

SYNDICAT MIXTE DU LAC D'ANNECY

Etude bibliographique de la contamination des milieux lacustres par les micropolluants (PCB et HAP) - Application au lac d'Annecy - Rapport d'étude

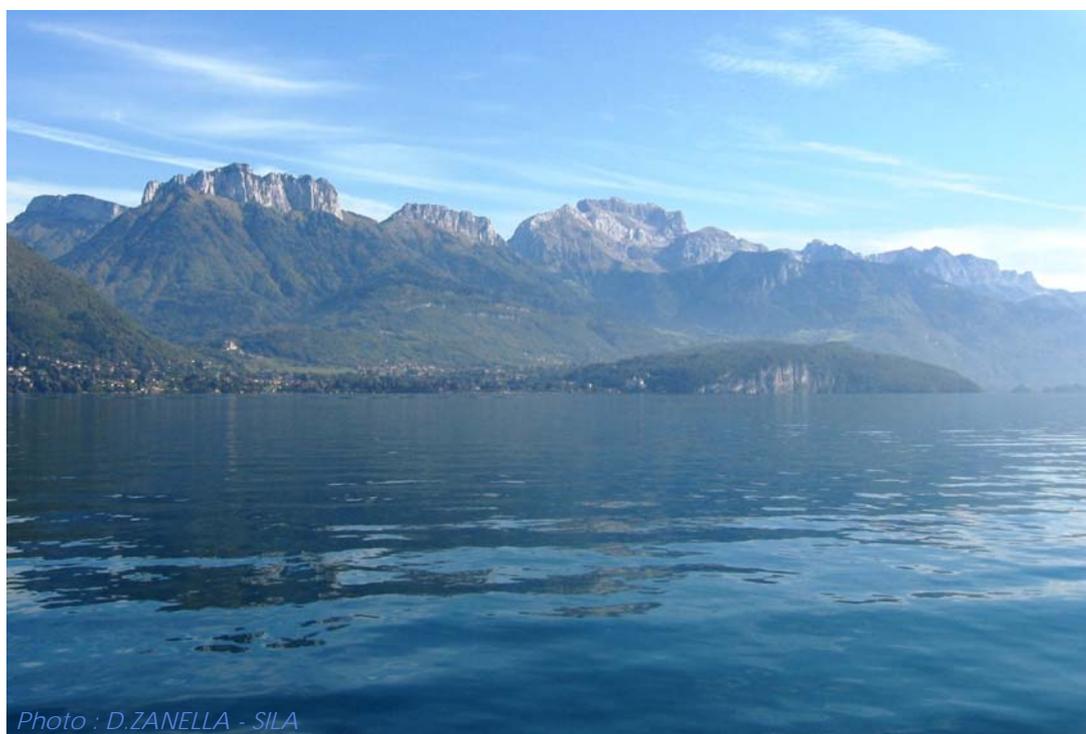


Photo : D.ZANELLA - SILA

Septembre 2009



Syndicat Mixte du Lac d'Annecy – SILA

7 rue des Terrasses

74960 CRAN-GEVRIER

Tél : 04 50 66 77 77 Fax : 04 50 66 78 00 E-mail : [sil.fr](mailto:sila@sil.fr)

Site Internet : www.sil.fr



Université de Savoie

Laboratoire Chimie Moléculaire et Environnement

Campus Scientifique Université de Savoie – Polytech'Savoie

73376 Le Bourget du Lac Cedex

Réalisé avec le soutien financier de :





**l'oxygène
à la source**

SYNDICAT MIXTE DU LAC D'ANNECY

**DIRECTION GENERALE DES SERVICES TECHNIQUES
ASSAINISSEMENT - MILIEU NATUREL**

**Etude bibliographique de la contamination des
milieux lacustres par les micropolluants (PCB, HAP)
- Application au lac d'Annecy -
Rapport d'étude**

Rédigé par :
Muriel LALLÉE

Sous l'encadrement du professeur Emmanuel NAFFRECHOUX (Université de Savoie) et de Damien ZANELLA (SILA)

Validé par les membres du comité du collège scientifique du SILA :
INRA, ONEMA, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée, CEMAGREF, Université de Savoie, Institut de la Montagne, Communauté d'Agglomération d'Annecy, en date du 30 septembre 2009

Septembre 2009

Référence bibliographique : LALLÉE M., 2009. Etude bibliographique de la contamination des milieux lacustres par les micropolluants (PCB HAP) - Application au lac d'Annecy. Rapport d'étude (SILA), 50 p.

SOMMAIRE

A.	PCB et HAP, des Polluants Organiques Persistants (POPs)	2
B.	PCB	3
1.	Généralités.....	3
1.1.	<i>Nature</i>	3
1.2.	<i>Origine</i>	3
1.3.	<i>Classement des PCB</i>	5
2.	Niveau de contamination en PCB des sédiments du lac d'Annecy	6
2.1.	<i>Données disponibles pour le lac d'Annecy</i>	6
2.2.	<i>Valeurs de référence de PCB dans les sédiments</i>	7
2.3.	<i>Niveaux de contamination des sédiments superficiels d'autres lacs</i>	10
2.4.	<i>Déduction sur les sources potentielles sur le bassin versant du lac d'Annecy</i>	14
2.5.	<i>Etudes en cours concernant les PCB dans les sédiments</i>	14
3.	Niveau de contamination en PCB de l'eau du lac d'Annecy	16
3.1.	<i>Données disponibles sur le lac d'Annecy</i>	16
3.2.	<i>Valeurs réglementaires ou de référence dans les eaux</i>	16
3.3.	<i>Comparaison de l'eau du lac d'Annecy aux valeurs réglementaires et valeurs-guides</i> ..	18
4.	Niveau de contamination en PCB des poissons du lac d'Annecy	19
4.1.	<i>Approche environnementale</i>	19
4.2.	<i>Approche sanitaire : Réglementation et valeurs guides</i>	20
4.3.	<i>Concentrations en PCB des poissons d'autres lacs</i>	22
4.4.	<i>Etudes en cours en lien avec le compartiment poisson et/ou l'écosystème en général</i> ..	23
5.	Conclusion sur la présence de PCB dans le lac d'Annecy	24
C.	HAP	25
1.	Généralités.....	25
1.1.	<i>Nature</i>	25
1.2.	<i>Origine</i>	26
2.	Niveau de contamination en HAP des sédiments du lac d'Annecy	29
2.1.	<i>Données disponibles pour le lac d'Annecy</i>	29
2.2.	<i>Valeurs de référence disponibles</i>	30
2.3.	<i>Situation des sédiments de surface du lac d'Annecy</i>	34
2.4.	<i>Niveaux de contamination des sédiments superficiels d'autres lacs</i>	35
2.5.	<i>Sources potentielles de HAP sur le bassin versant du lac d'Annecy</i>	38
2.6.	<i>Etudes en cours concernant les HAP dans les sédiments du lac d'Annecy</i>	40
3.	Niveau de contamination en HAP de l'eau du lac d'Annecy	41
3.1.	<i>Données disponibles sur le lac d'Annecy</i>	41
3.2.	<i>Données réglementaires ou valeurs-guides sur les HAP dans l'eau</i>	41
3.3.	<i>Comparaison de l'eau du lac d'Annecy aux valeurs réglementaires et valeurs-guides</i> ..	43
4.	Niveau de contamination en HAP des poissons du lac d'Annecy	45
4.1.	<i>Réglementation</i>	45
4.2.	<i>Comparaison des valeurs réglementaires aux concentrations en HAP des poissons du lac d'Annecy</i>	45
5.	Conclusion sur la présence de HAP dans le lac d'Annecy	46
6.	Etude complémentaire sur les HAP.....	47
6.1.	<i>Objectifs</i>	47
6.2.	<i>Éléments à prendre en compte pour la rédaction du cahier des charges</i>	47

Introduction

A la suite d'analyses réalisées dans les sédiments et dans la chair des poissons du lac d'Annecy en 2008, le SILA a été chargé par le Préfet de la Haute-Savoie de réaliser une étude bibliographique sur les PCB et HAP en milieu lacustre.

Le SILA a bénéficié pour cette étude de l'encadrement scientifique de l'Université de Savoie, en la personne du Professeur Emmanuel NAFFRECHOUX.

Cette étude vise à ¹ :

- synthétiser les informations disponibles sur la contamination des milieux lacustres par ces composés ;
- évaluer le degré de contamination du lac d'Annecy au regard des données actuellement disponibles et identifier l'origine potentielle de ces composés ;
- définir, si nécessaire, un cahier des charges pour la réalisation d'actions et/ou d'études complémentaires.

Concernant les PCB et les HAP, les données analysées au terme de ce travail permettent de situer le lac d'Annecy et de fournir des éléments d'aide à la décision. En effet, un très grand nombre de données a pu être recueilli : plus de 160 publications scientifiques, nombreuses données d'analyses des gestionnaires des grands lacs alpins, documents de réglementation, notes de l'AFSSA², programmes de recherche en cours... Les données d'analyse de chaque matrice (eau, sédiments, chair de poissons du lac d'Annecy) ont été comparées à la littérature, la réglementation et les valeurs guides.

De plus, une trentaine d'experts faisant partie du collège scientifique du SILA a été sollicitée pour le recueil de données ou pour avis scientifique.

Après un bref rappel sur les Polluants Organiques Persistants, le présent rapport expose les résultats de l'étude bibliographique en deux temps : le sujet des PCB est traité en première partie, et celui des HAP dans un second temps.

Chacun des deux sujets est étudié par compartiment environnemental : sédiments, eau du lac, puis poissons.

En vue d'évaluer le degré de contamination dans chaque matrice environnementale, sont détaillés la réglementation ou les valeurs-guides existantes, les niveaux de concentrations d'autres systèmes lacustres renseignés dans la littérature, et la situation du lac d'Annecy en comparaison. L'étude soulève également les études en cours dans le monde scientifique sur ces thématiques, et permet enfin de préconiser lorsque besoin, des études complémentaires à inclure dans le programme de recherche relatif aux micropolluants dans le lac d'Annecy.

¹ cf. note « Programme de recherche relatif aux pollutions par les micropolluants dans le bassin versant du Lac d'Annecy, SILA-DDEA, 2009 »

² Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments

A. PCB et HAP, des Polluants Organiques Persistants (POPs)

Les PCBs, dioxines, furanes et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) appartiennent à la vaste gamme des Polluants Organiques Persistants (POPs). Ces POPs peuvent présenter des structures chimiques extrêmement variées mais ont tous en commun d'être des dérivés organiques.

Les POPs sont des substances chimiques organiques dont les propriétés sont telles qu'une fois rejetés dans le milieu naturel :

- ils restent extrêmement stables dans le temps ;
- ils se répandent largement par le biais de processus naturels mettant en jeu le sol, l'eau et, surtout, l'air ;
- ils s'accumulent dans les tissus adipeux des organismes vivants, dont l'être humain, et peuvent atteindre des concentrations très élevées en haut de la chaîne alimentaire ;
- ils sont toxiques pour les êtres humains, la flore et la faune (Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants, PNUE, 2001).

Les POPs sont surtout rejetés dans l'environnement par les activités humaines depuis plusieurs dizaines d'années, en très petites quantités, et se retrouvent notamment dans l'air, l'eau et le sol, et, par voie de conséquence, dans certains aliments.

Les Polluants Organiques Persistants (POPs) présentent des effets toxiques sur la santé humaine et sur la faune, et sont associés à une vaste gamme d'effets nuisibles : dégradation du système immunitaire, effets sur la reproduction et sur le développement et propriétés cancérigènes. De par leur nature persistante, ces molécules présentent potentiellement la particularité de provoquer des perturbations par une exposition chronique même à de faibles concentrations. En outre, de par leur propriété de bioaccumulation, les impacts sur la faune et la santé humaine peuvent être observés à proximité mais aussi très loin des sources d'émission.

Les POPs se répartissent en 3 catégories :

- les pesticides organochlorés,
- les produits chimiques industriels : **PolyChloroBiphényles (PCBs)**,
- les sous-produits de réactions (production non intentionnelle) : PolyChloroDibenzo-p-Dioxines (PCDDs) et PolyChloroDibenzoFuranes (PCDFs), appelés couramment et respectivement dioxines et furanes, ainsi que les **HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques)**.

B. PCB

1. Généralités

1.1. Nature

Par le terme "PCB" on désigne les **polychlorobiphényles** qui sont des composés aromatiques chlorés.

Sur le plan chimique, ils représentent une famille de substances qui ont toutes la même structure générique constituée d'un biphényle comportant jusqu'à cinq atomes de chlore sur chaque phényle.

Il existe un grand nombre de combinaisons différentes liées au nombre d'atomes de chlore et aux positions qu'ils occupent, conduisant à 209 composés ou congénères avec des niveaux différents de toxicité.

Les PCB représentent une famille de composés chimiques omniprésents dans l'environnement en quantité infime, mais présentant un niveau de toxicité élevé.

1.2. Origine

1.2.1. *Emission dans l'environnement*

Les PCB sont des molécules chlorées qui étaient **synthétisées industriellement** des années 1930 aux années 1980. La présence des PCB dans l'environnement et dans les aliments est donc toujours d'**origine humaine**.

Les PCB étaient utilisés dans l'industrie pour leur stabilité et ininflammabilité, dans de nombreux usages techniques : condensateurs, transformateurs, fluides caloporteurs, peintures, encres, huiles de coupe, plastifiants dans l'industrie des plastiques, lubrifiants, diluants,...

Introduits dans l'environnement sans précaution pendant des années, les PCB se sont répartis dans tous les compartiments environnementaux, y compris dans des zones éloignées de toute région industrialisée (lacs de haute montagne ou régions polaires par exemple) par transport atmosphérique (Babut, 2006).

En France, depuis 1987, la production et l'utilisation des PCB sont interdites³. Les niveaux de PCB en général ont donc diminué dans l'environnement depuis les années 1980, grâce aux mesures de réduction des utilisations et du contrôle de leur élimination.

A titre indicatif, dans les sédiments lacustres ou marins des pays d'Europe de l'Ouest et d'Amérique du Nord les pics de contamination sont observés entre 1960 et 1980, et sont concomitants avec le pic de production de PCB, auquel a succédé une nette diminution des apports (cf. figure 1 page suivante, sédiments du lac du Bourget).

³ Hormis pour les usages de systèmes clos mis en service avant cette date (condensateurs électriques et transformateurs) ; cette dérogation, conformément à la réglementation communautaire, ne pourra pas être maintenue au-delà de 2010.

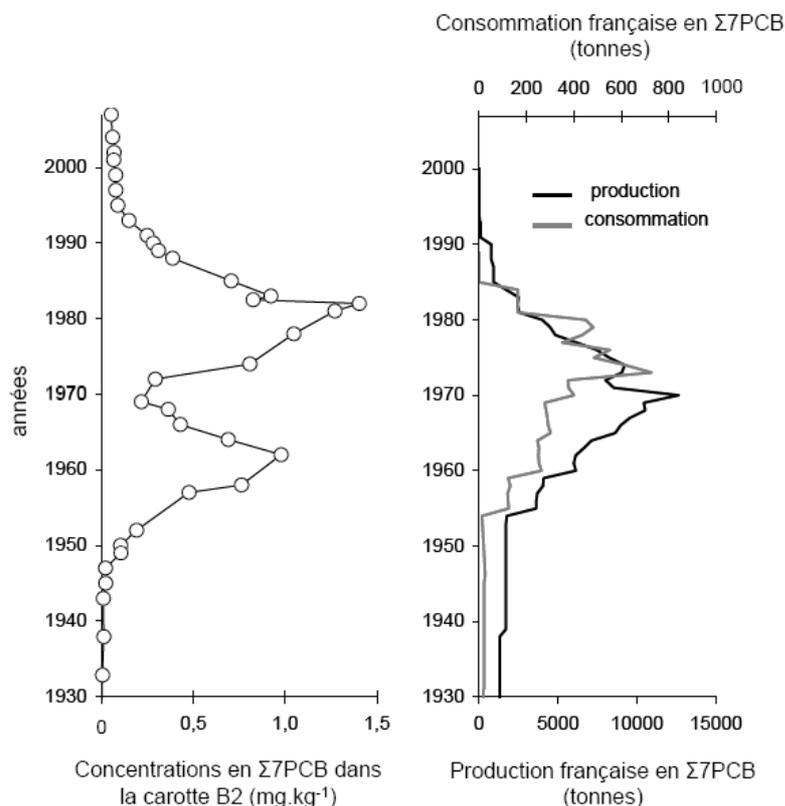


Figure 1 : Comparaison entre le profil de concentrations en 7PCBi mesuré dans une carotte sédimentaire du lac du Bourget (Jung, 2009) et l'évolution de la production et de la consommation française en 7PCBi entre 1930 et 2000 (d'après www.nilu.no/projects/globalpcb/, Breivik et al. 2002).

Toutefois, bien qu'ils ne soient plus produits industriellement, les PCB restent actuellement omniprésents dans l'environnement, en raison de leur grande stabilité chimique.

1.2.2. Contamination de l'environnement et de la chaîne alimentaire

Les PCB n'étant plus produits industriellement, les sources actuelles dans l'environnement sont les fuites des systèmes encore en service, les rejets illicites et la ré-émission à partir de sites contaminés (volatilisation ou lessivage à partir de sols pollués ou décharges de matériel électrique réformé, déversements sauvages d'appareils contenant des PCB).

D'autres émissions minoritaires peuvent provenir de l'incinération de déchets industriels contenant des PCB ou des sources chlorées, et d'incendies de transformateurs ou de condensateurs électriques.

Une fois libérés dans l'**atmosphère**, les PCB, peuvent être transportés sur de très longues distances lorsqu'ils sont adsorbés sur les particules atmosphériques, et ainsi contaminer des lieux éloignés de la source de pollution.

Ils peuvent polluer le **compartiment aquatique** via le lessivage des eaux de ruissellement, les dépôts atmosphériques ou des rejets directs (cette voie étant moins répandue actuellement). Sur le bassin du Rhône, deux établissements spécialisés dans la destruction par incinération des déchets contenant des PCB disposent d'une autorisation de rejet au milieu aquatique sous contrôle, avec des objectifs de réduction : TREDI à Saint-Vulbas (01) à proximité du fleuve Rhône et ARKEMA St Auban à Château-Arnoux (04) à proximité de la Durance).

Ces composés hydrophobes s'adsorbent efficacement sur les composés particulaires en suspension et se concentrent dans les **sédiments**.

En raison de leur caractère lipophile (très forte solubilité dans les graisses), après avoir pénétré dans les organismes vivants, ils se fixent durablement dans les tissus adipeux (bio-accumulation).

Un phénomène de bio-amplification est observé : la concentration des polluants augmente avec les différents niveaux du réseau trophique (phytoplancton < invertébrés < poissons).

NB : L'entrée des PCB dans la chaîne alimentaire est principalement due à des contaminations historiques de l'environnement.

1.2.3. Contamination humaine

L'alimentation est la voie majoritaire de contamination de l'homme (OMS, 2004). Elle constitue, selon l'INERIS, 97 % des apports en PCB pour la population générale, l'air représentant 3 %.

Les denrées alimentaires d'origine animale sont les principaux contributeurs dans la contamination des populations. Les aliments les plus à risque sont, en proportion de leur part dans l'alimentation, en premier lieu, les poissons et les produits de la mer, puis la viande et les produits laitiers et, enfin, les végétaux et les œufs (Meunier, 2008).

L'exposition alimentaire est toutefois susceptible de varier en fonction notamment de la masse corporelle, de l'âge, des habitudes de consommation.

1.3. Classement des PCB

1.3.1. PCB « dioxin-like » (PCB-DL)

Certains PCB ont été classés PCB « dioxin-like » (PCB-DL, ou PCB de type dioxine) car ils possèdent des effets toxiques élevés proches de ceux des dioxines. Ils regroupent 12 congénères⁴.

Ces composés partiellement métabolisables sont relativement bien représentés dans les aliments (même s'ils apparaissent en quantité beaucoup moins importante que les PCB indicateurs, voir paragraphe suivant).

Ainsi dans la réglementation portant sur les denrées alimentaires (dont les poissons), les concentrations en PCB-DL sont exprimées en équivalents toxiques (TEQ) de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS), en utilisant les facteurs de toxicité internationaux.

NB : Le calcul du seuil sanitaire prend en compte la somme des PCB-DL, dioxines et furanes. **Dans les tissus des poissons du lac d'Annecy, les teneurs en dioxines et furanes exprimées en TEQ sont 3 à 30 fois plus faibles que celles des PCB-DL, c'est pourquoi l'approche choisie dans cette étude se concentre sur les PCB** (voir paragraphe poissons).

1.3.2. PCB indicateurs (PCBi)

Les PCB indicateurs (PCBi) correspondent à 7 congénères⁵, considérés comme représentatifs de la contamination globale de l'environnement et des denrées alimentaires.

Les 7 congénères indicateurs sont retrouvés dans l'environnement et dans les aliments à des teneurs très supérieures aux autres catégories de PCB, et représentent environ 50 % de

⁴ Les PCB 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189

⁵ Les PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

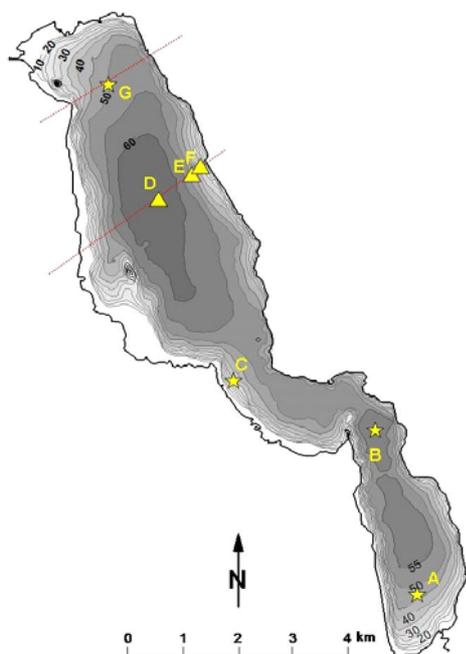
l'ensemble des congénères de PCB présents dans les aliments d'origine animale et dans les tissus humains (AFSSA – Saisine n° 2002-SA-0149).
Les résultats sont le plus souvent exprimés par la somme des concentrations en PCBi.

Jusqu'aux années 2000, on mesurait la concentration totale en PCB (« PCB totaux »), et parfois la somme des concentrations d'un nombre défini de congénères par référence à des mélanges commerciaux (par exemple Aroclor).

Actuellement, on mesure préférentiellement des congénères de façon individuelle dans les sédiments, l'eau ou les poissons, tels que les 7 PCBi, et dans une approche sanitaire, les PCB-DL.

2. Niveau de contamination en PCB des sédiments du lac d'Annecy

2.1. Données disponibles pour le lac d'Annecy



Le SILA dispose des résultats d'une campagne d'analyses menée en avril 2008 sur les sédiments de surface (5 premiers cm environ) prélevés à la benne Eckmann sur 7 points du lac à des profondeurs d'eau variables (-68 à -34 m) (SILA, 2008).

Les analyses ont porté sur les teneurs en PCBi et en PCB-DL, dioxines et furanes. Les concentrations en PCB indicateurs sont résumées dans le tableau 1.

Figure 1 : Localisation des points de prélèvement de sédiments superficiels du lac d'Annecy – SILA, campagne d'avril 2008.

Tableau 1 : Concentrations en PCB indicateurs des sédiments de surface du Lac d'Annecy (moyennes des mesures réalisées sur 7 points du lac en avril 2008).

Concentration en 7PCB indicateurs (ng/g de matière sèche)		Taux moyen de Carbone organique du sédiment	Vitesse de sédimentation (d'après Climasilac)	
moyenne Petit Lac (2 prélèvements)	moyenne Grand Lac (5 prélèvements)		Petit Lac	Grand Lac
2,0 ± 1,0	9,0 ± 1,2	1,97 %	~3 mm/an	~2 mm/an

Les concentrations sont relativement homogènes entre les 7 points du lac, avec une gamme de concentrations en PCBi dans les sédiments de surface du Petit Lac comprise **entre 1 et 3 ng/g** de matière sèche (MS), et dans le Grand Lac **entre 8 et 11 ng/g MS**⁶. Ces valeurs sont

⁶ 1 ng = « 1 nanogramme » = 0,000 000 001 g. 1 ng/g MS = « 1 nanogramme par gramme de matière sèche ».

très faibles et proches des limites de quantification⁷; des incertitudes analytiques de l'ordre de 15 % sont associées à ces mesures (Laboratoire Carso).

L'écart entre les concentrations des sédiments du Petit Lac et du Grand Lac pourrait trouver son explication dans la **différence de vitesse de sédimentation** entre les deux bassins : plus élevée dans le Petit Lac (de l'ordre de 3mm/an contre 2 mm/an pour le Grand Lac), elle entraîne un effet de dilution des concentrations en polluants dans le sédiment (par un apport de solides non contaminés)⁸.

De plus, l'épaisseur exacte des échantillons de sédiments prélevés n'étant pas connue (environ 5 cm), ceci peut générer des **écarts de concentration** entre les sites : les concentrations mesurées peuvent être relatives à des âges et durées de pollution différents.

Par ailleurs, lors de l'inventaire exceptionnel de 2005 sur les substances dangereuses (Agence de l'eau, 2006), une analyse des PCB dans les sédiments de surface avait été menée sur un point au centre du Grand Lac. Les valeurs étaient toutes inférieures aux limites de quantification, soit <25 ng/g MS pour chaque congénère de PCB_i, et <2 ng/g MS pour chacun des congénères PCB-35, 77, 105, 126, 169.

