et principalement des dérivés azotés et soufrés. Cette méthode permet uniquement d'estimer la charge critique en acidité des eaux ;
- La méthode empirique est basée sur les diatomées qui sont les indicateurs biologiques les plus sensibles à l'acidification des eaux douces. Cette méthode, tout comme la méthode SSWC, ne permet d'estimer que la charge critique en acidité totale (azote + soufre) ;
- Le modèle FAB (First-order Acidity Balance) effectue des bilans de charges non seulement au niveau du lac, mais également sur l'ensemble de la zone qui alimente le lac (bassin versant). Il permet d'obtenir une charge critique distincte en soufre et en azote pour un lac donné.

Dans le cadre de cette étude, les trois approches sont abordées, ce qui permet une estimation de la charge critique en azote, en soufre, et en acidité. L'usage de la méthode SSWC et de la méthode empirique, permettant toutes deux une estimation de la charge critique en acidité, permettra de confronter les résultats de ces méthodes.

L'évaluation des charges critiques des polluants acidifiants dans les lacs de la Région wallonne est effectuée pour les lacs de Bütgenbach, Eupen, Gileppe, Robertville, Ry de Rome, Nisramont et de la Plate Taille (Eau d'Heure).

Il convient ici de souligner que tous les modèles élaborés pour déterminer les charges critiques en polluants acidifiants pour les eaux de surface ne considèrent pas d'autres sources d'apports que les retombées atmosphériques. Pour les lacs de la Gileppe, d'Eupen et du Ry de Rome situés respectivement dans des aires occupées par 74, 79 et 99 % de forêts, l'influence humaine est négligeable. L'usage de ces modèles est donc réaliste. Par contre, pour les autres lacs, les apports directs d'azote résultant d'activités anthropiques (agriculture, effluents de stations d'épuration) ne sont pas négligeables. Les équations ont donc été adaptées pour tenir compte de ces rejets directs anthropiques.

Cette partie développe les trois méthodes ou modèles qui permettent d'estimer les paramètres suivants :

1. La quantité de dépôts en bases cationiques BC_{dep} en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
2. La quantité de bases cationiques prélevée par la végétation BCu en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
3. La quantité d'azote immobilisée dans les sols Ni en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
4. La quantité d'azote prélevée par la végétation Nu en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
5. La quantité acceptable d'azote lessivée $N_{le(acc)}$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
6. Les apports anthropiques directs, N_{anthr} en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
7. Charge critique en soufre $CL_{max}(S)$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
8. Charge critique minimale pour l'azote acidifiant $CL_{min}(N)$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
9. Charge critique maximale pour l'azote acidifiant $CL_{max}(N)$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
10. Charge critique pour l'azote eutrophisant $CL_{nut}(N)$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$

11. Charge critique maximale en acidité $CL_{\max}(\text{Ac})$ en $\text{eq.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$

III.1.3.2. Calcul de la charge critique en acidité

III.1.3.2.1. La méthode SSWC (Steady-State Water Chemistry)

L'équation générale de la méthode SSWC utilisée en 1998-1999 pour estimer la charge critique en acidité des lacs est la suivante :

$$CL_{(\text{Ac})} = ([\text{BC}^*]_0 - [\text{ANC}]_{\text{lim}}) Q - \text{BC}^*_{\text{dep}} + \text{BCu}$$

où :

$[\text{BC}^*]_0$ = la concentration en bases cationiques corrigée de la contribution marine

$[\text{ANC}]_{\text{lim}}$ = Acid Neutralisation Capacity, valeur seuil.

Q = débit d'eau annuel à l'entrée du lac.

BC^*_{dep} = dépositions atmosphériques en bases cationiques corrigées de la contribution marine

BCu = prélèvement de bases cationiques par la biomasse dans le bassin versant.

Lors de la conférence « *on Critical Loads* » (UN-ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution; Copenhagen, 21 – 25 novembre 1999), et en accord avec plusieurs publications (J.P. PARTY, A. PROBST, E. DAMBRINE & A.L. THOMAS, 1995; A. HENRIKSEN, M. POSCH, H. HULTBERG & L. LIEN, 1995), l'équipe de spécialistes, composée notamment d'un certain nombre de ces auteurs, a décidé de modifier les équations permettant le calcul de la charge critique en acidité (équation 5.70 du manuel de méthodologies) ainsi que du dépassement de celle-ci (équation 5.71 du manuel de méthodologies). Ces auteurs ont considéré que les termes BC_{dep} et BCu sont négligeables pour les écosystèmes que nous étudions et l'équation en vigueur s'établit maintenant comme suit :

$$CL_{(\text{Ac})} = ([\text{BC}^*]_0 - [\text{ANC}]_{\text{lim}}) Q$$

Notons que pour les écosystèmes wallons étudiés, ces paramètres ne sont pas nécessairement négligeables. Toutefois, par souci de comparabilité des résultats entre pays, cette équation modifiée sera utilisée. Il est donc important de signaler qu'une comparaison des valeurs de charges critiques obtenues en 1999 ne peut être effectuée. Les différences de valeurs de charges critiques entre 1999 et 2000 peuvent donc provenir entre autres d'un changement de méthodologie.

A. Estimation de Acid Neutralisation Capacity, (ANC)

L'ANC peut être définie par la relation suivante :

$$[\text{ANC}] = [\text{BC}] - [\text{AN}] = [\text{HCO}_3^-] + [\text{A}^-] - [\text{H}^+] + [\text{Al}^{3+}]$$

où : [BC] est la concentration en bases cationiques, [AN] est la concentration en anions d'acides forts, $[\text{HCO}_3^-]$ est la concentration en bicarbonate, $[\text{A}^-]$ est la concentration en anions organiques, $[\text{H}^+]$ est la concentration en ion hydrogène, $[\text{Al}^{3+}]$ est la concentration de l'aluminium chargé positivement.

Une définition alternative peut également être établie et utilisée :

$$\begin{aligned}
 [\text{ANC}] &= \text{Alcalinity} = [\text{HCO}_3^-] + 2 [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] - [\text{H}^+] \\
 &= \frac{[\text{Na}^+] + [\text{K}^+] + 2 [\text{Ca}^{2+}] + 2 [\text{Mg}^{2+}]}{\text{BC}} - \frac{[\text{Cl}^-] - 2 [\text{SO}_4^{2-}] - [\text{NO}_3^-]}{\text{AN}}
 \end{aligned}$$

Si BC augmente, l'alcalinité augmente. Si AN augmente, l'alcalinité diminue.

Pour déterminer les changements dus à une déposition atmosphérique d'origine non marine, les contributions marines de ces différents dépôts sont soustraites. Le Cl⁻ est pris comme traceur car il s'agit de l'élément le plus conservatif dans les eaux de surface. Cette correction est fondée sur l'hypothèse que la totalité des dépôts en Cl⁻ est d'origine marine et que les autres éléments sont présents dans les mêmes proportions que celles de l'eau de mer.

Les corrections sont effectuées en utilisant la relation suivante :

$$[\text{X}^*] = [\text{X}] - [\text{Cl}] \left(\frac{[\text{X}]_{\text{sw}}}{[\text{Cl}]_{\text{sw}}} \right) \quad \text{en équivalent}$$

avec [X*] : concentration de l'élément corrigée de la contribution marine ; [X] et [Cl] = concentration de l'élément X ou des chlorures dans le lac ; ([X]_{sw}/[Cl]_{sw}) rapport de concentrations dans l'eau de mer = 0.037 pour Ca, 0.198 pour Mg, 0.858 pour Na, 0.018 pour K et 0.103 pour SO₄.

B. Estimation de la concentration originelle en bases cationiques, BC*₀

Le calcul de la charge critique en acidité pour les eaux nécessite d'estimer la situation originelle, avant acidification, au temps t = 0.

La concentration originelle en bases cationiques [BC*]₀ peut s'estimer à partir de la concentration actuelle et des changements à long terme dans la concentration en anions acidifiants.

$$[\text{BC}^*]_0 = [\text{BC}^*]_t - F(\Delta[\text{SO}_4^*] + \Delta[\text{NO}_3]) \quad \text{en éq/l}$$

$$= [\text{BC}^*]_t - F([\text{SO}_4^*]_t + [\text{NO}_3]_t - [\text{SO}_4^*]_0 - [\text{NO}_3]_0)$$

où : t : réfère aux concentrations actuelles.

o : réfère aux concentrations avant acidification

* : correction pour la contribution marine suivant la méthode expliquée au point A.

F : le facteur F peut être défini comme le rapport entre le changement de la concentration en cations basiques et le changement de la concentration en anions d'acides forts avant et après acidification (Henriksen et al., 1990) :

- pour lacs à faible concentration en BC, F ≅ 0
- pour lacs à forte concentration en BC, F ≅ 1

$F = \sin \left\{ \frac{\pi}{2} \cdot \frac{[\text{BC}]_t^*}{S} \right\}$	si $[\text{BC}]_t^* < S$
$F \leq 1$	si $[\text{BC}]_t^* \geq S$

Où:

- S est la concentration en cations basiques pour laquelle $F = 1$ (notons ici que lorsque $[BC]_t^* > S$, $F = 1$).

De nombreux auteurs ont tenté d'estimer le facteur S et ont proposé différentes équations permettant le calcul de la concentration en $[SO_4]_0^*$.

Tableau – Valeurs de S et équations de $[SO_4]_0^*$ exprimées dans la littérature

Auteurs	Région ou pays concernés	S	$[SO_4]_0^*$
HENRIKSEN (1995)	Norvège	$S = 400 \mu\text{éq/l}$	$[SO_4]_0^* = 15 + 0,16 \cdot [BC]_t^*$
PARTY (1993)	Vosges	$S = 300 \mu\text{éq/l}$	$[SO_4^* + NO_3]_0 = 0,15 \cdot [BC]_t^*$
FEVRIER (1996)	Ardennes	$S = 300 \mu\text{éq/l}$	$[SO_4^* + NO_3]_0 = 0,16 \cdot [BC]_t^*$

Dans le cadre de cette étude, pour des raisons géographiques, l'expression établie par FEVRIER (1996) pour les Ardennes françaises est privilégiée. Les résultats obtenus pour les différents lacs sont les suivants :

Lacs	$[SO_4^-]_0$ $\mu\text{éq/l}$	$[BC]_0$ $\mu\text{éq/l}$
Bütgenbach	100,47	475,84
Robertville	100,15	455,45
Eupen	32,88	36,54
Gileppe	54,37	127,45
Ry de Rome	63,72	277,10
Nisramont	124,48	630,23
Plate Taille	393,54	2467,90

C. Estimation de l'ANC_{lim}

La plupart du temps, la littérature propose une valeur d'ANC_{limit} de 20 $\mu\text{éq/l}$ (mesure des effets néfastes sur les Salmonidés). Cette valeur a néanmoins été choisie pour des régions caractérisées par des eaux très oligotrophes, avec une faune sensible qui tolère des ANC et pH nettement plus faibles que ne peut le faire la faune sensible vivant dans nos régions (eaux plus eutrophes). La valeur d'ANC_{limit} proposée dans la littérature et développée pour les eaux oligotrophes de Norvège pourrait donc être augmentée. C'est ainsi que pour l'Europe Centrale, l'ANC_{limit} considérée est généralement de 50 $\mu\text{éq/l}$. D'autre part, le Royaume Uni utilise une valeur de l'ANC_{limit} de 0, correspondant à un risque d'effet néfaste de 50 % pour la "truite fario".

Cependant, les calculs effectués en 1999 ont montré que les différentes valeurs d'ANC_{limit} proposées dans la littérature conduisaient à des estimations des charges critiques pratiquement identiques. Dès lors, une valeur d'ANC_{limit} de 20 $\mu\text{éq/l}$ a été choisie pour tous les lacs étudiés.

D. Estimation de la quantité d'eau entrant dans le lac, Q

La quantité d'eau annuelle Q qui amène les composés chimiques dans le lacs (nommée ici run-off) est estimée sur base des données de débit d'eau dans la(les) rivière(s) en amont du lac et de la surface du bassin versant :

$$Q \text{ (m}^3\text{/ha/an)} = \text{Débit (m}^3\text{/an)} / \text{Surface (ha)}$$

Le débit du *lac de Bütgenbach* est calculé en réalisant une moyenne pluriannuelle des données de débits des années 1996 à 1998. En l'absence de données pour le *lac de Robertville*, une valeur de débit spécifique identique à celle du lac de Bütgenbach fut considérée.

En ce qui concerne les *lacs d'Eupen, du Ry de Rome et de Nisramont*, une moyenne pluriannuelle pour chaque lac a été réalisée en intégrant les données des années 1995 à 1998. Pour le lac de la Gileppe, les données de débits de 1996 relatives à la rivière « Gileppe » à Jalhay sont utilisées.

Pour le *lac de l'Eau d'Heure*, une extrapolation à partir des lacs les plus "voisins" (Ry de Rome et Nisramont) est réalisée.

Les résultats obtenus pour les différents lacs (cfr. Tableau II.14) sont repris ci-dessous :

Lacs	Q
	l/ha/an
Bütgenbach	4,98 ^{E6}
Robertville	4,98 ^{E6}
Eupen	4,86 ^{E6}
Gileppe	4,29 ^{E6}
Ry de Rome	4,75 ^{E6}
Nisramont	4,93 ^{E6}
Plate Taille	4,80 ^{E6}

E. Les quantités de bases cationiques prélevées par la végétation, Bcu, Nu

Les quantités en bases cationiques et en azote prélevées par la végétation (on considère les forêts) et exportées du bassin versant sont estimées suivant la méthodologie développée dans le cadre des écosystèmes forestiers.

F. Quantité de dépôts $N_{dép}$, $S_{dép}$, $BC_{dép}$

Une estimation des dépôts (exprimés en $\text{éq.ha}^{-1}.\text{an}^{-1}$) pour les sept lacs étudiés et leurs affluents a fait l'objet d'une demande auprès de la Cellule Interrégionale de l'Environnement (CELINE – M. DEMUTH).

Estimation des dépôts pour les différents lacs et affluents étudiés

Lacs et affluents	SO _x	NO _x	NH _x	BC	Na ⁺	Cl ⁻
	éq.ha ⁻¹ .an ⁻¹					
<i>Warche amont Bütgenbach Holzwarche Lac de Bütgenbach</i>	1545.5	747.0	1105.2	1413.4	792.7	391.8
<i>Warche amont Robertville Lac de Robertville</i>	1659.4	727.4	1089.0	1381.7	775.9	395.2
<i>Ourthe Occidentale</i>	1161.8	558.3	898.1	1027.5	570.9	290.1
<i>Ourthe Orientale</i>	1165.9	558.1	887.0	996.5	553.6	282.2
<i>Complexe de l'Eau d'Heure Lac de la Plate Taille</i>	1658.9	589.9	899.0	1203.5	637.0	388.9
<i>Lac de Nisramont</i>	1171.3	555.5	889.1	1007.8	559.5	288.2
<i>Helle</i>	1417.6	717.4	1076.5	1365.4	761.4	380.1
<i>Vesdre, Getz, lac d'Eupen</i>	1507.5	864.9	1033.8	1247.4	709.8	369.7
<i>Soor, Gileppe, Louba</i>	1491.9	860.6	1031.7	1251.0	708.5	374.0
<i>Lac de La Gileppe</i>	1523.9	842.9	1012.7	1215.0	687.1	369.5
<i>Lac du Ry de Rome</i>	1117.1	529.2	860.4	1112.3	604.4	331.7

III.1.3.2.2. MÉTHODE EMPIRIQUE

Les diatomées sont parmi les indicateurs les plus sensibles de l'acidification en eau douce. La diversité spécifique des diatomées analysée dans 41 sites d'Angleterre a été mise en relation avec la concentration en calcium dans l'eau et une méthode empirique de détermination de la charge critique (CL(Ac)) a été élaborée :

$$\begin{array}{ll} \text{CL(Ac)} = [\text{Ca}^{2+}]_0^* / 89 & \text{d'après le « Manual on Methodologies, 1996 »} \\ \text{ou } \text{CL(Ac)} = [\text{Ca}^{2+}]_0^* / 94 & \text{d'après Battarbee, 1996} \end{array}$$

où : la concentration en calcium originelle avant acidification est donnée par :

$$[\text{Ca}^{2+}]_0^* = [\text{Ca}^{2+}]_t^* - F_{\text{CaO}} \cdot ([\text{SO}_4^{2-}]_t^* + [\text{NO}_3^-]_t - [\text{SO}_4^{2-}]_0^* - [\text{NO}_3^-]_0)$$

avec comme hypothèse : $[\text{NO}_3^-]_0 \cong 0$
 $F = \sin(90 [\text{Ca}_t^{2+}]^* / S)$

Le paramètre peut varier de 200 à 400 µéq/litre en fonction du type et de la localisation des eaux douces. Pour cette étude, la valeur de S et la relation permettant d'estimer la concentration originelle en anions établie par Février (1996) pour les eaux douces en Ardennes françaises est utilisée :

$$S = 300 \text{ µéq/l} \quad [\text{SO}_4^{2-} + \text{NO}_3^-]_0 = 0,16 \cdot [\text{BC}^*]_t$$

où : $[\text{BC}^*]_t$ représente la concentration en bases cationiques corrigée pour la contribution marine en utilisant le chlorure comme traceur.

III.1.3.3. Charge critique en azote et en soufre, CL(N), CL(S)

III.1.3.3.1. Le modèle FAB (First-order acidity balance model) et estimation des charges critiques

Le modèle FAB est basé sur une équation de bilan de charges pour l'écosystème lac + bassin versant :

$$a_N N_{\text{dép}} + a_S S_{\text{dép}} = b_1 Nu + b_2 Ni + Q ([\text{BC}]_0^* - [\text{ANC}]_{\text{lim}})$$

où : $N_{\text{dép}}$ et $S_{\text{dép}}$ représentent les dépôts atmosphériques en azote et en soufre
 Nu : quantité d'azote prélevée par les végétaux (forêts) et exportée de l'écosystème
 Ni : quantité en azote immobilisée dans le sol
 Q : run-off
 $[\text{BC}]_0^*$: concentration originelle en bases cationiques dans l'eau du lac corrigé pour la contribution marine.
 $[\text{ANC}]_{\text{lim}}$: Acid Neutralisation Capacity.
 a_N , a_S , b_1 et b_2 : constantes sans dimension inférieure à 1 qui dépendent des propriétés du lac et du bassin versant.

Les charges critiques maximales et minimales en azote ($CL_{\max}(N)$; $CL_{\min}(N)$) et maximales en soufre ($CL_{\max}(S)$) s'estiment ensuite par les relations suivantes :

$$CL_{\max}(N) = [b_1 Nu + b_2 Ni + Q ([BC]_0^* - [ANC]_{lim})] / a_N$$

$$CL_{\min}(N) = (b_1 Nu + b_2 Ni) / a_N$$

$$CL_{\max}(S) = [Q ([BC]_0^* - [ANC]_{lim})] / a_s$$

L'estimation des différents paramètres nécessaires au calcul des charges critiques est donnée ci-dessous. A noter que les méthodologies appliquées pour estimer les valeurs de concentration en bases cationiques originelle, BC^*_0 , la valeur de l' ANC_{lim} , de Q et de Nu sont identiques à celles utilisées pour la méthode SSWC et ne sont donc pas reprises ici.

Ces relations, Cl_{\max} , Cl_{\min} , sont celles présentées dans le manuel de méthodologies (UBA, 1996). Des relations analogues, mais légèrement différentes, sont utilisées dans différents pays. Entre autres, au Royaume Uni, l'équation suivante est utilisée pour CL_{\min} :

$$CL_{\min}(N) = f Nu + (1-r) \cdot Ni + N_{de}$$

Avec r : ratio « surface lac/surface bassin versant »

A. Quantité d'azote immobilisée Ni

La valeur d'immobilisation de l'azote dans les sols (Ni) est la moyenne des valeurs retenues pour les forêts de feuillus ($7.7 \text{ kgN ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) et de résineux ($5.6 \text{ kgN ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$), soit $6,65 \text{ kgN ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$.

B. Estimation des constantes, a_N , a_S , b_1 et b_2

Il s'agit de constantes sans dimension de valeurs inférieures à 1. Ces constantes sont directement dépendantes des caractéristiques des bassins versants et des lacs. Les valeurs sont attribuées d'après les relations :

$$a_N = [1 - f_{de} (1-r)] (1 - \rho_N)$$

$$a_S = 1 - \rho_S$$

$$b_1 = f (1 - f_{de}) (1 - \rho_N)$$

$$b_2 = (1 - r) (1 - f_{de}) (1 - \rho_N)$$

Le paramètre r est égal au ratio « surface lac/surface bassin versant » et le paramètre f correspond à la fraction de forêts dans le bassin.

- la superficie des bassins versants a d'abord été estimée par PEGASE. Cependant, pour les lacs d'Eupen et de la Gileppe, un calcul supplémentaire a dû être réalisé. En effet, ces lacs reprennent non seulement le bassin versant "hydrographique" (Vesdre et Getzbach pour le lac d'Eupen et Gileppe pour le lac de la Gileppe) mais également des portions d'autres rivières captées (Helle et Soor);
- la superficie des lacs a été reprise de l'Etat de l'Environnement wallon (EEW), 1992;
- les fractions de forêts (f) proviennent de PEGASE.

Les paramètres ρ_N et ρ_S représentent respectivement les fractions en azote et en soufre retenues dans les lacs. L'estimation de ces paramètres passe par le calcul de deux constantes cinétiques sN et sS . A défaut de données pouvant estimer ces constantes cinétiques, des valeurs moyennes ont été choisies sur base des données recommandées dans le manuel des méthodologies. Les calculs ont donc été réalisés avec ces valeurs moyennes pour obtenir des valeurs théoriques ρ_N et ρ_S (nommée ρ_{N0} et ρ_{S0}) suivant les relations suivantes :

$$\rho_{S0} = sS / (sS + Q/r)$$

$$\rho_{N0} = sN / (sN + Q/r)$$

Pour le soufre, les valeurs théoriques des fractions retenues dans les lacs (ρ_{S0}) obtenues par cette relation sont utilisées pour les calculs.

En ce qui concerne l'azote, les valeurs calculées par la relation donnée ci-dessus, avec $sN = 5m/an$, donne les résultats suivants :

Lacs	ρ_{N0}
Bütgenbach	0,14
Robertville	0,06
Eupen	0,11
Gileppe	0,22
Ry de Rome	0,21
Nisramont	0,01
Plate Taille	0,82

Certaines valeurs semblent peu raisonnables compte tenu de la spécificité des lacs, ainsi :

- pour le lac de Bütgenbach, fortement influencé par les rejets directs azotés, la fraction dénitrifiée dans le lac (ρ_N) a été fixée à 0,2. Cette valeur a également été prise pour le lac de Robertville;
- pour les lacs d'Eupen, de la Gileppe et du Ry de Rome, très peu pollués, la valeur d'Eupen fut considérée soit 0.10.
- pour le lac de Nisramont, la valeur de 0.01 a été gardée;
- pour le lac de la Plate Taille, assez spécifique (tête de bassin), la valeur théorique de 0.82 a été ramenée à 0.25.

C. Estimation du taux de dénitrification.

Le manuel de méthodologies donne pour f_{de} une fourchette variant de 0,20 à 0,80. Les faibles flux d'azote mesurés à l'exutoire pour les bassins versants peu soumis à l'action anthropique (Eupen, Gileppe, Ry de Rome) laissent prévoir que ce facteur devrait être assez élevé.

Il est à noter que l'estimation de l'azote dénitrifié pour les écosystèmes aquatiques ne correspond pas totalement à l'azote dénitrifié dans les écosystèmes forestiers. En effet, lors du transfert de l'eau du bassin versant vers les rivières à travers les milieux qui bordent les rivières (zones

ripariennes), des phénomènes de dénitrification très intenses peuvent intervenir (voir par exemple Meybeck et al. 1998). Ces phénomènes peuvent dénitrifier 50 % et plus de l'azote lessivé.

Le facteur f_{de} peut cependant être estimé en faisant un bilan " simplifié" de l'azote au niveau du bassin versant :

$$N_{leach} = N_{dep} - Ni - Nu - N_{de}$$

ce qui, si on connaît les différents termes, permet d'estimer f_{de} de la manière suivante :

$$N_{de} = N_{dep} - Ni - Nu - N_{leach}$$

$$f_{de} = N_{de} / (N_{dep} - Ni - Nu)$$

Le tableau ci-dessous reprend, pour les lacs non influencés par des rejets anthropiques directs, les éléments qui permettent d'estimer ce facteur.

Tableau : Estimation du paramètre f_{de} pour les lacs non anthropisés.

		Lac d'Eupen	Lac de la Gileppe	Lac du Ry de Rome
N_{leach}	Flux azote mesuré (méthode SSWC)	0.13	Kéq/ha/an 0.09	0.17
N_{dep}	Flux azote déposé	1.89	1.85	1.39
Ni	Flux azote immobilisé (5 kgN.ha ⁻¹ an ⁻¹)	0.36	0.36	0.36
Nu	Flux azote exporté	0.36	0.39	0.41
N_{de}	Flux de dénitrification recalculé = $N_{dep} - Ni - Nu - N_{leach}$	1.04	1.01	0.45
f_{de}	= $N_{de} / (N_{de} - Ni - Nu)$	0.89	Estimation f_{de} 0.91	0.73

On voit que le paramètre f_{de} est important (entre 0.73 et 0.91). La valeur maximum du manuel de méthodologies (1996) sera donc utilisée, soit 0,8.

D. Charges critiques en azote eutrophisant, $CL_{nut}(N)$

Le modèle FAB peut également estimer la charge critique en azote eutrophisant pour les eaux. La relation proposée est la suivante :

$$CL_{nut}(N) = (b_1 Nu + b_2 Ni + N_{le,acc}) / a_N$$

L'usage de cette équation nécessite d'estimer le paramètre $N_{le,acc}$ désignant la quantité acceptable en azote lessivée. Ce paramètre peut être pris égal au produit du débit (Q) par une concentration « acceptable » à définir. Différentes méthodes peuvent être envisagées pour estimer cette valeur acceptable :

- sur base des estimations faites pour les écosystèmes forestiers, considérant la concentration actuelle dans les eaux de surface comme acceptable ;
- sur base du rapport azote/phosphore (CCE Status report 1993, pp107)
- sur base des directives européennes pour la protection des eaux souterraines.

III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET RETOMBÉES:

Les calculs réalisés pour les lacs sont basés sur la valeur proposée par le prof. Descy (URBO-FUNDP) dans le cadre des travaux relatifs à la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau 2000/60/CE. La valeur de concentration acceptable pour ces lacs a donc été prise à la valeur de 20 g NO₃⁻/m³.

Les valeurs des paramètres calculés pour chaque lac de barrage ainsi que les valeurs de charges critiques sont données à l'annexe III.6.6.

III.1.4. VÉGÉTATION NATURELLE OU SEMI-NATURELLE

III.1.4.1. Choix des Méthodes de calcul

En Région wallonne, les zones naturelles ou d'intérêt biologique sont principalement renseignées :

- au plan de secteur sous la mention : « zone naturelle » La zone naturelle concerne directement la conservation de la nature. La zone naturelle est « destinée au maintien, à la protection et à la régénération du milieu naturel de grande valeur biologique ou abritant des espèces dont la conservation s'impose, qu'il s'agisse d'espèces des milieux terrestres ou aquatiques. Cette appellation du nouveau CWATUP recouvre les anciennes appellations « zone naturelle » et « zone naturelle d'intérêt scientifique ». En cartographiant uniquement les zones naturelles, nous n'avons pas l'ensemble des sites intéressants. En effet, certains sites sont situés en zone d'habitat, agricole et même industrielle.
- par le réseau NATURA 2000. Ce réseau reprend :
 - les zones de protection spéciales (ZPS) (directive européenne 79/409) qui concernent les habitats sensibles et des zones noyaux soumises à une protection restrictive.
 - Les zones spéciales de conservation (ZSC) accueillant des habitats et espèces dont la conservation doit être prioritairement assurée.A ce jour, les limites NATURA 2000 sont peu précises. Les surfaces mentionnées sont excessives par rapport à la surface des sites d'intérêt (Si un site se trouve dans la vallée de l'Ourthe, « Une grande partie de la vallée » est reprise). L'identification des sites à partir du réseau NATURA2000 occasionnerait une surestimation des surfaces à protéger.
- par les sites gérés par NATAGORA et Ardenne et Gaume. Ces sites sont compris à 99% dans le réseau NATURA 2000 et normalement l'ensemble dans l'inventaire des Sites de Grand Intérêt Biologique.

- par la liste des habitats de la typologie CORINE présents en Wallonie. De cette liste d'habitats jointe en annexe, nous proposons de retenir les habitats mentionnés dans le tableau 8. Ces habitats sont repris dans les catégories principales : code débutant par 3 : Fourrés et prairies et code débutant par 5 : Tourbières et marais.

La cartographie des zones d'intérêt (zone naturelle au plan de secteur, sites NATURA 2000 et habitats CORINE), indique la forte variabilité en terme de surface.

De nombreux projets d'inventaire des données relatives à des sites d'intérêt biologique ont été lancés depuis plusieurs années en Wallonie. Afin de rassembler toutes ces données dans un seul système, le programme « Inventaire des Sites de Grand Intérêt Biologique (SGIB) » a été lancé. Les sites de grand intérêt biologique (SGIB) correspondent à des unités géographiques homogènes (de 0,1 à plus ou moins 10 hectares). L'intérêt biologique est motivé par la présence d'espèces ou d'habitats protégés, d'espèces ou d'habitats menacés ou même d'espèces ou d'habitats jugés intéressants (naturalistes). Cet inventaire est le plus complet, mais pas exhaustif, et pourrait être utilisé pour la cartographie des charges

critiques. A ce stade, la cartographie des SGIB reprend le nom du site, comme par exemple Vallée de la Hoëgne, Etang de Bervercé..., mais pas le type de végétation.

Etant donné la variété biologique des espèces et donc leur sensibilité à l'acidité, le calcul de valeurs de charges critiques pour chaque variété est impossible.

Il est important de signaler que sur un site d'intérêt ne pousse pas une seule espèce végétale, mais est présente une association végétale.

Par exemple, si l'on considère les pelouses calaminaires, cette formation herbacée est renseignée dans le décret du 06/12/01 sous le code 6130 : Pelouse calaminaire du *Violetalia calaminariae*.

Tableau : Liste des habitats naturels visés à l'annexe I de la Directive 92/43/CEE et repris à l'annexe VIII du décret du 06/12/01.

Code	Prioritaire *	Habitats
6130		Pelouse calaminaire du <i>Violetalia calaminariae</i>

Les espèces constituant cette pelouse calaminaire du *Violetalia calaminariae* sont les suivantes :

1. **Pensée calaminaire** *Viola calaminaria*,

La pensée calaminaire de la famille des Violacées, d'une taille comprise entre 8 et 40 cm, a une floraison de mai à juillet. Elle se rencontre dans des prairies et pelouses sur sols calaminaires. On la rencontre sur les terrains calaminaires des environs de Liège, des bassins de la Vesdre et de la Gueule et des environs d'Aix-la-Chapelle (*Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines, Quatrième édition. Lambinon, De Langhe, Delvosalle, & Duvigneaud.*).

2. **Tabouret calaminaire** *Thlaspi caerulescens* subsp. *calaminare*,

Le Tabouret de la famille des Brassicacées, d'une taille de 15 à 25 cm, a une floraison d'avril à juillet. La sous-espèce *calaminare* généralement pérennante pousse sur des sols calaminaires ou dans leur voisinage. Elle se rencontre sur les terrains calaminaires des environs de Liège, des bassins de la Vesdre et de la Gueule et des environs d'Aix-la-Chapelle (*Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines, Quatrième édition. Lambinon, De Langhe, Delvosalle, & Duvigneaud.*).

3. **Gazon d'Olympe calaminaire** *Armeria maritima* subsp. *Halleri*,

Le Gazon d'Olympe, de la famille des Plombaginacées a une floraison de mai à octobre. La sous-espèce *halleri* se rencontre sur des pelouses et déblais des terrains calaminaires des environs de Liège, des bassins de la Vesdre et de la Gueule et des environs d'Aix-la-Chapelle (*Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines, Quatrième édition. Lambinon, De Langhe, Delvosalle, & Duvigneaud.*).

4. **Silène enflé calaminaire** *Silene vulgaris* subsp. *vulgaris* var. *humilis*.

La silène *vulgaris* de la famille des Caryophyllacées a une floraison de mai à octobre. On la rencontre dans les friches, pelouses, coupes forestières, moissons, bord des chemins, terrains vagues, principalement sur des sols calcaireux. Cette sous-espèce est très variable en ce qui concerne la taille, le port, la forme et les dimensions des feuilles. On distinguera notamment une variante à tiges étalées sur le sol, ascendantes et à limbe foliaire étroit, particulièrement caractérisée dans les pelouses et sur les déblais calaminaires (sol riche en zinc). Ce taxon a été rapporté à la var. *humilis* (*Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des Régions voisines, Quatrième édition. Lambinon, De Langhe, Delvosalle, & Duvigneaud.*).

5. **Lichen calaminaire** *Stereocaulon nanodes*.

Ce lichen qui colonise divers substrats artificiels plus ou moins riches en métaux lourds (zinc et plomb principalement) a été relevé, sur l'île aux Corsaires, par Lambinon entre 1959 et 1964 (Lambinon, 1964. *Stereocaulon nanodes* Tuck. en Wallonie et Rhénanie. Lejeunia, n.s., 27).

Les espèces *Viola calaminariae* et *Armeria maritima* sont reprises dans la liste des espèces végétales menacées en Wallonie (annexe VIb du décret du 06/12/01- Natura 2000).

Ces espèces menacées sont au sens du décret intégralement protégées, à tous les stades de leur cycle biologique.

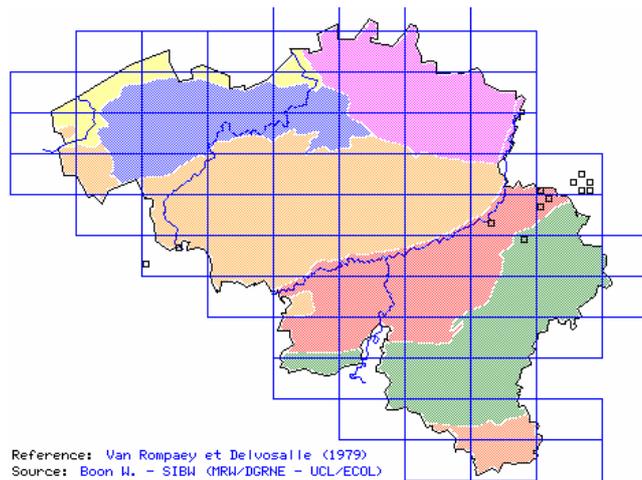
Tableau : Liste des espèces végétales menacées en Wallonie (annexe VIb du décret du 06/12/01).

Famille	Nom latin	Nom français
Plumbaginaceae	<i>Armeria maritima</i> subsp. <i>halleri</i>	Gazon d'Olympe
Violaceae	<i>Viola calaminaria</i>	Pensée calaminaire

Les cartes ci-dessous donnent une répartition d'espèces végétales en Belgique (évaluation faite fin des années 60) (issu de <http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/especes/distri.plantes1.html>).

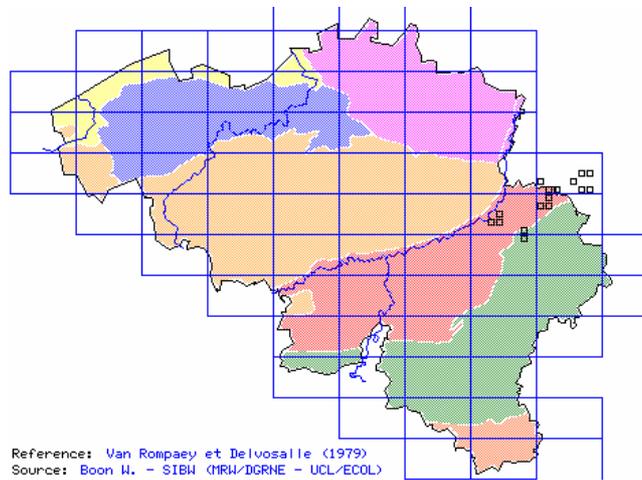
Ces espèces sont reprises dans la liste des espèces végétales menacées en Wallonie (annexe VIb du décret du 06/12/01- Natura 2000).

III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET RETOMBÉES:



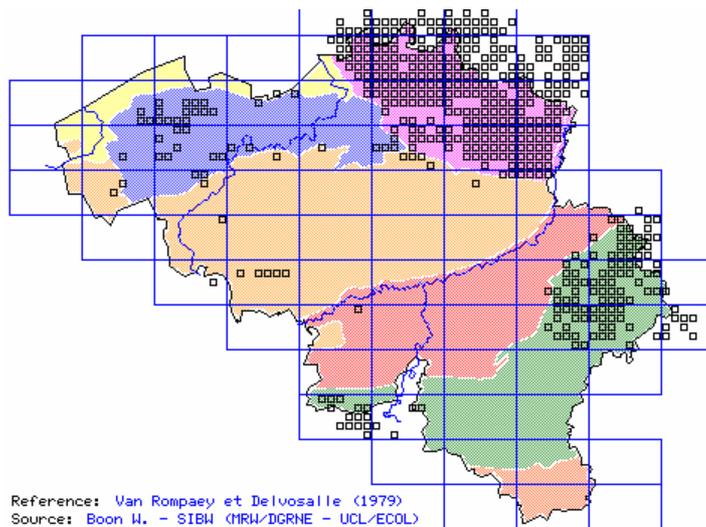
Reference: Van Rompaey et Delvosalle (1979)
Source: Boon W. - SIBW (MRW/DGRNE - UCL/ECOL)

0695 - *Armeria maritima* var. *halleri* (Wallr.) Mansf.



Reference: Van Rompaey et Delvosalle (1979)
Source: Boon W. - SIBW (MRW/DGRNE - UCL/ECOL)

0432 - *Viola calaminaria* Lej.



Reference: Van Rompaey et Delvosalle (1979)
Source: Boon W. - SIBW (MRW/DGRNE - UCL/ECOL)

0701 - *Erica tetralix* L.

Figure : Localisation d'espèces végétales en Belgique

En considérant que :

- les sites d'intérêts sont composés d'associations végétales, de sensibilité différente à l'acidité (illustrés par les études de De Grande 1993 et Zwaenepoel 1993),
 - certaines espèces peuvent être relevées sur l'ensemble du territoire ou bien uniquement localement (*Viola Calaminaria*, spécifique à un type de sol),
- il est utopique de vouloir calculer les charges critiques pour chaque espèce.

A ce stade, il est proposé de retenir certains habitats de la typologie CORINE présents en Wallonie et faute de données suffisantes pour calculer les valeurs de charges critiques pour ces habitats, nous nous baserons sur l'étude réalisée en Flandre :

- Meykens & Vereecken, MIRA/2001/04. Ontwikkeling en integratie van gevoeligheidskaarten voor verzuring en vermessing van ecosystemen in Vlaanderen.

Le tableau III.1.4.1 reprend la liste des habitats CORINE présents en Wallonie et leur alloue une valeur de charge critique par correspondance aux travaux flamands.

Comme la cartographie CORINE land Cover de 2000 ne reprend malheureusement pas la même nomenclature que celles de la liste des habitats de la typologie CORINE présent en Wallonie, des regroupements sont effectués afin de correspondre à la nomenclature CORINE LAND COVER limitée aux thèmes utilisés en Belgique. Le tableau III.1.4.2 reprend les habitats retenus et les valeurs de charges critiques allouées.

Par principe de précaution, nous avons alloué aux sites wallons retenus la valeur minimale de charges critiques d'acidité potentielle et les valeurs de charges critiques en N et S correspondantes.

La cartographie des valeurs de charges critiques est donnée à l'annexe III.6.5.

III.1.4.2. Perspectives

Afin de pouvoir, dans le futur, calculer les valeurs de charges critiques pour la végétation naturelle ou semi-naturelle, il y aurait lieu de connaître les valeurs des paramètres suivants pour chaque type de végétations :

Application de la méthode SMB.

1. La quantité de dépôts en bases cationiques $BC_{dep} - Cl_{dep}$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
2. La quantité de bases cationiques prélevée par la végétation BCu en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
3. La quantité de bases cationiques produite par l'altération des matériaux ANC_w
4. L'alcalinité drainée $Al_{le} + H_{le}$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
5. La quantité d'azote immobilisée dans les sols Ni en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
6. La quantité d'azote dénitrifiée dans les sols Nde en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
7. La quantité d'azote prélevée par la végétation Nu en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$
8. La quantité acceptable d'azote lessivée $N_{le(acc)}$ en $eq.ha^{-1}.an^{-1}$

Si le modèle dynamique est utilisé les paramètres supplémentaires suivants sont nécessaires :

9. La concentration en acides organiques Corg en éq/m^3
10. Les constantes d'échange K_{AIBc} et K_{HBc}
11. La pression partielle en CO_2
12. La CEC
13. Le taux de saturation en bases
14. Le pool en Carbone
15. Les ratios C:N

Etant donné qu'une des dernières tendances pour estimer l'excès d'azote ou de soufre dans un écosystème est le lessivage de ces éléments, la pose de lysimètres serait utile (16^{ème} CCE Workshop, avril 2006. Working Group on Effets).

Tableau III.1.4.1 : Liste des habitats CORINE issus de la liste des habitats de la typologie CORINE présents en Wallonie avec leur statut de protection dans la Directive européenne 92/43/CEE et valeurs de charges critiques allouées sur base de l'étude flamande.

Liste des habitats CORINE présents en Wallonie	Statut*	Commentaires	Classification flamande	CLmax (Ac)pot ég/ha an	CLmax(N) ég/ha an	CLmax(S) ég/ha an	CLnut(N) ég/ha an
				Travaux flamands			
Fourrés et prairies							
31. Landes et fourrés tempérés							
31.1. Landes humides	N-P	Sol tourbeux à paratourbeux	NAHE	906	2339	1655	786
31.2. Landes sèches (nardo-Callunetea)	N-P	Sol silicieux, podzolisé	DRHE	753	2185	1645	643
31.8 Fourrés eurasiatiques occidentaux	N-P	Formation post ou pré-forestière	NZGR	826	1754	871	1143
34. Pelouses calcaires et steppes	P et N-P	Sol calcaire	KAGR	2198	4572	1893	1286
35. Pelouses silicicoles sèches (Thero-Aiion ; Nardo-Galion saxatilis, Aira Caryophyllea)	P et N-P	Comprend des pelouses sur sol acide, sec, bien drainé	ZUGR	1005	2026	1566	500
37. Prairies humides et mégaphorbiaies	N-P	Sol riche en nutriments, fauché ou pâturé	CUGR - NZGR	757 – 825 (791)	1677-1754 (1715)	802-871 (836)	1143-1143 (1143)
38. Prairies mésophiles	N-P	Prairies de fauche	CUGR - NZGR	757 – 825 (791)	1677-1754 (1715)	802-871 (836)	1143-1143 (1143)
Tourbières et marais							
51. Tourbières hautes (Molinia Caerulea, Erica Tetralix)	P et N-P	Acide et oligotrophe. Tirent leurs ressources en eau et nutriments exclusivement des précipitations	DRHE	753	2185	1645	643
53. Végétation de ceinture		Zone humide	NAHE	906	2339	1655	786
54. Bas-marais, tourbière de transition et sources	P et N-P	Sol acide et calcaire	NAHE	906	2339	1655	786

* catégories CORINE reprenant des sites « Non-prioritaires » (N) et/ou Prioritaires (P) selon 92/43/CEE I].

DRHE : droge heide ; NAHE : natte heide ; ZUGR : zuur grasland ; NZGR : neutral-zuur grasland ; KAGR : kalkgrasland ; CUGR : cultuurgrasland vallend onder nultbemesting.

Tableau III.1.4.2 : Nomenclature de CORINE Land Cover 2000 et attribution de valeurs de charges critiques sur base de l'étude flamande.

Nomenclature CORINE de la catographie CORINE Land Cover 2000	Commentaires	Code flamand	CLmax (Ac)pot ég/ha an	CLmax(N) ég/ha an	CLmax(S) ég/ha an	CLnut(N) ég/ha an
3. Forêts et milieux semi-naturel						
3.2. Milieux à végétation arbustive et/ou herbacée						
3.2.1. Pelouse et pâturages naturels	Sur dunes de sable ou terrains calcaires	KAGR	2198	4572	1893	1286
3.2.2. Landes et broussailles	Grandes zones de Landes + dunes fixées par végétation buissonnante + zones de friches urbaines et industrielles	DRHE	753	2185	1645	643
3.2.4 Forêts et végétation arbustive en mutation	Végétation arbustive ou herbacée avec arbres épars. Inclus les coupes à blanc.	NZGR	826	1754	871	1143
4. Zones humides						
4.1. Zones humides intérieures						
4.1.1. Marais intérieurs	Terres basses inondables et +- saturé en eau en toutes saisons	NAHE	906	2339	1655	786
4.1.2. Tourbières	Terrains spongieux humides. Mousses + matières végétales	NAHE	906	2339	1655	786

III.2. CALCUL ET CARTOGRAPHIE DES DEPOTS ANNUELS EN N ET S A PARTIR DES DONNEES D'IMMISSION

III.2.1. TYPE DE DONNÉES UTILISÉES

Cette partie est consacrée à l'estimation des niveaux actuels (SO₂, NO_x) et des charges actuelles (N, S, acidité) en polluants. Les niveaux actuels font référence aux concentrations en polluants dans l'air, tandis que les charges réfèrent aux retombées atmosphériques via la pluie ou via les dépositions sèches.

Afin de déterminer ces niveaux/charges, les données issues de réseaux permettant la mesure et le suivi de la qualité de l'air en Belgique sont utilisées.

Le tableau III.2.1 ci-dessous reprend les différents réseaux belges et le nombre de stations utilisées pour ces estimations.

Tableau III.2.1 : Inventaire des réseaux belges

Déposition sèche			
Type de réseau	Nombre de stations		Polluants mesurés
	Belgique	Wallonie	
Réseau télémétrique	61	21	SO ₂
	22	6	NO
	22	6	NO ₂
Réseau métaux lourds	10	10	SO ₄ ²⁻
Déposition humide			
Type de réseau	Nombre de stations		Polluants mesurés
	Belgique	Wallonie	
Réseau pluie	9	5	Cl ⁻ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺

Les stations mentionnées dans ce tableau sont celles qui possèdent au moins 50% de données et qui ne sont pas trop influencées par des effets locaux. Ceci est en conformité avec les recommandations portant sur la localisation des stations de mesures (Manuel de Méthodologies, 1996). Pour la déposition due au SO₂, la station 42R822 de la zone industrielle d'Antwerpen n'a pas été envisagée ni la station 41B003 trop fortement influencée par le trafic à Bruxelles pour le dépôt dû au NO_x.

Les niveaux actuels et les charges actuelles peuvent être obtenus par les relations énoncées ci-dessous.

III.2.2. NIVEAUX EN SO_x

Les données de SO_x proviennent du réseau télémétrique et du réseau métaux lourds.

$$\text{SO}_x = \text{SO}_2 + \text{SO}_4 \quad \text{exprimé en } \mu\text{g SO}_2 / \text{m}^3$$

Au niveau du pouvoir acidifiant du sol, une mole de SO_x forme 2 moles de H⁺.

III.2.3. NIVEAUX EN NO_x

Les estimations des niveaux en NO_x s'effectuent en sommant les concentrations moyennes annuelles en NO et en NO₂ :

$$\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2 \quad \text{exprimé en } \mu\text{gNO}_2 / \text{m}^3$$

Au niveau du pouvoir acidifiant du sol, une mole de NO_x (ou NH_x) forme 1 mole de H⁺.

III.2.4. DÉPOSITIONS EN ACIDITÉ POTENTIELLE NETTE

L'évaluation des charges critiques fait référence à la nature basique ou acide des retombées atmosphériques à l'aide de la notion d'acidité potentielle nette retenue comme grandeur pertinente. La valeur de cette grandeur peut être établie suivant les méthodes source-récepteur ou récepteur. La première envisage la dispersion des émissions relatives au domaine espace-temps considéré en tenant compte de la météorologie correspondante. La seconde, celle envisagée dans cette étude, repose entièrement sur l'exploitation des mesures *in situ* de pollution (immissions) et de pluie établies par les réseaux de mesures opérationnels sur le territoire de la Belgique fédérale. L'acidité potentielle nette Ac_{npot} se définit par

$$\text{Ac}_{\text{npot}} = \text{Ac}_{\text{pot}} - \text{BC} = (\text{SO}_x + \text{NO}_y + \text{NH}_x + \text{Cl}^-) - (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+)$$

qui fait intervenir :

les sulfures oxydés	SO _x	= SO ₂ + SO ₄ ²⁻	
les azotes oxydés	NO _y	= NO _x + NO ₃ ⁻ + HNO ₃	= (NO + NO ₂) + NO ₃ ⁻ + HNO ₃
l'azote réduit	NH _x	= NH ₃ + NH ₄ ⁺	
bases cationiques	BC	= Bc + Na ⁺	= (Ca ²⁺ + Mg ²⁺ + K ⁺) + Na ⁺

La présence du sodium Na⁺ fait appel aux seules sources marines. Ce cation, pour ce qui est de la zone côtière de l'Europe de l'Ouest, provient du transport par les vents des aérosols marins sur une bande d'une profondeur égale à celle de la Belgique (Draaijers *et al.*, 1997). Ces apports de sodium et autres éléments associés, S, Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, et K⁺, qui n'ont pas une origine anthropique sont retirés des apports totaux en utilisant la relation énoncée au §III.1.2.3. Il est à noter que lorsqu'on effectue la correction sur le chlorure et le magnésium, des apports négatifs sont parfois obtenus. Ceci tente à indiquer que soit les coefficients de corrections proposés par le manuel des méthodes ne reflètent pas la situation wallonne, soit le fait de considérer que l'entièreté du sodium est d'origine marine est erroné (une fraction trop importante des autres composés serait donc soustraite). Quoiqu'il en soit, une valeur égale à zéro est attribuée dans pareil cas.

Une fois la correction introduite dans l'expression de l'acidité potentielle nette Ac_{npot} pour chacun des sels, cette acidité peut être calculée sans tenir compte du Na^+ puisque la partie Na^+ de l'acidité potentielle Ac_{pot} a pour coefficient 1,284 et le coefficient Na^+ de la partie BC la valeur de 1,292, soit une très faible valeur de pondération pour la résultante en Na^+ . Cet effet compensatoire dans le bilan permet simplement de travailler sur la définition initiale de l' Ac_{npot} en considérant l'équivalence suivante :

$$Ac_{npot}^* \cong Ac_{npot} = Ac_{pot} - BC$$

* retrait des apports marins.

La déposition totale possède une composante humide et une composante sèche :

- La composante humide globalise les effets dus à la pluie d'une manière directe par un lessivage de l'air (wash-out) ou indirecte lorsque les polluants ont été absorbés par les gouttelettes d'eau nuageuse (rain-out). Les données sont issues du réseau pluie en Belgique et de la station de Revin au Nord de la France (réseau Mera).

Avec les données de concentrations de l'eau de pluie (mg/l) et les mesures des quantités de précipitations, exprimées en mm d'eau ou l/m^2 , une quantité annuelle de dépôts humides est calculée en kg/ha/an ou en éq H^+ /ha/an. Les stations du réseau climatologique belge géré par l'Institut Royal Météorologique fournissent les quantités totales de précipitations ("Bulletin mensuel des observations climatologiques, PARTIE I, IRM" lequel ne donne que les valeurs journalières et mensuelles pour 44 stations climatologiques). L'absence de valeurs mensuelles pour certaines stations pour l'année 1996 conduit à ne considérer que 41 stations sur les 44. A la station de Revin, le volume des précipitations est mesuré sur le site avec un pluviographe à auget basculant.

- La composante sèche se déduit des concentrations en polluants gazeux dans l'air étant donné que cette composante n'est pas mesurée directement. La déposition sèche d'un polluant gazeux X résulte du produit de la concentration du polluant X exprimée en $\mu g/m^3$ par la vitesse de déposition v_d exprimée en cm/s. Cette vitesse tient compte des processus biophysiques existant dans la couche limite atmosphérique au voisinage du sol et donc du type de couvert végétal. Cette déposition sèche s'exprime soit en kg par hectare et par an (kg/ha/an) si on s'intéresse à la masse du polluant déposée ou soit en équivalent par hectare et par an (éq H^+ /ha/an) si on s'intéresse à l'acidité du dépôt.

Les vitesses de déposition retenues pour les calculs sont fixées en fonction du couvert végétal comme indiqué dans le tableau III.2.2. Le couvert végétal considéré est celui issu de la carte d'occupation du sol de la Wallonie.

Tableau III.2.2 : Vitesses de déposition v_d (cm/s) en fonction de l'occupation du sol

	SO ₂	SO ₄ ²⁻	NO	NO ₂	NH ₄ ⁺	NH ₃
Terre agricole	0,72	0,20	0,15	0,33	0,15	0,8
Forêt de feuillus	0,60	0,35	0,15	0,33	0,15	0,8
Forêt de résineux	0,65	0,35	0,15	0,33	0,15	0,8
Forêt mixte	0,60	0,35	0,15	0,33	0,15	0,8
Habitat	1,70	1,00	0,15	0,33	0,15	0,8
Lac	0,55	0,15	0,15	0,33	0,15	0,8
Fagne	0,65	0,15	0,15	0,33	0,15	0,8
Autres	0,65	0,15	0,15	0,33	0,15	0,8

Source: Dumont, 1995

L'ammoniac (NH_3) n'étant plus mesuré dans l'air, seul le réseau pluie donne encore une information de son influence par la mesure de l'ammonium (NH_4^+). Pour éviter toute sous-estimation, l'ammoniac et l'ammonium dans l'air seront évalués chacun à partir de leur valeur moyenne annuelle en Wallonie au cours de la période d'avril 1989 à mars 1990 (Dumont, 1995). L'ammoniac aura pour concentration $2,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (357 éq H^+ /ha/an avec $v_d=0,8 \text{ cm/s}$) et $2,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (61 éq H^+ /ha/an avec $v_d=0,15 \text{ cm/s}$) pour l'ammonium.

Les aérosols d'acide nitrique HNO_3 ainsi que de nitrate NO_3^- ne sont pas mesurés dans l'air. Effectuer une estimation des dépositions sèches est dès lors délicat. Une valeur à proposer pour les aérosols de nitrates serait celle envisagée dans l'étude de l'acidification en Belgique, soit $5,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (42 éq H^+ /ha/an avec $v_d=0,15 \text{ cm/s}$) en moyenne annuelle (Dumont, 1995). Quant aux aérosols d'acide nitrique dans l'air, aucune mesure, ni même d'estimation, n'existe, pour la Belgique. La seule information vient de la Hollande où, durant la période 1980 à 1986, une valeur annuelle de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (301 éq H^+ /ha/an avec $v_d=3 \text{ cm/s}$) a été proposée pour l'ensemble du pays (Erisman *et al.*, 1989). Vu le manque important de données sur le territoire belge, il a été jugé préférable de ne pas considérer la contribution du HNO_3 et du NO_3^- dans cette étude.

Le rapport PIRENE « Analyse du cycle de vie de l'eau produite, distribuée et épurée – Dépositions atmosphériques de l'ULg 2004 », propose d'autres données de vitesses de déposition. Ces données de vitesses de dépositions sont issues du modèle de déposition canadien AURAMS (Zhang *et al.*, 2002).

