Partenariat 2011 – Modélisation de l'apport de contaminants aux milieux aquatiques - Action 11-23

Etude des relations entre les concentrations de HAP dans les cours d'eau et les sources atmosphériques de HAP

Rapport final

Laurent LETINOIS – Laure MALHERBE
Bertrand BESSAGNET

INERIS

Juin *2012*

Contexte de programmation et de réalisation

Convention ONEMA – INERIS 2011

La directive cadre sur l'eau (DCE - 2000/60/EC) impose de réduire les rejets en concentrations de différents polluants afin de d'atteindre un bon état chimique et écologique des eaux.
Cette action se propose d'utiliser et tester des outils (méthodes, modèles simples, modèles conceptuels, modèles de simulation mathématique), aux philosophies complémentaires, mais dont le dénominateur commun est de permettre d'améliorer la connaissance des sources et impacts de certains contaminants comme l'azote, ainsi que les polluants apportés principalement par voie atmosphérique, avec une action spécifique sur les HAP.
Dans cette action, la présente étude se propose d'évaluer les relations entre la présence de composés dans les eaux et leur présence dans l'atmosphère. L'existence de ces composés dans l'atmosphère sera caractérisée soit par les retombées atmosphériques simulées par le modèle CHIMERE, soit par leurs émissions directes dans l'atmosphère.

Les auteurs

INERIS

Laurent LÉTINOIS : laurent.letinois@ineris.fr
Ingénieur de l'Unité Modélisation atmosphérique et cartographie environnementale (MOCA)
Pôle Modélisation Environnementale et Décision (DECI)
Direction des Risques Chroniques (DRC)
Laure MALHERBE : laure.malherbe@ineris.fr
Ingénieur de l'Unité Modélisation atmosphérique et cartographie environnementale (MOCA)
Pôle Modélisation Environnementale et Décision (DECI)
Direction des Risques Chroniques (DRC)
Bertrand BESSAGNET : bertrand.bessagnet@ineris.fr
Responsable de l'Unité Modélisation atmosphérique et cartographie environnementale (MOCA)
Pôle Modélisation Environnementale et Décision (DECI)
Direction des Risques Chroniques (DRC)

Les correspondants

Onema : Pierre-François STAUB
Direction de l'action scientifique et technique
pierre-francois.staub@onema.fr

Référence du document : DRC-12-118966-00288A

Approbation INERIS	Approbation ONEMA
Mme Laurence ROUÏL Responsable du pôle DECI Direction des Risques Chroniques 15/06/2012	M. Pierre-François STAUB Direction de l'action scientifique et technique Date d'approbation

Droits d'usage :	Par ex, accès libre
Couverture géographique :	Par ex, dépt du Loiret, commune de Limoges
Niveau géographique **[un seul choix]** :	Mondial, national, régional, départemental, communal
Niveau de lecture [plusieurs choix possibles] :	Scolaires, citoyens, professionnels, experts
Nature de la ressource **[plusieurs choix possibles]** :	Page internet, document, multimédia, base de données, Notice, tableau de données, couche information géographique, ressources juridiques, logiciels

PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

Etude des relations entre les concentrations de HAP dans les cours d'eau et les sources atmosphériques de HAP
Rapport final
Laurent LÉTINOIS – Laure MALHERBE – Bertrand BESSAGNET

SOMMAIRE

1 GLOSSAIRE / ACRONYMES 7
2 INTRODUCTION 8
3 Données utilisées 8
3.1 Mesures dans l'eau 8
3.1.1 Base de données Waterbase 8
3.1.2 Base de données RCS CE–2007-2009 10
3.1.3 Données dans l'eau retenues 11
3.2 Retombées atmosphériques 11
3.3 Emissions atmosphériques 12
3.4 Modèle numérique de terrain 12
4 Constitution des bases de données 13
4.1 Méthode de calcul des variables 13
4.2 Création d'un réseau hydrographique 15
4.3 Base d'étude 16
5 Examen préliminaire des données dans l'eau 17
5.1 Variabilité spatiale 17
5.2 Variabilité temporelle 18
6 Etude des relations entre le compartiment air et le compartiment sol 20
6.1 Corrélation mesures dans l'eau/ retombées CHIMERE 20
6.2 Corrélation mesures dans l'eau/ émissions INS 24
7 conclusion 26
8 Références 26
9 Annexes 27
9.1 Listes des annexes 27
9.2 Cartes des sites de mesures dans l'eau 28
9.3 Représentation des concentrations de HAP dans les cours d'eau en fonction de l'altitude 29
9.4 Cartes des retombées atmosphériques 30
9.5 Cartes comparatives entre les retombées et les mesures dans l'eau 32
9.6 Nuages de corrélation entre les retombées et les mesures dans l'eau 35

Etude des relations entre les concentrations de HAP dans les cours d'eau et les sources atmosphériques de HAP
Rapport final

Laurent LÉTINOIS – Laure MALHERBE – Bertrand BESSAGNET

Résumé

Certains composés émis dans l'air peuvent être transportés et déposés sur les sols et contaminer ainsi les eaux de surface. La directive cadre sur l'eau (DCE), qui établit une politique communautaire pour la gestion des eaux intérieures de surface, des eaux souterraines, des eaux de transition (eaux estuariennes) et des eaux côtières, dresse une liste de substances prioritaires, parmi lesquelles des HAP, pour assurer la bonne qualité des eaux. Dans une précédente étude menée en 2010 (Bessagnet 2011), la propagation de certains HAPs dans l'air et leurs dépôts sur les sols avaient été modélisés. Les processus décrits dans cette étude montraient clairement l'interaction entre le système atmosphérique et les milieux aquatiques. Ces dépôts pourraient donc constituer des données d'entrée indispensables pour les modèles hydrologiques afin de déterminer plus rigoureusement les concentrations des polluants de la DCE dans les eaux de surface.

Dans cette perspective, la présente étude cherche à évaluer le lien entre les concentrations en HAP mesurées dans les eaux de surface et les dépôts de HAP simulés par le modèle de chimie-transport CHIMERE. La relation entre les émissions atmosphériques locales extraites de l'inventaire national spatialisé (INS) et les concentrations a été examinée en complément. Les HAP étudiés sont le Benzo(a)pyrène (BaP), le Benzo(b)fluoranthène (BbF) et le Benzo(k)fluoranthène (BkF).

Le travail a consisté, dans une première partie, à concevoir et mettre en œuvre une base de données et des méthodologies pour associer les compartiments eaux/air. Des données de mesure dans l'eau provenant de la base Waterbase et des Agences de l'eau ont été utilisées. Les données de dépôt ont été extraites des simulations réalisées avec CHIMERE à l'échelle régionale. Dans une seconde partie, la variabilité spatiale et temporelle des données de concentration dans les eaux a été appréciée qualitativement. Les corrélations entre le compartiment eaux (mesures de HAP dans les eaux) et le compartiment air (dépôts modélisés de HAP et émissions atmosphériques de HAP) ont été évaluées dans une dernière partie.

Cette étude montre que plusieurs facteurs de variabilité liés aux mesures dans les eaux sont susceptibles de perturber une analyse de corrélation, en particulier : des limites de quantification des mesures non uniformes sur le réseau français de mesure ; des pics de concentrations sur certaines périodes de l'année qui rendent la moyenne annuelle très sensible à l'échantillonnage temporel.

Une corrélation positive mais limitée (0,2-0,3) est observée entre les concentrations dans les eaux et les retombées atmosphériques de BaP lorsque ces dernières sont cumulées sur des surfaces de taille uniforme (maille ou cercle) autour des sites de mesure. Cette corrélation est sensiblement plus faible pour le BbF et BkF. Elle est quasi nulle lorsque les retombées sont cumulées par bassin versant. Aucune corrélation n'est relevée entre les HAP mesurés dans les eaux et les émissions locales de HAP dans le voisinage des sites de mesure.

Il est possible que le transport longue distance de HAP ait un impact sur les concentrations de HAP dans les eaux de surface mais cet impact n'est pas nécessairement immédiat, et quasiment impossible à quantifier. Le ruissellement sur des sols déjà contaminés par ces substances, la remise en suspension de sédiments contaminés dans les cours d'eau et d'autres voies d'émissions doivent également largement expliquer ces concentrations. Sous réserve que soient disponibles les données hydrologiques appropriées, il serait intéressant d'approfondir cette étude en tenant compte de la dynamique des bassins versants et du débit des cours d'eau. Par ailleurs, des sorties de modèles à plus fine échelle pourraient permettre d'améliorer cette étude de corrélation entre concentrations dans les eaux de surface et dépôts atmosphériques.

Mots clés (substances, micropolluants, HAP, modèles, atmosphère, transport, dépôts, milieux aquatiques, inventaires, émissions)

Study of the relationships between the PAH concentrations in surface waters and the atmospheric sources of PAHs.
Final report

Laurent LÉTINOIS – Laure MALHERBE – Bertrand BESSAGNET

Abstract

Once emitted into the air some compounds can be transported and deposited onto the ground, therefore contaminating surface waters. The EU Framework Water Directive (FMW) which establishes a framework for Community action in the field of water policy sets out a list of priority substances for water quality. In a previous study conducted in 2010 (Bessagnet 2011), the transport and deposition of PAHs had been modelled. The processes described in that study highlighted the interaction between air and water systems. Atmospheric deposits could then be essential input data in hydrological models to produce more rigorous estimate of pollutant concentrations in surface waters.

With that prospect the present study aims at assessing the link between concentrations of PAHs measured in surface waters and PAH deposits simulated by the chemistry-transport model (CTM) CHIMERE. The relationship between those concentrations and local atmospheric emissions obtained from the national emission inventory (Létinois, 2012) is also considered. The following compounds are taken into account: Benzo(a)pyrene (BaP), Benzo(b)fluoranthene (BbF) and Benzo(k)fluoranthene (BkF).

In a first part, a database and GIS methodologies are developed to relate data describing the water and air compartments. Water sampling data were obtained from the French Water Agencies and also retrieved from the European database Waterbase. Deposition data were extracted from CHIMERE simulation outputs. In a second part, the spatial and temporal variability of PAH concentrations in surface waters is investigated in a qualitative way. Lastly, the correlation between the water compartment (PAH concentrations) and the air compartment (modelled deposits and atmospheric emissions) is examined.

It appears that several sources of variability related to water quality measurements may blur the correlation analysis, in particular: non-uniform quantification limits over the French measurement network; high variability of concentrations during some periods of the year, which makes the annual mean very sensitive to the temporal sampling strategy.

A positive, yet limited, correlation (0,2-0,3) is observed between concentrations in waters and atmospheric deposits of BaP when those deposits are cumulated over areas of identical size around the measurement sites (grid mesh or circle). This correlation is significantly weaker for BbF and BkF. It is almost zero when deposits are cumulated over river basins. No correlation is found between PAH concentrations in waters and atmospheric emissions of PAHs around the measurement sites.

It seems that the long distance transport has an effect on PAH concentrations in surface waters but this impact might not be immediate. Runoff over already polluted soils, resuspension of contaminated sediments in waters and other emission paths should also largely explain those concentrations. Provided that appropriate hydrological data are available, it would be interesting to go further in that analysis by taking account of the river basin dynamics and water flow. In addition, the implementation of CTM simulations with higher resolution might enable a more accurate assessment of the correlation between surface water contamination and atmospheric deposits.

Key words (substances, micropollutants, PAH, models, atmosphere, deposition, aquatic environment, inventories, emissions)

1 GLOSSAIRE / ACRONYMES

Banque Hydro	service français d'hydrométrie et d'hydrologie (www.hydro.eaufrance.fr - Ministère en charge de l'Ecologie)
BaP	Benzo(a)pyrène
Bassin versant	surface qui alimente un cours d'eau ou un lac
BbF	Benzo(b)fluoranthène
BD Carthage	Base de Données sur la CARtographie THématique des AGences de l'eau et du ministère de l'Environnement (http://sandre.eaufrance.fr/BD-CarTHAgE-R)
BD REP	Base de données du Registre Français des *Emissions* polluantes
BkF	Benzo(k)fluoranthène
CHIMERE	Modèle eulérien 3D de chimie-transport (**http://www.lmd.polytechnique.fr/CHIMERE/**
EEA	European Environment Agency (http://www.eea.europa.eu/fr)
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
INS	Inventaire National Spatialisé
MNT	modèle numérique de terrain
PREV'AIR	Système national de prévision de la qualité de l'air
SANDRE	Service d'Administration National des Données et Référentiels sur l'Eau (http://sandre.eaufrance.fr/)
SIG	Système d'Information Géographique
Sources atmosphériques	dépôts atmosphériques simulés par CHIMERE et émissions atmosphériques
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission (http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/)
Waterbase	base de données européenne sur l'état et la qualité des rivières d'Europe (http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/waterbase-rivers-7/)

2 INTRODUCTION

Les composés émis dans l'air peuvent être transportés et déposés sur les sols et peuvent contaminer les eaux de surface. Ces processus décrits dans Bessagnet (2011) montrent clairement l'interaction entre le système atmosphérique et les milieux aquatiques. La directive cadre sur l'eau qui établit une politique communautaire pour la gestion des eaux intérieures de surface, des eaux souterraines, des eaux de transition (eaux estuariennes) et des eaux côtières, dresse une liste de substances prioritaires pour la qualité des eaux, parmi lesquelles des HAP. Ces substances prioritaires sont prises en compte pour l'évaluation de l'état chimique des eaux (respect de normes de qualité environnementales) et doivent faire l'objet de réduction des émissions.
Les HAP figurent parmi les paramètres qui déclassent le plus l'état chimique des masses d'eau de surface continentales.

Le Ministère en charge de l'Écologie a engagé en 2005 la réalisation d'un inventaire national spatialisé (INS) des émissions de polluants dans l'air sur la France Métropolitaine et les quatre départements d'Outre-Mer. L'INS vise à cartographier les émissions de polluants dans l'air, notamment pour améliorer les prévisions de pollution de la plateforme PREV'Air (www.prevair.org). Plus généralement l'INS servira à améliorer la surveillance de la qualité de l'air et à répondre à des besoins relatifs à la gestion de la qualité de l'air et des émissions atmosphériques polluantes. L'INS est présenté dans Létinois (2012).

L'ONEMA souhaite évaluer l'impact de la pollution atmosphérique sur la pollution chimique des eaux de surface pour certains polluants dont les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques). Des travaux de modélisation simplifiée avec CHIMERE ont été menés en 2010 sur le transport et le dépôt des HAP (Bessagnet, 2011). L'INERIS a utilisé pour ces simulations un inventaire d'émissions européen d'une résolution de 50 km. En 2012, l'inventaire d'émissions de haute résolution spatiale (INS) sera disponible sur la France. Il sera utilisé dans une prochaine étude pour affiner les simulations CHIMERE à une résolution de 5 km.

La présente étude cherche à établir le lien potentiel entre les concentrations en HAP mesurées dans les eaux de surfaces et les dépôts de HAP simulés. Les relations entre ces concentrations et les données de l'INS accessibles à ce jour sont examinées en complément.
Trois substances sont étudiées : le Benzo(a)pyrène (BaP), le Benzo(b)fluoranthène (BbF) et le Benzo(k)fluoranthène (BkF), pour l'instant seule ces substances sont modélisées par le modèle CHIMERE

3 DONNEES UTILISEES

3.1 MESURES DANS L'EAU

Deux bases de données de qualité des eaux sont utilisées : une première européenne et une deuxième interne à l'INERIS.

3.1.1 BASE DE DONNEES WATERBASE

La base de données Waterbase est mise à disposition par l'Agence Européenne de l'environnement (EEA). Cette base de données présente l'état et la qualité des rivières en Europe. Elle contient uniquement les principales statistiques annuelles des mesures de substances polluantes effectuées dans les eaux en différents points du territoire français : moyenne annuelle, nombre de mesures dans l'année, nombre de mesures dans l'année inférieures à la limite de quantification, minimum, maximum et écart-type.

Le
Tableau 1 récapitule sur l'année 2009 les données disponibles en France métropolitaine.

Tableau 1 : résumé des données disponibles dans la base Waterbase pour les BaP, BbF et BkF

	nombre de sites de mesure	nombre moyen de prélèvements dans l'année par site de mesure	minimum des valeurs annuelles (µg/L)	maximum des valeurs annuelles (µg/L)	écart-type des valeurs annuelles (µg/L)	pourcentage de sites dont les mesures ne dépassent pas la limite de quantification
BaP	1075	11.3	0.0005	0.0397	0.00361	65 %
BbF	1080	11.1	0.0007	0.0405	0.00401	65 %
BkF	1097	11.7	0.0005	0.0222	0.00225	77 %

La DCE requiert pour les substances prioritaires une fréquence de mesure de un prélèvement par mois. Le nombre moyen de prélèvements dans l'année sur un même site de mesure étant proche de 12, les sites répertoriés dans cette base répondent bien à la directive. Toutes les valeurs inférieures à la limite de quantification sont prises en compte dans le calcul de cette moyenne et sont fixées à la valeur de la limite de quantification divisée par 2. Le pourcentage de stations dont la mesure ne dépasse jamais la limite de quantification en 2009 est élevé. Il sera utile dans la suite de cette étude d'étudier les relations entre les compartiments eaux/air avec et sans ces stations.

La carte suivante présente la répartition spatiale des sites mesurant du BaP dans les eaux de surface.

