



INSTITUT NATIONAL DE L'ENVIRONNEMENT INDUSTRIEL ET DES RISQUES

# **L'IIASA et la modélisation intégrée de la pollution atmosphérique transfrontière Bilan et évaluation**

Rapport final

Ministère de l'écologie et du développement durable

*S. SOLEILLE, J.-M. BRIGNON, R. FARRET, G. LANDRIEU, A.-C.  
LE GALL, L. ROUÏL*

*MECO (Modélisation et analyse économique pour la gestion des risques)  
DRC (Direction des risques chroniques)*

16 septembre 2003

# L'IIASA et la modélisation intégrée de la pollution atmosphérique transfrontière Bilan et évaluation

Rapport final

Ministère de l'écologie et du développement durable

16 septembre 2003

S. SOLEILLE, J.-M. BRIGNON, R. FARRET, G. LANDRIEU,  
A.-C. LE GALL, L. ROUÏL

Ce document comporte 66 pages (hors couverture).

	<b>Rédaction</b>	<b>Vérification</b>	<b>Approbation</b>
<b>NOM</b>	Sébastien SOLEILLE	Michel NOMINÉ	Jean-Marc BRIGNON
<b>Qualité</b>	Ingénieur de la DRC	Délégué scientifique DRC	Ingénieur de la DRC
<b>Visa</b>			

## TABLE DES MATIERES

---

<b>TABLE DES MATIERES .....</b>	<b>2</b>
<b>RÉSUMÉ .....</b>	<b>4</b>
<b>GLOSSAIRE.....</b>	<b>6</b>
<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>7</b>
<b>1. L’IIASA ET LE MODÈLE RAINS : BILAN DES TRAVAUX RÉALISÉS .....</b>	<b>7</b>
1.1 Éléments de contexte .....	7
1.2 Le modèle RAINS actuel .....	9
1.3 Historique du modèle .....	16
<b>2. ÉVALUATION ET DISCUSSION .....</b>	<b>17</b>
2.1 Les données d’entrée.....	17
2.2 Le fonctionnement du mode scénario et les incertitudes .....	20
2.3 Les indicateurs .....	23
2.4 Le module d’optimisation .....	27
2.5 La définition des objectifs environnementaux .....	30
<b>3. DEVELOPPEMENTS EN COURS.....</b>	<b>41</b>
3.1 Prise en compte de l’effet sanitaire des particules .....	41
3.2 Modélisation dans un cadre dynamique pour les charges critiques .....	43
3.3 Prise en compte du changement climatique .....	43
3.4 Autres développements .....	47
3.5 Conclusion et propositions.....	49
<b>CONCLUSION .....</b>	<b>49</b>
Bilan .....	49
Propositions .....	50
<b>RÉFÉRENCES .....</b>	<b>51</b>
<b>LISTE DES ANNEXES .....</b>	<b>54</b>
<b>ANNEXE A. LE CONTRAT AVEC LA COMMISSION EUROPÉENNE (CAFE).....</b>	<b>55</b>
A.1 Appel d’offre de la Commission.....	55
A.2 Réponse de l’IIASA.....	55

<b>ANNEXE B. QUELQUES ÉTUDES SUR LES INCERTITUDES DES ÉMISSIONS.....</b>	<b>57</b>
<b>ANNEXE C. QUELQUES JEUX DE CONTRAINTES ENVIRONNEMENTALES ALTERNATIFS.....</b>	<b>59</b>
C.1 Contraintes globales.....	59
C.2 Mesures de réduction des émissions de coût croissant.....	60
C.3 Réduction des émissions par habitant.....	60
C.4 Conclusion.....	60
<b>ANNEXE D. SCHÉMA DE FONCTIONNEMENT COMPLET DU MODÈLE RAINS DÉBUT 2003.....</b>	<b>62</b>
<b>ANNEXE E. LES POLLUANTS PRIS EN COMPTE ET LEURS EFFETS.....</b>	<b>63</b>
E.1 Acidification.....	63
E.2 Eutrophisation.....	63
E.3 Ozone troposphérique.....	64

## RESUME

---

Le modèle RAINS est un modèle d'évaluation intégrée multi-polluants multi-effets, développé par l'IIASA, qui étudie en Europe (de l'Atlantique à l'Oural) :

- les émissions de quatre polluants atmosphériques (oxydes d'azote et de soufre, ammoniac et composés organiques volatils non méthaniques) et les coûts nécessaires pour les réduire ;
- la dispersion de ces polluants et leurs effets (formation d'ozone troposphérique, acidification et eutrophisation).

Pour quantifier les effets acidifiants et eutrophisants, les dépôts sont comparés avec les **charges critiques** qui représentent les niveaux de dépôts à long terme maximaux qui peuvent être tolérés par les écosystèmes sans dommage. Pour quantifier l'impact de l'ozone sur la végétation et la population, les excès de concentration d'ozone par rapport à des seuils sont considérés (principe de l'**AOT40** et de l'**AOT60**).

Ce modèle peut fonctionner selon deux modes :

- En **mode scénario** il part de **scénarios d'activité** (énergie, agriculture, transports...), passés ou prospectifs, et en déduit les émissions et leurs effets. Il peut également évaluer les coûts et les effets de stratégies de réduction des émissions.
- En **mode optimisation**, il part de **jeux de contraintes environnementales**<sup>1</sup> et en déduit des **stratégies de contrôle des émissions**, i.e. des niveaux d'émission par pays qui permettent de satisfaire aux jeux de contraintes environnementales. Il fournit, pour chaque stratégie 'optimale', son coût et ses effets sur l'environnement.

Les contraintes environnementales utilisées actuellement ont pour objectif principal de réduire d'un pourcentage minimal partout en Europe l'écart entre la situation en 1990 et l'objectif environnemental de long terme ('**gap closure**'). Le module d'optimisation cherche à atteindre cet objectif à moindre coût.

Développé initialement pour traiter un problème mono-polluant mono-effet (le SO<sub>2</sub> et l'acidification), le modèle RAINS s'est complexifié progressivement par ajouts successifs sans remise en cause globale. Les contraintes environnementales sont le produit de quatre types de facteurs hétérogènes : des objectifs environnementaux, des contraintes d'équité, des objectifs de minimisation de coûts et des problèmes de solvabilité mathématique. De nombreux artefacts mathématiques peuvent déterminer en grande partie les résultats de l'optimisation mais ne sont pas explicités et rendent ainsi le processus opaque.

Des développements importants sont en cours : prise en compte de charges critiques dynamiques, inclusion de nouveaux polluants et de nouveaux effets (particules et leurs effets sanitaires, gaz à effet de serre et changement climatique), prise en compte de mesures structurelles, etc.

---

<sup>1</sup> Ces jeux de contraintes environnementales sont appelés par l'IIASA des '**scénarios**'. Nous ne reprenons pas ici cette terminologie pour faire la distinction avec les scénarios d'activités.

Le modèle RAINS souffre de nombreux défauts et incertitudes. Généralement sous-estimés par l'IIASA, ils sont sans doute en grande partie inévitables vu la complexité du problème traité et n'empêchent pas le modèle de fournir des résultats instructifs et utiles.

RAINS et son module d'optimisation bénéficient d'un éventail très large d'utilisations potentielles. Ils sont malheureusement actuellement utilisés de façon restrictive et pâtissent de la définition trop complexe des contraintes environnementales. En effet celle-ci résulte de l'accumulation d'éléments hétéroclites et conduit à un fonctionnement opaque et à des résultats dont la correspondance avec la réalité physique n'est pas véritablement vérifiable. La définition de contraintes environnementales plus simples et variées permettrait de fournir des résultats plus transparents et sans doute, dans bien des cas, plus pertinents.

## GLOSSAIRE

---

AOT40 :	Accumulated concentration of ozone over a threshold of 40 ppb
AOT60 :	Accumulated concentration of ozone over a threshold of 60 ppb
CAFE :	Clean Air For Europe
CCE :	Coordination Center for Effects
CIAM :	Centre for Integrated Assessment Modelling
CITEPA :	Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique
CLRTAP :	Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution
COV(NM) :	Composés organiques volatils (non méthaniques)
EGTEI :	Expert Group on Techno-Economic Issues
EMEP :	Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-Range Transmission of Air pollutants in Europe
IFARE :	Institut franco-allemand de recherche sur l'environnement
IIASA :	International Institute for Applied Systems Analysis
NEC :	National emission ceilings
OMS :	Organisation mondiale de la santé
RAINS :	Regional Air Pollution INformation and Simulation
RIVM :	Institut national (néerlandais) pour la santé publique et la protection de l'environnement
TAP :	Transboundary Air Pollution
TFIAM :	Task force on integrated assessment modelling
UN ECE :	United Nations Economic Commission for Europe
WGE :	Working group on effects

## INTRODUCTION

---

---

Le modèle RAINS (Regional Air Pollution INformation and Simulation) est un modèle d'évaluation intégrée multi-polluants multi-effets qui s'intéresse aux questions de transport à longue distance de la pollution atmosphérique en Europe (de l'Atlantique à l'Oural) et, plus précisément, aux émissions d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), de dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), de composés organiques volatils non méthaniques (COV) et d'ammoniac (NH<sub>3</sub>) et à leurs effets sur l'acidification, l'eutrophisation et la formation d'ozone troposphérique.

Développé par l'IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis), organisation non gouvernementale de recherche située à Laxenburg (Autriche), ce modèle a servi plusieurs fois depuis le début des années 1990 pour fournir les bases de négociations sur la diminution des émissions nationales de polluants atmosphériques dans le cadre de la Convention de Genève et de l'Union européenne.

La première partie de ce rapport est destinée à donner un aperçu bref et synthétique du modèle RAINS, de son fonctionnement et de son utilisation. Après un rappel du contexte, sont présentés la structure du modèle RAINS, ses trois modules (émissions et coûts, transferts et dépôts, optimisation) et ses deux modes d'utilisation (mode scénario et mode optimisation). Dans cette partie seuls les aspects du modèle pour lesquels l'IIASA a publié des rapports détaillés sont abordés.

La partie 2 donne un aperçu plus détaillé et plus critique du modèle, de ses données d'entrée et de son utilisation. Sont ainsi analysés plus précisément le fonctionnement du mode scénario, les données d'entrée du modèle, les indicateurs utilisés pour quantifier les impacts environnementaux, le fonctionnement du module d'optimisation et la définition des objectifs environnementaux.

Enfin dans la partie 3 les développements nombreux et importants prévus pour le modèle à court et moyen termes sont évoqués, dans la limite des informations disponibles.

Dans ces parties 2 et 3 l'analyse du modèle est suivie de propositions sur la façon de faire évoluer le modèle. Les plus importantes d'entre elles sont reprises et synthétisées dans la conclusion générale.

## 1. L'IIASA ET LE MODELE RAINS : BILAN DES TRAVAUX REALISES

---

---

### 1.1 ÉLÉMENTS DE CONTEXTE

#### 1.1.1 L'IIASA

L'IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis) est une organisation non gouvernementale de recherche créée en 1972 et située à Laxenburg, près de Vienne (Autriche). À l'origine, l'objectif était d'établir une collaboration scientifique, sur des sujets généraux non militaires et non liés à la conquête spatiale, entre le bloc de l'Est et celui de l'Ouest, suite à une idée lancée par le Président des États-Unis Johnson en 1966.

Cet institut mène des études scientifiques interdisciplinaires sur des sujets environnementaux, économiques, technologiques et sociaux touchant les dimensions



humaines du changement global. Il est patronné par des organisations nationales membres, d'Amérique du Nord, d'Europe et d'Asie.<sup>2</sup> Actuellement, près de 140 chercheurs (à temps plein ou à temps partiel) participent aux travaux de l'IIASA, auxquels s'ajoutent une centaine de collaborateurs provisoires. Depuis 1991, les trois principaux thèmes de recherche sont : 'Énergie et technologie', 'Population et société' et 'Environnement et ressources naturelles'. Ce dernier thème est divisé en 5 et inclut notamment le sous-thème 'Pollution atmosphérique transfrontière'<sup>3</sup>. L'objectif de ce projet est de développer des outils d'évaluation intégrée, principalement le modèle RAINS (Regional Air Pollution INformation and Simulation). L'équipe 'Pollution atmosphérique transfrontière' et le projet RAINS sont dirigés par Markus Amann depuis 1991.

### 1.1.2 Contexte politique

Le développement du modèle RAINS s'est effectué en grande partie pour répondre aux besoins de la Convention de Genève sur la pollution atmosphérique à longue distance<sup>4</sup>.

Les premiers protocoles de la Convention de Genève (Soufre en 1985, NOx en 1988, COV en 1991) fixaient comme objectifs des pourcentages uniformes de réduction des émissions nationales (par rapport à une année de référence). Cette approche fut critiquée, notamment parce qu'elle n'était pas efficace en termes de coûts (cost-effective).

L'approche adoptée a changé à partir du second Protocole Soufre (1994) :

- la nouvelle approche était tournée vers les effets (les objectifs environnementaux sont exprimés en termes de réduction des effets et non plus en termes de réductions des émissions) ;
- l'importance des réductions d'émissions est déterminée par les impacts de la pollution atmosphérique sur les écosystèmes sensibles.

Un des facteurs principaux de l'adoption d'une telle approche fut le développement et l'acceptation politique du concept de charges et de niveaux critiques. Les charges critiques quantifient la capacité des écosystèmes à absorber les dépôts acides (plus tard eutrophisants) sans dommage ; elles fournissent ainsi un seuil pour maintenir des conditions de viabilité à long terme des écosystèmes.

En outre la nouvelle approche avait pour but de trouver des stratégies de réduction des émissions qui atteignent les objectifs environnementaux fixés à moindre coût.

Cette nouvelle approche s'appuie sur le modèle RAINS, outil de modélisation intégrée développé par l'équipe TAP de l'IIASA. Au sein de la Convention de Genève, l'IIASA est le Centre d'évaluation intégrée et de modélisation, c'est-à-dire l'organe technique de la TFIAM.<sup>5</sup>

---

<sup>2</sup> Actuellement l'IIASA compte 16 membres de plein droit et deux membres associés. Aucune des associations membres n'est française.

<sup>3</sup> Transboundary Air Pollution ou TAP.

<sup>4</sup> Convention sur la pollution atmosphérique à longue distance (CLRTAP), signée en 1979, sous l'égide de la Commission économique des Nations Unies pour l'Europe (UNECE).

<sup>5</sup> La TFIAM (Task force on integrated assessment modelling) est chargée de l'optimisation économique des scénarios de réduction des émissions. Pour cela elle s'appuie sur le Centre de coordination de modélisation intégrée, qui est l'IIASA. La TFIAM dépend de l'organe directeur EMEP, qui dépend lui-même de l'organe exécutif de la CLRTAP.

En outre, depuis la deuxième moitié des années 1990, la Commission européenne s'est elle aussi appuyée sur le modèle RAINS pour mettre en œuvre certaines politiques de lutte contre la pollution atmosphérique.

En septembre 2002, la Commission européenne a confié à l'IIASA la tâche de développer un scénario de référence et un outil de modélisation intégrée basé sur RAINS dans le cadre du programme CAFE (Clean Air For Europe).

## 1.2 LE MODELE RAINS ACTUEL

Dans cette partie le modèle est décrit tel qu'il existait au moment des négociations préalables au Protocole de Göteborg et à la directive NEC<sup>6</sup>. L'IIASA indique l'avoir complété depuis (intégration de nouveaux polluants, particules, gaz à effet de serre, et d'un nouvel effet, celui des particules sur la santé<sup>7</sup>) mais n'a publié ni rapport ni communication donnant des exemples d'utilisation<sup>8</sup>. Ces modifications seront donc traitées dans la partie 'Développement en cours'.

### 1.2.1 Structure générale

Le modèle RAINS (Regional Air Pollution INformation and Simulation) fut développé initialement comme un outil d'évaluation intégrée de stratégies pour réduire les dépôts acides en Europe<sup>9</sup>.

La version actuelle décrit le transport de certains polluants, leur dispersion et certains de leurs effets sur la santé et les écosystèmes. Les polluants considérés sont le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), l'ammoniac (NH<sub>3</sub>) et les composés organiques volatils non méthaniques (COV). RAINS étudie les impacts de l'ozone troposphérique sur la santé humaine ainsi que les impacts sur les écosystèmes de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'exposition à l'ozone.<sup>10</sup>

L'Europe (41 pays) est divisée selon une grille régulière de cellules de 50 km sur 50 km (grille EMEP). La période considérée va de 1990 à 2020.

Ce modèle comprend trois modules :

- le module émissions-coûts (EMCO) ;
- le module de dépôt (DEP) ;
- le module d'optimisation (OPT).

---

<sup>6</sup> Directive 2001/81/CE du 23 octobre 2001 fixant pour 2010 des plafonds d'émission nationaux pour quatre polluants atmosphériques : les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>), les Composés organiques volatils non méthaniques (COV) et l'ammoniac (NH<sub>3</sub>), dite directive NEC (pour National emission ceilings).

<sup>7</sup> En 2002, l'IIASA travaillait à prendre également en compte les émissions de monoxyde de carbone (CO) et de particules de carbone-suie.

<sup>8</sup> Il y a eu cependant des rapports sur la façon dont seront pris en compte les particules et leurs effets, mais pas sur des résultats d'optimisation intégrant les particules.

<sup>9</sup> Alcamo, J., Shaw, R.W., Hordijk, L. (1991) « The RAINS Model of Acidification: Science and Strategies in Europe », IIASA, Executive report 18.

<sup>10</sup> On trouvera en annexe un rappel sur les effets des polluants pris en compte sur l'environnement et la santé.

Le modèle RAINS peut être utilisé selon deux modes :

- Le mode scénario. À partir de scénarios d'activité (réels ou hypothétiques), le modèle détermine l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé et les écosystèmes. Il peut également estimer les coûts de politiques de réductions des émissions.
- Le mode optimisation. À partir d'objectifs environnementaux, le modèle détermine quelle est la façon de répartir les réductions des émissions entre pays pour atteindre les objectifs au moindre coût.

La figure ci-dessous essaie de synthétiser le fonctionnement global du modèle (délimité par les pointillés) et l'agencement de ses trois modules.

Horizontalement tout en haut sont indiquées les données d'entrée, tout en bas les données de sortie et entre les deux le modèle RAINS.

Verticalement, le fonctionnement en mode scénario est représenté à gauche (soit les modules EMCO et DEP) et le fonctionnement en mode optimisation à droite (soit le module OPT).

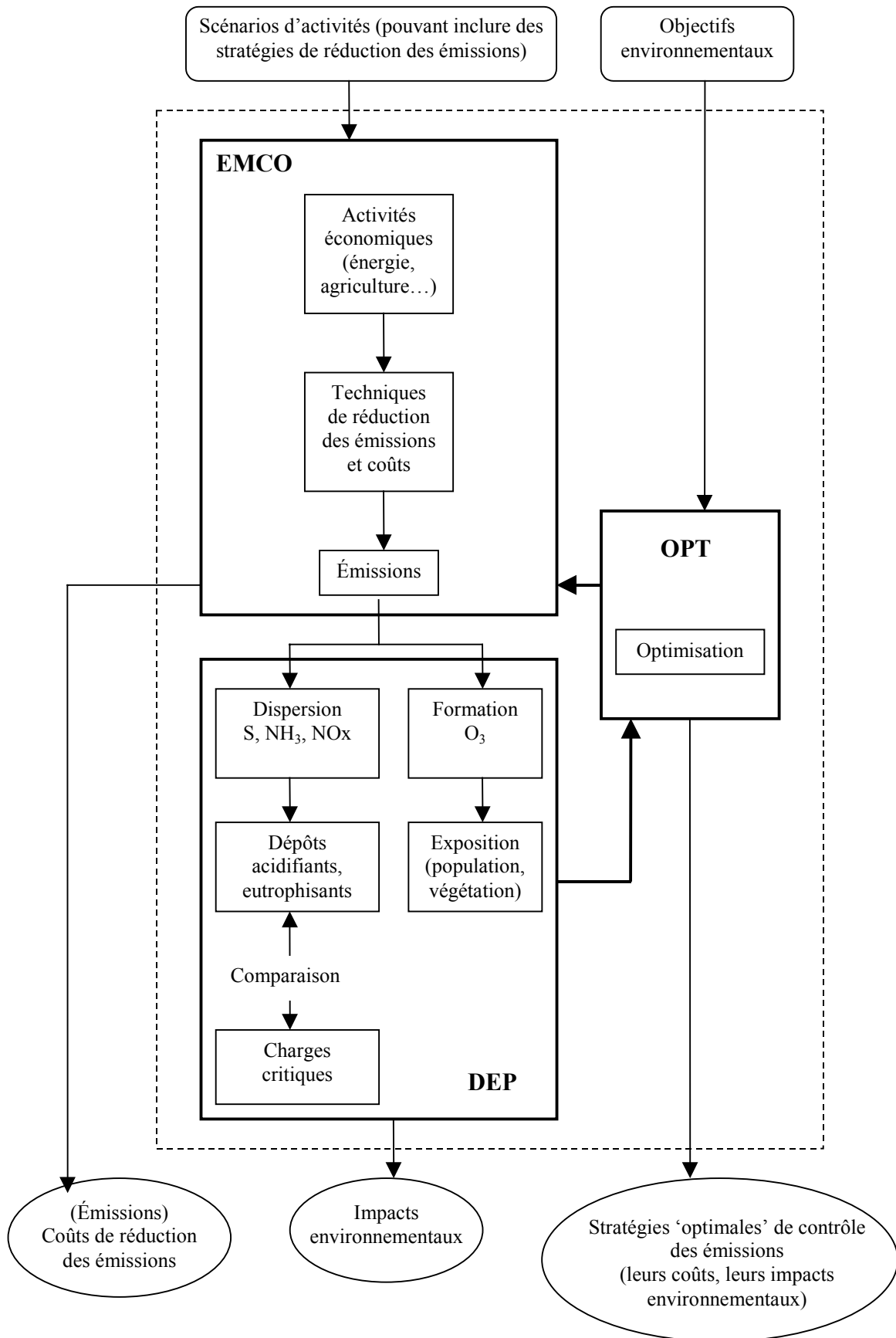


Figure 1. Schéma synthétique représentant le fonctionnement du modèle RAINS et l'agencement de ses trois modules

## 1.2.2 Module coûts - émissions (EMCO)

### 1.2.2.1 Émissions

Ce module évalue les émissions actuelles et réalise des projections d'émissions pour les polluants suivants : SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> et COVNM. Pour cela il utilise les données suivantes :

- Scénarios d'activité (principalement des scénarios énergétiques et agricoles).
- Facteurs d'émission dérivés de la méthodologie de CORINAIR.

Les émissions sont calculées de façon désagrégée (i.e. par secteur et sous-secteur). On distingue 21 types de combustibles et 6 secteurs d'activité.

