



Hamburg

Der Freien und Hansestadt Hamburg

SedBiLa

**Bedeutung der Bílina als historische und aktuelle
Schadstoffquelle für das Sedimentmanagement
im Einzugsgebiet der Elbe.**

2/UPS-1/547.30



Povodí Labe, státní podnik



**Bedeutung der Břlina als historische und aktuelle Schadstoffquelle
für das Sedimentmanagement im Einzugsgebiet der Elbe – SedBiLa**

Vertrag. Nr.: 2/UPS-1/547.30

Bearbeiter:

Povodí Labe, státní podnik

V. Nejedlého 951, 500 03, Hradec Králové

Ing. Jiří Medek, Mgr. Pavel Hájek, Ph.D., Ing. Stanislav Král, Ing. Jiří Skořepa

Mitbearbeiter:

1. Povodí Ohře, státní podnik

Bezručova 4219, 430 03, Chomutov

Ing. Jindřich Hönig, Mgr. Jiří Kokšal, Bc. Miroslav Neuhöfer, Ing. Jan Bednárek

2. Univerzita Karlova, Přírodovědecká fakulta

Albertov 6, 128 34, Praha

Prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc., Doc. RNDr. Jakub Langhammer, Ph.D., RNDr. Dagmar Chalupová, Ph.D.

3. DHI a.s.

Na Vrších 1490/5, 100 00, Praha

Ing. Petr Jiřinec, Ing. Eva Ingeduldová, Mgr. Jana Kaiglová

Inhalt

	Seite
I. Einleitung	5
II. Charakteristik des Interessengebietes	8
a. Untere Elbe	8
b. Bílina	10
III. Recherche realisierter Forschungsstudien und der zugänglichen Literatur	12
a. Zielsetzung	12
b. Gegenwärtiger Wissensstand im Bereich Kontamination und Management von Schwebstoffen und Sedimenten in der Elbe	12
b.1 Schwebstoffe und Geschiebe	12
b.2 Überwachung von Schwebstoffen und Sedimenten	14
b.3 Kontamination von Sedimenten und Schwebstoffen in der Elbe	15
b.4 Methoden der Forschung von Transport und Kontamination von Schwebstoffen	16
c. Forschung in den Interessengebieten	18
c.1. Einzugsgebiet der Bílina	18
c.2. Wasserlauf und Einzugsgebiet der Elbe	22
d. Schlussfolgerungen – Ausgangspunkte für weitere Forschungen	25
IV. Qualität von Sedimenten	27
a. Methode	27
a.1 Beprobungspläne	27
a.2 Beprobung	27
a.3 Laboranalysen	28
b. Messergebnisse	28
c. Bewertung	29
d. Auswirkung des Hochwassers im Juni 2013	34
V. Quantität von sedimenten	37
a. Methode	37
b. Ergebnisse der Abschätzung	37
VI. Beurteilung von Sedimentremobilisierung	38
a. Modellierung des Sedimenttransports	38
a.1. Daten über die Sedimente	39
b. Simulation der Sedimentbewegung in den untersuchten Standorten der unteren Elbe	39
b.1 2D-Hydrodynamisches Modell	39
b.2 2D-Hydrodynamisches Modell der Sedimentbewegung	39
b.3 Zusammenstellung der Schichten für die Sedimentsimulation	40
b.4 Kalibrierung des Modells	40
b.5 Simulation der Sedimentbewegung	41
b.6 Ergebnisse der 2D-Simulationen	41
c. Simulation der Sedimentbewegung in den untersuchten Standorten der Bílina	42
c.1 Zusammenstellung des hydrodynamischen Modells der Bílina und seine Kalibrierung	42
c.2 Instationäre Berechnung aufgrund synthetischer Hydrogramme	43

c.3 Festlegung der Abflussbedingungen für die Remobilisierung feinkörniger Materialien	44
d. Bewertung	45
VII. Beurteilung der Signifikanz des Risikos des Standortes	48
VIII. Maßnahmenvorschläge	51
IX. Zusammenfassung - Schlussfolgerungen	52
X. Literatur	57
XI. Anlagen	
a. Dokumentation des Standortes – Beschreibung, Karte, Photo	
b. Tabellen	
IV.a.1/1 Beprobungsplan Elbe	
IV.a.1/2 Beprobungsplan Bílina	
IV.a.3/1 Überblick von analytischen Verfahren – Povodí Labe, st.p.	
IV.a.3/2 Überblick von analytischen Verfahren – Povodí Ohře, st.p.	
IV.b/1 Elberelevante Schadstoffe – Elbe 07/2013	
IV.b/2 Elberelevante Schadstoffe – Elbe 08/2012 a 05/2013	
IV.b/3 Elberelevante Schadstoffe – Bílina	
IV.b/4 Weitere analysierte Stoffe – Elbe	
IV.b/5 Weitere analysierte Stoffe – Bílina	
IV.d/1 Elberelevante Schadstoffe – Zeitentwicklung 08/12-07/13	
IV.d/2 Elberelevante Schadstoffe – frische Sedimente 07/2013	
V.b/1 Abschätzung der Sedimentmengen – Elbe	
V.b/2 Abschätzung der Sedimentmengen – Bílina	
VI.d/1 Beurteilung der Remobilisierung von Sediment - Elbe	
VI.d/2 Beurteilung der Remobilisierung von Sediment - Bílina	
VII/1 Beurteilung der Signifikanz des Risikos des Standortes – Elbe	
VII/2 Beurteilung der Signifikanz des Risikos des Standortes - Bílina	
c. Stellungnahmen – MŽP (Umweltministerium), ČIŽP (Umweltinspektion)	

I. Einleitung

Das Einzugsgebiet der Břlina umfasst insbesondere in seinem unteren Teil ein Gebiet, das in der Vergangenheit durch menschliche Tätigkeit (Bergbau und Braunkohlenverarbeitung, Chemieindustrie, Energieproduktion, umfangreiche Änderungen hinsichtlich Charakter der Landschaft und Gelndeaufbereitung, Deponien von Industrie- und Kommunalabfllen, Verbreitung der Besiedlung u..) enorm beeinflusst wurde. Der Problematik des Umweltschutzes einschl. des Hydrosphrenschutzes wurde jedoch in den vergangenen Jahrzehnten nicht die entsprechende Aufmerksamkeit gewidmet, so dass das Einzugsgebiet der Břlina Ende der 80-er Jahre des 20. Jahrhunderts zu den ökologisch meistbelasteten Gebieten in der Tschechischen Republik (der früheren Tschechoslowakei) mit einer ganzen Reihe negativer Auswirkungen sowohl auf die Luftreinheit als auch auf die Hydrosphrengte gehörte. Die Belastung der Břlina war extrem hoch, was nicht nur die Gewässergüte sondern auch die Qualität der Sedimente beeinträchtigte. Alarmierend waren nicht nur die Werte der chemischen Grundparameter (gelöste und abfiltrierbare Stoffe, Parameter der Sauerstoffsättigung, Sauerstoffdefizite) sondern typisch waren auch erhöhtes Vorkommen organischer chlorierter Schadstoffe (z.B. DDT, HCB, PCB) und Phenolstoffen, oder erhöhter Gehalt einiger Metalle (z.B. Quecksilber). Quellen für diese Verunreinigung waren die Chemiewerke in Zluři bei Litvřnov und in stř nad Labem, der Braunkohleabbau und die Gaswirtschaft. Ein negativer Anteil ist auch auf ungeklärte industrielle und kommunale Abwässer sowie auf unzureichend abgesicherte Deponien zurückzuführen. In der Břlina kam es zur Ablagerung von Sedimenten, deren Qualität durch die Wasserverunreinigung beeinträchtigt wurde und die ein potentielles Risiko für die Zukunft geworden sind.

Die Belastung der Břlina und deren Sedimente stellte auch für die Elbe ein Problem dar, wohin das Wasser der Břlina einschl. kontaminierter Schwebstoffe und wohin auch bei den Hochwasserereignissen die Sedimente aus der Břlina geflossen sind. Die Belastung der Břlina beeinträchtigte den gesamten Abschnitt der tschechischen Elbe zwischen stř nad Labem und der deutsch-tschechischen Staatsgrenze. Große Sedimentablagerungen sind in diesem Abschnitt nicht im durchflossenen Flussbett anzutreffen, sondern in den Uferzonen und in der Umgebung der Leitwerke. Die Ablagerung dieser Sedimente ist unter normalen hydrologischen Bedingungen relativ stabil, ein Risiko des Transports der Fracht dieser Sedimente droht jedoch in Schüben bei großen Abflüssen, z. B. bei Überschwemmung der Leitwerke.

Die Problematik der Flusssedimente einschl. der Modellierung der Ablagerung bzw. deren Fracht und weiterer quantitativer Charakteristiken wurde im Rahmen der Vorbereitungsarbeiten und Studien bei der beabsichtigten Schiffbarmachung dieses Elbabschnittes bzw. beim Ausbau der Staustufe Malé Březno bzw. Prostředn Žleb behandelt. Die Hauptaufmerksamkeit galt jedoch den Sedimenten im Flussbett bzw. in der Fahrrinne, andere Aspekte einschl. Leitwerke wurden nur marginal oder überhaupt nicht behandelt. Auch dem Problem der Kontaminierung dieser Sedimente wurde keine entsprechende Aufmerksamkeit gewidmet.

Im Interessengebiet gibt es einige Messstellen, in denen die regelmäßige Überwachung der Gewässergüte erfolgte und noch erfolgt; insbesondere die Überwachung der Oberflächengewässer, die von Verwaltern der Einzugsgebiete vorgenommen wird. Eine Überwachung von Sedimenten bzw. festen Matrizen war und ist nur auf einige Messstellen beschränkt wie z.B. auf das Profil bei der Messstelle Elbe – Děčín, das in das Internationale Messprogramm (der IKSE) eingeordnet ist oder auf das Profil Elbe – Střekov, das die Situation vor der Einmündung der Bílina in die Elbe charakterisiert. Eine systematische Sedimentüberwachung wurde im unteren Teil des Einzugsgebiets der Bílina nicht durchgeführt.

2010 wurde im Grenzprofil Labe – Hřensko – Schmilka von deutscher Seite vorübergehend ein erhöhtes DDT-Vorkommen festgestellt, was die tschechische Seite bestätigte. Diese Befunde zeugten davon, dass es auf der tschechischen Seite noch immer eine potentielle der Kontaminierungsquelle gibt, aus der bei den Ereignissen einige Schadstoffe freigesetzt werden können, was die Qualität der Sedimente bzw. der Hydrosphäre flussab beeinträchtigt. Dieser Tatsache wird erhöhte Aufmerksamkeit gewidmet und sie bleibt Gegenstand des dauerhaften Interesses der fachlichen und nichtkundigen Öffentlichkeit, der deutschen Partner, die in die IKSE-Tätigkeit involviert sind sowie nicht regierungsgebundener Organisationen. In diesem Zusammenhang wurde 2011 eine Untersuchung durch die Tschechische Umweltinspektion unter Beteiligung des Staatsunternehmens Povodí Ohře vorgenommen. Die Beschlüsse bestätigten, dass die mögliche Kontaminationsquelle das Gebiet um den Zusammenfluss von Bílina und dem Bach Klíšský potok in der Gemarkung Ústí nad Labem ist. Gleichzeitig schien es sehr wahrscheinlich, dass neben der eingeschränkten Menge an kontaminierten Sedimenten im Einzugsgebiet der Bílina noch weitere Standorte mit belasteten Sedimenten an der Elbe im Abschnitt von Ústí nad Labem bis zur Staatsgrenze zu suchen sind.

Diese Tatsachen führten zum Vorschlag eines Projekts zur Erstellung der Studie „Die Bedeutung der Bílina als historische und gegenwärtige Quelle der Belastung für die Sedimentbehandlung im Elbeeinzugsgebiet“. Das Hauptziel war es, folgende Informationsdefizite zu beseitigen:

- Ausweisung der Standorte mit abgelagerten Sedimenten im unteren Einzugsgebiet der Bílina und im Abschnitt der Elbe zwischen Ústí nad Labem und der Staatsgrenze
- Schätzung von Mengen abgelagerter Sedimente in den einzelnen Standorten
- Bestimmung des Maßes der Kontamination dieser Sedimente durch Schadstoffe, insbesondere vom Typ DDT und HCB, deren potentielle historische Quelle im Einzugsgebiet der Bílina nachgewiesen wurde und ferner durch weitere Stoffe aus dem Verzeichnis relevanter Schadstoffe für die Sedimentbehandlung, das die ad hoc Expertengruppe Management von Sedimenten der IKSE abgestimmt hat
- Beurteilung des Risikos der Sedimentremobilisierung in den einzelnen Standorten mithilfe mathematischer Modelle aufgrund der Körnungsdaten

- Auswertung der Risiken einzelner Standorte mit den abgelagerten Sedimenten für die Unterlieger an der Elbe in Bezug auf eine mögliche Freisetzung von Sedimenten und deren weiteren Transport im Zusammenhang mit den hydrologischen Verhältnissen

Die Kenntnis kontaminierter Standorte einschl. der Abschätzung des Risikos möglicher Sedimentremobilisierung ist eine der Voraussetzungen für eine fundierte Entscheidung über die anschließende Vorgehensweise einschl. eventueller Sanierungsarbeiten, deren Ziel es sein sollte, das Vorkommen und den Transport ausgewählter Schadstoffe in der Elbe einzuschränken.

II. Charakteristik des Interessengebietes

a. Untere Elbe

Die Elbquelle liegt in den oberen Partien des Riesengebirges in einer Höhe von 1.387 m ü. M. und gemeinsam mit ihren Zuflüssen (Úpa, Metuje, Orlice) entwässert sie das gesamte Gebiet Nordostböhmens. Durch die Gebirgslandschaft und anschließend die Elbebene fließt sie zuerst nach Süden, ab dem Zusammenfluss mit weiteren Zuflüssen (Loučná, Chrudimka) Richtung Westen bis Nordwesten, wo sie weitere bedeutende Zuflüsse (Vrchlice, Cidlina, Iser) sammelt. Nach dem Zusammenfluss mit der Moldau bei Mělník und der Eger bei Litoměřice fließt sie Richtung Norden und durchfließt die Gebirgslandschaft des Böhmisches Mittelgebirges und beim Elbsandsteingebirge überschreitet sie die tschechisch-deutsch Grenze.

Das Einzugsgebiet der Elbe hat eine Fläche von 49.933 m², die Länge des Wasserlaufs auf tschechischem Gebiet beträgt 358,3 km und der mittlere Abfluss im Profil der Staatsgrenze ist ca. 310 m³/s. Den ursprünglichen naturnahen Charakter behält sich die Elbe nur in ihrem oberen Teil bei, wo sich auch ein Paar von Talsperren befindet (Labská und Les Království). Der Elbabschnitt von Jaroměř bis zum Wehr Střekov in Ústí nad Labem ist mit einem System von 28 Staustufen reguliert und der Abschnitt flussabwärts Chvaletice wird auch für die Schifffahrt genutzt. Der Abschnitt der unteren Elbe zwischen dem Wehr Střekov und der Staatsgrenze behielt seinen naturnahen Charakter und zwar auch in den Abschnitten, wo die Elbe durch eine stark industrialisierte Landschaft um die großen Städte Ústí nad Labem und Děčín fließt. Für diesen Abschnitt ist eine große Schwankung des Wasserspiegels im Verlauf des Jahres charakteristisch; zur Verbesserung der Schifffahrtsbedingungen wurden daher Leitwerke und Bühnenfelder errichtet.

Die Wassergüte in der Elbe wird durch größere Städte (Hradec Králové, Pardubice, Kolín, Mělník, Litoměřice-Lovosice, Ústí nad Labem, Děčín), durch Industrie und intensive Landwirtschaft beeinflusst. Unter den Industrieanlagen haben die Chemieindustrie (Pardubice, Kolín, Neratovice, Štětí, Lovosice, Ústí n. L.), die Energietechnik (Opatovice n. L., Chvaletice, Mělník) und die Metallhütten (Povrly, Děčín) die größten Auswirkungen auf die Elbe. In der Elbwassergüte schlägt sich auch die Wassergüte der Zuflüsse nieder, wobei z.B. die Moldau, die fast aus ganz Böhmen einschl. der Hauptstadt Prag das Wasser führt, am Zusammenfluss mit der Elbe eine größere Wasserführung als die Elbe selbst hat. In der Vergangenheit war die Elbe durch eingeleitete kommunale und industrielle Verunreinigungen (organische Stoffe, Nährstoffe, spezifische organische Stoffe...) enorm belastet, was sich auf die Wassergüte und die Sedimentqualität negativ auswirkte. Im Zeitraum von 1990 bis 2000 hat sich die Elbwassergüte wesentlich verbessert. Beigetragen dazu hat auch der allmähliche Ausbau oder die Erweiterung und Modernisierung der Kläranlagen, insbesondere in den städtischen und industriellen Ballungsgebieten Hradec Králové, Pardubice, Kolín, Ústí nad Labe und Děčín. Gegenwärtig werden umfangreiche Rekonstruktionen aller bedeutenden Kläranlagen im Einzugsgebiet vollendet, deren Ziel es war, die Reinigungsleistung einschl. Beseitigung von Nährstoffen, die Ausbauleistung sowie die Betriebszuverlässigkeit zu erhöhen.

Die Elbwassergüte wird in den letzten Jahren nach ČSN 75 7221 meistens in die Klasse II. und III. eingeordnet, wobei die Belastung allmählich von Vrchlabí bis Pardubice ansteigt und dann flussab ein beständiger Zustand überwiegt. Die entscheidende Quelle der Belastung im oberen und mittleren Elbabschnitt ist das Ballungsgebiet von Pardubice mit umfangreicher Chemieindustrie. Dank dem Ausbau der Kläranlagen konnte eine Senkung der Elbbelastung durch organische Stoffe und Nährstoffe unter das Niveau der ökologischen Qualität nach der Regierungsverordnung Nr. 61/2003 **GBl.** erzielt werden, was insbesondere für die Parameter BSB₅, CSB, N-NO₃, N-NH₄ und P insgesamt gilt. Die Normen der ökologischen Qualität wurden in einigen Standorten nur bei den Parametern fäkalcoliformer Keime und adsorbierbarer organischer Halogene (AOX) überschritten. Für den Parameter AOX gilt im Abschnitt von Pardubice bis zur Staatsgrenze die Wassergüte der Klasse IV. bis V. Die Elbbelastung durch Schwermetalle ist im oberen und mittleren Abschnitt nicht von besonderer Bedeutung, die gemessenen Konzentrationen sind mit dem natürlichen Hintergrund vergleichbar. Bei den untersuchten und bewerteten Parametern erscheint der EDTA-Parameter als kritisch bezogen auf die Normen der ökologischen Qualität. Interessant ist der Gehalt einiger spezifischer organischer Stoffe, die jedoch nach der gültigen Legislative nicht bewertet werden, vor allem ausgewählter Pestizide und deren Metaboliten, Arzneimittel u.ä.

Die Elbgewässergüte im unteren Abschnitt vom Zusammenfluss mit der Moldau bis zur deutsch-tschechischen Staatsgrenze ist ähnlich, d.h. in der Regel wird die Klasse II. und III. bei den meisten bewerteten Parametern erreicht. Ebenfalls werden die Normen der ökologischen Qualität bei den meisten Parametern nicht überschritten. Eine Verschlechterung des Zustands kommt nur lokal vor, z.B. Erreichen der IV. Klasse im Profil Nučnice, Überschreitung der Norm der ökologischen Qualität für CSB im Profil Štětí, für abfiltrierbare Stoffe in 5 Profilen und für den AOX sowie für fäkalcoliforme Keime in 3 Profilen. Von lokaler Bedeutung ist auch der Anstieg der Belastung mit Schwermetallen (z.B. Zink) oder mit spezifischen organischen Stoffen (z.B. Naphthalin) flussab des Zusammenflusses mit der Moldau und flussab der Industrieballungsgebiete (Neratovice, Lovosice, Ústí nad Labem).

Die Ergebnisse der regelmäßigen Überwachung von Sedimenten geben eine Aussage über die diffuse Belastung bei den Parametern AOX, TOC, Gesamtphosphor, Metalle und Metalloide, wobei das unterschiedliche Maß der Belastung sowohl mit den anthropogenen Einflüssen städtischer und industrieller Ballungsgebiete als auch mit dem geogenen Hintergrund, der insbesondere an der oberen Elbe und den Zuflüssen zum Ausdruck kommt, zusammenhängt. Bei organischen Schadstoffen, die meistens anthropogener Herkunft sind, schwanken die Gehalte sehr und unterscheiden sich enorm sowohl im Raum als auch in der Zeit. Oft wird ein Zusammenhang von industriellen Belastungsquellen und Altlasten deutlich, z.B. erhöhte Gehalte chlorierter Benzole flussab Pardubice. In den meisten Standorten gibt es langfristig bedeutend erhöhte Gehalte polycyclischer aromatischer Kohlenstoffe. Die in der Vergangenheit bedeutenden Gehalte polychlorierter Biphenyle und organochlorierter Stoffe sinken in letzter Zeit, trotzdem stellen diese Stoffe in vielen Standorten noch immer ein großes Risiko dar. So ist es an der unteren

Elbe flussab Ústí nad Labem, wo im Messprofil ein erhöhtes Vorkommen an DDT und seiner Metaboliten sowie an HCB festgestellt wurde. Die Bewertung der Sedimentqualität in der Elbe stellt bei vielen Stoffen ein geeignetes Instrument für die Beurteilung der Trends bei der Belastungsentwicklung dar, denn die Gehalte an Schadstoffen sind gut messbar und unterliegen nicht so großen Schwankungen wie es bei den Wasserproben der Fall ist.

b. Bílina

Die Bílina hat ihre Quelle an den Hängen des Erzgebirges, nördlich von Chomutov in der Höhe von 785 m ü. M. Sie fließt dann durch das Becken von Most zwischen dem Böhmischem Mittelgebirge und dem Erzgebirge Richtung Nordosten und mündet von links in die Elbe an ihrem Fl.km 71 in Ústí nad Labem.

Das Einzugsgebiet der Bílina hat eine Fläche von 1.071 km² und die Wasserlaufänge beträgt 81,4 km. Die Charakteristik der Bílina ist in großem Maße durch das Gelände, durch das sie fließt, beeinflusst. Die ursprüngliche Charakteristik der Wasserläufe in der Umgebung von Most hat sich aufgrund des Bergbaus wesentlich verändert. Für die Freimachung und Absicherung der Brüche mussten viele Wasserläufe verlegt und reguliert werden. Im Einzugsgebiet der Bílina wurde eine ganze Reihe von Korridoren und Bachverlegungen ausgebaut, zu denen u.a. der Korridor von Ervěnice (Verrohrung und Überführung der Bílina unter dem Becken Újezd), der Korridor von Most (Überführung um den Bruch Ležáky), das Verlegen der Bäche Šramnický potok und Černický potok (Ableitung der Zuflüsse außerhalb der Grube ČSA, Einmündung in den Wasserlauf Loupnice) gehören. Die erhöhte Industriekonzentration in der Region machte den Ausbau einer industriellen Wasserzuleitung erforderlich, wie die Wasserzuleitung unterhalb des Erzgebirges und die Industrielle Wasserleitung Nechanice.

Der obere Abschnitt der Bílina wird als Trinkwasserquelle genutzt, hier gibt es die Stauanlage Jirkov, die Bestandteil des ganzen Systems für die Trinkwasserversorgung des Nordböhmisches Braunkohlebeckens ist.

Die Wassergüte in der Bílina und deren Zuflüssen wird in großem Maße von der hohen Konzentration an Industrie und Energieproduktion, an Bergbau und der starken Besiedlungsdichte beeinflusst. Es überrascht daher nicht, dass die Bílina der meistbelastete Fluss auf dem Gebiet der Tschechischen Republik ist.

Seit Anfang der neunziger Jahre kommt es zu verschiedenen Sanierungsmaßnahmen. So wurden beispielsweise veraltete Kläranlagen erweitert, für Gemeinden mit mehr als 2 000 EGW wurden neue Kläranlagen errichtet und der Ausbau von Anschlüssen an die Kanalisation ist im Gange. Die Industrieanlagen sind dabei, BAT (Best Available Techniques) einzuführen. Im Zusammenhang mit der Drosselung des Braunkohleabbaus werden in der Umgebung der Bílina immer mehr Flächen rekultiviert. So entstehen nicht nur neue landwirtschaftliche und forstwirtschaftliche Flächen, sondern auch umfangreiche Wasserflächen, die zu Erholungs- und Sportzwecken dienen.

Trotz einer gewissen partiellen Verbesserung der Wassergüte in der Bílina in den letzten Jahren, kann dieser Zustand nicht als befriedigend bezeichnet werden.

Die Wassergüte in der Bílina wird in den letzten Jahren nach ČSN 75 7221 meistens in die Klasse III. bis V. eingeordnet. Hohe Werte werden insbesondere bei folgenden Parametern bestimmt: el. Leitfähigkeit, gelöste Stoffe, CSB_{Mn} , CSB_{Cr} , abfiltrierbare Stoffe, gelöster Sauerstoff, BSB_5 , TOC, AOX, Ammoniak-Stickstoff, Sulfate, Fe, As und mikrobiologische Parameter. Im oberen Abschnitt der Bílina flussauf der Trinkwasserstauanlage Jirkov gehört doch die Bílina jedoch in die I. maximal die II. Klasse der Wassergüte. In Ústí nad Labem an der Mündung in die Elbe weist sie im Gegenteil in der überwiegenden Mehrheit der Parameter die Klasse V. der Oberflächenwassergüte auf.

Kontaminierte Sedimente im mittleren und unteren Abschnitt der Bílina stellen ein Überbleibsel der Industrieproduktion des 20. Jahrhunderts dar. Die Belastungen, die sie enthalten, sind im Sediment fixiert und werden bei normalen Abflüssen ins Oberflächenwasser nicht freigesetzt. Bei erhöhten oder sogar Hochwasserabflüssen kommt es zu einer Sedimentremobilisierung und einer Sedimentablagerung flussab.

III. Recherche realisierter Forschungsstudien und der zugänglichen Literatur

a. Zielsetzung

Das Forschungsprojekt orientiert sich auf die Belastung von Sedimenten und den Schwebstoffhaushalt im Einzugsgebiet der Bílina ab dem Wehr Jiřetín und der Elbe von Střekov bis zur Staatsgrenze.

Ziel der durchgeführten Recherche war das Zusammenstellen der zugänglichen Erkenntnisse über den derzeitigen Wissensstand im betreffenden Bereich über realisierte Forschungen im Einzugsgebiet von Elbe und Bílina sowie das Erstellen einer Übersicht von Forschungsarbeiten, die durch die Schlüsselpartnerinstitutionen, die sich mit dem Projekt SedBiLa befassen: Karlsuniversität Prag, Wasserwirtschaftsunternehmen Povodí Labe, s.p. und das Wasserwirtschaftsunternehmen Povodí Ohře, s.p.

Die Recherche befasste sich mit realisierten Projekten der wissenschaftlichen und applizierten Forschung sowie mit öffentlich zugänglichen Informationen über deren Ergebnisse. Primärquelle der Daten waren Arbeiten, die sowohl in internationalen als auch nationalen wissenschaftlichen und Fachzeitschriften veröffentlicht waren. Bedeutende Informationsquellen waren weiterhin die zugänglichen Berichte über die Ergebnisse der durchgeführten Forschungsprojekte im Einzugsgebiet von Bílina und Elbe. Nicht zuletzt stützte sich die Recherche auch auf veröffentlichte Beiträge und Mitteilungen von Fachkonferenzen, die sich auf die Problematik der Kontamination und das Management von Sedimenten orientiert haben, wobei hier insbesondere den Beiträgen von Magdeburger Seminaren über den Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe und von den IKSE-Seminaren zukommen.

b. Gegenwärtiger Wissensstand im Bereich Kontamination und Management von Schwebstoffen und Sedimenten in der Elbe

b.1 Schwebstoffe und Geschiebe

In den Wasserläufen werden die Feststoffe in Abhängigkeit von der Partikelgröße, der Strömungsgeschwindigkeit und der Rauigkeit des Flussbettes transportiert (Hjulström, Shields-Diagramm). Das grobkörnige Geschiebe (*bed load*) entsteht insbesondere aufgrund der Flussbetterosion selbst. Der feinkörnige Anteil (obere Grenze im Intervall von 0,1 bis 7 mm), den man als Schwebstoffe bezeichnet, wird in Form einer Suspension (*suspended load*) abgetragen. Er wird auf längere Entfernungen transportiert und ist vor allem auf die Bodenerosion landwirtschaftlich-bewirtschafteter Flächen und lokal auch auf die Industrie und den Bergbau zurückzuführen. Unter hiesigen Bedingungen überwiegt der Schwebstofftransport in Suspension.