Le rapport PIRENE émet des réserves quant à l'applicabilité de ces vitesses de déposition en Région wallonne. Afin d'analyser l'impact de l'application de ces vitesses de déposition, ces valeurs ont été intégrées dans le modèle de la Cellule CELINE.

Le calcul des retombées en N et S dans les écosystèmes forestiers à l'aide d'une part des vitesses de déposition (V_d) proposées par la Cellule CELINE et celles du modèle canadien indique que les retombées sont plus élevées avec les vitesses de déposition du modèle canadien.

Afin d'opérer un choix méthodologique, les résultats de ces deux simulations sont confrontées d'une part aux estimations EMEP et d'autres part aux valeurs moyennes mesurées dans les écosystèmes forestiers (tableau III.2.3).

Cette confrontation indique que :

- pour l'azote, les estimations EMEP se situent entre les estimations issues de la Cellule CELINE. Les quantités moyennes mesurées sous couverts forestiers sont plus proches de l'estimation réalisée par la Cellule CELINE avec les vitesses de déposition proposées par Dumont (1995).
- pour le soufre, les estimations EMEP sont supérieures aux estimations de la cellule CELINE. Les quantités moyennes mesurées sous couverts forestiers sont plus proches de l'estimation réalisée par la Cellule CELINE avec les vitesses de déposition proposées par Dumont (1995).

Sur base de cette analyse rapide, les vitesses de déposition proposées par Dumont de la Cellule CELINE sont conservées dans le cadre de ce travail. Etant donné que les divers modèles

surestiment les quantités déposées, des études complémentaires devraient être menées pour affiner ces modèles.

Tableau III.2.3 : Comparatif des quantités de retombées en N et S sous couverts forestiers.

	Retombées moyennes en éq/ha/an en forêts
	Année 2000
Retombées totales en N	
Estimation CELINE	
avec Vd de Dumont, 1995	1816
avec Vd canadiennes	2623
Estimation EMEP	2152
Données de pluviollessivats*	1213
Retombées totales en S	
Estimation CELINE	
avec Vd de Dumont, 1995	881
avec Vd canadiennes	1071
Estimation EMEP	1256
Données de pluviollessivats*	700

* valeurs moyennes pondérées en fonction de la surface globale de feuillus et de résineux.

III.2.5. DÉPOSITIONS TOTALES D'AZOTE

Les dépositions totales annuelles d'azote ($N_{\text{dép}}$) sont estimées en sommant les dépositions totales d'azote oxydé et réduit ayant chacune une composante humide et sèche.

La relation suivante est utilisée :

$$N_{\text{dép}} = \text{NO}_y + \text{NH}_x = (\text{NO} + \text{NO}_2)_{\text{sec}} + \text{NO}_3^-_{\text{humide}} + \text{NH}_3_{\text{sec}} + \text{NH}_4^+_{(\text{sec} + \text{humide})} \quad \text{en } \text{éq/ha/an.}$$

Les procédures d'estimations de ces différents paramètres ont été développées au point III.3.5. et ne sont donc pas reprises ici.

Le tableau III.2.4 reprend les quantités totales déposées sur le territoire wallon en fonction du temps. La cartographie des retombées dans les écosystèmes forestiers est donnée à l'annexe III.6.7 pour les années 1990, 1996, 2000 et 2004.

III.2.6. DÉPOSITIONS TOTALES DE SOUFRE

Les dépositions totales annuelles de soufre ($S_{\text{dép}}$) sont estimées à partir des dépôts secs et/ou humides en oxyde de soufre.

La relation suivante est utilisée :

$$S_{\text{dép}}^* = \text{SO}_x = \text{SO}_{2\text{sec}} + \text{SO}_4^{2-}_{(\text{sec} + \text{humide})} \quad \text{en } \text{éq/ha/an.}$$

L'exposant * indique que la correction de la contribution marine est effectuée sur les dépôts humides en utilisant la relation énoncée dans le chapitre II.1.2.3 qui utilise le sodium comme traceur. La valeur sélectionnée pour le rapport de concentration S/Na dans l'eau de mer est 0,12.

Les cartes de retombées en N et S des années 1990, 1996, 2000 et 2004 calculées sur base de la précédente méthodologie sont présentées à l'annexe III.6.7.

Le tableau III.2.4 reprend les quantités totales déposées sur le territoire wallon en fonction du temps.

Tableau III.2.4 : Calcul des retombées à partir des mesures de la qualité de l'air.

Retombées totales sur le territoire wallon	SO₂	NO_x	NH₃
	Calculé en Wallonie par la cellule CELINE Tonnes S ou N		
Retombées 1990	46853	$\Sigma N = 45.162$	
Retombées 1991	42117	$\Sigma N = 35.013$	
Retombées 1992	40764	$\Sigma N = 42.794$	
Retombées 1993			
Retombées 1994			
Retombées 1995			
Retombées 1996	42625	$\Sigma N = 42.625$	
Retombées 1997			
Retombées 1998	29770	$\Sigma N = 37.550$	
Retombées 1999	27909	$\Sigma N = 41.441$	
Retombées 2000	26049	$\Sigma N = 42.794$	
Retombées 2001	28924	$\Sigma N = 47.361$	
Retombées 2002	26218	$\Sigma N = 40.257$	
Retombées 2003	19114	$\Sigma N = 37.550$	
Retombées 2004	19452	$\Sigma N = 39.749$	
Retombées 2005			

III.3. CALCUL ET CARTOGRAPHIE DES DEPOTS ANNUELS EN N ET S A PARTIR DES DONNEES D'EMMISSION

III.3.1. TYPE DE DONNÉES UTILISÉES

Si les retombées en N et S sur le territoire wallon peuvent être calculées à l'aide de données d'immissions régionales, mesurées au niveau Régional, elles peuvent également être calculées par le modèle EMEP sur base des données d'émissions. Ce modèle EMEP intègre les données d'émissions des différents pays et calcule les retombées transfrontalières par maille de 50km x 50 km.

Le modèle EMEP a estimé les retombées en N et S depuis 1880. Etant donné qu'au niveau politique les efforts de réduction à consentir par pays sont basés sur les données EMEP, le calcul des excès basé également à partir des données EMEP sera intéressant .

Les figures 2, 3 et 4 illustrent l'évolution des dépositions moyennes, sur forêt et sur végétation en N et S par maille EMEP qui couvrent la Wallonie. Ces données EMEP sont issues du modèle VSD. La cartographie de ces retombées est donnée aux annexes III.6.8 et III.6.9 respectivement pour les écosystèmes forestiers et de végétation naturelle.

Pour couvrir la surface wallonne, 18 mailles sont retenues à savoir :

(60-43) (61-43)
Bruxelles (58-42) (59-42) (60-42) (61-42)
 (57-41) (58-41) (59-41) (60-41) (61-41) (62-41) *cette maille reprend surtout le Lux.*
 (56-40) (57-40) (58-40) (59-40) (60-40) (61-40) *ces mailles reprennent surtout la France*

Notons que essentiellement 11 mailles reprennent environ 90% de la Wallonie.

Le tableau III.3.1 ci-dessous reprend les mailles EMEP50x50km et donne le pourcentage du territoire belge compris dans la maille. Le passage des coordonnées polaires en coordonnées Lambert belge induit une distorsion des mailles et modifie donc la surface.

Présentées ici sous forme de graphique afin de visualiser l'évolution spatio-temporelle, une cartographie des années 1990, 2000 et 2010 peut être réalisée.

La quantité totale anthropique déposée en S et N au niveau Belge est également fournie par les rapports :

- EMEP MSC-W, (Status report 1997). Transboundary Air Pollution in Europe (part 2).
- rapport de Economic Commission for Europe « Clearing the air » (2004)
- EMEP MSC-W data note 1/2004 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Belgium.
- EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Belgium.

Sont repris dans le tableau III.3.2. ci-dessous, les quantités en S et N totales déposées en Belgique. Ces quantités sont estimées par modélisation sur base des quantités émises.

Tableau III.3.1 : Calcul des proportions du territoire des différentes Régions de Belgique reprises dans les mailles EMEP, après transformation des coordonnées polaires en coordonnées Lambert belge.

Mailles EMEP Coordonnées (i,j)	Région	Surface de la Région (m ²)	Surface Maille EMEP (m ²)	Proportion de la surface régionale par maille Emep (%)
56 ; 40	Wallonie	10702845,17	2267856971	0,47
56 ; 40	Flandre	111521296,85	2267856971	4,92
56 ; 41	Wallonie	174196,21	2278194612	0,01
56 ; 41	Flandre	1621925052,43	2278194612	71,19
56 ; 42	Flandre	498313127,51	2281603584	21,84
57 ; 40	Wallonie	83721695,71	2260830767	3,70
57 ; 40	Flandre	473703,63	2260830767	0,02
57 ; 41	Wallonie	597843331,1	2271011195	26,32
57 ; 41	Flandre	1458238174,91	2271011195	64,21
57 ; 42	Flandre	1733280477,25	2281603584	75,97
57 ; 43	Flandre	284941395,96	2283701365	12,48
58 ; 40	Wallonie	53224630,12	2253853398	2,36
58 ; 41	Wallonie	1883532066	2262971520	83,23
58 ; 41	Flandre	243783475,62	2262971520	10,77
58 ; 42	Wallonie	176308637,1	2273142890	7,76
58 ; 42	Bruxelles	162410737,9	2273142890	7,14
58 ; 42	Flandre	1934423515,01	2273142890	85,10
58 ; 43	Flandre	2135585661,77	2283701365	93,51
58 ; 44	Flandre	92725093,77	2269296584	4,09
59 ; 40	Wallonie	393216134,8	2246473482	17,50
59 ; 41	Wallonie	2153582763	2256215346	95,45
59 ; 42	Wallonie	1766768014	2266048299	77,97
59 ; 42	Flandre	499247822,21	2266048299	22,03
59 ; 43	Wallonie	23258068,47	2276684817	1,02
59 ; 43	Flandre	2250308290,95	2276684817	98,84
59 ; 44	Flandre	416429579,92	2276684817	18,29
60 ; 40	Wallonie	57758735,61	2239468550	2,58
60 ; 41	Wallonie	1935896891	2249977965	86,04
60 ; 42	Wallonie	2258841107	2258841107	100,00
60 ; 43	Wallonie	1190013379	2269296584	52,44
60 ; 43	Flandre	301312339,51	2269296584	13,28
61 ; 40	Wallonie	30515600,3	2232211552	1,37
61 ; 41	Wallonie	1963351020	2242087792	87,57
61 ; 42	Wallonie	1315279439	2250706294	58,44
61 ; 43	Wallonie	835974575,3	2260943504	36,97
62 ; 41	Wallonie	173399515	2242087792	7,73
Surface Belge		30648282388 (30518000000)		
Surface wallonne		16903362643 (16845000000)		
Surface flamande + Bruxelloise		13744919745		

(surface réelle)

III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET RETOMBÉES:

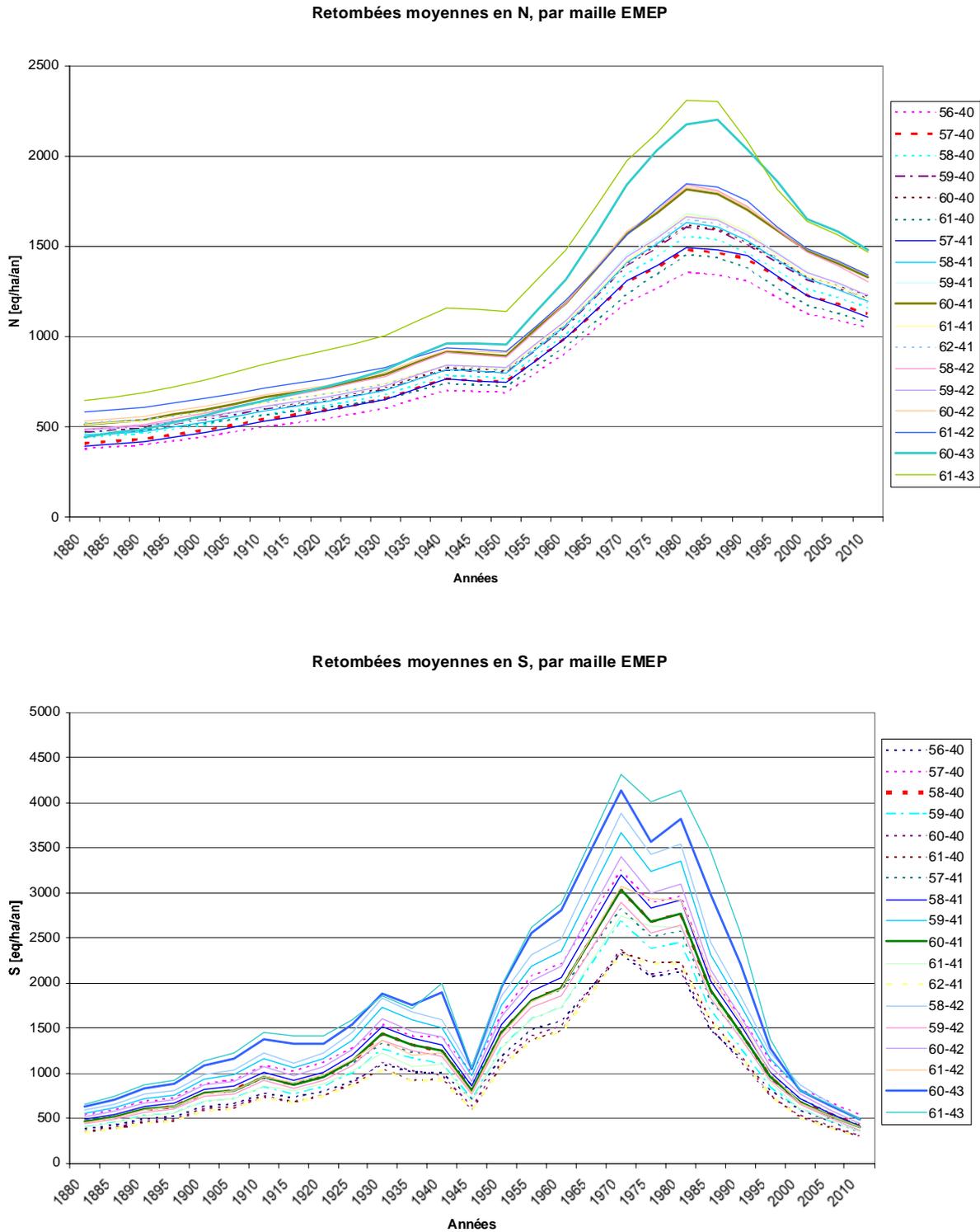


Figure III.3.1 : Retombées moyennes en N et S (exprimé en équivalent H^+ ; $N = 1 \text{ éq } H^+$ et $S = 2 \text{ éq } H^+$). Données EMEP. Mailles couvrant essentiellement la Wallonie.

III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET RETOMBÉES:

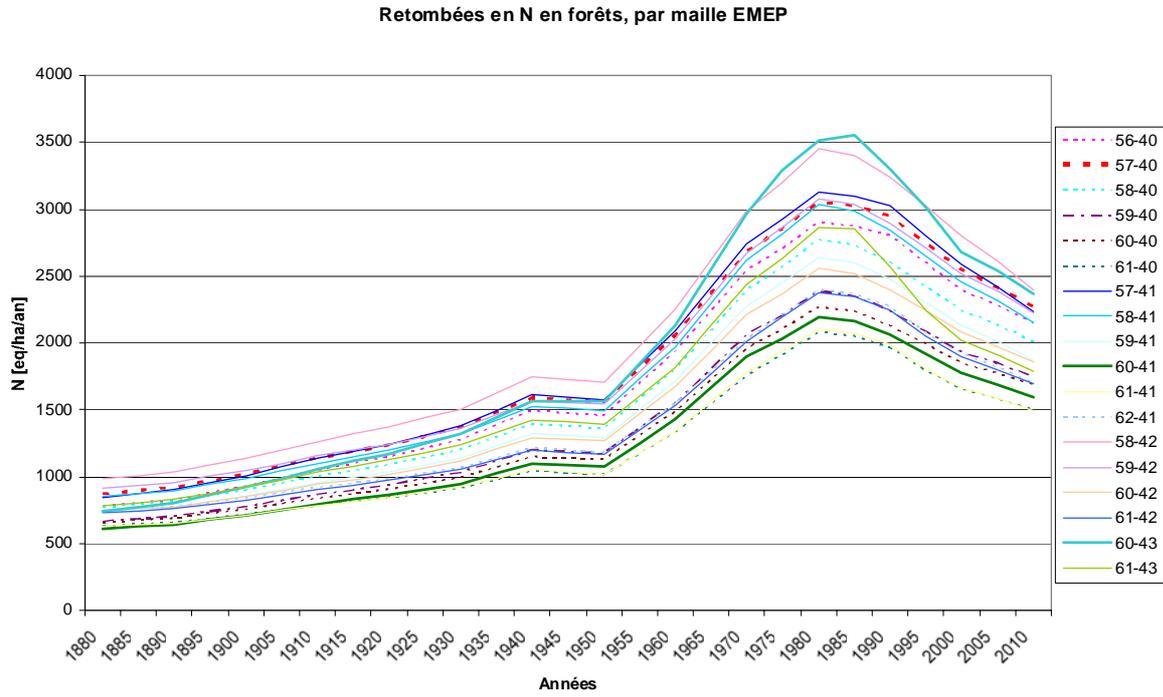


Figure III.3.2 : Retombées sous forêts en N et S. Données EMEP. Mailles couvrant la Wallonie

III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET RETOMBÉES:

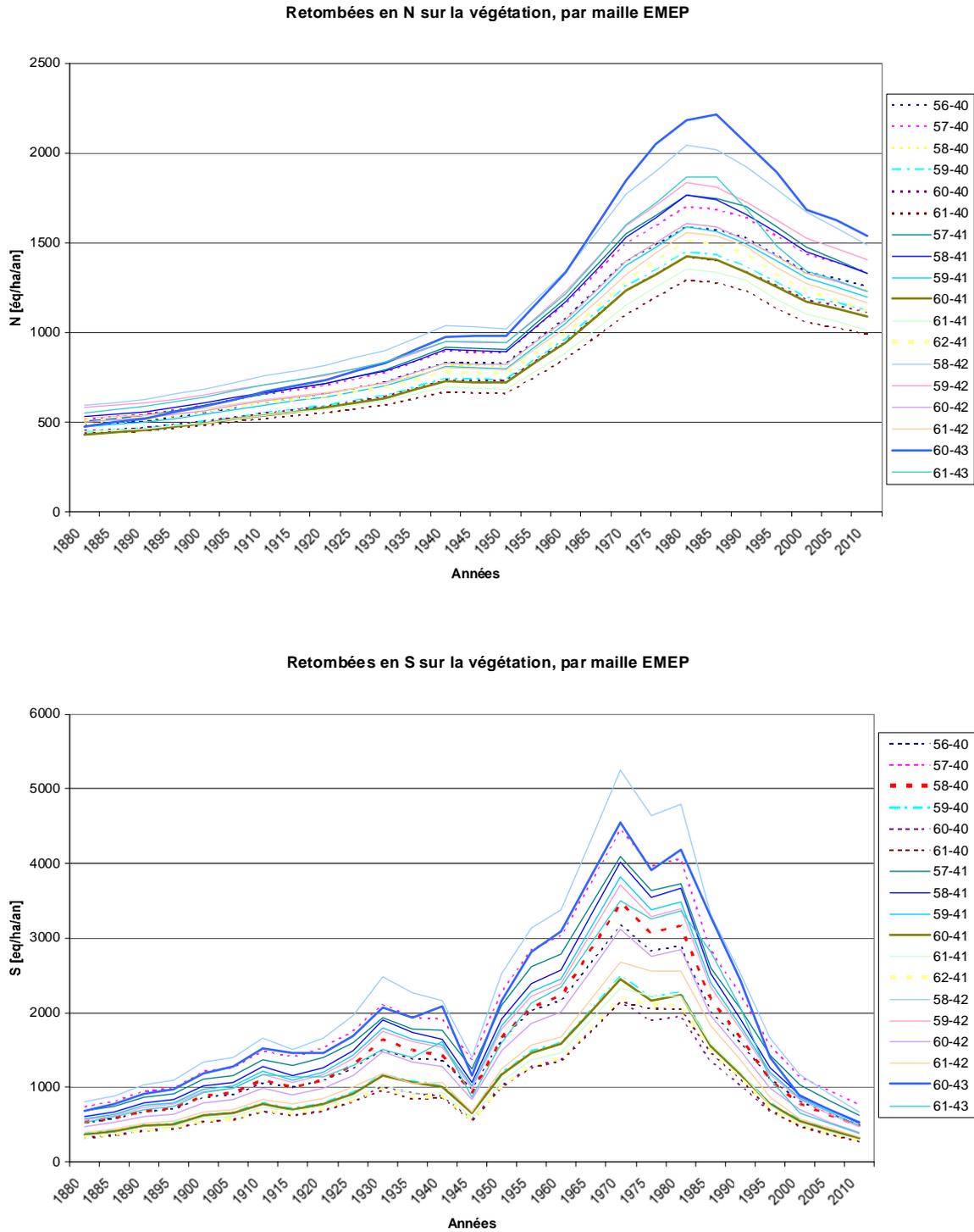
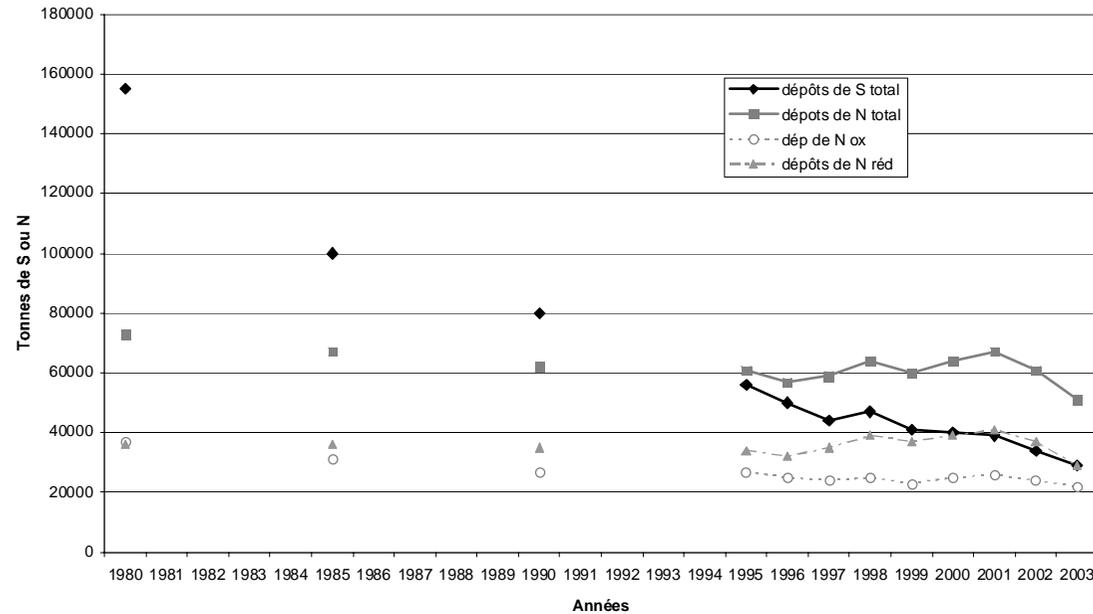


Figure III.3.3 : Retombées sur végétation en N et S. Données EMEP. Mailles couvrant la Wallonie

Tableau III.3.2. : Evolution des dépôts en S et N (oxydé et réduit) sur le territoire belge (issu de EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Belgium)

		Années											
	Unité	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
S dép	T de S	155000	100000	80000	56000	50000	44000	47000	41000	40000	39000	34000	29000
oxN dép	T de N	37000	31000	27000	27000	25000	24000	25000	23000	25000	26000	24000	22000
redN dép	T de N	36000	36000	35000	34000	32000	35000	39000	37000	39000	41000	37000	29000
Total N	T de N	73000	67000	62000	61000	57000	59000	64000	60000	64000	67000	61000	51000

Dépôts belges estimés : S et N



III.4. CALCULS DES DÉPASSEMENTS

III.4.1. ECOSYSTÈMES FORESTIERS ET VÉGÉTATION

Les calculs des dépassements des charges critiques en soufre, en azote ou en acidité sont effectués comme suit :

$$EX = A - CL$$

avec : EX est l'excès pour N, S ou Acidité.

A = Charge Actuel, soit $N_{\text{dép}}$, $S_{\text{dép}}$ ou AC_{pot}

CL = Charges critiques, $CL_{\text{max}}(N)$, $CL(N_{\text{nut}})$, $CL_{\text{max}}(S)$, $CL_{(Ac)\text{pot}}$.

La cartographie des dépassements est donnée aux annexes VI.1, VI.2, VI.3, VI.5, VI.6 et VI.7.

III.4.2. ECOSYSTÈMES AQUATIQUES

Les calculs de dépassements s'effectuent différemment pour les résultats issus de la méthode SSWC, empirique et FAB.

Pour la méthode SSWC et empirique

$$EX_{(Ac)} = S^*_{\text{dép}} + N_{\text{less}} - CL_{(Ac)} \quad (\text{Excès totaux})$$

Où : N_{less} représente la quantité en azote ammoniacal et nitrate mesurée dans le lac. Cette quantité comprend donc l'ensemble des inputs en N.

Cette équation permet donc d'estimer les excès totaux de soufre et d'azote (atmosphérique + rejets anthropiques directs).

Afin d'estimer uniquement les excès d'origine atmosphérique, il y a lieu de soustraire du paramètre N_{less} la contribution des rejets anthropiques directs (agriculture, stations d'épuration...).

L'équation devient :

$$EX_{(Ac)} = S^*_{\text{dép}} + N_{\text{less}} - N_{\text{anthro}} - CL_{(Ac)} \quad (\text{Excès atmosphériques})$$

Où : N_{anthro} représente la quantité d'azote issue des rejets directs anthropiques.

Pour la méthode FAB :

$$EX_{(N_{\text{dep}}, S_{\text{dep}})} = a_S \cdot S^*_{\text{dép}} + a_N \cdot N_{\text{dép}} - b_1 \cdot N_u - b_2 \cdot N_i - L_{\text{crit}} \quad (3)$$

Avec $L_{\text{crit}} = Q (BC_0 - ANC_{\text{lim}})$

Cette équation permet d'estimer les excès atmosphériques uniquement.

III. CALCUL DES CHARGES CRITIQUES ET RETOMBÉES:

En insérant le paramètre N_{anthro} , on obtient les excès totaux (atmosphérique + anthropique) au niveau du lac. L'équation s'établit alors comme suit :

$$Ex_{(N_{dep}, S_{dep})} = a_S \cdot S_{dep}^* + a_N \cdot N_{dep} - b_1 \cdot N_u - b_2 \cdot N_i - L_{crit} + N_{anthro} \quad (\text{Excès totaux})$$

L'évolution des excès est donnée à l'annexe VI.4.

III.5. ASPECTS CARTOGRAPHIQUES, GESTION ET TRAITEMENT DES DONNEES GEOREFERENCEES

III.5.1. CHARGES CRITIQUES

Le logiciel Arc/Info (ESRI, USA), Système d'Information Géographique choisi par la DGRNE pour ses applications, a été utilisé pour la gestion et le traitement des données. Parmi les fonctionnalités offertes par le logiciel, on retiendra ses possibilités :

- d'analyse spatiale des données géo-référencées, en format matriciel ou vectoriel, en particulier le croisement numérique des couches d'information correspondant aux cartes thématiques retenues pour l'étude, pour fournir les informations résultantes nécessaires au calcul des charges critiques ;
- de macro-programmation des formules de calcul des charges critiques et de calcul des proportions par maille ;
- de changement de système de projection, permettant de passer des coordonnées Lambert utilisées pour l'étude au niveau régional, aux grilles EMEP exigées par l'Union Européenne;
- d'exportation et de distribution des informations résultantes, notamment via ArcView ;
- de mise à jour ou d'extension pour des travaux futurs.

III.5.2. NIVEAUX ET CHARGES ACTUELS

Cartographier les niveaux et les charges actuels consiste à fournir une information continue sur l'ensemble du territoire wallon, par maille de 5 x 5 km, au départ des seuls points de mesures disponibles (21 stations pour le SO₂, 6 pour les NO_x et 7 pour l'ozone). Pour ce faire, il faut mettre en œuvre des méthodes d'interpolation des données, que l'on peut distinguer suivant les hypothèses sur lesquelles elles s'appuient et les simplifications qu'elles imposent. Le problème majeur consiste à identifier la méthode la plus pertinente pour décrire la continuité spatiale de la variable régionalisée étudiée : elle doit être la plus simple possible à mettre en œuvre, tout en répondant à des critères mathématiques rigoureux et en présentant *in fine* une réalité correspondant à ce que l'on connaît scientifiquement et empiriquement des phénomènes.

Le "manuel des méthodologies, 1996" recommande d'interpoler les données par krigeage simple de blocs. Il était nécessaire d'évaluer la qualité de l'estimation réalisée par cette méthode de la Géostatistique et de fixer les paramètres à utiliser pour le traitement adéquat des données disponibles, voire de rejeter cette technique et d'en proposer une (des) autre(s).

Les données retenues pour l'analyse sont les moyennes annuelles de chaque station existant sur le territoire belge. Ceci permet une étude de la distribution spatiale des phénomènes par-delà la frontière de la Région wallonne, et limiter les incertitudes liées à l'absence de données en certaines zones (effets de bord, extrapolation). Notons que l'implantation des points de mesures n'est pas distribué au hasard, ce qui peut biaiser les statistiques à l'échelon régional et les résultats de l'estimation (le krigeage simple présuppose la connaissance de la moyenne vraie en polluants).

Les variogrammes expérimentaux ont été calculés pour décrire la continuité des données dans l'espace et déterminer les paramètres du traitement (points des pondérateurs de krigeage, recherche

de voisinage, ...). La distribution des données n'a permis de décrire les polluants que dans leur dispersion à grande échelle (ce qui correspond à une réalité physique pour des polluants tels que l'ozone, voire le SO₂, mais pas pour les NO_x), sans pouvoir distinguer d'éventuelles anisotropies (non négligeables pourtant, suite à la topographie et la direction préférentielle des vents).

En acceptant ces hypothèses, différentes méthodes ont été testées : le krigeage ordinaire et le krigeage simple, krigeage ponctuel et krigeage de blocs, avec différents modèles de variogrammes théoriques, méthode d'estimation par inverse du carré de la distance. La validation croisée (recalcule aux points de mesures) et la cartographie thématique ont servi de base à la comparaison des performances des méthodes. Si le krigeage ordinaire de blocs avec modèle de variogramme expérimental moyen semble la méthode la mieux adaptée techniquement en général, l'inverse du carré de la distance, suivant un algorithme ordinaire ou suivant celui de Cressman semble donner des résultats plus pertinents pour les polluants à dispersion locale. Le krigeage permet l'évaluation des erreurs d'estimation, ce que l'autre méthode ne permet pas, mais requiert, pour la modélisation des variogrammes expérimentaux, un nombre minimum de stations qui n'est pas toujours atteint.

Il ressort de ce test que le choix d'une méthode plutôt qu'une autre résulte d'une démarche de validation qui permet de concilier la réalité physique des phénomènes modélisés avec les mesures de terrain et de leur extension.

La méthode d'estimation par inverse du carré de la distance par algorithme de Cressman a été retenue parce qu'elle allie simplicité, possibilité universelle d'application pour les niveaux/charges actuels et bonne cohérence avec les données d'immission, avec l'avantage d'une continuité de diffusion de l'information (c'est la méthode utilisée par la Cellule Interrégionale de l'Environnement, CELINE).

Cette méthode, basée sur l'algorithme de Cressman, revient à estimer les observations en tous les points du domaine considéré par une combinaison linéaire des valeurs des variables aux points d'observation dans et au voisinage de ce domaine. Si z_i^o est la valeur observée au point i d'un réseau en contenant n , s_{ik} la distance entre ce point i et le point k pour lequel on fait l'estimation z_k^e , cette estimation se calcule par la moyenne pondérée suivante :

$$z_k^e = \sum_{i=1}^n h(s_{ik}) \cdot z_i^o$$

où $h(s_{ik})$ désigne le poids attaché au point i dans le calcul de la moyenne pondérée. En notant par $\omega(s)$ la fonction faisant intervenir la distance s entre l'observé et l'estimé, le poids $h(s)$ s'écrit :

$$h(s_{ik}) = \frac{\omega(s_{ik})}{\sum_{j=1}^n \omega(s_{jk})}$$

Il est à remarquer que dans la mesure où les fonctions $\omega(s)$ sont du même ordre de grandeur, par exemple à grande distance, l'estimation z^e se réduit à la moyenne arithmétique. Les estimations sont toujours comprises entre les valeurs extrêmes et dépendent directement de la fonction de distance $\omega(s)$ et du critère qui va l'établir. C'est par ce biais que s'introduit un certain empirisme.

Très souvent la fonction de distance $\omega(s)$ est une puissance entière négative de la distance s , comme les puissances -2 ou -4. Bien que ces choix soient possibles dans le traitement envisagé pour l'étude de l'acidification (Dumont, 1995), nous préférons utiliser une fonction faisant intervenir au moins un degré de liberté comme cela apparaît dans la fonction relative à l'extension du modèle de Cressman, plus souvent appliquée à des données météorologiques à l'échelle synoptique, et qui se définit par :

$$\omega(s) = \left(\frac{d^2 - s^2}{d^2 + s^2} \right)^\alpha \quad \text{pour } s < d \quad \text{et} \quad \omega(s) = 0 \quad \text{pour } s > d$$

avec deux paramètres, la distance d'influence d et l'exposant α strictement supérieur à l'unité ($\alpha = 1$ correspond au modèle originel de Cressman). Le paramètre d ne détermine pas seulement le rayon d'influence mais aussi les caractéristiques de lissage (plus d est grand, plus on lisse le champ observé en portant plus loin l'information locale). D'un autre côté, un grand exposant α donne plus de poids aux petites distances qu'aux grandes.

L'emploi de l'extension de la méthode de Cressman vis-à-vis d'une méthode en l'inverse d'une puissance entière de la distance s indique, par définition, qu'au delà de la valeur du rayon d'influence d l'estimation est strictement égale à zéro alors que l'autre méthode ne donne jamais cette valeur si loin qu'on l'utilise comme il vient d'être rappelé. Pour éviter ce problème, principalement lorsque le rayon d'influence est petit vis-à-vis des mailles du réseau EMEP, une méthode en deux temps sera proposée pour les oxydes de soufre et d'azote: en premier lieu, le champ de concentration mesuré sera réduit à sa valeur de pollution de fond et ensuite, après la création du champ estimé, cette valeur de fond sera rajoutée au nouveau champ. Cette façon de procéder permet de ne pas sous-estimer la pollution dans les régions plus soumises aux apports extérieurs qu'indigènes.

III.6. ANNEXES DE LA PARTIE III : TABLEAUX ET CARTOGRAPHIE

III.6.1. TAUX D'ACCROISSEMENT PAR TERRITOIRE ÉCOLOGIQUE

Tableau III.6.1.: Taux d'accroissement par type d'essence forestière et pourcentage d'occupation par territoire écologique.

Territoire écologique	N° Territoire	Taux d'accroissement m ³ /ha/an					%	%	%	%
		Hêtre	Chêne	Mixte Chêne- Hêtre	Autres feuillus	Résineux	Hêtre	Chêne	Mixte Chêne- Hêtre	Autres feuillus
Plaines et vallées scaldisiennes	1	6,187	3,770	5,323	8,709	16,341	4,23	7,04	7,04	81,69
Hesbigno-brabançon	2	7,789	3,770	5,323	8,080	16,341	10,48	7,14	2,86	79,52
Vallées inférieures et moyennes du bassin mosan	3	6,187	3,770	5,323	5,415	16,341	9,09	45,45	9,09	36,36
Pays sambrien	4	6,187	3,770	5,323	6,187	16,341	3,85	46,15	0	50
Sambro-condrusien	5	6,187	4,294	5,323	5,362	16,341	2,96	42,96	1,48	52,59
Fagne atlantique	6	6,187	2,575	5,323	5,068	16,341	4	60	2	34
Calestienne atlantique	7	6,187	3,770	5,323	5,415	16,341	11,11	33,33	22,22	33,33
Thiérache	8	6,187	3,770	5,323	5,415	16,341	0	50	3,33	46,67
Vallées inférieures et moyennes du bassin mosan	9	6,187	3,770	5,323	6,833	16,341	0	21,43	0	78,57
Vallées inférieures et moyennes du bassin mosan	10	6,187	3,550	5,323	5,338	13,199	7,81	32,29	9,38	50,52
Terroir Vesdre	11	6,187	3,770	5,323	5,681	16,341	3,33	33,33	16,67	46,67
Calestienne	12	6,187	3,770	5,323	5,415	16,341	5	40	0	55
Marlagne et Ardenne condrusienne	13	6,187	2,942	5,323	3,568	13,089	10,78	44,12	7,84	37,25
Pays de Herve	14	6,187	3,770	5,323	4,977	16,341	13,85	30,77	10,77	44,62
Pays de Herve	15	6,187	3,770	5,323	5,415	16,341	0	26,09	4,35	69,57
Condroz et Condroz oriental	16	6,187	3,644	5,323	4,391	14,053	5,7	28,48	5,06	60,76
Famenne	17	6,187	3,317	5,323	4,135	13,295	1,2	74,1	2,39	22,31
Vallées supérieures des affluents mosans	18	4,191	3,337	5,323	4,155	17,854	26,36	42,73	10	20,91
Ardenne méridionale	19	4,378	3,770	4,782	5,365	16,043	46,27	15,67	26,12	11,94
Ardenne atlantique et bassins ardennais	20	8,736	3,868	5,323	5,389	16,815	16,6	40,38	9,43	33,58
Ardenne occidentale	21	5,532	3,850	5,323	4,732	17,594	31,78	37,21	7,75	23,26
Ardenne centro-orientale	22	5,165	4,090	5,323	5,255	17,345	35,93	25,75	12,57	25,75
Haute Ardenne	23	6,187	3,770	5,323	4,591	15,197	54,93	8,45	12,68	23,94
Vallées supérieures de la Semois et de l'Attert	24	6,187	3,770	5,323	5,415	16,341	17,65	29,41	5,88	47,06
Côtes de Florenville	25	6,222	4,062	8,394	6,251	16,965	31,47	23,08	13,99	31,47
Côtes d'Ethe et de Messancy	26	6,187	3,770	5,323	6,020	16,341	37,84	10,81	13,51	37,84
Côtes de Moselle	27	6,187	3,770	5,323	5,415	16,341	21,05	15,79	10,53	52,63

III.6.2. TAUX D'ALTÉRATION DES SOLS ET FACTEURS DE DÉNITRIFICATION

Tableau III.6.2. Extrapolation des taux d'altération (BCw) calculés pour les sols des sites repris ci-dessous et facteurs de dénitrification f_{de} .

B = Bande, C=Chimay, E-C = Eupen 'Chêne', E-E=Eupen 'Epicéa', H=Hotton, L= Louvain-la-Neuve, M=Meix-dvt-Virton, R=Ruette, T= Transinne, W=Willerzie

Liste des associations de sols de Wallonie	Type de sol	BCw éq/ha/an/50cm	Fde actualisé
Dunes élevées, fixées ou mouvantes			0
Polders anciens : sols des chenaux à relief inverse			0.8
Polders anciens : sols des cuvettes			0.8
Polders anciens sols des hauts-fonds argileux anciens			0.8
Polders moyens : sols argileux de couverture			0.8
Polders moyens : sols battants			0.5
Polders moyens : sols de couverture des cuvettes			0.5
Polders récents et historiques : sols argileux			0.7
Polders récents et historiques : sols sableux à sablo-limoneux			0
Sols à pléistocène recouvert			0.7
Sols alluviaux à développement de profil			0.2
Sols alluviaux sans développement de profils humides			0.8
Sols alluviaux sans développement de profils secs			0.1
Sols argileux à horizons B structural	H	4366	0.7
Sols argileux à horizons B textural	R	3531	0.7
Sols argileux et limono-caillouteux à charge schisteuse	C	1443	0.4
Sols argileux et limono-caillouteux à horizon B textural	C	1443	0.5
Sols dunaux et sols de transition			0
Sols limoneux à horizon B textural, morcelé	L	638	0.1
Sols limoneux à horizon B textural, tacheté	L	638	0.2
Sols limoneux à horizon B textural, association humide	L	638	0.4
Sols limoneux à horizon B textural, association modérément humide	L	638	0.4
Sols limoneux à horizon B textural, association modérément sèche	L	638	0.2
Sols limoneux à horizon B textural, association normale	L	638	0.2
Sols limoneux à horizon B textural, association sèche	L	638	0.1
Sols limoneux peu caillouteux à horizon B structural humides	entre E-E et L	745	0.4
Sols limoneux peu caillouteux à horizon B structural secs	entre E-C et L	1347	0.1
Sols limono-caillouteux à horizon B structural ou à horizon B structural, à charge de psammite	W	596	0.1
Sols limono-caillouteux à horizon B structural, à charge de schiste et de grès	entre W et E-C	1326	0.1
Sols limono-caillouteux à horizon B structural, à charge de schiste et de phyllade	T	560	0.2
Sols limono-caillouteux à horizon B textural ou à horizon B structural, à charge de calcaire	R	3531	0.4

Sols limono-caillouteux à horizon B textural ou à horizon B structural, à charge de conglomérat	E-C	2057	0.2
Sols limono-caillouteux à horizon B textural ou à horizon B structural, à charge de craie ou de silixite			0.1
Sols limono-caillouteux à horizon B textural ou à horizon B structural, à charge de gravier	entre E-C et W	1326	0.1
Sols limono-caillouteux à horizon B textural ou à horizon B structural, à charge de schiste	C	1443	0.2
Sols limono-caillouteux à horizon B textural ou à horizon B structural, à charge de schiste et calcaire	entre C et H	2906	0.1
Sols limono-caillouteux à horizon B textural ou à horizon B structural, à charge de schiste et de grès	entre W et E-C	1326	0.2
Sols limono-caillouteux à horizon B textural ou à horizon B structural, à charge de schiste et de psammite	W	596	0.2
Sols sableux à sablo-limoneux à horizon B textural	entre B et M	538	0.1
Sols sableux à sablo-limoneux légers à horizon B de couleur ou à horizon B textural humides	entre B et M	538	0.4
Sols sableux à sablo-limoneux légers à horizon B de couleur ou à horizon B textural secs	entre B et M	538	0.1
Sols sableux à substrat non différenciés sur argile	M	467	0.2
Sols sableux à substrat non différenciés sur complexe argilo-sableux	M	467	0.2
Sols sableux à substrat non différenciés sur craies ou marne :			0.1
Sols sableux à substrat non différenciés sur sable	M	467	0
Sols sableux et limono-sableux à horizon A anthropogène épais humide : En Flandre, pas en Wallonie			0.4
Sols sableux et limono-sableux à horizon A anthropogène épais secs : En Flandre, pas en Wallonie			0.1
Sols sableux et limono-sableux à horizon B humique ou/et ferrique humides	B	610	0.4
Sols sableux et limono-sableux à horizon B humique ou/et ferrique sec	B	610	0.1
Sols sableux sans développement de profil	M	467	0
Sols sablo-limoneux a horizon B textural ou à horizon B textural morcelé	entre M, B et L	571	0.1
Sols sablo-limoneux a horizon B textural ou à horizon B textural morcelé secs	entre M, B et L	571	0.1
Sols sablo-limoneux légers et sablo-limoneux a horizon B textural morcelé humides	entre M, B et L	571	0.4
Sols sablo-limoneux légers et sablo-limoneux a horizon B textural morcelé secs	entre M, B et L	571	0.1
Sols sablo-limoneux ou limoneux à substrat non différenciés sur argile : En Flandre, pas en Wallonie			0.2
Sols sablo-limoneux ou limoneux à substrat non différenciés sur complexe argilo-sableux : En Flandre, pas en Wallonie			0.2
Sols sablo-limoneux ou limoneux à substrat non différenciés sur sable	entre M et L	552	0.1
Sols tourbeux			0.8
Zones à fortes pentes			0.1

III.6.3. PARAMÈTRES NÉCESSAIRES POUR LE LOGICIEL DYNAMIQUE VSD

Paramètres supplémentaires nécessaires pour l'application du modèle dynamique VSD.

Concentration en acides organiques (Corg)

La concentration en acides organiques avait jusqu'à ce jour été considérée comme négligeable et donc une valeur nulle avait été appliquée ($RCOO_{le} = 0$). Toutefois, ceci n'est pas vrai pour toute la gamme de pH et donc pour les sites avec des teneurs élevées en matière organique, la contribution des anions organiques à l'ANC lessivée peut être importante.

Sur base des données de DOC collectées en 2003 dans le cadre des charges critiques en métaux lourds (Goffin *et al*, 2004), ce paramètre a pu être calculé.

La relation suivante est utilisée :

$$Corgan = m \cdot DOC$$

Avec : m = densité de charge (molc/molC). Une valeur de 0.014 est proposée pour les couches de surface et de 0.044 pour les horizons B.

$$DOC = \text{la concentration en carbone organique dissout (mole C/m}^3\text{)}$$

Le tableau 1 ci-dessous reprend le résultat des calculs pour les 13 sites d'études. On note que la concentration en acides organiques varie de 0,07 éq/m³ pour Ruelle caractérisé par un pH de 5,2 à 0,1 éq/m³ pour les sites de Bande ou Eupen caractérisés par des solutions du sol plus acides. Les valeurs de ce paramètre restent faibles et ont donc une influence négligeable sur les valeurs de charges critiques.

Tableau 1 : Données de la solution du sol (lysimètre sous couche organique « surf », sous couche minérale « prof »). Valeurs mesurées de DOC, pH et valeurs calculées de Corg.

sites	DOC	DOC		pH	pH	m	Corg
	surf	prof		surf	prof		
	ppm	ppm				Mol charge /mol C	éq/m ³
Bande	42,590	28,094		3,4	no data	0,044	0,1030
Chimay	64,813	10,300	6,293	3,8	5,6	0,044	0,0378
Eupen 2	26,467	25,600	1,034	3,4	3,8	0,044	0,0939
Eupen 1	29,603	28,700	1,031	4,0	4,3	0,044	0,1052
Hotton	45,467	8,470				0,044	0,0311
LLN	99,345	26,900	3,693	3,7	4,4	0,044	0,0986
Meix Dvt Virton	32,207	10,130	3,179	4,2	6,5	0,044	0,0371
Ruelle	26,117	1,930	13,532	6,3	5,2	0,044	0,0071
Transinne	26,383	21,235	1,242	3,8	4,5	0,044	0,0779
Willerzie	29,913	10,495	2,850	3,4	4,0	0,044	0,0385
Bailleux 1	37,484	4,723	7,936	4,4	4,8	0,044	0,0173
Bailleux 2	26,650	3,895	6,842	4,2	4,6	0,044	0,0143
Bailleux 3	31,337	5,860	5,348	4,0	4,8	0,044	0,0215

En gras : valeur estimée sur base d'une relation logarithmique. Cette relation est empirique car elle n'a pas de signification scientifique.

Les constantes d'échange K_{AlBc} et K_{HBc} .

Généralement, la phase solide du sol a un excès de cations à sa surface. Tant que l'électroneutralité de la solution est maintenue, ces cations ne sont pas retirés du complexe d'échange, mais ils peuvent être échangés avec d'autres cations, issus de la solution du sol. Ce procédé est appelé « échange cationique » et tout type de sol est caractérisé par une quantité totale de cations échangeables par unité de poids, appelée : CEC (Cation exchange capacity exprimé en méq/kg de sol).

Pour calculer les fractions de cations échangeables, les équations de Gapon sont utilisées :

$$\frac{E_{Al}}{E_{Bc}} = k_{AlBc} \frac{[Al^{3+}]^{1/3}}{[Bc^{2+}]^{1/2}}$$

Avec $Bc = Ca + Mg + K$ et K étant considéré comme un divalent.

Et

$$\frac{E_H}{E_{Bc}} = k_{HBc} \frac{[H^+]}{[Bc^{2+}]^{1/2}}$$

La somme des fractions des cations basiques échangeables (ici E_{Bc}) est appelée la saturation en base du sol.

$$E_{Bc} + E_{Al} + E_H = 1$$

On obtient ainsi, sur base des données lysimétriques collectées en 1999 par l'UCL, les résultats repris au tableau 2.

Les constantes d'échange $\log K_{AlBc}$ et $\log K_{HBc}$ ont été calculées (tableau 3) sur base des fractions des cations échangeables pondérées en fonction de l'épaisseur et de la densité de chaque horizon et des concentrations moyennes en Aluminium, bases cationiques et protons (pH) mesurées dans la solution du sol récoltée à l'aide des lysimètres profonds (données de l'annexe 6 du rapport Brahy et al, 2000). Toutefois, faute de set complet de données pour Bande et Transinne, les constantes d'échange de Louvain-la-Neuve ont été appliquées pour Transinne et des valeurs proposées par défaut pour des sols sableux pour Bande (Manual for Dynamic Modelling of Soil Response to Atmospheric Deposition, Report 259101012/2003 Posch *et al.*, RIVM).

Il existe une bonne correspondance entre les données proposées par la manuel de méthodologies (2004) et nos calculs, confirmant la fiabilité des mesures.

NB Une vérification doit encore être réalisée avec les données Batch

Tableau 2 : Taux de saturation en base, Al et H

Horizons de sol	E _{Bc}	E _{Al}	E _H	Σ (E _{Bc} + E _{Al} + E _H)
Bande				
Ah	0,206	0,17	0,60	0,98
E	0,168	0,35	0,48	0,99
Bh+B _s	0,044	0,83	0,09	0,96
Hotton				
Ah	0,982	0,00	0,01	0,99
Bw1	0,995	0,00	0,01	1,00
Bw2	0,997	0,00	0,01	1,00
Louvain-la-Neuve				
Ah	0,217	0,52	0,19	0,93
E	0,111	0,74	0,07	0,92
Bt	0,065	0,86	0,07	0,99
Eupen sous Chêne				
Ah	0,080	0,69	0,17	0,94
AB	0,036	0,86	0,07	0,97
Bw	0,048	0,90	0,04	0,99
Eupen sous épicéas				
Ah	0,059	0,58	0,29	0,93
AB	0,037	0,75	0,16	0,95
Bw	0,032	0,89	0,07	0,99
Ruelle				
Ah	0,949	0,01	0,01	0,96
Bw1	0,651	0,21	0,02	0,89
Bw2	0,935	0,05	0,01	0,99
Transinne				
Ah	0,096	0,72	0,14	0,96
AB	0,060	0,86	0,06	0,98
Bw	0,041	0,88	0,06	0,98
Meix-dvt-Virton				
Ah+AB	0,088	0,68	0,21	0,98
Bw1	0,049	0,85	0,05	0,95
Bw2	0,104	0,78	0,09	0,98
Gedinne				
Ah+AB	0,054	0,75	0,17	0,98
Bw1	0,065	0,84	0,04	0,94
Bw2	0,062	0,89	0,03	0,98

Tableau 3 : Constantes d'échange calculées (Gapon). Données par site, pondérées en fonction des caractéristiques de chaque couche de sol.

SITES	lgKAIBc	lgKHBc
Bande	0,707	3,549
Chimay	0,861	4,517
Eupen 2	0,685	1,819
Eupen 1	0,713	0,682
Hotton	-0,988	3,529
LLN	0,232	2,508
Meix	0,602	3,449
Ruelle	-0,349	1,1254
Transinne	0,232	2,508
Willerzie	1,027	2,078

Pression partielle en CO₂, CEC, Bsat, densité, Cpool, C/N ratio

Dans le cadre du calcul des Charges critiques et des Target Loads à l'aide du modèle VSD, d'autres paramètres sont nécessaires tels que la pression partielle en CO₂ dans la solution du sol (multiple de la pression atmosphérique), la CEC, le taux de saturation en base, la densité, les constantes d'échanges, le pool en carbone et le ratio C/N.

Sur base des données physico-chimiques des différents horizons de sol pour chaque site d'étude (données issues du rapport Brahy & Delvaux, 2000), une valeur moyenne pondérée est obtenue pour chaque paramètre.

C'est ainsi que pour un profil de sol donné, les valeurs de densité ρ , CEC, de taux de saturation en base, de teneurs en N, C... sont considérés homogènes par horizon de sol (z). L'épaisseur du profil étant établi par la relation suivante :

$$Z = \sum_{l=1}^n Z_l$$

C'est ainsi que la densité moyenne pour un profil de sol constitué d'horizons homogènes d'épaisseur donnée se calcule par la relation suivante :

$$\rho = \frac{1}{Z} \sum_{l=1}^n Z_l \rho_l$$

La CEC comme suit :

$$CEC = \frac{1}{Z\rho} \sum_{l=1}^n Z_l \rho_l CEC_l$$

Et le taux de saturation en bases (Bsat) :

$$E_{BC} = \frac{1}{Z\rho CEC} \sum_{l=1}^n Z_l \rho_l CEC_l E_{Bc,l}$$

Les valeurs obtenues pour quelques paramètres sont données au tableau 4.

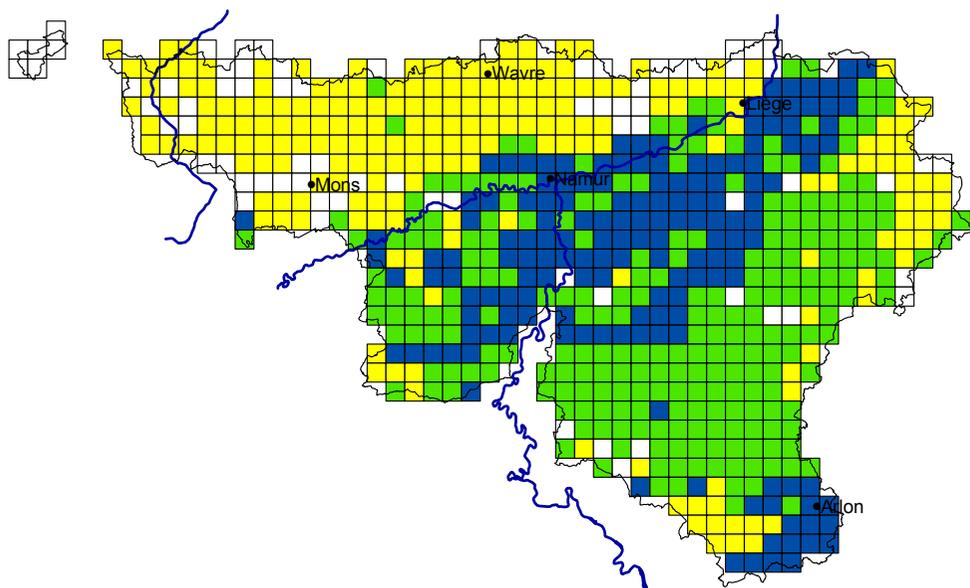
Tableau 4 : Valeurs des paramètres calculées pour les dix sites wallons.

