



Biosurveillance lichénique

Exposition atmosphérique

des territoires de Gardanne et Meyreuil

2024



Le présent rapport est publié sous licence CC-BY-ND



Les données, les interprétations et les images présentes dans ce rapport sont la propriété de l'Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions, libres d'accès et d'utilisation à condition de citer les références du rapport et d'indiquer la source des données, photos et graphiques ("Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions - Fos sur Mer").

Il ne sera pas apporté, à la version originale du rapport, de modifications à des fins de diffusion. L'Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions ne pourra être tenu responsable de toute interprétation réalisée par un tiers et qui n'est pas explicitement détaillée dans ce rapport.

Pour citer ce rapport :

M. Reuillard, A. Austruy, J. Dron. *Biosurveillance lichénique : exposition atmosphérique des territoires de Gardanne et Meyreuil*. Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions, 2024.

Contacts :

mathilde.reuillard@institut-ecociroyen.fr - julien.dron@institut-ecociroyen.fr

Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions
RD268 – Centre de Vie la Fossette – 13270 Fos-sur-Mer

04.90.55.49.94 – www.institut-ecociroyen.fr

Remerciements

L'Institut Écociroyen adresse ses remerciements amicaux à Amandine Durand (Laboratoire Chimie Environnement, Aix-Marseille Université), ainsi qu'à Emmanuel Wafo et Florence Chaspoul (Faculté de Pharmacie, Aix-Marseille Université) pour leurs accompagnements techniques dans les analyses chimiques. L'Institut Écociroyen remercie également les villes de Gardanne et Meyreuil pour leur soutien dans la réalisation de cette étude.

Les travaux présentés dans ce rapport ont été réalisés avec le soutien financier de la Métropole Aix-Marseille-Provence et des villes de Gardanne et Meyreuil, à travers le Fonds Charbon.

Table des matières

I. Introduction.....	6
II. Principe de la biosurveillance lichénique.....	7
III. Méthodologie.....	8
IV. Résultats et discussion.....	10
IV.1. Bioaccumulation.....	10
IV.1.a. Métaux.....	10
IV.1.b. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP).....	14
IV.1.c. Lévo-glucosan.....	16
IV.1.d. Dioxines et furanes (PCDD/F).....	17
IV.1.e. Polychlorobiphényles (PCB).....	19
IV.2. Bioindication.....	22
IV.2.a. Diversité et abondance des lichens.....	22
IV.2.b. Cortège lichénique.....	24
IV.2.c. Indices de pollution.....	25
V. Synthèse.....	26
V.1. Alentours de la centrale thermique de Provence.....	26
V.2. Proximité d'Altéo.....	27
VI. Conclusion et perspectives.....	29
ANNEXES.....	33

I. Introduction

Les territoires des villes de Gardanne et Meyreuil sont marqués par une forte pression anthropique du fait de la présence d'importants sites industriels, d'un réseau autoroutier dense et de l'activité agricole. Or ces différentes activités entraînent l'émission de divers contaminants dans l'atmosphère, posant ainsi la question de l'exposition des habitants et de leur environnement.

Pour y répondre, une étude de biosurveillance lichénique a été menée par l'Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions (IECP) sur ce territoire, à la demande des deux communes et avec le soutien financier de la Métropole Aix-Marseille-Provence. Son objectif était d'initier un « point zéro » de suivi temporel, avant l'éventuel redémarrage de la centrale électrique convertie à la biomasse, en déterminant les niveaux et profils d'exposition des habitants des communes de Gardanne, Meyreuil et de leur voisinage, et en évaluant leurs impacts sur l'environnement. Ces niveaux ont également pu être comparés à ceux retrouvés sur le reste de la Métropole lors des campagnes de biosurveillance de l'IECP. Aussi, cette étude a permis d'identifier les différentes influences et sources d'exposition atmosphérique, ainsi que leur répartition géographique.

Pour répondre à ces objectifs, deux méthodes de biosurveillance lichénique ont été utilisées : la bioaccumulation et la bioindication. La première a permis de mesurer les concentrations de différents contaminants accumulés dans des thalles de *X. parietina* prélevés sur dix sites d'étude répartis sur le territoire. La deuxième a abouti à cinq relevés de diversité lichénique, c'est-à-dire à la détermination des différentes espèces de lichens présentes et leur fréquence d'apparition, sur cinq sites d'étude. Ces mesures de concentrations complétées par ces données d'abondance et de diversité lichénique ont ainsi renseigné sur la qualité de l'air des territoires de Gardanne et Meyreuil.

II. Principe de la biosurveillance lichénique

La biosurveillance concerne toute utilisation d'un organisme, ou d'un ensemble d'organismes, sensible au milieu environnant, et donc pouvant faire état de ce dernier (Van Haluwyn *et al.*, 2011 ; Agnan, 2013). Elle peut être employée pour étudier la distribution spatiale et temporelle de certains polluants atmosphériques, pour identifier et suivre des sources ponctuelles de contamination, ou pour évaluer d'éventuels impacts environnementaux. Elle se décline en plusieurs outils de diagnostics environnementaux, les deux employés lors de cette étude sont :

- La **bioaccumulation** : il s'agit d'une mesure d'exposition qui consiste à déterminer les concentrations en éléments chimiques bioaccumulés dans un ou plusieurs organismes vivants en réponse à une exposition plus ou moins diffuse ;
- La **bioindication** : il s'agit d'une mesure d'impact basée sur l'observation des réponses biologiques (morphologiques, physiologiques, tissulaires ...) d'un ou plusieurs organismes vivants en réponse à la présence de certains polluants dans leur environnement.

Les organismes utilisés ici sont les lichens qui, de par leurs particularités anatomiques, sont particulièrement adaptés à l'étude des contaminants atmosphériques (Nimis *et al.*, 2002 ; Gibson *et al.*, 2013 ; Loppi, 2014 ; Dron *et al.*, 2016 ; Ratier *et al.*, 2018). En effet, ce sont des organismes ubiquistes qui ne possèdent ni cuticule, ni système racinaire, ni système d'excrétion, tout en ayant une activité biologique quasi-annuelle et en constituant des populations stables et pérennes. Ils ne sont pas capables de réguler leurs échanges gazeux avec l'atmosphère et sont ainsi continuellement exposés aux contaminants présents dans l'air ambiant. L'ensemble des éléments chimiques présents dans l'air est donc susceptible d'être adsorbé par les lichens. Ainsi, le processus de bioaccumulation résulte d'un équilibre entre les concentrations atmosphériques et lichéniques, ce qui permet aux lichens d'être très représentatifs des niveaux de polluants dans l'air ambiant. Les mesures de bioaccumulation de divers composés peuvent être réalisées sur certaines espèces, notamment *Xanthoria parietina*, via des prélèvements de thalles suivis d'analyses chimiques. Par ailleurs, les lichens peuvent être utilisés en tant que bioindicateurs d'effets renseignant, de par leur diversité et leur abondance, sur la qualité de l'air d'un environnement. En effet, suivant leur sensibilité face aux polluants, ils seront peu diversifiés dans des zones fortement exposées et, à l'inverse, ils seront diversifiés dans des régions non polluées.

Il existe deux normes de biosurveillance par les lichens :

- NF X43-904 (AFNOR, 2013), intitulée « Biosurveillance de l'air - Biosurveillance passive de la qualité de l'air à l'aide des lichens autochtones : de la récolte à la préparation des échantillons » ;
- NF EN 16413 (AFNOR-CEN, 2014), intitulée « Biosurveillance à l'aide de lichens - Évaluation de la diversité des lichens épiphytes ».

La longue expérience de l'IECP et ses travaux de recherche dans le domaine, menés depuis 2011 sur le territoire de la Métropole Aix-Marseille-Provence, ont permis de consolider certains aspects de la méthodologie (Ratier *et al.*, 2018), d'évaluer la portée de sa fiabilité, ou encore de préciser la durée d'intégration des lichens en fonction des conditions climatiques (Dron *et al.*, 2021).

III. Méthodologie

Cette étude a été réalisée sur les territoires de Gardanne et Meyreuil. Pour cela, dix sites ont été sélectionnés de façon concertée avec les élus à la santé des deux municipalités, et répartis équitablement entre les deux villes (Tableau 1). Des prélèvements de lichens ont été effectués sur tous ces sites pour y réaliser des mesures de bioaccumulation de polluants. Parmi eux, cinq sites ont été retenus afin d'y réaliser des relevés de bioindication lichénique : trois sur Gardanne et deux sur Meyreuil (Figure 1).

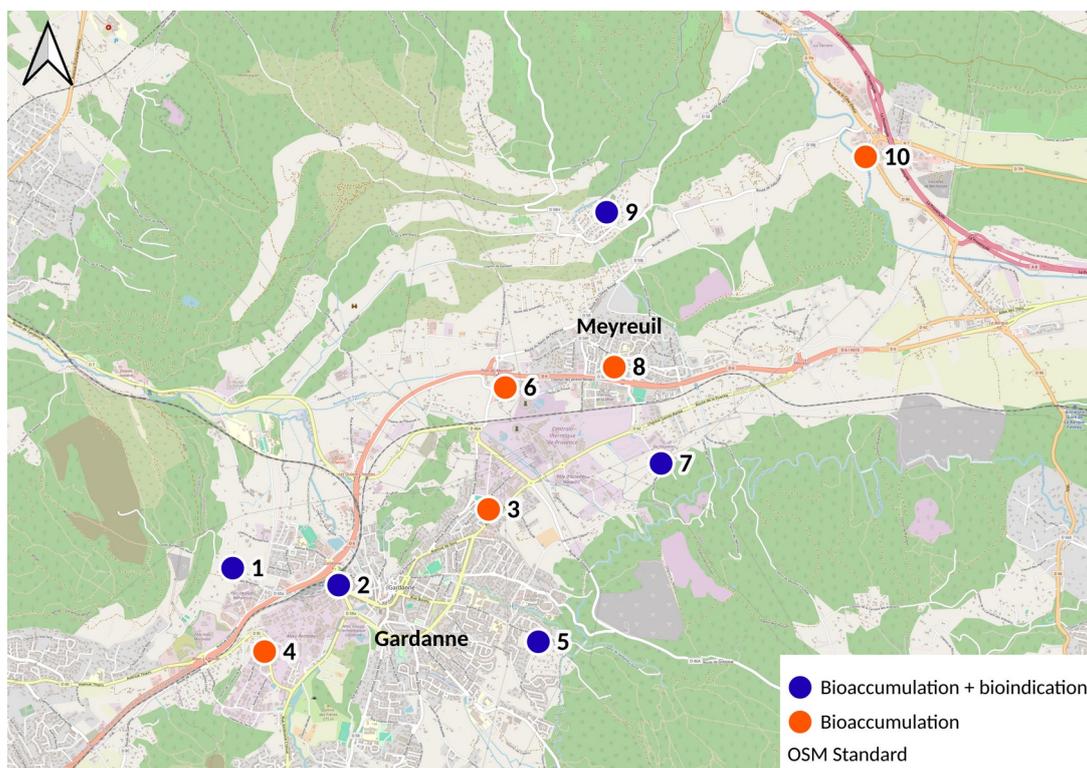


Figure 1 : Plan d'échantillonnage des sites d'étude répartis sur les communes de Gardanne et Meyreuil

Tableau 1 : Description des sites d'étude et types de mesures réalisées

N° site	Commune	Lieu	Coordonnées		Bioaccumulation					Bioindication
			Latitude	Longitude	Métaux	HAP	Lévo.	PCB	PCDD/F	
1	Gardanne	Fontvenelle	43°27'25.9"N	5°27'06.9"E	X	X	X			X
2		Pôle d'échanges	43°27'20.8"N	5°27'50.2"E	X	X	X	X	X	X
3		Z.A. La Palun	43°27'43.4"N	5°28'51.3"E	X	X	X	X	X	
4		Av. des Chasséens	43°27'01.0"N	5°27'19.9"E	X	X	X			
5		Ch. du Claou	43°27'03.9"N	5°29'11.6"E	X	X	X	X	X	X
6	Meyreuil	Ch. des Jardins Miniers	43°28'19.8"N	5°28'58.1"E	X	X	X	X	X	
7		Route des Sauvaires	43°27'57.1"N	5°30'01.7"E	X	X	X	X	X	X
8		Gymnase	43°28'25.9"N	5°29'42.6"E	X	X	X	X	X	
9		Mairie	43°29'12.1"N	5°29'39.5"E	X	X	X			X
10		Europarc Sainte Victoire	43°29'28.6"N	5°31'25.2"E	X	X	X			

Les mesures de bioaccumulation ont été réalisées à partir d'échantillons de *X. parietina*, espèce de lichen foliacé nitrophile, héliophile, toxitolérante et quasi cosmopolite. Pour cela, sur chaque site, des thalles entiers de cette espèce ont été prélevés sur plusieurs troncs d'arbres feuillus. Puis, au laboratoire, les échantillons ont été triés pour ne garder que les tissus de lichens. Ils ont ensuite été lyophilisés et broyés avant la réalisation des analyses chimiques. Ces étapes sont détaillées dans l'Annexe A.

Compte-tenu des émissions attendues, les mesures de bioaccumulation ont porté sur :

- Les **métaux** : principalement émis lors de procédés industriels (fonderie, sidérurgie ...) et lors de la combustion de pétrole, charbon ou déchets ménagers, ainsi que par le trafic routier ;
- Les **hydrocarbures aromatiques polycycliques** (HAP) : produits par tout type de combustion (chauffage, transport, production d'énergie, industrie...) ;
- Le **lévoglucosan** : traceur de la combustion de bois.

Certains contaminants étant moins attendus, ils n'ont été recherchés que sur six sites :

- Les **polychlorobiphényles** (PCB) : polluants organiques persistants interdits depuis 1987, utilisés dans l'industrie (fabrication de transformateurs électriques, adhésifs, encres, peintures...);
- Les **dioxines et furanes** (PCDD/F) : polluants organiques persistants, produits lors de processus de combustion, lors de l'incinération de déchets et dans un grand nombre de procédés de fabrication industriels (métallurgie, blanchiment des pâtes à papier, pesticides...).

Pour les mesures de bioindication, des relevés de biodiversité lichénique ont été faits sur dix arbres feuillus de chaque site étudié. Ces relevés consistaient à déterminer les différentes espèces présentes et leur fréquence d'apparition. Les données d'abondance et de diversité lichénique acquises ont ensuite permis de calculer des indices renseignant sur la qualité de l'air correspondante, ici l'Indice de Pureté Atmosphérique (IPA) et la Valeur de Diversité Lichénique (VDL). La méthodologie des relevés et le calcul des indices sont détaillés dans l'Annexe B.

Les données obtenues ont été traitées avec les logiciels Libreoffice et R (version 4.3, R Core Team, 2024) avec l'aide des packages RStudio 2024.12.0+467 et FactoMineR pour les traitements statistiques, ainsi que le logiciel QGIS 3.22 pour les cartographies.

IV. Résultats et discussion

IV.1. Bioaccumulation

IV.1.a. Métaux

Les métaux et métalloïdes sont principalement émis lors de procédés industriels (fonderies, usines sidérurgiques et métallurgiques...), mais aussi lors de la combustion de pétrole, de charbon ou de déchets ménagers. Le trafic routier contribue également à leur émission, tout comme les envols de poussières de sols contaminés. Dans une moindre mesure, des émissions naturelles (feux de forêt, éruptions volcaniques, matériaux parentaux) s'ajoutent à ce panel de sources.

Les concentrations de métaux trouvées dans les lichens en 2023 sont présentées dans le Tableau 2. Ces résultats montrent que l'exposition atmosphérique du territoire est impactée par les métaux.

En 2021, des mesures de bioaccumulation ont déjà été faites au sein de la ville de Gardanne. Elles s'inscrivaient dans le cadre des campagnes de mesures triannuelles de l'IECP, réalisées sur l'ensemble de la Métropole Aix-Marseille-Provence. Le positionnement du site 2 de cette étude a donc été choisi pour correspondre au point de prélèvement de la ville de Gardanne (GAR) des campagnes de mesures antérieures, ceci afin de pouvoir comparer les données obtenues en 2021 et en 2023. Ainsi, les mesures réalisées en 2021 montraient que les concentrations les plus élevées de la Métropole en aluminium (Al) et vanadium (V) étaient retrouvées à Gardanne, de même que des teneurs importantes d'arsenic (As), chrome (Cr), fer (Fe) et titane (Ti). En 2023, sur le même site, ces concentrations ont diminué d'un facteur 10 pour Ti et d'un facteur 2 pour Fe et V. Elles ont également baissé pour Al, As et Cr, mais de façon moins importante. À noter, la présence de mercure (Hg) et de cadmium (Cd) à des concentrations semblables à celles mesurées autour des sites industriels de la Métropole, alors qu'ils étaient en-dessous des seuils de détection en 2021.

Certains articles scientifiques proposent des valeurs de bruit de fond, tels que Cecconi *et al.* (2019) (Tableau 2). Ce dernier regroupe les données de 11 études mesurant la bioaccumulation de 10 métaux par *X. parietina* dans cinq régions italiennes. Les moyennes obtenues représentent donc un bruit de fond auquel peuvent être comparées les mesures obtenues ici. Il faut toutefois garder certaines précautions dans cette comparaison, car les environnements peuvent différer (nature et composition des sols, de la végétation...). En effet, il existe encore peu de données sur des calculs de bruit de fond dans les lichens, or il est possible que la nature du sol, du climat ou encore de la végétation par exemple (...) puissent conduire à des bruits de fond différents selon la région où ils sont calculés. L'IECP dispose, a priori, de suffisamment de données pour calculer un bruit de fond à l'échelle de la Métropole Aix-Marseille-Provence, qui serait certainement mieux adapté. Celui-ci pourrait donc être calculé si des ressources suffisantes peuvent y être consacrées.

Ici, toutes les concentrations de cuivre (Cu), mercure (Hg) et zinc (Zn) dépassent les valeurs du bruit de fond établi par Cecconi *et al.* (2019). Il en est de même pour celles d'aluminium (Al), arsenic (As), chrome (Cr) et plomb (Pb) qui, elles, y sont largement supérieures. La comparaison est plus nuancée pour le cadmium (Cd) et le nickel (Ni) qui ont des niveaux globalement égaux voire inférieurs à ce bruit de fond, mais leurs valeurs hautes sont plus fortes que celui-ci. Seuls les niveaux de titane (Ti) y sont tous inférieurs.