Hinsichtlich der zeitlichen sowie der räumlichen Verteilung werden die Schwebstoffe sehr ungleichmäßig transportiert. Zum größten Schwebstofftransport in den Wasserläufen kommt es bei Hochwasserereignissen. Buzek stellte 2000 fest, dass in den drei Tagen

des katastrophalen Hochwassers im Juli 1997 sogar 51 % der Schwebstoffmenge im ganzen Beobachtungszeitraum (23 Jahre) abgeflossen sind. Bei den Abflüssen Q_{30} und höheren je nach Bodennutzung des Einzugsgebietes fließen im Durchschnitt 60 - 80 % der jährlichen Schwebstofffracht. Der untersuchte und ausgewertete quantitative Grundparameter ist die Angabe über die mittlere Tageskonzentration c (mg l^{-1}). Aufgrund dieser Angabe und der Angabe über Wasserabfluss wird dann der Schwebstoffdurchfluss Q_{pl} (kg s^{-1}), Schwebstoffabfluss G_{pl} (t) und der spezifische Schwebstoffabfluss (t km^{-2}) berechnet. Die höchsten Jahresmittelwerte des spezifischen Schwebstoffabflusses kommen im Einzugsgebiet der Oder und der March (50 - 100 und mehr t km^{-2} bei mittlerem c größer als 100 mg l^{-1}) vor. Die kleinsten in den Beckenbereichen von Süd- und Westböhmen (5-7 t km^{-2} bei mittlerem c bis 40 mg l^{-1} - Kliment, 1996). Einen Bezug von Schwebstoffen zur unterschiedlichen Disposition des Gebietes hinsichtlich Wassererosion der Böden bestätigten Studien von Modelleinzugsgebieten der Wasserläufe Blašanka, Loučka, Olšava, Lausitzer Neiße und Mladotický potok (Kliment, 2003; Kliment, 2005; Kliment et al., 2007; Janský et al., 2010). Die Unterschiede erschienen sowohl in der Größe und Frequenz der erreichten Werte von Schwebstoffgehalt (max. bis mehr als 10 g l^{-1}), als auch in der gesamten transportierten Schwebstofffracht. Die höchsten mittleren Schwebstoffkonzentrationen werden in den Monaten Mai bis Juli erreicht, der zweite Zeitraum höherer Schwebstoffkonzentrationen beobachten wir von Februar bis März. Beide Höchstwerte schlagen sich im jährlichen mittleren Schwebstoffdurchfluss nieder, wobei wir im Sommer den hohen Werten des Schwebstoffgehaltes bei geringen Wasserdurchflüssen im Anschluss an höhere Intensität von Erosionsprozessen (Kliment et al., 2007) begegnen. Die Höchstwerte im Frühjahr (Winter) sind meistens mit der Schneeschmelze verbunden und kommen markanter in Gebieten mit mittlerem höherem Wasserwert der Schneedecke vor (Toman, Smolíková). Einen weltweiten Vergleich der Gebiete hinsichtlich der transportierten Schwebstoffmengen bringen zum Beispiel Milliman, Meade, 1983; Summerfield, 1991, u.a.

Die Schwebstoffkonzentrationen und ähnlich auch die gesamten transportierten Schwebstoffmengen wachsen üblicherweise mit dem ansteigenden Wasserabfluss. Die Beziehung zwischen den Schwebstoffkonzentrationen im Wasser und dem Wasserabfluss wird durch eine Reihe von Umständen beeinflusst. In den Einzugsgebieten, wo die Schwebstoffquelle eine markante punktuelle Belastungsquelle ist, kommt zwischen den beiden untersuchten Größen eher eine Inversionsbeziehung vor (Kliment, Neumannová 1994). Für die Darstellung der Beziehung zwischen dem Wasserabfluss und der Schwebstofffracht werden unterschiedliche Typen mathematischer Abhängigkeiten eingesetzt. Die Suche nach einer direkten Beziehung zwischen den Werten Schwebstoffgehalt und Wasserabfluss ist kompliziert und sie muss unter Berücksichtigung des Typs der kausalen meteorologischen Lage vorgenommen werden (Berücksichtigung der Saison, der Niederschlagsart, der Schneeschmelze, des Unterschiedes in der Schwebstoffkonzentration während der aufsteigenden und der absteigenden Phase der Durchflusswelle usw.). Um bessere, insgesamt jedoch nicht zu hohe Ergebnisse der Regression zu erreichen, hatte sich insbesondere für die Sommerereignisse bewährt, die Position ΔQ , die den Anstieg des Abflusses darstellt, einzutragen (Kliment, 2005; Kliment et al., 2007). Befriedigendere Ergebnisse bringt die Untersuchung der Beziehung zwischen dem Schwebstoff- und Wasserabfluss (Petrůjová et al., 1998; Kliment et al., 2007).

Die Untersuchung des Schwebstofftransports ist Bestandteil der hydrologischen Überwachung.

b.2 Überwachung von Schwebstoffen und Sedimenten

Für die Untersuchung der Wassergüte in der Elbe auf der tschechischen Seite wurde mit der systematischen Überwachung 1963 im Rahmen des staatlichen Beobachtungsnetzes angefangen, das vom tschechischen hydrometeorologischen Institut betrieben wurde. Aufgrund der Änderung der politischen Situation 1989 und der Gründung der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) 1991 wurden die Inputs um ausländische Erfahrungen bereichert und der Schutz der Elbe konnte also komplex im Rahmen des ganzen Einzugsgebiets gelöst werden. Ebenfalls entsteht das nationale Elbeprojekt (Wasserwirtschaftliches Forschungsinstitut T.G.M.), dessen Hauptziel es war, die Wassergüte im Fluss radikal zu verbessern, denn die Belastung war Ende der 80-er Jahre schon untragbar. An der Erforschung der Elbe auf tschechischer Seite beteiligten sich in wesentlichem Maße das Wasserwirtschaftsunternehmen Povodí Labe, s.p., das Wasserwirtschaftsunternehmen Povodí Ohře, s.p., ČHMÚ und weitere Institutionen. Obwohl eine systematische Überwachung von Sedimenten und Schwebstoffen erst in den 90-er Jahren eingeleitet wurde, werden im folgenden Text im Kapitel „Erforschung der Elbe“ die bedeutendsten Arbeiten erwähnt, die mit dem behandelten Projekt sowohl thematisch als auch örtlich zusammenhängen.

Die Schwebstoffüberwachung in der Tschechischen Republik wird seit 1984 vom Tschechischen Hydrometeorologischen Institut durchgeführt. Bis dahin wurden die Probenahmen nur zweckgebunden vorgenommen, zum Beispiel an der Elbe in Děčín 1928 – 34, An der Oder in Svinov (Hošek, Sochorec 1977-79?), in den Einzugsgebieten von Südmähren (Stehlík 1968-1970?). Die Untersuchung des Schwebstoffhaushalts durch ČHMÚ wurde an 51 Messstellen eingeleitet, d.h. in etwa 8 % der Pegelmessstellen. Seit 1999 wurde die Untersuchung von Schwebstoffen in 44 Messstellen um qualitative Parameter erweitert, im Rahmen eines komplexen Überwachungsnetzes der Wassergüte in Wasserläufen, die neben der Wassergüteüberwachung auch die Bestimmung des Gehaltes von Schwermetallen, Metalloiden und organischen Stoffen in Schwebstoffen und Sedimenten umfasst. Der Schwebstoffgehalt wird im Labor nach ČSN EN 872 (75 7349) aufgrund der entnommenen Proben bestimmt. Die Probenahme erfolgt im Stromstrich entweder mit einem manuellen Probenehmer (1-Liter-PETflasche mit Ablüftungsrohr) oder immer öfter werden automatische Probenehmer (ISCO, SIGMA u.a.) eingesetzt, die es ermöglichen, ein flexibles Regime in Abhängigkeit von Auflagen (Wasserstand, Trübung, Niederschläge) zu programmieren.

Die Untersuchung der Sedimentgüte wurde seit 1999 zum regelmäßigen Bestandteil der Gewässergüteüberwachung im komplexen Überwachungsnetz (ČHMÚ), sowie der vom Verwalter des Einzugsgebietes durchgeführten Gewässerüberwachung (Povodí Labe, s.p.). Das gilt auch zur Zeit, wann neben der Gewässerüberwachung (überblicksweise und operative Überwachung), die vom Verwalter des Einzugsgebietes völlig gewährleistet ist, die Messaktivitäten von ČHMÚ weiterläuft. Die Untersuchung der schwebstoffbürtigen Sedimenten, die in Messstationen in ausgewählten Messstellen des internationalen

Einzugsgebietes der Elbe beprobt werden, ist ebenso ein integralen Bestandteil des Internationalen Messprogramms Elbe (IKSE).

b.3 Kontamination von Sedimenten und Schwebstoffen in der Elbe

Mit der Kontamination von Sedimenten und Schwebstoffen befassten sich auf deutscher Seite viele Forschungsarbeiten. Der Forschung von belasteten Sedimenten widmete sich in vielen seiner Arbeiten z. B. Förstner (1989, 2004), mit der Mobilität von Spurenelementen befassten sich bereits in den 80-er Jahren z. B. Allard, Hakansson und Carlson (1986). Mit der Beprobung dieser Matrices hinsichtlich Konzentrationen polychlorierter Dibenzop-dioxine und Dibenzofurane an der unteren Elbe im Bereich von Hamburg befassten sich bereits in den 90-er Jahren Götz et al. (Götz, R.; Friesel, P.; Roch, K.; Pöpke, O.; Ball, M.; Lis, A. (1993); Götz, Enge, Friesel, Roch, Kjeller, Rappe, (1994)). Der Forschung dieser Stoffe im Elbesediment auf deutscher Seite widmeten sich weiter z. B. Schrammer, Henklemann und Kettrup (1995). Götz et al (2007) haben ebenfalls eine detaillierte Forschung des Gehalts organischer Schadstoffe in den datierten Messstellen von Sedimenten und Böden der Elbaue im Bereich von Hamburg durchgeführt. Ebenfalls wurden chlorierte organische persistente Stoffe in den Profilen von Sedimenten und Böden der Elbaue bei Wittenberge (Kiersch, Jandl, Meissner, Leinweber, 2010) untersucht. In den 90-er Jahren befassten sich Götz, Bauer, Friesel und Roch (1998) im Bereich von Hamburg auch mit dem Gehalt organischer Stoffe im Elbwasser. Konzentrationen polychlorierter Naphthaline und weiterer Dioxinverbindungen untersuchten in Elbsedimenten auf deutscher Seite Brack et al (2008). Der quantitativen Analyse organischer Stoffe in den Elbsedimenten widmete sich in seiner Dissertationsarbeit Schwarzbauer (1997).

Der Gehalt an Quecksilber und dessen Methylverbindungen in Sedimenten der Elbe auf deutscher Seite im Bereich von Hamburg untersuchten Hintelmann und Wilken (Hintelmann, Wilken, 1998; Wilken, Hintelmann, 1991). Einen Vergleich des Transports von Schwermetallen in der Elbe und im Rhein haben Vink und Behrend (2002) durchgeführt. Die Mobilität von Spurenelementen in den Sedimenten und Schwebstoffen haben in ihrer Dissertationsarbeit Wallmann (1990) und Hong (1995) untersucht, mit der Belastung von Sedimenten der unteren Elbe mit Schwermetallen befasste sich Hinze (1982). Entwicklung der Metallgehalte in Sedimenten der Tideelbe untersuchten Stachel a Lüschow (1996).

Eine ganze Reihe von Arbeiten, die sich mit der Forschung der Schadstoffe in den Flusssedimenten der Elbe auf deutscher Seite und deren Zuflüssen befassen, befinden sich in der Publikation, die anlässlich des Workshops im UFZ Leipzig-Halle (Frieese, Kirschner, Witter, 1999) veröffentlicht wurde.

Den Einfluss des Hochwassers 2002 beschreibt z.B. Geller et al (2005), die Auswertung hinsichtlich des Transports von Schwebstoffen und der an sie gebundenen Schadstoffe bringt die Publikation der IKSE (2004). Das vertikale Profil des Sediments sowie die Änderungen der Metallkonzentrationen im Zusammenhang mit dem Hochwasser 2002 wurde im Bereich

der mittleren Elbe auf deutscher Seite von Baborowski et al (Baborowski, Büttner, Morgenstern, Jancke, Westrich, 2012) untersucht.

Die Bestimmung der Hintergrundwerte von Schwermetallen veröffentlichten Lichtfuß und Brümer (1982) sowie Prange, von Tümpling, Niedergesäß und Jantzen (1995). Eine detaillierte Analyse von Flusssedimenten in der Elbe, einschl. Datierung der Profile von Sedimenten, die in der Elbaue bei Hradec Králové, Roudnice nad Labem und Tangermünde mit dem Ziel entnommen wurden, neue Hintergrundwerte für ausgewählte Elemente im Einzugsgebiet der Elbe zu bestimmen, einschl. der gesamten Auswertung der Kontamination von Elbsedimenten haben ausführlich Prange et al. (Prange et al., 1997A, 1997B, 1997C) durchgeführt.

Der Forschung persistenter organischer Stoffe widmeten sich aus anderen Staaten in den letzten Jahren z.B. die Arbeiten von Breivik, Jones, Vallack und weiterer (Breivik, Alcock, Li, Bailey, Fiedler, Pacyna, 2004; Lohmann, Breivik, Dachs, Muir, 2007; Jones, Voogt, 1999; Vallack et al., 1998). Mit den Bedingungen für das Freisetzen von Metallen aus den Flusssedimenten befassten sich Bordas und Bourg (2000). Unter den tschechischen Autoren ist weiter die experimentelle Arbeit von Mičaník et al. (2011) zu nennen, die sich auf die Kinetik der Sorption polyaromatischer Kohlenstoffe auf unterschiedliche Matrizenarten und auf Flusssedimente konzentrierte.

b.4 Methoden der Forschung von Transport und Kontamination von Schwebstoffen

Eine bedeutende Stellung nimmt die Forschung in den Modelleinzugsgebieten und experimentellen Gebieten ein, die es ermöglicht, in den Gebieten mit kleinerer Fläche die gegenseitigen Bindungen zwischen den einzelnen Prozessen zu untersuchen. Als Beispiel der gegenwärtigen Parzellenforschung kann das von VÚMOP in Zbraslav verwaltete Gebiet von Třebsín erwähnt werden (Jakubíková et al., 2006).

Mit der langfristigen Schwebstoffüberwachung in Bezug auf die Auswertung von Erosion des Waldbodens nach dem Abholzen im Bereich der Mährisch-schlesischen Beskiden (von 1976 bis zur Gegenwart) befasste sich L. Buzek (2000). Die Schwebstoffüberwachung in Bezug auf die Änderungen des Erosionsrisikos für das Gebiet war auch Gegenstand einer mehr als 15 Jahre dauernden Forschung im Modelleinzugsgebiet Blšanka in der Nähe von Žatec (Kliment, 2000; Kliment et al., 2008). Die Untersuchung der Mengen und Trends bei der Schwebstofffracht in den unterschiedlichen geographischen Bedingung im Zusammenhang mit den Landnutzungs- und Klimaänderungen bringen neben einheimischen Arbeiten auch Studien aus der ganzen Welt (Walling, Fang, 2003; Kliment, 2005; Bakker et al., 2008; Krása et al., 2010; Janský et al., 2010; Tao Cai et al., 2011 u.a.).

Unterschiedliche Modell-Arbeitsweisen sind ein geeignetes Instrument für die Darstellung der Mengen und Frachten von Schwebstoffen in den Wasserläufen. Eine Grundvorstellung über den Transport von Schwebstoffen im Einzugsgebiet kann aufgrund des sog. Verhältnisses der Fracht abgeleitet werden, das sämtliche durch die Flächenerosion freigegebenen Partikel im Einzugsgebiet ins Verhältnis zur Partikelmenge gibt, die in die Wasserläufe gelangt. Der Anteil der Schwebstofffracht (DR) lässt sich nach Janeček (2008) aufgrund der Charakteristiken des Einzugsgebiets zum Ausdruck bringen, wie die Zahl der Abflusskurve, Verhältnis der Überhöhung zur Länge

des Einzugsgebietes in $m \text{ km}^{-1}$ (SR) oder die Fläche des Einzugsgebiets in km^2 (P): $DR = a(P)^b \cdot (SR)^c \cdot (CN)^d$. Für die einzelnen Niederschlagsereignisse ist ein Abschätzen der Schwebstofffracht bei Kenntnis der Menge des direkten Wasserabflusses und der Höhe des Scheitelabflusses aufgrund der modifizierten Gleichung USLE (MUSLE) möglich. Für die Simulation des Schwebstofftransports kann man die physikalisch erstellten Erosionsmodelle nutzen sowie einige semiempirische (konzeptuelle) Erosionsmodelle. Die Simulationsmodelle werden insbesondere zur Modellierung des Abflusses während der Ereignisses eingesetzt, in der Regel für den kausalen Bemessungsniederschlag (die sog. Ereignismodelle) oder auch für einen längeren Zeitraum, in der Regel für die Ermittlung mittlerer langfristiger Trends (die sog. kontinuierlichen Modelle). Zwecks Modellierung des Schwebstofftransports wurden in der Tschechien die Erosionsmodelle AnnAGNPS, SWAT (Kliment et al., 2008), EROSION 3D (Dostál, 1998; Krása 2004; Krása et al. 2005), SMODERP (ČVUT), WaTEM/SEDEM (Krása et al., 2010; Vysloužilová, Kliment, 2011) getestet.

Der Transport des grobkörnigeren Geschiebes zeichnet sich durch größere Variabilität sowohl im Sektions- als auch im Längsprofil aus und zwar sowohl hinsichtlich der Mengen als auch der Zeit. In Kiesflussbetten können Kiesanschwemmungen ohne Bewegung mehrere Jahre vorkommen, in den Sandflussbetten sind die Änderungen schneller und hinsichtlich des Ausmaßes kleiner. Der Transport von Geschiebe im Flussbett, der an die Etappen höchster Wasserführungen gebunden ist, führt zu wesentlichen Oberflächenänderungen der Flussbettsohle, durch deren Untersuchung man eine Vorstellung über die Mengen des transportierten Materials gewinnen kann. Eine kontinuierliche Überwachung des grobkörnigeren Geschiebes wird in der Regel nicht systematisch, sondern nur im Rahmen einer experimentellen Forschung unter Einsatz unterschiedlicher Fänger (z.B. River Bedload Trap) durchgeführt. Für die Analyse der Dynamik des Flussbett-Auensystems werden geomorphologische Methoden mit Unterstützung wiederholter geodätischer, fotogrammetrischer, sedimentologischer und geophysikalischer Forschung genutzt, die auf die Bestandsaufnahme von Vorkommen, Charakter und Änderungen fluvialer Erosions- und Akkumulationsformen orientiert ist. In Tschechien wird allerdings der Problematik des geomorphologischen Regimes der Wasserläufe geringe Aufmerksamkeit gewidmet. Zu erwähnen sind die Arbeiten von Hrádek (2000), Máček (2009) und Langhammer (2010), die sich mit den Flussbettformen, deren Genesis und Bewertung befassen. Direkt mit dem Transport des Geschiebes kieshaltiger Wildbäche in den Beskiden unter Einsatz von 1D Modellen BAGS (Bedload assesment for gravel-bed stream), und in letzter Zeit auch des Modells TOMSED sowie empirischer auf Einheitsleistung des Wasserlaufs beruhenden Beziehungen befassten sich Galia, Škarpách, Hradecký, 2012.

Ende der 80-er Jahre widmeten sich Niedergesäß, Racky und Schnier (1987) der Geschwindigkeit der Sedimentierung der Elbschwebstoffe. Den Einfluss der Vertiefung der Elbemündung in die Nordsee auf den Sedimenthaushalt und die Wassergüte beurteilte Kerner (2007). Mit der Resuspendierung der Elbsedimente beschäftigten sich vom experimentellen Standpunkt her außer anderen Arbeiten auch Rudiš, Záleský und Kos (1999). Die Schwebstoff- und Sedimentforschung wurde auch im Rahmen der Projekte VÚV T.G.M. (Petrůjová, Rudiš, 1996) realisiert, Ergebnisse von Wasser- und Schwebstoffanalysen in den Einzugsgebieten ausgewählter tschechischer Wasserläufe veröffentlicht z.B. ČHMÚ (Cucová, 1992).

c. Forschung in den Interessengebieten

c.1 Einzugsgebiet der Bílina

Die Bílina gehört zu den meistbelasteten Wasserläufen in Tschechien. Ihr Flussbett wurde durch den Menschen in etlichen Strecken total verändert und die Wassergüte, bzw. die Qualität der Sedimente und Schwebstoffe wurde durch Industrie und Bergbau in der Umgebung stark gekennzeichnet. Zu den größten Belastungsbetrieben gehören neben dem Bergbau folgende Firmen: Chemopetrol in Záluží bei Litvínov und Spolchemie in Ústí nad Labem. Obwohl auch hier environmentale Maßnahmen ergriffen werden und die Belastung deutlich sinkt (Spolchemie, 2010; 2011), wird das Gebiet infolge der Deposition von Schadstoffen in Sedimenten noch lange Jahre belastet bleiben. Somit stellt die Bílina einen stark anthropogenen durch die Industrie beeinflussten Wasserlauf dar, einen Vergleich mit dem landwirtschaftlichen Einzugsgebiet der Lužnice (Lainsitz) führten Novák (2007A, 2007B) und Novák, Vlasák, Havel und Kohušová (2009) durch. Den Ausbau des Flussbetts im Bereich des Korridors Ervěnice beschreiben Král (1989) und Kratochvíl und Mencl (1973).

Den Einfluss der Abwassereinleitung in den Fluss wurde z.B. im Rahmen der Projekte von VÚV T.G.M (Nesměrák, 1982) untersucht. Mit der Wassergüte und der Schadstoffproduktion im Einzugsgebiet der Bílina befasste sich z.B. Just (1998), die environmentale Toxizität und Saprobität studierten Ambrožová, Sládečková und Sládeček (2002). Der Gewässergüte im Bereich unterhalb des Erzgebirges widmete sich Vlasák et al. (2002).

Der Hauptverantwortliche für die Projekte, die im Auftrag des Umweltministeriums der Tschechischen Republik realisiert wurden, Vlasák (2003, 2004), bringt eine detaillierte Auswertung des environmentalen Zustandes der Bílina, die sowohl die hydrologischen Charakteristiken des Wasserlaufs und seiner Zuflüsse als auch die Bewertung der Wassergüte im Fluss einschl. der Bestandsaufnahme punktueller Belastungsquellen einbeziehen. Die Arbeiten schließen an die environmentalen Studien über die Bílina an, die in den vorhergegangenen Jahren durchgeführt wurden (Havlík et al., 1997A, 1997B). Die negative anthropogene Beeinflussung wurde ebenfalls im Rahmen des Projektes VaV (Vlasák, Havel, Matoušková, Milický, 2009) und (Vlasák, 2010) beschrieben. Diese Studie, in deren Rahmen die 2009 und 2010 abgenommenen Sedimente analysiert wurden, belegt erhöhte Konzentrationen von Cd, As, Hg und HCH und DDT. Die meistbelasteten Sedimente wurden an der Messstelle Ústí nad Labem bestimmt, wo die III. - IV. Kontaminationsklasse eine Konzentration folgender Stoffe ausweist: As, Cd, Hg, Pb, HCH, HCB, PCB, DDT. Bei der Toxizitätsbestimmung wurden als toxisch bis stark toxisch Sedimente aus zwei anschließenden Messstellen des hochindustriellen Gebiets um Most bezeichnet (Záluží - toxisch; Želenice - stark toxisch). Bei der Genotoxizität wurden als stark toxisch die Messstellen unterhalb der Kläranlagen Bílina, Rtyň und Ústí nad Labem ausgewiesen. Einen negativen Einfluss auf das aquatische Ökosystem der Bílina haben auch Störfälle; z.B. während des petrochemischen Störfalls (Unipetrol RPA, in Záluží bei Litvínov 23.12.2009) wurde ein deutlicher Anstieg der Styren- und Naphthalinkonzentrationen verzeichnet (Želenice 62x) (Vlasák, 2010).

Eine detaillierte Forschung der Wassergüte einschl. Bestimmung der Konzentrationen von Schwermetallen und organischen Schadstoffen an 8 Messstellen der Břlina und ihren Zuflüssen fřhrte Aronov (2007) durch. Im Rahmen des Projekts Elbe (VUV) wurde in Zusammenarbeit mit dem Institut fř Umweltgeochemie – Universität Heidelberg der Stand der Kontamination von Sedimenten in der Břlina und weiteren Flüssen im Vergleich zur Belastung der Elbsedimente ausgewertet. Die Forschung zeigte, dass die Proben aus der Břlina die Kontamination der Elbe insbesondere bei Quecksilber, dessen Quelle wahrscheinlich Spolchemie in st nad Labem ist, überstiegen (Lochovsk, Schindler, Vilmec, 1997). Genauso wie bei der Elbe wurden auch im Einzugsgebiet der Břlina die Hintergrundkonzentrationen fřr ausgewählte Elemente im Sediment bestimmt. Die Bestimmungen wurden aus zwei Bohrkernen in Velvty und Stadice vorgenommen und die Ergebnisse zeigten, dass der natürliche geogene Hintergrund nur wenig erhöhte Werte bei As, Co, Pb, Se und Zn im Vergleich zu globalen Standards Turekians und Wedepohls (1961) aufweist, was fřr eine anthropogene Kontamination jüngerer Sedimente spricht (Lochovsk, 2008).

Die Konzentrationen gefährlicher Stoffe im Einzugsgebiet der Břlina, aber auch in anderen Wasserläufen wurden im Rahmen des Projekts VaV/650/3/00 „Vorkommen und Bewegung gefährlicher Stoffe in der Hydrosphäre der R“ (Oenskov, 2002; Rieder et al. 2003) berwacht, als es sich um eine Untersuchung von Konzentrationen toxischer Metalle (Hg, Cd, Mo, Be, Pb, As, Ni, Cu, Co, Cr, Zn, Mn) und organischer Schadstoffe in Wasser, Sedimenten und Schwebstoffen handelte (chlorierte aliphatische Kohlenstoffe, Chlorbenzole, Pestizide, polyaromatische Kohlenstoffe, flüchtige organische Stoffe und polychlorierte Biphenyle).

Die Anreicherung durch Metalle und Metalloide in den Makrophyten und die Kumulation in den Sedimenten der Břlina studierten Lochovsk und Havel (2011). Eine ähnliche Forschung hinsichtlich Vorkommens toxischer Metalle und organischer Schadstoffe in den Sohlsedimenten der Břlina in ihrem gesamten Längsprofil fřhrten Franc et al. (2009) und Franc, Geršl, Frov, Zelenkov und Kopakov (2010) durch. Entsprechend der Studie Franc et. al. (2009) berstiegen die in den Jahren 2008 - 2009 entnommenen Sedimentproben aus den untersuchten Elementen in Bezug auf ihren Gehalt die Klasse C (nach Stellungnahme /OEŠ/ des Umweltministeriums der Tschechischen Republik /MZP R/ 1996) bei folgenden Elementen: As, Ba, Cr, Ni, Pb und V. Nach dem Anreicherungsfaktor gehören jedoch zu den stark bis übermäßig belasteten Sedimenten, solche Sedimente mit einem hohen Gehalt an As, Cd, Cu, Hg, Pb. Die in st nad Labem gemessenen Konzentrationen von DDT (53594 $\mu\text{g}/\text{kg}$) und PCB (110 $\mu\text{g}/\text{kg}$) gehören zu den höchsten in der Tschechischen Republik. Eindringen von Mineralöl und dessen Derivate deutete die Werterhöhung von NEL im Bereich von Zlu an.

Der Abschnitt der Břlina in den Flusskilometern 46,54 – 56,06 wurde detailliert auch im Rahmen der Erstellung einer Risikoanalyse hinsichtlich Beseitigung von belasteten Flusssedimenten in den Jahren 2010 – 2011 (Veleba et al. 2011) verfolgt. In den Sedimenten des Interessengebietes wurde eine starke Belastung durch Kohlenstoffe Minerallursprungs sowie auch ein groerer Gehalt an As, Hg, PAU und PCB nachgewiesen. Dies betraf insbesondere einen Teil des Wasserlaufs zwischen dem Wehr Jiřetice und der Einmündung des Weißbaches (Břl potok), weiter den Abschnitt zwischen dem Anfang der Spundwand und der Einmündung des Baches Mran potok und schließlich den Abschnitt

um die Zuflusseinmündung aus dem gefluteten Tagebau Matylda. Als höchstwahrscheinlicher Urheber für die historische Belastung wurden die Chemiebetriebe am Weißbach identifiziert, bzw. der ehemalige Bergbau. Zu den gegenwärtigen Verunreinigern gehört insbesondere der Chemiebetrieb in Nähe des Weißbaches, in kleinerem Umfang die Einleitung von Bergbauwasser an verschiedenen Stellen des Wasserlaufs, Abwässer vom Bahnhof und die Einleitung gereinigter oder nichtgereinigter kommunaler Abwässer.