2.2. Valeurs de référence de PCB dans les sédiments

2.2.1. Valeur-guides de PCB dans les sédiments

Il n'existe pas de normes relatives aux PCB dans les sédiments. On présentera donc ici des valeurs-guides indiquées dans la littérature.

La prise en compte de la dangerosité à faible dose des composés toxiques a nettement évolué dans les recommandations des dernières années. En effet jusqu'aux années 2000, les valeurs seuils étaient relatives à la prévention des effets toxiques aigus⁹, et étaient proposées selon une approche de gestion des sédiments contaminés.

Les connaissances actuelles en écotoxicologie amenant à un plus fort niveau de prise en compte de la toxicité chronique¹⁰, les valeurs guides actuelles sont bien plus fines que par le passé. Les valeurs-guides retenues dans la suite de cette étude sont les plus récentes.

a) Valeur indicatrice proposée par l'AFFSA (2008)

Pour les PCB indicateurs, une valeur de **10 ng/g** de matière sèche de sédiment est proposée dans un avis de l'AFSSA en date du 28 mars 2008, reliant cette valeur à des sites « peu ou pas contaminés par les PCB » (Saisine n°2007-SA-0239).

⁷ Limite en-dessous de laquelle le laboratoire estime ne pas pouvoir garantir un résultat quantitatif.

⁸ La teneur en carbone organique (Corg) des sédiments, qui varie selon les sites, peut aussi amener à des écarts de concentration en HAP. La capacité de sorption des polluants hydrophobes est plus forte lorsque la teneur en Corg augmente. Toutefois sur les 7 points de prélèvements de 2008, les teneurs en Corg sont homogènes (1.97 ± 0.17 %).

⁹ Les effets toxiques aigus sont rapides et généralement mortels pour l'organisme. La concentration d'une substance conduisant à des effets toxiques aigus est forte par rapport à la concentration induisant des effets toxiques chroniques.

¹⁰ Effets toxiques chroniques : effets apparaissant après une exposition prolongée à la substance.

b) Valeur seuil décisionnelle pour la gestion des sédiments à draguer dans le Rhône

D'après la synthèse de Babut et Miège en 2008 concernant les remises en suspension occasionnées par des opérations de dragage de sédiment, un seuil en-dessous duquel les **impacts environnementaux sont supposés négligeables** est également proposé à **10 ng/g** de matière sèche (MS) pour la somme des PCB_i.

Ce seuil a été calculé pour être compatible avec la valeur guide de concentration des PCB totaux dans l'eau (Norme de Qualité Environnementale provisoire indiquée dans la circulaire du 7 mai 2007 concernant le bon état chimique de l'eau au sens de la Directive Cadre sur l'Eau). Cette valeur guide tient compte du coefficient de partage (K_{oc}) entre l'eau et le carbone organique et de la teneur en carbone organique du sédiment (dite « FOC », Fraction de Carbone Organique) : la valeur seuil de 10 ng/g est valide jusque des FOC de 2,5%.

c) Classes de qualité du SEQ Eau version 2

Le **Système d'Évaluation de la Qualité de l'eau** des cours d'eau (SEQ-Eau¹¹), est l'outil d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau, officialisé en France en Juin 1999 par le Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement. Il est en passe d'être remplacé par les différents référentiels introduits progressivement par la DCE pour la définition du « bon état » des masses d'eau (ex : Guide technique – Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole, MEEDDAT, mars 2009). Néanmoins son usage reste aujourd'hui encore très répandu, dans la mesure où tous les éléments d'interprétation des données dans le cadre de la DCE ne sont pas encore disponibles.

Le principe général de cet outil est d'évaluer une eau **selon sa qualité physico-chimique** ou **selon l'aptitude de l'eau aux usages** (production d'eau potable, loisirs et sports aquatiques, irrigation, abreuvement, aquaculture) ainsi qu'à la biologie.

Les concentrations mesurées dans un milieu sont comparées aux limites de classes du SEQ-Eau pour différents paramètres. Dans sa version 2 du 21 mars 2003, cet outil propose des classes de qualités de sédiments à partir de valeurs seuils pour les 7PCB_i (tableau 2).

Tableau 2 : Classes de qualité des sédiments proposées par le SEQ-eau version 2 pour les PCB_i.

Concentration en PCB _i (ng/g MS)	Classe de qualité
< 6	Très bonne
>6 -<60	Bonne – concentrations sans effet prévisible pour l'environnement (PNEC)
>60 - <670	Moyenne – des effets sont prévisibles pour l'environnement
> 670	Médiocre

L'ensemble des limites de classe du SEQ-Eau a été établi sur la base de recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé, de l'Agence Américaine de protection de l'Environnement, de la réglementation française et européenne (notamment pour l'aptitude à la production d'eau potable), d'avis d'experts scientifiques et techniques, d'informations validées recueillies dans des banques de données nationales et internationales. La définition des seuils d'aptitude à la biologie a été placée sous l'autorité d'un comité scientifique (Simonet, 2001).

¹¹ La version 2 élaborée en 2003, prend en compte les réglementations européennes sur l'eau potable (directive 98/83 et décret français de décembre 2001) et la directive cadre sur l'eau 2000/60/CE dont la liste des 33 substances prioritaires publiées en novembre 2001 (MEDD & Agences de l'eau, 2003. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. Grilles d'évaluation SEQ-Eau version 2. 38 p.)

d) Recommandations de qualité de sédiment retenues en Amérique du Nord pour la protection de la vie aquatique

Concernant la protection de la vie aquatique, le conseil canadien des ministres de l'environnement fixait en 2001 des recommandations provisoires pour la qualité des sédiments à **34,1 ng/g MS pour les PCB totaux**.

Cette valeur correspond également au seuil TEL (Treshold Effect Level) faisant consensus aux Etats-Unis et dans le monde : c'est le **seuil en deçà duquel aucun effet écotoxicologique n'a été détecté** (Allen Burton, 2002).

D'après l'AFSSA (saisine n°2002-SA-0149), les PCB totaux représentent approximativement le double de la somme des PCB_i. Ce ratio n'est toutefois pas absolu : il vaut initialement pour les denrées alimentaires, alors qu'ici l'intérêt est porté à la matrice sédiments.

A titre indicatif, en appliquant ce facteur 2, les recommandations américaines équivalraient à une concentration en PCB_i de 17 ng/g de matière sèche.

D'après la synthèse bibliographique d'Allen Burton (2002), la **valeur la plus basse à partir duquel un effet écotoxicologique a pu être détecté** se situe à **50 ng/g MS pour les PCB totaux**, et la concentration produisant un effet probable est de 277 ng/g MS¹².

Toutefois, ces recommandations sont à considérer avec précaution, étant donné la **multiplicité des paramètres en jeu** : hydrodynamique du système considéré, biodisponibilité des sédiments (elle-même influencée par la nature de la matière organique, les gradients rédox, le pH,...), dynamique sédimentaire (dépôt, remobilisation), temps de contact de l'organisme avec les contaminants, la bioturbation, acclimatation des organismes, ...

Ainsi ces valeurs-guides sont données **à titre indicatif** : une approche de diagnostic de la contamination des organismes aquatiques doit intégrer des descripteurs complémentaires (qualité de l'eau, des habitats, paramètres physico-chimiques « classiques », structure des communautés biologiques, caractéristiques toxicologiques des congénères considérés, interactions entre les différents polluants,...), et certains sont encore difficiles à appréhender.

De plus, ces valeurs-guides visent à la protection des **organismes vivant dans le sédiment**, et **n'incluent pas les effets indirects sur l'écosystème liés à l'accumulation des PCB au sein de la chaîne alimentaire** (Babut & Miège, 2008), qui sont encore mal connus.

Afin de mieux comprendre et modéliser les transferts trophiques du sédiment aux poissons, un programme de recherche est mené sur cette thématique depuis Février 2008 par le Cemagref, et les premiers résultats seront disponibles d'ici 2011 (cf. § 4.4.).

e) Valeurs-guides retenues pour l'étude

Afin d'intégrer au mieux –en l'état actuel des connaissances– les effets sur les organismes vivants, on retiendra 2 référentiels pour les comparaisons des valeurs en PCB dans les sédiments du lac d'Annecy :

- la valeur guide de **10 ng/g MS** pour la somme des 7PCB_i, proposée par l'**AFSSA** (si inférieure, site « peu ou pas contaminé ») et par le **Cemagref** (si inférieure, « impacts environnementaux supposés négligeables »),
- les valeurs seuils de qualité du **SEQ-Eau** version 2 pour la somme des 7PCB_i (tableau 2).

¹² Valeurs-guides (appelées SQGs, Sediment Quality Guidelines) établies après une bibliographie sélectionnant les seuils obtenus par différentes méthodes, en calculant leur moyenne.

2.2.2. Situation des sédiments de surface du lac d'Annecy

Petit Lac :

Dans le petit Lac, les concentrations en PCB indicateurs sont inférieures à la valeur guide proposée par l'AFFSA et le Cemagref (10 ng/g MS), et sont de **très bonne qualité au regard du référentiel SEQ-Eau**.

Grand Lac :

Dans le grand Lac, en moyenne les concentrations en PCB indicateurs sont inférieures au seuil proposé par l'AFFSA et le Cemagref. Un seul point a montré une concentration supérieure à cette valeur guide en restant toutefois très proche (11 ng/g MS ; incertitude analytique de 15%). Les sédiments du Grand Lac sont de **bonne qualité au regard du référentiel SEQ-Eau**, dans la tranche de concentration ne présentant pas d'effet prévisible sur l'environnement.

En résumé :

Au regard des valeurs de référence retenues dans la littérature, on peut conclure pour les sédiments du Lac d'Annecy, à un niveau en PCB ne menaçant pas la qualité de l'écosystème aquatique, en l'état actuel des connaissances sur les transferts trophiques.

Afin d'affiner le diagnostic sur le niveau de contamination des sédiments, les informations précédentes peuvent être complétées par la comparaison des teneurs observées au lac d'Annecy avec celles enregistrées dans les sédiments d'autres lacs.

2.3. Niveaux de contamination des sédiments superficiels d'autres lacs

2.3.1. Facteurs limitant les comparaisons

Les nombreuses études recensées sur les PCB dans les sédiments présentent des **méthodologies d'échantillonnage, d'analyse et des modes d'expressions de résultats très variables**, parfois très différents de ceux disponibles sur le lac d'Annecy.

Plusieurs facteurs rendent les comparaisons délicates :

a) Les concentrations en PCB peuvent être exprimées par rapport à un congénère (ex : PCB n°153), une somme variable de congénères – de 4 à 68 dans les travaux recensés dans cette étude bibliographique-, la totalité des congénères (PCB totaux) ou un groupe de congénères (PCB de type dioxine, ou encore des groupes représentatifs des mélanges commerciaux de PCB comme l'Aroclor1254). Les concentrations peuvent aussi être indiquées en équivalent toxique (TEQ) pour les PCB de type dioxine, ou converties en flux de PCB (masse sédimentée par unité de surface et de temps).

b) Les composés toxiques s'accumulent via des mécanismes complexes d'adsorption, dépendant de la nature du sédiment (ex : taux de carbone organique, granulométrie), des propriétés des composés adsorbés, de l'état de trophie du lac (De Bartolomeo, 2004 ; Meijer et al., 2009). Par exemple, des sédiments riches en carbone organique favorisent l'adsorption des micropolluants organiques. Il en va de même pour les sédiments de faible fraction granulométrique. D'autre part, la vitesse de sédimentation influe sur la concentration en

contaminants mesurée dans les sédiments (l'effet de dilution augmente avec la vitesse de sédimentation).

c) Une comparaison fine entre des systèmes lacustres de haute-altitude et un lac comme celui d'Annecy est délicate. Le transport, la répartition des différents congénères et les échanges atmosphère-surface des POPs diffèrent entre un hydrosystème d'altitude et un hydrosystème de plaine, de même qu'entre un lac de petite surface et un lac de la grandeur du lac d'Annecy. Ces mécanismes sont gouvernés entre autres par la température, les cycles biogéochimiques complexes du carbone dans les différentes matrices, et de nombreux processus physiques (Meijer et al., 2009).

2.3.2. Choix des critères de comparaisons

A l'issue de cette recherche bibliographique, l'attention a donc été portée à comparer des analyses de sédiments correspondant aux **protocoles les plus similaires possibles**. Pour cela ont été sélectionnées, parmi les études portant sur les PCB dans les sédiments lacustres, celles basées sur les mesures des **7 PCB indicateurs dans les sédiments de surface**.

De plus, ce choix est conforté par le fait que les référentiels de qualité des sédiments s'attachent le plus souvent à mesurer les PCB indicateurs (dont la concentration est corrélée à la teneur en PCB totaux. Afssa, 2003). Ce sont également les méthodes les plus employées dans les échantillonnages français récents sur le bassin Rhône-Méditerranée.

En outre, les paramètres renseignant le taux de Carbone organique, la vitesse de sédimentation, la granulométrie, ont été inclus dans les comparaisons lorsqu'ils étaient renseignés.

2.3.3. Données de la littérature

a) Etat de la contamination des sédiments des cours d'eau du bassin Rhône-Méditerranée

Les sédiments de surface des rivières et de certains plans d'eau du bassin Rhône-Méditerranée sont en cours d'investigation depuis 2005, dans le cadre d'un programme spécifique aux PCB coordonné par la DIREN.

Bien que la sédimentation et donc l'archivage des contaminations de PCB soient différents entre les cours d'eau et les lacs, il semble intéressant de signaler que les concentrations en PCB_i mesurées sur sédiments de surface s'échelonnent **de 1 à 300 ng/g MS**, et **jusque 800 à 1700 ng/g MS** sur certains secteurs de cours d'eau (un affluent de la Saône, un affluent de l'Isère).

b) Sédiments des lacs isolés d'altitude ou de plaine

L'étude bibliographique, au-delà de confirmer la réalité des transports atmosphériques à longues distances des Polluants Organiques Persistants et leur accumulation dans les sédiments des lacs les plus isolés, permet de donner une idée de l'état de contamination en PCB de sédiments de lacs exempts de toute source locale directe de pollution.

Les concentrations en PCBi dans les sédiments de surface des lacs isolés d'altitude (Alpes et Pyrénées) ou de plaine (Ecosse), sélectionnés dans cette recherche bibliographique sont comprises dans une fourchette de **2,7 à 8 ng/g MS** (Grimalt et al., 2004 ; Jung, 2009 ; Rose et Rippey, 2002 ; Bruckmeier et al., 1997 ; Zennegg et al., 2007 ; cf. tableau de synthèse en **annexe 1**).

Toutefois des fluctuations géographiques sont observées et on enregistre pour certains lacs d'Europe centrale des taux bien supérieurs, **jusqu'à 44 ng/g MS¹³** (Grimalt et al., 2004).

c) Sédiments de lacs urbanisés

Lac du Bourget

Concernant les PCBi dans les sédiments de surface des lacs urbanisés, les seules données disponibles lors de cette étude bibliographique sont celles du grand lac alpin voisin, le lac du Bourget (cf. tableau de synthèse en **annexe 1**).

Un récent travail de thèse (Jung, 2009) renseigne les concentrations en PCB sur différents points de carottes sédimentaires retraçant au total 150 ans de sédimentation, situés à des distances variables de la berge. Les concentrations en PCBi sont en moyenne de **69 ng/g MS pour la dernière décennie**, et pour l'année 2006 sont comprises entre 34 et 63 ng/g MS (profondeur de sédiment de 0 à 1 cm).

En revanche, des mesures effectuées par le Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget (CISALB, 2009) dans les **sédiments des affluents et des ports** font apparaître des **concentrations plus fortes, sous l'influence très probable de sources de contamination locale** :

- certains **affluents** présentent des concentrations parfois importantes, qui peuvent s'élever jusqu'à 1100-1900 ng/g MS, notamment à proximité d'une ancienne décharge. Un autre point d'échantillonnage situé sous l'influence du site d'une ancienne usine de transformateurs et de condensateurs présente des concentrations de 1100 à 3400 ng/g MS.
- **dans les ports**, les concentrations en PCBi, très variables, s'échelonnent de < 35 à 780 ng/g MS (épaisseur de 15 à 40 cm) ; les plus contaminés étant ceux situés à proximité des sources locales évoquées précédemment. De plus, la fine granulométrie des sédiments portuaires favorise l'adsorption des micropolluants.

Ces analyses permettent de situer le niveau de concentrations en PCBi de sédiments soumis à une ou plusieurs source(s) ponctuelle(s) de contamination relativement proche(s) des sites d'échantillonnage.

Lac Léman

Sur le Léman, il n'existe **pas d'analyse récente** de PCB dans les sédiments. Pour indication, des sédiments superficiels ont été prélevés en 1983 (retraçant la période **de 1978 à 1983**, donc pendant le pic de pollution historique) : ils présentaient des concentrations en PCB **totaux** de l'ordre de 47 ng/g MS en moyenne (dans une gamme de 9 à 103 ng/g ; Corvi et al., 1985).

¹³ Le profil de PCB des lacs isolés d'Europe centrale (concentrations élevées en surface) pourrait refléter les usages en PCB des pays de l'Est. En effet il semblerait que l'utilisation des PCB y ait continué plus longtemps qu'en Europe de l'Ouest (Jung, 2009).

Bien que les méthodologies d'analyse relatives à cette époque¹⁴ diffèrent de celles retenues dans l'étude bibliographique, ce travail sur le Léman permet toutefois de démontrer qualitativement, par l'analyse d'une centaine de points de prélèvements, l'influence des **apports des zones urbanisées et des affluents**.

Les concentrations élevées rencontrées sont à mettre en relation avec l'urbanisation des côtes et les apports d'origine ponctuelle (rejets d'eaux usées, industries...). Les teneurs les plus faibles (baie de Genève) correspondaient aux zones non soumises à l'influence des eaux usées (réseau de collecte rejetant les eaux traitées dans le Rhône). Certains affluents étaient nettement contaminés ; toutefois, l'impact de leurs apports sur l'ensemble de l'écosystème lémanique fut difficilement appréciable.

2.3.4. Situation des niveaux de concentrations des sédiments superficiels du lac d'Annecy par rapport à ces lacs

Vis-à-vis des lacs d'altitude

Globalement, les concentrations en PCB_i dans les sédiments de surface du lac d'Annecy sont de l'ordre de grandeur des lacs d'altitude isolés.

Les teneurs dans le petit lac se situent dans la fourchette basse, mais les **vitesse de sédimentation** du petit lac sont de 3 à 17 fois plus fortes que dans les lacs d'altitude recensés dans cette étude : l'effet de dilution peut masquer les écarts de concentrations.

De plus, les teneurs des sédiments des lacs isolés et celles du lac d'Annecy sont relatives à des **méthodologies de prélèvement différentes**. L'échantillonnage à la benne (environ 5 cm de profondeur, mais cette épaisseur peut varier de quelques centimètres selon les zones) effectué sur le lac d'Annecy a tendance à maximiser le degré de contamination des sédiments de surface : il **recoupe des niveaux de contamination actuels et anciens** (de l'ordre de 15 à 30 ans pour le petit Lac et 20 à 40 ans pour le Grand Lac¹⁵).

La comparaison ne peut donc être aussi pertinente et fine que si l'on disposait de profils sédimentaires verticaux datés pour le lac d'Annecy.

Vis-à-vis du lac du Bourget

Les concentrations sont beaucoup plus faibles que celles caractéristiques de lacs soumis à une source locale de contamination, comme le Lac du Bourget.

Toutefois là encore, on compare des **ordres de grandeur**, en raison des différences dans les **protocoles de prélèvements** : carottes sédimentaires datées au lac du Bourget ; **vitesse de sédimentation** plus élevée au lac du Bourget (environ 1,5 fois plus forte que dans le Grand lac et 2 fois plus forte que dans le petit Lac), **granulométrie** non mesurée à Annecy.

¹⁴ Les résultats sont exprimés en PCB totaux, car la méthode employée ne permet pas la détermination qualitative de congénères (analyse des échantillons par chromatographie sur colonne remplie). Burgermeister et al., en 1983 ont montré que les principaux PCB retrouvés dans le Léman sont les congénères 95, 101, 149, 153, 138, 180 et 170 (soit 4 des 7 PCB_i).

¹⁵ D'après la vitesse de sédimentation du Petit Lac et du Grand lac (déduts d'après l'étude Climasilac), l'épaisseur de sédiment prélevée peut approximativement renseigner l'âge des sédiments échantillonnés.

2.4. Déduction sur les sources potentielles sur le bassin versant du lac d'Annecy

L'ordre de grandeur des concentrations en PCB des sédiments du lac d'Annecy semble être à rapprocher des **gammas de concentrations des lacs soumis à des apports uniquement atmosphériques**. Cette hypothèse est supportée par l'analyse croisée des données suivantes :

- L'enquête de la DRIRE : les sites connus et susceptibles d'être en rapport avec la présence de PCB dans le lac ont été inventoriés par la DRIRE en juillet 2008 (annexe 2). Cette étude ne met en évidence, manifestement, aucune source de pollution majeure encore existante aujourd'hui ou ayant eu lieu par le passé
- L'homogénéité spatiale des concentrations observée dans les sédiments du lac d'Annecy
- Les comparaisons avec les valeurs guides de qualité de sédiment et selon le SEQ-Eau version 2
- Les comparaisons avec les niveaux de contamination des sédiments des autres lacs

Sur la base des données actuelles, plusieurs éléments d'importance restent inconnus (âge des sédiments échantillonnés, granulométrie...), et il n'est pas possible de dégager des tendances évolutives sur les dernières décennies.

Par ailleurs, des études pouvant apporter des compléments sont en cours, elles sont détaillées dans le paragraphe suivant.

2.5. Etudes en cours concernant les PCB dans les sédiments

Programme iper-retro

Au printemps 2010, des **données complémentaires** seront disponibles concernant les concentrations de PCB dans les sédiments du lac d'Annecy.

En effet, le lac est inclus dans un programme de recherche de l'Université de Savoie et l'INRA (Laboratoire CARTEL de Thônon), nommé IPER-RETRO « Impact des PERTurbations anthropiques sur les REseaux TROphiques en lacs : Approche paléo-écologique ».

Ce projet repose sur une approche pluridisciplinaire combinant les méthodes de la paléolimnologie et de l'écologie, dans l'objectif d'étudier, sur les 150 dernières années et à l'échelle de l'écosystème, les réponses de trois lacs (Bourget, Aiguebelette, Annecy) à l'introduction de poissons (le Corégone), aux changements de concentrations en nutriments, aux apports de polluants organiques et au réchauffement climatique. Ce programme vise notamment à établir quels peuvent être les nouveaux traceurs de chronologie des milieux lacustres (micropolluants, métaux, organismes aquatiques).

Des prélèvements de **carottes sédimentaires** ont été réalisés en février 2009 dans le lac d'Annecy. Leur analyse par l'Université de Savoie permettra de **retracer les concentrations historiques en micropolluants** (dont les PCB et les HAP) à l'aide de datations, et de comparer les profils de concentrations avec les enregistrements sédimentaires existants sur de nombreux autres lacs (lacs d'altitude isolés, lacs de plaine urbanisés, lac du Bourget...).

Analyses micropolluants dans les sédiments des roselières du lac d'Annecy

Des informations seront apportées prochainement (second semestre 2009) sur les spécificités des ceintures littorales (roselières), dans la répartition des micropolluants (dont les PCB et les HAP). Ces prélèvements seront réalisés sous maîtrise d'ouvrage du SILA et inclus au suivi des roselières et des habitats littoraux.

Réseau de Contrôle et de Surveillance de l'Agence de l'Eau

Concernant les apports éventuels pouvant provenir des affluents, une surveillance est engagée par l'Agence de l'Eau dans le cadre du Réseau de Contrôle et de Surveillance (RCS) des masses d'eau de la DCE. Ce suivi a débuté en 2008 sur l'Eau Morte, à l'entrée de la Réserve Naturelle (une analyse par an des micropolluants ; un point de prélèvement¹⁶).

Dans l'échantillonnage 2008, les sédiments de surface de l'Eau morte présentaient une concentration en PCB_i de 13 ng/g MS. Cette valeur est supérieure à la valeur-guide proposées par l'AFSSA et le CEMAGREF (10 ng/g), en lui restant toutefois proche. La méthode analytique et l'incertitude liée à la mesure ne sont pas renseignées. Un intérêt particulier devra être porté aux résultats de ce suivi annuel pérenne sur l'Eau Morte, comme indicateur d'apports éventuels provenant du bassin versant.

Les prochains résultats des analyses iper-retro (printemps 2010) et parallèlement, la poursuite du contrôle annuel sur l'Eau Morte par l'Agence de l'eau permettront d'apporter des éléments d'informations complémentaires sur les concentrations en PCB dans les matrices sédimentaires. Toutefois, au regard des connaissances actuelles sur la dynamique des PCB dans l'écosystème aquatique, il n'est pas possible de prévoir de lien quantitatif entre l'entrée de ces composés dans le lac et leur archivage dans ses sédiments.

Le lac d'Annecy en tant que masse d'eau est également concerné par le suivi RCS, mais avec une fréquence plus faible puisque les plans d'eau dans ce dispositif sont suivis au cours d'une année par « plan de gestion DCE », soit une fois tous les 6 ans. Concernant les micropolluants (incluant les PCB), des analyses sont prévues sur eau brute (échantillon intégré sur toute la colonne d'eau + ponctuel à proximité du fond) et sur sédiments superficiels, à l'aide d'une benne. Le premier suivi du lac d'Annecy au sein du RCS est programmé en 2010, puis 2016, etc.

