



**18. - 19. 9. 2014  
Špindlerův Mlýn**

## **Magdeburgský seminář o ochraně vod 2014 Magdeburger Gewässerschutzseminar 2014**

**Stav vod v povodí Labe – nové výzvy  
Gewässerzustand der Elbe – neue Herausforderungen**

**Sborník  
Tagungsband**







# **Magdeburský seminář o ochraně vod 2014 Magdeburger Gewässerschutzseminar 2014**

**Stav vod v povodí Labe – nové výzvy  
Gewässerzustand der Elbe – neue Herausforderungen**

Vážení účastníci 16tého Magdeburského semináře,  
Vážení čtenáři,

Uplynulo již 22 let od prvního česko-německého „Magdeburského“ semináře, který se rovněž konal ve Špindlerově Mlýně. Vznikla významná tradice, kdy se ve dvouletých intervalech střídají tato vodohospodářská setkání v Německu a České republice.

Není pochyb, že tyto semináře nejenom naplňují významný článek Evropské vodní charty (přijata ve Štrasburku již v r. 1968), který jasně sděluje: „Voda nezná hranic ...“.

Význam Magdeburských seminářů podstatně vzrostl po vzniku Mezinárodní komise pro ochranu Labe, neboť se staly fórem pro prezentaci pokroku v péči o ekosystém Labe a příležitostí k odborné diskusi vodohospodářů obou států, kterými Labe protéká.

Zaměření v prvním období (cca do r. 2000) bylo výrazně orientováno na snížení znečištění – nejen organickými látkami, ale také těžkými kovy a živinami.

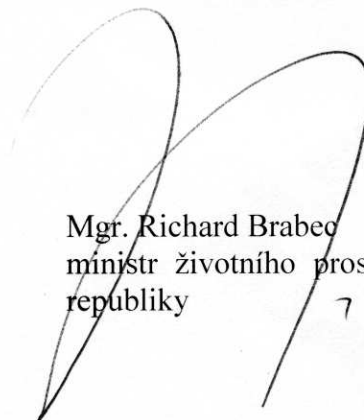
Po roce 2000 se v souvislosti s přijetím Rámcové směrnice vodní politiky a naplňováním jejích požadavků program seminářů orientuje na další opatření ke zlepšení kvality vodního ekosystému Labe. Do popředí se dostávají rovněž otázky hydrologických extrémů – zejména povodní, které jednoznačně vyžadují úzkou spolupráci při realizaci opatření ke snížení jejich následků. Obdobně aktuálním tématem je problematika sedimentů, výskyt prioritních znečišťujících látek a náprava hydromorfologických poměrů.

To vše pokrývá letošní program Magdeburského semináře, který se již potřetí koná v blízkosti pramene Labe – ve Špindlerově Mlýně. Význam jednání zvyšuje vrcholící příprava „Plánu Mezinárodního povodí Labe“ ve II. etapě procesu k naplnění požadavků „acquis communautaire“.

Dovolte nám popřát úspěšné a plodné jednání, jehož výsledky přispějí k další ochraně, a tím ke zkvalitnění podmínek řeky Labe, která je významným evropským tokem a správně byla již před lety v publikaci Mezinárodní komise pro ochranu Labe označena jako „přírodní klenot Evropy“.



Ing. Marian Jurečka  
ministr zemědělství České republiky



Mgr. Richard Brabec  
ministr životního prostředí České republiky

Sehr geehrte Teilnehmer des 16. Magdeburger Gewässerschutzseminars,  
Liebe Leser,

schon 22 Jahre sind seit dem ersten deutsch-tschechischen „Magdeburger“ Seminar, das damals auch in Špindlerův Mlýn stattfand, vergangen. Es ist eine bedeutende Tradition entstanden, wobei sich diese wasserwirtschaftlichen Treffen alle zwei Jahre in Deutschland und der Tschechischen Republik abwechseln.

Zweifellos erfüllen diese Seminare nicht nur einen wichtigen Grundsatz der Europäischen Wassercharta (die bereits 1968 in Straßburg verkündet wurde), der eindeutig feststellt: „Wasser kennt keine Grenzen...“.

Die Bedeutung der Magdeburger Gewässerschutzseminare ist nach der Gründung der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe deutlich gestiegen. Sie haben sich zu einem Forum entwickelt, um Fortschritte beim Schutz des Ökosystems Elbe zu präsentieren und bieten Gelegenheit zur fachlichen Diskussion unter Wasserwirtschaftlern beider Staaten, durch die die Elbe fließt.

Der Schwerpunkt war in der Anfangsphase (etwa bis zum Jahr 2000) darauf gerichtet, die Umweltverschmutzung zu verringern – und das nicht nur durch organische Verbindungen, sondern auch durch Schwermetalle und Nährstoffe.

Nach 2000 konzentrierte sich das Programm der Seminare im Zusammenhang mit der Einführung der Wasserrahmenrichtlinie und der Erfüllung ihrer Anforderungen auf weitere Maßnahmen zur Verbesserung der Qualität des aquatischen Ökosystems Elbe. In den Vordergrund trat auch die Problematik hydrologischer Extreme – insbesondere Hochwässer, die eindeutig eine enge Zusammenarbeit verlangen, um Maßnahmen zu verwirklichen, die die Folgen der Hochwässer verringern.

Ebenso aktuelle Themen sind die Sedimentproblematik, das Vorkommen prioritärer Schadstoffe und die Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse.

All dies umfasst das diesjährige Programm des Magdeburger Gewässerschutzseminars, das schon zum dritten Mal in der Nähe der Elbe-Quelle – in Špindlerův Mlýn – stattfindet. Die Bedeutung des Seminars wird noch dadurch erhöht, dass die Vorbereitung des „Internationalen Bewirtschaftungsplans für die Flussgebietseinheit Elbe“ im 2. Zyklus zur Erfüllung der Anforderungen „acquis communautaire“ gerade ihren Höhepunkt erreicht.

So wünschen wir dem Seminar einen erfolgreichen und nutzbringenden Verlauf, dass seine Ergebnisse zum weiteren Schutz und damit zur Verbesserung der Verhältnisse für die Elbe beitragen, die ein bedeutsamer europäischer Strom ist und schon vor Jahren in einer Publikation der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe als „Kleinod in Europa“ bezeichnet wurde.

Ing. Marian Jurečka  
Minister für Landwirtschaft  
der Tschechischen Republik

Mgr. Richard Brabec  
Minister für Umwelt  
der Tschechischen Republik

# OBSAH • INHALT

## Odborné příspěvky • Fachbeiträge

### Jakost vody • Gewässerqualität

- Daniel Schwandt, Carmen Kleisinger, Gerd Hübner, Evelyn Claus, Holger Haase, Birgit Schubert, Peter Heininger** **10**  
Monitorování znečišťujících látek během povodně na Labi v červnu 2013  
Schadstoffmonitoring während des Elbehochwassers im Juni 2013
- Marek Liška, Jakub Dobiáš, Jindřich Duras, Kateřina Soukupová, Jan Válek** **14**  
Vliv extrémních hydrologických stavů na kvalitu vody toků a nádrží v povodí Vltavy  
Der Einfluss hydrologischer Extremereignisse auf die Wasserbeschaffenheit der Gewässer und Talsperren im Einzugsgebiet der Moldau
- Maja Karrasch, Rolf Lüscho** **18**  
Influence of extreme hydrological events on the sediment quality in the Port of Hamburg since 2000
- René Schwartz, Michael Bergemann, Ilka Keller** **22**  
Význam extrémních hydraulických situací pro režim znečišťujících látek Labe a jeho přítoků  
Die Bedeutung hydrologischer Extremereignisse für die Schadstoffführung der Elbe und ihrer Nebenflüsse
- Jan Potužák, Jindřich Duras** **26**  
A new approach to nutrient recycling in small river basins - importance of fish ponds nutrients and suspended solids retention
- Jindřich Duras, Jan Potužák** **30**  
Když acidifikace ustupuje...  
Rückzug der Versauerung und Huminstoffe
- Jiří Medek** **34**  
Význam Bíliny jako historického a současného zdroje znečištění pro nakládání se sedimenty v povodí Labe  
Die Bedeutung der Bílina als historische und aktuelle Schadstoffquelle für das Sedimentmanagement im Einzugsgebiet der Elbe
- Dagmar Chalupová, Bohumír Janský, Jakub Langhammer, Miroslav Šobr, Jiří Medek, Stanislav Král, Michal Černý, Miroslav Žáček, Petr Jiřinec, Jana Kaiglová, Jarmila Halířová, Drahomíra Leontovyčová** **38**  
Význam znečištěných sedimentů v nivě Labe  
Die Bedeutung belasteter Sedimente in der Elbaue
- Annia Greif, Uwe Sporbert, Sven Eulenberger** **42**  
Long-term studies of suspended matter/sediments of Mulde river - local and temporal development of arsenic and heavy metal pollution

**Frank Krüger, Martina Baborowski, Holger Rupp, Mathias Scholz** 46

The meaning of floodplain sedimentation in the frame of a catchment wide sediment management concept

**Martin Ferenčík** 50

Výskyt relevantních organických polutantů (pesticidů, léčiv a jejich metabolitů, průmyslových kontaminantů) v povrchových vodách a sedimentech ve správě Povodí Labe

Das Vorkommen relevanter organischer Schadstoffe (Pestizide, Arzneimittel und ihre Metaboliten, Schadstoffe aus der Industrie) in den Oberflächengewässern und Sedimenten in der Zuständigkeit von Povodí Labe

**Albrecht Paschke, Roman Gunold, Uta R. Kraus, Norbert Theobald, Gerrit Schüürmann** 54

Application of passive samplers in automatic monitoring stations for the determination of time-weighted average concentrations of aqueous (organic) micropollutants in Elbe and Mulde

## Společenstva a jejich stanoviště • Lebensgemeinschaften und deren Habitate

**Marian Brabender, Markus Weitere, Mario Brauns** 58

Shore type induced hydromorphology controls the structure and function of macroinvertebrate communities in the River Elbe

**Jan Špaček, Jiří Hotový, Pavel Hájek, Václav Koza** 62

Rozšíření nepůvodních druhů makrozoobentosu na dlouhodobě sledovaných profilech

Die Verbreitung allochthoner Benthosarten an Messstellen mit Langzeituntersuchungen

**Thomas Gaumert** 66

Ekologická průchodnost prioritních vodních toků Společenství oblasti povodí Labe pro ryby – aktuální stav a operativní cíle do roku 2021

Die fischökologische Durchgängigkeit in Vorranggewässern der FGG Elbe – Aktueller Stand und Handlungsziele bis 2021

**Tereza Vajglová, Jiří Musil, Miroslav Barankiewicz, Joao de Medeiros Camara Cavaliero Ferrao** 69

Úspěšnost a aspekty reprodukční katadromní migrace úhoře říčního (*Anguilla anguilla*, L.) v říční síti České republiky

Erfolgsquote und Aspekte der katadromen Migration des Aals (*Anguilla anguilla*, L.) zur Fortpflanzung im Gewässernetz der Tschechischen Republik

## Hydromorfologie • Hydromorphologie

**Hans Peschel, Ulrike Hursie, Petra Kasimir** 72

Realizace koncepce pro nakládání se sedimenty v Sasku-Anhaltsku

Umsetzung des Sedimentmanagementkonzeptes in Sachsen-Anhalt

**Milada Matoušková, Kateřina Šmerousová** 76

Revitalizační opatření a jejich vliv na zlepšení hydromorfologického stavu vodních toků

Renaturierungsmaßnahmen und ihr Einfluss auf die Verbesserung des hydromorphologischen Zustands der Gewässer

<b>Michael Lorenz, Erich Haussel</b>	<b>80</b>
Management sedimentů k záchraně perlodky říční v severovýchodním Bavorsku Sedimentmanagement zur Rettung der Flussperlmuschel in Nordostbayern	
<b>Jakub Langhammer</b>	<b>84</b>
Can remote sensed data replace hydromorphological mapping?	
<b>Petra Faulhaber</b>	<b>88</b>
Měření proudění za povodně v oblasti oddálení trasy ochranné hráze od toku v lokalitě Lenzen / Labe Messungen der Strömung bei Hochwasser im Bereich der Deichrückverlegung Lenzen / Elbe	
<b>Benjamin Vogt, René Suthfeldt, Britta Timmermann, Jens Hartwich, Jens Bölscher, Volker Lüderitz, Achim Schulte</b>	<b>92</b>
Hydro-and morphodynamic modelling and macrozoobenthos assessment of a restored oxbow lake along the Middle Elbe River	
<b>Bohumír Janský, Lukáš Vlček, Jan Kocum</b>	<b>96</b>
Headwaters Retention Potential Assessment with Respect to Hydrological Extremes	

## Posterová sdělení • Posterpräsentationen

<b>Jakub Langhammer, Filip Hartvich</b>	<b>102</b>
Type specific assessment of stream hydromorphology in Czech Republic	
<b>Jochen Rommel, Petra Faulhaber</b>	<b>103</b>
Long-term studies of groyne fields in the German Binnenelbe focussing on topography and flow conditions	
<b>Petra Kulířová, Jiří Kapička</b>	<b>104</b>
Input of eroded soil particles into water courses and reservoirs in the Czech Republic	
<b>Marek Semerád</b>	<b>105</b>
Adaptation of watercourse Výrovka to flood risks from the view of Central Bohemia Region	
<b>Jindřich Zídek, Lukáš Drahozal</b>	<b>106</b>
Environmentally friendly Elbe stream maintenance practice within the Mělník - Hřensko segment	
<b>Jindřich Zídek, Lukáš Drahozal</b>	<b>107</b>
The issue of bed sediments in the Elbe river segment from Mělník to Hřensko	
<b>Jens Bölscher, Achim Schulte, Konstantin Terytze, Michaela Dumm, René Suthfeldt, Benjamin Vogt, Robert Wagner</b>	<b>108</b>
Monitoring of sediment dynamics and toxicity of a highly contaminated urban surface water body	



- Michaela Dumm, Konstantin Terytze, Achim Schulte, Jens Bölscher, Benjamin Vogt, René Suthfeldt, Robert Wagner** **109**  
The mobilization potential of pollutants in sediments and their ecotoxicological influence on the aquatic ecology of Lake Rummelsburg (Berlin)
- Radka Kodešová, Martin Kočárek, Aleš Klement, Miroslav Fér, Oksana Golovko, Roman Grabic, Antonín Nikodem, Ondřej Jakšík** **110**  
Mobility of selected pharmaceuticals in soil-water environment
- Matthias Krüger, Wido Schmidt, Thomas Fischer, Volkmar Göthe, Uwe Dünnbier, Grit Schnitzer** **111**  
Water Quality of the Elbe river basin from the point of view of the drinking water supply companies -Water quality report of the AWE 2012/2013
- Václav Tajč, Milan Koželuh, Marek Liška, Michal Marcel** **112**  
Monitoring and balance analysis of the substance erosion of plant protection products in the Uhlava river basin (2013)
- Jarmila Halířová, Drahomíra Leontovyčová** **113**  
Monitoring of hazardous substances in solid matrices by Czech Hydrometeorological Institute
- Milan Koželuh, Lumír Kule, Lenka Váverková** **114**  
Determination of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in Waste Water of Vltava River Basin
- Petr Ferbar, Václav Koza, Jaromír Pešava, Luděk Rederer** **115**  
The Vrchlice reservoir and its Watershed – history and present
- Jakub Dobiáš, Jan Válek, Kateřina Soukupová, Marek Liška** **116**  
Water quality flood monitoring in terms of Povodí Vltavy, state enterprise
- Vít Kodeš, Jindřich Freisleben, Miroslava Svátková** **117**  
Results of groundwater pesticide screening
- Marie Kalinová, Anna Katharina Böhm** **118**  
Jointly Used Groundwater on the Czech-Saxon Border (GRACE)
- Pavel Šimek** **119**  
The study of age and mixing of groundwater in the area Hřensko-Křinice/Kirnitzsch, a summary of the project GRACE.
- Rejstřík autorů • Autorenverzeichnis** **122**





**Odborné příspěvky  
Fachbeiträge**

**Jakost vody  
Gewässerqualität**



# Schadstoffmonitoring während des Elbehochwassers im Juni 2013

**Daniel Schwandt, Carmen Kleisinger, Gerd Hübner, Evelyn Claus, Holger Haase, Birgit Schubert, Peter Heininger**

*Bundesanstalt für Gewässerkunde*

*Summary: During the flood of the River Elbe in 2013 a special monitoring programme of the River Basin Community Elbe (FGG Elbe) concentrated on contaminants in water and suspended particulate matter (SPM) whereas other monitoring activities in the tidal part of the Elbe focused on contaminants in fresh sediments. Peak concentrations of trace metals and organic contaminants in SPM or fresh sediments during the June 2013 flood are compared with concentrations in the previous year and during the flood events in 2002 and 2006. In some cases the concentrations in June 2013 exceeded the levels of the earlier flood events. The contaminant load of the June 2013 flood forms a large fraction of the total annual load. The importance of special flood related and coordinated monitoring activities is emphasised.*

## Untersuchungsprogramm / Methodik

Das Junihochwasser 2013 im Einzugsgebiet der Elbe war ein Extremhochwasser mit neuen Wasserstandshöchstwerten an der Elbe unterhalb von Wittenberg und an der Saale [1]. Die Schadstoffbelastung wurde im Zeitraum 3.6.-1.7.2013 gemäß dem „Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe“ (Messprogramm Extremereignisse) der FGG Elbe durch die zuständigen Landesbehörden (LfULG, LHW, LUGV, NLWKN, HU), das UFZ und die BfG (Koordination) untersucht. Bis zum Erreichen des Hochwasserscheitels wurden täglich, anschließend etwa alle drei, abschließend nach sieben Tagen Schöpfproben (Wasser) entnommen. Möglichst zeitgleich erfolgten Schwebstoffprobenahmen mit Zentrifugen. Zur Abschätzung der Schadstofffrachten wurden die Schadstoffkonzentrationen für Tage ohne Messwert linear interpoliert. Die Schätzung der Schadstofffracht im Schwebstoff wurde mithilfe der aus den Wasser-Gesamtproben ermittelten Konzentration der abfiltrierbaren Stoffe vorgenommen. Den Frachtschätzungen liegen abgestimmte Tagesmittelwerte des Durchflusses zugrunde (WSV-Daten, Stand: März 2014). Ergebnisse des Messprogramms Extremereignisse wurden bisher in einer Kurzdarstellung [2] zusammengestellt und in Auszügen veröffentlicht [3]. Ein weiterer Beitrag befindet sich im Druck [4].

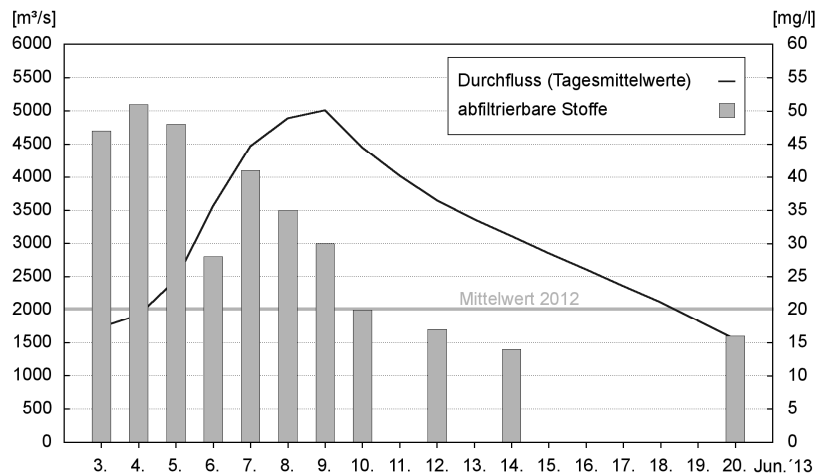
Unabhängig vom Messprogramm Extremereignisse erfolgte in der Tideelbe von Juni bis August 2013 an Messstellen der WSV/BfG anstelle der regulären monatlichen eine verdichtete Probenahme (Wochen- bzw. Zweiwochenmischproben). Dabei wurden frische schwebstoffbürtige Sedimente (Geesthacht) mithilfe von Schwebstoffsammlern und frisch abgelagerte Sedimente (Bützfleth, Brunsbüttel) mit dem Greifer entnommen. Die Spurenmetalle wurden in der Kornfraktion < 20 µm untersucht und die in der Kornfraktion < 2000 µm gemessenen organischen Schadstoffe auf die Kornfraktion < 63 µm normiert. Auf die genannten Kornfraktionen beziehen sich auch die feststoffgebundenen Schadstofffrachten, die für Geesthacht unter Verwendung der an der WSV-Messstelle in Hitzacker gemessenen Schwebstoffkonzentrationen ermittelt wurden.

Im Vordergrund der hier dargestellten Auswertungen steht die Belastung der Schwebstoffe mit Schadstoffen an ausgewählten Messstellen im Längsverlauf der Elbe. Aus der Vielzahl der im Schwebstoff analysierten Kenngrößen wird auf einige auffällige anorganische und organische Spurenstoffe eingegangen. Die Ergebnisse werden mit den Werten des Jahres 2012 (FIS-Datenportal der FGG Elbe bzw. WSV-/BfG-Daten) sowie mit den extremen Hochwasserereignissen der Jahre 2002 und 2006 verglichen. Bei den Schwebstoffuntersuchungen der Hochwasserereignisse 2002 und 2006 war die Probenzahl deutlich geringer als beim Hochwasser 2013.

## Ergebnisse

### Schadstoffkonzentrationen

Während des Hochwassers wurden in der oberen und mittleren Elbe zeitweise sehr hohe Konzentrationen abfiltrierbarer Stoffe gemessen. Die höchsten Konzentrationen wurden wie in Magdeburg (Abb. 1) in der Regel vor dem Hochwasserscheitel erreicht. Mit hohen Konzentrationen abfiltrierbarer Stoffe gingen auch hohe Spurenmetall-Konzentrationen in den unfiltrierten Wasserproben einher.



**Fig. 1:** Flood hydrograph (discharge) at the gauge Magdeburg-Strombrücke and the concentrations of total suspended solids in unfiltered water-samples of the River Elbe in Magdeburg during 3.-20. June 2013

Auch die Schwebstoffanalysen ergaben erhöhte Konzentrationen an Spurenmetallen und organischen Schadstoffen. Bei einzelnen Stoffen traten während des Junihochwassers 2013 höhere Konzentrationen auf als beim Hochwasser 2002 und 2006 (Tab. 1). Diese in Tabelle 1 markierten Maximalkonzentrationen relativieren sich jedoch teilweise beim Vergleich mit Höchstkonzentrationen des Jahres 2012. So werden beim Junihochwasser 2013 gemessene maximale Konzentrationen in Wittenberg (Cadmium, Kupfer, p,p'-DDT und p,p'-DDD) sowie in Magdeburg (p,p'-DDT) von den Spitzenkonzentrationen der Schwebstoff-Mischproben des Jahres 2012 übertroffen. Die stark erhöhten Konzentrationen von  $\alpha$ -HCH und  $\beta$ -HCH in Wittenberg und Magdeburg beim Hochwasser 2013, die 2012 nicht annähernd erreicht wurden, sind dagegen auffällig.

An den Dauermessstellen Geesthacht, Bützfleth und Brunsbüttel in der Tideelbe entnommene Sedimente wiesen während des Junihochwassers 2013 deutliche Anstiege der Schadstoffkonzentrationen auf. So erreichten die Konzentrationen der DDX-Gruppe und von HCB das 2- bis 3-fache und von Schwermetallen das 1,2- bis 2-fache des 3-Jahresmittelwertes (2010-2012).

Am Pegel in Neu Darchau trat der Hochwasserscheitel am 11.06.2013 auf. Die Schadstoffkonzentrationen zeigten in zwei Wellen starke Anstiege (Maximalwerte siehe Tab. 1). Diese traten in Geesthacht eine und drei Wochen nach dem Hochwasserscheitel, in Bützfleth nach vier und neun Wochen auf. Der zeitliche Versatz ist mit der Tidedynamik zu erklären, die zu einem verzögerten Transport der feststoffgebundenen Schadstoffe führt.

Die Schadstoffkonzentrationen beim Junihochwasser 2013 liegen in Geesthacht, Bützfleth und Brunsbüttel auf einem ähnlichen Niveau wie beim Hochwasserereignis 2002 (Tab. 1). Während des Hochwassers 2013 wurden im Vergleich mit den Hochwasserereignissen 2002 und 2006 nur für Arsen in Geesthacht und Kupfer sowie p,p'-DDD in Brunsbüttel höhere Konzentrationen erreicht. In Brunsbüttel liegen die Höchstkonzentrationen des Junihochwassers 2013 für Kupfer, p,p'-DDD und der meisten anderen Schadstoffe (Ausnahmen: HCB,  $\beta$ -HCH) allerdings unterhalb der Maximalkonzentration des Jahres 2012.

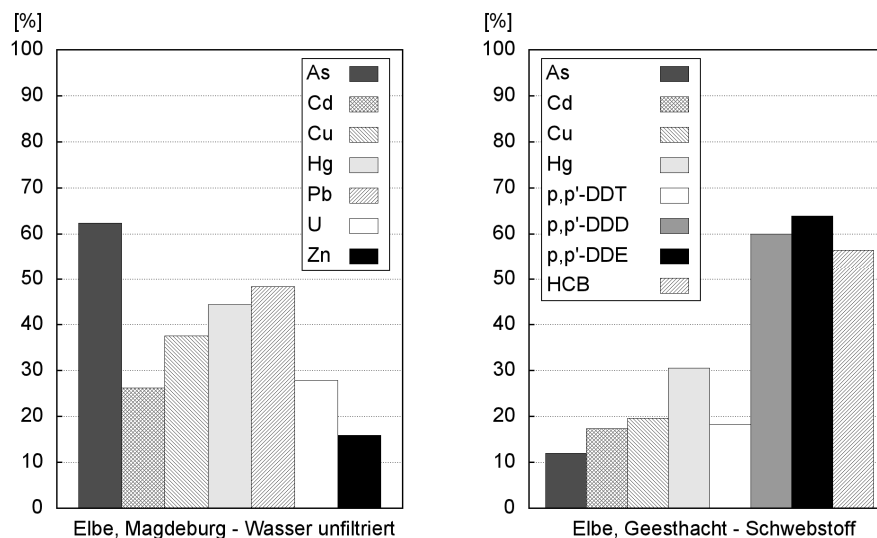
**Tab. 1:** Highest concentrations of selected pollutants in SPM or in fresh sediments (grey background) of the River Elbe during the extreme flood events 2002, 2006 and 2013 (the maximum-concentrations of the flood 2013, that are also the highest in the comparison, are shown in **bold**)

Messstelle	Wittenberg		Magdeburg			Geesthacht			Bützfleth			Brunsbüttel		
	2006	2013	2002	2006	2013	2002	2006	2013	2002	2006	2013	2002	2006	2013
	[mg/kg TS], Kornfraktion < 63 µm					[mg/kg TS], Kornfraktion < 20 µm								
Cadmium	2,7	<b>2,9</b>	8,3	4,1	5,2	8,8	9,8	8,8	3,3	4,4	3,7	2,2	1,4	1,7
Kupfer	72	<b>77</b>	157	92	102	203	204	155	77	113	97	54	53	<b>60</b>
Quecksilber	0,9	0,8	2,9	1,7	2,6	5,3	9,9	6,1	2,7	3,1	1,9	1,8	1,4	1,2
Arsen	42	<b>52</b>	280	52	120	65	58	<b>75</b>	49	49	28	44	34	31
	[µg/kg TS], Kornfraktion < 63 µm					[µg/kg TS], Kornfraktion < 63 µm								
HCB	130	66	113	48	33	171	367	93	12,5	12,6	9,0	8,7	7,6	8,7
α-HCH	19	<b>48</b>	181	21	<b>450</b>	12	116	13	1,1	1,7	0,9	0,9	0,8	0,6
β-HCH	< 0,5	<b>72</b>	115	74	<b>120</b>	31	207	31	6,1	8,7	2,9	k.D.	2,4	2,1
p,p'-DDT	99	<b>120</b>	57	87	<b>91</b>	84	74	81	7,2	11	4,0	5,4	2,4	2,2
p,p'-DDD	32	<b>130</b>	103	23	59	83	400	100	14	22	18	13	12	<b>15</b>
p,p'-DDE	56	<b>82</b>	31	38	30	28	43	31	5,6	7,3	5,3	4,7	3,7	4,7
Dibutylzinn	k.D.	12	99	k.D.	74	60	533	109	53	71	17	44	212	18
Tributylzinn	k.D.	6,1	32	k.D.	30	92	800	99	221	197	42	144	123	49

k.D.: keine Daten

## Schadstofffrachten

Aus den erhöhten Schadstoffkonzentrationen während des Hochwassers resultierten bedeutende Frachten. Exemplarisch wird in Abbildung 2 (links) die anhand der Wasser-Gesamtproben geschätzte Fracht ausgewählter Spurenmetalle der Elbe in Magdeburg vom 3.-20.6.2013 als prozentualer Anteil der Jahresfracht 2012 dargestellt. Die in 18 Hochwassertagen (5 % des Jahres) transportierte Fracht der dargestellten Schwermetalle entspricht rund 15-50 % der Jahresfracht 2012, bei Arsen über 60 %.



**Fig. 2:** Contaminant loads during the flood (3.-20. June 2013) expressed as percentages of the loads of the year 2012

**(left):** Trace metals in unfiltered water of the River Elbe at Magdeburg (after [4])

**(right):** Trace metals and organic compounds in fresh sediments of the River Elbe at Geesthacht

In Abbildung 2 (rechts) wird die anhand von Schwebstoffmessungen geschätzte Fracht ausgewählter Spurenmetalle und organischer Schadstoffe der Elbe in Geesthacht vom 3.-20.6.2013 als prozentualer Anteil der

Jahresfracht 2012 dargestellt. Sie entspricht für die Spurenmetalle rund 12-30 %, für die organischen Schadstoffe (ausgenommen p,p'-DDT) rund 55-65 % der Jahresfracht 2012.

Die während des Hochwassers vom 3.-20.6.2013 mit dem Schwebstoff transportierten Schadstofffrachten variieren im Verlauf der Elbe (Tab. 2). Kupfer und DDX weisen in Wittenberg, oberhalb der Mündungen von Mulde und Saale, die größten geschätzten Frachten auf. Für  $\alpha$ -HCH und  $\beta$ -HCH sind die Frachten in Magdeburg, unterhalb von Mulde und Saale, am größten. In Geesthacht sind die Frachten für die organischen Schadstoffe meist höher als in Schnackenburg/Dömitz und liegen (bis auf HCB und HCH) in der Größenordnung der Frachten in Magdeburg. Frachtabnahmen im Längsverlauf deuten auf Sedimentausträge (Deichbrüche, Ablagerung in Auen), Frachtzunahmen auf Einträge aus Zuflüssen, aber auch auf die Remobilisierung von Altsedimenten (Buhnenfelder, Seitenstrukturen) hin. Die Frachtschätzungen beinhalten insbesondere bei den organischen Schadstoffen große Unsicherheiten.

**Tab. 2:** Load estimate [kg] of selected pollutants in SPM (centrifuge) or in fresh sediments (sediment sampler; grey background) of the River Elbe during 3.-20. June 2013

Messtelle	Wittenberg	Magdeburg	Schnackenburg/Dömitz	Geesthacht
Bezugspegel	Wittenberg	MD-Strombrücke	Wittenberge	Neu-Darchau
	Kornfraktion < 63 $\mu$ m			Kornfraktion < 20 $\mu$ m
Cadmium	352	482	309	439
Kupfer	11808	10096	5949	7332
Quecksilber	110	241	*)	247
Arsen	7741	8389	4066	1464
	Kornfraktion < 63 $\mu$ m			Kornfraktion < 63 $\mu$ m
HCB	3,1	2,9	0,9	6,2
$\alpha$ -HCH	1,9	11,7	**)	0,3
$\beta$ -HCH	2,2	7,1	**)	0,9
p,p'-DDT	13,8	5,8	1,2	4,4
p,p'-DDD	7,7	6,1	0,5	7,2
p,p'-DDE	5,7	2,9	0,9	2,3
Dibutylzinn	1,1	3,4	3,0	2,1
Tributylzinn	0,8	2,8	2,5	2,1
*) keine plausibilisierte Frachtschätzung				
**) keine Frachtschätzung, da alle ( $\alpha$ -HCH) bzw. mehr als die Hälfte ( $\beta$ -HCH) der Konzentrationen unterhalb Bestimmungsgrenze				

## Literatur:

- [1] BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (2013): Länderübergreifende Analyse des Juni-Hochwassers 2013. BfG-Bericht 1797. Koblenz.
- [2] SCHWANDT, D. & HÜBNER, G. (2013): Das Messprogramm Extremereignisse beim Junihochwasser der Elbe 2013. Kurzdarstellung der Ergebnisse. Mit Unterstützung der AG OW (FGG Elbe). Koblenz/Magdeburg.
- [3] FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT ELBE (2013): Darstellung des Hochwassers 2013 im Einzugsgebiet der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe. Magdeburg.
- [4] SCHWANDT, D. & HÜBNER, G. (im Druck): Auf Hochwasser vorbereitet – ereignisbezogenes Elbe-Messprogramm im Juni 2013. Bundes

# Vliv extrémních hydrologických stavů na kvalitu vody toků a nádrží v povodí Vltavy

Marek Liška, Jakub Dobiáš, Jindřich Duras, Kateřina Soukupová a Jan Válek

Povodí Vltavy, státní podnik, Praha 5, Holečkova 8, 150 24, tel. +420 251 050 708 marek.liska@pvl.cz

## Resumé

*The extreme hydrological conditions have an important influence on water quality of rivers and reservoirs. The results of the „flood water quality monitoring“ on the rivers and reservoirs in the Vltava river catchment (years 2006 and 2013) are described in this contribution. The special attention is focused on the water quality of Švihov reservoir during the floods, which is the largest drinking water source in the Czech Republic (drinking water supply for 15 % inhabitants). In the past, three important floods have happened in the Želivka river catchment (in 2002, 2006 and 2013). The flood influence on water quality was sufficiently surveyed only in 2006 and 2013. The flood in 2006 took place in spring, in 2013 the flood happened in summer. The hydraulic characteristics of the reservoir, i.e. large water volume, long theoretical retention time, possibility of discharging the reservoir over the surface safety spillway, and also sharp thermal stratification during the flood in June 2013, had a positive impact on water quality in the point of water withdrawal, so the negative consequences for the water treatment were minimized. During the summer flood in 2013 was observed temporary increase of phosphorus concentration in the reservoir, also higher concentration of some pesticides (e.g. terbuthylazine) were observed, mainly in the upper parts of the reservoir. On the other hand, the spring flood in 2006 was manifested through the temporary increase of nitrate concentration.*

## Úvod

Kvalita vody v řekách a nádržích vždy velmi úzce souvisí s jejím množstvím. V době sucha dochází k menšímu ředění odpadních vod z bodových zdrojů znečištění s následným „zakoncentrováním“ živin v povrchových vodách. Tím se zvyšuje eutrofizační potenciál a za příznivých podmínek probíhá intenzivní rozvoj řas a sinic. Druhým extrémem je povodňový stav, při kterém dochází k promytí svrchních vrstev půdních horizontů a „výplachu“ zdrojů průmyslových a komunálních odpadních vod (jímky, odlehčení kanalizace a ČOV, atd..). Důsledky povodně na kvalitu stojatých a tekoucích povrchových vod se výrazně liší podle období, v kterém povodeň probíhá. Povodeň v zimním a časně jarním období obvykle, pokud je dodržen systém dobré zemědělské praxe (např. nehojení na zmrzlou půdu), dotují řeky a nádrže relativně čistou vodou ze sněhu a srážek, která je díky částečnému promytí přes půdní profil bohatá na dusičnanový dusík. Naopak voda z pozdně jarních a letních povodní je obvykle charakterizována nižším obsahem dusíku, ale vyšší koncentrací fosforu. Ve „špičce“ povodňové vlny dále bývá zvýšený obsah organického uhlíku (CHSK<sub>Cr</sub>, TOC), amoniakálního dusíku a koliformních bakterií. Útvar vodohospodářských laboratoří státního podniku Povodí Vltavy provádí, za běžných hydrologických podmínek, na většině vodních útvarů stojatých a tekoucích vod provozní a situační monitoring jakosti vody. V období nastupující povodně, po dosažení 3. stupně povodňové aktivity (dále jen SPA) je aktivován tzv. povodňový monitoring, jehož zásady a principy jsou popsány v interní směrnici státního podniku Povodí Vltavy: „Mimořádný monitoring jakosti vody v dílčím povodí Horní Vltavy, Berounky, Dolní Vltavy a ostatních přítoků Dunaje“. Výše citovaná směrnice uvádí zejména přesnou lokalizaci odběrových profilů na tocích (Obr 1.), přehled parametrů, četnost a období sledování a způsob vyhodnocení výsledků monitoringu. Na tocích jsou obvykle ve 2 až 3 denním intervalu sledovány parametry: CHSK<sub>Cr</sub> (filtrovaný/nefiltrovaný vzorek), konduktivita, AOX, NEL, uhlovodíky C<sub>10</sub>-C<sub>40</sub>, termotolerantní koliformní bakterie, pH, koncentrace kyslíku a teplota vody. Při „povodňovém“ monitoringu vodárenských nádrží je kladen hlavní důraz zejména na zmapování distribuce povodňové vody v nádrži, k tomu se používá multiparametrická sonda YSI 6600 vybavená turbidimetrickým čidlem. Monitoring se provádí na celém podélném profilu nádrže na vybraných svislicích. Po identifikaci příslušné hloubky s povodňovou vodou jsou



odebrány vzorky vody pro analýzu, fosforu, dusíku a specifických organických a anorganických látek. Současně jsou většinou odebrány vzorky vody ze standardních hloubkových horizontů na celém podélném profilu nádrží, zejména pro analýzy dusíku a fosforu.

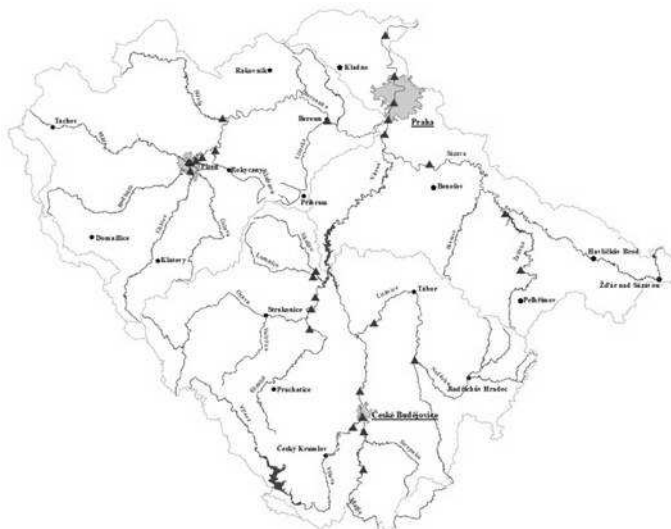


Fig. 1: The map of sampling points of the „flood water quality monitoring“ in the Vltava river basin

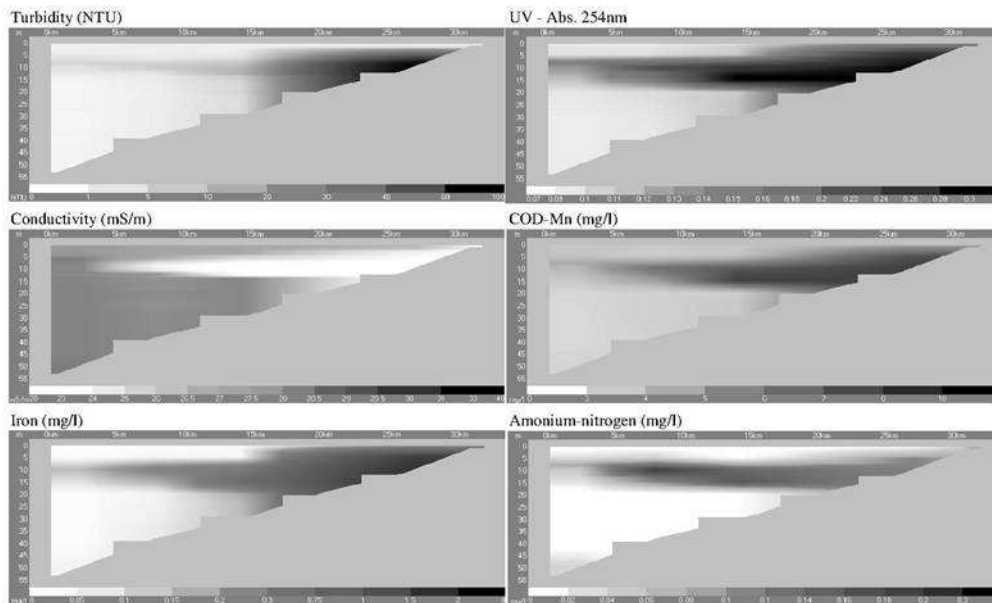
## Výsledky a diskuse

Kvalita vody v tocích bývá zejména v jejich dolních částech výrazně ovlivněna erodovaným materiálem z polí, což se projevuje vysokou koncentrací nerozpuštěných látek. Dále vypláchnutím a částečnou nebo úplnou nefunkčností ČOV, což souvisí zejména s vysokými hodnotami  $CHSK_{Cr}$ , amoniakálního dusíku, celkového fosforu, AOX a termotolerantních koliformních bakterií, zejména v období nástupu povodně a kulminační vlně. Na tocích se obvykle jedná o krátkodobou epizodu, na nádržích je vliv povodně zřetelný podstatně déle. V období povodní je vždy věnována značná pozornost kvalitě vody vodárenské nádrže Švihov na řece Želivce, největší vodárenské nádrži v ČR (objem nádrže 266,6 mil  $m^3$ , plocha nádrže 14,3  $km^2$ , délka vzduť 38 km, max. hloubka u hráze je 52 m). Vodou z nádrže je zásobováno přibližně 15 % obyvatel ČR, současný odběr surové vody se pohybuje okolo hodnoty 3  $m^3 \cdot s^{-1}$ . Nádrž je dlouhá, korytovitá s dlouhou teoretickou dobou zdržení (cca 430 dnů), což je důležité zejména z pohledu samočisticích procesů, týká se zejména fosforu. Kromě odsazování anorganického materiálu při průchodu vody nádrží dochází k eliminaci fosforu, který určuje stupeň eutrofizace nádrže, tedy intenzitu rozvoje řas a sinic. Koncentrace celkového fosforu za standardních hydrologických podmínek klesají v podélném profilu nádrže z hodnot 0,030–0,060  $mg \cdot l^{-1}$  v přítokové části nádrže na 0,007–0,020  $mg \cdot l^{-1}$  v oblasti hráze, tomu odpovídá i gradient biomasy řas a sinic. Na kvalitu vody v nádrži má zcela zásadní vliv celkový objem vody a dynamika jejího přítoku. Z hlediska kvality vody představují povodňové stavy problém významný, avšak krátkodobý, významnější vliv na vývoj kvality vody má větší snížení objemu vody v nádrži vlivem suchého období, např. v letech 1992 – 1995.

V historii nádrže VN Švihov se odehrály tři významné povodňové stavy (v letech 2002, 2006 a 2013). Oba poslední (2006 a 2013) povodňové stavy VN Švihov se od sebe výrazně odlišovaly ročním obdobím, průběhem povodně a finálními důsledky pro kvalitu vody v nádrži Švihov. Při jarní povodni v roce 2006 byla nádrž již zamíchaná bez teplotního gradientu a přítékající povodňová voda postupovala od přítoku ke hrázi nádrže v šíři téměř celého vodního sloupce, tj. relativně pomalu. Voda jarní povodně byla bohatá na dusičnany a postupně se v celé nádrži dočasně zvýšila koncentrace dusičnanů, v maximu až k hodnotám 45  $mg/l$ .

Letní povodeň v roce 2013 se odehrála na počátku června, do nádrže přitékala zakalená voda se zvýšenou koncentrací fosforu a některých specifických organických látek. Došlo k výměně cca 15–20 % celkového objemu vody v nádrži. Nádrž byla již výrazně teplotně stratifikována, tj. bylo vytvořeno zřetelné teplotní rozhraní mezi horní a spodní vodou v nádrži, přibližně v hloubce 11 – 15m. Vliv nastupující povodně se začal na drobných přítocích VN Švihov projevovat 1. 6. 2013, na hlavním přítoku Želivka s několikanásobným zpožděním

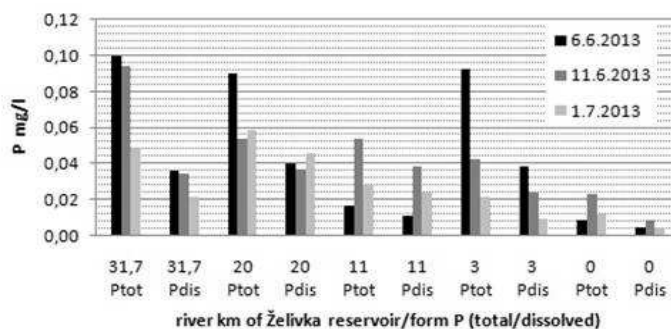
(od 3. 6. 2013). Povodňová voda se zařadila v hlavním přítoku do nádrže do vrstvy vody v hloubce cca 8 – 15 m (podle aktuální teploty přítokové vody) a takto postupovala celou nádrží. Vytvořil se tzv. zkratový proud, kdy nádrží protékala povodňová voda výhradně v horních vrstvách nádrže, což bylo velmi dobře detekováno pomocí měření zákalu. Přibližně za 10 dní od začátku povodně se dostala povodňová voda z hlavního přítoku ke hrázi nádrže. Postup povodňové vody nádrží a její distribuci dokumentuje Fig. 2, jsou zde patrné zvýšené hodnoty parametrů: zákal, UV absorpance, CHSK<sub>Mn</sub>, železo a amoniakální dusík.



**Fig. 2:** The distribution of „flood water“ in the longitudinal profile of the Švihov reservoir.

Nádrž byla po celou dobu povodně manipulována v rámci retenčního prostoru, tj. byla odpouštěna pouze horním přelivem, což významně omezilo vmíchávání povodňové vody do oblasti vodárenského odběru, který byl po celou dobu povodně realizován z odběrového okna v hloubce cca 34 m. Povodeň ovlivnila kvalitu vody v nádrži zejména přísunem erozních partikulí obohacených fosforem a splachem pesticidních a dalších látek ze zemědělské půdy. Letní povodeň neovlivnila dlouhodobě stabilní koncentraci dusičnanů v nádrži, která se pohybuje v hodnotách do 30 mg.l<sup>-1</sup>. Hlavním důvodem byla skutečnost, že povodeň probíhala na počátku léta, tj. v období, kdy je již koncentrace dusičnanů v půdě v povodí nádrže téměř na svém ročním minimu.

Fosforová bilance VN Švihov však byla povodňovým stavem ovlivněna výrazně, zejména v přítokových částech nádrže byly koncentrace fosforu řádově vyšší, než je obvyklé. V centrální „bazénové“ části (zejména pak v hypolimniu) se koncentrace celkového fosforu udržovaly pod limitem pro vodárenské toky, tj. hodnoty nižší než 0,050 mg.l<sup>-1</sup> (u hráze do 0,02 mg.l<sup>-1</sup>) a nebyly tak povodňově zásadně ovlivněny. Maximální hodnoty celkového fosforu se na počátku vzduť pohybovaly kolem hodnoty 0,1 mg.l<sup>-1</sup>, s postupným poklesem v podélném profilu nádrže. Povodňový stav dočasně (avšak významně) změnil poměr celkového a celkového rozpuštěného fosforu Fig. 3. Ve vzorcích odebraných z povodňové vrstvy vody v nádrži (v hloubce 10 – 15 m) byly koncentrace až řádově vyšší ve prospěch celkového fosforu. Ze zjištěných výsledků plyne, že za povodňových stavů má partikulovaný fosfor na celkovém přísunu fosforu do nádrže převažující podíl. Jedná se však o fosfor navázaný na částice, na kterých odsedimentuje na dno nádrže a nepředstavuje tak bezprostřední okamžitou hrozbu. Společenstvo fytoplanktonu v nádrži (řasy a sinice) nebylo povodňově z dlouhodobého hlediska zásadně ovlivněno. Povodeň měla také vliv na zvýšení koncentrací některých organických látek v nádrži. Bylo zaznamenáno zřetelné zvýšení koncentrace některých pesticidních látek (terbutylazin, metolachlor, metabolity dusíkatých pesticidů, glyfosát) ve vrstvě povodňové vody v nádrži. Z výsledků analýz je zřejmé, že došlo ke splachu čerstvě aplikovaných pesticidů z polí a jiných ošetřovaných ploch. Díky účinné manipulaci nádrže přes horní přeliv zůstaly koncentrace terbutylazinu v místě vodárenského odběru (34 m), téměř beze změn.



**Fig. 3:** The concentration of total and dissolved phosphorus in the longitudinal profile of the Švihov reservoir (flood in the year 2013)

Opačný problém, než je povodňový stav, představuje tzv. hydrologické sucho. V období 1992–1995 došlo k poklesu hladiny vody ve VN Švihov o cca 10 metrů, objem vody v nádrži se zmenšil cca o 30 %. Došlo k dlouhodobému zakoncentrování fosforu a následnému rozvoji řas a sinic v horní části nádrže, velká biomasa fytoplanktonu ve vegetační sezoně postupovala směrem ke hrázi nádrže. Paralelně se v uvedených letech rozvíjel v centrální části nádrže rozsivkový fytoplankton (např. rozsivka *Aulacoseira subarctica*), jehož biomasa v jarním období působila velké problémy na úpravně vody. Lze říci, že na této významné vodárenské nádrži je kvalita vody, vyjma celkového živinového zatížení, do značné míry funkcí celkového objemu a doby zdržení vody v nádrži.

## Závěry

Hydrologické extrémy mají významný vliv na kvalitu tekoucích i stojatých povrchových vod. Za povodňových stavů dochází vlivem splachů k výraznému krátkodobému zvýšení koncentrace nerozpuštěných látek,  $CHSK_C$ , AOX, celkového fosforu, amoniakálního dusíku a koliformních bakterií. V období hydrologického sucha a zaklesnutí hladiny dochází zejména ke zvýšení bakteriálního oživení, koncentrace amoniaku a především fosforu, který představuje důležitý eutrofizační impuls. Z hlediska zásobování obyvatelstva pitnou vodou mají velký význam povodně v povodích vodárenských zdrojů. V historii vodárenské nádrže Švihov se odehrály tři významné povodňové stavy: v letech 2002, 2006 a 2013. Povodně v letech 2006 a 2013 se lišily obdobím, ve kterém probíhaly a způsobem průtoku vody nádrží. Na kvalitu vody v místě vodárenského odběru měly příznivý vliv především hydraulické charakteristiky nádrže, tj. velký objem vody, dlouhá teoretická doba zdržení a odpouštění nádrže přes „hladinový“ bezpečnostní přeliv. V případě červnové povodně 2013 se uplatnila i výrazná teplotní stratifikace, která pomohla uchovat zásobu vody v hypolimniu nádrže pro vodárenské využívání. V obou případech byl i přes povodňový stav zajištěn bezproblémový provoz úpravny.

Tzv. předvypouštění vody z nádrže v „předpovodňovém“ období je často diskutovaným a kontroverzním tématem. Předvypouštěním je totiž zpravidla odpouštěna z nádrže jakostní čistá voda. Vodní dílo Švihov je největší střeoevropská vodárenská nádrž, která zásobuje pitnou vodou okolo 15 % obyvatel ČR. Zkušenosti jak z obou výše zmíněných povodní, tak i zkušenost ze suchého období 1992 – 1995 ukazují na to, že z pohledu kvality vody je u nádrže s dlouhou dobou zdržení vody velmi riskantní zásadně snižovat objem vody v nádrži a to i v podmínkách tzv. „předpovodňových“ stavů. Hlavní funkcí VN Švihov je akumulace vody pro její úpravu na vodu pitnou, nádrž nemá primárně funkci ochrany před povodněmi a z hlediska managementu nádrže je proto nutno respektovat účel, za jakým byla nádrž vybudována.

