

Hochwassergebundener Sediment- und Schadstoffeintrag in die Auen der Mittel- und Unterelbe



Hochwassergebundener Sediment- und Schadstoff- eintrag in die Auen der Mittel- elbe

Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades

Angefertigt im Institut für Ökologie an der Fakultät Nachhaltigkeit
der LEUPHANA Universität Lüneburg

von Frank Krüger
aus Geesthacht

Zehren, im August 2015

Erstgutachterin: Prof. Dr. Brigitte Urban
Zweitgutachter: Prof. Dr. Kurt Friese

Danksagung

Es ist ein guter Zeitpunkt Danke zu sagen, bei Menschen, die mich bis heute und hier begleitet haben. Nicht, weil sie meine „Karriere“ befördert hätten, sondern vor allem, weil sie Teil meines Lebens sind mit privaten und beruflichen Höhen und Tiefen und es mit mir bis hierher gebracht haben. Dafür bedanke ich mich bei meinen Eltern und vor allem bei Kirsten, Lena, Hannes und Anna.

Darüber hinaus möchte ich mich bei Brigitte Urban für die jahrelange Unterstützung und Förderung in unserer Arbeitsgruppe bedanken. Auch für den Druck, den ich offensichtlich gebraucht habe, endlich diese Arbeit zu schreiben. Danke für Dein großes Engagement für die letztendlich kurzzeitig zu realisierende Dissertationsschrift.

Kurt Friese, auch Du hast mir über die Jahre hinweg immer wieder versichert, wenn ich irgendwann einen Prüfer für mein Promotionsverfahren brauche... Du sagtest, ich stehe seit mehr als 15 Jahren auf Deiner Doktorandenliste. Kann das sein? Aber ich freue mich sehr, dass wir uns über die Jahre nach meiner ersten Anstellung in Deiner Arbeitsgruppe nicht aus den Augen verloren haben und bin dankbar für Deine Bereitschaft, mich zu prüfen.

Darüber hinaus möchte ich mich bei einigen Wegbegleitern für ihre immerwährende Unterstützung, ihre Bereitschaft zur Diskussion und für die gemeinsam verfolgten Ziele an der Elbe und der Elbauenforschung, bedanken. Wir haben in verschiedenen Projekten toll zusammengearbeitet. Danke René, Mathias, Susanne, Martina, Ralph, Holger, Alex, Johannes, Tobias und Burkhardt.

Des Weiteren möchte ich mich für die Unterstützung bei den bodenkundlichen Laborarbeiten bei Frau Christiane Hilmer sowie Anke Hofacker, Tobias Weniger, Jan-Michel Jockheck und Michael Haensch bedanken, die mit ihren Diplomarbeiten das gedankliche Gerüst zur Erklärung der räumlichen und zeitlichen Verbreitung von Schadstoffen vorangebracht haben.

Für die Bereitstellung von Daten über die Belastung von Böden an der Elbe, insbesondere mit Dioxinen gilt mein Dank Herrn J. Heuer, Dr. K Severin (LWK Niedersachsen), Dr. J. Schneider (LBEG Niedersachsen), Dr. J. Ritschel (LUGV Brandenburg) sowie Frau U. Anacker (LAU Sachsen-Anhalt).

Vorwort

Die vorliegende Dissertation stellt eine Zusammenfassung verschiedener Forschungsergebnisse dar, die über unterschiedlich lange Zeiträume im Rahmen verschiedener Projekte und unterschiedlicher Räume produziert worden sind. Es fließen z. B. bezüglich der Hochflutsedimentuntersuchungen Daten seit 1997 ein, die im Rahmen des Oka-Elbe-Projektes erhoben worden sind, ebenso wie solche, die ich in freiberuflicher Tätigkeit für das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung gewonnen habe (AQUATERRA, KLIWAS), sowie solche, die im Rahmen von mehreren Projekten (RAMWASS, KLIMZUG-NORD) an der Leuphana Universität Lüneburg produziert wurden. Dabei hat sich der Untersuchungsraum von der unteren Mittelelbe auf die mittlere Mittelelbe erweitert, sodass die Mittelelbe das Untersuchungsgebiet darstellt, innerhalb dessen auf Intensiv-Untersuchungsstandorte (Wörlitz, Steckby, Schönberg Deich, Sandfeldwerder, Pevestorf, Wehninger Werder) verwiesen wird. Der lange Zeitraum, der diesen Arbeiten zugrunde liegt, bedingt, dass einige Daten z. B. im Rahmen von Studien bereits veröffentlicht wurden. Besonders wichtig ist die zusammenfassende Studie zur Auswertung der Sedimenteinträge, um den großräumigen Sedimentrückhalt abzuschätzen (Krüger et al. 2014a). Teile daraus wurden auch bei der HYWA zur Veröffentlichung eingereicht. Das besondere dieser Arbeit ist jedoch die Verknüpfung und gemeinsame Auswertung von eigenen und Fremddaten und denen, die in verschiedenen Diplomarbeiten über Böden von Anke Hofacker (2005), Tobias Weniger (2010) und Michael Haensch (2012) erarbeitet wurden, um ein fundiertes Bild über die Belastungssituation und die Belastungsentwicklung der Elbauenböden für Schwermetalle und Arsen sowie Dioxine zu zeichnen.

Betreute Diplom- und Bachelorarbeiten zum Thema

Hofacker, A. (2006): Abschätzung von Sedimentationsraten anhand von geochemischen Tracern und Geländehöhenvergleichen. Diplomarbeit Universität Karlsruhe, 167 S.

Weniger, T. (2010): Untersuchungen zur Auenbodenentwicklung und zu ausgewählten Standorteigenschaften in der Mäanderschleife Wehningen. Diplomarbeit Leuphana Universität Lüneburg, 109 S.

Jockheck, J. M. (2012): Ausprägung der historischen Belastungsgeschichte unter besonderer Berücksichtigung des Quecksilbers in unterschiedlichen Bodenprofilen der unteren Mittelelbe. Diplomarbeit Leuphana Universität Lüneburg, 67 S.

Haensch, M. (2013): Untersuchungen zur Eignung von Schwermetallen und Arsen als Tracer für Dioxine an der unteren Mittelelbe. Diplomarbeit Leuphana Universität Lüneburg, 115 S.

Röhr, L. (2013): Untersuchung der Schwermetall- und Arsenmobilität in Auenböden der Mäanderschleife Wehningen, unter variablen Temperatur- und Überflutungsbedingungen Masterarbeit, Ostfalia Hochschule, 142 S.

Wegener, M. (2013): Bewertung der Filtereigenschaften zweier Auenbodenstandorte an der unteren Mittelelbe. Bachelorarbeit Leuphana Universität Lüneburg, 60 S.

Publikationen zum Thema

Zeitschriften (pr)

Krüger, F., Schwartz, R., Kunert, M., Friese, K. (2006): Methods to calculate sedimentation rates of floodplain soils in the middle region of the Elbe River. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 34, pp. 175–87.

Krüger, F., Meissner, G., Gröngröft, A., Grunewald, R. (2005): Flood induced heavy metal and arsenic contamination of Elbe River floodplain soils. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 33, 5, pp. 455-465.

Krüger, F. & Gröngröft, A. (2003): The difficult assessment of heavy metal contamination of soils and plants in Elbe River floodplains. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 31, 4-5, pp. 436-443.

Zeitschriften Koautorenschaft (pr)

Schulz-Zunkel, C. & Krüger, F. (2009): Trace Metal Dynamics in Floodplain Soils of the River Elbe: A Review. *Journal of Environmental Quality* 38, 1349-1362.

Baborowski, M., Büttner, O., Morgenstern, P., Krüger, F., Lobe, I., Rupp, H., von Tümpling, W. (2007): Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial-lawn traps in a floodplain of the River Elbe. *Environ. Pollut.* 148 (3), 770-778.

Büttner, O., Otte-Witte, K., Krüger, F., Meon, G., Rode, M. (2006): Numerical modelling of floodplain hydraulics and suspended sediment transport and deposition at the event scale in the middle river Elbe. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, Volume 34, pp. 265-278.

Stachel, B., Christoph, E.H., Götz, R., Herrmann, T., Krüger, F., Kühn, T., Lay, J., Löffler, J., Pöpke, O., Reincke, R. (2006): Contamination of the alluvial plain, feeding-stuffs and foodstuffs with polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/Fs), dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCBs) and mercury from the River Elbe in the light of the flood event in August 2002. *Science of The Total Environment*, Volume 364, Issues 1-3, Pages 96-112.

Gröngröft, A., Krüger, F., Grunewald, K., Meißner, R., Miehlich, G. (2005): Plant and soil contamination with trace metals in the Elbe floodplains: A case study after the flood in August 2002. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, Volume 33, Issue 5, pp. 466-474.

Stachel, B., Jantzen, E., Knoth, W., Krüger, F., Lepom, P., Oetken, M., Reincke, H., Sawal, G., Schwartz, R., Uhlig, S. (2005): The Elbe flood in August 2002 – organic contaminants in sediment samples taken after the flood event. *JESH*, A40: 265-287.

Umlauf, G., Bidoglio, G., Christoph, E.H., Kampheus, J., Krüger, F., Landmann, D., Schulz, A.J., Schwartz, R., Severin, K., Stachel, B., Stehr, D. (2005): The Situation of PCDD/Fs and Dioxin-like PCBs after the Flooding of River Elbe and Mulde in 2002. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, Volume 33, Issue 5, Pages 543 – 554

Büttner, O. & Krüger, F. (2005): Hydrodynamic and sediment transport of middle Elbe river wetlands - a case study. *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 7, 07852.

Stachel, B., Götz, R., Herrmann, T., Krüger, F., Knoth, W., Papke, O., Rauhut, U., Reincke, H., Schwartz, R., Steeg, E., Uhlig, S. (2004): The Elbe flood in August 2002-occurrence of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/F) and dioxin-like PCB in suspended particulate matter (SPM), sediment and fish. *Water Sci. Technol.* 50 (5): 309-16.

Friese, K., Witter, B., Brack, W., Buettner, O., Krueger, F., Kunert, M., Rupp, H., Miehlich, G., Gröngröft, A., Schwartz, R., Van der Veen, A., Zachmann, D. W. (2000): Distribution and fate of organic and inorganic contaminants in a river floodplain – results of a case study on the river Elbe, Germany. In (Hrsg.) Wise D L, Trantolo D J, Cichon E J, Inyang H I, Stottmeister U: Remediation engineering of contaminated soils. S. 373-426. Marcel Dekker, Inc., New York, Basel.

Zeitschriften

Krüger, F., Scholz, M., Kreibich, M., Baborowski, M. (2015): Sedimentrückhalt in Elbauen. *HyWa* 59, Heft 6, S. 380-395.

Krüger, F. & Rupp, H. (2009): Bodenkundliche Sondierung ausgewählter Standorte im Roßlauer Oberluch und bei Klieken. *Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt*, 46. Jahrgang 2009 – Sonderheft „30 Jahre Biosphärenreservat Mittelelbe“-Forschung und Management im Biosphärenreservat Mittelelbe: 116-123.

Krüger, F., Schwartz, R., Stachel, B. (2003): Quecksilbergehalte in Sedimenten und Aueböden der Elbe und deren Beurteilung unter besonderer Berücksichtigung des Sommerhochwassers 2002. *Vom Wasser*, Volume 101, 213-218.

Krüger, F., Prange, A., Jantzen, E., Trejtnar, K., Miehllich, G. (1998): Geogene Hintergrundwerte. Wasserwirtschaft-Wassertechnik 7/98, S.16-19.

Buchbeiträge/Berichte

Krüger, F. & Urban, B. (2016): Hochwassergebundener partikulärer Schadstoffeintrag in die Auen der Mittel- und Unterelbe – Ausprägung der zeitlichen Belastungsentwicklung in Auenböden. In HrsG: BfG, Veranstaltungen 1/2016: Sedimentbilanzen in Flussgebieten – von der Quelle bis zur Mündung. S. 42-50, Koblenz.

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“, 73 S. Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt in Hamburg.

Krüger, F. & Urban, B. (2014): Schadstoffregime in Auenböden der Elbe. In: Berichte aus den KLIMZUG-NORD Modellgebieten, Band 5, Klimafolgenanpassung im Biosphärenreservat Niedersächsische ELBTALAUE– Modellregion für nachhaltige Entwicklung, Hrsg. Prüter, J., Keienburg, T., Schreck, C., S. 63- 70. TuTech Verlag Hamburg.

Krüger, F., Scharnke, M., Schneider, M., Urban, B. (2014): Untersuchungen zur Entwicklung von Anpassungsstrategien an den Klimawandel für die Überflutungsflächen an der unteren Mittel- und Unterelbe. KLIMZUG-Band: Land- und Ernährungswirtschaft, S.313-330. oekom Verlag München.

Krüger, F., Tucci, M., Urban, B. (2014): Bodenökologische Untersuchungen in Elbauen– Entstehung und Entwicklung der Böden in der Mäanderschleife Wehningen. In: Berichte aus den KLIMZUG-NORD Modellgebieten, Band 5, Klimafolgenanpassung im Biosphärenreservat Niedersächsische ELBTALAUE– Modellregion für nachhaltige Entwicklung, Hrsg. Prüter, J., Keienburg, T., Schreck, C., S. S. 53-62. TuTech Verlag Hamburg.

Krüger, F., Weniger, T., Urban, B. (2013): Bodenentwicklungen und Bodenbelastungen der Mäanderschleife Wehninger Werder an der niedersächsischen Mittel- und Unterelbe.- Jb. Naturw. Verein Fstm. Lbg., 45, S. 97-108.

Krüger, F. (2012): Boden- und Sedimentqualitäten aus der Rückdeichungsfläche Lenzen. In: Auenreport spezial: Die Deichrückverlegung bei Lenzen, S. 24-30.

Krüger, F., Weniger, T., Haensch, M., Urban, B. (2011): Identifizierung von Schadstoff Hot Spots verschiedener Kontaminanten unterschiedlicher Belastungsgeschichte in Auen der Mittel- und Unterelbe. Online Publikation der DBG-Berichte zur Jahrestagung 2011, Komm. II.

Krüger, F. & Urban, B. (2009): Erfassung partikulärer (Schad)Stoffeinträge in Auen/Überflutungsflächen der Elbe. In Hrsg: BfG, Veranstaltungen 7/2009: Aspekte des Schadstoffmonitorings an Schwebstoffen und Sedimenten in der aquatischen Umwelt. S. 32-48, Koblenz.

Krüger, F. & Rupp, H. (2009): Bodenkundliche Sondierung ausgewählter Standorte im Roßlauer Oberluch und bei Klieken. Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, 46. Jahrgang, S.116-123.

Krüger, F., Gröngröft, A., Grunewald, R., Meißner, G., Miehllich, G., Petzold, H., Unger, C. (2004): Auswirkungen der Schadstoffgehalte und Keimbelastung von Hochflutsedimenten auf Böden und Pflanzen. In: Geller W, Ockenfeld K, Böhme M, Knöchel A: Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002., pp. 224-286.

Krüger, F. (2000): Multielementanalysen von Wasserproben der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse - Längsprofilbeprobung vom September 1997. ARGE-Elbe, Hamburg.

Krüger, F., Miehllich, G., Friese, K. (2000): Schadstoffpufferkapazitäten von Vorlandböden an der Mittleren Elbe. In: Friese K, Witter B, Miehllich G, Rode M (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auen-Ökosystemen. ISBN 3-540-67068-8, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York. 189-198.

Krüger, F., Kunert, M., Büttner, O., Friese, K., Rupp, H. (2000): Geochemische Zusammensetzung von Hochflutsedimenten an der Elbe bei Wittenberge. In (Hrsg.) Gesellschaft für Umwelt-Geowissenschaften: Umweltgeochemie in Wasser, Boden und Luft. S. 57-74, Springer.

Krüger, F., Prange, A., Jantzen, E. (1999): Ermittlung geogener Hintergrundwerte an der Mittel-Elbe und deren Anwendung in der Beurteilung von Unterwassersedimenten. In: Gröngröft A, Schwartz R (1999): Eigenschaften und Funktionen von Auenböden an der Elbe. Ham. Bodenkundl. Arbeiten 44, S.39-51.

Buchbeiträge/Berichte Koautorenschaft:

Scharnke, M., Krüger, Urban, B., Schneider, W. (2014): Modellierung von klimainduzierten Veränderungen des Bodenwasserhaushalts von Auenböden an der unteren Mittel-Elbe. In: Berichte aus den KLIMZUG-NORD Modellgebieten, Band 5, Klimafolgenanpassung im Biosphärenreservat Niedersächsische ELBTALAUE– Modellregion für nachhaltige Entwicklung, Hrsg. Prüter, J., Keienburg, T., Schreck, C., S. 35-43. TuTech Verlag Hamburg.

Urban, B., Krüger, F., Weniger, T., Prüter, J., Keienburg, T., Lang, F., Graf, M. (2011): Auenböden der Elbe als Archiv für die Stoffdynamik im Einzugsgebiet. DBG Exkursionsführer, S. 41-58.

Heise, S., Krüger, F., Förstner, U., Baborowski, M., Götz, R., Stachel, B. (2008): Bewertung von Risiken durch feststoff-gebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Erstellt im Auftrag der Hamburg Port Authority (HPA) und cofinanziert durch die FGG-Elbe. 349 S., Hamburg.

Heise, S., Claus, E., Heininger, P., Krämer, T., Krüger, F., Schwartz, R., Förstner, U. (2005): Studie zur Schadstoffbelastung der Sedimente im Elbeeinzugsgebiet. Hamburg Port Authority, 169 S.

Böhme, M., Krüger, F., Ockenfeld, K., Geller, W. (Hrsg.) (2005): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. UFZ Bericht, 101 S.

Kunert, M., Krüger, F., Büttner, O., Friese, K. (2000): Elementzusammensetzung rezenter Hochwassersedimente in einer Elbaue bei Wittenberge. In: Friese K, Witter B, Miehllich G, Rode M (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auen-Ökosystemen. ISBN 3-540-67068-8, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York. 181-188.

Vogt, M., Zachmann, D., Treutler, C., Krüger, F., Friese, K. (2000): Zeitliche Belastungsentwicklung von Sedimenten aus Elbaue-Stillgewässern. In: Friese K, Witter B, Miehllich G, Rode M

(Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. ISBN 3-540-67068-8, Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York. 209-217.

Büttner, O., Quoika, S., Otto-Witte, K., Krüger, F., Rode, M., Barborowski, M. (1999): Strömung und Feststofftransport in einem Auengebiet – eine Modellanwendung, in Friese, Kirschner, Witter: Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse, UFZ-Bericht 1/1999, ISSN 0948-9452, S. 73-76.

Kunert, M., Krüger, F., Friese, K. (1999): $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -Isotopenverhältnisbestimmungen in ausgewählten Bodenprofilen der Elbaue bei Wittenberge, in Friese, Kirschner, Witter: Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse, UFZ-Bericht 1/1999, ISSN 0948-9452, S. 89-93.

Rupp, H., Krüger, F., Meißner, R. (1999): Konzept für Stoffhaushaltsuntersuchungen von Überflutungsböden der Elbe, in Friese, Kirschner, Witter: Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse, UFZ-Bericht 1/1999, ISSN 0948-9452, S. 81-84.

Vogt, M., Zachmann, D., Treutler, C., Krüger, F., Friese, K. (1999): Zeitliche Belastungsentwicklung in Elbaue Wehlen im Bereich Schönberg und Neukirchen. In Friese, Kirschner, Witter: Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse, UFZ-Bericht 1/1999, ISSN 0948-9452, S. 85-88.

Prange, A., Bössow, E., Erbslöh, B., Jablonski, R., Jantzen, E., Krause, P., Krüger, F., Leonhard, P., Niedergesäß, R., Pepelnik, R., Schäfer, A., Schirmacher, M., v. Tümpling, jr. W. (1997b): Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung, Abschlussbericht, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Band 3/3, 405 S.; ISBN 3-00-003186-3.

Inhalt

Kurzfassung	1
1 Einleitung und Problemstellung	2
2 Das Einzugsgebiet und die Elbe	3
2.1 Fläche, Teileinzugsgebiete, Nutzungen	3
2.2 Einteilung der Elbe	5
2.3 Klima und Abfluss der Elbe	5
2.3.1 Klima im Elbeeinzugsgebiet	5
2.3.2 Das aktuelle Abflussregime der Elbe	7
2.3.3 Klimaänderungen und die Folgen für den Abfluss der Elbe	10
2.4 Das Schwebstoffregime der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse	12
2.4.1 Das Schwebstoffregime der Elbe, Jahrgänge	12
2.4.2 Sedimentremobilisierung	16
2.4.3 Schwebstofffrachten der Elbenebenflüsse	17
2.5 Flussbauliche Maßnahmen	18
2.5.1 Allgemeines über flussbauliche Maßnahmen	18
2.5.2 Deichbau	18
2.5.3 Buhnenbau und Laufwegverkürzung	19
2.6 Geologie	20
2.7 Gewässersedimente	22
2.7.1 Zeitliche Variabilität der Belastung von Gewässersedimenten der Elbe und ausgewählter Seitenstrukturen	22
2.7.2 Räumliche Variabilität der Belastung von Gewässersedimenten der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse	27
3 Die Auen der Elbe	30
3.1 Überschwemmungsflächen und ihre Nutzungen	30
3.2 Überflutungsregime	34
3.3 Bodenbildende Substrate in Auen	39
3.3.1 Definitionen, Entstehung und Ablagerungszeiten	39
3.3.2 Geochemische Charakterisierung von anthropogen unbeeinflussten Auenlehmen (Fluvi-Sedimenten)	41
3.3.3 Organo-Fluvi-Sedimente in Auen der Elbe	43
3.3.4 Bodenbelastungen von Elbauen	44
4 Weiterführende Untersuchungen	50

4.1 Der hochwassergebundene Sediment- und Schadstoffeintrag an der Elbe	50
4.1.1 Methoden und Ergebnisse zur Untersuchung des Sedimenteintrags.....	50
4.1.2 Datengrundlage zur Zusammenfassung und Interpretation der Sedimenteinträge aus Einzelfallstudien.....	56
4.1.3 Steuergrößen des Sedimenteintrages in die Auen	58
4.1.4 Großräumiger Sedimentrückhalt	69
4.1.5 Defizite und Potenziale	74
4.2. Ergänzende Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Verbreitung von Schwermetallen und Arsen sowie Dioxinen in Böden.....	75
4.2.1 Oberbodenbelastungen der Elbauen mit Schwermetallen und Arsen im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue.....	75
4.2.2 Die Ausprägung der zeitlichen Belastungsentwicklung für ausgewählte Schwermetalle und Dioxine in Böden.....	80
4.2.3 Identifikation von Schadstoff-Hot Spots.....	93
5 Schutzgüter und ihre Gefährdung durch ausgewählte Schadstoffe in Elbauen	105
5.1 Schutzgüter der Elbauen und Wasserrahmenrichtlinie	105
5.2 Qualitätsnormen für verschiedene Schutzgüter	105
5.3 Menschliche Gesundheit	108
5.4 Habitate und Lebensgemeinschaften.....	112
6 Zusammenfassung und Fazit für das Auenmanagement.....	114
7 Referenzen	119
Anhang.....	134

Abbildungsverzeichnis

ABBILDUNG 1: DAS EINZUGSGEBIET DER ELBE MIT DEN TEILEINZUGSGEBIETEN DER GROßEN NEBENFLÜSSE (IKSE, 2005).	4
ABBILDUNG 2: LAGE DER STANDORTE MIT KLIMADATEN (NACH LUDEWIG ET AL. 2014) SOWIE WETTERSTATIONEN DES DEUTSCHEN WETTERDIENSTES ENTLANG DER MITTELELBE.	6
ABBILDUNG 3: ABFLUSSREGIME DER ELBE AN DREI REPRÄSENTATIVEN PEGELN. METHODE NACH PARDÉ, BEZUGSPERIODE 1901(1931)-2010 (AUS BELZ 2013).	8
ABBILDUNG 4: MONATLICHE ABFLUSSKOEFFIZIENTEN FÜR DEN PEGEL NEU DARCHAU (NACH PARDÉ 1947) IM VERGLEICH NACH DOPPELDEKADISCHER DIFFERENZIERUNG (AUS BELZ 2013).	8
ABBILDUNG 5: JAHRESGANG DES ABFLUSSES UND DER SCHWEBSTOFFGEHALTE AM PEGEL TORGAU, ELBE-KM 154, BfG.	13
ABBILDUNG 6: JAHRESGANG DES ABFLUSSES UND DER SCHWEBSTOFFGEHALTE AM PEGEL WITTENBERGE, ELBE-KM 454,6, BfG. ...	13
ABBILDUNG 7: LÄNGSPROFIL DER SCHWEBSTOFF-JAHRESFRACHTEN ZWISCHEN PIRNA UND HITZACKER DER JAHRE 2003 BIS 2008, DATEN BfG.	14
ABBILDUNG 8: FLIERZEITGERECHTE SCHWEBSTOFFFRACHTEN ENTLANG DER ELBE FÜR DIEJENIGEN ABFLUSSSITUATIONEN, DIE ZU HOCHWASSER AN DER UNTEREN MITTELELBE GEFÜHRT HABEN ZWISCHEN 2003 UND 2008, DATEN BfG.	15
ABBILDUNG 9: LINKS: HISTORISCHE KARTE (CARTE-VON DER SITUATION DER ELBE, MICHALSEN, 1726). RECHTS: REZENTES LUFTBILD VOM WEHNINGER WERDER UND DEM ELBVERLAUF (CIR LUFTBILD 1999, BEREITGESTELLT VON DER BIOSPHÄRENRESERVATSVERWALTUNG NIEDERSÄCHSISCHE ELBTALAU, HITZACKER).	20
ABBILDUNG 10: ZEITLICHE BELASTUNGSENTWICKLUNG SCHWEBSTOFFBÜRTIGER SEDIMENTE MIT QUECKSILBER UND CADMIUM AN DER MESSSTELLE SCHNACKENBURG ZWISCHEN 1984 UND 2011 (DATEN FGG-ELBE).	22
ABBILDUNG 11: ZEITLICHE BELASTUNGSENTWICKLUNG AUSGEWÄHLTER ELEMENTE, ERMITTELT IN SEDIMENTEN DES BUCHER BRACKES VON PRANGE ET AL. (1997).	25
ABBILDUNG 12: ZEITLICHE ENTWICKLUNG VON AUSGESUCHTEN ELEMENTGEHALTEN, ERMITTELT IN SEDIMENTEN DES HAKENS BEI SCHÖNBERG DEICH VON RUPP ET AL. (2001) SOWIE ZACHMANN ET AL. (2013).	26
ABBILDUNG 13: SPANNBREITE DER QUECKSILBERBELASTUNG ZWISCHEN 2000 UND 2011 ENTLANG DER DEUTSCHEN FREIFLIEßENDEN ELBE SOWIE DEN NEBENFLÜSSEN MULDE UND SAALE (DATEN FGG-ELBE).	28
ABBILDUNG 14: DIOXINBELASTUNGEN IN SEDIMENTEN ENTLANG DER DEUTSCHEN FREIFLIEßENDEN ELBE (STACHEL ET AL. 2011) SOWIE DEN NEBENFLÜSSEN SPITTELWASSER UND MULDE SOWIE BODE UND SAALE IM JAHR 2008.	28
ABBILDUNG 15: ÜBERSCHWEMMUNGSFLÄCHEN ENTLANG DER DEUTSCHEN, FREIFLIEßENDEN ELBE, NACH BÜCHELE ET AL. (2002). .	31
ABBILDUNG 16: LANDNUTZUNGEN DER REZENTEN AUEN DER DEUTSCHEN, FREIFLIEßENDEN ELBE BIS GEESTHACHT, ERMITTELT AUS BASIS-DLM 25-DATEN (2009) UND BRUNOTTE ET AL. (2009).	33
ABBILDUNG 17: STRECKENSPEZIFISCHE LANDNUTZUNGEN DER REZENTEN AUEN DER DEUTSCHEN, FREIFLIEßENDEN ELBE BIS GEESTHACHT, ERMITTELT AUS BASIS-DLM 25-DATEN (2009) UND BRUNOTTE ET AL. (2009), EINGEREICHT BEI HYWA.	33
ABBILDUNG 18: ÜBERFLUTUNGSSZENARIEN BEI AUSGEWÄHLTEN ABFLÜSSEN IN DER MÄANDERSCHLEIFE WEHNINGER WERDER. DIE SZENARIEN WURDEN MIT HILFE DER FLUSSHYDROLOGISCHEN SOFTWARE (FLYS) DER BfG ERSTELLT.	35
ABBILDUNG 19: ÜBERFLUTUNGSSZENARIEN BEI DOPPELTEM MITTELWASSERABFLUSS (2MQ) IN UNTERSCHIEDLICHEN FLUSSABSCHNITTEN DER MITTELELBE.	36
ABBILDUNG 20: ÜBERFLUTUNGSFLÄCHEN UND IHRE BETROFFENHEIT BEI DOPPELTEM MITTELWASSERABFLUSS SOWIE BEI MITTLEREM HOCHWASSERABFLUSS IN AUSGEWÄHLTEN GEWÄSSERABSCHNITTEN ENTLANG DER DEUTSCHEN, FREIFLIEßENDEN ELBE.	37
ABBILDUNG 21: AUSUFERUNGSHÖHEN ÜBER MITTELWASSER (MW) ENTLANG DER MITTLEREN ELBE, NACH BÜCHELE ET AL. (2002).	37
ABBILDUNG 22: UNTERSCHIEDLICH ALTE AUENABSCHNITTE DES WEHNINGER WERDERS, ERMITTELT DURCH AUSWERTUNG HISTORISCHER KARTEN NACH WENIGER (2010).	40
ABBILDUNG 23: ZUSAMMENHANG VON ZINK-GEHALTEN UND DEM ANTEIL DER < 20 µM-FRAKTION VON UNTERBÖDEN DER UNTEREN MITTELELBE AUS DEM BEREICH DER RÜCKDEICHUNGSFLÄCHE LENZEN. DER SCHWARZE PFEIL VERANSCHAULICHT DIE SPANNBREITE FÜR REGIONALE HINTERGRUNDWERTE IN DER < 20 µM-FRAKTION.	42
ABBILDUNG 24: BODENBELASTUNGEN MIT QUECKSILBER IN DEN AUEN ENTLANG DER DEUTSCHEN, FREIFLIEßENDEN ELBE IM JAHR 2003.	45
ABBILDUNG 25: BODENBELASTUNGEN MIT DIOXINEN IN DEN AUEN ENTLANG DER DEUTSCHEN, FREIFLIEßENDEN ELBE (DATEN AUS SCHULZ ET AL. 1993, SEVERIN ET AL. 2003, UNVERÖFFENTLICHE DATEN DES LANDESAMTES FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALTS 2006, UNVERÖFFENTLICHE DATEN DES LANDESUMWELTAMTES BRANDENBURG 2001 SOWIE VON UMLAUF ET AL. 2005).	45

ABBILDUNG 26: DIOXINKONZENTRATIONEN (I-TEQ) IM AUENANMOORGLEY BEI PEVESTORF (GÖTZ & LAUER, 1999 SOWIE GÖTZ ET AL. 2007).	49
ABBILDUNG 27: MODELLIERTER SEDIMENTEINTRAG ZWISCHEN DEN ELBE-KM 436-440,5 (BÜTTNER ET. AL. 2006).	53
ABBILDUNG 28: KUNSTRASEN-SEDIMENTFALLEN IM ELBEVORLAND (KRÜGER & URBAN 2009).	54
ABBILDUNG 29: LAGE DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN FÜR EREIGNISBEZOGENE MESSUNGEN DES SEDIMENTEINTRAGES AN DER MITTLEREN ELBE (KARTENGRUNDLAGE UFZ).....	58
ABBILDUNG 30: SEDIMENTEINTRÄGE AN DER UNTEREN MITTELELBE (DATEN: KRÜGER UND URBAN 2009), FHW FRÜHJAHRSHOCHWASSER, WHW WINTERHOCHWASSER.....	60
ABBILDUNG 31: SEDIMENTEINTRÄGE AM STANDORT SCHÖNBERG DEICH ZWISCHEN 1997 UND 2011, DATEN UFZ (SIEHE TAB. 16). ES WURDEN NUR MESSJAHRE BERÜCKSICHTIGT, BEI DENEN MINDESTENS DREI EINZELBEFUNDE VORLAGEN.	61
ABBILDUNG 32: MEDIANE SEDIMENTEINTRÄGE AN DEN STANDORTEN SCHÖNBERG DEICH UND WEHNINGEN ZWISCHEN 1997 UND 2011 IN ABHÄNGIGKEIT DES ABFLUSSES. ES WURDEN NUR MESSJAHRE BERÜCKSICHTIGT, BEI DENEN MINDESTENS DREI EINZELBEFUNDE VORLAGEN (DATEN UFZ UND LEUPHANA, SIEHE TAB. 16).....	62
ABBILDUNG 33: ABHÄNGIGKEIT DER SEDIMENTEINTRÄGE ZWISCHEN 2003 UND 2011 AN DER MITTLEREN MITTELELBE VOM ABFLUSS (DATEN UFZ, SIEHE TAB. 16).	62
ABBILDUNG 34: ABHÄNGIGKEIT DER SEDIMENTEINTRÄGE ZWISCHEN 2003 UND 2011 AN DER UNTEREN MITTELELBE VOM ABFLUSS (DATEN UFZ, LEUPHANA, SIEHE TAB. 16).....	63
ABBILDUNG 35: SEDIMENTEINTRÄGE AM STANDORT SCHÖNBERG DEICH WÄHREND DES HOCHWASSERS 1998/99 IN ABHÄNGIGKEIT DER GELÄNDEHÖHE (DATEN UFZ, SIEHE TAB. 16).	64
ABBILDUNG 36: ABHÄNGIGKEIT DER SEDIMENTEINTRÄGE ZWISCHEN 2003 UND 2011 AN DER MITTLEREN MITTELELBE VON DER GELÄNDEHÖHE (DATEN UFZ, SIEHE TAB. 16).	65
ABBILDUNG 37: ABHÄNGIGKEIT DER SEDIMENTEINTRÄGE ZWISCHEN 2003 UND 2011 AN DER UNTEREN MITTELELBE VON DER GELÄNDEHÖHE (DATEN UFZ, LEUPHANA, SIEHE TAB. 16).....	65
ABBILDUNG 38: SEDIMENTEINTRÄGE BEI UNTERSCHIEDLICHEN LANDNUTZUNGEN (DATEN UFZ, LEUPHANA, SIEHE TAB. 16).	66
ABBILDUNG 39: SEDIMENTEINTRÄGE UNTERSCHIEDLICHER MORPHOLOGISCHER EINHEITEN UND ÜBERFLUTUNGSBEDINGUNGEN (DATEN UFZ, LEUPHANA, SIEHE TAB. 16, KRÜGER 2012).	67
ABBILDUNG 40: SEDIMENTEINTRÄGE UNTERSCHIEDLICHER MORPHOLOGISCHER EINHEITEN UND ÜBERFLUTUNGSBEDINGUNGEN SEIT 2003, LINKS: MITTLERE MITTELELBE, RECHTS: UNTERE MITTELELBE (DATEN UFZ, LEUPHANA, SIEHE TAB. 16, KRÜGER 2012).	67
ABBILDUNG 41: SEDIMENTEINTRÄGE IN ABHÄNGIGKEIT DER ENTFERNUNG DER MESSPUNKTE VON DER ELBE IM UNTERSUCHUNGSGEBIET SCHÖNBERG DEICH BEI ELBE-KM 436 - 440,5 (KRÜGER ET AL. 2001).	68
ABBILDUNG 42: SEDIMENTEINTRÄGE ZWISCHEN 2003 UND 2011 IN ABHÄNGIGKEIT DER ENTFERNUNG DER MESSPUNKTE VON DER ELBE AN DER MITTLEREN UND UNTEREN MITTELELBE (DATEN UFZ, LEUPHANA, SIEHE TAB. 16).	69
ABBILDUNG 43: SEDIMENTEINTRÄGE ZWISCHEN 2003 UND 2011 IN ABHÄNGIGKEIT DER ENTFERNUNG DER MESSPUNKTE VON DER ELBE AN DER MITTLEREN MITTELELBE BEI UNTERSCHIEDLICHEN ABFLUSSSITUATIONEN UND BEREINIGT UM DEN SANDANTEIL, LINKS: CA. 2MQ, RECHTS: CA. MHQ & EXTREMHOCHWASSER (DATEN UFZ, SIEHE TAB. 16).....	70
ABBILDUNG 44: SEDIMENTEINTRÄGE ZWISCHEN 2003 UND 2011 IN ABHÄNGIGKEIT DER ENTFERNUNG DER MESSPUNKTE VON DER ELBE AN DER MITTLEREN MITTELELBE BEI UNTERSCHIEDLICHEN ABFLUSSSITUATIONEN UND BEREINIGT UM DEN SANDANTEIL, LINKS: CA. 2MQ, RECHTS: CA. MHQ & EXTREMHOCHWASSER (DATEN UFZ, LEUPHANA, SIEHE TAB. 16).	70
ABBILDUNG 45: IDENTIFIKATION ELBNAHER UND ELBFERNER BEREICHE ZUR BERECHNUNG DES GROßRÄUMIGEN SEDIMENTRÜCKHALTES; Q MAX IST DIE MAXIMALE ABFLUSSHÖHE DES HOCHWASSEREREIGNISSES IN M ³ /S.....	71
ABBILDUNG 46: KALKULIERTE SEDIMENTEINTRÄGE ENTLANG DER ELBE BEI UNTERSCHIEDLICHEN, AUSGEWÄHLTEN ABFLUSSSITUATIONEN.	73
ABBILDUNG 47: LAGE DER UNTERSUCHUNGSTRANSEKTE IM BIOSPHÄRENRESERVAT NIEDERSÄCHSISCHE ELBTALAUE AN DER UNTEREN MITTELELBE (KARTENGRUNDLAGEN VOM UFZ, LEIPZIG UND DER BIOSPHÄRENRESERVATSVERWALTUNG, HITZACKER).	76
ABBILDUNG 48: LAGE DER TRANSEKTE IN WEHNINGEN UND JASEBECK ZUR VERANSCHAULICHUNG DES UNTERSUCHUNGSDESIGNS FÜR BÖDEN IN AKTIVEN FLUSSAUEN DER ELBE.	77
ABBILDUNG 49: BODENTYPEN DER AKTIVEN ELBAUEN IM BIOSPHÄRENRESERVAT NIEDERSÄCHSISCHE ELBTALAUE BZGL. IHRER HÖHENLAGE, IHRER KOHLENSTOFF- SOWIE QUECKSILBER- UND BLEIGEHALTE; N: ANMOORGLEYE 7, NASSGLEYE 19, AUENGLYE 16, VEGA-GLEYE 2, GLEY-VEGA 3, VEGA 15, PATERNIA 4.....	79
ABBILDUNG 50: STANDORTE ZUR UNTERSUCHUNG DER AUSPRÄGUNG DER BELASTUNGSENTWICKLUNG AUF AUENBÖDEN DER ELBE.	82
ABBILDUNG 51: UNTERSCHIEDLICHE PROBENNAHMETECHNIKEN ZUR ERMITTLUNG DER FEINSTRATIGRAFISCHEN BELASTUNG UNTER WAHRUNG DER NATÜRLICHEN LAGERUNGSDICHTE (FOTOS KRÜGER).....	83

ABBILDUNG 52: ZUSAMMENHANG VON PCDD/F-GEHALTEN AUS OBERBÖDEN DER ELBAUEN UND QUECKSILBERGEHALTEN. PROBEN AUS DEM JAHR 2003, DATEN VON UMLAUF ET AL. (2005).....	84
ABBILDUNG 53: TIEFENPROFILE VON DIOXINEN/FURANEN (ANGABEN NACH WHO, 2006 VON GÖTZ ET AL. 2007) UND AUSGEWÄHLTEN SCHWERMETALLEN AN EINEM AUENBODEN BEI PEVESTORF (ELBE-KM 485).....	86
ABBILDUNG 54: TIEFENPROFILE VON DIOXINEN/FURANEN (ANGABEN NACH WHO, 2006) UND AUSGEWÄHLTEN SCHWERMETALLEN AN EINEM UFERNAHEN AUENBODEN DES WEHNINGER WERDERS (ELBE-KM 514).....	88
ABBILDUNG 55: ANTEILE DER DIOXIN- UND FURANKONGENERE AN DEN GESAMTKONZENTRATIONEN IN UNTERSCHIEDLICHEN TIEFENSTUFEN EINER UFERNAHEN GLEY-TSCHERNITZA DES WEHNINGER WERDERS (ELBE-KM 514).	90
ABBILDUNG 56: TIEFENPROFILE VON KOHLENSTOFF UND AUSGEWÄHLTEN SCHWERMETALLEN AN EINEM HOCH GELEGENEN AUENGLY BEI NEU GARGE (ELBE-KM 544).....	92
ABBILDUNG 57: Pb/Zn-VERHÄLTNISSE VON UNTERWASSER-SEDIMENTKERNEN AUS DEM BUCHER BRACK (PRANGE ET AL. 1997) UND HAKEN (RUPP ET AL. 2001 UND ZACHMANN ET AL. 2013), OBEN, ALS AUCH VON DATIEREN/UNDATIERTEN AUENBÖDEN DER UNTEREN MITTELELBE, UNTEN.	94
ABBILDUNG 58: LAGE DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN ZUR ÜBERPRÜFUNG VON ELEMENTMUSTERN IM HINBLICK AUF DIOXIN HOT SPOTS IM BIOSPHÄRENRESERVAT NIEDERSÄCHSISCHE ELBTALAU (KARTE BIOSPHÄRENRESERVATSVERWALTUNG, HITZACKER).	96
ABBILDUNG 59: ZUSAMMENHÄNGE SIGNIFIKANT MIT DEN DIOXINGEHALTEN KORRELIERENDER BODENPARAMETER (< 20 µM-FRAKTION, ARSENGEHALTE UND Pb/Zn-VERHÄLTNISSE) FÜR HOCH- UND TIEFGELEGENE STANDORTE.	97
ABBILDUNG 60: CLUSTERUNG DER STANDORTE AUS DEM ELBENDORF MIT HILFE DER PARAMETER „HÖHENLAGE ZUM MITTELWASSER, ARSENGEHALTE UND Pb/Zn-VERHÄLTNISSE).	98
ABBILDUNG 61: ANTEILE DER DIOXIN- UND FURANKONGENERE AN DEN GESAMTKONZENTRATIONEN VON DIOXINEN/FURANEN IN OBERBÖDEN DER ELBAUEN IM BIOSPHÄRENRESERVAT NIEDERSÄCHSISCHE ELBTALAU.....	99
ABBILDUNG 62: RELATIVE BELASTUNGSUNTERSCHIEDE FÜR DIOXINE IN OBERBÖDEN DES WEHNINGER WERDERS (M=MEDIAN), KARTENGRUNDLAGE NACH WENIGER (2010).	101
ABBILDUNG 63: RELATIVE BELASTUNGSUNTERSCHIEDE FÜR QUECKSILBER IN OBERBÖDEN DES WEHNINGER WERDERS (M=MEDIAN), KARTENGRUNDLAGE NACH WENIGER (2010).	102
ABBILDUNG 64: RELATIVE BELASTUNGSUNTERSCHIEDE FÜR BLEI IN OBERBÖDEN DES WEHNINGER WERDERS (M=MEDIAN), KARTENGRUNDLAGE NACH WENIGER (2010).	103
ABBILDUNG 65: RELATIVE BELASTUNGSUNTERSCHIEDE FÜR ZINK IN OBERBÖDEN DES WEHNINGER WERDERS, (M=MEDIAN), KARTENGRUNDLAGE NACH WENIGER (2010).	104
ABBILDUNG 66: QUECKSILBER-GEHALTE IN DER GRÜNLANDVEGETATION DER ELBAUEN IM JAHR 2003 (NACH GRÖNGRÖFT ET AL. 2005).	109
ABBILDUNG 67: DIOXINE UND FURANE IN LEBENSMITTELN, DIE IN ELBAUEN PRODUZIERT BZW. DIE MIT AUFWUCHS AUS DEM ELBENDORF PRODUZIERT WORDEN SIND (DATEN AUS STACHEL ET AL. 2006 UND GUDE, 2008).	110
ABBILDUNG 68: QUECKSILBERGEHALTE IN BRASSEN DER ELBE ZWISCHEN 2005 UND 2014. DARGESTELLT SIND MITTELWERTE AUS JEWEILS 5 - 6 EINZELPROBEN. DATEN UMWELTPROBENBANK DES UBA.	111
ABBILDUNG 69: ZINK-UND NICKELGEHALTE VON REGENWÜRMERN AUS DAUERBEOBACHTUNGSFLÄCHEN SACHSEN-ANHALTS (TISCHER 2010).	113

Tabellenverzeichnis

TABELLE 1: KLIMAPARAMETER ENTLANG DER MITTELELBE: MITTLERE JÄHRLICHE TEMPERATUR ZWISCHEN 1971 - 2000, MITTLERER JÄHRLICHER NIEDERSCHLAG ZWISCHEN 1971 - 2000, MITTLERE ANZAHL DER SOMMERTAGE (TAGESHÖCHSTTEMPERATUR >25 °C) ZWISCHEN 1971 - 2008, MITTLERE ANZAHL DER FROSTTAGE (< 0 °C) ZWISCHEN 1971 - 2009 (NACH LUDEWIG ET AL. 2014).	6
TABELLE 2: GESTAFFELTE TRENDANALYSE JÄHRLICHER HOCHWASSERSCHEITELABFLÜSSE (HQ), MITTELWASSERABFLÜSSE (MQ) UND NIEDRIGWASSEREXTREME (NM7Q) AN REPRÄSENTATIVEN PEGELN AN ELBE UND MOLDAU, SIGNIFIKANZTEST MANN-KENDALL, SIGNIFIKANZNIVEAU 95 %, NACH BELZ 2013).	9
TABELLE 3: GEWÄSSERKUNDLICHE HAUPTZAHLEN AUSGEWÄHLTER ELBEPEGEL (DATENHERKUNFT: BFG/DATENPLATTFORM UNDINE).9	
TABELLE 4: FLIEßZEITEN DER ELBE ZWISCHEN DEUTSCH-TSCHECHISCHER GRENZE UND DEM WEHR GEESTHACHT BEI UNTERSCHIEDLICHEN ABFLUSSSITUATIONEN (MITTLEREM NIEDRIGWASSER MNW, MITTELWASSER MW, MITTLEREM HOCHWASSER MHW).	10
TABELLE 5: AUSGEWÄHLTE SZENARIENKORRIDORE FÜR DIE MITTLEREN JÄHRLICHEN UND HALBJÄHRLICHEN ABFLÜSSE (MQ) SOWIE DIE NIEDRIG- UND HOCHWASSERABFLÜSSE FÜR AUSGEWÄHLTE PEGEL DER MITTELELBE (BMVI, 2015).	12
TABELLE 6: AUSGEWÄHLTE JAHRESMITTELWERTE VON ELEMENTGEHALTEN VON MONATSMISCHPROBEN SCHWEBSTOFFBÜRTIGER SEDIMENTE AN DER MESSSTELLE SCHNACKENBURG (ELBE-KM 474).	23
TABELLE 7: MAXIMAL- UND OBERFLÄCHENBELASTUNGEN DER SEDIMENTKERNE AUS DEM BRUCHER BRACK BEI TANGERMÜNDE UND DEM HAKEN BEI SCHÖNBERG DEICH.	27
TABELLE 8: FLUSSABSCHNITTE DER FREIFLIEßENDEN DEUTSCHEN ELBE UND IHRE ÜBERSCHWEMMUNGSFLÄCHEN. DATEN ERMITTELT AUS BRUNOTTE ET AL. 2009 UND ERWEITERT UM DIE NEBENFLUSSMÜNDUNGSBEREICHE (KRÜGER ET AL. 2014A).	31
TABELLE 9: LANDNUTZUNGEN DER ÜBERSCHWEMMUNGSFLÄCHEN AUSGEWÄHLTER FLUSSABSCHNITTE DER FREIFLIEßENDEN DEUTSCHEN ELBE NACH BRUNOTTE ET AL. (2009).	32
TABELLE 10: ABFLUSSSPEZIFISCHE BETROFFENHEITEN VON LANDNUTZUNGSEINHEITEN DER ÜBERSCHWEMMUNGSFLÄCHEN DER DEUTSCHEN, FREIFLIEßENDEN ELBE.	39
TABELLE 11: GEOGENE HINTERGRUNDWERTE VON AUENSEDIMENTEN DER MITTLEREN ELBE (PRANGE ET AL. 1997) IN DER <20 µM-FRAKTION, TOTALKONZENTRATIONEN NACH FLUSSSÄUREAUFSCHLUSS FÜR AUSGEWÄHLTE ELEMENTE, *FÜR QUECKSILBER WURDE DIE NACHWEISGRENZE DER NEUTRONEN-AKTIVIERUNGSANALYSE ANGEGEBEN.	41
TABELLE 12: KÖRNUINGSABHÄNGIGE (X = < 20 µM-ANTEIL) HINTERGRUNDKONZENTRATIONEN FÜR AUSGEWÄHLTE ELEMENTE.	42
TABELLE 13: AUSGEWÄHLTE EIGENSCHAFTEN VON HOCHFLUTSEDIMENTEN, N = ANZAHL, T = TONGEHALT, <20µM = ANTEIL DER FRAKTION < 20 µM, S = SANDGEHALT, N.B. = NICHT BESTIMMT.	43
TABELLE 14: SCHWERMETALL- UND ARSENGEHALTE VON BÖDEN DER ELBAUEN ENTLANG DER DEUTSCHEN, FREIFLIEßENDEN ELBE (KRÜGER ET AL. 2005) ÜBERSCHREITUNGEN DER MAßNAHMENWERTE DER BBODSCHV [1999,] IN FETT).	44
TABELLE 15: KUMULIERTE FRACHTEN IN ROßLAU, DESSAU, ROSENBURG UND MAGDEBURG WÄHREND DES FRÜHJAHRSHOCHWASSERS 2006.	52
TABELLE 16: EINZELFALLSTUDIEN, INSTITUTIONEN, AUTOREN, DIE MIT HILFE VON KUNSTRASEN-SEDIMENTFALLEN EINTRÄGE BZW. DEREN NÄHR- UND SCHADSTOFFGEHALTE, TEILWEISE AUCH TOXIZITÄT, IN AUEN DER ELBE ODER IN IHREN SÜBWASSERWATTEN ANALYSIERT HABEN (ERGÄNZT AUS KRÜGER & URBAN 2009).	55
TABELLE 17: DATENBASIERTE PARAMETER ZUR BERECHNUNG DES GROßMAßSTÄBIGEN SEDIMENTRÜCKHALTES.	72
TABELLE 18: METHODENÜBERBLICK FÜR BODENKUNDLICHE UNTERSUCHUNGEN IM BIOSPHÄRENRESERVAT NIEDERSÄCHSISCHE ELBTALAUE.	77
TABELLE 19: PEARSON PRODUKT MOMENT KORRELATIONSMATRIX FÜR STANDORTEIGENSCHAFTEN VON OBERBÖDEN DER AKTIVEN ELBAUEN IM BIOSPHÄRENRESERVAT NIEDERSÄCHSISCHE ELBTALAUE. SIGNIFIKANTE BEZIEHUNGEN FÜR <P 0,05 IN FETTEN BUCHSTABEN.	79
TABELLE 20: STATISTISCHE KENNWERTE FÜR OBERBÖDEN AUS FLUSSNAHEN (< 80 M) UND FLUSSFERNEN (> 80 M) BEREICHEN SOWIE DER GESAMTEN DER AKTIVEN ELBAUEN. STATISTISCH SIGNIFIKANTE UNTERSCHIEDE (T-TEST) IN FETT.	80
TABELLE 21: STANDORTE ZUR ANALYSE DER AUSPRÄGUNG DER BELASTUNGSENTWICKLUNG AN AUENBÖDEN DER UNTEREN MITTELELBE.	81
TABELLE 22: PEARSON PRODUKT MOMENT KORRELATIONSMATRIX FÜR DIE FRAKTION < 63 µM, DEN GLÜHVERLUST ALS AUCH DIOXIN/FURANGEHALTE ZU SCHWERMETALLEN UND ARSEN IM TIEFENPROFIL EINES AUENBODENS BEI PEVESTORF (ELBE-KM 485). FETT MARKIERTE KORRELATIONEN SIGNIFIKANT BEI P < 0,05.	85
TABELLE 23: PEARSON PRODUKT MOMENT KORRELATIONSMATRIX FÜR DEN ORG. KOHLENSTOFFGEHALT UND DIE DIOXIN/FURANGEHALTE ZU SCHWERMETALLEN UND ARSEN IM TIEFENPROFIL EINES AUENBODENS AUF DEM WEHNINGER WERDER (ELBE-KM 514). FETT MARKIERTE KORRELATIONEN SIGNIFIKANT BEI P < 0,05.	87

TABELLE 24: PEARSON PRODUKT MOMENT KORRELATIONSMATRIX DER FÜR DEN ORGANISCHEN KOHLENSTOFFGEHALT UND SCHWERMETALL- UND ARSENGEHALTE IM TIEFENPROFIL EINER HOCH GELEGENEN VEGA BEI NEU GARGE (ELBE-KM 544). FETT MARKIERTE KORRELATIONEN SIGNIFIKANT BEI $P < 0,05$	91
TABELLE 25: PEARSON PRODUKT MOMENT KORRELATIONSMATRIX FÜR STANDORTPARAMETER (MW = HÖHENLAGE ZUM MITTELWASSER; DISTANZ ZUR ELBE, KOHLENSTOFFGEHALT) UND SCHWERMETALL- UND ARSENGEHALTE, DAS Pb/Zn-VERHÄLTNIS SOWIE DIOXINGEHALTE (PCDD/F) VON OBERBÖDEN DER UNTEREN MITTELELBE. FETT MARKIERTE KORRELATIONEN SIGNIFIKANT BEI $P < 0,05$	96
TABELLE 26: KATEGORISIERUNG VON VIER STANDORTEN AUF DEM WEHNINGER WERDER (ELBE-KM 512 - 515) BZGL. IHRER HÖHENLAGE, PRÄGUNG DURCH BIOTURBATION, IHRER ENTFERNUNG UND IHRES SEDIMENTEINTRAGES.	100
TABELLE 27: KATEGORISIERUNG VON AUSGEWÄHLTEN SCHADSTOFFEN NACH DEN PARAMETERN „ZEITLICHES BELASTUNGSMAXIMUM“ UND „AUSMAß DER QUALITÄTSVERBESSERUNG“	100
TABELLE 28: RECHTLICH FIXIERTE QUALITÄTSNORMEN FÜR SCHWERMETALLE UND ARSEN SOWIE DIOXINE/FURANE (PCDD/Fs) UND DIOXINÄHNLICHE POLYCHLORIERTE BIPHENYLE (DL-PCB) BZGL. VERSCHIEDENER SCHUTZGÜTER.....	107
TABELLE 29: ABGELEITETE UMWELTQUALITÄTSRICHTWERTE FÜR SEDIMENTE UND SCHWEBSTOFFE ZUR EINHALTUNG DER GUTEN CHEMISCHEN QUALITÄT NACH WRRL VON OBERFLÄCHENGEWÄSSERN (AUS HEISE ET AL. 2008).....	107
TABELLE 30: AUSGEWÄHLTE GEFAHRENKONZENTRATIONEN (HC ₅) UND BODENWERTEMPFEHLUNGEN ZUM SCHUTZGUT DER LEBENSRAUMFUNKTION VON BÖDEN (NACH RÖMBKE ET AL. 2006) IM VERGLEICH ZU GEOGENEN HINTERGRUNDWERTEN VON ELBEBÖDEN (PRANGE ET AL. 1997 UND KRÜGER ET AL. 1999).	108

Abkürzungen

DLM 25	Deutsches Landnutzungsmodell 1:25.000
i. A.	im Allgemeinen
z. B.	zum Beispiel
z. T.	zum Teil
NQ	Niedrigster Abfluss
NM7Q	Mittlerer niedrigster Abfluss an sieben aufeinanderfolgenden Tagen
MW	Mittelwasser
MQ	Mittlerer Abfluss
2MQ	Doppelter Mittelwasserabfluss
HQ	Hochwasserabfluss
MHQ	Mittlerer Hochwasserabfluss
HM5Q	Mittlerer höchster Abfluss an fünf aufeinanderfolgenden Tagen
HQ5	Fünfjähriger Hochwasserabfluss
HHQ	Höchster Hochwasserabfluss
As	Arsen
Cd	Cadmium
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
Hg	Quecksilber
Ni	Nickel
Pb	Blei
Zn	Zink
U	Uran
PCDD/F	Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane
HpCDD	Heptachloriertes Dibenzodioxin
OCDD	Octachloriertes Dibenzodioxin
HxCDF	Hexachloriertes Dibenzofuran
HpCDF	Heptachloriertes Dibenzofuran
OCDF	Octachloriertes Dibenzofuran
dl-PCB	dioxinähnliche Polychlorierte Biphenyle
TEQ	Toxizitätsäquivalente
WHO	World Health Organization, Weltgesundheitsorganisation
KöWa	Königswasseraufschluss
ICP-OES	Inductively coupled plasma - optical emission spectrometry, Induktiv gekoppelte Plasma - Optische Emissionsspektrometrie
RFA	Röntgenfluoreszenzanalyse
TRFA	Totalreflexions-Röntgenfluoreszenzanalyse
BBodSchV	Bundes-Bodenschutzverordnung
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
FuttMV	Futtermittelverordnung
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
UfZ	Helmholtz Zentrum für Umweltforschung
HC ₅	Hazardous Concentration für 5 % der Spezies
EC ₅₀	Effect Concentration mit einem Effekt von 50 % gegenüber der Kontrolle

Kurzfassung

Der hochwassergebundene Sedimenteintrag ist Motor der Bodenbildung in Auen. Der mit dem Sedimenteintrag einhergehende Schadstofftransport in die flussbegleitenden Auen ist Ursache für die Akkumulation von Schadstoffen in den aquatischen und semiterrestrischen Systemen. Er wirkt in weiten Teilen der Elbauen nicht nur einschränkend auf die landwirtschaftliche Nutzung des Grünlandes sondern beeinträchtigt daneben auch weitere Schutzgüter, wie z. B. Habitate und Lebensgemeinschaften. Diese Arbeit hatte das Ziel, die Steuergrößen des Sediment- und Schadstoffeintrags anhand von langjährig erhobenen Messdaten zu untersuchen und gleichzeitig die zeitliche und räumliche Verbreitung ausgewählter Schadstoffe als Baustein eines belastungsangepassten Auenmanagements aufzuklären. Dafür wurden eigene Daten über Hochflutsedimente und Böden ebenso ausgewertet wie Daten anderer Autoren. Außerdem lag ein Schwerpunkt der Arbeit in der kombinierten Auswertung von Zeitreihen der Sedimentbelastung von Gewässern und von Auenböden, die eine Grundlage für das Verständnis des elbespezifischen Belastungsmosaiks von Böden mit Schwermetallen und Dioxinen/Furanen darstellt.