Tableau 2 : Concentrations en métaux (en µg/g) relevées dans les thalles de *X. parietina* de chaque site étudié et bruit de fond de Cecconi et al. (2009)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	BdF Cecconi*
Al	4744	22295	3668	15106	3321	3557	3968	2305	2032	3410	372
Ca	1499	2581	2628	5402	2058	4763	4086	1808	2607	2423	-
Ti	15,03	16,62	4,72	17,06	5,02	5,80	5,52	4,44	6,70	5,68	37,3
V	6,50	37,00	3,80	13,60	3,20	5,20	4,70	2,30	2,80	3,70	-
Cr	11,10	43	6,30	21,60	4,90	62	6,90	6,20	4,90	6,20	1,61
Mn	24	31	23	47	19	35	33	15	44	31	-
Fe	1946	5872	1682	3368	1367	3063	1756	1111	1257	1688	-
Co	0,19	0,38	0,25	0,36	0,21	0,70	0,50	0,21	0,42	0,31	-
Ni	0,63	1,27	1,10	1,78	0,78	8,30	1,25	0,79	0,77	1,10	1,64
Cu	7,55	14,49	11,66	17,53	9,03	21,29	11,55	8,92	9,70	10,69	4,45
Zn	22	60	30	45	23	97	37	22	37	33	21,3
As	0,82	2,55	0,91	4,45	0,68	1,72	1,25	0,49	0,53	0,57	0,15
Mo	0,92	2,51	0,76	5,39	1,13	1,56	0,89	0,87	0,57	1,27	-
Ag	0,01	0,03	0,02	0,03	0,01	0,04	0,02	0,01	0,02	0,02	-
Cd	0,03	0,05	0,04	0,04	0,03	0,09	0,06	0,02	0,09	0,03	0,07
Sn	0,61	0,83	0,54	0,85	0,47	0,86	0,87	0,43	0,94	0,65	-
Sb	0,28	1,13	0,39	0,82	0,24	0,87	0,57	0,28	0,49	0,70	-
Hg	0,23	0,16	0,33	0,29	0,25	0,28	0,16	0,16	0,18	0,16	0,04
Tl	0,01	0,12	0,02	0,03	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	-
Pb	1,94	4,29	2,67	4,81	1,78	8,50	3,57	1,74	4,43	2,34	1,00



(*) Cecconi et al. (2019) New interpretative scales for lichen bioaccumulation data: the Italian proposal

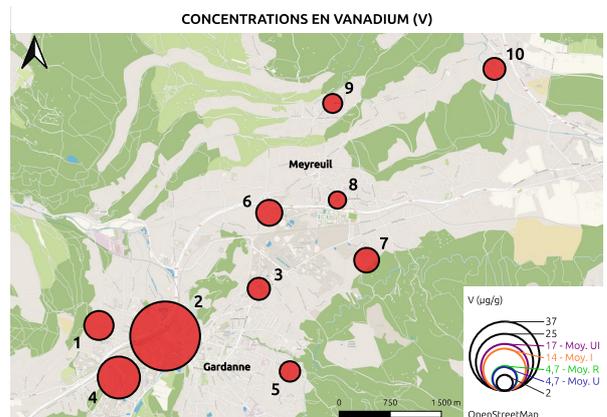
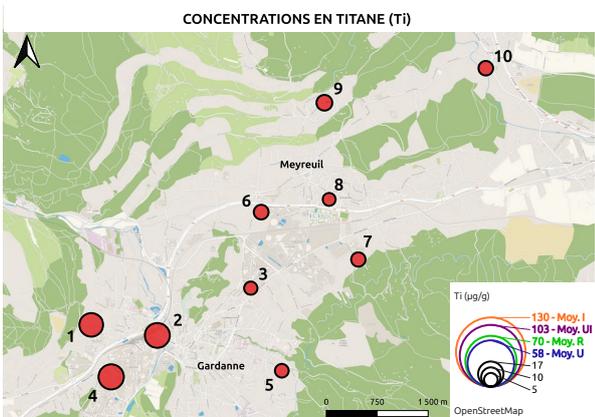
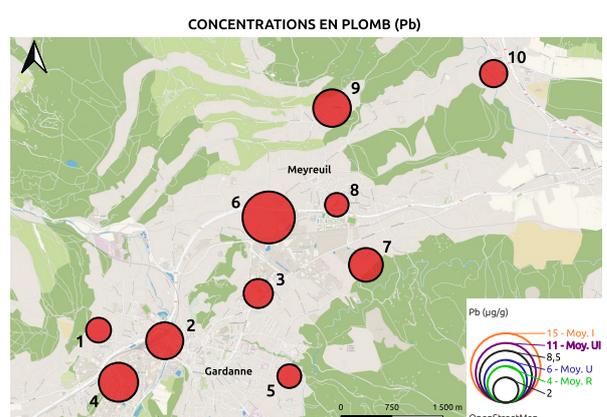
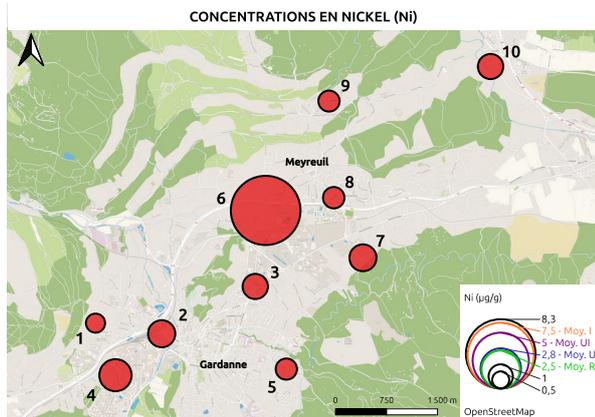
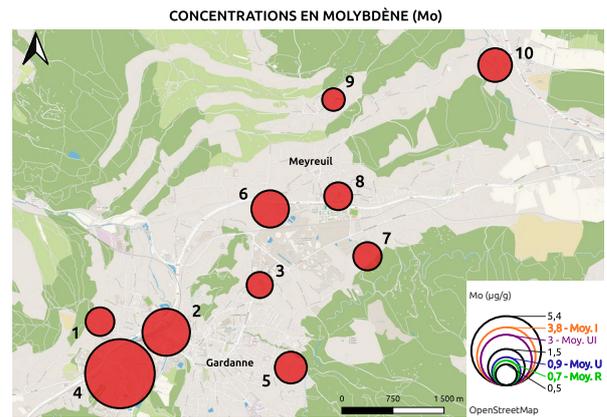
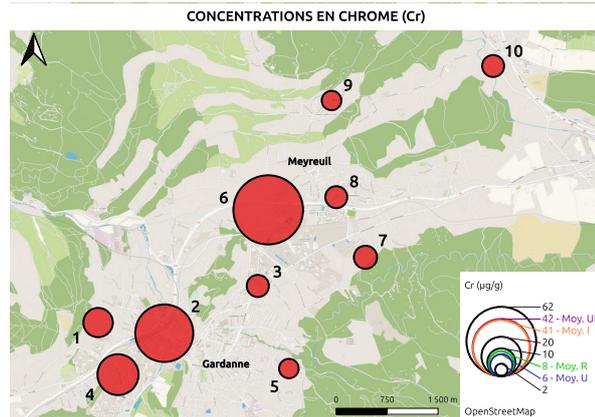
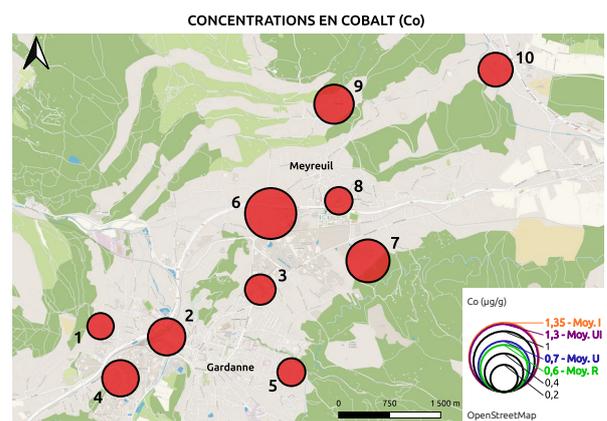
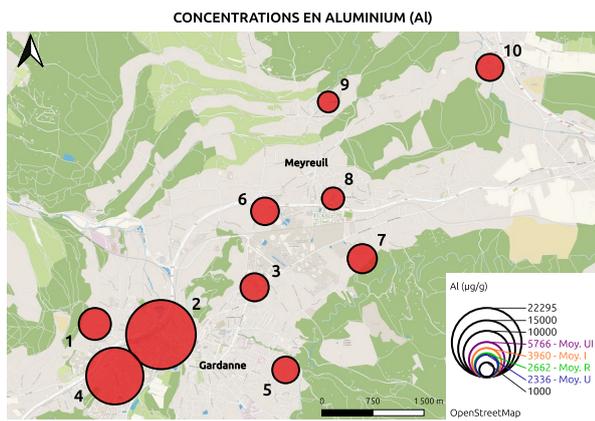


Figure 2 : Répartition géographique des concentrations en Al, Co, Cr, Mo, Ni, Pb, Ti, V (en $\mu\text{g/g}$)
 (Dans la légende → Moy. : concentrations moyennes mesurées lors de la campagne 2021 de l'IECP sur le territoire de la MAMP selon les catégories de sites avec I : industriel ; UI : urbain-industriel ; U : urbain ; R : rural)

Concernant la répartition géographique des concentrations (Figure 2 et Annexe D1), les résultats obtenus ici montrent l'influence des activités industrielles sur l'exposition atmosphérique aux métaux. En effet, dans l'ensemble, les concentrations les plus élevées ont été retrouvées au niveau des sites 6, 4 et 2. Le premier étant situé à proximité de la Centrale Thermique de Provence, et les deux suivants du site de production d'alumines Altéo. Les concentrations les plus faibles ont été mesurées au niveau des sites 8, 5 et 1.

Le site 6, à proximité de la centrale, présente de fortes concentrations en cadmium (Cd), cuivre (Cu), nickel (Ni), plomb (Pb) et zinc (Zn). Quant aux sites autour d'Altéo (site 2 et 4), eux possèdent de fortes concentrations en aluminium (Al), arsenic (As), molybdène (Mo), titane (Ti) et vanadium (V).

Ainsi, ces deux zones industrielles semblent avoir des signatures en métaux qui leur sont propres. Pour vérifier cela, les concentrations de métaux mesurées sur chaque site ont été intégrées avec la proximité de ceux-ci aux installations d'Altéo et de la centrale dans une Analyse en Composante Principale (ACP - Figure 3). L'ACP est une méthode statistique utilisée pour simplifier un ensemble de données complexes et résumer l'information. Pour cela, elle décrit la variance des observations (ici, chacun des 10 sites) par des « composantes principales », constituées des contributions de chaque paramètre (ici les 20 métaux analysés). La proximité de chaque site a été définie par l'inverse de la distance ($1 / \text{distance en km}$) mesurée entre celui-ci et le centre des installations des deux zones industrielles, afin de décrire la proximité comme une valeur qui augmente inversement à la distance du point de repère (usine d'Altéo ou centrale thermique).

La projection de l'ACP obtenue sur les deux axes principaux (les 2 premières composantes principales) expliquent 77 % de la variance. Le premier axe, qui représente 51 % de la variabilité des données, montre que les concentrations en métaux augmentent avec la proximité des industries, puisque tous les axes ont une valeur positive. Le deuxième axe, qui représente 25 % de la variabilité des données, permet de distinguer les signatures d'Altéo et de la centrale. La variable proximité d'Altéo (en rouge) possède une valeur positive, de même que Al, As, Fe, Mo, Ti, Tl et V avec qui elle est donc corrélée ; et celle de la centrale (en bleu) présente une valeur négative, de même que Cd, Co, Hg, Ni et Pb.

Cela confirme donc que la présence d'Altéo et de la centrale impacte les concentrations en métaux dans l'air ambiant, avec chacun leur propre signature.

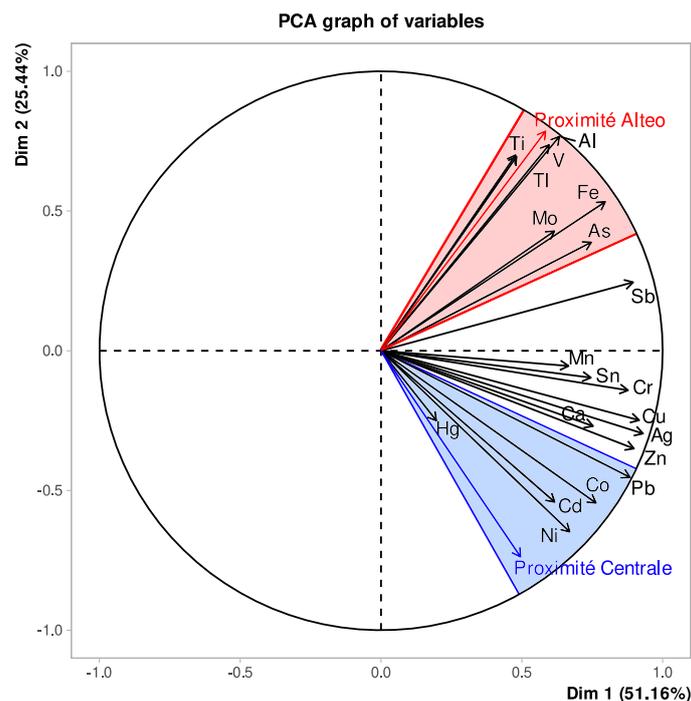


Figure 3 : Analyse en Composante Principale (ACP) réalisée sur les données de concentrations de métaux et la proximité des sites de mesures avec les deux zones industrielles d'Altéo et de la centrale (n = 10)

IV.1.b. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Les HAP sont majoritairement formés lors de la combustion incomplète de matière organique, pouvant être d'origine naturelle (feux de forêt, éruptions volcaniques) ou anthropique avec des émissions issues de l'utilisation de combustibles de type « biomasse » (combustion de bois pour le chauffage ou la cuisine, ou encore certaines activités industrielles telles que l'incinération, la production d'énergie à partir de biomasse...), ou de combustibles fossiles (gaz, pétrole) que ce soit pour les transports, le chauffage, la production d'énergie ou l'industrie.

La répartition géographique des concentrations en HAP totaux est présentée dans la Figure 4. Le détail des concentrations des 16 congénères HAP peut être visualisé dans l'Annexe D2.

Dans l'ensemble, le bruit de fond en HAP présent sur ce territoire est relativement élevé. En effet, les concentrations en HAP totaux les plus élevées ont été observées au niveau du site 7 (2422 µg/kg), suivi du site 2 (2215 µg/kg), puis du site 6 (2100 µg/kg) ; et les concentrations les plus faibles au niveau du site 10 (978 µg/kg), puis du site 5 (1183 µg/kg).

Or, la concentration moyenne mesurée sur les territoires industriels de la Métropole en 2021 par l'IECP était de 1443 µg/kg. Ainsi, les mesures obtenues ici sont semblables voire plus élevées que celles de tous les sites industriels étudiés en 2021, tels que Caban (CAB = 1479 µg/kg) et Tonkin (TON = 1262 µg/kg) à Fos-sur-Mer, Berre (BER = 666 µg/kg), Lavera (LAV = 853 µg/kg) ou encore Engrenier (ENG = 781 µg/kg), à l'exception du site de Goulevielle (4952 µg/kg).

Ces mesures montrent donc un impact marqué des activités anthropiques (industrielles, routières, résidentielles) sur les niveaux de HAP présents dans l'air ambiant de ce territoire. Les plus fortes concentrations de HAP totaux sont observées autour des installations industrielles telles que la centrale (sites 6 et 7) et Altéo (sites 2 et 4).

Par ailleurs, comme pour les métaux, il est possible de comparer les concentrations mesurées au niveau du site 2 à l'automne 2021 et 2023. Or, les concentrations de HAP totaux obtenues en 2023 (2215 $\mu\text{g}/\text{kg}$) sont nettement plus importantes qu'en 2021 (830 $\mu\text{g}/\text{kg}$).

Pour mieux comprendre la répartition des congénères HAP, ils ont été regroupés par nombre de cycles. Leur contribution aux concentrations de HAP totaux a ensuite été calculée. Ainsi, les profils des HAP obtenus (Figure 5) montrent que les HAP majoritaires sont ceux à quatre cycles, suivi de ceux à trois cycles. Par ailleurs, il n'y a pas de différence marquée entre les distributions des congénères, ce qui montre que les sites ne possèdent pas de signature particulière.

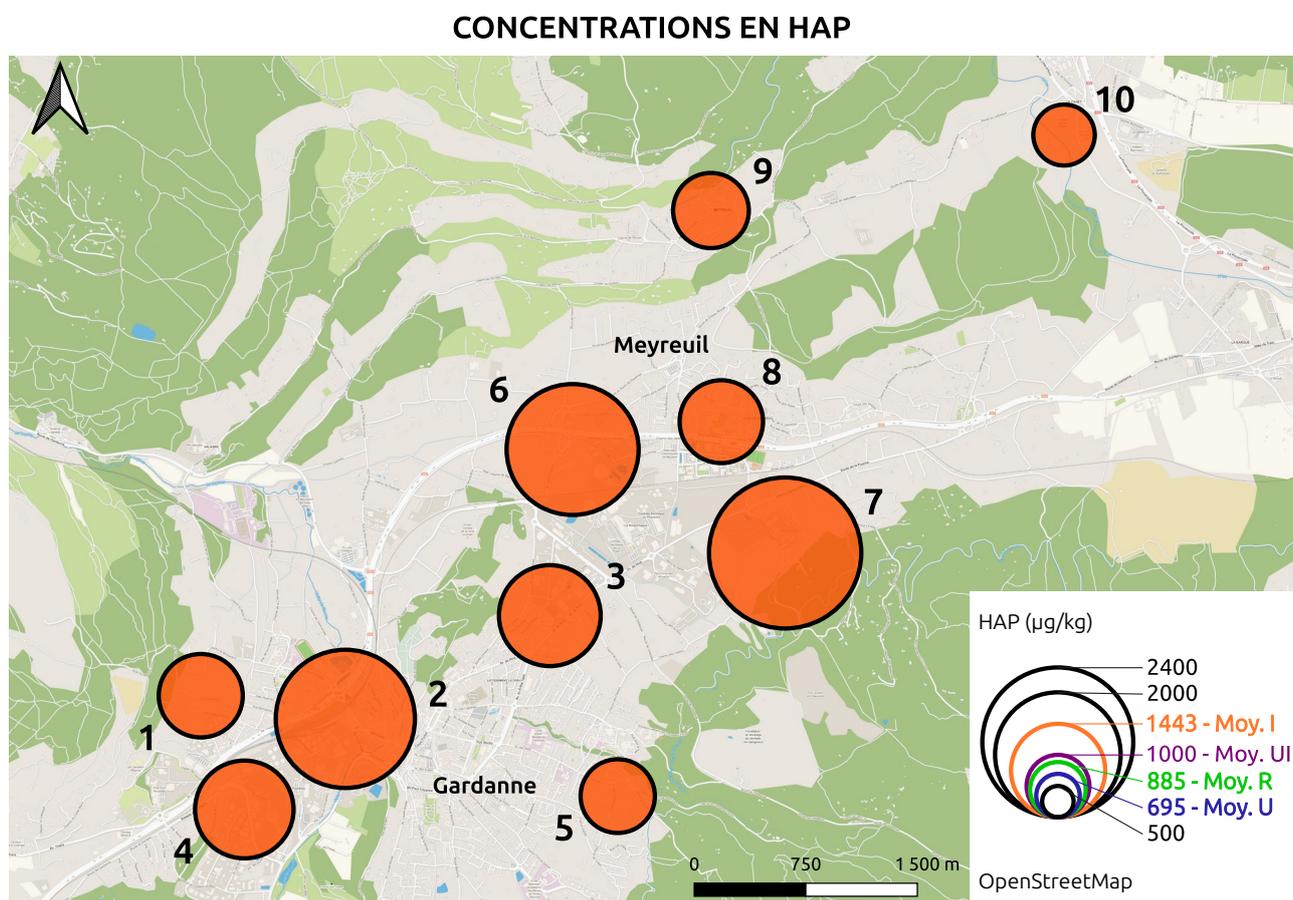


Figure 4 : Répartition géographique des concentrations en HAP totaux (en $\mu\text{g}/\text{kg}$) mesurées dans les lichens (Dans la légende → Moy. : concentrations moyennes mesurées lors de la campagne 2021 de l'IECP sur les territoires de la MAMP selon les catégories de sites avec I : industriel ; UI : urbain-industriel ; U : urbain ; R : rural)

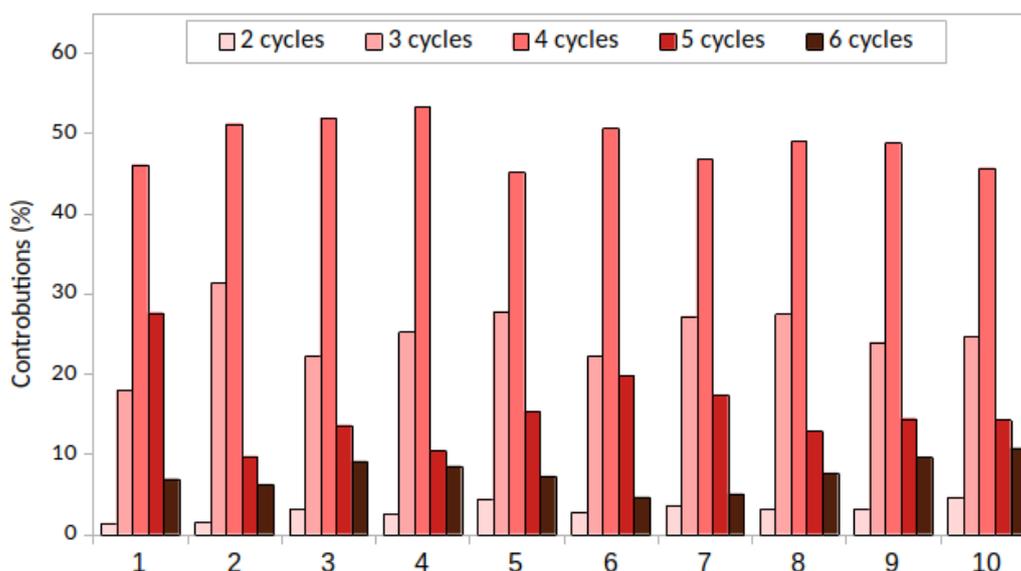


Figure 5 : Profils des HAP de chaque site étudié, regroupés par nombre de cycles

IV.1.c. Lévo-glucosan

Le lévo-glucosan est un sucre issu de la combustion de la cellulose et donc un marqueur spécifique de la combustion de biomasse végétale. La présence de ce composé dans les lichens permet donc d'estimer la part de ce facteur dans la contamination de l'air.