Mit der Umweltbelastung der Bílina befassten sich ebenfalls Neruda, Vráblíková und Smetanová (2008), eine Gesamtauswertung der Bílina einschl. des Gehalts an Schwermetallen im Sediment und Wasser führen dann Neruda, Kramer und Tikhonová (2012) an.

Der Kontamination der Bílina durch polycyclische aromatische Kohlenstoffe im Wasser und deren Anreicherung in Fischen widmete sich Bláhová et al. (2011). Die Hg-Konzentrationen in Fischen untersuchte Kružíková und Svobodová (2012). Die Degradation der Wasser- und Habitatsgüte aufgrund des Vorkommens von Fischen und Makrozoobentos untersuchten im Einzugsgebiet der Bílina einschl. deren Zuflüsse Jurajda, Adámek, Janáč a Valová (2010). Mit den Auswirkungen der globalen Klimaänderung auf das Einzugsgebiet der Bílina befassten sich Košková (2003) und Košková, Buchtele und Kos (2005), mit der Modellströmung des Grundwassers im Einzugsgebiet der Bílina befasst sich Milický (2009). Den Gehalt von Spurenelementen in Sedimenten des nordböhmischen Beckens überprüften Šafářová und Řehoř (2006). Havel, Vlasák und Kohušová (2009) bewerten hydrische Rekultivierung von Resttagebauen nach dem Braunkohleabbau einschl. der Untersuchung des Sees Chabařovice (Vlasák, Havel, Kohušová, 2009).

Die überwiegende Mehrheit der auf die Problematik der Gewässergüte, der Sedimentsqualität und der Bioüberwachung orientierten Studien bestätigt die höchste Belastung des mittleren Wasserlaufabschnittes (Gebiet Litvínov – Záluží), der durch Abwässer aus Litvínov und Unipetrol (RPA) beeinflusst wird sowie des unteren Abschnittes der Bílina in Ústí nad Labem.

Hinsichtlich der Forschung der Bílina sind im Rahmen der am Lehrstuhl für Naturwissenschaften der Karlsuniversität erstellten Studien folgende Arbeiten von Kyselka, Dvořák, Matoušková und Šípek zu erwähnen, die den Fluss vom ökohydromorphologischen Standpunkt beurteilt haben (Kyselka, 2010; Dvořák, 2006; 2008; Dvořák, Matoušková, 2008; Matoušková, Dvořák, 2011; Matoušková, Dvořák, Kyselka, 2010; Šípek, Matoušková, Dvořák, 2010).

Mit der Modellierung der Belastung in Bílina in Verbindung mit den Industriequellen bei unterschiedlichen hydrologischen Lagen befasste sich im Rahmen eines gemeinsamen Projektes mit VÚV T.G.M Langhammer (1998).

Die Verunreinigung des Wassers durch Sedimente und die Belastung durch Biofilme in der Bílina bearbeitete in ihrer Dissertationsarbeit Kohušová (2010) detailliert. Die anthropogene Beeinflussung des Flusses wurde im Rahmen dieser Forschung auf Konzentrationen von As, Cd, Hg, Pb, V, Zn und PAK, PCB, HCH, HCB und DDT in 4 ausgewählten Messstellen in der Zeitspanne 2005 – 2008 (in Březanec nad Jirkovem, flussauf der Mündung des Baches Hutní potok, in Želenice und in Ústí nad Labem) verfolgt. Als höchstproblematisch wurde die Belastung durch Hg, V, PCB, PAJ, HCH und DDT

bezeichnet, wobei die höchsten Konzentrationen in Želenice und in Ústí nad Labem vorgefunden wurden. Nach der Methodik der ARGE Elbe erreichten die Konzentrationen von Schwermetallen und Arsen im Sediment sogar die Qualitätsklasse II. bis III. Hinsichtlich der Cd-Konzentrationen konnte eine Senkung vom Oberlauf bis zum Unterlauf beobachtet werden. Die meisten anderen Konzentrationen haben umgekehrt in Richtung Unterlauf eine steigende Tendenz aufgewiesen. Gehalte der untersuchten spezifischen organischen Stoffe korrespondierten mit den Belastungsquellen in der Umgebung des Wasserlaufs, was sehr gut aus der HCB-Konzentration und der DDT-Summe ersichtlich war, nachdem sich diese Werte sprunghaft erst an der Messstelle Ústí nad Labem erhöht haben. Die Konzentration der HCB-Summe im Sediment war im Längsprofil des Wasserlaufs keineswegs bedeutend hoch. Umgekehrt wurden sehr hohe Konzentrationen der PCB-Summe nahezu im ganzen Längsprofil des Wasserlaufs festgestellt. Die Bílina kann also im Falle einiger Parameter auch die Belastungsquelle für die Elbe darstellen: bei Quecksilber, HCB, Metaboliten sowie DDT- und HCH-Isomeren (Kohušová, Havel, Vlasák, 2011). Kohušová bewertete ebenfalls die Wasser- und Sedimentbelastung durch Schwermetalle und spezifische organische Stoffe im Vergleich zu älteren Arbeiten, als eine Senkung der Belastung nachgewiesen wurde (Kohušová, Havel, Vlasák, Tonika, 2011).

Hinsichtlich der durch das Unternehmen Povodí Ohře s.p. durchgeführten Forschungsarbeiten im Einzugsgebiet der Bílina, ist die Studie „Identifizierung der Belastungsquellen im Einzugsgebiet des Wasserlaufes Bílina“ (Povodí Ohře, s.p. 2007) zu erwähnen, in der 13 Messstellen direkt an der Bílina und 20 Messstellen an deren Zuflüssen untersucht wurden, einschl. Angabe der wichtigsten Belastungsquellen. Bei den untersuchten Parametern wurden sowohl allgemeine, physikalische und biologische Kennziffern, spezifische organische Stoffe, Metalle und Metalloide als auch mikrobielle und biologische Kennziffern ermittelt und die Wasserproben wurden dann nach ČSN 75 7221 bewertet. Eine prinzipielle Belastungserhöhung wurde im Abschnitt von Komořany bis Most festgestellt, wo sich der Betrieb Chemopetrol a.s. befindet, der trotz einer Reihe von Maßnahmen für das aquatische Ökosystem noch ein großes Problem darstellt.

Eine detaillierte Risikoanalyse wurde ebenfalls im Einzugsgebiet des Baches Bouřlivý potok (Povodí Ohře, s.p., 2010) und der Bílina mit dem Ziel durchgeführt, die anthropogene Belastung in diesem Gebiet zu beseitigen. Als Ergebnis ist vor allem die Identifizierung der alten Belastung durch Teer aus der ehemaligen Glashütte Kavalier im Sohl sediment des Baches Bouřlivý potok zu bezeichnen (Povodí Ohře, s.p., 2010).

Die Forschung der Belastung der Bílina durch flüchtige Stoffe wurde 2010 in mehreren Messstellen des Flusses und an den Zuflüssen im Abschnitt von Ústí nad Labem bis Trmice realisiert. Als bedeutende Belastungsquelle wurde die Spiritusfabrik in Trmice identifiziert (Chloroform), jedoch in Bezug auf die Abflussverhältnisse ist der Betrieb an der Flussbelastung nur am Rande beteiligt. Zur Belastung der Bílina hat umgekehrt in bedeutendem Maße der Bach Klíšský potok beigetragen, u.zw. hauptsächlich beim Parameter PCETHen. Hinsichtlich des Parameters 12cDCEe konnte die Quelle nicht identifiziert werden, wobei nachgewiesen wurde, dass sie weder vom Bach Klíšský potok noch vom Bach Ždírnický potok stammt.

Im Rahmen des vorgeschlagenen Projekts wurden durch Povodí Ohře, s.p. ebenfalls Daten aus folgenden Messstellen und Jahren zur Verfügung gestellt: Bílina – Ústí (Sediment 1999-2001), Bílina – Trmice (Sediment 1999), punktuelle Wasser- und Sedimentproben nach dem Hochwasser 2002, sowie Daten aus den Probenahmen von Sedimenten der Bílina im Rahmen der erwähnten Studien und Forschungsarbeiten.

c.2 Wasserlauf und Einzugsgebiet der Elbe

Die Belastung der Elbe und die Kontamination deren Sedimente durch spezifische Belastung ist langfristig Gegenstand der wissenschaftlichen und angewandten Forschung von vielen nationale Forschungsinstitutionen und internationalen Aktivitäten.

Im Rahmen der internationalen Aktivitäten sind z.B. die Ergebnisse der Arbeiten der IKSE zu nennen, die sich langfristig mit der Gewässergüte und der Qualität von Schwebstoffen und Sedimenten im gesamten Einzugsgebiet der Elbe befassen. Hinsichtlich der Gewässergüte sind z.B. umfassende Berichte über die Gewässergüte im Einzugsgebiet der Elbe (Pfeifer et al., 2005; Rieder et al., 2006) und Auswertungen der Ergebnissen von Internationalen Messprogrammen Elbe (z.B. Novak a kol., IKSE 2014), die Bestandsaufnahme bedeutender Einleiter prioritärer Schadstoffe (IKSE, 1995) oder eine komplexe geografische, hydrologische und wasserwirtschaftliche Übersicht des Flusses (Simon 2005) anzuführen. Aktuelle Themen werden auch regelmäßig bei den sog. Magdeburger Seminaren über den wässerschutz vorgetragen, die alle zwei Jahre von der IKSE veranstaltet werden – ein Verzeichnis der mit dem unterbreitetem Projekt in Zusammenhang stehenden Arbeiten ist nach dem Literaturverzeichnis angeführt.

Im Rahmen des vorgeschlagenen Projekts wurden durch Povodí Labe, s.p. ebenfalls Daten aus folgenden Messstellen und Jahren zur Verfügung gestellt: Elbe – Loubí (punktuelle Wasserproben 1997-2012), Elbe – Střekov (punktuelle Wasser- und Sedimentproben, 1967-2012), punktuelle Wasser- und Sedimentproben nach dem Hochwasser 2002, Elbe - Děčín (punktuelle Wasser-, Sediment- und Schwebstoffproben sowie Mischproben 1992 – 2012), Elbe Schmilka rechtes Ufer (punktuelle Wasserproben 1993 – 2012), Elbe Schmilka linkes Ufer (punktuelle Wasserproben 1993 – 2012) und Elbe – Velké Březno (punktuelle Wasserproben 2003 – 2012), sowie Daten aus den Probenahmen von Sedimenten der Bílina im Rahmen der erwähnten Studien und Forschungsarbeiten. Zusammenfassende oder teilweise Ergebnisse der Sedimentgüteüberwachung im Rahmen der Messaktivitäten von Povodí Labe, st.p. als Einzugsgebietverwalter publizierten Medek (1999, 2009), Ferenčík und Schovánková (2013).

Eine weitere bedeutende Institution, die sich mit der Forschung der Gewässergüte und Qualität der Sedimente und Schwebstoffe in der Elbe befasst ist ČHMÚ. Mit dem System sowie mit den Ergebnissen der Überwachung der Sedimente und der Schwebstoffe befassten sich Halířová, Hypr und Beránková (2003) und Hypr, Halířová und Beránková (2002).

Die historische Belastung von Sedimenten in der mittleren Elbe (des tschechischen Abschnittes) und den Einfluss der Silberförderung in Kutná Hora studierten Veselý

und Gürtlerová (1996). Der Metaldistribution in den Sedimentprofilen zwischen Kolín und Nymburk widmeten sich Borovec, Tolar und Mráz (1993). Die Sedimentbelastung der Elbe und deren Zuflüssen durch Schwermetalle beschreibt ferner Borovec (1995). Den Gehalt an Spurenelementen in den Wasserläufen untersuchte auch Veselý (1995). Mit Konzentrationen von Schwermetallen in den Elbsedimenten auf tschechischem und deutschem Gebiet befassten sich in den 90-er Jahren auch Müller und Furrer (1994). Zu den bedeutenden Arbeiten dieser Thematik gehört die Studie von Borovec (2000), der den Gehalt von 45 Elementen, organischen Stoffen, amorphen anorganischen Verbindungen sowie die mineralische Zusammensetzung in unterschiedlichen Körnerfraktionen der Sedimente der tschechischen Elbe an 26 Messstellen überprüfte. Eine eingehende Analyse der Konzentration von Schwermetallen und Arsen in den Schwebstoffen an der Messstelle Elbe-Děčín studierte Nesměrák (2003). Mit der Bioanreicherung von Quecksilber in Fischen des Tschechischen Elbabschnitts befassten sich in den Jahren 1991-1996 Dušek et al., (Dušek, Svobodová, Janoušková, Vykusová, Jarkovský, Šmíd, Pavliš, 2005) und Kružíkova et al. (2008). Dem Vorkommen von Halogenkontaminanten in den Fischen widmete sich in ausgewählten Ortschaften Hrádková et al. (2012). Die Anwesenheit von perfluorierten und bromhaltigen Verbindungen in den Sedimenten und Fischen wurde im Rahmen eines Projektes der chemisch-technologischen Hochschule (VŠCHT, 2011) bewertet.

Aus den ersten Etappen der im Rahmen des Projekts Elbe durchgeführten Arbeiten kann man zu Zwecken des gelösten Projekts Folgendes benutzen. Im Rahmen der ersten Forschungen sind die Publikationen über die Belastung der Flusssedimente und der Biomasse der Elbe (VÚV, 1993) anzuführen; mit der Kontamination der Flusssedimente befasste sich auch Nondek (1994) eingehend. Punktuelle Quellen der Flussbelastung bewertete Nesměrák (1992). Der Wassergüte der Elbe und deren Zuflüsse widmete sich Kalinová (1993), die später die Änderungen in der Belastung der Elbe und Moldau durch spezifische organische Stoffe und Metalle (1997) bewertete; das Vorkommen flüchtiger chlorierter Stoffe beschreiben (Handová, Kalinová, 1997) und polychlorierter Biphenyle (Kužílek, Kalinová, 1997). Die Belastung des Flusses durch DDT, mit den im Bereich von Ústí nad Labem und Děčín erreichten maximalen Werten, beschreibt ebenfalls Kalinová (2001, 2002, 2003).

Mit der Qualität der befestigten Sedimente im Längsprofil der tschechischen Elbe und vor allem mit der Gesamtauswertung der Kontamination von Sedimenten im Hauptstrom der Elbe und im Überschwemmungsgebiet sowie mit der Dynamik gefährlicher Stoffe und dem Studium der Resuspendierung der mit Schadstoffen belasteten Sedimente befasste sich Rudiš (2002A, 2002B, 2002C). Die Dynamik der Schadstoffe im Hauptflussbett und der Talau der tschechischen Elbe wurde im Rahmen des Projekts Elbe IV behandelt (Rudiš, Martínková, Valenta, 2004; Rudiš, 2006). Einen eingehenden zusammenfassenden Bericht, angeführt im Rahmen der Ergebnisse des Projekts Elbe IV, über den Einfluss industrieller Belastungsquellen und Altlasten auf die Wassergüte und das Ökosystem der Elbe erstellten Eckhardt, Fuksa, Lochovský, Nesměrák, Randák, Rudiš und Soldán (2006). Den Einfluss ausgewählter Umweltbelastungen auf den Wasserlauf Elbe studierten weiter Eckhardt (Eckhardt, 2009; Eckhardt, Martínková, 2004). Lochovský befasste sich ebenfalls mit der Bestimmung von Hintergrundkonzentrationen von Metallen und Metalloiden in den Flusssedimenten der Elbe und deren Zuflüssen (2011).

Etwa innerhalb der letzten zehn Jahre wurde in der Tschechischen Republik die Bestandsaufnahme des Vorkommens persistenter organischer Schadstoffe in unterschiedlichen Umweltkomponenten durchgeführt. Aus diesem Projekt sind z.B. Studien von Holoubek et.al. (2003) und Kužílek et al. (2007) anzuführen. Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme polychlorierter Biphenyle in der Tschechischen Republik präsentierte Poláková (2009). Mit der Sedimentproblematik aus juristischer Sicht befasste sich Komínková (2011A, 2011B).

Im Rahmen der Elbeforschung sind an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Karlsuniversität Prag (PřF UK) folgende Arbeiten entstanden. Den diffusen Belastungsquellen im Elbeeinzugsgebiet widmete sich eingehend in seiner Dissertationsarbeit Janský (1982,1083), der an diese Forschung später noch anknüpfte (Janský 2002). Die Wassergüte wurde ferner auch durch Studihrad (1992) studiert, Sedimente bearbeitete Svátek (1994). Einer detaillierten Entwicklung der Elbbelastung nach 1990 widmete sich Langhammer (1997A, 1997B, 1999) in seiner Dissertationsarbeit, dieser Problematik einschl. Wassergütemodellierung widmete er sich auch in den folgenden Jahren (Langhammer, 2002, 2003, 2004, 2005A, 2005B, 2007, 2009). Das Makrozoobenthos der Elbe und der Moldau hat Kolaříková (2007) verglichen. Mit der Thematik Wassergüte und Sedimentqualität befassten sich am Lehrstuhl für Physische Geographie und Geoökologie der PřF UK auch hinsichtlich der Wassererosion des Schwebstoffhaushaltes Kliment (Kliment, 1985, 1991, 2000, 2005; Kliment, Matoušková, 2008; Kliment, Neumannová, 1994; Kliment, Langhammer, 2007; Kliment, Kadlec, Langhammer, 2008; Kliment, Kopp, 1997; Langhammer, Kliment, 2006, 2009); der ökohydrologischen Überwachung widmeten sich Matoušková et al. (Matoušková, 2003, 2005, 2008), einschl. hydromorphologischer Überwachung und der Forschung der Wassergüte, die im Interessengebiet der Bílina durchgeführt wird (Dvořák, 2008, Matoušková et al. 2010, Matoušková, Dvořák 2011).

Der Kontamination von Sedimenten in Gewässern in Verbindung mit Altlasten und Beeinflussung des Sedimenttransports infolge von Hochwasser widmeten sich weiter am Beispiel ausgewählter Einzugsgebiete in der Flussgebietseinheit Berounka Kaplická 2004, Langhammer und Kaplická (2005), Volaufová und Langhammer, 2007.

Allmählich gilt die Aufmerksamkeit mehr und mehr der Elbaue. In den 90-er Jahren erstellte M. Kylbergerová (1998) eine Studie, die das Phytoplankton in den Elb- und Lainsitztümpeln vergleicht. Nach 2000 orientierte sich die Forschung im Rahmen eines Zuschussprojekts der Karlsuniversität in Prag „Seen der Tschechischen Republik“ unter Leitung von B. Janský und des Projekts GaČR „Seenatlas der Tschechischen Republik“ auf die Erarbeitung komplexer limnologischer Studien ausgewählter fluvialer Seen der Elbe im Abschnitt von Hradec Králové bis Mělník. Chalupová widmete sich in ihren Arbeiten zuerst dem See Doleháj bei Kolín und folglich weiteren Ortschaften (Chalupová, 2003, 2007; Chalupová, Janský, 2003, 2005, 2007; Chalupová, Havlíková, Janský 2012); die Wassergüte und Sedimentqualität ausgewählter Altarme in der mittleren Elbebene bewertet Chalupová (2011) komplex in ihrer Dissertationsarbeit. Klouček (2002) bearbeitete eingehend den Altarm Labiště pod Opočinkem in der Nähe von Pardubice, Šnajdr realisierte Messungen in einem umfangreichen alten Mäander bei Obříství und Turek befasste sich in seiner Arbeit mit dem Tümpel Libišská tůň in der Nähe von Neratovice (Turek, 2004). Den Gehalt

von Spurenelementen in Sedimenten und Makrophyten der Elbaltarme bei Čelákovice untersuchte Krýžová (2007). Der Hydrobiologie nicht nur in den Elbtümpeln widmete sich P. Havlíková (Havlíková, 2007, 2011; Havlíková, Janský, 2007). Hinsichtlich der Forschung der Sedimentationsprozesse in den Seen führte B. Janský in den 70-er Jahren eine eingehende Forschung unseres jüngsten Abdämmungssees – Mladotické (Odlezelské) jezero (Janský, 1975, 1977) durch, dessen Dynamik der Entwicklung eines natürlichen Stauseebeckens bis heute untersucht wird einschl. einer detaillierten chemischen Analyse der Seesedimente im vertikalen Profil und der Datierung des Sedimentalters mit Hilfe radioaktiver Isotope (Janský 1999; Janský, Urbanová, 1994; Schulte, Albrecht, Daut, Wallner, Janský, Van Geldern, 2006; Schulte, A., Janský, B., Daut, G., Imler, R., van Geldern, R., 2007; Janský, Schulte, Česák, Rios Escobar, 2010).

d. Schlussfolgerungen – Ausgangspunkte für weitere Forschungen

Der **Fluss Bílina** gehörte in der Vergangenheit zu den meistbelasteten Wasserläufen nicht nur im Einzugsgebiet der Elbe sondern auf dem Gebiet des ganzen Staates. Jahrelang wurden Abwässer aus der Industrieproduktion und dem Bergbau in den Fluss eingeleitet und manche toxischen an die Flusssedimente gebundenen Stoffe haben sich im Flussbett und auf dem Gebiet der Flussaue abgelagert. Auch wenn sich in der Gegenwart die Wassergüte der Bílina im Vergleich zur Vergangenheit um ein Vielfaches verbessert hat, enthalten gerade die Flusssedimente bis heute ziemlich große Mengen toxischer Stoffe, die sich bei außerordentlichen hydrologischen Situationen freisetzen können. Wie in vielen Studien nachgewiesen wurde, zeigen die meistbelasteten Sedimente erhöhte Konzentrationen folgender Stoffe: As, Cd, Hg, Pb, HCH, HCB, PCB, DDT. Sehr hohe Konzentrationen der PCB-Summe wurden fast im ganzen Längsprofil des Wasserlaufs festgestellt. Die Bílina kann also für die Elbe bei einigen Parametern eine bedeutende Belastungsquelle darstellen, insbesondere durch Quecksilber, Metaboliten sowie DDT- und HCH-Isomere.

Aus regionaler Sicht wurde eine prinzipielle Erhöhung von Konzentrationen toxischer Stoffe im Abschnitt von Komořany bis Most festgestellt, der durch den Betrieb Chemopetrol a.s. beeinflusst wird und der trotz vieler Sanierungsmaßnahmen nach wie vor eine große Belastung für das Wasserökosystem darstellt. Die meistbelasteten Sedimente wurden bei der Mehrheit der untersuchten Parameter im Rahmen der durchgeführten Forschungen im unteren Flussabschnitt in Ústí nad Labem festgestellt. Schwer betroffene Abschnitte sind: der Abschnitt zwischen dem See Jiřetínské jezero und der Mündung des Weißbaches, ferner der Abschnitt vom Anfang der Spundwand und der Mündung des Baches Mračetínský potok und schließlich der Abschnitt um die Mündung des Zuflusses aus dem gefluteten Tagebau Matylda. Aus der vorgenommenen Recherche ergibt sich also, dass es bei der Auswahl der Probenahmestellen für chemische Bestimmung notwendig ist, sich auf die oben angeführten Messstellen und Flussabschnitte zu konzentrieren.

Die Auswertung der Kontamination von Sedimenten im Hauptstrom der Elbe und in ihren Überschwemmungsgebieten wurde insbesondere im Rahmen des Projekts Elbe IV durchgeführt. Für eine Hauptquelle an Informationen halten wir vor allem die Arbeiten von Borovec (2000), Rudiš (2002) und Nesměrák (2003), die sich mit der Bindung unterschiedlicher toxischer Stoffe an den Körnerfraktionen der Sedimente, bzw. der Dynamik

gefährlicher Stoffe sowie dem Studium der Resuspendierung der durch Schadstoffe belasteten Sedimente widmen.

Bei der Recherche zugänglicher Materialien wurde hinsichtlich der Kontamination der Sedimente im Interessengebiet das Gebiet von Ústí nad Labem als das problematischste identifiziert. In den Sedimenten wurden höhere Konzentrationen sowohl organischer Schadstoffe als auch toxischer Metalle bestimmt (Mündung der Bílina, Bach Klíšský potok, Belastungsquelle insbesondere Spolchemie Ústí nad Labem). Eine weitere Belastungsquelle im Interessengebiet stellt die Stadt Děčín dar. Wie in Berichten vom Projekt Elbe III angeführt, wurde die Belastung der Sedimente hier in einigen Messstellen untersucht - Děčín IKSE, Rozbělesy, Horní Žleb, Dolní Žleb. Eine gröbere in den Messstellen Rozbělesy und Horní Žleb vorgefundene Körnerfraktion wies jedoch irrtümlicherweise eine niedrigere Ebene der Kontamination aus (Rudiš 2002A). Bei den befestigten Sedimenten wurden größere Schadstoffwerte im Stausee Střekov gefunden. In Bezug auf ihre Lagerung stellen sie jedoch eine Gefahr bei nur mehrjährigen Hochwasserereignissen dar (Rudiš, 2002). Im Rahmen der älteren Studien wurden wesentlich höhere Konzentrationen von Schwermetallen ebenfalls in der Messstelle Hřensko festgestellt. In späteren Jahren wurden hier deutlich höhere Werte toxischer organischer Stoffe bestimmt (Eckhardt, Fuksa, Lochovský, Nesměrák, Randák, Rudiš, Soldán, 2006).

IV. Qualität von Sedimenten

a. Methode

a.1 Beprobungspläne

Die Grundvoraussetzung für Probenahmen und nachfolgende Analysen der Sedimentproben waren die Beprobungspläne für die untere Bílina und die Elbe, die durch den Lehrstuhl für Naturwissenschaften der Karlsuniversität in Zusammenarbeit mit den Wasserlaufverwaltern, d.h. den Staatsunternehmen Povodí Ohře und Povodí Labe erstellt wurden. Die Planvorschläge wurden im Einklang mit der Vergabe des Projekts mit dem Bezirksinspektorat der Tschechischen Umweltinspektion (ČIŽP) in Ústí nad Labem sowie mit der Sektion Gewässerschutz im Umweltministerium (OOV) konsultiert. Die Probenahmestellen wurden mit Rücksicht auf die hydromorphologischen Kriterien sowie die Quellen der durch anthropogene Tätigkeit entstandenen Altlasten gewählt.

Das Interessengebiet im Einzugsgebiet der Bílina wurde ab dem Wehr Jiřetín bis zur Einmündung der Bílina in die Elbe begrenzt, einschließlich des Baches Bílý potok, der Einleitung von Unipetrol RPA, des Baches Mračný potok, des Baches Klíšský potok und der Einleitung der Firma Spolchemie. Die von der ČIŽP vorgeschlagene Probenahmestelle an der Einmündung der Bílina in die Elbe wurde in Bezug auf die bedeutende Beeinflussung durch die Elbe in den Beprobungsplan nicht aufgenommen. Im Rahmen des Beprobungsplans der Bílina wurden nach der Begehung des Geländes 8 Abschnitte ausgewählt, in denen 9 Probenahmestellen bestimmt wurden. Das Interessengebiet im Einzugsgebiet der Elbe wurde mit dem Wehr Střekov und der Staatsgrenze begrenzt. In diesem Gebiet wurden 16 Standorte ausgesucht, die für die Überwachung von Sedimenten hinsichtlich der Projektziele geeignet sind und weiter 2 Hintergrundstandorte (für die Bewertung der Qualität und des Potentials der Remobilisierung). Die genaue Standortbestimmung der Probenahmestellen ist in den Beprobungsplänen in den Tabellen IV/1 und IV/2 und in der Anlage XI.a angeführt.

a.2 Beprobung

Die Beprobung der Sedimente verlief im Einklang mit den gültigen akkreditierten Vorgehensweisen des Probelabors Povodí Labe, die sich auf die Normen ČSN EN ISO 5667 stützen. Die Beprobung der Sedimente in den ufernahen Standorten der Elbe erfolgte entsprechend dem Wasserstand und unter Berücksichtigung von Möglichkeiten im konkreten Standort überwiegend vom Boot aus, bzw. von der Uferkante. Die Mischprobe der Sedimente wurde unter Anwendung einer Methode der Wahrscheinlichkeitsbeprobung mit unregelmäßiger Platzierung der Probenahmestellen partieller Proben gewonnen. Dabei wurde ein Handpenetrometer mit Sondierkonus von der Firma Eijkelkamp eingesetzt. Unter Berücksichtigung der aktuellen Wassertiefe und der Mächtigkeit des Sediments wurde der Probenehmer mit Verlängerungsansatzstücken mit Bajonettverbindungen versehen. Das Kernrohr wurde in die gewünschte Tiefe der Sohle eingeschlagen. Parallel zum Einschlagen wurde der Kolben allmählich herausgezogen. Die entnommene partielle Probe des Sediments wurde unter Einsatz des Kolbens ins Gefäß gedrückt.