Zunächst erfolgte eine detaillierte Recherche und Analyse der retentionsfördernden Eigenschaften der Elbauen. Es wurden abschnittsspezifische Flächengrößen, Landnutzungsunterschiede und Flächenbetroffenheiten bei unterschiedlichen Hochwasserzuständen herausgearbeitet. Mit Hilfe der darauf aufbauenden, datenbasierten Analysen über ereignisbezogene Sedimenteinträge in die Elbauen konnten wesentliche Steuergrößen des Sedimenteintrags identifiziert werden. Die Distanz der Standorte zur Elbe ist die wesentliche Kenngröße, sodass die größten Sedimenteinträge in Flussnähe stattfinden. Darüber hinaus ist die Höhe des Sedimenteintrags abflussabhängig. Auf dieser Grundlage wurde ein Ansatz zur Berechnung des großräumigen Sedimenteintrags entwickelt, mit dessen Hilfe die Retentionsfunktion der Auen im Abfluss- und Stofftransportgeschehen der Elbe abgeschätzt werden konnte. Die Sedimentretention der Elbauen hatte im Betrachtungszeitraum zwischen 2003 und 2008 einen Anteil von 7 bis 30 % an den Jahresschwebstofffrachten in Hitzacker.

Die Analysen von verschiedenen Zeitreihen der Sediment- und Bodenbelastungen mit Schwermetallen, Arsen sowie Dioxinen/Furanen verdeutlichte, dass die Stoffgruppen ganz unterschiedliche Belastungsentwicklungen durchlaufen haben. Der Schwerpunkt der Dioxinkontamination in Sedimenten und Böden trat in den 1950er bis 1960er Jahren auf, während Metalle im Allgemeinen erst später Belastungsmaxima zeigten. Allerdings konnte mit dem Pb/Zn-Verhältnis ein Metallmuster identifiziert werden, mit dessen Hilfe auch in Oberböden auf der Basis von Metalldaten auf Dioxinbelastungen geschlossen werden konnte. Darüber hinaus wurde unter Kenntnis der spezifischen Belastungshistorien mittels Kategorisierung der Standorteigenschaften Höhenlage, Distanz, Bioturbation und Sedimenteintrag ein Erklärungsschema zur Vorhersage von räumlichen Schadstoffmustern für ausgewählte Metalle und Dioxine/Furane entwickelt.

Sowohl die Untersuchungen zum Sedimentationsgeschehen als auch zur Aufklärung des Belastungsmosaiks in den Elbauen ließen Ableitungen von Maßnahmenvorschlägen zur Förderung der Sedimentationsdynamik, des Hochwasserschutzes, zur schadstoffspezifischen Verbesserung der Bodenbelastung als auch zur belastungsangepassten Landnutzung zu.

1 Einleitung und Problemstellung

Hochwasser sind die treibende Kraft für alle dynamischen Vorgänge in Auen. Der hochwasser-gebundene Sedimenteintrag ist Motor der Bodenbildung in Auen und verbindendes Element zwischen den aquatischen und semiterrestrischen Bereichen. Der hochwasser-gebundene Schadstoffeintrag verdeutlicht, dass die Vorsorge für alle Schutzgüter in Auen, die durch Kontaminanten beeinträchtigt werden können, bei den Immissionen ins Gewässer beginnt. Daher adressiert die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL-Richtlinie 2000/60/EG) zu Recht neben der aquatischen Umwelt unter anderem die von ihr abhängigen Landökosysteme – die Auen. Die Flussgebietsgemeinschaft Elbe hat in jüngster Vergangenheit ein Sedimentmanagementkonzept für die Elbe entwickelt (FGG Elbe 2014), da kontaminierte Sedimente nach wie vor verhindern, dass in der Elbe der gute ökologische Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie erreicht wird und dass auch die Ziele der EU-Meeresschutzstrategie verfehlt werden (FGG Elbe 2014).

Für die Entwicklung des Sedimentmanagementkonzeptes der Elbe sollte auch der Sedimenteintrag in die Auen bzw. die Rückhaltefunktion der Auen der Mittel- und Unterelbe für Sedimente als Teilfunktion des Sedimenttransportes untersucht werden. Dabei stand neben dem Ziel, erste großräumige Abschätzungen vorzunehmen, der Fokus auf den steuernden Prozessen des Sedimenteintrags. Verschiedene Autoren (z. B. Middelkoop 1997, 2000, Zhao et al. 1999) haben für europäische Flüsse für einzelne Hochwasserereignisse Sedimenteinträge quantifiziert. An der Elbe bestand durch die langjährige Erhebung von Hochflutsedimenteinträgen in einer Vielzahl von Projekten des Helmholtz Zentrums für Umweltforschung und der Leuphana Universität an der unteren- und später auch an der mittleren Mittel- und Unterelbe die Gelegenheit, erstmalig steuernde Prozessgrößen des Sedimenteintrags über Hochwasser unterschiedlicher Abflusssituationen in Auen unterschiedlicher Flussabschnitte zu untersuchen.

Darüber hinaus ist seit Jahrzehnten problematisch, dass mit den Sedimenten auch Schadstoffe in die Auen getragen wurden, die zu einer nachhaltigen Kontamination der Böden geführt haben (Miehlich 1983, Meissner et al. 1994, Götz & Lauer 1999, Schwartz 2001, Urban et al. 2001, Eisenmann 2002, Krüger & Gröngröft 2003, Krüger et al. 2005, Umlauf et al. 2005, Rinklebe et al. 2005, 2009, Götz et al. 2007, von Haaren et al. 2006, Witter et al. 1998, 2003, Kiersch et al. 2010). Die Kontaminationen sind derartig, dass landesbehördliche Institutionen Bewirtschaftungsempfehlungen (z. B. Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2011a) formuliert haben, um den Schadstofftransfer in die menschliche Nahrungskette zu minimieren, wobei immer wieder Forderungen nach einer belastungsangepassten Bewirtschaftung formuliert werden. Dabei wird pauschal vorgeschlagen, alle Rinnen- und Senkenstandorte, unabhängig von ihrem tatsächlichen Belastungszustand von der Nutzung auszuschließen, wobei übersehen wird, dass dies die Bewirtschaftung erheblich erschwert und insbesondere bei großflächigen Senken auch zu wirtschaftlichen Problemen führen dürfte, denn nach von Haaren et al. (2006) sind viele Landwirte auf die Bewirtschaftung der Vorlandflächen angewiesen. Darüber hinaus ist zu berücksichtigen, dass sowohl für Naturschutzbelange als auch für den Hochwasserschutz eine Bewirtschaftung der Auen notwendig ist, was die Notwendigkeit eines Auenmanagements unterstreicht. Und zwar besonders in Biosphärenreservaten, die Modellregionen für

nachhaltige Entwicklungen darstellen (Deutsche UNESCO-Kommission e. V. 2007). Eine belastungsangepasste Landnutzung in Auen setzt die Kenntnis der räumlichen und zeitlichen Belastungsentwicklung voraus. Bereits Miehlich (1983), aber auch Witter et al. (2003) und Kiersch et al. (2010) haben an der Elbe sowie auch Middelkoop (1997) an Standorten des Rheins auf die Bedeutung der Sedimentationsbedingungen zur Erklärung von Belastungsmustern und Schadstoff-Tiefenprofilen hingewiesen.

Daher sollten hier durch die verknüpfende Untersuchung des Sedimenteintrags, von Oberböden und Tiefenprofilen, die die Ausprägung der zeitlichen Belastungsentwicklungen von Schwermetallen, Arsen sowie Dioxinen und Furanen in Böden widerspiegeln, Indikatoren gefunden werden, die es erlauben, Schadstoff-Hot Spots in Elbauen zu identifizieren, an denen prioritär Nutzungsalternativen umgesetzt werden sollten. Die im Folgenden vorgestellten Untersuchungen wurden im Wesentlichen im Rahmen des EU-Projektes RAMWASS (Risk Assessment and Management in the Water Sediment Soil system) und des BMBF-geförderten Projektes KLIMZUG-NORD durchgeführt.

2 Das Einzugsgebiet und die Elbe

2.1 Fläche, Teileinzugsgebiete, Nutzungen

Das Einzugsgebiet der Elbe (Abb. 1) ist in „Die Elbe und ihr Einzugsgebiet“ von der Internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE, 2005) eingehend beschrieben. Hier sollen nur die wichtigsten Details zusammengestellt werden. Die Elbe hat mit 148.268 km² nach Donau, Weichsel und Rhein das viertgrößte Einzugsgebiet Mitteleuropas. Vier Staaten (Österreich, Polen, Tschechische Republik und Bundesrepublik Deutschland) haben Anteil am Einzugsgebiet, wobei die betreffenden Flächengrößen in Österreich und Polen verschwindend klein sind. Circa 1/3 (49.933 km²) des Einzugsgebietes befindet sich in der Tschechischen Republik, 2/3 befinden sich in der Bundesrepublik (97.175 km²).

In der Tschechischen Republik befinden sich neben der Elbe die bedeutsamen Teileinzugsgebiete der Moldau (28.090 km²) und der Eger (Ohre). In Deutschland sind es die Teileinzugsgebiete der Mulde, Schwarzen Elster, Saale (24.079 km²) und der Havel (23.858 km²). Dazu kommen viele kleinere Flüsse, die im Laufe der letzten 300 Stromkilometer in die Elbe münden.

Im Einzugsgebiet der Elbe liegen die Hauptstädte Prag und Berlin sowie die norddeutsche Metropole Hamburg. Anteile am Einzugsgebiet haben alle östlichen Bundesländer und Bayern sowie Hamburg, Schleswig-Holstein und Niedersachsen. Im Einzugsgebiet wohnen 24,52 Millionen Menschen, davon 18,5 Millionen in der Bundesrepublik (FGG Elbe, 2005).

Die Landnutzung im deutschen Einzugsgebiet der Elbe ist dominiert von der Ackerlandnutzung (47 %), gefolgt von der Wald- und Grünlandnutzung (26,8 % und 12,8 %). Nach IKSE (2005) umfasst die Landnutzung der Tschechischen Republik zu 38 % Ackerland, gefolgt von Wald und Grünland (33 % und 15 %), wobei der höhere Waldanteil in der Tschechischen Republik auf einen großen Anteil von Mittelgebirgsregionen an der Gesamtfläche zurückzuführen sein wird.

Die IKSE (2005) klassifiziert bezüglich des Reliefs und der Geländehöhen drei Bereiche: Das Flachland mit Geländehöhen bis 200 m, Hügellandbereiche mit 200 - 500 m Höhenlage und die Mittelgebirgsregionen mit Geländehöhen größer als 500 m. Den Höhen zwischen 500 und 750 m wird dabei die größte Reliefenergie zugeschrieben. Fast 50 % des Einzugsgebietes sind demnach Flachland, 30 % sind Hügelland sowie 17 % seien Bergland. Der überwiegende Teil der Berglandregionen befindet sich mit ca. 16.000 km² in der Tschechischen Republik gegenüber 6.500 km² in Deutschland.

Diese Fakten sind für die Entstehung und Herkunft von Hochwasser von Bedeutung. Insbesondere in den Hügel- und Bergländern ist mit mehr Schneefall als im Flachland über die Wintermonate zu rechnen (IKSE, 2005), dessen Abtauen mit einer Abflusserhöhung und ggf. Hochwasser einhergeht.



Abbildung 1: Das Einzugsgebiet der Elbe mit den Teileinzugsgebieten der großen Nebenflüsse (IKSE, 2005).

2.2 Einteilung der Elbe

Die Internationale Kommission der Elbe (IKSE, 2005) teilt die Elbe hauptsächlich nach geomorphologischen Gesichtspunkten in die drei Abschnitte Obere, Mittlere und Untere Elbe ein. Während die Obere Elbe den Festgesteinsbereich der Fließstrecke markiert (bis zum Elbe-km 96 bei Schloss Hirschstein), durchfließen die Mittlere und Untere Elbe das Norddeutsche Tiefland.

Die Fließstrecke der Oberen Elbe verläuft vom Riesengebirge über das Böhmisches Becken und die Durchbruchtäler des Böhmisches Mittelgebirges sowie des Elbsandsteingebirges bis zum Eintritt der Elbe ins Norddeutsche Tiefland. Bis dahin beträgt die Elblänge 463 km und das Einzugsgebiet umfasst 54.170 km². Die Mittel- und Untere Elbe ist freifließend und durchquert bei mehreren Richtungswechseln das Norddeutsche Tiefland auf einer Länge von 489 km. Sie reicht bis zum Wehr Geesthacht. Das Einzugsgebiet der Mittel- und Untere Elbe umfasst 80.843 km².

Die sogenannte Erosionsstrecke, geprägt durch flussbaulich begründete Tiefenerosion, reicht heute von Elbe-km 120 bis zur Einmündung der Saale (Elbe-km 290, Faulhaber, 2015), auch wenn nach Sedimentmanagementkonzept (FGG Elbe, 2014) sowohl unterstromige als auch oberstromige Bereiche ebenfalls von Tiefenerosion betroffen sind.

Des Weiteren wird oft der Reststrecke wasserbauliche Brisanz zugesprochen. Hier wurde zwischen Elbe-km 508 und 521 der Niedrigwasserausbau nicht abgeschlossen.

Die Untere Elbe ist geprägt durch die Gezeiten der Nordsee. Bis zur Mündung in die Nordsee bei Cuxhaven-Kugelbake (Elbe-km 727,7) ist die Elbstrecke weitere 142 km lang. Das Teileinzugsgebiet der Unteren Elbe umfasst 13.255 km² (IKSE, 2005).

2.3 Klima und Abfluss der Elbe

2.3.1 Klima im Elbeeinzugsgebiet

Die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE, 2005) fasst zusammen, dass das Einzugsgebiet der Elbe zur gemäßigten Klimazone gehört und im Übergangsbereich von stärker maritim beeinflusstem Klima im Bereich der Nordsee bis zu stärker kontinental beeinflussten Bereichen im Osten Deutschlands und der Tschechischen Republik liegt.

Im Flachland beträgt die Jahresdurchschnittstemperatur 8 bis 9 °C, in den Gipfellagen der Mittelgebirge sind es dagegen nur 1 - 3 °C. Die Anzahl der Frosttage liegt im Flachland zwischen 50 und 100, in den Mittelgebirgen bei 100 - 140 (bis 175 Tage auf den Gipfeln). Die Anzahl der Sommertage (Tageshöchsttemperatur > 25 °C) liegt im Flachland bei 15 - 50, im höheren Bergland zwischen fünf und 20 Tagen.

Ludewig et al. (2014) haben die aktuellsten Klimadaten von Untersuchungsstandorten entlang der Mittel- und Untere Elbe, abgeleitet aus einer digitalen Karte des Deutschen Wetterdienstes, zusammengestellt. Abbildung 2 zeigt die Lage der Untersuchungsflächen als auch die benachbarten Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes. Die zusammengefassten Klimadaten finden

sich in Tabelle 1. Erkennbar ist ein deutlicher Gradient entlang der Mittel- elbe mit abnehmenden Jahresdurchschnittstemperaturen, Sommer- und Frosttagen in Richtung Nordwesten. Entsprechend nehmen die Jahresniederschlagssummen zu. Insbesondere im Bereich Sachsen-Anhalts sind sehr niedrige Niederschlagssummen charakteristisch. Diese Regionen weisen nach Wechsung et al. (2006) im Sommerhalbjahr eine deutlich negative klimatische Wasserbilanz auf. Dabei reichen die Winterniederschläge nach Wechsung et al. (2006) nicht aus, um dieses Defizit vollständig auszugleichen.

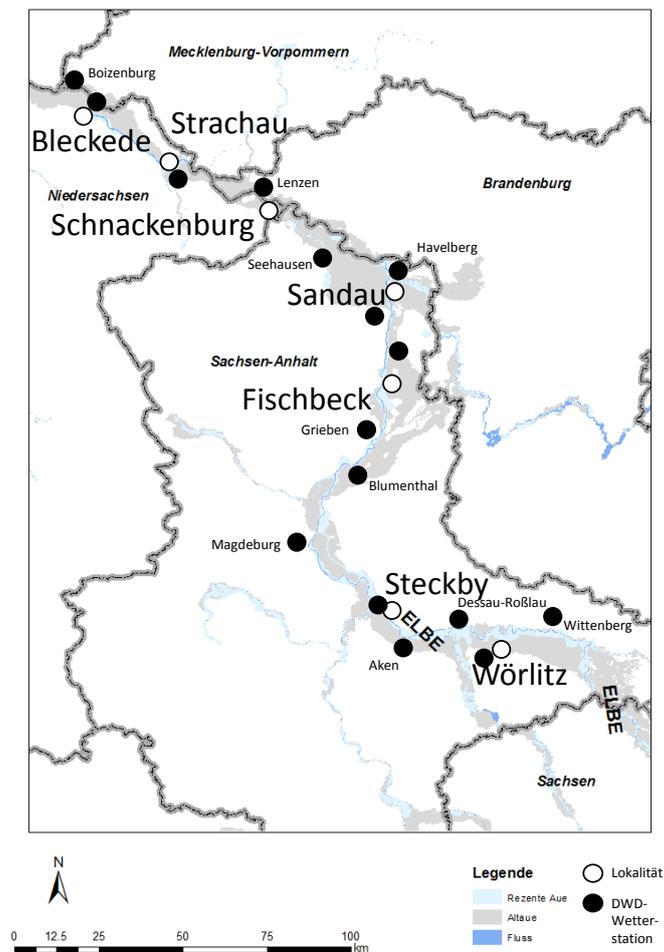


Abbildung 2: Lage der Standorte mit Klimadaten (nach Ludewig et al. 2014) sowie Wetterstationen des Deutschen Wetterdienstes entlang der Mittel- elbe.

Tabelle 1: Klimaparameter entlang der Mittel- elbe: mittlere jährliche Temperatur zwischen 1971 - 2000, mittlerer jährlicher Niederschlag zwischen 1971 - 2000, mittlere Anzahl der Sommertage (Tageshöchsttemperatur >25 °C) zwischen 1971 - 2008, mittlere Anzahl der Frosttage (< 0 °C) zwischen 1971 - 2009 (nach Ludewig et al. 2014).

	Bleckede	Strachau	Schnackenburg	Fischbek	Steckby	Wörlitz
Elbe-km	553-554	520-522	473-474	387-388	283-285	242-243
Ø T, °C	8,9	9	9	9,2	9,5	9,5
Ø N, mm*a ⁻¹	635	601	560	509	498	544
Ø Sommertage	30	33	36	41	41	43
Ø Frosttage	67	71	78	78	73	75

2.3.2 Das aktuelle Abflussregime der Elbe

Charakteristisch für das Übergangsklima in der gemäßigten Zone ist nach IKSE (2005) ein pluviales Abflussregime (Schnee-Regen-Typ). Dieses Regime ist durch Winterniederschläge, die vor allem in den höheren Lagen als Schnee fallen und erst im Frühjahr abtauen, gekennzeichnet. Diese Schneeschmelze führt im Allgemeinen zu einem Abflussmaximum der Elbe zwischen März und April. Die IKSE (2005) führt aus, dass alleine die Schneeschmelze nicht ausreicht, um bedeutende Hochwasser auszulösen. In der Regel wird das Abschmelzen von Niederschlägen in Form von Regen begleitet.

Simon & Kurik (2006) erläutern, dass zwischen 1890 und 2002 75 % aller Hochwasser im Winterhalbjahr eintraten und dass Sommerhochwasser immer mit großflächigem, mehrtägigem Regen zusammenfallen.

Das extreme Sommerhochwasser im August 2002 (Fritzschnher & Lux 2002) ist auf eine sogenannte Vb-Wetterlage zurückzuführen. Diese Wetterlagen sind dadurch gekennzeichnet, dass warme und mit einem hohen Wassergehalt aufgeladene Luft vom Mittelmeerraum über den Balkan nach Mitteleuropa dringt und dort aufgrund des Temperaturunterschieds z. T. großflächig und mit großer Intensität abregnet. Kundzewicz et al. (2005) identifizierten Vb-Wetterlagen nicht nur für die Sommerflut 2002 an der Elbe für verantwortlich, sondern ebenso für die extremen Hochwasser an der Oder 1997 und an der Weichsel 2001.

Im Sommer 2013 stellte sich die Situation noch ein wenig differenzierter dar (Belz et al. 2013). Den heftigen Niederschlägen am Ende des Mai 2013, hervorgerufen durch eine Großwetterlage „Tief-Mitteleuropa“ (aus dem sich auch Vb-Wetterlagen entwickeln können), gingen die Wetterlagen „Trog- und Tief-Mitteleuropa“ voraus, die für sehr hohe Bodenfeuchten sorgten. Belz et al. (2013) führen aus, dass 40 % der Fläche Deutschlands im Mai so hohe Bodenfeuchtezustände aufwiesen, wie sie seit Beginn der Messungen 1962 nicht aufgetreten waren. Weit verbreitet wurde die nutzbare Feldkapazität bis in 60 cm Tiefe überschritten und es trat im Mai eine Sickerwasserspende von bis zu 30 l/m² auf.

Neben periodisch auftretendem Hochwasser ist die Elbe aber vor allem durch typische Niedrigwasserphasen geprägt. Grünwald (2013) stellte beim Vergleich der durchschnittlichen Grundwasserneubildungsrate im Einzugsgebiet (182 mm) mit dem Abfluss in Neu Darchau heraus, dass die Elbe eines der abflussärmsten Flussgebiete Mitteleuropas darstelle.

Belz (2013) charakterisierte Veränderungen des innerjährlichen Abflussganges seit Beginn des 20. Jahrhunderts. Dabei zerlegte er den gesamten Zeitraum für ausgewählte Pegel in doppeldekadische Zeitspannen und berechnete Ganglinien des Abflusskoeffizienten nach Pardé (1947, Quotient aus langjähriger mittlerer Monatsabfluss/langjähriger mittlerer Jahresabfluss). Die Abbildungen 3 und 4 illustrieren den einheitlich pluvialen Charakter entlang der gesamten Fließstrecke als auch, dass die Variation der Monatsabflüsse im Wesentlichen einen Umverteilungscharakter aufweisen und nicht auf eine Änderung jährlicher Abflussvolumina hinweisen.

Seine gestaffelte Trenduntersuchung (Tab. 2) ergab, dass bei einem Signifikanzniveau von 95 % kaum signifikante gerichtete Veränderungen für Jahresmittel noch für jährliche Hochwasserextreme nachweisbar waren. Nur selten konnte eine Zunahme von Niedrigwasserextremen

nachgewiesen werden. Belz (2013) führt allerdings aus, dass (nicht statistisch abgesichert) Veränderungstendenzen bezüglich einer Zunahme von spätwinterlichen Hochwasserabflüssen und eine Minderung von Niedrigwasserabflüssen im Spätfrühling und Frühsommer zu beobachten sind.

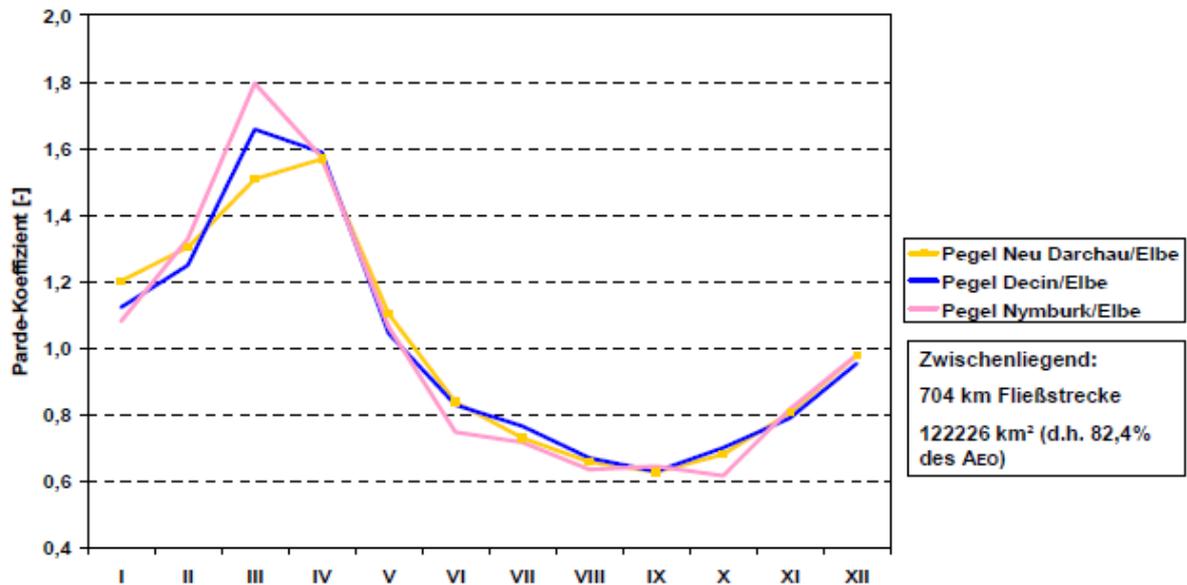


Abbildung 3: Abflussregime der Elbe an drei repräsentativen Pegeln. Methode nach Pardé, Bezugsperiode 1901(1931)-2010 (aus Belz 2013).

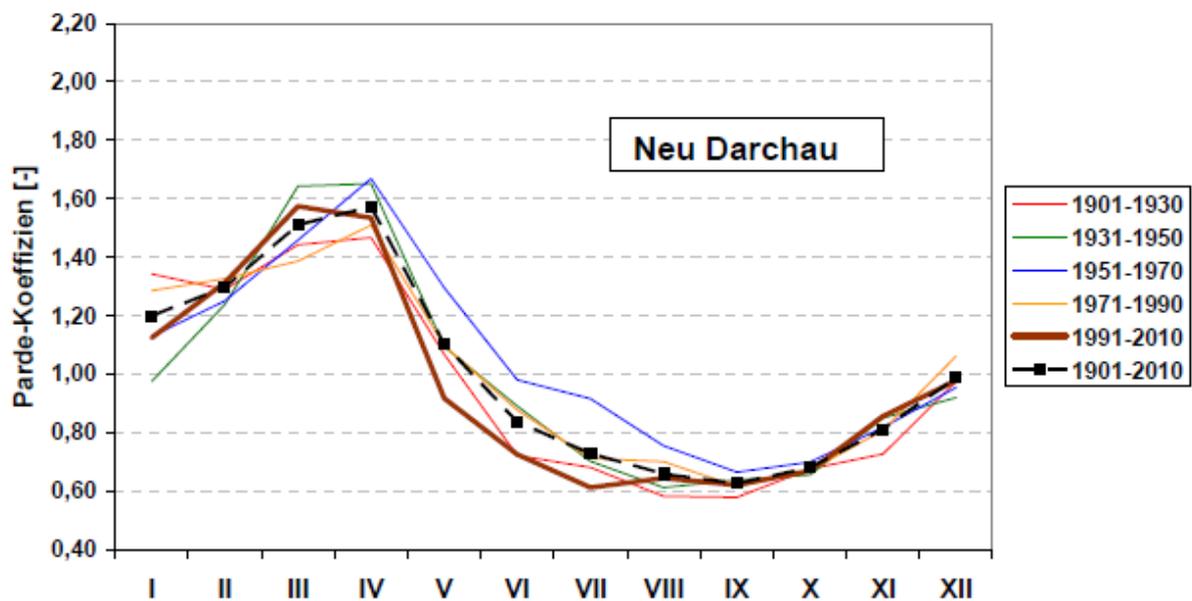


Abbildung 4: Monatliche Abflusskoeffizienten für den Pegel Neu Darchau (nach Pardé 1947) im Vergleich nach doppeldekadischer Differenzierung (aus Belz 2013).

Ausgewählte gewässerkundliche Hauptzahlen für die deutsche, freifließende Elbe finden sich in Tabelle 3. Tabelle 4 enthält die Fließzeiten entlang der deutschen Elbe bei unterschiedlichen Abflusssituationen. Die IKSE (2005) führt aus, dass dies jedoch nur Orientierungswerte seien, die im Einzelfall abweichen können und dass erwartungsgemäß in Streckenabschnitten mit größerem Gefälle deutlich höhere Fließzeiten auftreten, als im Flachland.

Tabelle 2: Gestaffelte Trendanalyse jährlicher Hochwasserscheitelabflüsse (HQ), Mittelwasserabflüsse (MQ) und Niedrigwasserextreme (NM7Q) an repräsentativen Pegeln an Elbe und Moldau, Signifikanztest Mann-Kendall, Signifikanzniveau 95 %, nach Belz 2013).

HQ(j) Trend (M-K 95%)

Pegel	Gewässer	1901-2010	1931-2010	1971-2010	1991-2010
NYMBURK (1931-2010)	Elbe		(+)	(+)	(+)
BRANDYS+KOST (1931-2010)	Elbe		(+)	(+)	(+)
PRAHA (1931-2010)	Moldau		(-)	(+)	(+)
DECIN (1901-2010)	Elbe	(-)	(-)	(+)	(+)
DRESDEN (1901-2010)	Elbe	(-)	(-)	(+)	(+)
BARBY (1901-2010)	Elbe	(-)	(-)	(+)	(+)
NEU DARCHAU (1901-2010)	Elbe	(+)	(+)	(+)	(+)

MQ(j) Trend (M-K 95%)

Pegel	Gewässer	1901-2010	1931-2010	1971-2010	1991-2010
NYMBURK (1931-2010)	Elbe		(+)	(-)	(+)
BRANDYS+KOST (1931-2010)	Elbe		(+)	(-)	(-)
PRAHA (1931-2010)	Moldau		(-)	(+)	(+)
DECIN (1901-2010)	Elbe	(+)	(+)	(+)	(+)
DRESDEN (1901-2010)	Elbe	(+)	(+)	(+)	(+)
BARBY (1901-2010)	Elbe	(+)	(-)	(-)	(+)
NEU DARCHAU (1901-2010)	Elbe	(+)	(-)	(+)	(+)



NM7Q(j) Trend (M-K 95% / autokorrelationsbereinigt)

Pegel	Gewässer	1901-2010	1931-2010	1971-2010	1991-2010
NYMBURK (1931-2009)	Elbe		(+)	(-)	(+)
BRANDYS+KOST (1931-2009)	Elbe		(+)	(-)	(+)
PRAHA (1931-2009)	Moldau		(+)	(-)	(+)
DECIN (1901-2009)	Elbe		(+)	(-)	(-)
DRESDEN (1901-2010)	Elbe		(+)	(-)	(-)
BARBY (1901-2010)	Elbe	(+)	(+)	(-)	(-)
NEU DARCHAU (1901-2010)	Elbe	(+)	(+)	(-)	(-)

Tabelle 3: Gewässerkundliche Hauptzahlen ausgewählter Elbepegel (Datenherkunft: BfG/Datenplattform Undine).

	Neu Darchau	Barby	Aken	Schöna
	m ³ /s & (Jahr)			
Datenreihe	(1874 - 2012)	(1899 - 2012)	(1935 - 2012)	(1955 - 2012)
NQ	128 (1888)	89 (1947)	82,5 (1947)	48 (1963)
NM7Q	130	94	83,5	53,1
MNQ	272	207	165	103
MQ	708	554	440	308
MHQ	2040	2080	1730	1300
HQ	4400 (1904)	4620 (1920)	3960 (2002)	4570 (2002)

Tabelle 4: Fließzeiten der Elbe zwischen deutsch-tschechischer Grenze und dem Wehr Geesthacht bei unterschiedlichen Abflusssituationen (mittlerem Niedrigwasser MNW, Mittelwasser MW, mittlerem Hochwasser MHW).

Flussabschnitt	Länge, km	Gefälle, ‰	Fließzeiten, h		
			MNW	MW	MHW
Grenze-Dresden	52,2	0,26	16	14	10
Dresden-Torgau	99,3	0,28	35	28	20
Torgau-Wittenberg	59,9	0,2	24	20	13
Wittenberg-Barby	79,2	0,21	30	28	19
Barby-Magdeburg	30,8	0,20	16	9	6
Stadtstrecke Magdeburg	4	0,4	28	22	13
Magdeburg-Tangermünde	58,6	0,18			
Tangermünde-Wittenberge	65,7	0,17	30	25	15
Wittenberge-Neu Darchau	82,5	0,13	33	26	16
Neu-Darchau- Rückstaubereich des Wehres Geesthacht	27,6	0,12	27	25	13
Rückstaubereich des Wehres Geesthacht	21,9	0,1			

2.3.3 Klimaänderungen und die Folgen für den Abfluss der Elbe

In den Projekten GLOWA (Globaler Wandel des Wasserkreislaufes) und KLIWAS (Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt) als auch im INTERREG IV Projekt LABEL (Europäische Territoriale Zusammenarbeit zu Hochwasserrisikomanagement im Elbeeinzugsgebiet) erfolgten einzugsgebietsweite Studien und Simulationen des Klimawandels mit ihrem Einfluss auf das Abflussverhalten der Elbe. Im Rahmen von GLOWA erarbeitete Wechsung et al. (2006) Abschätzungen zur Niedrigwasserentwicklung der Elbe. Aufgrund einer erwarteten Zunahme von niederschlagsfreien Perioden und ihrem Einfluss auf die Entwicklung der klimatischen Wasserbilanz schlussfolgern Wechsung et al. (2006), dass die Häufigkeit von Niedrigwasserereignissen mittelfristig zunehmen werde. Fast im gleichen Zeitfenster veröffentlichte Hattermann (2005) seine Dissertation, die erstmalig Prognosen (auf Basis des Modells SWIM – Soil and Water Integrated Model) zukünftiger Elbwasserabflüsse enthielt. Er prognostizierte zunehmende Niedrigwassersituationen für Spätsommer-/Frühherbstzeiträume als auch vorgezogene Winter- bzw. Frühlingshochwasser, da auch im Winterhalbjahr höhere Temperaturen herrschen, wodurch die Schneeschmelze vorgezogen wird.

Hollmann et al. (2012) fassen in ihrer INTERREG IV-Studie zusammen, dass wärmere und trockenere Sommer die Anzahl und Dauer von Niedrigwasserereignissen erhöhen werden und dass auch das Hochwasserrisiko durch vermehrte Niederschläge im Winterhalbjahr als auch durch hohe Niederschlagsintensitäten im Sommer zunehmen werde.

Stein & Malitz (2013) bestätigen mit ihrem Bericht des Deutschen Wetterdienstes 242, dass z. B. Klimasituationen, wie das „Tief-Mitteleuropa“ zukünftig häufiger eintreten, womit das vermehrte Auftreten extremer Hochwassersituationen an der Elbe einherginge. Bereits Kundzewicz et al. (2005) resümieren, dass höhere Luftfeuchte bei zukünftigen wärmeren Klimabedingungen in den Einzugsgebieten von Elbe, Oder und Weichsel sich in intensiveren Sommerniederschlägen und damit häufigerem Hochwasser niederschlagen.

Das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) fasst in seinem Abschlussbericht zum KLIWAS-Vorhaben (BMVI 2015) für das Einzugsgebiet der Elbe zusammen, dass im Mittel in der nahen Zukunft (2021 - 2050) mit einem sommerlichen Temperaturanstieg von +1 °C bis +2 °C gerechnet werden könne und dass dieser in der fernen Zukunft (2071 - 2100) zwischen 2,5 °C bis 4 °C liegen werde. Der winterliche Temperaturanstieg sei ähnlich. Im Rahmen von KLIWAS wurden dabei 17 postprozessierte Klimaprojektionen für das SRES-Szenario A1B (Special Report on Emissions Scenarios, A1B: ausgewogene Nutzung vieler Energieressourcen) verarbeitet. Im Gegensatz zur einheitlich prognostizierten Temperaturzunahme sind die Niederschlagsprognosen mit einem breiteren Korridor versehen, der positive wie auch negative Entwicklungen zeigt. Für die nahe Zukunft werden Niederschlagsveränderungen im Sommerhalbjahr von -5 % bis +10 % vorhergesagt, während im Winterhalbjahr die Spannweite von -5 % bis +15 % reicht. In der fernen Zukunft wird eine Reduktion der Niederschläge im Sommer von -5 % bis -25 % prognostiziert, während für den Winter Zunahmen der Niederschläge zwischen +5 % und +25 % zu erwarten sind.

Mit einem Ensemble von insgesamt 20 Klimaprojektionen für die nahe Zukunft und 18 Klimaprojektionen für die ferne Zukunft wurden im Rahmen von KLIWAS auch Abflussprojektionen in Szenarienkorridoren für typische Abflusssituationen erarbeitet (BMVI 2015). Ausgewählte Ergebnisse für die Mittelelbe sind in Tabelle 5 wiedergegeben. Demnach ist erkennbar, dass sich die Mittelwasserabflüsse in der nahen Zukunft kaum verändern werden, während tendenzielle Abnahmen für die ferne Zukunft projiziert werden. Nach BMVI (2015) werden stärker ausgeprägte bzw. länger anhaltende Niedrigwasserphasen erst in der fernen Zukunft zu erwarten sein, und auch die regelmäßig auftretenden Hochwasser werden zukünftig eher kleiner ausfallen. Dies scheint vor einem höheren Niederschlagsaufkommen bei gleichzeitig höheren Temperaturen, die einen unverzüglichen Abfluss ermöglichen, plausibel, enthält jedoch auch keine Einschätzung zum Auftreten von Extremhochwasserereignissen.

Tabelle 5: Ausgewählte Szenarienkorridore für die mittleren jährlichen und halbjährlichen Abflüsse (MQ) sowie die Niedrig- und Hochwasserabflüsse für ausgewählte Pegel der Mittelelbe (BMVI, 2015).

Parameter	Pegel	Beobachtung (1961-1990)	Beobachtung (1981-2010)	Nahe Zukunft (2021-2050)	Ferne Zukunft 2071-2100
MQ Hydrologisches Jahr (Nov.-Okt.)		m³/s	%	%	%
	Aken	453	-2,2	-10 bis +15	-20 bis +10
	Barby	571	-2,7	-5 bis +5	-20 bis +5
	Neu Dar- chau	730	-3,4	-5 bis +5	-20 bis +5
MQ Hydrologischer Winter (Nov.-Apr.)	Aken	547	+1,8	-5 bis +5	-20 bis +15
	Barby	691	+1,3	-5 bis +5	-20 bis +10
	Neu Dar- chau	880	+1,3	-5 bis +5	-25 bis +10
MQ Hydrologischer Sommer (Mai-Okt.)	Aken	365	-9,5	-15 bis +5	-30 bis -5
	Barby	459	-10	-10 bis +5	-30 bis -5
	Neu Dar- chau	589	-11,1	-15 bis +5	-20 bis 0
NM7Q Wasserhaushaltsjahr (Apr.-Mär.)	Aken	185	-2,8	-10 bis +15	-20 bis +5
	Barby	240	+0,3	-10 bis +10	-25 bis +5
	Neu Dar- chau	316	-6	-10 bis +20	-25 bis +5
HM5Q Hydrologisches Jahr (Nov.-Okt.)	Aken	1464	+7,9	-15 bis +5	-15 bis +5
	Barby	1729	+8,5	-15 bis +5	-15 bis +5
	Neu Dar- chau	1783	+12	-10 bis +5	-15 bis +5

2.4 Das Schwebstoffregime der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse

2.4.1 Das Schwebstoffregime der Elbe, Jahresgänge

Naumann et al. (2003) beschreiben verallgemeinernd, dass die Höhe der Schwebstoffführung eines Gewässers von vielen Faktoren abhängig sei. Dazu gehören gewässerinterne Prozesse, wie z. B. Algenentwicklung und Flussbett-Erosion, wie auch externe Vorgänge, wie z. B. Erosionen im Einzugsgebiet, die zum Eintrag ins Gewässer führen. Diese Faktoren werden dann u. a. vom Schiffsverkehr und von punktförmigen oder auch diffusen Nährstoffeinträgen überprägt.

Das Schwebstoffregime der Elbe unterscheidet sich in ihrem Längsverlauf. Je stärker der Tieflandcharakter der Elbe hervortritt, äußert sich dies auch in einem differenzierteren Schwebstoff-Jahresgang (Abb. 5 und 6). Während an der Oberen Elbe das Schwebstoffregime noch sehr stark durch das hochwasserbedingte Abfluss- und dann auch Schwebstoffmaximum geprägt ist (Abb. 5), weist der Tieflandfluss ein zweites, durch Algenwachstum geprägtes, Schwebstoffmaximum in den Sommermonaten auf (Abb. 6).

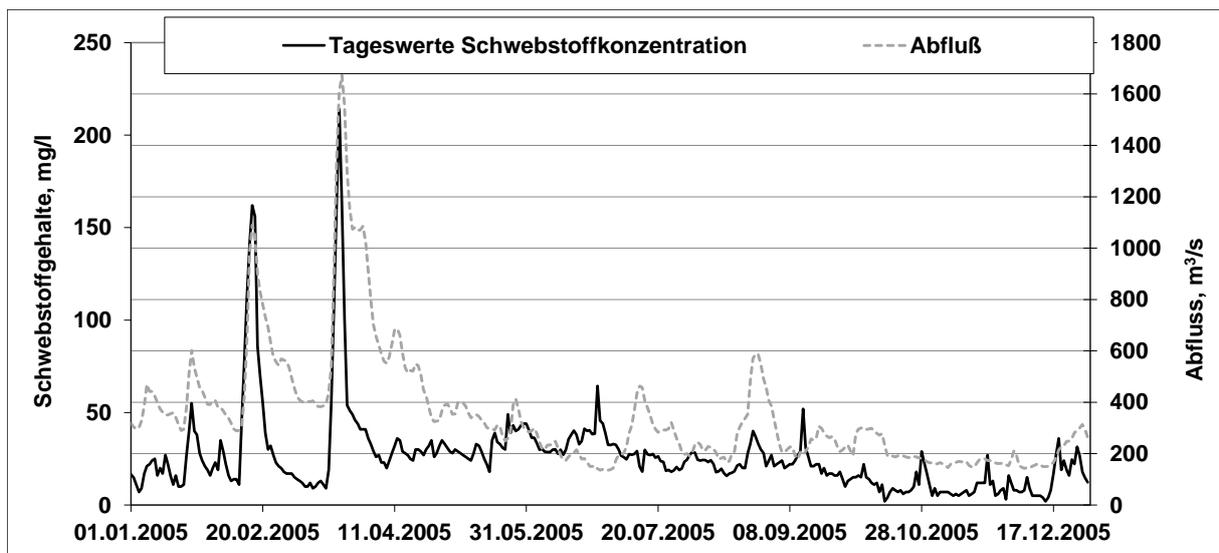


Abbildung 5: Jahrgang des Abflusses und der Schwebstoffgehalte am Pegel Torgau, Elbe-km 154, BfG.

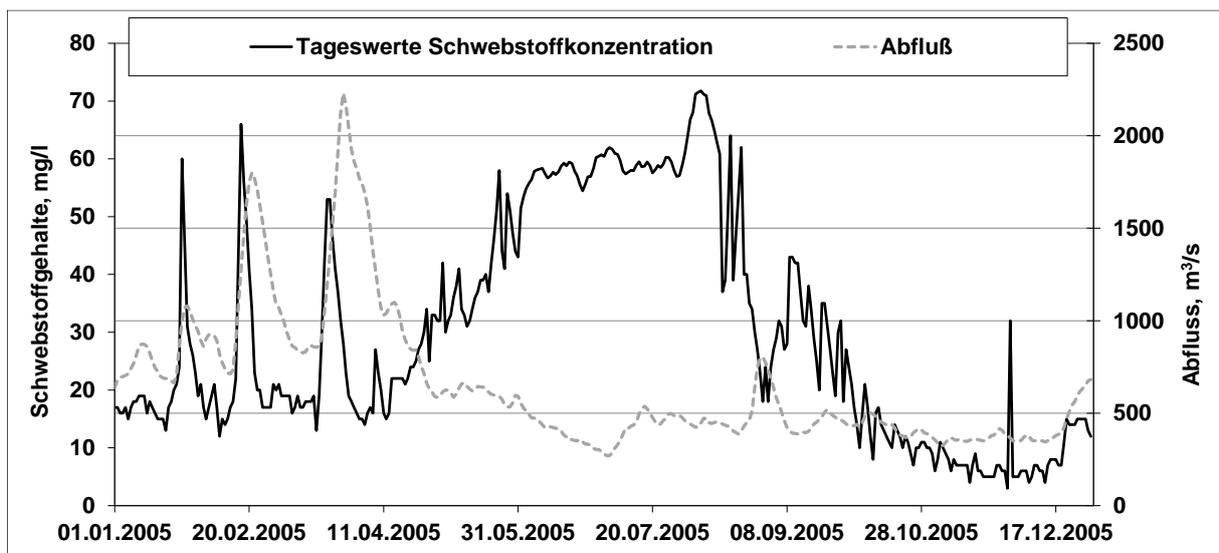


Abbildung 6: Jahrgang des Abflusses und der Schwebstoffgehalte am Pegel Wittenberge, Elbe-km 454,6, BfG.

Vollmer & Schriever (2005) als auch Naumann & Gölz (2015) beschreiben auf der Grundlage werktäglicher Schwebstoffmessungen entlang der Elbe ein typisches Längsprofil der Schwebstoffjahresfrachten von der deutsch-tschechischen Grenze (Pirna, Elbe-km 34,7) bis in die Untere Mittelelbe bei Hitzacker (Elbe-km 522). Dabei werden zunehmende Jahresfrachten zwischen der deutsch-tschechischen Grenze bis Torgau (Elbe-km 154) beobachtet. Im weiteren Verlauf bis Wittenberg (Elbe-km 216,3) fallen dann die Jahresfrachten ab, was beide Autorenkollektive auf den Rückhalt in Auen zurückführen. Mit dem Einstrom der Saale steigen die Schwebstofffrachten bei Barby (Elbe-km 294) stark an, um dann im weiteren Verlauf wieder

leicht zu sinken. Auch diese Differenz wird durch hochwasserbedingten Rückhalt in der Aue begründet. Die Einmündung der Havel führt zum neuerlichen Anstieg der Jahresfrachten bei Wittenberge (Elbe-km 454,6), die dann wiederum im weiten Verlauf des Flusses sinken. Während Vollmer & Schriever (2005) BfG-Datenreihen zwischen 1992 und 2001 ausgewerteten, zeigten Naumann & Götz Auswertungen von 1992 bis 1997.

Für eigene Auswertungen hatte die BfG tägliche Daten von Schwebstoffgehalten entlang der Elbe für die Jahre 2003 - 2008 zur Verfügung gestellt (Abb. 7). Diese unterscheiden sich dahingehend von älteren Auswertungen, dass zwischen 2003 und 2008 im Durchschnitt zwischen Wittenberge (Elbe-km 454,6) und Hitzacker (Elbe-km 522) eine weitere Zunahme der Schwebstofffrachten erfolgte. Außerdem ist die Messstelle Aken (Elbe-km 274,8) integriert.

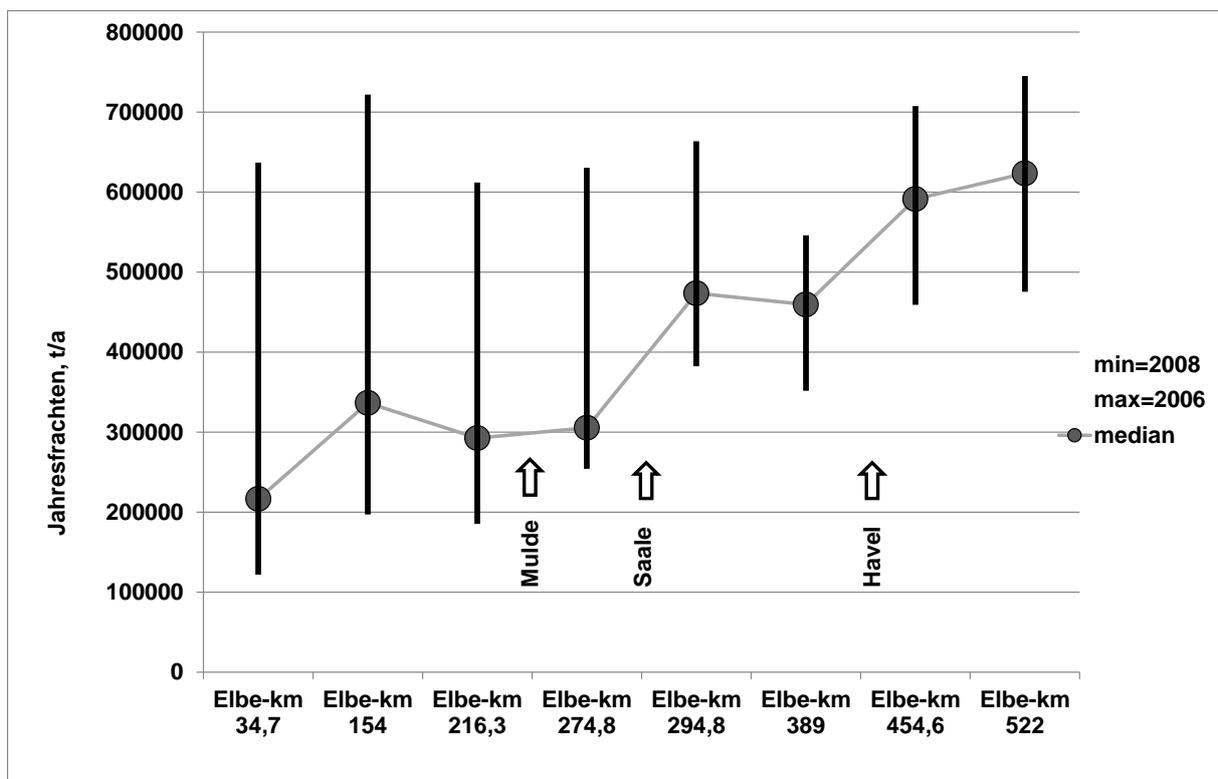


Abbildung 7: Längsprofil der Schwebstoff-Jahresfrachten zwischen Pirna und Hitzacker der Jahre 2003 bis 2008, Daten BfG.

Hier scheint es, als würde der Eintrag aus der Mulde den hochwasserbedingten Rückhalt in den Auen unterstromig von Wittenberg ausgleichen. Allerdings bleibt hier anzumerken, dass die Jahresfrachten an der Elbe immer die winterliche Hochwasserfracht als auch die sommerliche Fracht unter Phytoplanktonbildung beinhaltet, sodass die Differenzbildung von Jahresfrachten keinen alleinigen Rückschluss auf Hochwasserrückhalt in Auen zulässt.

Daher wurden für Abbildung 8 Frachten für diejenigen Abflüsse errechnet, die entlang der Elbe zu Ausuferungen bzw. Hochwasser an der Unteren Mittel-Elbe führen.

