



**INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZE DES RHEINS
COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DU RHIN**

**Inventaire comparatif de la qualité des domaines partiels eau,
matière en suspension/sédiment et organismes dans le Rhin**

Inventaire intégré de la qualité actuelle des domaines partiels
eaux, matières en suspension/sédiment et organismes dans le Rhin

Analyses d'orientation et propositions pour de futures analyses

TABLE DES MATIERES

0	RESUME	5
1	INTRODUCTION	11
2	PROGRAMMES DE MESURE 1988	13
	2.1 Généralités	13
	2.2 Matière en suspension	15
	2.3 Eaux	17
	2.4 Sédiment	17
	2.5 Organismes	18
	2.5.1 Dreissena polymorpha	19
	2.5.2 Mousses aquatiques	20
3.	METHODES D'ANALYSE	21
	3.1 Généralités	21
	3.2 Comparaisons des domaines partiels.....	22
	3.3 Calculs.....	25
4	RESULTATS	29
	4.1 Explications des graphiques	29
	4.2 Cadmium	30
	4.3 Mercure	31
	4.4 Plomb	32
	4.5 Zinc	33
	4.6 Chrome	33
	4.7 Cuivre	34
	4.8 Nickel	35
	4.9 Arsenic	36
	4.10 Lindan (τ .HCH)	36

4.11	Hexachlorobenzène (HCB)
4.12	p, p'-DDE
4.13	PCB-28
4.14	PCB-138
4.15	Fluoranthène
4.16	Benzo(b)fluoranthène
5	DISCUSSION DES RESULTATS
5.1	Rapport entre les compartiments
5.2	Rapport eau - matière en suspension
5.2.1	Généralités
5.2.2	Métaux
5.2.3	Micropolluants organiques
5.3	Rapport matière en suspension - sédiment
5.4	Teneurs dans les organismes et leurs rapports avec l'eau, les matières en suspension et les sédiment	...
5.5	Représentativité des échantillons de matières en suspension
5.6	Recommandations pour de futurs inventaires
6	CONCLUSIONS
	Sources bibliographiques
	GRAPHIQUES
	ANNEXE 1. Résultats des analyses et des calculs	

RESUME

Le Plan de travail pour la mise en oeuvre du Programme d'action Rhin, 1ère phase (8ème conférence ministérielle tenue le 1er octobre 1987) prévoit un approfondissement des connaissances concernant la qualité des eaux, les biocénoses, les matières en suspension et les sédiments. Pour approfondir ces connaissances, il est indispensable, outre les programmes de recherches écologiques, de dresser des inventaires intégrés de la qualité actuelle des domaines partiels eaux, matières en suspension/sédiments et organismes.

Dans le cadre du PAR, le sous-groupe Ps de la Commission Internationale pour la Protection du Rhin contre la pollution (CIPR) a effectué en 1988 des analyses concernant la qualité actuelle des domaines partiels eaux, matières en suspension, sédiment et organismes dans le Rhin. Le présent rapport compare entre eux les différents résultats provenant de rapports séparés afin d'atteindre un double objectif:

- 1) Analyser les rapports entre les teneurs de substances nuisibles dans les eaux et celles contenues dans les matières en suspension, les sédiments et les organismes dans le Rhin
- 2) Sur la base des résultats et des rapports existants, faire des recommandations pour les inventaires ultérieurs et pour la surveillance de la pollution du Rhin en substances nuisibles.

Les matières en suspension ont été recueillies entre le 4 et 8 juillet à l'aide d'une centrifugeuse en continu. Lors du prélèvement des échantillons de matières en suspension, des échantillons d'eau ont été prélevés au hasard pour déterminer les concentrations totales et dissoutes de substances nuisibles et les concentrations de matières en suspension. Les échantillons de sédiments ont été collectés du 13 au 16 septembre 1988. Ont été utilisés comme organismes, des dreissenes polymorphes et des mousses aquatiques. Les dreissenes polymorphes ont été prélevés aux Pays-Bas dans

l'Ijsselmeer à proximité de l'Afsluitdijk puis déversés le long du Rhin et récupérés après une période de 5 semaines. Les mousses ont été prélevées dans l'Ourthe en Belgique près de Niszamont. Elles ont ensuite été également immergées le long du Rhin et récupérées après une période de 5 semaines.

Les analyses ont été effectuées par les laboratoires suivants:

			sédiment	mat. en susp.	eaux	moule	mousse
E.A.W.A.G.	Dübendorf	(CH)					+
IRH	Nancy	(F)	+				+
BfG	Coblence	(D)	+				+
IWA	Düsseldorf	(D)	+				+
DBW/RIZA	Lelystad	(NL)	+			+	
RIVO	IJmuiden	(NL)					+
TNO	Den Helder	(NL)					+
Univ. Metz	Metz	(F)					+

Seules les substances nuisibles connues pour leur capacités d'adsorption, c.-à-d. qu'elles sont adsorbées par l'argile ou par des substances organiques et qu'elles s'accumulent dans les organismes, ont été considérées par le programme de mesure.

Pour des raisons d'ordre pratique, le présent rapport a retenu de ces analyses les métaux lourds les plus importants ainsi que quelques micropolluants organiques (voir tableau 2.2).

Les teneurs en substances nuisibles non normalisées des études des matières en suspension et du sédiment sont documentées dans les tableaux 1 et 3 de l'annexe 1. Le calcul de charges de substances nuisibles doit se baser systématique sur ces données originales. Pour comparer les valeurs de mesures du sédiment et des matières en suspension, il faut standardiser les valeurs de mesures pour les micropolluants organiques, c.-à.-d. que les teneurs des pollutions sont basées sur les teneurs normalisées de carbone organique. Cette conversion permet de mieux les rapports, notamment la relation matière en suspension/sédiment. Les résultats sont les suivants:

Relation eau - matière en suspension

Généralités:

- Les résultats de l'unique analyse des matières en suspension effectuée par la CIPR peuvent, après comparaison avec les résultats du programme de surveillance néerlandais, être considérés comme représentatifs pour l'année 1988 à Lobith.

Métaux:

- La concentration totale dans les eaux calculée à partir des teneurs dans les matières en suspension diffère en moyenne de 30 à 50% de la concentration totale mesurée (nickel plus de 100%).
- Ceci est dû à l'inexactitude des coefficients de distribution. Cette inexactitude résulte en partie de la faible concentration dissoute et donc difficile à déterminer et en partie des méthodes de prélèvements.
- Il conviendrait de s'efforcer de déterminer pour les métaux de meilleurs coefficients de distribution sur la base de plusieurs données. Des limites de dosage plus faibles sont nécessaires pour les métaux cadmium, mercure, plomb et zinc.

Micropolluants organiques:

- Pour les micropolluants organiques, il n'est pas possible de tirer des conclusions aussi détaillées que pour les métaux car les substances analysées présentaient des concentrations inférieures à la limite de détection.

Relation matière en suspension - sédiment

- Pour plusieurs substances (notamment tous les métaux), les teneurs dans la matière en suspension et dans le sédiment concordent relativement bien, notamment dans les lieux de prélèvement de Seltz, Coblenz et Bimmen.
- Des indications précises permettent de supposer que pour 3 lieux de prélèvements, les sédiments provenaient de matériaux déposés récemment.
- A la suite probablement du mélange avec des couches plus anciennes de sédiment, les teneurs sont plus élevées dans le sédiment que dans les matières en suspension à la station de Lobith.
- Les teneurs dans le sédiment et dans les matières en suspension n'étaient pas comparables les unes avec les autres aux stations situées sur le Rhin supérieur car des rejets ont lieu entre les points de prélèvement des matières en suspension et les points de prélèvement du sédiment.

Relation eaux - matières en suspension - organismes

- Le mercure, le plomb et le chrome sont le mieux adsorbés par la matière en suspension;
- Le cadmium et le cuivre sont adsorbés presque aussi bien par la matière en suspension que par les mousses;
- L'HCB, le PCB-28 et le PCB-138 s'accumulent mieux dans les moules que dans la matière en suspension.

Recommandations pour de futurs inventaires

- Pour des substances comme les métaux et les micropolluants organiques qui adsorbent fortement aux matières en suspension (coefficient de distribution > 500 l/g ou $\log K_{ow} > 7.2$), la mesure des teneurs dans les matières en suspension recueillies à l'aide d'une centrifugeuse en continu, constitue une méthode fiable permettant de suivre la qualité du Rhin dans le temps. Les concentrations dissoutes sont négligeables pour ces substances.
- Pour les substances aux coefficients de distribution < 500 l/g, les concentrations dissoutes ne sont plus négligeables. Les coefficients de distribution varient considérablement, il n'est donc pas encore possible d'évaluer la qualité de l'eau avec les résultats actuels de sorte qu'il est nécessaire de déterminer la qualité des matières en suspension et de l'eau (si possible concentrations totales et dissoutes).
- Avec des coefficients de distribution < 1 l/g (ou $\log K_{ow} < 4.5$), les teneurs adsorbées aux matières en suspension sont négligeables par rapport aux concentrations dissoutes. Pour des substances ayant de tels coefficients de distribution, la mesure des concentrations (totales) dans la phase aqueuse constitue une méthode fiable permettant de suivre la qualité du Rhin dans le temps.

- En résumé

- * coefficient de distribution > 500 l/g ou $\log K_{ow}$ (o = octanol, w = eau) $> 7,2$:
détermination de la qualité de la matière en suspension;
- * 1 l/g $<$ coefficient de distribution < 500 l/g ou $4,5 \log K_{ow} < 7,2$:
détermination de la qualité de la matière en suspension et de la qualité des eaux (si possible concentrations dissoutes);
- * Coefficient de distribution < 1 l/g ou $\log K_{ow} < 4,5$:
détermination de la qualité des eaux.

- Pour les groupes de substances qui, dans le cadre de la CIPR, sont susceptibles de faire l'objet d'une surveillance ou d'un inventaire momentané, la répartition suivante peut être effectuée:

	eau	m.s.		eau	m.s.
Phosphates	+	+	PCBs		+
Ammonium	+		Drines		+
Cadmium	+	+	Endosulfan	+	
Chrome	+	+	Hexachlorobutadiène	+	
Cuivre	+	+	Pentachlorophénol	+	(+)
Mercure	+	+	Chloroanilines	+	
Plomb	(+)	+	Azinfos-méthyle	+	
Nickel	+	+	Parathion	+	
Zinc	+	+	Parathion(-méthyle)	+	
Benzène	+		Fenthion	+	
1,1,1-trichloroéthane	+		Bentazon	+	
1,2 dichloroéthane	+		Composés de dibutylétain	+	+
Tétrachloroéthane	+		Composés de tributylétain	+	+
Tétrachlorométhane	+		Composés de tétrabutylétain	+	+
Trichloroéthane	+		Atrazin	+	
Trichlorométhane	+		Simazin	+	
Trichlorobenzène	+	+	Chloronitrobenzène	+	
HCB		+	Trifluralin	+	

- Il n'est pas souhaitable actuellement d'examiner uniquement le domaine partiel où l'accumulation est la plus importante lorsque ces données sont utilisées pour évaluer la qualité dans les autres domaines partiels car les coefficients de distribution sont trop imprécis. Il sera indispensable dans un tel cas de déterminer la qualité dans l'eau et les matières en suspension. Ces nouvelles données permettent peut-être de déduire de meilleurs coefficients de distribution.
- Les mesures dans des organismes (mousses ou mollusques) ne constituent pas pour la surveillance des teneurs en pollution le long du Rhin de meilleure méthode que la mesure de la qualité des matières en suspension et de l'eau. Les mesures dans des organismes sont toutefois nécessaires pour évaluer la qualité spécifique et les problèmes de l'écosystème.
- Lors de la présence d'anciennes pollutions dans le sédiment, il est en plus nécessaire d'analyser également le sédiment car la qualité de la matière en suspension ne fournit pas d'indications relative à ces anciennes pollutions.

INTRODUCTION

Au cours des cent dernières années, les conditions écologiques ont subi de fortes modifications le long du Rhin. Les activités humaines dans le bassin du Rhin d'une part ont conduit à des modifications hydrologiques et morphologiques importantes et la charge résultant des eaux usées a d'autre part fortement porté atteinte à la qualité des eaux.

A la suite des dommages causés par l'incendie de Schweizerhalle, le 1er novembre 1986, les ministres compétents des Etats riverains du Rhin et le Représentant de la Communauté européenne ont chargé la CIPR, lors de la 7ème conférence ministérielle tenue à Rotterdam le 19 décembre 1986, d'élaborer un programme d'action "Rhin" (PAR).

La 8ème conférence ministérielle a fixé le 1er octobre 1987 à Strasbourg les objectifs suivants pour le PAR:

- L'écosystème du Rhin doit retrouver un état tel qu'il soit possible aux espèces supérieures (p. ex. le saumon) jadis présentes mais aujourd'hui disparues, de se réimplanter dans le Rhin, ce grand fleuve européen.
- L'utilisation des eaux du Rhin pour l'alimentation en eau potable doit être également possible à l'avenir.
- La diminution de la pollution du Rhin par des substances nuisibles doit être poursuivie, ceci également dans le but commun d'atteindre une réduction sensible de la pollution du sédiment du fleuve par des substances nuisibles et de telle manière que ce sédiment puisse être utilisé comme matériau de remblai ou déversé en mer.

L'approfondissement des connaissances sur la qualité des eaux, des écosystèmes, des matières en suspension et des sédiments est prévu par le plan de travail pour la mise en oeuvre de la 1er phase du PAR (point A.1 du PAR). Outre les programmes de recherches relatifs à l'écologie, l'approfondissement des connaissances nécessite l'établissement d'inventaires intégrés sur la qualité actuelle des domaines partiels eaux, matières en suspension/sédiments et organismes.

Des inventaires sont prévus pour les années de référence 1985, 1990 et 1995. Pour les domaines "organismes" et "matières en suspension/sédiments" des données systématiques et harmonisées faut défaut pour 1985.

Pour les inventaires "matières en suspension/sédiment", des méthodes devraient être mises au point permettant de déterminer, en 1990 et 1995, la pollution des sédiments et des matières en suspension dans le profil longitudinal du Rhin de manière à ce qu'il soit possible de se prononcer sur l'évolution dans ces différents domaines partiels.

Dans le cadre de la mise en oeuvre de la 1er étape du programme d'action "Rhin", le sous-groupe Ps a effectué en 1988 des analyses de la qualité des domaines partiels eaux, matières en suspension, sédiment et organismes dans le Rhin. Les résultats de ces analyses ont fait l'objet de rapport (réf. 3, 4, 5, 6).

Dans le présent rapport, les résultats de ces analyses ont été comparés entre eux en fonction des aspects suivants:

1. Analyses des rapports entre les teneurs en substances nuisibles contenues dans l'eau et celles contenues dans la matière en suspension, le sédiment et les organismes du Rhin.
2. Formulation de recommandations pour les inventaires ultérieurs et la surveillance de la charge en substances nuisibles dans le Rhin sur la base des résultats et des rapports existants.

2. PROGRAMMES DE MESURES 1988

2.1 Généralités

Les analyses suivantes ont été effectuées dans le profil longitudinal du Rhin par le sous-groupe Ps:

04.07. - 08.07.1988	Qualité des matières en suspension (voir rapport Ps 63/89) et qualité des eaux
01-06. - 06.07.1988	Accumulation des substances nuisibles dans les mousses aquatiques (voir rapport Ps 20/90)
01.06. - 12.08.1988	Accumulation des substances nuisibles dans les dreissenes polymorphes (voir rapport Ps 33/89)
13.09. - 16.09.1988	Qualité des sédiments (voir rapport Ps 34/89)

Toutes les analyses sont effectuées sur plusieurs lieux de prélèvement le long du Rhin. La figure 2.1 donne un aperçu général de tous les lieux de prélèvement. Dans la mesure du possible, les analyses ont été effectuées au moins aux stations de mesures internationales suivantes:

- Rekingen (km 91)
- Village-Neuf (km 174)
- Seltz (km 340)
- Coblenze (km 590)
- Bimmen (km 865)
- Lobith (km 863)

Les échantillons ont été analysés dans plusieurs laboratoires (voir tableau 2.1).

Tableau 2.1: laboratoires ayant participé aux analyses de sédiment, de matière en suspension, d'eau, de moules et de mousses

			sédiment	mat. en sus.	eau ¹	moules	mousses
E.A.W.A.G.	Dübendorf	(CH)		+			
IRH	Nancy	(F)	+	+			
BfG	Coblence	(D)	+	+			
LWA	Düsseldorf	(D)	+	+			
D.B.W./RIZA	Lelystad	(NL)	+	+	+		
RIVO	IJmuiden	(NL)				+	
TNO	Den Helder	(NL)				+	
Univ. Metz	Metz	(F)					+

¹ Mesure unique dans des échantillons d'eau prélevés au hasard pendant l'analyse des matières en suspension.

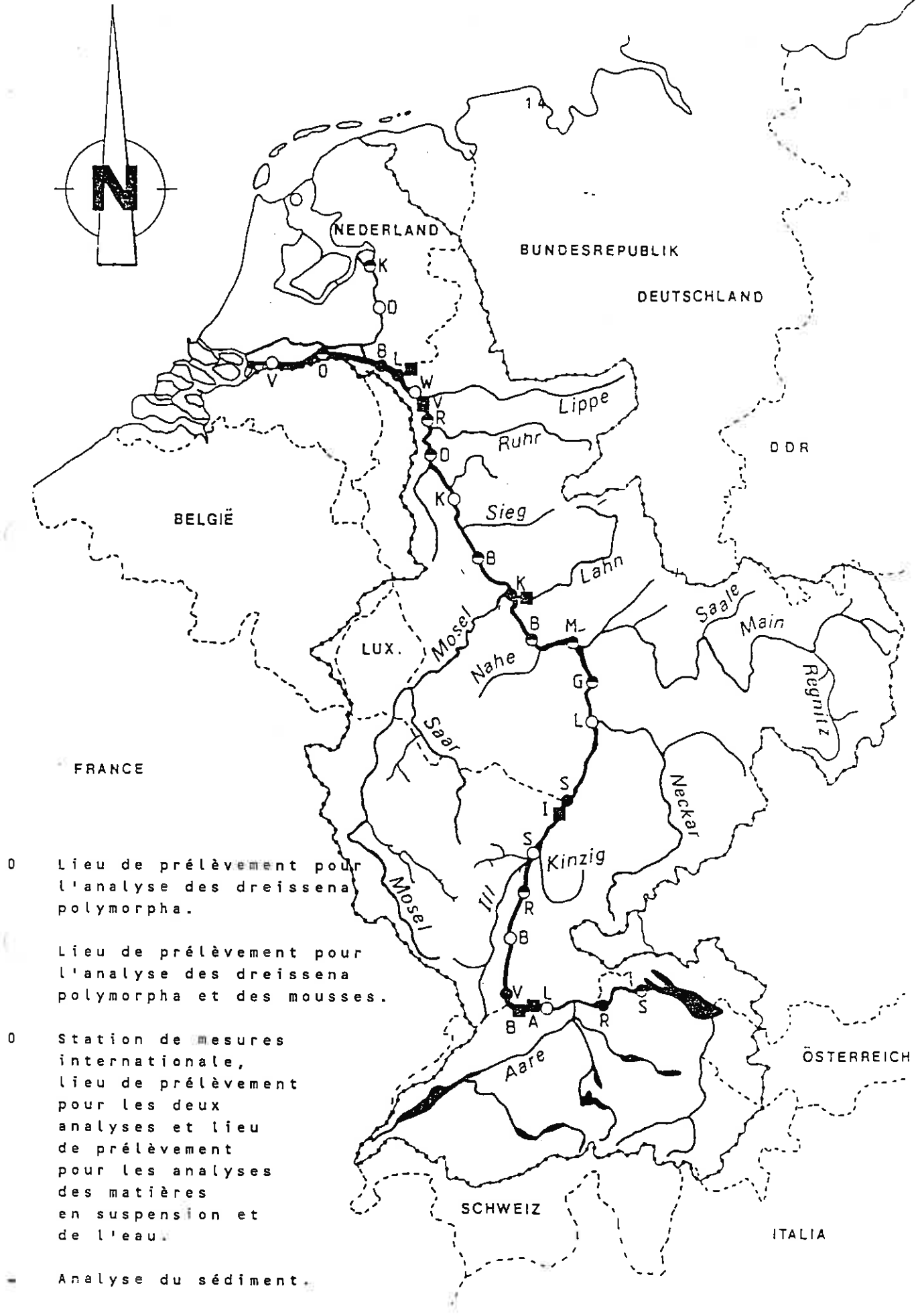


Figure 2.1 Lieux de prélèvement lors des analyses de la CIPR en 1988.

Afin que les résultats des différents lieux de prélèvements puissent être correctement comparés, il a été décidé que les laboratoires participant aux travaux analyseront les échantillons prélevés sur tous les lieux de prélèvements. Afin de favoriser un échange d'expérience relatif aux mesures des teneurs dans la matière en suspension et le sédiment et afin de pouvoir comparer les résultats, les paramètres ont été analysés la plupart du temps par 3 ou 4 laboratoires.

Seules les substances nuisibles dont on sait qu'elles sont adsorbables par l'argile et qu'elles s'accumulent dans les organismes ont été retenues par les programmes de mesures.

Pour des considérations d'ordre pratique, seuls les métaux lourds les plus importants et quelques micropolluants organiques ont été retenus dans le présent rapport d'analyses:

- métaux: cadmium, mercure, plomb, zinc, cuivre, nickel, chrome et arsenic;
- micropolluants organiques: γ -HCH (lindan), HCB (hexachlorobenzène), p, p'-DDE, PCB-28, PCB-138, fluoranthène et benzo(b)fluoranthène.

Le tableau 2.2 donne un aperçu des substances nuisibles analysées.

2.2 Matière en suspension (voir aussi Ps 63/88)

Les matières en suspension ont été collectées entre le 4 et le 8 juillet 1988 par débit moyen à l'aide d'une centrifugeuse en continu mobile. Une analyse de la vague en mouvement n'a pas été effectuée. Les échantillons ont été collectés aux points suivants: Rekingen (km 91), Village-Neuf (km 174), Seltz (km 340), Coblenze (km 590), Bimmen (km 865 gauche) et Lobith (km 863 droite). A Lobith, la centrifugeuse du ponton de mesures a été utilisée. Le prélèvement de l'eau a été effectué à environ 10 m de la rive à une profondeur d'environ 1 m. La quantité d'eau centrifugée s'élevait à 1 m³ par heure. La centrifugation a été effectuée en tout pendant environ 8 heures par point de prélèvement. Après le prélèvement qui, selon le point de prélèvement, durait jusqu'à 8 heures, la matière en suspension collectée a été congelée puis conservée dans un congélateur mobile. Ensuite les échantillons ont été envoyés à

Tableau 2.2: Substances nuisibles retenues par les programmes d'analyse 1988. Les substances traitées dans le présent rapport ont été soulignées.

Paramètre	log K _{ow}	eau	matières en suspension	sédiment	mousses	mollusques
<u>Cadmium</u>		+	+	+	+	+
<u>Mercure</u>		+	+	+	+	+
<u>Plomb</u>		+	+	+	+	+
<u>Zinc</u>		+	+	+	+	
<u>Cuivre</u>		+	+	+	+	+
<u>Nickel</u>		+	+	+	+	
<u>Chrome</u>		+	+	+	+	+
Cobalt				+		
Manganèse		+	+	+		
Barium				+		
Phosphore				+		
Brom				+		
<u>Arsenic</u>		+	+	+		
Fer		+	+	+		
Titane				+		
Calcium			+	+		
Aluminium			+	+		
Pentachlorophénole	4			+		
Pentachlorobenzène	5.3			+		
α -HCH	3.7		+	+		+
β -HCH	3.7		+	+		+
γ -HCH	3.7		+	+		+
Hexachlorobenzène	6.1		+	+	+	+
o,p-DDE	6			+		
<u>p,p'-DDE</u>	6		+	+		+
o,p-DDD	6			+		
p,p'-DDD	6		+	+		+
o,p'-DDT	6			+		
p,p'-DDT	6			+		+
Heptachlore	4.6			+		
Heptachlororepoxide	5.1			+		+
Aldrine	7.4			+		
Dieldrine	6.2			+		+
Endrine	5.3			+		
α -Endosulfan	4.5			+		+
<u>PCB-28</u>	5.6		+	+	+	+
PCB-52	6.1		+	+	+	+
PCB-101	6.1		+	+	+	+
PCB-118	7.1		+	+		+
<u>PCB-138</u>	6.4		+	+	+	+
PCB-149				+		
PCB-153	6.6		+	+	+	+
PCB-170				+		
PCB-180	6.7		+	+	+	+
PCB-194				+		
<u>Fluoranthène</u>	5.1		+	+		
Benzo(k)fluoranthène	6.6		+	+		
<u>Benzo(b)fluoranthène</u>	6.6		+	+		
Benzo(a)pyrène	6		+	+		
Indeno(1,2,3,c,d) -pyrène	6.4		+	+		
Benzo(ghi)perilen	6.6		+	+		
Anthracène	4.5			+		
Pyrène	5.2			+		
Benzo(a)anthracène	5.6			+		

DBW/RIZA pour y être lyophilisés. Après homogénéisation par station de prélèvement et tamisage supérieur à 200 μm , les échantillons ont été répartis et distribués aux laboratoires chargés d'effectuer les analyses.

2.3 Eau

Pendant le prélèvement des matières en suspension, des échantillons d'eau ont également été prélevés au hasard sur tous les points de prélèvements (durée du prélèvement, quelques secondes) afin de déterminer la concentration totale et dissoute en substances nuisibles ainsi que les concentrations des matières en suspension.

Les échantillons d'eau prélevés au hasard ont été analysés par DBW/RIZA pour déterminer les métaux et les micropolluants organiques. Certaines concentrations de métaux dissous se situaient en-dessous de la limite de détection. Dans ces cas, la moitié de la limite de détection a été appliquée pour les calculs supplémentaires. Les micropolluants organiques ont été analysés d'une manière restreinte. Les concentrations des substances analysées se situaient toutes sous la limite de détection; les concentrations des micropolluants organiques n'ont donc pas été prises en considération.

2.4 Sédiment (voir aussi Ps 34/89)

Les échantillons de sédiments ont été collectés entre le 13 et le 16 septembre 1988 aux points suivants: Augst (km 158), Birsfelden (km 160), Iffezheim (km 334), Coblenze (km 590), Vynen (km 830), Lobith (km 863 droite) et Keken-Bimmen (km 863,8 gauche) (voir aussi figure 2.1).

Les échantillons de sédiments ont été prélevés après environ 4 mois par débit moyen. Il fallait donc s'attendre à trouver, sur les lieux de prélèvements choisis, du matériau récemment déposé par sédimentation. Selon les données locales, il est cependant possible également qu'une petite quantité seulement de matériau

récent se soit déposée par sédimentation. Pour toutes les stations de mesures, il conviendra de ne pas écarter la possibilité d'un mélange avec des couches anciennes de sédiment.

En général, les échantillons de sédiments ont été collectés à l'aide d'une pelle à benne preneuse. Aux stations de mesures d'Augst et de Birsfelden, le sédiment a été collecté par un plongeur équipé de tuyaux de CPV. Bien que de types différents, les pelles employées étaient comparables pour la collecte de sédiments.

Plusieurs échantillons de sédiment ont été prélevés au hasard par chaque station de mesure puis mélangés à bord en échantillon composite répartie dans plusieurs bouteilles. Le prélèvement a été effectué par le personnel du service des eaux compétent. Afin de garantir la meilleure comparabilité possible, le personnel de DBW/RIZA a dressé un procès-verbal.

Les échantillons collectés ont subi un traitement primaire par DBW/RIZA, la moitié du matériau livré par chaque station de mesure étant lyophilisé pour l'analyse des métaux. Le matériau restant n'a pas subi de traitement primaire particulier car un sédiment humide doit être utilisé pour la détermination des teneurs en micropolluants organiques. Les échantillons ont ensuite été envoyés aux différents laboratoires participant aux analyses.

2.5 Organismes

Deux types d'organismes-témoins ont été immergés puis collectés ultérieurement: des moules migratrices (*Dreissena polymorpha*) et des mousses aquatiques (*Fontinalis antipyretica*). L'étude avait pour objectif d'une part de déterminer dans quelle mesure les organismes étaient touchés par la pollution et d'autre part de voir si ces organismes constituaient une bonne alternative pour déterminer le dosage des substances nuisibles dans les eaux, la matière en suspension ou le sédiment ou si des informations supplémentaires pouvaient être obtenues.

Bien que les teneurs en substances dans les mollusques se rapportent normalement aux teneurs en graisse, il a été décidé, pour cette étude, de baser les données relatives aux teneurs sur la teneur de la substance sèche (S.S.). Ceci permet de comparer les teneurs dans les mousses avec celles des dreissenes. Les facteurs de bioconcentrations qui ont été déduits se basent également sur la teneur de la substance sèche et sont donc comparables avec le coefficient de distribution eau-matière en suspension.

2.5.1 Dreissena Polymorpha (voir aussi Ps 33/89)

Les dreissenes polymorphes utilisés pour cette étude ont été collectés les 30 et 31 mai 1988 par un bateau dans l'IJsselmeer à proximité de l'Afsluitdijk (voir figure 2.1). Ils ont ensuite été placés dans des paniers métalliques à raison d'environ 500 moules par panier, puis immergés à proximité de 25 stations de mesures dans un délai de 5 jours à compter du jour de la collecte. La moitié des paniers a été retiré après 5 semaines (période 1) et de nouvelles moules ont été immergées à 13 des 25 stations de mesures.

10 semaines après la première immersion des paniers, tous les paniers, c.-à-d. ceux de la 2ème période de 5 semaines (période 2), et ceux exposés aux eaux du Rhin pendant 10 semaines (période 3) ont été retirés. Les analyses des teneurs dans les mollusques ont été effectuées aux stations suivantes: Stein sur le Rhin (km 26), Rekingen (km 90), Village-Neuf (km 174), Rheinau (km 261), Seltz (km 340), Mayence (km 498), Coblenche (km 590), Cologne (km 689), Düsseldorf-Hamm (km 738), Ruhrort (km 781), Wesel (km 815), Lobith (km 863) et Bimmen (km 865).

Pour le présent rapport, les teneurs des périodes 1 et 2 (5 semaines chacune) ont été utilisées. Pour chaque paramètre, la valeur moyenne a été calculée pour ces deux périodes et utilisée pour les calculs ultérieurs. Les teneurs de la troisième période (10 semaines) n'ont pas été pris en considération dans le présent rapport car soit plusieurs des paniers immergés ont été perdus, soit les moules ont péri, soit les résultats des analyses n'étaient

pas fiables. D'autre part, la comparaison avec les résultats des analyses de mousses a également joué un rôle (période de 5 semaines).

Immédiatement après la collecte des mollusques, les organismes ont été tués par congélation dans du dioxyde de carbone solide et conservés pendant le transport au laboratoire. Les mollusques ont été maintenus congelés jusqu'au traitement suivant. Pour déterminer les micropolluants organiques, les dreissenes ont été traités et analysés au laboratoire de l'institut de la pêche (RIVO/NL), alors que TNO/NL était chargé de l'analyse des teneurs en métaux.

2.5.2 Les mousses aquatiques (voir également Ps 20/89)

Les mousses utilisées pour la présente étude ont été collectées le 30 mai 1988 dans l'Ourthe près de Niszamont en Belgique, puis nettoyées et triées. Une sélection a ensuite été effectuée pour l'étude ultérieure.

Les mousses placées dans des filets ont été immergées aux 15 stations mentionnées ci-dessous dans une profondeur tout d'abord de 60 - 80 cm puis récupérées après un temps d'exposition d'environ 5 semaines: Stein sur le Rhin (km 26), Rekingen (km 90), Village-Neuf (km 174), Rhinau (km 261), Seltz (km 340), Gernsheim (km 462), Mayence (km 498), Bacharach (km 544), Düsseldorf-Hamm (km 738), Ruhrort (km 780), Lobith (km 863), Bimmen (km 865), Vuren (km 948), Kampen (km 985).