Les scénarios d'activité (énergie, transport, agriculture principalement) sont des données exogènes. Ils ne changent pas sous l'effet des contraintes imposées aux émissions dans le modèle RAINS : les réductions d'émissions sont obtenues par des changements de techniques mais sans changement du niveau de consommation énergétique. Sont ainsi exclus les changements structurels (par exemple le transfert modal des véhicules particuliers vers les transports en commun).

RAINS prévoit pour chaque pays des scénarios d'activité par défaut (constitués pour la partie énergie par les scénarios énergétiques de la DG XVII) mais chaque état peut, s'il le désire, remplacer les scénarios le concernant par ses propres scénarios nationaux. De plus en plus de pays le font<sup>11</sup>.

### 1.2.2.2 Coûts

Ce module évalue également les coûts de réduction des émissions.

À partir de données nationales sur les techniques de réduction des émissions et sur leurs coûts, RAINS construit des courbes de coût pour les différents polluants, les différents secteurs d'activité et les différents pays. Ces courbes peuvent varier significativement en fonction des pays, à cause de l'impact de facteurs nationaux, tels que la structure de l'utilisation des énergies ou les infrastructures techniques.

Jusqu'à maintenant, les moyens non techniques de réduction des émissions n'étaient pas pris en compte.

## 1.2.3 Module de dépôt (DEP)

### 1.2.3.1 Dispersion

La principale fonction du module d'évaluation des dépôts et des charges critiques (DEP) est de calculer, à partir des émissions de polluants fournies par le module EMCO, les dépôts acides, les dépôts eutrophisants, la concentration d'ozone dans les cellules de la grille et de les comparer avec les cartes de sensibilité environnementale (les cartes de charges critiques). Les données de transfert, sous forme de matrices (pays-vers-cellule), proviennent de données EMEP<sup>12</sup> : le modèle de dispersion atmosphérique EMEP calcule des matrices de transfert pour les conditions météorologiques de 11 années (1986-1996).

---

<sup>11</sup> Lors de la préparation de la directive NEC, la France a fourni un scénario d'activité. Celui-ci a été jugé trop laxiste, a ainsi été refusé et remplacé par le scénario par défaut.

<sup>12</sup> Deux codes de transport EMEP ont été développés, l'un lagrangien et l'autre eulérien. Les protocoles précédents ont été établis sur la base des calculs lagrangiens. Les simulations futures devraient être réalisées à partir du modèle eulérien, censé être plus précis.

RAINS incorpore une matrice représentant les transferts de polluants pour les conditions météorologiques moyennes de ces 11 années.

### 1.2.3.2 Impact environnemental

RAINS considère les indicateurs suivants pour estimer l'impact environnemental :

- Les dépôts de composés acidifiants et eutrophisants sont exprimés en taux de dépôt annuel. Le modèle RAINS prend en compte les sensibilités des écosystèmes aux dépôts acides et eutrophisants grâce au concept de charges critiques, qui représentent les niveaux de dépôts à long terme maximaux qui peuvent être tolérés par les écosystèmes sans dommage.
- L'exposition à l'ozone de la végétation est exprimée en termes d'AOT40 (concentrations horaires d'ozone au-dessus d'un seuil de 40 ppb accumulées sur une période de végétation).<sup>13</sup>
- Actuellement les impacts de l'ozone sur la santé sont exprimés en termes d'AOT60 (calcul de l'ozone en excès par rapport à la valeur guide de l'Organisation mondiale de la santé (60 ppb)).

### 1.2.4 Module optimisation (OPT)

#### 1.2.4.1 Fonctionnement

Le module d'optimisation de RAINS détermine la répartition de coût minimal des réductions d'émissions en Europe, par état, de telle sorte que dans toutes les cellules sélectionnées<sup>14</sup> l'acidification, l'eutrophisation et l'exposition à l'ozone soient inférieures ou égales aux objectifs spécifiés. Ces objectifs peuvent être spécifiés pour un polluant ou pour une combinaison de polluants (optimisation multi-polluants/multi-effets).

Pour ce faire, le module d'optimisation minimise, selon des variables de décision, à partir de certaines données d'entrée, une fonction d'objectifs en respectant différentes contraintes ; i.e. il trouve pour quelle(s) valeur(s) des variables de décision, la fonction d'objectifs est minimale et les contraintes respectées.

#### 1.2.4.2 Variables d'entrée

Parmi les données d'entrée, on peut distinguer des données physico-chimiques et économiques d'une part (matrices de transfert et courbes de coûts) et des données politiques d'autre part. Ce second jeu de données d'entrée est constitué par les objectifs environnementaux, en termes d'exposition à l'ozone, d'acidification et d'eutrophisation. Le module d'optimisation cherchera à atteindre ces objectifs environnementaux à moindre coût.<sup>15</sup>

---

<sup>13</sup> Ce critère est susceptible de changer prochainement. Voir la partie 'Développements en cours' pour plus de détails.

<sup>14</sup> Les cellules sélectionnées varient selon les simulations. Ainsi, dans le cas des négociations dans le cadre de l'Europe des 15, seules les cellules de ces quinze pays sont prises en compte comme cellules cibles dans le processus d'optimisation.

<sup>15</sup> Au niveau de la formulation mathématique du problème, ces objectifs environnementaux interviennent au niveau des contraintes, comme bornes supérieures (aux violations autorisées des objectifs près) de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'exposition à l'ozone.

### 1.2.4.3 Variables de décisions

Il s'agit des variables que l'on fait varier lors de l'optimisation (i.e. le module trouve pour quelle(s) valeur(s) de ces variables les coûts sont minimaux). Elles sont de deux sortes :

- Émissions des différents polluants.
- Violations autorisées des objectifs environnementaux.  
Ces violations furent introduites pour donner de la flexibilité à l'optimisation : le respect strict des normes environnementales risquerait de donner des solutions plus coûteuses causées par des contraintes actives dans seulement une ou deux cellules réceptrices. Cependant la somme des contraintes au niveau d'un état ne doit pas être modifiée : si une contrainte est relâchée dans une cellule, un durcissement équivalent dans une autre cellule d'un même état doit la compenser.

### 1.2.4.4 Données de sortie

- Les réductions d'émissions optimales ;
- les coûts totaux et les coûts marginaux de réduction des émissions par pays ;
- les expositions (exposition à l'ozone, acidification et eutrophisation) dans chaque cellule de la grille après l'optimisation.

### 1.2.4.5 Objectifs et contraintes

#### 1.2.4.5.1 Contraintes

Deux formes de contraintes existent :

- Les émissions doivent rester comprises entre une borne inférieure et une borne supérieure (ces bornes correspondent aux limites du domaine de validité des courbes de coût, elles tiennent notamment compte des réductions maximales techniquement réalisables) ;
- les indicateurs exprimant les impacts environnementaux (acidification, eutrophisation<sup>16</sup> et exposition à l'ozone) doivent être inférieurs à la somme des objectifs environnementaux et des violations des objectifs.

#### 1.2.4.5.2 Définition actuelle des contraintes<sup>17</sup>

Actuellement, le module est utilisé avec des jeux complexes de contraintes environnementales pour chaque effet. Ne sont évoqués ici que les principes les plus importants.

Il a été estimé qu'il n'était pas possible d'atteindre dès 2010 les objectifs environnementaux finaux. Des objectifs intermédiaires ont donc été définis pour 2010. Pour cela est utilisé le concept de 'gap closure' : on cherche à obtenir en 2010 la

---

<sup>16</sup> Lors de l'étude préparatoire à la directive NEC, il n'y avait des contraintes que sur l'acidification et l'exposition à l'ozone et pas sur l'eutrophisation.

<sup>17</sup> La définition des contraintes n'est pas intrinsèquement liée à la formulation du module et on peut imaginer de nombreuses façons de fixer les objectifs de l'optimisation. Dans ce paragraphe les grandes lignes de définition des contraintes utilisées actuellement sont exposées très brièvement. Dans la partie 'Évaluation et discussions' des façons alternatives de définir ces contraintes sont étudiées.

suppression ('closure') partielle de l'écart ('gap') entre la situation en 1990 et l'objectif définitif. Les objectifs intermédiaires sont d'atteindre, dans chaque cellule de la grille, un 'gap closure' pour les différents effets environnementaux au moins égal à un certain pourcentage.

Prenons le cas de l'AOT60, indicateur de l'impact de l'ozone sur la santé humaine. L'objectif final est de respecter les recommandations de l'OMS, ce qui correspond approximativement à avoir un AOT60 nul. L'objectif intermédiaire pour 2010 peut être par exemple d'obtenir une réduction de l'AOT60 d'au moins 67 % dans toutes les cellules de la grille. On parle alors d'un 'gap closure' de l'AOT60 de 67 %.

#### 1.2.4.5.3 Fonction d'objectifs

La fonction d'objectifs est la fonction mathématique qui est minimisée lors de l'optimisation. Initialement, elle ne comprenait qu'un seul terme qui correspondait au coût total des politiques de réduction des émissions envisagées. Seuls les coûts étaient alors minimisés.

Au cours des modifications successives apportées au module d'autres termes se sont ajoutés à cette fonction d'objectifs. Lorsque furent autorisées des violations des objectifs environnementaux, l'IIASA a ajouté un terme dans la fonction d'objectifs pour minimiser, en plus des coûts, les violations des objectifs. Un troisième terme dans cette fonction d'objectifs est un artefact mathématique pour privilégier les solutions les plus stables.<sup>18</sup>

Le module cherche donc à atteindre conjointement trois objectifs :

- minimisation des coûts totaux de réduction des émissions,
- minimisation des violations des objectifs environnementaux,
- stabilisation des solutions.

Un coefficient multiplicatif est adjoint à chacun des termes de la fonction d'objectifs pour fixer l'importance relative de ces trois objectifs. Ainsi si on assigne un coefficient très élevé au terme de minimisation des violations des objectifs et un coefficient plus faible au terme de minimisation des coûts, le module privilégiera le respect des objectifs environnementaux au détriment de la minimisation des coûts. L'inverse est également possible. Il ne semble pas que ces coefficients, qui peuvent fortement influencer sur les solutions obtenues, ni même la façon dont ils ont été fixés, n'aient été, jusqu'à maintenant, communiqués par l'IIASA.

On peut noter qu'en sommant ainsi trois termes dans la fonction d'objectifs, on effectue une pondération, un arbitrage implicite entre ces différents objectifs. À chaque stratégie solution du module d'optimisation correspond un arbitrage entre les différents objectifs, notamment entre les coûts et la violation des objectifs environnementaux.

#### 1.2.4.6 Résumé

Le module minimise les coûts de réductions des émissions, minimise les violations des objectifs environnementaux et maximise la stabilité des solutions tout en respectant des

---

<sup>18</sup> Il est fréquent qu'un problème d'optimisation en partie linéarisé, comme l'est celui traité par RAINS, fournisse des solutions instables. En effet un modèle d'optimisation linéaire a naturellement tendance à donner des 'solutions de coin'. La solution 'saute' souvent d'un coin à l'autre de façon discontinue. La stabilisation des solutions cherche à privilégier les solutions les plus stables.



contraintes sur les émissions (fixées par la faisabilité technique des réductions) et sur l'exposition à l'ozone, l'acidification et l'eutrophisation (fixées par les objectifs environnementaux).

### 1.3 HISTORIQUE DU MODELE

#### 1.3.1 Évolution du modèle

À l'origine, le seul effet pris en compte était l'acidification et le seul polluant était le SO<sub>2</sub>. En 1996, notamment à cause de la perspective de la révision du Protocole sur les NO<sub>x</sub>, le modèle RAINS fut capable d'intégrer la formation d'ozone troposphérique. L'intégration de ce processus de nature non linéaire accroissait sensiblement la complexité du modèle. Le modèle prenait alors en compte, au moins en mode scénario, 4 polluants (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, COV et NH<sub>3</sub>) et trois effets (acidification, eutrophisation et formation d'ozone). Pour le Premier Rapport intermédiaire (octobre 1996) l'optimisation ne prenait en compte que 3 polluants (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> et NH<sub>3</sub>) et un seul effet (acidification). L'optimisation fut multi-effets dès le 2<sup>ème</sup> Rapport intermédiaire (décembre 1996), lorsqu'il fut possible d'optimiser à la fois sur l'acidification et l'eutrophisation. À partir de 1997 et du 3<sup>ème</sup> Rapport intermédiaire, l'optimisation était capable de prendre en compte 4 critères : l'acidification, l'eutrophisation, l'AOT60 (impact de l'ozone sur la santé humaine) et l'AOT40 (impact de l'ozone sur les écosystèmes). Cependant à de très rares exceptions près, l'optimisation négligeait l'eutrophisation.

Une version du modèle a également été développée pour être appliquée à l'Asie.

#### 1.3.2 Résultats passés

Les applications politiques du modèle RAINS ont eu lieu dans le cadre de la Convention de Genève (second Protocole Soufre en 1994, Protocole de Göteborg en 1999) et de l'Union européenne (stratégie ozone, directive plafonds d'émission nationaux en 2002).

##### 1.3.2.1 Second Protocole Soufre (1994)

La stratégie 'optimale' adoptée comme base des négociations pour le second Protocole Soufre était déduite d'un jeu de contraintes environnementales qui visait à réduire d'au moins 60 % partout en Europe l'excès de dépôts actuel, i.e. l'écart entre les niveaux actuels de dépôts et les charges critiques.

##### 1.3.2.2 Protocole de Göteborg (1999) et directive NEC (2002)

RAINS a également fourni les stratégies 'optimisées' qui ont servi de base aux négociations pour le Protocole de Göteborg et la directive NEC. Pour cela le module d'optimisation prenait en compte des contraintes environnementales en terme d'acidification, d'exposition à l'ozone de la population et des écosystèmes.<sup>19</sup>

---

<sup>19</sup> Les objectifs environnementaux considérés sont détaillés plus bas au paragraphe 'La définition des objectifs environnementaux'.

## 2. EVALUATION ET DISCUSSION

---

### 2.1 LES DONNEES D'ENTREE

#### 2.1.1 Récapitulatif des données d'entrée

- Scénarios d'activité.
- Matrices de transfert.
- Techniques de réduction des émissions et leurs coûts.
- Cartes des charges critiques.
- Objectifs environnementaux.

#### 2.1.2 Émissions et scénarios d'activités

Les prévisions d'émissions pour l'année 2010 ont été calculées à partir de scénarios prospectifs d'activité, données exogènes au modèle et des facteurs d'émission dérivés de la méthodologie CORINAIR.<sup>20</sup> Au début des années 1990 les projections d'activité en 2010 étaient tirées du 'Scénario sagesse conventionnelle' ('Conventional Wisdom Scenario') de l'étude 'Énergie 2020' de la DG Énergie.<sup>21</sup> Progressivement de plus en plus d'états ont fourni leurs propres scénarios d'activité pour remplacer les scénarios inclus dans RAINS par défaut.

Pour préparer la directive NEC, les 15 états membres ont été appelés à fournir leur propre scénario énergétique. La France a fourni le scénario S1 du Commissariat général du Plan<sup>22</sup>. Celui-ci a été jugé trop laxiste par la Commission européenne et donc refusé. Pour 10 des 15 états membres, le scénario utilisé par l'IIASA est un scénario fourni par le pays, pour les 5 autres, dont la France, c'est un scénario fourni par la Commission et l'IIASA.

#### 2.1.3 Matrices de transfert

##### 2.1.3.1 Modèle EMEP

Jusqu'en 1998, le code utilisé pour calculer la chimie, le transport transfrontalier et le dépôt des polluants était un modèle de type lagrangien d'une résolution de 150 km x 150 km. Simplifié par l'utilisation d'une seule couche verticale, il ne convient pas au calcul du transfert des polluants au-delà de la couche de mélange, ce qui n'est pas sans poser de problème pour la simulation de phénomènes de pollution atmosphérique à l'échelle continentale. C'est pourquoi dès 1993, MSC-W a amorcé le développement d'un modèle eulérien de résolution plus fine, 50 km x 50 km et pouvant traiter jusqu'à 20 niveaux verticaux.

---

<sup>20</sup> 1<sup>st</sup> interim report, 1996.

<sup>21</sup> DGXVII (1996) « Energy in Europe: European Energy to 2020 - A Scenario Approach », Directorate General for Energy (DG-XVII), European Commission, Brussels, Belgium.

<sup>22</sup> Ce scénario S1, dit 'société de marché', est présenté dans le rapport suivant : Moisan, F. et al. (1998) « Énergie 2010-2020 - Rapport de l'atelier - Trois scénarios énergétiques pour la France », Commissariat Général du Plan.

En 2000, quatre modèles étaient en fait disponibles :

- un modèle lagrangien pour les dépôts acides,
- un modèle lagrangien calculant l’ozone,
- un modèle eulérien pour les dépôts acides,
- un modèle eulérien pour l’ozone.

Outre la résolution spatiale, les principales différences portent sur :

- la description des données météorologiques,
- la description des schémas chimiques (en particulier pour l’ozone, les deux approches sont très différentes),
- la description du dépôt (notamment le dépôt humide des sulfates dans le modèle ‘acidification’),
- les conditions aux limites, issues de mesures pour le modèle lagrangien et des résultats d’un modèle global pour le code eulérien.

Jusqu’en 2002, des différences sensibles étaient enregistrées entre les deux approches, notamment pour le calcul des dépôts acides. Celles-ci ont été récemment réduites par la correction de problèmes informatiques et numériques. Les comparaisons entre les modèles font désormais état de comportements cohérents. Le modèle eulérien et sa meilleure résolution sont logiquement mieux adaptés pour évaluer des zones de pollution de petite échelle (notamment les panaches urbains d’ozone) et de ce fait sont supposés donner la réponse la plus satisfaisante pour l’étude de scénarios de réduction des émissions. En effet l’expérience montre que l’identification correcte des régimes chimiques pour l’ozone (zone sensible aux NO<sub>x</sub> ou sensible aux COV) nécessite une résolution suffisamment fine en espace. La contrepartie est bien entendu une augmentation assez considérable des temps de calcul nécessaires pour effectuer les simulations.

À noter enfin que les derniers développements en date sur les modèles de chimie transport portent sur le modèle eulérien :

- Adjonction d’un module d’aérosols, en cours d’évaluation<sup>23</sup>.
- Développement du ‘modèle unifié’ regroupant dans la même structure informatique le modèle de dépôts acides, le modèle photochimique et le modèle d’aérosols. Il est intéressant de noter que les trois approches demeurent tout de même disjointes, il n’y a pas de réel schéma chimique intégrant les différents processus.

### 2.1.3.2 Transformation en matrices de transfert

Les coefficients de transferts source-récepteur sont calculés, pour une année donnée, d’un pays vers une cellule de la grille ou d’un pays vers un autre.<sup>24</sup> Si l’on considère par exemple les dépôts acides, ces coefficients sont établis de la façon suivante :

---

<sup>23</sup> Tsyro, S. (2002) « First estimates of the effect of aerosol dynamics in the calculation of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2,5</sub> », EMEP centers technical reports to the 26<sup>th</sup> Session of the Steering Body, MSC-W Note 4/02.

<sup>24</sup> Le calcul de coefficients de cellule à cellule est jugé fastidieux et nécessiterait de disposer d’inventaires d’émissions désagrégés par cellule.

$$SR^{SOx}_{ik} = [SOx]_i / [SO_2]_k$$

Avec :

$SR^{SOx}_{ik}$  : coefficient de transfert du soufre du pays k vers la cellule i.

$[SOx]_i$  : dépôts annuels de SOx dans la cellule i.

$[SO_2]_k$  : émissions totales annuelles de SO<sub>2</sub> du pays k.

Ces calculs sont reproduits pour les dépôts des autres composés (oxydes d'azote et azote réduit) et pour les concentrations atmosphériques. Ils sont effectués pour 11 années (1985-1995) puis moyennés sur ces 11 années.<sup>25</sup>

De telles formules permettent de calculer rapidement l'effet de réductions des émissions appliquées à tel ou tel pays. Cependant elles supposent que le transfert est linéaire, ce qui n'est jamais le cas. D'une part parce que la chimie et les phénomènes de dépôt sec et humide ne sont pas linéaires et, d'autre part, parce que la modélisation numérique du transport dans un modèle eulérien ne résulte pas d'une approche linéaire.

La conséquence est une inconsistance numérique entre les émissions globales sur tout le domaine d'étude et les dépôts et concentrations modélisés. Un rapport EMEP étudie l'exemple particulier du transfert des émissions allemandes et une marge d'erreur de l'ordre de 1 % en moyenne pour le soufre et de l'ordre de 5 à 15 % pour l'azote réduit et les oxydes d'azote est obtenue.<sup>26</sup> Un tel résultat demanderait à être généralisé et approfondi.

Les matrices de transferts sont également utilisées pour évaluer l'effet de variations des émissions, notamment pour étudier des scénarios prospectifs de réduction. Le même rapport établit une comparaison entre les dépôts calculés pour 2010 en utilisant des matrices de transfert moyennées sur plusieurs années d'une part, et, d'autre part, en recalculant ces dépôts par le modèle eulérien pour l'année météorologique 1998, avec des émissions projetées en 2010. Une différence inférieure à 10 % est globalement constatée. Cependant pour quelques pays le biais peut être de 15 à 30 %.

#### 2.1.4 Coûts

L'IIASA fait l'hypothèse d'un marché libre et concurrentiel pour l'échange des technologies de contrôle des émissions. Parmi les facteurs nationaux ayant un fort impact sur les coûts de réduction, on peut citer le contenu des combustibles en soufre, les régimes d'utilisation des usines, la taille des chaudières.

Les courbes de coût étaient jusqu'à maintenant calculées par l'IIASA à partir de données technico-économiques sur les techniques de réduction et leurs coûts compilées par l'IIASA également. Actuellement le réseau d'experts EGTEI<sup>27</sup>, co-piloté par le CITEPA et

---

<sup>25</sup> Amann, M. et al. (1999) « Economic Evaluation of a Directive on National Emission Ceilings for Certain Atmospheric Pollutants. Part A: Cost-effectiveness Analysis », European Commission, DG Environment, 1999.

<sup>26</sup> Bartnicki, J. (2000) « Nonlinear Effects in the Source-Receptor Matrices Computed with the EMEP Eulerian Acid Deposition Model », Norwegian Meteorological Institute, Research Note no. 40.

<sup>27</sup> Ce réseau d'experts (Expert Group on Techno-Economic Issues), mené conjointement par le CITEPA et l'IFARE, a été officiellement lancé le 30 avril 2002. Pour plus de détails à son sujet, on peut se reporter à la page qui lui est consacrée sur le site Internet du CITEPA (<http://www.citepa.org/index.htm>, rubrique 'Forums').

l'IFARE, prend en charge la collecte des données technico-économiques et l'IIASA continue à déterminer, au moyen du modèle RAINS, les courbes de coûts à partir des données ainsi collectées. Le processus de collecte et de compilation des données est actuellement en cours (il a débuté en avril 2002 et devrait s'achever, pour la phase actuelle, fin 2003).

