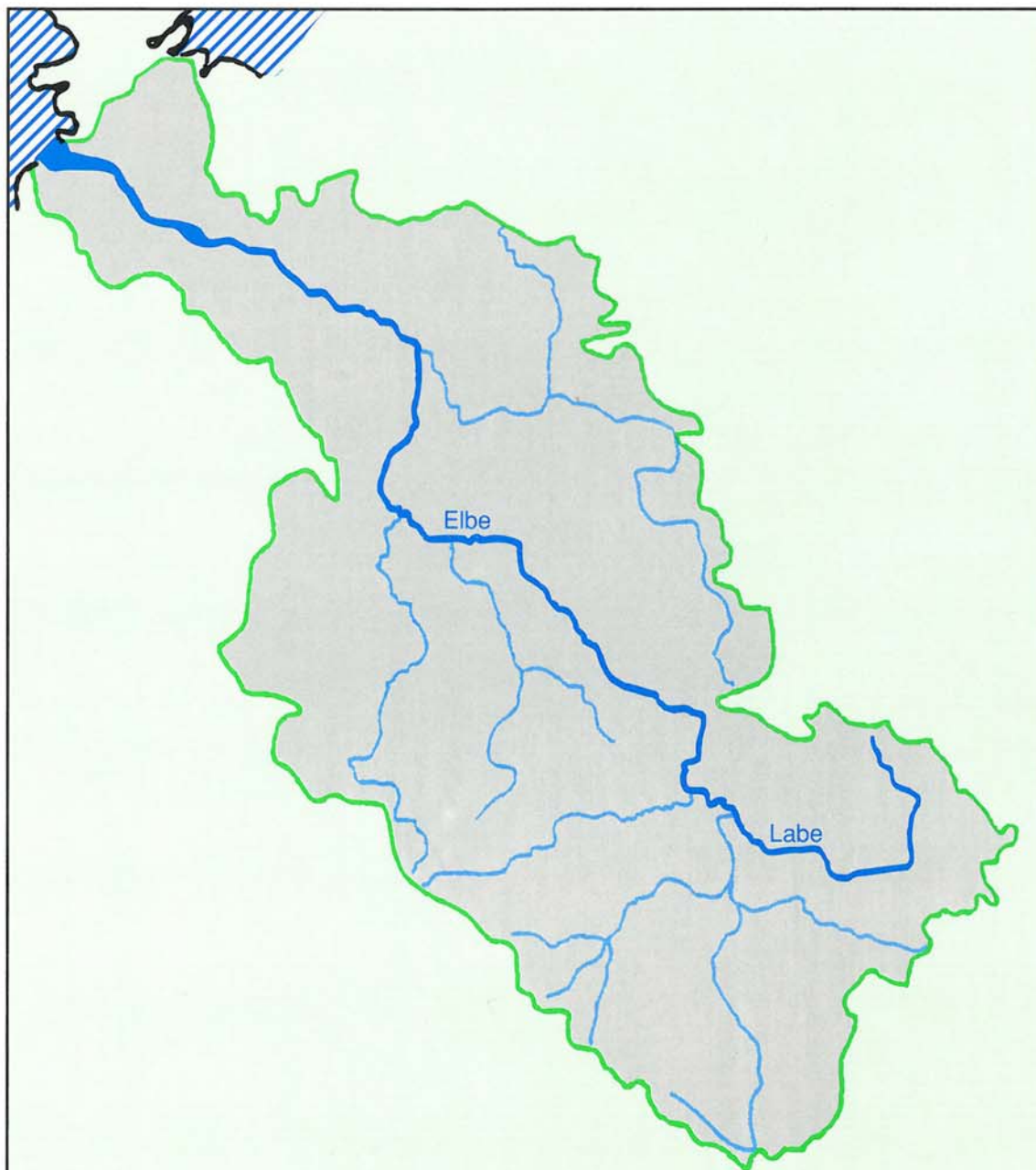




Mezinárodní komise pro ochranu Labe  
Internationale Kommission zum Schutz der Elbe



**Výsledky výzkumu Labe  
v letech 1991 - 1995**

**Mezinárodní komise pro ochranu Labe**  
**Internationale Kommission zum Schutz der Elbe**

**Výsledky výzkumu Labe**  
**v letech 1991 - 1995**

Labe jako pacient - anamnéza, diagnóza, terapie

Internationale Kommission  
zum Schutz der Elbe  
Sekretariat  
PF 1647/1648 (PLZ 39006)  
Fürstenwallstr. 20  
39104 Magdeburg

Magdeburg  
Únor 1997

Vydavatel: Mezinárodní komise pro ochranu Labe  
(Internationale Kommission zum Schutz der Elbe)  
Postfach 1647/1648  
D-39006 Magdeburg

Tisk: Druckhaus Laun & Grzyb  
Friedensstraße 56  
D-39326 Wolmirstedt



# Výsledky výzkumu Labe v letech 1991 - 1995

Labe jako pacient - anamnéza, diagnóza, terapie

## Redakce:

Dr. Rüdiger Furrer	Institut für Umwelt-Geochemie der Universität Heidelberg (Ústav geochemie životního prostředí, Univerzita Heidelberg)
Dipl.-Ing. Peter Hemberle	Forschungszentrum Karlsruhe, Projektträger Wasser-technologie, Karlsruhe (Výzkumné centrum Karlsruhe, Odbor technologie vody, Karlsruhe)
Ing. Marie Kalinová	Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, Praha
Dipl.-Chem. Anne-K. Meyer	GKSS-Forschungszentrum, Geesthacht (Výzkumné centrum GKSS, Geesthacht)
Dr. Volker Mohaupt	Umweltbundesamt, Berlin (Spolkový úřad životního prostředí, Berlín)
Dr. Ladislav Novak	Sekretariát MKOL, Magdeburk
Dr. Peter Pfeiffer	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, Dresden (Saské státní ministerstvo životního prostředí a územního rozvoje, Drážďany)
Ing. Jan Škoda	Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, Praha
Ing. Naděžda Štybnarová	Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, Praha
Prof. Dr. Rolf-Dieter Wilken	ESWE-Institut für Wasserforschung Wiesbaden (Ústav pro výzkum a technologii vody ESWE, Wiesbaden)

Pracovní skupina „Výzkum Labe“ děkuje za příspěvky mnoha dalším českým a německým vědcům, kteří mohli být uvedeni jen v seznamu literatury, stejně jako ing. Zuzaně Vilímcové za odborný překlad.



## Předmluva

K dosažení cílů uvedených v Dohodě o Mezinárodní komisi pro ochranu Labe (MKOL) jsou důležitým příspěvkem výzkumné práce, prováděné na Labi a jeho přítocích, a to jak na národní, tak i na mezinárodní úrovni. Tyto práce koordinuje pracovní skupina F (Výzkum Labe) MKOL. Pracovní skupina má za úkol zpracovávat potřebu nezbytného výzkumu, po odborné stránce hodnotit a sledovat relevantní projekty výzkumu a vývoje a předkládat doporučení Komisi a ostatním pracovním skupinám pro naplňování výsledků, a tím dávat důležité podněty pro budoucí ochranná opatření, resp. efektivnější monitoring jakosti vody.

Ochrana našich vod je nepostradatelným příspěvkem k existenciálním opatřením a k ekologickému a ekonomickému zabezpečení budoucnosti naší společnosti. To platí také pro říční systém Labe, který v České republice a ve Spolkové republice Německo utváří do velké míry krajinu, strukturu osídlení a hospodářství, avšak zejména vodní hospodářství. Pro trvalý ekologický, tj. nepřetržitý rozvoj poříční krajiny Labe je proto nezbytné, aby byly pro každý způsob vodohospodářského využití vypracovány ekologicky, sociálně a ekonomicky únosné koncepce a přitom současně vždy zohledňovány ekologické a ekonomické aspekty.

Základem všech opatření ke zlepšení jakosti vody je nejen zmapování znečištění škodlivými látkami z hlediska druhu a koncentrace, ale i lokalizace sedimentů škodlivých látek a zdrojů jejich vnosů. Proto je u výzkumných prací zaměřených do budoucna jen logické, že důsledně začínají plošnou analýzou situace ve znečištění a provádějí zhodnocení prvních výsledků, aby z nich bylo možno vyvodit doporučení a závěry pro vodohospodářskou praxi.

Tato zpráva je prvním pokusem tohoto druhu. V koncentrované formě obsahuje výsledky z pěti let výzkumu Labe. Výzkumné projekty řešila řada výzkumných pracovišť v obou zemích, státních i soukromých, vysokoškolských ústavů, vodohospodářských pracovišť na federální i zemské úrovni. Tyto práce byly finančně a ideově podporovány různými ministerstvy a financujícími institucemi v obou zemích. Na tomto místě budiž všem zúčastněným vědcům a technikům, ale i financujícím orgánům vysloveno srdečné poděkování za velkou a nezištnou angažovanost. Slouží dobré věci - ochraně Labe a trvalému rozvoji jeho povodí!

Pracovní skupina F doufá, že tato zpráva bude na pracovištích zodpovědných za vodohospodářská opatření dobrou pomůckou pro budoucí rozhodnutí. Pracovní skupina ráda uvítá kritické připomínky a konstruktivní podněty z odborných čtenářských kruhů.



Ing. Vladimír Novotný  
prezident MKOL



Dr. Kurt Hohendorf  
předseda pracovní skupiny  
"Výzkum Labe" (F) MKOL



# Obsah

1.	ÚVOD .....	9
2.	PROČ VÝZKUM LABE? - PRACOVNÍ SKUPINA MKOL VÝZKUM LABE .....	11
3.	JAK BYLO LABE NEMOCNÉ PŘED ROKEM 1990? .....	13
4.	JAK NEMOCNÉ JE LABE JEŠTĚ DNES? - VÝVOJ ZNEČIŠTĚNÍ LABE PO ZMĚNÁCH PO ROCE 1990 .....	15
4.1	Škodliviny ve vodě a plaveninách .....	15
4.1.1	Přehled .....	15
4.1.2	Sledování škodlivin ve vodě .....	18
4.1.3	Sledování pesticidů ve vodní fázi .....	20
4.1.4	„Non target screening“ organických látek ve vodě .....	23
4.2	Sedimenty - akumulace a zdroj škodlivin .....	26
4.2.1	Význam sedimentů pro posuzování říčního systému .....	27
4.2.2	Znečištění sedimentů Labe těžkými kovy .....	29
4.2.3	Hodnocení znečištění sedimentů těžkými kovy .....	31
4.2.4	Znečištění sedimentů vybranými organickými látkami .....	33
4.2.5	Zacházení s kontaminovanými sedimenty Labe a jeho přítoků .....	40
4.3	Voda jako reakční prostředí: přeměna, akumulace a transport škodlivin v toku Labe .....	40
4.3.1	Transport škodlivin při povodních .....	41
4.3.2	Distribuce a mobilita organických škodlivin v labských nivách .....	42
4.3.3	Vliv vnitrozemské lodní dopravy na jakost vody a transport plavenin .....	43
4.3.4	Rozklad a odnos nutrientů .....	44
4.4	Typická distribuce škodlivin v Labi .....	44
4.4.1	Typická distribuce prvků v plaveninách .....	44
4.4.2	Typická distribuce organických látek .....	47
4.5	Biologické výzkumy (stav, zatížení škodlivinami a působení škodlivin) .....	48
4.5.1	Inventarizace a zatížení škodlivinami .....	48
4.5.2	Účinky škodlivin .....	52
4.6	Ekomorfologie Labe .....	53
4.7	Přínos k zabezpečení kvality zásobování pitnou vodou .....	54
5.	ODKUD POCHÁZÍ ZNEČIŠTĚNÍ LABE? - PŘÍNOS VÝZKUMU LABE K IDENTIFIKACI ZDROJŮ ŠKODLIVIN .....	58
5.1	Přítoky Labe .....	58
5.2	Difuzní znečištění vod .....	63
6.	VYBRANÉ VÝSLEDKY A JEJICH PŘÍNOS PRO PRÁCI MKOL A PRO PRAXI .....	68
6.1	Stav výzkumu a trendy ve znečištění .....	68
6.2	Přebírání výzkumných výsledků do programu měření MKOL .....	71
6.3	Hodnocení zatížení škodlivinami .....	72
6.4	Koncepce ochrany vod na českém úseku Labe .....	75
6.5	Přínos výzkumu Labe k sestavení dlouhodobého Akčního programu .....	76
7.	POTŘEBA BUDOUCÍHO VÝZKUMU .....	78
8.	SOUHRN - CO PŘINESL VÝZKUM LABE? .....	81
9.	LITERATURA .....	83





## 1. Úvod

Řeka Labe jako jeden z největších toků ve střední Evropě určuje ve velké části České republiky a Spolkové republiky Německo strukturu krajiny a její režim. Povodí Labe je životním prostředím pro řadu typických a mimořádně rozmanitých druhů rostlin a živočichů, které jsou odkázány na dosud nedotčené říční ekosystémy.

Labe s délkou 1 091,5 km od pramene v Krkonoších až k ústí do Severního moře a celkovou plochou povodí 148 268 km<sup>2</sup> poskytuje pracovní a životní prostor pro cca 25 mil. obyvatel. V obou státech představuje Labe také důležitou vnitrozemskou vodní cestu.

Labe je stále ještě značně znečištěno škodlivými látkami. Toto znečištění začalo v 30. letech a v 80. letech dosáhlo svého vrcholu.

Teprve politické změny v roce 1989 umožnily spolupráci států v povodí Labe. Dne 8. října 1990 podepsaly v Magdeburku vlády České a Slovenské Federativní Republiky, Spolkové republiky Německo a Evropské hospodářské společenství „Dohodu o Mezinárodní komisi pro ochranu Labe“ (MKOL). Podle této dohody jsou v povodí Labe přednostně sledovány tyto hlavní cíle:

- umožnit užívání vody, především umožnit získávání pitné vody z břehové infiltrace a zemědělské využívání vody a sedimentů,
- dosáhnout ekosystému, který bude co možná nejbližší přírodnímu stavu se zdravou četností druhů
- trvale snižovat zatížení Severního moře z povodí Labe.

K dosažení těchto cílů je nezbytné:

- neustále zlepšovat stav Labe a jeho přítoků ve fyzikální, chemické a biologické oblasti ve složkách voda, plaveniny, sedimenty a společenstva organismů,
- zvyšovat ekologickou hodnotu toků a údolních niv v povodí Labe, včetně jejich přirozené retenční schopnosti.

Na základě počáteční inventarizace byl jako první část dlouhodobého akčního programu pro Labe vypracován pro období 1992 - 1995 „První akční program (Naléhavý program) ke snížení odtoku škodlivých látek v Labi a jeho povodí“. Dne 12. 12. 1995 schválili ministři smluvních stran nový „Akční program Labe“ pro období 1996 - 2010, který vypracovala MKOL.

Předkládaná zpráva shrnuje ve zhuštěné podobě výsledky vědeckého výzkumu Labe v letech 1991 - 1995.



## 2. Proč výzkum Labe? - Pracovní skupina MKOL „Výzkum Labe“

K hlavním úkolům pracovní skupiny „Výzkum Labe“ (F) patří podle mandátu uděleného MKOL

- formulace potřeb výzkumu ke zlepšení celkového ekologického stavu Labe a jeho přítoků, včetně priorit a cílů stanovených MKOL,
- posuzování návrhů nových výzkumných a vývojových projektů,
- koordinace výzkumných prací pro zajištění jejich transparence a přehlednosti,
- hodnocení výsledků ukončených výzkumných prací,
- formulace doporučení zaměřených na realizaci opatření, vyplývajících z výsledků výzkumu,
- podpora výměny informací mezi výzkumnými institucemi a jejich předávání ostatním pracovním skupinám MKOL.

Prostřednictvím této pracovní skupiny má MKOL k dispozici účelný nástroj, umožňující propojit národní aktivity na mezinárodní úrovni a srovnat je s mezinárodními měřítky a cíli.

V rámci činnosti pracovní skupiny F byly zahájeny četné bilaterální německo-české výzkumné projekty, ve kterých výzkumné instituce obou států společně řeší jednotlivé problémové oblasti.

Pracovní skupina F iniciovala v minulých pěti letech uskutečnění celkem 76 projektů na německé straně ve výši 51 milionů DM a 37 projektů na české straně s finančním objemem ve výši 109 milionů Kč.

Ochrana vod je nepostradatelným příspěvkem k péči o existenci naší společnosti a k ekologickému a ekonomickému zajištění její budoucnosti. Výzkum v oblasti ochrany vod má trvale obecně definovaný cíl - ukazovat cesty k tomu, jak kvalitativně a kvantitativně přivést zdroje vody, nepostradatelné pro veškerý život, do takového stavu, aby bylo jejich užívání zajištěno dnes i pro budoucí generace, a co je ještě důležitější, aby pro ně byly tyto zdroje zachovány.

### Proč však právě výzkum Labe?

Každý říční systém má své zvláštnosti a proto lze najít dobré důvody pro rozsáhlé výzkumné programy na mnoha vodních tocích. Neustále přetrvávající nadměrné znečištění Labe a jeho přítoků určitými škodlivými látkami, mnohotvárné geografické a geologické struktury v povodí a zejména jejich změny předurčují právě tento vodní systém, aby se stal modelem pro sledování hlubokých souvislostí v ekosystému. V případě Labe nejde však jen o nápravu ochrany životního prostředí či jakosti vod. Hospodářské přeměny vyvolané změnami politické situace zajišťují i možnost vytváření nových cílených struktur a koncepce využívání a obhospodařování jak vlastního toku, tak i celého povodí účinným, trvalým a ekologicky únosným způsobem.

Výzkum přitom může vytvářet na vědeckém základě takové prognostické nástroje, které teprve umožní přijímat potřebná opatření a politická rozhodnutí. Patří sem také vývoj nových, popř. přizpůsobení stávajících technologií a postupů, zohledňujících specifické problémy v povodí Labe. Také zde ukazuje tento říční systém více problémových oblastí než srovnatelné evropské toky.

Neutěšený stav jakosti vody v povodí Labe byl všeobecně znám již před rokem 1989. Zhoršování jakosti vody bylo patrné především po roce 1970, kdy se na ochranu vod vzhledem k rostoucím hospodářským potížím prakticky rezignovalo. Informace o stavu životního prostředí, a tedy i o jakosti vody, byly v NDR a ČSSR z politických důvodů utajovány.

Teprve změny politických a ekonomických struktur na přelomu let 1989/90 umožnily nový přístup k řešení problémů, spojených se životním prostředím, a také nové koncepce v ochraně vod. Přitom se ukázalo, že pro zlepšení jakosti vody se nelze vyhnout radikálním opatřením, a to nejen v České republice, ale ani ve Spolkové republice Německo.

Důsledné ošetřování „nemocného pacienta“ začalo kromě zahájení okamžitých opatření Naléhavého programu MKOL podrobnou anamnézou, tzn. inventarizací znečištění. Za tím účelem byly iniciovány jak na německé, tak na české straně rozsáhlé programy měření a výzkumu. Vedle monitoringu a posuzování průběžně se měnící jakosti vody představují těžiště výzkumu sedimenty. Starší usazeniny totiž poskytují informace o škodlivinách vypouštěných v minulosti, zatímco čerstvě usazené sedimenty vypovídají o zjišťovaných vývojových trendech.

Ihned po svém zřízení v září 1990 začalo Ministerstvo životního prostředí České republiky realizovat národní Projekt Labe. Začátek prací na Projektu Labe se tedy věcně i časově shoduje se začátkem spolupráce v rámci MKOL. Cílem prací v Projektu Labe bylo:

- poznání současného stavu jakosti vody, sedimentů a bioty,
- návazné vypracování koncepce ochrany vod v povodí Labe.

Především byly sledovány prioritní polutanty (těžké kovy a specifické organické látky) a živiny (fosfor a dusík). Program měření byl doplněn sledováním ukazatelů, jako např. BSK<sub>5</sub>, CHSK<sub>Cr</sub> a radioaktivita.

Projekt byl rozvržen na období 1991-1994 a zaměřen na řešení tří hlavních tematických skupin: na zdroje znečištění (bodové i plošné), na stav znečištění povrchových vod, sedimentů a biocenóz a rovněž na opatření pro zlepšení či případnou sanaci ekosystému.

O rozsáhlosti projektu svědčí skutečnost, že na jeho zpracování se pod vedením VÚV TGM Praha podílelo kolem 50 dalších odborných pracovišť. Projekt Labe umožnil vypracovat nejpodrobnější výzkumnou práci v oblasti ochrany vod realizovanou v České republice za posledních 20 let.

Na německé straně definovalo v roce 1990 Spolkové ministerstvo výzkumu a technologie (dnes BMBF) rámcový projekt „Labe 2000“. Je zaměřen na přínos vědeckého výzkumu a rozvoje k sanaci Labe. V rámci tohoto projektu se podrobně zkoumá zajištění základních podkladů pro ekologicky vyvážené a smysluplné využívání vodního systému v souladu s přírodou, směřované do roku 2000. Celý vodní systém je zapotřebí zkoumat a charakterizovat se zřetelem na jakost vody, zajistit základní předpoklady pro účelný a vyvážený kontrolní systém a následně vyznačit těžiště sanace, resp. zahájit sanační opatření. Dalším hlavním bodem vědeckého výzkumu byl vývoj nových technologií pro získávání pitné vody, vody užitkové a k závlahám, stejně tak jako zlepšování analytických metod, umožňujících rychlé a spolehlivé zjišťování možného ohrožení jakosti vody.

V následujícím textu jsou shrnuty výsledky z prvních 5 let intenzivního německo-českého výzkumu vod.

### 3. Jak bylo Labe nemocné před rokem 1990?

V povodí Labe s celkovou plochou 148 268 km<sup>2</sup> (z toho v ČR 34 % a v SRN 65 %) a celkovou délkou od pramene v Krkonoších až k ústí do Severního moře 1 091,5 km (z toho v ČR 364,5 km a v SRN 727,0 km) žije cca 25 miliónů obyvatel (z toho v ČR cca 6 mil. a v SRN 19 mil.). Labe patřilo k nejvíce znečištěným řekám Evropy. Je považováno za tok bohatý na ryby; komerční rybolov však není možný vzhledem ke kontaminaci ryb škodlivinami.

Hlavní zdroje znečištění byly na české straně pod Hradcem Králové, Pardubicemi, Kolínem, Štětím, Ústím nad Labem a na německé straně v aglomeracích kolem Drážďan a Magdeburku. Další významné podíly znečištění přiváděly do Labe přítoky Vltava, Bílina, Černý Halštov (Schwarze Elster), Spojená Mulda (Vereinigte Mulde) a Sála (Saale).

Čištění komunálních odpadních vod se provádělo v České republice a v nových spolkových zemích jen nedostatečně, převážně v mechanických nebo mechanicko-biologických čistírnách odpadních vod, jejichž čistící efekt zpravidla nespĺňoval všeobecně uznávané minimální technické požadavky. Například čistírna odpadních vod Drážďany-Kaditz byla od ledna 1987 kvůli funkční poruše mimo provoz. Eliminace nutrientů, dusíku a fosforu, se prováděla jen ojediněle.

Vypouštěním nedostatečně vyčištěných odpadních vod, zejména z průmyslových odvětví výroby celulózy a papíru, chemie a farmacie, jakož i ze zpracování kovů, byly do Labe přiváděny biochemicky nesnadno rozložitelné organické sloučeniny a těžké kovy, řádově v toxickém množství. Znečištění nutrienty se výrazně zvýšilo vlivem odpadních vod z velkochovu dobytka a prostřednictvím difúzních zdrojů z nadměrně hnojených zemědělských ploch.

Hlavní zdroje znečištění vody relevantními škodlivinami byly v zásadě známy, avšak vzhledem k chybějící vysoce účinné analytické měřicí technice pro stopové látky nemohly být v rutinních programech měření průběžně kvantifikovány ve vodní fázi. Zjišťování obsahu škodlivin v plaveninách, v sedimentech nebo v biotě se provádělo jen sporadicky [GUHR ET AL., 1993].

Výsledky výzkumných prací, zabývajících se zjišťováním obsahu škodlivin, byly přístupné v odborných publikacích jen ojediněle, protože obvykle podléhaly předpisům o utajení.

Ke spolupráci v oblasti problematiky škodlivin v Labi mezi odbornými úřady nebo vědeckými zařízeními bývalých států na Labi docházelo vzhledem k panujícím politickým poměrům jen v nedostatečné míře. Bilaterální spolupráce mezi tehdejší NDR a ČSSR se na základě dohody o hraničních vodách omezovala na společnou kontrolu jakosti vod v hraničním profilu Schmilka/Hřensko. Četné iniciativy ze strany SRN vůči NDR a ČSSR, týkající se odborně technické spolupráce, i v souvislosti s ochranou Severního moře, nebyly realizovány.

Uvnitř bývalé SRN vytvořily spolkové země na Labi - Hamburk, Dolní Sasko a Šlesvicko-Holštýnsko - již v roce 1977 pro spolupráci při provádění vodohospodářských úkolů na Labi „Pracovní společenství pro zachování čistoty Labe“ (ARGE ELBE) a Středisko pro sledování jakosti vody v Labi (Wassergütestelle Elbe).

Roční látkové odnosy zjištěné ARGE ELBE na měřicí stanici Schnackenburg (km 474,5) (viz tabulka 1) názorně dokumentují zatížení, pocházející z východoněmeckého a českého povodí Labe.

**Tabulka 1:** Roční látkové odnosy vypočtené z týdenních slévaných vzorků na měřicí stanici Schnackenburg v roce 1989 [TABULKY HODNOT ARGE ELBE]

Ukazatel		Látkový odnos	Ukazatel		Látkový odnos
Průměrný průtok	(m <sup>3</sup> /s)	520	Zinek	(t/rok)	2 400
BSK <sub>21</sub>	(t/rok)	430 000	Chrom	(t/rok)	190
CHSK <sub>Cr</sub>	(t/rok)	760 000	Nikl	(t/rok)	200
N-NH <sub>4</sub> (filtr.)	(t/rok)	32 000	Arsen	(t/rok)	52
N-NO <sub>3</sub> (filtr.)	(t/rok)	75 000	AOX	(kg/rok)	1 600
Celkový dusík	(t/rok)	140 000	Trichlormethan	(kg/rok)	13 000
Celkový fosfor	(t/rok)	9 100	Trichlorethen	(kg/rok)	7 300
Rtuť	(t/rok)	12	Tetrachlorethen	(kg/rok)	8 300
Kadmium	(t/rok)	6,4	Hexachlorbenzen	(kg/rok)	150
Olovo	(t/rok)	110	Pentachlorfenol	(kg/rok)	1 800
Měď	(t/rok)	240			

Labe bylo v roce 1989 znečištěno přibližně tak silně jako Rýn v době svého největšího znečištění na začátku 70. let. Porovnání jakosti vody Rýna (měrný profil Bimmen/Lobith) a Labe (měrný profil Schnackenburg) za rok 1989 ukazuje tabulka 2.

**Tabulka 2:** Srovnání jakosti vody v Rýně v profilu Bimmen/Lobith (arit. průměry) a v Labi u Schnackenburgu (mediány) v roce 1989 [MKOL, 1995]

Ukazatel		Rýn Bimmen/Lobith	Labe Schnackenburg
Průměrný průtok	(m <sup>3</sup> /s)	1 820	520
BSK <sub>5</sub> <sup>1)</sup> BSK <sub>21</sub> <sup>2)</sup>	(mg/l)	3,1 <sup>1)</sup>	10 <sup>2)</sup>
CHSK <sub>Cr</sub>	(mg/l)	19	51
N-NH <sub>4</sub> (filtr.)	(mg/l)	0,31	2,4
N-NO <sub>3</sub> (filtr.)	(mg/l)	4,1	3,9
Celkový dusík	(mg/l)	—	8,5
Celkový fosfor	(mg/l)	0,3	0,66
Rtuť	(μg/l)	0,06	0,75
Kadmium	(μg/l)	0,11	0,43
Olovo	(μg/l)	3,6	6,4
Měď	(μg/l)	7,2	15,3
Zinek	(μg/l)	32	149
Chrom	(μg/l)	5,2	14,1
Nikl	(μg/l)	5,6	13,8
Arsen	(μg/l)	1,0	3,1
AOX	(μg/l)	40	100
Trichlormethan	(μg/l)	0,4	0,76
Trichlorethen	(μg/l)	—	0,39
Tetrachlorethen	(μg/l)	—	0,36
Hexachlorbenzen	(μg/l)	—	0,01
Pentachlorfenol	(μg/l)	—	0,11

## 4. Jak nemocné je Labe ještě dnes? - Vývoj znečištění Labe po změnách po roce 1990

### 4.1 Škodliviny ve vodě a plaveninách

Škodliviny jsou transportovány v rozpuštěné a nerozpuštěné formě, závislé na druhu látky a podmínkách prostředí.

#### 4.1.1 Přehled

Každý vodní tok transportuje rozdílné množství částic (plavenin), které jsou díky turbulencím udržovány ve vznosu a voda se proto jeví jako kalná. Složení plavenin je velmi komplexní, jak ukazuje mikroskopický snímek na obr. 1.



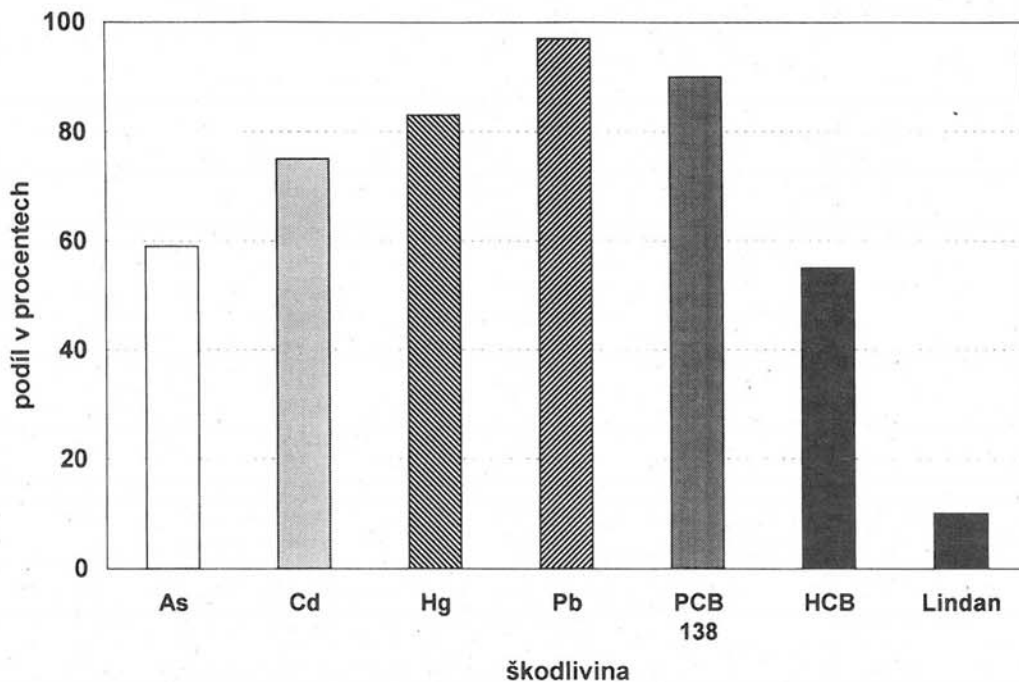
**Obr. 1:** Mikroskopický snímek plavenin z Labe. Na obrázku jsou patrné různé částice jílovitých minerálů, rostlinných zbytků, rozsivek a bakteriální sliz [WILKEN ET AL., 1991a]

Částice se skládají z jílovitých minerálů z půdních nánosů, z bakterií, které rozkládají látky obsažené v odpadních vodách, z odumřelých mikroorganismů a huminových látek, vznikajících rozkladem rostlinných zbytků. Působením bakterií se jednotlivé částice shlukují do větších vloček. Okolo částic se mohou vlivem bakterií nebo elektrických nábojů vytvořit povlaky, které mají opět jiný povrch než samotné minerální částice. Díky těmto rozdílným povrchům je vazebná schopnost částic rovněž rozdílná.

Při stanovení distribuce těžkých kovů mezi plaveninou a vodní fází se ukazuje, že škodliviny jsou s malými výjimkami převážně adsorbovány či vázány na plaveniny (obr. 2).

Tato vazba na plaveniny ovšem není žádná přírodní konstanta a závisí na ukazatelích, které se v podélném profilu řeky mohou měnit. Koncentrace kyslíku, teplota, hodnota pH, mikrobiální oživení nebo jiné faktory ovlivňují tuto distribuci, která proto může u některých škodlivin silně kolísat.





**Obr. 2:** Podíl škodlivin vázaných na plaveniny v ústí Labe (Brunsbüttel) v dubnu 1986 [data: GKSS Geesthacht]

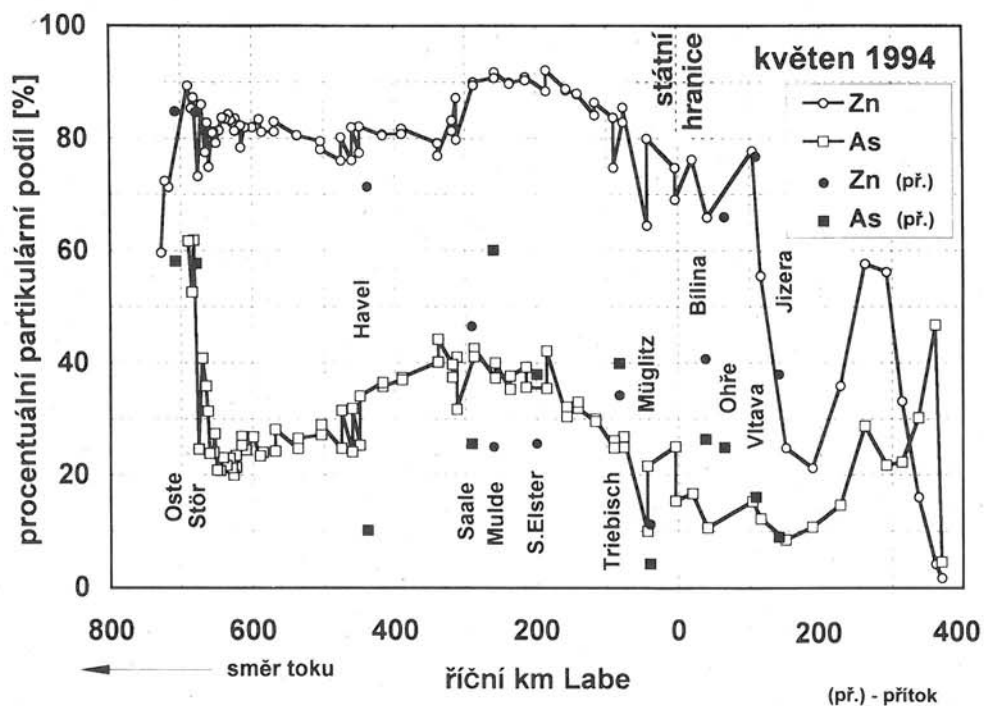
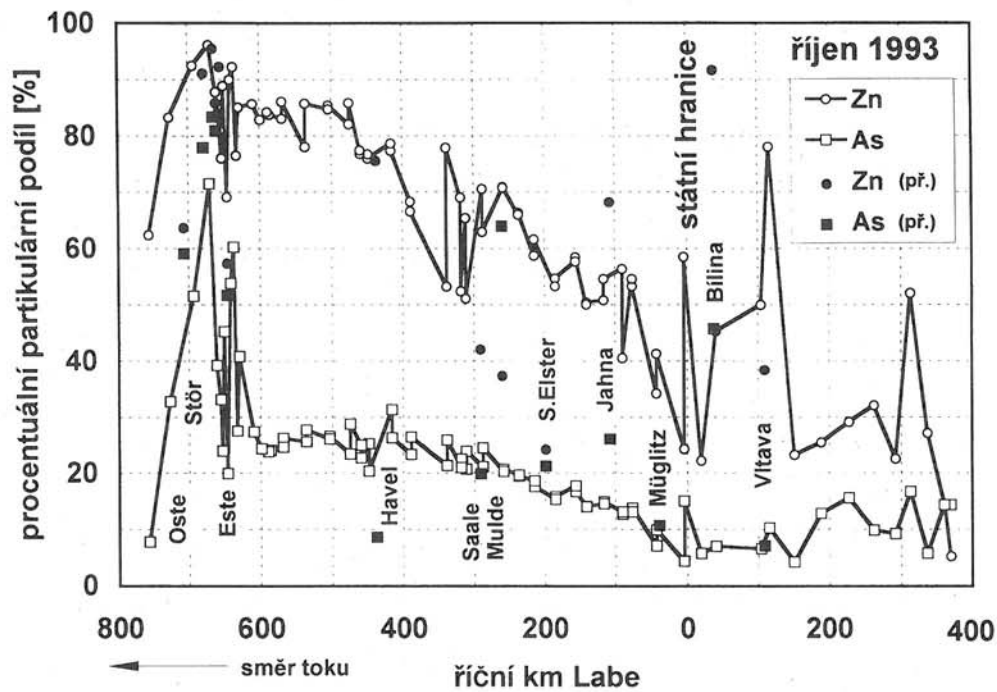
Znalost distribuce škodlivin mezi vodní fází a plaveninami má však velký význam pro rutinní programy měření správních orgánů, které přešly na oddělené analýzy plavenin a vodní fáze, protože množství plaveniny často určuje množství škodlivin.

Pro zjištění distribuce látek, koncentrací plavenin a s nimi spojených koncentrací škodlivin v celém toku Labe byly provedeny odběry vzorků s využitím vrtulníku, které v kombinaci s pravidelným měřením monitorovacích stanic umožnily získat pro výzkumné účely rychlý přehled o situaci v toku. V úzké dohodě s příslušnými úřady a dalšími spolupracujícími partnery byla podél toku Labe stanovena místa pro odběr vzorků. Přihlíželo se přitom ke známým emitentům, charakteristickým úsekům Labe i k ústí nejdůležitějších přítoků. Idea odběru vzorků vrtulníkem byla převzata od Střediska pro sledování jakosti vody v Labi a použita na celém toku Labe. Odběry vzorků byly provedeny v říjnu 1993, v květnu a září 1994, v září 1995 a v dubnu 1996, aby bylo možné do sledování zahrnout rozdílné biologické (roční období) a hydrologické podmínky (odtoky vody).

Celkem bylo stanovováno 60 prvků, a tím byly sledovány i látky, které nejsou zahrnuty v rutinních programech měření. Ze 60 sledovaných prvků je v rutinním programu obsaženo pouze 8. Nápadné jsou koncentrace některých prvků, jako např. stříbra, wolframu a uranu [PRANGE ET AL., 1995b].

Jako příklad je na obr. 3 znázorněn procentuální podíl partikulárně vázaného zinku a arsenu na jejich celkové koncentraci. Jsou zde uvedeny výsledky za období říjen 1993 (průtok v profilu Neu Darchau: 366 m<sup>3</sup>/s) a květen 1994 (Neu Darchau 1 062 m<sup>3</sup>/s).

