

# **Evaluation du platane comme bioindicateur de la contamination atmosphérique par les composés organiques semi volatils (COSV): PCB, HAP, PBDE, Parabènes, phtalates et BPA**

Elodie Moreau-Guigon, Martine Blanchard, Marie-Jeanne Teil, Annie Desportes, Catherine Bourges,  
Fabrice Alliot, Marc Chevreuil  
EPHE, Laboratoire Hydrologie Environnement, UMR Sisyphe, UPMC Tour 46/56 4<sup>ème</sup> ét., 4 place  
Jussieu 75005 Paris  
\*contact : marc.chevreuil@upmc.fr

## **1. Introduction**

Depuis la phase IV, les résultats des travaux concernant la diffusion des composés organiques semi-volatils (COSV) via l'atmosphère ont montré que la connaissance des mécanismes de transport et d'apport aux bassins versants par les retombées atmosphériques était indispensable à la compréhension de la circulation des micropolluants organiques rémanents. Les flux d'émissions atmosphériques et de dépôts dépassent en importance les autres vecteurs de dispersion à l'échelle des bassins versants élémentaires comme à celle du bassin de la Seine. La caractérisation des origines de la contamination et des transferts atmosphériques des COSV est indispensable à la compréhension de l'origine de la contamination des sols et des flux potentiellement exportables par le réseau hydrographique. Ainsi, à l'échelle du bassin versant de la Seine, les essais de bilan effectués dans les années 2000 pour les PCB, les HAP (Chevreuil et al., 2009) et les phtalates (Dargnat, 2008) montrent que les apports de contaminants par les retombées atmosphériques sont d'une part, environ dix fois supérieurs à ceux des épandages de boues urbaines et d'autre part suivant les groupes chimiques considérés, de trois à dix fois supérieurs à ceux exportés par le fleuve. Une amélioration des acquis sur l'importance des émissions atmosphériques de COSV selon les milieux est ainsi indispensable pour une grande diversité de COSV actuellement décelés dans l'environnement dès les têtes des bassins versants.

Cette problématique qui a été initiée avec des polluants organiques persistants (POP) : PCB et HAP, a successivement été étendue à d'autres perturbateurs endocriniens. En premier lieu des composés utilisés comme plastifiants : phtalates et bisphénol A (BPA), puis des retardateurs de flamme : polybromobiphényles (PBDE) et tétrabromobisphénol A (TBBPA), ainsi que d'autres POP : hexachlorobenzène (HCB) et pentachlorobenzène (PeCB). Ces derniers composés halogénés peuvent être émis dans l'air ambiant lors de synthèses accidentelles survenant dans le cadre d'activités industrielles (Moreau-Guigon et al, 2011). La méconnaissance des niveaux de contamination des compartiments air/sol/eau par ces molécules et de leurs origines ou vecteurs d'apport aux milieux environnementaux, justifie de déterminer leurs niveaux de présence dans l'air ambiant en milieu rural comme en milieu urbain.

Toutefois, l'étude des matrices atmosphériques et notamment celle de l'air ambiant implique la mise en œuvre de techniques d'échantillonnage complexes dont le coût limite la possibilité de réalisation aussi bien de suivi permanent sur quelques stations à l'échelle régionale que d'opérations ponctuelles avec un maillage plus fin à l'échelle des grandes agglomérations. De plus, les réseaux de mesure ne peuvent être le plus souvent établis que pour un nombre limité de contaminants émis par une activité spécifique. Par exemple, le réseau de mesure d'*Airparif* établi pour la surveillance des émissions de HAP à proximité des grands axes de circulation de la ville de Paris. Ces composés comme ceux précédemment cités, ne sont présents dans l'air ambiant extérieur qu'à des concentrations de l'ordre de quelques ng voire quelques pg m<sup>-3</sup>. Leur analyse en phase gazeuse et en phase particulaire nécessite la réalisation de prélèvements dynamiques d'échantillons d'air de l'ordre de plusieurs centaines de m<sup>3</sup> (technique "Grand Volume") sur des périodes de quelques jours à deux semaines. La technique de prélèvement par diffusion passive est plus simple à mettre en œuvre et peut permettre d'assurer une meilleure couverture géographique des milieux étudiés. Elle nécessite par

contre, des durées d'exposition plus longues de l'ordre de quatre à six semaines et leur validation actuellement en cours, n'a pu être établie que pour quelques familles de composés.