# Influence of extreme hydrological events on the sediment quality in the Port of Hamburg since 2000

**Karrasch, M. and Lüscho, R.**  
*Hamburg Port Authority, Hamburg*

*The contamination of sediments originating from the Elbe catchment area still represents one of the major problems for maintenance dredging in the tidal Elbe. Especially, the Hamburg area is affected due to its location in the upper part of the estuary. The heavy metal concentrations in the fine-grain fraction < 20 µm in suspended solids, the uppermost sediment layer and in bulk sediments of the Hamburg area were evaluated to detect possible impacts from flood events during the last decade. The sediments and the suspended solids of the Elbe estuary consist of a mixture of higher contaminated solids from upstream and lower contaminated material of marine origin. In the Hamburg area, this results in a gradient of contaminant concentration, decreasing from the weir Geesthacht towards Wedel downstream of Hamburg, while the mixing ratio between marine and fluvial suspended solids and sediments depends on the current hydrological situation. Typically, after spring floods the suspended solids downstream from the port show a concentration peak of heavy metals in the fine-grain fraction due to a low portion of solids of marine origin. If water discharge stays high during summer, the mixing ratio between marine and fluvial suspended solids remains low. The uppermost sediment layers show significant higher heavy metal concentrations during and also after extreme flood events due to a high portion of fluvial material in the fine-grain fraction. Also, in bulk sediments, higher heavy metal concentrations were recorded in the fine-grain fraction during flood events, while simultaneously the sedimentation rate is low and the sediments are characterized by a higher amount of coarser fractions. An analysis of heavy metal loads in dredged materials in the context of flood events is still to be carried out.*

## Introduction

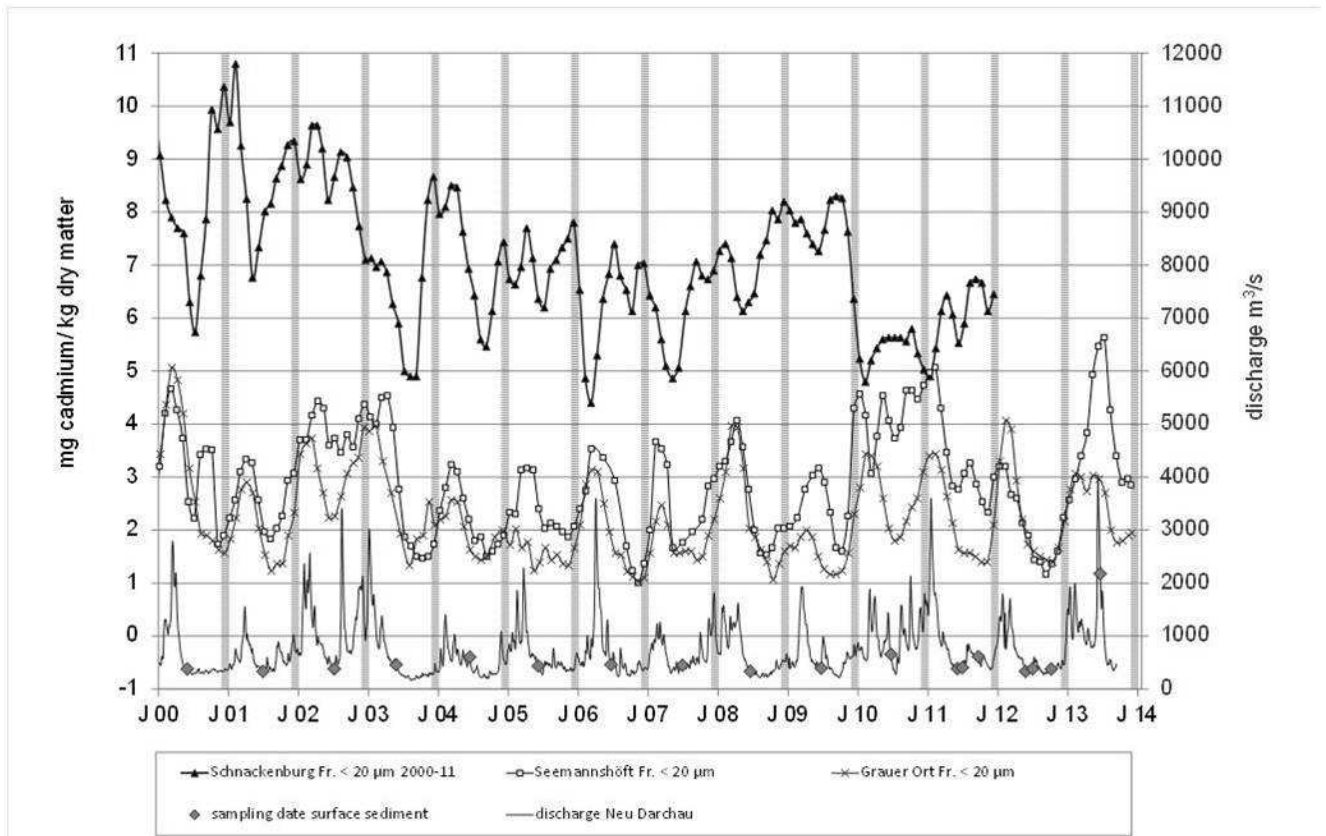
In the Elbe catchment area, five flood events with extreme water levels (August 2002, March/April 2006, May 2010, January 2011 and June 2013) have been recorded in the last decade [1]. High discharge values were also registered downstream the Saale confluence in January 2003 (fig. 1). Extreme water discharge levels in the Elbe catchment area can lead to a mobilization of contaminated sediments as well as to an increased pollutant load [2]. The objective of the present paper is to examine the influence of the hydrological situation on the heavy metal content in sediments of the Port of Hamburg. For the Hamburg area, data on heavy metal concentrations are available for suspended solids, the uppermost sediment layer (0-5 cm), and core samples (0-1 m). These data are analyzed for year-to-year differences and influence of water discharge.

## Heavy metal concentrations in suspended solids

Fig. 1 shows the cadmium concentration in the fine-grain fraction (< 20 µm) of suspended solids, sampled monthly at the sampling station Schnackenburg upstream of the weir Geesthacht and the two downstream stations Seemannshöft (km 629) and Grauer Ort (km 660,5) (data from FIS, [www.ffg-elbe.de](http://www.ffg-elbe.de)). Compared to Seemannshöft and Grauer Ort, the suspended solids above the weir Geesthacht contain markedly higher cadmium concentrations (fig. 1). This also holds true for other heavy metals (zinc, mercury, lead, copper) and is due to mixing of higher contaminated solids from upstream with lower contaminated material of marine origin downstream of the weir [3].

Almost every year in spring, a concentration peak of heavy metals (Cd, Pb, Zn, Cu, Hg) occurs at Seemannshöft und Grauer Ort (fig. 1). This can be explained by the hydrological situation: At high water discharges, which typically occur in spring, the concentration of heavy metals in the suspended solids is high, i.e. the amount of solids of marine origin is low – and vice versa [3]. In 2002 and 2010, the concentrations of Cd, Zn, Pb, Hg and

Cu at Seemannshöft remained high during the whole summer (fig. 1 for Cd). In these years, water discharge in summer was also high, so the proportion of marine particles in the suspended solids remained low. In 2011, the concentrations of Cd, Zn and Hg remained high even some time after the flood events 2010 / 2011. The reason for this is not clear.



**Fig 1:** Cadmium concentration in fine-grain fraction < 20 µm of suspended solids at sampling stations Schnackenburg (km 474.5), Seemannshöft (km 629) and Grauer Ort (km 660,5) from 2000 to 2013 (three-mean moving average) in relation to discharge at gauge Neu Darchau (km 536)

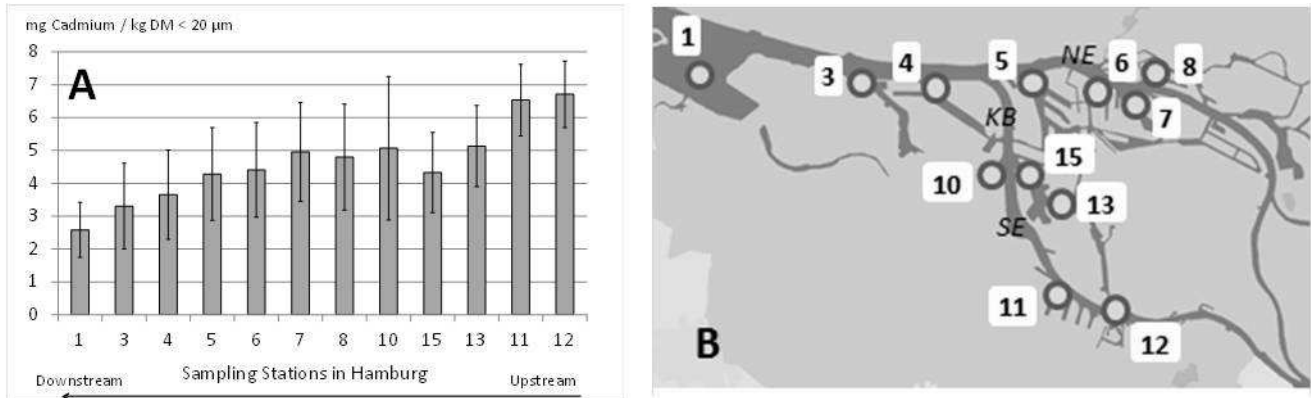
### Heavy metal concentrations in surface sediments

Since the 1990s, the uppermost sediment layer (0-5 cm) is sampled each year in June at different stations over the length of the port area (fig. 2). In 2011 and 2012, sampling was additionally carried out in July and September/October. These recently deposited surface sediments represent – like a snapshot – the current state of contamination at the time directly before sampling.

As expected, the cadmium concentration of the fine-grain fraction in the uppermost sediment layer shows a gradient, with values decreasing from upstream to downstream stations due to mixing of fluvial with marine sediments (fig. 2). Fig. 3 and fig. 4 show that in years, when flood events with extreme water levels occurred (2003, 2006, 2010, 2011 and 2013), the concentrations of heavy metals in the fine-grain fraction < 20 µm in June were above average values, while the concentrations in July and October 2012 were significantly lower (in 2002, samples were taken before the flood in August). In 2011, increased values in the uppermost sediment layer were only recorded for Cd, Zn and Hg, while the concentrations of Cu and Pb were unremarkable (fig. 4).

When the heavy metal concentrations were significantly increased in the fine-grain fraction, the concentration gradient over the length of the port was weak or not detectable (fig. 3), while the concentrations at the upstream stations were comparable to other years (data not shown). This leads to the conclusion that at these sampling dates the sediments in the uppermost layer were mainly of fluvial origin, without significant dilution with marine material.

In 2010 and 2013, sampling was carried out during high water discharges, when also the heavy metal concentrations in the suspended solids at Seemannshöft had been above average (fig. 1). In 2011, water discharge levels had decreased at the time of sampling, but the suspended solids still showed elevated values of Hg, Zn and Cd (see above). In 2003 and 2006, the uppermost sediment layers were sampled after the extreme flood events, when water discharge and heavy metal concentrations at Seemannshöft had already decreased. This may indicate that the suspended particles in the near-bottom layer still show an influence of the flood (i.e. high proportion of fluvial material) while its influence is no longer detectable in the upper part of the water column, where the samples of suspended matter are taken from.



**Fig 2:** Cadmium concentration in the fine-grain fraction < 20 µm of surface samples (0-5 cm) as mean values of 18 sampling dates from 2000 to 2013 (A: bars indicate standard deviation) and position of sampling stations 1-12 (B)

Cd in fr. <20 µm		Downstream											
		1	3	4	5	6	7	8	10	15	13	11	12
2000	Juni												
2001	Juni												
2002	Juni												
2003*	Juni												
2004	Juni												
2005	Juni												
2006	Juni												
2007	Juni												
2008	Juni												
2009	Juni												
2010*	Juni												
2011*	Juni												
	Juli												
	Sept												
2012**	Mai												
	Juli												
2012**	Okt												
2013*	Juni												

**Fig 3:** Cadmium concentration in the uppermost sediment layer, fraction < 20 µm (black: Cd > 5.5 mg/kg, dotted: Cd 5.4-4.2 mg/kg, stripe: Cd 4.2-3 mg/kg, white: Cd < 3 mg/kg). Position of sampling station s. fig 2

	00	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	11	11	11	12	12	12	13
	Jun	Jun	Jun	Jun	Jun	Jun	Jun	Jun	Jun	Jun	Jun	Jun	Jul	Sep	Jun	Jul	Okt	Jun
Pb				+			<u>+</u>			-	+					-	-	+
Cd				+							+	<u>+</u>		+		-	-	+
Zn				+			+				+	+	+	+	+	-	-	<u>+</u>
Hg	+	<u>+</u>	+	+			+					+				-		
Cu				+			+				<u>+</u>					-	-	+

**Fig 4:** Statistical comparison of heavy metal concentration in the fine-grain fraction < 20 µm of the uppermost sediment layer (0-5 cm) 2000 - 2013 (two-way-ANOVA, factors sampling date and station, + significantly higher, - significantly lower; maximum values underlined)

### Heavy metal concentrations in dredged material

Though sediments in the port were analyzed regularly before dredging, not all areas had to be dredged in the same frequency. Therefore, only three main dredging areas (SE, NE and KB, fig. 2) are considered for statistical analysis. For these areas, sufficient data from sediment cores are available, covering the time span from 2004 to 2012 (NE) and 2013 (SE, KB), respectively. The heavy metal concentrations in SE are significantly higher than in KB and NE due to its location in the upstream area of the port.

In all areas, the heavy metal concentrations in the sediments were significantly higher in 2010, 2011 and 2013 compared to 2012, whereas from 2004 to 2009, only minor variations over time were recorded (data not shown). In 2010 and 2013, water discharge was high in the summer while the sedimentation rate was low. Sedimentation was characterized by a low amount of fine-grain fraction. In 2011, not only core samples but also suspended solids and the uppermost sediment layer showed increased concentration levels of Hg, Cd and Zn in summer, though the water discharge had already decreased (see above).

Thus, the heavy metal concentrations in the fine-grain fraction reflect mainly the concentration level in the uppermost sediment layer and in the suspended solids. Only in 2006, markedly higher values were recorded in the uppermost sediment layer in June than in the core samples taken in July. This can be explained by the fact that the sedimentation rate rose sharply between the two sampling dates, leading to a higher proportion of marine material in the core samples.

### Conclusion

On the one hand, high water discharge levels lead to an increase in heavy metal concentrations in the fine-grain fraction of the sediments of the Port of Hamburg. On the other hand, they are accompanied by very low sedimentation rates and a low proportion of fine-grain fraction in the sediment. An analysis of heavy metal loads in dredged materials in the context of flood events is still to be carried out.

### References

- [1] FGG Elbe (2013): Darstellung des Hochwassers 2013 im Einzugsgebiet der Flussgebietsgemeinschaft (FGG) Elbe. [www.fgg-elbe.de](http://www.fgg-elbe.de), 36 S.
- [2] Böhme M. et. al (2005): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002, Umweltforschungszentrum – UFZ (Hrsg.), Magdeburg, 101 S.
- [3] Schubert, B.; C. Pies and C. Heil (2009): Schadstoffmonitoring von Schwebstoffen und Sedimenten in Ästuaren. in: Aspekte des Schadstoffmonitorings an Schwebstoffen und Sedimenten in der aquatischen Umwelt. 18. Chemisches Kolloquium am 16./17. Juni 2009– Tagungsband. BfG-Veranstaltungen 7/2009 68–75.

# Die Bedeutung hydrologischer Extremereignisse für die Schadstoffführung der Elbe und ihrer Nebenflüsse

Schwartz R., Bergemann M., Keller I.  
Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg

## Abstract

*In the space of only one decade five extreme flood events happened in the catchment area of the Elbe, where relevant flood driven pollution transport occurred by strong discharges. On the other hand five extreme low water events appeared with very low discharges. Both hydraulic extreme shows a significant change in the pollution regime of the Elbe and their tributaries compared to the annual average. This effected the concentrations of the aqueous phase as well as the content of the suspended solids and the resulting loads of typically Elbe inorganic and organic pollutants. The objective is to draw the attention to element specific as well as typical regional characteristics by selected examples. This takes place in view of the importance the high water driven remobilisation of partly highly polluted old sediments and the combined high water driven long-distance transport, as well as the adequate weighting of high water events in the calculating procedure of contaminant loads. Observing pollutant loads during long time low water phases it can be concluded to the amount of the continuously entry of contaminants into the river system, for example by old mining drainage tunnels or by inherited waste in or nearby waters. This knowledge is relevant for derivation of the geogene background values and the establishment of less strict environment quality objectives.*

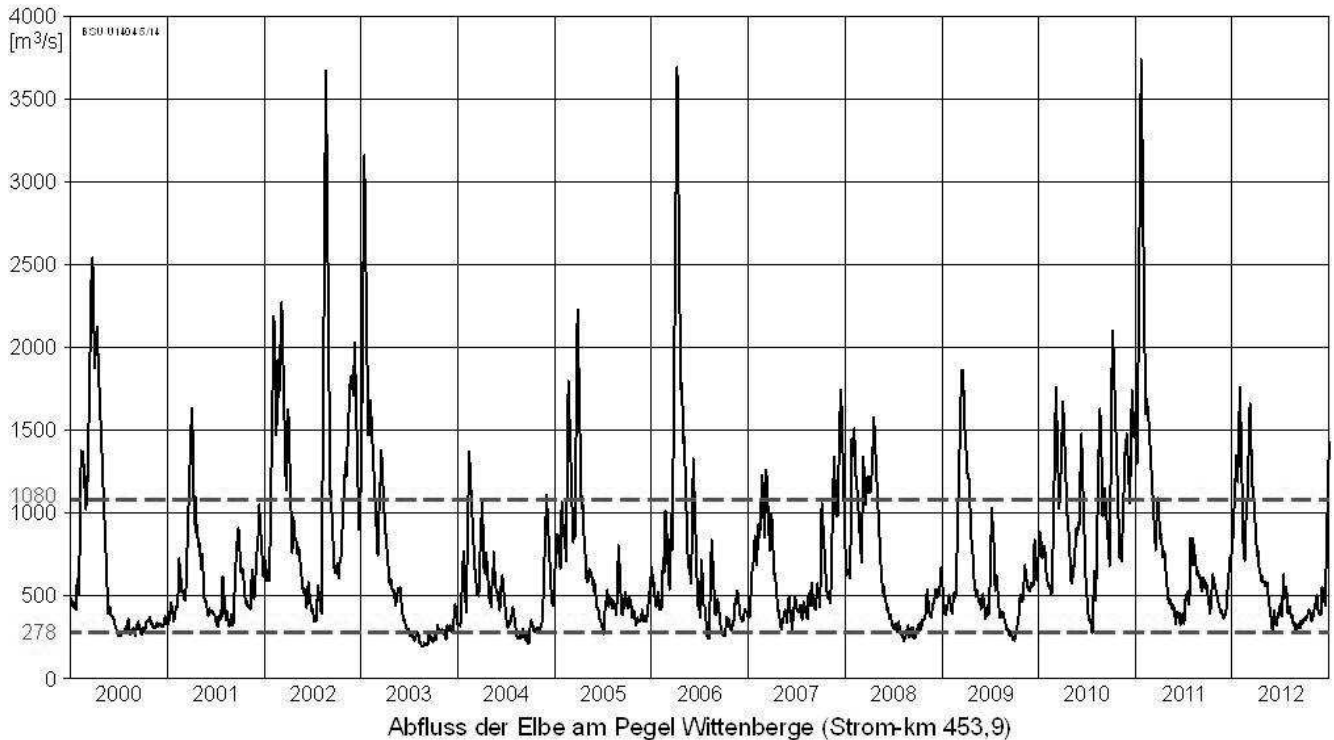
## Einleitung

Innerhalb nur eines Jahrzehntes hat es im Einzugsgebiet der Elbe fünf Hochwasserereignisse gegeben, bei denen es aufgrund sehr großer Abflüsse zu relevanten hochwasserbedingten Schadstofftransporten gekommen ist. Andererseits kam es während dieses Zeitraumes auch zu fünf Niedrigwasserereignissen, mit sehr geringen Abflüssen. Beide hydrologische Extreme führen zu einer signifikant gegenüber dem Jahresdurchschnitt veränderten Schadstoffführung der Elbe und ihrer Nebenflüsse. Betroffen hiervon sind sowohl Konzentrationen in der Wasserphase als auch Gehalte in Schwebstoffen und resultierend Frachten elbetypischer anorganischer und organischer Schadstoffe. Von Bedeutung ist zum einen die hochwasserbedingte Remobilisierung von z.T. hoch belasteten Altsedimenten und der damit verbundene hochwasserbedingte Schadstoff-Ferntransport, als auch auf die angemessene Wichtung von Hochwasserereignissen bei der Ermittlung von Schadstoff-Jahresfrachten. Über die Betrachtung der Schadstoffführung während ausgedehnter Niedrigwasserphasen lassen sich Rückschlüsse bilden auf den Anteil kontinuierlich in das Flusssystem eingetragener Schadstoffe, beispielsweise aus Altbergbau-Entwässerungsstollen oder Altlasten im und am Gewässer. Diese Erkenntnisse sind relevant bei der Ableitung von geogen bedingten Hintergrundwerten und der Festlegung von weniger strengen qualitativen Umweltzielen gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Außerdem bilden die Ergebnisse einen wichtigen Baustein innerhalb des Sedimentmanagementkonzeptes der FGG Elbe [1] zur Erreichung überregionaler Handlungsziele.

Abbildung 1 zeigt die Abflussganglinie der Elbe am Pegel „Wittenberge“ (D-Elbe km 453,9) der Jahre 2000 bis 2012. Außerdem enthalten sind die Kennlinien für die hydrologischen Extremereignisse (Hochwasser:  $\geq 1.080 \text{ m}^3/\text{s}$  sowie Niedrigwasser:  $\leq 278 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Eine Über- bzw. Unterschreitung dieser Kennlinien hat zur



Folge, dass die in diesem Zeitraum gewonnenen Proben mit ihren Inhaltsstoffen (Wasserphase und Feststoffe) im Folgenden im Vergleich zum jeweiligen Jahresdurchschnitt gesetzt werden.



**Fig. 1:** Discharge hydrograph of Elbe River (Gauge „Wittenberge“ - German River km 453,9) including events above and below the mean hydrological extremes

## Auswirkungen hydrologischer Extremereignisse

Das Erkennen und Beschreiben der wesentlichen Ursachen der Schadstoffbelastung der Elbe und ihrer relevanten Nebenflüsse, deren zeitliche und räumliche Differenzierung, sowie die hiervon ausgehenden Risiken für die Umwelt, stehen seit Langem im Fokus [2]. Insbesondere nach dem Extremhochwasser der Elbe vom August 2002 stellte sich die Frage nach der hochwasserbedingten Schadstoffverfrachtung [3]. Für das Elbegebiet unterhalb der deutsch-tschechischen Grenze wurde ein Messprogramm für hydrologische Extremereignisse (Hochwasser/Niedrigwasser) durch die Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe) im Jahr 2012 erstellt [4] und erstmalig für das Elbehochwasser 2013 umgesetzt [5]. Zusätzlich zu den extremen Hochwasserereignissen - die zumeist im Blickfeld des Interesses stehen - werden an dieser Stelle auch die extremen Niedrigwasserereignisse im Hinblick auf die Schadstoffführung eingehend betrachtet.

## Wasserphase

Aus den Box-Plots der Abbildung 2, die die Quecksilber- und Kupferkonzentrationen (Probenahmestation „Seemannshöft“ (D-Elbe km 628,9), Abfluss-Bezugspegel „Neu-Darchau“ (D-Elbe km 536,4), Wasserphase (gelöst, filtrierte Probe), Zeitraum 2000 - 2012) während hydrologischer Extremereignisse in Relation zum langjährigen Mittel zeigen, wird beispielhaft deutlich, dass sich elbetypische anorganische und organische Schadstoffe (elementspezifisch) entweder während der Hochwasserphasen (z.B. Hg) oder während der Niedrigwasserphasen (z.B. Cu) aufkonzentrieren. Ersteres deutet darauf hin, dass es im Hochwasserfall zu einer anlassbezogenen Schadstofffreisetzung (z.B. aufgrund der Rücklösung aus hoch belasteten Altsedimenten) kommt; letzteres darauf, dass es sich um einen kontinuierlichen, aktuellen Stoffeintrag (z.B. über die Entwässerungstollen des Altbergbaus) handelt.

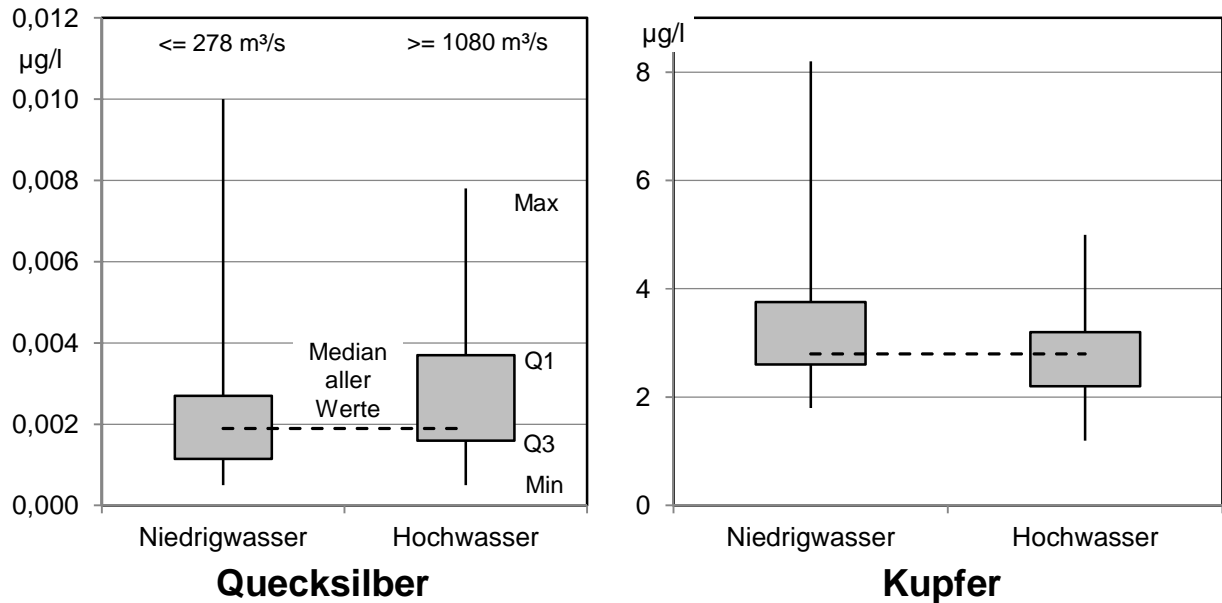


Fig. 2: Mercury and Copper concentrations during hydrological extremes in relation to longtime average

### Feststoffphase

Die Box-Plots der Abbildung 3 zeigen die Quecksilber- und Kupfergehalte (Probenahmestation „Seemannshöft“, Abfluss-Bezugspegel „Neu-Darchau“, Feststoff (frische schwebstoffbürtige Sedimente), Zeitraum 2000 - 2012) während hydrologischer Extremereignisse in Relation zum langjährigen Mittel. Deutlich wird, dass es während der extremen Hochwasserereignissen zu erhöhten Gehalten kommt (Remobilisierung von hoch belasteten Altsedimenten). Extreme Niedrigwasserphasen - zumeist während der Sommermonate - haben dagegen zur Folge, dass es zum einen zum Absinken der mineralischen (höher belasteten) Partikel kommt sowie zum anderen zu einer relativen Abreicherung infolge der verstärkten Bildung organischer Partikel (Algenblüte).

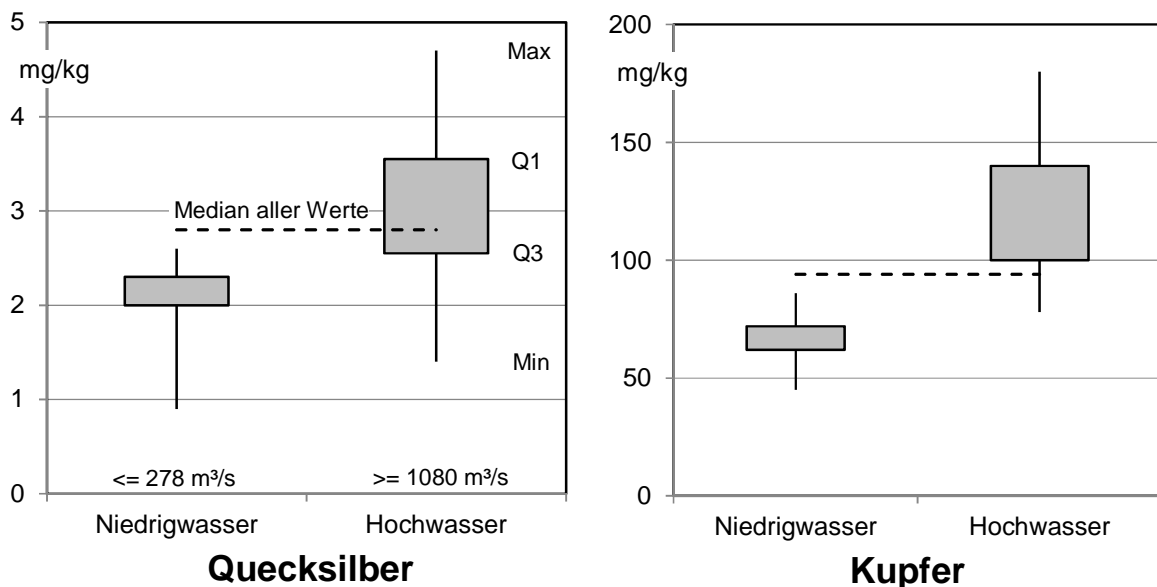
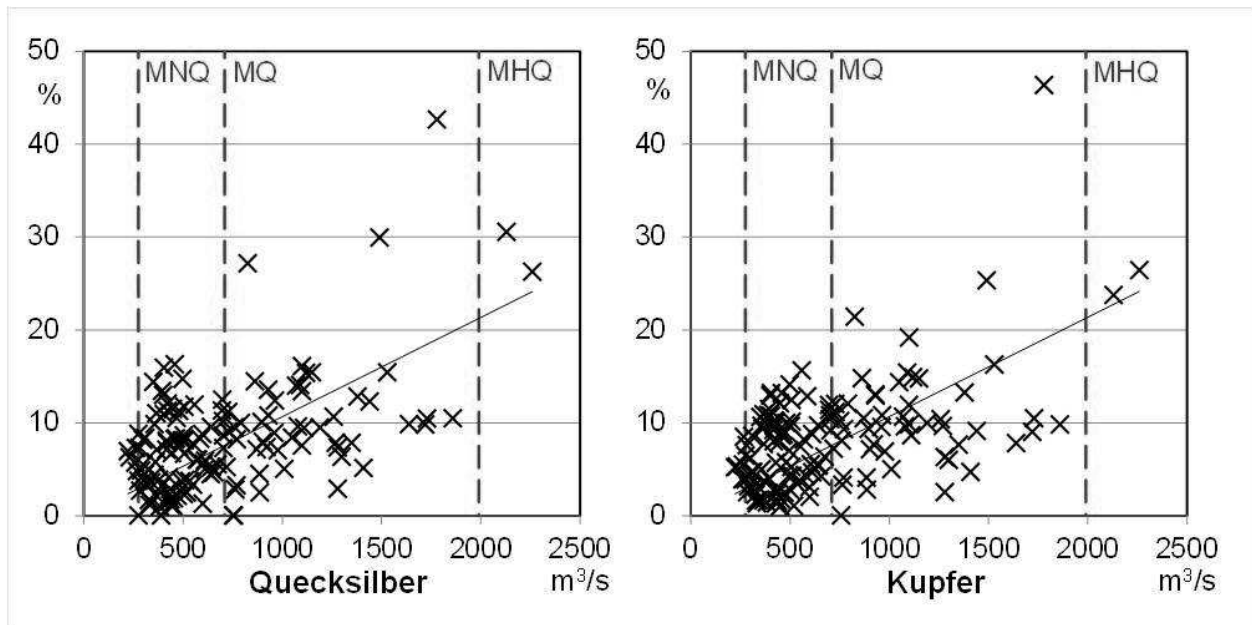


Fig. 3: Mercury and Copper contents during hydrological extremes in relation to longtime average

## Frachten

Aus der Abbildung 4, die den relativen Anteil der partikulären Monatsfracht von Quecksilber und Kupfer an der jeweiligen Jahresfracht zeigt (Probenahmestation „Schnackenburg“ (D-Elbe km 474,6), Pegel „Wittenberge“ (D-Elbe km 456,3), Zeitraum 2000 - 2012) wird deutlich, dass Hochwasserereignisse maßgeblichen Einfluss auf die Schadstoff-Jahresfracht nehmen können. Je nach Hochwassertyp (Quellregion) und hydrologischer Vorgeschichte können die monatlichen Frachtanteile über 40 % der Jahresfracht ausmachen.



**Fig. 4:** Comparison of discharge and relative proportion of monthly to annual load of particulate mercury and copper

## Fazit

Hydrologische Extremereignisse nehmen elementspezifisch (und sicherlich auch räumlich differenziert) wesentlichen Einfluss auf die Schadstoffführung der Elbe und ihrer diesbezüglich relevanten Nebenflüsse. Bedeutsam sind diese Ergebnisse z.B. bei der angemessenen Wichtung von Hochwasserereignissen bei der Ermittlung von Schadstoffjahresfrachten. Über die Betrachtung der Schadstoffführung während ausgedehnter Niedrigwasserphasen lassen sich z.B. Rückschlüsse auf den Anteil kontinuierlich in das Flusssystem eingetragener Schadstoffe bilden. Diese Erkenntnisse sind bei der Ableitung von geogen bedingten Hintergrundwerten und der Festlegung von weniger strengen qualitativen Umweltzielen zu beachten.

## Literatur:

- [1] FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT ELBE (2013): Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele, FGG Elbe (Hrsg.), Magdeburg, 92 S.
- [2] BERATUNGSZENTRUM FÜR INTEGRIERTES SEDIMENTMANAGEMENT (2008): Zusammenfassungen der Studien zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet - Ursache und Trends sowie Bewertung von Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet, BIS Hamburg (Hrsg.), 95 S.
- [3] BÖHME M. ET AL. (2005): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002, Umweltforschungszentrum - UFZ (Hrsg.), Magdeburg, 101 S.
- [4] FLUSSGEBIETSGEMEINSCHAFT ELBE (2012): Messprogramm für hydrologische Extremereignisse an der Elbe, FGG Elbe (Hrsg.), Magdeburg, 27 S.
- [5] SCHWANDT D. & HÜBNER G. (2014): Das Messprogramm Extremereignisse beim Junihochwasser der Elbe 2013, BfG Koblenz (Hrsg.), 17 S.

# A new approach to nutrient recycling in small river basins—importance of fish ponds nutrients and suspended solids retention

Potužák Jan, Duras Jindřich

## Introduction

Fish ponds are important part of hydrological system of the Czech Republic. They naturally have a high retention potential for nutrients coming from non-point, diffusion and small point sources. High amount of soil erosion particles and nutrients generated from these sources are deposited in fish ponds and they are thus available to nutrient recycling in small river basins. Crucial role plays fish pond sediment, mostly containing high amount of nutrients [1]. These nutrients (especially phosphorus) represent potential eutrophication risk for surface waters in the lower part of a river basin. From this point of view, fish pond harvesting is an important moment when high amount of suspended solids and particulate phosphorus is transported downstream [2, 3]. Current areal rape and corn growing together with unsustainable agricultural management and characteristic of field structure highly increase erosion processes of agricultural land. This situation results in high loss of soil particles rich in nutrients and decrease of organic matter as well as general decline of soil fertility [4]. It is therefore important to focus on possibilities to return nutrient rich fish pond sediment back on the field and refresh nutrient cycle in the landscape. The main aim of this paper is to present important results of our investigation including new approach of nutrient recycling and effective landscape management. Proposed concept could reduce high level of eutrophication of surface waters, decrease of water reservoirs infilling and also elimination of nutrients and soil particles loss from agricultural landscape.

## Material and methods

Povodí Vltavy, state enterprise, has been carrying out systematic monitoring nutrient balances of important fish ponds in upper Vltava river basin since 2010. The main hydrologic characteristics are shown in table 1. Detailed description of sampling and process of balance evaluation were described in [5, 6, 7].

## Results and discussion

We selected nine large fish ponds (60 - 449 ha) with a different fishery management and trophic state (slightly eutrophic to hypertrophic). Two fish ponds were extensively managed (Staňkovský and Hejtman I), without manuring and supplementary fish feeding. Semi-intensive, two years long (harvesting every two years) fish pond management with both manuring and supplementary feeding was practised on the other fish ponds. Total fish production varied between 278 – 1,057 kg ha<sup>-1</sup> per fish breeding cycle. The amount of applied organic manure and the feed consumption for the same period was 2,000 – 3,600 and 390 – 1,800 kg ha<sup>-1</sup>, respectively. Systematic monitoring aimed at mass balance of these ponds was carried out in period 2010 - 2013. The real retention of the total phosphorus (TP) and suspended solids (SS) was – 33 to +79% and – 372 to +71% per year, respectively. Retention of the TP and SS was influenced by several factors such as the fish pond harvesting, hydromorphology, outflow depth, fishery management etc. The total specific outflow of TP and SS from fish pond river basin varied between 9.7 to 112.1 kg km<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> and between 992 to 18,078 t km<sup>-2</sup> y<sup>-1</sup> respectively. The highest total specific outflow of SS and the second highest outflow of TP was found from the drainage basin of the fish pond Horusický where arable land covered almost 60 % of its area and high influence of soil erosion appeared. The highest total annual specific outflow of TP was recorded during the mass balance monitoring of the fish pond Buzický (tab. 2). The highest load of TP (more than 80% of the whole TP input) came from point pollution sources especially from the waste water treatment plant (WWTP) Blatná. This WWTP was not equipped by P elimination technology and moreover functioning of discharge relief was far

from optimum. Despite of very high load of organic and P pollution fish pond Buzický exhibited one of the highest real retention of TP (tab. 2).

Draining and fishponds harvesting seriously impacted annual TP and SS retention (tab. 2). The amount of the TP and SS outflowing from fishponds during harvesting varied between 0.04 to 4.5 t and 28 to 1,972 t respectively and formed 0.4 – 26% and 0.7 – 55% of the total annual TP and SS outflow. Therefore, it is important to mitigate the concentration of TP and SS in outflowing water during the fish pond harvesting [1, 2]. One possibility is dredging of sediments from fish collecting pool before the harvest begin. This practise appeared to be relatively effective. For example, during the dredging of sediments from the Horusický fishpond collecting pool 1.5 t of TP was removed [8]. Considerable amount of P compounds and suspended solids could be removed from the water system as prevention of eutrophication risks and stream bed clogging with mud. Paralelly, (usually) valuable material with high potential for subsequent use is obtained.

## Conclusions

Fish ponds have considerable potential for TP and SS retention and they are important transformation elements which could play an important positive and/or negative role in transport processes in catchments. We see good opportunity to control eutrophication using fish ponds in the system of P recycling in small river basins (fig. 1).

Excepting fish production, sediments were important profit from fish ponds in the past. These sediments were important in fertilising of farmland. Gradual development in sediment mining technologies, implementation of mineral fertilisers, increasing of allochthonous compounds in the environment and more restrictive legislative requirements, cause the decrease of the interest in the fish pond sediment utilising. During fish ponds harvesting, sediments are transported down the stream often without any control and finish their way in large water reservoirs. Sediment mining from large water reservoirs is – as well as sediment transport - very expensive and therefore non-effective. Moreover, extensive risk of contamination threatens the sediment during the transport through the river basin. What could disable subsequent use of the sediment i.e. application on the arable land. Most of people see in fish ponds only their fish production function. But, fish ponds could provide many all-society important functions for example: water retention and enhancement of short water cycle, retention of nutrients from small point sources, natural waste water treatment in conditions where building of classic WWTP is unrealistic. The only thing is to prove and to evaluate all this potential properly maybe by the means of ecosystem services approach.

We are confident that the time came to actively use fish ponds for retaining nutrients and for recycling them (+ matter from erosion). It seems that integrated management of drainage basins based on ecosystem services and recycling of water and nutrients are the only chance for better water quality of many water bodies affected by eutrophication.

**Table 1:** Basic hydrological characteristics of investigated fish ponds during 2010 – 2013 (HRT – hydraulic retention time).

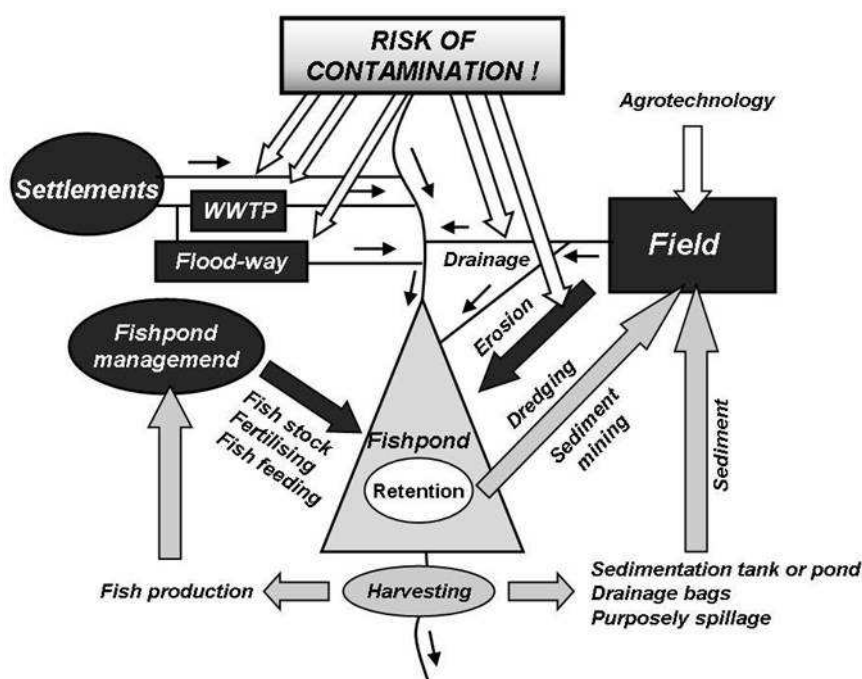
Locality	Year	HRT	Area	Volume	River basin area
		[days]	[ha]	[10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> ]	[km <sup>2</sup> ]
Rožmberk	2010 -	16 – 24	449	5,953	1,381.3
Horusický	2012 – 2013	84 – 230	415	3,970	56.6
Staňkovský	2011	96	246	6,330	122.2
Dehtář	2011 – 2012	146 – 445	246	4,257 – 5,168	91.1
Labuť	2012 – 2013	91 – 146	100	1,873	37.8
Hejtman I	2011	17	80	1,460	166.8
Ratmírovský	2012	15	78	1,300	169.6
Hejtman II	2012	19	68	1,600	142.3
Buzický	2012 – 2013	24 – 61	60	900	47.8

**Table 2:** The annual real and potential retention of the total phosphorus (TP), the real retention of suspended solids (SS), the total annual specific outflow of TP and SS from fish ponds river basins.

Locality	Year	Retention of TP				Retention of SS		Total annual specific outflow from fishpond river basin	
		Real		Potential**		Real		TP	SS
		[%]	[t]	[%]	[t]	[%]	[t]	[kg km <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> ]	[t km <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> ]
Rožmberk	2010*	-7	-1.86	28	7.81	-129	-3217	20.2	1,803
	2011	6	0.80	32	4.32	-75	-1026	10.3	992
	2012*	-9	-1.77	29	5.78	-40	-1089	14.4	1,084
Horusický	2012	79	2.87	59	2.14	71	303	64.0	7,581
	2013*	-15	-0.53	47	1.71	-2	-18	64.1	18,078
Staňkovský	2011	66	1.63	48	1.20	71	230	20.4	2,700
Dehtář	2011	45	0.43	67	0.64	39	41	10.4	1,156
	2012*	-33	-0.64	54	1.06	-372	-763	21.5	2,250
Labuť	2012*	-18	-0.10	47	0.28	-224	-130	12.8	1,535
	2013	-13	0.11	48	0.40	-13	-22	22.1	4,404
Hejtman I	2011	29	0.48	28	0.47	29	76	9.7	1,557
Ratmírovský	2012*	1	0.07	27	1.44	6	57	32.2	5,227
Hejtman II	2012*	9	0.49	30	1.51	-1	-10	36.5	5,452
Buzický	2012	61	2.88	43	2.01	-56	-76	97.9	2,844
	2013*	34	1.83	32	1.72	-34	-117	112.1	7,293

\* the year of the fish pond harvesting

\*\* according to Hejzlar et al. 2006



**Fig. 1:** The diagram of the total phosphorus (TP) and suspended solids (SS) recycling in the small river basin

#### Literature:

- [1] Potužák, J., Duras, J. (2012): Výlov rybníků – kritické období z pohledu emisí fosforu? Sborník konference Vodárenská biologie. 52 – 59s.
- [2] Faina R., Gergel J., Přikryl I. (1994): Attempt in reduction of effluents from carp ponds during their fishing out. Book of Abstracts - Aquaculture and Water Resource Management, International Symposium, Stirling 21 – 25.6.1994.
- [3] Mikšíková, K., Dostál, T., Vrána, K., Rosendorf, P. (2012): Transport sedimentu a fosforu při výlovu malých vodních nádrží. Vodní hospodářství 62 (6), 203 – 208s.
- [4] Ministerstvo zemědělství České republiky (2014): Příručka ochrany proti vodní erozi, 54s, ISBN 978–80-7084–996-5.
- [5] Duras J., Potužák J. (2010): Nový způsob monitoringu rybníčních lokalit zaměřený na látkové bilance. Sborník semináře *Revitalizace Orlické nádrže*, 12. -13. 10. 2010, Písek. Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, 2010. ISBN 978–80-254–9014-3: pp. 93–97.
- [6] Schneider, O., Sereti, V., Eding, E.H., Vereth, J.A.J. (2005): Analysis of nutrient flows in integrated intensive aquaculture systems. *Aquacultural Engineering* 32: 379-401.
- [7] Hejzlar J., Šámalová K., Boers P., Kronvang B., (2006): Modelling phosphorus retention in lakes and reservoirs.- *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 6: 487 – 494.
- [8] Potužák J., Duras J. (2013): Jakou roli mohou hrát rybníky v zemědělské krajině? Sborník konference Vodárenská biologie 2014, 5. – 6. února 2014, Praha, Česká republika, Říhová Ambrožová Jana (Edit.), str. 176 – 184.

# Když acidifikace ustupuje...

Duras Jindřich, Potužák Jan

## Resumé

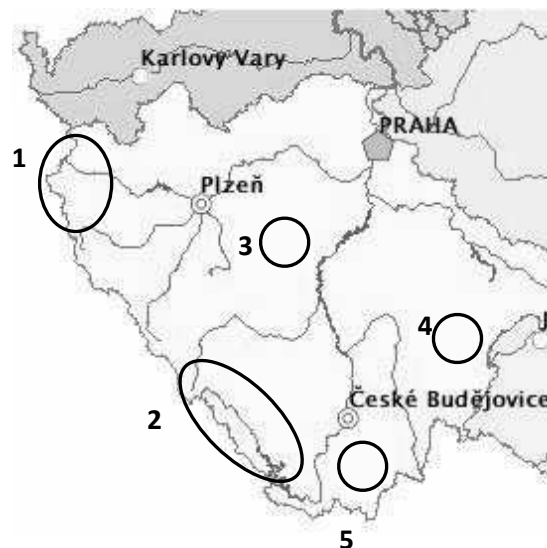
*Despite of the fact that process of acidification is relatively well known we are often disappointed by “unexpected” consequences of recovery of formerly acidified lakes. It is difficult to present systematic data because proper monitoring was conducted at several localities only. Subsidence of acidification is often followed by increased trophic state of a reservoir. Phosphorus cycle is influenced not only by chemical factors (decreased Al input, absence of nitrates as redox buffer that enables control of P by Fe), but by biological changes, too. Cyprinid fish proliferate and eliminate large species of zooplankton, submersed macrophytes are restricted by lower transparency of water turbid by algae, etc. Drinking water use of the water is also threatened by increased concentrations of humic substances. Situation develops in different watersheds in different ways and prognoses are still not reliable.*

## Úvod

Acidifikace je známý fenomén, jenž doprovázel rozvoj především těžkého průmyslu. Příčina acidifikace, tedy vysoké emise SO<sub>2</sub> a částečně i NO<sub>x</sub>, už byla z velké části odstraněna: v ČR poklesly roční emise SO<sub>2</sub> od roku 1990 na méně než desetinu a emise NO<sub>x</sub> na necelou polovinu, přičemž nejdramatičtější změna se odehrála do r. 2000 (údaje ČHMÚ). Tím byl položen základ k tomu, aby se acidifikované ekosystémy začaly vracet do „původního“ stavu.

**Fig. 1:** Regions where changes of water quality were systematically monitored:

- 1/ Český les (Böhmerwald), Mže River upstream the city Tachov (Lučina)
- 2/ Šumava (Böhmerwald): Vltava inflowing Lipno Reservoir (Pěkná) and Otava River upstream the city Sušice
- 3/ Brdy: Obecnice Reservoir near Příbram
- 4/ Karhov Reservoir near Jindřichův Hradec
- 5/ Malše River inflowing Římov Reservoir (Pořešín)

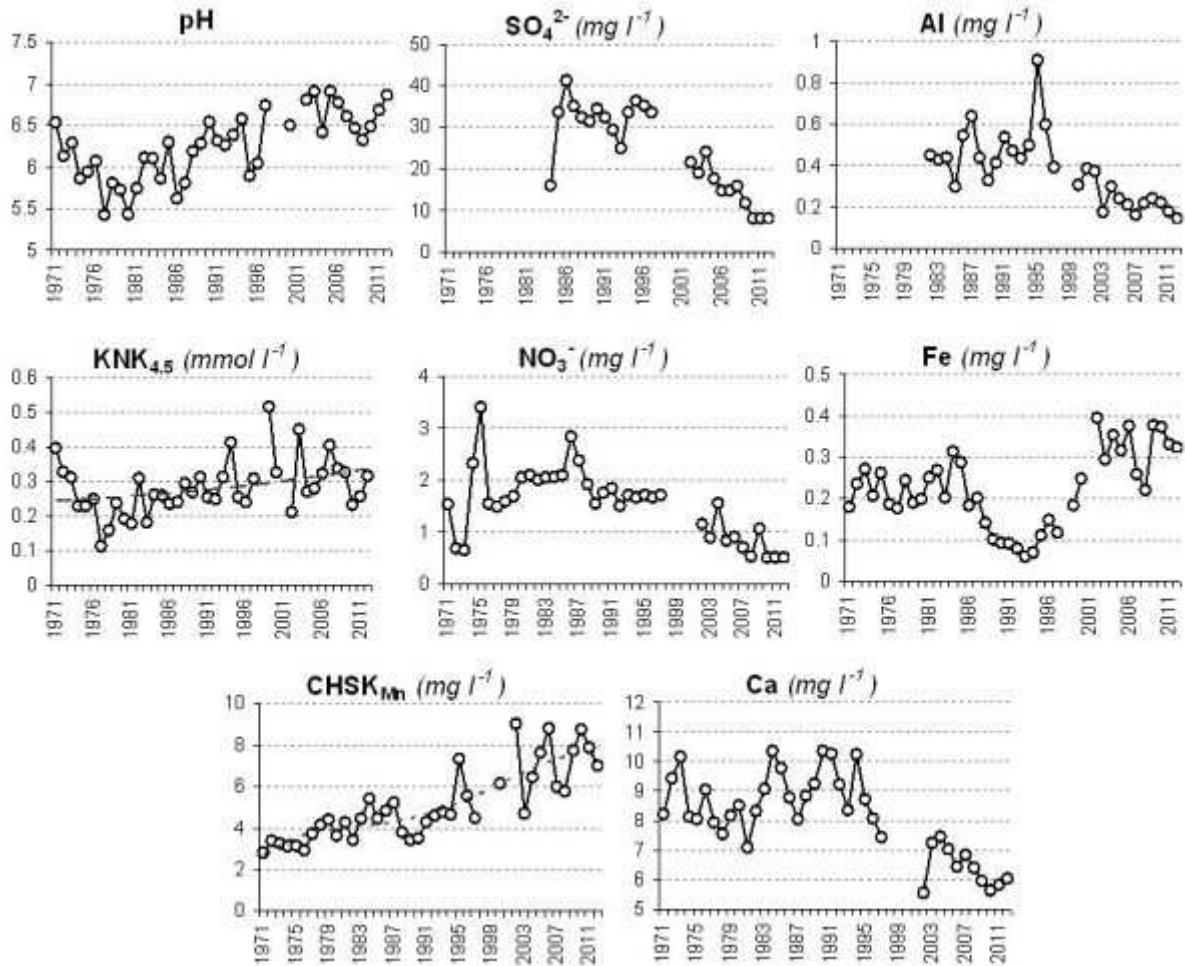


Návrat do toužebně očekávaného “původního” stavu s sebou ovšem nese potíže, které nebyly zcela očekávány: zvýšené vyplavování huminových látek z rašelinných oblastí a zvyšování trofie dřívě v zásadě bezproblémových vodárenských nádrží. Mechanismem procesů probíhajících v půdách, kde se rozhoduje o vlastnostech vody infiltrující do povrchových vod, se u nás soustavně zabývá např. tým prof. Kopáčka, např. [1]. Depozicí síranů a dusičnanů dochází nejen ke změnám kyselosti půdního roztoku (rozpuštění Al a dalších kovů, které toxicky působí na metabolismus půdy), ale také k dotaci redox aktivních látek do prostředí s vysokou zásobou organického uhlíku (rašelina a rašelinné půdy) a k vyrovnávání poměru biogenních prvků přísunem N. Důsledkem jsou změny ve vyplavování DOC – aktivně se uplatňují ovšem i další faktory, jako např. teplota, hydrologický režim, potenciálně i kořenový systém rostlin (zejména vrb) a další [2]. Unikátní kombinace a vývoj jednotlivých faktorů brání široké aplikaci zjištěných poznatků. Proto předkládáme několik praktických výsledků, které snad umožní lepší pohled na problematiku ustupující acidifikace.