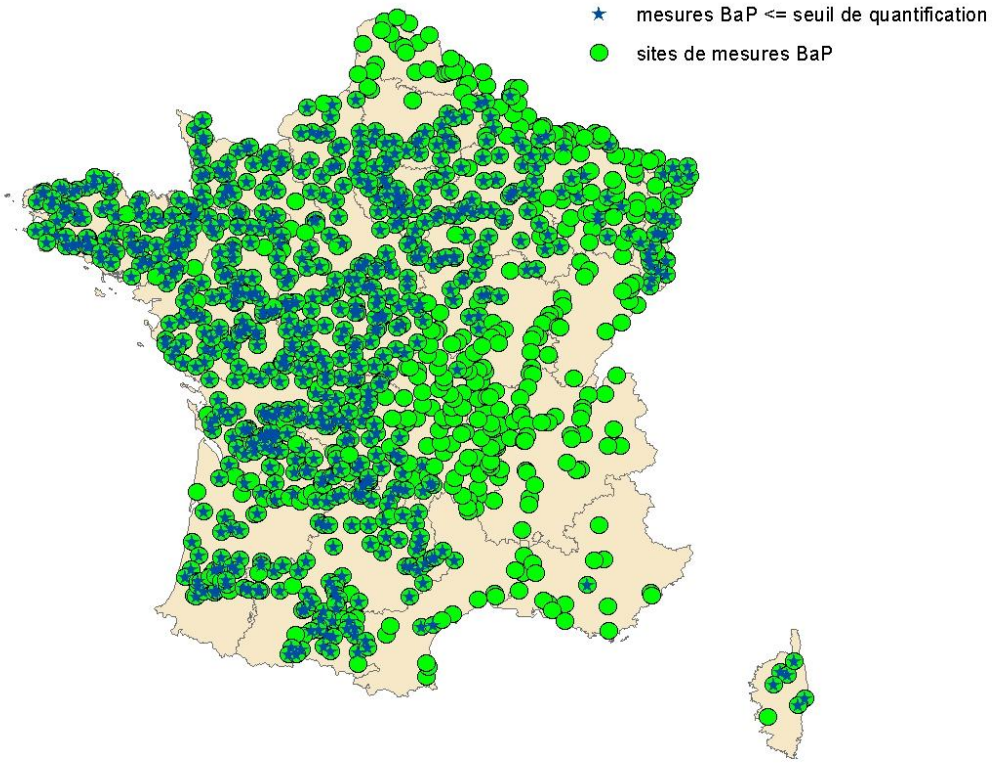


Figure 1 : répartition spatiale des sites de mesure du BaP

Des concentrations notables de BaP (supérieures ou égales au seuil de quantification) ont été principalement mesurées sur le Nord de la France, la Lorraine, et un grand quart sud-est de la France. Cette remarque est également valable pour les deux autres polluants (*cf.* cartes en annexe 9.2).

3.1.2 BASE DE DONNEES RCS CE–2007-2009

Le Plan national Micropolluants 2010-2013 prévoit un exercice de priorisation des substances à surveiller. Dans le cadre de ce plan et pour les besoins d'autres études réalisées dans le cadre de la convention ONEMA-INERIS 2011, l'INERIS a collecté en 2011 auprès des agences et offices de l'eau les résultats d'analyse des cours d'eau pour les années 2007, 2008 et 2009.

Ces données ont été mises en base, uniformisées (unité mesure, format date) et reliées aux données du référentiel Sandre (référentiel paramètre, stations de mesure et nomenclatures fraction, support, code remarque entre autres). De ce fait, certaines données ont dû être écartées de cette base : mesures en doublon sur un même site de mesure, erreur de géolocalisation sur certains sites. L'élimination de ces données ne permet donc pas de couvrir tout le territoire métropolitain (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

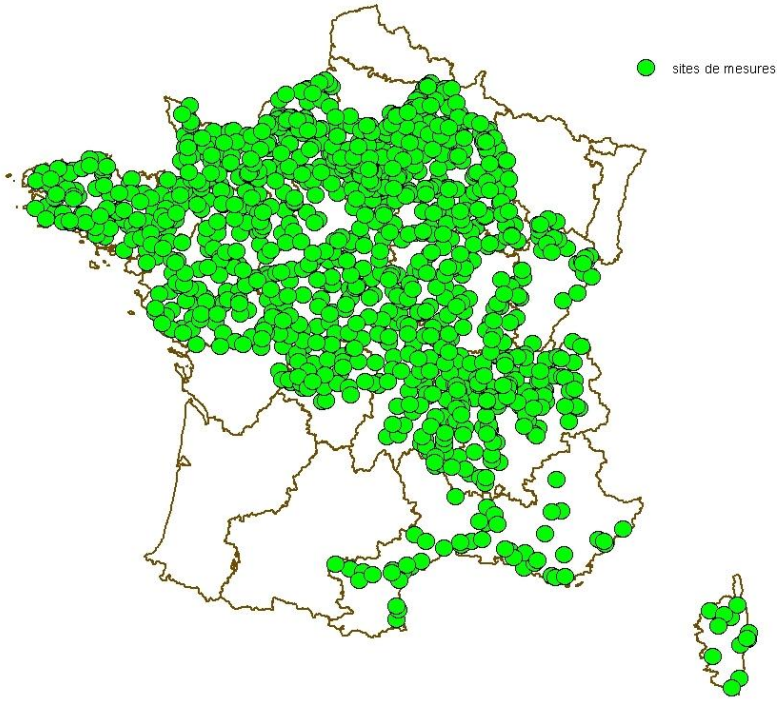


Figure 2 : sites de mesures référencés dans la base de données RCS CE-2007-2009

A la différence de la base Waterbase, cette base contient l'ensemble des prélèvements effectués sur une année pour chacun des sites de mesure, permettant ainsi de décrire l'évolution temporelle au fil de l'année 2009.

Tableau 2 : résumé des données disponibles dans la base RCS CE-2007-2009 pour les BaP, BbF et BkF

	nombre de sites de mesure	nombre moyen de prélèvement dans l'année	minimum des mesures (µg/L)	maximum des mesures (µg/L)	écart-type des mesures (µg/L)	pourcentage de sites dont les mesures ne dépassent pas la limite de quantification[1]
BaP	1135	10.1	0.0005	0.3569	0.0119278	61%
BbF	1135	10.1	0.0005	0.475	0.0142116	57%
BkF	1135	10.1	0.0005	0.195	0.0059586	45%

Dans la suite de ce document, cette base sera appelée base RCS CE-2007-2009.

3.1.3 DONNEES DANS L'EAU RETENUES

L'étude des relations entre les compartiments eau et air est réalisée à partir de la base Waterbase, qui offre la couverture spatiale la plus complète. Toutefois, comme il a été mentionné, cette base ne fournit que des statistiques annuelles.
La base RCS CE-2007-2009, qui contient l'ensemble des résultats de prélèvements, est réservée, le cas échéant, à l'étude de la variabilité temporelle des données. Le tableau suivant fournit à titre indicatif le nombre de sites communs aux deux bases.

Tableau 3 : comparaison Waterbase / RCS CE-2007-2009

	Nombre de sites de mesure référencés dans la base Waterbase	Nombre de sites de mesure référencés dans la base RCS CE-2007-2009	Nombre de sites communs aux deux bases
BaP	1075	1136	707
BbF	1080	1136	712
BkF	1097	1136	729

3.2 RETOMBEES ATMOSPHERIQUES

Les retombées atmosphériques simulées par le modèle de chimie transport CHIMERE (Bessagnet, 2011) sont calculées sur une grille régulière de pas 0.15° en longitude et 0.1° en latitude. La surface d'une maille de cette grille est en moyenne de 140 km^2. Ce maillage couvre l'ensemble du territoire de la France métropolitaine (Figure 3).
La carte suivante présente la répartition spatiale des retombées atmosphériques totales (dépôt sec et humide) pour le BaP en 2009.

[1] Dans cette base, les valeurs inférieures à la limite de quantification ont été remplacées par cette limite divisée par deux, en cohérence avec Waterbase.

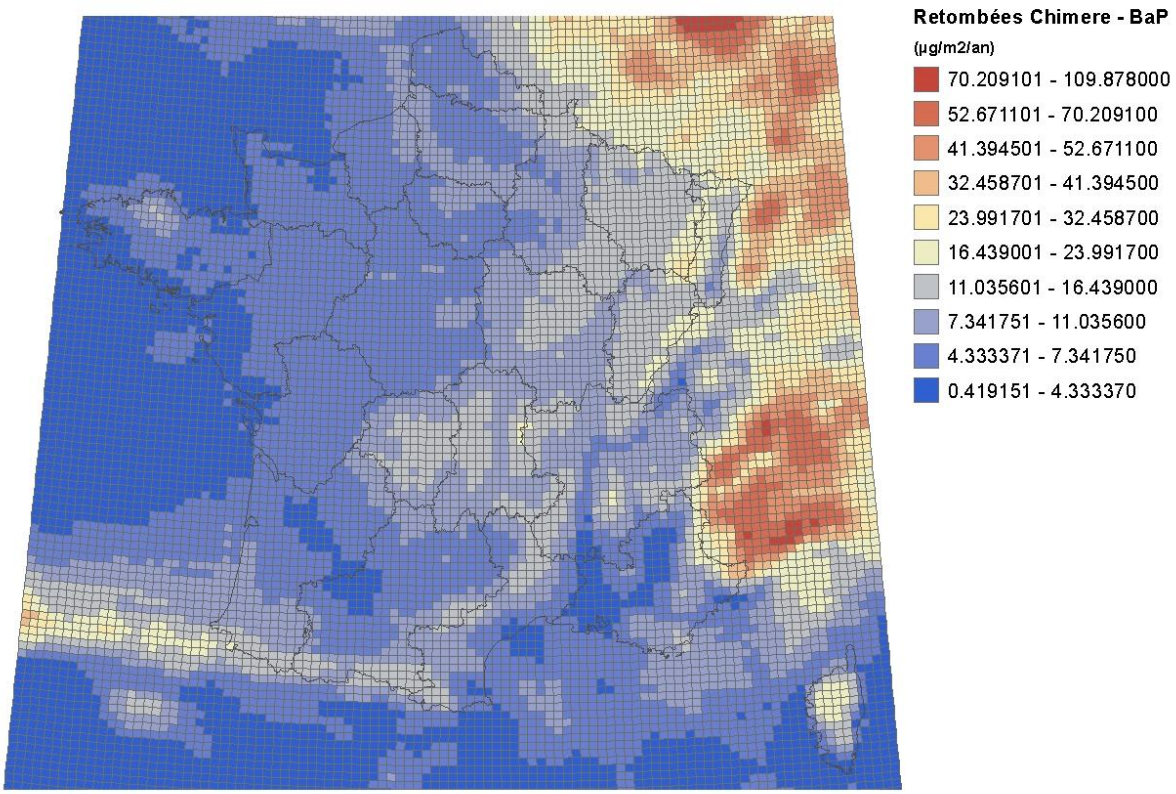


Figure 3 : répartition spatiale des retombées atmosphériques de BaP simulées par CHIMERE en 2009

Les cartes des BbF et BkF sont présentées en annexe (*cf.* Figure 26, Figure 27). Pour ces trois polluants, on constate que les dépôts sont plus importants sur l'Est de la France notamment par l'intrusion de masses d'air plus chargées en HAP issues des pays situés à l'est de la France. Les émissions de ces pays sont en effet reconnues comme plus élevées.

3.3 EMISSIONS ATMOSPHERIQUES

Les émissions atmosphériques des substances étudiées sont issues de l'INS. La méthode d'estimation de ces émissions est décrite dans Létinois (2012). Ces sources d'émissions, selon leur secteur d'activités, sont représentées par des entités géographiques ponctuelles, linéiques ou surfaciques.

3.4 MODELE NUMERIQUE DE TERRAIN

La NASA met à disposition des données d'élévation du sol (SRTM) sur l'ensemble du globe terrestre à une résolution fine (90 m environ sur la France). Ce modèle numérique de terrain (MNT) est utilisé dans cette étude pour déterminer le réseau hydrographique français (ruissellement des eaux sur le sol).

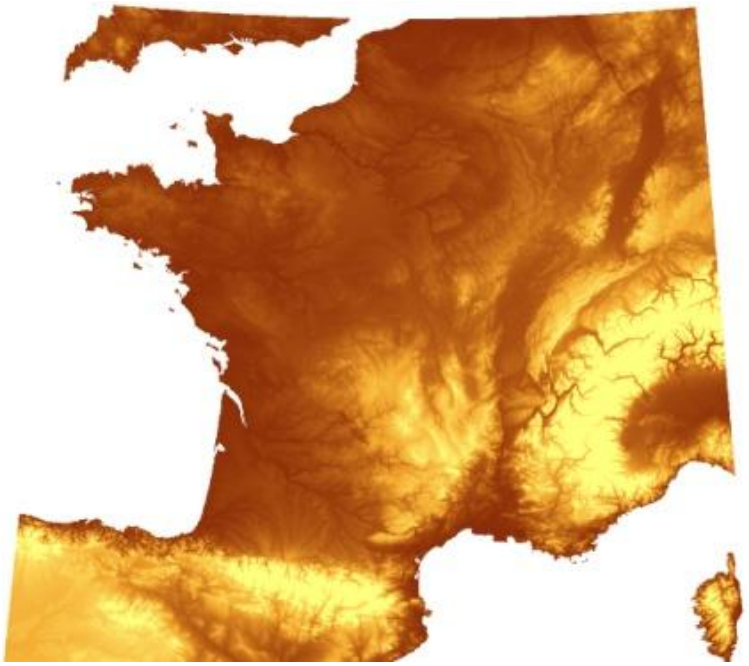


Figure 4 : Niveaux d'altitude sur la France (les couleurs claires correspondent aux altitudes élevées)

4 CONSTITUTION DES BASES DE DONNEES

L'étude des relations eau/air nécessite d'associer à chaque site de mesure des eaux des données de retombées atmosphériques ou d'émissions atmosphériques. Le présent chapitre décrit les méthodologies employées pour l'association de ces données, détaille ensuite la méthode utilisée pour évaluer le réseau hydrographique français et présente enfin la base de données constituée pour l'analyse des relations eau/air.

4.1 METHODE DE CALCUL DES VARIABLES

Deux méthodologies sont proposées pour évaluer les données représentatives de l'air autour des sites de mesures dans l'eau :

- Une première méthode consiste à calculer le cumul des retombées ou émissions dans un rayon fixé autour de chacun des sites de mesure.

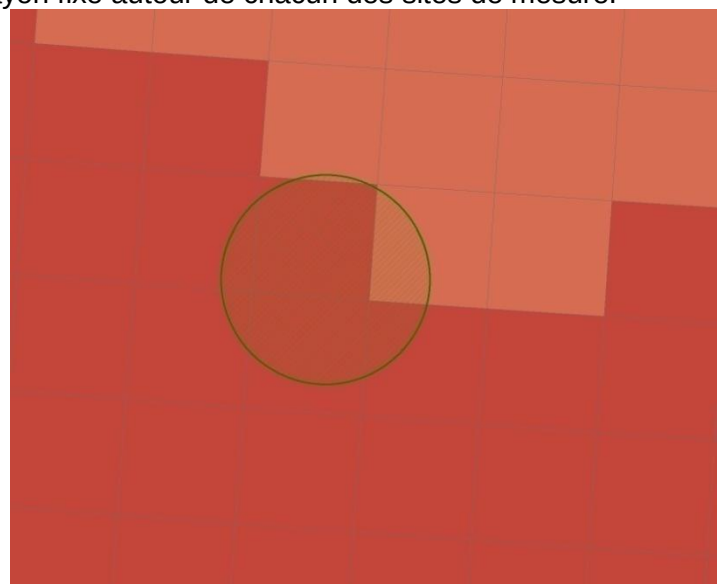


Figure 5 : extraction de variables autour d'une station

La Figure 5 présente un exemple d'extraction d'une variable (ici retombées issues du modèle CHIMERE) autour d'un site de mesure. La variable extraite sur le cercle est égale à la somme des valeurs des mailles intersectant le cercle, pondérées par le ratio entre la surface d'intersection de la maille intersectée et la surface totale de la maille.

$$D_{cercle} = \sum_i D_i * \frac{Sitsct_i}{S_i}$$

Avec :

D_{cercle} : variable calculée sur la surface couverte par le cercle
i : maille i intersectant le cercle
D_i : valeur de la variable recherchée sur la maille i
$Sitsct_i$: surface d'intersection entre la maille i et le cercle
S_i : surface totale de la maille i

- La seconde approche suppose que les substances, après dépôt au sol, soient transportées jusqu'au site de mesure par écoulement de l'eau des pluies sur les sols. Cette méthode nécessite de connaître les bassins versants en amont des stations de mesures. La construction[2] d'un réseau hydrographique est une étape préalable à la délimitation des bassins versants. La Figure 6 présente le bassin versant global d'un site de mesure et les sous-bassins versants le constituant. Le bassin versant global représente l'ensemble du réseau hydrographique alimentant le point de mesure.

Le calcul des retombées ou émissions sur un bassin versant est identique à la méthode de calcul présentée précédemment (équation 1).