Jusqu'à maintenant, RAINS n'intègre dans les mesures de réduction des émissions que les mesures techniques et pas les mesures structurelles ou économiques. Ainsi, il n'est pas possible de prendre en compte l'effet d'une taxe, d'un marché de permis d'émission négociables ou d'un effort d'économie d'énergie. L'IIASA admet que cela peut négliger des moyens efficaces de diminuer les coûts des réductions d'émissions et que les coûts estimés par RAINS souffrent de ce fait d'un biais à la hausse.

## 2.2 LE FONCTIONNEMENT DU MODE SCENARIO ET LES INCERTITUDES

### 2.2.1 La formation de l'ozone

L'exposition à long terme dans chaque cellule est considérée comme une fonction des émissions de COV et de NOx de chaque pays<sup>28</sup>. Les coefficients de transfert pays-vers-cellule sont calculés à partir du modèle EMEP (voir le paragraphe suivant sur 'Les données d'entrée'). Cette fonction fait également intervenir des facteurs prenant en compte les conditions météorologiques.<sup>29</sup>

D'après l'IIASA, la différence entre la valeur de l'AOT40 calculée par le modèle EMEP et celle calculée grâce au modèle simplifié de formation d'ozone intégré dans RAINS est inférieure à 5 % dans la grande majorité des cellules de la grille EMEP.<sup>30</sup>

La formation de l'ozone dépend beaucoup des conditions météorologiques. À émissions de précurseurs égales, elles ont un effet important sur l'exposition à l'ozone. Le troisième Rapport intermédiaire de l'IIASA<sup>31</sup> a essayé d'estimer la sensibilité du calcul de l'AOT60 aux conditions météorologiques. L'AOT60 a été calculé pour les conditions météorologiques des années 1989 à 1994, à partir des émissions anthropiques de l'année 1990. L'exposition cumulée de la population varie selon les années de  $\pm 40$  % par rapport à une situation météorologique moyenne. Sur ces 5 années, l'exposition moyenne de la population à l'ozone pour l'Europe des 15 varie de 1,7 à 4 ppm.heures, soit d'un facteur 2,4. Suite à cette constatation, il a été décidé d'exclure la pire des années<sup>32</sup> dans certains objectifs environnementaux pour l'optimisation (dans l'exemple présent, si on retire

---

<sup>28</sup> En fait, pour simplifier, la somme n'est effectuée que sur les émissions des 12 pays qui ont le plus d'influence sur la formation de l'ozone dans la cellule considérée.

<sup>29</sup> Les conditions météorologiques sont, a priori, déjà prises en compte dans les matrices de transfert. Mais les matrices de transfert sont moyennées sur 11 ans. Ces autres facteurs prenant en compte les conditions météorologiques existent pour 5 années différentes. L'intégration de la variabilité météorologique dans le modèle de formation d'ozone n'est pas très claire dans les documents de l'IIASA.

<sup>30</sup> Amann, M. et al. (1999) « Economic Evaluation of a Directive on National Emission Ceilings for Certain Atmospheric Pollutants. Part A: Cost-effectiveness Analysis », European Commission, DG Environment, 1999.

<sup>31</sup> Amann, M., Bertok, I., Cofala, J. et al. (1997) « Cost-effective Control of Acidification and Ground-Level Ozone - Third Interim Report to the European Commission, DG-XI », IIASA.

<sup>32</sup> C'est-à-dire l'année dont les conditions météorologiques conduisent aux concentrations d'ozone les plus élevées.

l'année la pire, le rapport entre les deux extrêmes n'est plus que de 2,1).

En revanche l'AOT40 est calculé pour des conditions météorologiques moyennes.

## 2.2.2 Évaluation des incertitudes

On peut relever les sources suivantes d'incertitudes :

- structure du modèle ;
- données d'entrée ;
- manques de données ;
- erreurs techniques ;
- manque de connaissance.

### 2.2.2.1 Études existantes

L'IIASA a rendu publique en 2001 une étude sur les incertitudes dans le modèle RAINS, en mode scénario, pour l'acidification.<sup>33</sup> L'IIASA a propagé les incertitudes des données d'entrée et du modèle jusqu'au calcul des dépôts acidifiants.<sup>34</sup>

Nous comparons une partie seulement des résultats de cette étude, à savoir l'estimation des incertitudes sur les inventaires d'émissions en 2010, avec une étude française (CITEPA, 2002)<sup>35</sup>, une étude finlandaise (Syri et al., 2000)<sup>36</sup> et une étude norvégienne (Rypdal, 2002)<sup>37</sup>. Des tableaux comparatifs sont présentés en annexe.

On peut noter des différences de méthode :

- les incertitudes sur les facteurs d'émission prises par l'IIASA sont beaucoup moins élevées que celles conseillées par le guide méthodologique UNECE/CORINAIR.<sup>38</sup>
- les méthodes de propagation des incertitudes utilisées par l'IIASA semblent différentes de celles recommandées par le guide méthodologique UNECE/CORINAIR et utilisées notamment par le CITEPA.

---

<sup>33</sup> Suutari, R., Amann, M. et al. (2001) « From Economic Activities to Critical Load Exceedances in Europe – An Uncertainty Analysis of Two Scenarios of the RAINS Integrated Assessment Model », IIASA, Interim report IR-01-020.

<sup>34</sup> La méthode que l'IIASA utilise ici n'est valable que pour des modèles linéaires. Cela peut donc s'appliquer au calcul des dépôts acides dans RAINS mais pas au calcul de la formation d'ozone.

<sup>35</sup> Oudart, B. et Allemand, N. (2002) « Rapport 'Optinec' - Préparation de la mise en œuvre de la directive communautaire sur les plafonds nationaux d'émissions et la ratification du protocole de Göteborg du 1<sup>er</sup> décembre 1999 à la Convention de Genève de 1979 sur la lutte contre la pollution transfrontalière à longue distance », CITEPA.

<sup>36</sup> Syri, S., Suutari, R., Posch, M. (2000) « From emissions in Europe to critical load exceedances in Finland - uncertainty analysis of acidification integrated assessment », *Environmental Science & Policy*, **3** (5), 263-276.

<sup>37</sup> Rypdal, K. (2002) « Uncertainties in the Norwegian emission inventories of acidifying pollutants and volatile organic compounds », *Environmental Science & Policy*, Volume **5**, Issue 3, Pages 233-246.

<sup>38</sup> Pulles, T., van Aardenne, J. et al. (2001) « Good Practice Guidance for CLRTAP Emission Inventories », European Topic Centre on Air and Climate Change (ETC/ACC), Draft chapter for the UNECE Corinair Guidebook on Emission Inventories.

Ces différences de méthode sont peut-être à l'origine des deux contrastes marquants entre les estimations de l'IIASA d'une part, celles de Syri et al., de Rypdal et du CITEPA d'autre part :

- d'après l'IIASA, en 2010, les incertitudes sur le SO<sub>2</sub> sont les plus importantes alors que pour le CITEPA, Rypdal et Syri et al., les estimations concernant le SO<sub>2</sub> sont les moins incertaines ;
- les estimations du CITEPA et de Syri et al. sont beaucoup plus élevées que celles de l'IIASA (jusqu'à plus de 5 fois plus dans le cas du NH<sub>3</sub> pour le CITEPA).

On peut noter également que d'après l'IIASA, pour les NO<sub>x</sub> et le NH<sub>3</sub>, les incertitudes sont à peine plus importantes pour l'année 2010 (projection) que pour l'année 1990 (inventaire pour une année passée).

L'IIASA a dressé les conclusions suivantes, pour l'ensemble des incertitudes calculées dans ce rapport (i.e. celles sur les émissions, sur les dépositions et sur la protection des écosystèmes) :

- Le calcul des incertitudes du modèle est très difficile et est plus incertain que les sorties du modèle pour lesquelles il a été effectué.
- Les erreurs se compensent dans une large mesure. Plus on combine de données de taille similaire, plus le potentiel de compensation est grand. Ce phénomène conduit par exemple à obtenir dans certains pays des niveaux d'émission de SO<sub>2</sub> plus incertains que ceux de NO<sub>x</sub>, voire que ceux de NH<sub>3</sub>. C'est dû au fait que les émissions de SO<sub>2</sub> sont dominées par une ou deux sources principales alors que les émissions de NO<sub>x</sub> sont dues à un grand nombre de secteurs d'importances similaires. De même les émissions sectorielles sont plus incertaines que les émissions nationales.

#### 2.2.2.2 Incertitudes et évolution des données utilisées

Nous avons comparé les émissions nationales considérées par l'IIASA dans deux rapports différents : le 1<sup>er</sup> Rapport intermédiaire à la Commission européenne d'octobre 1996 et le 8<sup>ème</sup> Rapport intermédiaire à la Commission européenne de février 2000.

Les émissions nationales prises en compte pour l'année 1990 diffèrent entre les 2 rapports. En ce qui concerne le NH<sub>3</sub>, pour 6 des 15 pays de l'Union européenne, la différence d'émissions entre les deux rapports est supérieure aux incertitudes estimées par l'IIASA dans le rapport évoqué plus haut. Pour la France par exemple, l'IIASA estime que la marge d'incertitude sur les émissions de NH<sub>3</sub> en 1990 est de 11 %. Or la valeur qu'il prend en compte pour les émissions françaises de NH<sub>3</sub> en 1990 a changé de 25 % entre 1996 et 2000. En ce qui concerne les NO<sub>x</sub>, la différence d'émissions entre les deux rapports est supérieure aux incertitudes estimées par l'IIASA pour 6 pays sur 15.

Pour les perspectives des émissions en 2010 (situation 'REF'), les évolutions entre les deux rapports sont encore plus importantes. Pour le SO<sub>2</sub>, la différence d'émissions entre les deux rapports est supérieure aux incertitudes estimées par l'IIASA pour 10 des 15 pays. Pour les NO<sub>x</sub>, elle est supérieure pour 6 pays et pour le NH<sub>3</sub> elle est supérieure pour 7 pays.

#### 2.2.2.3 Autres incertitudes

On peut noter que le calcul des dépôts acidifiants est a priori plus simple que celui de la formation d'ozone. Or il ne semble pas que l'IIASA ait publié d'étude d'incertitudes sur ce second problème.

De même aucune évaluation des incertitudes n'a été effectuée pour le fonctionnement en mode optimisation. Nous avons comparé les résultats de l'optimisation dans les 6<sup>ème</sup>, 7<sup>ème</sup> et 8<sup>ème</sup> Rapports intermédiaires. Nous considérons les jeux de contraintes environnementales F1, H1 et K1 qui sont identiques, mais pour lesquels les données d'entrée ont été remises à jour. Les plafonds d'émissions nationaux déterminés dans ces trois rapports, pour atteindre les mêmes objectifs environnementaux, varient, pour un même pays, en moyenne de 14 % pour les NOx, de 10 % pour le SO<sub>2</sub>, de 7 % pour les COV et de 3 % pour le NH<sub>3</sub>. Les plafonds français sont modifiés de 17 % pour le SO<sub>2</sub>, de 12 % pour les NOx, de 1 % pour le NH<sub>3</sub> et de 8 % pour les COV. Certains pays voient leurs plafonds évoluer bien davantage : 60 % de variation pour le plafond SO<sub>2</sub> du Danemark (soit 29 kt de variation), 128 % pour le plafond NOx du Portugal (soit 143 kt de variation)...

Une autre source d'inconnu, mais qui demeure hors du domaine du modèle, est la méconnaissance des relations entre dépôts (acidifiants ou eutrophisants) et les effets sur les écosystèmes.

#### 2.2.2.4 Conclusion sur les incertitudes

L'IIASA a publié un rapport pour évaluer les incertitudes de RAINS en mode scénario pour l'acidification. Ces incertitudes sont très difficiles à estimer. Celles concernant la formation d'ozone doivent l'être encore plus puisque le problème à modéliser est plus complexe. Il n'est pas fait mention des incertitudes des résultats de l'optimisation.

On dispose de calculs d'incertitudes réalisés par d'autres équipes pour certaines des situations étudiées par l'IIASA. Ces études fournissent des chiffres d'incertitudes qui sont généralement sensiblement plus élevés que ceux publiés par l'IIASA. En outre dans de nombreux cas, les variations des chiffres des émissions nationales utilisés par l'IIASA dans ses rapports successifs sont supérieures aux incertitudes évaluées par l'IIASA pour ces mêmes émissions.

Il semble donc que les incertitudes évaluées par l'IIASA soient sensiblement sous-estimées ou qu'elles ne prennent pas en compte certains biais.

## 2.3 LES INDICATEURS

Les indicateurs utilisés actuellement ne sont pas au sens propre des indicateurs d'effets. Il s'agit d'indicateurs d'excès de dépôt pour l'acidification et l'eutrophisation et d'indicateurs d'exposition pour l'ozone. Les relations entre ces excès ou ces expositions et les effets sur les écosystèmes et les populations ne sont pas abordées dans le modèle.

### 2.3.1 Charges critiques pour l'acidification et l'eutrophisation<sup>39</sup>

#### 2.3.1.1 Définition

Pour la Convention de Genève une charge critique est « une estimation quantitative de l'exposition à un ou plusieurs polluants en dessous de laquelle n'apparaissent pas d'effets nocifs significatifs sur des éléments sensibles spécifiés de l'environnement, dans l'état actuel des connaissances »<sup>40</sup>. Les charges critiques représentent ainsi les niveaux de dépôts

<sup>39</sup> Pour plus de détails, on peut se reporter à : Le Gall, A.C. (2003) « Acidification et eutrophisation en France », INERIS.

<sup>40</sup> Définition de la Convention de Genève, disponible notamment à l'adresse Internet suivante :



à long terme maximaux qui peuvent être tolérés par les écosystèmes sans dommage. Elles ont été conçues comme un instrument de mesure et de modélisation de l'impact des polluants sur l'environnement.

Une charge critique élevée implique que l'écosystème a des capacités élevées (biologiques et biogéochimiques) pour résister à des apports de polluants.

### 2.3.1.2 Fonctions de charges critiques

Les premières charges critiques d'acidification ne prenaient en compte que l'effet acidifiant du soufre (second Protocole Soufre de 1994). La prise en compte de l'azote a rendu impossible de définir une valeur unique à ne pas dépasser et a donc conduit à l'élaboration des 'fonctions de charge critique' pour le soufre et l'azote. Ces fonctions sont caractérisées par trois valeurs :

- $CL_{max}S$ : Dépôt maximal de soufre qu'un écosystème peut tolérer. Cette charge critique est celle qui a été utilisée pour le protocole d'Oslo.
- $CL_{min}N$ : Dépôt d'azote qui pourrait être compensé par les processus qui retirent naturellement de l'azote du milieu.
- $CL_{max}N$ : Dépôt maximal d'azote qui peut être toléré par un écosystème.

La figure ci-dessous schématise les relations entre ces valeurs. Les couples de valeurs de dépôts de soufre et d'azote qui définissent des points situés en dessous de la courbe (zone hachurée) correspondent à des dépôts non acidifiants. Tous les couples représentés par des points au-dessus de la courbe correspondent à des dépôts acidifiants. La courbe est la représentation graphique de la fonction de charge critique et définit tous les couples de charges critiques possibles.

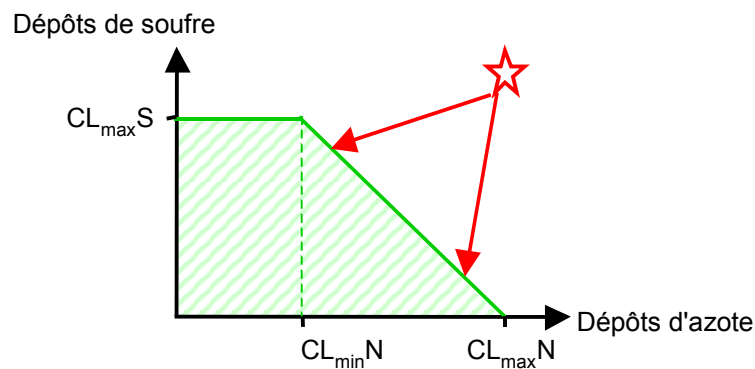


Figure 2. Fonction de charge critique pour le soufre et l'azote acidifiants

À une situation d'excès donnée (représentée par l'étoile sur la figure), correspond donc une infinité de scénarios de réduction des émissions d'azote et de soufre (deux d'entre eux sont représentés par les flèches).

### 2.3.1.3 Carte de charges critiques

Les charges critiques sont recensées par des institutions des différents pays pour leurs écosystèmes, suivant une méthodologie harmonisée. Ces estimations sont collectées et contrôlées par le Centre de coordination des effets (CCE) du Groupe de travail sur les effets (WGE) de l'UN/ECE, situé à l'Institut national pour la santé publique et la protection de l'environnement (RIVM) aux Pays-Bas. Le modèle RAINS intègre ces bases

de données.<sup>41</sup>

À partir des charges critiques pour les différents écosystèmes, le CCE élabore des cartes de charges critiques. Il s'agit généralement de cartes au 5<sup>ème</sup> percentile : à chaque cellule de 50 km x 50 km on attribue comme charge critique la valeur pour laquelle 95 % des écosystèmes sont protégés.<sup>42</sup>

#### 2.3.1.4 Utilisation des charges critiques dans RAINS<sup>43</sup>

RAINS calcule, grâce à son module de dépôt (DEP) les dépôts acidifiants et eutrophisants en chaque cellule de la grille et les compare avec les charges critiques dans ces cellules. À partir de ces données on peut tirer, pour chaque cellule, plusieurs types d'indicateurs :

- l'excès de dépôts pour certains écosystèmes (l'IIASA considère généralement le 2<sup>ème</sup> percentile, c'est-à-dire qu'il considère que les dépôts sont en excès lorsqu'ils sont supérieurs aux charges critiques des 2 % d'écosystèmes les plus sensibles de la cellule considérée) ;
- le pourcentage d'écosystèmes qui subissent des dépôts inférieurs à leur charge critique (i.e. les écosystèmes 'protégés' contre l'acidification) ;
- le dépôt en excès total (au-dessus des charges critiques) cumulé pour tous les écosystèmes dans une cellule. L'excès d'acidification est exprimé en équivalents d'acidité par an. Il est calculé en additionnant la différence, pondérée par la surface de l'écosystème, pour chaque écosystème, entre les dépôts acidifiants (soufre et azote) et la charge critique<sup>44</sup>.

#### 2.3.1.5 Quelques limites

Les valeurs des charges critiques ne peuvent pas être validées car elles prennent pour hypothèse que les écosystèmes sont à l'équilibre, ce qui ne correspond pas à la réalité.

Ces valeurs peuvent varier selon le critère chimique pris en compte, l'objectif biologique que l'on s'est donné (le critère choisi pour l'acidification n'est pas nécessairement uniforme d'un écosystème à l'autre).

Comme pour d'autres données d'entrée et malgré l'existence de recommandations du CCE pour calculer ces charges critiques, certains choix restent à l'initiative du chercheur qui établit les cartes de charges critiques ce qui peut conduire à des estimations différentes d'un expert à l'autre, d'un pays à l'autre.

---

<sup>41</sup> Ces bases de données comprennent actuellement plus de 1,6 millions d' 'écosystèmes' en Europe. (Chaque site semble dans ce contexte appelé 'écosystème'. Il s'agit donc en fait de 1,6 millions de sites étudiés.)

<sup>42</sup> Ces cartes sont un moyen parmi d'autres de présenter les données de charges critiques. RAINS utilise généralement le 2<sup>ème</sup> percentile au lieu du 5<sup>ème</sup>.

<sup>43</sup> Actuellement les objectifs pris en compte dans RAINS cherchent à avoir des dépôts inférieurs aux charges critiques et tant qu'ils leur sont inférieurs il ne leur est pas interdit de croître. Or, comme l'ont confirmé le Groupe de travail des Effets puis l'Organe exécutif qui ont été saisis de ce point en 2002, dans le cas où le dépôt actuel est inférieur à la charge critique, il n'est pas dans l'esprit de la Convention de tolérer une augmentation de ce dépôt – ce qui aurait pour conséquence de 'saturer' l'écosystème, même si *stricto sensu* cela ne violerait pas le principe de charge critique puisque l'excès resterait nul. Prendre en compte ce principe dans RAINS nécessiterait de considérer également les dépôts actuels comme une contrainte susceptible de modifier les données d'entrée que constituent les charges critiques. C'est ce qu'illustre l'arbre de décision proposé par la France et adopté par la suite.

<sup>44</sup> En prenant le chemin le plus court pour atteindre la fonction de charge critique.

### 2.3.1.6 Modèles dynamiques

Les charges critiques ne permettent que de déterminer si le seuil de résistance d'un écosystème est dépassé ou non. Cette notion ne fait intervenir aucune notion d'évolution, de temps. Si le dépôt est égal à la charge critique, la concentration dans l'écosystème, tend vers le seuil à ne pas dépasser, dans un temps infini.

Les modèles dynamiques sont conçus en revanche pour permettre d'évaluer *quand* l'écosystème sera endommagé ou *quand* sa restauration aura lieu. Ils sont plus complexes et demandent davantage de données que les simples modèles de charges critiques.

De tels modèles ne sont pas actuellement intégrés dans RAINS, mais il est envisagé qu'ils le soient prochainement (voir la partie 'Développements en cours').

## 2.3.2 Exposition à l'ozone (AOT40 et AOT60)

### 2.3.2.1 AOT40

Pour estimer l'exposition de la végétation à l'ozone, le modèle RAINS utilise l'AOT40<sup>45</sup>, i.e. la concentration cumulée d'ozone au-dessus d'un seuil de 40 ppb, exprimée en ppm.heures ou en ppb.heures. Il s'agit de la somme des différences entre les concentrations horaires d'ozone (en parties par milliard ou ppb) et 40 ppb, pour toutes les heures (heures de jour seulement) où la concentration est supérieure à 40 ppb.<sup>46</sup>

La valeur de 40 ppb a été choisie car, en Europe, elle correspond grossièrement à la limite entre les concentrations moyennes dans les zones avec une faible fréquence d'épisodes photochimiques et celles avec une forte fréquence. Le choix de ce seuil ne signifie pas que les concentrations inférieures à 40 ppb n'ont pas d'effet.<sup>47</sup>

Comme cela a été vu plus haut, la formation de l'ozone dépend des conditions météorologiques. Cet aspect n'est pas pris en compte directement en ce qui concerne l'exposition de la végétation à l'ozone puisque, dans le modèle RAINS, l'AOT40 est calculé pour des conditions météorologiques moyennées sur 5 ans (données des années 1989 à 1994).

