

La contamination des eaux continentales par les micropolluants organiques

Contamination of a continental waters by organic micropollutants

M. Marchand

Volume 2, numéro 2, 1989

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705030ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705030ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Marchand, M. (1989). La contamination des eaux continentales par les micropolluants organiques. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 2(2), 229–264. <https://doi.org/10.7202/705030ar>

Résumé de l'article

Il y a environ 50 000 à 60 000 composés chimiques utilisés communément à des fins techniques. Certains d'entre eux sont toxiques et leur rejet dans l'environnement peut constituer une menace pour l'équilibre des écosystèmes aquatiques et pour la santé humaine. Plusieurs listes de substances dangereuses, appelées également polluants chimiques prioritaires, ont ainsi été établies par des organismes nationaux ou internationaux, notamment par l'EPA aux États-Unis, la CEE en Europe, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). La nécessité de protéger les milieux aquatiques et la santé humaine a par ailleurs amené le développement de standards, de critères de qualité des eaux naturelles et des eaux potables, vis-à-vis de ces contaminants chimiques.

Les sources de pollution sont diverses, se partageant entre les sources localisées comme les effluents urbains et industriels et les sources diffuses comme les eaux de ruissellement en zones rurales et en zones urbaines et les retombées atmosphériques. Différents processus biogéochimiques déterminent les mécanismes de transport et de transformation des polluants organiques dans le milieu aquatique, et la bioaccumulation dans les organismes vivants représente un important aspect de ce comportement.

Une première évaluation de la qualité des eaux continentales (rivières, lacs, eaux souterraines) est effectuée en examinant les données recueillies à travers le réseau de surveillance mondiale de la qualité de l'eau (GENS/EAUX) mis en place par deux organismes des Nations Unies, l'OMS et le PNUE. D'autres sources d'informations, publiées dans la littérature scientifique, ont été également utilisées pour évaluer les niveaux de concentrations observés pour différents groupes de polluants organiques dans les eaux naturelles et les eaux potables. La plupart des données disponibles proviennent d'un nombre limité de pays industriels d'Amérique du Nord, d'Europe et du Japon. Il y a une dramatique absence d'informations concernant la qualité chimique des eaux continentales dans les pays les moins développés d'Afrique, d'Amérique Latine et d'Asie. À l'heure actuelle, la stratégie de surveillance des polluants chimiques à l'échelle mondiale est donc loin d'être réellement satisfaisante.

Synthèse bibliographique

A review

La contamination des eaux continentales par les micropolluants organiques

Contamination of a continental waters
by organic micropollutants

M. MARCHAND (1)

RÉSUMÉ

Il y a environ 50 000 à 60 000 composés chimiques utilisés communément à des fins techniques. Certains d'entre eux sont toxiques et leur rejet dans l'environnement peut constituer une menace pour l'équilibre des écosystèmes aquatiques et pour la santé humaine. Plusieurs listes de substances dangereuses, appelées également polluants chimiques prioritaires, ont ainsi été établies par des organismes nationaux ou internationaux, notamment par l'EPA aux Etats-Unis, la CEE en Europe, l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). La nécessité de protéger les milieux aquatiques et la santé humaine a par ailleurs amené le développement de standards, de critères de qualité des eaux naturelles et des eaux potables, vis-à-vis de ces contaminants chimiques.

Les sources de pollution sont diverses, se partageant entre les sources localisées comme les effluents urbains et industriels et les sources diffuses comme les eaux de ruissellement en zones rurales et en zones urbaines et les retombées atmosphériques. Différents processus biogéochimiques déterminent les mécanismes de transport et de transformation des polluants organiques dans le milieu aquatique, et la bioaccumulation dans les organismes vivants représente un important aspect de ce comportement.

Une première évaluation de la qualité des eaux continentales (rivières, lacs, eaux souterraines) est effectuée en examinant les données recueillies à travers le réseau de surveillance

(1) IFREMER, Centre de Brest, B.P. n°70, 29263 PLOUZANE, FRANCE

mondiale de la qualité de l'eau (GEMS/EAUX) mis en place par deux organismes des Nations Unies, l'OMS et le PNUE. D'autres sources d'informations, publiées dans la littérature scientifique, ont été également utilisées pour évaluer les niveaux de concentrations observés pour différents groupes de polluants organiques dans les eaux naturelles et les eaux potables. La plupart des données disponibles proviennent d'un nombre limité de pays industriels d'Amérique du Nord, d'Europe et du Japon. Il y a une dramatique absence d'informations concernant la qualité chimique des eaux continentales dans les pays les moins développés d'Afrique, d'Amérique Latine et d'Asie. A l'heure actuelle, la stratégie de surveillance des polluants chimiques à l'échelle mondiale est donc loin d'être réellement satisfaisante.

Mots clés : *polluants organiques, eaux continentales, eaux de boisson.*

SUMMARY

There are about 50,000 to 60,000 chemical compounds used for technical purposes. Some are toxic and the discharge of these substances in the environment can be a threat to the balance of aquatic ecosystems and to human health. Several lists of dangerous substances, also called major chemical pollutants, have been drawn up by various national or international bodies such as the EPA in the United States, the EEC in Europe or the World Health Organization (WHO). The need to protect the aquatic environment and human health has also led to the establishment of standards and of quality criteria for natural and drinking water subject to these chemical contaminants.

There are several sources of pollution, punctual sources such as urban and industrial effluents and diffuse sources such as run-offs from agricultural land and urban areas and atmosphere fallout. Various biogeochemical processes determine the mechanisms by which organic pollutants are transported and transformed in the aquatic environment. Bioaccumulation in living organisms represents an important aspect of their behaviour.

A first assessment of the quality of continental waters (rivers, lakes and groundwater) is made by examining the data collected by the international GEMS/WATER surveillance network carried out by two United Nations Agencies, WHO and UNEP. Other sources of information, published in the literature, were also used in order to determine the level of concentration of different groups of organic pollutants found in natural waters and in drinking water. Most of the data collected come from a limited number of industrial countries : North America, Europe and Japan. There is a serious lack of informations concerning the quality of continental waters in numerous countries in Africa, South America and Asia. At present, the procedure of global chemical pollution surveillance is far from satisfactory.

Key-words : *Organic pollutants, continental waters, drinking water.*

1 - NATURE ET CLASSIFICATION DES POLLUANTS ORGANIQUES

Les multiples activités humaines occasionnent des rejets de substances chimiques vers le milieu aquatique terrestre ou marin. Ces rejets sont de nature et d'origine variées qu'ils soient diffus comme les eaux de ruissellement des zones urbanisées et des zones rurales, les retombées atmosphériques ou au contraire collectés comme les émissaires des eaux usées urbaines et des effluents industriels. L'ensemble de ces apports contaminants toxiques peut constituer une menace pour l'équilibre ou la vie des écosystèmes aquatiques, et pour la santé de l'homme si l'on tient compte des ressources en eau destinées à la consommation humaine et de la salubrité chimique des espèces consommables pêchées ou élevées en milieu aquatique.

Plusieurs exemples démontrent les effets délétères de substances organiques toxiques introduites dans l'environnement, telles que les pesticides chlorés comme le DDT (amincissement des coquilles d'oeufs et éclosion prématurée chez certaines populations d'oiseaux), les polychlorobiphényles (contamination d'huile de riz au Japon par les PCB), la pollution de la James River aux Etats-Unis par le képone, la présence de tétrachloroéthylène dans les eaux de boisson. D'une autre manière, la désinfection des eaux potables par le chlore est capable de former dans les eaux traitées les trihalométhanes (THM), substances volatiles suspectées d'avoir des potentialités cancérigènes. Ces exemples ne présentent aucun caractère d'exhaustivité. Il existe environ 4 millions de composés chimiques, dont 50 000 à 60 000 approximativement sont utilisés à des fins techniques (MAUGH, 1978). Il convient donc de sélectionner ceux qui présentent des risques notables pour la santé humaine et pour l'environnement. De tels choix, fondés sur des critères de toxicité, de persistance, de bioaccumulation et de présence effective, en particulier dans les effluents urbains et industriels, ont été effectués à partir de la fin des années soixante-dix par divers organismes nationaux ou internationaux, notamment par l'EPA aux Etats-Unis (KEITH et TEILLARD, 1979), la CEE en Europe (CEE, 1982), l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 1985). La réflexion engagée par l'EPA aboutit à la publication d'une liste de 129 polluants chimiques, dont 114 substances chimiques organiques considérés comme prioritaires pour l'environnement (tableau 1). La CEE établit une liste de 129 substances dangereuses, dont 118 substances organiques, susceptibles de figurer sur la liste 1 de la Communauté (directive 76/464/CEE), c'est-à-dire à éliminer des rejets, principalement des rejets industriels directs dans le milieu aquatique. Malgré un nombre identique de substances, les deux listes de l'EPA et de la CEE sont très différentes dans leur conception et leur comparaison est difficile car la liste CEE regroupe parfois sous le nom de "substances", des "groupes de substances" isomériques ou non. Le regroupement des deux listes fait apparaître 73 polluants organiques communs (MARCHANT, 1986). L'OMS établit une liste comprenant 17 constituants inorganiques et 23 constituants organiques, le choix étant basé sur la toxicité des substances retenues et leur présence effective dans les eaux de boisson et certaines eaux d'origine souterraine.

L'examen de ces listes de substances chimiques organiques, jugées dangereuses pour le milieu aquatique et la santé humaine, permet de caractériser des groupes de produits chimiques en fonction de leur utilisation et de leur dispersion dans l'environnement.

Tableau 1.- Liste des polluants organiques prioritaires
établie par l'EPA aux Etats-Unis.

1. Hydrocarbures aliphatiques halogénés

Dérivés en C ₁		Dérivés en C ₂	
	(M) Chlorure de méthyle		Chloroéthane
	(M) Bromure de méthyle	X	1,1-dichloroéthane
X	(M) Dichlorométhane	XO	(M) 1,2-dichloroéthane
XO	(C) Chloroforme	X	(M) 1,1,1-trichloroéthane
	(M) Bromodichlorométhane	X	(C) 1,1,2-trichloroéthane
	(M) Dibromochlorométhane	X	1,1,2,2-tétrachloroéthane
	(M) Bromoforme	X	Hexachloroéthane
XO	(C) Tétrachlorure de carbone	X	(M, C) Chlorure de vinyle
	Dichlorodifluorométhane	XO	1,1-dichloroéthylène
	Trichlorofluorométhane	X	1,2-dichloroéthylène
		XO	(M, C) Trichloroéthylène
		XO	(M, C) Tétrachloroéthylène
Dérivés en C ₃ , C ₄ , et C ₅			
X	(M) 1,2-dichloropropane		
X	(M) 1,3-dichloropropène		
X	Hexachlorobutadiène		
	Hexachlorocyclopentadiène		

2. Hydrocarbures mono-aromatiques

XO	(C) Benzène
X	Toluène
X	Ethylbenzène

3. Hydrocarbures poly-aromatiques ⁽¹⁾

X	Naphtalène	X	(M) Pyrène
X	Acénaphène	X	Benzo(a)anthracène
X	Acénaphthylène	X	Benzo(b)fluoranthène
X	Fluorène	X	Benzo(k)fluoranthène
X	Fluoranthène	XO	(M, C) Benzo(a)pyrène
X	Anthracène	X	Indéno(1,2,3-c,d)pyrène
X	Phénanthrène	X	Dibenzo(a,h)anthracène
X	Chrysène	X	Benzo(g,h,i)pérylène

4. Dérivés aromatiques chlorés et nitrés

XO	Chlorobenzène	XO	Hexachlorobenzène
XO	1,2-dichlorobenzène	X	2-chloronaphtalène
X	1,3-dichlorobenzène		Nitrobenzène
XO	1,4-dichlorobenzène		Dinitro-2,4-toluène
X	1,2,4-trichlorobenzène	(M)	Dinitro-2,6-toluène

5. Phthalates

Diméthyl-phthalate	Butylbenzyl-phthalate
Diéthyl-phthalate	Di-n-octyl-phthalate
Di-n-butyl-phthalate	Bis(2-éthyl-hexyl)-phthalate

6. Nitrosamines

N-nitrosodiméthylamine
N-nitrosodi-n-propylamine
N-nitrosodiphénylamine

7. Ethers halogénés

X	(M)	Bis(2-chloroisopropyl)éther		Bis(2-chloroéthoxy)méthane
		Bis(chlorométhyl)éther		4-chlorophénylphényléther
	(M,C)	Bis(2-chloroéthyl)éther		4-bromophénylphényléther
		2-chloroéthylvinyléther		

8. Phénols et dérivés

	(P)	phénol	XO	Pentachlorophénol
	(P)	2,4-diméthylphénol		2-nitrophénol
X		2-chlorophénol		4-nitrophénol
X		4-chloro-o-crésol		2,4-dinitrophénol
X	(P)	2,4-dichlorophénol		4,6-dinitro-o-crésol
XO		2,4,6-trichlorophénol		

9. Organochlorés

X ⁽²⁾		Endosulfan α	XO	(M, C)	Chlordane
X		Endosulfan β			Toxaphène
		Endosulfan sulfate	X	(C)	pp' DDE
X		α BHC	X		pp' DDD
X		β BHC	XO	(C)	pp' DDT
XO	(C)	γ BHC-lindane	X ⁽³⁾		PCB Aro 1016
X		δ BHC	X		PCB Aro 1221
XO	(C)	Aldrine	X		PCB Aro 1232
XO	(C)	Dieldrine	X		PCB Aro 1242
X		Endrine	X		PCB Aro 1248
		Endrine aldéhyde	X		PCB Aro 1254
XO	(C)	Heptachlore	X		PCB Aro 1260
XO	(C)	Heptachlore époxyde			2,3,7,8-tétrachlorodibenzo- p-dioxine

10. Composés divers

X		Benzidine		(M,C)	Acrylonitrile
		3,3'-dichlorobenzidine			Isophorone
		Acroléine			Diphényl-1,2-dydrazine

X : Substance commune à la liste CEE.