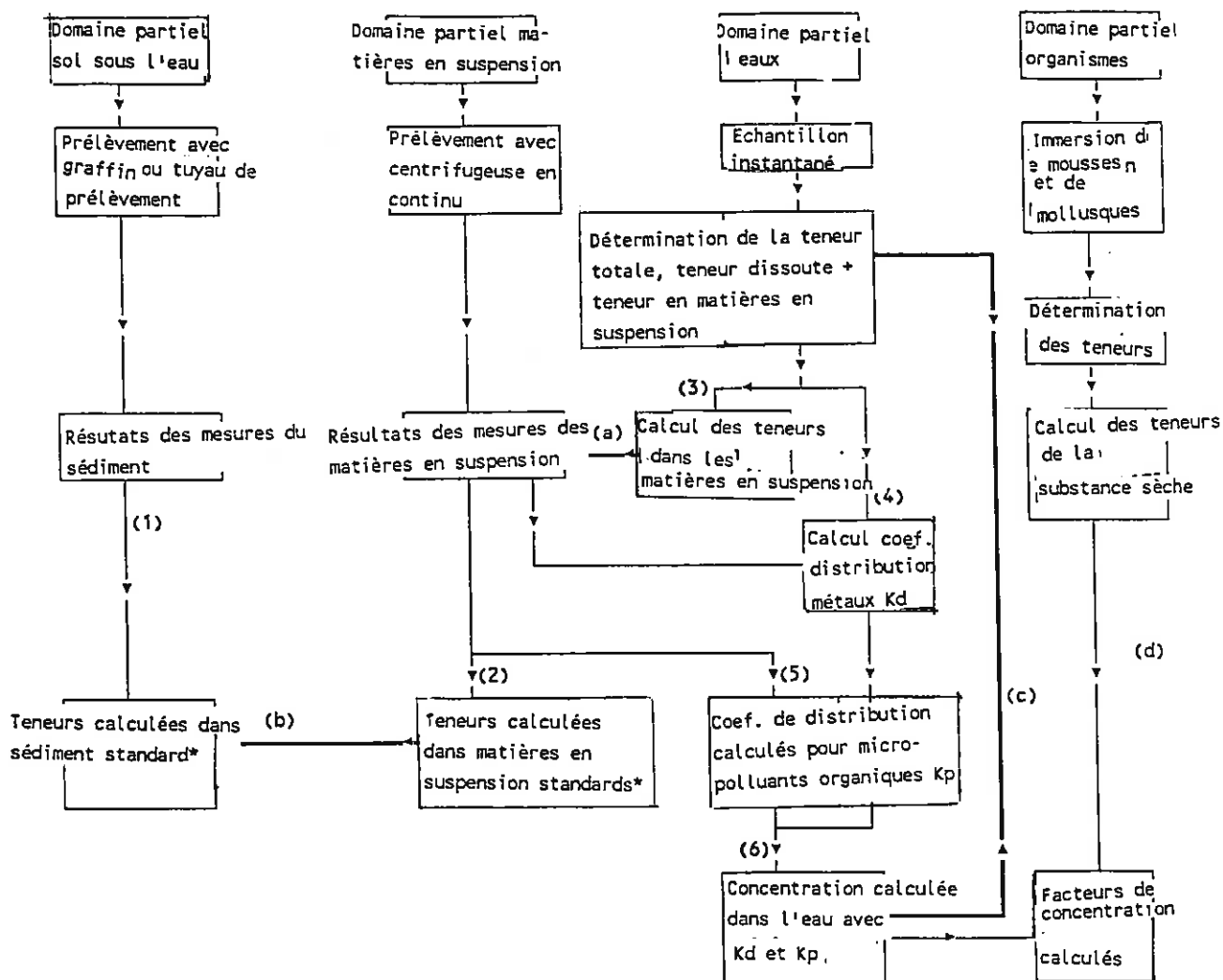
Les métaux lourds ont été déterminés après que les échantillons aient été lavés avec de l'eau déminéralisée puis minéralisés avec de l'acide nitrique.

Après extraction, concentration et épuration des mousses finement broyées, les composés organochlorés ont été déterminés par la chromatographie en phase gazeuse dans un extrait d'hexane.

3. METHODES D'ANALYSES

3.1 Généralités

Pour permettre l'analyse des rapports entre les compartiments, il est nécessaire de procéder à la conversion des données en données standards (voir fig. 3.1)



Legende: ———— Bearbeitung der Daten/Examen des données

————— Vergleichsroutes der Daten/Comparaison des données

* für organische Mikroverunreinigungen: Gehalte in Standardsediment/Schwebstoff;

Pour les micropolluants organiques: teneurs dans le sédiment standard/matières en suspension;

für Metalle: Meßergebnisse.

Pour les métaux: résultats de mesures

Abbildung 3.1 Zusammenhang der Ergebnisse der Untersuchungen und Vergleichsroutes in diesem Bericht.

Figure 3.1 Rapport entre les résultats des analyses et comparaison dans le présent rapport.

Afin de mesurer les effets des rapports des différents résultats le long du Rhin, quatre comparaisons ont été effectuées par substance. Pour chaque comparaison, indiquée par les lettres a à d dans la figure 3.1, les résultats par substance sont, si possible, également présentés sous forme de diagrammes (voir chapitre 4).

Les comparaisons et les calculs sont, tels que présentés dans la figure 3.1, expliqués dans les prochains chapitres.

3.2 Comparaisons des domaines partiels

a. Comparaison entre les valeurs déterminées et les valeurs calculées dans la matière en suspension

Cette comparaison doit permettre de préciser dans quelle mesure les teneurs dans la matière en suspension collectée à l'aide d'une centrifugeuse en continu correspondent aux teneurs qui ont été calculées à partir des concentrations de matières en suspension et la différence entre les concentrations totales et dissoutes dans un échantillon d'eau instantané. Cette comparaison ne peut être effectuée que pour les métaux.

En raison des faibles teneurs, il n'a pas été possible de déterminer des concentrations de micropolluants organiques dans les échantillons instantanés, de sorte qu'une comparaison n'est pas possible.

b. Comparaison entre les teneurs déterminées directement dans le sédiment et les teneurs dans le sédiment calculées à partir des matières en suspension

A l'aide de cette comparaison, il est possible d'analyser dans quelle mesure la teneur dans la matière en suspension, à chaque station de prélèvement, peut être retrouvée dans la qualité du sédiment. Si les teneurs dans le sédiment sont plus élevées que celles calculées à partir de la matière en suspension, c'est que les échantillons de sédiment ont probablement été mélangés avec d'anciennes couches de sédiment. Ces comparaisons peuvent aussi bien être effectuées pour les métaux que pour les micropolluants organiques.

Les teneurs dans le sédiment et les matières en suspension ne peuvent pas être facilement comparées pour les micropolluants organiques. Un grand nombre de micropolluants organiques adsorbent aux matières organiques. Lors de la comparaison des domaines partiels, le calcul devrait donc être effectué avec la part en substance organique dans le sédiment ou dans les matières en suspension.

La comparaison des teneurs en micropolluants organiques est effectuée dans le présent rapport avec des valeurs de mesures normalisées. Pour la comparaison, les valeurs de mesures devraient être recalculées dans les matières en suspension et le sédiment suivant les mêmes conditions standards. Pour les matières en suspension et le sédiment, une teneur de 2,5 % de carbone organique a été choisie comme standard dans le présent rapport.

Pour les métaux, les teneurs déterminées dans le sédiment et les teneurs déterminées dans les matières en suspension peuvent être comparées les unes avec les autres sans normalisation supplémentaire. Les particules < 20 μm sont surtout importantes pour l'adsorption des métaux. C'est la raison pour laquelle les teneurs en métaux sont déterminées dans le sédiment dans la fraction granulométrique < 20 μm . Cette fraction granulométrique est bien comparable avec les échantillons de matières en suspension qui contiennent en général plus de 85 % des particules inférieures à 20 μm .

c. Comparaison de la concentration totale et dissoute dans l'eau avec le total des concentrations calculées à partir des teneurs dans la matière en suspension

Cette comparaison permet de montrer, d'une part, dans quelle mesure la fraction dissoute de la pollution, et donc le coefficient de distribution, change dans le profil longitudinal du Rhin. Elle permet d'autre part de montrer si le total de la concentration calculée à partir de la teneur dans la matière en suspension correspond à la concentration totale déterminée dans l'eau (voir chap. 3.3).

Cette comparaison ne peut être effectuée intégralement que pour les métaux, car certaines concentrations ne sont disponibles que pour les métaux.

d. Comparaison des teneurs dans les dreissenas polymorphes et les mousses aquatiques

Il s'agit de comparer ici l'accumulation dans les moules et les mousses. Une substance nuisible peut être d'autant mieux mesurée dans un domaine partiel que cette substance nuisible s'accumule bien dans le domaine partiel en question.

Il est donc possible d'effectuer également une comparaison entre l'accumulation dans la matière en suspension et les concentrations dans l'eau.

Cette comparaison se rapporte essentiellement aux métaux et qu'en partie seulement aux micropolluants organiques qui n'ont pas été pris en considération lors de l'analyse des mousses.

3.3 Calculs

Deux types de coefficients de distribution résultent de l'analyse des résultats de cette étude:

- Coefficient de distribution eau-matières en suspension (valeurs K_d pour les métaux et K_p pour les micropolluants organiques)
- Coefficient de distribution eau-organisme (facteurs de bioconcentration)

La comparaison de ces deux coefficients montre, entre autres, dans quel domaine partiel l'accumulation d'une substance donnée est la plus importante.

Les méthodes de calcul sont indiquées dans la figure 3.1 avec des chiffres entre parenthèses. L'explication figure ci-dessous.

(1) Conversion des données relatives aux sédiments selon des sédiments standards

Lors de la comparaison des domaines partiels matières en suspension et sédiment, il conviendrait, comme cela a déjà été mentionné au paragraphe 3.2.b, d'effectuer le calcul pour les micropolluants organiques avec la part en matières organiques dans les matières en suspension/sédiment. La comparaison des teneurs en micropolluants organiques est donc effectuée dans le présent rapport avec des valeurs de mesures normalisées. A cet égard, les teneurs en micropolluants organiques sont normalisées selon la formule suivante:

$$SG = \frac{bG * 2.5}{\% \text{ de carbone org.}}$$

avec

SG = teneur normalisée

bG = teneur déterminée

2.5 = pourcentage de la teneur en carbone organique dans le "sédiment standard"

(2) Conversion des données relatives aux matières en suspension en données de matières en suspension standardisées

Pour les micropolluants organiques contenus dans les matières en suspension, la standardisation a normalement lieu avec des matières en suspension contenant 5 % de carbone organique (situation moyenne dans le Rhin). Les données de matières en suspension standardisées sont utilisées dans ce rapport pour comparer les teneurs dans le sédiment et dans les matières en suspension. Pour cela, il est nécessaire de normaliser les teneurs aux mêmes conditions standards. 2,5 % de carbone organique ont été choisis comme standard pour les matières en suspension et le sédiment dans le présent rapport. C'est pourquoi la même formule que sous le point 1 a été utilisée pour la conversion des données relatives aux matières en suspension en données de matières en suspension standardisées, en ce qui concerne les micropolluants organiques.

(3) Calcul de la teneur dans la matière en suspension d'après la concentration totale et dissoute dans l'eau

La formule suivante a été utilisée pour effectuer ce calcul:

$$C_s = \frac{C_t - C_w}{S}$$

avec

C_s = teneur dans les matières en suspension [mg/kg]

C_t = teneur totale en substance nuisible dans l'échantillon instantané d'eau [μ g/l]

C_w = teneur en substance nuisible dissoute dans l'échantillon instantané d'eau [μ g/l]

S = concentration de matière en suspension [g/l]

(4) Calcul du coefficient de distribution eau-matière en suspension pour les métaux

Le coefficient de distribution eau-matière en suspension a été calculé suivant la formule suivante:

$$K_d = \frac{\text{teneur dans la matière en suspension}}{\text{concentration dissoute dans l'eau}} = \frac{C_s}{C_w} \quad (1/g)$$

Pour chaque station de prélèvement, une valeur K_d a été calculée et utilisée pour le calcul de la concentration d'une substance dans l'eau à partir de la teneur de cette substance dans la matière en suspension (collectée à l'aide d'une centrifugeuse en continu). Voir également figure 5.1 - 5.4 au chapitre 5 et les calculs en annexe 1.

(5) Calcul du coefficient de distribution eau-matière en suspension pour les micropolluants organiques

Le calcul sur la base de concentrations dissoutes ne peut être effectué pour les micropolluants organiques comme il le fut pour les métaux lourds car les micropolluants organiques détectés dans les échantillons d'eau instantanés se trouvaient sous la limite de détection. C'est la raison pour laquelle le coefficient de distribution K_p a été calculé de la manière suivante:

$$K_p = 10^{-0,21} * f_{OC} * K_{OW} / 1000 \quad (1/g)$$

avec

f_{OC} = fraction de carbone organique dans la matière en suspension

K_{OW} = coefficient de distribution octanol/eau

$10^{-0.21}$ = constante

Comme pour les métaux, une valeur K_p a été calculée par station de prélèvement et à partir de cette valeur, la concentration dans l'eau.

(6) Calcul de la concentration totale dans l'eau à partir des teneurs dans la matière en suspension

Ce calcul n'est possible que lorsque le coefficient de distribution est connu ou présumé. Les formules suivantes ont été appliquées:

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} \quad (K_d \text{ peut être remplacé par } K_p)$$

et

$$C_t = C_w + C_s * S$$

donne

$$C_t = (1/K + S) * C_s$$

avec

C_t = concentration totale ($\mu\text{g/l}$)

C_w = concentration dissoute ($\mu\text{g/l}$)

S = concentration dans la matière en suspension (g/l)

K = coefficient de distribution K_d ou K_p (l/g)

Les résultats d'analyses sur lesquels se base le présent rapport figurent en annexe 1. Dans cette annexe figurent également les résultats des calculs tels que coefficients de distribution etc.. Pour les résultats inférieurs à la limite de dosage, la moitié de cette limite a été utilisée pour ces calculs.

4 RESULTATS

4.1 Explication des graphiques

Les résultats d'analyses ont été résumés sous 4 formes différentes de graphiques:

- a) comparaison entre les teneurs déterminées et les teneurs calculées dans la matière en suspension
- b) comparaison entre les teneurs déterminées directement dans les sédiments et les teneurs dans le sédiment calculées à partir de la matière en suspension.
- c) comparaison entre les concentrations totales et dissoutes dans l'eau et les concentrations totales calculées à partir des teneurs dans la matière en suspension
- d) comparaison des teneurs dans les dreisseina polymorpha et dans les mousses aquatiques.

Lors de la comparaison des résultats d'analyses provenant des domaines partiels eau, matière en suspension, sédiment et organismes, l'on s'est limité aux six stations de prélèvements qui disposent de la plupart des résultats: Rekingen (Augst), Village-Neuf (Birsfelden), Seltz (Iffezheim), Coblenze, Bimmen et Lobith. Les échantillons de sédiments ont été prélevés aux stations citées entre parenthèses. Le tableau 4.1 donne un aperçu des substances nuisibles comparées.

Des problèmes se posent sur le Rhin supérieur en ce qui concerne la comparaison des teneurs déterminées directement dans les sédiments avec les teneurs calculées dans les matières en suspension car il n'existe pas à proximité des lieux de prélèvement de l'étude des matières en suspension (Rekingen, Village-Neuf et Seltz) de lieux de sédimentation. Parmi les lieux de prélèvement du sédiment, ceux de Augst et Birsfelden ne peuvent pas être simplement comparés avec les lieux de prélèvement des matières en suspension Rekingen ou Village-Neuf car des rejets ont lieu sur les tronçons Rekingen - Augst et Birsfelden-Village-Neuf. Les résultats du lieu de prélèvement des sédiments Iffezheim peuvent probablement être comparés avec les résultats du lieu de prélèvement des matières en suspension Seltz car aucun rejet n'a lieu sur le tronçon Seltz - Iffezheim. Pour plus de clarté, Iffezheim est indiqué pour Seltz (Iffezheim)

dans la description des résultats.

Compte tenu de ce qui précède, la comparaison matières en suspension - sédiment n'est établie que pour les stations de Seltz (Iffezheim), Coblenze, Bimmen et Lobith.

Table 4.1: Aperçu des paramètres pris en compte dans la comparaison

	Sédiment	Mat. en sus.	Eau	Mousses aquatiques	Dreissena polymorpha
Cadmium	+	+	+	+	+
Mercure	+	+	+	+	+
Plomb	+	+	+	+	+
Zinc	+	+	+	+	+
Chrome	+	+	+	+	+
Cuivre	+	+	+	+	+
Nickel	+	+	+	+	-
Arsenic	+	+	+	-	-
γ -HCH (Lindane)	+	+	-	-	+
p,p'-DDE	+	+	-	-	+
Hexachlorobenzène	+	+	-	-	+
PCB-28	+	+	-	-	+
PCB-138	+	+	-	-	+
Fluoranthène	+	+	-	-	-
Benzo(a)pyrène	+	+	-	-	-
Benzo(b)fluorant.	+	+	-	-	-

4.2 Cadmium (voir fig. 4.2.a - 4.2.d)

La teneur dans la matière en suspension collectée à l'aide de la centrifugeuse en continu indique une nette augmentation dans le profil longitudinal du Rhin. En raison d'une pointe relevée à Seltz, cette augmentation n'est pas aussi claire pour les teneurs calculées à partir des échantillons d'eau prélevés au hasard (voir fig. 4.2.a). Les raisons de la variation entre les teneurs en cadmium déterminées et calculées dans les matières en suspension sont multiples, mais l'aspect décisif réside dans le manque de fiabilité relative des analyses, notamment de la teneur dissoute.

A Lobith, la teneur en cadmium dans le sédiment est plus élevée que la teneur dans les matières en suspension (fig. 4.2.b). La différence est probablement due à un mélange avec des sédiments anciens lors du prélèvement du sédiment. Pour Seltz (Iffezheim),

Coblence et Bimmen, les teneurs déterminées dans le sédiment correspondent bien aux teneurs calculées dans les matières en suspension.

Les concentrations dissoutes se situent tout juste au-dessus de la limite de détection de $0,01 \mu\text{g/l}$ (voir fig. 4.2.c). La concentration totale mesurée à partir de la teneur dans la matière en suspension et des valeurs K_d indique une augmentation dans le profil longitudinal du Rhin. Malgré des écarts importants à Seltz, cette augmentation suit en gros la courbe de la concentration totale déterminée.

Les teneurs dans les organismes indiquent des teneurs plus élevées dans les mousses que dans les dreissena polymorpha (fig. 4.2.d). Dans le profil longitudinal du Rhin, l'augmentation des teneurs dans les deux organismes correspond le mieux avec la teneur dans la matière en suspension.

4.3 Mercure (fig. 4.3.a - 4.3.d)

Les mesures effectuées directement sur le sédiment indiquent une augmentation des teneurs dans le profil longitudinal du Rhin (fig. 4.3.a). La teneur en mercure dans le sédiment résultant de la différence entre la concentration totale et la concentration dissoute d'un échantillon d'eau instantané varie assez fortement. Tout comme pour le cadmium, l'incertitude relative des analyses, notamment des faibles concentrations dissoutes, est probablement décisive pour les résultats.

La teneur mesurée directement dans le sédiment est comparable avec la teneur dans les matières en suspension à Seltz (Iffezheim), Coblence et Bimmen (fig. 4.3.b). A la station de prélèvement de Lobith, il a été trouvé, tout comme pour le cadmium, une teneur nettement plus élevée dans le sédiment que dans les matières en suspension.

La concentration totale déterminée indique une valeur relativement plus élevée à Rekingen et se situe plus en aval autour d'une valeur

constante d'environ $0,03 \mu\text{g/l}$ (fig. 4.3.c). La concentration calculée à partir des teneurs dans la matière en suspension et la valeur K_d augmente dans le profil longitudinal du Rhin. Les concentrations totales déterminées et calculées ne coïncident pas; seules les valeurs moyennes concordent à peu près. La concentration dissoute se situe autour de la limite de détection ($0,01 \mu\text{g/l}$).

Les valeurs K_d sont relativement incertaines car les concentrations totales calculées et déterminées ne concordent pas bien.

L'accumulation dans les dreissena est environ quatre fois plus élevée que l'accumulation dans les mousses aquatiques. Aucune augmentation n'est cependant constatée dans le profil longitudinal du Rhin.

4.4 Plomb (voir fig. 4.4.a - 4.4.d)

La teneur en plomb dans la matière en suspension présente une nette tendance à l'augmentation dans le profil longitudinal du Rhin avec les deux méthodes d'analyses (fig. 4.4.a). Exception faite de Bimmen et Lobith, il n'y a pas de grandes différences entre les méthodes. Ce sont probablement les teneurs dissoutes dont les concentrations sont inférieures à la limite de détection qui sont ici décisives.

A Seltz (Iffezheim), Coblenz et Bimmen la qualité du sédiment calculée à partir de la matière en suspension et celle mesurée directement concordent bien (fig. 4.4.b).

La concentration dissoute dans l'eau diminue en aval (fig. 4.4.c) et se situe à partir de Coblenz en-dessous de la limite de détection ($0,1 \mu\text{g/l}$). Cela signifie que la teneur relative augmente également en aval, ce qui correspond à la fig. 4.4.a. Les concentrations totales déterminées et celles calculées à partir des teneurs dans la matière en suspension sont à peu près identiques sur toute la longueur du Rhin. Il n'y a qu'à Bimmen et Lobith que les écarts sont relativement importants à la suite, probablement, des faibles concentrations dissoutes (c.-à-d. en raison de l'incer-

titude importante des valeurs K_d).

L'accumulation dans les mousses est environ quatre fois plus élevée que celle dans les mollusques (fig. 4.4 d); les teneurs dans les mousses présentent des écarts assez importants.

4.5 Zinc (fig. 4.5.a - 4.5.d)

La teneur en zinc directement mesurée dans la matière en suspension tout comme la teneur calculée à partir des échantillons d'eau instantanés indiquent une augmentation dans le profil longitudinal du Rhin. Les différences entre les deux valeurs sont relativement petites. Pour les teneurs calculées, la station de Village-Neuf constitue une exception (fig. 4.5.a).

A Seltz (Iffezheim), Coblenz et Bimmen, les teneurs dans le sédiment concordent à nouveau avec la teneur calculée à partir des matières en suspension. La teneur à Lobith indique à nouveau la présence de sédiments plus anciens davantage pollués (fig. 4.5.b).

Les concentrations totales calculées avec les valeurs K_d et les concentrations totales déterminées concordent bien. Village-Neuf, dont la concentration totale déterminée est relativement très élevée, constitue une exception (fig. 4.5.c). La concentration de matières en suspension dans l'échantillon d'eau instantané n'est toutefois pas élevée, ce qui explique la forte teneur calculée dans la matière en suspension (fig. 4.5.a).

L'accumulation n'a été mesurée que dans les mousses et elle indique une tendance croissante en aval (fig. 4.5.d).

4.6 Chrome (voir fig. 4.6.a - 4.6.d)

La teneur en chrome mesurée directement dans la matière en suspension indique une légère augmentation. La teneur calculée à partir de l'échantillon d'eau instantané est cependant plus élevée et présente des écarts plus importants bien que les deux tendances, à l'exception des stations de prélèvements de Rekingen et de Seltz,

concordent largement (fig. 4.6.a).

A l'exception de Lobith, la teneur dans le sédiment concorde bien avec les valeurs calculées sur la base des teneurs dans la matière en suspension (fig. 4.6.b).

La concentration dissoute augmente légèrement en aval. La concentration totale déterminée varie fortement. La concentration totale calculée à partir des teneurs dans la matière en suspension se situe entre les concentrations dissoutes déterminées et les concentrations totales; elle augmente en aval. Sur le tronçon Rekingen - Seltz, les différences entre les concentrations totales déterminées et les concentrations calculées est grande en raison, probablement, de l'incertitude des concentrations dissoutes sur ce tronçon. Les formes des deux courbes concordent peu (fig. 4.6.c).

A l'exception des stations de Bimmen et de Lobith, les teneurs dans les dreissenas polymorphes et les mousses concordent relativement bien (fig. 4.6.d).

4.7 Cuivre (voir fig. 4.7.a - 4.7.d)

Les teneurs calculées et les teneurs déterminées directement dans la matière en suspension indiquent une tendance croissante en aval. En général, les teneurs déterminées sont beaucoup plus élevées que les teneurs calculées. Ce n'est qu'à Seltz que les deux teneurs sont comparables (fig. 4.7.a).

Les teneurs dans le sédiment, calculées à partir des matières en suspension, sont en partie inférieures et en partie supérieures aux teneurs déterminées dans le sédiment. Les deux teneurs augmentent en aval (fig. 4.7.b). Tout comme pour presque tous les autres métaux, une teneur nettement plus élevée en cuivre a également été déterminée dans le sédiment à Lobith.

Les concentrations dans l'eau augmentent également en aval. Les concentrations totales déterminées et les concentrations calculées à partir des teneurs dans la matière en suspension concordent. Ce n'est qu'à Bimmen que les différences sont relativement importantes (fig. 4.7.c).

Les teneurs dans les mousses et les mollusques se présentent de manière identique: en aval jusqu'à Coblenche elles augmentent, plus en amont elles diminuent. Les teneurs dans les mousses sont environ deux fois plus élevées que celles des mollusques (fig. 4.7.d). Les tendances ne correspondent pas à celles des autres domaines partiels.

4.8 Nickel (voir fig. 4.8.a - 4.8.d)

Les différences entre les teneurs dans la matière en suspension collectée à l'aide d'une centrifugeuse et les teneurs dans la matière en suspension, calculées à partir d'échantillons instantanés, sont importantes. Les teneurs déterminées sont au moins trois fois plus élevées que les teneurs calculées. Les deux indiquent une faible augmentation en aval (fig. 4.8.a).

Les teneurs dans le sédiment calculées à partir de la matière en suspension et les teneurs calculées directement dans le sédiment sont davantage comparables. Les différences entre les deux teneurs sont relativement faibles bien que les teneurs déterminées directement sont en général un peu plus faibles. En aval, les deux indiquent une augmentation (fig. 4.8.b). En ce qui concerne ces paramètres, les teneurs dans les matières en suspension et le sédiment sont, elles aussi, bien comparables pour la station de mesures de Lobith.

Une nette augmentation peut être également constatée en aval pour les concentrations déterminées et totales dans l'eau. Sur tout le tronçon, la concentration totale calculée est un peu plus élevée que la concentration totale déterminée, notamment pour Rekingen et Village-Neuf. L'incertitude de la concentration dissoute en est probablement la cause (fig. 4.8.c).

Les teneurs dans le biote n'ont été déterminées que dans les mousses. Elles aussi augmentent en aval.

4.9 Arsenic (voir fig. 4.9.a - 4.9.c)

Entre les teneurs dans la matière en suspension collectée à l'aide d'une centrifugeuse et les teneurs dans la matière en suspension calculées à partir d'échantillons instantanés, les différences sont importantes. Les teneurs déterminées indiquent une très faible augmentation en aval. Sur la base des calculs, il ne devrait pas y avoir d'arsenic dans la matière en suspension à Rekingen et Village-Neuf. A Seltz, la teneur calculée est beaucoup plus élevée que les teneurs déterminées. A Coblenz, Bimmen et Lobith, les teneurs calculées sont environ de moitié inférieures aux teneurs déterminées (fig. 4.9.a).

Les teneurs déterminées directement dans le sédiment sont environ 10 à 20 % supérieures aux teneurs dans le sédiment calculées à partir des matières en suspension. Les deux indiquent une augmentation en aval (fig. 4.9.b).

Les concentrations totales et dissoutes déterminées sont identiques à Rekingen et Village-Neuf. Par contre à Seltz, la concentration totale est beaucoup plus élevée que la concentration dissoute. C'est ce qui explique la tendance des teneurs calculées dans la matière en suspension dans la fig. 4.9.a. Les concentrations totales calculées à partir des teneurs dans la matière en suspension sont, à l'exception de Seltz, plus élevées que les concentrations totales déterminées; la tendance des courbes est néanmoins presque identique (fig. 4.9.c).

Aucune teneur d'arsenic n'a été déterminée dans le biote.

4.10 Lindane (γ -HCH) (voir fig. 4.10.a - 4.10.d)

Les teneurs brutes dans les matières en suspension indiquent, en aval, une nette diminution à partir de Village-Neuf (fig. 4.10.a).

Etant donné que le lindane apparaît principalement sous forme dissoute (> 95 %), les différences entre les concentrations dissoutes et les concentrations totales sont faibles (fig. 4.10.c).

Dans le biote, seules les teneurs dans les mollusques ont été déterminées. Les résultats indiquent une augmentation le long du Rhin contrairement aux tendances dans les autres domaines partiels (fig. 4.10.d).

4.11 Hexachlorobenzène (HCB) (voir fig. 4.11.a - 4.11.d)

La teneur d'hexachlorobenzène dans la matière en suspension indique des valeurs relativement élevées à Village-Neuf et à Seltz (fig. 4.11.a.).

Les teneurs mesurées dans le sédiment à Seltz (Iffezheim) sont beaucoup plus élevées que la teneur susceptible d'être mesurée à partir de la teneur actuelle dans les matières en suspension à Seltz (fig. 4.11.b). La teneur déterminée dans le sédiment à Birsfelden est très élevée et s'élève même à 1807 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Il n'a pas été collecté de matières en suspension à Birsfelden, il n'est donc pas possible d'y établir une comparaison avec la teneur actuelle dans les matières en suspension.

Les teneurs dans les eaux augmentent de Rekingen à Seltz puis diminuent au-delà. Les concentrations totales sont environ deux fois plus élevées que les concentrations dissoutes (fig. 4.11.c). On constate ainsi la plus grande prédilection de l'HCB pour le matériau organique par rapport au lindane par exemple.

Les teneurs dans les mollusques donnent une image différente de celle des figures précédentes. Elles varient fortement sans qu'apparaissent une tendance bien définie (fig. 4.11.d).

4.12 p,p'-DDE (voir fig. 4.12.a - 4.12.d)

Bien que le DDT et ses dérivés soient interdits depuis de nombreuses années, ils sont toujours encore mesurables dans le système aquatique. La substance p,p'-DDE a été choisie au sein de ce groupe à titre d'exemple. Les teneurs dans la matière en suspension brute indiquent une tendance croissante (fig. 4.12.a).

Les teneurs mesurées dans les sédiments sont plus élevées que les teneurs dans le sédiment calculées à partir de la matière en suspension (fig. 4.12.b).

La concentration dissoute calculée à partir de la matière en suspension diminue en aval; par contre, la concentration totale calculée augmente. Les concentrations totales sont environ une à deux fois plus élevées que les concentrations dissoutes (fig. 4.12.c).

Les teneurs dans les mollusques augmentent en aval (fig. 4.12.d).

4.13 PCB-28 (voir fig. 4.13.a - 4.13.d)

Le PCB-28 et le PCB-138 ont été retenus à titre d'exemple pour le groupe des polychlorobiphényles. Le PCB-28 est l'un des PCB les plus solubles. Le PCB-138 est beaucoup moins soluble.

Les teneurs en PCB-28 contenues dans les matières en suspension brutes augmentent en aval (fig. 4.13.a).

A la station de Lobith, la teneur dans le sédiment calculée à partir des matières en suspension est beaucoup plus élevée que la teneur déterminée directement dans le sédiment. A Seltz (If-fezheim), Coblenz et Bimmen, les teneurs dans le sédiment, calculées et déterminées concordent relativement bien (fig. 4.13.b). Aucune tendance n'est visible.

Les concentrations totales et dissoutes dans l'eau, calculées à partir de la matière en suspension augmentent en aval (fig.

4.13.c). Les différences entre les concentrations dissoutes et totales sont en général minimales (moins élevées que pour HCB p. ex.). Cela est dû à la solubilité relativement bonne de PCB 28. Les teneurs dans les mollusques indiquent une nette augmentation en aval (fig. 4.13.d).

4.14 PCB-138 (voir fig. 4.14.a - 4.14.d)

Les teneurs dans les matières en suspension indiquent une augmentation en aval avec une pointe à Seltz (fig. 4.14.a).

Les teneurs dans le sédiment résultant de la conversion à partir de la matière en suspension sont en général inférieures aux teneurs déterminées directement dans le sédiment (fig. 4.14.b).

La concentration dissoute calculée à partir de la matière en suspension est à peu près la même sur toute la longueur du Rhin. La concentration totale calculée augmente en aval (fig. 4.14.c). En raison de la plus grande affinité du PCB-138 pour la matière organique, par rapport au PCB-28, les deux types de teneurs varient davantage pour le PCB-138 que pour le PCB-28.

Ici aussi les teneurs dans les mollusques indiquent une augmentation en aval (fig. 4.14.d).

4.15 Fluoranthène (voir fig. 4.15.a - 4.15.c)

Tout comme pour les PCB, deux exemples ont été retenus parmi le groupe des hydrocarbures polycycliques aromatiques: le fluoranthène et le benzo(b)fluoranthène. Les deux appartiennent au groupe de Borneff. Le fluoranthène est le HPA le plus soluble et le benzo(b)fluoranthène, le moins soluble du groupe de Borneff.

Les teneurs absolues de fluoranthène déterminées dans la matière en suspension augmentent en aval avec une pointe à Seltz (fig. 4.15.a).

Les teneurs calculées dans le sédiment sont inférieures aux teneurs déterminées directement dans le sédiment. Il est à noter que c'est à Seltz que la teneur calculée et la teneur déterminée concordent le plus (fig. 4.15.b).

Les concentrations totales et dissoutes calculées à partir de la matière en suspension ne présentent pratiquement pas de différence. Les deux indiquent une augmentation jusqu'à Rekingen puis diminuent fortement par la suite (fig. 4.15.c).

Aucune teneur n'a été déterminée dans le biote.

4.16 Benzo(b)fluoranthène (voir fig. 4.16.a - 4.16.c)

Les teneurs de benzo(b)fluoranthène (fig. 4.16.a) dans la matière en suspension indiquent la même tendance que les teneurs de fluoranthène.

Il est à noter que les tendances dans le sédiment sont également semblables aux teneurs en fluoranthène (fig. 4.16.b). Apparemment les deux substances ont la même origine.

Etant donné que le benzo(b)fluoranthène apparaît principalement sous forme adsorbée (> 95 %), il existe de grandes différences entre les concentrations dissoutes et les concentrations totales (fig. 4.16.c).

Les concentrations totales et dissoutes calculées varient nettement ce qui montre la mauvaise solubilité du benzo(b)fluoranthène et sa grande affinité pour la matière organique. La concentration totale augmente en aval. La concentration dissoute diminue en aval (fig. 4.16.c).

DISCUSSION

5.1 Rapports entre les compartiments

Il est indispensable de disposer de connaissances sur les rapports entre les teneurs de substances nuisibles dans les compartiments eau, matière en suspension, sédiment et organismes

1. afin d'être en mesure d'atteindre les objectifs (voir page 11) formulés dans le PAR pour l'eau, le sédiment et les organismes lors de la 8ème conférence ministérielle, tenue le 1er octobre à Strasbourg et
2. afin de mettre au point un programme de mesure approprié permettant l'établissement des inventaires des domaines partiels le long du Rhin.

Les résultats présentés dans le chapitre 4 indiquent, en ce qui concerne la présence de substances nuisibles dans les divers compartiments, certaines concordances mais aussi, dans certains cas, des écarts qui nécessitent des explications.