Cet indicateur est de plus en plus controversé car il est très sensible aux biais existant dans les modèles, lorsqu'il est établi à partir de simulations. En effet on cumule sur une longue période des différences de concentrations au-delà d'un seuil relativement bas (surtout en été). De ce fait on cumule également les biais et les erreurs.

### 2.3.2.2 AOT60

L'OMS a défini comme valeur guide pour l'ozone dans l'air ambiant une concentration de 120 µg/m<sup>3</sup> (soit 60 ppb) pour une période de 8 heures par jour. Elle estime que c'est un niveau auquel les effets aigus sur la santé publique sont vraisemblablement faibles. L'IIASA estime qu'il n'est pas réalisable actuellement de déterminer l'impact des stratégies de réduction en termes de nombres de jours où cette concentration est dépassée

---

<sup>45</sup> Accumulated concentration of ozone over a threshold of 40 ppb.

<sup>46</sup> Dans le modèle RAINS, l'AOT40 est calculé à partir des résultats du modèle EMEP : c'est le produit par six des expositions supérieures à 40 ppb à 12h00 GMT et à 18h00 GMT, cumulée sur une période de trois mois.

<sup>47</sup> Working Group on Ozone Directive and Reduction Strategy Development (1999) « Ozone Position Paper », European Commission.

sur une période de 8 heures, sur un laps de temps de plusieurs mois.<sup>48</sup> L'objectif de ne pas dépasser le critère de l'OMS (i.e. 60 ppb comme concentration moyenne sur 8 heures maximale) a donc été exprimé sous la forme d'un indicateur de type AOT, similaire à l'AOT40 : l'AOT60<sup>49</sup>. Il s'agit du cumul des concentrations horaires d'ozone supérieures à 60 ppb, calculé, sur une période de 6 mois estivaux.<sup>50</sup>

Pour être en mesure de tenir compte de la variabilité de la formation de l'ozone liée aux conditions météorologiques, l'AOT60 est calculé, dans le modèle RAINS, pour les conditions météorologiques correspondant à 5 années différentes (les années 1989 à 1994). Cela permet dans certains cas de négliger dans les calculs d'optimisation la situation correspondant à l'année la pire (i.e. celle où la concentration d'ozone est la plus élevée).

## 2.4 LE MODULE D'OPTIMISATION

### 2.4.1 Fonctionnement du module

Les problèmes d'optimisation peuvent être résolus grâce à des méthodes mathématiques différentes. Les choix faits dans RAINS sont ici brièvement exposés et discutés.

#### 2.4.1.1 Qu'inclure dans la fonction d'objectifs ?

RAINS inclut dans la fonction d'objectifs, en plus de la minimisation des coûts, la minimisation de la violation des objectifs<sup>51</sup>. Ces deux termes sont pondérés par des coefficients multiplicatifs. On peut considérer que la fixation de ces coefficients détermine plus ou moins a priori la solution obtenue.

En outre en incluant ces deux termes dans la fonction d'objectifs, cela signifie qu'implicitement on effectue un arbitrage entre le coût des politiques et les violations des contraintes dans certaines cellules.

Une façon plus transparente de procéder serait de n'inclure dans la fonction d'objectifs que la minimisation des coûts. La minimisation des dépassements des objectifs serait alors incluse dans les contraintes. On éviterait ainsi d'utiliser des coefficients de pondération.

#### 2.4.1.2 Optimisation déterministe

Le module d'optimisation de RAINS adopte une approche déterministe. Celle-ci présente l'avantage d'être relativement simple et de requérir relativement peu de temps de calcul dans la mesure où elle nécessite de faire tourner le modèle seulement un nombre limité de fois.

Un premier inconvénient de cette méthode est qu'une seule solution est détectée et décrite alors qu'il existe vraisemblablement un grand nombre de solutions qui pourraient conduire à des politiques de réduction d'émissions presque aussi efficaces (à la fois en termes de

---

<sup>48</sup> Amann, M. et al. (1999) « Economic Evaluation of a Directive on National Emission Ceilings for Certain Atmospheric Pollutants. Part A: Cost-effectiveness Analysis », European Commission, DG Environment, 1999.

<sup>49</sup> Accumulated concentration of ozone over a threshold of 60 ppb.

<sup>50</sup> Le modèle EMEP donne des niveaux d'ozone à des intervalles de 6 heures (minuit, 6h00, 12h00 et 18h00, heures GMT) sur une période de 6 mois. L'AOT60 est calculé comme la somme sur une période de six mois des concentrations d'ozone au-delà de 60 ppb, à 21h00 GMT et 18h00 GMT, multipliée par six.

<sup>51</sup> Et la stabilisation des solutions.

respect des objectifs environnementaux et de faiblesse des coûts). Les négociations politiques seraient plus riches si un plus grand éventail de politiques quasi-optimales était disponible pour chaque jeu d'objectifs environnementaux.

Un deuxième inconvénient de cette méthode est qu'elle ne donne aucune information sur la probabilité pour la politique optimale d'atteindre les résultats attendus (i.e. une situation dans laquelle les objectifs environnementaux sont effectivement atteints, et ce au moindre coût). En réalité, le coût nécessaire pour atteindre un jeu d'objectifs environnementaux dépend fortement de la probabilité d'atteindre ces objectifs.<sup>52</sup> De telles données devraient être communiquées aux décideurs pour qu'ils soient en mesure de choisir simultanément les objectifs environnementaux, leur probabilité de réussite et les coûts correspondants.

#### 2.4.1.3 L'optimisation probabiliste : une amélioration possible ?

On peut proposer deux voies d'amélioration :

- On pourrait rendre le module d'optimisation plus flexible sans introduire, dans la fonction d'objectifs, de terme pour minimiser les dépassements des objectifs environnementaux.
- On pourrait insister sur les incertitudes sur les résultats des politiques et le fait que l'augmentation des coûts de ces politiques peut permettre d'augmenter la probabilité d'atteinte des objectifs.

Une façon d'obtenir ce genre de choses est de formuler le problème d'optimisation dans un cadre probabiliste. Dans un tel cadre, on aurait comme données d'entrée une distribution de scénarios et, comme données de sortie, une distribution de politiques optimales qui permettraient d'atteindre les objectifs environnementaux fixés avec une certaine probabilité. Au lieu d'avoir des objectifs qui doivent être respectés, aux dépassements autorisés près, sans précision de probabilité<sup>53</sup>, le module d'optimisation pourrait ainsi donner des politiques qui permettraient aux pays d'atteindre les objectifs avec une probabilité de n % (n étant fixé ex ante).

Une telle façon d'optimiser est sans doute plus complexe et requiert plus de temps que la méthode déterministe mais elle est susceptible de fournir des résultats plus utiles aux décideurs.

### 2.4.2 Utilisation du modèle : Présentation des résultats

#### 2.4.2.1 Variables d'ajustement

RAINS inclut de nombreuses variables d'ajustement (les coefficients multiplicatifs des trois termes de la fonction d'objectifs, le terme de stabilisation). Elles servent notamment à fournir des solutions 'propres', i.e. qui ne soient pas contraintes par les objectifs environnementaux dans un nombre trop petit de cellules et qui restent proches lorsque les

---

<sup>52</sup> « Il est important de relever que les calculs déterministes traditionnels du modèle RAINS représentant la médiane de la distribution de probabilité et de ce fait il y a une probabilité de 50 % que les objectifs environnementaux soient atteints. » (Suutari, R., Amann, M. et al. (2001) « From Economic Activities to Critical Load Exceedances in Europe – An Uncertainty Analysis of Two Scenarios of the RAINS Integrated Assessment Model », IIASA, Interim report IR-01-020, page 44.)

<sup>53</sup> La probabilité d'atteindre les résultats énoncés par le modèle n'est, à de très rares exceptions près (voir la note précédente), jamais énoncée. Cette omission de la probabilité de réussite peut laisser imaginer qu'elle est de l'ordre de 100 %, alors que l'IIASA admet qu'elle n'est que de 50 %.

données d'entrée sont proches.

Le choix de ces variables peut beaucoup influencer sur les solutions obtenues. Il est de ce fait très important que ces coefficients et la façon dont ils sont fixés soient explicités aussi clairement et de façon aussi transparente que possible, à la fois avant de faire tourner le modèle et après, au moment de la présentation des résultats.

#### 2.4.2.2 Présentation alternative des résultats

Actuellement les objectifs environnementaux sont déterminés ex ante, sans prendre en compte les coûts mais en tenant compte des possibilités techniques de réduction dans les différentes cellules de la grille. Le modèle détermine ensuite la façon la moins coûteuse d'atteindre ces objectifs.

Il existe une autre façon de fixer les objectifs : les politiques de réduction des émissions pourraient être données sous la forme de courbes de coût marginal, fonction des objectifs (sur l'axe des abscisses on aurait le niveau des objectifs environnementaux et sur l'axe des ordonnées on aurait le coût marginal correspondant à la politique la moins coûteuse pour atteindre ces objectifs). Il reviendrait alors aux décideurs de fixer le niveau des objectifs à un point où ils considèrent qu'un accroissement de la qualité de l'environnement ne justifie plus les coûts nécessaires.<sup>54</sup>

#### 2.4.3 Conclusions sur le module d'optimisation

Ce module fut créé originellement pour traiter un problème 'relativement' simple (ou au moins linéaire), celui de l'acidification. Des objectifs politiques (avoir un traitement multi-polluants multi-effets) ont conduit à le rendre de plus en plus complexe, notamment en y intégrant la formation d'ozone troposphérique, modélisée par des équations beaucoup plus complexes que celles utilisées pour l'acidification et l'eutrophisation (introduction de termes non-linéaires). Cette complexité croissante a conduit à l'adjonction d'artefacts mathématiques pour rendre le module plus opérationnel. Cela a contribué à le rendre de plus en plus obscur et de plus en plus discutable.<sup>55</sup>

#### 2.4.4 Propositions

On peut avancer quelques pistes pour avoir une utilisation plus efficace et plus transparente de l'optimisation :

- Améliorer la documentation scientifique disponible sur le module d'optimisation, notamment sur l'algorithme utilisé.<sup>56</sup>
- Rendre disponibles les résultats plus en détails. Par exemple, lorsque l'optimisation est effectuée avec des contraintes environnementales par cellule, fournir les impacts chiffrés sur l'environnement et la santé par cellule.<sup>57</sup>

---

<sup>54</sup> Malheureusement cette façon de présenter les résultats demande beaucoup plus de temps de calcul que la méthode actuelle.

<sup>55</sup> Voir notamment : Førsund, F.R. et Wolfgang, O. (2002) « The Compensation Mechanism In The RAINS Model: The Norwegian Targets For Acidification », The Frisch Centre.

<sup>56</sup> Une critique de RAINS par la communauté scientifique est prévue par la Commission européenne, dans le cadre de sa prestation pour le programme CAFE.

<sup>57</sup> Actuellement ces résultats sont donnés sous forme de carte. La présentation des résultats sous forme de tableaux, pour fastidieuse qu'elle soit, fournit des informations plus précises. Ces données n'ont pas

- Modifier la formulation de la fonction d'objectifs pour éviter d'utiliser des coefficients multiplicatifs qui déterminent en partie la solution obtenue et fixent des arbitrages a priori entre les coûts et les violations des objectifs.

Dans un deuxième temps il peut être intéressant de réfléchir aux pistes suivantes d'amélioration, qui demandent toutefois une étude plus approfondie et qui nécessitent des temps de calcul plus importants :

- Fournir les solutions sous la forme de courbes de coût marginal, fonction du niveau des objectifs environnementaux pour laisser les décideurs fixer ces objectifs à un niveau où ils considèrent qu'un accroissement de la protection de la santé et de l'environnement ne justifie plus les coûts nécessaires.
- Considérer l'utilisation d'un cadre d'optimisation probabiliste pour fournir aux décideurs des informations sur le coût d'une augmentation de la probabilité d'atteindre les objectifs.

## 2.5 LA DEFINITION DES OBJECTIFS ENVIRONNEMENTAUX

Le module d'optimisation n'est qu'un outil. La façon dont on l'utilise, notamment les objectifs qui lui sont assignés, est essentielle.

Il faut bien avoir à l'esprit que **l'optimisation ne donne pas la solution la meilleure à tous points de vue mais seulement la solution qui répond le mieux à la question posée.** La définition précise d'une solution optimale doit précéder l'utilisation du module et est loin d'être évidente.

En s'interrogeant sur les objectifs environnementaux, il est en fait nécessaire de se poser des questions de deux types :

- 1) Quels objectifs veut-on atteindre ?
- 2) Le modèle disponible actuellement est-il en mesure de déterminer des stratégies pour atteindre ces objectifs, est-il suffisamment efficace et précis pour répondre pertinemment aux objectifs qui lui sont fixés ?

### 2.5.1 Les principes des critères retenus

La définition des jeux d'objectifs environnementaux a fait l'objet de beaucoup d'attention de la part de l'IIASA. Au fur et à mesure de l'évolution des objectifs politiques et du développement de RAINS, l'IIASA a affiné et complexifié la définition des objectifs.

#### 2.5.1.1 Processus de définition des jeux de contraintes environnementales

À long terme, l'objectif est d'avoir, partout en Europe, des dépôts acidifiants et eutrophisants inférieurs aux charges critiques et des concentrations en ozone inférieures aux normes pour la végétation et la population. Ces objectifs ont semblé inaccessibles à l'horizon 2010, c'est pourquoi il a été nécessaire de définir des objectifs intermédiaires<sup>58</sup>. Nous ne discuterons pas ici des objectifs de long terme mais seulement des objectifs intermédiaires. Il faut donc garder à l'esprit que les différents objectifs discutés ci-dessous

---

nécessairement besoin d'être disponibles dans les rapports intermédiaires, mais au moins sur le site Internet de l'IIASA.

<sup>58</sup> 'Interim targets'.

doivent tendre à long terme vers le même résultat final.

La définition de ces objectifs intermédiaires a été effectuée progressivement. Une tentative de laisser la définition de ces objectifs intermédiaires à la charge des états a échoué. Cela a notamment conduit à définir le concept de ‘gap closure’ (explicité plus loin).

L’idée première était de raisonner à partir des effets, i.e. de trouver des stratégies de réduction des émissions conduisant à des effets environnementaux qui satisfont à des critères déterminés. Il a fallu définir ces critères. Il était souhaité que ceux-ci soient fixés en trouvant un juste milieu entre :

- traiter en priorité le cas des zones les plus polluées en imposant des limites absolues d’exposition uniformes ;
- obtenir des améliorations relatives par rapport à une situation de référence égales partout (concept du ‘gap closure’<sup>59</sup>).

Les jeux de contraintes retenus combinent ces deux types d’objectifs. Ces jeux de contraintes furent modifiés pour prendre en compte certaines conséquences du processus d’optimisation. Ainsi les premières simulations produisaient des solutions où un petit nombre de cellules conditionnaient les résultats pour l’ensemble de l’Europe. Le strict respect des contraintes dans ces cellules (alors que les objectifs étaient dépassés dans la majorité des autres cellules) occasionnait des surcoûts globaux importants. Des non-respects limités de certaines contraintes furent autorisés (principe de compensation). La diversité des conditions météorologiques et son impact sur la formation de l’ozone, la faiblesse des MFR<sup>60</sup> dans certaines cellules sont d’autres facteurs qui ont influé sur la définition des jeux de contraintes environnementales.

### 2.5.1.2 Concept de ‘gap closure’

Il s’agit de réduire d’au minimum un pourcentage donné, dans toutes les cellules de la grille EMEP, l’écart (le ‘gap’) entre la situation actuelle et l’objectif final.

Pour l’ozone (exposition de la population et de la végétation), un seul type de ‘gap closure’ est considéré, à savoir le ‘gap closure’ de l’AOT (40 ou 60), soit une réduction de l’exposition cumulée à l’ozone au-dessus d’un seuil.

Pour l’acidification et l’eutrophisation, en fonction du ‘gap’ considéré, on peut définir trois types de ‘gap closure’ :

- le ‘gap closure’ de dépôt (concept utilisé pour le second Protocole soufre de 1994) ;<sup>61</sup>
- le ‘gap closure’ de surface d’écosystèmes non protégés (concept utilisé pour la définition de la stratégie acidification de la Commission européenne) ;
- le ‘gap closure’ d’excès de dépôt accumulé, c’est-à-dire le produit des dépôts en excès

---

<sup>59</sup> L’objectif est la suppression (‘closure’) de l’écart (le ‘gap’) entre une situation de référence et une valeur cible. Cette suppression n’étant pas possible entièrement en 2010, il s’agit de réduire cet écart d’un certain pourcentage.

<sup>60</sup> ‘Maximum feasible reductions’, soit les réductions d’émissions les plus importantes réalisables techniquement.

<sup>61</sup> Un ‘gap closure’ de dépôt acidifiant de N % signifiait que, pour chaque cellule, on cherchait à réduire de N % l’écart entre les dépôts en 1990 et le niveau des charges critiques pour lequel 98 % des écosystèmes étaient protégés.



des charges critiques par la surface des écosystèmes où ces dépôts ont lieu (concept utilisé généralement depuis plusieurs années et notamment pour la préparation du Protocole de Göteborg et de la directive NEC).<sup>62</sup>

Ces trois types de ‘gap closure’ peuvent être utilisés séparément ou ensemble. Actuellement les jeux de contraintes environnementales utilisés par l’IIASA utilisent communément les deux derniers types de ‘gap closure’ (‘gap closure’ de surface d’écosystèmes non protégés et ‘gap closure’ d’excès de dépôt accumulé) simultanément.

### 2.5.1.3 Optimisation par cellule

Un point capital des jeux d’objectifs environnementaux étudiés par l’IIASA est la fixation de contraintes environnementales **pour chaque cellule** (initialement des cellules de 150 km x 150 km, actuellement des cellules de 50 km x 50 km). Cela a pour but d’être en mesure de fixer des objectifs pour les régions les plus polluées.

La priorité est donc mise sur le fait d’obtenir des améliorations dans les zones les plus polluées plutôt que d’obtenir des améliorations globales.

### 2.5.1.4 Flexibilité, compensation

Une application stricte de l’optimisation par cellule conduit à obtenir des solutions qui sont déterminées par les contraintes dans un nombre très réduit de cellules. Plusieurs moyens mathématiques ont été mis en œuvre pour atténuer ceci. Le principal est le principe de compensation : un objectif peut ne pas être atteint dans une cellule à condition que cela soit compensé dans une autre cellule du même pays.

Ces mécanismes de flexibilité sont à leur tour ‘encadrés’ pour éviter de donner lieu à des conséquences trop importantes : il faut respecter un pourcentage minimum d’amélioration, un terme est introduit dans la fonction d’objectifs pour minimiser les non-respects d’objectif, etc.

Toutes ces astuces mathématiques permettent d’éviter des solutions excessives ou aberrantes mais elles présentent de lourds inconvénients : elles accroissent la complexité des objectifs et rendent de ce fait les jeux de contraintes environnementales étudiés de plus en plus opaques ; elles introduisent des artefacts mathématiques qui modifient les solutions (c’est d’ailleurs leur but) dans une proportion qu’il est difficile d’estimer.

## 2.5.2 Différents jeux de contraintes environnementales d’étude

L’IIASA compare différentes situations futures<sup>63</sup>. Ces états futurs comprennent des niveaux d’émission et des coûts de réduction par pays et par polluant d’une part et les indicateurs d’effet, par cellule, correspondant à ces émissions, d’autre part. Dans les travaux de l’IIASA de ces dernières années, l’année cible, c’est-à-dire celle pour laquelle on évalue et on compare les résultats de différentes politiques de réductions des émissions, est l’année 2010. Les situations décrites ici sont des simulations pour cette année 2010. Ces situations futures peuvent être de deux types :

- Des situations sans optimisation, déterminées grâce au mode scénario du modèle RAINS. Les émissions sont fixées (situation passée ou prospective sur les émissions à

---

<sup>62</sup> Voir notamment : Posch, M. (1999) « Critical Loads Exceedance and Gap Closure Methods - A Summary », IIASA, presented at the 23<sup>rd</sup> meeting of the TFIAM.

<sup>63</sup> L’IIASA appelle ces états futurs des ‘scénarios’.

partir de l'évolution des techniques et de la législation) et les effets environnementaux en sont déduits. Parmi ces situations, on peut citer la situation REF, état de référence des émissions et des effets en 2010 et les situations MFR, censées représenter les stratégies de réduction des émissions les plus contraignantes possibles.

- Des situations optimisées, correspondant à des stratégies 'optimales' de réductions des émissions en 2010. Ces situations sont déterminées grâce au module d'optimisation à partir de jeux de contraintes environnementales<sup>64</sup>. Le module calcule à la fois les émissions et les indicateurs d'effet correspondant. L'IIASA a défini un grand nombre de telles situations en intégrant un nombre varié de contraintes environnementales. La stratégie H1 qui a servi de base aux négociations pour la directive NEC est étudiée plus bas.

### 2.5.2.1 Situations sans optimisation

La situation CRP (Current Reduction Plan) prend en compte les plafonds sur les émissions nationales adoptés officiellement ou annoncés internationalement. La situation CLE (Current Legislation) intègre les décisions réglementaires (actuelles ou futures déjà décidées) légalement contraignantes sur le contrôle des émissions dans les pays européens. La situation de référence, par rapport à laquelle sont généralement comparés les résultats de l'optimisation, est la situation REF. Elle est construite en prenant, pour chaque pays, la situation la plus contraignante entre celle de la situation CRP et celle de la situation CLE.

La situation MFR (Maximum Technically Feasible Reduction) 'ultime' considère que toutes les techniques de contrôle des émissions disponibles sont appliquées à toutes les sources émettrices en 2010. La situation MFR 'réaliste' tient compte du taux de renouvellement (tiré d'observations historiques) du stock de capital au moment de déterminer l'application potentielle des options de contrôle des émissions disponibles. Lors du processus d'optimisation, il est considéré qu'il est impossible d'aller au-delà des réductions prévues par ces deux situations MFR.<sup>65</sup> Dans l'étude pour la préparation de la directive NEC, c'est la situation 'MFR ultime' qui a été prise en compte.

### 2.5.2.2 Jeu de contraintes environnementales central H1 (F1, K1)

#### 2.5.2.2.1 Présentation générale

Dans son rapport préparatoire à la directive NEC<sup>66</sup>, l'IIASA donnait les résultats du

---

<sup>64</sup> L'IIASA appelle également parfois ces jeux de contraintes environnementales des 'scénarios'. Ce terme de 'scénario' peut donc recouvrir dans les rapports de l'IIASA trois éléments différents :

– les *scénarios d'activités pour l'année 2010*, i.e. des visions prospectives de l'activité économique en 2010 ; nous conservons le terme 'scénario' dans ce sens ;

– les *stratégies de réductions des émissions en 2010*, i.e. des visions prospectives des émissions des différents pays en 2010 ; dans ce sens nous parlerons de 'situations' ;

– les *jeux de contraintes environnementales* qui servent de données d'entrée au module d'optimisation ; ces jeux permettent à ce module de trouver des stratégies de réductions des émissions que l'on peut comparer à d'autres visions prospectives des émissions ; dans ce troisième sens nous parlerons de 'jeux de contraintes environnementales'.