Suite du plan d'échantillonnage sur le bassin Rhône-Méditerranée

Enfin, dans le cadre du programme d'action « pollution PCB » du bassin Rhône-Méditerranée, la poursuite des études sur les cours d'eau du bassin permettra de compléter les connaissances sur l'état des contaminations des milieux aquatiques (coordination DIREN).

¹⁶ Un point de prélèvement est fait dans la couche superficielle des zones de dépôts de sédiment (premiers centimètres, prélevés à la benne. L'analyse est faite sur la fraction fine (< 50µm).

3. Niveau de contamination en PCB de l'eau du lac d'Annecy

3.1. Données disponibles sur le lac d'Annecy

Le contrôle de la qualité de l'eau potable est réalisé, sous l'autorité du préfet, par la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS). Il est défini par le code de la santé publique¹⁷.

Les services sanitaires de Haute-Savoie effectuent une surveillance de la présence de 8 PCB (7 PCB_i + le congénère 194) dans l'eau du lac à destination de l'alimentation en eau potable (eau brute avant filtration).

Des prélèvements sont réalisés tous les 2 mois aux pompages de La Puya (Annecy), La Tour (Annecy-le-Vieux), Talloires, Veyrier du lac, Saint Jorioz, Menthon-Saint-Bernard.

Pour tous les pompages d'eau du lac d'Annecy, pour les années 1998 à 2008, les concentrations en PCB_i sont inférieures aux limites de quantification pratiquées par le laboratoire d'analyse (à savoir 0.01 µg/L depuis 2002). Ainsi on ne peut pas indiquer de valeur entière pour la somme des concentrations en PCB indicateurs, si ce n'est que **cette somme est au maximum inférieure à 0.07 µg/L**.

Par ailleurs, lors de l'inventaire exceptionnel de 2005 sur les substances dangereuses, une analyse des PCB a été menée sur un échantillon d'eau brute du lac.

Là aussi, toutes les valeurs étaient inférieures aux seuils de quantification du laboratoire en charge de ces analyses, soit < 0.455 µg/L pour les PCB totaux, < 0.015 µg/L pour chacun des congénères de PCB _i, et < 0.01 µg/L pour chacun des congénères PCB-35, 77, 105, 126, 169.

3.2. Valeurs réglementaires ou de référence dans les eaux

On peut distinguer des dispositions de décrets français, de textes réglementaires européens, et des valeurs guides françaises.

3.2.1. Textes réglementaires français relatifs aux eaux d'alimentation

Dans les textes réglementaires français relatifs à la sécurité sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine, les PCB ne sont pas clairement cités, mais une valeur limite peut leur être attribuée par analogie aux produits apparentés aux pesticides : l'eau ne doit pas dépasser **0,1 µg/L pour les PCB totaux**.

En effet, le décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles prévoit que la concentration en produits apparentés aux pesticides (dont les PCB, par analogie aux dispositions du décret du 03/01/89) de l'eau destinée à la consommation humaine ne doit pas dépasser 0,1 µg/L.

De plus, le décret n° 2007-49 du 11 janvier 2007 relatif à la sécurité sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine reprend les mêmes prescriptions et le même seuil.

¹⁷ Cf. article R. 1321-15 - chapitre sur la réglementation relative aux eaux de consommation. Le contrôle sanitaire consiste à vérifier la qualité de l'eau tant à la ressource (captage) qu'après le traitement, et au cours de son transport dans les canalisations vers les abonnés sur chaque unité de distribution. Les échantillons d'eau prélevés sont acheminés vers un laboratoire agréé par le ministère chargé de la santé qui procède à leur analyse.

3.2.2. Etat de la réglementation européenne sur les PCB dans l'eau

a) Dispositions de la DCE

Depuis 2000, la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE, 2000/60/EC) impose aux Etats membres l'atteinte du bon état écologique des masses d'eau d'ici 2015. La stratégie de lutte contre la pollution chimique des eaux (article 16) se concentre autour de substances considérées comme prioritaires.

Le « bon état chimique » pour une masse d'eau est atteint lorsque les concentrations en micropolluants n'excèdent pas les normes de qualité environnementale (NQE)¹⁸.

b) Normes de qualité environnementales - évaluation de l'état chimique des eaux

La directive fille de la DCE n°2008/105/CE du 16 décembre 2008 établit des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau. Toutefois, elle ne fixe actuellement pas de NQE pour les PCB.

Ces composés sont simplement proposés dans l'annexe III de cette directive, dans la « liste des substances soumises à révision pour leur possible identification comme substance prioritaire ou comme substance dangereuse prioritaire », de même que les dioxines.

La circulaire du 7 mai 2007¹⁹ proposait une norme de qualité environnementale provisoire (NQEp) pour les PCB en eaux de surface intérieures, à une concentration de **0,001 µg/L** en PCB totaux, mais **cette valeur n'a pas été reprise dans la directive fille** 2008/105/CE sur les NQE. Elle est toutefois utilisée comme référence par le Cemagref et entre en compte dans le calcul d'une valeur-guide pour la gestion des sédiments dragués dans le Rhône (Babut et Miège, 2008).

3.2.3. Valeurs seuils du SEQ eau version 2 : Classes d'aptitude de l'eau brute à la biologie et aux usages

Concernant les PCB, le SEQ-Eau propose des valeurs-guides, n'ayant pas valeur réglementaire, pour l'aptitude à la production d'eau potable et l'aptitude à la biologie.

Aptitude à la production d'eau potable :

Pour la somme des 7 PCB indicateurs : jusqu'à des concentrations de 0.5 µg/L, l'eau est considérée de très bonne qualité pour l'eau potable (tableau 3).

¹⁸ Une liste de 41 substances prioritaires qui représentent un risque pour les milieux aquatiques a été établie et devrait être examinée régulièrement par la Commission Européenne. Elle porte sur des métaux (Cd, Pb, Hg, Ni) et des composés organiques (hydrocarbures aromatiques, pesticides, alkylphénols, phtalates, retardateurs de flamme, solvants chlorés tels que les PCB, etc...) (Coquery, 2009).

¹⁹ Circulaire définissant des « normes de qualité environnementale provisoires (NQEp) » pour les 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national d'action contre les substances dangereuses dans l'eau (MEDAD, Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement Durable).

Tableau 3 : Classes d'aptitude de l'eau à la production d'eau potable proposées par le SEQ-eau version 2 pour les PCB_i.

Concentration en PCB _i : somme des 7 (µg/L)	Classe de qualité
< 0,5	très bonne
-	bonne
< 1	moyenne
< 5	médiocre

Aptitude à la biologie (tableau 4) :

Tableau 4 : Classes d'aptitude de l'eau à la biologie proposées par le SEQ-eau version 2 pour les PCB_i.

Concentration en PCB : somme des 7 PCB _i (µg/L)	Classe de qualité
< 0.0001	Très bonne
< 0.001	Bonne
< 0.01	Moyenne
< 2	Médiocre

3.2.4. Avis de l'AFSSA sur les PCB-DL, dioxines et furanes dans les eaux d'alimentation

S'agissant de l'eau potable, l'AFSSA indique, dans un avis du 22 mars 2005, qu'une eau présentant une **teneur en dioxines et furanes de l'ordre de 1 pg TEQ_{OMS}/L ne présente pas de risque sanitaire pour le consommateur**. Ces informations sont extrapolables aux PCB-DL.

L'AFSSA ajoute qu'en l'état actuel des connaissances, il n'apparaît pas nécessaire de proposer une valeur maximale admissible de PCB dans les eaux destinées à la consommation humaine (Comité d'information et de suivi sur la pollution par les PCB, Fiche « Répondre aux questions sur l'eau potable », Mai 2008).

3.3. Comparaison de l'eau du lac d'Annecy aux valeurs réglementaires et valeurs-guides

3.3.1. Situation de l'eau du lac pour la consommation humaine

Concernant les PCB totaux, les valeurs de l'inventaire exceptionnel 2005 indiquent que **l'eau est conforme aux limites réglementaires** nationales relatives à la sécurité sanitaire des eaux destinées à la consommation humaine (décret n° 2007-49).

De plus, les mesures de la DDASS 74 montrent que la somme des concentrations en PCB_i, au maximum < 0.07 µg/L, **se situe très en-deçà des seuils SEQ-Eau** portant sur l'aptitude à la production d'eau potable.

Concernant la consommation humaine, l'eau du lac présente des teneurs inférieures aux limites de quantification et inférieures aux teneurs maximales indiquées par la réglementation et par les valeurs-guides du SEQ-Eau. En effet, la très faible solubilité des PCB limite fortement leur concentration dans les eaux.

3.3.2. Situation de l'eau du lac vis-à-vis de la biologie

La comparaison avec les classes d'aptitude à la biologie du SEQ-Eau, montre que le seuil de quantification du laboratoire n'est pas assez fin pour renseigner si l'on est dans le cas d'une eau de qualité très bonne (<0.0001 µg/L), bonne (0.0001 à 0.001 µg/L) ou moyenne (0.001 à 0.01 µg/L), pour satisfaire la biologie vis-à-vis des PCB (tableau 4).

Vis-à-vis de la préservation de l'écosystème aquatique, les moyens analytiques ne permettent pas de positionner la qualité de l'eau du lac par rapport aux valeurs guides.

4. Niveau de contamination en PCB des poissons du lac d'Annecy

4.1. Approche environnementale

Concernant la contamination des poissons par les PCB en France et dans le monde, la littérature fait apparaître qu'il n'y a pas de secteur où l'on puisse trouver des poissons exempts de PCB, en raison du transport atmosphérique (Babut & Miegé, 2007 ; Givaudan et al., 2009 ; Gewurtz, 2006 ; Schmid et al., 2007 ; Evenset et al., 2005 ; Vives et al. 2005 ; Chuiko et al., 2007).

Du fait de leur persistance et de leur solubilité élevée dans les sédiments et dans les graisses, les PCB sont des composés omniprésents dans les organismes vivants (Roche et al., 2003 ; Smith & Gangolli, 2002).

Le coefficient de partage octanol-eau (Kow) élevé des PCB (log Kow = 2,8 à 8,4) leur confère une forte propension à l'adsorption, la rétention et la concentration dans les tissus graisseux des organismes (Smith 2002 ; Vives et al. 2005 ; Gewurtz et al. 2006), et donc à la bioamplification au sein de la chaîne alimentaire (Dufour et al. 2001).

Le travail du Cemagref a confirmé l'existence d'une corrélation entre la contamination des poissons et la pollution des sédiments du milieu dans lequel ils vivent. Néanmoins il met en évidence que les processus de transferts entre le milieu aquatique et le biote sont difficiles à appréhender (Babut & Miège, 2007).

4.2. Approche sanitaire : Réglementation et valeurs guides

4.2.1. Règlement de la commission européenne

L'impact sanitaire de la contamination des denrées alimentaires s'évalue par la **somme des concentrations en dioxines/furanes et PCB "dioxin-like"** (PCDD/F + PCB-DL, exprimée en équivalents toxiques = TEQ).

L'Union européenne a adopté le 3 février 2006, le règlement (CE) n° 199/2006, fixant à **8 pg TEQ_{OMS}/g de poids frais** la **concentration maximale admissible** en dioxine et PCB de type dioxine **dans les poissons destinés à la consommation humaine**, pour toutes les espèces excepté l'anguille pour laquelle la limite est de 12 pg TEQ_{OMS}/g.

Ce règlement a abrogé l'arrêté du 16 février 1988 qui disposait que les poissons contenant une concentration supérieure à 2 mg/kg (= 2000 ng/g) de PCB totaux étaient impropres à la consommation.

Les teneurs maximales admissibles du règlement n°199/2006 sont établies selon le principe ALARA (« As Low As Reasonably Achievable » : à un niveau aussi bas que raisonnable). Ce principe garantit l'application, par les exploitants du secteur alimentaire, de mesures qui préviennent ou réduisent autant que possible la contamination en vue de protéger la santé publique.

Une dérogation est accordée à la Suède et la Finlande pour la commercialisation de certaines espèces de poissons originaires de la Mer Baltique présentant un taux en dioxines/furanes et PCB-DL supérieur à 8 pg TEQ_{OMS}/g de poids frais.

4.2.2. Dose journalière tolérable : Valeurs guides proposées pour les PCB Non-Dioxin-Like (PCB-NDL)

Pour les autres congénères de PCB (dits PCB-NDL, « Non Dioxin-Like », dont les PCB indicateurs), à l'heure actuelle il n'existe **pas de borne réglementaire** (AFSSA, saisine 2008-SA-0019).

Les PCB retrouvés dans les matrices alimentaires étant majoritairement des PCB-NDL, une réflexion est conduite au niveau européen afin de fixer des teneurs maximales de PCB-NDL dans divers aliments (AFSSA, 2007, Saisine n° 2006-SA-0305). Toutefois actuellement, des différences d'appréciation existent entre les agences française et européenne de sécurité sanitaire des aliments.

L'**AFSSA** estime qu'en l'état actuel des connaissances, la méthodologie la plus pertinente pour évaluer les risques sanitaires liés aux PCB repose sur l'utilisation d'une **dose journalière tolérable (DJT) de 20 ng/kg de poids corporel/jour pour l'ensemble des PCB**, établie sur la base des effets neurologiques observés chez le singe.

La somme des 7 congénères de PCB_i représentant environ 50 % de l'ensemble des congénères présents, une **DJT de 10 ng/kg p.c./j est retenue pour la somme des PCB_i** (Afssa, 2007. Saisine 2006-sa-0305).

Les données de consommation utilisées sont celles de l'enquête individuelle et nationale de consommation alimentaire INCA1 de 1999 ; les poissons de lacs tels que l'omble chevalier et le corégone n'apparaissent pas dans cette enquête.

Pour les PCB-NDL, les populations les plus sensibles en termes de risque toxicologique sont les femmes en âge de procréer et les enfants de moins de 3 ans.

Pour ces populations, des recommandations de consommation ont été proposées par l'AFSSA (Saisine 2008-sa-0019); à savoir une consommation de poissons 2 fois par semaine en diversifiant les espèces de poissons issues de différentes zones de pêche et en évitant une consommation de poissons dits gras provenant des zones les plus contaminées par les PCB en France. L'AFSSA estime que l'acquisition de connaissances sur les niveaux d'imprégnation des femmes en âge de procréer est par ailleurs nécessaire.

4.2.3. Comparaison des teneurs en PCB des poissons d'Annecy avec la réglementation

Les campagnes d'échantillonnage des poissons du lac d'Annecy ont porté sur 47 poissons (de 5 espèces, cf. annexe 3) ce qui constitue un échantillonnage robuste.

Dans un premier temps, à l'automne 2007, 10 analyses de poissons (5 corégones, 5 omble chevaliers) ont mis en évidence :

- une conformité à la limite réglementaire de la somme en dioxines et PCB de type dioxine, pour tous les corégones (0,86 à 2,84 pg/g TEQ OMS) et 4 omble chevaliers (5,57 à 6,89 pg/g)

- un dépassement de la limite réglementaire d'un omble chevalier (31,4 pg/g) de grande taille (50 cm), âgé (dans sa huitième année de vie) et particulièrement gras, favorisant l'accumulation des PCB.

↳ Un arrêté préfectoral a été pris le 02 avril 2008 interdisant la consommation et la commercialisation de l'omble chevalier du lac d'Annecy.

Une seconde campagne d'analyse, en avril 2008, a permis de prélever 35 poissons appartenant aux espèces les plus consommées, dans des tailles habituellement capturées/commercialisées : 10 omble chevaliers, 5 corégones/féras, 10 brochets, 10 perches dans le Grand et le Petit Lac. Par ailleurs, 2 truites ont été pêchées en décembre 2008 (DDSV 74).

Ces analyses ont révélé que tous les poissons de la seconde campagne étaient conformes à la limite réglementaire pour la somme des PCB-DL et PCDD/F :

- omble chevaliers : 0,55 à 4,08 pg/g TEQ OMS
- corégones/féras : 0,48 à 0,92 pg/g
- brochets : 0,20 à 2,41 pg/g
- perches : 0,44 à 1,65 pg/g
- truites : 4,55 à 4,70 pg/g

Dans son Avis du 17 juin 2008 (saisine 2008-SA-0175), l'Afssa conclue que « **les poissons du lac d'Annecy sont conformes au regard de la limite réglementaire, et peuvent être pêchés en vue de leur commercialisation et consommation (en tenant compte de leur taille maximale de capture pour les omble chevaliers²⁰)** ». Concernant les **omble chevaliers**, la taille limite à ne pas dépasser pour qu'ils restent conformes est de **40 cm**.

↳ Un arrêté préfectoral a été pris le 23 juin 2008, levant l'interdiction de consommation et de commercialisation de l'omble chevalier du lac d'Annecy pour les poissons inférieurs à 40 cm.

²⁰ Caractéristiques de pêche et de commercialisation de l'omble chevalier dans le lac d'Annecy : sa taille minimale de pêche dans le lac est de 26 cm, sa taille maximale de commercialisation par les pêcheurs professionnels est de 36 cm. En général, la taille des omble chevaliers vendus est de l'ordre de 30 cm. En ce qui concerne la pêche de loisir en 2006, moins de 5 poissons sur 700 pêchés avaient une taille supérieure à 38 cm (AFFSA, 2008).

4.3. Concentrations en PCB des poissons d'autres lacs

4.3.1. Existence d'un lot de données très fourni

En France, depuis la découverte de PCB dans des poissons du Rhône en 2005 et les non-conformités observées suite à l'instauration de la nouvelle réglementation (2006), de nombreuses campagnes d'analyse ont été lancées sur les poissons des cours d'eau et plans d'eau français.

Début 2007, le préfet coordonnateur de bassin a mis en place une stratégie de pilotage : le programme d'action « Pollution PCB » du bassin Rhône-Méditerranée (même protocole d'analyse, même laboratoire, regroupement des résultats pour les études).

Les recherches, qui se sont poursuivies dans ce cadre, ont révélé des poissons et sédiments présentant des PCB sur tout le linéaire du Rhône, du barrage de Sault-Brenaz (Ain) jusqu'à la mer, avec pour les poissons des concentrations variables et à plusieurs reprises supérieures aux seuils réglementaires.

Plusieurs arrêtés d'interdiction de la consommation des poissons pêchés dans le Rhône et ses affluents ont été émis depuis 2005. L'ensemble des données est porté à la disposition du public sur le site portail sur l'eau en bassin Rhône-méditerranée²¹ : http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/milieux-continentaux/pollution_PCB/index.php#donnees.

Le site recense également l'historique des arrêtés pris et/ou levés pour les grands lacs alpins.

4.3.2. Sélection des données de comparaison avec les autres lacs

Au vu des délais impartis et de la somme de données disponibles, un choix a été fait concernant la matrice piscicole dans cette étude bibliographique.

En effet, les comparaisons des résultats des campagnes menées sur le bassin Rhône-Méditerranée sont délicates, du fait de la multiplicité des données d'analyse et des paramètres en jeu.

Pour expliquer les degrés de contamination des poissons, il conviendrait de prendre en compte leur **mode de vie** (leur **comportement** et leur **régime alimentaire** sont variables bien entendu selon les espèces, mais aussi selon les caractéristiques de l'hydrosystème lacustre considéré), leur **âge**, leur **taux de lipides**, leur **sexe**, leur **position dans la chaîne trophique**, la **concentration de PCB dans les sédiments**, la **nature des sédiments**, les coefficients de partage octanol-eau (**Kow**) des congénères (Monod et Keck, 1982 ; Dufour et al. 2001 ; Vives et al. 2005 ; Gewurtz et al. 2006 ; Chuicko, 2007 ; Babut & Miège, 2007).

Concernant les données de la littérature, une grande variabilité des méthodologies d'analyse est observée :

- Les méthodes d'analyses des PCB ont beaucoup évolué au cours de ces dernières années (cf. § 1.3.).
- Les analyses peuvent être menées individu par individu, ou sur des lots de poissons (regroupés par espèce, ou parfois même intégrant différentes espèces d'un lac).
- L'exhaustivité des informations renseignées est très variable selon les analyses (espèces de poissons analysées, taille, âge, poids, tissu analysé...).

²¹ Site web mis à jour au fur et à mesure des campagnes par la DIREN Rhône-Alpes, avec l'appui du Cemagref

L'approche de comparaison des données piscicoles est à envisager dans le cadre d'une étude à part entière. Une étude croisée de la **présence de PCB dans les poissons des trois lacs Annecy, Léman, Bourget** est en cours par le **Cemagref**, sur la base des données disponibles sur le site portail sur l'eau du bassin (adresse ci-dessus). Elle tentera aussi de dégager des facteurs explicatifs. Le rendu de cette étude est prévu pour le mois de Juillet 2009.

Parallèlement, afin de mieux comprendre les phénomènes complexes de contamination des sédiments et des poissons par les PCB, le Cemagref mène une « **étude trophique en eau douce** » sur le bassin du Rhône : modélisation du transport des PCB via les sédiments, **transfert le long de la chaîne alimentaire vers les poissons**. Les principaux objectifs de l'étude trophique sont premièrement d'identifier, pour des espèces « clé » de poissons, les voies de contamination prédominantes et les facteurs de contrôle ; deuxièmement de déterminer les concentrations de PCB dans les sédiments compatibles avec le niveau réglementaire pour la consommation des poissons (<https://tsip-pcb.cemagref.fr/>). Les premiers résultats seront disponibles en 2011.

NB : Concernant le reste de la faune aquatique, ce sujet n'a pu être abordé lors de cette étude bibliographique, en raison du délai imparti, de l'absence de données PCB pour les organismes aquatiques du lac d'Annecy autres que les poissons, et de l'état des connaissances peu avancé sur les transferts entre les différents maillons de la chaîne alimentaire.

4.4. Etudes en cours en lien avec le compartiment poisson et/ou l'écosystème en général

Un ensemble d'études et programmes de recherches complémentaires sur la pollution par les PCB est mené actuellement dans le cadre de deux programmes d'actions.

Aux côtés du **programme d'action « pollution PCB » du bassin Rhône-Méditerranée** précédemment cité, le « **plan national d'action PCB** » est porté depuis 2007 par le Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire (MEEDDAT).

Le plan national se décline selon 6 axes :

- L'axe 1 prévoit d'intensifier la réduction des rejets de PCB (recherche des sources de contamination historiques sur le territoire national).
- L'axe 2 du plan national traite des aspects environnementaux avec l'**amélioration des connaissances scientifiques sur le devenir des PCB dans les milieux aquatiques** et la gestion de cette pollution.
 - Le suivi scientifique et la coordination des études sont assurés par l'ONEMA
 - L'« étude trophique en eau douce » est menée par le Cemagref sur le bassin du Rhône (présentée ci-dessus)
 - Une réflexion sur la conduite des opérations de dragage est pilotée par le MEEDDAT et l'ONEMA
 - Le pôle de compétitivité Chimie-Environnement Rhône-Alpes Axelera mène un programme de recherche appliquée sur les techniques de dépollution à mettre en œuvre dans les zones les plus contaminées (développement de nouveaux outils analytiques eau-sédiments-sols, modèles de transfert, 2009-2001)
- L'Axe 3 vise à **renforcer la surveillance des milieux aquatiques** et des produits de la pêche mis sur le marché et **adopter les mesures de gestion des risques** appropriés. Pour cela les analyses des sédiments sont poursuivies, pilotées par le MEEDDAT et les Agences de l'eau.

Le plan national d'échantillonnage des poissons est coordonné par l'ONEMA, en vue de disposer d'une connaissance homogène de la contamination des poissons.

- L'axe 4 cible les aspects sanitaires avec l'**amélioration de la connaissance du risque sanitaire** et sa **prévention** : une étude de l'imprégnation aux PCB des consommateurs de poissons d'eau douce est menée par l'AFSSA et l'Institut de Veille Sanitaire (enquêtes alimentaires, identification des espèces de poissons les plus contributrices à l'exposition...). Les résultats seront disponibles en mars 2011.

(http://www.invs.sante.fr/display/?doc=/surveillance/pcb/etude_impregnation_pcb.html)

- L'axe 5 prévoit d'accompagner les pêcheurs professionnels et amateurs impactés par les mesures de gestion des risques, et l'axe 6 d'évaluer et rendre compte des progrès du plan. Ces informations sont détaillées sur la page web suivante : <http://www.ecologie.gouv.fr/PCB.html>.

En complément du suivi national, plusieurs de ces actions sont portées par le programme d'actions pollution PCB du bassin Rhône-Méditerranée. La DIREN de bassin assure notamment la coordination des actions et le suivi du programme, le partage et diffusion des données, le diagnostic à l'échelle du bassin.

5. Conclusion sur la présence de PCB dans le lac d'Annecy

A partir des données disponibles, l'ordre de grandeur des concentrations en PCB dans le lac d'Annecy semble être à rapprocher des gammes de concentrations des lacs soumis à des apports uniquement **atmosphériques**. Cette hypothèse est supportée par l'**analyse croisée des données sédiments, eau, poissons**.

Sur la base des données actuelles, certains éléments d'importance restent inconnus (tendances évolutives de la contamination sur les dernières décennies, éventuels apports résiduels par les affluents du lac, transferts des PCB au sein du réseau trophique, impact de la présence de PCB sur l'écosystème aquatique au sens large).

Des premières réponses pourront être apportées par les programmes menés actuellement par l'Université de Savoie, l'INRA, le CEMAGREF, l'AFSSA, la DIREN, l'Agence de l'Eau.

Aussi il n'apparaît pas justifié à ce jour d'engager une étude complémentaire sur ces thématiques, mais il semble opportun de signaler l'intérêt du SILA aux organismes institutionnels et de recherche pour les **études en cours**, dont certaines portent sur le lac d'Annecy.