SITES	PCO ₂ *	CEC	Bsat	densité	Cpool	CNrat
	Horizon 0 à 50cm. Valeur pondérée				Horizon A	
	(-)	meq/kg	(-)	g/cm ³	g/m ²	g/g
Bande	15	59	0,067	0,714	368	22,94
Chimay	15	55	0,092	1,191	1521	22,72
Eupen 2	15	76	0,04	1,225	22960	39,54
Eupen 1	15	87	0,055	0,732	10503	21,60
Hotton	15	135	0,992	1,086	4282	11,89
LLN	15	46	0,125	1,210	5520	19,24
Meix	15	20	0,072	1,098	2240	19,60
Ruette	15	218	0,859	1,043	963	12,39
Transinne	15	41	0,069	0,631	3845	
Willerzie	15	57	0,065	0,785	6075	17,89

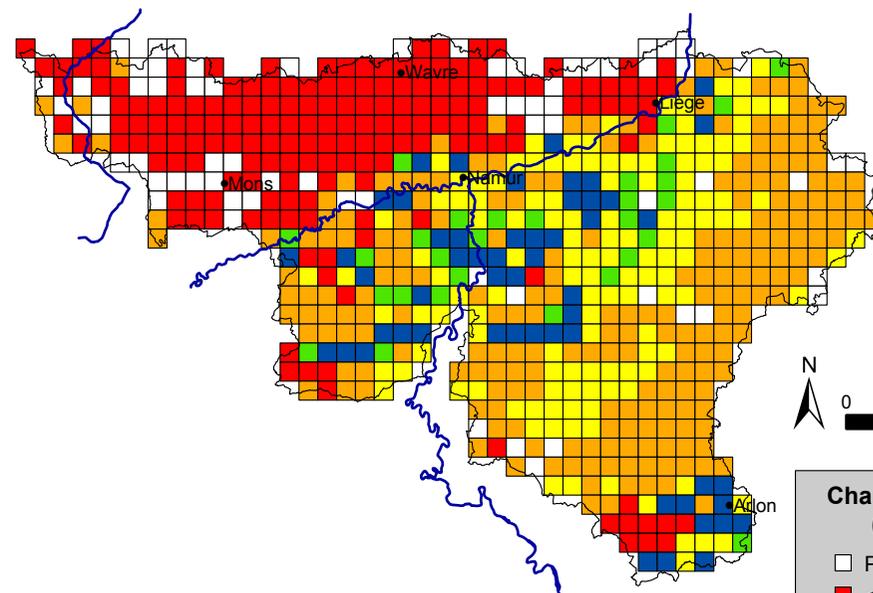
* multiple de la pression atmosphérique = 15 fois pression atmosphérique.

III.6.4. CARTOGRAPHIE DES CHARGES CRITIQUES DES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

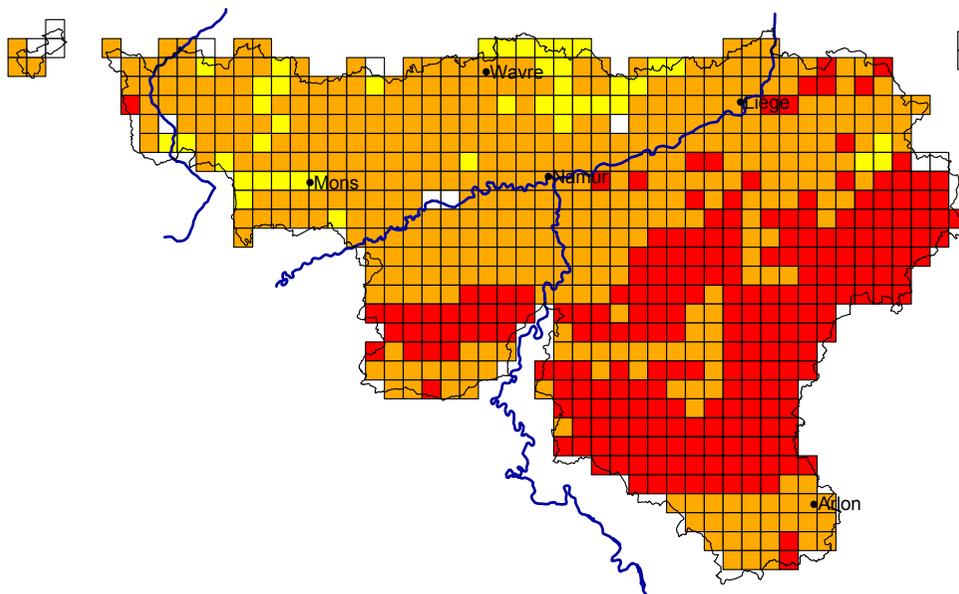
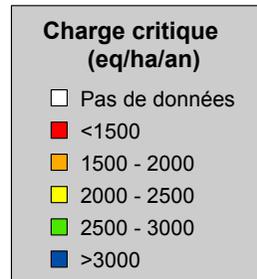
Charges critiques des écosystèmes forestiers.



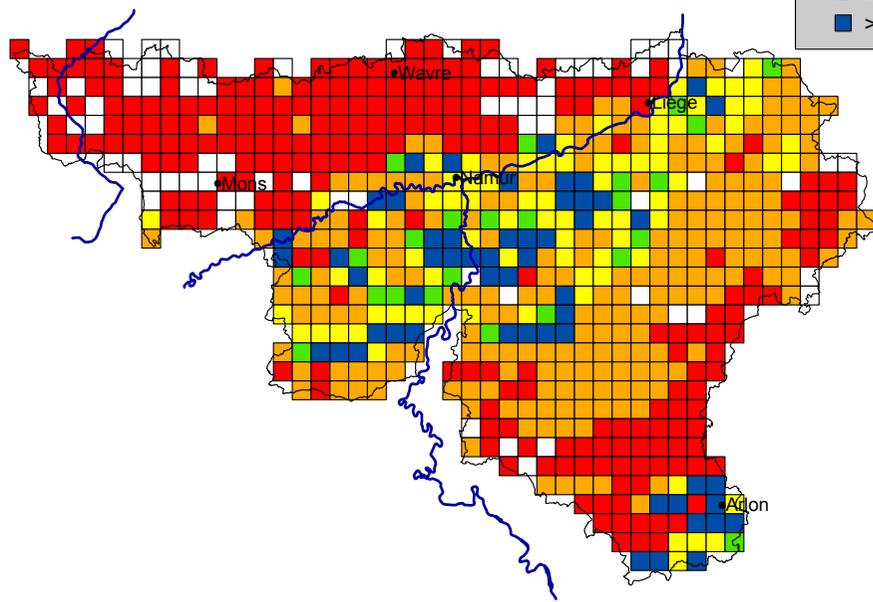
Charge critique maximale en azote (CLmaxN)



Charge critique maximale en soufre (CLmaxS)



Charge critique en azote eutrophisant (CLnutN)



Charge critique maximale en acidité potentielle (CLacpot)



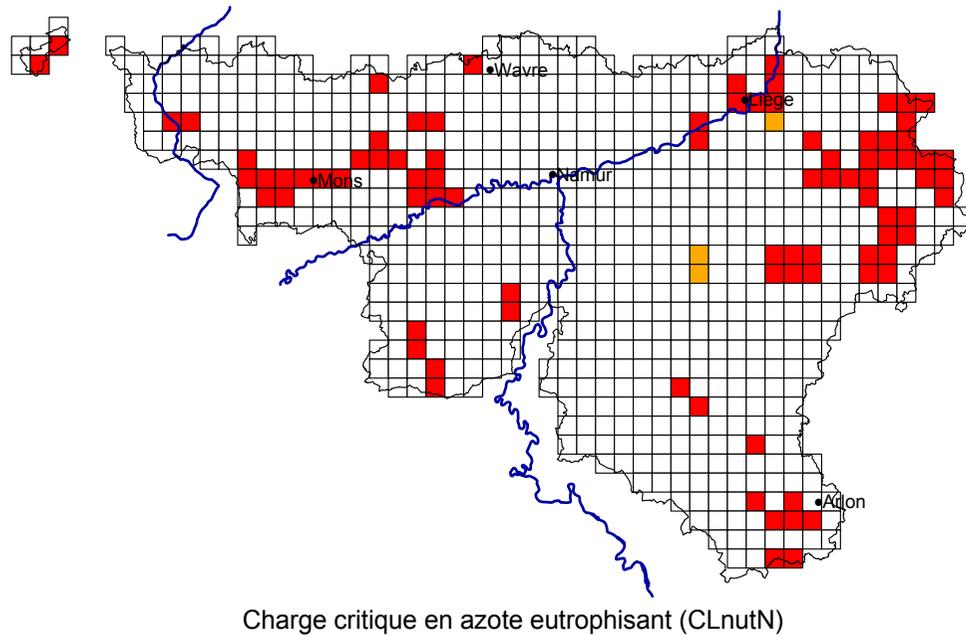
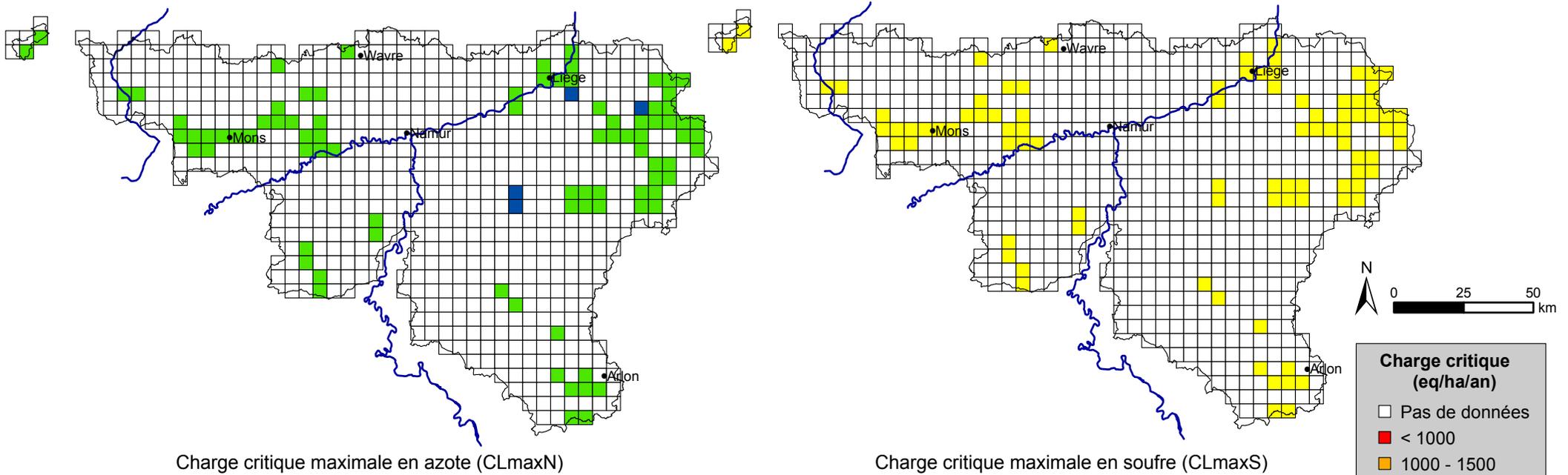
RÉGION WALLONNE



STIE
 Expertes - Etudes - R & D
 Sols - Environnement

III.6.5. CARTOGRAPHIE DES CHARGES CRITIQUES DE LA VÉGÉTATION NATURELLE

Charges critiques des écosystèmes de végétation naturelle non forestière.



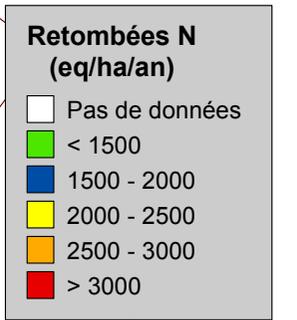
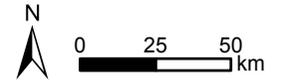
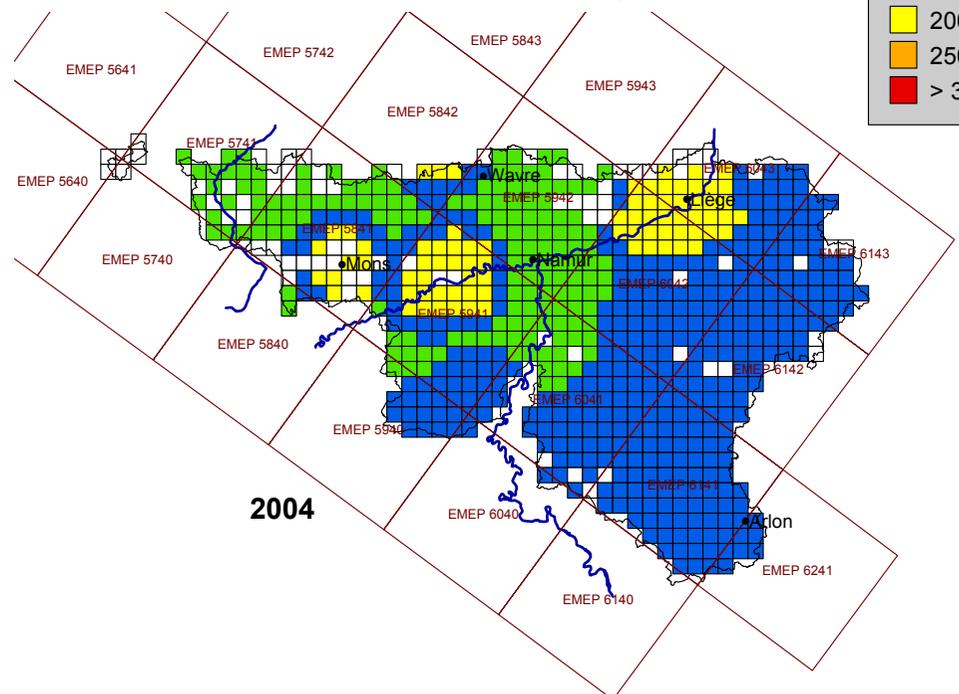
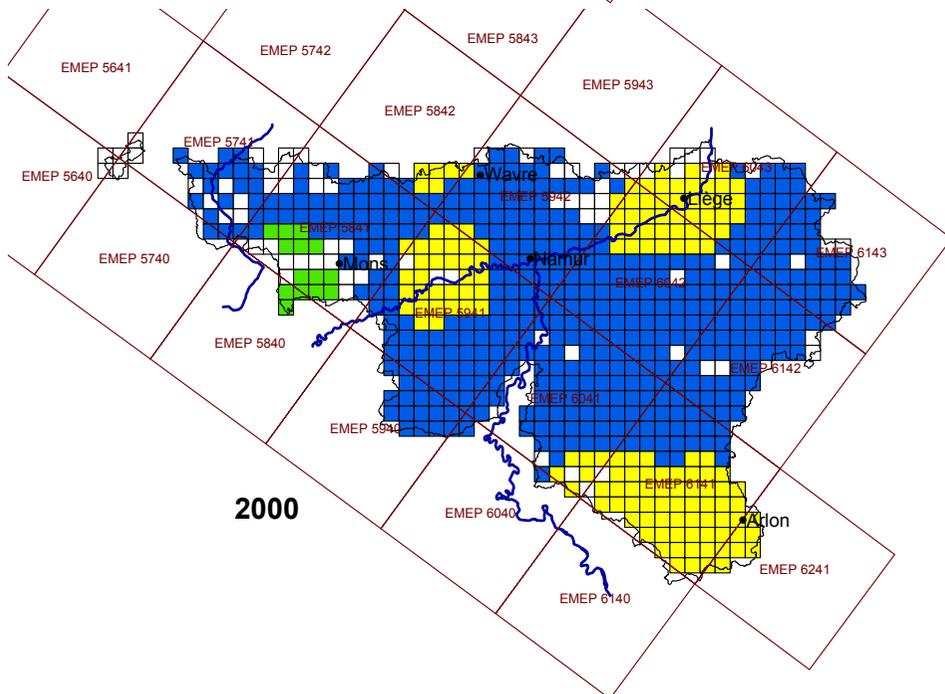
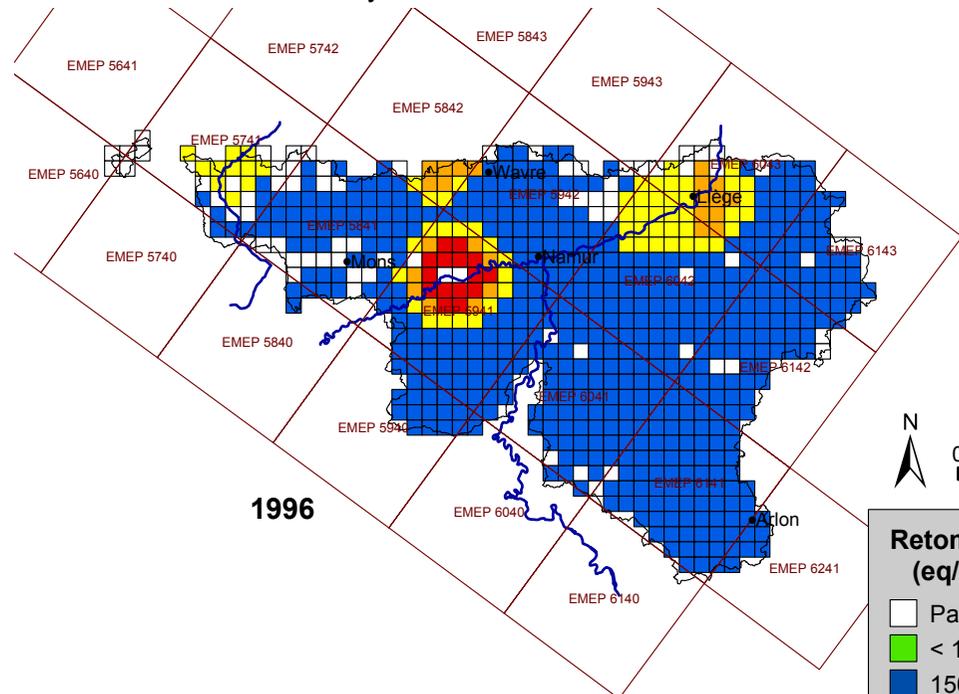
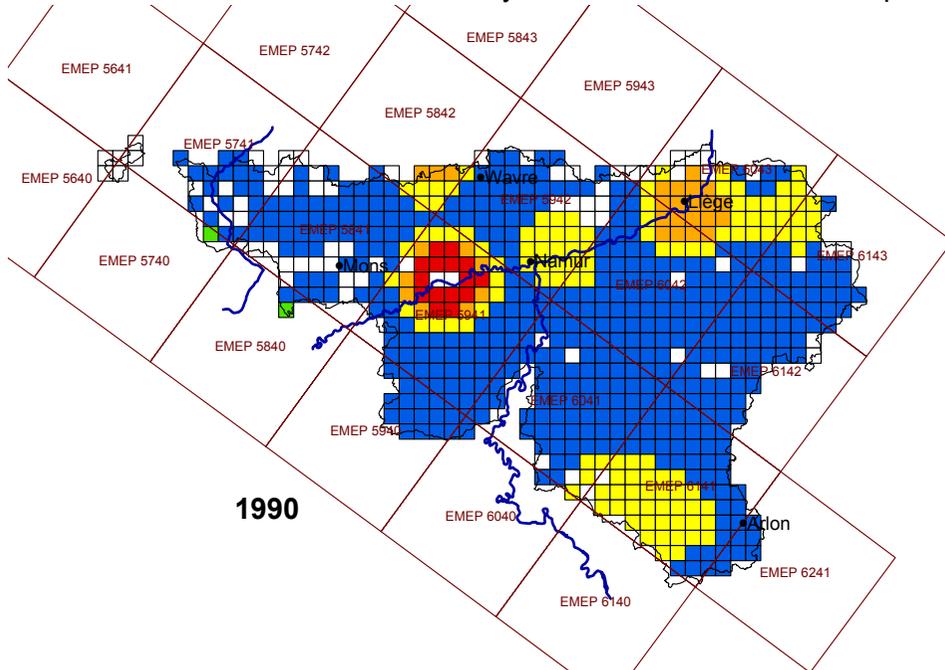
III.6.6. DONNÉES DES CHARGES CRITIQUES DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES

Données de charges critiques dans les écosystèmes aquatiques

Flux critiques dans les eaux des lacs de barrage			Barrage	Barrage	Barrage	Barrage	Barrage	Barrage	Barrage
Rivière			Warche	Warche	Vesdre	Gileppe	Ry de Rome	Ourthe	Eau d'Heure
Barrage			Butgenbach	Robertville	Eupen	Jalhay	Couvin	Nisramont	Plate taille
maille EMEP i			61	60	60	60	59	61	59
Maille EMEP j			43	43	43	43	41	42	41
Bassin Vers	km2	Donnée PEGASE / Autres	73	106	106	54	11	735	9
Superficie	km2	Donnée EEW	1,2	0,63	1,26	1,3	0,27	0,47	3,89
Capacité	hm3	Donnée EEW	11	7,7	25	26,4	2,2	3	67,8
H moyen	m	capacité/superficie	9,17	12,22	19,84	20,31	8,15	6,38	17,43
f		fraction forêts (PEGASE)	0,30	0,22	0,79	0,74	0,99	0,43	0,40
r		ratio lac/bassin versant (=superficie/bassin versant)	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,00	0,43
fde		fraction dénitrifiée dans le bassin versant (estimée via bilans :0.20-0.80)	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
sN	m/an	constante cinétique permettant d'estimer la dénitrification dans le lac (2-8)	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00	5,00
sS	m/an	constante cinétique permettant d'estimer la rétention dans le lac (0.2-0.8)	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50
Q	m3/ha/an	débit spécifique moyen annuel (voir méthode SSWC)	0,50	0,50	0,49	0,43	0,48	0,49	0,48
Q	m3/an		36354000	52788000	51516000	23166000	5234900	362355000	4320000
roN0		sN/(sN+Q/r) : s	0,14	0,06	0,11	0,22	0,21	0,01	0,82
roN		fraction dénitrifiée dans le lac(=roN0 ou estimation séparée)	0,20	0,20	0,10	0,10	0,10	0,01	0,25
roS0		sS/(sS+Q/r)	0,02	0,01	0,01	0,03	0,03	0,00	0,10
roS		fraction retenue dans le lac(=roS0 ou estimation séparée)	0,02	0,01	0,01	0,03	0,03	0,00	0,10
aN		(1-fde*(1-r))*(1-roN)	0,17	0,16	0,19	0,20	0,20	0,20	0,41
aS		1-roS	0,98	0,99	0,99	0,97	0,97	1,00	0,90
b1		f*(1-fde)*(1-roN)	0,05	0,04	0,14	0,13	0,18	0,09	0,06
b2		(1-r)*(1-fde)*(1-roN)	0,16	0,16	0,18	0,18	0,18	0,20	0,09
Nu-kg	kgN/ha/year	Azote prélevé (fourni par écosystèmes forestiers et ISSeP)	4,10	4,40	5,04	5,50	5,80	5,15	5,49
Ni-kg	kgN/ha/year	Azote immobilisé (Manuel méthodologie : 2-5)	6,65	6,65	6,65	6,65	6,65	6,65	6,65
Nu	keq/ha/year	Azote prélevé	0,29	0,31	0,36	0,39	0,41	0,37	0,39
Ni	keq/ha/year	Azote immobilisé	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48	0,48
BC*	µeq/l	calculs+mesures lacs (voir méthode SSWC)	628	626	205	340	398	778	2460
AN*	µeq/l	mesures lacs (voir méthode SSWC)	253	271	225	267	185	272	385
ANC*	µeq/l	mesures lacs (voir méthode SSWC)	375	355	-19	73	213	506	2074
[Ca++] ^t	µeq/l		321	318	117	238	205	497	1911
[SO4+NO3]0	µeq/l	Fevrier 1996 = 0,16[BC]t	100	100	33	54	64	124	394
[SO4]t			129	118	187	208	159	81	394
[NO3]t			124	153	37	59	26	192	91
Nantr	µeq/l		129	141	8	9	6	128	90
BC*0	µeq/l	calculs+mesures lacs (voir méthode SSWC)- anthropique	604	596	22	137	283	758	2458
BC*0	µeq/l	calculs+mesures lacs (voir méthode SSWC)	476	455	37	127	277	630	2368
Formules Manuel méthodologie									
ANClimit	µeq/l	donnée d'entrée	20	20	20	20	20	20	20
Lcrit	keq/ha/year	Q*(BC*0-ANClim)	2,270	2,169	0,080	0,461	1,224	3,008	11,270
CLmax(S)	keq/ha/year	Lcrit/aS	2,31	2,18	0,08	0,47	1,26	3,01	12,52
CLmin(N)	keq/ha/year	(b1*Nu+b2*Ni)/aN	0,52	0,53	0,72	0,69	0,80	0,63	0,16
CLmax(N)	keq/ha/year	(b1*Nu+b2*Ni+Lcrit)/an (=Clmin(N) + Lcrit/aN)	13,83	13,77	1,15	3,02	6,98	15,73	27,69
Formules modifiées (Nanthrop)									
ANClimit	µeq/l	donnée d'entrée	20	20	20	20	20	20	20
Nanthr	keq/ha/year	Apports anthropiques directs	0,64	0,700	0,040	0,040	0,040	0,630	0,680
Nle,acc	keq/ha/year	Q*(Nle,acc) avec Nle,acc = 20 g/m3	0,1606	0,1606	0,1568	0,1384	0,1535	0,1590	0,1548
Lcrit	keq/ha/year	Q*(BC*0-ANClim) - Nanthrop	1,630	1,469	0,040	0,421	1,184	2,378	10,590
Clac		[Ca++] ⁰ /94 - Nanthrop	3,164	3,059	-0,712	0,374	0,951	5,072	20,314
CLmax(S)	keq/ha/year	Lcrit/aS	1,66	1,48	0,04	0,43	1,21	2,38	11,77
CLmin(N)	keq/ha/year	(b1*Nu+b2*Ni)/aN	0,52	0,53	0,72	0,69	0,80	0,63	0,16
CLmax(N)	keq/ha/year	(b1*Nu+b2*Ni+Lcrit)/an (=Clmin(N) + Lcrit/aN)	10,08	9,49	0,93	2,82	6,78	12,57	26,03
CL nut(N)	keq/ha/year	(b1*Nu+b2*Ni+Nle,acc)/an (=Clmin(N) + Nle,acc/aN)	1,46	1,51	1,55	1,39	1,57	1,43	0,53

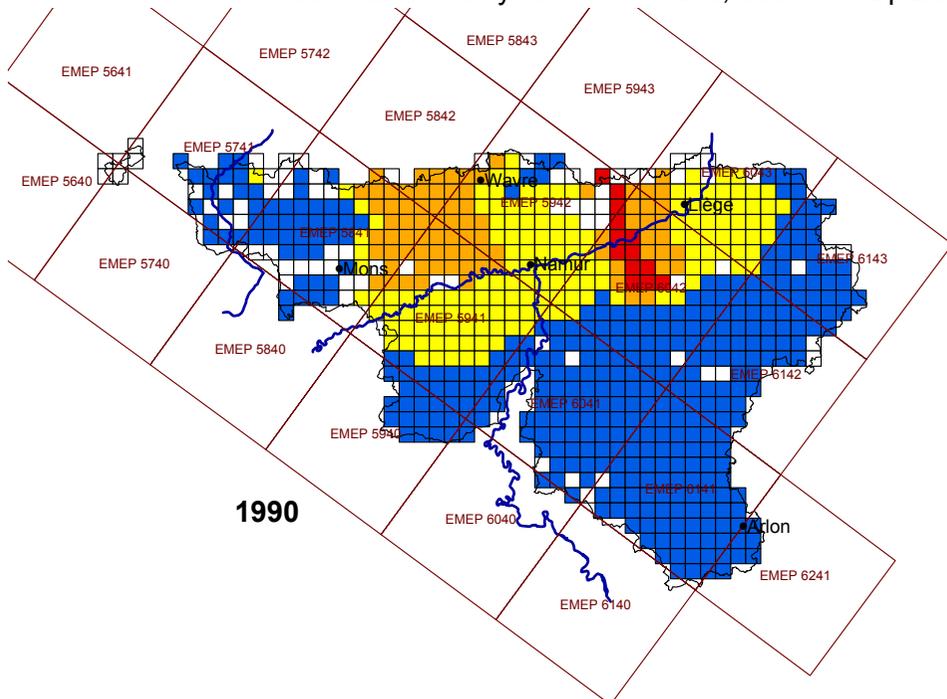
**III.6.7. CARTOGRAPHIE DES RETOMBÉES EN N ET S DANS LES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS :
DONNÉES WALLONNES (1990-2005)**

Retombées moyennes en azote, estimées à partir des immissions, sur les écosystèmes forestiers.

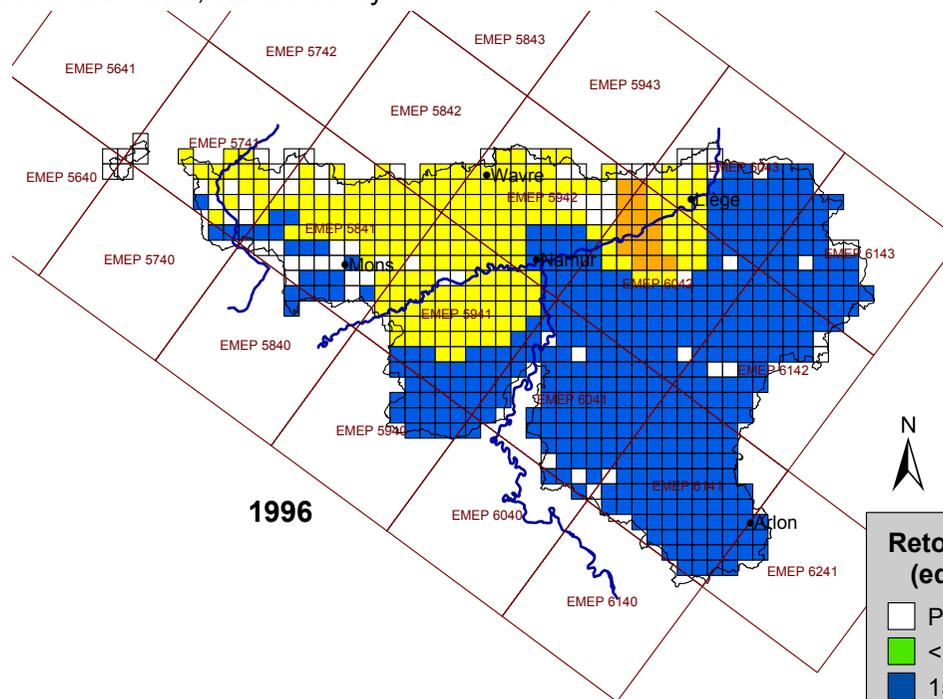


CELINE

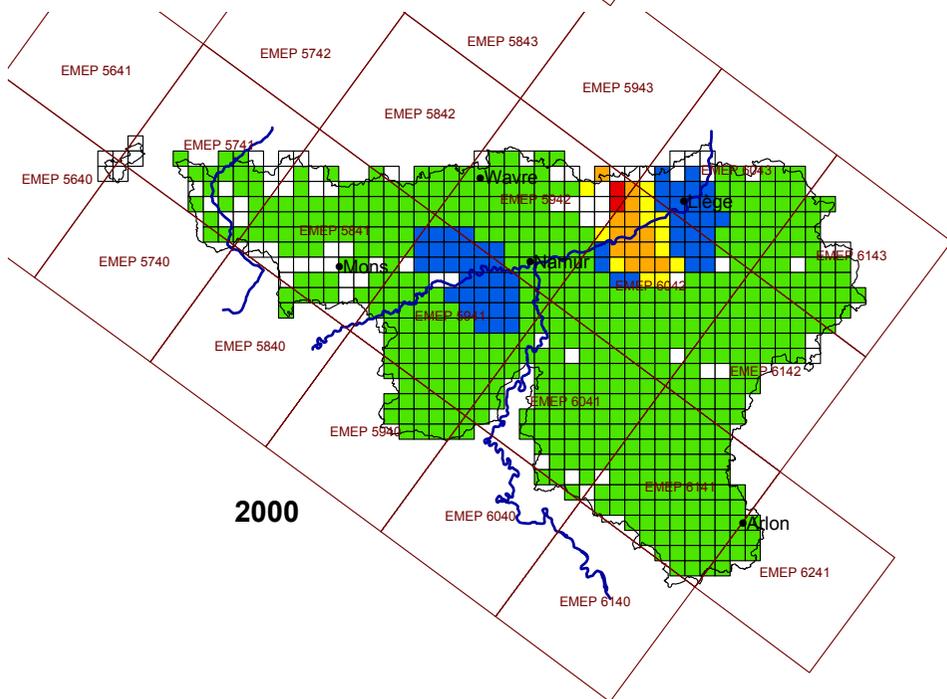
Retombées moyennes en soufre, estimées à partir des immissions, sur les écosystèmes forestiers.



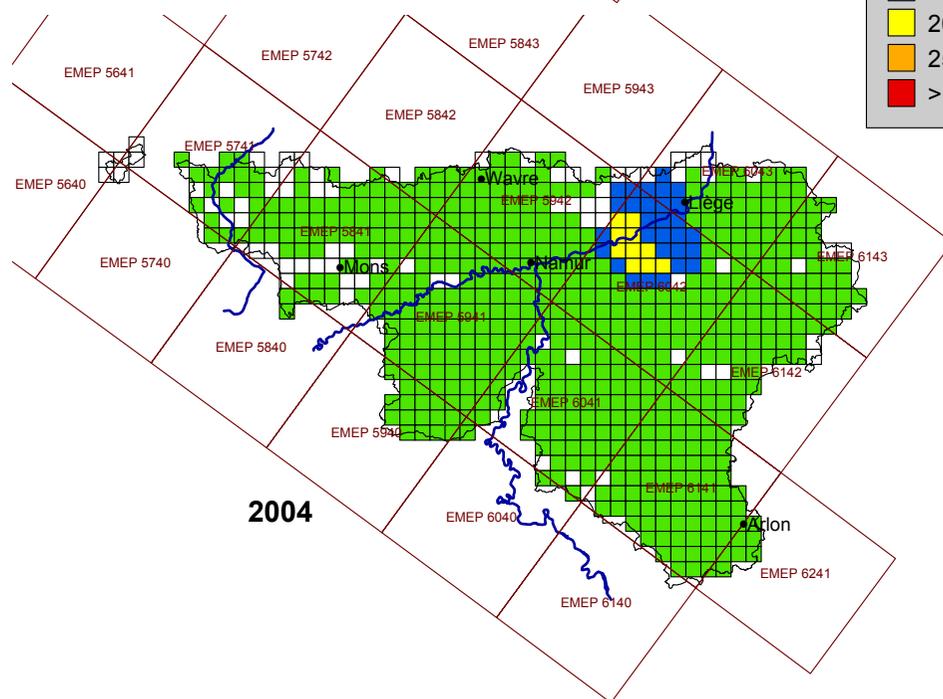
1990



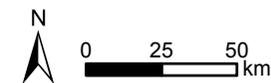
1996



2000



2004



Retombées S (eq/ha/an)

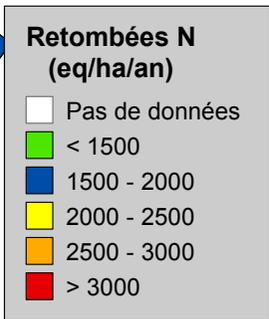
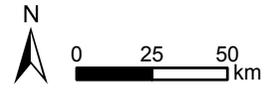
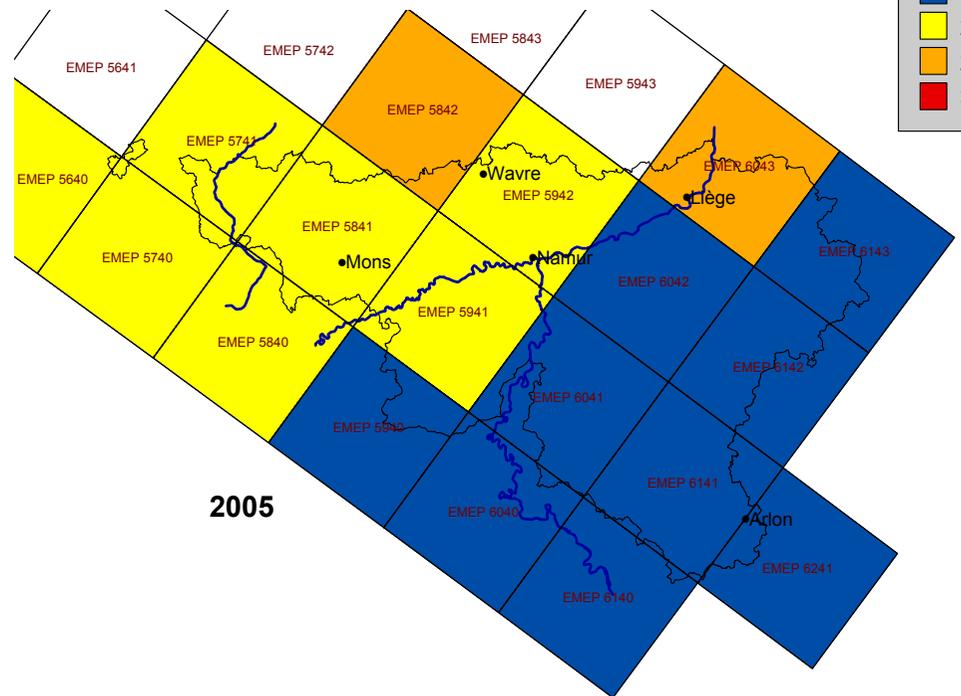
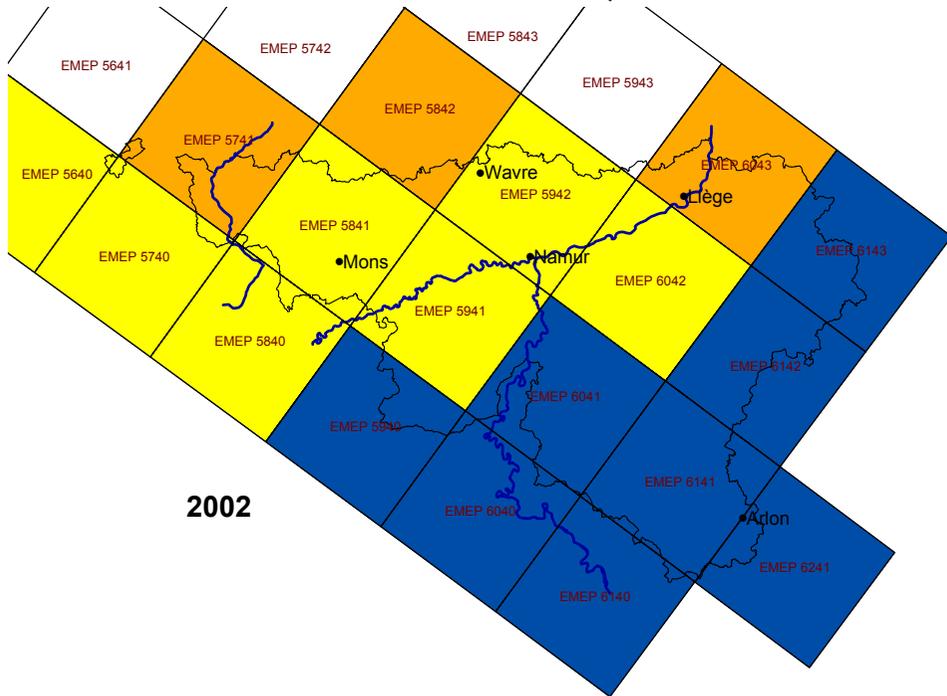
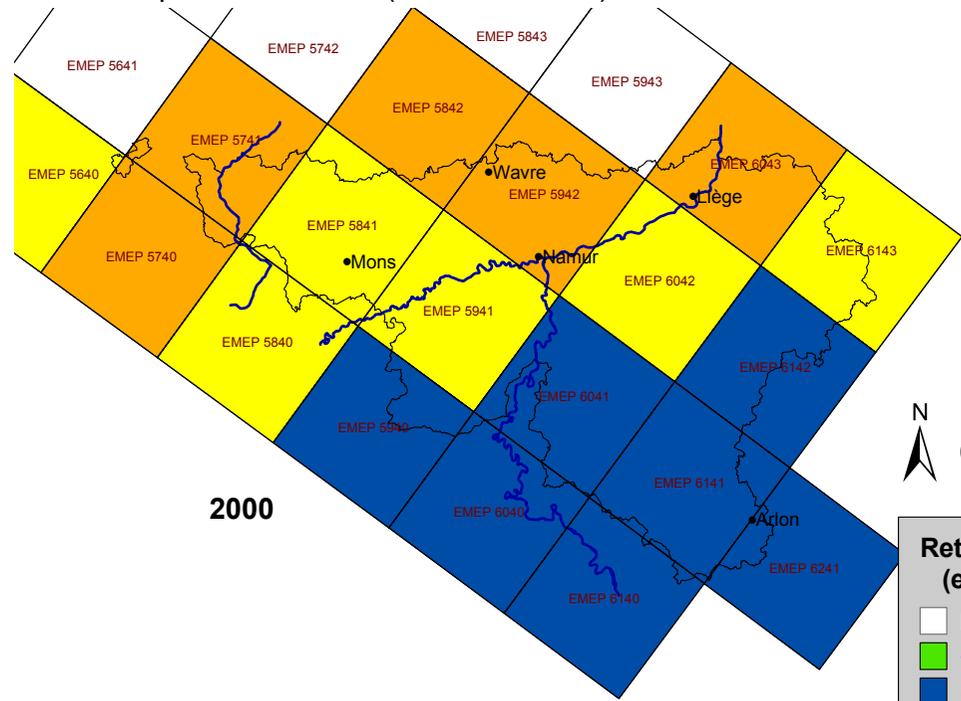
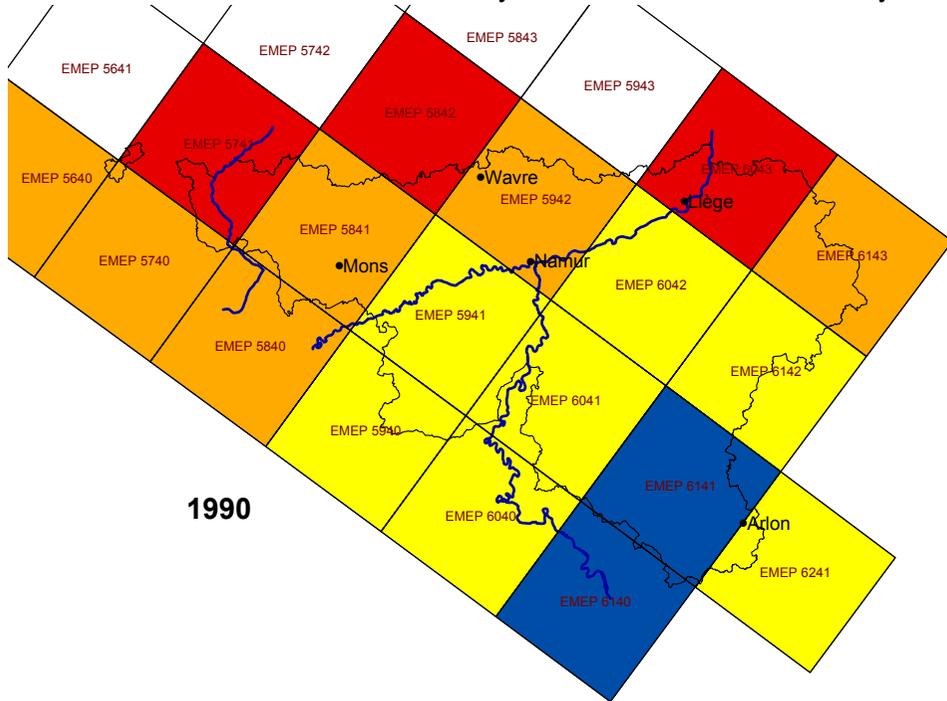
- Pas de données
- < 1500
- 1500 - 2000
- 2000 - 2500
- 2500 - 3000
- > 3000



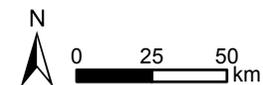
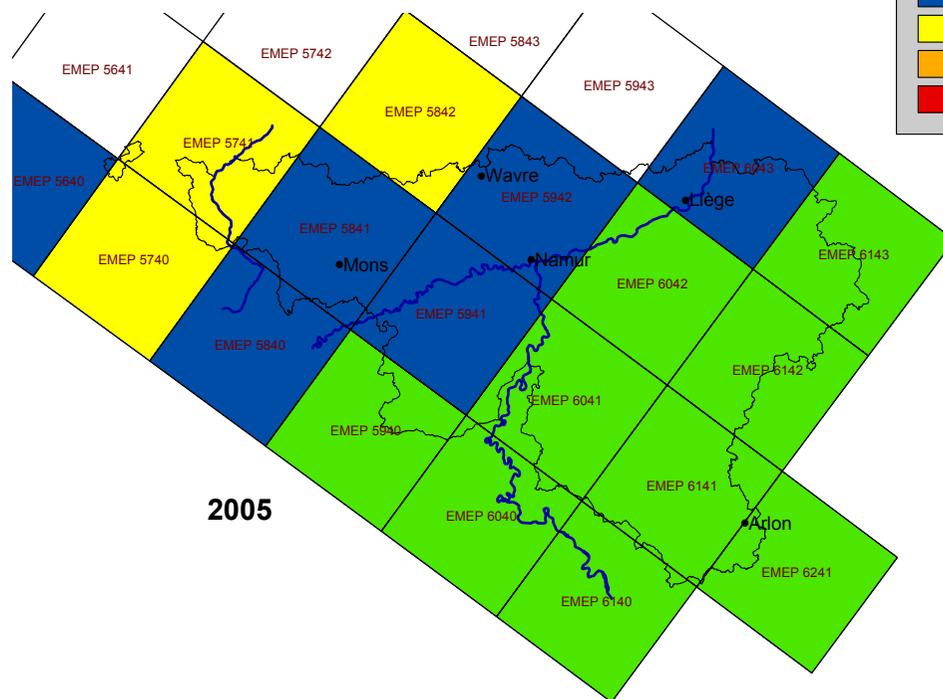
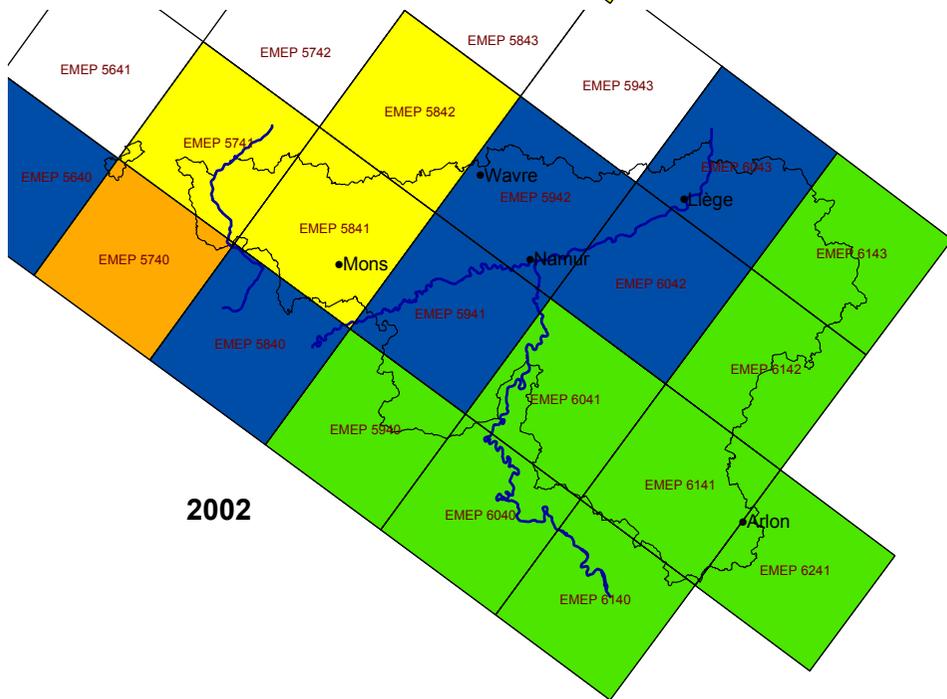
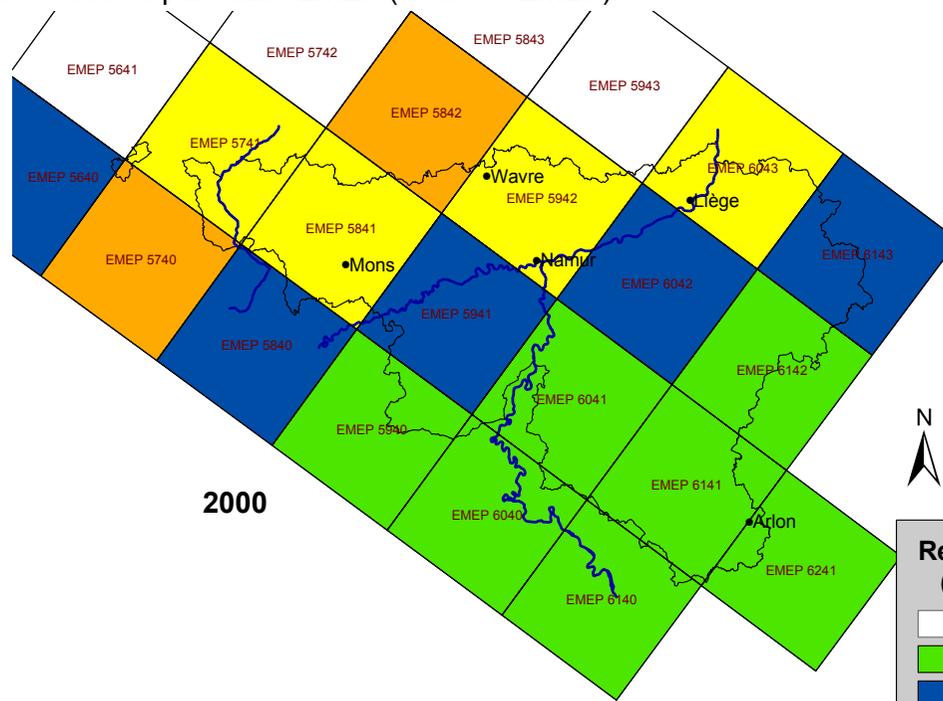
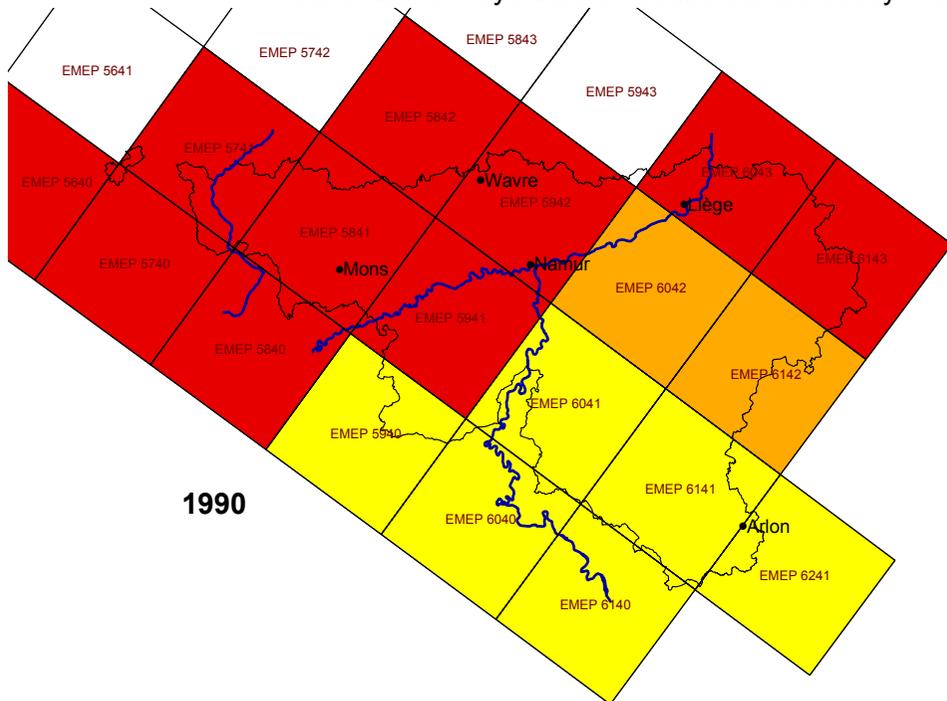
CELINE

**III.6.8. CARTOGRAPHIE DES RETOMBÉES EN N ET S DANS LES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS :
DONNÉES EMEP (1990-2005)**

Retombées moyennes en azote sur les écosystèmes forestiers par maille EMEP (données EMEP).

