

Étude de l'imprégnation de l'environnement de trois bassins de vie de la région Nord-Pas-de-Calais par les éléments traces métalliques

Vers une nouvelle utilisation des données de biosurveillance lichénique

Florent Occelli¹, Marie-Amélie Cuny², Inès Devred¹,
Annabelle Deram^{1,3}, Stéphanie Quarré¹, Damien Cuny¹

Résumé

Du fait de leur longue persistance, les Éléments Traces Métalliques (ETM) restent une préoccupation majeure en termes de contamination de l'environnement, de risques sanitaires et environnementaux, y compris dans un contexte de diminution des émissions. Les données de contamination de l'environnement restent très partielles et le suivi des immissions insuffisamment étendu pour avoir une image précise de la situation. Dans ce travail, nous avons donc utilisé les lichens épiphytes répartis dans trois bassins de vie de la région (de typologies bien différentes), comme bioaccumulateurs dans lesquels nous avons dosé les concentrations totales en 18 ETM. Nous avons également mené plusieurs analyses des données et interpolations spatiales afin d'obtenir un indicateur non plus ponctuel mais agrégé des données de biosurveillance afin que celles-ci puissent être associées à des données socioéconomiques, sanitaires et épidémiologiques. Ce travail précurseur permettra de progresser dans la connaissance des inégalités et des points noirs environnementaux.

Mots-clés

biosurveillance, lichens, métaux, krigeage, santé-environnement

Abstract

Because of their long persistence, trace metals remain an issue in terms of contamination of the environment, health and environmental risks, including in the context of reducing emissions. Data from environmental contamination are very partial and air-monitoring network insufficiently expanded to have a clear image of the situation. In this work we therefore used epiphytic lichens as bio-accumulators, across three catchment areas in the region (with very different types) in which we measured the total concentrations of 18 ETM. We also conducted several analyses of the data and spatial interpolation to obtain an aggregate indicator of biomonitoring data so that they can be associated with these health and epidemiological data. This pioneering work will advance the understanding of environmental inequalities and blackheads.

Keywords

biomonitoring, lichens, metals, kriging, environment and health

(1) E.A. 4483 « Impacts de l'environnement chimique sur la santé humaine », Laboratoire des Sciences Végétales et Fongiques (LSVF), faculté des sciences pharmaceutiques et biologiques, 3 rue du Professeur Laguesse, B.P. 83, 59006 Lille cedex

(2) Association pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique, comité régional Nord-Pas-de-Calais, 235 avenue de la Recherche, B.P. 86, 59373 Loos cedex, France.

(3) Faculté d'ingénierie et de management de la santé, 42 rue Ambroise Paré, 59120 Loos.

1. Introduction

Les Éléments Traces Métalliques (ETM) sont essentiellement émis lors de la mise en œuvre des procédés industriels (fonderies, usines sidérurgiques et métallurgiques...), mais aussi lors des combustions de pétrole et de charbon, ou encore des déchets ménagers. Ainsi, le secteur résidentiel tertiaire et le trafic routier (rejets et usure des véhicules et des infrastructures) contribuent également aux émissions. Enfin, des émissions naturelles (éruptions volcaniques, feu de forêt, envol de poussières des sols contaminés) viennent enrichir ce panel de sources. Dans le compartiment atmosphérique, la plupart de ces éléments sont véhiculés par les particules dont les plus fines pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire (Marano, 2012). Même si leurs émissions ont fortement baissé ces 20 dernières années, ils se sont largement accumulés dans de nombreux compartiments de notre environnement. En outre, les ETM peuvent être transférés au travers des réseaux trophiques. Ils constituent ainsi encore un risque pour l'homme et pour l'environnement (Cuny, 2009 ; Davranche *et al.*, 2013, Liu *et al.*, 2013). De nombreuses études ont montré l'hétérogénéité des cibles des ETM dans l'organisme humain, ainsi que leur toxicité (atteintes neurologiques, cardio-vasculaires, respiratoires, rénales...) voire leur cancérogénicité (cadmium, chrome VI, arsenic) (IARC, 1993, 1997 ; Chen et Lippmann, 2009 ; Cooksey, 2012).

L'ensemble des données montre que le Nord-Pas-de-Calais se classe fréquemment en tête des régions concernant les émissions de métaux, exprimées en grammes par habitants comme en grammes par hectares (CITEPA, 2012 ; DREAL 2012). De plus, il persiste de nombreuses zones où les émissions, les immissions (mesurées sur l'ensemble de la région grâce à 8 stations, principalement urbaines ou de proximité industrielle, de l'Association Agréée de Surveillance de la Qualité de l'Air ATMO Nord-Pas-de-Calais) et les concentrations résiduelles dans l'environnement ne sont que peu voire pas connues. Enfin, il existe une grande disparité régionale dans la répartition des sources, avec comme bassin industriel le plus important, la zone industrialo-portuaire de Dunkerque. Cette hétérogénéité territoriale dans les émissions et les immissions génère des différences d'exposition des populations aux ETM. Compte tenu de cette situation, nous avons décidé de mener des investigations sur la contamination de l'environnement par les ETM en utilisant des lichens en tant que bioaccumulateurs. Dans son article 4 au paragraphe 10, la directive européenne 2004/7 (relative à la surveillance de l'arsenic, du cadmium, du mercure, du nickel et des HAP) stipule que « l'utilisation des bioindicateurs peut être considérée là où les impacts sur les écosystèmes doivent être évalués ». En effet, les bioaccumulateurs permettent de caractériser l'imprégnation de l'environnement, résultant de l'équilibre dynamique entre l'air et l'organisme utilisé, intégrant en permanence de nombreux

facteurs, comme les paramètres climatiques, l'augmentation de la biomasse ou l'éventuelle métabolisation du polluant... Ainsi, les concentrations résultantes mesurées sont « les traces » laissées dans l'environnement et non directement les concentrations atmosphériques. C'est en cela que la biosurveillance est une méthode complémentaire aux analyses physico-chimiques atmosphériques, qui permet de mettre en évidence l'imprégnation de l'environnement par les polluants tels que les ETM ainsi que leurs effets (Cuny *et al.*, 2008). Les lichens, en tant que symbiose entre une algue et un champignon sont particulièrement indiqués pour le suivi des ETM, comme le témoigne la littérature scientifique très abondante à ce sujet (Loppi *et al.*, 2004 ; Rzepka et Cuny, 2009 ; Kar *et al.*, 2013 ; Majumder *et al.*, 2013).