O : Substance commune à la liste OMS.

C : Substance carcinogène ou suspectée cancérigène (CLARK et al., 1986).

M : Substance mutagène ou suspectée mutagène (CLARK et al., 1986).

P : Substance promoteur (CLARK et al., 1986).

Remarques :

(1) : Mis à part le naphthalène et l'anthracène, la liste CEE se réfère à un groupe de substances "PAH", non limitatif, se caractérisant par un groupe de composés, notamment le 3,4-benzopyrène et le 3,4-benzofluoranthène.

(2) : L'accolade signifie que les composés chimiques réunis sont définis comme une seule "substance" dans la liste CEE.

(3) : Le groupe PCB est défini par 7 formulations commerciales dans la liste de l'EPA.

Il convient d'ajouter deux substances supplémentaires dans la liste de l'OMS : le méthoxychlor et l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D).

1-1 Les pesticides

Ce sont des produits généralement de synthèse qui sont volontairement introduits dans l'environnement pour protéger les récoltes en agriculture ou pour lutter contre les vecteurs de maladie, notamment dans les pays tropicaux. On les retrouve dans différentes familles caractéristiques : les insecticides organochlorés (l'usage de la plupart de ces substances, comme par exemple le DDT, est réglementé ou interdit dans un grand nombre de pays industrialisés compte tenu de leur toxicité et de leur rémanence dans l'environnement), les insecticides organophosphorés, les herbicides du type aryloxyacides, triazines, urées substituées, etc..

1-2 Les produits à usage domestique et industriel utilisés en circuit ouvert

Ces produits correspondent notamment aux substances organiques volatiles utilisées comme solvant d'extraction, solvants de dégraissage des métaux et de nettoyage des vêtements à sec, agents propulsants de bombes aérosols. On retrouve ainsi les dérivés halogénés du méthane, de l'éthane et de l'éthylène. Par leur mode d'utilisation en circuit ouvert, les taux de dispersion dans l'environnement par rapport aux chiffres de production sont généralement élevés. Dans ce groupe, nous pouvons faire figurer les hydrocarbures polyaromatiques (HPA) pour lesquels la présence dans l'environnement résulte d'apports liés à l'exploitation, au transport et au raffinage des produits pétroliers et à la dispersion des produits de pyrolyse résultant de leur utilisation (essences, fuel de chauffage, etc.).

1-3 Les produits à usage essentiellement industriel utilisés en circuit fermé

Les taux de dispersion dans l'environnement par rapport aux chiffres de production sont faibles, généralement inférieurs à 5 %. Ces produits sont des agents directs ou des intermédiaires de la synthèse chimique (ex. : le tétrachlorure de carbone pour la synthèse des fréons, le chlorure de vinyle pour la synthèse du PVC, les dérivés chlorés du benzène, naphthalène, phénol et aniline pour la fabrication des colorants, etc.). Ce sont également des produits finis utilisés en circuit fermé comme fluides caloporteurs, agents diélectriques (ex. : PCB).

1-4 Classification analytique

Un autre type de classification consiste à regrouper les polluants organiques selon les méthodologies analytiques adaptées pour les identifier et les mesurer dans l'environnement aquatique (Mc INTYRE et LESTER, 1983 ; CHAPMAN *et al.*, 1982 ; MARCHAND, 1985). On retrouve ainsi plusieurs groupes distincts :

- les substances organiques volatiles : dérivés halogénés du méthane (notamment les trihalométhanes), de l'éthane et de l'éthylène, les dérivés alkylés et chlorés du benzène ;
- les organochlorés correspondant aux polychlorobiphényles et aux insecticides chlorés (DDT, aldrine, dieldrine, etc.) ;
- les esters de l'acide phtaléique (phthalates) ;

- les composés du phénol, dérivés alkylés, chlorés et nitrés.

Si l'on considère la liste des substances dangereuses de la CEE, il convient d'ajouter :

- les insecticides organophosphorés ;
- les herbicides de la famille des triazines, des urées substituées et des aryloxyacides.

2 - EFFETS TOXIQUES ET NORMES

L'impact des contaminants organiques sur les écosystèmes aquatiques et sur la santé humaine par le biais des aliments ou directement de l'eau lorsque celle-ci est destinée à l'approvisionnement en eau potable, nécessite de contrôler les concentrations de ces polluants chimiques dans l'environnement aquatique ainsi que les effets sur les êtres vivants et d'instituer des critères de qualité de l'environnement.

Les études écotoxicologiques distinguent deux types d'effets. D'une part, les effets qui résultent d'absorption ou d'exposition de courtes durées et qui ont des conséquences mortelles (toxicité aiguë ou létale) ou non (toxicité subaiguë ou subléthale) constituent la toxicité à court terme. D'autre part, les effets qui résultent d'exposition sur de longues périodes, généralement à de faibles doses, constituent la toxicité à long terme ou chronique.

Concernant plus spécifiquement la santé humaine, la toxicité d'un composé chimique est définie par sa capacité intrinsèque de provoquer des lésions, incluant notamment la potentialité d'induire des effets cancérogènes, mutagènes et tératogènes. Une des préoccupations actuelles majeures visant la protection de la santé humaine par rapport à la contamination chimique des eaux de boisson concerne l'étude de la potentialité de ces substances toxiques, présentes dans l'eau à de faibles concentrations, de produire à long terme des cancers. Les dangers liés à l'ingestion de contaminants organiques par la consommation d'eaux potables sont étudiés par deux approches méthodologiques : les études de toxicité et les enquêtes épidémiologiques (CLARK *et al.*, 1986). A l'heure actuelle, les conclusions de ces travaux sont encore largement incomplètes et controversées. Les rapports de la National Academy of Sciences aux Etats-Unis (NAS, 1977, 1980) ainsi que les comptes rendus des travaux de symposiums internationaux concernant la salubrité des eaux utilisées pour les besoins humains (VAN LELYVELD et ZOETEMAN, 1981) et des eaux de boisson (DE KRUIJF et KOLL, 1985) constituent des sources d'information détaillée sur cette question. Il convient également de ne pas sous-estimer les risques liés à la consommation de poissons d'eaux douces et d'eau de mer (CONNOR, 1984).

La protection du milieu aquatique et de la santé humaine a donc amené le développement de standards, de critères de qualité des eaux naturelles et des eaux potables, définis en termes de niveau-guide, concentration maximale admissible, niveau de contamination maximum. Le tableau 2 illustre ce type d'objectifs de qualité des eaux concernant les contaminants organiques, développé par des organismes internationaux comme l'Organisation Mondiale de la Santé, la Communauté Economique Européenne ou des instances nationales (USA, Canada), (BEDDING *et al.*, 1983a ; TOFT, 1985).

Tableau 2.- Directives de qualité des eaux potables
et des eaux naturelles pour la protection de la
vie aquatique.

	Eaux de boisson				Eaux naturelles (USA - EPA)	
	OMS	Canada	USA	CEE	Eaux douces	Eaux marines
Extrait chloroformique	-	-	-	100	-	-
Surfactants (lauryl sulfate)	-	-	-	200	-	-
Phénols (indice phénol)	-	-	-	0,5	-	-
Hydrocarbures dissous ou émulsifiés	-	-	-	10	-	-
Hydrocarbures polyaromatiques totaux	-	-	-	0,2	-	-
Benzo(a)pyrène	0,01	-	-	-	-	-
Pesticides : totaux	-	100	-	0,5	-	-
pris individuellement	-	-	-	0,1	-	-
DDT	1	30	-	-	0,001	0,001
Aldrine/dieldrine	0,03	0,7	-	-	0,003	0,003
Heptachlore/heptachlore époxyde	0,1	3	-	-	0,001	0,001
Lindane	3	4	4	-	0,010	0,004
Méthoxychlore	30	100	100	-	0,030	0,030
Chlordane	0,3	7	-	-	0,010	0,004
Toxaphène	-	5	5	-	0,005	0,005
Mirex	-	-	-	-	0,001	0,001
Endrine	-	0,2	0,2	-	0,004	0,004
Endosulfan	-	-	-	-	0,003	0,001
Parathion	-	35	-	-	0,040	0,040
Méthyl parathion	-	7	-	-	-	-
Malathion	-	-	-	-	0,100	0,100
Diazinon	-	14	-	-	-	-
Guthion	-	-	-	-	0,010	0,010
Carbaryl	-	70	-	-	-	-
Demethon	-	-	-	-	0,100	0,100
2,4-D	100	100	100	-	-	-
2,4,5-TP (Sylvex)	-	10	10	-	-	-
NTA	-	50	-	-	-	-
2,4,6-trichlorophénol	10	-	-	-	-	-
Pentachlorophénol	10	-	-	-	-	-
1,1-dichloroéthylène	0,3	-	-	-	-	-
1,2-dichloroéthane	10	-	-	-	-	-
Chloroforme	30	-	-	-	-	-
Trihalométhanes	-	350	100	aussi bas que possible	-	-
Tétrachlorure de carbone	3	-	-	-	-	-
Trichloroéthylène	30	-	-	-	-	-
Tétrachloroéthylène	10	-	-	-	-	-
Benzène	10	-	-	-	-	-
Chlorobenzène	3	-	-	-	-	-
1,2-dichlorobenzène	0,3	-	-	-	-	-
1,4-dichlorobenzène	0,1	-	-	-	-	-
Hexachlorobenzène	0,01	-	-	-	-	-
Phthalates	-	-	-	-	30	-
PCB	-	-	-	-	0,001	0,001

Concentrations exprimées en µg/l (réf. BEDDING *et al.*, 1983a ; TOFT, 1985).

3 - SOURCES DE CONTAMINATION DU MILIEU AQUATIQUE

Une recherche exhaustive des substances organiques pouvant être présentes dans les eaux potables permet à COLEMAN *et al.*, (1980), sur des échantillons de 1 500 litres d'eau, d'identifier environ 400 composés organiques distincts sur plus de 700 composés détectés. Les auteurs identifient des substances appartenant à différentes familles chimiques : cétones, aldéhydes, éthers, esters, acides, hydrocarbures aromatiques ou non, PCB, phthalates, hétérocomposés. Parmi les substances identifiées, 26 figurent sur la liste des polluants organiques prioritaires définis par l'EPA. Cet exemple souligne la présence de multiples substances organiques, contaminantes ou non, dans le milieu aquatique. Les sources de contamination sont diverses, se partageant entre des sources localisées telles que les effluents urbains, les effluents industriels, les infiltrations à partir des lieux de décharge et des sources diffuses comprenant le ruissellement en zones agricoles, le ruissellement en zones urbaines et les retombées atmosphériques. En plus, il convient d'ajouter les substances chimiques ajoutées ou formées durant les processus de traitement des eaux résiduaires ou des eaux potables (BEDDING *et al.*, 1982 ; WOLFE, 1986).