Die Beprobung von Sedimenten im Einzugsgebiet der Bílina wurde im Einklang mit den gültigen akkreditierten Vorgehensweisen des Probelabors Povodí Ohře, die von den Normen ČSN EN ISO 5667 ausgehen, ähnlich vorgenommen. Hinsichtlich einer besseren Zugänglichkeit der Bílina und geringerer Wassertiefen konnte die Beprobung von der Uferkante bzw. direkt vom Wasserlauf durchgeführt werden.

Die einzelnen partiellen Proben vom konkreten Standort wurden im jeweiligen Homogenisierungsgefäß laufend homogenisiert. Beim Vorkommen von Kieselsteinen, Kies und Steinen wurden sie beseitigt. Die homogenisierte Endprobe wurde in den Probensatz gegeben. Gleichzeitig ist die Probenahme schriftlich bestätigt worden.

a.3 Laboranalysen

Die Proben wurden anschließend in die Labore transportiert, wo eine weitere Vorbehandlung erfolgte und anschließend die Analysen durchgeführt wurden. Sämtliche analytischen Arbeiten verliefen im Einklang mit den gültigen akkreditierten Vorgehensweisen, deren Übersicht für einzelne Labore und für einzelne Proben in den Tabellen IV.a.3/1 und IV.a.3/2 angeführt sind. Das Labor Povodí Labe ist vom nationalen Akkreditierungsinstitut (Český institut pro akreditaci, o.p.s) unter der Nummer des Testlabors 1264 akkreditiert und das Labor Povodí Ohře unter der Nummer 1459 im Einklang mit der ČSN EN ISO IEC 17025:2005. Die Bestimmung von Metallen und Metalloiden wurde in der Fraktion <20 µm durchgeführt, die Bestimmung spezifischer organischer Stoffe und einiger weiterer Parameter (TOC,...) in der Fraktion < 2 mm. Die Auswahl der untersuchten Parameter bezog sich auf die Liste der für die Elbe relevanten Schadstoffe, die von der Expertengruppe für das Sedimentmanagement der IKSE abgestimmt wurde. Ferner wurden die ausgewählten Anforderungen der nationalen Legislative für den Umgang mit Sedimenten sowie Kenntnisse und Erfahrungen der Verwalter der Einzugsgebiete berücksichtigt, die bei der operativen Überwachung der Oberflächengewässer gewonnen wurden.

b. Messergebnisse

Die Messergebnisse sind in Tabellen für die Elbe und [Bílina](#) angeführt, wobei in den Tabellen IV.b/1, IV.b/2 a IV.b/3 die Ergebnisse für die für die Elbe relevanten Schadstoffe gesondert angeführt sind. Bei diesen Stoffen ist direkt in der Tabelle die farbige Markierung der Auswertung zu sehen, die sich auf die von der IKSE-Expertengruppe für Management von Sedimenten vereinbarten Schwellenwerten bezieht (grün; kleiner als der untere Schwellenwert, gelb; zwischen dem unteren und dem oberen Schwellenwert, rot; größer als der obere Schwellenwert, blau; nicht auswertbar, z.B. die Bestimmungsgrenze ist größer als der untere Schwellenwert). Weitere analysierte Parameter sind in den Tabellen IV.b/4 und IV.b/5 angeführt. Alle Ergebnisse sind in der Trockenmasse angegeben.

c. Bewertung

Die Bewertung wurde für elbrelevante Schadstoffe vorgenommen, die die IKSE-Experten­gruppe für Sedimentmanagement verabschiedet hat. Die Tributylzinn-Bewertung wurde lediglich an der Elbe durchgeführt, eine Bewertung von Dioxinen/Furanen erfolgte nicht, denn es wurde kein bedeutendes relevantes Vorkommen dieser Stoffe in den untersuchten Standorten nachgewiesen. Für die bewerteten Parameter sind der untere Schwellenwert (Dph) und der obere Schwellenwert (Hph) angeführt:

Quecksilber Dph: 0,15 mg/kg Hph: 0,47 mg/kg

Der Quecksilbergehalt in der Elbe bewegte sich im Umfang von 0,5 – 7,9 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 3,9 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L16 Krásné Březno – Westhafen.

Der Quecksilbergehalt in der Bílina bewegte sich im Umfang von 0,35 – 8,4 mg/kg. Die größten Befunde sind vom Standort B2 Ústí n.L. flussab Klíšský potok und B8/14 Záluží unter den Lagunen in Höhe von 8,1 mg/kg, bzw. 8,4 mg/kg.

Cadmium Dph: 0,22 mg/kg Hph: 2,3 mg/kg

Der Cadmiumgehalt in der Elbe bewegte sich im Umfang von 1,1 – 7,1 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 6,2 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L3 Rozbělesy Hafenbecken.

Der Cadmiumgehalt in der Bílina bewegte sich im Umfang von 1,95 – 5,7 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B6/9 Chánov oberhalb des Wehres.

Blei Dph: 25 mg/kg Hph: 53 mg/kg

Der Bleigehalt in der Elbe bewegte sich im Umfang von 16 - 409 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 27 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L3 Rozbělesy - Hafenbecken.

Der Bleigehalt in der Bílina bewegte sich im Umfang von 38 - 187 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B9/15 Dolní Jiřetín unterhalb des Wehres.

Zink Dph: 200 mg/kg Hph: 800 mg/kg

Der Zinkgehalt in der Elbe bewegte sich im Umfang von 62 - 2600 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 1360 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L10 Povrly Leitwerke.

Der Zinkgehalt in der Bílina bewegte sich im Umfang von 151 - 1030 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B9/16 Dolní Jiřetín biologisches Staubecken.

Kupfer

Dph: 14 mg/kg

Hph: 160 mg/kg

Der Kupfergehalt in der Elbe bewegte sich im Umfang von 57 - 6120 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 225 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L10 Povrly Leitwerke.

Der Kupfergehalt in der Bílina bewegte sich im Umfang von 42 - 3290 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B8/14 Záluží unter den Lagunen.

Nickel

Dph: ---

Hph: 3 mg/kg

Der Nickelgehalt in der Elbe bewegte sich im Umfang von 47 - 150 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 254 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L7 Těchlovice Leitwerke.

Der Nickelgehalt in der Bílina bewegte sich im Umfang von 43 - 220 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B9/16 Dolní Jiřetín biologisches Staubecken.

Arsen

Dph: 7,9 mg/kg

Hph: 40 mg/kg

Der Arsengehalt in der Elbe bewegte sich im Umfang von 6 - 65 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 27 mg/kg. Die größten Befunde sind vom Standort L9 Malé Březno Leitwerke, bzw. L3 Rozbělesy Hafengebeken in Höhe von 65 mg/kg, bzw. 60 mg/kg.

Der Arsengehalt in der Bílina bewegte sich im Umfang von 42 - 372 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B8/14 Záluží unter den Lagunen.

Chrom

Dph: 26 mg/kg

Hph: 640 mg/kg

Der Chromgehalt in der Elbe bewegte sich im Umfang von 85 - 212 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 273 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L3 Rozbělesy Hafengebeken.

Der Chromgehalt in der Bílina bewegte sich im Umfang von 75 - 139 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B8/13 Záluží unter den Lagunen.

α-HCH

Dph: 0,5 µg/kg

Hph: 1,5 µg/kg

Der Gehalt von α-HCH in der Elbe bewegte sich im Umfang von <3 - 18 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von <3 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L4 Boletice Křešice Hafengebeken.

Der Gehalt von α-HCH in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 - 700 µg/kg. Die größten Befunde sind vom Standort B2 Ústí n.L. flussab Klíšský potok und B8/14 Záluží unter den Lagunen.

β-HCH

Dph: ---

Hph: 5 µg/kg

Der Gehalt von β-HCH in der Elbe bewegte sich im Umfang von <3 – 3 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von <3 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L4 Boletice Křešice Hafen.

Der Gehalt von β-HCH in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 – 2300 µg/kg. Die größten Befunde sind vom Standort B7/11 Komořany a B8/14 Záluží unter den Lagunen.

γ-HCH

Dph: 0,5 µg/kg

Hph: 1,5 µg/kg

Der Gehalt von γ-HCH in der Elbe bewegte sich unter der Bestimmungsgrenze < 3 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von < 3 µg/kg.

Der Gehalt von γ-HCH in der Bílina bewegte sich im Umfang von 5 - 38000 µg/kg. Die größten Befunde sind vom Standort B8/14 Záluží unter den Lagunen und B7/11 Komořany in Höhe von 38000 µg/kg, bzw. 29000 µg/kg.

p,p'-DDT

Dph: 1 µg/kg

Hph: 3 µg/kg

Der Gehalt von p,p'-DDT in der Elbe bewegte sich im Umfang von 6 - 2120 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 24 µg/kg. Die größten Befunde sind vom Standort L8 Malé Březno Leitwerke und L9 Malé Březno Leitwerke in Höhe von 2120 µg/kg, bzw. 1440 µg/kg.

Der Gehalt von p,p'-DDT in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 – 410 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B2 Ústí n.L. flussab Klíšský potok.

p,p'-DDE

Dph: 0,31 µg/kg

Hph: 6,8 µg/kg

Der Gehalt von p,p'-DDE in der Elbe bewegte sich im Umfang von 8 - 226 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 56 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L8 Malé Březno Leitwerke.

Der Gehalt von p,p'-DDE in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 – 580 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort Der größte Befund ist vom Standort B2 Ústí n.L. flussab Klíšský potok..

p,p'-DDD

Dph: 0,06 µg/kg

Hph: 3,2 µg/kg

Der Gehalt von p,p'-DDD in der Elbe bewegte sich im Umfang von 10 - 1060 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 70 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L9 Malé Březno Leitwerke.

Der Gehalt von p,p'-DDD in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 – 58 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B8/13 Záluží unter den Lagunen.

PCB 28

Dph: 0,04 µg/kg Hph: 20 µg/kg

Der Gehalt von PCB 28 in der Elbe bewegte sich im Umfang von 1 - 26 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 16 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L3 Rozbělesy Hafenbecken.

Der Gehalt von PCB 28 in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 – 8 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B3 Stadice unter der Eisenbahnbrücke.

PCB 52

Dph: 0,1 µg/kg Hph: 20 µg/kg

Der Gehalt von PCB 52 in der Elbe bewegte sich im Umfang von <1 – 28 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 16 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L7 Těchlovice Leitwerke.

Der Gehalt von PCB 52 in der Bílina bewegte sich unter der Bestimmungsgrenze <5 µg/kg.

PCB 101

Dph: 0,54 µg/kg Hph: 20 µg/kg

Der Gehalt von PCB 101 in der Elbe bewegte sich im Umfang von <1 – 76 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 34 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L15 Krásné Březno Zentralhafen.

Der Gehalt von PCB 101 in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 – 11 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B2 Ústí n.L. flussab Klíšský potok..

PCB 118

Dph: 0,43 µg/kg Hph: 20 µg/kg

Der Gehalt von PCB 118 in der Elbe bewegte sich im Umfang von <1 – 19 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 9 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L15 Krásné Březno Zentralhafen.

Der Gehalt von PCB 118 in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 – 10 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B2 Ústí n.L. flussab Klíšský potok..

PCB 138

Dph: 1 µg/kg Hph: 20 µg/kg

Der Gehalt von PCB 138 in der Elbe bewegte sich im Umfang von 31 - 177 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 50 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L15 Krásné Březno Zentralhafen.

Der Gehalt von PCB 138 in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 – 22 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B2 Ústí n.L. flussab Klíšský potok..

PCB 153

Dph: 1,5 µg/kg

Hph: 20 µg/kg

Der Gehalt von PCB 153 in der Elbe bewegte sich im Umfang von 4 - 216 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 82 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L15 Krásné Březno Zentralhafen.

Der Gehalt von PCB 153 in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 – 35 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B2 Ústí n.L. flussab Klíšský potok.

PCB 180

Dph: 0,44 µg/kg

Hph: 20 µg/kg

Der Gehalt von PCB 180 in der Elbe bewegte sich im Umfang von 4 - 164 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 74 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L15 Krásné Březno Zentralhafen.

Der Gehalt von PCB 180 in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 – 21 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B2 Ústí n.L. flussab Klíšský potok.

Pentachlorbenzen

Dph: 1 µg/kg

Hph: 400 µg/kg

Der Gehalt von Pentachlorbenzen in der Elbe bewegte sich im Umfang von <3 – 35 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von <3 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L8 Malé Březno Leitwerke.

Der Gehalt von Pentachlorbenzen in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 10 –18 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B2 Ústí n.L. flussab Klíšský potok.

Hexachlorbenzen

Dph: 0,0004 µg/kg

Hph: 17 µg/kg

Der Gehalt von HCB in der Elbe bewegte sich im Umfang von 7 - 2640 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 6 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L8 Malé Březno Leitwerke.

Der Gehalt von HCB in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 5 – 400 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B2 Ústí n.L. flussab Klíšský potok.

Benzo(a)pyren

Dph: 0,01 mg/kg

Hph: 0,6 mg/kg

Der Gehalt von Benzo(a)pyren in der Elbe bewegte sich im Umfang von 0,055 – 4,68 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 1,42 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L3 Rozbělesy Hafenbecken.

Der Gehalt von Benzo(a)pyren in der Bílina bewegte sich im Umfang von <0,050 - 4,1 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B7/11 Komořany.

Anthracen

Dph: 0,03 mg/kg Hph: 0,31 mg/kg

Der Gehalt von Anthracen in der Elbe bewegte sich im Umfang von 0,021 – 3,81 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 0,973 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L16 Krásné Březno Westhafen.

Der Gehalt von Anthracen in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 0,050 – 6,7 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B7/11 Komořany.

Fluoranthen

Dph: --- Hph: 0,18 mg/kg

Der Gehalt von Fluoranthen in der Elbe bewegte sich im Umfang von 0,173 – 13,8 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 4,08 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L3 Rozbělesy Hafenbecken.

Der Gehalt von Fluoranthen in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 0,050 – 21 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B7/11 Komořany.

Summe von PAK – 5

Dph: 0,6 mg/kg Hph: 2,5 mg/kg

Der Gehalt von Summe PAK-5 in der Elbe bewegte sich im Umfang von 0,167– 13,1 mg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 3,844 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L3 Rozbělesy Hafenbecken.

Der Gehalt von Summe PAK-5 in der Bílina bewegte sich im Umfang von < 0,050 – 16,8 mg/kg. Der größte Befund ist vom Standort B7/11 Komořany.

Tributylzinn (TBT)

Dph: --- Hph: 0,02 µg/kg

Der Tributylzinngesamtgehalt in der Elbe bewegte sich im Umfang von <2 – 59 µg/kg mit einem Hintergrundwert für den Standort L17 in Höhe von 98 µg/kg. Der größte Befund ist vom Standort L15 Krásné Březno Westhafen.

Ein Tributylzinngesamtgehalt wurde in der Bílina nicht bestimmt.

d. Auswirkung des Hochwassers im Juni 2013

Die hydrologische Situation 2013, als an der unteren Elbe ein extremes Hochwasserereignis verzeichnet wurde, komplizierte den Verlauf des Projektes, denn dadurch konnte die Qualität wie auch die Menge von Sedimenten, die in den Interessenstandorten abgelagert waren, wesentlich beeinflusst werden. Die vor diesem extremen Hochwasserereignis entnommenen Proben mussten nicht unbedingt die reale Situation nach dem Hochwasser widerspiegeln, so dass es notwendig war, die Probenahmen und -analysen zu wiederholen, damit die Auswertung dem aktuellen Stand entspricht.

Wiederholte Probenahmen und -analysen ermöglichten es, einen Vergleich des Inhalts der für die Elbe relevanten Schadstoffe in Sedimenten der Interessenstandorte

vor und nach dem Hochwasser vorzunehmen. Zum Vergleich wurden Analysenergebnisse von Proben herangezogen, die im Rahmen der ersten Forschung im August 2012 und im Mai 2013 entnommen wurden – sie charakterisierten die Lage vor dem Hochwasser und die Analysenergebnisse der Proben vom Juli 2013 – sie stellten die Lage nach dem Hochwasser dar. Die Analysenergebnisse der Proben sind für elberelevante Schadstoffe in der Tabelle IV.d/1 angeführt. Bei den meisten Standorten und Parametern ergaben sich bei der Bewertung der Sedimentbelastung keine dramatischen Änderungen. Bei einigen Standorten traten jedoch wesentliche Änderungen auf, die sich in der Regel gleich bei mehreren Parametern gezeigt haben. Eine deutliche Qualitätsverbesserung ist im unteren Teil des Abschnitts ca. ab Těchlovice bis zur Staatsgrenze ersichtlich, wo es wahrscheinlich zur Abschwemmung eines Teils der alten kontaminierten Sedimente gekommen ist. Das gilt insbesondere für den Standort L2 – Prostřední Žleb – Leitwerke, wo es zu einer Senkung des Gehalts an den meisten Metallen und HCB gekommen ist, für den Standort L5 Boletice – Vilsnice – Leitwerke, wo die Senkung des Gehalts der meisten Metalle, von DDX und HCB beobachtet wurde und für den Standort L6 – Nebočadský luh, wo der Gehalt von HCB und PAK gesunken ist. Im Bereich zwischen Neštěmice und Malé Březno kam es umgekehrt zu einem ausgeprägten Anstieg des Gehalts an untersuchten Parametern im Sediment. Das gilt insbesondere für die Pegel L7 und L8 Malé Březno – Leitwerke, wo es zu einem bedeutenden Anstieg des Gehalts einiger Metalle (Hg, Pb, Zn, Cu, As), aber auch von DDX, HCB und PAK gekommen ist. Der Gehalt von DDX und HCB im Standort L8 ist extrem und in Bezug auf die Lage vor dem Hochwasser, kam es zu einem zehnfachen bis hundertfachen Anstieg. Das betrifft vor allem DDX und HCB. In diesem Abschnitt kam es wahrscheinlich während des Hochwasserereignisses zur neuen Ablagerung kontaminierter Sedimente, die vorher im Bereich von Ústí nad Labem abgelagert waren (Hafen, Bereich um die Bílina). Damit stimmt die wesentliche Verbesserung der Sedimentqualität im Standort L15 – Krásné Březno – Zentralhafen überein, wo es zu einer bedeutenden Reduzierung des Gehalts an Metallen sowie HCB und DDX, d.h. belastender Stoffe, die aus diesem Gebiet stammen, gekommen ist. Umgekehrt verhält es sich bei Schadstoffen, die aus dem Einzugsgebiet flussauf der Elbe kommen, dort sind keine wesentlichen Änderungen des Gehalts (PAK) zu beobachten oder nur ein mäßiger Anstieg (PCB). Dieser Befund ist auf die Fracht ursprünglicher lokaler kontaminierter Sedimente beim Hochwasser und die Ablagerung neuer Sedimente, die vom Hochwasser aus dem Einzugsgebiet flussauf gebracht wurden, zurückzuführen. Ein bedeutender Anstieg an Kupfergehalt bei der Probe L10 – Povrly – Leitwerke darf wohl mit der Überschwemmung von Hochwasserrückhaltflächen außerhalb des Flussbettes flussab eines Betriebes der Hüttenindustrie zusammenhängen.

Das Junihochwasser bot ferner die Möglichkeit, die Qualität alter Sedimente mit den frischen zu vergleichen, die aus dem Einzugsgebiet flussauf der Elbe gebracht wurden, und somit konnten die Kontaminationsquellen für Flusssedimente wahrscheinlich lokalisiert werden. Die Lage an der Bílina wurde durch das extreme Hochwasser im Juni nicht beeinflusst. Die Ergebnisse der Bestimmung ausgewählter Parameter in der Oberflächenschicht frischer Sedimente, die in 7 Pegeln im Elbeinzugsgebiet ab Obříství (Fl.km 842,127) bis zur Staatsgrenze abgenommen wurden, wobei im Interessengebiet

nur die Pegel Vaňov – Landungsbrücke (L17), Nebočadský luh (L6) und Hřensko – rechtes Ufer am Hafen liegen, sind in der Tabelle IV.d/2 angeführt.

Aus den Ergebnissen geht hervor, dass die Qualität dieser frischen vom Hochwasser aus den flussauf liegenden Gebieten gebrachten Sedimenten viel besser ist, als die Qualität der alten Sedimente. Der obere Schwellenwert wird bei den meisten Parametern nicht, bzw. relativ mäßig überschritten. Eine Ausnahme bilden die Gehalte polycyclischer aromatischer Kohlenstoffe (PAU), deren Quelle aber auch außerhalb des Interessengebietes liegt, denn diese Kontamination ist bereits ab dem Pegel Obříství nachweisbar. Ähnlich ist es bei einigen Metallen (insbes. Ni, Hg und Pb), bei denen der obere Schwellenwert bereits ab dem Pegel Obříství überschritten wurde. Die erhöhten Befunde von DDX im Pegel Nebočadský luh und HCB in den Pegeln Nebočadský luh und Hřensko haben jedoch ihre Herkunft im Interessengebiet, als es zu deren Umlagerung im Einzugsgebiet der Unteren Elbe flussab Ústí nad Labem gekommen ist. Die Beschlüsse korrespondieren mit den Ergebnissen der Sedimentanalysen aus dem Pegel Labe – Vaňov – Landungsbrücke (L17), die im Rahmen des Projekts entnommen und analysiert wurden und die bewiesen haben, dass der Gehalt von HCB und DDX unbedeutend oder relativ niedrig ist, was die Annahme bestätigt, dass die entscheidende Quelle dieser Schadstoffe in den Elbsedimenten flussab Ústí nad Labem das Einzugsgebiet der Bílina ist, bzw. die alten Sedimente, die in den Randstrukturen der Elbe abgelagert sind.

V. Quantität von Sedimenten

a. Methode

Bei der Abschätzung der Menge von Sedimenten nutzte man eine Reihe von Methoden, die durch die Größe des Wasserlaufs, bzw. die Größe des Standortes und dessen Charakteristik gegeben waren. Neben den Angaben über die Fläche (Breite und Länge des untersuchten Standortes bzw. die Flächenabgrenzung des Standortes) war es notwendig, die Mächtigkeit der Sedimente in den einzelnen Standorten abzuschätzen. Dabei wurde die Geländeerkundung (Vermessung der Standorte, Testsonden – Abstiche mit Eisenstab) mit dem Studium zugänglicher Unterlagen (Karten, Archivalien des Verwalters des Wasserlaufs, Betriebsdokumentation der Gewässerunterhaltung, Studien der Überschwemmungsgebiete usw.) kombiniert. Diese Abschätzungen sind in Bezug auf die Heterogenität der Sedimentablagerung mit gewisser Unsicherheit belastet, die jedoch das Endergebnis nicht wesentlich verzerren sollte. Die angeführten Vorgehensweisen ermöglichen es, die Standorte der abgelagerten Sedimente zu finden, die dank ihrer Mengen und ihrem Kontaminationsmaß in Verbindung mit der Schätzung des möglichen Risikos der Remobilisierung dieses Sediments ein potentiell Risiko für andere Gebiete im Einzugsgebiet der Elbe darstellen.

b. Ergebnisse der Abschätzung

Bei der Quantifizierung der Sedimentmengen wurde abgeschätzt, dass in den untersuchten Standorten insgesamt etwa 20.700 m³ Flusssedimente abgelagert sind, darunter 7.200 m³ im unteren Abschnitt des Einzugsgebiets der Bílina und 13.500 m³ im Einzugsgebiet der unteren Elbe, im Abschnitt zwischen Ústí nad Labem und der Staatsgrenze. Die für die einzelnen Standorte abgeschätzten Mengen bewegen sich von 250 m³ bis 2.350 m³ an der Bílina und von 200 bis 3.600 m³ an der Elbe. Mengen über 1000 m³ wurden an der Bílina in den Standorten „Bílina unter der Mündung des Baches Klíšský potok“ und „Chánov flussauf des Wehrs“ abgeschätzt und an der Elbe betrifft es die Standorte „Prostřední Žleb“, „Rozbělesy – Hafen Dečín, Hochwasserschutz“, „Nebočanský luh, (Aue bei Nebočany)“ und „Svádov, Altarm“. Die Sedimentmenge im Rückstaubereich Elbe – Střekov wurde nicht bewertet, denn diesen Standort beeinflusst die Bílina nicht und in die Studie wurde er hinsichtlich der Qualität von Sedimenten als Hintergrundstandort eingegliedert. Ebenfalls wurde keine Abschätzung der Sedimentmenge im Standort Labe – Velké Žernoseky vorgenommen, da er ebenfalls von der Bílina nicht beeinflusst wird und als Hintergrundstandort hinsichtlich der Modellierung der Remobilisierung von Sedimenten eingegliedert wurde. Detailergebnisse zur Abschätzung der Menge von Sedimenten in den einzelnen untersuchten Standorten sind in zwei Tabellen V.b/1 und V.b/2 angeführt.

VI. Beurteilung der Remobilisierung vom Sediment

a. Modellierung des Sedimenttransports

Im Rahmen des Projektes SedBiLa wurden für die Beurteilung der Remobilisierung von Sedimenten in den untersuchten Standorten der Elbe und deren linksufrigen Zuflusses Bílina mathematische Modelle verwendet, die auf den Kenntnissen der Korngrößendaten beruhen. In Bezug auf die Unterschiede in der Größe und im Charakter der Wasserläufe Bílina und Elbe wurden unterschiedliche Typen hydrodynamischer Modelle eingesetzt. Für jeden Wasserlauf wurde eine selbstständige Studie mit einem unterschiedlichen Herangehen erstellt.

Im Rahmen der Studie über die Remobilisierung von Sedimenten wurde die Aufgabe hinsichtlich der Modellierung des Sedimenttransports nur auf einen Teil der die Erosion des Materials beschreibenden Gleichungen beschränkt. Der Prozess ist mathematisch in Beziehung zur tangentialen Spannung beschrieben, die auf das konkrete Korn der gegebenen Größe und Form wirken. Die tangentielle Spannung τ [N/m²] wird als Funktion insbesondere der lokalen Tiefe, der Geschwindigkeit und der Reibung verstanden. Die Erosion wird als nichtlineare Funktion der tangentialen Restspannung verstanden. Für diese Voraussetzung ist es notwendig, die kritische Schubspannung τ_c , zu kennen, bei der die kohäsiven Kräfte und die Reibung überwunden werden und die Partikel in den Auftrieb gelangen. Darüber hinaus ist die Widerstandsfähigkeit gegenüber der Erosion kohäsiver Sedimente durch elektro-chemische Zwischen-Partikel-Bindungen gegeben.

In der Elbe-Studie wurde für die Berechnung die Engelund-Hansen-Theorie angewandt (1976) (1), die den Schwellwert τ_c nicht im Hinblick auf die Voraussetzung berücksichtigt, dass die tangentielle Spannung meistens wesentlich höher ist als der theoretische Wert τ_c .

$$\Phi_t = 0.1 \frac{C^2}{2g} \theta^{2.5} \quad \text{und es gilt ebenfalls} \quad \Phi_t = \frac{q_t}{\sqrt{(s-1)gd^3}} \quad (1)$$

Wo Φ_t [-] die Geschwindigkeit des gesamten Sedimenttransports, C der Chézy-Koeffizient, θ die tangentielle Spannung, q die gesamte Fracht von Sedimenten, d der charakteristische Korndurchmesser und g die Gravitationsbeschleunigung darstellen. Die dimensionslose Kenngröße der tangentialen Spannung wird

$$\text{durch die Beziehung (2) definiert.} \quad \theta = \frac{U_f^2}{(s-1)gd} \quad (2)$$

Wo U_f die auf die gesamte Reibung bezogene Schubgeschwindigkeit und s die relative Dichte des Sediments ist.

Im Falle der Bílina wurde der Wert τ_c genutzt und zwar konkret in Form des kritischen Shields-Parameters θ_c (siehe 4.3.3).

a.1 Daten über die Sedimente

Bei der Lösung der Remobilisierung von Sedimenten in den untersuchten Standorten wurden folgende Daten genutzt:

Elbe – Probenahmeplan, Povodí Labe s. p., 2013 – Festlegung von Messstellen und deren Parameter für die Probenahme

Bílina – Probenahmeplan, Povodí Ohře s. p., 2013 – Festlegung von Messstellen und deren Parameter für die Probenahme

- Ablagerung von Sedimenten in den Standorten PLA s. p., POH s. p. 2013 – präzierte Standorten der Ablagerung von Sedimenten in den einzelnen Probenahmemessstellen
- Ergebnisse der Granulometrie SedBila, PŘFUK, 2013 – granulometrische Analysen der entnommenen Proben in den einzelnen Messstellen einschl. granulometrischer Kurven
- Konzentration von Feststoffen, ČHMU, 2009 – 2011 – Messdaten Bílina – Trmice und Elbe – Ústí

b. Simulation der Sedimentbewegung in den untersuchten Standorten der unteren Elbe

Das Interessengebiet wird durch 18 Messstellen mit den Probenahmestellen an der Unteren Elbe, im Fl.km 735 -783 definiert.

b.1 2D-Hydrodynamisches Modell

Für die Simulation der Sedimentbewegung in den ausgewählten Standorten der Unteren Elbe wurde das bestehende 2D-Hydrodynamische Modell der Unteren Elbe eingesetzt, das im Rahmen des Projektes „Erstellen von Karten der Hochwassergefahren und -risiken im Bereich obere und mittlere Elbe und dem Gesamtabschnitt Untere Elbe“ Povodí Labe s. p., DHI a. s., VRV a. s., 2012 ein Teil des Modells Ústí-Hřensko und ein Teil Mělník-Ústí im Abschnitt Žernoseky-Střekov bearbeitet wurde. Weiter wurden kalibrierte Daten der vorhergegangenen Modelle der Unteren Elbe genutzt (z.B. Hochwassermodell der Elbe 2002; Erweiterung des RIS-Systems im Rahmen des Projekts IRIS II, Implementierung der Technologie, Modell der Schifffahrtsspiegel, 2011 und weitere).

b.2 2D-Hydrodynamisches Modell der Sedimentbewegung

Für die Simulation der Sedimentbewegung in den untersuchten Standorten wurde das hydrodynamische Modul (HD) und das Sedimenttransportmodul (ST) für die Berechnung der Flussmorphologie des 2D-Modells MIKE21 C, DHI a. s. eingesetzt.