<sup>65</sup> Il faut noter que, par définition, des changements structurels (changements des niveaux d'activité, des modes de production et de consommation, amélioration de l'efficacité énergétique) sont exclus de ces situations.

<sup>66</sup> Amann, M. et al. « Economic Evaluation of a Directive on National Emission Ceilings for Certain Atmospheric Pollutants. Part A: Cost-effectiveness Analysis », European Commission, DG Environment, 1999.

module d'optimisation de RAINS calculés à partir de plusieurs jeux d'objectifs environnementaux :

- un jeu de contraintes environnementales central (H1) qui fixe pour objectifs des améliorations relatives égales dans toutes les cellules de la grille par rapport à une année de référence ('gap closure') ;
- des jeux de contraintes environnementales H2 et H3 sensiblement équivalents au jeu H1 mais faisant légèrement varier les objectifs chiffrés ;
- des jeux de contraintes environnementales privilégiant un effet parmi d'autres (seulement l'acidification ou seulement l'ozone) ;
- des jeux de contraintes environnementales prenant en compte d'autres hypothèses pour les scénarios d'activité (notamment un scénario dans lequel l'Union européenne respecte ses engagements de Kyoto) ;
- des jeux de contraintes environnementales qui s'appliquent non plus à l'Europe des 15 mais à l'ensemble de l'Europe au sens de l'UNECE.

Le jeu de contraintes environnementales H1 est composé d'objectifs divers (ces contraintes sont précisées dans les deux paragraphes suivants) :

- Réduire en 2010 la surface non protégée contre l'acidification d'au moins 50 % par rapport à 1990.
- Réduire l'exposition à l'ozone pour la santé (AOT60) de 2/3 entre 1990 et 2010.
- Réduire l'exposition à l'ozone pour la végétation (AOT40) de 1/3 entre 1990 et 2010.

Il ne comprend pas d'objectif en terme d'eutrophisation.

#### 2.5.2.2.2 Exemple des contraintes pour l'AOT60

Les objectifs environnementaux en ce qui concerne l'exposition à l'ozone de la population sont constitués par un jeu complexe de contraintes :

- 1) Une contrainte principale, dite 'contrainte molle'.  
L'objectif est de réduire le 'gap closure' de 67 %. Dans les stratégies calculées par le module d'optimisation l'AOT60, dans chaque cellule, est réduit d'au moins 67 % par rapport à l'AOT60 de 1990 ou reste à la situation de référence de 2010 (situation REF), si ce dernier niveau est le moins élevé.
- 2) Un principe de globalisation des efforts de réduction par pays, dit 'principe de compensation'.  
On autorise l'AOT60 à ne pas atteindre la contrainte précédente ('contrainte molle') à condition que l'AOT60 en excès (pondéré par la population dans la cellule) soit compensé par des dépassements de la contrainte molle dans d'autres cellules du même pays (pondérés par la population dans les cellules).  
La compensation des efforts par pays peut se faire également sur le plan temporel : un dépassement des objectifs une année peut compenser une non-atteinte une autre année<sup>67</sup>.

---

<sup>67</sup> Les années considérées ici sont les cinq années météorologiques. En effet, pour tenir compte du fait que la météorologie influe fortement sur la formation d'ozone, l'AOT60 est calculé avec les conditions

- 3) Des contraintes supplémentaires pour éviter d'éventuels excès dus au principe de compensation.
  - a) L'AOT60 doit également rester sous une contrainte absolue (2,9 ppm.heures), sauf dans la pire des 5 années considérées<sup>68</sup> ;
  - b) l'AOT60 doit rester inférieure à l'AOT60 de la situation de référence en 2010 ;
  - c) l'AOT60 doit satisfaire un 'gap closure' minimum de y %.
- 4) Enfin la limite de sensibilité du modèle est fixée à 0,4 ppm.heures. Cela a deux conséquences : les objectifs à atteindre ne peuvent être inférieurs à 0,4 ppm.heures ; les réductions en dessous de 0,4 ppm.heures ne peuvent pas servir dans le mécanisme de compensation.

#### 2.5.2.2.3 Les contraintes pour les autres effets

Pour l'AOT40, le jeu de contraintes était du même ordre (avec une réduction de l'AOT40 de 33 % et une contrainte absolue de 10,0 ppm.heures).

Pour l'acidification, les objectifs étaient plus simples :

- 'gap closure' de 95 % pour l'acidité en excès cumulée
- 'gap closure' de 50 % pour la superficie des écosystèmes non protégés.

Le principe de compensation est introduit également : il est possible de ne pas atteindre dans une cellule les objectifs en terme d'acidité en excès accumulée à condition que cela soit compensé par un dépassement des objectifs dans d'autres cellules du même pays.

### 2.5.3 Quelques interrogations

#### 2.5.3.1 Critères de l'optimisation

Le module d'optimisation de RAINS est capable de prendre en compte, au moins, l'acidification, l'eutrophisation et l'exposition de la population et de la végétation à l'ozone. D'autres effets seront bientôt pris en compte. Depuis quelques années les jeux de contraintes environnementales étudiés par l'IIASA négligent l'eutrophisation et n'incluent des contraintes que pour l'acidification et l'ozone.

Il est possible qu'ajouter une contrainte pour l'eutrophisation complique le processus sans influencer fortement sur les résultats. Il semblerait qu'au niveau de l'Europe des 15, si on ajoute une contrainte en terme d'eutrophisation, consistant en un 'gap closure' de 60 % pour les dépôts d'azote en excès cumulés, à un jeu de contraintes environnementales AOT60-AOT40-acidification (i.e. passer du jeu F1 au jeu G5/2), ne change quasiment pas les résultats globaux, ni en termes d'émissions, ni en termes d'effets. Il faudrait toutefois pouvoir le confirmer avec précision. On peut noter en outre que dans le scénario F1 le 'gap closure' de l'excès de dépôts acidifiants cumulés est de 95 %.

En outre, d'après l'IIASA, les cartes de charges critiques fournies par les états pour l'eutrophisation sont moins précises que celles pour l'acidification.<sup>69</sup>

---

météorologiques de cinq années différentes.

<sup>68</sup> On parle d'année la pire pour définir l'année dont les conditions météorologiques conduisent aux concentrations d'ozone les plus importantes.

<sup>69</sup> D'après l'IIASA les cartes de charges critiques pour l'eutrophisation fournies par certains pays comportent

### 2.5.3.2 Fixer les objectifs ou fixer les coûts ?

En théorie on peut, au moyen de l'optimisation, chercher à minimiser les coûts à objectif environnemental fixé, ce qui est fait généralement par l'IIASA, ou maximiser les améliorations environnementales à budget constant ou à coût marginal de dépollution fixé.

Cette deuxième méthode présente l'avantage de chercher à dépolluer *le plus possible* alors qu'avec la première on se contente d'atteindre des seuils et on ne cherche pas à aller au-delà, même si le coût en est acceptable.

La première méthode se justifie particulièrement lorsque l'on cherche à atteindre des seuils bien définis (par exemple des seuils au-delà desquels on considère que les risques ne sont plus acceptables). C'est actuellement le cas pour les contraintes qui imposent un plafond d'exposition à l'ozone (ainsi dans H1, l'AOT60 doit rester sous une contrainte absolue fixée à 2,9 pmm.heures). En revanche ce n'est pas le cas pour les contraintes exprimées en terme de 'gap closure' : elles sont définies à partir de considérations d'améliorations relatives et n'ont pas d'existence physique objective bien déterminée.

Un avantage important de la première méthode est qu'elle permet d'éviter de fixer des pondérations a priori entre les différents effets.<sup>70</sup> Au contraire, si on souhaite maximiser les améliorations environnementales à budget constant en prenant en compte plusieurs effets environnementaux, il est nécessaire d'effectuer des arbitrages entre ces effets (ce qui revient à décréter par exemple qu'éviter N décès en réduisant les concentrations d'ozone a autant de 'valeur' que protéger M hectares contre l'acidification).

### 2.5.3.3 Comment faire intervenir les objectifs de long terme ?

Actuellement l'optimisation est effectuée à une date donnée et n'intègre pas de perspectives dynamiques. Il est toutefois envisagé d'introduire un aspect dynamique dans la prise en compte des charges critiques (voir la partie 'Développements en cours').

Jusqu'à maintenant le fait de négliger le long terme dans l'optimisation a conduit à des résultats problématiques principalement pour l'ozone : à cause de la non-linéarité de la formation de l'ozone, si les concentrations en NOx sont élevées, une légère baisse de celles-ci risque d'augmenter la concentration en ozone au lieu de la diminuer.<sup>71</sup> Dans un tel cas, c'est en baissant les concentrations de COV qu'on peut réduire la formation de l'ozone. Le module d'optimisation donne alors des stratégies selon lesquelles à une date donnée, il ne faut pas diminuer les émissions de NOx dans certains pays où les concentrations sont très fortes car cela augmenterait la formation d'ozone. Dans l'optique de réduire la formation de l'ozone en 2010 (ou à une autre date), ce résultat est parfaitement logique. Si on conduit une telle étude d'optimisation tous les 10 ans, le même résultat risque d'être obtenu et jamais cette 'colline d'ozone' ne sera franchie. Mais à plus long terme, il est évident qu'il est souhaitable de diminuer les émissions de NOx.<sup>72</sup> Ce

---

peu de points et peu de variations entre les charges critiques des différents points.

<sup>70</sup> Cependant une telle pondération entre des coûts et différents critères environnementaux est introduite lorsque l'on ajoute à la fonction d'objectifs un terme pour minimiser les violations des objectifs environnementaux.

<sup>71</sup> Phénomène de la colline d'ozone.

<sup>72</sup> Landrieu, G. (1999) « Questions posées par l'emploi du modèle RAINS pour l'étude des stratégies de réduction de la pollution atmosphérique transfrontière », *Pollution atmosphérique*, décembre 1999, pages 65-77.

problème n'est pas abordé par l'IIASA.<sup>73</sup>

#### 2.5.3.4 Équité

Diminuer l'impact environnemental ou minimiser les coûts ne suffit pas, il semble également nécessaire de veiller, dans la mesure du possible, à mettre en place des stratégies suffisamment équitables. Faire des efforts communs pour réduire partout la pollution et ses effets de façon similaire semble conforme à un principe de solidarité présidant à une convention internationale.

##### 2.5.3.4.1 Amont ou aval ?

Il est possible de fixer des contraintes d'équité plus ou moins en amont du processus de décision. On peut distinguer deux extrêmes :

- Fixer des contraintes d'équité en première priorité lors de la définition des contraintes environnementales. C'est la solution choisie actuellement.
- Ne pas fixer a priori de contraintes d'équité et vérifier ex post que les stratégies obtenues ne sont pas trop inéquitables et éventuellement les corriger si tel est le cas.<sup>74</sup>

##### 2.5.3.4.2 Égalité d'efforts ou d'effets ?

Une stratégie de réduction des émissions présente des bénéfices (amélioration de l'environnement) et des coûts (coûts de réductions des émissions). Il est possible de chercher une répartition équitable des uns ou des autres.

Une répartition équitable des coûts peut se traduire de différentes façons : égalité du coût de dépollution par tonnes émise (ce qui correspond dans une certaine mesure, au principe pollueur payeur), égalité du coût de dépollution par habitant, égalité du coût marginal de dépollution (si un pays a déjà beaucoup dépollué, ses coûts marginaux de dépollution ont augmenté et il lui sera demandé un effort moindre de dépollution)<sup>75</sup>, etc. Une égalité d'efforts peut également être exprimée en termes de moyens mis en œuvre : on peut imaginer d'appliquer dans tous les pays les mêmes technique de dépollution<sup>76</sup>.

Le choix actuel est de viser une répartition uniforme des bénéfices (en termes relatifs). Les coûts ne sont pas forcément répartis équitablement.

##### 2.5.3.4.3 Équité entre pays ? entre cellule ?

Il n'est pas techniquement possible d'étudier l'impact des stratégies sur chaque individu. À

---

<sup>73</sup> Cela rejoint également des questions d'équité dans la mesure où cela peut conduire à des solutions de répartition des réductions d'émissions dans lesquelles certains des pays les plus émetteurs de NOx ne sont pas tenus de réduire leurs émissions, de peur d'accroître les concentrations d'ozone.

<sup>74</sup> Il s'agit d'un processus assez courant, notamment aux États-Unis, pour évaluer des politiques : on étudie d'abord ses effets environnementaux et ses coûts globaux puis on vérifie qu'elle n'a pas d'effets distributifs négatifs (par exemple des impacts négatifs plus importants pour les populations à faible revenus).

<sup>75</sup> Une minimisation globale des coûts, à objectif fixé en termes de réductions des émissions, égaliserait les coûts marginaux de dépollution. Si l'on minimisait les coûts avec des contraintes exprimées en termes d'effets, on aurait l'égalité des coûts marginaux de dépollution pondérés par l'impact des réductions en question.

<sup>76</sup> Cela rejoint l'approche de la directive IPPC avec les MTD ou celle des directives sur la teneur en soufre des carburants ou sur les émissions unitaires des véhicules.

quel niveau peut-on se placer ? Il est sans doute nécessaire de le faire au moins au niveau de chaque pays.<sup>77</sup> Il est possible d'affiner géographiquement les contraintes d'équité et de s'intéresser à des zones plus petites que les états, comme c'est le cas actuellement.

La solution choisie en ce moment est en effet de raisonner par cellule (la taille de chacune d'entre elle étant passée récemment de 150 km x 150 km à 50 km x 50 km) puis de relâcher les contraintes et de les globaliser, dans une certaine mesure seulement, au niveau de chaque état.

#### 2.5.3.4.4 Difficultés de la prise en compte concrète de l'équité

La prise en compte de l'équité se heurte donc à un certain nombre de difficultés :

- Il est impossible de définir de façon univoque l'équité ou la justice.
- L'intégration de critères d'équité au sein de l'optimisation la complexifie et l'opacifie.
- Une uniformisation des efforts ou des résultats attendus entraîne un nivellement par le bas : si l'on souhaite que toutes les cellules voient une certaine amélioration, cette amélioration ne peut pas être trop contraignante sous peine d'être inaccessible à certains endroits.
- L'intégration de critères d'équité augmente le coût des solutions optimales, tel qu'il est défini dans RAINS, et les empêche de satisfaire à des critères de coût-efficacité globaux.<sup>78</sup>

Il est nécessaire (mais délicat) de trouver un meilleur équilibre entre les contraintes de rationalité globale et une attention aux questions locales et à l'équité que celui atteint actuellement avec RAINS.

Dans le cas présent la contrainte par cellule complexifie le problème d'optimisation en multipliant le nombre de contraintes. En outre pour relâcher cette contrainte, qui s'est souvent avérée trop stricte, furent introduits des mécanismes correctifs (principe de compensation) qui ont nécessité à leur tour d'être encadrés par d'autres artefacts mathématiques.

#### 2.5.3.4.5 Efficacité

Nous avons vu que la contrainte par cellule cherche à obtenir une répartition équitable des effets mais complexifie l'optimisation et augmente le coût des stratégies optimales.

On peut poser deux questions :

- Le modèle RAINS est-il assez précis pour traiter des problèmes locaux (i.e. dans des cellules de 50 km x 50 km) ? Les contraintes dans leur formulation actuelle parviennent-elles à atteindre leurs objectifs théoriques (réductions des effets pour tous) beaucoup mieux que des contraintes globales, beaucoup plus simples ?

---

<sup>77</sup> Notamment dans la mesure où les cadres pour lesquels RAINS s'appliquent sont des cadres multinationaux, sans réel pouvoir central unique.

<sup>78</sup> Nous parlons ici des coûts et des rapports coût/efficacité tels qu'ils sont définis et calculés dans RAINS. Celui-ci néglige de nombreux coûts (coûts sociaux notamment). À un niveau moins simplifié et plus proche de la réalité les effets de la prise en compte de l'équité sur les coûts des stratégies 'optimales' sont plus difficiles à estimer.

- Est-ce le rôle d'une politique globale, telle que celles qu'aide à mettre en place le modèle RAINS, de s'occuper, pour les différents types d'effets environnementaux, en priorité de problèmes locaux, au lieu de viser des objectifs plus globaux ?

#### 2.5.4 Des jeux de contraintes environnementales alternatifs

En 1998, le Ministère de l'environnement français a demandé à l'IIASA d'étudier trois jeux d'objectifs environnementaux alternatifs,<sup>79</sup> ce qui a donné lieu à un rapport de l'IIASA.<sup>80</sup> Ces trois jeux de contraintes environnementales<sup>81</sup> sont plus simples, fixent des objectifs environnementaux à un niveau plus global, que ceux étudiés par l'IIASA. Au niveau global européen, ils obtiennent des meilleurs résultats bénéfiques/coûts. Cela s'explique par le fait qu'ils ne remplissent pas toutes les contraintes environnementales des jeux de contraintes de l'IIASA : ainsi l'IIASA affirme que des cellules particulièrement sensibles seront mieux protégées dans ses propres jeux de contraintes environnementales.<sup>82</sup> Ces jeux de contraintes alternatifs cherchent à maximiser l'amélioration globale plutôt que de fixer des objectifs qui doivent être respectés partout. Mais ils présentent l'avantage de définir des politiques de réductions des émissions plus simples à mettre en œuvre et donc encore moins coûteuses.

Les jeux de contraintes environnementales de l'IIASA, et principalement la contrainte par cellule, permettraient d'obtenir des stratégies qui réduiraient les effets de façon plus homogène entre les cellules. Même ceci n'est pourtant pas assuré. En comparant, comme cela est fait en annexe, deux jeux de contraintes environnementales aux objectifs environnementaux globaux équivalents, un jeu de contraintes environnementales avec des contraintes globales (proposé par l'INERIS) et un jeu de contraintes environnementales avec des contraintes par cellule (proposé par l'IIASA), on s'aperçoit des faits suivants :

- Le jeu aux contraintes globales a des coûts moins élevés et des meilleurs résultats environnementaux (pour chacun des 4 effets) au niveau global.
- Pour l'acidification et l'eutrophisation certains pays sont mieux protégés avec le jeu aux contraintes par cellule, d'autres le sont moins et les cellules les plus touchées sont mieux protégées avec le jeu de contraintes par cellule.
- Mais pour l'exposition à l'ozone (végétation et population), chaque pays de l'Europe des 15 est mieux protégé avec le jeu de contraintes environnementales globales et la majorité des cellules, notamment les cellules les plus touchées, sont mieux protégées avec ce jeu de contraintes globales.

Ce jeu de contraintes globales présente également l'avantage d'être défini de manière plus simple et donc de conduire à des processus d'optimisation moins complexes et plus transparents.

---

<sup>79</sup> Landrieu, G., Mudgal, S. (2000) « Simple is beautiful... and efficient. An illustration in the field of LRTAP strategies », INERIS.

<sup>80</sup> Amman, M. et al. (2000) « Further analysis of scenario results obtained with the RAINS model », IIASA.

<sup>81</sup> Pour plus de détails sur ces jeux de contraintes alternatifs et leur comparaison avec ceux utilisés par l'IIASA, on peut se reporter aux annexes.

<sup>82</sup> C'est sans doute vrai en théorie. Mais en pratique, vu les incertitudes des résultats, on peut se demander si cela vaut la peine de se concentrer ainsi sur des objectifs aussi pointus.



## 2.5.5 Conclusion sur les objectifs environnementaux

La définition des jeux de contraintes environnementales utilisés dans le processus d'optimisation représente un point clé de tout le fonctionnement du modèle RAINS. Loin d'être un aspect purement technique, il repose implicitement sur des choix qui méritent pleinement d'être discutés et décidés à un niveau politique.

### 2.5.5.1 Que cherche-t-on ?

Il est nécessaire de répondre à quelques questions en définissant les objectifs environnementaux :

- Souhaite-t-on une réduction maximale du coût à objectif environnemental fixé (comme c'est le cas actuellement) ou des réductions maximales des effets à budget fixé ?
- Les différents effets environnementaux ont-ils le même poids ?
- Peut-on autoriser des dépassements des objectifs pour des raisons de coûts excessifs ? Si oui, dans quelle mesure ?
- Fixe-t-on des objectifs environnementaux globaux ou locaux ?
- Prend-on en compte la répartition des efforts ? des considérations d'équité entre pays ?

### 2.5.5.2 Les objectifs actuels

L'objectif actuel est que dans chaque région d'Europe (concrètement chaque cellule de la grille), les différents indicateurs considérés subissent une amélioration minimale fixée. Les objectifs de l'optimisation s'appuient sur les principes suivants :

- On cherche à améliorer des indicateurs d'effet (en fait ce sont des indicateurs d'exposition ou d'excès de dépôts).
- Cette amélioration est fixée en termes relatifs (pourcentage de réduction de l'écart à la valeur cible). Des améliorations en termes absolus (respect d'une valeur cible) sont fixées également mais elles sont moins contraignantes.
- L'objectif est d'améliorer ces indicateurs au moins d'un certain pourcentage (et non pas de les améliorer le plus possible).
- Ce pourcentage de réduction minimum est le même dans chaque cellule (dans la mesure du possible).
- La minimisation des coûts est un critère complémentaire, une fois les principes ci-dessus respectés.

Autrement dit les contraintes environnementales et l'optimisation définies actuellement visent en premier lieu à réduire les effets de la pollution dans les cellules les plus polluées et non à réduire l'ensemble des effets. Elles fixent des contraintes minimales à respecter (presque) absolument mais ne cherchent pas à aller au-delà ; elles visent à réduire les effets jusqu'à un seuil et non à les réduire le plus possible (même si ces réductions au-delà du seuil peuvent s'obtenir à très bas coût).

En pratique les objectifs environnementaux utilisés actuellement résultent de la conjonction de trois catégories de facteurs :

- des objectifs de protection de l'environnement et de la santé à proprement parler ;
- des objectifs d'équité dans les effets par zone géographique ;
- des difficultés mathématiques.

À partir de contraintes par cellule qui sont moyennées, dans une certaine mesure, par pays, on arrive, par un jeu de mécanismes destinés à rendre les contraintes initiales moins strictes tout en encadrant cet assouplissement, à un empilement d'artefacts mathématiques et à des jeux de contraintes extrêmement complexes, bien que chacune d'elles soit individuellement tout à fait justifiable.