3-1 Sources ponctuelles

La majorité des polluants organiques provient des grandes activités industrielles : le raffinage du pétrole, les charbonnages, la synthèse organique et la manufacture des produits synthétiques, la sidérurgie, l'industrie textile et l'industrie de la pâte à papier (RAWLINGS et BAMFIELD, 1979 ; WISE et FAHRENTOLD, 1981 ; KRINGSTAD et LINDSTRÖM, 1984). Ainsi, les effluents d'usines où sont fabriqués les pesticides peuvent contenir des quantités notables de ces produits. A partir d'une enquête sur plusieurs usines de fabrication, l'EPA, aux Etats-Unis, estime que les flux de pesticides rejetés varient de 0,3 à 2,8 kg/tonne de produits fabriqués, soit des concentrations moyennes en pesticides dans les effluents de 10 à 80 mg/l (HACKMAN, 1978). Par rapport à l'épandage de ces produits en agriculture, ce type de contamination par les effluents industriels se caractérise par des rejets à fortes teneurs et localisés dans l'espace. Plusieurs exemples de contamination des eaux superficielles peuvent être cités comme celui de la James River dans la baie de Chesapeake aux Etats-Unis par le képone, insecticide chloré (HUGGETT et BENDER, 1980) ou de la baie de Californie par les effluents d'une usine productrice de DDT (YOUNG *et al.*, 1977). On retrouve également des pesticides dans les effluents d'usines utilisatrices de ces produits, telles celles où est travaillé le bois (dieldrine 12 à 65 mg/l), l'industrie textile notamment dans les effluents d'unités de lavage de la laine et des tapis (malathion, lindane, dieldrine, etc.), les industries agricoles et alimentaires (SAUVEGRAIN, 1981).

Les industries ne sont pas les seules sources de pollution de l'environnement. L'utilisation des essences et fuels de chauffage, des vaporisateurs, des produits manufacturés, des pesticides et fertilisants conduit à une dispersion importante de substances chimiques contaminantes dans l'environnement par les consommateurs eux-mêmes. Les effluents urbains constituent une source manifeste de contamination du milieu aquatique. Ainsi, GOSSETT *et al.*, (1983) identifient dans les effluents urbains de Los Angeles 101 substances organiques, dont 36 figurent sur la liste des polluants considérés comme propriétaires par l'EPA. Le tableau 3 présente les gammes de concentrations de polluants organiques

Tableau 3.- Polluants organiques identifiés dans divers effluents urbains

Paramètres	Effluents urbains	Concentrations moyennes ($\mu\text{g/l}$)	Réf.
Hydrocarbures totaux	USA - Californie (n = 4)	6 100 - 12 300	1
	USA - Seattle	3 400	2
	France - Toulon	7 200 $\pm$ 2 300	3
Hydrocarbures aromatiques (SFUV*, éq. pétrole)	France - Toulon	456 $\pm$ 143	3
	France - Nantes	230 - 1 460	4
Hydrocarbures polyaromatiques	USA - Seattle	0,07 - 1,5 (chacun)	3
PCB	Canada (n = 33)	0,60 (<0,1 - 1,8)	5
	USA - New-York (n = 9)	0,60 (0,02 - 0,9)	5
	USA - Californie (n = 4)	0,54 - 3,05	6
	GB - Oxford	0,06 (0,05 - 0,08)	7
	France - Toulon	0,14 $\pm$ 0,05	3
	France - Nantes	0,14 - 0,44 (max.8,8)	4
DDT	USA - Californie (n = 5)	0,02 - 0,84	6
	GB - Oxford	0,03	7
	France - Toulon	0,24 $\pm$ 0,33	3
	France - Nantes	< 0,02	4
Lindane	USA (n = 20)	0,11 $\pm$ 0,05	5
	France - Toulon	0,22 $\pm$ 0,05	3
	France - Nantes	0,06 - 0,32	4
CHCl_3	USA (n = 20)	13 $\pm$ 0,8	5
	France - Toulon	13,2 $\pm$ 5,6	3
	France - Nantes	5,0 - 8,6	4
$\text{CCl}_3\text{-CH}_3$	USA (n = 20)	100 $\pm$ 33	5
	France - Toulon	6,6 $\pm$ 6,8	3
	France - Nantes	1,3 - 10,3	4
$\text{CHCl} - \text{CCl}_2$	USA (n = 20)	79 $\pm$ 32	5
	France - Toulon	6,0 $\pm$ 3,7	3
	France - Nantes	3,1 - 28,7	4
$\text{CCl}_2 = \text{CCl}_2$	USA (n = 20)	50 $\pm$ 19	5
	France - Toulon	19,8 $\pm$ 13,8	3
	France - Nantes	1,0 - 23,0	4
Benzène	USA (n = 20)	11 $\pm$ 7,2	5
Toluène	USA (n = 20)	48 $\pm$ 13	5
Ethyl benzène	USA (n = 20)	15 $\pm$ 2,9	5
Bis(2 éthyl-hexyl)phtalate	USA (n = 20)	41 $\pm$ 11	5
	France - Toulon	54	3
Phénol	USA (n = 20)	16 $\pm$ 6,3	5
Pentachlorophénol	USA (n = 20)	4,3 $\pm$ 1,7	5
	Canada - Vancouver	1,3 - 12,0	8
	Danemark	0,17 - 0,67	9
	Suisse - Zürich	0,72	10
	Hollande (n = 6)	0,46 - 0,76	11
	France - Toulon	0,43 $\pm$ 0,13	3

Références citées :

- | | |
|---------------------------------------|--|
| 1 : EGANHOUSE et KAPLAN (1982). | 7 : Mc INTYRE <i>et al.</i> , (1981). |
| 2 : BARRICK (1982). | 8 : GARRETT (1980). |
| 3 : MARCHAND <i>et al.</i> , (1986a). | 9 : FOLKE et LUND (1983). |
| 4 : MARCHAND (1985). | 10 : GIGER et SCHAFNER (1981). |
| 5 : WOLFE (1986). | 11 : VAN LUIN et VAN STARKENBURK (1984). |
| 6 : SCHAFER (1982). | |

* Spectrofluorescence UV.

fréquemment rencontrées dans les effluents urbains analysés en Amérique du Nord et en Europe. Sur la base de travaux effectués en France (MARCHAND, 1985 ; MARCHAND *et al.*, 1986a) et aux Etats-Unis, en baie de Californie (EGANHOUSE et KAPLAN, 1982 ; SCHAFER, 1984) et à Seattle (BARRICK, 1982), les flux de polluants organiques émis annuellement par habitant peuvent être estimés (tableau 4). Les quantités émises par an sont très variables selon les paramètres mesurés : de 5 à 10 kg pour l'extrait organique total, de 0,6 à 2 kg pour les hydrocarbures totaux, de 0,5 à 2 g pour les solvants chlorés et 5 à 60 mg pour les insecticides chlorés, PCB et pentachlorophénol. De telles estimations restent toutefois limitées et nécessiteraient des travaux complémentaires sur un plus grand nombre d'effluents urbains.

Tableau 4.- Flux de polluants organiques émis annuellement par habitant

Paramètres	Stations d'épuration*	Flux (kg an ⁻¹ hab ⁻¹)
Extrait organique total	France - Toulon	6,6
	USA - Californie (JWPCP)	10,2
	USA - Californie (OCSD)	8,0
	USA - Seattle	5,5
Hydrocarbures totaux	France - Toulon	0,6
	USA - Californie (JWPCP)	2,2
	USA - Californie (OCSD)	1,2
	USA - Seattle	1,1
Hydrocarbures aromatiques (SFUV, éq. pétrole)	France - Toulon	38 10 ⁻³
	France - Nantes	34 - 62 10 ⁻³
Solvants chlorés	France - Toulon	0,56 - 1,84 10 ⁻³
	France - Nantes	0,07 - 1,16 10 ⁻³
Lindane	France - Toulon	20 10 ⁻⁶
	France - Nantes	18 - 20 10 ⁻⁶
Σ DDT	France - Toulon	22 10 ⁻⁶
	France - Nantes	< 2 10 ⁻⁶
	USA - Californie (JWPCP)	50 - 61 10 ⁻⁶
	USA - Californie (OCSD)	4 - 11 10 ⁻⁶
PCB	France - Toulon	12 10 ⁻⁶
	France - Nantes	12 - 23 10 ⁻⁶
	USA - Californie (JWPCP)	64 - 68 10 ⁻⁶
	USA - Californie (OCSD)	223 - 320 10 ⁻⁶
Pentachlorophénol	France - Toulon	41 10 ⁻⁶

(références des travaux utilisés cités dans le texte).

3-2 Sources diffuses urbaines

Une proportion significative de contaminants organiques est transférée par les eaux de ruissellement du tissu urbain vers le milieu aquatique. COLE *et al.*, (1984) identifient 57 polluants organiques prioritaires dans les eaux de ruissellement de 19 villes des Etats-Unis. Les composés les plus fréquemment identifiés étaient l' α HCH (0,003 - 0,1 μ g/l), l' α endosulfan (0,1 - 0,2 μ g/l), le pentachlorophénol (1 - 115 μ g/l), le bis(2-éthylhexyl)phthalate (7 - 39 μ g/l),

le chloroforme (0,2 - 12 $\mu\text{g/l}$) et le phénanthrène (0,3 - 10 $\mu\text{g/l}$).

Les travaux réalisés par EGANHOUSE et KAPLAN (1981, 1982) sur le littoral de la baie de Californie montrent que les apports d'hydrocarbures totaux vers le milieu marin par les eaux de ruissellement ($9,7 \cdot 10^3$ tonnes/an) représentent une fraction importante par rapport aux rejets collectés des effluents urbains ($17,4 \cdot 10^3$ tonnes/an). La comparaison de ce site d'étude avec celui de la baie de Narragansett (HOFFMAN *et al.*, 1984) permet de comparer les ordres de grandeur de ces flux contaminants estimés annuellement et par unité de surface drainée par les eaux de pluie ($\text{g m}^{-2} \text{ an}^{-1}$) : hydrocarbures totaux : 1,3 - 2,0 ; hydrocarbures aromatiques totaux : 0,11 ; hydrocarbures polyaromatiques : $2,2 \cdot 10^{-3}$; benzo(a)pyrène : $96 \cdot 10^{-6}$.

3-3 Sources diffuses rurales

En milieu agricole, les pesticides appliqués sur les cultures peuvent atteindre les eaux superficielles par ruissellement pluvial et par drainages artificiel ou naturel. Leur transfert dépend d'un ensemble de phénomènes biogéochimiques qui influencent leur rémanence et leur mobilité : dégradation, volatilisation, percolation, adsorption sur les sols. Les cultures peuvent recevoir annuellement de 1 à 10 traitements, avec des doses qui varient, selon les cultures, leur état de développement, les produits eux-mêmes, à chaque application dans une fourchette de 10 à 30 mg/m^2 (SAUVEGRAIN, 1981). La rémanence des produits appliqués dépend principalement de leur aptitude à la dégradation biologique et chimique. Les durées de persistance, exprimées en temps nécessaire pour une dégradation de 70 à 100 %, sont très variables selon la catégorie chimique du pesticide et même d'un produit à un autre. Les insecticides organochlorés persistent plusieurs années jusqu'à la décennie et plus, comme le DDT. Les herbicides du type triazines et urées substituées persistent de nombreux mois, au-delà de l'année, tandis que les herbicides aryloxyacides sont moins rémanents. Les moins persistants (quelques semaines) sont les insecticides organophosphorés et les carbamates (PIONKE et CHESTERS, 1973). Les quantités entraînées par les eaux de ruissellement sont appréciées avec difficultés à l'échelle d'un bassin versant ; elles dépendent généralement de la solubilité des produits utilisés. Les pesticides appliqués à l'état de poudres mouillables présentent des entraînements élevés, de 2 à 5 %, tandis que pour les pesticides peu solubles dans l'eau, les pertes sont de 1 % ou moins (WAUCHOPPE, 1978). Une étude régionale réalisée sur 11 bassins versants de la province canadienne de l'Ontario constitue un exemple de comparaison de la rémanence et de la mobilité de différentes familles de pesticides après leur application sur des terres agricoles : herbicides du type triazine (atrazine), acides chlorobenzofiques et acides aryloxyacétiques et insecticides organochlorés et organophosphorés (FRANK et SIRON, 1979, 1980 ; BRAUN et FRANK, 1980 ; FRANK *et al.*, 1981).

3-4 Elimination

Pour les effluents collectés, industriels ou urbains, les quantités de polluants organiques rejetées effectivement dans le milieu aquatique sont fonction de l'existence ou non d'un traitement épuratoire et de la nature de ce traitement. La simple décantation primaire permet un taux d'abattement moyen d'environ 50 % pour les matières en suspension. Les rendements d'épuration les plus importants, supérieurs à 90 %, sont observés dans les stations pratiquant un traitement biologique secondaire.