Das Modul für die Berechnung der Flussmorphologie führt die Simulation der Sedimentbewegung über der hydrodynamischen Berechnung aufgrund implementierter Gleichungen und Parameter für die Berechnung morphologischer Änderungen aus.

Die Grundinputs für die Simulation der Sedimentbewegung sind folgende:

- hydrodynamisches Funktionsmodell einschl. kalibrierter Rauigkeiten

- Karte der Körnung
- Karte erodierbarer Schichten
- Wahl der Transporttheorie (**Engelund-Hansen**, Van-Rijn und weitere)
- Anfangsbedingungen (Feststoffkonzentration, Ebene der Flusssohle)
- Randbedingungen (Feststoffkonzentration, Ebene der Flusssohle)

b.3 Zusammenstellung der Schichten für die Sedimentsimulation

Aufgrund der gelieferten Daten wurde eine 2D-Karte erodierbarer Bereiche, die sich aus den Flächen zusammensetzen, die der Größe – laut Vorgabe der Sedimentablagerung für jeden Teilstandort – entsprechen. Die theoretische Mächtigkeit der Schicht wurde mit 30 cm angegeben. Die erodierbare Schicht wurde weiter in zwei Berechnungssätze getrennt, in Flächen für das kohäsive und nicht kohäsive abgelagerte (sedimentierte) Material. Im weiteren Schritt wurde eine 2D-Karte der Körnung erstellt, wo in dem Standort zu der gegebenen Fläche die Körnung aufgrund der gelieferten Analyse zugeordnet wurde. Im Einklang mit dem Konzept des 2D-Modells wurde die eingegebene Körnung d_{50} , abgelesen aus der Körnungskurve für jede Probe. Die so vorbereiteten Karten wurden noch im Rahmen der Kalibrierung des Modells ein bisschen angepasst.

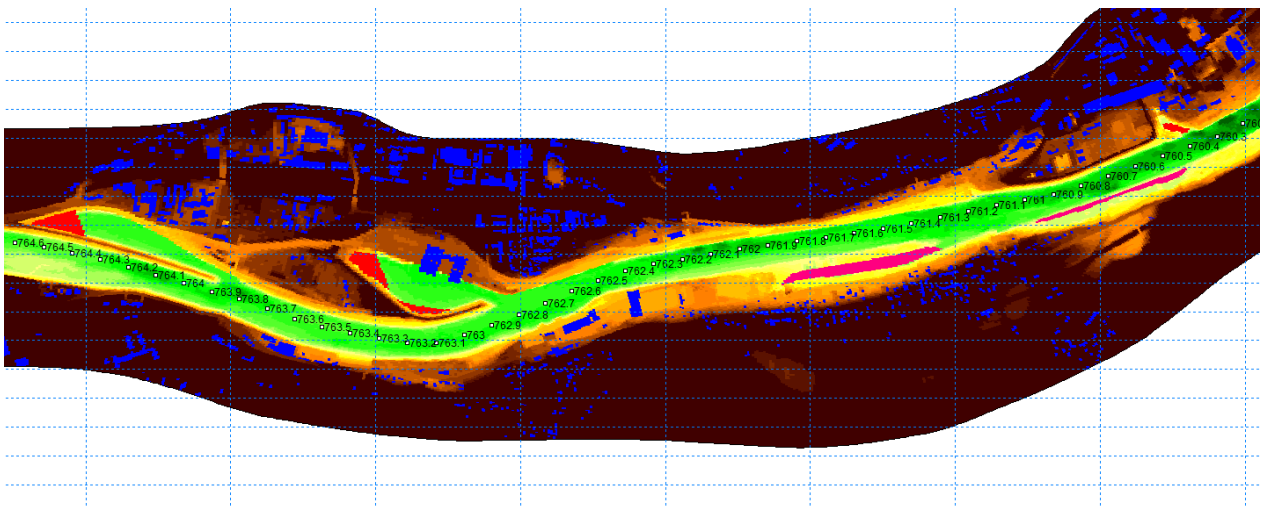


Abb. VI/1: Muster der 2D-Karte des Geländes mit den Flächen der untersuchten Gebiete

b.4 Kalibrierung des Modells

Das zusammengestellte Modell wurde nach zugänglichen bekannten Angaben kalibriert: dem Verlauf der Hochwasserwellen 2006 und 2011 und den gemessenen Feststoffkonzentrationen für diese Zustände. Gleichzeitig wurden die tangentialen Spannungen errechnet und mit den empirischen Werten für die entsprechenden Parameter verglichen. Es wurde eine Änderung der 2D-Karten an den Stellen vorgenommen, wo die abgeschätzten Flächen der Standorten (PLA) in den Transitstrom nichtreal eingegriffen haben, wodurch die Bedingungen für deren Ablagerung auch beim normalen Abfluss in der Elbe nicht erfüllt waren.

Die Simulationen zeigten kongruente Tendenzen im Anstieg der Konzentrationen von Feststoffen mit den gemessenen Werten im Verlauf der Hochwasserwellen an der Elbe und deren Anstieg nach dem Zufluss der Břilina. Die Anfangskonzentrationen und die Randbedingungen der Konzentrationen wurden als Null eingegeben, sodass der kongruente Anstieg von Feststoffkonzentrationen in der Zeit die Anwendbarkeit des Modells bestatigt. Die genaue Quantifizierung ist im Falle der vorgenommenen Simulationen nicht zu untersuchen, denn wir kennen nicht die Inputdaten zu allen Sedimenten (also auch zu den nichtkontaminierten) sowie die Messung der Konzentrationen in mehreren Messstellen.

b.5 Simulation der Sedimentbewegung

Aufgrund der Kalibrationszyklen wurden zuerst die Bemessungsabflüsse abgeleitet, für die die Anfangsbedingungen so errechnet wurden, dass ein Zustand gewährleistet bleibt, wo es noch zu keiner Schwebelastung der Partikel aus den untersuchten Gebieten kommt. Für das kalibrierte Modell wurden weiter theoretische Hochwasserwellen bzw. deren aufsteigende Zweige erstellt. Diese Wellen wurden aufgrund realer Hochwasserwellen abgeleitet, laut beobachteter Steilheit des Anstiegs im aufsteigenden Zweig und es wurde ein theoretischer äquidistanter Zuwachs des Stundenabflusses ($\Delta = 35 \text{ m}^3/\text{s}$) festgelegt. Dadurch konnte der belastende Abflusszustand für die Remobilisierung von Sedimenten in den untersuchten Standorten bestimmt werden. Es wurden insgesamt vier Sätze der Berechnungen gestartet, d.h. 2 Abschnitte des Modells und 2 Sätze erodierbarer Flächen (kohäsiv/nicht kohäsiv).

b.6 Ergebnisse der 2D-Simulationen

Das Ergebnis der Simulationen sind erstens die Karten von Sohleänderungen und von Konzentrationen. Diese Angaben wurden detailliert aufgrund festgelegter Kriterien so ausgewertet, um den Anfang der Sedimentbewegung – d.h. der Remobilisierung von Sedimenten untersuchter Anlandungen in den vorgegebenen Standorten mit einer realen Wahrscheinlichkeit bestimmen zu können. Das Kriterium für die Remobilisierung von Sedimenten wurde als zusammenhängende Absenkung der Sohlelage im definierten erodierbaren Bereich mit der vorgegebenen Kornzusammensetzung während einiger Stunden (1 mm/St.) festgelegt. Gleichzeitig wurde dieser Effekt mit den hydrodynamischen Effekten für den gegebenen zeitlichen Augenblick verglichen. Aus der Analyse der Ergebnisse ergibt sich, dass es zur Ausschwemmung von Sedimenten nahezu immer im Augenblick der Erhöhung der Durchflüsse des gegebenen Standorts und des Anschlusses an den Hauptstrom der Elbe kommt.

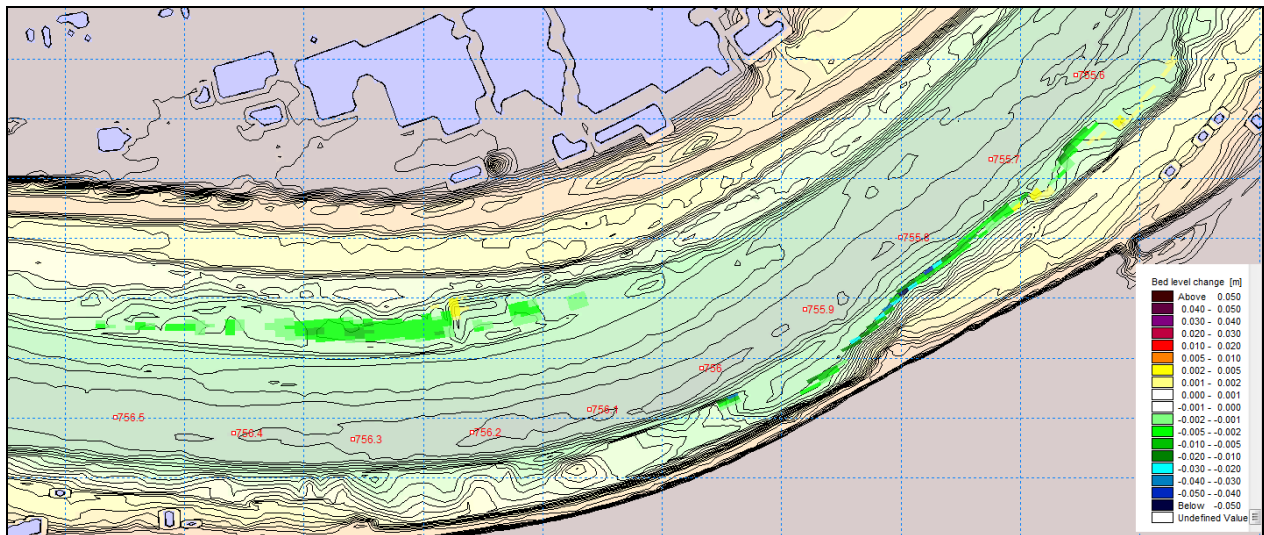


Abb. VI/2: Beispiel der Bearbeitung von Ergebnissen im Modell M21

c. Simulation der Sedimentbewegung in den untersuchten Standorten der Bílina

Das Interessengebiet ist durch 9 Standorte mit den Probenahmestellen am Wasserlauf Bílina im Abschnitt Fl.km 0 – 54.893 definiert.

c.1 Zusammenstellung des hydrodynamischen Modells der Bílina und seine Kalibrierung

Für die Festlegung des Anfangs der Schwebelast kontaminierter Sedimente in der Bílina wurde die Vorgehensweise der Schematisierung des Flussbettes in Bezug auf die vorausgesetzten kausalen Durchflüsse gewählt, die kleiner oder gleich der Kapazität des Flussbetts sind. Das Modell besteht aus drei Zweigen (der Hauptstrom, der rechtsseitige und der linksseitige Mühlbach in Trmice), aus 597 Querprofilen mit der mittleren Entfernung von 100 m, die aus der Studie SZU Bílina 2010 übernommen und den Bedürfnissen des Flussbettmodells angepasst wurden, aus 12 Wehren, die als ein den Verlust der Energie beschreibendes Objekt schematisiert sind und aus 3 Brücken von der kleinsten Kapazität, die als ein den Verlust der Energie beschreibendes Objekt schematisiert sind. Die übrigen 90 Objekte am Wasserlauf sind als Endprofil angegeben. Die Voraussetzung, dass der Wasserspiegel die Niveaulinie der oben liegenden Fahrbahn nicht übersteigt, ist durch die Einschränkung des Abflussumfanges bis zur Flussbettkapazität erfüllt.

Das hydrodynamische Modell wurde aufgrund der beobachteten Hydrogramme bei den Ereignissen im August 2009 (im Abschnitt zwischen den Messstellen Chotějovice und Trmice) und im Januar 2011 (im Abschnitt zwischen den Messstellen Bílina und Trmice) kalibriert. Im Hinblick auf den Mangel an Informationen über den Zuwachs des Abflusses zwischen den Messstellen wurde nur die Verbreitung der Hochwasserwelle kalibriert. Der Zuwachs aus den Zwischeneinzugsgebieten wurde ausgehend aus Erfahrungen in SZU Bílina 2010 nachgerechnet.

c.2. Instationäre Berechnung aufgrund synthetischer Hydrogramme

Für die Zusammenstellung von Randbedingungen der Produktionsberechnungen wurde folgendes Schema genutzt. Durch ein Hydrogramm ist die obere Randbedingung gegeben, Zufluss Bouřlivec und Zuwachs aus dem Zwischeneinzugsgebiet zwischen den Messstellen Chotějovice und Trmice verteilter Zufluss, definiert zwischen dem Fl.km 29,829 (Zufluss Bouřlivec) und dem Fl.km 19,312 (Zufluss Bystřice). In diesem Abschnitt fließen alle wesentlichen Zuflüsse zwischen den Messstellen Chotějovice und Trmice in die Bílina. Andere Zuflüsse wurden als punktuelle Quelle mit einem konstanten Abfluss (nach SZU Bílina) im Punkt der Einmündung in die Bílina angegeben.

Synthetische Hydrogramme wurden für folgende Messstellen erstellt:

- Bílina – Most (Fl.km 50,631) – diese Messstelle wurde als obere Randbedingung gewählt
- Bílina – Trmice (Fl.km 3,684) diese Messstelle dient als Kontrollmessstelle des Verlaufs der Verbreitung der Hochwasserwelle sowie für die Nachberechnung der Randbedingungen im Verlauf des Wasserlaufes
- Bílina – Bouřlivec – der bedeutendste Zufluss wurde ebenfalls als synthetisches Hydrogramm eingegeben.

Die Daten anderer Messstellen wurden für die Festlegung von Randbedingungen im Verlauf des Wasserlaufs, die als konstanter verteilter oder punktueller Zufluss eingegeben sind, verwendet.

Die Hydrogramme aus bekannten Hochwasserereignissen wurden sowohl in der Achse x als auch in der Achse y normalisiert und dienen zur Auswertung der charakteristischen Form der Hochwasserwelle. Das Schema von Randbedingungen der instationären synthetischen Berechnung wurde aufgrund der Verhältnisse bekannter Hydrogramme zum zuständigen Hydrogramm Trmice festgelegt. Die Formen der Hochwasserwellen waren synthetisch und der Scheitelwert entspricht annähernd den Werten Q_{10} für bekannte Messstellen (des höchsten erwarteten Abflusses).

Für die Festlegung der Anfangsbedingungen wurden die Werte Q_a aus den zur Verfügung stehenden Daten der Messstellen LG Jiřetín, LG Most, LG Bílina und LG Trmice in einer Zeitspanne zwischen 2002-2012 summiert.

LGS	Q_a [m ³ /s]
LG Jiřetín	1,7
LG Most	2,6
LG Bílina	3,1
LG Trmice	6,0

c.3 Festlegung der Abflussbedingungen für die Remobilisierung feinkörniger Materialien

In Bezug darauf, dass für die Berechnung die Methode der hydraulischen 1D-Modellierung gewählt wurde, wurde einleitend approximiert, dass die Schicht der Sedimente im Profil gleichmäßig verteilt ist. Ein Test bei Anwendung von ST (Sediment Transport) und ADCST (Advection-Dispersion Cohesive Sediment Transport) hat nachgewiesen, dass die Approximation zu hoch ist, da es zur Schwebelast feinkörniger kohäsiver Sedimente auch bei einem Abfluss von Q_{355} gekommen ist. Für die Festlegung des kritischen Abflusses zu Beginn der Materialfracht wurde ein aus den Ergebnissen der 1D-Simulation zusammengestelltes Geschwindigkeitsfeld genutzt. Für die Übertragung der punktuellen Ergebnisse der mittleren Profilvergeschwindigkeit in die Fläche wurde die lineare Interpolation zwischen den Berechnungspunkten und die Umrechnung der vertikalen Geschwindigkeiten quer dem Profil nach genutzt. Das Geschwindigkeitsfeld wurde aufgrund der Approximation des stabilen vertikalen Profils schematisiert. Für die Berechnung der mittleren Profilvergeschwindigkeit quer dem Profil nach wurde eine Methode gewählt, die sich aus der Distribution des Profilmoduls entsprechend der Manningschen Gleichung ergibt (3).

$$K = \int_0^B h^{5/3} M dx \quad \left[\frac{m^3}{s} \right] \quad (3)$$

Wo K das Profilmodul ist, h die lokale Tiefe, die sich im Querprofil ändert, B die Breite des Wasserspiegels und M der Manningsche Rauigkeitskoeffizient. Bei derartig schematisiertem Querprofil wird die lokale Geschwindigkeit für den konkreten Abschnitt des Querprofils mit folgender Beziehung (4) definiert.

$$v(x, t) = \frac{Q(t)}{K} M h^{2/3} \quad \left[\frac{m}{s} \right] \quad (4)$$

Mithilfe dieser Approximation lässt sich die Geschwindigkeit in jedem Punkt finden, der als Brechung des Querprofils definiert ist. In allen anderen Punkten wird der Wert durch lineare Interpolation gewonnen.

Das zusammengestellte Geschwindigkeitsfeld wurde gemeinsam mit der Tiefenkarte, die aufgrund der linearen Interpolation zwischen den Profilen entstanden ist, zur Berechnung der Schubspannung entsprechend folgender Beziehung(5) genutzt.

$$\tau = \rho g h I_R \quad \left[\frac{N}{m^2} \right] \quad I_R = \frac{v^2}{M^2 h^{4/3}} \quad [-] \quad (5)$$

Wo ρ die Wasserdichte ist, h die Tiefe, I_R die dimensionslose Neigung, v die Geschwindigkeit und M der Manningsche Rauigkeitskoeffizient. Grid-Outputs wurden für 9 in der Etappe 2 ausgesuchte Standorte erstellt. Aus den Grid-Outputs wurden die Sub-Standorte ausgewertet, die ein Potential zur Ablagerung des feinkörnigen Materials haben. (Abb. 3) Diese Sub-Standorte wurden im Rahmen der Berechnung des Durchgangs der synthetischen Welle in Zeithorizonten mit einem Intervall von 1 Stunde beobachtet. Als die Schwelle der Sedimentfracht wurde ein Zeitschritt gewählt, in dem es zu einem steilen Anstieg des Wertes von Schubspannung und zu seinem anschließenden Zuwachs gekommen ist. Bei dem Sub-Standort „Mündung des Baches Klíšský potok“ konnte eine ähnliche Schwelle nicht festgestellt werden und als Schwelle der Feststofffracht wurde der Zeitschritt gewählt, bei dem der Wert der Schubspannung $1 \text{ N} \cdot \text{m}^{-2}$ überstieg.

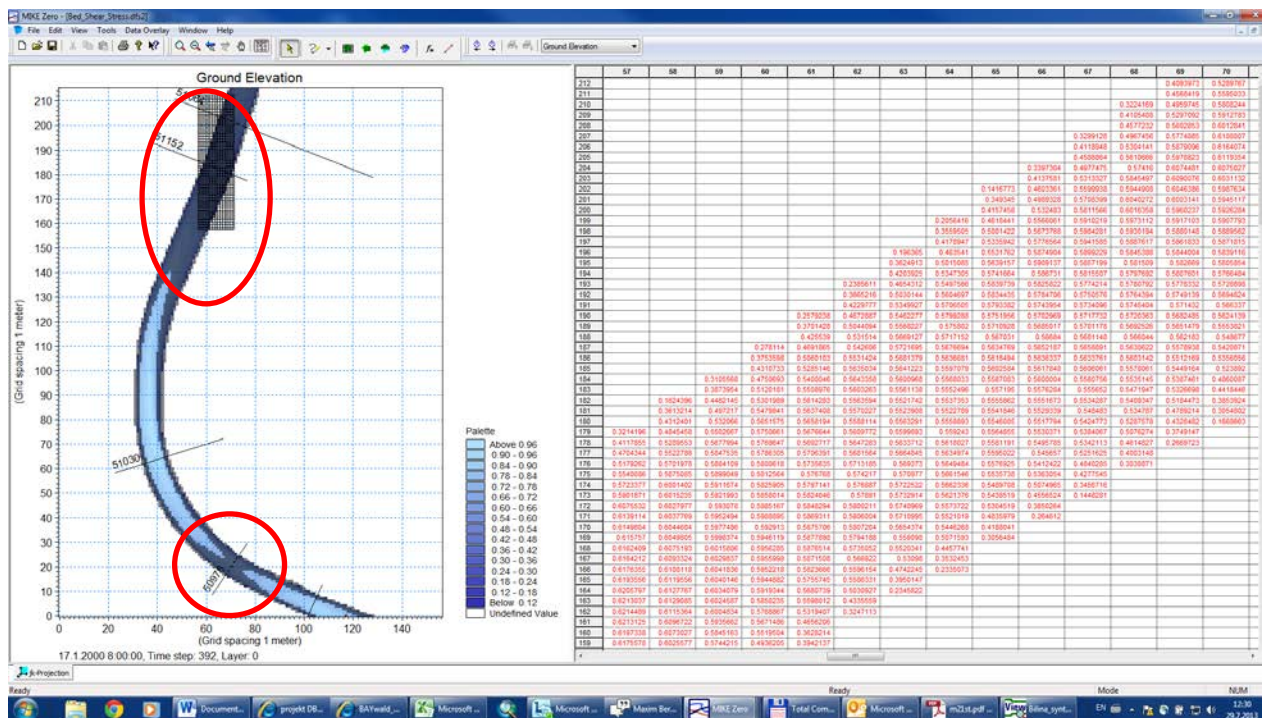


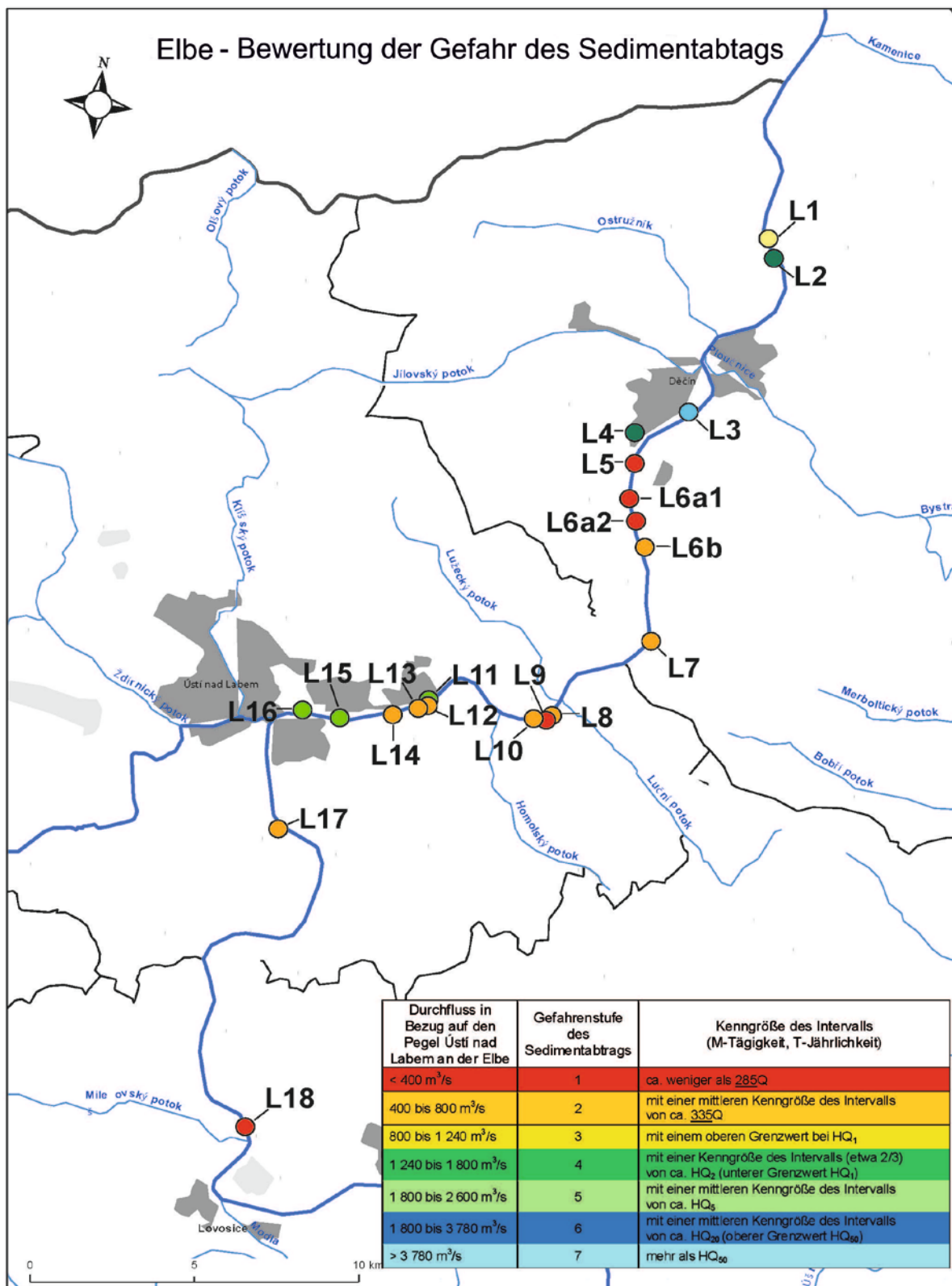
Abb. VI/3: Beispiel für Aussuchen der Sub-Standorte mit dem Potential zur Ablagerung feinkörniger Sedimente (rot) auf der Grid-Berechnung der Schubspannung in einem Zeitschritt für den Standort B7.

Die Analyse der Sub-Standorte mit dem Potential zur Ablagerung feinkörniger Sedimente wurde mit den berechneten Werten der kritischen Schubspannung präzisiert, über die Berechnung der festgelegten theoretischen Schwelle für den Beginn der Sedimentfracht. Die kritische Schubspannung τ_c wurde mithilfe des Shields-Parameters berechnet, wobei für kohäsive Proben die Werte etwa doppelt so groß angenommen wurden.

d. Bewertung

Im Abschluss der Auswertung beider Wasserläufe wurde eine Bearbeitung für die Tabelle VI.d/1 und VI.d/2 und die Karte entsprechend den Abflüssen in dem gegebenen Standort und der Wahrscheinlichkeit einer Überschreitung des Abflusses durchgeführt. Aufgrund der Wahrscheinlichkeit einer Überschreitung des gegebenen Abflusses wurden die lokalen Werte auf die Werte der zuständigen Überwachungsmessstellen bezogen – LGS Ústí nad Labem für die Standorte der Elbe und LGS Trmice für die Standorte der Břlina. Diese Beziehung ermöglicht es, eine bessere Vorstellung über die kausalen Bedingungen im Rahmen der gesamten Studie zu gewinnen.

Elbe - Bewertung der Gefahr des Sedimentabtrags



VII. Beurteilung der Signifikanz des Risikos des Standortes

Bei der Beurteilung der Signifikanz eines Risikos des Standortes für das internationale Elbeinzugsgebiet wurde eine Vorgehensweise gewählt, die sich auf die Methode des Abschlussberichts „Richtige Praxis für das Management der Sedimente im Einzugsgebiet der Elbe“ stützt, der in der IKSE-Expertengruppe für Management der Sedimente ausgearbeitet wurde. Dieses Herangehen berücksichtigt drei Standpunkte für die einzelnen Standorte:

- Maß der Sedimentkontamination aufgrund des Vergleichs der gemessenen Werte mit den Schwellenwerten zur Klassifikation von Sedimenten im Einzugsgebiet der Elbe
- Schätzung der Menge der abgelagerten Sedimente, als sie zum Zweck der Studie ausgewählt wurden
- Maß des Risikos der Remobilisierung abgelagerter Sedimente

Zur Bewertung des Kontaminationsmaßes wurden die gemessenen Werte für die einzelnen Standorte und Parameter mit den Schwellenwerten zur Klassifikation von Sedimenten im Einzugsgebiet der Elbe verglichen. Bei Überschreiten des oberen Schwellenwertes wurde weiter bewertet, ob der Schwellenwert nur überschritten, bedeutend überschritten oder extrem überschritten wurde. Die Parameter wurden im Rahmen logischer Gruppen ggf. einzeln nach ihrer Signifikanz bewertet.