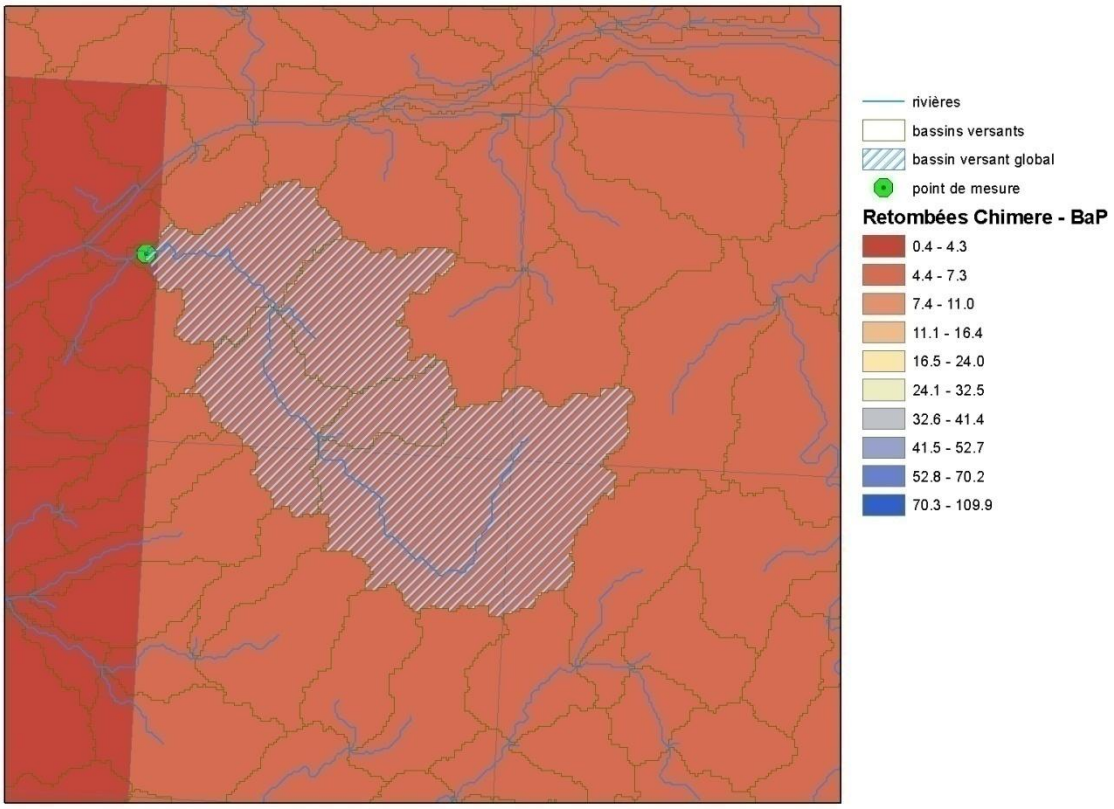


Figure 6 : représentation des bassins versant en amont

Ces différentes méthodes d'analyse nécessitent l'utilisation d'outils SIG : le logiciel ArcGIS, son extension Spatial Analyst et un outil complémentaire Arc Hydro tools ont été employés.

[2] Voir : http://www.ce.utexas.edu/prof/maidment/giswr2002/Ex5/Ex5Doc.doc

4.2 CREATION D'UN RESEAU HYDROGRAPHIQUE

La constitution d'un réseau hydrographique se décompose en plusieurs étapes :

- *Adaptation du MNT à la position des cours d'eau* : en préalable à tout traitement, il est conseillé de caler le MNT sur les cours d'eau réels. Celui-ci est creusé sur le passage réel des cours d'eau. La base de données de référence des cours d'eau en France est la BD Carthage constituée par l'IGN et le SANDRE. Cette base est utilisée dans notre étude pour corriger le MNT SRTM.
- *Remplissage des « trous » du MNT* : Les cuvettes d'accumulation des eaux sont susceptibles de fausser les calculs d'écoulement de flux. Le MNT est donc lissé par gommage de ces éventuelles cuvettes.
- *Calcul de la direction d'écoulement des flux*: Une direction d'écoulement est calculée en chaque maille du MNT. Ce processus considère que l'écoulement se fait vers la maille adjacente dont la pente entre les deux mailles est maximale.
- *Calcul de l'accumulation des flux* : les directions d'écoulements sont calculées à partir de la direction des flux. La Figure 7présente la méthode utilisée :

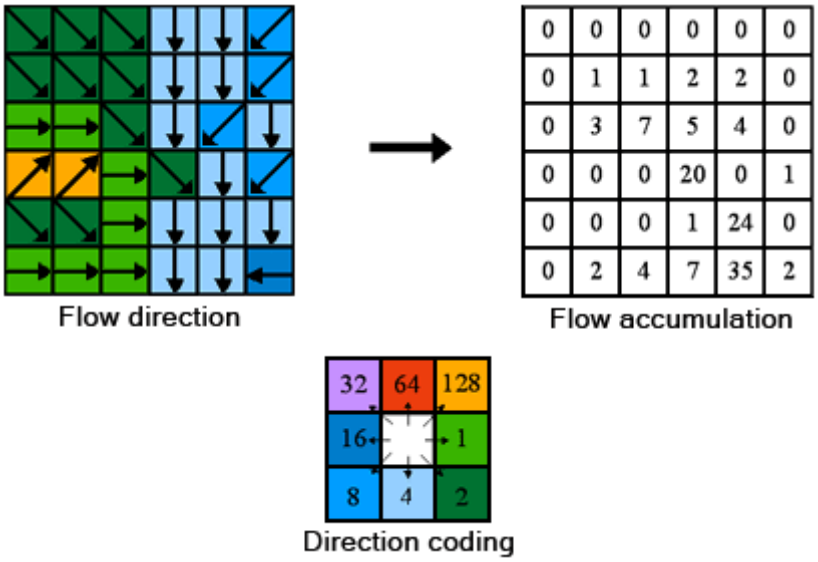


Figure 7 : calcul de l'accumulation des flux

La grille d'accumulation des flux contient pour chaque cellule, le nombre de cellules alimentant celle-ci. Les cellules situées en altitude ou proches des sources de cours d'eau auront une valeur faible. A l'inverse, les cellules aux embouchures auront une valeur élevée du fait de l'accumulation des eaux en leur point.

- *Définition d'un seuil d'accumulation et du réseau de flux d'écoulement* : Si on conserve uniquement dans la grille d'accumulation des flux les cellules dont la valeur est supérieure à un certain seuil, on crée alors artificiellement des lignes de flux. Ces lignes de flux peuvent être représentées comme des cours d'eau. Plus ce seuil sera bas, plus le réseau de rivières sera dense et inversement.

Ce seuil permet de définir une taille minimale de bassin versant. Il doit donc être adapté au type d'études hydrographiques désiré. Dans notre étude, ce paramètre est fixé pour obtenir des bassins versants d'une taille minimale de 5 km^2. La Figure 8 présente le résultat obtenu sur une côte de la Bretagne. Le réseau hydrographique apparait mais n'est pas encore exploitable pour délimiter les bassins versants.

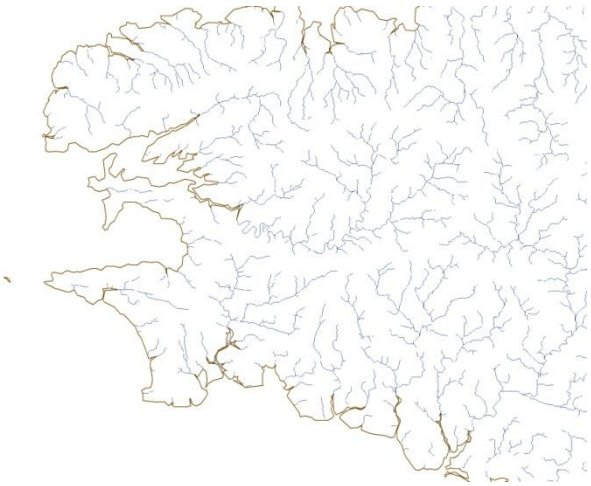


Figure 8 : ligne de flux sur la pointe de la Bretagne

- *Segmentation des flux* : Le réseau de flux obtenu précédemment est segmenté par tronçon à chacune des intersections en utilisant la grille de direction d'écoulement (Figure 9).

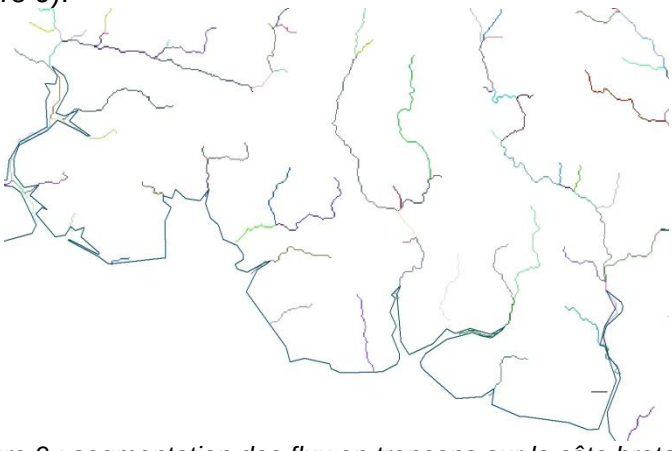


Figure 9 : segmentation des flux en tronçons sur la côte bretonne

- *Délimitation des bassins versants* : Les limites des bassins versants sont enfin calculées à partir de chacun des tronçons hydrographiques, de la grille de flux d'écoulement et de la grille de direction des flux.

L'exploitation de ces différents résultats permet de caractériser l'environnement amont ou aval d'un site de mesure. En particulier, elle permet d'identifier l'ensemble des stations de mesure implantées à l'aval d'un site.

4.3 BASE D'ETUDE

L'étude de corrélation entre les mesures dans les eaux et les données atmosphériques est réalisée sur deux types de zones : un cercle autour du site de mesure et une recherche par bassin versant en amont du point de prélèvement :

- Les retombées calculées par le modèle CHIMERE et les émissions de l'INS sont extraites sur des rayons de 0.5, 1, 2.5, 5, et 10 km autour des sites. Les retombées calculées par CHIMERE sont également extraites dans un rayon de 20 km. Elles le sont aussi dans un rayon nul, c'est-à-dire qu'à un site de mesure est associée la valeur des retombées dans la maille CHIMERE qui le contient.

- Les retombées calculées par le modèle CHIMERE et les émissions de l'INS sont extraites sur le bassin versant global en amont de chacun des sites de mesures. En supposant que les données atmosphériques situées à une grande distance en

amont du site de mesure aient peu d'impact sur la mesure, ces données sont extraites également sur les sous-bassins se trouvant à une distance maximale de 10 et 20 km an amont du point de mesure.

En complément, l'altitude est extraite sur chacun des sites afin d'évaluer le lien possible entre les concentrations mesurées et l'altitude du point de mesure.

5 EXAMEN PRELIMINAIRE DES DONNEES DANS L'EAU

L'objet de cette partie, préalable à l'étude des relations entre les compartiments eau et air, est d'apprécier qualitativement la variabilité spatiale et temporelle des données de concentration dans les eaux. Cependant, il ne s'agit pas d'une analyse exploratoire exhaustive de ces données.

5.1 VARIABILITE SPATIALE

Notons que **la limite de quantification peut varier sensiblement d'un point de mesure à un autre** (Tableau 4). Des différences d'un facteur 10, voire supérieur, sont ainsi observées pour le BaP.
Ces disparités sont responsables d'une partie de la variabilité spatiale des concentrations de HAP. Cette part de variabilité ne correspond pas nécessairement à une variabilité réelle.

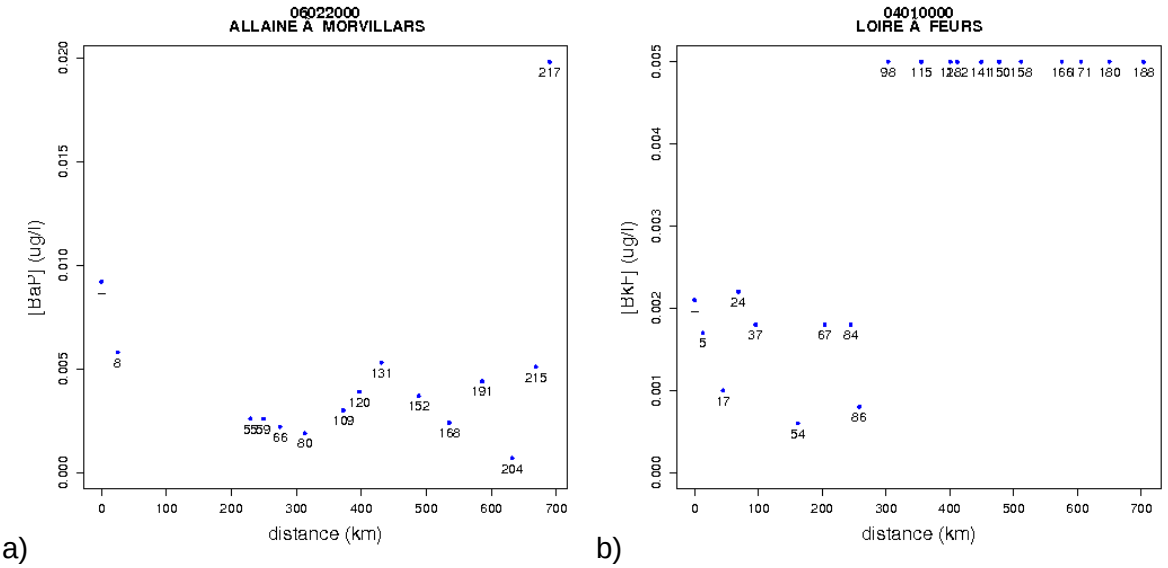
Tableau 4 : limites de quantification recensées dans la base Waterbase

Polluant	Limites de quantification
BaP	0.0005 0.0025 0.0027 0.0045 0.0046 0.005 0.0087
BbF	0.0025 0.0027 0.0045 0.0046 0.005 0.0087
BkF	0.0025 0.0027 0.0045 0.0046 0.005 0.0087

Les cartes présentées en 3.1.1 et en annexe 9.2 montrent toutefois, à l'échelle de la France, une certaine homogénéité des concentrations selon les régions. Pour chaque polluant, elles mettent en évidence de grandes zones continues dans lesquelles les concentrations mesurées sont systématiquement inférieures à la limite de quantification, quelle que soit cette dernière, et de larges étendues, principalement au nord et dans la moitié est de la France, dans lesquelles les concentrations de BaP, BbF et BkF sont plus élevées (au moins un prélèvement dont le résultat est supérieur à la limite de quantification).

Plus localement, le long des cours d'eau, comme l'illustre la Figure 10 ci-après, il est moins aisé d'établir des ensembles homogènes, notamment à cause des différences de limites de

quantification, qui engendrent artificiellement des sauts de concentration, et du fait que pour délimiter de tels ensembles, il semble nécessaire de prendre en compte le débit (données indisponibles au moment de l'étude, *cf*. début du chapitre 6).



a) b)

Figure 10 : a) moyennes annuelles en ug/l de BaP mesurées en 2009 par la station 06022000 (point de gauche) et par les stations situées en aval (numéros : nombre de tronçons hydrographiques pour atteindre ces stations à partir du site 06022000). b) moyennes annuelles de BaP mesurées en 2009 par la station 04010000 (point de gauche) et par les stations situées en aval (numéros : nombre de tronçons hydrographiques pour atteindre ces stations à partir du site 04010000).

Les concentrations de HAP dans les eaux ne présentent pas de relation marquée avec l'altitude (Figure 11 et annexe 9.3). Cependant les valeurs de concentration les plus élevées (≥ 0,01 µg/L) sont observées majoritairement à moins de 400 m d'altitude. La corrélation entre concentration et altitude est ainsi toujours négative, avec un lien un peu plus prononcé pour le BkF.

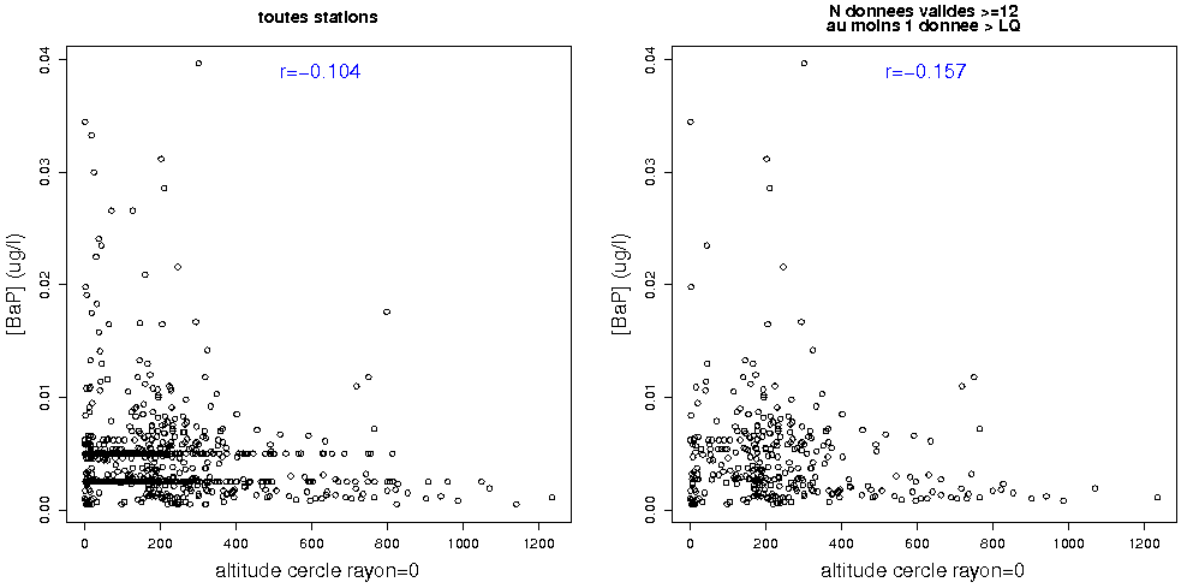


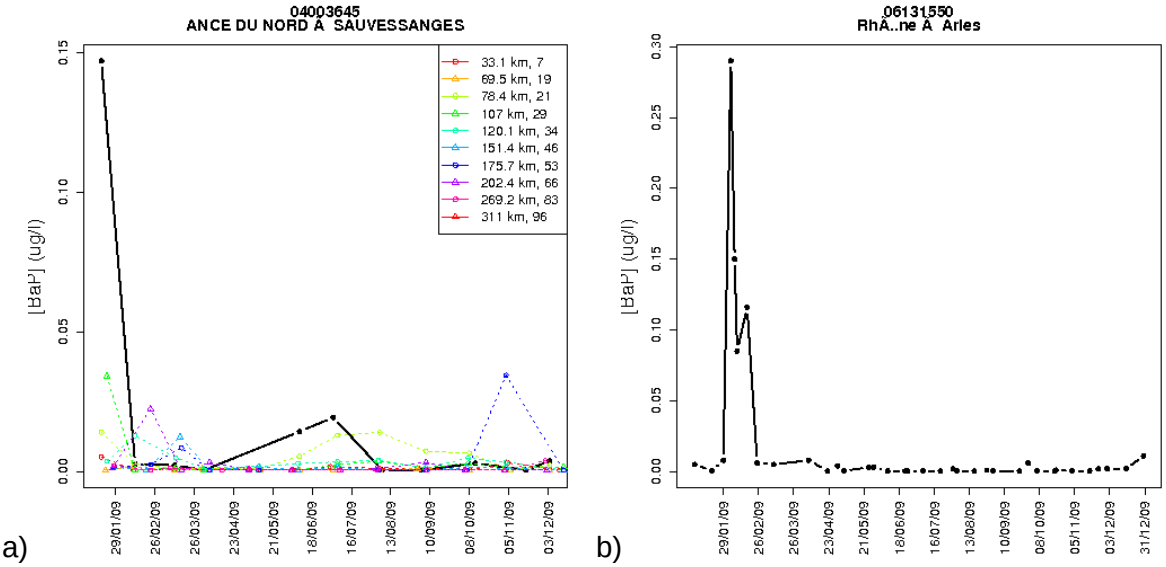
Figure 11 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BaP mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) en fonction de l'altitude (en m) des sites de mesure. Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données dont une au moins est supérieure à la limite de quantification.