Arsen je převážně rozpuštěn ve vodě, přičemž však zákalová zóna ve vnějším úseku ústí Labe vykazuje se svou bohatou nabídkou plavenin výrazně vyšší partikulární podíl. Kromě toho je patrné, že přítoky (kromě Havoly) přinášejí arsen do řeky spíše v partikulárně vázané formě. Zinek je naproti tomu vázán převážně partikulárně, s výjimkou horního úseku českého Labe. Přítoky přinášejí zinek do Labe spíše v rozpuštěné formě.



Obr. 3: Procentuální podíl prvků Zn a As vázaných na plaveniny v Labi při rozdílném průtoku vody v hydrologickém profilu Neu Darchau: 366 m<sup>3</sup>/s (říjen 1993) a 1062 m<sup>3</sup>/s (květen 1994) [PRANGE ET AL., 1995b]

Další prvky, jako například rtuť, hliník a olovo, jsou prakticky v celém podélném profilu Labe, s výjimkou oblasti pramene, vázány téměř ze 100 % na partikulární fázi. Antimon, uran a nikl se naproti tomu vyskytují převážně v rozpuštěné fázi. Kadmium bylo prokázáno v úseku českého Labe spíše v rozpuštěné formě, dále ve směru toku připadá cca 70 % na partikulární fázi, přičemž přítoky přinášejí kadmium do Labe spíše v rozpuštěné formě.

Ustavení rovnováhy mezi rozpuštěnou a partikulární fází může trvat až několik dnů. Proto lze uvažovat o možnosti identifikovat emitenty podle změny poměru rozpuštěné a nerozpuštěné formy škodliviny v toku pod příslušnou výpustí.

Největší změny jsou dnes pozorovány na českém území. Zde je nutné především vyjasnit, jaký vliv mají vedle průmyslových a komunálních emitentů také zdymadla a jezy.

Plaveniny se přechodně ukládají v zónách se zklidněným prouděním. Jde například o výhonová pole, přístavní bazény, vodní plochy v příležitostně zaplavovaných starých ramelech Labe nebo úseky nad zdržemi.

V ústí Labe se vyskytuje vzhledem k obracení směru proudění a klidovému stavu při odlivu a přílivu další komplikace. Dynamika plavenin je z důvodu sedimentace a resuspendace, popř. eroze (u pevně uloženého sedimentu) částečně oddělena od pohybu vody.

Výzkumné centrum GKSS sledovalo mj. i pro kontrolu transportu plavenin ve slapovém úseku Labe bilanční koncepci (BILEX) [MICHAELIS ET AL., 1988], která k této problematice přihlíží. Děje v tomto úseku Labe s vlivem moře jsou určovány časovou variabilitou a prostorovou heterogenitou, takže látkové odnosy se musí zjišťovat jako rozdíl mezi množstvími, které je transportováno při přílivu proti proudu, a množstvími, které je při odlivu transportováno opět po proudu. Rozdíl mezi těmito velkými čísly je poměrně malý, a proto není jednoduché ho stanovit.

Závěry o vnosu plavenin do Severního moře lze činit na základě výsledků měření prováděných v rámci rutinních monitorovacích programů těsně pod přístavem Hamburk pouze tehdy, nejsou-li kladeny příliš vysoké požadavky na jejich přesnost. Tato metoda selhává při zjišťování epizodních vnosů, jako jsou záplavy při bouřlivém přílivu nebo dlouhá období sucha; zde jsou vhodnější průřezová měření podle koncepce BILEXu. Tato měření však v zákalové zóně a dále po proudu narážejí na hranice možností měřicí techniky.

#### 4.1.2 Sledování škodlivin ve vodě

V České republice se rutinní kontrola jakosti vody provádí v husté síti měrných profilů s četností 12 měření za rok v omezeném rozsahu ukazatelů jakosti vody. Koncentrace organických škodlivin a těžkých kovů byly v České republice poprvé stanovovány od konce 80. let (např. lokální průzkumy a výzkumné studie VÚV, sledování těžkých kovů ve slévaných vzorcích v letech 1986 - 1988, sledování těžkých organických látek v povodí Labe od roku 1987, apod.). V roce 1991 bylo zahájeno systematické zjišťování organických škodlivých látek a těžkých kovů. Doplnující sledování probíhala v letech 1991 až 1993 (Projekt Labe I). Nejdůležitější výsledky tohoto sledování jsou uvedeny v tabulce 3.

V profilu Němčice (nad Pardubicemi) se ještě nevyskytuje výraznější znečištění. Pod Pardubicemi je prokazatelné znečištění AOX, 1,2-dichlorethanem, dichlorbenzenem a arsenem. Koncentrace chlorovaných sloučenin, jako jsou 1,2-dichlorethan a polychlorované bifenyly, dále narůstají až po Obříství. Po přítoku poměrně neznečištěné Vltavy se koncentrace v Labi snižují, což je patrné v měrném profilu Liběchov. Dále po toku se koncentrace AOX díky znečištění ze Štětí markantně zvyšují, další zřetelné zvýšení je způsobeno znečištěním (AOX, HCB, PCB a Hg) z řeky Bíliny. Koncentrace lindanu jsou naproti tomu na celém českém úseku Labe nízké.

**Tabulka 3:** Jakost vody v českém úseku Labe v letech 1991 - 1993 (mediány pro počet vzorků n = 36 - 37; Projekt Labe I) [Kalinová, 1994]

Měrný profil	AOX	1,2-di-	Dichlor-	HCB	Lindan	PCB	Hg <sup>2)</sup>	Zn	As
		chlor-	benzeny		( $\gamma$ -HCH)	(Delory) <sup>1)</sup>			
$\mu\text{g/l}$									
Němčice	13	< 0,5	< 0,03	< 0,003	< 0,01	< 0,005	0,01	30	5,9
Valy	37	17,4	6,2	< 0,003	< 0,01	0,010	0,08	30	15,1
Veletov	38	9,8	3,1	< 0,003	< 0,01	0,005	0,09	30	14,6
Nymburk	43	15,1	2,6	< 0,003	< 0,01	0,005	0,06	30	14,8
Lysá n. L.	36	16,4	2,1	< 0,003	< 0,01	< 0,005	0,06	20	12,7
Obříství	37	31,3	1,0	< 0,003	0,01	0,014	0,12	55	10,5
Liběchov	27	8,8	0,4	< 0,003	< 0,01	< 0,005	0,07	40	6,5
Litoměřice	65	4,9	0,2	< 0,003	< 0,01	< 0,005	0,05	30	6,9
Vaňov	56	3,1	0,1	0,003	< 0,01	< 0,005	0,05	30	7,2
Děčín	70	5,1	0,2	0,010	< 0,01	0,009	0,15	40	8,2
Loubí	66	2,9	0,1	0,008	< 0,01	0,012	0,13	36	6,3
Hřensko	77	3,8	0,9	0,010	< 0,01	0,009	—	39	7,0

<sup>1)</sup> chemické standardy používané v ČR    <sup>2)</sup> údaje z rutinního sledování

Současně byly organické škodliviny sledovány i v přítocích. Rovněž byly sledovány organické škodliviny u průmyslových zdrojů na území celého povodí Labe, což přispělo k nalezení a kvantifikaci zdrojů znečištění. Dále byla tato data využita pro modelové výpočty chování AOX v podélném profilu a ke zjišťování jakosti vody s ohledem na cílové imisní záměry.

Ve druhém pololetí 1995 navázal druhý cyklus sledování s cílem rozšířit znalosti o jakosti vody ve vztahu k ekosystému a plaveninám. Na Labi bylo vybráno již jen 7 měrných profilů. Profil Verdek pod nádrží Les Království byl vybrán jako srovnávací neznečištěný profil. Předběžné výsledky jsou uvedeny v tabulce 4.

**Tabulka 4:** Jakost vody v českém úseku Labe ve 2. pololetí 1995 (mediány pro počet vzorků n = 6; Projekt Labe II) [Kalinová, 1996]

Měrný profil	AOX	1,2-	Dichlor-	HCB	Lindan	PCB	Hg	Zn	As
		dichlor-	benzeny		( $\gamma$ -HCH)	(Delory) <sup>1)</sup>			
$\mu\text{g/l}$									
Verdek	10	0,11	0,23	0,0004	0,0012	0,0054	< 0,1	11	2,9
Němčice	14	< 0,10	0,27	0,0004	0,0024	0,0065	0,1	24	3,6
Valy	27	0,28	1,94	0,0039	0,0032	0,0367	< 0,1	16	11,1
Lysá n. L.	33	0,51	1,48	0,0031	0,0041	0,0251	< 0,1	13	6,3
Obříství	42	3,72	1,09	0,0027	0,0064	0,0185	0,2	29	5,5
Děčín	51	0,93	0,28	0,0137	0,0069	0,0162	< 0,1	30	4,9
Hřensko	42	0,70	0,31	0,0091	0,0038	0,0265	< 0,1	28	4,6

<sup>1)</sup> chemické standardy používané v ČR

V průběhu roku 1994 byla uvedena do provozu společná čistírna odpadních vod pro město Pardubice a část odpadních vod z průmyslového závodu Synthesia, a. s. Ve stejném období začala působit i další opatření na významných zdrojích znečištění v povodí českého Labe.

Předběžné výsledky dokládají značné snížení zatížení Labe, především u 1,2-dichloroethanu a dichlorbenzenu.

První výsledky sledování plavenin ukazují na značný nárůst obsahu rtuti v podélném profilu Labe. Průměrná koncentrace rtuti v plaveninách činila ve 2. pololetí 1995 v Hřensku 8,1 mg/kg.

Pro český úsek Labe tak lze konstatovat, že během sledovaného období se koncentrace některých organických škodlivin snížily, koncentrace některých jiných, jako jsou např. AOX a PCB, jsou však nadále vysoké.

#### 4.1.3 Sledování pesticidů ve vodní fázi

V Německu a v České republice je povoleno užívání více než 300 účinných látek na ochranu zemědělských plodin. Jaká množství jednotlivých pesticidů jsou v povodí Labe používána a jak dalece se tyto látky dostávají do vod přímou nebo nepřímou cestou, není zpravidla známo. Vzhledem ke své toxicitě pro vodní organismy (např. insekticidy na bázi esterů kyseliny fosforečné) a pro možné ohrožení zdrojů pitné vody, získávané břehovou infiltrací, hrají tyto sloučeniny důležitou roli při posuzování jakosti vody v povodí Labe. V následujícím textu je znázorněn trend znečišťování Labe pesticidy na bázi dusíku/fosforu (N/P pesticidy).

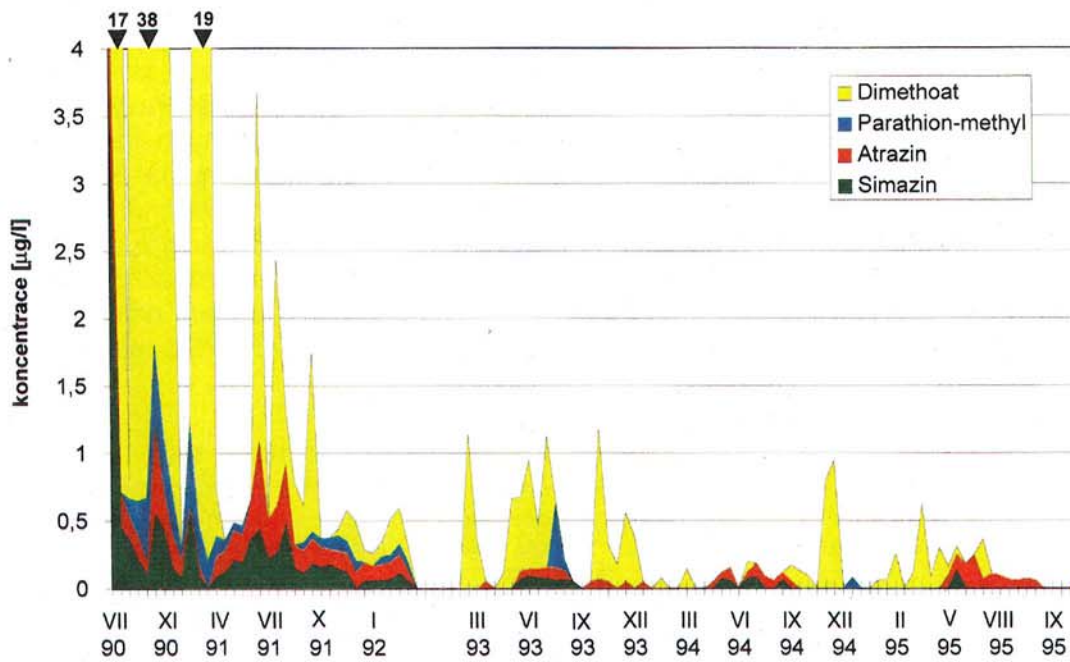
Odběry vzorků byly koncipovány tak, aby bylo možné zachytit časové trendy i hlavní cesty vnosu škodlivin v povodí Labe:

- měsíční slévané vzorky ve Schmilce (říční km 4,1; hranice s ČR) a Wittenberge (říční km 455) od dubna 1994,
- dvoutýdenní odběry vzorků v Hohnstorfu (říční km 569) zahájené v červenci 1990,
- podélné profily Labe od července 1990.

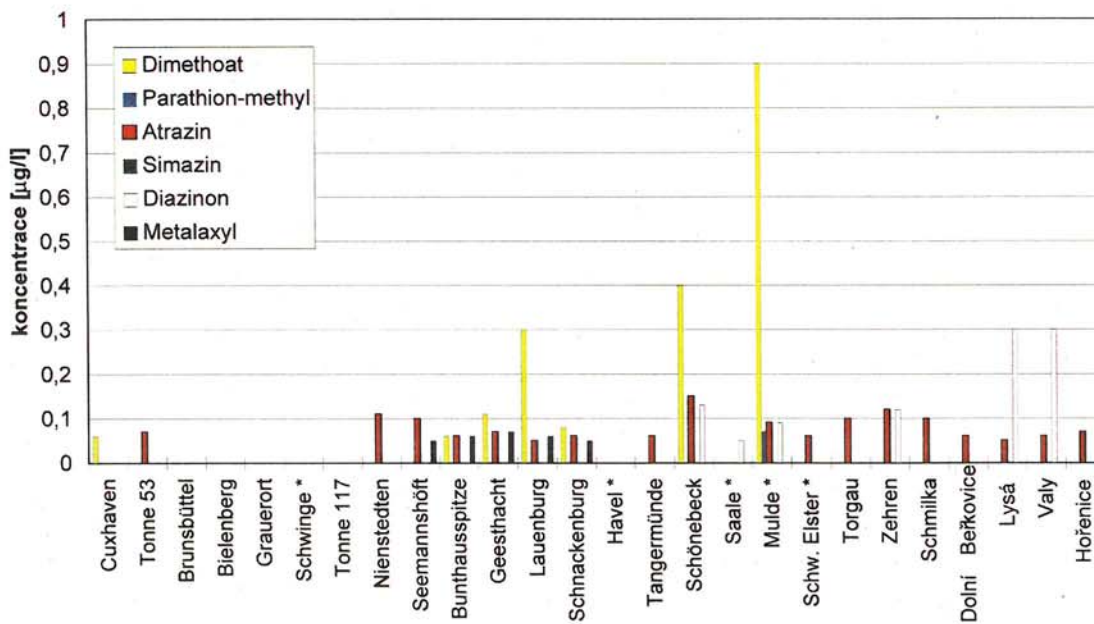
Pro sledování bylo vybráno více než 60 jednotlivých sloučenin, pro něž byly vyvinuty a optimalizovány analytické metody [GANDRAB, 1995]. Zvláštní pozornost byla věnována účinným látkám specifickým pro bývalou NDR.

Na obr. 4 je znázorněn trend koncentrací hlavních pesticidů typických pro Labe v letech 1990 - 1995 v měrném profilu Hohnstorf nad Hamburkem. Extrémně vysoké koncentrace insekticidů na bázi esterů kyseliny fosforečné (dimethoatu a parathion-methylu) a triazinových herbicidů (atrazinu a simazinu) na počátku řady měření vedly k domněnce, že jsou způsobovány průmyslovými bodovými zdroji. Od roku 1991 vykazuje atrazin a simazin zřetelnou sezonní distribuci, vyvolanou zřejmě difuzními zdroji (zemědělství). Během sledovaného období je celkově patrné výrazné snížení koncentrací.

Od roku 1990 byly prováděny odběry vzorků v podélném profilu Labe. Při nich byly stanoveny vysoké koncentrace některých pesticidů v Muldě před jejím soutokem s Labem. Nejvyšší koncentrace byly naměřeny v červenci 1990 u dimethoatu (200 µg/l), parathion-methylu (92 µg/l) a simazinu (70 µg/l). Zdá se pravděpodobné, že příčinou je vypouštění odpadních vod z výroby pesticidů do Muldy. Výrobce těchto sloučenin byl zdejší chemický kombinát v Bitterfeldu.



Obr. 4: Pesticidy N/P v Labi u Hohnstorfu (ř. km 569) v letech 1990 - 1995 [GANDRAß ET AL., 1995]



Obr. 5: Pesticidy N/P v podélném profilu Labe v květnu 1994 [GANDRAß ET AL., 1995]

\* přítoky

Na obr. 5 je znázorněn podélný profil Labe z května 1994. Nalezené koncentrace pesticidů jsou pravděpodobně důsledkem vnosů ze zemědělství. To je srovnatelné se situací na jiných evropských řekách (jako např. Rýn) během vegetačního období v posledních letech. Insekticid diazinon byl v české části Labe stanoven v koncentracích převyšujících mezní hodnotu pro pitnou vodu ve výši 0,1 µg/l. Vedle již zmíněných účinných látek je na obr. 5 rovněž patrný výskyt fungicidu metalaxylu pod Schnackenburgem na Středním Labi. Ačkoliv byla výroba v bývalém chemický kombinátu v Bitterfeldu částečně ukončena, lze v Muldě i nadále pozorovat vysoké koncentrace dimethoatu. Je možné, že stále ještě dochází ke vnosům dimethoatu do Muldy z odpadních vod nebo ze sanačních prací ve výrobním areálu. V tabulce 5 jsou uvedeny kumulované údaje (pozitivní nálezy) pro sledované pesticidy N/P pro časové období let 1994 až 1995 pro profily Schmilka, Wittenberge a Hohnstorf.

**Tabulka 5:** Pozitivní nálezy při screeningu pesticidů N/P v Labi v letech 1994 - 1995

Sloučenina	MS (µg/l)	Max. konc. (µg/l)	Počet hodnot > MS	CZm (µg/l)	CZm překročen	překročení TRW
Alachlor	0,05	0,07	1			
Atrazin	0,05	0,38	42	0,1	x	x
Chloridazon	0,05	0,06	1			
Desethylatrazin	0,05	0,14	5			x
Desisopropylatrazin	0,05	0,06	1			
Diazinon	0,05	0,10	1	0,0009	x	
Dichlorvos	0,05	0,10	8	0,0007	x	
Dimethoat	0,05	0,94	28			x
Diuron	0,05	0,14	9	0,001	x	x
Epoxiconazol	0,05	0,10	8			
Isoproturon	0,05	0,08	2	0,32		
Metalaxyl	0,05	0,12	11			x
Metazachlor	0,05	0,23	8			x
Metribuzin	0,05	0,11	2	1		x
Parathion-methyl	0,05	0,08	1	0,01	x	
Pendimethalin	0,05	0,07	2			
Propham	0,05	0,09	15			
Propyzamid	0,25	0,34	1			x
Sebuthylazin	0,05	0,13	9			x
Simazin	0,05	0,13	7	0,06	x	x
Trifluralin	0,05	0,15	3	0,002	x	x

MS: analytická mez stanovitelnosti

CZm: cílový záměr pro „chráněný statek“ akvatická společenstva (MKOR, Nizozemí a Kanada - sledovaná hodnota převážně 90-percentil)

TRW: mezní hodnota evropské směrnice pro pitnou vodu (obvykle 0,1 µg/l)

Pro vyhodnocení jsou konfrontovány maximální koncentrace a četnosti pozitivních nálezů s cílovými záměry pro „chráněný statek“ akvatická společenstva (MKOR, Nizozemí a Kanada - sledovaná hodnota převážně 90-percentil) a mezní hodnoty pro pitnou vodu. Celkem byla mezní hodnota pro pitnou vodu překročena u jedenácti pesticidů N/P. Znepokojivé na tom je, že mezní hodnota pro pitnou vodu je stanovena pragmaticky a není podložena žádným ekotoxikologickým hodnocením jednotlivých látek. Ve vztahu k cílovým záměrům je počet překročení malý.

Mezi prioritní látky s ohledem na „chráněný statek“ akvatická společenstva je pro Labe jistě třeba zařadit řadu insekticidů na bázi esterů kyseliny fosforečné. Mezi ně patří diazinon, dichlorvos a parathion-methyl, pravděpodobně i dimethoat, pro který není k dispozici žádný cílový záměr. Dále sem patří herbicidy atrazin (triazin), diuron (fenylnmočovina), simazin (triazin) a trifluralin (derivát anilinu). Zvláště problematické jsou látky, jejichž cílové záměry se pohybují o více než jeden řád pod dnes dosažitelnými analytickými mezemi stanovitelnosti pro tyto účinné látky. Z toho vyplývá naléhavá potřeba vyvinout odpovídajícím způsobem citlivější průkazné metody, aby bylo možné kontrolovat dodržování cílových záměrů.

Znečištění Labe pesticidy N/P od roku 1990 výrazně pokleslo. Zatímco původně byla situace na Středním a Dolním Labi evidentně určována vysokými vnosy z bodových zdrojů (výroba prostředků na ochranu rostlin), dnes nalézáme typické sezonní rozložení koncentrací pod 1 µg/l pro každou jednotlivou sloučeninu. V protikladu k nepolárním xenobiotikům vázaným převážně na plaveniny, jako je například DDT, hexachlorbenzen nebo polychlorované bifenyly (PCB), nacházíme polární pesticidy N/P převážně rozpuštěné ve vodě [KNAUTH ET AL., 1993]. Pesticidy N/P jsou kumulovány v sedimentech jen poměrně málo a nepředstavují tak žádný dlouhodobý problém, jestliže jsou bodové zdroje odstaveny a difuzní vnosy se snižují.

Posuzování jakosti vody a vypracování cílových záměrů se orientuje na „chráněné statky“, na které je třeba brát ohled. Zpravidla není nutné přihlížet ke „chráněnému statku“ komerční rybolov, neboť u zde sledovaných látek se nevyskytuje žádná významnější bioakumulace v protikladu například k nepolárním výševroucím chlorovaným uhlovodíkům. Mezní hodnota, kterou je třeba uvažovat pro „chráněný statek“ pitná voda, byla u 11 pesticidů překročena, a to maximálně 3,8krát; nejkritičtější je hodnocení z hlediska akvatických společenstev. U některých pesticidů byly cílové záměry, převzaté z mezinárodní literatury, překročeny o několik řádů. Nabízí se otázka, zda by bylo možné uvedených cílových záměrů dosáhnout bez omezení, popř. zákazů použití jednotlivých účinných látek.

#### 4.1.4 „Non target screening“ organických látek ve vodě

V Labi a též v jeho přítocích Černém Halštrovu, Muldě, Sále a Havole byl proveden screeningový program sledování organických látek [FRANKE ET AL., 1995a, 1995b]. V popředí zájmu přitom byla identifikace širokého spektra organických látek, včetně nových potenciálních škodlivin, jakož i kvantifikace vybraných sloučenin. V celém povodí byly v letech 1992 - 1995 provedeny nejméně 5krát odběry vzorků.

**Tabulka 6:** Koncentrace chlorovaných bis(propyl)etherů (BPE) v Labi (tabulka obsahuje rozmezí hodnot zjištěných v květnu 1992, květnu 1993 a únoru 1994) - meze stanovitelnosti 0,1 - 10 ng/l [data: Univerzita Hamburk, Ústav organické chemie]

Úsek toku	$\Sigma \text{Cl}_2$ -BPE	$\Sigma \text{Cl}_3$ -BPE	1,3,1',3'-BPE	2,3,2',3'-BPE	1,3,2',3'-BPE	$\Sigma \text{Cl}_4$ -BPE
	µg/l					
státní hranice	2)	2)	0,68-2,7	2,8-12,5	3,7-14,2	7,2-29,4
Drážďany až po Černý Halštrov	2)	2)	0,73-2,9	1,5-12,2	2,7-14,8	4,8-29,9
okolí Magdeburku <sup>1)</sup>	2) - 0,3	< 0,01	0,28-0,38	0,64-1,4	1,7-1,8	2,2-3,5
ústí Havoly až po Hamburk	0,06-0,25	< 0,01-0,08	0,13-1,0	0,5-2,1	0,6-4,2	1,2-7,2

<sup>1)</sup> vzorky nebyly odebrány v květnu 1993, kdy se vyskytovaly nejvyšší hodnoty

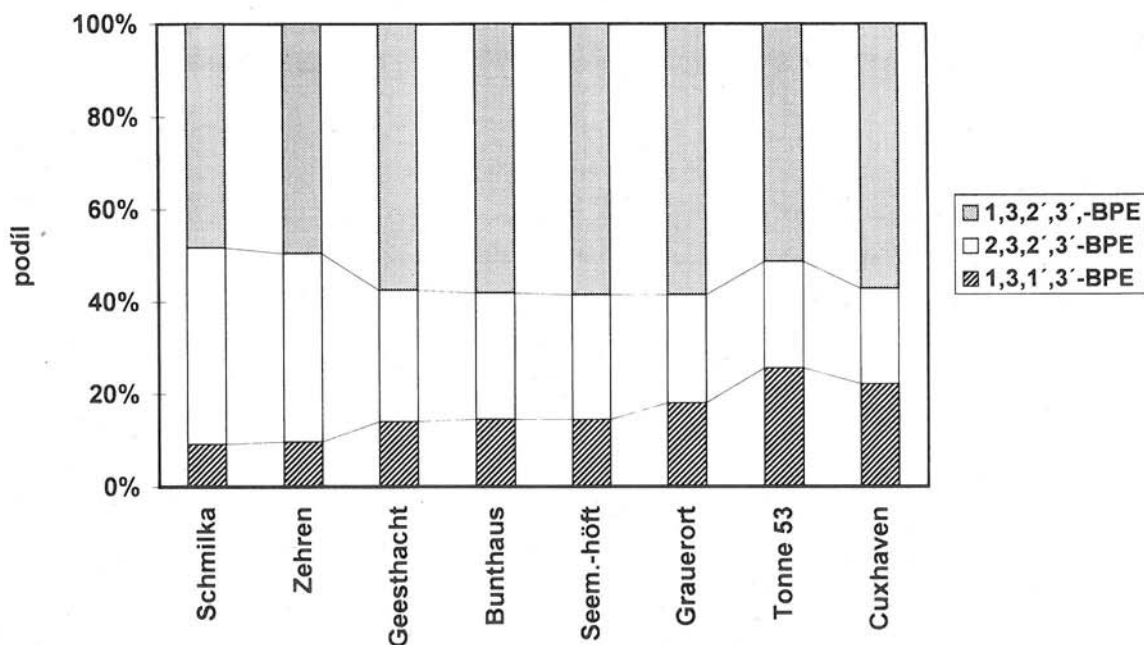
<sup>2)</sup> pod mezí stanovitelnosti



Labská voda vykazuje u Ústí nad Labem výrazné znečištění především tetrachlorovanými bis(propyl)ethery (haloethery) ze syntézy epichlorhydrinu (tabulka 6). Ve Schmilce se vyskytovaly odnohy ve výši 190 kg/d (1992), 455 kg/d (1993) a 395 kg/d (1994) [HILDEBRANDT, 1995]. Dosud zjištěné změny koncentrací jsou v zásadě způsobeny především různými průtoky v Labi a nikoliv podstatnou změnou množství vypouštěných látek. V časovém průměru vychází látkový odnoh ve výši cca 340 kg/den. Teprve pod soutokem se Sálou se vyskytují v poměrně nízkých koncentracích nižší chlorované bis(propyl)ethery, pocházející z chemie propylenoxidu. Poměry jednotlivých izomerů tetrachlorovaných bis(propyl)etherů (obr. 6) nezůstávají podél toku Labe konstantní.

Bližší srovnání poměrů jednotlivých izomerů tetrachlorovaných bis(propyl)etherů bude provedeno v kapitole 4.4. Porovnání vzájemných poměrů chlorovaných bis(propyl)etherů ve vzorcích vody Severního moře, z biologicky vyčištěných technologických odpadních vod a z Labe prozatím ukazují na to, že příčinou sledované změny složení jsou biologické procesy [HILDEBRANDT, 1995; MEYER, 1996].

Rovnoměrně vysoké znečištění haloethery již od roku 1995 nepokračuje. V důsledku technologických změn ve výrobě epichlorhydrinu v Ústí nad Labem byly v únoru 1995 naměřeny silně kolísající a v září 1995 nízké koncentrace bis(propyl)etherů [MEYER 1996]. Součet koncentrací tetrachlorovaných etherů činil v září 1995 jen asi 40 - 50 ng/l, což je méně než 5 % z hodnot naměřených v období 1992 - 1994. První aktuální měření Zvláštního programu měření ARGE ELBE zjistila v únoru 1996 v úseku mezi Magdeburkem a ústím Labe do Severního moře koncentrace tetrachlorovaných etherů v rozmezí 0,5 až 1 µg/l.



**Obr. 6:** Poměry izomerů tetrachlorovaných bis(propyl)etherů ve vybraných měrných profilech v květnu 1993 [data: Univerzita Hamburk]

Haloethery byly screeningovým sledováním identifikovány jako významné polutanty Labe a v důsledku toho zpřístupněny pro kvantitativní stanovení. Jde o působivý příklad, jak může „non-target screening“ vést při relativně malém počtu vzorků k odhalení nového důležitého znečištění i jeho zdrojů.

Vedle haloetherů se v Labi vyskytovaly další průmyslové organické látky důležité pro charakterizaci znečištění labské vody a byly identifikovány screeningovým sledováním. Jejich přítomnost ve vodách povodí Labe nebyla známa a nebyly zahrnuty v rutinních programech sledování. Již v horním úseku Labe se pravidelně vyskytovaly fenylmočoviny, optický zjasňovač kumarin, syntetické mošusové vonné látky galaxolit a tonalit, jakož i diarylsulfonany. Pod Drážďanami bylo zjištěno diazepinové léčivo medazepam.

**Tabulka 7:** Koncentrace rozpuštěných látek v Labi, Černém Halštrovu a Muldě, odběr vzorků únor 1994 [data: Univerzita Hamburk, Ústav organické chemie]

	Schmilka Labe	Zehren Labe	Gorsdorf Č.Halštrov	Dessau Mulda	Magdeburk Labe	Cuxhaven Labe
ng/l						
<b>Halogenalfat. uhlovod.</b>						
Hexachlorethan	<5	<5	<5	129	12	<5
<b>Chloraromáty</b>						
1,4-dichlorbenzen	35	<10	<10	20	<10	<10
1,3-dichlorbenzen	40	15	<10	125	30	<10
1,2-dichlorbenzen	160	65	<10	195	45	<10
1,3,5-trichlorbenzen	<5	<5	<5	<5	<5	<5
1,2,4-trichlorbenzen	100	40	<5	30	13	<5
1,2,3-trichlorbenzen	13	5	<5	7	<5	<5
Hexachlorbenzen	16	14	<2	4	7	4
<b>Nitro- a aminobenzeny</b>						
3-chlornitrobenzen	<10	<10	<10	450	40	<10
2-chlornitrobenzen	725	280	<10	9 050	600	180
4-chlornitrobenzen	160	90	<10	3 700	290	90
2,4-dichlornitroanilin	8	14	<5	<5	<5	<5
2,4,6-trichloranilin	<5	<5	<5	<5	<5	<5
2,6-dichlor-4-nitroanilin	<5	<5	<5	46	<5	<5
2-nitro-4-methylanilin	<5	256	<5	<5	67	32
N-kyanoethyl-N-ethylanilin	<10	<10	<10	<10	<10	<10
<b>Pesticidy</b>						
α-HCH	<2	<2	<2	17	2	4
β-HCH	<2	<2	<2	14	4	<2
γ-HCH	<2	13	4	10	6	6
δ-HCH	<2	<2	<2	6	<2	<2
Prometryn	<20	110	<20	210	110	100
Parathion-methyl	<10	<10	<10	640	20	20
<b>Deriváty močoviny</b>						
N-N'-diethyl-N,N'-difenylmočovina	67	92	<5	<5	43	36
N-isobutyl-N'-ethyl-N,N'-difenylmočovina	16	9	<5	<5	<5	<5
<b>Benzothiazoly</b>						
Thiomethylbenzothiazol	10	17	7	44	14	<5
<b>Sulfony</b>						
Difenylsulfon	180	200	<10	120	110	70

Chloralkylové fosfáty přinášely do Labe Černý Halštrov a Mulda. Z množství chloro-, amino- a nitroaromátů vnášených Muldou byly občas významně zastoupeny silně diskontinuálně emitované kyanoethylaniliny a benzanilidy. Prostřednictvím Sály se do Labe poprvé dostávaly di- a trichlorované bis(propyl)ethery, acetaldehyd a cyklické sloučeniny, obsahující kyslík a síru z Bílého Halštrovu, které zde představovaly hlavní složky znečištění. Tyto látky bylo možno sledovat až po slapový úsek Labe, částečně až do Cuxhavenu [FRANKE ET AL., 1995b].

Tabulka 7 ukazuje výsledky kvantitativního stanovení vybraných škodlivin (částečně odhalených teprve non-target screeningem). Od Schmilky byly v labské vodě zastoupeny chlor-, amino- a nitrobenzeny, deriváty močoviny, 2-thiomethylbenzothiazol a difenylsulfon. Až po soutok s Muldou jejich koncentrace silně klesaly; Černý Halštrov nepřispíval žádným významným přínosem ke znečištění. Mulda vykazovala extrémní obsahy chlornitrobenzenů (cca 13 µg/l) a kromě toho přinášela chlorbenzeny, izomery HCH, difenylsulfon, 2-thiomethylbenzothiazol, prometryn a zvláště pak parathion-methyl. Vlivem Muldy zůstávaly v Labi trvale prokazatelné chlornitrobenzeny, parathion-methyl, prometryn a difenylsulfon, zatímco koncentrace HCH a chlorbenzenu (díky vazbě na sedimenty) rychle klesaly.

Výsledky screeningu organických látek ukazují, že je možné získat diferencovaný obraz znečištění vody s ohledem na vlivy typické pro jednotlivé oblasti, způsobované průmyslovými a jinými emisemi. Podrobná kvantitativní sledování by měla být založena na výsledcích screeningu, přičemž „nové“ a známé škodliviny by se mohly nakonec stát základem hodnocení.

## 4.2 Sedimenty - akumulace a zdroj škodlivin

Z historického hlediska začalo moderní sledování vod analyzováním rozpuštěných látek. Od té doby patří sledování vody a plavenin zahrnující více než 30 ukazatelů k rutinní části většiny monitorovacích programů. Ve snaze dosáhnout co nejkompresnějšího hodnocení říčního systému vzrůstal více jak 15 let zájem o sledování sedimentů, k čemuž však v monitorovacích programech nebylo ve větším rozsahu přihlíženo. Cílem sledování sedimentů prováděných v rámci výzkumu Labe je:

- provedení inventarizace znečištění sedimentů škodlivinami,
- zjištění potenciálu ohrožení, který lze ze sedimentů očekávat,
- vybudování základů pro pozdější rutinní programy sledování, popř. jejich rozšíření,
- návrh sanačních opatření,
- vytvoření základů pro kontrolu skutečných dopadů sanačních opatření.

Pro tento účel bylo nejprve provedeno mapování těžkých kovů (rtuť, kadmium, zinek, olovo, chrom, měď, nikl) a také arsenu, které byly dosud považovány za prioritní škodliviny. Ostatní prvky jsou podchyceny jen u vybraných vzorků, popř. při důvodném podezření na vyšší kontaminace (např. těžba uranu) prostřednictvím screeningu.

Z četných organických škodlivin, které jsou v sedimentech silně koncentrovány, zde budou představeny např. skupiny výševroucích chlorovaných uhlovodíků a organokovových sloučenin. Jsou diskutovány možnosti charakterizace prostřednictvím typické distribuce a jako příklad použit systém hodnocení podle ARGE ELBE (viz kapitola 6.3) pro látky HCB a kongener PCB 138.

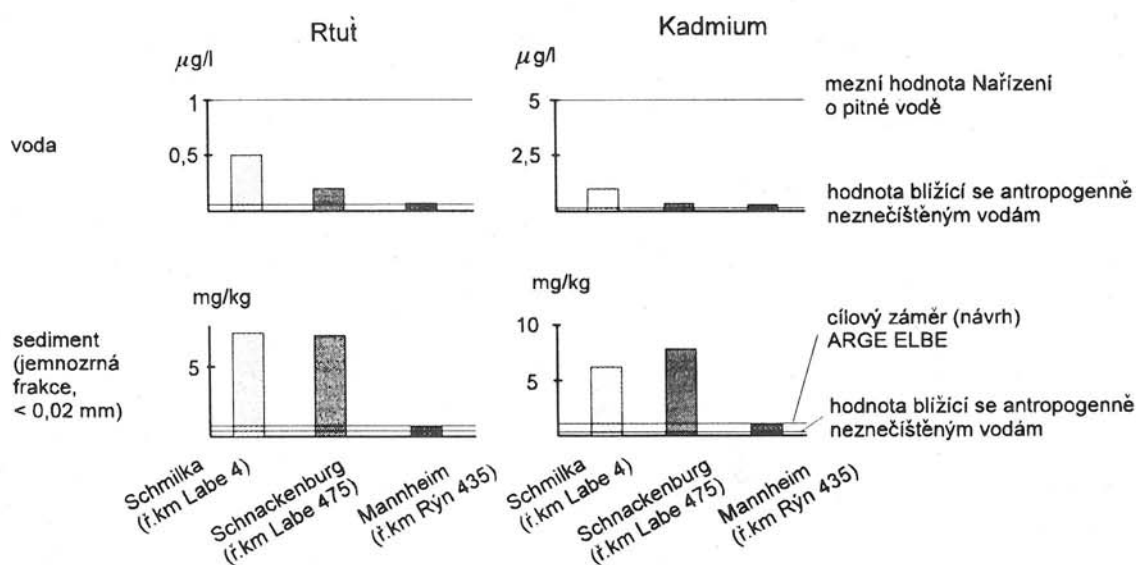
Pro bližší znázornění různorodosti organických látek z průmyslových, komunálních a zemědělských zdrojů, z nichž chlorované uhlovodíky představují pouze jednu velmi sledovanou skupinu, jsou dále uvedeny vybrané výsledky screeningu organických látek.

#### 4.2.1 Význam sedimentů pro posuzování říčního systému

##### Sedimenty jako úložiště škodlivin

Sedimenty tvoří jedno z nejdůležitějších úložišť pro škodliviny vypouštěné do vody. Daleko více než polovina všech těžkých kovů vypouštěných do říčního toku se z vodní fáze odstraní vazbou na plaveniny, a tak se alespoň přechodně usadí v sedimentu. Bez tohoto procesu sedimentace by byla vodní fáze daleko více znečištěná, než je tomu ve skutečnosti. Také estuárové oblasti moří by byly postupně kontaminovány stále více.