Zur Bewertung der Schätzung der Sedimentmenge wurden für die Studie drei Mengenkategorien gewählt, mit den Grenzen „kleine Menge $\leq 250 \text{ m}^3$ “, mittlere Menge $250\text{-}1000 \text{ m}^3$ “ und „große Menge $\geq 1000 \text{ m}^3$ “.

Zur Bewertung des Risikos der Remobilisierung wurden die Outputs aus mathematischen Modellen für die Elbe und die Bílina genutzt, wo sieben Kategorien je nach Größe des Abflusses, bei dem die Sedimente anfangen sich freizusetzen, erstellt wurden. Die Abflüsse wurden für die Elbe auf die Pegelstation Ústí nad Labem und für die Bílina auf die Pegelstation Trmice bezogen.

Die oben angeführten Teilbewertungen wurden in gemeinsame Tabellen VII/1 für die Elbe und VII/2 für die Bílina zusammengefasst. Durch Kombination dieser Teilbewertungen wurde die Signifikanz des gesamten Risikos für die einzelnen Standorte geschätzt, das ebenfalls in den Tabellen angeführt ist. Dabei wurden vier Kategorien des Risikos erstellt – „unbedeutend“, „klein“, „mittel“ und „groß“.

An der Elbe erscheinen als sehr bedeutend folgende Standorte:

L1 – Loubí - Altarm, ein mittleres Remobilisierungsrisiko und mittlere Sedimentmenge in Kombination mit dem extrem überschrittenen Wert des Gehalts an DDX und bedeutend überschrittenen Wert für weitere Parameter einschl. Hg, HCB und Fluoranthen

L8 – Malé Březno - Leitwerke, ein erhöhtes Remobilisierungsrisiko und mittlere Sedimentmenge in Kombination mit dem extrem überschrittenen Wert des Gehalts an DDX und HCB und einem bedeutend überschrittenen Wert für weitere Parameter einschl. Hg, Cd, Pb und Fluoranthen

L9 - Malé Březno - Leitwerke, ein hohes Remobilisierungsrisiko und kleine Sedimentmenge in Kombination mit dem extrem überschrittenen Wert des Gehalts an DDX und einem bedeutend überschrittenen Wert für weitere Parameter einschl. Hg, Cd, HCB, Fluoranthen und Anthracen

L10 – Povrly - Leitwerke, ein erhöhtes Remobilisierungsrisiko und mittlere Sedimentmenge in Kombination mit dem extrem überschrittenen Wert des Gehalts an Cu und einem bedeutend überschrittenen Wert für weitere Parameter einschl. HCB, Cd und Zn

Als Standorte von mittlerer Bedeutung erscheinen weiter folgende:

L5 – Boletice n. L. – Vilsnice – Leitwerke, ein hohes Remobilisierungsrisiko und mittlere Sedimentmenge in Kombination mit einem überschrittenen Wert des Gehalts an DDX, HCB, Hg, Pb und Fluoranthen

L6 – Nebočady – Nebočadský luh, ein großes Remobilisierungsrisiko und große Sedimentmenge in Kombination mit einem überschrittenen Wert des Gehalts an DDX, HCB, Hg und Pb

L7 – Těchlovice – Leitwerke, ein erhöhtes Remobilisierungsrisiko und kleine Sedimentmenge in Kombination mit einem extrem überschrittenen Wert des Gehalts an Fluoranthen und einem überschrittenen Wert für weitere Parameter einschl. DDX und HCB

L12 – Svádov – Leitwerke, ein erhöhtes Risiko der Remobilisierung und eine mittlere Sedimentmenge in Kombination mit dem extrem überschrittenen Wert des Gehalts an DDX und einem überschrittenen Wert für weitere Parameter einschl. Hg

L13 – Svádov – Leitwerke, ein erhöhtes Remobilisierungsrisiko in Kombination mit einem extrem überschrittenen Wert des Gehalts an DDX und Fluoranthen und einem überschrittenen Wert für weitere Parameter einschl. HCB, Hg, Cd und Pb

An anderen Standorten ist die Signifikanz des Risikos als klein oder unbedeutend zu bewerten, insbesondere wegen dem kleinen Remobilisierungsrisiko. Ein Beispiel: Standort **L16 – Krásné Březno – Westhafen**: extrem überschrittener Schwellenwert von DDX und Anthracen und bedeutend überschrittener Wert für weitere Parameter einschl. HCB, Hg, Cd und Pb, aber es gibt da nur eine mittlere Sedimentmenge, die lediglich bei großen Abflüssen remobilisierbar ist, wenn es zur Überschwemmung des Schutzdammes im Hafen kommt.

An der Bílina erscheint als sehr bedeutend folgender Standort:

B2 – Ústí n. L. – unter der Mündung des Baches Klíšský potok, ein großes Remobilisierungsrisiko und große Sedimentmenge in Kombination mit dem extrem überschrittenen Wert des Gehalts an Hg und einem bedeutend überschrittenen Wert für eine ganze Reihe von Parametern einschl. DDX, HCB und Cd

Als Standort von mittlerer Bedeutung erscheint weiter:

B1 – Ústí n. L. – unter der Überbrückung, ein erhöhtes Remobilisierungsrisiko und kleine Sedimentmenge in Kombination mit dem extrem überschrittenen Wert des Gehalts an HCB und einem überschrittenen Wert für eine ganze Reihe von Parametern einschl. Hg

Bei anderen Standorten ist das Risiko der Signifikanz als klein oder unbedeutend zu bewerten, insbesondere wegen dem kleinen Remobilisierungsrisiko. Ein Beispiel sind die **Standorte B7 – Komořany** und **B8 – Záluží** wo die Schwellenwerte für eine ganze Reihe von Parametern einschl. HCH, polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe, Hg und Zn extrem überschritten sind, wo es aber nur eine mittlere Sedimentmenge gibt, die nur bei hohen Abflüssen remobilisieren kann.

VIII. Maßnahmenvorschläge

Aufgrund der Ergebnisse dieser Studie lassen sich Maßnahmen vorschlagen, die realisiert werden sollten, um das Risiko negativer Auswirkungen alter kontaminierter Sedimente im untersuchten Interessengebiet im internationalen Einzugsgebiet der Elbe flussab zu reduzieren:

- die Untersuchung der in die Studie eingegliederten Standorte zur Auswertung der zeitlichen Entwicklung der Sedimentkontamination fortzusetzen,
- zu versuchen, die Schätzung der abgelagerten Sedimentmenge zu präzisieren, insbesondere in den Standorten mit sehr hohem und mittel hohem Risiko für das Sedimentmanagement in den Abschnitten flussab,
- bei eventuellen Hochwasserereignissen zu überprüfen, ob die Schätzungen der Remobilisierung mittels mathematischer hydrodynamischer Modelle dem realen Verhalten von Sedimenten entsprechen,
- die Vorhaben technischer Möglichkeiten zur Sedimentbeseitigung aus den Standorten mit sehr hohem oder mittel hohem Risiko zu erarbeiten, einschl. Abschätzen der für die Sanierung notwendigen Gelder,
- die Möglichkeiten legislativer Instrumente, die für die Unterstützung der Sanierung von Problemstandorten eingesetzt werden könnten sowie die Möglichkeiten der Synergieeffekte zur Harmonisierung von Interessen des Schutzes des internationalen Elbeinzugsgebietes, des Naturschutzes, der Hochwasserschutzmaßnahmen usw. in Erwägung zu ziehen
- mögliche Finanzierungsressourcen für die Sanierungsmaßnahmen, einschl. Beseitigung kontaminierter Sedimente aus den Risikostandorten zu suchen,
- die eventuelle Zweckmäßigkeit einer Sanierung von Standorten mit einem großen Gehalt an für die Elbe relevanten Schadstoffen, die jedoch erst bei hohen Abflüssen remobilisiert werden können, zu beurteilen,
- die Erfahrungen und methodische Vorgehensweisen aus dem Projekt ähnlicher Studien in weiteren Standorten mit dem Risiko der Ablagerung alter kontaminierter Sedimente zu nutzen, die sich auf das Sedimentmanagement im internationalen Elbeinzugsgebiet auswirken, bzw. ein schwerwiegendes lokales Problem darstellen können,
- die Outputs dieses Projekts der Fachöffentlichkeit als Modellbeispiel zum Herangehen zu präsentieren, das in der von der IKSE-Expertengruppe erstellten „Richtigen Praxis für das Management der Sedimente im Einzugsgebiet der Elbe“ angeführt ist.

IX. Zusammenfassung – Schlussfolgerungen

Im Rahmen der Studie wurde eine umfangreiche Recherche erstellt, die das Interessengebiet im unteren Einzugsgebiet der Bílina flussab dem Wehr Horní Jiřetín bis zum Zusammenfluss mit der Elbe und im unteren Elbeinzugsgebiet ab Ústí nad Labem bis zur Staatsgrenze betrifft. Aufgrund dieser Recherche sowie aufgrund der Ortskenntnisse der Verwalter von Einzugsgebieten, die durch Geländeforschung ergänzt wurden, konnten konkrete Standorte ausgesucht werden, in denen es zur Sedimentablagerung kommen kann. Diese Sedimente mit Schadstoffgehalt können als Altlast ein Risiko für das Sedimentmanagement flussab im internationalen Elbeinzugsgebiet darstellen.

Für die Bílina und die Elbe wurden Beprobungspläne entworfen. Bei der Bílina galt die Hauptaufmerksamkeit den Standorten mit abgelagerten Sedimenten im Flussbett. Bei der Elbe galt die Hauptaufmerksamkeit den Randstrukturen, die zwar mit dem Fluss verbunden sind, jedoch nur bei hohen Abflüssen durchflossen werden, d.h. den Bereichen hinter den Leitwerken, den Altarmen, den Häfen usw. Insgesamt wurden 18 Standorte an der Elbe einschl. zwei Hintergrundstandorte und 9 Standorte an der Bílina untersucht. Im Einklang mit den Beprobungsplänen wurden unter Anwendung akkreditierter Standardmethoden Proben genommen, die dann wiederum mit akkreditierten Standardprüfmethoden analysiert wurden. Bei den abgenommenen Proben wurden auch Korngrößenanalysen vorgenommen, deren Ergebnisse zur Abschätzung des Risikos der Remobilisierung der Sedimente genutzt wurden. Infolge des Hochwasserereignisses im Juni 2013 mussten die Probenahmen und die Analysen des Schadstoffgehalts noch einmal im Juli 2013 wiederholt werden, damit die Ergebnisse dem aktuellen Stand nach diesem extremen Hochwasser entsprechen.

In Bezug auf die Sedimentqualität wurde eine Karte über die Kontamination der Sedimente in den einzelnen Standorten ausgearbeitet, wobei bei den für die Elbe relevanten Schadstoffen die unteren und oberen Schwellenwerte genutzt wurden, die in dem von der IKSE-Expertengruppe erstellten Abschlussbericht „Richtige Praxis für das Management der Sedimente im Einzugsgebiet der Elbe“ angeführt sind. Man kann feststellen, dass bei den Sedimenten aus allen untersuchten Standorten die oberen Schwellenwerte überschritten werden, d.h. die Sedimente sind aus Sicht des Sedimentmanagements im internationalen Elbeinzugsgebiet normwidrig und risikobeladen.

Bei der Elbe handelt es sich insbesondere um wesentlich erhöhte Gehalte an p,p'-DDT und seinen Metaboliten sowie Hexachlorbenzen, deren Quellen im untersuchten Gebiet an der Elbe und der Bílina sind bzw. waren. Ferner gibt es wesentlich erhöhte Gehalte an einigen Metallen und Metalloiden, insbesondere an Quecksilber, Kadmium, Blei, Kupfer, Zink und Arsen. Zur Kontamination von Sedimenten durch Blei, Arsen, Kupfer und teilweise auch Quecksilber tragen die Quellen im untersuchten Gebiet bei, bei Zink, Kadmium und teilweise Quecksilber stammt eine wesentliche Belastung aus den Gebieten der Elbe flussauf. Die extreme Kontamination durch Kupfer im Gebiet Povrly hängt wohl mit der hiesigen Metallhütte zusammen. Es wurde keine Kontamination der Elbsedimente durch Pentachlorbenzen und durch Isomere von Hexachlorcyklohexan nachgewiesen,

die vereinzelt Befunde hängen mit den Quellen im Einzugsgebiet der Bílina zusammen. Gehalte an polychlorierten Biphenylen weisen stark schwankende Werte auf, die mit der diffusen Kontamination im gesamten Elbeinzugsgebiet zusammenhängen. Quellen dieser Stoffe sowie die negative Beeinflussung in den untersuchten Gebieten wurden nicht nachgewiesen. Von Bedeutung ist auch die Kontamination durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, deren Quellen sich sowohl flussauf der Elbe, als auch im untersuchten Gebiet, insbesondere im Einzugsgebiet der Bílina befinden. An der Sedimentkontamination durch diese Stoffe ist wohl auch die Schifffahrt beteiligt, denn die größten Befunde gibt es insbesondere in Hafenbecken. Ein Zusammenhang mit der Schifffahrt ist auch bei Tributylzinn ersichtlich, dessen größte Befunde gerade in den Bereichen der Hafenbecken sind.

Bei der Bílina handelt es sich um einen erhöhten Gehalt an Schwermetallen und Metalloiden, insbesondere um Quecksilber, Kadmium, Kupfer und Arsen. Hohe Gehalte kommen praktisch im ganzen untersuchten Gebiet vor, die höchsten Befunde gab es im Bereich von Záluží und in Ústí nad Labem. Erhöhte Gehalte an p,p'-DDT und seinen Metaboliten wurden nur in einigen Standorten nachgewiesen, vor allem im Bereich von Komořany und in Ústí nad Labem, wobei die Ergebnisse ziemlich stark schwanken. Eine Kontamination durch Hexachlorbenzen wurde nur im letzten Abschnitt in Ústí nad Labem nachgewiesen, so dass dies wahrscheinlich mit der Chemieindustrie in diesem Bereich zusammenhängt. Von Bedeutung ist die Kontamination durch Isomere vom Hexachlorcyclohexan, insbesondere im Bereich Záluží und Komořany, wo der Gehalt bei einigen Proben geradezu extrem hoch ist. Diese Belastung hängt wohl mit der dortigen Chemieindustrie zusammen, eine direkte Auswirkung auf die Qualität vom Elbsediment wurde zum Glück nicht nachgewiesen. Im Widerspruch zur Recherche wurde keine Kontamination von Sedimenten aus dem untersuchten Gebiet der Bílina durch polychloriertes Biphenylen festgestellt, vereinzelt Befunde gibt es nur im Bereich von Ústí nad Labem. Von Bedeutung ist auch der Gehalt an polyaromatischen Kohlenwasserstoffen, insbesondere im Gebiet Komořany und Hostomice.

Aufgrund der Ergebnisse aus den einzelnen Standorten und unter Berücksichtigung des Maßes der Sedimentkontamination im Hintergrundstandort Elbe – Střekov, d.h. flussauf dem Zusammenfluss mit der Bílina in Ústí nad Labem konnte diskutiert werden, welche Schadstoffe ihre Quelle im Interessengebiet haben und welche mit der Elbe von flussauf gelegenen Gebieten kommen. Zur Bestätigung der Schlussfolgerungen wurden auch die Analysen der frischen Sedimente, die vom Junihochwasser aus den Gebieten flussauf mitgetragen wurden, genutzt.

Bei den Standorten an der Elbe wurde eine Diskussion über den Einfluss des Hochwassers auf das Maß der Kontamination in den einzelnen Standorten geführt. Die Ergebnisse bestätigen, dass es während dieses extremen Hochwasserereignisses zur Bewegung der kontaminierten Sedimente sowie zu deren Transport und zur Ablagerung flussab gekommen ist, was sich auch in den wesentlichen Änderungen des Gehalts von Schadstoffen in den einzelnen Standorten niedergeschlagen hat (siehe Bewertung im Kapitel.....). Am Beispiel von Kupfer im Standort Elbe – Povrly wurde ebenfalls die Beeinflussung der Qualität von Sedimenten

durch lokale Belastung als Folge der Überschwemmung des Gebiets außerhalb des Elbhauptstroms dokumentiert.

Was die Schätzung der Sedimentmengen betrifft, so erfolgte dies auf qualifizierte Art und Weise in Form einer Kombination von Geländeforschung, Bestandsaufnahme von Standorten und die mittels Studium zugänglichen Unterlagen. Die Schätzung ergab, dass es in den untersuchten Standorten insgesamt ca. 20.700 m³ Flusssedimente gibt, wobei sich ca. 7.200 m³ im unteren Teil der Bílina und ca. 13.500 m³ im Einzugsgebiet der Unteren Elbe zwischen Ústí nad Labem und der Staatsgrenze befinden.

Bei der Abschätzung des Risikos einer Remobilisierung wurden die Vorgehensweisen der mathematischen Modellierung unter Einsatz der Körnungsdaten in Betracht gezogen. In Bezug auf die Unterschiede bei Größe und Charakter der Bílina und der Elbe wurden unterschiedliche Typen hydrodynamischer Modelle eingesetzt – für die Bílina wurde das hydrodynamische 1D-Modell und für die Elbe das hydrodynamische 2D-Modell gewählt. Die Outputs dieser Modelle ist die Abschätzung des Anfangs der Sedimentbewegung in Bezug auf den Abflusswert, der an der Elbe auf den Pegelstand Ústí nad Labem und an der Bílina auf den Pegelstand Trmice bezogen war. Die einzelnen Standorte wurden in eine Skala mit sieben Punkten eingereiht, die die Gefahrenstufe einer Sedimentfracht in Verbindung mit dem Abfluss, bzw. den M-Tägigkeit oder T-Jährlichkeiten des Abflusses darstellt. Die Outputs wurden in tabellarischer und grafischer Form als übersichtliche Kartenunterlage erarbeitet.

Zur Beurteilung des Risikos der Signifikanz einzelner Standorte für das internationale Elbeinzugsgebiet wurde die von der IKSE-Expertengruppe für „Management der Sedimente“ empfohlene methodische Vorgehensweise gewählt. Diese beruht auf dem Prinzip der Kombination von drei Standpunkten für die einzelnen Standorte, d.h. dem Maß der Kontamination der für die Elbe relevanten Schadstoffe, der Schätzung der abgelagerten Sedimente und deren Fähigkeit, sich bei höheren Abflüssen zu remobilisieren. Unter Einsatz dieser Kriterien scheinen vier Standorte an der Elbe von besonderer Bedeutung zu sein: L1 Loubí Altarm, L8 Malé Březno Leitwerke, L9 Malé Březno Leitwerke und L10 Povrly Leitwerke. Von mittlerer Bedeutung sind weitere fünf Standorte: L5 Boletice n.L. Vilsnice Leitwerke, L6 Nebočady Aue von Nebočady, L7 Těchlovice Leitwerke, L12 Svádov Leitwerke und L13 Svádov Leitwerke. Von besonderer Bedeutung scheint an der Bílina der Standort B2 Ústí nad Labem flussab der Einmündung des Baches Klíšský potok und von mittlerer Bedeutung der Standort B1 Ústí nad Labem unter der Überbrückung. Stark kontaminierte Sedimente in den Standorten B7 Komořany und B8 Záluží haben eine eingeschränkte Fähigkeit der Remobilisierung, so dass sie für die Gebiete im Einzugsgebiet der Elbe nur bei sehr hohen Abflüssen ein Risiko darstellen. Hier ist die Situation ähnlich wie in den Häfen an der Elbe in Krásné Březno, wo zwar der Gehalt einiger Schadstoffe erhöht ist, zu deren Freisetzung kann es jedoch nur bei sehr hohen Wasserständen kommen, z. B. bei Überschwemmung der Dämme der geschützten Hafenbecken.

Im Rahmen der Studie wurden auch einige Maßnahmen vorgeschlagen, die die möglichen Risiken negativer Auswirkungen alter kontaminierter Sedimente im untersuchten Interessengebiet auf die Qualität der Sedimente im internationalen Einzugsgebiet der Elbe flussab reduzieren könnten. Die dank der Studie erzielten Daten können eine Ausgangsbasis für weiteres Vorgehen darstellen. Den angeführten Standorten sollte man Aufmerksamkeit widmen und zwar sowohl bei der Untersuchung der Qualitätsentwicklung von Sedimenten einschl. zeitlicher Veränderungen als auch bei der Präzisierung der abgelagerten Sedimentmenge. Ziel sollte es sein, die alten Sedimente aus den risikoreichsten Standorten an der Bílina bzw. aus den Randstrukturen der Elbe zu beseitigen. Bei den Standorten mit einem besonders hohen Risiko handelt es sich um Sedimente in einer Menge von ca. 1.900 m³ an der Elbe und ca. 1.000 m³ an der Bílina. Bei den Standorten von mittlerer Bedeutung handelt es sich um weitere ca. 5.200 m³ an der Elbe und ca. 1.000 m³ an der Bílina. Die Abbaggerung der Sedimente beinhaltet jedoch einige Aspekte, deren Lösung schon über den Rahmen dieser Studie hinausgeht. Ein Aspekt ist die finanzielle Seite: denn bei einer groben Kostenschätzung für die Sedimentabbaggerung und den Transport zur Deponie in Höhe von etwa 1.000 bis 2.000 CZK je Kubikmeter kann es sich an der Elbe in den Standorten von besonderer Bedeutung um Summen von ca. 1.900.000 bis 3.800.000 CZK handeln, plus weitere Beträge in Höhe von ca. 5.200.000 bis 10.400.000 CZK für Standorte von mittlerer Bedeutung. An der Bílina beträgt diese grobe Schätzung ca. 1.000.000 bis 2.000.000 CZK für den Standort besonderer Bedeutung und weitere 250.000 bis 500.000 CZK für den Standort von mittlerer Bedeutung. Sollten wir die Abbaggerung der stark bis extrem kontaminierten Sedimente in den Standorten mit kleinerem Remobilisierungsrisiko in Erwägung ziehen, dann steigen die Kosten für die Abbaggerung dieser Standorte noch weiter an. Der zweite Aspekt, der eine eventuelle Abbaggerung von Sedimenten in einigen Standorten grundsätzlich komplizieren kann, ist das Interesse des Natur- und Landschaftsschutzes, denn einige Randstrukturen der Elbe sind von dieser Sicht aus Gegenstand des Interesses der breiten und der fachlichen Öffentlichkeit oder genießen sogar den Status des Naturschutzes. Ein Beispiel dafür ist die Aue von Nebočady, in der etwa 3.600 m³ von Sedimenten abgelagert sind und die als Standort von mittlerer Bedeutung hinsichtlich der Gefährdung des internationalen Elbeinzugsgebiets ausgewertet wurde. Die Aue von Nebočady – ein Altarm mit gut entwickeltem Auenwald – ist seit 1994 als Naturdenkmal und bedeutende ornithologische Brut- und Überwinterungsstätte eingetragen, unter Verwaltung des Naturschutzgebietes Böhmisches Mittelgebirge. Die Realisierung der Sanierungsarbeiten einschl. der Abbaggerung von Sedimenten in einem solchen Standort ist äußerst kompliziert und hat so gut wie keine Chance auf Erfolg. Der dritte Aspekt, der sowohl mit der notwendigen Finanzierung als auch mit der Erfüllung der Vorgaben betroffener Institutionen einschl. Naturschutz zusammenhängt, ist die technische Ausführung, denn die Zugänglichkeit einiger Standorte ist für die schwere Technik vom Ufer aus problematisch und die Abbaggerung müsste vom Fluss aus erfolgen, was weitere Fragen und Probleme mit sich bringt. Beim Entscheidungsprozess über die weitere Vorgehensweise wird daher nicht nur der Standpunkt der Verwalter des Einzugsgebiets, sondern auch die Einstellung weiterer betroffener Institutionen und Organe wichtig sein, ohne deren Entgegenkommen eine Sanierung nicht realisierbar ist. Hierbei müssen die Interessen

des Schutzes des internationalen Elbeinzugsgebiets mit weiteren Interessen (z.B. des Naturschutzes) ausbalanciert werden; gleichzeitig müssen auch die technische Seite der Angelegenheit sowie die Möglichkeiten der finanziellen Absicherung geklärt sein.

Die Studie „Bedeutung des Flusses Bílina als historische und gegenwärtige Belastungsquelle für das Management von Sedimenten im Einzugsgebiet der Elbe“ kann weiter als Modellbeispiel für andere Teile des internationalen Elbeinzugsgebietes dienen, denn die Vorgehensweisen und Erfahrungen sind übertragbar. Beim methodischen Herangehen wurde angestrebt, die Tätigkeit der IKSE-Expertengruppe Management von Sedimenten zu nutzen, die parallel zum Projekt ihre Arbeit am Abschlussbericht „Richtige Praxis für das Sedimentmanagement im Einzugsgebiet der Elbe“ abgeschlossen hat, in das auch die Erfahrungen aus diesem Projekt aufgenommen werden konnten.

X. Literatur

Adamiec, E.; Helios-Rybicka, E. (2004): Trace Metals in Suspended - an Indicator of the Anthropogenic Contamination of the River System. In: Geller, W. et al. (eds.) Proceedings from 11th Magdeburg Seminar on Waters in Central and Eastern Europe: Assessment, Protection, Management, Leipzig. UFZ Centre for Environmental Research Leipzig-Halle, Leipzig, S. 197. ISSN 0948-9452

Allard, B.; Hakansson, K.; Karlson, S. (1986): The Importance of Sorption Phenomena in Relation to Trace Elements Speciation and Mobility. In: Landner, L. (ed.) Speciation of Metals in Water, Sediment and Soil Systems, Lecture Notes in Earth Sciences, 11, Springer-Verlag, Berlin, p. 99-112. Baborowski, M.; Büttner, O.; Bordas, F.; Bourg, A. (2001): Effect of Solid/Liquid Ratio on the Remobilization of Cu, Pb, Cd and Zn from Polluted River Sediments. *Water, Air and Soil Pollution*, 128, p. 391-400.

Ambrožová, J.; Sládečková, A.; Sládeček, (2002): Posouzení říčního profilu Bíliny z hlediska ekotoxicity a saprobity. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburšký seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 21-24.

Ambrožová, J.; Sládečková, A.; Sládeček, . (2002): Posouzení říčního profilu Bíliny z hlediska ekotoxicity a saprobity. *Vodní hospodářství*, 52, 9, s. 277-279.

Arnold, A.; Jendryschik, K.; Hanisch, Ch. (2002): Vývoj odnosů plavenin a vybraných parametrů jakosti vody v Bitterfeldském přehradním jezeře na Muldě v posledním desetiletí. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburšký seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 252-256.

Aronová, K. (2007): Water quality in the Bílina River and Some of its Tributaries. *AUC Environmentalica*, 21, p. 9-19.

Baborowski, M.; Friese, F. (1996): Charakterizace transportního chování těžkých kovů během povodňové vlny na základě rozdělení velikosti částic v plaveninách. In: 7. Magdeburšký seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22.-25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s.285-286.

Baborowski, M.; von Tümpling, W. (2006): Verhalten von Chrom bei Extremsituationen der Elbe. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburšký seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 155.

Bakker, M.M.; Govers, G.; Van Doorn, A.; Quetier, F.; Dimitris Chouvardas, D.; Rounsevell, M. (2008): The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of landscape pattern. *Geomorphology*, 98, 3-4, p. 213-226.