L'évaluation de la contamination de l'air par les COSV peut également s'appuyer sur l'emploi de bio-indicateurs. Ces derniers sont soit, des végétaux inférieurs, lichens ou mousses, soit des végétaux supérieurs comme l'épicéa. Ces derniers ont surtout été utilisés pour des programmes de surveillance et d'impact de la pollution gazeuse acide de l'air sur les organismes terrestres (Stroebel, 1995). En dépit d'un coût moindre et leur simplicité de mise en œuvre, les bio-indicateurs ou bio-accumulateurs végétaux sont peu couramment utilisés en France par les organismes gestionnaires se préoccupant de la surveillance de la qualité de l'air et du contrôle des sources de pollution. Il en est de même pour les organismes de recherche étudiant les sources diffuses et les mécanismes de dissémination ou de transformation des micropolluants à l'état gazeux.

## **2. Contexte scientifique.**

### **2.1. Conditions générales d'utilisation d'organismes bio-indicateurs ou bio-accumulateurs en France.**

Historiquement, les premiers végétaux utilisés comme bio-indicateurs de la qualité de l'air sont les lichens dont l'altération plus ou moins importante de leur métabolisme par les divers polluants limite à la fois leur aire de distribution, leur abondance et leur diversité spécifique. Les lichens ont permis d'établir des indices de qualité globale de l'air, notamment calculés à partir de méthodes basées sur des relevés cartographiques et de comparaison, de l'abondance, de la diversité et du recouvrement d'espèces. Ces végétaux ont été utilisés pour une estimation de la qualité de l'air en Ile-de-France au début des années 90 (Letrouit et al., 1995). Ces espèces épiphytes non dépendantes de la contamination du sol, peuvent également être employées comme organismes bio-accumulateurs indicateurs de la contamination des dépôts atmosphériques, notamment en métaux lourds qui s'accumulent dans leurs thalles aussi bien à partir des dépôts secs que des dépôts humides. Les lichens ont ainsi déjà été utilisés comme bio-indicateurs de changement d'état morphologique et bio-accumulateurs de Pb et de Cd dans l'environnement d'un incinérateur d'ordures ménagères (Gombert et Asta, 1995).

D'autres espèces végétales, tabac, ray grass, luzerne, particulièrement sensibles à différents contaminants (métaux lourds, S, F, SO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>), qui altèrent leur croissance ou leur état physiologique, ont également été utilisées en conditions standardisées de culture hors sol dans le cadre d'études pilotes. Si cette méthode de bio-indication permet également d'évaluer les effets de la pollution globale de l'air, sa représentativité demeure limitée en raison des stress induits par les conditions de culture et la possibilité de développement de parasites.

### **2.2. Critères d'emploi des feuillages de végétaux supérieurs**

#### **2.2.1 Etat des connaissances des processus de bioaccumulation des COSV**

Si la présence de PCB dans la cire des aiguilles de pin en Suède a pu être révélée dès le début des années 70, ce n'est qu'au cours des années 90 que la recherche s'est préoccupée de la possibilité d'utiliser les végétaux supérieurs pour réaliser un bio-monitoring de la contamination de l'air ambiant par des composés halogénés. Contrairement aux idées issues d'expérimentations mal conduites, la plupart des spécialistes s'accordent maintenant sur le fait que l'incorporation dans les feuilles de composés organochlorés comme les PCB, s'effectue à partir de la phase gazeuse de l'air (Bacci and Gaggi, 1985 et 1986) et non par transfert ("*translocation*") à l'intérieur du végétal, après absorption racinaire, bien que ces composés puissent être adsorbés à la surface des racines. C'est dans le seul cas de composés halogénés les plus solubles et présentant les plus faibles valeurs de K<sub>ow</sub>, comme le lindane, que la migration pourrait être également possible depuis les racines jusqu'à la partie aérienne des plantes.