Les résultats issus de la biosurveillance permettent, d'une manière large, de caractériser la contamination de l'environnement extérieur dans lequel des populations vivent. Néanmoins, il est possible d'affiner les analyses en associant ces résultats avec des données sanitaires ou socio-économiques. Cependant, ces dernières sont très fréquemment rapportées pour une aire géographique donnée alors que les données de biosurveillance sont ponctuelles (résultats obtenus sur chaque station). Il en résulte donc une adaptation nécessaire des données « de terrain » dans le but de progresser dans la connaissance des liens complexes entre environnement et santé. L'IRIS (Ilots Regroupés pour l'Information Statistique) étant l'échelle la plus fréquemment utilisée pour les paramètres socio-économiques et sanitaires, il convient donc d'analyser les données environnementales sur cette base.

Les objectifs de ce travail étaient donc (1) d'obtenir des données de contamination de l'environnement par les métaux dans trois bassins de vie caractérisés par des activités humaines différentes et (2) de traiter ces données afin qu'elles puissent, par la suite, être rapprochées de données sanitaires et socio-économiques à l'échelle de l'IRIS.

2. Matériels et méthodes

2.1. Les sites étudiés

Les 3 bassins de vie choisis dans la Région Nord-Pas-de-Calais sont : la Communauté Urbaine de Dunkerque (CUD), la Communauté Urbaine De Lille (CUDL) et la Communauté de Commune du Val de Sambre (CCVS). Les principales caractéristiques de ces trois bassins sont reprises dans la figure ci-dessous (Figure 1). Pour des raisons de calculs géostatistiques et de représentation cartographique, nous avons étendu la zone de la CCVS au-delà des 67 communes incluses. Néanmoins, pour des raisons d'homogénéité de présentation, nous conserverons cette dénomination.

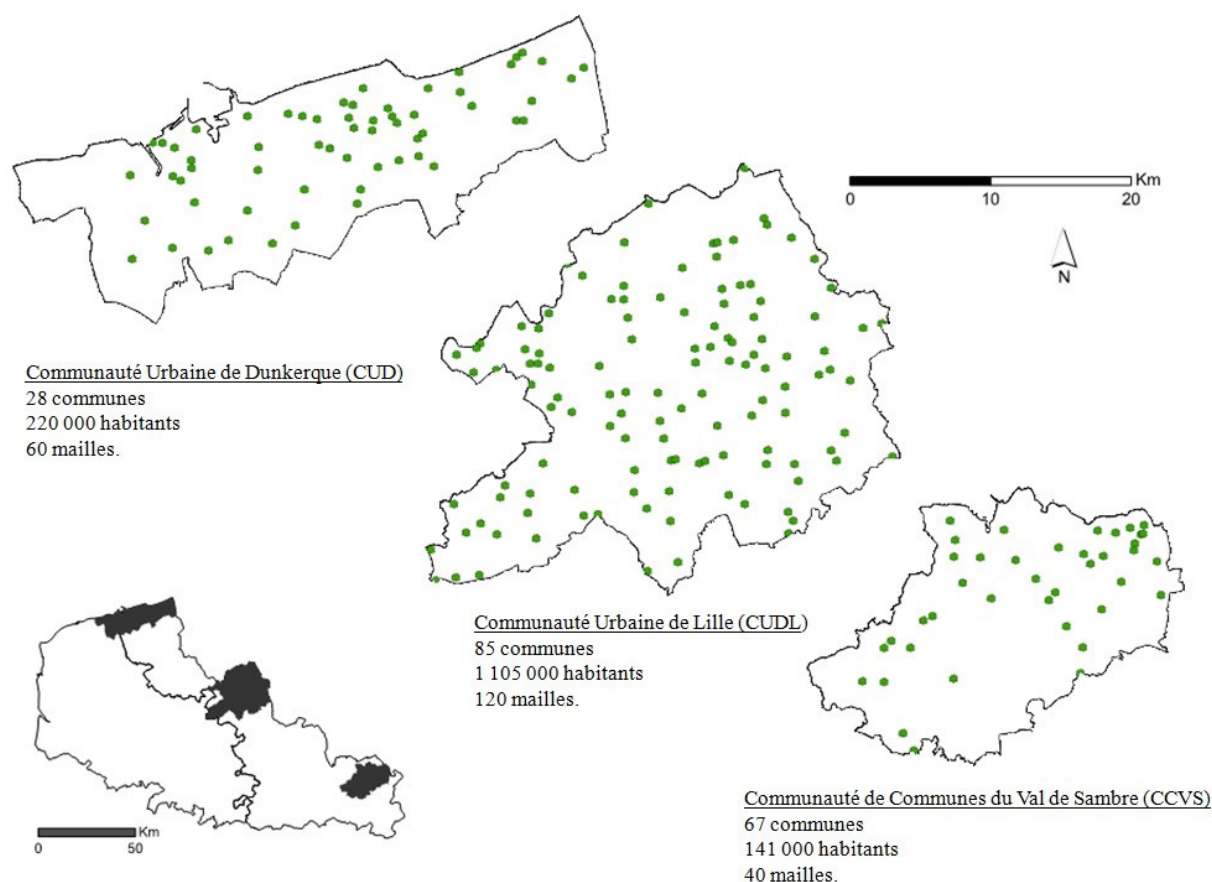


Figure 1. Présentation générale, répartition des centres des mailles de récoltes et caractéristiques des trois bassins de vie.

General presentation, distribution of the center of the harvest areas and characteristics of the three living areas.

