

PROGRAMME Ecosystèmes
Transports
Pollutions

1998 - 2001

ÉTCHELECOU André
DELETRAZ Gaëlle
ÉLICHEGARAY Christian



Avril 2001



*Photo de couverture : Un camion transportant selon le code 3082 des « matières dangereuses du point de vue de l'environnement ».
(Photo ETP prise à Accous, commune de la Vallée d'Aspe)*

Programme Ecosystèmes, Transports, Pollutions

Programme ETP

1998-2001

Rapport de synthèse

André Etchelecou
Gaëlle Delétraz
Christian Elichegaray

Avril 2001

Réalisation : Laboratoire SET – CNRS UMR 5603
André Etchelecou – Gaëlle Deletraz
Université de Pau et des Pays de l'Adour
IRSAM – Domaine Universitaire – 64000 PAU
Tel : +33 (0)5.59.92.31.23 – Fax : +33 (0)5.59.80.83.39
andre.etchelecou@univ-pau.fr
<http://www.univ-pau.fr/RECHERCHE/SET/>

PREDIT
Groupe Energie-Environnement
Président : Jacques Labeyrie

Programme Ecosystèmes-Transports-Pollutions (ETP)

*Alpes : Maurienne, Mont-Blanc
Pyrénées : Bariatou, Somport*

**Incidences de la pollution du transport terrestre sur les écosystèmes
Quantification et processus de diffusion spatiale**

Coordination

André Etchelecou, *Professeur Université de Pau - CNRS IRSAM-SET UMR 5603, avec l'appui de
Christian Elichegaray, Chef Département Air ADEME*

Comité Technique et Scientifique

J.Asta – B.Benech – G.Bonnecaze – J.Bonte – P.Dumolard – J.Dupin – P.Ebner
Ch.Elichegaray – L.Espagno – A.Etchelecou – Cl.Mouchès – B.Saulnier

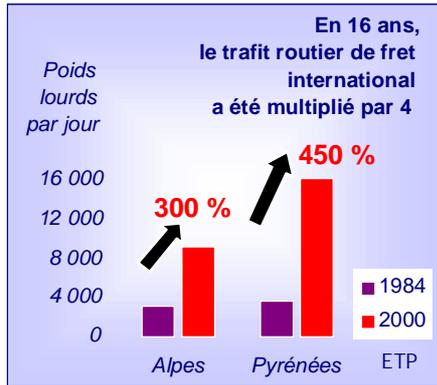
Allocataires de Recherches ADEME

Gaëlle Delétraz (*directeurs de thèse : A.Etchelecou, L.Espagno*)
Emmanuel Paul (*directeurs de thèse : P.Dumolard, J.Asta*)



Conventions ADEME / Université de Pau et des Pays de l'Adour
n° 97 93 022 et 98 93 020

Subventions de la Région Aquitaine 1998-1999-2000



Préambule

Le Rapport pour le Ministère de l'Environnement « Transports internationaux en montagne – Sortir de l'impasse » paru en 1996, révélait que 88% du fret international à travers les Alpes et à travers les Pyrénées transitait par camions : plus de 100 millions de tonnes par an.

Depuis 15 ans, ce trafic avait été multiplié par trois.

Le Programme ETP

Au vu de ce constat, le Groupe Energie-Environnement du PREDIT a confié à André Etchelecou (Université de Pau), avec l'appui de Christian Elichegaray (ADEME), la réalisation d'une étude pour évaluer les incidences de la pollution routière sur les écosystèmes en montagne : ainsi est né le Programme Ecosystèmes, Transports, Pollutions ou Programme ETP.

Son financement a été assuré par ADEME/PRIMEQUAL/PREDIT, par deux allocations de thèse ADEME, par une subvention de la Région Aquitaine, par la mise à disposition partielle d'enseignants-chercheurs des Universités de Pau et de Grenoble.

Quatre vallées dans les Alpes et dans les Pyrénées

Quatre vallées de montagne ont été choisies :

- dans les Pyrénées,

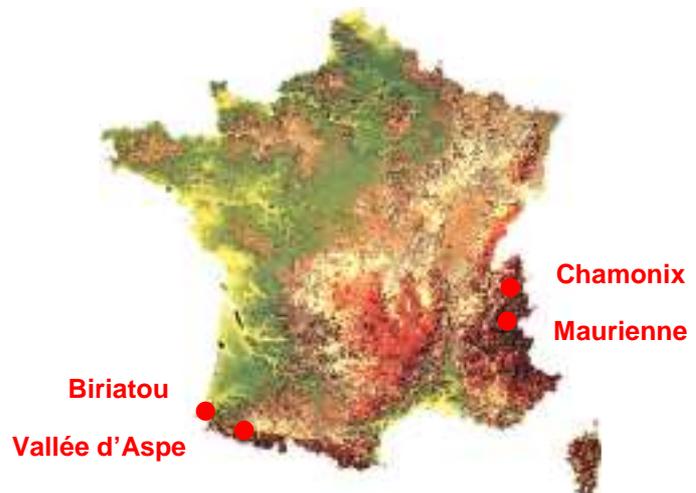
les sites de Bariatou – Saint-Jean-de-Luz, un axe de passage international confronté à une progression considérable de poids lourds - plus de 7500 par jour durant l'année 2000,

la vallée d'Aspe, pour faire un état de la situation avant l'ouverture du nouveau tunnel routier international du Somport.

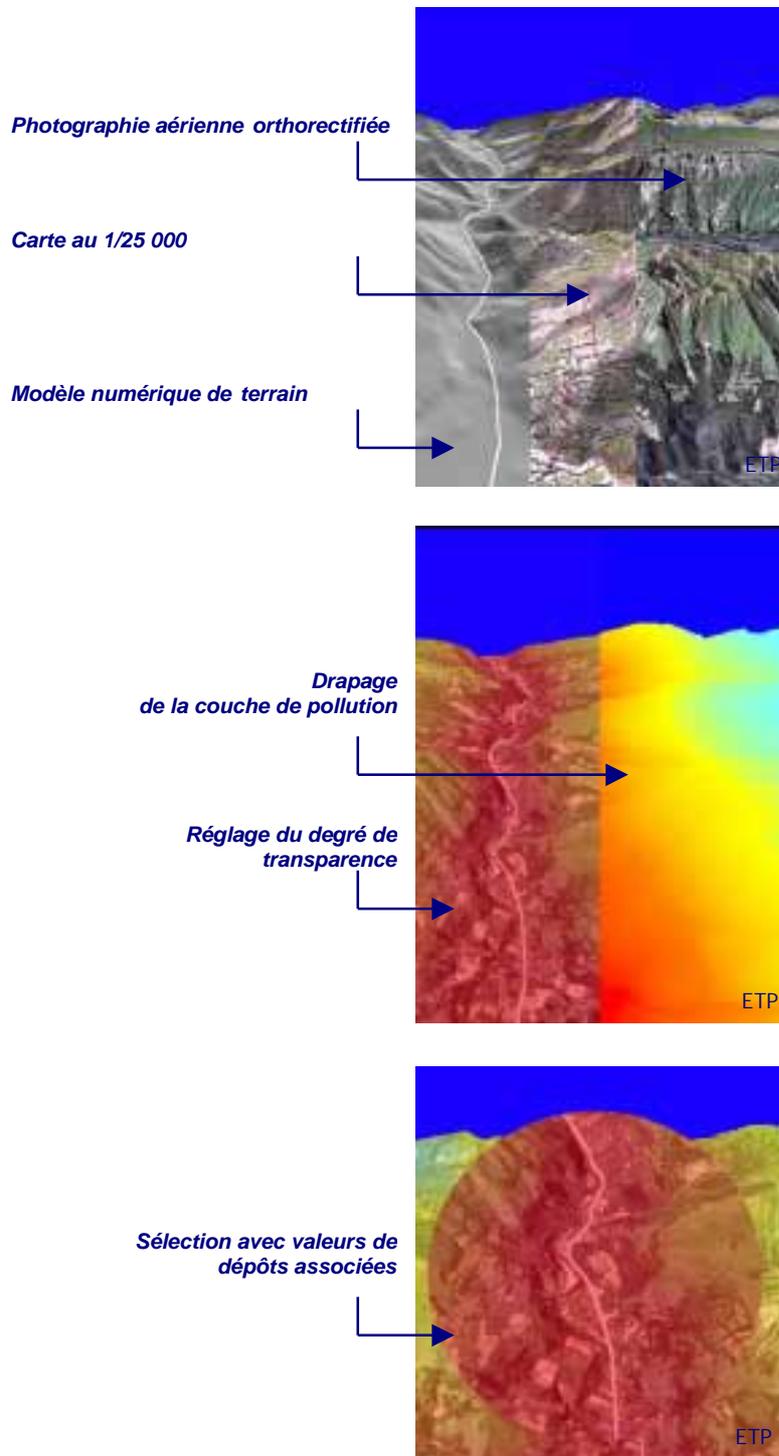
- dans les Alpes,

la vallée de la Maurienne qui, depuis la création du tunnel routier du Fréjus en 1980, abrite aujourd'hui une autoroute - 2000 camions par jour en 1997 et 5000 aujourd'hui,

la vallée de Chamonix qui, après l'incendie catastrophique du 24 mars 1999, permet d'évaluer le niveau de pollution d'une vallée « sans camions ».



Un avantage du Système d'Information Géographique (SIG)



La stricte superposition en trois dimensions des photographies aériennes et de la carte topographique avec le modèle numérique de terrain, se fait après avoir orthorectifié les photographies aériennes.

L'orthorectification consiste à caler en X,Y, Z une quarantaine de points remarquables pour chaque photo sur les mêmes points de la carte SCAN25 superposée au MNT de l'IGN. Puis, l'assemblage des photos corrigées se fait en ne conservant que les parties centrales des photos, celles-ci se recouvrant par tiers. Enfin, une égalisation des couleurs est opérée.

La couche de pollution est moulée sur le paysage après les étapes suivantes :

- 1- calcul pour chaque point du modèle numérique de terrain de la distance réelle à la route
- 2- application à chaque point du modèle numérique de terrain de la fonction qui détermine le dépôt NO_2 à partir de la distance réelle à la route, pour constituer la matrice des dépôts NO_2
- 3- drapage de la matrice des dépôts NO_2 sur le paysage, les couleurs (teinte, seuil) étant déterminées par l'opérateur

Ainsi, par cette superposition de couches d'informations, il est possible non seulement de visualiser l'étendue locale estimée des dépôts NO_2 mais encore de pouvoir quantifier les dépôts sur toute surface sélectionnée.

Un comité scientifique pluridisciplinaire

Un comité technique et scientifique composé de spécialistes de géographie, de chimie, de physique, de biologie, de météorologie a été mis en place afin d'établir un protocole de méthode analogue d'un site à l'autre.

Durant trois ans et demi, un réseau de collaborateurs associant Services de l'Etat, organismes publics et privés, enseignants-chercheurs, étudiants, personnes privées, a permis de réaliser des campagnes de mesures et de produire de l'information pour des zones géographiques sensibles.

Six objectifs

Le Programme ETP a six objectifs :

- *caractériser les trafics routiers,*
- *en estimer les émissions de polluants,*
- *préciser leurs concentrations dans l'air,*
- *évaluer la dispersion des polluants en tenant compte de la topographie,*
- *tester la relation entre émissions de polluants et bioindication,*
- *identifier les effets de la pollution routière sur les écosystèmes traversés.*

Dans ce Programme, l'apport de la Géographie a été fondamental pour préciser le rôle des contraintes spatiales et climatiques, en couplant les mesures aux modèles numériques de terrain grâce au système d'information géographique (SIG).

Huit campagnes de mesures ont été réalisées. Dans ce rapport de synthèse, afin de mieux visualiser les différences de saison, importantes pour les niveaux et les effets de la pollution, nous avons réalisé des fonds graphiques avec quatre gammes de couleurs dont la définition est précisée en bas de page.

Ce Rapport de synthèse a été rédigé par André Etchelecou, Gaëlle Delétraz, Christian Elichegaray.

Pau, le 30 avril 2001

Organismes consultés ou associés

ADEME

(Paris, Ph.Chartier, Ch.Elichegaray, A.Morcheoine, J.Noppe)

Air des 2 Savoie

(Chambéry, D.Chapuis)

Apiculture et analyses

(Pau, Etablissements Michaud, G.Fert)

ASCOPARG

(Grenoble, M.B.Personnaz)

Association Air Aquitaine

(Pau, A.Sarret, P.Grégoire)

Association pour le Respect du Site du Mont-Blanc

(Chamonix, J.Dupin)

Centre de Biologie Alpine

(Grenoble, UJF, J.Asta)

Centre de Recherches Atmosphériques 65

(Campistrous, B.Bénech)

DESS Dynamique des Ecosystèmes Aquatiques

(UPPA Bayonne, F.D'Amico)

Institut de Géographie Alpine

(Grenoble, UJF, P.Dumolard)

Laboratoire d'Ecologie Moléculaire

(Pau, UPPA, Cl.Mouchès, P.Blanchard, Ph.Goulas)

Laboratoire de Chimie Bioinorganique

(Pau, UPPA EP CNRS 132, G.Bonnecaze, P.Pelassy, O.Donard, F.Seby)

Etablissement Public des Laboratoires Départementaux 64

(Pau et Lagor, J.Bonte, E.Teysseyre, A.Tisné)

Laboratoire Sociétés, Environnement, Territoires

(Pau, UPPA SET UMR CNRS 5603 : A.Etchelecou, L.Espagno, M.Bourguet)

Météo-France

(Pau-Uzein, B.Saulnier)

Ministère de l'Environnement

(DGAD/SRAE, P.Ebner)

MST Pollutions-Nuisances

(Pau, UPPA, M.Grimaud)

Pôle Environnement Sud-Aquitain

(Pau, B.de Guillebon)

Remerciements

Nous tenons à remercier, outre les personnes, organismes, institutions cités ci-dessus, tous ceux qui ont contribué à la réalisation du Programme ETP, le personnel des Autoroutes du Sud de la France (ASF), le personnel de la Société Française du Tunnel du Fréjus, toutes les administrations de l'Etat, et surtout tous ceux qui ont accepté d'avoir du matériel de mesure dans leur propriété ou sur leur bâtiment.

Personnes ayant participé aux campagnes du Programme ETP

Bariatou – Saint-Jean-de-Luz

- **Mesures de pollution** : G.Delétraz, J.Bonte, A.Etchelecou, P.Chabre, G.Bonnecaze, L.Espagno, B.Charlier, M.Paturel
- **Spatialisation de la pollution** : G. Delétraz, P.Dabos, A.Etchelecou
- **Trafic** : M.Paturel, G.Delétraz, E.Delion, M.Bourguet, A.Etchelecou
- **Abeille** : L.Koller, G.Fert, G.Delétraz, L.Espagno, A.Etchelecou
- **Trèfle** : G.Delétraz, P.Blanchard, C.Mouchès, A.Etchelecou
- **Météo** : D.Roul, G.Delétraz, B.Bénech, B.Bénech, A.Etchelecou

Aspe

- **Mesures de pollution** : G.Delétraz, J.Bonte, A.Etchelecou, P.Chabre, G.Bonnecaze, G.Luc, L.Espagno
- **Spatialisation de la pollution** : G.Delétraz, P.Dabos, A.Etchelecou
- **Trafic** : A.Etchelecou, G.Delétraz, P.Dabos
- **Trèfle** : G.Delétraz, P.Blanchard, C.Mouchès, A.Etchelecou, L.Saüt
- **Météo** : F.Durrieu, P.Pelassy, B.Saulnier, G.Delétraz, A.Etchelecou
- **Images météo 24h/24** : A.Etchelecou, G.Delétraz, P.Dabos, J.-P.Lalanne-Cassou, étudiants du Département Informatique de l'UPPA
- **Thermomètres** : G.Delétraz, A.Etchelecou
- **Matières dangereuses** : O.Paris, G.Delétraz, A.Etchelecou, T.Etchelecou, J.Latrubesse
- **Orthorectification images** : O.Paris, P.Dabos, G.Delétraz, A.Etchelecou
- **Marqueurs biologiques** : M.Dussau, G.Delétraz, F.D'Amico, A.Etchelecou
- **Métaux-neige** : G.Bonnecaze, G.Delétraz, A.Etchelecou, J.Cedet, A.Veysseyre, F.Seby

Maurienne

- **Trafic** : C.Arioli, E.Paul, C.Trébuchon, P.Dumolard
- **Mesures de pollution** : C.Trébuchon, E.Paul, I.Martin, P.Dumolard
- **Spatialisation de la pollution** : A.Etchelecou, E.Paul, G.Delétraz, P.Dabos
- **Cartographie** : E.Paul, I.Martin, P.Dumolard
- **Météo** : E.Paul, P.Dumolard
- **Lichens** : C.Trébuchon, E.Paul, J.Asta, P.Dumolard

Chamonix

- **Trafic** : E.Paul, O.Argaud, P.Dumolard
- **Mesures de pollution** : O.Argaud, E.Paul, P.Dumolard, A.Etchelecou
- **Cartographie** : E.Paul, I.Martin, P.Dumolard
- **Météo** : E.Paul, P.Dumolard
- **Thermomètres** : O.Argaud, A.Etchelecou, E.Paul, P.Dumolard
- **Lichens** : E.Paul, G.Collin, J.Asta, P.Dumolard

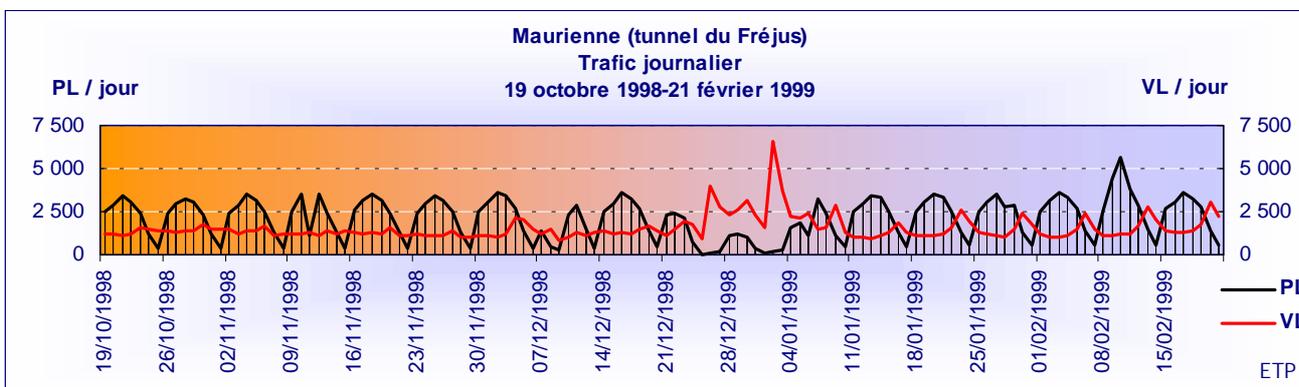
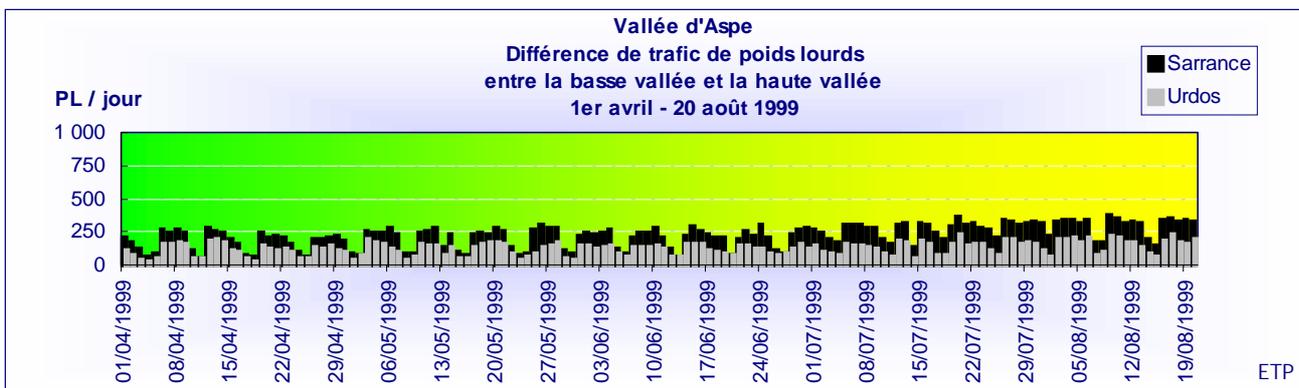
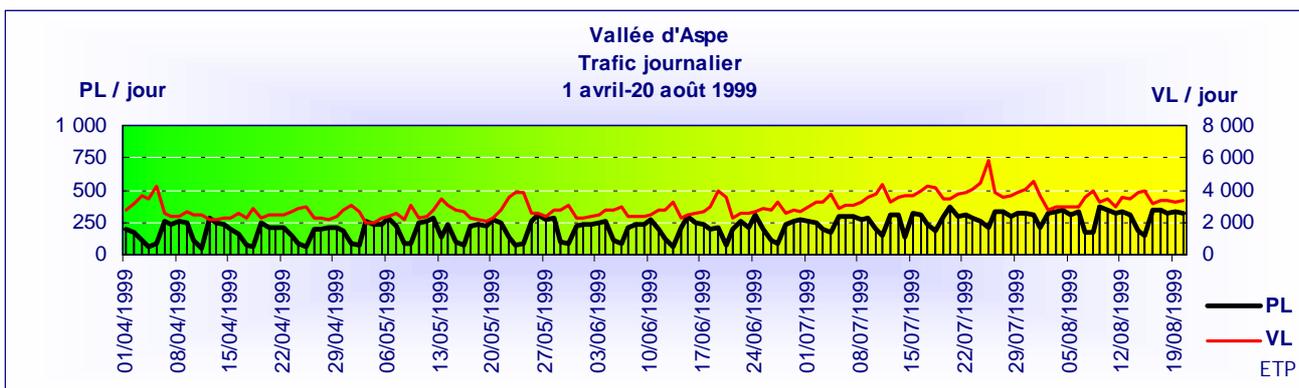
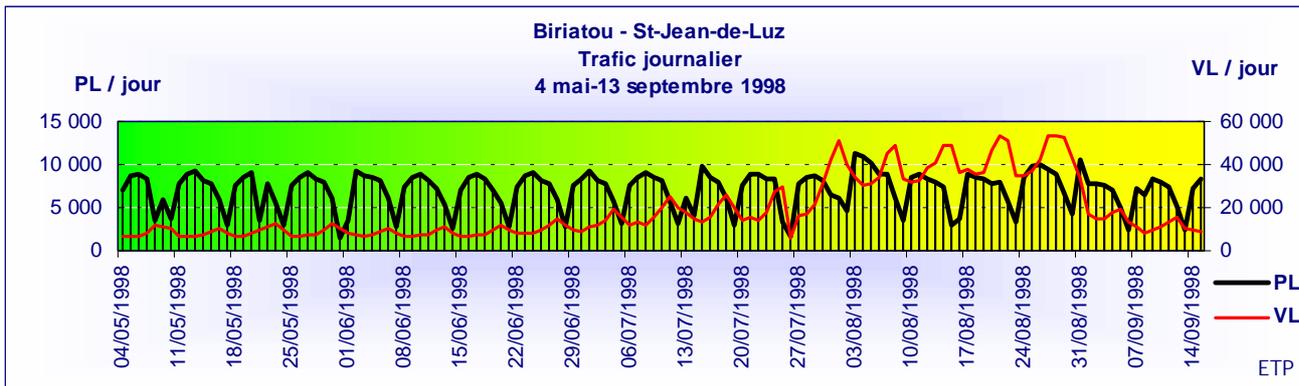
Nous adressons un remerciement particulier à Simone Bendaoud et à Jackie Pradet du SET, à Juliette Asta et à Pierre Dumolard de l'UJF de Grenoble, à tous les collègues de l'UPPA avec lesquels nous avons pu progresser dans l'interdisciplinarité, notamment Gaston Bonnecaze et Claude Mouchès.

Nous tenons à adresser un remerciement spécial à Jacques Bonte, directeur des Etablissements Publics des Laboratoires Départementaux des Pyrénées-Atlantiques (EPLD 64), et à Lucien Espagno, conseillers de tous les instants, sans lesquels le programme ETP n'aurait jamais abouti.

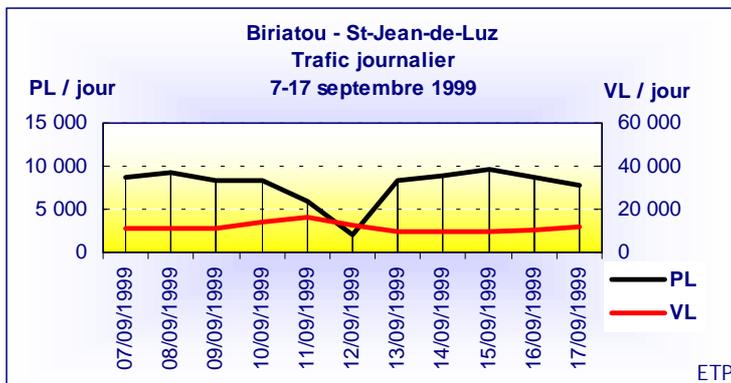


Le trafic

Le trafic

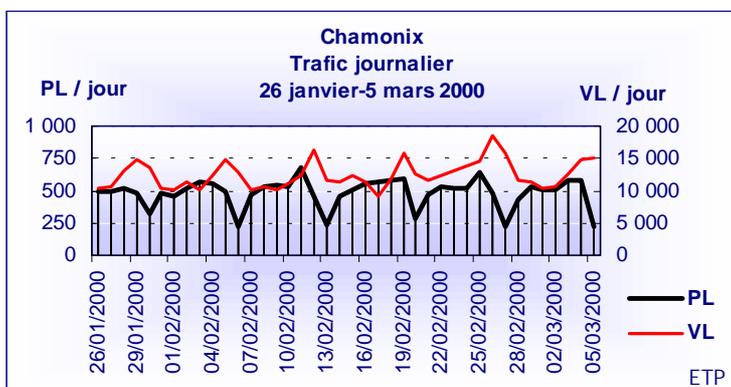


Le trafic globalement peu élevé



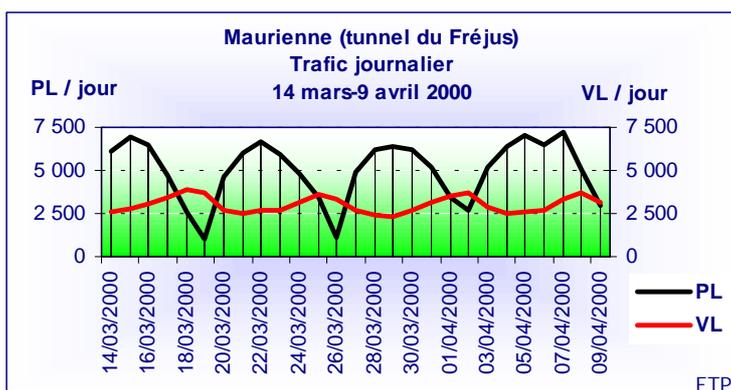
A la seule vue de l'intensité du trafic routier durant les campagnes du Programme ETP, on déduirait qu'aucun des sites retenus n'est en situation critique au regard de la pollution atmosphérique sur les écosystèmes.