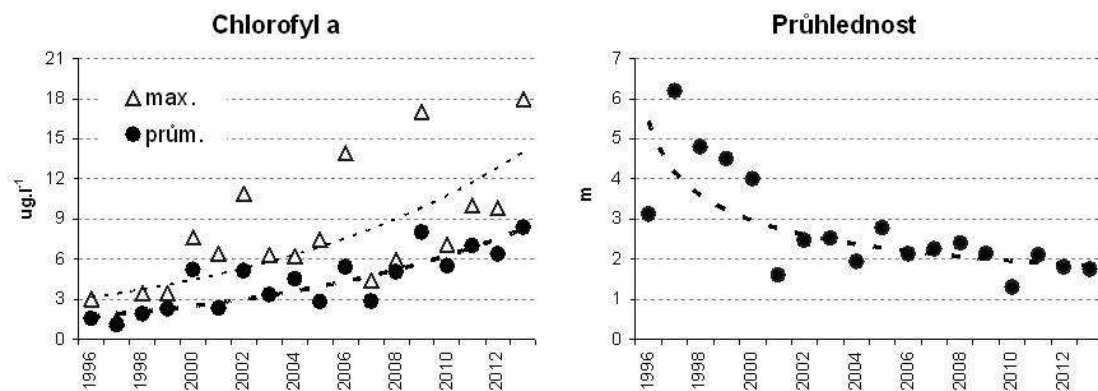


## Výsledky a diskuse

### Brdy: vodárenská nádrž Obecnice



**Fig. 2:** Drinking water reservoir Obecnice. trends of water quality parameters associated with process of acidification. Annual means.  $KNK_{4,5} = ANC_{4,5}$ ;  $CHSK_{Mn} = COD_{Mn}$ .

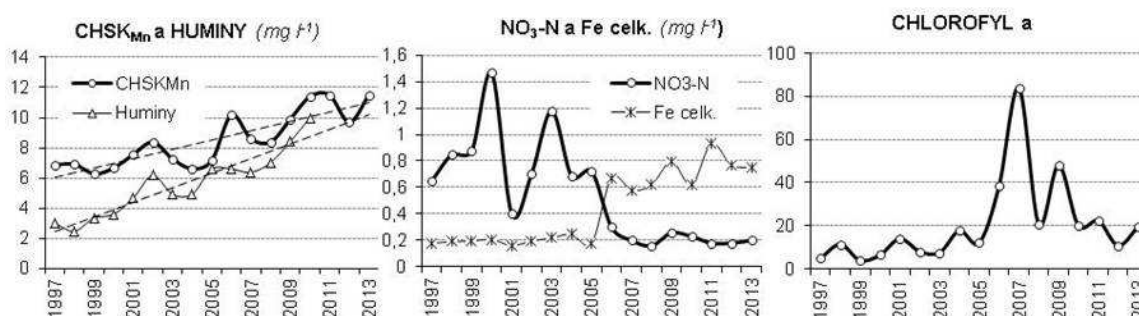


**Fig. 3:** Reservoir Obecnice. Trends of two trophic indicators: concentration of maximum and mean algal biomass (Chlorophyll a) and water transparency (Průhlednost). Mean values IV.-IX.

Přestože chemické poměry ve VN Obecnice vypadají již stabilizované (fig. 2), není zřejmé, jak bude pokračovat stále stoupající trend  $CHSK_{Mn}$ . Zároveň je pořád ještě neukončená reakce ekosystému nádrže samotné. V rybí obsádce se prosazuje okoun a kaprovité ryby (lín, perlín, plotice), také štika. Trofie nádrže stále stoupá, jak je vidět z vývoje maxim a průměrných hodnot chlorofylu a a z poklesu průhlednosti vody (fig. 3).

### Vodárenská nádrž Karhov

Malá přehradní nádrž (26,6 ha, 0,285 mil m<sup>3</sup>, 668 m n. m.) sloužila před nástupem acidifikace (50. léta 20. stol.) jako běžný středně úživný rybník. Po acidifikaci, která s sebou přinesla i oligotrofizaci, byl chov ryb opuštěn a bylo zahájeno vodárenské využívání, které pokračovalo až zhruba do r. 2005, kdy došlo k prudkému nárůstu biomasy fytoplanktonu (r. *Gonyostomum*) a voda se stala neupravitelnou.



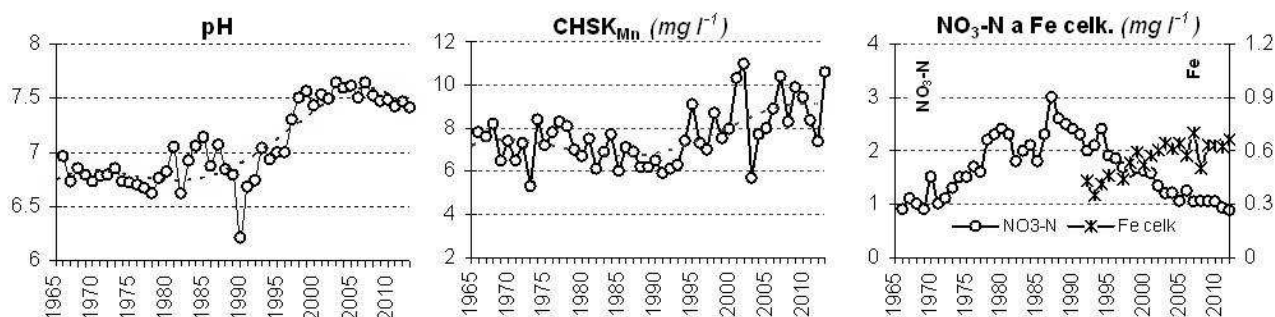
**Fig. 4:** Drinking water reservoir Karhov. Trends of annual mean concentrations of humic substances (as  $COD_{Mn}$  and Humic compounds), nitrate nitrogen with total Fe and biomass of algae (as Chlorophyll a)

Snížený přísun Al v jarních měsících jednak uvolnil reprodukci kaprovitých ryb (lín, perlín, plotice) a jednak už Al nebyl schopen efektivně odstraňovat fosfor z vodního sloupce. Zároveň snížený obsah dusičnanových iontů nedokázal puřovat pokles redox potenciálu za anoxických podmínek u povrchu sedimentu, Fe tak přecházelo do vodního sloupce a s ním i sloučeniny P. Tím došlo k podpoře růstu fytoplanktonu a vzniku vegetačního zákalu, jenž znamenal zastínění, a tedy konec populací vodních makrofyt (vymizel chráněný druh pobřežnice jednokvětá *Littorella uniflora*). Paralelně se uplatnil i pro-eutrofizační vliv rybní obsádky (potlačení většího zooplanktonu a přímá recyklace P). Vodárna musela být urychleně rekonstruována, protože situace neměla jiné (limnologické) řešení.

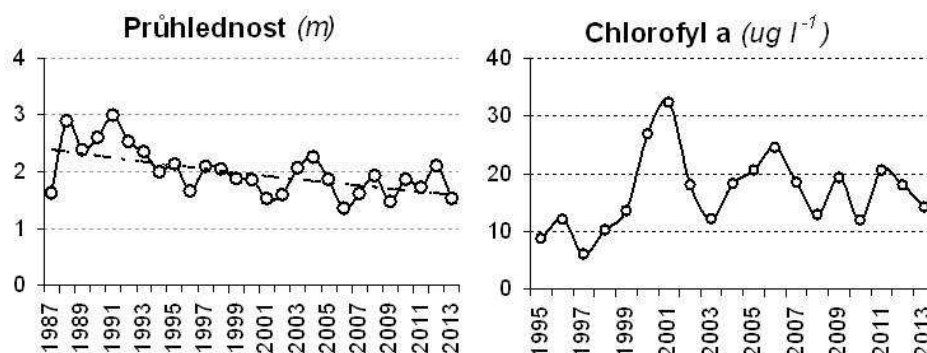
Je otázka, zda situaci ve VN Karhov můžeme již považovat za stabilizovanou, jak by naznačovala nejen většina chemických parametrů, ale také vývoj biomasy fytoplanktonu.

### Vodárenská nádrž Lučina u Tachova

Poměrně průtočná nádrž s výraznou reakcí na ústup acidifikace (fig. 5). Kolem r. 2000 se projevilo i zvýšení trofie jako snížení průhlednosti vody a zvýšení biomasy fytoplanktonu, včetně vodního květu sinic (fig. 6). Situace v nádrži se zřejmě postupně stabilizuje, ale úroveň trofie zůstává mírně vyšší než v době působení acidifikace, a to i přesto, že zdrojů fosforu v povodí nádrže spíše ubylo a vstup P do nádrže se mírně snížil.



**Fig. 5:** Drinking water reservoir Lučina. Water quality trends ( $CHSK_{Mn} = COD_{Mn}$ , Fe celk = Fe tot)



**Fig. 6:** Reservoir Lučina. Trends of two trophic indicators: water transparency and concentration of algal biomass (Chlorophyll a)

## Ostatní lokality

Fenomén ustupující acidifikace lze pozorovat v řadě povodí, kde se může projevit velmi specificky. Například v západní části Šumavy (Železnorudsko), kde je obsah huminů v povrchových vodách nízký, sice nacházíme zvýšené hodnoty pH a pokles obsahu dusičnanů a síranů, ale  $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$  se měřitelně nezvyšuje.

Zjímavá je situace v povodí Malše. V profilu Pořešín (ústí do VN Římov) je doložen sice výrazný pokles obsahu síranů i dusičnanů a vzrůst koncentrace Fe, ale hodnoty pH se v zásadě nezměnily a obsah huminových látek ( $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$ ) se zdá po zvýšení v letech 2008–2010 vracet k předchozím hodnotám.

Horní tok Vltavy na přítoku do VN Lipno vykazuje ve většině ukazatelů obdobný průběh (pokles koncentrací síranů a dusičnanů, vzestup Fe), ale obsah Ca se opět mírně zvyšuje (zemědělství?), hodnota pH naopak spíše klesá a vzrůst hodnot  $\text{CHSK}_{\text{Mn}}$  není tak výrazný. Odezva nádrže, kde se soustavně průhlednost naopak mírně zvyšuje a biomasa fytoplanktonu zhruba zůstává stejná, je zřejmě ovlivněna především opatřeními v povodí, kde byla zavedena eliminace P i u malých bodových zdrojů znečištění (rekreační objekty).

## Závěry

Se zhoršením jakosti vody zejména ve vodárenských nádržích po ustoupení acidifikace nikdo nepočítal. Řešení naléhavých kauz proto není jednoduché nejen vlivem nedostatku poznatků základního výzkumu, ale i nedostatků v dřívějším i aktuálním systému monitoringu jakosti vod, kde chybí dostatečné časové řady relevantních ukazatelů. Z těchto důvodů a také proto, že ekosystémy se změnou srážek nevracejí do „původního“ (možná předpověditelného?) stavu, ale „někam jinam“, je velmi obtížná jakákoli předpověď dalšího vývoje situace v postižených lokalitách. To činí obtížným například návrhy rekonstrukcí vodárenských technologií. Proto se autoři rozhodli informovat alespoň o výsledcích získaných na několika odlišných lokalitách a vybízejí k cílenému průzkumu (včetně adekvátního monitoringu) acidifikovaných oblastí.

### Literatura:

[1] Kopáček, J. et al. (2013): Nitrogen, organic carbon and sulphur cycling in terrestrial ecosystems: linking nitrogen saturation to carbon limitation of soil microbial processes. *Biogeochemistry*, DOI 10.1007/s10533-013-9892-7. Springer.

[2] Výzkum možností minimalizace obsahů organických škodlivin ve zdrojích pitných vod v Krušných horách (2013). VÚLHM, v.v.i., BC AVČR, v.v.i., Lesy ČR, s. p., POH, s. p., Landestalsperrenverwaltung Sachsen, Euroregion Krušnohoří. Závěrečná zpráva projektu Programu na podporu přeshraniční spolupráce mezi ČR a Svobodným státem Sasko – projekt 100018967.

# Význam Bíliny jako historického a současného zdroje znečištění pro nakládání se sedimenty v povodí Labe

Jiří Medek

## Resumé

*This study on polluted sediment was supposed to identify areas of concern according to their relevance on occurrence of polluted sediments in the lower course of Bílina river and lower course of the Czech part of Elbe river basin and identification of those sites that pose the greatest risk to downstream areas in terms of distribution contaminated material. The content of pollutants and their relevance within the areas of concern in the Elbe river basin, sediment amounts estimation, risk of sediment remobilization during extreme flows are mentioned. This project was supported by the Free and Hanseatic City of Hamburg as a part of ELSA project.*

## Úvod

Povodí Labe, státní podnik, byl nositelem projektu na vypracování studie, která měla nalézt lokality s kontaminovanými sedimenty a posoudit významnost rizika těchto lokalit pro management sedimentů v mezinárodním povodí Labe.

## Záměr projektu

Povodí řeky Bíliny, zejména ve své dolní části, zahrnuje oblast, která byla v minulosti velmi ovlivněna lidskou činností (těžba a zpracování hnědého uhlí, chemický průmysl, energetika, rozsáhlé změny charakteru krajiny a terénní úpravy, skládky průmyslového a komunálního odpadu, rozvoj lidských sídel apod.). Problematice ochrany životního prostředí včetně ochrany hydrosféry však nebyla v minulých dobách věnována odpovídající pozornost, takže povodí Bíliny patřilo koncem 80. let z hlediska životního prostředí k nejvíce zatíženým oblastem s celou řadou negativních dopadů jak na kvalitu ovzduší, tak na kvalitu hydrosféry. Znečištění řeky Bíliny bylo velmi vysoké, což se negativně projevovalo nejen v kvalitě říční vody, ale i v kvalitě sedimentů. Alarmující byly nejen hodnoty základních chemických ukazatelů (nerozpuštěné a rozpuštěné látky, ukazatele oxidovatelnosti, kyslíkové deficity), ale typické byly i zvýšené nálezy organických chlorovaných polutantů (např. DDT, HCB, PCB), fenolických látek či zvýšené obsahy některých kovů (např. rtuti). Zdrojem této kontaminace byl především chemický průmysl v Záluží u Litvínova a v Ústí nad Labem, těžba hnědého uhlí a plynárenství. Svůj negativní podíl měly i nečištěné průmyslové a komunální odpadní vody a nezabezpečené skládky. V řece Bílině docházelo k usazování sedimentů, jejichž kvalita byla negativně ovlivněna kvalitou vody a které se stávaly potenciálním rizikem pro budoucnost. Znečištění řeky Bíliny a jejích sedimentů představovalo problém i pro řeku Labe, kam říční voda včetně kontaminovaných plavenin odtékala a kam byly epizodně posunovány i říční sedimenty. Znečištění řeky Bíliny negativně ovlivňovalo celý úsek českého Labe mezi Ústím nad Labem a státní hranicí. K usazování sedimentů v tomto úseku dochází v omezené míře v protékaném korytě řeky, významnější objemy sedimentů se nacházejí v břehové zóně a v okolí koncentračních hrázek. Uložení těchto sedimentů je za normálních hydrologických podmínek relativně stabilní, riziko odnosu těchto sedimentů však hrozí epizodně při velkých průtocích, např. za situace přelítí koncentračních hrázek.

Problematika říčních sedimentů včetně modelování jejich usazování, resp. odnosů a dalších kvantitativních charakteristik byla řešena v rámci přípravných prací a studií na splavnění tohoto úseku Labe, resp. na výstavbu plavebního stupně Březno. Hlavní pozornost byla však věnována sedimentům v korytě řeky, resp. v plavební dráze, ostatní aspekty včetně koncentračních hrázek byly řešeny pouze okrajově či nebyly řešeny vůbec.

Rovněž otázce kontaminace těchto sedimentů nebyla věnována patřičná pozornost. V zájmové oblasti je několik profilů, na kterých probíhal a probíhá pravidelný monitoring jakosti vody. Monitoring sedimentů, resp. pevných matric byl a je omezen pouze na některé profily, např. na profil u měřicí stanice Labe – Děčín, který je zařazen do mezinárodního programu měření Labe (Mezinárodní komise pro ochranu Labe) nebo na profil Labe – Střekov, který charakterizuje situaci nad zaústěním řeky Bíliny do Labe. Systematický monitoring sedimentů v dolní části povodí Bíliny nebyl prováděn.

V roce 2010 byly německou stranou pozorovány epizodní zvýšené výskyty DDT v hraničním profilu Labe – Hřensko-Schmilka, které byly potvrzeny českou stranou. Tyto nálezy svědčily o tom, že na české straně se stále vyskytuje potenciální zdroj kontaminace, z něhož může docházet k epizodnímu uvolňování některých znečišťujících látek, což negativně ovlivňuje kvalitu sedimentů, resp. hydrosféry níže po toku. V této souvislosti bylo provedeno v roce 2011 šetření Českou inspekcí životního prostředí za účasti Povodí Ohře, státního podniku. Závěry potvrdily, že možným zdrojem kontaminace je oblast soutoku Bíliny a Klíšského potoka v oblasti Ústí nad Labem. Současně se jevílo jako velmi pravděpodobné, že vedle omezeného množství kontaminovaných sedimentů v povodí řeky Bíliny je potřeba hledat další lokality s kontaminovanými sedimenty na Labi v úseku od Ústí nad Labem po státní hranici. Výše uvedené skutečnosti vedly k návrhu projektu na vypracování studie “Význam Bíliny jako historického a současného zdroje znečištění pro nakládání se sedimenty v povodí Labe”.

Hlavním cílem bylo odstranit informační deficity týkající se zejména:

- množství uložených sedimentů v dolním povodí řeky Bíliny a v dotčeném úseku řeky Labe,
- míry kontaminace těchto sedimentů znečišťujícími látkami, zejména látkami typu DDT a HCB, jejichž potenciální historický zdroj byl v povodí Bíliny prokázán, a dále dalšími látkami ze seznamu relevantních znečišťujících látek pro nakládání se sedimenty, který schválila ad hoc skupina expertů Management sedimentů Mezinárodní komise pro ochranu Labe,
- potenciálně rizikových lokalit s uloženými sedimenty a jejich možném uvolňování a následném transportu ve vazbě na hydrologické poměry.

Řešená oblast zahrnovala řeku Bílinu od jezu Jiřetín po soutok s Labem a řeku Labe od Střekova po státní hranici. Na řešení studie se vedle Povodí Labe, státního podniku jako nositele projektu podíleli další partneři: Povodí Ohře, státní podnik, Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy a společnost DHI, a.s. Praha. Projekt byl zahájen na podzim roku 2012, většina prací byla provedena během roku 2013 a jeho ukončení proběhlo v dubnu 2014.

## Výsledky

V rámci studie byla zpracována rozsáhlá rešerše. Na jejím základě a na základě místních znalostí správců povodí doplněných terénním průzkumem byly vytipovány konkrétní lokality, ve kterých může docházet k ukládání sedimentů. Tyto sedimenty s obsahem škodlivých látek mohou jako stará zátěž představovat riziko pro management sedimentů níže po toku v mezinárodním povodí Labe.

Byly navrženy vzorkovací plány pro Bílinu a Labe. Hlavní pozornost byla u řeky Bíliny věnována místům s uloženými sedimenty v toku. Hlavní pozornost byla u řeky Labe věnována bočním strukturám, které jsou sice spojeny s řekou, ale jsou protékány jen za vyšších průtoků, tj. prostorům za koncentračními stavbami, starým ramenům, přístavním bazénům apod. Celkem bylo studováno 18 lokalit na Labi včetně dvou pozadových a 9 lokalit na Bílině. V souladu se vzorkovacími plány byly s použitím standardních akreditovaných postupů odebrány vzorky, které byly následně analyzovány s použitím akreditovaných standardních zkušebních metod. U odebraných vzorků byly rovněž provedeny zrnitostní analýzy, jejichž výsledky byly využity při odhadu rizika remobilizace sedimentů. Vzhledem k povodňové situaci v červnu 2013 musely být odběrové práce a analýzy zopakovány v červenci 2013, aby výsledky odpovídaly aktuálnímu stavu po této extrémní povodni.

Z hlediska kvality sedimentů byla zmapována míra kontaminace sedimentů v jednotlivých lokalitách, přičemž byly pro škodlivé látky relevantní pro Labe využity dolní a horní prahové hodnoty uvedené v závěrečné zprávě

„Správná praxe pro nakládání se sedimenty v povodí Labe“, který zpracovala skupina expertů Management sedimentů Mezinárodní komise pro ochranu Labe. Lze konstatovat, že u sedimentů ze všech sledovaných lokalit jsou překračovány horní prahové hodnoty, tj. jejich kvalita je z pohledu managementu sedimentů v mezinárodním povodí Labe nevyhovující a riziková. Na Labi se jedná zejména o významně zvýšené obsahy p,p'-DDT a jeho metabolitů a hexachlorbenzenu, jejichž zdroje jsou, resp. byly ve sledované oblasti na Labi a Bílině. Dále jsou významně zvýšené obsahy některých kovů a metaloidů, zejména rtuti, kadmia, olova, mědi, zinku a arsenu. Zatímco ke kontaminaci sedimentů olovem, arsenem, mědí a částečně rtuť přispívají zdroje ve sledované oblasti, u zinku, kadmia a částečně rtuť pochází významné znečištění z oblastí povodí Labe výše po toku. Extrémní kontaminace mědi v oblasti Povrly patrně souvisí s místní kovohutí. Nebyla prokázána kontaminace labských sedimentů pentachlorbenzenem a isomery hexachlorcyklohexanu, ojedinělé nálezy souvisí se zdroji v povodí Bíliny. Obsahy polychlorovaných bifenyly vykazují rozkolísané hodnoty, které souvisejí s plošnou kontaminací v celém povodí Labe. Zdroje těchto látek a negativní ovlivnění ve sledovaných oblastech nebylo prokázáno. Významná je i kontaminace polycyklickými aromatickými uhlovodíky, jejichž zdroje leží jak výše po toku, tak ve sledované oblasti, zejména v povodí Bíliny. Na kontaminaci sedimentů těmito látkami se pravděpodobně spolupodílí i lodní doprava, neboť nejvyšší nálezy jsou zejména v oblasti přístavních bazénů. Souvislost s lodní dopravou je rovněž patrná u tributylcínů, jehož nejvyšší nálezy jsou v oblasti přístavních bazénů. Na Bílině se jedná o zvýšené obsahy těžkých kovů a metaloidů, zejména rtuti, kadmia, mědi a arsenu. Vysoké obsahy jsou v téměř celé sledované oblasti, nejvyšší nálezy byly v oblasti Záluží a v Ústí nad Labem. Zvýšené obsahy p,p'-DDT a jeho metabolitů byly prokázány pouze v některých lokalitách, zejména v oblasti Komořany a v Ústí nad Labem, přičemž výsledky jsou značně rozkolísané. Kontaminace hexachlorbenzenem byla prokázána pouze v závěrečném úseku v Ústí nad Labem, takže pravděpodobně souvisí s chemickým průmyslem v této oblasti. Významná je kontaminace isomery hexachlorcyklohexanu zejména v oblasti Záluží a Komořany, kde jsou obsahy u některých vzorků extrémní. Toto znečištění patrně souvisí s místním chemickým průmyslem, přímý dopad na kvalitu labských sedimentů neštěstí nebyl prokázán. V rozporu s rešerší nebyla prokázána kontaminace sedimentů ze sledovaného úseku Bíliny polychlorovanými bifenyly, ojedinělé nálezy jsou pouze v oblasti Ústí nad Labem. Významné jsou i obsahy polyaromatických uhlovodíků, zejména v oblasti Komořan a Hostomic.

Na základě výsledků z jednotlivých lokalit a s přihlédnutím k míře kontaminace sedimentu v pozadové lokalitě Labe – Střekov, tj. nad soutokem s řekou Bílinou v Ústí nad Labem bylo diskutováno, které škodlivé látky mají svůj zdroj v zájmové oblasti a které přicházejí z oblastí Labe výše po toku. K potvrzení závěrů byly využity i rozborů čerstvých sedimentů, které přinesla červnová povodeň z oblastí výše po toku. U lokalit na Labi byla provedena diskuse vlivu povodně na míru kontaminace v jednotlivých lokalitách. Výsledky potvrzují, že během této extrémní povodně došlo k pohybu kontaminovaných sedimentů, jejich odnosu a ukládání níže po toku, což se projevilo i výraznými změnami obsahu škodlivých látek v jednotlivých lokalitách. Na příkladu mědi v lokalitě Labe – Povrly bylo rovněž zdokumentováno ovlivnění jakosti sedimentů lokální zátěží jako důsledek zaplavení oblastí mimo tok Labe.

Co se týče odhadu množství sedimentů, byl proveden jejich kvalifikovaný odhad, přičemž se kombinoval terénní průzkum a zmapování lokalit se studiem dostupných podkladů. Bylo odhadnuto, že ve sledovaných lokalitách je uloženo celkem cca 20700 m<sup>3</sup> říčních sedimentů, z toho cca 7200 m<sup>3</sup> v dolní části řeky Bílina a cca 13500 m<sup>3</sup> v povodí dolního Labe mezi Ústím nad Labem a státní hranicí.

Při odhadu míry rizika remobilizace byly využity postupy matematického modelování s využitím znalosti zrnitostních dat. Vzhledem k rozdílu ve velikosti a charakteru toku Bíliny a Labe byl zvolen rozdílný typ hydrodynamických modelů – pro Bílinu byl použit 1D hydrodynamický model a pro Labe 2D hydrodynamický model. Výstupem těchto modelů jsou odhady počátku pohybu sedimentů ve vazbě na hodnotu průtoku, který byl na Labi vztažen k limnigrafickému profilu Ústí nad Labem a na Bílině k limnigrafickému profilu Trmice. Jednotlivé lokality byly zařazeny do sedmibodové stupnice, která vyjadřuje stupeň nebezpečí odnosu sedimentu ve vazbě na průtok, resp. M-dennost či N-letost průtoku. Výstupy byly zpracovány v tabulární a grafické formě jako přehledný mapový podklad.

Pro posouzení rizika významnosti jednotlivých lokalit pro mezinárodní povodí Labe byl zvolen metodický přístup doporučený skupinou expertů „Management sedimentů“ Mezinárodní komise pro ochranu Labe, který vychází z principu kombinace trojice hledisek pro jednotlivé lokality, tj. míry kontaminace škodlivými látkami relevantními pro Labe, odhadu množství uložených sedimentů a jejich schopnosti remobilizace za vyšších průtoků. S použitím těchto kritérií se jako velmi významné jeví na Labi čtyři lokality: L1 Loubí slepé rameno, L8 Malé Březno koncentrační stavby, L9 Malé Březno koncentrační stavby a L10 Povrly koncentrační stavby. Jako středně významné je možno označit na Labi dalších pět lokalit: L5 Boletice n. L. Vilsnice koncentrační stavby, L6 Nebočady Nebočadský luh, L7 Těchlovice koncentrační stavby, L12 Svádov koncentrační stavby a L13 Svádov koncentrační stavby. Na Bílině se jako velmi významná jeví lokalita B2 Ústí nad Labem pod vtokem Klíšského potoka a jako středně významná lokalita B1 Ústí nad Labem pod přemostěním. Silně kontaminované sedimenty z lokalit B7 Komořany a B8 Záluží mají omezenou schopnost remobilizace, takže mohou představovat riziko pro oblasti v povodí Labe jen za velmi vysokých průtoků. Tato situace je obdobná s lokalitami přístavů na Labi v Krásném Březně, kde sice jsou zvýšené obsahy některých kontaminantů, ale k jejich uvolnění může dojít pouze za velmi vysokých vodních stavů, kdy dojde k přelítí hrází ochranných přístavů.

## Závěry

V rámci studie Význam Bíliny jako historického a současného zdroje znečištění pro nakládání se sedimenty v povodí Labe byly zdokumentovány lokality s výskytem uložených sedimentů včetně odhadu množství sedimentů, rizika jejich remobilizace za vyšších vodních stavů a celkového rizika pro management sedimentů v mezinárodním povodí Labe. Významným přínosem bylo zjištění míry kontaminace sedimentů z těchto lokalit znečišťujícími látkami relevantními pro Labe. Projekt dále posloužil jako modelový příklad pro jiné části mezinárodního povodí Labe, neboť některé přístupy a zkušenosti jsou přenositelné. Po metodické stránce byla snaha využít činnost skupiny expertů Management sedimentů Mezinárodní komise pro ochranu Labe, která v časové paralele s projektem dokončila svoji práci na závěrečné zprávě Správná praxe pro nakládání se sedimenty v povodí Labe, do níž se mohly promítnout i zkušenosti z tohoto projektu.

Vypracování studie bylo finančně podpořeno Svobodným a hansovním městem Hamburg v rámci balíčku projektů “ELSA”.

# The significance of polluted sediments in the Elbe River floodplain

## Význam znečištěných sedimentů v nivě Labe

RNDr. Dagmar Chalupová, Ph.D., Prof. RNDr. Bohumír Janský, CSc., Doc. Jakub Langhammer, Ph.D., RNDr. Miroslav Šobr, Ph.D. (Charles University in Prague)  
Ing. Jiří Medek, Ing. Stanislav Král (Povodí Labe, s.p. Hradec Králové)  
RNDr. Michal Černý, Ing. Miroslav Žáček, Ph.D. (Geomin)  
Ing. Petr Jiřinec, RNDr. Jana Kaiglová (DHI, a.s.)  
RNDr. Jarmila Halířová, RNDr. Drahomíra Leontovyčová (CHMI, Prague, Brno)

### Resumé

*The aim of the project provided by the Hamburg Department for Urban Development and the Environment (Freie und Hansenstadt Hamburg – Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt) and agreed by the International Commission for the Protection of the Elbe River (ICPER) was to identify the significance of old polluted sediments in the Elbe River and its side structures (old meanders, cut lakes, oxbow lakes) between Pardubice and Mělník (confluence with the Moldau River).*

*The contaminants bound to the sediment particles can be stabile, but under changes in hydrological regime and water quality (floods, changes in pH, redox-potential, presence of complex substances etc.), they can be released and remobilized again.*

*Within the project, two localities were selected – the area of Neratovice (chemical factory Spolana, Inc.) and Pardubice (chemical factory Synthestia, Inc.; refinery PARAMO). The chemical factories situated close to these towns represented the most problematic polluters of the Elbe River especially during 2<sup>nd</sup> half of 20<sup>th</sup> century. On the basis of a background research and pilot monitoring, sediment sampling was carried out. The chemical analyses were focused on substances identified by ICPER as well as chemicals considered as significant in the previous explorations (heavy metals, PCB, DDT, HCH, PAHs etc.). The results of grain structure analysis were used for modelling the remobilization of contaminated matter during floods. At the selected river sections, maps of overflow and discharge velocity (Q1, Q5, Q20, Q100) were created.*

*To summarize, the results of the project provided information of the amount of polluted sediments in the most contaminated localities in the middle course of the Elbe River and described the possibility of remobilization of the polluted sediments during floods. On the basis of these outcomes, the risk management and environmental measures were suggested to protect the ecosystems from contamination stemming from these old pollution loads.*

### Úvod

Projekt „Význam starých sedimentů v Labi a jeho postranních strukturách v úseku od Pardubic po soutok s Vltavou“ byl zaměřen na zmapování a vymezení hlavních oblastí starého znečištění sedimentů středního Labe zasahující nejen současné koryto řeky, ale také říční nivu včetně starých říčních ramen. Přestože přecházejí znečišťující látky vázané na sedimenty často při následné sedimentaci (pohřbení) do poměrně stabilních forem, během povodní může vlivem proudění, změn pH, redoxního potenciálu nebo např. přítomností komplexotvorných látek dojít k opětné remobilizaci a reaktivaci polutantů. Projekt byl zaměřen na identifikaci těchto zón, jejich zmapování a posouzení jejich rizikovosti z hlediska možné resuspendace kontaminovaných sedimentů během povodňových událostí. Mezi tyto problematické lokality se řadí především oblast Pardubicka zatížená chemickým průmyslem (podniky Synthestia, a.s., a PARAMO) a níže po toku ležící



říční niva pod dalším tradičním chemickým podnikem Spolana Neratovice, a.s. nedaleko soutoku Labe s Vltavou [1].

Na základě výsledků chemických i zrnitostních rozborů sedimentů, terénního průzkumu a za použití a modelu remobilizace sedimentů za různých průtoků v Labi byly z hlediska množství odnosu kontaminovaného materiálu během povodňových událostí určeny nejrizikovější oblasti ve zkoumaném úseku řeky. Situace byla následně vyhodnocena a byla navržena opatření vedoucích ke zlepšení nežádoucího stavu.

## Etapy projektu

Projekt byl rozčleněn do několika etap. V první etapě byla provedena rešerše relevantních podkladů včetně vyhodnocení znečištění korytových sedimentů Labe na vybraných profilech [4] [5]. Pro nejrizikovější oblasti byly připraveny mapy záplavových území pro různé N-leté průtoky. V první fázi monitoringu sedimentů byl proveden odběr směsných subakvatických vzorků v postranních strukturách Labe (Fáze 1). Na základě výsledků těchto analýz byla vytipována místa vhodná pro odběr subakvatických profilů dnových sedimentů do maximální hloubky, kterou použitá technika umožnila a současně byly provedeny vrty v přilehlé labské nivě (Fáze 2). Vzhledem k množství a kvalitě sedimentů byla odborným odhadem vyhodnocena významnost zkoumaných lokalit. K vyhodnocení zatížení sedimentů byly použity podklady schválené MKOL. Riziko vznosu a vyplavení škodlivin bylo posouzeno na základě výsledků matematického modelu zohledňujícího odtokový režim řeky a zrnitostní poměry sedimentů. Na základě těchto výsledků byly určeny nejrizikovější lokality představující z hlediska remobilizace kontaminovaných sedimentů riziko pro jakosti vody v Labi, resp. riziko transportu kontaminantů dále po toku. V takových lokalitách byla navržena sanační opatření vycházející z odhadu předpokládaných nákladů, územních limitů a rizikovosti lokality.

## Metodika

Vzorkování sedimentů probíhalo v souladu s platnými akreditovanými postupy zkušební laboratoře Povodí Labe, státního podniku, které vycházejí z norem ČSN EN ISO 5667. Subakvatické sedimenty byly odebírány ze člunů pomocí pístového záražecího odběráku firmy Eijkelkamp. V případě směsných vzorků sedimentů (Fáze 1) byl odběr ve vytipované lokalitě proveden v několika bodech a získaný materiál následně homogenizován. Během 2. fáze vzorkování byl sediment vytlačen z jádrové trubice do plastového koryta, kde byl rozčleněn na svrchní vrstvu hlubokou 20cm, dále po 30 cm až do 80 cm hloubky a zbývající, nejhlubší část. Tyto segmenty byly pak následně analyzovány odděleně. V rámci této fáze monitoringu byly pomocí strojní vrtné hydraulické soupravy RDBS-1 na pásovém podvozku provedeny rovněž odběry vertikálních profilů sedimentů v nivě. Rozčlenění získaných vrtných jader bylo totožné s členěním subakvatických profilů sedimentů. Polohu odběrových míst využitých při 2. fázi monitoringu přináší obrázek 1 a 2.

## Stručné výsledky analýz

První zkoumanou lokalitou nacházející se po proudu řeky Labe byla oblast Pardubicka. V sedimentech se zde nacházely nejvyšší průměrné koncentrace Zn, Ni, Cr, z organických látek pak průměrné obsahy vyšších kongenerů PCB (118 – 180), hexachlorbenzenu, benzo(a)pyrenu a anthracenu pocházející pravděpodobně z chemických podniků Pardubicka – Synthesia, a.s. (dříve Explosia, později VCHZ Synthesia - výroba výbušnin, látky pro výrobu výbušnin, pigmenty, barviva, AOX) a rafinerie PARAMO, a.s. (mazací oleje, plastická mazadla, asfaltové výrobky)[2]. Staré ekologické zátěže zde vznikaly především v letech 1956 – 1994 a tvořily je především ropné alifatické uhlovodíky, jednoduché aromatické uhlovodíky, chlorované aromatické uhlovodíky, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, arsen a další kovy. Z výsledků statistického zpracování získaných dat byla prokázána velmi vysoká hodnota korelace mezi kovy a organickými látkami naznačující společný původ a blízkost zdroje znečištění.

V oblasti Neratovicka byla zkoumána Libišská tůň a Staré Labe u Obříství ležící nedaleko sebe po toku Labe. Obě obce (Libiš, Obříství) nedisponují žádnými průmyslovými zdroji znečištění. Jedinou výjimku tvoří zemědělská výroba v Libiši, kde by případně mohlo dojít ke kontaminaci hnojivy s vysokými obsahy Cd, Zn a dalších kovů. Mimo tohoto zdroje je pro obě dílčí lokality jediným zdrojem průmyslové kontaminace podnik Spolana, a.s. ležící nad oběma zkoumanými rameny, resp. v bezprostřední blízkosti Libišské tůně [3].

Staré ekologické zátěže Spolany Neratovice tvoří především lineární alfa olefiny, Hg z výroby chlóru pomocí zastaralé technologie „amalgamové elektrolýzy“, DDT, lindan a dioxiny vznikající při výrobě herbicidů a látek pro výrobu Agent Orange. Časová identifikace zátěží je dána zahájením výrob. Chlorované pesticidy včetně složky pro Agent Orange se začaly vyrábět v 60. letech, provozy na výrobu chlóru amalgamovou elektrolýzou a výrobu PVC byly vybudovány v letech 1970 – 1976, v roce 1992 byla zahájena výroba lineárních alfa olefinů (ukončena 2003). K významnému rozšíření kontaminace došlo při povodních v roce 2002, kdy byl téměř celý areál továrny zasažen rozvodněným Labem. Ke kontaminacím bytí zdaleka ne tak velkého rozsahu, dochází i v současné době – např. v roce 2012 obsahovaly odpadní vody ze Spolany, a.s., 8,9 kg Hg, 153 kg Cu, 735 kg Zn a 2580 kg AOX.

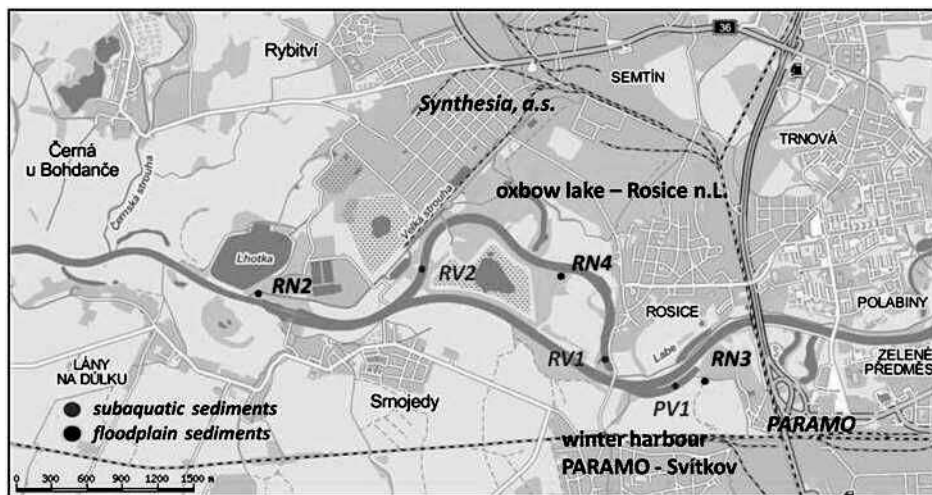


Fig 1: Vertical profile sampling sites near Pardubice

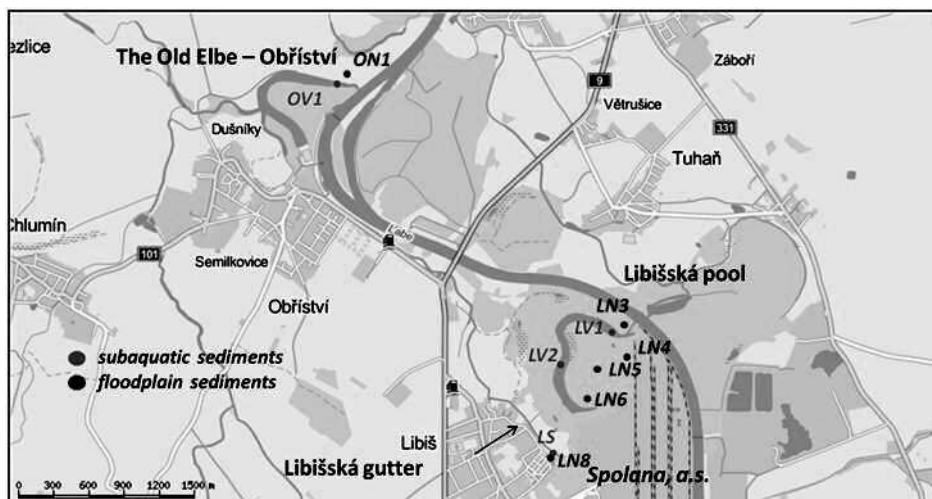


Fig 2: Vertical profile sampling sites near Neratovice

Přestože hlavním zdrojem kontaminace je na Neratovicku tentýž výše zmíněný závod, průměrné obsahy sledovaných látek se u jednotlivých dílčích lokalit (Libiř, Obríství) výrazně lišily a lze konstatovat, že se dokonce vzájemně doplňovaly. V oblasti Libiřské tůně dosahovaly nejvyšších průměrných koncentrací hexachlorcyklohexany, pentachlorbenzen a kongenery PCB153 a 180, zatímco v oblasti Starého Labe u Obríství byly maximální hodnoty zjištěny v případě Hg, Cd, Pb, Cu, As a Cr a dále v případě kongenerů PCB s vyšším číslem (PCB 28–118). Vysvětlením by mohla být skutečnost, že obec Libiř byla na rozdíl od Obríství rovněž významně postižena povodněmi. Statistickým vyhodnocením analýz byly mimo jiné v dílčí lokalitě Libiře zjištěny vysoké hodnoty korelace mezi Hg, Zn, Cu (méně Pb) na jedné straně a  $\alpha$ -HCH, DDD, PCB101, 138–180, benzo(a)pyrenem, anthracenem a fluoranthenem na straně druhé. Původ hojných vysokých hodnot korelace není zcela jasný, nicméně mohl být opět dán společným blízkým zdrojem kontaminace, resp. obdobným

chováním těchto látek při povodních. V případě lokality Obříství byly vysoké hodnoty korelace zjištěny pouze mezi Cd, Cu na jedné straně a kongenery PCB 138–180. Vysokou hodnotu korelace vykazala i Cu s benzo(a)pyrenem a fluoranthenem. Pozoruhodná je vysoká záporná korelace As se všemi organickými látkami vyjma DDT.

Z hlediska posouzení rizika odnosu sedimentu byla na Pardubicku uvažována jak povodeň na Labi, tak i na Jesenčanském potoce, který vytéká z areálu PARAMO a ústí do zimního přístavu PARAMO – Svítkov, kde byla prokázána silná kontaminace. Na základě zrnitostních analýz vzorků sedimentů a z údajů z nejbližší monitorovací stanice bylo vypočteno, že v oblasti starého labského ramene u Rosic bylo nejvyššího rizika remobilizace sedimentů (stupeň 7) dosaženo za vodních stavů odpovídajících Q50 až Q100 ve stanici Přelouč. Za této situace bylo rosické rameno významně protékáno proudem z pravobřežního inundačního území, který způsobil, že plaveniny o koncentraci  $> 0,5 \text{ g.m}^{-3}$  byly vynášeny do koryta Labe. V případě zimního přístavu PARAMO bylo nejvyššího stupně remobilizace sedimentů (stupeň 7) dosaženo při  $> Q100$  v Přelouči, kdy byla celá dolní polovina hráze mezi Labem a lagunou zimního přístavu přetékána. Za těchto vodních stavů v řece docházelo podle modelu k vynášení plavenin do Labe ve vyšších koncentracích. V případě povodně na Jesenčanském potoce byly sedimenty z koryta potoka a z laguny uvedeny do vznosu již za Q10 (průtok navržen na základě hydrologického modelování) v ústí této říčky, kdy byl stupeň nebezpečí odnosu sedimentu o jednotku nižší, než tomu bylo ve výše zmíněných dvou případech.

V oblasti Neratovic bylo kromě povodně na Labi počítáno i s povodňovými stavy na Vltavě, které zasahují do oblasti Starého Labe u Obříství. Šestámu stupni rizika remobilizace sedimentů za  $< Q50$  ve stanici v Kostelec odpovídala v Libišské tůni situace, kdy ze starého ramene vytékal proud unášející plaveniny s koncentracemi přes  $0,1 \text{ mg.l}^{-1}$ , jejichž obsah ve vodě s rostoucím proudem stoupal. Remobilizace sedimentů v Libišské strouze sice za Q10 (průtok navržen na základě hydrologického modelování) nastala, ale během krátké povodňové vlny došlo k opětovné sedimentaci v inundačním území, plaveniny tedy nedosáhly koryta Labe. Za povodně na Labi dosahující  $> Q100$  v Kosteletci došlo k vyplavování mohutného (širokého) koncentrovaného proudu ze starého ramene u Obříství do Labe, což odpovídalo 7. stupni rizika remobilizace sedimentů. Za  $< Q5$  ve stanici Vraňany bylo pak Staré Labe protékáno z Vltavy ve směru proudění Labe, výmoly u pravého břehu ramene blízko výtoku do Labe byly doplněny lokalitou u pravého břehu u přítoku Černavky a riziko remobilizace sedimentů zde odpovídalo 5. stupni.

Jak je tedy z výše uvedeného textu patrné, na Pardubicku bylo nejvyšší riziko remobilizace sedimentů dosaženo ve starém rosickém rameni a v zimním přístavu PARAMO, v oblasti Neratovic pak za povodně na Labi ve Starém Labi u Obříství a v Libišské tůni. Na základě těchto výsledků a chemických analýz sedimentů byla proto nejrizikovější lokality navržena sanační opatření.

#### Literatura:

- [1] 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.
- [2] 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.
- [3] 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
- [4] Medek, J. (2000): Sledování kvality říčních sedimentů v tocích ve správě Povodí Labe. Vodní hospodářství, 50, 11, s. 250 – 251.
- [5] Rudiš, M.; Valenta, P.; Nol, O. (2008): Effects of polluted sediments in flood plains on environment and ground water. VÚV T.G.M., Praha, 81 pp.

# Long-term studies of suspended matter/sediments of Mulde river – local and temporal development of arsenic and heavy metal pollution

**Annia Greif; Uwe Sporbert; Sven Eulenberger**  
*Wismut GmbH, Jagdschänkenstr. 29, 09117 Chemnitz, Germany*

*Suspended matter and sediments may give answers on the pollution state and history of a river system. They combine influences of geogenic and anthropogenic origin. In the cases of the rivers Freiburger Mulde and Zwickauer Mulde in Saxony, Germany, important pollution loads occur already in the upper river sections. Due to transport processes, the pollution is being continuously dispersed downstream. Since 1990, the concentration of pollutants in the river waters has been reduced significantly. In sediments however, the reduction is retarded. The present paper describes the development of pollution loads and concentrations in the Mulde river system. Special focus is thereby on formerly high-polluted river sections which are subject of remediation activities. The results allow to conclude the impact of different pollution sources and attenuation processes. Knowledge of sources and about dispersion processes is useful to optimize remedial activities, including waste water treatment.*

## Introduction

Sediments in rivers and lakes reflect the geochemical fingerprint of each catchment area as a long-term memory. In the past, trace element contents of sediments were used for geochemical prospecting of ore deposits in the Ore Mountains. In the beginning of the nineties information about trace elements were used to characterize the state of anthropogenic pollution of the Mulde catchment area. Current studies of particle-bound contaminants are focused on the efficacy of the remediation activities in mining and smelting areas since 1990, e.g. like the remediation process in Wismut GmbH.

Important geogenic (mineralizations, ore deposits) and anthropogenic (mining, ore processing, metallurgical industries) sources for the elements As, Cd, Cu, Ni, Pb, U and Zn in the environment are located in the upper catchment areas of the rivers Freiburger and Zwickauer Mulde. Three high polluted river sections were detected in the early 1990s [1]: one in river Freiburger Mulde (the mining and smelting region Freiberg: As, Cd, Cu, Pb, Zn) and the other two in river Zwickauer Mulde (the uranium and ancient silver mining and processing region Aue-Schlema: As, U and the uranium processing site Crossen: U) (Fig. 2).

Sampling of sediments is mostly performed by field-tested conventional sampling technique (grab) at the sediment surface. For the sampling of recently generated particulate matter trap systems are used increasingly. Samples are taken from traps in defined time intervals, to determine the subsequent delivery of pollutants into the river systems in response to hydrological and seasonal conditions. Influences of high water fluxes with erosion or resuspension of contaminated materials (like August 2002) can also be detected as seasonal phases with low discharges and more reactive fine grained and organic rich particles.

The European Water Framework Directive [2] focuses on compliance with environmental quality standards for the elements arsenic, copper, zinc and chromium for the solid path (suspended matter). In this regard, arsenic is of high priority in the Mulde river system.