La répartition géographique des concentrations en lévo-glucosan peut être visualisée dans la Figure 6 et le détail des concentrations en Annexe D3.

Les plus faibles concentrations ont été mesurées autour de la centrale, sur les site 6 (150 µg/kg) et 8 (160 µg/kg). Les concentrations les plus élevées ont été observées au niveau du site 1 (560 µg/kg), suivi des sites 4 (460 µg/kg) et 3 (400 µg/kg). Cependant, ces concentrations restent plus faibles que les niveaux moyens observés sur la Métropole en 2021 par l'IECP. Plus spécifiquement, la comparaison des concentrations rencontrées sur le site 2 entre 2021 (1149 µg/kg) et 2023 (260 µg/kg) montre une nette diminution de celle-ci. Or, en 2021, un plus grand nombre d'incendies de forêts a été relevé sur le bassin minier de Provence (BMP) avec 10,3 Ha brûlés, contre seulement 3,5 Ha sur le même secteur en 2023 (BDDIF, 2025). Ces incendies plus fréquents et plus étalés en 2021 peuvent, en partie, expliquer les teneurs plus élevées relevées cette année là en lévo-glucosan.

Les répartitions des concentrations de HAP et de lévo-glucosan sur le territoire ne concordent pas. Cette absence de correspondance indique que les niveaux importants de HAP observés en septembre 2023 pourraient être relativement peu issus du chauffage au bois. Il faut toutefois rappeler que la période de prélèvements avait justement été choisie pour limiter au maximum l'influence des émissions résidentielles liées au chauffage par la combustion de biomasse sur les résultats, afin de faire mieux ressortir l'incidence éventuelle de la centrale et d'autres activités, notamment industrielles, ce qui était l'un des objectifs de l'étude.

Les résultats présentés ici n'indiquent donc pas que le chauffage au bois n'a pas d'impact, et il est probable qu'un prélèvement en fin d'hiver (mars ou avril par exemple) intégrant surtout la période hivernale, fournisse des résultats différents de ce point de vue.

Au regard des résultats obtenus et des variations spatiales et temporelles conjointes des teneurs en HAP et lévoglucosan sur le territoire, les sources d'émissions en HAP dans les échantillons prélevés en septembre 2023 semblent donc principalement issues des activités industrielles et du trafic routier. L'envol de poussières contaminées est aussi une source potentielle. Sur ce point, une étude de l'historique d'occupation des sols pourrait fournir des éclaircissements.

CONCENTRATIONS EN LÉVOGLUCOSAN

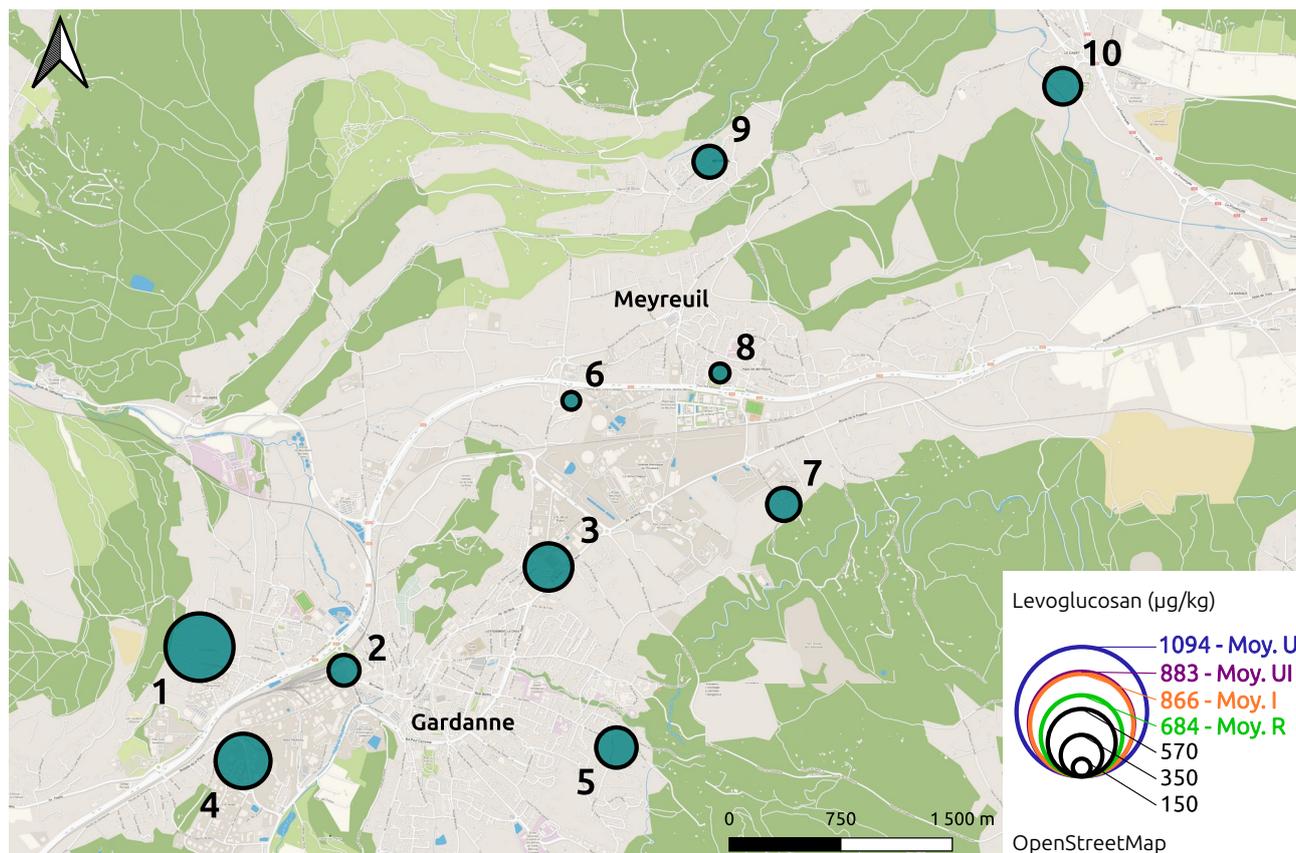


Figure 6 : Répartition géographique des concentrations en lévoglucosan (en $\mu\text{g}/\text{kg}$) mesurées dans les lichens (Dans la légende → Moy. : concentrations moyennes mesurées lors de la campagne 2021 de l'IECP sur les territoires de la MAMP selon les catégories de sites avec I : industriel ; UI : urbain-industriel ; U : urbain ; R : rural)

IV.1.d. Dioxines et furanes (PCDD/F)

Les dioxines et furanes sont des polluants organiques persistants produits lors de processus de combustion. Les principales sources d'exposition à ces polluants sont les incinérateurs d'ordures ménagères et un grand nombre de procédés de fabrication (métallurgie, blanchiment des pâtes à papier, pesticides ...). Les dioxines sont des composés chimiques peu volatils, peu solubles dans l'eau, mais avec une stabilité chimique et métabolique importante, ce qui explique leur forte persistance dans l'environnement.

Afin de mieux visualiser la contamination en dioxines et furanes (PCDD/F) sur le territoire d'étude, plusieurs cartographies (Figure 7) ont été réalisées avec :

- Les dioxines et furanes totaux (PCDD+F). Le détail des concentrations mesurées est présenté en Annexe D4 ;
- L'équivalent toxique (I-TEQ), qui permet de mesurer un niveau de toxicité relatif aux PCDD/F présentes ;
- Le rapport furanes/dioxines (PCDF/PCDD). Il a été observé précédemment que les furanes étaient préférentiellement émis par les procédés industriels (Ratier *et al.*, 2018 ; Dauphin et Dron, 2020), un rapport PCDF/PCDD élevé indique donc une contribution des émissions industrielles plus importantes.

À l'échelle du territoire de Gardanne et Meyreuil, les résultats obtenus révèlent une faible exposition en PCDD/F. Seuls deux sites présentent des profils atypiques : le site 5, en zone agricole, pour lequel une teneur en équivalent toxique importante est observée, et le site 3, localisé dans la zone de la Palun, où une forte proportion du congénère OCDD est mesurée.

Les concentrations en PCDD/F totales sont très hétérogènes puisqu'elles varient entre 33,4 ng/kg (site 8) et 353,7 ng/kg (site 3). Cette maximale étant nettement plus élevée que la moyenne de celles observées sur les sites industriels (93,6 ng/kg) de la Métropole lors de la campagne 2021 de l'IECP. Cependant, c'est aussi sur le site 3 que la part de furanes (les plus caractéristiques des émissions industrielles) la plus faible a été retrouvée (4 %). En effet, l'OCDD (dioxine) est le congénère largement dominant dans cet échantillon (92 %) et il est le seul à avoir une teneur anormalement forte. Sa présence isolée privilégie donc *a priori* l'hypothèse qu'il provient d'une exposition à un produit contenant de l'OCDD, celui-ci pouvant par exemple être trouvé dans certaines formulations de pesticides (Camenzuli *et al.*, 2015). Cette forte concentration peut donc résulter de l'emploi de pesticides à proximité (entretien des terrains de sports, stockage de bois ...) ou d'autres produits parmi les nombreuses activités de la zone de la Palun.

À l'inverse, la part de furanes la plus élevée a été retrouvée sur le site 5 (39 %), mais elle reste largement en-deçà des mesures effectuées dans d'autres zones industrielles de la Métropole. C'est également sur ce site que l'I-TEQ le plus important (3,2 ng/kg) a été mesuré. Il reste limité, même s'il dépasse le niveau moyen industriel de la Métropole en 2021, où l'on considère généralement qu'un I-TEQ est anormal lorsqu'il dépasse 4. Cet I-TEQ de 3,2 ng/kg au site 5 est lié à la présence de plusieurs furanes dans l'échantillon (PCDF 1, 2, 3, 4, 5, 6, voir Annexe D4). Or, le fait d'avoir plusieurs congénères concernés par des concentrations plus élevées suggère plutôt une exposition résultant d'une combustion, dont l'origine est inconnue à ce stade d'investigation.

Dans l'ensemble, les proportions de furanes rencontrées sur ce territoire sont faibles par rapport à celles observées sur le reste de la Métropole. De même pour les I-TEQ des autres sites, qui sont compris entre 1,09 et 1,74 ng/kg.

La comparaison des données obtenues pour le site 2 en 2021 et 2023 montre peu d'évolution notable. Une augmentation de la concentration totale de dioxines est relevée, mais pas pour les furanes. Ainsi, la part de furanes a logiquement diminuée en 2023. Concernant l'I-TEQ, il est resté stable.

ÉQUIVALENTS TOXIQUES (I-TEQ) DES PCDD/F

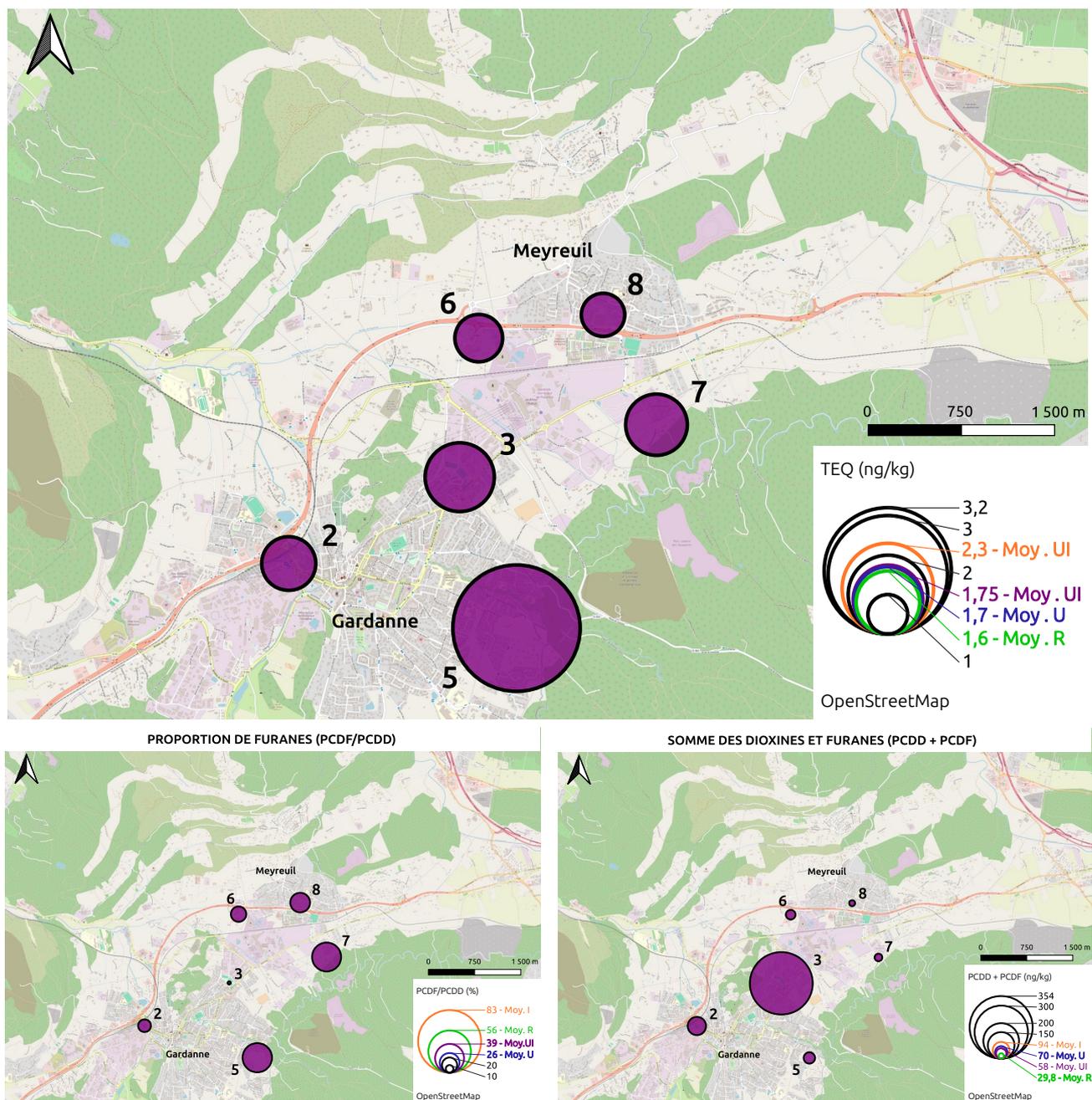


Figure 7 : Répartition géographique des concentrations en équivalent toxique (I-TEQ) (en ng/kg), des concentrations totales en PCDD/F (en ng/kg) et du rapport PCDF/PCDD (en %) mesurées dans les lichens (Dans la légende → Moy. : concentrations moyennes mesurées lors de la campagne 2021 de l'IECP sur le territoire de la MAMP selon les catégories de sites avec I : industriel ; UI : urbain-industriel ; U : urbain ; R : rural)

IV.1.e. Polychlorobiphényles (PCB)

Les PCB sont des molécules chimiques de synthèse massivement utilisées entre 1930 et 1970 comme lubrifiants (turbines, pompes ...), ainsi que dans la fabrication de transformateurs électriques et de condensateurs. Ils ont également été utilisés dans certains adhésifs, peintures ou huiles. Leur production et leur utilisation sont interdites depuis 1987.

Ce sont des polluants organiques persistants (POP). Ils sont donc difficilement dégradables et se sont accumulés dans les sols et les sédiments, notamment suite à des rejets industriels dans l'environnement.

Ici, 40 PCB ont été analysés. Parmi eux, 6 PCB indicateurs (PCBi) et 12 PCB de type dioxine (PCB-DL). Les PCBi sont des indicateurs de pollution aux PCB puisqu'ils représentent généralement 50 % des PCB retrouvés dans les milieux aquatiques, milieux dans lesquels les PCB se sont largement diffusés. Les PCB-DL sont des PCB dont les propriétés physico-chimiques et toxicologiques sont semblables à celles des PCDD/F.

Les 40 PCB analysés ont été détectés sur chacun des dix sites. Les répartitions géographiques des PCB totaux, PCBi et PCB-DL sont présentées dans la Figure 8 et les concentrations de chaque congénère sont détaillées dans l'Annexe D5.

Les mesures de PCB totaux varient entre 13,12 µg/kg (site 9) et 47,63 µg/kg (site 4). Les concentrations les plus fortes ont été retrouvées autour des installations industrielles : sur les sites 3 et 4 (45,19 µg/kg). La concordance entre cette forte valeur sur le site 3 et le niveau élevé de la dioxine OCDD (section 1d) est intéressant. On peut également noter que le site 4, situé comme le site 3 dans une zone d'activités industrielles multiples et de taille plus limitée, présente aussi de forts niveaux de PCB, mais n'a pas fait l'objet d'analyses de dioxines/furanes. Quoiqu'il en soit, ces mesures sont légèrement plus élevées que la moyenne observée autour des sites urbains et industriels de la Métropole en 2021 par l'IECP ([36 - 38 µg/kg]), mais comparables aux valeurs observées à Berre (BER = 45,9 µg/kg), Istres (IST = 48 µg/kg) et Lavera (LAV = 42,7 µg/kg) lors de cette campagne, par exemple.