Trois processus majeurs d'élimination des polluants organiques sont opérants au cours du traitement :

- l'élimination par adsorption sur les matières en suspension au stade de la décantation primaire et sur les boues activées ;
- l'élimination par entraînement gazeux durant l'aération prolongée du traitement biologique secondaire ;
- l'élimination par dégradation bactérienne durant le traitement biologique secondaire.

Les travaux réalisés sur un pilote expérimental par PETRASEK *et al.*, (1983), complétés par ceux de TABAK *et al.*, (1981) sur la biodégradabilité des polluants organiques, montrent que les taux d'élimination des divers polluants organiques considérés comme prioritaires par l'EPA sont supérieurs à 90 % durant les phases de traitement primaire (décantation) et secondaire (boues activées). Deux exceptions notables sont relevées concernant le lindane et le pentachlorophénol retrouvés respectivement dans l'effluent final à 55 % et 80 %.

4 - PROCESSUS INFLUENÇANT LE COMPORTEMENT DES POLLUANTS ORGANIQUES DANS L'ENVIRONNEMENT AQUATIQUE

4-1 Processus biogéochimiques

Différents processus biogéochimiques déterminent les mécanismes de transport et de transformation des polluants organiques dans le milieu aquatique. A la dispersion des apports contaminants par le processus de dilution s'ajoute les échanges à l'interface eau/atmosphère, l'adsorption sur le matériel particulaire et le transport sédimentaire. Il convient également d'évaluer la durée de vie des substances considérées, mesurée en terme de dégradation biologique et de dégradation physico-chimique par hydrolyse ou photolyse (cf. articles de synthèse de BEDDING *et al.*, 1983b ; MARCHAND, 1985 ; FARRINGTON et WESTALL, 1986 ; RICHARDS et SHIEH, 1986).

Le tableau 5 résume les processus biogéochimiques clés influençant de manière significative le comportement de plusieurs groupes de polluants organiques dans le milieu aquatique. L'importance de ces processus dépend de la structure chimique des substances organiques et de leurs propriétés physico-chimiques mais également, des conditions de l'environnement lui-même. Ainsi, la fraction adsorbée d'une substance chimique sur le matériel particulaire est fonction non seulement du coefficient de partage eau/sédiment mais également de la turbidité du milieu. L'importance des échanges eau/atmosphère dépend des conditions atmosphériques (vent) et de la turbulence du milieu aqueux. La température de l'eau favorise ou non l'activité microbienne capable de dégrader certains contaminants organiques.

Il est possible de prendre en compte des éléments simples, spécifiques d'une substance chimique, définissant ses propriétés physico-chimiques essentielles, pour prédire son comportement lorsqu'elle est dispersée dans l'environnement aquatique. Les modèles d'échange des substances organiques à l'interface eau/atmosphère ont été développés par

LISS et SLATER (1974) et sont basés notamment sur la connaissance de la constante de la loi de Henry (H) ($\text{Atm m}^3 \text{ mole}^{-1}$) qui définit le rapport existant entre la pression de vapeur P (Atm) d'un composé chimique en phase gazeuse et sa solubilité S (mole m^{-3}) en phase aqueuse. L'application de ces modèles permet à MACKAY (1980) d'établir une échelle de volatilité des substances chimiques selon la valeur de H ($\text{Atm m}^3 \text{ mole}^{-1}$) :

- substances volatiles : $H > 4 \cdot 10^{-3}$
- substances non volatiles : $H < 10^{-6}$
- substances modérément volatiles : $10^{-6} > H > 4 \cdot 10^{-3}$.

Les processus d'adsorption influencent largement le comportement de nombreux polluants organiques. Les observations montrent que les substances peu solubles dans l'eau ont tendance à s'adsorber sur le matériel particulaire et leur dispersion est liée à la dynamique hydrosédimentaire du milieu aquatique. La capacité d'adsorption d'une substance chimique sur un substrat solide peut être représentée par son coefficient de partage entre les deux phases solide et liquide ($K_p = C_{\text{solide}}/C_{\text{eau}}$).

CHIOU *et al.*, (1979), 1981, 1983), KARICKHOFF *et al.*, (1979) admettent que le processus d'adsorption des substances organiques non ioniques - incluant ainsi les hydrocarbures et hydrocarbures halogénés - est défini essentiellement par un processus de partage entre l'eau et la matière organique contenue à la périphérie du substrat solide. La capacité d'adsorption d'une substance organique non ionique peut donc être normalisée, indépendamment de la nature du substrat solide, sur la base du contenu en carbone organique de la phase solide : $K_{CO} = K_p \cdot 100/(CO)$, où (CO) représente le pourcentage de carbone organique dans les sédiments ou les matières en suspension. Ce concept a conduit de nombreux auteurs à utiliser le coefficient de partage octanol/eau (K_{OW}), qui caractérise le caractère lipophile d'un composé chimique, pour prédire le coefficient de sorption des substances organiques dans les sols et les sédiments. Ainsi, plusieurs équations ont été définies pour définir la capacité de sorption d'un certain nombre de groupes de substances organiques (K_{CO}), faisant intervenir le coefficient de partage octanol/eau (K_{OW}) du type : $\log K_{CO} = a \log K_{OW} + b$ (KARICKHOFF *et al.*, 1979 ; KARICKHOFF, 1981 ; MEANS *et al.*, 1980 ; CHIOU *et al.*, 1983).

4-2 Transfert biologique

L'accumulation dans les organismes vivants constitue un aspect essentiel du comportement des polluants organiques dans le milieu aquatique pour évaluer d'une part les effets de ces composés sur les écosystèmes, d'autre part les risques sanitaires par le biais de la consommation des espèces comestibles. Les observations montrent que les concentrations mesurées dans les tissus de poissons et de mollusques peuvent être de plusieurs ordres de grandeur supérieurs aux concentrations relevées dans l'eau. Du fait de la faible concentration en oxygène dans l'eau (par rapport à l'air), poissons et mollusques filtrent de grandes quantités d'eau et l'on admet que l'accumulation de substances chimiques organiques dans ces espèces résulte, en définitive, d'un équilibre entre les quantités accumulées dans les tissus biologiques et celles présentes dans l'eau (BRUGGEMAN, 1982). Les substances organiques ont tendance à s'accumuler dans les lipides des organismes aquatiques et leur capacité d'accumulation est ainsi largement fonction de leur caractère lipophile. Comme précédemment, ceci a conduit plusieurs auteurs à établir, pour des ensembles de substances chimiques, des corrélations entre les facteurs de bioconcentration (K_b), déterminés notamment chez les poissons, et les coefficients de partage octanol/eau (K_{OW}), du type par exemple

$\log K_B = a \log K_{OW} + b$ (MACKAY, 1982 ; DAVIES et DOBBS, 1984). La vérification de ce concept prédictif a été réalisée par GOSSET *et al.*, (1983) dans une étude relative à la présence de polluants organiques dans les effluents urbains de Los Angeles et à leur dispersion dans le milieu marin. La conclusion essentielle de ce travail montre bien que l'accumulation d'un contaminant organique dans les organismes marins (poissons, crabes, crevettes, mollusques) n'est pas directement corrélée à sa concentration initiale dans l'effluent, mais dépend étroitement du coefficient de partage octanol/eau (K_{OW}) qui définit le caractère lipophile de la substance considérée. Ce concept se vérifie également pour les chlorobenzènes identifiés dans l'eau et les poissons prélevés dans le lac Ontario en Amérique du Nord (OLIVER et NICOL, 1982 ; OLIVER et NIIMI, 1983). Ces observations sont résumées dans le tableau 6.

Tableau 6.- Bioaccumulation des polluants organiques dans les organismes aquatiques.

A - Effluents urbains de Los Angeles rejetés en mer (GOSSETT *et al.*, 1983)

Polluants	$\log K_{OW}$	Concentration dans l'effluent ng/l	Concentration dans le foie de poisson µg/kg (poids humide)
DDT	6,19	87	168 - 1 600
PCB (Aroclor 1254)	6,11	52	615 - 4 920
Pentachlorophénol	5,12	2 300	5 - 74
Trichlorobenzène (1,2,4)	4,08	770	< 1 - 28
Tétrachloroéthylène	2,60	29 000	11 - 23
Benzène	2,15	220 000	1 - 52
Phénol	1,48	980 000	< 10

B - Lac Ontario (OLIVER et NICOL, 1982 ; OLIVER et NIIMI, 1983)

Polluants	K_{OW}	Concentration dans l'eau ng/l	Concentration dans les poissons µg/kg (poids humide)
1,2,4 TCB	4,08	0,6	0,6 ± 0,3
1,2,4,5 TeCB	4,70	0,1	0,5 ± 0,2
1,2,3,4 TeCB	4,60	0,1	1,0 ± 0,4
PeCB	5,2	0,2	3,4 ± 1,3
HCB	6,2	0,05	33 ± 15
PCB*	6,1 à 6,9	1	110 à 4 900
2,3,7,8-TCDD*			0 à 20 10 ⁻³

* RYAN *et al.*, (1984)

TCB : Trichlorobenzène
TeCB : Tétrachlorobenzène
PeCB : Pentachlorobenzène

HCB : Hexachlorobenzène
PCB : Polychlorobiphényles
TCDD : Tétrachlorodibenzo-p-dioxine

5 - NIVEAUX DE PRÉSENCE DES CONTAMINANTS ORGANIQUES

5-1 Eaux continentales

Une première évaluation de la qualité des eaux continentales (fleuves, lacs, eaux souterraines) peut être recherchée par l'examen des données recueillies à travers le réseau de surveillance mondiale de la qualité de l'eau (GEMS/EAUX) qui s'inscrit dans le cadre d'un groupe de projets de surveillance à visée sanitaire, exécutée conjointement par l'OMS et le PNUE. Ce réseau représentait, au milieu de l'année 1983, un total de 448 stations officiellement désignées par les autorités de 59 pays (MEYBECK, 1985). Les contaminants organiques mesurés dans le cadre de ce programme et rangés dans la catégorie des variables d'importance mondiale, correspondent uniquement aux pesticides organochlorés et pour certaines stations également aux PCB. Cette surveillance a été réalisée, de 1979 à 1984, sur environ 25 % des stations fonctionnelles (tableau 7). On peut remarquer l'absence de ces contrôles dans les pays africains (exceptée une station de surveillance en Tanzanie mais non poursuivie depuis 1982), au Moyen-Orient, en Amérique du Sud (exceptée une station en Colombie depuis 1982). Rappelons par ailleurs que l'Union Soviétique ne fait pas partie du réseau GEMS/EAUX. Si l'on retrouve généralement les 3 insecticides chlorés, DDT (et métabolites), aldrine et dieldrine, qui figurent dans les recommandations de l'OMS pour la qualité des eaux potables, certains pays ajoutent d'autres paramètres insecticides : isomères de l'hexachlorocyclohexane (HCH), endrine, mirex. Les PCB qui représentent un paramètre global de la qualité du milieu aquatique est peu mesuré (tableau 8). Signalons que le paramètre hydrocarbures polyaromatiques, mesuré par spectrofluorescence UV, est analysé sur une seule station du réseau GEMS/EAUX, sur la rivière Saskatchewan au Canada (inférieur au $\mu\text{g/l}$). Certaines données recueillies dans le réseau concernant les organochlorés sont difficilement exploitables compte-tenu des seuils de détectabilité utilisés (30 à 500 ng/l), trop élevés par rapport aux niveaux de contamination généralement mesurés dans les eaux naturelles soumises à des apports contaminants chroniques. La contamination des eaux continentales n'est pas observée à des niveaux significatifs pour les fleuves des deux pays d'Amérique du Nord (USA, Canada) et pour la plupart des stations de surveillance de plusieurs pays d'Europe (Hollande, Finlande, Grande-Bretagne) et d'Asie (Thaïlande, Japon, Malaisie). Les concentrations mesurées sont généralement inférieures à 10 ng/l . Lorsque les seuils de détectabilité sont suffisamment bas, les niveaux moyens varient de 3 à 7 ng/l ; c'est le cas pour les fleuves Susquehanna et Potomac aux Etats-Unis (aldrine, dieldrine, endrine, mirex), les fleuves canadiens (HCH), les fleuves Lex, Maas et le lac IJsselmeer en Hollande (aldrine, dieldrine), le fleuve Chao Phrya en Thaïlande (DDT). Des concentrations plus élevées, de 10 à 50 ng/l , révélatrices d'une contamination significative, sont relevées notamment dans les fleuves Trent en Grande-Bretagne (DDT, aldrine, dieldrine, HCH), Kymijaki en Finlande (PCB) et les stations de surveillance en Espagne (DDT). Des teneurs nettement plus importantes, de 100 à 1 000 ng/l , sont reportées dans le fleuve Trent en Grande-Bretagne (PCB) et les fleuves chinois (isomères HCH) et plusieurs stations de surveillance (lac Biwa, fleuves Yodo et Ohta) au Japon (PCB). Enfin, des niveaux supérieurs à 1 000 ng/l ($> \mu\text{g/l}$) qui dénotent, soit des contaminations extrêmement préoccupantes, soit une maîtrise mal contrôlée des protocoles analytiques utilisés, sont observés sur les fleuves Rufiji en Tanzanie (dieldrine : 30 $\mu\text{g/l}$), Canca Juanchito en Colombie (DDT : 1,2 $\mu\text{g/l}$: dieldrine : 3,0 $\mu\text{g/l}$), Gombak en Malaisie (dieldrine : 30,6 $\mu\text{g/l}$) et toutes les stations de surveillance en Indonésie

Tableau 7.- Nombre de stations du programme GEMS/EAUX exerçant une surveillance des contaminants organiques. (Période 1978-1984).