A l'initiative du SILA, la question des micropolluants et de leur **suivi dans l'écosystème aquatique** fera l'objet d'une **concertation « interlacs »** (Annecy Léman Bourget) dès l'automne 2009, avec un focus particulier sur les substances « émergentes ».

C. HAP

1. Généralités

1.1. Nature

Les **Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques** (HAP) constituent une vaste classe de composés organiques constitués d'au moins deux cycles aromatiques condensés. Les HAP se trouvent en général en mélange complexe, parfois constitué d'une centaine de composés.

Les HAP présentent des effets toxiques sur la santé humaine et sur la faune, et sont associés à une large gamme d'effets nuisibles : dégradation du système immunitaire, effets sur la reproduction et sur le développement et propriétés cancérogènes.

De par leur nature persistante, ces molécules présentent potentiellement la particularité de provoquer des perturbations par une exposition chronique même à de faibles concentrations.

En raison de leur rémanence et de leur propriété de bioaccumulation, les impacts sur la faune et la santé humaine peuvent être observés à proximité mais aussi très loin des sources d'émission.

Parmi tous les composés de HAP, **16** ont été retenus comme polluants **prioritaires** par l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (US-EPA) et l'Organisation Mondiale de la Santé.

Il s'agit des composés suivants (figure 2) : Naphtalène, Acénaphthylène, Acénaphthène, Fluorène, Phénanthrène, Anthracène, Fluoranthène, Pyrène, Benzo(a)anthracène, Chrysène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Indeno(1,2,3,c,d)pyrène, Dibenzo(a,h)anthracène, Benzo(g,h,i)pérylène.

Ces composés sont donnés dans l'ordre du composé du plus faible poids moléculaire (plus léger, plus soluble et plus volatile) au plus fort poids moléculaire (plus lourd, moins soluble et moins volatile).

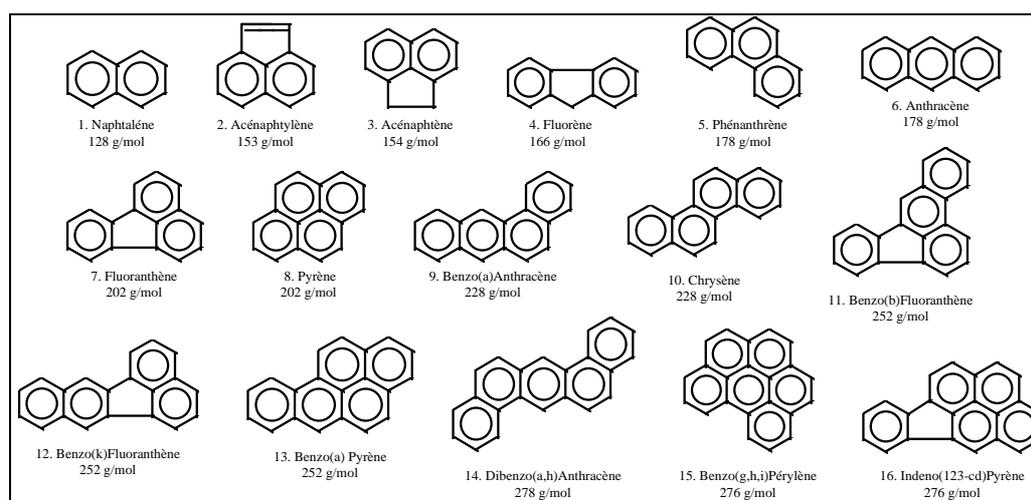


Figure 2 : Les 16 HAP retenus comme polluants prioritaires par l'US-EPA (Faure & Landais, 1999).

Cette liste sert de base à la plupart des études et programmes de recherche à travers le monde.

Dans les sédiments, pour permettre les comparaisons entre les sites étudiés, une expression standardisée des concentrations peut se faire selon la somme de ces 16 HAP, en µg/kg de Matière Sèche (MS) de sédiments.

Depuis 2000, la Directive européenne Cadre sur l'Eau (DCE, n°2000/60/CE) impose aux Etats membres l'atteinte du bon état écologique des masses d'eau d'ici 2015. La stratégie de lutte contre la pollution chimique des eaux (article 16) se concentre autour de substances dites « prioritaires »²².

8 HAP appartiennent à la liste des **substances prioritaires**, à suivre sur tous les sites de contrôle de surveillance : Anthracène, Benzo(a)Pyrène, Benzo(b)Fluoranthène, Benzo(ghi)Pérylène, Benzo(k)Fluoranthène, Indéno(123cd)Pyrène, Fluoranthène, Naphtalène. Les 5 premiers sont référencés comme substances dangereuses prioritaires²³ (Annexe 10 de la DCE).

1.2. Origine

1.2.1. Emission dans l'environnement

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont des sous-produits de combustion **non désirés**.

Ils sont rejetés dans l'environnement principalement à la suite de la **combustion incomplète d'énergies fossiles** (bois, tourbe, charbon) **et de carburants** (fioul, gasoil et essence).

A l'échelle mondiale, historiquement le pic d'apport en HAP dans l'environnement s'est produit parallèlement au développement de l'industrialisation et de l'utilisation massive du charbon comme principale source d'énergie. Dans les sédiments des lacs européens, une augmentation très forte est enregistrée des années 1900 à 1930. Progressivement, avec la mise en place de réglementations sur les émissions atmosphériques et le passage à d'autres sources d'énergie, les émissions en HAP ont diminué.

De nombreuses activités anthropiques rejettent de nos jours des HAP dans l'environnement.

- Les émissions de HAP liées à la **combustion incomplète** peuvent provenir des systèmes de **chauffage** (bois, charbon, fioul), des **échappements des véhicules** à moteurs (trafic routier, bateaux), des processus de **production industrielle** (industrie pétrolière, industrie chimique, industrie du bois et du carton), de **feux de végétaux**/de forêts (dont une partie peut toutefois être naturelle).
- Des **rejets diffus ou accidentels** sont également source de pollution : **fuites de carburants** et autres huiles issues des véhicules à moteurs (voitures ou bateaux), **pertes de fioul par mauvais entretien des cuves** des particuliers, **travaux routiers** (goudrons), usure des pneumatiques (Laboratoire régionale des Ponts et chaussées de Lille, 2004).

Dans l'atmosphère, en France, deux sources majeures de rejets prédominent :

- la combustion de bois et charbon dans les secteurs résidentiels et tertiaire (chauffage urbain et domestique) représente 75% des émissions atmosphériques des principaux HAP (CITEPA, 2006)
- 19% sont attribuables au trafic automobile (surtout diesel)²⁴.

²² Substances prioritaires au sens de la directive 2000/60/CE : polluants ou groupe de polluants présentant un risque significatif pour ou via l'environnement aquatique, pour lesquels les objectifs sont de réduire progressivement les rejets, les émissions et les pertes dans un délai de 20 ans. Les HAP sont inclus dans la liste des 41 substances prioritaires représentant un risque pour les milieux aquatiques, établie et examinée régulièrement par la Commission Européenne.

²³ Substances dangereuses prioritaires : substances ou groupe de substances toxiques, persistantes et bioaccumulables, pour lesquelles les objectifs sont d'arrêter ou de supprimer progressivement les rejets et les pertes, dans un délai de 20 ans.

²⁴ Source : Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique : <http://www.citepa.org/>. Le CITEPA mesure les taux de rejets de 4 HAP (benzo[a]pyrène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène et indeno[1,2,3]pyrène).

Dans les milieux à proximité des infrastructures routières (eau, sol, végétation), les principales sources d'HAP identifiées dans la bibliographie sont :

- l'échappement des véhicules,
- les fuites de carburant (diesel), huiles et autres liquides (freinage)
- les chaussées (Durand, 2003 ; Pagotto, 1999).

D'après le Comité Scientifique de la Toxicité, de l'Ecotoxicité et de l'Environnement (CSTEE, 2003), les émissions automobiles de HAP représentent environ 30 % de la concentration des HAP dans les sédiments (rivières ou lacs) en Europe.

→ Globalement, les principales sources de HAP dans l'environnement sont les suivantes :

- **le chauffage urbain et domestique**
- **les transports (combustion des carburants)**

Ces sources nombreuses et variées sont à l'origine d'une présence assez importante de HAP dans l'environnement. La littérature renseigne en effet la présence de HAP dans les différentes matrices environnementales du globe, jusqu'aux plus isolées : air, sols, milieux aquatiques, organismes des régions polaires ou de haute montagne, à des niveaux de concentrations très variables (Fernandez et al., 2000 ; Grimalt et al., 2004 ; Kannan et al., 2005).

1.2.2. Vecteurs de ces contaminants aux lacs

Les HAP rejetés dans l'atmosphère sont préférentiellement adsorbés²⁵ sur des particules atmosphériques et sont sujets au **transport courte-distance** (émissions depuis les zones urbaines à proximité, selon le sens des vents) et **longue-distance** (émissions hors bassin versant du lac). Ils gagnent les sols, l'eau et la végétation via les dépôts secs et humides des particules, les apports s'intensifiant après de fortes précipitations.

La contamination des milieux aquatiques en HAP se fait essentiellement **par voie hydrique** (lessivage des sols, cf. 1.2.1.1) et **par voie atmosphérique** (dépôts, cf. 1.2.1.2).

a) Apports par voie hydrique (eaux pluviales et affluents)

Dans le cadre de cette étude bibliographique, les rejets d'eaux usées ne sont pas considérés: ils ne concernent pas le lac d'Annecy. Le réseau d'assainissement sur le bassin versant du lac d'Annecy étant très majoritairement séparatif, les eaux pluviales sont en revanche acheminées au lac.

Les eaux de ruissellement, en lessivant les surfaces imperméabilisées du bassin versant (chaussées, zones urbaines), se chargent en contaminants (HAP fixés aux particules provenant de retombées atmosphériques, HAP issus des pertes de liquides : carburants, huiles de moteurs,...). In fine ces eaux sont apportées au lac par le réseau de collecte des eaux pluviales, les affluents, et les eaux de ruissellement des chaussées situées en bordure même du lac.

A titre indicatif, en bassin Rhône-Méditerranée, la **pollution diffuse due au lessivage des voies routières** est la principale origine de la contamination des milieux aquatiques superficiels par les HAP (Comité de bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 2003).

²⁵ Adsorbés = fixés sur la surface des particules

b) Apports atmosphériques

La littérature montre que les HAP ont été et sont encore transportés par l'atmosphère sur de longues distances, affectant les systèmes aquatiques, même les milieux aux bassins versants non anthropisés et les plus éloignés des régions urbanisées (par exemple, lacs de haute altitude, lacs arctiques ; Fernandez et al., 2000 ; Carrera et al., 2001 ; Grimalt et al., 2004 ; Kannan et al., 2005 ; Usenko et al., 2007).

Tous les lacs reçoivent donc des dépôts (secs et humides) de particules atmosphériques, supports d'adsorption des HAP.

Ces retombées ont lieu après transport « **courte distance** », ou après transport « **longue distance** ».

1.2.3. Transfert au sein des compartiments du lac

Une fois en milieu aqueux, les HAP peuvent :

- être volatilisés,
- être dégradés par la lumière ou par voie biologique,
- s'adsorber aux matières en suspension puis sédimenter,
- s'accumuler dans les organismes aquatiques.

La réactivité des HAP dans l'environnement diffère selon la nature des composés. Les composés légers sont plutôt sensibles à la volatilisation et à la biodégradation. Les composés lourds sont principalement éliminés de la colonne d'eau par sédimentation et par oxydation photochimique.

Toutefois les HAP sont majoritairement adsorbés aux matières particulaires et se concentrent **dans les sédiments**, où ils représentent une source latente de pollution.

Des HAP peuvent être relargués par l'activité des organismes aquatiques (bioturbation), et incorporés dans les tissus de ces êtres vivants (bioaccumulation). Toutefois par rapport à d'autres polluants organiques persistants (ex : PCB), le phénomène de bioamplification (augmentation de l'imprégnation avec le niveau trophique) est faible pour les HAP (Vives et al., 2002 ; Roche et al., 2003).

1.2.4. Exposition humaine

L'homme est exposé aux HAP par différentes voies. Pour les non-fumeurs la principale voie d'exposition est la consommation de denrées alimentaires ; chez les fumeurs, la contribution du tabagisme peut être importante.

Les denrées alimentaires peuvent être contaminées à partir de **sources environnementales**, ou de leur **transformation industrielle** ou via certains **modes de cuisson** (aliments grillés au charbon de bois, poissons fumés...). Les procédés de fumaison, de chauffage et de séchage permettent en effet aux produits de combustion d'entrer en contact direct avec l'aliment. Les deux catégories de denrées contribuant le plus fortement à l'exposition alimentaire sont les céréales et les produits à base de céréales, ainsi que les produits de la mer et dérivés (European Food Safety Authority, 2008).

2. Niveau de contamination en HAP des sédiments du lac d'Annecy

2.1. Données disponibles pour le lac d'Annecy

Lors de la campagne d'échantillonnage des sédiments de surface réalisée par le SILA en avril 2008²⁶ (cf. partie PCB), les HAP ont aussi été analysés. Les analyses ont porté sur les 16 HAP prioritaires. Les concentrations correspondantes sont résumées dans le tableau 5.

Le détail des 7 prélèvements, composé par composé (16 HAP), est indiqué en **annexe 4** de ce rapport.

Tableau 5 : Concentrations en HAP des sédiments de surface (0-5 cm) du Lac d'Annecy (moyennes des mesures réalisées sur 7 points du lac en avril 2008).

	[HAP]sédiments de surface (en µg/Kg MS)	
	Moyenne Petit Lac	Moyenne Grand Lac
Benzo(a)pyrène	26 ± 3	73 ± 24
Dibenzo(a,h)anthracène	<10	<10
Acénaphthylène	<10	<10
Acénaphène	<10	<10
Fluoranthène	25 ± 20	94 ± 60
Benzo(b)fluoranthène	<10	130 ± 34
Benzo(k)fluoranthène	16 ± 1	45 ± 11
Benzo(g,h,i)pérylène	50 ± 6	86 ± 57
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	27 ± 3	89 ± 57
Anthracène	<10	<10
Chrysène	31 ± 1	83 ± 26
Fluorène	<10	<10
Naphtalène	<10	<10
Pyrène	13 ± 7	94 ± 27
Phénanthrène	<10	53 ± 15
Benzo(a)anthracène	17 ± 0	47 ± 17
Σ16[HAP]	246 ± 29	827 ± 257

²⁶ Campagne d'analyses menée en avril 2008 sur les sédiments de surface (5 premiers cm environ) prélevés à la benne Eckmann sur 7 points du lac à des profondeurs variées (-68 à -34 m) (SILA, 2008).

Par ailleurs, lors de l'inventaire exceptionnel de 2005 sur les substances dangereuses (Agence de l'eau), une analyse des HAP dans les sédiments de surface avait été menée sur un point au centre du Grand Lac.

6 HAP avaient été quantifiés (tableau 6), les autres composés de cette famille étant en-deçà des limites de quantification.

Tableau 6 : Concentrations en HAP de sédiments de surface du lac d'Annecy, mesurées le 25/09/05 sur un échantillon au centre du Grand Lac d'Annecy (Agence de l'eau RMC, inventaire exceptionnel sur les substances dangereuses).

Composé	Concentration (µg/Kg MS)
Benzo(a)pyrène	112
Benzo(b)fluoranthène	211
Benzo(k)fluoranthène	105
Benzo(g,h,i)pérylène	123
Fluoranthène	250
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	125

Les échantillonnages réalisés sur ces deux campagnes permettent de renseigner l'**ordre de grandeur** de la contamination. Toutefois, en l'absence de prélèvement par carotte sédimentaire, une comparaison spatio-temporelle fine et la détermination de facteurs explicatifs sont délicates.

Des **fluctuations inter-sites et inter-campagnes** sont observées, liées notamment à la **méthode de prélèvement** (une benne échantillonne environ 5cm de sédiments, mais cette épaisseur peut varier de quelques centimètres selon les zones, et donc intégrer une période temporelle différente).

Lors de la campagne 2008, l'écart entre les concentrations des sédiments du Petit Lac et du Grand Lac peut trouver son explication dans la **différence de vitesse de sédimentation** entre les deux bassins : plus élevée dans le Petit Lac (de l'ordre de 3mm/an contre 2 mm/an pour le Grand Lac), elle entraîne un effet de **dilution** des concentrations de polluants dans le sédiment (par un apport de solides non contaminés).

La **teneur en carbone organique** des sédiments, qui varie selon les sites, peut aussi amener à des écarts de concentration en HAP. La capacité de sorption des polluants hydrophobes est plus forte lorsque la teneur en Carbone organique augmente. Toutefois sur les 7 points de prélèvements de 2008, les teneurs en Carbone organique sont homogènes (1.97 ± 0.17 %).

2.2. Valeurs de référence disponibles

Aucune norme réglementaire n'existe permettant de qualifier le niveau de qualité des sédiments vis-à-vis des HAP. Des valeurs guides françaises et internationales peuvent servir de référentiel à titre indicatif, bien que les facteurs limitant les comparaisons avec ces valeurs soient nombreux (propriétés des composés, spécificité des milieux, des habitats...).

2.2.1. Valeurs-guides françaises et européennes

a) Classes de qualité du SEQ-Eau version 2

Pour les HAP, le SEQ-Eau ne donne pas de seuil concernant l'aptitude de l'eau aux usages, mais il indique des valeurs seuils vis-à-vis de l'aptitude à la biologie (tableau 7 page suivante).

Tableau 7 : Valeurs seuils du SEQ-Eau version 2 pour les HAP sur sédiments, concernant l'aptitude à la biologie.

Concentration en HAP ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Classe de qualité			
	Très bonne	Bonne	moyenne	médiocre
Benzo(a)pyrène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	0,5	5	750	
Dibenzo(a,h)anthracène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	0,5	5	750	
HAP somme(2) ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	0,5	5	750	
Acénaphthène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Acénaphthylène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Anthracène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Benzo(a)anthracène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Benzo(b)fluoranthène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Benzo(ghi)pérylène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Benzo(k)fluoranthène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Chrysène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Fluoranthène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Fluorène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Indéno(1,2,3-cd)pyrène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Naphtalène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Phénanthrène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
Pyrène ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	
HAP somme(14) ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	5	50	7500	

**b) Valeurs-seuils provisoires 2005-2007 pour l'évaluation de l'état chimique des eaux :
Substances prioritaires dans les sédiments**

La directive fille 2008/105/CE de la DCE concernant le bon état chimique des eaux (cours d'eau et plan d'eau) a été adoptée en 2008, et cite la possibilité d'un suivi des HAP dans les sédiments sur la volonté des Etats membres de la Commission Européenne, sans détailler de protocole standard ou de valeur de référence.

Toutefois en 2005, la circulaire 2005/12²⁷ avait proposé des valeurs seuils provisoires, indiquant le « non-respect du bon état chimique si les concentrations dans les sédiments étaient supérieures à ces valeurs ».

Bien que cette directive ait été abrogée par la circulaire du 7 mai 2007 et la directive 2008/15/CE et que ces valeurs n'aient pas été reprises, les valeurs proposées sont présentées dans le tableau 8 pour indication.

²⁷ Circulaire 2005/12 relative à la définition du « bon état » et à la constitution des référentiels pour les eaux douces de surface (cours d'eau, plans d'eau), en application de la directive européenne 2000/60/DCE du 23 octobre 2000, ainsi qu'à la démarche à adopter pendant la phase transitoire (2005-2007). MEDD, 2005.

Tableau 8 : Proposition de Normes de Qualité Environnementale provisoires issues de la directive 2005/12/CE pour les HAP sur sédiments.

HAP	Origine du seuil	Valeur-seuil sur sédiment (µg/kg)**
BENZO (a)PYRENE	A	7600
BENZO (b)FLUORANTHENE	A	170
BENZO(g, h, i)PERYLENE	NP	140
BENZO(k)FLUORANTHENE	NP	14
INDENO(1,2,3-cd)PYRENE	NP	560
Anthracène	A	34
Fluoranthène	NP	83

** : La valeur seuil dans les sédiments est calculée à partir de la valeur seuil dans l'eau selon : $[VSsed] = [VSeau] \times (0,696 + 0,022 Koc)$: les chiffres ont été arrondis. Koc : coefficient de partage avec le carbone organique du sol
A : valeurs de l'arrêté du 20 avril 2005.

NP : valeurs du « non paper » de juin 2004 élaboré par la Commission européenne

c) Recommandations du SDAGE Rhône-Méditerranée

Le projet de nouveau Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) du bassin Rhône-Méditerranée sera validé en décembre 2009 pour la période 2010-2015. Il formule des dispositions en vue d'atteindre l'objectif de « bon état » des eaux en 2015 (DCE) concernant les substances dangereuses (amélioration de la connaissance sur les secteurs considérés à risque, réduire les rejets industriels, gestion des sédiments contaminés).

Les HAP font partie des substances dangereuses ; toutefois, il est indiqué que la contamination des milieux aquatiques superficiels par les HAP est quasi-générale sur le bassin Rhône-Méditerranée. Ainsi, la réalisation des objectifs d'atteinte du bon état chimique « est compromise pour les eaux superficielles par le fait qu'il n'existe pas de mesures pour réduire les émissions de manière efficace et suffisamment rapide. L'objectif de non dégradation, voire de l'amélioration, de l'état actuel des milieux aquatiques est néanmoins réaffirmé » (Comité de bassin Rhône-Méditerranée, Septembre 2009).

2.2.2. Recommandations de qualité de sédiment retenues en Amérique du Nord pour la protection de la vie aquatique

Le travail bibliographique d'Allen Burton (2002) synthétise les valeurs les plus basses retenues à travers le monde, à partir desquelles un effet toxicologique a pu être détecté (valeur-guide **ERL**, Effect Range Low) et les valeurs seuil en deçà duquel aucun effet écotoxicologique n'a été détecté (valeur-guide **TEL**, Treshold Effect Level).

De plus, Edder et al., 2008, exposent les recommandations canadiennes de qualité de sédiment pour la protection de la vie aquatique (**ISQG** : Interim freshwater Sediment Quality Guidelines). Ces valeurs-guides sont présentées dans le Tableau 9.

Tableau 9 : Valeurs-guides de qualité de sédiment retenues en Amérique du Nord pour la protection de la vie aquatique.

Concentrations en HAP (µg/Kg MS)	Recommandations canadiennes (ISQG)	TEL (Allen Burton, 2002)	ERL (Allen Burton, 2002)
Acénaphthylène	5,8	10	40
Acénaphthène	6,7	10	20
Fluoranthène	111	110	600
Benzo(b)fluoranthène	-	70	320
Benzo(k)fluoranthène	-	60	280
Benzo(a)pyrène	31,9	90	430
Anthracène	46,9	50	90
Chrysène	57,1	110	380
Dibenzo(a,h)anthracène	6,2	-	-
Fluorène	21,2	20	20
Naphtalène	34,6	30	160
Pyrène	53	150	660
Phénanthrène	41,9	90	240
Benzo(a)anthracène	31,7	70	260
∑16HAP totaux	-	870	3500

Toutefois, ces recommandations sont à considérer avec précaution, étant donné la **multiplicité des paramètres en jeu** : hydrodynamique du système considéré, biodisponibilité des sédiments (elle-même influencée par la nature de la matière organique, les gradients rédox, le pH,...), dynamique sédimentaire (dépôt, resuspension), temps de contact de l'organisme avec les contaminants, la bioturbation, acclimatation des organismes, ...

Ainsi ces valeurs-guides sont données **à titre indicatif** : une approche de diagnostic de la contamination des organismes aquatiques doit intégrer des descripteurs complémentaires (qualité de l'eau, des habitats, paramètres physico-chimiques « classiques », structure des communautés biologiques, caractéristiques toxicologiques des composés considérés, interactions entre les différents polluants,...), et certains sont encore difficiles à appréhender.

2.2.3. Valeurs-guides retenues

Les recommandations listées ci-dessus sont soumises aux limites d'interprétation évoquées, et sont donc à considérer à titre indicatif. Pour les comparaisons des valeurs en HAP dans les sédiments du lac d'Annecy, on retiendra les référentiels suivants :

- Les valeurs de référence du SEQ-Eau version 2 (tableau 7 p.31)
- Les valeurs-guides nord-américaines : seuils de référence écotoxicologique ERL (valeurs-guides les plus basses à partir desquelles un effet écotoxicologique a pu être détecté, tableau 9).

2.3. Situation des sédiments de surface du lac d'Annecy

D'après le référentiel SEQ-Eau, les sédiments du lac d'Annecy sont de qualité **moyenne** pour les 2 lacs vis-à-vis de la biologie (tableau 10).

Les concentrations se situent dans les **valeurs basses de la classe de qualité moyenne**. L'amplitude des valeurs incluses dans cette classe de qualité (voir tableau 7 p.31) amène à un niveau de précision limité.

Tableau 10 : Concentrations en HAP des sédiments de surface (0-5 cm) du Lac d'Annecy (moyennes des mesures réalisées en avril 2008 sur 2 points du petit lac et 5 points du Grand Lac) et comparaison aux seuils de référence SEQ-Eau.