L'origine de ces PCB reste difficilement identifiable, puisque les niveaux retrouvés sur d'autres sites localisés à proximité de ces installations sont plus faibles, comme par exemple le site 2 (27,65 µg/kg), le site 6 (29,87 µg/kg) ou le site 7 (19,92 µg/kg). Ils pourraient provenir de la remise en suspension de sols contaminés par d'anciennes activités, de l'incinération de déchets contenant des PCB (déchets électriques et électroniques), ou encore de l'utilisation de pesticides (...).

La distribution des concentrations en PCBi est semblable à celles des PCB totaux, avec des mesures variant entre 2,45 µg/kg (site 9) et 14,20 µg/kg (site 4). Les valeurs les plus élevées étant toujours retrouvées au niveau des sites 4 et 3 (12,70 µg/kg).

Il en est de même pour la distribution des PCB-DL, dont la gamme de valeurs est comprise entre 2,80 µg/kg (site 9) et 8,60 µg/kg (site 4). Cette dernière mesure étant plus élevée que les plus hautes valeurs obtenues lors de la campagne 2021, à Port-Saint-Louis-du-Rhône (PSL-13 = 7,2 µg/kg) et Miramas (MIR = 7 µg/kg).

Les concentrations les plus faibles en PCB totaux, PCBi et PCB-DL ont été systématiquement retrouvées au niveau du site 9 et des sites 1 et 8.

Les résultats obtenus ici mettent donc en évidence la présence de niveaux relativement élevés de PCB sur certains sites présents autour d'Alteo et de la centrale.

Les activités liées à la microélectronique ou à l'agrochimie présentes dans le secteur pourraient influencer les teneurs en PCB atmosphériques (D'Amato, 2020), cependant, l'origine précise de ces contaminants n'est pas clairement identifiée.

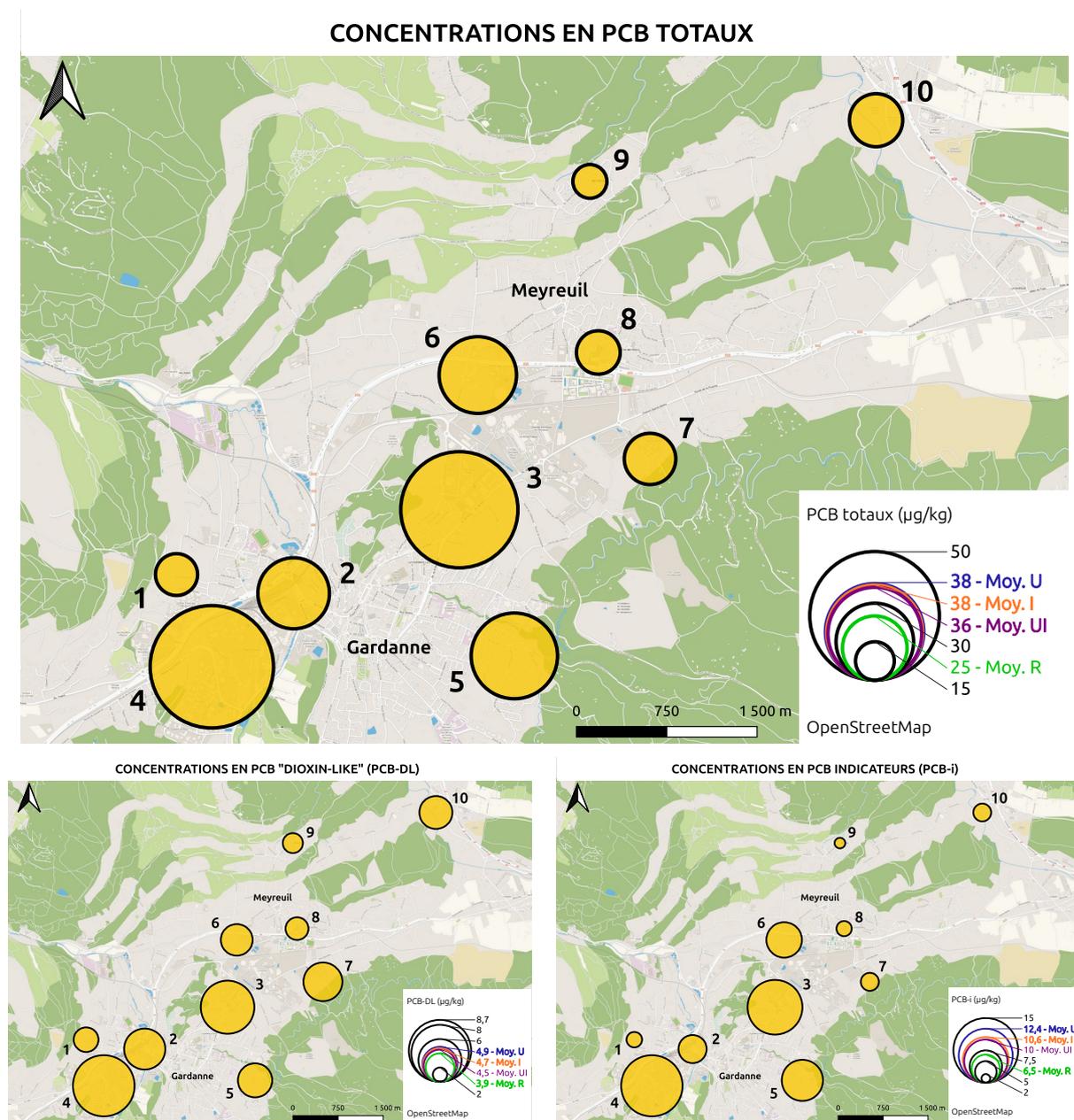


Figure 8 : Répartition géographique des concentrations totales de PCB, PCB indicateur (PCBi) et PCB dioxine-like (PCB-DL) (en µg/kg) mesurées dans les lichens
 (Dans la légende → Moy. : concentrations moyennes mesurées lors de la campagne 2021 de l'IECP sur le territoire de la MAMP selon les catégories de sites avec I : industriel ; UI : urbain-industriel ; U : urbain ; R : rural)

IV.2. Bioindication

IV.2.a. Diversité et abondance des lichens

Sur l'ensemble des sites étudiés, 39 espèces de lichens différentes ont été identifiées. Les plus représentées sont *Physcia adscendens* et *Xanthoria parietina* (Tableau 4), lichens foliacés toxi-tolérants, héliophiles et nitrophiles. Sont également bien représentées *Physcia biziana* et *Hyperphyscia adglutinata*, espèces caractéristiques du domaine méditerranéen (Van Haluwyn et al., 2022).

Globalement, ce sont les lichens crustacés qui sont les plus diversifiés, avec 21 espèces identifiées au total, contre 16 espèces de foliacés et 2 espèces de fruticuleux.

Cependant, en terme d'abondance, sur les cinq sites, les lichens foliacés sont les plus présents et représentent en moyenne 65 % des espèces identifiées en terme d'abondance, contre 35 % pour les lichens crustacés. Les proportions de lichens foliacés sont les plus élevées au niveau des sites 5 (74 %) et 7 (72 %), contrairement au site 1 qui compte 44 % de lichens crustacés. Par ailleurs, la présence de lichens fruticuleux a été relevée avec deux espèces identifiées : *Evernia prunastri* sur les sites 5 et 7 et *Ramalina farinacea* sur les sites 5 et 9, révélatrice d'une meilleure qualité de l'air. Au contraire, une plus grande proportion de lichens crustacés et l'absence de lichens fruticuleux sur les sites 1 et 2 montre une atteinte de la qualité de l'air sur le long terme (Boucheron & Martin, 2019).

Par site (Tableau 3), le site 2 est celui ayant l'abondance totale la plus faible, suivi du site 1. Les sites 5, 7 et 9 ont, eux, des abondances semblables et nettement plus élevées. Il en est de même pour le nombre d'espèces relevé par station, avec une plus faible diversité sur les sites 1 et 2 par rapport aux sites 5, 7 et 9. Aussi, les diversités spécifiques des sites 1 et 2 sont de 16 et 15 espèces, légèrement moins que la diversité moyenne (16,8) des sites urbains-industriels de la Métropole relevés par l'IECP entre 2014 et 2024. Concernant les sites 5, 7 et 9, leurs diversités spécifiques sont de 24 et 23 espèces, supérieures à la diversité moyenne (21,2) relevée sur les sites ruraux de la Métropole par l'IECP.

Tableau 3 : Diversité spécifique et abondance lichénique de chaque placette étudiée comparées aux diversités spécifiques et abondances moyennes des différentes catégories de territoire relevées par l'IECP

	Diversité spécifique	Abondance totale
Site 1	16	3,36
Site 2	15	2,73
Site 5	24	4,54
Site 7	23	4,38
Site 9	23	4,56
Industriel (5)*	11,80	2,54
Urbain-industriel (11)*	16,45	3,21
Urbain (16)*	19,13	4,10
Rural - Agricole (14)*	21,21	4,76
MAMP (46)*	18,33	3,92

* Moyenne sur l'ensemble des sites échantillonnés par l'IECP sur la Métropole Aix-Marseille Provence entre 2014 et 2024 selon les catégories de territoire définies par l'IECP (nombre de stations par catégorie)

Tableau 4 : Liste des espèces rencontrées sur les différentes placettes d'étude avec leur fréquence par site (en violet : lichens crustacés, en bleu : lichens foliacés, en vert : lichens fruticuleux)

	Site 1	Site 2	Site 5	Site 7	Site 9	Total
<i>Amandinea punctata</i>			0,085			0,085
<i>Anisomeridium bifforme</i>	0,530					0,530
<i>Arthonia punctiformis</i>		0,540			0,115	0,655
<i>Buellia griseovirens</i>					0,110	0,110
<i>Caloplaca cerina</i>	0,075					0,075
<i>Caloplaca ferruginea</i>		0,030			0,295	0,325
<i>Caloplaca pyracea</i>			0,055	0,205		0,260
<i>Candelaria concolor</i>	0,330	0,040	0,170	0,125	0,085	0,750
<i>Candelariella vitellina</i>				0,140		0,140
<i>Candelariella xanthostigma</i>	0,075	0,090	0,055			0,220
<i>Chrysothrix candelaris</i>					0,060	0,060
<i>Evernia prunastri</i>			0,040	0,015		0,055
<i>Flavoparmelia caperata</i>		0,005				0,005
<i>Flavoparmelia soledians</i>			0,080	0,050	0,070	0,200
<i>Graphis scripta</i>				0,115		0,115
<i>Hyperphyscia adglutinata</i>	0,165	0,350	0,110	0,420	0,275	1,320
<i>Lecania naegelii</i>		0,095		0,010	0,380	0,485
<i>Lecanora carpinea</i>				0,025		0,025
<i>Lecanora chlarotera</i>				0,035		0,035
<i>Lecanora compallens</i>				0,035		0,035
<i>Lecanora expallens</i>	0,005		0,025			0,030
<i>Lecanora hagenii / Myriolecis hagenii</i>	0,080	0,090	0,200	0,010	0,030	0,410
<i>Lecanora horiza</i>	0,055	0,040	0,210	0,100	0,230	0,635
<i>Lecidella elaeochroma</i>	0,020	0,155	0,230	0,460	0,315	1,180
<i>Opegrapha atra</i>	0,650		0,075		0,200	0,925
<i>Parmelina tiliacea</i>			0,005	0,010	0,120	0,135
<i>Phaeophyscia orbicularis</i>	0,165	0,280	0,155	0,365	0,125	1,090
<i>Physcia adscendens</i>		0,315	0,860	0,835	0,810	2,820
<i>Physcia aipolia</i>				0,140	0,110	0,250
<i>Physcia biziana</i>	0,060	0,345	0,385	0,200	0,570	1,560
<i>Physcia tenella</i>	0,785		0,070			0,855
<i>Physconia distorta</i>			0,160			0,160
<i>Physconia grisea</i>	0,230	0,010	0,465	0,145	0,120	0,970
<i>Physconia venusta</i>	0,070					0,070
<i>Pleurosticta acetabulum</i>			0,005		0,005	0,010
<i>Porina aenea</i>			0,180	0,095	0,025	0,120
<i>Punctelia borrieri</i>			0,035	0,010	0,010	0,055
<i>Ramalina farinacea</i>			0,005		0,020	0,025
<i>Xanthoria parietina</i>	0,060	0,340	0,880	0,835	0,475	2,590

IV.2.b. Cortège lichénique

Les espèces identifiées sur ce territoire sont en majorité représentées par sept cortèges lichéniques (Van Haluwyn, 2010) :

- **Buellietum griseovirentis** : Site 9
(*Buellia griseovirens*, *Caloplaca ferruginea*, *Parmelina tiliacea*, *Lecanora sp.*)
- **Hyperphyscietum adglutinatae** : Tous les sites
(*Hyperphyscia adglutinata*, *Phaeophyscia*, *Lecanora horiza*, *Caloplaca ferruginea*, *Xanthoria parietina*, *Physcia ascendens*)
- **Lecanorion horizae** : Tous les sites
(*Lecanora sp.*, *Caloplaca sp.*, *Xanthoria parietina*, *Hyperphyscia adglutinata*, *Physcia ascendens*)
- **Lecanorion subfuscae** : Site 5
(*Amandinea punctata*, *Candelariella xanthostigma*, *Lecidella elaeochroma*)
- **Xanthorion parietinae** : Tous les sites
(*Xanthoria sp.*, *Candelaria concolor*, *Physcia sp.*, *Caloplaca sp.*)
- **Physcietalia adscendentis** : Sites 2, 5, 7 et 9
(*Physcia adscendens*, *Physcia tenella*, *Physconia grisea*, *Candelariella sp.*)
- **Flavoparmelietum caperatae** : Sites 5, 7 et 9
(*Flavoparmelia caperata*, *Parmelina tiliacea*, *Punctelia sp.*, *Ramalina sp.*, *Evernia prunastri*)

À l'exception de *Xanthorion parietinae*, *Flavoparmelietum caperatae* et *Physcietalia adscendentis*, les associations rencontrées sont des associations pionnières répandues en région méditerranéenne.

En effet, *Lecanorion horizae*, est une association pionnière héliophile de lichens crustacés se développant sur des écorces neutres ou peu acides, à l'étage mésoméditerranéen. Il est le vicariant thermophile du *Lecanorion subfuscae* qui, lui, est une association acidophile, dominée par des espèces crustacées, et présente sur des arbres isolés et bien éclairés (bords de route et de chemins, lisières forestières). Le *Buellietum griseovirentis* est également une association pionnière, acidophile, méditerranéo-ibéro-atlantique. Elle se développe sur les branches d'arbres (chênes, pins) et d'arbustes (cistes, bruyères, myrtes) en ombroclimat humide. Quant à *Hyperphyscietum adglutinata*, c'est une association dominée par les lichens foliacés de petite taille. Elle présente un caractère thermophile et héminitrophile et se rencontre dans les milieux éclairés, souvent en bordure de massifs boisés.

Pour finir, *Xanthorion parietinae* et *Flavoparmelietum caperatae* sont deux cortèges non pionniers de lichens foliacés subneutrophiles et héliophiles, le premier étant plus toxitolérants et nitrophiles. Ils se rencontrent sur des arbres isolés ou de bois clairs à l'étage méso et supraméditerranéens. *Physcietalia adscendentis* est également un cortège non pionnier, qu'on trouve souvent en alliance avec le *Xanthorion parietinae*, notamment en région méditerranéenne occidentale.

IV.2.c. Indices de pollution

Dans le Tableau 5 sont présentés les Indices de Pureté Atmosphérique (IPA) et les Valeurs de Diversité Lichénique (VDL) des sites étudiés. Il s'agit de méthodes de bioindication quantitatives qui utilisent des indices de pollution calculés à partir des relevés de flore lichénique.

Tableau 5 : Indice de pureté atmosphérique (IPA) et Valeur de diversité lichénique (VDL) calculés pour les différents sites, comparés à l'IPA et à la VDL moyennes des différentes catégories de territoire définis par l'IECP.

	IPA	VDL
Site 1	75,1	67,1
Site 2	70,4	54,5
Site 5	114,2	90,8
Site 7	106,7	87,6
Site 9	114,4	91,1
Industriel (5)*	53,22	50,34
Urbain-industriel (11)*	75,85	64,28
Urbain (16)*	85,72	84,11
Rural (14)*	100,41	95,21
MAMP (46)*	84,30	78,25

* Moyenne sur l'ensemble des sites échantillonnés par l'IECP sur la Métropole Aix-Marseille Provence entre 2014 et 2024 selon les catégories de territoire définies par l'IECP (nombre de stations par catégorie)

Les IPA du site 2 et du site 1 sont les plus faibles. Ils sont comparables aux IPA calculés par l'IECP sur les territoires urbain-industriels. Il en est de même pour la VDL, dont la valeur calculée pour le site 2 est proche de la moyenne obtenue sur les territoires industriels de la Métropole, celle du site 1 étant plus proche des territoires urbain-industriels. Ces indices sont donc représentatifs d'une qualité de l'air moyenne à faible sur ces deux sites.

Quant aux indices les plus élevés, ils sont mesurés au niveau des sites 5 et 9, suivi du site 7. Les IPA calculés pour ces sites, notamment 5 et 9, sont supérieurs à ceux relevés sur les territoires ruraux de la Métropole. Leurs VDL sont, elles, situées entre les moyennes des territoires ruraux et urbains.

L'ensemble de ces observations met en évidence que la qualité de l'air sur les sites 1 et 2, situés à proximité d'Altéo et de la route d'accès vers le dépôt de boues rouges de Mange-Garri, a impacté sur le long terme la biodiversité lichénique, et plus généralement l'environnement.