Les chapitres suivants traitent de plus près les rapports entre les différents compartiments, notamment des rapports eau-matière en suspension et matière en suspension-sédiment et les rapports entre ces compartiments et les teneurs dans les organismes. Les rapports théoriques ont déjà été discuté dans le document Ps 48/88 (réf. 1).

La discussion aborde également la représentativité des dosages dans la matière en suspension prélevée à l'aide d'une centrifugeuse par rapport aux teneurs dans la matière en suspension collectée une fois par mois en 1988 à Lobith.

La discussion porte en outre sur la manière dont les leçons, tirées à partir de ces analyses, peuvent être utilisées pour les inventaires futurs.

5.2 Rapport eau - matière en suspension

5.2.1 Généralités

Toutes les substances sont réparties dans l'eau et la matière en suspension en fonction des rapports suivants:

$$C_t = C_s * S + C_w$$

C_t	= concentration totale dans l'eau	[$\mu\text{g/l}$]
C_s	= teneurs dans la matière en suspension	[mg/kg]
S	= concentration de la matière en suspension dans l'eau	[g/l]
C_w	= concentration dissoute dans l'eau	[$\mu\text{g/l}$]

Il est nécessaire de disposer d'un coefficient de distribution lorsque les concentrations dissoutes et les concentrations totales dans l'eau sont calculées à partir des teneurs dans la matière en suspension. Le coefficient de distribution - K_d pour les métaux et K_p pour les micropolluants organiques - est défini comme suit:

$$K_d \text{ ou } K_p = \frac{C_s}{C_w}$$

Le coefficient de distribution dépend d'un grand nombre de facteurs dont

- la composition de la matière en suspension (argile, carbone organique)
- la nature des substances considérées
- le pH de l'eau
- la méthode de prélèvement.

5.2.2 Métaux

Les figures 5.1 à 5.4 présentent les coefficients de distribution pour les métaux, calculés par station de prélèvement. Les figures montrent que les valeurs K_d pour le cadmium, le plomb, le zinc, le mercure et le nickel varient fortement. Sauf pour le nickel,

les valeurs K_d les plus élevées ont été trouvées dans le Rhin inférieur et les valeurs les plus basses dans le Rhin supérieur. La forte fluctuation de valeurs K_d pour les métaux précités est en partie due au caractère peu fiable des concentrations dissoutes dans le cours supérieur du tronçon du Rhin analysé. Cependant, toutes les fluctuations des valeurs K_d ne peuvent s'expliquer par le seul caractère incertain des concentrations dissoutes. Cela signifie que, plus en aval, pour le cadmium, le plomb, le zinc et le mercure, une adsorption des métaux dissous doit s'effectuer au niveau des matières en suspension. Pour le nickel, par contre, une désorption se produit également. Pour le chrome, le cuivre et l'arsenic, les valeurs K_d sont relativement constantes. Pour le chrome, le cuivre, le nickel et l'arsenic, les concentrations dissoutes ont pu être facilement déterminées tout le long du Rhin. Les valeurs K_d sont plus fiables pour ces métaux (écart type relatif < 30 %) que pour le cadmium, le mercure, le plomb et le zinc (écart type relatif pouvant atteindre 103 %).

Le tableau 5.1 indique les valeurs moyennes et les écarts standards des valeurs K_d .

Tableau 5.1: Valeurs moyennes et écarts standards [1/g] des valeurs K_d . Les valeurs K_d ont été calculées à partir des teneurs de la matière en suspension collectée à l'aide d'une centrifugeuse et des concentrations dissoutes des échantillons instantanés d'eau.

	Valeur moyenne	Ecarts standards (%)
Cadmium	97	90
Mercure	57	79
Plomb	1192	103
Zinc	113	74
Cuivre	34	27
Nickel	80	101
Chrome	55	18
Arsenic	17	20

Le tableau 5.1 permet de conclure que les valeurs K_d pour le cadmium, le plomb, le zinc, le mercure et le nickel dépendent largement de la station de prélèvement et que pour le chrome, le cuivre et l'arsenic, les valeurs K_d ne dépendent pratiquement pas du point de prélèvement.

Pour calculer les concentrations dans l'eau à partir des matières en suspension, les formules suivantes ont été appliquées:

concentration dissoute: $C_w = \frac{C_s}{K_d}$ et

concentration totale: $C_t = C_s * \left(\frac{1}{K_d} + S \right)$

avec

C_w = teneur en substances nuisibles dissoutes dans l'eau [$\mu\text{g/l}$]

C_s = teneur dans les matières en suspension [mg/kg]

C_t = teneur totale en substances nuisibles de l'échantillon instantané d'eau [$\mu\text{g/l}$]

K_d = coefficient de distribution des matières en suspension dans l'eau [l/g]

S = concentration en matières en suspension [g/l]

Les deux formules montrent que lorsque la valeur K_d augmente, les concentrations dans les eaux diminuent. Elles montrent également qu'avec des valeurs K_d faibles, l'incertitude des valeurs K_d est plus grande qu'avec des valeurs élevées. Il est satisfaisant de constater que le tableau 5.1 montre que les valeurs K_d les plus basses ont également les écarts standards les plus faibles.

Les formules précédentes montrent que pour le calcul de la concentration globale, les rapports entre $1/K_d$ et S jouent un rôle. La concentration des matières en suspension S est en général supérieure à $0,02 \text{ g/l}$ dans le Rhin. Si une erreur de 10 % est acceptée, une valeur $1/K_d$ inférieure à $0,002 \text{ g/l}$ (c.-à.-d. une valeur K_d supérieure à 500 l/g) peut être négligée dans la formule. Pour des paramètres ayant une valeur K_d supérieure à 500 l/g , la détermination des teneurs dans les matières en suspension est donc suffisante pour déterminer la concentration globale. Cela n'est le cas, en ce qui concerne les paramètres examinés dans le présent rapport, que pour le plomb. Inversement, la concentration en matières en suspension peut être négligée pour une valeur $1/K_d$ supérieure à 1 g/l (c.-à.-d. une valeur K_d inférieure à 1 l/g) car même pour les teneurs en matières en suspension allant jusqu'à $0,1 \text{ g/l}$, les parts de S sont inférieures à 10 % dans la formule. Pour les paramètres ayant une valeur K_d inférieure à 1 l/g , la détermination des teneurs dans l'eau est donc suffisante pour déterminer la concentration totale.

Ce n'est le cas pour aucun des métaux analysés.

Le tableau 5.2 indique l'éventail des erreurs des concentrations totales calculées à partir des données relatives aux matières en suspension par rapport aux données mesurées. Les erreurs des concentrations totales calculées peuvent être évaluées de la manière suivante:

$$\text{erreur en pourcentage} = \frac{C_t \text{ mesurée} - C_t \text{ calculée}}{C_t \text{ mesurée}} * 100$$

Une telle comparaison n'est pas possible pour les teneurs dissoutes car les données calculées et déterminées sont par définition identiques ($K_p = C_s/C_w$ mesurées et C_w calculée = C_s/K_d).

Tableau 5.2: Evaluation des erreurs des concentrations totales calculées. Les erreurs sont indiquées en pourcentage des concentrations mesurées.

	Rekingen	Village-Neuf	Seltz	Coblence	Bimmen	Lobith	Valeur moyenne
Cadmium	28	58	51	26	34	42	40
Mercure	79	46	65	1	47	66	51
Plomb	43	37	1	48	46	51	38
Zinc	86	83	16	18	6	10	37
Cuivre	40	20	2	42	135	31	45
Nickel	143	340	58	73	36	43	116
Chrome	52	35	73	3	6	26	33
Arsenic	45	68	65	27	36	28	45

Les concentrations totales calculées indiquent des écarts importants dans les erreurs. Pour un même élément, l'erreur peut, selon la station de mesure, être négligeable ou être supérieure à 100 %. En moyenne, les erreurs se situent entre 30 - 50 %. Seul le nickel présente en général une erreur importante.

On peut en déduire les conclusions suivantes:

- pour la calcul de la qualité des eaux à partir de la qualité de la matière en suspension, les valeurs K_d et les concentrations des matières en suspension sont nécessaires pour tous les métaux. Ce n'est

que pour le plomb que la concentration dissoute peut en général être négligée par rapport à la teneur adsorbée à la matière en suspension.

- Les valeurs K_d du cadmium, du plomb, du zinc, du mercure et du nickel dépendent du lieu de prélèvement. Ceci résulte partiellement de la difficulté qu'il y a à analyser les faibles concentrations dissoutes. Les processus d'adsorption (cadmium, plomb, zinc et mercure) et de désorption (nickel) jouent probablement un rôle également.
- Les concentrations totales calculées sont plus ou moins fiables. En même temps que la dépendance des valeurs K_d du lieu de prélèvement, cela signifie que les mesures de la qualité de la matière en suspension effectuées pour évaluer la qualité des eaux ne sont pas suffisantes de sorte que les mesures de la phase aqueuse restent pour l'instant nécessaires.

5.2.3 Micropolluants organiques

Pour les micropolluants organiques, il n'est possible de procéder à une comparaison eau - matière en suspension comme pour les métaux, car les concentrations dans l'eau se situent souvent sous la limite de dosage. Il est donc nécessaire de faire appel à un coefficient de distribution théorique (valeur K_p) pour décrire les relations entre les teneurs dans la matière en suspension et les concentrations dans l'eau et pour calculer les concentrations dans l'eau à partir des teneurs dans la matière en suspension.

Pour les valeurs K_p , il convient d'appliquer la formule suivante:

$$K_p = \frac{K_{OW} * 10^{-0.21} * f_{OC}}{1000}$$

avec

f_{OC} = fraction de carbone organique des matières en suspension
 K_{OW} = octanol/eau coefficient de distribution
 $10^{-0.21}$ = constante

Ces valeurs sont indiquées dans les figures 5.5 à 5.8. En conformité avec la formule, les figures montrent que la valeur K_p augmente lorsque la fraction de carbone organique (f_{OC}) augmente. C'est pourquoi les valeurs sont les plus élevées à Bimmen (7,1 % de carbone organique dans la matière en suspension) et les plus basses à Rekingen et Village-Neuf (2,3 % de carbone org. dans la matière en suspension). Comme pour la plupart des métaux, les valeurs K_p dépendent également le plus souvent du lieu de prélèvement, de telle sorte qu'il a également été fait appel ici aux valeurs individuelles pour le calcul de la qualité des eaux. Si l'on remplace K_d par K_p , la formule employée pour les métaux peut être utilisée.

$$\text{concentration globale: } C_t = C_s * \left(\frac{1}{K_p} + S \right)$$

avec

C_w = teneur en matières en suspension dissoute dans l'eau [$\mu\text{g/l}$]
 C_s = teneur dans les matières en suspension [mg/kg]
 C_t = teneur totale en substances nuisibles de l'échantillon instantané d'eau [$\mu\text{g/l}$]
 S = concentration en matières en suspension [g/l]

L'écart standard de la f_{OC} se situe pour toutes les substances à 48 % des valeurs moyennes. Ainsi l'écart standard du K_p s'élève-t-il également à 48 % des valeurs moyennes. Contrairement aux métaux, il n'est pas possible ici de procéder à une évaluation des erreurs pour les concentrations calculées.

Lorsque le coefficient de distribution octanol/eau (K_{OW}) augmente, la valeur K_p augmente également. Le benzo(b)fluoranthène a ainsi un coefficient de distribution beaucoup plus grand que par exemple le lindane (γ -HCH). Par conséquent, lorsque le coefficient de distribution est plus grand, la substance adhère davantage à la matière en suspension (et le sédiment) et se dissout moins bien dans l'eau.

Les figures 4.10.c, 4.11.c, etc. à 4.16.c indiquent les concentrations totales dissoutes calculées avec les valeurs K_p susmentionnées. Lorsque K_p augmente, la différence entre la concentration dissoute et la concentration totale augmente.

Pour les métaux, il est apparu que pour un coefficient de distribution supérieur à 500 l/g, les concentrations dans l'eau pouvaient être négligées. La valeur convertie (voir page 47) donne un $\log K_{OW} > 7.2$. Aucun des micropolluants organiques n'a un coefficient de distribution aussi grand.

Il est apparu d'autre part pour les métaux que pour un coefficient de distribution inférieur à 1 l/g, la concentration de matière en suspension pouvait être négligée. Ce cas se présente, après conversion, pour un $\log K_{OW} < 4.5$. Ceci ne s'applique qu'au lindane. Pour un coefficient de distribution aussi bas il est préférable d'analyser l'eau plutôt que la matière en suspension.

Il est à noter que tout particulièrement pour les micropolluants organiques avec des valeurs K_{OW} élevées, des concentrations totales et dissoutes ont été calculées qui sont inférieures à la limite de détection de 10 ng/l pour les HPA et de 1 ng/l pour les micropolluants organiques chlorés. Le tableau 5.3 résume ces concentrations dissoutes et totales calculées.

Tableau 5.3: Résumé des concentrations totales et dissoutes calculées en ng/l. Les concentrations sont des valeurs moyennes de chacune des concentrations calculées. Les écarts standards sont indiqués en pourcentage des valeurs moyennes.

	concent. dissoute [ng/l]	écart standard [%]	concent. totale [ng/l]	écart standard [%]
Lindan (γ -HCH)	30.6	138	30.8	138
Hexachlorobenzène (HCB)	1.2	74	2.7	49
p,p'-DDE	0.15	106	0.28	96
PCB-28	0.37	106	0.53	105
PCB-138	0.22	49	0.70	37
Fluoranthène	199	42	219	36
Benzo(b)fluoranthène	3.3	41	14.1	15

Ces données permettent de conclure que:

- pour tous les micropolluants organiques des coefficients de distribution et des concentrations de matières en suspension sont nécessaires pour le calcul de la qualité des eaux à partir de la qualité des sédiments;
- que seul pour le lindane la concentration totale peut être évaluée correctement dans la matière en suspension sans mesure;
- que les valeurs K_p dépendent surtout de la fraction de carbone organique. Les valeurs K_p dépendent donc du lieu de prélèvement;
- qu'il n'est pas possible de se prononcer sur la fiabilité des concentrations calculées en raison de l'absence de concentrations mesurées dans la phase aqueuse;
- que pour les micropolluants organiques pris en considération, la limite de détection constitue un problème pour les déterminations dans la phase aqueuse. Il y a donc peu de chances de déterminer avec fiabilité les concentrations dissoutes et de calculer les coefficients de distribution sur la base des résultats de mesures.

5.3 Relation matière en suspension - sédiment

Dans le rapport sur l'analyse des sédiments, il a déjà été indiqué que des couches anciennes avaient probablement été également prélevées ou que, à certains endroits, du sédiment déposé récemment s'était mélangé à du sédiment plus ancien.

La conversion de la matière en suspension en sédiment standard

puis la comparaison de ces résultats avec les sédiments standards mesurés permet de vérifier cet état de fait. A cet égard, les teneurs en micropolluants organiques devraient être standardisées à 2,5 % de carbone organique (voir § 4.6). Les figures 4.2.b à 4.16.b présentent ces résultats.

Le tableau 5.4 résume ces différentes figures. Le tableau 5.4 indiquent les rapports entre les teneurs mesurées dans le sédiment et les teneurs dans le sédiment standard mesurées à partir de la qualité de la matière en suspension.

Tableau 5.4: rapports entre les teneurs standardisées mesurées dans le sédiment et les teneurs dans le sédiment calculées à partir de la qualité de la matière en suspension. Pour les micropolluants organiques, les rapports se basent sur les teneurs standardisées. (Des rapports n'ont pas pu être calculés pour Augst et Birsfelden car des données relatives aux matières en suspension font défaut).

	Seltz	Coblence	Bimmen	Lobith	Valeur moy.	dév. stand. (% de la val. moy.)
Cadmium	<u>0.9</u>	0.8	<u>0.9</u>	2.7	1.3	68
Mercuré	<u>1.1</u>	1.0	<u>1.3</u>	3.2	1.6	64
Plomb	<u>0.7</u>	0.8	<u>0.9</u>	<u>1.5</u>	1.0	36
Zinc	<u>0.7</u>	0.8	<u>1.0</u>	<u>1.5</u>	1.0	36
Cuivre	<u>0.9</u>	1.0	<u>1.1</u>	<u>1.5</u>	1.2	24
Nickel	<u>0.8</u>	<u>0.9</u>	<u>1.0</u>	<u>1.0</u>	0.9	12
Chrome	<u>0.8</u>	<u>0.8</u>	<u>1.1</u>	1.9	1.1	46
Arsenic	<u>1.2</u>	<u>1.25</u>	<u>1.1</u>	1.8	1.3	23
Lindan (c-HCH)	<u>0.9</u>	>0.7	>1.8	<u>0.7</u>	>1.0	53
HCB	18.1	6.8	3.0	2.2	7.5	97
p,p'-DDE	2.0	2.0	1.9	3.1	2.3	25
PCB-28	<u>1.4</u>	4.1	3.4	10.5	4.9	81
PCB-138	<u>0.9</u>	1.9	2.5	3.2	2.1	46
Fluoranthène	<u>1.3</u>	3.8	6.4	7.3	4.8	55
Benz(b)fluorant.	<u>1.3</u>	2.8	5.3	5.7	3.8	55

Un rapport de 1 signifie qualité identique pour le sédiment et la matière en suspension. Le sédiment a été soit déposé depuis longtemps dans cette qualité (charge stabilisée pendant un laps de temps relativement long), soit les échantillons de sédiment n'étaient constitués que par du matériau déposé récemment. Ces cas (importance des écarts 0,7 - 1,5) ont été soulignés. Ce type de rapport est fréquent.

Un rapport supérieur à 1 signifie que la matière en suspension est plus propre que le sédiment. Ces pollutions plus anciennes

apparaissent notamment à la station de mesures de Lobith.

Un rapport inférieur à 1 signifie que le sédiment est plus propre que la matière en suspension.

On peut parler ici d'une pollution croissante de la matière en suspension par rapport au passé. Cette tendance n'est cependant pas à noter.

Les teneurs en métaux et lindane des matières en suspension et du sédiment concordent bien les unes avec les autres aux stations de prélèvement de Seltz, Coblenz et Bimmen. A Seltz (Iffezheim), la même pollution des matières en suspension et du sédiment concerne presque toutes les substances.

A la station de mesures de Lobith, les teneurs mesurées directement dans le sédiment sont cependant plus élevées pour presque tous les paramètres.

Il n'est pas possible de calculer des rapports pour les stations de mesures Augst et Birsfelden car des données relatives aux matières en suspension font défaut.

Ce qui précède permet de conclure que

- les teneurs dans le sédiment peuvent être calculées à partir des teneurs dans la matière en suspension lorsque qu'il y a pollution constante de la matière en suspension pendant un laps de temps relativement long;
- qu'à la station de mesures de Lobith, des teneurs plus élevées ont été déterminées dans le sédiment que ne le laissait supposer la qualité actuelle des matières en suspension. Cela signifie encore que pour les stations de prélèvement Seltz, Coblenz et Bimmen, les sédiments étaient constitués de matériau récemment déposé. Des données relatives aux matières en suspension font défaut, il n'est donc pas possible d'établir une comparaison entre la qualité du sédiment et la qualité actuelle des matières en suspension pour les stations de mesures du sédiment Augst et Birsfelden.

5.4 Teneurs des organismes et leur relation avec l'eau, les matières en suspension et le sédiment

Les teneurs en substances nuisibles ont été déterminées dans deux

espèces d'organismes: les mousses aquatiques (*Fontinalis antipyretica*) et les dresseines (*Dreissena polymorpha*). Pour pouvoir comparer les résultats des deux espèces, les teneurs en substances nuisibles se rapportent à la matière sèche et non pas, comme cela est souvent le cas pour les mollusques, à la teneur en graisse. Voir à ce propos les fig. 4.2.d à 4.14.d.

Les micropolluants organiques contenus dans les mousses n'ont pas été déterminés aussi la comparaison se limite-t-elle au cadmium, au mercure, au plomb, au chrome et au cuivre.

Les rapports de proportion entre les teneurs des mousses et des mollusques figurent dans le tableau 5.5.

Tableau 5.5: Rapports de proportion entre les teneurs des mousses et les teneurs des mollusques (par rapport à la matière sèche) (voir également tableaux 5.9 - 5.19)

	Rekingen	Vil.Neuf	Seltz	Koblenz	Valeur		Ecart- moyenne	K _d ou type(%)	BCF [L/g]		
					Bimmen	Lobith			K _p [L/g]	Mousses	Mollusques
Cadmium	2.1	1.5	2.7	1.5	2.0	1.5	1.9	242	97	123	66
Mercure	0.2	0.1	0.3	0.2	0.3	0.2	0.2	250	57	5	24
Plomb	7.1	5.9	3.2	4.4	7.1	5.3	5.5	245	1192	228	41
Cuivre	1.6	1.7	1.6	1.6	1.8	2.2	1.8	239	34	19	11
Chrome	0.6	<u>0.8</u>	<u>0.9</u>	<u>1.1</u>	3.7	1.6	1.5	240	55	6	5
HCB									42		101
PCB-28									12		31
PCB-138									71		247

Un rapport supérieur à 1 signifie donc que les teneurs sont plus élevées dans les mousses et un rapport inférieur à 1 signifie que les teneurs sont plus faibles dans les mousses.

Un rapport égal à 1 signifie que les teneurs mesurées dans les mousses et les mollusques sont identiques. Des rapports entre 0,7 et 1,5 (50 % largeur de bande) sont soulignés.

Le tableau 5.5 mentionne également les coefficients moyens de distribution (K_d ou K_p) et les facteurs moyens de bioconcentration (BCF). On peut y lire que les valeurs BCF des mousses sont en général plus élevées que celles des mollusques même si les teneurs dans les mousses sont plus élevées.

La comparaison montre en général

- qu'en ce qui concerne le cadmium (facteur 2), le plomb (facteur 5,5), le chrome (facteur 1,5) et le cuivre (facteur 2), les teneurs des mousses sont plus élevées que les teneurs des mollusques.
- qu'en ce qui concerne le mercure (facteur 5), les teneurs des mollusques sont plus élevées que les teneurs des mousses.
- que le mercure, le plomb et le chrome s'enrichissent mieux dans les matières en suspension.
- que l'enrichissement du cadmium et du cuivre est à peu près aussi important dans les matières en suspension que dans les mousses.
- que l'HCB, le PCB-28 et le PCB-138 s'enrichissent mieux dans les mollusques que dans les matières en suspension. Ces substances ont des valeurs K_{OW} élevées, donc une grande affinité pour la graisse de sorte que les teneurs sont plus élevées dans les mollusques que dans les matières en suspension ou les sédiments.

Cela montre nettement qu'il n'y a pas de domaine dans lequel toutes les substances préfèrent s'enrichir. Celui-ci est fonction des propriétés des substances à déterminer, en l'occurrence des coefficients de distribution K_d et K_p ainsi que des facteurs de bioconcentration. Cela ne permet pas, sur la base de ces propriétés, d'arrêter des programmes de mesures. Une méthode pragmatique s'avère donc nécessaire. Il convient à cet égard de tenir compte de plusieurs facteurs tels que la limite de détection dans les domaines partiels spécifiques, la praticabilité, les coûts, (voir également paragraphe 5.6).

5.5 Représentativité des échantillons de matières en suspension

Le prélèvement régulier de matières en suspension à la station de mesures de Lobith a commencé en 1988 aux Pays-Bas. Des échantillons de matières en suspension ont été collectés à partir du ponton de mesures douze fois, donc une fois par mois, à l'aide de la centrifugeuse. Ces échantillons ont été analysés dans le laboratoire du DBW/RIZA en vue de déterminer la répartition granulométrique, le carbone organique, les métaux et les micropolluants organiques. Le tableau 5.6 donne pour les micropolluants organiques les résultats de

cette étude de routine, résultats qui ont été calculés sur la base de matières en suspension-types.

Tableau 5.6: Résultats de l'analyse de routine des matières en suspension et de l'analyse de la CIPR effectuées près de Lobith en 1988. Pour les micropolluants organiques, les teneurs sont standardisées à 2,5 % de carbone organique

Datum:	13-1	10-2	9-3	6-4	1-6	29-6	8-7 (IKSR Untersuchung)	27-7	24-8	21-9	19-10	23-11	14-12	Mit Wert	St. Dev (%)	Abweichung IKSR-Lobith/ 1988-Lobith (%)
Abfluß (m ³ /s)	2909	4597	2621	6108	2518	1975	2056	1820	1315	1507	2274	1264	4524	2730	54	-25
Schwebstoff (mg/l)	13	67	34	41	29	39	48	38	21	19	32		59	37	43	30
Kohlenstoff (%)	5.4	4.8	7.3	3.3	6.5	6.1	6.5	7.9	6.5	5.3	3.7	6.2	4.6	5.7	24	14
Ton (%)	39	48	36	41	33	32	39	31	32	32	45	39	36.8	15	6	6
Cadmium (mg/kg)	4.2	1.9	3.4	< 0.1	3.2	2.8	2.6	2.9	3.7	3.4	2.3	5.2	2.0	2.9	52	10
Quecksilber (mg/kg)	0.5	0.4	0.7	0.8	0.9	0.9	1.0	1.2	1.3	1.3	0.9	1.8	0.6	0.9	42	11
Blei (mg/kg)	114	103	238	81	126	115	138	184	144	148	107	175	93	136	33	1
Zink (mg/kg)	486	436	769	417	626	510	592	637	615	624	406	770	377	556	25	6
Kupfer (mg/kg)	106	66	102	65	154	158	99	124	138	106		154	73	113	31	-12
Nickel (mg/kg)	65	62	67	56	51	44	58	38	45	52	68	48	48	54	18	7
Chrom (mg/kg)	100	90	113	98	112	90	97	93	105	113	107	123	79	102	12	-5
Arsen (mg/kg)	18	19	21	17	19	16	17	21	21	20	18	27	18	20	15	-15
Lindan (µg/kg)	1	1	< 1	< 1	2	< 1	< 0.8	2	< 1	< 1	2	1	< 1	< 2		
HCB (µg/kg)	33	6	13	11	12	15	16	13	10	17			15	53	6	
p,p'-DDE (µg/kg)	4	5	4	6	6	7	1.7	3	4	2	8	6	5	5	34	-66
PCB-28 (µg/kg)	6	3	2	5	3	13	3.8	5	4	< 1	6	9	2	5	69	-24
PCB-138 (µg/kg)	9	8	6	11	11	16	8.0	7	10	8	38	17	12	13	68	-38
Fluoranthèn (mg/kg)	11	5	0.6			0.3	0.25	0.1	0.4	0.5	0.6	0.5	0.4	1.9	180	-87
Benzo(b)flu. (mg/kg)	0.5	0.3	0.4			0.2	0.13	< 0.1	0.2	0.3	0.2	0.3	0.2	0.3	43	-57

Ce tableau montre que les teneurs en substances nuisibles de l'analyse de la CIPR effectuée près de Lobith (le présent rapport et Ps 63/89) ainsi que la teneur en carbone organique et la teneur en argile concordent bien avec les teneurs des 12 analyses de routine des matières en suspension. Toutes les teneurs de l'analyse de la CIPR - à l'exception de p,p'-DDE et fluoranthène - sont de l'ordre de l'écart-type de la valeur moyenne de l'analyse de routine. La composition de l'échantillon de matières en suspension de la CIPR prélevé le 08.07.1988 est donc représentatif de la composition générale des matières en suspension mesurées près de Lobith en 1988. Il est à noter que l'écart-type des métaux contenus dans les matières en suspension est moins important que l'écart-type des micropolluants organiques. L'écart-type des métaux est en général inférieur à 40 %. La plupart des micropolluants organiques ont un écart-type supérieur à 50 %. On ignore la cause de cet écart-type plus important. Il est possible que des problèmes rencontrés lors de la méthode analytique jouent en l'occurrence un certain rôle.

On peut en conclure que

- les résultats de l'analyse de la CIPR effectuée près de Lobith sont représentatifs des analyses réalisées pendant toute une année,
- les micropolluants organiques ont sur une année entière (1988) une plus grande dispersion (écart-type 34 à 180 % de la valeur moyenne) que les métaux (12 à 52 %).

5.6 Recommandations pour de futurs inventaires

Ont fait entre autres l'objet de discussions aux chapitres 5.2 et 5.4 l'enrichissement de substances dans les eaux, les matières en suspension, les sédiments et le matériau biologique. On peut en conclure que pour chaque substance, cela dépend si elle s'enrichit le plus dans les matières en suspension, dans les mollusques ou les mousses ou si elle est surtout présente dans les eaux à l'état dissous (voir également chapitre 5.4).

Non seulement l'enrichissement différent des substances dans les eaux, les matières en suspension, les sédiments et le matériau biologique est important mais les problèmes apparaissant lors du prélèvement et lors des méthodes d'analyse doivent être également pris en compte de façon accrue pour l'établissement d'un programme de mesures visant au contrôle du système aquatique ou à un inventaire momentané (CIPR).

Il faut également renforcer les travaux pour poursuivre le traitement de ces données afin de pouvoir calculer les concentrations dans les eaux ou les charges à partir de celles-ci car des coefficients de distribution et des facteurs de bioconcentration sont nécessaires pour chaque domaine partiel.

Cela signifie que lors de l'établissement d'un programme de mesures, il ne faut pas seulement tenir compte des propriétés des substances mais aussi du fait que

- les méthodes de prélèvement soient simplifiées le plus possible,

- un prélèvement reproductible soit préconisé,
- les méthodes d'analyse soient standardisées afin d'obtenir des résultats reproductibles,
- la conversion des résultats dans d'autres domaines partiels soit aussi simple et aussi reproductible que possible,
- le calcul des flux (transport d'unités de masse à travers la section transversale) soit possible.

Les avantages et les inconvénients des différents domaines partiels sont mentionnés dans le tableau 5.7. Le tableau récapitule l'ensemble des problèmes et concerne aussi bien les métaux que les micropolluants organiques.

Pour chaque type de prélèvement d'un domaine partiel on peut relever les avantages et les inconvénients qui peuvent apparaître.

Tableau 5.7: Récapitulation des avantages et des inconvénients pour la détermination des pollutions adsorbables dans les différents domaines partiels compte tenu des difficultés du prélèvement, de la complexité de l'analyse, de la détermination de la charge, de la possibilité de prévoir la qualité des sédiments et de l'importance pour l'écosystème

Légende:

- +: Avantage du domaine partiel spécifique
- : Inconvénient du domaine partiel spécifique
- ±: Pas d'avantages ou d'inconvénients nets du domaine partiel spécifique

Prélèvement	Détermination de et analyse (eaux)	Détermination la concentration (mat. en susp.)	Détermination de la teneur	Possibilité de pré- du flux té du sédiment	Importance pour vision de la quali- l'écosystème
<u>Eaux</u>					
Conc. totale (C_t)	+	±	-	-	-
Conc. dissoute (C_w)	+	-	-	-	+
$C_t + C_w$	±	±	-	-	+
<u>Mat. en suspension</u>					
C_s	±	±	+	±	+
<u>Sédiment</u>					
C_b	±	-	±	-	±
<u>Eaux + mat. en susp.</u>					
$C_w + C_s$	-	±	+	+	+
$C_t + C_s$	-	+	+	±	±
<u>Organismes</u>					
Mousses	-	-	-	-	+
Mollusques	-	-	-	-	+

On peut y lire qu'aux fins de contrôle du système aquatique ou d'un inventaire momentané (CIPR), le prélèvement des matières en suspension offre les plus grands avantages pour les substances nuisibles prises en compte dans le présent document. A cet égard, une des conditions très importantes est de connaître exactement les coefficients de distribution si l'estimation des concentrations dans les eaux doit avoir lieu sur la base des données relatives aux matières en suspension. On ne connaît pas avec suffisamment de précision les coefficients de distribution de la plupart des substances nuisibles pour parvenir à une bonne estimation de la qualité des eaux. Cela est dû au fait que la qualité des eaux elle-même, dans le cas présent la concentration dissoute, n'était pas bien analysable.

Une des solutions à ce problème consisterait à analyser non seulement les teneurs dans les matières en suspension mais encore les concentrations dissoutes. On ne peut cependant bien les analyser que pour quelques métaux. On ne peut, avec la limite de détermination actuelle, bien analyser à toutes les stations de mesures le long du Rhin les concentrations dissoutes que pour les métaux cuivre, chrome, arsenic et nickel (voir annexe 1, tableau 7).

En ce qui concerne les micropolluants organiques sélectionnés, il y a peu de chances de déterminer avec fiabilité les concentrations dissoutes et de calculer les coefficients de distribution.

Il a également été vérifié si pour les calculs, l'alternative n'est pas de prendre pour base la concentration globale au lieu des concentrations dissoutes. On peut bien déterminer les concentrations globales des métaux. En ce qui concerne les micropolluants organiques, il existe des problèmes car la concentration globale d'un grand nombre de ces substances nuisibles est inférieure à la limite de détection. Si l'on connaît cependant la concentration globale, la valeur K_d peut être calculée en utilisant la formule $C_t = C_s * (1/K_d + S)$. Les valeurs K_d obtenues d'après ce calcul étaient cependant plus imprécises (plus grande dispersion, valeurs même négatives) de sorte que l'on peut en conclure que la seule méthode

entrant en ligne de compte pour le calcul des valeurs de K_d est celle utilisée dans le présent rapport. Pour une bonne application de ces méthodes utilisées, il faut pouvoir déterminer les teneurs dissoutes pour tous les métaux. Cela signifie pour les métaux cadmium, mercure, plomb et zinc que des limites de détermination plus faibles sont nécessaires.