[HAP] des sédiments de surface (en µg/Kg MS)	Moyenne Petit Lac	Classe de qualité SEQ-Eau "Aptitude biologie" Petit Lac	Moyenne Grand Lac	Classe de qualité SEQ-Eau "Aptitude biologie" Grand Lac
Benzo(a)pyrène	26 ± 3	moyenne	73 ± 24	moyenne
Dibenzo(a,h)anthracène	<10	moyenne ou bonne ou très bonne	<10	moyenne ou bonne ou très bonne
Somme des 2	31	moyenne	78	moyenne
Acénaphthylène	<10	bonne ou très bonne	<10	bonne ou très bonne
Acénaphthène	<10	bonne ou très bonne	<10	bonne ou très bonne
Fluoranthène	25 ± 20	bonne	94 ± 60	moyenne
Benzo(b)fluoranthène	<10	bonne ou très bonne	130 ± 34	moyenne
Benzo(k)fluoranthène	16 ± 1	bonne	45 ± 11	bonne
Benzo(g,h,i)pérylène	50 ± 6	bonne	86 ± 57	moyenne
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	27 ± 3	bonne	89 ± 57	moyenne
Anthracène	<10	bonne ou très bonne	7 ± 3	bonne ou très bonne
Chrysène	31 ± 1	bonne	83 ± 26	moyenne
Fluorène	<10	bonne ou très bonne	<10	bonne ou très bonne
Naphtalène	<10	bonne ou très bonne	<10	bonne ou très bonne
Pyrène	13 ± 7	bonne	94 ± 27	moyenne
Phenantrène	<10	bonne ou très bonne	53 ± 15	moyenne
Benzo(a)anthracène	17 ± 0	bonne	47 ± 17	bonne
Somme des 14	214	bonne	748	moyenne
Σ16[HAP]	246 ± 29		827 ± 257	

Une nouvelle fois, un **écart des niveaux de contamination entre le Grand Lac et le Petit Lac** est observé : sur le Petit Lac, 14 des 16 HAP prioritaires présentent des concentrations correspondant à une qualité bonne à très bonne pour ces paramètres du SEQ-Eau. Toutefois la classe de qualité étant donnée par le paramètre le plus déclassant, les sédiments du Petit Lac sont classés de qualité moyenne par ce référentiel.

Sur le Grand Lac, les concentrations plus fortes se traduisent par des sédiments classés en qualité moyenne pour un plus grand nombre de composés.

Différentes hypothèses peuvent être formulées pour expliquer l'écart entre les niveaux de contamination du Grand et du Petit Lac : variations liées à la **méthode de prélèvement**, à des **apports d'intensité différente**, à des **vitesse de sédimentation différentes**²⁸...

Sur la base des données disponibles, il n'est pas possible de discriminer leur importance relative.

Par ailleurs, toutes les concentrations mesurées aux 7 points de prélèvements sont inférieures aux seuils de référence écotoxicologiques ERL (valeurs-guides les plus basses à partir desquelles un effet écotoxicologique a pu être détecté).

2.4. Niveaux de contamination des sédiments superficiels d'autres lacs

2.4.1. Choix des critères de comparaison

La littérature est très riche concernant les analyses de HAP dans les sédiments de lacs d'altitude isolés ou de lacs urbanisés mais les **méthodologies d'analyse** sont très variables (épaisseur de sédiment prélevée, nombre de composés analysés, et quels composés) ainsi que les **modes d'expressions des résultats** (en concentration par composé, en concentration totale sommée, en concentration totale extrapolée, en flux massique de HAP par surface et par temps,...).

Les valeurs de concentrations de HAP présentées dans ce rapport ont donc été sélectionnées parmi les études utilisant des méthodes analytiques et des regroupements de composés similaires.

Les valeurs retenues se rapportent à des **sédiments de surface** (0 à 5 cm), aux **16 HAP** recommandés à la fois par l'Agence pour la Protection de l'Environnement des USA (US EPA) et l'Organisation Mondiale de la Santé - le cas échéant, ils se rapportent à des analyses s'en approchant en termes de nombre et de nature des composés.

2.4.2. Données de la littérature

Etendue de la contamination des sédiments des eaux de surface du bassin Rhône-Méditerranée

Le comité de bassin Rhône-Méditerranée indique dans son projet de SDAGE 2010-2015 une pollution quasi-générale aux HAP dans les sédiments des milieux aquatiques (cours d'eau, plans d'eau).

²⁸ La teneur en carbone organique (Corg) des sédiments, qui varie selon les sites, peut aussi amener à des écarts de concentration en HAP. La capacité de sorption des polluants hydrophobes est plus forte lorsque la teneur en Corg augmente. Toutefois sur les 7 points de prélèvements de 2008, les teneurs en Corg sont homogènes (1.97 ±0.17 %).

Sédiments de lacs isolés de plaine, d'altitude ou arctiques (cf. annexe 5)

Les sédiments des lacs isolés de plaine, d'altitude ou arctiques aux bassins versants exempts de toute anthropisation représentent des systèmes idéaux pour enregistrer les apports atmosphériques en HAP dans ces régions, et illustrer le phénomène de **transport atmosphérique longue distance**.

Malgré les différences de concentrations entre les différents lacs isolés, les distributions de HAP sont souvent similaires et ubiquitaires entre les différents lacs isolés : les composés dominants sont les composés réfractaires à la photo-oxydation et à la dégradation chimique, provenant de sources de combustion (Sanders et al., 1993 ; Fernandez et al., 1999, 2000 ; Simcik et al., 1996).

Les sédiments de surface des petits lacs isolés d'altitude (Pyrénées, Alpes) présentent des **gammes de concentrations en HAP de 180 à 1000 µg/kg MS**, et dans les Carpates (Massif des Tatras, Slovaquie) celles-ci atteignent 12000 à 18000 µg/kg MS (Fernandez et al. 1999 ; 2000 ; Grimalt et al., 2004) dans le premier centimètre.

D'autres lacs isolés de plaine (Ecosse : Rose et al., 2002) ou arctiques (Norvège : Fernandez et al. 1999) présentent des **gammes de concentrations en HAP de 260 à 800 µg/kg MS**. Un point est enregistré à 2900 µg/kg dans un lac irlandais (Fernandez et al., 1999), cette valeur est à relier à un taux en carbone organique cinq fois plus élevé que les taux communément enregistrés dans les lacs isolés.

Les valeurs de quelques centaines de µg/kg sont caractéristiques de lacs isolés aux bassins versants non anthropisés.

La dispersion des concentrations observée est à relier aux contextes régionaux différents. Par ailleurs, en raison des vitesses de sédimentation très faible dans ces lacs isolés, une épaisseur d'1 cm intègre une période temporelle bien plus longue que la même épaisseur dans un lac urbanisé. De plus, on observe une répartition spécifique des composés dans les lacs d'altitude, en comparaison des lacs de plaine (Fernandez et al., 1999 ; Grimalt et al., 2004).

Concernant ces lacs, la bibliographie est également très riche sur les enregistrements historiques des concentrations de HAP dans les sédiments : ces derniers présentent l'avantage de ne pas avoir subi de remaniement, ainsi l'analyse des carottes apporte des informations sur les apports atmosphériques de HAP au cours du temps.

Sédiments de lacs urbanisés (Annexe 5)

Les concentrations enregistrées dans les sédiments des lacs urbanisés (cf. annexe 5) peuvent refléter et des apports atmosphériques **et** des apports par des sources locales.

Les grands lacs alpins du Bourget et du Léman présentent en pleine eau des concentrations dans les sédiments **entre 220 et 760 µg/kg MS** (Jung et al., 2007; Edder et al., 2008).

Toutefois des fluctuations inter-stations au sein de ces lacs sont observées, avec des **concentrations plus fortes dans les ports et dans les zones proches des rives** sous l'influence des apports des routes et des agglomérations (valeurs de **1000 à quelques milliers de µg/kg**, caractéristiques des zones sous influence urbaine ou industrielle).

2.4.3. Discussion sur les zones proches des rives

Sur le lac d'Annecy, les concentrations mesurées sur un point de prélèvement lors de la campagne 2008, soulève la question de la part des apports des rives en HAP.

En effet, les concentrations les plus fortes ont été observées pour l'un des 7 points d'échantillonnage, qui se situe le plus près de la rive Est (à -34 m) face à Veyrier-du-Lac (résultats du point « F » indiqués en annexe 4). Ce point présente systématiquement les concentrations en HAP les plus fortes, pour tous les composés ($\Sigma 16\text{HAP} = 1292 \mu\text{g/kg MS}$). Cet écart de concentration n'est pas relevé pour le point C qui est situé le plus près de la rive Ouest, face à Saint-Jorioz. Sur la base des données disponibles, il n'est pas possible de favoriser une hypothèse plus qu'une autre pour expliquer ces variations ; un seul point à proximité des rives ne suffit pas.

Par ailleurs, Naffrechoux et al. ont montré en 1999 que le lessivage d'eaux de ruissellement de chaussée peut constituer un apport important dans les sédiments des fossés adjacents.

Dans cette étude, des sédiments de fossés de la route RD 1508, avant arrivée dans l'Eau Morte, présentaient des concentrations moyennes de $800 \mu\text{g/kg MS}$ pour la somme des 16 HAP prioritaires. Dans les sédiments de l'Eau Morte (au niveau de l'exutoire), la concentration enregistrée était de $186 \mu\text{g/kg MS}$ (cette teneur plus faible pouvant être attribuée au mélange de Matières en Suspension de différentes origines, dans l'eau du cours d'eau).

Toutefois, on ne peut pas quantifier le lien entre les apports par un affluent du lac et l'archivage dans les sédiments étant donné la multiplicité des processus intervenant (volatilisation, dégradation photochimique et biologique,...).

2.4.4. Conclusion sur les niveaux de concentrations en HAP du lac d'Annecy

Les recherches bibliographiques montrent que globalement, les concentrations en HAP mesurées dans les sédiments du lac d'Annecy sont **de l'ordre de grandeur de celles :**

- **des lacs d'altitude,**
- **mais aussi des points de prélèvements situés au centre des lacs dont le bassin versant est urbanisé.**

Sur le lac d'Annecy, des **variations spatiales et temporelles des concentrations** sont observées.

Ces **écarts des niveaux de contamination** entre le Grand Lac et le Petit Lac, ainsi qu'entre les zones centrales du lac ou celles proches des rives, pourraient être expliqués par **différentes hypothèses** : variations liées au **mode de prélèvement**, à des **apports d'intensité différente** (ex : les sédiments proches des berges peuvent recevoir les apports concentrés des eaux pluviales), à des **vitesse de sédimentation différentes**... Sur la base des données disponibles, il n'est pas possible de discriminer leur importance relative.

Ainsi, les échantillonnages réalisés sur le lac d'Annecy ont permis de donner un **ordre de grandeur** de la contamination, mais concernant les sédiments proches des berges, les données ne sont pas suffisantes pour pouvoir mener une approche d'évaluation des zones majeures d'apport, ou discriminer précisément les sources.

2.5. Sources potentielles de HAP sur le bassin versant du lac d'Annecy

Actuellement il n'existe pas de données sur les sources de HAP sur le bassin versant du lac, ni sur les flux. Dans une première approche, en vue de déterminer les principaux types d'apports de HAP, on peut d'une part pointer les sources potentielles de HAP sur le bassin versant, et d'autre part étudier la composition des sédiments en HAP.

a) Sources et vecteurs potentiels au sein du bassin versant

Pollution chronique

Les rives du lac sont longées par deux **axes routiers** fortement empruntés (la RD 1508 : Annecy-Duingt-Doussard et la RD 909 : Annecy-le-Vieux-Veyrier-Doussard), sources de pollutions chroniques et accidentelles en HAP.

En plus de ces eaux de ruissellement de chaussée de bord de lac, ce dernier reçoit également les apports des **eaux pluviales** lessivant les surfaces imperméabilisées du bassin versant.

En outre, le lac accueille des **activités nautiques motorisées** qui constituent un apport potentiel en HAP.

Une identification des risques potentiels de pollution chronique et accidentelle du Grand Lac a été conduite en 1999 par la Ville d'Annecy **pour la production d'eau potable**. Les niveaux de risque les plus forts sont attribués :

- aux « **eaux pluviales** » pour la pollution urbaine et routière chronique,
- à la « **circulation routière (et navigation)** » et, dans une moindre mesure, aux « **stockages d'hydrocarbures** » pour la pollution chronique et accidentelle.

Une attention particulière doit donc être portée vis-à-vis des **eaux pluviales**, du **lessivage des routes et surfaces urbaines imperméabilisées** du bassin versant, et à un degré moindre, vis-à-vis des **bateaux à moteurs**. Or **il n'existe actuellement pas de données sur les flux de HAP** liés à ces sources pour le lac d'Annecy.

Pollution accidentelle

En plus des 2 axes routiers précédemment cités, l'étude évoque les risques accidentels liés au trafic de poids lourds **transportant des matières dangereuses**, non réglementé sur certains tronçons du bassin versant (agglomération d'Annecy).

Par ailleurs, concernant le **stockage de fioul des particuliers** (cuves à fioul de capacité le plus souvent inférieure à 5 m³), l'étude réalisée par la Ville d'Annecy indiquait en 1999 que « les cuves à fioul, de par leur nombre très élevé constituent une source de pollution très probable, en cas d'accident de remplissage ou de fuites ». Il y a une dizaine d'années, un ou deux cas de pollution de ce type étaient enregistrés chaque année sur les pourtours du lac. L'étude conclue néanmoins que l'impact de telles pollutions issues des cuves des particuliers est « réduit, du fait des faibles volumes mis en jeu ».

Afin de collecter les données actuelles recensées des pollutions aux hydrocarbures sur le bassin versant (**fuites ou non-entretien des cuves de fioul des particuliers, accidents routiers, accidents/fuites de bateaux...**), un contact a été engagé avec le Service Départemental d'Incendie et de Secours de la Haute-Savoie. Les éléments de cette enquête seront intégrés à l'étude une fois connus.

b) Analyse de la composition des sédiments en HAP

Afin d'obtenir des informations sur les sources potentielles de HAP retrouvées dans les sédiments du lac, la composition en type de HAP a été étudiée, en se basant sur l'importance relative de certains composés caractéristiques. **La question était notamment de savoir si la part des HAP apportée par les bateaux à moteurs pouvait être distinguée de celle du trafic routier.**

Principe de la détermination des sources de HAP :

La littérature recense différentes techniques visant à identifier les sources des HAP retrouvés dans les sédiments des lacs, en se basant sur la présence ou l'importance relative de certains **composés caractéristiques** (ratios de HAP).

Trois catégories de sources sont fréquemment considérées par les auteurs : les processus d'origine « **biologique** », les processus de combustion incomplète (origine « **pyrolytique** ») et les fuites d'huiles, pétrole, carburants et autres liquides (origine « **pétrolière** »).

Toutefois, au vu de la **signature mixte** observée dans les matrices environnementales en milieu urbain (combustion de carburants et fuites de liquides), l'identification des sources à partir de ces composés caractéristiques est plutôt limitée (Jung, 2009).

De plus, cette approche demande de faire l'hypothèse que le ratio de HAP considéré est le même entre la source d'émission et le milieu récepteur. Cependant les HAP ne se dégradent pas tous à des vitesses similaires et ne subissent pas les mêmes processus de répartition (Jung, 2009). De plus, les altérations chimiques et biologiques des HAP peuvent causer des difficultés considérables dans la détermination des origines de ces contaminants dans l'environnement. Les échantillons analysés peuvent présenter des compositions en composés très différentes de celles des sources originelles (MacKay & Hickie, 2000 ; Kim et al., 2008).

Par ailleurs, l'étude de l'**impact des bateaux à moteurs** sur la qualité d'hydrosystèmes est **très peu renseignée** dans la littérature ; sur les 160 publications scientifiques recueillies, seules 4 d'entre elles portaient sur le sujet (Mastran, 1994 ; Secco et al., 2005 ; Lin et al., 2006 ; Kim et al., 2008). Si l'émission de HAP dans les eaux et dans les sédiments est avérée, il n'y a en revanche **pas de distinction possible entre la part des apports des bateaux à moteurs de celle des véhicules** : les composés caractéristiques sont similaires.

Théoriquement, il est seulement possible de distinguer si la pollution provient majoritairement de processus de **combustion incomplète** (bois, charbon, carburants) **ou de pertes d'huiles/carburant/fioul**.

Mastran et al. en 1994, ont par exemple montré que sur un réservoir américain accueillant des activités nautiques motorisées, les profils de HAP dans les échantillons de sédiments sont plutôt représentatifs de phénomènes de combustion.

De plus, les mesures de HAP dans les sédiments des zones de forte activité nautique motorisée (marinas, ports ; Mastran et al., 1994 ; Secco et al., 2005) amènent à des déductions limitées. En effet, ces zones sont souvent situées à proximité des voies routières et de zones imperméabilisées (parkings, voie d'accès) et reçoivent donc les HAP provenant des émissions urbaines, par les eaux de lessivages de chaussée.

Applications aux analyses des sédiments de surface du lac d'Annecy :

Malgré les limites énoncées ci-dessus, l'usage de certains ratios dans la détermination des sources de HAP est toutefois fréquemment cité dans la littérature (Dörr et al., 1996 ; Budzinski et al., 1997 ; Yang et al., 1998 ; Yunker et al., 2002 ; Rocher 2003 ; Jung, 2009).

Nous avons donc tout de même effectué cet exercice à partir des résultats d'analyse des HAP dans les sédiments de surface du lac d'Annecy (campagne 2008, 7 échantillons prélevés).

Les ratios retenus dans la présente analyse sont ceux cités le plus fréquemment dans la littérature pour différencier les sources pétrolières des sources pyrolytiques (principes décrits par Jung S., 2009) :

- HAP légers/HAP lourds²⁹
- Phénantrène/Anthracène ;
- Anthracène/(Anthracène + Phénantrène) ;
- Fluoranthène/Pyrène ; Fluoranthène/(Fluoranthène + Pyrène) ;
- Benzo(a)anthracène/ (Benzo(a)anthracène+Chrysène)
- Indéno(123)pyrène/ (Indéno(123)pyrène + Benzo(ghi)pérylène)

Résultats :

Les niveaux de concentrations dans les sédiments du lac sont parfois inférieurs aux limites de quantification du laboratoire, ce qui empêche de réaliser les calculs. **Lorsque les calculs ont été possibles**, ils renseignent des **origines mixtes** (combustions incomplètes + fuites), soit des origines pyrolytiques (combustions incomplètes). Ces résultats sont à considérer avec toutes les réserves énoncées dans les paragraphes ci-dessus.

Ainsi, à l'issue de cette recherche, aucune réponse ne peut être apportée concernant la part relative des apports de HAP au lac d'Annecy par les bateaux à moteurs ou par le trafic routier.

2.6. Etudes en cours concernant les HAP dans les sédiments du lac d'Annecy

Programme Iper-retro

Au printemps 2010, des données complémentaires seront disponibles concernant les concentrations de HAP dans les sédiments du lac d'Annecy (programme Iper-retro de l'Université de Savoie et de l'INRA, cf. partie PCB).

Des prélèvements de **carottes sédimentaires** ont été réalisés en février 2009 dans le lac. Leur analyse par l'Université de Savoie permettra de **retracer les concentrations historiques en micropolluants** (dont les PCB et les HAP), et de comparer les profils de concentrations avec les enregistrements sédimentaires existants sur de nombreux autres lacs (lacs d'altitude isolés, lacs de plaine urbanisés, lac du Bourget...).

Analyses micropolluants dans les sédiments des roselières du lac

Des informations seront apportées prochainement (second semestre 2009) sur les spécificités des ceintures littorales (roselières), dans la répartition des micropolluants, dont les PCB et les HAP (maîtrise d'ouvrage SILA, étude incluse au suivi des roselières et des habitats littoraux).

²⁹ Les HAP *légers* sont composés de 2 à 3 cycles aromatiques (faible poids moléculaire), et les HAP *lourds* sont composés de 4 à 6 cycles (haut poids moléculaire).

3. Niveau de contamination en HAP de l'eau du lac d'Annecy

3.1. Données disponibles sur le lac d'Annecy

Dans l'eau du lac à destination de l'alimentation en eau potable (eau brute avant filtration), les services sanitaires effectuent une surveillance de la présence des **6 HAP prioritaires** retenus par la réglementation française et par le référentiel SEQ-Eau version 2 : Benzo(a)pyrène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(g,h,i)pérylène, Benzo(k)fluoranthène, Indéno(1,2,3-cd)pyrène, Fluoranthène.

Des prélèvements sont réalisés par la DDASS 74 tous les 2 mois aux pompages de la Puya, la Tour, Talloires, Veyrier du Lac, Saint-Jorioz, Menthon-Saint-Bernard.

Pour tous les pompages d'eau du lac d'Annecy, pour les années 1998 à 2008, **les résultats d'analyse concernant les HAP sont inférieurs aux seuils de quantification** (< 0,005 µg/L depuis 2001).

Par ailleurs, une analyse des HAP sur l'eau brute du lac avait été menée sur un échantillon d'eau brute lors de l'inventaire exceptionnel de 2005 sur les substances dangereuses. Les valeurs étaient toutes inférieures aux limites de quantification disponibles pour cette étude.

3.2. Données réglementaires ou valeurs-guides sur les HAP dans l'eau

3.2.1. Evaluation de l'état chimique des eaux : Dispositions découlant de la DCE

Au sens de la Directive Cadre sur l'Eau³⁰, le bon état chimique pour une masse d'eau est obtenu lorsque les concentrations en micropolluants n'excèdent pas les normes de qualité environnementale (NQE) imposées par la directive fille n°2008/105/CE du 16 décembre 2008. Lorsque les NQE sont dépassées pour une ou plusieurs substances, il s'agit de chercher à déterminer la cause de la pollution et d'agir à la source en diminuant les apports.

Concernant les HAP, des NQE sont fixées pour 8 composés (tableau 11), dont 6 sont surveillés sur le lac d'Annecy par la DDASS.

Tableau 11 : Normes de Qualité Environnementale de la directive 2008/105/CE concernant les HAP dans les eaux de surface, en µg/L (en gras : les composés surveillés par la DDASS dans le lac d'Annecy).

Substance	Valeur moyenne annuelle (µg/L)	Concentration maximale admissible (µg/L)
Benzo(a)Pyrène	0,05	0,1
Somme Benzo(b)Fluoranthène + Benzo(k)Fluoranthène	0,03	-
Somme Benzo(ghi)Pérylène + Indéno(123cd)Pyrène	0,002	-
Fluoranthène	0,1	1
Anthracène	0,1	0,4
Naphtalène	2,4	-

³⁰ Objectif : Atteindre le bon état écologique des masses d'eau d'ici 2015 dans les Etats membres

Les NQE étant relatives à des moyennes annuelles, on se basera pour les comparaisons, sur les données transmises par la DDASS : les analyses sont réalisées régulièrement (tous les 2 mois).

Toutefois **sur le bassin Rhône-Méditerranée**, l'outil de mise en œuvre de la DCE, le SDAGE 2010-2015³¹, indique que « la contamination des milieux aquatiques superficiels par les HAP est quasi-générale », et que la réalisation des objectifs d'atteinte du bon état chimique « est compromise pour les eaux superficielles par le fait qu'il n'existe pas de mesures pour réduire les émissions de manière efficace et suffisamment rapide. L'objectif de non dégradation, voire de l'amélioration, de l'état actuel des milieux aquatiques est néanmoins réaffirmé » (Comité de bassin Rhône-Méditerranée, Septembre 2009).

NB : Ces NQE concernant les HAP sont reprises dans le guide technique d'évaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole (MEEDDAT, 2009), qui constituera le nouveau référentiel d'évaluation de qualité des eaux, après signature d'un arrêté ministériel à l'automne 2009. Pour l'état chimique, deux classes de qualité sont distinguées : bon ou mauvais état.

3.2.2. Réglementation française relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine

Dans l'arrêté du 11 janvier 2007³², 3 annexes fixent des limites de qualité pour les HAP dans les eaux destinées à la consommation humaine.

Dans l'annexe 1 les limites de qualité sont:

- pour la **somme de 4 composés** (benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[ghi]pérylène, indéno[1,2,3-cd] pyrène) : **0,1 µg/L**,
- pour le **benzo(a)pyrène** : **0,01 µg/l**

L'annexe 2³³ prend en considération une liste de **6 HAP** prioritaires : fluoranthène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[a]pyrène, benzo[g,h,i]pérylène et indéno[1,2,3-cd]pyrène, représentatifs des diverses propriétés physicochimiques. La limite de qualité est de **1 µg/L** pour la **somme de ces 6 composés**.

L'annexe 3³⁴ indique pour une eau de catégorie A1³⁵, que la limite est fixée à **0,2 µg/L** pour la somme des 6 composés précités.

³¹ Schéma Directeur d' Aménagement et de Gestion des Eaux 2010-2015, en version projet qui sera validée en décembre 2009

³² Arrêté relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique

³³ Annexe 2 : Limites de qualité des eaux brutes de toute origine utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux de source conditionnées

³⁴ Limites de qualité des eaux douces superficielles utilisées pour la production d'eau destinée à la consommation humaine à l'exclusion des eaux de source conditionnées

³⁵ Catégorie A1 : eau ne nécessitant que traitement simple et désinfection, par exemple : filtration rapide et désinfection. Ces obligations de traitement minimal sont fixées par la directive européenne 75.440/CEE du 16 juin 1975 relative aux eaux superficielles destinées à la production d'eau d'alimentation, en fonction de catégories de qualité (A1 à A3).

3.2.3. Valeurs guides du SEQ-Eau version 2

Le SEQ-Eau propose des valeurs guides pour l'aptitude à la production d'eau potable et l'aptitude à la biologie (tableaux 12 et 13).