		Rivières	Lacs et réservoirs	Eaux souterraines	Total
RESEAU MONDIAL GEMS/EAUX (mi-1983)	stations désignées	301	62	85	448
	stations fonctionnelles	240	43	61	344
SURVEILLANCE DES CONTAMINANTS ORGANIQUES					
AMERIQUES	USA	12	0	0	12
	Canada	5	0	0	5
	Colombie	1	0	0	1
EUROPE	Grande-Bretagne	5	1	1	7
	Hollande	5	1	0	6
	Finlande	3	2	0	5
	Belgique	1	0	0	1
	Portugal	1	1	0	2
	Espagne	5	0	1	6
ASIE	Thaïlande	2	1	0	3
	Chine	3	1	0	4
	Japon	6	3	2	11
	Malaisie	5	0	0	5
	Philippines	2	1	0	3
	Indonésie	6	1	4	11
OCEANIE	Nouvelle Zélande	3	0	1	4
	Australie	0	1	0	1
AFRIQUE	Tanzanie	1	0	0	1
TOTAL		66	13	9	88
% par rapport aux stations fonctionnelles		27 %	30 %	14 %	25 %

Tableau 8.- Contaminants organiques mesurés dans le programme GEMS/EAUX (1979-1984)

		PCB	DDT et métabolites	Aldrine	Dieldrine	Endrine	Mirex	HCH	HCH
AMERIQUES	USA			X	X	X	X		
	Canada		X	X	X	X	X	X	
	Colombie		X	X	X				
EUROPE	Grande-Bretagne	X	X	X	X				X
	Hollande		X	X	X				
	Finlande	X	X	X	X				
	Belgique		X						
	Portugal		X	X	X	X			
ASIE	Thaïlande		X	X	X				
	Chine		X					X	X
	Japon	X	X	X	X			X	X
	Malaisie		X	X	X				X
	Philippines		X	X	X				X
	Indonésie	X							
OCEANIE	Nouvelle Zélande	X	X	X	X			X	
	Australie								X
AFRIQUE	Tanzanie				X				

(PCB : de 0,4 à 6,9 µg/l). Le tableau 9 résume de manière schématique les conclusions que l'on peut tirer du programme GEMS/EAUX. Nous avons recherché d'autres sources d'informations (tableau 10) qui confirment les faibles concentrations généralement observées dans les eaux fluviales inférieures à 10 ng/l. Les niveaux de contamination significatifs d'apports contaminants chroniques se situent le plus souvent entre 10 et 100 ng/l, beaucoup plus rarement au-dessus.

Les nouvelles méthodes de concentration et de détection mises au point au cours des dix dernières années permettent d'évaluer d'autres groupes de polluants organiques dans les eaux naturelles : PCBs, hydrocarbures aromatiques volatils, chlorobenzènes, solvants chlorés, chlorophénols, hydrocarbures polyaromatiques. La connaissance de l'état de contamination des eaux continentales par ces substances contaminantes relève généralement d'études spécifiques et nous prendrons quelques exemples de travaux réalisés en Amérique du Nord, notamment dans la région des Grands Lacs et en Europe (tableau 11). Les niveaux de contamination observés se situent la plupart du temps dans la gamme de 10 à 100 ng/l, mais peuvent dépasser le niveau du µg/l pour certains contaminants spécifiques comme le tétrachloroéthylène ($\text{CCl}_2 = \text{CCl}_2$) ou sur certains sites soumis à des apports contaminants très importants, comme le Rhin en Europe.

L'estimation des apports contaminants par les eaux fluviales constitue une approche pour évaluer l'importance de la pollution du milieu aquatique, notamment au niveau des interfaces continent-océan. Les travaux de VAN DE MEENT *et al.*, (1985) illustrent la relation directe entre les contaminants organiques identifiés dans les eaux littorales de la Mer du Nord et ceux mesurés dans les eaux du Rhin. L'estimation des apports fluviaux en contaminants chimiques nécessite d'accorder la plus grande importance aux processus géochimiques, précédemment décrits, qui influencent les mécanismes de transport des substances chimiques, notamment les processus de sorption sur les suspensions solides et de sédimentation. Ainsi par exemple, les travaux sur l'estuaire de la Loire (France) par MARCHAND *et al.*, (1986b) et TRONCZYNSKI (1985) montrent que la distribution des hydrocarbures et des PCB le long de l'estuaire est étroitement corrélée à celle des matières en suspension et le transfert de ces composés dépend essentiellement de la dynamique sédimentaire du milieu fluvial et estuarien. A l'inverse, un composé tel que le lindane, beaucoup plus soluble dans l'eau (# 10 mg/l) que les PCB (# 1 à 10 µg/l), est faiblement adsorbé par le matériel particulaire et son transfert sera directement influencé par le mouvement des masses d'eaux fluviales. Le tableau 12 donne quelques estimations de flux annuels de contaminants organiques transportés par les fleuves.

5-2 Eaux potables

La présence de substances organiques contaminantes dans les eaux de boisson n'est plus mise en doute ; elle résulte directement de la pollution chimique des eaux superficielles et des eaux souterraines. Le programme de surveillance des eaux potables aux Etats-Unis, le "National Organics Reconnaissance Survey" (NORS), réalisé sur 80 sources d'alimentation en eau confirme la présence généralisée de nombreux contaminants organiques (SYMONS *et al.*, 1975). Différents groupes de composés sont identifiés comme les hydrocarbures polyaromatiques à des niveaux compris entre 0,025 et 0,234 µg/l (HARRISON *et al.*, 1975), les chlorophénols, les chlorobenzènes, les phtalates (BEDDING *et al.*, 1982), ainsi que des pesticides, notamment en milieu rural, tels que DDT, aldrine, dieldrine, mirex, hexachlorobenzène, 2,4-D et des herbicides triazines (SANDHU *et al.*, 1978). Toutefois, la préoccupation essentielle de la contamination

Tableau 9.- Surveillance des contaminants organiques (insecticides chlorés et PCB)
dans le programme GEMS/EAUX (1979-1984).

Niveaux de Contamination	< 10 ng/l	10 - 50 ng/l	100 - 1 000 ng/l	> 1 000 ng/l
AMERIQUES	USA (12) Canada (5)			Colombie (1) : dieldrine, DDT.
AFRIQUE				Tanzanie (1) : dieldrine.
EUROPE	Hollande (6) Grande-Bretagne (7) Finlande (5)	Grande-Bretagne (1) : DDT, aldrine, dieldrine, HCH. Finlande (1) : DDT. Belgique (1) : DDE. Espagne (5) : DDT.	Grande-Bretagne (1) : PCB	
ASIE	Thaïlande (3) Japon (5) Malaisie (5)		Thaïlande (1) : DDE. Chine (4) : HCH. Japon (3) PCB.	Malaisie (1) : dieldrine. Indonésie (11) : PCB.
OCEANIE		Australie (1)		

Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de stations de surveillance.

INEXPLOITABLES (seuils analytiques trop élevés) : Portugal, Japon (PCB), Philippines, Nouvelle Zélande.

Tableau 10.- Présence de pesticides dans les eaux continentales
(concentrations moyennes en ng/l)

PAYS	REF.	SITES	POLLUANTS
USA	(1)	Fleuve Niagara (1981-1983)	α HCH : $12 \pm 6,8$ γ HCH : $1,7 \pm 1,0$ DDE : $0,2 \pm 0,2$ Chlordane : $< 0,5$
Canada	(2)	14 fleuves de la région ouest (1971-1977)	α HCH : 3 à 9 γ HCH : < 1 2,4-D : < 4 à 20 2,4,5-T : < 2 à 3 DDT : n.d.
Argentine	(3)	Fleuve Parana (1981)	α HCH : 9 γ HCH : 9 Parathion : 22
Italie	(4)	Fleuves Pô et Adige (1977-1978)	α HCH : 6,4 à 10,2 γ HCH : 4,3 à 5,3 DDT : 1,2 à 3,3
France	(5)	Fleuve Loire (1982-1984)	γ HCH : 13 à 21 Σ DDT : n.d.
	(6)	Fleuve Seine (1984-1985)	γ HCH : 10 à 50
Hollande	(7,8)	Fleuves Weser et Ems (1976)	α HCH : 1,9 à 5,9 γ HCH : 9,8 à 21,6 Dieldrine : 0,1 à 0,2 Σ DDT : < 1 Endrine : 0,1
	(9)	Estuaire Rhin/Meuse (1976)	α HCH : 7 - 21 γ HCH : 9 - 13 Dieldrine : 4 - 13 Endrine : < 1 Σ DDT : < 2
	(10)	Fleuves Rhin (R) et Meuse (M) (1977)	α HCH : 20 (R), 10 (M) γ HCH : 20 (R), 30 (M) Σ DDT, dieldrine : n.d.
Indes	(11)	Fleuve Jamuna (Dehli) (1976-1978)	Σ DDT : 240 - 560

Références :

- | | |
|--|--|
| (1) : OLIVER et NICOL (1984) | (8) : ABARNOU (Comm. person.) |
| (2) : GUMMER (1980) | (7,8) : DUINKER <i>et al.</i> , (1982, 1985) |
| (3) : LENARDON <i>et al.</i> , (1984) | (9) : DUINKER et HILLEBRAND (1979) |
| (4) : GALASSI et PROVINI (1981) | (10) : WEGMAN et GREVE (1980) |
| (5) : MARCHAND <i>et al.</i> , (1986b) | (11) : AGARWAL <i>et al.</i> , (1986). |

Tableau 11.- Autres contaminants organiques identifiés dans les eaux continentales
(concentrations moyennes exprimées en ng/l).

PCB's

PAYS	SITES	REF.	CONCENTRATIONS
USA	Fleuve Niagara	(1)	9,4 ± 4,7
	Lac Superior	(2)	(1979) 3,8 ± 1,9
			(1980) 0,9 ± 0,8
Italie	Fleuves Pô et Adige	(3)	< 20 - 100
France	Fleuves Loire	(4)	38 - 64
	Seine	(5)	30 à 1 300
Hollande	Fleuves Ems	(6)	13
	Rhin	(7)	210
	Meuse	(7)	170
	Estuaire Rhin et Meuse	(8)	20 - 400

Solvants chlorés

PAYS	SITES	REF.	CHCl ₃	CCl ₄	CCl ₃ - CH ₃	CHCl = CCl ₂	CCl ₂ = CCl ₂
Allemagne	Rhin	(9)	-	4 300	-	750	1 200
Hollande	Rhin	(10)	40	20	80	50	50
France	Loire	(4)	-	-	48 - 68	50 - 180	12 - 60
Suisse	Rivière Glatt	(11)	-	-	-	-	600 ± 700
	Rivière Aare	(11)	-	-	-	-	240 ± 120
	Eaux souterraines Zürich	(12)	-	-	-	-	< 100 - 81 600
	Eaux souterraines, zone industrielle Zürich	(12)	-	60 - 3 600	20 - 4 800	130 - 1 840	440 - 236 000
	Lac de Zürich	(12)	n.d.	20 - 35	8	12	50 - 120
	Lac Léman	(13)	-	-	-	5 - 13	11 - 48
	Fleuve Rhône	(13)	-	-	-	9	29 - 38
Italie	Eaux souterraines polluées (Modane)	(14)	2 200	< 1 000	26 000	32 000	136 000
USA	Eaux souterraines, Nassan (Long Island)	(15)	3 500 - 4 400	600 - 1 600	4 500 - 5 400	5 700 - 6 500	5 300 - 6 100