V. Synthèse

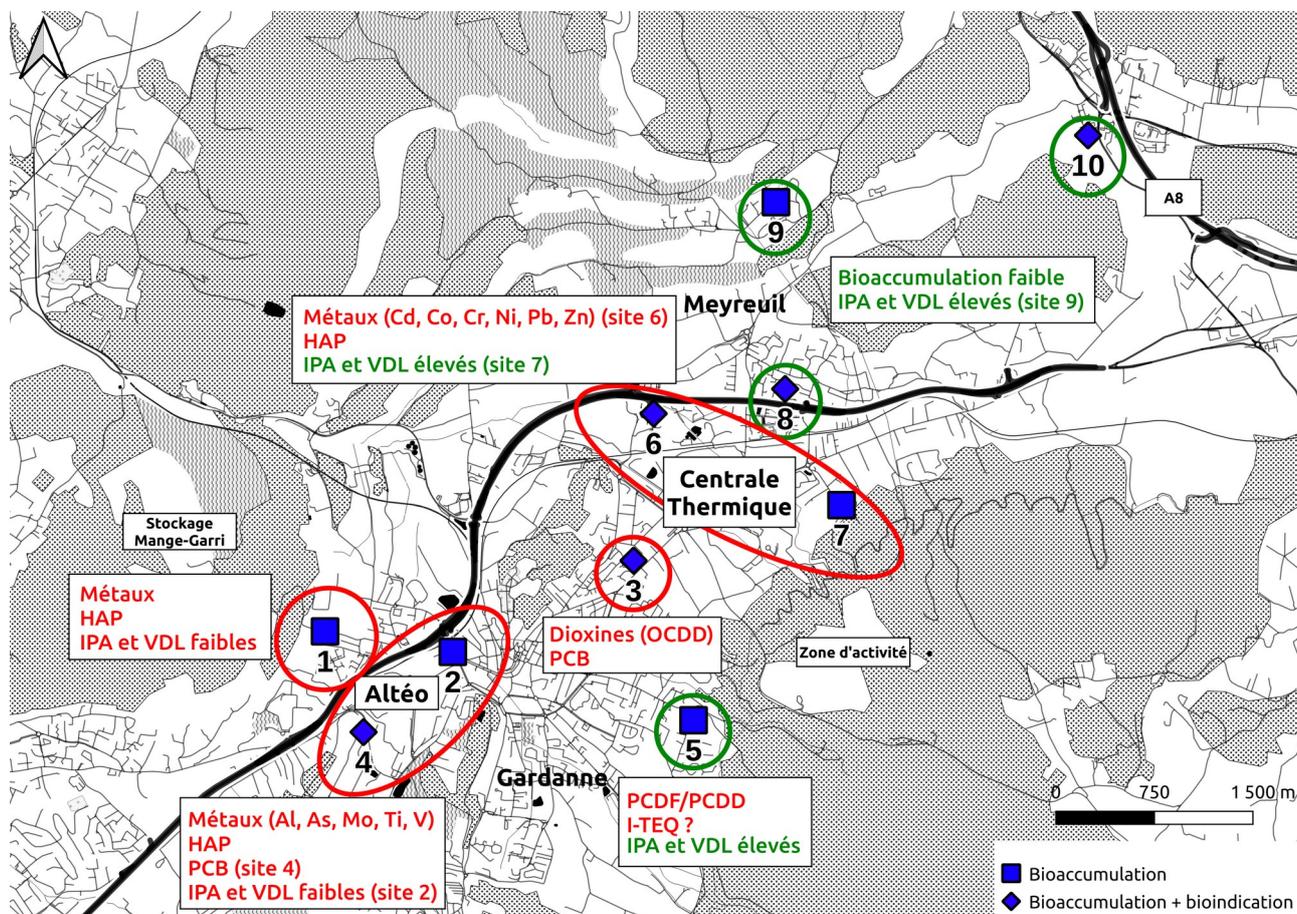


Figure 9 : Résumé des résultats de bioaccumulation et bioindication

Cette étude a mis en évidence une exposition atmosphérique marquée aux métaux et HAP des territoires de Gardanne et Meyreuil, qui se concentre principalement aux alentours des zones industrielles, et plus particulièrement de deux installations : la Centrale Thermique de Provence et Altéo.

V.1. Alentours de la centrale thermique de Provence

La centrale était bordée par plusieurs sites, dont les sites 7 et 6, tous deux ayant des niveaux très élevés de HAP. Or, l'absence de corrélation entre les niveaux et la répartition géographique des concentrations de lévoglucosan et HAP montre que ce dernier ne serait pas issu de la combustion de biomasse végétale, mais plutôt de charbon. Cela concorde avec la présence de niveaux élevés en métaux relevée ici, ainsi que l'activité de la centrale les mois/années précédant les prélèvements. L'exposition du site 6 est ainsi particulièrement marquée par certains métaux avec du cadmium (Cd), cobalt (Co), chrome (Cr), nickel (Ni), plomb (Pb) et zinc (Zn). La présence de ces métaux corrobore donc l'influence du fonctionnement au charbon de la centrale (Maciejczyk *et al.*, 2021). Ce fonctionnement a cessé en 2018, cependant, l'utilisation de charbon avait démarré en 1953, ce qui a engendré une importante quantité de retombées atmosphériques, notamment sur les sols, les contaminant.

La remise en suspension de ces poussières de sols contaminés peut donc expliquer la présence de ces métaux caractéristiques dans l'air ambiant. Aussi, le charbon représente toujours environ 10 % du combustible dans le fonctionnement au combustible biomasse. La signature, notamment en métaux, se révèle donc très caractéristique du site. Elle est moins marquée sur le site 7, qui est moins impacté par ces concentrations en métaux que le site 6, ce qui peut expliquer une diversité de lichens élevée mais avec de plus faibles abondances que les sites 5 ou 9 pour lesquels une plus faible bioaccumulation de contaminants HAP et métaux a été mesurée.

Plus éloigné de la centrale, le site 3 semble représenter un cas de multi-exposition complexe à interpréter. Les niveaux en PCB qui y sont observés sont importants. Il possède également la concentration en PCDD/F totaux la plus élevée, issue majoritairement de l'OCDD, un congénère dioxine. Les origines de ces contaminants sont difficilement identifiables. L'utilisation de pesticides, par exemple, peut être à l'origine d'émissions indirectes de dioxines (Camenzuli *et al.*, 2015 ; Rathoure, 2018), ainsi que d'autres activités industrielles de moindre ampleur mais pouvant avoir un impact très localement. Ici, l'identification de sources précises nécessiterait un travail très approfondi sur la connaissance des activités alentours et de leurs émissions passées et présentes. Autre cas complexe, le site 5, qui possède la part de furanes dans les PCDD/F la plus élevée, de même que l'I-TEQ, même s'ils restent modérés comparés à certaines valeurs enregistrées sur la Métropole. L'environnement de ce site est résidentiel voire rural, mais on ne peut exclure une influence du site de Malespine (carrière, déchetterie, centrale à béton).

V.2. Proximité d'Altéo

Quant au site d'Altéo, il était bordé par trois sites de prélèvements : sites 1, 2 et 4. Or, les sites 2 et 4 sont tous deux exposés à des concentrations importantes d'aluminium (Al), arsenic (As), fer (Fe) molybdène (Mo), titane (Ti) et vanadium (V). Cette signature en métaux est spécifique à l'activité d'Altéo de production d'alumines (Yang *et al.*, 2024), et très différente de celle de la centrale. On retrouve également ici une exposition marquée aux HAP, ainsi qu'en PCB uniquement sur le site 4. Les mesures de HAP s'inscrivent dans le bruit de fond élevé du territoire, potentiellement influencé par les émissions du trafic routier dense dans ce secteur, mais il est plus difficile d'expliquer la concentration en PCB observée ici.

Le site 1, bien que plus éloigné, est également présent aux alentours d'Altéo et sur la route d'accès vers le dépôt de boue rouge de Mange-Garri. Peu de contaminants ont été bioaccumulés dans les lichens de ce site. Cependant, la signature en métaux précédemment identifiée y est présente.

S'ajoute à cela une faible biodiversité lichénique sur les sites 1 et 2, proche de celle relevée sur les sites urbains-industriels de la Métropole. Cela semble mettre en évidence que l'environnement de ces sites a été longtemps impacté par l'anthropisation et plus spécifiquement la production d'alumine ainsi que le transport et le stockage des boues rouges dans le secteur. Sur les autres sites ayant fait l'objet d'un relevé lichénique (sites 5, 7 et 9), une flore lichénique diversifiée et relativement abondante a été relevée, notamment sur les sites 5 et 9. Le calcul de coefficient de Pearson (Annexe E) montre que la diversité et l'abondance des lichens est fortement anti-corrélée à la proximité d'Altéo ($R = -0,86$, $p = 0,06$), plus que par rapport à la centrale ($R = -0,74$, $p = 0,15$).

Cela semble confirmer l'impact plus marqué dans un temps long des activités liées à l'usine d'alumine sur la biodiversité lichénique. Par métal, ce sont également les métaux compris dans la signature d'Altéo (Al, As, Cr, Fe, Mo, Ti, Tl, V) qui ont les anti-corrélations les plus fortes avec les indicateurs lichéniques.

Ainsi, l'impact d'Altéo est encore visible sur le site 1, qui possède une faible diversité lichénique, même si l'exposition atmosphérique actuelle mesurée par la bioaccumulation (métaux, HAP...) y est relativement faible. La fin de l'autorisation de déposer les déchets de boue rouge en juin 2021 sur le site de Mange-Garri, proche du site 1, a sans doute permis de réduire les niveaux d'exposition en métaux, malgré un impact toujours marqué sur la flore lichénique et l'environnement en général. Ce fait montre un autre apport de la bioindication, qui offre une vision à plus long terme que la bioaccumulation.

Cependant, bien que certaines communautés de lichens peuvent réagir assez rapidement à des modifications de niveaux de polluants dans l'air, avec des changements interannuels (Loppi *et al.*, 2004), l'évolution de la flore lichénique et son adaptation au milieu environnant est généralement beaucoup plus longue, allant de quelques années à quelques décennies. Cette durée explique également pourquoi il y a encore peu d'études portant sur le temps de recolonisation d'espèces moins polluo-tolérantes suite à une amélioration de la qualité de l'air (Weldon & Gandin, 2021). Le suivi de ces sites pour mesurer une éventuelle recolonisation pourra ainsi s'avérer particulièrement intéressant pour témoigner de la possible amélioration de la qualité de l'air.

VI. Conclusion et perspectives

Cette étude a permis de mieux comprendre l'exposition atmosphérique des villes de Gardanne et Meyreuil. Ainsi, les mesures de bioaccumulation ont mis en évidence des expositions marquées en HAP et en métaux sur ce territoire, avec des niveaux particulièrement élevés autour des zones industrielles. La répartition géographique des concentrations en métaux a aussi permis d'identifier deux signatures propres aux sites d'Altéo et de la Centrale Thermique de Provence, montrant que leur influence peuvent être distinguées grâce aux mesures de polluants dans les lichens. Plus localement, d'autres influences sont également visibles, comme le montrent certaines concentrations de PCB et de PCDD/F, cependant leur origine reste difficilement identifiable.

Ces niveaux de contaminants constituent ainsi un « point zéro » de suivi temporel. Il serait intéressant de suivre leurs évolutions, notamment en cas de modifications d'activités, comme par exemple le redémarrage de la centrale en 2025.

De plus, dans ce rapport, les résultats ont été comparés aux données obtenues lors de la campagne de biosurveillance réalisée en 2021 par l'IECP. Or, cette campagne a été renouvelée en 2024 et comprend un site sur Gardanne (site 2, déjà suivi) et un site sur Meyreuil (site 7), ce qui permettra d'avoir un nouveau point de comparaison.

Ces données de bioaccumulation ont été complétées par des mesures de bioindication qui ont confirmé l'influence des installations industrielles sur la qualité de l'air, avec un impact notable de la présence d'Altéo sur la diversité et l'abondance des lichens aux alentours. Or, les données de bioindication permettent d'avoir une vision sur plus long terme que celles de bioaccumulation donc, ici, elles ont mis en évidence l'impact durable de la présence de l'industrie sur la qualité de l'air, malgré la faible bioaccumulation au site 1 au moment des prélèvements.

Il serait donc intéressant de compléter les données déjà acquises, en réalisant des relevés sur d'autres sites, afin d'avoir une vision plus précise des effets durables des contaminants atmosphériques sur la qualité de l'air du territoire.

BIBLIOGRAPHIE

Agnan, Y. (2013). Bioaccumulation et bioindication par les lichens de la pollution atmosphérique actuelle et passée en métaux et en azote en France: sources, mécanismes et facteurs d'influence. *Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse*.

Augusto, S., Máguas, C., & Branquinho, C. (2009). Understanding the performance of different lichen species as biomonitors of atmospheric dioxins and furans: potential for intercalibration. *Ecotoxicology*, 18, 1036-1042.

Base de Données sur les Incendies de Forêts en France (2025) (<https://bdiff.agriculture.gouv.fr/>)

Boucheron, C., & Martin, N. (2019). Estimation de la qualité de l'air par l'étude des lichens épiphytes bio-indicateurs sur le Pays du Bocage Vendéen. *CPIE Sèvre et Bocage*, 102 p.

Camenzuli, L., Scheringer, M., Gaus, C., Grant, S., Zennegg, M., & Hungerbühler, K. (2015). Historical emissions of octachlorodibenzodioxin in a watershed in Queensland, Australia: estimation from field data and an environmental fate model. *Science of the Total Environment*, 502, 680-687.

Cecconi, E., Fortuna, L., Benesperi, R., Bianchi, E., Brunialti, G., Contardo, T., ... & Tretiach, M. (2019). New interpretative scales for lichen bioaccumulation data: the Italian proposal. *Atmosphere*, 10(3), 136.

D'Amato, L. (2020). Comment aborder de façon intégrative dans le temps et dans l'espace des pollutions industrielles dans les Bouches-du-Rhône et leurs effets sur l'environnement et la santé humaine ? Institut Écocitoyen pour la Connaissance des Pollutions - LCE - LPED - Aix-Marseille Université, 49 p.

Dauphin, C.-E., Dron, J. (2020). Biosurveillance atmosphérique des pourtours du Golfe de Fos et de l'Étang de Berre : Campagne 2017. *Rapport d'étude, Institut Écocitoyen pour la Connaissance des Pollutions*.

Dauphin, C. E., Durand, A., Lubonis, K., Wortham, H., & Dron, J. (2020). Quantification of monosaccharide anhydrides by gas chromatography/mass spectrometry in lichen samples. *Journal of Chromatography A*, 1612, 460675.

Dron, J., Austruy, A., Agnan, Y., Ratier, A., & Chamaret, P. (2016). Utilisation de la biosurveillance lichénique sur la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer: retour sur trois ans de suivi à l'échelle d'un territoire intercommunal. *Pollution atmosphérique*, 228, 1.

Dron, J., Ratier, A., Austruy, A., Revenko, G., Chaspoul, F., & Wafo, E. (2021). Effects of meteorological conditions and topography on the bioaccumulation of PAHs and metal elements by native lichen (*Xanthoria parietina*). *Journal of environmental sciences*, 109, 193-205.

FactoMineR (2024). (<http://factominer.free.fr/index.html>)

Gibson, M. D., Heal, M. R., Li, Z., Kuchta, J., King, G. H., Hayes, A., & Lambert, S. (2013). The spatial and seasonal variation of nitrogen dioxide and sulfur dioxide in Cape Breton Highlands National Park, Canada, and the association with lichen abundance. *Atmospheric Environment*, 64, 303-311.

Loppi, S., Frati, L., Paoli, L., Bigagli, V., Rossetti, C., Bruscoli, C., & Corsini, A. (2004). Biodiversity of epiphytic lichens and heavy metal contents of *Flavoparmelia caperata* thalli as indicators of temporal variations of air pollution in the town of Montecatini Terme (central Italy). *Science of the total environment*, 326(1-3), 113-122.

Loppi, S. (2014). Lichens as sentinels for air pollution at remote alpine areas (Italy). *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 2563-2571.

Maciejczyk, P., Chen, L. C., & Thurston, G. (2021). The role of fossil fuel combustion metals in PM_{2.5} air pollution health associations. *Atmosphere*, 12(9), 1086.

Nimis, P. L., Scheidegger, C., & Wolseley, P. A. (2002). Monitoring with lichens—monitoring lichens: an introduction. *Springer Netherlands* (pp. 1-4).

QGIS (2024). (<https://qgis.org/>)

R Core Team (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria (<https://www.R-project.org/>).

Rstudio Desktop (2024). (<https://posit.co/download/rstudio-desktop/>)

Ratier, A., Dron, J., Revenko, G., Austruy, A., Dauphin, C. E., Chaspoul, F., & Wafo, E. (2018). Characterization of atmospheric emission sources in lichen from metal and organic contaminant patterns. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 8364-8376.

Ratier, A., Dron, J. (2018). Bioaccumulation de polluants dans les lichens, étude des effets saisonniers, de l'incertitude liée au prélèvement et comparaison de deux espèces. *Rapport d'étude, Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions*.

Rathoure, A. K. (2018). Dioxins source origin and toxicity assessment. *Biodivers. Int. J*, 2(10.15406).

Reuillard, M. (2023). Biosurveillance atmosphérique de la Métropole Aix-Marseille-Provence : Campagne lichens 2021. *Rapport d'étude, Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions*.

- Sarrazin, L., Diana, C., Wafo, E., Pichard-Lagadec, V., Schembri, T., & Monod, J. L. (2006). Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in marine, brackish, and river sediments by HPLC, following ultrasonic extraction. *Journal of liquid chromatography & related technologies*, 29(1), 69-85.
- Van Haluwyn, C. (2010). La sociologie des lichens corticoles en Europe. *Bulletin de Association Française de Lichénologie*, 35(2), 1-128.
- Van Halluwyn, C., Cuny, D., & Garrec, J. P. (2011). Introduction générale -Définitions, concepts et enjeux généraux de la biosurveillance de la qualité de l'air. *Pollution Atmosphérique*, 3, 7.
- Van Haluwyn, C., Asta, J., & Gaveriaux, J. P. (2022). Guide des lichens de France-Lichens des arbres. BELIN EDITEUR.
- Wafo, E., Sarrazin, L., Diana, C., Schembri, T., Lagadec, V., & Monod, J. L. (2006). Polychlorinated biphenyls and DDT residues distribution in sediments of Cortiou (Marseille, France). *Marine Pollution Bulletin*, 52(1), 104-107.
- Weldon, J., & Grandin, U. (2021). Weak recovery of epiphytic lichen communities in Sweden over 20 years of rapid air pollution decline. *The Lichenologist*, 53(2), 203-213.
- Yang, Q., Liu, G., Falandysz, J., Yang, L., Zhao, C., Chen, C., ... & Jiang, G. (2024). Atmospheric emissions of particulate matter-bound heavy metals from industrial sources. *Science of The Total Environment*, 947, 174467.

ANNEXES

Annexe A : Méthodologie - Mesures de bioaccumulation

Annexe B : Méthodologie - Mesures de bioindication

Annexe C : Résultats des contrôles de qualité et des analyses de matériaux certifiés

C1 : Métaux

C2 : HAP

C3 : PCB

Annexe D : Résultats détaillés des mesures de contaminants dans les lichens

D1 : Métaux

D2 : HAP

D3 : Lévo-glucosan

D4 : PCDD/F

D5 : PCB

Annexe E : Résultats détaillés des coefficients de corrélation de Pearson

ANNEXE A

Méthodologie - Mesures de bioaccumulation lichénique

Choix de l'espèce *Xanthoria parietina*

X. parietina est un lichen foliacé composé d'un thalle jaune, pouvant tendre vers le vert lorsqu'il est à l'ombre ou vers l'orange lorsqu'il est en plein soleil. C'est une espèce nitrophile, héliophile et toxitolérante. Elle se développe sur tout type de substrat, tels que l'écorce des arbres ou sur de la roche, et préférentiellement sur des substrats à pH élevés. Elle est dite « polluo-tolérante » (tolérante à la pollution), on peut donc la retrouver sur les sites pollués. Cette espèce est commune partout en France et dans la plupart des régions du monde. Elle est donc utilisée dans de nombreux travaux scientifiques et c'est l'une des plus étudiées en biosurveillance de la qualité de l'air (Augusto *et al.*, 2009 ; Agnan, 2013 ; Ratier *et al.*, 2018).

Prélèvements des échantillons de *Xanthoria parietina*

Les prélèvements de *X. parietina* ont été effectués les 25 et 27 septembre 2023. Pour chacun des sites, des thalles entiers de *X. parietina* ont été prélevés sur des troncs d'arbres feuillus, à au moins 1 m de hauteur, pour s'affranchir de l'influence du sol qui pourrait interférer sur la composition de l'échantillon. Aussi, les prélèvements ont été faits sur l'ensemble des orientations du tronc et sur un maximum d'espèces d'arbres différentes, afin que l'échantillonnage soit représentatif de la qualité de l'air globale sur site.