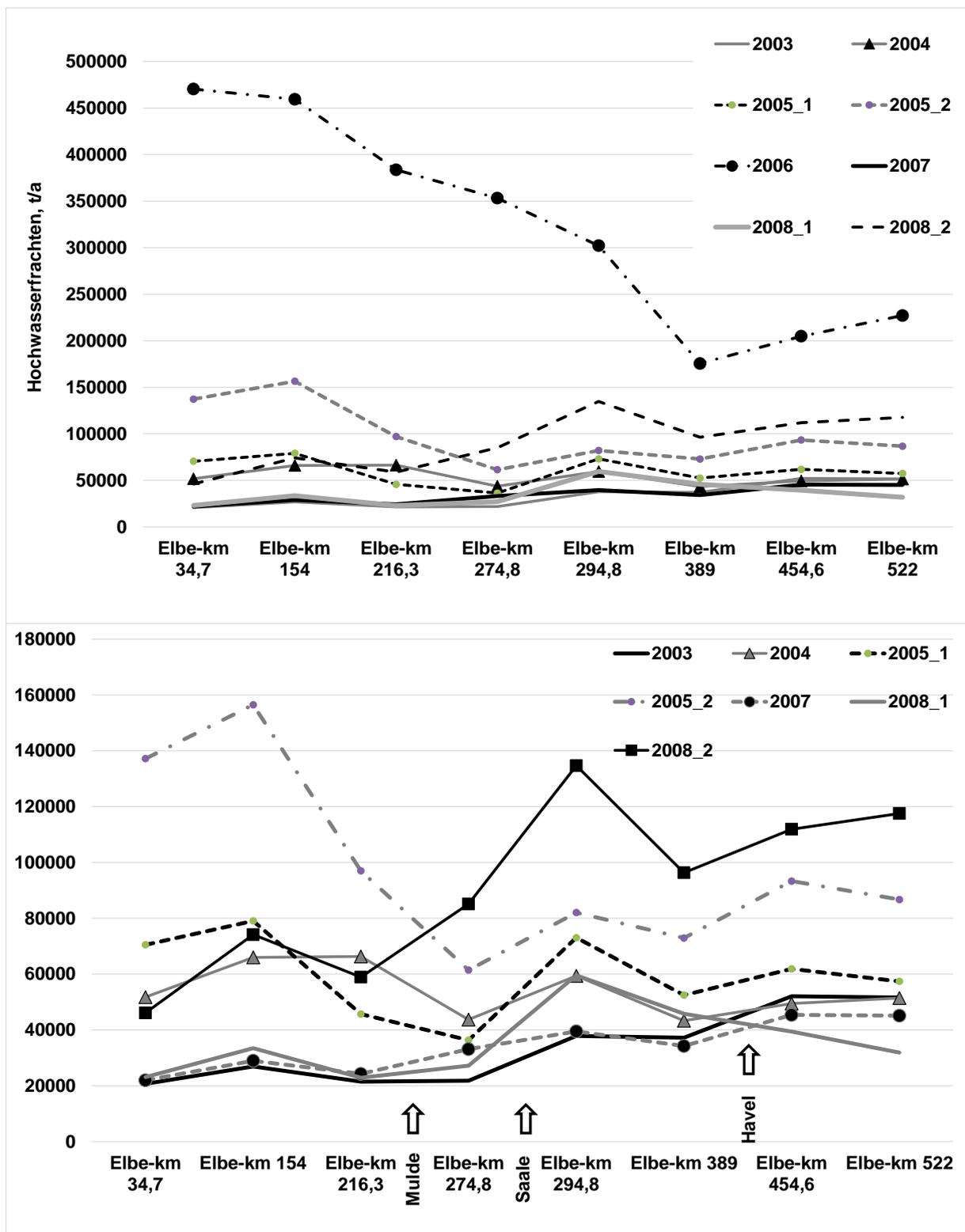


Abbildung 8: Fließzeitgerechte Schwebstofffrachten entlang der Elbe für diejenigen Abflusssituationen, die zu Hochwasser an der Unteren Mittel-Elbe geführt haben zwischen 2003 und 2008, Daten BfG.

Dies geschieht nach eigenen Beobachtungen z. B. in den Untersuchungsgebieten Schönberg Deich (Elbe-km 436 - 440,5) und Wehningen (Elbe-km 511 - 515) bei einem Abfluss von 1000

m³/s. Wenn dieser Abfluss überschritten wird, ist davon auszugehen, dass innerhalb des Flussschlauches dieses Streckenabschnittes keine Sedimentation stattfinden kann. Demnach können Frachtdifferenzen auf den Rückhalt in Auen bzw. in Altarmen der Aue und Seitengewässern (z. B. Hafenbecken u. Ä.) oder auch auf zusätzliche Erosionen zurückzuführen sein. Dies entspricht dem oben beschriebenen Abflussschwellenwert der Sedimentremobilisierung (Baborowski et al. 2007a im Kapitel 2.4.2). Wenn auch an der Unteren Mittelelbe der Abflussschwellenwert mit dem Ausuferungsabfluss übereinstimmt, so ist dies jedoch an der Oberen Elbe nicht der Fall.

Die fließzeitgerechten Frachten (Abb. 8) veranschaulichen für acht Hochwasserereignisse zwischen 2003 und 2008, dass entlang der gesamten Elbestrecke Sedimentrückhalt stattfindet, dass aber auch in einzelnen Streckenabschnitten und Jahren die Hochwasserfrachten zunehmen, sodass für diese Ereignisse die Remobilisierung von Altsedimenten eine bedeutsame Rolle spielt. In Abb. 8 wurde im oberen Teil das extreme Hochwasserereignis 2006 integriert, in der unteren Abbildungshälfte ausgespart, um seine Bedeutung hervorzuheben als auch um die Variabilität der kleinen Hochwasserereignisse darstellen zu können. Insbesondere das Ereignis von 2006 veranschaulicht starken Sedimentrückhalt bis zum Messpunkt Tangermünde, unterstromig mündet zwar die Havel ein, es ist aber nicht auszuschließen, dass auch Altgewässersedimente erheblich zum weiteren Frachtanstieg beigetragen haben. So erläutert auch Heise (2013), dass in aktuellen Alt- und Seitengewässeruntersuchungen der Elbe kaum feinkörnige, belastete Sedimente gefunden wurden.

2.4.2 Sedimentremobilisierung

Die Schwebstoffe, die während Hochwasserereignissen in Flüssen transportiert werden, haben unterschiedlichste Quellgebiete. Zum einen stammen sie aus erodiertem Oberbodenmaterial, das während der Schneeschmelze oder durch Niederschlagsereignisse ins Gewässersystem gelangt und dort weitertransportiert wird. Grundsätzlich ist damit zu rechnen, dass mit zunehmender Intensität der Niederschläge oder größeren, abtauenden Schneemassen größere Sedimentfrachten ins Gewässer gelangen. Zum anderen ist die gewässerinterne Mobilisierung von Sedimenten bei zunehmenden Abflüssen zu bedenken. So haben Baborowski et al. (2004, 2007a) sogenannte Abflussschwellenwerte beschrieben, bei deren Überschreitung an der Elbe eine Mobilisierung von Sedimenten – im Wesentlichen aus Bühnenfeldern - eintritt. Diese Mobilisierung ist begründet in der Überschreitung von kritischen Sohl Schubspannungen. Bei Magdeburg liegt dieser Abflussschwellenwert nach Baborowski et al. (2007) bei 800 m³/s und bei Wittenberge bei 1080 m³/s. Diese Abflüsse liegen bei Magdeburg und Wittenberge jeweils 242 m³/s bzw. 399 m³/s über dem Mittelwasserabfluss. Bei diesen Abflussschwellenwerten ist nach Wirtz (2004) damit zu rechnen, dass die in den Bühnenfeldern bei niedrigen Abflüssen zirkulierenden und sedimentationsfördernden Feldwalzen in erodierende Deckwalzen umgewandelt werden.

Schwandt et al. (2014) schätzten aus Ganglinien täglicher Schwebstoffmessungen in oberstromigen Flussabschnitten Abflussschwellenwerte von 700 m³/s für den Pegel Aken (Elbe-km 274) und 500 m³/s für die Pegel Wittenberg (Elbe-km 214,8) und Torgau (Elbe-km 154).

Diese frühzeitige Sedimentremobilisierung, die z. T. noch vor den Ausuferungswasserständen eintritt, ist auch für den Sedimenteintrag in die Auen bedeutsam. Demnach ist ein schneller Wasserstandsanstieg für den Eintrag frisch remobilisierter Sedimente in die Auen bedeutungsvoll, während bei einer langsamen Abflusszunahme die remobilisierten Stoffe im Wesentlichen weiterhin im Flussschlauch transportiert werden.

Bereits Wilken et al. (1994) haben die Bedeutung aufeinanderfolgender Hochwasser für den Schwebstoff- und Schadstofftransport beschrieben. Sie untersuchten 1994 drei aufeinanderfolgende Hochwasser, die am Pegel Neu Darchau Abflüsse von mehr als 2.000 m³/s überschritten. Sie dokumentieren dabei, dass mit dem ersten Hochwasser der größte Schwebstoff- und auch Schadstofftransport einherging. Sie führten die niedrigeren Frachten der nachfolgenden Hochwasser darauf zurück, dass mangels Zeit die Sedimentdepots in den Bühnenfeldern nicht wieder aufgefüllt werden konnten.

Wirtz (2004) zeigte, dass im Jahr 2001 bei Niedrig- und Mittelwasserabflüssen an der Unteren Mittelelbe in mehreren Bühnenfeldern zwischen 159 bis 531 m³ Sediment akkumuliert wurde. Das folgende zweijährliche Hochwasser führte zu Erosionen (bis 833 m³) und Akkumulationen (bis 388 m³) von Sedimenten in Bühnenfeldern. Das extreme Sommerhochwasser 2002 führte bei einer Untersuchung von zehn Bühnenfeldern zwischen Elbe-km 418 bis Elbe-km 453 mit Ausnahme eines Bühnenfeldes zu Erosionserscheinungen von Sedimenten bis maximal 1.320 m³/Bühnenfeld. Schwartz (2006) dokumentierte Erosionserscheinungen von feinkörnigen, kohäsiven Sedimenten in einem Bühnenfeld bei Elbe-km 420 durch das Sommerhochwasser 2002 in der Größenordnung von 200 m³, was die Bedeutung von Hochwassern im Hinblick auf die Remobilisierung von Sedimentdepots in Bühnenfeldern unterstreicht. Grundsätzlich sind Sedimenteinträge ins Gewässer bei Hochwasser auch aus Altarmen, von Uferabbruchkanten und aus unbewachsenen Auenarealen möglich. Des Weiteren ist abflussspezifisch auch mit einer differenzierten Sedimentanlieferung aus den Einzugsgebieten der Nebenflüsse zu rechnen.

2.4.3 Schwebstofffrachten der Elbenebenflüsse

Naumann et al. (2003) charakterisierten in ihrem Bericht „Die Bedeutung der Nebenflüsse für den Feststoffhaushalt der Elbe“ die Nebenflüsse hinsichtlich ihres Schwebstoffeintrags in die Elbe als auch bzgl. des Schwebstofffracht-Jahresganges. Er differenziert zwischen typischen abflussabhängigen Jahresgängen, wie sie für die Saale und Schwarze Elster typisch sind (größte Schwebstoffeinträge finden im Winterhalbjahr statt). Dagegen werden Havel und die Mulde unterhalb des Stausees zum Sommertyp gezählt, dessen sommerliche Schwebstofffrachten sehr durch Phytoplanktonwachstum geprägt ist.

Besonders bedeutungsvoll ist das von Naumann et al. (2003) herausgearbeitete Ranking der deutschen Nebenflüsse bezüglich ihres Schwebstoffeintrags in die Elbe. Denn die Schwebstoffeinträge bestimmen die partikuläre Fracht und damit auch das Transportpotenzial für partikelgebundene Schadstoffe. Naumann et al. (2003) werteten Daten der Nebenflüsse zwischen 1990 und 2000 aus und kamen zu dem Schluss, dass nur die Saale und die Havel einen bedeutenden Schwebstoffeintrag in die Elbe leisten. Die Saale leistete eine durchschnittliche Schwebstofffracht von 117,5 kt, die Havel transportierte durchschnittlich 41 kt in die Elbe.

Schwarze Elster und Mulde hatten Schwebstoffjahresfrachten von 10 bzw. 10,5 kt. Dabei zeigen Naumann et al. (2003) auch die Bedeutung des Muldestausees auf. Oberhalb des Stausees, der als große Sedimentfalle wirkt, wurden noch 53 kt pro Jahr transportiert.

2.5 Flussbauliche Maßnahmen

2.5.1 Allgemeines über flussbauliche Maßnahmen

Flussbauliche Maßnahmen haben die natürliche Charakteristik der Elbe als einen mäandrierenden und z. T. anastomosierenden Fluss nachhaltig verändert. Dabei haben die anthropogenen Eingriffe mehrere Ziele. Sie dienten zunächst nur dem Schutz von Siedlungsstätten vor Hochwasser, später auch dem Schutz der Kulturlandschaft, sie dienten der Förderung der Schifffahrt bzw. Schiffbarkeit und schließlich auch der Abflussregulierung und Trinkwassergewinnung. Die IKSE (2005) dokumentiert für das Einzugsgebiet der Elbe insgesamt 292 Talsperren mit einem Stauraum von 4.083 Mio. m³. Im tschechischen Elbeabschnitt zwischen der Einmündung der Metuje dienen vier Wehre und 24 Schleusenanlagen bis Usti nad Labem der Bewirtschaftung und Schiffbarmachung der Elbe. Im deutschen Abschnitt trennen Wehr und Schleuse bei Geesthacht die Mittel- von der Unteren Elbe. Besondere Bedeutung für den Hochwasserschutz hatten auch Flussmündungsverlegungen, wie z.B. von der Löcknitz (heutige Mündung in der Mäanderschleife Wehningen) und der Havel (heutige Mündung beim Gnevsdorfer Vorfluter). So wurden laut IKSE (2005) beginnend seit 1771 Trennungsdeiche zwischen Elbe und Havel errichtet, die bis 1832 einer Verlegung der Havelmündung um 3 km stromabwärts dienten.

Insbesondere für den Schadstoffhaushalt der Elbe ist der Bau des Muldestausees von Bedeutung. Bis 1975 wurde Braunkohle im Tagebau Muldenstein abgebaut. Um Braunkohle auch im Bereich der ursprünglichen Mulde abzubauen, wurde diese dann seit 1975 über den Tagebau Muldenstein geleitet, der heute den Muldestausee bildet.

2.5.2 Deichbau

Im Bereich der Mittleren Elbe haben nach IKSE (2005) im Bereich der Altmark (nördliches Sachsen-Anhalt) sowie oberhalb Magdeburgs Siedler um 1100 die ersten vor Hochwasser schützenden Verwallungen errichtet. Kiene et al. (2002) berichten in „Morphodynamik der Elbe“, dass erste Ringdeiche 1180 entstehen, die in den folgenden Jahrhunderten zu einer durchgehenden Deichlinie verbunden werden. Die IKSE (2005) berichtet, dass aktuell entlang der Mittel-Elbe 730 km Deichbauwerke bestehen. In Kiene et al. (2002) wird dokumentiert, dass entlang der gesamten Elbe durch Deichbau eine Flächenverminderung der Überflutungsausläufe um 87 % stattgefunden hat. Die aktuellen Überschwemmungsbereiche belaufen sich entlang der gesamten Elbe auf 80.900 ha, im Bereich der Mittel-Elbe sind es ca. 60.000 ha.

Heute werden aus Gründen des Hochwasserschutzes wiederum Rückdeichungsmaßnahmen eingeleitet, um dem Fluss wieder größere Überflutungsbereiche einzuräumen. Bedeutende Maßnahmen sind die Deichrückverlegung Lenzen am brandenburgischen Elbabschnitt (420 ha, abgeschlossen 2009), sowie die sachsen-anhaltinischen Deichrückverlegungen in Roßlau (140 ha, abgeschlossen 2006) und am Lödderitzer Forst (600 ha, in Bearbeitung, geplante Fer-

tigstellung 2018). Nach der Hochwasserschutzkonzeption des Landes Sachsen-Anhalt (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt, 2010) sind weitere 13 Maßnahmen mit zusätzlichen Überschwemmungsflächen von 1.600 ha noch offen in der Umsetzung. Darüber hinaus wird z. B. in Sachsen-Anhalt an der Planung und Realisierung steuerbarer Polder z. B. bei Axien-Mauken gearbeitet (Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt 2010). Eine aktuelle Übersicht an Standorten entlang der Mittel-Elbe für potenzielle Deichrückverlegungen geben Jährling et al. (2015). Demnach befänden sich an der Elbe ca. 22 Standorte mit zusätzlichen Retentionsflächen von ca. 2.500 ha.

2.5.3 Bühnenbau und Laufwegverkürzung

Kiene et al. (2002) listen Durchstiche zur Verkürzung und Verbesserung der Fahrverhältnisse auf der Elbe seit 1684 auf. Die IKSE (2005) beschreibt, dass der Schwerpunkt der Elblaufverkürzung in Deutschland zwischen 1600 - 1810 auf der Strecke zwischen Dresden und Wittenberge erfolgte. Sie dokumentieren die stärksten Laufverkürzungen zwischen 1784 und 1789 zwischen Magdeburg-Rothensee und Lostau, wobei sich der Streckenabschnitt von 24 auf 12,7 km verkürzte. In der tschechischen Elbe erfolgten Laufverkürzungen zur Verbesserung der Flößerei bereits seit Mitte des 16. Jahrhunderts, die größten Veränderungen gab es jedoch aufgrund des Baus von Staustufen seit 1906 zwischen Pardubice und der Einmündung der Moldau. Für den gesamten Elbeverlauf erfolgte eine Verkürzung der Fließstrecke um 119 km (IKSE, 2005).

Auch der Bühnenbau erfolgte sukzessive. Kiene et al. (2002) berichten, dass der erste weitreichende Bühnenausbau gegen Ende des 18. Jahrhunderts erfolgte und dass seit 1815 an der Mittelwasserregulierung der Elbe gearbeitet wurde. Die Mittelwasserregulierung bestand jedoch nicht alleine im Bühnenbau, sondern auch in der Einrichtung von Parallelbauwerken. Im Jahr 1842 werden 1.712 Bühnen registriert, bis zum Jahr 1858 sind es bereits 4.298 Bühnen. Die Mittelwasserregulierung für die Obere und Mittlere Elbe wurde 1892 weitgehend abgeschlossen. Seit 1911 wurde darüber hinaus an der Niedrigwasserregulierung gearbeitet. Die Regelungsarbeiten wurden insbesondere zwischen 1950 und 1960 fortgesetzt, wobei die sogenannte Reststrecke von Elbe-km 508 bis 521 bei Hitzacker davon ausgespart blieb. Heute existieren entlang der deutschen freifließenden Elbe ca. 6.900 Bühnen (IKSE 2005).

Die IKSE (2005) nennt als Phasen der Niedrigwasserregulierung vor allem den Zeitraum von 1893 bis 1930 und denjenigen nach 1931, der dann durch Kriegseinflüsse nicht beendet werden konnte.

Nach Rommel (2000) wurde das Mittelwasserbett bis 1890 halbiert und der Bühnenbau sowie weitere Uferbefestigungen haben seit diesem Zeitraum eine natürliche Flusslaufverlagerung verhindert. Diese Festlegung des Flusses und die Durchflussbündelung führen nach Faulhaber (2015) neben vielen weiteren Gründen (z. B. zu geringem Geschiebeeintrag durch oberstromige Staustufen und Wehre) zur Tiefenerosion der Elbe. Während die IKSE (2005) noch eine Ausdehnung der Erosionsstrecke zwischen Elbe-km 120 und 230 beschreibt, ist bei Faulhaber (2015) zu lesen, dass der Bereich der Erosionsstrecke bis mindestens zur Saalemündung bei Elbe-km 290,7 reicht. Dem Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe (2014) ist darüber hinaus zu entnehmen, dass der Prozess der Eintiefung der Elbe und damit die Entkopplung von Fluss und Aue langfristig und großräumig zwischen Elbe-km 75 und 370 zu beobachten sei.

Als detailliertes Beispiel für die Folgen flussbaulicher Maßnahmen seien hier die Untersuchungen von Weniger (2010) von der Unteren Mittel-Elbe zwischen Elbe-km 513,1 bis 514,5 vorgestellt (Abb. 9). Durch den Vergleich historischer Karten, beginnend mit der Carte von der Situation der Elbe von 1726 und der Kurhannoverschen Landesaufnahme von 1775 belegt Weniger (2010) eine Flusslaufverlagerung der Elbe in südlicher Richtung, die durch die Anlage von großen Leitbuhnen (Staken) begründet war. Die folgende Abbildung 9 belegt die frühzeitigen Strombaumaßnahmen und Wirkungen hinsichtlich einer Monotonisierung der Flusslandschaft (Verschwinden von Sandbänken und auch bewaldeter Auenbereiche). Ein weiteres wesentliches Detail mit Wirkung auf das Überflutungsgeschehen ist die Anlage von Wehren und Sielen zwischen der Elbe und ihren Nebengewässern/Altarmen innerhalb des Vorlandes. Sie bewirken einerseits eine verspätete Überflutung im Hochwasserfall des dahinter befindlichen Vorlandes, andererseits fördern sie den Wasserrückhalt in trockeneren Perioden. Dazu kommt häufig die Anlage von Wirtschaftswegen, die als Querriegel das Überflutungsgeschehen beeinflussen.

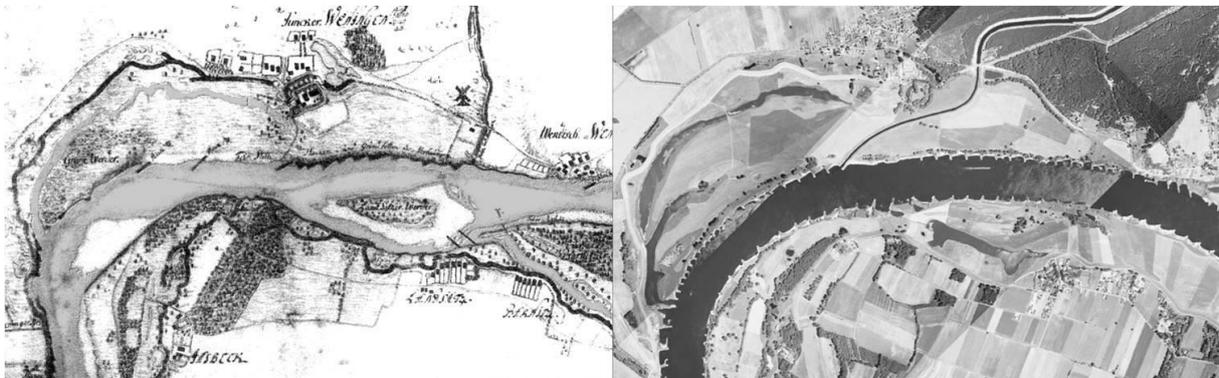


Abbildung 9: Links: Historische Karte (Carte-Von der Situation der Elbe, Michalsen, 1726). Rechts: Rezenten Luftbild vom Wehninger Werder und dem Elbverlauf (CIR Luftbild 1999, bereitgestellt von der Biosphärenreservatsverwaltung Niedersächsische Elbtalau, Hitzacker).

2.6 Geologie

Elbe und Moldau entspringen der Böhmisches Masse. Sie bildet einen starren Block, um den der Gebirgszug der Alpen-Karpaten einen Bogen machen musste. Das Variskische Gebirge (Böhmisches Masse) wurde abgetragen und in der Kreidezeit von einem flachen Meer weiter eingeebnet. Diese Sedimente finden sich heute in der böhmischen Kreidetafel. Mit Beginn der alpiden Faltung wurde die Böhmisches Masse in Blöcke zerschert, wobei sich Riesen- und Erzgebirge heraushoben (Svoboda 1966 aus Krüger 1996). Die Elbe entspringt Graniten des Riesengebirges, durchfließt silurische und permische Schichten (Rotliegendes) und tritt schließlich in das Kreidegebiet des Böhmer Beckens ein.

Die Moldau entspringt dagegen auf Gneisen des Böhmerwaldes, fließt über weitere kristalline Gesteine und berührt nur im südböhmischen Becken tertiäre und kreidezeitliche Schichten. Erst unterhalb Prags durchfließen Moldau und Elbe die böhmische Kreidetafel. Beim weiteren Verlauf nach Norden durchbricht die Elbe das Elbsandsteingebirge und hat dabei den Lausitzer Granit und Quadersandsteine erodiert. Bevor die Elbe in die norddeutsche Tiefebene dringt, durchschneidet sie carbonische Syenodiorit- und Granitplutone von Meißen.

Die sächsischen, thüringischen und anhaltischen Nebenflüsse haben ebenfalls geologisch komplexe Einzugsgebiete (Kempe 1992 aus Krüger 1996)

Der Verlauf der Elbe, insbesondere der Mittel- und Unterelbe wurde durch die geologischen Prozesse des Pleistozäns und des Holozäns geprägt. Mehrere Kalt- und Warmzeiten haben mit ihren Gletscherbewegungen und Schmelzwasserabflüssen und den mit beiden verbundenen Materialtransporten maßgeblich den Verlauf der Elbe und die angrenzenden Auenregionen geprägt (Saucke & Brauns 2002). Südlich des Flämings verläuft die Elbe noch im saalezeitlichen Breslau-Magdeburg-Bremer-Urstromtal, das durch die Schmelzwässer der Eisrandlagen des Warthe-Stadiums Saale III entstand. Nördlich von Magdeburg durchfließt die Elbe das weichselzeitliche Glogau-Baruther Urstromtal, das durch das Brandenburger Stadium der Weichsel-Kaltzeit angelegt wurde um dann abschließend bis zur Mündung in die Nordsee dem Elbe-Urstromtal zu folgen. Dieses stellt die nordwestliche Verlängerung der Warschau-Berliner und Thom-Eberswalder Urstromtäler dar, deren Entstehung auf sog. Brandenburger und Frankfurter-Eisrandlagen der Weichselzeit zurückzuführen ist (Haversath 1997). Somit trennt die Elbe in weiten Teilen des Norddeutschen Tieflandes die nördlich und nordöstlich der Elbe gelegenen Jungmoränengebiete von den südlich bzw. südwestlich gelegenen Altmoränenlandschaften.

Saucke & Brauns (2002) erarbeiteten auf der Grundlage von Lithofazies-Karten der geologischen Landesämter einen geologischen Längsschnitt für die deutsche Elbe. Aus diesem wird deutlich, dass mit Ausnahme einzelner Durchbrüche von Festgestein, wie dem Torgauer Rhyolith bzw. dem Magdeburger Domfelsen (Konglomerate des Rotliegenden und karbonische Grauwacken) die Elbtalquerschnitte durch mächtige Lagen quartärer Sedimente geprägt sind. Beschrieben wird z. B. ein typischer Querschnitt aus elster- und saalezeitlichen Schmelzwassersanden, in die z. T. Geschiebemergel eingelagert ist. Diese werden von weichselzeitlichen Talsanden und –kiesen bedeckt, innerhalb derer die Elbe ihr Bett gebildet hat. Wechselnde Schmelzwassermengen in der Weichsel-Kaltzeit haben dann z.B. nach Duphorn & Schneider (1983) zur Eintiefung der Elbe in ihr Bett und damit gleichzeitig zur Ausbildung sandig, kiesiger Niederterrassen geführt.

Die oberen und damit bodenbildenden Schichten im geologischen Flussquerschnitt bestehen aus holozänen Auensanden und Auenlehmen, die nach aktueller Nomenklatur (Arbeitskreis Bodensystematik 1998) stärker zu differenzieren sind. Sie werden differenziert in Fluvisande, -schluffe, -lehme- und -tone, wobei diese beim Vorliegen von mehr als 1 % organischer Substanz als organo-Fluvisande usw. anzusprechen wären.

Darüber hinaus sind nach Caspers & Schwarz (1998) vor allem im Verlauf der Unteren Mittelelbe (Havelberg bis Geesthacht) Windablagerungen charakteristisch. Auch die Dünen und Flugsanddecken sind im Holozän gebildet worden, ihr im Wesentlichen feinsandiges Material entstammt hauptsächlich den weichselzeitlichen Niederterrassen als auch holozänen Auensanden.

2.7 Gewässersedimente

2.7.1 Zeitliche Variabilität der Belastung von Gewässersedimenten der Elbe und ausgewählter Seitenstrukturen

Bergemann & Gaumert (2010) zeigten in dem letzten zusammenfassenden Elbebericht, dass die Schadstofffrachten, die in der Elbe in den letzten Dekaden transportiert wurden, erheblich zurückgegangen sind. Zwischen 1986 und 2008 wurden an der Messstelle Schnackenburg Jahres-Frachtreduktionen von Metallen zwischen 49 % (Arsen) und 94 % (Quecksilber) ermittelt. Abbildung 10 illustriert die Verbesserung der Sedimentqualität schwebstoffbürtiger Sedimente hinsichtlich ihrer Gehalte an Cadmium und Quecksilber an der Messstelle Schnackenburg zwischen 1984 und 2011. Die Abbildung verdeutlicht, stellvertretend für eine Vielzahl von Schadstoffen, dass die Beeinträchtigung von Schutzgütern zeitlich variabel ist. Auch können historische Belastungen deutlich größer als aktuelle Belastungen sein. Des Weiteren ist erkennbar, dass Belastungsentwicklungen schadstoffspezifisch verlaufen. Anhand der Zeitreihe der Quecksilber- und Cadmiumkonzentrationen (Abb. 10) ist erkennbar, dass die jüngeren Sedimente eine bessere Qualität aufweisen, als die älteren. Die zeitliche Belastungsentwicklung von Gewässersedimenten aus Monatsmischproben bei Schnackenburg der ARGE-Elbe bzw. FGG Elbe sind in Anhang 1 zusammengestellt. Einen Vergleich der Jahresmittelwerte unterschiedlicher Elementgehalte sowie den Faktor der Qualitätsverbesserung zeigt Tabelle 6.

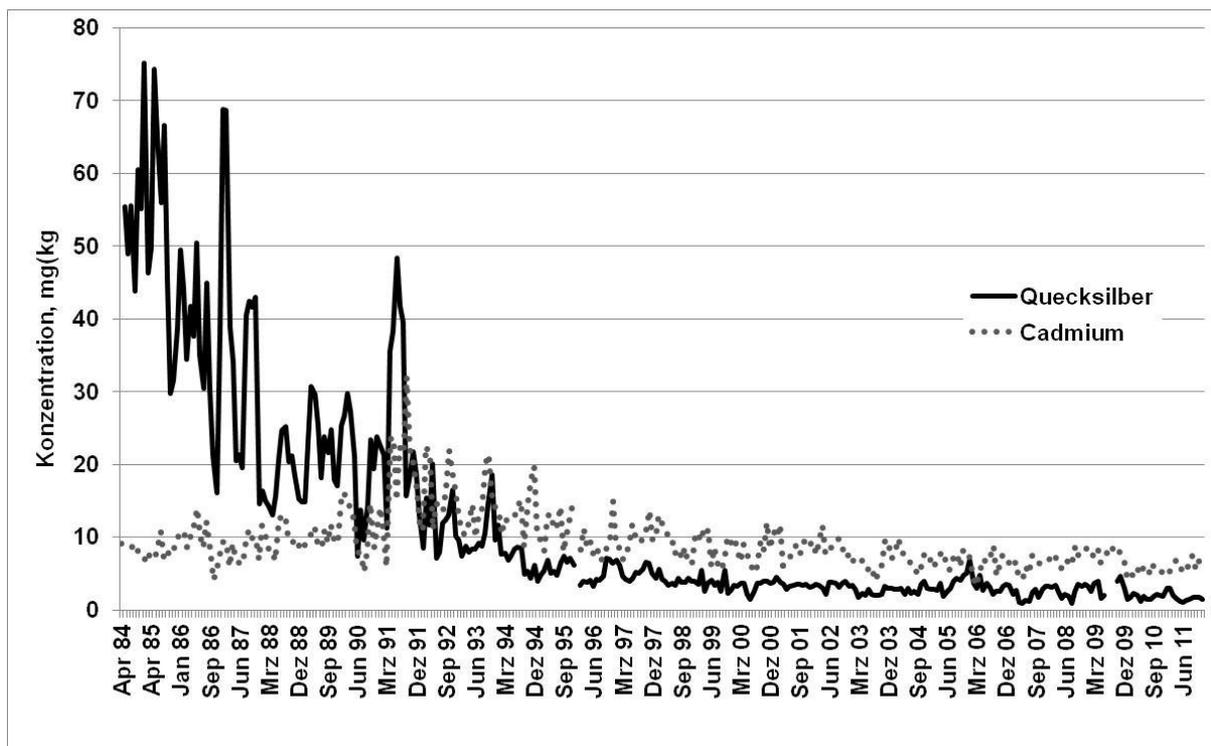


Abbildung 10: Zeitliche Belastungsentwicklung schwebstoffbürtiger Sedimente mit Quecksilber und Cadmium an der Messstelle Schnackenburg zwischen 1984 und 2011 (Daten FGG-Elbe).

Tabelle 6: Ausgewählte Jahresmittelwerte von Elementgehalten von Monatsmischproben schwebstoffbürtiger Sedimente an der Messstelle Schnackenburg (Elbe-km 474).

	Einheit	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1985	mg/kg	43	8,1	429	359	53	155	235	1742
2011	mg/kg	33	6,1	65	75	1,8	45	113	1036
Faktor*		1,3	1,3	6,6	4,8	30	3,4	2,1	1,7

*der Qualitätsverbesserung

Bei der Ablagerung, junger, weniger belasteter Sedimente in Auen, hat dies eine langsame Überdeckung historischer Kontaminationen zur Folge. Auch im Gewässersystem, vor allem in Altarmen und anderen Stillwasserbereichen, decken jüngere, geringer belastete Sedimente, die alten ab. Der wesentliche Unterschied zwischen Sedimenten in Auen und denen in Stillwasserbereichen liegt im unterschiedlichen Remobilisierungspotenzial. Während Schwartz & Kozerski (2003) im Stillwasserbereich eines Musterbuhnenfeldes der Elbe bei Havelberg hochwasserbedingte Remobilisierungen von 200 m³ feinkörnigem, belastetem Sediment illustrierten, konnten derartige Bodenabträge selbst bei weiteren extremen Hochwässern in Auen der Elbe nicht beobachtet werden.

Die Verbesserung der Qualität der seinerzeit jüngsten Sedimente zeigten bereits die Untersuchungen von Prange et al. (1997) an einem Sedimentkern vom Bucher Brack (Elbe-km 384), der im Jahr 1994 geochemisch charakterisiert und mittels ¹³⁷Cs radiometrisch datiert wurde. Prange et al. (1997) untersuchten die Sedimente in der < 20 µm-Fraktion nach Totalaufschluss in der Mikrowelle mit einem Flusssäure-Salpetersäure-Gemisch. Mittels Cluster Methode nach Ward unter Verwendung der quadrierten Euklidischen Distanz gruppierten sie einerseits Elemente und andererseits Tiefenstufen. Erwartungsgemäß trennten sich sogenannte geogene (z. B. Scandium) von anthropogenen Elementen (z. B. Zink). Aber auch typische anthropogene Elemente wurden aufgrund ihrer spezifischen Tiefenverläufe in unterschiedlichen Gruppen zusammengefasst. Quecksilber wurde separat behandelt und war nicht Teil der statistischen Analysen. Eine Gruppe anthropogener Elemente beinhaltete neben anderen Elementen Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Zink, die andere Gruppe enthielt neben Arsen und Blei auch Uran. Abb. 11 zeigt ausgewählte Tiefenprofile für Zink, Quecksilber, Blei und Uran. Während für Zink erkennbar ist, dass es in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts durch zunehmende industrielle Einleitungen zu einer immer stärkeren Anreicherung im Sediment gekommen ist, verbleiben die Zinkgehalte bei leichten Schwankungen auf einem relativ gleichbleibenden Niveau. Im Unterschied dazu sei zunächst Blei genannt. Auch Bleigehalte zeigen in der ersten Hälfte des vorigen Jahrhunderts noch einen kontinuierlichen Anstieg. Im Anschluss daran sinken jedoch die Bleigehalte kontinuierlich und erreichten in den 1990er Jahren vergleichbare Gehalte wie vor 1936. Aufgrund des vergleichbaren Tiefenprofils wurden in Prange et al. (1997) Blei, Arsen und Uran als typische Elemente der Mulde in einer Gruppe zusammengefasst. Dabei ist für die Ausprägung des Tiefenprofils an dem unterstromigen Flussabschnitt der Elbe zu bedenken, dass der Bau des Muldestausees zu einer erheblichen Eintragsminderung in die Elbe beigetragen hat, ohne dass industrielle oder bergbauliche Veränderungen im Einzugsgebiet der Mulde stattgefunden haben müssen. Das Tiefenprofil für Uran sei dennoch typisch und erlaubt es neben dem ¹³⁷Cs-Tiefenprofil auch Zeitmarken zu setzen. Die Inbetriebnahme der Sowjetisch Deutschen Aktiengesellschaft Wismut (SDAG-Wismut) zum Uranabbau erfolgte 1946. Der Uran-Peak in 175 cm Tiefe sei auf Dammbüche von Absatzbecken der SDAG-Wismut zwischen 1955 und 1965 zurückzuführen. Unter den Tiefenprofilen hat dasjenige der Quecksilbergehalte eine besondere Stellung. Es weist zwei Maxima in der Mitte der 1950 und 1980er Jahre auf.

Auch hier wurde der sprunghafte Anstieg der Konzentrationen für das Setzen einer Zeitmarke genutzt. Im Einzugsgebiet der Elbe begann im Jahr 1936 die großchemische Produktion von Natronlauge nach dem Amalgamverfahren. Das von Prange et al. (1997) dargestellte Tiefenprofil gleicht erwartungsgemäß seit Anfang der 1980er Jahre dem zeitlichen Verlauf der Elementgehalte, die in Monatsmischproben an den Messstellen der FGG Elbe in Schnackenburg ermittelt wurden.

Die von Prange et al. (1997) durchgeführte Clusteranalyse der Tiefenstufen identifizierte Zeitabschnitte mit An- und Abreicherungen von spezifischen Elementgehalten. Ein charakteristischer Zeitabschnitt reicht vom Beginn der 1980er Jahre bis 1994. Einige Elemente zeigen hier gleichbleibende bis höchste Gehalte (Chrom, Nickel, Zink und andere), während gleichzeitig Uran, Blei und Arsen sehr niedrige Konzentrationen aufweisen. Das Ende der 1970er Jahre ist durch Belastungsmaxima von Cadmium, Kupfer und anderen Elementen gekennzeichnet, in den 1960er Jahren fallen die sehr hohen Gehalte von Uran und weiteren Elementen auf.

Auch Zachmann et al. (2013) und Rupp et al. (2001) analysierten einen Sedimentkern geochemisch. Sie beprobten ein Altgewässer, den „Haken“ im Untersuchungsgebiet Schönberg Deich. Auch hier erfolgte eine radiochemische Datierung mittels ^{137}Cs . Anders als bei Prange et al. (1997) zerteilten sie den gesamten Sedimentkern in 5 cm mächtige Schichten, sodass keine „Lücken“ auftreten konnten. Auch hier erfolgte ein Aufschluss der $< 20 \mu\text{m}$ -Fraktion unter Verwendung von Flusssäure. Die Analysen wurden mittels ICP-OES durchgeführt. Zachmann et al. (2013) und Rupp et al. (2001) zeigen eine deutliche Dreiteilung des Sedimentkernes (Abb. 12).

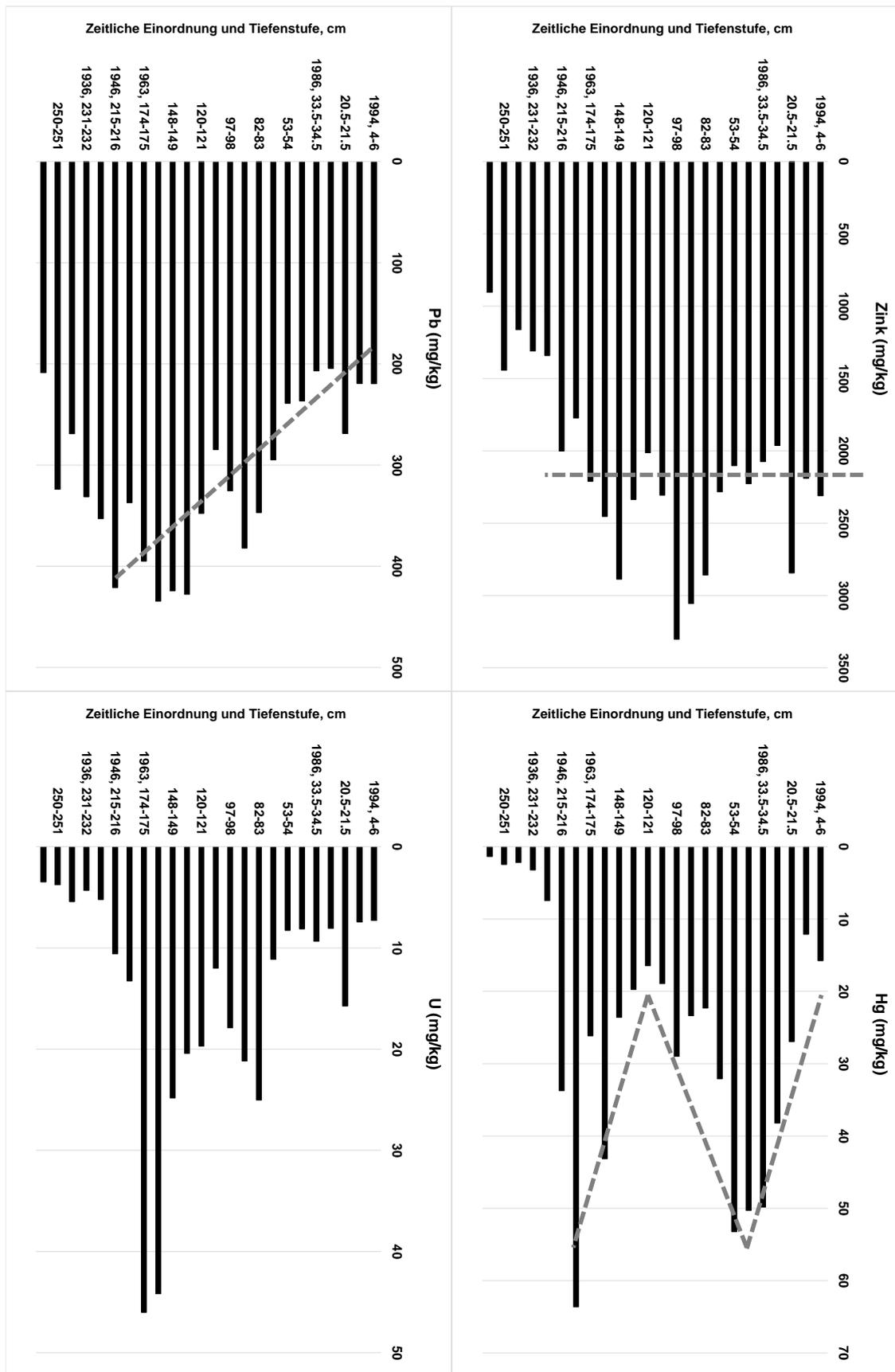


Abbildung 11: Zeitliche Belastungsentwicklung ausgewählter Elemente, ermittelt in Sedimenten des Bucher Brackes von Prange et al. (1997).

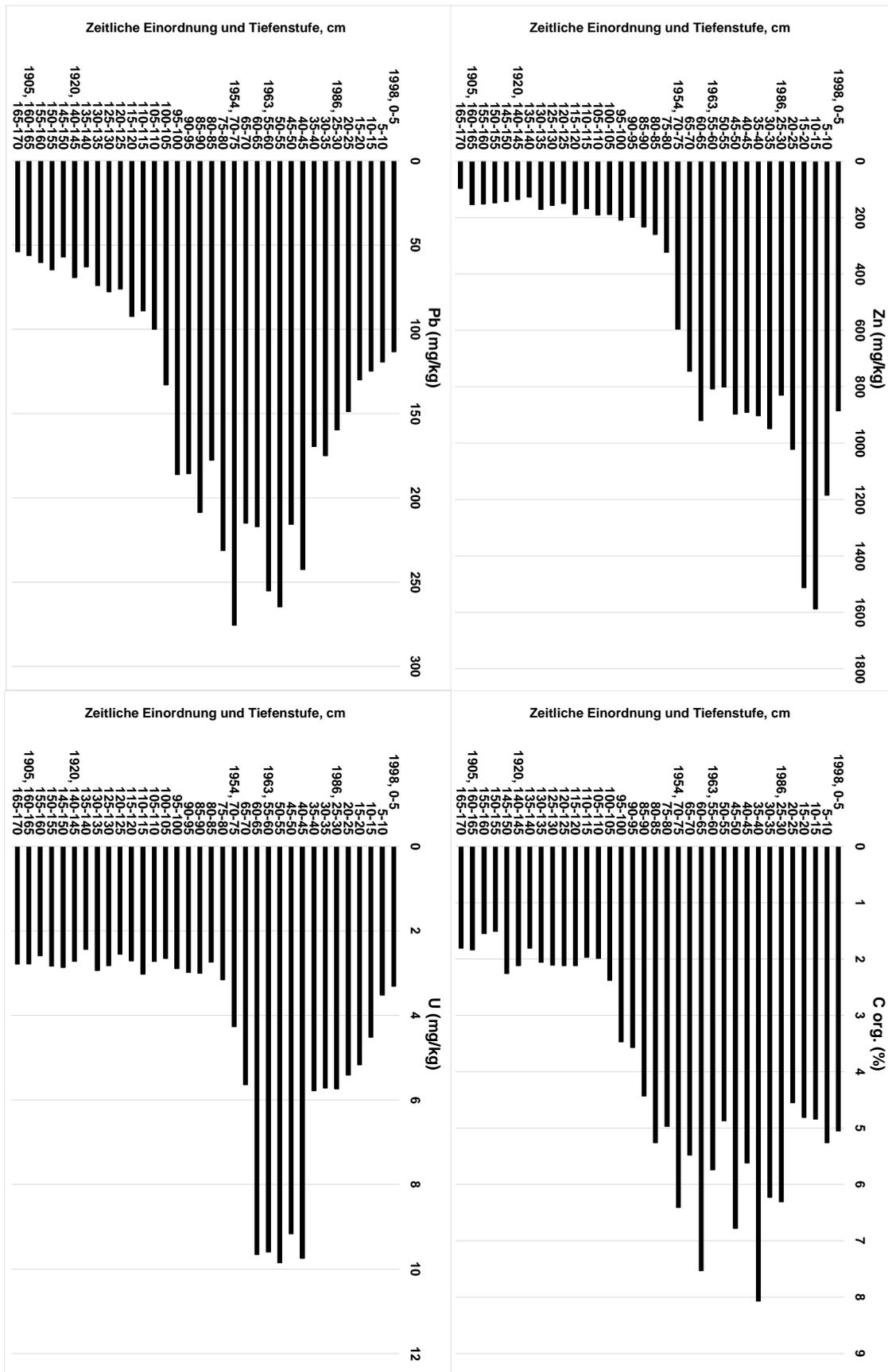


Abbildung 12: Zeitliche Entwicklung von ausgesuchten Elementgehalten, ermittelt in Sedimenten des Hakens bei Schönberg Deich von Rupp et al. (2001) sowie Zachmann et al. (2013).

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass in den ersten Nachkriegsjahren ein Anstieg der Schwermetallkonzentrationen zu verzeichnen ist. Die Gehalte der Schwermetalle bewegen sich in den darunterliegenden Schichten im Bereich des geogenen Backgrounds. Lediglich Blei weist über den gesamten Zeitraum relativ konstant hohe Konzentrationen auf, scheint also schon länger auf hohem Niveau anthropogen eingetragen zu werden. Im "Haken" nimmt die Schwermetallbelastung nach 1948, also dem Beginn der Nachkriegsindustrialisierung, stetig zu und erreicht im Jahre 1990 für alle genannten Elemente ein singuläres Maximum. Der industrielle Zusammenbruch Ostdeutschlands Ende der 80er/Anfang der 90er Jahre spiegelt sich deutlich im Rückgang der Elementgehalte bis zur Sedimentoberfläche wider (Rupp et al. 2001). Auch, wenn die vorgefundenen und gezeigten, absoluten Elementkonzentrationen der Untersuchungen von Prange et al. (1997) und Zachmann et al. (2013) sowie Rupp et al. (2001) nicht identisch sind, so stimmen sie jedoch in ihrem generellen Verlauf, der die Belastungsschwankungen seit der Nachkriegszeit widerspiegelt, überein. Der wesentliche Unterschied ist der jüngste Peak der Zinkkonzentration am Anfang der 1990er Jahre. Dadurch wird aber ebenfalls deutlich, dass sich Belastungsgeschichte in den in unterschiedlichen Seitenstrukturen, in Abhängigkeit der Sedimenteinträge und Erosionsvorgänge unterschiedlich ausprägen kann. Sowohl die Untersuchungen von Prange et al. (1997) als auch die Untersuchungen von Zachmann et al. (2013) als auch Rupp et al. (2001) zeigen z. B. Abweichungen gegenüber dem zeitlichen Verlauf der Zinkgehalte, die in Monatsmischproben von der FGG Elbe seit Anfang der 1980er Jahre bereitgestellt werden (Anhang 1). Tabelle 7 zeigt einen Vergleich zwischen den maximalen und den jeweils jüngsten Elementgehalten, als Hinweis auf die Qualitätsverbesserung der Gewässersedimente.

Für später zu diskutierende Fragen von Indikatoren für Bodenbelastungen ist in Abb. 12 auch das Tiefenprofil des organischen Kohlenstoffgehaltes aufgeführt. Es zeigt eine deutliche Kohlenstoffanreicherung während der Nachkriegsindustrialisierung von 2 % bis maximal 8,1 %.

Tabelle 7: Maximal- und Oberflächenbelastungen der Sedimentkerne aus dem Brucher Brack bei Tangermünde und dem Haken bei Schönberg Deich.

		Einheit	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Bucher Brack	Max.	mg/kg	378	42	660	661	64	145	434	3303
	1994	mg/kg	87	16	308	284	16	99	220	2311
	Faktor*	-	4,3	2,6	2,1	2,3	4,0	1,5	2,0	1,4
Haken	Max.	mg/kg	-	24	248	303	-	84	276	1588
	1998	mg/kg	-	15	138	167	-	70	113	886
	Faktor*	-	-	1,6	1,8	1,8	-	1,2	2,4	1,8

*der Qualitätsverbesserung

2.7.2 Räumliche Variabilität der Belastung von Gewässersedimenten der Elbe und ausgewählter Nebenflüsse

Die Zusammenfassung der Quecksilber-Konzentrationen von Messstellen entlang der freifließenden deutschen Elbe (Abb. 13) zwischen 2000 und 2011 als auch das Längsprofil der Dioxinbelastungen (Abb. 14, Stachel et al. 2011) verdeutlichen, dass die Belastungen entlang des Flusslaufes bzw. innerhalb des Einzugsgebietes heterogen sind.

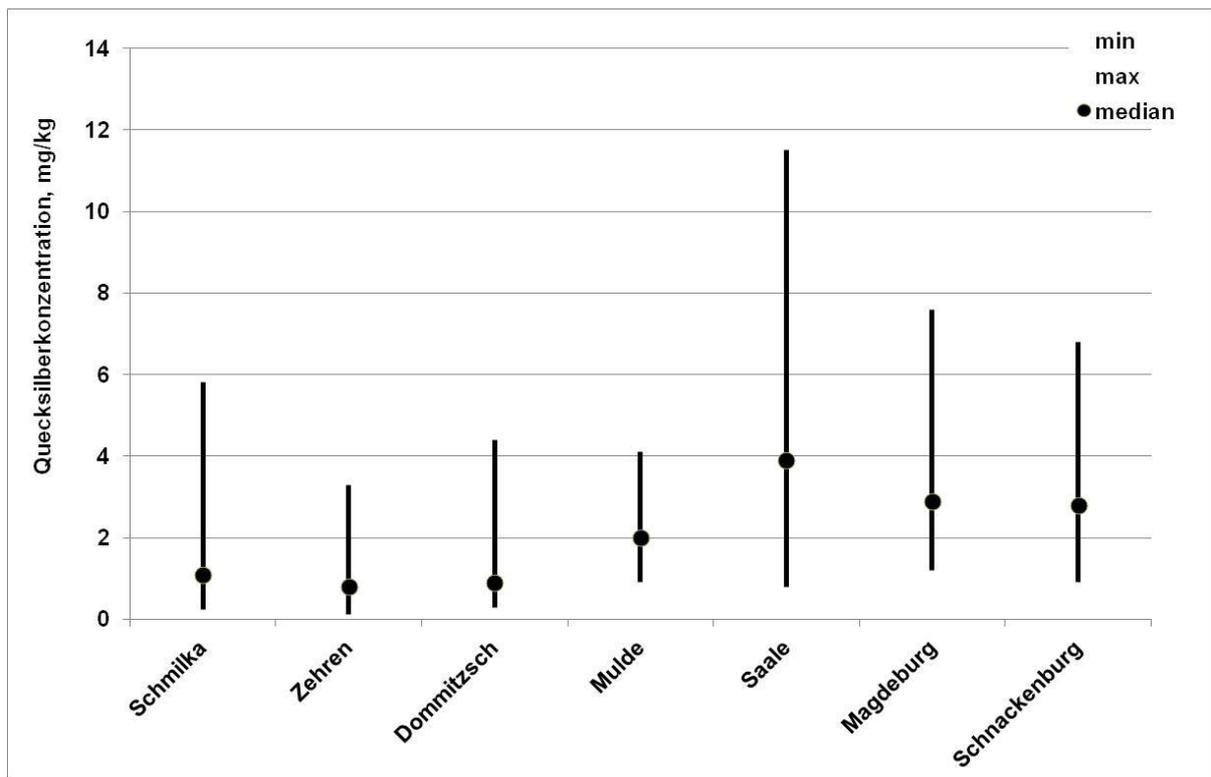


Abbildung 13: Spannweite der Quecksilberbelastung zwischen 2000 und 2011 entlang der deutschen freifließenden Elbe sowie den Nebenflüssen Mulde und Saale (Daten FGG-Elbe).