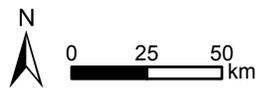
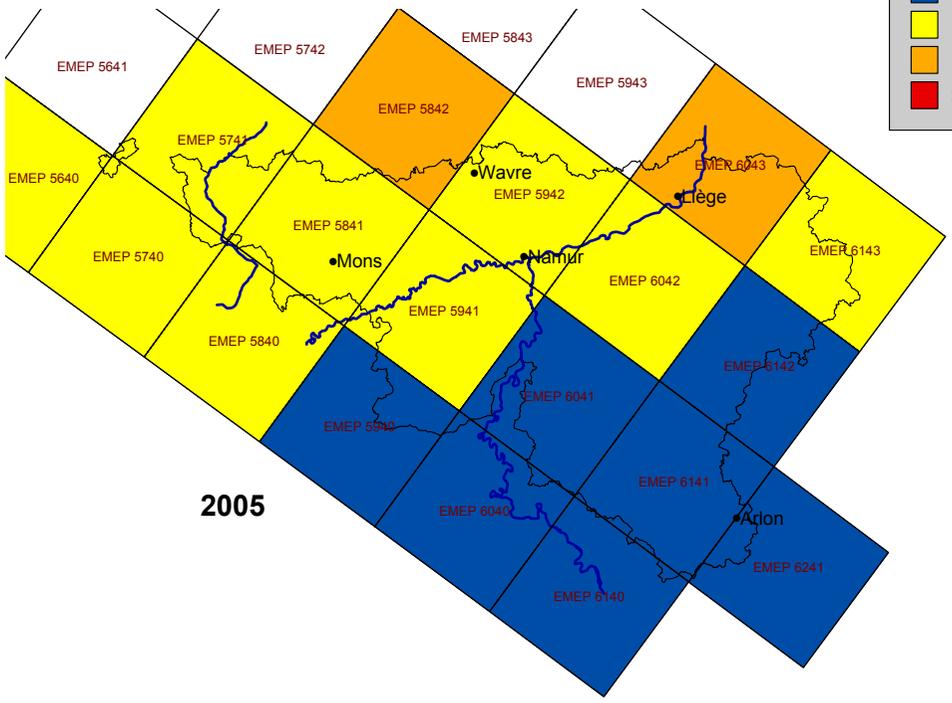
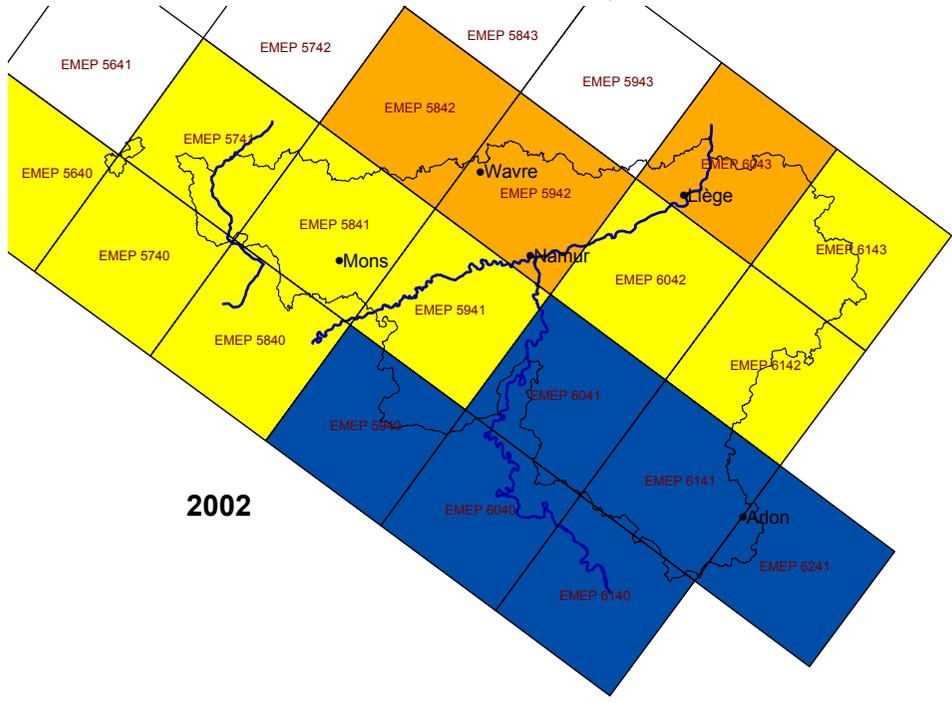
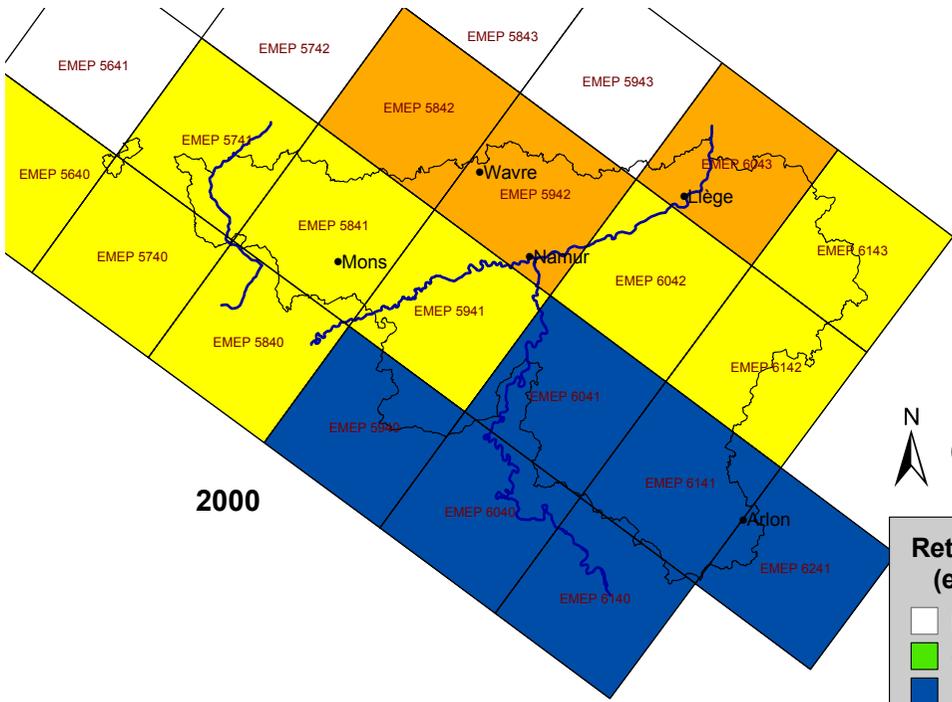
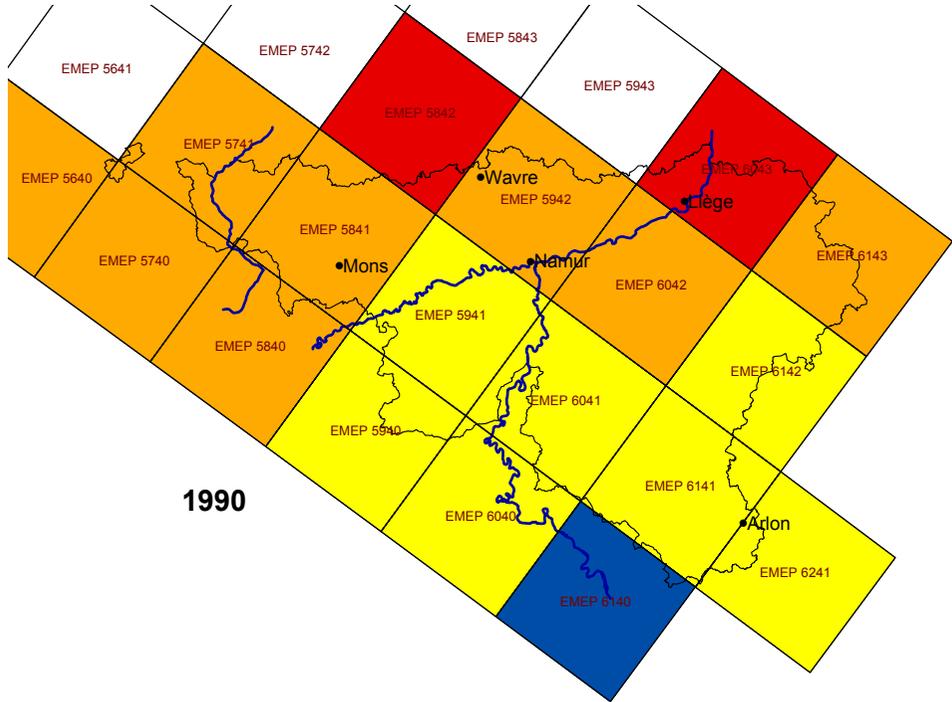


Retombées moyennes en soufre sur les écosystèmes forestiers par maille EMEP (données EMEP).

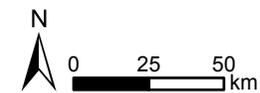
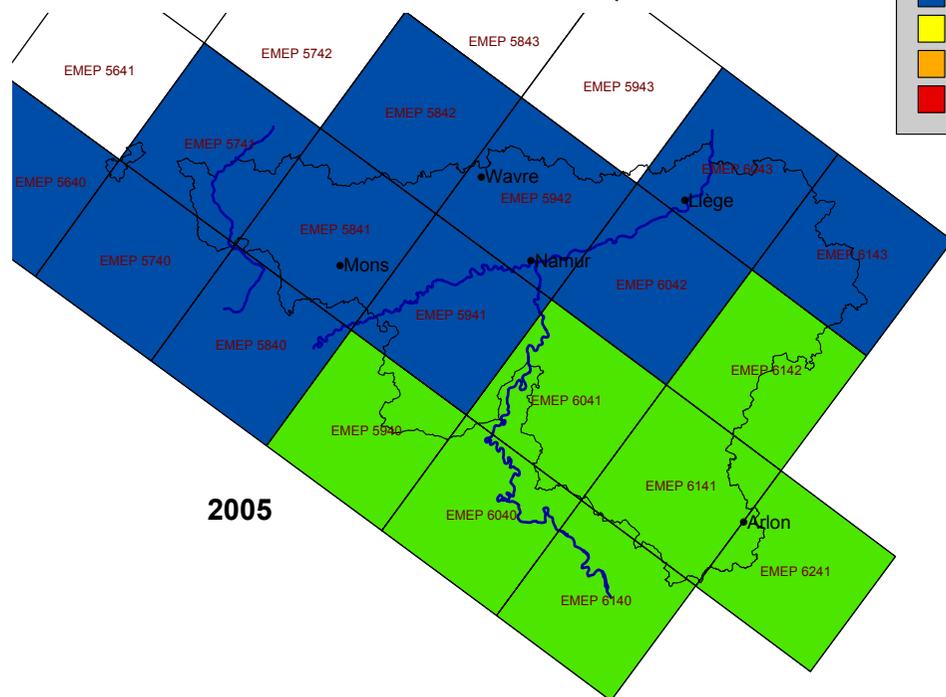
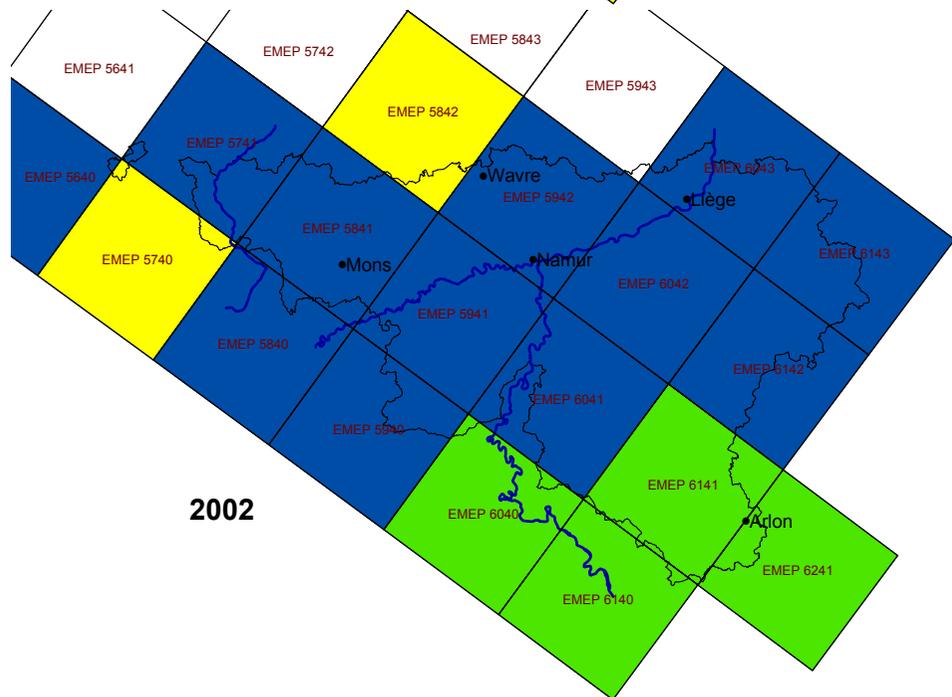
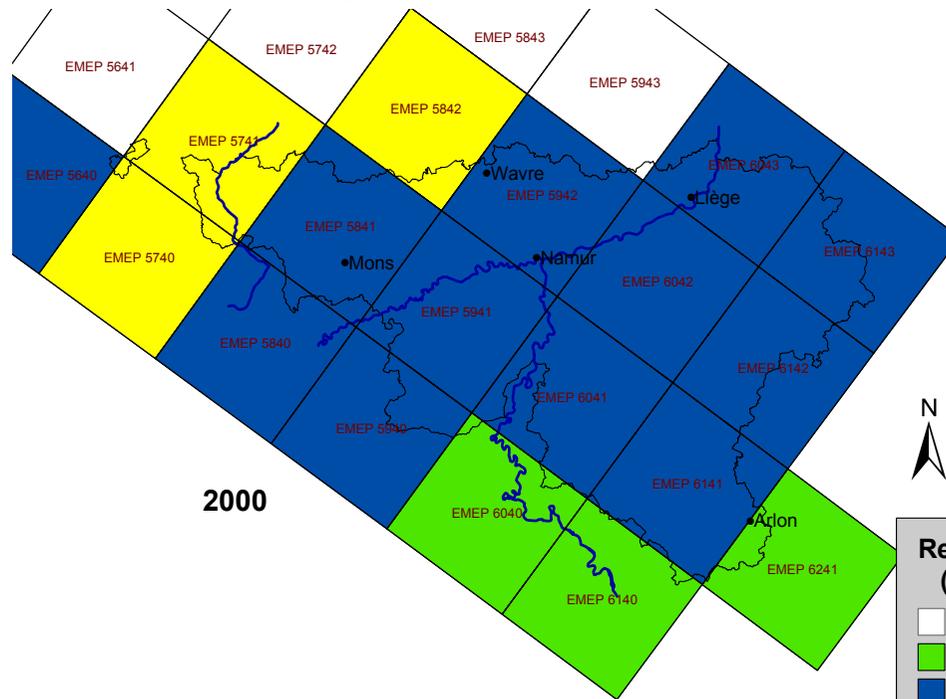
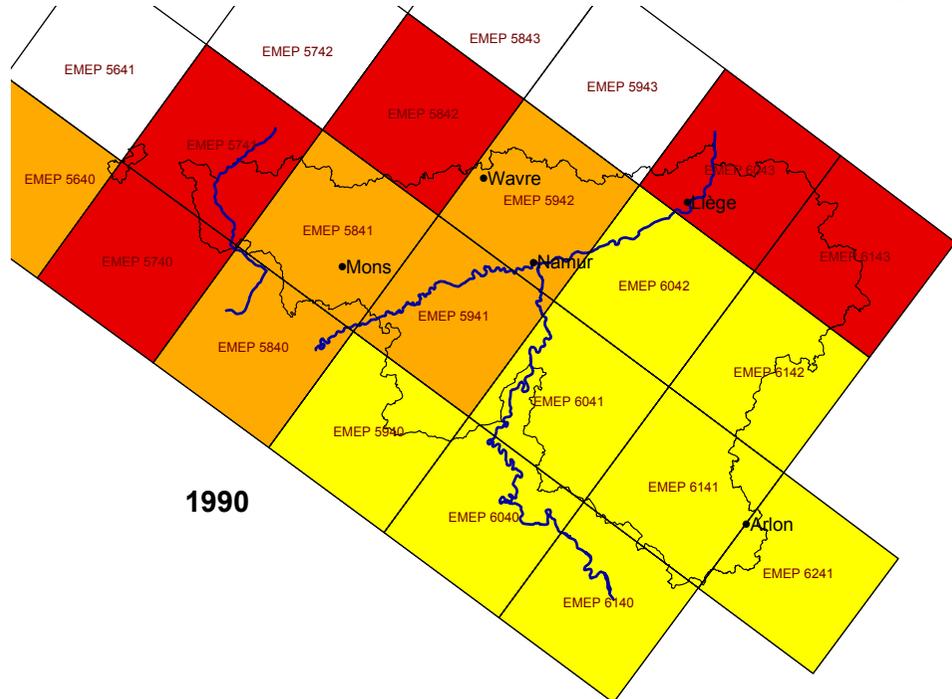


III.6.9. CARTOGRAPHIE DES RETOMBÉES EN N ET S SUR LA VÉGÉTATION NATURELLE : DONNÉES EMEP (1990-2005)

Retombées moyennes en azote sur les écosystèmes de végétation naturelle non forestière par maille EMEP (données EMEP).



Retombées moyennes en soufre sur les écosystèmes de végétation naturelle non forestière par maille EMEP (données EMEP).



IV. ETABLISSEMENT D'UNE RELATION ENTRE LES QUANTITÉS EMISES DE SUBSTANCES ACIDIFIANTES ET LES QUANTITÉS DEPOSÉES

IV.1. QUANTITÉS ÉMISES EN S ET N

L'Arrêté du Gouvernement wallon du 25 mars 2004 définit le programme wallon de réduction progressive des émissions de SO₂, de NO_x, de COV_{phot} et de NH₃ afin d'atteindre les objectifs fixés dans l'Arrêté du Gouvernement wallon du 13 novembre 2002 fixant des plafonds d'émission pour certains polluants atmosphériques.

Le tableau IV.1.1 ci-dessous présente le total des émissions wallonnes et les plafonds à atteindre à l'horizon 2010 (AGw du 24 mars 2004).

Tableau IV.1.1 : Total des émissions wallonnes (fixe + transport) + agricole pour le NH₃

	EMISSIONS TOTALES		
	SO ₂	NO _x	NH ₃
	tonnes	tonnes	tonnes
Emissions 1990	97.517	152.987	29.039
Emissions 2000	47.625	133.418	27.288
2010 BAU	45.053	93.858	28.332
Plafond NEC	29.706	78.000	28.760
% réduction (1990 – NEC)	69 %	49 %	0,02%

Notons que ces valeurs devront être revues sur base des nouveaux calculs du Ministère de la Région wallonne. D'autres données d'émissions wallonnes en N et S ont été communiquées par Isabelle Higuët du Ministère de la Région wallonne (DGRNE – DPA, DCP, « Cellule air »).

Deux sets de données ont été transmis :

1. les émissions en SO₂, NO_x et NH₃ issues des sources fixes, mobiles et de l'agriculture. Données transmises à l'EMEP.
2. les émissions en SO₂, NO_x et NH₃ issues des sources fixes, mobiles et de l'agriculture. Données actualisées en septembre 2005 qui seront transmises à l'EMEP.

Annuellement, les différentes régions de Belgique sont tenues de transmettre leurs données d'émissions anthropogéniques.

Les rapports suivants reprennent les données d'émissions des différents pays :

- EMEP MSC-W, (Status report 1997). Transboundary Air Pollution in Europe (part 2).
- EMEP MSC-W, (Status report 2000). Analysis of UNECE/EMEP emission data
- EMEP MSC-W, (Inventory Review 2004). Emission Data reported to CLRTAP and under the NEC directive.
- rapport de Economic Commission for Europe « Clearing the air » (2004)
- EMEP MSC-W data note 1/2004 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Belgium.
- EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Belgium.

Tous ces rapports reprennent des séries temporelles quasi similaires, mais les données peuvent varier d'un rapport à l'autre. En effet, un pays peut chaque année actualiser ses données pour des années antérieures, en fonction de nouvelles données en sa possession ou en fonction d'un changement de méthodologie. Dès lors, les émissions d'une année peuvent varier d'un rapport à l'autre. De plus, au niveau de la Belgique, il faut être attentif à la fiabilité des données. Les trois régions de Belgique ne transmettent pas systématiquement leurs données. La valeur des émissions ne reflète donc pas toujours les quantités totales émises en Belgique.

En tenant compte de ces points, nous avons opté pour le rapportage des données du document EMEP MSC-W data note 1/2005.

Les données dans ce rapport sont, excepté pour l'année 1990, identiques à celles du rapport EMEP MSC-W, (Inventory Review 2004) et données reprises dans le rapport EB.AIR/GE.1/2004/10 de l'Executive Body for the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (28 session, Genève, 6-8 september 2004).

Toutefois dans ce dernier rapport est mentionné à côté du pays Belgique :

- 1980-1989 : S90 : As relevant information is lacking for at least one of three Belgian regions during the periode 1980-1989, no data are given before 1990.
- 1998-1999 : preliminary data.

Comme les mêmes données entre 1980 et 1989 et 1998 et 1999 sont reprises dans le rapport EMEP MSC-W data note 1/2005 mais sans ces mentions particulières, nous considérons ces données avec réserve.

Les figures IV.1.1, IV.1.2 et IV.1.3 reprennent graphiquement l'évolution des émissions totales belge et wallonne (sources fixes et mobiles). La différence entre ces deux courbes étant les émissions des autres Régions de Belgique.

En ce qui concerne les émissions wallonnes, les anciennes données ont été considérées, car ce sont celles là qui sont communiquées à EMEP et qui ont servi à estimer les retombées.

L'analyse de ces évolutions indiquent que :

- les quantités émises totales belges et wallonnes en N et S sont en nette diminution.
- Les quantités en NH₃ émises en Wallonie par l'agriculture ont diminués de 4,5% par rapport à 1990, mais sont stables depuis fin des années 90.
- Malgré que les émissions de NH₃ proviennent essentiellement du secteur agricole, la diminution de 4,5% ne permet pas de compenser l'augmentation drastique des émissions issues des sources fixes (+36%) et du secteur des transports (+1400%). Pour ce dernier, les émissions en 2002 sont 15 fois plus importantes qu'en 1990 !!

L'augmentation des émissions en NH₃ provient d'une part, à partir des sources mobiles, suite à la présence des pots catalytiques et d'autre part, à partir des sources fixes, suite l'augmentation de production des entreprises fabriquant des engrais. Les émissions liées à la combustion sont négligeables par rapport à ces émissions (communication de Isabelle Higuët, Ministère de la Région wallonne, Cellule Air).

Le tableau IV.1.2 ci-dessous résume les efforts de réductions belge et wallon entre 1990 et 2002.

Tableau IV.1.2 : Pourcentage de réduction des émissions (fixes + mobiles) belges et wallonnes entre 1990 et 2002.

	% de réduction au niveau Belge	% de réduction au niveau wallon *
SO ₂	57,1	51,9
NOx	11,5	21,2
NH ₃	22,4 (16,8)	21,2 (+0,2)
Total N	16,7 (14)	21,2 (14,2)

* (% basé sur les nouvelles données wallones (fournies en septembre 2005)).

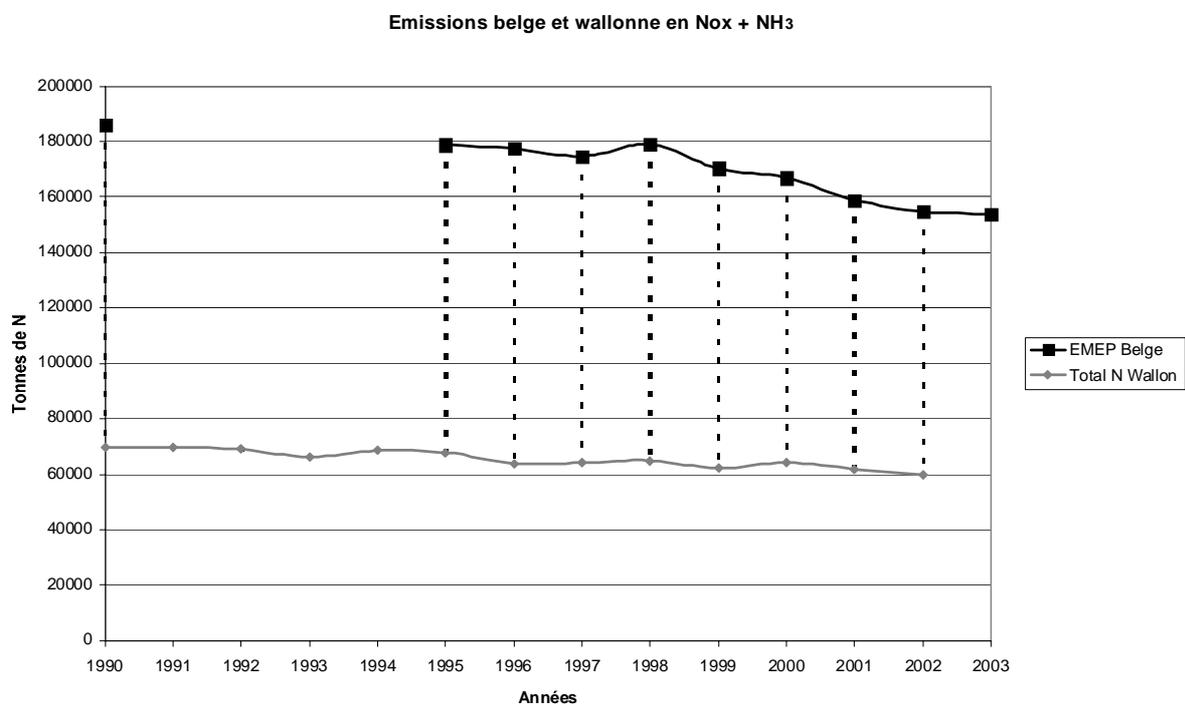
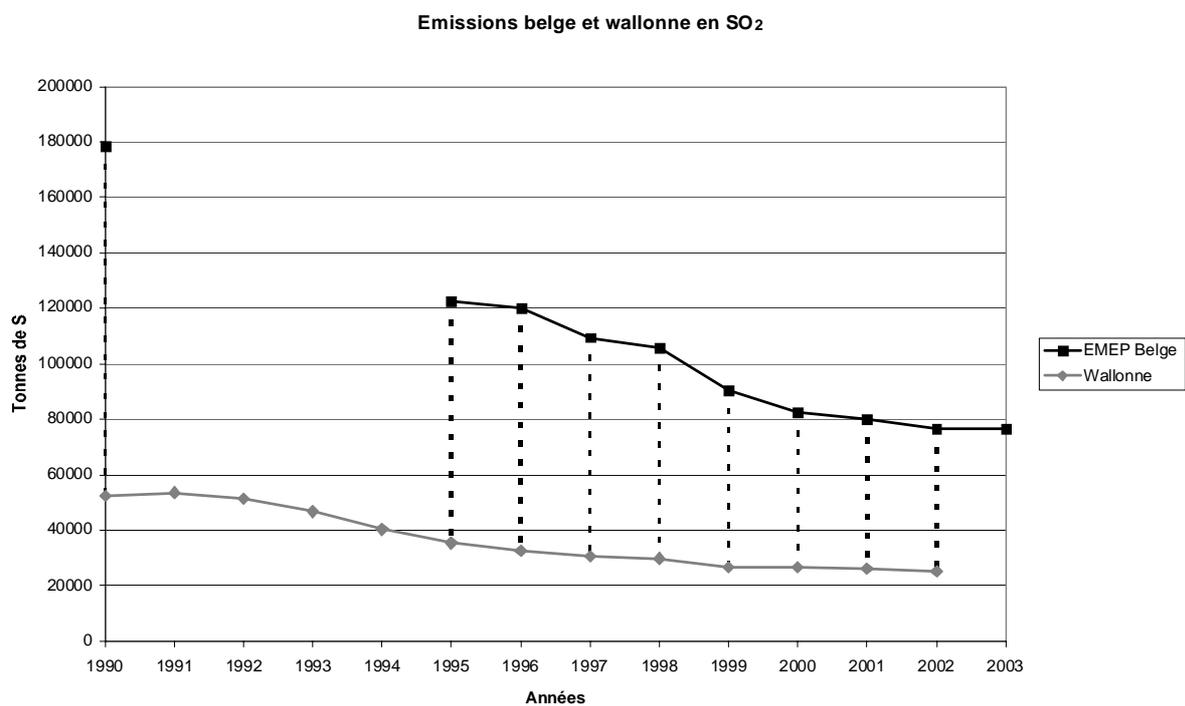


Figure IV.1.1 : Evolution temporelle des émissions belges (données EMEP) et wallonnes (données transmises à l'EMEP).

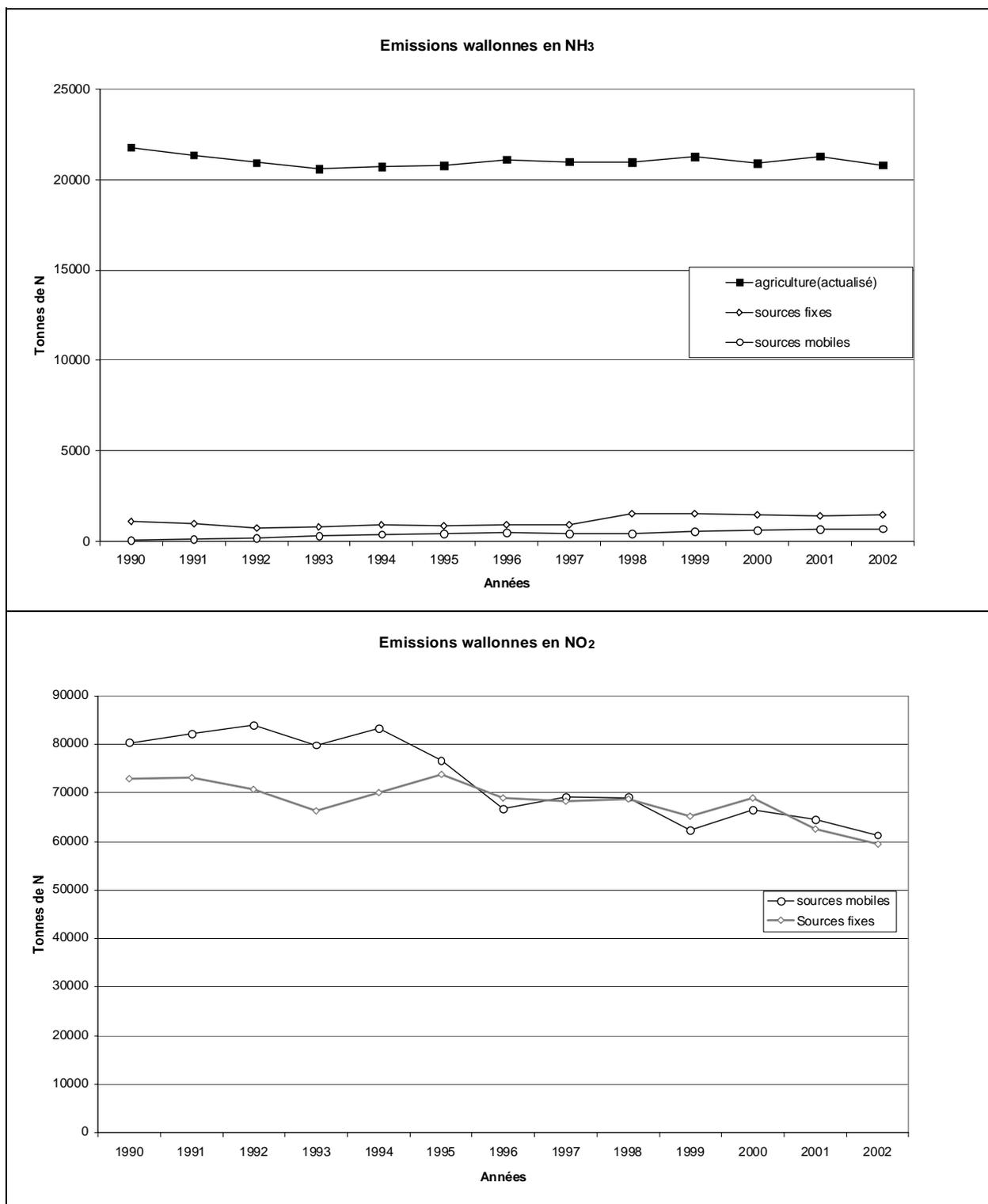


Figure IV1.2 : Evolution des émissions en N réduit et N oxydé en Région wallonne (données actualisées en 2005).

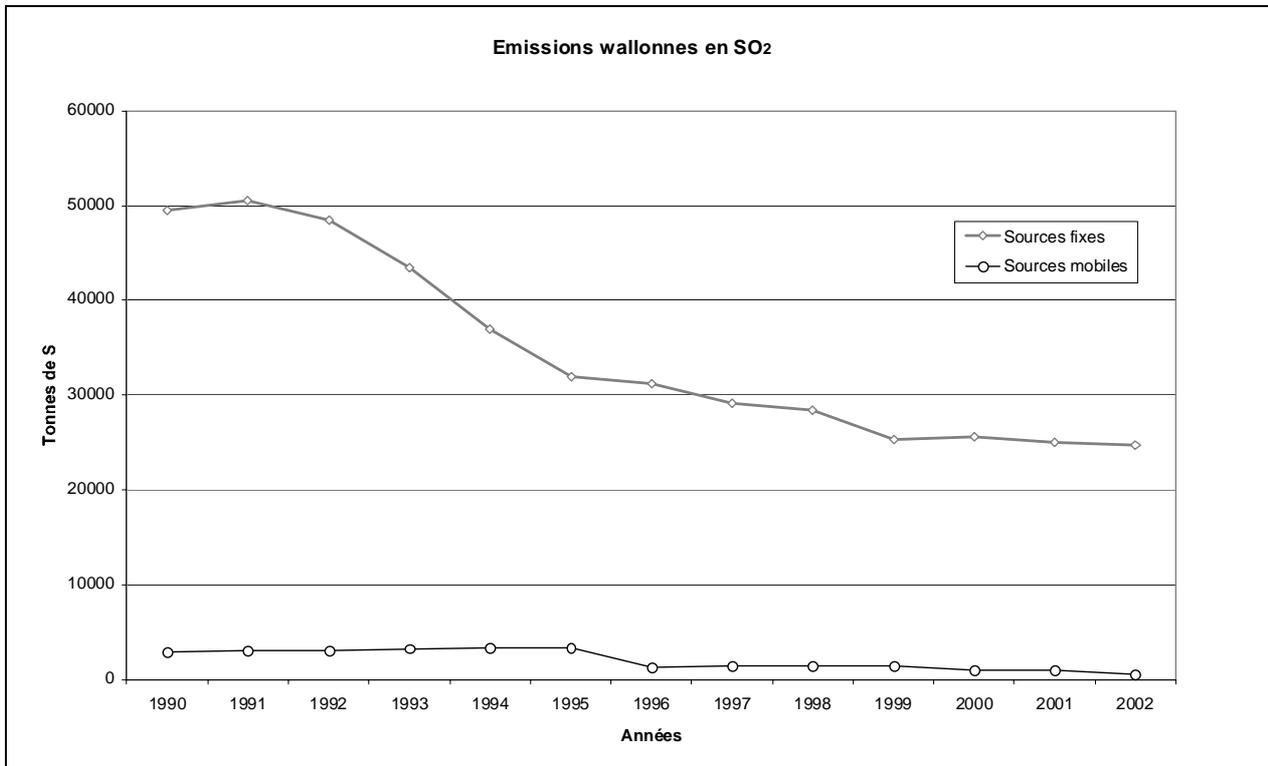


Figure IV.1.3 : Evolution des émissions en SO₂ en Région wallonne (données actualisées en 2005)

IV.2. RELATIONS ENTRE QUANTITES EMISES ET RETOMBÉES

A l'aide des données d'émissions et de retombées, il est possible d'établir des relations « Emission-Retombée ».

Il est important de redéfinir le contenu de ces termes :

Emission = Quantités anthropiques en S et N émises par la Belgique uniquement via les sources fixes, mobiles et l'agriculture.

Retombée = Quantités d'origine anthropique en S et N qui se déposent sur le territoire belge, mais dont leur émission provient de la Belgique ainsi que des autres pays. Les retombées peuvent être estimées soit à partir des mesures de la qualité de l'air, soit par modélisation à partir des données d'émissions.

IV.2.1. RELATION «EMISSION-RETOMBEE » AU NIVEAU BELGE

La première relation peut être établie au niveau belge, en prenant l'évolution temporelle des émissions et des retombées.

Le tableau A reprend les données publiées dans EMEP MSC-W data note 1/2005 et en calcule par années, les pourcentages de S et N déposés sur le territoire belge par rapport à la quantité belge émise.

C'est ainsi que pour la Belgique, le « bilan » est positif puisqu'elle accuse une plus faible quantité en retombées de S et N par rapport à la quantité belge émise. Ce n'est pas le cas pour tous les pays, comme par exemple le Luxembourg qui, en 2000, a émis 1500 tonnes de S, tandis que son territoire a été l'objet d'un dépôt de 2700 tonnes.

Les relations « Emission-Retombée » mettent également en évidence la vitesse de déposition plus importante de l'azote réduit (NH₃) par rapport à l'azote oxydé et donc sa moindre influence transfrontalière.

Les moyennes sur différentes périodes sont calculées afin de visualiser l'évolution des relations « Emission-Retombée ». On constate que la proportion est relativement constante dans le temps :

- Pour une Tonne de S émis en Belgique, se dépose environ 0,41 tonne de S sur le territoire belge,
- Pour une Tonne de N émis en Belgique, se dépose environ 0,36 tonne de N sur le territoire belge.

Afin de recouper deux sources de données, il est également possible de calculer les relations « Emission-Retombée » en prenant comme données :

- d'émissions : les données belges mentionnées dans EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Belgium,
- de retombées : les données présentées par maille EMEP50 du modèle VSD. Ce modèle ne donne que les quantités totales en S et N. En connaissant la surface belge présente au sein de chaque maille et la quantité déposée par unité de surface, la quantité totale belge peut être calculée.

Le tableau IV.1.2 reprend le résultat de ces calculs. On constate que les quantités de retombées fournies par le modèle VSD, calculées par EMEP à partir des données d'émissions, sont supérieures à celles mentionnées dans le rapport « EMEP MSC-W data note 1/2005 ». Dès lors, les pourcentages des relations « Emissions-Retombées » sont supérieurs. Comme le modèle VSD fournit des données tous les 5 ans à partir de 1880, les retombées en 2002 et 2003 sont calculées sur base d'une régression linéaire des retombées entre 2000 et 2005.

On note une différence d'environ 2 % en considérant les données « EMEP MSC-W data note 1/2005 » ou VSD (année 2000).

Notons que l'écart entre les deux méthodes de calcul est faible et acceptable. Les données EMEP fournies dans le modèle VSD peuvent être utilisées pour l'établissement des relations « Emission-Retombée ».

IV.2.2. RELATION «EMISSION-RETOMBEE » AU NIVEAU WALLON

La seconde relation peut être établie au niveau régional, en prenant l'évolution temporelle des émissions et des retombées.

Comme les retombées en N et S dépendent de la localisation des sources d'émission, mais également des conditions climatiques, il y a lieu de préciser les relations « Emission-Retombée » au niveau régional.

Cette relation peut être réalisée en confrontant les données d'émission wallonnes avec les quantités en retombées estimées d'une part, à l'aide des mesures de la qualité de l'air (mesures intégrées dans le modèle de la Cellule CELINE) et d'autre part, à l'aide des données d'émissions (modélisation EMEP).

A. Relation établie à l'aide des données d'immission

Pour établir cette relation, les données suivantes sont utilisées :

Emissions : les données d'émission calculées par la Région wallonne. Dans le cas présent, les données actualisées par la Région wallonne en 2005 sont utilisées.

Retombées : quantités estimées à l'aide des mesures de la qualité de l'air et modélisées par la cellule CELINE.

Les calculs des relations indiquent que la Région wallonne recevrait plus de soufre que ce qu'elle émet (tableau IV.2.3). Au niveau de l'azote, le bilan est positif : il se déposerait moins que la quantité émise.

B. Relation établie à l'aide des données d'émission

Pour établir cette relation, les données suivantes sont utilisées :

Emissions : les données d'émission déclarées par la Région wallonne et transmises à EMEP. Comme la modélisation EMEP a utilisé les anciennes données, ce sont ces données qui sont reprises. Rappelons que l'actualisation en 2005 des données d'émissions n'a porté que sur l'azote d'origine agricole.

Retombées : les données par maille EMEP renseignées dans le modèle VSD. Les proportions du territoire wallon compris dans chaque maille EMEP sont donnés au tableau III.3.1.

Une relation « Emission-Retombée » peut être calculée pour le territoire wallon (tableau IV.2.4).

Par différence entre les données globales belges et les données wallonnes, des relations pour le S et N peuvent être calculées pour les autres Régions de Belgique (tableau IV.2.5).

L'analyse des relations « Emission-Retombée » indique :

- une forte différence entre le Nord et le Sud du pays. Le Sud du pays, malgré qu'il émet nettement moins de S et N, est touché, en terme de retombées atmosphériques totales, proportionnellement plus que le Nord du pays.
- En ce qui concerne le soufre, pour un effort similaire de réduction des émissions au Sud (52%) et au Nord (59%) du pays, entre 1990 et 2002, l'impact au niveau des retombées est positif pour la Wallonie (60%), et pour les Régions flamande et bruxelloise (61%).
- En ce qui concerne l'azote, pour un effort de réduction des émissions au Sud de 21% et au Nord de 14%, entre 1990 et 2002, l'impact au niveau des retombées est légèrement négatif pour la Wallonie (16,5%), mais positif pour les Régions flamande et bruxelloise (18%).
- Les retombées sur le territoire belge sont fortement influencées par les émissions des différentes régions et des autres pays.

Au niveau wallon, les relations « Emission-Retombée » seront basées sur les données les plus récentes à savoir celles de 2002 (tableau IV.2.4) :

- un pourcentage de 70 % sera appliqué pour le soufre : pour une Tonne de S émises par la Wallonie, se dépose 0,70 Tonnes de S sur le territoire wallon.
- et un pourcentage de 59 % pour l'azote : pour une Tonne de N émises par la Wallonie, se dépose 0,59 Tonnes de N sur le territoire wallon.

L'application de ces pourcentages considère que parallèlement aux réductions des émissions wallonnes, il y a également des réductions des émissions dans les pays et régions voisins.

Tableau IV.2.1 : Etablissement de la relation « Emission-Retombée » sur base des quantités belges émises et des dépôts en S et N (oxydé et réduit) sur le territoire belge (les données d'émission et de dépôts sont issues de EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Belgium).

		Années											
	Unité	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Emissions belges en S et N													
S	T de S	414000	200000	178500	122500	120000	109500	106000	90500	82500	80000	76500	76500
oxN	T de N	134522	98913	97696	98913	95870	93130	94957	87957	100130	88870	86435	90391
redN	T de N	73294	73294	88118	79882	81529	81529	84000	82353	66706	70000	68353	63412
Total N	T de N	207816	172207	185813	178795	177399	174660	178957	170309	166836	158870	154788	153803
Retombées en S et N sur le territoire belge (S et N issus de la Belgique et autres pays)													
S dép	T de S	155000	100000	80000	56000	50000	44000	47000	41000	40000	39000	34000	29000
oxN dép	T de N	37000	31000	27000	27000	25000	24000	25000	23000	25000	26000	24000	22000
redN dép	T de N	36000	36000	35000	34000	32000	35000	39000	37000	39000	41000	37000	29000
Total N	T de N	73000	67000	62000	61000	57000	59000	64000	60000	64000	67000	61000	51000
% des retombées par rapport aux quantités belges émises													
S	%	37,4	50,0	44,8	45,7	41,7	40,2	44,3	45,3	48,5	48,8	44,4	37,9
oxN	%	27,5	31,3	27,6	27,3	26,1	25,8	26,3	26,1	25,0	29,3	27,8	24,3
redN	%	49,1	49,1	39,7	42,6	39,2	42,9	46,4	44,9	58,5	58,6	54,1	45,7
Total N	%	35,1	38,9	33,4	34,1	32,1	33,8	35,8	35,2	38,4	42,2	39,4	33,2

Moyennes des % des retombées par rapport aux quantités belges émises

		<i>Moyenne entre 1980 et 2003</i>	<i>Moyennes des années 2000</i>	<i>Moyennes des années 2002-2003</i>
S	%	44,1	44,9	41,1
oxN	%	27,0	26,6	26,0
redN	%	47,6	54,2	49,9
Total N	%	36,0	38,3	36,3

Tableau IV.2.2 : **Belgique** : Etablissement de la relation « Emission-Retombée » sur base des quantités belges émises et des dépôts en S et N (oxydé et réduit) sur le territoire belge (les données d'émission issues de EMEP MSC-W data note 1/2005 et de dépôt issues du modèle VSD (extrapolation linéaire pour les années 2002 et 2003).

		Années											
	Unité	1980	1985	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Emissions belges en S et N													
S	T de S	414000	200000	178500	122500	120000	109500	106000	90500	82500	80000	76500	76500
Total N	T de N	207816	172207	185813	178795	177399	174660	178957	170309	166836	158870	154788	153803
Retombées en S et N sur le territoire belge (S et N issus de la Belgique et autres pays)													
S dép	T de S	158607	115235	87430	55438					37923		34617	32964
Total N	T de N	76652	76227	72256	66633					60869		59801	59267
% des retombées par rapport aux quantités belges émises													
S	%	38,3	57,2	49	45,6					46		45,3	43,1
Total N	%	36,9	44,3	39	37,3					36,5		38,6	38,5

Moyennes des % des retombées par rapport aux quantités belges émises.

		<i>Moyenne entre 1980 et 2003</i>	<i>Année 2000</i>
S	%	46,4	46
Total N	%	38,7	36,5

Tableau IV.2.3 : **Région wallonne** : Etablissement de la relation « Emission-Retombée » sur base des quantités wallonnes émises et des dépôts en S et N (oxydé et réduit) sur le territoire wallon (les données d'émission sont issues du Ministère de la Région wallonne (données transmises en septembre 2005) et les retombées du modèle établi par la Cellule CELINE, basé sur les immissions).

		Années											
Unité		1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	% réduction 1990-02
Emissions wallonnes en S et N													
S	T de S	52445	35316	32513	30546	29788	26648	26592	25991	25235			50 %
Total N	T de N	69598	67831	63779	64156	64890	62195	64229	62015	59733			14 %
Retombées en S et N sur le territoire wallon (S et N issus de la Belgique et autres pays)													
S dép	T de S	46853		42625		29770	27909	26046	28924	26218	19114	19452	44 %
Total N	T de N	45162		42625		37550	41441	42794	47361	40257	37550	39749	10 %
% des retombées par rapport aux quantités émises													
S	%	89		131		99,9	105	98	111	104			
Total N	%	65		67		29	67	67	76	67			

Tableau IV.2.4 : **Région wallonne** : Etablissement de la relation « Emission-Retombée » sur base des quantités wallonnes émises et des dépôts en S et N (oxydé et réduit) sur le territoire wallon (les données d'émission sont issues du Ministère de la Région wallonne (anciennes données) et les retombées EMEP du modèle VSD).

		Années											
	Unité	1990	1991	1992	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	% réduction
Emissions wallonnes en S et N													
S	T de S	52445	53572	51496	35316	32513	30546	29788	26648	26592	25991	25235	52 %
Total N	T de N	70602	70758	70085	68802	64052	64360	65070	62190	60216	62114	55611	21 %
Retombées en S et N sur le territoire wallon issues du modèle VSD (S et N issus de la Belgique et autres pays)													
S dép	T de S	44094			28146					19396		17723	60 %
Total N	T de N	39515			36501					33626		33021	16,5 %
% des retombées par rapport aux quantités émises													
S	%	84			80					73		70	
Total N	%	56			53					56		59	

Tableau IV.2.5 : **Régions flamande et bruxelloise** : Etablissement de la relation « Emission-Retombée » sur base des quantités émises et des dépôts en S et N (oxydé et réduit) sur le Nord du pays (les données d'émission et de retombées sont obtenues par différence : Belge - wallonnes).

		Années											
	Unité			1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	% réduction
Emissions flamandes et bruxelloises en S et N													
S	T de S			126055	87184					55908		51265	59 %
Total N	T de N			115211	109993					106620		99177	14 %
Retombées en S et N sur les territoires flamand et bruxellois (S et N issus de la Belgique et autres pays)													
S dép	T de S			43336	27293					18527		16904	61%
Total N	T de N			32741	30132					27243		26780	18%
% des retombées par rapport aux quantités émises													
S	%			34,4	31,3					33,1		33,0	
Total N	%			28,4	27,4					25,6		27,0	

IV.3. ESTIMATION DES RETOMBÉES A L'HORIZON 2010

Les relations « émissions-retombées » étant élaborées et connaissant les objectifs d'émission en N et S à l'horizon 2010 sur base soit du plafond NEC soit du BAU (projection wallonne), il est possible d'estimer les quantités qui seront déposées dans le futur.

La cartographie des quantités en azote et en soufre déposées à l'horizon 2010 sur base des données d'immission est donnée à l'annexe IV.4.1.

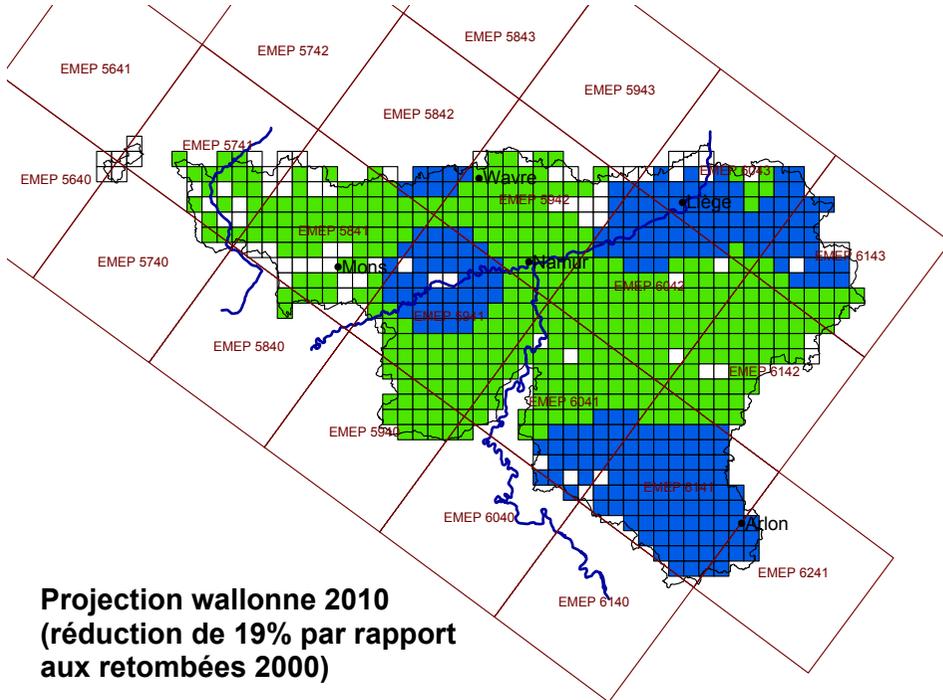
La cartographie des quantités en azote et en soufre déposées à l'horizon 2010 sur base des données d'émission est donnée à l'annexe IV.4.2.

IV.4. ANNEXE DE LA PARTIE IV

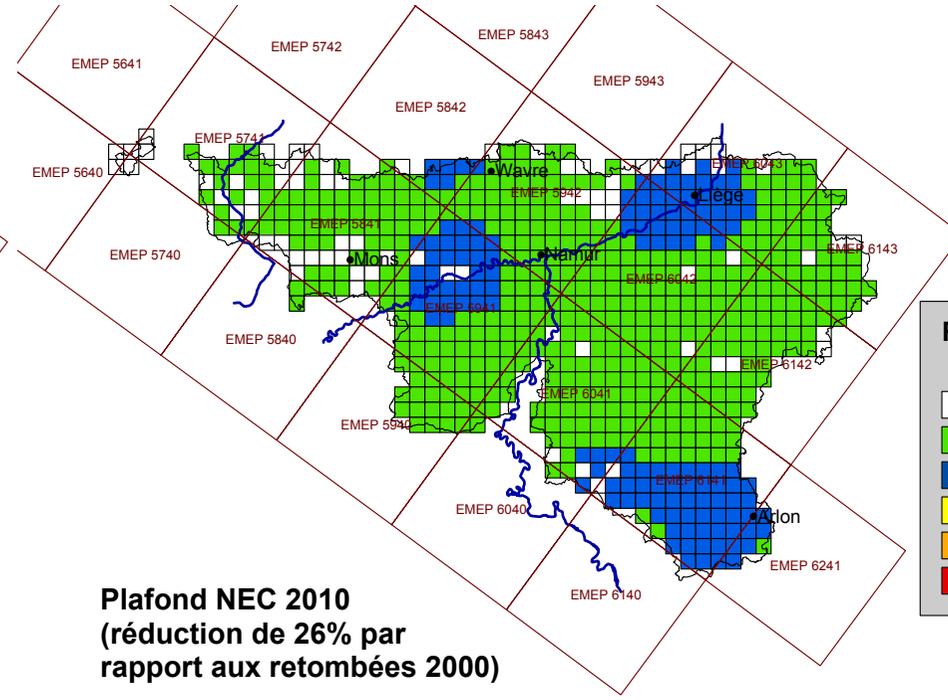
Cartographie des retombées à l'horizon 2010

IV.4.1. CARTOGRAPHIE DES RETOMBÉES EN SOUFRE ET AZOTE À L'HORIZON 2010 SUR BASE DES DONNÉES D'IMMISSIONS

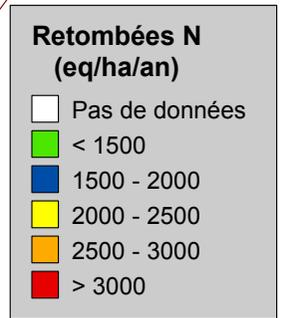
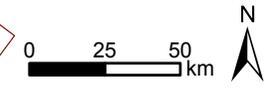
Estimation des retombées en azote, sur base des immissions, dans les écosystèmes forestiers à l'horizon 2010.



Projection wallonne 2010
(réduction de 19% par rapport
aux retombées 2000)

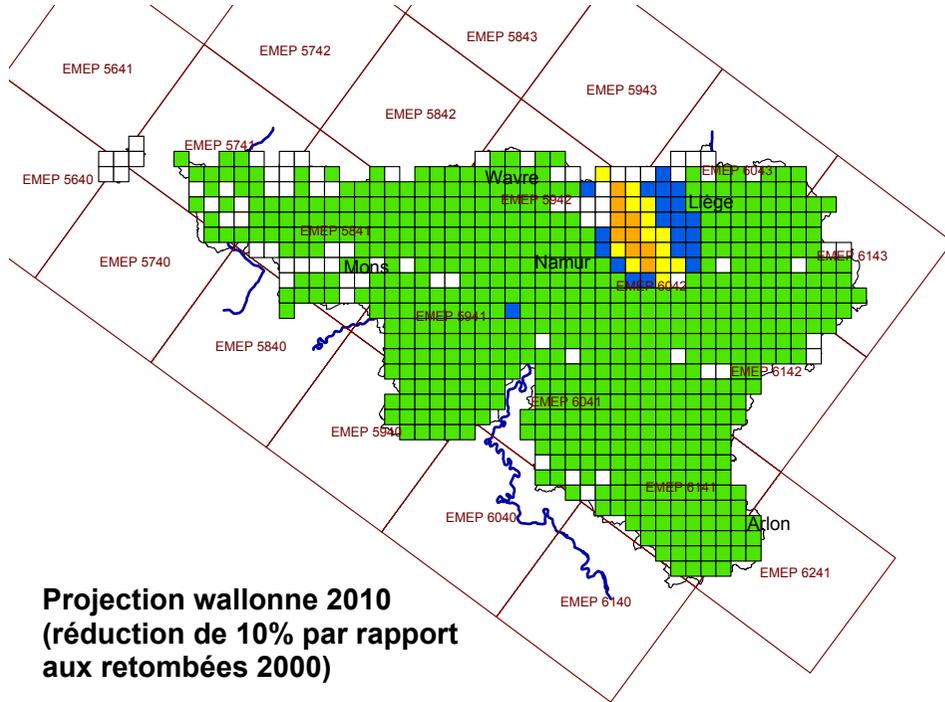


Plafond NEC 2010
(réduction de 26% par
rapport aux retombées 2000)

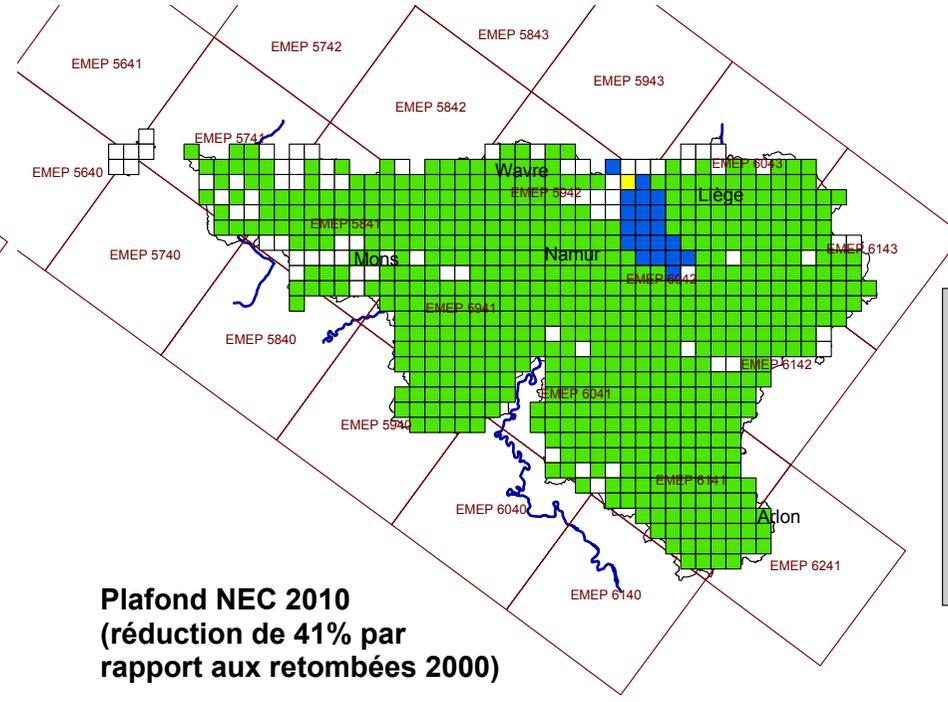


CELINE

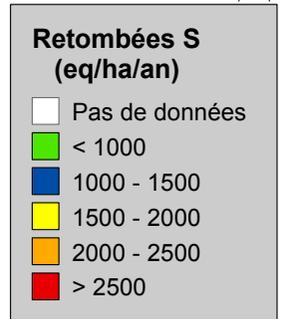
Estimation des retombées en soufre, sur base des immissions, dans les écosystèmes forestiers à l'horizon 2010.