Le maximum est à Biriato - Saint-Jean-de-Luz avec une moyenne de 26 000 véhicules par jour.



Le minimum est en vallée d'Aspe avec un trafic dix fois moindre.

La Maurienne, avant l'incendie du tunnel du Mont-Blanc avait moins de 4000 véhicules par jour, 8000 après.



La vallée de Chamonix a conservé, après l'incendie, un trafic de l'ordre de 13 000 véhicules par jour.

mais chaque jour, c'est

7500 camions à Biriato, 5000 camions en Maurienne

hiver

printemps

été

automne

Le trafic

Quels que soient les sites, le trafic est ponctué par les effets de la réglementation des poids lourds en fin de semaine.

Pyrénées

Printemps-été 1998

à Biriadou et à Saint-Jean-de-Luz,

du mardi au vendredi plus de 8000 poids lourds

Printemps-été 1999

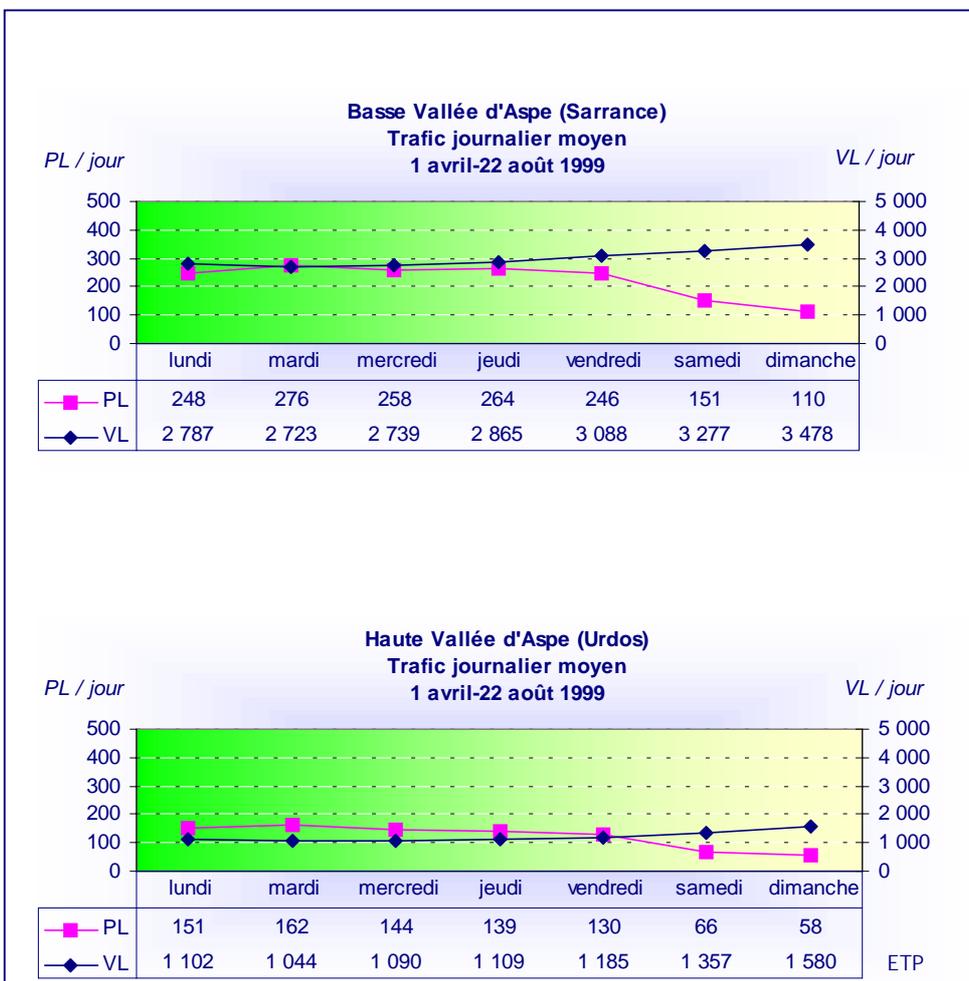
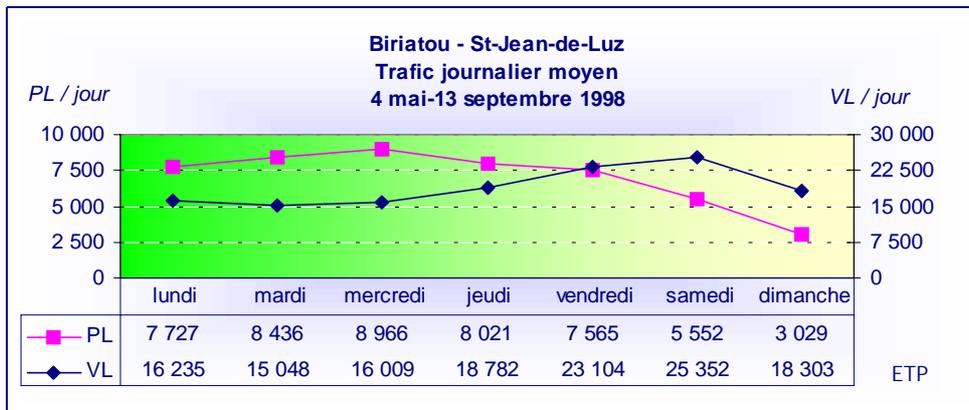
En vallée d'Aspe,

250 camions en basse vallée

du lundi au vendredi

du lundi au vendredi

150 camions passent la frontière en haute vallée d'Aspe



hiver

printemps

été

automne

Le trafic

Un point sensible pour les populations

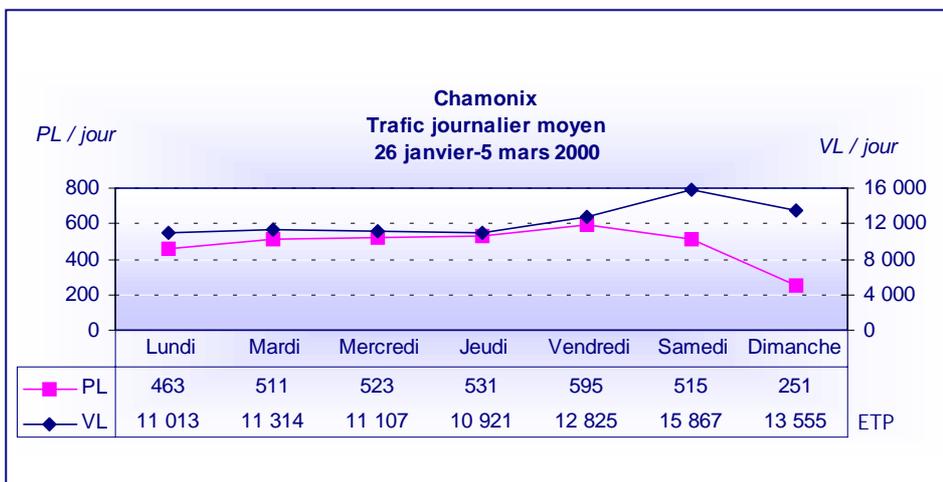
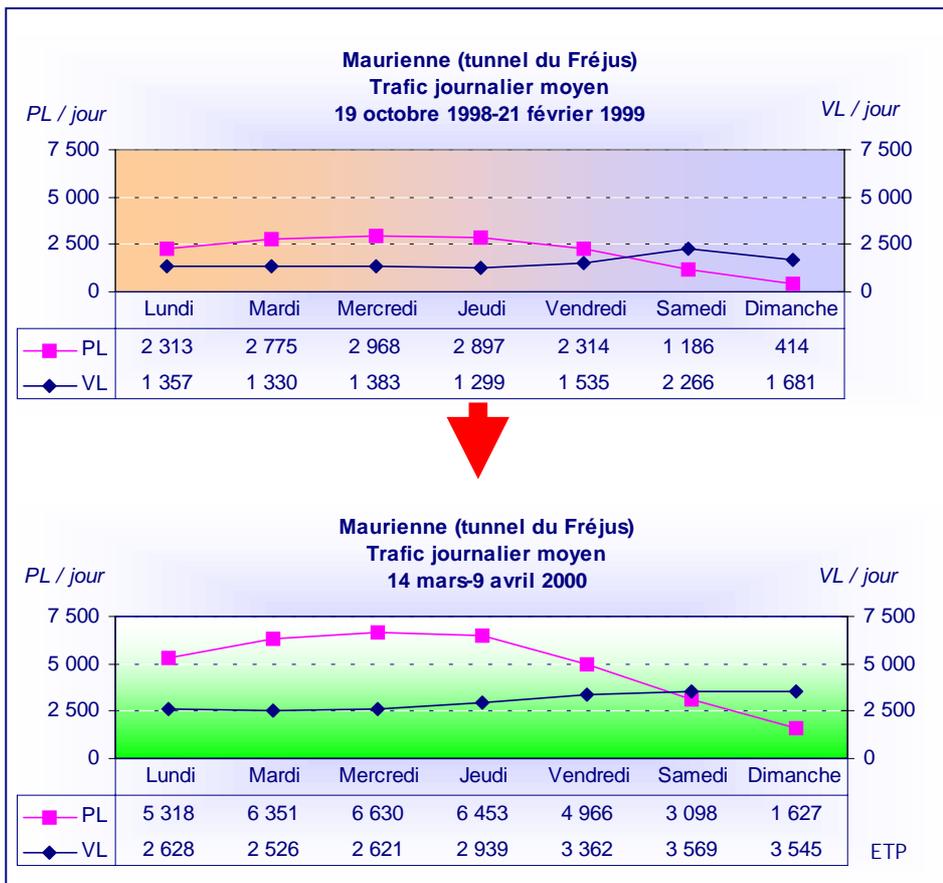
Alpes

en Maurienne,

la fermeture du tunnel du Mont-Blanc et l'accès autoroutier

ont conduit, en 1 an,

à un doublement du trafic tant pour les véhicules légers que pour les poids lourds



en vallée de Chamonix,

la RN205 a connu néanmoins un trafic régulier en semaine

du lundi au samedi

de 450 à 600 poids lourds de 11 000 à 16 000 véhicules légers



Les émissions

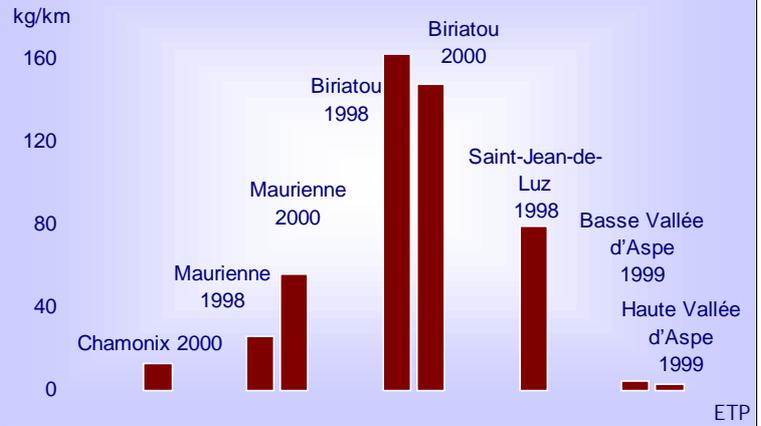
Emissions journalières moyennes

Le logiciel IMPACT développé par l'ADEME permet d'établir les émissions du trafic routier. Il a été réalisé à partir des programmes COST 319, MEET, COPERT II.

Contact : Jane Noppe, ADEME

Les données de trafic proviennent des péages ASF (Bariatou, Saint-Jean-de-Luz), de la SFTRF (Maurienne), des Directions Départementales de l'Équipement (Pyrénées-Atlantiques, Savoie, Haute-Savoie).

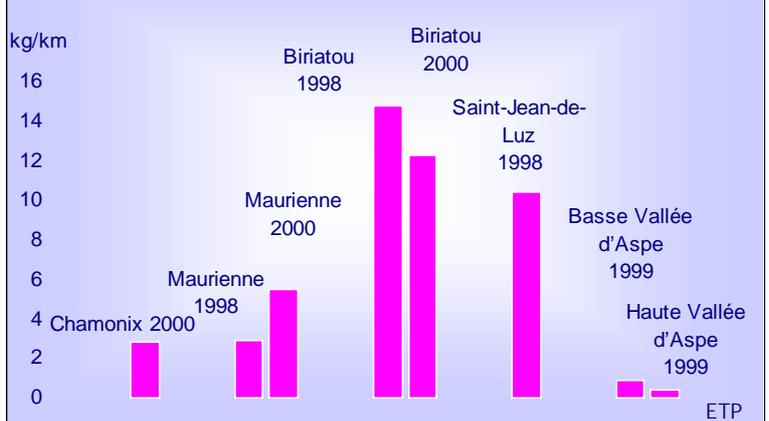
un rapport 1 à 37 pour les NO_x



Vitesse et pente pour les calculs d'émissions

	Vitesse PL	Vitesse VL	pente
Bariatou	40 km/h	85 km/h	4% - 6%
Saint-Jean-de-Luz	100 km/h	130 km/h	-
Aspe (Sarrance)	60 km/h	85 km/h	0% - 4%
Aspe (Urdos)	35 km/h	50 km/h	4% - 6%
Maurienne (Freney)	50 km/h	70 km/h	0% - 4%
Chamonix (Bossos)	60 km/h	90 km/h	0% - 4%

un rapport de 1 à 30 pour les COV



Les écarts entre sites résultent des différences de composition du trafic, de vitesse des véhicules, de pente de la chaussée.

Quelques équivalences

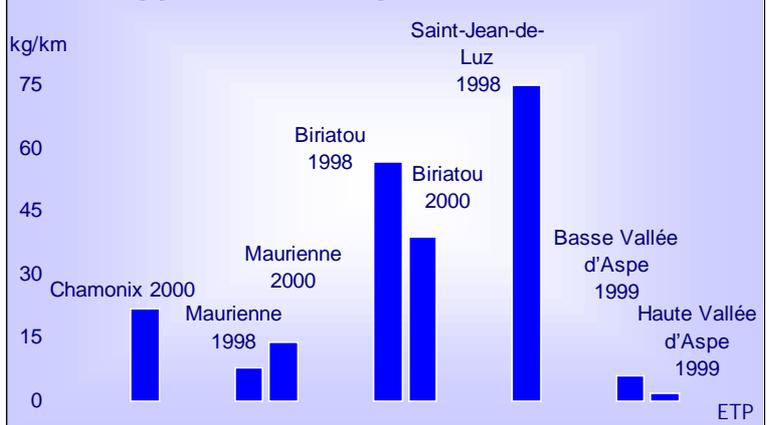
Emissions NO_x à 80 km/h à plat :

$$1 \text{ PL} > 32t = 13 \text{ VL}$$

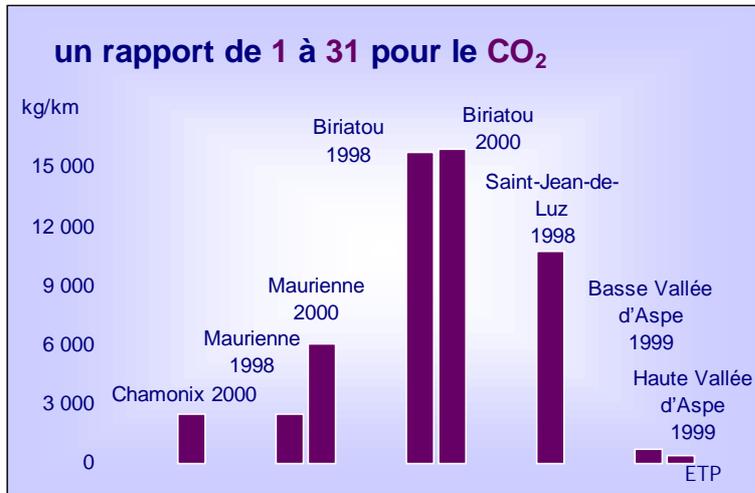
Emissions NO_x à 40 km/h, pente 4-6%, (moyenne montée-descente) :

$$1 \text{ PL} > 32t = 30 \text{ VL à 80 km/h}$$

un rapport de 1 à 19 pour le CO



Emissions journalières moyennes



Les émissions de pollution révèlent de grandes disparités.

En prenant les oxydes d'azote comme témoin de l'ensemble des émissions liées au trafic routier, on a une moyenne journalière durant les campagnes du Programme ETP :

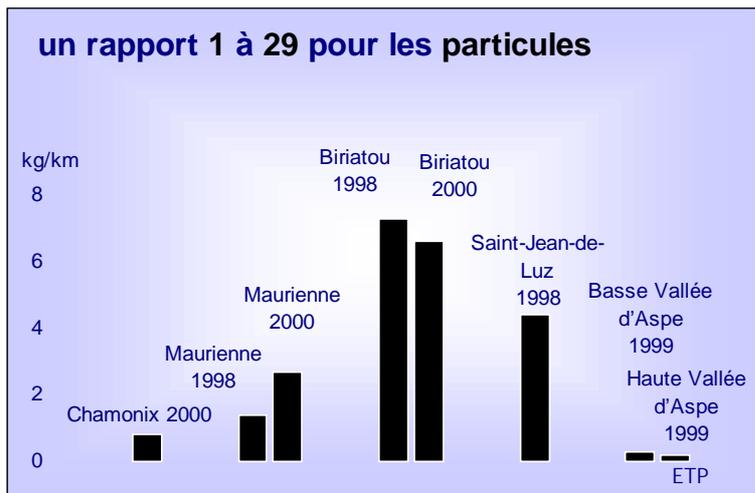
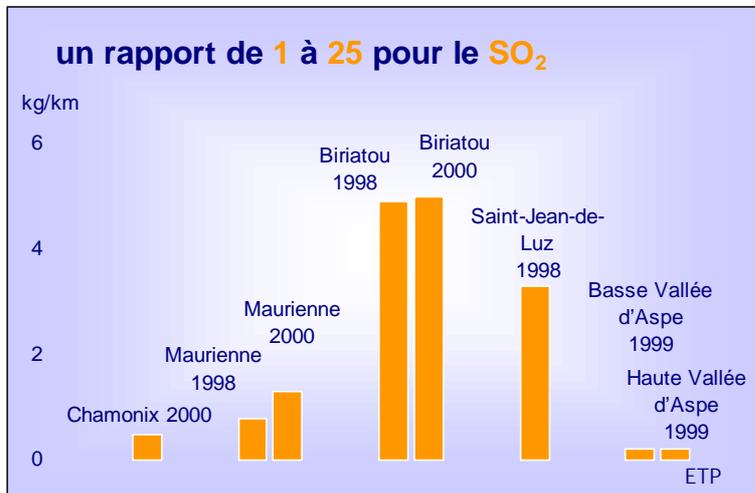
de 137 et 146 kg par km à Biriadou sur l'A63

de 79 kg par km à Saint-Jean-de-Luz sur l'A63

de 26 et 52 kg par km au Freney en Maurienne

de 13 kg par km sur la RN205 à Chamonix

de 3 et 5 kg par km en vallée d'Aspe

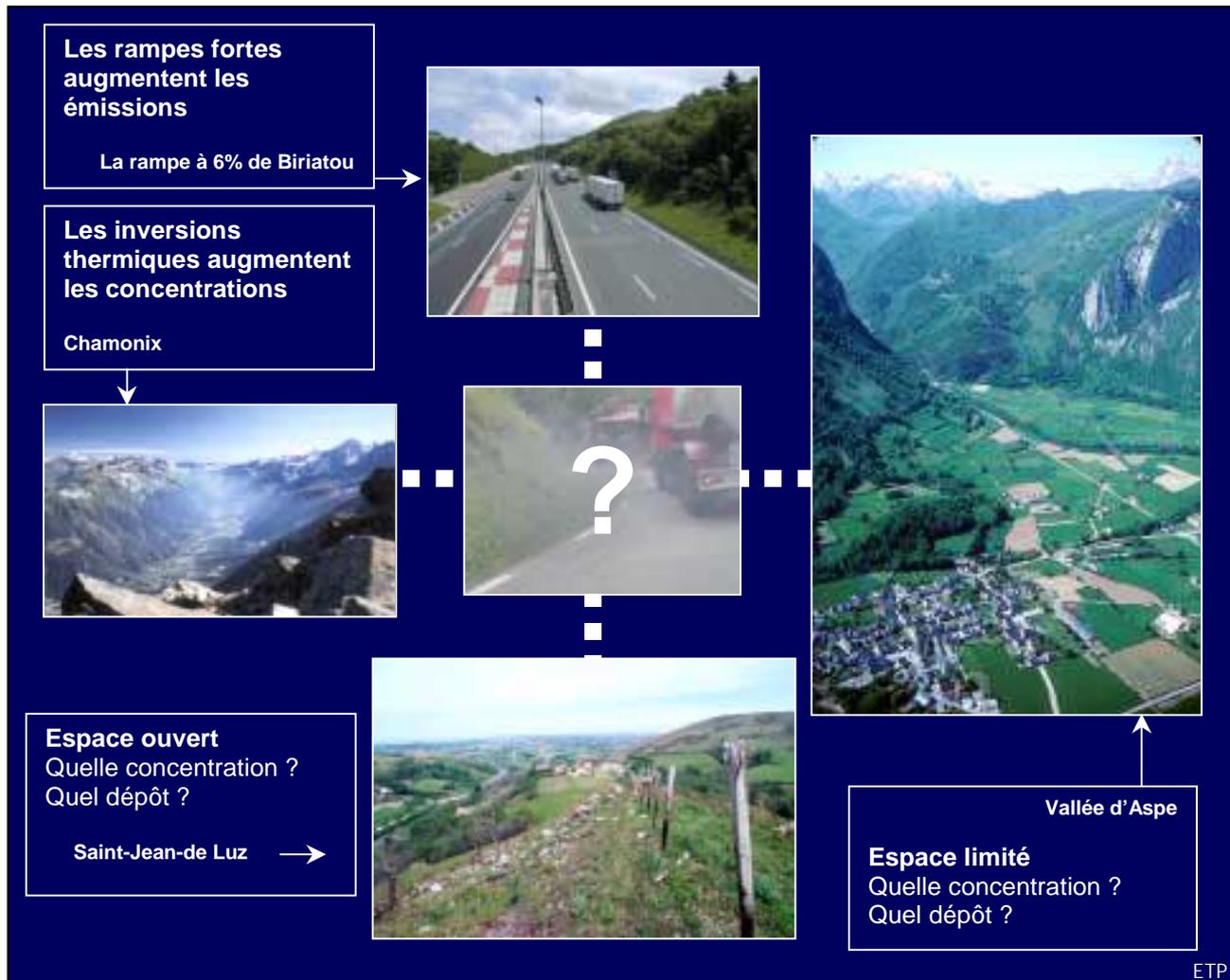


Les émissions

Campagnes du Programme ETP - Emissions moyennes journalières

	NO _x kg/km	CO kg/km	CO ₂ kg/km	COV kg/km	SO ₂ kg/km	Particules kg/km
Chamonix, Les Bossons (26/01/2000 - 05/03/2000)	13	22	2 533	2,8	0,5	0,8
Maurienne, Le Freney (19/10/1998 - 24/01/1999)	26	8	2 505	2,9	0,8	1,4
Maurienne, Le Freney (14/03/2000 - 10/04/2000)	52	14	6 026	5,5	1,3	2,7
Biriadou, A63 (05/05/1998 - 12/09/1998)	137	57	15 789	14,8	4,9	7,3
Biriadou, A63 (08/09/1999 - 16/09/1999)	146	39	15 884	12,3	5,0	6,6
Saint-Jean-de-Luz, A63 (05/05/1998 - 12/09/1998)	79	75	10 752	10,4	3,3	4,4
Vallée d'Aspe, Sarrance RN134 (01/04/1999 - 18/08/1999)	5	6	696	0,9	0,2	0,3
Vallée d'Aspe, Urdos RN134 (01/04/1999 - 18/08/1999)	3	2	404	0,4	0,2	0,2

ETP



ETP

Le poids des camions dans les émissions

La part des poids lourds est très forte dans les émissions de polluants sauf pour la vallée de Chamonix, du fait de la fermeture du tunnel du Mont-Blanc, et pour la basse vallée d'Aspe.