Par ailleurs, l'absorption foliaire à partir des précipitations peut également être considérée comme négligeable (Buckley, 1982). Il en est de même pour l'accumulation des dioxines et composés

apparentés à partir des aérosols dès lors que leur degré de chloration reste inférieur à 5. Ainsi, l'accumulation foliaire des PCB dans les feuilles des arbres, résulte essentiellement de l'absorption à partir de la phase gazeuse de l'air environnant. Les composés organiques s'accumulent dans les couches de cristaux de cires situées sous la cuticule. Ces cires sont solubilisées et extraites avec les composés lipophiles par les solvants.

Des travaux ultérieurs sur le chêne (Deinun et al., 1995) ont montré que d'autres composés lipophiles comme l'HCB, le 2,4D et le phénol pouvaient être également facilement diffusés à travers la cuticule des feuilles et s'accumuler dans leur parenchyme, sans pouvoir migrer dans d'autres parties du végétal. Selon les calculs du modèle établi, la dynamique d'absorption est, comme pour les préleveurs passifs, rapide au début et se réduit ensuite progressivement jusqu'à atteindre un équilibre avec la phase gazeuse des composés dans l'air. Selon d'autres travaux effectués en Australie (Muller et al, 2001), les espèces d'arbres autochtones peuvent aussi bien traduire la contamination atmosphérique en composés halogénés (PCB, HCB, dioxines) que non halogénés (HAP) . D'autres auteurs (Kirsh et al, 1997) ont expérimenté l'absorption de divers pesticides dont l'atrazine. La perméabilité et la diffusion des composés étudiés semblent plus importantes dans les feuilles des espèces caduques que dans celles d'espèces persistantes. Un modèle basé sur la fugacité des molécules de divers pesticides (alachlore, dieldrine, mirex, trifluraline, etc...) a été développé à partir des coefficients de partage air/ octanol et d'autres constantes physico-chimiques pour prédire les coefficients et les cinétiques de bioaccumulation des molécules dans les végétaux à partir de la phase gazeuse de l'air (Paterson and Mackay, 1991).

### **2.2.2 Critères de sélection des végétaux à feuilles caduques et du platane**

La bioaccumulation des PCB et d'insecticides organochlorés a déjà été étudiée chez différentes espèces de spermatophytes (caduques ou persistants). Aucune différence significative des teneurs en composés organochlorés n'a pu être mise en évidence et la variabilité inter-individuelle comme chez les espèces animales, peut être souvent plus importante que la variabilité inter-spécifique. Ainsi, les teneurs en PCB de végétaux supérieurs prélevés dans le même milieu n'avaient pas varié de plus d'un facteur 3 entre 10 espèces à feuillage caduc : marronnier, érable, platane, prunier, frêne, ou persistants : aucuba, if, sapin blanc (Granier et Chevreuil, 1992).

Parmi ces différentes espèces, nous avons retenu le platane commun (*Platanus vulgaris* S.) qui est un hybride du platane d'orient (*Platanus orientalis*) et du platane à feuille d'érable (*Platanus acerifolia*). Les critères de choix sont l'importance de son aire de distribution en France et en Europe et son ubiquité dans les villes de France. Ce qui n'est pas le cas des espèces de sapin ou de pin dont les aires de distribution se limitent aux zones plus septentrionales ou d'altitude. De plus, le cycle végétatif des feuilles de platane, de l'ordre de 8 mois à l'échelle annuelle, facilite la définition de la période de bioaccumulation en comparaison du cycle de vie bisannuel des aiguilles de résineux.

## **2.3. Matériel et méthodes**

### **2.3.1 Prélèvement et conditionnement des échantillons.**

Les feuilles sont récoltées à l'automne, de préférence sur l'arbre et sur au moins trois individus distants d'une dizaine de mètres. Elles sont stockées en enveloppe de papier kraft jusqu'à leur traitement. Les feuilles sont d'abord lavées à l'eau courante puis à l'eau déminéralisée et séchées à température ambiante sur papier Joseph, recouverte d'une feuille d'aluminium. Une fois sèches, elles sont réduites en poudre à l'aide d'un robot ménager (bol et couvercle métallique) ou dans un micro-broyeur (Culatti).