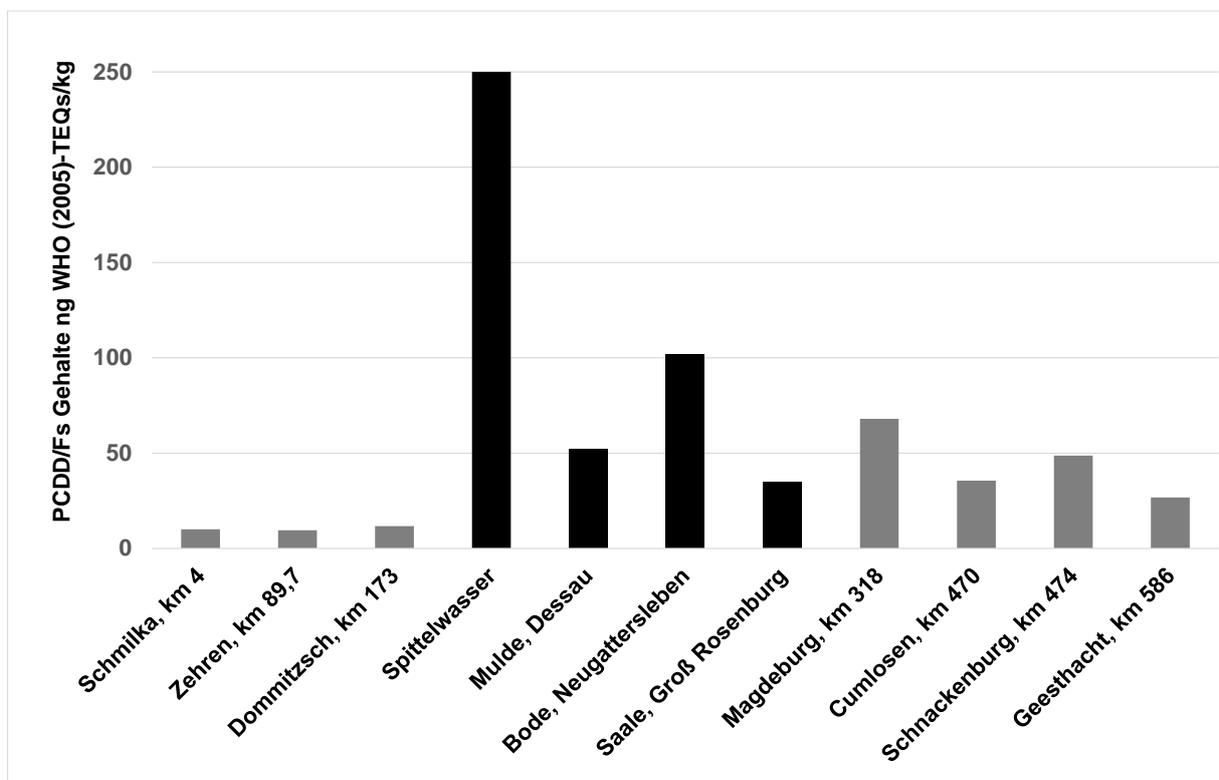


Abbildung 14: Dioxinbelastungen in Sedimenten entlang der deutschen freifließenden Elbe (Stachel et al. 2011) sowie den Nebenflüssen Spittelwasser und Mulde sowie Bode und Saale im Jahr 2008.

Somit sind für Schutzgüter in unterschiedlichen Regionen unterschiedliche Beeinträchtigungen zu erwarten. Hinzu kommt die Mobilität von Organismen, wie z. B. von wandernden Aalen, deren Schadstoffanreicherungen nicht ursächlich vom Ort ihres Fanges stammen müssen.

Die Quecksilber- und Dioxinbelastungen von Gewässersedimenten und Böden (siehe Kapitel 3.3.4) verdeutlichen stärker als andere Schadstoffe den Einfluss des historischen, mitteldeutschen Industriezentrums zwischen Leipzig, Bitterfeld/Wolfen und Halle auf die Gewässerbelastung. Sie erlauben gewissermaßen mit Bezug auf Quecksilber- und Dioxinbelastungen eine Zweiteilung der Elbe in einen oberstromig von Mulde und Saale gelegenen Abschnitt geringerer Kontaminationen und einen unterstromig gelegenen Bereich höherer Schadstoffanreicherungen. Da auch in den folgenden Kapiteln insbesondere auf die Belastungsentwicklung beider Schadstoffe Bezug genommen wird, seien hier nochmals ein paar spezifische Details zusammengefasst.

Hofacker (2006) recherchierte mit der Kenntnis der zeitlichen Belastungsentwicklung Ursachen der Quecksilberbelastungen im Einzugsgebiet. Wesentlich ist die Chlor-Alkali-Elektrolyse nach dem Amalgamverfahren, die der Produktion von Natronlauge und Chlorgas diente. Die Elektrolyse einer gesättigten Natriumchloridlösung führt zur Dissoziation der Salzionen, wobei sich Chlor elementar an der Anode aus Graphit oder Titan abscheidet und Natrium an der Kathode aus Quecksilber, wobei sich Natriumamalgam bildet. Dieses wird aus der Elektrolysezelle herausgeleitet und mit Wasser zersetzt, wobei Natronlauge und Wasserstoff entstehen. Das Quecksilber wird in den Elektrolyseprozess zurückgeführt. Nach Hofacker (2006) entsteht in diesem Prozess sehr reine Natronlauge. Nachteilig waren die Quecksilberschmutzungen der Elektrolyseabwässer, die mangels Arbeitsschutz- oder Emissionsregularien über Jahrzehnte ungeklärt in die Umwelt entlassen wurden. Mehrere Produktionsanlagen in Bitterfeld, Schkopau und Osternienburg, davon die größte in Schkopau an der Saale, produzierten zunehmend bis in die 1980er Jahre nach dem Amalgamverfahren. Erste Versuche, mittels Amalgamverfahren Natronlauge und Chlor zu produzieren, fanden bereits 1926 statt. Hofacker (2006) fasst zusammen, dass es seit der Mitte der 1960er Jahre erhebliche Verfahrenverbesserungen gegeben hat, die zu einer Minderung der Emissionsverluste an Quecksilber geführt haben. Die damit verbundene Qualitätsverbesserung in Sedimenten wurde im Verlauf der 1970er und 1980er Jahre durch weitere Produktionssteigerungen bei gleichzeitiger Alterung und damit einhergehendem Verfall der Anlagen wieder aufgehoben. Erst die Stilllegung von Anlagen seit Mitte der 1980er Jahre führte zu sehr starken Emissionsminderungen. Des Weiteren seien hier auch noch die Elektrolyseanlagen in der Tschechischen Republik in Usti nad Labem und Neratovice genannt. Heise et al. (2008) veranschaulichen die Wirkung des Baus von Kläranlagen der Spolchemie an den Gewässersedimenten in Schnackenburg (Monatsmischproben der FGG Elbe), die zu einer weiteren Absenkung der Quecksilberbelastung geführt haben. Des Weiteren sei hier aber auch auf das Pestizidwerk in Fahlberg-List an der Elbe verwiesen, wo z. B. das quecksilberhaltige Beizmittel Falisan produziert wurde (Hofacker, 2006).

Auch die Dioxinbelastungen in den Gewässersedimenten der Elbe stammen zu wesentlichen Anteilen aus den Einzugsgebieten der Mulde und Saale (Götz & Lauer 1999, Götz et al. 2007, Lechner 2007, Stachel et al. 2011), wobei insbesondere Lechner (2007) auch den Standort Aken an der Elbe, zwischen den Einmündungen der Mulde und Saale am linken Ufer nennt. Götz & Lauer (1999) identifizierten das Bitterfeld-Elbe-Cluster der Dioxinkongenere aus Elbesedimenten als eines, dessen Ursache die Magnesiumproduktion darstellt. Lechner (2007) fasst zusammen, dass an drei Standorten in Bitterfeld (Spittelwasser/Mulde), Staßfurt (Bode/Saale)

und Aken (Elbe) Magnesium-Produktionsstätten errichtet wurden, um den Bedarf an Magnesium für pyrotechnische Produktionen, Brandbomben und Leichtmetalllegierungen des Fahr- und Flugzeugbaus zu decken. Erste Magnesiumproduktionen fanden in Bitterfeld seit Anbeginn des 20. Jahrhunderts statt. Die Werke in Aken und Staßfurt wurden von der IG Farben erst 1934/35 errichtet (Lechner 2007). Dabei beruhte das Verfahren auf der Herstellung wasserfreien Magnesiumchlorids ($MgCl_2$) in sogenannten Chlorierungsöfen. In diesen wurden die festen Bestandteile des Magnetis oder Dolomits mit Kohle, Teer, Sägemehl oder Torf sowie mit wasserhaltigem $MgCl_2$ brikettiert. Das bei den hohen Temperaturen entweichende Wasser und Chlor sorgten für eine poröse Struktur der Briketts, eine Notwendigkeit für das Durchströmen des Reaktionsgases Chlor. Somit stellte nach Lechner (2007) der Magnesiumproduktionsprozess ideale Bedingungen zur Entstehung von Dioxinen und Furanen bereit: hohe Temperaturen, organische Substanzen und Chlor. Die Magnesiumproduktion wurde nach Kriegsende von den Alliierten stillgelegt (Lechner (2007)).

Des Weiteren sei an dieser Stelle angemerkt, dass hier vereinfachend von Dioxinen oder Dioxinen und Furanen gesprochen wird. Gemeint und analysiert wurden für diese Arbeit 17 toxiologisch relevante aus einer Stoffgruppe von insgesamt 210 polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDD) und Dibenzofuranen (PCDF).

Selbstverständlich trägt die Zerteilung der Elbe alleine aufgrund der Quecksilber- und Dioxinbelastung der differenzierten Belastungssituation nicht ausreichend Rechnung. Heise et al. 2008 veranschaulichten in ihrer Studie „Bewertung von Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeinzugsgebiet“, dass schadstoffspezifisch unterschiedliche Quellregionen für Sedimentbelastungen und die Beeinträchtigungen von verschiedenen Schutzgütern verantwortlich sind. Sie fassten zusammen, dass aktuell größte Beiträge an der Sedimentbelastung in Schnackenburg (Elbe-km 474) an Hexachlorbenzol, Pentachlorbenzol, Tributylzinn, Dichlor-diphenyl-Chlorethan (DDX), Kupfer Blei und Cadmium aus der Tschechischen Republik stammen. Aus der Saale werden wesentlich Quecksilber und Zink, aber auch Kupfer, Blei und Cadmium, sowie Tributylzinn eingetragen. Die Mulde trage am stärksten zur Hexachlorcyclohexan-(Lindan-Derivate), der Dioxin-, Arsen- und Cadmiumbelastung bei.

3 Die Auen der Elbe

3.1 Überschwemmungsflächen und ihre Nutzungen

Die Auswertung des BfN-Aueninventars (Brunotte et al. 2009) hat ergeben, dass entlang der deutschen, freifließenden Elbe insgesamt 61.540 ha Überflutungsflächen vorhanden sind. Tabelle 8 enthält eine Übersicht über die ausgewählten Flussabschnitte und die gesamten Überschwemmungsflächen. Bereits Büchele et al. (2002) haben einen Großteil der Überschwemmungsflächen der Elbe berechnet und dabei deutlich gemacht, dass insbesondere in der Mittleren Mittel-elbe, ab Elbe-km 198, die ausgedehntesten Auen vorkommen (Abb. 15). Die Auen der Mittel-elbe sind Teil des länderübergreifenden UNESCO-Biosphärenreservates Flusslandschaft Elbe, in dessen Grenzen laut Projektgruppe Rahmenkonzept (2006) FFH-Gebiete und EU-Vogelschutzgebiete als Bestandteile der NATURA 2000-Gebietskulisse liegen, was die besondere ökologische Bedeutung der Auenlebensräume unterstreicht.

Tabelle 8: Flussabschnitte der freifließenden deutschen Elbe und ihre Überschwemmungsflächen. Daten ermittelt aus Brunotte et al. 2009 und erweitert um die Nebenflussmündungsbe-
reiche (Krüger et al. 2014a).

Fluss-km bis	Abschnitt	Gesamtfläche in ha
0	Schöna bis Pirna	546,69
34,7	Pirna bis Meißen	3076,19
83,4	Meißen bis Torgau	4623,74
154	Torgau bis Wittenberg/Lu.	8016,53
214,8	Wittenberg bis Aken	9794,76
274,85	Aken bis Barby	3699,96
326,6	Barby bis Magdeburg	4300,90
389,1	Magdeburg bis Tangermünde	9011,46
454,6	Tangermünde bis Wittenberge	8518,67
522,6	Wittenberge bis Hitzacker	6053,94
586	Hitzacker bis Geesthacht	3896,25
	Gesamtfläche	61.539,14

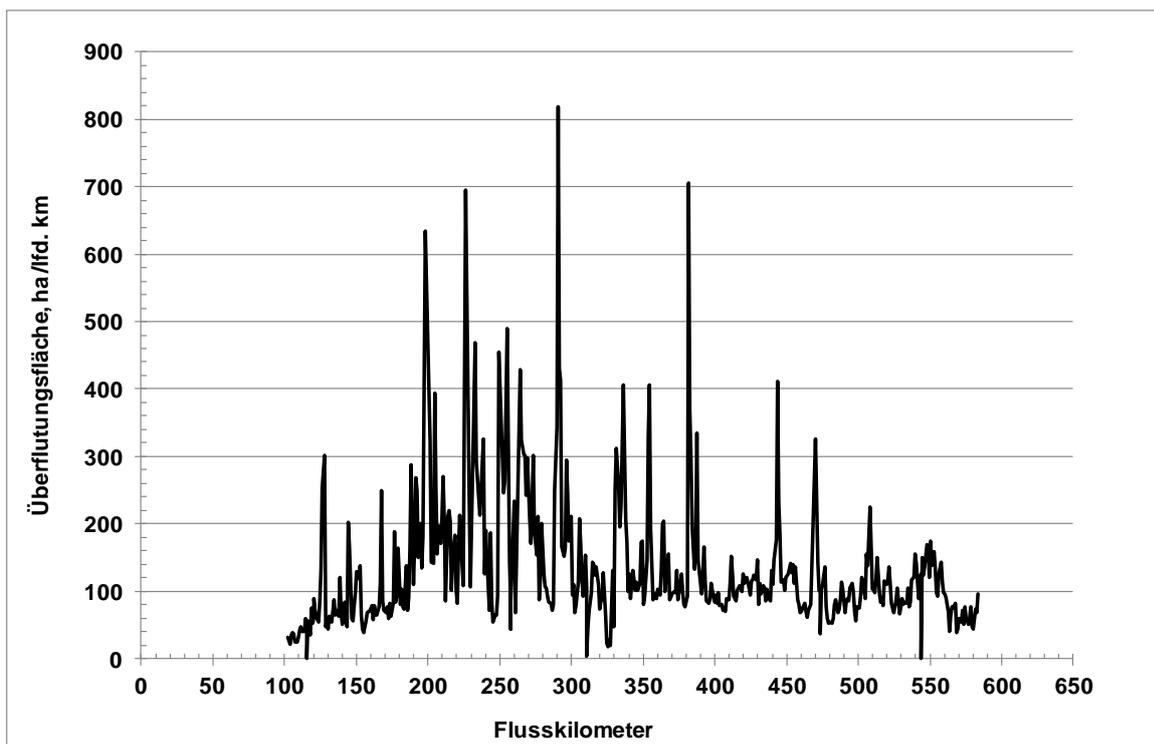


Abbildung 15: Überschwemmungsflächen entlang der deutschen, freifließenden Elbe, nach Bü-
chele et al. (2002).

Die Flächenanteile unterschiedlicher Landnutzungen sind für die rezenten Auen von der deutsch-tschechischen Grenze in Kilometersegmenten bis zum Wehr Geesthacht bereits be-
kannt (aus dem BfN-Projekt „Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auen-
zustandes“ von Brunotte et al. 2009). Die Landnutzungen wurden aus dem Digitalen Land-
schaftsmodell (DLM25 – Maßstab 1:25.000) in sieben Landnutzungsklassen zusammengefasst

(Gewässer, Siedlungen, Wald, Grünland, Acker, Feuchtgebiete und Sonstige). Aufgrund des Maßstabes der Eingangsdaten für die Landnutzung ist insbesondere die Kategorie Feuchtgebiete in der Elbaue unterrepräsentiert, da sie meist aufgrund ihrer linienhaften Struktur oder Flächengröße dem Grünland zugeordnet wurde. Auch ist eine Unterscheidung von Weichholz- und Hartholzaue nicht möglich. Allerdings ist diese Datengrundlage derzeit die einzige, die die Landnutzung der gesamten rezenten Aue als digitale Datengrundlage zusammenfasst.

Die Größe der Flussabschnitte für die Bilanzierung der Landnutzungen wurde in Krüger et al. (2014a) an den Messstellen und Pegeln der Bundesanstalt für Gewässerkunde zur Ermittlung der Schwebstofffrachten orientiert.

Tabelle 9 zeigt auf Grundlage der Deutschen Landnutzungsdaten im Maßstab 1:25.000 die verschiedenen Landnutzungen, differenziert nach Gewässern, Siedlungen, Wäldern, Äckern, Feuchtgebieten, Grünländern sowie weiteren vegetationslosen Bereichen. Es zeigte sich, dass Grünländer den überwiegenden Anteil an der Landnutzung des Überschwemmungsbereiches haben (Abb. 16), dass aber abschnittsspezifisch auch Siedlungen (z. B. Dresden im Abschnitt Pirna-Meißen), Ackerbau (z. B. Meißen-Torgau) oder Wälder (z. B. Wittenberg-Aken und Aken-Barby) große Anteile haben können. Die grafische Darstellung der Nutzungsanteile der einzelnen Auenabschnitte erfolgt in Abbildung 17.

Tabelle 9: Landnutzungen der Überschwemmungsflächen ausgewählter Flussabschnitte der freifließenden deutschen Elbe nach Brunotte et al. (2009).

Abschnitt	Keine Angabe	Gewässer	Siedlung	Wald	Acker	Feuchtgebiete	Grünland	Vegetationslos
	ha	ha	ha	ha	ha	ha	ha	ha
Schöna bis Pirna	0	9	167	34	41	0	296	1
Pirna bis Meißen	5	84	945	85	649	6	1.272	37
Meißen bis Torgau	2	195	189	97	1.882	0	2.254	14
Torgau bis Wittenberg/Lu.	5	314	62	314	533	63	6.520	2
Wittenberg bis Aken	0	202	47	3.205	298	45	5.487	2
Aken bis Barby	0	45	13	1.152	770	12	1.445	0
Barby bis Magdeburg	2	238	232	360	804	17	2.654	0
Magdeburg bis Tangermünde	5	764	52	413	1.383	201	5.686	47
Tangermünde bis Wittenberge	0	481	34	212	266	13	5.736	0
Wittenberge bis Hitzacker	0	289	18	315	101	13	3.920	30
Hitzacker bis Geesthacht	4	273	109	140	77	140	3.118	37
Gesamt	22	2.893	1.868	6.327	6.803	509	38.387	169

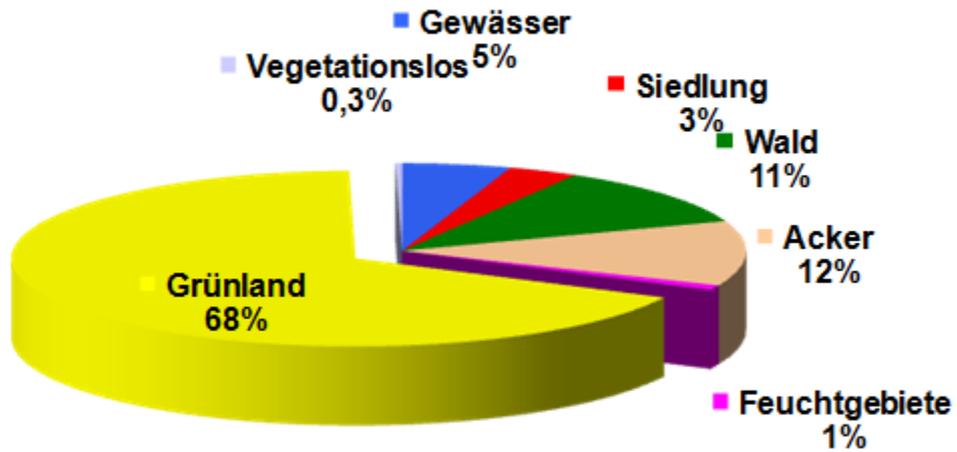


Abbildung 16: Landnutzungen der rezenten Auen der deutschen, freifließenden Elbe bis Geesthacht, ermittelt aus Basis-DLM 25-Daten (2009) und Brunotte et al. (2009).

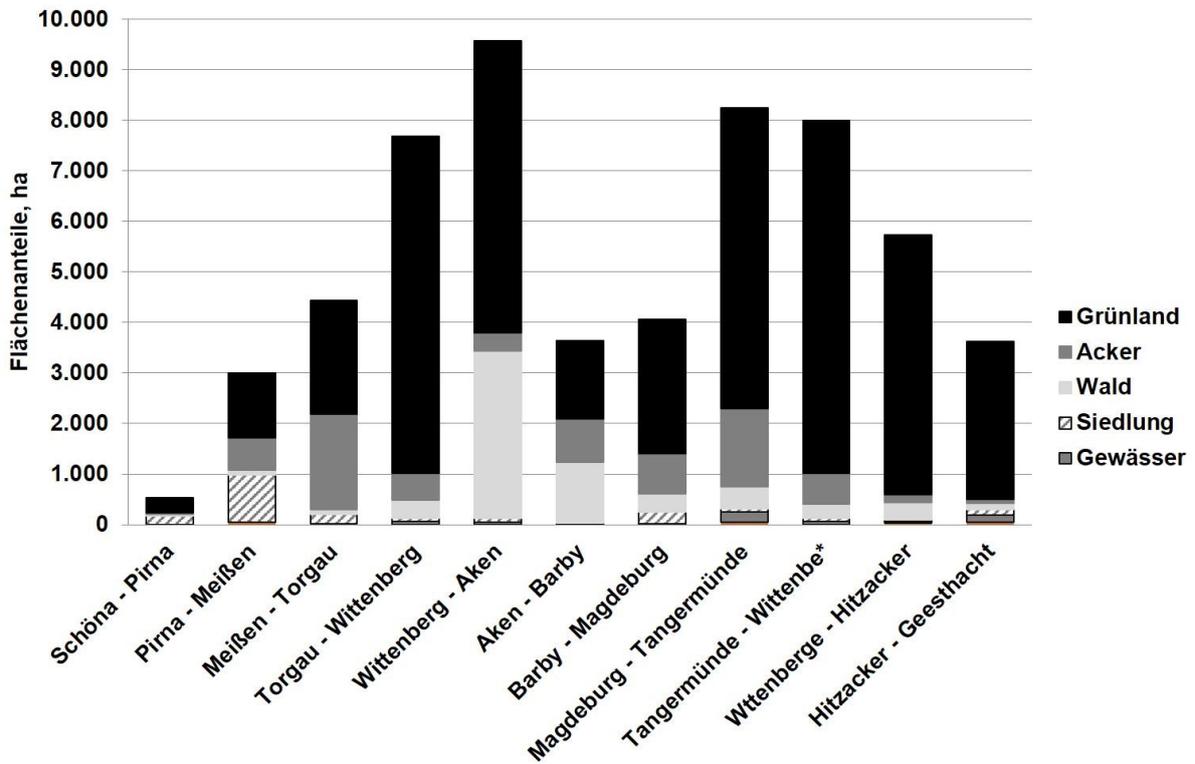


Abbildung 17: Streckenspezifische Landnutzungen der rezenten Auen der deutschen, freifließenden Elbe bis Geesthacht, ermittelt aus Basis-DLM 25-Daten (2009) und Brunotte et al. (2009), eingereicht bei HYWA.

3.2 Überflutungsregime

Das Überflutungsregime in der Elbaue, vor allem an der Mittel- und Unterelbe, ist stark vom Dammflusscharakter geprägt. Die Uferwälle bzw. Uferreihen verhindern ein gleichmäßiges Ausbreiten der steigenden Wasserstände im Vorland. Vielmehr beginnt die Überflutung regelhaft in unterstromigen Abschnitten einzelner Mäanderschleifen über angeschlossene Altgewässer bzw. über die tiefstliegenden Uferbereiche. Erstmals haben Meyer & Miehlich (1983) ein typisches Überflutungsregime für die Aue bei Pevestorf (Elbe-km 484 - 486) beschrieben. Steigende Wasserstände führen in der Aue zunächst zu einem Rückstau bzw. zu einer Strömungsumkehr. Erst bei steigenden Wasserständen fließt das Überflutungswasser in dieselbe Richtung wie der Hauptstrom. Dies illustriert Abbildung 18 für einen Abschnitt der Unteren Mittel- und Unterelbe an der sog. Reststrecke beim Wehninger Werder, Elbe-km 511 - 515,5. Bei mittlerem Abfluss ist nur ein Altarm im unterstromigen Untersuchungsgebiet mit der Elbe im hydraulischen Kontakt. Der sogenannte „Alte Haken“ ist durch ein Wehr von niedrigeren Wasserstandsschwankungen getrennt. Bei weiter steigenden Wasserständen werden bei einem Abfluss in Neu Darchau von $1000 \text{ m}^3/\text{s}$ erste kleine Abschnitte der Aue überflutet, Qualmwasser führt auch im „Alten Haken“ zum Wasseranstieg. Bei doppeltem Mittelwasserabfluss ($1.400 \text{ m}^3/\text{s}$) wird auch das Wehr überflutet und weite Teile der Mäanderschleife werden durch rückstauendes Wasser überflutet. Erst bei mittlerem Hochwasser wird das gesamte Vorland des Wehninger Werders von oberstrom überflutet.

Prinzipiell ähnlich verhält es sich in weiteren Untersuchungsgebieten. Abbildung 19 zeigt für vier Abschnitte der Mittel- und Unterelbe, an denen intensiv bodenkundlich gearbeitet und an denen Hochflutsedimente gewonnen wurden (Wörlitz, Steckby, Schönberg Deich und Wehninger Werder), den Überflutungszustand bei doppeltem Mittelwasserabfluss. Allen Gebieten ist gemein, dass die Überströmung im unterstromigen Bereich, z. T. über Altarme mit einem Rückstau, verbunden mit einer Strömungsumkehr, beginnt. Erkennbar ist aber auch, dass bei vergleichbaren Abflüssen unterschiedlich große Auenanteile überflutet werden. Während in diesem Fall bei doppeltem Mittelwasserabfluss in den beiden oberstromigen Gebieten (Wörlitz und Steckby) gerade die Ausuferung begonnen hat, sind an der Unteren Mittel- und Unterelbe (Schönberg Deich und Wehninger Werder) bereits weite Auenanteile überflutet. Die Überflutungsszenarien der vier ausgewählten Elbabschnitte enthält Anhang 2.

Für die Berechnung der Überflutungshäufigkeiten wurde die Flusshydrologische Software (FLYS) der Bundesanstalt für Gewässerkunde genutzt. Diese erlaubt die eindimensionale Berechnung von Wasserspiegellagen.

Eine eindimensionale Darstellung der Wasserspiegellagen in Auen kommt den differenzierten Überflutungsbedingungen nur in sehr grober Weise nahe. Detailuntersuchungen haben Büttner et al. (2006) für einen Fluss- und Auenabschnitt im Untersuchungsgebiet Schönberg Deich zwischen den Elbe-km 436 - 440,4 vorgenommen. Er modellierte Fließgeschwindigkeiten im Hochwasserfall ($2.000 \text{ m}^3/\text{s}$ und $2.355 \text{ m}^3/\text{s}$) und zeigte, dass im Vorlandbereich bei bestimmten Abflusssituationen sehr unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten und damit Sedimentationsbedingungen auftreten können.

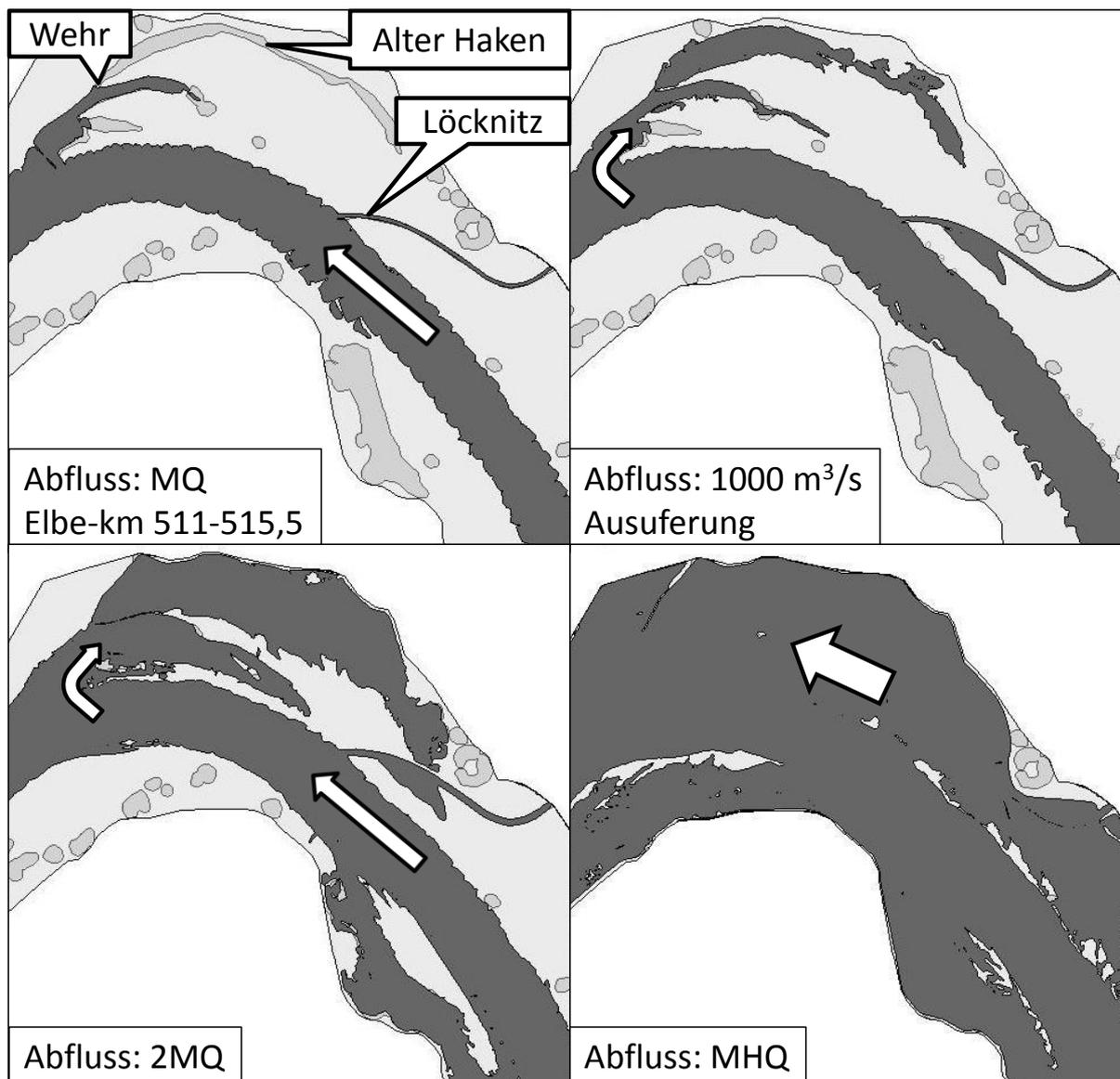


Abbildung 18: Überflutungsszenarien bei ausgewählten Abflüssen in der Mäanderschleife Wehninger Werder. Die Szenarien wurden mit Hilfe der Flusshydrologischen Software (FLYS) der BfG erstellt.

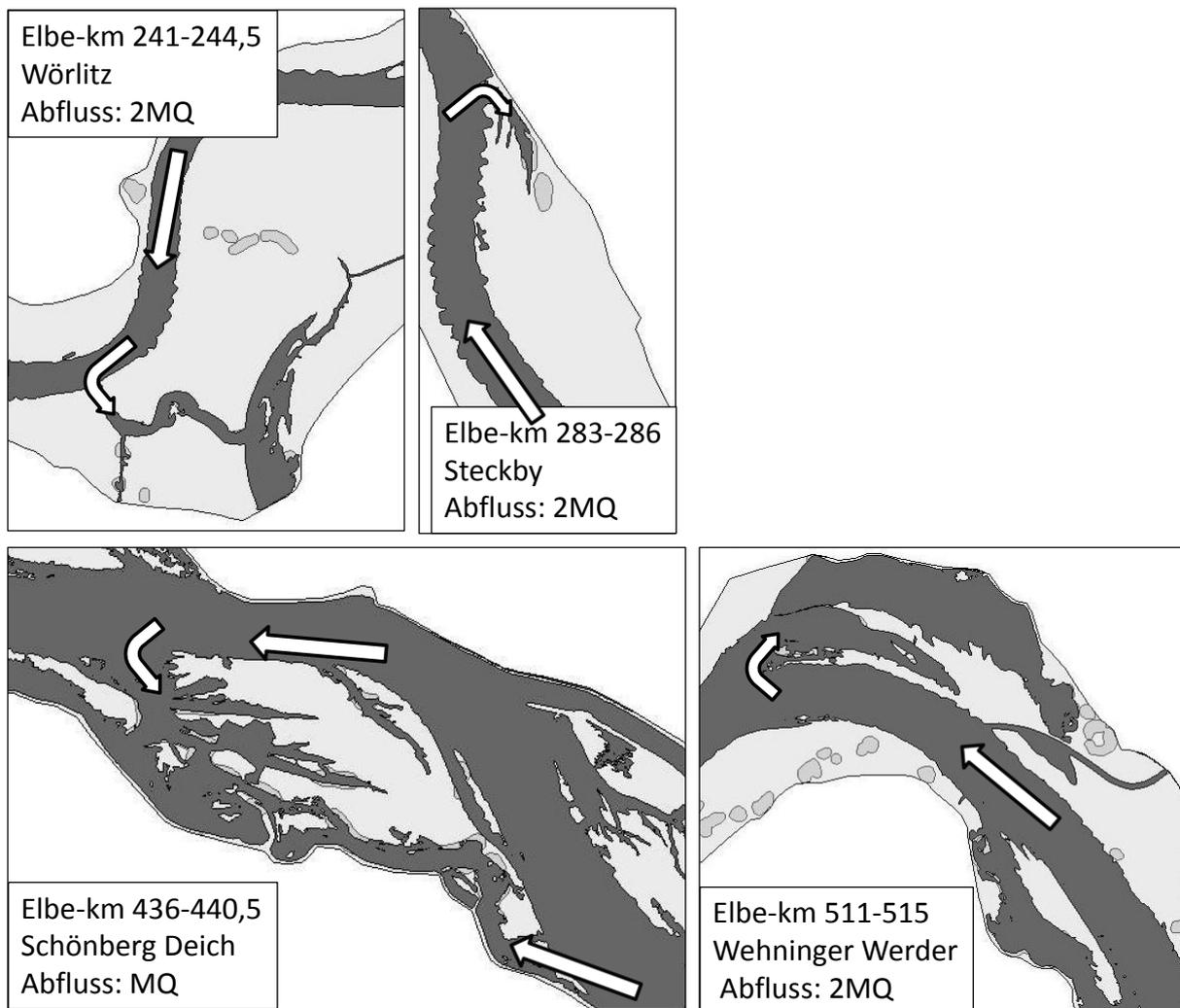


Abbildung 19: Überflutungsszenarien bei doppeltem Mittelwasserabfluss (2MQ) in unterschiedlichen Flussabschnitten der Mittelelbe.

In Abbildung 20 werden die Berechnungen (auf der Grundlage von FLYS) über die überfluteten Auenflächen bei unterschiedlichen Abflusssituationen abschnittsweise für die gesamte frei fließende Elbe zusammengefasst. Es zeigte sich ein gravierender Unterschied zwischen Elb-auenabschnitten unterstromig und oberstromig der Saaleeinmündung. Bei doppeltem Mittelwasserabfluss (2MQ) werden zwischen deutsch-tschechischer Grenze und Barby in einzelnen Flussabschnitten nur bis maximal 7 % der rezenten Auen überflutet, während es unterstromig von Barby zwischen 30 und 50 % der Überflutungsflächen sind. Bei mittlerem Hochwasserabfluss (MHQ) gleichen sich die Bedingungen ober- und unterstromig des Saalezuflusses an. An der Mittelelbe sind bei mittlerem Hochwasserabfluss in den betrachteten Flussabschnitten durchschnittlich zwischen 66 und 92 % der rezenten Auen überflutet.

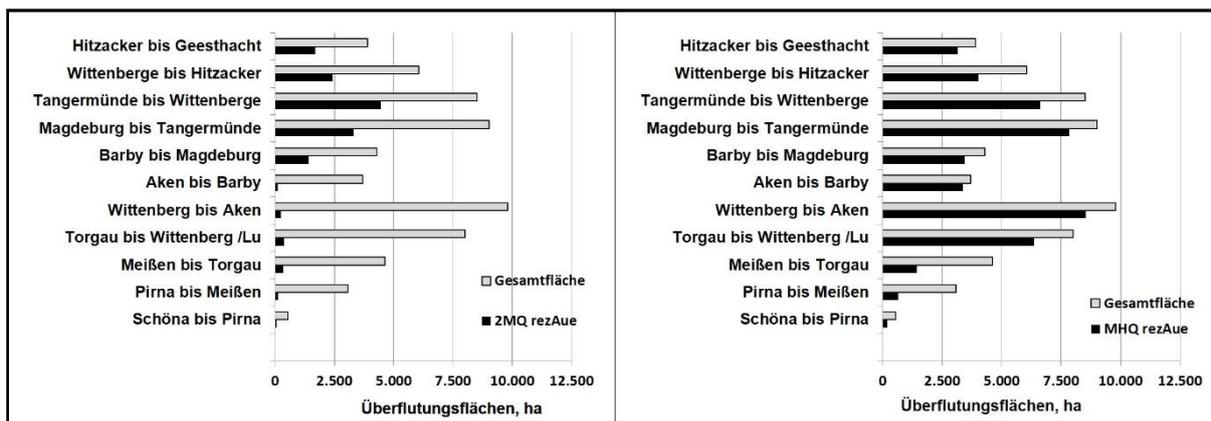


Abbildung 20: Überflutungsflächen und ihre Betroffenheit bei doppeltem Mittelwasserabfluss sowie bei mittlerem Hochwasserabfluss in ausgewählten Gewässerabschnitten entlang der deutschen, freifließenden Elbe.

Auch Büchele et al. (2002) beschreiben unterschiedliche Betroffenheiten der Überflutungsflächen bei unterschiedlichen Abflusssituationen, indem sie spezifische Ausuferungshöhen berechnet (Abb. 21). Es zeigte sich, dass in weiten Teilen der Erosionsstrecke (Elbe-km 120 - 290) als auch bei Magdeburg eine deutliche Ausuferung erst im Bereich eines fünfjährigen Hochwassers erfolgte. Allerdings ist auch festzustellen, dass Auen durch unterstromigen Rückstau dennoch überflutet werden, selbst wenn die hohen Uferbereiche, geprägt durch Uferwälle, noch nicht überflutet sind.

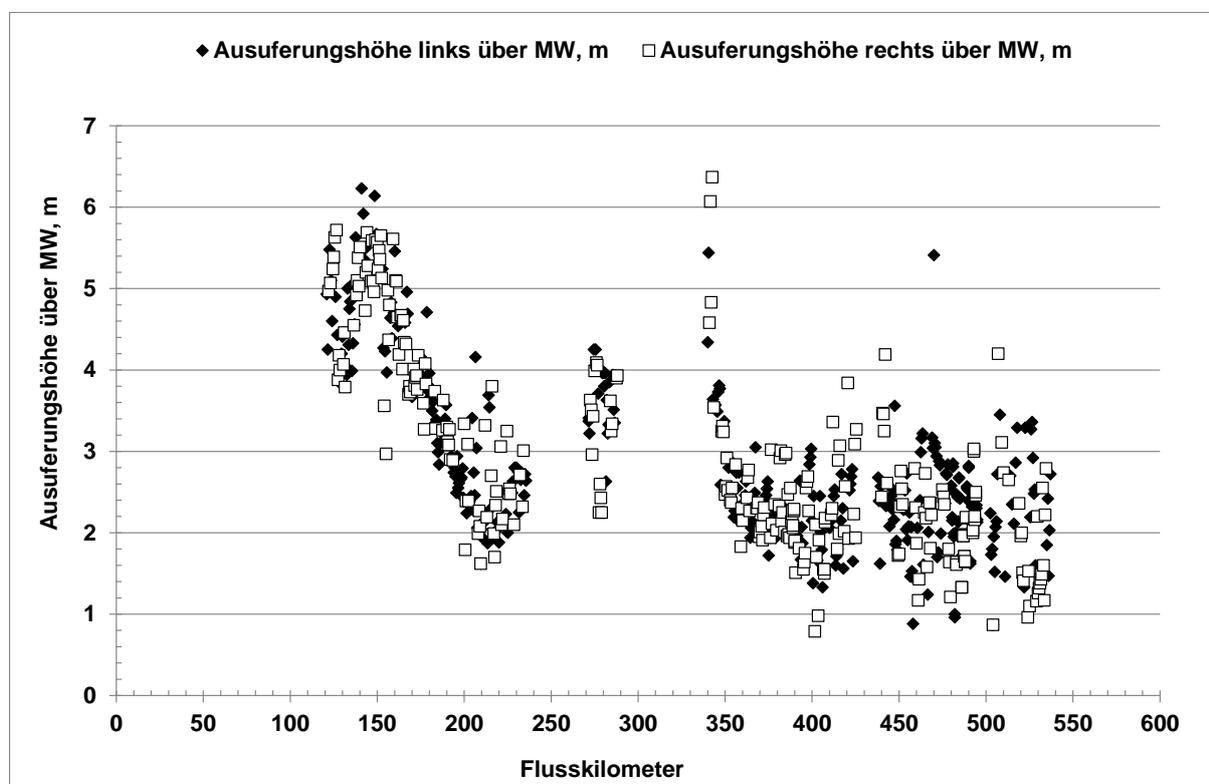


Abbildung 21: Ausuferungshöhen über Mittelwasser (MW) entlang der Mittleren Elbe, nach Büchele et al. (2002).

Darüber hinaus erfolgte in Krüger et al. (2014a) eine Verschneidung von Landnutzungstypen mit potenziellen Überflutungswahrscheinlichkeiten. Zur Ermittlung der Überflutungswahrscheinlichkeiten wurde wiederum die flusshydrologische Software (FLYS) der BfG genutzt (BfG 2013). Anzumerken ist, dass die BfG-Software FLYS kein hydraulisches Modell ist, sondern zuvor mit Modellen ermittelte Ergebnisse sowie die zugrunde liegenden Geobasis- und Geofachdaten verarbeitet und interpoliert. Die Ergebnisse sind zum einen abhängig vom verwendeten Höhenmodell, das insbesondere in bewaldeten Bereichen oder auch zum Zeitpunkt der Befliegung bei wassergefüllten Flutrinnen von der Realität stark abweichen kann. Zum anderen können Überflutungshöhen und –dauern in der Aue immer auch aufgrund des unterschiedlichen Zustandes der Vegetation im Jahresverlauf und verschiedenster anderer Parameter variieren. Daher ist zu vermuten, dass reale Überflutungshöhen und mit ihnen auch Überflutungsdauern in einzelnen Bereichen stark von den durch die FLYS–Software ermittelten Aussagen abweichen können.

Insgesamt ermöglicht das BfG-Modell FLYS, das auf Querschnitten basiert, eindimensional die Überflutungshöhen abzuschätzen und damit die Betroffenheit unterschiedlicher Landnutzungsklassen bei unterschiedlichen Abflüssen zu berechnen. Eine Verschneidung der Überflutungswahrscheinlichkeiten mittels GIS erfolgte flächenbezogen und wird flussabschnittsbezogen interpretiert.

Die Untersuchung der Überflutungsflächen bei unterschiedlichen Abflusssituationen hat bereits gezeigt, dass große Teile der rezenten Auen oberstromig der Saalemündung erst bei relativ hohen Abflusszuständen überflutet werden, was durch Auswertungen von Büchele et al. (2002) und über die mit FLYS vorgenommenen Simulationen von Ausuferungswasserständen bestätigt wurde. Demzufolge können bei niedrigen Wasserständen nur die Nutzungseinheiten unterstromig der Saalemündung differenzierend auf den Sedimentrückhalt wirken. Dort ist allerdings Grünland die dominierende Nutzungseinheit, gefolgt von Gewässern und Ackerbau. Stark retentionsfördernde Vegetation wie Auenwald kommt kaum vor, sodass diese hier vernachlässigt werden kann.

In den Auenabschnitten oberstromig der Saale, vornehmlich zwischen Wittenberg und Aken sowie zwischen Aken und Barby, kommen retentionsfördernde Wälder in großen Flächenanteilen vor. Diese können allerdings erst bei hohen Abflüssen wirksam werden (Tab. 10). Bei mittlerem Hochwasserabfluss sind insgesamt ca. 80 % der Elbauenwälder überflutet. Zudem ist zu bedenken, dass bei einem rückwärtigen Einstau des Überflutungswassers in die Auen über Altarme oder angeschlossene Stillgewässer die Bedeutung der Rauzigkeit der Vegetation gering ist. Dies ändert sich erst beim Überströmen des Vorlandes in Fließrichtung des Hauptgewässers. In Tabelle 10 sind die abflussspezifischen Betroffenheiten von Landnutzungseinheiten für die gesamte freifließende Elbe zusammengefasst. Höhere Abflusssituationen führen demnach nur noch zu einer geringeren Betroffenheitszunahme der Wälder. Während zwischen Wittenberg und Barby zusammen bei mittlerem Hochwasser ca. 3900 ha Waldflächen überflutet werden, steigt der betroffene Waldanteil bei HQ5 auf 4100 ha. Bei mittleren Hochwasserabflüssen sind ca. 50 % der Ackerflächen und 10 % der Siedlungsflächen vom Hochwasser betroffen, bei HQ 5-Situationen sind es immerhin schon ca. 70 % der Ackerflächen, aber nur 16 % der Siedlungsflächen.

Tabelle 10: Abflussspezifische Betroffenheiten von Landnutzungseinheiten der Überschwemmungsflächen der deutschen, freifließenden Elbe.

	k.A.	Acker	Feuchtgebiete	Gewässer	Grünland	Siedlung	Vegetationslos	Wald	Gesamt
2MQ, ha	4	683	409	2149	10818	29	40	438	14572
%	0,9	9	71	71	26	2	23	7	24
MHQ, ha	263	3688	510	2821	33189	185	69	5177	45902
%	66	49	89	93	80	10	38	78	74
HQ5, ha	382	5191	511	2860	35956	311	99	5664	50975
%	96	69	89	94	86	16	56	85	82
HHQ, ha	396	7514	573	3033	41625	1929	178	6664	61913
%	100	100	100	100	100	100	100	100	100

3.3 Bodenbildende Substrate in Auen

3.3.1 Definitionen, Entstehung und Ablagerungszeiten

Im Bereich der Unteren Mittelbe haben nach Duphorn & Schneider (1983) vor allem Caspers & Schwarz (1998) und Caspers (2000) fluviatile und äolische Prozesse seit der Weichsel-Kaltzeit charakterisiert. Caspers & Schwarz (1998) beschreiben, dass im Bereich der Unteren Mittelbe die Niederterrasse eine Mächtigkeit von 14 - 18 m hat und dass sie in ihrer Korngröße von Mittelsand dominiert ist und sich damit auch kaum vom holozänen Auensand (Fluvisand) unterscheidet. Während die Niederterrassensande in einem braided-River-System abgelagert wurden, sind die Auensande in einem mäandrierenden Flusssystem sedimentiert. Sie treten meist nicht an die Oberfläche und sind von jüngeren, feinkörnigeren Lagen, dem Auenlehm (als Sammelbegriff), überlagert.

Auenlehm ist ein kolluviales Sediment. Es ist genetisch durch Erosionsvorgänge im Einzugsgebiet bedingt und daher in der Regel auch humushaltig. Durch die anthropogen bedingte Beseitigung der natürlichen Vegetation in den Waldgebieten, die in Mitteleuropa im Wesentlichen einer mittelalterlichen Rodungsphase und einhergehend mit verstärktem Ackerbau zu verknüpfen ist, erfolgten großflächige Abspülungen, deren Material in den Flussauen als Auenlehm akkumulierte und bis heute akkumuliert (Hohl, 1985).

Pollenanalytische Befunde von Caspers & Schwarz (1998) im Amt Neuhaus als auch von Caspers im Bereich der Altmärkischen Wische (2000) zeigen, dass der Auenlehm seit dem späten Atlantikum, überwiegend jedoch mit dem Beginn des Mittelalters im Subatlantikum, abgelagert wurde. Er weist im Bereich der Unteren Mittelbe eine Mächtigkeit von kleiner als 2 m

auf, kann aber in Rinnenpositionen auch bis zu 5 m mächtig sein. Für die Wische beschreibt Caspers (2000) Mächtigkeiten von 40 - 90 cm. Urban in von Haaren et al. (2006) untersuchte einen Standort im Elbevorland bei Gorleben und ordneten ein Pollendiagramm aus 265 cm Tiefe zeitlich im Bereich um Christi Geburt ein, während sie auch Holzstücke aus 160 cm Tiefe mittels ^{14}C -Methode auf das Jahr 1360 (+/- 65 Jahre) datierten und damit den Haupt-Sedimentationszeitraum, den auch Caspers & Schwarz (1998) beschrieben, bestätigten.

Caspers und Schwarz (1998) schlussfolgerten seinerzeit, dass durch Deichbau wesentliche Teile der historischen Auenlandschaft von ihrer natürlichen Entwicklung abgeschnitten wurden und dass der Faziesraum zur Bildung von Auenlehm nicht mehr existiere.

Dabei übersehen sie, dass nach wie vor auch Sedimentation von feinkörnigem, fluviatil transportiertem Material in Auen stattfindet – allerdings begrenzt auf den rezenten Überflutungsbereich. Dabei ist die Ausbildung sandiger Uferwälle auf die Ufer der Elbe beschränkt. Weniger (2010) und Kunz et al. (2014) belegen in der Mänderschleife Wehningen mittels Vergleichen historischer Karten und Optisch-Stimulierte-Lumineszenz-Datierungen, Auen-Neubildungen, die durch wasserbauliche Maßnahmen induziert wurden. Dieses junge Vorland bildet 1/3 des insgesamt 140 ha umfassenden Wehninger Werders (Abb. 22). Kunz et al. (2014) ermittelten Ablagerungszeiträume für Flussande zwischen 90 und 180 Jahren, während für die Flussande unterhalb der alten Auenlehmdecke ein Alter von ca. 1.050 Jahren ermittelt wurde. Und auch Rommel (2010) beschreibt die Ausbildung von Auensedimenten in diesem Flussabschnitt von durchschnittlich 21 cm/100 Jahren, wobei die ufernahe Aufsedimentation stärker war als die uferferne.

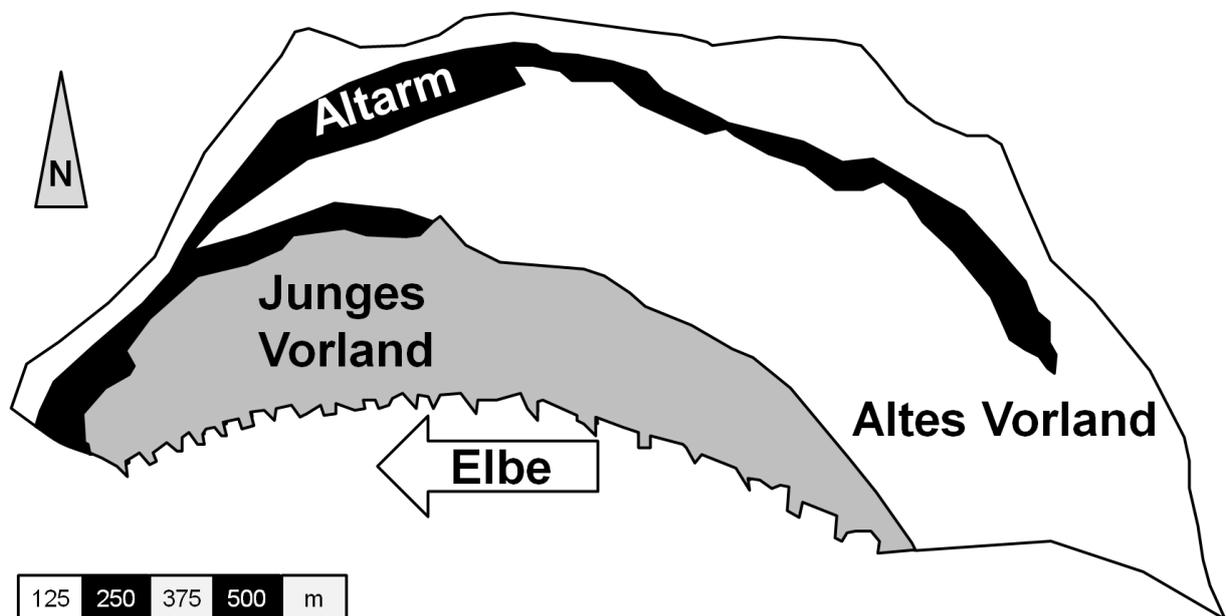


Abbildung 22: Unterschiedlich alte Auenabschnitte des Wehninger Werders, ermittelt durch Auswertung historischer Karten nach Weniger (2010).

Da weite Teile des Einzugsgebiets mit Löss bedeckt sind (Haase et al. 2007), ist davon auszugehen, dass er wesentlichen Anteil an der Zusammensetzung des Auenlehms hat. Bezüglich der Kornzusammensetzung von bodenbildenden Substraten weist Schwartz (2001) darauf hin,

dass ältere Auenlehme (aus dem Bereich der Rückdeichungsfläche Lenzen bei Elbe-km 474) ein breiteres Korngrößenspektrum aufweisen als die jüngeren Auenlehme aus den Vorlandbereichen, die schluffdominiert sind. Schluffdominierte Bodenarten weisen auch die Böden aus dem Bereich des Wehninger Werders (Elbe-km 513) auf (Weniger, 2010). Schwartz (2001) schlussfolgerte, dass vor allem Strombaumaßnahmen zu höheren Fließgeschwindigkeiten im Hochwasserfall führten, wodurch das Aussinken toniger Partikel zu großen Teilen verhindert wird.

3.3.2 Geochemische Charakterisierung von anthropogen unbeeinflussten Auenlehmen (Fluvi-Sedimenten)

Da die historischen Auenlehme weitgehend frei von anthropogenen Beeinflussungen waren, förderte das BMBF am Ende der 1990er Jahre mehrere Projekte zur Ableitung von lokalen/regionalen Hintergrundwerten aus Auensedimenten zur verbesserten Bewertung rezenter Flusssedimente. Prange et al. (1997) ermittelten aus Tiefenprofilen von Elbeböden nach Flusssäureaufschluss Hintergrundwerte für die Fraktion < 20 µm. Tabelle 11 enthält Hintergrundwerte aus der Region der Mittel-elbe für ausgewählte Elemente.