Hydrocarbures aromatiques volatils

PAYS	SITES	REF.	BENZENE	TOLUENE	ETHYLBENZENE	XYLENES
Allemagne	Rhin	(9)	1 300	2 300	300	1 530
Hollande	Rhin	(10)	5	5	< 5	10
Suisse	Rivière Glatt	(11)	-	-	-	230 ± 250
	Rivière Aare	(11)	-	-	-	50 ± 30
	Lac Léman	(13)	-	6 - 126	3 - 10	13 - 160
	Fleuve Rhône	(13)	-	151	13 - 16	56 - 75

Chlorobenzènes*

PAYS	SITES	REF.	DCB	TCB	TeCB	PeCB	HCb
USA	Fleuve Niagara	(1)	70	20	7	1,3	1,1
Canada	Grand River	(16)	17	2	0,05	0,05	0,06
	Lac Ontario	(16)	50	0,8	0,2	0,2	0,06
	Lac Huron	(16)	4	0,2	0,05	0,04	0,04
Allemagne	Rhin	(9)	2 800	70	-	-	-
Hollande	Rhin	(10)	750	38	-	-	-
	Ems	(6)	-	-	-	0,35	0,18
Suisse	Rivière Glatt	(11)	230 (iso 1,4-)	-	-	-	-
	Rivière Aare	(11)	35 (")	-	-	-	-
	Lac de Zürich	(12)	10 - 35 (")	4 - 12 (iso 1,2,4-)	-	-	-
	Lac Léman	(13)	7 - 92 (")	-	-	-	-
	Fleuve Rhône	(13)	42 (")	-	-	-	-

Hydrocarbures polyaromatiques**

PAYS	SITES	REF.	CONCENTRATIONS
Hollande	Rhin	(9)	< 5 à 25 (chaque)

Chlorophénols***

PAYS	SITES	REF.	TCP (2,4,5)	TCP (2,4,6)	TTCP (2,3,5,6)	TTCP (2,3,4,6)	PCP
Hollande	Rhin	(17)	< 20 - 150	180 - 190	30 - 60	80 - 140	730 - 1 100
	Meuse		< 20	< 20	< 10 - 20	< 10 - 60	320 - 780
	Eijsden		< 20	< 20	< 10	50 - 60	380 - 790
	Boven Merwede		< 20 - 90	120 - 150	< 10 - 30	70	490 - 1 000
	Ijssel		< 20 - 150	160 - 180	< 10 - 20	50 - 110	550 - 1 000
	Ijssel	(18)	150	130	10	70	410
Allemagne	Weser	(19)	1 - 5	3 - 10	11 - 86		103 - 409
Suisse	Glatt	(20)				40	170 - 240
France	Rhône	(21)	< 10	< 10	< 10	< 10	120 - 200

Références :

- | | | |
|--------------------------------------|---|--------------------------------------|
| (1) OLIVER et NICOL (1984) | (8) DUINKER et HILLEBRAND (1979) | (15) CONNOR (1984) |
| (2) CAPEL et EISENREICH (1985) | (9) KARRENBROCK et HABERER (1983) | (16) OLIVER et NICOL (1982) |
| (3) GALASSI et PROVINI (1981) | (10) VAN DE MEENT <i>et al.</i> , (1985) | (17) WEGMAN et HOFSTEE (1979) |
| (4) MARCHAND <i>et al.</i> , (1986b) | (11) SCHWARZENBACH <i>et al.</i> , (1983) | (18) WEGMAN et VAN DEN BROEK (1983) |
| (5) ABARNOU (Comm. person.) | (12) GIGER <i>et al.</i> , (1978) | (19) WEBER et ERNST (1978) |
| (6) DUINKER <i>et al.</i> , (1985) | (13) GIGER <i>et al.</i> , (1984) | (20) AHEL <i>et al.</i> , (1984) |
| (7) WEGMAN et GREVE (1980) | (14) AGGAZZOTTI et PREDIERI (1986) | (21) MARCHAND <i>et al.</i> , (1988) |
-
- | | | |
|----------------------------|-----------------------|-----------------------------|
| * : DCB : dichlorobenzènes | ** : fluoranthène, | *** : TCP : trichlorophénol |
| TCB : trichlorobenzènes | benz(a)anthracène, | TTCP : tétrachlorophénol |
| TeCB : tétrachlorobenzènes | benzo(b)fluoranthène, | PCP : pentachlorophénol |
| PeCB : pentachlorobenzène | benzo(k)fluoranthène, | |
| HCB : hexachlorobenzène | benzo(a)pyrène. | |

Tableau 12.- Estimation de flux annuels de contaminants organiques transportés par les fleuves (kg an^{-1})

PAYS	REF.	SITES	Débit ($\text{km}^3 \text{ an}^{-1}$)	PCB	LINDANE	DDT	AUTRES SUBSTANCES
USA	(1)	Niagara	202	1 700 - 1 900	-	-	
Argentine	(2)	Parama	420	-	-	-	Total pesticides (HCH, parathion) : 108 000
Grande-Bretagne	(3)	(Angleterre)	(*)	73 - 434	723 - 819	119 - 471	
		(Ecosse)	(*)	9 - 190	220 - 239	12 - 201	
		(Irlande du Nord)	(*)	0,7 - 38	40 - 43	1,8 - 38	
Hollande	(4)	Rhin	60	7 600	-	-	PeCB (+) : 80 HCB (++) : 330
		Scheldt	10	105	-	-	PeCB : 1 HCB : 1
		Yssel	6	380	-	-	PeCB : 6,4 HCB : 20
		Ems	4	16	-	-	PeCB : 0,7 HCB : 0,9
		Weser	12	198	-	-	PeCB : 1,3 HCB : 1,6
		Elbe	24	564	-	-	PeCB : 15 HCB : 97
France	(5)	Var	2,8	10			
	(6)	Seine	12	230 - 430			
	(7,8)	Loire	30	60 - 110	400 - 600	-	Hydrocarbures totaux : $240 - 266 \cdot 10^3$ Hydrocarbures polyaromatiques : $4 \cdot 10^3$ $\text{CCl}_3 - \text{CH}_3$: $1,4 - 2,0 \cdot 10^3$ $\text{CHCl} - \text{CC}_2$: $1,5 - 5,4 \cdot 10^3$ $\text{CCl}_2 = \text{CCl}_2$: $0,3 - 1,8 \cdot 10^3$

Références :

- (1) OLIVER et NICOL (1984)
 (2) LÉNARDON *et al.*, (1984)
 (3) O'DONNELL et MANCÉ (1984)
 (4) DUINKER *et al.*, (1984)

- (5) VILLENEUVE (1985)
 (6) MARCHAND (1985)
 (7) MARCHAND *et al.*, 1986b)
 (8) TRONCZYNSKI (1985)

- (*) : Somme des apports fluviaux et rejets urbains
 (+) : Pentachlorobenzène
 (++) : Hexachlorobenzène

chimique des eaux potables concerne les substances organiques volatiles, essentiellement les dérivés halogénés en C_1 et C_2 . Des valeurs-guides définies en termes de niveaux de concentrations maximums ont été proposés par l'EPA pour 9 contaminants chimiques volatils, dont 8 sont des substances chlorées : trichloroéthylène, tétrachloroéthylène, tétrachlorure de carbone, 1,2-dichloroéthane, chlorure de vinyle, 1,1-dichloroéthylène, 1,1,1-trichloroéthane, 1,4-dichlorobenzène et benzène (COTRUVO et VOGT, 1985).

Par ailleurs depuis 1974, les travaux de ROOK (1974) en Europe et de BELLAR *et al.*, (1974) aux Etats-Unis ont démontré la formation de dérivés halogénés volatils dans les eaux désinfectées au chlore, résultat des réactions d'oxydation du chlore avec des composés organiques, principalement les acides humiques et les acides fulviques. L'existence de ces dérivés d'oxydation halogénés ne dépend pas directement de la contamination des eaux d'approvisionnement mais dépend de leur traitement de désinfection. Les principaux composés formés sont les trihalométhanes (THM) comprenant le chloroforme ($CHCl_3$), le bromodichlorométhane ($CHBrCl_2$) le dibromochlorométhane ($CHBr_2Cl$) et le bromoforme ($CHBr_3$). Le tableau 13 résume les gammes de concentrations de contaminants organiques volatils observées dans des eaux potables de différents pays dans le monde. Les trihalométhanes (THM) sont généralement les substances organiques les plus souvent identifiées dans les eaux de boisson, le chloroforme étant le composé prépondérant.

6 - CONCLUSION

Le programme GEMS/EAUX ne permet pas d'avoir une vue d'ensemble de la qualité des eaux continentales à l'échelle mondiale pour ce qui concerne les micro-polluants organiques. La surveillance, limitée aux seuls pesticides organochlorés, est trop restrictive par rapport à l'approche plus exhaustive des polluants organiques considérés comme prioritaires pour l'environnement et qui englobe d'autres groupes de substances contaminantes : hydrocarbures polyaromatiques, phénols et dérivés chlorés, chlorobenzènes, substances halogénées volatiles, etc.. Si un tel projet devait inclure à l'avenir la surveillance des eaux de boisson, il conviendrait de retenir d'autres paramètres qui présentent un intérêt pour la santé, notamment les substances chlorées volatiles, en particulier les trihalométhanes (THM). Par ailleurs, on peut constater que la surveillance actuelle est réduite à quelques stations d'échantillonnage d'un nombre limité de pays et ne peut être réellement représentative de la qualité des eaux continentales à l'échelle mondiale. Cette constatation démontre de manière indirecte que de nombreux pays manquent d'instruments analytiques ou d'un savoir faire nécessaires pour surveiller la présence de contaminants organiques dans les eaux continentales. La stratégie de surveillance des pollutions chimiques à l'échelle mondiale est donc loin d'être réellement satisfaisante. Les études spécifiques réalisées à une échelle locale permettent de combler certaines lacunes et d'évaluer la présence et les niveaux de contamination d'autres groupes de polluants organiques dans les eaux continentales. Ces travaux restent trop souvent localisés aux seuls pays industrialisés de l'Amérique du Nord, de l'Europe et du Japon. La nécessité d'engager des contrôles de surveillance de la qualité des eaux continentales dans les pays les moins industrialisés (Afrique, Asie, Amérique

Tableau 13.- Contaminants organiques identifiés dans les eaux potables (concentrations exprimées en µg/l).

	REF.	CHCl ₃	CHBrCl ₂	CHBr ₂ Cl	CHBr ₃	THM*	CCl ₃ - CH ₃	CCl ₄	CHCl = CCl ₂	CCl ₂ = CCl ₂	BENZENE	TOLUENE	ETHYLBENZENE
Australie	(1)	11	4,1	-	-	15,1	-	-	-	0,1	-	0,6	0,01
Chine		3,4	7,6	13	6,3	30,3	-	-	-	0,2	-	0,7	-
Taiwan		0,05	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	0,7	-
Philippines N.		4,9	2,3	1,2	-	8,4	-	-	0,03	-	0,12	1,5	0,2
Philippines S.		1,8	1,7	1,5	-	5,0	-	-	0,01	-	-	0,5	-
Indonésie		6,8	3,0	0,7	-	10,5	-	-	-	-	-	1,4	-
Egypte		-	-	-	-	-	-	-	1,2	0,3	-	1,1	0,02
Bresil		17	4,4	-	-	21,1	-	-	-	-	0,04	1,2	-
Nicaragua		0,6	-	1,1	-	1,7	1,1	-	0,05	-	0,7	2,3	0,01
Vénézuéla		57	10	-	-	67	-	-	-	-	0,02	0,9	-
Pérou		6,4	5,7	2,7	-	14,8	-	-	-	-	-	0,7	-
Angleterre		5,8	6,4	2,3	-	14,5	-	-	0,4	-	6,8	0,3	-
USA (n = 80)	(2)	21	6	1,2	5	27							
USA (n = 5)	(3)	1 - 301	4 - 73	3 - 32	-	28 - 406			< 0,1 - 0,5 < 0,1 - 0,4 < 0,1 - 0,3 < 0,1 - 0,7				
Canada (n = 70)	(4)	13	1,4	0,1	-	14,5							
RFA - Brême	(5)	3,3	4,0	8,0	40,0	55,5							
RFA (n = 50)	(6)	2,7	1,8	2,4	2,7	9,6	0,4	< 0,1	0,6	1,3			
Italie (n = 46)	(7)	28,3	9,3	3,4	-	41,0	0,3	0,2	-	-			
France (n = 34)	(8)	1,1	-	-	-	1,1							
Belgique (n = 16)	(9)	1,7 - 105,6	0,2 - 38,1	0,2 - 12,8	0 - 2,7	2,1 - 152	0 - 16,8	0,07 - 22,9	0 - 5,1	0 - 0,08			
Suisse (n = 3)	(10)									1 - 69			

* : THM : Trihalométhanes

- : non détecté

Références :

- (1) TRUSSEL *et al.*, (1980)
 (2) SYMONS *et al.*, (1975)
 (3) COLEMAN *et al.*, (1977)
 (4) WILLIAMS *et al.*, (1980)
 (5) BATJER *et al.*, (1980)
 (6) LAHL *et al.*, (1981)
 (7) AGGAZZOTTI *et al.*, (1986)
 (8) CHAMBERON *et al.*, (1983)
 (9) QUACHEBEUR *et al.*, (1980)
 (10) GIGER *et al.*, (1978)

latine) s'impose, notamment par rapport à l'épandage souvent très important des produits phytosanitaires. Des stratégies de surveillance des pollutions chimiques adaptées à une échelle locale devraient mieux répondre aux besoins exprimés. A la différence de paramètres hydrobiologiques, descriptifs naturels de systèmes hydrologiques et biologiques, les contaminants chimiques sont directement reliés aux activités humaines qui inscrivent leurs marques plus à une échelle locale, d'un bassin versant, d'une région, qu'à l'échelle d'une nation ou d'un continent. Ainsi conviendrait-il d'associer à un programme de surveillance des substances d'origine anthropique, une connaissance des sources de contamination du milieu aquatique, distinguant en cela les zones à fortes concentrations urbaines et industrielles, les zones à caractère rural et les zones à faible densité humaine.