### **2.3.2 Comparaison de protocoles d'extraction et préparation des fractions analytiques**

Les essais d'extraction ont été réalisés sur une prise d'essai de 3 g de feuilles de platanes prélevées au Jardin des Plantes (Paris, 5<sup>ème</sup>). Les étalons internes sont ajoutés directement sur le broyat de feuilles. Après dispersion de l'échantillon au vortex dans un tube contenant 10 ml de solvant, les tubes sont soumis aux ultrasons durant 15 mn, puis centrifugés à 2000 g durant 2 minutes. Le

surnageant est récupéré dans un second tube. Puis une deuxième extraction est effectuée sur le culot dans les mêmes conditions. Le surnageant de la 2<sup>ème</sup> extraction est incorporé avec celui de la 1<sup>ère</sup> extraction. Un dernier rinçage est effectué et également incorporé dans le mélange. Trois mélanges de solvants ont été testés afin d'optimiser l'extraction des cires et des contaminants : hexane/acétone (50/50), dichlorométhane/acétone (50/50) et dichlorométhane/acétone/hexane (1/1/1). Le fractionnement de l'extrait ainsi que les méthodes d'analyse ont déjà été présentés dans des précédents rapports PIREN (Mouchel et al, 2011).

### 3. Résultats et discussion concernant des prélèvements tests

Les teneurs en ng/g de poids sec des différentes molécules analysées pour les 3 solvants testés présentés au tableau 1. Ces résultats correspondent à une moyenne de triplicatas analytiques (3 extractions en parallèle sur le même échantillon).

En premier lieu, il n'apparaît pas de différences significatives suivant les solvants testés. Par exemple pour les PCB, la somme des 7 PCB indicateurs varient seulement entre 14,3 ng/g et 15,4 ng/g. Une seule exception est celle des parabènes, pour lesquels on obtient une teneur plus importante (60,1 ng/g) pour le méthyl parabène avec le mélange dichlorométhane/acétone (1 :1). Le choix du solvant pour les analyses ultérieures se portera donc sur ce mélange de solvant.

En second lieu l'ensemble des résultats est cohérent sur l'ensemble des composés étudiés. En effet on retrouve surtout des composés « légers » pour l'ensemble des familles majoritairement présentes dans les feuilles. Ce résultat est cohérent avec leur plus grande volatilité et leur présence majoritaire dans la phase gazeuse de l'air. C'est le cas, par exemple, du BDE-47 qui est un congénère prédominant dans la phase gazeuse de l'air, il en est de même pour le PCB-52 et le phénanthrène pour les HAP.

Tableau 1 : teneur moyenne en ng/g poids sec de triplicats des différentes molécules analysées selon les différents solvants

Solvant	dichlorométhane/acétone 50/50		hexane/acétone 50/50		dichlorométhane/acétone /hexane (1:1:1)	
	Moyenne Teneur ng/g poids sec	Ecart-type	Moyenne Teneur ng/g poids sec	Ecart-type	Moyenne Teneur ng/g poids sec	Ecart-type
<b>HAP (15)</b>						
- NAP	10,3	0,6	10,7	0,6	11,3	0,6
- ACY	1,6	0,0	1,6	0,0	1,5	0,1
- ACE	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
- FLU	7,3	0,2	7,2	0,1	7,2	0,7
- PHE	44,9	0,9	44,8	0,1	43,3	1,6
- ANT	1,1	0,1	1,1	0,1	1,1	0,1
- FTH	20,4	0,4	20,7	0,5	21,5	0,6
- PYR	11,2	0,1	11,4	0,1	11,6	0,6
- BaA	2,3	0,3	2,4	0,2	2,4	0,2
- CHR	7,6	0,1	8,3	0,8	8,9	0,1
- BbF	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
- BkF	1,7	0,2	1,8	0,3	1,4	0,1
- BaP	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
- IcdP	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
- DahA	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
- BghiP	1,2	0,1	1,0	0,2	0,8	0,1
<b>Somme 6</b>						
<b>HAP EU</b>	<b>23,2</b>	<b>0,2</b>	<b>23,5</b>	<b>0,1</b>	<b>23,8</b>	<b>0,6</b>