5.2 VARIABILITE TEMPORELLE

Pour une majorité de sites, les concentrations de BaP, BbF et BkF mesurées durant l'année 2009 sont inférieures à la limite de quantification (cf.
Tableau 1 et §5.1) : la moyenne annuelle indiquée par Waterbase est égale à la limite de quantification divisée par deux et l'écart-type est nul.

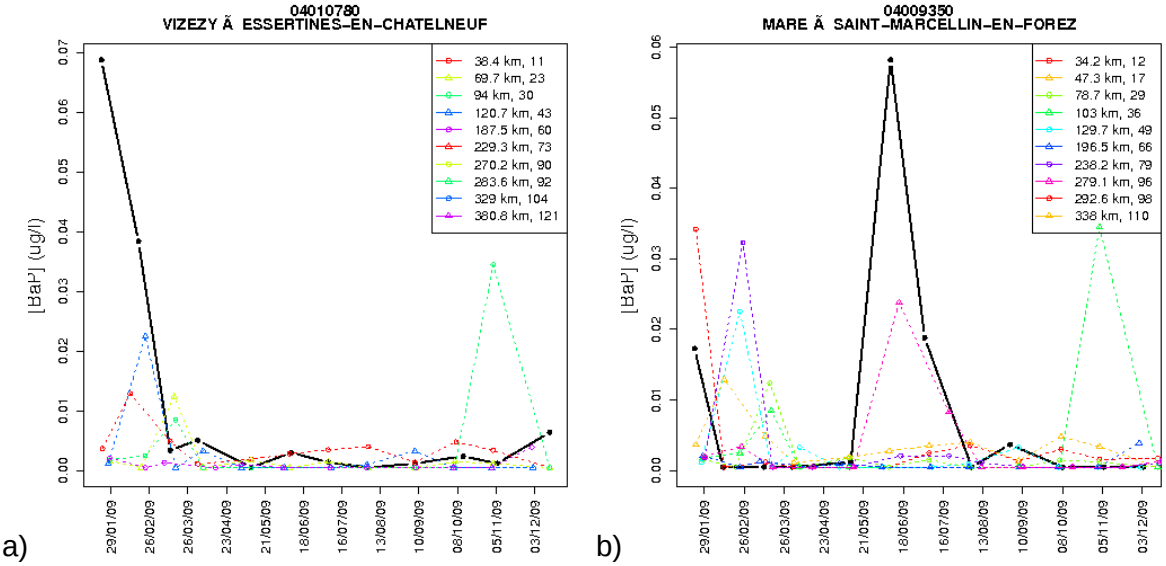
L'étude de la variabilité temporelle porte sur les sites où au moins une valeur supérieure à la limite de quantification a été mesurée, et parmi ceux-ci, sur ceux dont les données de prélèvement sont présentes dans la base RCS CE-2007-2009. La représentation graphique de ces données fait ressortir les points suivants :

- L'évolution temporelle des concentrations ne suit pas de cycle saisonnier régulier. Toutefois, quand ils surviennent, les pics de concentration sont le plus souvent observés en saison hivernale (décembre ou janvier). Des pics peuvent également apparaître en été (Figure 12). Cette variabilité rend la moyenne annuelle sensible à l'échantillonnage temporel. Dans cette étude, on considérera comme plus fiables les moyennes annuelles calculées à partir d'au moins 12 données (1 par mois en moyenne).
- Deux moyennes annuelles relativement élevées peuvent correspondre à des situations contrastées : 1) une ou plusieurs valeurs de concentration particulièrement élevées en hiver (éventuellement en été) suivies ou précédées de valeurs faibles voire inférieures à la limite de quantification (Figure 13) ; 2) des valeurs assez élevées tout au long de l'année (Figure 14). Dans la suite, et bien qu'il puisse être pertinent d'effectuer une telle distinction, on ne cherchera pas à différencier les sites de mesure en fonction de la variabilité temporelle, les données nécessaires n'étant pas disponibles pour suffisamment de sites.



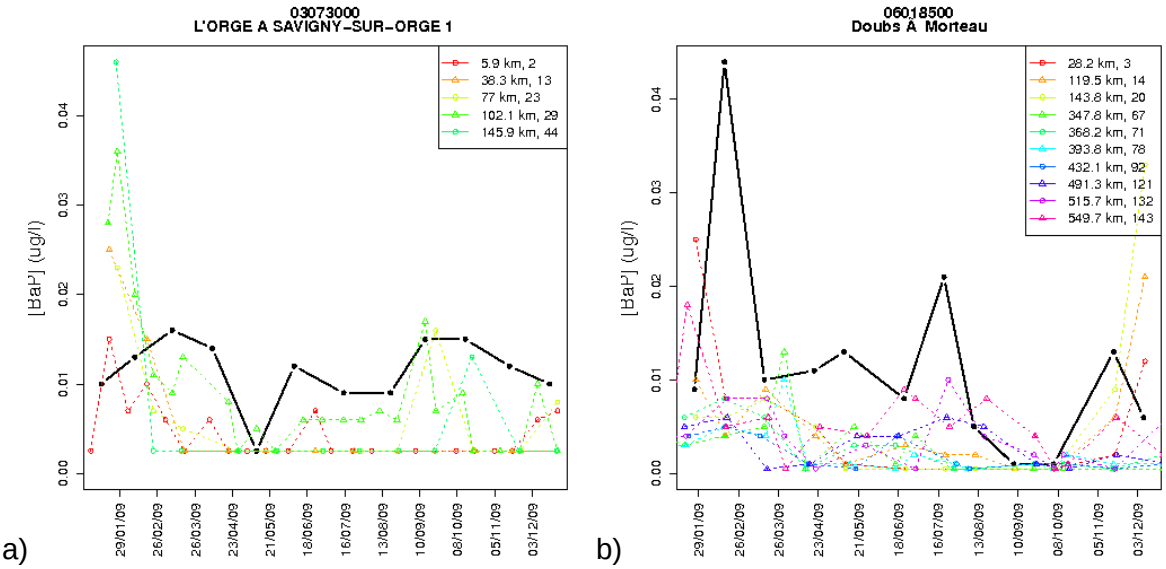
a) b)

Figure 12 : évolution temporelle des concentrations de BaP mesurées en 2009 a) par la station 04003645 (ligne continue noire) et par les stations situées en aval (lignes en pointillés ; numéros : nombre de tronçons hydrographiques avant d'atteindre ces stations) ; b) par la station 06131550 (pas de station en aval).



a) b)

Figure 13 : évolution temporelle des concentrations de BaP mesurées en 2009 a) par la station 04010780 ; b) par la station 04009350 (ligne continue noire) et par les stations situées en aval (lignes en pointillés ; numéros : nombre de tronçons hydrographiques avant d'atteindre ces stations).



a) b)

Figure 14 : évolution temporelle des concentrations de BaP mesurées en 2009 a) par la station 03073000 (ligne continue noire) et par les stations situées en aval (lignes en pointillés) ; b) par la station 06018500 (ligne continue noire) et par les stations situées en aval (lignes en pointillés ; numéros : nombre de tronçons hydrographiques avant d'atteindre ces stations).

6 ETUDE DES RELATIONS ENTRE LE COMPARTIMENT AIR ET LE COMPARTIMENT SOL

Avertissement : comme il a été mentionné, cette analyse ne tient pas compte du débit des cours d'eau, ce qui peut biaiser les relations entre les concentrations et les retombées. Il existe une base nationale de données hydrologiques (banque Hydro- Ministère en charge de l'Ecologie), dont le contenu n'était pas accessible au moment de l'étude, et qui aurait pu être exploitée.

6.1 CORRELATION MESURES DANS L'EAU/ RETOMBEES CHIMERE

Les comparaisons des mesures de HAP dans les eaux avec les retombées issues du modèle CHIMERE sont présentées dans les cartographies (Figure 15 à Figure 17 et annexe

9.5). Les échelles de couleurs des variables air et eau sont adaptées pour permettre une comparaison visuelle entre ces variables.
Ces cartographies révèlent, dans l'ensemble, une assez bonne correspondance entre :

- les zones où les concentrations sont toutes inférieures à la limite de quantification (moitié ouest de la France) et les zones de plus faibles retombées de HAPs simulées par CHIMERE ;
- les zones où les concentrations sont plus élevées (partie est de la France) et les zones de plus fortes retombées de HAPs simulées par CHIMERE.

Dans les zones où les concentrations sont inférieures à la limite de quantification, ces dernières n'évoluent pas nécessairement dans le même sens que les retombées, d'une part parce que leurs valeurs sont plus incertaines et d'autre part, du fait de l'hétérogénéité de la limite de quantification. Ces deux effets liés à la limite de quantification constituent une entrave à l'analyse des corrélations.
La principale discordance entre les concentrations et les retombées de BaP, BbF et BkF se situe dans la pointe nord de la France (concentrations mesurées relativement élevées, retombées simulées limitées).

Bien qu'ils soient dispersés, les nuages de corrélation s'accordent avec ces observations, du moins pour le BaP. Lorsque les retombées sont cumulées sur une surface de taille uniforme autour des sites de mesure (maille ou cercle autour des stations), la corrélation entre les concentrations et ces retombées est faible mais significative et positive (Figure 34, Figure 19, et annexe 9.6), elle est peu sensible à la dimension de cette surface. Lorsque les retombées sont cumulées par bassin versant ou par ensemble de bassins versants (le bassin contenant la station et tous les bassins en amont), la corrélation est quasi nulle. Les coefficients de corrélation sont indiqués dans le

Tableau 5.

Ces observations pourraient indiquer que les dépôts atmosphériques n'ont pas seulement un effet immédiat sur les concentrations dans les eaux de surface (dépôt direct sur les eaux) mais également un effet différé. Les HAP qui se déposent sur la végétation et les sols s'accumuleraient ainsi dans ces derniers avant d'être transportés vers les eaux de surface par érosion et ruissellement. Dans l'eau, ces micropolluants ont tendance, à cause de leur caractère hydrophobe et de leur faible solubilité, à s'adsorber sur les matières en suspension et à se concentrer dans les sédiments qui constituent une source de contamination diffuse.
Pour évaluer plus précisément la contribution des dépôts atmosphériques de HAP à la contamination des cours d'eau, il serait nécessaire d'intégrer des phénomènes de transfert supplémentaires, comme les processus internes des cours d'eau et les apports directs et indirects de ces polluants autres que les retombées atmosphériques.

Les processus physiques, notamment ceux qui sont liés à l'hydrologie (Shafer et al., 1997; Zonta et al., 2005), sont en effet des facteurs déterminants de la variabilité spatiale et temporelle qui caractérise la dynamique des polluants dans les systèmes fluviaux. Lors d'événements hydrologiques importants (orages, crues, augmentation brusque du débit), les HAP adsorbés sur les particules et présents dans les sédiments sont remis en suspension. Afin de mieux représenter les échanges de polluants avec le milieu aqueux, il pourrait donc être pertinent de travailler sur des données de flux plutôt que de concentration, en multipliant les valeurs ponctuelles de concentration par les débits moyens journaliers. Il conviendrait à cette fin d'enrichir la base de données RCS CE-2007-2009, qui contient les données individuelles relatives aux prélèvements de micropolluants : à ce jour, certaines parties de la France ne sont pas couvertes par cette base (cf. §3.1.2). D'autre part, il serait indispensable de pouvoir automatiser les extractions de données de débit à partir de la banque Hydro. Cette base n'offre actuellement pas de moyen d'extraction simple permettant d'associer un débit instantané à une donnée de prélèvement. Il serait en outre utile de rechercher et tenir compte de données de concentration de HAP dans les sédiments.

Les autres apports pourraient être également caractérisés : les rejets directs industriels dans les cours d'eau, grâce à l'exploitation de la base de données BD REP, et la pollution venant des sols, par la prise en compte de l'érosion et du ruissellement.

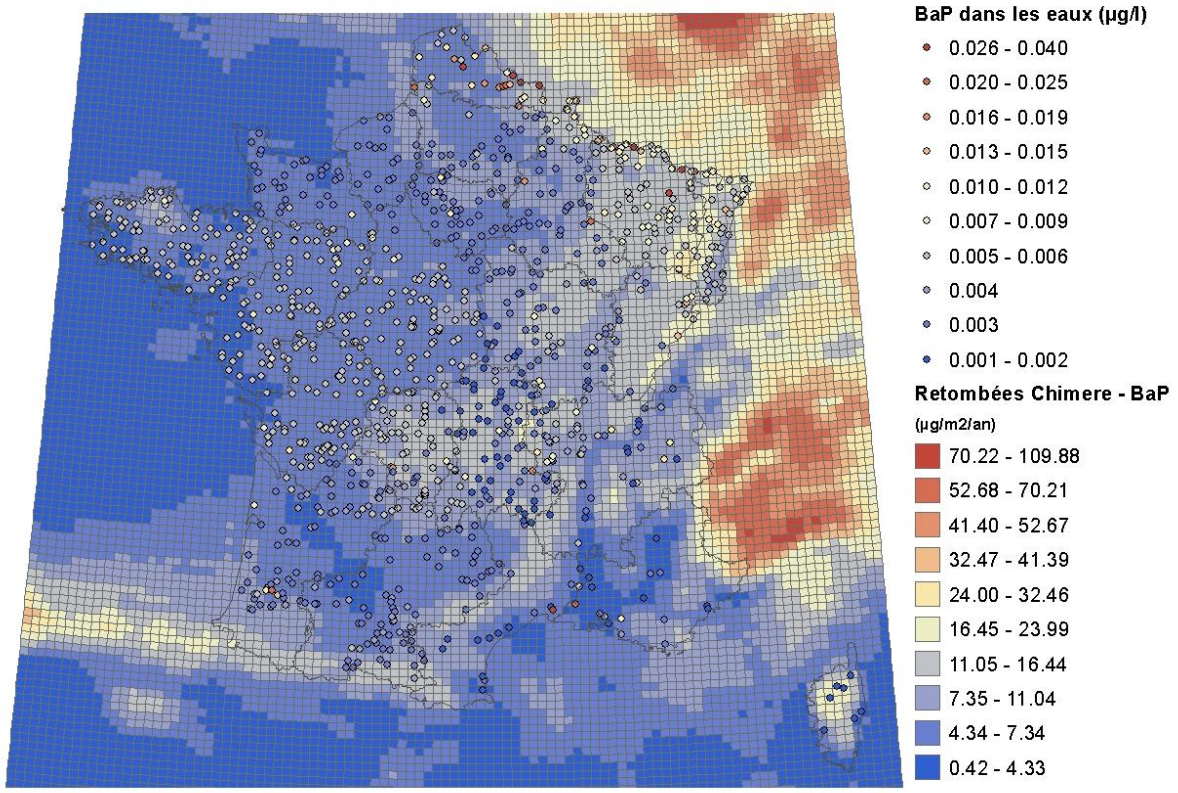


Figure 15 : comparaison des mesures de BaP dans les eaux avec les retombées issues du modèle CHIMERE