Il apparaît dans ce qui précède qu'il n'est pas possible à partir des teneurs dans les matières en suspension de calculer avec suffisamment de précision la concentration dans les eaux. Il est toutefois possible d'identifier le domaine partiel dans lequel on peut déterminer le mieux une substance nuisible. La décision de procéder à une détermination dans les eaux ou dans le matériau solide dépend du coefficient de distribution. Il a été indiqué dans le chapitre 5.2 que les substances ayant un coefficient de distribution inférieur à 1 l/g (ou $\log K_{OW} < 4,5$) peuvent être déterminées le mieux dans les eaux car la part adsorbée aux matières en suspension est à négliger et que les substances nuisibles ayant un coefficient de distribution supérieur à 500 l/g (ou $\log K_{OW} > 7,2$) peuvent être déterminées le mieux dans la substance solide car la part de la concentration dissoute est négligeable. Il n'est pas non plus nécessaire pour une répartition globale de cette nature de connaître exactement les coefficients de distribution. Une répartition à l'aide de valeurs entières $\log K_{OW}$ est suffisamment précise.

Pour tout le groupe de substances qui dans le cadre de la CIPR entre en ligne de compte pour le contrôle et l'inventaire momentané, on peut donc procéder à la répartition suivante (voir tableau 5.8):

Tableau 5.8: Répartition aux fins de contrôle et d'inventaire momentané des substances prioritaires de la CIPR selon les domaines partiels dans lesquels on peut le mieux les analyser

	eau	mat. en susp.		eau	mat. en susp.
Phosphates	+	+	PCB		+
Ammonium	+		Drines		+
Cadmium	+	+	Endosulfan	+	
Chrome	+	+	Hexachlorobutadiène	+	
Cuivre	+	+	Pentachlorophénol	+	+
Mercure	+	+	Chloroanilines	+	
Plomb	(+)	+	Azinfos-méthyl	+	
Nickel	+	+	Parathion	+	
Zinc	+	+	Parathion(-méthyl)	+	
Benzène	+		Fenthion	+	
1,1,1-trichloroéthane	+		Bentazone	+	
1,2-dichloroéthane	+		Composés de dibutylétain	+	+
Tétrachloroéthène	+		Composés de tributylétain	+	+
Tétrachlorométhane	+		Composés de tétrabutylétain	+	+
Trichloroéthène	+		Atrazine	+	
Trichlorométhane	+		Simazine	+	
	+				

Pour les autres inventaires, on peut faire les conclusions suivantes:

- Compte tenu de l'inexactitude des coefficients de distribution, il n'est pas possible lors de la détermination des teneurs ou concentrations dans un domaine partiel (eaux ou matières en suspension) de calculer de manière suffisamment précise la qualité dans les autres domaines partiels. Cela concerne notamment les teneurs ou concentrations proches de la limite de détection.
- La détermination des substances peu solubles dans les matières en suspension et des substances bien solubles dans les eaux convient bien en général à l'objectif du contrôle du milieu aquatique ou d'un inventaire momentané (CIPR) si
 - * des substances ayant un coefficient de distribution inférieur à 1 l/g ($\log K_{OW} < 4,5$) sont déterminées dans les eaux. Les concentrations totales et dissoutes diffèrent peu.
 - * des substances ayant un coefficient de distribution entre 1 l/g ($\log K_{OW} = 4,5$) et 500 l/g ($\log K_{OW} = 7,2$) sont déterminées dans les eaux ou les matières en suspension (ou sédiments). Ces substances nuisibles se répartissent à peu près dans les mêmes proportions entre les eaux et les matières en suspension.
 - * des substances ayant un coefficient de distribution supérieur à 500 l/g ($\log K_{OW} > 7,2$) sont déterminées dans les matières en suspension (ou les sédiments).
- Pour obtenir des informations spécifiques sur l'écosystème, des analyses complémentaires des organismes peuvent s'avérer nécessaires.
- Lorsque d'anciennes pollutions sont présentes dans le sédiment, il faut analyser en plus les sédiments car la qualité des matières en suspension ne donne pas de renseignements sur ces anciennes pollutions.
- Il faudrait en outre s'efforcer de déterminer sur la base de plusieurs données de meilleurs coefficients de distribution pour les métaux. Pour le cadmium, le mercure, le plomb et le zinc, des limites de détermination plus faibles sont cependant nécessaires.

6. CONCLUSIONS

EAU ET MATIERE EN SUSPENSION

1. Les coefficients de distribution pour les métaux qui ont été calculés à partir des échantillons d'eau pris au hasard et des échantillons de matières en suspension sont très variés. Deux facteurs sont déterminants à cet égard:

- les teneurs dans la matière en suspension et l'eau variables selon le lieu de prélèvement
- l'incertitude liée à la difficulté d'analyser les concentrations dissoutes.

Les concentrations de métaux dissoutes dans les eaux du Rhin sont quelquefois proches, voire inférieures à la limite de dosage. Ceci concerne notamment le cadmium, le mercure, le plomb et le zinc.

Pour le cadmium, le plomb, le zinc et le mercure, les teneurs dans la matière en suspension augmentent au fur et à mesure que l'on descend le Rhin. Pour le nickel, par contre, elle diminuent. Les coefficients de distribution de ces cinq métaux sont par conséquent dépendants du lieu de prélèvement.

Les erreurs commises lors du calcul de la qualité des eaux à partir de la qualité de la matière en suspension à l'aide du coefficient de distribution se situent en moyenne entre 30 à 50 % de la concentration totale mesurée (voir tableau 5.2).

Pour le cuivre, le chrome et l'arsenic, les teneurs dans la matière en suspension restent relativement constantes (voir tableau 5.1). Les erreurs commises lors du calcul de la qualité des eaux à partir de la qualité de la matière en suspension sont également ici, par métal, en moyenne de l'ordre de 30 à 50% de la concentration totale mesurée.

On souhaite que lors de nouvelles études, on s'efforce de déterminer de meilleurs coefficients de distribution pour les métaux. Pour le cadmium, le mercure, le plomb et le zinc, des limites de détermination plus faibles sont cependant nécessaires.

2. Les coefficients de distribution (pour les métaux) sont à présents déduits des échantillons de matières en suspension (échantillons sur plusieurs heures avec centrifugeuse en continu) et des échantillons d'eau pris au hasard (image instantanée). Les coefficients de distribution se rapportent donc à des échantillons de nature différentes pris à intervalles différents.

Ce problème peut être résolu en ne collectant pas seulement à l'avenir des échantillons de matières en suspension mais en prélevant également des échantillons d'eau à l'écoulement de la centrifugeuse.

3. Il n'a pas été possible de déduire des analyses les coefficients de distribution pour les micropollutions organiques car les substances analysées présentaient des concentrations inférieures à la limite de détection. Les coefficients de distribution ont par conséquent été calculés sur la base de corrélations théoriques résultant des coefficients de distribution octanol/eau et de la teneur en carbone organique de la matière en suspension. Selon ce calcul, la teneur relative dans la matière en suspension augmente avec l'augmentation du carbone organique dans la matière en suspension et avec l'augmentation des coefficients de distribution octanol/eau. Une évaluation de la marge d'erreur comme pour les métaux n'est pas possible ici.
4. Les résultats des analyses de matières en suspension de la CIPR à Lobith sont comparables aux résultats des analyses effectuées à Lobith pendant toute une année.

MATIERE EN SUSPENSION ET SEDIMENT

5. Pour plusieurs substances (notamment tous les métaux), les teneurs dans la matière en suspension et le sédiment concordent relativement bien, notamment aux points de prélèvement de Seltz (Iffezheim), Coblenz et Bimmen. Pour plusieurs paramètres, les teneurs dans le sédiment sont plus élevées à Lobith, ce qui est probablement dû au mélange de couches de sédiment plus anciennes. Pour les stations de prélèvement situées sur le Rhin supérieur (Rekingen, Augst, Birsfelden et Village-Neuf), les teneurs dans le sédiment et dans les matières en suspension ne pouvaient pas être comparées les unes avec les autres car des rejets ont lieu entre les lieux de prélèvement des matières en suspension et les lieux de prélèvement du sédiment. Il conviendrait lors de futures analyses d'essayer de prélever des échantillons de matières en suspension et de sédiment au même point de prélèvement.
6. L'évaluation de l'évolution de la qualité du Rhin sur la base de la qualité du sédiment est moins évidente que l'évaluation sur la base de la qualité des matières en suspension. Les teneurs dans les matières en suspension donnent une idée de la qualité actuelle. L'historique de la qualité des eaux est reflété par la qualité du sédiment. Lors des études du sédiment, on souhaite donc que les études soient effectuées dans des couches de profondeur différente.
7. Lors des études du sédiment effectuées dans le but d'analyser du matériau récent, il conviendrait de tenir compte du fait que quelquefois, la couche supérieure ne peut pas être composée uniquement de sédiment déposé très récemment. Pour pouvoir déterminer s'il s'agit de sédiment déposé récemment, les échantillons de sédiment prélevés verticalement à l'aide d'une tube à onde de choc fournissent de meilleures connaissances sur la qualité du sédiment car des couches provenant de profondeurs différentes peuvent ainsi être, elles aussi, analysées.

EAUX, MATIERE EN SUSPENSION ET ORGANISMES

8. Pour mesurer les substances nuisibles, il n'existe pas un domaine partiel qui soit nettement préférable à un autre. Le domaine partiel sera choisi en fonction des propriétés des substances considérées, en l'occurrence selon les coefficients de distribution K_d , K_p et les facteurs de bioconcentration:

- * le mercure, le plomb et le chrome sont le mieux adsorbés par la matière en suspension.
- * le cadmium et le cuivre s'enrichissent à peu près autant dans les matières en suspension que dans les mousses.
- * HCB, PCB 28 et le PCB 138 s'enrichissent mieux dans les mollusques que dans les matières en suspension. Ces substances ont des valeurs K_{ow} élevées, c'.-à-d. une grande affinité pour la graisse de sorte que les teneurs sont plus élevées dans les mollusques que dans les matières en suspension ou le sédiment.
- * pour le fluoranthène et le benzène(b)fluoranthène, on ne dispose pas d'informations permettant de savoir dans quel domaine partiel ils s'accumulent le plus. Ces substances nuisibles n'ont été dosées que dans la matière en suspension et le sédiment.

Recommandations pour des inventaires

9. Pour des substances comme les métaux et les micropollutions organiques qui sont fortement adsorbées par la matière en suspension (coefficient de distribution >500 l/g ou $\log K_{ow} >7,2$) le calcul des teneurs dans la matière en suspension prélevée avec une centrifugeuse en continu offre une méthode fiable permettant de suivre durablement la qualité du Rhin. Les concentrations dissoutes peuvent être négligées pour ces substances.

Pour les substances avec des coefficients de distribution <500 l/g, les concentrations dissoutes ne sont plus négligeables. Une évaluation de la qualité des eaux n'est souvent pas possible en raison de la grande variation des coefficients de distribution, de sorte que la détermination de la qualité de la matière en suspension et de la qualité des eaux (si possible des concentrations dissoutes) devient nécessaire.

Pour les coefficients de distribution < 1 l/g (ou $\log K_{OW} < 4,5$), les teneurs adsorbées à la matière en suspension peuvent être négligées par rapport aux concentrations dissoutes. Pour les substances avec de tels coefficients de distribution, le calcul des concentrations (totales) dans la phase aqueuse offre une méthode fiable permettant de suivre durablement la qualité du Rhin.

Résumé.

- * Coefficient de distribution > 500 l/g ou $\log K_{OW} < 7,2$:
détermination de la qualité de la matière en suspension;
- * 1 l/g $<$ coefficient de distribution < 500 l/g ou $4,5 < \log k_{OW} < 7$: détermination de la qualité de la matière en suspension et de la qualité des eaux (concentrations dissoutes si possible);
- * Coefficient de distribution < 1 l/g ou $\log K_{OW} < 4,5$:
détermination de la qualité des eaux.

Pour les groupes de substances qui, dans le cadre de la CIPR, font l'objet d'une surveillance ou d'un inventaire momentané, la répartition suivante peut être effectuée:

	eau	mat. en susp.		eau	mat. en susp.
Phosphates	+	+	PCB		+
Ammonium	+		Drines		+
Cadmium	+	+	Endosulfan	+	
Chrome	+	+	Hexachlorobutadiène	+	
Cuivre	+	+	Pentachlorophénol	+	(+)
Mercure	+	+	Chloroanilines	+	
Plomb	(+)	+	Azinfos-méthyl	+	
Nickel	+	+	Parathion	+	
Zinc	+	+	Parathion(-méthyl)	+	
Benzène	+		Fenthion	+	
1,1,1-trichloroéthane	+		Bentazone	+	
1,2-dichloroéthane	+		Composés de dibutylétain	+	+
Tétrachloroéthane	+		Composés de tributylétain	+	+
Tétrachlorométhane	+		Composés de tétrabutylétain	+	+
Trichloroéthane	+		Atrazine	+	
Trichlorométhane	+		Simazine	+	
Trichlorobenzène	+	+	Chloronitrobenzène	+	
HCB		+	Trifluraline	+	

10. Le dosage des concentrations dissoutes des métaux cadmium, mercure, plomb et zinc constitue quelquefois un problème avec les limites de détection actuellement existantes. C'est la raison pour laquelle il est difficile d'obtenir des coefficients de distribution plus précis.
11. Il y a peu de chances pour les micropolluants organiques sélectionnés de déterminer avec fiabilité les concentrations dissoutes et de calculer les coefficients de distribution.
12. Il convient d'éviter de considérer uniquement le domaine partiel dans lequel l'accumulation est la plus importante lorsque ces données sont utilisées pour évaluer la qualité dans d'autres domaines partiels. Le caractère peu fiable des coefficients de distribution est trop important. Il sera donc nécessaire dans ce cas de déterminer la qualité dans l'eau et dans les matières en suspension. Il sera peut-être possible de déduire de meilleurs coefficients de distribution de ces nouvelles données.
13. Pour la surveillance des teneurs de polluants le long du Rhin, les mesures dans les organismes n'offrent pas une meilleure méthode que la mesure de la qualité de la matière en suspension et de la qualité des eaux. Les mesures dans les organismes demeurent néanmoins nécessaires afin d'évaluer la qualité spécifique et les problèmes de l'écosystème aquatique.
14. Lorsque des pollutions plus anciennes sont présentes dans le sédiment, il est en outre nécessaire d'analyser le sédiment car la qualité des matières en suspension ne donne aucune indication sur ces pollutions plus anciennes.

Bibliographie

- Ref. 1 Zusammenhänge in den Gehalten an Mikroverunreinigungen im Wasser, Schwebstoff, Sediment und Organismen. DBW/ RIZA, Mai 1988. (Ps 48/88).
- Ref. 2 "Kansen voor Waterorganismen". Een ecotoxicologische onderbouwing voor kwaliteitsdoelstellingen voor water en waterbodem. DBW/RIZA, April 1989 (89.016).
- Ref. 3 Evolution longitudinale des concentrations en métaux lourds et en divers organochlors de mousses aquatiques transférées en 14 points du Rhin pendant la période du 1er juin au 6 juillet 1988. BRGM, janvier 1988 (Ps 20/89).
- Ref. 4 Enrichissement de substances nuisibles dans les dreissena polymorpha. Etude des dreissena polymorpha de la CIPR (1988). DBW/RIZA, avril 1989 (Ps 33/89).
- Ref. 5 Qualité des sédiments sur le profil longitudinal du Rhin 1988. Etude d'orientation du sous-groupe Ps de la CIPR. DBW/RIZA, mai 1988 (Ps 34/89).
- Ref. 6 Etude des matières en suspension. Analyses sur le profil longitudinal du Rhin. CIPR-sous groupe Ps, juin 1989 (Ps 63/89).
- Ref. 7 Résultats d'analyse des échantillons instantanés d'eau prélevés lors de l'étude des matières en suspension effectuée en 1988 (non soumis). DBW/RIZA, septembre 1988 (P 88-185A à 88-185-D).
- Ref. 8 Rhein 1988 Schwebstoffe-Sedimente Korngrößenanalysen. EAWAG, Dübendorf, 20. März 1989.

Figures

Les résultats des analyses ont été resumés sous formes de 4 types de figures différentes:

Type a: comparaison entre les teneurs déterminées et les teneurs calculées dans la matière en suspension

Type b: comparaison entre les teneurs déterminées directement dans le sédiment et les teneurs dans le sédiment calculées à partir de la matière en suspension

Type c: comparaison entre les concentrations totales et dissoutes dans les eaux et la concentration totale calculée à partir des teneurs dans la matière en suspension

Type d: comparaison entre les teneurs dans les dreissena polymorpha et les mousses aquatiques

Sur une page sont présentées 4 figures par paramètre dans les figures 4.2 à 4.16. Les numéros des figures correspondent aux paragraphe y afférents au chapitre 4.

Dans les figures 5.1 à 5.19 figurent les coefficients de distribution eau/matières en suspension et les facteurs de bioconcentration pour les mousses ou les mollusques.

70

GEHALTE IM ROHEN SCHWEBSTOFF
CADMIUM [mg/kg t.S.]

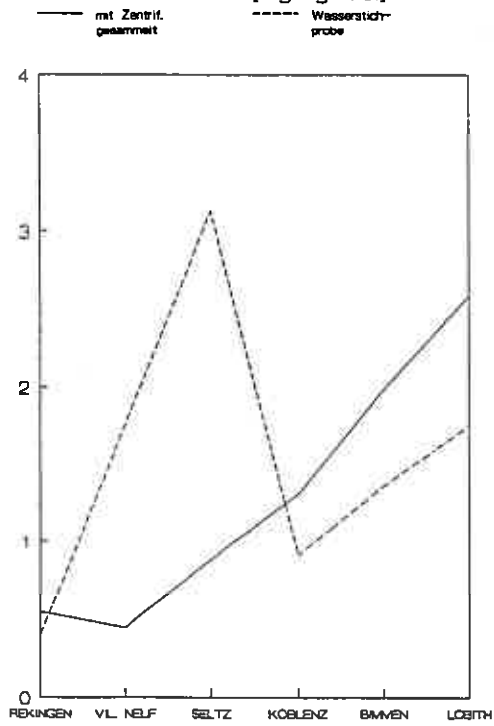


Abb. 4.2a

GEHALTE IM SEDIMENT
CADMIUM [mg/kg t.S.]

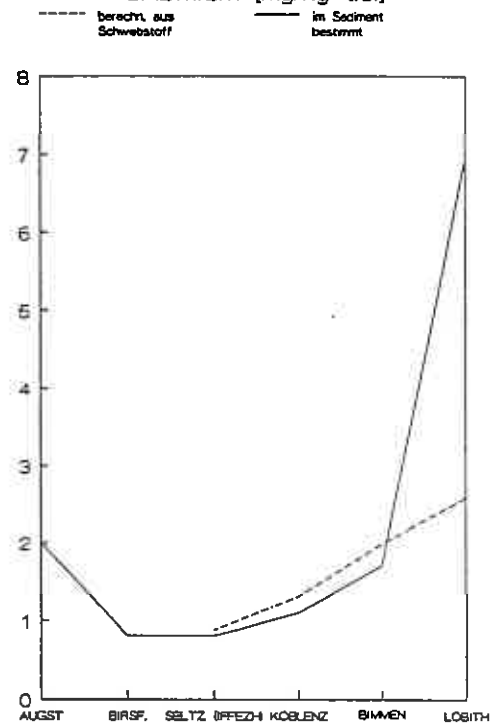


Abb. 4.2b

KONZENTRATIONEN IM WASSER
CADMIUM [$\mu\text{g/l}$]

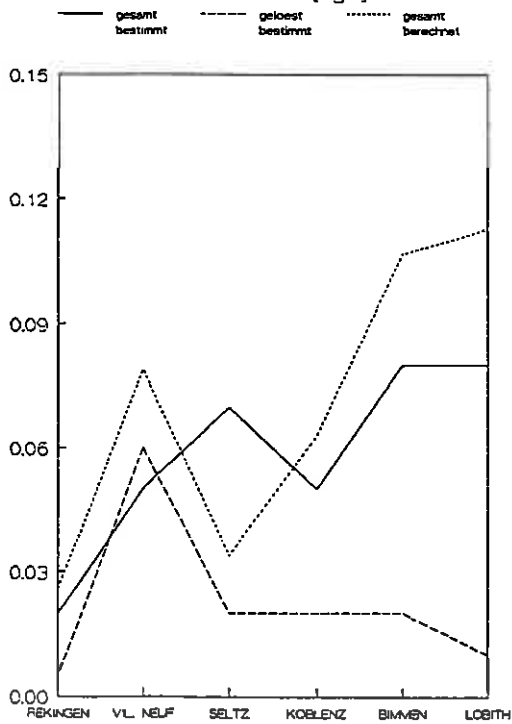


Abb. 4.2c

GEHALTE IN BIOTA
CADMIUM [mg/kg t.S.]