### 2.5.6 Propositions

Les jeux de contraintes environnementales actuels sont, nous venons de le voir, très complexes. Ils vont le devenir encore plus avec l'introduction programmée de nouveaux polluants et de nouveaux effets. Utiliser des jeux plus simples permettrait de rendre le processus d'optimisation plus efficace et plus transparent. Cela permettrait d'en simplifier également la formulation mathématique, le rendant ainsi plus robuste : en effet utiliser des contraintes environnementales plus simples peut rendre inutile l'introduction, dans la fonction d'objectif, du terme de minimisation de la violation des objectifs environnementaux.

En outre nous avons vu qu'il est possible de définir des jeux de contraintes qui conduisent à des stratégies plus économiques, avec des résultats environnementaux globaux meilleurs pour tous les critères et des résultats environnementaux par cellule meilleurs pour certains critères que les jeux de contraintes environnementales par cellule.

Nous pouvons proposer ici plusieurs jeux de contraintes alternatifs :

- Minimiser les coûts en fixant des contraintes environnementales globalement et non plus par cellule.
- Minimiser les coûts en fixant des contraintes environnementales par pays.
- Fixer les coûts et maximiser la réduction de l'exposition de la population à l'ozone et/ou aux particules.

## 3. DEVELOPPEMENTS EN COURS

---

### 3.1 PRISE EN COMPTE DE L'EFFET SANITAIRE DES PARTICULES

#### 3.1.1 Inclusion des particules dans RAINS

Depuis 2000, le modèle RAINS a été étendu aux particules pour traiter en mode scénario et/ou optimisation le problème des effets sanitaires simultanément avec les problèmes d'acidification, d'eutrophisation et d'ozone troposphérique. Le développement est encore en cours et les informations qui suivent sont fondées sur les derniers rapports disponibles concernant le sujet<sup>83</sup>.

---

<sup>83</sup> Johansson, M., Lükewille, A., Bertok, I., Amann, M. et al. (2000) « An Initial FrameWork to Assess the Control of Fine Particulate Matter In Europe », IIASA Interim report ; disponible à l'adresse suivante :

RAINS prend en compte les émissions de particules primaires et la formation de particules secondaires. RAINS identifie également les particules de suie (Black Carbon) et de carbone organique (OC). Ces deux espèces sont utiles pour la prise en compte du changement climatique, elles seront évoquées au paragraphe correspondant.

Les émissions de particules primaires sont calculées dans RAINS pour les particules de diamètre inférieur à 2,5 µm, les particules de diamètre compris entre 2,5 et 10 µm et les particules totales (Total Suspended Particulate matter ou TSP). Des travaux concernant les particules de diamètre inférieur à 1 µm seraient prévus. 26 catégories de sources émettrices sont prises en considération (dont 9 pour les sources mobiles).

Les relations source/récepteur pour les particules primaires sont actuellement dérivées d'un modèle d'Imperial College (le modèle PPM). Pour la formation des particules secondaires, seuls les sulfates et le nitrate d'ammonium sont pris en compte sur la base du modèle EMEP lagrangien (il ne s'agit donc pas de la version la plus récente). Il est prévu de vérifier avec le modèle EMEP eulérien incluant les particules, si les hypothèses de linéarité des relations sources/récepteur actuellement supposées sont valables pour les particules primaires et surtout secondaires. La dépendance éventuelle de ces relations avec les concentrations d'autres polluants serait alors également étudiée.

L'aérosol organique secondaire n'a jusqu'à présent fait l'objet que d'une étude bibliographique et théorique sur ses mécanismes de formation<sup>84</sup>. Les modalités d'inclusion dans RAINS ne sont pas encore communiquées.

### 3.1.2 Indicateur

L'IIASA a proposé d'utiliser comme indicateur d'effet pour les particules la perte d'espérance de vie et a développé une méthodologie de calcul de cet indicateur dans le modèle RAINS<sup>85</sup>.

Cette méthodologie ne considère pour l'instant que la mortalité (et non la morbidité), appréciée à travers les études de cohorte disponibles (études américaines de Abbey, Dockery et Pope et leurs ré-analyses récentes).

Le principe est de transposer les modifications des concentrations ambiantes en particules PM<sub>2,5</sub> en modifications de la mortalité (à l'aide des risques relatifs fournis par les études de cohorte), puis, à l'aide d'une description par tranches d'âges des populations, d'en déduire une modification de l'espérance de vie par tranche d'âges, puis pour l'ensemble de la population. Cette opération est effectuée pour chacune des cellules de la grille EMEP. Le rapport expose des premiers résultats provisoires pour 1990 et pour 2010 dans deux

---

<http://www.iiasa.ac.at/~rains/reports/pm.pdf>.

Lükewille, A., Bertok, I., Amann, M. et al. (2001) « A Framework to Estimate the Potential and Costs for the Control of Fine Particulate Emissions In Europe », IIASA Interim report IR-01-023 ; disponible à l'adresse suivante : <http://www.iiasa.ac.at/~rains/reports/IR-01-023.pdf>.

Pour des commentaires plus techniques sur les rapports de l'IIASA, on peut se reporter à : Brignon, J.M. (2002) « Changes in life expectancy due to the control of particulate matter air pollution : how can we use the concept in practice ? », INERIS, CLRTAP, TFIAM.

<sup>84</sup> Dusek, U. (2000) « Secondary Organic Aerosol – Formation Mechanisms and Source Contributions in Europe », IIASA Interim report IR-00-066 ; disponible à <http://www.iiasa.ac.at/~rains/reports/IR0066.pdf>.

<sup>85</sup> Mechler, R., Amann, M., Schöpp, W. (2002) « A Methodology to Estimate Changes in Statistical Life Expectancy Due to the Control of Particulate Matter in Air Pollution », IIASA, Interim Report IR-02-035 ; disponible à l'adresse suivante : <http://www.iiasa.ac.at/~rains/reports/IR02035.pdf>.

situations prospectives (Current Legislation et Maximum Feasible Reduction).

Le choix de cet indicateur et la méthode proposée n'ont pas encore fait l'objet de discussions à la TFIAM. Des incertitudes et des difficultés méthodologiques concernant les données démographiques, les modalités de calcul des pertes d'espérance de vie affectent cette proposition de l'IIASA.

En outre il s'agit d'un indicateur d'effet alors que jusqu'à présent les indicateurs utilisés dans RAINS (AOT, dépôts acidifiants et eutrophisants) étaient des indicateurs d'exposition. Cela peut poser un problème de cohérence : pourquoi considérer les effets de sur la santé humaine de l'ozone en termes d'exposition de la population (AOT60) et ceux des particules en termes de variation d'espérance de vie ? En outre, il ne sera pas possible de vérifier ex post l'effet des politiques appliquées. Mais cela présente l'avantage de donner des résultats plus explicites (un nombre d'années de vie perdues).

### **3.2 MODELISATION DANS UN CADRE DYNAMIQUE POUR LES CHARGES CRITIQUES**

Il est envisagé d'utiliser les résultats de modèles dynamiques de charges critiques. La solution actuellement envisagée par l'IIASA et le Centre de Coordination pour les Effets (au sein du Groupe de Travail des Effets) consiste à fixer une année cible pour le rétablissement des milieux, cette année devant être la même pour l'ensemble de la zone Europe (par exemple 2030). L'objectif environnemental ne serait plus simplement que les dépôts soient inférieurs à des seuils (les charges critiques issues des modèles statiques) tels que le rétablissement de l'écosystème ait lieu dans un futur non précisé mais il serait que les dépôts soient inférieurs à des seuils (les charges critiques issues des modèles dynamiques) tels que le rétablissement ait eu lieu en 2030.

La définition d'une date de rétablissement unique pour l'Europe et la fixation de cette date constituent des choix politiques importants.

En tout cas, le choix actuellement envisagé par le CCE et l'IIASA est gouverné par la volonté de ne pas bouleverser le modèle RAINS. Mais ce faisant, on se prive d'emblée de degrés de libertés et donc des potentialités qu'offrent les modèles dynamiques. Un exemple de solution alternative serait de faire varier l'année cible – ce qui implique il est vrai une complexification des résultats et de leur interprétation. Des discussions sur ce sujet sont à prévoir en 2003.

### **3.3 PRISE EN COMPTE DU CHANGEMENT CLIMATIQUE**

Divers facteurs scientifiques et politiques ont incité l'UNECE à encourager la prise en compte dans l'évaluation intégrée des liens entre le changement climatique et la pollution atmosphérique.

Ces liens se manifestent à plusieurs niveaux :

- liens au niveau de la chimie de l'atmosphère (par exemple, certains polluants atmosphériques sont aussi des gaz à effet de serre, comme l'ozone troposphérique) ;
- liens au niveau des impacts environnementaux (par exemple, le changement climatique peut modifier les modalités de dépôt des polluants atmosphériques ou les charges critiques) ;
- les gaz à effet de serre et les polluants atmosphériques ont de nombreuses sources communes : des synergies sont possibles pour réduire les émissions et les stratégies de

réduction des gaz à effet de serre ont une influence sur les coûts de réduction de la pollution atmosphérique (et réciproquement).

Au niveau de RAINS, la prise en compte de ces nouveaux champs serait envisagée actuellement de la façon décrite ci-dessous.<sup>86</sup>

### 3.3.1 Intégration de nouveaux polluants

Pour ces polluants, seront développés les inventaires d'émission, les fonctions de coût des techniques de réduction.

Le CH<sub>4</sub> serait intégré à RAINS, en raison de son implication à la fois dans le changement climatique et dans la formation de l'ozone troposphérique à l'échelle hémisphérique (RAINS – ou une restriction du modèle – serait donc également étendu à l'ensemble de l'hémisphère Nord, voir plus loin). L'IIASA développe actuellement un inventaire d'émissions, une base de données sur les techniques de réduction et leurs coûts et a déjà présenté quelques scénarios de projections pour l'Europe en 2030. L'IIASA considère que des réductions des émissions de méthane seraient un complément moins cher à des réductions de NO<sub>x</sub> et de COV pour la réduction des concentrations d'ozone.

Le CO serait intégré au modèle, en tant que précurseur de l'ozone et promoteur de la formation du radical OH, qui joue un rôle dans le changement climatique (ce second mécanisme concerne aussi les NO<sub>x</sub> et les COV).

Les particules de suie, ou carbone élémentaire (BC), et de carbone organique (OC) seraient intégrées, en raison de leur lien évident avec les PM<sub>2.5</sub> ou PM<sub>10</sub> et de leur effet indirect sur le climat. L'IIASA a réalisé un premier inventaire des émissions pour le carbone élémentaire, identifié les techniques de contrôle et présenté deux projections des émissions en 2010 (situations 'Current Legislation' et 'Maximum Feasible Reduction').

Les gaz à effet de serre du protocole de Kyoto seront également intégrés. Des courbes de coût par pays (moyen terme et horizon 2030) seront développées pour les gaz CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, CFC, HFC, SF<sub>6</sub>. Un premier problème sera de prendre en compte le fait que les mesures de réduction d'un polluant agissent sur d'autres polluants. Un second problème sera de prendre en compte des mesures de réduction non techniques (actions sur le parc de sources mobiles, instruments économiques...) qui deviennent fondamentales dans le cadre élargi au changement climatique. L'IIASA reconnaît ces difficultés et n'a pas encore communiqué sur les solutions qui seront apportées.

Le tableau ci-après résume le nouveau cadre multi-effets/multi-polluants envisagé par l'IIASA.

---

<sup>86</sup> Ce qui suit est essentiellement basé sur des interventions orales lors d'un workshop consacré au sujet en janvier 2003 à l'IIASA. L'information est donc encore d'un niveau de fiabilité moyen. Les présentations de ce workshop sont consultables à l'adresse suivante :

<http://www.iiasa.ac.at/rains/meetings/AP&GHG-Jan2003/agenda.html>.

	SO <sub>2</sub>	NO <sub>x</sub>	NH <sub>3</sub>	COV	Particules primaires + BC	CO	CO <sub>2</sub> + GES
Acidification	√	√	√				
Eutrophisation		√	√				
O <sub>3</sub> troposphérique		√		√			
Impacts sur la santé					√		
<i>Via particules     secondaires</i>	√	√	√	√			
<b>Forçage radiatif</b>							√
<i>Via particules</i>	√	√	√	√	√		
<i>Via OH</i>		√		√		√	

Tableau 1. Les polluants et leurs effets que l'IIASA compte intégrer dans RAINS  
(d'après Aman M. et al, 2003)

### 3.3.2 Des charges critiques et des matrices source/récepteur changées par le climat

Une étude de sensibilité des charges critiques pour l'acidification et l'eutrophisation à des modifications du climat européen résultant du réchauffement global a été menée par RIVM<sup>87</sup>. La décision d'inclure cette interaction entre changement climatique et pollution atmosphérique est quasiment prise mais ne semble faire l'objet d'aucun travail actuellement.

Le changement climatique modifiant les schémas de circulation des masses d'air, il influe sur les matrices source/récepteur. Cet effet est moindre que le précédent et il est à peu près clair qu'il ne sera pas intégré prochainement à RAINS.

### 3.3.3 Le changement climatique critique<sup>88</sup>

Ce nouveau concept pourrait servir à fixer des objectifs environnementaux concernant le changement climatique, de façon analogue aux charges critiques pour l'acidification et l'eutrophisation (en définissant dans chaque cellule spatiale européenne des limites de changements de température et de précipitation dus au changement climatique, au-delà desquelles l'impact sur les écosystèmes est inacceptable). Pour l'instant l'approche retenue par l'IIASA serait plutôt de fixer dans le module d'optimisation de RAINS des contraintes en termes de plafonds d'émission des gaz à effet de serre mais l'inclusion de changements climatiques critiques est aussi discutée.

<sup>87</sup> Pour des détails, on peut se reporter à : Posch, M. (2002) « Impacts of climate change on critical loads and their exceedances in Europe », *Environmental Science and Policy*, Vol. 3, N° 4.

<sup>88</sup> Pour des détails, on peut se reporter à : van Minnen et al. (2002) « Critical climate change as an approach to assess climate change impacts in Europe : development and application », *Environmental Science and Policy*, Vol. 3, N° 4.

### 3.3.4 Nouveaux modèles et nouvelle formulation du problème d'optimisation

La prise en compte du changement climatique va manifestement impliquer le recours à d'autres modèles en support de RAINS et à une reformulation du problème d'optimisation.

Deux niveaux de couplage sont envisageables :

- Utiliser des modèles de changement climatique (IMAGE, MERGE) pour fixer des objectifs de réduction des émissions de gaz à effet de serre en Europe **qui prolongeraient donc les objectifs de Kyoto à 2020 ou 2030**. Ces objectifs seraient ensuite repris en tant que contraintes environnementales dans le modèle RAINS, notamment lors de l'optimisation.
- Coupler plus profondément les deux catégories de modèles et réaliser une optimisation globale.

D'après les récentes communications de l'IIASA, qui semblent s'appuyer sur des travaux néerlandais<sup>89</sup>, la première solution devrait être mise en œuvre.

Cela implique notamment pour le modèle RAINS, et particulièrement le module d'optimisation :

- de nouvelles variables de décision : les mesures techniques seraient représentées comme des variables de décision (et non plus les émissions de polluants ?) et chaque mesure technique pourrait avoir des effets sur plusieurs polluants simultanément ;
- de nouvelles contraintes : des plafonds d'émission pour les gaz à effet de serre, déterminés par d'autres modèles (comme le modèle IMAGE du RIVM) ;
- de nouvelles contraintes liées à la prise en compte des mécanismes de taxation/échange de quotas d'émission de carbone ;
- de nouvelles contraintes reflétant les aspects temporels des réductions d'émission et les possibilités de substitution.

Il a été expliqué plus haut dans ce rapport que le module d'optimisation de RAINS souffre d'un manque de transparence et d'un nombre excessif de contraintes. Ces évolutions pourraient encore détériorer cet aspect de la situation.

L'IIASA prévoit de mener ces développements à leur terme pour fin 2004 et d'organiser dans l'intervalle des ateliers pour en discuter. Il faut souligner qu'extrêmement peu d'informations sont disponibles, alors même que le travail de développement a déjà débuté.

### 3.3.5 Nouvelle formulation mathématique

L'intégration de l'effet de serre et la prise en compte des impacts croisés des stratégies de réductions des émissions impose quelques modifications de la formulation mathématique de certains modules de RAINS. L'IIASA a effectué notamment les modifications suivantes<sup>90</sup> :

---

<sup>89</sup> Van Ierland, E.C., Ignaciuk, A., Kroeze, C. et al. (2002) « Approaches to analyse interactions of climate change, acidification and ozone », Dutch National Research Programme on Global Air Pollution and Climate Change, RIVM report no 410200105.

<sup>90</sup> Amann, M., Schöpp, W., Cofala, J., Klaassen, G. (2002) « The RAINS-GHG Model Approach - Work in progress », IIASA.

- Prise en compte de l'efficacité des processus de production (l'activité totale est le produit de l'activité effective par un facteur d'efficacité).
- Inclusion de plafonds d'émission pour les gaz à effet de serre (en équivalent CO<sub>2</sub>).
- Prise en compte des marchés de quotas d'émission pour les gaz à effet de serre et de taxes sur les émissions (le montant de la vente ou de l'achat des quotas et/ou le montant de la taxe sont inclus dans les coûts totaux).

### **3.4 AUTRES DEVELOPPEMENTS**

#### **3.4.1 Les mesures structurelles et économiques**

La possibilité de prendre en compte des mesures non techniques avec RAINS est actuellement limitée aux changements de combustibles, à consommation énergétique constante. La prise en compte de mesures non techniques peut se faire indirectement à travers des scénarios d'activités exogènes au modèle. Cependant, l'objectif de rechercher des synergies économiques avec le changement climatique justifie leur prise en compte accrue dans RAINS : économies d'énergie, taxes, marché du carbone, mesures structurelles dans l'agriculture et les transports... Les modalités d'inclusion dans RAINS ne sont pas encore bien définies.

#### **3.4.2 Un modèle RAINS hémisphérique ?**

Pour prendre en compte l'impact du méthane sur les niveaux de fond en ozone ou l'impact des émissions de soufre en dehors de l'Europe, il est question d'étendre le modèle RAINS à l'hémisphère Nord. Le statut de cette version du modèle n'est pas clair : constituera-t-elle une version auxiliaire ou sera-t-elle intégrée pleinement à RAINS ?

L'IIASA a réalisé des inventaires et des projections d'émissions hémisphériques pour plusieurs polluants atmosphériques.

#### **3.4.3 Changement d'indicateur pour l'impact de l'ozone sur la végétation**

L'indicateur de l'impact de l'ozone sur la végétation est actuellement l'AOT40 mais il est susceptible d'être changé prochainement.<sup>91</sup> De difficiles discussions sont actuellement en cours à ce sujet, notamment au sein du PIC Végétation et du PIC Forêts. M. Amann a annoncé à la dernière réunion de la TFIAM (7-9 mai 2003) que l'on allait considérer le flux d'ozone (critère dit de niveau II) pour les cultures de blé et de pommes de terre, que l'on allait utiliser un critère de 'niveau 1 amélioré' (AOT40(30)) pour les forêts et la végétation semi-naturelle et que l'AOT40 serait conservé pour les autres cultures.<sup>92</sup>

---

<sup>91</sup> « Ce critère pourrait changer dans le futur à cause de nouvelles connaissances de la communauté scientifique sur les effets » (IIASA, MET.NO, NTUA (2002) « Tender for the Service Contract for the Development of the Baseline and Policy Scenarios and Integrated Assessment Modelling Framework for the Clean Air For Europe (CAFE) Programme », IIASA, MET.NO, NTUA).

<sup>92</sup> Amann, M. Cofala, J. Klimont, Z. (2003) « Progress in developing the baseline scenario for CAFE », IIASA.



### 3.4.4 Prise en compte de la dimension urbaine<sup>93</sup>

La prise en compte de l'exposition aux polluants urbains (particules fines en premier lieu, puis ozone et éventuellement oxydes d'azote) peut justifier des développements à l'échelle urbaine du modèle RAINS. Cette évolution du modèle est prévue dans le cadre du programme CAFE de la Commission européenne. La Convention de Genève a également prévu de prendre en compte ces travaux.

Le but de ce développement est de pouvoir déterminer des stratégies, si possibles 'optimales' en termes de coût/efficacité, de répartition des réductions d'émissions entre celles à prendre à l'échelle européenne et celles à prendre au niveau des collectivités locales urbaines.

La méthode s'appuiera sur les résultats du projet CITY-DELTA, notamment des relations fonctionnelles entre les concentrations en polluants atmosphériques en site urbain de fond d'une part et les concentrations en site urbain rural avoisinant et des facteurs locaux d'autre part, pour les polluants suivants : PM<sub>2.5</sub>, ozone et éventuellement NO<sub>2</sub>.

Trois modalités d'intégration de telles relations fonctionnelles dans RAINS sont envisagées par l'IIASA :

1. Utilisation en mode scénario : RAINS pourrait majorer les concentrations de particules et d'ozone en zone urbaine pour affiner les évaluations des effets environnementaux des stratégies de réduction des émissions.
2. Formulation d'objectifs pour l'optimisation tenant compte implicitement des contraintes urbaines : on pourrait fixer des objectifs environnementaux régionaux (i.e. par cellule), tels que leur respect (par des mesures au niveau européen) garantirait automatiquement un respect d'objectifs associés au niveau urbain (pouvant être exprimés grâce aux relations fonctionnelles).
3. Optimisation conjointe sous contraintes locales et régionales.  
Cette option n'est pas jugée réaliste par l'IIASA, non pas en raison de la complexité de la formulation des contraintes (pourtant substantielle), mais en raison du manque de données en termes d'émissions des zones urbaines en Europe et des courbes de coût pour les mesures spécifiquement urbaines de réduction des émissions.

Les résultats du projet CITY-DELTA, sur lequel reposerait ce développement, ne sont pas encore connus, mais il est vraisemblable qu'ils seront disponibles courant 2003.

Il faut bien noter que les relations fonctionnelles établies dans le cadre de CITY-DELTA sur la base de certains scénarios bien déterminés, pour un échantillon de 8 très grandes villes européennes, seraient extrapolées à d'autres scénarios et à l'ensemble des villes européennes. Cette sophistication de RAINS, même dans le cadre des options 1 ou 2, suppose donc une incertitude accrue et il n'est pas certain qu'elle soit suffisamment réduite pour que les résultats soient exploitables dans l'optique de l'établissement de stratégies.