Nous basons notre travail sur l'hypothèse qu'il existe un gradient de contamination ouest-est avec des concentrations plus importantes en ETM dans la CUD possédant une importante activité industrielle. Celle-ci est moins présente sur l'agglomération lilloise qui se caractérise d'avantage par un habitat dense et de très nombreuses voies de circulation importantes. La CCVS, où le milieu rural est dominant, présenterait une imprégnation métallique moins importante. Ces hypothèses sont fondées sur la présence des sources. Notre travail consiste à confirmer que les imprégnations à long terme de l'environnement de ces trois bassins correspondent à ces hypothèses.

2.2. Récolte, traitement des échantillons et dosages des ETM dans les lichens

Nous avons utilisé des thalles du lichen épiphyte *Xanthoria parietina*. C'est une espèce nitrophile très courante dans la région. Son thalle est foliacé, de couleur orange assez vif. Cette espèce a un rythme de crois-

sance d'environ 1 cm par an. Nous avons récolté des thalles de 6 cm de diamètre (ce qui correspond donc à une exposition sur les 6 dernières années environ).

Dans un même bassin, les lichens ont été récoltés le même jour dans chacune des mailles à l'aide d'outils en céramique (60 mailles pour la CUD, 120 mailles dans la CUDL et 40 mailles dans la CCVS). Pour pouvoir réaliser cela, chaque maille de récolte (1 km × 1 km) a fait l'objet d'un repérage préliminaire précis.

Au sein de chacune des mailles, 6 à 10 thalles ont été récoltés, en 3 lieux différents géoréférencés, par maille, sur des troncs à au moins 1,5 m du sol et placés dans des piluliers numérotés.

Au laboratoire, les thalles ont été séchés à l'étuve (35 °C), soigneusement débarrassés des débris d'écorce et ensuite broyés dans un mortier en céramique. Tous les thalles d'une même maille ont par la



Figure 2. *Xanthoria parietina*

(photo : APPA Nord-Pas-de-Calais).

***Xanthoria parietina* lichen.**

suite été rassemblés en 1 seul échantillon. Il y a donc eu au total 220 échantillons dosés.

Les éléments traces recherchés dans les thalles de lichens étaient les suivants : l'aluminium (Al), l'antimoine (Sb), l'arsenic (As), le béryllium (Be), le cadmium (Cd), le cobalt (Co), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le manganèse (Mn), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le palladium (Pd), le platine (Pt), le rhodium (Rh), le titane (Ti), le vanadium (V), le zinc (Zn).

Ce sont les concentrations totales en ces éléments qui ont été déterminées, c'est-à-dire sans tenir compte de leurs différentes spéciations au sein des thalles.

L'aluminium, le manganèse, le titane et le zinc ont été dosés par ICP-AES (spectroscopie d'émission optique avec plasma induit par haute fréquence). Les autres éléments ont été dosés par ICP-MS (spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif). L'échantillon européen de référence (numéro d'identification 482 – lichen *Pseudevernia furfuracea* contaminé par des métaux) a été utilisé dans le contrôle qualité des dosages.

2.3. Traitement statistique et cartographique des données

Les statistiques descriptives des résultats et les différentes analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel XLSTAT (Addinsoft – Paris, France). Les comparaisons entre les différents territoires ont été réalisées à l'aide d'un test non paramétrique de Dunn ($p < 0.005$). Les coefficients de corrélation entre les ETM ont été calculés, et la significativité des différences évaluée grâce à un test de Spearman ($p < 0,05$).

Les cartographies et les différentes interpolations géostatistiques (Krigage empirique Bayésien - EBK) ont été réalisées grâce au logiciel Arcview (Esri – Meudon, France).

2.4. Génération d'un indicateur agrégé de contamination

Les résultats obtenus ont permis de constituer une base de données de contamination lichénique et de réaliser 18 cartes de la contamination métallique des environnements étudiés. En plus de ces données monométalliques, nous avons développé un indicateur composite de contamination des milieux à partir des travaux de Tong-Bin *et al.* (2005). Pour chaque élément dosé en un point, nous avons calculé le ratio de la concentration mesurée sur la valeur de référence. Pour chaque point, nous avons calculé la moyenne de ces ratios, obtenant ainsi un Ratio d'Imprégnation Moyen (RIM).

La réalisation de ce RIM nous a également permis de calculer les valeurs pour chaque IRIS, unité géographique prise comme référence pour les données socio-économiques. Ce traitement a, pour chaque bassin, nécessité la constitution d'un maillage très fin (100 m $\times$ 100 m). Une valeur de RIM a été calculée pour chacune de ces petites mailles à partir des résultats. Les limites des IRIS sont ensuite intégrées (source : IGN). Les RIM des petites mailles appartenant à un même IRIS ont ensuite permis le calcul d'un RIM spécifique à cet IRIS.

3. Résultats et discussion

3.1. Imprégnation des territoires par les ETM

Il n'existe pas de normes établies de concentration en éléments traces dans les lichens. Pour interpréter les résultats obtenus pour chaque élément trace, nous utilisons comme valeurs de référence, des gammes de concentration retrouvées dans la bibliographie, notamment les travaux de Van Haluwyn et Cuny (1997), Bargagli (1998), et Scerbo *et al.* (1999, 2002), Cuny *et al.* (2004, 2010). Ces valeurs sont présentées dans le tableau I ci-après. Ce tableau présente également les statistiques descriptives réalisées sur les valeurs des concentrations des différents éléments traces dosés dans les thalles ainsi que les résultats des tests de comparaison. Ces résultats sont globalisés pour chaque bassin de vie afin de pouvoir établir les comparaisons. Nous observons pour la quasi-totalité des éléments des coefficients de variation importants, ce qui traduit des grands écarts de concentrations et donc l'hétérogénéité de la contamination de l'environnement.