Tableau 12 : Classes d'aptitude de l'eau à la production d'eau potable proposées par le SEQ-Eau version 2 pour les HAP

Concentration en HAP ($\mu\text{g/L}$)	Classe de qualité			
	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre
Somme de 6 HAP : fluoranthène, benzo[b]fluoranthène, benzo[a]pyrène, indéno[1,2,3-cd]pyrène, benzo[k]fluoranthène, benzo[g,h,i]pérylène,	0,2	-	-	1

Tableau 13 : Classes d'aptitude de l'eau à la biologie proposées par le SEQ-Eau version 2 pour les 6 HAP suivis au lac d'Annecy

Concentrations en HAP ($\mu\text{g/L}$)	Classe de qualité			
	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre
benzo[a]pyrène	0,00003	0,0003	0,08	-
benzo[b]fluoranthène	0,0001	0,001	0,3	-
benzo[g,h,i]pérylène	0,0003	0,003	0,6	-
benzo[k]fluoranthène	0,0003	0,003	0,8	-
fluoranthène	0,0024	0,024	6	-
indéno[1,2,3-cd]pyrène	0,00016	0,0016	0,4	-

NB : Le guide technique d'évaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole (MEEDDAT, 2009) constituera le nouveau référentiel d'évaluation de qualité des eaux, après signature d'un arrêté ministériel à l'automne 2009. Pour l'état chimique, deux classes de qualité sont distinguées : bon ou mauvais état. Concernant les HAP, les valeurs reprises sont celles des Normes de Qualité Environnementale, renseignées par la directive fille n°2008/105/CE du 16 décembre 2008 (tableau 11 p.41).

3.3. Comparaison de l'eau du lac d'Annecy aux valeurs réglementaires et valeurs-guides

3.3.1. Comparaisons aux valeurs réglementaires

Depuis 1998, les concentrations des 6 HAP mesurés par la DDASS sont inférieures aux limites de quantification. Pour les années 2001-2008, qui correspondent aux seuils de quantification les plus fins (0.005 µg/L), les remarques suivantes peuvent être faites :

- Sur le plan de la **consommation humaine**, les concentrations en HAP de l'eau du lac sont inférieures aux valeurs maximales fixées dans l'arrêté de janvier 2007.
- Les teneurs sont **inférieures aux Normes de Qualité Environnementale (NQE)** de la DCE, indiquant un bon état chimique **pour 4 composés** (Benzo(a)pyrène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Fluoranthène).
- **Pour 2 composés**, le Benzo(g,h,i)pérylène et l'indéno(1,2,3-cd)pyrène, les **NQE inférieures aux limites de quantification** (<0.005 µg/L) ne permettent pas de savoir si on est en dessous ou au dessus de la norme pour ces composés (=0.002 µg/L).

3.3.2. Situation de l'eau du lac vis-à-vis des valeurs de référence du SEQ-Eau

Aptitude à la production d'eau potable : D'après les valeurs-guides du SEQ-Eau, la qualité de l'eau du lac d'Annecy au regard des 6 HAP prioritaires est **très bonne** pour la production d'eau potable.

Aptitude à la biologie : La comparaison avec les valeurs de référence du SEQ-Eau montre que le seuil de quantification du laboratoire n'est pas assez fin pour renseigner si l'on est dans le cas d'une eau de qualité très bonne, bonne ou moyenne pour satisfaire la biologie vis-à-vis des 6 HAP mesurés par la DDASS.

4. Niveau de contamination en HAP des poissons du lac d'Annecy

4.1. Réglementation

La réglementation existante est donnée par rapport à une approche sanitaire considérant le risque cancérigène des composés pouvant être retrouvés dans les denrées alimentaires. Le benzo(a)pyrène est utilisé comme marqueur de la présence et de l'effet des HAP cancérigènes dans les denrées alimentaires, en raison de son potentiel toxique propre et de son potentiel cancérigène élevé.

La réglementation européenne n°1881-2006 en lien avec la consommation de poissons fixe la **concentration maximale pour le Benzo(a)pyrène : 2 ng/g** (nanogrammes/gramme) **de poids frais**.

4.2. Comparaison des valeurs réglementaires aux concentrations en HAP des poissons du lac d'Annecy

Des analyses de HAP dans la chair de poissons ont été menées à l'automne 2007.

Sur les 10 poissons analysés, **tous les poissons sont conformes à la norme sanitaire** pour le Benzo(a)pyrène (0,01 à 0,03 ng/g de poids frais). Pour les autres substances de cette famille, non réglementées, les concentrations sont du même ordre de grandeur, proches ou égales aux limites de quantification.
Suite à ces résultats, il n'a pas été justifié de renouveler l'analyse des HAP dans les poissons.

La littérature recense que le phénomène de bioamplification (augmentation de l'imprégnation avec le niveau trophique) est faible pour les HAP par rapport à d'autres polluants organiques persistants (ex : PCB). En effet, les capacités de métabolisation sont d'autant plus grandes que l'organisme est situé à un niveau trophique élevé (Roche et al., 2003).

Ces substances n'ont par ailleurs pas été recherchées dans les études récentes portant sur les poissons des cours d'eau et lacs du bassin Rhône-Méditerranée.

NB : Concernant le reste de la faune aquatique, ce sujet n'a pu être abordé lors de cette étude bibliographique, en raison du délai imparti, de l'absence de données HAP pour les organismes aquatiques du lac d'Annecy autres que les poissons, et de l'état des connaissances peu avancé sur les transferts entre les différents maillons de la chaîne alimentaire.

5. Conclusion sur la présence de HAP dans le lac d'Annecy

Ainsi, par rapport à **l'alimentation en eau potable**, **l'eau du lac** est **conforme** aux limites réglementaires pour les HAP, et de très bonne qualité au regard du SEQ-Eau.

Concernant la **biologie**, les moyens analytiques des laboratoires ne permettent pas toujours de positionner **l'eau du lac** par rapport aux valeurs guides ou réglementaires pour la préservation des écosystèmes aquatiques. Les valeurs-guides du SEQ-Eau et certaines normes de qualité environnementales de la DCE sont trop faibles par rapport aux limites actuelles de quantification.

Concernant les **sédiments**, au regard des valeurs-guides du SEQ-Eau (absence de valeur réglementaire), comme sur tout le bassin Rhône-Méditerranée, la qualité est **moyenne**. Au centre du Grand et du Petit Lac, les concentrations sont de l'ordre de grandeur des lacs isolés soumis uniquement à des apports atmosphériques.

Toutefois concernant les **zones proches des rives**, les données actuelles sont insuffisantes pour renseigner précisément le niveau de contamination et **l'influence des rejets d'eaux pluviales** du bassin versant, des **voies routières** à proximité, et des **bateaux à moteurs**.

De plus, **l'écart des niveaux de contamination** entre le Grand Lac et le Petit Lac pourrait être expliqué par différentes hypothèses : variations liées à la **méthode de prélèvement**, à des **apports d'intensité différente**, à des **vitesse de sédimentation différentes**... Sur la base de la campagne d'échantillonnage réalisée en 2008, il n'est pas possible de discriminer la part de ces variables dans l'écart observé.

Des investigations complémentaires peuvent être proposées pour répondre à certains de ces points (cf. §6).

Par ailleurs, les tendances évolutives de la contamination des sédiments sur les dernières décennies ne sont pas connues actuellement ; elles pourront être renseignées au printemps 2010 grâce au programme de recherche IPER-RETRO piloté par l'Université de Savoie et l'INRA (laboratoire CARTEL).

Dans les **poissons**, les HAP présentant des propriétés de bioaccumulation plus limitées que d'autres POPs (PCB par exemple), ils sont retrouvés à des **teneurs très faibles, inférieures à la norme sanitaire et proches des limites de quantification**.

La recherche des impacts de la pollution par les HAP est à aborder sous l'angle **environnemental** (protection des écosystèmes aquatiques) plutôt que sanitaire (étant donnée la grande diversité de voies de contamination humaine par les HAP).

6. Etude complémentaire sur les HAP

6.1. Objectifs

Une étude plus complète sur les apports et vecteurs de HAP au lac se justifie pour identifier plus précisément les sources de pollution chronique au lac, et les quantifier.

Une étude à part entière sur les apports locaux par lessivage des sols et les possibilités de réduction peut donc être préconisée. Les paragraphes suivants traitent de 3 étapes envisageables, résumées comme suit :

- **état des lieux** des systèmes de collecte et de traitement des eaux pluviales du bassin versant du lac d'Annecy (compétence actuelle des **communes**)
- **détermination et mesures des flux** de HAP par temps sec et par temps humide
- **propositions de solutions techniques et/ou réglementaires** permettant la diminution des apports de HAP au lac

6.2. Eléments à prendre en compte pour la rédaction du cahier des charges

La stratégie d'échantillonnage pour l'étude complémentaire dépendra des questions auxquelles on voudra répondre.

6.2.1. *Quelles sont les voies d'apports en HAP au lac ? Quels sont les flux entrants ?*

i. Recherche des voies de pollution chronique en HAP au lac

- **état des lieux** des systèmes de collecte des eaux pluviales du bassin versant du lac d'Annecy : localisation géographique des réseaux d'eaux pluviales, débits des arrivées au lac, type d'ouvrages de traitement des hydrocarbures... Il serait de premier intérêt de réaliser une cartographie complète des exutoires d'eaux pluviales.

- **détermination et mesures des flux** de HAP

La stratégie d'échantillonnage devra être cadrée précisément, en raison de la **très forte variabilité spatiale et temporelle des flux de HAP**. Des variations importantes sont observées lors de **temps secs ou de temps de pluie** (Durand, 2003 ; INERIS, 2006 ; Gasperi et al., 2008).

D'autre part, la **diversité des voies d'apports** est à prendre en compte pour la réalisation de la campagne de mesures d'une part, et d'autre part dans l'interprétation des analyses en cas d'échantillonnage partiel :

- apports par les eaux pluviales : prélèvements ciblés sur les exutoires des réseaux
- apports par les eaux de ruissellement de chaussée de bord de lac (on s'intéressera aux sédiments lacustres proches des rives occupées par des voies routières)
- apports par les affluents : prélèvements ciblés dans les sédiments des cônes de déjection des affluents
- apports atmosphériques : dépôts secs, dépôts humides

Dans tous les cas, pour garantir une analyse rigoureuse, un échantillonnage d'un ensemble de points devra être réalisé sur différentes zones : sous **influence urbaine marquée (ex. : Nord du lac)**, sous **influence semi-urbaine** (certains secteurs en rive Ouest ou Est), et **sous influence urbaine plus limitée (Petit Lac)**.

Une première approche d'identification, qu'il sera opportun de consulter, a été conduite par l'étude de vulnérabilité de la ressource en eau potable de l'agglomération annécienne (Ville d'Annecy, 1999). Elle concernait uniquement le Grand Lac, sous l'angle de la modélisation des flux (pas de mesure), en fonction des caractéristiques des zones drainées par chaque exutoire.

ii. Risques de pollutions accidentelles

Un inventaire pourrait être fait lui aussi des points de stockage d'hydrocarbures (zones industrielles, stations-services, ateliers de réparation d'automobiles et de bateaux....) et sur les risques liés à l'entretien des cuves à fioul des particuliers.

iii. Programme d'études de référence

Afin d'établir un cahier des charges pertinent, il sera utile de s'appuyer sur les études réalisées dans le cadre des programmes de recherche en cours concernant les apports des substances dangereuses en provenance de sources ponctuelles ou diffuses. Plusieurs d'entre eux concernent spécifiquement les rejets urbains en temps de pluie. Les rejets de HAP sont relativement bien documentés, avec par exemple des études concentrées dans l'agglomération lyonnaise (OTHU, Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine), la région parisienne (OPUR, Observatoire des Polluants Urbains) et la ville de Nantes (SAP, Secteur Atelier Pluridisciplinaire) (Coquery, 2009).

Différentes études s'attachent donc à évaluer l'importance respective des grandes voies d'apport (retombées atmosphériques à grande échelle versus retombées locales, apports par temps sec versus apports par temps de pluie par les réseaux d'assainissement et les ouvrages de traitement, saisonnalité des transports dans le système hydrographique) en milieu urbain.

La réalisation des actions préconisées pour ce point 6.2.1. peut relever des compétences d'un bureau d'études, qui conduisent déjà ce type de prestation, sous réserve que le cahier des charges rédigé par le maître d'ouvrage détaille le plus finement possible la méthodologie à employer. Un suivi régulier de l'étude par un comité de pilotage rassemblant des experts de cette thématique garantirait la pertinence des résultats et de l'analyse.

6.2.2. L'écart des niveaux de contamination entre le Grand Lac et le Petit Lac est-il dû uniquement à une différence de vitesses de sédimentation, ou des apports d'intensité différente sont-ils aussi en cause ?

Des mesures des flux de HAP au moyen de trappes à sédiments dans le Grand et dans le Petit Lac permettraient de discriminer l'importance relative des variations dans les apports ou dans les vitesses de sédimentation.

La réalisation des mesures préconisées pour ce point 6.2.2., plus complexes que les précédentes, semble être à rapprocher de compétences propres à un organisme de recherche.

6.2.3. Quelle est l'influence des bateaux à moteurs ?

Un focus pourra être fait sur l'influence éventuelle des bateaux à moteurs, **même s'il ne sera pas possible, au final, de discriminer quantitativement le ratio voitures / bateaux à l'échelle des apports globaux au lac.**

L'impact des émissions et fuites des bateaux à moteurs dans les sédiments des **ports** du lac pourrait être évalué par des mesures de HAP dans les sédiments. Il est important de prendre en compte le fait que les sédiments des ports recensent nécessairement des concentrations plus fortes en HAP, en raison de leurs caractéristiques particulières : la part prédominante des vases et de fines favorise l'adsorption des micropolluants sur cette fraction granulométrique. De plus, les émissions de HAP liées aux départs de moteurs froids sont plus fortes dans les ports.

Dans la littérature, les méthodes d'identification des sources et vecteurs des micropolluants dans les milieux lacustres sont encore discutées et certains points sont mal connus à ce jour (dynamique des contaminants entre leur site de production et leur stockage dans les archives sédimentaires, part des apports longue distance et des apports locaux,...).

Ainsi, avant d'aborder l'angle **des solutions techniques et/ou réglementaires** permettant la diminution des apports de HAP au lac, les questions listées ci-dessus doivent être considérées avec attention, et les objectifs poursuivis clairement définis pour la rédaction de cahier des charges des études complémentaires.

Conclusion de l'étude bibliographique

Conclusions sur les PCB :

A partir des données disponibles, l'ordre de grandeur des concentrations en PCB des **sédiments** du lac d'Annecy est à rapprocher des gammes de concentrations des lacs isolés d'altitude soumis à des apports uniquement **atmosphériques**. D'autre part les sédiments du lac sont de bonne à très bonne qualité au regard des valeurs guides, dans la gamme de **concentration ne présentant pas d'effet prévisible sur l'environnement** en l'état actuel des connaissances sur les transferts trophiques.

Concernant la consommation humaine, **l'eau du lac** présente des teneurs inférieures aux limites de quantification et inférieures aux limites réglementaires et aux valeurs guides.

Les poissons du lac d'Annecy sont conformes au regard de la limite réglementaire, et peuvent être pêchés en vue de leur commercialisation et consommation, excepté pour les ombles chevaliers de plus de 40 cm.

Ainsi, concernant les PCB, il n'apparaît pas justifié à ce jour d'engager une étude complémentaire, mais il semble opportun de signaler l'intérêt du SILA aux organismes institutionnels et de recherche pour les **études en cours**, tant environnementales que sanitaires (Université de Savoie, INRA, CEMAGREF, AFSSA, DIREN...), dont certaines portent déjà sur le lac d'Annecy.

Conclusions sur les HAP :

Dans les sédiments au centre du Grand et du Petit Lac, les concentrations sont de l'ordre de grandeur des lacs isolés soumis uniquement à des apports atmosphériques. Au regard des valeurs guides, les sédiments sont de qualité moyenne. Au niveau des **zones proches des rives, les données actuelles sont insuffisantes** pour renseigner l'influence des rejets d'**eaux pluviales** du bassin versant, des **voies routières à proximité**, et des **bateaux à moteurs**.

Concernant la consommation humaine, **l'eau du lac** est conforme aux limites réglementaires pour les HAP, et de très bonne qualité au regard des valeurs guides.

Dans les **poissons**, les HAP présentant des propriétés de bioaccumulation plus limitées que d'autres polluants comme les PCB, ils sont retrouvés à des teneurs très faibles, inférieures à la norme sanitaire.

Ainsi, concernant les HAP, une étude plus complète sur les apports et vecteurs de HAP au lac se justifie, pour identifier plus précisément les **sources de pollution chronique** au lac, **quantifier les apports** de HAP, et proposer des solutions techniques et/ou réglementaires visant à leur diminution.

Plus largement, l'évolution des normes sanitaires ainsi que la mise en place de programmes de suivis à l'échelle du territoire national sur les substances dangereuses fournissent un lot de données qui va permettre d'améliorer les connaissances sur l'ampleur des pollutions aux Polluants Organiques Persistants (POPs) et les tendances évolutives sur les dernières décennies. Toutefois, de nombreuses composantes demeurent inconnues à l'heure actuelle :

- Dans une approche de préservation de l'écosystème, le transfert des POPs depuis les sédiments vers les différents maillons de la chaîne trophique est encore mal connu, tout comme les effets indirects sur l'écosystème liés à l'accumulation de ces contaminants.
- L'identification des sources et vecteurs des micropolluants dans les milieux lacustres est encore soumise à discussion dans le monde de la recherche :
 - La dynamique des contaminants entre leur site de production et leur stockage dans les archives sédimentaires constitue une question non encore résolue aujourd'hui.
 - Si pour la contamination via le ruissellement, l'échelle du bassin versant apparaît de manière assez naturelle comme zone d'influence sur le milieu récepteur, pour la contamination atmosphérique les échelles spatiales peuvent être locales, régionales ou globales. A l'heure actuelle sur un milieu donné, faire la part des apports provenant des différentes échelles est pour le moins difficile (Jung, 2009).
- Par ailleurs, les échanges avec les différents experts lors de cette étude bibliographique ont permis de souligner l'importance de la question des **micropolluants émergents**, de leur toxicité parfois mal connue, de même que l'effet « cocktail » (impact cumulatif) de leur présence simultanée dans les compartiments environnementaux.

Dans le cadre de l'échantillonnage piscicole du programme d'action Pollution PCB du Bassin du Rhône, certaines de ces substances sont d'ores et déjà analysées dans les poissons par le CEMAGREF et l'ONEMA (retardateurs de flammes comme les polybromodiphényl'éther, Chloro-paraffines, perfluorés, bromocyclododécane ; liquides ioniques).

Certaines structures comme la CIPEL (Commission internationale pour la protection des eaux du Léman) sur le lac Léman, assurent le suivi de micropolluants depuis plusieurs années. Depuis 2000, la surveillance porte notamment sur les micropolluants organiques, pesticides, additifs divers, médicaments, cosmétiques.

A l'échelle des grands lacs alpins, la question des micropolluants et de leur **suivi dans l'écosystème aquatique** fera l'objet d'une **concertation interlacs** dès l'automne 2009 (Annecy Léman Bourget) à l'initiative du SILA, avec un focus particulier sur les micropolluants « émergents ».

Références bibliographiques

Références de la partie PCB :

AFSSA, 2008, Saisine 2008-SA-0175. Avis de l'AFSSA relatif à l'interprétation des résultats d'analyses du plan d'échantillonnage des poissons pêchés dans les lacs d'Annecy et Léman mis en place dans le cadre de la pollution en PCB des lacs alpins. 8 p + annexes.

AFSSA, 2007, Saisine n° 2006-SA-0305. Avis de l'AFSSA relatif à l'établissement de teneurs maximales pertinentes en polychlorobiphényles qui ne sont pas de type dioxine (PCB « non dioxin-like », PCB-NDL) dans divers aliments. 28 p.

AFSSA, Saisine n°2007-SA-0239 du 28 mars 2008. Avis de l'AFSSA relatif à l'interprétation des résultats d'analyses du plan d'échantillonnage mis en place dans le cadre de la pollution en PCB des poissons du Rhône. 17 p. + annexes.

AFSSA, 2005. Avis du 22 mars 2005 relatif à l'établissement d'une valeur maximale admissible de dioxines dans les eaux destinées à la consommation humaine.

AFSSA, 2003. Saisine n° 2002-SA-0149. Avis sur l'existence éventuelle d'une corrélation significative entre les teneurs dans différents congénères de PCB. 7 p.+ annexes.

AGENCE DE L'EAU RHONE-MEDITERRANEE ET CORSE, 2006. Inventaire exceptionnel 2005 de la contamination des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses. Bassins Rhône-Méditerranée et Corse. Rapport de Synthèse. 19 p. + annexes.

ALLEN BURTON G., 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* (2002) 3:65-75

BABUT M., MIEGE C. 2008. Proposition de seuils décisionnels temporaires pour la gestion des sédiments à draguer dans le Rhône. (CEMAGREF). 7p.

BABUT M., MIEGE C., 2007. Contamination des poissons et des sédiments du Rhône par les polychlorobiphényles. Synthèse des données recueillies en 2005-2006. (CEMAGREF). 37 p.

BABUT M., 2006. Contamination des poissons du secteur de Jonage par les PCB. Contamination des poissons par les polychlorobiphényles : synthèse bibliographique - Note d'étape - (CEMAGREF). 20 p.

BRUCKMEIER B.F.A., JTITTNER I., SCHRAMM K.W., WINKLER R., STEINBERG C.E.W. & KETRUP A., 1997. PCBs and PCDD/Fs in lake sediments of GroBer Arbersee, Bavarian Forest, South Germany. *Environmental Pollution*, Vol. 95, No. 1, pp. 19-25.

BUDZINSKI H., JONES I., BELLOCO J., PIERARD C. ET GARRIGUES P., 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Marine Chemistry* 4th International Symposium on the Biogeochemistry of Model Estuaries 58(1-2): 85-97.

BURGERMEISTER G., ASWALD K., MACHADO L., MOWRER J., et TARRADELAS J., 1983. Concentrations en PCB et DDT des sédiments superficiels de la rive suisse du lac Léman. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 45/1, 233-245.

CHARY E., 2009. Différences De Contamination Aux PCB Des Poissons Dans Plusieurs Lacs Alpins Et facteurs Explicatifs. Rapport de Master. Unité de recherche Biologie des écosystèmes aquatiques. CEMAGREF groupement de Lyon, CNRS / Université Claude Bernard Lyon 1, 21 p. + annexes.

CHUIKO G.M., TILLITT D.E., ZAJICEK J.L., FLEROV B.A., STEPANOVA V.M., ZHELNIN Y.Y., PODGORNAYA V.A., 2007. Chemical contamination of the Rybinsk Reservoir, northwest Russia: Relationship between liver polychlorinated biphenyls (PCB) content and health indicators in bream (*Abramis brama*). *Chemosphere* 67 (2007) 527-536

COMITE INTERSYNDICAL POUR L'ASSAINISSEMENT DU LAC DU BOURGET, 2009. La Lettre des pêcheurs. N°5. Avril 2009. 6 p.

COMITE D'INFORMATION ET DE SUIVI SUR LA POLLUTION PAR LES PCB, 2008. Fiche « Répondre aux questions sur l'eau potable », Mai 2008. 2 p.

COMMISSION EUROPEENNE, 2008. Directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 85/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 200/60/CE. JO L 348 du 24.12.2008, 84-97

COMMISSION EUROPEENNE, 2006. Règlement (CE) n°199/2006 de la commission du 3 février 2006 modifiant le règlement (CE) n° 466/2001 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires, en ce qui concerne les dioxines et les PCB de type dioxine. Journal officiel de l'Union Européenne, 34-38.

COMMISSION EUROPEENNE, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. JO L327 du 22.12.2000, 1-73.

COQUERY M., 2009. Le contrôle et la réduction des apports de substances chimiques vers les milieux aquatiques. Panorama des programmes en cours, en France et en Europe. TSM n°4, 2009. 104ème année. pp 18-32.

CORVI C., MAJEUX C., VOGEL J., 1985. Les PCB et le DDE dans les sédiments superficiels du Léman et de ses affluents. 11p. in Rapports de la CIPEL sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique. Programme quinquennal 1981-1985. Campagne 1985.

DE BARTOLOMEO A., POLETTI L., SANCHINI G., SEBASTIANI B., MOROZZI G. 2004. Relationship among parameters of lake polluted sediments evaluated by multivariate statistical analysis. Chemosphere 55 (2004) 1323-1329

DIREN RHONE-ALPES, 2007. Résultats partiels de la diagnose du lac de Montriond. Suivi 2007. 27 p. + annexes.

DIREN RHONE-ALPES, 2007. Diagnose du lac de Montriond (Haute-Savoie). Campagne de l'année 2006. 18 p. + annexes.

DIREN RHONE-ALPES, 2006. Diagnose du lac de Montriond (Haute-Savoie). Campagne de l'année 2005. 37 p. + annexes.

EVENSET A., CHRISTENSEN G.N., KALLENBORN R., 2005. Selected chlorobornanes, polychlorinated naphthalenes and brominated flame retardants in Bjørnøya (Bear Island) freshwater biota. Environmental Pollution 136 (2005) 419-430

GEWURTZ S.B., LAPOSA R., GANDHI N., CHRISTENSEN G.N., EVENSET A., GREGOR D., DIAMOND M. L., 2006. A comparison of contaminant dynamics in arctic and temperate fish: A modeling approach. Chemosphere 63 (2006) 1328-1341

GIVAUDAN N., LUX F., JAFFAL A., BETOULLE S., TERREAU & ROCHE H., 2009. L'isolement des salmonidés des Îles Kerguelen suffit-il à les préserver des polluants organochlorés ? Poster Session IV, 4' Rencontres de l'ichtyologie en France. Paris, 24-27 mars 2009

GRIMALT J., VAN DROOGE B.L., RIBES A., VILANOVA R., FERNANDEZ P., APPLEBY P., 2004. Persistent organochlorine compounds in soils and sediments of European high altitude mountain lakes. Chemosphere 54,1549-1561.