Campagnes du Programme ETP - Part des poids lourds dans les émissions de polluants

	NO_x kg/km	CO kg/km	CO₂ kg/km	COV kg/km	SO₂ kg/km	Particules kg/km
Chamonix, Les Bossons (26/01/2000 - 05/03/2000)	36%	4%	21%	15%	24%	25%
Maurienne, Le Freney (19/10/1998 - 24/01/1999)	90%	56%	84%	77%	86%	88%
Maurienne, Le Freney (14/03/2000 - 10/04/2000)	95%	65%	90%	86%	91%	93%
Bariatou, A63 (05/05/1998 - 12/09/1998)	89%	40%	81%	68%	84%	84%
Bariatou, A63 (08/09/1999 - 16/09/1999)	94%	52%	88%	78%	90%	88%
Saint-Jean-de-Luz, A63 (05/05/1998 - 12/09/1998)	65%	17%	60%	49%	62%	59%
Vallée d'Aspe, Sarrance RN134 (01/04/1999 - 18/08/1999)	47%	8%	34%	25%	38%	40%
Vallée d'Aspe, Urdos RN134 (01/04/1999 - 18/08/1999)	74%	14%	55%	38%	59%	56%
						ETP

Il importe de noter que si la part des poids lourds dans les émissions diminue lorsque la chaussée est plane, dans les secteurs géographiques à pente prononcée, les émissions de polluants augmentent considérablement : ainsi, sur une pente à 4%-6%, en faisant la moyenne des émissions en montée et en descente, un poids lourd de 35 tonnes émet 3 fois plus que sur le plat et 30 fois plus qu'un véhicule léger roulant à 80 km par heure. On illustre cela par exemple dans les différences que l'on observe entre Bariatou et Saint-Jean-de-Luz où, avec un trafic identique, les émissions de NO_x sont augmentées de 73% à Bariatou.

Ces émissions de polluants routiers se retrouvent dans l'air ambiant,
dans quelles concentrations ?

Quelle est la part qui se dépose de part et d'autre de la chaussée ? Sur quelle distance ?

Est-il possible d'évaluer la capacité d'un site à disperser la pollution ?

A ces questions, le Programme ETP a répondu en privilégiant les oxydes d'azote
et particulièrement NO₂

d'une part parce qu'il s'agit d'un polluant « traceur »
des émissions des véhicules,
dont l'impact est local et régional,

d'autre part, en raison
des dispositions réglementaires qui fixent
des valeurs limites pour la végétation.



Les concentrations

Concentrations NO_x

Valeurs limites d'oxydes d'azote

La Directive 1999/30 du 22 avril 1999 considère que les valeurs limites constituent des exigences minimales, qu'il y a lieu de protéger les écosystèmes des effets néfastes des oxydes d'azote. La définition de la concentration pour les oxydes d'azote est la somme du monoxyde d'azote et du dioxyde d'azote, additionnés en parties par billion et exprimés en dioxyde d'azote en microgrammes par mètre cube.

L'Annexe II fixe :

- valeur limite horaire pour la protection de la santé humaine : 200 µg/m³ NO₂ à ne pas dépasser plus de 18 fois par an
- valeur limite annuelle pour la protection de la santé humaine : 40 µg/m³ NO₂
- valeur limite annuelle pour la protection de la végétation : 30 µg/m³ NO_x

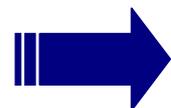
L'Annexe VI précise que les points de prélèvement des échantillonneurs de la pollution due à la circulation doivent être distants d'au moins 25 m de la limite des grands carrefours et d'au moins 4 m du centre de la voie de circulation la plus proche. Pour NO₂, les entrées ne peuvent être placées à plus de 5 m de la bordure du trottoir. (JOCE 29, 6, 99 L 163/41 et s.)

Etablissement de la valeur moyenne NO_x selon les sites

Vallée de Chamonix et de Maurienne (Le Freney) : 2 analyseurs SERES (ADEME/Université de Pau) et ENVIRONNEMENT SA (Air des 2 Savoie) ont permis des relevés simultanés de NO et NO₂ par quarts d'heure et par heures en ppb, à des distances respectives des lieux d'émission de 20 m et 100 m, de 10 m et 50 m.

Bariatou et vallée d'Aspe (Sarrance) : 1 analyseur SERES (ADEME/Université de Pau) a permis des relevés NO et NO₂ par quarts d'heure en ppb, à 10 mètres des lieux d'émission.

Concentration NO _x (ppb NO + ppb NO ₂) exprimé en µg/m ³ de NO ₂	NO _x (µg/m ³)
Chamonix, 20 m (26/01/2000 - 14/02/2000)	219
Chamonix, 100 m (26/01/2000 - 05/03/2000)	90
Maurienne, 10 m (14/03/2000 – 10/04/2000)	160
Maurienne, 50 m (14/03/2000 – 10/04/2000)	67
Bariatou, 10 m (08/09/1999 – 16/09/1999)	231
Vallée d'Aspe, Sarrance 10 m (07/08/1999 – 18/08/1999)	29



ETP

Concentrations NO_x

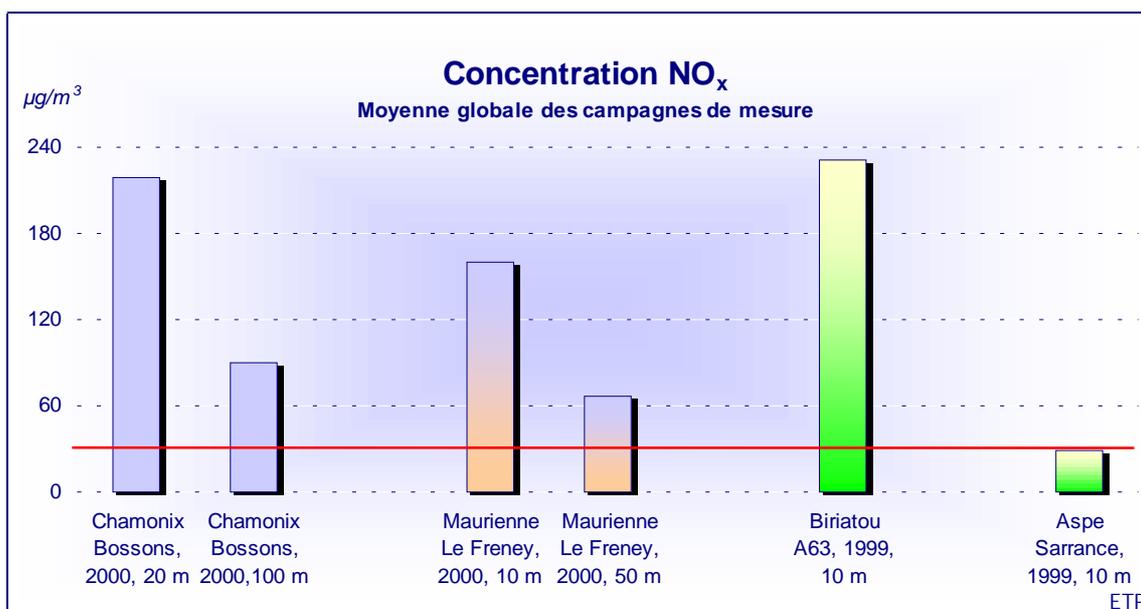
L'objectif final du Programme ETP étant de préciser les incidences de la pollution routière sur les écosystèmes, nous avons pris comme référence la Directive 1999/30 qui retient comme seul indicateur pour la protection de la végétation les oxydes d'azote. Même si d'autres émissions issues du trafic routier peuvent avoir des effets sur les écosystèmes, le choix des oxydes d'azote reste très indicatif d'autres émissions polluantes en raison des fortes corrélations constatées au cours des campagnes du Programme ETP, avec les émissions CO₂, SO₂, les particules ($r > 0,9$).

La valeur limite pour la végétation retenue par la Directive est 30 µg/m³, soit la somme des parties par billion du dioxyde et du monoxyde d'azote exprimée en microgramme par mètre cube de dioxyde d'azote.

Des concentrations NO_x au-delà de la valeur limite 30 µg/m³

Les mesures faites durant les campagnes du Programme ETP montrent que les valeurs moyennes des concentrations NO_x dépassent très largement la valeur limite réglementaire de 30 µg/m³, en particulier pour les sites de Chamonix–Les Bossons, Maurienne–Le Freney, Biriadou :

- en vallée de Chamonix, même à 100 m de distance des lieux d'émission, il a été relevé une valeur moyenne NO_x 3 fois supérieure à la valeur limite ;
- en Maurienne, même à 50 mètres des lieux d'émission, il a été relevé une valeur moyenne NO_x 2 fois supérieure à la valeur limite.
- à Biriadou, NO_x atteint 231 µg/m³ la plus forte concentration moyenne de tous les sites.
- en vallée d'Aspe, avec un trafic pourtant très limité, la moyenne de 29 µg/m³ établie en basse vallée à Sarrance masque le dépassement de la valeur limite pour certaines journées.





Indicateur Comparatif de Pollution ICP

Indicateur Comparatif de Pollution ICP

L'Indicateur Comparatif de Pollution est la quantité d'émissions (en kg/km) qu'il faut pour atteindre une concentration de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cet ICP se calcule pour un site donné pour une période donnée. Les émissions sont évaluées en pondérant les données de trafic par les émissions unitaires à l'aide des tables IMPACT/ADEME. Les concentrations sont issues des mesures effectuées sur le site.

L'ICP peut encore être construit en rapportant un « total équivalent véhicules légers roulant à une vitesse donnée » à la concentration. Il s'interprète alors comme le nombre de véhicules légers roulant à une vitesse donnée qui donnerait une concentration de 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Le total équivalent véhicules légers est fondé sur le principe d'équivalence entre véhicules : par exemple, en 2001, 1 poids lourd de plus de 32 t roulant à 40 km/h sur une pente montante entre 4% et 6% équivaut 53 véhicules légers roulant à 90 km/h (source : IMPACT/ADEME).

La comparaison de l'ICP entre sites selon les deux définitions donne des résultats équivalents. L'avantage de la deuxième traduction est qu'il fait apparaître plus aisément l'effet pollution d'un même type de poids lourd (ou de véhicule léger) sur un site.

Intensité des émissions

et

intensité des concentrations,

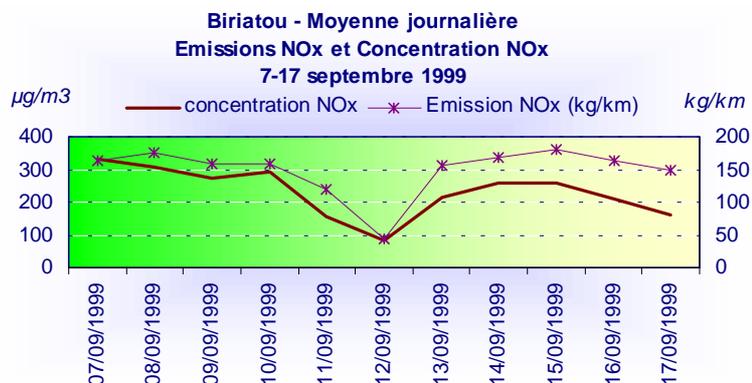
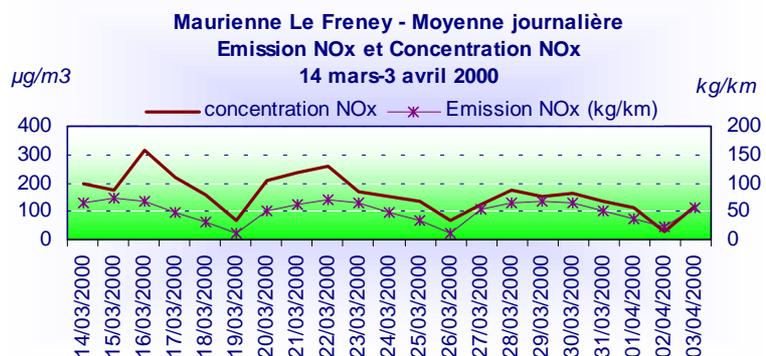
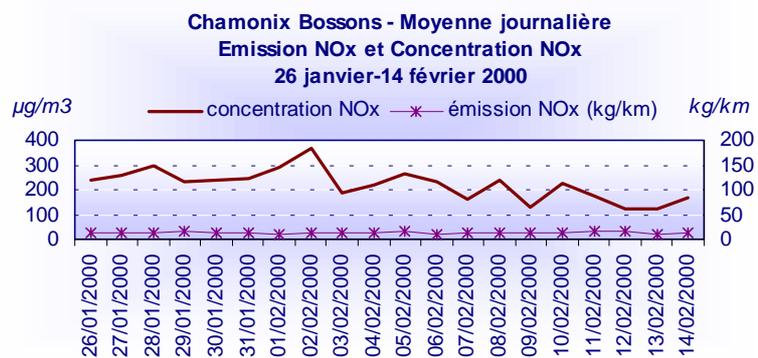
les différences entre les sites et les saisons peuvent être très grandes



Bariatou, chaque jour
7000 à 9000 poids lourds
13000 véhicules légers



Tunnel du Fréjus, chaque jour
4000 à 5000 poids lourds
3000 à 4000 véhicules légers



ETP

hiver

printemps

été

automne

Indicateur Comparatif de Pollution ICP

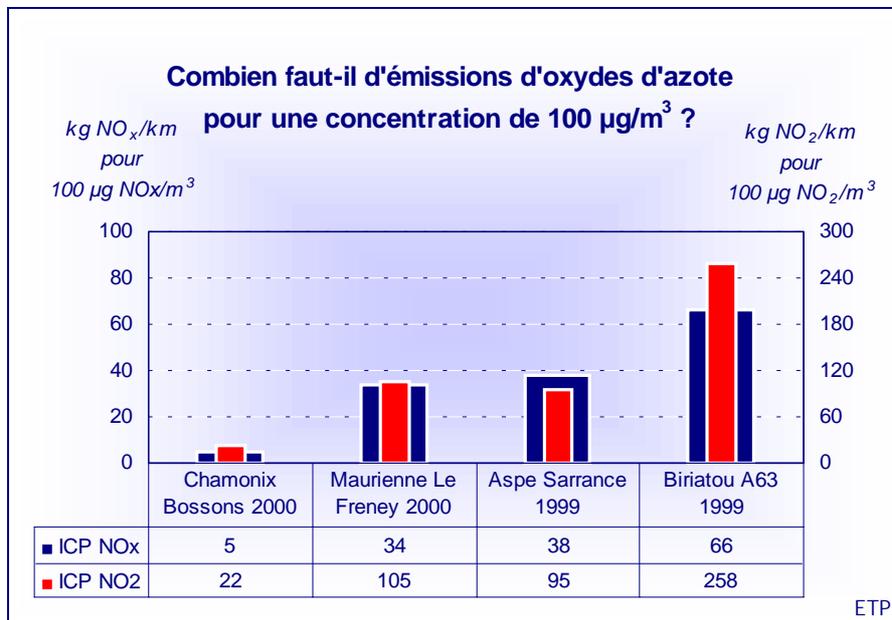
Les sites géographiques ont-ils tous la même propension à disperser les émissions de polluants issus du trafic routier ?

L'intérêt du Programme ETP est de pouvoir mettre en parallèle des situations très disparates pour l'intensité du trafic, pour sa composition notamment la part des poids lourds, pour les caractéristiques topographiques et climatiques avec les contraintes de pente donc de vitesse des véhicules qui influent directement sur les émissions, les contraintes spatiales horizontales et verticales qui peuvent borner la dispersion des polluants, les particularités climatiques locales qui peuvent soit favoriser la bonne dispersion des émissions soit au contraire freiner voire interdire cette dispersion, enfin plus ou moins favoriser les transformations chimiques.

Afin d'apporter des éléments de comparaison sur la propension d'un site géographique par rapport à un autre de disperser les émissions de polluants, nous établissons un indicateur rapportant les émissions à la concentration : l'Indicateur Comparatif de Pollution (ICP).

L'ICP indique quelle serait, dans les conditions de la mesure (temps et espace), la quantité d'émissions pour avoir une concentration donnée. Par commodité, nous avons pris une concentration égale à 100 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$). Ainsi, calculé pour chaque site et chaque période, l'ICP permet de situer les sites selon une échelle étalonnée par les émissions mais pour une même concentration.

L'intérêt de cette comparaison entre sites est d'essayer d'objectiver quelques données qui permettent de comprendre et de mettre en parallèle les mécanismes locaux des effets de la pollution routière sur les écosystèmes.



**Le potentiel
de dispersion de la
pollution
varie
de 1 à 12
entre
Chamonix
durant l'hiver 2000
et
Biriadou
au printemps-été 1999**

hiver

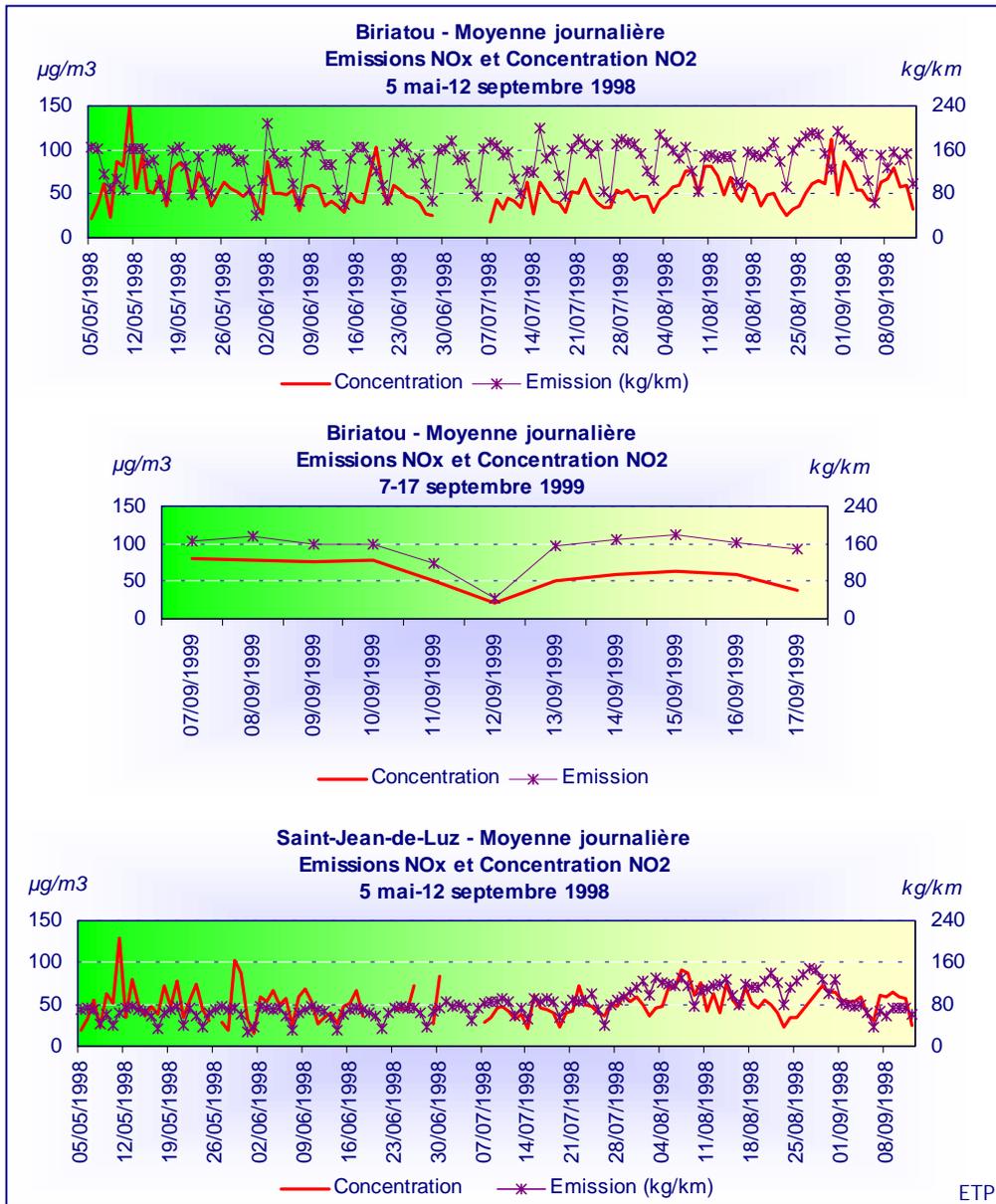
printemps

été

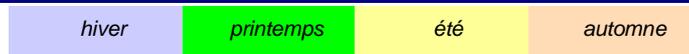
automne

Emissions NO_x et Concentrations NO₂

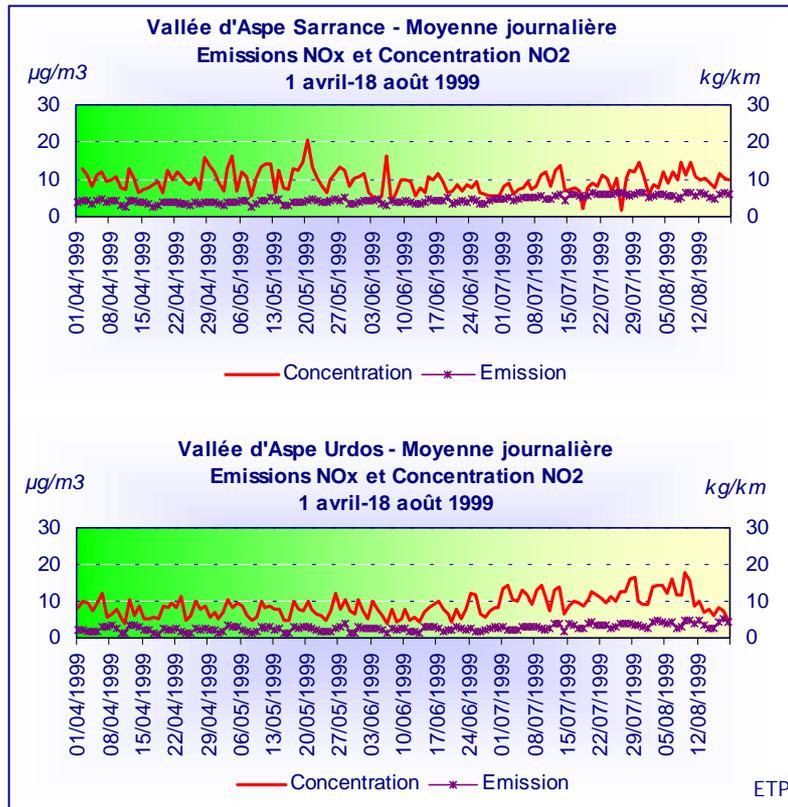
Biriadou



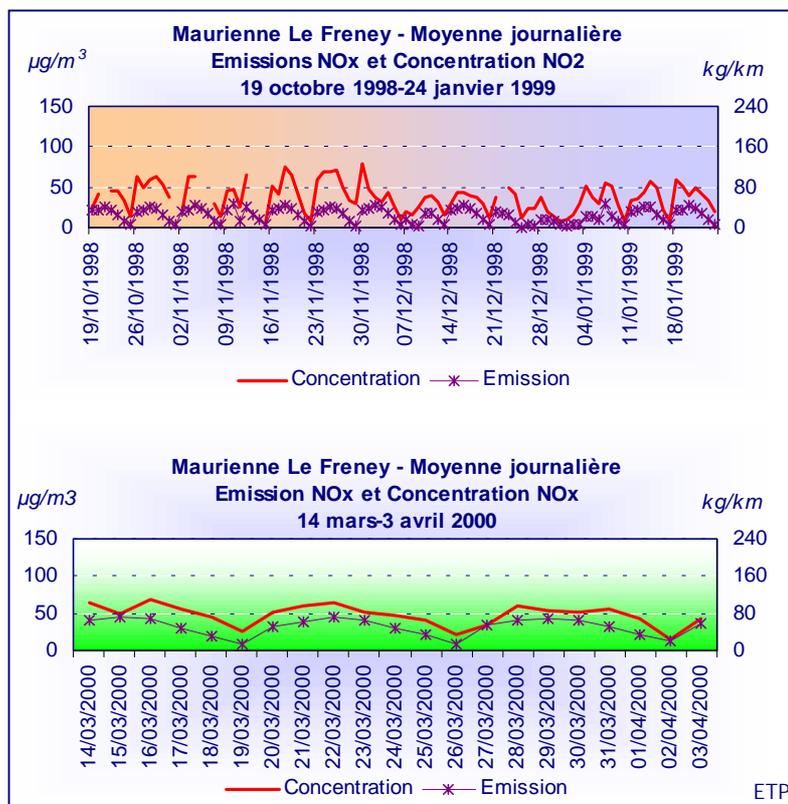
Chamonix



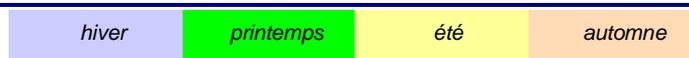
Emissions NO_x et Concentrations NO₂



Aspe



Maurienne



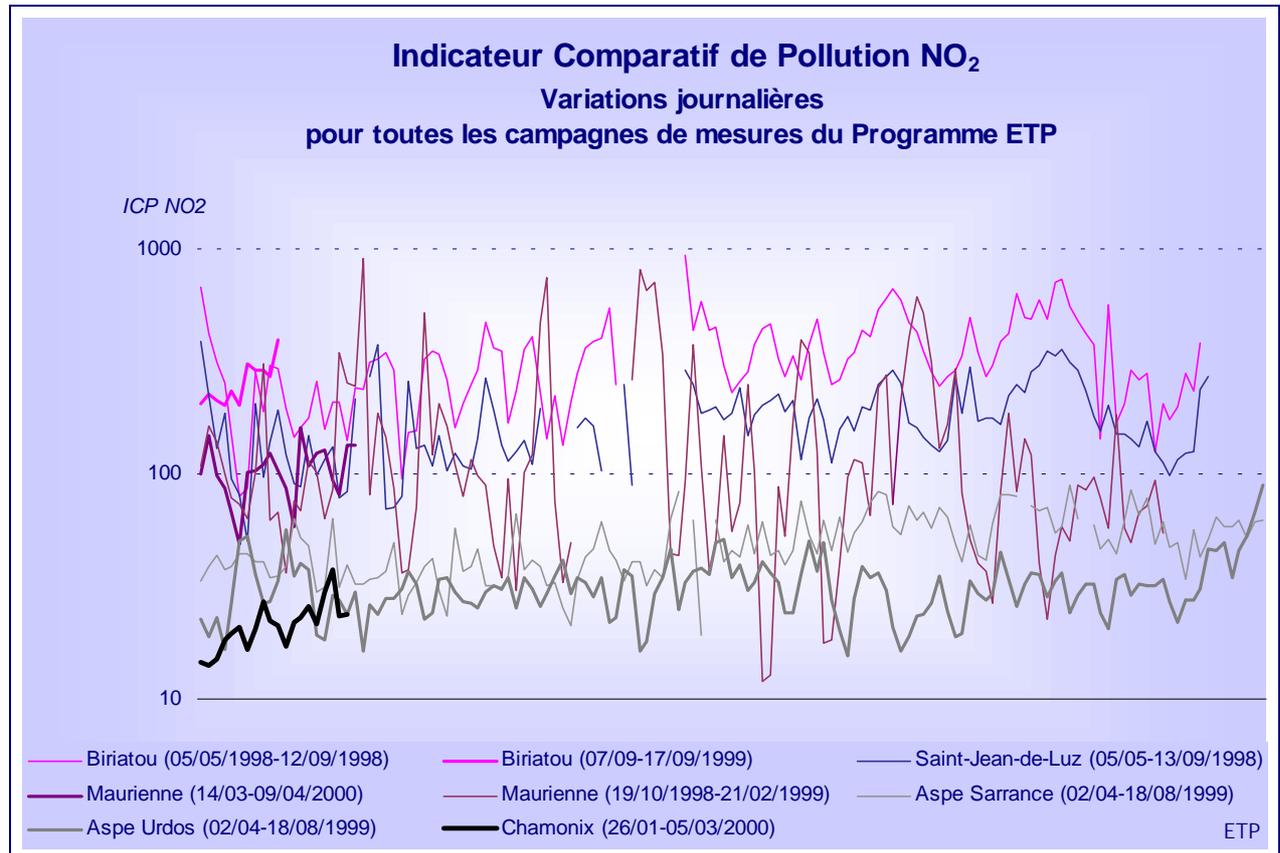
Indicateur Comparatif de Pollution ICP

Les différences géographiques entre l'ICP NO_x et l'ICP NO₂ traduisent les variations d'importance de NO et de NO₂.