Solvant	dichlorométhane/acétone 50/50		hexane/acétone 50/50		dichlorométhane/acétone /hexane (1:1:1)	
	Moyenne Teneur ng/g poids sec	Ecart-type	Moyenne Teneur ng/g poids sec	Ecart-type	Moyenne Teneur ng/g poids sec	Ecart-type
HCB	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2	0,1
PeCB	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>PCB (18)</b>						
28	0,4	0,1	0,5	0,1	0,5	0,1
52	2,6	0,1	3,1	0,1	3,0	0,1
101	2,6	0,1	3,2	0,1	3,1	0,1
110	1,6	0,0	2,0	0,0	2,0	0,1
81	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
77	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
123	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
118	3,0	0,3	3,0	0,1	2,9	0,4
114	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
153	3,2	0,9	2,9	0,4	3,2	0,6
105	1,0	0,3	0,9	0,1	1,1	0,2
138	1,2	0,3	1,2	0,2	1,3	0,5
126	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
167	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
156	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
157	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
180	1,3	0,1	1,2	0,7	1,4	0,6
169	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
189	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Somme 7 PCB i</b>	<b>14,3</b>	<b>1,8</b>	<b>15,2</b>	<b>1,2</b>	<b>15,4</b>	<b>1,5</b>
Somme DL	4,0	0,6	3,9	0,2	4,0	0,5
Somme all PCB	16,9	2,1	18,1	1,3	18,4	1,8
<b>Phtalates (7)</b>						
- DMP	39,7	35,9	24,6	4,1	30,5	8,9
- DEP	157,0	136,3	241,5	44,5	200,2	16,9
- DIBP	512,8	444,1	504,0	172,3	609,5	46,8
- DNBP	11596,7	19072,5	598,3	238,9	845,4	706,9
- BBP	46,9	42,2	49,6	12,1	0,0	0,0
- DEHP	587,0	508,9	817,4	191,1	648,3	290,4
- DNOP	25,6	26,2	17,6	12,5	0,0	0,0
<b>Somme 7 phtalates</b>	<b>1621,4</b>	<b>2293,0</b>	<b>2252,9</b>	<b>495,6</b>	<b>2333,9</b>	<b>504,4</b>

Solvant	dichlorométhane/acétone 50/50		hexane/acétone 50/50		dichlorométhane/acétone /hexane (1:1:1)	
	Moyenne Teneur ng/g poids sec	Ecart-type	Moyenne Teneur ng/g poids sec	Ecart-type	Moyenne Teneur ng/g poids sec	Ecart-type
<b>PBDE (8)</b>						
28	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
47	0,7	0,0	0,5	0,2	0,7	0,0
100	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
99	0,1	0,0	0,1	0,1	0,2	0,0
154	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
153	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
183	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
209	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Somme 7</b>	<b>0,8</b>	<b>0,0</b>	<b>0,7</b>	<b>0,2</b>	<b>1,0</b>	<b>0,0</b>
Somme 8 (dont -209)	0,8	0,0	0,7	0,2	1,0	0,0
<b>TBBPA</b>						
	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Bisphénol A</b>						
	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<b>Parabènes (4)</b>						
Methyl paraben	60,1	58,9	44,7	12,2	55,3	4,0
Ethyl paraben	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Propyl paraben	0,2	0,4	0,1	0,2	0,2	0,3
Butyl paraben	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0

A noter que des composés non décelés comme le BPA et TBBPA correspondent à des molécules à la fois peu volatiles et peu présentes dans la phase gazeuse de l'air ambiant. Par ailleurs, l'une des forme de parabènes la plus utilisée par l'industrie, le méthyl-parabène, est décelé dans les feuilles à des teneurs supérieures à celles de polluants organiques persistants (PCB, HAP). Ce résultat met en évidence sa présence et sa persistance dans la phase gazeuse de l'air ambiant.