Obr. 7 na příkladu těžkých kovů kadmia a rtuťi objasňuje vysokou kumulaci škodlivin v sedimentech ve srovnání s vodní fází. Rtuť je ve vybraných měrných profilech (Schmilka a Schnackenburg - Labe, Mannheim - Rýn) v sedimentu zkoncentrována více než tisíckrát, kadmium dokonce více než desetisíckrát. Se srovnatelnými koncentračními faktory je třeba počítat u většiny těžkých kovů a nepolárních organických škodlivých látek.



Obr. 7: Srovnání znečištění sedimentu a vody kadmiiem a rtuťi v měrných profilech Schmilka, Schnackenburg (Labe) a Mannheim (Rýn) [data naměřená pro vodu: ARGE ELBE, MKOR; pro sedimenty: Ústav geochemie životního prostředí, Heidelberg (1993/1994)]

Sedimenty jako úložiště organických látek obsažených ve vodě obsahují vždy organický biogenní materiál. Jeho složení odpovídá jak látkám vnášeným z polních rostlin a přeměňovaným řasami a sedimentárními mikroorganismy, tak emisím z komunálních čistíren odpadních vod a ze zemědělství (hnojení kejdou). Vedle těchto recentních produktů se vyskytují fosilní uhlovodíky, které se uvolňují v důsledku užívání minerálních olejů a dalších geogenních zdrojů uhlovodíků. Chemické syntetické výrobky pak tvoří velkou skupinu antropogenních látek, které jsou běžně vnášeny do toků a akvatických sedimentů.

Schopnost vazby organických látek na sedimenty musí být posuzována diferencovaně. Řada polárních pesticidů P/N se tak v podstatě jen vratně fixuje. V širším měřítku to platí pro látky hydrofilní (tj. dobře rozpustné ve vodě), jako jsou polyethery, polyhydroxymethylfenoly, kyselé fenoly, aminopolykarboxylové kyseliny, sulfonové kyseliny a další polární látky, které se proto vyskytují převážně ve vodní fázi. Látky tohoto typu se díky chemickým procesům částečně nevratně ukládají a nelze je potom uvolnit v jejich původní formě.

### **Sedimenty jako zdroje škodlivin**

Vazba těžkých kovů na sedimenty není v žádném případě ireverzibilní. Různé procesy mohou vést k tomu, že se kovy remobilizují, a tím se znovu stávají potenciálními zdroji znečištění. Zde je třeba rozlišovat mezi „resuspendací“ čili zviřením materiálu již usazeného na dně toku (např. při bagrování nebo vlivem lodní dopravy) a „přecházením do roztoku“, tj. chemicko-biologickou mobilizací.

Vazba lipofilních (tj. v tucích rozpustných) organických látek je spíše fyzikální, a tudíž reverzibilní povahy. Často je uskutečňována prostřednictvím vysokomolekulárních organických složek v sedimentu, jejichž podíl odpovídá přibližně ztrátě žiháním.

### **Sedimenty jako indikátory znečištění**

Praxe ve sledování vodních toků ukázala, že čistá analytika vody může poskytnout jasný obraz o rozsahu a původu znečištění pouze tehdy, jsou-li měření prováděna kontinuálně nebo alespoň v krátkých odstupech. Tyto podmínky nejsou v praxi často splnitelné. Na základě nárazového vypouštění a změn průtoků se koncentrace škodlivin ve vodě mění ve velmi krátkém čase často o více než desetinásobek. Odběry vzorků prováděné pouze příležitostně proto neposkytují jednoznačnou výpověď o reálném průměrném znečištění vod. Naproti tomu usazeniny sedimentů vykazují průměrné znečištění po delší časové období.

Na základě velkých rozdílů v síle vazby a vazebném mechanismu organických látek, které závisí na typu těchto látek, jsou sedimenty v první řadě indikátory znečištění lipofilními látkami. U polárních (hydrofilních) látek nelze upustit od jejich sledování ve vodní fázi, protože se v sedimentech prakticky nevyskytují.

### **Sedimenty jako ukazatele bodových zdrojů znečištění**

Novější aplikaci ve sledování sedimentů představuje vyhledávání bodových zdrojů škodlivin. Lokální vypouštění, trvajících po určitou dobu, lze rozeznat jako koncentrační maxima v podélném profilu. Za bodové vypouštění škodlivin lze považovat také ústí přítoků. Pro lokalizaci nedovoleného vypouštění těžkých kovů bude možné využít „paměti“ sedimentů teprve tehdy, až všeobecná úroveň znečištění výrazně poklesne. V současné době se vysoce kontaminované staré usazeniny transportované po proudu překrývají s vypouštěním škodlivin.

U jednotlivých organických škodlivin, které vznikají jako odpadní látky nebo meziprodukty specifického průmyslového výrobku, lze paměť sedimentů využívat pro vyhledávání znečišťovatelů již dnes. To je demonstrováno na příkladu hexachlorbenzenu (HCB) a organických sloučenin cínu.

V anaerobním prostředí sedimentu mohou probíhat biotransformace organických látek vedoucí ke vzniku metabolitů, jejichž výskyt naznačuje cestu vnosu znečištění. Například pesticid DDT je v okolí emisních zdrojů v oblasti Bitterfeldu nalézán v sedimentech Muldy jako hlavní složka vedle svých anaerobních metabolitů (především DDD). Ve starších sedimentech z oblasti berlínských jezer, hamburského přístavu a v tamnějších kalových polích, kde nepůsobí žádné přímé emise, se DDT vyskytuje prakticky jen ve formě svých metabolitů [FRANKE, 1990; SCHWARZBAUER, 1993]. Z poměru obsahů DDT a jeho metabolitů pak lze usuzovat na aktuální pokračující emise čili na blízkost bodových zdrojů či starších kontaminací.

#### 4.2.2 Znečištění sedimentů Labe těžkými kovy

Prezentovaná sledování sedimentů jsou výsledkem odběrů vzorků z Labe od Krkonoš až po Severní moře prováděných v letech 1992 a 1994. Z Labe bylo odebráno pokaždé 70 vzorků sedimentu (34 na pravém a 36 na levém břehu Labe), a dále 11 vzorků v ústí větších přítoků. Jedenáct odběrových míst bylo na českém území. Výběr odběrových míst se uskutečnil po dohodě s jinými výzkumnými institucemi, popř. zodpovědnými orgány. Diskuse k systémům hodnocení a klasifikace znečištění je uvedena v kapitole 6.3.

V letech 1992 a 1994 se vyskytly nejvyšší koncentrace těžkých kovů u kadmia, rtuti, olova a zinku (viz obr. 8). Koncentrace těchto prvků jsou i v roce 1994 ještě až 32krát vyšší než je udáváno v celosvětově platném standardu jílových hornin pro antropogenně znečištěné sedimenty (standard jílových hornin, viz kap. 6.3). Znečištění těžkými kovy se zjišťuje v jemnozrnných sedimentech (podle uzance ve frakci o velikosti částic < 20  $\mu\text{m}$ ), protože se v nich těžké kovy ukládají ve větší míře. Kromě toho je obsah prvků v různých vzorcích navzájem srovnatelný jen při sledování frakcí o stejné velikosti částic.

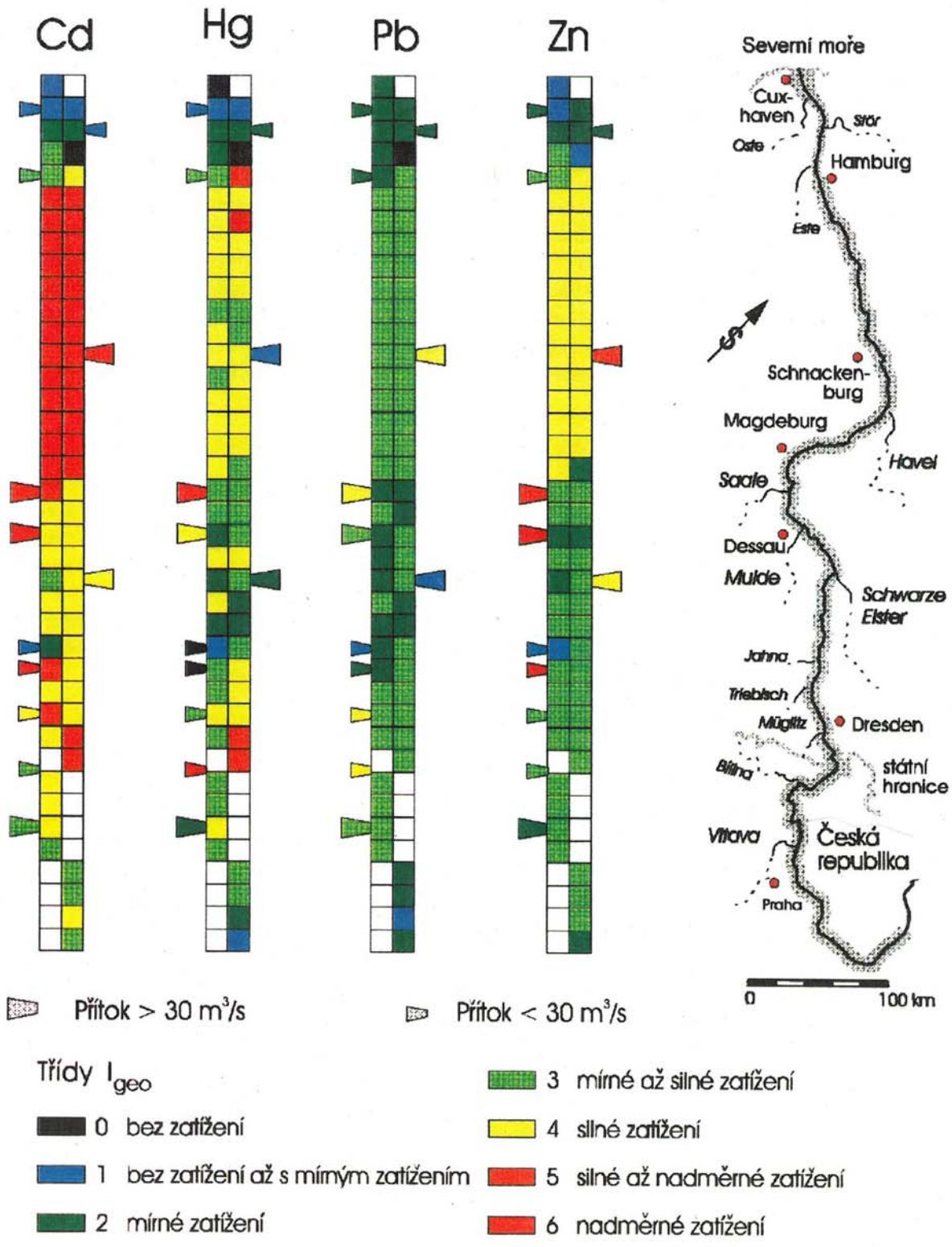
#### Horní Labe (od pramene až po hrad Hirschstein, km 96 na německém území)

**Český úsek Labe:** Již po opuštění Krkonoš bylo v Labi u olova, mědi, zinku a kadmia zjištěno v porovnání s geogenním zatížením pozadí obohacení o faktor 4. Ostatní sledované prvky se v jemnozrnných sedimentech nevyskytují ve zvýšených koncentracích vůbec, popř. v koncentracích jen nepatrně zvýšených. Na státní hranici dosahuje olovo a zinek třídy  $I_{\text{geo}} = 3$ , kadmium a rtuť třídy 5 (geoakumulační index  $I_{\text{geo}}$  viz kapitola 6.3). V případě rtuti to lze jednoznačně přisoudit přisunu extrémně znečištěných sedimentů z řeky Bíliny. V roce 1994 stejně jako v roce 1992 byl obohacovací faktor u rtuti vyšší než 100! Obě hodnoty byly pro koncentrace rtuti, naměřené v povodí Labe, nejvyšší.

Dalším hlavním zdrojem znečištění českého Labe je průmyslová aglomerace Pardubice. Sedimenty v roce 1994 vykazují již zřetelné snížení vnosů, což lze vysvětlit dokončením velké společné čistírny odpadních vod pro město Pardubice a chemický závod Synthésia, a. s., v rámci Naléhavého programu MKOL.

V roce 1994 bylo znečištění Vltavy veškerými těžkými kovy pod úroveň znečištění Labe. O významnějším zředovacím vlivu však nelze hovořit. Ve srovnání s výsledky z roku 1992 se i zde začíná ukazovat úspěch Naléhavého programu MKOL.

**Německý úsek Labe:** Zde je třeba se zvláště zmínit o malých přítocích - řece Müglitz, která se vlévá do Labe před Drážďanami, a řece Triebisch, která ústí v Míšni. Ačkoli je vodnost obou přítoků malá, přispívají nezanedbatelnou mírou ke znečištění Labe, neboť jimi přiváděné koncentrace škodlivin jsou zčásti až několikanásobně vyšší než v Labi. Sedimenty řeky Müglitz jsou silně znečištěny kadmii a olovem a mírně i arsenem. Kromě toho zde byl jako vůbec nejvyšší naměřená hodnota zjištěn obsah organického uhlíku ve výši 17 %. Řeka Triebisch, která je zvláště silně kontaminována vypouštěnými důlními vodami z Krušných hor, přináší sedimenty nadměrně znečištěné kadmii a zinkem (u každého prvku třída  $I_{\text{geo}} = 6$ ). Přesto dochází v tomto úseku Labe ve srovnání s rokem 1992 ke snížení znečištění těžkými kovy, což lze také interpretovat jako výsledek Naléhavého programu.



**Obr. 8:** Rtuť, kadmium, olovo a zinek v sedimentech Labe (frakce o velikosti částic < 20 µm); odběry vzorků v říjnu 1994 [data: Ústav geochemie životního prostředí, Heidelberg]

### **Střední Labe (od hradu Hirschstein po Geesthacht)**

Z hlediska znečištění těžkými kovy lze tento úsek Labe rozčlenit na oblast pod a nad Magdeburkem. Bezprostředně pod hradem Hirschstein byly u všech těžkých kovů naměřeny vůbec nejnižší koncentrace (samozřejmě s výjimkou sedimentů ve slapovém úseku Labe, kde se projevuje vliv Severního moře). Vlivem přítoků Černý Halštrov, Mulda a Sála všechny koncentrace těžkých kovů znovu stoupají.

Pod Magdeburkem dosahuje Labe své nejvyšší úrovně znečištění a na této úrovni zůstává až do Geesthachtu, což znamená, že v průměru zde naměříme třídu  $I_{geo} = 5$  u kadmia, třídu 4 u rtuti a zinku a třídu 3 u olova. Pouze ústí Havoly přináší v ukazateli rtuť krátkodobé zlepšení. V roce 1992 i v roce 1994 je pozoruhodné, že nejvyšší znečištění Labe se vyskytuje pod Magdeburkem, ačkoliv všechny větší, zčásti již historické zdroje znečištění leží - s výjimkou Havoly - výše proti proudu.

### **Dolní Labe (od jezu v Geesthachtu až po ústí do Severního moře)**

Bezprostředně pod Hamburkem se silně snižují koncentrace všech těžkých kovů, částečně je dokonce dosaženo úrovně pozadí. To lze přisoudit tomu, že přístav působí jako úložiště sedimentů, z něhož se každoročně bagruje přes 2 miliony tun bahnitého kalu. Kromě toho jsou ze Severního moře proti proudu transportovány nepatrně znečištěné mořské plaveniny, které se mísí s vysoce znečištěným říčním sedimentem. Tento již déle známý „zředňovací efekt“ znovu potvrdily odběry vzorků, prováděné v letech 1992 a 1994 [MÜLLER, 1975].

Rozšířené spektrum prvků sledoval v říjnu 1992 PRANGE ET AL. [1995b]. Zejména je třeba se zmínit o stříbře, které je po celé trase toku obohaceno více než 32krát (třída  $I_{geo} = 6!$ ). Selen, antimon, wolfram a cín se vyskytují ve třídách  $I_{geo} = 2$  a 3. Těžké kovy thalium, molybden, tantal a uran hrají v sedimentech jen podřadnou roli.

#### **4.2.3 Hodnocení znečištění sedimentů těžkými kovy**

Zde prezentované výsledky analýz, prováděných v letech 1992 a 1994, odrážejí skutečný stav znečištění vod tři, resp. pět let po politických změnách. Očekávané rychlé zlepšení, které mělo následovat po uzavření provozů zvláště znečišťujících životní prostředí, např. výroby chloru a hydroxidu sodného amalgámovou metodou, však nenastalo. Labe zůstává i nadále jedním z nejvíce znečištěných toků Evropy. Znovu se přitom ukazuje, že sedimenty vzhledem ke své kapacitě pro ukládání škodlivin představují dlouhodobou paměť toků. Rychle a krátkodobě proveditelná opatření, jako je uzavření provozů, ale i Naléhavý program pro snížení vypouštění průmyslových a komunálních odpadních vod, koordinovaný MKOL pro období 1992 až 1995, se mohou začít projevovat ve zlepšení jakosti sedimentů, a tím i celkového ekosystému Labe až s určitým zpožděním. Právě u říčních sedimentů, jejichž „samočištění“ spočívá v tom, že jsou při povodních transportovány směrem po proudu, popř. že znovu předávají škodliviny vodní fázi, se tento proces může protáhnout na mnoho let.

Aby bylo možné provést první zhodnocení zatížení, jsou v tabulce 8 pro sledované těžké kovy a arsen porovnány mediány, maximální a minimální koncentrace s cílovými záměry LAWA (Pracovní sdružení spolkových zemí Voda; sledovaná hodnota: 50 percentil), testovanými v Německu. Na základě očekávaných výsledků při zjišťování regionálně specifických geogenních hodnot pozadí (sdružený projekt BMBF „Geogenní pozadí“) nelze vyloučit, že až do vypracování cílových záměrů MKOL, specifických pro Labe, mohou cílové záměry LAWA zůstat i v budoucnu nesplněny. Hodnoty cílových záměrů, uvedené v tabulce 8, a průměrné koncentrace standardní jílové horniny se často liší jen nepatrně; například u mědi je cílový záměr pouze o 33 % vyšší než zatížení pozadí. Je možné, že tyto cílové záměry nemohou být dosaženy přinejmenším v dílčích oblastech povodí Labe,



kde je to podmíněno např. ložisky barevných kovů v Krušných horách, a to ani při vyloučení jakéhokoli antropogenního znečištění.

Problematika všeobecně platných údajů o pozadí však nic nemění na skutečnosti, že toxicitu škodliviny je nutno podrobit zvláštnímu zhodnocení nezávisle na její lokální geogenní koncentraci. Při sledování rozdílu mezi současným znečištěním a cílovým záměrem je možné rozdělit těžké kovy s ohledem na jejich potenciál toxicity do dvou skupin. Do první skupiny patří rtuť, kadmium a zinek. Mediány koncentrací těchto prvků jsou v Labi 5 - 6krát vyšší než cílové záměry. V letech 1992 a 1994 nebyly cílové záměry dosaženy ani na jediném měrném profilu. U všech budoucích výzkumů těžkých kovů je třeba těmto třem prvkům věnovat maximální pozornost. Ve druhé skupině jsou cílové záměry zhruba na úrovni poloviny průměrných koncentrací (měď, olovo) a nebo jich bylo dokonce téměř dosaženo (nikl, chrom).

**Tabulka 8:** Porovnání koncentrací těžkých kovů, naměřených v sedimentech Labe v roce 1994 (bez slapového úseku Labe, frakce < 20 µm), s cílovými záměry LAWA (sledované hodnoty - mediány) pro „chráněný statek“ akvatická společenstva, plaveniny a sedimenty [SCHUDOMA, 1994] [data: Institut für Umwelt-Geochemie, Heidelberg]

	Hg	Cd	Pb	Zn	Cr	Cu	Ni	As
	mg/kg							
Medián	5,0	7,4	150	1 080	120	140	57	36
Maximum	25	13	220	2 200	250	240	83	77
Minimum	0,9	1,5	48	280	47	45	31	15
Cílový záměr	0,8 (A)	1,2 (A)	100 (A, S)	200 (S)	100 (S)	60 (S)	50 (S)	(40, M)

A - akvatická společenstva; S - plaveniny a sedimenty; M - cílové záměry MKOR

Aby bylo možné dále hodnotit znázorněný toxický potenciál labských sedimentů, je třeba zodpovědět následující otázky:

1. Jakou měrou přispívá v současné době zásoba těžkých kovů v sedimentech k odnosům ve vodní fázi a formou plavenin?
2. Jaká je mocnost vrstev usazenin ve známých hlavních lokalitách znečištění?
3. Z odpovědí na tyto otázky vyplývá nakonec nejdůležitější otázka, zda je třeba vedle současných sanačních koncepcí (uzavření/modernizace průmyslových provozů a současná výstavba čistíren odpadních vod) provádět navíc další sanační opatření, popř. zda jsou účelná.

Resuspendace a další transport již usazeného materiálu má význam zvláště při povodních, popř. může být v závislosti na objemu množství škodlivin akumulovaných v sedimentech dokonce dominantní. Tento efekt zkoumali SPOTT ET AL. [1994] v Magdeburku a WILKEN ET AL. [1994a] v Geesthachtu při povodních počátkem roku 1994. Na začátku povodňové vlny se vyskytly zřetelně zvýšené koncentrace škodlivin. Tuto skutečnost je třeba považovat za následek resuspendace „starých zátěží“; pokud by toto znečištění neexistovalo, musely by koncentrace škodlivin při povodních klesnout a v ideálním případě směřovat k hodnotě geogenního znečištění pozadí, která vyplývá ze zvýšeného odběru hornin a zvýšeného vnosu erozivního materiálu při konstantním vypouštění. Oba autoři interpretují tři po sobě následující povodně v tom smyslu, že pouze první povodeň (prosinec 1993/leden 1994) resuspendovala labské sedimenty ve větším rozsahu. U následujících povodní (březen a duben 1994) vycházeli WILKEN ET AL. [1994a] z toho, že již nebyly k dispozici žádné snadno resuspendovatelné zásoby; v Magdeburku [SPOTT ET AL., 1994] byly obnovené špičky znečištění korelovány s povodněmi v Muldě a Sále, tedy

4s vnosem resuspendovaného materiálu z přítoků. Zda tedy povodně na začátku roku 1994 skutečně resuspendovaly velkou část zásoby sedimentů nelze s jistotou prokázat. Výzkumy sedimentů z října 1994 sice ukazují zřetelný pokles znečištění (viz též kapitolu 6.1 „Trendy“), avšak hypotézu, že již nejsou k dispozici žádné další vysoce znečištěné a současně mobilizovatelné sedimenty, nelze potvrdit. Jasnou odpověď zde mohou dát jen výzkumy budoucích povodní.

Z bilance rtuti [REINCKE, 1993] vyplývá, že znečištění z přímých emisí je menší než 4 tuny za rok. Z údajů zjištěných ARGE ELBE na měřicích stanicích Magdeburk a Schnackenburg lze pro totéž časové období odhadnout roční odnosy 5 ~ 6 t/rok. I když je spolehlivost takových odhadů problematická, přece jen řádově naznačují, že významný podíl látkových odnosů je vždy možné vysvětlit přímým vypouštěním. Proto nemohou být škodliviny nahromaděné v sedimentech rozhodujícím zdrojem znečištění. V ročním průměru by proto neměl být vliv sedimentů na látkové odnosy přeceňován.

Otázku, jak silně znečištěné sedimenty se ve větších a resuspendovatelných úložiscích skutečně nacházejí, lze v současné době jen těžko zodpovědět. Rozdělení zrnitosti sedimentů mezi Drážďanami a Geesthachtem, které zpracoval NESTMANN [1994], ukazuje, že větší množství jemnozrnných sedimentů se vyskytuje pouze v úseku Labe od soutoku s Černým Halštrovem po jez Geesthacht. Jak známo, jsou pouze tyto sedimenty schopny vázat škodliviny ve větším rozsahu. To znamená, že velká část těžkých kovů fixovaných na pevné látky se usazuje mezi Magdeburkem a Geesthachtem. Porovnání s hustotou osídlení a průmyslu v povodí Labe ukazuje, že velkou část vypouštěných škodlivin již mezitím Labe transportovalo dále.

Protože český úsek Labe, upravený pro lodní dopravu, má spíše charakter rychle tekoucího kanálu, lze zde sotva předpokládat větší množství jemnozrnných usazenin. Proto bylo někdy obtížné vůbec nalézt vhodný materiál k odebrání vzorku. Rovněž sledování plavenin prováděné ARGE ELBE na měřicí stanici Schmilka nevykazuje žádné vyšší koncentrace, které by bylo možné přisoudit povodním.

Pro dosažení zlepšení celého ekosystému Labe se musí snížit znečištění sedimentů. I když dopady opatření Naléhavého programu MKOL a „samočištění“ sedimentů bude možné pozorovat pravděpodobně až za několik let, je třeba nalézt odpověď na otázku dalších nutných „naléhavých opatření“ co nejrychleji.

Rychlých sanačních úspěchů u vodního toku je možné docílit tehdy, pokud ještě existují bodové zdroje znečištění, které lze postupně odstraňovat. Ty jsou pro znečištění Labe stále ještě jednoznačně rozhodující.

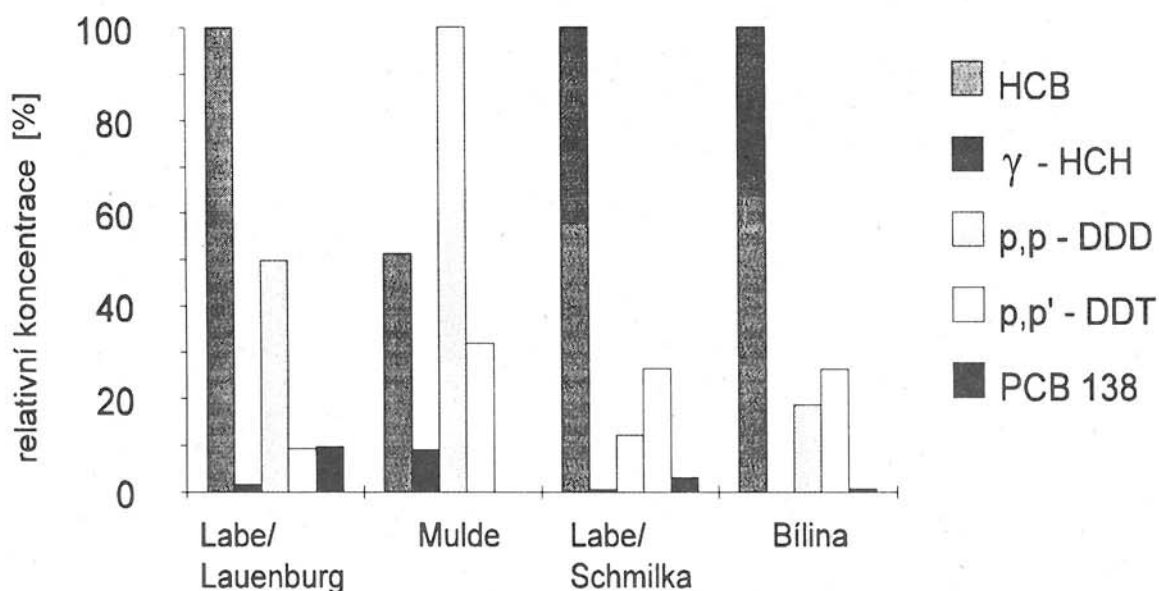
Doporučení vypracovaná pro samotný tok Labe však nelze mechanicky přenášet na jeho přítoky. K nejvýznamnějším zdrojům znečištění těžkými kovy patří podle získaných výsledků malé přítoky: Bílina (Česká republika), Müglitz a Triebisch (Sasko). Jejich sedimenty vykazují zčásti takové koncentrace těžkých kovů, které jsou řádově vyšší než v Labi. Zde by se mohla sanační opatření, eventuálně i vybagrování projevit nejúčinnějším způsobem.

#### 4.2.4 Znečištění sedimentů vybranými organickými látkami

##### Výševroucí chlorované uhlovodíky

Do skupiny výševroucích chlorovaných uhlovodíků jsou řazeny sloučeniny jako polychlorované bifenyly (PCB), které byly mimo jiné používány jako hydraulické oleje, insekticidy DDT a lindan ( $\gamma$ -hexachlorcyklohexan / $\gamma$ -HCH/), jakož i vedlejší produkty chemického průmyslu chloru, jako jsou hexachlorbenzen (HCB) a oktachlorstyren (OCS). Vzhledem k jejich špatné rozpustnosti ve vodě jsou tyto sloučeniny transportovány převážně vázané na plaveniny [STURM ET AL., 1988; KNAUTH ET AL., 1993] a ukládány v sedimentech.

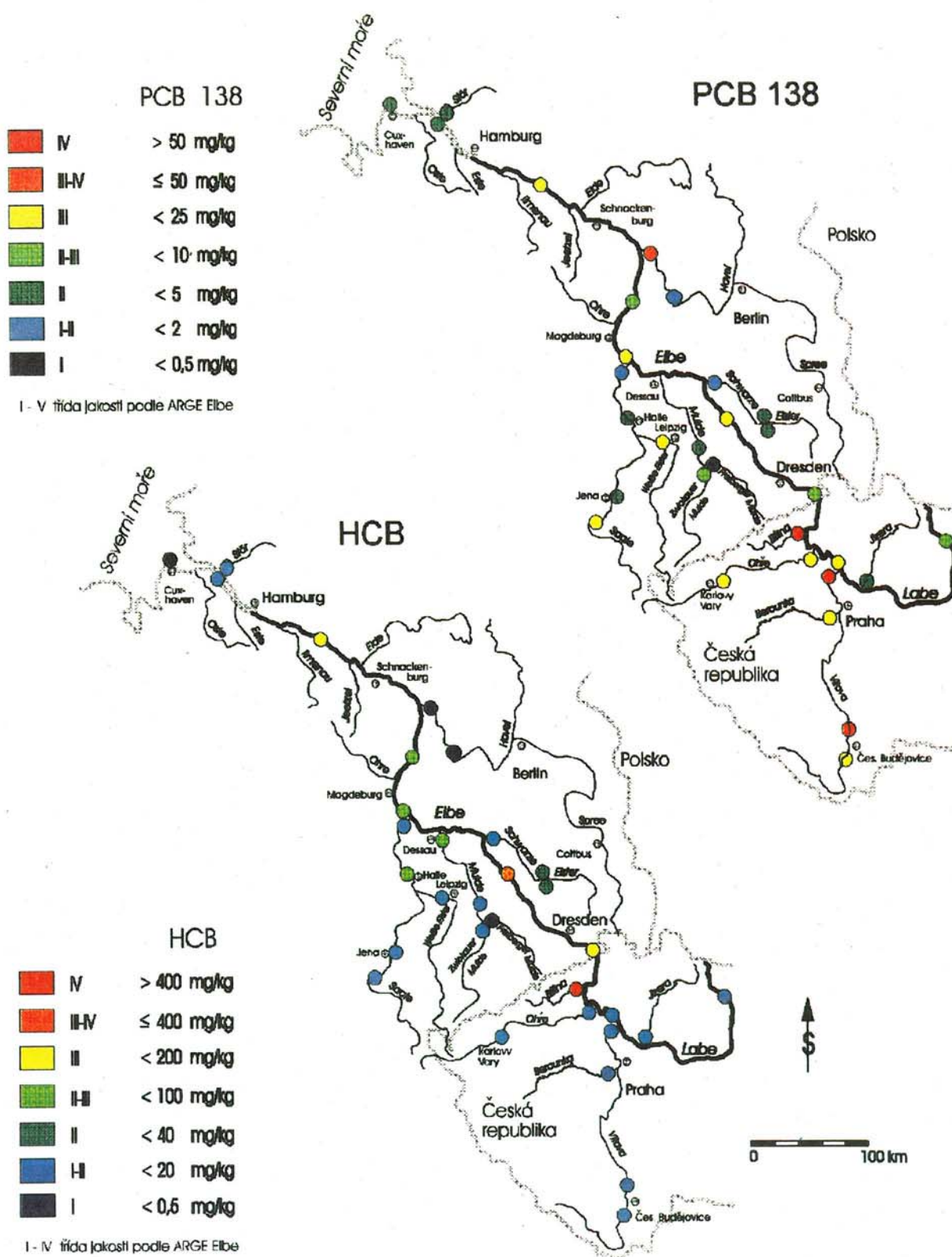
Sedimenty jednotlivých říčních úseků jsou charakterizovány typickou distribucí látek („fingerprintem“), to znamená, že koncentrační poměry škodlivin se v těchto úsecích toku mění jen nepatrně. Na obr. 9 je pro čtyři odběrové profily znázorněn výběr pěti sloučenin, přičemž koncentrace pro každý profil byly normovány vůči sloučenině s nejvyšší koncentrací.



**Obr. 9:** Typická distribuce vybraných škodlivin pro charakterizaci znečištění sedimentů výše-vroucími chlorovanými uhlovodíky, normováno vždy na nejvyšší látkovou koncentraci; odběr vzorků: 1992 (Labe) a 1994 (přítoky) [data: GANDRAS, GKSS]

V látkovém spektru Bíliny dominuje hexachlorbenzen, zatímco izomery HCH a PCB hrají podřadnou roli. V Labi u Schmilky, 73 km po směru toku od ústí Bíliny, nalézáme typickou distribuci látek z Bíliny v téměř nezměněném stavu. Z toho plyne závěr, že na tomto úseku toku nebyly přehlédnuty žádné další zdroje znečištění. Kromě toho znečištění Labe před přítokem Bíliny může hrát jen podřadnou roli, přinejmenším v ukazatelích HCB a DDT/DDD, neboť jinak by se na česko-německé hranici dalo očekávat překrytí obou typických distribucí látek.

Znečištění sedimentů dolní Muldy se vyznačuje vysokým obsahem DDT a jeho metabolitů, jakož i srovnatelně vysokým obsahem HCH. Ve Středním a Dolním Labi nacházíme hlavní metabolit p,p'-DDD ve vyšších koncentracích ve srovnání s původně používaným insekticidem p,p'-DDT, který je jako požerový a kontaktní insekticid od roku 1972 v SRN zakázán. Naproti tomu v typické distribuci látek Bíliny a Labe u Schmilky převažuje p,p'-DDT.



Obr. 10: PCB 138 a HCB (frakce o velikosti částic < 2 mm) v povodí Labe třídy jakosti podle ARGE ELBE, odběr vzorků: Labe říjen 1992, přítoky srpen/září 1994 [data: GANDRAS, GKSS]

Na obr. 10 je znázorněno znečištění sedimentů v povodí Labe pro sloučeniny HCB a kongener PCB 138. Barevné podání je provedeno podle jakostních tříd ARGE ELBE. U hexachlorbenzenu je hlavním zdrojem znečištění dolní tok Bíliny. Byly zde zjištěny koncentrace HCB 13,7 mg/kg (říjen 1992) a 7,9 mg/kg (září 1994) při cílovém záměru dle LAWA 40 µg/kg. Labe nad ústím Bíliny vykazuje stejně jako ostatní sledované přítoky v České republice jen nepatrné znečištění. Od přítoku Bíliny až do Geesthachtu zůstává znečištění Labe na vysoké úrovni a požadovaného cílového záměru (třída jakosti II) již není dosaženo. Zvýšené koncentrace HCB (vždy třída II-III) se dále vyskytují na dolním toku Muldy a Sály.

Znečištění sedimentů polychlorovanými bifenyly je znázorněno na příkladu kongeneru PCB 138 rovněž na obr. 10. Významným zdrojem znečištění je Vltava a dolní tok Bíliny. Koncentrace PCB 138 přesahují požadované hodnoty třídy jakosti II v Ohři, Cvikovské Muldě, na horním toku Sály, v Bílém Haštrovu i na Středním Labi.

### **Hodnocení zatížení výševroucími chlorovanými uhlovodíky**

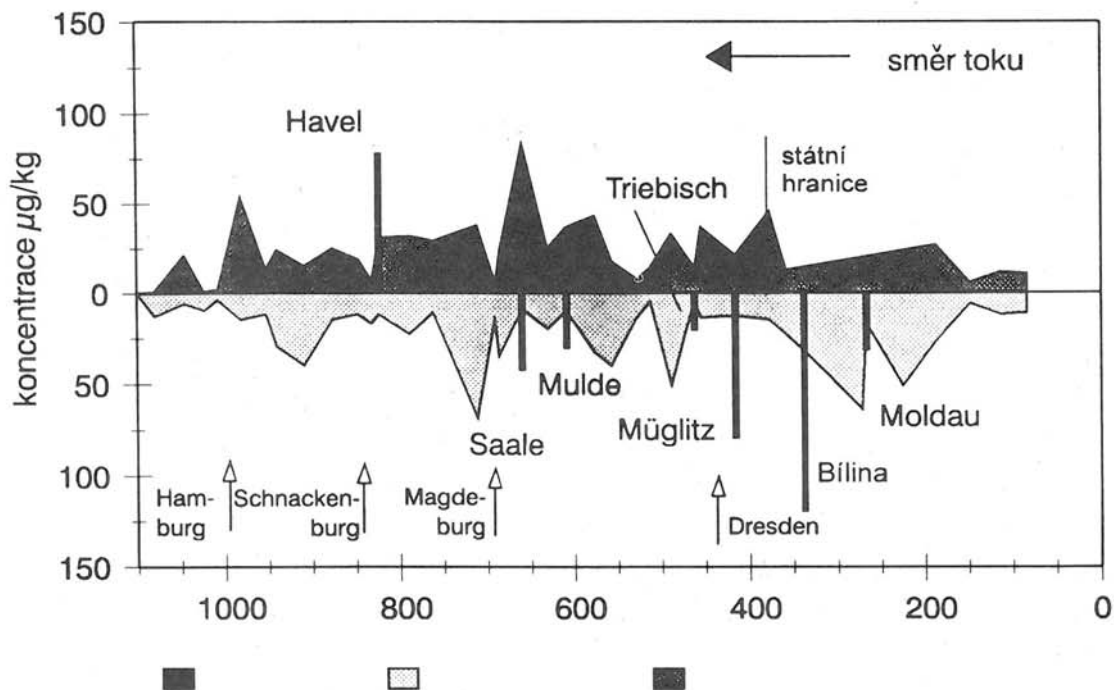
Jednotlivé říční úseky se vyznačují charakteristickými látkovými distribucemi výševroucích chlorovaných uhlovodíků. Pro jednotlivé látky existují různé regionální zdroje znečištění. Labe ani řada jeho přítoků nedosahuje II. třídy jakosti podle ARGE ELBE. Sedimenty ještě stále představují „paměť“ řeky pro výševroucí chlorované uhlovodíky špatně rozpustné ve vodě, ačkoliv jejich výroba a použití byly zakázány nebo alespoň silně omezeny. Je nutno vyčkat, v jakém měřítku proběhne proces „samočištění“ po přemístění sedimentů během budoucích povodní. Remobilizaci ve smyslu „přechodu do roztoku“ nelze vzhledem ke špatné rozpustnosti těchto látek ve vodě očekávat. Výševroucí chlorované uhlovodíky nepředstavují sice žádný problém pro zásobování pitnou vodou, avšak pro chráněný statek „akvatická společenstva“ a „rybolov“ ano, neboť tyto látky, tak jako prakticky všechny nepolární látky, mají vysokou bioakumulační schopnost. Svědčí o tom také pokles ročních látkových odnosů některých ze jmenovaných sloučenin vázaných na plaveniny za období 1989 - 1993 v měrném profilu Schnackenburg (ARGE ELBE). Specifický problém představují usazené sedimenty ve vodních dílech, jakož i vysoce znečištěné půdy na území před labskými protipovodňovými hrázemi [WITTER, 1996].