Le rapport entre NO et NO₂ varie avec la distance des lieux d'émissions : après 50 m (Maurienne) ou 100 m (Chamonix) NO₂ devient dominant.

Même si la variabilité de NO, plus grande que celle de NO₂, conditionne fortement la variabilité des concentrations de NO_x au moins dans les zones proches des lieux d'émission, l'utilisation de l'ICP NO₂ pour la comparaison des possibilités plus ou moins grandes de dispersion des émissions, peut révéler :

- des situations anormales de pollution pour un même site,
- des conditions très favorables ou très défavorables de dispersion, l'ICP traduisant l'importance des volumes de mélange entre les émissions polluantes et l'air ambiant.

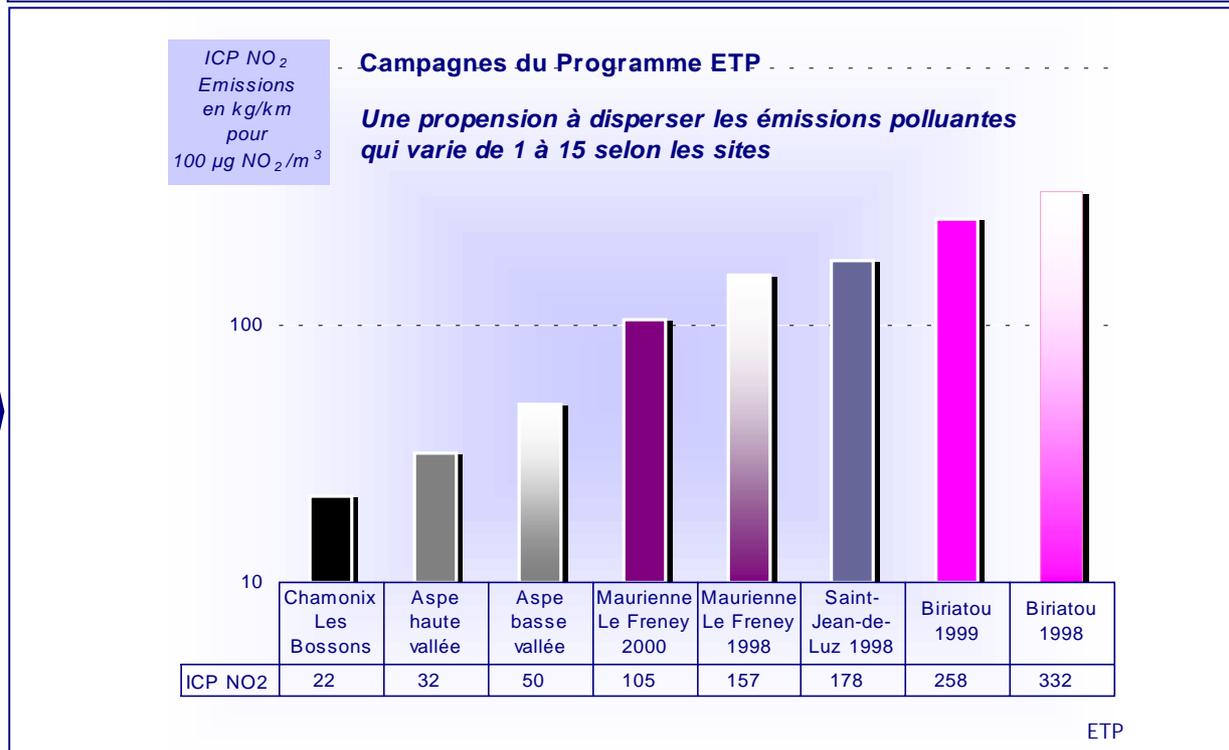
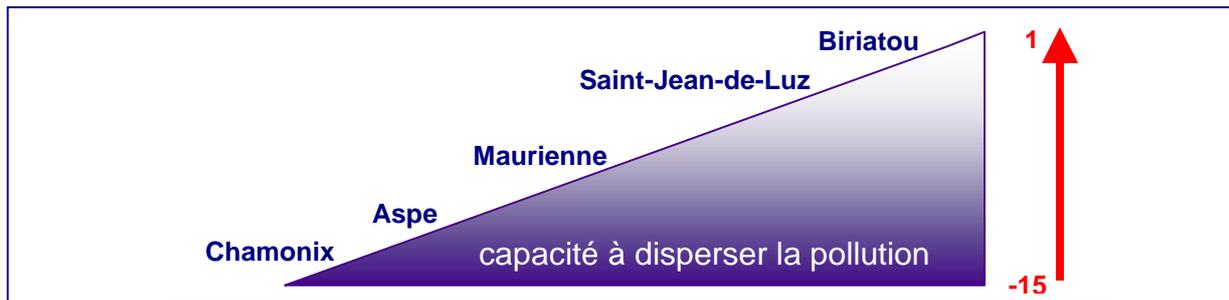


Indicateur Comparatif de Pollution ICP

**Le bilan des campagnes du Programme ETP montre que tous les sites géographiques n'ont pas la même capacité à disperser la pollution.
Le site étudié qui a présenté la capacité la plus faible de dispersion des émissions polluantes est la vallée de Chamonix.**

En prenant comme base la vallée de Chamonix, on observe que :

- la vallée d'Aspe a une capacité de dispersion 2 fois supérieure
- Maurienne Le Freney a une capacité de dispersion 5 fois supérieure
- Saint-Jean-de-Luz A63 a une capacité de dispersion 8 fois supérieure
- Bariatou A63 a une capacité de dispersion 11 à 15 fois supérieure



Deux éléments majeurs expliquent ces différences : la topographie et la météorologie locale qui présentent des effets conjugués que nous illustrons dans les pages qui suivent par les volumes de mélange entre émissions polluantes et air ambiant qui, dans les cas d'instabilité de l'atmosphère sont importants, dans les cas d'inversions thermiques peuvent être très faibles par la conjugaison d'un gradient vertical limité par la couche d'inversion et par le gradient horizontal borné par les versants de vallée.

Oxydes d'azote et inversions thermiques

Chamonix Vallée d'Aspe

Oxydes d'azote et inversions thermiques

Parmi les sites retenus dans le Programme ETP, certains présentent des configurations naturelles moins propices à la dispersion des émissions polluantes en raison de l'encaissement des vallées. Lorsque, de plus, les émissions polluantes ont lieu en situation météorologique anticyclonique, les mécanismes de circulation dans l'atmosphère se produisent dans des volumes de mélange d'air qui peuvent être très limités en raison d'inversions thermiques en altitude bloquant toute dispersion verticale. Comme l'espace est encore borné latéralement par les versants montagneux, les échanges atmosphériques deviennent limités d'autant que dans de telles situations les vents sont quasiment inexistants.



10h



11h

Les photographies ci-contre illustrent les effets bloquants d'une inversion thermique.

Vallée d'Aspe
Bassin de Bedous, 2 mars 2001
Prise de vue à 1100 m (Est)

10h. –
Les fumées d'un feu d'écobuage plafonnent à 950 m d'altitude (1^{ère} photo).

11h. –
Les fumées se concentrent de plus en plus dans le volume d'air compris entre 410 m (fond de la vallée) et le plafond de 950 m, opacifiant de plus en plus la transparence de l'air (2^{ème} photo).

Parfois, les plafonds d'inversions thermiques peuvent subsister durant toute la phase diurne.

ETP

La couche de mélange des émissions polluantes et de l'air ambiant peut donc être fortement contrainte tant que le couvercle qui s'est installé sur la vallée n'est pas détruit par des changements météorologiques. Dans ces situations, les concentrations de polluants peuvent être très fortes.

En revanche, vent, précipitations sous forme de pluie et de neige, favorisent la dispersion plus rapide des émissions polluantes. Alors, les concentrations mesurées peuvent être faibles malgré un trafic et des émissions élevées.

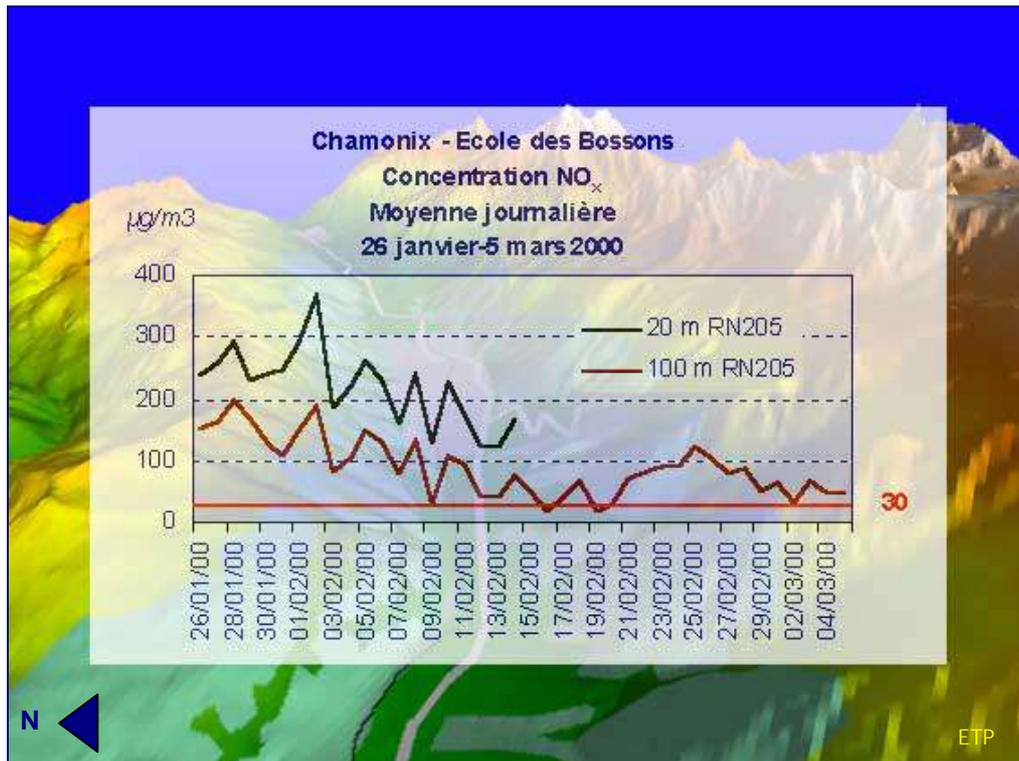
Au cours du Programme ETP, nous avons rencontré l'ensemble des situations décrites. Dans ce rapport de synthèse, nous insistons sur deux réalités :

- l'effet de situations d'inversions thermiques en période hivernale dans la vallée de Chamonix,
- l'effet des différences de micro-climat entre la haute et la basse vallée d'Aspe.

Vallée de Chamonix

Depuis l'accident du tunnel du Mont-Blanc, la vallée de Chamonix a un trafic quotidien moyen de l'ordre de 500 poids lourds et de 12 000 véhicules légers.

La fermeture du tunnel aux poids lourds a des incidences considérables dans la réduction des émissions de polluants. En considérant seulement les oxydes d'azote, la suppression de la circulation dans la rampe d'accès au tunnel a permis la réduction d'au moins 45 kg par jour par kilomètre des émissions NO_x . Depuis la fermeture du tunnel, les émissions quotidiennes de NO_x liées au trafic sur la RN205 entre les Houches et Chamonix est de l'ordre de 13 kg par km.



Réalisé sur fond IGN BD Alti, Lambert II
Azimuth (X : 951 250 ; Y : 2 111 800), Point de vue : 240°, Inclinaison : 25°, Champ : 60°, Distance : 8 000 m

Même avec cette réduction considérable des émissions, la situation dans la vallée de Chamonix reste très préoccupante pour les écosystèmes, en se référant à la valeur limite annuelle fixée par la norme européenne pour la protection de la végétation : 30 microgramme par mètre cube d'air ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) de NO_x (Directive 1999/30). Si les valeurs relevées au cours de la campagne de mesure du 26 janvier au 5 mars 2000 ne peuvent pas traduire directement la valeur annuelle car très marquées par la saison hivernale, on doit toutefois relever que sur les 40 jours de la campagne, seules 2 journées ont eu des niveaux moyens de NO_x inférieurs à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ces fortes concentrations d'oxydes d'azote sont à mettre en relation avec les caractéristiques météorologiques et la topographie.

hiver

printemps

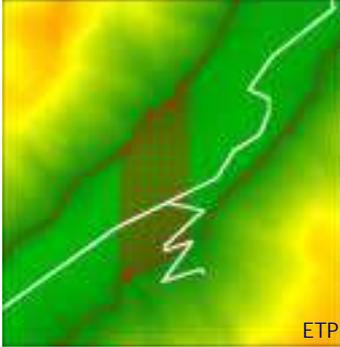
été

automne

Oxydes d'azote et inversions thermiques

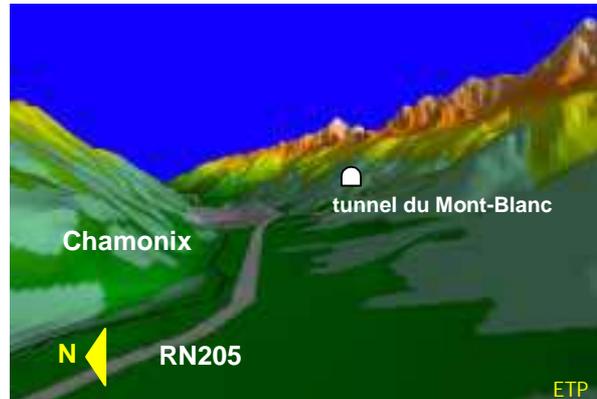
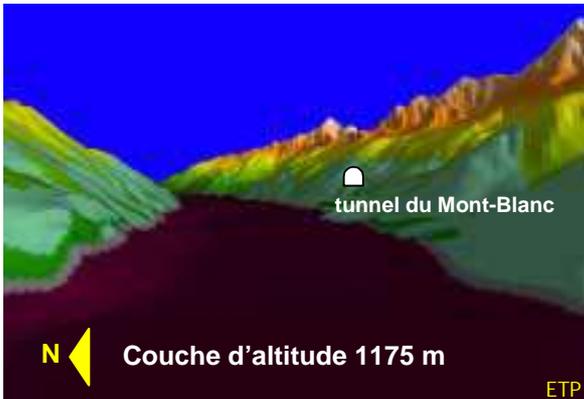
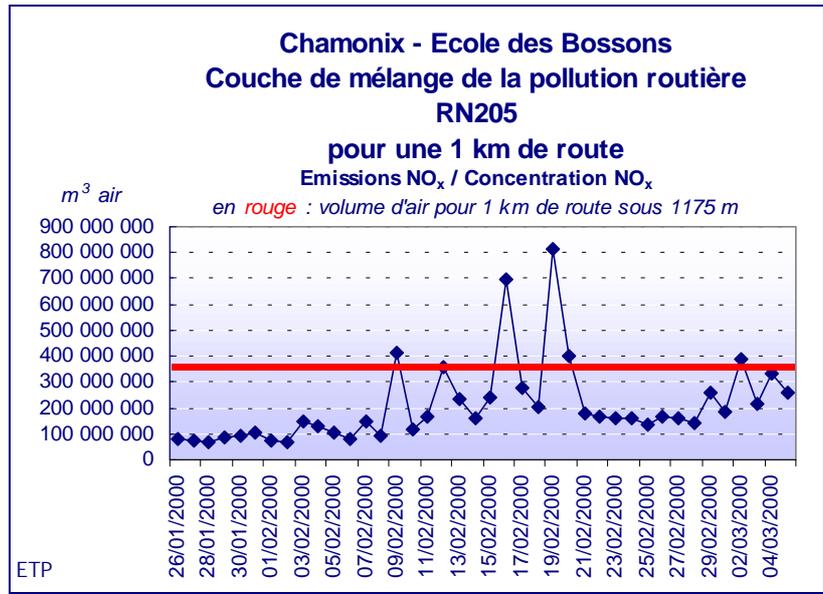
Volume d'air

Le volume d'air en dessous de l'altitude 1175 m est établi pour 1 km de vallée entre Ecole des Bossons et carrefour des Pélerins, (ci-dessous)



D'après le modèle numérique de terrain de l'IGN (points tous les 50 m avec coordonnées Lambert II et altitude), on a sélectionné tous les points ayant une altitude <1175 m (délimitation en rouge) puis ceux situés de part et d'autre de la portion de route de 1 km (maillage). Le volume d'air estimé se déduit par l'addition des colonnes d'air comprises dans le maillage.

Au cours de la campagne hivernale de mesures à Chamonix, les deux seules journées qui ont eu une concentration NO_x inférieure à la valeur limite de 30 µg/m³ sont les 16 et 19 février 2000. On vérifie bien dans le diagramme ci-dessous que pour toutes les journées où il y eut des inversions thermiques sur au moins une grande partie de la période diurne, la couche de mélange se situait bien sous l'altitude 1175 m.



Azimuth (X : 951 250 ; Y : 2 111 800), Point de vue : 240°, Inclinaison : 3°, Champ : 60°, Distance : 5 000 m

Ces inversions thermiques, fréquentes en montagne et particulièrement en hiver, permettent de comprendre pourquoi les vallées de montagne peuvent avoir des concentrations élevées de polluants. En vallée de Chamonix, durant l'hiver 2000, à émissions égales, on a noté 3 fois plus de concentrations lorsqu'il y avait inversion thermique comme les pages suivantes l'illustrent.

hiver

printemps

été

automne

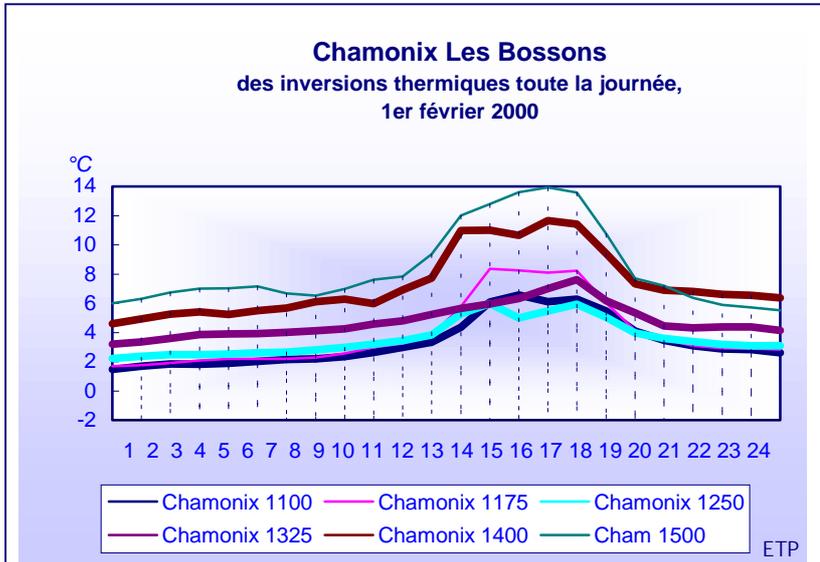
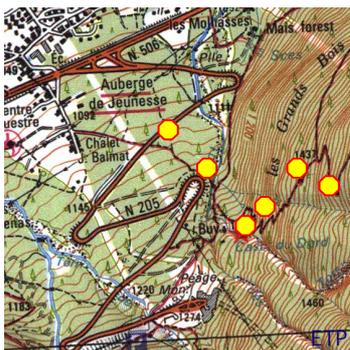
Oxydes d'azote et inversions thermiques Vallée de Chamonix

Deux journées opposées

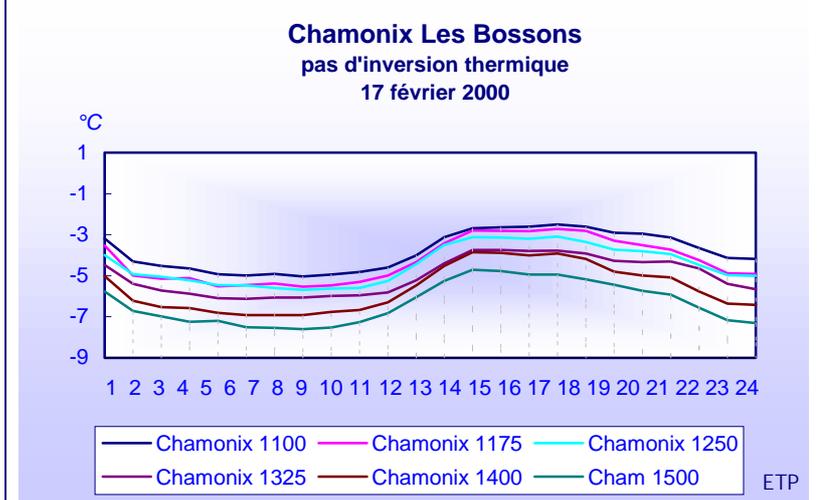
Deux situations opposées illustrent l'importance de l'effet de l'existence durable d'inversions thermiques.

Alors que les deux journées du 1^{er} et du 17 février 2000 ont eu des émissions de NO_x comparables (11 kg et 12 kg), la concentration moyenne NO_x de la journée avec inversion thermique continue, y fut plus de 3 fois supérieure à celle de la journée sans inversion thermique, en raison du blocage de la dispersion verticale des émissions (respectivement 147 µg/m³ et 43 µg/m³).

Six thermomètres enregistreurs TESTOSTOR 175 ont été installés dans le secteur des Grands Bois le long d'un transect à 1100 m, 1175 m, 1250 m, 1325 m, 1400 m, 1500 m, dans les abris fabriqués pour le Programme ETP aux normes Météo-France.



*en gras : heures d'inversion thermique
en bleu foncé : différence positive de température 1175m-1100m*



hiver

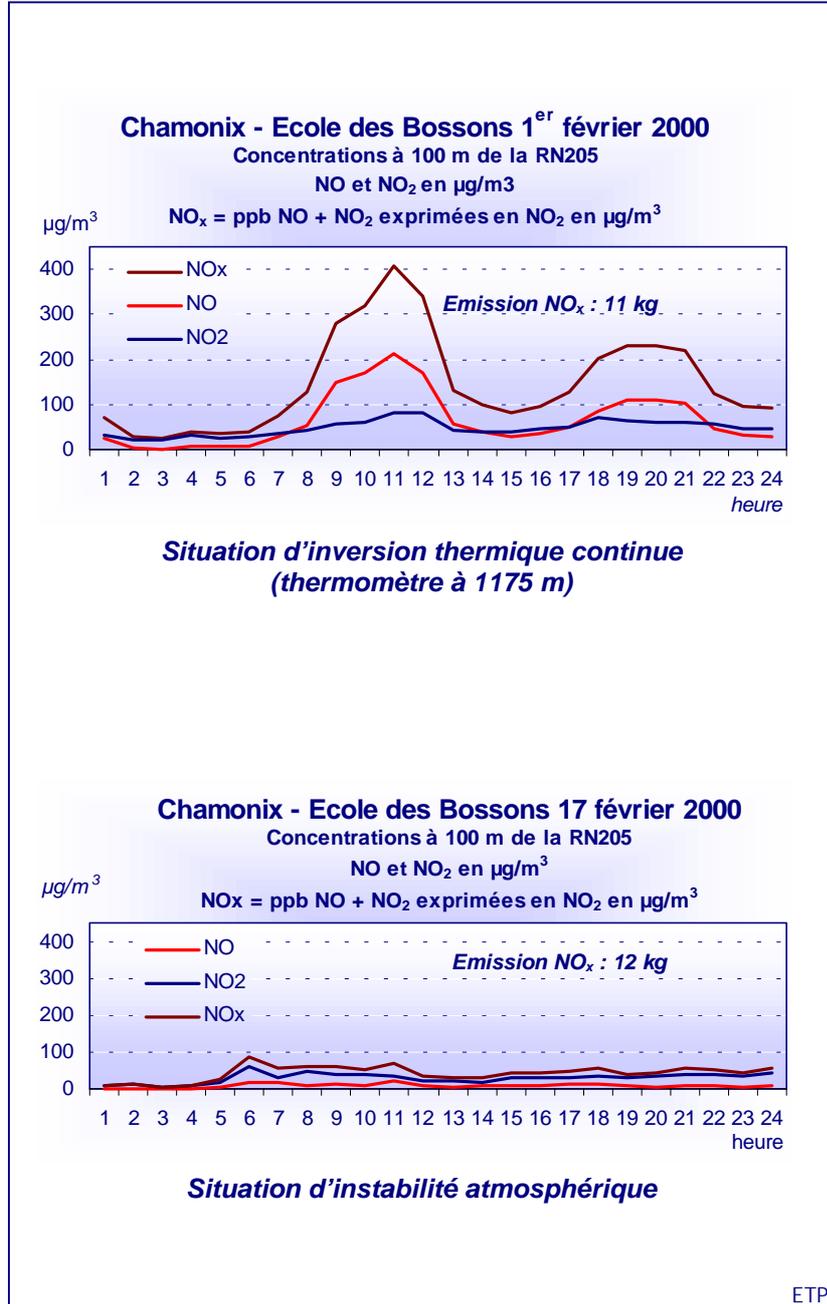
printemps

été

automne

Oxydes d'azote et inversions thermiques Vallée de Chamonix

Deux journées opposées



Durant la campagne de mesure du 26 janvier au 5 mars 2000, du fait du blocage de la dispersion atmosphérique lors des inversions thermiques et, plus généralement, lors des situations de stabilité atmosphérique absolue (gradient de température $\leq -0.5^{\circ}\text{C}$ par 100m), le fond de vallée a subi de fortes concentrations de polluants

(exemple de la journée du 1^{er} février 2000).