- Bláhová, J.; Schandlova, L.; Grabic, R.; Fedorová, G.; Randák, T.; Svobodová Z. (2011): Assessment of polycyclic aromatic hydrocarbon contamination of the Bílina River (Czech Republic) using passive water samplers and fish biliary metabolites. *Acta Vet*, 80, p. 353-357.
- Böhme, M.; Krüger, F.; Ockenfeld, K.; Geller, W. (2005): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Magdeburg, 101 S.
- Borovec, Z. (1995): Zatížení sedimentů Labe a jeho přítoků toxickými prvky. *Geografie - Sborník ČGS*, 100, 4, s. 268-274. ISSN 1210-1154.
- Borovec, Z. (2000): Elements in size-fractionated bottom sediments of the Elbe River in its Czech part. *Aquat. Sci.*, 62, p. 232-251.
- Borovec, Z.; Tolar, V.; Mráz, L. (1993): Distribution of Some Metals in Sediments of the Central Part of the Labe (Elbe) River: Czech Republic. *Ambio* 22, p. 200–205.
- Brack, W. et al. (2008): Polychlorinated naphthalenes and other dioxin-like compounds in Elbe River sediments. *Environmental Technology and Chemistry*, 27, 3, p. 519-528.
- Breivik, K.; Alcock, R.; Li, Y.; Bailey, R.E.; Fiedler, H.; Pacyna, J.M. (2004): Primary sources of selected POPs: regional and global scale emission inventories. *Environmental Pollution*, 128, p. 3-16.
- Buzek, L. (2000): Eroze lesní půdy při vyšších vodních srážkách a tání sněhové pokrývky (na příkladu střední části Moravskoslezských Beskyd). *Geografie – Sborník ČGS*, 105, 4, p. 317-332.
- Claus, E.; Wittekindt, E.; Heininger, P. (2002): Ekotoxikologický rizikový potenciál sedimentů. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) *Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe*, s. 73-74.
- Cucová, M. a kol. (1992): Režim jakosti vod a plavenin v povodí vybraných českých řek. ČHMÚ, Praha, 64 s.
- Dostál, T. (1998): Erozní a transportní procesy v povodí. *Doktorská disertační práce, ČVUT, Praha*, 148 s.
- Dušek, L.; Svobodová, Z.; Janoušková, D.; Vykusová, B.; Jarkovský, J.; Šmíd, R.; Pavliš, P. (2005): Bioaccumulation of mercury in muscle of fish in the Elbe River (Czech Republic): multispecies monitoring study 1991-1996. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61, p. 256-267.
- Dvořák, M. (2006): Antropogenní transformace hydrografické sítě v povodí Bíliny. *Bakalářská práce, PřF UK, Praha*, 81 s.
- Dvořák, M. (2008): Hodnocení kvality habitatu antropogenně ovlivněných toků; aplikace na modelové území Bíliny. *Diplomová práce, PřF UK, Praha*, 141 s.

Dvořák, M., Matoušková, M. (2008) Ekohydromorfologický průzkum a antropogenní transformace řeky Bíliny. In Matoušková, M. (ed.) Ekohydrologický monitoring vodních toků: v kontextu evropské Rámcové směrnice o vodní politice 2000/60/ES. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Praha, s. 137 - 153.

Eckhardt, P. (2009): Vliv vybraných eologických zátěží na tok Labe. VTEI, 51,1, s. 17 - 19.

Eckhardt, P.; Fuksa, J.K.; Lochovský, P.; Nesměrák, I.; Randák, T.; Rudiš, M.; Soldán, P. (2006): Vliv průmyslových zdrojů znečištění a starých zátěží na jakost vody a ekosystém. In: Blažková, Š. (ed.) Projekt Labe IV. VÚV, Praha. s. 95-148.

Eckhardt, P.; Martínková, M. (2004): Vliv ekologických zátěží na tok Labe. In: Blažková, Š. (ed.): Projekt Labe IV. Metody a cíle. ČVVS, VÚV, Praha, s. 31-46.

Ettmer, B.; Hanisch, H. H.; Mende, M. (2002): Rychlost toku a transport látek v Labi. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 79-80.

Ferenčík, M.; Dolének, P. (2002): Výskyt a sledování vybraných organických látek v labské vodě (nitroaromáty, aromatické aminy a jejich deriváty). In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 37-38.

Ferenčík, M.; Schováňková, J.; Vohralík, G.; Zubrová, K. (2010): Netradiční organické polutanty povrchových vod. Sborník z konference 14. Magdeburský seminář o ochraně vod v Teplicích, Povodí Ohře, s.p., MKOL, Teplice, s. 202.

Ferenčík, M.; Vohralík, G.; Schováňková, J. (2012): Monitoring of Organic Pollutants in sediments in teh Czech part of the River Elbe Basin. Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 133-134.

Ferenčík, M., Schováňková, J. (2011): Výskyt polárních kontaminantů (pesticidů a farmak) v sedimentovatelných plaveninách v povodí Labe, In: Sborník z konference Sedimenty vodnych tokov a nádrží, Bratislava 2013, s. 125 - 132

Fischer, P.; Fuksa, J.K. (2008): Porovnání návrhů na normy jakosti pro léčiva s hodnotami naměřenými v povodí Labe. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 147-149.

Förstner, U. (1989): Contaminated Sediments. In: Bhattacharji, S.; Friedman, G. M.; Neugebauer, H. J.; Seilacher, A. (eds.) Lecture Notes in Earth Sciences, 21, Springer-Verlag, Berlin, 150 pp.

Förstner, U. (2004): Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers: An interdisciplinary approach. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 9, p. 25-40. Geller, W. et al. (2004): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002, Endbericht des BMBF-Ad-hoc-Verbundprojektes, UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, GmbH, Leipzig, 462 S.

Franců, E. a kol. (2009): Organické polutanty a jejich přírodní analogy v spendované hmotě řeky Bílina a v sedimentech její snosové oblasti. Závěrečná zpráva, projekt MŽP-00HPP 87/08/GP, prosinec 2009, MS Čes. geol. služba, Praha, 68 s.

Franců, E.; Geršl, M.; Fárová, K.; Zelenková, K.; Kopačková, V. (2010): Distribuce antropogenního znečištění v říčních sedimentech řeky Bíliny. Zprávy o geologických výzkumech 2009, Česká geologická služba, s. 207-211.

Friese, K.; Kirschner, K.; Witter, B. (eds.) (1999): Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse. Workshop, UFZ Leipzig-Halle, Leipzig, 174 S.

Fuksa, J. K. (2002): Antropogenní tlaky na říční ekosystém českého úseku Labe. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 61-64.

Galia, T.; Škarpich, V.; Hradecký, J. (2012): Dnový transport sedimentů v souvislosti s transformací geomorfologického režimu šterkonosných toků Moravskoslezských Beskyd. *Geografie – Sborník ČGS*, 117, 1, s. 95-109.

Gandrass, J.; Bormann, G.; Wunsch, H.D., Zoll, M. (1996): Aktuální trendy ve vývoji zatížení vody a sedimentů v povodí Labe N/P-pesticidy a výšvroucími chlorovanými uhlovodíky. In: 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22. - 25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s. 100-105.

Götz, R. et al. (2007): Vertical profile of PCDD/Fs, dioxin-like PCBs, other PCBs, PAHs, chlorobenzenes, DDX, HCHs, organotin compounds and chlorinated ethers in dated sediment/soil cores from flood-plains of the river Elbe, Germany. *Chemosphere*, 67, p. 592-603.

Götz, R.; Enge, P.; Friesel, P.; Roch, K.; Kjeller, L.O.; Kulp, S.E.; Rappe, C. (1994): Sampling and analysis of water and suspended particulate matter of the river Elbe for polychlorinated dibenzo-P-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs). *Chemosphere*, 28, 1, p. 63-74.

Götz, R.; Friesel, P.; Roch, K.; Pápke, O.; Ball, M.; Lis, A. (1993): Polychlorinated-P-dioxins (PCDDs), dibenzofurans (PCDFs), and other chlorinated compounds in the river Elbe: results on bottom sediments and fresh sediments collected in sedimentation chambers. *Chemosphere*, 27, 1-3, p. 105-111.

Grabic, R.; Ocelka, T.; Tomšej, T.; Kodeš, V.; Leontovyčová, D. (2006): Trendy v kontaminaci POP v řekách Labe a Vltava. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník

z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 169.

Hajšlová, J.; Kazda, R.; Šetková, L. (2002): "Nové" organické kontaminanty ve vodním ekosystému ČR. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 9-11.

Halířová, J.; Hypr, D. (2006): Granulometrie plavenin a sedimentů a jejich význam pro hodnocení vodního ekosystému. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 171-172.

Halířová, J.; Hypr, D. (2012): Jakost plavenin a sedimentů v povodí českého úseku Labe nejen z pohledu NEK. Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 138-140.

Halířová, J.; Hypr, D.; Beránková, D. (2003): Sledování plavenin a sedimentů v rámci státní sítě ČHMÚ. In: Měkotová, J.; Štěrba, O. (eds.) Sborník z konference Říční krajina, Univerzita Palackého, Olomouc, s. 233-235. ISBN 80-244-751-5

Halířová, J.; Stierand, P. (2012): Dynamika transportu plavenin v českém úseku Labe. Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 141-142.

Handlová, V.; Kalinová, M. (1997): Těkavé chlorované látky v Labi a ve Vlatvě. Projekt Labe bulletin, VÚV Praha, 15, 4 s.

Hanisch, Ch.; Zerling, L. (2002): Samočištění řek prostřednictvím přemísťování, zředování a vynášení sedimentů kontaminovaných těžkými kovy. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 47-50.

Havel L., Vlasák P., Kohušová K. (2009): Hydrická rekultivace zbytkových jam po povrchové těžbě hnědého uhlí v ČR. Sb. XV. společné konference ČLS a SLS, Třeboň, 22. - 26.6.2009, s. 77-80. ISBN 978-80-254-4698-0, ENKI Třeboň.

Havel, L.; Vlasák, P.; Kohušová, K.; Soldán, P.; Randák, T.; Šťastný, J. (2010): Hodnocení kontaminace vybraných složek ekosystému Bíliny (povodí Labe, Česká republika). Sborník z konference 14. Magdeburský seminář o ochraně vod v Teplicích, Povodí Ohře, s.p., MKOL, Teplice, s. 188-190.

Havlík, A. a kol. (1997A): Ekologická studie Bíliny. I. Podrobná ekologická studie. Zpráva č. 72/210 pro MŽP ČR, VÚV T.G.M., Praha, 64 s.

Havlík, A. a kol. (1997B): Ekologická studie Bíliny. II. Kvalita vody a produkce znečištění v povodí Bíliny. Zpráva č. 72/210 pro MŽP ČR, VÚV T.G.M., Praha, 32 s.

Havlíková, P. (2007): Biologické hodnocení jakosti vody – srovnávací studie říčních toků a jezer fluviálního původu. Závěrečná zpráva GUAK č.321/2004/B-Geo. PřF UK, Praha, 75 s.

Havlíková, P. (2011): Srovnávací studie fluviálních jezer středního Polabí, Horní Lužnice a horní Svratky. Disertační práce. PřF UK, Praha, 185 s.

Havlíková, P.; Janský, B. (2007): Contrastive Study of Fluvial Lakes on the Elbe River. *Limnological Review*, Polish Limnological Society, Poznan, 7, 1, p. 41-46.

Heemkef, O.; Kuballa, J.; Stachel, B. (2002): Xenoestrogeny v Labi a jeho přítocích. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 40.

Heininger, P., Novak, L. a kol (2014): Správná praxe pro nakládání se sedimenty v povodí Labe – závěrečná zpráva ad-hoc skupiny expertů Management sedimentů Mezinárodní komise pro ochranu Labe, Magdeburg 2014

Heise, S.; Baborowski, M.; Förstner, U.; Götz, R.; Heininger, P.; Krüger, F.; Netzband, A.; Stachel, B. (2008): Die Relevanz kontaminierter Sedimente im Elbeeinzugsgebiet und potenzielle Massnahmen. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 140-143.

Heise, S.; Claus, E.; Heininger, P.; Krämer, Th.; Krüger, F.; Schwartz, R.; Förstner U. (2006): Die Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 11-113.

Hintelmann, H.; Wilke, R.D. (1995): Levels of total mercury and methylmercury compounds in sediments of the polluted Elbe River: Influence of seasonality and spatially varying environmental factors. *The Science of the Total Environment*, 166, p. 1-10.

Hintze, B. (1982): Geochemie umweltrelevanter Schwermetalle in den vorindustriellen Schliskablagerungen des Elbe-Unterlaufs. Dissertation. Geowissenschaften, Universität Hamburg, 230 S.

Holoubek, I. a kol. (2003): Úvodní národní inventura persistentních organických polutantů v České republice. Projekt GF/CEH/01/003: Enabling activities to facilitate early action on the implementation of the Stockholm convention on persistent organic pollutants (POPs) in the Czech Republic. TOCOEN, s.r.o., Brno v zastoupení Konsorcia RECETOX-TOCOEN & Associates, report No. 249, Brno, I - VIII. <<http://www.recetox.muni.cz>>

Hong, J. (1995): Characteristics and Mobilization of Heavy Metals an Anoxic Sediments of the Elbe River During Resuspension/Oxidation. Dissertation, Naturwissenschaften, Technische Universität Hamburg-Harburg, 157 pp.

Hrádek, M. (2000): Geomorfologické účinky povodně 1997 na území severní Moravy a Slezska. Geografický časopis, 52, 4, s. 303-321.

Hrádková, P.; Pulkrabová, J.; Kalachová, K.; Hloušková, V.; Tomaniová, M.; Poustka, J.; Halšková, J. (2012): Occurrence of Halogenated Contaminants in Fish from Selected River Localities and Ponds in the Czech Republic. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 62, p. 85 - 96.

Hypr, D. (2012): Revize seznamu prioritních látek v plaveninách a sedimentech řeky Labe a jeho přítoků. Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 143-146.

Hypr, D.; Beránková D.; Halířová, J. (2002): Výběr prioritních nebezpečných látek z dat celostátního monitoringu ČHMÚ. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 31-33.

Hypr, D.; Halířová, J.; Beránková D. (2002): Hodnocení zatížení plavenin a sedimentů v českém úseku povodí Labe v letech 1999-2001. Vodní hospodářství, 52, 9, s. 256-257.

Chalupová D. (2011): Chemismus vody a sedimentů fluviálních jezer Labe. Disertační práce. PřF UK, Praha, 272s.

Chalupová, D. (2003): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů ve starém labském rameni Doleháj u Kolína. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 102 s.

Chalupová, D. (2007) Kvalita vody a sedimentů ve fluviálních jezerech České republiky. Závěrečná zpráva projektu GAUK č.257/2005/B-GEO. Př F UK, Praha, 152 s.

Chalupová, D.; Havlíková, P.; Janský, B. (2012). Water Quality of Selected Fluvial Lakes in the Context of the Elbe River Pollution and Anthropogenic Activities in the Floodplain. Environmental Monitoring and Assessment, 184, 10, 2012, p. 6283-6295. doi 10.1007/s10661-011-2419-6

Chalupová, D.; Janský, B. (2003): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v labském rameni Doleháj u Kolína. In: Janský, B. a kol. (eds.) Jezera České republiky, PřF UK, katedra fyzické geografie a geoekologie, Praha, s. 150 – 170.

Chalupová, D.; Janský, B. (2005): Fluviální jezera středního Polabí. Geografie - sborník ČGS, 109, 3, s. 229 – 242.

Chalupová, D.; Janský, B. (2007): Anthropogenic Impact on Selected Oxbow Lakes in the Elbe River Floodplain. Journal of Hydrology and Hydromechanics, 55, 2, p. 86 - 97.

- Chalupová, D., Janský, B. (2007): Agricultural and Industrial Pollution of Selected Fluvial lakes in the Central Part of the Elbe River. *Limnological Review*, 7, str. 29-36.
- Jakubíková, A.; Janeček, M., Tippl M. (2006): Field Determination of the Specific Input Characteristics to Calculate the Value of C Factor of Time-variable Crops for the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Soil and Water Research*, 1, 1, p.10-15.
- Jancke, T.; Baborowski, M.; Morgenstern, P.; Westrich, B. (2008): Investigation on sedimentation and erosion dynamics of groyne fields in the river Elbe and its relevance for contaminant transport. In: Punčochář, P. et al. (eds.) *Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha*, s. 188.
- Janeček, M. (2008): *Základy erodologie*. Skripta, ČZU, Praha.
- Janský B.; Urbanová, H. (1994): Mladotice Lake (Czech Republic) – siltation dynamics in the lake basin. *Acta Universitatis Carolinae Geographica*, Praha, XXIX, 2, s. 95 -109.
- Janský, B. (1975): Mladotické hrazené jezero. Rigorósní práce. PřF UK, Praha, 96 s.
- Janský, B. (1977): Mladotické hrazené jezero – Morfografické a hydrometrické poměry. *Acta Universitatis Carolinae Geographica*, Praha, XI, 1, s. 13 – 18.
- Janský, B. (1982): Vliv plošných zdrojů látek na kvalitu povrchových vod v českém povodí Labe. Dizertační práce. PřF UK, Praha, 205 s.
- Janský, B. (1983): Bedeutung der Frachten aus diffusen Quellen für die Qualität der Oberflächengewässer im tschechischen Einzugsgebiet der Elbe (Labe). *Acta Universitatis Carolinae – Geographica*, roč.XVIII, č.2, str.3-25, Praha.
- Janský, B.(1997): Elbe Project – Principal results of Czech – German cooperation. *Acta Universitatis Carolinae - Geographica*, roč. XXXII, Supplementum, s. 85-91, Karolinum, Praha.
- Janský, B. (1999): Dynamika zanášení Mladotického jezera a intenzita erozních procesů v povodí. Závěrečná zpráva projektu GAUK, PřF UK, Praha, 117 s.
- Janský, B., Pivokonský, M. (2001): Vývoj jakosti vod v povodí Cidlina. *Geografie – Sborník ČGS*. Roč. 106, č. 2, s. 74 – 93, Praha.
- Janský, B. (2002): Changing Water Quality in the Czech Part of the Elbe Catchment Area in the 1990s (Twelve Years of Cooperation of Czechs and Germans on the Elbe River). *Geografie - Sborník ČGS*, 107, 2, p. 98-110.
- Janský, B. (2003): Dynamika zanášení Mladotického jezera. In.: Janský, B., Šobr, M. a kol.: *Jezera České republiky*. Monografie. Katedra fyzické geografie a geoekologie na PřFUK v Praze, s. 65 - 70.
- Janský, B.; Schulte, A.; Česák, J.; Rios Escobar, V. (2010): Mladotické jezero, západní Česko: jedinečná geneze a vývoj jezerní pánve. *Geografie – Sborník ČGS*, 115, 3, s. 266 – 274.

Jirásková, I.; Ferenčík, M.; Dolének, P. (2002): Stanovené komplexotvorných látek (EDTA, NTA) v řece Labi. In: Geller, W. et al. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 34.

Jones, K.C.; de Voogt, P. (1999): Persistent organic pollutants (POPs): state of the science. *Environmental Pollution*, 100, p. 209-221.

Jurajda, P.; Adámek, Z.; Janáč, M.; Valová (2010): Longitudinal patterns in fish and macrozoobenthos assemblages reflect degradation of water quality and physical habitat in the Bílina river basin. *Czech J. Anim. Sci.*, 55, 3, p. 123-136.

Just, T. (1999): Kvalita vody v Bílině a zdroje znečištění v jejím povodí. *Vodní hospodářství*, 9, s. 181 - 185.

Just, T. (1998): Problematika kvality vody a produkce znečištění v povodí Bíliny. *VTEI*, 7-8, s. 235-245.

Kalinová, M. (2002): Vývoj zatížení Labe DDT. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 39-40.

Kalinová, M. (1993): Jakost vody v tocích. *Projekt Labe bulletin*, VÚV Praha, 4, 4 s.

Kalinová, M. (1997): Změny v zatížení Labe a Vltavy některými specifickými organickými látkami a kovy. *Projekt Labe bulletin*, VÚV Praha, 9, 2 s..

Kalinová, M. (2001): Některé aktuální poznatky o zatížení Labe DDT. In: Blažková, Š. *Jakost vody a ekosystémy v Labi*. ČVVS, Praha, s. 28-38.

Kalinová, M. (2002): Zatížení Labe DDT. *VTEI*, 44, 2, s. 1 - 3.

Kalinová, M.(2003) DDT loading in the Elbe River. *Elbe Project bulletin*. VÚV, Praha, 4 s.

Kaplická, M. (2004): Specifické znečištění povrchových vod a sedimentů v povodí Střely. *Diplomová práce*. PřF UK, Praha, 131 s.

Karbe, L., Mädler, K., Janský, B. (1992): *Biologische Effekte von Schadstoffen und toxisches Potential von Wasser und Sediment in Elbe und Nordsee*. Zentrum für Meeres- und Klimaforschung der Universität Hamburg. Hamburg.

Keller, I. (2012): The ELSA Project - Remediation of contaminated Elbe sediments. Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 147-148.

Kerner, M. (2007): Effects of deepening the Elbe Estuary on sediment regime and water quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 75, p. 492-500.

Kiersch, K.; Jandl, G.; Meissner, R.; Leinweber, P. (2010): Small scale variability of chlorinated POPs in the river Elbe floodplain. *Chemosphere*, 79, p. 745-753.

Kleisinger, C.; Grope, N.; Haae, H.; Hentschke, U.; Schubert, B. (2012): Results of long-term monitoring of particle-bound contaminants in the Elbe estuary. *Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty*, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 147-148.

Klemm, W. (2006): Bergbauregionen - eine permanente Belastungsquelle für Fließgewässer? Regiony s těžbou surovin - permanentní zdroj znečištění vodních toků? In: Punčochář, P. et al. (eds.) *Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy*, Praha, s. 122-124.

Kliment Z.; Langhammer, J.; Kadlec, J.; Vysloužilová, B. (2012): Present changes in water soil erosion hazard and the response to suspended sediment load. *Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty*, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 152-154.

Kliment Z.; Matoušková, M. (2008): Long-term Trends of Rainfall and Runoff Regime in Upper Otava River Basin. *Soil and Water Research*, 3, 3, s. 155 - 167.

Kliment, V. (2012): Management sedimentů v rámci MKOL. In: *Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty*, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 78-81.

Kliment, Z. (1985): Vliv geografických faktorů na rozvoj a charakter lineární eroze v povodí Manětínského potoka. *Diplomová práce*. PřF UK, Praha, 133s.

Kliment, Z. (1991): *Geografické metody výzkumu vodní eroze půdy v krajině*. Disertační práce. PřF UK, Praha, 126 s.

Kliment, Z. (2000): Bilance, režim a chemismus plavenin říčky Blšanky. *Geografie – sborník ČGS*, 105, 3, s. 255 - 265.

Kliment, Z. (2005): Plaveniny jako produkt a indikátor vodní eroze půdy v geograficky rozdílných podmínkách České republiky. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 53, 4, s. 231 - 244.

Kliment, Z.; Kadlec J.; Langhammer, J. (2008): Evaluation of suspended load changes using AnnAGNPS and SWAT semi-empirical models. *Catena*, 73, 3, p. 286 - 299.

Kliment, Z.; Kopp, J. (1997): Hodnocení plaveninového režimu na zdrojnicích Berounky. *Geografie – sborník ČGS*, 102, 2, s. 130 - 138.

Kliment, Z.; Langhammer, J. (2007): Modelling of the erosion risk in the Blšanka river basin. In: Dostál, P., Langhammer, J. (eds.) *Modelling natural environment and society*. Nakladatelství P3K, Praha, p. 75 - 94.

Kliment, Z.; Langhammer, J.; Kadlec, J. (2007): The suspended load and soil erosion processes in mesoscale catchment areas. In: Goudie, A.S.; Kalvoda, J. (eds.) *Geomorphological Variations* Nakladatelství P3K, Praha, s.221-252.

Kliment, Z.; Matoušková, M.; Šobr, M.; Potůčková, M.; Hujslová, J. (2008): Fluvial dynamics and selected methods of eco-hydrological monitoring of restored Sviňovický brook channel. *Acta Universitatis Carolinae - Geographica*, 43, 1-2, p. 125-144.

Kliment, Z.; Neumannová, R. (1994): The Analysis of the Suspended and Dissolved load in the Berounka RIVER Catchment Area. *Acta Universitatis Carolinae - Geographica*, 29, 2, p. 111-131, ISSN 0300-5402.

Klouček, O. (2003): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v Labišti pod Opočínkem. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 86 s.

Klouček, O., Janský, B. (2003): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v Labišti pod Opočínkem. In: Janský, B., Šobr, M. a kol.: *Jezera České republiky. Monografie. Katedra fyzické geografie a geoekologie na PřFUK v Praze*, s. 125 – 149.

Kodeš, V.; Leontovyčová, D. (2012): Contamination of biota by hazardous substances with respect to sediment and suspended sediment contamination and water concentration in the Czech Republic. In: Punčochář, P. et al. (eds.) *Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty*, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 55-58.

Koňušová, K. (2011): Změny zátěže ekosystému v podélném profilu antropogenně ovlivněného toku. Dizertační práce, PřF UK, Praha, 219 s.

Koňušová, K.; Havel, L.; Vlasák, P. (2011): Zátěž ekosystému Bíliny antropogenními látkami, *VTEI*, 53, Mimořádné číslo 1, s. 16 - 18.

Koňušová, K.; Havel, L.; Vlasák, P.; Tonika, J. (2011): A long-term survey of heavy metals and specific organic compounds in biofilms, sediments and surface water in a heavily affected river in the Czech Republic. *Environ. Monit. Assess*, 174, p. 555 - 572.

Kolaříková, K. (2007): Akumulace těžkých kovů v makrozoobentosu v řece Labe a dolním toku Vltavy. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 96 s.

Kolaříková, K.; von Tümpling W. (2010): Recent bioaccumulation level of HCHs, HCB and DDTs in the Elbe River macroinvertebrates. *Sborník z konference 14. Magdeburský seminář o ochraně vod v Teplicích, Povodí Ohře, s.p.*, MKOL, Teplice, s. 191-193.

Komínková, D. (2011A): Sedimenty ve světle rámcové směrnice o vodě. *Vodní hospodářství*, 6, s. 228 - 232.

Komínková, D. (2011B): Normy environmentální kvality pro sediment - pohled za hranice ČR. *Vodní hospodářství*, 3, s. 102 - 107.

Košková, R. (2003): Vliv globální změny klimatu na hydrologický režim povodí Bílina a plnění zbytkové jámy Bílina. Doktorská disertační práce. ČVUT v Praze. Stavební fakulta. Praha.

Košková, R.; Buchtele, J.; Kos, Z. (2005): Dopad globální změny klimatu na povodí Bílina a průběh zatápění zbytkové jámy Bílina. J. Hydrol. Hydromech., 53, 1, s. 44-53.

Koželuh, M.; Kule, L.; Váverková, L.; Vajnerová, L. (2012): Determination of New Widely Applied Organic Pollutants in Solid Matrices. Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 155-156.

Král, P. (1989): Trubní přeložka Bílina po Ervěnickém koridoru. Povodí Ohře. Chomutov.

Krása, J. (2004): Hodnocení erozních procesů ve velkých povodích za podpory GIS. Disertační práce. KHKI FSV ČVUT, Praha, 186 s.

Krása, J.; Dostál T.; Van Rompy, A. Váška, J.; Vrána, K. (2005): Reservoirs siltation measurements and sediment transport assesement in the Czech Republic, the Vrchlice catchement study. Catena, 64, p. 348-362.

Krása, J.; Dostál, T.; Vrána, K.; Plocek, J. (2010): Prediction spatial patterns of sediment delivery and impacts o fland-use scenarios on sediment transport in Czech catchments. Land degradation and development, 21, p. 367-375.

Kratochvíl, S., Mencl, V. (1973): Studie přeložení řeky Bílina do Ervěnického koridoru. VUT, Brno.

Kružíková, K. a kol. (2008): Mercury and Methylmercury in Muscle Tissue of Chub from the Elbe River Main Tributaries. Czech J. Food Sci., 26, 1, p. 65 - 70.

Kružíková, K.; Svobodová, Z. (2012): Assessment of mercury contamination in the Bílina River (Czech Republic) using indicator fish. Acta Vet, 81, p. 63-68.

Kružíková, L.; Kloš, J.; Švec, J. (2010): Hydrická rekultivace bývalého hnědouhelného lomu Ležáky - Most - jezero Most. Sborník z konference 14. Magdeburský seminář o ochraně vod v Teplicích, Povodí Ohře, s.p., MKOL, Teplice, s. 114-118.

Krýžová, E. (2007): Vztah vegetace a faktorů prostředí vybraných labských tůní. Diplomová práce, PřF UK, Praha, 100 s., 7 příl.

Kužílek, V.; Kalinová, M. (1997): Polychlorované bifenyly. Projekt Labe bulletin, VÚV Praha, 11, 4 s.

Kužílek, V.; Martinková, P.; Münich, J.; Vilímeč, J.; Pietsch, J. (2002): Polární organické škodliviny na českém úseku Labe: výskyt a zdroje znečištění. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚV a Povodí Labe, s. 71-72.

Kužílek, V.; Svobodová, A.; Pospíchalová, D.; Očenášková, V.; Jursíková, K.; Tolma, V. (2006): Izolace vybraných organických škodlivých látek z pevných vzorků vodních ekosystémů a jejich koncentrační nálezy. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 192.

Kužílek, V.; Tolma, V.; Schindler, J.; Svobodová, A.; Mlunich, J.; Očenášková, V.; Vilímeček, J.; Prange, A.; Krause, P. (1996): Zatížení přítoků Labe škodlivými látkami ve vodě, plaveninách a sedimentech na území ČR. In: 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22.-25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s. 220-222.

Kužílek, a kol. (2007): Výskyt POPs v hydrosféře ČR. In: Zpráva z projektu VZ MZP 0002071101 Výzkum a ochrana hydrosféry. Masarykova univerzita, VUV, Brno, Praha.