Tableau I. Valeurs de référence (en mg/kg poids sec) des concentrations en éléments traces dans les lichens, et statistiques descriptives des concentrations (en mg/kg poids sec) des différents éléments traces étudiés dans les thalles de lichens récoltés sur les trois bassins de vie. Les résultats des comparaisons statistiques des concentrations sont présentés dans les dernières colonnes. « Oui » indique une différence statistiquement significative ($p < 0.05$) entre les territoires désignés. « - » indique une absence de différence.

Reference values (mg/kg dry weight) for trace elements concentrations in lichens and descriptive statistics of trace elements concentrations (mg/kg dry weight) in lichen thalli. The results of statistical comparisons of concentrations are shown in the last column. Yes indicates a statistically significant difference ($p < 0.05$) between the designated territories. “-” indicates no difference.

Statistiques descriptives :		Territoires	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type	Résultat des tests de Dunn	
Eléments	Ref. (mg.kg poids sec)		(Concentrations en mg/kg poids sec)				CCVS	CUDL
Al	100 à 500	CCVS	161,0	1933,0	730,7	424,8	CCVS	-
		CUDL	221,0	8745,7	1092,9	1175,6	CUDL	-
		CUD	349,0	6681,7	1504,0	1227,8	CUD	Oui
As	0,1 à 0,5	CCVS	0,2	2,4	0,8	0,5	CCVS	-
		CUDL	0,2	5,1	1,1	0,8	CUDL	-
		CUD	0,4	9,0	2,1	1,7	CUD	Oui
Be	0,1 à 0,3	CCVS	0,3	0,3	0,3	0,0	CCVS	-
		CUDL	0,0	0,3	0,2	0,1	CUDL	-
		CUD	0,0	0,4	0,2	0,1	CUD	-
Cd	0,1 à 0,2	CCVS	0,1	0,8	0,3	0,2	CCVS	-
		CUDL	0,1	10,6	0,7	1,0	CUDL	Oui
		CUD	0,2	30,1	1,4	3,9	CUD	Oui
Co	3 à 7	CCVS	0,3	1,4	0,6	0,3	CCVS	-
		CUDL	0,2	9,6	0,7	0,9	CUDL	-
		CUD	0,2	13,1	1,5	2,1	CUD	Oui
Cr	1 à 4	CCVS	0,9	11,0	3,8	2,4	CCVS	-
		CUDL	1,0	45,1	4,6	4,7	CUDL	-
		CUD	2,6	1172,4	38,3	153,0	CUD	Oui
Cu	5 à 15	CCVS	3,9	22,1	9,5	4,5	CCVS	-
		CUDL	4,7	259,2	19,1	26,2	CUDL	Oui
		CUD	5,1	95,5	19,0	17,5	CUD	Oui
Hg	0,1 à 0,2	CCVS	0,1	0,1	0,1	0,0	CCVS	-
		CUDL	0,0	0,8	0,1	0,1	CUDL	Oui
		CUD	0,0	1,1	0,2	0,2	CUD	Oui
Mn	5 à 30	CCVS	20,0	165,0	57,3	31,9	CCVS	-
		CUDL	16,0	309,0	54,0	42,3	CUDL	-
		CUD	45,4	6305,0	556,9	912,5	CUD	Oui
Ni	3 à 10	CCVS	0,8	8,7	2,6	1,5	CCVS	-
		CUDL	0,7	72,9	3,2	6,4	CUDL	-
		CUD	1,2	794,5	24,2	102,3	CUD	Oui
Pb	8 à 15	CCVS	2,4	55,0	11,5	9,0	CCVS	-
		CUDL	1,3	873,0	31,1	77,9	CUDL	Oui
		CUD	3,0	371,9	32,7	50,6	CUD	Oui
Pd	15	CCVS	15,1	15,8	15,4	0,2	CCVS	-
		CUDL	15,1	231,9	21,7	21,6	CUDL	-
		CUD	15,2	61,2	21,0	11,3	CUD	-
Pt	15	CCVS	15,1	15,8	15,4	0,2	CCVS	-
		CUDL	15,0	15,9	15,4	0,2	CUDL	-
		CUD	15,2	15,7	15,4	0,1	CUD	-
Rh	15	CCVS	15,1	15,8	15,4	0,2	CCVS	-
		CUDL	15,0	58,2	15,8	4,0	CUDL	-
		CUD	15,2	15,7	15,4	0,1	CUD	-
Sb	0,3	CCVS	0,3	2,1	0,6	0,4	CCVS	-
		CUDL	0,3	14,0	1,7	1,8	CUDL	Oui
		CUD	0,3	25,2	1,8	3,3	CUD	Oui
Ti	5	CCVS	5,1	38,0	15,5	6,6	CCVS	-
		CUDL	0,0	76,0	15,4	10,9	CUDL	-
		CUD	0,0	156,0	30,2	34,9	CUD	-
V	3 à 12	CCVS	0,7	8,2	3,0	1,6	CCVS	-
		CUDL	0,3	18,0	3,6	2,8	CUDL	-
		CUD	2,6	102,0	13,2	15,1	CUD	Oui
Zn	30 à 50	CCVS	23,3	267,4	74,4	41,5	CCVS	-
		CUDL	27,9	1582,7	112,8	141,5	CUDL	Oui
		CUD	40,4	2407,9	178,9	310,2	CUD	Oui

Notre hypothèse de départ est confirmée dans la grande majorité des cas. Nous observons des imprégnations plus importantes sur la CUD puis la CUDL et enfin sur la CCVS. Les variations en termes de sources (nature, activité, importance...) entre les territoires se traduisent par des différences significatives en ce qui concerne les imprégnations de l'environnement.

Il existe quelques exceptions, notamment entre la CUDL et la CCVS malgré des tendances marquées. La première concerne le béryllium pour lequel les résultats obtenus sont très homogènes. Cet élément est principalement utilisé en plasturgie (fabrication de moules pour matières plastiques), en métallurgie et en électronique sous forme d'oxyde de béryllium. En raison de sa forte toxicité, il a, dans de très nombreux cas, été substitué. Ainsi, sur les trois territoires que nous avons étudiés, le béryllium n'est pas présent d'une manière importante et il n'existe pas de différence d'imprégnation environnementale notable.