Projection wallonne 2010
(réduction de 10% par rapport
aux retombées 2000)



Plafond NEC 2010
(réduction de 41% par
rapport aux retombées 2000)

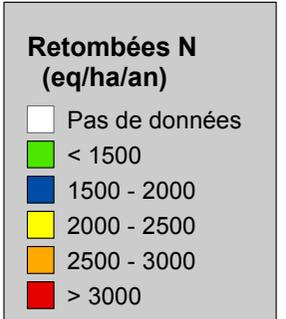
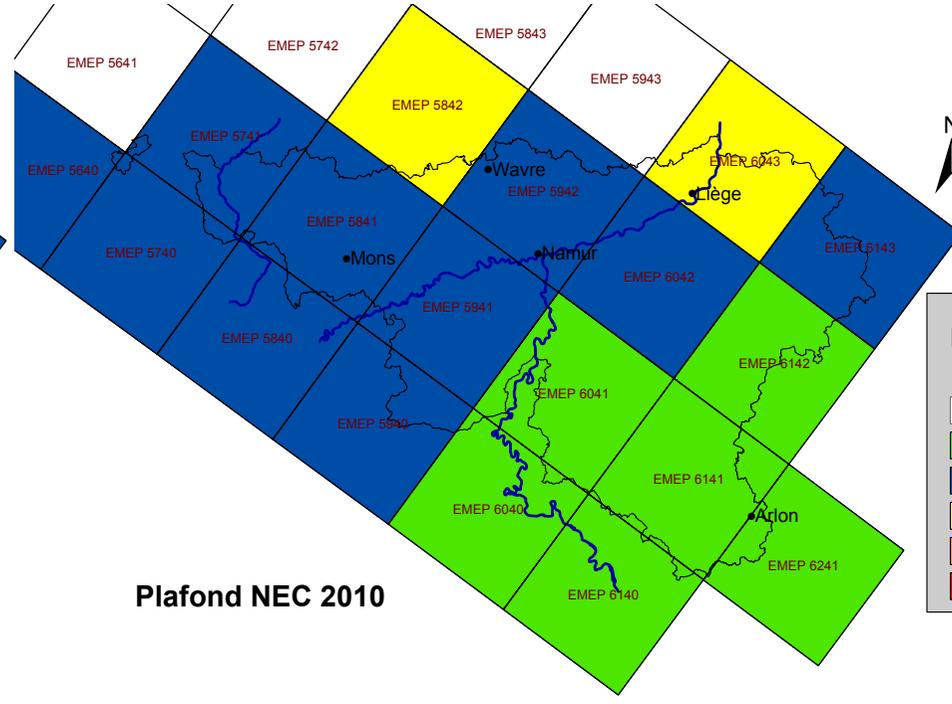
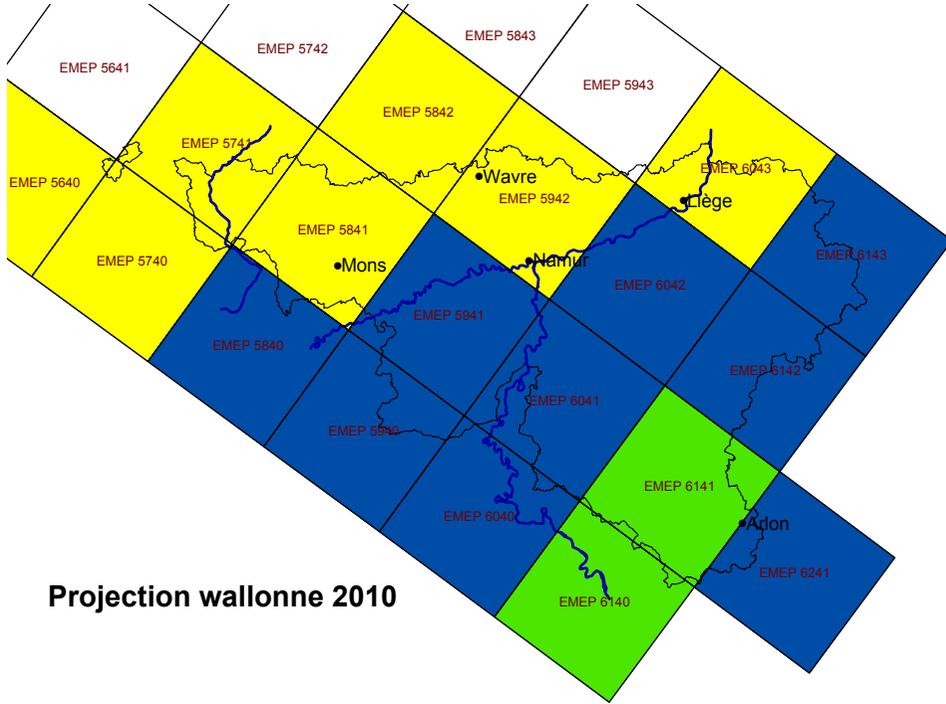


Expertises - Etudes - R & D
Sols - Environnement

CELINE

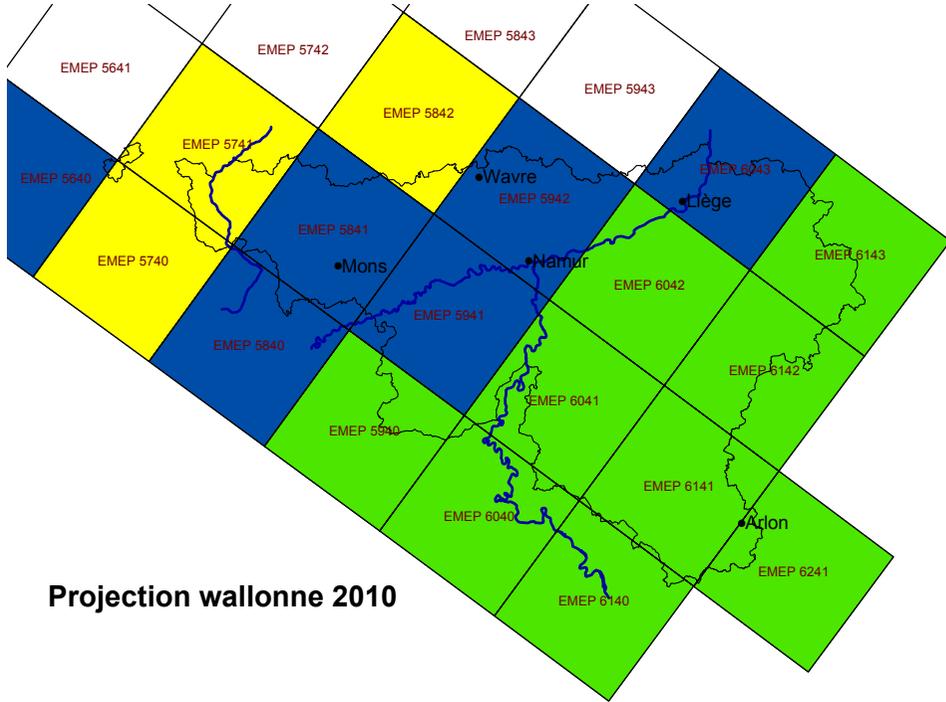
IV.4.2. CARTOGRAPHIE DES RETOMBÉES EN SOUFRE ET AZOTE À L'HORIZON 2010 SUR BASE DES DONNÉES D'ÉMISSIONS (EMEP)

Retombées moyennes en azote sur les écosystèmes forestiers par maille EMEP (données EMEP).

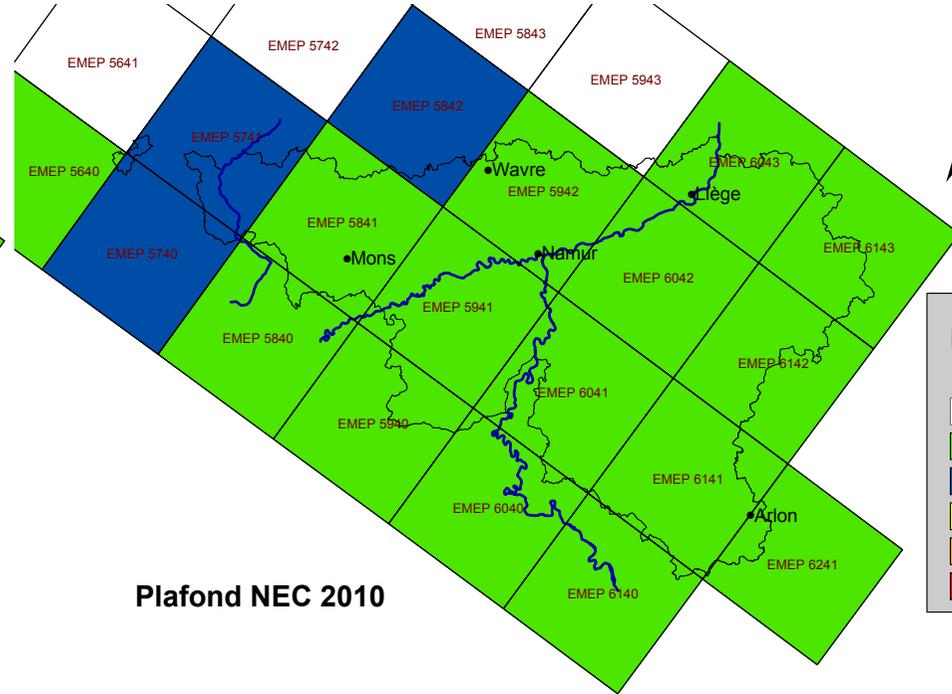


Expertises - Etudes - R & D
Sols - Environnement

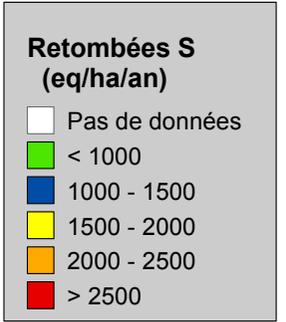
Retombées moyennes en soufre sur les écosystèmes forestiers par maille EMEP (données EMEP).



Projection wallonne 2010

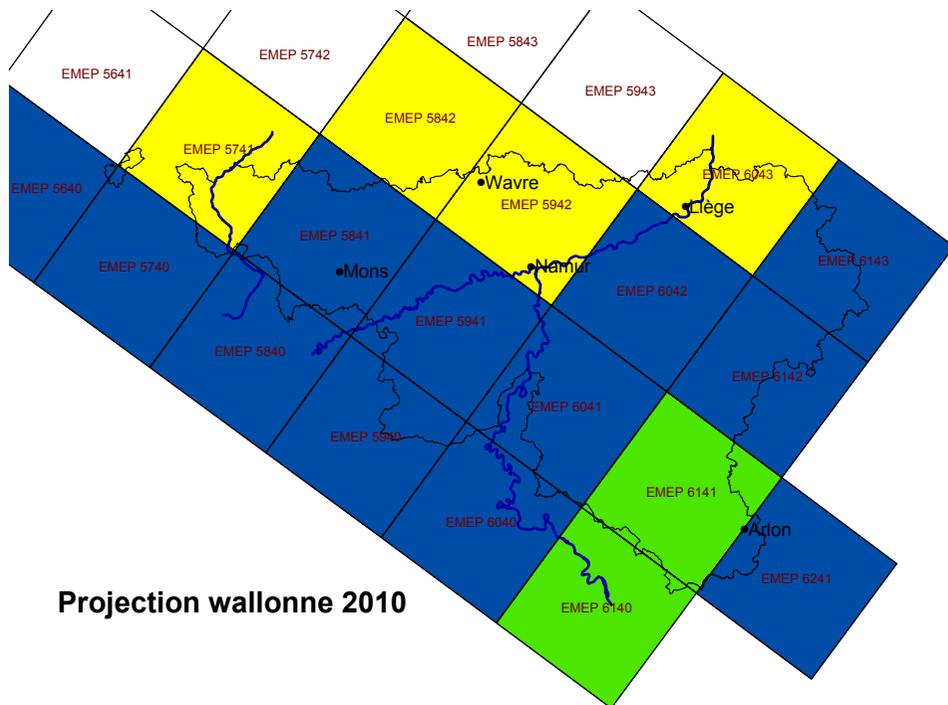


Plafond NEC 2010

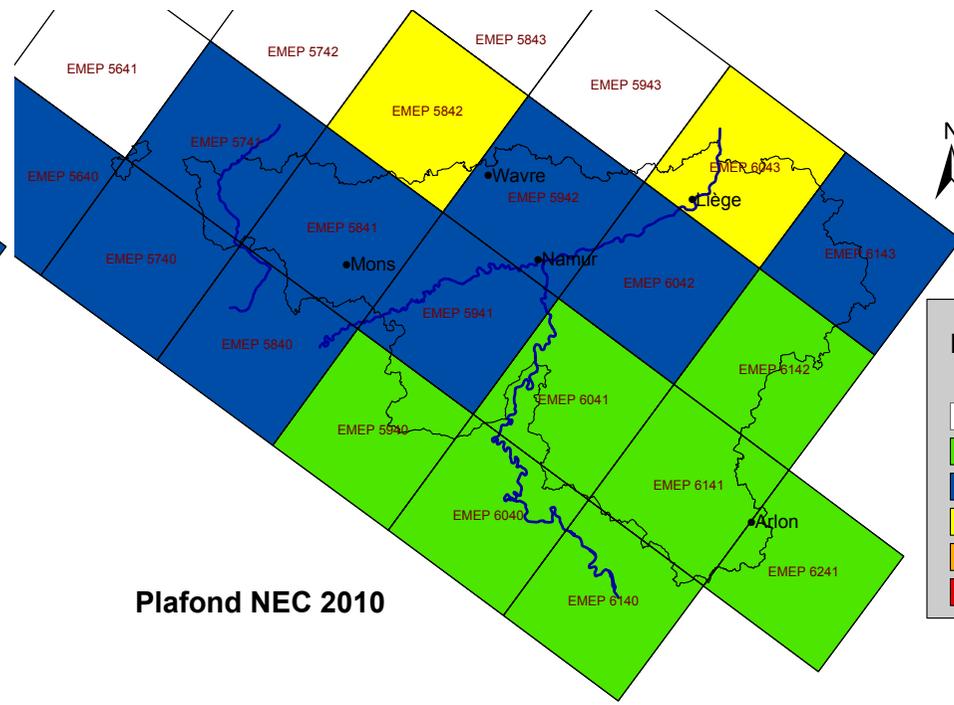


Expertises - Etudes - R & D
Sols - Environnement

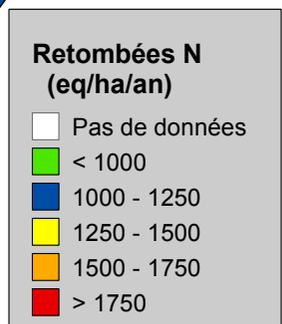
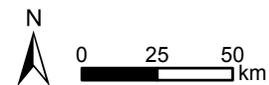
Retombées moyennes en azote sur les écosystèmes de végétation naturelle non forestière par maille EMEP (données EMEP).



Projection wallonne 2010

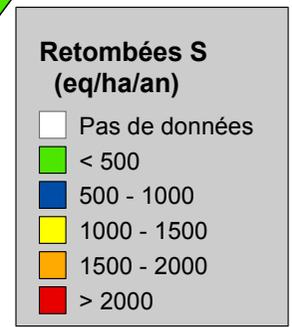
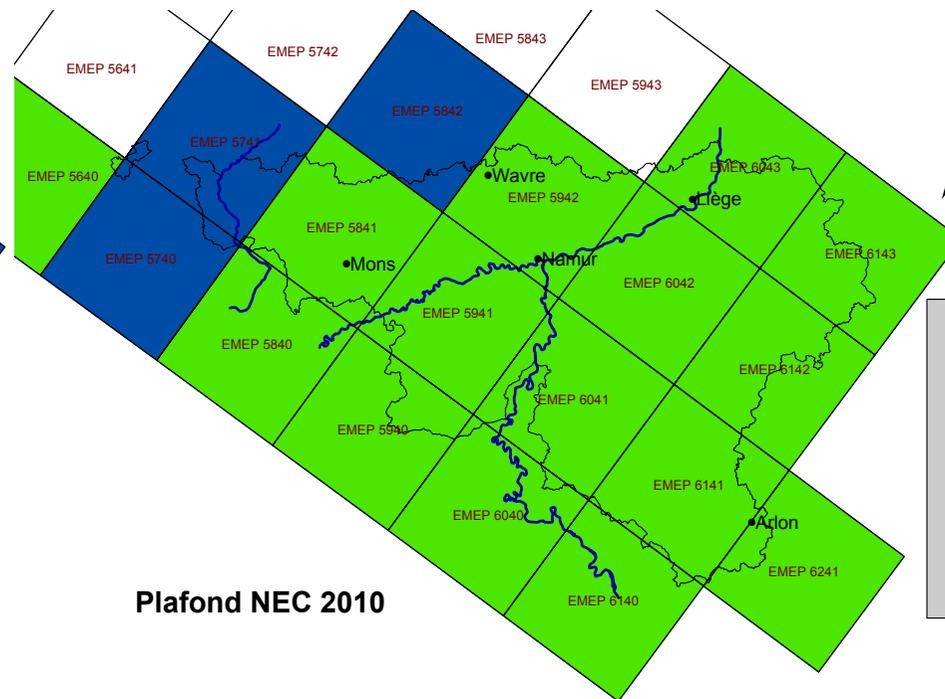
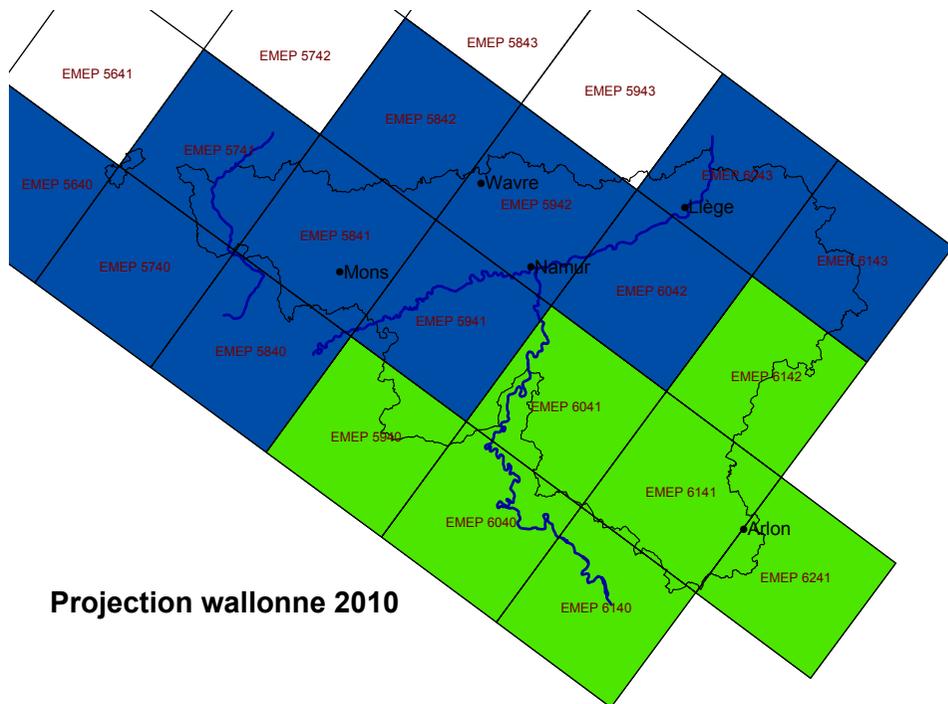


Plafond NEC 2010



Expertises - Etudes - R & D
Sols - Environnement

Retombées moyennes en soufre sur les écosystèmes de végétation naturelle non forestière par maille EMEP (données EMEP).



V. BILAN DES IMPORTATIONS ET DES EXPORTATIONS EN S ET N

Sur base des données issues des rapports EMEP, le bilan des importations et des exportations peut être établi. Les graphiques (camemberts) illustrent pour chaque composés les quantités des principaux pays récepteurs des émissions belges et la contribution des pays aux retombées belges.

V.1. BILAN DES IMPORTATIONS ET EXPORTATIONS EN S

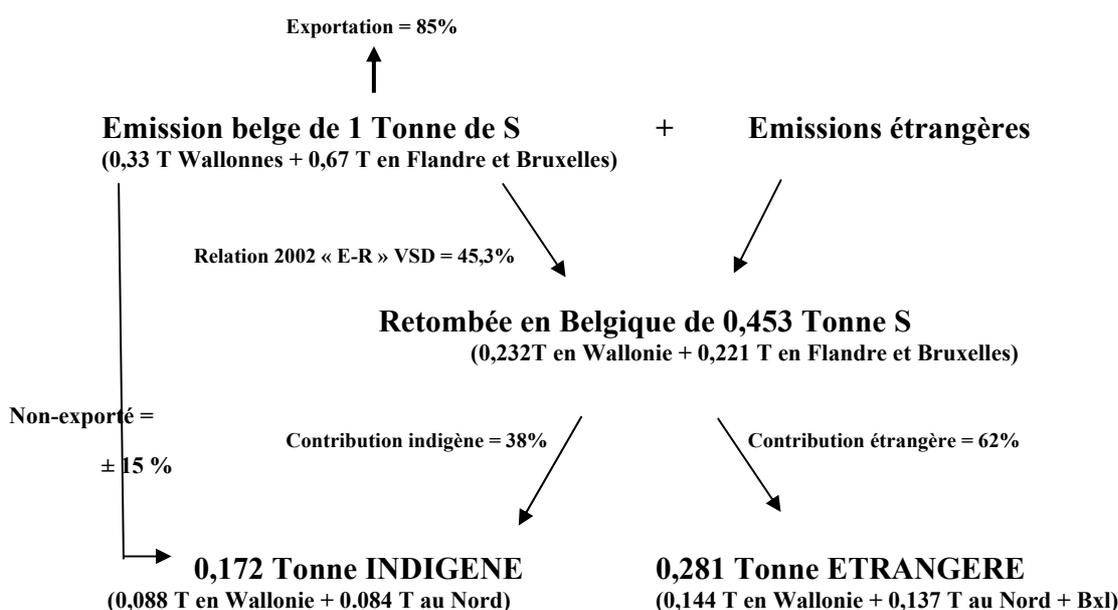
En ce qui concerne le soufre, l'analyse de ces résultats indique que :

- la Belgique exporte 85% de ses émissions,
- les 15 % d'émissions non exportés contribuent à concurrence de 38% des retombées totales sur le territoire belge,
- 62 % des quantités en S déposées sur le territoire belge proviennent de pays voisins.

Comme les retombées en S sur le territoire belge ont diminué de 64% pour une diminution de 57% des émissions, entre 1990 et 2003 (tableau A), la Belgique bénéficie, proportionnellement plus, de l'effort réalisé par les autres pays.

Dès lors, tout autre chose restant égale, si la Belgique stoppait totalement ses émissions de SO₂, elle ne pourrait faire diminuer ses retombées que de 38%, la Wallonie ne pouvant participé que pour maximum 12,5% puisqu'elle contribue à raison de 33 % des émissions totales belges.

Au niveau du soufre, la répartition des quantités peut s'établir comme suit :



Cette analyse des données permet d'établir une relation Emission wallonne-Retombée indigène Wallonne, utile pour estimer l'impact des mesures de réduction wallonne. Comme pour 0,33 tonne de S wallonne émise, il se dépose sur le sol wallon 0,088 tonne de S wallon, la relation « E-R » est de 26,7 % (seulement 26,7 % de la quantité wallonne émise se redépose sur le territoire wallon).

En ce qui concerne l'azote oxydé, l'analyse des camemberts (année 2003) indique que :

- la Belgique exporte 96% de ses émissions,
- les 4 % d'émission non exportés contribuent à concurrence de 15% des retombées totales sur le territoire belge,
- 85 % des quantités en NO₂ déposées sur le territoire belge proviennent de pays voisins.

Comme les retombées en N oxydé sur le territoire belge ont diminué de 18%, pour une diminution de seulement 7,5% des émissions, entre 1990 et 2003 (tableau IV.2.1), la Belgique bénéficie, proportionnellement plus, de l'effort réalisé par les autres pays.

Dès lors, tout autre chose restant égale, si la Belgique stoppait totalement ses émissions de NO₂, elle ne pourrait faire diminuer ses retombées que de 15%, la Wallonie ne pouvant participer que pour maximum 6% puisqu'elle contribue à raison de 40% des émissions totales belges.

En ce qui concerne l'azote réduit, l'analyse de ces résultats indique que :

- la Belgique exporte 79% de ses émissions,
- les 21 % d'émissions non exportés contribuent à concurrence de 47% des retombées totales sur le territoire belge,
- 53 % des quantités en NH₃ déposées sur le territoire belge proviennent de pays voisins.

Comme les retombées en N réduit sur le territoire belge ont diminué de 17%, pour une diminution de 28% des émissions, entre 1990 et 2003, la Belgique a contribué à plus de 80% à cette réduction.

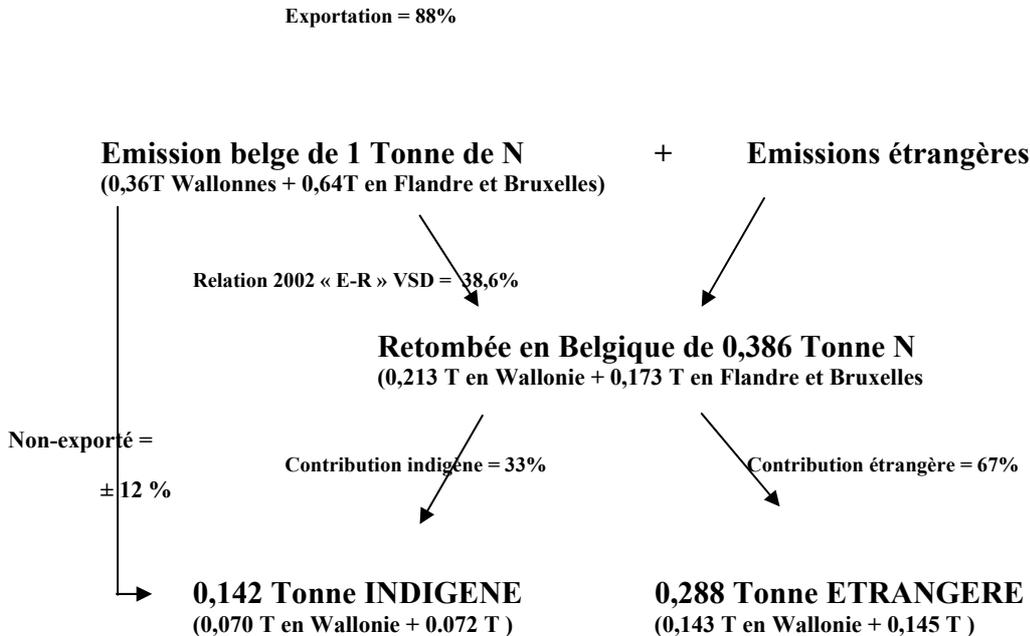
Ceci est confirmé par le fait que les autres pays ont peu ou pas participé à l'effort entre 1990 et 2003 :

- le Luxembourg n'a pas diminué ses émissions, elles sont stables,
- l'Allemagne a augmenté ses émissions,
- la Hollande a augmenté ses émissions,
- la France a stabilisé ses émissions, voire diminué de 1%.
- La Grande Bretagne a réduit ses émissions de 12%.

Dès lors, tout autre chose restant égale, si la Belgique stoppait totalement ses émissions de NH₃, elle pourrait faire diminuer ses retombées de 47% : la Wallonie ne pouvant participer que pour maximum 15% puisqu'elle contribue à raison de 30% des émissions totales belges.

V.2. BILAN DES IMPORTATIONS ET EXPORTATIONS EN N

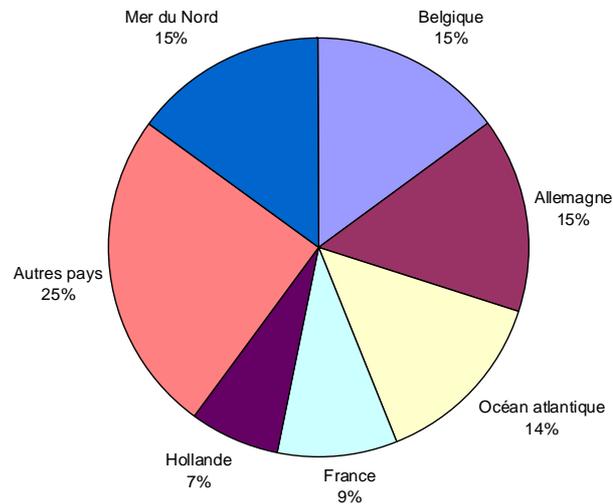
Au niveau de l'azote, la répartition des quantités peut s'établir comme suit :



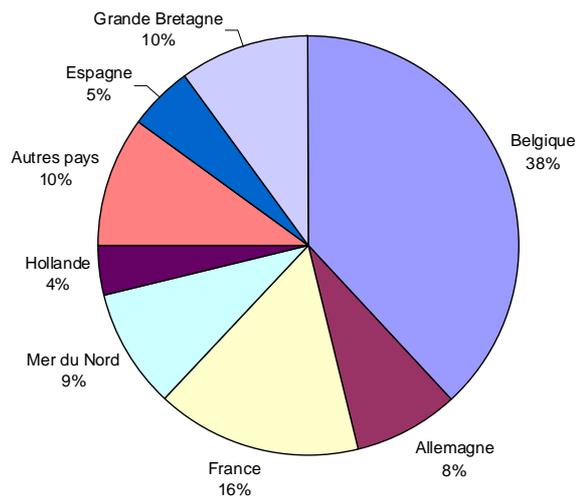
Comme pour 0,36 tonne de N wallonne émise, il se dépose sur le sol wallon 0,07 tonne de N wallon, la relation « Emission wallonne-Retombée indigène Wallonne » est de 19,4 % (seulement 19,4 % de la quantité wallonne émise se redépose sur le territoire wallon).

NB. De légers décrochages du taux de 15% pour le S et de 12% pour le N, proviennent du fait que l'on utilise les relations « Emission-Retombée » obtenues à l'aide des données EMEP du modèle VSD, et l'on a vu qu'il y avait de légers décrochages sur les quantités totales déposées en comparaison à celles mentionnées dans le rapport MSC-W data Note 1/2005. De plus les taux non-exportés sont ceux calculés pour l'année 2003, alors que la relation Emission-Retombée considérée est celle de l'année 2002, car les émissions wallonnes de 2003 ne sont pas encore disponibles au moment de la rédaction de ce rapport.

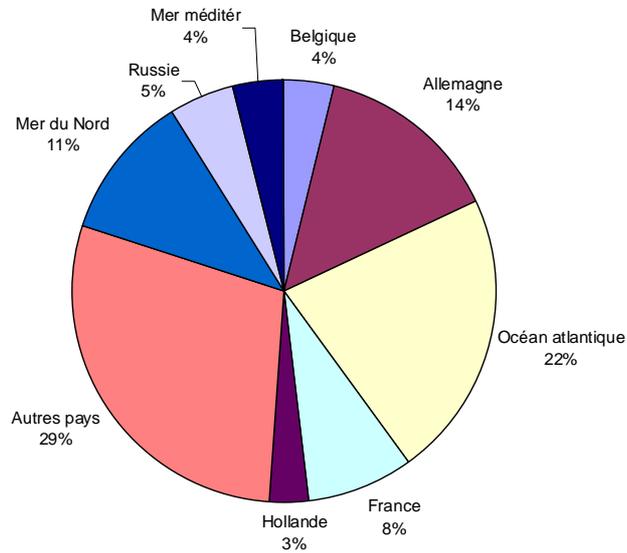
**Principaux récepteurs des émissions belges en S
2003**



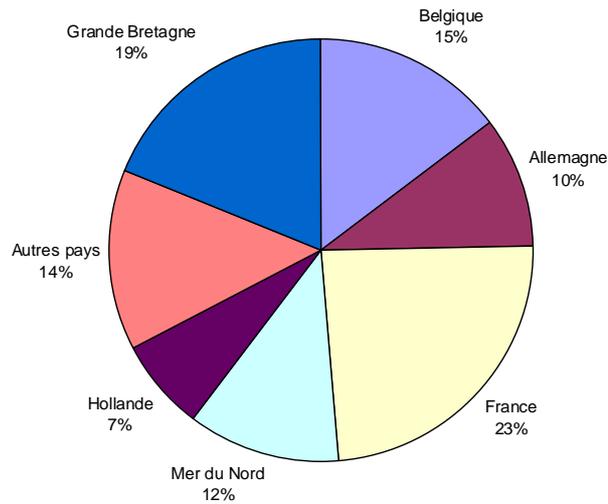
**Contribution des pays aux retombées en S sur le territoire belge
2003**



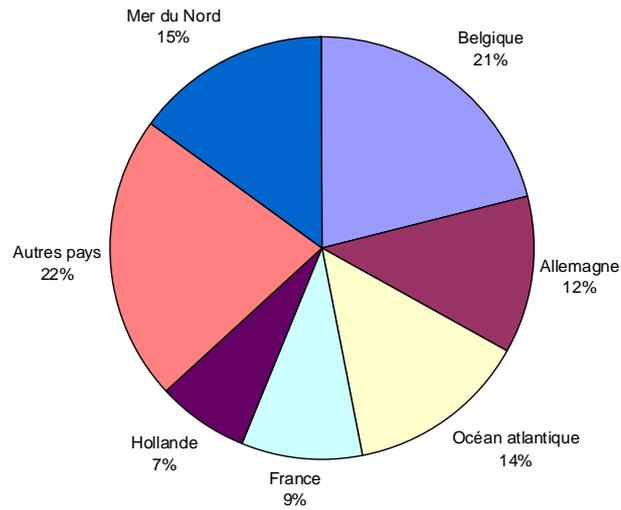
**Principaux récepteurs des émissions belges en NO2
2003**



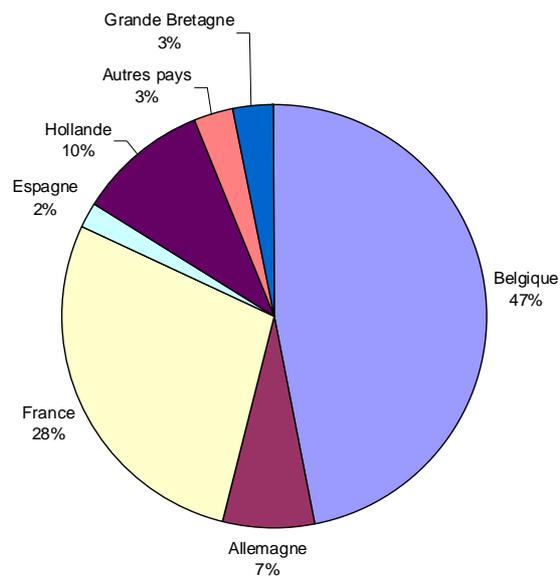
**Contributions des pays aux retombées en NO2 sur le territoire belge
2003**



**Principaux récepteurs des émissions belges en NH₃
2003**



**Contributions des pays aux retombées en NH₃ sur le territoire belge
2003**



VI. TRADUCTION DES OBJECTIFS DE REDUCTION DES EMISSIONS DE SUBSTANCES ACIDIFIANTES FIXES A L'HORIZON 2010 DANS LE PROGRAMME D'ACTION POUR LA QUALITE DE L'AIR EN REGION WALLONNE (PLAN WALLON DE L'AIR) EN TERME DE SUPERFICIES PROTEGEES CONTRE L'ACIDIFICATION

VI.1. OBJECTIFS DE L'AGW DU 25 MARS 2004

L'Arrêté du Gouvernement wallon du 25 mars 2004 définit le programme wallon de réduction progressive des émissions de SO₂, de NO_x, de COV_{phot} et de NH₃ afin d'atteindre les objectifs fixés dans l'Arrêté du Gouvernement wallon du 13 novembre 2002 fixant des plafonds d'émission pour certains polluants atmosphériques.

C'est ainsi que le Gouvernement wallon adopte un programme de réduction progressive des émissions et précise les mesures adoptées ou envisagées pour atteindre ces plafonds, ainsi que l'estimation quantitative de l'effet de ces mesures sur les émissions des polluants.

L'arrêté du 25 mars 2004, relate les émissions de SO₂, de NO_x, et de NH₃ des années 1990 et 2000 et indique les émissions de 2010 BAU et les plafonds d'émission pour les sources fixes et mobiles (transport) (tableaux VI.1.1 et VI.1.2).

Tableau VI.1.1 : Emissions : Sources fixes wallonnes

	EMISSIONS DUES AUX SOURCES FIXES		
	SO ₂	NO _x	NH ₃
	Tonnes SO ₂	Tonnes NO _x	Tonnes NH ₃
Emissions 1990	92.128	77.715	28.984
Emissions 2000	45.152	73.499	26.526
2010 BAU	44.522	58.622	27.507
Plafond NEC	29.000	46.000	28.760
% réduction (1990-NEC)	69 %	41 %	0 %

On remarque qu'un effort important reste à réaliser en plus du BAU (Business As Usual).

Il est à noter, en ce qui concerne l'ammoniac, que les mesures de la politique agricole (PAC) sont intégrées dans la BAU. Ces mesures ont une incidence telle sur les niveaux de production qu'aucune mesure supplémentaire n'est à envisager actuellement, concernant ce polluant (méthodologie SITEREM).

Tableau VI.1.2 : Emissions issues du secteur des Transports

	EMISSIONS DUES AU TRANSPORT		
	SO ₂	NO _x	NH ₃
	Tonnes SO ₂	Tonnes NO _x	Tonnes NH ₃
Emissions 1990	5.389	75.272	55
Emissions 2000	2.473	59.919	762
2010 BAU	531	35.236	825
Plafond NEC	706	32.000	Sans objet
% réduction (1990-NEC)	87%	57%	

En ce qui concerne les transports, le scénario BAU (méthodologie ECONOTEC) estime les émissions wallonnes en 2010. Ces valeurs ne peuvent être comparées aux plafonds d'émission qui sont des plafonds nationaux n'ayant pas encore fait l'objet d'accord de répartition interrégionale. Le plafond NEC du tableau 8 est donc estimé de manière fictive sur base d'une répartition linéaire par rapport aux émissions historiques de 1990 (ECONOTEC).

Le tableau VI.1.3 ci-dessous présente le total des émissions (fixe + transport)

Tableau VI.1.3 : Total des émissions wallonnes (fixe + transport) (données au 25 mars 2004)

	EMISSIONS TOTALES		
	SO ₂	NO _x	NH ₃
	tonnes	tonnes	tonnes
Emissions 1990	97.517	152.987	29.039
Emissions 2000	47.625	133.418	27.288
2010 BAU	45.053	93.858	28.332
Plafond NEC	29.706	78.000	28.760
% réduction (1990-NEC)	69 %	49 %	0,02%

VI.2. ACTUALISATION DE L'AGW DU 25 MARS 2004.

Comme chaque année, de nouveaux calculs sont réalisés sur base des données d'entreprise, les émissions calculées pour 1990 et 2000 et renseignées dans l'AGW du 25 mars 2004, sont obsolètes. Comme, en septembre 2005, une actualisation des données d'émissions a été réalisée, il y a lieu de prendre en considération les dernières données pour définir le programme wallon de réduction progressive des émissions de SO₂, de NO_x, de COV_{phot} et de NH₃ afin d'atteindre les objectifs fixés par les plafonds NEC. Le tableau VI.2.1 ci-dessous actualise les données de l'AGW du 24 mars 2004 et servira de base de calcul pour la suite.

Tableau VI.2.1 : Total des émissions wallonnes (fixe + transport).

	EMISSIONS TOTALES		
	SO ₂	NO _x	NH ₃
	Tonnes	Tonnes	Tonnes
Emissions 1990	104.891	153.364	27.834
Emissions 2000	53.184	135.534	27.903
Emissions 2002	50.469	120.805	27.888
2010 BAU	45.053	93.858	28.332
Plafond NEC	29.706	78.000	28.760
% réduction 1990-NEC	72 %	49 %	0,0 %
% réduction 2002-NEC	41 %	35 %	0,0 %
Nbre de Tonnes à réduire (NEC - 2002)	20.763	42805	0

L'analyse de ces nouvelles données indiquent que :

- un effort de réduction des émissions doit être réalisé pour le SO₂ et le NO_x,
- aucun effort supplémentaire ne doit être réalisé pour le NH₃, mais il y a lieu pour ce dernier de limiter les augmentations des sources fixes et mobiles, car elles ne sont pas à 100 % compensées par les efforts de réduction du secteur agricole.

Une simulation des effets des réductions des émissions projetées pour 2010 sur l'amélioration de l'environnement en terme de dépassements des charges critiques doit être réalisée. Pour ce faire, les relations entre les émissions et les retombées, calculées pour l'année 2002, sont utilisées.

Les effets, en terme de surface en excès, se déduisent par différence entre les valeurs de charges critiques et les retombées (et non les émissions).

VI.3. IMPACT DES MESURES DE REDUCTION SUR LES RETOMBEES EN S ET N.

Sur base des différentes relations « Emission-Retombée » établies au niveau Belge et de la Région wallonne, il est possible d'évaluer l'impact des mesures de réduction des émissions wallonnes en considérant 2 scénarios (tableau VI.3.1) :

1. La Wallonie réduit ses émissions à l'horizon 2010, ainsi que les autres pays et régions de la Belgique. Chacun respecte les plafonds alloués. Dans ce cas, pour une réduction des émissions wallonnes respectivement de 41% pour le S et de 20,6 % pour le N, on s'attend à une diminution équivalente des retombées sur le territoire wallon.
2. Seule la Wallonie réduit ses émissions à l'horizon 2010. Les autres pays et Régions belges maintiennent leurs émissions au niveau actuel de 2002. Dans ce cas, pour une réduction des émissions wallonnes respectivement de 41% pour le S et de 20,6 % pour le N, on s'attend à une diminution des retombées sur le territoire wallon de 16,9% en S et de 6,8% en N.

On constate donc que l'impact des réductions des émissions wallonnes est faible en l'absence de réduction des émissions au Nord du pays et dans les autres pays.

On note que le calcul des retombées à l'horizon 2010 sur base des relations « E-R » établies pour l'année 2002 est à moins de 8 % équivalent aux prévisions EMEP calculées en considérant que tous les pays ont atteint leur plafond NEC. Dès lors, la proportion de la contribution des autres pays et régions aux retombées wallonnes reste similaire entre 2002 et 2010.

Tableau VI.3.1 : Estimation de l'impact des réductions des émissions wallonnes sur les retombées à l'horizon 2010 (projection wallonne et plafond NEC).

	SO₂	NO_x	NH₃
	Tonnes S	Tonnes N	Tonnes N
Emissions 2002	25.235	36.767	22.967
		Σ = 59.734	
Projection wallonne 2010	22.605	28.526	23.333
		Σ = 51.859	
% réduction des émissions 2002 - projection 2010	10 %	13 %	
Emissions : Plafond NEC	14.853	23.739	23.685
		Σ = 47.424	
Quantité d'émission réduite 2002 à NEC	10.382	12.310	
% réduction des émissions 2002-NEC	41 %	20,6 %	
	<i>La Wallonie, les autres pays et régions réduisent leurs émissions</i>		
<i>Relation « E-R » en 2002</i> <i>Retombée totale(indigène+étrangère)/</i> <i>Emission wallonne</i>	70 %	59 %	
Retombée totale 2002	17.665	Σ = 35.243	
Retombée : Projection wallonne 2010	15.824	30.597	
% réduction des retombées 2002 - projection 2010	10 %	13 %	
Retombée totale : Plafond NEC	10.397	Σ = 27.980	
Retombée totale 2010 estimée par EMEP dans VSD	[11.388]	[30.327]	
Quantité réduite 2002 à NEC	7.268	7263	
% réduction des retombées 2002-NEC	41 %	20,6 %	
	<i>La Wallonie uniquement réduit ses émissions. Les autres pays et régions les maintiennent au niveau de 2002.</i>		
<i>Relation « E-R »</i> <i>Retombée indigène/Emission wallonne</i>	26,7 %	19,4 %	
Retombée indigène 2002	6.738	Σ =11.588	
Retombées indigènes : Projection wallonne 2010	6.035	10.060	
<i>Impact des efforts wallons uniquement : % de réduction des retombées totales en Wallonie</i>	4,0%	4,3 %	
Retombée indigène : Plafond NEC	4.278	Σ = 9.200	
Quantité indigène réduite entre 2002 et NEC	2.990	2.388	
<i>Impact des efforts wallons uniquement : % de réduction des retombées totales en Wallonie</i>	16,9%	6,8 %	

VI.4. CALCUL DES SURFACES EN EXCES APRES MESURES DE REDUCTION DES EMISSIONS EN S ET N.

Sur base des données présentées ci-avant, les calculs des excès peuvent être réalisés pour les différents écosystèmes étudiés, à savoir :

- les écosystèmes forestiers,
- les lacs,
- la végétation naturelle non-forestière.

L'évolution temporelle des excès en N et S au niveau des écosystèmes est réalisée par différence entre les valeurs de charges critiques (CLmax S, CLmax N et CL Nnutritif) et les retombées en N et S calculées par maille à partir des données d'émission (données EMEP) ou à partir des données d'immission (données de la Cellule CELINE).

Comme les résultats du tableau VI.3.1 du §.VI.3. ont montré la similitude entre les retombées estimées sur base des relations « E-R » et les retombées modélisées par EMEP, les retombées EMEP seront également utilisées pour estimer les excès à l'horizon 2010 afin de prendre en compte la variation spatiale de ceux-ci.

VI.4.1. EXCES EN N ET S POUR LES ECOSYSTEMES FORESTIERS

Excès en N et S comme composés acidifiants

La cartographie des charges critiques indique que :

- les sols forestiers sablo-limoneux à limoneux au Nord du sillon Sambre et Meuse, ainsi que les sols des Ardennes et Hautes Ardennes sont sensibles à l'acidité provoquée par les retombées en N et S,
- les sols des régions condrusienne et famenienne sont moins sensibles à l'acidité,

La cartographie des excès en N indique qu'en 1990 des excès en N étaient constatés essentiellement au Nord du sillon Sambre et Meuse (annexe VI.5.1). A partir de l'année 2000, pour le scénario basé sur les immissions, moins de 1 % de la surface forestière wallonne est en excès. Sur base du scénario basé sur les immissions, le processus d'acidification des sols serait stoppé déjà actuellement sur l'ensemble du territoire. Sur base du scénario EMEP, basé sur les émissions, ce processus sera stoppé à l'horizon 2010.

La figure VI.4.1 indique que la réduction de 10 % des émissions entre 1990 et 2000 a permis de réduire la surface en excès de 12% (passage de 19% à 7,1% de surface en excès sur base du scénario issu des données EMEP). Afin de pouvoir protéger les quelques 7 % restant de surfaces forestières sensibles, il y aurait lieu de réduire encore les émissions de N d'environ 30% par rapport au niveau de 2000. L'effort de réduction à fournir est donc proportionnellement plus

important, au plus la surface en excès diminue.

La cartographie des excès en S indique qu'en 1990 des excès importants étaient notés au Nord du sillon Sambre et Meuse sur base du scénario d'immission et sur une partie importante de l'ensemble du territoire wallon (70,3%) sur base du scénario EMEP (annexe VI.5.2). Vers les années 1995-1996, des excès étaient encore rencontrés au Nord du sillon Sambre et Meuse, mais comme la surface forestière est faible dans cette partie du territoire, la surface forestière subissant des excès était de l'ordre de 12 à 25% en fonction des scénarios. Sur base du scénario des immissions, actuellement, il n'y aurait plus d'excès en S. Par contre, sur base du scénario EMEP, il faudrait atteindre le plafond NEC d'émission fixé par la Directive européenne pour protéger à plus de 98% les forêts wallonnes.

La figure VI.4.3 indique que la réduction de 49 % des émissions entre 1990 et 2000 a permis de réduire la surface en excès de 62% (passage de 70,3% à 8,4% de surface en excès sur base du scénario issu des données EMEP). Afin de pouvoir protéger les quelques 8 % restant de surface forestières sensibles, il y aurait lieu de réduire encore les émissions de S de 23% par rapport au niveau de 2000. L'effort de réduction à fournir est donc proportionnellement plus important, au plus la surface en excès diminue.

Excès en N comme composé eutrophisant

La cartographie des charges critiques indique que :

- les forêts des Ardennes et Hautes Ardennes nécessitent nettement moins d'azote pour leur apport nutritif que les forêts des régions condrusienne et famenienne et du Nord du sillon Sambre et Meuse. Dès lors, des retombées excessives en N peuvent induire un déséquilibre nutritionnel et une modification de la biodiversité.

La cartographie des excès en N nutritif/eutrophisant indique des excès importants sur l'ensemble du territoire wallon en 1990 (annexe VI.5.3). Entre 1990 et 2005, ces excès persistent sur plus de 98% du territoire selon le scénario de retombées EMEP et sur quelques 88% selon le scénario de retombées CELINE. A l'horizon 2010, sur base du scénario EMEP, même en ayant atteint le plafond NEC d'émission fixé par la Directive européenne, 57% de la surface forestière restera en excès.

La figure VI.4.3 indique que jusqu'à ce jour les efforts de réduction en N ne permettent pas de faire diminuer significativement la surface forestière totale en excès. Par contre, on constate qu'un incrément supplémentaire de réduction des émissions de 8% planifié par le plafond NEC, par rapport aux projections wallonnes (BAU), permet d'augmenter significativement la surface protégée (protection de ± 20 % supplémentaire de la surface forestière).

Tableau VI.4.1 : Calcul de la surface forestière en excès depuis 1990 à l'aide des données de retombées calculées par la Cellule CELINE à partir des données d'immission wallonne et des données de retombées fournies par EMEP.

	% de la surface en excès calculée à partir des données d'immissions mesurées sur le territoire belge	% de la surface en excès calculée à partir des données de retombées fournies par EMEP
Excès en N acidifiant		
1990	3,6	19,0
1995		10,8
1996	3,2	
2000	0,5	7,1
2002		6,6
2004	0,3	
2005		5,6
2010 sur base des projections d'émission wallonnes (BAU)	0,0	1,5
2010 sur base du plafond d'émission NEC	0,0	0,0
Excès en S acidifiant		
1990	15,9	70,3
1995		24,8
1996	12,0	
2000	1,3	8,4
2002		7,5
2004	0,1	
2005		6,7
2010 sur base des projections d'émission wallonnes (BAU)	0,8	6,9
2010 sur base du plafond d'émission NEC	0,05	1,6
Excès en N nutritif		
1990	93,3	100
1995		99,3
1996	83,3	
2000	88,5	98,5
2002		96,6
2004	76,9	
2005		93,4
2010 sur base des projections d'émission wallonnes (BAU)	45,4	80,7
2010 sur base du plafond d'émission NEC	24,9	57,7

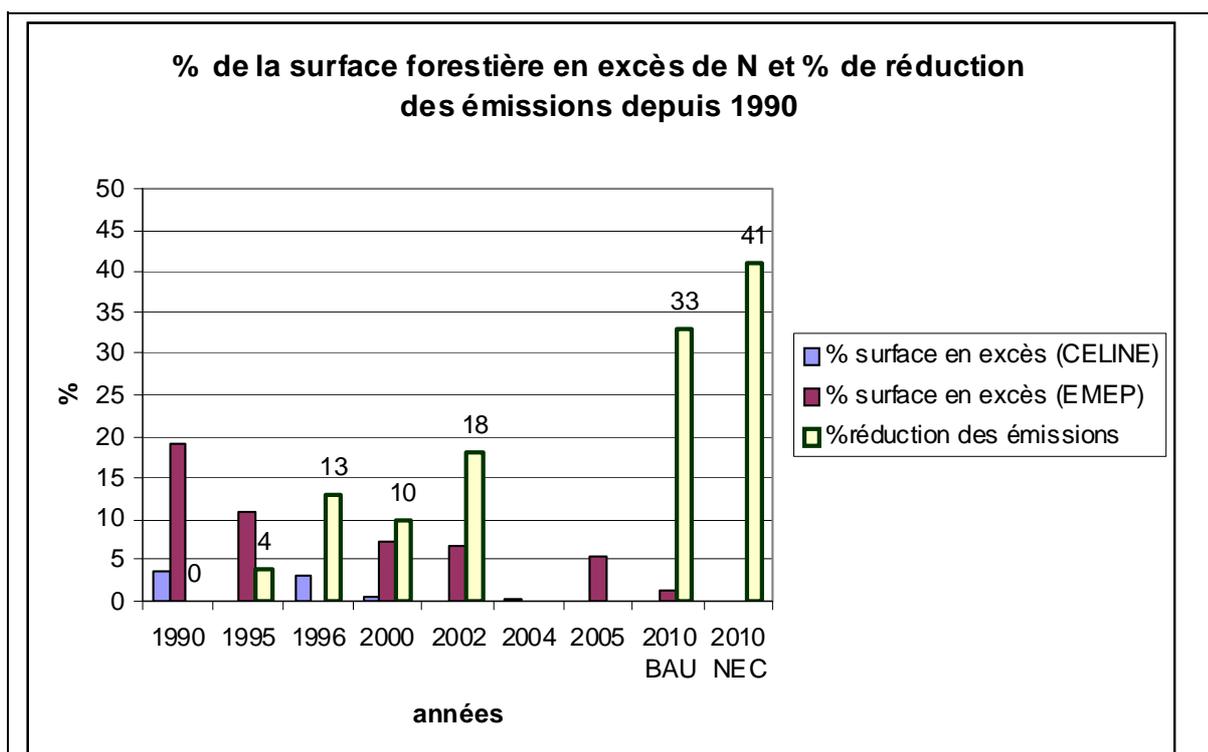


Figure VI.4.1 : % de surface forestière wallonne en excès d'azote acidifiant selon le scénario de retombées atmosphériques de la Cellule CELINE ou celui basé sur les données EMEP et les % de réduction des émissions totales en N.