Kylbergerová, M. (1998): Fytoplankton polabských a lužických tůní. Sledování změn v druhovém složení. Diplomová práce, PřF UK, Praha, 104 s.

Kyselka, J. (2010): Hydromorfologický průzkum řeky Bíliny. Bakalářská práce, PřF UK, Praha, 55 s.

Langhammer, J. (1997A): Matematické modelování jako metoda hodnocení kvality vody. Geografie - Sborník ČGS, 102, 4, s. 241-253.

Langhammer, J. (1997B): Vývoj kvality vody v českém úseku Labe v období 1991-1995. Geografie - Sborník ČGS, 102, 2, s. 98 - 111.

Langhammer, J. (1998): Průběh kvality vody v roce 1996 v podélném profilu toku Bíliny. Závěrečná zpráva, PřF UK v Praze a VÚV TGM, 51 s.

Langhammer, J. (1999): Vývoj kvality vody v Labi - Aplikace matematických modelů jakosti vody. Dizertační práce. PřF UK, Praha, 235 s.

Langhammer, J. (2002): Modelování plošných zdrojů znečištění povrchových vod. Geografie - Sborník ČGS, 107, 1, s. 23-39.

Langhammer, J. (2003): Hodnocení plošných zdrojů znečištění povrchových vod. Závěrečná zpráva z grantu GAČR 205/00/P052. PřF UK, Praha.

Langhammer, J. (2004): Modelling the structural changes of water quality in the Elbe river basin. *Ekologia*, 23, 1, p. 157-169.

Langhammer, J. (2005A): Stream Transformation Index as an Identification Tool for the River Network Critical Elements from the Viewpoint of the Flood Risk. *Acta Universitatis Carolinae Geographica*, 40, 1-2, p. 5-29, ISSN 0300-5402.

Langhammer, J. (2005B): Classification of the dynamics of water quality changes in the Elbe River basin. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 53, 4, p. 205-218.

- Langhammer J. ; Kaplická M. (2005): Surface water and sediment contamination by heavy metals in the Střela river basin. *Acta Universitatis Carolinae - Geographica*, 40(1-2): 139-152.
- Langhammer, J. (2007): Modelling the Elbe River Water Quality Changes. In: P. Dostál, J. Langhammer (eds.) *Modelling Natural Environment and Society*. Nakladatelství P3K, Praha, p. 59-74.
- Langhammer, J. (2009): Water quality changes in the Elbe River Basin, Czech Republic, in the context of the post-socialist economic transition. *GeoJournal*, Springer. DOI: 10.1007/s10708-009-9292-7
- Langhammer, J. (2010): Analysis between stream regulations and the geomorphic effects of floods. *Natural Hazards*, 54, p. 121-139.
- Langhammer, J.; Kliment, Z. (2006): Změna kvality vody v zemědělských oblastech Česka. *Geografie – Sborník ČGS*, 111, 2, p. 168-185.
- Langhammer, J.; Klimnet, Z. (2009): Water quality changes in selected rural catchments in the Czech Republic. *Ekológia*, 28, 3, p. 312-332.
- Lichtfuß, R.; Brümmer, K. (1981): Natürlicher Gehalt und anthropogene Anreicherung von Schwermetallen in den Sedimenten von Elbe, Eider, Trave and Schwentine. *Catena*, 8, S. 251-264.
- Liška, M.; Koželuh, M.; Kule, M.; Horecký, J.; Lapšanská, N.; Streit, J. (2006): Biomonitoring stopových prvků, polychlorovaných bifenyly a organochlorovaných pesticidů v říčních ekosystémech České republiky. In: Punčochář, P. et al. (eds.) *Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha*, s. 136-138.
- Lobe, O.; von Tümpling, W. (2006): Verhalten und Transport von organischen Schadstoffen in Auenbereich des Elbe-Einzugsgebiets im Zusammenhang mit Hochwasserereignissen. In: Punčochář, P. et al. (eds.) *Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha*, s. 80-82.
- Lohmann, R.; Breivik, K.; Dachs, J.; Muir, D. (2007): Global fate of POPs: Current and future research directions. *Environmental Pollution*, 150, p. 150-165.
- Lochovský, P. (2008): Stanovení přirozeného pozadí říčních sedimentů Bíliny pro kovy a metaloidy. *VTEI*, 50, 4, s. 8-12.
- Lochovský, P. (2011): Pozadové koncentrace říčních sedimentů Labe a jeho významných přítoků pro kovy a metaloidy, *VTEI*, 53, 4, 14 - 16 s.
- Lochovský, P.; Havel, L. (2011): Kumulace kovů a metaloidů v sedimentech a vybraných makrofytech vodního toku Bíliny. *VTEI*, 53, 2, s. 5 - 8.
- Lochovský, P.; Pospíchalová, D.; Očenášková, V. (2006): Výskyt alkylfenolů a alkylfenolethoxylátů ve vodách a sedimentech říčních toků ČR. In: Punčochář, P. et al.

(eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 194.

Lochovský, P.; Schindlar, J.; Vilímeček, J.; Prange, A.; Krause, P.(1996): Zatížení významných přítoků Labe těžkými kovy na území ČR. In: 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22.-25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s.150-155.

Lochovský, P.; Schindler, J.; Vilímeček, J. (1997): Zatížení sedimentů významných přítoků Labe stopovými prvky. VTEI, 39, 11, s. 413-421.

Máčka, Z. (2009): Geology, geomorphology and human impact over the fluvial system. In: History, biodiversity and management of floodplain forest, UP Olomouc, s. 27-40. ISBN 978-80-244-2356-2.

Mages, M. (2006): Schwermetallanreicherung in Biofilen eines bergbaubeeinflussten Gewässern. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 125-127.

Martínek, P.; Verner, S.; Král, S. (2002): Zatížení sedimentů vodních toků těžkými kovy a specifickými organickými látkami. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚV a Povodí Labe, s. 95.

Maťa, M. (2006)_ Vymezení silně ovlivněných vodních útvarů v ČR - zkušenosti zpracovatele. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 133-135.

Matoušková M. (2003): Ekohydrologický monitoring jako podklad pro revitalizaci vodních toků. Disertační práce. PřF UK, Praha, 219 s.

Matoušková M., Dvořák M., Kyselka J. (2010): Ekohydromorfologické posouzení kvality habitatu toku Bíliny. Dílčí závěrečná zpráva projektu MŽP SP/1b7/124/08 Negativní antropogenní vlivy v povodí Bíliny. PřF UK v Praze, 24 s.

Matoušková, M. (2008): Assessment of the river habitat quality within European

Matoušková, M. (2005): Assessment of the human impact on the river network as a basis for the ekohydrological monitoring of streams. Geographical Review, CXXIX.,LIII., p. 35-46.

Matoušková, M., Dvořák, M. (2011): Assessment of physical habitat modification in the Bílina River Basin. Limnetica, 30, 2, p. 293-305.

Matoušková, M.; Dvořák, M.; Kyselka, J. (2010): Antropogenní změny a hydromorfologický průzkum vodních toků. Studie povodí Bíliny. Sborník z konference 14. Magdeburský seminář o ochraně vod v Teplicích, Povodí Ohře, s.p., MKOL, Teplice, s. 157-161.

Medek, J.; Hájek, P.; Ferbar, P.; Ferenčík, M.; Petřík, M. (2012): Monitoring říčních sedimentů jako součást provozního monitoringu povrchových vod za období 2004-2011. Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 161.

Medek, J.; Dolének, P.; Ferenčík, M.; Jirásková, I. (1996): Sledování organických kontaminantů vody na českém Labi a jeho přítocích. In: 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22.-25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s. 215. poster.

Medek, J. a kol. (1999): Zatížení sedimentů v povodí českého Labe a v dalších lokalitách České republiky. In: Sborník z konference Sedimenty vodních toků a nádrží, Bratislava 1999, s. 81 - 88

Medek, J. (2009): Monitoring říčních sedimentů jako součást provozního monitoringu povrchových vod In: Sborník z konference Sedimenty vodních toků a nádrží, Bratislava 2009, s. 83 - 90

Mičaník, T. a kol (2011): Studium konetiky sorpce polyaromatických uhlovodíků, kadmia a rtuti na vybrané typy pevných matric a říční sediment. VTEI, 53, 3, s. 29 - 30.

Milický M.(2009): Modelové řešení proudění podzemní vody v povodí Bíliny-interpretace vstupních dat a úvodních simulací. Sbor. semináře Zpracování a interpretace dat z průzkumných a sanačních prací VI, Vodní zdroje Ekomonitor spol s.r.o., Chrudim, s.17-19.

Millian, J.D.; Meade, R.H. (1983):World-Wide Delivery of River Sediments to the Oceáne. Journal of Geology, 91, 1, p. 1-21.

MKOL (1995): Inventarizace významných emisní prioritních látek z komunálních a průmyslových bodových zdrojů v povodí Labe. MKOL, Magdeburg, 22 s., 8 příl.

MKOL (2004):Dokumentace povodně v srpnu 2002 v povodí Labe. MKOL, Magdeburg, 207s.

Morgenstern, P.; Jancke, T.; Westrich, B. (2012): Spatial variability of metal pollution in groyne fields of the Middle Elbe - Implication for sediment monitoring. Environmental Pollution, 167, p. 115-123.

Müller, G.; Furrer, R. (1994): Die Belastung der Elbe mit Schwermetallen. Naturwissenschaften, 81, S. 101-104.

Neruda, M.; Kramer, D.; Tikhonova, I. (2012): Assessment of current conditions of the Bílina River in teh Czech Republic. WIT Transactions on The Built Environment, 122, p. 97-108.

- Neruda, M.; Vrábílková, J.; Smetanová, L. (2008): Environmental pollution of Bílina River. In: 12th Conference on Environment and Mineral Processing, Proceedings paper, VŠB -TU Ostrava, 5.-7.6.2008, Ostrava, p. 223 - 228.
- Nesměrák, I. (1982): Vliv vypouštění nečištěných odpadních vod z Jirkova na Bílinu v úseku Jirkov - Most. VÚV, Praha, 18 s.
- Nesměrák, I. (1992): Bodové zdroje znečištění. Projekt Labe bulletin, VÚV Praha, 2, 4 s.
- Nesměrák, I. (2003): Těžké kovy a arsen v naplaveninách v profilu Labe-Děčín. J. Hydrol. Hydromech., 51, 2, s. 122-137.
- Netzband, A. (2006): Sedimentmanagement in der Tideelbe. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 114-116.
- Niedergesäss, R.; Racky, B.; Schnier, C. (1987): Instrumental neutron analysis of Elbe River suspended particulate matter separated according to the settling velocities. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Articles, 114, 1, p. 57-68.
- Nondek, L.(1994): Kontaminace labských sedimentů toxickými kovy a organickými látkami. Projekt Labe. Souhrn výsledků za období 1991-1993. VÚV, Praha, s. 33-34.
- Novák, L. (2012): Nakládání se sedimenty v oblasti povodí Labe. Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 163-164.
- Novák, L. a kol. (2014): Vyhodnocení výsledků Mezinárodního programu měření Labe 2006-2012, Mezinárodní komise pro ochranu Labe, Magdeburg 2014
- Novák M., Vlasák P., Havel L., Kohušová K. (2009): Bodové zdroje znečištění v průmyslovém a zemědělském povodí. In: Proc. of 8th Internat. Conf. and Exhibition, 5th - 7th May 2009, Plzeň, s. 184 – 193.
- Novák, M. (2007A): Balance Studies of teh Czech Rivers - Bílina and Lužnice. AUC Environmentaũica, 21, p. 105-114.
- Novák, M. (2007B): Srovnání povodí ovlivněného průmyslem s intenzivně zemědělsky obhospodařovaným povodím. VTEI, 49, 1, s. 12-15.
- Očenášková, V. (2003): Výskyt a pohyb nebezpečných látek v hydrosféře ČR. Výzkumný monitoring vybraných nebezpečných látek v povrchových a podzemních vodách ČR. VaV/650/3/00 Dílčí zpráva. ČHMÚ, Praha, 56 s.
- Petrůjová, T., Rudiš, M. (1996): Sledování plavenin a sedimentů v povodí Labe, Moravy a Odry. Návrh metod, metodik a ukazatelů pro odběry vzorků a jejich vyhodnocování. Úvodní projekt. ČHMÚ, VÚV, Praha, 26 s.

Petrůjová, T. et al. (1998): Sledování plavenin a sedimentů v povodí Labe, Moravy a Odry. Dílčí zpráva úkolu PPŽP 510/3/98. ČHMÚ a VÚV, Brno.

Petřík, M.; Heldes, P.; Medek, J. (1996): Sledování těžkých kovů a metaloidů v sedimentech a sedimentovatelných plaveninách na českém Labi a jeho přítocích. In: 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22.-25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s.214. poster

Pfeifer, P. a kol. (2005): Zpráva o jakosti vody v Labi 2000- 2003, MKOL, Magdeburg, 35 s.

Poláková, K. (2009): Inventarizace polychlorovaných bifenylyů v České republice, VTEI, 51, 4, s. 20 - 24.

Pospíchalová, D.; Tolma, V.; Svobodová, A.; Jobánek, R.; Martinková, P.; Kursíková, K. (2008): Occurrence of some Persistent Organic Pollutants (POPs) in the Czech part of Elbe river basin in the year 2007. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 211.

Povodí Ohře, s.p. (2007): Identifikace zdrojů znečištění v povodí vodního toku Bíliny, Povodí Ohře, s.p., Chomutov, 43 s.

Povodí Ohře, s.p. (2010): Odstranění antropogenního znečištění říčních sedimentů v rámci sanace Bouřlivého potoka-Průzkum a analýza rizika. Povodí Ohře, s.p. - Závěrečná zpráva (analýza rizika) zakázkové číslo 4427 09 013, Povodí Ohře, s.p., Vodní zdroje Ekomonitor spol. s.r.o., Chomutov, 73 s. + přílohy.

Prange, A.; von Tümpling, W.; Niedergesäß, R.; Jantzen, E. (1995): Die gesamte Elbe auf einen Blick: Elementverteilungsmuster der Elbe von der Quelle bis zur Mündung. Wasserwirtschaft - Wassertechnik, 7, S. 22 - 33.

Prange, A. et al. (1997): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies, Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung. GKSS, Geesthacht, 405 S.

Prange, A. et al. (1997): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies, Grafische Darstellung der Längsprofile - Filtrate, Schwebstoffe, Sedimente. GKSS, Geesthacht, 495 S.

Prange, A. et al. (1997): Erfassung und Beurteilung der Belastung der Elbe mit Schadstoffen, Teilprojekt 2: Schwermetalle – Schwermetallspezies, Zusammenfassende Aus- und Bewertung der Längsprofiluntersuchungen in der Elbe. GKSS, Geesthacht, 233 S.

Přikryl, I.(2010): Kvaita jezera Chabařovice na konci napouštění. Sborník z konference 14. Magdeburský seminář o ochraně vod v Teplicích, Povodí Ohře, s.p., MKOL, Teplice, s. 97-100.

Randák, T.; Žlábek, V.; Kolářová J.; Široká, Z.; Svobodová, Z.; Pulkrabová, J.; Tomaniová, M. (2006): Vliv nejvýznamnějších zdrojů znečištění na ryby z českého úseku řeky Labe. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 139-141.

Rederer, L.; Koza, V. (2012): Sediment removal - one of the methods to improve water quality in the Mseno reservoir. Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 169.

Reincke, H. (2002): Vývoj jakosti vody v Labi - starosti zítřka. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚV a Povodí Labe, s. 93-94.

Reincke, H. (2010): Perspektiven der Elbschiffahrt im Licht des Klimawandels. Sborník z konference 14. Magdeburský seminář o ochraně vod v Teplicích, Povodí Ohře, s.p., MKOL, Teplice, s. 45-48.

Rieder, M. a kol. (2003): Výskyt a pohyb nebezpečných látek v hydrosféře ČR. VaV/650/3/00, ČHMÚ, MŽP, Praha, 7-2 s.

Rieder, M. a kol. (2006): Zpráva o jakosti vody v Labi 2004-2005, MKOL, Magdeburg, 46 s.

Rinklebe, J.; Overesch, M.; Neue H. U. (2002): Mobility a vazebné formy těžkých kovů v půdě labských niv. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚV a Povodí Labe, s. 65-68.

Rudiš, M. (2002A): Kontaminace sedimentů v hlavním toku a záplavové zóně. In: Blažková, Š. (ed.) Projekt Labe III. Výzkum na českém úseku Labe. VÚV, Praha. s. 9-15.

Rudiš, M. (2002B): Kvalita zpevněných sedimentů v podélném profilu českého Labe. Projekt Labe bulletin,

Rudiš, M. (2002C): Dynamika nebezpečných látek a studium resuspendace sedimentů zatížených polutanty. In: Blažková, Š. (ed.) Projekt Labe III. Výzkum na českém úseku Labe. VÚV, Praha. s. 26-31.

Rudiš, M. (2006): Labe IV. Dynamika polutantů v hlavním korytě a v údolní nivě českého Labe. DÚ 05, zpráva za rok 2006. VÚV, Praha, 20 s.

Rudiš, M.; Martínková, M.; Valenta, P. (2004): Dynamika polutantů v hlavním korytě a údolní nivě českého Labe. In: Blažková, Š. (ed.): Projekt Labe IV. Metody a cíle. ČVVS, VÚV, Praha, s. 119-126 + přílohy.

Rudiš, M.; Trejtnar, K. (1996): Sedimenty ve zdržích českého úseku Labe a možnosti modelování jejich resuspendace. In: 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22.-25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s. 162-166.

Rudiš, M.; Valenta, P. (2002): Řešení resuspendace kohezivních sedimentů v Labi dvojdimenzionálního numerického modelování. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 183-184.

Rudiš, M.; Valenta, P.; Valentová, J. (2006): Podklady pro matematické modelování transportu sedimentů erodovaných katastrofální povodní z nádrže Les Království na Labi do přílehlé údolní nivy. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 73-75.

Rudiš, M.; Záleský, J.; Kos, J. (1999): Experimental study of re-suspension of cohesive sediment of Elbe River. In: Proceedings - XXVIII IAHR Congress - Hydraulic Engineering for Sustainable Water, Resources Management at the Turn of the Millennium, Technical University, Institute for Hydraulics and Hydrology, Graz, p. 380-386.

Schramm, K.W.; Henkelmann, B.; Kettrup, A. (1995): PCDD/F sources and levels in river Elbe sediments. *Wat. Res.*, 29, 9, p. 2160-2166.

Schulte, A.; Albrecht, M.; Daut, G.; Janský B.; Van Geldern, R. (2006): Analyses and assessment of the sedimentary record of Lake Mladotice (western Czech Republic) in relation to flood events and pre- to postcommunist change in land use. *Zeitschrift für Geomorphologie*. Berlin, Stuttgart, Suppl.-Vol. 142, p. 229 – 243.

Schulte, A., Janský, B., Daut, G., Imler, R., Van Geldern, R. (2007): Sediment dynamics from the drainage area into Lake Mladotice in relation to flood events and under the influence of pre- to post-communist landscape changes. In: Schumann, A., Pahlow, M. Eds.: *Reducing the Vulnerability of Societies to Water Related Risk at the Basin Scale*. Red Book - International Association of Hydrological Sciences, IAHS Publication 317. Monography – special issue of *Hydrological Sciences Journal*. Oxfordshire, UK, pp. 130 – 137.

Schwartz, R.; Gerth, J.; Zschocke, A.; Neumann-Hensel, H.; Bley, S.; Ruttkowski, V.; Förstner, U. (2006): Natürlicher Schadstoffrückhalt in kontaminierten Auen - Beispiel Spittelwasse. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 117-119.

Schwarzbauer, J. (1997): Screening, Identifizierung und quantitative Analyse organischer Substanzen in Sediment und Schwebstoff de Elbesystems. Dissertation, Universität Hamburg, 282 pp.

Simon, M. a kol. (2005): Labe a jeho povodí - Geografický, hydrologický a vodohospodářský přehled. MKOL, Magdeburg, 258 s.

Spolchemie (2010): Hodnocení dopadů arálu Spolchemie na životní prostředí v roce 2010. Spolchemie, Ústí nad Labem, 11 s.

Spolchemie (2011): Hodnocení dopadů arálu Spolchemie na životní prostředí v roce 2011. Spolchemie, Ústí nad Labem, 11 s.

Stachel, B., Lüscho, R. (1996): Entwicklung der Metallgehalte in Sedimenten der Tideelbe, ARGE ELBE

Stárek, V.; Ferenčík, M.; Dolének, P (2002): Sledování výskytu sirouhlíku CS₂ na dolním toku Labe v České republice. In: Geller, W. et al. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 35-36.

Studihrad, M., (1992): Hodnocení jakosti vody na středním toku Labe. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 124 s.

Summerfield, M.A. (1991): Global geomorphology. Harlow.

Svátek, R. (1994): Hodnocení kvality vody a dnového sedimentu na horním a středním Labi. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 116 s.

Svoboda, I.; Vrbová, M. (2010): Zbytkové jámy po těžbě hnědého uhlí. Sborník z konference 14. Magdeburský seminář o ochraně vod v Teplicích, Povodí Ohře, s.p., MKOL, Teplice, s. 119-122.

Šafářová, M.; Řehoř, M. (2006): Stopové prvky v uhelných a neuhelných sedimentech severočeské pánve a zeminách rekultivovaných lokalit. Chem. listy, 100, s. 462-466.

Šípek V., Matoušková M., Dvořák M. (2010): Comparative analysis of selected hydromorphological assessment methods. Environmental Monitoring Assessment, 169, p. 309-319 DOI 10.1007/s10661-009-1172-6.

Šnajdr, M. (2002): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v mrtvém labském rameni u Obříství. Diplomová práce. PŘF UK, Praha, 86 s.

Šnajdr, M., Janský, B. (2003): Limnologické poměry, kvalita vody a sedimentů v labském rameni u Obříství. In: Janský, B., Šobr, M. a kol.: Jezera České republiky. Monografie. Katedra fyzické geografie a geoekologie na PŘFUK v Praze, s. 109 - 124.

Šourek, M. (2002): Zlepšení plavebních podmínek na Labi pod Střekovem. In: Geller, W.; Punčochář, P.; Guhr, H.; von Tümpling, W.; Medek, J.; Smt'ák, J.; Feldmann, H.; Uhlmann, O. (eds.) Sborník z konference 10. Magdeburský seminář o ochraně vod, Špindlerův Mlýn. VÚVa Povodí Labe, s. 252-256.

Tao, Cai; Qiongfang, Li; Meixiu, Yu; Guobin, Lu; Lipeng, Cheng; Xie, Wei (2011): Investigation into the impacts of land-use change on sediment yield characteristics

in the upper Huaihe River basin, China. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, In: Press, Corrected Proof, Available online.

Turek, M. (2004): Komplexní limnologická studie odstaveného starého ramene Libišská tůň v PR Černínovsko. Diplomová práce. PřF UK, Praha, 82 s.

Turekian, K. K., Wedepohl, K. H. (1961): Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust. *Bull. Geol. Soc. Am.* 72, p. 175–192.

Vallack, H.,W. et al. (1998): Controlling persistent organic pollutants - what next? *Environmental Toxicology and Pharmacy*, 6, p. 143-175.

Vejvodová, J.; Kodeš, V. (2012): Occurrence of pesticides in sediments and suspended particulate matter in the Czech Republic. Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 178-179.

Veleba, P. a kol. (2011): Analýza rizik – Odstranění znečištění říčních sedimentů v rámci těžby naplavenin a následné revitalizace toku řeky Bíliny. Závěrečná zpráva. DEKONTA, Praha, 59 s.

Veselý, J. (1995): Drainage Sediments in Environmental and Explorative Geochemistry. *Věstník ČGÚ*, 70, 3, s. 1-16.

Veselý, J.; Gürtlerová, P. (1996): Kontaminace sedimentů českých řek stopovými prvky. In: 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22.-25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s.232-234.

Veselý, J.; Gürtlerová, P. (1996): Kontaminace sedimentů českých řek stopovými prvky. In: 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22.-25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s.232-234.

Vink, R.; Behrendt, H. (2002): Heavy Metal Transport in Large River Systems: Heavy Metal Emissions and Loads in the Rhine and Elbe River Basins. *Hydrol. Process*, 16, p. 3227-3244. Wiley InterScience doi: 10.1002/hyp.1099

Vlasák P., Havel L., Kohušová (2009): Jezero Chabařovice – vývoj ekosystému řízeně zatápěné zbytkové jámy po těžbě uhlí. *Vodní hospodářství*, 2, příl. VTEI s. 9-11.

Vlasák, P. (2003): Ekologická studie Bíliny. VÚV, Praha, 35 s.

Vlasák, P. (2004): Ekologická studie Bíliny. VÚV, Praha, 48 s. + přílohy.

Vlasák, P. (2010): Negativní antropogenní vlivy v povodí Bíliny (Česká republika. Souhrnná zpráva o řešení za období 2008-2010. Projekt MŽP SP/1b7/124/08, Praha, 16 s.

Vlasák, P. a kol. (2002): Hydrologie a kvalita vodních toků Podkrušnohorské oblasti. Zpráva č.1050/210 pro MŽP ČR, VÚV T.G.M., Praha, 48 s.

- Vlasák, P., Havel, L., Matoušková, M. & Milický M. (2009): Negativní antropogenní vlivy v povodí Bíliny. Projekt VaV č. SP/1b7/124/08, zpráva VÚV T.G.M., Praha, pro MŽP, 95 s.
- Vlasák, P.; Havel, P.; Kohušová, K.; Hrdinka, T. (2010). Jakost vody Bíliny v období 1967 - 2008 (povodí Labe, Česká republika). Sborník z konference 14. Magdeburský seminář o ochraně vod v Teplicích, Povodí Ohře, s.p., MKOL, Teplice, s. 198-200.
- Volaufová L.; Langhammer J. (2007): Specific pollution of surface water and sediments in the Klabava River basin. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 55(2): 122-134.
- VŠCHT (2011): Výskyt perfluorovaných a bromovaných sloučenin ve vzorcích ryb a sedimentů z vybraných lokalit České republiky. Projekt Voda Živá, závěrečná zpráva. Praha, 49 s.
- VÚV kol. (1993): Znečištění říčních sedimentů a biomasy organismů. Projekt Labe bulletin, VÚV Praha, 5, 4 s.
- VÚV Praha, 20, 4 s.
- Vysloužilová, B.; Kliment, Z. (2012): Soil erosion and sediment deposition modelling at the small catchment scale. *Geografie – Sborník ČGS*, 117, 2, p. 170-191.
- Walling, D.E.; Fang, D. (2003): Recent trends in the suspended sediment loads of the world's rivers. *Global and Planetary Change*, 39, p. 111 – 126.
- Wallmann, K. (1990): Die Frühdiagenese und ihr Einfluß auf die Mobilität der Spurenelemente As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb und Zn in Sediment- und Schwebstoff-Suspension. Dissertation. Universität Hamburg, 195 S.
- Wallschläger, D. Wilken, R.D. (1996): Hodnocení difúzního pronikání rtuti z kontaminovaných niv do Labe a jeho povodí. In: 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22.-25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s. 50-54.
- Water Framework Directive: Application to different catchments in Czechia. *Geografie*, 113, 3, 223-236.
- Westrich, B. (2006): Engineering Aspects of Risk Based Contaminated Sediment Management on River Basin Scale. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 99-107.
- Wilken, R.D.; Hintelmann, H. (1991): Mercury and methylmercury in sediments and suspended particles from the river Elbe, North Germany. *Water, Air and Soil Pollution*, 56, p. 427-437.
- Zahrádka, V. (2010): Identifikace znečištění řeky Bíliny těžkými látkami. Povodí Ohře, s.p., Chomutov, 5 str. + přílohy.

Zerling, L.; Hanisch, Ch.; Junge, F. W. (2006): Verlagerung von kontaminierten Altsedimenten bei Hochwasserereignissen. In: Punčochář, P. et al. (eds.) Sborník z konference 12. Magdeburský seminář o ochraně vod - Rámcová směrnice o vodách, Český Krumlov, Povodí Vltavy, Praha, s. 220.

Zhrádka, V. (1996): Kvalita vody řece Bílině. In: 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22.-25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s.227-229.

Zítek, J.(2012): Nakládání se sedimenty jako součást managementu povodí v úseku Labe Mělník-Hřensko.Sborník z konference 15. Magdeburský seminář o ochraně vod - Labe a jeho sedimenty, Hamburk, Programový výbor Magdeburského semináře o ochraně vod 2012, MKOL, Hamburk, s. 89-93.

Zoll, M.; Gandrass, g. (1996): Znečištění sedimentů v Labi (1992) a jeho přítocích (1994) vysokovroucími chlorovanými uhlovodíky. In: 7. Magdeburský seminář o ochraně vod v Českých Budějovicích 22.-25.10.1996. VÚV, Povodí Vltavy, GKSS Forschungszentrum, s.290-292.