REMERCIEMENTS

Cette étude constitue une contribution partielle à un rapport général d'évaluation de la qualité des eaux douces dans le monde ("Water Quality - A Global Assessment") réalisé pour le compte de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et actuellement en cours d'édition. Je tiens à remercier tout particulièrement le Dr Michel MEYBECK de l'Ecole Normale Supérieure de Paris et le Dr Richard HELMER de l'Organisation Mondiale de la Santé à Genève, coordinateurs de ce projet, de m'avoir permis de participer à ce travail d'évaluation.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AGARWAL H.C., MITTAL P.K., MENON K.B., PILLAI M.K.K. (1986). DDT residues in the river Jamuna in Delhi, India. *Water, Air and Soil Pollution*, 28: 89-104.

AGGAZZOTTI G., PREDIERI G. (1986). Survey of volatile halogenated organics (VHO) in Italy. Levels of VHO in drinking waters, surface waters and swimming pools. *Wat. Res.*, 20(8): 959-963.

AHEL M., GIGER W., MOLNAR-KUBICA E., SCHAFFNER C. (1984). Organic micropollutants in surface waters of the Glatt Valley, Switzerland. In: *Analysis of Organic Micropollutants in Water*, D. Reidel Publ. Comp.: 280-288.

BARRICK R.C. (1982). Flux of aliphatic and polycyclic aromatic hydrocarbons to central Puget Sound from Seattle (West-point) primary sewage effluent. *Environ. Sci. Technol.*, 16(10): 682-692.

BATJER K., GABEL B., KOSCHORREK M., LAHL U., LIERSE K.W., STACHEL B., THIEMANN W. (1980). Drinking water in Bremen: trihalomethanes and social costs. A case study of bromoform formation during chlorination of river water highly contaminated with bromide ions. *The Science of the Total Environment*, 14: 287-291.

BEDDING N.D., Mc INTYRE A.E., PERRY R., LESTER J.N. (1982). Organic contaminants in the aquatic environment. I - Sources and occurrence. *The Science of the Total Environment*, 25(2): 143-167.

BEDDING N.D., Mc INTYRE A.E., LESTER J.N. (1983a). Organic contaminants in the aquatic environment. III - Public health aspects, quality standards and legislation. *The Science of the Total Environment*, 27(2 et 3): 163-200.

- BEDDING H.D., Mc INTYRE A.E., PERRY R., LESTER J.N. (1983b). Organic contaminants in the aquatic environment. II - Behaviour and fate in the hydrological cycle. *The Science of the Total Environment*, 26(3): 255-312.
- BELLAR T.L., LICHTENBERG T.T., KRONER R.C. (1974). The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water. *J. Am. Water. Works Assoc.*, 66: 703-706.
- BRAUN H.E., FRANK R. (1980). Organochlorine and organophosphorus insecticides: their uses in eleven agricultural watersheds and their loss to stream waters in Southern Ontario, Canada, 1975-1977. *The Science of the Total Environment*, 15: 169-192.
- BRUGGEMAN W.A. (1982). Hydrophobic interactions in the aquatic environment. In: *Handbook of Environmental Chemistry*, vol. 2, part B. Reactions and Processes. O. Hutzinger ed., Springer Verlag: 83-102.
- CAPEL P.D., EISENREICH S.J. (1985). PCBs in Lake Superior, 1978-1980. *J. Great Lakes Res.*, 11(4): 447-461.
- CEE (1982). Communication de la Commission au Conseil relative aux substances dangereuses susceptibles de figurer sur la liste I de la directive 76/464/CEE du Conseil. *Journal Officiel des Communautés Européennes*, 14 juillet 1982: C176/7-C176/10.
- CHAMBON P., TAVEAU M., MORIN M., CHAMBON R., VIAL J. (1983). Survey of trihalomethane levels in Rhône-Alpes water supplies. Estimates on the formation of chloroform in waste water treatment plants and swimming pools. *Water Res.*, 17: 65-69.
- CHAPMAN P.M., ROMBERG G.P., VIGERS G.A. (1982). Design of monitoring studies for priority pollutants. *Journal WPCF*, 54(3): 292-297.
- CHIOU C.T., PETERS L.J., FREED V.H., (1979). A physical concept of soil-water equilibria for non ionic organic compounds. *Science*, 206: 831-832.
- CHIOU C.T., PETERS L.J., FREED V.H. (1981). Soil-water equilibria for non ionic organic compounds. *Science*, 213: 684.
- CHIOU C.T., PORTER P.E., SCHMEDDING D.W. (1983). Partition equilibria of non ionic organic compounds between soil matter and water. *Environ. Sci. Technol.*, 17(4): 227-231.
- CLARK R.M., GOODRICH J.A., DEININGER R.A. (1986). Drinking water and cancer mortality. *The Science of the Total Environment*, 53(3): 153-172.
- COLE R.H., FREDERICK R.E., HEALY R.P., ROLAN R.G. (1984). Preliminary findings of the priority pollutant monitoring project of the nationwide urban runoff program. *Journal WPCF*, 56(7): 898-908.
- COLEMAN W.E., LINGG R.D., MELTON R.G., KOPFLER F.C. (1977). The occurrence of volatile organics in five drinking water supplies using gas chromatography/mass spectrometry. In: *Identification and Analysis of Organic Pollutants in Water*. *Am. Arbor Science*: 305-327.
- COLEMAN W.E., MILTON R.G., KOPFLER F.C., BARONE K.A., AURAND T.A., JELLISON M.G. (1980). Identification of organic compounds in a mutagenic extract of a surface drinking water by a computerized gas chromatography/mass spectrometry system (GC/MS/COM). *Environ. Sci. Technol.*, 14(5): 576-588.
- CONNOR M.S. (1984). Comparison of the carcinogenic risks from fish vs. groundwater contamination by organic compounds. *Environ. Sci. Technol.*, 18(8): 628-631.
- COTRUVO J.A., VOGT C.D. (1985). Regulatory aspects of desinfection. In: *Water chlorination - Chemistry, Environmental Impacts and Health Effects*, vol. 5, Lewis Publ. Inc.: 91-96.
- DAVIES R.P., DOBBS A.J. (1984). The prediction of bioconcentration in fish. *Wat. Res.*, 18(10): 1253-1263.
- DE KRUIJF H.A.M., KOOL H.J. (eds) (1985). Organic Micropollutants in Drinking Water and Health. Proceedings of an International Symposium, Amsterdam, The Netherlands, 11-14 June 1985. *The Science of the Total Environment*, 47: 1-508.
- DUINKER J.C., HILLEBRAND M.T.J. (1979). Behaviour of PCB, pentachlorobenzene, hexachlorobenzene, α , γ HCH, dieldrin, endrin and pp'DDD in the Rhine-Meuse estuary and the adjacent coastal area. *Neth. J. Sea Res.*, 13(2): 256-281.
- DUINKER J.C., HILLEBRAND M.T.J., NOITING R.F., WELLERSHAUS S. (1982). The river Weser: processus affecting the behaviour of metals and organochlorines during estuarine mixing. *Neth. J. Sea Res.*, 15(2): 170-195.
- DUINKER J.C., BOON J.P., HILLEBRAND M.T.J. (1984). Organochlorines in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res. Public. Series*, 10: 211-228, 1984.

- DUINKER J.C., HILLEBRAND M.T.J., NOLTING R.F., WELLEPSHAUS S. (1985). The river Ems : processes affecting the behaviour of metals and organo-chlorines during estuarine mixing. *Neth. J. Sea Res.*, 19(1): 19-29.
- EGANHOUSE R.P., KAPLAN I.R. (1981). Extractable organic matter in urban stormwater runoff. 1 - Transfert dynamics and mass emission rates. *Environ. Sci. Technol.*, 15(3): 310-315.
- EGANHOUSE R.P., KAPLAN I.R. (1982). Extractable organic matter in municipal wastewaters. 1 - Petroleum hydrocarbons : temporal variations and mass emission rates to the oceans. *Environ. Sci. Technol.*, 16(3): 180-186.
- FARRINGTON J.W., WESTALL J. (1986). Organic chemical pollutants in the oceans and groundwater : a review of fundamental chemical properties and biogeochemistry. In : *The role of the Oceans as a Waste Disposal Option*. G. Kullenberg (ed.), D. Reidel Publishing Company : 361-425.
- FOLKE J., LUND U. (1983). Occurrence of low and high chlorinated phenols in municipal sewage before and after passing through biological treatment plants. *J. Chromatogr.*, 279: 189-198.
- FRANK R., SIRON G.J. (1979). Atrazine : its use in corn production and its loss to stream waters in Southern Ontario, 1975-1977. *The Science of the Total Environment*, 12: 223-239.
- FRANK R., SIRON G.J. (1980). Chlorophenoxy and chlorobenzoic acid herbicides ; their use in eleven agricultural watersheds and their loss to stream waters in Southern Ontario, Canada, 1975-1977. *The Science of the Total Environment*, 15: 149-167.
- FRANK R., BRAUN H.E., HOLDRIET M.V.H., (1981). Residues from past uses of organochlorine insecticides and PCB in waters draining eleven agricultural watersheds in Southern Ontario, Canada, 1975-1977. *The Science of the Total Environment*, 20: 255-276.
- GALASSI S., PROVINI A. (1981). Chlorinated pesticides and PCBs contents of the two main tributaries into the Adriatic sea. *The Science of the Total Environment*, 17: 51-57.
- GARRETT C.L. (1980). Fraser river estuary study water quality series. Toxic organic contaminants. Environmental Protection Service, Pacific and Yukon Region, Environment Canada : 123 pp.
- GIGER W., MOLNAR-KUBICA E. (1978). Tetrachloroethylene in contaminated ground and drinking waters. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 6: 475-480.
- GIGER W., SCHAFFNER C. (1981). Determination of phenolic water pollutants by glass capillary gas chromatography. In : "Advances in the Identification & Analysis of Organic Pollutants in Water". Vol. 1, Keith L.H. (ed.), Ann Arbor Science : 141-154.
- GIGER W., MOLNAR-KUBICA E., WAKEHAM S., (1978). Volatile Chlorinated hydrocarbons in ground and lake waters. In : "Aquatic Pollutants. Transformation and Biological Effects". Ed. O. Hutzinger, I.M. Van Lelyveld & B.C.J. Zoeteman, Pergamon Press, Oxford : 101-123.
- GIGER W., AHEL M., KUHN E., SCHAFFNER C. (1984). Etude des micropolluants organiques. Campagnes 1983-1984. Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman contre la Pollution. Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin Lémanique. Programme quinquennal 1981-1985 : 63-74.
- GOSSETT R.W., BROWN D.A., YOUNG D.R. (1983). Predicting the bioaccumulation of organic compounds in marine organisms using octanol/water partition coefficient. *Mar. Poll. Bull.*, 14(10): 387-392.
- GUMMER W.D. (1980). Pesticide monitoring in the prairies of Western Canada. In : "Hydrocarbons and Halogenated Hydrocarbons in the Aquatic Environment". Ed. B.K. Afghan and D. Mackay. Plenum Press, New-York : 345-372.
- HACKMANN E.E. (1978). Pesticide production. In : *Toxic organic chemicals - Destruction and waste treatments*. Noyes Data Corp. : 148-173.
- HARRISON R.M., PERRY R., WELLINGS R.A. (1975). Polynuclear aromatic hydrocarbons in raw, potable and waste waters. *Wat. Res.*, 9: 331-346.
- HOFFMAN E.J., MILLS G.L., LATIMER J.S., QUINN J.G. (1984). Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. *Environ. Sci. Technol.*, 18(8): 580-587.
- HUGGETT R.J., BENDER M.E. (1980). Kepone in the James river. *Environ. Sci. Technol.*, 14(8): 918-923.
- KARICKHOFF S.N. (1981). Semi-empirical estimation of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. *Chemosphere*, 10: 833-846.
- KARICKHOFF S.N., BROWN D.S., SCOTT T.A. (1979). Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments. *Wat. Res.*, 13: 241-248.