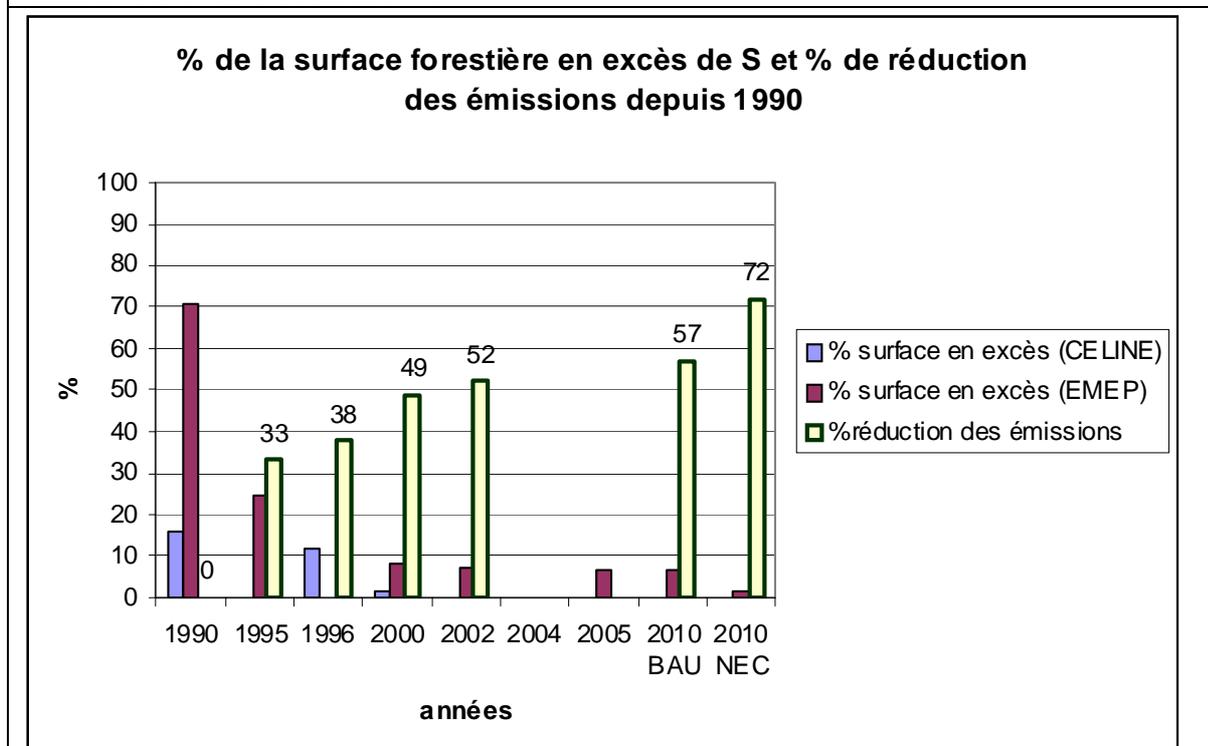


Figure VI.4.2 : % de surface forestière wallonne en excès de soufre acidifiant selon le scénario de retombées atmosphériques de la Cellule CELINE ou celui basé sur les données EMEP et les % de réduction des émissions totales en S.

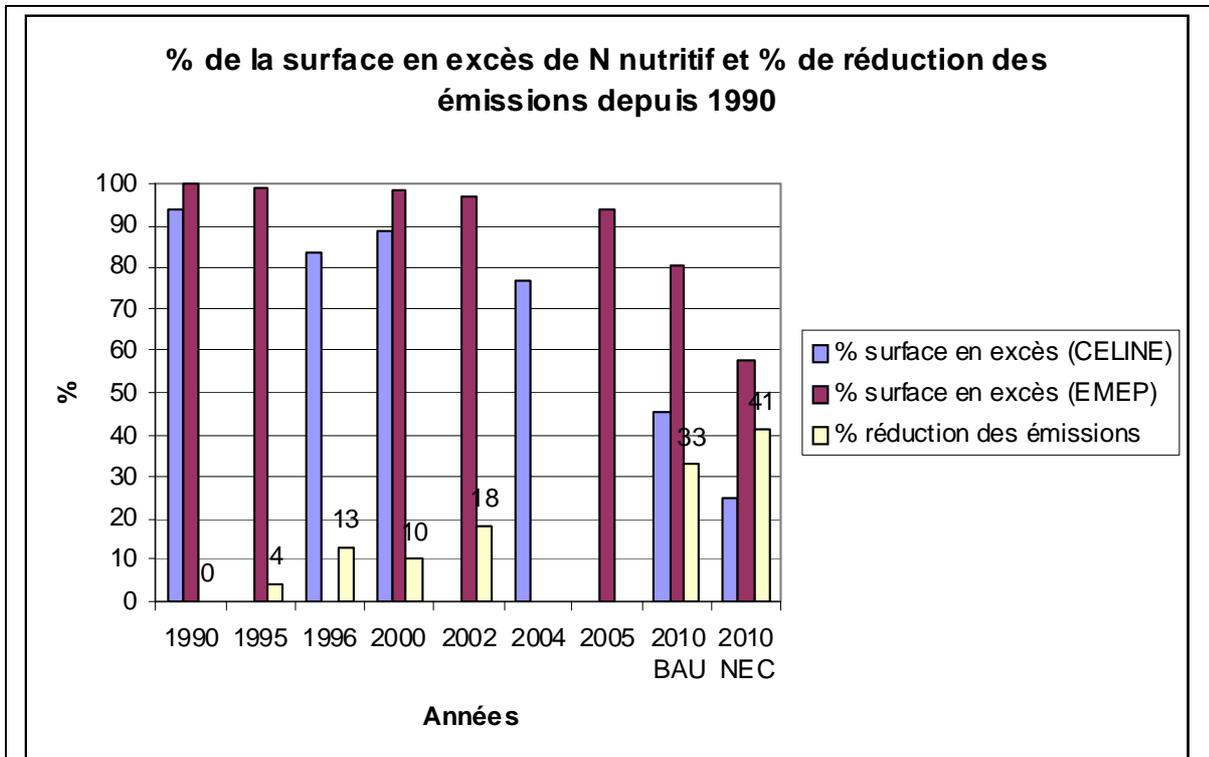


Figure VI.4.3 : % de surface forestière wallonne en excès d'azote nutritif selon le scénario de retombées atmosphériques de la Cellule CELINE ou celui basé sur les données EMEP et les % de réduction des émissions totales en N.

VI.4.2. EXCES EN N ET S POUR LES LACS

Sur base des résultats des charges critiques en N et S (données actualisées par SITEREM, issu du rapport du Centre environnement, Thomé *et al.*, 2000), on constate que ce sont les lacs de Eupen et de la Gileppe qui sont les plus sensibles à l'acidité. La forte sensibilité du lac d'Eupen, (et dans une moindre mesure celui de la Gileppe), provient du fait que ces lacs sont alimentés par les eaux fagnardes naturellement acides. Par contre, la très faible sensibilité du lac de l'Eau d'Heure vient du fait que ses eaux sont fortement chargées en cations basiques.

Afin de calculer les excès en N et S acidifiants et en azote susceptibles de causer une eutrophisation des lacs, les retombées en N et S considérées sont celles fournies par maille EMEP dans le modèle VSD (retombées moyennes par maille). L'évolution des excès en N et S depuis 1990 jusqu'à 2010 est donnée à l'annexe VI.5.4.

Au niveau des excès en N et S acidifiants combinés, on constate qu'en 1990 des excès étaient notés pour tous les lacs sauf les lacs de Nisramont et de l'Eau d'Heure. En 1990, seulement 48% de la surface totale des 7 lacs était protégée. Entre 1990 et 2000, suite aux réductions des retombées en N et S, les surfaces protégées ont augmenté de 24%. Toutefois après 2000, malgré les réductions des retombées en N et S, le gain en terme de surface protégée n'a plus augmenté. La surface protégée des lacs reste à 72%. A l'horizon 2010, malgré l'effet positif des réductions des retombées en terme de quantité en excès, les lacs de Eupen et de la Gileppe présenteront encore des excès en N et S. L'impact des mesures de réduction prévues n'aura pas d'effet en terme de gain de surface protégée.

Au niveau des excès en N acidifiant uniquement, se traduisant par un dépassement de la CLmax (N), on constate que depuis 1990, 86 % de la surface des lacs sont protégés. A l'horizon 2010, l'impact des mesures de réduction prévues n'aura pas d'effet en terme de gain de surface protégée : le lac d'Eupen présentera toujours des excès en N.

Au niveau des excès en S acidifiant uniquement, se traduisant par un dépassement de la CLmax (S), on constate entre 1990 et 1995, un net gain en terme de surface protégée. On passe de 48 % à 72 %. A l'horizon 2010, l'impact des mesures de réduction prévues n'aura pas d'effet en terme de gain de surface protégée : les lacs d'Eupen et de la Gileppe présenteront toujours des excès en S, quoique très faibles pour le lac de la Gileppe, si la Région wallonne atteint les plafonds NEC.

Au niveau du risque d'eutrophisation des lacs, on note une nette diminution du risque depuis 1990. A l'horizon 2010, seuls deux lacs pourraient présenter un problème d'eutrophisation. Ce risque sera étroitement lié à la quantité de phosphore dans les eaux.

VI.4.3. EXCES EN N ET S POUR LA VEGETATION NON-FORESTIERE

La confrontation des retombées EMEP pour la végétation avec la cartographie des charges critiques indique que :

- en ce qui concerne l'azote acidifiant, aucun dépassement de la charge critique n'est relevé depuis 1990 (annexe VI.5.5).
- en ce qui concerne le soufre, en 1990 des dépassements sur une surface de plus de 80% étaient présents. Par contre, à partir de 2000, suite à une réduction des émissions d'une cinquantaine de pourcent entre 1990 et 2000, la totalité de la surface est protégée (annexe VI.5.6).
- En ce qui concerne l'azote eutrophisant, d'importants dépassements sont relevés de 1990 à 2005. Quasi 100 % de la surface sont en excès. De plus, il apparaît que les efforts de réduction prévus à l'horizon 2010 ne permettront pas de diminuer la surface en excès (annexe VI.7).

Si des problèmes d'acidification ne sont plus enregistrés depuis 2000 suite aux réductions des retombées en N ou S, par contre, des problèmes d'eutrophisation sont relevés sur plus de 98% de la surface des écosystèmes de végétation naturelle non forestière et seront toujours à craindre en 2010 (tableau VI.4.2). Comme les excès en azote eutrophisant sont notés depuis plus de 40 ans, la biodiversité a dû en être fortement affectée. En vue de permettre une reconstruction des écosystèmes sensibles d'intérêts biologiques des mesures sévères de réduction en azote devraient être planifiées.

Tableau VI.4.2 : Calcul de la surface de la végétation non forestière en excès depuis 1990 à l'aide des données de retombées fournies par EMEP.

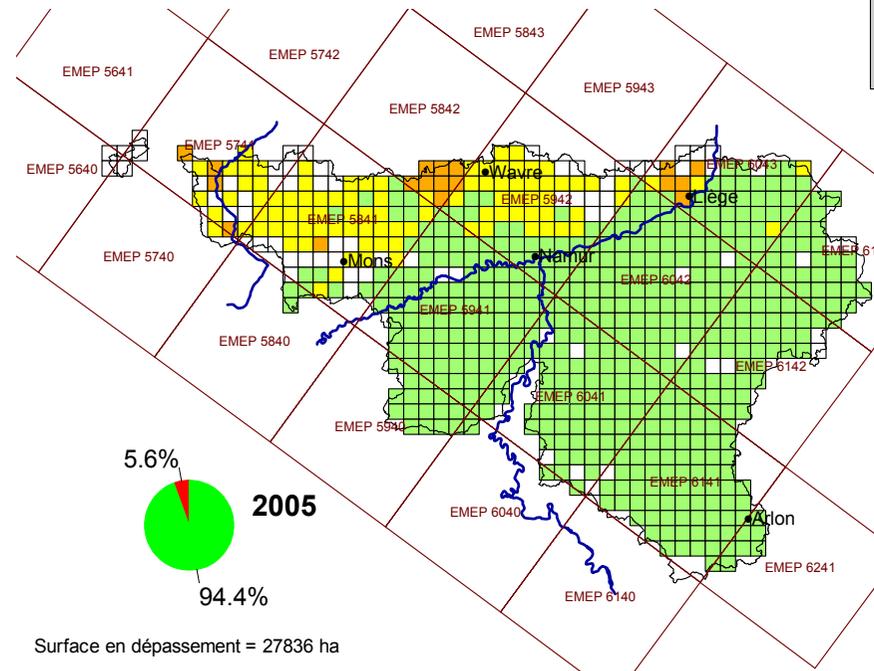
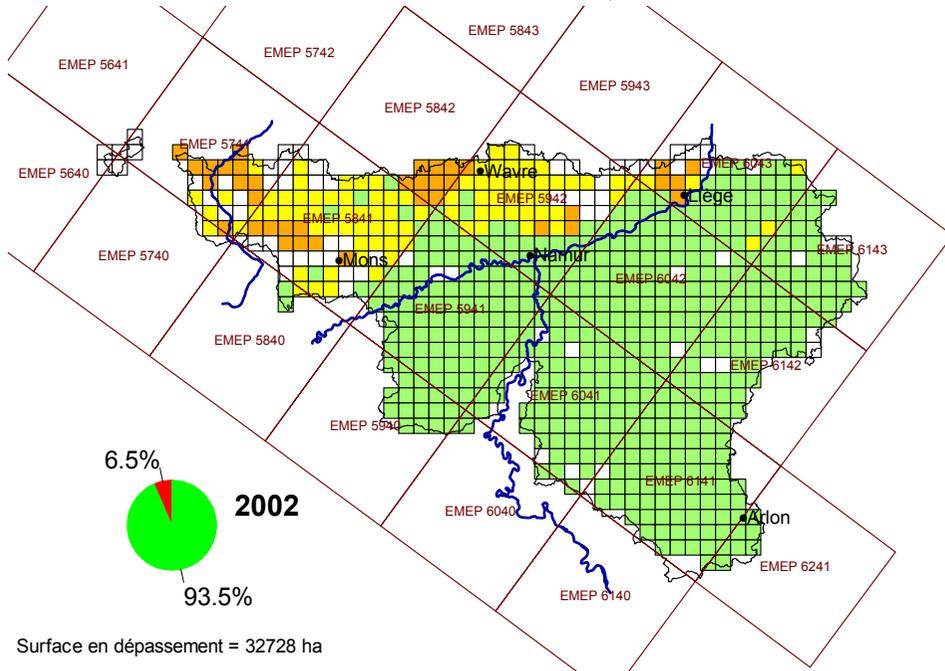
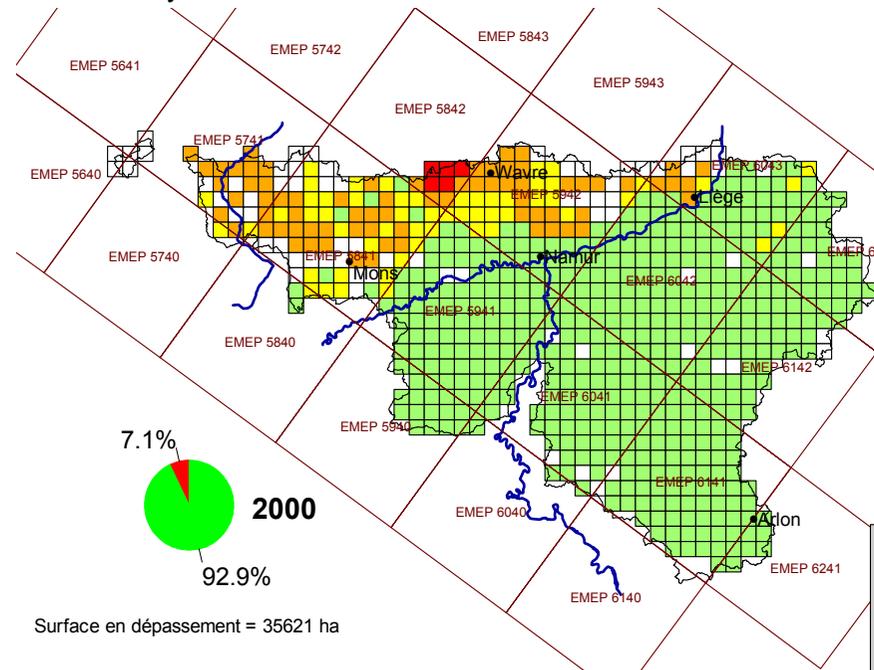
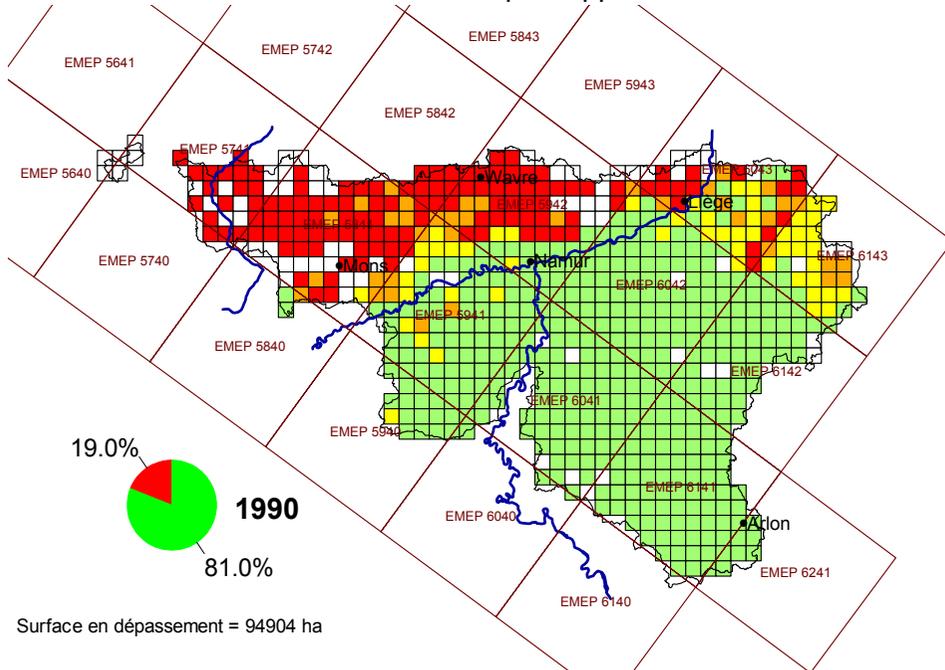
	% de la surface en excès calculée à partir des données de retombées fournies par EMEP
Excès en N acidifiant	
1990	0,0
2000	0,0
2002	0,0
2005	0,0
2010 sur base des projections d'émission wallonnes (BAU)	0,0
2010 sur base du plafond d'émission NEC	0,0
Excès en S acidifiant	
1990	83,1
2000	0,0
2002	0,0
2005	0,0
2010 sur base des projections d'émission wallonnes (BAU)	0,0
2010 sur base du plafond d'émission NEC	0,0
Excès en N nutritif	
1990	100
2000	100
2002	100
2005	96,6
2010 sur base des projections d'émission wallonnes (BAU)	96,6
2010 sur base du plafond d'émission NEC	96,6

VI.5. ANNEXES DE LA PARTIE VI

VI.5.1. CARTOGRAPHIE DES EXCÈS EN AZOTE ACIDIFIANT DEPUIS 1990 À 2010 DANS LES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

Calculé sur base des données d'émission (EMEP)
Calculé sur base des données d'immission (CELINE)

Dépassement de la charge critique maximale en azote par rapport aux retombées EMEP dans les écosystèmes forestiers.



Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



Dépassement N (eq/ha/an)

- Pas de dépassements
- Pas de données
- < 250
- 250 - 500
- > 500



Dépassement de la charge critique maximale en azote par rapport aux retombées, estimées à partir des données d'immission, dans les écosystèmes forestiers.

Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement

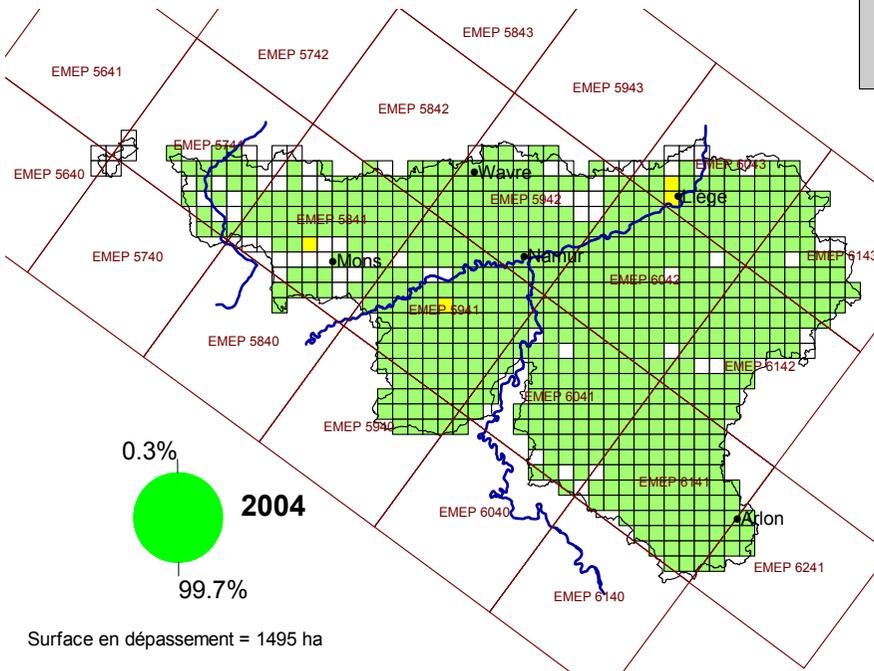
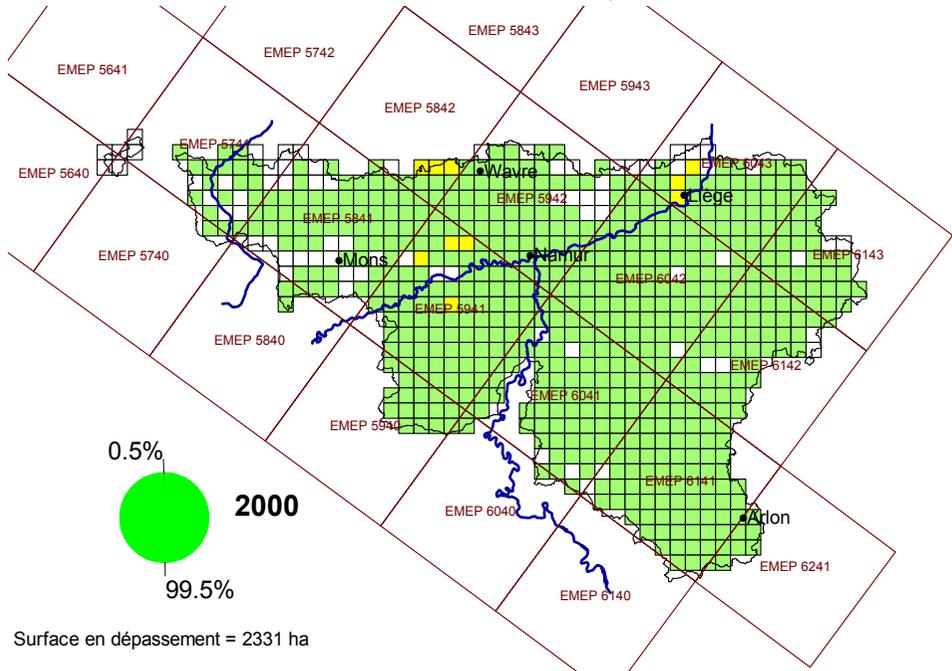
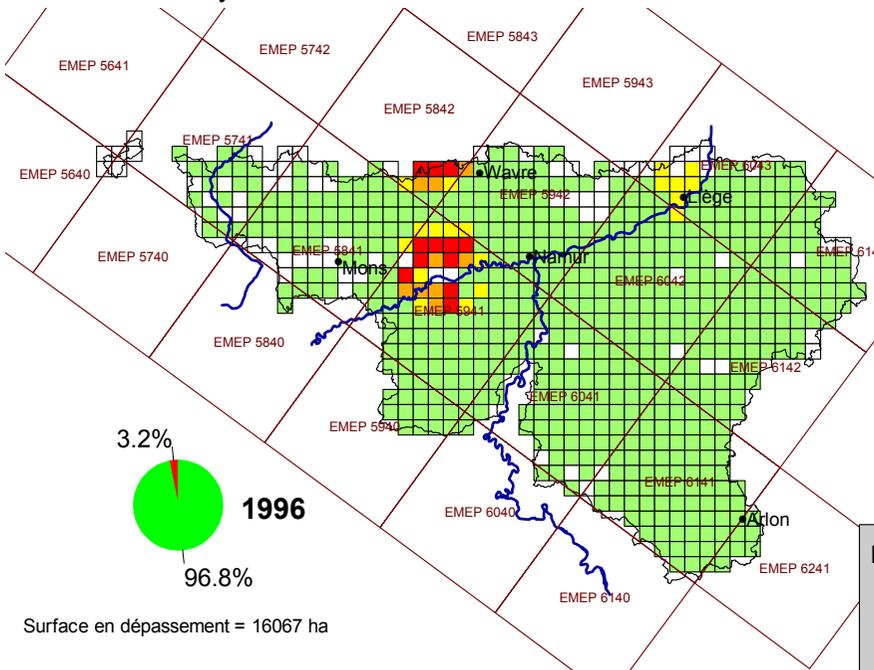
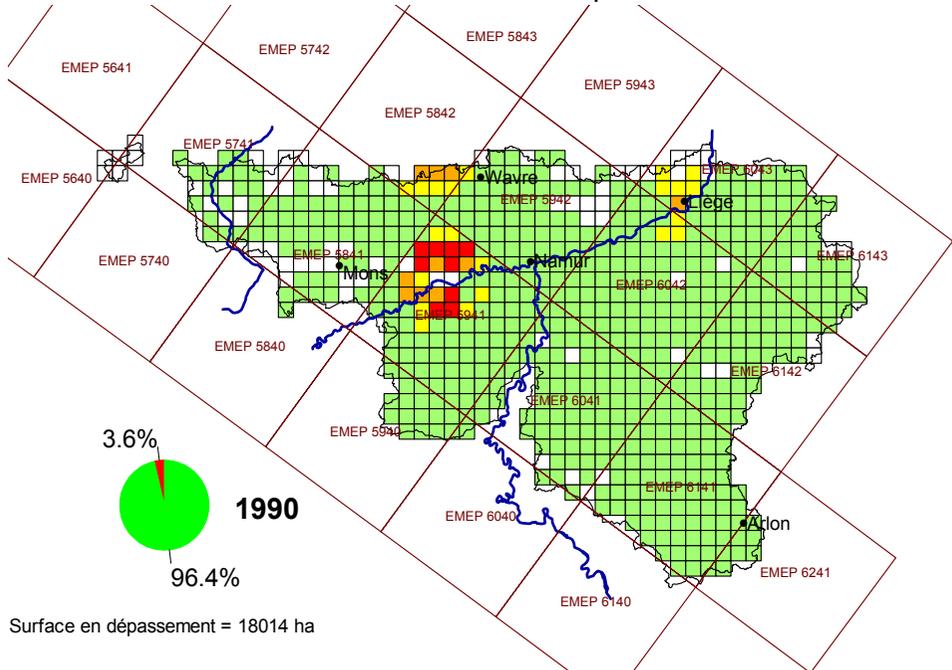


Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



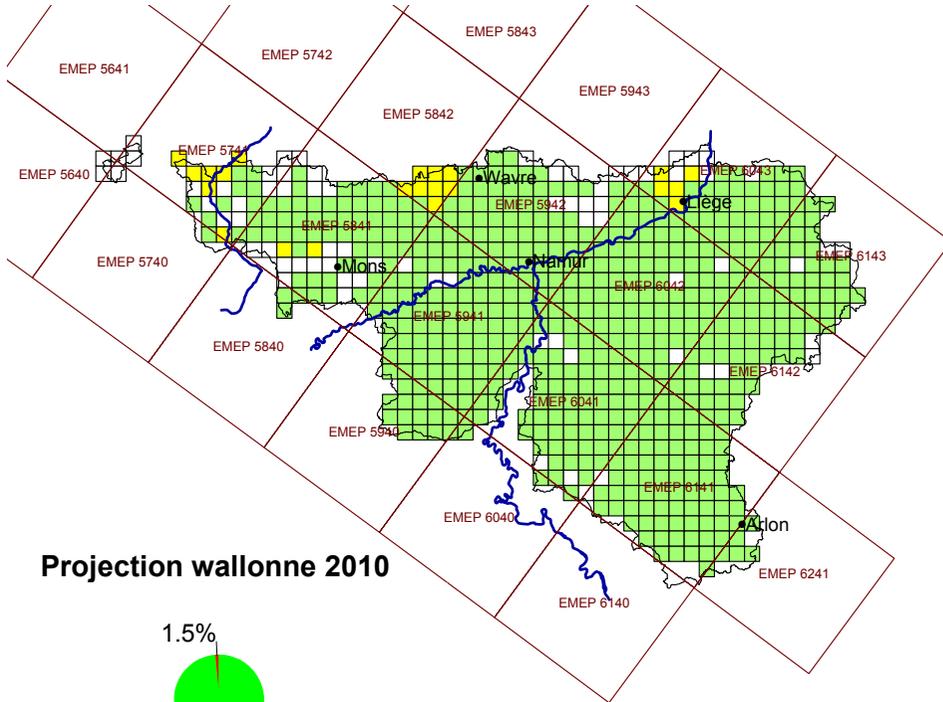
Dépassement N (eq/ha/an)

- Pas de dépassements
- Pas de données
- < 250
- 250 - 500
- > 500

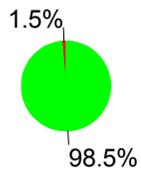


CELINE

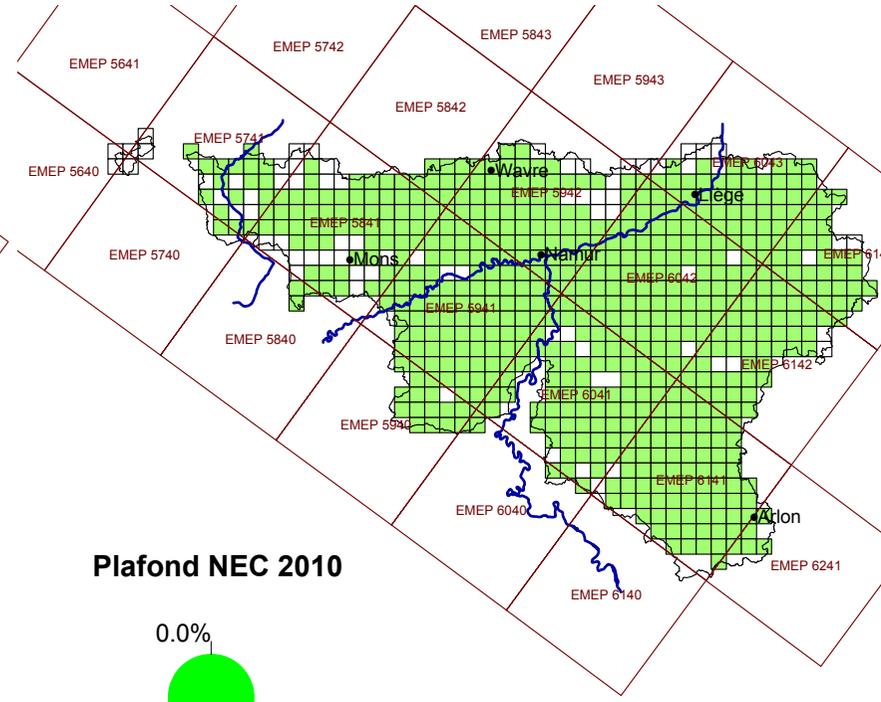
Estimation des dépassements de la charge critique maximale en azote par rapport aux retombées EMEP dans les écosystèmes forestiers à l'horizon 2010.



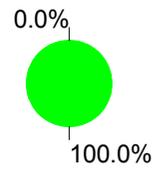
Projection wallonne 2010



Surface en dépassement = 7308 ha



Plafond NEC 2010

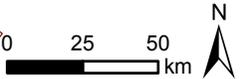


Surface en dépassement = 0 ha

Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



Dépassement N (eq/ha/an)

- Pas de dépassements
- Pas de données
- < 250
- 250 - 500
- > 500



Expertises - Etudes - R & D
Sols - Environnement

VI.5.2. CARTOGRAPHIE DES EXCÈS EN SOUFRE DEPUIS 1990 À 2010 DANS LES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

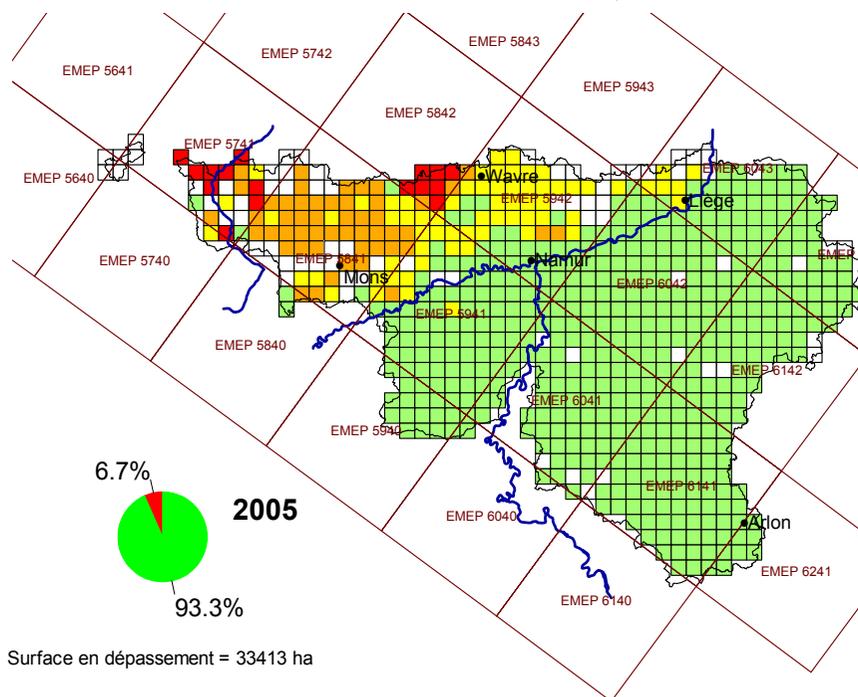
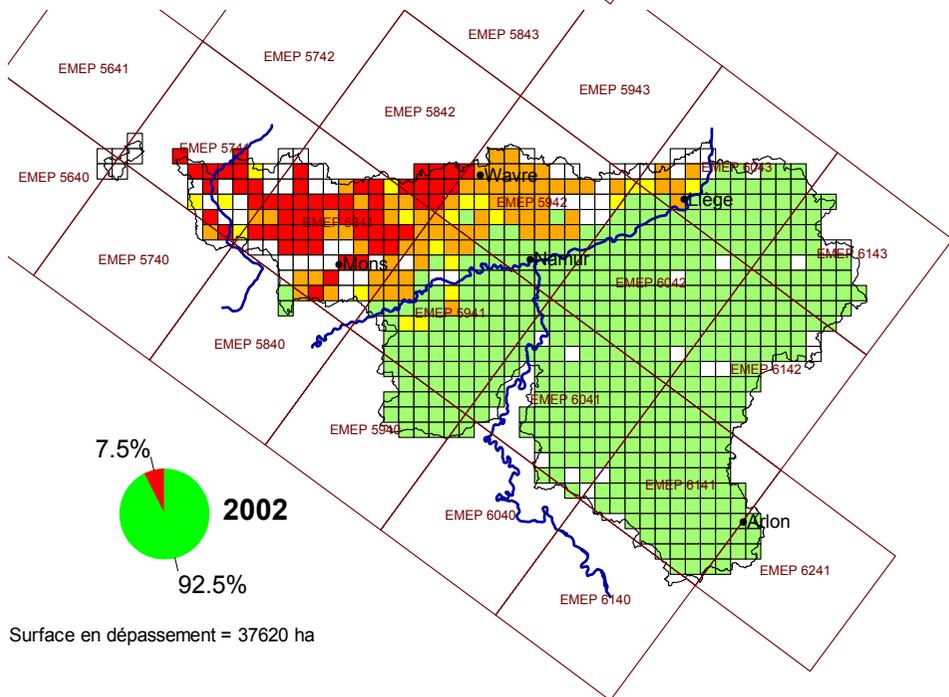
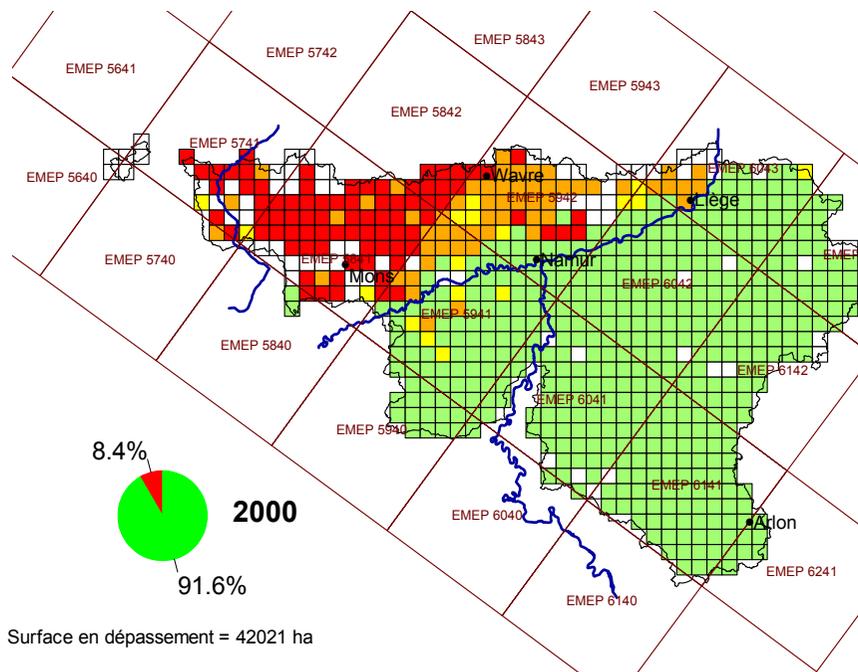
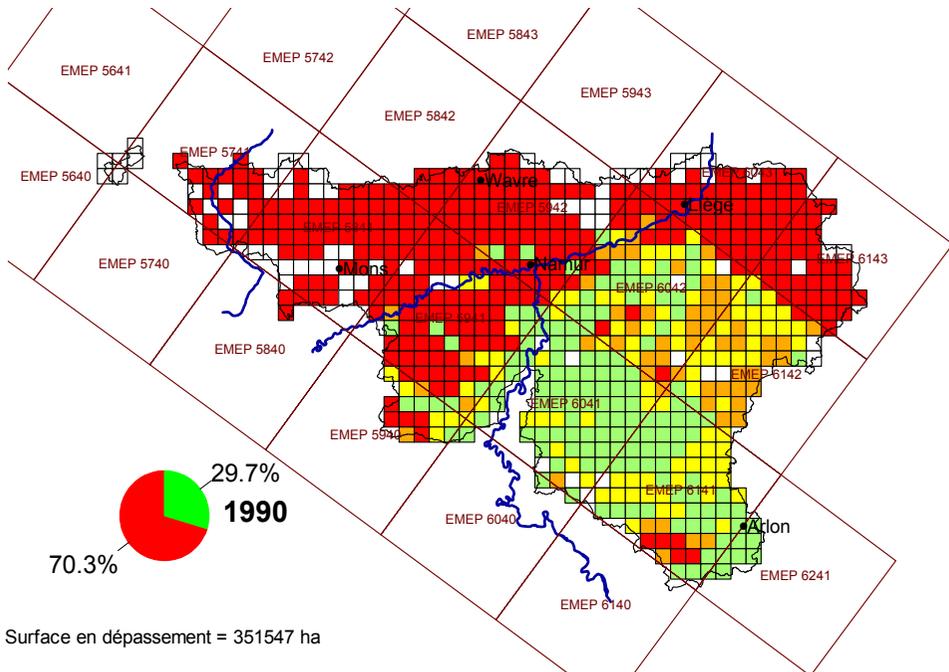
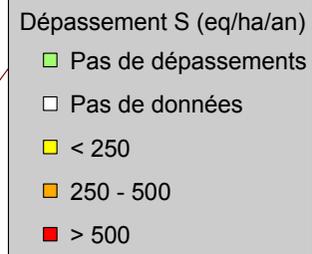
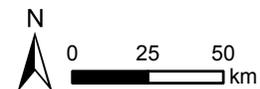
Calculé sur base des données d'émission (EMEP)
Calculé sur base des données d'immission (CELINÉ)

Dépassement de la charge critique maximale en soufre par rapport aux retombées EMEP dans les écosystèmes forestiers.

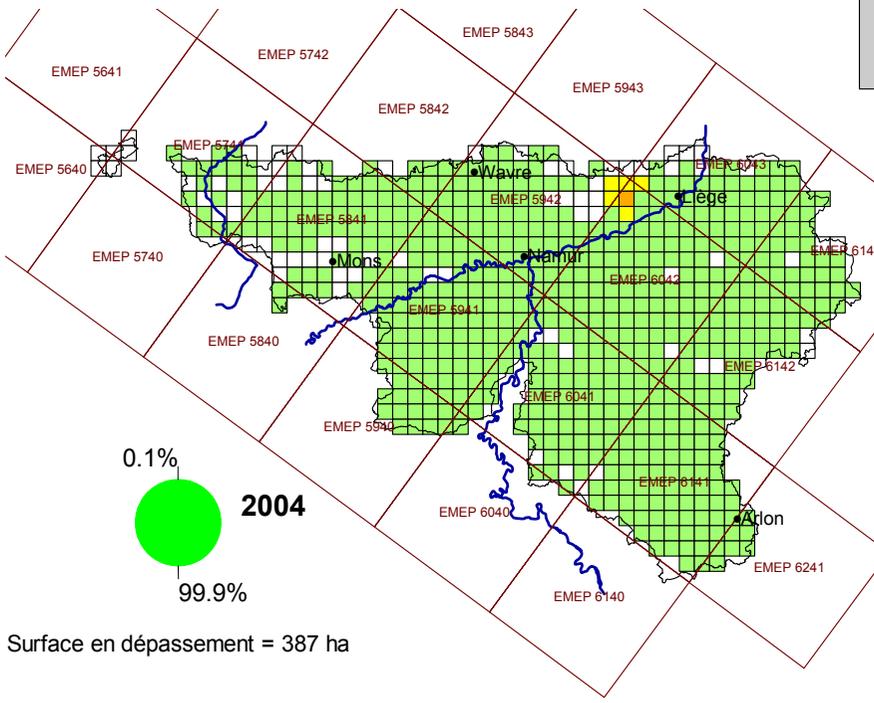
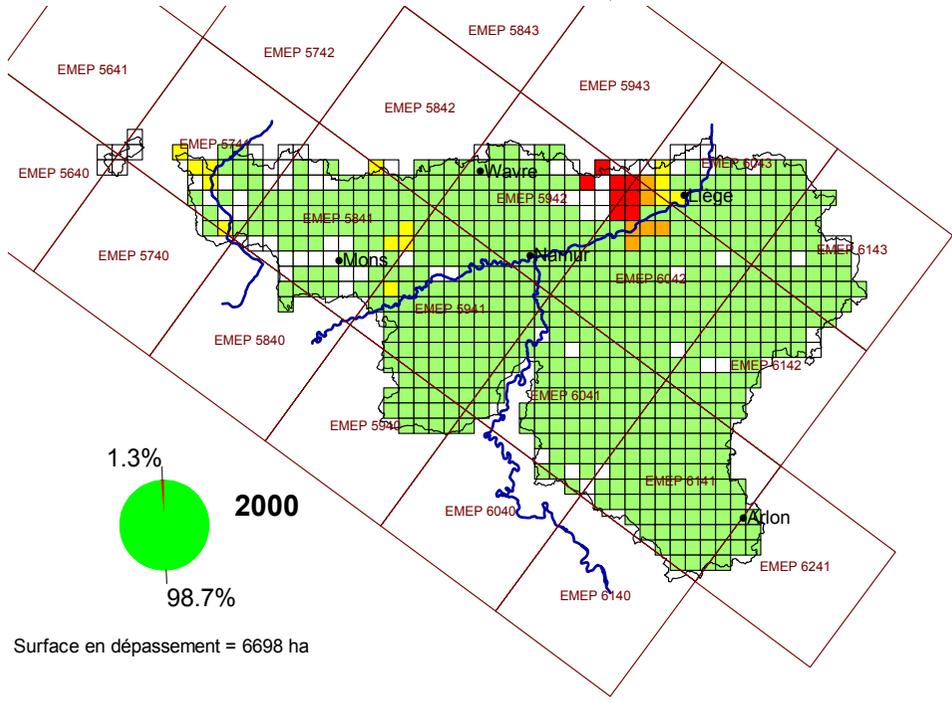
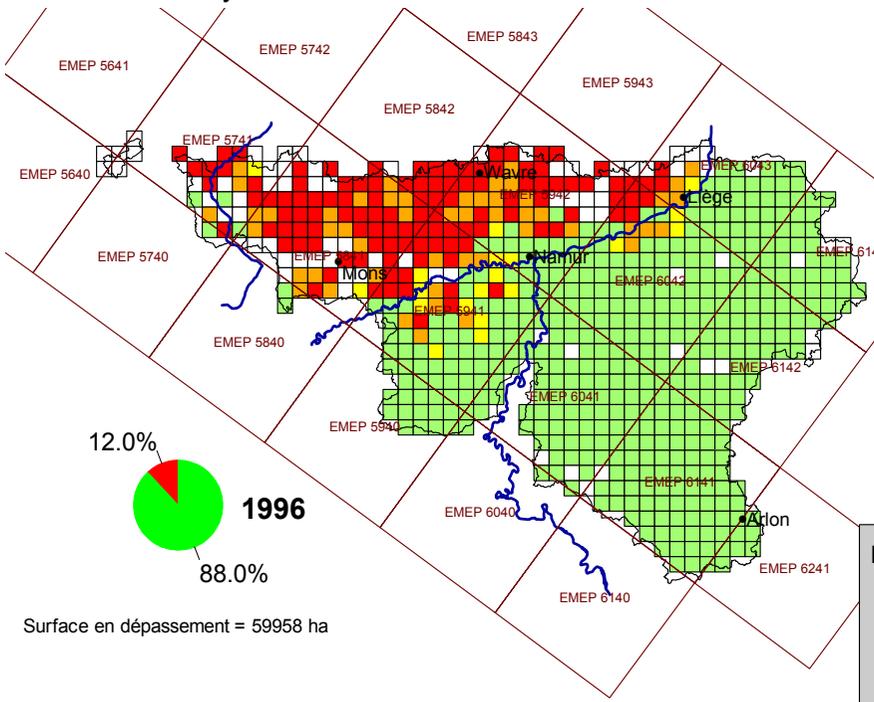
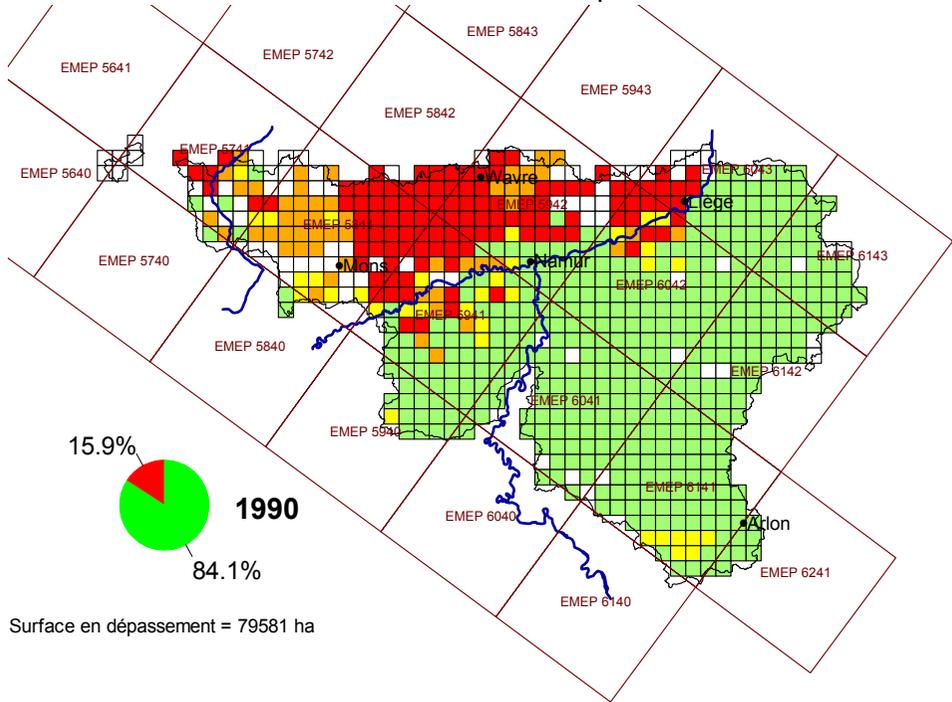
Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



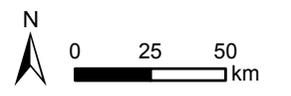
Dépassement de la charge critique maximale en soufre par rapport aux retombées, estimées à partir des données d'immission, dans les écosystèmes forestiers



Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



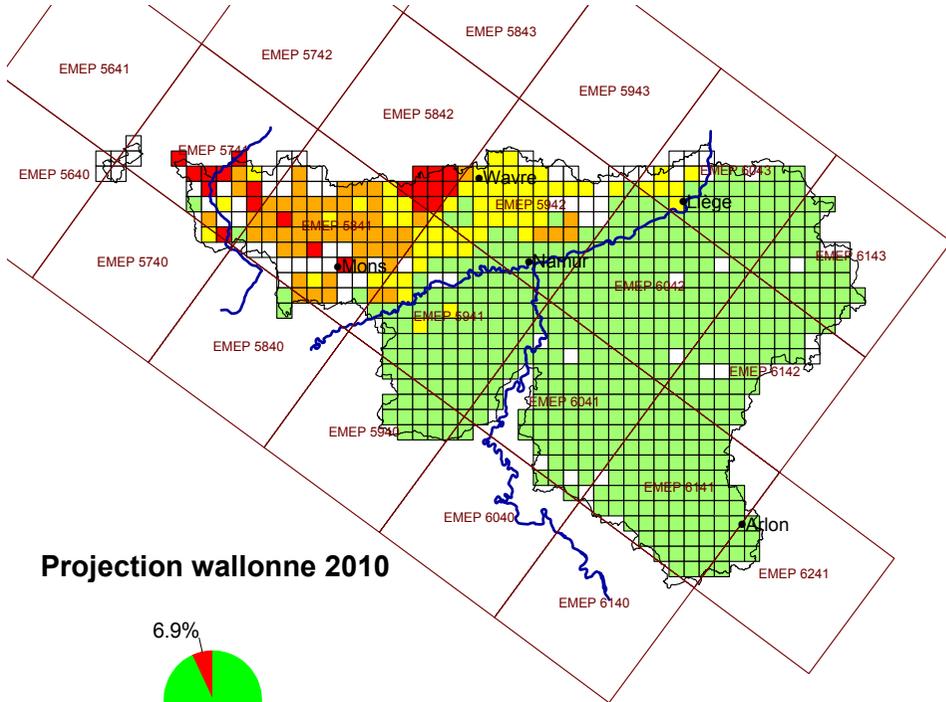
Dépassement S (eq/ha/an)

- Pas de dépassements
- Pas de données
- < 250
- 250 - 500
- > 500

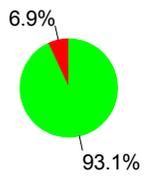


CELINE

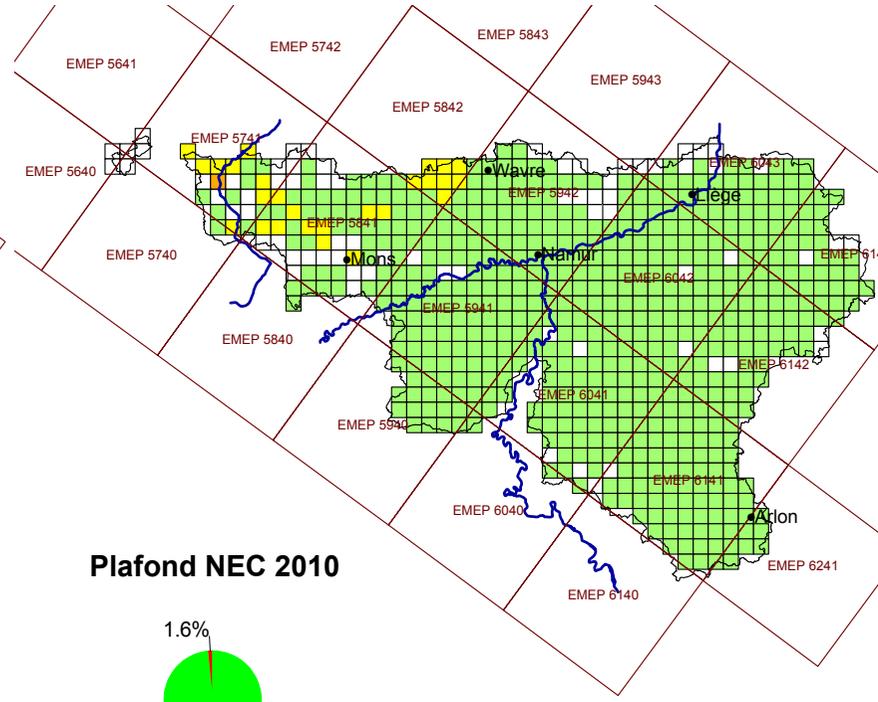
Estimation des dépassements de la charge critique maximale en soufre dans les écosystèmes forestiers à l'horizon 2010.