*Tabelle 11: Geogene Hintergrundwerte von Auensedimenten der Mittleren Elbe (Prange et al. 1997) in der <20 µm-Fraktion, Totalkonzentrationen nach Flusssäureaufschluss für ausgewählte Elemente, *für Quecksilber wurde die Nachweisgrenze der Neutronen-Aktivierungsanalyse angegeben.*

	Geogener Hintergrundwert, Median	Minimum	Maximum
	mg/kg	mg/kg	mg/kg
As	24	5	45
Cd	0,3	0,1	0,6
Cr	117	94	136
Cu	30	24	40
Hg	<0,3*	-	-
Ni	50	28	66
Pb	27	22	34
Zn	127	73	164

Da diese Hintergrundwerte, entsprechend der Analysen von Gewässersedimenten, korngößennormiert in der < 20 µm-Fraktion ermittelt wurden, sind sie zur Bewertung von Korngemischen nicht geeignet. Krüger et al. (1999) haben daher aus Unterböden der Rückdeichungsfläche Lenzen bei Elbe-km 474 (Untersuchungsgebiet und Proben von Schwartz, 2001) Regressionsgleichungen für diejenigen Elemente formuliert, deren Stoffkonzentrationen in einer linearen Beziehung zum Feinkornanteil stehen. Die untersuchten Auenlehme wiesen Anteile an der < 20 µm-Fraktion zwischen 26 und 94 % auf. Die Kohlenstoffgehalte variierten zwischen 0,2 und 2,5 %. Tabelle 12 enthält die Regressionsgleichungen sowie ihr Bestimmtheitsmaß. Abb. 23 zeigt beispielhaft die Abhängigkeit der Zinkgehalte vom Anteil an der Fraktion < 20 µm. Dabei illustriert die Abbildung die gute Übereinstimmung unterschiedlicher Analysemethoden (der schwarze Doppelpfeil illustriert den Wertebereich nach Prange et al. 1997 aus der < 20 µm-Fraktion). Nicht für alle Elemente sind korngößensabhängige Beziehungen ableitbar

gewesen. Das könnte für As und Cd sowohl an der elementspezifischen Mobilität gelegen haben als auch an der Nachweisgrenze der Messmethode. Während für Cr, Cu, Ni, Pb und Zn Totalgehalte mittels Röntgenfluoreszenzanalyse im Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg ermittelt wurden, wurden As, Cd und Hg nach Königswasseraufschluss mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) mit Magnetfeld-Untergrundkompensation oder Fließinjektions-Hydrid-Kaltdampftechnik analysiert. Die Korngrößenabhängigkeit der Stoffkonzentrationen ist für Zink in Abbildung 23 und für die anderen Elemente in Anhang 3 dargestellt.

Tabelle 12: Körnungsabhängige ($X = < 20 \mu\text{m}$ -Anteil) Hintergrundkonzentrationen für ausgewählte Elemente.

Element	Gleichung	Bestimmtheitsmaß R^2
Cr	$Y=0,98 X + 8,26$	0,89
Cu	$Y=0,34 X + 3,23$	0,43
Ni	$Y=0,51 X + 2,32$	0,82
Zn	$Y=1,35 X + 11,9$	0,72
Pb	$Y=0,19 X + 11,5$	0,5

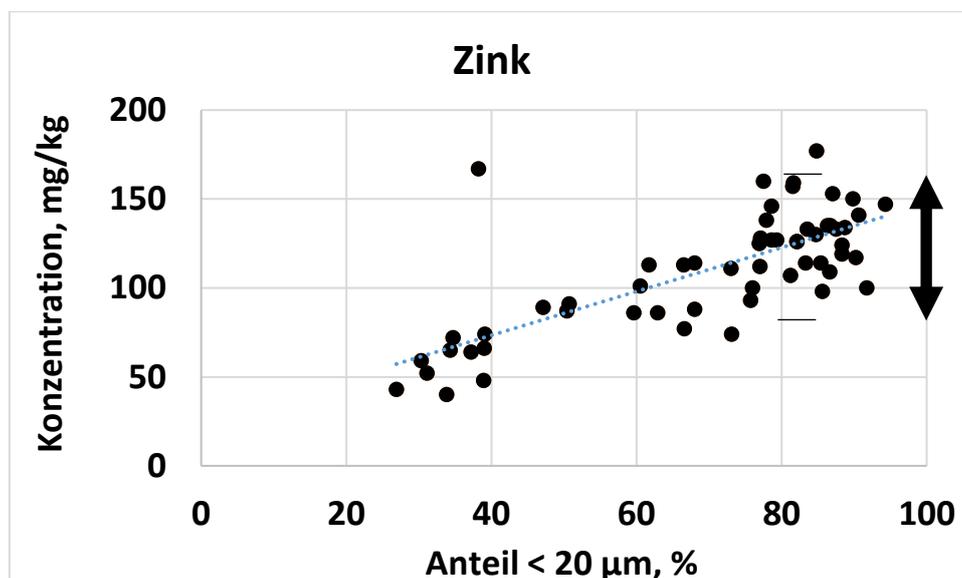


Abbildung 23: Zusammenhang von Zink-Gehalten und dem Anteil der $< 20 \mu\text{m}$ -Fraktion von Unterböden der unteren Mittelelbe aus dem Bereich der Rückdeichungsfläche Lenzen. Der schwarze Pfeil veranschaulicht die Spannweite für regionale Hintergrundwerte in der $< 20 \mu\text{m}$ -Fraktion.

3.3.3 Organo-Fluvi-Sedimente in Auen der Elbe

Der Eintrag von Sedimenten bei Hochwasser in die Auen ist Thema dieser Arbeit. Die Qualität der Sedimente hat sich an der Elbe, aber z. B. auch am Rhein (Middelkoop 1997) vor allem im Verlauf des letzten Jahrhunderts stark verbessert.

In Abhängigkeit der Sedimentqualität und der Quantität des Sedimenteintrags verändern sich die Böden im rezenten Überflutungsbereich. Vorgefundene und veränderbare Bodenbelastungen dokumentieren den fortwährenden Sedimenteintrag von organo-Fluvi-Sedimenten.

Eigenschaften von Hochflutsedimenten an der Mittel- und Unterelbe wurden in den letzten zwei Jahrzehnten von verschiedenen Autoren beschrieben bzw. veröffentlicht (Schwartz et al. 1997, Krüger et al. 2000, Friese et al. 2000, Urban in von Haaren et al. 2006, von Tümpling & Lobe 2004 - 2008, Baborowski et al. 2007b, Krüger & Urban 2009, Krüger 2012). Die nachfolgende Tabelle 13 gibt einen Überblick über die Spannbreiten der Korngrößenzusammensetzung, des Gehaltes an organischem Kohlenstoff und ausgewählten Metallgehalten.

Tabelle 13: Ausgewählte Eigenschaften von Hochflutsedimenten, n = Anzahl, T = Tongehalt, <20µm = Anteil der Fraktion < 20 µm, S = Sandgehalt, n.b. = nicht bestimmt.

Lokalität, Elbe-km	n	T, %	<20µm, %	S, %	C org. %	As, mg/kg	Cd, mg/kg	Hg, mg/kg	Referenz
Lenzen, 478	25	7-14	24-44	25-43	4,2-10,4	13-54	1,2-6,5	n.b.	Schwartz et al. 1997
Schönberg Deich, 436-440	18	n.b.	4,4-78*	1,7-63*	4-23	9,1-108	2,6-18,6	n.b.	Friese et al. 2000; Rupp et al. 2001
Schönberg Deich, 436-440	17	n.b.	n.b.	n.b.	7-13	26-63	5-9	3-6	Baborowski et al. 2007b
Gorleben, 492; Neu Garge, 542; Sassendorf, 567	3	22-30	n.b.	3-4	7,9-8,9	17-26	5,6-6,9	3,5-4	Urban in von Haaren et al. 2006
Schönberg Deich, 436-440	8	4-10	12-53	25-84	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	Von Tümpling & Lobe 2004-2008
Biberwerder, 289	9	3-13	16-56	19-72	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	Von Tümpling & Lobe 2004-2008
Grippel, 496 Wehningen, 513-514; Radegast, 557-561	21	5-41	61-89	1-21	6,3-13,3	39-51	3,7-6,4	2,9-11,4	Krüger & Urban 2009
Lenzen Rückdeichung, 476-483	7	5-14	40-68	1-60	5,6-12,5	29-79	1,4-3,9	0,6-1,8	Krüger 2012

*Ergebnisse von der quantitativen Gewinnung der 20µm-Fraktion.

Mit Anteilen an der Tonfraktion bis zu 97 %, Kohlenstoffgehalten von bis zu 23 % und Arsengehalten bis 108 mg/kg, Cadmiumgehalten bis 18,6 mg/kg und Quecksilbergehalten bis 11

mg/kg können sie zusammenfassend überwiegend als feinkörnig, kohlenstoffreich und vor allem kontaminiert beschrieben werden. Ihr Belastungszustand ist so hoch, dass nach wie vor Beeinträchtigungen der landwirtschaftlichen Grünlandnutzung in den Elbauen zu erwarten sind (Heise et al. 2008, Krüger & Urban 2009). Auch hier wird die Bedeutung des Sedimentmanagementkonzeptes (FGG Elbe 2014) für ausgewählte Schutzgüter (siehe auch Kapitel 3.4) in Auen deutlich.

3.3.4 Bodenbelastungen von Elbauen

Der Eintrag schadstoffbelasteter Sedimente schlägt sich in der Bodenqualität nieder. Die Abbildungen 24 und 25 illustrieren, dass sich die räumlich differenzierte Belastungssituation innerhalb des Gewässers auch in der Belastung der Auenböden widerspiegelt. Bodenbelastungen dokumentieren den Eintrag der kontaminierten Sedimente (organo-Fluvi-Sedimente) in die Überschwemmungsbereiche. Abbildung 24 zeigt die Spannbreite der auftretenden Bodenbelastungen an Quecksilber zwischen 0 - 10 cm Tiefe entlang der deutschen, freifließenden Elbe. Abbildung 25 zeigt die Dioxinbelastungen in Böden aus Studien und Untersuchungsprogrammen unterschiedlicher Herkunft und Autoren. Sowohl Quecksilber als auch Dioxine sind unterstromig der Zuflüsse Mulde und Saale deutlich stärker in den Sedimenten und Böden angereichert, weil die historisch bedingten Einträge auf Industriezweige in den Teileinzugsgebieten der Mulde und Saale zurückzuführen sind. Aus dem Vergleich der Sediment- und Bodenbelastungen wird deutlich, dass die aktuellen Sedimentbelastungen zur Qualitätsverbesserung der Böden beitragen (siehe Kap. 2.7.2).

Eine Vielzahl von Bodenuntersuchungen belegen die nachhaltig kritische Anreicherung von Schadstoffen (Miehlich 1983, Meissner et al. 1994, Götz & Lauer 1999, Schwartz 2001, Urban et al. 2001, Eisenmann 2002, Krüger & Gröngröft 2003, Krüger et al. 2005, Umlauf et al. 2005, Rinklebe et al. 2005, 2009, Götz et al. 2007, von Haaren et al. 2006, Witter et al. 1998, 2003, Kiersch et al. 2010). Tabelle 14 zeigt einen Überblick über die Schwermetall- und Arsenbelastungen in Elbauen aus dem Jahr 2003.

Tabelle 14: Schwermetall- und Arsengehalte von Böden der Elbauen entlang der deutschen, freifließenden Elbe (Krüger et al. 2005) Überschreitungen der Maßnahmenwerte der BBodSchV [1999,] in fett).

Percentile	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	µg/g							
10	25	1.3	65	34	0.4	28	61	222
25	37	2.7	90	71	1.0	39	91	351
Median	50	4.8	113	104	2.1	53	130	604
75	65	7.9	150	163	7.7	68	175	995
90	83	10	183	232	12	93	227	1191

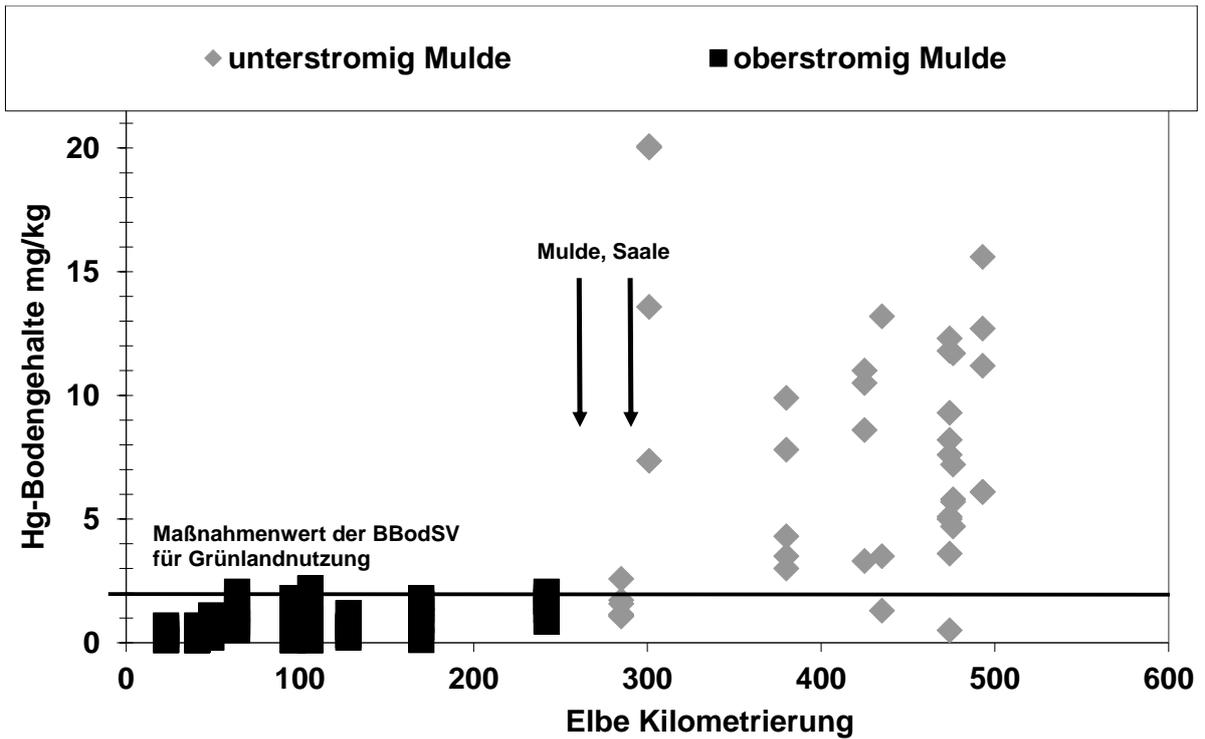


Abbildung 24: Bodenbelastungen mit Quecksilber in den Auen entlang der deutschen, freifließenden Elbe im Jahr 2003.

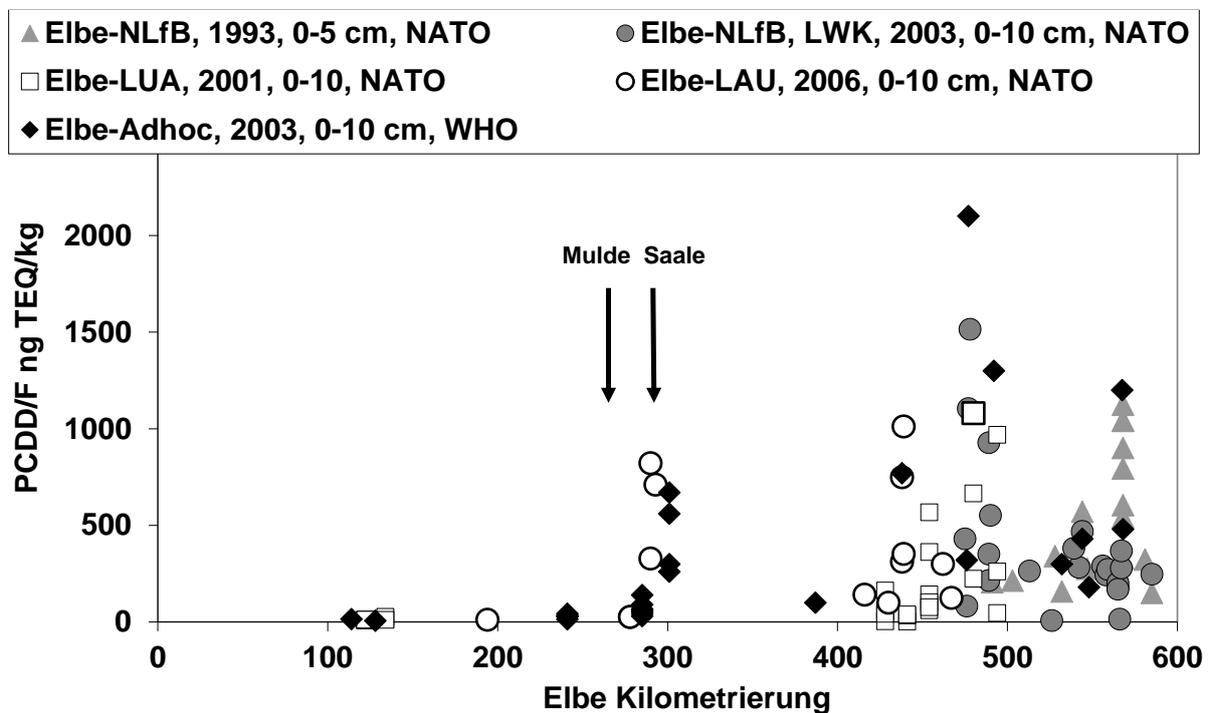


Abbildung 25: Bodenbelastungen mit Dioxinen in den Auen entlang der deutschen, freifließenden Elbe (Daten aus Schulz et al. 1993, Severin et al. 2003, unveröffentlichte Daten des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalts 2006, unveröffentlichte Daten des Landesumweltamtes Brandenburg 2001 sowie von Umlauf et al. 2005).

Meyer & Miehlisch (1983) untersuchten erstmalig anhand von sechs typischen Leitprofilen in der Pevestorfer Elbtalaue (Elbe-km 484 - 486) die Schwermetall- und Arsenbelastung von Auenböden der unteren Mittel-Elbe im Zusammenhang mit der Genese der Auenböden. Schon Meyer & Miehlisch (1983) beschrieben die Ausbildung von zwei Uferwällen, zwischen denen sich in Ufernähe eine erste Flutrinne ausbildete, in der sich Auenanmoorgleye entwickelten. Die Tiefenverteilung der Schwermetallanalysen wies bereits darauf hin, dass dies ein Standort hoher Sedimentationsraten ist. Höchste Belastungen wiesen Auenanmoorgleye und Auenassgleye auf (Miehlisch 1983). Meyer & Miehlisch (1983) unterschieden noch zwischen Allochthoner und Autochthoner Vega, wobei die Allochthone Vega diejenige ist, die wir heute als typische, aus Auenlehm bzw. Fluvilehmen entstandene Vega, bezeichnen. Die Autochthone Vega hat sich aus sandigen Substraten entwickelt. Sie ist typisch für den zweiten, den älteren Uferwall. Ihre Eigenschaften sind durch Verbraunungsprozesse und weniger durch die reinen Substrateigenschaften des sedimentierten Materials geprägt. Am geringsten kontaminiert sind die Böden des ersten Uferwalls (Rambla und Paternia), deren bodenbildendes Substrat reiner Flusssand ist. Bereits Miehlisch (1983) wies auf die enorme Schwermetallanreicherung in Boden und in Futterpflanzen des Überschwemmungsbereiches der Elbe hin und prognostizierte bei sinkenden pH-Werten Anreicherungen für Zink und Cadmium.

Meissner et al. (1994) untersuchten erstmalig Hochflutsedimente zwischen 1986 und 1990 zwischen Bad Schandau (Elbe-km 10) und Magdeburg (Elbe-km 330) als auch ein Längsprofil der Oberböden zwischen Roßlau (Elbe-km 257) und Tangermünde (Elbe-km 388). Dabei schlossen die Untersuchungsregionen jeweils die beiden wesentlichen Nebenflüsse der Mulde und der Saale ein. Meissner et al. (1994) beschrieben die differenzierten Herkünfte der Metallgehalte. Während Zink im Wesentlichen aus dem Erzbergbau des Erzgebirges und weiteren diffusen Quellen stammte, resultierten Cadmium, Zink und Blei aus der Metall- und metallverarbeitenden Industrie. Chrom sei eine Folge von Einleitungen aus der Lederindustrie während Quecksilber der chemischen Industrie zuzuordnen sei. Auch Meissner et al. (1994) weisen auf den hohen und zu differenzierenden Belastungsstatus der Elbauenböden hin. Unterstromig von Mulde und Saale seien die Böden als sehr stark belastet zu bezeichnen. Die Belastungsmuster seien allerdings kompliziert. Die topografische Exposition und der Gehalt an organischer Substanz seien für den Belastungsgrad entscheidend. Allerdings forderten sie systematische Untersuchungen zum Eintrag von Sedimenten und zur systematischen Untersuchung der Belastungssituation von Böden, um die Nutzung der Belastung anpassen zu können.

Rupp et al. (2001) erarbeiteten sehr viel Informationen über den hochwassergebundenen Sedimenteintrag in der Mänderschleife „Schönberg Deich“ zwischen den Elbe-km 435 und 440. Dabei bilanzierten sie den Ein- und Austrag von Schwermetallen und Arsen an ausgewählten Standorten des Elbevorlandes. Sie dokumentierten und relativierten erstmalig die Bedeutung von Sedimenteinträgen im Hinblick auf die Bodenprobennahmen zwischen 0 - 10 cm Tiefe und zeigten, dass bei weit verbreiteten, geringen Einträgen von 220 g/m² 454 Überflutungsereignisse notwendig wären, um 10 cm Boden aufzusedimentieren. Trotz der relativ geringen Einträge an Sedimenten zeigt ihre Bilanz an Stoffeinträgen mit dem Hochflutsediment gegenüber den Austrägen mit der geernteten Vegetation und über das Sickerwasser, dass Auenböden nach wie vor als Schadstoffsensoren wirken.

Urban et al. (2001) bezeichneten die vorgefundenen Bodenbelastungen des Elbtals in Bezug auf Quecksilber als schädliche Bodenveränderung im Sinne des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998). Sie untersuchten ebenfalls Grünlandvegetation, fanden allerdings nur in wenigen Proben kritische Anreicherungen an Cadmium.

Schwartz (2001) bearbeitete zwar überwiegend die Bodenfeuchteveränderung von Böden in der Rückdeichungsfläche Lenzen (Elbe-km 479 - 484), untersuchte und verglich jedoch auch Schwermetallgehalte von Vor- und Binnenlandböden mit den Untersuchungen von Miehlich (1983). Mit Ausnahme anthropogener Anreicherungen von Blei und Cadmium, die aber nicht der Sedimentproblematik der Elbe zuzuordnen seien, sind die deichgeschützten Böden als unbelastet zu bewerten. Die Vorlandböden zeigen dagegen starke anthropogene Schwermetall- und Arsenanreicherungen, wobei Schwartz (2001) feststellt, dass sich die Bodenbelastungen zwischen 1980 und 1997 unterscheiden. Der Eintrag geringer belasteter Sedimente wird als Ursache für Qualitätsverbesserungen genannt. Auch Eisenmann (2002) untersuchte Böden des Vor- und Binnenlandes der Elbe. Er untersuchte Änderungen der Erfüllung von Bodenfunktionen im Hinblick auf die geplanten ökologischen Hochwasserschutzmaßnahmen (Deichrückverlegungen) bei Rogätz (Elbe-km 341 - 351) und bei Sandau (Elbe-km 412 - 422). Eisenmann (2002) argumentierte, dass möglicherweise Metallanreicherungen, wie er sie in seinen Untersuchungsgebieten des Elbevorlandes vorfand, eine Einschränkung der mikrobiologischen Aktivität nach sich ziehen könnte, was allerdings im Projektzeitraum nicht überprüft werden konnte. Im Hinblick auf die Senkenfunktion der Böden beschreibt Eisenmann (2002), dass die Auen des Überflutungsbereiches eine wichtige Reinigungsleistung für das Elbwasser darstellen und damit eine erhebliche Filterfunktion wahrnehmen.

Krüger & Gröngröft (2003) trugen Boden- und Pflanzenanalysen verschiedener Autoren zusammen, um erstmalig einen Überblick der Oberboden- und Pflanzenbelastung in den Auen entlang der gesamten deutschen, freifließenden Elbe zu erhalten. Diese Datensammlung zeigte in Übereinstimmung mit Meissner et al. (1994) die Bedeutung der Mulde und Saale für die Belastungssituation der Auen insbesondere für Quecksilber. Krüger & Gröngröft (2003) veranschaulichten aber auch, dass die vorhandenen Regularien – Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) als auch Futtermittelverordnung (FuttMV 2015, durch Richtlinie 2002/32/EG) – nicht aufeinander abgestimmt sind. So sind Futtermittelgrenzwerte überschritten worden (z. B. für Cadmium), obwohl die Maßnahmenwerte der BBodSchV für die Grünlandnutzung (20 mg/kg für Cd) eingehalten wurden. Allerdings sei hier auch schon darauf hingewiesen, dass beispielsweise die Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft in ihren Hinweisen und Empfehlungen zum Umgang mit arsen- und schwermetallbelasteten landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (2006) einen Grenzwert für Cadmium von 2 mg/kg empfiehlt, da eine relativ gute systemische Aufnahme erfolge.

Krüger et al. (2005) untersuchten Oberböden im Jahr 2003 entlang der deutschen, freifließenden Elbe bis Elbe-km 489 (bei Gorleben) nach einem einheitlichen Schema, indem sie in jedem Teiluntersuchungsgebiet Oberböden in unterschiedlicher Entfernung zur Elbe als auch in unterschiedlicher topografischer Exposition untersuchten, um Vergleichbarkeit zwischen Auenabschnitten der Elbe herzustellen. Dabei bestätigten sie insbesondere den Einfluss der Saale (Abb. 24) auf die Oberbodenbelastung für Quecksilber, während andere Metalle, z. B. Arsen, entlang der Elbe (mit Ausnahme einzelner Standorte) eine gleichmäßige Zunahme der

Oberbodengehalte aufweisen. Auf der Grundlage von Korrelationsanalysen zeigen Krüger et al. (2005), dass die Oberbodenbelastung stärker vom Gehalt an organischer Substanz als von der topografischen Höhe abhängig ist und deuten dies als Hinweis auf differenzierte Sedimentationsbedingungen, die nicht alleine auf die Höhenlage zu reduzieren ist.

Gröngröft et al. (2005) untersuchten im gleichen Jahr die pflanzenverfügbaren Anteile von Schwermetallen und Arsen als auch deren Anreicherungen in der Vegetation. Sie erarbeiteten, orientiert an den maximal pflanzenverfügbaren Gehalten, eine Reihe abnehmender Mobilität von $Cd > Zn > Cu \geq Pb > As > Hg$. Kritische Metallanreicherungen wurden direkt nach der Flut von Pflanzenmischproben bei Dresden analysiert. Aufgrund der Verschmutzung gab es Überschreitungen der Futtermittelgrenzwerte (FuttMV 2015 durch Richtlinie 2002/32/EG) in allen Proben. Die Analysen in der Vegetation des Folgejahres (2003) entlang der gesamten Elbe zeigten dagegen kritische Anreicherungen für Arsen, Quecksilber, Blei und in 31 % der Proben für Cadmium. Dabei konnte die Abhängigkeit der pflanzenverfügbaren Anteile vom pH-Wert bestätigt werden.

Auch Urban in von Haaren et al. (2006) untersuchte im Rahmen von FLOWS (EU Projekt Floodplain Land Use Optimising Workable Sustainability - Living with Flood Risks in a Changing Climate) Boden und Vegetationsproben aus dem Elbevorland. Dabei differenzierten sie bei den Aufwuchsuntersuchungen Pflanzenteile ober- und unterhalb von 5 cm Wuchshöhe und fanden sowohl stärkere Belastungen in den Wurzeln als auch in den bodennahen, oberirdischen Pflanzenteilen (< 5 cm), was den Transferpfad über die partikelgebundene Belastung an der Vegetation belegt. Darüber hinaus erarbeiteten sie zwei feinstratigrafische Tiefenprofile für Schwermetalle von zwei Gley-Vegen bei Gorleben und Sassendorf, wobei jeweils sehr hohe Quecksilbergehalte bis 30 mg/kg identifiziert wurden. Allerdings wies das Tiefenprofil aus Gorleben zwei Maxima gleicher Belastungshöhe in den oberen 25 cm Tiefe auf.

Rinklebe (2005) etablierte den Bodentyp der Tschernitza bzw. Gley-Tschernitza als junge Bodenbildung auf niedrig gelegenen Terrassen an der Mittel-Elbe bei Wörlitz und Steckby. Er beschreibt, dass diese am stärksten mit Schwermetallen und Arsen belastet seien und dass eine landwirtschaftliche Nutzung präventiv aufgrund der Schadstoffanreicherung in der Nahrungskette unterbleiben sollte. Rinklebe (2005) betrachtet diese Standorte als bevorzugt geeignet zur Wiederansiedlung von Auwald. Gleichzeitig weisen die schwarzerdeähnlichen Auenböden nach Rinklebe & Langer (2006), die nach FAO/ISRIC/ISSS (1998) als Mollic Fluvisols bezeichnet werden, die größte mikrobielle Biomasse und Phosphorlipid-Fettsäure-Biomasse auf. Im Vergleich zu terrestrischen Böden sei allerdings der Anteil mikrobiller Biomasse am Gesamtkohlenstoff gering. Gleiche Befunde zeigen auch Urban et al. (2011). Mittels Dichtefraktionierung wurde darauf hingewiesen, dass der stabile und damit vor mikrobiellem Abbau geschützte Kohlenstoffpool in verschiedenen Auenböden an der unteren Mittel-Elbe am größten ist. Dabei sei hier nochmals darauf hingewiesen, dass der Kohlenstoffvorrat in Auenböden sich aus autochthonem und auch allochthonem, d. h. sedimentbürtigem Kohlenstoff zusammensetzt.

Wallschläger et al. (1996a) arbeiteten über die Speziation von organischen Quecksilberverbindungen in Elbauen, um das Remobilisierungspotenzial der Bodenbelastungen abschätzen zu können. Sie fanden in Batch-Schüttelversuchen, dass lediglich ca. 1 % des Quecksilbers als wasserlöslicher Huminsäurekomplex remobilisiert werden konnte, welcher aufgrund seiner

geringen Menge kein hohes toxikologisches Potenzial aufweise. Im Jahr zuvor veröffentlichten Wallschläger et al. (1996b) am Beispiel eines Elbauenbodens, dass neben Monomethylquecksilber auch Dimethylquecksilber und elementares Quecksilber auftreten, denen ein hohes Evapotranspirationspotenzial zugeschrieben wurde. Insbesondere die Ausgasung von Dimethylquecksilber sei aufgrund dessen hoher Toxizität von besonderer Relevanz. Rinklebe et al. (2009) untersuchten Methylquecksilber-Ausgasungen entlang eines Belastungsgradienten an Elbauenböden und fanden keinen Zusammenhang zwischen den Quecksilber-Vorräten im Boden und den Methylquecksilber-Fluxes, was sie auf die verschiedenen, die Ausgasung bestimmenden Parameter, wie mikrobielle Aktivität, Temperatur, Wassergehalt usw. zurückführten.

Götz & Lauer (1999) und später Götz et al. (2007) setzten den Fokus auf die Untersuchung von Dioxinen und gingen dabei der Frage nach, ob die Dioxinkontaminationen in Sedimenten der Elbe, des Hamburger Hafens sowie in Böden des Überschwemmungsbereiches auf lokale Quellen oder durch den Ferntransport verursacht wurden. In diesem Zusammenhang untersuchten sie an der Mittel-Elbe einen Auenanmoorgley bei Pevestorf (Elbe-km 485), um die zeitliche Belastungsentwicklung von Dioxinen und Furanen als auch verschiedener weiterer chlororganischer Schadstoffe (dioxinähnliche Polychlorierte Biphenyle, weitere PCBs, Polychlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe usw.). Götz & Lauer (1999) zeigten, dass die höchsten Dioxinkonzentrationen in einem Zeitfenster von 1950 - 1960 auftraten. Das Tiefenprofil der Dioxinkontamination zeigt Abbildung 26. Sie führen aus, dass das Auftreten von sehr hohen Dioxinkonzentrationen in einem relativ engen Zeitfenster für die Elbe spezifisch zu sein scheint. Dabei ist anzumerken, dass der gleichfalls untersuchte Sedimentkern aus dem Heuckenlock (ab Elbe-km 610,5) vergleichbar hohe Dioxinkonzentrationen zwischen 1940 - 1950 aufwies.

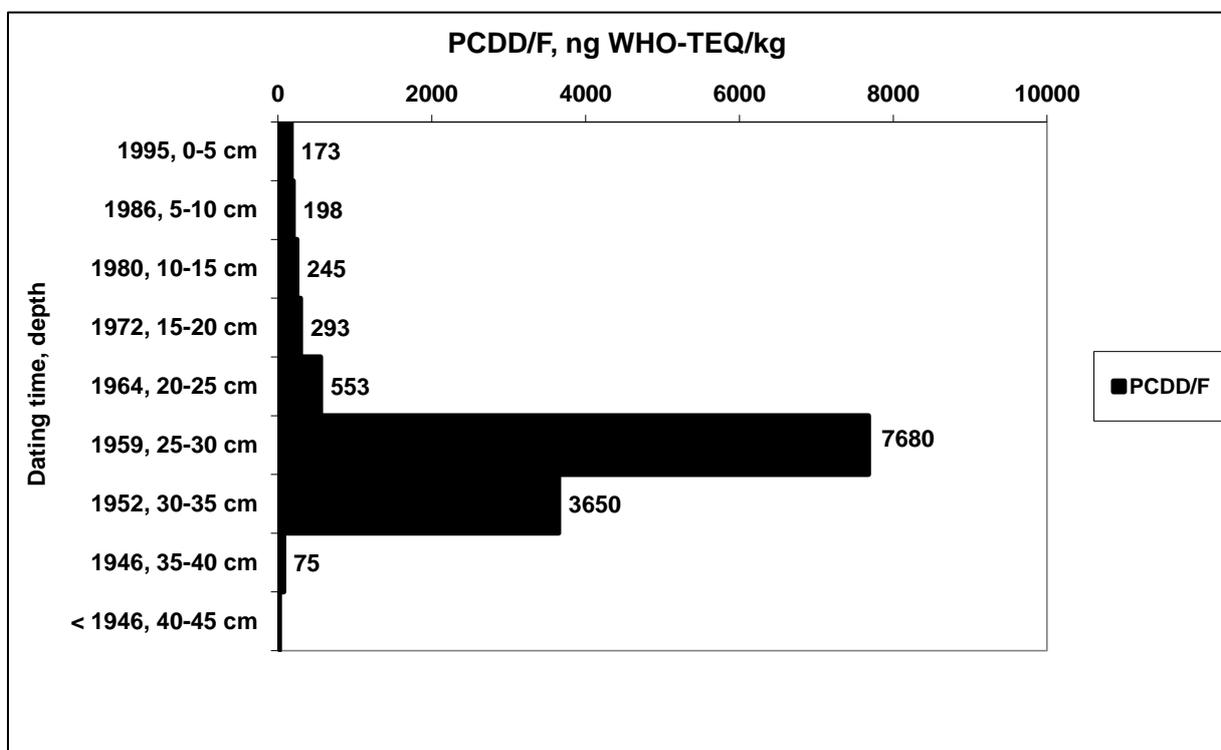


Abbildung 26: Dioxinkonzentrationen (I-TEQ) im Auenanmoorgley bei Pevestorf (Götz & Lauer, 1999 sowie Götz et al. 2007).

Umlauf et al. (2005) untersuchten Oberböden im Längsprofil der Elbe nach der extremen Sommerflut im Jahr 2002. Sie zeigen, dass das Konzentrationsprofil der Elbeböden auf Eintragsquellen aus der Mulde und Saale hinweise, wobei aktuell die Bodenbelastungen (bis maximal 2100 ng I-TEQ/kg) die Sedimentbelastungen nach der Flut um ein Mehrfaches übersteige.

Dies ist eine bedeutsame Erkenntnis, denn es veranschaulicht, dass die extremen, aktuellen Bodenbelastungen auf mangelnde Überdeckung zurückzuführen sind.

Witter et al. (1998 und 2003) untersuchten an den Standorten in Pevestorf (Elbe-km 485) sowie bei Schönberg Deich (Elbe-km 436 - 440,5) Boden-Tiefenprofile auf eine Vielzahl chlorierter Kohlenwasserstoffe. Sie fanden räumlich (horizontal) und zeitlich (vertikal) sehr hohe und variierende Bodenbelastungen, deren Ursache unterschiedliche Sedimentationsvorgänge, überlagert von Abbaumechanismen und ggf. auch Schadstoffverlagerungen, darstellen.

Kiersch et al. (2010) dokumentieren eine ausgeprägte, kleinräumige (wenige Meter) Heterogenität für den Belastungszustand von Böden mit Persistenten Organischen Schadstoffen (POPs), den sie auf kleinräumig variierende Sedimentationsbedingungen zurückführen, wobei sie feststellten, dass sie für acht von 29 untersuchten Schadstoffen in den oberen zehn Zentimetern gegenüber älteren Untersuchungen (Witter et al. 1998, Witter et al. 2003 und Götz et al. 2007) höhere Belastungen vorfanden. Stärkere Anreicherungen in Oberböden fanden sich für Dieldrin, Endrin, Endosulfan I, Endosulfan II, Heptachlor, pp-DDE, op-DDE und Methoxychlor.

4 Weiterführende Untersuchungen

4.1 Der hochwassergebundene Sediment- und Schadstoffeintrag an der Elbe

4.1.1 Methoden und Ergebnisse zur Untersuchung des Sedimenteintrags

4.1.1.1 Summarische Methoden

Der hochwassergebundene Sedimenteintrag in Auen kann nach Rommel (2005) anhand summarischer und ereignisbezogener Methoden ermittelt werden. In Anlehnung daran haben Krüger et al. 2006 Methoden und Ergebnisse zur Ermittlung des räumlich und zeitlich auf unterschiedlichen Skalenebenen variablen Sedimenteintrags vorgestellt:

Langzeitliche Prozesse, die die kumulierten Sedimenteinträge von mehreren Jahrhunderten betrachten, sind z. B. Geländehöhenvergleiche zwischen aktiven und rezent nicht mehr überfluteten Auenbereichen. Seit der Eindeichung haben sich im rechtselbischen Bereich zwischen Elbe-km 472 und 485 durchschnittliche Geländehöhenunterschiede von 0,75 m ergeben, die sich unter Annahme einer durchschnittlichen Bodendichte von 1,5 g/cm³ durch jährliche Sedimenteinträge von 1,5 kg/m² erklären lassen.

Rommel (2005) nutze Geländehöhenvergleiche von Querprofilen der Jahre 1902 und 1993 um z. B. zwischen den Elbe-km 505 und 525 mittelfristige Höhenänderungen festzustellen. Durchschnittliche Veränderungen betragen 16 cm, woraus mittlere Sedimenteinträge von 1,7 kg/m²

bei einer angenommenen Oberbodendichte von $1,0 \text{ g/cm}^3$ resultieren. Die stärkste Sedimentation hat es nach Rommel (2005) im ufernahen Bereich gegeben.

Unter Kenntnis der zeitlichen Belastungsentwicklung und der geogenen Hintergrundgehalte von Schwermetallen haben Krüger et al. (2006) und Schwartz (2001) an einzelnen Bodenprofilen jeweils durchschnittliche Sedimenteinträge während des letzten Jahrhunderts zwischen $0,4$ und 11 kg/m^2 ermittelt, wobei auch hier die stärksten Auflandungen in ufernahen Senkenstandorten stattfanden.

Dies deckt sich gut mit Befunden von Barth et al. (1998), die hohe Sedimentationsraten von ca. 3 cm in einer Uferkante bei Aken (Elbe-km 275) über radiochemische Datierungen ermittelten.

Krüger & Urban (2009) veröffentlichten eine ^{137}Cs -Datierung eines Bodenprofils, das im Rahmen einer Diplomarbeit (Hofacker 2006) im Vorland des Gnevsdorfer Vorfluters bei Elbe-km 437 untersucht wurde. Es handelt sich um einen Boden in Senkenlage in knapp 200 m Entfernung zur Elbe. Die Datierungsarbeiten haben gezeigt, dass sich die Sedimentationsraten am Standort im Laufe der Zeit deutlich verringert haben. Während zwischen 1963 und 1986 ca. $7,7 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{a}$ sedimentierten, verringerte sich der Eintrag zwischen 1986 und der Probenahme um knapp die Hälfte auf $3,8 \text{ kg/m}^2 \cdot \text{a}$. Dies wird sowohl auf Veränderungen der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet zurückgeführt als auch auf den Bau des Muldestausees, der aktuell ca. 90% der Muldeschwebstoffe zurückhält (IKSE, 2005). Des Weiteren wird diskutiert, dass sich die kohäsiven Eigenschaften der Sedimente verändert haben könnten. Albrecht (1960) diskutierte, dass im Wasser treibende Pilze und Schmutzstoffe Fischernetze derart verklebten, dass sie nicht mehr fängisch gestellt werden konnten.

Vergleichbare Sedimentationsraten sowie eine vergleichbare Reduktion des Sedimenteintrages lassen sich aus den Arbeiten von Götz et al. (2007) an einem ufernahen Auenboden bei Pevestorf (Elbe-km 485) ableiten.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich der summarische, kumulierte Sedimenteintrag im Laufe der Zeit deutlich verändert hat. Auch auf Grundlage der kumulierten Betrachtung des Sedimentationsgeschehens durch Querprofilvergleiche als auch aus der Betrachtung von einzelnen Bodenprofilen lässt sich schlussfolgern, dass ufernahe und uferferne Auenbereiche einen unterschiedlich starken Sedimenteintrag erfahren haben.

Generell kann schon an dieser Stelle festgehalten werden, dass Sedimenteinträge durch die Landnutzung im Einzugsgebiet geprägt sind und dass auch wasserwirtschaftliche Maßnahmen bzgl. der Sedimentanlieferung eine Rolle spielen können. Des Weiteren scheint nicht nur die Menge, sondern auch die Qualität des Schwebstoffes für dessen Sedimentationseigenschaften verantwortlich zu sein.

4.1.1.2 Ereignisbezogene Methoden

Den summarischen, langzeitlichen Untersuchungen können die ereignisbezogenen Methoden gegenübergestellt werden. So haben z. B. Krüger et al. (2006) auf Grundlage täglich erhobener

Schwebstoffdaten der Bundesanstalt für Gewässerkunde den Sedimentrückhalt während Hochwasserphasen in den Jahren 1997 bis 1999 zwischen den Messstandorten in Wittenberge (Elbe-km 455) und Hitzacker (Elbe-km 523) berechnet. Dabei wird die Annahme getroffen, dass bei Wasserständen bzw. Abflüssen ab dem Ausuferungszustand im Fluss selbst keine Sedimentation feinkörniger Sedimente stattfindet. Jährliche Sedimenteinträge, bezogen auf die gesamte Retentionsfläche von 12.500 ha zwischen den Elbepegeln, lagen in diesen Jahren zwischen 0,2 bis 0,8 kg/m²*a.

Die gleiche Methodik wendeten Baborowski et al. (2007a) an, die während eines Hochwassers im Jahre 2005 eine Reduzierung der Schwebstofffracht zwischen Magdeburg und Wittenberge um 20 % ermittelten.

Das UFZ und ELANA haben in gleicher Weise während des extremen Frühjahrshochwassers im Jahre 2006 in einer 19tägigen Beprobungskampagne an Mulde, Saale und Elbe zwischen Roßlau und Magdeburg zeigen können, dass bis zu 51 % der täglichen Schwebstofffrachten in den Auen zurückgehalten werden können und dass während des Betrachtungszeitraums insgesamt auf einer Fläche von 12.500 ha 80.000 t Schwebstoff zurückgehalten wurden, was der kumulierten Fracht von Mulde und Saale entsprach (Tab. 15, Heise et al. 2008). Durchschnittliche Sedimenteinträge in diesem zudem walddreichen Gebiet lagen bei 0,64 kg/m². Darüber hinaus illustriert der Vergleich der ermittelten Hochwasserfrachten mit den Jahresfrachten, die laut Meilenstein 1 des Arbeits- und Zeitplans der Ad hoc Expertengruppe Sedimentmanagement im entsprechenden Elbeabschnitt zwischen 610.000 t und 663.000 t betragen, dass im Hochwasserereignis (vorbehaltlich aller methodischer Unsicherheiten) 1/3 der Jahresfracht transportiert wurde.

Tabelle 15: Kumulierte Frachten in Roßlau, Dessau, Rosenberg und Magdeburg während des Frühjahrshochwassers 2006.

	Fracht, t
Roßlau, Elbe	194.049
Dessau, Mulde	18.430
Rosenburg, Saale	52.642
Summe	265.120
Magdeburg, Elbe	188.621

Das gleiche Prinzip nutzten auch Hanisch et al. 2005 (in Heise et al. 2008) in einem Forschungsprogramm der Sächsischen Akademie der Wissenschaften. Dort wurden im Untersuchungszeitraum von 1999 bis 2003 im Flusseinzugsgebiet der Saale und ihres größten Nebenflusses der Weißen Elster mehrere Hochwasserereignisse erfasst, die sich hinsichtlich ihres Durchflusses und ihres *Ereignistyps* unterschieden: Die Ergebnisse der Bilanzierungen der Schwebstoffmengen im letzten Abschnitt des Unterlaufs der Weißen Elster zeigen, dass die an fünf ver-

schiedenen Probenahmestellen ermittelte und während dieser Extremereignisse transportierte Schwebstofffracht zwischen 40 bis 60 % der Jahresfracht einnimmt. Sie ist die Summe aus Bodenerosion, Abwassereinleitungen und Remobilisierung von Flusssedimenten, wobei sich ihre Anteile nur schwer abschätzen lassen.

Die Schätzungen für die dokumentierten Hochwässer der Weißen Elster (darunter das 30jährige Hochwasser vom November 2002) zeigen, dass pro Hochwasserereignis zwischen ca. 60 bis ca. 80 % der Schwermetallfracht auf der Retentionsfläche (d. h. den Auen) verbleibt (Harnisch et al. 2005).

Diese einfachen Frachtvergleiche an ober- und unterstromigen Gewässerabschnitten lassen – vorausgesetzt es wird im Gewässer selbst an repräsentativen Standorten der Schwebstoff beprobt – Abschätzungen über den gesamten Gewässerabschnitt zu, ohne jedoch im Vorland den Sedimenteintrag differenzierter zu betrachten.

Eine differenzierte Untersuchung des Sedimenteintrages leisteten Büttner et al. (2006) durch die zweidimensionale Modellierung des Sedimenteintrages eines 14tägigen Hochwassers im Jahr 1998 an der unteren Mittelelbe zwischen km 436 – 440,5 (Abb. 27). Es wurde festgestellt, dass ca. 1.000 t Sediment auf einer Fläche von 200 ha zurückgehalten wurden, wobei ca. 1/3 bis 1/4 des eingetragenen Sediments in Altarmen des Vorlandes sedimentierte, die jedoch nur 10 % der Vorlandfläche ausmachten. Die Untersuchungen veranschaulichten, dass das Sedimentationsgeschehen in Abhängigkeit der Morphologie, der Vegetation und den ereignisbezogenen Überflutungsbedingungen sehr differenziert zu betrachten ist. Zur Validierung der Untersuchungsergebnisse wurden Kunstrasen-Sedimentfallen eingesetzt.

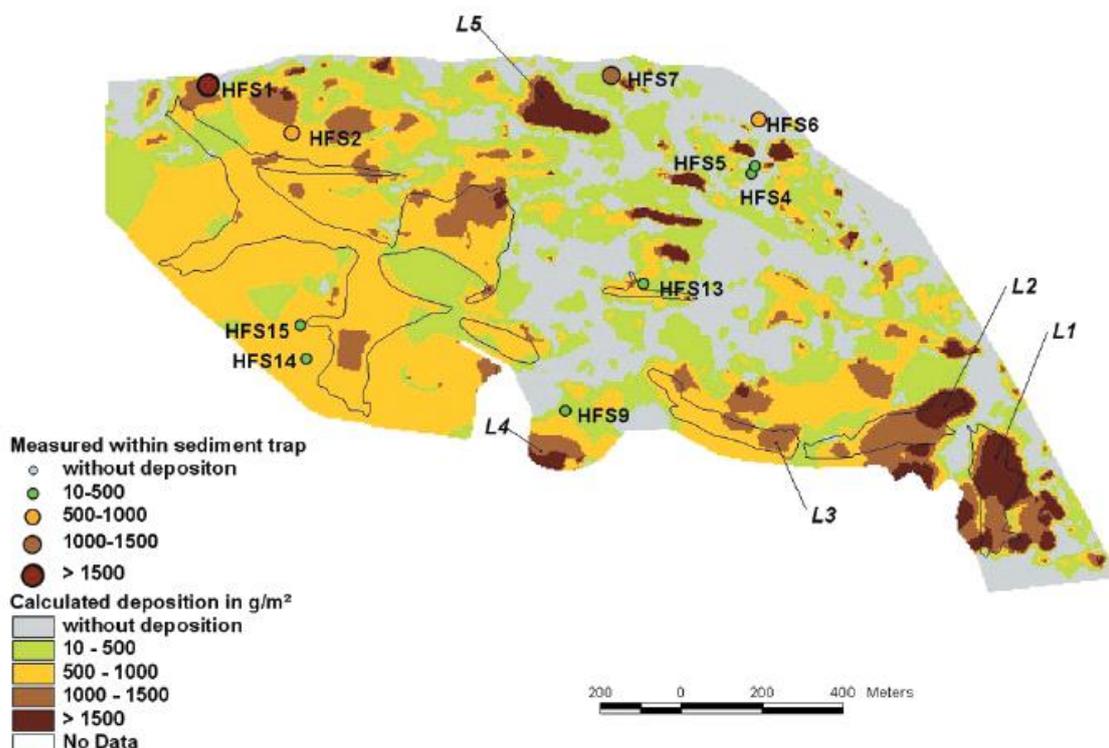


Abbildung 27: Modellierter Sedimenteintrag zwischen den Elbe-km 436-440,5 (Büttner et. al. 2006).

Sie sind geeignet, standortspezifische, ereignisbezogene Sedimenteinträge zu untersuchen. Bei den Sedimentfallen handelt es sich um ASTRO-Turf-Kunstrasenstücke der Größe 30*40 cm, die auf PVC-Platten genietet, in mehrfachen Parallelen im Vorland eines Gewässers ausgebracht werden (Abb. 28).



Abbildung 28: Kunstrasen-Sedimentfallen im Elbevorland (Krüger & Urban 2009).

Diese auch international verwendete, robuste Methode zur standortspezifischen Abschätzung des ereignisbezogenen Sediment-, Nähr- und Schadstoffeintrags (z. B. Asselmann & Middelkoop 1995, Middelkoop 2000, Kronvang et al. 2002, Walling et al. 2003) wurde auch an der Elbe vielfach angewendet. Ein Überblick wird in Tabelle 16 gegeben.

Asselmann & Middelkoop (1995) sowie Middelkoop (2000) stellten Sedimentfallenuntersuchungen an Rhein und Meuse (Maas) vor, wobei sie ein nur dreitägiges Hochwasserereignis beprobten. Wesentliche Ergebnisse waren, dass die Sedimenteinträge mit zunehmender Distanz zum Gewässer abnehmen. Durchschnittliche Sedimentationsraten variierten zwischen $0,57 \text{ kg/m}^2$ und 1 kg/m^2 . An Uferwällen und in flussnahen, tiefer liegenden Bereichen wurden Einträge zwischen $4 - 1,6 \text{ kg/m}^2$ gemessen. Dabei verdeutlichen sie aber auch, dass an Meuse und Rhein Hochwasserabflüsse zwischen $2.300 - 5.700 \text{ m}^3/\text{s}$ auftreten, wobei die maximalen Schwebstoffgehalte zwischen 400 und 150 mg/l betragen haben. Dies relativiert ihre verhältnismäßig hohen Sedimenteinträge im Vergleich zur Elbe. Kronvang et al. (2002) nutzte die Sedimentfallen zur Abschätzung von Phosphoreinträgen in die Auen eines dänischen Tieflandflusses. Walling et al. (2003) analysierten Schadstoffeinträge in die Auen kleiner Flüsse (Aire und Swale) in Mittelengland. Dafür ermittelten Sie die Einträge der $< 63 \mu\text{m}$ -Fraktion ins Überschwemmungsgebiet, wobei sie keinen Zusammenhang zwischen der Distanz zum Gewässer und der Höhe der Sedimenteinträge fanden. Die ermittelten, durchschnittlichen Sedimenteinträge an verschiedenen Standorten rangierten zwischen 570 und 2.800 g/m^2 .

Tabelle 16: Einzelfallstudien, Institutionen, Autoren, die mit Hilfe von Kunstrasen-Sedimentfallen Einträge bzw. deren Nähr- und Schadstoffgehalte, teilweise auch Toxizität, in Auen der Elbe oder in ihren Süßwasserwatten analysiert haben (ergänzt aus Krüger & Urban 2009).

Institution	Autoren	Projekte*	Orte
GKSS	Meissner et al. 1994	-	Mittelelbe bei Tangermünde
Uni Hamburg	Schwartz et al. 1997	-	Tideelbe, Untere Mittelelbe
Uni Hamburg	Schwartz 2001	Auenregeneration durch Deichrückverlegung	Untere Mittelelbe, Lenzen/Lütkenwisch
UFZ	Friese et al. 2000	Oka-Elbe	
UFZ/ELANA	Krüger et al. 2005	ADHOC-Hochwasserprojekt	Obere, Mittlere und Untere Mittelelbe
Uni Lüneburg	Urban in von Haaren et al. 2006	FLAWS	Untere Mittelelbe
LBEG	Kleefisch, 2006	-	Gorleben
UFZ	von Tümpling et al. 2004-2008	AQUATERRA	Mittlere, Untere Mittelelbe, Mulde, Saale
UFZ	von Tümpling et al. 2005-2009	RIMAX	Mulde
UFZ	Büttner et al. 2006	-	Untere Mittelelbe, Schönberg Deich
UFZ	Baborowski et al. 2007a	-	Fließstrecke Magdeburg-Wittenberge
UFZ	Baborowski et al. 2007b		Untere Mittelelbe-Schönberg Deich
UFZ	Scholz & Rupp 2006-2013	TERENO-Plattform Mittelbe, KLIWAS	Mittlere Mittelbe, Roßlauer Oberluch, Schönberg Deich
UFZ	Rupp & Bolze, et al. 2007-2010	Phytoremediation	Untere Mittelbe, Schönberg Deich
Uni Lüneburg	Krüger & Urban 2007, 2008	RAMWASS	Untere Mittelbe, Grippel, Wehningen, Radegast
ELANA	Krüger 2010	Evaluation Deichrückverlegung Lenzen	Untere Mittelbe
Uni Lüneburg	Krüger & Urban, seit 2009-2013	KLIMZUG-NORD	Untere Mittelbe

*Projektinformationen befinden sich im Kapitel Referenzen

Die Spannweite der ermittelten Einzelbefunde von der deutschen, freifließenden Elbe reicht über „Einträge nicht nachweisbar“ bis zu einem maximalen Eintrag reinen Flusssandes von 42 kg/m² in einer ufernahen Flutrinne während des Frühjahrshochwasser 2006. Der Median aller hier zur Verfügung stehenden Untersuchungsergebnisse in den zentralen Auen der Mittelbe betrug nur 0,235 kg/m².