Lorsque la dispersion ascendante des émissions est possible dans les cas d'instabilités atmosphériques, la dilution des émissions de polluants est beaucoup plus forte avec des concentrations beaucoup moins élevées

(exemple de la journée du 17 février 2000).

Entre le 1^{er} février et le 17 février, la capacité de dispersion de la pollution (ICP NO_x) a varié du simple au triple.

Chamonix	ICP NO _x
01/02/2000	8
17/02/2000	28

Du 26 janvier au 5 mars 2000, seules quelques rares journées (comme les 16, 17, 19 et 20 février 2000) n'ont pas présenté d'inversion thermique dès l'altitude de mesure de 1175 m à une quelconque heure de la journée.

hiver

printemps

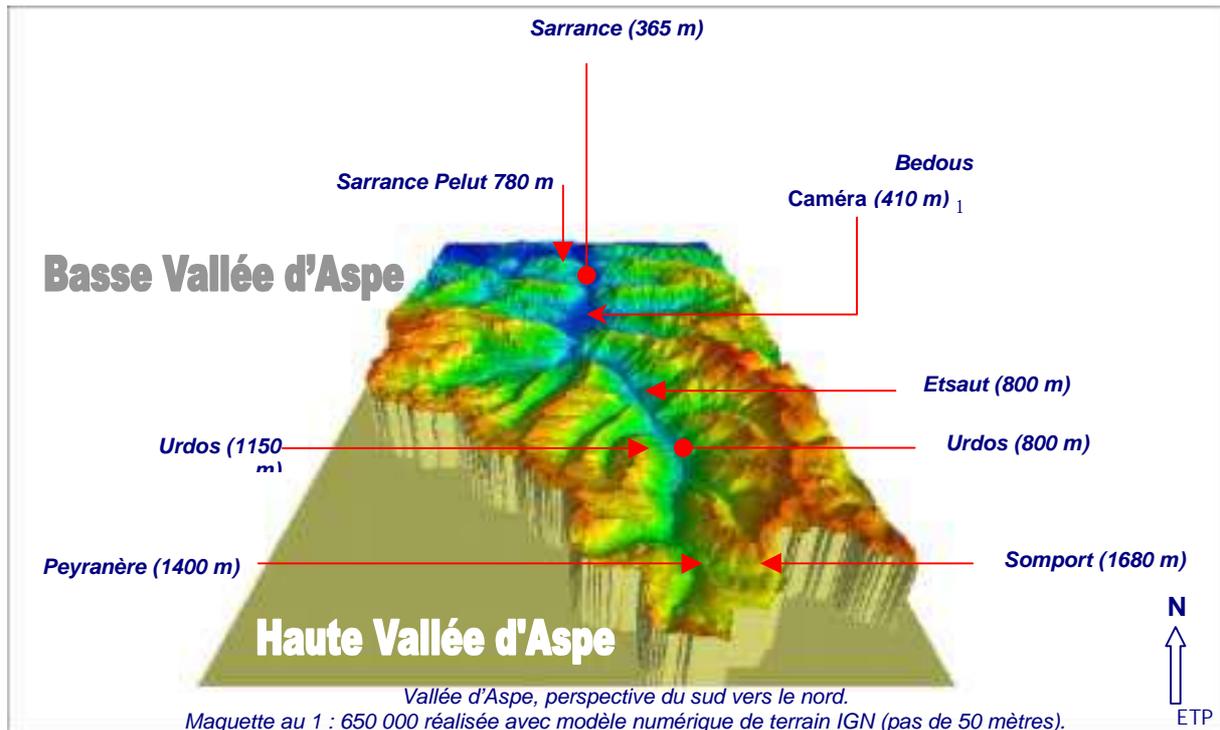
été

automne

Oxydes d'azote et inversions thermiques Vallée d'Aspe

Au cours de la campagne ETP du 1^{er} avril au 18 août 1999, la vallée d'Aspe a eu un trafic journalier moyen de 1200 à 3 000 véhicules légers (haute vallée et basse vallée), et de 120 à 220 camions (haute vallée et basse vallée). L'émission moyenne quotidienne d'oxydes d'azote a varié de 3 kg/km (haute vallée) à 5 kg/km (basse vallée).

La capacité de la vallée d'Aspe à disperser la pollution, comparativement aux autres sites étudiés, est plutôt faible (ICP NO_x et ICP NO₂) d'autant que les mesures ont été faites au cours du printemps et de l'été.

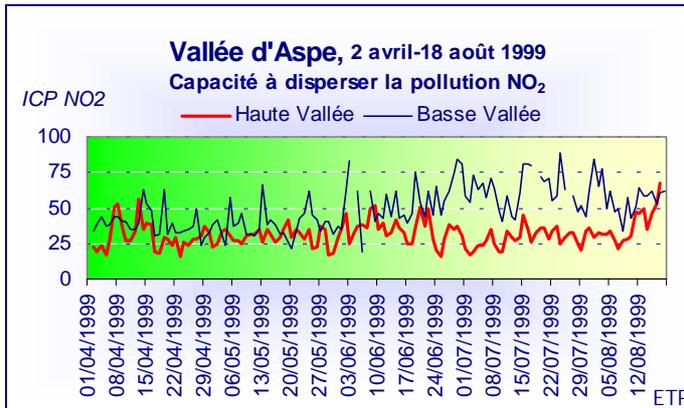


Pour caractériser l'existence ou non de différences météorologiques entre la haute et la basse vallée d'Aspe, on a positionné 7 thermomètres enregistreurs Testostor 175 de façon à pouvoir déceler des particularités. 125 journées continues ont été enregistrées et analysées. Une station météorologique a été installée en basse vallée à Sarrance. Nous avons encore placé une caméra couplée à un ordinateur pour acquérir toutes les heures une image d'un même paysage étagé de 415 m à 2170 m. Le montage des images en séquences journalières a permis de mieux interpréter les données météorologiques et les gradients altitudinaux de température.

Quelques types de temps en vallée d'Aspe



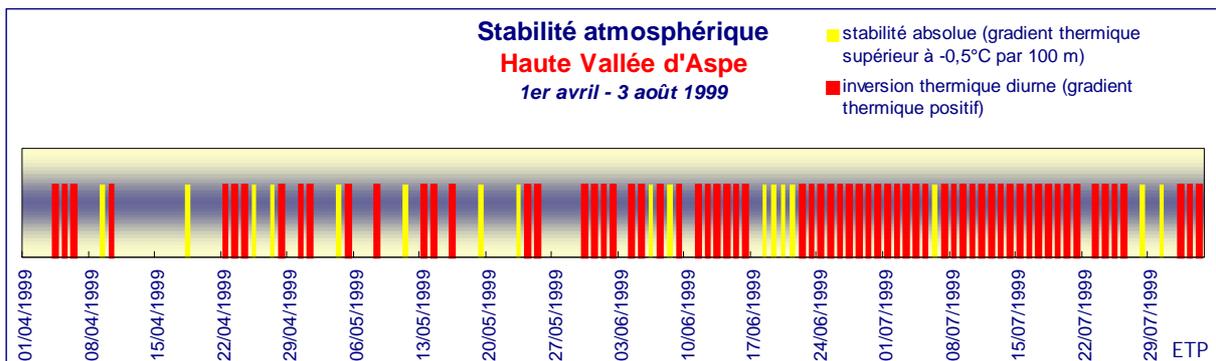
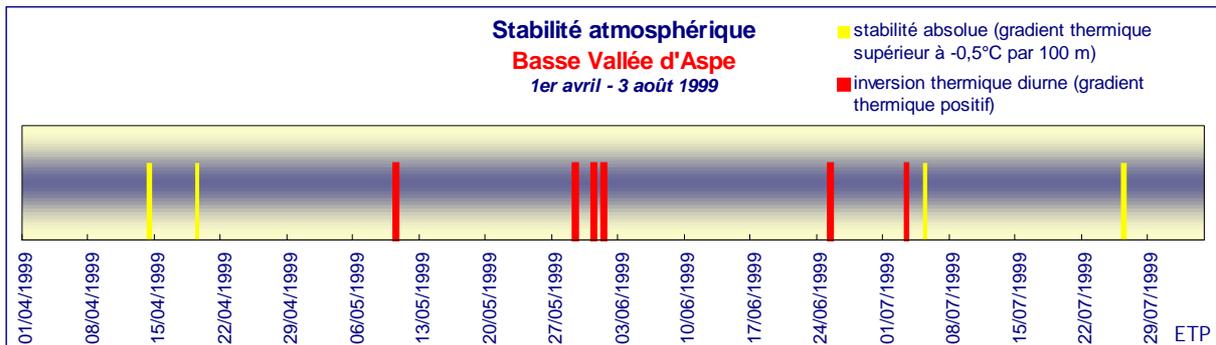
Oxydes d'azote et inversions thermiques Vallée d'Aspe



Dans l'évolution journalière du rapport Emission / Concentration (ICP NO₂), on observe que de la dernière semaine de juin au début août, la haute vallée d'Aspe a présenté une capacité à disperser la pollution globalement deux fois moindre qu'en basse vallée.

L'analyse des gradients de températures entre haute et basse vallée a montré que sur 125 journées :

- 55 avaient présenté un profil de stabilité atmosphérique uniquement pour la haute vallée d'Aspe (la basse vallée étant en situation d'instabilité atmosphérique),
- 37 avaient présenté un profil d'instabilité atmosphérique généralisée à l'ensemble de la haute et de la basse vallée d'Aspe,
- 33 avaient présenté une stabilité atmosphérique absolue pour l'ensemble de la vallée d'Aspe.



hiver

printemps

été

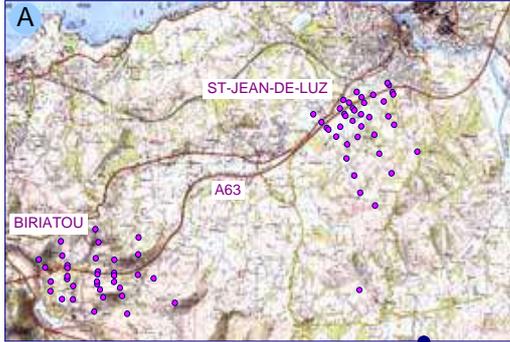
automne



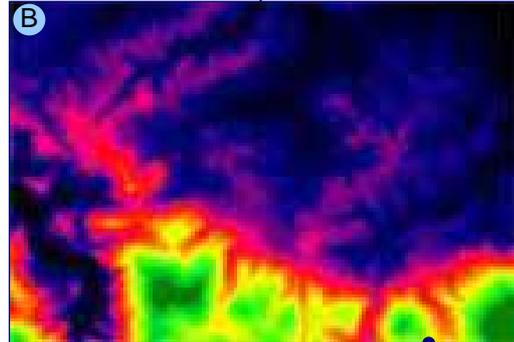
Spatialisation des dépôts

Spatialisation des dépôts de NO₂

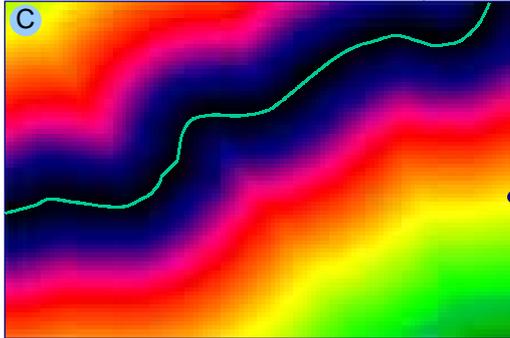
Biriadou - Emplacement des capteurs



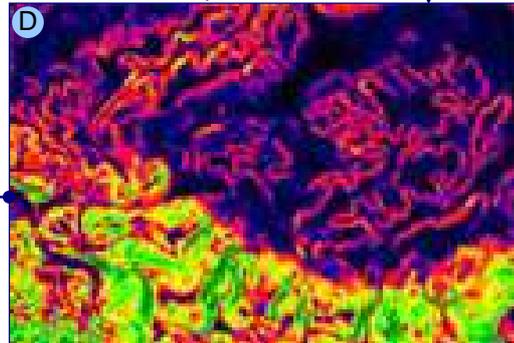
Biriadou - Modèle Numérique de Terrain



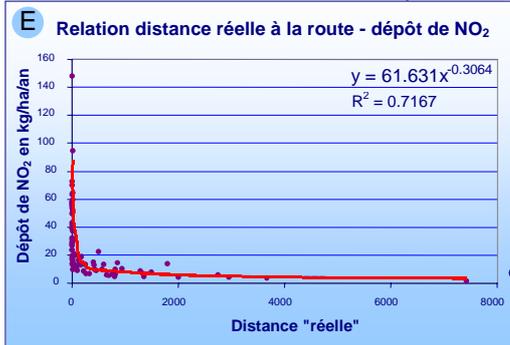
Biriadou - Route et distance euclidienne



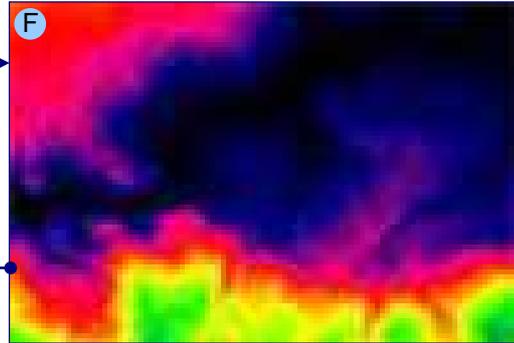
Biriadou - Carte des pentes



Biriadou - Fonction de décroissance du dépôt de NO₂

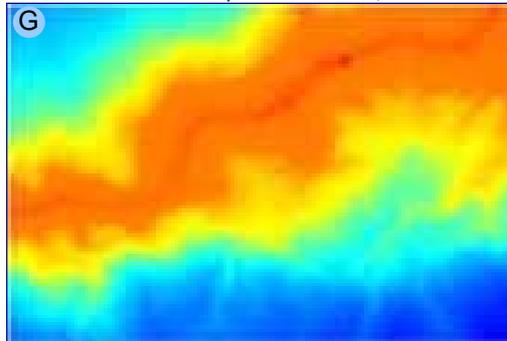


Biriadou - Carte des distances « réelles »



Capteur passif ETP
permettant le dosage
du NO₂ selon la norme
NF X 43-015

Biriadou - Carte des dépôts de NO₂



ETP

Spatialisation des dépôts de NO₂

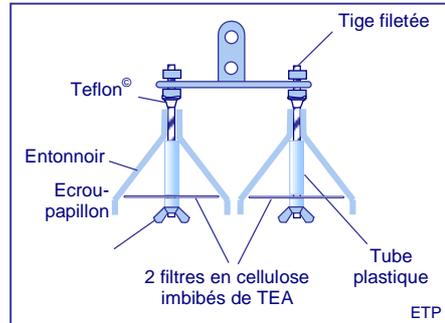
Un très important travail de terrain a été entrepris pour mieux connaître la diffusion spatiale des dépôts secs de NO₂. Les mesures ont été réalisées en collaboration avec les EPLD 64.

Pour spatialiser les dépôts de NO₂, les capteurs passifs ont beaucoup d'avantages :

1. légers, autonomes, d'un faible coût de revient, ils permettent une multiplication des points de mesure ;
2. la mesure obtenue par fixation du NO₂ sur deux filtres ouverts aux turbulences donne de façon directe une mesure de dépôt réaliste, les turbulences de l'air en bordure de chaussée liées au passage des véhicules étant directement intégrées à la mesure.

Ces capteurs fournissent des valeurs de dépôt exprimées en kg NO₂/ha/an. Chaque campagne de mesure compte 18 à 20 séries de valeurs pour environ 80 capteurs/site (cf. image A) ; les variations sont liées au vandalisme.

Capteur passif ETP



Les méthodes « classiques » d'interpolation de valeurs à partir de points dispersés ont été testées (interpolation par krigeage, triangulation avec lissage, fonctions « spline », etc.). Les résultats sont fortement liés au maillage de capteurs qui est parfois irrégulier. Pour contourner la difficulté liée à l'irrégularité des points de mesures, la méthode que nous proposons diffère fortement – dans son fonctionnement – des méthodes dites « classiques » évoquées ci-dessus : il ne s'agit plus d'interpoler des valeurs entre des points dispersés mais de modéliser les dépôts.

La modélisation retenue se fonde sur la relation négative entre la quantité de NO₂ déposée et la distance à la route : plus on s'éloigne de la route, plus les dépôts sont faibles. La difficulté est de quantifier cet éloignement de façon plus réaliste que par la simple mesure de la distance à vol d'oiseau car l'espace géographique est hétérogène.

La première étape consiste à déterminer, pour chaque capteur, la distance « réelle » ou « distance-coût » qui le sépare de la route : il s'agit de calculer le coût – en terme de ressource – nécessaire au déplacement du gaz polluant dans l'espace. Ce coût est fonction de la distance à vol d'oiseau (cf. image C) et des forces qui freinent ou accélèrent le mouvement, ici le relief. Ce paramètre est pris en compte sous la forme d'une carte des pentes (cf. image D) issue du Modèle Numérique de Terrain (cf. image B). Il s'agit d'une image dite « de friction » car elle contient les valeurs qui affectent le mouvement de la masse d'air polluée. A partir de ces données, une surface de coûts de déplacement est définie en terme de distance « réelle » (cf. image F).

Dans un deuxième temps, les valeurs de dépôt de NO₂ mesurée au capteur x sont mises en relation avec la distance « réelle » qui sépare ce capteur de la route. Ces deux éléments sont liés par une fonction de type puissance inverse qui caractérise la décroissance des dépôts en fonction de l'éloignement « réel » (cf. courbe E). A partir de cette fonction, on obtient une estimation des dépôts de NO₂ pour le secteur considéré (cf. image G). Puis, connaissant la part du dépôt de NO₂ dans les dépôts azotés totaux, il est possible d'estimer l'ensemble des dépôts azotés. Il convient de préciser que cette modélisation, comme tout modèle, comporte des limites. L'utilisation et l'interprétation des résultats qui en sont issus doit tenir compte du déterminisme introduit par ce procédé.

Détermination des dépôts secs NO₂ (Y) en fonction de la distance réelle (X)

	Fonction d'ajustement	R ²
Maurienne, Le Freney (14/03/2000 – 10/04/2000)	$Y = 214,28 x^{-0,27}$	0,92
Bariatou – Saint-Jean-de-Luz A63 (05/05/1998 – 12/09/1998)	$Y = 61,631 x^{-0,31}$	0,72
Aspe (basse vallée) (01/04/1999 – 18/08/1999)	$Y = 4,9122 x^{-0,28}$	0,74
Aspe (haute vallée) (01/04/1999 – 18/08/1999)	$Y = 1,6273 x^{-0,22}$	0,74

Diffusion spatiale Oxydes d'azote

Méthode

Une quarantaine de capteurs passifs ont été installés sur chaque site : à Bariatou A63, à Saint-de-Luz A63, en Basse Vallée d'Aspe, en Haute Vallée d'Aspe, en vallée de Maurienne sur la commune Le Freney.

Exemple de répartition spatiale des capteurs passifs : basse vallée d'Aspe



X : 360 000, Y : 3 085 000, azimuth : 180°, inclinaison : 35°, angle : 50°, distance : 8000 m

Les capteurs (en jaune) ont été positionné en transects, de part et d'autre de l'axe routier RN134.



Capteurs passifs à Bariatou

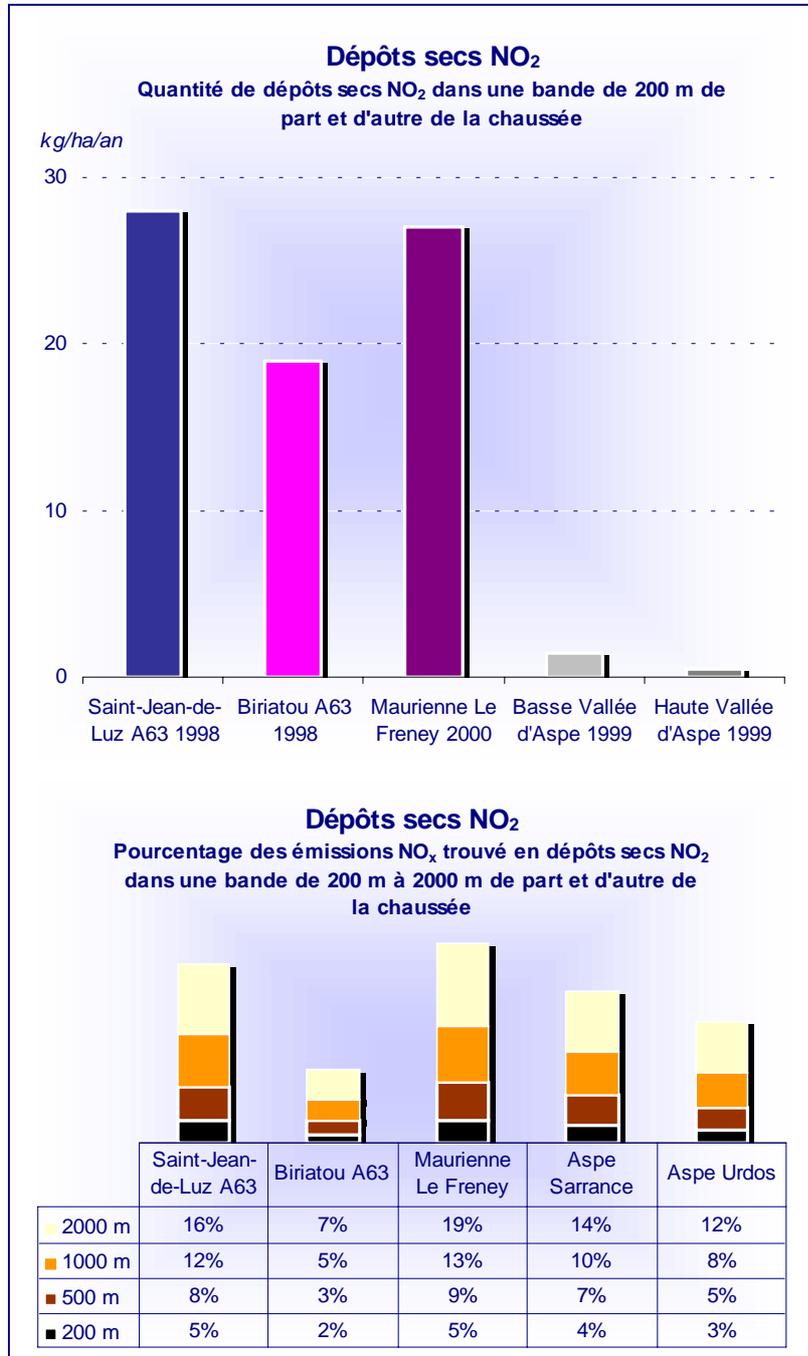


Montage montrant à gauche les préleveurs séquentiels et à droite les capteurs passifs

Diffusion spatiale Oxydes d'azote

Pour cinq sites géographiques, on a évalué la diffusion spatiale des dépôts secs NO₂ de part et d'autre des axes routiers : Saint-Jean-de-Luz, Biriadou, basse vallée d'Aspe, haute vallée d'Aspe, Maurienne Le Freney.

Les campagnes ont duré de 3 mois à 4 mois et demi, selon les sites.



Le bilan des dépôts secs est résumé par la moyenne relevée au cours de la campagne pour chaque site.