- KARRENBROCK F., HABERER K. (1983). Determination of volatile organic substances in water by GC/SIM results of an investigation on the rivers Rhine and Main. In : Analysis of Organic Micropollutants in Water". Ed. G. Angeletti & A. Bjorseth. D. Reidel. Publ. Comp. : 179-188.
- KEITH L.H., TEILLARD W.A. (1979). Priority pollutants : a perspective view. *Environ. Sci. Technol.*, 13(4) : 416-423.
- KRINGSTAD K.P., LINDSTROM K. (1984). Spent liquors from pulp bleaching. *Environ. Sci. Technol.*, 18(8) : 236A-248A.
- LAHL U., CETINKAYA M., DUSZELN J.V., STACHEL B., THIEMANN W., GABEL B., KOZICKI R., PODBIELSKI A. (1981). Health risks from volatile halogenated hydrocarbons. *The Science of the Total Environment*, 20 : 171-179.
- LENARDON A.G., DE HAVIA M.I.M., FUSE J.A., DE NOCHETTO C.B., DEPETRIS P.J. (1984). Organochlorine and organophosphorus pesticides in the Parana river (Argentina). *The Science of the Total Environment*, 34 : 289-297.
- LISS P.S., SLATER P.G. (1974). Fluxes of gases across the air-sea interface. *Nature*, 247 : 181-184.
- MACKAY D. (1980). Solubility, partition coefficients, volatility and evaporation rates. In : *The Handbook of Environmental Chemistry*. Vol. 2. Part. A. Reactions and Processes. O. Hutzinger ed., Springer Verlag : 31-45.
- MACKAY D. (1982). Corrélation of bioconcentration factors. *Environ. Sci. Technol.*, 16(5) : 274-278.
- MARCHAND M. (1985). Processus géochimiques d'apports et de distribution des polluants organiques dans l'environnement marin. Etude appliquée aux hydrocarbures et hydrocarbures halogénés. Thèse Doctorat d'Etat, Univ. Paris VI, 22 nov. 1985 : 310 pp.
- MARCHAND M. (1986). Polluants organiques prioritaires. Essai de classification. Comparaison des listes CEE et EPA. Rapp. interne IFREMER, DERO-86-16-EL, Brest (France) : 32 pp..
- MARCHAND M., CAPRAIS J.C., PIGNET P., POROT V. (1986). Les flux polluants entrant et sortant de la station d'épuration de Toulon-Est évalués sur un cycle journalier (24 et 25 juin 1985). Thème : Polluants organiques. Rapp. IFREMER, Centre de Brest (France), DERO-86-15-EL : 67 pp..
- MARCHAND M., CAPRAIS J.C., TRONCZYNSKI J., MARTY J.C., SCRIBE P., SALIOT A. (1986b). Processus de transport et flux des hydrocarbures et hydrocarbures halogénés dans l'estuaire de la Loire. Rapp. P.V. Réunion. Cons. int. Explor. Mer. 186 : 361-374.
- MARCHAND M., CAPRAIS J.C., PIGNET P. (1988). Hydrocarbures et hydrocarbures halogénés dans les eaux marines côtières de la Méditerranée occidentale (France). *Mar. Envir. Res.*, 25 : 131-159.
- MAUGH T.M. (1978). Chemicals : How many are there ? *Science*, 199 : 162.
- MC INTYRE A.E., LESTER J.N. (1983). Organic contaminants in the aquatic environment. IV - Analytical techniques. *The Science of the Total Environment*, 27 : 201-230.
- MC INTYRE A.E., PERRY R., LESTER J.N. (1981). The behaviour of polychlorinated biphenyls and organochlorine insecticides in primary mechanical wastewater treatments. *Environ. Poll. (series B)*, 2 : 223-233.
- MEANS J.C., WOOD S.G., HASSETT J.H., BANWART W.L. (1980). Sorption of polynuclear aromatic hydrocarbons by sediments and soils. *Environ. Sci. Technol.*, 14(12) : 1524-1528.
- MEYBECK M. (1985). Le programme GEMS/EAUX (1978-1983). Bull. Qualité des Eaux. Publ. Environnement Canada, X(4) : 172-178.
- NAS (1977). *Drinking water and health*. Vol. 1. National Academy of Sciences, Washington D.C.
- NAS (1980). *Drinking water and health*. Vol. 3. National Academy of Sciences, Washington D.C.
- O'DONNELL A.R., MANCE G. (1984). Quantities of some dangerous substances discharged to British coastal waters. *Mar. Poll. Bull.*, 15(8) : 284-288.
- OMS (1985). Directives de qualité pour l'eau de boisson. Vol. 1. Recommandations. Organisation Mondiale de la Santé, Genève : 129 pp..
- OLIVER B.G., NICOL K.D. (1982). Chlorobenzenes in sediments, water and selected fish from Lakes Superior, Huron, Erie and Ontario. *Environ. Sci. Technol.*, 16(8) : 532-536.
- OLIVER B.G., NICOL K.D. (1984). Chlorinated contaminants in the Niagara river. *The Science of the Total Environment*, 39 : 57-70.

- OLIVER B.G., NIIMI A.J. (1983). Bioconcentration of chlorobenzenes from water by rainbow trout. Correlation with partition coefficients and environmental residues. *Environ. Sci. Technol.*, 17: 287-291.
- PETRASEK A., KUGELMAN I.J., AUSTREN B.D., PRESSLEY T.A., WILSON L.A., WISE R.M. (1983). Fate of toxic organic compounds in waste water treatment plants. *Journal WPCF*, 55(10): 1286-1296.
- PIONKE H.B., CHESTERS G. (1973). Pesticide sediment water interactions. *J. Env. Qual.*, 2(1): 29-45.
- QUAGHEBEUR D., DE WULF E. (1980). Volatile halogenated hydrocarbons in Belgian drinking waters. *The Science of the Total Environment*, 14: 43-52.
- RAWLINGS G.D., BAMFIELD M. (1979). Textile plant wastewater toxicity. *Environ. Sci. Technol.*, 13: 160-164.
- RICHARDS D.J., SHIEH W.K. (1986). Biological fate of organic priority pollutants in the aquatic environment. *Wat. Res.*, 20(9): 1077-1090.
- ROOK T.T. (1974). Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water. Treat. Exam.*, 23(2): 234-243.
- RYAN J.L., LAU P.Y., PILON J.C., LEWIS D., Mc LEOD M.A., GERVAIS A. (1984). Incidence and levels of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in lake Ontario commercial fish. *Environ. Sci. Technol.*, 18: 719-721.
- SANDRU S.S., WARREN W.J., NELSON P. (1978). Pesticidal residue in rural potable water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 70: 41-45.
- SAUVEGRAIN P. (1981). Les micropolluants organiques dans les eaux superficielles continentales. Rapport n°2. Les pesticides organochlorés et les autres. Association Française pour l'Etude des Eaux, Paris : 225 pp..
- SCHAFER H. (1982). Characteristics of municipal waste waters. In : W. Bascom (ed.). *Coastal Water Research Project. Biennial Report for the years 1981-1982*. Southern California Coastal Water Research Project. Long Beach, Californie : 1-11.
- SCHAFER H. (1984). Characteristics of municipal waste waters. In : W. Bascom (ed.). *Coastal Water Research Project. Biennial Report for the years 1983-1984*. Southern California Coastal Water Research Project. Long Beach, Californie : 11-19.
- SCHWARZENBACH R.P., GIGER G., HOEHN E., SCHNEIDER J.K. (1983). Behaviour of organic compounds during infiltration of river water to groundwater. Field studies. *Environ. Sci. Technol.*, 17(8): 472-478.
- SYMONS J.M., BELLAR T.A., CARSWELL J.K., DE MARCO J., KROPP K.L., ROBECK G.G., SEEGER D.R., SLOCUM C.J., SMITH B.L., STEVENS A.A. (1975). National Organics Reconnaissance Survey for halogenated organics. *J. Am. Water Works Assoc.*, 67: 634-647.
- TABAK H.M., QUAVE S.A., MASHNI C.I., BARTH E.F. (1981). Biodegradability studies with priority pollutant compounds. *Journal WPCF*, 49: 216-226.
- TOFT P. (1985). The control of organics in drinking water in Canada and the United States (Standards, legislation and practice). *The Science of the Total Environment*, 47: 45-58.
- TRONCZYNSKI J. (1985). Biogéochimie de la matière organique dans l'estuaire de la Loire ; origines, transport et évolution des hydrocarbures et acides gras. Doct. 3ème cycle; Univ. Paris VI : 176 pp..
- TRUSSEL A.R., CROMER J.L., UMPHRES M.D., KELLEY P.E., MONCUR J.G. (1980). Monitoring of volatile halogenated organics : a survey of twelve drinking waters from various parts of the world. In : *Water Chlorination - Environmental Impact and Health Effects*. Vol. 3., Ann Arbor Science : 39-53.
- VAN DE MEENT D., DEN HOLLANDER H.A., POOL W.G., VREDENBREGT M.J., VAN OERS H.A.M., DE GREEF E., LUIJTEN J.A. (1986). Organic micropollutants in Dutch coastal waters. *Wat. Sci. Tech.*, 18: 73-81.
- VAN LELYVELD M., ZOETEMAN B.C.J. (eds.) (1981). Water Supply and Health. Proceedings of an International Symposium, Noordwijkerhout, The Netherlands, 27-29 August 1980. *The Science of the Total Environment*, 18: 1-398.
- VAN LUIN A.B., VAN STARKENBURG W. (1984). Hazardous substances in waste water. *Wat. Sci. Technol.*, 17: 843-853.
- VILLENEUVE J.P. (1985). Géochimie des composés organochlorés dans l'environnement marin. Doct. Univ. Paris VI, 27 mars 1986 : 180 pp..
- WAUCHOPPE R.D. (1978). The pesticide content of surface water draining from agricultural fields - a review. *J. Env. Qual.*, 7(4) : 459-472.

- WEBER K., ERNST W. (1978). Levels and pattern of chlorophenols in water of the Weser estuary and the German Bight. *Chemosphere*, 11: 873-879.
- WEGMAN R.C.C., HOFSTEE A.W.M. (1979). Chlorophenols in surface waters of the Netherlands (1976-1977). *Wat. Res.*, 13: 651-657.
- WEGMAN R.C.C., GREVE P.A. (1980). Halogenated hydrocarbons in Dutch water samples over the years 1969-1977. In : *Hydrocarbons and Halogenated Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. Ed. B.K. Afghan & D. Mackay, Plenum Press, New-York : 405-415.
- WEGMAN R.C.C., VAN DEN BROEK H.H. (1983). Chlorophenols in river sediment in the Netherlands. *Wat. Res.*, 17: 227-230.
- WILLIAMS D.T., OTSON R., BOTHWELL P.D., MURPHY K.L., ROBERTSON J.L. (1980). Trihalomethane levels in Canadian drinking water. In : *Hydrocarbons and Halogenated Hydrocarbons in the Aquatic Environment*, Plenum Press, New-York : 503-512.
- WISE H.E. Jr., FAHRENTHOLD P.D. (1981). Predicting priority pollutants from petrochemical processes. *Environ. Sci. Technol.*, 15: 1292-1304.
- WOLFE D.A. (1986). Sources of organic contaminants in the marine environment : ocean disposal and accidental spills. In : *Strategies and Advanced Techniques for Marine Pollution Studies : Mediterranean Sea*. Ed. C.S. Giam & M.J.M. Dou. NATO ASI Series. Vol. G9. Springer Verlag : 237-288.
- YOUNG D.R., Mc DERMOTT D.J. & HEESEN T.C. (1977). Sediments as sources of DDT and PCB. *Mar. Poll. Bull.*, 11: 254-257.