### 3.4.5 Optimisation dans un cadre coût/bénéfice

Actuellement, le modèle RAINS opère dans un cadre coût/efficacité, mais l'UNECE reste ouverte à une évolution, à terme, « au-delà des critères coût/efficacité ». Les Néerlandais,

---

<sup>93</sup> Les informations qui suivent sont notamment fondées sur la réponse – acceptée – de l'IIASA à l'appel d'offre de la Commission européenne pour la modélisation intégrée dans le cadre de CAFE. Il s'agit d'informations encore très floues dans la mesure où ce projet, pourtant évoqué depuis environ deux ans, n'a pas encore fait l'objet d'un rapport.

qui ont nourri la réflexion aboutissant aux évolutions prévues dans RAINS, ont recommandé implicitement l'usage de ce cadre à travers les conclusions de leur programme de recherches national sur la pollution de l'air et le changement climatique.<sup>94</sup> Cette perspective ne semble cependant pas actuellement devoir être mise en œuvre dans le cadre de la préparation des nouvelles négociations.

### 3.5 CONCLUSION ET PROPOSITIONS

Une grande part des développements en cours est encore trop peu documentée pour qu'il soit possible de se faire une idée claire à leur sujet.

On peut toutefois proposer dès maintenant d'utiliser, pour quantifier l'impact des particules sur la santé humaine, non pas uniquement un indicateur d'effet, comme l'IIASA l'envisage actuellement (impact en termes de variation des espérances de vie statistiques) mais également un indicateur d'exposition, comme ceux utilisés actuellement pour les autres effets. Plusieurs arguments vont dans ce sens :

- Pour quantifier ex post l'effet des stratégies de réduction des émissions appliquées, il est plus facile de s'appuyer sur l'exposition aux particules à 10 ans que sur les changements d'espérance de vie pendant les 50 ou 100 prochaines années.
- Les méthodes utilisées pour calculer les effets des particules sur les espérances de vie sont sources de très importantes incertitudes.
- Utiliser un indicateur d'effet pour les particules et des indicateurs d'exposition pour les autres effets pose un problème de cohérence.

## CONCLUSION

---

### BILAN

Le modèle RAINS souffre de nombreux défauts et incertitudes. Généralement sous-estimés par l'IIASA, ils sont sans doute en grande partie inévitables vu la complexité du problème traité et n'empêchent pas le modèle de fournir des résultats instructifs et utiles.

Développé initialement pour traiter un problème mono-polluant/mono-effet (le SO<sub>2</sub> et l'acidification), le modèle RAINS s'est complexifié progressivement par ajouts successifs sans remise en cause globale. Les contraintes environnementales sont le produit de quatre types de facteurs hétérogènes : des objectifs environnementaux, des contraintes d'équité, des objectifs de minimisation de coûts et des problèmes de solvabilité mathématique. De nombreux artefacts mathématiques peuvent déterminer en grande partie les résultats de l'optimisation mais ne sont pas explicités et rendent ainsi le processus opaque.

Des modifications nombreuses et de grande ampleur sont actuellement en cours de développement sur le modèle.

L'utilisation du modèle en mode scénario, malgré ses importantes incertitudes, peut apporter des indications très intéressantes sur des problèmes complexes. De même le

---

<sup>94</sup> Van Ierland, E.C., Ignaciuk, A., Kroeze, C. et al. (2002) « Approaches to analyse interactions of climate change, acidification and ozone », Dutch National Research Programme on Global Air Pollution and Climate Change, RIVM report no 410200105.

module d'optimisation est potentiellement capable de fournir un éclairage fort pertinent sur ces problèmes. Il peut notamment donner des indications pour définir des stratégies de réductions des émissions qui réduisent les coûts globaux de dépollution et maximisent les effets positifs sur l'environnement et la santé. Cependant la façon dont il est utilisé et notamment la définition des contraintes environnementales souffrent de défauts qui l'empêchent de répondre à des objectifs clairs et le privent de transparence. Les contraintes environnementales ont été initialement définies dans un cadre simple (un polluant, le SO<sub>2</sub>, et un effet, l'acidification) qui autorisait encore un certain raffinement dans leur définition. La complexité croissante des problèmes traités par le modèle fut accompagnée par un empilement d'éléments hétéroclites dans les objectifs environnementaux qui n'ont pas bénéficié d'une remise à plat pourtant nécessaire.

## PROPOSITIONS

RAINS et son module d'optimisation bénéficient d'un éventail très large d'utilisations potentielles. Ils sont malheureusement actuellement utilisés de façon restrictive et pâtissent de la définition des contraintes environnementales. En effet celle-ci résulte de l'accumulation d'éléments hétéroclites et conduit à un fonctionnement opaque et à des résultats dont la correspondance avec la réalité physique n'est pas véritablement vérifiable.

Il semble plus que jamais utile, à l'heure où le modèle RAINS connaît de nouveaux et importants développements, de repenser la définition des contraintes environnementales et de les simplifier pour qu'elles soient, ainsi que leurs implications concrètes, compréhensibles par les décideurs et qu'elles puissent être présentées de manière simple et transparente. La définition de contraintes environnementales plus simples et variées permettrait de fournir des résultats plus transparents et sans doute, dans bien des cas, plus pertinents.

De même l'approche qui consiste à définir des limites d'émission par pays est très intéressante mais n'est pas la seule possible. Le vaste éventail d'utilisations potentielles du modèle RAINS pourrait être mis à profit pour explorer d'autres voies (comme la mise en place de moyens techniques ou structurels à l'échelle européenne).

Les propositions ci-dessous reprennent et résument des points qui sont explicités et argumentés dans le corps du rapport :

- Accroître la transparence en ce qui concerne le modèle RAINS et son utilisation.
- N'introduire dans la fonction d'objectif du module d'optimisation que les coûts des stratégies. En retirer donc le terme destiné à minimiser la violation des objectifs environnementaux.
- Utiliser des jeux de contraintes environnementales simples et transparents. Faire tourner le module d'optimisation avec plusieurs jeux de ce type pour apporter plusieurs éclairages au même problème.

## REFERENCES

---

Site Internet de l'IIASA, page consacrée à RAINS : <http://www.iiasa.ac.at/~rains/>. (Attention toutefois, certaines pages n'ont pas été modifiées depuis plusieurs années et ne tiennent pas compte d'importantes modifications du modèle).

Alcamo, J., Shaw, R.W., Hordijk, L. (1991) « The RAINS Model of Acidification: Science and Strategies in Europe », IIASA, Executive report 18.

Amann, M., Cofala, J., Klimont, Z. (2003) « Progress in developing the baseline scenario for CAFE », IIASA.

Amann, M., Schöpp, W., Cofala, J., Klaassen, G. (2002) « The RAINS-GHG Model Approach - Work in progress », IIASA.

Amann, M. et al. (2000) « Cost-effective Control of Acidification and Ground-level Ozone », IIASA, Eighth Interim Report to the European Commission, DG-XI.

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J. et al. (1999) « Cost-effective Control of Acidification and Ground-Level Ozone », IIASA, Seventh Interim Report to the European Commission, DG-XI.

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J. et al. (1998) « Cost-effective Control of Acidification and Ground-Level Ozone - Sixth Interim Report to the European Commission, DG-XI », IIASA.

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J. et al. (1998) « Cost-effective Control of Acidification and Ground-Level Ozone - Fifth Interim Report to the European Commission, DG-XI », IIASA.

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J. et al. (1998) « Cost-effective Control of Acidification and Ground-Level Ozone - Fourth Interim Report to the European Commission, DG-XI », IIASA.

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J. et al. (1997) « Cost-effective Control of Acidification and Ground-Level Ozone - Third Interim Report to the European Commission, DG-XI », IIASA.

Amann, M. et al. (1996) « Cost-effective Control of Acidification and Ground-level Ozone - Second interim report to the European Commission, DG-XI », IIASA.

Amann, M., Bertok, I., Cofala, J. et al. (1996) « Cost-effective Control of Acidification and Ground-Level Ozone - First Interim Report to the European Commission, DG-XI », IIASA.

Amann, M. et al. (2000) « Further analysis of scenario results obtained with the RAINS model », IIASA.

Amann, M., Lutz, M. (2000) « The revision of the air quality legislation in the European Union related to ground-level ozone », *Journal of Hazardous Materials*, **78** (1-3), 41-62.

Amann, M. et al. (1999) « Economic Evaluation of a Directive on National Emission Ceilings for Certain Atmospheric Pollutants. Part A: Cost-effectiveness Analysis », European Commission, DG Environment, 1999.

Bartnicki, J. (2000) « Nonlinear Effects in the Source-Receptor Matrices Computed with the EMEP Eulerian Acid Deposition Model », Norwegian Meteorological Institute, Research Note no. 40.

- Brignon, J.M. (2002) « Changes in life expectancy due to the control of particulate matter air pollution : how can we use the concept in practice ? », INERIS, CLRTAP, TFIAM.
- Dusek, U. (2000) « Secondary Organic Aerosol – Formation Mechanisms and Source Contributions in Europe », IIASA Interim report IR-00-066 ; disponible à l'adresse Internet suivante : <http://www.iiasa.ac.at/~rains/reports/IR0066.pdf>.
- Førsund, F.R., Wolfgang, O. (2002) « The Compensation Mechanism In The RAINS Model: The Norwegian Targets For Acidification », The Frisch Centre.
- Førsund, F.R. (2000) « An Economic Interpretation of the Compensation Mechanism in the RAINS Model », IIASA Interim Report, IR-00-036 ; (disponible à l'adresse Internet suivante : <http://www.iiasa.ac.at/~rains/reports/ir0036.pdf>).
- Heyes, C., Schöpp, W., Amann, M. et al. (1997) « Simultaneous Optimization of Abatement Strategies for Ground-Level Ozone and Acidification », IIASA, Interim Report - IR-97-090/December.
- Heyes, C., Schöpp, W., Amann, M. et al. (1997) « A Model for Optimizing Strategies for Controlling Ground-Level Ozone in Europe », IIASA, Interim Report IR-97-002/January, 1997.
- Hordijk, L. (2000) « RAINS - Europe: Science for policy making », Wageningen University.
- IIASA, MET.NO, NTUA (2002) « Tender for the Service Contract for the Development of the Baseline and Policy Scenarios and Integrated Assessment Modelling Framework for the Clean Air For Europe (CAFE) Programme », IIASA, MET.NO, NTUA.
- Landrieu, G. (1999) « Questions posées par l'emploi du modèle RAINS pour l'étude des stratégies de réduction de la pollution atmosphérique transfrontière », *Pollution atmosphérique*, décembre 1999, pages 65-77.
- Landrieu, G., Mudgal, S. (2002) « From uncertainty of assessments ... to robustness of strategies » Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Contribution to the Workshop of the TFIAM 'Uncertainty Treatment in Integrated Assessment Modelling'.
- Landrieu, G., Mudgal, S. (2000) « Simple is beautiful... and efficient. An illustration in the field of LRTAP strategies », INERIS.
- Landrieu, G., Mudgal, S. (1999) « To be or not to be optimal? That is one of many questions... » Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, Discussion paper for the TFIAM, 24<sup>th</sup> session.
- Le Gall, A.C. (2003) « Acidification et eutrophisation en France », INERIS.
- Leoz, E., Rouil, L. (1999) « Analyse des modèles à transformations chimiques », INERIS, rapport LCSQA.
- Makowski, M., Heyes, C., Schöpp, W. (1998) « The Mathematical Formulation of the Ozone Optimization Problem in RAINS. A mathematical description of the non-linear optimization problem », IIASA Technical Note ; (disponible à l'adresse Internet suivante : <http://www.iiasa.ac.at/~rains/reports/form5.pdf>).
- Mechler, R., Amann, M., Schöpp, W. (2002) « A Methodology to Estimate Changes in Statistical Life Expectancy Due to the Control of Particulate Matter in Air Pollution », IIASA, Interim Report IR-02-035.
- Oudart, B. et Allemand, N. (2002) « Rapport 'Optinec' - Préparation de la mise en œuvre

de la directive communautaire sur les plafonds nationaux d'émission et la ratification du protocole de Göteborg du 1<sup>er</sup> décembre 1999 à la Convention de Genève de 1979 sur la lutte contre la pollution transfrontalière à longue distance », CITEPA.

Posch, M. (1999) « Critical Loads Exceedance and Gap Closure Methods - A Summary », IIASA, Presented at the 23<sup>rd</sup> meeting of the TFIAM.

Rypdal, K. (2002) « Uncertainties in the Norwegian emission inventories of acidifying pollutants and volatile organic compounds », *Environmental Science & Policy*, Volume 5, Issue 3, Pages 233-246.

Suutari, R., Amann, M. et al. (2001) « From Economic Activities to Critical Load Exceedances in Europe – An Uncertainty Analysis of Two Scenarios of the RAINS Integrated Assessment Model », IIASA, Interim report IR-01-020.

Syri, S., Suutari, R., Posch, M. (2000) « From emissions in Europe to critical load exceedances in Finland - uncertainty analysis of acidification integrated assessment », *Environmental Science & Policy*, 3 (5), 263-276.

Tsyro, S. (2002) « First estimates of the effect of aerosol dynamics in the calculation of PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub> », EMEP centers technical reports to the 26<sup>th</sup> Session of the Steering Body, MSC-W Note 4/02.

Van Ierland, E.C., Ignaciuk, A., Kroeze, C. et al. (2002) « Approaches to analyse interactions of climate change, acidification and ozone », Dutch National Research Programme on Global Air Pollution and Climate Change, RIVM report n° 410200105.

## LISTE DES ANNEXES

<b>Repère</b>	<b>Désignation précise</b>	<b>Nb pages</b>
A	Le contrat avec la Commission européenne (CAFE)	2
B	Quelques études sur les incertitudes des émissions	2
C	Quelques jeux de contraintes environnementales alternatifs	3
D	Schéma de fonctionnement complet du modèle RAINS début 2003	1
E	Les polluants pris en compte et leurs effets	4

## **ANNEXE A. LE CONTRAT AVEC LA COMMISSION EUROPEENNE (CAFE)**

---

### **A.1 APPEL D'OFFRE DE LA COMMISSION**

Dans le cadre du programme CAFE, la Commission européenne a lancé un appel d'offre<sup>95</sup> pour développer :

- un scénario de référence<sup>96</sup> pour déterminer les émissions polluantes en 2020 (avec deux années intermédiaires, 2010 et 2015) qui devra comporter plusieurs variantes (notamment des variantes en fonction de différentes politiques de lutte contre le changement climatique) ;
- un cadre opérationnel de modélisation intégrée ;
- des scénarios, calculés à l'aide du cadre de modélisation précédent, reflétant les différentes options pour améliorer la qualité de l'air dans l'Union européenne élargie jusqu'en 2020.

Ces résultats doivent couvrir les effets des particules primaires et secondaires, des NO<sub>x</sub>, de l'ozone troposphérique, de l'acidification et de l'eutrophisation sur la santé humaine et les écosystèmes.

L'évaluation intégrée doit prendre en compte les co-bénéfices des politiques de réduction de la pollution atmosphérique. Ainsi les impacts croisés entre les politiques de lutte contre l'effet de serre et celles de réduction de la pollution atmosphérique doivent être clairement identifiés et quantifiés.

La Commission estime 'préférable', même si non obligatoire, que le modèle d'évaluation intégrée soit capable d'estimer les bénéfices, en plus des coûts, des politiques, ou qu'au moins il facilite le travail d'une équipe chargée d'une analyse coûts / bénéfices complète des politiques d'amélioration de la qualité de l'air<sup>97</sup>.

Les résultats obtenus à partir du scénario de référence devront être comparés à d'autres modèles d'évaluation intégrée à l'échelle européenne.

Il devra être possible d'étudier jusqu'à 100 variantes des scénarios alternatifs les plus intéressants.

Le budget total ne doit pas dépasser 800.000 €.

### **A.2 REPONSE DE L'IIASA**

L'IIASA a emporté cet appel d'offre avec l'Institut météorologique norvégien (MET.NO) et le laboratoire de modélisation économie – énergie – environnement de l'université nationale technique d'Athènes (NTUA).<sup>98</sup> L'IIASA travaille sur le modèle RAINS, le

---

<sup>95</sup> Commission européenne (2002) « Service contract for the development of the baseline and policy scenarios and integrated assessment modelling framework for the Clean Air For Europe (CAFE) Programme ».

<sup>96</sup> 'Baseline scenario'.

<sup>97</sup> Un appel d'offre spécifique pour ce sujet a été publié par la Commission en mai 2003.

<sup>98</sup> IIASA, MET.NO, NTUA (2002) « Tender for the Service Contract for the Development of the Baseline and Policy Scenarios and Integrated Assessment Modelling Framework for the Clean Air For Europe (CAFE) Programme », IIASA, MET.NO, NTUA.



MET.NO sur le modèle EMEP et la NTUA sur le modèle énergétique PRIMES/ACE.

Le travail qu'a prévu de fournir l'IIASA dans le cadre de cet appel d'offre est similaire à ce qu'il a déjà réalisé pour la Commission européenne : à partir de différents scénarios d'activité, il s'agit d'estimer l'impact des émissions des polluants considérés sur les écosystèmes et la santé humaine et de déterminer l'allocation de coût minimal des émissions par pays pour satisfaire à certaines contraintes environnementales. Dans ce paragraphe sont présentés les développements du modèle RAINS au-delà de la version qui a servi de base aux négociations pour la directive NEC.

Dans sa réponse l'IIASA affirme que le modèle RAINS étudie les émissions de SO<sub>2</sub>, de NOX, de COV, de NH<sub>3</sub> ainsi que celles de particules fines (PM<sub>2,5</sub>) et grossières (PM<sub>10-PM<sub>2,5</sub></sub>) et les impacts sur la santé humaine de l'ozone troposphérique et des particules fines et ceux de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone sur les écosystèmes. Une extension récente du modèle évalue l'impact de l'exposition aux particules fines sur l'espérance de vie statistique dans les différents pays européens. Il affirme en outre que le modèle RAINS inclut également des émissions de certains gaz à effet de serre (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O) et que des travaux sont en cours pour prendre en compte celles de méthane (CH<sub>4</sub>), de monoxyde de carbone (CO) et de carbone élémentaire.

Il est prévu d'inclure une description plus détaillée des émissions du transport maritime. Des travaux sont en cours pour analyser le contrôle des émissions à une échelle plus précise que celle des cellules de 50 km x 50 km (par exemple les émissions dans un port ou dans une zone d'une vingtaine de kilomètres). Il est prévu également d'étudier les émissions du transport aérien au-delà des cycles atterrissages et décollages.

RAINS va prendre en compte les effets de la pollution à un niveau local. Trois alternatives sont à l'étude (voir le paragraphe 'Développements en cours'). Le choix d'une de ces alternatives ne pourra se faire qu'une fois obtenus les résultats de City-Delta.

L'IIASA estime que l'évaluation des bénéfices en termes monétaires est encore trop controversée pour être incluse dans l'évaluation intégrée et a donc décidé de rester dans le cadre coût / efficacité comme précédemment.

Actuellement, le seul autre modèle d'évaluation intégrée en Europe est le modèle ASAM de l'Imperial College, bien qu'il ne couvre pas tous les polluants ni tous les effets considérés dans RAINS. Le programme MERLIN est potentiellement un modèle similaire mais n'est pas encore opérationnel. L'IIASA estime qu'une inter comparaison entre ces deux, voire trois, modèles sera la bienvenue.

L'IIASA propose d'étudier plusieurs années cibles (par exemple 2015 et 2020).

## ANNEXE B. QUELQUES ETUDES SUR LES INCERTITUDES DES EMISSIONS

Nous comparons ici une partie seulement des résultats de cette étude, à savoir l'estimation des incertitudes sur les inventaires d'émissions en 2010, avec une étude française (CITEPA, 2002), une étude finlandaise (Syri et al., 2000) et une étude norvégienne (Rypdal, 2002).

On compare dans le tableau suivant, les estimations des incertitudes pour les émissions françaises de l'IIASA et celles calculées par le CITEPA, dans son rapport préparatoire à la mise en place de la directive 'plafonds d'émission nationaux'<sup>99</sup>, à partir de la méthode CORINAIR.

	IIASA		CITEPA
	1990	2010	2010
SO <sub>2</sub>	6 %	16 %	10 %
NO <sub>x</sub>	11 %	12 %	46 %
COVM <sup>100</sup>	–	–	30 %
NH <sub>3</sub>	11 %	14 %	80 %

Tableau 2. Incertitudes sur les inventaires d'émissions françaises estimées par l'IIASA (pour 1990 et 2010) et par le CITEPA (pour 2010 seulement)

De même Syri et al. (2000) ont étudié les incertitudes du modèle RAINS en mode scénario pour l'acidification pour la Finlande.<sup>101</sup> Ils trouvent des résultats plus élevés que l'IIASA.

	IIASA		Syri et al.
	1990	2010	2010
SO <sub>2</sub>	8 %	17 %	5 %
NO <sub>x</sub>	9 %	11 %	15 %
NH <sub>3</sub>	10 %	13 %	40 %

Tableau 3. Incertitudes sur les inventaires d'émissions finlandaises estimées par l'IIASA (pour 1990 et 2010) et par Syri et al. (pour 2010 seulement)

<sup>99</sup> Oudart, B. et Allemand, N. (2002) « Rapport 'Optinec' - Préparation de la mise en œuvre de la directive communautaire sur les plafonds nationaux d'émissions et la ratification du protocole de Göteborg du 1<sup>er</sup> décembre 1999 à la Convention de Genève de 1979 sur la lutte contre la pollution transfrontalière à longue distance », CITEPA.

<sup>100</sup> Les incertitudes pour les émissions de COV n'ont pas été calculées dans ce rapport par l'IIASA.

<sup>101</sup> Syri, S., Suutari, R., Posch, M. (2000) « From emissions in Europe to critical load exceedances in Finland - uncertainty analysis of acidification integrated assessment », *Environmental Science & Policy*, 3 (5), 263-276.

Rypdal (2002) a également évalué les incertitudes sur les inventaires d'émissions en Norvège pour les NO<sub>x</sub>, le SO<sub>2</sub>, les COV et le NH<sub>3</sub>.

	IIASA		Rypdal		
	1990	2010	1990	1998	2010
SO <sub>2</sub>	17 %	30 %	4 %	4,2 %	5 %
NO <sub>x</sub>	11 %	16 %	12 %	12 %	12 %
COV	–	–	18 %	21 %	15 %
NH <sub>3</sub>	14 %	18 %	21 %	18 %	21 %

*Tableau 4. Incertitudes sur les inventaires d'émissions norvégiennes estimées par l'IIASA (pour 1990 et 2010) et par Rypdal (pour 1990, 1998 et 2010)*

## **ANNEXE C. QUELQUES JEUX DE CONTRAINTES ENVIRONNEMENTALES ALTERNATIFS**

---

En 1998, le Ministère de l'environnement français a demandé à l'IIASA d'étudier des jeux d'objectifs environnementaux alternatifs,<sup>102</sup> ce qui a donné lieu à un rapport de l'IIASA.<sup>103</sup>

### **C.1 CONTRAINTES GLOBALES**

#### **C.1.1 Comparaison globale**

Le premier jeu de contraintes environnementales considéré, J14, applique des objectifs environnementaux à l'ensemble de l'Europe au lieu de les appliquer à chaque cellule (avec une compensation par pays). En le comparant au jeu de contraintes environnementales G5/1 (qui applique le même niveau de contrainte que J14 mais pour chaque pays), on obtient les résultats suivants :

- le coût global de J14 est beaucoup plus faible que celui de G5/1 (41 %) ;
- pour chacun des 4 critères (acidification, eutrophisation, exposition de la population à l'ozone et exposition de la végétation à l'ozone), le niveau de protection est plus élevé de 7 à 11 % pour J14 que pour G5/1.