### **Organokovové sloučeniny**

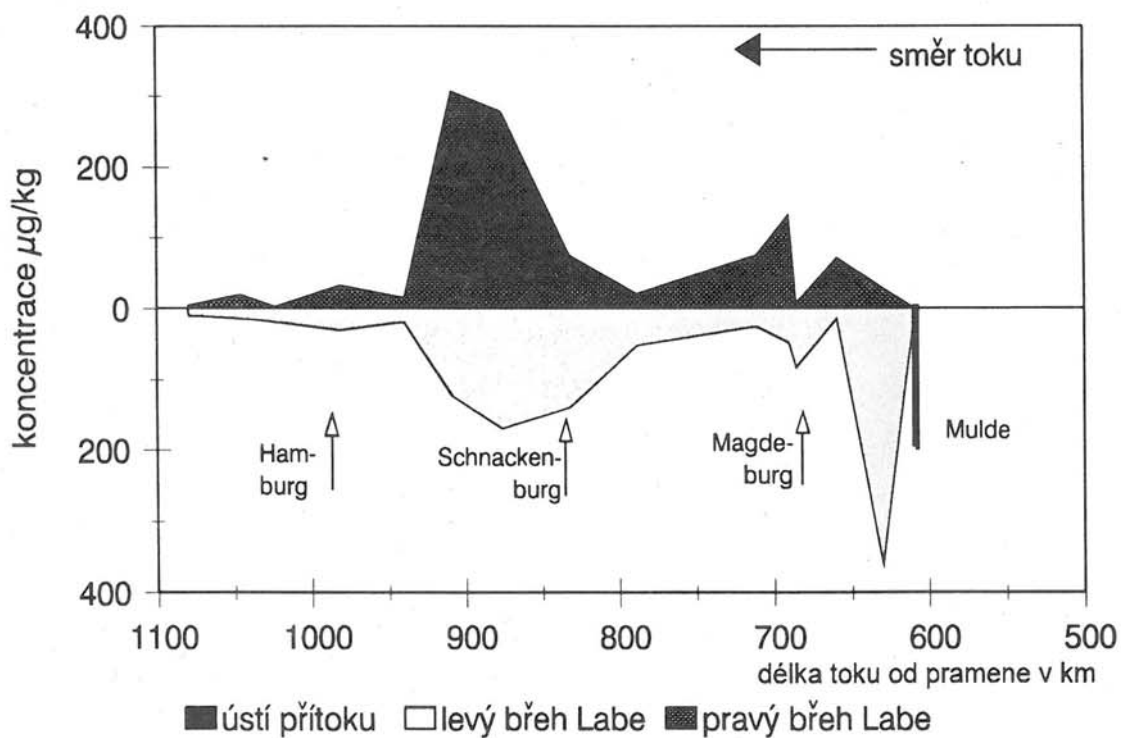
#### **Methylrtuť**

Organické sloučeniny rtuti vykazují cca 6krát vyšší toxicitu než její anorganické sloučeniny. Nejvyšší bioakumulační poměry ( $>10^5$ ) nacházíme v akvatické oblasti. Právě v rybách se vyskytuje hlavní podíl rtuti (80 - 90 %) ve formě methylrtuti. Tato sloučenina se tragicky proslavila již v letech 1953 - 1960 případy otravy v zátocě Minamata v Japonsku.

WILKEN A HINTELMANN [1991b] prokázali v roce 1991 v Labi vysoké koncentrace methylrtuti, které se pohybovaly v rozmezí 0,8 až 111 µg/kg a které při odběru vzorků v roce 1992 potvrdili HINTELMANN A WILKEN [1994] a FALTER A SCHÖLLER [1995] hodnotami od 0,5 do 120 µg/kg (viz obr. 11). FALTER A SCHÖLLER [1995] zjistili průměrnou koncentraci 23 µg/kg z 80 stanovení u frakce o velikosti částic  $< 1$  mm. Maximální koncentrace se vyskytla v ústí Bíliny, kde naměřená hodnota 130 µg/kg (frakce  $< 20$  µm) představovala nejvyšší nalezenou koncentraci celkové rtuti.



Obr. 11: Methylrtuť v sedimentech Labe a jeho přítoků; odběr vzorků v říjnu 1992, frakce o velikosti částic < 1 mm [data: SCHÖLER/FALTER, Institut für Umwelt. Geochemie, Heidelberg]



Obr. 12: Tetrabutylcín v sedimentech Labe (celkový vzorek, 1993/1994) [data: PRANGE ET AL., 1995a]

## Organické sloučeniny cínu

Zatímco cín a jeho anorganické sloučeniny jsou považovány za méně toxické (používání cínových pohárů a talířů), patří naproti tomu tributylcín k nejjedovatějším sloučeninám, které jsou vědomě zaváděny do životního prostředí [WILKEN ET AL., 1994b]. Výzkumy PRANGEHO ET AL. [1995a] (viz obr. 12) ukazují, že v celém podélném profilu Labe se vyskytují v téměř všech vzorkovaných profilech sloučeniny mono-, di- a tributylcínu. Koncentrace tributylcínu se pohybují v rozmezí 5 až 35  $\mu\text{g}/\text{kg}$  v celkovém vzorku. Tyto látky jsou součástí antivegetativních nátěrů (proti obrůstání řasami) lodních trupů a zařízení doků. Vysoce toxická sloučenina tetrabutylcín je výhradně meziproduktem syntézy mono-, di- a tributylcínových sloučenin. Výskyt tetrabutylcínu v sedimentech je přímo učebnicovým příkladem vyhledávání zdrojů emisí. Tuto sloučeninu lze prokázat od slapového úseku Labe až po ústí Muldy, potom již nikoli. Odběry vzorků samotné Muldy pak ukazují, že původcem tohoto znečištění je chemický podnik v průmyslovém regionu Bitterfeld.

## Vybrané výsledky screeningového sledování organických látek ve slapovém úseku Labe a v hamburském přístavu

Sedimenty mezi Zollenspiekerem a vnějším úsekem Labe - Außenelbe - reprezentují jak bahnitě oblasti v přístavu, plochy přímořských mělčin (tzv. waty), oblasti plavební dráhy a jejího pokračování v hlubokých vodách Außenelbe, které mohou být velmi písčité. Výsledky screeningu již připouštějí charakterizaci organického zatížení sedimentů bez hlubšího pohledu na jednotlivé skupiny látek. Jsou zřejmé dvě tendence: nejméně látek je zjišťováno ve vzorcích z plavební dráhy a z hlubokých vod. Již při nepatrném podílu bahnitěho a jílovitého podílu obsah organických sloučenin zřetelně stoupá. Na základě poznatků o adsorpci organických látek se dá tento jev očekávat. Současně je pod Hamburkem menší četnost pozitivních nálezů organických látek v sedimentech, což ukazuje na výše zmíněný „zředovací efekt“.

Celkem bylo v labských sedimentech identifikováno přes 300 látek (bez izomerů). Z nich pochází z převážně antropogenních zdrojů 15 alkylbenzenů, 19 fenylalkanů, 67 PAU, 21 heterocyklických polyaromátů (z toho 13 chlorovaných), 12 chlorovaných benzenů, 12 chlorovaných trifenylmethanů, 4 chlorované difenylether/thioethery, 14 metabolitů skupiny DDT, HCH, PCB, fenyl/kresylestery alkylsulfonových kyselin, pesticidy fenson a chlorfenson a rovněž 9 haloetherů (7 chlorovaných bis(propyl)etherů a 2 skupiny izomerů chlorovaných propylhexyletherů).

V důsledku vysoké adsorpční schopnosti byly v hamburském přístavu stanoveny skupiny škodlivin typické pro sedimenty: polycyklické aromáty a polychlorované bifenyly. Koncentrace PAU zde leží v poměrně malém rozpětí mezi 5 až 30  $\text{mg}/\text{kg}$ . Alkylované PAU (c-PAU), které zpravidla nebývají zachyceny, se vyskytují řádově ve stejných koncentracích. Koncentrace PCB se pohybují v rozmezí 0,1 - 3  $\text{mg}/\text{kg}$ , tedy na úrovni o řád nižší a podléhají silnějším lokálním výkyvům. Totéž platí i pro zatížení přístavních sedimentů sloučeninami butylcínu, které dosahují s cca 0,3 - 10  $\text{mg}/\text{kg}$  výrazných hodnot. Látky ze skupin HCH a DDT se vyskytují v přístavních sedimentech v nižších koncentracích než PCB (suma HCH: 0,01 - 0,25  $\text{mg}/\text{kg}$ , suma skupiny DDT: 0,03 - 0,7  $\text{mg}/\text{kg}$ ). Pro hamburský přístavní sediment je charakteristická absence DDT; jsou zde nacházeny výhradně jeho metabolity.

Kvantitativní sledování sedimentů ze slapového úseku Labe se týkalo vybraných látek obsažených v sedimentech, které byly identifikovány v rámci screeningových analýz. Přitom šlo často o látky, kvantifikované v labských sedimentech poprvé (tetrachlorované bis(propyl)ethery, fenyl/kresylestery alkylsulfonových kyselin, chlorované trifenylmethany, řadu složek ze skupiny DDT, halogenované naftaleny), ale i o látky sledované již v minulosti (DDT, DDD a DDE ze skupiny DDT). Celkový souhrn výsledků zachycuje tabulka 9.

**Tabulka 9:** Koncentrace organických škodlivin ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) v sedimentech Labe [data: S. FRANKE, Univerzita Hamburk, Ústav organické chemie] (n. s. = nebylo stanoveno)

Říční km	598	643	653	656	673	692	700	710	726	741
Typ	wat	plav. dráha	plav. dráha	hloubka	plav. dráha	hloubka	wat	hloubka	plav. dráha	wat
$\mu\text{g}/\text{kg}$										
Fenylestery $\text{C}_{13}$ - $\text{C}_{18}$ -sulfonové kyseliny	6 100	1 400	710	170	90	180	70	15	20	50
Kresylestery $\text{C}_{12}$ - $\text{C}_{17}$ -sulfonové kyseliny	1 200	380	320	40	25	40	25	< 10	< 10	< 10
Tetrachlorpro- pylether	35	10	65	90	60	10	5	< 1	< 1	< 1
Chlornaftalen	70	10	10	2	5	5	< 1	< 1	< 1	< 1
Chlorodi/trifenyl- methan	5	5	1	n. s.	n. s.	< 1	n. s.	< 1	n. s.	n. s.
Skupina DDT	45	35	5	5	20	20	5	< 1	< 1	< 1
z toho DDT	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %

Kvantitativní výsledky odpovídají tendencím pozorovaným u screeningového sledování: výlučně písčité sedimenty jsou v podstatě nezatíženy a kontaminace směrem po proudu klesá. Zvláště je třeba zdůraznit vysoké koncentrace esterů alkylsulfonových kyselin nad Hamburkem, které pak až po vnější úsek Labe stále klesají, stejně jako průběh koncentrace haloetherů s maximem mezi říčními kilometry 653 - 673, který ukazuje na emise z bodového zdroje u Stade. Polychlorované trifenylmethany, které podle dosavadních znalostí přinášejí v podstatě sedimenty z Muldy, dosahují pod Hamburkem však nejvýše 1 % maximální koncentrace, zjištěné na dolním toku Muldy.

### Organické sloučeniny síry

Organické sloučeniny síry se vyskytují téměř ve všech sedimentech. Jejich výskyt je vysvětlován na základě chemických a biologických pochodů v sedimentu, vypouštění odpadních vod ze zpracování uhlí a ropy, z výroby PVC, z papírenského a textilního průmyslu, stejně jako z obcí a ze spalování fosilních zdrojů energie. Zvláště významné jsou s ohledem k prokázané škodlivosti polycyklické aromatické uhlovodíky obsahující síru (SPA), které jsou kromě toho považovány za typické indikátory antropogenního znečištění.

K důkazu této dosud málo prozkoumané skupiny sloučenin byly upraveny stávající analytické metody [HEININGER A CLAUS, 1995a]. Výsledky ukazují, že SPA se v labských sedimentech vyskytují ve významném množství. Typické sumární koncentrace se pohybují mezi 1 až 10 mg/kg. Vyskytují se však i špičková zatížení až do 80 mg/kg. Typická distribuce složek zatížení se liší podle lokalit a vykazuje určité zvláštnosti. Platí to jak pro typickou distribuci SPA samotných, tak i pro výskyt organických sloučenin síry, patřících do dalších látkových skupin, jako jsou benzothiazoly, difenylsulfidy [HEININGER A CLAUS, 1995b] nebo výše zmíněné fenylestery alkansulfonových kyselin. V jednotlivých úsecích toku je možné prokázat koncentrační gradienty označující cesty vnosu škodlivin. Porovnání mladších a starších usazenin ukazuje, že znečištění organickými sloučeninami síry představuje aktuální problém. Toxikologické účinky jsou ještě velmi málo prostudovány. První publikace poukazují na obdobnou toxicitu jako u analogických PAU.



#### 4.2.5 Zacházení s kontaminovanými sedimenty Labe a jeho přítoků

Labe se následkem uzavírání průmyslových závodů a úspěšně realizovanému Naléhavému programu MKOL dočkalo výrazného snížení odnosu škodlivých látek. Přesto jsou v Labi i nadále uložena značná množství kontaminovaného materiálu, především v břehových zónách, ve vodních zdržích a na plochách před povodňovými hrázemi.

V Hamburku jsou sedimenty v přístavu bagrovány nebo rovněž překládány. V Hamburku je za rok separováno kolem 600 000 t sedimentů na písčité (méně znečištěný) a jemný (vysoce znečištěný) podíl.

Také ve vodních zdržích, např. na Sále, musí být sedimenty bagrovány pro údržbu vodní cesty. Při známých zvýšených koncentracích škodlivin v těchto sedimentech panuje často nejistota o tom, zda je lze volně ukládat nebo zda musí být s velkými náklady ukládány na skládky zvláštního odpadu. Sedimenty bagrované na Sále z důvodu lodní dopravy jsou ukládány na skládku zvláštního odpadu.

Ani v mezinárodních diskusích nebyla tato otázka ještě vyjasněna. Často není jednoduchá mobilizace škodlivin reálná, jako například na plochách před hrázemi, ještě stále velmi silně znečištěných povodňovými sedimenty. Do této kategorie patří také sedimenty ve výhonových polích. Zde je účelné se sedimenty nemanipulovat. Na příkladu rtuti, která patří k problémovým prvkům Labe, můžeme odhadovat, že se předhrázová území vyčistí sama odpařováním rtuti do atmosféry [WALLSCHLÄGER, 1996]. Likvidace sedimentů s cílem zabránit tomuto procesu není reálná. Nelze předpokládat, že by se větší množství rtuti dostalo do toku nebo do podzemní vody vymývacími procesy. Vazby rtuti na látky obsažené v půdě jsou na to příliš pevné.

Problém manipulace s vysoce kontaminovanými sedimenty nebo půdami je na Labi aktuální jen na těch místech, kde je nezbytně nutné snižovat jejich množství. Separace na nekontaminovaný písek a relativně vysoce kontaminovaný jemný materiál, jak se již provádí v Hamburku, značně snižuje množství látek, které je třeba skládkovat.

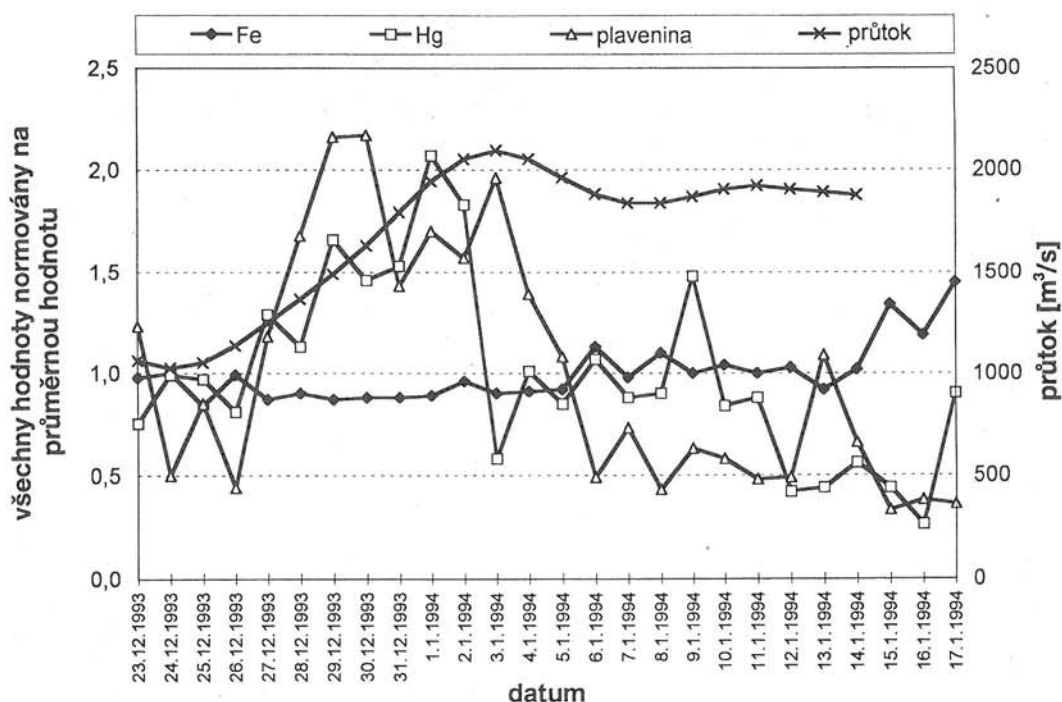
### 4.3 Voda jako reakční prostředí: přeměna, akumulace a transport škodlivin v toku Labe

Z hlediska škodlivin lze vodní systém považovat za „reakční prostředí“, kde probíhají různé, částečně protichůdné procesy. Podstatným procesem je transport škodlivin ve vodní fázi, který je závislý především na hydrologických poměrech. Dále mohou být škodliviny vázány na sediment a po určitou dobu akumulovány a ukládány. Ze sedimentů se mohou škodliviny prostřednictvím mechanických a fyzikálně chemických procesů (zvíření, popř. změna hodnoty pH a redoxních poměrů) opět uvolňovat do vodní fáze. Chemické reakce škodlivin ve vodním toku mohou vést k ohrožení ekosystémů a v nich žijících organismů.

Podobným, ale větší měrou biologicky ovlivněným přeměnám podléhají nutrienty. U dusíku je třeba přihlížet vedle rozpuštěných (dusičnany, amonné ionty) a partikulárních složek (řasy, bakterie) i ke stálým reakcím s atmosférickým dusíkem. Další nutrient - fosfor - se obdobně jako těžké kovy vyskytuje převážně vázaný na plaveniny nebo sedimenty.

### 4.3.1 Transport škodlivin při povodních

Průtokový režim Labe má charakter dešťovo-sněhového typu s vysokými průtoky vody na jaře a nízkými v létě. Typické hodnoty jsou přes 2 000 m<sup>3</sup>/s v zimě a kolem 500 m<sup>3</sup>/s v létě (Neu Darchau). Tyto rozdíly s faktorem kolem 4 a biologická aktivita (růst řas) mají za následek velmi rozdílný transport plavenin a tedy i sedimentů v průběhu roku.



Obr. 13: Průběh množství plavenin, jejich zatížení a průtok v době od 23. 12. 1993 do 17. 1. 1994 na jezu Geesthacht; hodnoty normovány na průměrnou hodnotu 1 [WILKEN ET AL., 1994a]

Pro objasnění chování plavenin a odhadu množství škodlivin bylo na přelomu roku 1993/1994 při očekávané povodni zahájeno cílené sledování na Labi v Magdeburku, Geesthachtu a v labském estuáru. Během tohoto období byly denně odebírány vzorky plavenin, v nichž se stanovoval obsah těžkých kovů [WILKEN ET AL., 1994a; SPOTT, 1994]. Od prosince 1993 do dubna 1994 došlo po pěti odtokově nízkých letech celkem ke třem povodním. V lednu, březnu a dubnu 1994 byly ve vodoměrném profilu Neu Darchau registrovány průtoky přes 2 000 m<sup>3</sup>/s.

Obr. 13 ukazuje časový průběh množství plavenin a jejich obsahu těžkých kovů během první povodně. Koncentrace jsou z důvodu přehlednosti normovány na průměrnou hodnotu 1. Železo, kadmium, chrom, arsen, měď, mangan, nikl a olovo se chovají obdobně, a proto jsou na obrázku znázorněny společně. Rtuť vykazuje specifický průběh koncentrací.

Na začátku povodně jsou plaveniny znečištěné jen nepatrně. Po prvním vrcholu povodňové vlny bylo naměřeno zvýšení koncentrací těžkých kovů, které po opadnutí povodňové vlny dále narůstaly. Tento jev lze interpretovat tak, že nejprve jsou dále odnášeny nové, relativně neznečištěné vrstvy sedimentů. Následně je resuspendován více znečištěný sediment ležící pod nimi. Alternativně by ovšem mohly hrát roli i dálkové transporty více zatížených sedimentů. Celkem bylo během této první povodně v relativně krátkém časovém období transportováno v toku enormní množství těžkých kovů (tabulka 10).

**Tabulka 10:** Odnosy během povodně od 23. 12. 1993 do 17. 1. 1994 [data: WILKEN ET AL., 1994a]

prvek	transportované množství v t	prvek	transportované množství v t
železo	5 600	měď	26
síra	1 800	olovo	23
titan	300	nikl	10
zinek	230	arsen	9
mangan	200	kadmium	1,7
chrom	34	rtuť	1
voda	3,8 miliardy	plavenina	100 000

Na základě těchto sledování lze učinit následující závěry:

1. Povodňové události mají na transport škodlivin v Labi rozhodující vliv. Během těchto tří sledovaných povodňových vln byla transportována více než čtvrtina ročního látkového odnosu rtuti za rok 1992 [REINCKE, 1993].
2. Údaje o koncentraci a množství jak u plavenin, tak i u rtuti ukazují, že největší význam měla první povodňová vlna.
3. V Magdeburku byly zjištěny větší odnosy plavenin než v Geesthachtu. Rozdíl činí v první povodňové vlně asi 20 000 t (cca 20 %). Příčina tohoto rozdílu tkví zřejmě v sedimentaci plavenin na další trase toku, a to zvláště na inundačních plochách.

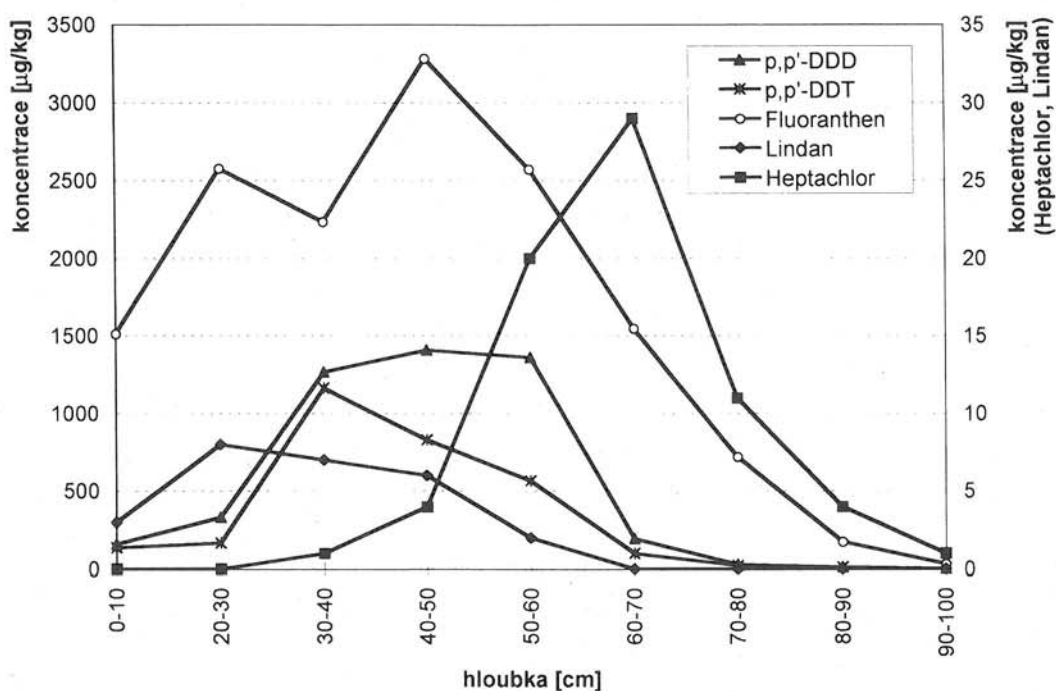
#### 4.3.2 Distribuce a mobilita organických škodlivin v labských nivách

Břehy Labe lemují rozlehlé záplavové plochy - údolní nivy. Tyto jedinečné typy poříční krajiny jsou ekologicky významné jako mimořádně druhově pestré lokality. Při povodních jsou zaplavovány, což vytváří typickou strukturu niv. Současně se v nivách ukládá velké množství plavenin, podílejících se na tvorbě půdy. Remobilizace těchto nánosů je na rozdíl od nánosů ve výhonových polích již sotva možná. Labské sedimenty byly po desetiletí znečišťovány nejrůznějšími škodlivinami. Historii těchto kontaminací lze v nivách vysledovat - i ony jsou pamětí řeky na hříchy minulosti, spáchané na životním prostředí.

Ve vybraných nivách Středního a Dolního Labe bylo analyzováno široké spektrum prioritních organických škodlivin v půdních profilech až do hloubky 1 m [WITTER, 1995]. Sledované sloučeniny patří do skupin polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) a výsevroucích chlorovaných uhlovodíků. Byly sledovány oblasti Asseler Sand u Stade - jediný evropský lužní les ve slapovém úseku Labe v poměrně zachovaném přirozeném stavu, chráněné území Heuckenlock u Hamburku a labská údolní niva Pevestorfer Elbeaue v okrese Lüchow-Dannenberg poblíž města Gorleben.

Obr. 14 ukazuje příklad hloubkových profilů vybraných organických sloučenin v Pevestorfer Elbeaue. Vyskytuje se zde distribuce v závislosti na látce s maximálními koncentracemi v hloubce od 30 do 70 cm. Rychlost sedimentace v této oblasti se odhaduje cca na 0,5 cm za rok, takže začátek průmyslové revoluce připadá na hloubku cca 60 cm. Ačkoliv jsou DDT a HCH (lindan) vyráběny až od 40. let, nacházíme metabolity DDT, ale i DDT samotné ve vysokých koncentracích až do hloubky 60 cm. Izomery HCH (lindanu) vykazují zvýšené hodnoty v hloubce mezi 20 a 50 cm. Sloučeninou s nejhlubším maximem koncentrace je insekticid heptachlor. Byl vyvinut přibližně ve stejné době jako lindan a DDT a používán až do 80. let. Znečištění profilu v Pevestorfu látkami PAU (reprezentovanými fluoranthenem) je rozloženo v široké křivce po celém profilu s maximem v hloubce 40 - 50 cm. Pokud souhlasí oba rámcové předpoklady - sedimentace 0,5 cm/rok, maximální vnosy organických látek kolem roku 1960 - musíme předpokládat přemístění sledovaných látek. Bez něho by očekávaná maxima koncentrací sloučenin, jako jsou

DDT, HCH a heptachlor byla v hloubce 20 - 30 cm. Následně je nutné počítat s tím, že škodliviny uložené v nivě se mohou dostat do podzemní vody, popř. opět do Labe. Pro ověření této hypotézy je třeba studovat chování organických škodlivin po vnosu do labských niv.



Obr. 14: Hloubkové profily organických škodlivin v labské nivě u Pevestorfu [data: WITTER, 1995]

#### 4.3.3 Vliv vnitrozemské lodní dopravy na jakost vody a transport plavenin

V rámci Projektu Labe I byly v kanalizované české části Labe provedeny výzkumy vlivu vnitrozemské lodní dopravy na jakost vody. Tyto studie prokázaly, že lodní provoz může nahradit přirozenou energii koloběhu vody, ztracenou po výstavbě zdymadel, a tím zlepšit samočisticí schopnost toku. Energie přiváděná lodními šrouby a transformací vlnového pohybu vody v malých zdymadlech nad Mělníkem je až 75krát větší než současná přirozená energie. Byl stanoven maximální průměr materiálu říčního dna, který se dostává pohybem tisícitonové lodi do vznosu. V celém příčném profilu to jsou částice o průměru 2 mm, v příčném dosahu lodních šroubů 7 mm. Z toho vyplývá, že plaveniny nemohou v plavební dráze sedimentovat. Usazují se však za příčnými a paralelními výhony a za koncentračními hrázemi. Sedimentace před jezovými tělesy má význam jen u tabulových nebo segmentových jezů za malých průtoků. Před moderními sektorovými jezy nebyly nalezeny žádné sedimenty. Malá nebo střední povodeň tedy nemůže resuspendovat větší množství sedimentů, takže se jakost vody nezhorší. Při velkých povodních se však dostanou do vznosu sedimenty usazené mimo plavební dráhu a jakost vody se dočasně podstatným způsobem zhorší. Pro studium mobilizovatelnosti těchto sedimentů však musí být vzaty v úvahu kohezivní vlastnosti labských sedimentů, neboť síla nutná pro jejich zviření roste s dobou jejich uložení.

#### 4.3.4 Rozklad a odnos nutrientů

Ze sledování vnosů nutrientů do Labe (kapitola 5.2) mohou být sestaveny bilance uvedené v tabulce 11. Odnosy nutrientů jsou zřetelně nižší než součet emisí z difuzních a bodových zdrojů. To platí zvláště pro nížinné řeky. Rozdíly mezi vnosy a odnosy ukazují rozsah rozkladných a akumuláčních procesů (u dusíku: nitrifikace, denitrifikace a sedimentace, u fosforu: sedimentace). Tyto procesy probíhají v nížinách s pomaleji tekoucími řekami a v jezerech přirozeně rychleji než na vysočinách nebo v horách.

**Tabulka 11:** Vnosy nutrientů a odnosy na Labi, Sále a Muldě [data: BEHRENDT, IGB Berlin]

	vnosy		odnosy		rozklad a zadržení
	celkem (kt/rok)	podíl bod. zdrojů (%)	celkem (kt/rok)	podíl bod. zdrojů (%)	
<b>Fosfor</b>					
Labe (1985-89)	33	61	12	65	64
Labe (1991/92)	20	55	4,4	55	78
Sála (1989/90)	7,7	69	2,7	51	65
Havola (1989/90)	5,0	67	1,1	77	78
<b>Dusík</b>					
Labe (1985-89)	380	37	186	37	51
Labe (1991/92)	270	43	102	30	62
Sála (1989/90)	92	51	36	56	61
Havola (1989/90)	46	57	10	48	78

Měrné profily: Labe (Schackenburg), Sála (Groß Rosenberg), Havola (Toppel)

Retenční a rozkladné procesy jsou tím silnější, čím menší je odtokové množství, tzn. čím vyšší je doba zdržení vody [BEHRENDT, 1996]. Stejným způsobem se chovají také jezera [VOLLENWEIDER, 1975].

#### 4.4 Typická distribuce škodlivin v Labi

##### 4.4.1 Typická distribuce prvků v plaveninách

Poprvé bylo stanovováno 60 prvků, a tak byly zachyceny i látky, které nejsou zahrnuty do rutinních programů sledování. Výsledky sledování prvků a jejich specifických forem v podélném profilu Labe umožňují poprvé získat souvislý přehled o stavu znečištění v různých kompartmentech celého toku. Při statistickém vyhodnocování se podařilo rozdělit tyto prvky do skupin, které jsou důležité pro hodnocení znečištění a pro výběr budoucích hlavních cílů sanace.

V tabulce 12 jsou uvedeny prvky sledované v plaveninách. Podle podobnosti svého výskytu v podélném profilu jsou rozděleny na geogenní a antropogenní skupiny prvků; geogenní prvky se dále dělí do tří skupin.

**Tabulka 12:** Distribuce prvků v plaveninách v podélném profilu [říjen 1993, data: GKSS]; prvky zahrnuté do rutinních programů jsou vytištěny tučně

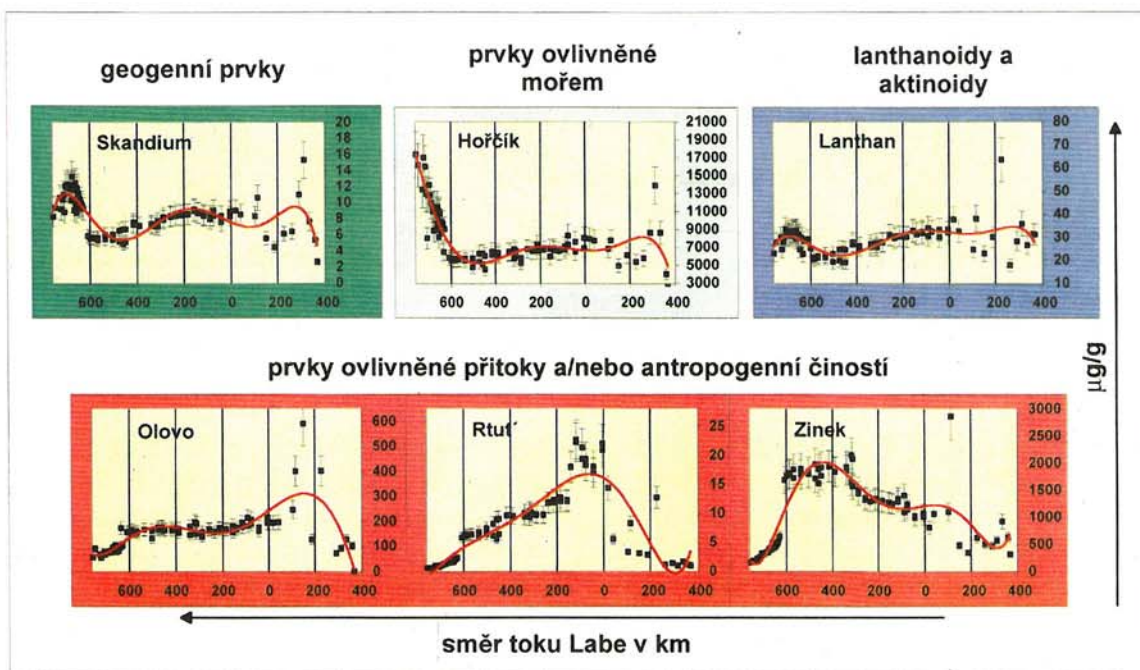
geogenní prvky	geogenní, téměř neovlivněné prvky	Al, Cs, <b>Fe</b> , Ga, Hf, K, Li, Nb, Rb, Ta, Th, Ti, V, Zr
	prvky silně ovlivněné mořem	B, Ca, Mg, Na, Sr
	lanthanoidy a aktinoidy	Ce, Dy, Er, Eu, Gd, Ho, La, Lu, Nd, Pr, Sm, Tb, Tm, Y, Yb, U
prvky ovlivněné antropogenní činností		Ag, <b>As</b> , Au, Ba, Cd, Co, <b>Cr</b> , <b>Cu</b> , <b>Hg</b> , <b>Mn</b> , <b>Ni</b> , Mo, P, Pb, Sb, S, Se, Sn, W, Zn

Do „geogenní skupiny“ patří prvky, které nejsou významně ovlivněny geogenními, ani antropogenními vlivy. Do „mořské skupiny“ patří prvky charakteristické pro Severní moře, které proto vykazují zvýšené koncentrace v oblasti ústí Labe. Do třetí patří vzácné, za určitých okolností i antropogenně ovlivňované prvky (skupina lanthanoidů a aktinoidů). Jsou vypouštěny například do Horního Labe u Pardubic. Pocházejí ze surovin pro výrobu fosfátových hnojiv, které jsou dováženy z poloostrova Kola. Čtvrtá skupina se skládá z prvků, jejichž koncentrace mohou být zčásti výrazně zvýšeny antropogenní činností.

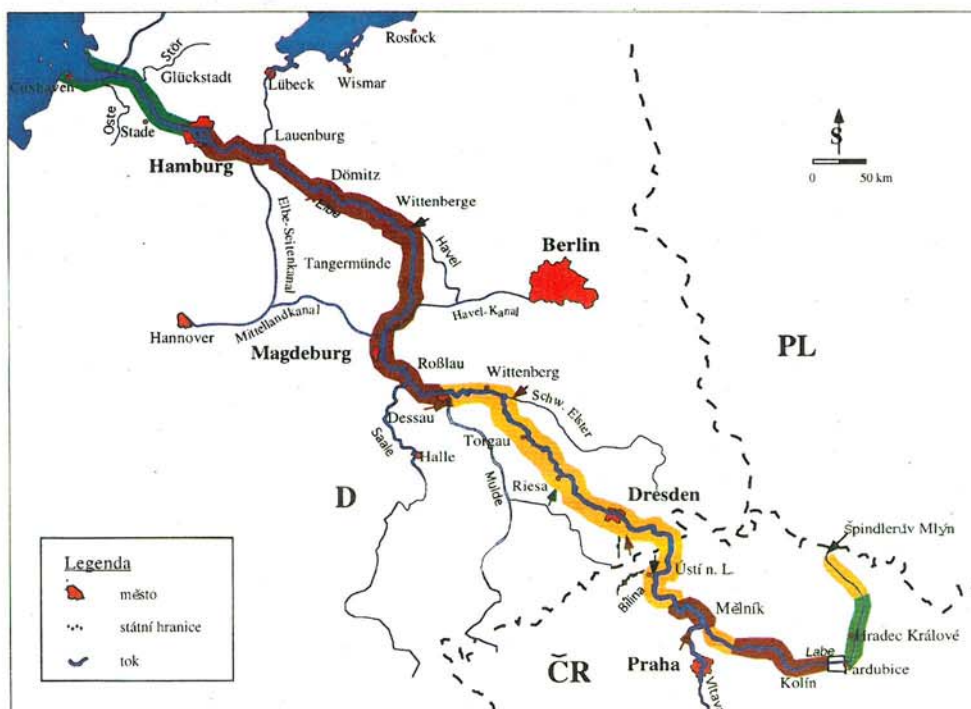
Obr. 15 ukazuje podélné profily pro vybrané zástupce výše zmíněných skupin prvků. Ze skupiny „geogenních prvků“ je uvedeno skandium, které nevykazuje žádné korelace se známými důležitými zdroji znečištění. Z „mořských prvků“ je uveden hořčík s nejvyššími koncentracemi v oblasti ústí Labe do Severního moře, ze skupiny „lanthanoidů a aktinoidů“ slouží jako příklad lanthan s nejvyššími koncentracemi na horním toku Labe a v oblasti jeho ústí do moře. Vzhledem k různým zdrojům znečištění ukazuje také skupina „antropogenně ovlivněných prvků“ různou typickou distribuci. Zobrazeno je olovo (s maximum v České republice), rtuť (maximum na česko-německé hranici) a zinek (maximum u Schnackenburgu).