JUNG S., 2009. Impacts des rejets urbains sur les milieux aquatiques. Analyse historique de la contamination urbaine dans les sédiments du lac du Bourget (Savoie, France) et du bassin de Pampulha (Belo Horizonte, Brésil). Thèse Université Paris Est. 287 p.

MEDAD, 2007. Circulaire 2007/23 du 7 mai 2007 définissant les « normes de qualité environnementale provisoires (NOEp) » des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau. 15 p.

MEEDDAT, 2009. Guide technique actualisant les règles d'évaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole, mars 2009. 29 p. + annexes.

MEIJER S., GRIMALT J.O., FERNANDEZ P., DACHS J. Seasonal fluxes and temperature-dependent accumulation of persistent organic pollutants in lakes : The role of internal biogeochemical cycling. *Environmental Pollution, in press*, 8 p.

MEUNIER P., 2008. Le Rhône et les PCB : une pollution au long cours. Rapport d'information déposé en application de l'article 145 du Règlement par la commission des Affaires économiques, de l'Environnement et du Territoire. Assemblée Nationale, n° 998. 120 p. +annexes.

MONOD G. ET KECK G., 1982. PCBs in Lake Geneva (Lake Lemman) Fish. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 29, 570-576

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTE, 2004. Bureau régional pour l'Europe. Substances chimiques dangereuses : les principaux risques pour les enfants. Copenhague, Rome, La Valette, aide-mémoire EURO/02/04, 25 mars 2004, 5p.

PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT (PNUE), 2001. Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. 25 p. + annexes.

ROCHE H., BUET A., TIDOU A., RAMADE F., 2003. Contamination du peuplement de poissons d'un étang de la réserve naturelle nationale de Camargue, le Vaccarès, par des polluants organiques persistants. *Rév. Ecol. (Terre Vie)*, vol. 58, 77-102

ROCHER V., 2003. Introduction et stockage des hydrocarbures et des éléments métalliques dans le réseau d'assainissement unitaire parisien, Thèse de doctorat de l'Université Paris XII Val de Marne. 223 p.

ROSE N.L., RIPPEY B. (2002). The historical record of PAH, PCB, trace metal and fly-ash particle deposition at a remote lake in north-west Scotland. *Environmental Pollution*, 117(1): 121-132.

SCHMID P., KOHLER M., GUJER E., ZENNEGG M., LANFRANCHI M. 2007. Persistent organic pollutants, brominated flame retardants and synthetic musks in fish from remote alpine lakes in Switzerland. *Chemosphere* (2007), doi :10.1016/j.chemosphere.2006.05.080

SILA, 2008. Sédiments du lac d'Annecy. Etude des concentrations en HAP et PCB. Indices oligochètes. Campagne du 16 avril 2008. Rapport final. 17p. + annexes.

SILA et DDEA 74, 2009. Programme de recherche relatif aux pollutions par les micro-polluants dans le bassin versant du lac d'Annecy. Application aux cas des PCBs, PCDD, PCDF et HAP. 9p.

SIMONET F., 2001. Le nouveau Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau des rivières : le SEQ-Eau. *Revue de l'Agence de l'eau Adour-Garonne n°81*. Hiver 2001. pp. 7-9.

SMITH A.G. ET GANGOLLI S.D. Organochlorine chemicals in seafood : occurrence and health concerns. *Food and Chemical Toxicology* 40 (2002) 767-779

VIVES I., GRIMALT J.O., VENTURA M., CATALAN J., ROSSELAND B.O. 2005. Age dependence of the accumulation of organochlorine pollutants in brown trout (*Salmo trutta*) from a remote high mountain lake (Redo´, Pyrenees). *Environmental Pollution* 133 (2005) 343-350

ZENNEGG M., KOHLER M., HARTMANN P.C., STURM M., GUJER E., SCHMID P., GERECKE A.C., HEEB N.V., KOHLER H.P.E., GIGER W., 2007. The historical record of PCB and PCDD/F deposition at Greifensee, a lake of the Swiss plateau, between 1848 and 1999. *Chemosphere*(2007), doi:10.1016/j.chemosphere.2006.05.115

Références de la partie HAP :

AGENCE DE L'EAU RHONE-MEDITERRANEE ET CORSE, 2006. Inventaire exceptionnel 2005 de la contamination des milieux aquatiques par certaines substances dangereuses. Bassins Rhône-Méditerranée et Corse. Rapport de Synthèse. 19 p. + annexes.

ALLEN BURTON G., 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* (2002) 3:65-75

BUDZINSKI, H., JONES I., BELLOCO J., PIERARD C. ET GARRIGUES P., 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Marine Chemistry 4th International Symposium on the Biogeochemistry of Model Estuaries* 58(1-2): 85-97

CARRERA G., FERNANDEZ P., VILANOVA R.M., ET GRIMALT J.O., 2001. « Persistent organic pollutants in snow from European high mountain areas », *Atmospheric environment*, 35(2):245-254, 2001

COMITE DE BASSIN RHONE-MEDITERRANEE-CORSE, 2003. Maitrise des pollutions toxiques : Stratégies de bassin et stratégies locales. Note technique n°7 du SDAGE Rhône-Méditerranée-Corse. 50 p.

COMMISSION EUROPEENNE, 2008. Directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives du Conseil 82/176/CEE, 85/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE, 86/280/CEE et modifiant la directive 200/60/CE. JO L 348 du 24.12.2008, 84-97

COMMISSION EUROPEENNE, 2006. Règlement (CE) n°1881/2006 de la commission du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. Journal officiel de l'Union Européenne, 5-24

COMITE DE BASSIN RHONE-MEDITERRANEE, 2009. Projet de SDAGE Rhône-Méditerranée 2010-2015. Document adopté par le comité de bassin du 13 décembre 2007. Consultation des assemblées janvier-mai 2009. 350 p. + annexes

COMITE SCIENTIFIQUE DE LA TOXICITE, DE L'ECOTOXICITE ET DE L'ENVIRONNEMENT, 2003. Opinion of the Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment (CSTEE) on "Questions to the CSTEE relating to scientific evidence of risk to health and the environment from polycyclic aromatic hydrocarbons in extender oils and tyres". European Commission, C7/GF/csteeop/PAHs/ 12-131103 D(03).

DURAND C., 2003. Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial. Origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques. Thèse Université de Poitiers. 194 p. + annexes

DE BARTOLOMEO A., POLETTI L., SANCHINI G., SEBASTIANI B., MOROZZI G., 2004. Relationship among parameters of lake polluted sediments evaluated by multivariate statistical analysis. *Chemosphere* 55 (2004) 1323-1329

DIREN RHONE-ALPES, 2007. Résultats partiels de la diagnose du lac de Montriond. Suivi 2007. 27 p. + annexes.

DIREN RHONE-ALPES, 2007. Diagnose du lac de Montriond (Haute-Savoie). Campagne de l'année 2006. 18 p. + annexes.

DIREN RHONE-ALPES, 2006. Diagnose du lac de Montriond (Haute-Savoie). Campagne de l'année 2005. 37 p. + annexes.

DÖRR G., HIPPELEIN M., KAUPP H. ET HUTZINGER O., 1996. Baseline contamination assessment for a new resource recovery facility in Germany: Part VI : Levels and profiles of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in ambient air. *Chemosphere* 33(8): 1569-1578.

EDDER P., ORTELLI D., KLEIN A. ET RAMSEIER S., 2008. Métaux et micropolluants organiques dans les eaux et les sédiments du Léman. Rapport de la commission internationale pour la protection des eaux du Léman, Campagne 2007: 57-84.

EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY, 2008. Scientific Opinion of the Panel on contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food. The EFSA Journal (2008) 724.

FAURE P. ET LANDAIS P., 2000. Contributions organiques naturelles et anthropiques dans les sédiments du lac de Kruth (haut Rhin, France). C.R. Acad. Sci. Paris, 330. p.39-46

FERNANDEZ P., VILANOVA R.M., GRIMALT J.O., 1999. Sediment Fluxes of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in European High Altitude Mountain Lakes. Environmental Science and Technology 1999, 33 (21):3716-3722

FERNANDEZ P., VILANOVA R.M., MARTINEZ C., APPLEBY P., GRIMALT J.O., 2000. The Historical Record of Atmospheric Pyrolytic Pollution over Europe Registered in the Sedimentary PAH from Remote Mountain Lakes. Environ.Sci.Technol. 2000, 34, 1906-1913

GASPERI J., GARNAUD S., ROCHER V., MOILLERON R., 2008. Polluants prioritaires dans les eaux usées et les effluents unitaires de temps de pluie. *Techniques Sciences et Méthodes* 2008, 11, 49-72.

GRIMALT J.O., VAN DROOGE B.L., RIBES A., FERNANDEZ P., APPLEBY A., 2004. Polycyclic aromatic hydrocarbon composition in soils and sediments of high altitude lakes. Environmental Pollution 131(1): 13-24.

INERIS, 2006. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. HAP. 50 p.

JUNG S., 2009. Impacts des rejets urbains sur les milieux aquatiques. Analyse historique de la contamination urbaine dans les sédiments du lac du Bourget (Savoie, France) et du bassin de Pampulha (Belo Horizonte, Brésil). Thèse Université Paris Est. 287 p.

JUNG S., ARNAUD F., BONTÉ P., CHEBBO G., DESMET M., DORIOZ J. M., LORGEUX C., WINIARSKI T. et TASSIN B., 2008. The historical record of PAH, PCB and trace metal deposition in a french alpine lake from a dated sediment core. In: 11th International conference on Urban Drainage. 31 août - 5 septembre 2008, Edimbourg (Écosse).

JUNG S., ARNAUD F., BONTÉ P., CHEBBO G., DORIOZ J.-M., TASSIN B., WINIARSKI T., 2007. Comment évaluer l'impact des rejets urbains de temps de pluie sur les milieux aquatiques ? Mise en place d'une méthodologie à partir de l'analyse de sédiments lacustres – Application au lac du Bourget. TSM n°11, 2007. 102ème année.

JUNG S., ARNAUD F., BONTÉ P., CHEBBO G., LORGEUX C., WINIARSKI T. et TASSIN B. 2007. Temporal evolution of urban wet weather pollution: analysis of PCB and PAH in sediment cores from lake Bourget, France. In: 11th international conference on diffuse pollution DPUD'2007. 26-31 août 2007, Belo Horizonte, Brésil.

KANNAN K., JOHNSON-RESTREPO B., YOHN S.S., GIESY J.P. ET LONG D.T., 2005. Spatial and Temporal Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from Michigan Inland Lakes. Environ. Sci. Technol. 39(13): 4700-4706.

KIM M., KENNICUTT M., QIAN Y., 2008. Source characterization using compound composition and stable carbon isotope ratio of PAHs in sediments from lakes, harbor, and shipping waterway. Science of Total Environment 389 (2008) 367-377.

LIN Y.C., LEE W.J., LIA H.W., CHEN C.B., FANG G.C., TSAI P.J. 2006. Impact of using fishing boat fuel with high polyaromatic content on the emission of polycyclic aromatic hydrocarbons from the diesel engine Atmospheric Environment 40 (2006) 1601-1609.

MACKAY D., HICKIE B. 2000. Mass balance model of source apportionment, transport and fate of PAH in Lac Saint Louis, Quebec. Chemosphere 41 (2000) 681-692.

MASTRAN T.A., DIESTRICH A.M., GALLAGHER D.L., GRIZZARD T.J., 1994. Distribution of Polyaromatic Hydrocarbons in the water column and sediments of a drinking water reservoir with respect to boating activity. *Water Research* Vol 28, No.11, pp. 2353-2366

MEDAD, 2007. Circulaire 2007/23 du 7 mai 2007 définissant les « normes de qualité environnementale provisoires (NQE_p) » des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau. 15 p.

MEEDDAT, 2009. Guide technique actualisant les règles d'évaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole. 29 p. + annexes.

NAFFRECHOUX E., COMBET E., FANGET B., PATUREL L., BERTHIER F., 2000. Occurrence and fate of PAHs from road runoff in the south drainage basin of Annecy Lake. *Polycyclic Aromatic Compounds*, n°18, vol 2, p 149-159

PAGOTTO C., 1999. Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols des éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier. Thèse de doctorat, Université de Poitiers, 252 p.

ROCHER V., GASPERI J., AZIMI S., CELAUDON T., MOILLERON R. ET CHEBBO G., 2004. Hydrocarbures et métaux lourds associés aux sédiments de stations de relevage de l'agglomération parisienne. *La Houille Blanche*, n°2, 22-30.

ROSE N.L., RIPPEY B. (2002). "The historical record of PAH, PCB, trace metal and fly-ash particle deposition at a remote lake in north-west Scotland". *Environmental Pollution*, 117(1): 121-132.

SANDERS G., JONES K. C., SHINE A. J., 1993. The use of a sediment core to reconstruct the historical input of contaminants to Loch Ness : PCBs and PAHs. *The Scottish Naturalist* 105: 87 - 111.

SILA, 2008. Sédiments du lac d'Annecy. Etude des concentrations en HAP et PCB. Indices oligochètes. Campagne du 16 avril 2008. Rapport final. 17p. + annexes.

SECCO T., PELLIZZATO F., SFRISO A., PAVONI B., 2005. The changing state of contamination in the Lagoon of Venice. Part 1 : organic pollutants. *Chemosphere* 58 (2205) 279-290.

SIMCIK M.F., EISENREICH S.J., GOLDEN K.A., LIU S.-P., LIPIATOU E., SWACKHAMER D. L., LONG D. T., 1996. Atmospheric Loading of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Lake Michigan as Recorded in the Sediments. *Environmental Science and Technology* 30(10): 3039-3046.

USENKO S., LANDERS D.H., APPLEBY P.G., SIMONICH S.L., 2007. Current and Historical Deposition of PBDEs, Pesticides, PCBs, and PAHs to Rocky Mountain National Park. *Environ. Sci. Technol.*, 2007, 41 (21), 7235-7241

VILLE D'ANNECY, 1999. Etude de vulnérabilité de la ressource en eau de l'agglomération annécienne. 150 p. + annexes.

VIVES I., GRIMALT J.O., VENTURA M., CATALAN J., 2002. Distribution of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Food Web of a High Mountain Lake (Pyrenees). *Environmental Toxicology and Chemistry*, in press. 13p.

YANG H.-H., LEE W.-J., CHEN S.-J. ET LAI S.-O., 1998. PAH emission from various industrial stacks. *Journal of Hazardous Materials* 60(2): 159-174.

YUNKER M. B., MACDONALD R. W., VINGARZAN R., MITCHELL R. H., GOYETTE D., SYLVESTRE S., 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33(4): 489-515.

ANNEXES

Annexe 1 : Concentrations en PCB dans les sédiments de surface de lacs isolés ou urbanisés, sur les critères retenus pour l'étude bibliographique

Annexe 2 : Enquête de la DRIRE sur le bassin versant du lac d'Annecy - Juillet 2008 -

Annexe 3 : Concentrations en PCB dans la chair des poissons pêchés dans le Lac d'Annecy en 2007 et 2008.

Annexe 4 : Concentrations en HAP dans les sédiments de surface du Lac d'Annecy - Résultats d'analyse de la campagne de prélèvements SILA d'avril 2008 -

Annexe 5 : Concentrations en HAP dans les sédiments de surface de lacs isolés ou urbanisés, sur les critères retenus pour l'étude bibliographique

**Annexe 1 : Concentrations en PCB dans les sédiments de surface de lacs isolés ou urbanisés,
sur les critères retenus pour l'étude bibliographique**

	Site	Caractéristiques du lac	Caractéristiques du sédiment	Profondeur de l'échantillon analysé	Années correspondantes	[PCB i] en ng/g MS	Remarques	Auteur
Lacs isolés d'altitude	Lac Redo (Pyrénées, Espagne)	Altitude = 2240 m; oligotrophe; surface lac = 24ha ; surface BV = 155ha; profondeur moyenne = 32m; profondeur max = 73m	Carbone organique total = 5,1% Vitesse sédimentation = 0,024 cm/an	0,15 cm	1994	7,2		Grimalt et al., 2004.
	Lac Ladove (Tatras, Slovaquie)	Altitude = 2057 m; oligotrophe	Carbone organique total = 14%; Vitesse sédimentation = 0,1 cm/an	0,25 cm	1999	5,4		
	Lac Starolesnianske Pleso (Tatras, Slovaquie)	Altitude = 2000 m; oligotrophe	Carbone organique total = 14%; Vitesse sédimentation = 0,084 cm/an	0,25 cm	1992	32		
	Lac Dlugi Staw (Tatras, Pologne)	Altitude = 1783 m; oligotrophe Surface lac = 1,6 ha ; Surface BV = 0,66 km², Profondeur max = 10,6 m	Carbone organique total = 10,5%; Vitesse sédimentation = 0,054 cm/an	0,25 cm	1992	44		
	Lac du Vallon (Alpes, Isère)	Altitude = 2510 m, Surface lac = 0,14 km² (14 ha), surface BV = 1,25 km², Profondeur max = 47 m	Vitesse sédimentation = 0,1 cm/an; Granulométrie moyenne = 15 à 20 µm	0 cm 1 cm	2007 ~1997	14 5,1	Données disponibles sur 150 ans : carotte sédimentaire de 75 cm	Jung, 2009.
	Lac Montriond (Alpes, Haute-Savoie)	Altitude = 1072m; oligo-mésotrophe à mésotrophe Surface lac = 32 ha. Profondeur moyenne = 9 m; profondeur max= 19 m.	Carbone organique = 3,3% Granulométrie < 50 µm;	surface	-	Chacun des 7 PCBi <15 (<Limite de Quantification)	-	DIREN Rhône-Alpes, 2005; 2006; 2007.
Lacs isolés de plaine	Loch Coire nan Arr (Nord-Ouest Ecosse)	Altitude = 125m; Surface lac = 11,6ha; Surface BV = 897ha	Vitesse sédimentation = 0,1 cm/an	surface	1980 à 1996	8	Parmi les lacs européens isolés, un de ceux aux sédiments de surface les moins contaminés en PCB Données disponibles sur 160 ans : carottes sédimentaires de 1830 à 1996	ROSE et RIPPEY, 2002.
	Grober Arbersee (Allemagne, Forêt Bavaroise)	Altitude = 935 m; Surface lac = 0,75 km² (75 ha), surface BV = 2,58 km² Profondeur max = 16 m	-	0-1 cm	1991-1993	Σ6PCBi = 25,56	données disponibles sur 130 ans : carotte sédimentaire de 30cm (1860-1990)	Bruckmeier et al., 1997
	Lac Greifensee (Suisse)	Altitude = 435 m, Surface lac = 8,5 km² (850 ha), surface BV = 160 km² Profondeur : 34 m	Carbone organique total = 3,17%; Vitesse de sédimentation = 0,25 cm/an	1-2 cm	1996-1999	Σ6PCBi = 7,3	données disponibles : carotte sédimentaire de 42 cm	Zennegg et al., 2007.
Lacs urbanisés	Lac du Bourget	Altitude : 231 m Surface lac : 42 km² (4200 ha); Surface BV = 560 km², profondeur max = 145 m	Carbone organique moyen = 1,5% Granulométrie moyenne : 17 µm Vitesse sédimentation (en cm/an) : G1= 0,38 ; B2=0,4; L4=0,48; L6=0,4	G1 : 0-1 cm B2 : 0 cm L4 : 0-1 cm L6 : 0-1 cm	2006 2007 2006 2006	62,8 52 39,3 34,7	Moyenne dernière décennie : 69 ng/g MS	Jung, 2009.
	Ports du lac du Bourget		Fractions fines et vases des ports	15 à 40 cm	-	<35 à 780	-	CISALB, 2009.
	Lac Léman	Altitude = 372 m Surface lac = 582,4 km²; Surface BV = 7 395 km² Profondeur maximale = 309,7 m	Fraction granulométrique sélectionnée= 0-63µ; Vitesse de sédimentation très variable, valeur moyenne ~ 0,2 cm/an	0-1 cm	1978-1983	PCB totaux = 9 à 103 ; en moyenne : 47 ± 24	Mesures des PCB totaux sur 100 points de prélèvements.	CORVI et al., 1985.
	Lac d'Annecy (Petit Lac)		Carbone organique moyen ~ 2%; Vitesse sédimentation ~0,3 cm/an	0-5 cm (benne)	~ 1980-2008	2,0 ± 1,0	-	SILA , 2008.
	Lac d'Annecy (Grand Lac)	Altitude = 447 m; oligo-mésotrophe Surface lac = 2700 ha ; Surface BV = 273 km², Profondeur max = 65 m	Carbone organique moyen ~ 2%; Vitesse sédimentation ~ 0,2 cm/an			9,0 ± 1,2		
	Lac d'Annecy (Grand Lac)		-	0-5 cm (benne)	~ 1990-2005	Chaque PCBi < 25 (< Limite quantification)	Mesures de 4 PCBi	Agence de l'eau Rhône-Méditerranée et Corse, 2006.

Annexe 2 : Enquête de la DRIRE sur le bassin versant du lac d'Annecy - Juillet 2008 -

DIRECTION RÉGIONALE DE L'INDUSTRIE,
DE LA RECHERCHE ET DE L'ENVIRONNEMENT
RHONE-ALPES
GROUPE DE SUBDIVISIONS DES DEUX SAVOIE

Subdivisions d'Annecy
129, avenue de Genève 74000 Annecy

Téléphone : 04 50 08 09 00
Télécopie : 04 50 08 09 20



Affaire suivie
par Claude
Castellazzi

Cellule sites et sols pollués et déchets

Téléphone : 04 50 08 09 13

Mél : claud.castellazzi@industrie.gouv.fr

W:\Eau\12_MISE\PCB\NOT_cdc_PCB_def2.doc/zz
divers

GS74-D1-08-708-CC



Annecy, le 29 juillet 2008



Objet : Installations classées pour la protection de l'environnement

Inventaire des sites susceptibles d'avoir un rapport avec la présence de PCB dans le Lac d'Annecy

DEPARTEMENT DE LA HAUTE-SAVOIE

Rapport de l'inspecteur des installations classées

Dans le cadre de la pollution du Lac d'Annecy par des PCB, nous nous sommes attachés à réaliser un inventaire aussi exhaustif que possible, des sites :

- à l'intérieur desquels, au vu des activités exercées, des substances contenant des PCB auraient pu être utilisées ; les substances recensées sur le site du ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire sont des encres, des adhésifs, des peintures, des produits de soudure, ainsi que certaines huiles de lubrification de pompes, turbines et autres moteurs ;
- ou, tout simplement, ayant détenu par le passé ou détenant encore des équipements électriques (transformateurs, condensateurs...) contenant des PCB.

Certains de ces sites ne sont plus en activité depuis plusieurs années.

Le présent rapport vise à faire un point d'étape de nos recherches qui se sont naturellement orientées, dans un premier temps, vers les communes du bord du lac.

Annexe 2 : Enquête de la DRIRE sur le bassin versant du lac d'Annecy - Juillet 2008 -

1- Etablissement DANNENMULLER, lieu-dit la Tuillerie à SAINT-JORIOZ

Le début des activités d'imprimerie dans l'établissement se situe vers 1965. C'est à cette date que Monsieur le Préfet de la Haute-Savoie délivre un récépissé de déclaration d'installations classées pour un dépôt de propane de 800 Kg.

Cette entreprise aurait pu utiliser des encres d'imprimerie contenant des PCB, mais rien ne le justifie a priori.

Une pollution des eaux du lac a fait l'objet d'un procès verbal de la part de la direction générale des eaux et forêts le 4 janvier 1966. Des analyses ont été réalisées à l'époque sans toutefois rechercher la présence de PCB.

A l'issue de la cessation d'activité, dont nous ne connaissons pas le date, le site a été racheté par la société DYNASTAR, qui n'y a jamais exploité la moindre activité.

En 2002, un marchand de bateaux s'est rendu acquéreur du site qu'il occupe depuis.

2- Etablissement FACEL FRANCE à DOUSSARD

Une première trace de l'implantation de cet établissement apparaît en 1947 au travers d'un arrêté préfectoral autorisant la SARL, les Farines Cellulosiques Françaises, à exploiter un atelier de fabrication de farine de bois.

L'activité du site s'est arrêtée suite à un incendie de l'établissement le 28 juillet 1998. Lors de la déclaration de cessation d'activité, l'inventaire faisait état de la présence de deux transformateurs à huile sans toutefois préciser la nature de ce diélectrique. D'après les différents échanges de courriers entre l'inspecteur des installations classées en charge du dossier et l'exploitant, il semble que ces transformateurs ne contenaient pas de PCB. Ils auraient été éliminés dans les filières appropriées. Précisons également que ce site n'apparaît pas dans l'inventaire des détenteurs de transformateurs au PCB effectué en 1988 en notre possession.

3- Etablissements DURET à FAVERGES

La société DURET a exploité jusqu'en 2000 deux dépôts de ferrailles sur les sites de "la Culaz" et des "Grandes Frasses" sur le territoire de la commune de FAVERGES. A l'occasion de la cessation d'activité de ces dépôts, les prélèvements effectués à des fins d'analyses dans les sols et dans les eaux souterraines sur les deux sites, concluaient à l'absence de PCB.