#### **C.1.2 Comparaison par cellule**

Si la stratégie de réduction des émissions G5/1 est beaucoup plus coûteuse, c'est à cause de la contrainte par cellule. Cela signifie que la stratégie devrait laisser de côté certaines cellules particulièrement polluées. Étudions donc les résultats par cellule, tels que nous avons pu les calculer à partir du module de RAINS disponible sur Internet.<sup>104</sup>

Pour l'AOT60 moyen (exprimée en personnes.ppm.heures), l'exposition globale est inférieure de 9 % avec J14. En outre l'exposition est inférieure dans 81 % des cellules. De plus dans toutes les cellules les plus polluées, celles où l'exposition moyenne est supérieure à 1,5 ppm.heure (2,8 % du nombre total de cellules), l'exposition est inférieure avec la stratégie J14. La stratégie J14 traite donc mieux les 'points chauds' que la stratégie G5/1 et a davantage tendance à réduire les inégalités d'exposition.

Pour l'AOT40 (exprimé en km<sup>2</sup>.ppm.heures), l'exposition globale est inférieure de 11 % avec J14. En outre l'exposition est inférieure dans 83 % des cellules. Enfin sur les 42 cellules les plus touchées, 39 voient leur situation s'améliorer davantage avec J14.

Pour l'acidification, la stratégie J14 permet de protéger une superficie plus importante de 10 % que G5/1. Mais la stratégie G5/1 permet de mieux protéger les cellules les plus touchées.

De même pour l'eutrophisation, la stratégie J14 permet de protéger une superficie plus importante de 7 % que G5/1. Mais la stratégie G5/1 permet de mieux protéger les cellules les plus touchées.

---

<sup>102</sup> Landrieu, G., Mudgal, S. (2000) « Simple is beautiful... and efficient. An illustration in the field of LRTAP strategies », INERIS.

<sup>103</sup> Amman, M. et al. (2000) « Further analysis of scenario results obtained with the RAINS model », IIASA.

<sup>104</sup> À l'adresse suivante : <http://www.iiasa.ac.at/rains/Rains-online.html?sb=8>.

### C.1.3 Conclusion

La comparaison entre les stratégies de réductions des émissions déduites des jeux de contraintes environnementales J14 et G5/1 donnent les résultats suivants :

- J14 conduit à des coûts moins élevés que G5/1 (41 %) ;
- J14 conduit globalement à une meilleure protection de l'environnement et de la santé que G5/1, pour les 4 critères pris en compte ;
- pour 2 critères sur 4 (l'exposition à l'ozone de la population et de la végétation), J14 permet de mieux réduire les excès d'exposition dans les cellules les plus touchées que G5/1.

### C.2 MESURES DE REDUCTION DES EMISSIONS DE COUT CROISSANT

Le deuxième jeu de contraintes environnementales (J15 ou 'scénario robuste') consistait à fixer le coût des politiques de réduction des émissions (le prendre égal à celui des politiques résultant de l'optimisation du jeu de contraintes environnementales J1) et à 'empiler' les mesures de réduction des émissions en commençant par celles de plus faible coût marginal. Il s'agit donc de mettre en place dans toute l'Europe les mesures dont le coût marginal est inférieur à un certain seuil.

Par définition, le coût global de J1 et celui de J15 sont les mêmes. Les surfaces d'écosystèmes protégés contre l'acidification et l'eutrophisation sont supérieures de 11 et 38 % dans J15 par rapport à J1 ; la réduction de l'exposition de la végétation à l'ozone (ppm.heures en excès pondérés par la superficie considérée) est supérieure de 8 % ; en revanche la réduction de l'exposition de la population à l'ozone (ppm.heures pondérés par la population touchée) est inférieure de 21 %.

Donc à coût égal, le jeu de contraintes environnementales 'robuste' J15 donne des meilleurs résultats que J1, en termes de protection globale au niveau européen, pour 3 des 4 critères.

### C.3 REDUCTION DES EMISSIONS PAR HABITANT

Un troisième jeu de contraintes environnementales (H13) fixait comme objectif de réduire les émissions par habitant dans chaque pays de l'Europe le plus près possible de celles du pays pour lesquelles elles étaient les plus faibles. En comparant ses ratios avantages/coûts pour chacun des 4 critères à ceux d'un jeu de contraintes environnementales de l'IIASA (H2), on constatait que les ratios de H13 étaient supérieurs à ceux de H2 pour tous les critères, de 4 % pour l'exposition de la population à l'ozone à 250 % pour la superficie d'écosystèmes protégés contre l'eutrophisation.

### C.4 CONCLUSION

Que peut-on déduire de ces comparaisons ? Ces trois jeux de contraintes environnementales sont plus simples, fixent des objectifs environnementaux à un niveau plus global, que ceux étudiés par l'IIASA. Au niveau global européen, ils obtiennent des meilleurs résultats bénéfiques/coûts. Cela s'explique par le fait qu'ils ne remplissent pas toutes les contraintes environnementales des jeux de contraintes environnementales de l'IIASA : des cellules particulièrement sensibles seront mieux protégées dans les jeux de contraintes environnementales de l'IIASA. (C'est sans doute vrai en théorie. Mais en pratique, vu les incertitudes des résultats, on peut se demander si cela vaut la peine de se

concentrer ainsi sur des objectifs aussi pointus). Ils cherchent à maximiser l'amélioration globale plutôt que de fixer des objectifs qui doivent être respectés partout. Mais ils présentent l'avantage de définir des politiques de réductions des émissions plus simples à mettre en œuvre et donc encore moins coûteuses (en termes de coûts de transaction et de mise en place, les coûts de ce type n'étant pas pris en compte dans le modèle RAINS).

## ANNEXE D. SCHEMA DE FONCTIONNEMENT COMPLET DU MODELE RAINS DEBUT 2003

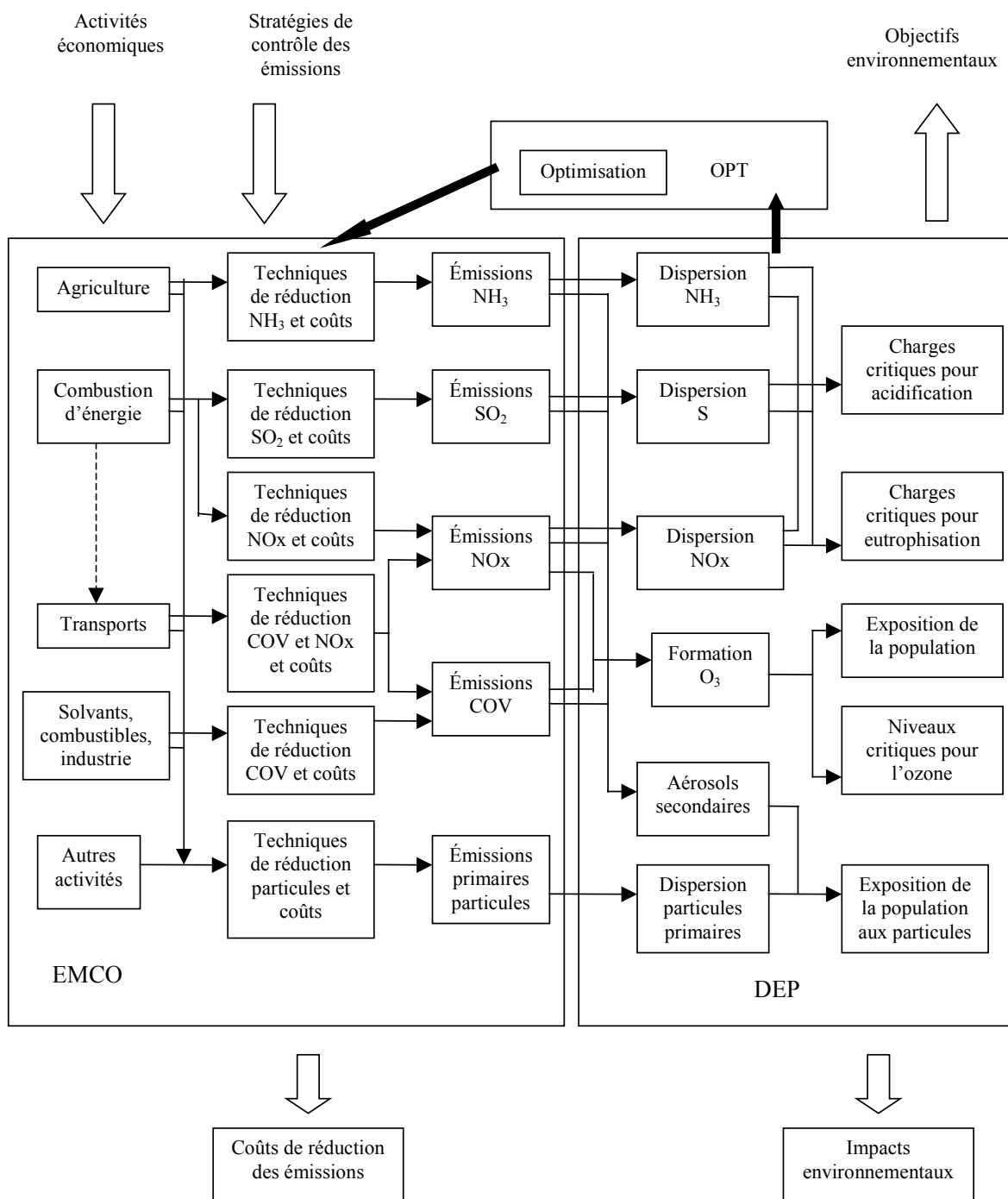


Figure 3. Schéma représentant le fonctionnement du modèle RAINS et l'agencement de ses trois modules (Source : IIASA, 2003)<sup>105</sup>

<sup>105</sup> IIASA, MET.NO, NTUA (2002) « Tender for the Service Contract for the Development of the Baseline and Policy Scenarios and Integrated Assessment Modelling Framework for the Clean Air For Europe (CAFE) Programme », IIASA, MET.NO, NTUA.

## ANNEXE E. LES POLLUANTS PRIS EN COMPTE ET LEURS EFFETS

---

### E.1 ACIDIFICATION

« À partir des années 1970, les dépôts atmosphériques de soufre ont été désignés comme responsables du dépérissement de certaines forêts en Allemagne et en Scandinavie. Le lien avec les émissions venant des activités industrielles a été rapidement fait. Il est maintenant établi que les oxydes de soufre, les oxydes d'azote, l'ammoniac et le chlore rejetés dans l'environnement par les activités humaines ont tous un effet acidifiant sur les sols et les eaux naturelles. Ces substances, transportées dans l'atmosphère sur de longues distances, forment une pollution diffuse et transfrontière.

Le passage entre rejets anthropiques et acidification des sols et des eaux se fait par étapes. La première est une réaction d'oxydation qui conduit à la formation d'ions sulfate et d'ions nitrate. Puis, en présence d'eau, sulfates, nitrates et ions chlorure forment de l'acide sulfurique, de l'acide nitrique et de l'acide chlorhydrique. Ces substances sont déposées avec les particules et les précipitations sur les sols et dans les eaux. Simultanément à l'acidification qui a alors lieu, des réactions chimiques associent le sulfate, le nitrate et les ions chlorure avec les cations basiques (calcium, magnésium, potassium...). Tant qu'il y a des cations dans le milieu, ils limitent l'acidification. Mais la quantité de cations dans le milieu est restreinte.

Les cations sont en effet apportés dans les sols par des processus qui peuvent être irréguliers ou lents, tels que les apports atmosphériques, la dissolution de la roche mère et le recyclage de la matière organique. Quand, dans le sol, les quantités de substances acidifiantes deviennent supérieures à celles des cations basiques, le milieu s'acidifie. Cette acidification modifie toute la structure biologique : un des symptômes les plus visibles est le dépérissement des arbres. De façon moins évidente mais simultanée l'écosystème terrestre perd lorsqu'il s'acidifie une grande partie de sa biodiversité, le recyclage de la matière organique y est ralenti (ce qui entretient l'acidification) et le sol perd sa fertilité et sa résistance à l'érosion.

L'état d'acidification des sols influe sur l'acidification des eaux de surface. Les sources qui émergent dans des zones où le sol a perdu ses réserves en cations basiques sont acides. Dans certaines régions, on a observé une tendance à une amélioration du point de vue de l'acidification – mais les concentrations en cations basiques sont parfois encore à la baisse. Ces éléments minéraux, essentiels pour la croissance des plantes, sont aussi essentiels à la survie des organismes aquatiques, leur physiologie étant basée sur le transfert d'eau et d'éléments à travers des membranes. Ces transferts sont perturbés si les concentrations en ions dans les eaux baissent excessivement.

Comme pour les sols, un des effets de l'acidification sur les eaux de surface est une perte de biodiversité, y compris la disparition des populations de truites qui sont très sensibles à l'acidification. Un autre effet est la perte de points de captage d'eau potable car les eaux acides sont impropres à la distribution pour la consommation humaine. »<sup>106</sup>

### E.2 EUTROPHISATION

« En plus de leur effet acidifiant, les substances azotées (nitrate et ammoniac) peuvent

---

<sup>106</sup> Le Gall, A.C. (2003) « Acidification et eutrophisation en France », INERIS.



avoir un effet eutrophisant : l'azote est un nutriment habituellement limitant la croissance des plantes mais sa présence en excès favorise la croissance de plantes communes au détriment de celles, plus rares, qui s'accommodent de conditions moins riches. De plus, la croissance des arbres s'est accélérée au cours des dernières décennies en partie à cause de cet azote, en partie à cause du changement climatique (augmentation de gaz carbonique, de la longueur de la période de croissance annuelle, de la température). Mais cette croissance rapide crée des arbres avec un rapport feuillage/racine plus grand, ce qui entraîne une plus grande fragilité face aux intempéries. L'accélération de la croissance des plantes augmente aussi leur besoin en éléments minéraux, tels que les cations basiques. Un effet secondaire de l'eutrophisation peut donc être une plus grande sensibilité à l'acidification. Enfin, la composition des tissus des plantes semble avoir été modifiée par la pollution azotée : les concentrations en azote ont augmenté dans les feuilles, qui en deviennent plus attrayantes pour les herbivores et les parasites. L'eutrophisation des écosystèmes terrestres est donc à la fois un problème de perte de biodiversité et un problème de fragilisation des écosystèmes vis à vis des dépôts acidifiants, des parasites et des intempéries.

L'eutrophisation des eaux douces est, elle, liée à des rejets locaux et non pas aux dépôts atmosphériques d'azote car ces écosystèmes ne sont pas limités en azote mais en phosphate. Dans le cadre de la pollution atmosphérique transfrontière, le problème d'eutrophisation est donc essentiellement associé aux écosystèmes terrestres. »<sup>107</sup>

### E.3 OZONE TROPOSPHERIQUE<sup>108</sup>

#### E.3.1 Formation de l'ozone

La *troposphère* est constituée des couches basses de l'atmosphère.<sup>109</sup> Elle est largement soumise aux mouvements turbulents des masses d'air. Au-delà se situe la *stratosphère*.

Les constituants majoritaires de la troposphère sont : l'azote, l'oxygène, les gaz rares, l'eau sous ses trois formes (gazeuse, liquide et solide) et le gaz carbonique. Un grand nombre de composés minoritaires dont la concentration est extrêmement fluctuante dans le temps et dans l'espace s'y trouvent aussi. Ils sont la conséquence d'un ensemble très complexe de phénomènes physico-chimiques. Parmi ces composés minoritaires se trouve l'ozone. Celui-ci provient d'une part de transferts à partir de la stratosphère et d'autre part de la formation photochimique à partir des composants traces naturels de l'atmosphère (CO, CH<sub>4</sub>, NO). Grâce à la lumière solaire disponible, certains composés minoritaires de la troposphère vont être photolysés et vont ainsi participer à l'initiation des processus de transformations chimiques.

Dans la troposphère le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) est la molécule la plus facilement photolysable. Cette photodissociation est à l'origine de la formation d'ozone dans la troposphère. Le NO<sub>2</sub> se dissocie en produisant du monoxyde d'azote (NO) et de l'oxygène atomique. Celui-ci réagit avec l'oxygène moléculaire (O<sub>2</sub>) pour donner de l'ozone (O<sub>3</sub>), qui peut ensuite ré-oxyder le monoxyde d'azote (NO) en dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>). On obtient ainsi un ensemble de réactions constituant un équilibre dynamique entre NO<sub>2</sub>, NO et O<sub>3</sub>,

<sup>107</sup> Le Gall, A.C. (2003) « Acidification et eutrophisation en France », INERIS.

<sup>108</sup> Leoz, E., Rouil, L. (1999) « Analyse des modèles à transformations chimiques », INERIS, rapport LCSQA.

<sup>109</sup> Elle s'étend sur une quinzaine de kilomètres environ au niveau de l'Équateur, une douzaine sous nos latitudes tempérées et cinq kilomètres aux pôles.

appelé cycle de Chapman (voir figure ci-dessous).

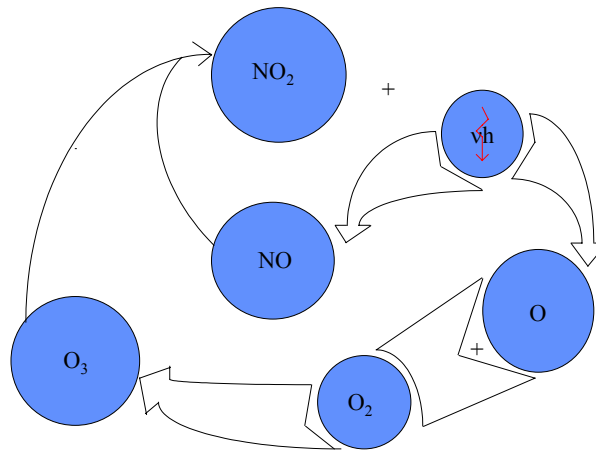


Figure 4. Équilibre dynamique entre  $NO_2$ ,  $NO$  et  $O_3$

Le cycle est ainsi équilibré.

La production nette d’ozone est alors imputable à la présence d’autres composés oxydants reformant  $NO_2$  sans consommer d’ozone. Il s’agit d’espèces chimiques complexes, les radicaux libres, tels que les radicaux peroxy ( $RO_2^\circ$ ) qui vont oxyder le  $NO$  en  $NO_2$  sans consommer d’ozone. Les radicaux libres sont des composés très réactifs à cause de leur électron non apparié et ils vont réagir très vite avec  $NO$ , défavorisant la réaction avec  $O_3$ . Le cycle de Chapman se trouve donc perturbé (voir figure ci-dessous).

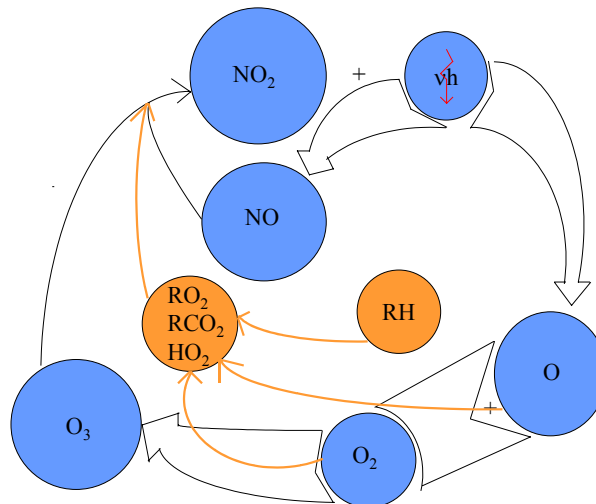


Figure 5. Cycle de  $NO_2$ ,  $NO$  et  $O_3$  perturbé par la présence des radicaux libres

Les composés qui vont perturber le cycle de Chapman sont dus aux radicaux libres tels que  $OH^\circ$  et  $NO_3^\circ$ . Ils sont formés par réaction avec des constituants de base de l’atmosphère ( $CO$  et  $CH_4$ ) et avec des composés organiques tels que les composés organiques volatils (COV), les aldéhydes, les composés aromatiques, les composés halogénés.

### E.3.2 La colline d’ozone

L’analyse des relations entre l’ozone, les COV et les  $NO_x$  est un point clef pour la compréhension des phénomènes liés à la pollution photochimique : quand les concentrations en  $NO_x$  sont faibles, les niveaux de concentration en ozone augmentent

avec ceux de NOx de manière quasi-linéaire ; en revanche pour des niveaux élevés en NOx, les concentrations en ozone diminuent lorsque celles en NOx augmentent.

De ce fait, « si, de manière générale, il faut pour abaisser les concentrations d’ozone en Europe réduire les émissions des polluants précurseurs (NOx, COV), il existe cependant dans les conditions de pollution de certains pays ce que l’on appelle une ‘colline d’ozone’ : une diminution des émissions de NOx du pays tend d’abord à accroître l’exposition à l’ozone ; il est nécessaire d’atteindre des niveaux élevés de réduction des NOx – plus de 50 % par exemple – pour obtenir un abaissement des concentrations d’ozone. »<sup>110</sup>

### E.3.3 Sources d’incertitudes

Les principales sources d’incertitudes associées à ces processus sont les suivantes :

- *Les émissions* : il s’agit certainement de l’une des plus grandes difficultés pour la mise en œuvre de modèles numériques.
- *La météorologie* : elle joue un rôle évident dans la simulation, et la reconstitution d’épisodes de pollution passe nécessairement par la reconstitution correcte de la météorologie.
- *La chimie* : l’état des connaissances actuelles ne permet pas de s’appuyer sur une caractérisation précise de l’ensemble des réactions susceptibles d’être mises en jeu lors des cycles photochimiques. De plus, un nombre très important des espèces et réactions à considérer (plusieurs centaines) constitue aussi un facteur limitant à l’application de techniques numériques cohérentes avec les performances actuelles des ordinateurs. Ainsi, plusieurs modèles de regroupements d’espèces et de réactions ont été définis par les scientifiques afin de limiter la taille du problème et de le simplifier. La définition de ces simplifications est une source évidente d’incertitude.

---

<sup>110</sup> Landrieu, G. (1999) « Questions posées par l’emploi du modèle RAINS pour l’étude des stratégies de réduction de la pollution atmosphérique transfrontière », *Pollution atmosphérique*, décembre 1999, pages 65-77.