4.1.1.3 Befunde zum Sedimentrückhalt aus Schwebstoffuntersuchungen

Untersuchungen zum extremen Hochwasser im Sommer 2002 von Baborowski et al. (2004) als auch von Pepelnik et al. (2004) wurden bereits in Böhme et al. (Hrsg. 2005) zusammenfassend dargestellt. Mit Bezug auf den Sediment- bzw. Schwebstofftransport wurden von Pepelnik et al. (2004) während einer Hubschrauber-Längsprofilkampagne in der tschechischen und deutschen Oberen Elbe Schwebstoffgehalte in der Wasserphase von größer als 300 mg/l ermittelt. Zum gleichen Zeitpunkt konnten in der mittleren Mittelbe lediglich Schwebstoffgehalte kleiner als 50 mg/l festgestellt werden. Baborowski et al. (2004) untersuchten die Ganglinien der Schwebstoffkonzentrationen während des Extremereignisses an der Messstelle Magdeburg bei Elbe-km 318 und fanden vier Tage vor dem Hochwasserscheitel maximale Schwebstoffgehalte von ca. 80 mg/l. Schon Böhme et al. (2005) schlussfolgerten, dass erhebliche Anteile des Schwebstoffes in den weitläufigen Auen der Mittleren Elbe sedimentiert sein müssen. Aus Fotodokumentationen ist bekannt, dass in den Dresdener Auen Sedimentablagerungen von z. T. mehreren Dezimetern auftraten (Hirschenberger in Böhme et. al. 2005). Schwartz fotografierte 2002 Schlämme in Althirschstein (in Krüger & Urban 2009) von mehreren Zentimetern Mächtigkeit, während in den Auen an der unteren Mittelbe lediglich ein schleierartiger Sedimentbelag beobachtet wurde.

Weiterhin ist bedeutsam, dass Baborowski et al. (2004) zeigen konnten, dass in der freien Wasserphase überwiegend feinkörnige Partikel während des Hochwassers transportiert wurden, sodass bei sandigen Hochflutsedimenten in Auen von einem standortnahen Transport aus der Flusssohle oder Auskolkungen im ufernahen Bereich ausgegangen werden muss. Aufgrund der vergleichbar hohen Schadstoffgehalte in Schwebstoffen und Hochflutsedimenten schlugen Baborowski et al. (2007b) vor, die Berechnung der flächenhaften Schadstoffeinträge auf Grundlage der Schadstoffgehalte in den während einer Hochwasserwelle transportierten Schwebstoffen vorzunehmen.

4.1.2 Datengrundlage zur Zusammenfassung und Interpretation der Sedimenteinträge aus Einzelfallstudien

Aus den in Tabelle 16 genannten einzelnen Projekten konnten aus einem Zeitraum von 1997 bis 2011 insgesamt 163 Einzelbefunde, dazugehörig 56 Kornanalysen, recherchiert werden. Erst seit 2004 wurden vereinzelt auch an der mittleren Mittelbe Kunstrasenmatten zur Erfassung des standortspezifischen Sedimentrückhaltes eingesetzt. Es liegen 32 Befunde aus diesem Bereich vor. 131 Befunde gibt es von der unteren Mittelbe, der Erfassungszeitraum geht bis ins Jahr 1997 zurück. Insgesamt wurden 64 Standorte über 20 Hochwasserereignisse beprobt. Nur 14 dieser Standorte befinden sich oberstromig der Saalemündung. Abbildung 29 zeigt die Lage der Untersuchungsflächen entlang der Elbe.

Neun Untersuchungsflächen lagen in Rückdeichungsflächen (sieben in Lenzen, zwei in Roßlau). An 51 Standorten lag Grünlandnutzung vor, an fünf Standorten befanden sich Röhrichte, acht Flächen lagen in Gehölzbeständen, wovon sich allerdings fünf in der Rückdeichungsfläche

Lenzen befanden. Ein weiterer Gehölzstandort befand sich im Untersuchungsgebiet Schönberg Deich, die zwei übrigen Messpunkte im Wald befanden sich auf dem Biberwerder, zwischen Elbe und Alter Elbe in unmittelbarer Nähe zur Saalemündung gelegen.

Die Untersuchungsflächen repräsentieren unterschiedliche morphologische Positionen. Neben den separat zu betrachtenden neun Rückdeichungsflächen verteilen sich die übrigen Standorte auf Uferbereiche (15mal), auf abflusslose Senken (9mal), Plateaustandorte (12mal) sowie 19 Flutrinnen.

Für fast alle Standorte konnten Gauß-Krüger Koordinaten, Elbe-Kilometrierung, Entfernung zur Elbe, Höhenlage, Nutzung und morphologische Position recherchiert werden. Die Datenübersicht ist in Anhang 4 wiedergegeben.



Abbildung 29: Lage der Untersuchungsflächen für ereignisbezogene Messungen des Sedimenteintrages an der Mittleren Elbe (Kartengrundlage UFZ).

4.1.3 Steuergrößen des Sedimenteintrages in die Auen

4.1.3.1 Zeit, Sedimentvorräte

Die Schwebstoffe, die während Hochwasserereignissen in die Auen transportiert werden, haben unterschiedlichste Quellgebiete. Zum einen stammen sie aus erodiertem Oberbodenma-

terial, das während der Schneeschmelze oder durch Niederschlagsereignisse ins Gewässersystem gelangt und dort weitertransportiert wird. Grundsätzlich ist damit zu rechnen, dass mit zunehmender Intensität der Niederschläge oder größeren, abtauenden Schneemassen größere Sedimentfrachten ins Gewässer gelangen. Darüber hinaus ist die gewässerinterne Mobilisierung von Sedimenten bei zunehmenden Abflüssen zu bedenken. So haben Baborowski et al. (2004, 2007) sogenannte Abflussschwellenwerte beschrieben, bei deren Überschreitung an der Elbe eine gewässerinterne Mobilisierung von Sedimenten eintritt. Diese ist begründet in der Überschreitung von kritischen Sohlschubspannungen. Bei Magdeburg liegt dieser Abflussschwellenwert nach Baborowski et al. (2007) bei $800 \text{ m}^3/\text{s}$ und bei Wittenberge bei $1080 \text{ m}^3/\text{s}$. Bei diesen Abflussschwellenwerten ist nach Wirtz (2004) damit zu rechnen, dass die in den Bühnenfeldern bei niedrigen Abflüssen zirkulierenden und sedimentationsfördernden Feldwalzen in erodierende Deckwalzen umgewandelt werden.

Bereits Wilken et al. (1994) haben die Bedeutung aufeinanderfolgender Hochwässer für den Schwebstoff- und Schadstofftransport beschrieben. Sie untersuchten 1993/1994 drei aufeinanderfolgende Hochwasser, die am Pegel Neu Darchau Abflüsse von mehr als $2.000 \text{ m}^3/\text{s}$ überschritten. Sie dokumentieren dabei, dass mit dem ersten Hochwasser der größte Schwebstoff- und auch Schadstofftransport einherging. Sie führten die niedrigeren Frachten der nachfolgenden Hochwässer darauf zurück, dass mangels Zeit die Sedimentdepots in den Bühnenfeldern nicht wieder aufgefüllt werden konnten.

Wirtz (2004) zeigte, dass im Jahr 2001 bei Niedrig- und Mittelwasserabflüssen an der unteren Mittelelbe in mehreren Bühnenfeldern zwischen $159 - 531 \text{ m}^3$ Sediment angereichert wurden. Das folgende zweijährige Hochwasser führte zu Erosionen (bis 833 m^3) und Akkumulationen (bis 388 m^3) von Sedimenten in Bühnenfeldern. Das extreme Sommerhochwasser 2002 führte mit Ausnahme eines Bühnenfeldes zu Erosionserscheinungen von Sedimenten bis maximal 1.320 m^3 . Schwartz (2006) dokumentierte Erosionserscheinungen von feinkörnigen, kohäsiven Sedimenten in einem Bühnenfeld bei Elbe-km 420 durch das Sommerhochwasser 2002 in der Größenordnung von 200 m^3 , was die Bedeutung von Hochwässern im Hinblick auf die Remobilisierung von Sedimentdepots in Bühnenfeldern unterstreicht.

Krüger und Urban (2009) konnten mit Hochflutsedimentuntersuchungen an der unteren Mittelelbe den Einfluss aufeinanderfolgender Hochwasserwellen auf den Sedimenteintrag in die Auen untersuchen. Es wurden während vier Hochwasserereignissen Hochflutsedimente zwischen Grippel (km 496) und Radegast (km 555) gewonnen. Die maximalen Abflusshöhen schwankten zwischen 1.270 und $1.620 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel Neu Darchau. Die ermittelten Sedimenteinträge zeigt Abbildung 30. Erkennbar ist, dass trotz geringem Abfluss im Jahre 2007 die höchsten Sedimenteinträge ermittelt wurden. Bedeutsam ist, dass zwischen dem Hochwasserereignis im Frühjahr 2007 und dem ersten Winterhochwasser im Januar 2008 nochmals der Abflussschwellenwert überschritten wurde. Im Oktober 2007 wurden an der unteren Mittelelbe nochmals Abflüsse von $1060 \text{ m}^3/\text{s}$ erreicht. Somit ist davon auszugehen, dass das zwischenzeitlich gebildete Sedimentdepot mobilisiert und stromabwärts transportiert wurde, so dass für die Folgehochwässer in 2008 nur wenig mobilisierbares Sediment zur Verfügung stand.

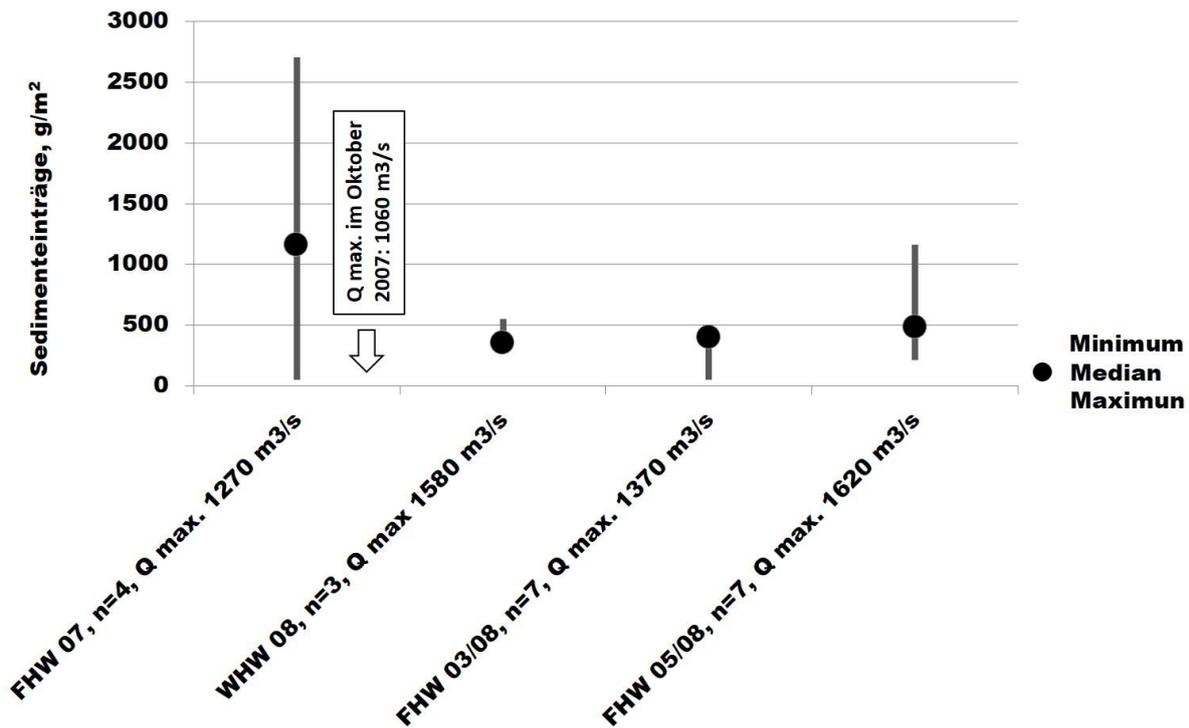


Abbildung 30: Sedimenteinträge an der unteren Mittelelbe (Daten: Krüger und Urban 2009), FHW Frühjahrshochwasser, WHW Winterhochwasser.

4.1.3.2 Abfluss

Die Untersuchungen von Hochflutsedimenteinträgen im Untersuchungsgebiet Schönberg Deich bei Elbe-km 436 - 440,5 zwischen 1997 und 2011 zeigten, dass während der extremen Hochwasserereignisse die Sedimenteinträge am größten waren (Abb. 31). Hier ist insbesondere auch der Flächenbezug von Bedeutung, da auch die hoch- und höchstgelegenen Auenbereiche überflutet wurden und Sedimenteinträge erfahren haben. Aufgrund der teilweise sehr wenigen Messpunkte können im Einzelfall und standortspezifisch auch bei niedrigen Abflüssen relativ hohe Sedimenteinträge auftreten. Die Auswertung medianer Sedimenteinträge der Standorte Schönberg Deich und Wehningen hat gezeigt, dass bei extremen Abflusssituationen höchste Einträge stattfinden. Während des Hochwassers 2011 wurden jedoch trotz der extremen Abflusssituation nur Einträge, wie sie auch bei mittleren Hochwässern auftreten, gemessen (Abb. 32). Andererseits wurden im Herbst-Winterhochwasser 1998/99 derartig hohe Sedimenteinträge gefunden, wie sie sonst nur bei extremen Hochwässern auftraten. Abbildung 32 veranschaulicht aber auch, dass die Einträge in unterschiedlichen Untersuchungsgebieten durchaus variabel sein können.

Die getrennte Betrachtung der Sedimenteinträge an der mittleren Mittelelbe (Abb. 33) sowie an der unteren Mittelelbe (Abb. 34) erfolgt anhand derjenigen Daten, die seit 2003 ermittelt wurden. Zuvor wurden lediglich an der unteren Mittelelbe Sedimenteinträge gemessen, womit ein Ungleichgewicht bestünde, wenn für weiterführende Abschätzungen nur die Daten aus dem Untersuchungsgebiet Schönberg Deich berücksichtigt würden. Außerdem weisen die

schwebstoffbürtigen Sedimente im betrachteten Zeitraum noch deutliche Qualitätsunterschiede auf (Daten FGG über Schadstoffe in schwebstoffbürtigen Sedimenten zwischen 1997 und 2011). Krüger & Urban (2009) haben bei der Feststellung variierender Sedimentationsraten eines Auenbodens an der unteren Mittelelbe diskutiert, dass möglicherweise die Qualitätsunterschiede von Schwebstoffen und Sedimenten für ihr variables Sinkverhalten verantwortlich sind, sodass für vergleichende Untersuchungen von Sedimenteinträgen in verschiedenen Elbabschnitten unbedingt auch vergleichbare Zeiträume Berücksichtigung finden müssen.

Erkennbar ist für beide Elbeabschnitte (Abb. 33 und 34), dass bei zunehmender Abflusshöhe auch die Spannweite der Sedimenteinträge größer wird. Vereinzelt wurden jedoch auch bei niedrigeren Abflüssen sehr hohe Einträge gemessen. Bei gleicher Abflusshöhe scheint die Nutzungsform relevant zu sein, wie die Einträge unter Wald (Abb. 33) illustrieren.

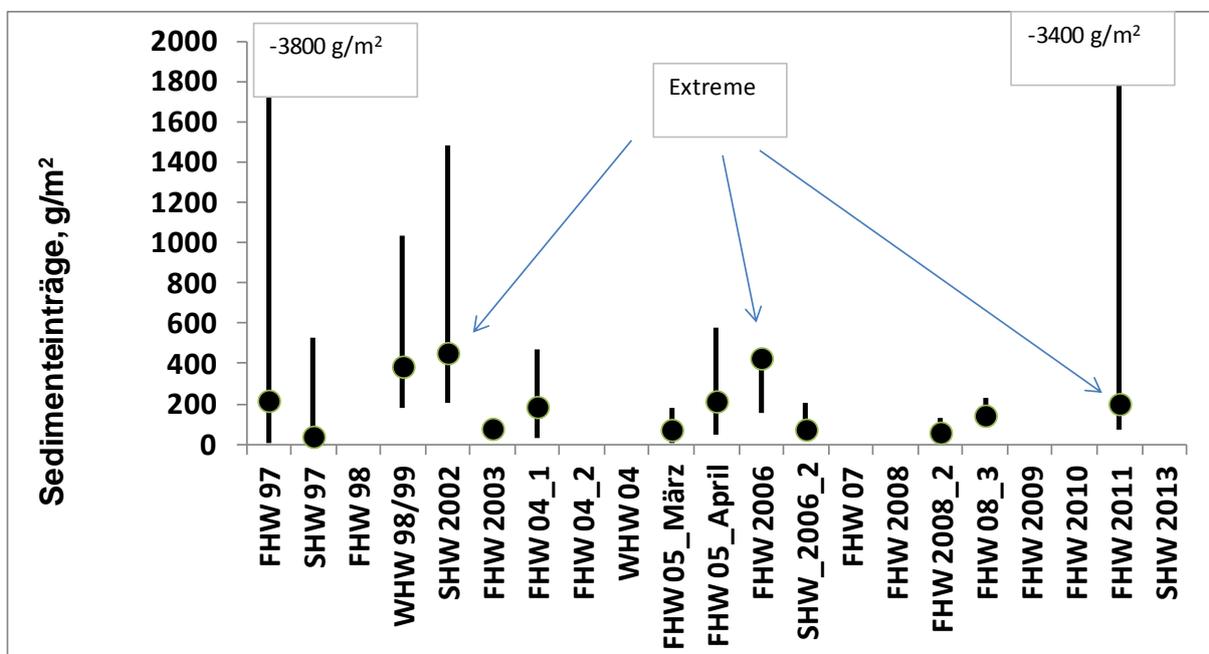


Abbildung 31: Sedimenteinträge am Standort Schönberg Deich zwischen 1997 und 2011, Daten UFZ (siehe Tab. 16). Es wurden nur Messjahre berücksichtigt, bei denen mindestens drei Einzelbefunde vorlagen.

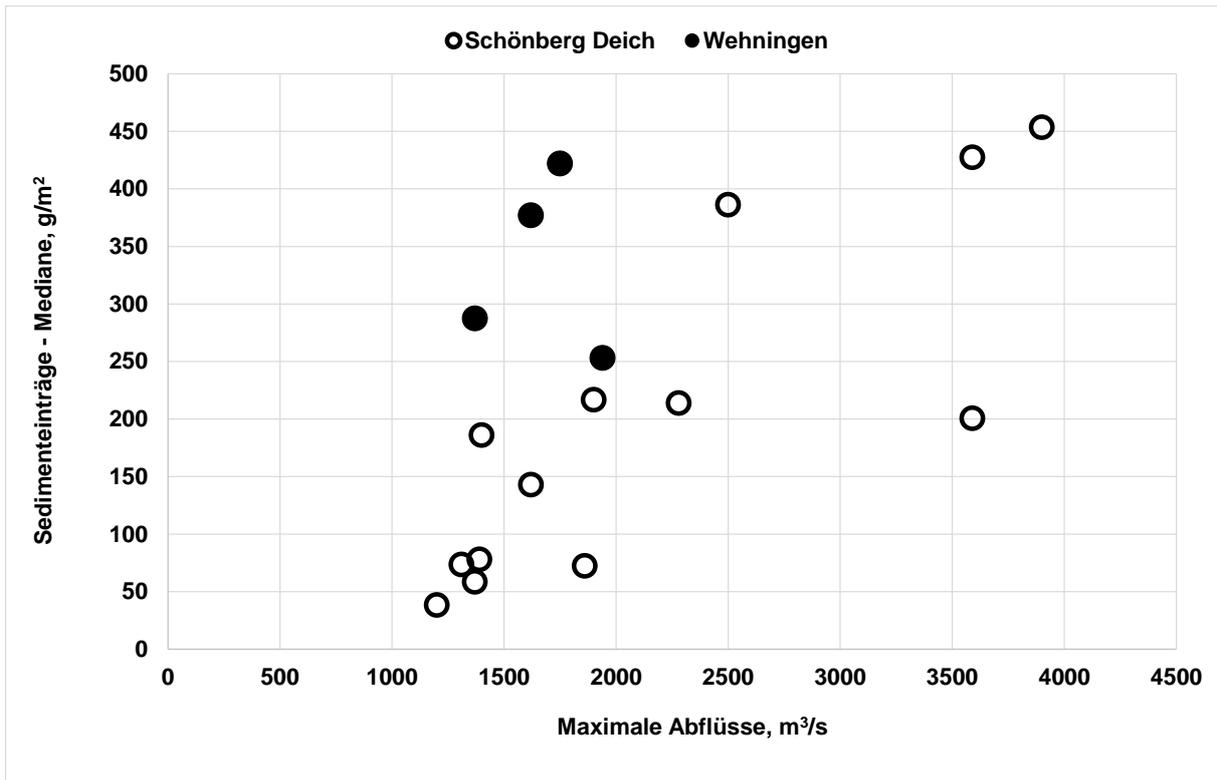


Abbildung 32: Mediane Sedimenteinträge an den Standorten Schönberg Deich und Wehningen zwischen 1997 und 2011 in Abhängigkeit des Abflusses. Es wurden nur Messjahre berücksichtigt, bei denen mindestens drei Einzelbefunde vorlagen (Daten UFZ und Leuphana, siehe Tab. 16).

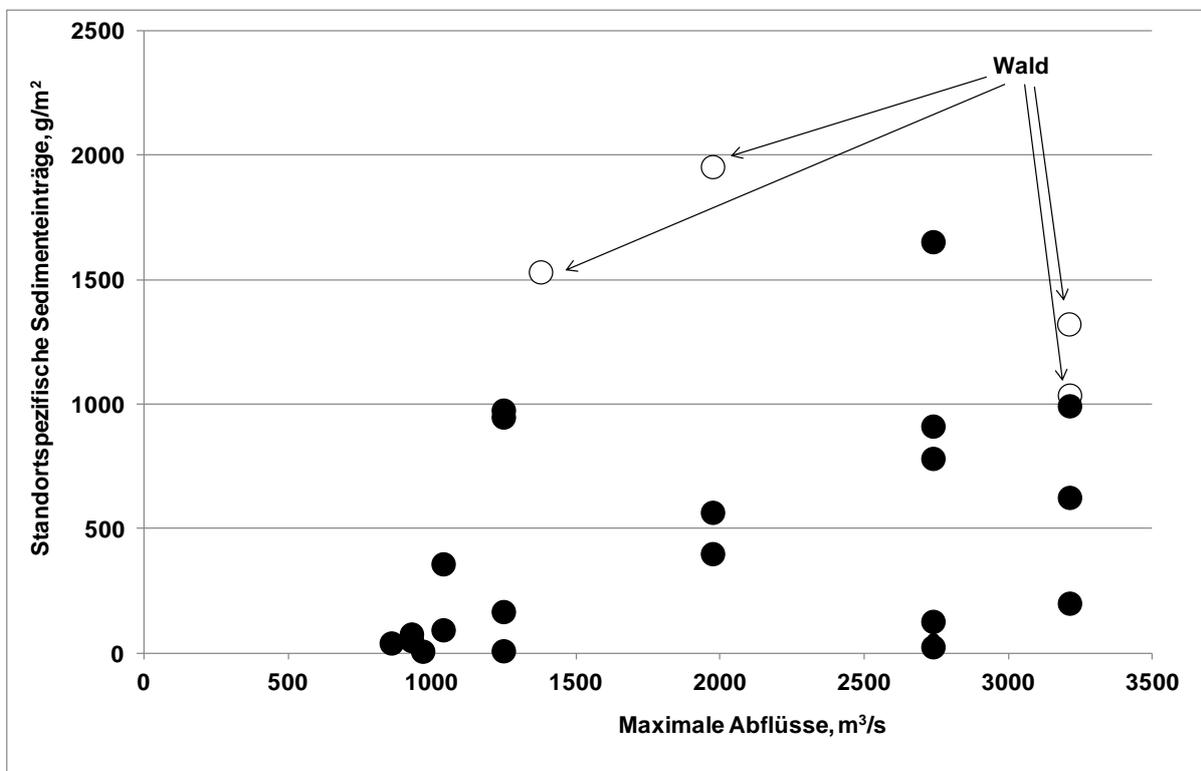


Abbildung 33: Abhängigkeit der Sedimenteinträge zwischen 2003 und 2011 an der mittleren Mittelbe vom Abfluss (Daten UFZ, siehe Tab. 16).

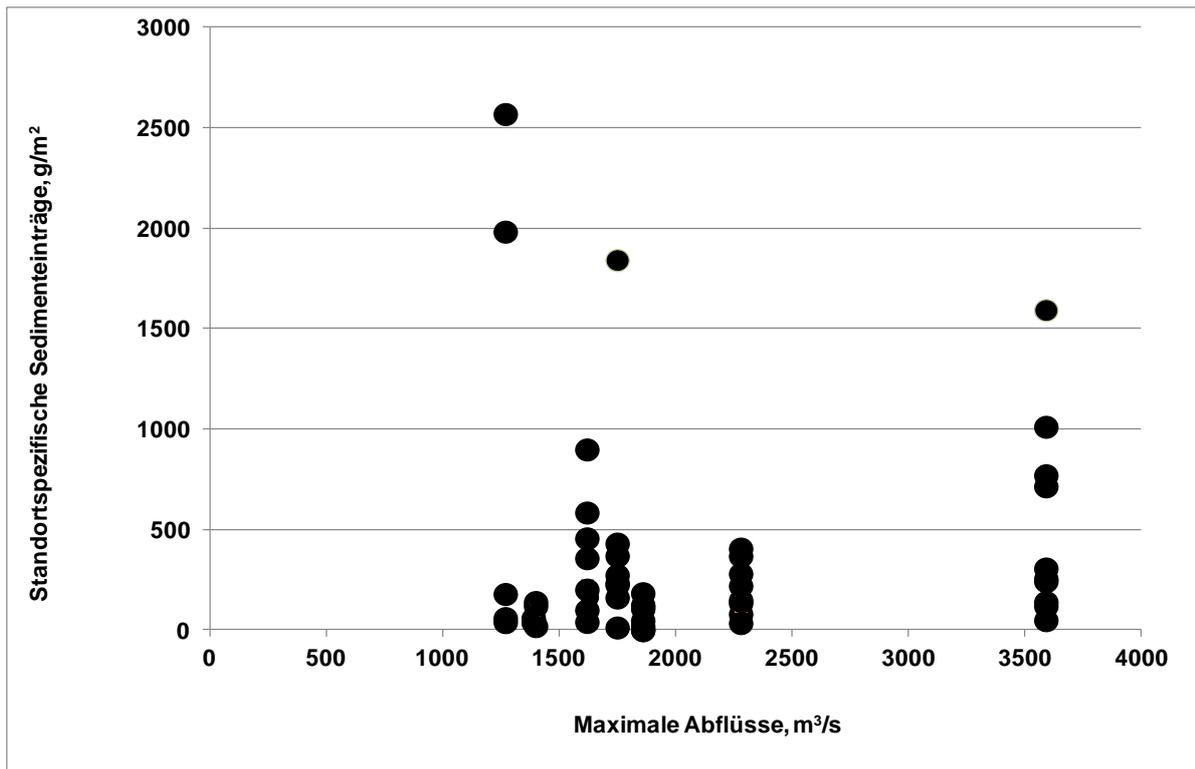


Abbildung 34: Abhängigkeit der Sedimenteinträge zwischen 2003 und 2011 an der unteren Mittelelbe vom Abfluss (Daten UFZ, Leuphana, siehe Tab. 16).

4.1.3.3 Höhenlage, Überflutungsdauer

Die Überflutungsdauer einzelner Standorte ist bei auf- und ablaufendem Hochwasser unter anderem abhängig von der Höhe des Wasserstandes (oder Abflusses). Flutrinnen und Senken sind erwartungsgemäß immer länger überflutet als Plateaustandorte. Darüber hinaus kann die Länge des Hochwasserereignisses von Bedeutung sein. Allerdings zeigten die Untersuchungen von Wilken et al. (1994) und Baborowski et al. (2004), dass die größten Sedimentfrachten in der Regel vor dem eigentlichen Hochwasserscheitel auftreten. Die größten Schwebstoff- oder Sedimentfrachten treten im Zusammenhang mit der Überschreitung des Abflussschwellenwertes auf, in dessen Folge die kritische Sohlschubspannung am Gewässer- oder Bühnenfeldgrund überschritten wird, sodass gewässerinterne Erosion auftritt. Demnach müsste eher die Steilheit und Dauer des Wasseranstiegs bis zur flächenhaften Überflutung als die absolute Dauer eines Hochwasserereignisses den Sedimenteintrag in die Auen beeinflussen. Darüber hinaus hat die Modellierung des Überflutungsgeschehens in der Mänderschleife bei Schönberg Deich durch Büttner et al. (2006) gezeigt, dass die Überflutungsbedingungen im Vorland sehr variabel sein können. So treten selbst in den zentralen Bereichen der Aue gerade in tiefgelegenen Flutrinnen derartig hohe Fließgeschwindigkeiten auf, dass mit einer Sedimentation von Partikeln kaum zu rechnen ist. In jedem Fall ist immer mit der Überlagerung verschiedener Einflüsse zu rechnen, weshalb hier eine Darstellung der Sedimenteinträge in Abhängigkeit der Geländehöhe erfolgt. Abbildung 35 zeigt die Sedimenteinträge in Abhängigkeit der Geländehöhe zum Mittelwasser vom Herbst-Winterhochwasser 1998/99 in der Mänderschleife

Schönberg Deich. Es wird deutlich, dass die höchsten Einträge bei Standorten mit einer Geländehöhe von ca. 0,5 m über dem Mittelwasser erfolgten, tiefergelegene und länger überflutete Positionen aber deutlich niedrigere Einträge erfahren haben. Eine Differenzierung der tief gelegenen Bereiche in solche, die Sedimentation erfahren oder nicht erfahren, ist nur durch Modellierungsarbeiten möglich. Dies belegen auch die Abbildungen 36 und 37, die anhand der Daten seit 2003 zeigen, dass an der mittleren und unteren Mittelelbe eine einfach abzuleitende Abhängigkeit der Sedimenteinträge von der Geländehöhe nicht besteht. Darüber hinaus lässt sich ggf. aus Abbildung 36 ableiten, dass auch die Nutzungsform, d. h. die Rauigkeit im Gelände das Sedimentationsgeschehen beeinflusst.

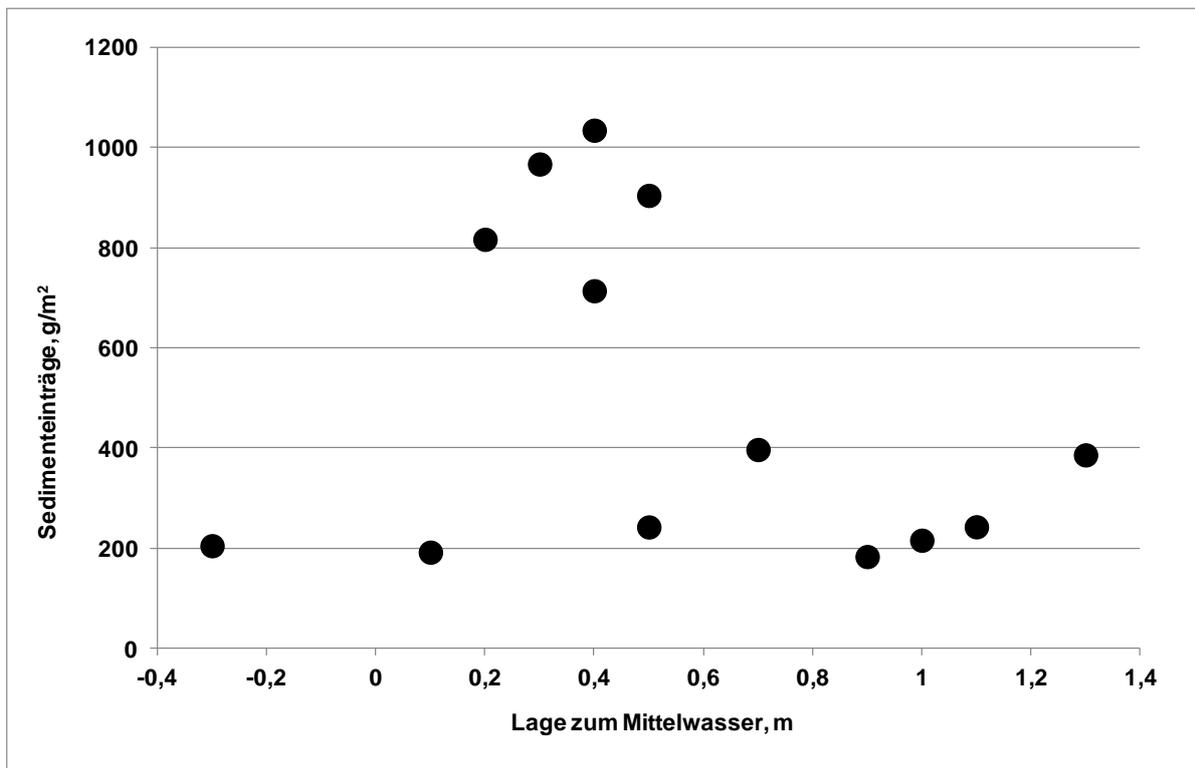


Abbildung 35: Sedimenteinträge am Standort Schönberg Deich während des Hochwassers 1998/99 in Abhängigkeit der Geländehöhe (Daten UFZ, siehe Tab. 16).

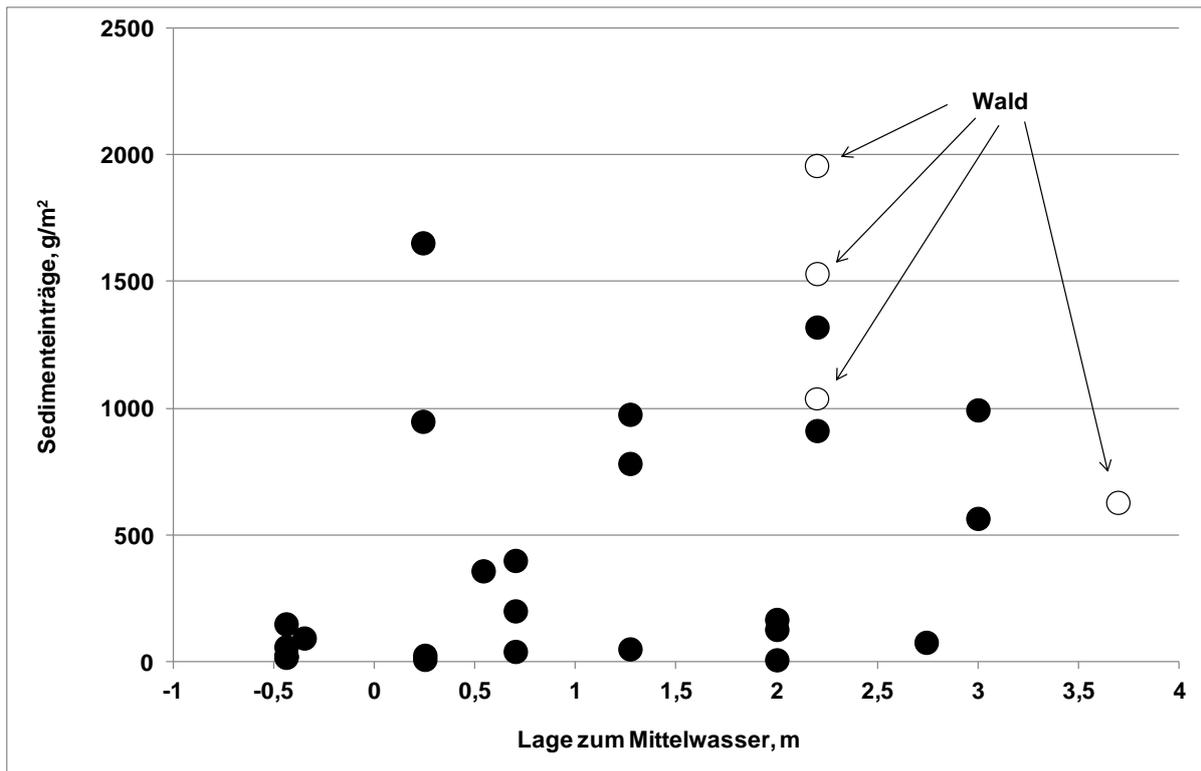


Abbildung 36: Abhängigkeit der Sedimenteinträge zwischen 2003 und 2011 an der mittleren Mittelelbe von der Geländehöhe (Daten UFZ, siehe Tab. 16).

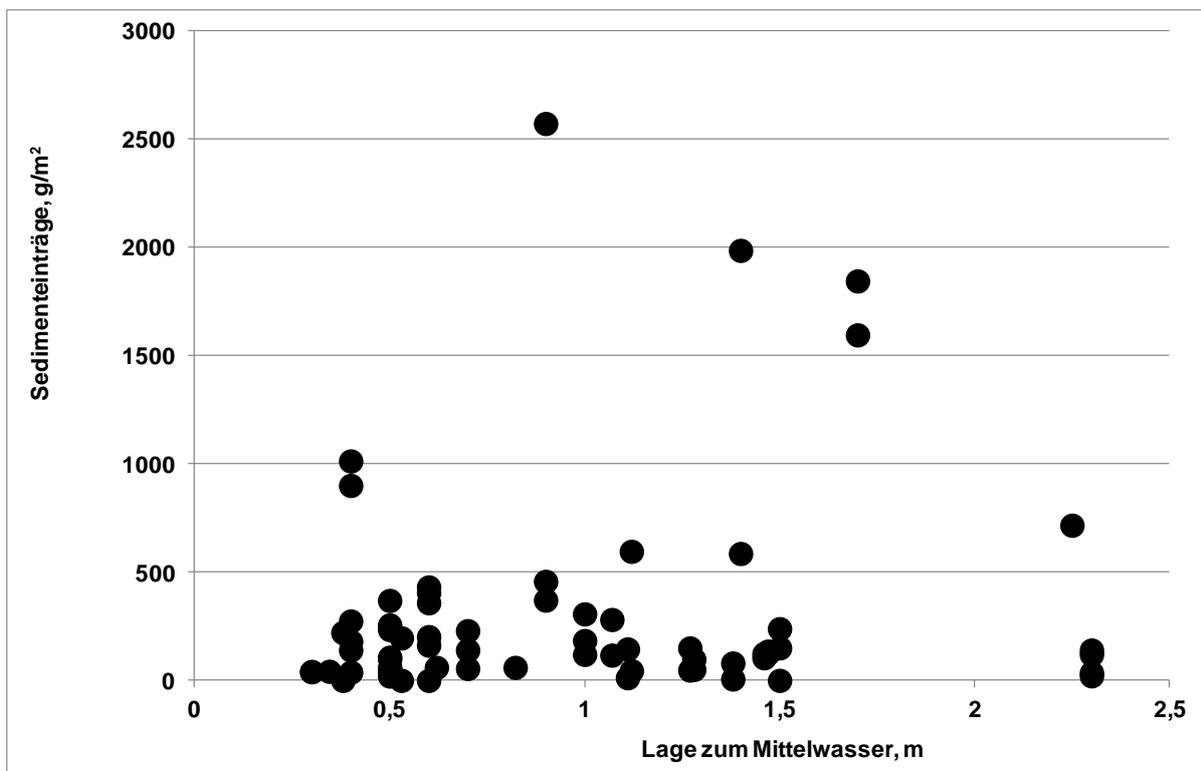


Abbildung 37: Abhängigkeit der Sedimenteinträge zwischen 2003 und 2011 an der unteren Mittelelbe von der Geländehöhe (Daten UFZ, Leuphana, siehe Tab. 16).

4.1.3.4 Nutzung

Die folgende Abbildung 38 lässt einen deutlichen Einfluss der Landnutzung auf den Sedimentrückhalt vermuten. Es muss allerdings beachtet werden, dass insgesamt nur für acht Waldstandorte Sedimenteintragsdaten vorlagen, fünf davon in der Rückdeichungsfläche bei Lenzen. Diese blieben bei den vorigen Darstellungen unberücksichtigt. Zwei der untersuchten Waldstandorte befanden sich auf dem Biberwerder, kurz vor der Saalemündung, wo sich außerdem der Abflussquerschnitt der Elbe stark verengt. Weitere fünf Standorte befanden sich unter Röhrichten, wogegen an 51 Messpunkten Grünlandnutzung vorlag.

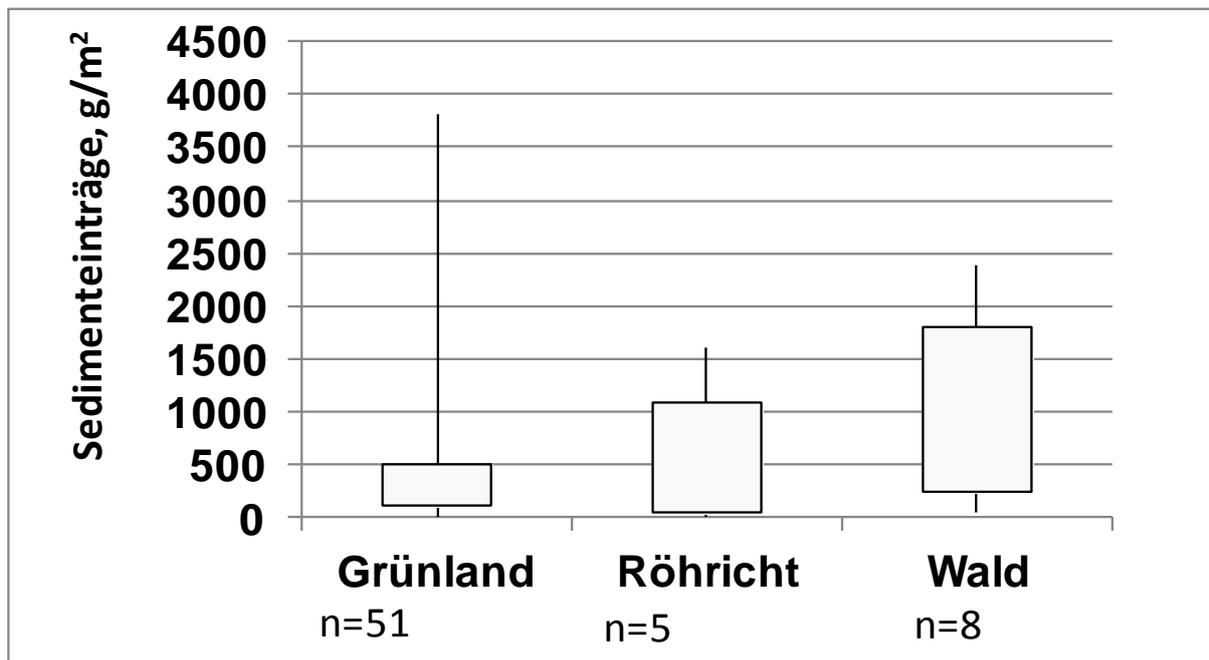


Abbildung 38: Sedimenteinträge bei unterschiedlichen Landnutzungen (Daten UFZ, Leuphana, siehe Tab. 16).

4.1.3.5 Morphologische Exposition

Aus den verschiedenen Datensätzen ließen sich vier unterschiedliche morphologische Einheiten, Ufer, hoch gelegene Plateaus, Flutrinnen und abflusslose Senken unterscheiden. Des Weiteren wurden Rückdeichungsflächen separat ausgewertet. Abbildung 39 zeigt Sedimenteinträge in unterschiedlichen morphologischen Einheiten. Erkennbar ist, dass ufernah die höchsten Einträge stattfinden. Dagegen erfuhren Plateaustandorte im Falle ihrer Überflutung niedrige, vergleichbare Einträge wie Flutrinnen und abflusslose Senken. Die Sedimenteinträge in Rückdeichungsflächen scheinen vergleichsweise hoch zu liegen, wobei beachtet werden muss, dass die beiden Rückdeichungsflächen Roßlau und Lenzen gänzlich unterschiedliche Überflutungsregime erfahren. Während in Roßlau die Überflutung im Wesentlichen durch Rückstau eintritt, erfolgt in Lenzen auch eine Überflutung von oberstrom. Die vergleichende Untersu-

chung des Einflusses der morphologischen Positionen in den unterschiedlichen Flussabschnitten (Abb. 40) zwischen 2003 und 2011 illustriert des Weiteren, dass in Uferpositionen in beiden Gewässerabschnitten die höchsten Sedimenteinträge stattfinden. Im Gegensatz zur unteren Mittelelbe fehlen bzw. kommen an der mittleren Mittelelbe die niedrigen Einträge kaum vor. Das hat vermutlich mit der verspäteten Ausuferung, begründet durch Tiefenerosion, zu tun. In der Folge können nur Sedimenteinträge in großer Entfernung zur Elbe gemessen werden, wenn die Abflüsse mindestens die Höhe eines mittleren Hochwassers erreichen.

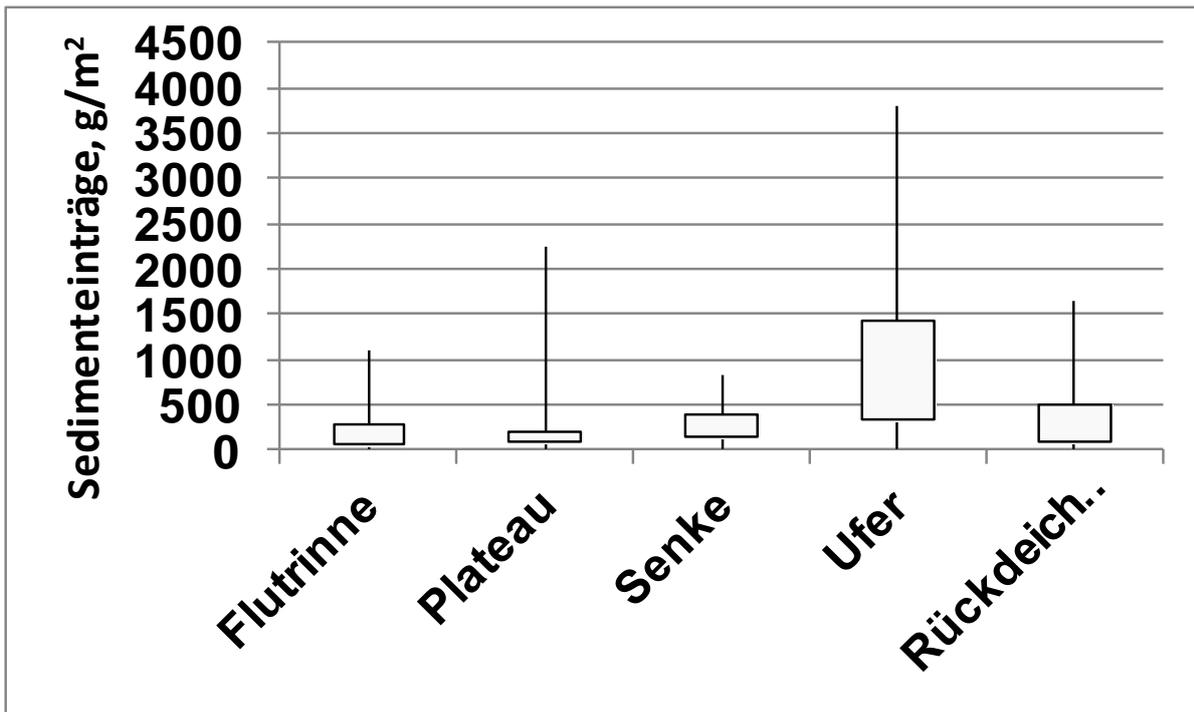


Abbildung 39: Sedimenteinträge unterschiedlicher morphologischer Einheiten und Überflutungsbedingungen (Daten UFZ, Leuphana, siehe Tab. 16, Krüger 2012).

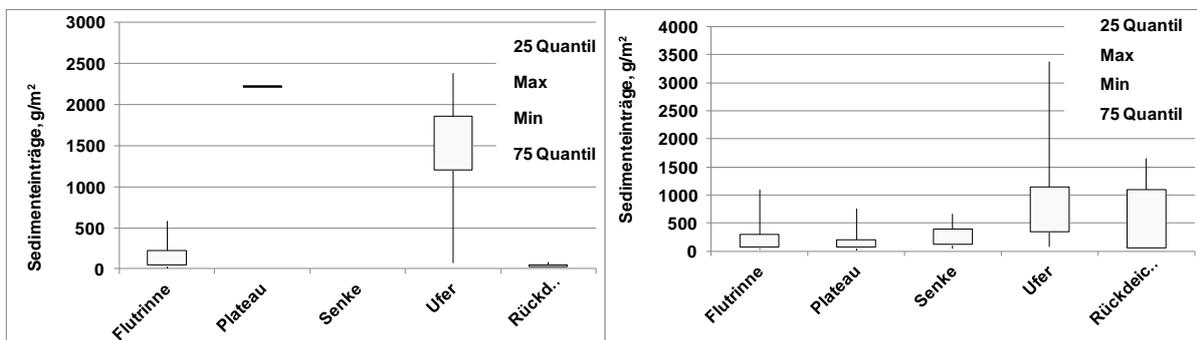


Abbildung 40: Sedimenteinträge unterschiedlicher morphologischer Einheiten und Überflutungsbedingungen seit 2003, links: mittlere Mittelelbe, rechts: untere Mittelelbe (Daten UFZ, Leuphana, siehe Tab. 16, Krüger 2012).

4.1.3.6 Entfernung

Bereits 2001 haben Krüger et al., basierend auf Daten zum Frühjahrshochwasser 1997 darauf hingewiesen, dass die Einträge von Sedimenten in die Auen der Elbe eine deutliche Abhängigkeit von der Distanz der Messpunkte zur Schwebstoffquelle aufweisen (Abb. 41). Gleiches betont Middelkoop (2000), der gleichsam weiter argumentiert, dass die von ihm untersuchten Metallgehaltsdifferenzen zwischen Sedimenten in unterschiedlichen Ablagerungsentfernungen nicht ausreichen, um die unterschiedlichen Schadstofffrachten, bedingt durch die Sedimentmengen zu differenzieren. Die zusammenfassende Darstellung aller Sedimenteinträge seit 2003 an der mittleren und unteren Mittelelbe (Abb. 42) illustriert erstens, dass sich die hohen Sedimenteinträge in Ufernähe als auch in großer Distanz zur Elbe zwischen den unterschiedlichen Elbabschnitten kaum unterscheiden. Zweitens relativiert sich auch die Bedeutung der Landnutzung auf den Rückhalt. Deutlich wird, dass sich die untersuchten Waldstandorte, also Messpunkte mit hoher Rauigkeit und einem hohem Retentionspotenzial, alle relativ nah an der Elbe befinden und in diesem Bereich vergleichbar hohe Einträge erfahren wie Grünlandstandorte und Röhrichte.

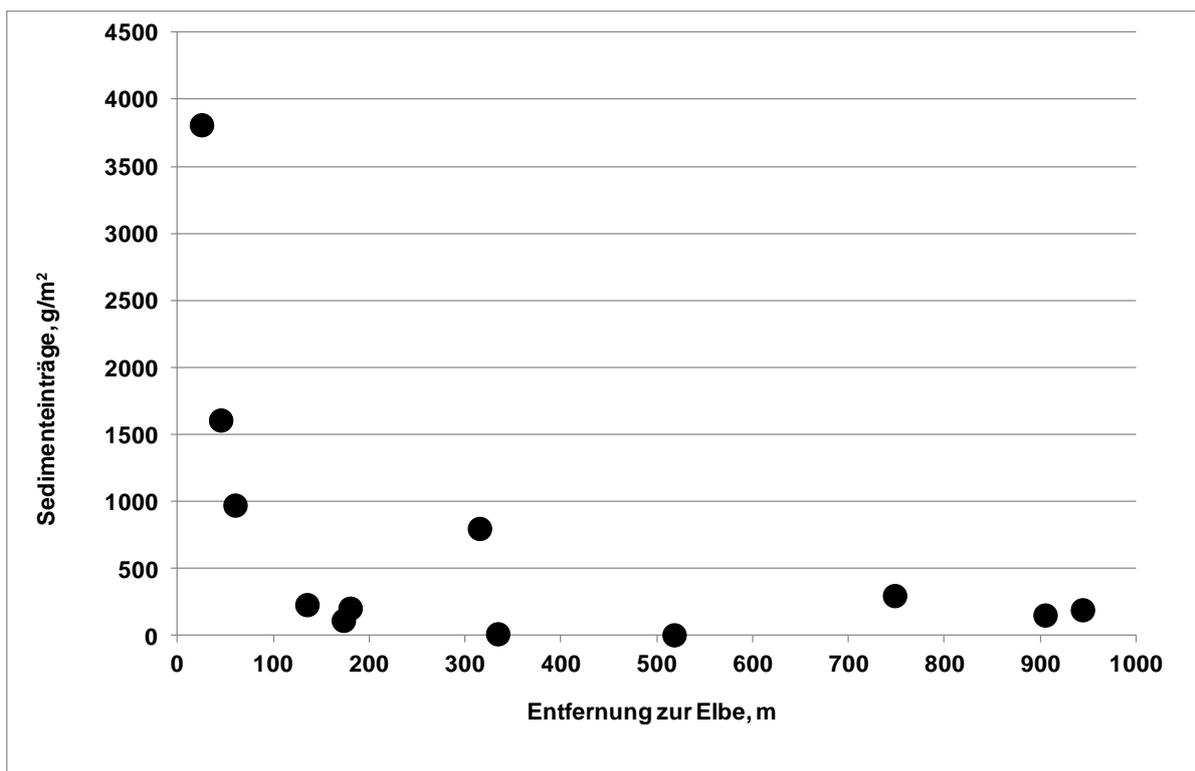


Abbildung 41: Sedimenteinträge in Abhängigkeit der Entfernung der Messpunkte von der Elbe im Untersuchungsgebiet Schönberg Deich bei Elbe-km 436 - 440,5 (Krüger et al. 2001).