## Spatial distribution and temporal development of pollutants

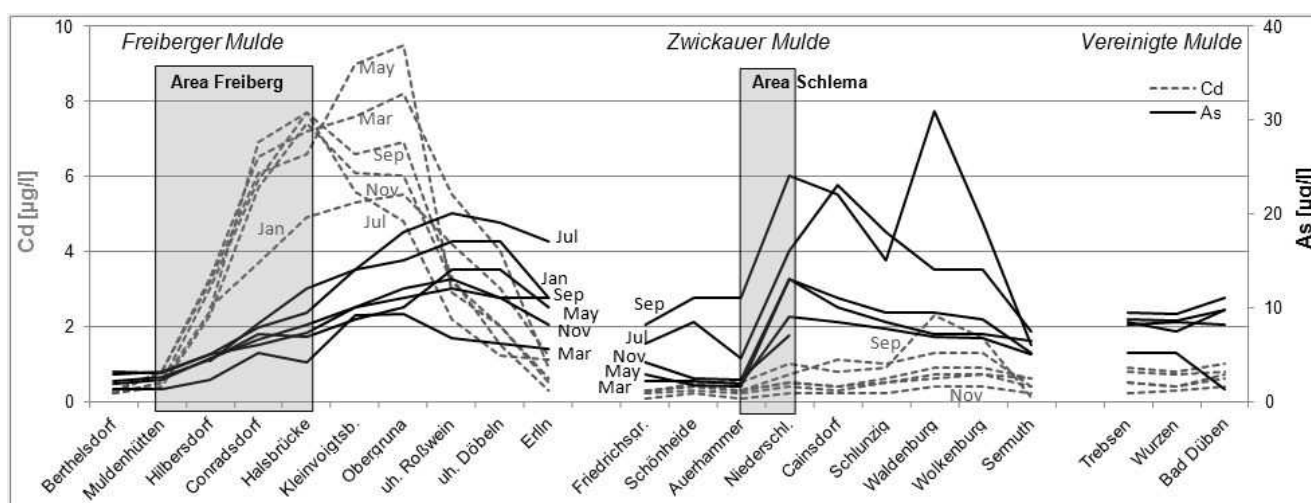
The mining influence starts in the upper courses and tributaries of the Mulde river system. During passage of the main mining and processing areas pollutions achieve their maximum. In local water concentrations (Fig. 1) as well as in the particle-bounded fraction (e.g. sediments, fraction <math><20 \mu\text{m}</math>) the regional origin can be detected. The elements Zn, Cd, Pb and Cu hold their main pollution priority in the catchment area of Freiberger Mulde, elements U and Ni originate from Zwickauer Mulde (Tab. 1). Arsenic accounts for pollution of both river systems, it varies with the season (Fig. 1).

**Tab. 1:** Mean concentrations of typical elements in sediments (fraction <math><20 \mu\text{m}</math>) in Mulde river (2003-2008), data from [3] [4]

River system	Location	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	U [mg/kg]	Zn [mg/kg]
Freiberger Mulde	Berthelsdorf	110	10	84	38	350	-	640
	Halsbrücke	1,300	124	590	58	3,900	6,8	6,700
	Erlin	210	24	130	58	560	5,6	1,500
Zwickauer Mulde	Auerhammer	146	12	220	73	160	-	950
	Schlunzig	190	14	200	150	190	-	1,400
	Sermuth	80	12	140	100	130	26	1,100
Vereinigte Mulde	Bad Dübén	170	23	140	90	380	-	1,600

Long-term trends are visible in slowly decrease concentration of elements Cd, Cu, Ni and Zn in both river systems since the early 1990s, intermitted by local events like extremely high water in August 2002 with increase of arsenic contents in Freiberger Mulde due to massive erosion of bankside waste dumps.

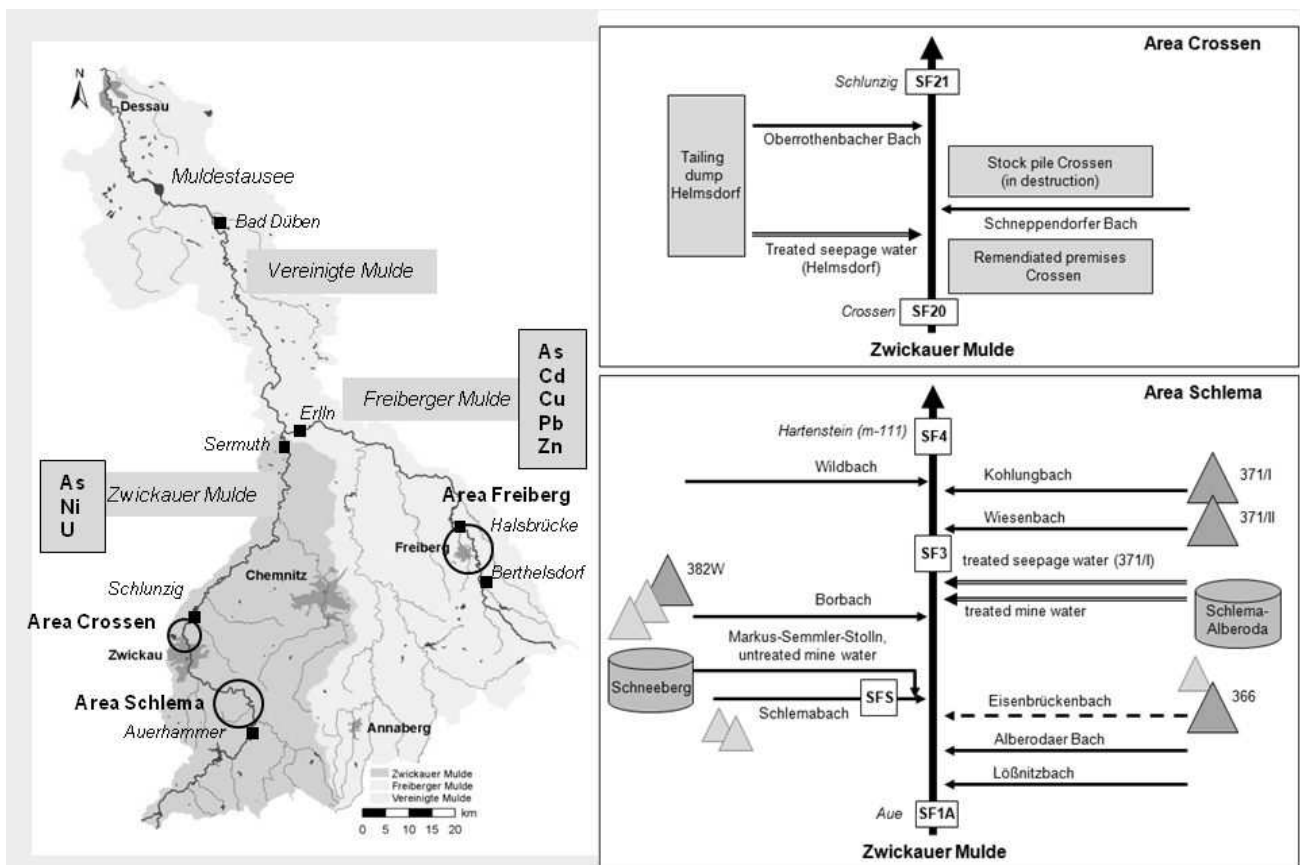
In the mining and industrial centers the most important point sources for pollution was determined and quantified, particularly seepage and mine water (treated/untreated). Sum of identified point sources doesn't describe all loads of heavy metals and arsenic in river system, primarily in the case of area Freiberg. Despite of uncertainties in the knowledge of mine water discharges, there are obviously a large number of diffuse sources.



**Fig. 1:** Spatial and temporal evolution of arsenic concentrations in river water (total amounts) in year 2011, data from [5]

## Case study Zwickauer Mulde with focus on WISMUT Project

The section between Aue and Crossen (Zwickauer Mulde) is influenced by mining, post-mining and remediation activities. Continuous water monitoring in this area is established since the early 1990s and includes all types of waters: seepage, flooding, surface and groundwater. Monitoring of the transport of heavy metals, arsenic and radionuclides bound with suspended matter was initiated in the course of the commissioning of new water treatment facilities by Wismut GmbH, using traps at 6 stations located upstream and downstream of the emission sources [Fig. 2] [4]. Continuous data series (fraction <math><63 \mu\text{m}</math>) have been generated since 2002.

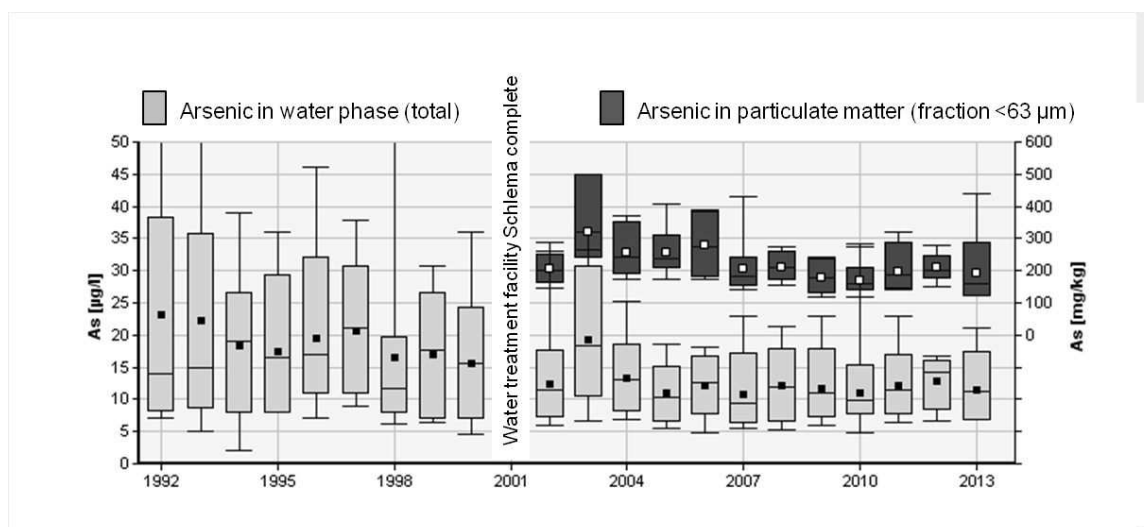


**Fig. 2:** General map of Mulde river system (left), overview of mass flow in areas Schlema and Crossen (right)

Regardless the preload from the upper catchment area, a decreasing trend of the impact related to the WISMUT sites can be clearly demonstrated in river Zwickauer Mulde over time. Current arsenic level in river water downstream the mining area Schlema (Median 2013: 11  $\mu\text{g/l}$ ) illustrates the decline by half since 1993 (Fig. 3).

The water treatment facility in Schlema-Alberoda purifies mine water from the Schlema-Alberoda mine since 2000. Mean arsenic contents in particulate matter have been relatively constant over last ten years (Fig. 3), they fluctuate around 200 mg/kg. Single values can vary in a big range depending on meteorological and hydrological conditions. Low water discharge scenarios (e.g. in year 2003) promote sedimentation of fine-grained and organic-rich particles with high adsorption potential for pollutants. Particulate matter of Schlemabach (SFS) was signed by marked arsenic pollution caused by untreated mine water and abandoned sites of the Schneeberg area. Arsenic contents reached up to 800 mg/kg in annual average.

Arsenic exceeds the EU quality standard for suspended matter/sediments (40 mg/kg). Thereby it needs to be considered, that the preload from the upper catchment area of river Mulde is already high (mean 180-380 mg/kg) due to geogenic position and mining/smelting history. The quality standards for copper as well as for zinc are also exceeded. Solely, the element chromium is not critical.



**Fig. 3:** Temporal development and annual variability of arsenic in river water (point m-111, total concentrations) and particulate matter (point SF4, fraction <63 μm) of Zwickauer Mulde downstream mining area Schlema, data from Wismut GmbH

In the frame of the WISMUT monitoring, emphasize is on uranium and arsenic as the two main emission parameters. Particularly arsenic shows a significant preload from the upper courses. It is retained in the Schlema area and is decreased downwards to the Crossen area. Uranium shows an increase from upstream to downstream stations, especially in area Schlema. Preloads from other sources are also recorded for the elements copper, nickel and zinc. Influences of WISMUT project can't be detected for these element. Their contents are diluted with the next river sections.

Despite of the progressive rehabilitation and mitigation of the mining-related emissions, there is a significant subsequent delivery of element loads from geogenic and anthropogenic sources all over the catchment area of Mulde river.

**Tab. 2:** Variation of mean values in particulate matter on input/output positions of area Schlema (SF1A, SF4) and area Crossen (SF20, S21) between 2004 and 2013, data from Wismut GmbH

	As [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Co [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]	U [mg/kg]
SF1A	180...260	16...21*	51...130	60...100	240...480	280...1,000	120...200	1,200...1,900	24...35
SF4	170...280	12...15*	37...68	47...60	150...250	160...300	83...160	800...1,300	76...98
SF20	100...170	11...13*	40...53*	55...60*	170...190*	120...170*	120...150*	1,100...1,400*	37...63
SF21	100...210	11...15*	39...49*	57...64*	170...200*	120...200*	120...150*	1,100...1,400*	40...110

\* 2004-2007

### Literature:

- [1] Beuge, P. et al (1995): Die Schwermetallsituation im Muldesystem. – Abschlussbericht Bd. 1-3, TU Bergakademie Freiberg und Universität Hamburg
- [2] EC-WFD (2000): Water framework directive 2000/60/EC
- [3] LfULG (2013): Durchflussmengen in der Mulde. - [www.umwelt.sachsen.de](http://www.umwelt.sachsen.de)
- [4] Greif, A. (2013): Studie zur Charakterisierung der Schadstoffeinträge aus den Erzbergbaurevieren der Mulde in die Elbe. – Abschlussbericht, TU Bergakademie Freiberg, Institut für Mineralogie, [http://www.elsa-elbe.de/assets/download/fachstudien/Fachstudie-Mulde\\_ELSA\\_Greif.pdf](http://www.elsa-elbe.de/assets/download/fachstudien/Fachstudie-Mulde_ELSA_Greif.pdf)
- [5] Paul, M. et al. (2008): Remediation effects of the WISMUT project to surface waters in the Elbe watershed: An overview. – in: Merkel, B. (Ed.): UHM V, 459-472

# The meaning of floodplain sedimentation in the frame of a catchment wide sediment management concept

Frank Krüger<sup>1</sup>, Martina Baborowski<sup>2</sup>, Holger Rupp<sup>2</sup>, Mathias Scholz<sup>2</sup>

<sup>1</sup> ELANA, <sup>2</sup> UFZ – Helmholtz Centre for Environmental Research

## Introduction and aims of the study

Sedimentation in active floodplains plays an important role for the sediment management of large rivers. It is one of the key functions to understand catchment wide sediment transport processes, which is a main topic of the Elbe River sediment management concept. Although the processes for sediment retention are known, only little knowledge exists how to quantify sedimentation in floodplains. Therefore we investigated floodplain characteristics like vegetation pattern, inundation frequencies and morphological features of active floodplains of the free flowing Elbe River in Germany. Additionally we assembled and evaluated several site specific sampling campaigns with event related sedimentation data since 1997 to obtain a better understanding of large scale sediment- and pollutant retention. This study [1], funded in the frame of ELSA (Remediation of contaminated Elbe-Sediments, City of Hamburg), aimed to develop estimations of large scale sedimentation rates of the Elbe river floodplains.

## Selected results

- **Flooding areas and land use-types.** Results are showing, that floodplain area (Tab. 1) and land use-types are heterogeneous distributed along the Elbe River. Larger floodplain areas and consequently highest retention potential for sediments are located in the middle section of the Elbe River. Most important are grasslands (68%), followed by croplands (12%) and forests (11%) (Fig. 1). Forests have a large proportion only between Wittenberg/Lu and Barby. Analyses show that forests in active floodplains have a high retention potential, especially during mean flood events.

**Tab. 1:** River sections and active floodplain areas along the River Elbe.

River-km until	Section	Area, ha
0	Schöna - Pirna	548
34,7	Pirna -Meißen	3.083
83,4	Meißen - Torgau	4.633
154	Torgau - Wittenberg/Lu.	7.812
214,8	Wittenberg - Aken	9.287
274,85	Aken - Barby	3.437
326,6	Barby -Magdeburg	4.305
389,1	Magdeburg - Tangermünde	8.550
454,6	Tangermünde - Wittenberge	6.742
522,6	Wittenberge - Hitzacker	4.686
586	Hitzacker - Geesthacht	3.897
	Total area	56.979



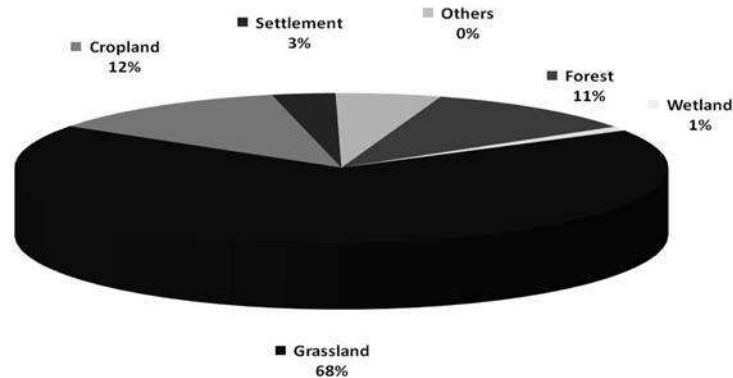


Fig. 1: Land use-types of recent floodplains on the basis of DLM 25.

- Flooding dimensions.** The investigation of the flooding dimensions of different discharges (Fig. 2) is showing, that smaller flood events (2MQ) cover hardly the half of the floodplains downstream the Saale river mouth, while upstream these areas are kept dry. In contrast, mean high floods (MHQ) cover recently more or less the same proportions of the floodplains.

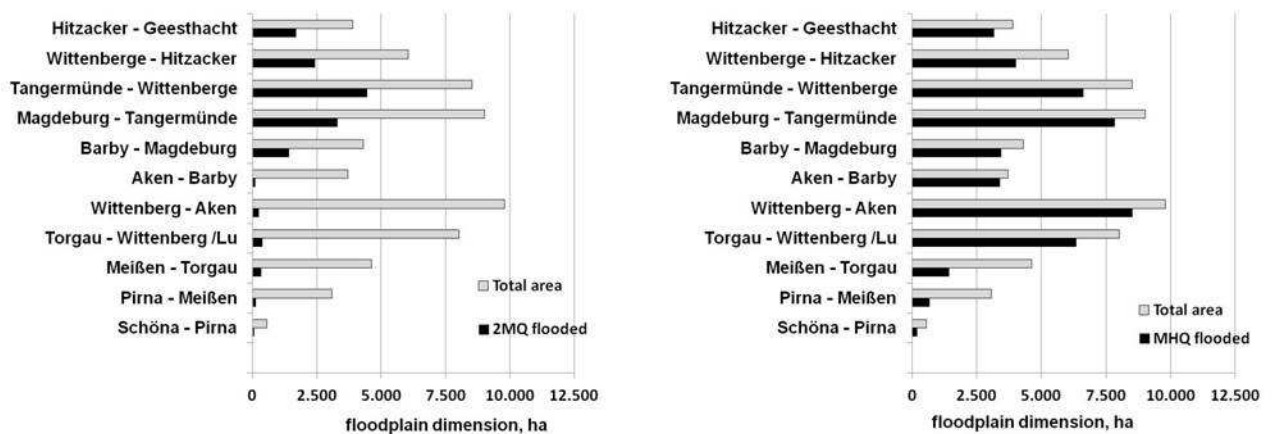


Fig. 2: Flooding dimensions for different, selected discharges (2MQ, MHQ).

- Key factors for sedimentation processes in floodplains.** Fig. 3 points out, that sedimentation in the Elbe river floodplains depends on the discharge (which is responsible for remobilisation of sediments in the catchment and the dimension of flooding) and the distance to the riverbed (which might be caused by decreasing flow velocities).

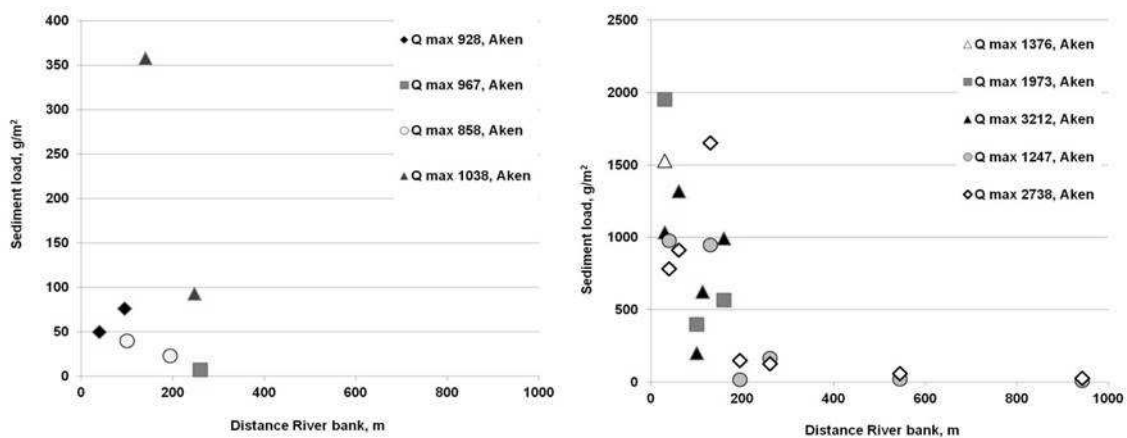
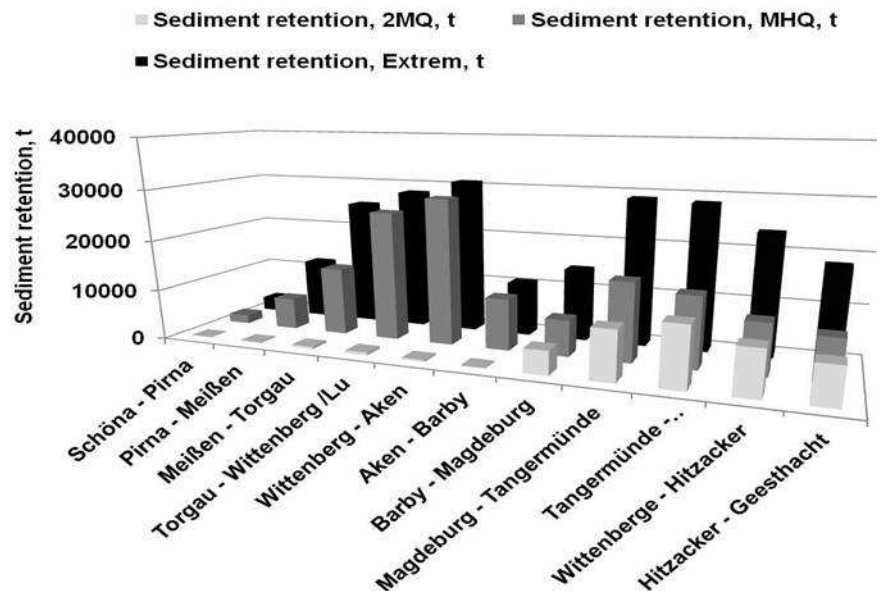


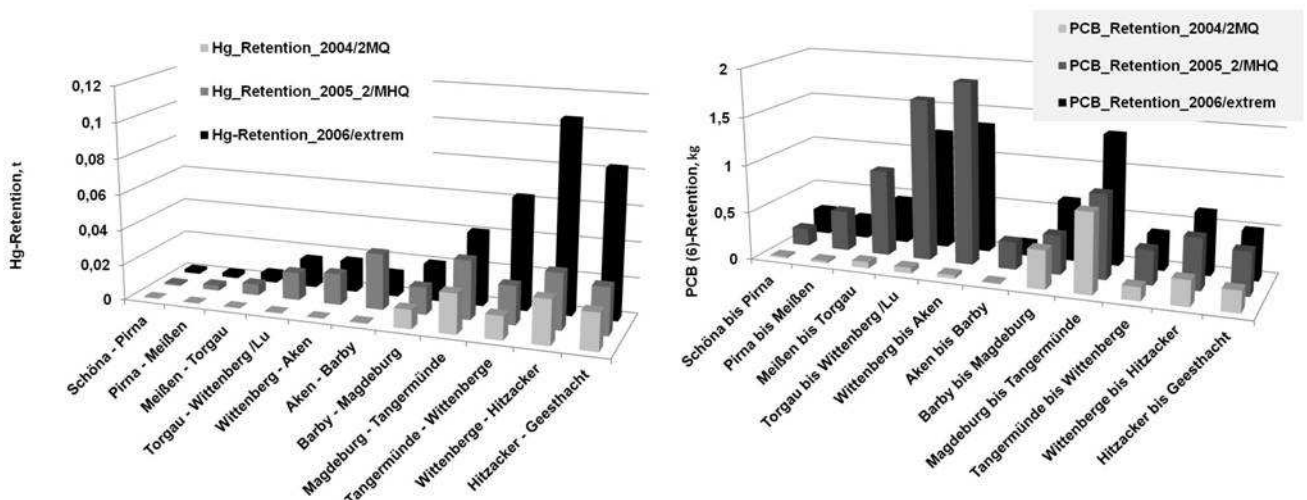
Fig. 3: Sediment loads between 2003 and 2011, depending on distance between sites and river bank for different discharges (2MQ and MHQ and extreme flooding).

- Calculation of large scale sediment and pollution retention.** On the basis of measured data sediment retention was calculated by dividing the floodplains in two different affected sedimentation zones (close and far). For these zones sediment loads were calculated as mean values of all measured data for pooled discharge situations (2 MQ, MHQ and HHQ). Figure 4 shows, that depending on inundated floodplain areas and discharges high flood sediment retention in Elbe river floodplains varies between 44.000 to 223.000 t/event.



**Fig. 4:** Calculated sediment retention in Elbe River floodplains for selected high floods in 2004, 2005 and 2006, which represent 2MQ, MHQ and extreme discharge situations.

Coming along with sediment retention also pollutants are retained in the flooded areas. The retention of contaminates depends of course on their concentrations and further on their origin (Fig. 5), which becomes clear comparing e.g. Hg- and PCB retention. Mercury retention can be calculated between 0,1 t – 0,4 t/event, which corresponds with 9 - 62 % of the annual Hg-discharge in Schnackenburg, underlining the importance of floodplains in the framework of a sediment management concept.



**Fig. 5:** Calculated Hg- and PCB (6) retention in Elbe River floodplains for selected high floods in 2004, 2005 and 2006, which represent 2MQ, MHQ and extreme discharge situations.

## New questions and outlook

Further results show, degradation (probably due to riverbed erosion) until the confluence of the river Saale reduces inundation frequencies and sedimentation processes during smaller flood events, which points out new research questions concerning the ecological effects for the Elbe river floodplains.

All gathered approximations based on a set of site specific sampling campaigns. They could be improved to a high degree, if a new sampling strategy could be realised, which considers further relevant river stretches and land use types between Dresden and Havelberg.

### Literature:

[1] Krüger, F., Scholz, M., Kreibich, M., Baborowski, M. (2014): Sedimentrückhalt in den Elbauen. Studie zur Erarbeitung des Sedimentrückhaltes in Auen als Teilfunktion des Sedimenttransportgeschehens an der Elbe. Abschlussbericht, i. R. „Schadstoffsanierung Elbesedimente – ELSA“, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt in Hamburg, 73 S.

# Výskyt relevantních organických polutantů (pesticidů, léčiv a jejich metabolitů, průmyslových kontaminantů) v povrchových vodách a sedimentech ve správě Povodí Labe

**Martin Ferenčík**

*Povodí Labe, státní podnik*

*Occurrence of relevant organic pollutants (pesticides, pharmaceuticals and their metabolites, industrial contaminants) in surface waters and sediments under Povodí Labe (Elbe River Basin Authority)*

*Pesticides, their metabolites, pharmaceuticals are widely spread contaminants in surface waters in tens to hundreds and even thousands ng/l. Maxima of their concentrations are after rain precipitations after their application. Their stable metabolites (OA, ESA metabolites of chloroacetanilides, AMPA) and persistent pharmaceuticals (gabapentin, iodine contrast medium iopromid) and industrial chemicals (benzotriazol, TCEP, TBP) are present in surface waters throughout the year.*

## Úvod

Vodní prostředí je výrazně ovlivňováno lidskými aktivitami, především průmyslovou výrobou, zemědělstvím, dopravou a vypouštěním čistěných i nečistěných komunálních odpadních vod. Chemické znečištění způsobené těmito a dalšími lidskými aktivitami má za následek negativní účinky na živé organismy (akutní a chronická toxicita pro vodní organismy, akumulace znečišťujících látek v ekosystému, ale také negativní účinky na lidské zdraví). Evropský parlament a Rada ve snaze zlepšit ekologickou kvalitu vodního prostředí, zlepšit jakost a množství podzemních vod, ustavit základní zásady trvale udržitelné vodní politiky Společenství přijaly dne 23. 10. 2000 směrnici 2000/60/ES [1], v níž byl stanoven rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky. V rozhodnutí Evropského parlamentu a Rady č. 2455/2001/ES byl stanoven první seznam prioritních látek a prioritních nebezpečných látek v oblasti vodní politiky obsahující 33 látek nebo skupin látek zahrnutých do přílohy X směrnice 2000/60/ES. Ve směrnici 2008/105/ES z 16. 12. 2008 o normách environmentální kvality (NEK) v oblasti vodní politiky byly stanoveny NEK pro 33 prioritních a skupin látek a osm dalších znečišťujících látek. Tato směrnice byla implementována Nařízením vlády České republiky č. 23/2010 z 22. 12. 2010 [2]. Ve směrnici 2013/39/EU z 12. 8. 2013 [3] došlo ke změně dřívějších směrnic, co se týče prioritních látek v oblasti vodní politiky. Byla aktualizována příloha X, celkem 45 prioritních látek a skupin látek, z toho 21 definováno jako prioritní nebezpečná látka. Byly stanoveny NEK pro nové prioritní látky (PL), sníženy NEK pro některé dřívější PL a dále byly určeny NEK pro některé PL pro matici biota. Tato evropská směrnice má být podle výhledu legislativních prací vlády ČR implementována do září 2015 a předpokládaný termín účinnosti je leden 2016 [4]. Dále byl touto směrnicí definován v Článku 8b „Seznam sledovaných látek“ (Watch List), v rámci něhož bude monitorováno maximálně deset látek pro účely podpory budoucího rozdělení látek podle priority. Mezi prvními látkami na tomto seznamu je diklofenak (protizánětlivé léčivo) a hormony 17-alfa-ethinylestadiol (EE2, antikoncepce), 17-beta-estradiol (E2, jeden ze tří ženských pohlavních hormonů, léčivo). Dále je v článku 8C uvedeno „Zvláštní ustanovení pro farmaceutické látky“, v němž je přijat závazek do září 2015 přijmout strategický přístup ke znečišťování vod farmaceutickými látkami. Kromě přijaté legislativy jsou mnoha státními a odbornými organizacemi, např. Agenturou ochrany životního prostředí Spojených států amerických (US EPA), NORMAN (Network of reference laboratories, research centres and related organisations for monitoring of emerging environmental substances) [5], **definovány** seznamy potenciálně nebezpečných látek (Emerging Substances, Chemicals of Emerging Concern (CEC's)). V těchto seznamech jsou desítky až

stovky látek z různých aplikačních skupin (žháředla hoření, plastifikátory, detergenty, pesticidy, léčiva a prostředky denní potřeby (PPCP's), biocidy, hormony, mykotoxiny, atp.).

## Použité analytické techniky

Pro účel měření stopových koncentrací organických kontaminantů v komplexních maticích, jakými jsou povrchové a odpadní vody, pevné matrice (sediment, plavenina, sedimentovatelná plavenina) nebo biota (ryby, vodní bezobratlí), je nutné použít citlivé, selektivní a robustní analytické metody. Důležité je vedle pečlivé přípravy vzorku (vysoký výtěžek extrakce, selektivní čištění extraktu) i použití citlivé a selektivní techniky, založené na vysoceúčinné separaci na křemenných kapilárních kolonách v případě plynové chromatografie (GC) a kolonách s nízkodisperzními částicemi pro kapalinovou chromatografii (HPLC), a také citlivých a selektivních hmotnostních detektorech (jednoduchý analyzátor (MS) nebo lépe tandemový hmotnostní detektor (MS/MS)).

Tyto metody se skládají z několika kroků: předúprava vzorku (homogenizace, vysušení u pevných matic), extrakce sledovaných analytů (extrakce rozpouštědlem, extrakce na pevné fázi, stripování a zachycení na sorbetu, atd.), v některých případech je nutná derivatizace pro převedení polárních a iontových látek na méně polární látky, které je možno stanovovat pomocí plynové chromatografie (stanovení fenolů, chlorfenolů, bisfenolu A po in-situ derivatizací acetanhydridem a následné GC/MS analýze), případně se derivatizace používá pro zlepšení retence analytu na stacionární fázi analytické kolony v kapalinové chromatografii a zlepšení citlivosti v použitém detektoru (např. stanovení pesticidu glyfosátu (obchodní název Roundup) a jeho metabolitu aminometyl-fosfonové kyseliny (AMPA) po derivatizaci 9-fluorenylmethylchloroformiátem chloridem (FMOCCL) a následné analýze pomocí kapalinové chromatografie s tandemovou hmotnostní detekcí (LC-MS/MS)).

Některé z těchto metod jsou multireziduální, schopné analyzovat velké množství příbuzných látek (např. stanovení chlorovaných pesticidů, polychlorovaných bifenyliů pomocí GC/MS, nebo analýza pesticidů a léčiv pomocí LC/MS/MS), ale někdy je nutné pro analýzu jedné či několika látek vyvinout a použít specifickou metodu (glyfosát a AMPA po derivatizaci a LC/MS/MS, stanovení komplexonů (EDTA, NTA) po derivatizaci butylacetátem a GC analýze s dusíkově-fosforovým selektivním detektorem (GC-NPD)).

## Látky sledované v povrchových vodách

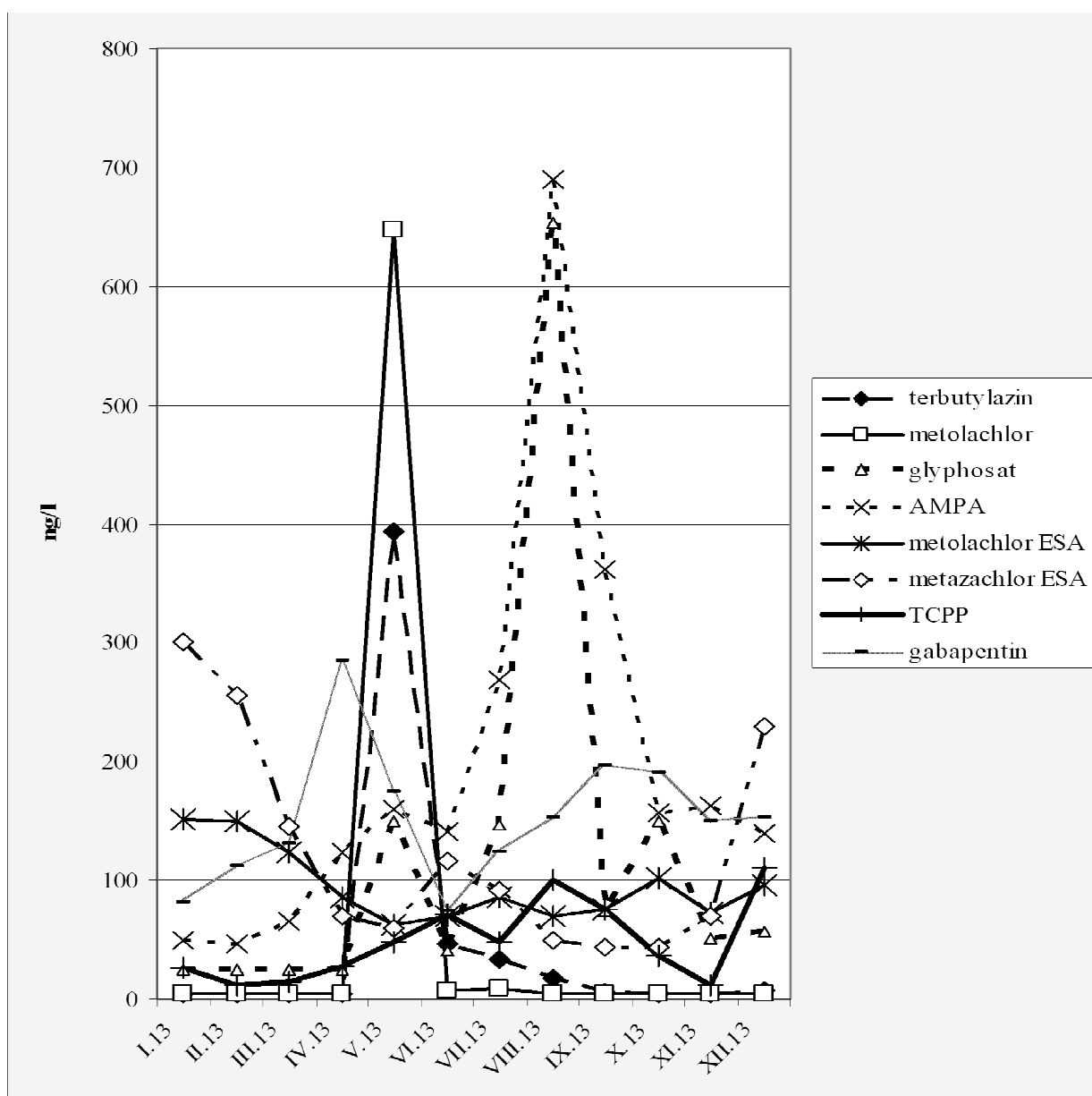
Pesticidy patří k častým organickým kontaminantům povrchových vod. Množství aplikovaných pesticidů pravidelně zveřejňuje Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský [6]. Vedle pesticidů tvoří léčiva, ať již humánní či veterinární, širokou skupinu látek, kterou také nalézáme v povrchových vodách [7,8]. Údaje o výskytech těchto a mnohých dalších organických polutantů lze najít v literatuře. Například výskytem pesticidů a jejich metabolitů v povrchových vodách sloužících jako zdroj surové vody pro pitné účely ve správě Povodí Labe se zabýval Ferenčík [9]. Problematikou léčiv, hormonů a prostředků osobní hygieny (PPCP) ve spojení s čištěním komunálních vod se zabývali autoři Ternes a Joss [10]. V průmyslové oblasti se používají desetitisíce různých látek a směsí. Ve vodách nalézáme ty průmyslové chemikálie, které mají dostatečnou perzistenci. Například plastifikátory (DEHP, bisfenol A), antikoroziní přípravky (benzotriazol a methyl-benzotriazol), komplexotvorné látky (EDTA), retardátory hoření (PBDE-209, chlorované alkylfosfáty), atd.

## Látky sledované v pevných maticích

V sedimentech, sedimentovatelných plaveninách, vzorcích bioty sledujeme látky podle kritérií popsaných v Guidance Document No. 25 [11], jejich fyzikálně-chemických vlastností (perzistence, schopnost bioakumulace vyjádřená faktorem biomagnifikace (BMF>1), lipofilita vyjádřená hodnotou  $\log K_{ow}>3$ , toxicita). V sedimentech se sledují např. polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), polychlorované bifenyly (PCB), chlorované pesticidy (OCP, např. DDT, HCB, HCH), polybromované difenylétery (PBDE), nonylfenoly, triklosan a bisfenol A, glyfosát a AMPA, další pesticidy. V sedimentovatelných plaveninách se navíc ještě sledují chlorované parafíny C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub>, PFOS, organostannany (TBT, DBT).

## Výsledky a diskuze

Nejčastěji nalézané jsou pesticidy používané na hlavní plodiny: metolachlor a terbutylazin na kukuřici, metazachlor, dimethachlor a jejich metabolity používané na řepku, chlortoluron a isoproturon používaný na obiloviny, a také glyfosát a jeho metabolit AMPA, který se používá i v lesnictví a nezemědělském použití při odstraňování zeleně z komunikací, atp. Pesticidy se objevují v době dešťových srážek po jejich aplikaci, jejich stabilní metabolity (OA a ESA metabolity chloracetanilidů) celoročně v době zvýšených srážek nebo tání sněhové pokrývky. Mezi nejčastěji nalézané léčiva patří antiepileptikum gabapentin (obr. 1). Zástupce retardátorů hoření, tris(1-chlor-2-propyl)fosfát (TCEP) se vyskytuje celoročně, podobně jako nejpoužívanější léčiva ibuprofen a acetaminofen.



**Fig. 1** Concentrations of pesticides, their metabolites, gabapentin and TCPP in the River Orlice at Nepesice in 2013 in nanograms per litre in spot samples

## Závěr

Pesticidy a jejich metabolity představují vážný problém pro vodní ekosystém a způsobují problémy při úpravě povrchové vody na vodu pitnou. Mělo by dojít k přehodnocení aplikace pesticidů v povodích vodárenských zdrojů a zdrojů spodních vod. Vedle pesticidů i léčiva a průmyslové kontaminanty jsou často nalézány polutanty povrchových vod. V sedimentech a sedimentovatelných plaveninách se vedle starých zátěží PCB nalézají i PAU, bromované retardátory (PBDE 209), chlorované parafíny C<sub>10</sub>-C<sub>13</sub>, plastifikátory DEHP a bisfenol A. I s použitím nejmodernější analytických postupů a techniky je složité, a někdy i nemožné dosáhnout extrémně nízké NEK pro některé prioritní látky (např. pro cypermethrin RP-NEK 0,08 ng/l). Je otázkou, zda by se vedle monitoringu prioritních látek neměla větší pozornost věnovat i dalším, široce rozšířeným organickým kontaminantům ve vazbě na jejich ekotoxicitu a možné negativní účinky na zdraví lidí.

### Literatura:

- [1] SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY 2000/60/ES ze dne 23. 10. 2000, kterou se ustavuje rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky.
- [2] Nařízení vlády č. 23/2010 Sb. ze dne 22. prosince 2010, kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech, ve znění nařízení vlády č. 229/2007 Sb.
- [3] SMĚRNICE EVROPSKÉHO PARLAMENTU A RADY 2013/39/EU ze dne 12. 8. 2013, kterou se mění směrnice 2000/60/ES a 2008/105/ES, pokud jde o prioritní látky v oblasti vodní politiky.
- [4] Internetový zdroj o výhledu legislativních prací vlády České republiky:  
<http://www.tretiruka.cz/news/vyhled-legislativnich-praci-vlady-na-leta-2015-az-2017-z-pohledu-zivotniho-prostredi/> cit. 6. 6. 2014
- [5] NORMAN <http://www.norman-network.net> cit. 5.6.2014
- [6] Spotřeba pesticidů – účinné látky v roce 2012, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno, Česká republika, [http://eagri.cz/public/web/file/242791/spotreba\\_UL\\_2010\\_ceska\\_verze.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/242791/spotreba_UL_2010_ceska_verze.pdf) cit. 27. 3. 2014.
- [7] Ferenčík M., Schovánková J., Zubrová, K.: Sledování pesticidů a farmaceutických látek v povrchových vodách pomocí LC/MS/MS., Sborník přednášek z 39. Konference Hydrochémia 2010, Bratislava, Slovenská republika, 12. – 13. 5. 2010, s. 45–54, ISBN 978-80-89062-68-3.
- [8] Ferenčík M., Schovánková J.: Stanovení pesticidů, jejich metabolitů a farmaceutických látek ve vodách a sedimentech pomocí LC/MS/MS, Sborník přednášek ze 40. Konference Hydrochémia 2012, Bratislava, Slovenská republika, 16.–17.5.2012, s. 55–64, ISBN 978-80-89062-86-7.
- [9] Ferenčík M.: Výskyt polárních pesticidů a jejich metabolitů v řekách a nádržích ve správě Povodí Labe, Sborník Konference Pitná voda 2012, Tábor, 21.–24.5.2012, s. 257–262, ISBN 978-80-905238-0-7.
- [10] Ternes T.T., Joss A.: Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances, IWA Publishing 2006, ISBN 1843390930.
- [11] Guidance Document No: 25, Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive, European Union, 2010, ISBN 978-92-79-16224-4.

# Application of passive samplers in automatic monitoring stations for the determination of time-weighted average concentrations of aqueous (organic) micropollutants in Elbe and Mulde

Albrecht Paschke<sup>1</sup>, Roman Gunold<sup>1,2</sup>, Uta R. Kraus<sup>3</sup>, Norbert Theobald<sup>3</sup>, Gerrit Schüürmann<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>UFZ Department of Ecological Chemistry, Helmholtz Centre for Environmental Research, Permoserstrasse 15, 04318 Leipzig, Germany

<sup>2</sup>Institute for Organic Chemistry, Technical University Bergakademie Freiberg, Leipziger Straße 29, 09596 Freiberg, Germany

<sup>3</sup>Department of Marine Sciences, Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Wüstland 2, 22589 Hamburg, Germany  
albrecht.paschke@ufz.de

## Abstract

Recent studies have shown the suitability of passive samplers as an alternative tool to traditional sampling techniques for the chemical analysis of surface waters [1,2]. However, the majority of water monitoring carried out by regional and federal authorities involves automated sampling stations, where composite water and sediment samples are collected for analysis through a bypass containing pumped river water. Such conventional sampling and processing is cost- and labour-intensive and interfere with the limited budgets of environmental authorities.

During a research project funded by the German Federal Environment Agency (UBA), five different passive sampling devices (PSD) were deployed in automatic monitoring stations in Saxony-Anhalt. They were exposed in flow-through vessels made from stainless steel, being connected to the river water bypass of the stations in Magdeburg (Elbe) and Dessau (Mulde). LDPE strips [1,3], silicone sheets [1,4], MESCO [1,5,6] and bare silicone rods [1,6] have been chosen as PSDs and were exposed for 38 and 56 days, respectively. All PSDs were spiked with performance reference compounds (PRCs) prior deployment and the time-weighted average concentrations were calculated using the PRC loss during exposure. Next to 7-day composite water samples, grab samples from the river water bypass were investigated. In addition the analytical results of composite sediment samples, taken monthly by the State Office for Flood Protection and Water Management (LHW) Saxony-Anhalt, could be used for comparison. - This contribution will provide an overview of the study including practical details and will report the main findings<sup>1</sup>.

[1] Allan I.J., Booij K., Paschke A., Vrana B., Mills G.A., Greenwood R. 2009. *Environ. Sci. Technol.* 43:5383-5390.

<sup>1</sup>The final report of the project with the UFOPLAN-Ref. No. 3709 22 22 is available as Download (in German) under [www.umweltbundesamt.de/publikationen](http://www.umweltbundesamt.de/publikationen)



- [2] Miège C., Schiavone S., Dabrin A., Coquery M., Mazzella N., Berho C., Ghestem J.P., Togola A., Gonzalez C., Gonzalez J.L., Lalere B., Lardy-Fontan S., Lepot B., Munaron D., Tixier C. 2012. *TrAC–Trends Anal. Chem.* 36:128-143.
- [3] Müller J., Manomanii K.M., Mortimer M., McLachlan M. 2001. *Fresenius J. Anal. Chem.* 371:816-822.
- [4] Booij K., Smedes F., van Weerlee, E. 2002. *Chemosphere* 46: 1157-1161.
- [5] Paschke A., Schwab K., Brümmer J., Schüürmann G., Paschke H., Popp P. 2006. *J. Chromatogr. A* 1124:187-195.
- [6] van Pinxteren M., Paschke A., Popp P. 2010. *J. Chromatogr. A* 1217:2589-2598.



**Odborné příspěvky  
Fachbeiträge**

**Společenstva a jejich stanoviště  
Lebensgemeinschaften und deren  
Habitats**



# Shore type induced hydromorphology controls the structure and function of macroinvertebrate communities in the River Elbe

Brabender, Marian<sup>1</sup>; Weitere, Markus<sup>1</sup> and Brauns, Mario<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Helmholtz Centre for Environmental Research - UFZ, Brückstr 3a, 39114 Magdeburg

*Training structures are common features of the River Elbe, but systematic knowledge on the ecological effects associated with different types of training structures is surprisingly scarce. We compared macroinvertebrate species richness, biomass and secondary production among a parallel groyne, a standard groyne and a riprap of the River Elbe. The parallel groyne had significantly higher richness, annual biomass and secondary production corresponding with higher proportions of macrophytes and fine particulate organic matter and higher variations in flow velocity than the other two training structures. Conversely, a higher proportion of stones and higher flow velocity at the riprap favored a distinct community numerically dominated by hard bottom dwellers with an up to 4-fold lower secondary production than the other two training structures. The rip rap had also the highest contribution of invasive *Dikerogammarus villosus* (Crustacea) to annual biomass and secondary production. Our results suggest that training measures that maintain the hydromorphological integrity of the riparian and shore zone should be preferred. This and a restricted use of allochthonous building materials such as stones may also help to control the establishment of Neozoa.*

## Introduction

The majority of the world's large rivers are trained and ripraps, groynes, and similar structures are frequently key components of their shores and riparian zones <sup>[1,2]</sup>. Most of these structures are created to facilitate commercial shipping as they confine the river flow to the main channel causing an increase in bed shear stress and incision of the river channel <sup>[3]</sup>. River training alters habitat availability and configuration especially in sandy rivers as the heterogeneous mosaic of sandy areas with different hydraulic regimes is usually replaced by stones or boulders <sup>[4]</sup>. This may have serious ecological consequences as the shore and riparian zone are hot spots for biodiversity of macroinvertebrates and fish <sup>[5]</sup>. Despite the potential adverse effects, systematic knowledge on the ecological effects associated with different types of training structures is surprisingly scarce. The few existing studies suggest that training structures exhibiting high habitat heterogeneity have higher diversity of fish and macroinvertebrates than spatially homogenous structures <sup>[6,7]</sup>. To which extent the direct and indirect effects of altered river hydromorphology translate into implications for the functioning of large river ecosystems is largely unknown. In the present study, we sampled benthic macroinvertebrates from three different training structures of the River Elbe (Germany) over the course of one year and tested if the training structures harbor communities that are systematically different in benthic diversity and secondary production.

## Material and Methods

### Sampling and processing

We studied three common training structures, i.e. a standard groyne, a parallel groyne and a rip rap at 4-km section of River Elbe (river km 250-254; 51°52'53.68"N, 12°17'56.53"E). Macroinvertebrates were sampled monthly from April 2011 to March 2012, except for January and February 2012, where a flood prevented sampling. We sampled all available mesohabitats present at each training structure. Sandy habitats were

sampled with a Surber sampler (250 µm mesh). Stones were sampled by randomly selecting three to five boulders and brushing off attached macroinvertebrates. All samples were preserved in 70% alcohol in the field and macroinvertebrates were sorted, counted and identified in the laboratory. The first 200 individuals from each taxon were measured for body length to the nearest 0.01 mm and individual weight was calculated using length-mass relationships developed for the River Elbe or relationships taken from the literature. We calculated secondary production for all taxa that were sufficiently abundant in each shore type using the size-frequency method except for Oligochaeta. Annual secondary production for Oligochaeta was estimated using a published P/B ratio of 5<sup>[8]</sup> as the coarse taxonomic resolution as well as the poor condition after ethanol preservation prevented the determination of individual weights. We corrected for cohort production intervals (CPI) using literature values. Uncertainties in our estimates of annual secondary production were quantified using non-parametric bootstrap analysis<sup>[9]</sup>.

We measured variables related to habitat conditions and food resource availability to explain potential differences in the structure and function among training structures. Percentages of gravel, sand and fine particulate organic matter (FPOM) were determined from five sediment cores taken equidistantly across each training structure. The percentages of submerged macrophytes and boulders at each site were estimated visually during each campaign. Flow velocity at each training structure was visually classified into 0=no flow, 1=low flow, 2=medium flow, 3=high flow.

**Table 1.** Mean ( $\pm$  SE) values of habitat and resource variables of the three studied training structures. Significant differences ( $P < 0.05$ ) are indicated by different letters. Flow velocity is presented as median categories ( $\pm$  mean deviation from the median). AFDW = ash free dry mass, Chl a = chlorophyll a, FPOM = fine particulate organic matter, SPOM = Suspended particulate organic matter.