Dans une bande de 200 m de part et d'autre de la chaussée, les dépôts secs NO₂ sont de :

28 kg/ha/an à Saint-Jean-de-Luz

27 kg/ha/an à Maurienne Le Freney

19 kg/ha/an à Biriadou

1,4 kg/ha/an en basse vallée d'Aspe

0,5 kg/ha/an en haute vallée d'Aspe

Dans une zone de 2 km de part et d'autre de la chaussée,

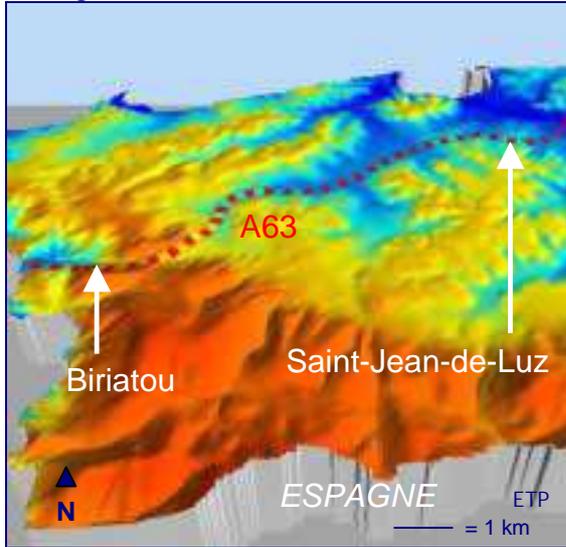
on retrouve

de 7% à 19% des émissions NO_x selon les sites.

Les quatre pages suivantes traduisent la diffusion spatiale pour chaque site.

Diffusion spatiale Dépôts secs NO₂

Configuration de l'altitude



X : 273 300, Y : 3 124 850, azimuth : 180, inclinaison : 40°,
angle : 50°, distance 12 000 m

Bariatou et Saint-Jean-de-Luz

Deux sites le long de l'A63 éloignés de 6 km
avec même trafic mais configuration spatiale
différente :

Bariatou

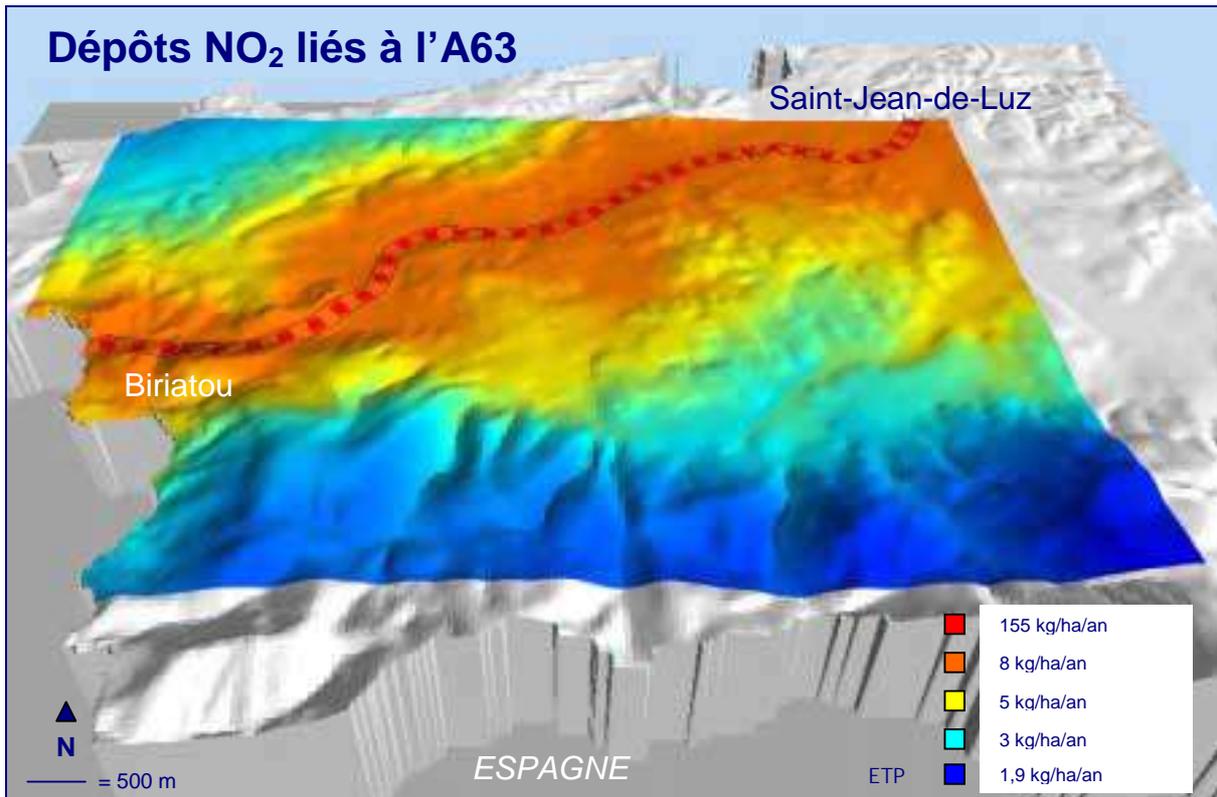
forte pente, vitesse réduite

Saint-Jean-de-Luz

pente nulle, vitesse élevée

Si les émissions NO_x
sont plus importantes à Bariatou,
les dépôts secs NO₂
sont plus importants à Saint-Jean-de-Luz

Dépôts NO₂ liés à l'A63



X : 273 300, Y : 3 124 850, azimuth : 180, inclinaison : 40°, angle : 50°, distance 12 000 m

**Diffusion spatiale
Dépôts secs NO₂**

Maurienne

Site avec rampe d'accès au tunnel du Fréjus

*Pente moyenne à forte
Vitesse réduite*

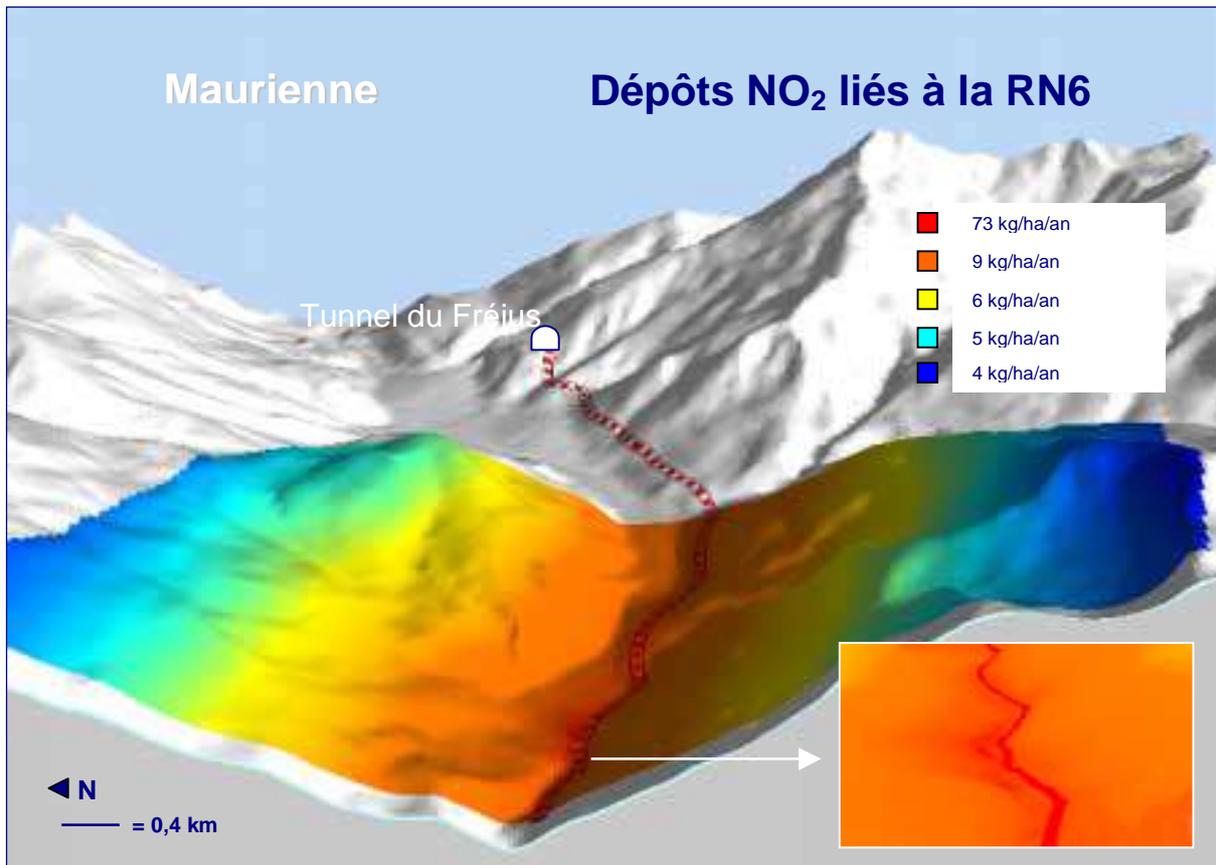
Le Freney - Les dépôts secs de NO₂ sont élevés comparativement aux autres sites du Programme ETP

(effet possible d'autres sources de NO₂)

Configuration de l'altitude



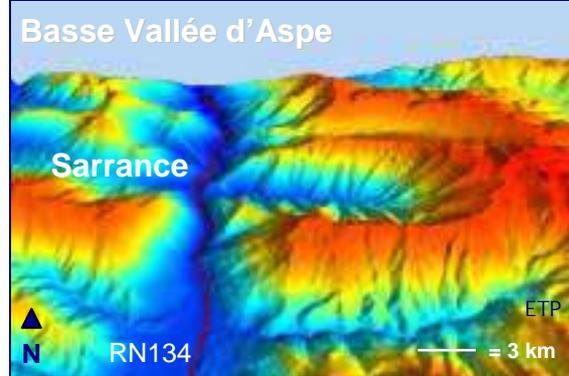
X : 939 000, Y : 2 030 930, azimuth : 270°, inclinaison : 25°, angle : 40, distance : 10 000



X : 939 000, Y : 2 030 930, azimuth : 270°, déclinaison : 25°, angle : 40, distance : 10 000 m

Diffusion spatiale Dépôts secs NO₂

Configuration de l'altitude



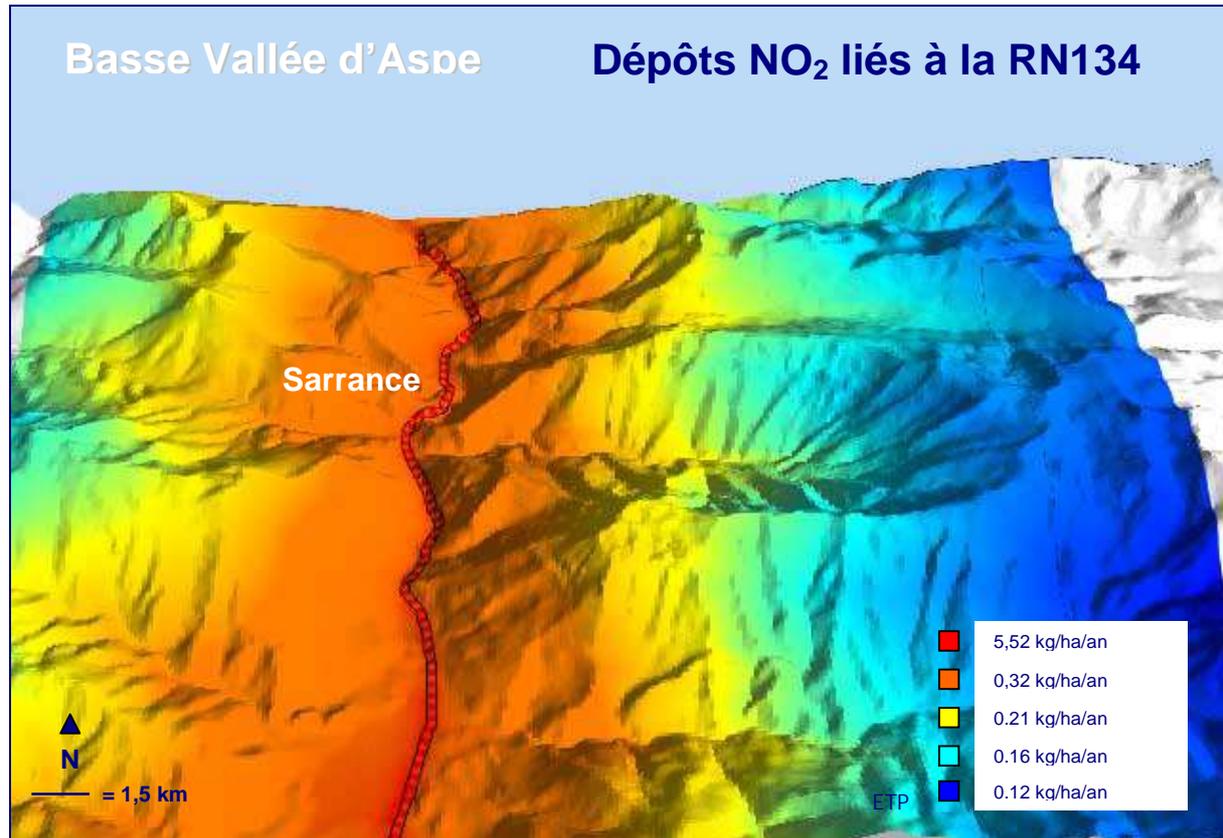
X : 360 475, Y : 3 085 130, azimuth : 180°, inclinaison : 45°,
angle : 40, distance : 20 000 m

Basse Vallée d'Aspe

Un site de montagne moyennement encaissé

*pente moyenne
vitesse moyenne*

Les dépôts secs NO₂ sont encore faibles



X : 360 475, Y : 3 085 130, azimuth : 180°, déclinaison : 45°, angle : 40, distance : 20 000 m

Diffusion spatiale Dépôts secs NO₂

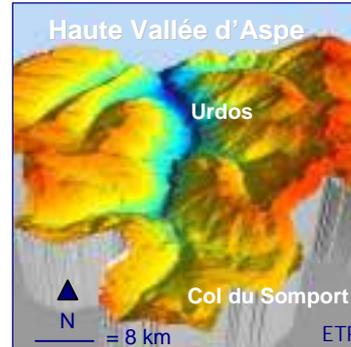
Haute Vallée d'Aspe

Un site de montagne encaissé

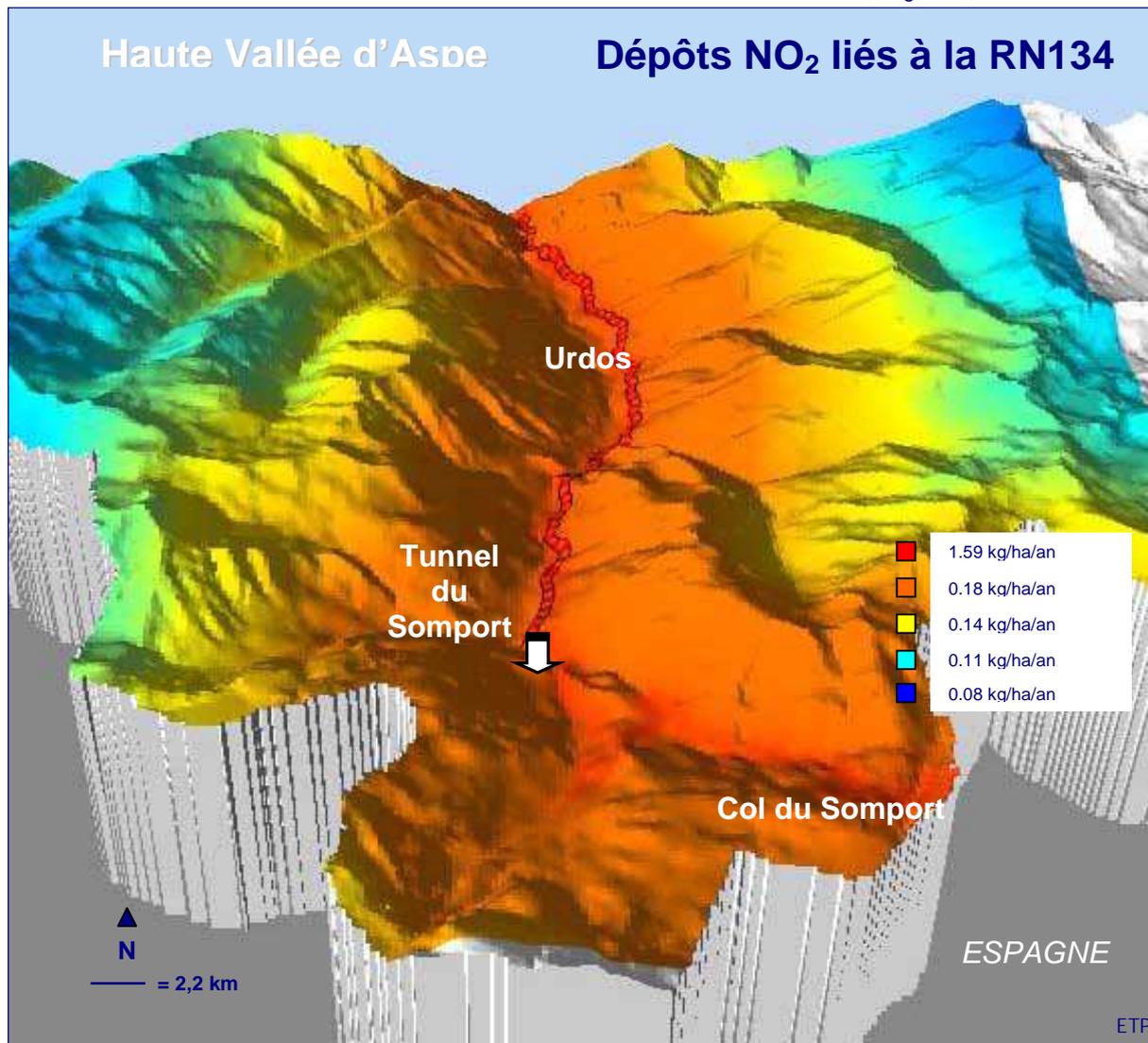
*pente forte
vitesse faible*

Les dépôts secs de NO₂ sont encore très faibles

Configuration de l'altitude



X : 363 000, Y : 3 065 000, azimuth : 180°,
inclinaison : 35°, angle : 40, distance 20 000



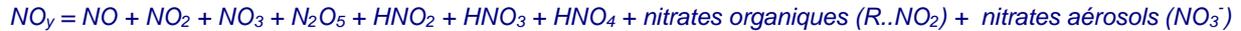
X : 363 000, Y : 3 065 000, azimuth : 180°, inclinaison : 35°, angle : 40, distance 20 000



Oxydes d'azote et écosystèmes

Chimie et devenir des oxydes d'azote (NO_x) dans l'atmosphère

La plupart des oxydes d'azote (NO_x) sont émis sous forme de NO. Ce dernier est en grande partie rapidement oxydé sous forme de dioxyde d'azote (NO₂). Les oxydes d'azote et les composés oxy-azotés sont rassemblés au sein d'expressions synthétiques :



Le devenir des NO_x dans l'atmosphère

Les oxydes d'azote sont des composés précurseurs à la formation d'ozone (O₃), mais cet aspect n'est pas directement décrit ici. Les composés formés par l'oxydation des oxydes d'azote peuvent être transportés sur de longues distances, si leur temps de vie le leur permet (plusieurs jours = plusieurs milliers de kilomètres). Ils sont donc susceptibles de réagir très loin de la zone où ils ont été formés ; cependant, dans le cas précis des composés azotés, le transport de NO et NO₂ doit se faire sous des formes plus stables car les oxydes d'azote NO_x ont un temps de vie diurne de l'ordre de la journée. Au-delà d'un certain nombre d'interconversions, la molécule de NO₂ passe sous une forme plus stable, voire très peu réactive. Ces composés chimiques stables sont appelés « réservoirs » car ils permettent de transporter les NO_x sous une autre forme – en l'occurrence, celle d'un composé réservoir – avant, parfois, de retrouver leur forme initiale. Par opposition, on dénomme « composés puits », les formes chimiques qui entraînent la disparition nette de NO_x de l'atmosphère. Ce sont les espèces qui sont rapidement éliminées de l'atmosphère par dépôt sec et/ou humide (espèce soluble). C'est le cas notamment de l'acide nitrique (HNO₃) qui constitue un puits important pour les NO_x. Les principales voies de réaction des oxydes d'azote sont reportées sur la figure ci-contre. Ce schéma n'est pas exhaustif et retrace simplement les principes généraux de stockage et destruction des oxydes d'azote :

Lors du cycle diurne, la transformation des oxydes d'azote s'opère vers 2 types de composés :

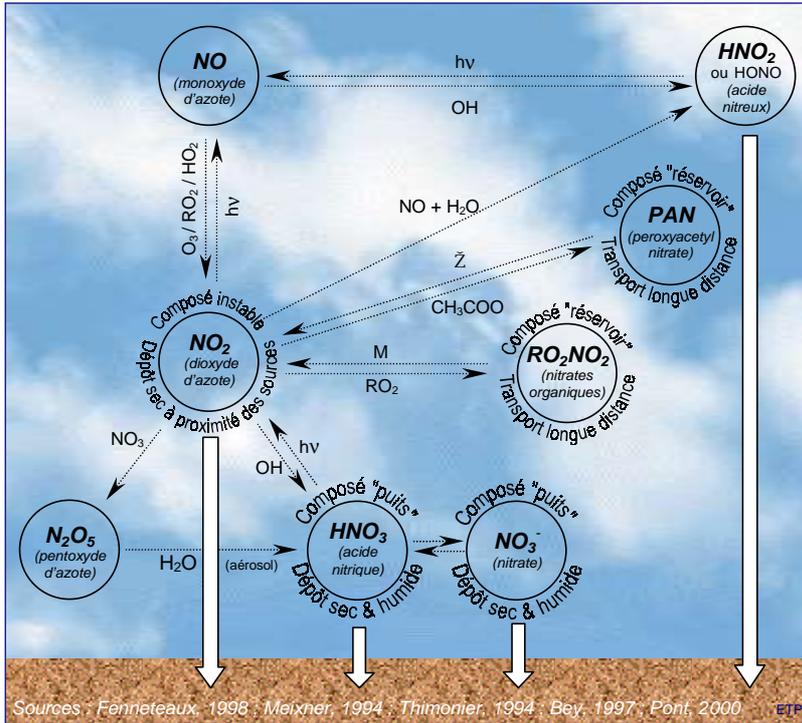
- § *Les composés dits « réservoirs de NO_x » sont essentiellement le peroxyacetyl nitrate PAN et d'autres nitrates organiques comme les nitrates d'alcoyles RONO₂ qui constituent, après le PAN, le second type de réservoir de NO_x. Ces composés sont formés à partir de NO ou NO₂ et ont un temps de vie permettant leur transport loin des sources. Ils sont caractérisés par une faible réactivité photochimique et une grande stabilité à basse température. Ces espèces sont ensuite susceptibles de libérer des molécules de NO_x.*
- § *Les composés « puits » : la réaction OH+NO₂ → HNO₃ ainsi que la réaction hétérogène N₂O₅ + H₂O (aérosols) → 2 HNO₃, selon laquelle le pentoxyde d'azote réagit avec l'eau en surface des aérosols et qui est prépondérante en présence de brouillard ou de nuages constituent un puits en NO_x puisque l'acide nitrique HNO₃, en raison de sa faible réactivité, disparaît essentiellement par déposition sèche ou humide. L'acide nitrique peut redonner NO₂, mais la constante de vitesse associée est très faible. D'un temps de vie compris entre 1 et 10 jours, cette espèce constitue un puits direct de NO_x.*

Durée de vie des composés azotés et conséquences

Après de nombreuses études d'observations, il a été estimé que le temps caractéristique de conversion des NO_x en diverses espèces des NO_y est de 4 à 20 heures. Ainsi, comme les zones urbaines sont de fortes sources d'émissions de NO_x et que les temps de conversion de NO_x en NO_y sont grands, les concentrations de NO_y en zone urbaine sont généralement dominées par les NO_x. Les NO_y (principalement le PAN (nitrate organique) et le HNO₃ (nitrate inorganique)) voient leurs concentrations augmenter au fur et à mesure que l'on s'éloigne des sources majeures de NO_x que sont les zones urbanisées. Ceci est dû au fait que ces produits sont en fin de chaîne de conversion des NO_x. Ainsi, l'observation du rapport NO_x/NO_y permet l'évaluation de la distance à la source.

Chimie et devenir des oxydes d'azote NO_x dans l'atmosphère

Principes généraux de stockage et de destruction des oxydes d'azotes NO_x



Au cours de périodes sèches (sans précipitations), la durée de formation (diurne) de HNO₃ est d'environ 10 heures, ce qui peut permettre de le transférer sur des distances d'environ 200 km (pour des vitesses de vents de 5 m/s). Ainsi, la généralisation suivante est souvent faite : les dépôts de NO₂ sont plus importants près des sources et se font essentiellement sous forme sèche ; HNO₃ et HNO₂ (acide nitreux) se déposent plus loin et aussi bien sous forme sèche que humide, tandis que NO₃⁻ peut se déposer très loin des sources (transport longue distance) et essentiellement dans les précipitations.

Ainsi, les émissions de NO_x constituent une pollution locale à régionale mais est également à l'origine de pollution longue distance par suite de leur transformation en composés plus stables (réservoirs).

Les NO_x émis par le sol

Les sols agissent à la fois comme une source et comme un puits vis-à-vis des NO_x : les bactéries dénitrifiantes du sol émettent dans l'atmosphère des composés azotés (les autres processus sont mineurs). Le taux d'émission de gaz azotés par le sol est principalement régulé par trois variables : la température du sol, la quantité d'azote qu'il contient et le taux de diffusion des gaz, lié en partie au taux d'humidité.

Les dépôts

On distingue 3 types de dépôts de polluants :

1. Les dépôts secs sont composés de gaz et de diverses particules solides (poussières, aérosols...) de taille généralement inférieure à 2 µm. Les dépôts secs sont principalement constitués de NO₂, HNO₃ et NH₃ gazeux.
2. Les dépôts humides proviennent des précipitations (pluies, neiges). Ils se font essentiellement sous forme de nitrates NO₃⁻, d'ammonium NH₄⁺ et d'acide nitrique HNO₃.
3. Les dépôts occultes sont liés au brouillard, aux nuages, à la brume, etc. ; ils gagnent en importance avec l'altitude et sont constitués principalement des mêmes composés que les dépôts humides.