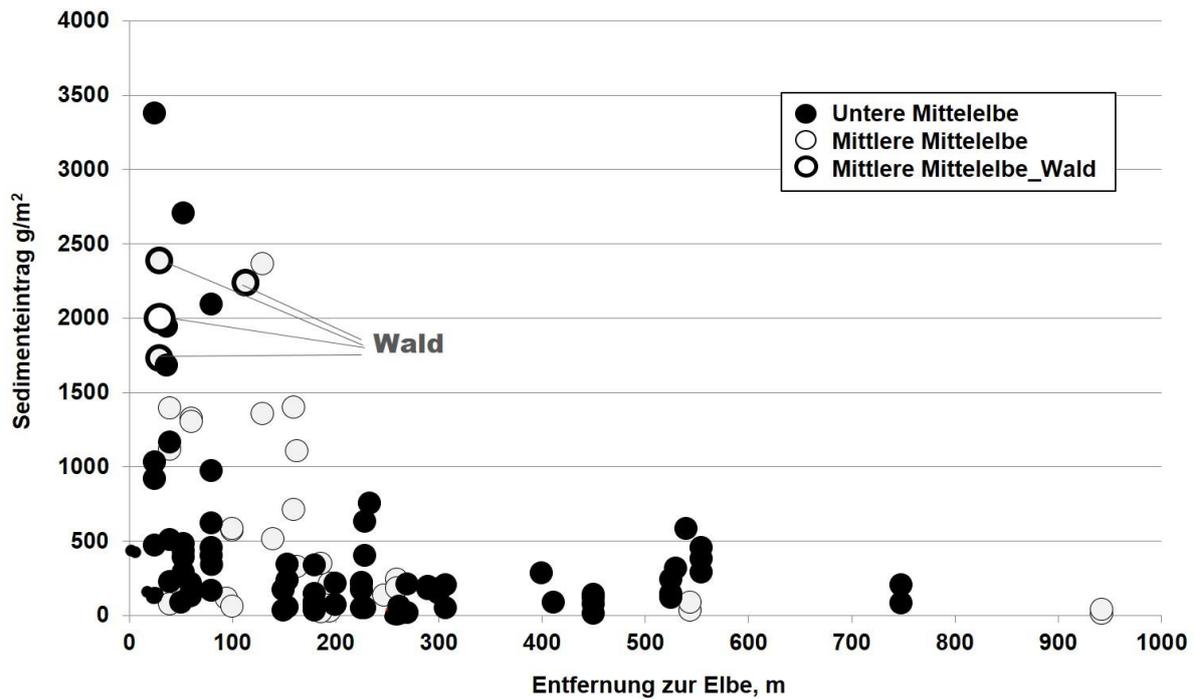


Abbildung 42: Sedimenteinträge zwischen 2003 und 2011 in Abhängigkeit der Entfernung der Messpunkte von der Elbe an der mittleren und unteren Mittelbe (Daten UFZ, Leuphana, siehe Tab. 16).

4.1.4 Großräumiger Sedimentrückhalt

Die Berechnung des großräumigen Sedimentrückhaltes erfolgt datenbasiert. Da im Rahmen der Studie von Krüger et al. (2014a) der Rückhalt feinkörniger Sedimente untersucht werden sollte, um mittels Schadstoffgehalten, die im Rahmen des Monitoringnetzes der FGG Elbe aus Monatsmischproben schwebstoffbürtiger Sedimente ermittelt wurden, den Eintrag von Schadstoffen in die Auen abzuschätzen, wurden die Sedimenteinträge für die Abbildungen 43 und 44 um ihren Sandanteil am Sedimenteintrag bereinigt. Diese Korrektur erfolgte um den genauen Betrag, wenn eine Kornanalyse vorlag. Konnten keine Analyseergebnisse recherchiert werden, erfolgte eine Reduktion des Sedimenteintrags um 30 % im Bereich der mittleren Mittelbe sowie um 9,5 % im Bereich der unteren Mittelbe. Diese Beträge entsprechen Durchschnittswerten vorliegender Analyseergebnisse von Hochflutsedimenten in Auen der betroffenen Flussabschnitte. Die Daten über die Kornzusammensetzungen finden sich ebenfalls im Anhang 4. Für die Berechnung des großräumigen Sedimentrückhaltes wurden die Messergebnisse ähnlicher Abflussverhältnisse gruppiert und gemeinsam ausgewertet.

Die Abbildungen 43 und 44 illustrieren die Abhängigkeit der Sedimenteinträge von der Entfernung zur Elbe unter Berücksichtigung verschiedener Abflusssituationen und Elbabschnitte. Dabei werden einerseits Hochwasser seit 2003 zusammengefasst, deren maximale Abflusshöhen

im Bereich des Abflusses 2 MQ liegen. Andererseits werden Abflusssituationen von Hochwässern im Bereich von MHQ und Extremhochwässern zusammengefasst, weil die Untersuchungsergebnisse gezeigt haben, dass nicht immer bei höchsten Abflüssen auch die höchsten Einträge ermittelt wurden.

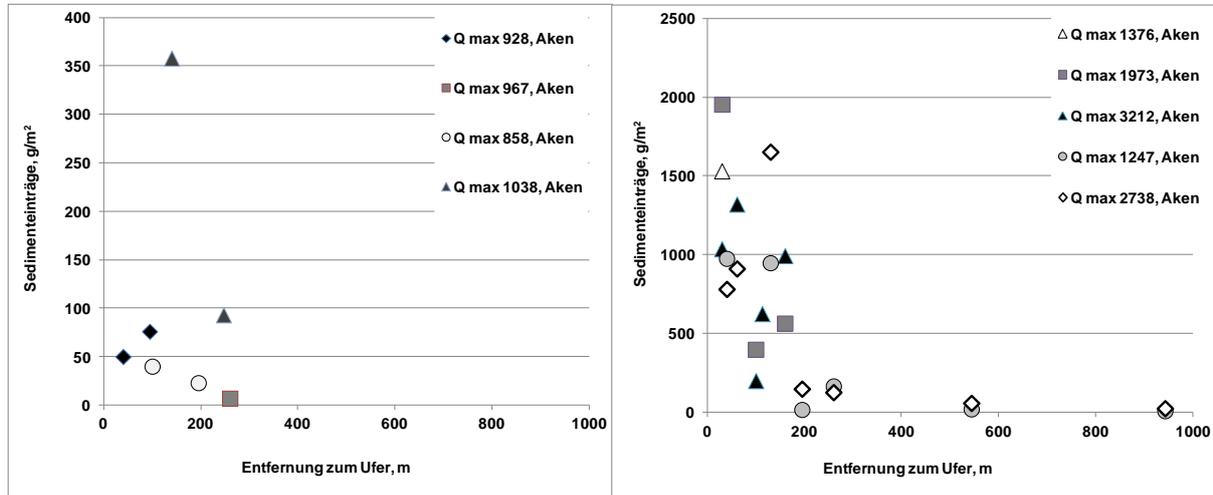


Abbildung 43: Sedimenteinträge zwischen 2003 und 2011 in Abhängigkeit der Entfernung der Messpunkte von der Elbe an der mittleren Mittelelbe bei unterschiedlichen Abflusssituationen und bereinigt um den Sandanteil, links: ca. 2MQ, rechts: ca. MHQ & Extremhochwasser (Daten UFZ, siehe Tab. 16).

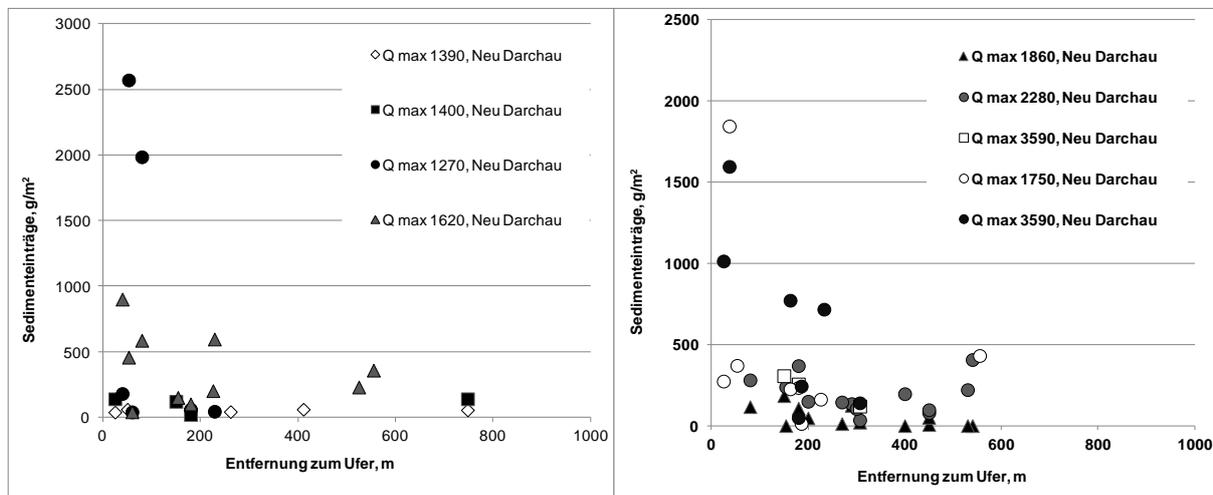


Abbildung 44: Sedimenteinträge zwischen 2003 und 2011 in Abhängigkeit der Entfernung der Messpunkte von der Elbe an der mittleren Mittelelbe bei unterschiedlichen Abflusssituationen und bereinigt um den Sandanteil, links: ca. 2MQ, rechts: ca. MHQ & Extremhochwasser (Daten UFZ, Leuphana, siehe Tab. 16).

Es wurden aus den abflussspezifischen Funktionen zwei Sedimentationsräume, elbnah und elbfern, definiert. Die Abgrenzung des elbnahen vom elbfernen Sedimentationsraum erfolgte in der Distanz, in der keine weitere Abnahme der Sedimenteinträge zu beobachten war. Aus den jeweiligen Messergebnissen innerhalb der Sedimentationsräume wurden Mittelwerte gebildet, um die hohen Sedimenteinträge in unmittelbarer Ufernähe durch Medianbildung nicht

unterzurepräsentieren. Das Prinzip wird in der Abb. 45 illustriert. Tabelle 17 zeigt die datenbasierten Eingangsparameter für die Berechnung des Sedimentrückhaltes. Diese Mittelwerte wurden über die betroffenen Flächenanteile hochgerechnet. Eine ähnliche Verfahrensweise nutzen auch Scholz et al. (2012) bei der Berechnung des Phosphorrückhaltes in Auen. Es erfolgte eine Berechnung für die Elbauen von der deutsch-tschechischen Grenze bis zur Saalemündung auf Grundlage der Befunde aus dem Raum mittlere Mittelelbe. Die stromabwärts gelegenen Bereiche wurden auf Grundlage der Daten aus der unteren Mittelelbe berechnet. Eine Berücksichtigung unterschiedlicher Nutzungen erfolgte aufgrund der unzureichenden und unsicheren Datenlage nicht und bleibt zukünftigen Untersuchungen vorbehalten.

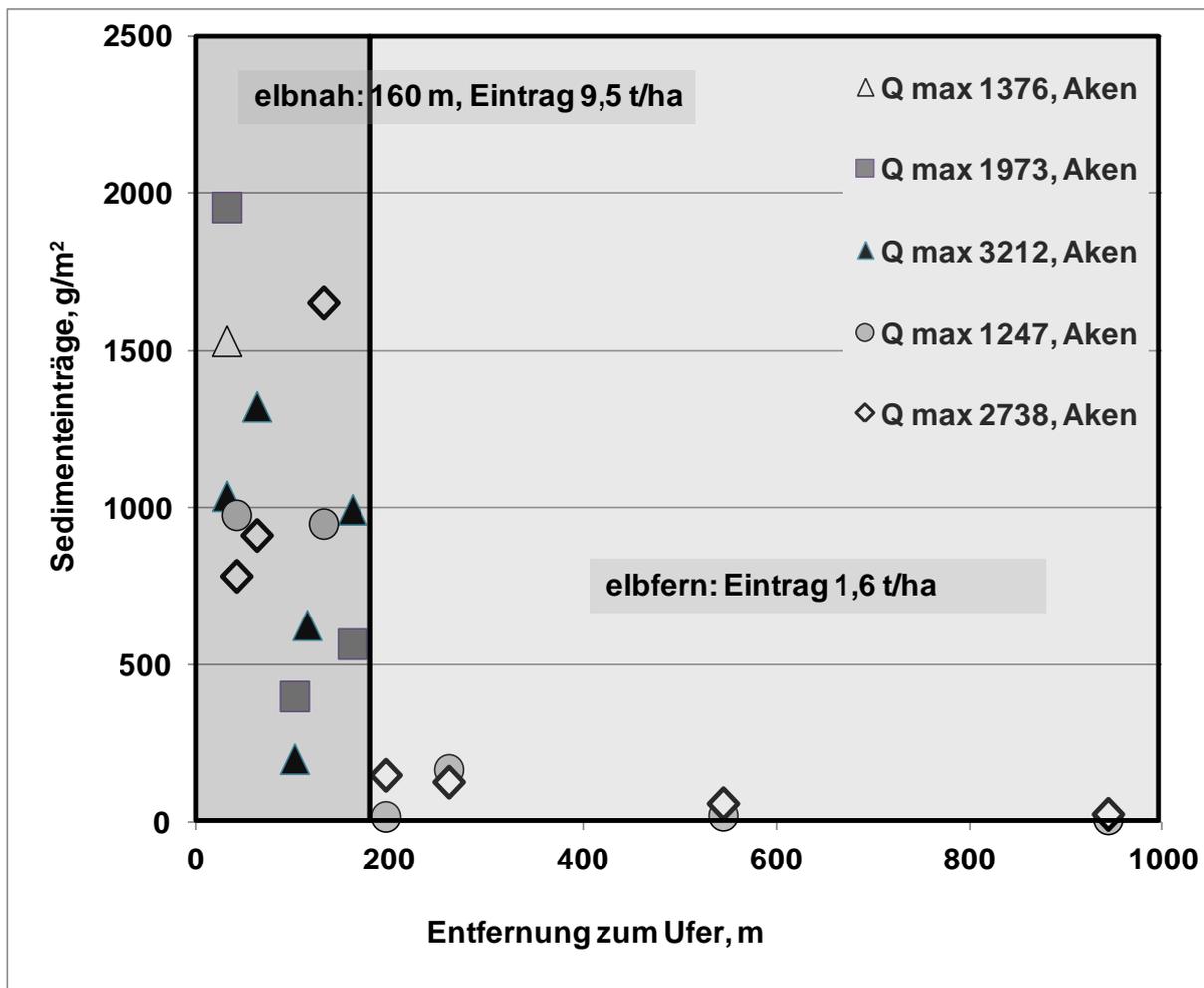


Abbildung 45: Identifikation elbnaher und elbferner Bereiche zur Berechnung des großräumigen Sedimentrückhaltes; Q max ist die maximale Abflusshöhe des Hochwasserereignisses in m³/s.

Tabelle 17: Datenbasierte Parameter zur Berechnung des großmaßstäbigen Sedimentrückhaltes.

	2MQ		MHQ		HHQ	
	Breite der elbnahen Sedimentationszone, m	Sedimenteinträge, t/ha nah/fern	Breite der elbnahen Sedimentationszone, m	Sedimenteinträge, t/ha nah/fern	Breite der elbnahen Sedimentationszone, m	Sedimenteinträge, t/ha nah/fern
Grenze bis Barby	140	1,31/-	160	9,5/1,6	160	9,5/1,6
Barby bis Geesthacht	80	6,4/1,5	180	3,16/1,44	230	5,6/2,1

Auf Basis der oben gezeigten Daten lassen sich Abschätzungen der Sedimentretention vornehmen. Mit der ableitbaren Modellvorstellung verbreitert sich mit zunehmendem Abfluss der Raum, der durch starke Sedimentation gekennzeichnet ist. Dies gilt eingeschränkt für die mittlere Mittelelbe. Dies könnte durch die Tiefenerosion begründet sein, die zur Ausbildung von flussnahen Terrassen geführt hat, wie sie insbesondere in den Untersuchungsräumen Wörlitz und Steckby vorzufinden sind. Diese niedrig gelegenen Terrassen sind morphodynamisch aktiv, aber in ihrer Ausdehnung durch die höher gelegene, relativ ältere rezente Aue begrenzt. Des Weiteren zeigt sich, dass die ufernahen Einträge bei MHQ und HHQ an der mittleren Mittelelbe diejenigen an der unteren Mittelelbe übersteigen, während in großer Distanz zur Elbe relativ gleichförmige Sedimenteinträge berechnet werden. Ob damit auch der unterschiedlichen Nutzungsverteilung genügend Rechnung getragen wurde, muss in zukünftigen Untersuchungen geklärt werden.

Insgesamt ergibt sich für die Elbe ein plausibles Bild des differenzierten Sedimentrückhaltes in unterschiedlichen Streckenabschnitten (Abb. 46) und bei unterschiedlichen Abflüssen. Erwartungsgemäß sind die Sedimenteinträge bei höheren Abflüssen in der Regel größer als bei niedrigen und in weitläufigeren Auen stärker als bei schmalen Durchflussbreiten. Dies ist besonders bei Abflüssen unter/gleich 2MQ bedeutsam. Bei niedrigen Hochwässern werden die Auen oberstromig von Barby kaum überflutet, weshalb sie auch kaum Sedimentretention zeigen.

Die Berechnungen ergaben Sedimentretentionen entlang der deutschen, freifließenden Elbe bei Abflüssen von 2MQ in Höhe von 44.000 t, bei MHQ in Höhe von ca. 140.000 t und bei Extremhochwässern in Höhe von 223.000 t je Hochwasserereignis. Es wird allerdings angenommen, dass diese Werte, vor allem wegen fehlender Messdaten in weiteren Waldstandorten der Mittelelbe, eine Unterschätzung darstellen. Außerdem fehlen Daten in den weitläufigen Auen im Bereich des Eintritts der Elbe ins Norddeutsche Tiefland sowie unterstromig der Saale und in den Mündungsbereichen der großen Nebenflüsse. Werden die hier ermittelten Rückhalte auf die Jahres-Schwebstofffrachten bei Hitzacker (Daten der BfG) bezogen, so ergeben sich Rückhalte zwischen 7 und 30 % entlang der gesamten Elbe.

Für die Elbauen sind diese Betrachtungen deshalb von Bedeutung, weil sie illustrieren, dass Bodenverjüngung und damit eine Qualitätsverbesserung nur räumlich begrenzt auftritt. Außerdem zeigen die Messergebnisse, dass nur mit einer sehr langsamen Verbesserung der Bodenqualität gerechnet werden kann. Bei einer überschlägigen Annahme einer Oberbodendichte von 1 g/cm^3 für einen Grünlandboden, sind Einträge von 10 kg/m^2 notwendig, um einen Zentimeter Bodenwachstum zu ermöglichen. Dieser Zentimeter seinerseits würde lediglich 10 % bei einer standardisierten Oberbodenprobennahme im Grünland von 0 - 10 cm Tiefe ausmachen, sodass hier schon klar wird, dass eine Qualitätsverbesserung von Böden der Elbauen nur lokal schnell voranschreiten kann, in der Regel jedoch sehr lange andauern wird.

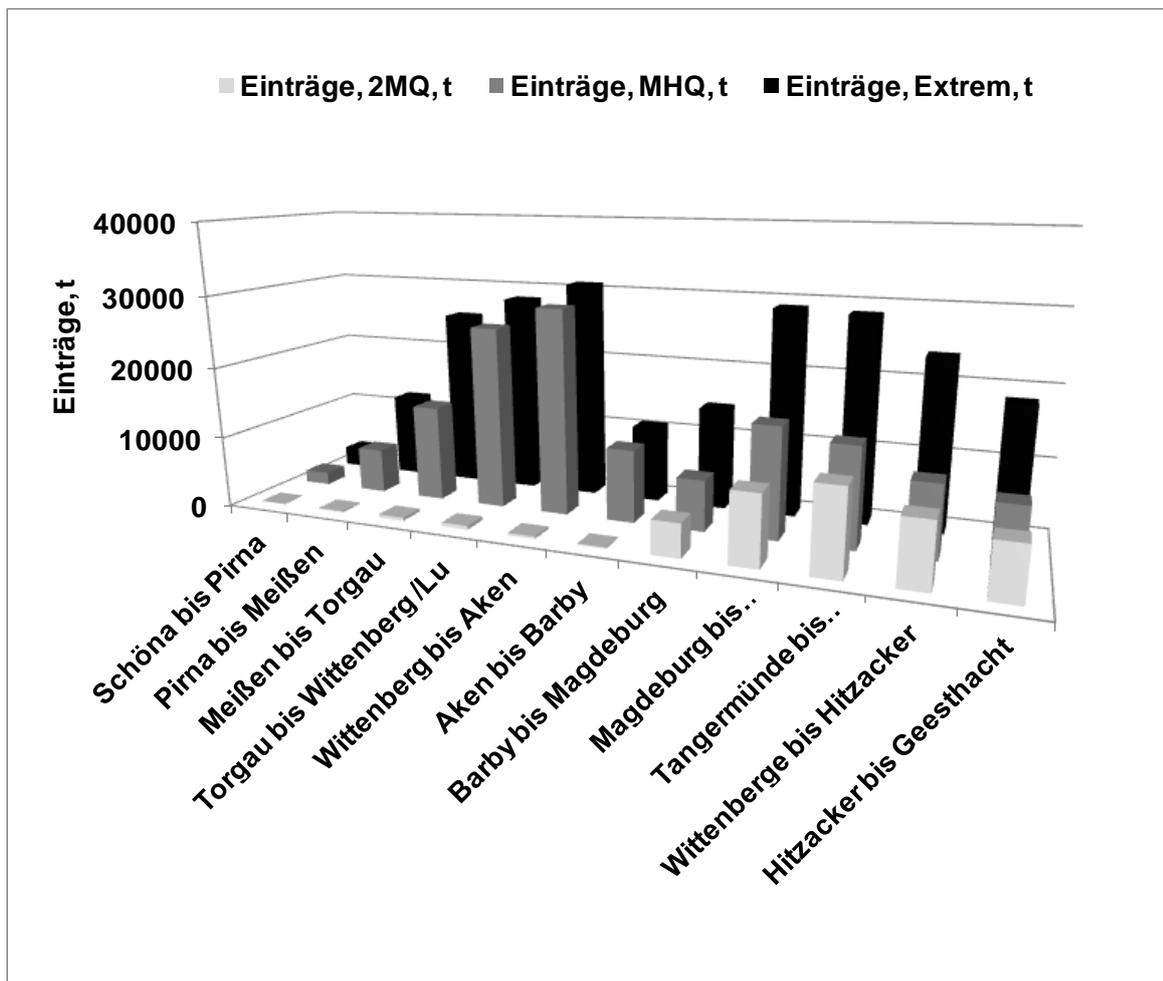


Abbildung 46: Kalkulierte Sedimenteinträge entlang der Elbe bei unterschiedlichen, ausgewählten Abflusssituationen.

4.1.5 Defizite und Potenziale

Die hier vorgestellten Ergebnisse über den Eintrag von Sedimenten bei Hochwasser beruhen auf Studien, in deren Rahmen lokale Veränderungen der Bodenqualität ermittelt werden sollten. Eine repräsentative Verteilung von Untersuchungsgebieten entlang der Elbe lag nicht vor (Krüger et al. 2014a).

Um die Eigenheiten und Charakteristika der unterschiedlichen Flussabschnitte bei der großräumigen Berechnung des Sedimentrückhaltes zu integrieren, sind Kenntnislücken aus anderen Regionen zu schließen. So wären Untersuchungen an Standorten der Oberen Elbe notwendig. Ebenso, wie die Berücksichtigung von Messpunkten beim Eintritt der Elbe ins Norddeutsche Tiefland. Dort weitet sich der Fließquerschnitt bei Hochwasser erstmalig auf und nach Erfahrungen vom extremen Hochwasser 2002 (Pepelnik et al. 2004) und auf Basis vorgelegter Ergebnisse ist dort mit starkem Sedimentrückhalt zu rechnen. Des Weiteren müssen, insbesondere wenn der Schadstoffrückhalt im Fokus steht, repräsentative Messpunkte zwischen Mulde und Saale am linken Ufer berücksichtigt werden. Die Untersuchungsgebiete in den rechtselbischen Auen bei Steckby zeigten in Böden keine Beeinflussung durch die Mulde, weil diese bis dorthin nicht gleichmäßig über das Querprofil der Elbe eingemischt wurde (Krüger et al. 2005).

Naumann et al. (2003) zeigten, dass die Saale für den Schwebstoffhaushalt der Elbe eine besondere Bedeutung hat, sodass eine Berücksichtigung von Untersuchungsflächen unterstromig der Saale bis Magdeburg aufschlussreich wäre.

Des Weiteren lag keine Repräsentativität bzgl. der auentypischen Nutzungen vor. Während Grünlandstandorte ausreichend vertreten waren, fehlten repräsentative Ergebnisse aus Röhricht- und vor allem Waldstandorten zwischen Wittenberg und Barby. Und außerdem fehlen Kenntnisse über die Wirkung von ackerbaulich genutzten Böden im Elbevorland.

Auch in den Nebenflussmündungen gibt es bis dato kaum Informationen über Sedimenteinträge. Gerade, wenn die Elbe hohe Wasserführung zeigt und in die Nebenflussmündungen zurückstaut, ist auch in den weitläufigen Mündungsbereichen der Nebenflüsse mit Einträgen zu rechnen.

Außerdem bestehen, trotz erster Untersuchungen über Vorkommen und Remobilisierungspotenzial von Sedimenten in Seitenstrukturen der Elbe (Heise et al. 2013), nach wie vor Kenntnislücken über hochwasserbedingte Sedimentations- und Erosionsprozesse in den Altarmen der Auen. Wijnhoven et al. (2006) diskutieren dagegen schwierig zu bemessene Umlagerungsprozesse in den semiterrestrischen Auen. Sie diskutieren, dass die mittels Sedimentfallen gemessenen Einträge zum Teil aus lokal umgelagertem Bodenmaterial, das durch Bioturbation an die Oberfläche gelangt sei, stammen könnte, sodass sich hier Klärungsbedarfe ergeben.

Darüber hinaus gibt es weitere Kenntnislücken, die bei detaillierten Betrachtungen an Bedeutung gewinnen. So ist durch fortschreitende Sukzession mit einer Veränderung der Vegetation und Rauigkeit des Geländes zu rechnen. Dies stellt auch die Nutzung älterer Daten für eine Abschätzung des rezenten Retentionspotenzials in Frage. Darüber hinaus stellten Scholz et al.

(2012) fest, dass die Landnutzungsverteilung und die Landnutzungstypen auf Grundlage des DLM 25 relativ unscharf sind.

Die Daten- und Literaturrecherche haben auch ergeben, dass an fast allen Standorten, an denen Kenntnislücken zum hochwassergebundenen Eintrag bestehen, auch bodenkundliche Untersuchungen fehlen, die einen Rückschluss auf rezente und historische Sedimentationsprozesse in Auen zuließen.

Insbesondere eine kombinierte Erfassung von Schwebstofffrachten im Gewässer unter Berücksichtigung der Abflussschwellenwerte, kombiniert mit optimierten, lokalen Sedimentationsmessungen in Auen lässt eine deutliche Verbesserung in der Abschätzung der Retentionsleistung erwarten.

4.2. Ergänzende Untersuchungen zur räumlichen und zeitlichen Verbreitung von Schwermetallen und Arsen sowie Dioxinen in Böden

4.2.1 Oberbodenbelastungen der Elbauen mit Schwermetallen und Arsen im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue

Im Rahmen des Projektes RAMWASS, Risk Assessment and Management of the Water-Sediment-Soil systems, wurden Bodenuntersuchungen zur Aufklärung der räumlichen Schadstoffbelastung am Beispiel von Schwermetallen und Arsen in Oberböden entlang des Biosphärenreservates Niedersächsische Elbtalaue erarbeitet. Es wurde dabei das gleiche Probennahmedesign verwendet, das auch Krüger et al. (2005) für die Untersuchung oberstromiger Böden in den Elbauen angewendet haben. Die Untersuchung von Flussauenböden in Form von Transekten oder Querschnitten ist national wie international üblich (Aalto et al. 2008, Lewandowski et al. 1998, Martin 2000, Middelkoop 2000, Szalai 2007, Zhao et al. 1999) und stellt die Berücksichtigung unterschiedlicher Überflutungssituationen und damit Sedimentanlieferungen sicher.

Entlang des Biosphärenreservates wurden auf 23 Transekten insgesamt 66 Oberbodenproben gewonnen. Diese wurden in eindeutigen morphologischen Positionen in unterschiedlicher Entfernung zur Elbe als Mischprobe aus 10 Einstichen von 0 - 10 cm auf einer Fläche von 100 m² gewonnen. Gleichzeitig erfolgte in der Beprobungsfläche eine bodenkundliche Ansprache (in Anlehnung an die Bodenkundliche Kartieranleitung, Ad-hoc AG Boden 2005) bis in 2 m Tiefe mittels Edelman-Bohrer und Peilstange. Abb. 47 zeigt die Lage der Transekte im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue und Abb. 48 veranschaulicht das Beprobungsdesign am Beispiel des Wehninger Werders. Einen Überblick über die Untersuchungsmethoden vermittelt Tabelle 18. Sämtliche Bodendaten sind in Anhang 5 zusammengestellt.

Die vorgefunden Bodentypen entsprechen denen, die auch andere Autoren (Meyer & Miehl 1983, Schwartz, 2001, Eisenmann 2002, Rinklebe et al. 2005, Urban in von Haaren et al. 2006, Weniger 2010) in der Region der Mittel- und Unterelbe angetroffen haben. Die Auenlehmdecke war heterogen, sie hat eine durchschnittliche Mächtigkeit von 68 cm, wobei darunter oft nach Wechsellagerungen mit Auensanden nochmals schluffige bis tonige Auenlehme auftraten.

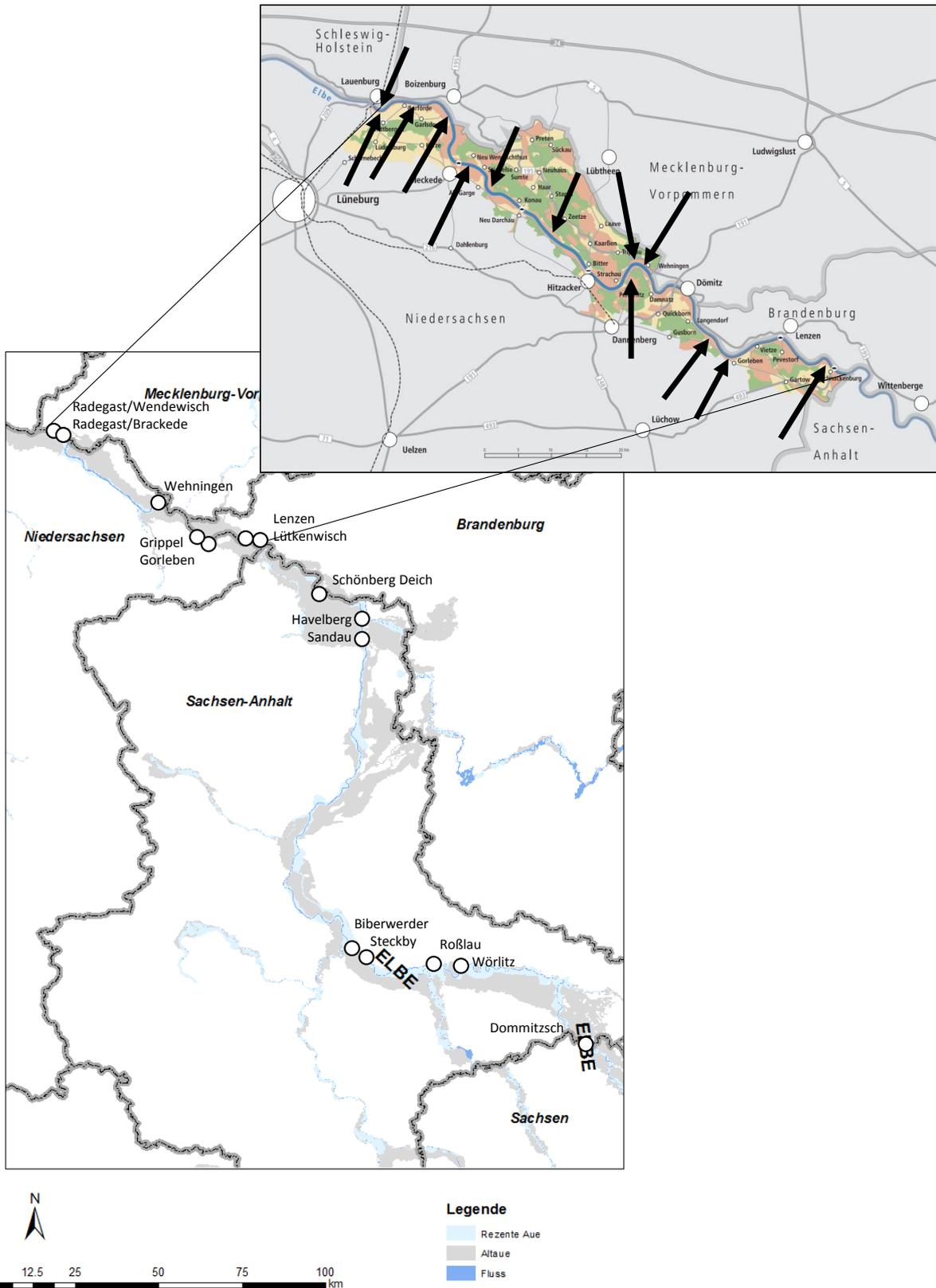


Abbildung 47: Lage der Untersuchungstransecte im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue an der unteren Mittel-Elbe (Kartengrundlagen vom UfZ, Leipzig und der Biosphärenreservatsverwaltung, Hitzacker).

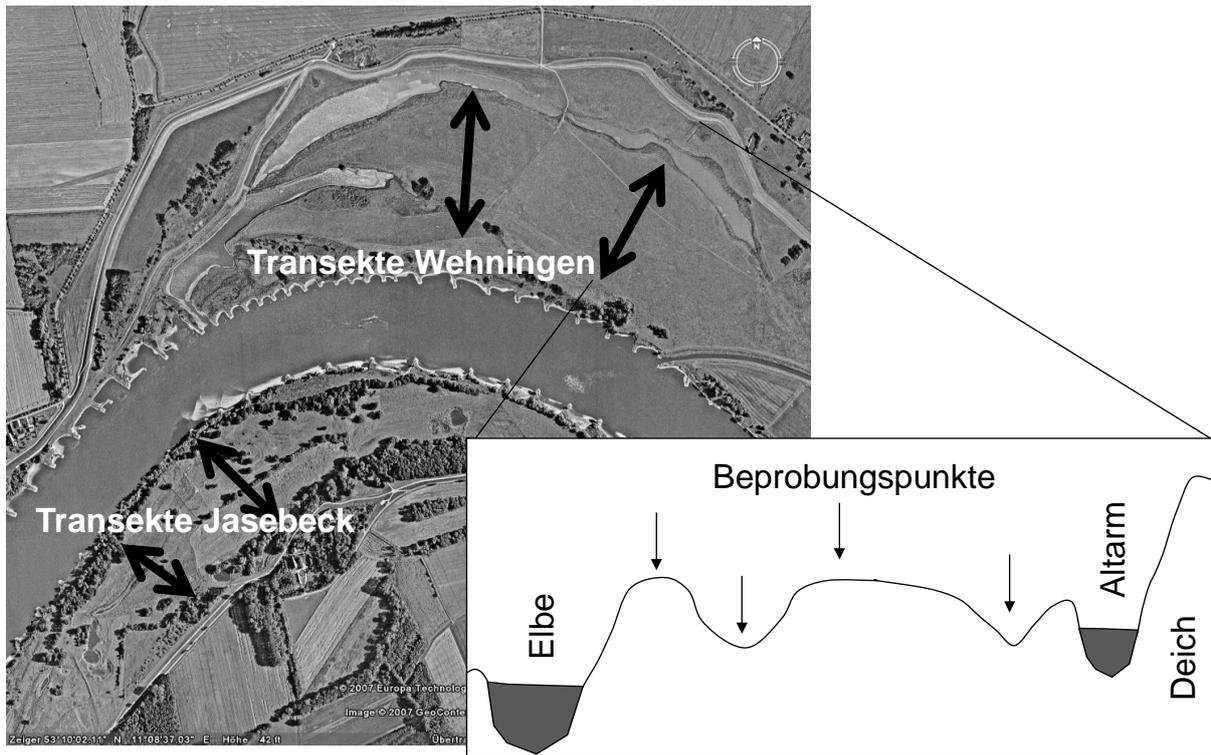


Abbildung 48: Lage der Transekte in Wehningen und Jasebeck zur Veranschaulichung des Untersuchungsdesigns für Böden in aktiven Flussauen der Elbe.

Tabelle 18: Methodenüberblick für bodenkundliche Untersuchungen im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue.

Parameter	Methode
Organischer Kohlenstoff	nasse Veraschung, nach der Lichterfelder Methode (DIN 19684-2) und spektroskopische Messung mittels Spectronic Genesys 5 der Fa. Thermo / Milton Roy
Organischer Stickstoff	Kjeldahl-Stickstoff EAWAG K-3005
pH-Wert	CaCl ₂ , DIN 38404-5
Körnung	Abschlämmung nach CASA-GRANDE nach DIN 19683-1, Trockensiebung nach DIN 18123-4
Schwermetalle und Arsen	ICP-OES, Perkin Elmer-Optima 3000 nach Königswasseraufschluss DIN 38414-S7
Quecksilber	Feststoff Analyser der Firma LECO, AMA 254, Totalgehalte
Statistik	Statistica 4.0

Da Auenböden wesentlich durch ihre unterschiedlichen Hydromorphie-merkmale differenziert werden, sind die Bodentypen mit Überlappungen auf einem Höhengradienten angeordnet (Abb. 49). Dieser Höhengradient ist auch dafür verantwortlich, dass erstens Sedimenteinträge unterschiedlich häufig stattfinden können und dass zweitens auch die Mineralisation organischen Materials unterschiedlich abläuft. Es ist damit zu rechnen, dass tiefliegende Standorte generell mehr und häufiger mit Sedimenten beaufschlagt werden, darüber hinaus ist bei ihnen die Mineralisation organischen Materials gehemmt. Beide Prozesse führen dazu, dass niedriggelegene Böden höhere Kohlenstoffgehalte aufweisen als die hoch gelegenen Böden. Gleichsam zeigt sich, dass mit der Anreicherung der organischen Substanz auch die Schwermetall- und Arsengehalte zunehmen (Abb. 49), womit der organischen Substanz eine besondere Bedeutung als Indikator für Anreicherungen von Schwermetallen und Arsen in Elbauenböden zukommt. Tabelle 19 zeigt die Korrelationsmatrix der Schadstoff-verteilungsrelevanten Standortparameter (Höhe zum Mittelwasser, Distanz zur Elbe, Kohlenstoffgehalte, Anteile der $< 20 \mu\text{m}$ -Fraktion) zu den untersuchten Schwermetallen und Arsen. Sie verdeutlicht, dass insbesondere tiefliegene, kohlenstoffreiche und feinkörnige Böden durch hohe Schwermetall- und Arsengehalte gekennzeichnet sind, was die Untersuchungen von Miehlich 1983, Krüger et al. 2005 und Rinklebe et al. 2005 bestätigt. Darüber hinaus zeigt die Korrelationsanalyse aber auch eine schwache signifikante Beziehung zwischen der Distanz zur Elbe und den Bleigehalten. Dies ist insofern von Bedeutung, da die Untersuchung der zeitlichen Belastungsentwicklung von Prange et al. (1997) als auch von Rupp et al. 2001 und Zachmann et al. (2013) seit Mitte des vorigen Jahrhunderts abnehmende Bleigehalten in den Sedimenten der Elbe analysierten und die Auswertung der Sedimenteinträge die flussnahen Bereiche als diejenigen, die die stärksten Sedimenteinträge erfahren, identifizierte. Da bereits niedrige Hochwässer erhebliche Teile der Auen überfluten, wird nach Tabelle 17 für diese Analyse die Distanz von 80 m gewählt.

Die getrennte Betrachtung der Bodenqualitäten, die in den flussnahen und flussfernen sowie in den gesamten Auenbereichen vorgefunden werden, zeigt Tabelle 20.

Die Tatsache, dass die Auenböden z. T. hochgradig belastet sind, ist hinlänglich bekannt. Quecksilbergehalte überschreiten am häufigsten die Maßnahmenwerte der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, gefolgt von Arsen und in Einzelfällen auch Kupfer. Die Tatsache, dass Cadmium den Maßnahmenwert nicht überschreitet bedeutet jedoch nicht, dass keine Anreicherung in der Vegetation eintreten wird. Die relativ niedrigen pH-Werte des Elbauenvorlandes führen zu einer hohen Cadmiummobilität, die zur systemischen Cadmiumanreicherung führen kann, die sich ihrerseits in Überschreitungen der Futtermittelgrenzwerte äußert (siehe Kapitel 3.4 als auch Gröngröft et al. 2005).

Die vorgefundenen Bodenbelastungen (Tab. 20) entsprechen in ihrer Spannweite denen, die Krüger et al. 2005 für Böden unterstromig der Einmündungen von Mulde und Saale gefunden haben. Die getrennte Betrachtung der statistischen Kennzahlen von Böden des elbnahen ($< 80 \text{ m}$) und elbfernen ($> 80 \text{ m}$) Auenbereiches zeigt u. a., dass im Median im elbnahen Bereich die pH-Werte höher und die Blei- und Arsengehalte niedriger sind. Die hohen pH-Werte können als Indiz für jüngeres Bodenmaterial interpretiert werden, genauso, wie die niedrigeren Gehalte von Arsen und Blei von denjenigen Metallen, deren Belastung bereits seit der Mitte des vorigen Jahrhunderts gleichmäßig zurückgeht (siehe Kapitel 2.7). Allerdings zeigten die t-

Tests, dass nur der pH-Wert-Unterschied signifikant sei. Darüber hinaus sei hier schon erwähnt, dass auch das Pb/Zn-Verhältnis, als Indiz für junge Sedimente, reduziert ist (siehe nächstes Kapitel).

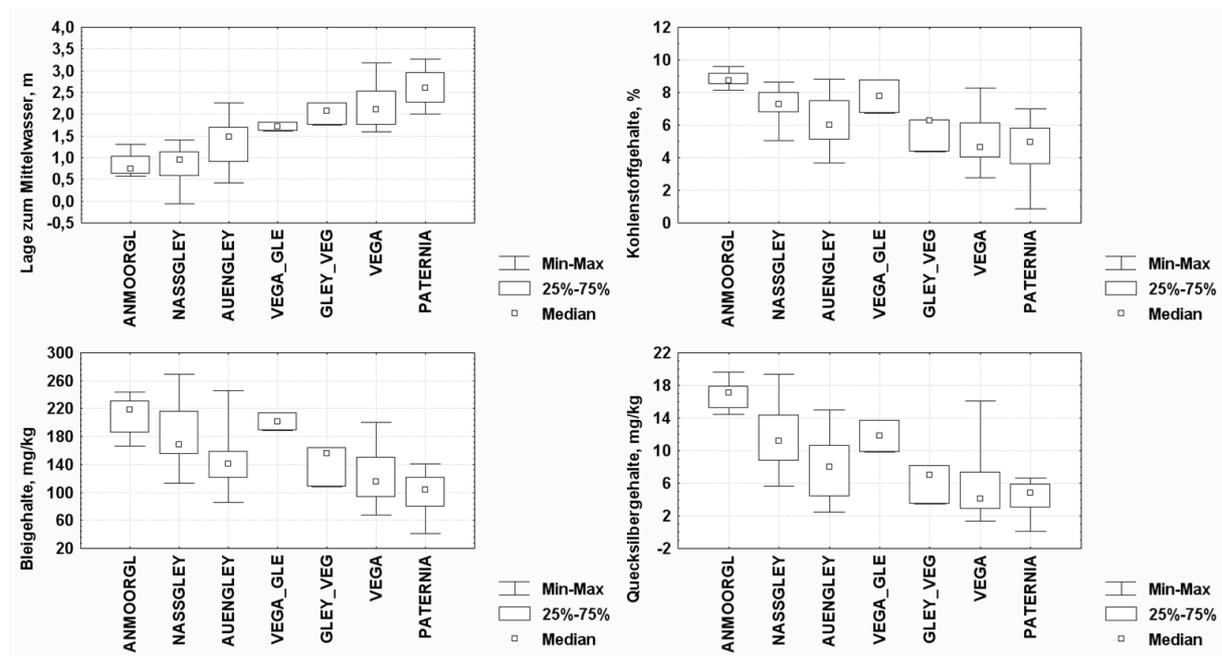


Abbildung 49: Bodentypen der aktiven Elbauen im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue bzgl. ihrer Höhenlage, ihrer Kohlenstoff- sowie Quecksilber- und Bleigehalte; n: Anmoorgleye 7, Nassgleye 19, Auengleye 16, Vega-Gleye 2, Gley-Vega 3, Vega 15, Paternia 4.

Tabelle 19: Pearson Produkt Moment Korrelationsmatrix für Standorteigenschaften von Oberböden der aktiven Elbauen im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue. Signifikante Beziehungen für $p < 0,05$ in fetten Buchstaben.

	Mittelwasser	Distanz	Kohlenstoff	<20 µm-Anteil	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Mittelwasser	1	-0,05	-0,61	-0,66	-0,55	-0,54	-0,69	-0,67	-0,66	-0,59	-0,67	-0,51
Distanz		1,00	0,19	0,23	0,22	0,08	0,22	0,16	0,16	0,04	0,28	-0,02
Kohlenstoff			1,00	0,88	0,75	0,86	0,88	0,89	0,88	0,86	0,83	0,80
<20 µm-Anteil				1,00	0,83	0,82	0,85	0,87	0,84	0,84	0,87	0,73

Tabelle 20: Statistische Kennwerte für Oberböden aus flussnahen (< 80 m) und flussfernen (> 80 m) Bereichen sowie der gesamten der aktiven Elbauen. Statistisch signifikante Unterschiede (t-Test) in fett.

		pH	C org.	Ton	Sand	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Pb/Zn
		CaCl2	%	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	
	Anzahl	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
Elbnah	Min	5,5	3,7	18	5	28	2,5	73	72,4	4,2	27	86	413	0,15
< 80 m	Median	6,2	7,0	25,5	26,5	57	5,8	114	164,8	9,1	46	139	810	0,17
	Max	6,8	7,8	34	57	96	9,1	169	260,9	15,5	60	197	1058	0,22
	Anzahl	58,0	58	58	57	58	58	58	58	58	58	58	58	58
Elbfern	Min	4,4	0,9	3	2	12	0,5	35	9,4	0,1	11	41	134	0,15
> 80 m	Median	5,4	6,5	30	20,5	62	6,1	113	156,3	8,3	43	159	666	0,24
	Max	6,7	9,6	42	93	164	11	200	320,1	19,6	64	269	1204	0,53
	Anzahl	66	66	66	66	66	66	66	66	66	66	66	66	66
Gesamt	Min	4,4	0,9	3	2	11,5	0,5	35	9,4	0,1	11	41	134	0,15
0 - 567 m	Median	5,6	6,7	30	22	61,8	5,9	113	157,65	8,6	44	157	686	0,23
	Max	6,8	9,6	42	93	163,9	11	200	320,1	19,6	64	269	1204	0,53
BBodSV*	Maßnahmenwert					50	20	1300/200		2	1900	1200		

*Bundes-Bodenschutzverordnung

4.2.2 Die Ausprägung der zeitlichen Belastungsentwicklung für ausgewählte Schwermetalle und Dioxine in Böden

4.2.2.1 Probennahmestandorte, Analysenumfang und Methodik

Die Ausprägung der zeitlichen Belastungsentwicklung wurde an verschiedenen Standorten an der unteren Mittelelbe untersucht (Tab. 21, Abb. 50). Dabei wurden verschiedene Probennahmetechniken und Analysenmethoden eingesetzt. Dioxinanalysen gibt es nur für zwei Standorte: Für einen Standort (Pevestorf, Elbe-km 485) konnte ein Dioxin-Tiefenprofil recherchiert werden (Götz & Lauer, 1999 sowie Götz et al. 2007), an einem weiteren Standort (Wehningen, Elbe-km 513) wurden im Rahmen von KLIMZUG-NORD Dioxinanalysen eines Tiefenprofils veranlasst. Tabelle 21 gibt einen Überblick über ausgesuchte Standorteigenschaften der untersuchten Probennahmestellen, die analysierten Parameter und methodische Hinweise sowie die Autorenschaft. Während an den Standorten Sandfeldwerder, Schönberg Deich und Neu Garge jeweils ein Bodenmonolith freigegeben (Abb. 51) und in 1 cm-Scheiben feinstratigrafisch untersucht wurde, erfolgte die Probennahme in Gorleben und Wehningen an einer Profilwand eines Bodenschurfes. In Gorleben wurden Mischproben in Abständen von 2,5 bis 5 cm Tiefe gewonnen, in Wehningen wurden Stechkästen eingesetzt (Abb. 51), die in 5 cm-Profilabschnitte zerteilt wurden. Die Probennahme in Pevestorf erfolgte mittels Edlmann-Bohrgerät.

Tabelle 21: Standorte zur Analyse der Ausprägung der Belastungsentwicklung an Auenböden der unteren Mittelelbe.

Standort	Sandfeldwerder	Schönberg Deich	Pevestorf	Gorleben	Wehningen	Neu Garge
Elbe-km	437, rechts-elbisch	437, links-elbisch	485, links-elbisch	492, links-elbisch	514, rechts-elbisch	544, links-elbisch
Morphologie	Senke	Plateau	Flutrinne	Hoch gelegene Senke	Ufernahes Plateau	Plateau
Höhenlage zum Mittelwasser	0,2 m	1,5 m	Keine Angabe	1,7 m	1,7 m	2,3 m
Distanz zur Elbe	100 m	180 m	ca. 80 m	163 m	56 m	400
Bodentyp	Anmoorgley	Vega	Anmoorgley	Gley-Vega	Gley-Tschernitza	Auengley
Auenlehm	0,7 m	1,6 m	0,6 m	1,1 m	1,0 m	0,3 m
Besonderheiten	-	-	-	-	Sandige Lagen	-
Datierung	¹³⁷ Cs	-	¹³⁷ Cs	-	-	-
Organische Substanz	CHN-Analy.	CHN-Analy.	Glühverlust	Lichterfelder*	Lichterfelder*	Lichterfelder*
Quecksilber	AMA-254*	AMA-254*	AMA-254*	RFA	AMA-254*	AMA-254*
Übrige Metalle	RFA****	RFA****	RFA****	RFA****	KöWa+TRFA**	KöWa+ICP-OES*
Dioxine	nein	nein	ja	nein	Ja***	nein
Autoren	Hofacker (2006)	Hofacker (2006)	Götz & Lauer (1999), Götz et al. (2007)	von Haaren et al. (2006)	-	-

*siehe Methoden Tabelle 18.

** Total-Reflexions-Röntgenfluoreszenz-Analyse (TRFA) mit einem PICOFOX S2 der Fa. Bruker, nach Königswasseraufschluss DIN 38414-S7

*** DIN 38414-24 (S 24)

****Totalgehalte nach Röntgenfluoreszenzanalyse



Abbildung 50: Standorte zur Untersuchung der Ausprägung der Belastungsentwicklung auf Auenböden der Elbe.



Abbildung 51: Unterschiedliche Probennahmetechniken zur Ermittlung der feinstratigrafischen Belastung unter Wahrung der natürlichen Lagerungsdichte (Fotos Krüger).

4.2.2.2 Ausprägung der zeitlichen Belastungsentwicklung in Standorten mit hohen Sedimentationsraten (Flutrinnen, ufernahe Plateaus, Senken)

Götz & Lauer (1999) sowie Götz et al. (2007) haben einen Standort bei Pevestorf (Elbe-km 485) hinsichtlich einer Vielzahl organischer Schadstoffe, darunter auch Dioxine und Furane analysiert und mittels ^{137}Cs datiert. Dieser Standort wurde von Meyer & Miehlich (1983) als Auenanmoorgley angesprochen und wies relativ hohe Sedimentationsraten von durchschnittlich ca. 0,81 cm/a auf.

Dies war bis dato das einzige Tiefenprofil, anhand dessen die zeitliche Belastungsentwicklung für Dioxine nachvollzogen werden konnte (siehe auch Kap. 3.4). Da aus der Dioxinbelastung von Sedimenten und Böden eine Vielzahl von Problemen für Schutzgüter in Auen erwachsen, soll hier der Versuch unternommen werden, Indikatoren für Dioxinbelastungen in Böden zu entwickeln, die auch für die landesbehördlich durchgeführten Bodenuntersuchungen in Auen anwendbar ist, um aus den vorhandenen Bodenbefunden über As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn auf Dioxingehalte im Boden schließen zu können. Aus den bekannten Längsprofilen der Oberbodenbelastungen für Quecksilber (Abb. 24) und Dioxine (Abb. 25) als auch aus der Recherche der Belastungsursachen ließ sich schlussfolgern, dass die Einträge von Quecksilber und Dioxinen im Wesentlichen aus den gleichen Teilen des Einzugsgebietes (Mulde und Saale) stammten.

Für Schwermetalle und Arsen hat sich gezeigt, dass die organische Substanz ein geeigneter Indikator für Bodenbelastungen darstellt. Insbesondere die Untersuchungen von Umlauf et al. (2005) haben aber veranschaulicht, dass eine Korrelation zwischen den Quecksilbergehalten (die hochgradig signifikant mit der organischen Substanz korreliert) und den Dioxingehalten in Oberböden nicht existiert (Abb. 52). Erkennbar ist lediglich, dass die Spannbreite der Dioxinkonzentrationen mit steigenden Quecksilbergehalten zunimmt.