Les imprégnations en cuivre sur la CUDL et la CUD ne diffèrent pas significativement. Nous pouvons remarquer qu'elles sont plus importantes que les niveaux de référence. Ceci, compte tenu de l'activité métallurgique présente sur la CUD, peut paraître surprenant. En réalité, en France, le cuivre provient majoritairement de l'usure des caténaires induite par le trafic ferroviaire et de l'usure des plaquettes de frein des véhicules routiers (CITEPA, 2012). Ce sont donc principalement les transports qui sont émetteurs. À noter que l'utilisation de pesticides peut générer également des émissions de Cu. Ce dernier point pourrait contribuer à expliquer le fait que, sur la CCVS, les concentrations sont également bien au-dessus des valeurs de référence.

Un autre élément attire l'attention, il s'agit du plomb. En effet, celui-ci était au niveau français principalement émis par le trafic routier et cela jusque dans les années 2000 (le plomb dans l'essence a été interdit le 1^{er} janvier 2000 mais cette mesure n'a pas eu immédiatement des effets significatifs). Actuellement, les principales sources de cet élément sont la première et la seconde fusion du plomb, la fabrication de batteries électriques, la fabrication de certains verres (cristal). Il ne faut pas négliger les émissions du secteur résidentiel tertiaire qui représentent 16 % en France (CITEPA, 2012) et enfin, même si cela est plus difficilement quantifiable, la mise en suspension de particules provenant de sols contaminés (présents dans notre région). Sur la figure 3 ci-dessous, nous remarquons que les zones urbanisées sont systématiquement plus imprégnées (bien entendu cela est plus net sur la CUDL et la CUD). Dans la CUD, nous retrouvons également la zone industrialo-portuaire nettement marquée, ce qui correspond à des résultats précédemment décrits (Cuny *et al.*, 2004, 2010).

Dans nos travaux, l'imprégnation en antimoine n'est pas différente entre la CUD et la CUDL. Cet élément est très lié au plomb dans de nombreuses utilisations industrielles car il en augmente la dureté. Ainsi, dans des produits tels que les accumulateurs, on retrouve de l'antimoine lié au plomb. Dans nos résultats, ces deux éléments sont significativement corrélés sur ces deux zones, ce qui pourrait confirmer leurs origines communes.

Les résultats obtenus pour le titane sont parmi ceux qui soulèvent le plus de questions quant à leur interprétation. En effet, cet élément fait l'objet de très nombreuses applications mais il est aussi un élément naturel que l'on retrouve grâce à la mise en suspension des poussières des sols. Ainsi, il est possible que sur les différents territoires nous ayons à la fois de grandes disparités des concentrations mais aussi des sources qui font, qu'*in fine*, les résultats ne puissent se distinguer d'une manière significative.

Enfin, les imprégnations de l'environnement des trois bassins de vie par les platinoïdes (rhodium, palladium et platine) ne sont pas significatives hormis pour quelques points particuliers de la CUDL. Nous avons déjà obtenu des résultats comparables à l'aide d'une méthode de biosurveillance différente (Rzepka et Cuny, 2011). L'un des objectifs suivis ici était de mettre en évidence une éventuelle contribution du trafic routier car ces éléments sont susceptibles d'être émis dans l'environnement suite à l'usure des pots catalytiques. Les émissions de ces éléments sont assez faibles (de l'ordre du ng/km) ainsi, comme limite à ce présent travail, nous pourrions simplement évoquer des seuils de détection et de quantification des méthodes analytiques insuffisamment bas. Compte tenu des enjeux de ces éléments, leur biosurveillance environnementale nécessitera d'être développée.

3.2. Approche agrégée des résultats

Nous proposons deux approches agrégées. La première est la cartographie des RIM pour les trois bassins de vie (présentée figure 4), et la seconde la cartographie des RIM calculés et représentés pour chaque IRIS (figure 5).

Nous y retrouvons la répartition décroissante précédemment décrite entre les bassins, de la CUD vers la CCVS. Il n'y a que de rares données ponctuelles qui présentent un RIM inférieur à 1, ce qui amène à une modélisation de l'ensemble de la zone avec des valeurs de RIM supérieures à 1. La déformation des zones de contamination vers le sud de la CUD, préalablement décrite par Cuny *et al.* (2004) et attribuée au transport des ETM par les vents (et principalement les brises de mer) perpendiculaires au littoral, se confirme. Les zones les plus contaminées correspondent aux deux zones industrialo-portuaires du