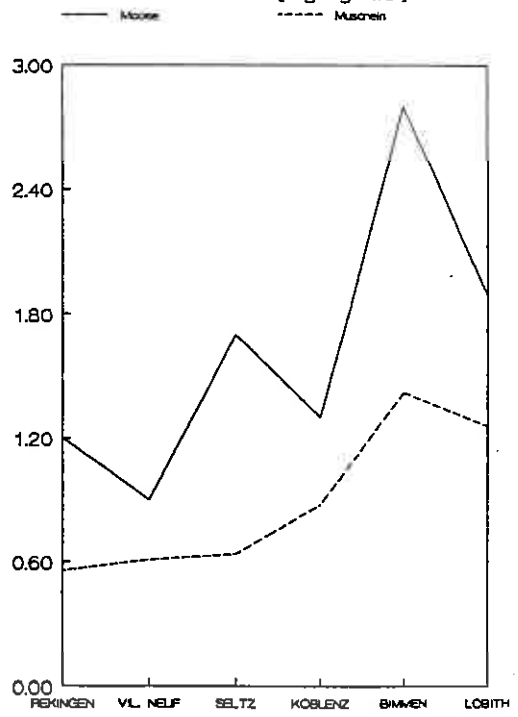


Abb. 4.2 d

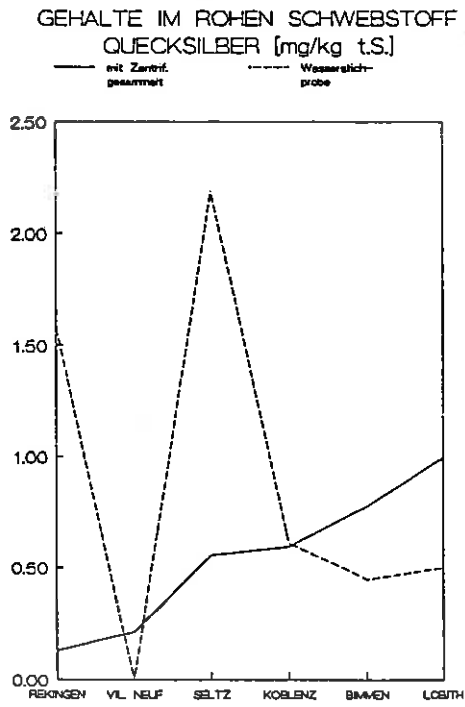


Abb. 4.3a

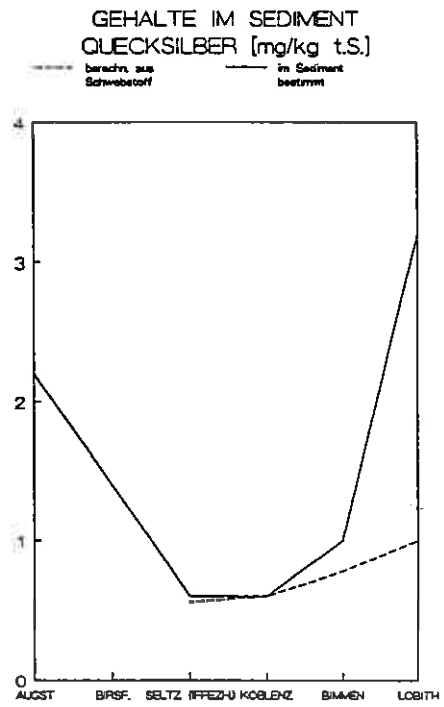


Abb. 4.3b

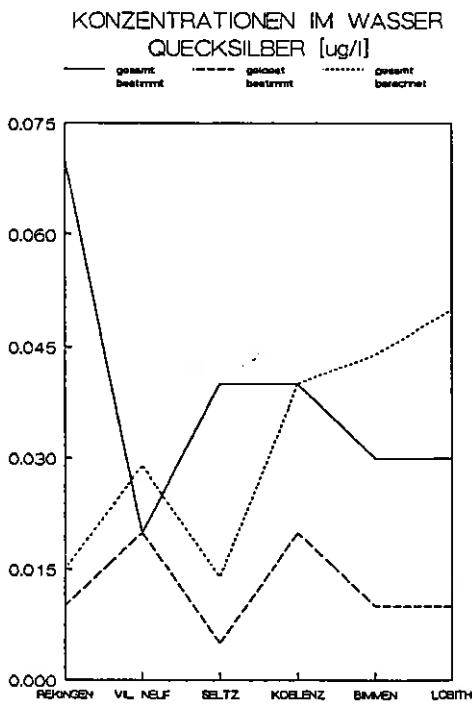


Abb. 4.3c

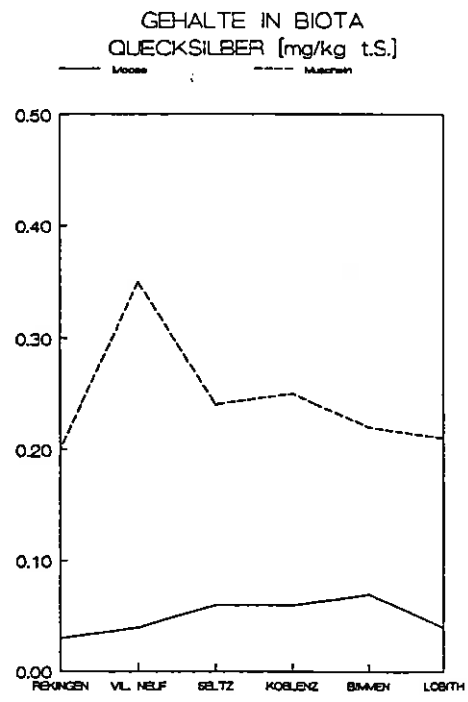


Abb. 4.3 d

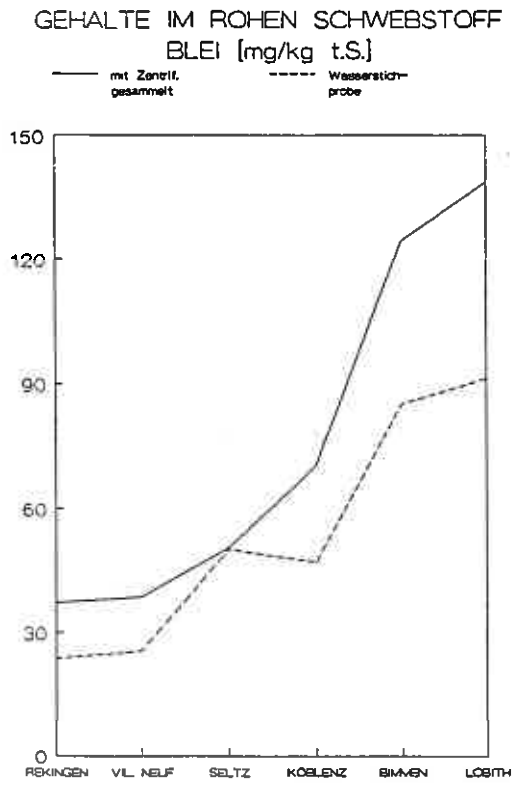


Abb. 4.4a

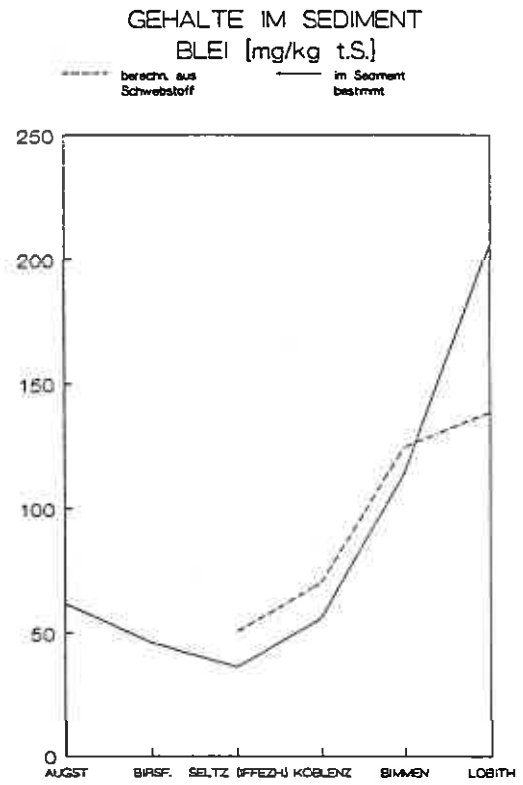


Abb. 4.4b

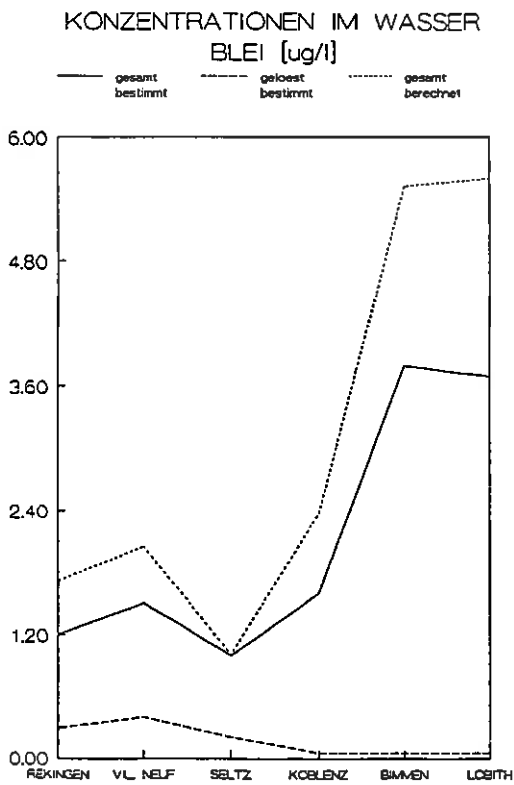


Abb. 4.4c

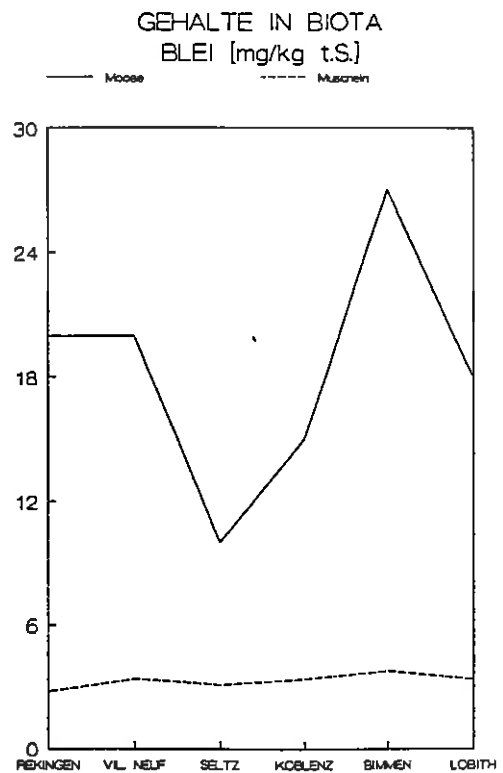


Abb. 4.4 d

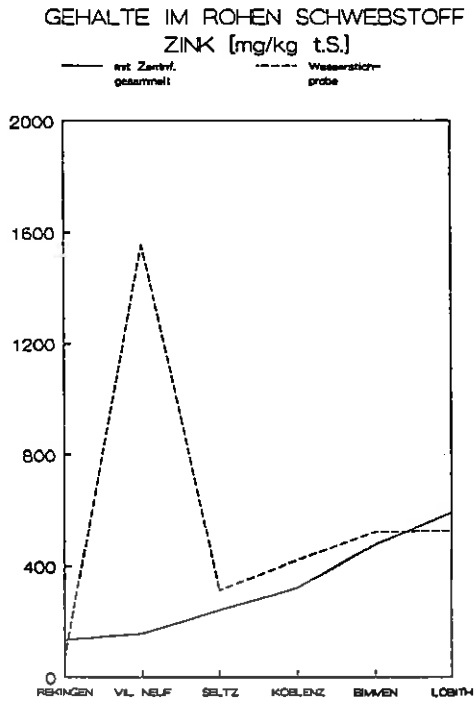


Abb. 4.5a

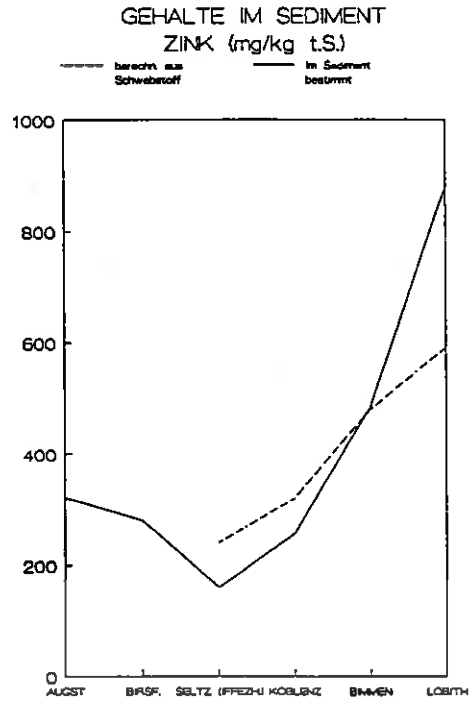


Abb. 4.5b

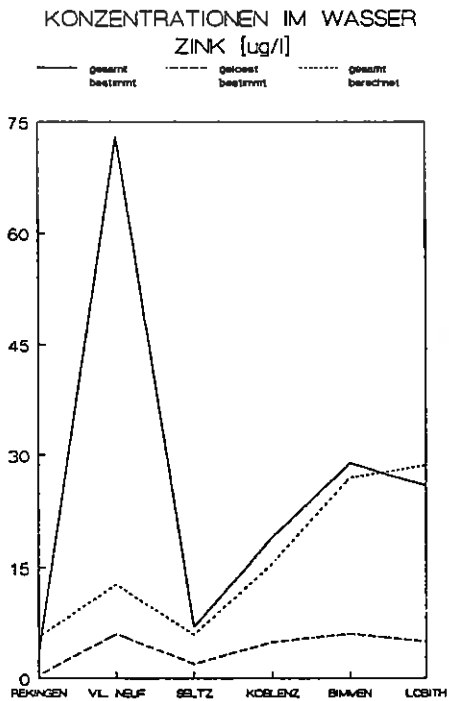


Abb. 4.5c

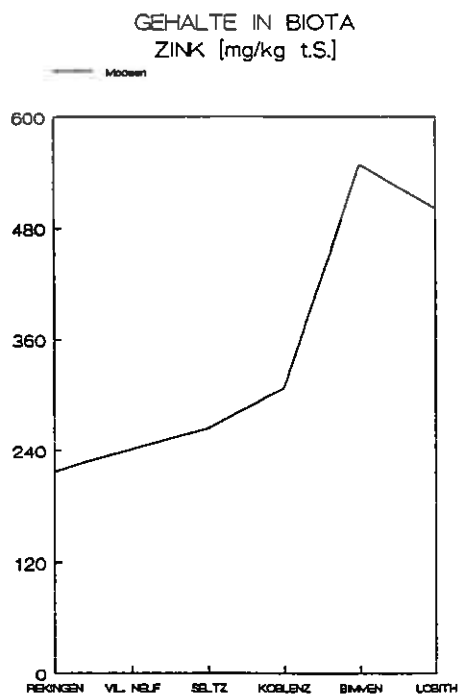


Abb. 4.5 d

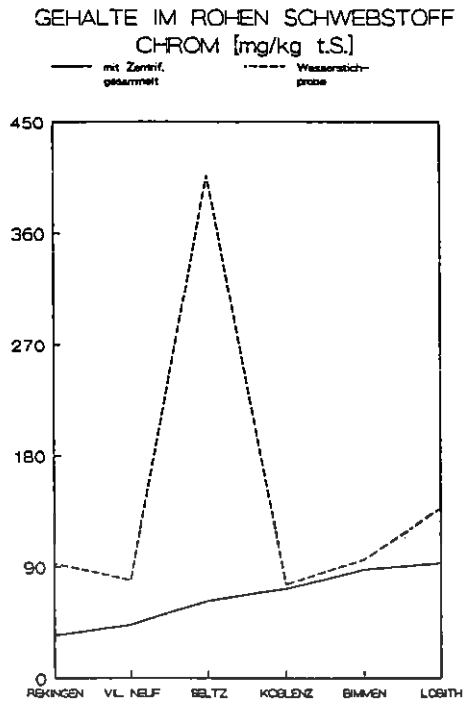


Abb. 4.6a

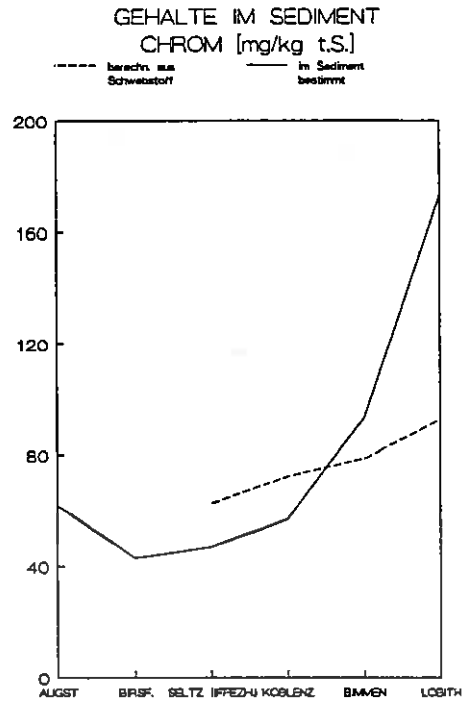


Abb. 4.6b

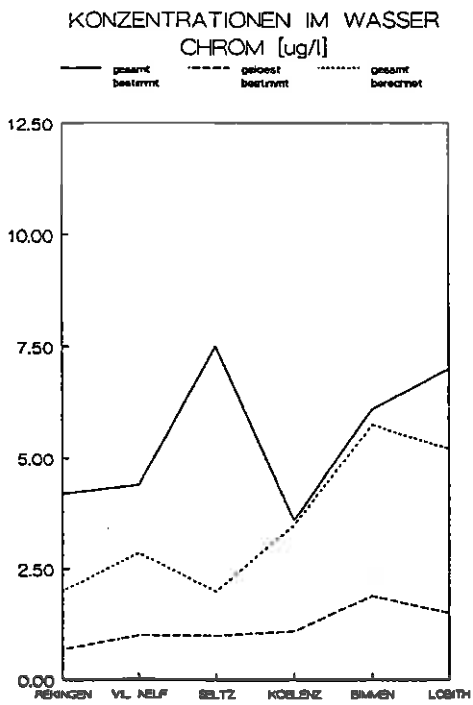


Abb. 4.6c

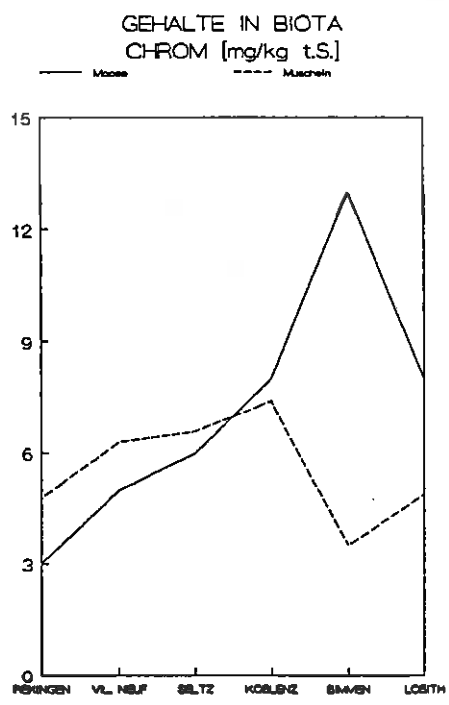


Abb. 4.6 d

GEHALTE IM ROHEN SCHWEBSTOFF
KUPFER [mg/kg t.S.]

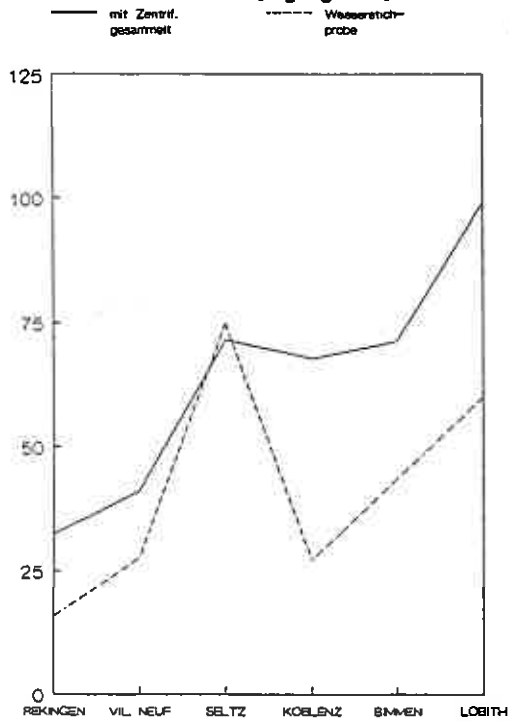


Abb. 4.7a

GEHALTE IM SEDIMENT
KUPFER [mg/kg t.S.]

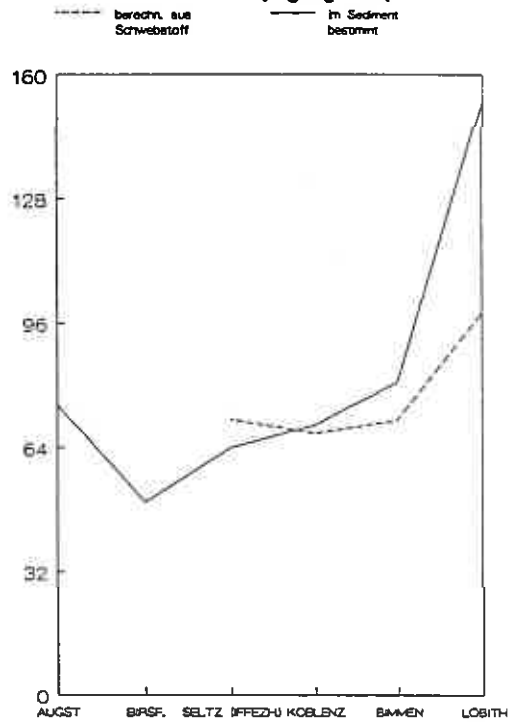


Abb. 4.7b

KONZENTRATIONEN IM WASSER
KUPFER [$\mu\text{g/l}$]

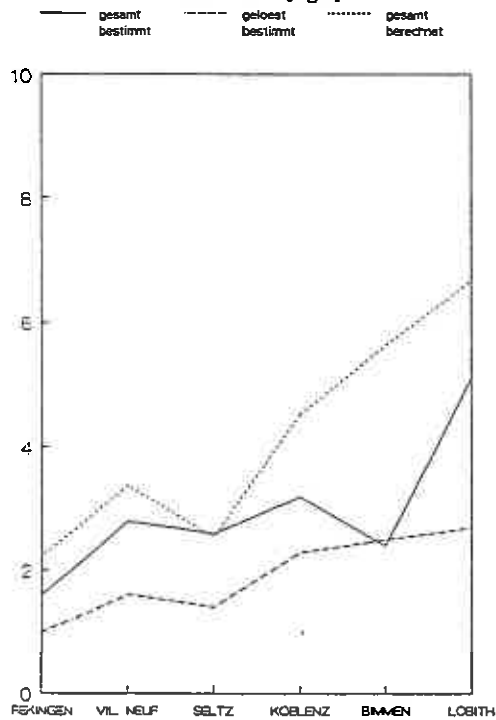


Abb. 4.7c

GEHALTE IN BIOTA
KUPFER [mg/kg t.S.]

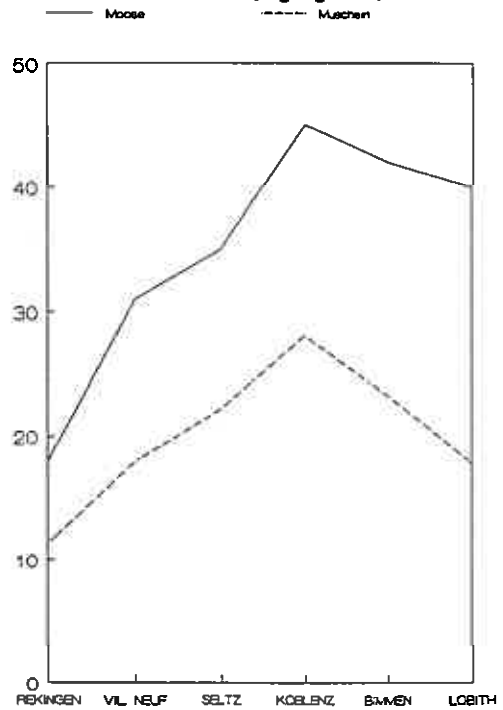


Abb. 4.7 d

GEHALTE IM ROHEN SCHWEBSTOFF
NICKEL [mg/kg t.S.]

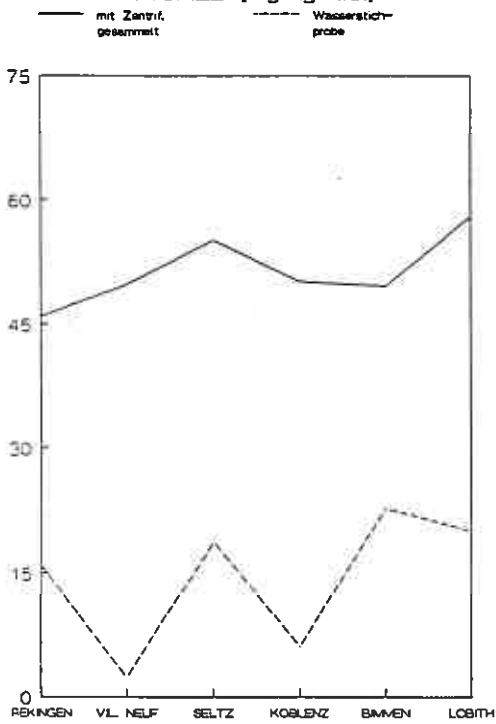


Abb. 4.8a

GEHALTE IM SEDIMENT
NICKEL [mg/kg t.S.]

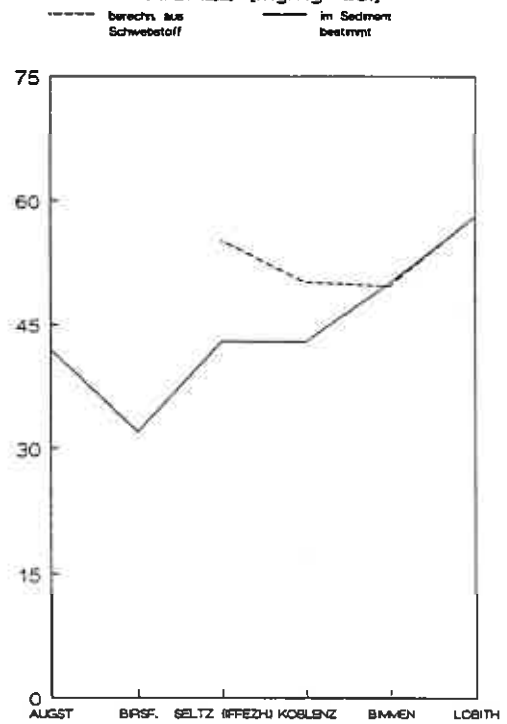


Abb. 4.8b

KONZENTRATIONEN IM WASSER
NICKEL [$\mu\text{g/l}$]

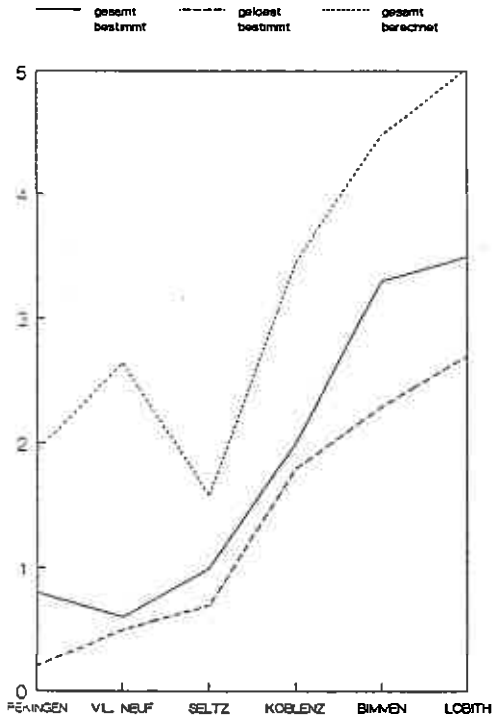


Abb. 4.8c

GEHALTE IN BIOTA
NICKEL [mg/kg t.S.]

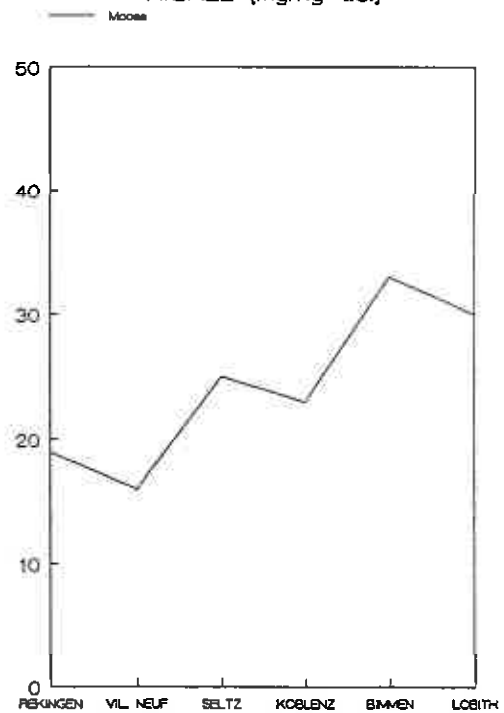


Abb. 4.8 d

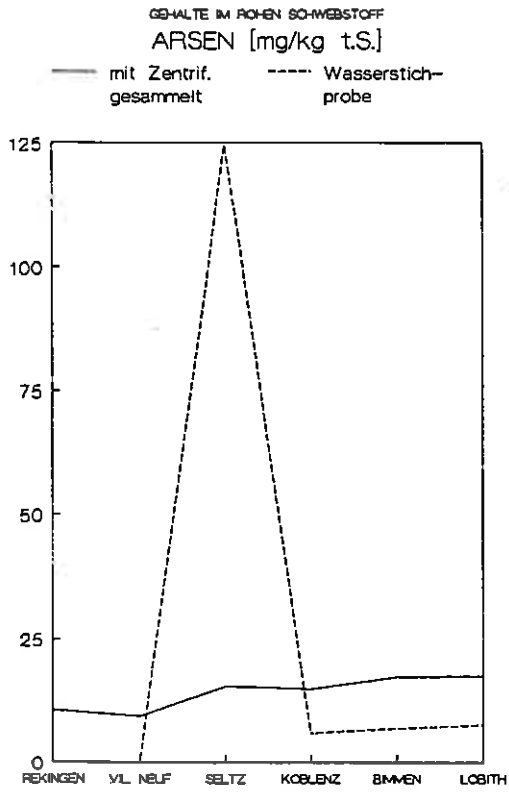


ABB. 4.9A

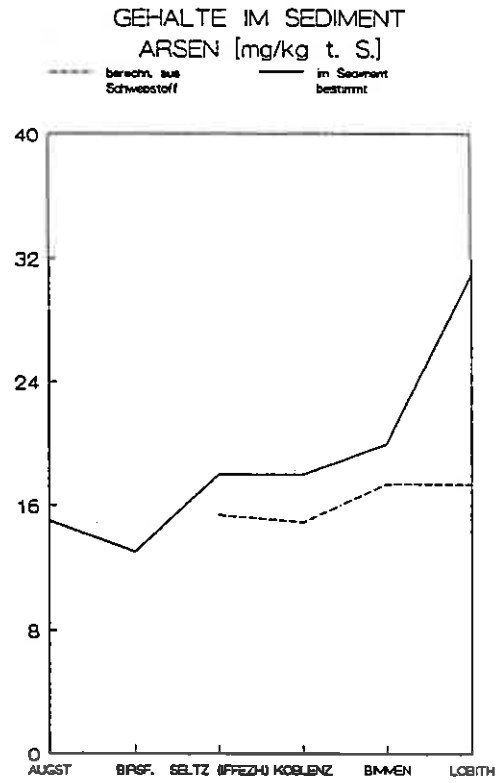


ABB. 4.9B

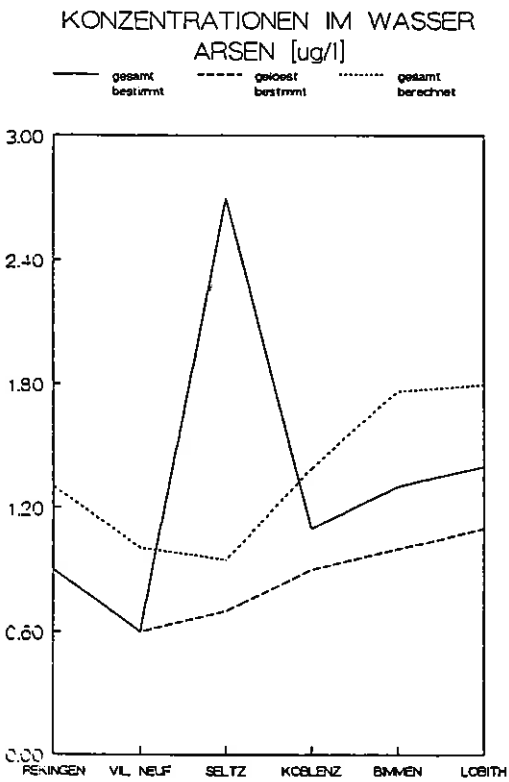


ABB. 4.9C

GEHALTE IM ROHEN SCHWEBSTOFF
LINDAN (c-HCH) [$\mu\text{g}/\text{kg t.S.}$]

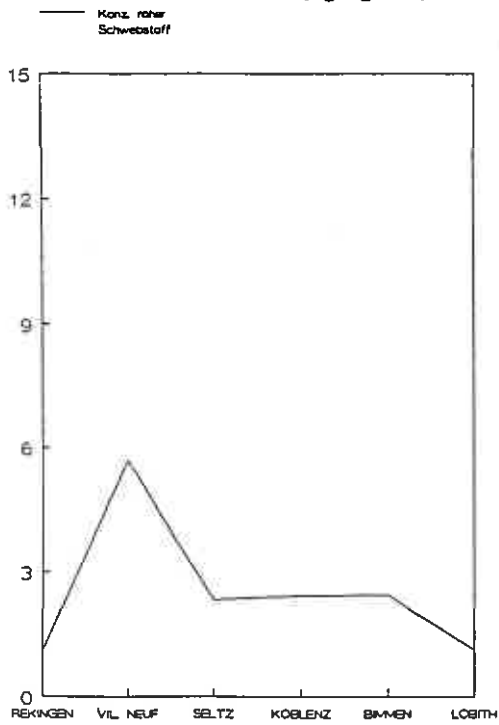


ABB. 4.10A

GEHALTE IM STANDARD SEDIMENT
LINDAN (c-HCH) [$\mu\text{g}/\text{kg t.S.}$]

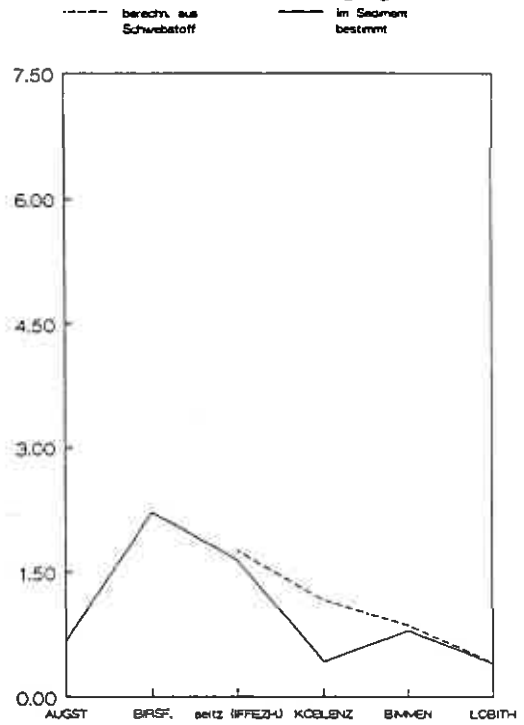


ABB. 4.10B

KONZENTRATIONEN IM WASSER
LINDAN (c-HCH) [ng/l]

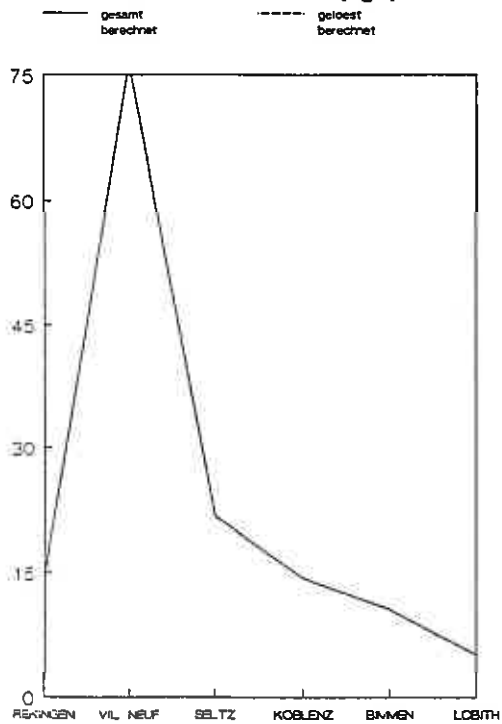


ABB. 4.10C

GEHALTE IN BIOTA
LINDAN (c-HCH) [$\mu\text{g}/\text{kg t.S.}$]

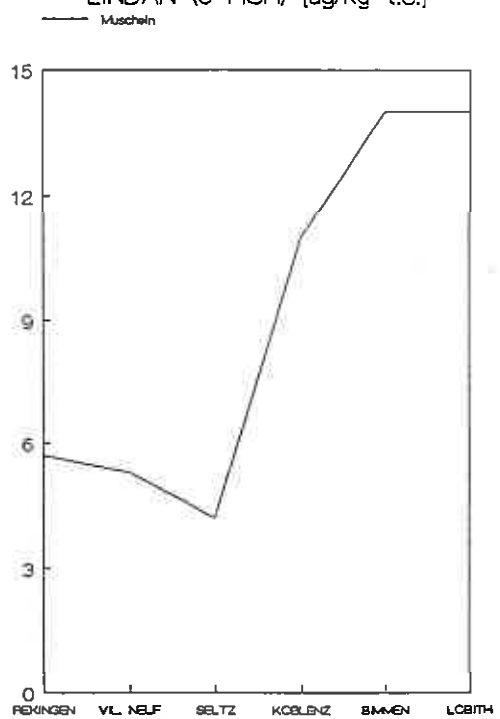


ABB. 4.10D

GEHALTE IM ROHEN SCHWEBSTOFF
HEXACHLORBENZOL [ug/kg t.S.]

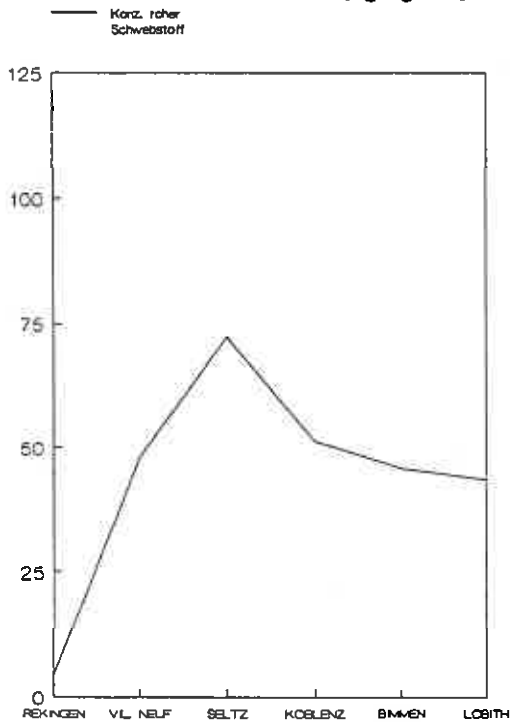


ABB. 4.11A

GEHALTE IM STANDARD SEDIMENT
HEXACHLORBENZOL [ug/kg t.S.]

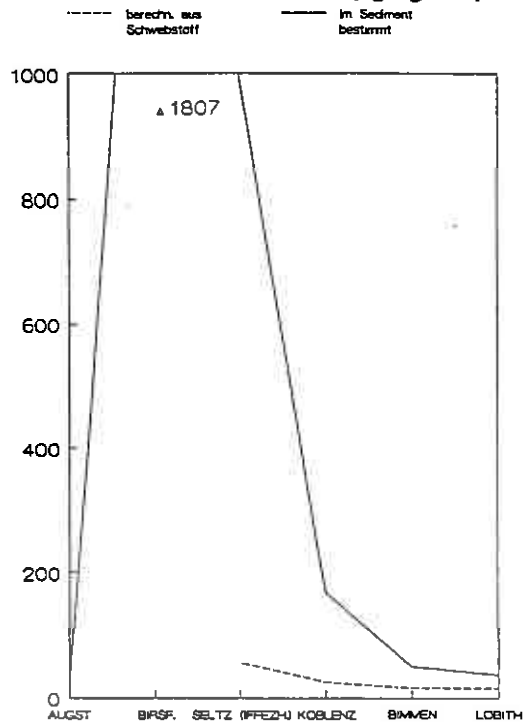


ABB. 4.11B

KONZENTRATIONEN IM WASSER
HEXACHLORBENZOL [ng/l]

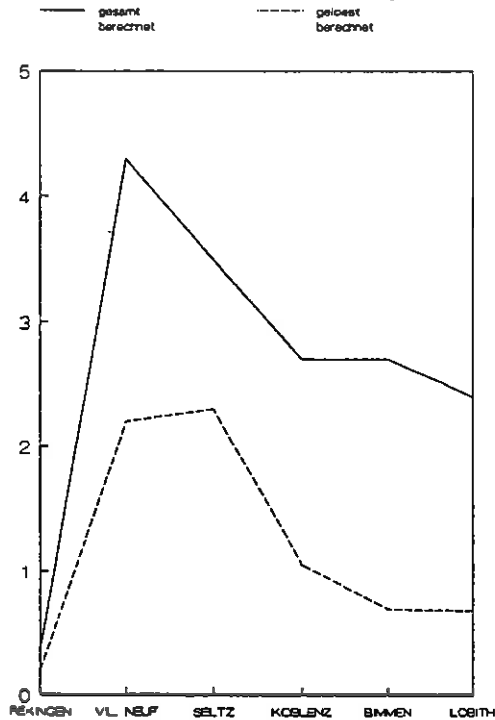


ABB. 4.11C

GEHALTE IN BIOTA
HEXACHLORBENZOL [ug/kg t.S.]

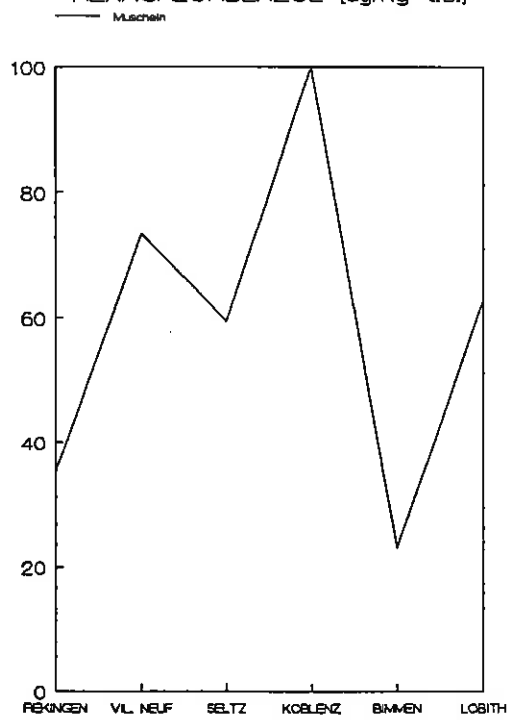


ABB. 4.11D

GEHALTE IM ROHEN SCHWEBSTOFF
p,p'-DDE [ug/kg t.S]

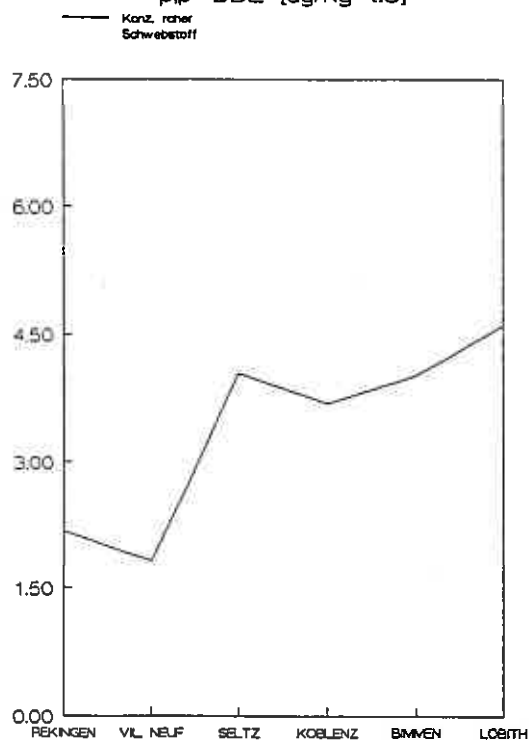


Abb. 4.12A

GEHALTE IM STANDARD SEDIMENT
p,p'-DDE [ug/kg t.S.]