Impacts des dépôts azotés sur les écosystèmes

Toute la vie terrestre repose sur de grands cycles biogéochimiques (carbone, azote, oxygène, eau). La disponibilité d'éléments nutritifs dans le sol détermine en partie la composition des espèces végétales. L'azote fait partie des éléments nutritifs essentiels. En quantité trop faibles ou trop fortes, il empêche le développement de certaines espèces : c'est un facteur limitant.

Lorsque les dépôts azotés augmentent dans une région initialement pauvre en azote, la séquence des événements est compliquée car divers processus interagissent et peuvent opérer à différentes échelles de temps. La sévérité des impacts du dépôt de l'azote aéroporté dépend de :

1. la quantité totale et la durée des apports,
2. la forme de la contribution azotée,
3. la sensibilité intrinsèque des espèces présentes,
4. les conditions biotiques et abiotiques de l'écosystème, notamment celles du sol (capacité à neutraliser les acides, valeur nutritive ...),
5. les choix d'utilisation et de gestion du sol, aussi bien passés qu'actuels.

Le nombre et la variabilité de ces facteurs font que la sensibilité des différentes communautés végétales aux dépôts azotés est très variable. Le tableau ci-contre propose un aperçu des résultats des études sur les impacts des apports d'éléments azotés aéroportés sur diverses végétations. La communauté européenne, dans sa Directive 1999/30 fixe la valeur limite annuelle pour la protection de la végétation à 30 µg/m³ de NO_x. Les valeurs limites de dépôts ne sont pas indiquées dans cette Directive mais sont fixées par l'OMS à 15-35 kgN/ha/an selon les types de sols et d'écosystèmes.

Les zones de montagne étudiées dans le cadre du Programme ETP cumulent plusieurs facteurs aggravants. Les sols sont généralement pauvres, les dépôts occultes (brouillard, nuage), la rudesse du climat et les stress secondaires augmentent avec l'altitude. La neige est un collecteur très efficace de pollution. Une grande partie des dépôts retenus dans le manteau neigeux est relarguée lors des premières fontes : ce sont les « flux acides », très chargés en polluants.

		Charge critique (en Kg N /ha/an)	Indicateurs
Zones humides	Eléments d'eau douce	5-10 ##	§ Déclin des isoètes.
	Tourbière	5-10 #	§ Déclin des mousses typiques, § Développement des graminées, § Accumulation d'azote.
	Marais mesotrophique	20-35 #	§ Développement des grandes graminées, § Déclin de la diversité,
Prairies à forte biodiversité	Prairie calcaire	15-35 #	§ Augmentation de la minéralisation § Accumulation d'azote et lessivage § Développement des grandes herbes, § Déclin de la diversité, § Changement dans la diversité**.
	Prairie neutre-acide	20-30 #	§ Développement des grandes herbes, § Changement dans la diversité.
	Prairie subalpine, de montagne	10-15 (#)	§ Développement des grandes graminées, § Changement dans la diversité.
Landes	Landes sèche des basses terres	15-20 ##	§ Transition de la lande vers les herbes, § Changements fonctionnels (production de litière, floraison, accumulation d'azote).
	Landes humide des basses terres	17-22 #	§ Transition de la lande vers les herbes.
	Landes riche en espèce/ Prairie acide	10-15 #	§ Déclin des espèces sensibles.
	Landes de <i>Calluna</i> (des hautes terres)	10-20 (#)	§ Déclin de la domination de la landes, des mousses et des lichens, § Accumulation d'azote.
	Landes arctique/alpine	5-15 (#)	§ Déclin des lichens, des mousses et des arbustes nains à feuilles persistantes.
Arbres et écosystèmes forestiers	Conifères (acide) (taux de nitrification faible)	10-15 ##	§ Déséquilibre nutritionnel.
	Conifères (acide) (taux de nitrification modéré à fort)	20-30 #	§ Déséquilibre nutritionnel.
	Feuillus	15-20 #	§ Déséquilibre nutritionnel, § Augmentation du rapport partie aérienne / racines.
	Forêt de conifères acide	7-20 ##	§ Changements dans la flore du sol et les mycorhizes, § Augmentation du lessivage.
	Forêt de feuillus acide	10-20 #	§ Changements dans la flore du sol et les mycorhizes.
	Forêt calcaire	15-20 (#)	§ Changements dans la flore du sol.
	Forêt acide	7-15 (#)	§ Changements dans la flore du sol et lessivage.
Forêt sous climat humide	5-10 (#)	§ Déclin des lichens et augmentation des algues libres.	

* Système naturel, non géré.

** Prendre la fourchette basse pour les écosystèmes calcaires limités en azote, et la fourchette haute pour les écosystèmes calcaires limités en phosphore.

fiable ; # assez fiable ; (#) avis d'expert

Source : UN ECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Beate Werner et Till Spranger (eds), Manual on methodologies and criteria for Mapping Critical Levels/Loads and geographical areas where they are exceeded, Tableau 5.1 (fournis par l'ADEME)

Résumé des seuils critiques empiriques pour le dépôt d'azote (en kgN/ha/an) sur différents écosystèmes.

Impacts des dépôts azotés sur les espèces

EFFETS DIRECTS DES GAZ

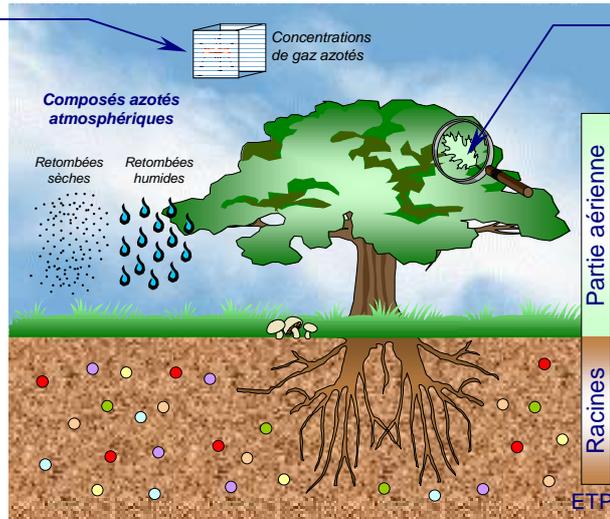
Des changements physiologiques et une réduction de la croissance à de hautes concentrations de gaz azoté a été mis en évidence par des études en chambres à ciel ouvert. Cependant, la végétation en Europe n'est pas menacée directement par les concentrations ambiantes actuelles, sauf localement près d'importantes sources et pour certains lichens et bryophytes (mousses), très sensibles.

EFFETS SUR LA NUTRITION : ACTION CONJUGUÉE DE L'ACIDIFICATION DES SOLS ET DE LA DIMINUTION DU TAUX DE MYCORHIZATION

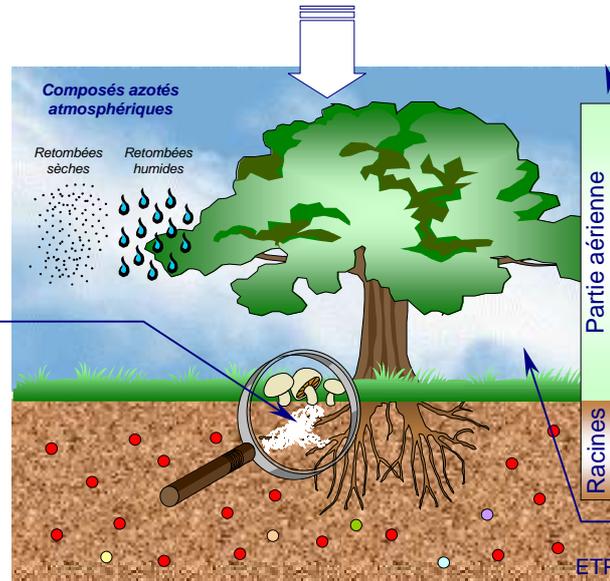
Les champignons mycorhiziens sont bénéfiques pour la plante, notamment dans les milieux pauvres en éléments nutritifs, où le champignon facilite l'assimilation de l'azote, mais aussi celle des autres nutriments vitaux (phosphore, magnésium, etc.).

La diminution du nombre des mycorhizes (en réponse à l'apport d'azote supplémentaire), associée à la diminution de la capacité des racines à prélever les nutriments (en s'acidifiant, le sol libère de l'aluminium, toxique pour les racines), réduisent la capacité des plantes à subvenir à leurs besoins. Dans le même temps, les dépôts azotés acidifient le sol d'où la perte de nutriments par lessivage mais, parallèlement, ces derniers stimulent la croissance des végétaux.

Ceci crée une situation où le besoin nutritionnel est accru mais où les capacités de prélèvement et les quantités disponibles sont réduites : des carences et dépérissements peuvent apparaître et fragiliser le végétal vis-à-vis des agressions extérieures (climat, parasites).



L'assimilation de gaz par les feuilles et/ou l'accroissement des dépôts provoquent un surdimensionnement de la partie aérienne de la plante par rapport aux racines.



L'augmentation des surfaces de transpirations (feuilles) par rapport aux surfaces de captation de l'eau (racines) entraîne une plus grande vulnérabilité à la sécheresse et au froid.

L'apport d'azote supplémentaire peut entraîner des déséquilibres nutritionnels :

**besoins plus importants
+ capacité de prélèvements réduite
+ appauvrissement du sol
= carences**

Au delà des grands processus mis à jour par les biologistes, il est difficile de généraliser l'impact des dépôts azotés sur les individus : les expériences *in vivo* sont très longues et n'ont porté que sur quelques espèces. Il est donc nécessaire d'être très prudent vis à vis de la généralisation des processus présentés ci-dessus.

ASSIMILATION DE L'AZOTE PAR LA PARTIE AERIENNE

L'augmentation des concentrations de gaz azotés et/ou leur dépôt entraînent une augmentation de l'assimilation d'azote à travers les feuilles qui subviennent alors de façon significative aux besoins en azote de la plante. Cependant, cela n'est pas sans incidence pour la plante : si les racines sont capables de réguler le pH et l'assimilation d'azote en présence de fortes teneurs, ce n'est pas le cas des feuilles. D'autre part, lorsque l'azote est assimilé par les feuilles, il semble que la croissance des racines diminue, bien qu'on ne puisse clairement déterminer si cet effet est lié uniquement à l'assimilation par les feuilles ou à une augmentation générale des teneurs en azote.

MODIFICATION DU RAPPORT PARTIE AERIENNE / RACINES

La modification de ce rapport partie aérienne / racines impliquerait que les surfaces de captation des eaux (les racines) diminuent par rapport aux surfaces de transpiration (les feuilles), ce qui entraîne une augmentation de la sensibilité aux épisodes de sécheresses (sévères) et donc une réduction substantielle de la croissance de la plante.

VULNERABILITE ACCRUE FACE AUX STRESS SECONDAIRES

Les changements dans les performances de la plante et la répartition de la biomasse (rapport racine : partie aérienne qui se modifie) accroît la vulnérabilité des espèces aux périodes de sécheresse et de froid : la proportion de la partie aérienne de *Calluna vulgaris* (une espèce de Bruyère) souffrant des atteintes de l'hiver a augmenté de 50-75% après 6 ans d'addition d'azote (expérience mise en place aux Pays-Bas). Dans des prairies du Minnesota (Etats-Unis), lors des années sans sécheresse, les parcelles de prairie devenues pauvres en espèces par excès d'azote sont plus sensibles aux « caprices » normaux du climat (grandes variations de leur productivité) que les parcelles plus diversifiées.

D'autre part, l'augmentation d'azote organique contenu dans les plantes augmente la quantité de nourriture disponible pour les insectes herbivores : l'apport d'azote favorise clairement la croissance des larves et la sévérité des attaques de coléoptères.

Impacts sur les communautés végétales

Modification de la compétition

L'azote accumulé peu à peu dans de nombreuses communautés pauvres en éléments nutritifs modifie la compétition entre espèces et entraîne la disparition de certaines d'entre elles : de sévères changements ont été observés dans la composition végétale de certains écosystèmes. Malgré la complexité de la séquence des événements induits par l'enrichissement en azote, les généralisations suivantes peuvent être proposées avec toutes les limites liées à la rareté des recherches initiées mais aussi des types de milieux expérimentés.

Dans les écosystèmes oligotrophes (pauvres en éléments nutritifs), la limitation des apports d'azote biologiquement disponible est un facteur de vie : beaucoup d'espèces autochtones se sont adaptées pour mieux fonctionner sous cette contrainte. Dans ces écosystèmes, les apports atmosphériques azotés sont généralement retenus en grande partie dans le sol puisque les taux de lessivage et de dénitrification sont faibles. Ceci entraîne une décomposition plus rapide de la litière accumulée et l'accroissement du taux de minéralisation de l'azote et donc l'augmentation graduelle des quantités disponibles dans le sol. A terme, cela aboutit à un remplacement des espèces caractéristiques par des espèces nitrophiles. On observe donc une modification des espèces dominantes et une réduction générale de la diversité. Sur les sols très pauvres en éléments nutritifs, la diversité augmente parfois en liaison avec l'augmentation des apports d'azote qui permet aux plantes intolérantes aux conditions originelles d'envahir le secteur. Mais, dans ce cas, la flore native décline. Ainsi les apports azotés modifient la compétition entre les espèces au détriment des espèces adaptées aux substrats pauvres, ce qui est le cas de nombreuses espèces montagnardes.

Les processus sont cependant beaucoup plus subtils et encore très mal connus étant donné la grande complexité du cycle de l'azote. Par exemple, bien que NO_3^- (nitrate) soit généralement considérée comme la forme azotée prédominante, c'est NH_4^+ (ammonium) qui domine dans les sols acides habituels de la plupart des forêts de conifères (humus peu actifs de type mors, dont la matière organique est peu transformée, superposée au sol minéral, et qu'on trouve également sous la landes à Bruyères). Ainsi, les conifères et de nombreuses espèces d'éricacées assimilent de façon préférentielle NH_4^+ et sont peu compétitifs vis à vis de NO_3^- . L'augmentation des apports en NO_3^- par dépôt peut donc créer une situation où d'autres groupes de plantes deviennent plus compétitives. Le dépôt d'azote atmosphérique dans les systèmes dominés par de l'azote organique pourrait donc, du fait des différences d'assimilation et d'usage des diverses espèces azotées selon les plantes, avoir des impacts importants sur la composition végétale dans certains écosystèmes.

De plus, l'augmentation des teneurs en azote des sols peut également avoir d'autres origines. Il y a encore un siècle, de nombreuses pratiques appauvrissantes étaient encore en vigueur telles que les prélèvements de litière, le pâturage en forêt ou les coupes de taillis intensives. Ces pratiques ont joué sur les teneurs en azote du sol et, aujourd'hui, il est possible qu'on assiste à reconstitution d'un stock anciennement entamé.

Enfin, les dépôts atmosphériques peuvent parallèlement enrichir le sol en cations nutritifs (Ca, Mg, K...), essentiellement grâce aux aérosols provenant de l'océan Atlantique et du Sahara. Il est ainsi très délicat de connaître le bilan global des entrées et sorties de nutriments des écosystèmes, de déterminer l'impact d'éventuels changements qui s'opèrent, sachant que chaque site se distingue toujours par des caractéristiques qui lui sont propres et que les cycles biogéochimiques ont une inertie très longue et interagissent les uns sur les autres, ce qui ne facilite pas l'observation et l'expérimentation.

L'exemple des Pays-Bas

Dans ce pays, la densité humaine, l'élevage intensif, l'industrie et les transports se combinent pour donner les dépôts azotés les plus élevés du monde. Une des conséquences – très étudiée – a été la transformation des marais à forte biodiversité en prairies et forêts pauvres en espèce, entraînant du même coup une réduction de la diversité des paysages puisque les communautés modifiées ressemblent maintenant à celles occupant les sols les plus fertiles. L'unique communauté d'espèce adaptée aux sols sablonneux, pauvre en azote est en train de disparaître de cette région.

Bioindication

La bioindication : un apport complémentaire

Dans le cadre de recherches qui visent à déterminer les impacts de la pollution des transports sur les écosystèmes, la bioindication a un intérêt particulier : elle permet d'envisager les réponses d'organismes vivants intégrant toutes les caractéristiques de leur environnement réel.

Diverses méthodes de bioindication, expérimentales ou validées, ont été testées ou utilisées dans le cadre du programme ETP :

- Bioindication de la qualité de l'air par les lichens (méthode éprouvée par de nombreuses études et mise en œuvre dans la vallée de la Maurienne)
- Bioindication de l'ozone par le trèfle (méthode mise en œuvre dans les vallées de Biriadou et d'Aspe)
- Bioindication des métaux et des HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques) par les abeilles, le pollen et le miel (essais expérimentaux mis en œuvre à Biriadou).



L'abeille peut-elle être un bioindicateur ?



Péage de Biriadou - ETP

Les abeilles peuvent être considérées comme des intégrateurs de la qualité environnementale d'un site. La majorité des secteurs exploités par les abeilles se situent dans un rayon de 500 m à 2 km autour de la ruche. Si cette dernière est placée au niveau d'un axe routier, la végétation butinée est une végétation située à 2 km au maximum de cet axe et donc soumise à une grande part des dépôts polluants liés aux émissions des véhicules. De plus, l'air dans lequel ces insectes évoluent est lui-même soumis à de fortes concentrations de polluants (à proximité immédiate de la chaussée).

Deux ruches ont été placées sur le toit des locaux ASF de la gare de péage de Biriadou. Une troisième ruche, utilisée comme témoin a été placée au lieu-dit « Martin Goïti » à 1,5 km de l'autoroute et abritée par la colline de Lumaberdé. L'ensemble du dispositif est resté en place du 23 avril 1998 au 15 juin 1998. Chaque semaine, 10 % du pollen total ramené à la ruche par les abeilles était prélevé par le biais d'une trappe à pollen. Des dosages de métaux et HAP ont été pratiqués sur le miel, le pollen et les abeilles.



Ruches et trèfles au péage de Biriadou - ETP

Le pollen

Les concentrations en plomb, et surtout en zinc retrouvées dans le pollen des ruches du péage sont bien supérieures à celles des ruches témoins. Le zinc dans les pollens (mais aussi dans le manteau neigeux, cf. page 72) pourrait donc être un marqueur de la pollution automobile.

Biriadou : Métaux lourds dans les pollens

Métal dosé et unité	Pollen péage	Pol. témoin montagne	Pol. témoin plaine
Cadmium	0,06	< 0,2	< 0,2
Plomb	0,2	< 0,1	< 0,1
Zinc	35,9	6,3	16,7

* Matière brute

La bioindication : abeilles

Le miel

Le fluoranthène, HAP le plus caractéristique du trafic à Biriattou d'après nos analyses, et l'un des moins dangereux pour la santé, marque le miel. Les quantités retrouvées sont plus importantes dans le miel produit dans les ruches du péage que dans la ruche témoin.

Biriattou – HAP dans le miel

Espèce dosée et unité	Miel péage	Miel témoin
Hydrocarbures Totaux (mg/kg MB)	70	50
Benzo(a)pyrène	< 1	< 1
Benzo(b)fluoranthène	< 1	< 1
Benzo(g,h,i)perylène	< 1	< 1
Benzo(k)fluoranthène	< 1	< 1
Fluoranthène	4	1
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	< 1	< 1

* Matière brute

Les abeilles

Les corps d'abeilles de la ruche du péage contiennent des quantités non négligeables de HAP alors que celles du site d'Aydius (site reculé de la vallée d'Aspe) se situent en dessous du seuil de détection des analyseurs. Ainsi, en première analyse, il semble bien que les HAP se concentrent dans les corps gras des abeilles.

Biriattou – HAP dans les corps d'abeilles

Espèce dosée et unité	Abeilles péage	Ab. témoin montagne (Aydius)
Benzo(a)pyrène	27	< 1
Benzo(b)fluoranthène	17	< 1
Benzo(g,h,i)perylène	16	< 1
Benzo(k)fluoranthène	12	< 1
Fluoranthène	15	< 1
Indeno(1,2,3-c,d)pyrène	15	< 1

* Matière brute

Globalement, après ces premières expériences, la bioindication par les abeilles apparaît comme une piste à explorer de façon plus approfondie par de nouvelles analyses et des protocoles plus adaptés (trappe à abeilles mortes etc.).

Le trèfle : un végétal sensible à l'ozone

L'ozone peut causer des dommages visibles aux feuilles de certains végétaux. Dans le cadre d'une collaboration avec le Programme International de Coopération sur les Effets de la Pollution Atmosphérique et autres Stress sur les Cultures et la Végétation Naturelle ou « ICP-Crops » (UPPA – IBEAS), une variété de trèfle sensible à l'ozone, utilisée comme bioindicateur a été installée sur les sites de Biriattou et en vallée d'Aspe, en haute altitude. La variété sélectionnée dans le cadre du programme ICP-Crops est Trifolium repens cv Regal dont certains clones sont sensibles et d'autres résistants. Les plants, cultivés dans des conditions standardisées ont fait l'objet de relevés de pourcentage de nécrose du feuillage lié à la concentration d'ozone et de mesure de la biomasse afin de différencier les rendements entre la variété sensible et la variété résistante.

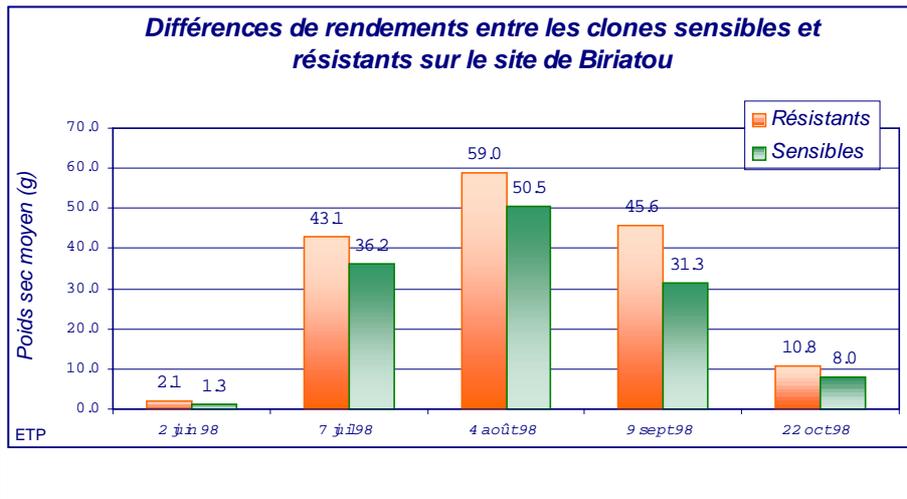
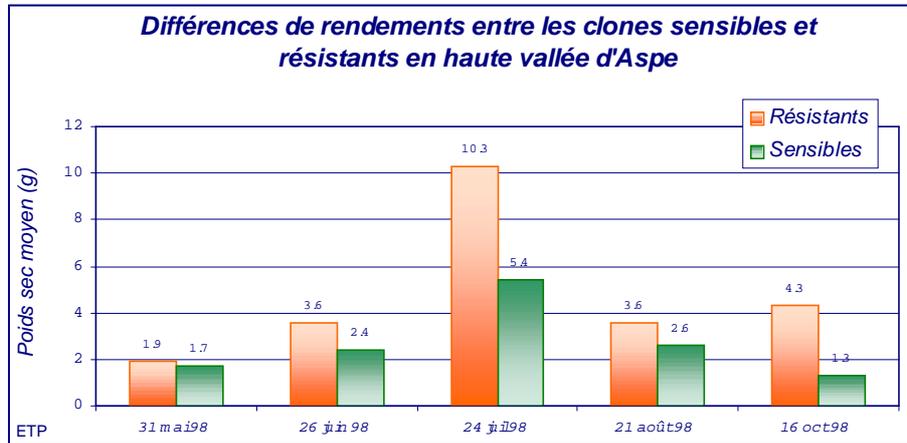
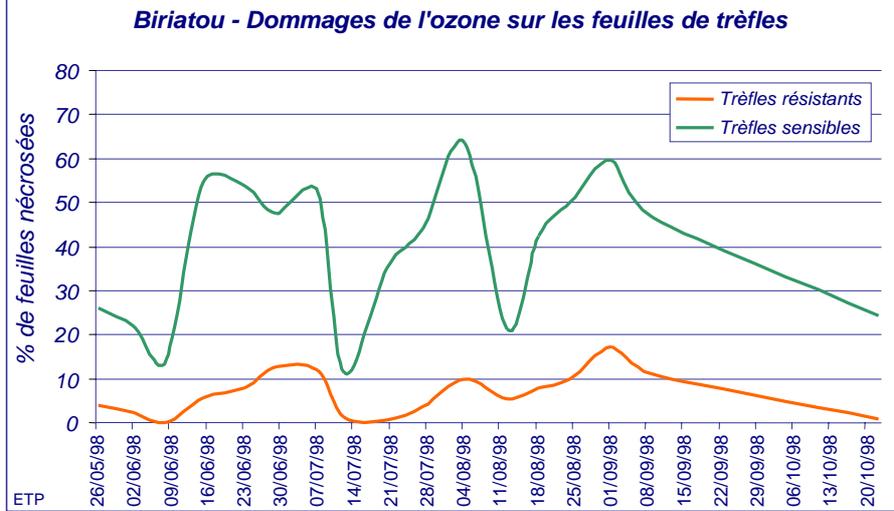


La bioindication : trèfles

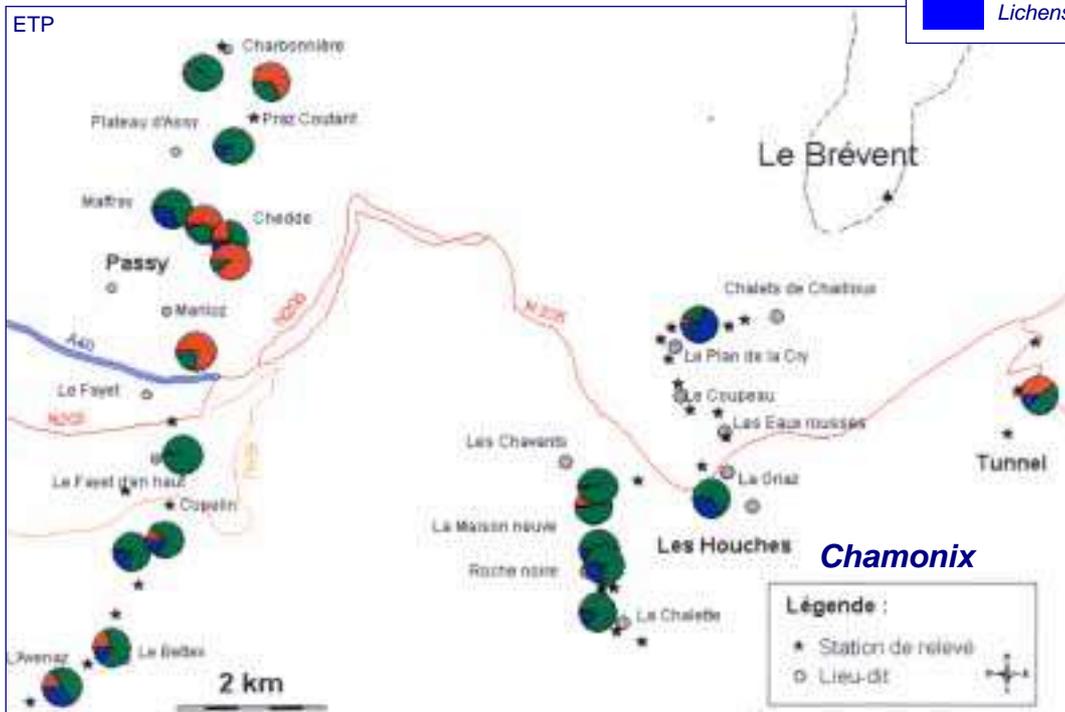
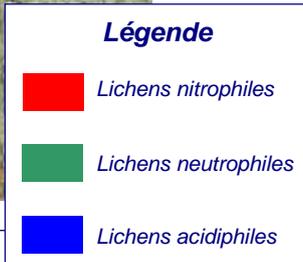
Ces deux courbes mettent en évidence la différence de « réponse » entre les clones résistants et sensibles : les tendances sont les mêmes pour les deux groupes mais les gammes de valeurs sont éloignées : de 0 à 17,2 % pour les résistants ; de 11,4 % à 63,6 % pour les sensibles. Au cours de l'été 1998, le taux de nécrose des trèfles sensibles a dépassé 60 % de leur surface foliaire.