	Standard groyne	Parallel groyne	Rip rap
<i>Habitat variables</i>			
Flow velocity	2 $\pm$ 0 <sup>a</sup>	1 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	3 $\pm$ 0 <sup>b</sup>
Gravel (%)	68 $\pm$ 9 <sup>a</sup>	20 $\pm$ 14 <sup>b</sup>	17 $\pm$ 13 <sup>b</sup>
Macrophytes (%)	1 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	14 $\pm$ 8 <sup>b</sup>	0 $\pm$ 0 <sup>a</sup>
FPOM (%)	0 $\pm$ 0 <sup>a</sup>	2 $\pm$ 1 <sup>b</sup>	0 $\pm$ 0 <sup>a</sup>
Oxygen concentration (mg L <sup>-1</sup> )	13 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	13 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	14 $\pm$ 2 <sup>a</sup>
Sand (%)	31 $\pm$ 9 <sup>a</sup>	78 $\pm$ 13 <sup>b</sup>	83 $\pm$ 13 <sup>b</sup>
Stones (%)	2 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	7 $\pm$ 6 <sup>a</sup>	80 $\pm$ 12 <sup>b</sup>
Water temperature (°C)	15 $\pm$ 5 <sup>a</sup>	15 $\pm$ 6 <sup>a</sup>	15 $\pm$ 5 <sup>a</sup>
<i>Resource variables</i>			
Chl a from SPOM (µg L <sup>-1</sup> )	45 $\pm$ 26 <sup>a</sup>	20 $\pm$ 14 <sup>a</sup>	42 $\pm$ 31 <sup>a</sup>
Periphyton standing stock (mg AFDW m <sup>-2</sup> )	8 $\pm$ 4 <sup>a</sup>	6 $\pm$ 5 <sup>a</sup>	6 $\pm$ 3 <sup>a</sup>
Sediment organic matter (%)	4 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	9 $\pm$ 3 <sup>b</sup>	1 $\pm$ 0 <sup>c</sup>
SPOM (mg AFDW L <sup>-1</sup> )	9 $\pm$ 5 <sup>a</sup>	4 $\pm$ 3 <sup>b</sup>	16 $\pm$ 12 <sup>a</sup>

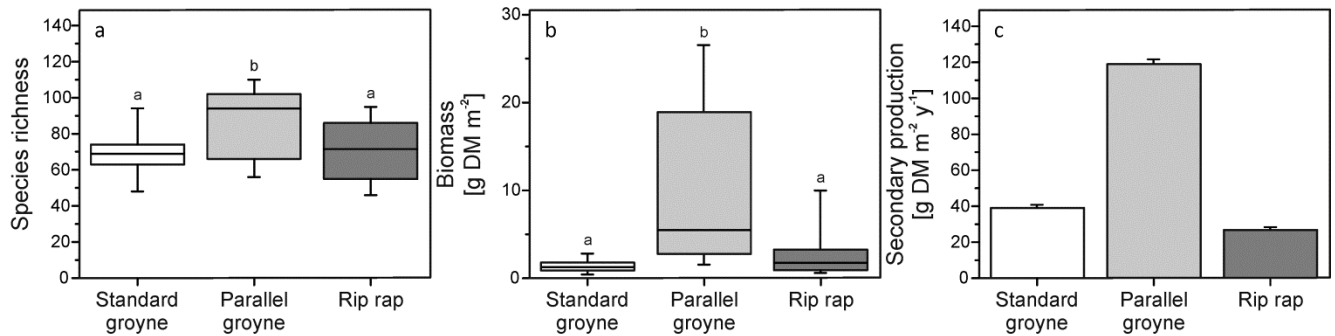
## Statistical analyses

Species richness and biomass was tested by repeated measure (RM) ANOVA and followed by Holm-Sidak tests. Data was tested for normality and homogeneity of variances and was transformed if necessary.

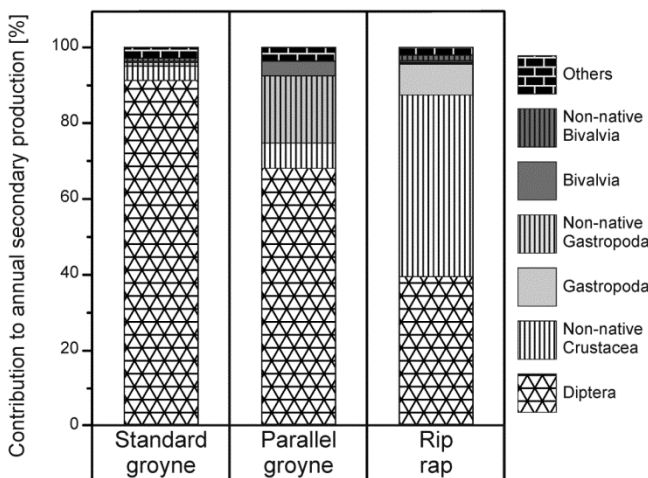
## Results and discussion

The parallel groyne had significantly higher diversity and biomass than the standard groyne and the rip rap (Fig. 1a, b) but both parameters did not significantly differ between the standard groyne and the rip rap. Total annual secondary production was highest in the parallel groyne, 3-fold lower at the standard groyne and more than 4-fold lower at the rip rap (Fig.1c). Bootstrapped 95% CI indicated that all three shore types differed significantly in total annual secondary production at the 0.05 level. Variables related to food resource

availability showed only minor differences among training structures and only sediment organic matter content differed among training structures (Table 1). Conversely, variables describing microhabitat structure differed significantly. For example, percentage of stones and flow velocity were significantly higher in the rip rap than the other two training structures (Table 1). Percentage of macrophytes and FPOM was significantly higher in the parallel groyne than in the other two training structures.



**Fig. 1.** Species richness (a), biomass (b), total secondary production (+ 95% CI) (c) of the studied training structures. Significant differences are indicated by different letters.



**Fig. 2.** Percentage contribution of major taxonomic groups, separated into native and non-native taxa, to total weighted annual secondary production

The higher diversity, biomass and secondary production in the parallel groyne may thus be explained by the higher variation of flow velocity and the occurrence of spatially complex microhabitats observed here. This corresponds to previous studies showing that especially variations in flow velocity favor diverse communities in large rivers [10,11]. Secondary production was mainly dominated by Diptera at all sites. In the standard groyne secondary production by Diptera exceeded 90% of total community production. As an exception, secondary production in the rip rap was dominated by invasive Crustacea with 48% followed by Diptera with 40% of total community production. The only mentionable contribution of Gastropoda to secondary production could be detected at the parallel groyne with 20%. Here, the invasive snail *Potamopyrgus antipodarum* was dominating the group. In contrast to the parallel groyne, the higher flow velocity and a significantly

higher proportion of stones at the riprap was followed by a higher share of rheophilic species associated with hard bottom, lital habitats, e.g. *Ancylus fluviatilis* (Gastropoda) and *Hydropsyche* sp. (Trichoptera). Their substantially lower productivity cannot compensate for the lower share of productive Diptera assemblages, which dominated and boosted the production in the standard- and parallel groyne. Several Neozoa found at the rip rap are typical colonisers of hard substrate, e.g. *Jaera sarsi* (Crustacea), and a high share of Neozoa on stones used for artificial shore constructions were also shown for other river systems [12]. In summary, our results suggest that the type of training structure may drive the establishment success of Neozoa and that even though invasions of non-native species are omnipresent in navigable rivers, the standing stocks and secondary production of Neozoa may be regulated by man-made structures. This may primarily be achieved by a restriction of the use of stones and boulders as materials for riverine training structures. Moreover, we recommend considering training structures that improve hydrodynamics and favor the establishment of

diverse habitats whenever training structures are revised and where such constructions turn out to be feasible.

#### References:

- [1] H. Habersack, E. Jäger, C. Hauer, The status of the Danube River sediment regime and morphology as a basis for future basin management. *Int. J. River Basin Manag.* 2013, 11, 153–166.
- [2] F.D. Shields, Fate of lower Mississippi river habitats associated with river training dikes. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 1995, 5, 97–108.
- [3] B. McCartney, T. Pokrefke, M. Cox, D. Gordon, S. Ellis, W.H. McAnally, et al., *Inland Navigation Channel Training Works*. 2012, American Society of Civil Engineers: Reston, 141 pp.
- [4] J.M. Battle, J.K. Jackson, B.W. Sweeney, Annual and spatial variation for macroinvertebrates in the Upper Mississippi River near Cape Girardeau, Missouri. *Fundam. Appl. Limnol.* 2007, 168, 39–54.
- [5] D.L. Strayer, S.E.G. Findlay, Ecology of freshwater shore zones. *Aquat. Sci.* 2010, 72, 127–163.
- [6] M. Kleinwächter, T.O. Eggers, M. Henning, A. Anlauf, B. Hentschel, O. Larink, Distribution patterns of terrestrial and aquatic invertebrates influenced by different groyne forms along the River Elbe (Germany). *Arch. für Hydrobiol. Suppl.* 2005, 155, 319–338.
- [7] D.L. Strayer, S.E.G. Findlay, D. Miller, H.M. Malcom, D.T. Fischer, T. Coote, Biodiversity in Hudson River shore zones: influence of shoreline type and physical structure. *Aquat. Sci.* 2012, 74, 597–610.
- [8] A.C. Benke, A.D. Huryn, Benthic invertebrate production-facilitating answers to ecological riddles in freshwater ecosystems. *J. North Am. Benthol. Soc.* 2010, 29, 264–285.
- [9] B. Efron, R.J. Tibshirani, in: *Journal of Economic Literature*. 1993, Hall, Chapman New York, pp. 45–53. .
- [10] A.H. Arthington, S.E. Bunn, N.L. Poff, R.J. Naiman, The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. *Ecol. Appl.* 2006, 16, 1311–1318.
- [11] X.-F. Garcia, I. Schnauder, M.T. Pusch, Complex hydromorphology of meanders can support benthic invertebrate diversity in rivers. *Hydrobiologia* 2012, 685, 49–68.
- [12] M.C. van Riel, G. van der Velde, S. Rajagopal, S. Marguillier, F. Dehairs, A.B. de Vaate, Trophic relationships in the Rhine food web during invasion and after establishment of the Ponto-Caspian invader *Dikerogammarus villosus*. *Hydrobiologia* 2006, 565, 39–58.

# Rozšíření nepůvodních druhů makrozoobentosu na dlouhodobě sledovaných profilech

Jan Špaček, Jiří Hotový, Pavel Hájek, Václav Koza

## Summary

*Since 2004, samples of macrozoobenthos have been taken on 591 profiles from both running and standing water bodies. Non-native species of macrozoobenthos have been found on 137 profiles. Native communities are often strongly influenced by non-native species, in many cases these species have even become dominant.*

*Introduction and spreading of non-native species is allowed or even facilitated by human activity, whether with or without intention. Due to the regular and long-term monitoring of key profiles, mainly on the river Elbe, we are able to record the spreading and density increase of these species.*

*Corbicula fluminea, Dikerogammarus villosus and Orconectes limosus are the species, that influence the native communities the most, mainly by competition for food and space, by predation and as infection vectors. All around the middle and lower parts of the river Elbe, very dense populations of C. fluminea force the native bivalv species out. D. villosus is an aggressive predator of many small water invertebrates. O. limosus is the main vector of crayfish plague (Aphanomyces astaci), which is lethal for european species of crayfish.*

*Recently, Corophium curvispinum, C. robustum and Jaera istri, are starting to spread masively in the lower Czech parts of the river Elbe. During the summer seasons, these species are even becoming dominant at suitable localities. Potamopyrgus antipodarum also forms dense populations, mainly in smaller brooks with sandy bottom. Water quality in standing water bodies may be strongly influenced by Dreissena polymorpha. The effect of other non-native species on communities is not so prominent. Yet.*

## Úvod

Od roku 2004 byly pracovníky Povodí Labe, státní podnik provedeny odběry vzorků makrozoobentosu na 591 profilech tekoucích i stojatých vod. Na 137 profilech byl zjištěn výskyt nepůvodních druhů makrozoobentosu. Výskyt těchto druhů často silně ovlivňuje původní společenstva organismů, v řadě případů se nepůvodní druhy na lokalitách stávají dominantními. Díky pravidelnému monitoringu důležitých profilů, zejména na páteřním toku povodí řece Labi, lze vysledovat rychlost šíření některých druhů a nárůst jejich početnosti na lokalitách.

## Metodika

Výběr sledovaných profilů a četnost sledování závisí na požadavcích právních předpisů. Obecně vychází ze Směrnice 2000/60/ES Evropského parlamentu a rady (Rámcová směrnice), zákona č. 254/2001 Sb. a vyhlášky č. 98/2011 Sb. Seznam profilů a rozsah stanovení upřesňuje Rámcový program monitoringu.

Odběry makrozoobentosu jsou prováděny dle metodik schválených Ministerstvem životního prostředí ČR – Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou Perla (KOKEŠ & NĚMEJCOVÁ, 2006) a Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu stojatých vod (ADÁMEK, 2006).

## Sledované území

Sledované profily jsou na území, které spadá do správy Povodí Labe, státní podnik. Řada menších toků, na kterých probíhalo sledování, byla dříve ve správě Zemědělské vodohospodářské správy. Většina toků tedy



patří hydrologicky do povodí řeky Labe. Pouze několik toků na Liberecku, Frýdlantsku a Broumovsku přísluší hydrologicky k povodí řeky Odry.

Z hlediska řádu toku jsou vzorkovány toky od 4. po 8. řád toku dle Strahlera. Nejnižší položeným profilem je Labe v Hřensku – 115 m n. m., nejvýše položeným profilem je Černá Desná nad přehradní nádrží Souš – 775 m n. m.

## Výsledky

V letech 2004 – 2013 bylo vzorkováno 591 profilů na 348 tocích a nádržích. Na 137 profilech byl zaznamenán výskyt některého z nepůvodních druhů vodních bezobratlých. Celkem bylo zjištěno 23 nepůvodních druhů. Kromě toho je známo z oblasti povodí Labe ještě dalších 7 nepůvodních druhů, které nebyly zjištěny v rámci monitoringu.

Nejvýše položenou lokalitou se zaznamenaným výskytem nepůvodního druhu je Zbudovský potok v Klášterci nad Orlicí (480 m n. m.). Většina lokalit (89%) se však nachází v nadmořských výškách do 300 m n. m. Výškovou distribuci lokalit s nepůvodními druhy udává tabulka Tab. 1.

**Tab. 1:** Distribution of localities with nonnative species by altitude

Nadmořská výška/Altitude (m)	Počet lokalit/ Number of localities	Podíl/Ratio (%)
115 - 150	11	8
151 - 200	27	19,7
201 - 250	54	39,4
251 - 300	30	21,9
301 - 350	7	5,1
351 - 400	3	2,2
401 - 450	4	2,9
451 - 500	1	0,7

Na 59 profilech s výskytem nepůvodních druhů byl vyhodnocen ekologický stav. Více než polovina těchto profilů má poškozený ekologický stav. Pouze na dvou profilech lze hodnotit ekologický stav jako dobrý. Přehled hodnocení ekologického stavu uvádí tabulka Tab. 2.

**Tab. 2:** Results of 59 localities ecological status classification

Ekologický stav/Ecological status	Počet lokalit/ Number of localities	Podíl/Ratio (%)
Velmi dobrý stav/ High status	0	0
Dobrý stav/ Good status	2	3,4
Střední stav/ Moderate status	18	30,5
Poškozený stav/ Poor status	32	54,2
Zničený stav/ Bad status	7	11,9

## Přehled zjištěných druhů

Na pravidelně monitorovaných profilech byly nalezeny druhy *Dugesia tigrina* (Girard, 1850), *Corbicula fluminea* (O. F. Müller, 1774), *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843), *Physella*

*acuta* (Draparnaud, 1805), *Gyraulus parvus* (Say, 1817), *Menetus dilatatus* (Gould, 1841), *Ferrissia fragilis* (Tryon, 1863), *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892, *Caspiobdella fadejewi* (Epstein, 1961), *Piscicola haranti* Jarry, 1960, *Jaera istri* Veuille, 1979, *Proasellus coxalis* (Dollfus, 1892), *Gammarus roeseli* Gervais, 1835, *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), *Corophium curvispinum* Sars, 1895, *Corophium robustum* Sars, 1895, *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817), *Hemimysis anomala* (Sars, 1907), *Leuctra geniculata* (Stephens, 1836), *Hydropsyche exocellata* Dufour, 1841, *Pectinatella magnifica* Leidy, 1851 a *Plumatella casmiana* Oka, 1907.

Dále jsou z povodí řeky Labe známy ještě další nepůvodní druhy *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880, *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834), *Caspiobdella cf. caspica* (Selensky, 1915), *Atyaephyra desmaresti* (Millet, 1831), *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823 a *Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853.

## Vliv na společenstva

Z uvedených druhů nejvýznamněji ovlivňují původní společenstva organismů invazní druhy *Corbicula fluminea*, *Dikerogammarus villosus* a *Orconectes limosus*. Vliv těchto druhů je výrazně negativní. Jde především o potravní a prostorovou kompetici, přímou predaci a přenos nebezpečných chorob. Druh *Corbicula fluminea* je považován za jeden z druhů výrazně negativně ovlivňující původní společenstva v globálním měřítku (FRANCIS ED., 2012). V oblasti dolního a středního Labe vytváří velmi husté populace. *Dikerogammarus villosus* a *Orconectes limosus* působí problémy hlavně v evropských vodách. *D. villosus* především predací jiných druhů vodních bezobratlých. *O. limosus* jako hlavní přenašeč račího moru (plíseň *Aphanomyces astaci*) na evropské druhy raků (ŠTAMBERKOVÁ ET AL., 2009). V oblasti dolního Labe se začínají masově šířit oba druhy rodu *Corophium* a *Jaera istri*. Tyto druhy dominují na vhodných lokalitách zejména v letních měsících. *Potamopyrgus antipodarum* vytváří silné populace především v menších písčitých tocích. Vliv ostatních druhů zatím není tak dramatický, nebo se jeho vliv v poslední době zmenšuje (*Physella acuta*). Ovlivnění společenstev mechovkami *Pectinatella magnifica* a *Plumatella casmiana* není zatím dostatečně známé. Zvláštní postavení má druh *Dreissena polymorpha*. Vyskytuje se především v kanalizované části řeky Labe. Její vliv na společenstva v tekoucích vodách není výrazný. Naopak ve stojatých vodách vytváří její larvální stádia bohatou potravní základnu pro planktonofágní organismy. Dospělí jedinci dokážou výrazně ovlivňovat kvalitu vody v nádržích, zejména díky své schopnosti účinné filtrace. Ve stojatých vodách je v Polabí hojně rozšířena, především v písčících a v přehradní nádrži Rozkoš.

## Zeměpisný původ nepůvodních druhů

*Dreissena polymorpha*, *Caspiobdella fadejewi*, *Jaera istri*, *Dikerogammarus villosus*, *Corophium curvispinum* S, *Corophium robustum*, *Hemimysis anomala* – pontokaspická oblast

*Dugesia tigrina*, *Physella acuta*, *Gyraulus parvus*, *Menetus dilatatus*, *Ferrissia fragilis*, *Orconectes limosus*, *Pectinatella magnifica* – severní Amerika

*Corbicula fluminea*, *Branchiura sowerbyi*, *Plumatella casmiana* – jižní a jihovýchodní Asie

*Potamopyrgus antipodarum* – Nový Zéland

*Piscicola haranti*, *Proasellus coxalis*, *Leuctra geniculata* – středomořská oblast

*Hydropsyche exocellata* – západoevropský druh

*Gammarus roeseli* Gervais – východoevropský druh

## Způsoby šíření

Fyzický prostředek nebo zařízení, jehož pomocí se druh šíří, se nazývá vektor (MLÝKOVSKÝ & STÝBLO, 2006). Hlavními vektory umožňujícími šíření vodních bezobratlých jsou kanály propojující řeky a povodí, lodní doprava, obchod s vodními organismy a akvakulturami, rybí násada, vodní ptactvo a schopnost samovolného

šíření (TITTIZER & AL., 2000). Šíření nepůvodních druhů je umožněno nebo zprostředkováno především lidskou činností. Ať už jde o úmyslné nebo neúmyslné introdukce.

#### **Literatura:**

ADÁMEK Z., 2006: Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu stojatých vod. VÚV TGM.

FRANCIS R. A., ed., 2012: A Handbook of Global Freshwater Invasive Species. London, New York. EARTHSCAN, 456 pp.

KOKEŠ J., NĚMEJCOVÁ D., 2006: Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA. VÚV TGM.

MLÝKOVSKÝ J. & STÝBLO P., eds., 2006: Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. Praha. ČSOP, 496 pp.

ŠTAMBERKOVÁ M., SVOBODOVÁ J., KOZUBÍKOVÁ E., 2009: Raci v České republice. Metodika AOPK ČR. Praha, 255 pp.

TITTIZER T., SCHÖLL F., BANNING M., HAYBACH A. & SCHLEUTER M., 2000: Aquatische neozoen im Makrozoobenthos der Binnenwasserstraßen Deutschlands. *Lauterbornia* 39: 1 – 79.

# Die fischökologische Durchgängigkeit in Vorranggewässern der FGG Elbe – Aktueller Stand und Handlungsziele bis 2021

**Gaumert, Thomas**

*Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg*

## Abstract

*The first management plan for implementation the EC Water Framework Directive of the River Basin Community Elbe identified the improvement of the migration possibilities for lamprey and fish as an important water management issue. Within the aims of operation until 2015 more than 100 barriers on the preference waters net were named by state and federal governments, where fish passability should be restored. This preference waters net, being the basis of the eel management plan too, is composed of the Elbe River and the main migration routes on the tributaries.*

*In preparation for the second management plan a review of the action objectives until 2015 has taken place. It could be determined, that despite of a series of difficulties a substantial number of measures will be fully or nearly completed. An important example is the new generously dimensioned fish pass on the northern bank of the weir in Geesthacht. In combination with the structure on the southern bank it ensures since 2010, that very large numbers of lampreys and long distance migratory fish species, coming from the sea, can reach the upstream river basin, including Czech Republic.*

*A special ecological barrier is the oxygen deplete on the Tidal Elbe, interfering the fish migration downstream of Hamburg in warm season. In extreme cases it causes fish dying. Experts agree, that the high nutrient load of the Elbe, identified as another important water management issue, and the small specific water surface on the seagoing vessel waterway are the two essential causes. Here are several aspects of improvement.*

*The talk will end with an outlook on the action objectives of the second management plan until 2021. It will outline action areas, where a sustainable improvement of living conditions for the fish fauna in the river basin of the Elbe can be reached.*

## Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit – Hintergrund und Zielsetzung

Im 1. Bewirtschaftungsplan (BP) zur Umsetzung der EG-WRRRL wurde die „Hydromorphologische Belastung“ der Oberflächengewässer als Wichtige Wasserbewirtschaftungsfrage (WWBF) identifiziert, für die überregionale Strategien zur Erreichung der Umweltziele entwickelt werden mussten. Ein besonderer Aspekt betraf dabei die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit. Im Vordergrund der Berichterstattung stand damals die Fischdurchgängigkeit im sogenannten Vorranggewässernetz der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe), verbunden mit den ersten Handlungszielen bis 2015. Zum Vorranggewässernetz zählen Fließgewässer,

- die verschiedene Bundesländer queren und
- die aus ökologischer Sicht vor allem für überregionale Zielfischarten als Hauptwanderkorridore zwischen ihren verschiedenen Lebensräumen bzw. Habitaten von hoher Bedeutung sind.

Zusätzlich wurden auch Gewässer benannt, die keine Landesgrenzen überschreiten, aber im Elbeeinzugsgebiet spezifische ökologische Funktionen für die typische Fischfauna im Bereich der FGG Elbe übernehmen. Das Vorranggewässernetz ist eine Teilmenge des berichtspflichtigen Gewässernetzes, unter das alle Fließgewässer mit einem Einzugsgebiet > 10 km<sup>2</sup> fallen.

Eine vertiefte fachliche Betrachtung zu diesem Aspekt erfolgte in einem mit dem 1. BP korrespondierenden Hintergrunddokument mit dem Titel „Ermittlung überregionaler Vorranggewässer im Hinblick auf die Herstel-

lung der Durchgängigkeit für Fische und Rundmäuler im Bereich der FGG Elbe sowie Erarbeitung einer Entscheidungshilfe für die Priorisierung von Maßnahmen“. Dort sind generelle Aspekte aufgeführt, die das Erfordernis der ökologischen Durchgängigkeit als eine wichtige Voraussetzung für einen intakten Naturhaushalt der Fließgewässer aufzeigen. Ferner werden die Zielarten (hier: störungsempfindliche Arten im Sinne der EG WRRL) und ihre Bedeutung für die Maßnahmenplanung beschrieben sowie das überregionale Vorranggewässernetz definiert.

Die eigentliche Zielstellung ergibt sich aus dem Anhang V der WRRL. Dort geben die „Normativen Begriffsbestimmungen zur Einstufung des ökologischen Zustandes“ Auskunft, was bei den biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten z. B. unter einem „guten ökologischen Zustand“ in den Flüssen zu verstehen ist.

Die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit der Fließgewässer sowie die Wiederherstellung von angemessenen Lebensräumen mit geeigneten Laich- und Aufwuchshabitaten für Fische und Neunaugen ist demnach ein wichtiger Gesichtspunkt zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele der WRRL im Flussgebiet der Elbe.

In dem zweiten Hintergrunddokument (in Vorbereitung), das auf dem entsprechenden aktuellen Erläuterungsdokument der FGG Elbe aufbaut, geht es sowohl um eine weitere fachliche Ausdifferenzierung des Themas „ökologische Durchgängigkeit“, als auch um die Überprüfung und Abrechnung der Zielfestlegungen aus dem 1. BP sowie Benennung der Handlungsziele für den zweiten Bewirtschaftungszyklus. Der Schwerpunkt der Betrachtung liegt zwangsläufig wieder auf dem Vorranggewässernetz als Abrechnungsbaustein. Gleichwohl werden der Vollständigkeit halber auch Aspekte im berichtspflichtigen Gewässernetz außerhalb des Vorranggewässernetzes in den einzelnen Kapiteln aufgegriffen, da zur Entwicklung von flussgebietstypischen Wanderfischbeständen die bereits im Rahmen des ersten Bewirtschaftungsplans zur Umsetzung der EG-WRRL ausgewiesenen, überregionalen Vorranggewässer (überregionale Wanderrouten) mit den nachgeordneten regionalen Wanderrouten bzw. bedeutenden Laich- und Aufwuchsgewässern zu vernetzen sind. Dabei unterliegt es der Überprüfung bzw. einer Beurteilung durch die Länder, ob derartige Gewässersysteme mit entsprechenden Lebensräumen (Verfügbarkeit, Gewässerfläche, Habitatqualität) bereits hinreichend vorhanden sind oder zukünftig noch durch geeignete Maßnahmen zu entwickeln und an die Wanderkorridore anzuschließen sind, damit sie ihre ökologischen Funktionen in einem vernetzten Gewässersystem erfüllen können. Dabei spielen auch die Sohlbindung für die ungehinderten Wanderbewegungen der sedimentgebundenen wirbellosen Fauna und der Sedimenttransport eine wichtige Rolle.

## **Durchgängigkeit für Sedimente**

Die Aspekte zur Durchgängigkeit für Sedimente, wie sie beispielsweise in Anhang V, 1.2.1 der EG WRRL angesprochen werden, sind mit dem Sedimentmanagementkonzept Elbe bearbeitet worden. In diesem Konzept wurde die Bedeutung der Sedimente für die Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse herausgearbeitet. Sowohl die mangelnde Sedimentdurchgängigkeit insbesondere als Konsequenz der großen Anzahl an Querbauwerken im Einzugsgebiet als auch die negative Sedimentbilanz (Sedimentdefizit) sind Schlüsselfaktoren; denn durch sie werden auch weitere hydromorphologische Parameter negativ beeinflusst. Unter anderem führt das vorherrschende Sedimentdefizit zu Eintiefungsprozessen der Gewässer-sohle, denen aufgrund ihres ursächlichen Zusammenhangs mit der Entkopplung von Flussbett und Aue besondere Bedeutung zukommt. Das Sedimentmanagementkonzept konkretisiert sedimentrelevante hydromorphologische Handlungsempfehlungen und bietet Kriterien zur Auswahl und Priorisierung von Empfehlungen.

## **Fische im Blickpunkt der Öffentlichkeit und ihre Bewertung**

Rückblickend war es von Vorteil, bei der Herstellung der öffentlichen Akzeptanz für die Umsetzung von Maßnahmen zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit auf den „Fisch“ als Sympathieträger zu setzen. Die Interessen der Nichtregierungsorganisationen (NGOs) und der Wasserwirtschaftsbehörden finden sich bei diesem Thema weitestgehend vereint. Nach entsprechender Umgestaltung eines Querbauwerkes konnten die Erfolge meist unmittelbar vor Ort durch entsprechende Aufstiegskontrollen belegt werden.

Allerdings sind diese positiven Auswirkungen wegen der Trägheit biologischer Systeme nicht sofort im gesamten Oberflächenwasserkörper spürbar. Erst im Laufe der darauffolgenden Jahre ist unter bestimmten Voraussetzungen mit einer Verbesserung innerhalb der bisherigen fischökologischen Zustandsklasse zu rechnen. Bestenfalls kann auch ein Klassensprung zum Besseren stattfinden. Ein Grund liegt im Fischbewertungsverfahren „fibs“ selbst. Fibs berücksichtigt und bewertet nicht nur Wanderfischarten als Metrix sondern alle in der Fischfauna vorkommenden ökologischen Gilden. Der Migrationsindex ist folglich nur ein Teilaspekt bei der Bewertung der gesamten Fischfauna. Ferner stellt das Fischbewertungsverfahren auf eine Referenzzönose ab, in der alle Arten in einem bestimmten prozentualen Verhältnis zueinander stehen. Dabei spielen die absoluten Häufigkeiten keine Rolle, sofern das prozentuale Verhältnis zueinander gewahrt bleibt.

Jedoch verbessert z. B. die neue große Fischaufstiegsanlage am Wehr Geesthacht am Nordufer nachweislich den massenhaften Aufstieg fast aller Arten. Mit der Zunahme der Bestandsstärken oberhalb des Wehres Geesthacht wird der Einwanderdruck nicht nur in das Vorranggewässernetz, sondern auch in das gesamte berichtspflichtige Gewässernetz erhöht. Die großen Stückzahlen aufstiegswilliger Tiere am Wehr Geesthacht können eine nachhaltige Zunahme von Wanderfischarten und ihrer Laichpopulationen in den oberen Teileinzugsgebieten herbeiführen und damit zu einer Verbesserung der Gesamtbewertung beitragen.

### **Fischabstiegssituation**

Im Zusammenhang mit der Verbesserung der Fischaufstiegssituation wurde in der Facharbeitsgruppe auch immer wieder der Fischabstieg als zweiter wichtiger Teilaspekt der ökologischen Durchgängigkeit thematisiert. Insbesondere stellte sich die Frage nach geeigneten Abstiegsmöglichkeiten für Fische und Neunaugen an Wasserkraftanlagen. Trotz diverser in jüngerer Vergangenheit umgesetzter Maßnahmen zu Verbesserungen des Fischschutzes und des Fischabstiegs sowie durchgeführter Untersuchungen ist der derzeitige Kenntnisstand insgesamt leider generell noch recht lückenhaft und weit davon entfernt, durch ein geeignetes Regelwerk gefasst zu werden. Aus diesem Grunde musste dieses Thema auf einen späteren Zeitpunkt verschoben werden.

### **Mitverantwortung der Wasser - und Schifffahrtverwaltung**

Unterstützung erhält der Teilaspekt „Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit“ durch die neue Verantwortung der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung. Mit der am 1. März 2010 in Kraft getretenen Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) wird die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) durch § 34 Abs. 3 WHG verpflichtet, an den von ihr errichteten oder betriebenen Stauanlagen der Bundeswasserstraßen Maßnahmen zur Erhaltung und Wiederherstellung der Durchgängigkeit durchzuführen, soweit diese zur Erreichung der Ziele nach WRRL erforderlich sind. Die WSV handelt hierbei hoheitlich im Rahmen ihrer Aufgaben nach dem Bundeswasserstraßengesetz (WaStrG). Wenngleich die Gesamtverantwortung für die WRRL bei den Bundesländern verbleibt, so hat die WSV dennoch eine neue, aktive Rolle für Maßnahmenumsetzungen an den Bundeswasserstraßen erhalten.

### **Sauerstofftal der Tideelbe**

Das Thema „Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit durch das Sauerstofftal der Tideelbe“ wird, wie bereits im 1. BP, weiterhin unter der WWBF „Hydromorphologische Belastung“ angesprochen, da eine der wichtigen Ursachen für das Sauerstofftal die zurückliegenden wasserbaulichen Umgestaltungen z. B. von Fahrrinne, Nebengewässern und Häfen sind, die zu negativen Veränderungen der Gewässermorphologie (Gewässerstruktur), der spezifischen Wasseroberfläche und Gewässergüte geführt haben. Als eine weitere wichtige Einflussgröße bei der Ausprägung des Sauerstofftals wird die Sekundärverschmutzung durch abgestorbene Algen angesehen, die sich aufgrund einer übermäßigen Nährstoffbelastung aus dem Einzugsgebiet oberhalb des Wehres Geesthacht massenhaft in der Oberen und Mittleren Elbe entwickeln können. Aus diesem Grunde ist das Thema auch im Hintergrunddokument zur WWBF „Nährstoffbelastung“ verankert.

# Úspěšnost a aspekty reprodukční katadromní migrace úhoře říčního (*Anguilla anguilla*, L.) v říční síti České republiky

Tereza Vajgllová<sup>1,2</sup>, Jiří Musil<sup>1</sup>, Miroslav Barankiewicz<sup>1,2</sup>, Joao de Medeiros Camara Cavaliero Ferrao<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Oddělení ekologie vodních organismů, Podbabská 30, 160 00 Praha 6 – Podbaba

autor pro korespondenci: J. Musil, jiri\_musil@vuv.cz

<sup>2</sup>Česká zemědělská univerzita, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Katedra zoologie a rybářství, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6 – Suchbát

## Resumé

*Escapement success and patterns of catadromous migration of female silver eel *Anguilla anguilla* (L.) was studied by combination of stationary (ATS - 6 detection stations, SRX-DL3, Lotek Inc.) and mobile (SRX 600, Lotek Inc.) radio telemetry in two international river basins (Elbe and Oder rivers) included in the Eel Management Plan of the Czech Republic. Based on electrofishing surveys in upper river's (Elbe basin; Berounka, Ohře and Elbe rivers; Oder basin, Oder, Opava, Olše, Ostravice) section, a total of 91 eels (LT= 67-113cm) were implanted with coded radio transmitters (MCFT2-3FM) and released at site of capture between August 2012 and June 2013. After 2 years tracking, 24 eels (27%) started catadromous downstream migration, 8 eels (9%) were detected using ATS from that 4 individuals (4%) were detected at the transboundary waters with Germany and Poland. The escapement success between studied rivers ranged from 14.3 to 25% in Elbe river basin and from 0 to 100% in Oder river basin indicating high among-rivers variability. A total escapement success was estimated at 12,5 % and 62,5% for Elbe and Oder river basins respectively.*

## Úvod

V posledním desetiletí byl pozorován populační pokles úhoře říčního (*Anguilla anguilla* L.) představující méně než 1% historické početnosti [2]. Tato skutečnost vedla Evropské Společenství (ES) k adopci opatření, která mají za cíl zastavit pokles a obnovit populaci úhoře, prostřednictvím legislativního opatření Nařízení Rady EC č. 1100/2007 a odvozených plánů managementu úhoře (EMP), které mají za cíl mj. garantovat migrační úspěšnost (MÚ) úhoře během katadromní reprodukční migrace pro minimálně 40 % populace v daném ČS. Musil a kol. [3] zpracovali EMP pro ČR s tím, že v důsledku neexistence relevantních dat byla MÚ stanovena modely datových řad lovených ryb v jednotlivých revírech a na základě expertních odhadů z již publikovaných informací (mortalita spojená s provozem MVE, rybolovem aj.).

Cílem projektu bylo stanovení skutečné MÚ úhoře během katadromní migrace, které je klíčovou informací vyžadovanou Nařízením Rady ES a EMP. Tato informace je nezbytná k verifikaci použitých odhadů, ke znalosti reálného stavu a následnému návrhu, realizaci a kontrole takových opatření, která budou umožňovat katadromní reprodukční migraci úhoře říčního zpět do moře.

## Materiál a metody

### Odlovy, značení a telemetrie

Stanovení MÚ bylo realizováno na vybraných lokalitách EMP ČR [3]. Ve všech případech jde o specifické úseky říční sítě bez přítomnosti velkých vodních děl znemožňujících migraci ryb.

Pro sledování katadromní migrace úhoře říčního a stanovení MÚ byla použita metoda radiové digitální telemetrie a to kombinace automatické stacionární (ATS) a mobilní (MT) telemetrie.

Ryby byly odloveny elektrolovem v průběhu srpna až října 2012, resp. května až září 2013, za asistence Českého rybářského svazu. Z odlovených jedinců byli na základě vnějších morfologických znaků vybráni jedinci s pravděpodobností zahájení katadromní migrace a standardizovanými metodami byli veterinárním lékařem individuálně značeni transmitery (vysílačkami) a vypuštěni na místo odlovu. Celkem bylo značeno v povodí Labe 71 a v povodí Odry 20 úhořů říčních. Podrobně uvádí metodiku Musil a kol. [4].

### Výsledky a diskuze

MÚ úhoře byla stanovena jednak ve vybraných povodích, které představují významné biokoridory, a jako celková MÚ v rámci území ČR, která dosáhla 12,5% v povodí Labe a 62,5 % v povodí Odry. MÚ v povodí Labe je velmi nízká, dokonce i ve srovnání s regulovanými toky jako jsou Meuse [6] nebo Rýn [1]. Vysvětlením je současný boom výstavby MVE v ČR, které pro úhoře prokazatelně představují nejvýznamnější faktor mortality. Poproudová migrace nejen úhoře tak nutně vyžaduje okamžitá ochranná opatření. Literatura uvádí, že katadromní migrace probíhá výhradně v nočních hodinách [5]. Ze záznamů ATS je však zřejmé, že ryby migrovaly v nočních i denních hodinách. Ve shodě s řadou autorů bylo pozorováno, že nejvýznamnějším faktorem ve vztahu k zahájení katadromní migrace je zvyšující se průtok. Naopak vliv měsíční fáze ani teplota neovlivňovaly průběh migrace. Během katadromní migrace úhoře byly pozorovány dva odlišné modely chování a to nepřetržitý a přerušovaný pohyb. Podobné chování je popsáno také z řeky Meuse [6]. V případě nepřetržité migrace pak úhoř říční dosahuje rychlosti kolem 5,9km.h<sup>-1</sup>, což například z lokality Žatec představuje 13h migraci na státní hranici.

### Poděkování

Tento projekt byl financován z prostředků Operačního programu Rybářství v rámci projektu Ministerstva zemědělství České republiky č. 14121 – „Monitoring výchozího stavu úniku úhoře z území ČR“.

### Literatura:

- [1] Breukelaar A.W., Ingendahl D., Vriese F.T., de Laak G., Staas S., Klein Breteler, J.G.P. 2009. Route choices, migration speeds and daily migration activity of European silver eels *Anguilla anguilla* in the River Rhine, north-west Europe. *Journal of Fish Biology* 74: 2139–2157.
- [2] ICES, 2003. Report of the ICES/EIFAC Working Group on Eels. 7-11 October, Sukarrieta, Spain, 210pp.
- [3] Musil J., Slavík O., Horký P. 2008. Plány managementu úhoře v ČR. Závěrečná zpráva MZE ČR. Praha: VÚV T.G.M., v.v.i., 44pp.
- [4] Musil J., Vajglová T., Ferrao J., Barankiewicz M. 2014. Souhrnná zpráva z monitoringu úhoře říčního (2012-2013). Výzkumný ústav vodohospodářský T.G. Masaryka, v.v.i., Praha, 14 pp.
- [5] Tesch F.W. 2003. The eel. Fifth edition. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK, 408pp.
- [6] Verbiest H., Breukelaar A., Ovidio M., Philippart J.C., Belpaire C. 2012. Escapement success and patterns of downstream migration of female silver eel *Anguilla anguilla* in the River Meuse. *Ecology of Freshwater Fish* 21: 395-403.



**Odborné příspěvky  
Fachbeiträge**

**Hydromorfologie  
Hydromorphologie**



# Umsetzung des Sedimentmanagementkonzeptes in Sachsen-Anhalt

Hans Peschel, Ulrike Hursie, Petra Kasimir

## Summary

### *Implementation of sediment management concept in Saxony –Anhalt*

*Current loads of sediment bounded pollutants in the river Elbe originate in major part from the old mining in the catchment area of river Mulde and river Saale, and from contaminated land. These include in particular the legacy of the former chemical industry, on the territory of today's Saxony- Anhalt. As a contribution to the planning of measures for the second management plan for implementing the EU directive 2000/60/EG (WFD), a sediment management concept is situated in Saxony -Anhalt therefore. Until the end of 2013 the essential technical foundations were completed.*

*The results obtained are discussed as recommendations for action in the river Elbe sediment management concept of FGG Elbe. Based on these technical foundations, the first proposals will implement from 2014.*

*In Saxony-Anhalt the following projects are in the focus of the sediment management in 2014:*

1. *Elimination of older sediments depots*

*In the river Bode and side structures of the river Saale (Mühlgraben in the urban area of Halle/Saale) a preliminary design of measures including identification of a preferred alternative and cost estimate will be made.*

2. *Fine sediment management*

*For the offshore terminal of the river Saale locks "Rothenburg", "Alsleben", "Wettin" and "Calbe" the further procedure should be established for a targeted management of dams/barrages. This also takes coordination with the Water and Shipping Administration. Appropriate and proportionate methods to the improvement of the pollutant retention will be tested for the "Muldestausee".*

3. *Remediation and reduction of point sources and contaminated sites*

*On the affected contaminated sites a risk minimization is performed by current actions, and further investigations and measures will be prepared.*

*In the results of the projects "load reduction Schlüsselstollen" and " load reduction Spittelwasser " no proportionate solutions could be found, so the derivation of less stringent environmental objectives will be pursued.*

## Einleitung

Aktuelle Belastungen der Elbe mit sedimentgebundenen Schadstoffen stammen zu großen Teilen aus dem Altbergbau im Einzugsgebiet von Mulde und Saale sowie aus Altlasten. Hierzu gehören insbesondere Altlasten der ehemaligen Chemieindustrie, die auf dem Gebiet des heutigen Sachsen-Anhalts liegen. Sachsen-Anhalt hat aus diesem Grund ein Sedimentmanagementkonzept für die wichtigsten Gewässer des Landes aufgestellt. Die Konzepterarbeitung erfolgte in enger Zusammenarbeit mit der FGG Elbe sowie der IKSE, die Ergebnisse flossen in das elbeweite Sedimentmanagementkonzept ein.

Ende 2013 waren in Sachsen-Anhalt die wesentlichen fachlichen Grundlagen für das Sedimentmanagementkonzept fertiggestellt. Dazu gehören folgende Untersuchungen:

- Bestandsaufnahme der Altsedimente in der Saale und Mulde einschließlich der relevanten Nebengewässer und Seitenstrukturen,
- Ermittlung des Remobilisierungspotenzials in ausgewählten Gewässern,
- Frachtreduzierung Schlüsselstollen,
- Frachtreduzierung Spittelwasser und
- Altsedimente im Unterlauf der Bode.

Die dabei erzielten Ergebnisse sind als Handlungsempfehlungen in das elbweite Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe eingegangen. Auf der Basis dieser fachlichen Grundlagen werden ab 2014 in Sachsen-Anhalt die ersten Maßnahmenvorschläge umgesetzt. Das Sedimentmanagementkonzept Sachsen-Anhalt wird im zweiten Bewirtschaftungszyklus zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie fortgeführt.

Folgende Projekte stehen 2014 in Sachsen-Anhalt im Mittelpunkt des Sedimentmanagements:

- Beseitigung von Altsedimentdepots im Einzugsgebiet der Saale,
- Feinsedimentmanagement in den Vorhäfen der Saaleschleusen und im Muldestausee sowie
- Sanierung und Reduzierung von Punktquellen und Altlasten.

## Beseitigung von Altsedimentdepots

Altsedimentdepots sind schadstoffbelastete Sedimentablagerungen, die eine sekundäre Schadstoffquelle im Gewässer sein können. Die Untersuchungen in den Jahren 2011 und 2012 haben gezeigt, dass Altsedimentdepots mit überregionaler Wirkung insbesondere in den Seitenstrukturen der Saale sowie in der Bode, einem Nebenfluss der Saale, zu finden sind. Für den Mühlgraben, einen Nebenarm der Saale im Stadtgebiet von Halle/Saale wird 2014 eine Vorplanung zur Auswahl von geeigneten Maßnahmen zur Minderung der von diesen Altsedimentdepots ausgehenden Schadstoffwirkungen erfolgen.

Außerdem werden geeignete Maßnahmen in der Bode geprüft.

### Vorplanung zur Sicherung/Beseitigung/Minimierung von belasteten Altsedimenten im Mühlgraben Halle/Saale

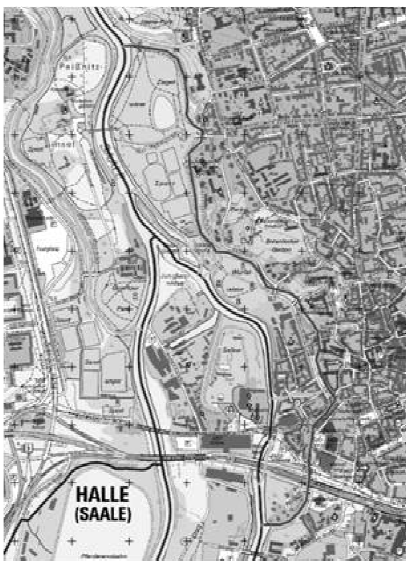


Fig. 1: Map od Halle

Im Mühlgraben in Halle an der Saale sind relevante Mengen an belasteten Altsedimenten vorhanden. Nachuntersuchungen zur Wirkung des Juni-Hochwasser 2013 haben ergeben, dass ein Teil der Sedimente aus dem Mühlgraben bereits wieder verlagert wurde. Es ist deshalb davon auszugehen, dass dieses Altsedimentdepot als sekundäre Schadstoffquelle für die Saale wirkt.

Der Mühlgraben ist etwa 3 km lang und etwa 8 m breit. Im Mühlgraben wurden Sedimentmächtigkeiten von bis zu 1,9 m nachgewiesen. Die Uferbereiche des Mühlgrabens sind teilweise befestigt, grenzen an Wohnbebauung an oder sind durch einen dichten Baubestand gekennzeichnet. Eine freie Zugänglichkeit für den An- und Abtransport von technischen Ausrüstungen ist nur in wenigen Bereichen vorhanden.

Die Vorplanung 2014 zur Ermittlung von geeigneten Maßnahmen zur Sicherung/Beseitigung/Minderung dieses Altsedimentdepots wird als Entscheidungsgrundlage für den weiteren Umgang mit dieser Schadstoffquelle erarbeitet. Der Abschluss der Planungen ist für November 2014 vorgesehen.

Neben der Ermittlung des vorhandenen Schadstoffinventars werden alle Nutzungsanforderungen an das Gewässer (Hochwasserschutzfunktion, Entwässerungsfunktion, Wasserkraft- und touristische Nutzung) erfasst und bewertet. Im Ergebnis sollen standortkonkrete geeignete Maßnahmen zur Sicherung, Minderung bzw. Beseitigung von belasteten Altsedimenten des Mühlgrabens Halle/Saale vorliegen.

## Beseitigung von Altsedimenten im Unterlauf der Bode

Im Unterlauf der Bode wurden 2012 mit Dioxinen belastete Sedimentablagerungen festgestellt. Im Rahmen einer Detailuntersuchung konnten die Lage der Belastungsschwerpunkte abgegrenzt, Schadstoffquellen identifiziert und erste Maßnahmen zur Reduzierung des Schadstoffdepots abgeleitet werden.



Fig. 1: The river Bode

Historische oder aktuelle Quellen (z. B. ehemalige bzw. aktuelle Produktionsstandorte, Kläranlage) wurden als mögliche primäre Eintragsorte ausgeschlossen. Die in der Vergangenheit in den Sedimenten und im Uferbereich akkumulierten Schadstoffmengen sind eine sekundäre Eintragsquelle, über die bei sporadischen Ereignissen (z. B. bei Hochwässern) die Schadstoffe mobilisiert und in das Fließgewässer transportiert werden können. Im Hochwasserfall kann die Verlagerung von schwebstoffgebundenen Dioxinen zu einer Belastung der Überschwemmungsgebiete führen.

Es soll eine Vorplanung von Maßnahmen in der Bode einschließlich Ermittlung einer Vorzugsvariante und Kostenschätzung erfolgen.

## Feinsedimentmanagement

Im Unterlauf der Saale und Mulde wirken die vorhandenen Anlagen (Staustufen, Vorhäfen, Schleusen) bzw. der Muldestausee als Schadstoffsinken für partikelgebundene Schadstoffe im Gewässer. Die Nutzung der technischen Anlagen als Schadstoffsinke wird im Rahmen von Machbarkeitsstudien standortkonkret geprüft.

### Optimierung der Funktion des Muldestausees als Schadstoffsinke mit überregionaler Wirkung im Elbeeinzugsgebiet

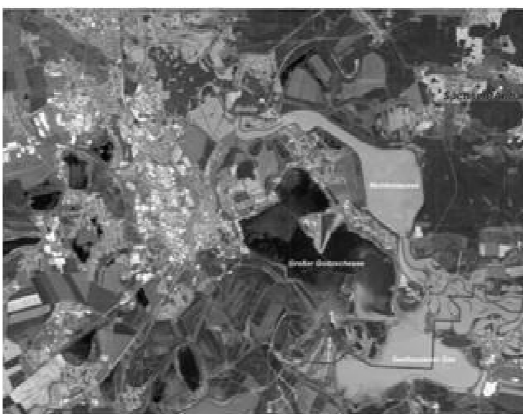


Fig. 2: View of Muldestausee

Der Muldestausee wirkt seit 1975 als Sediment- und Schadstoffsinke und hat eine überregionale Bedeutung für die Gewässer- und Sedimentqualität des unteren Elbesystems. Große Anteile von anorganischen Schadstoffen (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn), die überwiegend den Altlasten und Entwässerungsstellen des erzgebirgischen Berg- und Hüttenwesens in Sachsen entstammen, werden durch die Sedimentation von Schwebstoffen im Muldestausee festgesetzt. Insgesamt kommen im Muldestausee jährlich maximal ca. 450.000 t Sediment (Fein- und Grobfracht) zur Ablagerung<sup>1</sup>.

Nach dem Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe/IKSE soll, die Optimierung der Funktion des Muldestausees als Schadstoffsinke geprüft werden.

<sup>1</sup> Schadstoffsinke Muldestausee – Aktuelles Potenzial und jüngste Entwicklung seit 2002  
Dr. habil. Frank W. Junge, Freier Berater Geowissenschaften, 06.11.2013,  
[http://www.elsa-elbe.de/assets/download/fachstudien/Fachstudie\\_Muldestausee.pdf](http://www.elsa-elbe.de/assets/download/fachstudien/Fachstudie_Muldestausee.pdf)

Das Land Sachsen-Anhalt hat mit vorbereitenden Arbeiten für eine Machbarkeitsstudie zur Optimierung des Rückhaltevermögens im Muldestausee begonnen. Im Vordergrund steht dabei die Stabilisierung und Effektivierung des „Sedimentationsraumes Muldestausee“. Es wird erwartet, dass dies durch geeignete Steuerungsmaßnahmen des hydraulischen Systems im Muldestausee erreicht werden kann. Die Erarbeitung der Machbarkeitsstudie und gegebenenfalls die Umsetzung von Optimierungsmaßnahmen sind für den 2. Bewirtschaftungszeitraum vorgesehen.