4- Etablissement ST DUPONT à FAVERGES

La société ST DUPONT a utilisé dans son usine de FAVERGES des équipements électriques imprégnés de PCB. Aucune pollution des sols n'a été portée à notre connaissance et, par conséquent, aucune analyse de sol n'a été réalisée pour rechercher une éventuelle contamination par ces composés.

Par ailleurs, la situation de l'établissement dans le bassin versant du Lac d'Annecy reste à confirmer.

Annexe 2 : Enquête de la DRIRE sur le bassin versant du lac d'Annecy - Juillet 2008 -

5- Etablissements STAUBLI à FAVERGES

La société STAUBLI a utilisé dans son usine de FAVERGES, située place Robert STAUBLI, des équipements électriques imprégnés de PCB. Aucune pollution des sols n'a été portée à notre connaissance et, par conséquent, aucune analyse de sol n'a été réalisée pour rechercher une éventuelle contamination par ces composés.

Par ailleurs, comme pour l'établissement précédent, la situation de l'établissement dans le bassin versant du Lac d'Annecy reste à confirmer.

6- Anciennes décharges d'ordures ménagères des communes de DOUSSARD, LATHUILE et TALLOIRES

Ces trois communes ont exploité par le passé des décharges d'ordures ménagères sur leurs territoires respectifs. Toutes trois ont engagé des démarches relatives à la réhabilitation de ces sites.

Cette démarche consiste dans un premier temps, à identifier l'impact du massif de déchets sur l'environnement et à faire des propositions de travaux en vue de le réduire ou de le supprimer et, dans un deuxième temps, à réaliser ces travaux.

Sur les trois sites, les différents prélèvements nécessaires aux études ont été réalisés et les cibles potentielles identifiées parmi lesquelles figure, dans les trois cas, le lac. Néanmoins, les analyses effectuées n'ont pas porté sur les PCB, dans la mesure où ces polluants ne sont pas caractéristiques des décharges d'ordures ménagères.

Des contacts ont été pris dernièrement avec les communes de LATHUILE et de DOUSSARD afin d'effectuer des analyses complémentaires sur les PCB dans les eaux souterraines. Concernant la commune de TALLOIRES, il ne paraît pas nécessaire d'effectuer de semblables recherches au regard de la profondeur importante de la nappe d'eaux souterraines par rapport au terrain de la décharge. Précisons également, pour cette dernière commune, qu'un avant-projet de travaux de réhabilitation nous a été présenté le 10 juin dernier. Cet avant-projet n'a pas fait l'objet de remarques de notre part. Les procédures de consultation des entreprises sont engagées et un échéancier des travaux à réaliser devrait nous être communiqué prochainement.

7- Exploitation des inventaires à notre disposition

Deux inventaires, dont l'un établi en juillet 1988 et l'autre en février 2008, visant à recenser les détenteurs d'appareils contenant du PCB, sont disponibles.

L'inventaire de 1988 a été réalisé à l'occasion de la création de la rubrique 1180 de la nomenclature des installations classées relative à l'utilisation d'appareil contenant plus de 30 l de PCB.

L'inventaire de 2008 a été réalisé à l'initiative de l'ADEME.

S'ils ne présentent pas de garantie d'exhaustivité, ces inventaires permettent néanmoins de disposer d'une liste élargie d'utilisateurs de tels équipements au-delà des établissements industriels régulièrement suivis par l'inspection des installations classées.

Annexe 2 : Enquête de la DRIRE sur le bassin versant du lac d'Annecy - Juillet 2008 -

Les données extraites de ces inventaires sont résumées dans le tableau ci-dessous :

ETABLISSEMENT	ADRESSE	CP	COMMUNE	QUANTITE E
WEBER ASSEMBLAGE AUTOMATIQUE	299 ROUTE DE LA CHAPELLE DU PUIITS	74410	SAINT JORIOZ	NON PRECISE
MICHEL D'AMOUR	LES CHAPELLES BP 8	74410	SAINT JORIOZ *	406 Litres
VOCLAR FRANCE	BP 18	74410	SAINT JORIOZ *	310 Litres
CLOS BONLIEU		74000	ANNECY *	950 Litres
CITE ADMINISTRATIVE	RUE DUPANLOUP	74000	ANNECY *	220 Litres
MAISON DES JEUNES	LES MARQUISATS	74000	ANNECY *	335 Litres
GYMNASE		74410	SAINT JORIOZ *	330 Litres
HOTEL DE L'ABBAYE		74290	TALLOIRES *	NON PRECISE
VILLE DE TALLOIRES	PLACE MUNICIPALE	74290	TALLOIRES *	NON PRECISE

Nota : les données issues du fichier de 1988 sont annotées d'un *.

L'inspecteur des installations classées

Claude CASTELLAZZI

Pour le Directeur, par délégation,
le Chef de groupe de Subdivisions

Jean-Pierre FORAY

Annexe 3 : Concentrations en PCB dans la chair des poissons pêchés dans le Lac d'Annecy en 2007 et 2008.

Date	Organisme commanditaire	Espèce	Sexe	Taille (mm)	Poids (gr)	% MG	Concentrations en PCDD/F (OMS-TEQ, pg/g de poids frais)	Concentrations en PCB-DL (OMS-TEQ, pg/g de poids frais)	TOTAL-TEQ (PCDD/F + PCB DL), en pg/g de poids frais	Inférieur ou supérieur à la norme	Concentrations en Σ 7 PCBi (ng/g de poids frais)
nov-07	SILA	Corégone (<i>Coregonus lavaretus</i>)	F	420	704	3,15	0,139	0,72	0,86	Inférieur	7,13
		Corégone (<i>Coregonus lavaretus</i>)	M	430	740	5,51	0,492	2,35	2,84	Inférieur	25,24
		Corégone (<i>Coregonus lavaretus</i>)	F	450	848	8,02	0,247	1,18	1,43	Inférieur	12,39
		Corégone (<i>Coregonus lavaretus</i>)	F	400	630	7,76	0,300	1,75	2,05	Inférieur	19,64
		Corégone (<i>Coregonus lavaretus</i>)	F	410	694	7,45	0,215	1,46	1,68	Inférieur	14,79
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	M	290	248	5,66	1,378	5,09	6,47	Inférieur	46,26
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	M	305	248	4,53	0,685	4,89	5,57	Inférieur	38,02
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	F	340	364	7,15	0,577	6,31	6,89	Inférieur	45,55
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	F	340	372	10,29	0,658	5,54	6,20	Inférieur	59,94
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	F	500	>1000	26,73	2,791	28,61	31,40	Supérieur	241,35
						26,40	2,93	28,35		331,21	
avril 2008	SILA	Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	M	150	230	1,07	0,048	0,80	0,85	Inférieur	10,18
		Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	M	200	255	0,78	0,043	1,43	1,47	Inférieur	9,95
		Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	F	320	275	0,46	0,043	0,66	0,70	Inférieur	4,48
		Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	M	285	285	0,84	0,086	1,45	1,54	Inférieur	10,58
		Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	M	295	285	0,86	0,047	0,70	0,75	Inférieur	6,54
		Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	F	320	295	0,54	0,043	0,40	0,44	Inférieur	2,57
		Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	F	330	295	0,60	0,043	0,63	0,67	Inférieur	4,27
		Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	F	425	310	0,52	0,048	0,66	0,71	Inférieur	4,66
		Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	M	370	315	1,24	0,079	1,58	1,65	Inférieur	12,26
		Perche (<i>Perca fluviatilis</i>)	F	480	325	0,66	0,056	0,96	1,01	Inférieur	7,41
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	F	185	255	4,01	0,303	2,78	3,08	Inférieur	24,95
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	M	150	265	3,02	0,187	2,37	2,56	Inférieur	23,94
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	F	165	265,0	4,55	0,421	2,65	3,068	Inférieur	23,38
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	F	160	265,0	5,85	0,297	2,54	2,842	Inférieur	30,37
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	M	155	270	2,75	0,189	1,26	1,45	Inférieur	11,28
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	F	160	280	1,89	0,135	0,42	0,55	Inférieur	12,07
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	F	170	280	4,12	0,352	2,40	2,75	Inférieur	20,27
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	F	160	280	2,47	0,287	2,02	2,311	Inférieur	16,69
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	F	225	290	4,85	0,393	3,25	3,64	Inférieur	30,78
		Omble chevalier (<i>Salvelinus alpinus</i>)	F	225	300	4,34	0,458	3,63	4,08	Inférieur	31,32
		Corégone (<i>Coregonus lavaretus</i>)	F	465	375	1,42	0,108	0,43	0,53	Inférieur	4,73
		Corégone (<i>Coregonus lavaretus</i>)	F	395	380	2,16	0,131	0,78	0,915	Inférieur	7,77
		Corégone (<i>Coregonus lavaretus</i>)	F	450	380	1,71	0,114	0,58	0,697	Inférieur	6,09
		Corégone (<i>Coregonus lavaretus</i>)	F	520	380	2,19	0,083	0,41	0,492	Inférieur	4,87
		Corégone (<i>Coregonus lavaretus</i>)	F	580	405	1,69	0,089	0,39	0,476	Inférieur	4,61
		Brochet (<i>Esox lucius</i>)	F	830	500	0,48	0,067	1,00	1,07	Inférieur	4,70
		Brochet (<i>Esox lucius</i>)	M	970	510	0,61	0,069	0,69	0,76	Inférieur	5,16
		Brochet (<i>Esox lucius</i>)	M	910	525	0,48	0,061	1,24	1,30	Inférieur	7,96
		Brochet (<i>Esox lucius</i>)	M	1190	545	0,93	0,191	1,94	2,13	Inférieur	13,55
		Brochet (<i>Esox lucius</i>)	M	1175	545	0,62	0,064	0,55	0,62	Inférieur	4,40
Brochet (<i>Esox lucius</i>)	M	1120	550	0,75	0,091	1,01	1,10	Inférieur	5,08		
Brochet (<i>Esox lucius</i>)	M	1215	560	0,52	0,067	0,68	0,75	Inférieur	5,16		
Brochet (<i>Esox lucius</i>)	M	1295	595	0,53	0,056	0,15	0,20	Inférieur	2,82		
Brochet (<i>Esox lucius</i>)	F	1750	645	1,23	0,206	2,20	2,41	Inférieur	14,07		
Brochet (<i>Esox lucius</i>)	F	5880	910	0,48	0,093	0,76	0,86	Inférieur	5,53		
10/12/2008	DDSV 74	Truite lacustre (<i>Salmo trutta lacustris</i>)	M	2310	600	1,94	0,218	4,337	4,55	Inférieur	43,19
19/12/2008		Truite lacustre (<i>Salmo trutta lacustris</i>)	F	3068	640	2,98	0,215	4,490	4,70	Inférieur	43,69

**Annexe 4 : Concentrations en HAP dans les sédiments de surface du Lac d'Annecy
- Résultats d'analyse de la campagne de prélèvements SILA d'avril 2008 -**

[HAP]sédiments surface (en µg/Kg MS)	Point A (-53m)	Point B (-57m)	Moyenne Petit Lac	Point C (-36m)	Point D (-68m)	Point E (-51m)	Point F (-34m)	Point G (-52m)	Moyenne Grand Lac
Benzo(a)pyrène	23	28	26 ± 3	56	53	75	113	68	73 ± 24
Dibenzo(a,h)anthracène	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Acénaphtylène	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Acénaphène	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Fluoranthène	44	<10	25 ± 20	93	93	<10	174	105	94 ± 60
Benzo(b)fluoranthène	<10	<10	<10	116	110	152	178	95	130 ± 34
Benzo(k)fluoranthène	15	17	16 ± 1	32	38	47	61	48	45 ± 11
Benzo(g,h,i)pérylène	55	44	50 ± 6	75	83	107	162	<10	86 ± 57
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	24	29	27 ± 3	73	87	126	154	<10	89 ± 57
Anthracène	<10	<10	<10	<10	<10	10	11	<10	<10
Chrysène	30	32	31 ± 1	63	67	80	127	79	83 ± 26
Fluorène	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Naphtalène	11	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10
Pyrène	20	<10	13 ± 7	74	81	70	134	110	94 ± 27
Phenantrène	<10	<10	<10	49	40	54	78	43	53 ± 15
Benzo(a)anthracène	17	17	17 ± 0	38	32	44	75	47	47 ± 17
Σ16[HAP]	274	217	246 ± 29	699	714	795	1292	635	827 ± 257

	Site	Caractéristiques du lac	Caractéristiques du sédiment	Profondeur de l'échantillon analysé	Année correspondante	Concentrations en HAP (en µg/kg MS)	Remarques	Auteur
Lacs isolés d'altitude	Lac du Vallon (Alpes, Isère)	Altitude = 2510 m; Surface lac = 14 ha (0,14 km ²), surface BV = 1,25 km ² , Profondeur max = 47 m	Vitesse sédimentation = 0,1 cm/an; Granulométrie moyenne = 15 à 20 µm	0-0,5cm 0,5-1cm	2002-2007 1997-2002	1010 482	- concentrations indiquées = somme de 13 des 16 HAP prioritaires - données disponibles : carotte de 75 cm (~1700-2007)	JUNG S., 2009
	Lake Escura- Serra Estrela (Portugal)	Altitude = 1680 m; oligotrophe Surface lac=0.22 ha ; Surface BV=0.051 km ² , Profondeur max = 12.5 m	Taux de sédimentation = 160 g/m ² /an, Carbone Organique Total =11%	0-1 cm	-1994	800		FERNANDEZ et al., 1999
	Lake Cimera- Sierra Gredos (Espagne)	Altitude = 2140 m; oligotrophe Surface lac=0.85 ha ; Surface BV=0.85 km ² , Profondeur max = prof max=9,4 m	Taux de sédimentation = 325g/m ² /an, Carbone Organique Total = 2,8%	0-1 cm	-1994	260		
	Lac La Caldera- Sierra Nevada (Espagne)	Altitude = 3050 m; oligotrophe Surface lac=2,3 ha ; Surface BV=0,18 km ² , Profondeur max = 11,3 m	Taux de sédimentation = 250g/m ² /an, Carbone Organique Total = 2,3%	0-1 cm	-1994	180		
	Lac Redo (Pyrénées, Espagne)	Altitude = 2240 m; oligotrophe Surface lac = 24ha ; surface BV =1,55 km ² ; Profondeur moyenne = 32m; profondeur max = 73m	Taux de sédimentation = 125 g/m ² /an, Carbone Organique Total = 4,1%	0-1 cm	-1994	690	- concentrations indiquées = somme de 25 HAP dont 13 des 16 HAP prioritaires	
	Lac Noir (Alpes, Savoie)	Altitude = 2750 m; oligotrophe Surface lac = 1,2 ha ; Surface BV = 0,59 km ² , Profondeur max = 11 m	Taux de sédimentation = 110 g/m ² /an, Carbone Organique Total = 3,5%	0-1 cm	-1994	960	- lacs à petites surfaces	
	Lac Schwarsee ob Sölden (Alpes, Autriche)	Altitude = 2799 m; oligotrophe Surface lac = 4,3 ha ; Surface BV = 0,14 km ² , Profondeur max = 18 m	Taux de sédimentation = 65 g/m ² /an, Carbone Organique Total = 4,5 %	0-1 cm	-1994	880	- carottages réalisés entre 1993 et 1995	
	Lac Gossenköllesee (Alpes, Autriche)	Altitude = 2417 m; oligotrophe Surface lac = 1,7 ha ; Surface BV = 0,16 km ² , Profondeur max = 9,9 m	Taux de sédimentation = 78 g/m ² /an, Carbone Organique Total = 9 %	0-1 cm	-1994	700		
	Lac Dlugi Staw (Tatras, Pologne)	Altitude =1783 m; oligotrophe Surface lac = 1,6 ha ; Surface BV = 0,66 km ² , Profondeur max = 10,6 m	Taux de sédimentation = 72g/m ² /an, Carbone Organique Total = 10 %	0-1 cm	-1994	13 000		
	Lac Starolesnianske Pleso (Tatras, Slovaquie)	Altitude = 2000 m; oligotrophe Surface lac = 0,75 ha ; Surface BV = 0,027 km ² , Profondeur max = 4,1 m	Taux de sédimentation = 78 g/m ² /an, Carbone Organique Total = 9 %	0-1 cm	-1994	18 000		
	Lac Redon (Pyrénées, Espagne)	Altitude = 2240 m; oligotrophe Surface lac = 24ha ; surface BV =1,55 km ² ; Profondeur moyenne = 32m; profondeur max = 73m	Carbone organique total = 4-5% Vitesse sédimentation = 0,024 cm/an	0-2 cm	-1994	760	- concentrations indiquées = somme des 16 HAP prioritaires - données disponibles : carottes sédimentaires de 30 cm =1820-1994 pour lac Redon, 1820-2001 pour Lac Ladove	
	Lac Ladove (Tatras, Slovaquie)	Altitude = 2057 m; oligotrophe	Carbone Organique Total = 7-8% Vitesse sédimentation = 0,1 cm/an	0-2 cm	-2001	12 000		
	Lac Montriond (Alpes, Haute Savoie)	Altitude = 1072m; oligo-mésotrophe à mésotrophe Surface lac = 32 ha. Profondeur moyenne = 9 m; profondeur max= 19 m.	Carbone organique = 3,3% Granulométrie < 50 µm;	surface	-	630	- concentration indiquée = somme des 16 HAP prioritaires - moyenne sur 3 fois (2005, 2006, 2007)	DIREN Rhône-alpes, 2005, 2006, 2007.
Autres lacs isolés	Lac Maam Donegal (Irlande)	Altitude = 436 m; oligotrophe Surface lac = 5 ha ; Surface BV = non décrit, Profondeur max = 8,5 m	Taux de sédimentation = 140 g/m ² /an, Carbone organique total = 23 %	0-1 cm	-	2900	- concentrations indiquées = somme de 25 HAP dont 13 des 16 HAP prioritaires	FERNANDEZ et al., 1999
	Lac ØvreNeådalsvatn - Caledonian (Norvège)	Altitude = 728 m; oligotrophe Surface lac=50 ha ; Surface BV= 16 km ² , Profondeur max = 18 m	Taux de sédimentation = 102 g/m ² /an, Carbone Organique total= 6,4%	0-1 cm	-	800	- lacs à petites surfaces - carottages réalisés entre 1993 et 1995	
	Lac Arresjøen - Danskoya (Norvège)	Altitude = 20 m; oligotrophe Surface lac=35 ha ; Surface BV= 3 km ² , Profondeur max= 32 m;	Taux de sédimentation = 23 g/m ² /an, Carbone organique total = 6,1%	0-1 cm	-	260	- lac Arresjøen connu comme l'un des lacs les plus isolés d'Europe	
	Loch Coire nan Arr (Nord Ouest Ecosse)	Altitude = 125 m; Surface lac = 11,6ha; Surface BV = 897ha	- Vitesse de sédimentation = 0,1 cm/an	surface	1980-1996	626	- concentrations indiquées = somme des 16 HAP prioritaires - données disponibles sur une carotte sédimentaire de 1830 à 1996	ROSE et RIPPEY, 2002

Lacs urbanisés	Lac Trasimeno (Centre Italie)	Altitude = 258 m Surface lac= 128 km ² ; Surface BV= 396 km, Profondeur moyenne= 4,5 m ; profondeur max = 7 m	-	Point A : 0-5 cm	-	Automne= 138,7; Hiver= 205,1; Printemps= 286,4; Eté=303,0		DE BARTOLOMEO et al., 2004
			-	Point B : 0-5 cm	-	Automne= 203,8; Hiver= 196,3; Printemps= 294,9; Eté=ND		
			-	Point C : 0-5 cm	-	Automne= 63,2; Hiver= 116,5; Printemps= 281,2; Eté=233,0		
			-	Point D : 0-5 cm	-	Automne= 104,2; Hiver= 164,5; Printemps= 289,9; Eté=398,0		
			-	Point E : 0-5 cm	-	Automne= 176,1; Hiver= 146,7; Printemps= 362,5; Eté= 368,0		
	Lac du Bourget	Altitude = 231 m Surface lac = 42 km ² (4200 ha); Surface BV = 560 km ² , Profondeur max = 145 m	Carbone organique moyen = 1,5% Granulométrie moyenne : 17 µm Vitesse sédimentation (en cm/an) : B2=0,4; L6=0,4; G1= 0,38; L5 = 0,6; L4=0,48	0,5 cm 0-1 cm 0-1 cm 0,5 cm 0-1 cm trappe	2007 2006 2006 2007 2006 2006	B2 = 400 L6 = 450 G1 = 460 L5 = 555 L4 = 690 Delta de la Leysse = 760	- concentrations indiquées = somme de 13 des 16 HAP prioritaires - données disponibles sur la carotte B2 : 1830-2007 (55 cm), G1 : 1880-2007 (35 cm), L6 : 1910-2007 (40 cm), L5 : 1930-2007 (50 cm), L4 : 1790-2007 (70 cm)	JUNG S., 2009 JUNG et al., 2008 JUNG et al., 2007
			granulométrie : fractions fines et vases des ports	15-40 cm	-	111 à 6089	concentrations indiquées = somme des 16 HAP prioritaires	Com. Pers. CISALB 2008
	Lac Léman	Altitude = 372 m Surface lac = 582,4 km ² ; Surface BV = 7 395 km ² Profondeur maximale = 309,7 m	vitesse de sédimentation, teneur en carbone organique et granulométrie très variable entre les 5 sites d'échantillonnage	~0-5 cm (benne)	-	Grangettes = 368 Delta Dranse = 632 SHL2 = 658 GE3 = 1620 Baie Vidy = 4588	concentrations indiquées = somme des 16 HAP prioritaires	EDDER et al., 2008
	Lac d'Annecy	Altitude = 447 m; oligo-mésotrophe Surface lac = 2700 ha ; Surface BV = 273 km ² , Profondeur max = 65 m	Carbone organique moyen ~ 2%; Vitesse sédimentation (GL) ~0,2cm/an Vitesse sédimentation (pL)~0,3cm/an	~ 0-5 cm (benne)	~ 1980-2008	217 à 1292 moyenne Petit Lac = 246 ± 29 moyenne Grand Lac = 827 ± 257	- concentrations indiquées = somme des 16 HAP prioritaires - 2 points de prélèvements dans le Petit Lac, 5 points de prélèvements dans le Grand Lac.	SILA, 2008

Etude bibliographique de la contamination des milieux lacustres par les micropolluants (PCB et HAP) - Application au lac d'Annecy.

Résumé

A la suite d'analyses réalisées dans les sédiments et dans la chair des poissons du lac d'Annecy en 2008, le SILA a été chargé par le Préfet de la Haute-Savoie de réaliser une étude bibliographique sur les PCB et HAP en milieu lacustre.

Cette étude vise à :

- synthétiser les informations disponibles sur la contamination des milieux lacustres par ces composés ;
- évaluer le degré de contamination du lac d'Annecy au regard des données actuellement disponibles et identifier l'origine potentielle de ces composés ;
- définir, si nécessaire, un cahier des charges pour la réalisation d'actions et/ou d'études complémentaires.

Pour ce faire, les données d'analyse des PCB et HAP de chaque matrice du lac d'Annecy (sédiments, eau, poissons) ont été comparées à la littérature scientifique, à la réglementation (le cas échéant, aux valeurs-guides retenues), aux données de suivis des gestionnaires des grands lacs alpins.

Principales conclusions sur les PCB :

A partir des données disponibles, l'ordre de grandeur des concentrations en PCB des **sédiments** du lac d'Annecy est à rapprocher des gammes de concentrations des lacs isolés d'altitude soumis à des apports uniquement **atmosphériques**. D'autre part les sédiments du lac sont de bonne à très bonne qualité au regard des valeurs guides, dans la gamme de **concentration ne présentant pas d'effet prévisible sur l'environnement** en l'état actuel des connaissances sur les transferts trophiques.

Concernant la consommation humaine, **l'eau du lac** présente des teneurs inférieures aux limites de quantification et inférieures aux limites réglementaires et aux valeurs guides.

Les poissons du lac d'Annecy sont conformes au regard de la limite réglementaire, et peuvent être pêchés en vue de leur commercialisation et consommation, excepté pour les ombles chevaliers de plus de 40 cm.

Principales conclusions sur les HAP :

Dans les sédiments au centre du Grand et du Petit Lac, les concentrations sont de l'ordre de grandeur des lacs isolés soumis uniquement à des apports atmosphériques. Au regard des valeurs guides, les sédiments sont de qualité moyenne. Au niveau des **zones proches des rives, les données actuelles sont insuffisantes** pour renseigner l'influence des rejets d'**eaux pluviales** du bassin versant, des **voies routières à proximité**, et des **bateaux à moteurs**.

Concernant la consommation humaine, **l'eau du lac** est conforme aux limites réglementaires pour les HAP, et de très bonne qualité au regard des valeurs guides.

Dans les **poissons**, les HAP présentant des propriétés de bioaccumulation plus limitées que d'autres polluants comme les PCB, ils sont retrouvés à des teneurs très faibles, inférieures à la norme sanitaire.

Etudes complémentaires :

Concernant les PCB, il n'apparaît pas justifié à ce jour d'engager une étude complémentaire, mais il semble opportun de signaler l'intérêt du SILA aux organismes institutionnels et de recherche pour les **études en cours** (Université de Savoie, INRA, Agence de l'eau, CEMAGREF, AFSSA, DIREN...), dont certaines portent déjà sur le lac d'Annecy.

Concernant les HAP, une étude plus complète sur les apports et vecteurs de HAP au lac se justifie, pour identifier plus précisément les **sources de pollution chronique** au lac, **quantifier les apports** de HAP, et proposer des solutions techniques et/ou réglementaires visant à leur diminution.