Les chutes brutales des taux de nécroses qui apparaissent à intervalles réguliers correspondent aux relevés effectués après une récolte. Les plantations ont été régulièrement récoltées afin de mesurer la biomasse par type de trèfle, sensible ou résistant. Il s'agit de déterminer dans quelle proportion la présence d'ozone réduit la croissance des végétaux.

Les graphiques présentés ci-contre correspondent aux résultats moyens obtenus par pesée du poids sec. On observe une différence très nette de rendement entre trèfles sensibles et trèfles résistants. On note également une grande différence entre les sites de Biriatoou et de la vallée d'Aspe où les plantations ont dû faire face à des conditions fort éloignées de leur optimum écologique (1400 m d'altitude).



**Répartition des lichens relevés sur arbres à écorces acides
(Maurienne et Chamonix)**



La bioindication lichénique

La bioindication lichénique mise en œuvre dans les vallées alpines de la Maurienne et de Chamonix est fondée sur la relation entre les caractéristiques de l'écorce car le travail a porté sur les lichens épiphytes, c'est-à-dire se développant sur les arbres, et les préférences écologiques des lichens observés.

Trois groupes de lichens écologiquement différents sont distingués vis-à-vis de ce critère :



Lichens sur *Fagus sylvaticus*
(Vallée d'Aspe)

- *Les lichens acidiphiles qui s'installent sur des écorces à pH plutôt acide et faiblement enrichies en éléments nutritifs,*
- *Les lichens neutrophiles qui préfèrent les écorces à pH moyennement acide à subneutre et moyennement enrichies en éléments nutritifs,*
- *Les lichens nitrophiles qui s'installent sur des écorces à pH subneutre à basique et fortement imprégnées en éléments nutritifs.*

L'observation de la répartition des lichens en fonction du pH de l'écorce permet la mise en évidence d'un enrichissement en azote des écorces : présence d'espèces nitrophiles sur des arbres à écorces acides. Les cartes ci-contre représentent les résultats des campagnes de relevés effectuées uniquement sur écorces acides. La présence d'espèces neutrophiles exprime un enrichissement en éléments nutritifs (eutrophisation liée aux oxydes d'azote) et la présence d'espèces nitrophiles montre une accentuation de ce phénomène.

D'une manière générale, la répartition des lichens sur les arbres à écorces acides dans les vallées de la Maurienne et de Chamonix traduit une eutrophisation des écorces décroissante du fond de vallée vers les sommets.

En fond de vallée, la proportion de lichens nitrophile est forte : les écorces sont artificiellement « eutrophisées » par les oxydes d'azote. En gagnant de l'altitude, les lichens neutrophiles prédominent : la situation est intermédiaire. Puis, un peu plus haut sur les versants, les lichens acidiphiles sont majoritaires, conformément aux affinités écologiques des espèces : les groupements, dans ces secteurs hauts, semblent peu perturbés par l'accroissement des dépôts azotés mis en évidence en fond de vallée.

Cependant, les conclusions de ce travail basé sur la bioindication doivent être tirées avec prudence, notamment parce que :

- 1. le temps de réponse des lichens aux modifications de leur environnement peut être de plusieurs années ;*
- 2. bien que le phénomène d'expansion des lichens nitrophiles sur écorces acides soit largement démontré dans la littérature, peu de travaux ont porté sur des sites montagnards. On ne peut donc pas exclure la présence d'artefacts liés à l'environnement montagnard et susceptibles d'interférer dans les résultats présentés ci-dessus. Il semble néanmoins que la flore lichénique réagit bel et bien à une augmentation des apports azotés dans les vallées, apports vis-à-vis desquels le trafic routier constitue une des principales sources.*

Précipitations neigeuses et Métaux

Une expérimentation a été faite en vallée d'Aspe pour vérifier si les métaux issus du trafic routier pouvaient être trouvés dans les précipitations neigeuses, même dans les cas de faibles émissions de polluants.

Les prélèvements ont été effectués sur deux types de sites :

- près de la RN134 : Somport, Peyranère
- loin de toute route, dans des enclos de protection pour éviter l'intrusion des promeneurs et des animaux (Couecq, Espelunguère)

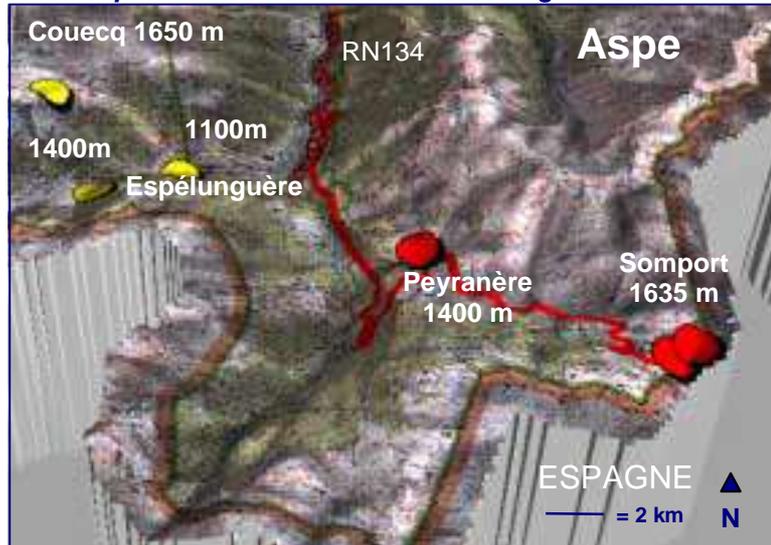
Dans les deux cas, les flacons de prélèvement de 1 l en polyéthylène basse densité, préalablement décontaminés à l'acide nitrique à 10%, ont été placés dans une double poche plastique de protection.

Lors du prélèvement, l'expérimentateur a mis des gants médicaux, a ouvert la double poche plastique, a prélevé la neige avant de la replacer, flacon bouché, dans la double protection et dans une enceinte réfrigérée pour le transport. La neige a été stockée au congélateur jusqu'à l'analyse.

Les analyses des métaux dans les neiges ont été réalisées en salle blanche de classe 10 000. Les échantillons ont été décongelés et manipulés dans une hotte à flux laminaire. Certains d'entre eux étant riches en matière organique, les prélèvements ont été filtrés sur des membranes de porosité 0,45 µm préalablement décontaminées en percolant plusieurs fois une solution d'acide nitrique diluée de qualité suprapure. Les échantillons filtrés ont ensuite été analysés par ICP-MS haute résolution. Les concentrations ont été quantifiées par droite d'étalonnage comprenant cinq solutions standards à différentes concentrations comprises entre 50 et 5000 ng.L-1. Entre deux analyses, l'appareil a été décontaminé par une solution d'acide nitrique à 2%. (UPPA, LCBIE)



Sites de prélèvements des carottes de neige



Ces résultats sont indicatifs :

- de l'intérêt de telles mesures, même dans des conditions d'émissions faibles,
- de la vraisemblance d'une décroissance de la charge polluante avec l'augmentation de la distance des lieux l'émission.

Haute Vallée d'Aspe		[Cu] (ng.L-1)	[Cr] (ng.L-1)	[Zn] (ng.L-1)	[Cd] (ng.L-1)	[Pb] (ng.L-1)
Sites RN134	Sites témoins					
Couecq 1650 m 12-1-1999		142±24	59±10	1183 ± 14	< LD	262±77
Espelunguère 1400 m 12-1-1999		174 ± 12	25 ± 6	2659 ± 173	< LD	220±23
Peyranère 1400 m 12-1-1999		126±10	27 ± 3	4264 ± 108	< LD	191±33
Somport N 1635 m 10 m 12-1-1999		64 ± 10	11 ± 3	2174 ± 79	< LD	257 ± 64
Couecq 1650 m 2-2-1999		160±46	20±1	1041 ± 365	< LD	229±53
Espelunguère 1100 m 2-2-1999		346 ± 125	28 ± 7	1300 ± 284	< LD	558 ± 53
Espelunguère 1400 m 2-2-1999		174 ± 40	40 ± 6	1494 ± 145	9 ± 2	796 ± 54
Peyranère 1400 m 2-2-1999		316 ± 10	91 ± 11	3473 ± 154	10 ± 5	233 ± 30
Somport N 1635 m 10 m 2-2-1999		315±48	85 ± 18	1464±320	< LD	502 ± 12
Somport S 1635 m 100 m 2-2-1999		246 ± 45	38 ± 4	3849 ± 308	< LD	1239 ± 6



Risques dus au transport de matières dangereuses

Les risques des matières dangereuses Vallée d'Aspe

Les incidences du trafic routier sur les écosystèmes dépendent encore des risques accidentels de camions transportant des matières dangereuses. La connaissance du transport des matières dangereuses est actuellement très difficile en raison du manque de données statistiques disponibles. Dans la mesure où la vallée d'Aspe connaîtra un accroissement notable de son trafic routier, il a paru important de connaître un peu plus précisément ce type de trafic avant l'ouverture du nouveau tunnel routier international du Somport.

Du 1^{er} avril au 20 juin 1999, avec l'accord des autorités de l'Etat, nous avons installé une caméra fixe en haute vallée d'Aspe à Urdos. Le dépouillement des cassettes enregistrées a permis d'avoir la connaissance complète des passages sur la RN 134 durant 80 jours successifs.

Sur 1005 poids lourds ayant transporté des matières dangereuses du 1^{er} avril au 20 juin 1999, on a pu identifier avec certitude 691 numéros sur les plaques oranges pour 40 matières dangereuses différentes (ci-dessous).

Code	Matière
1005	Ammoniac
1173	Acétate d'éthyle
1202	Hydrocarbures liquides (éclair >55°C)
1203	Essence
1223	Hydrocarbures liquides (éclair <21°C-55°C)
1265	Isopentane
1495	Chlorate de sodium
1789	Solutions d'acide chlorhydrique
1791	Hypochlorite en solution
1814	Solutions d'hydroxyde de potassium
1824	Solutions de soude caustique
1830	Acide sulfurique à 96% au plus
1897	Tétrachloréthylène
1951	Azote liquide réfrigéré
1965	Propane
2031	Acide nitrique (<70% d'acide)
2402	Propanethiols
2743	Chloroformiate de n-butyle
2745	Chloroformiate de chlorométhyle
3295	Hydrocarbures liquides, n.s.a.
1006	Argon comprimé
1230	Méthanol
1250	Méthyltrichlorosilane
1251	Méthylvinylcétone
1255	Isocyanate de Tolyne
1274	n-Propanol
1291	Diborane
1334	Naphtalène
1408	Ferro-silicium
1456	Permanganate de calcium
1508	Perchlorate de strontium
1588	Cyanures inorganiques, solides
1650	bêta-Naphtylamine
1710	Trichloréthylène
1725	Bromure d'aluminium anhydre
1783	Hexaméthylènediamine en solution
1908	Solution de Chlorite de sodium
1942	Nitrate d'ammonium
2426	Nitrate d'ammonium liquide
2582	Solutions de chlorure ferrique
2789	Acide acétique (+80%)



Vallée d'Aspe Urdos, 1^{er} avril au 20 juin 1999

Matière	Nombre de camions
Ammoniac	397
Chlorate de sodium	74
Soude caustique	54
Hypochlorite	36
Hydroxyde de potassium	26
Acide chlorhydrique	20

Sans accident, ce ne sont que des poids lourds.

Dans les cas d'accidents, les risques peuvent devenir très graves pour l'environnement.

Bilan

Bilan

Huit campagnes de mesures ont été menées sur quatre axes routiers internationaux des Alpes et des Pyrénées afin de pouvoir estimer les effets de la pollution liée au trafic. Les sites ont été choisis pour permettre la comparaison de cas de figure très disparates :

- *un secteur à très fort trafic, à vitesse élevée, en milieu ouvert : Saint-Jean-de-Luz A63*
- *un secteur à très fort trafic, à vitesse lente sur une rampe à 6% en milieu un peu plus fermé : Biriadou A63*
- *un secteur où il y eut un fort trafic mais avec, à l'heure actuelle, une diminution considérable des poids lourds : vallée de Chamonix RN205*
- *un secteur où le trafic de camions a plus que doublé dans un milieu de haute vallée : Maurienne – Le Freney RN6*
- *un site montagneux à faible trafic actuel mais où l'ouverture d'un nouveau tunnel routier international accroîtra probablement fortement la circulation dans les années à venir : vallée d'Aspe RN134*

Un effet poids lourds

Le trafic global, généralement pas très élevé voire faible, masque un important effet poids lourds, surtout pour les sites de Biriadou et de Maurienne : plus de 90% des émissions d'oxydes d'azote et de particules leur sont imputables.

Des émissions qui peuvent être considérables

Les émissions de polluants peuvent être considérables : chaque jour, plus de 50 kg d'oxydes d'azote par km en Maurienne au Freney, jusqu'à 150 kg d'oxydes d'azote par km à Biriadou.

Un dépassement de la valeur limite pour la végétation

Dans tous les sites, la concentration d'oxydes d'azote atteint et dépasse, parfois très fortement, la valeur limite réglementaire de 30 µg/m³ fixée par la Directive 1999/30 pour la protection de la végétation qui doit s'appliquer à compter du 19 juillet 2001. Toutefois, il convient de préciser que les valeurs du Programme ETP sont des moyennes des campagnes de mesures inférieures à l'année.

La topographie, élément-clef pour la dispersion de la pollution

La capacité à disperser les émissions polluantes est très variable d'un site à l'autre. Elle est très fortement dépendante des configurations topographiques, des microclimats. On a observé que la vallée de Chamonix avait eu, durant la période de mesure (hiver 2000) une capacité à disperser la pollution 15 fois plus faible que le site de Biriadou au cours des étés 1998 et 1999, en raison des différences topographiques mais aussi de l'importance des inversions thermiques présentes en fond de vallée qui ont empêché la dispersion verticale des émissions polluantes.

L'indicateur comparatif de pollution (ICP = Emissions / Concentration) permet de se rendre compte que, pour les campagnes du Programme ETP, les deux sites géographiques les moins aptes à la dispersion de la pollution sont la vallée de Chamonix et la vallée d'Aspe, les deux sites les plus aptes à la dispersion de la pollution sont Bariatou A63 et Saint-Jean-de-Luz A63, la vallée de la Maurienne étant dans une situation intermédiaire.

Des différences entre haute et basse vallée

Entre haute et basse vallée, il peut y avoir d'importantes différences de capacité de dispersion des émissions polluantes comme on a pu l'observer en vallée d'Aspe où, en haute vallée, il est apparu beaucoup plus de situations d'inversions thermiques qu'en basse vallée. A Chamonix, on a pu observer que la situation d'inversion thermique avait eu pour résultat une concentration trois fois supérieure à celle observée sans inversion.

Une pollution photochimique qui dépasse le cadre local

La pollution issue du trafic routier n'induit pas une pollution seulement locale. Par exemple, pour les oxydes d'azote, les relations complexes des transformations chimiques montrent des effets par transport à distance : ozone (O₃), Peroxy Acétyl Nitrate (PAN), acide nitrique, aldéhydes, eau oxygénée ... Les campagnes du Programme ETP ont permis de constater qu'on ne retrouvait dans les dépôts secs NO₂ (qui ne constituent qu'une partie des dépôts azotés totaux) que de 7% à 19% des émissions NO_x dans un périmètre de 2 km de part et d'autre des axes routiers.

Vulnérabilité particulière des écosystèmes de montagne

Outre les caractéristiques de la topographie et des microclimats qui défavorisent la dispersion des émissions polluantes, les zones de montagne cumulent les facteurs de fragilisation au regard des effets de la pollution routière : vulnérabilité accrue des écosystèmes du fait de sols pauvres, de climat rude, de stress amplifié, du fait encore d'un patrimoine naturel à préserver. Ces aspects commencent à être identifiés.

La pollution en montagne une connaissance à approfondir d'urgence

Les méthodes de mesure indirectes de la pollution s'avèrent prometteuses pour la caractérisation spatiale de la pollution : la bioindication par l'abeille (notamment métaux lourds, HAP), par le trèfle (ozone), mais surtout par les lichens ; ou encore les analyses des métaux dans le manteau neigeux. Les expérimentations faites dans le cadre du Programme ETP devraient inciter de nouvelles recherches appliquées.

Des risques aggravés par les matières dangereuses

Les effets sur les écosystèmes ne résultent pas seulement des émissions de polluants. Ils sont encore liés aux risques accidentels des véhicules, notamment du transport des matières dangereuses qu'il importerait de mieux connaître comme nous avons essayé de le faire en haute vallée d'Aspe.

Des menaces lourdes en vallée de Chamonix et en vallée d'Aspe

Parmi les sites étudiés, la vallée de Chamonix et la vallée d'Aspe risquent de connaître une modification substantielle du trafic routier :

- *avec la réouverture du tunnel du Mont-Blanc : un scénario voisin de la situation existant avant la catastrophe du 24 mars 1999, ferait au moins quadrupler les émissions de polluants. Or déjà, la valeur limite pour la végétation a été très largement dépassée durant l'hiver 2000.*
- *Avec l'ouverture du tunnel routier international du Somport en vallée d'Aspe, le trafic des poids lourds va très probablement monter en puissance : il suffit déjà d'observer la journée du 4 octobre 2000 où, du fait de difficultés de passage à la frontière de Bariatou, le nombre de poids lourds enregistrés a dépassé 700.*

Des intuitions vérifiées

Bon nombre d'habitants résidant au voisinage des axes routiers étudiés ont montré qu'il y avait une distorsion entre la réalité et la perception de la pollution. Autant les seuils de tolérance sociale sont rapidement atteints pour les nuisances sonores et visuelles, autant la population peut avoir du mal à évaluer l'incidence du trafic sur la qualité de l'air.

Approfondir la Connaissance pour les décisions publiques

Le Programme ETP, initié par le PREDIT, a permis d'amorcer une meilleure connaissance de la réalité des effets du trafic routier, des poids lourds en particulier, en zone de montagne. La coopération d'universitaires de spécialités diverses, d'organismes publics, privés, a permis des approches interdisciplinaires et des résultats fructueux. Cette démarche du Programme ETP doit inviter à un approfondissement transdisciplinaire des relations entre trafic, pollutions, écosystèmes, population pour que l'ensemble des données objectives et des situations perçues par les populations permette une meilleure définition des décisions publiques.

Les espaces montagnards ont, de fait, une capacité bien plus faible à subir la pollution que les espaces de plaine. Ce que l'on supposait est désormais vérifié. Cette vulnérabilité des espaces montagnards devrait conduire à la mise en place d'un réseau de surveillance permanent.

Table des matières

PREAMBULE	page 3
UN AVANTAGE DU SIG	page 4
REMERCIEMENTS	page 6
Trafic	page 9
Emissions	page 15
Concentrations	page 21
Indicateur Comparatif de Pollution – ICP	page 25
Oxydes d’azote et inversions thermiques – Chamonix / Vallée d’Aspe	page 33
Spatialisation des dépôts	page 43
Oxydes d’azote et écosystèmes	page 53
Bioindication	page 59
<i>Abeille</i>	page 61
<i>Trèfle</i>	page 62
<i>Lichen</i>	page 64
<i>Neige</i>	page 66
Risques dus au transport de matières dangereuses	page 67
BILAN	page 71

Réalisation : Laboratoire SET – CNRS UMR 5603
André Etchelecou – Gaëlle Deletraz
Université de Pau et des Pays de l'Adour
IRSAM – Domaine Universitaire – 64000 PAU
Tel : +33 (0)5.59.92.31.23 – Fax : +33 (0)5.59.80.83.39
andre.etchelecou@univ-pau.fr
<http://www.univ-pau.fr/RECHERCHE/SET/>

1998 - 2001

Résumé

Le **Programme Ecosystèmes, Transports, Pollutions** (ou Programme ETP) a pour objectif la réalisation d'études sur les incidences de la pollution routière sur les écosystèmes en montagne. Mis en place à la demande du **Groupe Energie-Environnement du PREDIT**, il est financé par **ADEME/PRIMEQUAL/PREDIT**, la **Région Aquitaine** et les **Universités de Pau et de Grenoble**.

Quatre vallées de montagne ont été choisies comme terrain d'étude :

- dans les Pyrénées, les sites de Bariatou – Saint-Jean-de-Luz, un axe de passage international confronté à une progression considérable de poids lourds - plus de 7500 par jour durant l'année 2000, et la vallée d'Aspe, pour faire un état de la situation avant l'ouverture du nouveau tunnel routier international du Somport.

Summary

The purpose of the **Ecosystems, Transports, Pollutions Programme** (or ETP programme) is to evaluate the impact of road pollution on mountain ecosystems. This programme responds to a demand of **PREDIT (Energy-Environment Group)**. It is supported by **ADEME/PRIMEQUAL/PREDIT**, **Region Aquitaine** and **Universities of Pau and Grenoble**.

Four valleys have been chosen for field studies :

- in the Pyrenees, sites at Bariatou / Saint-Jean-de-Luz, an international corridor confronted with considerable growth in heavy vehicle traffic – more than 7500 trucks per day in 2000; and in the Aspe valley, to assess the situation before the opening of the new international road tunnel of the Somport.

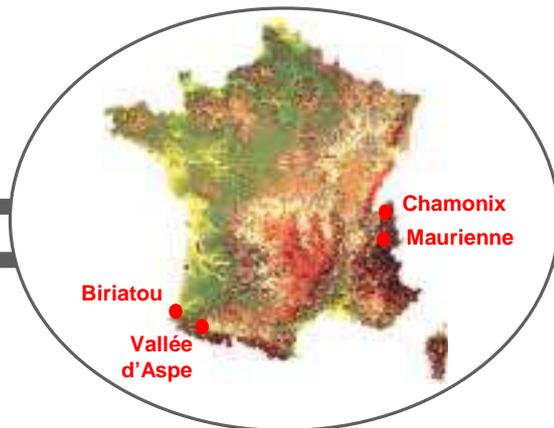
- in the Alps, in the Maurienne valley where the Fréjus road tunnel was opened in 1980 and where there is now a motorway (2000 trucks per day in 1997 and 5000 today); and in the

- dans les Alpes, la vallée de la Maurienne qui, depuis la création du tunnel routier du Fréjus en 1980, abrite aujourd'hui une autoroute - 2000 camions par jour en 1997 et 5000 aujourd'hui, et la vallée de Chamonix qui, après l'incendie catastrophique du 24 mars 1999, permet d'évaluer le niveau de pollution d'une vallée « sans camions ».

Le Programme ETP a six objectifs :

- caractériser les trafics routiers,
- en estimer les émissions de polluants,
- préciser leurs concentrations dans l'air,
- évaluer la dispersion des polluants en tenant compte de la topographie,
- tester la relation entre émissions de polluants et bioindication,
- identifier les effets de la pollution routière sur les écosystèmes traversés.

Mots clés : transport, montagne, pollution, dépôt d'oxydes d'azote, météorologie, bioindication, écosystème.



Chamonix valley: after the catastrophic fire in March 1999, the level of pollution of a truck-free valley has been evaluated.

The ETP Programme has six objectives :

- to characterize road traffic,
- to estimate emission of pollutants,
- to specify their air concentrations,
- to evaluate dispersion of pollutants according to relief,
- to test relationships between emission of pollutants and biomonitoring,
- to identify the impact of road pollution on nearby ecosystems.

Key words : road traffic, mountain, pollution, nitrogen oxides deposition, meteorology, biomonitoring, ecosystem.