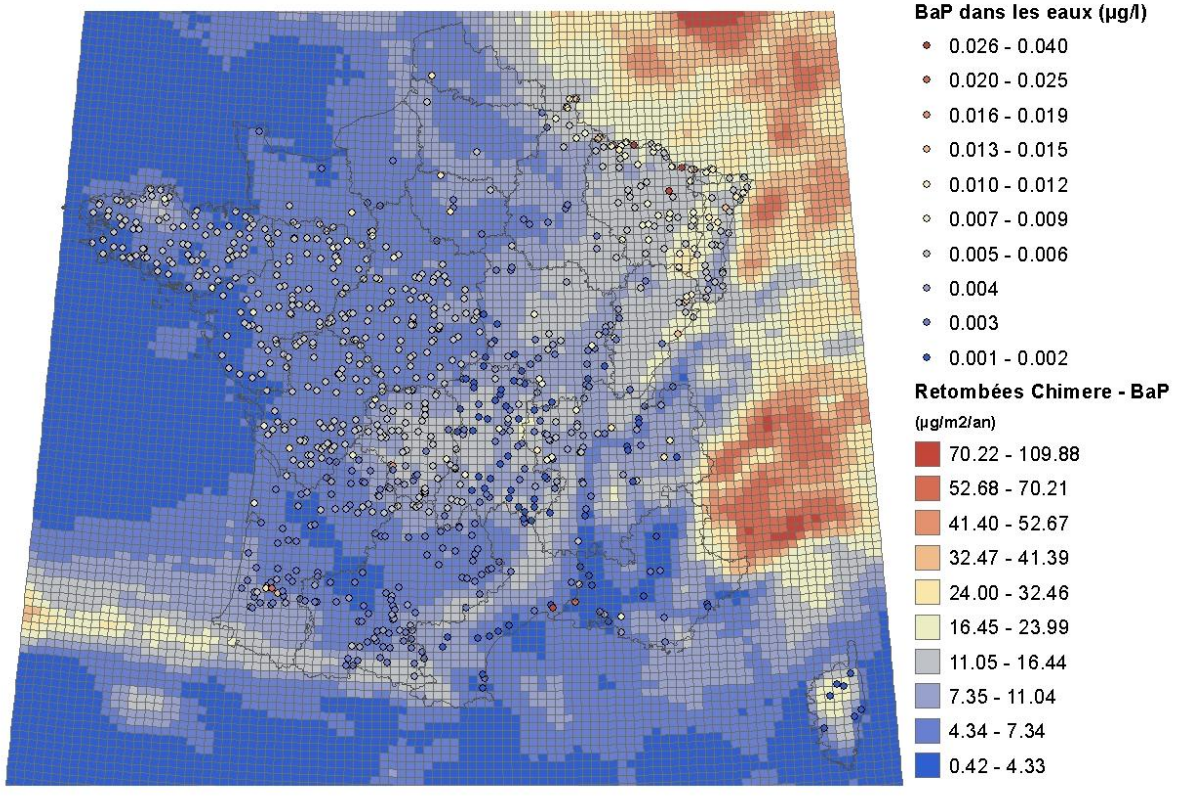


Figure 16 : comparaison des mesures de BaP dans les eaux avec les retombées issues du modèle CHIMERE – moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 échantillons

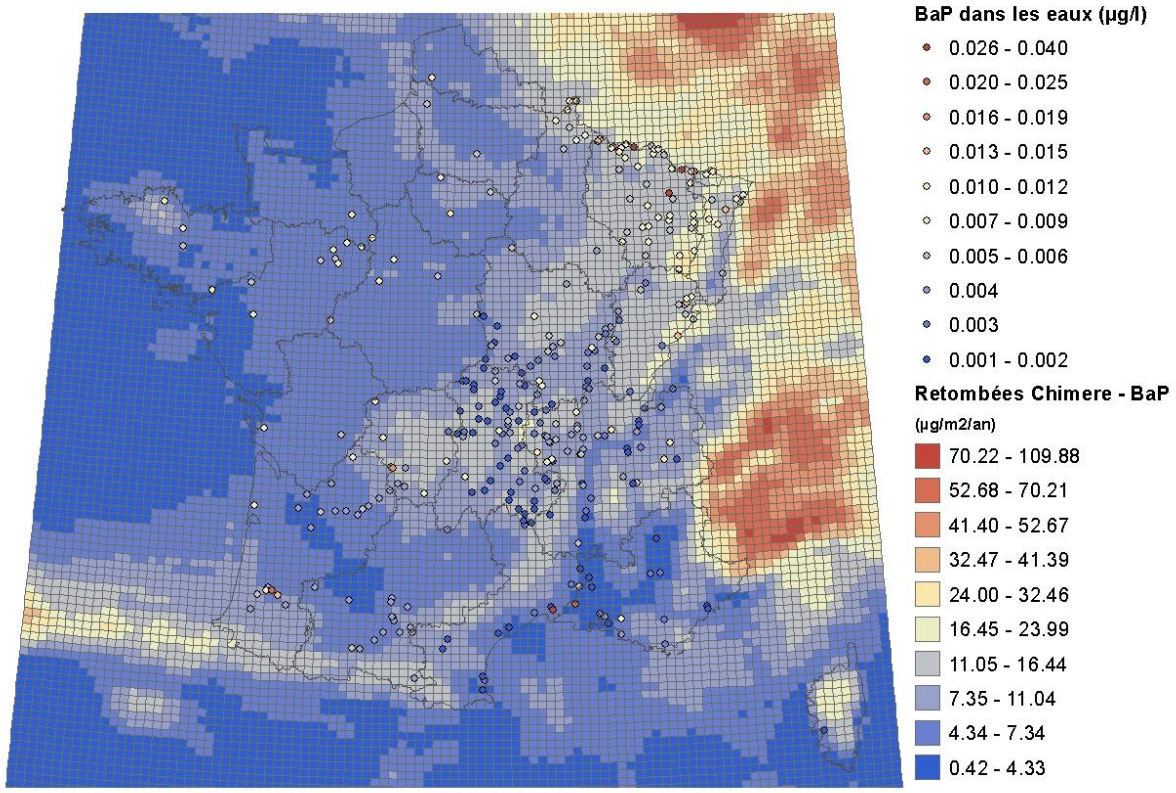


Figure 17 : comparaison des mesures de BaP dans les eaux avec les retombées issues du modèle CHIMERE – moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 échantillons dont un au moins est supérieur à la limite de quantification

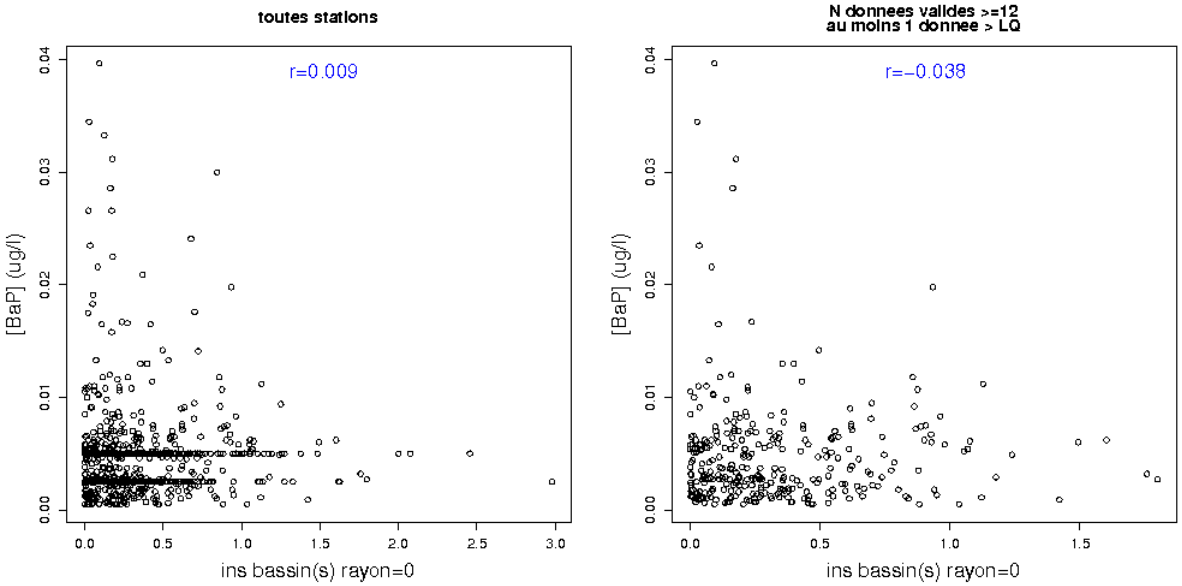


*Figure 18 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BaP mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) en fonction des retombées issues du modèle CHIMERE (**retombées cumulées sur chacun des bassins versants contenant les stations**) (en µg/m^2/an). Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données dont une au moins est supérieure à la limite de quantification.*

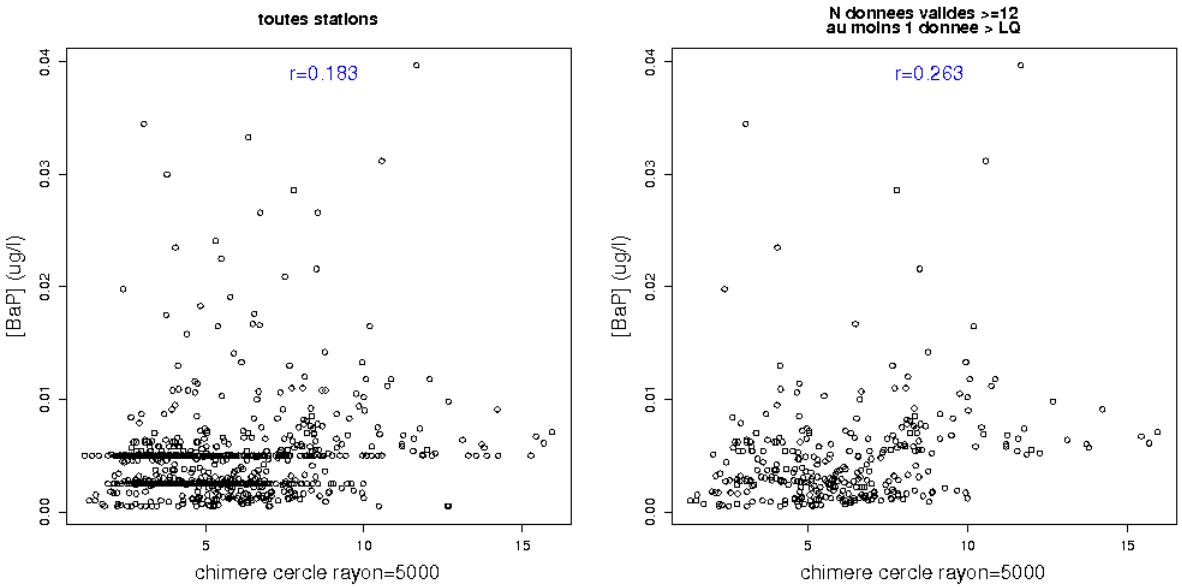


*Figure 19 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BaP mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) en fonction des retombées CHIMERE (**somme des retombées dans un rayon de 5 km de rayon**) (en µg/m^2/an). Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données dont une au moins est supérieure à la limite de quantification.*

*Tableau 5 : corrélation entre les concentrations moyennes annuelles de BaP, BbF et BkF mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) et les retombées modélisées par CHIMERE. Les retombées ont été calculées à l'intérieur de différentes surfaces autour des sites de mesure. * : corrélation significative.*

	Bassin versant	Bassin versant et bassins en amont	Maille CHIMERE	Cercle r=500 m	Cercle r=1000 m	Cercle r=2500 m	Cercle r=5000 m	Cercle r=10000 m	Cercle r=20000 m
BaP	0,048*	0,005*	0,237*	0,265*	0,265*	0,265*	0,263*	0,261*	0,263*
BbF	-0,016	0,055	0,107*	0,136*	0,137*	0,136*	0,134*	0,130*	0,134*
BkF	-0,031	0,020	0,085	0,132*	0,131*	0,131*	0,128*	0,125*	0,123*

6.2 CORRELATION MESURES DANS L'EAU/ EMISSIONS INS

Aucune corrélation sensible avec les émissions locales n'est mise en évidence (Figure 20, Figure 21), et cela, quelle que soit la façon dont sont cumulées les émissions autour des sites de mesure (bassin versant ou cercle).

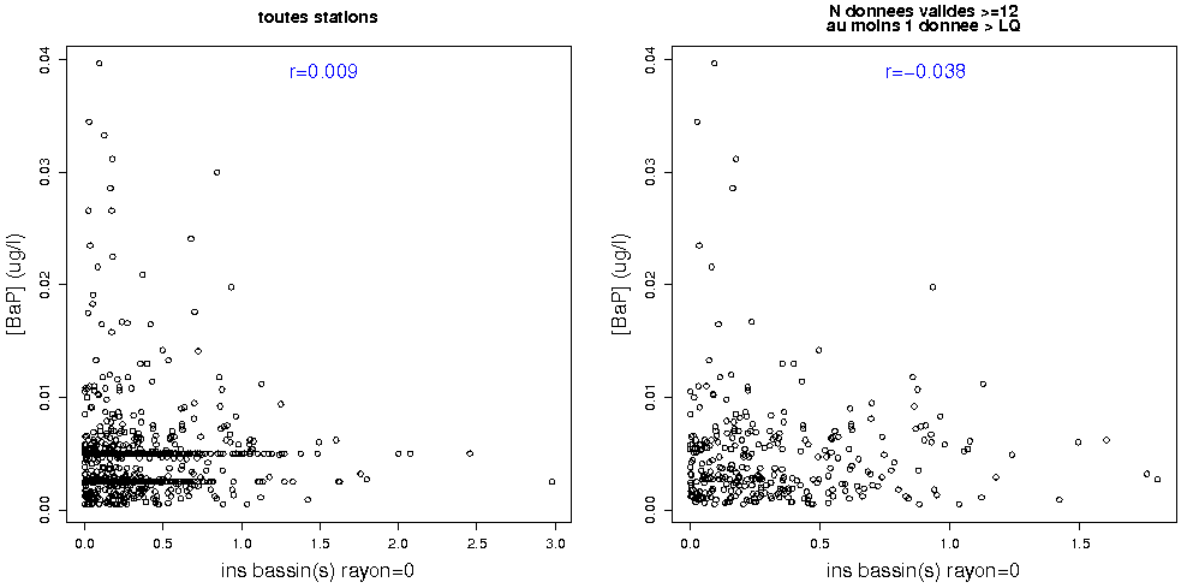


*Figure 20 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BaP mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) en fonction des émissions INS (**émissions cumulées sur chacun des bassins versants contenant les stations**). Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données dont une au moins est supérieure à la limite de quantification.*

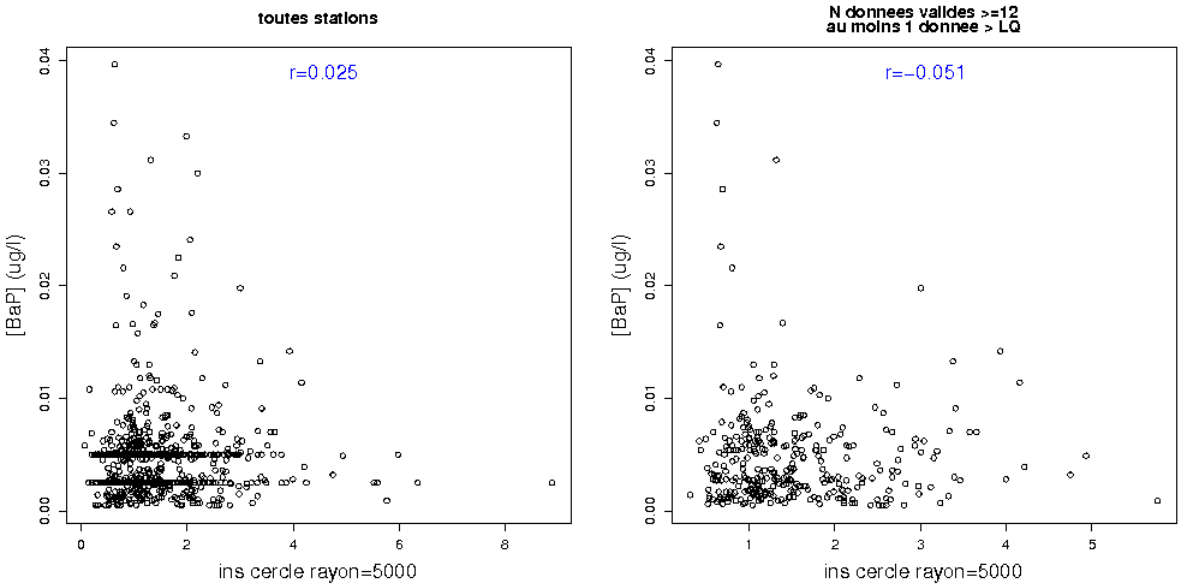


*Figure 21 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BaP mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) en fonction des émissions INS (**somme des émissions dans un rayon de 5 km de rayon**). Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données dont une au moins est supérieure à la limite de quantification.*

Cette analyse révèle que la pression environnementale, en partie constituée des émissions dans l'air, pour une année donnée, dans le bassin versant correspondant au site de mesure, ne permet pas d'expliquer les concentrations observées dans les eaux de surface. Le transport longue distance semble plus pertinent pour contribuer à expliquer ces concentrations, même si le coefficient de corrélation est faible.

7 CONCLUSION

Une base de données a été spécifiquement constituée afin d'évaluer les liens entre les concentrations de HAP (BaP, BbF et BkF) mesurées dans les cours d'eau français et les retombées atmosphériques de ces polluants simulées par le modèle CHIMERE. Les données de concentration dans l'eau sont issues de la base européenne Waterbase, considérée comme principale source d'information, et d'une base interne de l'INERIS, utilisée à titre complémentaire. Les données de dépôt sont issues des simulations réalisées avec le modèle de chimie-transport CHIMERE. Des traitements SIG appropriés ont été réalisés afin d'associer entre eux ces différents types de données.

L'étude des relations eau/air a été conduite sur des données annuelles (concentrations moyennes annuelles, retombées totales annuelles). Plusieurs sources de variabilité sont susceptibles de perturber cette analyse :

- Sur une grande partie de l'année et en de nombreux sites de mesure, les concentrations mesurées sont inférieures à la limite de quantification. Mais celle-ci n'est pas uniforme et peut varier sensiblement selon les sites, ce qui rend difficile l'interprétation.
- Pour un certain nombre de stations, des pics de concentration sont observés ponctuellement en décembre-janvier et en été, se démarquant nettement du reste de l'année. Cette variabilité temporelle rend la moyenne annuelle sensible à l'échantillonnage temporel.

On observe néanmoins une corrélation positive, quoique peu élevée, entre les concentrations de BaP et les retombées modélisées par CHIMERE, lorsque ces dernières sont cumulées sur des surfaces de taille uniforme (maille ou cercle) autour des sites de mesure. Pour le BbF et le BkF, cette corrélation est sensiblement plus faible. Elle est quasi nulle, quel que soit le polluant, lorsque les retombées sont cumulées par bassin versant. Les concentrations de HAP dans les eaux ne sont pas non plus corrélées avec les émissions locales de HAP dans l'air. A noter cependant que les processus d'érosion et de ruissellement à partir de retombées qui auraient pu se déposer dans les zones terrestres adjacentes n'ont pas été modélisés dans l'étude.