Pomocí shlukové analýzy byly v podélném profilu zjištěny čtyři úseky s charakteristickými distribucemi prvků. Zatímco distribuce prvků v českém Labi podléhá ještě četným změnám, je možné německou část Labe rozdělit na tři v podstatě homogenní úseky - úsek od státní hranice po soutok s Muldou, od ústí Muldy po oblast města Hamburku a slapový úsek pod Hamburkem (viz obr. 16).

Na základě těchto výsledků lze diskutovat, zda je možné program sledování zredukovat, neboť teoreticky lze o homogenním úseku toku učinit charakteristické závěry i pomocí měření menšího počtu ukazatelů na několika málo místech.



Obr. 15: Koncentrace skupin prvků v podélném profilu Labe [data: PRANGE, GKSS]



Obr. 16: Výsledky shlukové analýzy plavenin - vzorkování z vrtulníku 1993 [data: PRANGE, GKSS]

#### 4.4.2 Typické distribuce organických látek

(Distribuce výševroucích chlorovaných uhlovodíků viz kap.4.2.4)

**Obecná distribuce uhlovodíků a steroidů:** Kontaminace ropnými látkami z velkého počtu zdrojů zatížily říční sedimenty i vodní fázi. Biogeochemické procesy vedly ke zvýraznění charakteristických distribucí alkanů, steroidů a PAU, přičemž nacházené uhlovodíky nejsou pouze antropogenního původu, ale do určité míry jsou produkovány biologickými procesy. Zjištěná typická distribuce uhlovodíků („fingerprint“) poukazuje na zdroje jejich vnosu.

**Typická distribuce alkanů v Labi:** Značně rozšířené alkany zobrazují v pozorovaných distribucích podle délky molekulárního řetězce poměr vnosů geogenního a biogenního materiálu. Typická distribuce nerozvětvených alkanů z recentních organismů se vyznačuje silnou preferencí složek s lichým počtem atomů uhlíku. Geogenní organické materiály, jako jsou minerální oleje a jiná fosilní paliva, naproti tomu vykazují vyrovnanou distribuci podle délky řetězce n-alkanů. Sledované uhlovodíky potom mohou být převážně označovány jako kontaminace ropnými látkami.

**Typická distribuce steroidů v Labi:** Cholestanol, cholestanon, koprostanol a koprostanon jsou v první řadě vhodné k odhadu ovlivnění toků a sedimentů fekálními emisemi. Poměr podílů 5 $\alpha$ H-steroidů cholestanolu a cholestanonu k podílům 5 $\beta$ H-steroidů koprostanolu a koprostanonu může být považován za míru fekálního znečištění [FRANKE, 1990].

Sledování koncentrací těchto steroidů v řadě labských přístavních sedimentů ukázalo, že v průměru zhruba dvě třetiny derivátů cholesterolu jsou způsobeny fekálními emisemi, zatímco na „přirozené“ biotické zdroje připadá pouze cca jedna třetina.

**Typická distribuce PAU v Labi:** Polycyklické aromatické uhlovodíky se mohou teoreticky tvořit *in situ* diagenetickými procesy. Za nejdůležitější příčinu jejich výskytu jsou považovány kontaminace ropnými látkami a rovněž značné průmyslové a městské emise petrogenních a pyrogenních uhlovodíků. Pro petrogenní distribuci PAU jsou charakteristické alkylsubstituované aromáty, které doprovázejí odpovídající aromatické základní sloučeniny, zatímco v pyrogenních směsích polyaromátů se vyskytují pouze v nepatrných koncentracích. To zvýrazňuje nutnost zahrnutí alkylovaných PAU (c-PAU) do sledování, protože by měly být získány specifické poznatky o zdrojích.

Stanovení provedená v sedimentech z hamburského přístavu [FRANKE ET AL., 1995], stejně jako z Havoly a Muldy [FRANKE ET AL., 1994], ukázala cca 50% podíl c-PAU na celkovém zatížení PAU, což svědčí o převaze kontaminace ropnými látkami v těchto místech.

Indikátorem vnosu polycyklických aromátů z odpadních plynů spaloven a spalovacích motorů jsou zvláště vysoké podíly fluoranthenu a pyrenu, přičemž poměr fluoranthen/pyren činí 2 až 4. V Labi patří fluoranthen s pyrenem k hlavním složkám frakce polyaromátů. Uvedený poměr koncentrací obou látek je většinou dodržován, takže se difuzní vnos polycyklických aromátů ze spalovacích procesů jasně zvýrazní.

#### Speciální distribuce organických škodlivin

**Distribuce fenylyl/kresylesterů alkylsulfonových kyselin v sedimentech** [FRANKE, nepublikováno]: Fenylyl/kresylestery alkylsulfonových kyselin se v bývalé NDR zřejmě používaly ve velkém množství jako technická smáčedla. Distribuce homologů nacházené v Labi obsahují lineární alkylové řetězce s 12 až 18 atomy uhlíku. Pro každou délku řetězce existují různé skupiny izomerů, které se liší rozdílnou pozicí skupiny esteru sulfonové kyseliny v řetězci.



Nacházené distribuce látek jsou specifické pro technologii výroby, používanou v bývalé NDR. Západní výrobci produkují srovnatelná smáčedla, která se ovšem liší v distribuci délky řetězců a izomerů. Koncentrace naměřené v dolním toku Muldy ukazují Bitterfeld-Wolfen jako nejdůležitějšího emitenta. Takřka rovnoměrnou distribuci ve zbývajícím úseku toku Muldy a v berlínských jezerech je možné přičítat difuznímu vnosu z mnohostranného užívání esterů alkylsulfonových kyselin. Ve slapovém úseku Labe (viz kap. 4.2.4) jejich koncentrace při neměnné distribuci rovnoměrně klesají.

**Distribuce haloetherů ve vodě a sedimentech Labe** [FRANKE, 1995a; HILDEBRANDT, 1995]: Haloethery se dělí do tří rozdílných skupin lišících se obsahem chloru, a sice dichlor-, trichlor- a tetrachlor-bis(propyl)etherů. V podélném profilu se ukazuje, že dichlor- a trichlor-bis(propyl)ethery se do Labe dostávají až s přítokem Sály. S tím spojené změny obsahu chloru („chlorination pattern“) bis(propyl)etherů je možné přičítat dvěma průmyslovým procesům, při nichž haloethery vznikají a jejichž emise se v Labi pod ústím Sály překrývají.

Při hydroxychloraci propenu, která představuje jeden z technologických stupňů průmyslově významné syntézy propylenoxidu, vzniká jako významný vedlejší produkt dichlor-bis(propyl)ether spolu s nepatrnými podíly trichlor-bis(propyl)etherů.

Tetrachlor-bis(propyl)ethery, které se do Labe dostávají ve velkém množství v Ústí nad Labem, neodpadají při výrobě propylenoxidu, přesto však pocházejí rovněž z chlorhydri- nové chemie a jsou nežádoucími, z hlediska kvantity mírně významnými vedlejšími produkty technické syntézy epichlorhydrinu. Distribuce izomerů této skupiny s obsahem chloru vykazuje v podélném profilu Labe zajímavé změny (obr. 6).

Souhrnně lze z hlediska distribuce látek odvodit některé závěry:

- Podélné profily koncentrací chloru v haloetherech odrážejí odlišným způsobem vnos z průmyslové chemie propylenoxidu a epichlorhydrinu.
- Na delším úseku toku dochází v řece ke změnám původní distribuce izomerů tetrachlorovaných etherů. Protože nelze lokalizovat žádné další zdroje znečištění, které by mohly tuto distribuci ovlivnit, mohou být příčinou uvedených změn izomerně selektivní biologické rozkladné procesy, izomerně selektivní vazby na sedimenty nebo jiné izomerní distribuce předcházejících emisí.

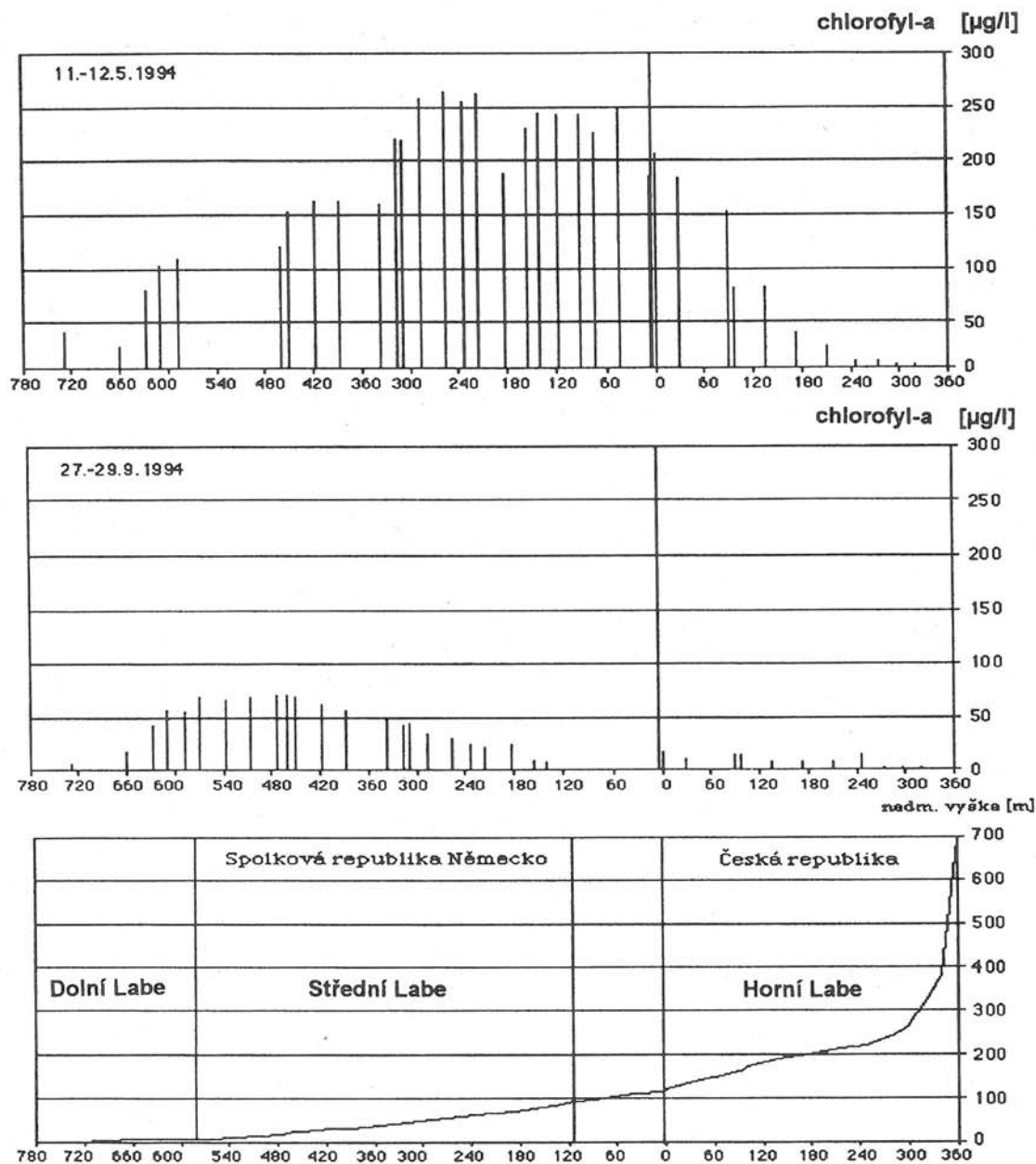
## 4.5 Biologické výzkumy (stav, zatížení škodlivinami a působení škodlivin)

### 4.5.1 Inventarizace a zatížení škodlivinami

Výzkum stavu organismů obývajících dno (zoobentos) tvoří základ biologického hodnocení jakosti vody v tekoucích vodách, dosud používaného v SRN a mnoha jiných zemích. Z vyskytujících se druhů se zvolí indikační druhy, které indikují intenzitu zatížení kyslíkové bilance organickými látkami (saprobní systém). Pomocí této metody se zpracovávají mapy jakosti vody, které se v SRN publikují od roku 1975 v pětiletém cyklu. Kromě potřebného sledování oživení prováděly spolkové země a Středisko pro sledování jakosti vody v Labi ARGE ELBE také výzkumy ichtyofauny, zatížení škodlivinami a působení škodlivin, a to na rybách a na mži slávičce mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*).

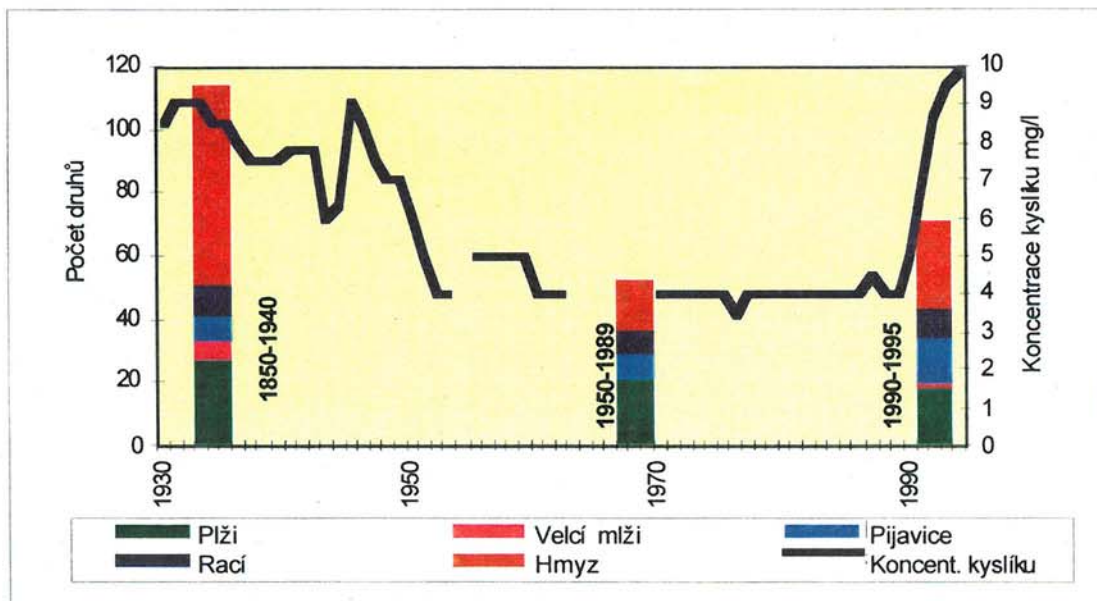
V České republice byl zahájen průzkum eutrofizace, který byl propojen se sledováním Labe na německém území. Těžištěm bylo zachycení vývoje fytoplanktonu v podélném profilu Labe, které sloužilo k přípravě společného německo-českého projektu „Vlivy nutrientů na jakost vody v toku Labe za proměnlivých podmínek znečištění“. Výsledky ukazují, že biomasa řas je značná již v horní třetině Labe a že koncentrace chlorofylu-a překračují na jaře ve středním toku Labe dokonce úroveň obvyklou v eutrofních stojatých

vodách. Výsledky [DESORTOVÁ ET AL., 1995] našly velmi kladnou odezvu u odborné veřejnosti a ukazují potřebu dalšího studia eutrofizace ekosystému Labe (obr. 17).



Obr. 17: Koncentrace chlorofylu-a v podélném profilu Labe během 2 vzorkovacích kampaní v roce 1994

Změny stavu makrozoobentosu v německém úseku Labe po roce 1989 byly zachyceny mnoha autory a porovnány se staršími údaji z literatury [PETERMEIER ET AL., 1995; DREYER, 1994; MÁDLER, 1994; SCHÖLL ET AL., 1995]. SCHÖLL (obr. 18) prokázal celkem 218 druhů, z toho 46 červů (Oligochaeta) a 45 pakomárů (Chironomidae). Nalezená společenstva odrážejí stupeň znečištění Labe. Z tohoto hlediska byly významné především berušky vodní (*Asellus aquaticus*), máloštětinatí červi (Oligochaeta), pakomáři a pijavice (Hirudinea).



**Obr. 18:** Počet druhů makrozoobentosu v Labi a průměrná koncentrace kyslíku u Magdeburku [podle SCHÖLLA ET AL., 1995]

Jedenáct nalezených druhů je zaneseno v „Červeném seznamu“ druhů ohrožených v Německu. U mlže *Unio pictorum*, uvedeného mezi silně ohroženými druhy, byly prokázány jednotlivé exempláře nad Drážďanami. Od roku 1927 byly pod ústím Havoly poprvé znovu nalezeny vážky *Gomphus flavipes*, charakteristické pro písčité řeky. Deset druhů nepocházelo z Labe (tzv. neozoa).

Časový vývoj ukazuje již zřetelné zotavení živočišných společenstev. Zvláště masový výskyt některých druhů chrostíků (např. *Hydropsyche contubernalis*) a lokální nálezy velkých mlžů (*Unio pictorum*, *Anadonta anatina*), larev vážek (*G. flavipes*) a jepic (*Heptagenia flava*, *H. sulphurea*) ukazují, že se Labe nachází na počátku regenerační fáze, která je změnami makrozoobentosu srovnatelná s počátkem sanace Rýna ve 2. polovině 70. let. V podélném profilu lze rozeznat lokální rozdíly způsobené znečištěním vod, avšak žádné členění biocenóz. Nejvyšší počet druhů se vyskytuje v Labských pískovcích, nejnižší v zóně proměnlivých obsahů solí (pásma brakické vody) pod Hamburkem.

Nápadná a zatím nevysvětlená je snížená četnost druhů a hustota individuí některých skupin pod Magdeburkem. V příčném profilu je počet druhů největší v kamenných záhozech na břehu, které jsou stabilní vůči přesunům, a nejnižší na dně toku.

Úspěchy provedených sanačních opatření potvrzuje návrat původních druhů typických pro Labe, např. *Mollusca*, *Plecoptera*, *Ephemeroptera*, *Trichoptera* a *Odonata*. SCHÖLL ET AL. [1995] zpracoval seznam druhů. Návrat každého jednotlivého druhu tohoto seznamu lze hodnotit jako úspěch sanačních opatření.

Hlavní náplní českého Projektu Labe bylo vypracovat koncepci budoucího biomonitoringu. Cílem bylo jednak soustředit dosavadní informace, jednak zjistit aktuální složení biocenóz a úroveň kontaminace biomasy vybraných členů potravního řetězce.

V letech 1992 - 1993 probíhalo sledování ichtyofauny, makrozoobentosu, makrofyty, nárostů (čtyřtýdenní produkce) a fytoplanktonu. Na českém úseku Labe bylo vybráno 6 odběrových míst vzorků v blízkosti mezinárodních měrných profilů. S výjimkou ichtyofauny a makroflóry nebyl dosud prováděn žádný systematický a dostatečný biomonitoring.

Kontaminace organismů škodlivinami byla dokonce sledována poprvé. Tak byl vytvořen základ pro sledování změn zoobentosu, které bude pravidelně opakováno v tříletém intervalu a mělo by umožnit posouzení účinnosti opatření „Akčního programu Labe“ MKOL. Kromě toho byl monitoring vybraných biologických ukazatelů zahrnut do rutinního sledování jakosti vody v Labi.

Vybrané výsledky jsou uvedeny v tabulce 13. Ve složení ichtyofauny došlo v průběhu 100 let k významným změnám, neboť vzhledem k vodním stavbám vymizelo 6 druhů těžkých ryb. Naopak se objevily 3 nové druhy, takže se v českém Labi vyskytuje 33 druhů ryb. Ve srovnání s minulostí se snížil počet dravých ryb, naproti tomu se zdvojnásobil počet ryb kaprovitých. Obsahy škodlivin v rybí svalovině překračují limitní hodnoty pro potraviny u rtuti a PCB na stanovištích s nepříznivou senzorickou kvalitou.

Nejvyšší kontaminaci vykazují larvy pakomárů a plž *Radix auricularia*. Hlavní příčinou je mj. vysoká kontaminace nárostů (tzn. hlavní potraviny uvedených organismů). Poprvé byly v České republice kvantifikovány malformace larev pakomárů (*Glyptotendipes Chironomus*), které se vyskytují v úseku řeky Labe pod prvními velkými bodovými zdroji znečištění (od ř. km 300) a postihly 20 - 36 % larev. Nejvyšší akumulace těžkých kovů byla zjištěna v ponořených rostlinách (*Ceratophyllum*, *Callitriche*, *Myriophyllum*). Nižší kontaminace byla naproti tomu nalezena u rostlin kořenicích v pobřežní zóně (*Phalaris arundinacea*). Změny kontaminace odpovídaly vesměs lokalizaci známých zdrojů znečištění. Výsledky byly podrobně publikovány v pracích LOCHOVSKÉHO A PUNČOCHÁŘE [1995] a rovněž u PUNČOCHÁŘE [1994a, b]. Dřívější pozorování na německé straně shrnul GUHR ET AL. [1993].

**Tabulka 13:** Kontaminace biomasy rtuti (mg/kg) a některé vybrané charakteristiky oživení v ekosystému Labe [PUNČOCHÁŘ, 1994a, b]

Stanoviště (ř. km Labe)	313,5	252,7	227,0	152,2	117,3	1,6
<b>Koncentrace Hg</b>	<b>v mg/kg</b>					
<i>Abramis brama</i>	—	0,2	0,1	0,4	0,4	0,3
<i>Asellus aquaticus</i>	0,4	—	—	1,4	2,6	2,3
<i>Herbopdella octoculata</i>	0,8	0,7	1,5	—	1,5	2,5
Chironomidae	—	0,8	2,5	1,0	1,5	1,7
submerzní rostliny	0,07	0,2	1,0	—	—	—
pobřežní rostliny	0,03	0,02	0,1	0,02	0,04	0,02
nárosty	+	0,9	3,3	2,4	8,1	12
<b>Charakteristika oživení</b>						
S* - <i>Abramis brama</i>	—	55	21	19	20	30
S* - dravci	—	40	16	27	18	36
Saprobní index <sup>1)</sup>	2,0	2,3	2,2	2,5	2,5	2,3
Index diversity <sup>2)</sup>	4,6	5,9	4,7	2,7	4,3	4,5
Skóre rozmanitosti <sup>3)</sup>	42	57	35	20	28	34
Index malformací	—	+	0,36	0,36	0,20	0,35

S\* - senzorická kvalita - čím nižší hodnota, tím nepříznivější kvalita

+ pod mezí stanovitelnosti

<sup>1)</sup> podle PANTLE-BUCKA [1955]

<sup>2)</sup> podle MARGALEFA [1958]

<sup>3)</sup> podle ARMITAGE ET AL. [1983]

#### 4.5.2 Účinky škodlivin

Na německé straně byly poznatky o účincích škodlivin v Labi shrnuty v pilotní studii [MÖLLER ET AL., 1993]. Na úrovni organismů a populací je největší indikační potenciál v současné době spatřován u makrozoobentosu a ryb. Makrozoobentos je zvláště vhodný pro regionální a časová sledování, protože relativně rychle a komplexně reaguje na vlivy životního prostředí a lze u něj relativně snadno odebrat vzorky. Labská rybí fauna zůstala i přes vysoké zatížení Labe škodlivinami relativně početná. Rozmanitá struktura břehů by zde měla pozitivně ovlivnit zachování jejího stavu. Choroby ryb (kosterní deformace, infekce, nádory) a úhyny ryb se sice vyskytovaly častěji, ale přímé souvislosti se znečištěním škodlivinami ve většině případů nebylo možné doložit. Z 11 sledovaných ptačích druhů byly nejvíce kontaminovány mořské vlaštovky, živící se rybami. Obsah rtuti v jejich vejcích patřil k nejvyšším na světě. Zřetelnější souvislosti než na úrovni organismů existují mezi obsahem škodlivin a degenerací vnitřních orgánů (např. mezi koncentrací PCB a degenerativními procesy v játrech). Proto bylo možno doporučit pro odhalení účinků škodlivin testovací metody jako sledování stability lysozomů u přichycených měkkýšů (sláviček) a ryb (cejnů). ARGE ELBE zařadilo toto sledování do svého programu.

Enzymatické testovací metody, které již jsou rutinně používány v analýze vod [OBST, HOLZAPFEL-PSCHORN, 1988], by měly být rovněž vhodné k co nejkompaktnějšímu hodnocení sedimentů. Spolkový ústav hydrologický zkoumá, zda:

- je stupeň narušení ekosystému sedimentu prokazatelný na základě enzymatických aktivit,
- lze použít testy enzymatické aktivity, osvědčené při analýze vody, ke stanovení aktivity látkové přeměny v sedimentu a podílech jeho pórové vody,
- použití intersticiální vody při sledování procesů látkové přeměny představuje vhodnou alternativu vůči sledování celkového sedimentu.

Pro zajištění integrovaného hodnotícího přístupu se sledování provádělo na sedimentech ve čtyřech referenčních oblastech, které se svým antropogenním zatížením výrazně liší [HEININGER ET AL., 1994].

Výběr použitých testů enzymatické aktivity *in vivo* reprezentuje enzymatické aktivity ze tří rovin látkové výměny heterotrofních mikroorganismů (pocházejících ze sedimentů). Dále byla sledována řada doplňkových ukazatelů, mj. také obsahy DNK jako veličiny analogické biomase a obsahy TOC, které umožňují výpovědi o potenciální nabídce substrátu vůči enzymům či mikroorganismům.

Výsledky ukázaly, že testy enzymatické aktivity *in vivo* budou po přizpůsobení metodiky vhodné k prokázání aktivit v pórové vodě a sedimentech. Právě u pórové vody různého původu lze nalézt výrazné rozdíly aktivit, které umožňují hodnocení vzorkovaného materiálu [HEININGER, TIPPMANN, 1995a].

Srovnání enzymatických aktivit a ukazatelů analogických biomase umožňuje výpovědi o stavu mikroorganismů. Normování aktivit (specifické enzymatické aktivity) zvýrazňuje rozdílný charakter referenčních oblastí, přičemž nejnižší specifické aktivity se vyskytují v nejvíce zatížených oblastech. V relaci k tamní velmi vysoké nabídce substrátu předpokládají HEININGER A TIPPMANN [1995b] inhibici enzymatických aktivit. Dalším studiem (zjištění vztahů dávka - účinek) by tato hypotéza mohla být potvrzena a enzymová inhibice kvantifikována.

Testy enzymatické aktivity představují následně podstatný přínos k hodnocení stavu sedimentů. Proto by se měly stát součástí rozsáhlého hodnocení sedimentů z ekologického hlediska [HEININGER, TIPPMANN, 1995c].

**Biologický monitoring účinků:** V Ústavu pro hydrobiologii a ichtyologii při Univerzitě Hamburk se od roku 1992 provádí v rámci projektu Německé společnosti pro výzkum (DFG) biologický monitoring účinků s využitím ryb (cejn aj.) a slávičky mnohotvárné. Analýza aktivovaných enzymů může poskytnout důležitá upozornění na významné zdroje znečištění. Aktivace enzymatického systému vlivem organických škodlivin může být za určitých okolností zesílena nebo oslabena účinky určitých těžkých kovů nebo dalších organických látek. Cílem projektu bylo objasnění těchto souvislostí.

Aktivity enzymu ethoxyresorufin-O-deethylázy (EROD) v játrech samečků cejnů byly trojnásobně, u Drážďan a Štětí dokonce až desetinásobně vyšší než u kontrolních ryb z jezera Belauer See [JEDAMSKI-GRYMLAS ET AL., 1995]. Za příčinu těchto zvýšení enzymatické aktivity je považována celulózka ve Štětí. To souhlasí se skandinávskými výsledky, které rovněž prokázaly zvýšené aktivity EROD v rybách v blízkosti celulózek. Měření provedená u Štětí v následujících letech poskytla výrazně nižší aktivity, což ukazuje na první sanační úspěchy v tomto úseku Labe. Zvýšení aktivit u Drážďan může být důsledkem likvidace dnes již uzavřených průmyslových podniků a celulózky v Pirně, což rovněž dokládají i velmi vysoké koncentrace PCB v měrném profilu Drážďany.

Tyto první výsledky ukazují, že biologický monitoring účinků prostřednictvím enzymů detoxikační látkové výměny je další možností k poznání zatížení Labe, popř. v něm žijících ryb.

#### 4.6 Ekomorfologie Labe

Na základě dohody pracovních skupin MKOL „Výzkum Labe“ (F) a „Ekologie“ (O) byla na německé straně vytvořena ad hoc pracovní podskupina „Ekomorfologie Labe“. Tato podskupina byla pověřena sestavením návrhu výzkumného programu ke zmapování aktuálního ekomorfologického stavu Labe a jeho nejdůležitějších přítoků. Výsledky tohoto programu budou sloužit jako základ realizačního plánu pro ochranu a rozvoj.

Tento program výzkumu zahrnuje následující klíčové body:

- A) Posuzovací rastr/hodnocení (1 sdružený projekt, zahrnující 10 částí na téma abiotických faktorů životního prostředí v Labi a jeho nivách, a 3 další projekty týkající se bioty)
- B) Řeka (2 projekty)
- C) Břehové zóny a údolní nivy (3 projekty)
- D) Přítoky (5 projektů)
- E) Cíl ochrany Labe (2 projekty)

Zasedání MKOL v roce 1992 tento program schválilo; v důsledku značného krácení prostředků byl však zatím realizován jen částečně. Byly zpracovány následující projekty:

- práce k vyhodnocení literatury (závěrečná zpráva je k dispozici),
- průzkumy fauny ze dna Labe (viz 4.5),
- předběžné ekologické průzkumy na Labi (závěrečná zpráva je ve fázi zpracování; tento výzkumný projekt je obzvláště důležitý, protože podle dosavadních znalostí může významným způsobem přispět ke zkvalitnění ekologického výzkumu Labe),
- výzkumné práce na téma „Ekomorfologické zmapování Muldy“,
- výzkumné práce pro ekologickou sanaci dílčích oblastí poříční krajiny Labe (Ústav pro výzkum údolních niv WWF Rastatt),
- práce, vztahující se k hydrologii (režim průtoků a podzemních vod) a k revitalizaci poškozené zelené vegetace v záplavových oblastech,

- sanace a hospodaření na přítocích (Stör, Ilm),
- revitalizace niv v aglomeraci Lipsko - Halle.

Kromě toho německá strana navrhla, aby byla na celém Středním Labi (úsek Pretzsch - Lauenburg) vytvořena souvislá biosférická rezervace „Poříční krajina Labe“. Tomuto návrhu byla vyjádřena podpora a byl doporučen UNESCO k realizaci.

Tato pracovní podskupina spolupracovala s pracovní skupinou O, která v období příprav výzkumných projektů provedla inventarizační průzkum labského ekosystému a publikovala závěry ve třech publikacích MKOL:

- Naléhavá ekologická opatření k ochraně a zlepšení biotopních struktur Labe,
- Ekologická studie k ochraně a utváření vodních struktur a břehových zón Labe,
- Labe - cenný přírodní klenot Evropy.

Práce nezbytné k získání výsledků probíhaly v České republice v národním Projektu Labe, v SRN za přispění pracovníků ministerstev a institucí jednotlivých zemí. Závěry těchto průzkumů byly převzaty MKOL a staly se základem návrhů pro ekologickou část „Akčního programu Labe“ do roku 2010.

Výsledky průzkumu druhového složení ichtyofauny a historické porovnání obsahuje i nejnovější publikace pracovní skupiny O „Ryby v Labi“. Zdůrazňuje nutnost výzkumných prací pro ověření a zlepšení funkce rybích přechodů podél Labe jako podmínky pro umožnění migrace ryb i jiných živočichů.

Budoucí program výzkumu byl za spolupráce členů německé pracovní podskupiny „Ekomorfologie Labe“ začleněn do výzkumné koncepce BMBF „Ekologický výzkum v poříční krajině Labe (Ekologie Labe)“, která byla zveřejněna dne 3. 8. 1995 ve věstníku Spolkové republiky Německo (Bundesanzeiger) a v současné době je ve fázi realizace.

#### 4.7 Přínos k zabezpečení kvality zásobování pitnou vodou

Labe a řada jeho přítoků (zvláště Sála a systém Havola/Spréva) jsou místy významnou měrou využívány k odběru pitné vody břehovou infiltrací. Zatímco ve starých spolkových zemích se tato forma úpravy pitné vody provádí přibližně jen z 6 %, v nových spolkových zemích je tento podíl vyšší než 14 %. Mezi Pirnou a Magdeburkem je podíl břehového infiltrátu zvláště vysoký a nemá žádnou ekonomicky zastupitelnou alternativu. Zásobování města Drážďany i aglomerace Halle/Lipsko prostřednictvím dálkového vodovodu z labské nivy u Torgau je závislé z více než 40 % na labském břehovém infiltrátu. Vzhledem k neukončené restrukturalizaci vodního hospodářství v nových spolkových zemích nejsou zatím k dispozici žádné spolehlivé statistické údaje. Odhady vycházejí z toho, že podíl povrchových vod (včetně břehového infiltrátu a akumulované podzemní vody) činí více než 40 % z 1 miliardy m<sup>3</sup>/rok pitné vody pro veřejné zásobování.

V českém povodí Labe je 86 % obyvatel napojeno na veřejné vodovody. Celkem se upravuje cca 609 mil. m<sup>3</sup> pitné vody za rok, z toho domácnosti spotřebují cca 40 %. Zbývající množství připadá na průmysl, zemědělství, ale také na ztráty v potrubní síti. Přibližně 56 % pitné vody (cca 341 mil. m<sup>3</sup>/rok) se upravuje přímo z povrchové vody. K tomuto účelu je k dispozici 27 vodárenských nádrží a dalších cca 100 přímých odběrů povrchové vody. Největší nádrž dodává cca 5 m<sup>3</sup>/s pro Prahu; největší přímý odběr vody, rovněž pro Prahu, činí 1 m<sup>3</sup>/s. Zbylých 44 % (cca 268 mil. m<sup>3</sup>/rok) potřeby pitné vody je pokrýváno ze zdrojů podzemní vody. Protože z toho je 13 % částečně odebíráno jako břehový infiltrát, je celkem na území povodí Labe až 62 % (vztaženo na celé území České republiky 40 %) vody, určené k zásobování obyvatel, ovlivňováno buď přímo nebo nepřímo nejen jakostí vody v Labi, ale hlavně jakostí vody v jeho přítocích.

Větší část vody upravované na pitnou vodu se spotřebovává jako chladicí voda v průmyslu a k zavlažování zemědělských ploch. Vzhledem ke stále vysokému znečištění jsou zčásti nutná velmi nákladná úpravárenská opatření, dříve než je možné předat vodu spotřebiteli/uživateli.

Bezpečnosti při zásobování pitnou vodou z břehového infiltrátu lze dosáhnout jen tehdy, dojde-li k podstatnému zlepšení jakosti vody a současně k využití technologických postupů, které umožní úpravu s ekonomicky únosnými náklady. Z bezpečnostních důvodů bude úprava břehového infiltrátu vždy nutná. Těžištěm výzkumu byly chemické, biologické a fyzikální procesy v podloží, včetně mísení s podzemní vodou, stejně jako přizpůsobení známých úpravárenských technologií specifické situaci v povodí Labe. Výsledkem jsou nové koncepce pro vodárny v Drážďanech, Coswigu, Halle a Magdeburku.

### **Rámcové podmínky pro úpravu pitné vody**

V dobách velkého znečištění obsahovalo Labe vysoké koncentrace látek, které spotřebovávají kyslík. Nucená infiltrace labské vody způsobená čerpáním surové vody v blízkosti toku vedla k tvorbě anaerobních břehových pasáží, což silně omezuje mikrobiologické reakční procesy a jejich čistící účinek. Pro kvalitu surové vody byly charakteristické zvýšené koncentrace organochlorových a organosírných látek a rovněž značné nepříznivé organoleptické (čichové a chuťové) vlastnosti. Do surové vody pronikaly četné hygienicky závadné látky, jako jsou pesticidy nebo haloformy, jakož i syntetické organické komplexotvorné látky, které lze eliminovat vodárenskými technologiemi jen velmi obtížně [GUDERITZ, SCHMIDT, BRAUCH, 1993]. Vysoké organické znečištění surové vody vedlo po nedostatečné úpravě k tvorbě značného množství trihalogenmethanů v důsledku nezbytné masivní dezinfekce chlorem.

První souhrnné posouzení situace v zásobování pitnou vodou bylo provedeno na základě technologicky orientované klasifikace labské vody s použitím tzv. „Sontheimerova testovacího filtru“ [SONTHEIMER, GIMBEL, MANN, 1988]. Nezávisle na absolutní nutnosti redukce vypouštění odpadních vod do Labe bylo možno pomocí modelových výpočtů ukázat, že u podstatné části organického znečištění jde o difuzní vnosi. Toto znečištění je z převážné části přirozeného původu, a proto se dá ovlivnit sanačními opatřeními jen do určité míry [MÜLLER, WRICKE, SONTHEIMER, 1993]. Tyto organické látky přirozeného původu obsažené ve vodě procházejí břehovou pasáží a narušují úpravu, protože se chovají podobně jako méně koncentrované škodliviny, čímž nadměrně zatěžují úpravárenská zařízení a způsobují vysoké provozní náklady [GIMBEL, KÖHLER, HAGMEYER, 1994].

### **Čistící mechanismy při břehové infiltraci**

Vzhledem k tomu, že Labe s sebou již z českého území přináší rozložitelné látky spotřebovávající kyslík, převládá v údolí horního německého Labe v půdním podloží anaerobní prostředí. Toto množství látek spotřebovávajících kyslík v dalším úseku toku až do Magdeburku klesá v důsledku samočisticích procesů, kde pak v břehové pasáži opět převládá převážně aerobní prostředí. Aerobní metabolismus je energeticky výhodnější, a tudíž rychlejší a kompletnější.

Na základě regenerace již v minulosti zatížené půdní matrice nedochází k znečištění břehového infiltrátu v obávané míře. Zvláště u organochlorových a organosírných sloučenin vedou úspěchy v ochraně vod k bezprostřednímu zlepšení kvality břehového infiltrátu.



Tyto látky se ve vodním toku vyskytují většinou ve formě vázané na částicích, takže jejich podíly jsou bezpečně zachyceny již při infiltraci labské vody. Rozpuštěné a rozložitelné podíly těchto dvou skupin látek jsou eliminovány již během krátké infiltrační vzdálenosti. Zbývající rozpuštěné a mikrobiologicky rezistentní podíly mají jen velmi nízký sklon k sorpci na půdní matrici, takže v dobách vysokého znečištění nedošlo sumárně k výrazným obohacovacím procesům. Prokazatelně se na půdní matrici akumulovaly vysokomolekulární organické látky přirozeného původu s aromatickými a chromoforními skupinami. Tyto uložené organické látky dlouhodobě ovlivňují kvalitu břehového infiltrátu, ať již přímo elučními procesy či nepřímo tím, že podléhají mikrobiologickým rozkladným procesům, a spotřebovávají tak kyslík ve vodní fázi a částečně indukují denitrifikaci.

Krátkodobé látkové znečištění nepředstavuje (stejně jako na Rýně) pro zásobování pitnou vodou žádné ohrožení, protože v závislosti na mocnosti protékaného akviferu je koncentrace škodlivin vlivem transportních a směšovacích procesů zředována natolik, že pro úpravu nepředstavuje žádné nebezpečí. Značný negativní vliv na kvalitu surové vody však představuje déle trvající znečištění, jako například zvýšené koncentrace pesticidů v letních měsících. Pro bezpečné odstranění těchto látek jsou zapotřebí odpovídající úpravárenské kapacity.