Les lichens ont été prélevés avec des gants de protection et un couteau en céramique (non métallique) pour éviter toute contamination externe. Le couteau a été lavé à l'eau ultra-pure après chaque utilisation et les gants changés. Les échantillons obtenus faisaient entre 10 et 15 g et ont été stockés dans des flacons en HPDE préalablement étiquetés, et immédiatement conservés à 4 °C en attendant leur préparation en laboratoire.

Préparation des échantillons

Au laboratoire, les échantillons de lichens ont été triés dans les trois jours suivant leur prélèvement avec du matériel non métallique préalablement lavé à l'eau ultrapure (pince en HPDE et couteau en céramique). Ce tri permet de retirer délicatement les poussières, débris de végétaux, espèces non souhaitées et morceaux d'écorce des thalles, pour ne garder que les tissus de *X. parietina*. Pour chaque site, environ 10 g de lichens triés ont été ainsi obtenus, lesquels ont été stockés dans des flacons en HPDE à -45 °C. Puis, ils ont été lyophilisés (-55 °C / 0,035 mbar, Christ-Alpha 1-4 LD) pendant 72 h. Cette méthode a été préférée au séchage à l'étuve puisqu'elle permet de limiter la perte d'éléments volatils. Par la suite, leur broyage a été effectué via un broyeur à billes (capsules et billes en zirconium, Retsch MM 400) durant 90 secondes à une fréquence de 25 Hz, afin d'obtenir une poudre très fine et homogène, sans échauffement et sans contamination externe. Entre chaque échantillon, les capsules et billes ont été lavées dans un bain acide à 7 %, rincées à l'eau ultra-pure, lavées à l'acétone puis à nouveau rincées à l'eau ultra-pure.

Le matériel a ensuite été séché à l'étuve à 50 °C, et refroidi à température ambiante avant d'être réutilisé. Après le broyage, la fine poudre a été récupérée dans des flacons NALGENE® préalablement étiquetés, puis stockés à -45 °C en attendant la réalisation des analyses chimiques.

Analyse chimique des échantillons

➤ Métaux

Au total, 20 éléments métalliques et métalloïdes ont été analysés dans les lichens : aluminium Al, calcium Ca, titane Ti, vanadium V, chrome Cr, manganèse Mn, fer Fe, cobalt Co, nickel Ni, cuivre Cu, zinc Zn, arsenic As, molybdène Mo, argent Ag, cadmium Cd, étain Sn, antimoine Sb, mercure Hg, thallium Tl et plomb Pb.

Ces analyses ont été faites au Laboratoire d'Analyses Chimiques de la Faculté de Pharmacie de la Timone à Marseille. Pour chaque échantillon, 300 mg de lichens ont été mis en solution dans 10 mL d'eau régale (7,5 mL d'acide nitrique à 65 % + 2,5 mL d'acide chlorhydrique à 37 %). La minéralisation a été réalisée à l'aide d'un système micro-ondes (Ethos advanced μ -wave labstation) pendant 20 min à 180 °C. Les échantillons ont ensuite été dilués 5 fois dans de l'eau ultra-pure et analysés par ICP/MS (spectrométrie de masse, détection par plasma induit par couplage). À noter que le mercure a été minéralisé différemment des autres éléments : environ 300 mg d'échantillon sec ont été mis en solution dans de l'acide nitrique 65 % (5 mL) et une solution d'or (100 μ L) afin de créer un complexe Hg-Au permettant d'éviter toute perte de mercure par volatilisation. Cette solution a été laissée au repos pendant 72 h à température ambiante avant d'être analysée par ICP/MS. Aussi, l'analyse d'un échantillon de lichen certifié (IAEA 336) a permis de vérifier la fiabilité des résultats (Annexe C1).

➤ Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

L'analyse des HAP a porté sur les 16 composés définis comme prioritaires par l'agence américaine de l'environnement (US-EPA) au Laboratoire d'Analyses Chimiques de la Faculté de Pharmacie de La Timone à Marseille, sur la base de leur méthode exposée par Sarrazin *et al.* (2006).

0,5 g de chaque échantillon ont subi une extraction par de l'acétone dans une cuve à ultrasons. De l'eau ultra-pure y a ensuite été ajoutée jusqu'à obtenir un mélange acétone/eau à 40 % (v/v). Cet extrait a ensuite été purifié sur cartouche C-18 1 g (Bond Elut C18). Ainsi, seuls les HAP ont été retenus sur la cartouche, au contraire des impuretés qui ont été extraites. Les HAP ont ensuite été élués via de l'acétone et du méthanol. L'extrait purifié a alors été analysé par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur par spectrométrie de masse (GC/MS). L'appareil GC/MS (modèle GC/MSD, Agilent Technologies) est équipé d'une colonne capillaire DB5 (J&W, 30 m x 0,25 mm x 0,25 μ m). Le gaz vecteur utilisé était l'hélium à une vitesse de 26 cm/s. Les analyses ont été réalisées en mode SIM (Single Ion Monitoring), c'est à dire que des ions spécifiques à chaque composé ont été utilisés pour la quantification. L'étalonnage de l'appareil a été réalisé pour chacun des 16 HAP avec une solution « mix » standard à 200 μ g/mL (Interchim), diluée à différentes concentrations avec de l'hexane.

L'identification, l'intégration des pics chromatographiques et la détermination des concentrations dans les échantillons suivant la droite d'étalonnage ont été effectués sous le logiciel Empower pro. Enfin, l'analyse d'échantillons certifiés (mollusques marin, IAEA 451) et d'ajouts dosés ont permis de s'assurer de la fiabilité des résultats (Annexe C2).

Liste des HAP analysés

Liste des 16 HAP définis comme prioritaires par l'US-EPA		
Abréviations	Nom	Nombre de cycles
Nap	Naphtalène	2
Ace	Acénaphtylène	3
Acy	Acénaphtène	
Flu	Fluorène	
Ant	Anthracène	4
Phe	Phénanthène	
FIA	Fluoranthène	
Pyr	Pyrène	
BaA	Benzo(a)anthracène	
Chr	Chrysène	5
DBA	Dibenzo(a,h)anthracène	
BaP	Benzo(a)pyrène	
BkF	Benzo(k)fluoranthène	
BbF	Benzo(b)fluoranthène	6
Bpe	Benzo(ghi)pérylène	
Ipy	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	

➤ **Lévoglucosan**

Cette analyse porte sur trois sucres anhydres (lévoglucosan, mannosan et galactosan). Sa méthodologie a été développée conjointement par le Laboratoire Chimie Environnement de Aix-Marseille Université et l'Institut Écocitoyen pour la Connaissance des Pollutions. Sa mise au point a fait l'objet d'un article dédié (Dauphin *et al.*, 2019).

Sur chaque échantillon, une prise d'essai d'environ 0,5 g a été effectuée. Le lévoglucosan 13C6 a été utilisé comme étalon interne (dopage avec 50 µL d'une solution à 10 mg/L). L'extraction des composés d'intérêt a été réalisée sous haute pression et haute température (100 °C, 100 bars) au moyen d'un solvant organique, le dichlorométhane, avec 2 cycles d'extraction de 5 minutes. Après réduction du volume à environ 10 mL, l'extrait a été soumis à une étape de purification sur cartouche SPE (Discovery DSC-Si, 1 g, 6 mL, Sigma-Aldrich) afin d'éliminer le maximum de composés interférents.

L'étape de lavage de la cartouche a été réalisée avec 6 mL d'hexane puis 6 mL de dichlorométhane. 6 mL d'acétone ont été utilisés pour l'élution. L'extrait purifié a été récupéré, évaporé et transféré dans l'acétonitrile jusqu'à un volume final de 500 µL. Une étape de dérivation a été réalisée afin de rendre les composés polaires plus volatils. Pour cela, 50 µL d'échantillon ont été mélangés avec 100 µL de pyridine et 100 µL de BSTFA+1%TMCS et ont été placés à l'étuve à 70 °C pendant 90 min. Après réaction, les échantillons ont été immédiatement analysés par chromatographie gazeuse équipée d'une colonne TR-5MS (30 m * 0.25 mm * 0.25 µm) et couplée à un détecteur de masse de type simple quadripôle opérant simultanément en fullscan et en mode SIM ciblé sur les ions des composés d'intérêt.

➤ *Dioxines et furanes (PCDD/F)*

L'analyse des PCDD/F a été effectuée au Laboratoire Départemental de la Drôme à Valence, accrédité COFRAC, sur les 17 congénères de dioxines (PCDD) et furanes (PCDF) de la liste établie par l'OMS (Annexe A3). Ils ont été analysés suivant la méthode mise au point par le LABERCA (LABERCA/DGAI/DPCB- al.1.02). Celle-ci est basée sur un traitement au cuivre (pour enlever le soufre) et l'ajout de traceurs ¹³C pour la quantification et l'acidification des échantillons de lichens. Après ajout des standards internes, une purification sur cartouche a été réalisée (Florisil : séparation des PCDD/F et PCB ; charbon-célite 18 % : séparation des congénères de PCDF et PCDD). Par la suite, les échantillons ont été analysés en GC/HRMS (chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse haute résolution). Les dioxines et furanes ont été séparées sur une colonne apolaire (RTX - PCB 40 m x 0.18 mm x 0.18 µm) avec de l'hélium comme gaz vecteur, à 1 mL/min. Un volume de 2 µL a été injecté à 300 °C en mode splitless. Le programme de température du chromatogramme était séparé en 3 étapes : à l'état initial la température était de 140 °C puis augmentait jusqu'à 210 °C dans un premier temps ; puis atteignait le second palier à 250 °C, et enfin augmentait jusqu'à atteindre 310 °C. La détection a été réalisée par un spectromètre de masse à haute résolution (HRMS), à double focalisation (Jeol 800D). L'effet toxique de ces composés sur les organismes a été évalué en additionnant la toxicité des 17 composés listés par l'OMS. Pour ce faire, on utilise la toxicité relative de chacun des composés (facteurs de toxicité définis au niveau international par l'OMS, I-TEF), exprimée en équivalents de toxicité (I-TEQ, International-Toxicity Equivalent Quantity). La dioxine dite de Seveso (2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine ou TCDD) est ainsi classée au niveau de toxicité 1.

Liste des PCDD/F analysés

Liste des 7 PCDD (dioxines) et 10 furanes (PCDF) définis comme prioritaires par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS)

Abréviations	Nom
PCDD1	2,3,7,8 Tetrachlorodibenzodioxine
PCDD2	1,2,3,7,8 Pentachlorodibenzodioxine
PCDD3	1,2,3,4,7,8 Hexachlorodibenzodioxine
PCDD4	1,2,3,6,7,8 Hexachlorodibenzodioxine
PCDD5	1,2,3,7,8,9 Hexachlorodibenzodioxine
PCDD6	1,2,3,4,6,7,8 Heptachlorodibenzodioxine
OCDD	1,2,3,4,6,7,8,9 Octachlorodibenzodioxine
PCDF1	2,3,7,8 Tetrachlorodibenzofurane
PCDF2	1,2,3,7,8 Pentachlorodibenzofurane
PCDF3	2,3,4,7,8 Pentachlorodibenzofurane
PCDF4	1,2,3,4,7,8 Hexachlorodibenzofurane
PCDF5	1,2,3,6,7,8 Hexachlorodibenzofurane
PCDF6	2,3,4,6,7,8 Hexachlorodibenzofurane
PCDF7	1,2,3,7,8,9 Hexachlorodibenzofurane
PCDF8	1,2,3,4,7,8,9 Heptachlorodibenzofurane
PCDF9	1,2,3,4,6,7,8 Heptachlorodibenzofurane
OCDF	1,2,3,4,6,7,8,9 Octachlorodibenzofurane

➤ Polychlorobiphényles (PCB)

Au total, 40 congénères de PCB ont été analysés par le Laboratoire d'Analyses Chimiques de la Faculté de Pharmacie de La Timone, sur la base de leur méthode exposée par Wafo *et al.*, (2006).

1 g environ de chaque échantillon de lichens ont été extraits sur système Soxhlet par de l'hexane à 45 °C pendant au moins 16 h. La solution obtenue a été concentrée puis purifiée par décantation avec 5 mL d'acide sulfurique. La phase acide a été écartée et l'opération renouvelée autant de fois que nécessaire. La phase organique recueillie (fraction A) a été filtrée sur du sulfate de sodium anhydre et concentrée à 2 mL sous flux d'azote. Celle-ci est d'abord passée sur une colonne remplie d'alumine (activée à 200 °C pendant 2 h) en goutte à goutte et éluée par de l'hexane. Le reste de la fraction A a été concentré à 1 mL et passé sur une colonne remplie de silice activée (600 °C pendant 4 h) et élué par de l'hexane. Cette seconde fraction (fraction B), contenait les PCB restants. La fraction A, à laquelle les étalons internes Mirex et OCN ont été ajoutés, a été analysée par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à capture d'électrons (GC/ECD). Le chromatographe (modèle HP 6890) a été équipé d'une colonne DB5 (J&W) avec un programme de température passant de 60 °C à 160 °C à une vitesse de 10 °C/min, puis à 280 °C à une vitesse de 2 °C/min. Cette dernière température était alors maintenue pendant 10 min, portant la durée totale d'analyse à 80 min.

La fraction B a été analysée par GC/MS. L'appareil (Agilent Technologies 6890N) a été équipé d'une colonne DB5 (J&W) avec un programme de température démarrant à 50 °C pendant 1 min, passant de 50 °C à 100 °C à une vitesse de 25 °C/min, puis de 100 à 280 °C/min à une vitesse de 5 °C/min. Cette dernière température était alors maintenue pendant 10 min portant la durée totale d'analyse à 51 min. Le détecteur MS a balayé les masses allant de 50 à 550 m/z, et son bon fonctionnement a été vérifié quotidiennement. Un échantillon certifié (mollusques marins, IAEA 451) a été analysé et des ajouts dosés ont été réalisés afin de contrôler la conformité des résultats obtenus lors de ces analyses (Annexe C3).

Sur l'ensemble des 40 congénères analysés ici, 12 PCB (77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169 et 189), considérés, comme proches des dioxines et furanes du point de vue toxicité, ont été désignés par le terme PCB-DL (PCB de type dioxine). De plus, 6 PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) ont été sélectionnés par le Bureau Communautaire de Référence de la Commission Européenne comme étant les composés à rechercher en priorité dans les analyses de matrices organiques du fait de leur persistance et de leur abondance dans l'environnement ainsi que de leurs propriétés toxicologiques. Ils ont été désignés ici comme les PCB indicateurs (PCBi).

Liste des PCB analysés (en mauve : PCB_i, en bleu : PCB-DL)

Liste des 40 PCB analysés	
Abréviations	Nom
cb17	2,2',4-Trichlorobiphényle
cb18	2,2',5-Trichlorobiphényle
cb20	2,3,3'-Trichlorobiphényle
cb28	2,4,4'-Trichlorobiphényle
cb31	2,4',5-Trichlorobiphényle
cb44	2,2',3,5'-Tétrachlorobiphényle
cb49	2,2',4,5'-Tétrachlorobiphényle
cb52	2,2',5,5'-Tétrachlorobiphényle
cb77	3,3',4,4'-Tétrachlorobiphényle
cb81	3,4,4',5-Tétrachlorobiphényle
cb82	2,2',3,3',4-Pentachlorobiphényle
cb87	2,2',3,4,5'-Pentachlorobiphényle
cb95	2,2',3,5',6-Pentachlorobiphényle
cb99	2,2',4,4',5-Pentachlorobiphényle
cb101	2,2',4,5,5'-Pentachlorobiphényle
cb105	2,3,3',4,4'-Pentachlorobiphényle
cb110	2,3,3',4',6-Pentachlorobiphényle
cb114	2,3,4,4',5-Pentachlorobiphényle
cb118	2,3',4,4',5-Pentachlorobiphényle
cb123	2,3',4,4',5'-Pentachlorobiphényle
cb126	3,3',4,4',5-Pentachlorobiphényle
cb128	2,2',3,3',4,4'-Hexachlorobiphényle
cb138	2,2',3,4,4',5'-Hexachlorobiphényle
cb149	2,2',3,4',5',6-Hexachlorobiphényle
cb151	2,2',3,5,5',6-Hexachlorobiphényle
cb153	2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphényle
cb156	2,3,3',4,4',5-Hexachlorobiphényle
cb157	2,3,3',4,4',5'-Hexachlorobiphényle
cb167	2,3',4,4',5,5'-Hexachlorobiphényle
cb169	3,3',4,4',5,5'-Hexachlorobiphényle
cb170	2,2',3,3',4,4',5-Heptachlorobiphényle
cb174	2,2',3,3',4,5,6'-Heptachlorobiphényle
cb177	2,2',3,3',4,5',6'-Heptachlorobiphényle
cb180	2,2',3,4,4',5,5'-Heptachlorobiphényle
cb183	2,2',3,4,4',5',6-Heptachlorobiphényle
cb187	2,2',3,4',5,5',6-Heptachlorobiphényle
cb189	2,3,3',4,4',5,5'-Heptachlorobiphényle
cb194	2,2',3,3',4,4',5,5'-Octachlorobiphényle
cb195	2,2',3,3',4,4',5,6-Octachlorobiphényle
cb196	2,2',3,3',4,4',5,6'-Octachlorobiphényle

ANNEXE B

Méthodologie - Mesures de bioindication

Échantillonnage

Les relevés lichéniques ont été réalisés selon le protocole d'échantillonnage défini dans la norme européenne EN 16413. Ainsi, pour chaque site, des relevés ont été fait sur dix arbres, exclusivement des feuillus, en diversifiant au maximum leurs espèces. Les arbres choisis devaient avoir un tronc avec une circonférence supérieure à 50 cm et une inclinaison maximale de 20°.

Un relevé a été effectué sur les quatre faces de chaque arbre à l'aide d'une grille d'observation composée de cinq mailles de 10 cm x 10 cm superposées verticalement. Pour limiter l'influence du sol, la grille a été placée à au moins 1 m de hauteur. Ainsi, la fréquence de chaque espèce lichénique a été notée, selon sa présence ou son absence dans chacune des mailles, celle-ci allant de 0 (espèce absente) à 5 (espèce présente dans toutes les mailles). Sont également relevées, les coordonnées GPS de chaque arbre échantillonné, le nom de l'espèce et l'orientation des faces.

Les relevés ont été effectués les 12, 13 et 19 mars 2024, ainsi que le 18 avril 2024. Le détail des espèces d'arbres prélevés sur chaque site et leurs coordonnées GPS sont présentés ci-après.



Figure : Relevé de diversité lichénique à l'aide d'une grille d'observation sur le site 2

Identification des espèces

Les espèces lichéniques ne pouvant être identifiées avec certitude sur le terrain ont été récoltées avec un couteau et conservées dans un sac en plastique en vue de leur observation en laboratoire. Celle-ci a été réalisée via une loupe binoculaire (grossissement 5x à 40x, Leica S6D), voire au microscope (50x à 400x, Zeiss LabA1) pour les structures reproductrices.

Pour l'identification, des guides de détermination de référence ont été utilisés, comportant des clés de détermination basées sur des critères morphologiques (Tiévant, 2001 ; Van Haluwyn et Asta, 2009 ; Dobson, 2011), complétés par des tests chimiques (à l'hydroxyde de potassium, l'hypochlorite de sodium et la paraphénylène diamine) provoquant des réactions colorées selon les composés présents dans les lichens et permettant ainsi de préciser l'identification dans certains cas difficiles visuellement.