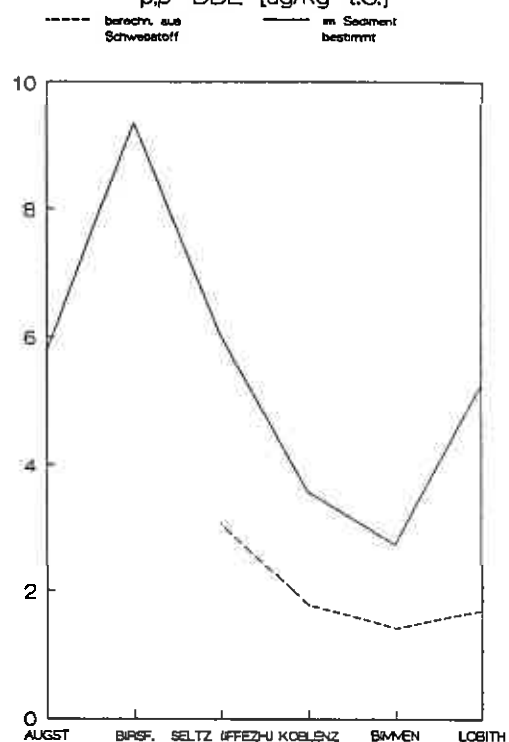


Abb. 4.12B

KONZENTRATIONEN IM WASSER
p,p'-DDE [ng/l]

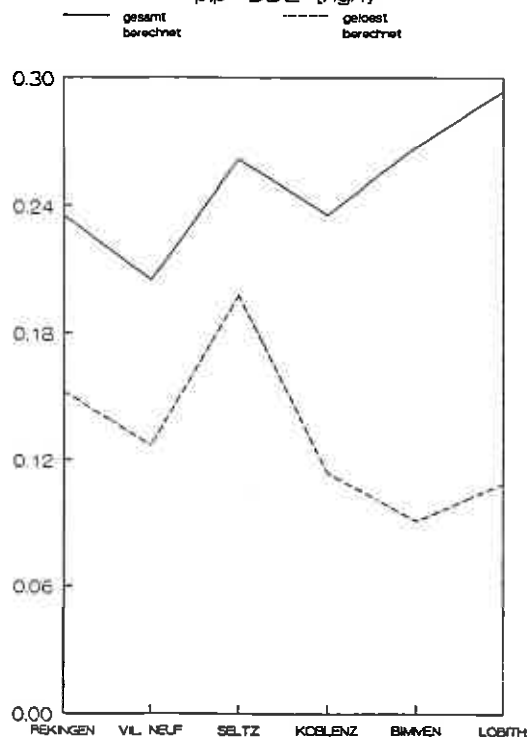


Abb. 4.12C

GEHALTE IN BIOTA
p,p'-DDE [ug/kg t.S.]

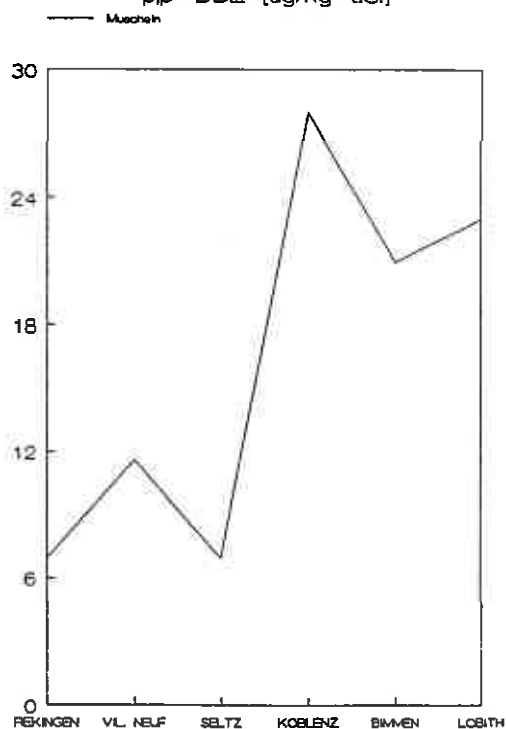


Abb. 4.12D

GEHALTE IM ROHEN SCHWEBSTOFF
PCB-28 [ug/kg t.S.]

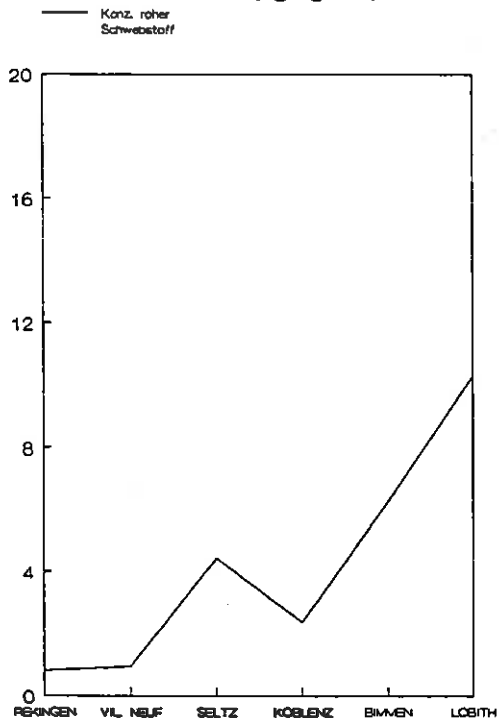


ABB. 4.13A

GEHALTE IM STANDARD SEDIMENT
PCB-28 [ug/kg t.S.]

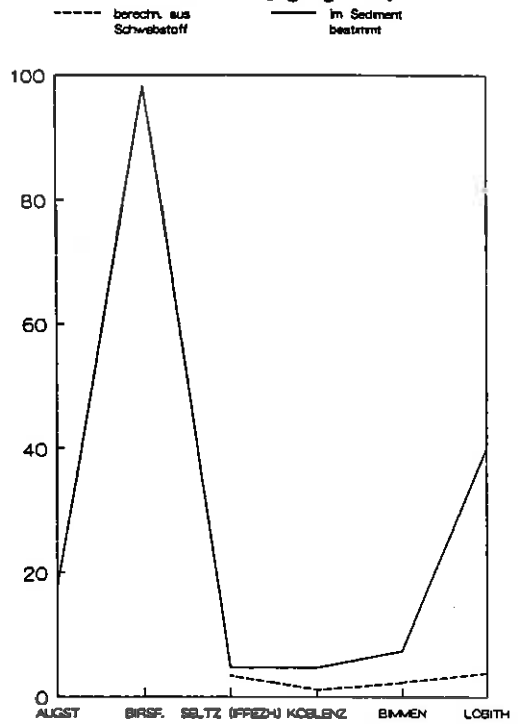


ABB. 4.13B

KONZENTRATIONEN IM WASSER
PCB-28 [ng/l]

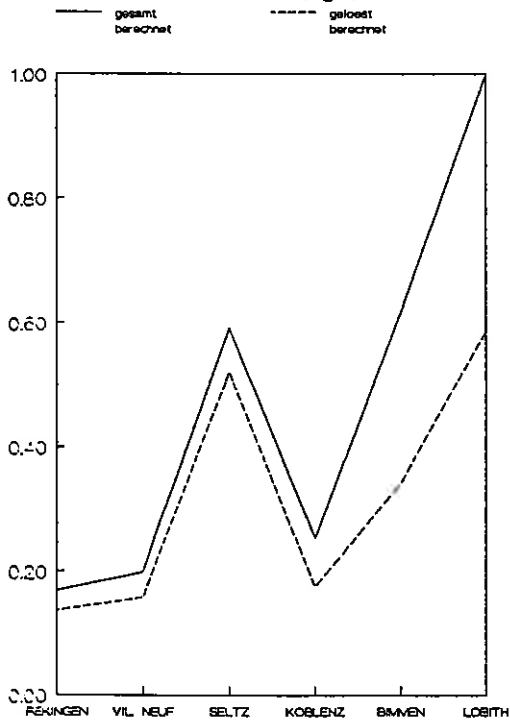


ABB. 4.13C

GEHALTE IN BIOTA
PCB-28 [ug/kg t.S.]

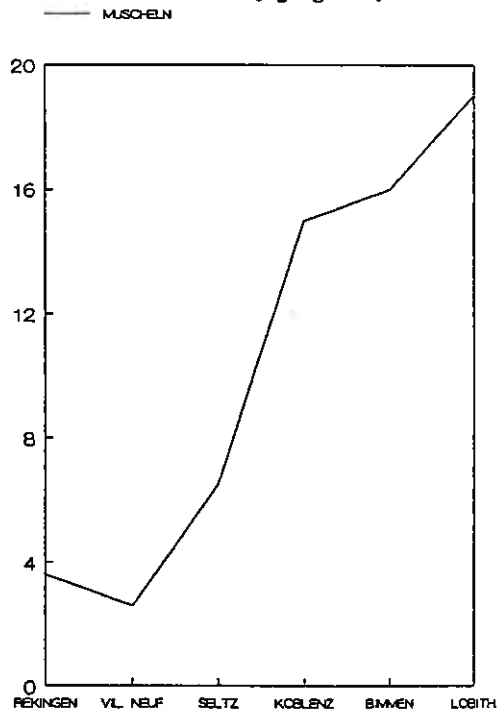


ABB. 4.13D

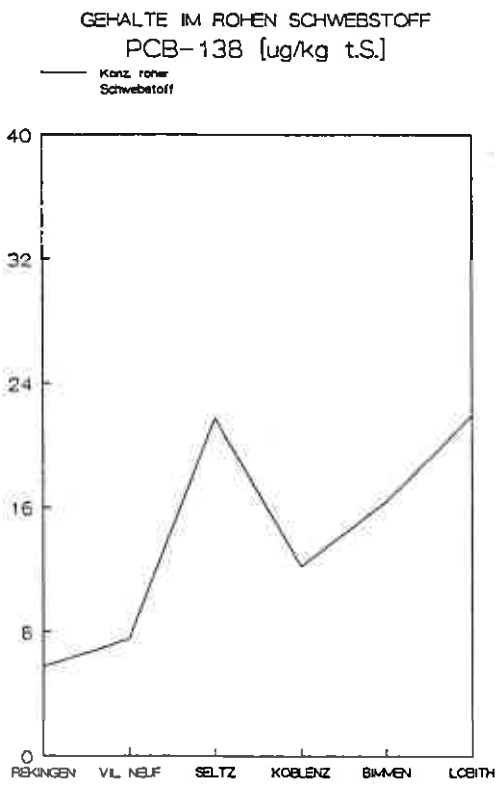


ABB. 4.14A

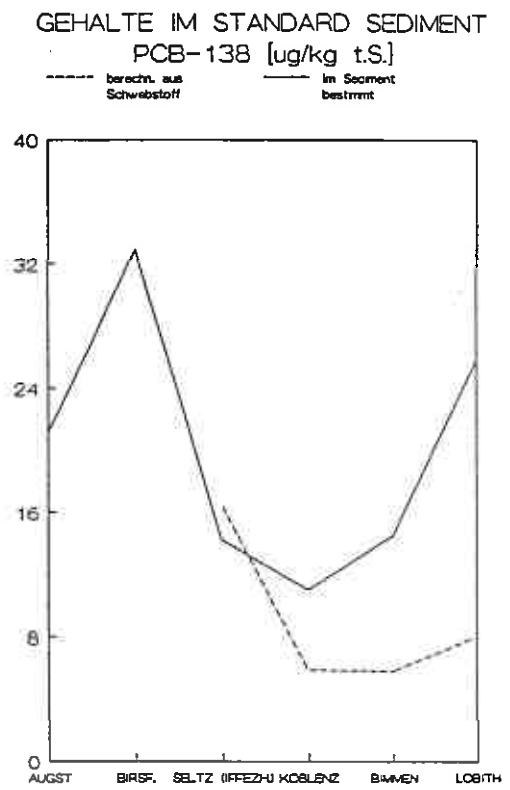


ABB. 4.14B

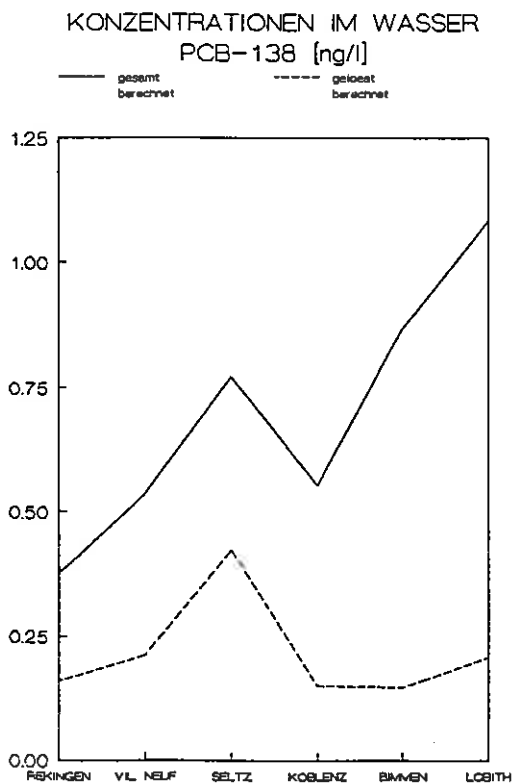


ABB. 4.14C

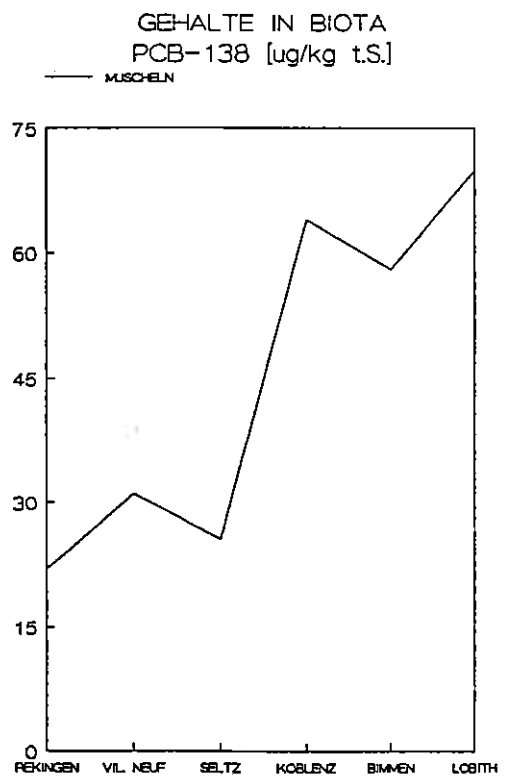


ABB. 4.14D

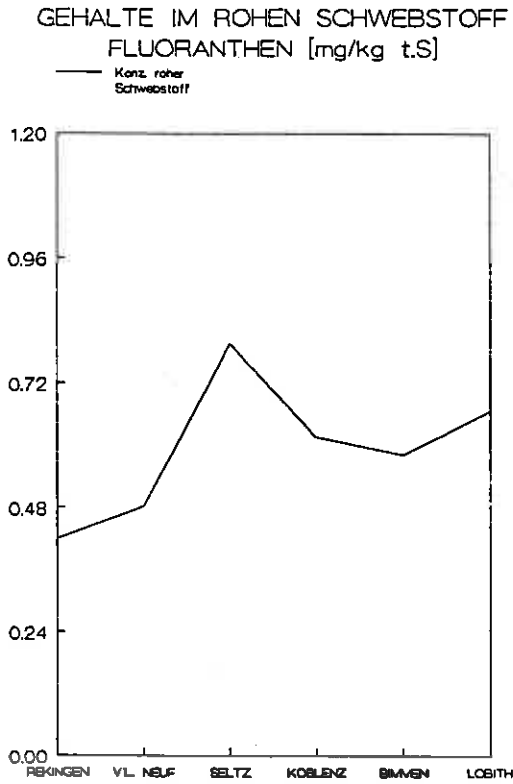


ABB. 4.15A

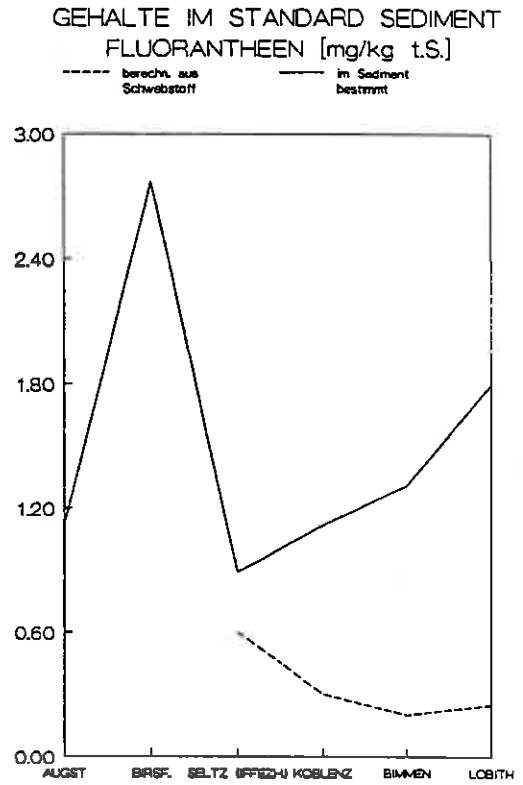


ABB. 4.15B

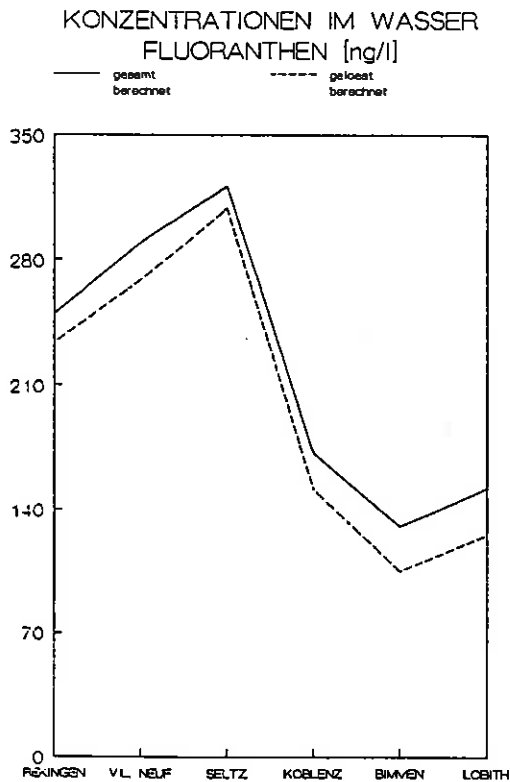


ABB. 4.15C

GEHALTE IM ROHEN SCHWEBSTOFF
BENZO(B)FLUORANTHEN [mg/kg t.S.]

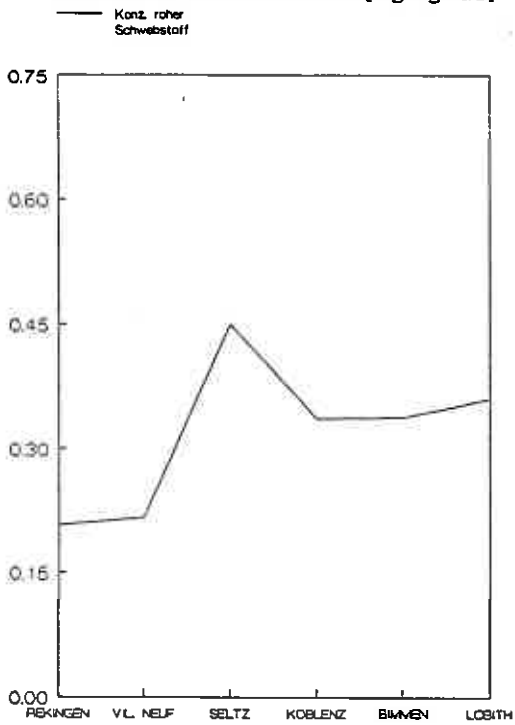


ABB. 4.16A

GEHALTE IM STANDARD SEDIMENT
BENZO(B)FLUORANTHEN [mg/kg t.S.]

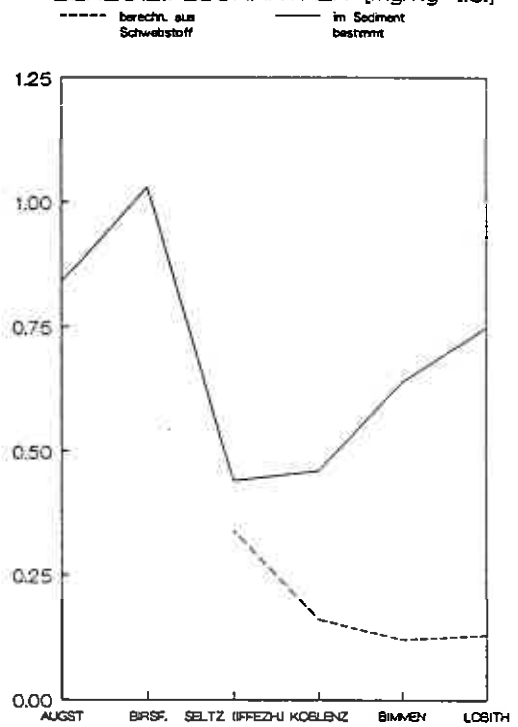


ABB. 4.16B

KONZENTRATIONEN IM WASSER
BENZO(B)FLUORANTHEN [ng/l]

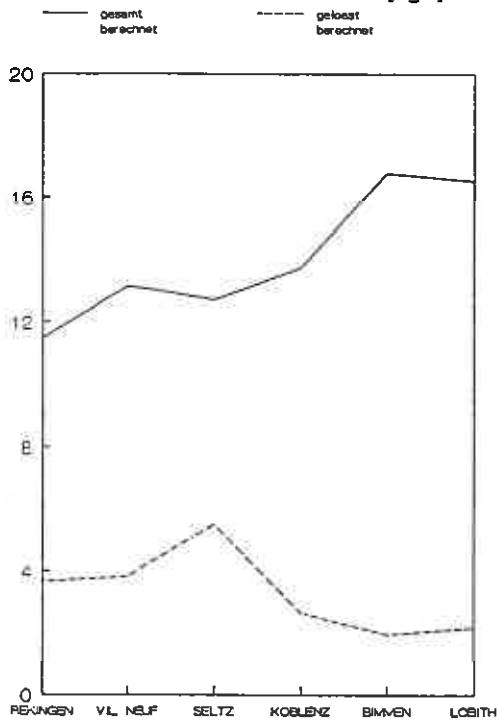


ABB. 4.16C

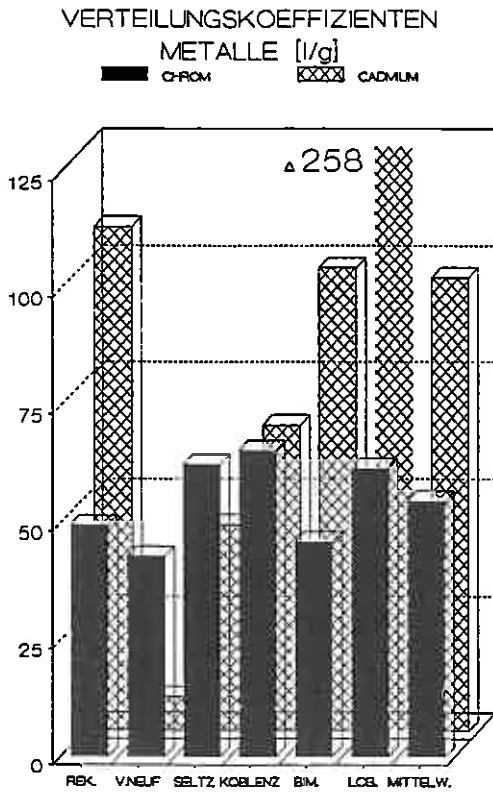


Abb. 5.1

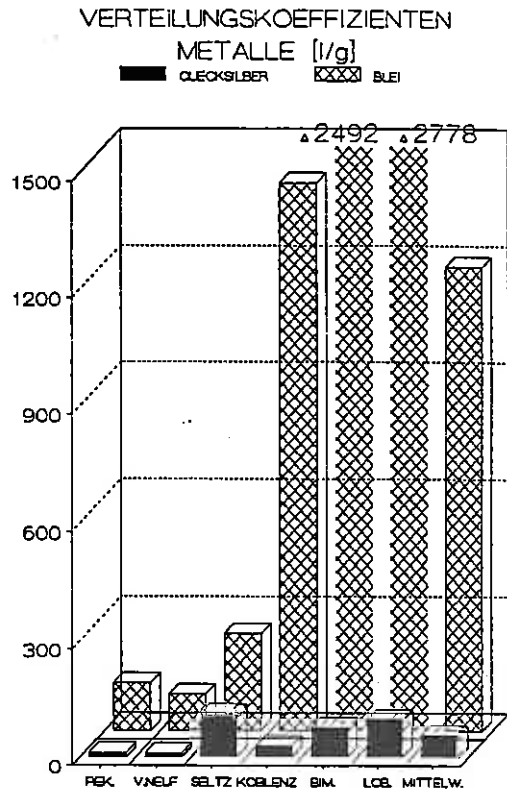


Abb. 5.2

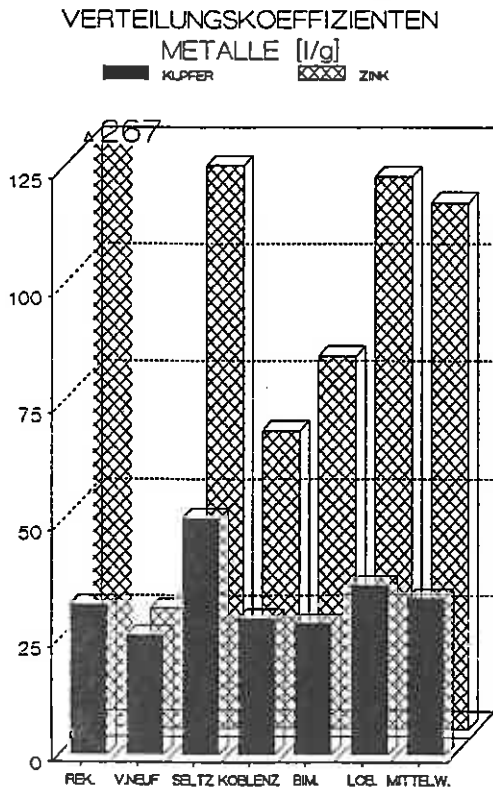


Abb. 5.3

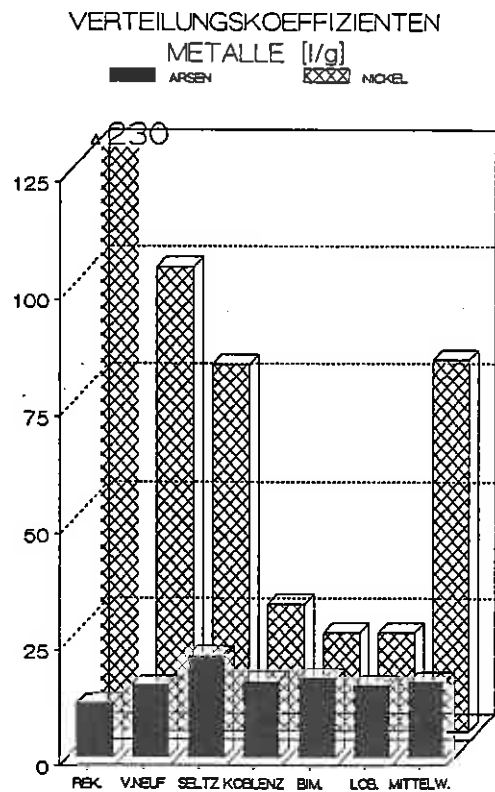


Abb. 5.4

VERTEILUNGSKOEFFIZIENTEN ORGANISCH
MIKROVERUNREINIGUNGEN [l/g]

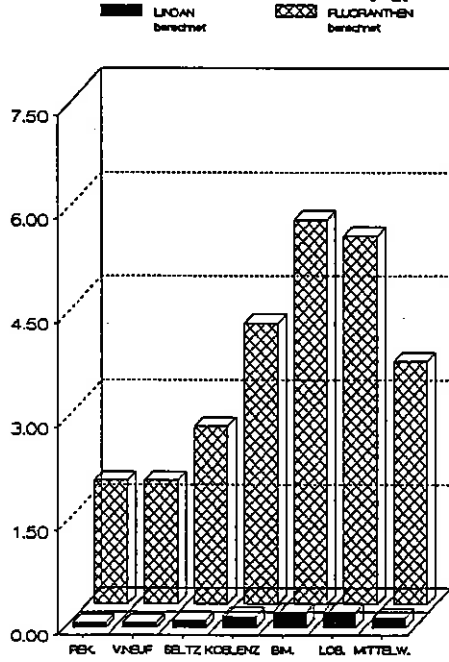


Abb. 5.5

VERTEILUNGSKOEFFIZIENTEN ORGANISCH
MIKROVERUNREINIGUNGEN [l/g]

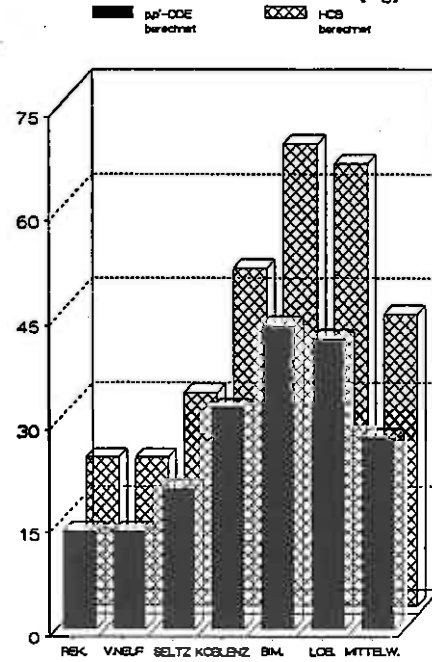


Abb. 5.6

VERTEILUNGSKOEFFIZIENTEN ORGANISCH
MIKROVERUNREINIGUNGEN [l/g]

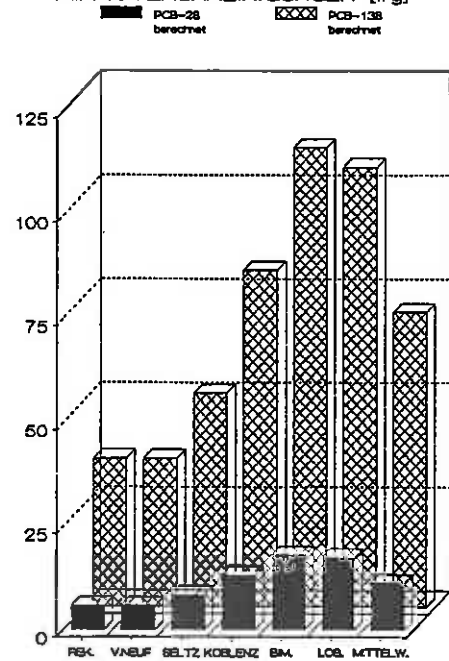


Abb. 5.7

VERTEILUNGSKOEFFIZIENTEN ORGANISCH
MIKROVERUNREINIGUNGEN [l/g]

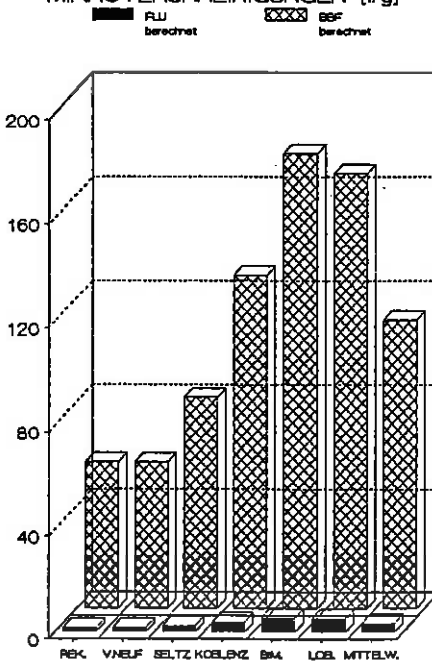


Abb. 5.8

BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN

CADMIUM [l/g]

MUSCHELN MOOSE

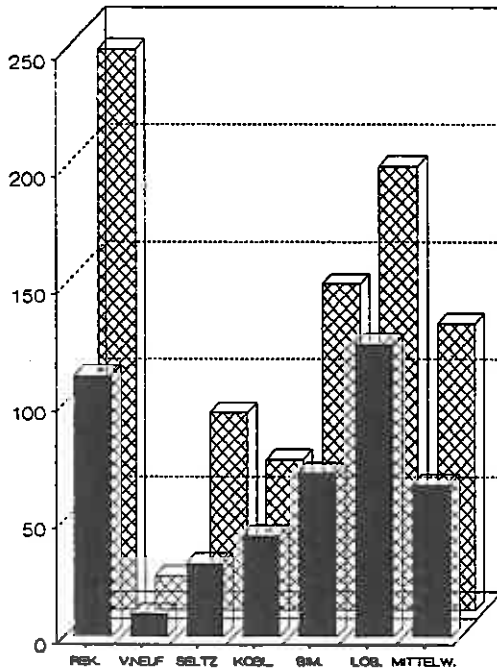


Abb. 5.9

BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN

QUECKSILBER [l/g]

MOOSE MUSCHELN

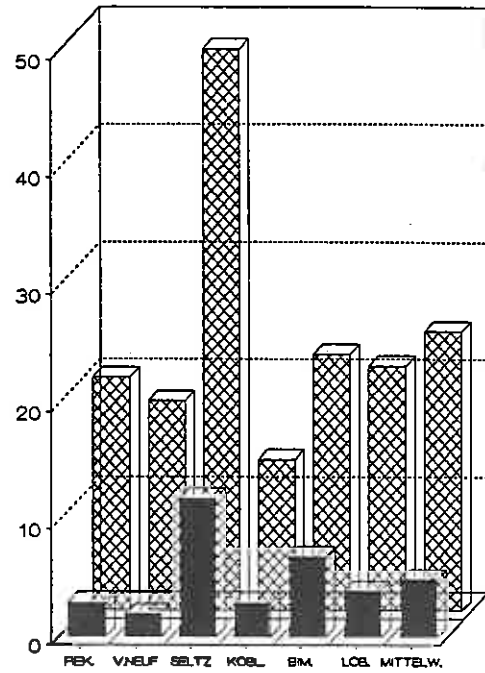


Abb. 5.10

BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN

BLEI [l/g]