### **Úprava labského břehového infiltrátu**

K hlavním požadavkům na úpravu labského břehového infiltrátu ve Spolkové republice Německo patří odstraňování železa a manganu, dodržování bakteriologických ukazatelů, účinná redukce obsažených organických látek, zejména organochlorových a organosírných látek, jakož i bezpečné zadržování škodlivin na úrovni stopových koncentrací. Konvenční metody úpravy musí obsahovat minimálně oxidační stupeň a účinný filtrační stupeň a následně zařazené adsorbéry s aktivním uhlím pro bezpečné odstranění stopových látek. V závislosti na znečištění surové vody patogenními mikroorganismy a sklonu upravené vody k opětovnému nárůstu počtu bakterií je nutno počítat s předřazenými a koncovými dezinfekčními stupni. Vysoké organické znečištění surové vody vyžaduje dodatečné stupně úpravy pro odlehčení adsorbérů s aktivním uhlím [WRICKE, BORNMANN, BUNNEMANN, BERNHARDT, 1994; GIMBEL, KAATZ, KÖHLER, 1992].

Znečištění látkami spotřebovávajícími kyslík je třeba celkově snižovat výstavbou dalších čistíren odpadních vod, aby se vytvořily příznivé podmínky pro břehovou infiltraci. Současně je třeba zredukovat vedle bodového i difuzní vnos živin, takže se sníží i biogenní produkce organických látek ve vodě.

Těžké kovy jsou vázány převážně partikulárně a jsou mechanicky oddělovány již při infiltraci. Stabilní aerobní poměry a zamezení zvýšeného vnosu komplexotvorných látek je nutné, má-li se zabránit migraci těžkých kovů do podloží.

Výševroucí chlorované sloučeniny jsou při infiltraci rovněž z velké části zadržovány sorpcí. Níževroucí chlorované uhlovodíky jsou jen zčásti rozložitelné nebo nerozložitelné a mohou při zvýšených koncentracích v Labi proniknout až k odběrovému místu surové vody. Pesticidy, vyskytující se v Labi, jsou v půdním podloží eliminovány jen nepatrně. S ohledem na cíle stanovené do roku 2000, které se týkají využívání břehové infiltrace pro zásobování pitnou vodou pomocí „jednoduchých“ úpravárenských technologií, je proto zapotřebí dosáhnout redukce jejich maximální koncentrace přinejmenším na hodnoty  $< 0,1 \mu\text{g/l}$ .

Syntetické organické komplexotvorné látky mohou zabránit imobilizaci těžkých kovů a díky své perzistenci a hydrofilnosti částečně pronikají (EDTA, DTPA) až do pitné vody. Organické sloučeniny chloru a zvláště organické sloučeniny síry, jejichž rozpuštěné a nerozložitelné koncentrační podíly jsou po infiltraci eliminovány během další úpravy jen nepatrně, musí být s ohledem na jednodušší úpravu rovněž dále sníženy.

V České republice se surová voda z hlediska upravitelnosti dělí do čtyř kategorií: kategorie A označuje surovou vodu, která nevyžaduje žádnou další úpravu (s výjimkou mechanické filtrace, popř. dezinfekce). Do této kategorie spadá v povodí Labe jen 8 % vodárenských odběrů. Asi 12 % zdrojů musí být zařazeno do kategorie D, tzn. voda nevhodná pro úpravu na pitnou vodu. Ostatní zdroje jsou rozděleny do kategorií B a C, tj. surová voda vyžaduje jednodušší, popř. náročnější úpravu.

Surová voda z těchto téměř 300 zdrojů se upravuje různými technologiemi. Čísla v závorkách udávají budoucí cíl:

• písková, popř. mramorová filtrace	3 %	(0 %)
• jednostupňová úprava čiřením	37 %	(10 %)
• jednostupňová úprava s ozonizací	14 %	(10 %)
• dvoustupňová úprava čiřením	42 %	(55 %)
• dvou- až třístupňová úprava s ozonizací	4 %	(25 %)

Jakost pitné vody má vyhovovat mezním hodnotám stanoveným v české normě 75 7111 „Pitná voda“. Podle průzkumu provedeného v roce 1991 vyhovovalo 61 % pitné vody všem (fyzikálním, biologickým a bakteriologickým) mezním hodnotám; biologická a bakteriologická kritéria byla splněna z 91 %. Nesplnění mezních hodnot je způsobeno jak nevyhovující jakostí surové vody, tak i nevyhovující úpravou vody. Zlepšením jakosti vody v tocích a vybudováním nových technologií úprav pitné vody (viz výše) by mělo být v budoucnosti zajištěno dodržování požadavků na jakost pitné vody.

## 5. Odkud pochází znečištění Labe? - Přínos výzkumu Labe k identifikaci zdrojů škodlivin

Pracovní skupina MKOL „Akční programy“ provedla inventarizaci zdrojů znečištění v povodí Labe. Aktuální stav byl publikován ve zprávě MKOL „Inventarizace významných emisí prioritních látek z komunálních a průmyslových bodových zdrojů v povodí Labe“ - 1995. Výzkum Labe přispěl k objasnění zdrojů znečištění především analýzami jakosti sedimentů v přítocích a objasněním difuzního znečištění ze zemědělské oblasti.

### 5.1 Přítoky Labe

**České přítoky Labe:** České přítoky Labe byly sledovány v letech 1991 - 1993. Cílem sledování bylo doplnění rutinního programu měření informacemi o organických škodlivinách a těžkých kovech. Tabulka 14 ukazuje nejdůležitější výsledky sledování prováděného s nefiltrovanými vzorky vody [KALINOVÁ, 1994].

**Tabulka 14:** Jakost vody v koncových profilech přítoků Labe [1991 - 1993, údaje jsou mediány (n = 36/37) v µg/l; Projekt Labe I]

Měrný profil	AOX	1,2-dichlor-ethan	Dichlorbenzeny	HCB	Lindan (γ-HCH)	PCB	Hg*	Zn	As
Jizera (Nový Vestec)	10,3	<0,50	<0,03	<0,003	<0,01	<0,005	0,01	14,5	1,55
Vltava (Podolí)	12,3	<0,50	<0,03	<0,003	<0,01	<0,005	<0,10	14,5	3,60
Vltava (Zelčín)	17,5	<0,50	<0,03	<0,003	<0,01	<0,005	<0,10	25,0	3,45
Ohře (Terezín)	13,6	<0,50	<0,03	<0,003	<0,01	<0,005	<0,20	18,5	6,85
Bílina (Ústí n.L.)	515	42	1,31	0,200	0,02	0,036	11,5	110	18

\* údaje z rutinního sledování (částečně rozdílné meze stanovitelnosti u různých laboratoří)

Jizera je v koncovém profilu využívána jako zdroj pro úpravu na pitnou vodu pro Prahu a je na ní tedy uplatňována přísnější ochrana vod. Po stránce organických škodlivin a těžkých kovů může být považována za neznečištěný přítok Labe.

Vltava vykazuje ve srovnání s Labem nízké znečištění organickými škodlivinami a těžkými kovy; je však významným přítokem Labe a látkový odtok organických škodlivin a kovů vnášených do Labe může být v důsledku velké vodnosti značný. Zatížení Vltavy v oblasti jejího ústí je způsobeno především odpadními vodami z pražské ústřední čistírny odpadních vod. Měrný profil Podolí ukazuje zatížení Vltavy před vypouštěním odpadních vod v Praze.

Ohře je čistým přítokem s jen nepatrným zatížením organickými škodlivinami a těžkými kovy.

Bílinou vnášené množství organických škodlivin a rtuti do Labe je vysoké. Tak například látkový odtok AOX u Bíliny činí 3,7 g/s, zatímco u mnohem vodnější Vltavy „jen“ 1,8 g/s.

V Projektu Labe II byla sledování omezena na Vltavu jako nejdůležitější přítok Labe. První výsledky tohoto projektu zahájeného v roce 1995 [KALINOVÁ, 1996] ukazují, že ve srovnání s výsledky Projektu Labe I nedošlo k žádným významným změnám obsahu organických škodlivin, resp. těžkých kovů. Protože se některé koncentrace ve vodní fázi

nacházejí v oblasti mezí detekce, jsou v Projektu Labe II sledovány navíc i plaveniny pro další zpřesnění dosavadních výsledků.

S výjimkou rtuti nebylo při srovnání měrných profilů Podolí (před vypouštěním odpadních vod) a Zelčín (za vypouštěním odpadních vod) zjištěno žádné významné zvýšení koncentrací těžkých kovů v plaveninách. Průměrné koncentrace rtuti v plaveninách stouply z 1,4 mg/kg na 4,2 mg/kg.

Závěry:

- Koncentrace organických škodlivin a těžkých kovů v českých přítocích Labe jsou kromě Bíliny na nízké úrovni, částečně až pod odpovídajícími detekčními limity.
- Vltava jako nejvodnější český přítok přispívá výrazně k látkovému odtoku škodlivin v Labi, i když její zatížení je menší než u Labe. Proto je třeba neomezovat sanační opatření pouze na Bílinu.

**Německé přítoky Labe:** Inventarizace znečištění přítoků Labe probíhala ve dvou fázích. V první fázi (červen 1991 - prosinec 1994) byl zpracován systém řeky Muldy, včetně přehradního jezera na Muldě, a řeka Bílý Halštrov. Druhá fáze, zahrnující řeky Havolu, Sprévu, Černý Halštrov a Sálu, včetně údolních přehrad na řece Sále, začala v říjnu 1992 a v současnosti je v závěrečné fázi.

Před zahájením tohoto sdruženého projektu již existovalo určité množství dat o znečištění Labe škodlivinami, zatímco o přítocích nebyly prakticky žádné ověřené znalosti. Z charakteristiky povodí pak bylo možné usuzovat, že velká část znečištění Labe pocházela z přítoků. Hlavní pozornost při sledování přítoků byla zaměřena na sedimenty a zvláště na jejich znečištění těžkými kovy. Je zřejmé, že k trvalému zlepšení jakosti vody v Labi může dojít jen tehdy, pokud budou přítoky zahrnuty do sanačních opatření. Sanační opatření naproti tomu mohou být účinně aplikována jen tehdy, pokud je známo znečištění a cesty vnosu škodlivin, jakož i nebezpečí jejich remobilizace ze sedimentů.

Podrobný popis stavu prací na těchto projektech byl publikován Odborem technologie vody a úpravy kalů Karlsruhe německého BMBF v roce 1995 [PTWT, FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE, 1994].

Tabulka 15 poskytuje přehled o znečištění sedimentů těžkými kovy u důležitých přítoků v Německu. Protože znečištění Labe stojí v popředí, jsou pro vytvoření průměrné hodnoty uvažována jen odběrová místa v blízkosti ústí přítoků. Byly vybrány pouze takové oblasti v blízkosti ústí, kde je úroveň znečištění přibližně homogenní. U Muldy [data: Bergakademie Freiberg a Univerzita Hamburk] jde o oblast od soutoku Freiberské a Cvikovské Muldy ve Spojenou Muldu. Sála [data: Univerzita Jena] byla brána v úvahu od soutoku s Bílým Halštrovem, Havola [data: Svobodná univerzita Berlín] od Postupimi. U Černého Halštrovu, který je těžkými kovy znečištěn jen mírně [data: Univerzita Heidelberg a Drážďany], byla zahrnuta všechna odběrová místa.

Pro povodí Muldy a Sály jsou dnes již k dispozici opakovaná měření, takže je možné provádět první opatrné odhady trendu, které jsou podrobně diskutovány v kapitole 6.1.1. Zde je však namísto upozornit na jednu zvláštnost. Zatímco znečištění sedimentů těžkými kovy v Labi, Muldě a Bílém Halštrovu klesá, jsou v Sále i nadále zjišťovány stoupající koncentrace. To vše probíhá na pozadí rušení provozů a omezování výroby, výstavby čistíren odpadních vod a povodňových událostí na začátku roku 1994, které by rovněž měly přispět ke zlepšení kvality sedimentů. Ve stejném období kromě toho pokleslo znečištění Bílého Halštrovu, nejvýznamnějšího přítoku Sály. Vysvětlení tohoto neočekávaného stavu dosud chybí.

**Tabulka 15:** Průměrné znečištění sedimentů přítoků Labe těžkými kovy: Havoly [Svobodná univerzita Berlín], Černého Halštrovu [Univerzita Heidelberg], Muldy [Univerzita Freiberg a Univerzita Hamburk] a Sály [Univerzita Jena]; barevné podání odpovídá distribuci do příslušných tříd  $I_{geo}$  (viz obr. 8)

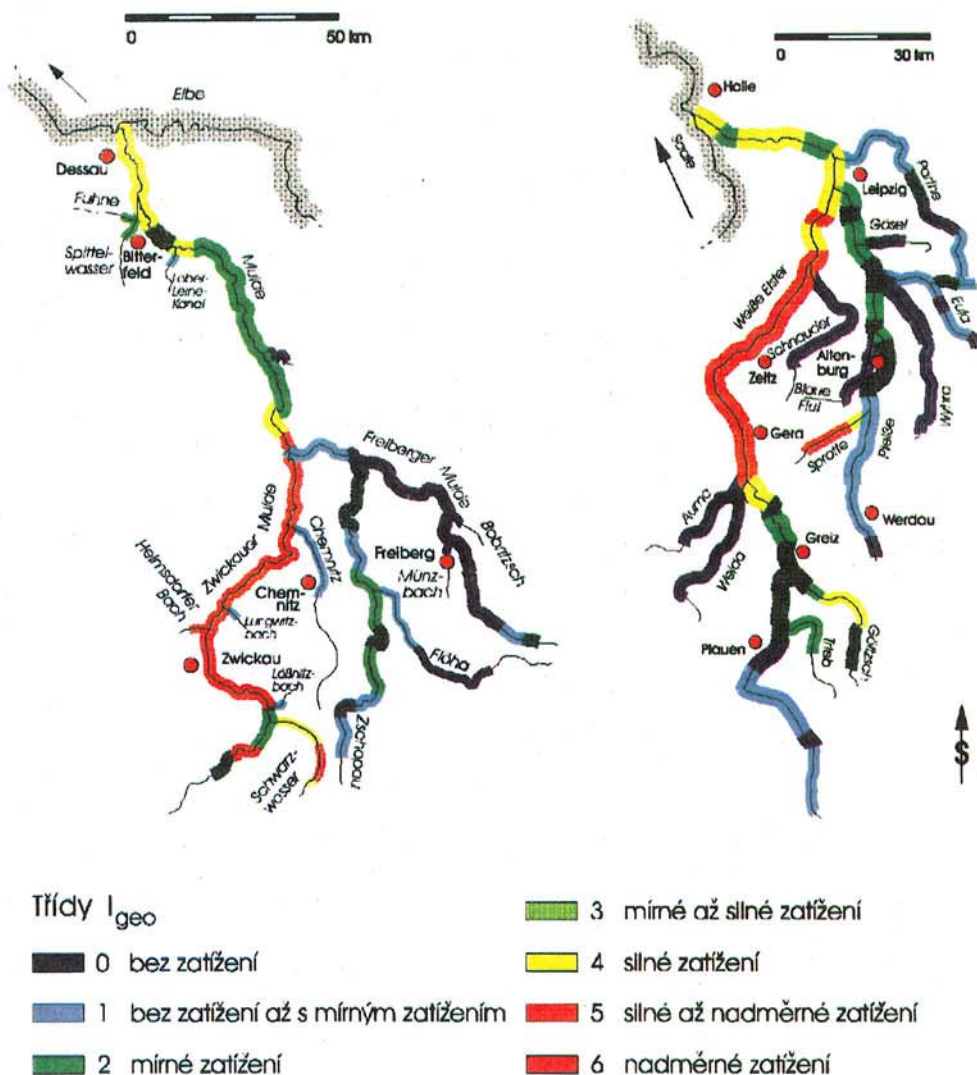
	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni	Hg	As
	mg/kg							
<b>Havola od Postupimi (n = 32)</b>								
Arit. průměr 93/94	10	110	220	400	3 600	50	0,9	23
Min.	2,2	50	90	160	1 100	20	< 0,1	13
Max.	23	320	430	2 100	11 800	90	7,3	40
<b>Černý Halštrov (n = 59)</b>								
Arit. průměr 1993	2,4	120	65	120	640	80	1,6	34
Min.	0,4	9	17	23	120	25	< 0,1	10
Max.	15	540	120	360	3 000	380	25	86
<b>Sála pod soutokem s Bílým Halštrovem (n = 7)</b>								
Arit. průměr 1993	1,7	110	200	140	910	77	21	15
Min.	0,9	69	115	170	125	58	13	11
Max.	2,7	130	310	200	1 780	120	31	18
Arit. průměr 1995	8,0	190	230	210	1 620	95	17	22
Min.	4,7	110	160	160	1 080	82	6,7	19
Max.	12	280	330	270	2 310	110	37	28
<b>Spojená Mulda (n = 28)</b>								
Arit. průměr 1992	46	200	260	410	2300	110	4,9	260
Min.	15	130	150	160	1 530	68	0,4	120
Max.	72	930	340	720	5 490	190	350	810
Arit. průměr 1992	36	130	190	340	1 830	84	2,9	200
Min.	19	88	120	190	980	57	0,2	64
Max.	170	230	260	640	9 320	150	31	560

Seřadíme-li přítoky podle stupně znečištění, získáme o původu těžkých kovů následující přehled:

- kadmium: Mulda, Havola, Sála (pod Bílým Halštrovem)
- rtuť: Sála, Mulda
- olovo: Havola (pod Sprévou), Mulda
- zinek: Havola (pod Sprévou), Mulda, Sála (pod Bílým Halštrovem)
- arsen: Mulda
- měď: Havola (pod Sprévou)

(U chromu a niklu se vyskytuje jen mírné, popř. menší průměrné znečištění.)

Zde je ovšem nutné poukázat na to, že stupeň znečištění sedimentů, stanovovaný zde v jemnozrné frakci (< 20  $\mu\text{m}$ ), není možné dávat do přímé úměry k vnosu těžkých kovů ze sledovaných přítoků. K tomu by musela být známa absolutní velikost depozic škodlivin, tj. veličiny jen těžko prakticky stanovitelné. Přesto je však možné vycházet z toho, že sedimenty mají při povodních pro odnosy těžkých kovů značný význam.



**Obr. 19:** Znečištění sedimentů uranem (frakce < 20 µm) v Bílém Halštrovu [data: Saská akademie věd Lipsko] a v Muldě [data: Bergakademie Freiberg]; odběry vzorků v roce 1992

### Znečištění přítoků uranem

Znečištění uranem se vyskytuje hlavně ve východním povodí Sávy, tzn. v dílčím povodí Bílého Halštrovu (Saská akademie věd v Lipsku) a v západním povodí Muldy (Univerzita Freiburg a Hamburk) (viz obr. 19). S velkou pravděpodobností zde existuje zvýšené základní geogenní zatížení, které je však zřetelně antropogenně ovlivněno těžbou a zpracováním uranu. V oblasti měst Gera (Wismut AG, Bílý Halštov) a Cvikov (Cvikovská Mulda) překračuje akumulace uranu 30krát celosvětově obvyklé hodnoty geogenního znečištění pozadí.

Je zajímavé, jak dalece působí znečištění uranem na jakost vody v Labi. Znečištění Labe uranem sledovalo Výzkumné centrum Geesthacht. Jen na jediném odběrovém místě - na levém břehu Labe pod soutokem s Muldou (Breitenhagen) - bylo prokázáno signifikantní

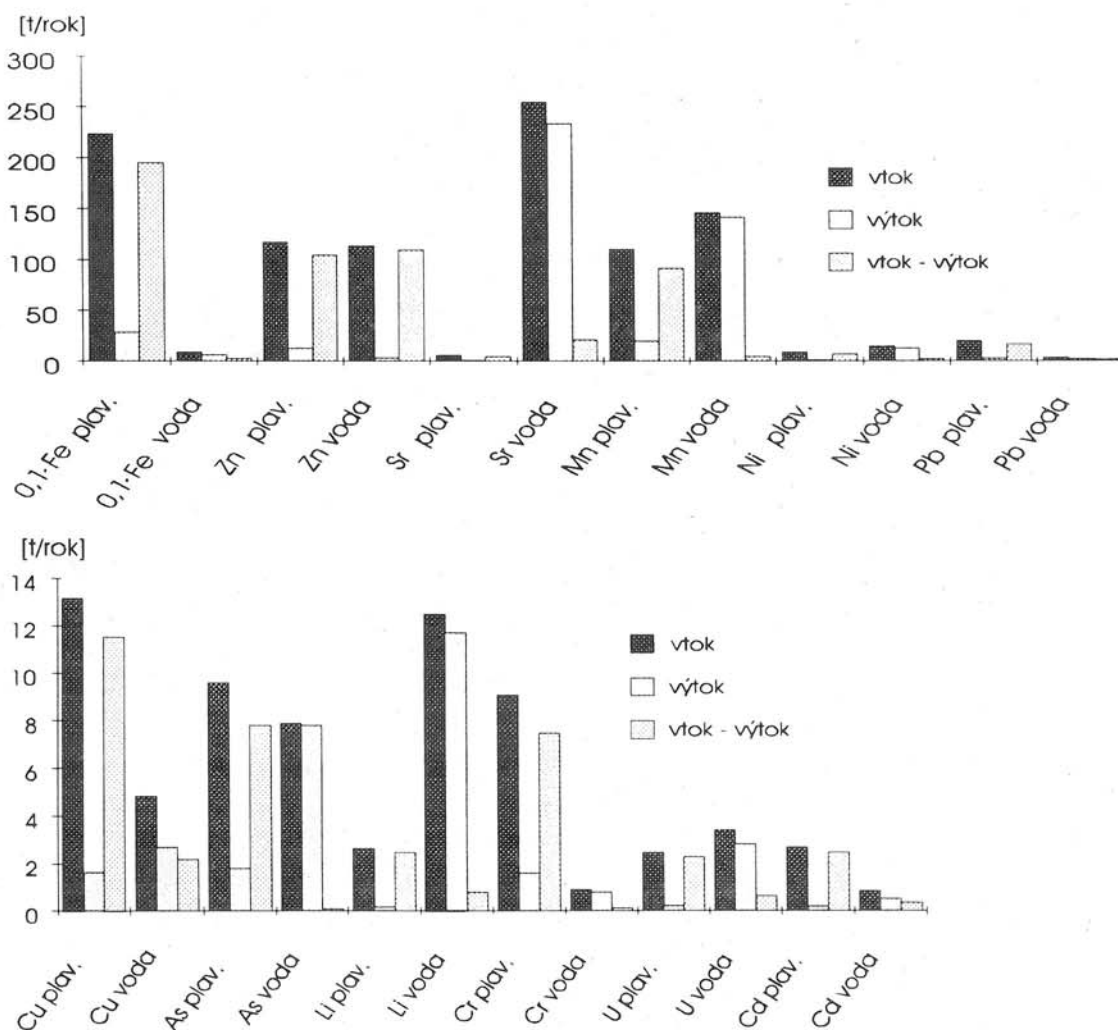
zvýšení koncentrací uranu v sedimentech (třída  $I_{geo}$  3). Na všech ostatních odběrových místech signifikantní zvýšení koncentrace nebyla zjištěna, střídavě se vyskytují dolní třídy  $I_{geo}$  0 a 1. Podle bilance na vstupu a výstupu přehrady na Muldě je však uran transportován ve formě vázané na plaveninu jen cca z 50 %; to znamená, že pro polovinu odnosu uranu v Muldě a Bílém Halštrovu sedimenty netvoří žádné úložiště.

### Přehradní jezero na Muldě jako říční čistírna

Asi 6 km severovýchodně od Bitterfeldu protéká Mulda přehradním jezerem Muldenstein. Bylo založeno během překládání toku Muldy v roce 1975 zatopením bývalých těžních jam Pouch a Friedersdorf po povrchové těžbě. Celkový zadržovaný objem vody činí 118 mil.  $m^3$ . Protože velká část odnosů plavenin přinášených Muldou (až do 90 %) se ukládá v jezeře, tvoří toto jezero velkou sedimentační nádrž, do níž se od roku 1975 uložilo značné množství škodlivin.

Potenciál ohrožení sedimenty z tohoto přehradního jezera byl proto jedním z klíčových témat v projektech, zabývajících se přítoky Labe. Na těchto projektech se podílela Saská akademie věd v Lipsku, Univerzita Heidelberg a Univerzita Hannover.

V přehradním jezeře na Muldě se ukládá 10 až 90 % vneseného množství prvků (viz obr. 20).



Obr. 20: Odnos a usazování vybraných prvků v přehradním jezeře na Muldě v rozpuštěné a partikulární fázi [data: Saská akademie věd v Lipsku, 1992]

Velmi příznivá je akumulace těžkých kovů mimořádně relevantních pro životní prostředí, jako je zinek (93 %), kadmium (80 %), olovo (79 %), chrom (76 %) a měď (76 %).

Z hlediska snižování znečištění Muldy a Labe je vysrážení těžkých kovů žádoucí. Na druhé straně tak vzniká skládka kalů s vysokým obsahem těžkých kovů, která se v současné době ročně zvětšuje cca o 200 t zinku, 20 t olova a 10 t mědi, niklu, arsenu a chromu. Za podmínek, které v jezeře v současné době převládají, jsou těžké kovy fixovány na sedimenty. Jejich vybagrování se proto v současné době nejeví jako ekologická či toxikologická priorita a není ani ekonomicky zdůvodnitelné.

### **Výzkumy remobilizace těžkých kovů v přítocích Labe**

V přírodních vodách se mohou kontaminované sedimenty díky resuspendačním procesům (zvíření turbulentním prouděním, bagrování apod.) dostat do intenzivního kontaktu s vodní fází. Přitom může dojít ke značnému uvolnění škodlivin. V tom spočívá ekotoxikologická závažnost těžkých kovů, protože se tak dostávají do potravního řetězce. V pracích prováděných na Univerzitě Karlsruhe bylo zkoumáno uvolňování těžkých kovů za oxidačních podmínek. Dosud byly zpracovány sedimenty z přehrady Bleiloch (Sálská kaskáda), ze Sály u Jeny, z Havoly v blízkosti soutoku s Labem, ze Sprévy u Lübben a z Černého Halštrovu u Schwarzheide.

Důležitým závěrem je to, že oxidační podmínky nedostačují k mobilizaci velkého množství těžkých kovů z původně anaerobních sedimentů, což by mohlo vést např. k překročení mezních hodnot obsahu těžkých kovů pro pitnou vodu. Teprve pokud je oxidace spojena se snížením hodnoty pH, dochází k silnému uvolňování kadmia, niklu, mědi a manganu. Toto nebezpečí existuje v Černém Halštrovu, přehradě Bleiloch a v Muldě. Olovo a chrom jsou i poté prakticky nemobilizovatelné.

## **5.2 Difuzní znečištění vod**

Odhady původu a velikosti látkových vnosů do vod jsou nutné k tomu, aby bylo možné plánovat opatření ke zlepšení jakosti vody a přibližně předpovídat jejich účinnost. Při zkvalitňování čištění odpadních vod se pozornost stále více soustřeďuje na difuzní zdroje, tj. na půdní erozi a vyplavování průsakovou vodou v oblasti zemědělství, ve městech na vypouštění nečištěných odpadních vod při vydatných srážkách, na odpadní vody z rozptýleného osídlení a na mnohé „po krajině roztroušené“ oblasti používání škodlivých látek. Zhodnocení těchto zdrojů a vypracování účinných opatření bude důležité zvláště tehdy, bude-li již známo, že se tyto zdroje ve značné míře podílejí na znečištění sledovanou látkou nebo pokud se i přes úspěchy při čištění odpadních vod kvalita vody nezlepší podle očekávání.

Pro nutrienty dusík a fosfor byly mezitím vypracovány značně spolehlivé údaje o řádové velikosti difuzních vnosů [BEHRENDT A NESMĚRÁK, 1995]. U difuzních vnosů těžkých kovů byl v České republice navíc zjištěn i jejich atmosférický vnos. Na základě ustanovení „Akčního programu Labe“ by mělo být hlavním budoucím úkolem zjištění spolehlivých odhadů o difuzních vnosech pro těžké kovy a pesticidy.

### **Difuzní vnosity živin**

Difuzní vnosity dusíku činily v letech 1991 - 1993 v celém povodí Labe cca 178 000 tun za rok. Protože bodové vnosity dosahují celkem jen cca 110 000 t/r N, činí podíl difuzních zdrojů na celkových vnosech cca 62 %. Pro fosfor jsou difuzní vnosity odhadovány na 8 300 t/rok. Podíl na celkovém znečištění činí přibližně 37 % z celkového vnosu cca 22 300 t/r P.



Rozdělení difuzních zdrojů nutrientů podle jednotlivých způsobů vnosu znázorňuje obr. 21. U dusíku je za nejdůležitější způsob vnosu v obou státech považováno vyplavování přes podzemní vodu a drenáže. U fosforu jsou naopak významné povrchové cesty vnosu. V České republice jsou přitom odhady dosud neidentifikovaných přímých vnosů z městských a zemědělských oblastí podstatně vyšší než na německé straně, kde jsou výše hodnoceny cesty vnosu vázané na přirozené odtokové cesty. Příčina této diskrepance spočívá zřejmě v metodickém přístupu. Zatímco německé odhady se opírají o dlouholeté průměrné hodnoty hydrologických složek, byly české výsledky získány v relativně suchém období let 1991 - 1993.

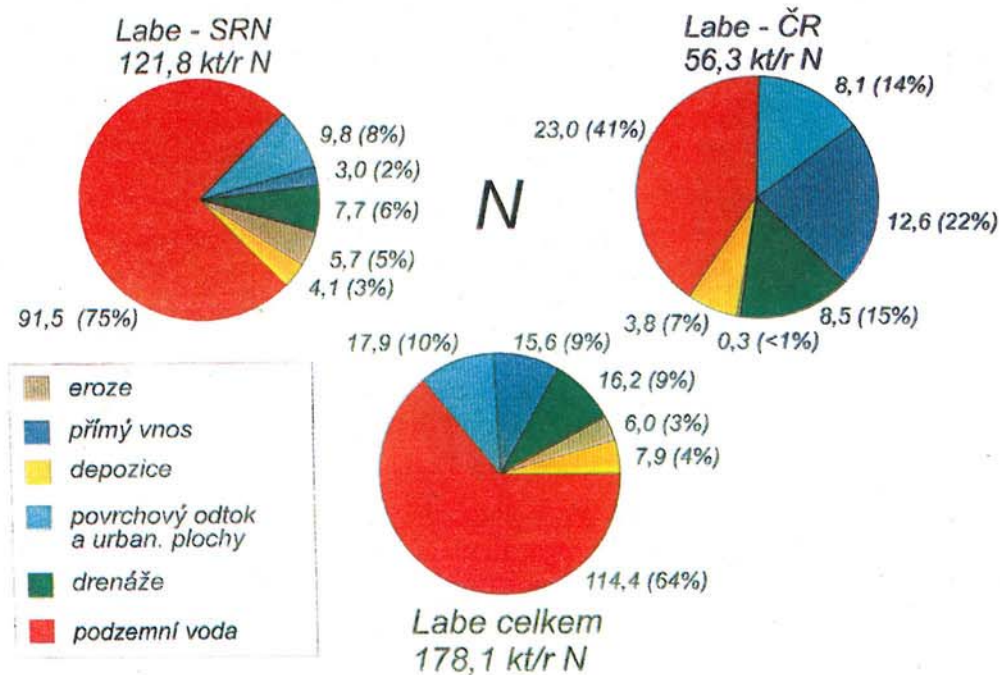
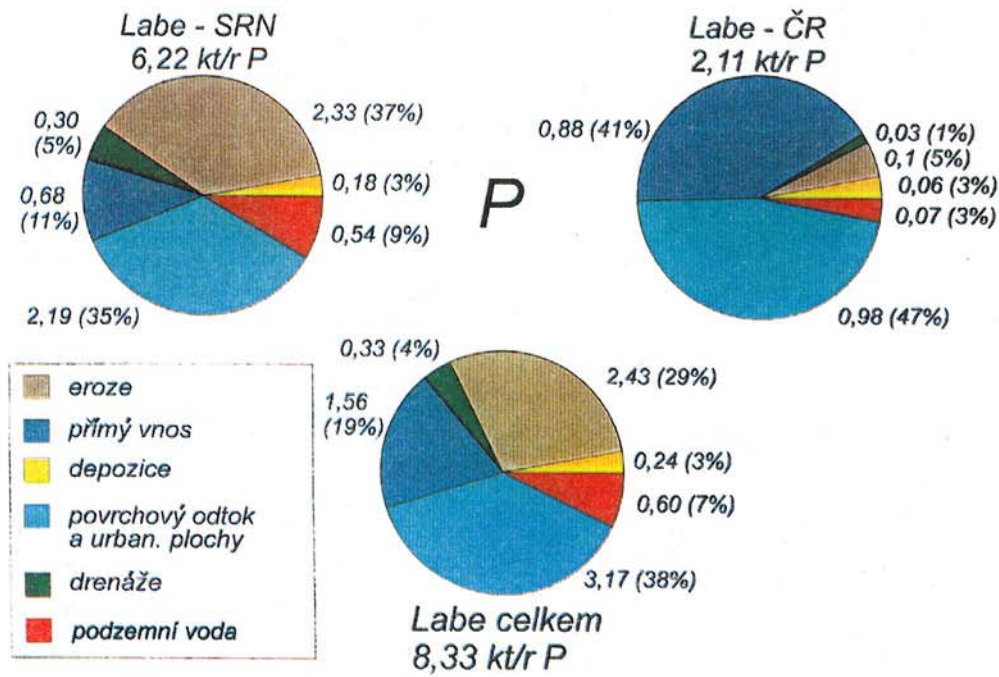
V dřívějších studiích o difuzním znečištění vodních toků se největší mezery ve znalostech vyskytovaly v oblasti erozních procesů, látkových přeměn v podzemní vodě pod půdní zónou prorostlou kořeny a přeměn v samotných vodních tocích. K tomu byla vypracována studie pro německou nížinu WERNER A WODSAK [1994], DAMAŠKA [1994] sledoval erozi českých zemědělských půd a HEJZLAR ET AL. [1995] difuzní zdroje fosforu v povodí Vltavy.

Produkty erozního splachu - minerální a organické půdní částice - obsahují poměrně velké množství fosforu, pocházejícího z průmyslových hnojiv. Za posledních 30 let se zvýšil obsah celkového fosforu v orných půdách České republiky v průměru o 70 %. Obsah mobilních forem fosforu přitom vzrostl dokonce o 190 až 210 %. Obdobný nárůst byl sledován i v Německu, kde je 60 % půd dostatečně nebo nadměrně zásobováno fosforem. Zhruba 2/3 celkové plochy zemědělské půdy v českém povodí Labe je třeba považovat za ohrožené erozí. Potenciální specifický odnos půdy činí průměrně 670 kg/ha za rok.

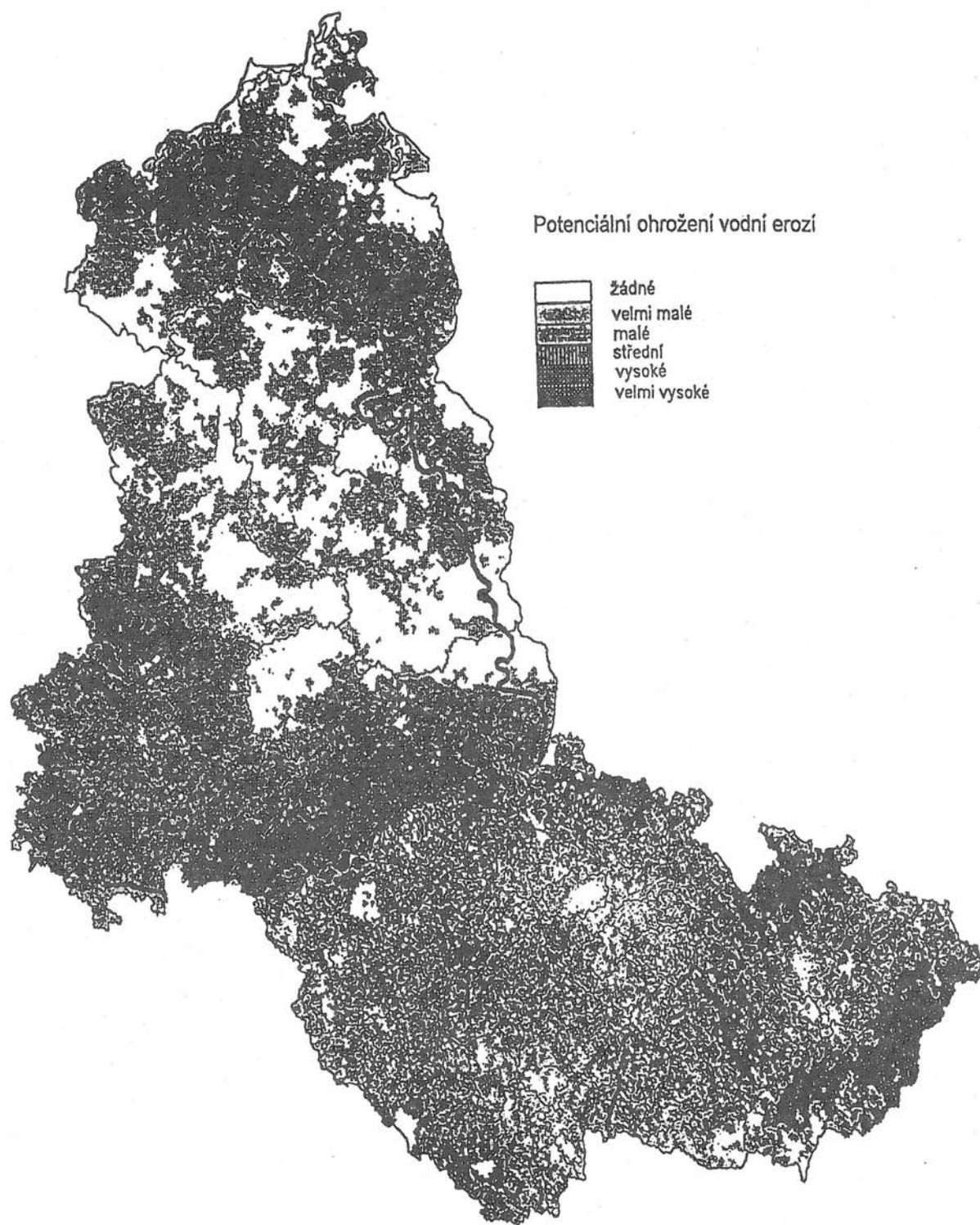
S ohledem na ohrožení erozí a na koncentrace fosforu naměřené v zemědělských půdách bylo u dílčích povodí Horního Labe, Orlice, Výrovky, Jizery, Želivky, Ploučnice a Kamenice zjištěno zvýšené riziko vnosů fosforu z plošných zdrojů (obr. 22). S menším rizikem je možno počítat v oblastech Chrudimky, Malše, Lužnice, Nežárky a Otavy. Odnosy fosforu v Ohři a Bílině jsou dány hlavně komunálními a průmyslovými bodovými zdroji.