Enfin, à titre de comparaison et d'évolution sur le long terme, il est intéressant de voir que les teneurs en PCB déterminées sur le même site du Jardin des Plantes (Paris 5<sup>ème</sup>) et la même espèce d'arbre ont largement diminué entre 1988 et 2011. Ainsi, la teneur moyenne en PCB en équivalent Aroclor, était de 303 ng/g de poids sec (Granier, 1988), ce qui représentait de l'ordre de 76 ng/g en somme des 7 PCB<sub>i</sub>, contre actuellement 14 ng/g et 17 ng/g poids sec pour la somme des 18 PCB (PCB<sub>i</sub>+PCBDL). Ce qui représente une diminution de la contamination en PCB de l'ordre d'un facteur 5 sur 24 ans.

A noter que la même conversion de la concentration moyenne en PCB Aroclor dans l'air ambiant à Jussieu (Paris 5<sup>ème</sup>) qui était de 6,5 ng m<sup>-3</sup> donne une concentration en équivalent  $\sum$  PCB<sub>i</sub> de 1,6 ng m<sup>-3</sup>. La comparaison avec la concentration moyenne de 0,36 ng m<sup>-3</sup> déterminées en 2011 à Paris dans le 13<sup>ème</sup> arrondissement indiquerait en première approximation une baisse de la contamination de l'air ambiant de l'ordre d'un facteur 4,5. Bien que la variabilité des concentrations mesurées dans l'air à l'intérieur de Paris soit assujettie à celle du bruit de fond régional et de sources ponctuelles d'apport, il apparait que la tendance évolutive déterminée à partir des mêmes végétaux, est cohérente avec la tendance déterminée à partir de mesures directe dans l'air.

## 4. Conclusion et perspectives

L'ensemble des résultats présentés dans ce rapport pour un site urbain montre une contamination des feuilles de platane, pour quasiment l'ensemble des COSV prédominants dans la phase gazeuse de l'air ambiant avec des teneurs variables selon les familles analysées.

Afin de valider entièrement notre méthode d'extraction, des tests de rendement seront réalisés ultérieurement sur ces mêmes échantillons de feuilles. Ces derniers seront dopés avec des quantités connues de composés, ce qui nous permettra de déterminer des rendements d'extraction et des limites de quantification précises.

Une fois cette méthode entièrement validée, une étude comparative entre des sites de niveau de pollution contrasté sera effectuée à partir d'autres échantillons collectés à l'automne 2011.

Ces échantillons peuvent être définis en "milieu éloignée" (Chambord), "centre urbain" (Jardin des Plantes Paris 5<sup>ème</sup>), "pollué" (entre boulevards périphérique et extérieur parisien). Par la suite, d'autres analyses seront faites, notamment à partir d'échantillons de feuilles collectées au droit de stations *Airparif* afin d'établir une comparaison sur la base de leurs données en concentration HAP déterminées dans l'air.

Enfin, dans la région Ile de France des transects de niveaux de contamination seront également réalisés suivant l'orientation des vents dominants afin d'évaluer l'évolution spatiale de la contamination des végétaux et de la comparer à celle des sols environnants.

En conclusion, les prélèvements de végétaux ne concurrencent pas des échantillonnages atmosphériques. S'ils ne peuvent remplacer le prélèvement actif de gaz et d'aérosols solides, ils en sont parfaitement complémentaires car ils permettent une meilleure appréhension de l'évolution des contaminations atmosphériques par les COSV à la fois sur le long terme et à grande échelle. De plus, ce bio-indicateur présente un coût de mise en œuvre réduit et simplifié par rapport à ceux des préleveurs passifs. Par contre, ces derniers peuvent être disposés en des points et périodes préalablement déterminés suivant les besoins en données analytiques.