Une simple étude de corrélation ne permet pas de conclure de manière définitive sur le rôle joué par les dépôts atmosphériques de HAP dans la contamination des cours d'eau. Il semble à ce stade que le transport longue distance de HAP ait un impact sur les concentrations de HAP dans les eaux de surface. Les émissions plus locales (d'années récentes) sont moins pertinentes pour expliquer ces concentrations observées. Un impact différé de ces émissions, non détectable avec les données disponibles, mais susceptible de se réaliser sur le long terme par érosion et ruissellement, est cependant possible. Ainsi le ruissellement sur des sols déjà contaminés par ces substances, la remise en suspension de sédiments contaminés dans les cours d'eau ou d'autres voies d'émissions doivent-ils également largement expliquer les concentrations de HAP dans les eaux de surface. Il serait intéressant d'approfondir cette étude en tenant compte de la dynamique des bassins versants et du débit des cours d'eau, ce qui n'a pas été possible pour le moment, faute de données de débit disponibles. Par ailleurs, des sorties de modèles à plus fine échelle permettraient d'améliorer cette étude de corrélation entre concentrations dans les eaux de surface et dépôts atmosphériques. Cependant cet espoir d'amélioration est à relativiser au vu du poids assez faible qu'ont les émissions françaises de HAP sur les concentrations observées dans les eaux de surface.

8 REFERENCES

(1) Bessagnet B. (2011) Quantification des apports atmosphériques de polluants aux eaux de surface, rapport ONEMA.

(2) Létinois L. (2012) Présentation de l'inventaire national spatialisé des émissions atmosphériques pour le suivi des substances de la Directive Cadre sur l'Eau, rapport ONEMA.
(3) Shafer M.M., Overdier J.T., Hurley J.P., Armstrong D. and D. Webb, 1997. The influence of dissolved organic carbon, suspended particulates, and hydrology on the concentration, partitioning and variability of trace metals in two contrasting Wisconsin watersheds (U.S.A.). Chem. Geol. 136: 71-97.
(4) Zonta R., Collavini F., Zaggia L. and A. Zuliani, 2005. The effect of floods on the transport of suspended sediments and ontaminants: A case study from the estuary of the Dese River (Venice lagoon, Italy). Environ. Int. 31: 948-958.

9 ANNEXES

9.1 LISTES DES ANNEXES

Repère	Désignation
9.2	Cartes des sites de mesures dans l'eau
9.3	Représentation des concentrations de HAP dans les cours d'eau en fonction de l'altitude
9.4	Cartes des retombées atmosphériques
9.5	Cartes comparatives entre les retombées et les mesures dans l'eau
9.6	Nuages de corrélation entre les retombées et les mesures dans l'eau

9.2 CARTES DES SITES DE MESURES DANS L'EAU

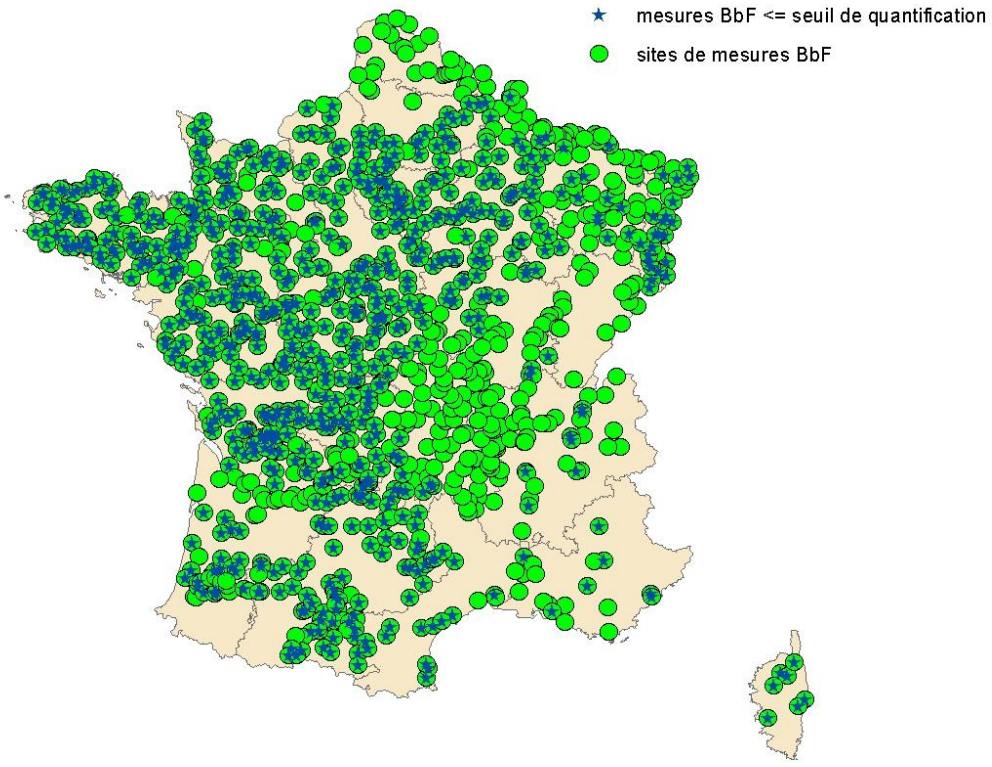


Figure 22 : répartition spatiale des sites de mesure du BbF

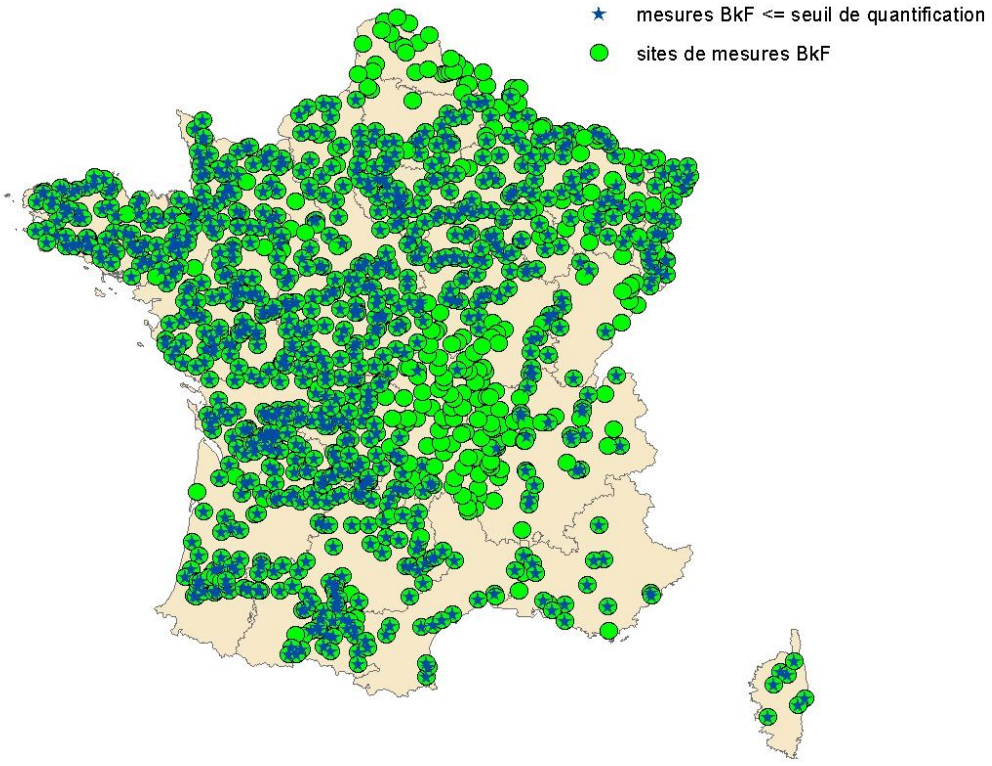


Figure 23 : répartition spatiale des sites de mesure du BkF

9.3 REPRESENTATION DES CONCENTRATIONS DE HAP DANS LES COURS D'EAU EN FONCTION DE L'ALTITUDE

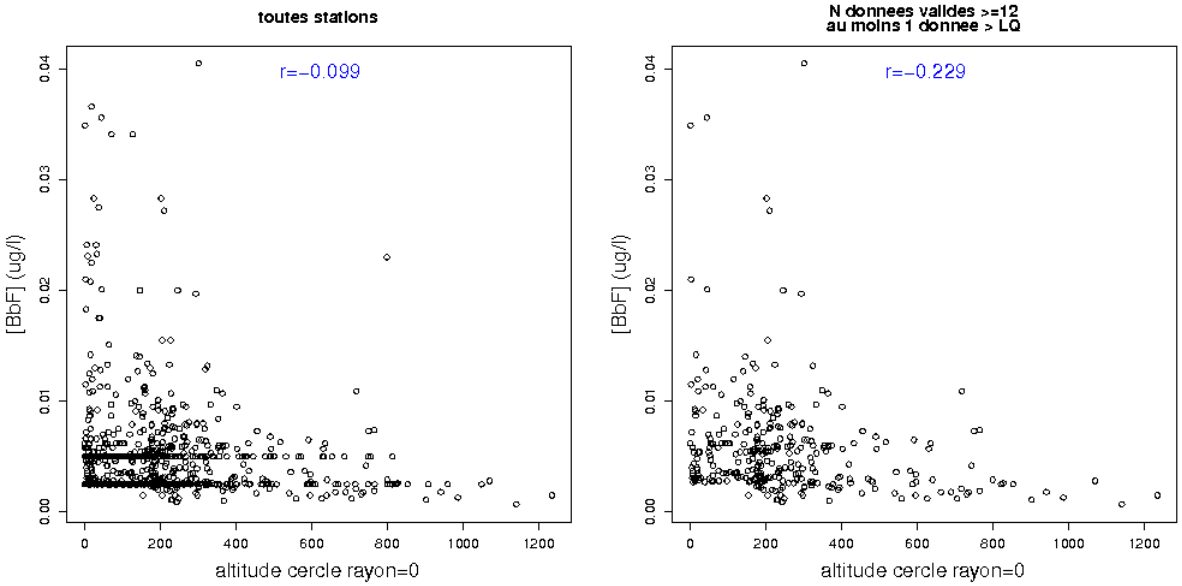


Figure 24 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BbF mesurées dans les cours d'eau en 2009 en fonction de l'altitude des sites de mesure. Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données et au moins une valeur supérieure à la limite de quantification.

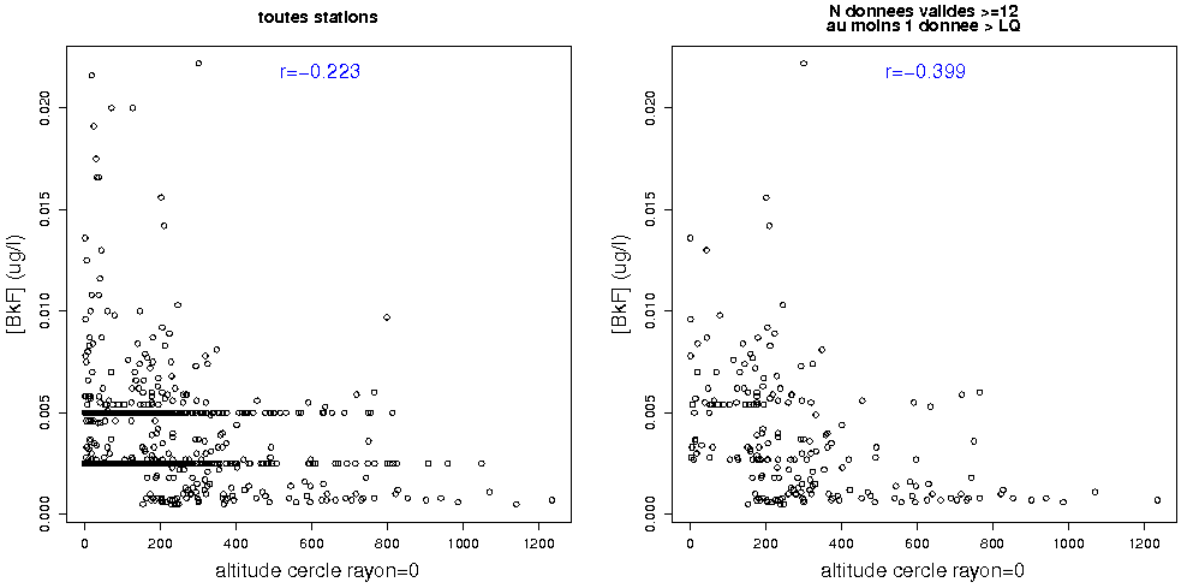


Figure 25 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BkF mesurées dans les cours d'eau en 2009 en fonction de l'altitude des sites de mesure. Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données et au moins une valeur supérieure à la limite de quantification.

9.4 CARTES DES RETOMBEES ATMOSPHERIQUES

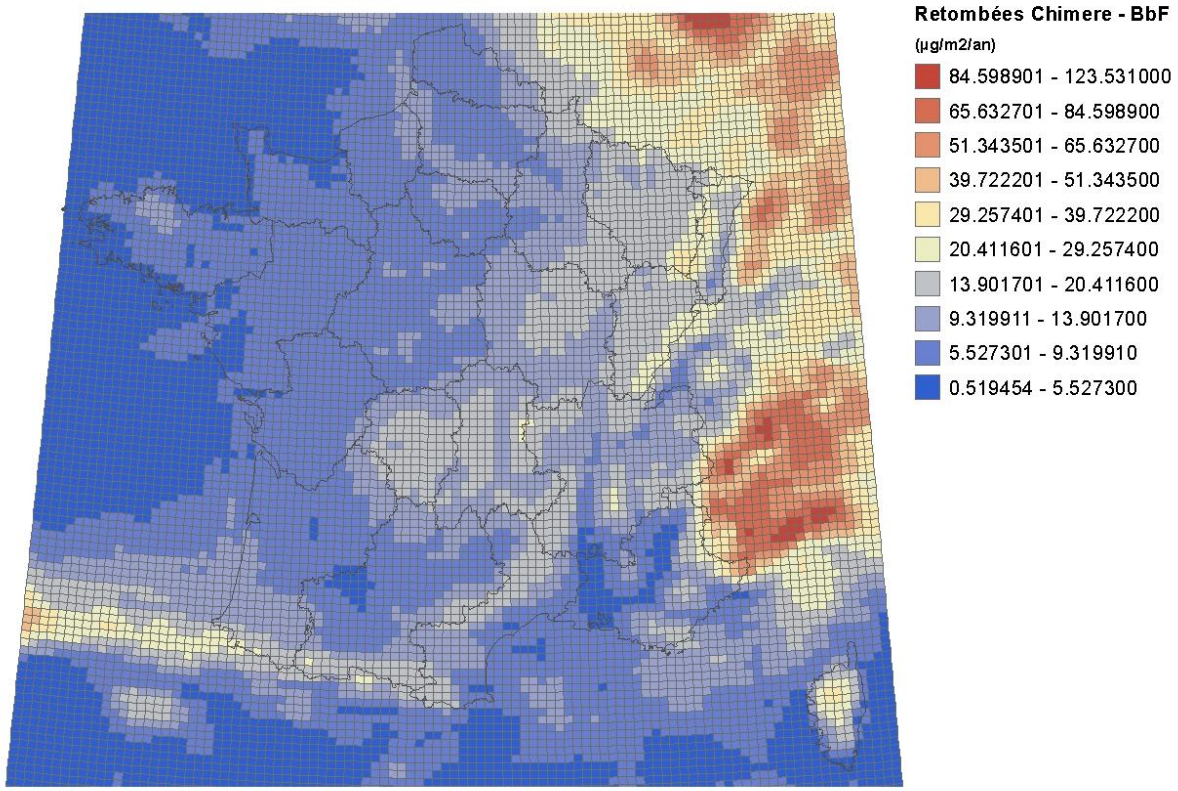


Figure 26 : répartition spatiale des retombées atmosphériques de BbF simulées par CHIMERE

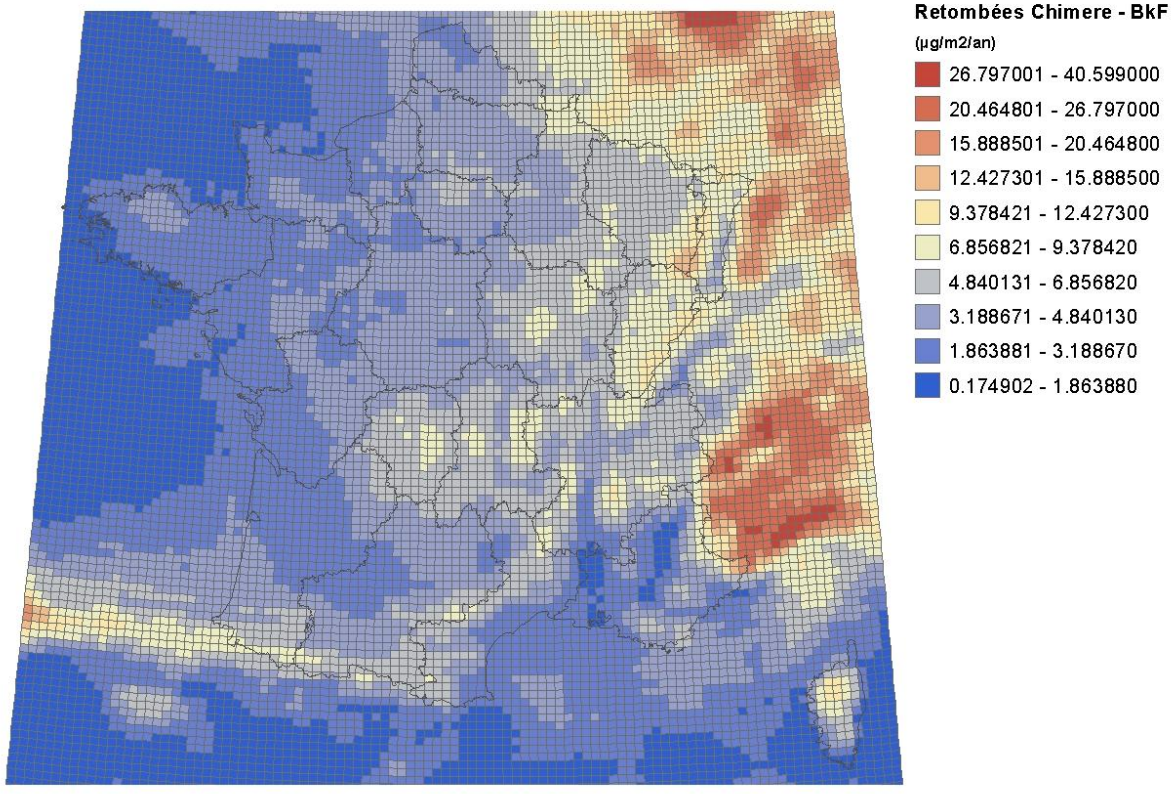


Figure 27 : répartition spatiale des retombées atmosphériques de BkF simulées par CHIMERE