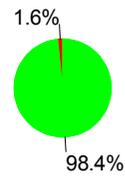
Projection wallonne 2010



Surface en dépassement = 34251 ha



Plafond NEC 2010

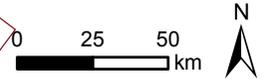


Surface en dépassement = 8035 ha

Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



Dépassement S (eq/ha/an)

- Pas de dépassements
- Pas de données
- < 250
- 250 - 500
- > 500

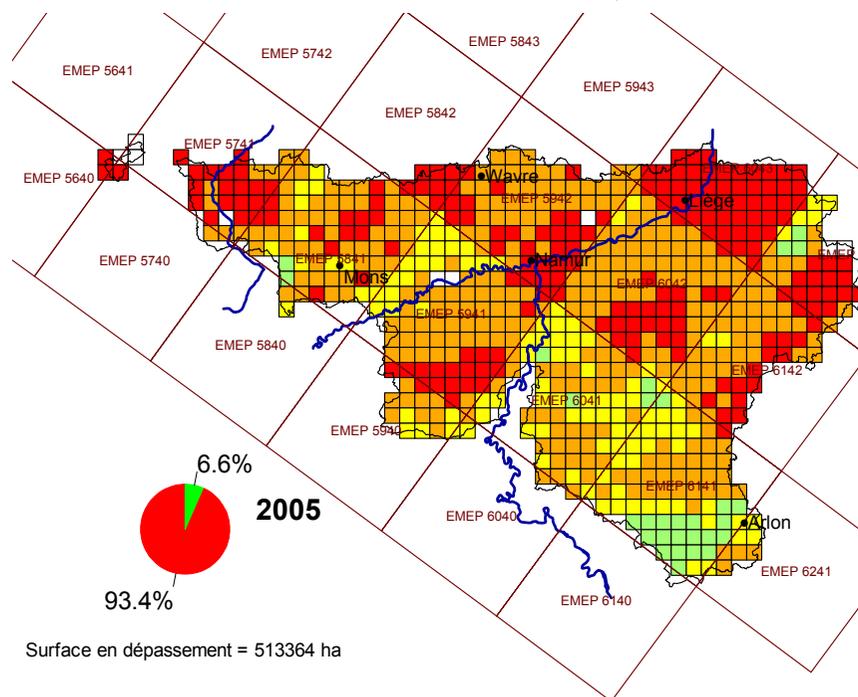
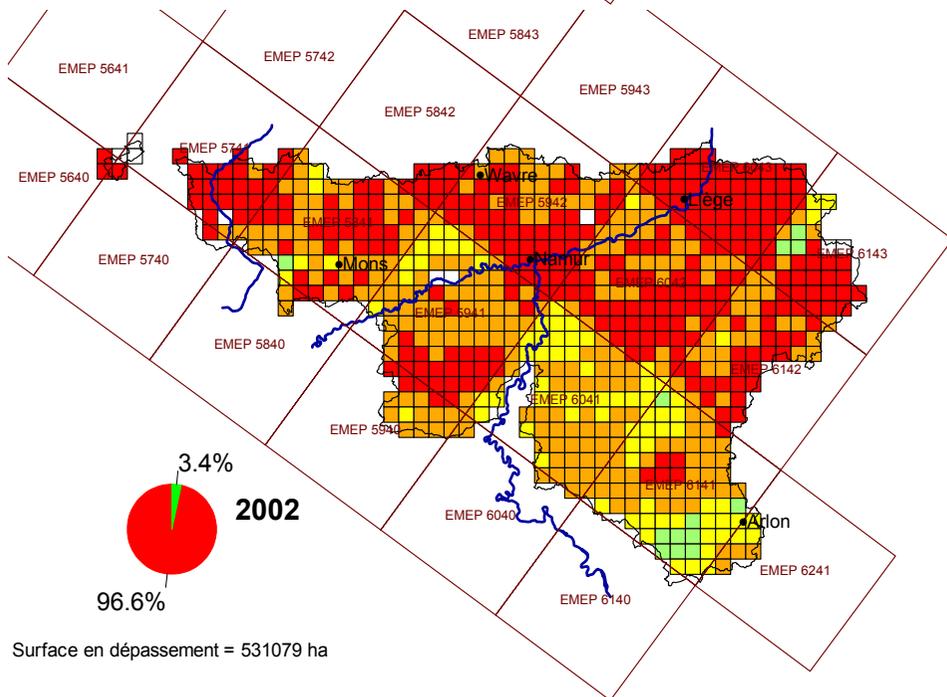
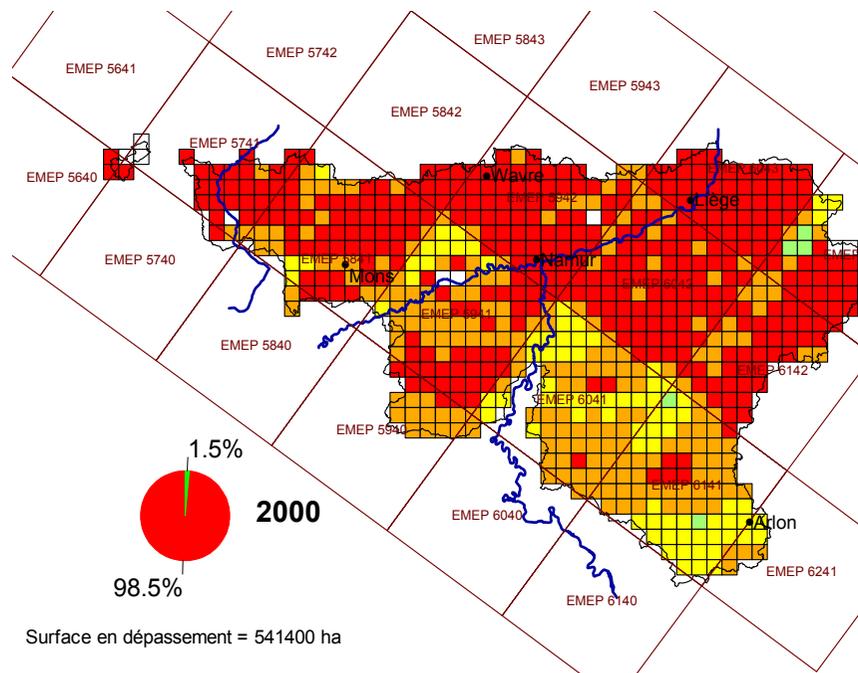
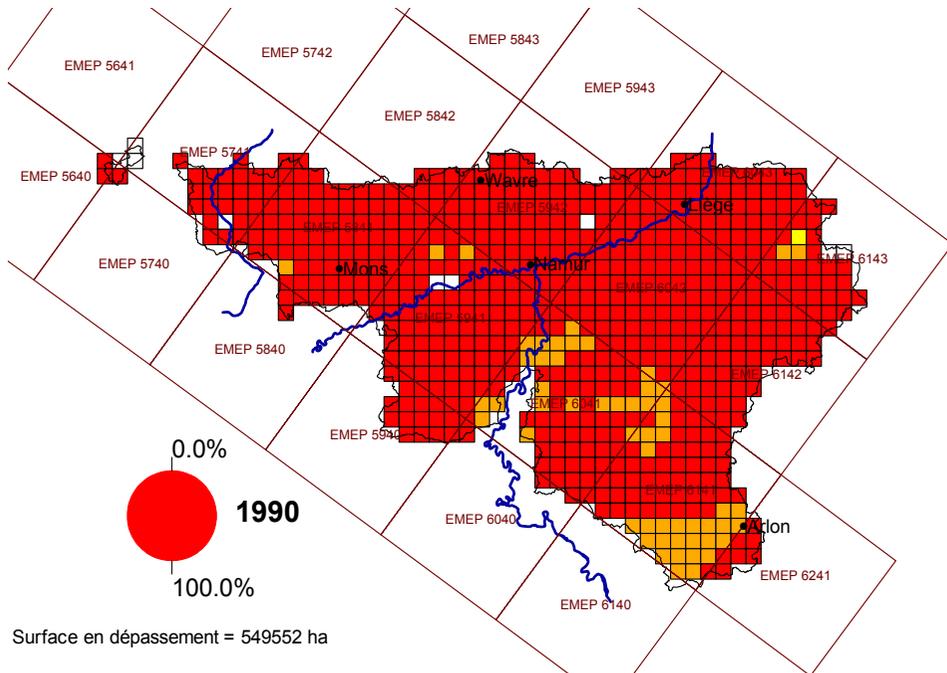


Expertises - Etudes - R & D
Sols - Environnement

VI.5.3. CARTOGRAPHIE DES EXCÈS EN AZOTE EUTROPHISANT DEPUIS 1990 À 2010 DANS LES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

Calculé sur base des données d'émission (EMEP)
Calculé sur base des données d'immission (CELINE)

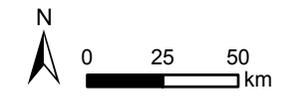
Dépassement de la charge critique en azote eutrophisant par rapport aux retombées EMEP dans les écosystèmes forestiers.



Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



Dépassement N (eq/ha/an)

- Pas de dépassements
- Pas de données
- < 250
- 250 - 500
- > 500

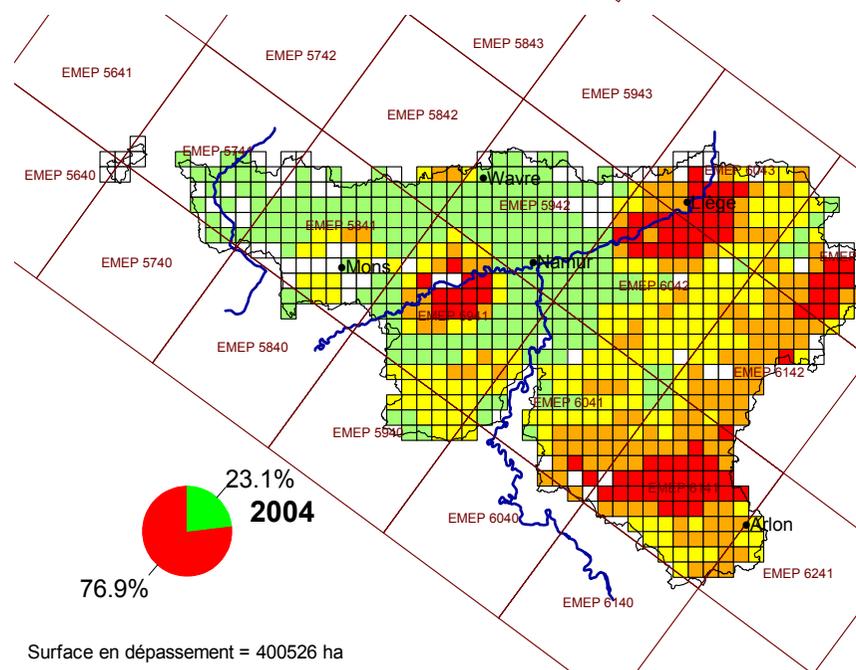
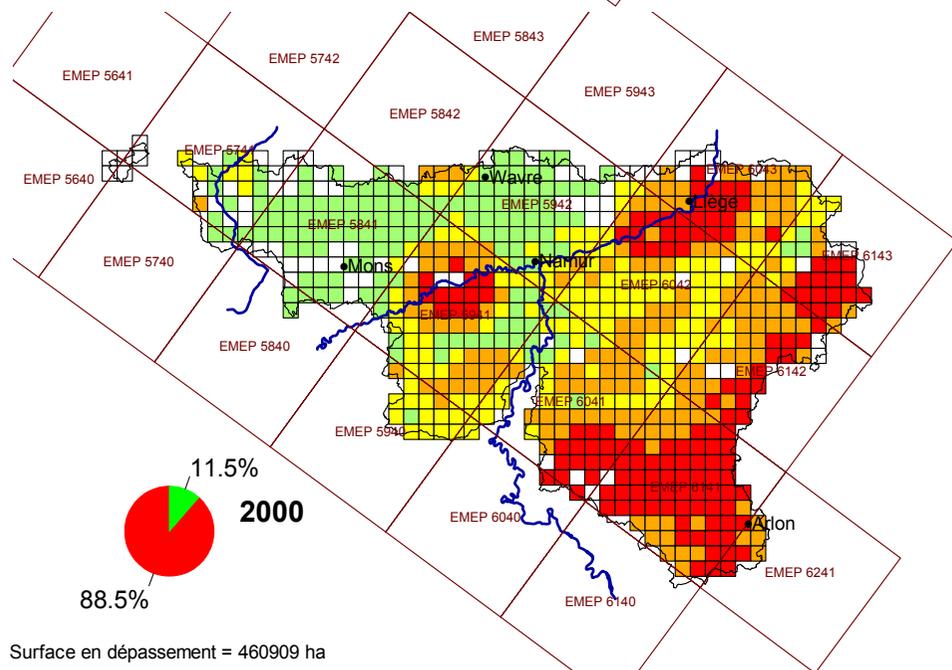
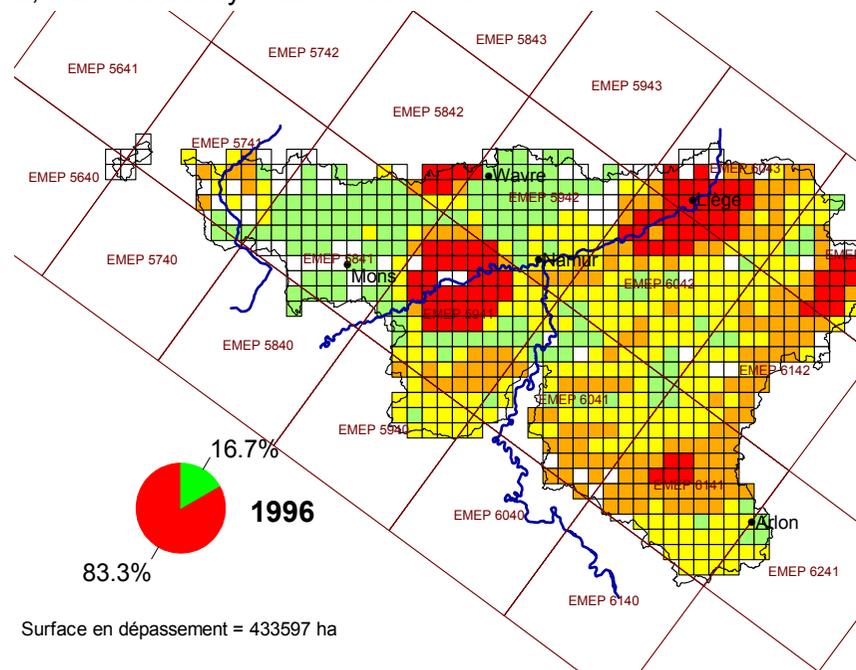
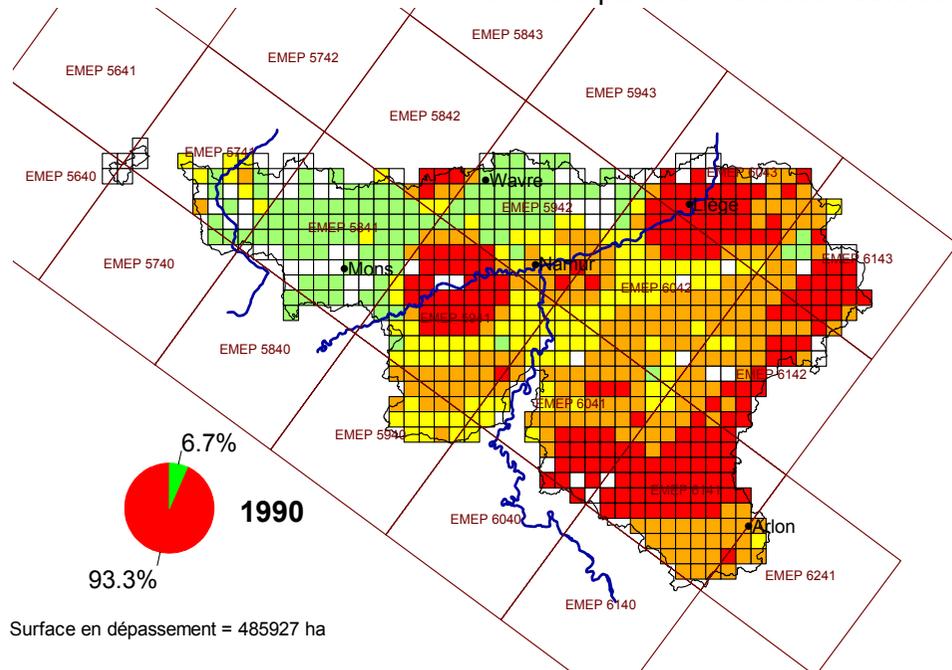
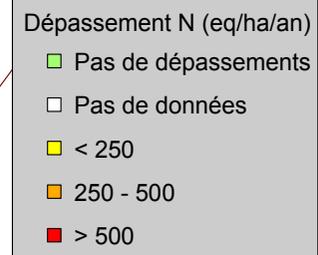


Dépassement de la charge critique maximale en azote eutrophisant par rapport aux retombées, estimées à partir des données d'immission, dans les écosystèmes forestiers.

Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement

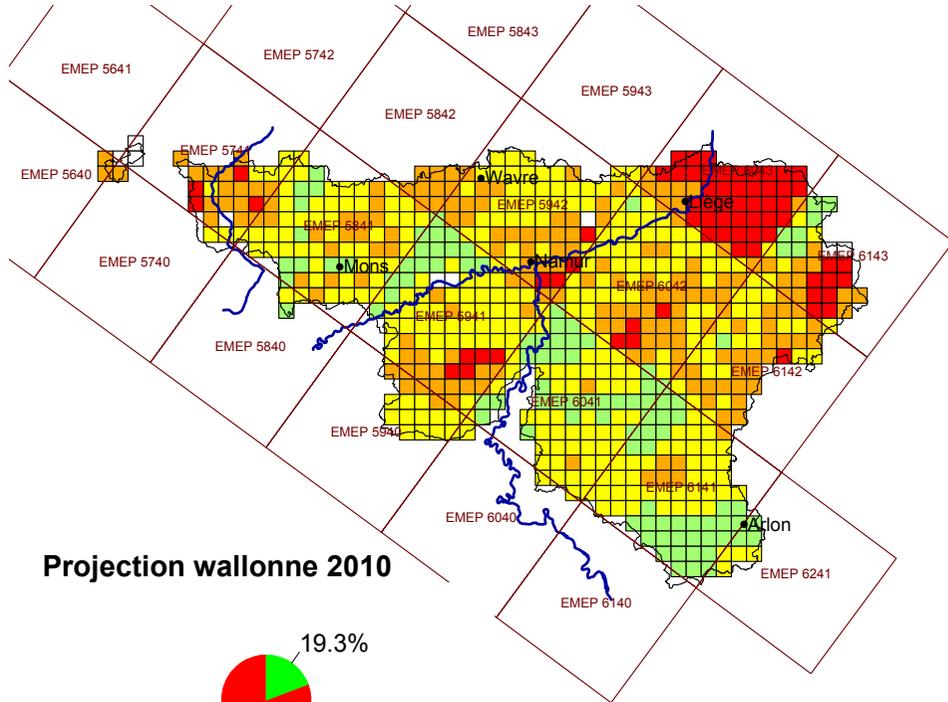


Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement

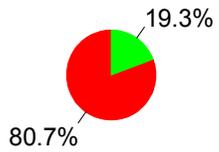


CELINE

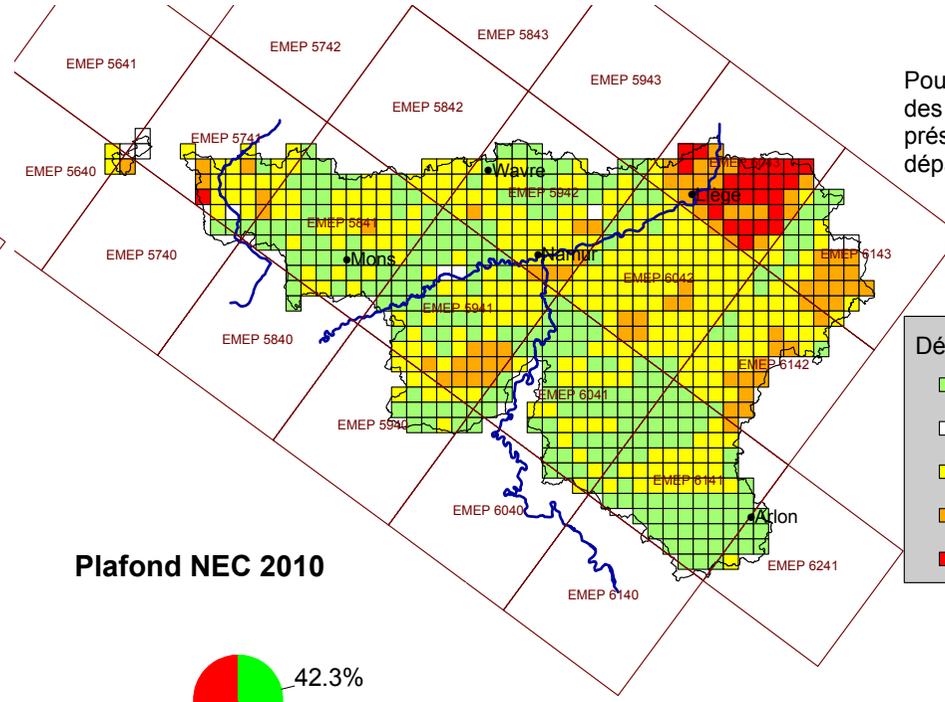
Estimation des dépassements de la charge critique en azote eutrophisant par rapport aux retombées EMEP dans les écosystèmes forestiers à l'horizon 2010.



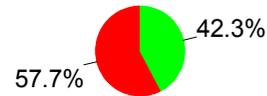
Projection wallonne 2010



Surface en dépassement = 443530 ha



Plafond NEC 2010

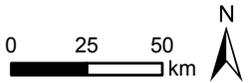


Surface en dépassement = 317104 ha

Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



Dépassement N (eq/ha/an)

- Pas de dépassements
- Pas de données
- < 250
- 250 - 500
- > 500



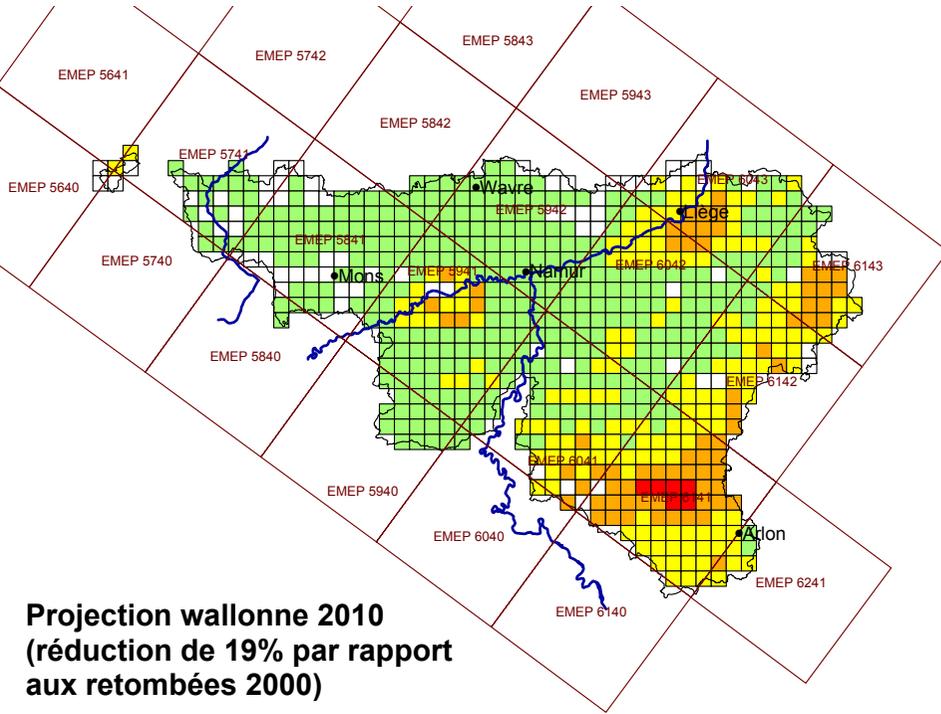
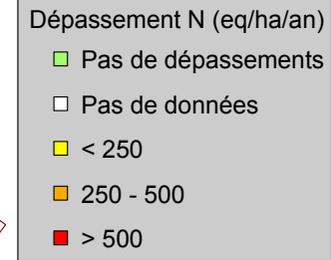
Expertises - Etudes - R & D
Sols - Environnement

Estimation des dépassements de la charge critique en azote eutrophisant, sur base des immissions, dans les écosystèmes forestiers à l'horizon 2010.

Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



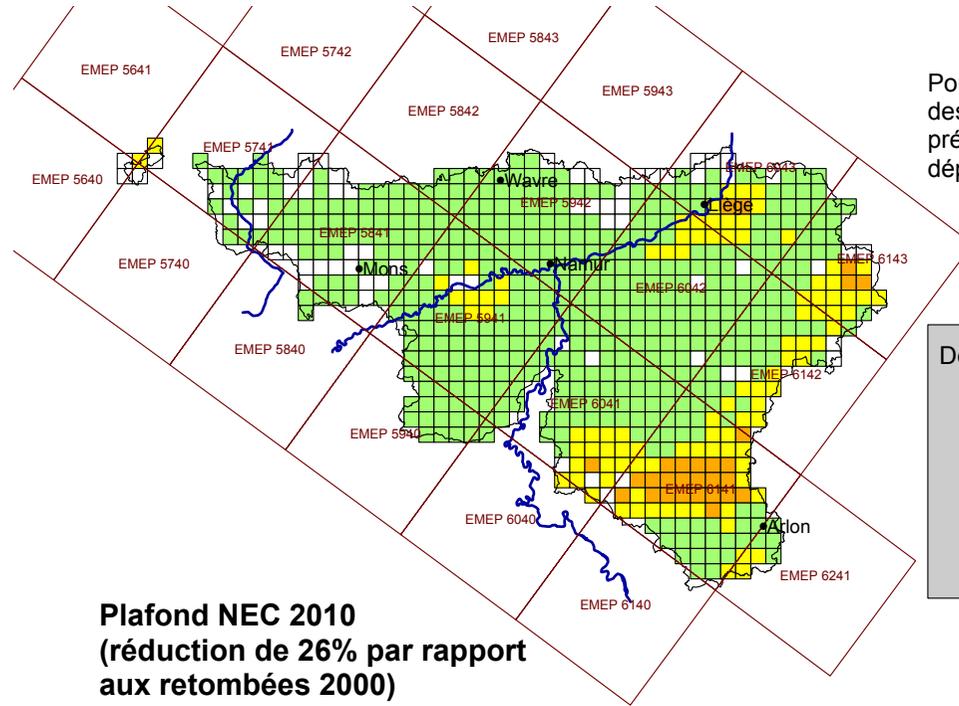
Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



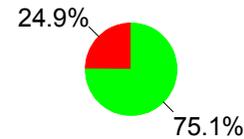
Projection wallonne 2010
(réduction de 19% par rapport aux retombées 2000)



Surface en dépassement = 236215 ha



Plafond NEC 2010
(réduction de 26% par rapport aux retombées 2000)



Surface en dépassement = 129788 ha



Expertises - Etudes - R & D
Sols - Environnement

CELINE

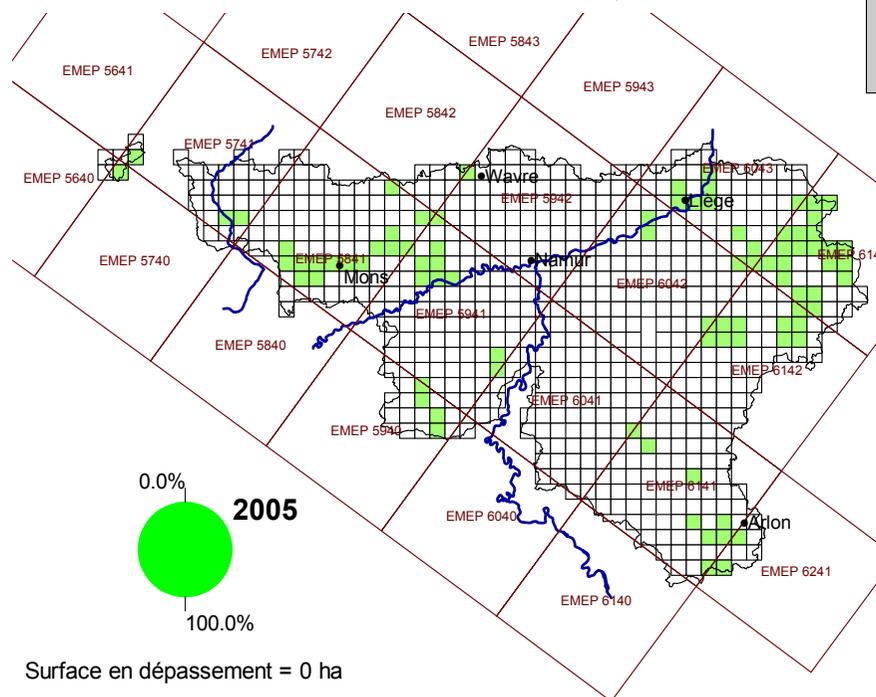
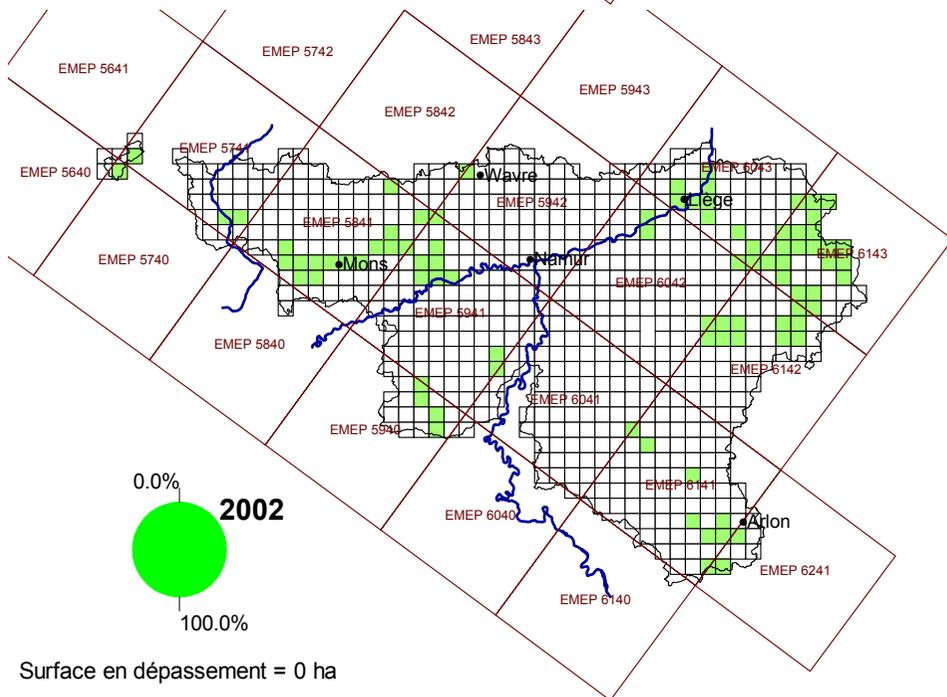
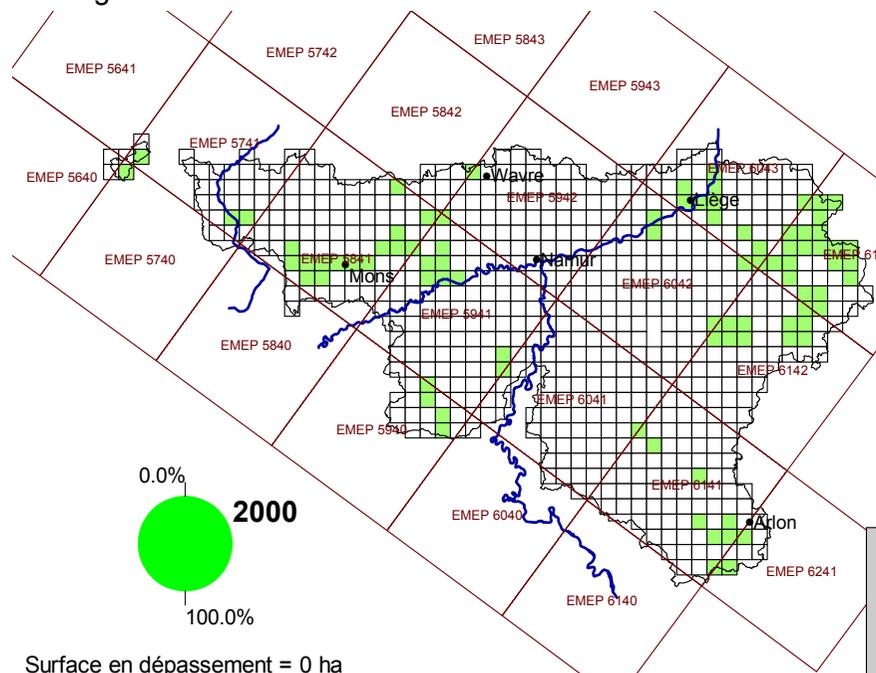
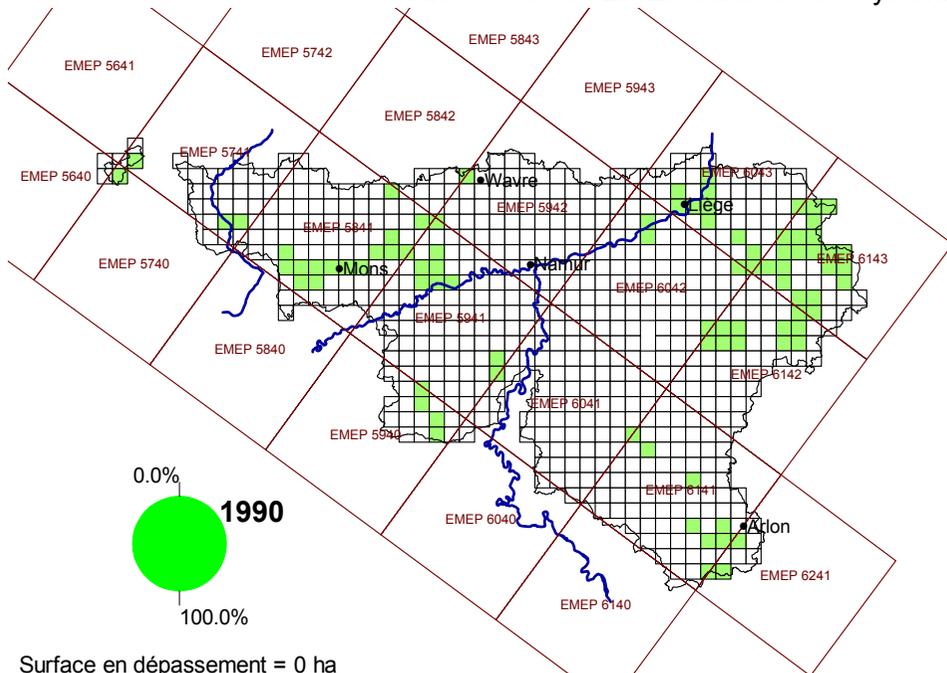
VI.5.4. CARTOGRAPHIE DES EXCÈS EN AZOTE ET SOUFRE DEPUIS 1990 À 2010 DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES

Tableau VI.5.4 : Valeurs de charges critiques des lacs et calcul des excès (N,S) en fonction du temps.

Paramètres			Barrage	Barrage	Barrage	Barrage	Barrage	Barrage	Barrage	Surface
			Warche	Warche	Vesdre	Gileppe	Ry de Rome	Ourthe	Eau d'Heure	Surface
Barriage			Butgenbach	Robertville	Eupen	Jalhay	Couvin	Nisramont	Plate taille	totale des lacs
maille (EMEP i ; EMEP J)			(61 ; 43)	(61 ; 43)	(60 ; 43)	(60 ; 43)	(59 ; 41)	(61 ; 42)	(59 ; 41)	
Superficie	km2	Donnée EEW	1,2	0,63	1,26	1,3	0,27	0,47	3,89	9,02
Ndep	Keq/ha.an	déposition 1990 (EMEP)	2,08	2,08	2,04	2,04	1,58	1,75	1,58	
Sdep	Keq/ha.an	déposition 1990 (EMEP)	2,55	2,55	2,22	2,22	1,76	1,58	1,76	
Ndep	Keq/ha.an	déposition 1995 (EMEP)	1,82	1,82	1,86	1,86	1,47	1,61	1,47	
Sdep	Keq/ha.an	déposition 1995 (EMEP)	1,38	1,38	1,28	1,28	1,16	0,99	1,16	
Ndep	Keq/ha.an	déposition 2000 (EMEP)	1,64	1,64	1,65	1,65	1,36	1,49	1,36	
Sdep	Keq/ha.an	déposition 2000 (EMEP)	0,81	0,81	0,81	0,81	0,83	0,67	0,83	
Ndep	Keq/ha.an	déposition 2005 (EMEP)	1,56	1,56	1,58	1,58	1,29	1,42	1,29	
Sdep	Keq/ha.an	déposition 2005 (EMEP)	0,65	0,65	0,64	0,64	0,64	0,53	0,64	
Ndep	Keq/ha.an	déposition calculée sur base de la projection d'émission wallonne 2010	1,40	1,40	1,41	1,41	1,16	1,27	1,16	
Sdep	Keq/ha.an	déposition calculée sur base de la projection d'émission wallonne 2010	0,67	0,67	0,67	0,67	0,68	0,55	0,68	
Ndep	Keq/ha.an	déposition calculée sur base du plafond d'émission wallon NEC 2010	1,28	1,28	1,29	1,29	1,06	1,16	1,06	
Sdep	Keq/ha.an	déposition calculée sur base du plafond d'émission wallon NEC 2010	0,44	0,44	0,44	0,44	0,44	0,36	0,44	
Formules du manuel de méthodologie adaptées pour les rejets directs anthropiques en N										
CLmax(S)	keq/ha/year	Lcrit/aS	1,66	1,48	0,04	0,43	1,21	2,38	11,77	
CLmin(N)	keq/ha/year	(b1*Nu+b2*Ni)/aN	0,52	0,53	0,72	0,69	0,80	0,63	0,16	
CLmax(N)	keq/ha/year	(b1*Nu+b2*Ni+Lcrit)/an (=CLmin(N) + Lcrit/aN)	10,08	9,49	0,93	2,82	6,78	12,57	26,03	
CLnut(N)	keq/ha/year	(b1*Nu+b2*Ni+Nle,acc)/an (=CLmin(N) + Nle,acc/aN)	1,46	1,51	1,55	1,39	1,57	1,43	0,53	
Excès (N,S)		aN Ndep + aS Sdep - b1 Nu - b2 Ni - Lcrit (=aN Ndep + aS Sdep - aN CLmax(N))								% Surface protégée
1990	keq/ha/year		1,146	1,322	2,397	2,000	0,687	-0,576	-8,424	48
1995	keq/ha/year		-0,055	0,111	1,439	1,056	0,083	-1,191	-9,006	62
2000	keq/ha/year		-0,643	-0,481	0,932	0,554	-0,268	-1,537	-9,355	72
2005	keq/ha/year		-0,809	-0,649	0,756	0,380	-0,459	-1,693	-9,546	72
2010	keq/ha/year	excès à l'horizon 2010 basés sur les projections wallonnes d'émission	-0,818	-0,657	0,749	0,370	-0,452	-1,699	-9,570	72
2010	keq/ha/year	excès à l'horizon 2010 basés sur les plafonds d'émission NEC	-1,067	-0,908	0,498	0,122	-0,699	-1,912	-9,821	72
Excès (N)		Ndep - CL max(N)								% Surface protégée
1990	keq/ha/year		-8,000	-7,414	1,105	-0,782	-5,205	-10,817	-24,449	86
1995	keq/ha/year		-8,264	-7,678	0,927	-0,960	-5,313	-10,965	-24,557	86
2000	keq/ha/year		-8,441	-7,855	0,715	-1,172	-5,424	-11,083	-24,668	86
2005	keq/ha/year		-8,519	-7,933	0,646	-1,241	-5,489	-11,152	-24,733	86
2010	keq/ha/year	excès à l'horizon 2010 basés sur les projections wallonnes d'émission	-8,681	-8,095	0,476	-1,411	-5,624	-11,300	-24,868	86
2010	keq/ha/year	excès à l'horizon 2010 basés sur les plafonds d'émission NEC	-8,803	-8,217	0,353	-1,534	-5,725	-11,411	-24,969	86
Excès (S)		Sdep - CL max(S)								% Surface protégée
1990	keq/ha/year		0,895	1,075	2,174	1,782	0,546	-0,800	-10,007	48
1995	keq/ha/year		-0,280	-0,100	1,239	0,847	-0,052	-1,386	-10,605	72
2000	keq/ha/year		-0,847	-0,667	0,766	0,374	-0,389	-1,709	-10,942	72
2005	keq/ha/year		-1,003	-0,823	0,601	0,209	-0,572	-1,851	-11,125	72
2010	keq/ha/year	excès à l'horizon 2010 basés sur les projections wallonnes d'émission	-0,984	-0,804	0,626	0,234	-0,537	-1,827	-11,090	72
2010	keq/ha/year	excès à l'horizon 2010 basés sur les plafonds d'émission NEC	-1,216	-1,036	0,396	0,004	-0,770	-2,018	-11,323	72
Excès (azote nutritif)		Ndep - CL nut(N)								% Surface protégée
1990	keq/ha/year		0,617	0,571	0,488	0,650	0,006	0,323	1,043	0
1995	keq/ha/year		0,353	0,307	0,310	0,472	-0,102	0,175	0,935	3
2000	keq/ha/year		0,176	0,130	0,098	0,260	-0,213	0,057	0,824	3
2005	keq/ha/year		0,098	0,052	0,029	0,191	-0,278	-0,012	0,759	8
2010	keq/ha/year	excès à l'horizon 2010 basés sur les projections wallonnes d'émission	-0,064	-0,110	-0,141	0,021	-0,413	-0,160	0,624	42
2010	keq/ha/year	excès à l'horizon 2010 basés sur les plafonds d'émission NEC	-0,186	-0,232	-0,264	-0,102	-0,514	-0,271	0,523	57

VI.5.5. CARTOGRAPHIE DES EXCÈS EN AZOTE ACIDIFIANT DEPUIS 1990 À 2010 DANS LES ÉCOSYSTÈMES DE VÉGÉTATION NATURELLE

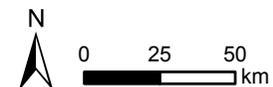
Dépassement de la charge critique maximale en azote par rapport aux retombées EMEP dans les écosystèmes de végétation naturelle non forestière.



Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



Dépassement N (eq/ha/an)

- Pas de dépassements
- Pas de données
- 0 - 250
- 250 - 500
- > 500

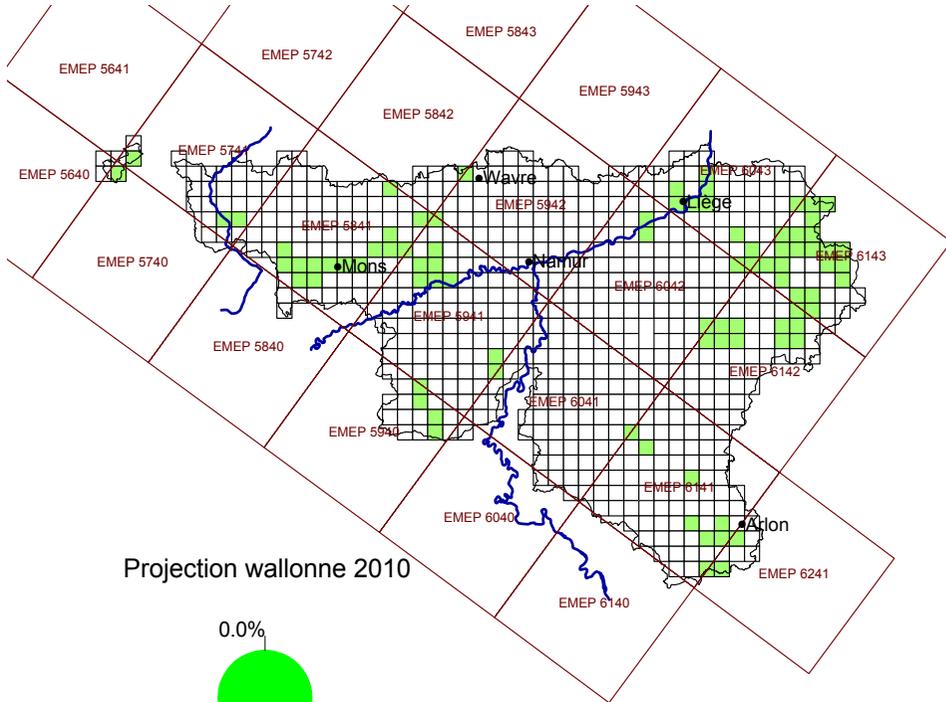


Estimation des dépassements de la charge critique maximale en azote par rapport aux retombées EMEP dans les écosystèmes de végétation naturelle non forestière à l'horizon 2010.

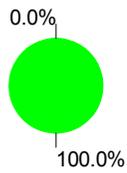
Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



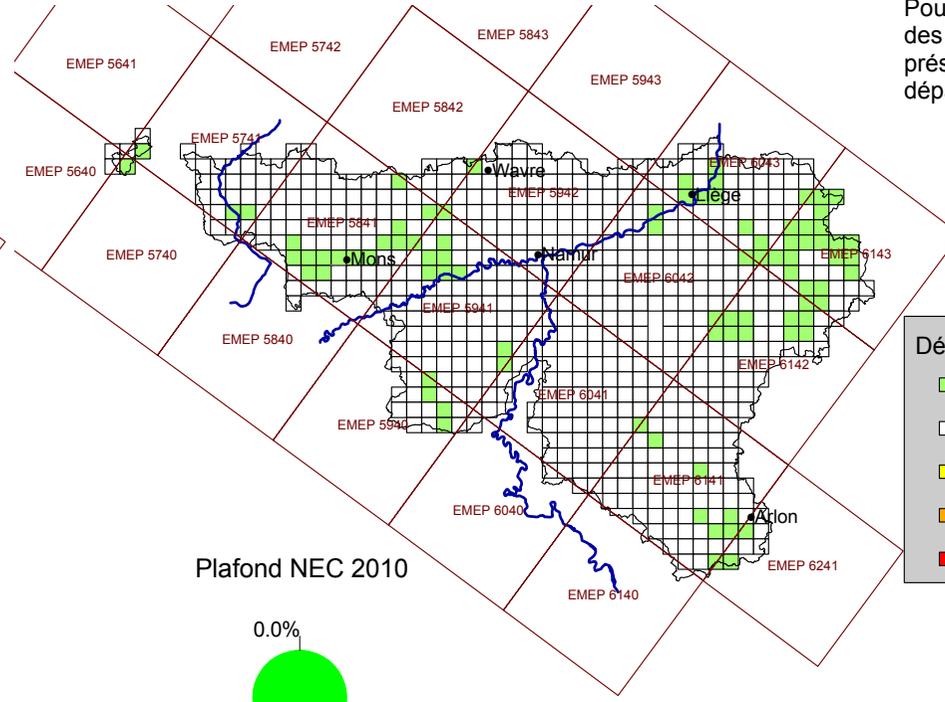
Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



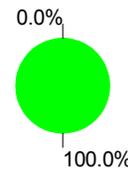
Projection wallonne 2010



Surface en dépassement = 0 ha



Plafond NEC 2010



Surface en dépassement = 0 ha

Dépassement N (eq/ha/an)

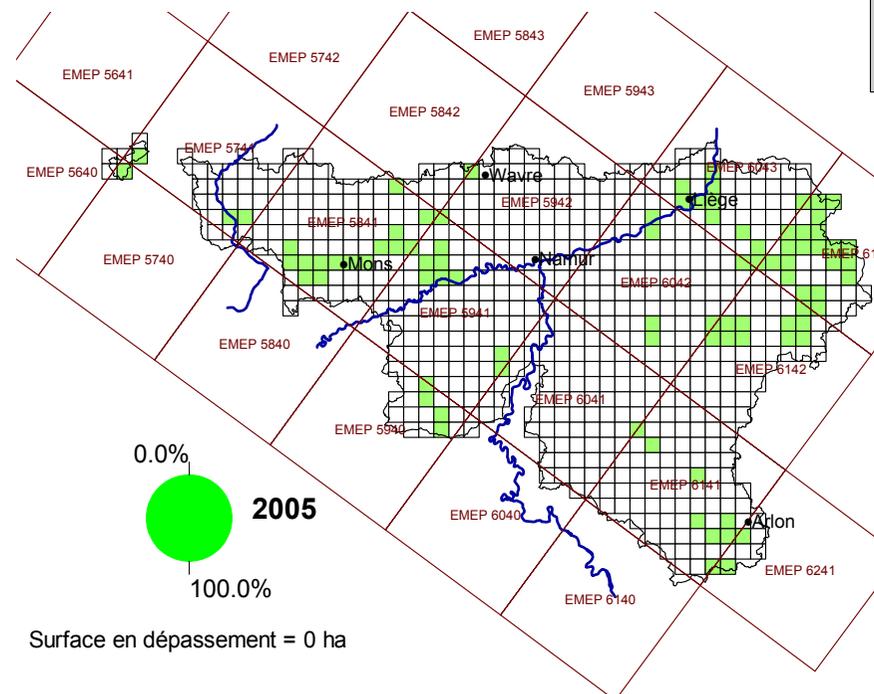
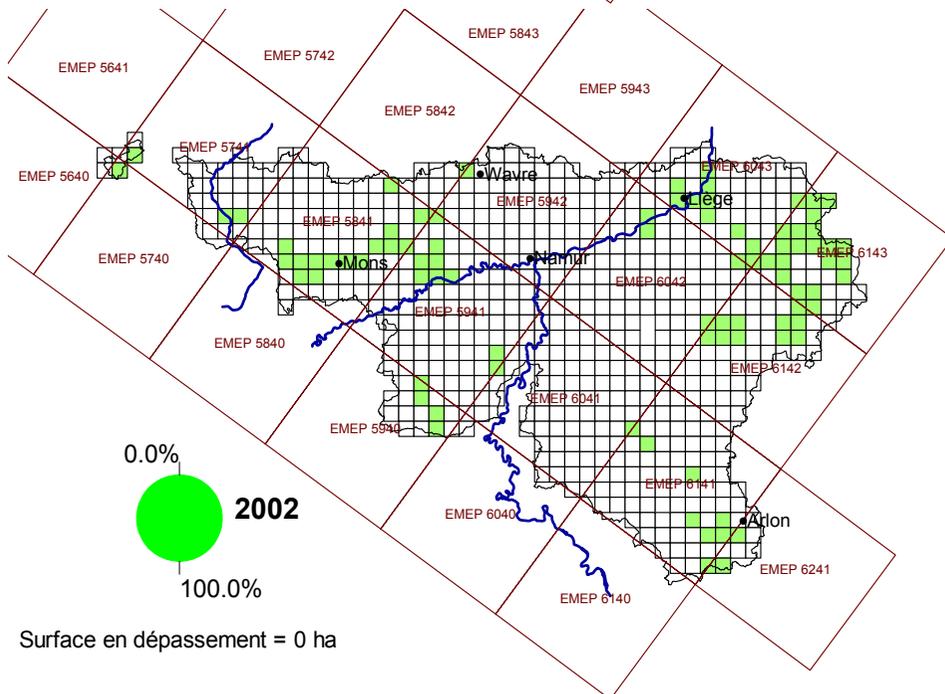
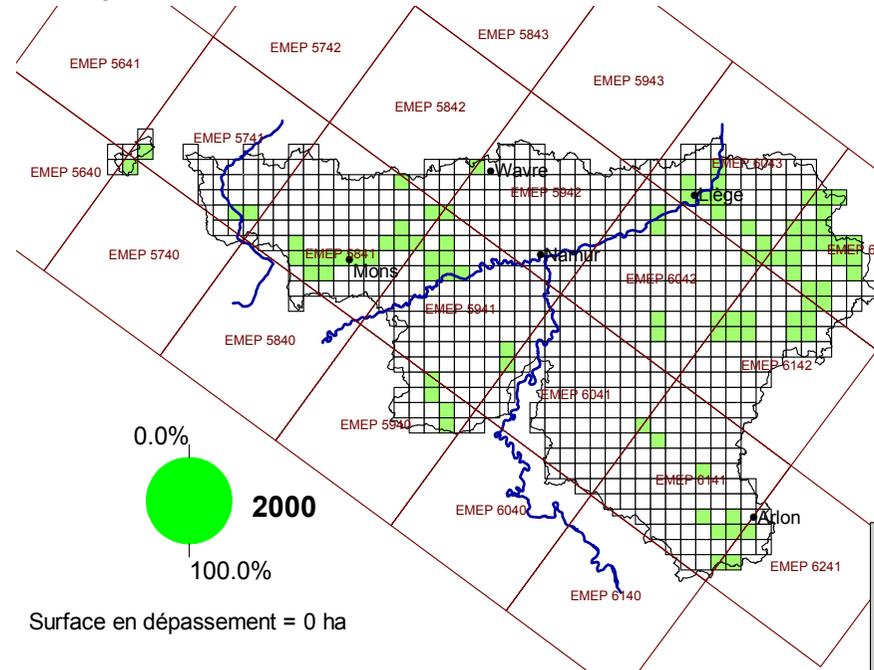
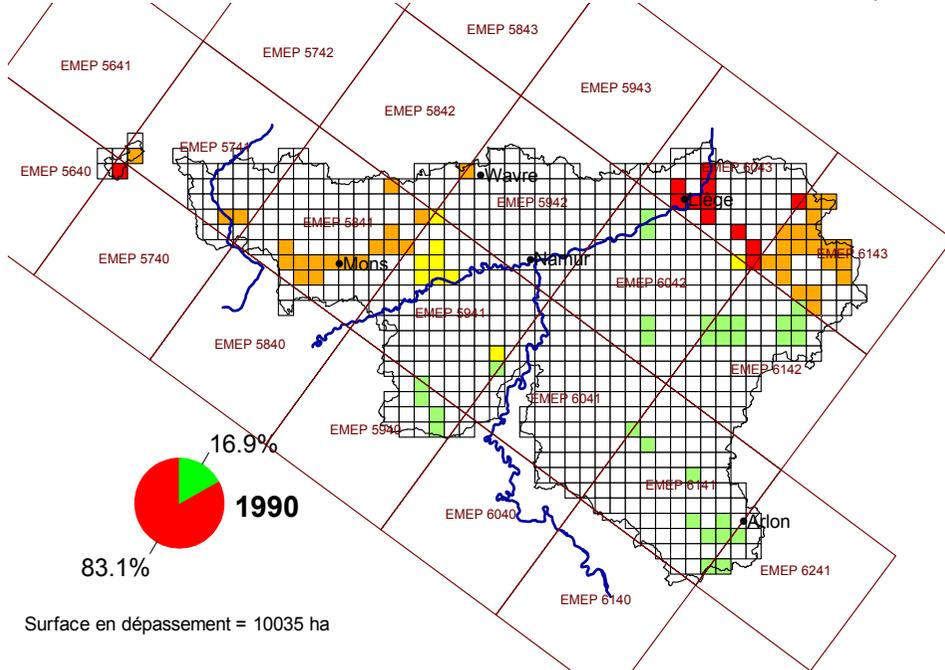
- Pas de dépassements
- Pas de données
- 0 - 250
- 250 - 500
- > 500



Expertises - Etudes - R & D
Sols - Environnement

VI.5.6. CARTOGRAPHIE DES EXCÈS EN SOUFRE DEPUIS 1990 À 2010 DANS LES ÉCOSYSTÈMES DE VÉGÉTATION NATURELLE

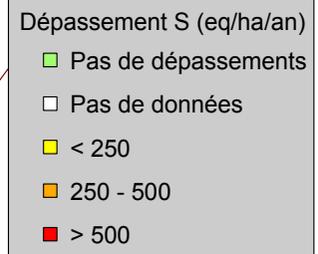
Dépassement de la charge critique maximale en soufre par rapport aux retombées EMEP dans les écosystèmes de végétation naturelle non forestière.