Indices écologiques

Les données de diversité et d'abondance lichénique ont été traitées par les calculs d'indices de pollution qui sont l'Indice de Pureté Atmosphérique (IPA) et la Valeur de Diversité Lichénique (VDL).

L'IPA se calcule à partir de la diversité et de l'abondance des espèces rencontrées sur un site d'échantillonnage (Eq. 1). Allant de très faible (IPA < 15) à très élevé (IPA > 80), il renseigne sur le niveau de pollution de l'air, en prenant en compte la nature et la sensibilité des espèces présentes.

$$IPA = \frac{1}{10} * \sum_{i=1}^n (Q_i * f_i) \quad \text{Eq.1}$$

avec i , espèce lichénique ;

n , nombre d'espèces dans la station ;

Q_i , indice écologique de l'espèce i , déterminé empiriquement à partir du nombre d'espèces accompagnantes sur tous les sites étudiés divisés par le nombre total de sites.

f_i , le coefficient de recouvrement de l'espèce i (de 1, rare, à 5, abondant).

La VDL est basée sur la somme des fréquences des espèces lichéniques rencontrées sur un site d'échantillonnage (Eq. 2). Elle permet d'illustrer l'abondance lichénique d'un site et fait l'objet d'une norme européenne (EN 16413).

$$VDL = \sum_{i=1}^n f_i \quad \text{Eq. 2}$$

Description des prélèvements

Site 1

Date du prélèvement : 12/03/2024

Commune : Gardanne

Code	Espèce	Latitude	Longitude
A1	<i>Quercus robur</i>	43,457778000	5,449870000
A2	<i>Quercus robur</i>	43,458330000	5,449826000
A3	<i>Quercus robur</i>	43,458350000	5,449749000
A4	<i>Quercus robur</i>	43,458198000	5,449824000
A5	<i>Quercus robur</i>	43,457970000	5,449853000
A6	<i>Quercus robur</i>	43,457882000	5,449739000
A7	<i>Quercus robur</i>	43,457359000	5,451175000
A8	<i>Quercus robur</i>	43,457394000	5,450607000
A9	<i>Quercus robur</i>	43,457387000	5,450655000
A10	<i>Quercus robur</i>	43,457384000	5,450706000

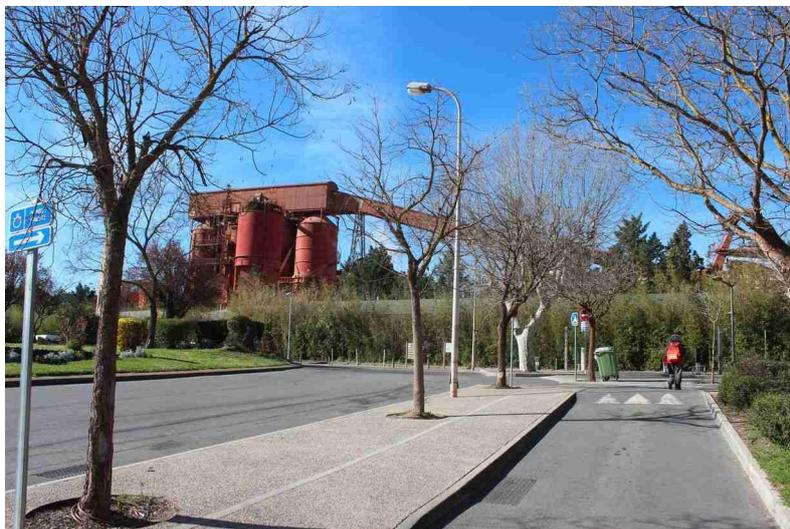
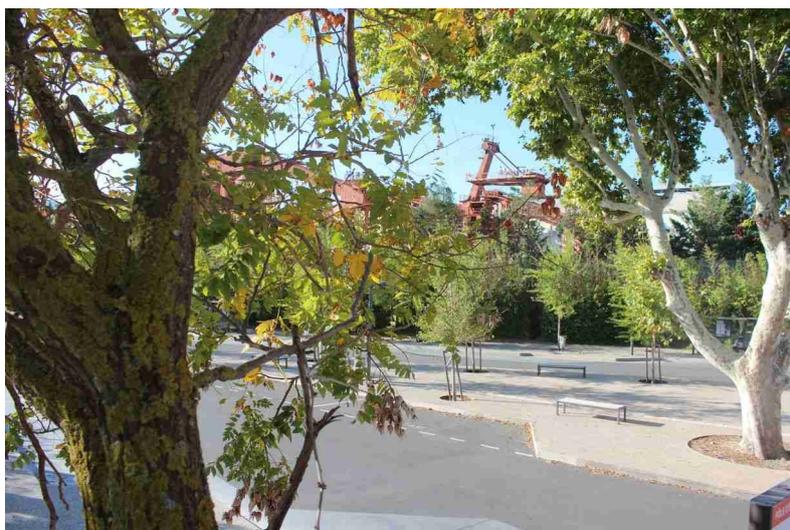


Site 2

Date du prélèvement : 12/03/2024

Commune : Gardanne

Code	Espèce	Latitude	Longitude
A1	<i>Celtis australis</i>	43,454968000	5,464829000
A2	<i>Celtis australis</i>	43,455035000	5,464916000
A3	<i>Celtis australis</i>	43,454930000	5,464916000
A4	<i>Celtis australis</i>	43,454946000	5,464881000
A5	<i>Celtis australis</i>	43,455205000	5,464622000
A6	<i>Celtis australis</i>	43,455757000	5,463993000
A7	<i>Koelreuteria paniculata</i>	43,455448000	5,464551000
A8	<i>Styphnolobium japonicum</i>	43,455481000	5,464724000
A9	<i>Styphnolobium japonicum</i>	43,455539000	5,464725000
A10	<i>Styphnolobium japonicum</i>	43,455543000	5,464834000



Site 5

Date du prélèvement : 13/03/2024

Commune : Gardanne

Code	Espèce	Latitude	Longitude
A1	<i>Prunus amygdalus</i>	43,451158000	5,486368000
A2	<i>Prunus amygdalus</i>	43,450835000	5,486287000
A3	<i>Prunus amygdalus</i>	43,450849000	5,486281000
A4	<i>Quercus pubescens</i>	43,451144000	5,486902000
A5	<i>Prunus amygdalus</i>	43,450580000	5,486360000
A6	<i>Quercus pubescens</i>	43,450602000	5,486003000
A7	<i>Celtis australis</i>	43,452008000	5,485351000
A8	<i>Celtis australis</i>	43,451998000	5,485163000
A9	<i>Prunus sp.</i>	43,452013000	5,485069000
A10	<i>Celtis australis</i>	43,452024000	5,484977000

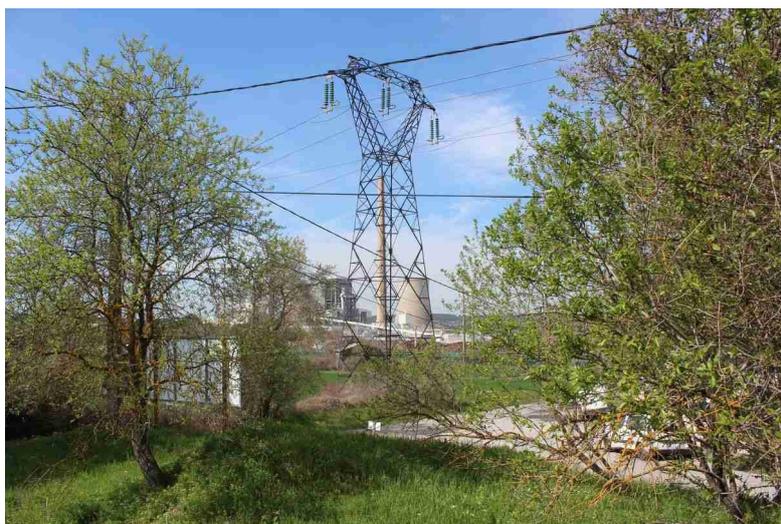


Site 7

Date du prélèvement : 19/03/2024

Commune : Meyreuil

Code	Espèce	Latitude	Longitude
A1	<i>Prunus amygdalus</i>	43,465786000	5,5005410000
A2	<i>Prunus amygdalus</i>	43,465870303	5,5004880000
A3	<i>Prunus amygdalus</i>	43,465927000	5,5004610000
A4	<i>Prunus amygdalus</i>	43,466014000	5,5005320000
A5	<i>Prunus amygdalus</i>	43,465957000	5,5005150000
A6	<i>Prunus amygdalus</i>	43,466086000	5,5007210000
A7	<i>Prunus amygdalus</i>	43,466330000	5,5012220000
A8	<i>Populus sp.</i>	43,466449000	5,4997530000
A9	<i>Populus sp.</i>	43,468151000	5,4979560000
A10	<i>Populus sp.</i>	43,468096000	5,4980990000

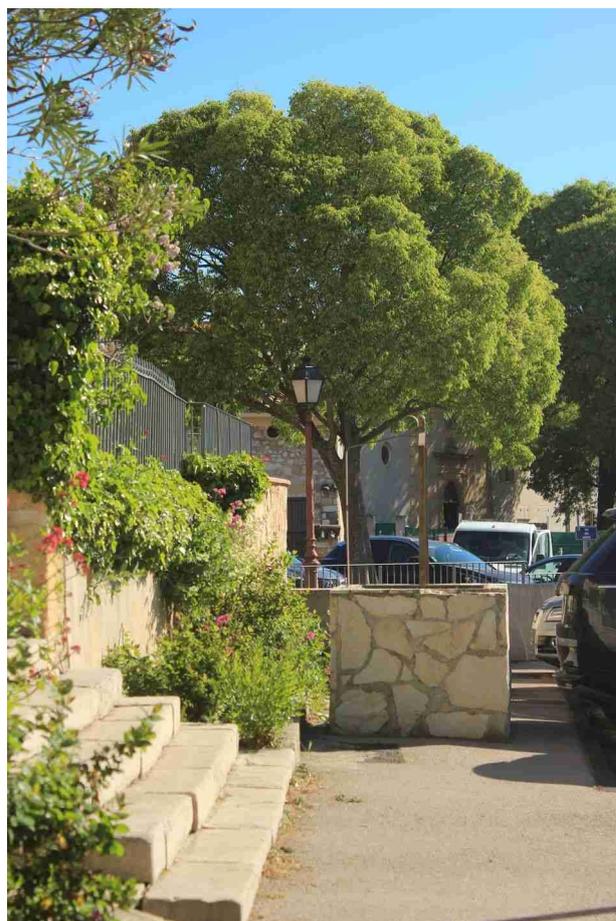
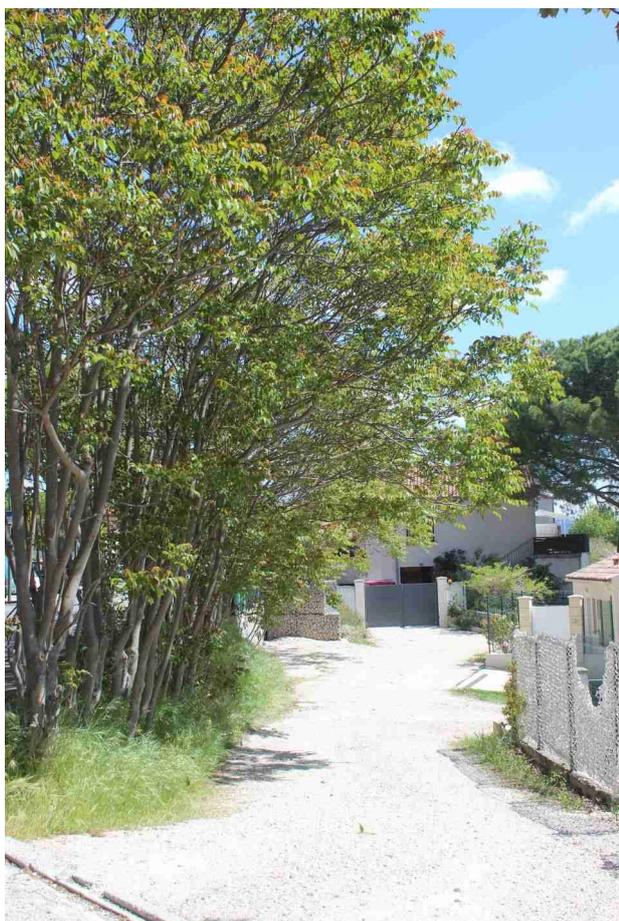


Site 9

Date du prélèvement : 18/04/2024

Commune : Meyreuil

Code	Espèce	Latitude	Longitude
A1	<i>Celtis australis</i>	43,486689000	5,494247000
A2	<i>Celtis australis</i>	43,486527000	5,493969000
A3	<i>Quercus pubescens</i>	43,486000000	5,493054000
A4	<i>Quercus pubescens</i>	43,486075000	5,493114000
A5	<i>Ailanthus altissima</i>	43,486094000	5,493453000
A6	<i>Ailanthus altissima</i>	43,486116000	5,493299000
A7	<i>Ailanthus altissima</i>	43,486187000	5,493460000
A8	<i>Ailanthus altissima</i>	43,486319000	5,493758000
A9	<i>Ailanthus altissima</i>	43,486324000	5,493676000
A10	<i>Ailanthus altissima</i>	43,486318000	5,493571000



ANNEXE C

Résultats des contrôles de qualité et des analyses de matériaux certifiés

Annexe C1 : Métaux

	IAEA-336 mesuré	IAEA-336 valeurs certifiées
Ag	0,02	/
Al	740	570 - 790
As	0,73	0,55 - 0,71
Ca	1940	/
Cd	0,1	0,100 - 0,134
Co	0,29	0,24 - 0,34
Cr	1,10	0,89 - 1,23
Cu	3,56	3,1 - 4,1
Fe	360	380 - 480
Hg	0,32	0,16 - 0,24
Mn	78	56 - 70
Mo	0,06	/
Ni	0,44	/
Pb	4,78	4,3 - 5,5
Sb	0,04	0,063 - 0,083
Sn	0,50	/
Ti	3,59	/
Tl	0,01	/
V	1,20	1,25 - 1,69
Zn	34	27,0 - 33,8

Annexe C2 : HAP

	IAEA-451 mesuré (n = 4)	IAEA-451 valeurs certifiées
Nap	16,03	14,8 ± 1,2
Ace	3,27	
Acy	2,77	
Fle	3,03	
Phe	17,43	15,8 ± 5,6
Ant	5,59	
FlA	50,58	49,3 ± 3,2
Pyr	45,78	40,0 ± 4,6
BaA	21,67	19,2 ± 1,3
Chr	30,56	26,9 ± 2,0
BbF	40,52	35,8 ± 6,2
BkF	15,01	14,7 ± 3,2
BaP	21,13	18,2 ± 2,4
DBA	3,48	5,3 ± 1,4
Ipy	22,33	
Bpe	26,39	19,5 ± 2,4

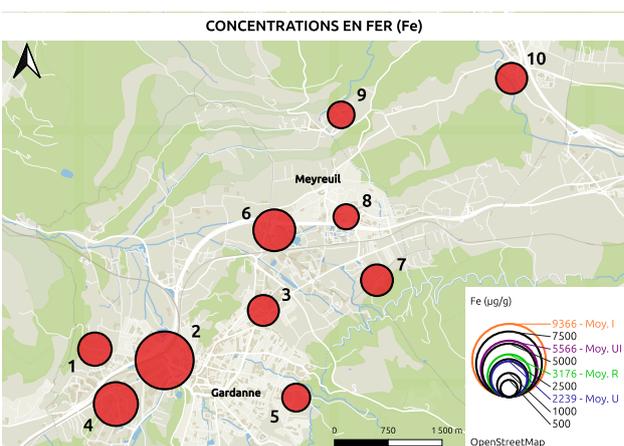
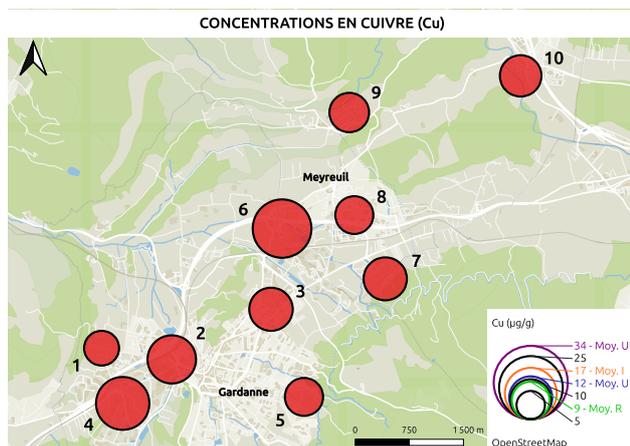
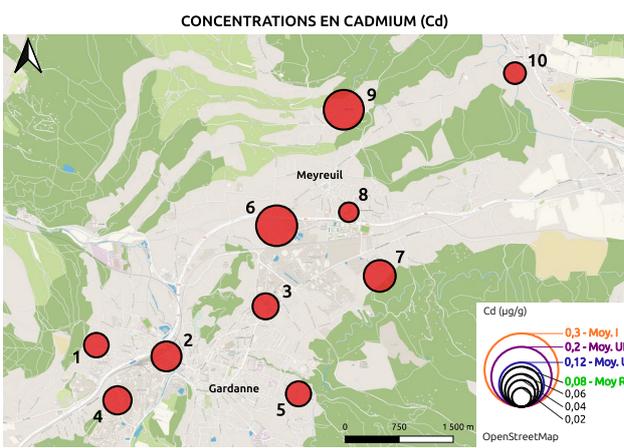
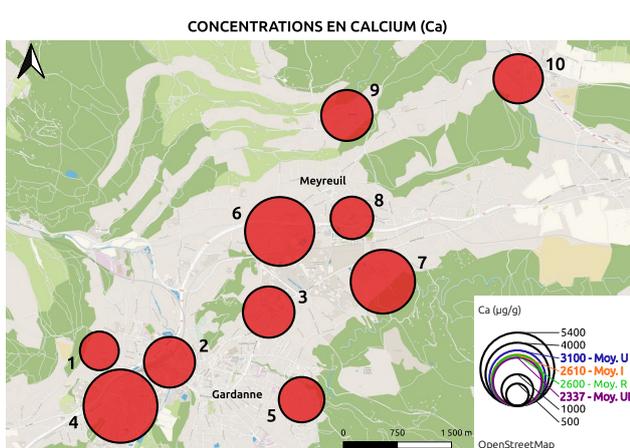
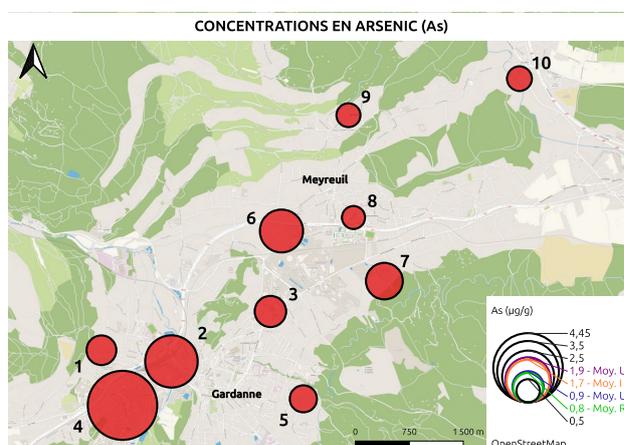
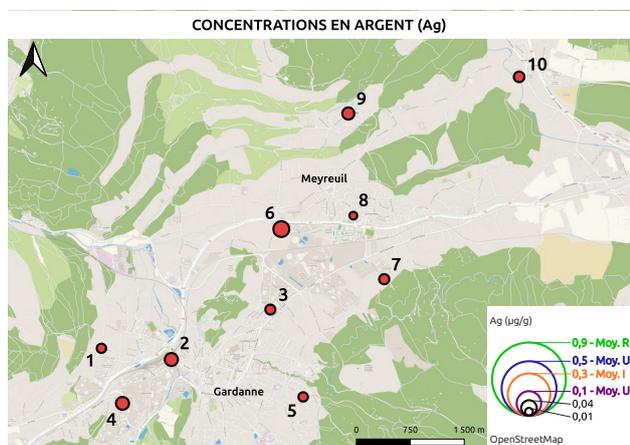
Annexe C3 : PCB