### **Feinsedimentmanagement in den Staustufen und Vorhäfen im Saaleunterlauf**

Es soll geprüft werden, ob die Staustufen und Vorhäfen Rothenburg, Alsleben, Wettin und Calbe als bewirtschaftete Schadstoffsenke genutzt werden können. Hierfür wird in Zusammenarbeit mit der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) und der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) die Erarbeitung einer Machbarkeitsstudie vorbereitet.

Grundlage sind Untersuchungsergebnisse der BfG aus den Jahren 2012 bis 2013. Im Rahmen dieser Untersuchungen wurde festgestellt, dass die in den Vorhäfen und Staustufen vorhandenen Feinsedimentendepots nahezu das gesamte elbrelevante Schadstoffspektrum aufweisen. Im Untersuchungszeitraum gab es einen deutlichen Sedimentzuwachs.



**Fig. 3:** The Lock Alsleben

### **Sanierung und Reduzierung von Punktquellen und Altlasten**

An bekannten und als Schadstoffquelle ermittelten Altlasten/Altstandorten erfolgt eine Risikominimierung durch laufende Maßnahmen bzw. es werden weitere Untersuchungen und Maßnahmen im zweiten Bewirtschaftungszeitraum vorbereitet. Die entsprechenden Maßnahmen werden in der Zuständigkeit der Landesanstalt für Altlastenfreistellung (LAF) umgesetzt und überwacht.

Für die bekannte und intensiv diskutierte Punktquelle Schlüsselstollen (Bereich Saale) und für das Ökologische Großprojekt Bitterfeld (Bereich Mulde) sind die notwendigen Voruntersuchungen 2013 abgeschlossen worden. Da im Rahmen der Projekte „Frachtreduzierung Schlüsselstollen“ und „Frachtreduzierung Spittelwasser“ keine verhältnismäßigen Lösungen gefunden werden konnten, werden hier weniger strenge Umweltziele abgeleitet werden müssen.

# Revitalizační opatření a jejich vliv na zlepšení hydromorfologického stavu vodních toků

**Milada Matoušková, Kateřina Šmerousová**

*The presented study is focused on the assessment of hydromorphological features in accordance with requirements of the ecological status of rivers and an assessment of the river habitat physical changes after application of restoration measures. Main attention is paid to design and assessment of applied restoration measures based on determination of type-specific hydromorphological conditions, and evaluation of the effect of the restoration in the sense of achieving a good ecological status. General principles for definition of type specific hydromorphological conditions in the Czech part of the Elbe River basin and the method RefCon for definition of reference reaches, which is based on identification of main hydromorphological features, will be presented. In order to determine the current status of observed streams the standard hydromorphological survey methods HEM and EcoRivHab were applied. The hydromorphological status after the restoration measures was simulated and real risks following from implementation of the restoration measures of the channels were assessed. The resulting restoration effect was assessed in accordance with European standards. An essential precondition of successful restoration and reaching good hydromorphological conditions consists of allowing for natural development of the channel course without stabilization of the banks, restoration of migration passability and creation of near-natural riparian belts.*

## Úvod

Revitalizace je třeba chápat jako snahu o vytvoření nebo lépe podnícení přirozeného vývoje daného vodního toku, což je vztaženo k hydromorfologii a morfometrii koryta, hydrologii a srážko-odtokovému procesu, jakostním charakteristikám a splaveninovému režimu, přirozené skladbě vodní flóry a fauny a příbřežní zóny. Jedná se o dlouhodobý proces, není možné očekávat, že se hydromorfologický stav koryta toku výrazně změní za rok, či dva. Jednou ze základních podmínek úspěšné revitalizace ekologických funkcí vodních toků je poznání a pochopení jejich přirozeného fluvialně-morfologického vývoje. Důležitý je komplexní přístup zahrnující soubor jednotlivých prvků, jevů a jejich prostorových uspořádání. Revitalizaci je nutno chápat jako snahu člověka o vytvoření nebo lépe podnícení přírodního nebo přírodě blízkého vývoje daného systému.

Z pohledu vodohospodářského managementu je nezbytné pochopit variabilitu chování říčního systému a kapacitu systému pro změnu. Fluvialně-morfologické klasifikace vodních toků do skupin s obdobným chováním usnadňují hodnocení vodních toků z pohledu jejich nestability a rizikovosti. Mezi základní parametry, které formují morfologii toku je možno zařadit šířku a hloubku koryta při korytotvorném průtoku, sklon, korytotvorný průtok, sinuositu koryta, rychlost proudění, množství a velikost sedimentů, erozní a akumulací tvary a drsnost koryta.

Většina metod hodnocení hydromorfologických složek vychází ze srovnání stávajícího stavu toku s regionálním referenčním stavem. Referenční podmínky jsou často uváděny ve smyslu původních nebo počátečních historických podmínek, i tyto však v minulosti byly vystaveny vlivu člověka (Dufour, Piegay 2009) nebo přírodním disturbancím. Referenční stav toku a jeho inundačního území tak sice nastiňují ideální řešení, ale realizace revitalizačních opatření závisí na současných podmínkách, možnostech a omezeních dnešní evropské kulturní krajiny (Leuven, Nienhuis, 2001). Základem úspěšnosti revitalizace je návrh přirozeného systému, odpovídajícího existujícím klimatickým a hydrologickým podmínkám, který se dobře vyrovná s extrémními událostmi i průměrnými podmínkami s minimálními náklady na udržování v dlouhodobém měřítku (Wade et al., 2000, Palmer et al., 2005), podle Newson a Large (2006) je to zejména vytvoření stanovišť s vlastní regulací

začleněných do okolní krajiny, Palmer et al. (2005) (2004) kladou důraz zejména soběstačný vývoj ekosystému. Důležité je především zajištění rovnováhy mezi managementem, ochranou a zvyšováním hodnoty ekosystému (Hannah et al. 2007), prioritou je zlepšení ekologického stavu za účelem zmírnění účinku klimatických změn (Raven et al., 2010). Dříve problematické hodnocení úspěšnosti revitalizací (Wade et al., 2000) je v současné době možné zjednodušit na vyhodnocení kvality hydromorfologických složek před realizací revitalizace jako podklad pro návrh optimálního opatření ve smyslu dosažení dobrého ekologického stavu a na následné vyhodnocení kvality hydromorfologických složek dle stejného metodického postupu po realizaci. Celkový efekt revitalizace lze chápat jako zlepšení ekologického stavu, tedy jako vliv zlepšení habitatu toku na kvalitu biologických složek.

## Metody a zdroje dat

Pro vyhodnocení hydromorfologických složek ekologického stavu dle požadavků WFD byly využity dva přístupy: Metoda ekomorfoloického hodnocení kvality habitatu vodních toků EcoRivHab (Matoušková, 2003, Matoušková, 2008) a HEM-Hydroekologický monitoring (Langhammer, 2007, 2013), které naplňují požadavky WFD (2000), EN 14614 (2004), EN 15843 (2010). Obě metody jsou založeny na terénním průzkumu doplněným o využití distančních dat. Pro stanovení a průzkum referenčních lokalit byla využita metoda REFCON (Matoušková, Šmerousová, 2014).

Základním zdrojem dat byl opakovaný terénní průzkum v zájmových povodích. Všechny výsledky byly interpretovány v prostředí GIS, využívány byly digitální vrstvy ZABAGED 1:10 000 a letecké snímky (GEODIS). Variabilita odtoku byla hodnocena na základě dat ČHMÚ, experimentálních stanic KFGG PŘF UK v Praze a vlastních měření hydrometrickou vrtulí. Data pro posouzení kvality vody byla poskytnuta Podnikem Povodí, s. p. a analyzována v laboratořích ÚŽP a KFGG PŘF UK v Praze.

## Zájmová území

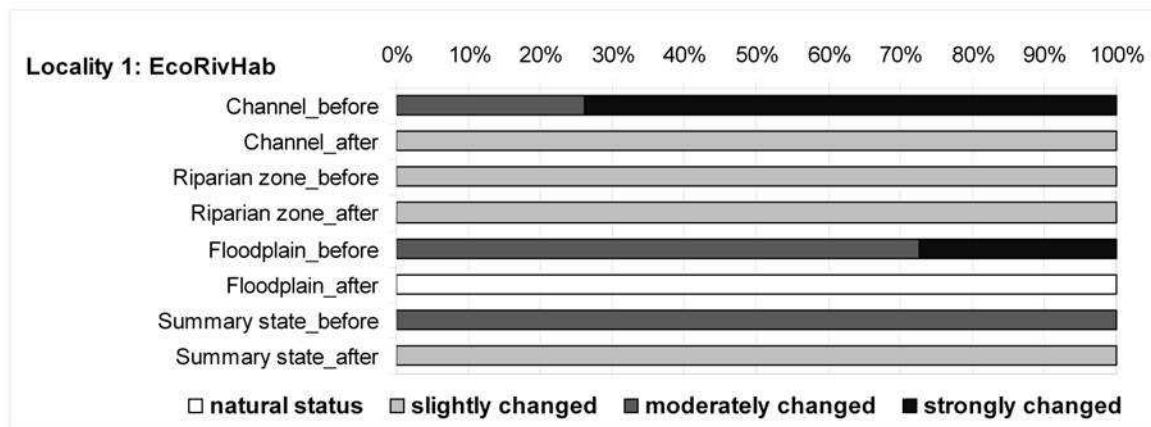
Průzkum byl realizován v českém povodí Labe, konkrétně 2 modelových územích: povodí Slubice a Sviňovického potoka. Zájmové území Slubice se nachází v centrální části Česka na severním okraji Českomoravské vrchoviny. Slubice je levostranným přítokem Chrudimky. Plocha povodí Slubice je 29,21 km<sup>2</sup>. Délka hlavního toku 6,75 km a průměrný dlouhodobý roční průtok  $Q_a = 0,32 \text{ m}^3/\text{s}$ . Sviňovický potok se nachází v jihozápadní části Česka, nedaleko Prachatic. Je pravým přítokem Zbytinského potoka, který se západně od Zbytin vlévá z pravé strany do řeky Blanice. Délka potoka činí 1,8 km, plocha povodí je 1,6 km<sup>2</sup>. V povodí Slubice byla na základě detailního hydromorfologického průzkumu pomocí metod HEM a EcoRivHab navržena revitalizace. V povodí Sviňovického potoka byla revitalizace již uskutečněna v r. 2005 v délce 1,1 km a pomocí metod EcoRivHab a HEM byla hodnocena úspěšnost provedené revitalizace z pohledu hydromorfologie.

## Výsledky

Na základě výstupů získaných aplikací metody EcoRivHab byla v povodí Slubice zjištěna relativně vyšší upravenost říční sítě, naopak relativně dobrý stav DVP a naopak silná transformace údolní nivy. Celkový hydromorfologický stav toku Slubice lze označit za středně antropogenně ovlivněný, III. Hydromorfologický stupeň (HS) byl zjištěn u 54,7 % z celkové délky toku. Středně antropogenně ovlivněné úseky nalezneme v zemědělsky využívaných oblastech s napřímenými a stabilizovanými koryty toku. Mírně antropogenní ovlivnění zjištěné u 13,5 % z celkové délky toku Slubice, reprezentuje úseky, ve kterých nebyla koryta uměle opevňována, ačkoli jejich trasa byla změněna. Přírodní stav byl zaznamenán v 28,4 % z celkové délky Slubice, reprezentuje úseky s přírodě blízkým habitatem říčního ekosystému, které můžeme označit za referenční úseky toku. Těchto úseků bylo využito jako předlohy pro návrh revitalizačních opatření. Celkový hydromorfologický stav toku Slubice zjištěný metodou HEM lze označit za průměrný, v průměrném hydromorfologickém stavu bylo klasifikováno 49,5 % délky mapovaných úseků. 25,7 % z celkové hodnocené délky toku je ve velmi dobrém HS a 20,2 % v dobrém HS. Podle výše uvedeného je hlavním problémem povodí Slubice upravenost koryt (napřímení, zahloubení a opevnění) oproti tomu zázemí toku – příbřežní zóna a inundační území – vykazuje

funkčnost a relativně dobrý stav. Hlavním cílem revitalizačních opatření je tak vytvořit nové přírodě blízké koryto.

Základní hypotéza je, že při využití všech výše uvedených podkladů a pravidel při návrhu revitalizace, by realizace navržených revitalizačních úprav znamenala prokazatelné zlepšení stavu hydromorfologických složek a dosažení dobrého stavu vod z pohledu hydromorfologických složek. Aplikace hodnocení hydromorfologického stavu podle metodik HEM a EcoRivHab na reálný i simulovaný revitalizovaný stav prokázalo dle předpokladů nejvýznamnější zlepšení v rámci zóny samotného koryta toku; podle metody EcoRivHab o 1 až 2 třídy, podle metody HEM až o 3 třídy viz Fig. 1.



**Fig. 1:** Real and simulated hydromorphological status Slubice made the revitalization

Celkový hydromorfologický stav Sviňovického potoka po revitalizaci je možno klasifikovat II. hydromorfologickým stupněm (HS), jedná se tedy o přírodě blízký mírně antropogenně ovlivněný útvar. I. HS nebyl dosažen především z důvodu nepříznivého bodového hodnocení některých parametrů; např. pozměněný charakter odtoku (pozn. vliv drenáží a ponechané úpravy na horním toku), opevnění břehů pohozem z lomového kamene v některých úsecích a dále díky nepřítomnosti skupinové vegetace s potenciálně přirozenou druhovou skladbou v příbřežní zóně. Provedené revitalizační úpravy se soustředily na osvobození opevněného koryta a vysázení břehové vegetace, která měla na počátku převážně galeriovou strukturu. Vlivem nestability břehů však došlo k úhynu břehové vegetace. Revitalizace nezahrnovala vysázení doprovodné vegetace v širším zázemí toku. IV. HS byl zaznamenán pouze v jediném hodnoceném úseku, kde tok protéká mostním propustkem pod silnicí Prachatice-Zbytiny. Provedená úprava má vliv na nízkou diverzitu hydromorfologických mezo- a mikrostruktur v daném úseku, ale i v sousedních úsecích. Charakter habitatu původně upraveného toku je možno hodnotit převážně III. HS jako středně antropogenně ovlivněný. Nejhuře byla hodnocena zóna koryta vodního toku a to díky betonovému opevnění břehů a dna, nízké diverzitě hloubek, šířek koryta, nízké diverzitě mikrohabitátů. Zaznamenán zde byl převážně III. a IV. HS. V některých úsecích je provedené opevnění porušeno a břehy jsou značně nestabilní. Pozitivní vliv na hodnocení charakteru celkového habitatu toku má především zóna DVP.

## Diskuse a závěry

V případě využití pro návrhy revitalizačních projektů má metoda EcoRivHab vyšší vypovídací schopnost, neboť přináší detailnější informace o diverzitě habitatu vodního toku a klade větší důraz na příbřežní zónu a inundační území. V případě drobných vodních toků je optimální mapovat v délkově homogenních úsecích s přesnou kvantifikací jednotlivých struktur. Optimální je její kombinace s metodou REFCON. Největšího zlepšení stavu hydromorfologických složek je možné dosáhnout na upravených drobných vodních tocích v extenzivně využívané zemědělské krajině (louky a pastviny). Základním předpokladem úspěšné revitalizace je umožnění přirozeného vývoje trasy koryta bez stabilizace břehů, avšak s přihlédnutím k požadavkům na stabilizaci dna v brodech, která napomůže nejen k zamezení nežádoucí hloubkové eroze, ale zvýší i diverzitu



habitatů. Mezi další významné morfologické parametry, na které by se revitalizační úprava měla zaměřit, patří obnova migrační průchodnosti a pokud možno i chodu splavenin, obnovení variability hloubek a šířek v podélném profilu a s tím spojené variability příčného profilu v souladu s trasou koryta (střídání proudných úseků a tůní). Rozhodující pro udržitelnost ve smyslu funkcí revitalizovaného úseku je dimenzování koryta umožňující komunikaci vodního toku s inundačním územím.

#### Literatura:

- ALISON SK. 2007. You Can't Not Choose: Embracing the Role of Choice in Ecological Restoration. *Restoration Ecology* 15 : 601–605. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2007.00271.x.
- DUFOUR S, PIEGAY H. 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration forget natural references and focus on human benefits. *River Research and applications* 25 : 568–581.
- HANNAH DM, SADLER JP, WOOD PJ. 2007. Hydroecology and ecohydrology: a potential route forward? *Hydrological Processes* 21 : 3385–3390. DOI: 10.1002/hyp.6888.
- MATOUŠKOVÁ M. 2003. Ekohydrologický monitoring jako podklad pro revitalizaci vodních toků, modelová studie povodí Rakovnického potoka (Ecohydrological Monitoring as a basis for the river restoration. Case study of the Rakovník Brook). Ph.D. thesis, Charles University in Prague: Prague.
- MATOUŠKOVÁ M. 2008. Assessment of the river habitat quality within European Water Framework Directive: Application to different catchments in Czechia. *Geografie* 113 : 223–236.
- MATOUŠKOVÁ M, WEISS A, MATSCHULLAT J. 2010. Ecological survey of river habitat diversity: trans-boundary cooperation in the Ore Mountains (Krušné hory, Erzgebirge). *Geografie* 115 : 284 – 307.
- MATOUŠKOVÁ M, ŠMEROUSOVÁ K. 2013. Referenční podmínky vodních toků z pohledu hydromorfologie. Sborník konference Říční krajina, 9, Olomouc, 92 s.
- LANGHAMMER J. 2007. HEM. Hydroekologický monitoring. Metodika a manuál pro mapovatele. Charles University in Prague: Prague.
- NEWSON MD, LARGE ARG. 2006. „Natural“ rivers, „hydromorphological quality“ and river restoration: a challenging new agenda for applied fluvial geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms* 31 : 1606–1624. DOI: 10.1002/esp.1430.
- PALMER MA et al. 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *Journal of Applied Ecology* 42 : 208–217. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2005.01004.x.
- RAVEN PJ, HOLMES NTH, VAUGHAN IP, DAWSON FH, SCARLETT P. 2010. Benchmarking habitat quality: observations using River Habitat Survey on near-natural streams and rivers in northern and western Europe. *Aquatic Conservation: Marine and freshwater ecosystems* 20 : 13–30.
- WADE PM, LARGE AGR, DE WAAL LC. 2000. Rehabilitation of Degraded River Habitat: An Introduction. In: WADE PM, LARGE AGR, DE WAAL LC (ed.): *Rehabilitation of Rivers. Principles and Implementation*. John Wiley & Sons: Chichester.

# Sedimentmanagement zur Rettung der Flussperlmuschel in Nordostbayern

Dr. Michael Lorenz, Erich Haussel

## Summary

*The freshwater pearl mussel is threatened with extinction in Central Europe. Last remaining populations focus on a few smaller waters in the border area of Bavaria, Saxony and Czech Republic. In a recently completed project of the German Federal Environmental Foundation (DBU) the reasons for the creeping extinction of mussels were studied in detail. The results of this examination prove that already moderate erosive input of soil from arable land into the pearl mussel water bodies is threatening the survival of the species. In particular, juvenile mussels living in the interstitial spaces in the gravel bed are severely damaged by fine sediment. Based on these results, measures were elaborated to improve the habitat of the freshwater pearl mussel. As part of an externally funded project of the FGG Elbe the proposed measures from the DBU project are to be implemented. On the one hand regional measure options shall be worked out to reduce the erosive input into the pearl mussel water bodies, for example by reducing the surface runoff and soil erosion on the identified "hot spot" areas of arable land. On the other hand, a communication concept is to be planned and implemented in order to convince the farmers in the catchment area to make use of erosion avoiding farming practices. The results are encouraging and lead to an agenda for the rescue of the freshwater pearl mussel.*

## Eine kurze Wertschätzung der Flussperlmuschel

Die Flussperlmuscheln Mitteleuropas sind heute von unschätzbarem ökologischem und kulturhistorischem Wert. Ihre Anfänge reichen vermutlich bis in die auslaufende Kreidezeit zurück und sie begleiten die Erdgeschichte nun seit über 60 Mio. Jahren. Ihre Urform hat noch die letzten Dinosaurier erlebt! Wenn man sich den komplexen und daher auch empfindlichen Entwicklungszyklus einer Flussperlmuschel von der Larve bis zum adulten Exemplar vergegenwärtigt, kann man über diesen enorm langen Lebenszeitraum nur staunen. Ihr kulturhistorischer Wert ist verknüpft mit der Perlenengewinnung, die in Bayern ihre Anfänge wohl im 15. Jahrhundert hatte und ein Privileg des Monarchen war. In der Blütezeit der Perlenfischerei in Oberfranken (Mitte des 18. bis Mitte des 20. Jahrhunderts) wurden über 20.000 Perlen gewonnen. Die Perlen der Flussperlmuschel finden sich in der Bayerischen Königskrone wieder und zierten als Kette so manches Dekolleté des weiblichen Adels. Die Flussperlmuschel hat katastrophale Meteoriteneinschläge und Vulkanausbrüche überstanden, doch ob sie das Wirken der Spezies Mensch überlebt, steht zumindest in Mitteleuropa auf des Messers Schneide.

## Das Desaster beginnt Mitte des 20. Jahrhunderts

Die Flussperlmuschel ist eine durchaus anspruchsvolle Art, was ihren Lebensraum Wasser angeht. Viele Gewässer scheiden als Habitat von vorneherein aus, da die Perlmuschel keine ionenreichen (harten) Gewässer liebt. Und diejenigen Gewässer, die aufgrund ihres Chemismus als Lebensraum in Frage kommen, müssen nach neueren Untersuchungen den sehr guten ökologischen Zustand erreicht haben [1]. Davon war man jedoch Mitte des letzten Jahrhunderts meilenweit entfernt. Abwassereinleitungen und Einträge aus der Landwirtschaft haben in den Aufbaujahren nach dem 2. Weltkrieg und in den Boomjahren des Wirtschaftswunders die Lebensbedingungen für die Flussperlmuschel so drastisch und nachhaltig verschlechtert, dass die Bestände flächendeckend einbrachen und sich hiervon nicht mehr erholten. In den meisten bayerischen Muschelgewässern sind die Bestände inzwischen erloschen. In Oberfranken im Bereich des Dreiländerecks Bayern-Sachsen-Tschechien hält sich noch ein letzter bedeutender Bestand der Flussperlmuschel. Doch im Unterschied zu den Bewohnern des allseits bekannten gallischen Dorfes strotzen die oberfränkischen Exemplare nicht vor Kraft und Widerstandsfähigkeit. Die Populationen sind überaltert. Das Alter der Individuen liegt meist bei 60 bis 80 Jahren, es gibt so gut wie keine Jungmuscheln. Das erreichbare Alter der oberfränkischen Spezies der Fluss-

perlmuschel liegt bei höchstens 120 Jahren. In wenigen Jahrzehnten wird es somit auch im Dreiländereck keine Flussperlmuschel mehr geben, es sei denn, wir finden noch die magische Formel für einen Zaubertrank, der im Falle der Flussperlmuschel vor allem die Fortpflanzungstätigkeit beflügeln sollte.

## Die Flussperlmuschel – ein undankbares Geschöpf?

Bis zum Ende des letzten Jahrhunderts konzentrierten sich die Bemühungen vor allem auf die Reduzierung der Nährstoffbelastung der oberfränkischen Perlmuschelgewässer. In Bayern wurden inzwischen über 10 Mio. € in Maßnahmen zur Fernhaltung von Abwasser investiert, Sedimentationsbecken wurden errichtet, ein Naturschutzgebiet ausgewiesen. Insgesamt haben sich dadurch die Bedingungen für die Flussperlmuschel aus Sicht der Gewässergüte verbessert, doch die Muschel scheint es nicht zu danken. Eine bestandserhaltende natürliche Reproduktion findet weiterhin nicht statt.

Aktuelle Untersuchungen sowie die Erfahrungen in anderen Ländern mit Restbeständen an Flussperlmuscheln lenken den Fokus auf das Kieslückensystem im Bachbett. Die heranreifenden Jungmuscheln graben sich nach dem Abfallen von ihren Wirtsfischen in das Kieslückensystem am Bachgrund (das "Interstitial") ein und verbleiben dort für einige Jahre, bis sie dann als ausgereifte Tiere wieder zur Oberfläche wandern. Verstopft das Kieslückensystem durch Eintrag von Feinsediment, entsteht ein weitgehend sauerstofffreies Milieu und die Jungmuscheln gehen zugrunde. Diese als Kolmation bezeichnete unnatürliche Veränderung des Gewässergrundes wurde in einer Untersuchung der oberfränkischen Flussperlmuschelgewässer Zinnbach und Südliche Regnitz nachgewiesen und als entscheidender Gefährdungsfaktor für das Überleben der Flussperlmuschel identifiziert [2]. Unterwasseraufnahmen verdeutlichen die Problematik (Fig. 1). Die Muschelbestände sind mit Sediment belegt. Die adulten Tiere, die aus dem Gewässerbett herausragen, kommen mit der Situation wohl noch klar, im Interstitial eingegrabene Jungtiere haben jedoch keine Überlebenschance.



**Fig. 1:** Zinnbach, fine sediment on the gravel bed, in the center two adult mussels (Source: Hartl, Dr. Klupp)

## Was macht der Acker im Bach?

Ursächlich für den schädlichen Feinsedimenteintrag in die oberfränkischen Flussperlmuschelgewässer ist vorrangig die Erosion von Ackerflächen in den Einzugsgebieten. Dies wurde in einer umfangreichen Studie für den Zinnbach und die Südliche Regnitz belegt [2]. Demnach erfolgen die Einträge von Ackerboden vorwiegend bei Starkregenereignissen und Schneeschmelze. Dabei sind keineswegs nur gewässernahe Ackerflächen Ausgangspunkte erosiver Einträge. Auch entfernte Flächen können über Abflussbahnen (Flurbereinigungswege, Wegseitengräben, Geländeeinschnitte) zu erheblichen Sedimenteinträgen führen. Ziel der Studie war auch, durch Geländebegehungen und Befragungen Ortsansässiger die Ackerflächen ausfindig zu machen, die immer wieder zu Erosionen in den Zinnbach und die Südliche Regnitz führten. Als Ergebnis liegt nun eine flurgenaue Karte der "Hot Spots" der Erosion im Einzugsgebiet dieser beiden Gewässer vor. Doch warum gibt es überhaupt noch Erosion von Ackerboden? Die Landwirte sind verpflichtet, auf erosionsgefährdeten Ackerflächen bestimmte Maßnahmen durchzuführen, wenn sie Direktzahlungen der EU erhalten. Dabei wird auf den Erosionskataster abgestellt, dem ein Bodenabtragsmodell zugrunde liegt. Wenn dieses Modell eine mittlere oder hohe Erosionsgefährdung für die jeweilige Fläche vorhersagt, muss der Landwirt auf eine erosionsmindernde Bewirtschaftungsweise umstellen. Doch ein Vergleich der

Erosionsflächen laut Erosionskataster mit den tatsächlich in der Flur aufgefundenen Hot Spots der Erosion zeigt in vielen Fällen keine Deckungsgleichheit [2]! Der Erosionskataster bildet im Einzugsgebiet der Flussperlmuschelgewässer die Realität nicht richtig ab. Dies hat zur Folge, dass die Bemühungen der Landwirte um Erosionsvermeidung ins Leere laufen, da sie nicht auf dem richtigen Acker durchgeführt wird.

## Flussperlmuschelschutz im 21. Jahrhundert

Nachdem es bei den meisten Hot Spot-Flächen der Erosion somit keine rechtliche Verpflichtung für die Landwirte gibt, Erosionen durch geeignete ackerbauliche Bewirtschaftungsweisen zu reduzieren, stellt sich die Frage, wie man unter den gegebenen Bedingungen den Eintrag von Boden in die Flussperlmuschelgewässer in den Griff bekommen soll. Sedimentationsbecken sind eine wasserbauliche Maßnahme, die grundsätzlich in Frage kommt. Im Zinnbach/Südl. Regnitz-Einzugsgebiet wurde inzwischen eine ganze Reihe an Gewässeraufweitungen zur Sedimentation eingetragenen Bodens errichtet. Die Erfahrungen zeigen allerdings, dass gerade die feinen Partikel, die für die Kolmation der Gewässersohle ausschlaggebend sind, in den Sedimentationsbecken kaum zurückgehalten werden. Zudem ist der Unterhaltungsaufwand enorm. Manche frisch geräumten Sedimentationsbecken sind nach wenigen Wochen bereits wieder voll. Ohne Behandlung der Ursachen des Problems, führen Sedimentationsbecken nicht zum Ziel.

Eine sehr effektive Maßnahme zur Ursachenbeseitigung des Sedimentproblems ist der Ankauf von ackerbaulich genutzten Flächen im Einzugsgebiet und Einstellung der Nutzung. Leider scheidet diese Option aus, da bei den Landwirten keine Bereitschaft mehr besteht, ihre Grundstücke zu verkaufen. So bleibt nur die Möglichkeit, bei den Bewirtschaftern der Hot Spot-Flächen auf Engagement für den Muschelschutz und freiwillige ackerbauliche Leistungen zur Erosionsvermeidung zu setzen. Doch die Begeisterung vieler Landwirte für die oberfränkische Flussperlmuschel hält sich stark in Grenzen. Man befürchtet Einschränkungen der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet und beklagt das Image als Verursacher des Muschelsterbens, obwohl man die gute landwirtschaftliche Praxis beachte. Es wird zudem kritisiert, dass die Kontinuität der von den Verwaltungen angestoßenen Maßnahmen nicht gegeben wäre und daher Leistungen der Landwirte für den Muschelschutz verpufft seien. Darf man bei dieser Stimmungslage tatsächlich auf freiwillige Leistungen und Kooperationen hoffen?

## Wie erzwingt man Freiwilligkeit ohne Druckmittel?

Im Einzugsgebiet der Flussperlmuschelgewässer ist nicht weniger als eine Änderung der Bewirtschaftungsweise auf etlichen landwirtschaftlichen Flächen erforderlich. Vielen Landwirten fällt es schwer, althergebrachte Formen der Landbewirtschaftung aufzugeben und Neues auszuprobieren. Die vielen kleinbäuerlichen Betriebe in Oberfranken können keine finanziellen Risiken eingehen – und riskant ist es allemal, wenn man nun anders wirtschaften soll als gewohnt, ohne ausreichende Erfahrung und Beratung.

Um dieses Risiko zu minimieren, hat die Regierung von Oberfranken ein Projekt zur Information und Beratung der Landwirte im Einzugsgebiet der Südlichen Regnitz und des Zinnbaches initiiert. Ziel ist, bei den Landwirten Verständnis für den Schutz der Flussperlmuschel zu erwecken sowie den Bewirtschaftern von Hot Spot-Flächen maßgeschneiderte Beratung zur Vermeidung von Erosionen anzubieten, gleichzeitig verbunden mit einer Beratung über entsprechende finanzielle Fördermöglichkeiten wie dem bayerischen Kulturlandschaftsprogramm (KULAP). Hierzu wurde ein in der landwirtschaftlichen Beratung erfahrendes Büro beauftragt. Dieses Büro war bei den Landwirten bereits bekannt und seine Dienstleistungen waren sehr geschätzt, was sich für den Verlauf des Projektes als sehr wertvoll erwiesen hat. Für die Beratungsleistungen des Büros stehen für einen Zeitraum von 1,5 Jahren 50.000 EUR zur Verfügung. Die Finanzierung erfolgt durch die Flussgebietsgemeinschaft Elbe, der an dieser Stelle ausdrücklich gedankt sei. Gesteuert wird das Projekt von einer Arbeitsgruppe bestehend aus Vertretern der örtlich zuständigen Fachbehörden, des Bürgermeisters der betroffenen Gemeinde und der Regierung von Oberfranken.

Die Bilanz des Projektes, das inzwischen die Halbzeit überschritten hat, stimmt hoffnungsvoll. Nach inzwischen drei Abendveranstaltungen, bei denen die hiesigen Landwirte auf den gemeinsamen Schutz der Flussperlmuschel eingeschworen werden sollten, lässt sich eine Entwicklung von anfänglicher Ablehnung hin

zu vorsichtiger Bereitschaft mitzuarbeiten feststellen. Die knapp 80 Hot Spot-Flächen (ca. 250 ha Acker) im Projektgebiet werden von 28 Landwirten bewirtschaftet. Zu allen hat das Büro den persönlichen Kontakt hergestellt. Bei 20 Landwirten fanden inzwischen Einzelberatungen hinsichtlich Erosionsvermeidung auf den Hot Spot-Flächen und über Möglichkeiten zur Förderung durch das KULAP statt. Sechs Landwirte haben daraufhin KULAP-Förderung für erosionsmindernde Maßnahmen auf ihren Hot Spot-Flächen beantragt. Hierbei handelt es sich vorwiegend um eine vielfältige Fruchtfolge (Reduzierung des Maisanteils!) sowie um die Anlage eines Gewässerrandstreifens [3].

Mit diesen ersten kleinen Erfolgen haben wir die Flussperlmuschel noch nicht gerettet. Die Bereitschaft, sehr effektive Erosionsschutzmaßnahmen wie pfluglose Bodenbearbeitung, Anlage von Hecken, Blühstreifen oder Kurzumtriebsplantagen in Angriff zu nehmen, ist noch gering. Auch sind noch nicht alle Landwirte mit im Boot. Doch solche Prozesse brauchen Zeit. Mit der entsprechenden Hartnäckigkeit können wir den Prozess in Gang halten bis wir zu einer Landbewirtschaftung kommen, die das Überleben der Flussperlmuschel nicht länger in Frage stellt.

### Agenda zur Rettung der Flussperlmuschel

- Die Fortsetzung der Informations- und Beratungskampagne für die ansässigen Landwirte ist in der bisherigen Intensität für längere Zeit sicherzustellen. Würde das derzeit laufende Projekt nicht verlängert werden, ginge die mühsam aufgebaute Vertrauensbasis zu den Landwirten unweigerlich verloren und könnte in absehbarer Zeit auch nicht mehr zurückgewonnen werden. Wir würden die wichtigsten Akteure verlieren und der Flussperlmuschel ihre womöglich letzte Chance nehmen.
- Die finanziellen Anreize für die Bewirtschafter von Hot Spot-Flächen, entsprechend den Empfehlungen des Beratungsbüros zu agieren, müssen deutlich erhöht werden. Dies gilt insbesondere für moderne, erosionsmindernde Bodenbearbeitungsverfahren sowie für die Anlage von Hecken oder Kurzumtriebsplantagen zur Reduzierung der Schlaglängen.
- Im Einzugsgebiet der Muschelgewässer sind die Abflussbahnen zu identifizieren, auf denen bei Starkregen über lange Strecken Bodenmaterial zu den Gewässern transportiert werden, und durch geeignete Eingriffe zu blockieren.
- Nach erfolgreicher Sanierung des Einzugsgebietes müssen neue Aufwuchshabitate für die Flussperlmuschel geschaffen werden (Reinigung oder Anlage neuer Kiesbänke). Die Sedimentationsbecken sind hinsichtlich ihrer Eignung zu prüfen und ihre Unterhaltung ist sicherzustellen.
- Die maßgeblichen Verwaltungen (Landwirtschaft, Naturschutz, Kommune, Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft) müssen in einer konzertierten und langfristig angelegten Aktion die Rettung der Flussperlmuschel vorantreiben. Die politischen Vertreter müssen hinter dieser Aktion stehen.

Für die Flussperlmuschel wird es eng. Der Aufwand sie zu retten, ist nicht dramatisch hoch. Die Mittel und Wege sind nun bekannt. Sie hat uns hunderte von Jahren heißbegehrte Perlen geliefert. Danken wir es ihr, indem wir dieses Relikt der Zeitgeschichte vor dem Untergang bewahren.

#### Literatur:

- [1] Seidel, M.; Speierl, T.; Langheinrich, U.; Lüderitz, V.: Untersuchungen zur Begleitfauna und –flora der Flussperlmuschel – Vergleich von zwei Mittelgebirgsbächen im Fichtelgebirge und zwei Tieflandbächen in der Lüneburger Heide. In: Wasserwirtschaft (2014), Nr. 4, S. 12-19.
- [2] Strohmeier, P.; Bruckner, G.: Integriertes Sedimentmanagement in Einzugsgebieten von Perlmuschelgewässern. Endbericht Projekt "Perlmuschelgewässer"-AZ24496, DBU, 2013.
- [3] GeoTeam: Zwischenbericht: Studie über die Reduzierung erosiver Sedimenteinträge in die oberfränkischen Perlmuschelgewässer. Drittmittelprojekt der Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Bayreuth 2014.

# Can remote sensed data replace hydromorphological mapping?

**Jakub Langhammer**

*Charles University in Prague, Faculty of Science, Albertov 6, Prague 2, 128 43  
Czech Republic*

## Introduction

Rapidly growing volume and availability of precise spatial data products represents big challenge for traditional methods of data acquisition, based on field survey. One of such methods is the hydromorphological mapping as highly time consuming and demanding method of field survey.

Hydromorphological mapping traditionally meets with many limitations and requirements, e.g. the need for skilled and trained staff, variable reliability of results, time consuming mapping, high operation costs etc. The availability of new remote data products implies following questions on (i) how much can the remote based assessment replace field survey, (ii) what hydromorphological parameters can be assessed from remote data, (iii) what are the appropriate data sources, (iv) how much reliable are results, derived from remote data compared to the field survey and (iv) what are the best applications for remote data in hydromorphological assessment.

The contribution presents results of assessment of applicability of various remote data sensing techniques and data products for hydromorphological mapping. The authors have developed and tested new hybrid method for acquisition of information for hydromorphological assessment from fusion of variety of currently available data sources. The methodology has been tested on large sample of streams to identify zones and parameters, where the application of remote sensed data products can reliably replace conventional field mapping. The methodology became a part of standard HEM mapping methodology.

## Material and methods

### Methodology

Compared to the conventional field mapping approaches in hydromorphological assessment, which are in long-term and intense development, the use of remote sensed data in area is still rare. There can be distinguished several types of approaches in using the remote data for hydromorphological assessment. The methods stemming on the visual interpretation of aerial imagery is probably most widely used, e.g. for LAWA-OS methodology (Fleischhacker et al. 2002). The methods, based on classification of aerial imagery apply advanced image analysis techniques to these data, e.g. thresholding, edge detection or object oriented classification (Marcus et al. 2008). Despite promising results (e.g. Gilvear et al. 2004, Tiner 2004) such methods can be still judged as experimental as they are demanding for expert knowledge in operation and use of specialized software. Application of multi and hyperspectral satellite imagery allows employing full potential of digital imagery analysis. However, their operational usage is linked with similar limitations. Besides the above mentioned requirements the major limit is here represented by data properties. The low spatial resolution of common multispectral satellite products (e.g. Landsat, Aster) is a major limit for analysis of small streams, unlike the sensors of high spatial resolution (e.g. GeoEye, QuickBird, WorldView) remain expensive for use in larger areas.

In the framework of development of Czech hydromorphological methodology HEM (Langhammer, 2014) the authors have developed and tested the hybrid technique for hydromorphological mapping using remote sensed data. The aim was to develop and test method, allowing use of available remote data sources for

reliable assessment of hydromorphological parameters, not requiring acquisition of expensive datasets or use specialized tools, skills or training of the staff.

The remote sensed data is used as visual resource, replacing information gained in the field, while the assessment itself is done according the same principles as conventional field mapping. The methodology uses the remote data sources for assessment of those parameters, where the remote data sources allow achievement of at least equivalent reliability of assessment as conventional field mapping. For those, parameters, where the remote data are lacking, have bad quality or are not allowing to reliably distinguishing categories, assessed for individual parameters the field mapping is done. The data are collected in the same mapping form as for field mapping.

### Applied data sources

For hydromorphological assessment there were used mainly data, available online via WMS services from state or institutional repositories – the base maps of scale 1:10 000, CORINE landcover layers and mainly the seamless orthophoto imagery, available online at 50 cm per pixel resolution.

For assessment of historical changes of streams the digital image of maps of the 2<sup>nd</sup> Military mapping of Austrian Empire (1806-69), capturing the state of streams and landscape before the major phase of industrial revolution. The maps are available either as WMS layer as well as via webservice.

Valuable data source represent the geoportals of river authorities, comprising detailed information on stream and river bed modifications, applicable in hydromorphological assessment



**Fig. 1:** Example of detailed view on stream and river banks under vegetation in Google Street View. Segment of Botic River at Průhonice in Prague suburb. Data: Google

Unconventional data resource with high potential for use in hydromorphological mapping proved to be online imagery services, namely Google Streetview. Unlike the aerial imagery StreetView retains the advantage of the close look from the human perspective, allowing e.g. to distinguish bank forms or structures, that are in orthophoto covered by vegetation (Fig 1). Thanks to the dense coverage of the territory and recency of the data, this resource is of rising value for assessment.

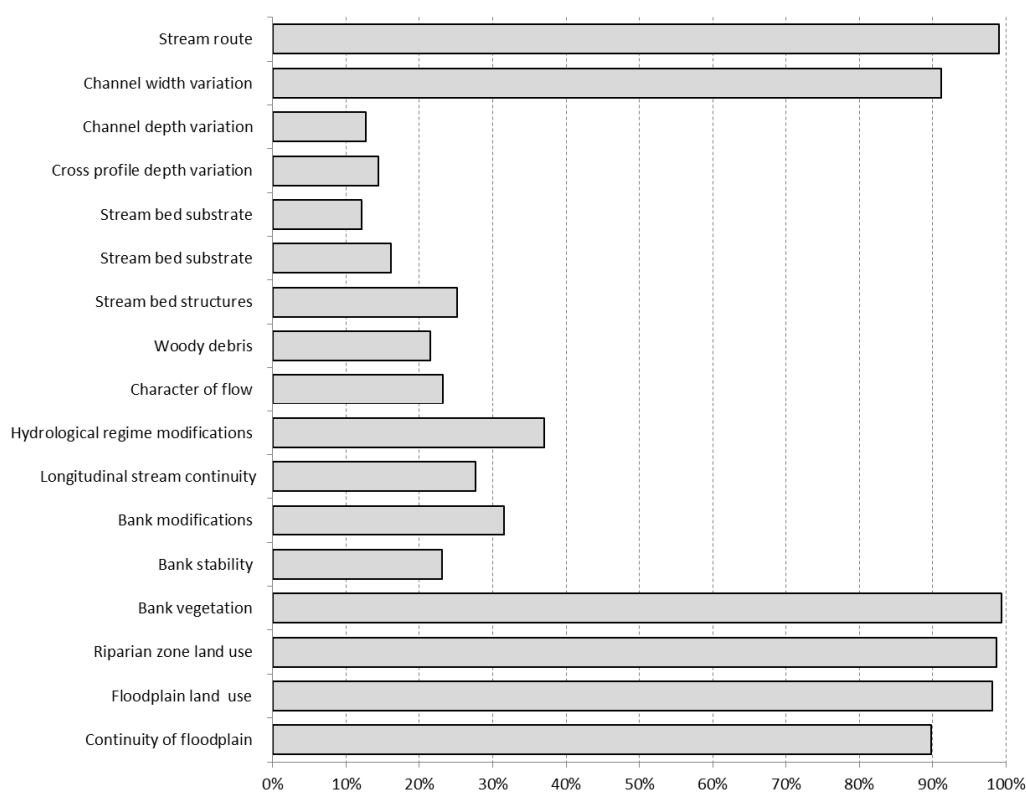
## Results

The new methodology has been applied on the sample of streams, covering 621 km of streams and floodplain. The study sample included streams, covering all major stream types according the typology of waterbodies, of

different size, located in different physiographic conditions, and under varying level of anthropogenic pressure.

The results proved substantial differences in applicability of remote data for the assessment of hydromorphological parameters. The results vary significantly across the assessed stream zones and stream types, where the physiography and stream size, expressed by stream order, are of key importance.

In the zone of the river channel these are parameters of stream route modification and variation of stream width, where the rate of successful determination exceeds 90% (Fig 2). Stream route modification is parameter natively assessed from the historical and current map sources, the stream width variability can be reliably determined from the ortophotos by measurement in GIS. Another indicator with high potential for successful determination from remote sensed data is the longitudinal continuity, where the geodatabases of river basin authorities can supply most of information, required for assessment of this parameter.



**Fig. 2:** Rate of successful determination of hydromorphological parameters from remote sensed data, based on assessment at 621 km of streams in Czech Rep. Data: Charles University in Prague.

On the other hand, most of the parameters of river channel are the weakest point in the application of remote sensed data in hydromorphological analysis. It applies namely to the parameters of variability of depth in cross and longitudinal profile, river bed modification or bed substrate – their rate of successful determination is frequently under 10 %, according the stream type. For these indicators, there are no available remote data sources, able to systematically supply necessary information. However, the river bottom characteristics indicate the highest rate of uncertainty of the assessment even in conventional field mapping. Namely at large and medium size non-wadeable streams the assessment of river bottom properties cannot be made directly in the full extent and is often limited to selected localities or indirect assessment.

In the zone of river bank the rate of successful determination of parameters is overall high, while at two parameters – the river bank vegetation and modification of riparian zone the successful assessment from remote data was detected at 98 % of the river network. However, the success rate in case of stream bank modification, which is one of key parameters in hydromorphological assessment in this zone, is highly variable. According the stream types the reliability of determination varies from 64,5 % at large streams to 5,8 % at



small highland creeks. The key information source in this zone is usually orthophoto. Here, at small streams the information is limited - by the image resolution and mainly by the coverage of the stream by the vegetation. The StreetView data, which can bypass this problem, are at small streams scarce.

Most favorable zone for assessment of hydromorphological properties from the remote sensed data is the inundation zone. Namely, the modification of the floodplain belongs to the parameters with almost ultimate success rate when assessing from remote sensed data. In this parameter, the assessment by conventional field mapping gives less reliable results than use of remote data. As for the floodplain continuity indicator the rate of successful determination varies from 73 – 79 %.

## Conclusions

Despite the unprecedented availability of high resolution spatial data, its applicability for hydromorphological assessment remains still limited. For the reliable assessment without compromises in resulting data quality the remote data can be used for the assessment only for a subset of indicators.

Although the current state-of-the-art of available technologies cannot fully replace the data, gained by the conventional field mapping, our study proved that they have big potential for changing the process of data acquisition. Application of remote sensed data leads in substantial saving of time and resources necessary for field mapping campaign.

The rising availability of highly accurate spatial data, accessible without demanding image analysis techniques and special skills have potential to substantially change the methods of data acquisition, traditionally based on field survey, including hydromorphological mapping. These approaches can turn the scope of the field mapping from getting the primary information to verification and updating of information, obtained from remote data. Last but not least, application of remote sensed data may help to significantly reduce subjectivity, related with conventional field mapping approaches.

### References:

- [1] CEN, 2004. EN 14614:2004 Water quality – Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers.
- [2] CEN, 2010. EN 15843:2010 Water quality – Guidance standard on determining the degree of modification of river hydromorphology.
- [3] EC (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Off J Eur Communities L327:1–73.
- [4] Fleischhacker, T., Kern, K., Sommer, M. (2002): Ecomorphological survey of large rivers. Manual. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Germany, p. 41
- [5] Gilvear, D.J., Davids, C., Tyler, A.N. (2004): The use of remotely sensed data on channel hydromorphology, river Tummel, Scotland, River Res. Applic. 20: p. 1-17
- [6] Langhammer, J., 2014. HEM 2014 – Methodology for monitoring of hydromorphologic indicators of streams. Charles University in Prague, 67 pp.
- [7] Langhammer, J., Hartvich, F., 2014. HEM 2014 – Methodology of type specific assessment of hydromorphologic indicators of streams. Charles University in Prague, 58 pp.
- [8] Langhammer J., Hartvich, F., Mattas, D., Zbořil, A. (2009): Identification of surface water bodies. Charles University in Prague, 101 pp.
- [9] Marcus, W.A., Fonstad, M.A. (2008): Optical remote mapping of rivers at sub-meter resolution and watershed extent, Earth Surf. Process Landforms 33, p-4-24
- [10] Tiner, R.W. (2004): Remotely-sensed indicators for monitoring the general condition of „natural habitat“ in watersheds: an application for Delaware’s Nanticoke River watershed, Ecological Indicators 4, pp. 227–243

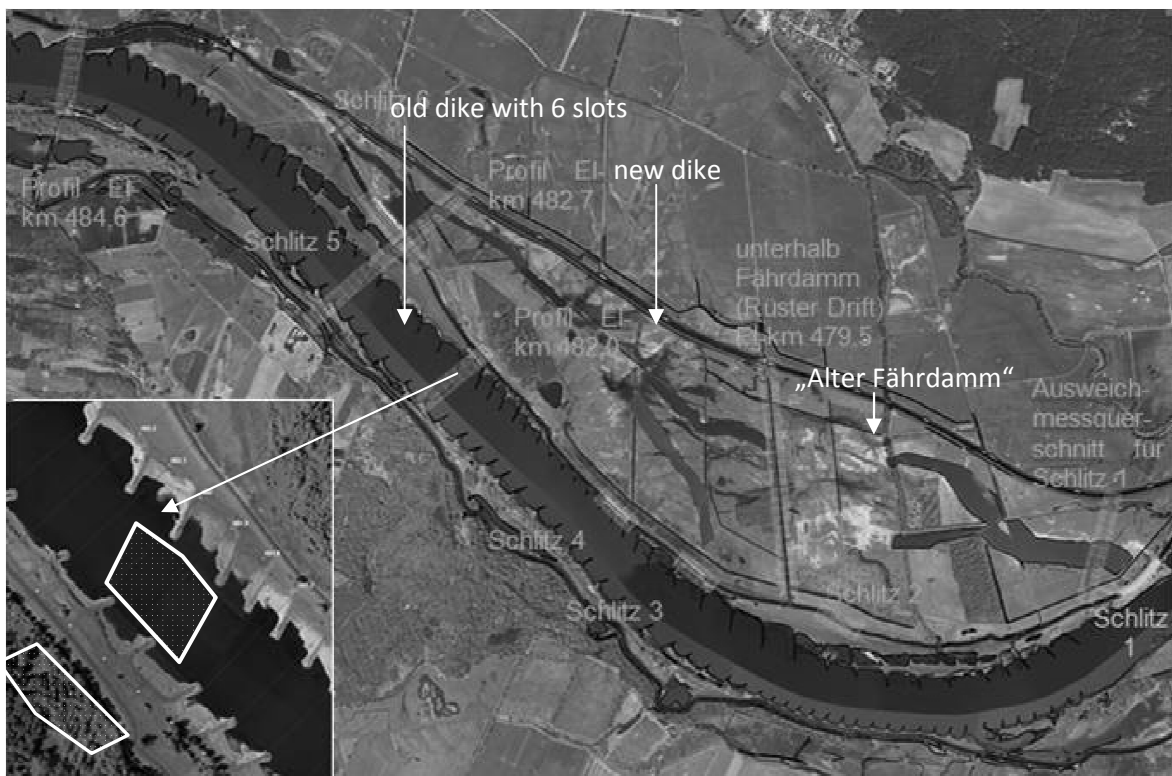
# Messungen der Strömung bei Hochwasser im Bereich der Deichrückverlegung Lenzen / Elbe

**Petra Faulhaber**

*The Lenzen dike relocation was a project organized by the state of Brandenburg to promote the development potential of the floodplains in the Biosphere Reserve "River Landscape Elbe-Brandenburg". Since the Federal Waterways Engineering and Research Institute (BAW) supported the planning and implementation process by means of hydraulic modeling of the surface run-off, it had commissioned many measurements during flood events. The evaluation of the measurements allows a quantification of the flow conditions in the dike relocation area during various floods and also a verification of results from modeling performed earlier at BAW.*

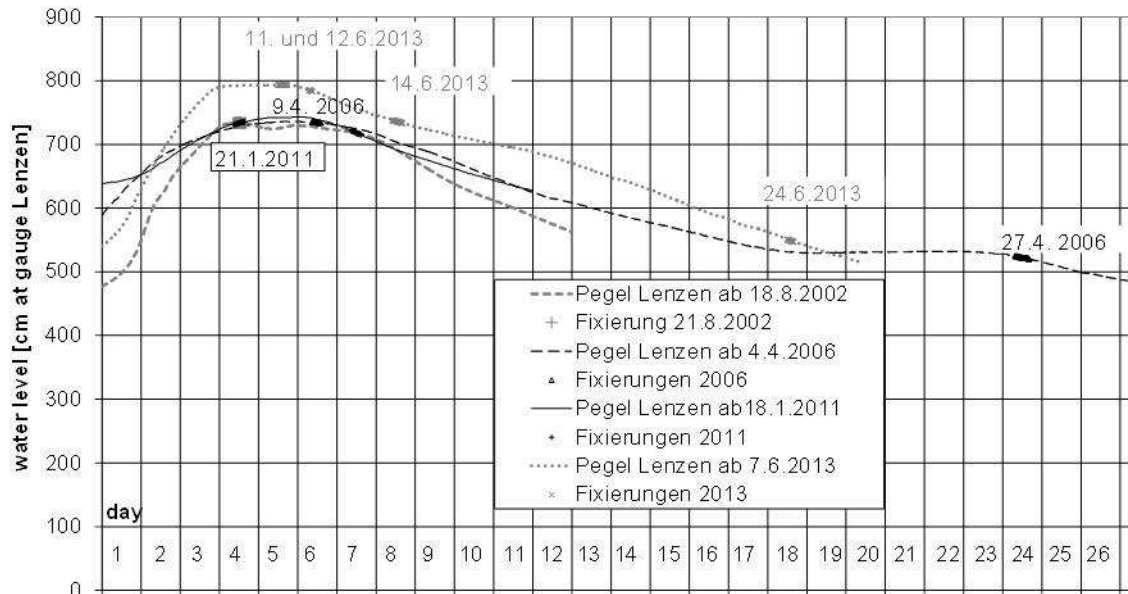
## Deichrückverlegung und hydraulische Messungen

Seit den 1990er Jahren wurde an der Elbe bei Lenzen durch das Land Brandenburg eine Deichrückverlegung (DRV) geplant und umgesetzt (Fig. 1). So wurde die Voraussetzung für ein bundesgefördertes Naturschutzgroßprojekt geschaffen. Die Notwendigkeit der Deicherneuerung eröffnete Möglichkeiten zur Auwaldrenaturierung und Wiederbelebung der Überflutungsdynamik in der Aue. Gleichzeitig sollte eine hydraulische Engstelle bei Hochwasser beseitigt werden. Mit dem Neubau eines 7 km langen Deiches im Hinterland und der Abtragung des alten, flussnahen Deiches in 6 Schlitzen wurden insgesamt 420 ha Überschwemmungsfläche für die Elbe zurück gewonnen. Die DRV selbst wurde zwischen El-km 476,5 und 483,7 realisiert.