9.5 CARTES COMPARATIVES ENTRE LES RETOMBEES ET LES MESURES DANS L'EAU

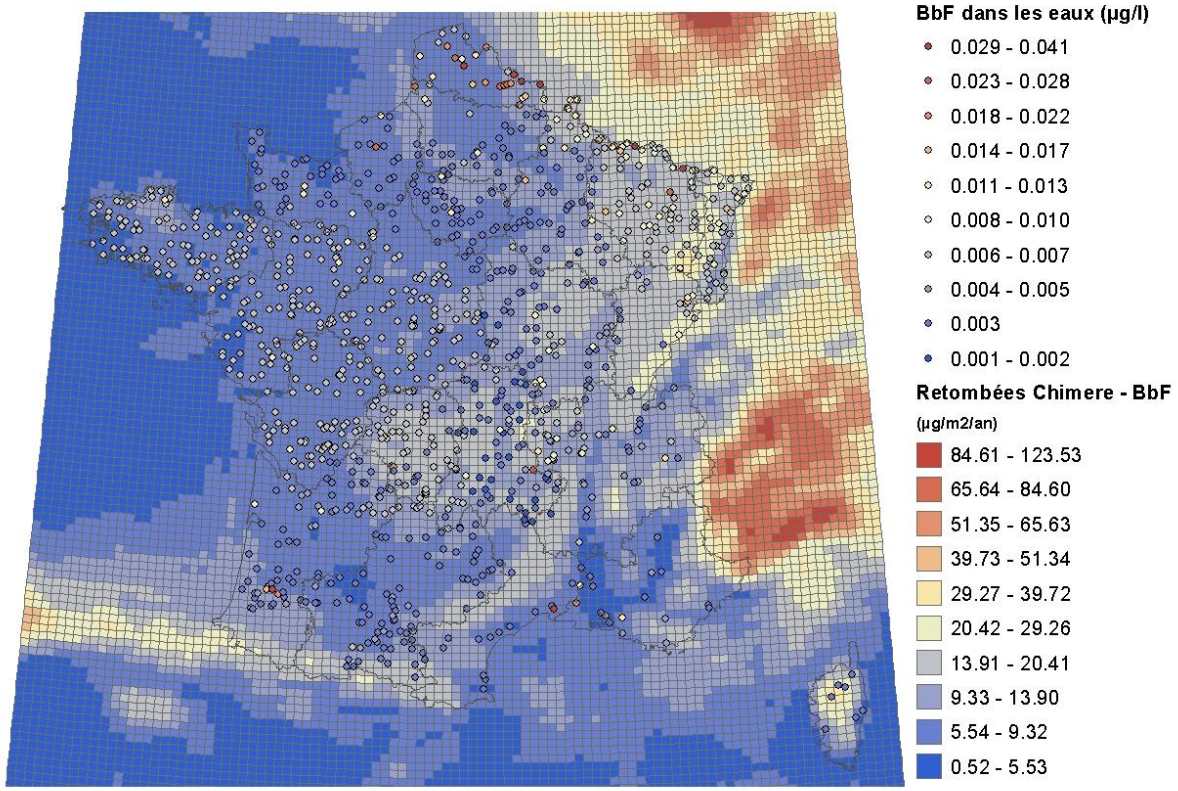


Figure 28 : comparaison des mesures de BbF dans les eaux avec les retombées CHIMERE

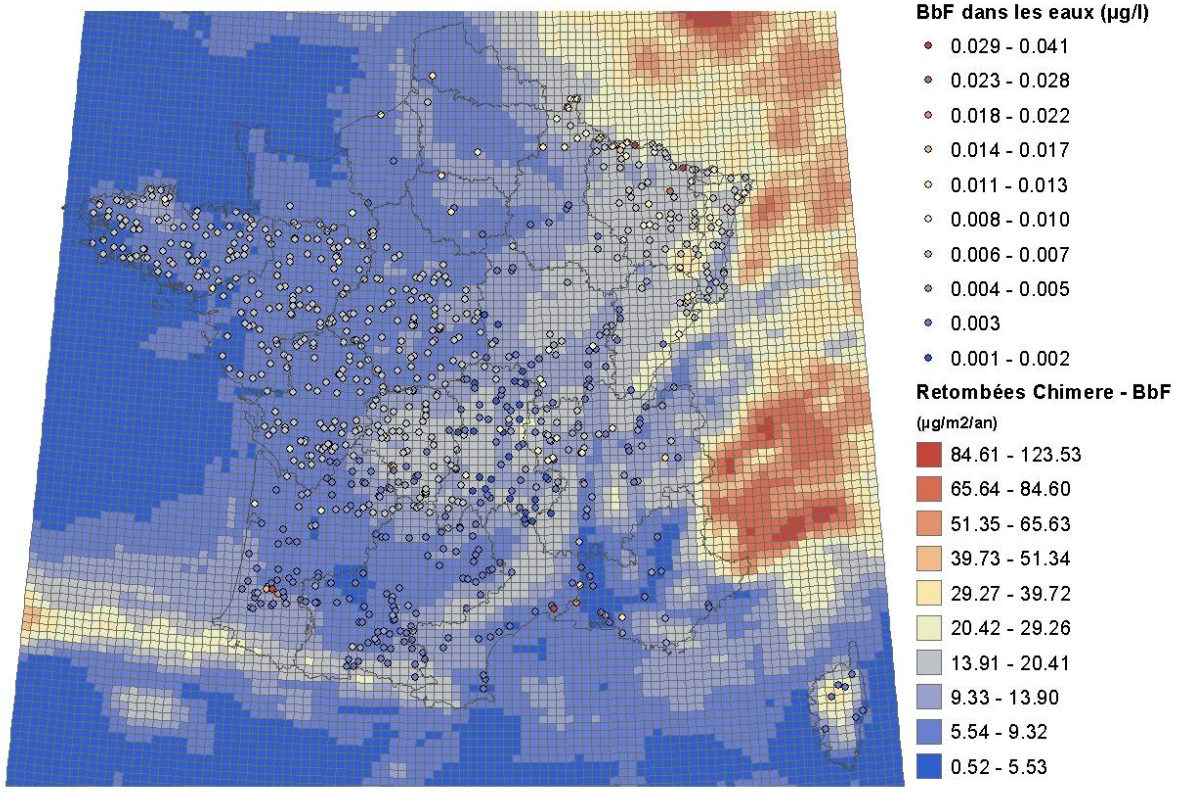


Figure 29 : comparaison des mesures de BbF dans les eaux avec les retombées CHIMERE – moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 échantillons

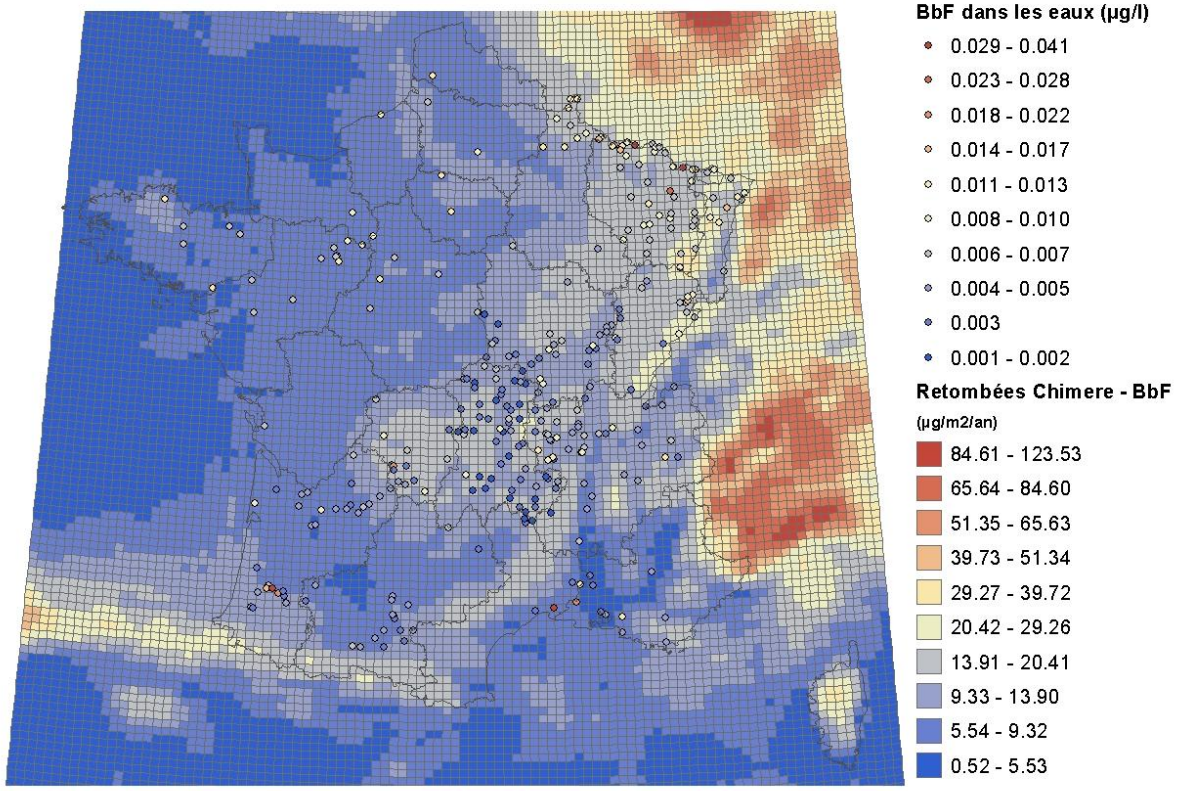


Figure 30 : comparaison des mesures de BbF dans les eaux avec les retombées CHIMERE – moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 échantillons dont un au moins a une valeur supérieure à la limite de quantification

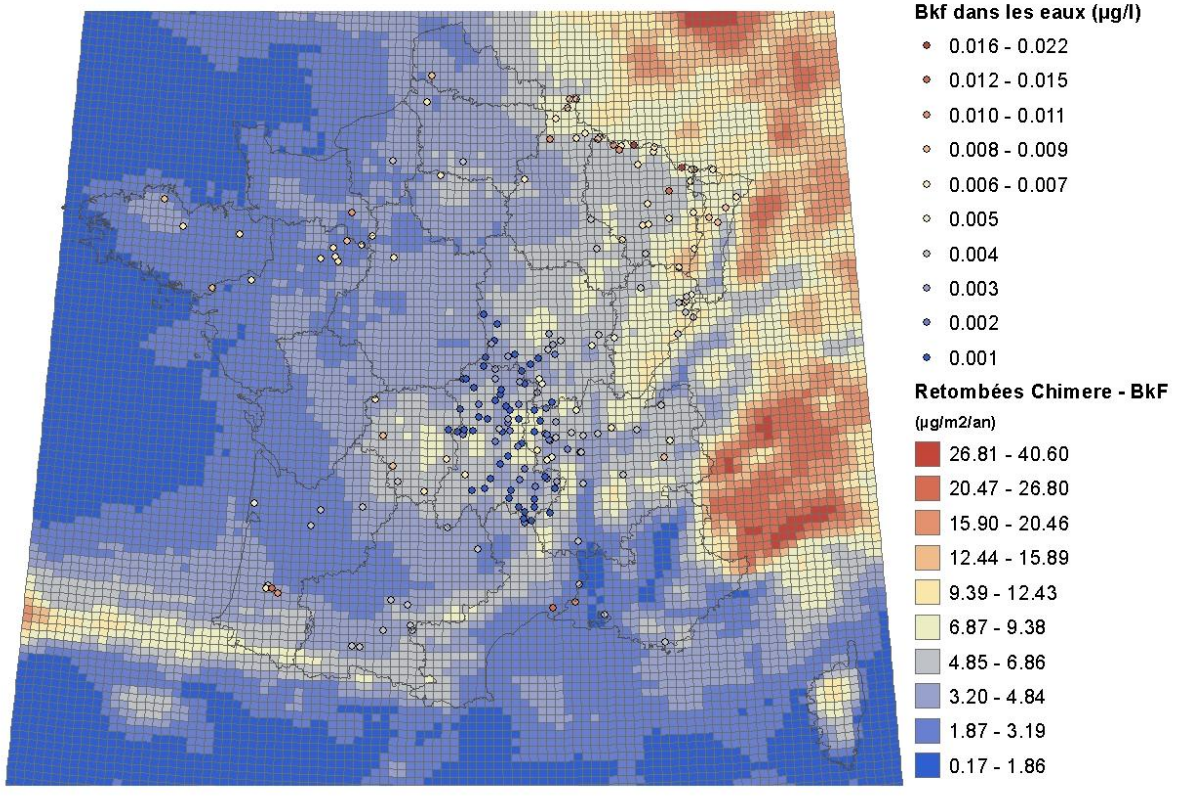


Figure 31 : comparaison des mesures de BkF dans les eaux avec les retombées CHIMERE

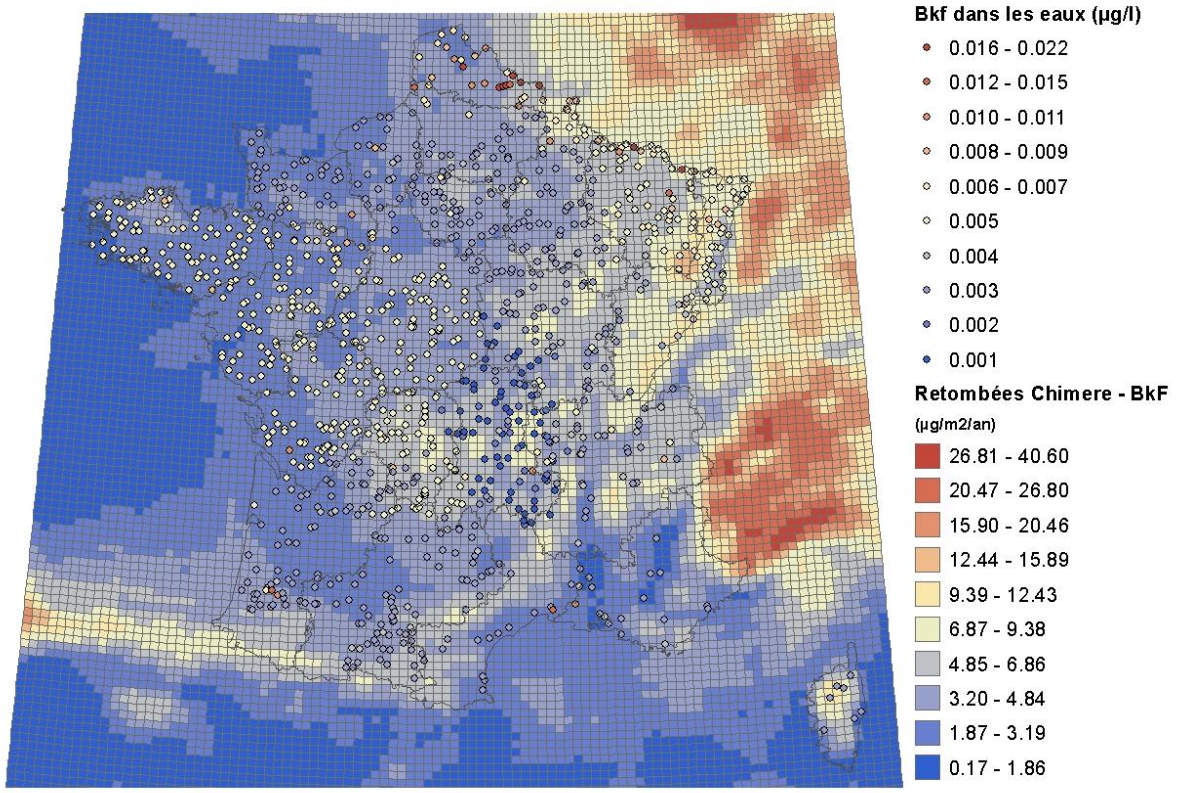


Figure 32 : comparaison des mesures de BkF dans les eaux avec les retombées CHIMERE – moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 échantillons