MUSCHELN MOOSE

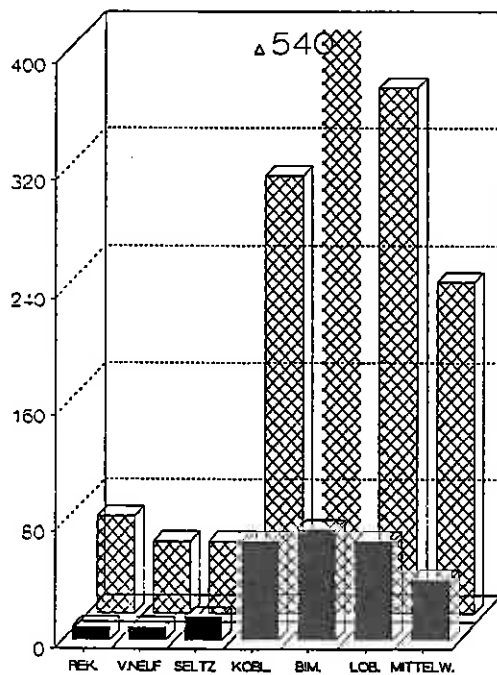


Abb. 5.11

BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN

MOOSE [l/g]

NICKEL ZINK

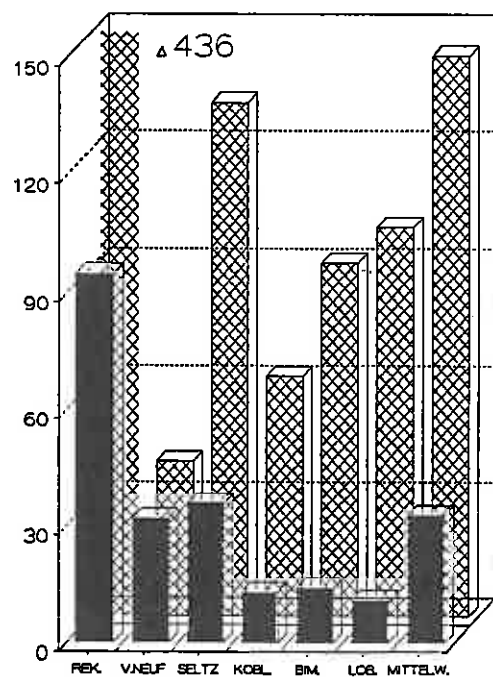


Abb. 5.12

BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN
CHROM [l/g]

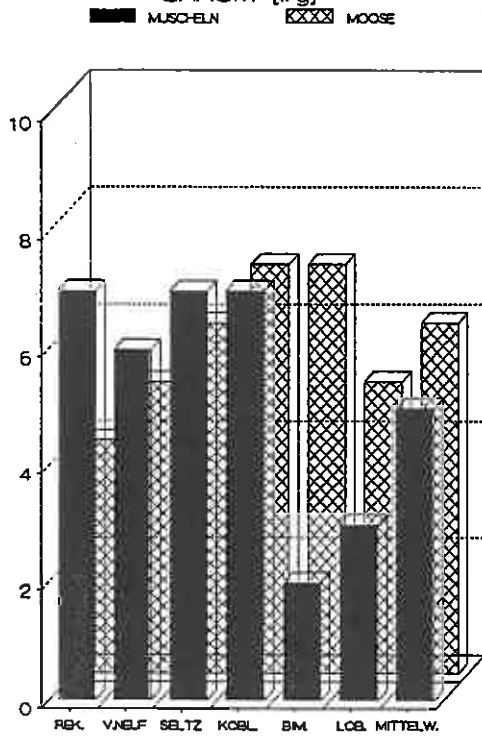


Abb. 5.13

BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN
KUPFER [l/g]

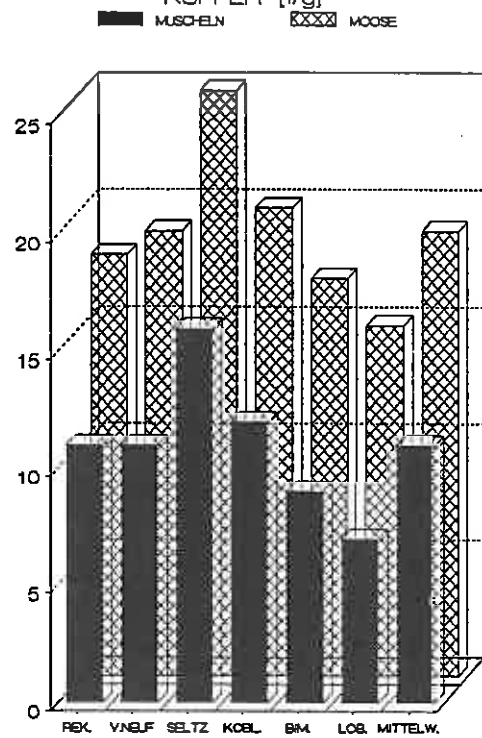


Abb. 5.14

BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN
LINDAN (C-HCH) [l/g]

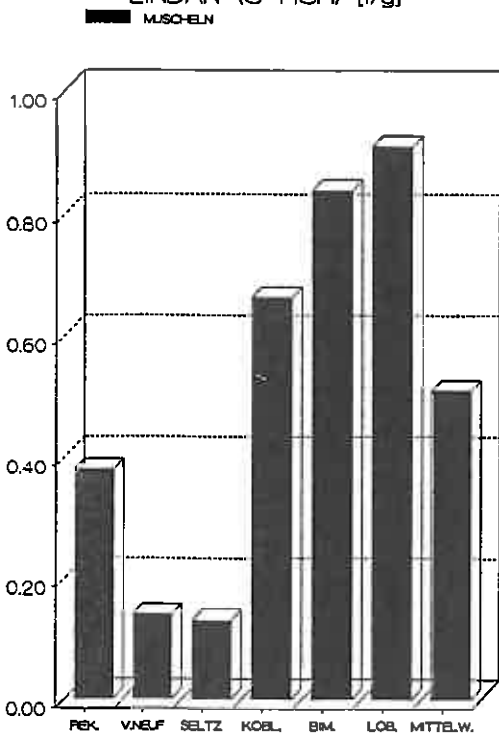


Abb. 5.15

BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN
HCB [l/g]

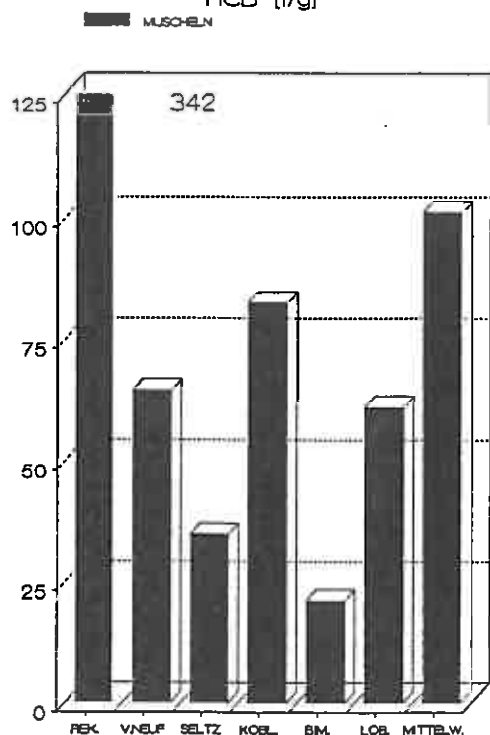


Abb. 5.16

BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN
p,p'-DDE [l/g]
MUSCHELN

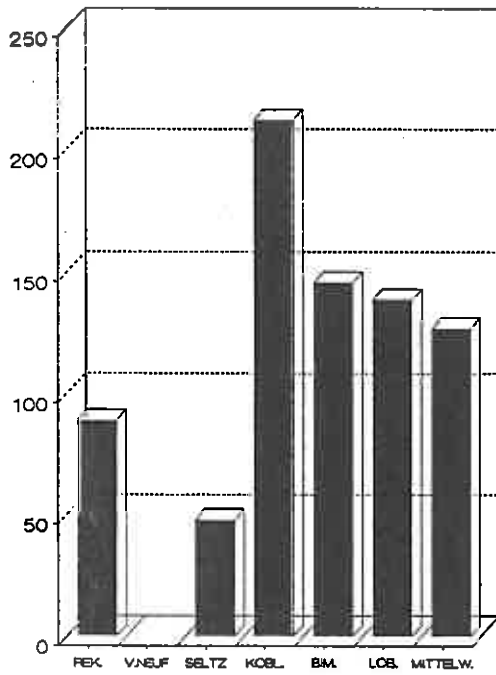


Abb. 5.17

BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN
PCB-28 [l/g]
MUSCHELN

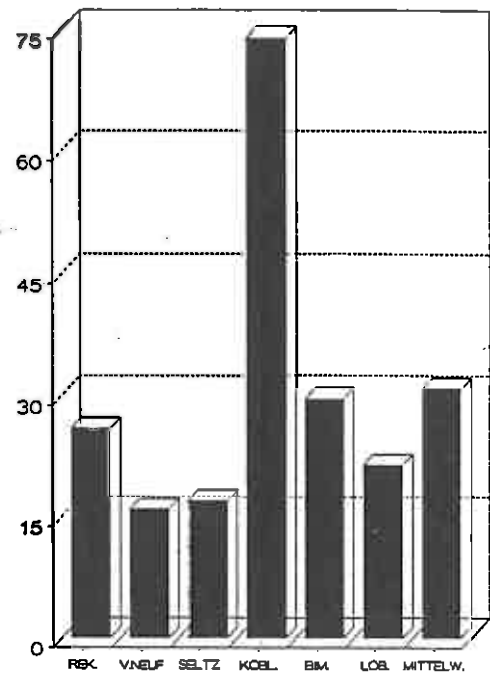


Abb. 5.18

BIOKONZENTRATIONSFAKTOREN
PCB-138 [l/g]
MUSCHELN

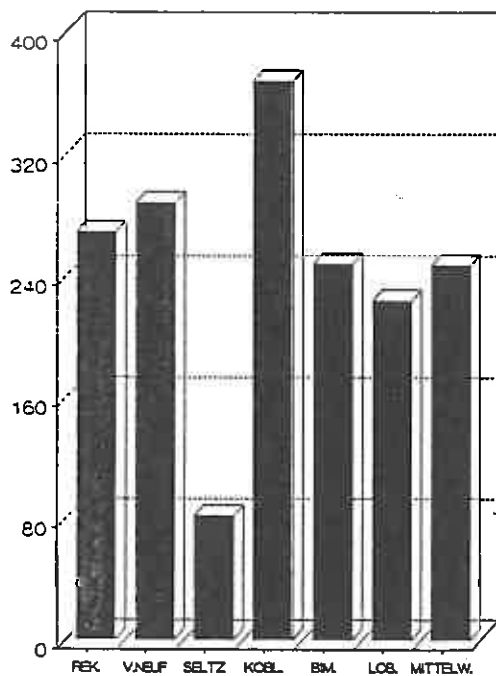


Abb. 5.19

ANLAGE 1. Analysenergebnisse und Berechnungsergebnisse.

Traduction des titres des tableaux des pages 92 à 103

Anlage 1. Analysenergebnisse und Berechnungsergebnisse

Annexe 1. Résultats d'analyses et résultats de calculs

Tabelle 1. Gehalte im mit einer Durchflußzentrifuge gesammelten Schwebstoff. Die Gehalte beziehen sich auf das rohe Material. Die Gehalte sind Mittelwerte der beteiligten Labors.

Tableau 1. Teneurs dans les matières en suspension collectées à l'aide d'une centrifugeuse en continu. Les teneurs concernent la matière brute. Les teneurs sont des valeurs moyennes des laboratoires participants.

Tabelle 2. Gehalte im mit einer Durchflußzentrifuge gesammelten Schwebstoff. Die Gehalte der organischen Mikroverunreinigungen sind nach Standardsediment umgerechnet worden (2,5% organischer Kohlenstoff). Die Gehalte sind Mittelwerte der beteiligten Laboren.

Tableau 2. Teneurs dans les matières en suspension collectées à l'aide d'une centrifugeuse en continu. Les teneurs des micropolluants organiques sont converties selon des sédiments standards (2,5 % de carbone organique). Les teneurs sont des valeurs moyennes des laboratoires participants.

- Tabelle 3. Bestimmte Gehalte im Sediment. Die Metallgehalte beziehen sich auf der Siebefraktion < 20 μm , die organische Mikroverunreinigungen auf das rohe Material.
- Tableau 3. Teneurs déterminées dans le sédiment. Les teneurs en métaux concernent la fraction granulométrique < 20 μm , les teneurs en micropolluants organiques la matière brute.
-
- Tabelle 4. Bestimmte Gehalte im Sediment. Die Metallgehalte sind nicht standardisiert worden, sondern beziehen sich auf die Siebefraktion < 20 μm . Die Gehalte der organischen Mikroverunreinigungen beziehen sich auf 2.5% organischen Kohlenstoff.
- Tableau 4. Teneurs déterminées dans le sédiment. Les teneurs en métaux n'ont pas été normalisées mais concernent la fraction granulométrique < 20 μm . Les teneurs en micropolluants organiques concernent des valeurs normalisées à 2,5 % de carbone organique.
-
- Tabelle 5. Verhältnisse Gehalte im Sediment (bestimmt)/Gehalte im Sediment (berechnet aus Schwebstoff). Die Gehalte der organischen Mikroverunreinigungen sind standardisiert nach 2.5% organischer Kohlenstoff.
- Tableau 5. Rapports des teneurs dans le sédiment (déterminées)/teneurs dans le sédiment (calculées à partir des matières en suspension). Les teneurs en micropolluants organiques sont standardisées selon des valeurs standardisées à 2.5% de carbone organique.

Tabelle 6. Bestimmte gesamte Konzentrationen in Wasserstichproben.
 Tableau 6. Concentrations globales déterminées dans des échantillons instantanés d'eau.

Tabelle 7. Bestimmte gelöste Konzentrationen in Wasserstichproben.
 Tableau 7. Concentrations dissoutes déterminées dans des échantillons instantanés d'eau.

Tabelle 8. Gehalte im Schwebstoff in den Wasserstichproben. Die Gehalte sind mittels folgender Formel berechnet worden:
 Tableau 8. Teneurs dans les matières en suspension contenues dans des échantillons instantanés d'eau. Les teneurs ont été calculées selon la formule suivante:

$$C_s = \frac{C_t - C_w}{s}$$

Tabelle 9. Verteilungskoeffizienten, berechnet mit den Formeln:
 Tableau 9. Coefficients de distribution calculés selon les formules:

Für Metalle: $K_d = C_s, \text{ Zentrifuge} / C_w$
 Pour les métaux:

Für organische Mikroverunreinigungen:

$K_p = (f_{oc} * K_{ow} * 10^{-0.21}) / 1000$
 Pour les micropolluants organiques:

Tabelle 10. Gelöste Konzentrationen im Wasser aus dem mit einer Durchflußzentrifuge gesammelten Schwebstoff, mittels der Formel berechnet:

Tableau 10. Concentrations dissoutes dans l'eau calculées à partir des matières en suspension collectées à l'aide d'une centrifugeuse en continu suivant la formule:

$$C_w = C_s / K_d / P$$

Tabelle 11. Gesamte Konzentrationen im Wasser aus dem mit einer Durchflußzentrifuge gesammelten Schwebstoff, berechnet mittels der Formel:

Concentrations globales dans l'eau des matières en suspension collectées à l'aide d'une centrifugeuse en continu, calculées suivant la formule:

$$C_t = C_s * (1/K_d/p + S)$$

Tabelle 12. Bestimmte Gehalte in Muscheln

Tableau 12. Teneurs déterminées dans des mollusques

Tabelle 13. Biokonzentrationsfaktoren Muscheln, berechnet mittels der Formel:

$$\text{BCF} = C_{\text{Muscheln}}/C_w$$

Tableau 13. Facteurs de bioconcentration dans les mollusques, calculés suivant la formule:

$$\text{BCF} = C_{\text{mollusques}}/C_w$$

C_w ist für Metalle bestimmt worden und für organische Mikroverunreinigungen berechnet worden.

C_w a été déterminé pour les métaux et calculé pour les micropolluants organiques.

Tabelle 14. In Moosen bestimmte Gehalte.

Tableau 14. Teneurs déterminées dans les mousses.

Tabelle 15. Biokonzentrationsfaktoren Moose, berechnet mittels der Formel:

$$\text{BCF} = C_{\text{Moosen}}/C_{\text{w}}$$

C_{w} ist für Metalle bestimmt worden und für organische Mikroverunreinigungen berechnet worden.

Tableau 15. Facteurs de bioconcentration dans les mousses, calculés suivant la formule:

$$\text{BCF} = C_{\text{mousses}}/C_{\text{w}}$$

C_{w} a été déterminé pour les métaux et calculé pour les micropolluants organiques.

Tabelle 16. Verhältnisse Gehalte in Moosen/Gehalte in Muscheln. Die Gehalte beziehen sich auf den trockenen Stoff.

Tableau 16. Rapports des teneurs dans les mousses/teneurs dans les mollusques. Les teneurs concernent la substance sèche.

Tabelle 1. Gehalte im mit einer Durchfluszentrifuge gesammelten Schwebstoff. Die Gehalte beziehen sich auf das rohe Material. Die Gehalte sind Mittelwerte der beteiligten Labors.

		Probenahmestelle					
		Rekingen	Vil-Neuf	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith
< 20 µm	%	92	95	94	87	82	90
Glühverl.	%	10.0	10.0	11.8	15.2	20.3	19.5
Cd	mg/kg t.S.	0.54	0.44	0.88	1.31	1.98	2.58
Hg	mg/kg t.S.	0.13	0.21	0.56	0.60	0.78	1.00
Pb	mg/kg t.S.	37.3	38.5	50.5	70.3	124.6	138.9
Zn	mg/kg t.S.	134	157	241	320	480	592
Cu	mg/kg t.S.	32.5	41.3	71.5	67.8	71.4	99.1
Ni	mg/kg t.S.	45.9	49.8	55.2	50.1	49.6	58.0
Cr	mg/kg t.S.	34.7	43.0	62.6	72.2	87.6	92.7
Co	mg/kg t.S.	11	11	12	14	20	19
Mn	mg/kg t.S.	763	791	721	1390	1817	1787
Ba	mg/kg t.S.	131	187	204	265	416	470
P	mg/kg t.S.	790	814	1260	1810	3310	3220
Br	mg/kg t.S.	9	10	22	25	27	25
As	mg/kg t.S.	10.6	9.5	15.4	14.9	17.4	17.4
Fe	mg/kg t.S.	22397	25996.50	26183.50	26033	27707.25	28894
Ti	mg/kg t.S.	2770	3130	3280	3260	3640	3710
Ca	mg/kg t.S.	95950	82900	66750	64550	60800	59650
Al	mg/kg t.S.	46347	49976	53098	48619	44284	45929
PC-Benzol	µg/kg t.S.	2.2	8.7	15.9	6.7	8.5	11.8
α-HCH	µg/kg t.S.	< 2.2	6.3	3.4	< 2.2	2.5	< 2.9
β-HCH	µg/kg t.S.	2.2	3.3	5.2	4.2	2.7	14.5
γ-HCH	µg/kg t.S.	< 2.2	5.7	< 4.7	2.4	2.4	< 2.3
HCB	µg/kg t.S.	4.4	48.1	72.4	51.2	46.0	43.6
p,p'-DDE	µg/kg t.S.	2.2	< 3.6	4.0	3.7	4.0	4.6
o,p'-DDD	µg/kg t.S.	0	2.2	1.5	1.0	0.7	0.7
p,p'-DDD	µg/kg t.S.	2.2	< 2.2	< 2.4	2.0	1.8	1.9
o,p'-DDT	µg/kg t.S.	2.2	4.4	< 1.5	< 1.0	1.2	< 1.6
p,p'-DDT	µg/kg t.S.	2.2	4.4	2.0	1.6	1.9	< 2.8
Heptachlor	µg/kg t.S.	2.2	< 2.2	< 1.5	< 1.0	< 0.7	< 0.7
Hepo	µg/kg t.S.	2.2	< 2.2	< 1.5	1.7	< 0.7	< 0.7
Aldrin	µg/kg t.S.	2.2	< 2.2	< 1.5	< 1.0	< 0.7	< 0.7
Dieldrin	µg/kg t.S.	2.2	< 2.2	< 1.5	< 1.0	< 0.7	< 0.7
Endrin	µg/kg t.S.	2.2	< 2.2	< 1.5	< 1.0	< 0.7	< 0.7
α-Endosulf	µg/kg t.S.	2.2	< 2.2	< 1.5	2.2	< 0.7	< 1.8
PCB-28	µg/kg t.S.	< 1.6	< 1.9	4.4	2.4	6.3	10.3
PCB-52	µg/kg t.S.	< 2.0	4.3	6.2	4.7	10.4	17.8
PCB-101	µg/kg t.S.	< 3.1	< 7.0	11.6	6.6	11.8	17.1
PCB-118	µg/kg t.S.	< 3.3	5.4	7.8	5.9	8.5	10.1
PCB-138	µg/kg t.S.	5.7	7.6	21.8	12.2	16.4	21.9
PCB-149	µg/kg t.S.	8.7	6.5	18.2	12.5	15.5	18.4
PCB-153	µg/kg t.S.	6.2	7.6	22.2	13.3	15.6	19.9
PCB-170	µg/kg t.S.	4.4	4.4	7.6	5.8	5.6	6.6
PCB-180	µg/kg t.S.	4.0	5.7	18.4	9.4	9.5	14.0
PCB-194	µg/kg t.S.	0	0	3.0	1.9	1.4	1.5
Flu	mg/kg t.S.	0.42	0.48	0.80	0.62	0.58	0.67
BkF	mg/kg t.S.	< 0.16	< 0.14	0.16	0.14	0.15	0.15
BbF	mg/kg t.S.	0.21	0.22	0.45	0.34	0.34	0.36
BAP	mg/kg t.S.	< 0.21	< 0.17	0.26	0.24	0.26	0.28
IP	mg/kg t.S.	< 0.22	< 0.20	0.29	0.20	0.22	0.25
BghiP	mg/kg t.S.	0.21	0.21	0.25	0.34	0.24	0.25
Anthracen	mg/kg t.S.	0.11	0.11	0.08	0.05	0.06	0.08
Pyren	mg/kg t.S.	0.28	0.37	0.68	0.48	0.49	0.52
BAA	mg/kg t.S.	0.22	0.22	0.39	0.30	0.37	0.42
DIBENZAZHA	mg/kg t.S.	1.09	1.09	0.76	0.48	0	0.37
Perylen	mg/kg t.S.	0.11	0.11	0.08	0.06	0.09	0.08
org. C	%	2.30	2.30	3.30	5.20	7.10	6.80
< 2 µm	%	40	41	40	37	35	39

Tabelle 2. Gehalte im mit einer Durchflußzentrifuge gesammelten Schwebstoff. Die Gehalte der organischen Mikroverunreinigungen sind nach Standardsediment umgerechnet worden (2,5% organischer Kohlenstoff). Die Gehalte sind Mittelwerte der beteiligten Labors.

		Rekingen	Village-Neuf	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith
Cd	mg/kg t.S.	0.54	0.44	0.88	1.31	1.98	2.58
Hg	mg/kg t.S.	0.13	0.21	0.56	0.60	0.78	1.00
Pb	mg/kg t.S.	37.3	38.5	50.5	70.3	124.6	138.9
Zn	mg/kg t.S.	134	157	241	320	480	592
Cu	mg/kg t.S.	32.5	41.3	71.5	67.8	71.4	99.1
Ni	mg/kg t.S.	45.9	49.8	55.2	50.1	49.6	58.0
Cr	mg/kg t.S.	34.7	43.0	62.6	72.2	87.6	92.7
Co	mg/kg t.S.	11	11	12	14	20	19
Mn	mg/kg t.S.	763	791	721	1390	1817	1787
Ba	mg/kg t.S.	131	187	204	265	416	470
P	mg/kg t.S.	790	814	1260	1810	3310	3220
Br	mg/kg t.S.	9	10	22	25	27	25
As	mg/kg t.S.	10.6	9.5	15.4	14.9	17.4	17.4
Fe	mg/kg t.S.	22397	25996.50	26183.50	26033	27707.25	28894
Ti	mg/kg t.S.	2770	3130	3280	3260	3640	3710
Ca	mg/kg t.S.	95950	82900	66750	64550	60800	59650
Al	mg/kg t.S.	46347	49976	53098	48619	44284	45929
PC-Benzol	µg/kg t.S.	2.4	9.5	12.1	3.2	3.0	4.3
α-HCH	µg/kg t.S.	< 2.4	6.8	2.6	< 1.1	0.9	< 1.1
β-HCH	µg/kg t.S.	2.4	3.5	4.0	2.0	1.0	5.3
γ-HCH	µg/kg t.S.	< 2.4	6.2	< 3.5	1.2	0.9	< 0.8
HCB	µg/kg t.S.	4.7	52.3	54.8	24.6	16.2	16.0
p,p'-DDE	µg/kg t.S.	2.4	< 3.9	3.1	1.8	1.4	1.7
o,p'-DDD	µg/kg t.S.	0	2.4	1.2	0.5	0.3	0.3
p,p'-DDD	µg/kg t.S.	2.4	< 2.4	< 1.8	1.0	0.6	0.7
o,p'-DDT	µg/kg t.S.	2.4	4.7	< 1.2	< 0.5	0.4	< 0.6
p,p'-DDT	µg/kg t.S.	2.4	4.7	1.5	0.8	0.7	< 1.0
Heptachlor	µg/kg t.S.	2.4	< 2.4	< 1.2	< 0.5	< 0.3	< 0.3
Hepo	µg/kg t.S.	2.4	< 2.4	< 1.2	0.8	< 0.3	< 0.3
Aldrin	µg/kg t.S.	2.4	< 2.4	< 1.2	< 0.5	< 0.3	< 0.3
Dieldrin	µg/kg t.S.	2.4	< 2.4	< 1.2	< 0.5	< 0.3	< 0.3
Endrin	µg/kg t.S.	2.4	< 2.4	< 1.2	< 0.5	< 0.3	< 0.3
α-Endosulf	µg/kg t.S.	2.4	< 2.4	< 1.2	1.0	< 0.3	< 0.7
PCB-28	µg/kg t.S.	< 1.8	< 2.1	3.4	1.1	2.2	3.8
PCB-52	µg/kg t.S.	< 2.1	4.7	4.7	2.3	3.7	6.6
PCB-101	µg/kg t.S.	< 3.4	< 7.6	8.8	3.2	4.2	6.3
PCB-118	µg/kg t.S.	< 3.5	5.9	5.9	2.9	3.0	3.7
PCB-138	µg/kg t.S.	6.2	8.2	16.5	5.9	5.8	8.0
PCB-149	µg/kg t.S.	9.5	7.1	13.8	6.0	5.5	6.8
PCB-153	µg/kg t.S.	6.7	8.3	16.8	6.4	5.5	7.3
PCB-170	µg/kg t.S.	4.7	4.7	5.7	2.8	2.0	2.4
PCB-180	µg/kg t.S.	4.3	6.2	13.9	4.5	3.4	5.1
PCB-194	µg/kg t.S.	0	0	2.3	0.9	0.5	0.5
Flu	mg/kg t.S.	0.46	0.53	0.60	0.30	0.20	0.25
BkF	mg/kg t.S.	< 0.18	< 0.15	0.12	0.07	0.05	0.06
BbF	mg/kg t.S.	0.23	0.24	0.34	0.16	0.12	0.13
BAP	mg/kg t.S.	< 0.23	< 0.18	0.20	0.12	0.09	0.10
IP	mg/kg t.S.	< 0.24	< 0.22	0.22	0.09	0.08	0.09
BghiP	mg/kg t.S.	0.23	0.23	0.19	0.16	0.08	0.09
Anthracen	mg/kg t.S.	0.12	0.12	0.06	0.02	0.02	0.03
Pyren	mg/kg t.S.	0.31	0.40	0.52	0.23	0.17	0.19
BAA	mg/kg t.S.	0.24	0.24	0.30	0.14	0.13	0.15
OIBENZAHA	mg/kg t.S.	1.18	1.18	0.57	0.23	0	0.14
Perylen	mg/kg t.S.	0.12	0.12	0.06	0.03	0.03	0.03

Tabelle 3. Bestimmte Gehalte im Sediment. Die Metallgehalte beziehen sich auf der Siebefraktion < 20 µm, die organische Mikroverunreinigungen auf das rohe Material. Die Gehalte sind Mittelwerte der beteiligten Labors.

		Augst	Birsfelden	Iffezheim	Koblenz	Vynen	Keken/Bimmen	Lobith
< 20 µm	%	94	37	53	60	64	59	53
Glühverl.	%	8.6	7.6	7.7	9.1	10.5	9.2	9.8
Cd	mg/kg t.S.	2.0	0.8	0.8	1.1	2.0	1.7	6.9
Hg	mg/kg t.S.	2.2	1.4	0.6	0.6	4.1	1.0	3.2
Pb	mg/kg t.S.	62	46	36	56	96	114	206
Zn	mg/kg t.S.	321	280	160	257	478	485	880
Cu	mg/kg t.S.	75	50	64	70	78	81	153
Ni	mg/kg t.S.	42	32	43	43	50	50	58
Cr	mg/kg t.S.	62	43	47	57	78	93	173
Co	mg/kg t.S.	9	8	8	12	16	16	18
Mn	mg/kg t.S.	407	452	443	703	944	884	856
Ba	mg/kg t.S.	209	144	244	352	529	502	953
P	mg/kg t.S.	863	987	1130	1840	2270	2160	3330
Br	mg/kg t.S.	7	7	12	15	17	13	12
As	mg/kg t.S.	15	13	18	18	18	20	31
Fe	mg/kg t.S.	20500	16800	20400	24600	28600	30700	32700
Ti	mg/kg t.S.	2520	2000	2540	3390	3560	3780	4170
Ca	mg/kg t.S.	124800	104000	93500	54600	57600	44000	40400
Al	mg/kg t.S.	64000	51500	60300	69600	68400	71000	71000
PC-Benzol	µg/kg t.S.	6.5	11.5	13.5	3.8	11.0	5.5	13.5
α-HCH	µg/kg t.S.	< 1.4	< 2.7	< 2.8	< 2.7	< 1.0	< 1.9	< 1.0
β-HCH	µg/kg t.S.	< 1.8	< 4.0	< 7.3	3.0	5.3	3.3	< 3.5
γ-HCH	µg/kg t.S.	< 1.2	< 2.3	< 2.6	< 1.0	< 1.0	< 2.0	< 3.0
HCB	µg/kg t.S.	20	947	793	193.7	68.0	62.0	66.7
p,p'-DDE	µg/kg t.S.	5.2	4.9	4.8	4.1	3.7	3.4	8.9
o,p-DDD	µg/kg t.S.	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	2.0
p,p'-DDD	µg/kg t.S.	< 3.6	4.8	3.3	2.8	< 1.7	2.3	6.9
o,p-DDT	µg/kg t.S.	< 1.3	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.3	< 1.3	< 1.3
p,p'-DDT	µg/kg t.S.	< 1.3	< 4.0	< 1.0	< 1.0	< 3.5	< 1.0	< 1.0
Heptachlor	µg/kg t.S.	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Hepo	µg/kg t.S.	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0
Aldrin	µg/kg t.S.	< 1.0	< 3.8	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.1	< 1.7
Dieldrin	µg/kg t.S.	< 1.3	< 1.3	< 1.0	< 1.0	< 3.3	< 2.3	< 1.0
Endrin	µg/kg t.S.	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	< 1.0	3.0
α-Endosulf.	µg/kg t.S.	< 1.0	< 1.0	< 1.0	2.0	1.5	< 1.0	< 2.5
PCB-28	µg/kg t.S.	16.0	51.5	3.7	5.4	15.5	9.4	67.8
PCB-52	µg/kg t.S.	11.9	34.5	5.4	8.5	14.6	14.1	61.3
PCB-101	µg/kg t.S.	12.3	16.5	6.1	6.8	11.9	13.5	69.8
PCB-118	µg/kg t.S.	09.2	12.2	4.0	5.7	12.8	12.7	54.0
PCB-138	µg/kg t.S.	19.1	17.3	11.3	12.8	21.6	18.3	43.8
PCB-149	µg/kg t.S.	11.0	11.0	7.0	10.0	15.0	14.0	33.0
PCB-153	µg/kg t.S.	17.5	15.6	12.7	12.1	18.0	14.8	60.5
PCB-170	µg/kg t.S.	4.0	5.0	3.0	5.0	8.0	7.0	14.0
PCB-180	µg/kg t.S.	8.0	7.9	8.8	8.9	13.6	13.1	32.3
PCB-194	µg/kg t.S.	1.0	1.0	1.0	1.0	3.0	2.0	4.0
Flu	mg/kg t.S.	1.03	1.45	0.71	1.30	1.58	1.65	3.05
BkF	mg/kg t.S.	0.30	0.24	0.17	0.26	0.32	0.35	0.54
BbF	mg/kg t.S.	0.75	0.54	0.35	0.53	0.69	0.80	1.27
BAP	mg/kg t.S.	0.46	0.34	0.28	0.45	0.55	0.63	0.97
IP	mg/kg t.S.	0.38	0.30	0.22	0.33	0.43	0.58	0.86
BghiP	mg/kg t.S.	0.38	0.28	0.19	0.36	0.38	0.44	0.71
Anthracen	mg/kg t.S.	0.07	0.14	0.07	0.15	0.20	0.21	0.66
Pyren	mg/kg t.S.	0.84	1.10	0.58	1.20	0.98	2.10	1.80
BAA	mg/kg t.S.	0.75	0.77	0.42	0.86	0.81	0.95	1.50
DIBENZAZHA	mg/kg t.S.	0.60	0.50	0.50	0.60	0.63	0.71	1.20
Perylen	mg/kg t.S.	0.12	0.11	0.08	0.18	0.17	0.20	0.28
org. C	%	2.3	1.3	2.0	2.9	3.7	3.1	4.2
< 2 µm	%	40	16	23	26	27	25	23