**Fig. 1:** Example of measurement cross sections in the reach of the dike relocation and examined groyne fields at Elbe kilometer 482

Im Jahr 2009 wurden die Altdeichschlitze geöffnet, sodass bei Hochwasser nun das neue Vorland durchströmt wird. Da in den folgenden Jahren gleich mehrere große Hochwasserereignisse auftraten, konnte die Wirkung dieser Maßnahme sofort mehrfach beobachtet werden (Fig. 2). Von der BAW wurden zur Planung und Umsetzung der DRV Lenzen seit 1995 vielfältige Modelluntersuchungen zur Oberflächenströmung und zum Geschiebetransport durchgeführt (siehe [2]). Die Umsetzung der Deichrückverlegung bietet die Möglichkeit, die Prognosen der Modelle an Naturdaten zu überprüfen. Deshalb hat die BAW bereits im Vorfeld der Realisierung der Maßnahme und danach Messungen beauftragt.



**Fig. 2:** Water level at the Lenzen gauge for the floods of 2002, 2006, 2011, and 2013, days of measurements

Für den Vergleich des Naturzustandes vor und nach der Deichrückverlegung bieten sich insbesondere die Hochwasser vom April 2006 und Januar 2011 an. Beide Hochwasser liefen im Winterhalbjahr und bei ähnlichem Durchfluss am Pegel Wittenberge (Scheitelwerte 2006: 3720 m<sup>3</sup>/s und 2011: 3790 m<sup>3</sup>/s) ab. Das Hochwasser im August 2002 hatte einen Scheiteldurchfluss von 3830 m<sup>3</sup>/s, das Hochwasser im Juni 2013 von 4330 m<sup>3</sup>/s. Während sich Höhe und Wellenform der Winterhochwasser von 2006 und 2011 am Pegel Lenzen ähneln, unterscheiden sich die Sommerhochwasser 2002 und 2013 von den Winterhochwassern und untereinander deutlich (Fig. 2).

Im Auftrag der BAW wurden in verschiedenen Messkampagnen u. a. folgende Messungen durchgeführt:

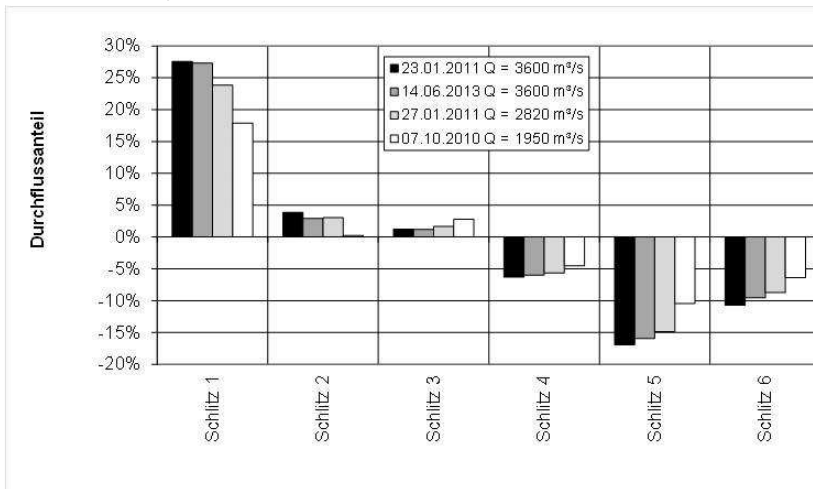
- Wasserspiegel in Längs- und Querschnitten (z. B. entlang der Flussachse),
- Durchfluss (z. B. im gesamten Durchflussquerschnitt, in den Altdeichschlitzen, über dem Vorland),
- Fließgeschwindigkeiten (z. B. im Flussbett, in Flutrinnen und Altdeichschlitzen),
- lokale Veränderung des Gewässerbetts (Sohlpeilungen im Flussbett),
- Geschwindigkeiten, Wasserspiegel, Topografie in vier Bühnenfelder oberhalb von El-km 482.

In Fig. 1 sind beispielhaft Querschnitte und -flächen eingetragen, in denen hydraulische Messungen durchgeführt wurden.

## Beispiele von Auswertungen der Strömung

Einige Auswertungen wurden bereits veröffentlicht (siehe u. a. [1], [2] und [3]). Hier werden Untersuchungen gezeigt, die insbesondere das Hochwasser 2013 einbeziehen. Das Hochwasser 2013 ist für Betrachtungen zum Hochwasserschutz von besonderer Bedeutung. Bei den Lebensraumbedingungen beschreibt es jedoch Extreme, die nicht charakteristisch für im langjährigen Mittel typische Verhältnisse sind. Die Bewertung der hydraulischen Wirkung der Deichrückverlegung und der daraus abzuleitenden Eigenschaften der Lebensräume

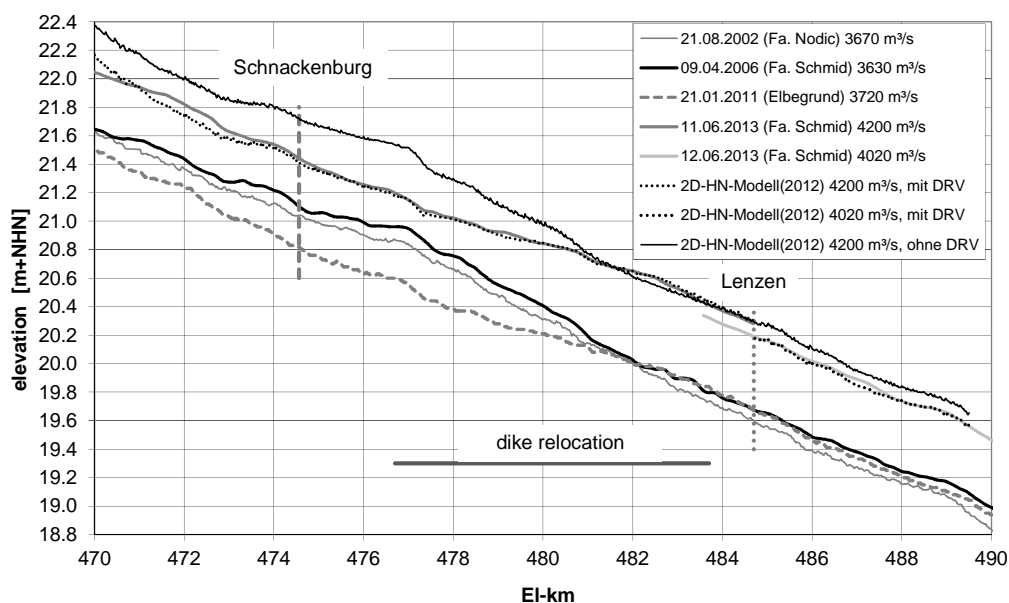
basiert auf Beschreibungen der Strömungsbedingungen. Dazu zählen u. a. Angaben zu den Anteilen am Gesamtabfluss, die bei verschiedenen Gesamtdurchflüssen durch die Schlitze ein- und ausströmen (Fig. 3).



**Fig. 3:** Contribution to the total flow rate by the flow rates of the slots in the old dike

Der Vergleich der gemessenen Durchflussanteile in den Schlitzen (Fig. 3) bei den extremen Hochwassern 2011 und 2013 zeigt eine gute Übereinstimmung. Die Messungen erfolgten jeweils nach dem Scheiteldurchgang. Werte bei anderen Gesamtdurchflüssen verdeutlichen, dass sich die Anteile mit dem Durchfluss ändern. Zusätzlich ist in der Natur zu beachten, dass sich über die Zeit Randbedingungen ändern können (z. B. Vegetation). Die Wirkungen solcher Änderungen können durch Modellrechnungen quantifiziert werden (siehe [1] und [2]).

Auswertungen der Wasserspiegelmessungen in der Flussachse belegen die Wirkung der Deichrückverlegung auf die Wasserstände. Überwiegend sinken die Wasserspiegel durch die DRV. Der maximale Absink tritt bei Hochwasser mit Durchströmung des Vorlandes am oberstromigen Rand des Rückdeichungsgebietes (etwa bei El-km 477) auf und klingt allmählich nach Oberstrom ab. Unterhalb von Lenzen sind keine hydraulischen Veränderungen durch die DRV zu verzeichnen. Wirkungen auf den Geschiebehalt sind jedoch langfristig nicht auszuschließen. Die Hochwasser der Jahre 2002 und 2006 liefen vor der DRV ab. Die Messungen beim Hochwasser 2011 (nach der DRV) erfolgten bei ähnlichem Durchfluss (Fig. 4), sodass bei etwa 3700 m<sup>3</sup>/s aus Messwerten ein maximaler Wasserspiegelabsink infolge der DRV von 30-40 cm angegeben werden kann.

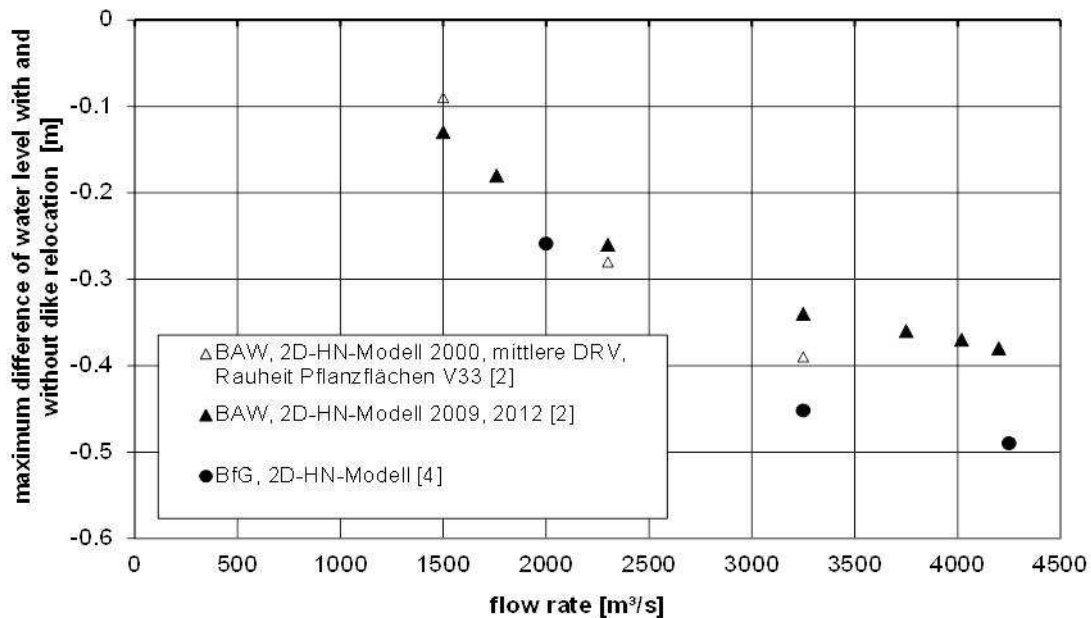


**Fig. 4:** Water level measurements during several floods and calculations for the scenarios with and without dike relocation (flood of the year 2013) in the centre line of the stream

Allerdings ist es ein glücklicher Zufall, wenn Messdaten aus der Natur für unterschiedliche Zustände bei vergleichbaren Hochwasserereignissen zur Verfügung stehen. Mit Modellen hingegen können verschiedenen

Szenarien berechnet werden. So sind in Fig. 4 die berechneten Wasserspiegel mit und ohne DRV für einen Durchfluss der Wasserspiegelmessung beim Hochwasser von 2013 (4200 bzw. 4020 m<sup>3</sup>/s) eingetragen.

Der mit dem aktuellen Modell der BAW berechnete maximale Wasserspiegelabsenk beträgt bei 4200 m<sup>3</sup>/s 38 cm. Das Modell der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) [4] weist bei 4250 m<sup>3</sup>/s 49 cm aus (Fig. 5). Die Unterschiede sind auf verschiedene Modellauflösungen entsprechend den Aufgaben (BAW 19,5 km, BfG 135 km Modelllänge) und Kalibrierungen zurückzuführen. Das Modell der BfG wurde am Winterhochwasser 2011 kalibriert, weshalb für das berechnete Sommerhochwasser von 2013 die Rauheit der Vorländer tendenziell zu niedrig angesetzt ist und im Vergleich mit den Messungen zu geringe Wasserspiegel berechnet werden. Damit wird die Wirkung der DRV für ein Sommerhochwasser überschätzt. Das Modell 2000 der BAW berechnete ab 2400 m<sup>3</sup>/s ebenfalls eine größere Wirkung, da es mit abgesenkten Altdeichen und einer Rauheit der Pflanzflächen gemäß den Vegetationsprognosen betrieben wurde. Somit können die in Fig. 5 aufgezeigten Spannweiten für den maximalen Wasserspiegelabsenk als belastbare Größen für praktische Schlussfolgerungen unter Berücksichtigung verschiedener Natur- und Modelleinflüsse angesehen werden.



**Fig. 5:** Maximum water level drawdown calculated with different models

Neben Angaben zu Wasserspiegeln und Durchflussanteilen werden aus den Naturmessungen und Modellberechnungen weitere Parameter zur Beschreibung der Strömungssituation und des Geschiebehalt sowie der Lebensräume abgeleitet, die beispielhaft in [2] erläutert werden.

### Literatur:

- [1] Alexy, M., Faulhaber P.: Hydraulische Wirkung der Deichrückverlegung Lenzen an der Elbe. Wasserwirtschaft, 2011, Heft 12, S. 17 – 22.
- [2] BAWMitteilungen, Nr. 97 verschiedenen Beiträge: Die Deichrückverlegung bei Lenzen an der Elbe, 2013, Bundesanstalt für Wasserbau:  
[http://www.baw.de/de/die\\_baw/publikationen/mitteilungsblaetter/index.php.html](http://www.baw.de/de/die_baw/publikationen/mitteilungsblaetter/index.php.html)
- [3] BAWAktuell, Ausgabe03/2013, Hydraulische Messungen während des Elbe-Hochwassers im Sommer , Info-Magazin der Bundesanstalt für Wasserbau, Karlsruhe, S. 10 - 13.
- [4] Promny, M.; Hammer, M.; Busch, N.: Untersuchungen zur Wirkung der Deichrückverlegung Lenzen auf das Hochwasser vom Juni 2013 an der unteren Mittel-elbe. In Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2014 (7) Nr.6, S. 344 - 349

# Hydro-and morphodynamic modelling and macrozoobenthos assessment of a restored oxbow lake along the Middle Elbe River

B. Vogt,<sup>1</sup> R. Suthfeldt,<sup>1</sup> B. Timmermann,<sup>1</sup> J. Hartwich,<sup>1</sup> J. Bölscher,<sup>1</sup> V. Lüderitz,<sup>2</sup> and A. Schulte<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Freie Universität Berlin, <sup>2</sup>Hochschule Magdeburg Stendal

## Introduction

The Elbe River has undergone a tremendous change over the last 250 years. Following the transformation of the Elbe to a waterway, the river was straightened; its banks were fastened and reinforced with groynes. For protection against floods, dikes were built and thus cut off large parts of the floodplain (86%) from the main stream. Between Elbe-km 475 and 583 approximately 80 oxbows were disconnected from the river. The once highly laterally branched river landscape became increasingly concentrated and lined. The lack of morphological diversity of the Elbe is regarded as one of the main causes of the still poor environmental conditions. However, oxbow lakes in different stages have relevant effects on riparian ecology due to their hydraulic, sedimentological, and morphological diversity. Erosion and sedimentation processes, as well as flow diversity, are key elements for habitat variety. To enhance these processes, oxbow lakes were reconnected to the river in recent years. However, only in a few cases were these restorations supported by a monitoring program; thus, there is a deficit in documentation of positive effects.<sup>[2, 3, 4, 5, 7]</sup>

To gain more information about the dynamics of flow and hydromorphology, as well as on species occurrence and inventory, of oxbow lakes along the middle Elbe River, a field campaign was established to analyze two oxbow lakes near Sandau and Hohengöhren. The oxbow lake at Hohengöhren is only connected downstream to the Elbe most of the year whereas at Sandau, the oxbow was fully reconnected in 2006. In order to determine flow diversity and connection frequency to the main Elbe channel at Sandau and Hohengöhren, a hydraulic model was developed for each oxbow using Hydro\_AS-2D software. To predict morphological and sedimentary dynamics at the restored oxbow at Sandauerholz, a different three-dimensional model was generated with SSIIM II software.

To get information about the ecological situation at the reconnected oxbow Sandauerholz, an ecological monitoring program was provided to consider benthic invertebrates. To compare the biological assemblages of the main river and the oxbow lakes, parallel investigations were made at the nearby middle Elbe River.

## Study areas

The study area is located in the north of Saxony-Anhalt state, close to the border of Brandenburg. The oxbow at Hohengöhren is situated about 1.5 km northwest of the village of Hohengöhren between the Elbe- km 393 and 404, the oxbow on the right side of the Elbe measures 3.2 km. The study area of the oxbow at Sandauerholz and the corresponding Elbe section are at a distance of approximately 2.5 km northwest of the Sandau village between the Elbe- km 417 and 420. In 2006, this oxbow lake was part of a restoration measure in the upstream inflow region to the Elbe to fully reconnect the oxbow. Since then, the length of the oxbow is about 2 km.

## Methods

To create the numerical models for both study areas, a digital terrain model (DTM) was used as the fundamental database. The topography in the DTM has a resolution of  $2 \times 2$  m and includes the bathymetry of the Elbe and the flood plains to both sides.<sup>[13]</sup> Since the DTM does not include the bathymetries of the oxbows, the flux tubes were also recorded by means of geodimeter, D-GPS, and sonar. The datasets were then blended, so that the overall geometry of the two study areas was ready to create the calculation grid.

For both study areas, a two-dimensional hydraulic model was built with the corresponding calculation grid to simulate the flow conditions using Hydro\_AS-2D software, which was developed in 2003.<sup>[8]</sup> In order to perform the final simulations, even more data were required to define the roughness of the different land coverage as well as the inflow conditions of the models. To define the roughness in the study areas, the habitats and land use type mapping of the state Saxony-Anhalt was used in this project. The data consist of color infrared air pictures with a high accuracy from the year 2009. The information concerning the inflow conditions to the models were provided by the Wasser und Schifffahrtsverwaltung (WSV). The dataset includes the daily values of the runoff at the Tangermünde gauge, as well as daily values of the water levels at the Storkau and Sandau gauges. The calibrations of the two-dimensional models were performed using the water level at the Storkau gauge for Hohengöhren and the water level at the Sandau gauge for Sandauerholz. In addition to the water level calibration at Sandauerholz, there were also runoff measurements made, which were used as a second calibration method.

For the modeling of sediment transport at the Sandauerholz oxbow, a three-dimensional mesh of the study area was created on the basis of the DTM, which was established with the SSIIM II three-dimensional model. SSIIM II was developed at the Department of Hydraulic and Environmental Engineering at Norwegian University of Science and Technology (NTNU) Trondheim and is available for free over the internet.<sup>[9]</sup> For calibration of the model, the discharge measurements were used. The sediments used in the model were created on the basis of grain size analysis.

The assessment of the benthic macroinvertebrate community took place in March and June 2012. Considering all substrates, 10 m<sup>2</sup> of the bottom considering were sampled (multihabitat sampling).<sup>[8]</sup> The number of organisms and their taxonomic determination were assessed directly on site. On this basis, the quantities of the species were ranked into seven abundance classes. Using ASTERICS 3.3.1 software, single biocoenotic indices and the overall ecological status class were calculated. Ecological status class for this type of water body (large, sand-dominated rivers of the lowlands) is joined by the saprobic index and by the index of general degradation.<sup>[5, 10]</sup>

## Results

For the oxbow at Hohengöhren, maps were created, which show the flow conditions, water depths, and flood areas at various runoffs of the Elbe. Additionally, the connection frequency to the main stream has been determined. Based on the time series from 1997–2011, the oxbow was connected an average of 199 days a year downstream to the Elbe, whereas an upstream connection to the oxbow occurred on only 23 days a year, mainly in the hydrological winter. The months March and April show the most frequent connection to the Elbe but primarily at downstream. The model has shown that in more than 11 months, flow velocities in the oxbow are very low and thus outweigh sediment accumulation and limnic conditions. Guttjas, which were found in the flood areas, confirm this. Moreover, the results display that the southern parts of the oxbow are dry most of the year; thus, the hyporheic interstitial decreases and important habitats for small animals and spawning grounds for fish are not present or repeatedly disappear.<sup>[12]</sup> To check the effectiveness of reconnection measures, a previously built model would help in understanding the actual condition of an oxbow, as shown in Hohengöhren. After a successful reconnection, the improvements in the abiotic conditions could be compared with the situation before.

In comparison to the oxbow at Hohengöhren, the results at the 2006 reconnected Sandauerholz indicate a different frequency regarding the connectivity. The model showed that the oxbow, based on the time series from 1981–2011, would have been attached at 193 days a year on both sides of the Elbe River so that the current flows through the oxbow. Likewise, the connectivity takes place primarily in the hydrological winter. During the months of March and April, the oxbow is almost permanently connected hydraulically to the Elbe. The upstream and downstream connection starts at a water level of 25.60 m (NHN) above sea level at the Sandau gauge. The results show that the flow diversity increased significantly in the oxbow after the reconnection. The newly created part of the oxbow reveals much higher flow velocities than the previously existing part, where the flow velocities stay low most of the year. Accordingly, a division of the flow conditions and thus a wide range of habitats were generated by the reconnection. The results are discussed in terms of the habitat requirements of potentially occurring species since not only the number but also the seasonal occurrence of the continuous connectivity are important.

The three-dimensional model of the sediment dynamics at Sandauerholz was able to show that the newly connected part of the oxbow shows steady morphodynamics. Moreover, the model implicates which parts of the oxbow material is eroded or accumulated. Thus, sediment is accumulated mainly in the old part of the water body; sedimentation rates are so moderate that a timely silt of oxbows is not to be feared. The new constructed part shows irregular patterns of accumulation and erosion areas. In the course of modeling, the impact of floods on the morphodynamics could not be determined. It is assumed that during floods, the accumulations are at least partially dispelled again.

The investigations of macroinvertebrates found significant differences in the species inventory between the main stream and the Sandauerholz oxbow. Thus, the oxbow not only indicates higher species diversity but also a significantly higher amount of typical river species. For example, in the oxbow, all typical Elbe dragonfly species from the clubtail family (Gomphidae) were found. These species are invariably on the red list and are partially protected by European law. The oxbow also serves as a refuge for native species; in the adjacent Elbe, the percentage of invasive species was much higher because these species preferably settle in unnatural structures like groynes. Since the water quality is not significantly different between the Elbe and the Sandauerholz oxbow, the only explanation for the higher biodiversity is the larger structural diversity due to morphodynamics in the oxbow.<sup>[8]</sup> The determined saprobic index at Sandauerholz was 2.1 (good), while the index in the Elbe only reached 2.43 (moderate). In the Elbe, 24 species were detected, whereas 66 species were detected in the oxbow. Through the renaturation measure, positive effects with respect to the morphology and the ecology could be reached.

To more accurately document the ecological, structural, and environmental improvements, comparison and evaluation monitoring would be needed. However, permanent scientific support is lacking on Sandauerholz, as well as in many other measures of this kind, so the opportunity to gain experience and avoid mistakes in future projects is not guaranteed.

## Acknowledgment

This work would not have been completed without the help of many people and authorities. Thank you on behalf of all here unnamed, in particular to Kathrin Stoll and Ulrich Drought from the Wasser und Schifffahrtsamt Magdeburg for providing the hydrological data, the Sandau, Storkau, and Tangermünde gauges, the bathymetry of the Elbe, and the digital terrain model (both for Sandau and Hohengöhren) and to Elke Mähnert from the Landesamt für Umweltschutz Saxony-Anhalt for providing the data for biotope and land use type mapping. Furthermore, we would like to thank Marc Roberts (BfG Koblenz) for supporting the construction of the model with SSIIM II.



## References:

- [1] DIEBEL, R. (2012): Strukturvielfalt in der Elbeaue – Erfahrungsbericht über die „Flutrinnenanbindung Sandauerholz“ im Biosphärenreservat Mittelelbe. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt 49. p. 50-54
- [2] IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE, HRSG. 2005): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. Magdeburg. 258 p.
- [3] JÄHRLING, K.-H. (2009): Zur Situation autotypischer Gewässer aus historischer Sicht und Erfahrungen bei der Altarmreaktivierung an der Elber, Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, 46. Jahrgang, Sonderheft: 17-28
- [4] LHW (LANDESBETRIEB FÜR HOCHWASSERSCHUTZ UND WASSER-WIRTSCHAFT SACHSEN-ANHALT) (Hrsg. 2012): Typisierung potamaler Altgewässer in Sachsen- Anhalt. Endbericht. 45 p.
- [5] LORENZ, A., HERING, D., FELD, C., ROLAUFFS, P. (2004): A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. Hydrobiologia 516. p. 107-127
- [6] LÜDERITZ, V., U. LANGHEINRICH & C. KUNZ (2009): Flussaltgewässer. Ökologie und Sanierung. 1. Auflage, Vieweg+Teubner GWV Fachverlage GmbH, Wiesbaden, 232 p.
- [7] LÜDERITZ, V. & LANGHEINRICH, U. (2013): Das Makrozoobenthos der Elbe und ihrer Altgewässer – Trends und Bewertungen. – In: LÜDERITZ, V., DITTRICH, A., JÜPNER, R., SCHULTE, A., REINSTORF, F. & ETTMER, B. (Hrsg. 2013): Beiträge zum Institutskolloquium „Die Elbe im Spannungsfeld von Hochwasserschutz, Naturschutz & Schifffahrt“. Magdeburger Wasserwirtschaftliche Hefte 14. pp. 26-37
- [8] NUJIĆ, M. (2003): Hydro\_AS-2D Benutzerhandbuch. Ein zweidimensionales Srtömungs-modell für die wasserwirtschaftliche Praxis. Aachen. 71 p.
- [9] OLSEN, N.R.B. (2011): A three- dimensional numerical model for Simulation of Sediment movements In water Intakes with Multiblock option. Version 1 and 2. Users manual. Department of Hydraulic and Environmental Engineering, the Norwegian University of Science and Technology. Trondheim. 196 p.
- [10] ROLAUFFS, P., STUBAUER, I., ZAHRAĐKOVA, S., BRABEC, K., MOOG, O. (2004): Integration of the saprobic system into the European Water Framework Directive. Hydrobiologia 516. pp. 285-298
- [11] SCHÖNBORN, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. Schweizerbart, Stuttgart. 588 p.
- [12] WSA (WASSER- UND SCHIFFFAHRTSAMT MAGDEBURG)(2004): Digital elevation model oft the middle Elbe River. Resolution. 2 x 2 m

# Headwaters Retention Potential Assessment with Respect to Hydrological Extremes

**Bohumír Janský, Lukáš Vlček, Jan Kocum**

*Charles University in Prague, Faculty of Science, Department of Physical Geography and Geoecology*

Hydrological extremes happening during last years have resulted in increased discussion in the professional spheres and they are related to an urgent need to gradually solve them. One of the nonviolent strategies is to successively raise the water retention capacity of a basin including its headwaters. Besides other things, the strategy consists of a detailed assessment of hydrological communication of peat bog complexes with streams which drain them. The question of influence of peat bogs on hydrological regime of streams has not been successfully answered yet, regardless a number of domestic and foreign projects and numerous arguments conducted in professional spheres (Janský, Kocum [8]).

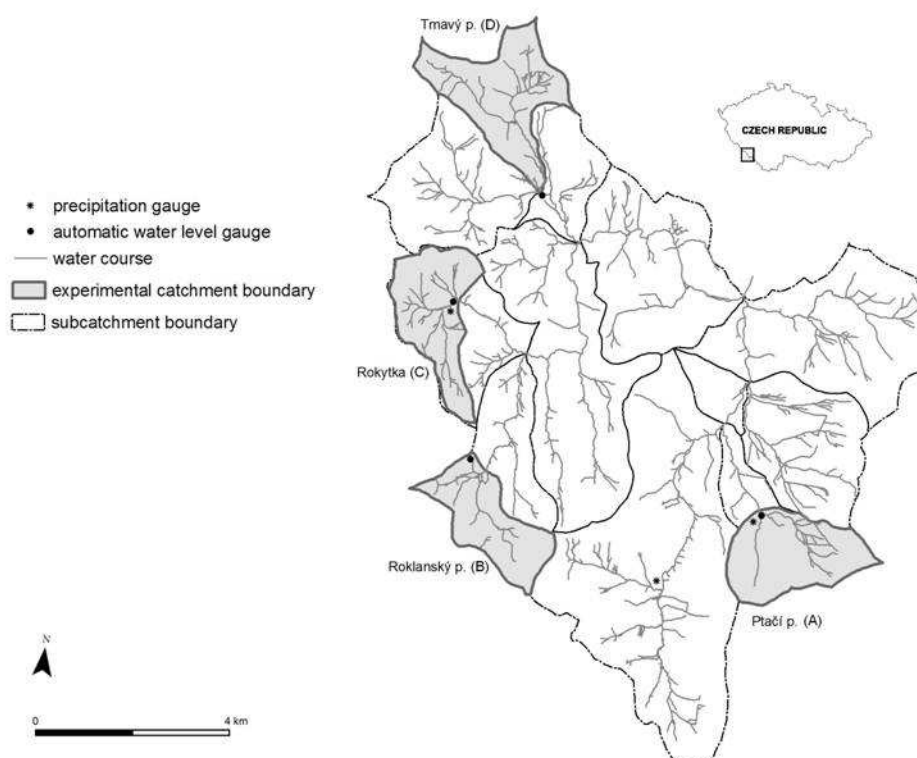
The core region of Šumava, which represents an area with frequent presence of flood and periods of drought, provides appropriate conditions to solve the above mentioned questions. The headwaters of Otava and of its source Vydra are characterized by occurrence of vast areas of mountain peat bogs supplied predominantly by rain water. The phenomenon of presence of the particular type of peat bog in a particular area definitely greatly influences the drain forming. Therefore, the objective of a long-term research in the area logically has to be a detailed monitoring of precipitation-drain processes and of processes occurring in the soil environment, for the purpose of understanding the complicated mechanism of drain transformation. Emphasis is put on hydrologic extreme periods, either extremely wet or extremely dry. The question of hydrological function of present peat bogs and waterlogged areas is essential for the evaluation of water retention possibilities in Šumava Mts.

The dynamics of the level of groundwater in peat bogs and its interaction with drain has already been analyzed by foreign authors (Evans et al. [4], Holden et al. [6], Bragg [1] etc.). This type of survey has not yet been done for Šumava Mts. This paper follows previous research in this area and gives more accurate answers on the discharge behavior during rainfall events. First hydrological survey in this area was done by Ferda et al. [5], who was followed by Vlasák [10] or Kocum [9]. These works compared Vydra and Křemelná river catchment in terms of run-off process and their differences were attributed into a role of peat bog coverage. More precise answer to the peat bog influence of the outflow in Vydra river catchment gave Čurda et al. [3], who described the effects of physical-geographical factors on flood episode extremity in Vydra river basin. He compared two main sources of Vydra river – Modravský and Roklanský brook and confirmed the adverse effect of peat bog. Also Hruška [7] focused on peat and its effect on the chemical parameters of stream water in Czech rep. However, none of the survey has studied the distinct influence of saturated and unsaturated peat bogs in detail, everything was considered as a whole, mostly in the area about 100 km<sup>2</sup>. This study uses basins about 4 km<sup>2</sup> and focuses on drain description in the periods of maximum and potentially lowest saturation of waterlogged areas year round. The aim of the report is a description of drain behavior during different rainfall periods with the emphasis on wet and dry periods. This analysis uses more accurate dataset such as peat bog coverage, groundwater level in peat and precipitation measurement and fieldworks.

Four experimental basins in the Vydra basin were chosen to evaluate the influence of peat bog areas on hydrological environment: Ptačí brook, Roklanský brook, Rokytká and Tmavý brook. Within the scope of the research there were used data about the level of groundwater in peat bogs and data from an automatic level-measuring station of the Faculty of Science, Charles University in Prague in the profile under studied peat bog complex in the years 2008–2013.

## Description of an experimental basin

The basins are situated in various parts of Vydra headwaters. The basins are located at the elevation of approximately 1100 – 1250 meters above sea level. Their area and slope are similar with the exception of the Rokytká basin that is slightly flatter. The basins have similar soil and vegetative conditions and most of the area was influenced by a bark beetle infestation. The biggest difference among them is the amount of peat bogs, peat areas, or waterlogged forests.



**Fig. 1:** The experimental catchment area in Vydra river basin

The climate in the area is variable, influenced both by the oceanic and the continental climate. The total amount of rainfall increases with elevation. The highest rainfall has been documented in the central part of Šumava (Březník 1486-1552 mm average during the last thirty years) and it is distinctively different at the windward and the leeward side of the mountains due to the orographic effect. At the point of outlet of the Rokytká basin, a climatic station has been established.

The soils of experimental basins are typical examples of Šumava Mts. soils where a vertical sequence of several types of soil with Histosols on the ridges and basins is typical. The basin is mostly covered by entic Podzol and organic soil. In certain parts of the bottom land of a brook, bogged Gley can be found. The area of waterlogged areas or other types of soils that are periodically saturated by water is an important variable in these parts of Šumava Mts. This types of soils are mainly organic soils and their subtypes or their varieties.

## Material and Methods

Hourly step data of groundwater levels were recorded in the 3 most common types of saturated areas namely waterlogged spruce forest, peat covered with pine and grass *Sphagnum cuspidatum*. The groundwater levels were measured by probes of Faculty of Science, Charles University in Prague (waterlogged forest, pine) and probe of Botany institute, AS Czech Rep. (grass). These probes were installed in Rokytká basin. Discharges were measured by ultrasound probes installed at every closing profile. Monitoring of water levels at the outlet of experimental basins is based on a system of automatic measuring stations by the company Fiedler-Mágr [2].

Rainfall events were selected since year 2008 where all monitoring stations were installed. Continuous measuring of groundwater level (GWL) is only being performed in peat bogs in the Rokytká basin, but the same occurrence of minimums and maximums is anticipated in other basins. During years 2010, 2012 and 2013, the events were chosen easily due to the knowledge of GWL. During years 2008, 2009 and 2011 there was no GWL measuring, but the situation was solvable. Max. saturation was estimated from previous precipitation when there were events in long-term rainfall period or after snow melting in spring. Estimation of min. saturation was little bit complicated but solvable from GWL behavior as well. However, 10 events were selected during max. saturation and 9 during min. saturation, so it was enough to find a trend [11].

## Conclusion

Peat in Šumava Mts, along with other waterlogged areas, forms one of the most valuable areas of the whole Šumava National Park. It has been more than 50 years since the last human interventions as peat digging or drainage took place here. The only recent hydrological interventions are modest revitalizations of peat bogs such as damming of melioration channels. The influence of these recent changes on runoff is being studied and this report should also contribute to the study. On the base of these findings it is obvious that knowledge of waterlogged areas represents an important aspect of research of different disturbances in basins, such as the bark beetle infestation.

This paper follows previous research of this area and gives more accurate results. Mainly, it shows directly how huge could be volatility of an outflow response on precipitation in Vydra river headwaters in different previous conditions.

The Vydra river headwaters represent an area monitored due to flood protection, to drought prevention, or to usage as a potential reserve of a freshwater. Because of a higher level of protection in this area, no interventions such as dam building or other structural changes can be performed. The understanding and insights of a runoff generation process in this area will certainly contribute to an improvement of a prediction of extreme hydrological episodes.

## Adaptation measures

The assessment of peat land hydrological regime and considering the influence of chosen physical-geographic factors is currently carried out. At present the determination of peat bog revitalizing measures influence on their runoff regime is in process. The problem of peatbogs hydrological function depends on a number of factors, especially on its type, health state, rate of anthropogenic impact, etc. In addition to considering dyking of former drainage channels and focusing on recovery of vegetation health state having a positive influence on retention capability in the catchment we should also evaluate possible former accumulation reservoirs (used for wood floating) restoration with potential function as dry polders. Using complex system of hydrological models the simulation of runoff process and assessment the effectiveness of these reservoirs could be made. Implementation of such unforceable measures could contribute to reduction of peak flows and to increase of water resources during extreme droughts in future.



**Fig. 2:** Former accumulation reservoir Roklanská, the component of pond system construct in 1799 - 1801 by Josef Rosenauer. Photo from the dawn of 20th century.

#### References:

- [1] Bragg, O. M. (2002): Hydrology of peat-forming wetlands in Scotland. *The science of the Total Environment*, 111–129.
- [2] Česák J., Kocum, J., Kliment, Z., Jeníček M. (2008): Monitoring odtokového režimu v pramenných oblastech toků. In: Langhammer, J. (Ed.): *Změny v krajině a povodňové riziko. Sborník příspěvků semináře Povodně a změny v krajině*. PŘF UK, Praha, 80–85.
- [3] Čurda, J., Janský, B., Kocum, J. (2011): Vliv fyzickogeografických faktorů na extremitu povodní v povodí Vydry. *Geografie*, 116, No. 3, 335–353.
- [4] Evans, M. G., Burt, T.P., Holden, J., and J. K Adamson J.K. (1999): Runoff generation and water table fluctuations in blanket peat: evidence from UK data spanning the dry summer of 1995. *Journal of Hydrology*, 141 – 160.
- [5] Ferda, J., Hladný, J., Bubeníčková, L., Pešek, L. (1971): Odtokový režim a chemismus vod v povodí Horní Otavy se zaměřením na výskyt rašelinišť. *Sborník prací HMÚ*, 17, HMÚ, Praha, 22–126.
- [6] Holden, J., Wallage Z. E., McDonald, A.T. (2001): Water table dynamics in undisturbed, drained and restored blanket peat. *Journal of Hydrology*. 103–114.
- [7] Hruška, J. et al. (1996): Role of organic solutes in the chemistry of acid-impacted bog waters of the western Czech Republic. *Water Resources Research*, 32, 9, 2841–2851.
- [8] Janský, J., Kocum, J. (2008): Peat bogs influence on runoff process: case study of the Vydra and Křemelná River basins in the Šumava Mountains, southwestern Czechia. *Geografie*, 113, No. 4, 383–399.
- [9] Kocum, J. (2012): *Tvorba odtoku a jeho dynamika v pramenné oblasti Otavy*. Praha. Dizertační práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce B. Janský.
- [10] Vlasák, T. (2008): *Návrh databanky v povodí Otavy a její využití v protipovodňové ochraně*. Dizertační práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta. Vedoucí práce J. Hladný, 144s.
- [11] Vlček, L., Kocum, J., Janský, B., Šefrna, L., Kučerová, A. (2012): Retenční potenciál a hydrologická bilance horského vrchoviště: případová studie Rokytecké slatě, povodí horní Otavy, JZ Česko. *Geografie*, 117, No. 4, 395 – 414.





## Posterová sdělení Posterpräsentationen



# Type specific assessment of stream hydromorphology in Czech Republic

**Jakub Langhammer, Filip Hartvich**

*Charles University in Prague, Faculty of Science*

The contribution presents a new methodological tool for assessment of hydromorphological state of streams, enhancing the HEM methodology for hydromorphological mapping by type-specific classification system. The aim of the type-specific classification is to differentiate the mapped quality parameters according to stream category, based on the stream typology and thus to assess more accurately the real state of the impact of human activities on the quality of stream environment.

The HEM methodology was completed with scoring mechanism, allowing distinguishing hydromorphological properties for different groups of stream types. The assessed parameters are divided into three groups: parameters of stream channel, parameters of bank and riparian zone and parameters of floodplain.. In total, there are 17 assessed hydromorphology parameters: Stream route modification, Channel width variation, Channel depth, Stream cross section variability, Bed substrate, Stream bottom modification, Large wood debris, River bed structures, Flow characteristics, Flow regime modifications, Longitudinal continuity, Bank modification, Bank vegetation, Riparian zone land use, Floodplain land use, Floodplain continuity, Lateral migration of stream in floodplain. The input data is gathered by field mapping, some of the parameters can be derived from remote data (map, satellite images, etc.). We have tested applicability of remote data in hydromorphological assessment for different parameters and types of streams and the limiting factors of their reliability.

The principle of scoring is based on combination of two aspects. First is the frequency of occurrence of given phenomena in given segment, second the intensity of modification in the given parameter. The scoring matrices are expressed for all stream type categories and assessed indicators.

The classification mechanism has been tested on large set of streams to validate the methodology and to calibrate the classification system. The testing sample included approximately in total 621 km of 23 streams, covering all principal stream type categories, combining stream size, elevation and geology in all principal basins of Czech Republic. The analysis proved that the type-specific classification is a valid approach as it is sensitive to highly variable physiography and landscape of Czech Republic. The verification of results by application of remote data and control remapping proved the robustness of assessment.

The newly designed methodology keeps backward compatibility with preceding HEM monitoring protocol and allows to use the already acquired data for type specific assessment. Moreover, the HEM monitoring system enables application of hydromorphological information for assessment of related specific phenomena. It applies namely to the assessment of flood consequences (HEM-F) or assessment of conditions for sediment transport (HEM-S).

## References:

- [1] Langhammer, J. (2009). Applicability of hydromorphological monitoring data to locate flood risk reduction measures: Blanice River basin, Czech Republic. *Environmental monitoring and assessment*, 152(1–4), 379–392.
- [2] Langhammer, J., 2014. HEM 2014 – Methodology for monitoring of hydromorphologic indicators of streams. Charles University in Prague, 67 pp.
- [3] Langhammer, J., Hartvich, F., 2014. HEM 2014 – Methodology of type specific assessment of hydromorphologic indicators of streams. Charles University in Prague, 58 pp.



# Long-term studies of groyne fields in the German Binnenelbe focussing on topography and flow conditions

**Jochen Rommel, Dipl.-Geol. Eschach, Petra Faulhaber**  
*Federal Waterways Engineering and Research Institute (BAW)*

## Introduction

In the lower reach of the Elbe the bank protection by groynes is important for the hydraulics and the ecology of the river. Open groyne fields reduce the flow velocity and offer, among other things, shallow-water habitats currently missing in the middle section of the stream. The increasing sedimentation of groyne fields is locally counteracted by modified designs and excavations.

## Measurements

In the Federal Waterways Engineering and Research Institute (Bundesanstalt für Wasserbau, BAW) data of groyne field measurements performed since 2000 were analyzed. 70 groyne fields in groups of 2 to 6 groynes which are spread along the German Binnenelbe between Elbe kilometer 188 and 571 were included. Typically areal measurements of topography, water level and flow velocity were performed. Simultaneously the discharge and the water level in the stream centre line were measured. The measurements were carried out at mean discharge, often at mean high discharge and occasionally during extreme floods. Up to 20 measurements per groyne field group were executed over a maximum period of 14 years.

## Analysis

The field measurements were evaluated to gather basic knowledge about the interaction between topography, flow and sediment transport [1], [2], [3]. The data collection was analyzed in an overview to consider the diversity of hydromorphological and flow conditions.

The presentation focuses on a field site near Coswig (Elbe-km 233) within the Middle Elbe Biosphere Reserve upstream of Dessau, where an elevation cross section dating from 1896 is available [4].

It will last a long time until all measurements are evaluated in terms of various aspects, but it is already clear that the results contribute to a better understanding and description of the processes occurring in nature.

## Literature:

- [1] Faulhaber, P.; Kühne, E. (2012): Geschiebemanagement in der oberen Mittel-Elbe. In Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband S. 130–133
- [2] Rommel, J. (2014): Bühnenfeldcharakterisierung Elbe, unveröffentlichter Bericht i. A. der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), Karlsruhe
- [3] Bundesanstalt für Wasserbau (2014): Naturmessungen in Seitenbereichen, Zusammenschau mit Fokus auf Geschwindigkeitsmessungen in Bühnenfeldern, unveröffentlichter Bericht der BAW, Karlsruhe
- [4] Rommel, J. (2005): Quantifizierung der Geländehöhen-Veränderungen im Vorland der freifließenden deutschen Elbe, unveröffentlichter Bericht i. A. der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), Karlsruhe

# Input of eroded soil particles into water courses and reservoirs in the Czech Republic

Petra Kulířová, Jiří Kapička

## Abstract

*For the needs of convenient targeting of the Rural Development Programme, the priority river basins of the IV<sup>th</sup> order which are the most dangerous in terms of the input of eroded materials into water courses were identified. The evaluation was based mainly on geomorphologic and pedologic backgrounds. For simplification the influence of land use was neglected. Thereafter the evidence of considerable influence of inappropriate management could be the fact that in the area, which is not potentially dangerous from the pedologic and morphological point of view, can have important problems regarding sediments in water reservoirs.*

## Introduction

The aim is to solve soil threat by water erosion from water courses and reservoir point of view against inputs of sediment, where it is necessary to determine the amount of eroded material which is further transported by water courses into basin. The study brings valuable information in detailed scale. Already at this phase the results may serve for field research targeting. Considering detecting of expected places of soil particles release, it's possible to estimate the amount and quality of sediment.

## Methodology

The research was divided in two parts. Firstly, river basins of the IV<sup>th</sup> order were depicted after finding the inconsistency in available borderlines of the river basins of the IV<sup>th</sup> order (DIBAVOD) with available and the most precise digital terrain model (DMT 5, GEODIS©). Secondly we focused on evaluation of erosion threat in river basins. These methods were used in this research: Universal Soil Loss Equation (USLE), Method of Runoff Curve Numbers (CN) and Method of Sedimentary Delivery Ratio (SDR). Calculations were done in software ArcGIS 10.10 with Spatial Analyst tool.

## Results

Within the study the vector layer of river basin of the IV<sup>th</sup> order was created above available and the most precise DMT of the whole country. The average potential threat by water erosion was calculated for each river basin. Then it was recalculated by average annual loss from the whole river basin. Then the characteristics for sediment transport – sediment delivery ratio (SDR) and the values of average annual transported amount of soil particles by closing profiles (Si) - were calculated. Afterwards the most threatened river basins were chosen according to the values of Si corresponding by their area to 20% of the area of the Czech Republic. The selection was done by gradual addition of the river basin' area ordered from the highest Si values till almost reaching the area of 15 773 km<sup>2</sup>.

## Conclusions

1032 threatened river basins were generated with the highest potential susceptibility to sediment creation. In average, roughly four times more runs through the closing profile of those basins (specifically 598,72 t/year) than it's the average of all 9 643 river basins of the IV<sup>th</sup> order. According to the prerequisites the highest number of those threatened river basins is in South Moravia, with also the highest susceptibility to water erosion. Contrarily in Karlovy Vary and South Bohemia Region the potential threat by sediments is minimal.

# Adaptation of watercourse Výrovka to flood risks from the view of Central Bohemia Region

**PhDr. Bc. Marek Semerád**  
*Central Bohemia Region*

Watercourse Výrovka (Numer of hydrological order: 1–04-06-027/029) rises in Kochánov at an altitude 492,5 m and flows to the north direction. Výrovka flows through the Uhlířské Janovice, Kouřim, Plaňany, Radim, Dobřichov and Písty. Watercourse Výrovka flows into the River Elbe near Písty at an altitude 181 m. The height difference is 309 m. Significant watercourse Výrovka (length 61,89 km) drains territory of 542,49 km<sup>2</sup>.

From the Výrovka mouth near river Elbe to the municipality Doubravčany is the riverbed with a small longitudinal gradient and a broad alluvial plain. In the bottom of the watercourse is the riverbed regulated. In the river basin is located 441 water reservoirs with a total area of 294,65 ha. The greatest of them is pond Vavřínecký (77,94 ha), Podbečvářský (21,98 ha) and Utopenec (16,42 ha).

## Floods at watercourse Výrovka

Water level stages and flow rates are measured by 2 gauging stations: A category profile Plaňany (Výrovka river km 21,5, B category profile Doubravčany (Výrovka: river km 37,7). Historical floods: June 1750, December 1769, in the spring 1771, 1777, June 1783, v červnu 1804, June 1824, July 1829, May 1844, June 1845, 1946 February 1862, June 1879, August 1800, August 1882 and June 1883

Flood 2013: Maximal water level stages and flow rates: A category profile Plaňany: 2. 6. v 19:50 water level: 454 cm,  $Q_n > 100$ , Flood activity degree III., flow rate: 110 m<sup>3</sup>/s

## Activities of Central Bohemia Region

Regional Office of Central Bohemia Region established flooded area (30. 06. 2008, č. j. 63461/2008/KUSK). Length of established flooded area: 40,0 km (from 0,000 to 40,000 river km). Established flooded area is placed in the territory of municipalities Písty, Nymburk, Zvěřinec, Hořátev, Kostelní Lhota, Písková Lhota, Vrbová Lhota, Pečky, Ratenice, Dobřichov, Radim, Chotutice, Vrbčany, Plaňany, Žabonosy, Zalešany, Klášterní Skalice, Kouřim, Toušice, Zásmyky.

Has been established „Working group for floods prevention and flood mitigation“. One of the activities is to evaluate the development of rainfall – runoff regime in selected river basin Výrovka. Project is focused on hydromorphological characteristics and attention should be paid to flood risk reduction measures analysing the retention effects of existing reservoirs and waterbed modifications.

# Environmentally friendly Elbe stream maintenance practice within the Mělník - Hřensko segment

Ing. Jindřich Zídek, Ing. Lukáš Drahozal

## Revitalization of the floor bed at Roudnice nad Labem

Material from the deepening of the Elbe ground was partly used to form spurs and some gravel banks in the floor bed. The aim was to improve the environment for a variety of aquatic animals, and support streaming diversity during lower flow rates approaching the nature of flow in a natural bed, in conjunction with improvement of the outflow situation and navigation depth.