Jak vnosy způsobené erozí, tak i prostřednictvím podzemních vod jsou v oblasti nezpevněné zeminy (nížiny) německého povodí Labe podstatně nižší a prostorově diferencovanější než v oblasti zpevněné zeminy (středohorské oblasti). Půdní eroze činí v oblasti nezpevněné zeminy v průměru 500 kg/(ha/rok), v čemž je zahrnuto 0,7 kg/(ha/rok) fosforu [DEUMLICH ET AL., 1995]. Z tohoto množství se dostává po sedimentaci v malých tocích jen cca 0,1 kg/(ha/rok) P do větších řek. V oblasti zpevněné zeminy je eroze v průměru přibližně dvakrát tak vysoká. Oblasti nížin nejvíce ohrožené erozí leží na okraji středohorských oblastí a v Mecklenburské pahorkatině.

Tyto regiony vykazují téměř stejné přebytky dusíku v zemědělství cca 100 kg/(ha/rok). Prostřednictvím podzemních vod však přitéká do vodních toků v oblasti nezpevněné zeminy jen 11 kg/(ha/rok) (vztaženo na užitnou zemědělskou plochu). V oblasti zpevněné zeminy je to naproti tomu cca 40 kg/(ha/rok). Svědčí to o tom, že ve zvodních nezpevněné zeminy s mocností do 50 m a na cestě do nich je dusík prostřednictvím denitrifikace odvětráván do vzduchu anebo se vzhledem k velmi dlouhé době uložení od 2 do cca 50 let dostává do toků daleko později. Nejvyšší vyplavování se očekává v intenzivně zemědělsky využívaných říčních nivách, zvláště v úseku Středního Labe. V současné době by mělo ke zvýšeným odnosům dusíku pocházejícím z posledních 30 let přispívat jen asi 20 až 25 % plochy oblastí nezpevněné zeminy [DANNOWSKI ET AL., 1995].



Obr. 21: Difuzní znečištění nutrienty v povodí Labe v letech 1991 - 1993 [data: BEHRENDT A NESMĚRÁK, 1995]



**Obr. 22:** Ohrožení vodní erozí v České republice a bývalé NDR (s vyznačením hranic povodí Labe) [data: Institut für Bodenlandschaftsforschung Müncheberg; VÚMOP Praha] [DEUMLICH A THIÈRE, 1996; JANEČEK, 1995]

Při porovnávání zjištěných vnosů s látkovými odnosy se ukazuje, že jak v českém, tak i v německém povodí Labe a v povodích německých přítoků nacházíme při měření odnosů pouze relativně nízké podíly (mezi 20 až 40 %) vnosů [BEHRENDT, 1996; MOHAUPT, BEHRENDT A FELDWISCH, 1996]. Odnosy jsou dokonce zřetelně menší než vnosy, pocházející ze známých bodových zdrojů. Zatímco u dusíku je možné vycházet ze skutečných ztrát do atmosféry, odpovídající množství fosforu by muselo být usazeno v celém říčním systému, jeho jezerech a nádržích nebo na zaplavovaných plochách (viz 4.3.4).

### **Difuzní vnosy těžkých kovů**

Těžké kovy se do vodních toků dostávají sice především s průmyslovými odpadními vodami, ale podstatná část pochází také ze zemědělských půd, kde se postupně akumulují. Tyto těžké kovy pocházejí z agrochemikálií (např. kadmium je průvodní látkou fosforových hnojiv) i ze suché a mokré atmosférické depozice. Výzkum zatížení českých půd těžkými kovy [DAMAŠKA, 1993] jednoznačně prokázal, že nejvyšší koncentrace vykazují nivní půdy. Koncentrace v ostatních půdách nepřevyšovaly signifikantně příslušné hodnoty pozadí (s výjimkou průmyslově ovlivněných lokalit) a nemohou tedy být zdrojem ekologicky významného znečištění vod a jejich sedimentů. Ani systematický monitoring těžkých kovů v zemědělských půdách v celém českém povodí Labe neprokázal žádné podstatné regionální rozdíly [Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský - ÚKZÚZ Praha, 1991-1993, eluce 2molární HNO<sub>3</sub>]. Na základě zjištěných poněkud vyšších koncentrací a vzhledem k ohrožení půd erozí je nutno počítat s potenciálně zvýšeným rizikem vnosu kadmia v západní a severozápadní části českého povodí Labe, olova v západní a severovýchodní, rtuti především v severní a chromu v jihozápadní části českého povodí Labe. Vedle antropogenního vlivu je příčinou těchto rozdílů především rozdílný chemismus půdotvorných hornin.

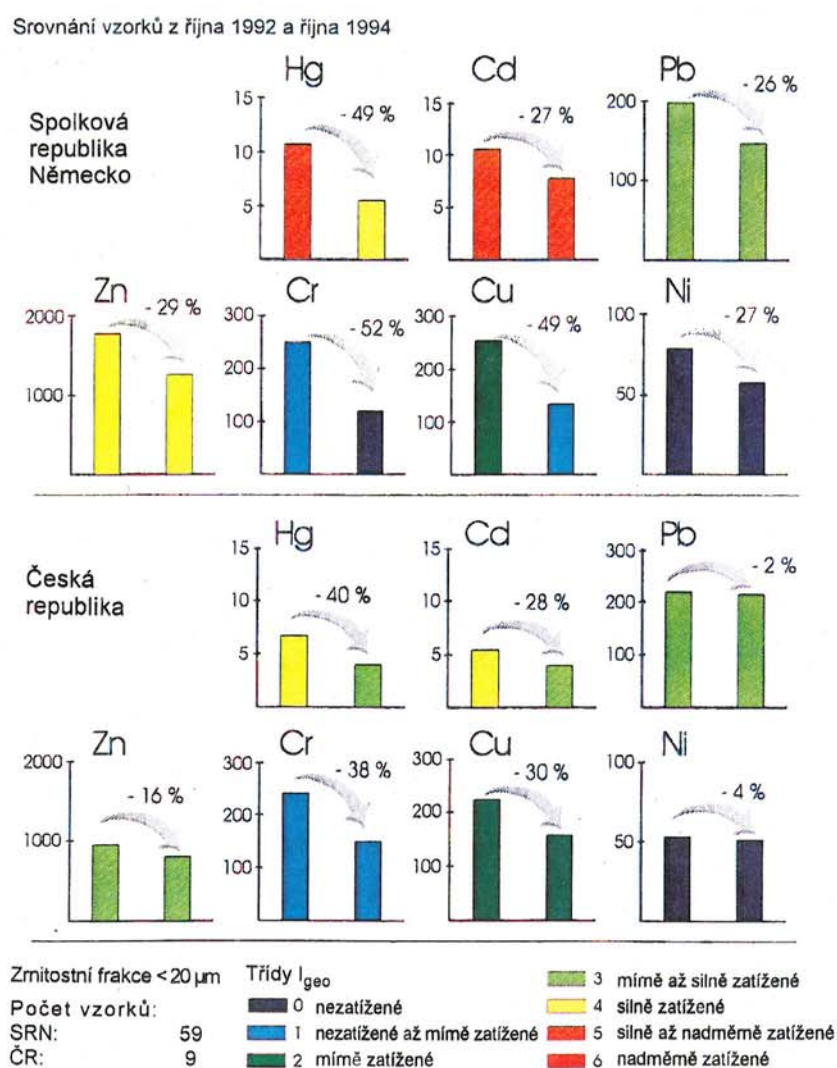
### **Atmosférická depozice nutrientů a těžkých kovů**

Atmosférická depozice nutrientů a těžkých kovů byla pro Českou republiku sledována tzv. bulk-metodou [ŠKODA, 1994]. Depozice dusíku (jako součtu NO<sub>3</sub>-N a NH<sub>4</sub>-N) kolísá mezi cca 15 až 25 kg/(ha/rok) N. Depozice fosforu se pohybuje v rozmezí 0,3 až 0,6 kg/(ha/rok) P a u těžkých kovů byly zjištěny následující depoziční dávky: kadmium 3 – 6 g/(ha/rok), olovo 100 – 300 g/(ha/rok) a chrom 3 – 40 g/(ha/rok). Tyto orientační hodnoty pro depozici se dobře shodují s hodnotami v sousedních zemích. Depozice nutrientů v německém povodí Labe je rovněž řádově shodná [WERNER A WODSAK, 1994].

## 6 Vybrané výsledky a jejich přínos pro práci MKOL a pro praxi

### 6.1 Stav výzkumu a trendy ve znečištění

Zjišťování trendů ve znečištění toků slouží k pochopení a hodnocení účinků ekonomických a technických opatření v oblasti čištění odpadních vod. Provádí se na základě sledování koncentrací nebo látkových odtoků (součinu koncentrace a průtoku). Předpokladem pro zjišťování trendů je rozumný výběr míst odběru vzorků, dostatečný počet vzorků pro statistické hodnocení a v neposlední řadě dostatečně přesná analytika. O dalších podrobnostech zjišťování trendů (zohlednění hydrologických poměrů, teplot atd.) informuje např. HELLMANN [1986] nebo SPOTT [1994].



Obr. 23: Průměrné koncentrace těžkých kovů (mg/kg) v sedimentech Labe - srovnání odběrů vzorků v letech 1992 a 1994 [data: Ústav geochemie životního prostředí, Heidelberg]

Jako doplněk k závěrům o trendech vývoje ve výročních zprávách ARGE ELBE je zde referováno především o změnách zatížení sedimentů. Na obr. 23 je znázorněno vzájemné srovnání průměrných koncentrací těžkých kovů v sedimentech německého a českého Labe v letech 1992 a 1994. V německém úseku Labe bylo hodnoceno 50 vzorků, v českém pak 9 vzorků. Slapový úsek Labe pod Hamburkem nebyl zohledněn vzhledem k vlivu mořských sedimentů. V tomto úseku Labe se mísí říční (vysoce znečištěné) a mořské (méně znečištěné) sedimenty, takže změny v kvalitě říčních sedimentů již nelze přímo pozorovat.

Podle obr. 23 došlo během dvou let k výraznému poklesu zatížení těžkými kovy. U sledovaných kovů je snížení vztahované na německý úsek Labe mezi 25 a 50 %. V České republice lze pozorovat tentýž, avšak o něco méně zřetelný trend. Zatížení se zde snížilo maximálně o 40 % (u rtuti); u olova již není pokles signifikantní. Výchozí situaci v letech 1992 a 1994 lze shrnout takto:

#### **Situace v roce 1992**

- Říční sedimenty ukazují aktuální stav cca tři roky po společensko-politických změnách.
- Četné provozy v bývalé NDR již byly uzavřeny.
- Naléhavý program MKOL z prosince 1991 se začíná realizovat.
- Odběry vzorků byly prováděny po čtyřech letech výrazně nízkých odtoků.
- K často očekávanému rychlému poklesu znečištění nedošlo.

#### **Situace v roce 1994**

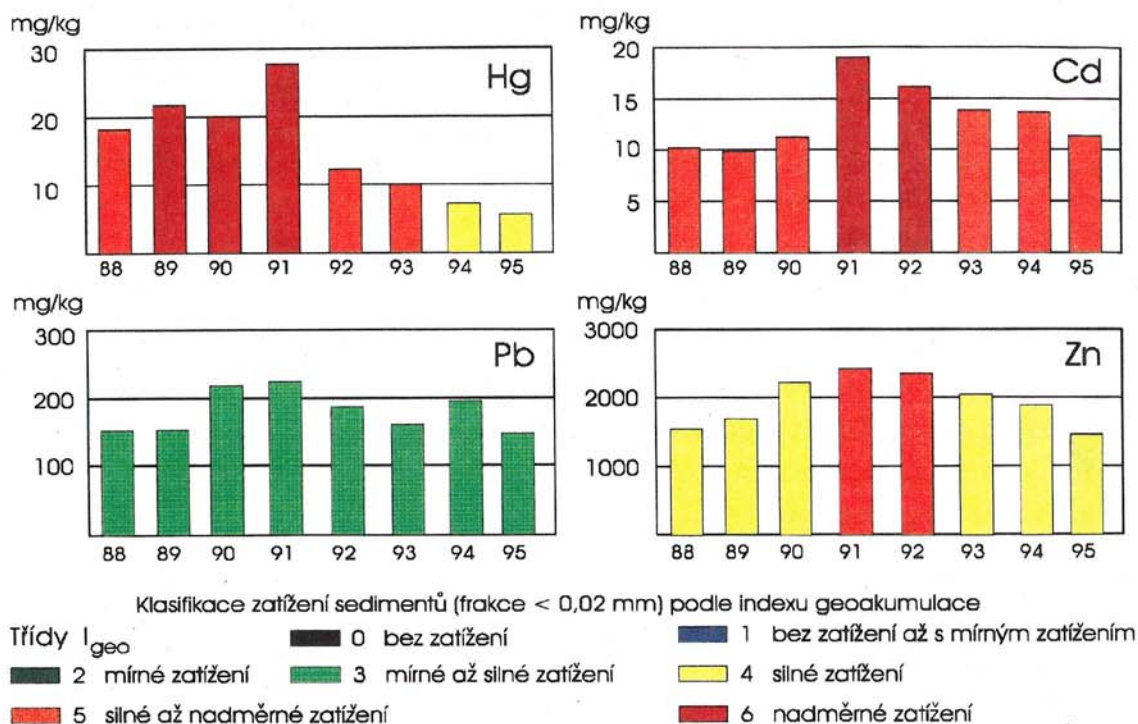
- Zatížení těžkými kovy je nadále na vysoké úrovni, avšak výrazně nižší než v roce 1992.
- Naléhavý program MKOL je v komunální oblasti ze dvou třetin ukončen; u přímých průmyslových zdrojů znečištění byla zahájena, popř. již zrealizována dohodnutá opatření.
- Odběry vzorků proběhly po první výrazné povodňové situaci po více než 5 letech.

Výsledky vzorkování v letech 1992 a 1994 jsou překryty mimořádnou hydrologickou situací. V roce 1992, po čtyřletém období výrazně nízkých vodních stavů, bylo nutno vycházet z toho, že akumulace škodlivin v sedimentu byla vyšší, než se očekávalo. Další odnášení způsobené resuspendací, jako jedinou možností samočištění sedimentů ve vztahu k těžkým kovům, mohlo vzhledem k výpadku povodňových stavů probíhat jen v omezeném rozsahu. O dva roky později, na počátku roku 1994, došlo ke třem výrazným povodňovým situacím s kulminačními průtoky nad 2000 m<sup>3</sup>/s (měřeno na vodoměrném profilu Neu Darchau). Tím byla rovnováha mezi emisí těžkých kovů, usazováním na dně toku a dalším odnosem narušena natolik, že ve srovnání s předchozími léty bylo dále odnášeno více škodlivin, než kolik jich sedimentovalo a bylo dodáno.

Tyto úvahy ukazují, že domnělý pokles zatížení sedimentů v roce 1994 nemusí být za určitých okolností přičítán výlučně zavedeným sanačním opatřením, nýbrž že může jít i o následek specifické odtokové situace.

Dlouhodobější sledování těžkých kovů v sedimentech (čerstvé sedimentovatelné plaveniny) provádělo ARGE ELBE na měřicí stanici Schnackenburg. Na obr. 24 jsou pro srovnání uvedeny průměrné roční hodnoty ze zařízení pro zachycování plavenin od roku 1988. Z nich lze vyvodit tyto závěry: Jak ze zachycovaných plavenin ve Schnackenburgu, tak i z průměrného zatížení sedimentů v celém německém úseku Labe vyplynul výrazný pokles zatížení těžkými kovy, přičemž zatížení čerstvých sedimentovatelných plavenin ve Schnackenburgu odpovídá průměrnému zatížení sedimentů v celém německém úseku

Labe. Delší doba sledování ve Schnackenburgu také potvrzuje uvedenou domněnku, že snižování zatížení těžkými kovy probíhá pomaleji, než se uvažovalo na základě srovnání let 1992 a 1994. Skutečně výrazný pokles koncentrace se projevil jen u rtuti. U olova byly v roce 1994 dokonce zjištěny rostoucí hodnoty a u kadmia je sice od roku 1991, kdy bylo dosaženo maximálního stavu zatížení ze všech těžkých kovů, pozorován pokles, přitom však průměrné roční hodnoty leží zřetelně nad úrovní před rokem 1989.



**Obr. 24:** Průměrné koncentrace těžkých kovů v „čerstvých sedimentovatelných plaveninách“, měřicí stanice Schnackenburg (říční km 474,5) [data: TABULKY HODNOT ARGE ELBE]

Zbývá prodiskutovat otázku, zda lze na základě dosud stanovených trendů sestavit prognózy pro budoucí vývoj potenciálu znečištění Labe a zda je možné v dohledné době dosáhnout cílových záměrů LAWY pro těžké kovy.

Zde je velmi užitečné srovnání s vývojem na Rýně. Rýnské sedimenty byly na začátku 70. let znečištěny obdobně, jak je tomu dnes v Labi [BANAT ET AL., 1971]. Od této doby znečištění průběžně klesalo. Přesto však ani v roce 1990 nebyly na žádné z měřicích stanic dosaženy cílové záměry u rtuti, kadmia, mědi a zinku (a rovněž ani u mnoha organických škodlivin).

Zotavení Labe by mohlo vzhledem k uzavírání celých průmyslových odvětví a současnému rozvoji výstavby čistíren odpadních vod probíhat rychleji. V rámci sdruženého projektu „Geogenní pozadí v povodí Labe“ je třeba odpovědět na otázku, zda se vůbec podaří dosáhnout cílových záměrů LAWY pro těžké kovy. Ukazuje se, že to bude přinejmenším problematické, protože v Krušných horách se vyskytuje vysoký přirozený obsah těžkých kovů, resp. jejich zvýšený obsah pocházející z těžby rud již od raného středověku.

Pro znázornění trendu vývoje na základě rozborů vody vypracoval SPOTT [1994] zajímavé návrhy. Výpovědi o trendech na základě údajů z několika let mohou být plně potlačeny rozdílnými průtoky. To lze obejít tím, že se při zjišťování trendu zohlední pouze údaje koncentrací, náležejících k průměrným průtokům. Tím se např. zvýrazní pokles kon-

centrace fosforu po roce 1990 v důsledku zavedení bezfosfátových pracích prostředků a zlepšení eliminace fosfátů v čistírnách odpadních vod. Vzhledem k povodním v roce 1994 by se dal tento trend při zahrnutí všech naměřených dat rozeznat jen stěží nebo vůbec ne.

U látek obsažených ve vodě, jejichž koncentrace souvisí s biologickými procesy (např. kyslík, amonné ionty, dusičnany), se pro výpočet trendu navrhuje použít jen hodnoty z určitého rozsahu průtoku a teploty. Např. zlepšení kyslíkové situace se největší měrou projeví, zahrnou-li se do výpočtu jen kritické periody v dolní oblasti průměrných průtoků při teplotě nad 18 °C.

## 6.2 Přebírání výsledků výzkumu do programu měření MKOL

V letech 1991 - 1995 koncipovala MKOL rozsáhlý program měření, který se soustředil především na sledování vodní fáze (viz zprávy o jakosti vody v Labi a tabulky hodnot MKOL). Za tímto účelem bylo podél Labe zřízeno 17 měřicích stanic jakosti vody (z toho 12 v SRN a 5 v ČR). Některé ukazatele jakosti vody, jako např. hodnota pH, obsah kyslíku a redoxní potenciál, se měří kontinuálně pomocí pevně instalovaných sond. Koncentrace těžkých kovů nebo organických škodlivin se stanovují v denních, týdenních nebo měsíčních slévaných vzorcích mimo stanice v laboratořích, vybavených odpovídajícím způsobem. Ve vybraných měřicích stanicích se vedle vzorků vody sledují i sedimentovatelné plaveniny a provádí se biologický monitoring s využitím mlže slávičky mnohotvárné (*Dreissena polymorpha*). Měření jsou kontrolována počítačem a výsledky přenášeny pomocí dálkového přenosu dat do „Informační sítě pro sanaci Labe“ (INES) MKOL, kde jsou dlouhodobě ukládány.

Poloha monitorovacích stanic byla zvolena v rámci mezinárodní spolupráce s ohledem na zdroje znečištění i ústí přítoků tak, aby bylo zaručeno rozsáhlé monitorování toku, rychlá indikace eventuálních havárií a popř. aby bylo možné rychle provádět protipatření. Z logistických důvodů, jako je např. napojení na elektrickou síť nebo příznivá dostupnost pro provozně technické účely, bylo nutné při výběru lokalit přistoupit i na kompromisy. Kromě toho jsou stanice instalovány zpravidla na břehu, takže odběr vzorků se provádí jen na jedné straně. Tok Labe však vykazuje značné nehomogenity, k čemuž je nutné přihlížet při interpretaci výsledků měření.

Pomocí měrných profilů lze dokumentovat úspěchy sanace zdrojů znečištění, ležících proti proudu, a evidovat znečištění přítoků a jeho účinky na hlavní tok. Tyto profily jsou však vhodné i pro zjišťování látkových odnosů, aby bylo možné identifikovat průtokem ovlivněné dopady na jakost vody.

Podle současného stavu znalostí je počet monitorovacích stanic na celém toku Labe v zásadě dostačující, ovšem strategii odběru vzorků, tj. odběr bodových vzorků, týdenních slévaných vzorků, odběr sedimentovatelných plavenin a odběry havarijních vzorků, bude nutno dále optimalizovat. Systém indikace havárií a s tím spojený odběr havarijních vzorků není dosud vyzrálý. Rovněž je třeba nadále vyvíjet metody biologických testů.

Budoucí koncepce monitoringu zahrnuje sledování dalších složek ekosystému Labe pro rozsáhlé hodnocení ekologického stavu Labe. Sledování látek se v budoucnu musí provádět cíleně v těch složkách ekosystému, ve kterých se vyskytují v relevantních koncentracích a ve kterých má jejich sledování největší vypovídací schopnost. K tomu potřebné biologické ukazatele by měly být doplněny.

Výsledky výzkumu Labe pravidelně využívá při dalším rozvoji strategií monitoringu pracovní skupina „Programy měření a průzkumu“ (M) MKOL. Tak například mohou být podélné profily vzorků vody a plavenin (viz kap. 4.1) využity k rozsáhlému hodnocení daných lokalit, počtu monitorovacích stanic i sledovaných ukazatelů.



Nově identifikované škodliviny jsou zahrnovány do monitorovacích programů s cílem rozsáhlého posouzení ekologického stavu toku. Jde například o screeningové sledování halogenovaných etherů a pesticidů specifických pro Labe (viz kap. 4.1.3 a 4.1.4). Pro tento účel se dnes testují rutinní metody analýzy těchto sloučenin v rámci mimořádných programů měření.

### 6.3 Hodnocení zatížení škodlivinami

Koncentrace škodlivin naměřené v Labi mají samy o sobě jen malou vypovídací schopnost. Na důležité otázky, jako např. jaké jsou možnosti užívání vod nebo jaké jsou účinky znečištění na ekosystémy, bude možné dát odpověď teprve tehdy, budou-li koncentrace škodlivin uvedeny do vztahu k těmto otázkám. V nejjednodušším případě lze provést porovnání s eventuálně existujícími národními mezními hodnotami, které mohou být definovány pro určité způsoby užívání vod.

#### Index geoakumulace a z něho odvozené třídy $I_{geo}$

Pro posouzení jakosti sedimentů navrhl MÜLLER [1979] geoakumulační index ( $I_{geo}$ ). Je mírou pro stupeň zatížení sedimentu nebo půdy těžkými kovy. Jako referenční základ slouží geochemické hodnoty pozadí pro jílovité horniny podle TUREKIANA A WEDEPOHLA [1961]. Výpočet geoakumulačního indexu se provádí podle vzorce:

$$I_{geo} = \ln (C_n / 1,5 B_n)$$

$C_n$  = naměřená koncentrace prvku  $n$  ve frakci sedimentu < 20 $\mu$ m  
 $B_n$  = geochemické pozadí prvku  $n$  v jílovitých horninách

Pro vyrovnání přirozených výkyvů geogenního zatížení pozadí a pro zahrnutí i nepatrného antropogenního znečištění se příslušná koncentrace pozadí násobí faktorem 1,5, abychom dosáhli horní hranice nejnižší třídy znečištění 0 („nezatížené“). Dvojnásobek této hodnoty poskytuje horní hranici nejbližší vyšší třídy a každý další dvojnásobek vede k horní hranici příslušné vyšší třídy. Index  $I_{geo}$  je sedmistupňový klasifikační systém od třídy 0 („nezatížené“) do třídy 6 („nadměrné zatížení“). Nejvyšší stupeň tak představuje více než 32násobné zvýšení hodnoty pozadí. Tabulka 16 ukazuje horní hranice tříd pro arsen a sedm těžkých kovů považovaných za prioritní.

**Tabulka 16:** Klasifikace zatížení těžkými kovy a arsenem [podle MÜLLERA, 1979]

Třída $I_{geo}$	Horní hranice tříd v mg/kg							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
0 prakticky nezatížené	<19,5	<0,45	<135	<67,5	<0,6	<102	<30	<142
1 nezat. až mírně zatížené	<39	<0,9	<270	<135	<1,2	<204	<60	<285
2 mírně zatížené	<78	<1,8	<540	<270	<2,4	<408	<120	<570
3 mírné až silně zatížené	<156	<3,6	<1 080	<540	<4,8	<816	<240	<1140
4 silně zatížené	<312	<7,2	<2 160	<1 080	<9,6	<1632	<480	<2 280
5 silně až nadměrně zat.	≤624	≤14,4	≤4 320	≤2 160	≤19,2	≤3 264	≤960	≤4 560
6 nadměrně zatížené	>624	>14,4	>4 320	>4 320	>19,2	>3 264	>960	>4 560

Komplexní hodnocení znečištění vod pomocí indexu  $I_{geo}$  však není možné, protože nemá žádný vztah k biologickému účinku. Přesto je index  $I_{geo}$  nejrozšířenějším klasifikačním systémem pro těžké kovy. Dosavadní výzkum Labe ukázal, že pro výpočet indexu  $I_{geo}$  v povodí Labe nelze globální geochemické hodnoty pozadí používat bez omezení.

### Systémy hodnocení na základě toxikologických dat

V poslední době byly vyvinuty systémy hodnocení, které provádějí rozdělení do tříd na základě cílových záměrů pro jednotlivé „chráněné statky“, popř. způsoby užívání. V rámci LAWA probíhá v současnosti na základě toxikologických výsledků zpracování a ověřování cílových záměrů. Jsou to orientační hodnoty, které by měly být dodržovány pro dlouhodobé zabezpečení různých způsobů využití vod a jejich přirozeného stavu. LAWA rozlišuje pět různých „chráněných statků“, resp. způsobů užívání: akvatická živočišná společenstva, komerční a sportovní rybolov, zavlažování zemědělsky využívaných ploch, plaveniny a sedimenty, jakož i zásobování pitnou vodou. Sledovaná hodnota je zpravidla 90 percentil, u těžkých kovů 50 percentil.

Takový systém hodnocení používá Pracovní společenství pro zachování čistoty Labe (ARGE ELBE) pro těžké kovy, arsen a organické škodliviny. Byl vyvinut společně Spolkovým úřadem životního prostředí (UBA) a Střediskem pro sledování jakosti vody v Labi. Sedmistupňový systém zahrnuje 4 hlavní třídy a 3 vedlejší třídy a vychází přitom z hodnocení jakosti vod obvyklého v SRN.

Tabulky 17 a 18 ukazují rozdělení tohoto systému hodnocení do tříd. Třída I je určena hodnotami koncentrací geogenního pozadí, typickými pro vodní tok. Cílové záměry LAWA tvoří horní hranici třídy II, přičemž nejvyšší třídy IV je dosaženo, jsou-li koncentrace v plaveninách a sedimentech tak vysoké, že ryby, žijící v tomto prostředí, nesmějí být dodávány ke komerčním účelům.

**Tabulka 17:** Systém hodnocení plavenin a sedimentů podle ARGE/UBA: rozdělení těžkých kovů a arsenu do tříd

Třída		Horní hranice tříd v mg/kg							
		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
I	geogenní pozadí	5	0,2-0,4	60-80	20-30	0,2-0,4	30	25-30	90-110
I-II	velmi nízké zat.	<10	<0,5	<90	<40	<0,5	<40	<50	<150
II	nízké zatížení	<20	<1,2	<100	<100	<0,8	<50	<100	<200
II-III	mírné zatížení	<40	<5	<150	<150	<5	<150	<150	<500
III	zvýš. zatížení	<70	<10	<250	<250	<10	<250	<250	<1 000
III-IV	vysoké zatížení	≤100	≤25	≤500	≤500	≤25	≤500	≤500	≤2 000
IV	velmi vysoké zat.	>100	>25	>500	>500	>25	>500	>500	>2 000

Oproti indexu geoakumulace lze v tomto případě hovořit o hodnocení vztaheném k účinku, protože z přiřazení koncentrace škodlivin do tříd lze usuzovat na toxikologické působení. Proto by se při znázornění zatížení povrchových toků měla tomuto systému dávat přednost. Nevýhodou je, že tento systém hodnocení byl dosud používán pouze pro Labe.

Podobný přístup k chemické klasifikaci jakosti povrchových vod sleduje LAWA. Znečištění škodlivinami je rozděleno analogicky k mapě biologické jakosti vod do sedmistupňového systému se 4 hlavními a 3 vedlejšími třídami. Třída I je reprezentována přirozenými hodnotami pozadí. Cílové záměry tvoří horní hranici třídy II, další třídy pak dvojnásobek horní hranice třídy předchozí.

**Tabulka 18:** Systém hodnocení plavenin a sedimentů podle ARGE/UBA: rozdělení vybraných organických škodlivin do tříd

Třída		Horní hranice tříd v µg/kg					organ. slouč. Sn
		izomery HCH	DDT, DDD, DDE	kongen. PCB	HCB	AOX	
I	geog. pozadí	1)	1)	1)	1)	1)	1)
I-II	velmi nízké zatížení	<5	<20	<2	<20	<20	<10
II	nízké zatížení	<10	<40	<5	<40	<50	<25
II-III	mírné zatížení	<20	<100	<10	<100	<100	<75
III	zvýšené zatíž.	<50	<200	<25	<200	<200	<150
III-IV	vysoké zatížení	≤100	≤400	≤50	≤400	≤500	≤250
IV	velmi vysoké zatížení	>100	>400	>50	>400	>500	>250

1) pod mezí detekce

K rozšíření chemické klasifikace existují konkrétní postupy, jak klasifikovat větší počet biologických a ekologických účinků, aby bylo možné dospět k integrovanému hodnocení. Ústřední roli hrají přitom pojmy „ekologický vzor“ a „cíl vývoje“.

- **Ekologický vzor** popisuje možný přirozený stav povrchových vod bez antropogenního ovlivnění. Jedná se o maximálně možný cíl sanace, pokud by neexistovala sociálně ekonomická omezení.
- **Cíl vývoje** (žádoucí stav) je reálný cíl sanace, tj. stav vod realizovatelný za daných sociálně ekonomických podmínek.

Do hodnocení by měly být začleněny: kyslíková bilance, znečištění nutrienty a eutrofizace, znečištění škodlivinami a jejich akumulace v sedimentu, plaveninách a biotě, zatížení minerálními látkami, biologický stav (oživení, schopnost biologické reprodukce), struktura vodního toku, hydrologie (průběh průtoku, charakteristika proudění, povodňová dynamika), morfologie (profil a trasa říčního koryta), popř. další parametry. Pro vývoj celkového obrazu se klasifikuje každý aspekt zvlášť a podle závažnosti je pak zařazen do celkového hodnocení.

Při výzkumu Labe hrají možnosti hodnocení škodlivin velkou roli. Volbou vhodné metody hodnocení lze výsledky výzkumu znázornit přehlednou a všeobecně srozumitelnou formou. Takto připravené údaje mohou sloužit jako pomůcka pro rozhodování na politické úrovni. Mohou být zvýrazněny zdroje znečištění, a tak stanoveny priority pro jejich odstraňování. Proto bude třeba při velkém počtu škodlivin věnovat v budoucnu zvláštní pozornost otázkám komplexního hodnocení znečištění a jeho vizuálně přehledného znázornění. Dále je třeba rozvíjet integrované postupy hodnocení a rovněž sledovat působení různých škodlivin, zejména látek specifických pro Labe, jako jsou prostředky na ochranu rostlin parathion-methyl a dimethoat, jakož i haloethery, a na základě získaných výsledků odvodit cílové záměry.

## 6.4 Koncepce ochrany vod na českém úseku Labe

Důležitým výsledkem výzkumu Labe bylo vypracování koncepce ochrany vod pro české povodí Labe, opírající se o výsledky z let 1991 - 1994 [NESMĚRÁK, 1994], s cílem radikálního zlepšení jakosti vody k určitému časovému horizontu.

Tato koncepce ochrany vod zahrnuje následující kroky:

- rozsáhlou analýzu současného stavu,
- stanovení cílů,
- vypracování katalogu opatření, včetně stanovení nákladů,
- výběr priorit z navrhovaných opatření,
- vypracování nutných legislativních úprav.

V České republice jsou emisní standardy pro odpadní vody i imisní standardy pro vodní toky definovány ve vládním nařízení 171/92 Sb. Výchozím bodem pro vývoj koncepce ochrany vod byla otázka, zda při dodržení emisních standardů v odpadních vodách bude v tocích dosaženo předepsaných imisních standardů.

Předpokladem a cílem koncepce ochrany vod je snížení znečištění vodních toků, pocházejícího z plošných a difuzních zdrojů, do roku 2015 o 30 % a dodržení emisních standardů vládního nařízení 171/92 Sb. Pouze při nepřekročení zde uvedených emisních standardů, včetně doplněných ukazatelů jakosti vody, mohou být dosaženy imisní standardy tohoto předpisu.

Pro dosažení těchto cílů existuje následující časový plán: Do roku 2000 má přednost výstavba komunálních a průmyslových čistíren odpadních vod, vyhovujících emisním standardům nařízení vlády ČR 171/92 Sb., popř. směrnici ES 91/271/EEC u prioritních zdrojů znečištění. Opatření ke snížení obsahu těžkých kovů a AOX v odpadních vodách se v České republice týkají prakticky jen šesti průmyslových emitentů. Ve střednědobém horizontu (do roku 2005) budou požadavky v odpovídajících předpisech rozšířeny na čištění komunálních a průmyslových odpadních vod u dalších významnějších bodových zdrojů. Do této doby by měla být zahájena realizace opatření v ostatních oblastech ochrany vod, jako jsou např. redukce vnosů z plošných a difuzních zdrojů znečištění, monitoring a revitalizace vybraných úseků toku. Do roku 2015 (dlouhodobé cíle) se navrhuje rozšíření čištění odpadních vod i na menší zdroje znečištění. Spolu s tím by měly být promítnuty požadavky směrnic ES do národní legislativy.

Kromě toho byl v rámci koncepce ochrany vod vypracován návrh na úpravy správních, legislativních a ekonomických opatření.

Další práce na projektu Labe (1995 - 1998) jsou zaměřeny na vybudování systému sledování jakosti vod v tocích a u zdrojů znečištění. Za tím účelem je třeba pokračovat v dokumentování dlouhodobého vývoje jakosti vody a dalších složek ekosystému v souvislosti s postupnou redukcí zdrojů znečištění a v hodnocení vztahu mezi náklady na tuto redukci a jejich přínosy.

K řešení uvedené problematiky je třeba provádět výzkum v následujících oblastech:

- vliv plošných a difuzních zdrojů na povrchové a podzemní vody,
- problematika sedimentů a plavenin,
- vliv znečištění na vybrané složky ekosystému,
- hodnocení efektů nápravných opatření ve vztahu k nákladům,
- rozvoj modelů pro prognózování jakosti vody v tocích,
- rozvoj klasifikačních a hodnotících systémů,
- další rozvoj analytických metod.

## 6.5 Přínos výzkumu Labe k sestavení dlouhodobého Akčního programu

Do roku 2000 má v „Akčním programu Labe“ MKOL být dosaženo toho,

- aby se dalo používat břehové infiltrace z Labe pro zásobování pitnou vodou pomocí běžných technologických postupů,
- aby kvalita labské vody umožňovala komerční rybolov a
- aby se dala voda z Labe využívat k zavlažování zemědělských ploch.

Pro období do roku 2010 byly dohodnuty následující cíle:

- aby se v zemědělství mohlo opět využívat jemných sedimentů,
- aby se akvatická společenstva co nejvíce přiblížila přirozené pestrosti výskytu druhů.

Tyto záměry podporují zároveň také cíl snížit znečištění Severního moře.

Díky dosavadním výsledkům výzkumu mohla být identifikována řada prioritních škodlivin specifických pro Labe, analytické metody a strategie měření rozvinuty až do praktické zralosti a identifikována a kvantifikována řada difuzních vnosů a bodových zdrojů znečištění.

Mezi těžkými kovy vykazují nejvyšší akumulaci rtuť, kadmium, olovo a zinek. V oblasti Bitterfeldu byly nalezeny zdroje organických sloučenin cínu a prioritních insekticidů dime-thoatu a parathion-methylu. Halogenované ethery relevantní pro pitnou vodu, chlorované uhlovodíky (např. HCB, PCB 138) a rtuť, partikulárně vázané na plaveniny, pocházejí převážně z oblasti Ústí nad Labem. Tyto výsledky vedly k zařazení těchto škodlivin do programů měření MKOL a dalších zodpovědných institucí, přispěly k vypracování inventarizace emisí v rámci MKOL a návrhů sanačních opatření.

Znečištění sedimentů těžkými kovy a organochlorovými sloučeninami bylo sledováno ve společných česko-německých studiích v husté síti měrných profilů, které umožnily nalézt hlavní regionální zdroje znečištění. Pokles znečištění těžkými kovy po roce 1989 byl prokázán zvláště po povodních na začátku roku 1994.

S podstatně větší jistotou lze odhadnout podíl difuzních a plošných znečištění živinami, vybranými těžkými kovy a organickými látkami na celkovém znečištění Labe. Jak v České republice, tak i v Německu lze sestavit téměř kompletní látkové bilance nutrientů. Rozpracování typických distribucí škodlivin navíc přineslo konkrétní důkazy o vnosech škodlivin ze starých dolů, z lokalit se starou zátěží a starých i provozovaných skládek odpadů. V Německu vypracovaly odborné zemědělské a vodohospodářské svazy strategický dokument k potřebné politické iniciativě „Zemědělství a ochrana vod“.

Do rutinních programů měření bylo možné převzít sjednocené analytické metody, vyvinuté v rámci výzkumných prací. Na základě srovnávacích analýz byla např. jako relevantní pro znečištění sedimentů škodlivinami vybrána zrnitostní frakce < 20 µm. Analytické metody pro stanovení halogenovaných etherů jsou t. č. ve fázi testování před zavedením do rutinních programů měření. Poznatky z programu měření MKOL byly doplněny o podélné profily znečištění vody a plavenin zjišťovanými pomocí vrtulníku. Na základě sledování 60 prvků byly např. objeveny 4 úseky s regionálně velmi podobnou typickou distribucí prvků: český úsek Labe, úsek mezi česko-německou hranicí a soutokem s Muldou, od ústí Muldy do Hamburku a slapový úsek Labe s vlivem moře.