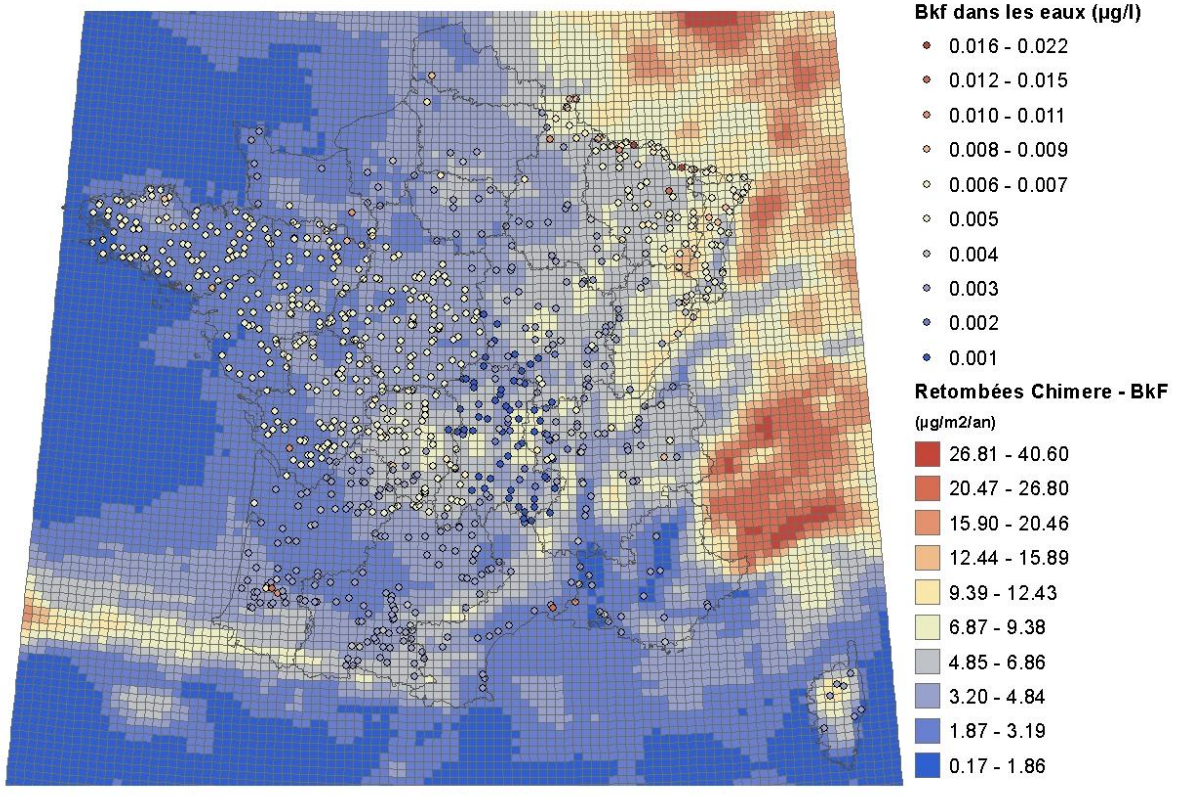


Figure 33 : comparaison des mesures de BkF dans les eaux avec les retombées CHIMERE – moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 échantillons dont un au moins a une valeur supérieure à la limite de quantification

9.6 NUAGES DE CORRELATION ENTRE LES RETOMBEES ET LES MESURES DANS L'EAU

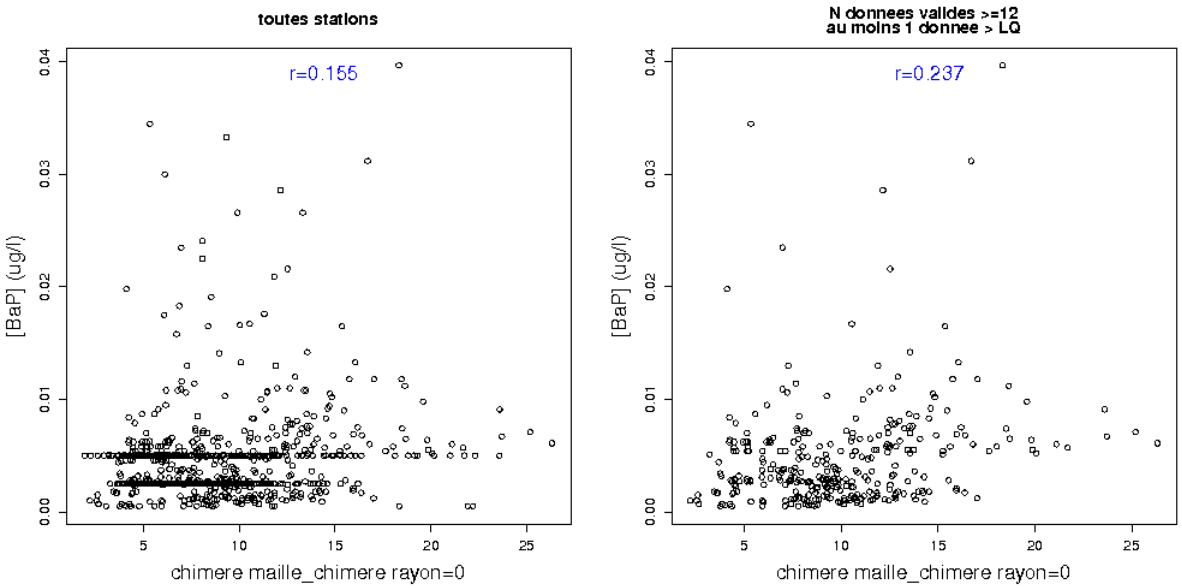


Figure 34 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BaP mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) en fonction des retombées CHIMERE (retombées dans chacune des mailles contenant les stations). Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données dont une au moins est supérieure à la limite de quantification.

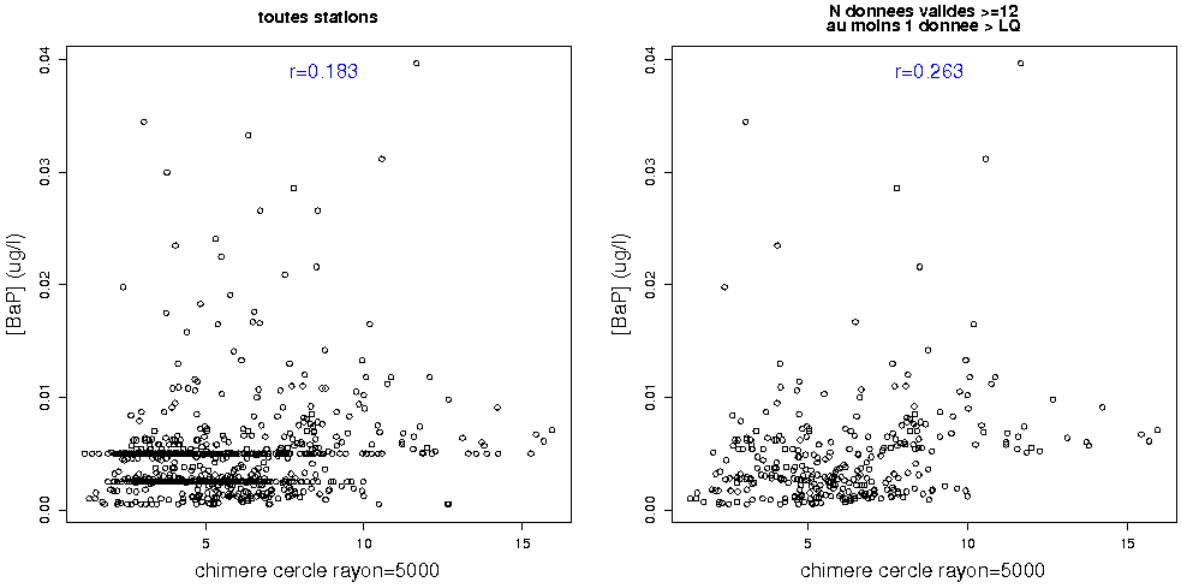


Figure 35 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BaP mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) en fonction des retombées CHIMERE (somme des retombées dans un rayon de 5 km). Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données dont une au moins est supérieure à la limite de quantification.

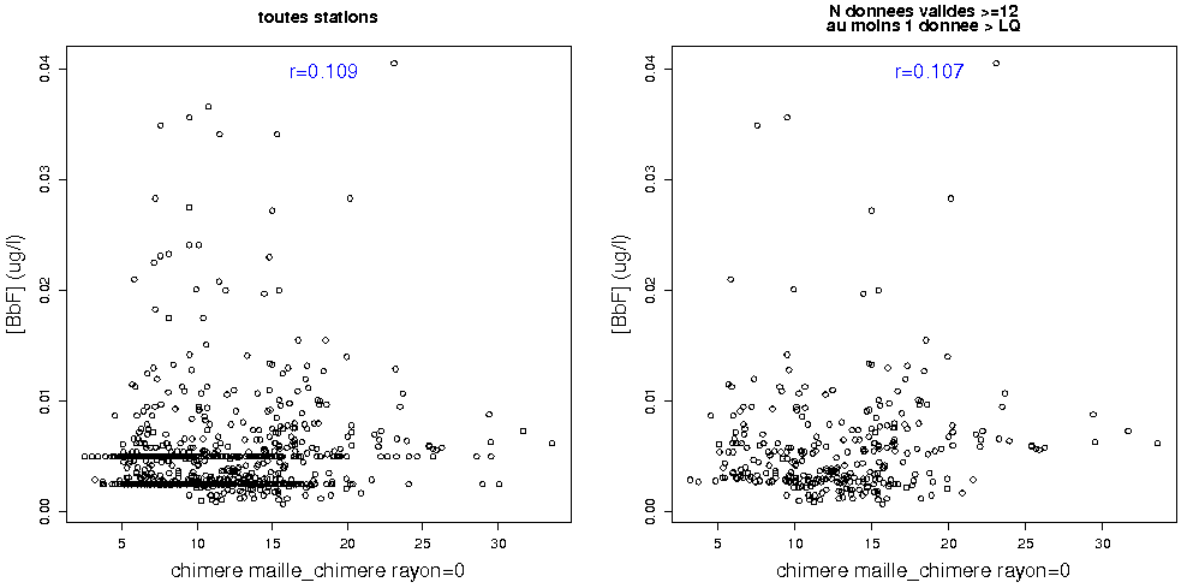


Figure 36 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BbF mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) en fonction des retombées CHIMERE (retombées dans chacune des mailles contenant les stations). Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données dont une au moins est supérieure à la limite de quantification.

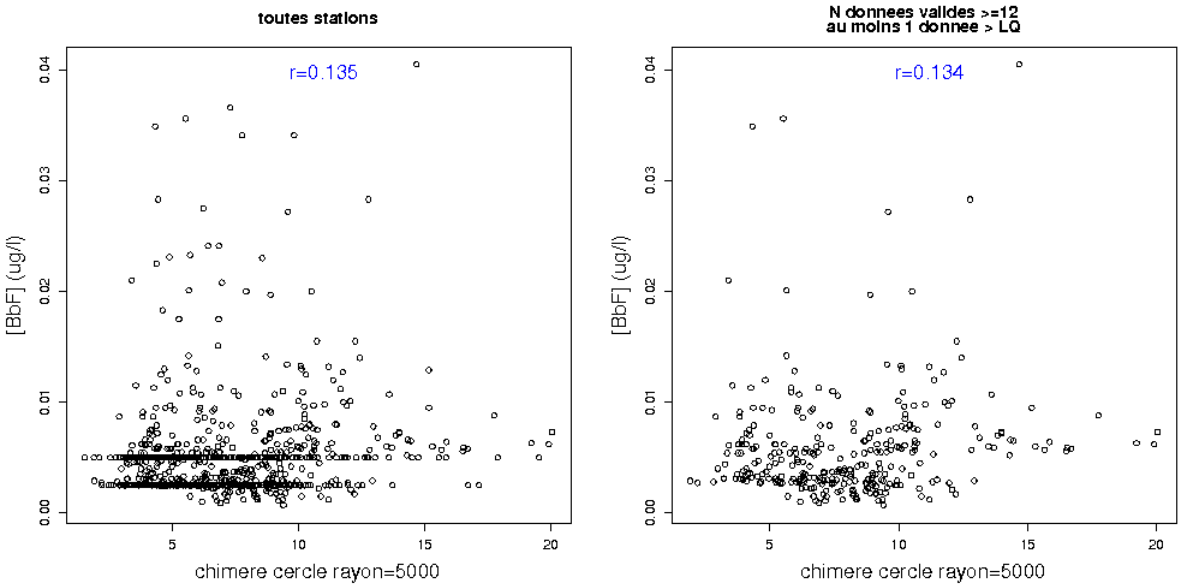


Figure 37 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BbF mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) en fonction des retombées CHIMERE (somme des retombées dans un rayon de 5 km). Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données dont une au moins est supérieure à la limite de quantification.

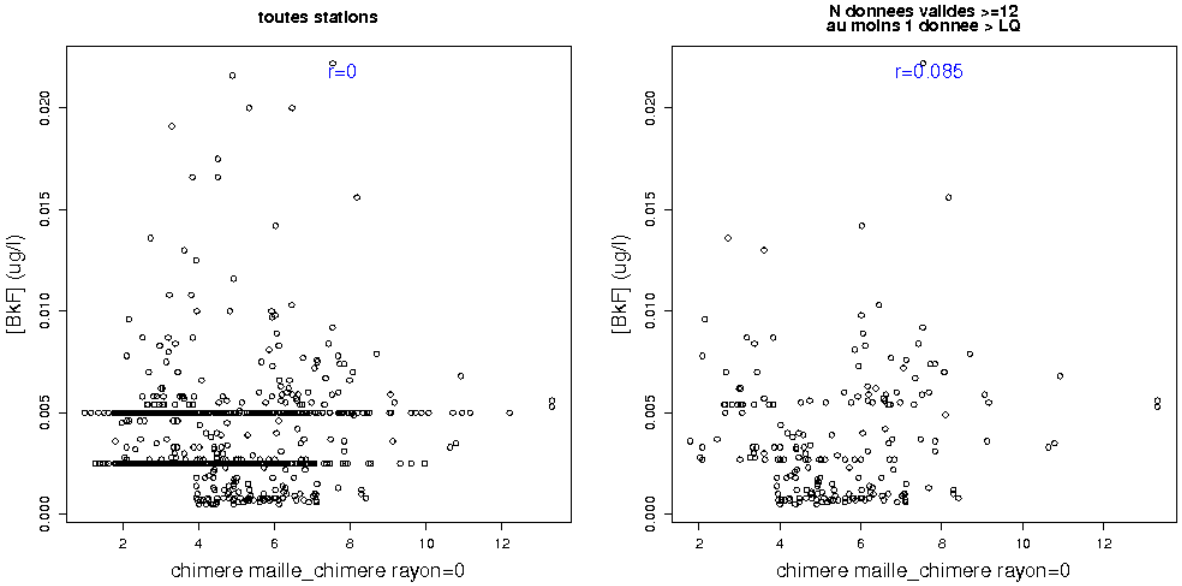


Figure 38 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BkF mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) en fonction des retombées CHIMERE (retombées dans chacune des mailles contenant les stations). Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données dont une au moins est supérieure à la limite de quantification.

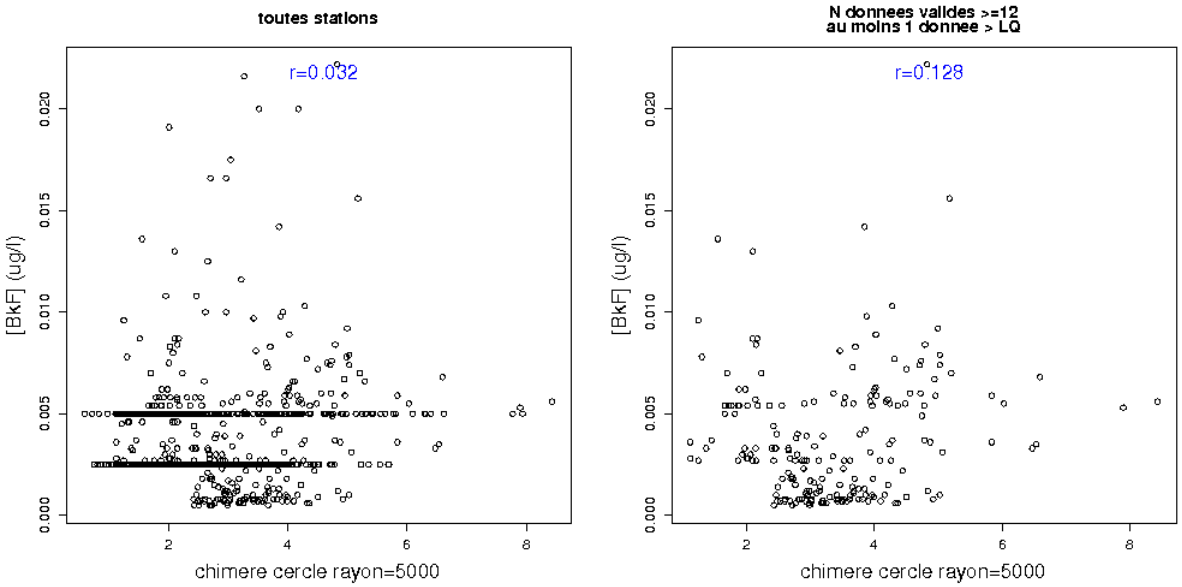


Figure 39 : représentation des concentrations moyennes annuelles de BkF mesurées dans les cours d'eau en 2009 (source : Waterbase) en fonction des retombées CHIMERE (somme des retombées dans un rayon de 5 km). Figure de gauche : pas de sélection ; figure de droite : moyenne annuelle calculée à partir d'au moins 12 données dont une au moins est supérieure à la limite de quantification.

Quatrième de couverture

[

Onema
Hall C – Le Nadar
5 square Félix Nadar BP 2
94300 Vincennes 60550 Verneuil-en-Halatte
01 45 14 36 00 03 44 55 66 77
www.onema.fr

Ineris
Parc Technologique Alata
www.ineris.fr