## Improvement of water inlet downstream of the Černěves concentrating reservoir

A furrow of trapezoidal form 10 m wide and with a dish-like bed 4 m wide was made in the concentrating dam built in the 19th century. The bed and slopes are lined with quarry stone and fitted with protruding stones along the whole length. The aim is to improve the quality of the biotope downstream of the concentrating reservoir by water aeration, increasing flow rate and improving the access of nutrients.



## Fishway with an observatory at the Střekov weir

This fishway was built in 2002. It is 253 m long and the height difference is 6.4 m to 8.5 m. It has 27 partitions and 3 rest pools. The fishway consists of 3 main sections: a concrete bed with fixed partitions, a steel trough with movable partitions serving to make up for design upper water level fluctuations, and a segment of the initial fishway. The facility includes a modern fish passage observatory.



## Emergency profile at Roudnice nad Labem to capture Elbe surface pollution

This emergency profile consists of a fixed breast wall and two mobile breast walls. Open channel gates increasing the level flow rate of the stream to the withdrawal point are used to effectively capture emergency surface pollution.



## Environmentally friendly bank vegetation maintenance and bank lining

Bank vegetation maintenance and renewal uses environmentally friendly approaches. For example, bank lining is repaired by using initial material which has slid to the river bed, and the work is done by using a subtle walking excavator.





## Monitoring of sediment dynamics and toxicity of a highly contaminated urban surface water body

**J. Bölscher, A. Schulte, K. Terytze, M. Dumm, R. Suthfeldt, B. Vogt, R., Wagner**  
***Freie Universität Berlin, Institute of Geographical Sciences***

Since the beginning of industrialization, the use of urban surface water bodies for production purposes has been common in Germany. It has led to a high accumulation of different chemical pollutants in the sediments. In particular water bodies with very low flow conditions like the "Rummelsburger Bucht", an old branch of the Spree river located in the center of Berlin, were highly affected [1]. This stretch of water covers an area of 450.000 m<sup>2</sup> with a shore length of 1.6 km and a mean depth of 2.5 m [3, 4]. The industrial development at the surroundings started around 1850. As a consequence both the quality of water and sediment have been decreased dramatically over the last 150 years [1, 4].

Previous studies have shown that the sediments are exceptionally high contaminated with organic pollutants like petroleum-derived hydrocarbons, PCBs or PAHs [1, 3]. The concentration of heavy metals at the upper sediment layers exceeds the local geogenic background value (LGB) by a multiple of times (e.g. Cd 8-15 mg/kg (LGB <0.2-0.5 mg/kg), Zn 1028-1450 mg/kg (LGB 25-114 mg/kg)) [2,3]. Thus an improved knowledge has become necessary concerning the current rate of sedimentation and its today's level of contamination compared to prior conditions. More over that a lack of information exists about the sediment dynamics along this water body and about the toxicity, remobilisation of pollutants and resuspension of contaminated sediments. Against this background and because the Spree-Havel-System plays an important role for the transport of urban and industrial pollutants into the river branch of the Middle Elbe, the research project RuBuS started in November 2013 (co-financed by the Berlin State Government and the European Funds for Social and Regional Development).

The core of the project consists of an integrated monitoring approach which focuses on the hydraulics and sediment dynamics. This includes a systematical survey of the youngest sediment layers giving information about the current and historical chemical status and potential risks; the investigation of amount and rate of present sedimentation and its chemical status and biological toxicity; the analysis of hydraulic characteristics and meteorological conditions and the continuous and extensive monitoring of physical and chemical parameters of the water body itself.

### Literature:

- [1] Berliner Senat (2001): "Hilfe für den Rummelsburger See". Bericht der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung.
- [2] Varlemann R. & Pachur H.-J. (2000): Die Seen der Havel und Spree. In: Die Belastung der Elbe - Teil 2., Hintergrundbelastungen der deutschen Nebenflüsse. S. 147-151. Hrsg.: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Projektträger Wassertechnologie und Entsorgung, Karlsruhe.
- [3] Werner L. (2011): Sedimentkartierung Rummelsburger See 10-11/2011. Ergebnisbericht. Gesellschaft für Umweltanalytik, Boden- und Gewässerschutz. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, Berlin.
- [4] Wolter K.D., Ripl W. (1998): Konzeption von Restaurierungs- und Sanierungsmaßnahmen für den Rummelsburger See (Berlin). Endbericht. Technische Universität Berlin, FG Limnologie. Im Auftrag der WASSERSTADT GmbH, Berlin.

# The mobilization potential of pollutants in sediments and their ecotoxicological influence on the aquatic ecology of Lake Rummelsburg (Berlin)

**M. Dumm, K. Terytze, A. Schulte, J. Bölscher, B. Vogt, R. Suthfeldt, R. Wagner**  
*Freie Universität Berlin, Department of Earth Sciences*

The Lake Rummelsburg in Berlin is an oxbow lake of the river Spree in a densely populated area of Berlin. For almost a century, the riverside was a location of various industries, the consequence being that untreated industrial and municipal wastewater dumped in the water body during that period. Currently the area develops to residential use. Previous studies detected a high contamination of sediments by various pollutants as well as a low biodiversity [1], [2], [3]. Remediation measures initiated by the *Department of Urban Development and the Environment* of Berlin [4] did not improve the ecological situation as expected [1].

One of the aims of the research project *RuBuS\** is to ascertain the level of pollution of the youngest and uppermost sedimentary layers deposited. Sampling is performed on 15 drill core samples and 18 sediment traps. The upper 15 cm of the drill core samples divided into each 3 cm thin layers for separate examination. The scope of investigation includes the determination of inorganic and organic substances and compounds as well as the physico-chemical conditions of the sediments. The examination of soluble and mobilisable sediment-bounded pollutants and their toxicity takes place based on selected elution and ecotoxicological tests.

\*RuBuS = Accounting and physicochemical characterization of the current sediment dynamics in the Rummelsburg Bay (Research Project at Freie Universität Berlin)

## References

- [1] Werner, Lutz (2012): Ergebnisbericht: Tiefenorientierte Untersuchungen im Rummelsburger See. Gesellschaft für Umweltanalytik Boden- und Gewässerschutz mbH. Projekt-Nr. 709/12. Im Auftrag der Senatsverwaltung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz, Berlin.
- [2] Schwarz, Silke (2000): Zinnorganische Verbindungen und deren umweltrelevantes Verhalten in den Sedimenten der Berliner und Brandenburger Gewässer. Dissertation. Freie Universität Berlin.
- [3] Wolter K.D., Rippl W. (1998): Konzeption von Restaurierungs- und Sanierungsmaßnahmen für den Rummelsburger See (Berlin). Endbericht. Technische Universität Berlin, FG Limnologie. Im Auftrag der WASSERSTADT GmbH, Berlin.
- [4] Senatsverwaltung für Stadtentwicklung Berlin [Ed.]: Hilfe für den Rummelsburger See. Ein Maßnahmenprogramm zur ökologischen Stabilisierung. 12/2001.

# Mobility of selected pharmaceuticals in soil-water environment

**Radka Kodešová, Martin Kočárek, Aleš Klement, Miroslav Fér, Oksana Golovko, Roman Grabic, Antonín Nikodem, Ondřej Jakšík**

## Introduction

It has been documented in several studies that soil may be contaminated by human or veterinary pharmaceuticals. Some of pharmaceutical ingredient may be retained in soils. The rest can be transported to the surface and groundwater through surface runoff (including transport of pharmaceuticals adsorbed on soil particles) and infiltration. Study was therefore focused on the evaluation of selected pharmaceuticals adsorption in soils, as one of the parameters, which are necessary to know when assessing contaminant transport in water environment.

## Methods

Batch sorption tests were performed for 5 selected pharmaceuticals and 12 representative soils within the Czech part of the Elbe catchment. The Freundlich equations were used to describe adsorption isotherms. The simple correlations between measured physical and chemical soil properties (soil particle density, soil texture, oxidable organic carbon content, CaCO<sub>3</sub> content, pH<sub>H2O</sub>, pH<sub>KCl</sub>, exchangeable acidity, cation exchange capacity, hydrolytic acidity, basic cation saturation, sorption complex saturation, salinity), and the Freundlich adsorption coefficients,  $K_F$ , were assessed using Pearson correlation coefficient. Then multiple-linear regressions were applied to predict the Freundlich adsorption coefficients from measured soil properties.

## Results

The largest adsorption (i.e. the lowest mobility) was measured for Trimetoprim (average  $K_F$  value of 22.5 cm<sup>3</sup>/μ<sup>1-1/n</sup>/g) and decreased as follows: Metoprolol (9.0), Atenolol (6.6), Carbamazepin (2.7), Sulfamethoxazol (1.9). Adsorption coefficients for Atenolol and Metoprolol closely correlated (R=0.85), and both were also related to adsorption coefficients of Carbamazepin (R=0.67 and 0.68). Positive correlation was found between Trimetoprim adsorption coefficients and Atenolol (R=0.68), Metoprolol (R=0.81) or Carbamazepin (R=0.83) adsorption coefficients.

Sulfamethoxazol adsorption coefficient was negatively related to pH<sub>H2O</sub>, pH<sub>KCl</sub> or sorption complex saturation and positively to the hydrolytic acidity or exchangeable acidity. Trimetoprim adsorption coefficient was positively related to the organic carbon content, cation exchange capacity, basic cation saturation or silt content and negatively to particle density or sand content. Atenolol and Metoprolol adsorption coefficients were positively related to the organic carbon content, cation exchange capacity, basic cation saturation, salinity, clay content or silt content, and negatively to the particle density or sand content. Finally, Carbamazepin adsorption coefficient was positively related to the organic carbon content, cation exchange capacity or basic cation saturation, and negatively to the particle density or sand content.

Multiple linear regressions did not show improved prediction of  $K_F$  values from various parameter combinations. Thus evaluated pedotransfer rules for different pharmaceuticals include only single soil property. Adsorption coefficients could be predicted from: the hydrolytic acidity (Sulfamethoxazol), the organic carbon content (Trimetoprim and Carbamazepin), the basic cation saturation (Atenolol and Metoprolol).

Acknowledgement: Authors acknowledge the financial support of the Czech Science Foundation (Project No. 13-12477S).



# Water Quality of the Elbe river basin from the point of view of the drinking water supply companies

-Water quality report of the AWE 2012/2013-

**M. Krüger<sup>1</sup>; W.Schmidt<sup>2</sup>; Th. Fischer<sup>3</sup>; V. Göthe<sup>4</sup>; U.Dünnbier<sup>5</sup> und G.Schnitzer<sup>6</sup>**

<sup>1</sup> Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH, <sup>2</sup>Technologiezentrum Wasser (TZW), Außenstelle Dresden,

<sup>3</sup>DREWAG Netz GmbH, <sup>4</sup>Wasserversorgung Riesa/Großenhain GmbH, <sup>5</sup>Berliner Wasserbetriebe AöR,

<sup>6</sup>Kommunale Wasserwerke Leipzig GmbH

The safeness of drinking water production using bank filtration defines the main objective of the Association of Waterworks in the Elbe river basin (AWE). In this context the waterworks agreed to follow consequently the philosophy of natural orientated, cost efficient water treatment.

This year the third water quality report was published covering the period from 2012 till 2013.

The base of this report is the annual actualized monitoring program which considers physicochemical parameters such as pH-value, conductivity, salt content as well as special parameters like pesticides, drugs and selected industrial chemicals relevant for drinking water treatment using bank filtrate.

This report was written in cooperation with the Technologiezentrum Wasser Karlsruhe, branch office Dresden.

The authors conclude that all activities to improve the water quality in the Elbe river basin were successful in general. The treatment of bank filtrate for drinking water supply is possible without any quality restriction.

On the other hand, it must be appreciated that the application of activated carbon is actual necessary in Dresden, Riesa and Torgau for a complete elimination of organic trace compounds such as the toxicological relevant halogenated ether compounds.

Although the activities of the AWE and IKSE as well as governmental authorities achieved positive results concerning the reduction of pollutant loads in river Elbe and their tributaries in recent years, these efforts have to be continued intensively in future.

The AWE supports all requirements of the “International Rivermemorandum 2013”, which focused to keep guidelines for non-natural anthropogenic trace compounds. They are relevant for drinking water treatment but not listed as priorities in the context of the EU Water Framework Directive, e.g.drugs, x-ray diagnostics and other heavily degradable compounds.

The AWE – quality-report will be published every two years and can be downloaded under [www.awe-elbe.de](http://www.awe-elbe.de).

# Monitoring and balance analysis of the substance erosion of plant protection products in the Úhlava river basin (2013)

**Václav Tajč, Milan Koželuh, Marek Liška, Michal Marcel**

Screening of pesticides in Úhlava River catchment is a joint project of Plzeň City Council, Waterworks (Vodárna Plzeň, Ltd.) and Vltava River Authority, state enterprise. The project is currently ongoing.

The Úhlava River is a major source of raw water for the water treatment plant in Plzeň, from where drinking water is distributed to major part of Plzeň's agglomeration. Úhlava River basin is characterized by a high proportion of arable land and also by widespread growing of energy crops (oilseed rape and maize). This is associated with the routine use of plant protection products. As a consequence the whole area is becoming a diffuse source of pollution of surface waters by pesticides. The main aim of the project was to locate the most polluted tributaries and identify the pesticides which are relevant for the monitoring of the contamination in Úhlava River basin. Experimentally the survey of the pesticide transport from the catchment was carried out by the means of mass balance calculation. In Úhlava River basin were successively selected 26 sampling sites. The sampling was carried out from May to October. Monitoring was focused mainly on nitrogen pesticides and their metabolites. During the years 2012–13 terbuthylazine, acetochlor, metolachlor, metazachlor and dimethachlor (including all metabolites) were regularly found within the whole catchment. Metabolites of alachlor, some uronic pesticides (chlorotoluron, linuron, isoproturon and chlorsulfuron), some specific pesticides (propiconazole, tebuconazole, azoxystrobin, thiamethoxam, epoxiconazole), total herbicide glyphosate and repellent DEET were detected less frequently and in lower concentrations.

The results confirmed a high seasonal load of some parts of Úhlava River basin by pesticidal substances. It was confirmed that most of the pesticides reach the water more intensively during the periods of increased precipitation. Some metabolites of pesticides were observed in the water during the whole year and their concentrations were in some of the tributaries several times higher during the periods of increased flows.

Detailed report includes the datasets (positive findings of pesticides and metabolites), maps and graphic data (average and maximum concentrations of pesticides and metabolites), framework analysis of the transport of pesticides (mass balance estimates) and detailed evaluation of the results.

It was stated that Úhlava River and its tributaries are constantly and seriously contaminated by pesticides. EQI for some pesticides was exceeded almost at all monitoring sites. The concentrations of pesticides found in the Úhlava Plzeň – Doudlevice site (raw water withdrawal for the waterworks) were exceeding the legal limits for raw water constantly.

Within this project 8 major source areas of pesticide contamination of the river were identified. The framework mass balance analysis demonstrated that during the period May – October 2013 approximately 165kg of measured pesticides was carried away from the Úhlava River basin. About 112 kg of the pesticides belonged to the group chloroacetanilides and 27 kg terbuthylazine. It represents about 3 % of total amount of these pesticides which were applied in studied watershed. Our data are not sufficient to specify if the difference was caused by retention of pesticides in soils or by the fact that our monitoring did not catch main periods of high flows during Spring when high amounts of pesticides left the watershed very probably.

Application of mass balance in a study mapping the occurrence of pesticides in a medium-sized basin gives new possibilities for assessing the level of pesticide contamination of streams. Data collected in 2012–13 clearly show that attention that is given for application of pesticides with regard to the place and time of application is not sufficient and that principles of a differentiated approach to agricultural use of drainage areas of drinking sources should be applied much more intensively.

# Monitoring of hazardous substances in solid matrices by Czech Hydrometeorological Institute

Jarmila Halířová, Drahomíra Leontovyčová

An important part of surveillance monitoring is monitoring of selected pollutants in solids (sediment, suspended solids and biota) by CHMI. This paper focuses on evaluation of chosen hazardous substances monitored in sediments, suspended solids and biota. The monitoring results were compared with the Environmental Quality Standards (EQS) pursuant to the legislation (Government order No.23/2011 Sb. and Directive 2013/39/EU). Data from the years 2010 - 2012 were evaluated at 7 sampling sites of the Elbe River basin which are a part of International Commission for the Protection of the Elbe. Concentrations in sediments and suspended solid were specified in standardized average concentration in dry weight, for biota in wet weight.

**Perfluorooctane Sulfonate (PFOS)** values exceeding the EQS were detected in juvenile fish on several locations with maximum value in the Bilina - Usti n. L. ( $72 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Concentration in the adult fish blood was one to two orders higher with the maximum value  $3030 \mu\text{g.kg}^{-1}$  in the Bilina - Usti n.L. These substances were not monitored in sediments and suspended solids.

In case of **Hexachlorobenzene** the EQS was exceeded in juvenile fish and in benthic organisms only in the Bilina - Usti n.L. The most significant value in sediment was monitored in the Bilina - Usti n.L. (up to 80 times more) and in the Elbe(below Decin). The highest annual values in the Bilina - Usti n.L. reached  $1\,500 \mu\text{g.kg}^{-1}$ .

**Polybrominated Diphenyl Ethers** (sum of PBDE congeners PBDE 28, 47, 99, 100, 153 and 154) concentrations in adult and juvenile fish ( $0,9 - 22,6 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) exceeded the EQS by several orders on all monitored locations. Maximum values were detected in fish muscles in the Jizera - Predmerice and in the Vltava - Zelcin. PBDE concentrations did not exceed EQS in sediments and suspended solids on any of the monitored profiles. In most cases values were below the limit of quantification (LOQ). PBDE measurable concentrations, in hundredths of a limit, were detected only in suspended solids in the Bilina - Usti n. L.

**Hexachlorobutadiene** concentrations in biota were about two or three orders lower than EQS. Maximum value for fish ( $0,9 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) was detected in the Bilina - Usti n.L.. For sediments and suspended solids most of the values were below the LOQ, measurable values in tenths of EQS were found only in the Bilina - Usti n. L.

**Mercury** concentration in fish muscles exceeded EQS at all of the monitored profiles. Mercury contents in sediments were higher than the EQS limit in the Elbe - Obristvi and below Decin and in the Vltava – Zelcin, primarily in the Bilina - Usti n.L., the value was up to six times bigger than EQS (maximum value  $5,7 \text{mg.kg}^{-1}$ ).

**Bis(2-ethylhexyl)phtalate (DEHP)** belongs to priority hazardous substances however it is not determined in the Directive 2013/39/EU. According to Czech Republic Government order allowed value was exceeded only for the benthic organisms in the Elbe - Obristvi ( $56\,000 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) and in the Vltava - Zelcin ( $4000 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ). Limits for sediment and suspended solids were not surpassed. The maximum DEHP concentration ( $60\,000 \mu\text{g.kg}^{-1}$ ) in sediments was in the Bilina - Usti n. L.

In the group of **Polyaromatic Hydrocarbons (PAU)** fluoranthene's limit states were exceeded consistently in every observed profile. The highest concentration was 31times higher than the EQS and was observed in the Vltava - Zelcin. EQS limit for sum of 5 PAUs is consistently outranged in the Vltava - Zelcin, the Jizera - Predmerice and the Bilina - Usti n. L. These substances are not monitored in biota.

At least one or two indicators with determined EQS values were found in all of the evaluated profiles (e.g. mercury, fluoranthene), in all cases the limits were exceeded. The worst of all sampling sites was the Bilina - Usti n.L, here the EQS for solid matrices were higher in most of the indicators listed. Solids monitoring shows the advantage of using different types of solids for systematic, meaningful and economically acceptable water quality monitoring.

# Determination of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in Waste Water of Vltava River Basin

**Milan Koželuh, Lumír Kule, Lenka Váverková**

*Povodí Vltavy, státní podnik, Praha 5, Holečkova 8, 150 24, tel. +420 377 307 385, milan.kozeluh@pvl.cz*

## Introduction

Pharmaceuticals (NSAIDs, hormonal contraception, antibiotics, antiepileptics, contrast agents, beta blockers, fibrates, diuretics etc.) are a common part of the lifestyle of today's society and their consumption has increasing trend from year to year. The presence of pharmaceuticals in the environment has been studied for several years in various types of monitoring, especially in surface water. However, sources of pharmaceuticals are mainly municipal sewage treatment plants. Since 2011 Vltava Authority, state enterprise carries out monitoring of selected pharmaceuticals in wastewater. The number of analytes is gradually increasing. Currently about 30 pharmaceuticals are monitored. The analytical method has been developed for the determination of selected pharmaceuticals in wastewater; pharmaceuticals were analyzed with LC-MS/MS (direct injection of water sample). LOQs are between 10–100 ng/l.

Synthetic musk compounds (musk ketone, musk xylene, galaxolide, tonalide, cashmeran etc.) replace some natural plant and animal products in the production of various perfumes and fragrances. Their physical and chemical properties cause retention of these substances in the environment in the original non-metabolized form. Like pharmaceuticals, sources of musk are sewage treatment plant. Monitoring of musks in wastewater was started in January 2014. Accordingly, the amount of data is poor and the project has the character a pilot study. In the laboratory of the Vltava Authority, state enterprise in Pilsen was developed analytical method for the determination of musk compounds in wastewater using GC-MS. Water samples are extracted with heptane and the cleaned and concentrated extracts are analyzed by gas chromatography. LOQs are from 5 ng/l.

## Results

The results of monitoring of pharmaceuticals allow (i) an evaluation of the three-year period for selected wastewater treatment plants (WTP), (ii) distribution of the different pharmaceuticals in the Vltava river basin, or (iii) comparison of WTP (different size) according to flow of the recipient. The results of monitoring of musk are the first information about pollution this type.

## Conclusion

Municipal wastewater treatment plants affect the concentration pharmaceuticals and musks in the recipient significantly. This is especially in the case where the waste water treatment plant of a large city (over 10,000 inhabitants) flows into a small stream (average flow rate of less than 1 m<sup>3</sup>/s). The results showed the current wastewater treatment technology does not remove pharmaceuticals and musk completely. Estimation of the balance analyse shows that up to tens of tons of pharmaceuticals and their metabolites from WTP's end up in Vltava River Basin annually. Authors suggest extension of the analytical methods in more pharmaceuticals and their metabolites in the next years.

# The Vrchlice reservoir and its Watershed – history and present

**Petr Ferbar, Václav Koza, Jaromír Pešava, Luděk Rederer**

*Povodí Labe, state enterprise, redererl@pla.cz*

The Vrchlice reservoir is the only source of drinking water in the area around Kutná Hora in Central Bohemia. The water balance is mainly variable in the course of the vegetation period. Dry periods alternate with torrential rains.

Because of its unique position in the water supply of the whole region, the water quality has been rigorously observed for a long time. The waterworks Vrchlice has been in operation since 1973. The first monitoring system of the water quality in tributaries started in 1964 [1]. At the present time operational monitoring is organized at the important profiles in tributaries and the water quality changes inside the reservoir are measured as well.

The results of the long term monitoring campaigns had enabled to identify the seasonal variations of the nutrients movement. The ratio of nitrogen and phosphorus is one of the most important factors which determine the water quality in the reservoir. The value of the ratio fluctuates during the year. Daily measurement of the water surface temperature has proved significant rise of number of days with higher values. The environmental impacts have influenced the composition of phytoplankton. Great Dinophyta (genus *Ceratium*) was originally dominant algae of phytoplankton [2]. The genus *Ceratium* almost has vanished in the year 2005 and several genera of Cyanobacterium (*Woronichinia*, *Microcystis* and *Aphanizomenon*) proliferated rapidly. Nearly whole volume of the reservoir is filled up with anoxic hypolimnion in course of every summer. Due to deep decrease of oxygen, the great amounts of manganese, iron, nitrides and ammonia are usually released in this period. There was found that local common growth of the content iron and ammonia is the typical status.

Relatively comprehensive data sets effectively support water quality management of the reservoir today. Very good experience was gained during the flood situation in June 2013. Some risks for water quality are formed above the reservoir in the basin. This area is considerably populated and it is very important to look for the methods of mitigation of its negative influence. Now some economic tools have been registered and their effective support for the technical solutions is assumed.

## Literature:

[1] Chlum A., Vodní dílo Vrchlice, MLVH ČSR in SZN, Prague, 1975

[2] Koza V., Rederer L., Eutrofizace – živé téma na Seči, Křižanovicích i Vrchlici, Proceedings of the Pitna Voda Conference, 21. – 24. 5. 2001, Tabor

# Water quality flood monitoring in terms of Povodí Vltavy, state enterprise

**Dobiáš J., Válek J., Soukupová K., Liška M.**

*Povodí Vltavy, státní podnik, Praha 5, Holečkova 8, 150 24, tel. +420 251 050 711 jakub.dobias@pvl.cz, jan.valek@pvl.cz, katerina.soukupova@pvl.cz, marek.liska@pvl.cz*

Based on the evaluation of extensive flood events in 2002 (and 2013) was created the guideline of extraordinary water quality monitoring in Povodí Vltavy, state enterprise. The main part is the design of water quality monitoring during the floods, which reflects many years of experiences with normal and extreme hydrological conditions in running water and reservoirs.

The aim of flood monitoring during the flood event is to get actual data about water quality on predetermined localities as soon as possible and to estimate the time duration of higher risk, when the water quality may be affected.

Flood monitoring is initiated when reaching or achieving expectations of the third degree of flood activity. The sampling frequency is set to capture start, course and the end of the flood events. Sampling is ensured by three laboratories of Povodí Vltavy, state enterprise – laboratory Praha, laboratory České Budějovice and laboratory Plzeň. The basic measured parameters are pH, conductivity,  $\text{COD}_{(\text{Cr})}$ ,  $\text{COD}_{(\text{Cr})}$  after filtration,  $\text{N-NH}_4$ , AOX, NES,  $\text{C}_{10}\text{-C}_{40}$  and coliform bacteria pollution (FKOLI).

We successfully use the multiparametric probe YSI with turbidity, pH, conductivity, oxygen, temperature and other measurements for monitoring the flood water layer in reservoirs. In the sample from detected layer are analyzed especially flushed nutrients (phosphorus and nitrogen) and depends on known effects also specific indicators (heavy metals, PAH's and other organic pollutants, for example pesticides and their substances used to protect agricultural plants).

Presented results show course of the water quality in Vltava River during the floods in June 2013, with a focus on water quality data above and below Prague, compared with a routine monitoring in normal water level.

Extraordinary water quality monitoring was conducted during the floods 2013 from 2<sup>th</sup> to 17<sup>th</sup> of June. The measured values were compared with values obtained during regular monitoring in 2011-2012. During the two flood peaks that passed through Prague, abundance of oxygen wasn't disturbed, also concentration of petroleum products wasn't higher. Higher concentration of coliform bacteria pollution and  $\text{N-NH}_4$  nitrogen was recorded at most monitored localities and all tributaries in the early part of the flood. Following days, the concentration of these measured values was decreasing until the second flood peak from Berounka River came. That was observable on the closing profile (Berounka River - Lahovice) on the 9<sup>th</sup> of June, where the maximum value of coliform bacteria pollution was detected (3660 colony-forming units per ml). Values of  $\text{N-NH}_4$  nitrogen increased to twice of the maximum values measured in 2011-2012. The second flood peak caused by Berounka River was observable on the 12<sup>th</sup> of June on localities above the center of Prague (Vltava River - Podolí) and also after passing through the Prague (Vltava River - Nelahozeves). Higher pollution was caused due to shutdown of Central Wastewater Treatment Plant and other WWTP's below Prague in the beginning of floods, WWTP's weren't flooded and after flood events were quickly put into operation.

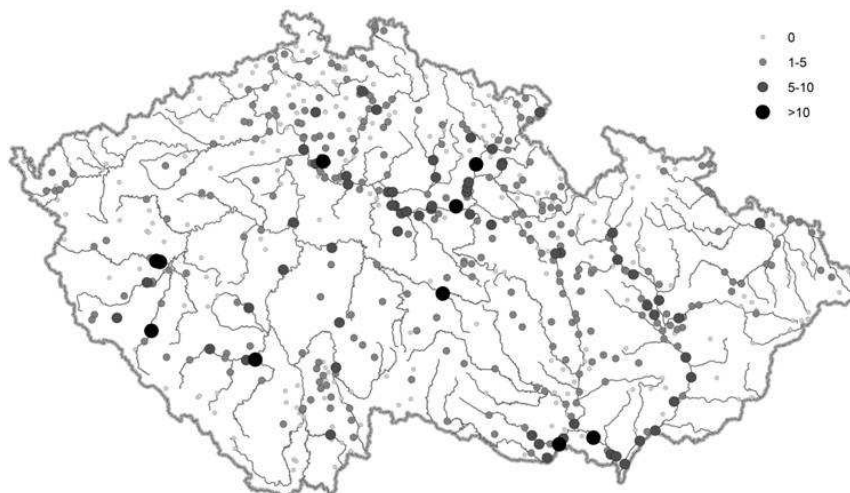
Higher values of  $\text{COD}_{(\text{Cr})}$  compared with normal water level were detected, but values of dissolved organic pollution was almost ten times lower against total concentration of organic pollution. Increases of total concentrations were caused mainly by the suspended solids coming from soil erosion and sediment drift. The majority of organic pollution and metal pollution was bounded on suspended solids.

# Results of groundwater pesticide screening

Vít Kodeš, Jindřich Freisleben, Miroslava Svátková

The screening of pesticides in groundwater was carried out in the Czech Republic in autumn 2013 at 660 sampling sites (444 sites belonging to the Elbe river basin) as a part of a surveillance monitoring program implemented by the Czech Hydrometeorological Institute. Some of the pesticide metabolites were analyzed for the first time in the Czech Republic. Majority of analyses was conducted mainly with LOQ of 0.03 µg/l and lower. The results show that in total 69 of 157 monitored pesticides occurred in groundwater whereas 43 of 113 monitored active substances and 26 of 44 monitored metabolites occurred. In total, 43 pesticides occurred at concentrations exceeding the groundwater quality standard for individual pesticide of 0.1 µg/l, from that 25 active substances and 18 metabolites. The most often occurring substances (found at more than 10 sites) were 14 metabolites of the following active substances: chloridazon, alachlor, metazachlor, metolachlor, acetochlor, atrazine, terbuthylazine and only 3 active compounds (atrazine, hexazinone, bentazone). Similarly 11 following metabolites exceeded the groundwater quality standard: chloridazon-desphenyl (179 sites), alachlor ESA (107), metazachlor ESA (87), metolachlor ESA (68), acetochlor ESA (42), atrazine-hydroxy (20) and atrazine-desethyl (10) whilst the active compound most often exceeding groundwater quality standard was bentazone (7 sites) followed by atrazine and hexazinone (6 sites). At least 1 pesticide was found in 53%, the groundwater quality standard for individual pesticide was exceeded in 40% and the groundwater quality standard for a sum of pesticides of 0.5 µg/l was exceeded in 28% of sampling sites. More detail is given in Tab 1. Pesticides found in highest concentrations above 4 µg/l were as follows: chloridazon-desphenyl (36.1 µg/l), clopyralid (8.42 µg/l), metolachlor ESA (8.28 µg/l), alachlor ESA (7.41 µg/l), atrazine-hydroxy (7.26 µg/l), metazachlor ESA (4.41 µg/l) and acetochlor ESA (4.04 µg/l).

Fig.1: Number of pesticides found in groundwater in 2013



Tab 1: Frequency of pesticide occurrence in groundwater in 2013

No. of pesticides found	No. of sites	No. of pesticides above 0.1 µg/l	No. of sites	Sum of all pesticides (µg/l)	No. of sites
0	307	0	395	< LOQ	307
1	110	1	114	<=0.5	167
2	53	2	60	<=1	49
3-5	117	3-5	68	<=5	106
6-10	63	6-10	20	<=10	19
10-15	6	10-15	3	<=15	4
>15	4	>15	0	>15	8

# Jointly Used Groundwater on the Czech-Saxon Border (GRACE)

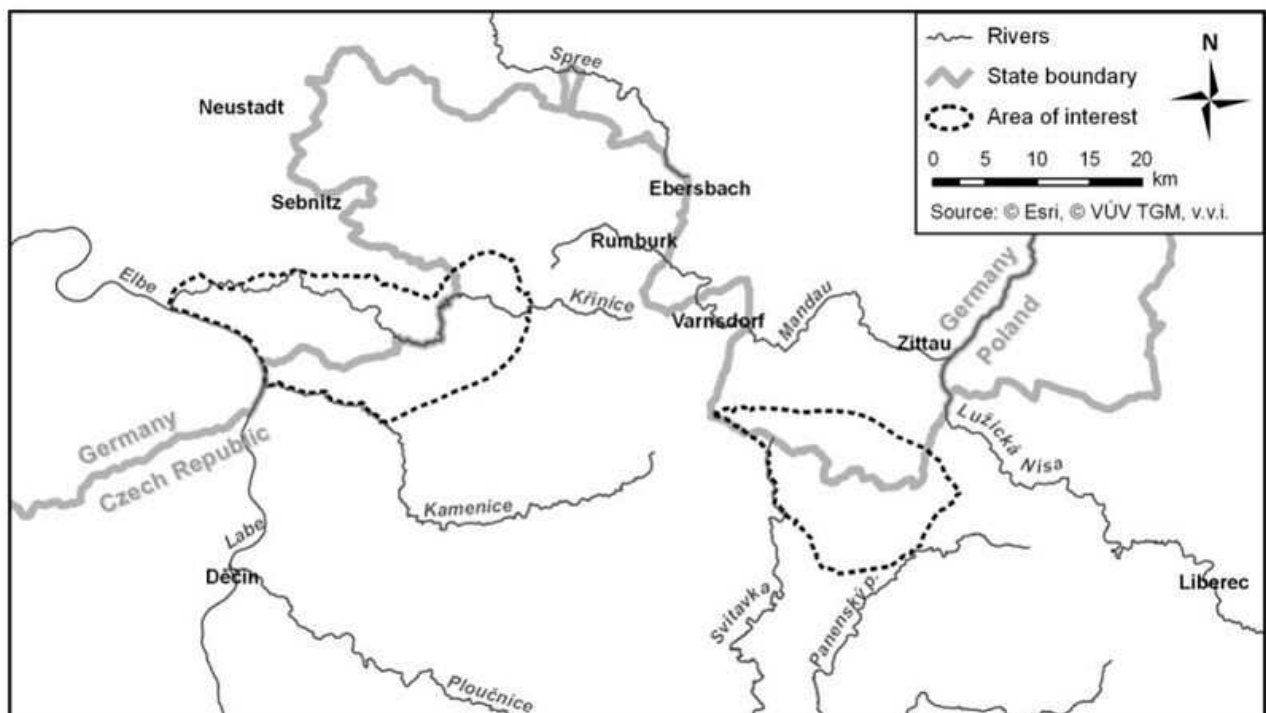
Marie Kalinová<sup>1</sup>, Anna Katharina Böhm<sup>2</sup>

<sup>1</sup>T. G. Masaryk Water Research Institute, Public Research Institution; Prague, <sup>2</sup>Saxon State Agency of Environment, Agriculture and Geology; Dresden

The Poster presents information on the most important outcomes of the project Jointly Used Groundwater on the Czech-Saxon Border (GRACE). The project is funded by the EU Cil 3 Program which promotes cross-border cooperation between the Czech Republic and the Free State of Saxony. Project partners are T. G. Masaryk Water Research Institute, Public Research Institution, in Prague and the Saxon State Agency of Environment, Agriculture and Geology in Dresden. The characteristic features of the project are the joint work of the Czech and Saxon specialists and the coherence of information on the two areas of interest on the Czech-Saxon border. The poster presents the main results of the project activities: groundwater flow models, spring-discharge, groundwater fauna and groundwater age and mixing. The project results led to a common strategy of groundwater resources protection in the two project areas. This strategy is an example for a common approach to protection of jointly used water resources and a joint management of water bodies. For more information see project webpage: <http://www.gracecz.cz>.

The Poster presents the most important results of individual sub-studies and groundwater flow models shown in maps of two areas of common protection of water resources:

Hřensko-Křinice/Kirnitzsch and Petrovice-Lückendorf-Jonsdorf-Oybin.





# The study of age and mixing of groundwater in the area Hřensko-Křinice/Kirnitzsch, a summary of the project GRACE.

**Pavel Šimek**

*T. G. Masaryk Water Research Institute, Public Research Institution, Podbabská 2582/30, 160 00 Prague 6, Czech Republic, e-mail: pavel\_simek@vuv.cz, tel.: +420 220 197 256, +420 604 25 19 19*

## Introduction

This study is a part of the GRACE project, which is supported by the Programme Ziel 3 / Cíl 3 (European Regional Development Fund) to promote cross-border cooperation between the Czech Republic and the Free State of Saxony (Germany). The project is focused on protecting drinking water resources and clarify the causes of falling groundwater levels in defined border area Hřensko/Křinice-Kirnitzsch.

## Methods

The study of age and mixing of groundwater was based on the determination of the activity concentration of tritium ( $^3\text{H}$ ). Sampling was conducted in the years 2012 and 2013. In total of groundwater samples were collected from 12 water supply wells, 9 monitoring wells and 12 springs. Analysis of tritium was performed by Laboratory of Radioecology TGM WRI by liquid scintillation counting after electrolytic concentration. Analysis of physico-chemical parameters were performed by the laboratory of inorganic chemistry TGM WRI. To estimate the age of groundwater was used Pistonflow model. Model evaluates the activity of tritium in groundwater and long-term volume activity of tritium in precipitation. Nitrate concentrations depending on activity of tritium in groundwater indicate mixing of groundwater with surface water [1], [2], [3].

## Conclusion

Based on the dating of groundwater in the area Hřensko-Křinice/Kirnitzsch was identified groundwater, which represent a different age. These results help to identify the origin of groundwater in aquifers. Area Hřensko/Křinice-Kirnitzsch covers the territory of national parks Czech and Saxon Switzerland and represents very important area of groundwater with high age over 50 years.

## Acknowledgement

The work was processed of results gained in project GRACE sponsored by the Programme Ziel 3/Cíl 3 (European Regional Development Fund).

## Literature:

- [1] Bruthans, J., Svetlik, D., Soukup, J., Schweigstillova, J., Valek, J., Sedlackova, M., Mayo, L., A. (2012): Fast evolving conduits in clay-bonded sandstone: Charakterization, erosion processes and significance for the origin of sandstone landforms, *Geomorphology* (2012), Pages 178-193.  
<http://www.dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.07.028>
- [2] Maloszewski, P., Zuber, A. (1996): Lumped parameter models for interpretation of environmental tracer data, In: *Manual on mathematical models in isotope hydrology*. IAEA-TECDOC-910, Austria, 1996, Pages 9-58, ISSN: 1011-4289.
- [3] Penzhorn, R., D. (2013): Natural and man-made sources of tritium: applications of tritium, In: *Tritium in fusion*, Tosti Silvano, Ghirelli Nicholas (Edit.), Nova Science Publishers, Inc., New York, 2013, Pages 3-21, ISBN : 978-1-62417-270-0.





## Rejstřík autorů Autorenverzeichnis



<b>Baborowski Martina</b>	UFZ – Helmholtz Centre for Environmental Research martina.baborowski@ufz.de
<b>Barankiewicz Miroslav</b>	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha, Česká zemědělská univerzita Praha miroslav_barankiewicz@vuv.cz
<b>Bergemann Michael</b>	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg Michael.Bergemann@bsu.hamburg.de
<b>Böhm Anna Katharina</b>	Saxon State Agency of Environment, Agriculture and Geology, Dresden Anna-Katharina.Boehm@smul.sachsen.de
<b>Bölscher Jens</b>	Freie Universität Berlin jebo@zedat.fu-berlin.de
<b>Brabender Marian</b>	UFZ – Helmholtz Centre for Environmental Research marian.brabender@ufz.de
<b>Brauns Mario</b>	UFZ – Helmholtz Centre for Environmental Research mario.brauns@ufz.de
<b>Claus Evelyn</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde claus@bafg.de
<b>Černý Michal</b>	Geomin s.r.o., Jihlava cerny@geomin.cz
<b>de Medeiros Camara Cavaliero Ferrao Joao</b>	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha joao_ferrao@vuv.cz
<b>Dobiáš Jakub</b>	Povodí Vltavy, státní podnik, Praha jakub.dobias@pvl.cz
<b>Dražozal Lukáš</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové drahozall@pla.cz
<b>Dumm Michaela</b>	Freie Universität Berlin michaela.dumm@fu-berlin.de
<b>Dünnbier Uwe</b>	Berliner Wasserbetriebe AöR uwe.duennbier@bwb.de
<b>Duras Jindřich</b>	Povodí Vltavy, státní podnik, Praha jindrich.duras@pvl.cz
<b>Eulenberger Sven</b>	Wismut GmbH s.eulenberger@wismut.de

<b>Faulhaber Petra</b>	Federal Waterways Engineering and Research Institute (BAW) petra.faulhaber@baw.de
<b>Fér Miroslav</b>	Česká zemědělská univerzita v Praze mfer@af.czu.cz
<b>Ferbar Petr</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové ferbarp@pla.cz
<b>Ferenčík Martin</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové ferencikm@pla.cz
<b>Fischer Thomas</b>	DREWAG Netz GmbH, thomas_fischer@drewag-netz.de
<b>Freisleben Jindřich</b>	Český hydrometeorologický ústav, Praha freisleben@chmi.cz
<b>Gaumert, Thomas</b>	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg thomas.gaumert@bsu.hamburg.de
<b>Golovko Oksana</b>	Česká zemědělská univerzita v Praze ogolovko@frov.jcu.cz
<b>Göthe Volkmar</b>	Wasserversorgung Riesa/Großenhain GmbH v.goethe@wasser-rg.de
<b>Grabic Roman</b>	Česká zemědělská univerzita v Praze rgrabic@frov.jcu.cz
<b>Greif Annia</b>	Wismut GmbH a.greif@wismut.de
<b>Gunold Roman</b>	UFZ Department of Ecological Chemistry, Helmholtz Centre for Environmental Research, Leipzig Institute for Organic Chemistry, Technical University Bergakademie Freiberg roman.gunold@ufz.de
<b>Haase Holger</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde haase@bafg.de
<b>Hájek Pavel</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové hajekp@pla.cz
<b>Halířová Jarmila</b>	Český hydrometeorologický ústav, Praha jarmila.halirova@chmu.cz
<b>Hartvich Filip</b>	Univerzita Karlova v Praze filip.hartvich@natur.cuni.cz

<b>Hartwich Jens</b>	Freie Universität Berlin jens.hartwich@fu-berlin.de
<b>Hausel Erich</b>	Regierung von Oberfranken, Bayreuth Erich.hausel@reg-ofr.bayern.de
<b>Heininger Peter</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde heininger@bafg.de
<b>Hotový Jiří</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové hotovyj@pla.cz
<b>Hübner Gerd</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde hubner@bafg.de
<b>Hursie Ulrike</b>	Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt ulrike.hursie@mlu.sachsen-anhalt.de
<b>Chalupová Dagmar</b>	Univerzita Karlova v Praze dada@natur.cuni.cz
<b>Jakšík Ondřej</b>	Česká zemědělská univerzita v Praze jaksik@af.czu.cz
<b>Janský Bohumír</b>	Univerzita Karlova v Praze jansky.b@seznam.cz
<b>Jirinec Petr</b>	DHI, a.s., Praha p.jirinec@dhi.cz
<b>Kaiglová Jana</b>	DHI, a.s., Praha j.kaiglova@dhi.cz
<b>Kalinová Marie</b>	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha marie_kalinova@vuv.cz
<b>Kapíčka Jiří</b>	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. kapicka.jiri@vumop.cz
<b>Karrasch Maja</b>	Hamburg Port Authority, Hamburg maja.karrasch@hpa.hamburg.de
<b>Kasimir Petra</b>	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Petra.Kasimir@lhw.mlu.sachsen-anhalt.de
<b>Keller Ilka</b>	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg Ilka.Keller@bsu.hamburg.de
<b>Kleisinger Carmen</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde kleisinger@bafg.de

<b>Klement Aleš</b>	Česká zemědělská univerzita v Praze klement@af.czu.cz
<b>Kocum Jan</b>	Univerzita Karlova v Praze kocum1@natur.cuni.cz
<b>Kočárek Martin</b>	Česká zemědělská univerzita v Praze kocarek@af.czu.cz
<b>Kodeš Vít</b>	Český hydrometeorologický ústav, Praha kodes@chmi.cz
<b>Kodešová Radka</b>	Česká zemědělská univerzita v Praze kodesova@af.czu.cz
<b>Koza Václav</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové kozav@pla.cz
<b>Kozeluh Milan</b>	Povodí Vltavy, státní podnik, Praha milan.kozeluh@pvl.cz
<b>Král Stanislav</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové krals@pla.cz
<b>Kraus Uta R.</b>	Department of Marine Sciences Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Hamburg Uta.Kraus@bsh.de
<b>Krüger Frank</b>	ELANA frank.krueger@elbtalanalyse.de
<b>Krüger Matthias</b>	Fernwasserversorgung Elbaue-Ostharz GmbH matthias.krueger@fwv-torgau.de
<b>Kule Lumír</b>	Povodí Vltavy, státní podnik, Praha lumir.kule@pvl.cz
<b>Kulířová Petra</b>	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i. kulirova.petra@vumop.cz
<b>Langhammer Jakub</b>	Univerzita Karlova v Praze jakub.langhammer@natur.cuni.cz
<b>Leontovyčová Drahomíra</b>	Český hydrometeorologický ústav, Praha leontovycova@chmi.cz
<b>Liška Marek</b>	Povodí Vltavy, státní podnik, Praha marek.liska@pvl.cz

<b>Lorenz Michael</b>	Regierung von Oberfranken, Bayreuth michael.lorenz@reg-ofr.bayern.de
<b>Lüderitz Volker</b>	Hochschule Magdeburg Stendal volker.luederitz@hs-magdeburg.de
<b>Lüschow Rolf</b>	Hamburg Port Authority, Hamburg rolf.lueschow@hpa.hamburg.de
<b>Marcel Michal</b>	Povodí Vltavy, státní podnik, Praha michal.marcel@pvl.cz
<b>Matoušková Milada</b>	Univerzita Karlova v Praze milada.matouskova@natur.cuni.cz
<b>Medek Jiří</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové medekj@pla.cz
<b>Musil Jiří</b>	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha jiri_musil@vuv.cz
<b>Nikodem Antonín</b>	Česká zemědělská univerzita v Praze nikodem@af.czu.cz
<b>Paschke Albrecht</b>	UFZ Department of Ecological Chemistry, Helmholtz Centre for Environmental Research, Leipzig albrecht.paschke@ufz.de
<b>Peschel Hans</b>	Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt hans.peschel@mlu.sachsen-anhalt.de
<b>Pešava Jaromír</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové pesavaj@pla.cz
<b>Potužák Jan</b>	Povodí Vltavy, státní podnik, Praha jan.potuzak@pvl.cz
<b>Rederer Luděk</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové redererl@pla.cz
<b>Rommel Jochen</b>	Federal Waterways Engineering and Research Institute (BAW) jochen.rommel@baw.de
<b>Rupp Holger</b>	UFZ – Helmholtz Centre for Environmental Research
<b>Semerád Marek</b>	Středočeský kraj podatelna@kr-s.cz
<b>Scholz Mathias</b>	UFZ – Helmholtz Centre for Environmental Research



<b>Schmidt Wido</b>	Technologiezentrum Wasser (TZW) wido.schmidt@tzw.de
<b>Schnitzer Grit</b>	Kommunale Wasserwerke Leipzig GmbH grit.schnitzer@wasser-leipzig.de
<b>Schubert Birgit</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde schubert@bafg.de
<b>Schulte Achim</b>	Freie Universität Berlin achim.schulte@fu-berlin.de
<b>Schüürmann Gerrit</b>	UFZ Department of Ecological Chemistry, Helmholtz Centre for Environmental Research, Leipzig; Institute for Organic Chemistry, Technical University Bergakademie Freiberg gerrit.schuermann@ufz.de
<b>Schwandt Daniel</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde schwandt@bafg.de
<b>Schwartz René</b>	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg Rene.Schwartz@bsu.hamburg.de
<b>Soukupová Kateřina</b>	Povodí Vltavy, státní podnik, Praha katerina.soukupova@pvl.cz
<b>Sporbert Uwe</b>	Wismut GmbH u.sporbert@wismut.de
<b>Suthfeldt René</b>	Freie Universität Berlin rene.suthfeldt@fu-berlin.de
<b>Svátková Miroslava</b>	Český hydrometeorologický ústav, Praha svatkova@chmi.cz
<b>Šimek Pavel</b>	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha pavel_simek@vuv.cz
<b>Šmerousová Kateřina</b>	Univerzita Karlova v Praze katerina.smerousova@natur.cuni.cz
<b>Šobr Miroslav</b>	Univerzita Karlova v Praze miroslav.sobr@natur.cuni.cz
<b>Špaček Jan</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové spacekj@pla.cz
<b>Tajč Václav</b>	Povodí Vltavy, státní podnik, Praha vaclav.tajc@pvl.cz

<b>Terytze Konstantin</b>	Freie Universität Berlin terytze@zedat.fu-berlin.de
<b>Theobald Norbert</b>	Department of Marine Sciences Federal Maritime and Hydrographic Agency (BSH), Hamburg Norbert.Theobald@bsh.de
<b>Timmermann Britta</b>	Freie Universität Berlin b.timmermann@u-bb.de
<b>Vajglová Tereza</b>	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i., Praha Česká zemědělská univerzita Praha tereza_vajglova@vuv.cz
<b>Válek Jan</b>	Povodí Vltavy, státní podnik, Praha jan.valek@pvl.cz
<b>Váverková Lenka</b>	Povodí Vltavy, státní podnik, Praha lenka.vaverkova@pvl.cz
<b>Vlček Lukáš</b>	Univerzita Karlova v Praze LukasVlcoun@seznam.cz
<b>Vogt Benjamin</b>	Freie Universität Berlin benjamin.vogt@fu-berlin.de
<b>Wagner Robert</b>	Freie Universität Berlin rowagner@zedat.fu-berlin.de
<b>Weitere Markus</b>	UFZ – Helmholtz Centre for Environmental Research markus.weitere@ufz.de
<b>Zídek Jindřich</b>	Povodí Labe, státní podnik, Hradec Králové zidekj@pla.cz
<b>Žáček Miroslav</b>	Geomin s.r.o., Jihlava zacek@geomin.cz

# Magdeburský seminář o ochraně vod 2014 Magdeburger Gewässerschutzseminar 2014

## Programový výbor • Programmkomitee

<b>Pavel Punčochář</b> předseda/ Vorsitzender	Ministerstvo zemědělství
<b>Ladislav Merta</b>	Povodí Labe, státní podnik
<b>Karel Vlasák</b>	Ministerstvo životního prostředí
<b>Petr Kubala</b>	Povodí Vltavy, státní podnik
<b>Jindřich Břečka</b>	Povodí Ohře, státní podnik
<b>Mark Rieder</b>	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. M., v.v.i.
<b>Petr Ferbar</b>	Povodí Labe, státní podnik
<b>Jiří Medek</b>	Povodí Labe, státní podnik
<b>Wolf von Tümpling</b>	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
<b>Dietrich Borchardt</b>	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)
<b>Hans Peschel</b>	Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt (MLU)
<b>Gregor Ollesch</b>	Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe)
<b>Peter Heininger</b>	Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG)
<b>Erwin Becker</b>	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW)
<b>René Schwartz</b>	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg (BSU)
<b>Martina Baborowski</b>	Wasserchemische Gesellschaft (WG)
<b>Slavomír Vosika</b>	Mezinárodní komise pro ochranu Labe (MKOL) Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE)



Víta Nejedlého 951  
500 03 Hradec Králové  
tel. 495 088 111  
fax. 495 407 452  
e-mail: [labe@pla.cz](mailto:labe@pla.cz)  
[www.pla.cz](http://www.pla.cz)