Tabelle 4. Bestimmte Gehalte im Sediment. Die Metallgehalte sind nicht standardisiert worden, sondern beziehen sich auf die Siebefraktion < 20 µm. Die Gehalte der organischen Mikroverunreinigungen beziehen sich auf 2.5% organischen Kohlenstoff. Die Gehalte sind Mittelwerte der beteiligten Labors

		Augst	Birsfelden	Iffezheim	Koblenz	Vynen	Keken/Bimmen	Lobith
< 20 µm	%	94	37	53	60	64	59	53
Glühverl.	%	8.6	7.6	7.7	9.1	10.5	9.2	9.8
Cd	mg/kg t.S.	2.0	0.8	0.8	1.1	2.0	1.7	6.9
Hg	mg/kg t.S.	2.2	1.4	0.6	0.6	4.1	1.0	3.2
Pb	mg/kg t.S.	62	46	36	56	96	114	206
Zn	mg/kg t.S.	321	280	160	257	478	485	880
Cu	mg/kg t.S.	75	50	64	70	78	81	153
Ni	mg/kg t.S.	42	32	43	43	50	50	58
Cr	mg/kg t.S.	62	43	47	57	78	93	173
Co	mg/kg t.S.	9	8	8	12	16	16	18
Mn	mg/kg t.S.	407	452	443	703	944	884	856
Ba	mg/kg t.S.	209	144	244	352	529	502	953
P	mg/kg t.S.	863	987	1130	1840	2270	2160	3330
Br	mg/kg t.S.	7	7	12	15	17	13	12
As	mg/kg t.S.	15	13	18	18	18	20	31
Fe	mg/kg t.S.	20500	16800	20400	24600	28600	30700	32700
Ti	mg/kg t.S.	2520	2000	2540	3390	3560	3780	4170
Ca	mg/kg t.S.	124800	104000	93500	54600	57600	44000	40400
Al	mg/kg t.S.	64000	51500	60300	69600	68400	71000	71000
PC-Benzol	µg/kg t.S.	7.2	22.0	16.9	3.2	7.5	4.4	8.0
α-HCH	µg/kg t.S.	< 1.5	< 5.1	< 3.5	< 2.3	< 0.78	< 1.5	< 0.6
β-HCH	µg/kg t.S.	< 2.0	< 7.6	< 9.2	< 2.6	3.6	2.6	< 2.1
γ-HCH	µg/kg t.S.	< 1.4	< 4.4	< 3.3	< 0.9	< 0.7	< 1.6	< 0.6
HCB	µg/kg t.S.	22	1806	993.7	167.2	46.3	49.3	35.8
p,p'-DDE	µg/kg t.S.	5.8	9.4	6.0	3.6	2.5	2.7	5.3
o,p'-DDD	µg/kg t.S.	< 1.1	< 1.9	< 1.3	< 0.9	< 0.7	< 0.8	1.2
p,p'-DDD	µg/kg t.S.	< 4.0	9.2	4.1	2.5	< 1.2	1.8	4.1
o,p'-DDT	µg/kg t.S.	< 1.5	< 1.9	< 1.3	< 0.9	< 0.9	< 1.1	< 0.8
p,p'-DDT	µg/kg t.S.	< 1.5	< 7.6	< 1.3	< 0.9	< 2.7	< 0.8	< 0.6
Heptachlor	µg/kg t.S.	< 1.1	< 1.9	< 1.3	< 0.9	< 0.7	< 0.8	< 0.6
Hepo	µg/kg t.S.	< 1.1	< 1.9	< 1.3	< 0.9	< 0.7	< 0.8	< 0.6
Aldrin	µg/kg t.S.	< 1.1	< 7.2	< 1.3	< 0.9	< 0.7	< 0.9	< 1.0
Dieldrin	µg/kg t.S.	< 1.4	< 2.5	< 1.3	< 0.9	< 2.2	< 1.8	< 0.6
Endrin	µg/kg t.S.	< 1.1	< 1.9	< 1.3	< 0.9	< 0.7	< 0.8	1.8
α-Endosulf.	µg/kg t.S.	< 1.1	< 1.9	< 1.3	1.7	1.0	< 0.8	< 1.5
PCB-28	µg/kg t.S.	17.7	98.3	4.6	4.6	10.5	7.5	40.0
PCB-52	µg/kg t.S.	13.1	65.8	6.8	7.3	10.0	11.2	36.2
PCB-101	µg/kg t.S.	13.5	31.5	7.6	5.8	8.1	10.7	41.2
PCB-118	µg/kg t.S.	10.1	23.2	5.0	4.9	8.7	10.1	31.9
PCB-138	µg/kg t.S.	21.1	32.9	14.2	11.0	14.7	14.5	25.8
PCB-149	µg/kg t.S.	12.1	21.0	8.8	8.6	10.2	11.1	19.5
PCB-153	µg/kg t.S.	19.3	29.8	15.9	10.5	12.3	11.7	35.7
PCB-170	µg/kg t.S.	4.4	9.5	3.8	4.3	5.4	5.6	8.3
PCB-180	µg/kg t.S.	8.8	15.0	11.0	7.7	9.3	10.4	19.0
PCB-194	µg/kg t.S.	1.1	1.9	1.3	0.9	2.0	1.6	2.4
Flu	mg/kg t.S.	1.13	2.77	0.89	1.12	1.07	1.31	1.80
BkF	mg/kg t.S.	0.33	0.46	0.22	0.22	0.22	0.28	0.32
BbF	mg/kg t.S.	0.84	1.03	0.44	0.46	0.47	0.64	0.75
BAP	mg/kg t.S.	0.50	0.65	0.35	0.39	0.37	0.50	0.57
IP	mg/kg t.S.	0.42	0.58	0.27	0.29	0.29	0.46	0.51
BghiP	mg/kg t.S.	0.42	0.53	0.24	0.31	0.26	0.35	0.42
Anthracen	mg/kg t.S.	0.08	0.27	0.09	0.13	0.14	0.39	0.17
Pyren	mg/kg t.S.	0.93	2.10	0.73	1.04	0.67	1.67	1.06
BAA	mg/kg t.S.	0.83	1.47	0.53	0.74	0.55	0.76	0.89
DIBENZAHA	mg/kg t.S.	0.66	0.95	0.63	0.52	0.43	0.56	0.71
Perylen	mg/kg t.S.	0.13	0.21	0.10	0.16	0.12	0.16	0.17
org. C	%	2.3	1.3	2.0	2.9	3.7	3.1	4.2
< 2 µm	%	40	16	23	26	27	25	23

Tabelle 5. Verhältnisse Gehalte im Sediment (bestimmt) / Gehalte im Sediment (berechnet aus Schwebstoff). Die Gehalte der organischen Mikroverunreinigungen sind standardisiert nach 2.5% organischer Kohlenstoff. Die Gehalte sind Mittelwerte der beteiligten Labors.

	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith	Mittelwert
Cd	0.9	0.8	0.9	2.7	1.3
Hg	1.1	1.0	1.3	3.2	1.6
Pb	0.7	0.8	0.9	1.5	1.0
Zn	0.7	0.8	1.0	1.5	1.0
Cu	0.9	1.0	1.1	1.5	1.2
Ni	0.8	0.9	1.0	1.0	0.9
O.8	0.8	0.8	1.1	1.9	1.1
As	1.2	1.2	1.1	1.8	1.3
PC-Benzol	1.4	1.0	1.5	1.8	1.4
α -HCH	< 1.3	2.2	< 1.7	0.6	1.5
β -HCH	< 2.3	1.3	2.7	>0.4	1.7
γ -HCH	0.9	< 0.7	< 1.8	0.7	1.0
HCB	18.1	6.8	3.0	2.2	7.5
p,p'-DDE	2.0	2.0	1.9	3.1	2.3
o,p-DDD	< 1.1	< 1.9	< 3.2	4.4	2.7
p,p'-DDD	>2.3	2.5	2.8	6.0	3.4
o,p-DDT	1.1	1.9	< 2.6	1.3	1.7
p,p'-DDT	< 0.8	< 1.1	< 1.2	0.6	0.9
Heptachlor	1.1	1.9	3.2	2.2	2.1
Hepo	1.1	< 1.1	3.2	2.2	1.9
Aldrin	1.1	1.9	3.5	3.7	2.6
Dieldrin	1.1	1.9	7.2	2.2	3.1
Endrin	1.1	1.9	3.2	>6.6	3.2
α -Endosulf.	1.1	1.7	3.2	2.2	2.1
PCB-28	1.4	4.1	3.4	10.5	4.9
PCB-52	1.4	3.3	3.1	5.5	3.3
PCB-101	0.9	1.8	2.6	6.6	3.0
PCB-118	0.8	1.7	3.4	8.6	3.6
PCB-138	0.9	1.9	2.5	3.2	2.1
PCB-149	0.6	1.4	2.0	2.9	1.7
PCB-153	0.9	1.6	2.1	4.9	2.4
PCB-170	0.7	1.6	2.8	3.4	2.1
PCB-180	0.8	1.7	3.1	3.7	2.3
PCB-194	0.5	0.9	3.2	4.4	2.3
Flu	1.5	3.8	6.4	7.3	4.8
BkF	1.8	3.3	5.2	5.6	4.0
BbF	1.3	2.8	5.3	5.7	3.8
BAP	1.8	3.3	5.5	5.5	4.0
IP	1.2	3.1	5.9	5.6	4.0
BghiP	1.3	1.9	4.2	4.5	3.0
Anthracen	1.5	5.6	19.8	5.6	8.1
Pyren	1.4	4.5	9.8	5.6	5.3
BAA	1.8	5.2	5.7	5.7	4.6
DIBENZAHA	1.1	2.2		5.2	2.8
Perylen	1.7	5.6	5.3	5.6	4.6

Tabelle 6. Bestimmte gesamte Konzentrationen in Wasserstichproben.

Schwebstoffmg/l		Rekingen	Vil.-Neuf	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith	Mittelwert
		38	43	16	33	44	40	36
Cd	µg/l	0.02	0.05	0.07	0.05	0.08	0.08	0.06
Hg	µg/l	0.07	0.02	0.04	0.04	0.03	0.03	0.04
Pb	µg/l	1.2	1.5	1	1.6	3.8	3.7	2.13
Zn	µg/l	3	73	7	19	29	26	26.17
Cu	µg/l	1.6	2.8	2.6	3.2	2.4	5.1	2.95
Ni	µg/l	0.8	0.6	1	2	3.3	3.5	1.87
Cr	µg/l	4.2	4.4	7.5	3.6	6.1	7	5.47
As	µg/l	0.9	0.6	2.7	1.1	1.3	1.4	1.33

Tabelle 7. Bestimmte gelöste Konzentrationen in Wasserstichproben.

		Rekingen	Vil.-Neuf	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith	Mittelwert
Cd	µg/l	< 0.01	0.06	0.02	0.02	0.02	0.01	0.027
Hg	µg/l	0.01	0.02	< 0.01	0.02	< 0.1	0.01	0.015
Pb	µg/l	0.3	0.4	0.2	< 0.1	< 0.1	0.05	0.21
Zn	µg/l	< 1	6	2	5	6	5	4.9
Cu	µg/l	1	1.6	1.4	2.3	2.5	2.7	2.3
Ni	µg/l	0.2	0.5	0.7	1.8	2.3	2.7	1.64
Cr	µg/l	0.7	1	1	1.1	1.9	1.5	1.44
As	µg/l	0.9	0.6	0.7	0.9	1	1.1	1.04

Tabelle 8. Gehalte im Schwebstoff in den Wasserstichproben. Die Gehalte sind mittels folgender Formel berechnet worden:

$$C_s = \frac{C_t - C_w}{S}$$

		Rekingen	Vil.-Neuf	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith
Cd	mg/kg	0.39	-0.23	3.13	0.91	1.36	1.75
Hg	mg/kg	1.58	0	2.19	0.61	0.45	0.50
Pb	mg/kg	23.7	25.6	50.0	47.0	85.2	91.3
Zn	mg/kg	65.8	1558.1	312.5	424.2	522.7	525.0
Cu	mg/kg	15.8	27.9	75.0	27.3	-2.3	60.0
Ni	mg/kg	15.8	2.3	18.8	6.1	22.7	20.0
Cr	mg/kg	92.1	79.1	406.3	75.8	95.5	137.5
As	mg/kg	0	0	125.0	6.1	6.8	7.5

Tabelle 9. Verteilungskoeffizienten, berechnet mit der Formeln:

Für Metalle:

$$K_d = C_{s, \text{Zentrifuge}} / C_w$$

Für organische Mikroverunreinigungen:

$$K_p = (f_{oc} * K_{ow} * 10^{-0,21})/1000$$

		Rekingen	Vil.-Neuf	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith	Mittelwert
Cd	l/g	108	7.4	44	65	99	258	97
Hg	l/g	13	11	111	30	78	100	57
Pb	l/g	124	96	252	1406	2492	2777	1192
Zn	l/g	267	26	121	64	80	118	113
Cu	l/g	33	26	51	30	29	37	34
Ni	l/g	230	100	79	28	22	22	80
Cr	l/g	50	43	63	66	46	62	55
As	l/g	12	16	22	17	17	16	17
PCP	l/g	0.14	0.14	0.20	0.32	0.44	0.42	0.28
Pc-Benzol	l/g	2.8	2.8	4.1	6.4	8.7	8.4	5.5
α -HCH	l/g	0.07	0.07	0.10	0.16	0.22	0.21	0.14
β -HCH	l/g	0.07	0.07	0.10	0.16	0.22	0.21	0.14
c-HCH	l/g	0.07	0.07	0.10	0.16	0.22	0.21	0.14
HCB	l/g	18	18	26	40	55	53	35
o,p-DDE	l/g	14	14	20	32	44	42	28
p,p'-DDE	l/g	14	14	20	32	44	42	28
o,p-DDD	l/g	14	14	20	32	44	42	28
p,p'-DDD	l/g	14	14	20	32	44	42	28
o,p-DDT	l/g	14	14	20	32	44	42	28
p,p'-DDT	l/g	14	14	20	32	44	42	28
Heptachlor	l/g	0.56	0.56	0.81	1.3	1.7	1.7	1.1
Hepo	l/g	1.8	1.8	2.6	4.0	5.5	5.3	3.5
Aldrin	l/g	356	356	511	805	1100	1053	697
Dieldrin	l/g	22	22	32	51	69	66	44
Endrin	l/g	2.8	2.8	4.1	6.4	8.7	8.4	5.5
α -Endosulf	l/g	0.45	0.45	0.64	1.0	1.4	1.3	0.88
PCB-28	l/g	5.7	5.7	8.1	12	17	17	11
PCB-53	l/g	18	18	26	40	55	53	35
PCB-101	l/g	18	18	26	40	55	53	35
PCB-118	l/g	179	179	256	404	551	528	349
PCB-138	l/g	36	36	51	81	110	105	70
PCB-153	l/g	56	56	81	128	174	167	110
PCB-180	l/g	71	71	102	161	219	210	139
Flu	l/g	1.8	1.8	2.6	4.0	5.5	5.3	3.5
BkF	l/g	14	14	20	32	44	42	28
BbF	l/g	56	56	81	128	174	167	110
BAP	l/g	14	14	20	32	44	42	28
IP	l/g	36	36	51	81	110	105	70
BghIP	l/g	56	56	81	128	174	167	110
Anthracen	l/g	0.45	0.45	0.64	1.0	1.4	1.3	0.88
Pyren	l/g	2.3	2.3	3.2	5.1	6.9	6.7	4.4
BAA	l/g	5.7	5.7	8.1	13	17	17	11
Chrys	l/g	5.7	5.7	8.1	13	17	17	11
Dibenzaha	l/g	14	14	20	32	44	42	28

Tabelle 10. Gelöste Konzentrationen im Wasser aus dem mit einer Durchflußzentrifuge gesammelten Schwebstoff, berechnet mittels der Formel:

$$C_w = C_s / K_d/p$$

		Rekingen	Village-Neuf	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith	Mittel-
Cd	µg/l	0.005	0.060	0.020	0.020	0.020	0.010	0.023
Hg	µg/l	0.01	0.02	0.005	0.020	0.010	0.010	0.013
Pb	µg/l	0.3	0.4	0.2	0.05	0.05	0.05	0.2
Zn	µg/l	0.5	6.0	2.0	5.0	6.0	5.0	4.1
Cu	µg/l	1.0	1.6	1.4	2.3	2.5	2.7	2.0
Ni	µg/l	0.2	0.5	0.7	1.8	2.3	2.7	1.4
Cr	µg/l	0.7	1.0	1.0	1.1	1.9	1.5	1.2
As	µg/l	0.9	0.6	0.7	0.9	1.0	1.1	0.9
PC-Benzol	µg/l	0.0008	0.003	0.004	0.001	0.0010	0.0014	0.0019
α-HCH	µg/l	< 0.029	0.084	0.032	< 0.013	0.011	< 0.013	0.030
β-HCH	µg/l	0.029	0.044	0.049	0.025	0.012	0.065	0.037
γ-HCH	µg/l	< 0.029	0.076	< 0.043	0.014	0.011	< 0.010	0.031
HCB	µg/l	0.00020	0.0022	0.0023	0.0010	0.00069	0.00068	0.0012
p,p'-DDE	µg/l	0.00015	< 0.00025	0.00020	0.00011	0.000091	0.00011	0.00015
o,p'-DDD	µg/l		0.00015	0.000074	0.000030	0.000016	0.000017	0.000048
p,p'-DDD	µg/l	0.00015	< 0.00015	< 0.00012	0.000063	0.000042	0.000044	0.000094
o,p'-DDT	µg/l	0.00015	0.00031	< 0.000074	< 0.000030	0.000027	< 0.000038	0.00010
p,p'-DDT	µg/l	0.00015	0.00031	0.000099	0.000050	0.000043	< 0.000067	0.00012
Heptachlor	µg/l	0.0038	< 0.0038	< 0.0019	< 0.00075	< 0.00040	< 0.00044	0.0019
Hepo	µg/l	0.0014	< 0.0014	< 0.00066	0.00047	< 0.00014	< 0.00016	0.00069
Aldrin	µg/l	0.000006	< 0.000006	< 0.000003	< 0.000001	< 0.000001	< 0.000001	0.000003
Dieldrin	µg/l	0.000096	< 0.000096	< 0.000047	< 0.000019	< 0.000010	< 0.000011	0.000046
Endrin	µg/l	0.00070	< 0.00070	< 0.00034	< 0.00014	< 0.000073	< 0.000080	0.00034
α-Endosulf.	µg/l	0.0050	< 0.0050	< 0.0025	0.0022	< 0.00053	< 0.0014	0.0028
PCB-28	µg/l	< 0.00027	< 0.00032	0.00052	0.00018	0.00034	0.00059	0.00037
PCB-52	µg/l	< 0.00011	0.00024	0.00024	0.00012	0.00019	0.00034	0.00021
PCB-101	µg/l	< 0.00017	< 0.00038	0.00044	0.00016	0.00021	0.00032	0.00028
PCB-118	µg/l	< 0.000019	0.000032	0.000033	0.000016	0.000016	0.000020	0.000028
PCB-138	µg/l	0.00016	0.00021	0.00042	0.00015	0.00015	0.00021	0.00022
PCB-153	µg/l	0.00012	0.00014	0.00029	0.00011	0.000095	0.00013	0.00015
PCB-180	µg/l	0.000053	0.000076	0.00017	0.000056	0.000041	0.000063	0.000078
Flu	µg/l	0.23	0.27	0.31	0.15	0.11	0.13	0.20
BkF	µg/l	< 0.011	< 0.0096	0.0079	0.0044	0.0035	0.0037	0.0067
BbF	µg/l	0.0036	0.0038	0.0055	0.0026	0.0019	0.0021	0.0033
BAP	µg/l	< 0.015	< 0.012	0.013	0.0075	0.0059	0.0067	0.0098
IP	µg/l	< 0.0061	< 0.0056	0.0057	0.0024	0.0020	0.0023	0.0040
BghiP	µg/l	0.0036	0.0037	0.0031	0.0026	0.0014	0.0015	0.0027
Anthracen	µg/l	0.22	0.22	0.11	0.043	0.037	0.055	0.11
Pyren	µg/l	0.13	0.17	0.22	0.099	0.073	0.081	0.13
BAA	µg/l	0.037	0.037	0.047	0.023	0.021	0.024	0.032
DIBENZAHA	µg/l	0.082	0.082	0.040	0.016		0.0094	0.038

Tabelle 11. Gesamte Konzentrationen im Wasser aus dem mit einer Durchfluß-zentrifuge gesammelten Schwebstoff, berechnet mittels der Formel:

$$C_t = C_s * (1/K_d/p + S)$$

	Rekingen	Vil-Neuf	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith	Mittelwert
Cd $\mu\text{g/l}$	0.026	0.079	0.034	0.063	0.107	0.113	0.070
Hg $\mu\text{g/l}$	0.015	0.029	0.014	0.040	0.044	0.050	0.032
Pb $\mu\text{g/l}$	1.7	2.1	1.0	2.4	5.5	5.6	3.0
Zn $\mu\text{g/l}$	5.6	12.7	5.9	15.6	27.1	28.7	15.9
Cu $\mu\text{g/l}$	2.2	3.4	2.5	4.5	5.6	6.7	4.2
Ni $\mu\text{g/l}$	1.9	2.6	1.6	3.5	4.5	5.0	3.2
Cr $\mu\text{g/l}$	2.0	2.8	2.0	3.5	5.8	5.2	3.6
As $\mu\text{g/l}$	1.3	1.0	0.9	1.4	1.8	1.8	1.4
PC-Benzol $\mu\text{g/l}$	0.00085	0.0034	0.0042	0.0013	0.0013	0.0019	0.0022
α -HCH $\mu\text{g/l}$	< 0.029	0.084	0.032	< 0.013	0.011	< 0.013	0.030
β -HCH $\mu\text{g/l}$	0.029	0.044	0.049	0.025	0.012	0.066	0.037
γ -HCH $\mu\text{g/l}$	< 0.029	0.077	< 0.043	0.014	0.011	< 0.010	0.031
HCB $\mu\text{g/l}$	0.00037	0.0043	0.0035	0.0027	0.0027	0.0024	0.0027
p,p'-DDE $\mu\text{g/l}$	0.00024	< 0.00041	0.00026	0.00024	0.00027	0.00029	0.00028
o,p-DDD $\mu\text{g/l}$		0.00025	0.000098	0.000062	0.000047	0.000047	0.000083
p,p'-DDD $\mu\text{g/l}$	0.00024	< 0.00025	< 0.00015	0.00013	0.00012	0.00012	0.00017
o,p-DDT $\mu\text{g/l}$	0.00024	0.00049	< 0.000098	< 0.000062	0.000078	< 0.00010	0.00018
p,p'-DDT $\mu\text{g/l}$	0.00024	0.00049	0.00013	0.00010	0.00013	< 0.00018	0.00021
Heptachlor $\mu\text{g/l}$	0.0039	< 0.0039	< 0.0019	< 0.00078	< 0.00043	< 0.00047	0.0019
Hepo $\mu\text{g/l}$	0.0014	< 0.0015	< 0.00068	0.00052	< 0.00017	< 0.00019	0.00074
Aldrin $\mu\text{g/l}$	0.000089	< 0.00010	< 0.000027	< 0.000033	< 0.000032	< 0.000030	0.000051
Dieldrin $\mu\text{g/l}$	0.00018	< 0.00019	< 0.000071	< 0.000051	< 0.000041	< 0.000040	0.000095
Endrin $\mu\text{g/l}$	0.00078	< 0.00079	< 0.00036	< 0.00017	< 0.00010	< 0.00011	0.00038
α -Endosulf. $\mu\text{g/l}$	0.0051	< 0.0051	< 0.0025	0.0023	< 0.00056	< 0.0015	0.0029
PCB-28 $\mu\text{g/l}$	< 0.00034	< 0.00040	0.00059	0.00025	0.00062	0.0010	0.00053
PCB-52 $\mu\text{g/l}$	< 0.00018	0.00042	0.00034	0.00027	0.00064	0.0010	0.00049
PCB-101 $\mu\text{g/l}$	< 0.00029	< 0.00068	0.00062	0.00038	0.00073	0.0010	0.00062
PCB-118 $\mu\text{g/l}$	< 0.00014	0.00027	0.00016	0.00021	0.00039	0.00042	0.00027
PCB-138 $\mu\text{g/l}$	0.00038	0.00054	0.00077	0.00055	0.00087	0.0011	0.00070
PCB-153 $\mu\text{g/l}$	0.00035	0.00047	0.00065	0.00055	0.00078	0.00092	0.00062
PCB-180 $\mu\text{g/l}$	0.00021	0.00032	0.00047	0.00037	0.00046	0.00062	0.00041
Flu $\mu\text{g/l}$	0.25	0.29	0.32	0.17	0.13	0.15	0.22
BkF $\mu\text{g/l}$	< 0.018	< 0.015	0.011	0.0090	0.010	0.0098	0.012
BbF $\mu\text{g/l}$	0.012	0.013	0.013	0.014	0.017	0.017	0.014
BAP $\mu\text{g/l}$	< 0.022	< 0.019	0.017	0.016	0.017	0.018	0.018
IP $\mu\text{g/l}$	< 0.014	< 0.014	0.010	0.0088	0.012	0.012	0.012
BghiP $\mu\text{g/l}$	0.012	0.013	0.0072	0.014	0.012	0.012	0.011
Anthracen $\mu\text{g/l}$	0.22	0.23	0.11	0.045	0.039	0.059	0.12
Pyren $\mu\text{g/l}$	0.14	0.19	0.23	0.11	0.094	0.10	0.15
BAA $\mu\text{g/l}$	0.046	0.047	0.054	0.033	0.037	0.041	0.043
DIBENZAZHA $\mu\text{g/l}$	0.12	0.13	0.052	0.032		0.024	0.060

Tabelle 12. Bestimmte Gehalte in Muscheln.

Probenahmestelle		Rekingen	Vil.-Neuf	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith
Cd	mg/kg d.w.	0.56	0.61	0.64	0.88	1.42	1.26
Hg	mg/kg d.w.	0.20	0.35	0.24	0.25	0.22	0.21
Pb	mg/kg d.w.	2.8	3.4	3.1	3.4	3.8	3.4
Cu	mg/kg d.w.	11.3	18.0	22.2	28.1	23.3	17.9
Cr	mg/kg d.w.	4.8	6.3	6.6	7.4	3.5	4.9
α -HCH	μ g/kg d.w.	1.5	2.7	0.85	5.0	4.3	4.3
β -HCH	μ g/kg d.w.	6.2	4.45	2.35	< 10	6.2	7.5
c-HCH	μ g/kg d.w.	5.7	5.3	4.2	11.0	14.0	14
HCB	μ g/kg d.w.	35.25	73.5	59.5	100	23	63
p,p'-DDE	μ g/kg d.w.	6.95	11.6	7.0	28.0	21.0	23
p,p'-DDD	μ g/kg d.w.	3.0	3.5	< 6.0	13.0	< 10.0	10
p,p'-DDT	μ g/kg d.w.	5.5	12.5	< 8	11	< 10	16
Hepo	μ g/kg d.w.	8.1	6.1	6.9		11.0	13.6
Dieldrin	μ g/kg d.w.	4.5	4.2	4.7	12.0	10.0	7.0
Endrin	μ g/kg d.w.	< 2.1	< 2.1	< 6.0	< 2.0	< 3.0	< 0.2
α -Endosulf.	μ g/kg d.w.	< 3.0	< 4.5	0.9	4.0	6.0	4.3
PCB-28	μ g/kg d.w.	3.6	2.6	6.5	15.0	16.0	19.0
PCB-52	μ g/kg d.w.	7.2	8.1	12.1	40.0	32.0	51.0
PCB-101	μ g/kg d.w.	14.5	24.0	18.5	55.0	47.0	83.0
PCB-118	μ g/kg d.w.	7.4	1.4	7.4	22.0	27.0	35.0
PCB-138	μ g/kg d.w.	22.0	31.0	25.5	64.0	58.0	70.0
PCB-153	μ g/kg d.w.	27.5	39.5	38.0	94.0	78.0	98.0
PCB-180	μ g/kg d.w.	10.5	12.0	17.5	33.0	27.0	30.0

Tabelle 13. Biokonzentrationsfaktoren Muscheln, berechnet mittels der Formel:

$$BCF = C_{\text{Muscheln}} / C_w$$

C_w ist für Metalle bestimmt worden und für organische Mikroverunreinigungen berechnet worden.

Probenahmestelle		Rekingen	Vil.-Neuf	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith	Mittelwert
Cd	l/g	112	10	32	44	71	126	66
Hg	l/g	20	18	48	13	22	21	24
Pb	l/g	9	9	16	68	76	68	41
Cu	l/g	11	11	16	12	9	7	11
Cr	l/g	7	6	7	7	2	3	5
α -HCH	l/g	> 0.05	0.03	0.03	> 0.38	0.40	> 0.33	0.20
β -HCH	l/g	0.21	0.10	0.05	< 0.40	0.53	0.11	0.23
c-HCH	l/g	> 0.20	0.07	> 0.10	0.77	1.32	> 1.37	0.64
HCB	l/g	175	33	25	95	33	92	76
p,p'-DDE	l/g	46	> 46	35	245	230	210	135
p,p'-DDD	l/g	20	> 23	52	208	> 240	226	128
p,p'-DDT	l/g	36	41	< 81	221	< 234	> 239	142
Hepo	l/g	6	> 4	> 10		> 77	> 88	37
Dieldrin	l/g	47	> 44	> 101	> 637	> 991	> 636	409
Endrin	l/g	< 3	3	18	15	41	3	14
α -Endosulf.	l/g	< 1	1	> 1	2	> 11	> 3	3
PCB-28	l/g	> 13	> 8	12	86	47	32	33
PCB-52	l/g	> 66	34	50	346	171	152	137
PCB-101	l/g	> 86	> 63	42	344	226	264	171
PCB-118	l/g	> 378	42	227	1405	1652	1725	905
PCB-138	l/g	138	147	60	425	392	339	250
PCB-153	l/g	237	275	130	844	819	773	513
PCB-180	l/g	197	157	102	593	656	475	363

Tabelle 14. In Moosen bestimmte Gehalte.

Probenahmestelle		Rekingen	Vil.-Neuf	Seltz	Koblenz (Bacharach)	Bimmen	Lobith	Mittelwert
Cd	mg/kg d.w.	1.2	0.9	1.7	1.3	2.8	1.9	1.6
Hg	mg/kg d.w.	0.03	0.04	0.06	0.06	0.07	0.04	0.05
Pb	mg/kg d.w.	20	20	10	15	27	18	18
Zn	mg/kg d.w.	218	242	264	308	548	502	347
Cu	mg/kg d.w.	18	31	35	45	42	40	35
Ni	mg/kg d.w.	19	16	25	23	33	30	24
Cr	mg/kg d.w.	3	5	6	8	13	8	7
HCB	µg/kg d.w.	17	11	23	37	26	10	21
PCB-28	µg/kg d.w.	34	34	28	25	41	45	35
PCB-52	µg/kg d.w.	15	21	17	20	18	19	18
PCB-138	µg/kg d.w.	42	9	10	26	22	23	22
PCB-153	µg/kg d.w.	23	28	28	10	9	23	20
PCB-180	µg/kg d.w.	20	31	16	39	27	23	26

Tabelle 15. Biokonzentrationsfaktoren Moose, berechnet mittels der Formel:

$$BCF = C_{\text{Moosen}} / C_w$$

C_w ist für Metalle bestimmt worden und für organische Mikroverunreinigungen berechnet worden.

		Rekingen	Vil.-Neuf	Seltz	Koblenz (Bacharach)	Bimmen	Lobith	Mittelwert
Cd	l/g	240	15	85	65	140	190	123
Hg	l/g	3	2	12	3	7	4	5
Pb	l/g	67	50	50	300	540	360	228
Zn	l/g	436	40	132	62	91	100	144
Cu	l/g	18	19	25	20	17	15	19
Ni	l/g	95	32	36	13	14	11	33
Cr	l/g	4	5	6	7	7	5	6
HCB	l/g	84	5	10	35	38	15	31
PCB-28	l/g	> 124	> 107	54	143	120	77	104
PCB-52	l/g	> 138	88	70	173	96	57	104
PCB-138	l/g	263	43	24	173	149	111	127
PCB-153	l/g	198	195	96	90	94	181	142
PCB-180	l/g	376	407	94	700	656	364	433

Tabelle 16. Verhältnisse Gehalte in Moosen / Gehalte in Muscheln. Die Gehalte beziehen sich auf dem trockenen Stoff.

	Rekingen	Vil.-Neuf	Seltz	Koblenz	Bimmen	Lobith	Mittelwert
Cd	2.1	1.5	2.7	1.5	2.0	1.5	1.9
Hg	0.2	0.1	0.3	0.2	0.3	0.2	0.2
Pb	7.1	5.9	3.2	4.4	7.1	5.3	5.5
Cu	1.6	1.7	1.6	1.6	1.8	2.2	1.8
Cr	0.6	0.8	0.9	1.1	3.7	1.6	1.5
HCB	0.5	0.1	0.4	0.4	1.1	0.2	0.4
PCB-28	9.4	13.1	4.3	1.7	2.6	2.4	5.6
PCB-52	2.1	2.6	1.4	0.5	0.6	0.4	1.3
PCB-138	1.9	0.3	0.4	0.4	0.4	0.3	0.6
PCB-153	0.8	0.7	0.7	0.1	0.1	0.2	0.5
PCB-180	1.9	2.6	0.9	1.2	1.0	0.8	1.4