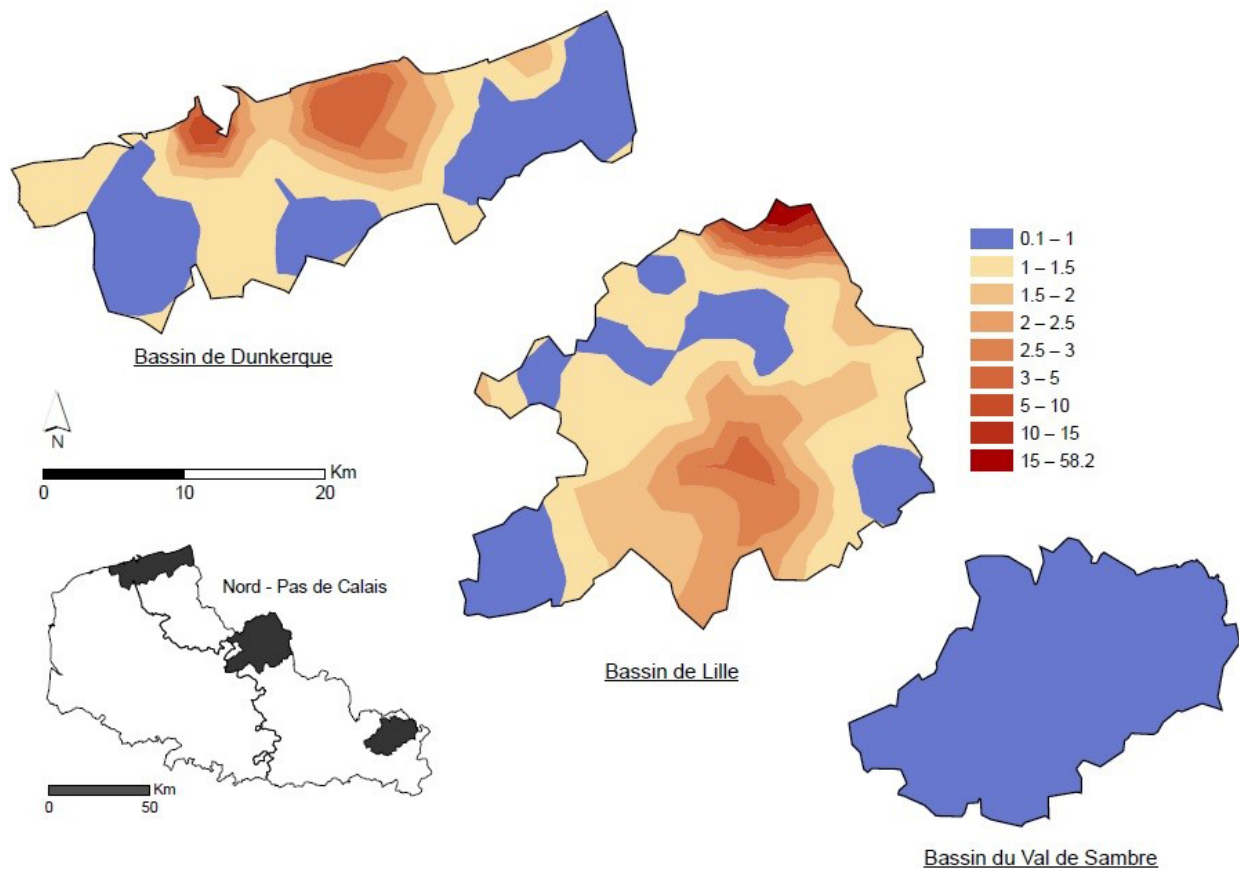


Figure 3. Cartographie du ratio d'imprégnation par le plomb. Dans les zones représentées en bleu, les lichens ont une imprégnation proche des références.

Map of lichens impregnation ratio for the lead. In areas shown in blue, lichens do not differ from references.

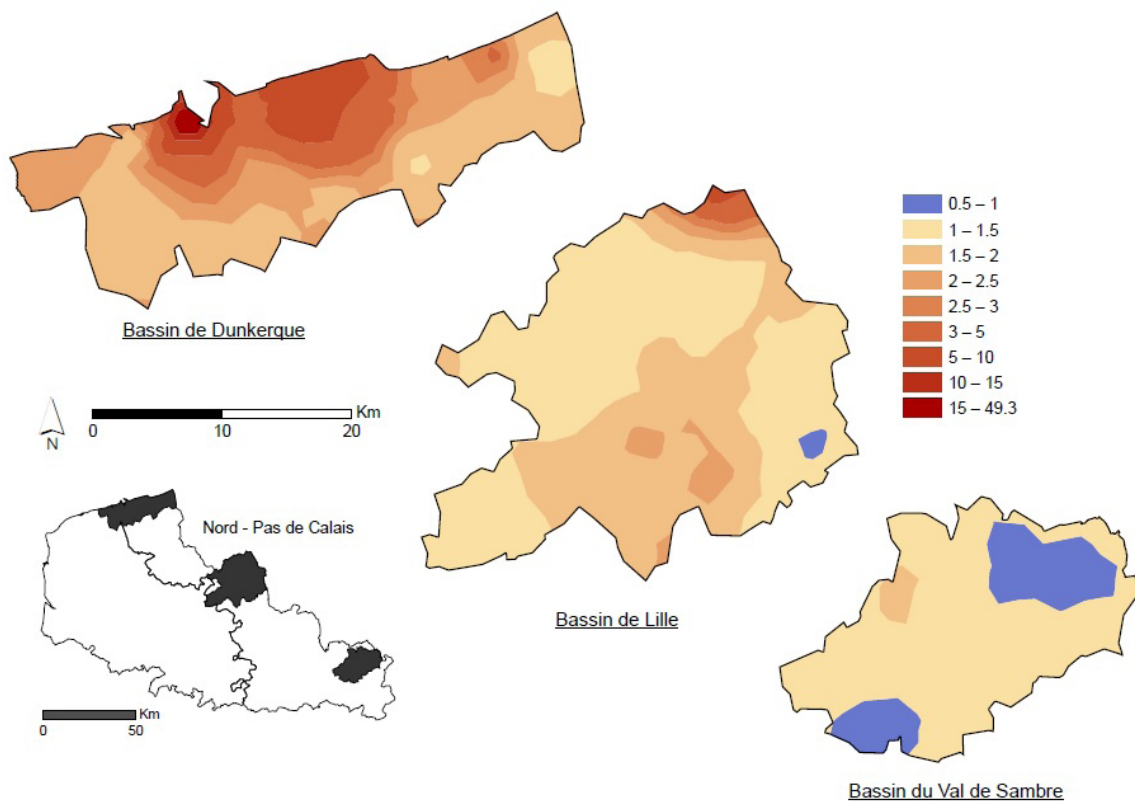


Figure 4. Cartographie des ratios d'imprégnation moyens (RIM) sur les trois bassins étudiés.

Mapping of mean impregnation ratio (RIM) on the three studied areas.