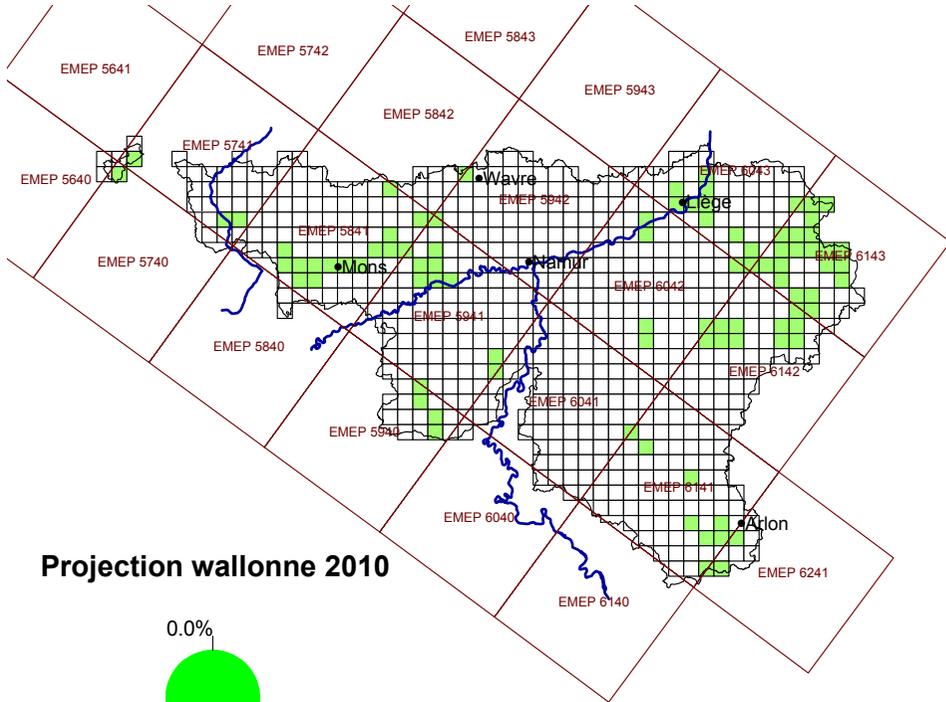
Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



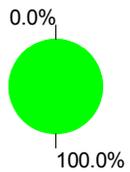
Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



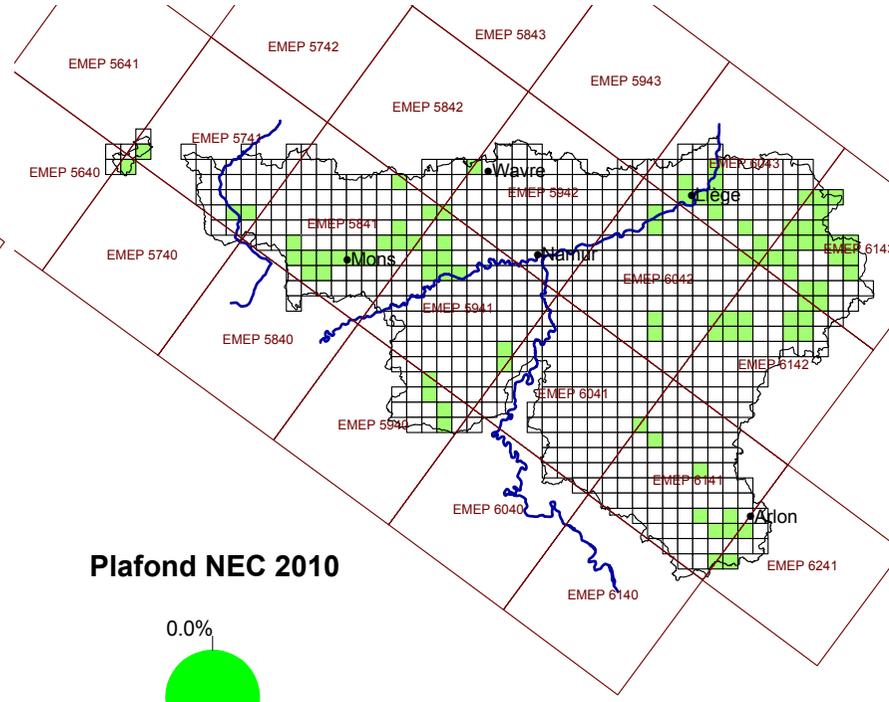
Estimation des dépassements de la charge critique maximale en soufre dans les écosystèmes de végétation naturelle non forestière à l'horizon 2010.



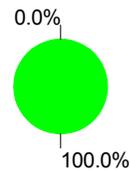
Projection wallonne 2010



Surface en dépassement = 0 ha



Plafond NEC 2010

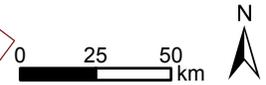


Surface en dépassement = 0 ha

Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



Dépassement S (eq/ha/an)

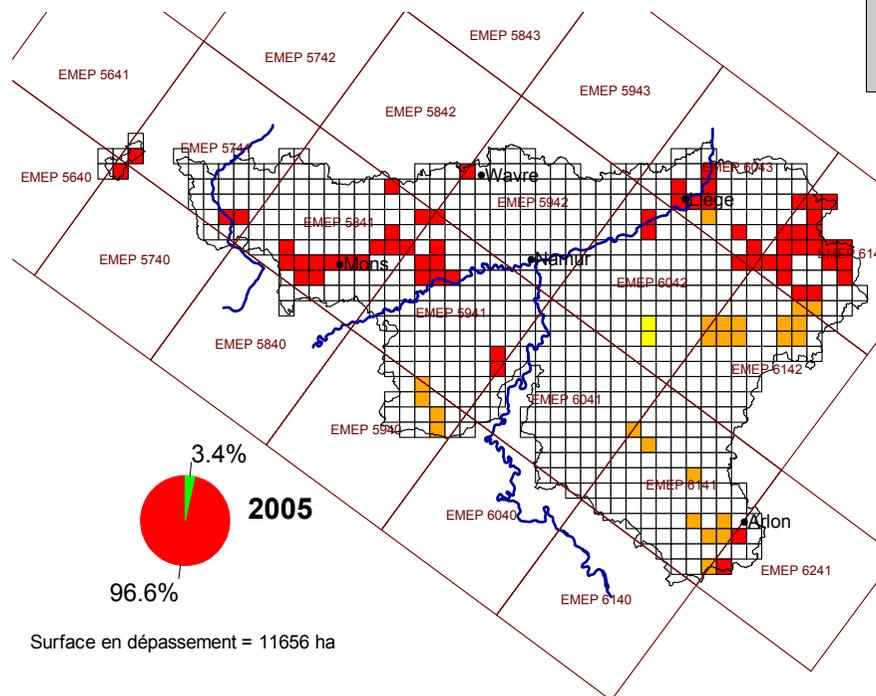
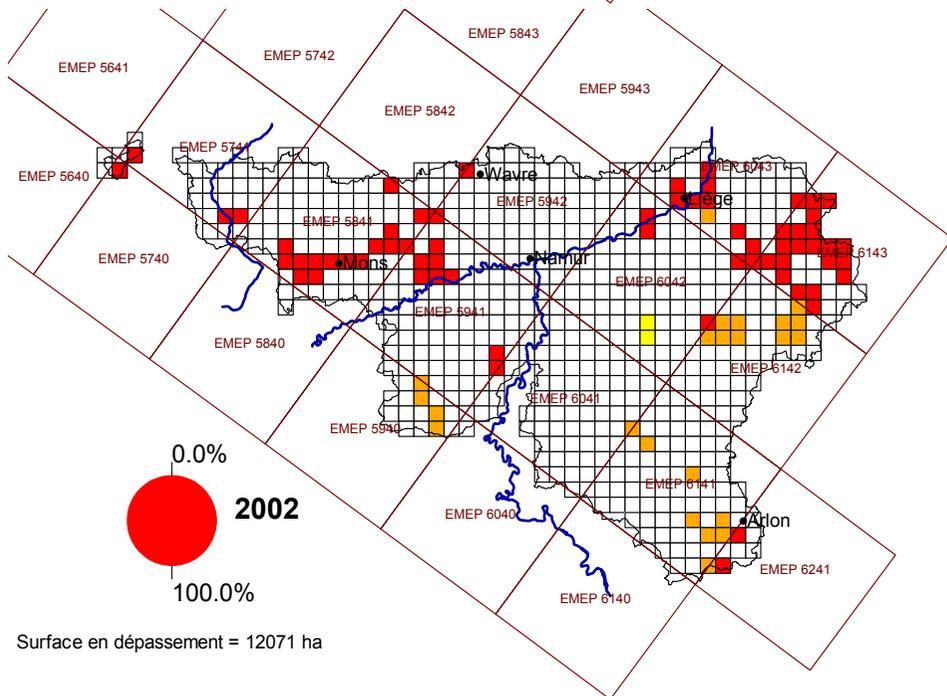
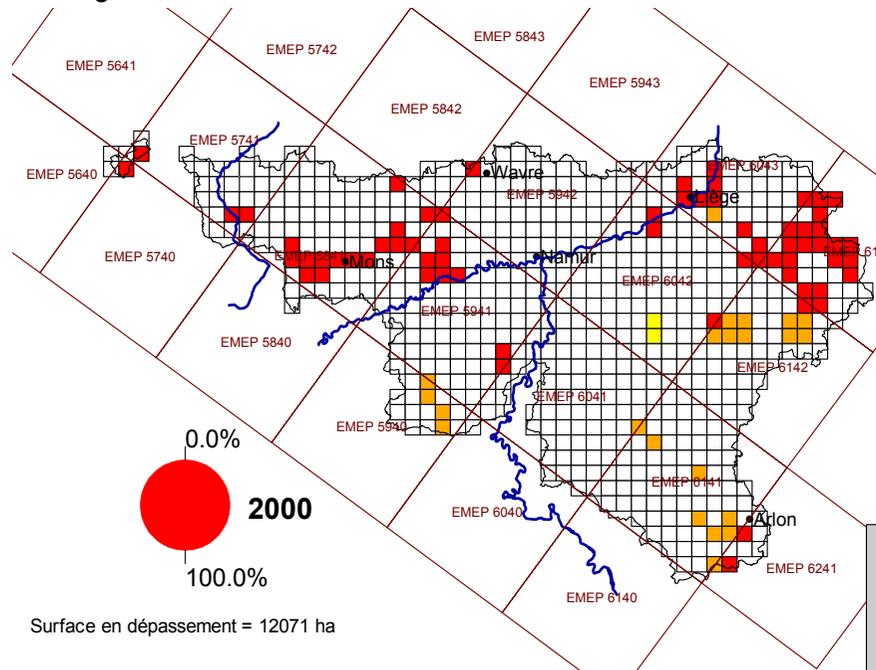
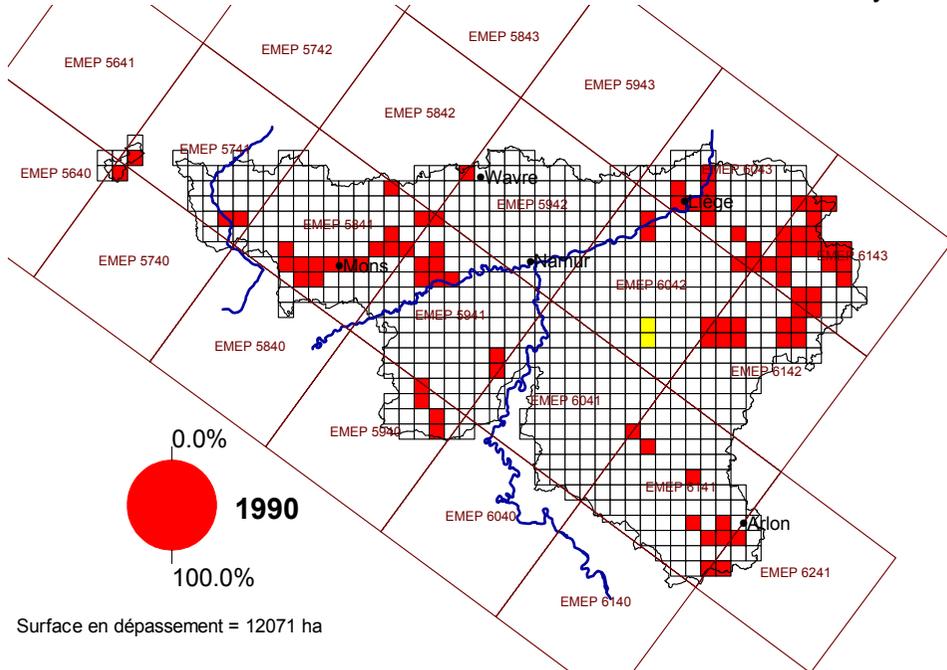
- Pas de dépassements
- Pas de données
- < 250
- 250 - 500
- > 500



Expertises - Etudes - R & D
Sols - Environnement

VI.5.7. CARTOGRAPHIE DES EXCÈS EN AZOTE EUTROPHISANT DEPUIS 1990 À 2010 DANS LES ÉCOSYSTÈMES DE VÉGÉTATION NATURELLE

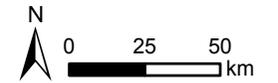
Dépassement de la charge critique en azote eutrophisant par rapport aux retombées EMEP dans les écosystèmes de végétation naturelle non forestière.



Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



Dépassement N (eq/ha/an)

- Pas de dépassements
- Pas de données
- < 250
- 250 - 500
- > 500

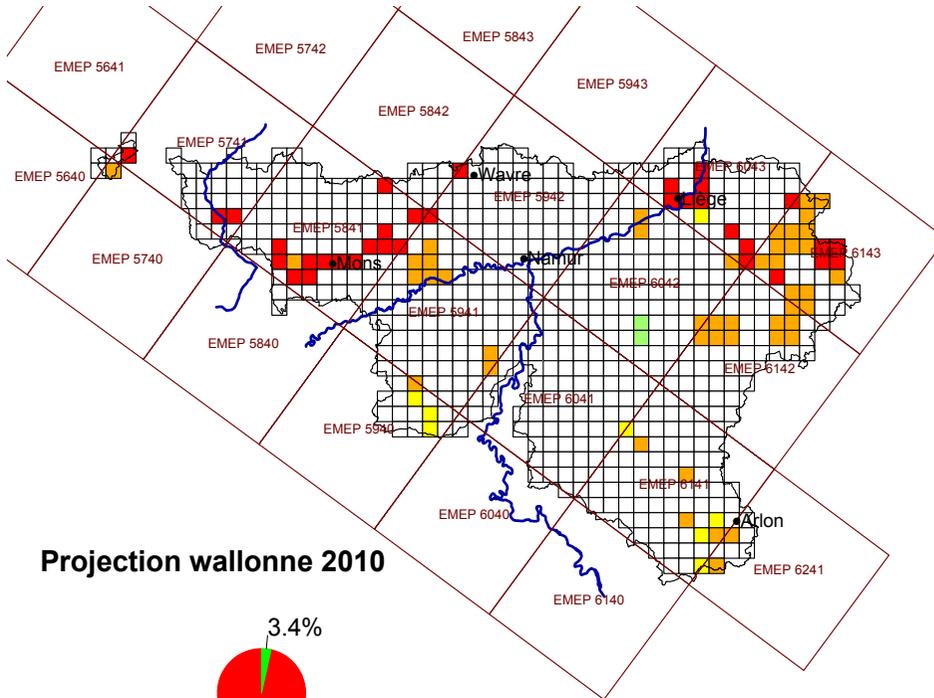
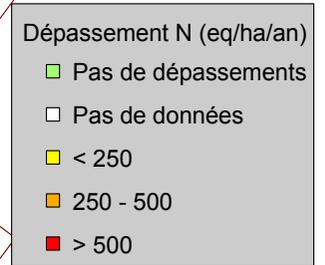
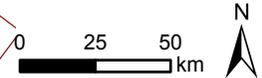


Estimation des dépassements de la charge critique maximale en azote eutrophisant par rapport aux retombées dans les écosystèmes de végétation naturelle non forestière à l'horizon 2010.

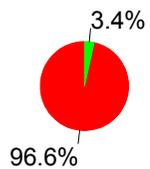
Pourcentage de la surface des écosystèmes présentant un dépassement



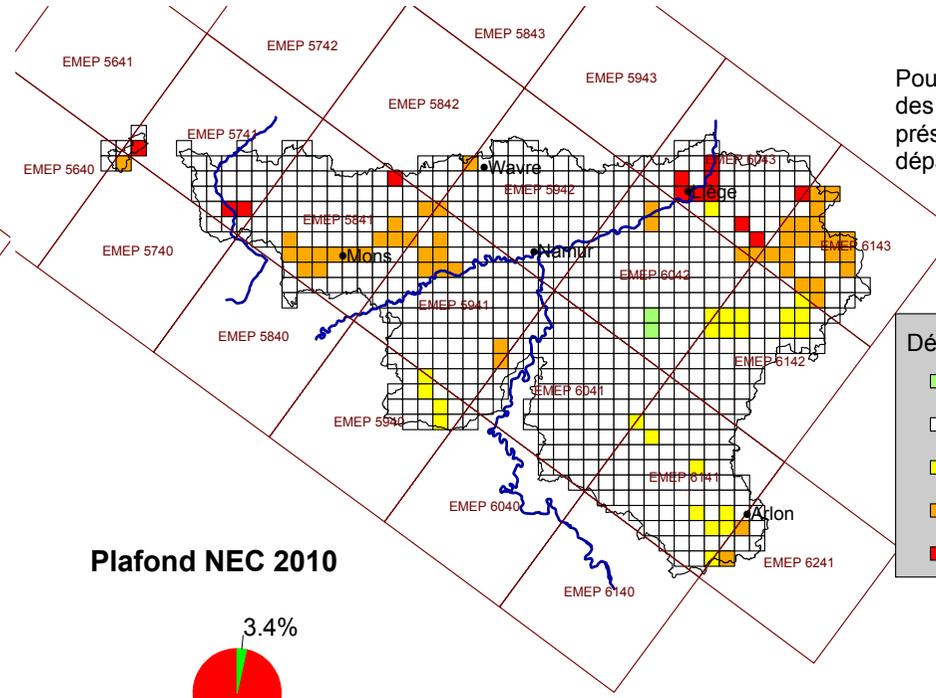
Pourcentage de la surface des écosystèmes ne présentant pas de dépassement



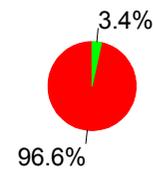
Projection wallonne 2010



Surface en dépassement = 11656 ha



Plafond NEC 2010



Surface en dépassement = 11656 ha

Text



Expertises - Etudes - R & D
Sols - Environnement

VII. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

La première étape du travail a été d'actualiser les valeurs de charges critiques pour les écosystèmes forestiers et aquatiques en prenant en compte les données wallonnes collectées ces dernières années. Cette actualisation permet d'adapter la méthodologie aux spécificités wallonnes.

Dans un souci de protection d'autres écosystèmes, la végétation naturelle non forestière a été étudiée. Faute de données en Région wallonne permettant d'appliquer la méthodologie de calcul des charges critiques, les valeurs des charges critiques calculées en Flandre ont été retenues, à ce stade, étant donné que ces valeurs sont similaires aux données empiriques proposées dans la littérature.

Afin de pouvoir calculer les excès en azote et en soufre, les retombées atmosphériques doivent être calculées. La quantification des retombées a été réalisée d'une part à l'aide d'un modèle EMEP qui prend en compte les données d'émissions belges mais également des autres pays et d'autre part le modèle élaboré par la Cellule CELINE qui prend en compte les données d'immissions belges collectées dans le cadre des mesures de suivi de la qualité de l'air. L'analyse des résultats issus de ces deux modèles indique que le modèle EMEP simule plus de retombées que le modèle de la Cellule CELINE basé sur les mesures de la qualité de l'air. Etant donné que les données de terrain relatives au suivi des écosystèmes forestiers sont plus proches des estimations CELINE, ces dernières seraient donc à considérer comme plus proches de la réalité. Dès lors, les excès calculés à partir des données EMEP sont certainement surestimés. Toutefois, comme ce sont les données EMEP qui sont utilisées dans le cadre des négociations internationales comme base de comparaison entre pays, il y a lieu de les prendre en compte dans le cadre de ce travail.

L'analyse de ces données EMEP permet de tirer les informations pertinentes suivantes :

- la Belgique exporte :
 - 85% de ses émissions en soufre,
 - 96 % de ses émissions en azote oxydé (NOx),
 - 79% de ses émissions en azote réduit (NH₃)
- le Sud du pays, malgré qu'il émet nettement moins de S et N, est touché, en terme de retombée atmosphérique totale, proportionnellement plus que le Nord du pays.
- pour un effort similaire de réduction des émissions en S au Sud (52%) et au Nord (59%) du pays, entre 1990 et 2002, l'impact au niveau de la réduction des retombées est positif pour la Région wallonne (60%), et pour les Régions flamande et bruxelloise (61%).
- pour un effort de réduction des émissions en N au Sud de 21% et au Nord de 14%, entre 1990 et 2002, l'impact au niveau de la réduction des retombées est légèrement négatif pour la Région wallonne (16,5%), mais positif pour les Régions flamande et bruxelloise (18%).
- les retombées sur le territoire belge proviennent majoritairement des autres pays,
- pour une Tonne de S émise par la Wallonie, se dépose 0,70 Tonne de S sur le territoire wallon, dont 61% proviennent de l'extérieur.
- pour une Tonne de N émise par la Wallonie, se dépose 0,59 Tonne de N sur le territoire wallon, dont 49 % proviennent de l'extérieur.

Dès lors, si la Wallonie vise une amélioration de la qualité de l'air, son plan de réduction des émissions doit obligatoirement s'insérer dans le cadre d'une politique internationale.

C'est ainsi que la Wallonie, en s'inscrivant dans la politique internationale et en limitant ses émissions aux plafonds NEC définis par l'Europe (ou BAU = projections wallonnes) permettra, à l'horizon 2010, de protéger :

- 100 % (98,5%) de la surface forestière contre l'effet acidifiant de l'azote,
- 98,4 % (93%) de la surface forestière contre l'effet acidifiant du soufre,
- 42 % (29%) de la surface forestière contre l'effet eutrophisant de l'azote,
- 86 % (86%) de la surface de ses lacs de barrage contre l'effet acidifiant de l'azote,
- 72 % (72%) de la surface de ses lacs de barrage contre l'effet acidifiant du soufre,
- 57 % (42%) de la surface de ses lacs de barrage contre l'effet eutrophisant de l'azote,
- 100 % (100%) de la surface de sa végétation naturelle non forestière contre l'effet acidifiant de l'azote et du soufre,
- 3,4% (3,4%) seulement de la surface de sa végétation naturelle non forestière contre l'effet eutrophisant de l'azote.

Cette étude montre qu'au niveau de l'azote et du soufre en tant que composés acidifiants, la situation s'est positivement améliorée depuis 1990. Au niveau de l'azote en tant que composé eutrophisant, des efforts de réduction important devraient encore être réalisés dans un souci de protection de la biodiversité. Si la quantité en azote total (réduit + oxydé) est en nette diminution depuis 1990, par contre, au niveau de l'azote réduit (NH_3), malgré qu'il provient majoritairement de l'agriculture et que les émissions en NH_3 issues de ce secteur ont diminué de 4,5 % depuis 1990, elle ne permet pas de compenser l'augmentation importante issue des sources fixes (+36%) et du secteur des transports (+1400%).

Comme en fonction du modèle utilisé pour quantifier les retombées, des différences importantes apparaissent et que le modèle utilisé pour les négociations internationales de réduction des émissions est le modèle EMEP, il y aurait lieu de :

- faire calibrer ce modèle à l'aide des données mesurées sur le territoire wallon,
- de corriger la carte d'occupation du sol CORINE Land Cover 2000 utilisée par le modèle EMEP puisqu'elle surestime la surface forestière. Cette surestimation ayant un impact négatif direct sur la quantité totale estimée de retombées en N et S sur le territoire wallon.

De plus, comme les écosystèmes de végétation naturelle non forestière apparaissent comme très sensibles à l'azote eutrophisant, des données spécifiques wallonnes devraient être collectées afin de calculer les valeurs de charges critiques pour ces écosystèmes.

Dès lors, les résultats obtenus au cours de cette étude permettent :

- de cibler les écosystèmes sensibles, en particulier au niveau de l'azote eutrophisant,
 - d'estimer le rapport (coût et effort de réduction des émissions de polluants acidifiants)/bénéfice environnemental en terme de superficies protégées contre l'acidification),
 - d'aiguiller la politique de réduction des émissions en N et en S,
-
- de quantifier l'impact de ces efforts de réduction,
 - de construire les indicateurs environnementaux qui seront suivis et analysés dans les Rapports sur l'Etat de l'Environnement wallon (Tableaux de bords annuels et rapports analytiques quinquennaux),
 - de répondre aux besoins de rapportage dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance de la Commission Economique pour l'Europe de l'ONU

Dr. Ir. Vincent Vanderheyden
Directeur adjoint
SITEREM s.a.

LISTE DES PRINCIPALES ABREVIATIONS UTILISEES

AN	anions d'acides forts
BC	cations basiques (Ca, Mg, K, Na)
ANC _{le}	Acid Neutralizing Capacity = Σ (cations basiques) – Σ (anions d'acides forts) dans la solution du sol
ANC _{lim}	Acid Neutralizing Capacity limite
BC* _{dep}	dépôt de cations basiques corrigé des apports atmosphériques naturels (marins)
BC _{dep}	cations basiques provenant de la déposition atmosphérique
BC _i	cations basiques impliqués dans les processus d'échanges ioniques
BC _u	cations basiques assimilés par la biomasse à long terme
BC _w	cations basiques provenant de la dissolution chimique des minéraux de la matrice sol.
[BC*] ₀	concentration en cations basiques avant acidification
[BC*] _t	concentration actuelle en cations basiques corrigée des apports atmosphériques naturels
F = facteur F	rapport entre le changement de la concentration en cations basiques et le changement de la concentration en anions d'acides forts avant et après acidification
N _i	azote immobilisé dans le sol à long terme.
N _{leach}	azote lessivé (nitrates et ammonium)
N _{leach(acc)}	quantité d'azote lessivé acceptable
N _u	azote assimilé par la biomasse à long terme
N _{anthr}	azote issu des rejets anthropiques directs (agriculture, station d'épuration...)
Q	débit d'eau dans une rivière.
S* _{dep}	quantité de soufre déposée corrigée des apports atmosphériques naturels (marins)
N _{dep}	quantité d'azote déposée au sol d'origine atmosphérique.
[SO ₄ *] ₀	concentration en sulfates dans un lac avant acidification
[SO ₄ *] _t	concentration actuelle en sulfates dans un lac corrigée des apports atmosphériques naturels
K _{gibb}	constante d'équilibre de la dissolution de la Gibbsite (Al (OH) ₃).
ML	perte de masse d'un matériau (g/m ² /an) suite à l'altération
RH	humidité relative moyenne (%) de l'air
TOW	fraction du temps où RH est > 80% et la température positive.
CL(Ac)	charge critique en acidité
CL _{max} (N)	charge critique maximale en azote
CL _{max} (S)	charge critique maximale en soufre
CL _{min} (N)	charge critique minimale en azote
CL _{min} (S)	charge critique minimale en soufre
CL _{nut} (N)	charge critique en azote nutritif ou eutrophisant
EX	dépassement actuel de la charge/niveau critique

GLOSSAIRE.

Bassin versant : est une entité de surface connue, souvent de plusieurs hectares, établie sur un substrat géologique imperméable et englobant un écosystème terrestre.

Charge critique : c'est la quantité maximale de dépôt d'un ou plusieurs polluants, en dessous de laquelle aucun effet néfaste sur les différents récepteurs ne se manifeste, dans le cadre des connaissances actuelles.

Niveau critique : c'est la concentration maximale d'un ou de plusieurs polluants dans l'atmosphère en dessous de laquelle aucun effet néfaste sur les différents récepteurs ne se manifeste, dans le cadre des connaissances actuelles.

Pluiolessivats : eaux collectées sous le couvert d'une forêt. Ils sont constitués des eaux de ruissellement le long des troncs (Stemflow) et des eaux du feuillage (Throughfall).

Récepteur : c'est le type de cible considéré que ce soit un écosystème dans son ensemble ou une cible plus spécifique. Les récepteurs principaux sont les eaux de surface et souterraines, les populations végétales et humaines, les sols et les matériaux.

BIBLIOGRAPHIE

Principales références :

Bosman B., Carnol M. et Remacle J., 1997. Calcul des charges critiques pour les forêts en Région wallonne. Convention ULg-Région wallonne. *Université de Liège*.

Bosman B. et Carnol M., 2000. Calcul des charges critiques pour les forêts en Région wallonne. Convention ULg-Région wallonne. *Université de Liège*.

Brahy & Delvaux, 2000. Estimations des quantités d'ammonium et de bases cationiques mobilisées à partir de dix sols forestiers wallons, suite à des apports croissants d'acides. Vérification de la pertinence de l'utilisation du modèle gibbsitique pour prédire l'activité en Al^{3+} critique. Convention UCL-Région wallonne. *Université Catholique de Louvain*.

Demuth C., 1998. Acidité potentielle nette et niveaux critiques en Wallonie. *Cellule Interrégionale de l'Environnement*, Bruxelles. pp.21.

Eloy S. et Halleux I., 1998. Etablissement des niveaux et charges critiques en polluants acidifiants en Région wallonne. Convention ISSEP-Région wallonne. *Institut Scientifique de Service public*, Liège.

Eloy S. et Halleux I., 2000. Etablissement des niveaux et charges critiques en polluants acidifiants en Région wallonne. Convention ISSEP-Région wallonne. *Institut Scientifique de Service public*, Liège.

EMEP MSC-W, (Status report 1997). Transboundary Air Pollution in Europe (part 2).

EMEP MSC-W, (Status report 2000). Analysis of UNECE/EMEP emission data. Vestreng V. & Storen

EMEP MSC-W, (Inventory Review 2004). Emission Data reported to CLRTAP and under the NEC directive. Vestreng V., Adams M. & Goodwin J..

EMEP MSC-W data note 1/2004 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Belgium. Klein H., Wind P., van Loon M., Meteorologisk Institutt

EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Belgium. Klein H., Wind P., van Loon M., Meteorologisk Institutt

EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Luxembourg. Klein H., Wind P., van Loon M., Meteorologisk Institutt

EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Germany. Klein H., Wind P., van Loon M., Meteorologisk Institutt

EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. The Netherlands. Klein H., Wind P., van Loon M., Meteorologisk Institutt

EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. The United Kingdom. Klein H., Wind P., van Loon M., Meteorologisk Institutt

EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. France. Klein H., Wind P., van Loon M., Meteorologisk Institutt

EMEP MSC-W data note 1/2005 : Transboundary air pollution by main pollutants (S, N, O₃) and PM. Poland. Klein H., Wind P., van Loon M., Meteorologisk Institutt

ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON, Tableau de bord de l'environnement wallon 2005. Edité par le Ministère de la Région wallonne (Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement).

Goffin M., Ducarne F. et Delvaux, 2004. Evaluation du taux de libération en Cd, Pb, Ni, Zn et Cr lors de l'altération du sol et de la minéralisation de la litière fraîche dans dix écosystèmes forestiers en Région wallonne. Convention UCL – Région wallonne. *Université Catholique de Louvain*. Louvain-la-Neuve.

Hettelingh J.-P., Posch M., et Slootweg J. 2004. Critical loads and dynamic modelling results. CCE Status report 2004, *RIVM Report n° 259101014*, The Netherlands. pp.134.

Hettelingh J.-P., Posch M., et Slootweg J. 2003. Manual for dynamic modelling of soil response to atmospheric deposition. CCE Status report 2003, *RIVM Report n° 259101012*, The Netherlands. pp.134.

Laitat E., 1997. Long Range Transport of Atmospheric Pollutants. Convention FUSAGx-Région wallonne. *Faculté des Sciences agronomiques de Gembloux*. pp.24.

Meykens J. & Vereecken H., 2001. Ontwikkeling en integratie van gevoeligheidskaarten voor verzuring en vermeting van ecosystemen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA.

Jonard et Giot P., 2000. Calcul des niveaux et charges critiques des polluants acidifiants et l'ozone pour les forêts en Région wallonne. Convention UCL-Région wallonne, *Université Catholique de Louvain*. Louvain-la-Neuve.

Rapport de Economic Commission for Europe « Clearing the air » (2004)

Thierron V. et Giot P., 1997. Convention entre la Région wallonne et l'Université Catholique de Louvain pour le calcul des niveaux et charges critiques des polluants acidifiants et l'ozone pour les forêts en Région wallonne. *Université Catholique de Louvain*. Louvain-la-Neuve. pp.6

Thome J.P., Marneffe Y., Everbecq E., 1998. Calcul des niveaux et charges critiques des polluants acidifiants pour les eaux de surface en Région wallonne. Ecosystèmes aquatiques : réservoirs de barrage et lacs. Convention ULg-Région wallonne. *Centre Environnement, Université de Liège*. pp.39.

Thome J.P., Marneffe Y., Masset F., Everbecq E., Smits J., 2000. Calcul des niveaux et charges critiques des polluants acidifiants pour les eaux de surface en Région wallonne. Ecosystèmes aquatiques : réservoirs de barrage et lacs. Convention ULg-Région wallonne. *Centre Environnement, Université de Liège*.

UBA : Manual on Methodologies and Criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. Status report 1996. Publié par le Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt) et préparé par 'the Task Force on Mapping' avec l'assistance technique du Coordination Center for Effects (CCE).

UBA : Manual on Methodologies and Criteria for modelling and mapping critical loads/levels and air pollution effects, risks and trends. Mapping Manuel 2004. Publié par le Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt).

Vanderheyden V., Kreit et Halen H., 1998. Estimation des niveaux/charges critiques et actuels de polluants acidifiants en Wallonie. Synthèse des travaux menés par Ulg, UCL, FUSAGx, ULB, ISSEP, CELINE, SITEREM. Convention Siterem-Région wallonne. *SITEREM S.A.*, Louvain-la-Neuve.

Vanderheyden V., Kreit J-F et Halen H., 1998. Actual ozone level and critical/actual loads of sulphur, nitrogen and acidity in Belgium (Wallone). Methodology and main results. Convention Siterem-Région wallonne. *SITEREM S.A.*, Louvain-la-Neuve. pp.26.

Vanderheyden V., Kreit J.F. et Halen H., 1997. Définition d'une méthodologie de travail pour l'établissement des niveaux et charges critiques des polluants acidifiants en Wallonie. Convention Siterem-Région Wallonne (DGRNE). *SITEREM S.A.* pp.68.

Vanderheyden V. et Kreit J-F, 2000. Estimation des charges critiques des excès en polluants acidifiants pour les écosystèmes forestiers et aquatiques wallons. Synthèse des travaux menés par CELINE, ISSEP, Ulg, UCL, SITEREM. Convention Siterem-Région wallonne. *SITEREM S.A.*, Louvain-la-Neuve.

Autres références :

ADEME. Critical loads in France: data and references. 38p.

Augusto, L. 1999. Etude de l'impact de quelques essences forestières sur le fonctionnement biogéochimique et la végétation de sols acides. Thèse présentée à l'Université Henri Poincaré, Nancy-I pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences de la Terre. 90 pp

Allott TEH, PNE Golding, R Harriman, 1995. A palaeolimnological assessment of the impact of acid deposition on surface waters in north-west Scotland, a region of high sea-salt inputs. *Water Air and Soil Pollution*, Vol 85, Iss 4, pp 2425-2430

Ambros P. (1969). La biomasse aérienne de la strate arborescente. *Bulletin de la société royale de Botanique de Belgique*, Tome 102, p325.

Battarbee R.W., Allott TEH, Juggins S., Kreiser, Curtis, Harriman, 1996. Critical loads of acidity to surface water : an empirical diatom-based palaeolimnological model, *Ambio*, Vol25, Iss 5, p. 366-369.

Bobbink R., Boxman D., Fremstad E., Heil G. Houdijk A. et Roelofs J., 1992. Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna. In Grennfelt P. et Thörmelöf E. (Eds.) Critical Loads for Nitrogen - a workshop report. Nord 1992 : 41, 111-53.

R Bobbink, JGM Roelofs, 1995. Nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: The empirical approach. *Water Air and Soil Pollution*, Vol 85, Iss 4, pp 2413-2418

Brahy, V., Deckers, J. & Delvaux, B. 2000a. Estimation of soil weathering stage and Acid Neutralising Capacity in a loess-derived toposequence *Luvisol-Cambisol* under broad-leaved forest. *European Journal of Soil Science*, *Sous presse*.

Brahy, V., Titeux, H., Iserentant, A. & Delvaux, B. 2000b. Surface podzolisation in a toposequence *Luvisol-Cambisol* under broad-leaved forest in the belgian loess belt. *European Journal of Soil Science*, *Sous presse*.

Buldgen P., 1984. Etude écosystémique de deux bassins versants boisés en haute Ardenne . Thèse de Doctorat, *Université de Liège*.

BULL K.R. Development of the critical loads concept and the UN-ECE mapping programme. pp 8- 10.

Carnol M., 1997. Nitrogen deposition and nitrification in coniferous forests. Thèse de doctorat, *Université de Liège*, octobre 1997.

Carnol M., Ineson P., Anderson J.M., Beese F., Berg M.P., Bolger T., Coûteaux M.-M., Cudlin P., Dolan S., Raubuch M. and Verhoef H.A., 1997. The effects of ammonium sulphate deposition and root sinks on soil solution chemistry in coniferous forest soils. *Biogeochemistry* 38 : 255-280

CITEPA, 1997. L'acidification est-elle encore un problème majeur de pollution atmosphérique ? Citepa, Journée d'études du 9/12/97 à Paris.

Craenen H., Van Ranst E., Groenemans R., Tack F., et Verloo M., 1996. Berekening en karteing van de kritische lasten voor Vlaanderen. *Vlaamse Milieumaatschappij*. Belgique.

CURTIS C.J., ALLOTT T.E.H., BATTARBEE R.W. & HARRIMAN R., 1995. Validation of the UK critical loads for freshwaters: site selection and sensitivity. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 85, pp 2467-2472.

Dalhem S. (1997). Conséquences de la gestion forestière (amendement et coupe à blanc) sur le fonctionnement de l'écosystème. Mémoire de fin d'études, *Univeristé de Liège*, Département de Botanique. Belgique

David M., 1998. Handbook of applied advanced geostatistical ore reserve estimation. *Developments in Geomathematics*, 6. Elsevier, Amsterdam, pp.216.

Delvaux B. Dufey J.E., Vielvoy L. and Herbillon A.J., 1989. Potassium exchange behavior in a weathering sequence of volcanic Ash soils. *Soil Science Society of America Journal*. p.1679.

De Visser, P.H.B.: 1992, 'The relations between chemical composition of oak tree rings, leaf, bark and soil slution in a partly mixed stand', *Can.J.For.Res.* **22**, 1824-1831.

Delecour, F.: 1978, 'Facteurs édaphiques et productivité forestière', *Pédologie* **28**, 271-284.

DE VRIES W., BAKKER D.J. & SVERDRUP H.U., 1998. Manual for calculating critical loads of heavy metals for aquatic ecosystems: guidelines for critical limits, calculation methods and input data. 91 p.

de Vries W., Posch M., Reinds G.J. and Kämäri, 1991. Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Report 46. *DLO The Winand Staring Center*, Wageningen, The Netherlands.

de Vries W., Posch M., Reinds G.J. and Kämäri, 1992. Critical loads and their exceedance on forest soils in Europe. Report 58. *The Winand Staring Center*, Wageningen, The Netherlands.

DOWNING C.E.H., VINCENT K.J., CAMPBELL G.W., FOWLER D. & SMITH R.I., 1995. Trends in wet and dry deposition of sulphur in the United Kingdom. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 85, pp 659-664.

Draaijers, G. P. J., Van Leeuwen, E. P., De Jong, P. G. H. and Erisman, J. W., 1997. Modeling base cation deposition in Europe. Part I: Model description, results and uncertainties. *Atmospheric Environment*. **30**, 4139-4157.

Dumont, G. (1995) Acidification in Belgium. Potential acidifying deposition by air pollutants. Draft Report CEL/95/09, *IRCEL-CELINE*, Belgium.

Dumont, G., Demuth, Cl. et Beyloos, J., 1995. Surcharge en ozone pendant l'été 1995 en Belgique. *CELINE-IRCEL*, Belgique.

Duvigneaud P., Denaeyer-de Smet S., Ambroes P. et Timperman J., 1969. Aperçu préliminaire sur les biomasses, la productivité et le cycle des éléments biogènes. Bulletin de la *Société Royale de Botanique de Belgique*, Tome 102, p.317

Duvigneaud P., Kestemont et P. Ambroes, 1969. Productivité primaire des forêts tempérées d'essences feuillues caducifoliées en Europe occidentale. Unesco. 1971, Productivité des écosystèmes forestiers, Actes du Colloque de Bruxelles, 1969 (écologie et conservation). p. 259-270.

De Vries W., Posch M., Reinds G.J. et Kämäri J., 1992. Critical loads and their exceedance on forests soils in Europe. *WERI*, Report 58, The Netherlands.

ECOTEC, 1995. An Economic Assesment of the Effects of Air Pollution on Modern and Historic Buildings, *A Report to Department of Environment*, Birmingham.

Emmett BA, B Reynolds, 1996. Nitrogen critical loads for spruce plantations in Wales: Is there too much nitrogen ?. *Forestry*, Vol 69, Iss 3, pp 205-214

Erismann, J.W., de Leeuw F.A.A.M. and Aalst, R.M.van., 1989. Deposition of the most acidifying components in the Netherlands during the period 1980-1986. *Atmospheric Environment*. **26**, 1051-1062.

Etat de l'environnement wallon, 1989. L'agression du sol forestier par la pluie. *Centre de Recherches forestières de la Fagne et Université Catholique de Louvain*. pp.44.

Etat de l'environnement wallon, 1995. 3. Forêts et sylviculture. *Ministère de la Région wallonne. DGRNE*.

ExternE, 1995. Externalities of Energy, European Commission Directorate-General XII Science, Research and Development. Vol.2, *Methodology*, pp.301-350.

C. Février 1996, Charges critiques d'acidité pour les eaux de surface dans le massif des Ardennes. *DEA Physique et chimie de la Terre*, ULP STRASBOURG, 38 pp.

Fober, H.: 1977, 'Concentration of mineral elements in Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst wood', *Arboretum Körnickie Rocznik XXII* 213-217.

FOCHT D.D. & VERSTRAETE W., 1977. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. *Adv. Ecol.*, Vol. 1, pp 135-314.

Forsius, M., Alveteg, M., Jenkins, A., Johansson, M., Kleemola, S., Lukewille, A., Posch, M., Sverdrup, H. and Walse, C.: 1998, 'MAGIC, SAFE and SMART model applications at integrated monitoring sites: Effects of emission reduction scenarios', *Water.Air.Soil Pollut.* **105**, 21-30.

Glineur, S.: 1998, 'Etude dendroécologique et dendrochimique du chêne pédonculé (*Quercus robur* L.) dans un peuplement forestier d'Ardenne méridionale', *Mémoire de Licence*, Université Libre de Bruxelles, 116 pp.

Gregoire, T.G., Valentine, H.T. and Furnival, G.: 1987, 'Sampling methods for estimating stem volume and volume increment', *For.Ecol.Manage.* **21**, 311-323.

GRENNFELT P. & HULTBERG H., 1986. Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 30, pp 945-963.

Grömping, A.H.J., Ostapczuk, P. and Emons, H.: 1997, 'Wet deposition in Germany: long-term trends and the contribution of heavy metals', *Chemosphere* **34**, 2227-2236.

Gruber, W., Meerts, P. and Herbauts, J. : 1996, 'Intercalibration sur bois de hêtre. Résultats analytiques', Laboratoire de Génétique et d'Ecologie Végétale, Université Libre de Bruxelles, 30 pp.

GUNDERSEN P., 1995. Nitrogen deposition and leaching in European forests – Preliminary results from a data compilation. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 85, pp 1179-1184.

HALL J., BULL K., BRADLEY I., CURTIS C., FREER-SMITH P., HORNUNG M., HOWARD D., LANGAN S., LOVELAND P., REYNOLDS B., WARR T., 1998. Status of UK critical loads and exceedances, January 1998; part 1 – Critical loads and critical loads maps (<http://www.nmw.ac.UK/ite/Monk/critical-loads/>)

Halleux I., Jeanfils J., Deswaef R. et Hubert P., 1989. The role of geostatistics in a control and prevention scheme of atmospheric pollution due to mining and industrial related activities. Proc. 28th Int. Geol. Congress, GIS Session,

Washington DC, Vol. 2, p13.

Hambuckers A. and Remacle J., 1989 A six-year nutrient balance in a coniferous watershed receiving acidic rain inputs. In: Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems, A.F.Harrison, P.Ineson, O.W.Heal eds, *Elsevier Applied Sc.*, 130-138

Hambuckers A., 1993. Etude de l'évolution au cours d'une décennie des transferts d'éléments minéraux dans un écosystème forestier. Thèse de Doctorat, *Université de Liège*.

Hambuckers A. and Remacle J., 1993. The ecosystemic analysis of small forested catchments as a tool for global change assessment? In: Biological Indicators of Global change,

HARRIMAN R. & CHRISTIE A.E.G. Evaluation of the steady-state water chemistry method for surface waters. pp 103-108.

A Henriksen, 1995. Critical loads of acidity to surface waters - How important is the F-factor in the SSWC-model? *Water Air and Soil Pollution*, Vol 85, Iss 4, pp 2437-2441

GJ Heij, JW Erisman, eds, 1997. Acid Atmospheric Deposition and its effects on terrestrial ecosystems in the Netherlands. The Third and Final phase (1991-995). Elsevier, *Studies in Environmental Science*, 69, 705 pp.

A Henriksen, M Posch, H Hultberg, L Lien, 1995. Critical loads of acidity for surface waters - Can the ANC(limit) be considered variable ?. *Water Air and Soil Pollution*, Vol 85, Iss 4, pp 2419-2424

Herbillon, A.J. 1986. Chemical estimation of weatherable minerals present in the diagnostic horizons of low activity clay soils. In: *Proceedings of the 8th International Soil Classification Workshop: Classification, Characterization and Utilization of Oxisols. Part I.* (eds Beinroth. ...), pp. 39-48. EMBRAPA, Rio de Janeiro.

Hornung, M., Bull, K.R., Cresser, M., Hall, J., Langan, S., Loveland, P. and Smith, C.: 1995, 'An empirical map of critical loads of acidity for soils in Great Britain', *Environ.Pollut.* **90**, 301-310.

Hornung, M. and Skeffington, R.A.: 1993, 'Critical loads: Concepts and applications', ITE Symposium 28, HMSO, London, 134 pp.

IRM (Institut Royal Météorologique de Belgique), 1995. Observations climatiques, Partie I. Bruxelles, Belgique.

JENKINS A. & SHAW C. Comparison of empirical and dynamic model approaches for surface waters. pp 109-114.

Karanthis A.D., Adams F. and Hajek B.F., 1983. Stability relationships in kaolinite, gibbsite and Al-Hydroxy interlayered vermiculite soil systems. *Soil Science Society of America Journal.* 47, p.1247-1251

Kärenlampi, L. and Skärby, L. (eds.) (1996) Critical levels for ozone in Europe: testing and finalising the concepts. UN-ECE Workshop Report. University of Kuopio, Department of Ecology and Environmental Science.

M Kernan, 1995. The use of catchment attributes to predict surface water critical loads : A preliminary analysis. *Water Air and Soil Pollution*, Vol 85, Iss 4, pp 2479-2484

Landis, M.S., Keeler, G.J.: 1997, 'Critical evaluation of a modified automatic wet-only collector for mercury and trace element determinations', *Environ. Sci. Technol.* **31**, 2610-2615.

Laurent, C. : 1997, 'La gestion durable de la forêt en Wallonie'. Ministère de la Région Wallonne, Direction générale des Ressources naturelles et de l'Environnement, Jambes, Belgium, 56 pp.

Lee, Y.H., Bishop, K.H., Munthe, J., Iverfeldt, A., Verta, A., Parkman, H. and Hultberg, H.: 1998, 'An examination of current Hg deposition and export in Fenno-Scandinavian catchments', *Biogeochemistry* **40**, 125-135.

Le Goaster, S., Dambrine, E. and Ranger, J.: 1991, 'Croissance et nutrition minérale d'un peuplement d'épicéa sur sol pauvre. I-Evolution de la biomasse et dynamique d'incorporation d'éléments minéraux', *Acta Oecol.* **12**, 771-789.

Levy, G., Brechet, C. and Becker, M.: 1996, 'Element analysis of tree rings in pedunculate oak heartwood: An indicator of historical trends in the soil chemistry, related to atmospheric deposition', *Ann.Sci.Forest.* **53**, 685-696.

Lecomte H. et Rondeux J., 1994. Inventaire forestier régional wallon : Brève présentation méthodologique. *Silva Belgica*, 101, n°6/1994.

Likens G.E. et Borman F.H., 1995. Biogeochemistry of a Forested ecosystem. *Springer-Verlag*, New York, NY. 159pp.

LOGIE J.W., BRYANT D.M., HOWELL D.L. & VICKERY J.A., 1996. Biological significance of UK critical load exceedance estimates for flowing waters: assessments of dipper *Cinclus cinclus* populations in Scotland. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 33, pp 1065-1076.

KP Macphee, SJ Langan, MF Billet, 1995. Critical loads for soils and waters in a selected Scottish catchment. *Water Air and Soil Pollution*, Vol 85, Iss 4, pp 2473-2478

Masuy, A.: 1999, 'Dosage des éléments minéraux contenus dans les chênes de Haute Ardenne', *Travail de fin d'études*, Rennequin Sualem, Liège, 46 pp.

Matzner, E., Pijpers, M., Holland, W. & Manderscheid, B. 1998. Aluminium in soil solutions of forest soils : influence of water flow and soil aluminium pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **62** : 445-454.

Moiseenko, 1995. Critical loads of SO₄ for surface waters in the Kola region of Russia. *Water Air and Soil Pollution*, Vol 85, Iss 2, pp 469-473

MORLING G. & BIRGER PELJER, 1990. Acidification and zooplankton development in some West-Swedish lakes 1966-1983. *Limnologica*, Vol. 20, pp 207-318.

R Mosello, BM Wathne, L Lien, HJB Birks, 1995. AL:PE projects: Water chemistry and critical loads. *Water Air and Soil Pollution*, Vol 85, Iss 2, pp 493-498

Nilsson J. et Grennfelt P. (Eds). 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Nordic Council of Ministers 15, Copenhagen.

Nizinski, J. and Saugier, B.: 1988, 'Mesures et modélisation de l'interception nette dans une futaie de chênes', *Acta Oecol.* **9**, 311-329.

NODVIN S.C., VAN MIEGROET H., LINDBERG S.E., NICHOLAS N.S. & JOHNSON D.W., 1995. Acidic deposition, ecosystem processes, and nitrogen saturation in a high elevation Southern Appalachian Watershed. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 85, pp 1647-1652.

Nys, C., Ranger, D. and Ranger, J.: 1983, 'Etude comparative de deux écosystèmes forestiers feuillus et résineux des Ardennes primaires françaises. III-Minéralomasse et cycle biologique', *Ann.Sci.Forest.* **40**, 41-66.

ORMEROD S.J. Assessing critical levels of acid neutralising capacity (ANC) for stream organisms using empirical data. pp 115-118.

JP Party, A Probst, E Dambrine, AL Thomas, 1995. Critical loads of acidity to surface waters in the Vosges massif (North-East of France). *Water Air and Soil Pollution*, 1995, Vol 85, Iss 4, pp 2407-2412

Poissant, L. and Pilote, M.: 1998, 'Mercury concentrations in single event precipitation in southern Québec', *The science of the total environment* **213**, 65-72.

Posch M., Hettelingh J.-P., de Smet P.A.M. et Downing R.J. 1997. Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. Status report 1997, coordination center for effects, *RIVM Report n° 259101007*, The Netherlands. pp.163.

Ranger, J., Cuirin, G., Bouchon, J., Colin, M., Gelhaye, D. and Mohamed Ahmed, D.: 1992, 'Biomasse et

minéralomasse d'une plantation d'épicéa commun (*Picea abies* Karst) de forte production dans les Vosges (France)', *Ann.Sci.Forest.* **49**, 651-668.

Ranger, J. & Nys, C. 1994. The effect of spruce (*Picea abies* Karst.) on soil development: an analytical and experimental approach. *European Journal of Soil Science*, **45**: 193-204.

Ranger, J., Colin-Belgrand, M. & Nys, C. 1995. Le cycle biogéochimique des éléments majeurs dans les écosystèmes forestiers. Importance dans le fonctionnement des sols. *Etude et Gestion des Sols.* **2(2)** : 119-134.

RIVM, 1995. Calculation and mapping of critical thresholds in Europe. Status report 1995 - *Coordination center for effects*, 198 pp.

Rodda J.C., Smith S.W. et Strangeways I.C., 1985. On more realistic measurements of rainfall and their impact on assessing acid deposition. In: Correction of precipitation measurements. *Züricher Geographische Schriften* n°23: 245.

Sander, C., Eckstein, D., Kyncl, J. and Dobry, J.: 1995, 'The growth of spruce (*Picea abies* (L) Karst) in the Krkonose- (Giant) Mountains as indicated by ring width and wood density', *Ann.Sci.Forest.* **52**, 401-410.

SAS Institute Inc. : 1989, *SAS/STAT User's Guide, Version 6, Volume 1 and 2*. SAS Institute Inc, Cary, NC, 943 pp.

J.J.Simoens, J.Rammeloo, P.Devos, Ch.Verstraeten eds, *Royal Academy of Overseas Sciences*, Brussels, 129-138

SIMON H.M.A., COULING S., COWELL D. & WARREN R.F., 1995. Reducing the contribution of ammonia to nitrogen deposition across Europe. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 85, pp 2891-1896.

SKEFFINGTON R.A. Problems with the critical loads approach: a view from industry. Pp 11-18.

SOULSBY C., TURNBULL D., HIRST D., LANGAN S.J. & OWEN R., 1997. Reversibility of stream acidification in the Cairngorm region of Scotland. *Journal of Hydrology*, Vol. 195, pp 291-311.

SUTTON M.A. & FOWLER D. Estimating the relative contribution of Sox, Noy and NHx inputs to effects of atmospheric deposition. Pp 119-126.

TJ Sullivan, BJ Cosby, CT Driscoll, DF Charles, HF Hemond, 1996. Influence of organic acids on model projections of lake acidification. *Water Air and Soil Pollution*, Vol 91, Iss 3-4, pp 271-282

Sverdrup, H. and De Vries, W.: 1994, 'Calculating critical loads for acidity with the simple mass balance equation', *Water Air Soil Pollut.* **72**, 143-162.

SVERDRUP H., WARFVINGE P. & JÖHNSON C. Critical loads of acidity for forest soils, groundwater and first-order streams in Sweden. Pp 54-67.

DJ Tervet, DA Rendall, AB Stephen, 1995. Critical loads - A valuable catchment management tool ?. *Water Air and Soil Pollution*, Vol 85, Iss 4, pp 2485-2490

Thiébaux, H.J. and Pedder, M.A., 1987. Spatial objective analysis with applications in atmospheric science. *Academic Press*. London.

Ulrich, B. 1983. Stabilität von Waldökosystemen unter dem Einflub des 'Sauren Regens'. *Allg. Fortzeitschrift*, **26/27** : 670-677.

Van Grinsven, J.J.M, Van Breemen, N. & Mulder, J. 1987. Impacts of atmospheric deposition on woodland soils in the Netherlands: I. Calculation of hydrologic and chemical budgets. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **51** : 1629-1634.

Vangrinsven, J.J.M. & Vanriemsdijk, W.H. (1992). Evaluation of batch and column techniques to measure weathering rates in soils. *Geoderma*, **52** : 41-57.

van Loon, J.C.: 1985, *Selected Methods of Trace Metal Analysis: Biological and Environmental Samples*, Wiley, New York, 357 pp.

Weast, R C., 1975. Handbook of Chemistry and Physics, 56th ed. *CRC press*, Cleveland, Ohio.

Weissen, F., Hambuckers, A., Van Praag, H.J. and Remacle, J.: 1990, 'A decennial control of N-cycle in the Belgian Ardenne forest ecosystems', *Plant Soil* **128**, 59-66.

CC White, MS Cresser, SJ Langan, 1996. The importance of marine-derived base cations and sulphur in estimating critical loads in Scotland. *Science of the Total Environment*, Vol 177, pp 225-236

RL Wilby, 1995. Critical loads' sensitivity to climate change. *Environmental Conservation*, Vol 22, Iss 4, pp 363-365

Zhang L., Moran M.D., Makar P.A., Brook, J.R. & Gong S., (2002) Modelling gaseous dry deposition in AURAMS : a unified regional air-quality modelling system. *Atmospheric Environment* 36 pp. 537-560.