## 5. Bibliographie

- Bacci E. and Gaggi C., 1985. Polychlorinated biphenyls in plant foliage : translocation or volatilization from contaminated soils ?. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 35, 673-681.
- Bacci E. and Gaggi C., 1986. Chlorinated pesticides and plant foliage : translocation experiments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 37, 850-856.
- Buckey EH., 1982. Accumulation of airborne polychlorinated biphenyls in foliage. *Science*, 216: 520-522.
- Chevreuil M., Blanchard M., Dargnat C., Gasperi J., Gourlay C., Lorgeoux C., Moilleron R., Moreau-Guigon E., Ollivon D., Teil M.-J et Mouchel J.-M. (2009). La micropollution organique dans le Bassin de la Seine. *Plaquette Piren-Seine*, 66 p.
- Dargnat C. (2008). Sources, transferts et devenir des phtalates sur le bassin versant de la seine. Caractérisation des dangers pour l'environnement et les écosystèmes. Thèse de doctorat, Université Pierre et Marie Curie, spécialité Géosciences et ressources naturelles, 269 p. *water Pollution*, 135, 131-142.
- Deinun G., Baart A., Bakker D., Duizer J. and D. Van Den Hout, 1995. The influence of uptake by leaves on atmospheric deposition of vapor-phase organic. *Atmospheric Environment*, 29, 997-1005.
- Gombert S. et Asta J. (1995). Etude d'impact autour de l'usine d'incinération des ordures ménagères de Grenoble à l'aide des lichens. Colloque Bioindicateurs végétaux de la qualité de l'air. Ademe- INRA. Paris 14 novembre 1995. Texte des communications, 43- 49.
- Granier L, 1988. apports atmosphériques en organochlorés à l'hydrosphère: comparaison avec les métaux lourds. Thèse de doctorat de l'université Paris VI, Spécialité Sciences de la Terre Hydrologie, 160 p.
- Granier L. et Chevreuil M. (1992). Tree leaves as bioindicators of the contamination of air by organochlorines. *Water Air and Soil Pollution*, 64, 575-584.
- Kirsh T, Kaffarnik F. Riederer M. And Schreiber L., 1997. Cuticulat permeability of the Three tree species *Prunus laurocerasus* L., *Ginkgo biloba* L. and *Juglan regia* L.: comparative investigation of the transport

- properties of intact leaves, isolated cuticles reconstituted cuticular waxes. *Journal of Experimental Botany*, 48, 310, 1035-1045.
- Letrouit M-A, Déruelle S. et Deschamps (1995). Nouvelles perspectives d'utilisation des lichens et des mousses pour suivre la pollution atmosphérique. Colloque Bioindicateurs végétaux de la qualité de l'air. Ademe-INRA. Paris 14 novembre 1995. Texte des communications, 7- 19.
- Moreau-Guigon E., Labadie P., Gaspéri J., Blanchard M., Cladière M., Teil M.-J, Tlili K., Desportes A, Bourges C., Alliot F., Lorgeoux C., M. Chevreuil 2011. Diffusion de perturbateurs endocriniens par le compartiment atmosphérique et les amendements agricoles, contamination des sols et transferts hydriques : exemple des PCB, HAP, PBDE, alkylphénols, phtalates et du BPA. Rapport d'activité du programme GDR PIREN Seine 2010, 11 p.
- Mouchel J.-M., Teil M.J., Blanchard M., Alliot F., Bourges C., Cladière M., Desportes A., Dinh T.Q., Gaspéri J., Karolak S., Labadie P., Levi Y., Lorgeoux C., Miège C., Moreau-Guigon E., Oziol L., Tlili K., Tran B.C. et Chevreuil M. (2011) Transfert de micropolluants par le ruissellement et le réseau d'assainissement. Rapport d'activité du programme PIREN Seine 2010, Paris,p.
- Muller J., Hawker D., McLachlan M., Connell D., 2001. PAHs, PCDD/Fs, PCBs and HCB in leaves from Brisbane Australia. *Chemosphere*, 43, 507-515.
- Paterson S. and Mackay D., 1991. Correlation of the equilibrium and kinetics of leaf-air exchange of hydrophobic organic chemicals. *Environ. Sci. technol.*, 25, 886-891.
- Stroeble R. (1995). Introduction. Colloque Bioindicateurs végétaux de la qualité de l'air. Ademe- INRA. Paris 14 novembre 1995. Texte des communications, 1-4 .