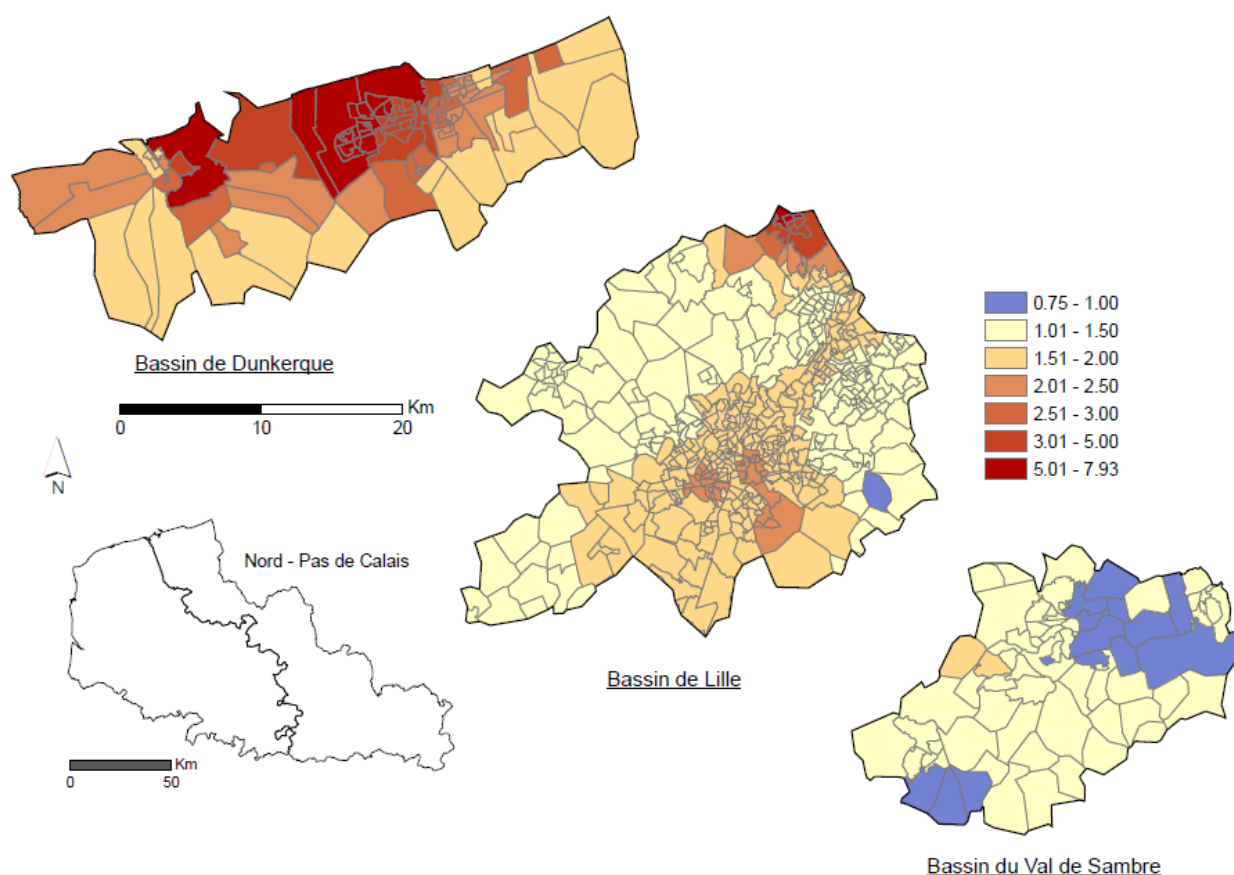


Figure 5. Cartographie des RIM au niveau des IRIS.

RIM mapping in IRIS areas.

secteur. Néanmoins, compte tenu de la proximité des zones urbaines, celles-ci intègrent également les secteurs pour lesquels les RIM sont les plus importants. Sur la CUDL, là aussi, la contamination est assez générale même si deux zones se distinguent plus particulièrement. La première au sud correspond à la fois à un axe majeur de transit et d'activités (l'autoroute A1 et toutes les zones d'activités aux alentours). On ne peut toutefois pas exclure que cette zone soit aussi sous l'influence des retombées du bassin minier situé juste au sud. De la même manière, à l'extrémité nord, il existe quelques activités émettrices d'ETM (industries et incinération notamment) mais nous ne pouvons exclure la contribution des retombées issues d'activités localisées de l'autre côté de la frontière belge.

Enfin, sur la CCVS, l'imprégnation là aussi est assez générale mais plus faible que sur les bassins précédents. Il est à noter que nous n'avons pas mis en évidence de contribution significative des zones les plus habitées et/ou industrielles telles que Jeumont ou Hautmont.

Nous remarquons au final qu'il existe une contamination de fond présente sur l'ensemble de la région car même dans la CCVS les zones avec des RIM

supérieurs à 1 sont très largement répandues. Ainsi, nous sommes face à une contamination assez générale de l'environnement par les éléments traces. Bien entendu, il est nécessaire de nuancer ce résultat car nos dosages intègrent la contribution du fond géochimique (fond naturel).

La figure 5 présente les RIM calculés et représentés à l'échelle des IRIS.

Cette cartographie confirme et affine un certain nombre d'observations précédentes. Cela est principalement dû au calcul de krigeage qui s'étend sur des zones moins importantes et donc plus homogènes. Elle permet notamment de distinguer des IRIS dans lesquels les RIM sont inférieurs à 1 sur la CCVS mais aussi de mettre en évidence des IRIS pour lesquels les RIM sont très importants sur la CUD et qui correspondent à des IRIS densément peuplés. C'est, à notre connaissance, la première fois que des données de biosurveillance lichénique sont agrégées à l'IRIS. L'étape suivante de ce travail sera, dans un très proche avenir, d'associer ces résultats à ceux des mesures d'imprégnation des populations ainsi qu'à diverses données socio-économiques afin d'affiner

les liens santé-environnement, en intégrant à partir de questionnaires les autres sources possibles d'exposition aux ETM.