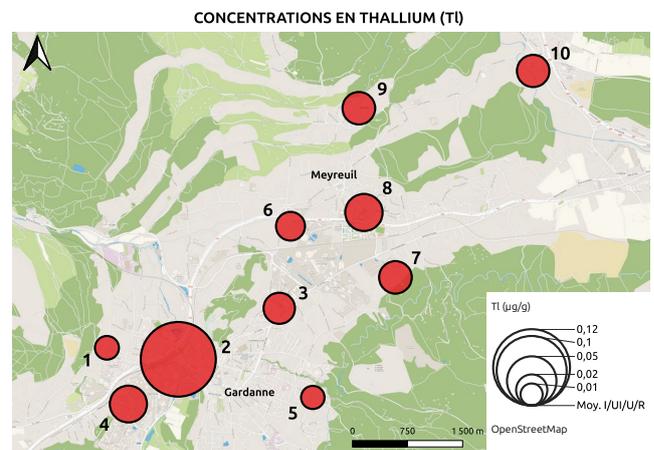
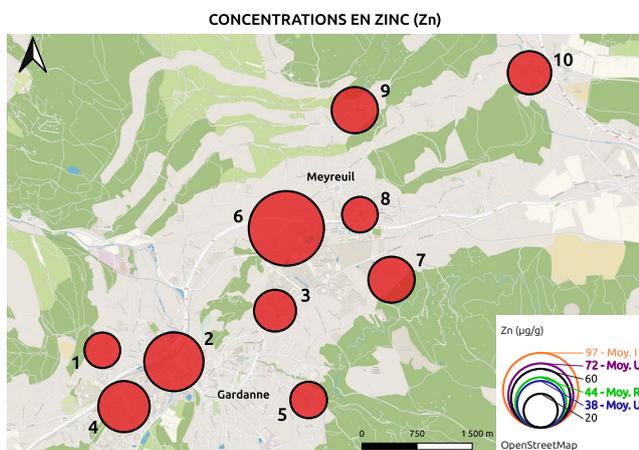
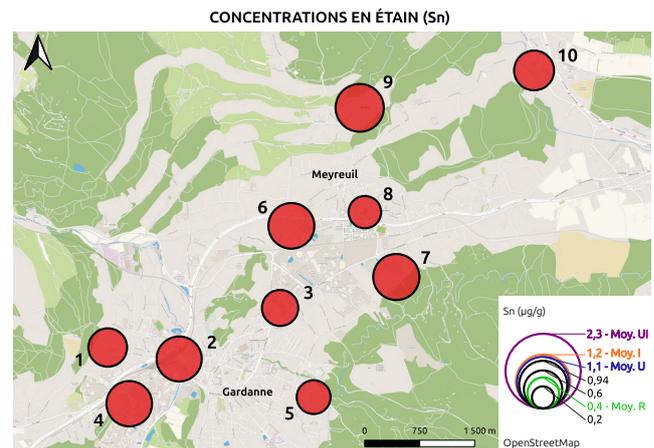
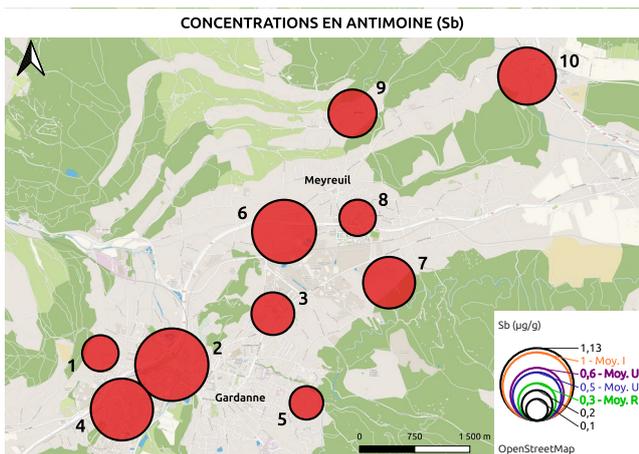
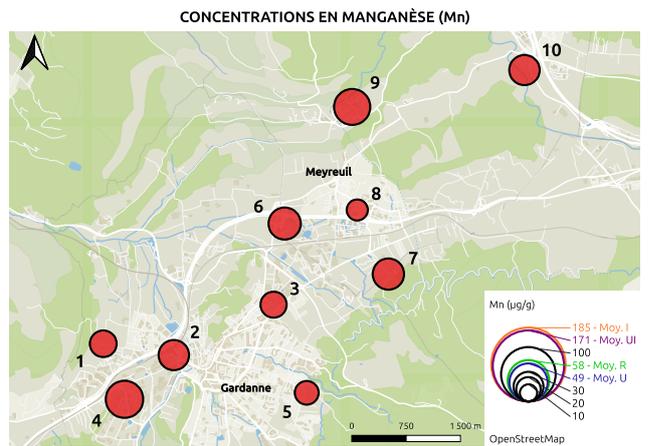
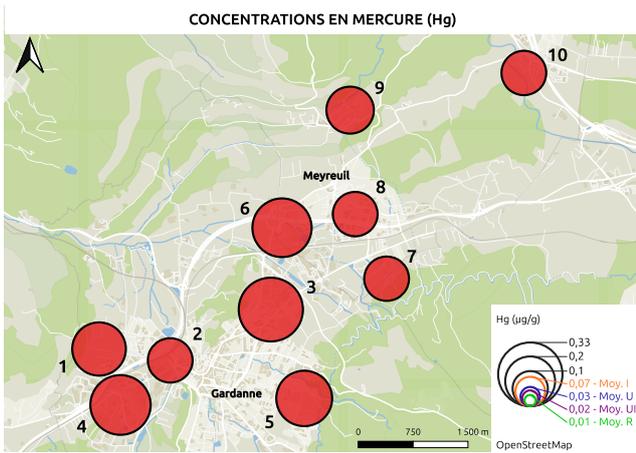
	IAEA-451 mesuré (n = 4)	IAEA-451 valeurs certifiées
28	0,91	0,85 ± 0,09
95	0,71	0,58 ± 0,10
101	1,98	1,74 ± 0,14
105	0,72	0,49 ± 0,12
110	0,64	0,88 ± 0,13
118	1,62	1,01 ± 0,08
128	0,52	0,49 ± 0,04
138	6,65	5,3 ± 0,58
149	4,38	3,33 ± 0,42
153	6,73	8,59 ± 0,78
170	0,62	3,05 ± 0,40
174	1,60	1,32 ± 0,07
177	0,83	0,94 ± 0,10
180	6,05	6,56 ± 1,20
183	1,71	1,82 ± 0,22
187	3,62	3,97 ± 0,26
194	0,87	1,45 ± 0,09

ANNEXE D

Résultats détaillés des mesures de contaminants dans les lichens

Annexe D1 : Métaux





Annexe D2 : HAP

µg/kg	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5	Site 6	Site 7	Site 8	Site 9	Site 10
Nap	19,04	34,43	51,47	40,89	52,65	58,84	88,34	41,41	38,74	45,67
Ace	13,84	23,19	16,04	13,93	11,94	16,64	12,69	11,85	11,19	16,88
Acy	13,78	16,37	15,66	15,57	15,56	17,75	23,05	13,21	14,41	12,20
Fle	20,63	53,12	25,47	30,58	27,85	29,41	46,54	26,29	28,01	23,91
Phe	148,27	479,50	254,44	276,22	204,33	306,25	494,80	230,83	182,89	148,28
Ant	44,40	121,32	47,74	59,35	69,03	95,72	81,23	82,00	52,28	40,04
FIA	211,27	588,03	314,92	306,83	197,92	413,18	411,21	253,92	232,71	174,58
Pyr	262,70	339,16	275,83	307,41	190,80	315,61	320,72	241,06	193,82	147,15
BaA	95,38	128,06	148,52	151,06	101,49	174,82	173,77	107,66	98,58	80,65
Chr	47,06	78,48	100,99	70,69	43,98	159,26	226,37	47,41	62,87	44,13
BbF	22,85	24,18	48,53	15,53	14,00	171,71	191,16	13,98	17,05	16,29
BkF	227,03	39,70	13,06	25,66	28,79	21,79	49,68	26,29	16,38	19,76
BaP	16,43	24,17	37,66	27,84	27,92	110,06	85,72	22,11	21,40	26,76
DBA	103,11	126,91	120,55	93,75	110,99	111,67	94,68	107,68	118,96	76,34
Ipy	73,23	115,17	123,72	101,20	65,71	62,61	76,17	87,14	100,84	75,87
Bpe	18,93	22,74	23,51	31,98	20,02	34,54	45,79	14,43	14,56	29,17
Total	1337,96	2214,54	1618,13	1568,47	1182,99	2099,86	2421,92	1327,26	1204,70	977,69

Annexe D3 : Lévo-glucosan

$\mu\text{g}/\text{kg}$	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5	Site 6	Site 7	Site 8	Site 9	Site 10
Levo-glucosan	570	260	400	460	340	150	280	160	270	310

Annexe D4 : PCDD/F

ng/kg	Site 2	Site 3	Site 5	Site 6	Site 7	Site 8
TEQ	1,36	1,74	3,2	1,2	1,55	1,09
PCDD1	<0,10	0,10	<0,10	1,02	<0,10	0,18
PCDD2	0,58	0,57	1,16	0,30	0,34	0,27
PCDD3	0,26	0,35	0,39	0,14	0,23	0,12
PCDD4	0,75	1,19	1,51	0,77	0,89	0,54
PCDD5	0,57	0,68	0,88	0,58	0,55	0,43
PCDD6	9,98	10,86	8,75	6,72	5,61	5,38
OCDD	76,20	326,00	33,50	36,40	23,30	19,60
Somme des dioxines	88,30	339,79	46,20	44,97	30,96	26,48
PCDF1	0,96	1,43	2,19	1,02	1,64	0,84
PCDF2	0,62	0,6	1,60	0,56	1,02	0,57
PCDF3	0,30	0,89	1,64	0,62	0,94	0,44
PCDF4	0,67	0,6	1,73	0,56	0,79	0,49
PCDF5	0,71	0,87	1,88	0,54	0,96	0,44
PCDF6	0,47	0,47	1,30	0,43	0,76	0,30
PCDF7	<0,10	0,87	<0,10	<0,10	0,76	<0,10
PCDF8	0,24	2,92	0,33	0,19	0,29	0,16
PCDF9	3,44	0,38	4,60	2,45	3,19	1,66
OCDF	7,40	5,70	2,60	2,70	2,20	1,90
Sommes des furanes	14,84	13,87	17,89	9,14	11,86	6,89

Annexe D5 : PCB

µg/kg	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Site 5	Site 6	Site 7	Site 8	Site 9	Site 10
cb17	0,584	0,465	0,696	0,537	0,722	0,698	0,846	0,939	0,723	0,204
cb18	0,899	1,659	1,814	1,361	1,558	1,357	0,754	0,769	0,588	0,969
cb20	0,345	0,423	0,869	1,074	0,682	0,670	0,399	0,414	0,487	0,116
cb28	0,655	0,174	1,504	1,545	0,568	0,717	0,439	0,521	0,442	0,209
cb31	0,134	0,231	0,763	0,371	0,385	0,637	0,325	0,346	0,293	0,240
cb44	0,062	1,061	0,688	0,587	0,590	0,317	0,037	0,070	0,035	0,725
cb49	0,122	0,240	1,289	0,971	0,839	0,535	0,043	0,117	0,026	0,432
cb52	0,156	1,558	2,139	2,351	2,331	1,424	0,237	0,262	0,135	1,031
cb70	0,446	0,999	2,213	2,370	2,172	1,446	0,509	0,581	0,405	0,766
cb74	0,248	0,574	0,745	0,794	0,697	0,545	0,250	0,250	0,162	0,373
cb77	0,025	0,190	0,424	0,377	0,278	0,391	0,124	0,141	0,114	0,129
cb81	0,012	0,096	0,033	0,065	0,082	0,018	0,052	0,047	0,058	0,193
cb82	0,309	0,847	2,467	2,624	2,256	1,371	0,249	0,378	0,256	0,707
cb87	0,299	0,212	0,721	0,675	0,541	0,361	0,344	0,369	0,237	0,147
cb95	0,498	1,260	0,771	0,717	0,638	0,375	0,454	0,640	0,367	1,043
cb99	0,780	0,373	0,580	0,467	0,291	0,482	0,324	0,366	0,744	0,696
cb101	0,765	0,767	2,486	2,417	1,987	1,257	0,820	0,777	0,618	0,568
cb105	0,463	0,147	0,419	0,381	0,294	0,334	0,836	0,167	0,233	0,147
cb110	0,298	0,208	0,545	0,318	0,258	0,672	0,169	0,198	0,000	0,548
cb114	0,220	0,338	0,314	0,330	0,093	0,296	0,133	0,143	0,093	0,184
cb118	1,723	2,604	1,945	2,089	1,465	1,082	1,417	1,553	1,338	1,868
cb123	0,097	0,161	0,450	0,365	0,241	0,220	0,107	0,084	0,067	0,091
cb126	0,011	0,212	0,125	0,035	0,028	0,012	0,012	0,011	0,013	0,043
cb128	0,317	0,717	2,112	2,161	1,658	0,920	0,682	0,316	0,154	0,141
cb138	0,781	2,336	3,707	3,964	2,416	2,110	1,061	0,848	0,519	1,011
cb149	0,473	2,227	2,074	2,123	1,470	1,245	0,846	0,511	0,304	1,157
cb151	0,198	0,466	1,056	1,178	0,808	0,734	0,297	0,204	0,178	0,264
cb153	0,287	0,864	2,079	2,620	1,701	1,561	0,752	0,530	0,333	0,664
cb156	0,151	0,281	0,791	0,784	0,519	0,562	0,452	0,163	0,152	0,163
cb157	0,084	0,044	0,273	0,385	0,207	0,256	0,347	0,099	0,046	0,393
cb167	0,029	0,086	0,280	0,176	0,114	0,160	0,050	0,031	0,039	0,049
cb169	0,064	0,226	0,122	0,557	0,046	0,301	0,306	0,144	0,127	0,240
cb170	0,335	0,317	1,225	0,827	0,573	0,809	0,650	0,136	0,283	0,374
cb174	0,298	0,339	0,461	0,457	0,324	0,282	0,262	0,304	0,391	0,307
cb177	0,153	0,697	0,392	1,369	0,313	1,506	0,810	0,324	0,342	0,880
cb180	0,948	0,815	0,782	1,307	0,545	1,149	0,870	0,586	0,400	0,649
cb183	0,140	0,271	0,654	0,927	0,307	0,500	0,351	0,102	0,024	0,234
cb187	0,355	0,433	1,060	1,680	0,817	0,583	0,396	1,066	0,117	0,257
cb189	0,575	1,362	2,285	3,056	1,417	0,796	1,589	0,608	0,522	1,114
cb194	0,648	0,478	1,177	0,660	0,475	0,467	0,480	0,474	0,703	0,491
cb195	0,627	0,551	0,419	0,339	0,433	0,474	0,355	0,660	0,412	0,481
cb199	0,653	0,336	0,244	0,240	0,226	0,229	0,484	0,651	0,635	0,295

ANNEXE E

Résultats détaillés des coefficients de corrélation de Pearson

	Abondance	Diversité spécifique
Proximité Altéo	- 0,8580 <i>P-value = 0,0628</i>	- 0,7440 <i>P-value = 0,1494</i>
Proximité Centrale	0,5983 <i>P-value = 0,2865</i>	0,6902 <i>P-value = 0,1971</i>
Ag	- 0,4148 <i>P-value = 0,4874</i>	- 0,3286 <i>P-value = 0,5892</i>
Al	- 0,8499 <i>P-value = 0,0682</i>	- 0,7276 <i>P-value = 0,1635</i>
As	- 0,7818 <i>P-value = 0,1183</i>	- 0,6436 <i>P-value = 0,2412</i>
Ca	0,3118 <i>P-value = 0,6095</i>	0,4109 <i>P-value = 0,4920</i>
Cd	0,3725 <i>P-value = 0,5370</i>	0,3574 <i>P-value = 0,5548</i>
Co	0,1851 <i>P-value = 0,7657</i>	0,2617 <i>P-value = 0,6706</i>
Cr	- 0,8818 <i>P-value = 0,0479</i>	- 0,7743 <i>P-value = 0,1243</i>
Cu	- 0,4560 <i>P-value = 0,4402</i>	- 0,2862 <i>P-value = 0,6407</i>
Fe	- 0,8641 <i>P-value = 0,0589</i>	- 0,7476 <i>P-value = 0,1463</i>
Hg	0,1552 <i>P-value = 0,8031</i>	0,0803 <i>P-value = 0,8979</i>
Mn	0,1791 <i>P-value = 0,7732</i>	0,1566 <i>P-value = 0,8014</i>
Mo	- 0,7934 <i>P-value = 0,1092</i>	- 0,6505 <i>P-value = 0,2346</i>
Ni	- 0,2820 <i>P-value = 0,6458</i>	- 0,1172 <i>P-value = 0,8511</i>
Pb	- 0,1254 <i>P-value = 0,8407</i>	0,0610 <i>P-value = 0,9224</i>
Sb	- 0,6430 <i>P-value = 0,2419</i>	- 0,5127 <i>P-value = 0,3771</i>
Sn	0,0197 <i>P-value = 0,9749</i>	0,0042 <i>P-value = 0,9947</i>
Ti	- 0,9733 <i>P-value = 0,0052</i>	- 0,9969 <i>P-value = 0,0002</i>
Tl	- 0,7597 <i>P-value = 0,1362</i>	- 0,6292 <i>P-value = 0,2554</i>
V	- 0,8515 <i>P-value = 0,0671</i>	- 0,7338 <i>P-value = 0,1581</i>
Zn	- 0,5487 <i>P-value = 0,3382</i>	- 0,4163 <i>P-value = 0,4856</i>
HAP totaux	- 0,3611 <i>P-value = 0,5504</i>	- 0,2406 <i>P-value = 0,6966</i>

Contacts

mathilde.reuillard@institut-ecocitoyen.fr - julien.dron@institut-ecocitoyen.fr

*Institut Écociroyen pour la Connaissance des Pollutions
RD268 – Centre de vie la Fossette – 13270 Fos-sur-Mer*

04.90.55.49.94 – www.institut-ecocitoyen.fr