Pro hodnocení znečištění Labe škodlivinami pomocí vzájemného srovnávání byly použity různé klasifikační metody s přihlédnutím k cílovým záměrům testovaným v Německu. Pro integrované hodnocení vod bude třeba tyto systémy v budoucnu rozšířit o chemické, fyzikální, biologické a morfologické komponenty: tento cíl je obsažen v dlouhodobém Akčním programu Labe.

Zvláštní pozornost je třeba z hlediska ochrany Labe věnovat řadě jeho relativně přirozených ekomorfologických struktur, které pracovní skupina „Ekologie“ (O) MKOL zdokumentovala v „Ekologické studii k ochraně a utváření vodních struktur a břehových zón Labe“. Návrh příslušného výzkumného programu vypracovala německá ad hoc pracovní podskupina „Ekomorfologie Labe“. Obsahuje hlavní úkoly budoucích výzkumných prací, které mají být na německé straně řešeny v rámci výzkumného projektu „Ekologický výzkum v poříční krajině Labe“, podporovaného Spolkovým ministerstvem školství, vědy, výzkumu a technologie (BMBF).

## 7. Potřeba budoucího výzkumu

Předchozí kapitoly ukázaly, čeho bylo během pěti let výzkumu Labe dosaženo. Ze získaných poznatků lze také vyvodit nedostatky ve znalostech, které je nezbytné odstranit, aby bylo dosaženo cíle, jímž je stav Labe co nejbližší přirozenému ekosystému, spojený s nezbytným využíváním vodních zdrojů člověkem, a formulovat tak prioritní výzkumná témata v této oblasti.

I když bylo látkové znečištění Labe do značné míry objasněno, existují dosud nedostatky v inventarizaci, monitorování a hodnocení zatížení škodlivinami. Poměrně otevřené jsou např. tyto otázky:

- K nepříliš prozkoumaným oblastem patří látkové transporty, přeměny, usazování a ukládání škodlivin a odhad samočisticí schopnosti toků. Pomocí systémových analýz látkových toků, metabolizace a akumulace musí být objasněny např. procesy rozkladu a ukládání živin v tocích, které vedou k výrazným rozdílům mezi vnášeným množstvím a odnosy látek.
- Sledování difuzních látkových vnosů musí být kromě nutrientů systematicky rozšířeno na škodliviny, jako jsou těžké kovy a pesticidy.
- Hodnocení různých škodlivin ve vztahu k jejich ekotoxickým účinkům a různým způsobům využití vody je ještě v počátcích a podle dosavadních výsledků je nelze definitivně provádět.
- Metody sledování vod rovněž vyžadují další zdokonalování. To se týká např. analytické chemie, kde je třeba snížit meze stanovitelnosti, jelikož dnes se ještě řada škodlivých látek nedá stanovit s dostatečnou přesností v těch složkách vody, v nichž se podle rozdělovacích koeficientů tyto látky vyskytují.

Vzhledem k tomu, že zatížení Labe i zdroje jeho znečištění dnes již v podstatě známe, je nutné se do budoucna zaměřit na interdisciplinární ekologický výzkum v poříční krajině Labe s přihlédnutím k technické proveditelnosti. Zcela nedostatečné jsou totiž dosavadní znalosti bioprocusů, ekosystémových souvislostí a opatření i strategie nezbytné pro zachování ekologicky uspokojivého stavu toku. Jak v oblasti látkového znečištění, tak i zde by se Labe spolu s hlavními přítoky mělo stát modelovým („vzorovým“) systémem pro získání poznatků, které by se daly přenést na jiné velké říční systémy.

V rámci česko-německé spolupráce by měly být v součinnosti s pracovní skupinou „Ekologie“ a „Výzkum Labe“ MKOL zpracovány na základě dosavadních poznatků nejdříve obecné posuzovací metodiky morfologických struktur a ekologických funkcí, ekologické vzory (ideály) jakožto maximálně možné cíle sanace a žádoucí stav (cíl vývoje) jakožto cíl sanace, realizovatelný za dnešních sociálně ekonomických podmínek. Přitom je třeba posuzovat vodní tok, pásmo výměny vody a poříční údolní nivu vždy jako jednotný celek. Ekologické vzory a cíl vývoje (žádoucí stav) by měly být konkrétně vypracovány pro rozdílně ovlivněné říční systémy, jako např. Bílinu (ČR), a dále pro dva vybrané úseky Labe v obou zemích.

Jako příklad dalších prioritních témat výzkumu lze jmenovat:

- dopady minulých a plánovaných vodohospodářských technických zásahů na erozní a sedimentační režim Labe, s tím spojené změny vodních stavů v řece a v podzemní vodě a dopady na flóru a faunu poříčních niv;
- průběžné průzkumy makrozoobentosu dna Labe po vodní dílo Střekov v Ústí n. L.;
- opětovné získání přirozených záplavových ploch posunem hrází dále od toku v rámci ekologické ochrany proti povodním a zjištění s tím spojených dopadů na hydrologický, hydraulický a ekologický režim;

- revitalizace lužních lesů;
- analýza a hodnocení následků těžby štěrkopísku v nivách;
- obhospodařování půdy v záplavových oblastech z hlediska snížení difuzních látkových vnosů;
- dopady změn využívání půd na ekologickou a sociálně ekonomickou situaci v povodí, na vodní a látkový režim toků, na difuzní látkové vnosy a na schopnost ekosystému je metabolizovat a akumulovat, včetně vlivu na oživení;
- analýza a hodnocení dopadů antropogenního ovlivnění na charakteristiky kulminačních a nízkých průtoků Labe a jeho přítoků;
- zjištění a zhodnocení situace s následným stanovením nezbytné redukce látkového zatížení pro dosažení požadovaného ekologického stavu;
- rozšíření a vlivy křídlatky japonské, která invazně zarůstá oblasti údolních niv;
- výběr a vyšlechtění plodin se sníženými požadavky na obdělávání, lépe odpovídajících prostředí poríční nivy.

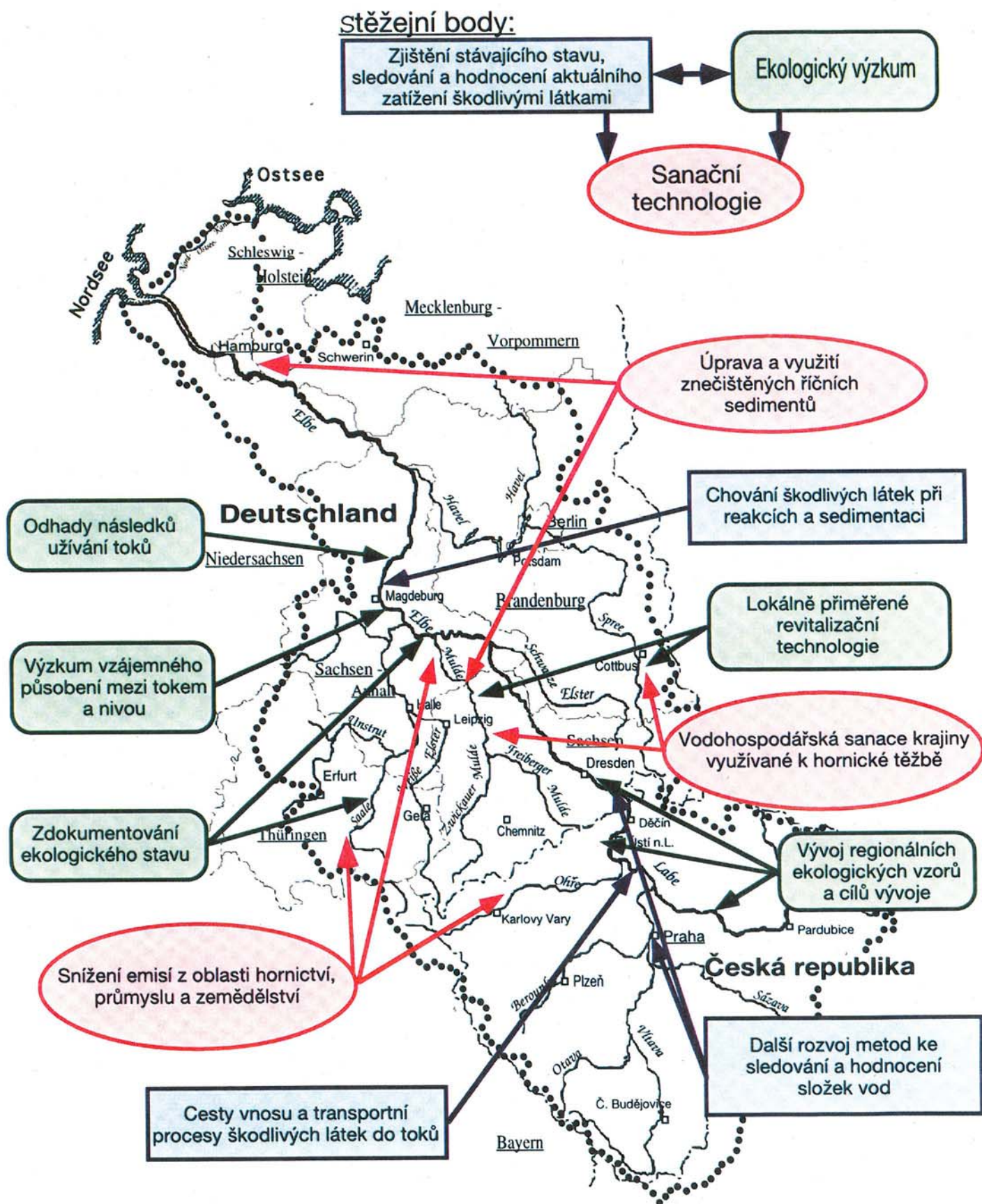
Dalším, ve většině případů ještě nevyřešeným problémem, je vypracování inteligentních a ekonomicky únosných řešení, koncepcí a technologií pro trvalou ekologicko-ekonomickou sanaci narušených oblastí v povodí Labe.

Problémovými oblastmi s vlivem na vodní režim Labe a jeho přítoků jsou např.:

- Dosud nejsou v povodí Labe vyřešeny problémy při zaplavování a revitalizaci důlních jam po povrchové těžbě, ani vývoj jakosti vody a potřebných technologií.
- Specifickým problémem v povodí Labe jsou doly v Krušných horách, které byly v posledních letech zrušeny. Již neodvodňované štoly budou přetékat a důlní vody, zčásti silně znečištěné těžkými kovy, se dostanou do regionálních toků, a tím i do Labe. Zde je nutné najít retenční technologie, které bez velké technologické náročnosti zabrání přesunu těchto škodlivin.
- Sklárky, sedimentační nádrže, kalojemy atd., vzniklé v souvislosti se zpracováním rudy, představují pro příslušný recipient často relevantní bodové zdroje. Ekonomicky únosná sanace za účelem trvalého snížení vnosu škodlivých látek z těchto zdrojů vyžaduje v řadě případů nové technologické a strategické přístupy.
- Dále chybějí pro celou oblast povrchových vod účinné koncepce, strategie a technická opatření k redukci vnosu škodlivých látek z difuzních zdrojů.
- Dosud není ani zdaleka uspokojivě vyřešena také otázka úpravy a využití znečištěných říčních a přístavních sedimentů, která představuje závažný problém i v povodích jiných řek, přičemž v této oblasti se na základě specifického případu hamburského přístavu podařilo vyvinout technologie a tím získat v know-how náskok, který je třeba dále rozvíjet.

Na obr. 25 jsou symbolicky znázorněny budoucí prioritní výzkumné aktivity v povodí Labe.





Obr. 25: Symbolické znázornění budoucích prioritních výzkumných aktivit v povodí Labe

## 8. Souhrn - Co přinesl výzkum Labe?

Předkládaná zpráva v koncentrované formě informuje zainteresovanou veřejnost o souhrnném výzkumu Labe, koordinovaném MKOL v letech 1990 až 1995. Klíčovými body byla např. téměř celoplošná inventarizace zatížení sedimentů těžkými kovy, přizpůsobení analytických metod spektru škodlivin z českých a východoněmeckých emisí a sledování skupin látek, které dosud nebyly zahrnuty do rutinních monitorovacích programů Labe. Již v roce 1990 se na bilaterální úrovni začaly zavádět jednotné analytické metody a techniky ve všech laboratořích, které se zabývají sledováním jakosti vody v Labi. Tak se například v obou zemích přešlo ke stanovení koncentrace těžkých kovů v sedimentech v zrnitostní frakci o velikosti částic < 20 µm a byl zahájen program zabezpečení kvality analytických výsledků [WILKEN ET AL., 1994c].

Na českém území se sledování provádělo v rámci Projektu Labe I a Labe II. Německé aktivity byly podporovány především v rámci projektu „Labe 2000“ Spolkového ministerstva školství, vědy, výzkumu a technologie (BMBF). Spolkové ministerstvo životního prostředí, ochrany přírody a jaderné bezpečnosti (BMU), Německá společnost pro výzkum (DFG) a Pracovní společenství velkých výzkumných zařízení (AGF) se podílely doplňujícími projekty.

### Škodliviny ve vodě a plaveninách

Koncentrace AOX a PCB v Labi na českém území ve vodní fázi je třeba hodnotit jako výrazné. Stejně jako v jiných tocích, i v Labi se část těžkých kovů (zvláště zinek, olovo a rtuť) vyskytuje převážně v partikulární formě. Další prvky, jako arsen, nikl a uran, jsou však transportovány především v rozpuštěné formě (kap. 4.1).

Pesticidy obsahující dusík a fosfor se ve vodě vyskytují převážně rozpuštěné. V letech 1987 - 1991 byly prokázány extrémně vysoké koncentrace zvláště u parathion-methylu a dimethoatu, které pocházely z výroby pesticidů v Bitterfeldu. Koncentrace zjišťované v současné době zřetelně podléhají sezonním výkyvům, takže za důležitý zdroj mohou být považovány i difuzní vnosi ze zemědělství. U pesticidů v Labi přesahují v současnosti koncentrace 11 sloučenin mezní hodnotu pro pitnou vodu (0,1 µg/l). Protože tyto látky jsou během průchodu půdou při získávání pitné vody z břehového infiltrátu zadržovány jen nepatrně, běžné metody úpravy - cílový záměr MKOL pro rok 2000 - dnes k jejich odstranění nestačí.

V rámci screeningového sledování byla identifikována řada látek, které do té doby nebyly v říčním systému Labe známy. Jde například o fenylmočoviny, kumarin, syntetické mošusové vonné látky, chloralkylfosfáty, chlorované aromáty, aminoaromáty a nitroaromáty. Jako zvláště významné kontaminanty byly identifikovány haloethery. Dostávají se do Labe od průmyslových emitentů u Ústí n. L. a v menším objemu i na Sále a jsou prokazatelné až do Severního moře. Ve zvláštním programu měření je dnes ověřováno, zda bude možné jejich převzetí do programu měření MKOL. Pro budoucnost je nutné stanovit toxikologický potenciál těchto sloučenin a z něho odvodit cílové záměry.

### Škodliviny v sedimentech

Již v roce 1992 bylo nutné konstatovat, že k očekávanému rychlému poklesu znečištění těžkými kovy po uzavření provozů s výrazným dopadem na životní prostředí ještě nedošlo (kap. 4.2). Nejvyšší znečištění bylo nalezeno mezi ústím Muldy a Hamburkem. Vzhledem k tomu, že se zde nacházejí největší nánosy sedimentů s vysokým podílem jemnozrnné frakce (< 20 µm) (kap. 4.6), lze předpokládat, že zde také jsou největší úložiště těžkých kovů na Labi. Typické distribuce prvků v přítocích se zřetelně liší od těchto distribucí v Labi a v žádném případě se je nepodařilo v samotných labských sedimentech nalézt.

Porovnání údajů o sedimentech z let 1992 a 1994 ukazuje zřetelné snížení průměrného znečištění odebraných vzorků povrchových sedimentů těžkými kovy. Jednou z příčin tohoto výrazného poklesu znečištění (na německém území: rtuť -49 %, kadmium -27 %, měď -49 %; na českém území: rtuť -40 %, kadmium -28 %, měď -30 %) byly první povodně po pěti suchých letech na začátku roku 1994 (kap. 6.1). V čerstvých sedimentovatelných plaveninách sledovaných ARGE ELBE vykazuje stejně výrazný pokles koncentrace rtuti. U kadmia a zinku jsou tyto poklesy méně pregnantní.

Z těžkých kovů patří rtuť, kadmium a zinek z toxikologického hlediska k nejvýznamnějším kontaminantům. Jejich průměrné koncentrace 5 - 6násobně překračují testované cílové záměry LAWA, kterých nebylo dosaženo v žádném měrném profilu. U olova a mědi byly průměrné koncentrace v sedimentech dvakrát vyšší než cílové záměry, zatímco průměrné koncentrace u niklu a chromu cílovým záměrům dokonce téměř vyhovely. Při získávání pitné vody z břehové infiltrace nepředstavují těžké kovy žádné nebezpečí, protože jsou za aerobních podmínek při průchodu půdou z převážné části zadržovány.

Zdrojem rtuti na českém území jsou hlavně průmyslové podniky u Pardubic a Ústí nad Labem. Na německém území byly hlavními původci vnosů rtuti průmyslové podniky, které odváděly své odpadní vody do Muldy a Sály. Zdrojem kadmia a zinku jsou hlavně přítoky Triebisch a Mulda, do nichž se dostávají emise z někdejší těžby rud, zatímco sedimenty kontaminované olovem přináší především Havola a Mulda. Rovněž byly identifikovány hlavní body znečištění a zdroje organických sloučenin rtuti a cínu, jež také vykazují výrazně vyšší toxicitu než jejich anorganické sloučeniny. Např. tetrabutylcín, meziprodukt při výrobě antivegetativních nátěrů lodních trupů, je emitován výhradně z chemického závodu v Bitterfeldu.

Výševroucí chlorované uhlovodíky se v důsledku své špatné rozpustnosti ve vodě rovněž akumulují v sedimentech. Jednotlivé látky vykazují různé regionální zdroje znečištění. Ačkoliv některé sloučeniny (jako např. DDT) jsou již po léta zakázány, jsou v sedimentech stále ještě prokazovány. Dokazuje to, že sedimenty reprezentují „paměť“ vodních toků a že samočištění sedimentů bude trvat ještě dlouho. Zvláštní problém představují v této souvislosti zaplavované plochy, kde se během povodní ukládají kontaminované sedimenty a kde tak rovněž dochází k akumulaci škodlivin (kap. 4.3.2).

### **Znečištění nutrienty a jejich bilance**

Podíl difuzních vnosů na celkovém znečištění činí u dusíku 62 % a u fosforu 37 % (kap. 5.2). Jejich podíl by mohl v důsledku opatření provedených u bodových zdrojů dále stoupat. Tato čísla jasně ukazují enormní význam difuzních vnosů pro znečištění Labe. Zatímco u znečištění dusíkem probíhá rozhodující část vnosu přes podzemní vodu, má pro vnos fosforu největší význam eroze, kterou je v povodí Labe je ohrožena asi polovina zemědělských půd. Příčinou toho, že přes 50 % živin vnesených do Labe se nedostane až do Severního moře, jsou sedimentační a transformační procesy. Tyto procesy a difuzní zdroje těžkých kovů a pesticidů vyžadují řešení v rámci budoucích výzkumných úkolů.

### **Biologické výzkumy**

Pro ilustraci četných biologických průzkumů jsou zde prezentovány průzkumy druhové pestrosti, zejména zoobentosu, kontaminace živočichů škodlivinami, souhrn účinků škodlivin a aplikací enzymatických testů (kap. 4.5). Za indikátory s největším potenciálem na úrovni organismů a populací jsou i nadále považovány ryby a makrozoobentos. Souvislosti mezi znečištěním škodlivinami a poruchami enzymatických procesů, popř. degenerací vnitřních orgánů jsou lépe prokazatelné než zevně patrné choroby. Proto bylo pro monitorovací programy doporučeno speciální sledování enzymatické aktivity v organismech a sedimentech. Úspěchy sanačních opatření lze dokumentovat na základě opětovného výskytu některých druhů.

## 9. Literatura

- ARGE ELBE (1983): Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Chlorierte Kohlenwasserstoffe, Daten der Elbe 1980-1982. Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- ARMITAGE, P. D.; GUNN, R. J. M.; FURSE, M. T.; WRIGHT, J. F.; MOOS, D. (1993): The performance of a new biological water quality score system based on macro-invertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17, 333-347.
- BANAT, K.; FÖRSTNER, U.; MÜLLER, G. (1971): *Naturwissenschaften* 59, 525.
- BEHRENDT, H. (1996): Inventories of point and diffuse sources and estimated nutrient loads - A comparison for different river basins in Central Europe. *Water, Science & Technology* (in press).
- BEHRENDT, H.; NESMĚRÁK, I. (1996): Belastung des Elbesystems aus flächenhaften und diffusen Quellen. In: INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (Hrsg.): Symposium "5 Jahre IKSE", Prag, den 19.10.1995, Magdeburg, 89-99.
- BUA (1988): BERATERGREGIUM FÜR UMWELTRELEVANTE ALTSTOFFE (BUA) D. GES. DT. CHEMIKER (Hrsg.): Umweltrelevante Alte Stoffe II. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- DAMAŠKA, J. (1993): Projekt Labe - Plošné a difuzní zdroje znečištění - závěrečná zpráva. VÚV TGM, Praha.
- DAMAŠKA, J. (1994): Projekt Labe - Plošné a difuzní zdroje znečištění - syntetická zpráva. VÚV TGM, Praha.
- DANNOWSKI, R. ET AL. (1995): Estimating water courses diffuse nutrient load from groundwater discharge within the north-east German loose rock portions of the Elbe and Baltic Sea watersheds. - Proceedings Second International Conference on Diffuse Pollution. Brno & Prague, August 1995, 626-627.
- DESORTOVÁ, B.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P. (1995): Chlorophyll-a Concentrations along the River Elbe. - Arch. Hydrobiol. (Proc. Symp. on Large Rivers, Krems)
- DEUMLICH, D. ET AL. (1995): Estimation of nitrogen and phosphorus input caused by water and wind erosion in the loose rock region in the north eastern part of Germany. - Proceedings Second International Conference on Diffuse Pollution. Brno & Prague, August 1995, 628-629.
- DEUMLICH, D.; THIÈRE, J. (1996): Einschätzung der potentiellen Wassererosionsgefährdung für Gemeinden und Regionen der neuen Bundesländer. - Arch. Acker-, Pflanzenbau und Bodenkunde, im Druck.
- DREYER, U. (1994): Regeneration der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft in der Mittel-elbe. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 290-300.
- FALTER, R. UND SCHÖLER, H. F. (1995): Determination of mercury species in natural waters at picogram level with on-line RP C18 preconcentration and HPLC-UV-PCO-CVAAS. *Fres. J. Anal. Chem.*, 353, 34-38.

- FRANCKE, W.; FRANKE, S.; HILDEBRANDT, S.; LINK, M.; SCHWARZBAUER, J. (1994): Spurenanalytik organischer Substanzen zur Charakterisierung der Belastung und Festlegung sanierungs-relevanter Leitparameter. In: FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE GMBH - PTWT (Hrsg.): Die Belastung der Elbe, Teil I - Elbenenflüsse. 136-160.
- FRANKE, S. (1990): Gaschromatographische und massenspektrometrische Analyse organischer Substanzen in Elb-, Spülfeld- und Grundwasser. Dissertation, Hamburg.
- FRANKE, S.; HILDEBRANDT, S.; SCHWARZBAUER, J.; LINK, M.; FRANCKE, W. (1995): Identifizierung und quantitative Bestimmung organischer Substanzen in Wasser und Sedimenten der Elbe und der Mulde. In: Belastung der Elbe und ihrer Nebenflüsse mit organischen Schadstoffen, Workshop-abstracts, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH.
- FRANKE, S.; HILDEBRANDT, S.; FRANCKE, W.; REINCKE, H. (1995a): The Occurrence of Chlorinated Bis(propyl)ethers in the Elbe River and Tributaries. *Naturwissenschaften*, 82, 80-82.
- FRANKE, S.; HILDEBRANDT, S.; SCHWARZBAUER, J.; LINK, M.; FRANCKE, W. (1995b): Organic Compounds as Contaminants of the Elbe River and its Tributaries. Part II: GC/MS Screening for Contaminants of the Elbe Water. *Fres. J. Anal. Chem.*, 353, 39-49.
- GANDRAß, J.; BORMANN, G.; WILKEN, R.-D. (1995): N/P-pesticides in the Czech and German part of the river Elbe - Analytical methods and trends of pollution. *Fres. J. Anal. Chem.*, 353, 70-74.
- GIMBEL, R.; KAATZ, K.-H.; KÖHLER, J. (1992): Entfernung organischer Störstoffe aus Elbeuferfiltrat durch Einsatz pulverförmiger Aktivkohle in eine bestehende Anlage zur Trinkwasseraufbereitung. DVGW-Schriftenreihe Wasser Nr. 109, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn.
- GIMBEL, R.; KÖHLER, J.; HAGMEYER, G. (1994): Uferfiltratproblematik im Einzugsgebiet der Elbe. DVGW-Schriftenreihe Wasser, Nr. 110, Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser, Bonn.
- GUDERITZ, T.; SCHMIDT, W.; BRAUCH, H.-J. (1993): Die organische Belastung der oberen Elbe vor dem Hintergrund der Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat. *Vom Wasser*, 81, 315-326.
- GUHR, H., BÜTTNER, O., DREYER, U.; KREBS, D., SPOTT, D., SUHR, U., WEBER, E. (1993): Zusammenstellung, Auswertung und Bewertung des vorhandenen Datenmaterials über die stoffliche Belastung der Gewässergüte der Mittel-Elbe nach einheitlichen gemeinsamen Kriterien (Vorstudie) - Band I. GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, GKSS 93/E/18.
- HEININGER, P.; PELZER, J.; TIPPMMANN, P.; CLAUS, E. (1994): Schadstoffe in Sedimenten und Schwebstoffen der Elbe. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 121-124.
- HEININGER, P.; CLAUS, E. (1995a): Determination of organic sulphur compounds in sediments of river Elbe using gas chromatography with flame photometric detection. *Fres. J. Anal. Chem.*, 353, 88-92.
- HEININGER, P.; CLAUS, E. (1995b): Schwefelorganische Verbindungen in Sedimenten. Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Berlin (BfG-0931)

- HEININGER, P.; TIPPMANN, P. (1995a): Enzymaktivitäten in Poren- und Oberflächenwässern unterschiedlich belasteter Elbeabschnitte. *Vom Wasser*, 85, 139-146.
- HEININGER, P.; TIPPMANN, P. (1995b): Determination of enzymatic activities for the characterization of sediments. *Toxicol. Env. Chem.* Vol. 52, 25-33.
- HEININGER, P.; TIPPMANN, P. (1995c): Anwendung enzymatischer Tests *in vivo* zur Sedimentbeurteilung. Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz, Berlin (BfG-0932)
- HELLMANN, H. (1986): *Wasser-Abwasser-Forschung* 19, 85-90.
- HEJZLAR, J. ET AL. (1995): Sources and transport of phosphorus in the Vltava river watershed (Czech Republic). - Proceedings Second International Conference on Diffuse Pollution, Brno & Prague, August, 479-484.
- HILDEBRANDT, S. (1995): Organische Wasserinhaltsstoffe des Elbesystems - Non-Target Screening und Spurenanalytik, Dissertation, Hamburg.
- HINTELMANN, H.; WILKEN, R.-D. (1994): Methylquecksilberverbindungen - Belastungspunkte im Längsschnitt der Elbe. *Vom Wasser*, 82, 163-173.
- IKSE (1995): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Magdeburg.
- JANEČEK, M. (1995): The Potential Risk of Water and Wind Erosion on the Soils of the Czech Republic. - *Sci. Agricult. Bohemica*, 26 (2), 105-118.
- JANTZEN, E.; PRANGE, A. (1995): Organometallic species of the elements tin, mercury and lead in sediments of the longitudinal profile of the River Elbe. *Fres. J. Anal. Chem.*, 353, 28-33 ff.
- JEDAMSKI-GRYMLAS, J.; KAMMANN, U.; TEMPELMANN, A.; KARBE, L.; SIEBERS, D. (1995): Biochemical responses and environmental contaminants in bream caught in the river Elbe. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 31, 49-56.
- KALINOVÁ, M. (1994): Projekt Labe - Jakost vody v tocích - základní okruh profilů - tříletí 1991-93. VÚV TGM, Praha.
- KALINOVÁ, M. (1996): Projekt Labe - Jakost vody a dalších složek vodního prostředí - Tabulky a grafy hodnocení jakosti vody a plavenin v 9 základních profilech za 2. pololetí 1995. VÚV TGM, Praha.
- KNAUTH, H.-D.; GANDRAß, J.; STURM, R. (1993): Vorkommen und Verhalten organischer und anorganischer Mikroverunreinigungen in der Mittleren und Unteren Elbe. Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- LOCHOVSKÝ, P.; PUNČOCHÁŘ, P. (1995): Heavy metals in sediments and biomass of the river Elbe in the Czech Republic. In: *Proc. Int. Conf. Heavy metals in the Environment*, Hamburg, 336-339.
- MÄDLER, K. (1994): Manifestation von Bestandsänderungen des Zoobenthos im sächsischen Teilabschnitt der Elbe bis Herbst 1993. *Berichte Zentr. Meeres- u. Klimaforsch. Hamburg Reihe E Nr. 7*, 3-10.
- MARGALEF, R. (1958): Information theory in Ecology. *General Systematics* 3, 36-71.
- MEYER, C. (1996): Gaschromatographische und massenspektrometrische Untersuchung chiraler Wasserinhaltsstoffe der Elbe. Diplomarbeit, Hamburg.
- MICHAELIS, W.; FANGER, H. U.; MÜLLER, A. (Hrsg.) (1988): Die BILEXexperimente (BILEX 84 - BILEX 85) auf der oberen Tideelbe. GKSS-Bericht, Nr. 88/E 22.

- MOHAUPT, V.; BEHRENDT, H.; FELDWISCH, N. (1996): Die aktuelle Nährstoffbelastung der Gewässer in Deutschland und der Stand der Belastungsvermeidung in den Kommunen und der Landwirtschaft. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Berlin, September 1995.
- MÖLLER, H.; OLDAG, S.; SPRENGEL, B.; PETERS, G.; WATERMANN, B. (1993): Pilotstudie zur Erfassung des Wissensstandes über biologische Schadstoffeffekte in der Elbe. - UBA-Texte, 50/1993.
- MÜLLER, G. (1979): Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins - Veränderungen seit 1971. Umschau 79, 778-783.
- MÜLLER, G.; FÖRSTNER, U. (1975): *Envir. Geol.* 1, 33.
- MÜLLER, U.; WRICKE, B.; SONTHEIMER, H. (1993): Wasserwerks- und trinkwasserrelevante Substanzen in der Elbe. *Vom Wasser*, 8, 371-386.
- NESMĚRÁK, I. (1994): Projekt Labe - Koncepce ochrany vod v povodí Labe. VÚV TGM, Praha.
- NESTMANN, F. (1994): Auswirkung der geplanten wasserbaulichen Maßnahmen in der Elbe auf die Sohlenerosion. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 221-238.
- OBST, U.; HOLZAPFEL-PSCHORN, A. (1988): *Enzymatische Tests in der Wasseranalytik*, Oldenburg-Verlag Berlin.
- PANTLE, R.; BUCK, H. (1955): Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *GWf* 96, 604.
- PETERMEIER, A.; SCHÖLL, F.; TITTIZER, T. (1994): Die aquatische Lebensgemeinschaft der Elbe - einst und jetzt. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 260-266.
- PETERMEIER, A.; SCHÖLL, F.; TITTIZER, T. (1996): Die ökologische und biologische Entwicklung der deutschen Elbe. *Lauterbornia*, 24.
- PRANGE, A.; JANTZEN, E. (1995a): Determination of Organometallic Species by Gas Chromatography Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*; 10, 105 ff.
- PRANGE, A.; TÜMLING, W. V.; NIEDERGESÄSS, R.; JANTZEN, E. (1995b): Elementverteilungsmuster der Elbe von der Quelle bis zur Mündung. *WWt* 7, 22-33.
- PTWT UND FZK (1994): FORSCHUNGSZENTRUM KARLSRUHE GMBH UND DER PROJEKTTRÄGERSCHAFT WASSERTECHNOLOGIE UND SCHLAMMBEHANDLUNG (PTWT) IM AUFTRAG DES BMBF (Hrsg.): Die Belastung der Elbe, Teil 1 - Nebenflüsse. Karlsruhe.
- PUNČOCHÁŘ, P. (1994a): Elementary biomonitoring and observation of biomass contamination in the Elbe River. Elbe Project - summary of results from 1991-1993. *Publ. VÚV TGM, Prague*, 28-30.

- PUNČOCHÁŘ, P. (1994b): Charakteristik der Struktur und Biomasse der Gesellschaften von Organismen im Längsprofil der Elbe auf dem Gebiet der Tschechischen Republik. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 281-289.
- REINCKE, H. (1993): Die Elbe - Entwicklung der Wasserbeschaffenheit. WWt 7, 24-29.
- SCHÖLL, F.; BEHRING, E.; WANITSCHKE, M. (1995): Faunistische Bestandsaufnahme an der Elbsohle zur ökologischen Zustandsbeschreibung der Elbe und Konzeption von Sanierungsmaßnahmen. UBA-Texte, 64/1995.
- SCHWARZBAUER, J. (1993): Gaschromatographische und massenspektrometrische Untersuchungen organischer Substanzen in Sedimenten des Hamburger Hafens und des Seengebietes Berlin. Diplomarbeit, Hamburg.
- ŠKODA, J. (1994): Projekt Labe - Jakost srážkových vod na stanicích VÚV TGM, Praha.
- SONTHEIMER, H.; GIMBEL, R.; MANN, T. (1988): DVGW-Schriftenreihe Wasser, Bd. 60.
- SPOTT, D. (1994): Schwebstoff- und Schwermetallbelastung der Elbe bei Hochwasser - Untersuchungen am linken Ufer von Magdeburg im Zeitraum Dezember 1993 bis Mai 1994. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 499-502.
- STURM, R.; GANDRAß, J. (1988): Verhalten von schwerflüchtigen Chlorkohlenwasserstoffen an Schwebstoffen des Elbe-Ästuars. Vom Wasser, 70: 265-280.
- TUREKIAN, K. & WEDEPOHL, K. (1961): Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Bull. Geol. Soc. Am., 72: 175-192.
- VOLLENWEIDER, R. A. (1975): Input-output-models: With special reference to the phosphorus loading concept in limnology. Schz. Z. Hydrol. Vol. 31, 1, 53-84.
- WALLSCHLÄGER, D. (1996): Speziesanalytische Untersuchungen zur Abschätzung des Remobilisierungspotentials von Quecksilber in kontaminierten Elbeauen. Dissertationsschrift an der Universität Bremen im Fachbereich 02 Biologie/Chemie in Zusammenarbeit mit dem GKSS-Forschungszentrum.
- WERNER, W.; WODSAK, H.-P. (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR (mit Beiträgen von DANNOWSKI ET AL., DEUMLICH ET AL. und BEHRENDT). Agrarspektrum, Verlagsunion Agrar, Frankfurt/M., Bd. 22.
- WILKEN, R.-D.; CHRISTIANSEN, H.; FANGER, H.-U.; GREISER, N.; HAAR, S.; PULS, W.; REINCKE, H.; SPOTT, D.; VOLLMER, M. (1991a): Fakten und Hypothesen zum Schwebstoff- und Schadstofftransport in der Elbe. Vom Wasser, 76, 167-189.
- WILKEN, R.-D.; HINTELMANN, H. (1991b): Mercury and Methylmercury in Sediments and Suspended Particles from the River Elbe, North Germany. Water, Air and Soil Pollution, 56, 427-437.



- WILKEN, R.-D.; FANGER, H. U.; GUHR, H. (1994): Ergebnisse der Hochwassermessungen 1993/94. In: GUHR, H.; PRANGE, A.; PUNČOCHÁŘ, P.; WILKEN, R.-D.; BÜTTNER, B. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart · Leipzig, 125-135.
- WILKEN, R.-D.; KUBALLA, J.; JANTZEN, E. (1994): Organotins: their analysis and assessment in the Elbe river system, Northern Germany. *Fres. J. Anal. Chem.*, 350, 77-84.
- WILKEN, R.-D.; SEIDEL, D.; FALLER, J. (1994): Laborvergleichsuntersuchungen zur Absicherung der Qualität analytischer Daten im Elbeforschungsprojekt. Forschungsbericht des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Nr. 102 05 319.
- WITTER, B. (1995): Untersuchungen organischer Schadstoffe in Auen der Mittleren und Unteren Elbe unter Anwendung der Supercritical Fluid Extraction. Dissertation, GKSS 95/E/66.
- WRICKE, B.; BORNMANN, K.; BUNNEMANN, W.; BERNHARDT, H. (1994): Ergebnisse der Untersuchungen zur Flockung im sauren pH-Bereich im Rahmen der Aufbereitung von Elbeuferfiltrat. *gwf Wasser/Abwasser*, 135, Nr. 8, 454-464.

## Pracovní skupina MKOL „Výzkum Labe“

### I. Členové:

Dr. Kurt Hohendorf	Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, Bonn (Spolkové ministerstvo školství, vědy, výzkumu a technologie, Bonn) předseda pracovní skupiny
Ing. Václav Dvořák	Výzkumný ústav vodohospodářský TGM, Praha
Dr. Volker Mohaupt	Umweltbundesamt, Berlin (Spolkový úřad životního prostředí, Berlín) mluvčí německé delegace
Ing. Alexandra Orliková, CSc.	Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha mluvčí české delegace
Ing. Rudolf Cejnar	Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha (zástupce paní ing. Orlikové)
Prof. Dr. Heinrich Reincke	Wassergütestelle Elbe, Hamburg (Středisko pro sledování jakosti vody v Labi, Hamburg)
Dr. Sylvia Sterger	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Dienststelle Berlin (Spolkové ministerstvo životního prostředí, ochrany přírody a jaderné bezpečnosti, pracoviště Berlín)

### II. Odborní poradci:

Dipl.-Ing. Peter Hemberle	Forschungszentrum Karlsruhe, Projektträger Wassertechnologie, Karlsruhe (Výzkumné centrum Karlsruhe, Odbor technologie vody, Karlsruhe)
Dr. Fritz Kohmann	Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz (Spolkový ústav hydrologický, Koblenz)
Dr. Peter Pfeiffer	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, Dresden (Saské státní ministerstvo životního prostředí a územního rozvoje, Drážďany)
Prof. Dr. Rolf-Dieter Wilken (do 24. 6. 1996)	ESWE-Institut für Wasserforschung, Wiesbaden (Ústav pro výzkum a technologii vody ESWE, Wiesbaden)
Dr. Andreas Prange (od 24. 6. 1996)	GKSS-Forschungszentrum, Geesthacht (Výzkumné centrum GKSS, Geesthacht)

### Spolupráce sekretariátu MKOL:

Ing. Peter Lischke, CSc.  
Dr. Ladislav Novak