4. Conclusion

Ce travail est le premier de cette ampleur dans la région Nord-Pas-de-Calais et, à notre connaissance, n'a que peu d'équivalent en France et en Europe. Les dosages atmosphériques des 4 métaux réglementés montrent que les concentrations respectent les valeurs limites imposées mais cela n'intègre pas le caractère cumulatif des polluants inorganiques. Or nous observons qu'en ce qui concerne l'imprégnation de l'environnement, les valeurs de référence (qui n'ont pas de caractère réglementaire) sont bien souvent largement dépassées. Cette cartographie nous a permis de mettre en évidence la contribution des sources anthropiques principales dans l'imprégnation de l'environnement par les métaux. Le but de notre travail n'était pas d'identifier d'une manière très précise ces sources. Dans ce cas, nous aurions utilisé d'autres techniques

comme le marquage isotopique, par exemple. Notre principal but était d'évaluer l'imprégnation de l'environnement et de pouvoir ensuite utiliser ces résultats en association avec d'autres paramètres. Il s'agit là d'une méthode très novatrice dans le domaine de la biosurveillance environnementale. Les objectifs de ces associations sont nombreux et visent notamment à réaliser d'une manière objective des cartes où les points noirs environnementaux et sanitaires pourront être facilement mis en évidence. Ces cartographies pourront être utilisées comme outils de décision dans la gestion des territoires soumis à des inégalités environnementales importantes.

Ce travail a bénéficié des financements de la DRRT, des fonds FEDER et de cofinancements par le Plan Régional de Santé Publique (PRSP), la Communauté Urbaine de Dunkerque et le Conseil Régional Nord-Pas-de-Calais. Il a été réalisé dans le cadre de l'IENI (Institut de Recherche en Environnement Industriel).

Références bibliographiques

- Bargagli R. *Trace elements in terrestrial plants, an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery*, Springer, Berlin, 1998, 324 p.
- Chen L.C., Lippmann M. (2009). Effects of metals within ambient air particulate matter (PM) on human health. *Inhal. Toxicol.*, n° 21(1), p. 1-31.
- CITEPA. *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France. Séries sectorielles et Analyses étendues (format SECTEN)*. Rapport National d'Inventaire, 2012, 336 p.
- Cooksey C. (2012). Health concerns of heavy metals and metalloids. *Sci. Prog.*, 95 (Pt 1), p. 73-88.
- Cuny D. (2009). Aperçu bibliographique sur la contamination du lait maternel par les polluants environnementaux. I. : les éléments traces métalliques. *Air Pur*, n° 75, p. 59-65.
- Cuny D., Rzepka M.A., Van Haluwyn C. (2008). Introduction à la biosurveillance végétale et fongique de la qualité de l'air – concept et intérêt. *Spectra Analyse*, n° 264, p. 31-35.
- Cuny D., Davranche L., Thomas P. et al. (2004). Spatial and temporal variations of trace element contents in *Xanthoria parietina* thalli collected in a highly industrialized area in Northern France as an element for a future epidemiological study. *Journal of Atmospheric Chemistry*, n° 49, p. 391-401.
- Cuny D., Quarre S., Devred I. et al. (2010). Évolution spatiale et temporelle des concentrations en Éléments Traces Métalliques de thalles de *Xanthoria parietina* récoltés sur la zone industrialo-portuaire de Dunkerque. *Air Pur*, n° 77, p. 43-49.
- Davranche L., Van Haluwyn C., Cuny D. (2013). Approche du risque sanitaire lié à la consommation de champignons contaminés par les Éléments Traces Métalliques – Documents Mycologiques, 35, p. 311-323.

Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Nord-Pas de Calais. *L'Industrie au Regard de l'Environnement en 2011* - IRE 2012, 151 p.

International Agency for Research on Cancer (IARC). (1993). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, beryllium, cadmium, mercury and exposures in the glass, Manufacturing industry, IARC edition, Lyon, n° 58, 453 p.

International Agency for Research on Cancer (IARC). (1997). IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, chromium, nickel and welding, IARC edition, Lyon, n° 49, 36 p.

Kar S., Samal A.C., Maity J.P., Santra S.C., (2013). Diversity of epiphytic lichens and their role in sequestration of atmospheric metals. *Int. J. Env. Sci. Tech.*, DOI 10.1007/s13762-013-0270-8.

Liu X., Song Q., Tang Y. *et al.* (2013). Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: A multi-medium analysis. *Sci. Total Environ.*, n° 4, p. 530-540.

Loppi S., Frati L., Paoli L. *et al.* (2004). Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metals contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy). *Sci. Total Env.*, n° 326, p. 113-122.

Majumder S., Mishra D., Ram S.S. (2013). Physiological and chemical response of the lichen, *Flavoparmelia caperata* (L.) Hale, to the urban environment of Kolkata. *India Environmental Science and Pollution Research*, n° 20 (5), p. 3077-3085.

Marano F. (2012). Mécanismes d'action des particules atmosphériques fines et ultrafines. *Pollution Atmosphérique*, N° spécial Particules, p. 20-23.

Rzepka M.A., Cuny D. (2009). Biosurveillance végétale et fongique des éléments traces métalliques atmosphériques. *Air Pur*, n° 75, p. 66-77.

Rzepka-Cuny M.A. Cuny D. (2011). Preliminary researches on the use of an air biomonitoring network using plants in a complex industrial zone: application of ray-grass in Dunkerque. *Acta Bot. Gal.*, 158, p. 387-400.

Scerbo R., Possenti L., Lampugnani L. *et al.* (1999). Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in Livorno Province (Tuscany, Italy). *Sci. of the Tot. Env.*, n° 241, p. 91-106.

Scerbo R., Ristori T., Possenti L. *et al.* (2002). Lichen (*Xanthoria parietina*) biomonitoring of trace element contamination and air quality assessment in Pisa Province (Tuscany, Italy). *Sci. of the Tot. Env.*, n° 286, p. 91-106.

Tong-Bin C., Yuan-Ming Z., Mei L., *et al.* (2005). Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*, n° 60 (4), p. 542-551.

Van Haluwyn C. et Cuny D. (1997). Cartographie de la pollution de l'air par certains métaux lourds sur le littoral Calais-Dunkerque. *Rapport SPPI du Littoral*, p. 25-40.