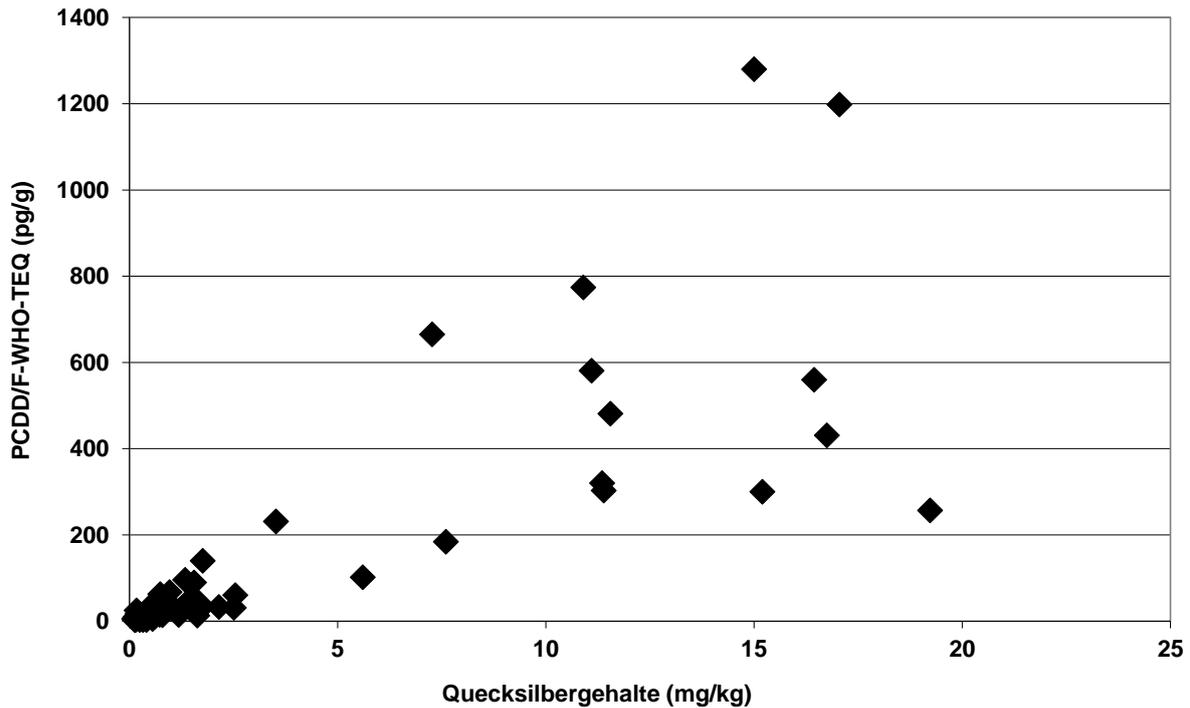


Abbildung 52: Zusammenhang von PCDD/F-Gehalten aus Oberböden der Elbauen und Quecksilbergehalten. Proben aus dem Jahr 2003, Daten von Umlauf et al. (2005).

Anhand von Rückstellproben, die R. Götz (seinerzeit Umweltbehörde Hamburg) bereitstellte, bestand zunächst die Möglichkeit, an einem datierten Tiefenprofil die Belastungsgeschichte der Dioxine mit denen von Schwermetallen und Arsen abzugleichen. Die Probennahme erfolgte 1995 mittels Edelmanbohrer. Die Metallanalysen wurden im Helmholtz Zentrum für Umweltforschung GmbH (UFZ) in Leipzig von P. Morgenstern mittels RFA-Analytik durchgeführt. Die Quecksilberanalysen wurden selbst mittels LECO-Feststoffanalyzer in der Forschungsstelle Falkenberg des UFZ durchgeführt. Abb. 53 zeigt ausgewählte Schwermetall-Tiefenprofile im Vergleich zu denen des Dioxins. Alle Schwermetall- und Arsendaten sind im Anhang 6 zusammengestellt. Der Vergleich der Tiefenprofile als auch die durchgeführte Pearson Produkt Moment Korrelation (Tab. 22) zeigen, dass weder die organische Substanz, noch eins der untersuchten Metalle mit den Dioxinkonzentrationen korreliert. Die Ursache ist die unterschiedliche, zeitliche Belastungsentwicklung. Höchste Dioxingehalte traten bereits in den 1950er bis 1960er Jahren auf, um danach bereits stark zu sinken. Somit erklärt die unterschiedliche Belastungsentwicklung auch die zunehmende Streuung der Dioxingehalte bei steigenden Quecksilbergehalten. Höchste Dioxingehalte sind in Oberböden möglich, in denen die Quecksilbergehalte nur durch den älteren der beiden Quecksilberpeaks (aus den 1960er Jahren) oder durch beide (zusätzlich den Hg-Peak aus den 1980er Jahren) begründet sind. Beide Peaks müssten sich dann in den oberen 10 cm des Bodens widerspiegeln. Sind dagegen die standörtlichen Sedimentationsraten derartig hoch, dass nur noch der jüngere Quecksilberpeak im Oberboden wirksam ist, können keine hohen Dioxinwerte mehr erwartet werden, weil bzgl. Dioxinen und Furanen bereits seit der Mitte des letzten Jahrhunderts eine deutliche Verbesserung der Sedimentqualität eingetreten ist. Der Vergleich der maximalen Bodenkon-

zentrationen mit den oberflächennahen Konzentrationen belegt Gehaltsreduktionen von Dioxinen um den Faktor 44 im Zeitraum von 35 Jahren. Nur für Quecksilber ist eine ähnliche Verbesserung der Sedimentqualität zu beobachten. Bis heute (Daten der FGG Elbe) ist seit 1985 eine Verbesserung um den Faktor 30 wirksam.

Die Voraussetzung, dass eines der untersuchten Metalle als Tracer für Dioxine in Flussauenböden mit unterschiedlichen Sedimentationsraten fungieren könnte, wäre, dass es zur gleichen Zeit maximale und minimale Konzentrationen aufweisen müsste.

Tabelle 22: Pearson Produkt Moment Korrelationsmatrix für die Fraktion < 63 µm, den Glühverlust als auch Dioxin/Furangehalte zu Schwermetallen und Arsen im Tiefenprofil eines Auenbodens bei Pevestorf (Elbe-km 485). Fett markierte Korrelationen signifikant bei $p < 0,05$.

	<63µm	GV	PCDD/F	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	U	Zn
<63µm	1	0,46	0,35	0,69	0,88	0,85	0,94	0,69	0,82	0,82	0,69	0,84
GV	0,46	1	-0,13	0,07	0,75	0,75	0,60	0,67	0,83	0,13	0,42	0,78
PCDD/F	0,35	-0,13	1	0,48	-0,02	-0,04	0,12	0,31	-0,01	0,54	0,46	0,11

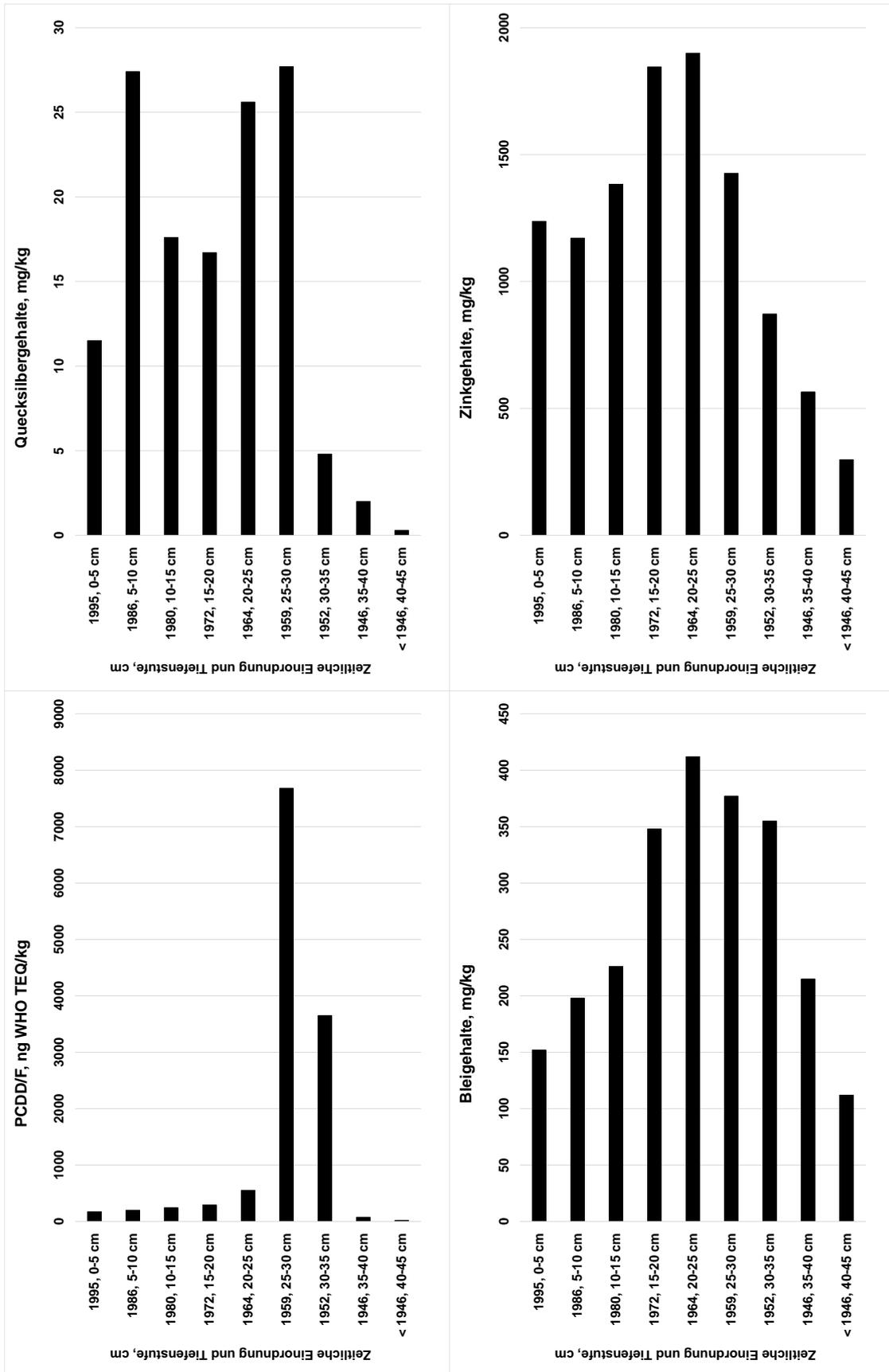


Abbildung 53: Tiefenprofile von Dioxinen/Furanen (Angaben nach WHO, 2006 von Götz et al. 2007) und ausgewählten Schwermetallen an einem Auenboden bei Pevestorf (Elbe-km 485).

Ein weiteres Tiefenprofil wurde auf dem Wehninger Werder an einer ufernahen Gley-Tschernitza erarbeitet. Die Probennahme erfolgte mittels Stechkästen in einem Bodenschurf. Die Proben wurden in 5 cm-Schritten präpariert. Es erfolgte ein Königswasseraufschluss. Die Metallanalysen wurden mittels Totalreflexions-Röntgenfluoreszenzanalyse (PICOFOX S2) ermittelt. Des Weiteren wurden Dioxin- und Furananalysen veranlasst. An diesem Bodenprofil (Anhang 7) ist besonders, dass es sandige Bänderungen als Zeichen unterschiedlicher Beeinflussung bei Hochwasser trägt. Diese wirken selbstverständlich erniedrigend auf die Schadstoffanalysen. Es zeigt sich dennoch ein vergleichbares Bild (Abb. 54). Die höchsten Dioxin-Gehalte befinden sich in der Tiefe von 40 - 45 cm, wenn auch nur mit maximalen 2.375 ng WHO₂₀₀₅-TEQ/kg. Werden jedoch die Dioxingehalte der beiden Profile auf die organische Substanz normiert, ergeben sich vergleichbare Gehalte von 979 ng WHO₂₀₀₅-TEQ/kg *%C⁻¹ (Wehninger Werder) zu 1.059 ng WHO₂₀₀₅-TEQ/kg *%C⁻¹ (Pevestorf), wobei davon ausgegangen werden kann, dass die Humusgehalte, bestimmt durch den Glühverlust, eher zu hoch eingeschätzt werden. Auch in der Gley-Tschernitza wird deutlich, dass sich Dioxine und Furane weder mit den untersuchten Metallen noch mit der organischen Substanz korrelieren lassen (Tab. 23). Die niedrigen Metallgehalte in diesem Profilabschnitt sind begründet durch die sandigen Lagen, die verdünnend auf die Schadstoffgehalte wirken. Bedeutungsvoll ist dennoch, dass sich der jüngere der Quecksilberpeaks zwischen 15 und 20 cm Tiefe nicht so stark ausprägt. Bereits Middelkoop (1997) beschrieb, dass sich Bioturbation glättend auf sedimentbürtige Peaks im Bodenprofil auswirkt. Grundsätzlich kann von der Annahme ausgegangen werden, dass während einer Hochwasserwelle die Metallgehalte der Schwebstoffe nicht so stark variieren. Dies zeigten z. B. Wilken et al. (1994) für Hochwasserwellen aus dem Jahr 1994. Und auch Baborowski et al. (2007) zeigten, dass Hochflutsedimente unterschiedlicher morphologischer Positionen zwar unterschiedliche Trockensubstanzeinträge aufwiesen, ihre Metallgehalte waren allerdings sehr ähnlich. Dies bedeutet, dass unterschiedlich ausgeprägte Peaks (wie z. B. Profil Pevestorf oder Profil Wehninger Werder entweder nicht entsprechend ihrer Sedimentationsrate feinstratigrafisch genug aufgelöst wurden oder, dass Bioturbation für unterschiedliche Verdünnungseffekte sorgte. Letzteres wird hier für wahrscheinlich gehalten. Weniger (2010) belegte mittels Auswertung topografischer Karten, dass dieser Standort mindestens bis 1977 mit Weichholzwald bestanden war, sodass bodenverdichtende Grünlandnutzung erst viel später einsetzte. Dazu kommt, dass hoch gelegene Standorte aufgrund ihrer geringeren Überflutungsdauer gegenüber tiefliegenden Standorten für bodenwühlende Lebewesen einen besseren Lebensraum darstellen. So beschreiben Beylich & Gräfe (2007), dass die Bodenfeuchte der limitierende abiotische Faktor für das Vorkommen von Annelidengesellschaften ist. Auch Plum (2005) fasst zusammen, dass Artenanzahl und Abundanzen sinken, je feuchter der Boden wird. Die Blei- und Zinkgehalte nehmen in beiden Bodenprofilen mehr oder weniger gleichmäßig seit den 1960er Jahren (Blei) bzw. der 1970er Jahren (Zink) ab.

Tabelle 23: Pearson Produkt Moment Korrelationsmatrix für den org. Kohlenstoffgehalt und die Dioxin/Furangehalte zu Schwermetallen und Arsen im Tiefenprofil eines Auenbodens auf dem Wehninger Werder (Elbe-km 514). Fett markierte Korrelationen signifikant bei $p < 0,05$.

	C org.	PCDD/F	As	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
C org.	1	-0,42	-0,08	0,69	0,50	0,64	0,68	0,04	0,64
PCDD/F	-0,42	1	-0,19	-0,40	-0,33	-0,07	-0,51	-0,25	-0,47

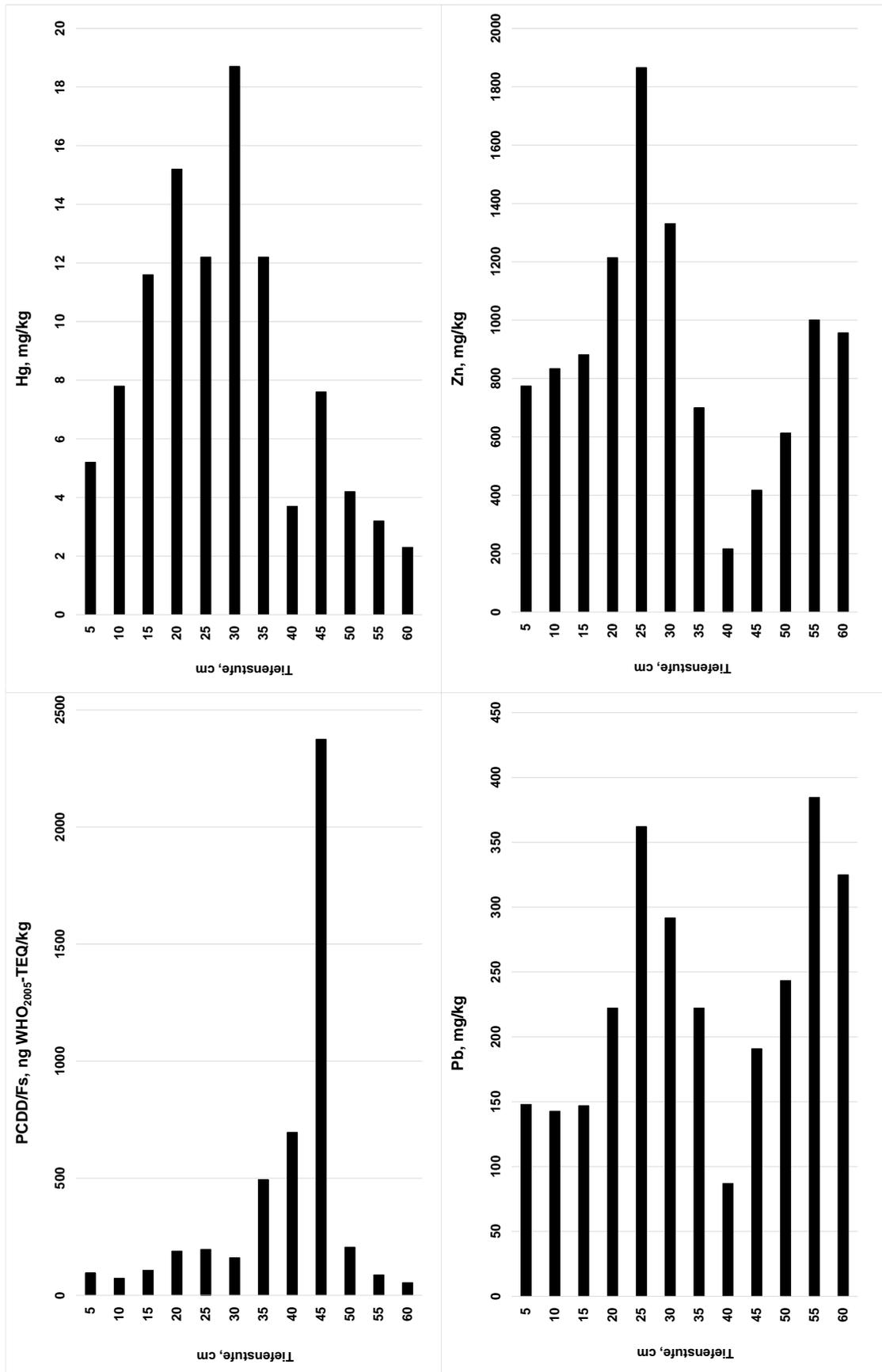


Abbildung 54: Tiefenprofile von Dioxinen/Furanen (Angaben nach WHO, 2006) und ausgewählten Schwermetallen an einem ufernahen Auenboden des Wehninger Werders (Elbe-km 514).

Die hier analysierten Tiefenprofile von Dioxinen und Schwermetallen von Auenböden mit hohen Sedimentationsraten veranschaulichen ebenso wie die Metallverläufe, die Hofacker (2006) an einem Auenanmoorgley (Anhang 8) mit durchschnittlichen Sedimentationsraten von 0,58 cm/a und Urban in von Haaren et al. (2006) an einer Gley-Vega (Anhang 9) mit durchschnittlichen Sedimentationsraten von 0,52 cm/a feinstratigrafisch untersucht haben, dass sich die zeitliche Belastungsentwicklung (siehe Prange et al. 1997 und Rupp et al. 2001 sowie Zachmann et al, 2013) in Böden mit ausreichender Sedimentationsrate widerspiegelt. Allerdings nicht in der Schärfe und in der Qualität, wie es die Gewässersedimente zeigen.

Mit dem Blick auf die Kongenerenverteilung von Dioxinen und Furanen an den Gesamtkonzentrationen (Abb. 55) wird deutlich, dass sich mit der Qualitätsverbesserung der Sedimente auch das Kongenerenmuster verändert hat. So sind die Anteile an Dioxinen in den jüngeren Sedimenten deutlich größer als in denjenigen, die die höchsten Dioxinkonzentrationen zeigen. Auch diese Befunde entsprechen denen von Götz et al. (2007) vom Auenanmoorgley aus Pevestorf, wobei hier noch anzumerken ist, dass diese Kongenerenverteilung nach Götz et al. (2007) ins sogenannte „Bitterfeld-Elbe-Cluster“ fallen, dessen Ursprung die historische Magnesium- und Kupferproduktion im Einzugsgebiet darstellte. Bedeutsamste Kongenere für dieses Cluster sind die beiden hochchlorierten Dioxine 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD und OCDD und vor allem die Furane 1,2,3,4,7,8 HxCDF, 1,2,3,4,6,7,8 HpCDF und OCDF, wobei Furane in deutlich größeren Konzentrationen auftreten als Dioxine. Uhlig (2004) analysierte in seinem unveröffentlichten Bericht „Statistische Analyse der Schadstoffbelastung in der Elbe während und nach der Flut Sommer 2002“ Dioxin-Kongenerenmuster von Elbesedimenten. Aufgrund der Veränderungen der Kongenerenmuster hielt er weitere Dioxinquellen unterstromig von Mulde und Saale für möglich und zeigte, dass dort das Verhältnis von Dioxinen zu Furanen auch 1:1 bzw. 3:1 sein kann (ganz ähnlich der oberen, jüngeren Bodenhorizonte/Lagen). In einer unveröffentlichten Stellungnahme von Uhlig & Eichler (2011) wird formuliert, dass sämtliche Daten-Transformationsmethoden deutliche Auswirkungen auf das Ergebnis einer Fingerprintanalyse haben können. Zudem sei es besonders wichtig, die von Kongener zu Kongener schwankenden Messunsicherheiten zu berücksichtigen, ohne die es keine Aussagen zur Signifikanz des Ergebnisses geben könne, weshalb hier auch nur Vermutungen bzw. Hinweise auf Dioxinquellen bzw. variable Kongenerenmuster formuliert werden.

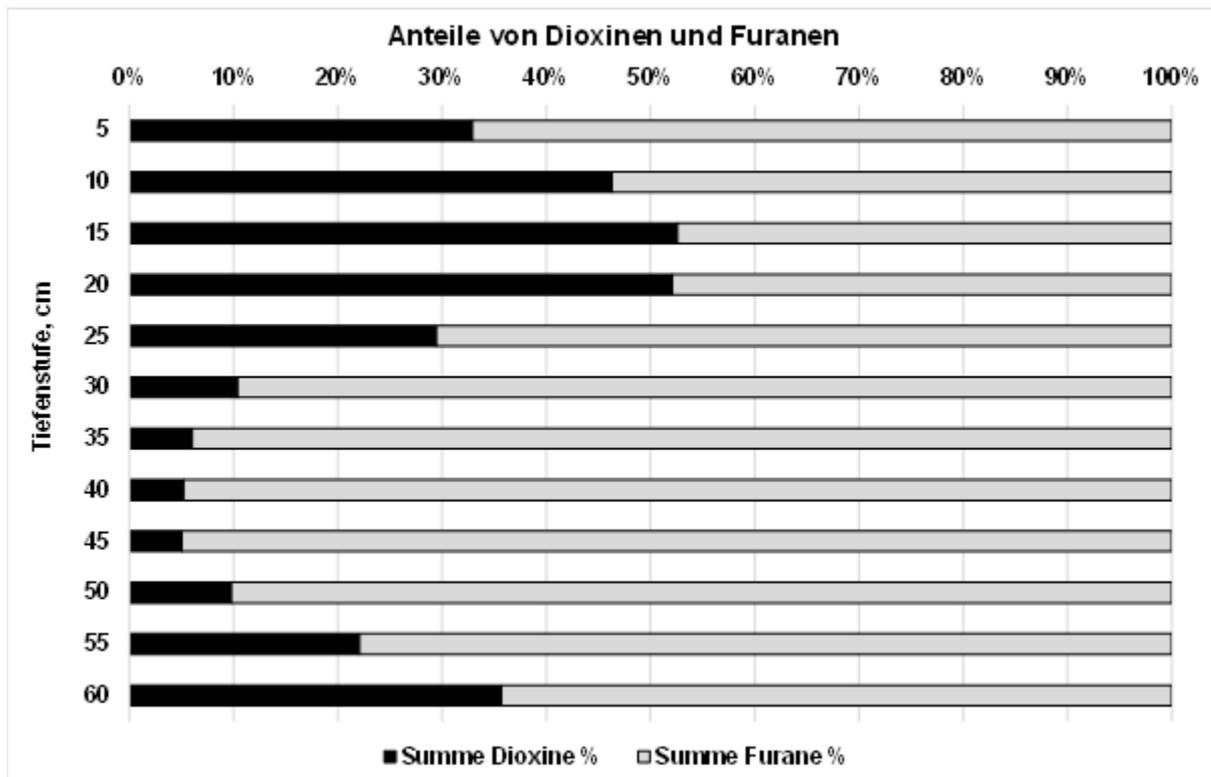


Abbildung 55: Anteile der Dioxin- und Furankongenere an den Gesamtkonzentrationen in unterschiedlichen Tiefenstufen einer ufernahen Gley-Tschernitza des Wehninger Werders (Elbekm 514).

4.2.2.3 Ausprägung der zeitlichen Belastungsentwicklung an Standorten mit niedrigen Sedimentationsraten (Plateaus)

Standorte mit niedrigen Sedimentationsraten sind in Auen in unterschiedlichen morphologischen Positionen denkbar: Tief gelegen und in großer Entfernung zum sedimentanliefernden Gewässer als auch in großer Höhe gelegen. Erstere sind häufig vom Überflutungswasser betroffen, ohne jedoch Sedimenteintrag zu erfahren. Letztere werden nur kurzfristig bei rel. hohen Wasserständen überflutet. Viele hoch gelegene Plateaus werden erst bei mittlerem Hochwasser überflutet, so wie es auch die Überflutungsszenarien in Abb. 18 und Anhang 2 veranschaulichen, wenn bei MHQ fast der gesamte Vorlandbereich überflutet wird. Hier wird die feinstratigrafische Untersuchung eines hoch gelegenen Auengleys aus Neu Garge vorgestellt (Abb. 56). Das äquivalente, hoch gelegene Profil von Hofacker (2006) findet sich im Anhang 10.

Erwartungsgemäß sind die Metallgehalte durch viel stärkere bioturbate Verdünnung mit unbelastetem Bodenmaterial bei gleichzeitig geringerer Sedimentanlieferung im Vergleich zu den Flutrinnen- und Senkenstandorten niedriger. Des Weiteren wird deutlich, dass die zeitliche Belastungsentwicklung viel schwächer ausgeprägt ist. Hier sorgt Bioturbation für eine Angleichung der Tiefenprofile. Bestätigt wird dies durch die Korrelationsanalyse (Tab. 24). Sämtliche Parameter des Tiefenprofils korrelieren höchst signifikant untereinander, sämtliche Unterschiede scheinen fast aufgehoben. Die Daten finden sich in Anhang 11. Bemerkenswert ist jedoch, dass sowohl für Quecksilber und Blei die zeitliche Belastungsentwicklung erkennbar

bleibt. Denkbar ist, dass dieser Standort im Vergleich zu denjenigen, deren Auenlehmmächtigkeit größer ist, schwächere Bioturbation zeigt, weil er viel stärker durch lebensfeindliche Trockenheit geprägt sein könnte. Die Zunahme der Zinkgehalte zur Oberfläche könnte durch Akkumulation über den Wurzelpfad begründet sein. Feldwisch (2008) beschreibt, dass für Cadmium und Zink auch bei hohen Bodengehalten immer noch die systemische Schadstoffaufnahme überwiegt, sodass eine zusätzliche Anreicherung in den Oberbodenhorizonten eintritt. Dies ist dann für die Gehalte in Oberböden mit relativ geringen Schadstoffgehalten (Plateaus) von größerer Bedeutung als in den hochkontaminierten Senkenstandorten. Gleichzeitig ist Zink auch eines der Schwermetalle, dessen zeitliche Belastungsentwicklung sich am geringsten verbessert hat [FGG Elbe: seit 1985 um den Faktor 1,7, nach Prange et al. (1997) bis 1994 um den Faktor 1,4, nach Rupp et al. (2001) und Zachmann (2013) um den Faktor 1,8], sodass Bioturbation sehr schnell zur Vereinheitlichung der feinstratigrafischen Oberbodenkonzentrationen führt.

Als Belastungs-Hot Spots kommen demzufolge diejenigen Standorte in Frage, deren Sedimentationsrate niedrig und Bioturbation gering sind, sodass sich die historisch bedingten Belastungen noch in einer 0 - 10 cm Oberbodenprobe finden.

Tabelle 24: Pearson Produkt Moment Korrelationsmatrix der für den organischen Kohlenstoffgehalt und Schwermetall- und Arsengehalte im Tiefenprofil einer hoch gelegenen Vega bei Neu Garge (Elbe-km 544). Fett markierte Korrelationen signifikant bei $p < 0,05$.

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
C org.	0,04	0,77	0,69	0,65	0,84	0,61	0,42	0,83
As	1	0,63	0,66	0,75	0,35	0,79	0,89	0,57
Cd		1	0,96	0,97	0,89	0,95	0,89	0,97
Cr			1	0,97	0,84	0,95	0,90	0,94
Cu				1	0,85	0,97	0,96	0,94
Hg					1	0,75	0,69	0,86
Ni						1	0,96	0,94
Pb							1	0,84
Zn								1

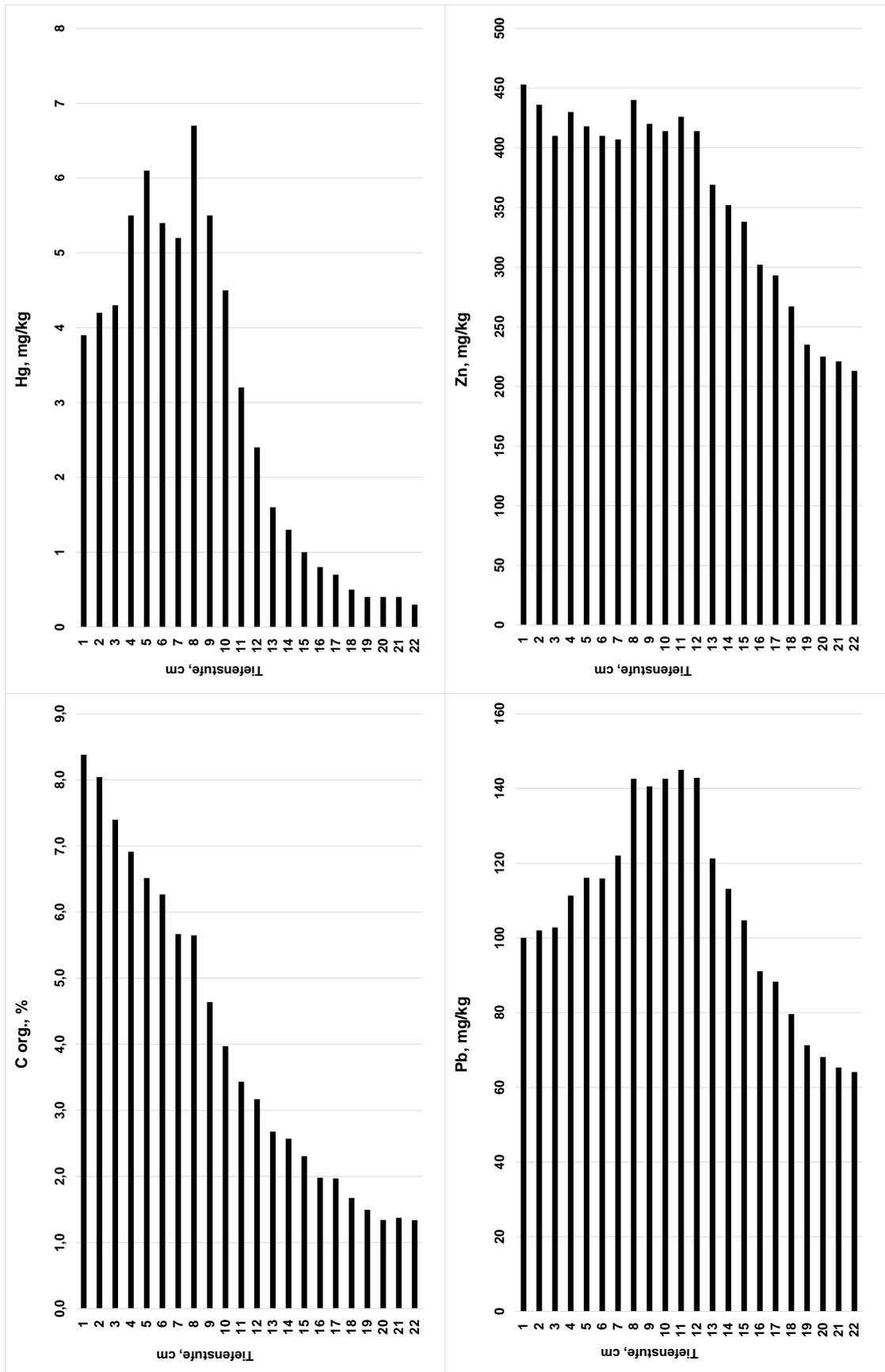


Abbildung 56: Tiefenprofile von Kohlenstoff und ausgewählten Schwermetallen an einem hoch gelegenen Auengley bei Neu Garge (Elbe-km 544).

4.2.3 Identifikation von Schadstoff-Hot Spots

4.2.3.1 Elementverhältnisse als Indikatoren für belastete und unbelastete Sedimente

Die Untersuchung der Oberbodenbelastungen an Schwermetallen und Arsen in den Elbauen zeigte, dass Schadstoff-Hot Spots in Senkenlagen zu finden sind. Diese Standorte sind in der Regel auch durch hohe Humusgehalte gekennzeichnet. Aber nicht alle Schwermetall-Hot Spots sind auch gleichzeitig Dioxin/Furan-Hot Spots (siehe Abb. 52).

Die unterschiedliche zeitliche Belastungsentwicklung von Schwermetallen und Arsen als auch von Dioxinen und Furanen ist wesentlich dafür verantwortlich, dass die Schadstoffgehalte nicht immer untereinander korrelieren. Die Clusteranalyse der Tiefenverläufe für die Flutrinnen- und Senkenstandorte aus Pevestorf und aus Wehningen sind im Anhang 12 zu finden. Die Clusteranalyse erfolgte nach Ward mit der quadrierten euklidischen Distanz nach Datenormierung. Diese Methodik verwendeten auch Prange et al. (1997) um Daten über Sedimentqualitäten im Längsverlauf der Elbe als auch von Tiefenprofilen zu strukturieren. Und auch Götz et al. (2007) nutzten die Clusteranalyse nach Ward für die Gruppierung verschiedener organischer Schadstoffe im Tiefenprofil von Pevestorf.

Die hier durchgeführte Clusterung der Tiefenverläufe bestätigte auch die Ergebnisse von Hofacker (2006), dass von den untersuchten Elementen, die zeitlichen Belastungsentwicklungen von Blei und Arsen als auch Quecksilber von den übrigen Elementen abweichen. Da sich zwar die Elementgehalte aller Schwermetalle und Arsen nicht mit den Dioxin- und Furangehalten korrelieren ließen, wurde geprüft, ob sich spezifische Elementmuster aus den Tiefenprofilen ableiten lassen, um einen Indikator für Dioxine und Furane auch in Oberböden zu entwickeln. Dabei ist es notwendig, die elementspezifischen Entwicklungen zueinander zu berücksichtigen. Bereits seit den Untersuchungen von Prange et al. (1997), Rupp et al. 2001 und Zachmann et al. (2013) war bekannt, dass die Bleigehalte in Elbesedimenten schon in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts stark angereichert waren und in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts stark zurückgingen - deutlich stärker jedenfalls als die Zinkgehalte in den Sedimenten. Auch diese erfuhren eine Reduktion, jedoch im Verhältnis nicht so stark wie die Bleigehalte. Werden nun die Elementverhältnisse von Pb/Zn zueinander betrachtet, ist erkennbar, dass dies von den jüngsten Sedimenten bis zu denen der 1950er/1960er Jahre relativ konstant ansteigt. Abb. 57 veranschaulicht dies für die Unterwasser-Sedimentkerne und die datierten/undatierten Bodenprofile. Dabei wird unabhängig von den angewendeten Analysemethoden deutlich, dass seit den 1950er/1960er Jahren ein Gradient eines immer weiter werdenden Pb/Zn-Verhältnisses auftritt, welches auch für Oberbodenuntersuchungen Anwendung finden könnte. Ein enges Pb/Zn-Verhältnis indizierte dann einen Boden, mit hohen Anteilen relativ alten Sedimentmaterials.

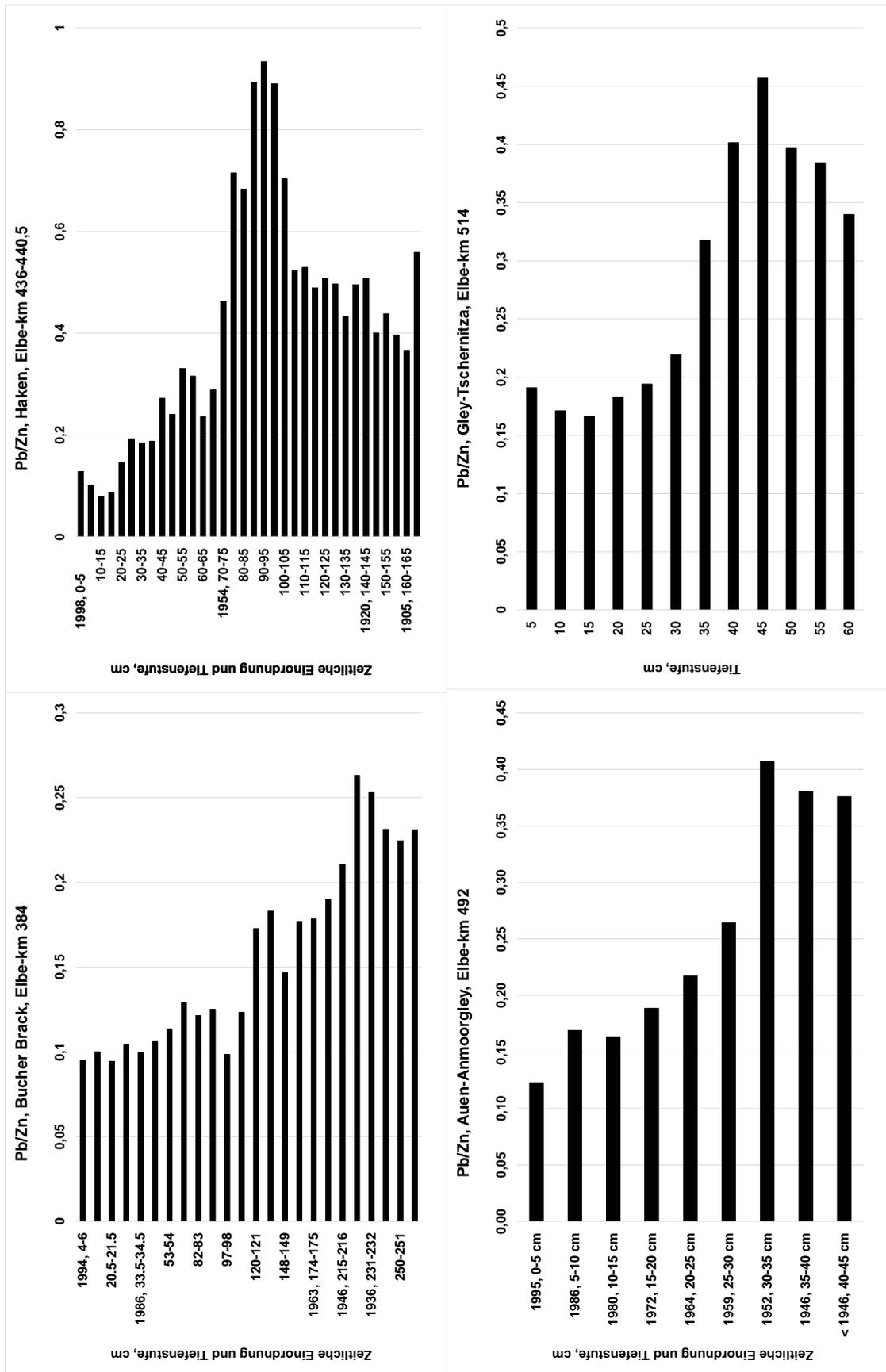


Abbildung 57: Pb/Zn-Verhältnisse von Unterwasser-Sedimentkernen aus dem Bucher Brack (Prange et al. 1997) und Haken (Rupp et al. 2001 und Zachmann et al. 2013), oben, als auch von datieren/undatierten Auenböden der unteren Mittelalbe, unten.

4.2.3.2 Indikatoren für Oberbodenbelastungen von Schadstoffen unterschiedlicher Belastungsgeschichte

Um zu überprüfen, ob das Pb/Zn-Verhältnis auch für Oberböden anwendbar ist, um die Dioxin-Hot Spots zu identifizieren, wurden ebenfalls in der KLIMZUG-NORD Projektlaufzeit im Rahmen einer Diplomarbeit von Haensch (2012) nochmals Oberbodenproben aus dem Elbevorland gewonnen. Abb. 58 zeigt die Probennahmestandorte an der unteren Mittel-Elbe. Die Probennahme erfolgte als Mischprobennahme von 0 - 10 cm aus zehn Einstichen auf einer Fläche von 100 m². Die Proben wurden homogenisiert und geteilt. Es wurden immer hoch gelegene als auch tiefergelegene Standorte berücksichtigt, elbnahe Messstellen sowie elbferne. Die Metallanalysen wurden nach Königswasseraufschluss mittels TXRF (Picofox S2) an der Leuphana Universität ermittelt. Die Dioxin- und Furananalysen wurden von der Firma AGROLAB nach DIN 38414-24 (S24) durchgeführt. Die Analysendaten und weitere Standortparameter sind Anhang 13 zu entnehmen.

Das Belastungsspektrum an Schwermetallen und Dioxinen entspricht den erwarteten Spannbreiten. Es tritt kein Standort auf, dessen Messergebnisse nicht im Hinblick auf den Quecksilber Maßnahmenwert der BBodSchV kritisch wäre. Auch für Arsen werden die Maßnahmenwerte an sieben von 12 Messpunkten überschritten. Für Kupfer sind es drei Standorte. Alle Standorte sind bezüglich der Nutzungsempfehlungen für dioxinbelastete Böden der AG-Dioxine (1993) kritisch zu betrachten. Die hier gefundenen Konzentrationen an Dioxinen liegen zwischen 99 und 1.293 ng WHO₂₀₀₅-TEQ/kg. Auch wenn die AG-Dioxine ihre Richtwerte für Nutzung von I-TEQ ausdrückt (bei > 40 ng I-TEQ/kg werden Einschränkungen der landwirtschaftlichen Nutzung empfohlen), zeigt der Vergleich der hier produzierten Daten, dass es aufgrund des elbespezifischen Kongenerenmusters kaum Veränderungen in der Bewertung gibt (Anhang 14).

Um die verschiedenen Standortparameter und auch Schwermetall- und Arsengehalte im Hinblick auf ihre Indikatorfunktion für Dioxine zu überprüfen, wurde zunächst eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Das Ergebnis zeigt Tabelle 25.

Dabei bestätigten alle Korrelationsanalysen, dass Kohlenstoffgehalte in Böden immer noch ein guter Indikator für das Ausmaß von Metallanreicherungen in Böden sind, für Dioxine und Furane kann dies allerdings nicht bestätigt werden. Dafür korrelieren die Fraktion < 20 µm, die Arsengehalte und das Pb/Zn-Verhältnis signifikant mit den Dioxingehalten (Tab. 25). Knapp unterhalb der Signifikanzschwelle wirkt noch der Faktor Distanz, der verdeutlicht, dass in großer Entfernung die sedimentbürtigen Verbesserungen nur sehr langsam vonstatten gehen, da dort die Sedimenteinträge sehr gering sind. Abb. 59 veranschaulicht die Zusammenhänge der signifikant mit den Dioxingehalten korrelierenden Parameter. Dass die Pb/Zn-Verhältnisse als Indikator für älteres Bodenmaterial dienen, wurde aufgrund der zeitlichen gerichteten Entwicklung zwischen Blei und Zink erwartet. Die Tiefenprofile für Arsen in Böden korrelierten nicht mit Dioxinen, in ihrer Anreicherung in einer 10 cm mächtigen Oberbodenprobe sind sie dennoch ähnlich. Es wurde aufgrund der Redoxsensitivität des Arsens und dessen spezifischer

Bindung an Eisenoxiden (Schulz-Zunkel & Krüger 2009) und damit von seiner sedimentationsunabhängigen Anreicherung jedoch nicht erwartet, dass eine signifikante Korrelation zu Dioxinen auftritt.



Abbildung 58: Lage der Untersuchungsflächen zur Überprüfung von Elementmustern im Hinblick auf Dioxin Hot Spots im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalaue (Karte Biosphärenreservatsverwaltung, Hitzacker).

Tabelle 25: Pearson Produkt Moment Korrelationsmatrix für Standortparameter (MW = Höhenlage zum Mittelwasser; Distanz zur Elbe, Kohlenstoffgehalt) und Schwermetall- und Arsengehalte, das Pb/Zn-Verhältnis sowie Dioxingehalte (PCDD/F) von Oberböden der unteren Mittelelbe. Fett markierte Korrelationen signifikant bei $p < 0,05$.

	MW	Distanz	C org.	<20µm	As	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Pb/Zn	PCDD/F
MW	1	-0,29	-0,74	-0,72	-0,44	-0,60	-0,58	-0,65	-0,63	-0,58	-0,49	-0,22	-0,36
Distanz		1	0,27	0,44	0,50	0,13	0,15	0,25	0,04	0,32	-0,05	0,29	0,54
C org.			1	0,92	0,56	0,84	0,80	0,83	0,77	0,73	0,66	0,15	0,38
<20µm				1	0,72	0,73	0,71	0,73	0,68	0,78	0,57	0,32	0,58
As					1	0,65	0,66	0,65	0,54	0,90	0,46	0,50	0,83
Cr						1	1,00	0,93	0,95	0,90	0,90	-0,08	0,25
Cu							1	0,93	0,96	0,90	0,91	-0,12	0,25
Hg								1	0,84	0,83	0,79	-0,01	0,32
Ni									1	0,84	0,95	-0,23	0,12
Pb										1	0,78	0,21	0,57
Zn											1	-0,39	0,03
Pb/Zn												1	0,73
PCDD/F													1

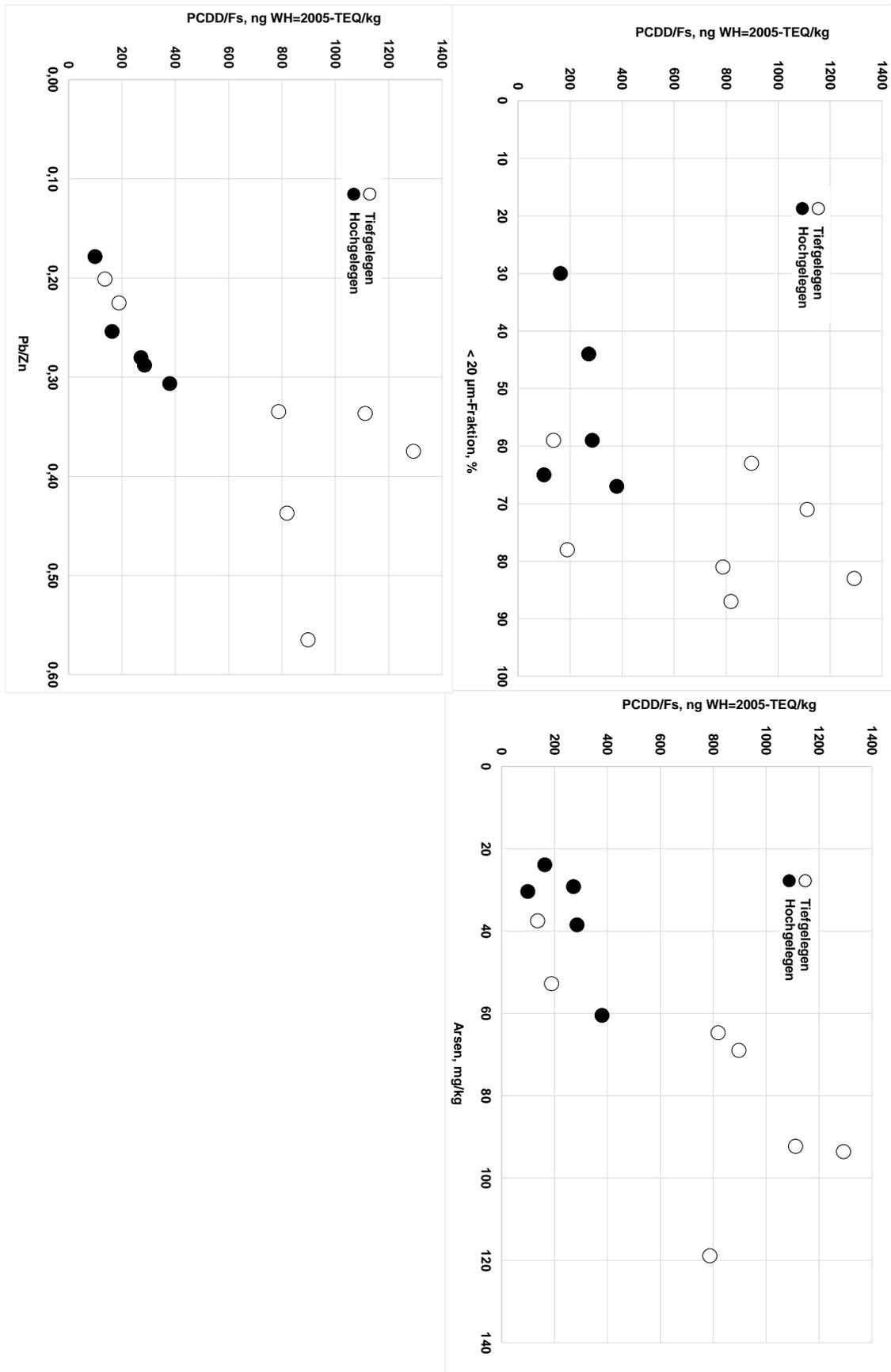


Abbildung 59: Zusammenhänge signifikant mit den Dioxingehalten korrelierender Bodenparameter (< 20 µm-Fraktion, Arsengehalte und Pb/Zn-Verhältnisse) für hoch- und tiefgelegene Standorte.

Die Clusteranalyse nach Ward mittels der Parameter „Höhenlage zum Mittelwasser, Arsengehalte und Pb/Zn-Verhältnis“ führt dann auch zur scharfen Abgrenzung der Dioxin-Hot Spots von den übrigen Standorten (Abb. 60). Dabei ist zu erkennen (Abb. 59), dass Hot Spots in Senkenlage zu finden sind. Allerdings sind längst nicht mehr alle Senken auch Belastungsschwerpunkte für Dioxine. So ist zu erkennen, dass die zeitliche Belastungsentwicklung in Kombination mit ausreichenden Sedimentationsraten sich dahingehend ausgewirkt haben, dass mittlerweile einige der Senkenstandorte mit Bezug zu den Dioxingehalten bereits deutlich bessere Bodenqualitäten aufweisen als die hoch gelegenen Standorte.

Auch die unterschiedlichen Anteile von Dioxinen und Furanen geben deutliche Hinweise auf die Belastungs-Hot Spots. Höchste Dioxingesamtkonzentrationen treten in denjenigen Senkenlagen auf, die durch das typische „Bitterfeld-Elbe-Muster“ mit sehr hohen Furananteilen gekennzeichnet sind (Abb. 61, GRIP 1, WEH-T1-4, NIE 4, JA-T2-2 und WUL 2). Diejenigen Standorte, die durch jüngere Sedimente gekennzeichnet sind, weisen dagegen ein ausgeglicheneres Verhältnis von Dioxinen und Furanen und damit auch geringere Gesamtgehalte auf (PEV 2, WEH-FR, WEH-JV).

Sehr aufschlussreich ist auch das Dioxin/Furanverhältnis der Plateaustandorte, das Rückschlüsse auf die erfolgten Sedimenteinträge zulässt. Sämtliche Plateaustandorte in größerer Entfernung zur Elbe sind immer noch furandominiert (Abb. 61, PEV 1, GRIP 2, WUL 1 und WEH-KL). Hier reichten die Sedimenteinträge mit einer verbesserten Qualität nicht aus, den Einfluss der hochbelasteten Sedimente auszugleichen.

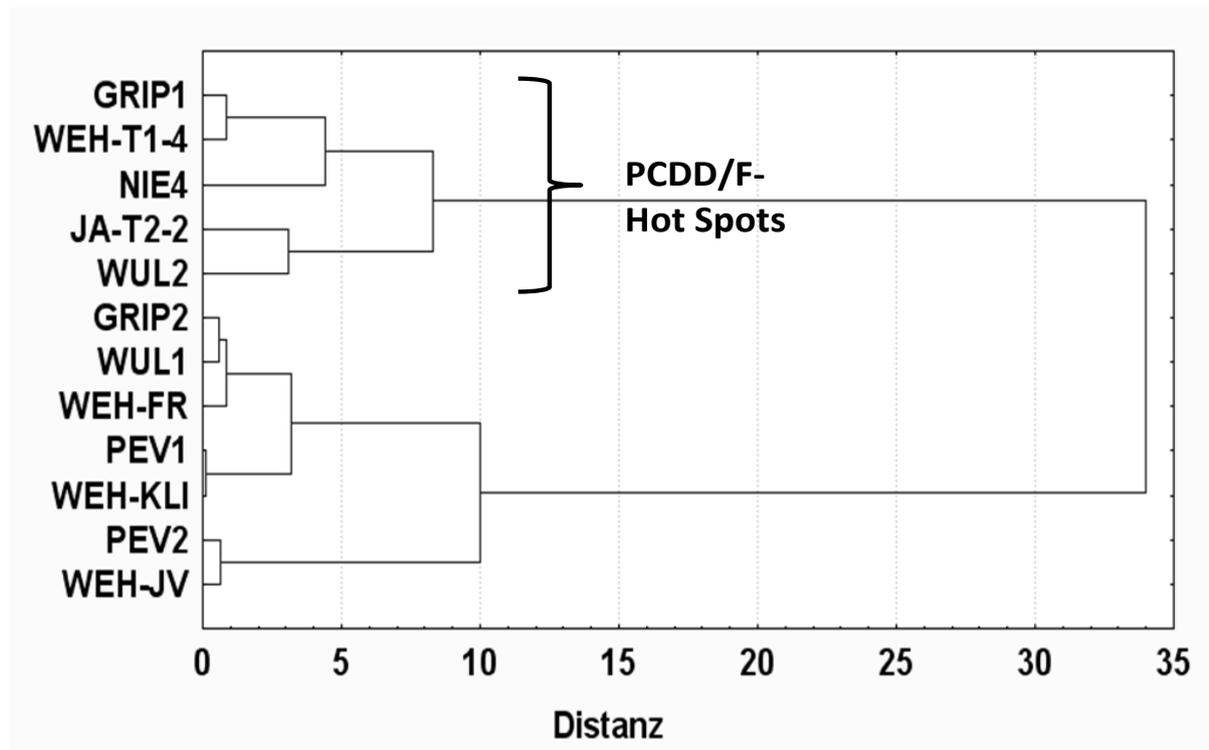


Abbildung 60: Clusterung der Standorte aus dem Elbvorland mit Hilfe der Parameter „Höhenlage zum Mittelwasser, Arsengehalte und Pb/Zn-Verhältnisse“.

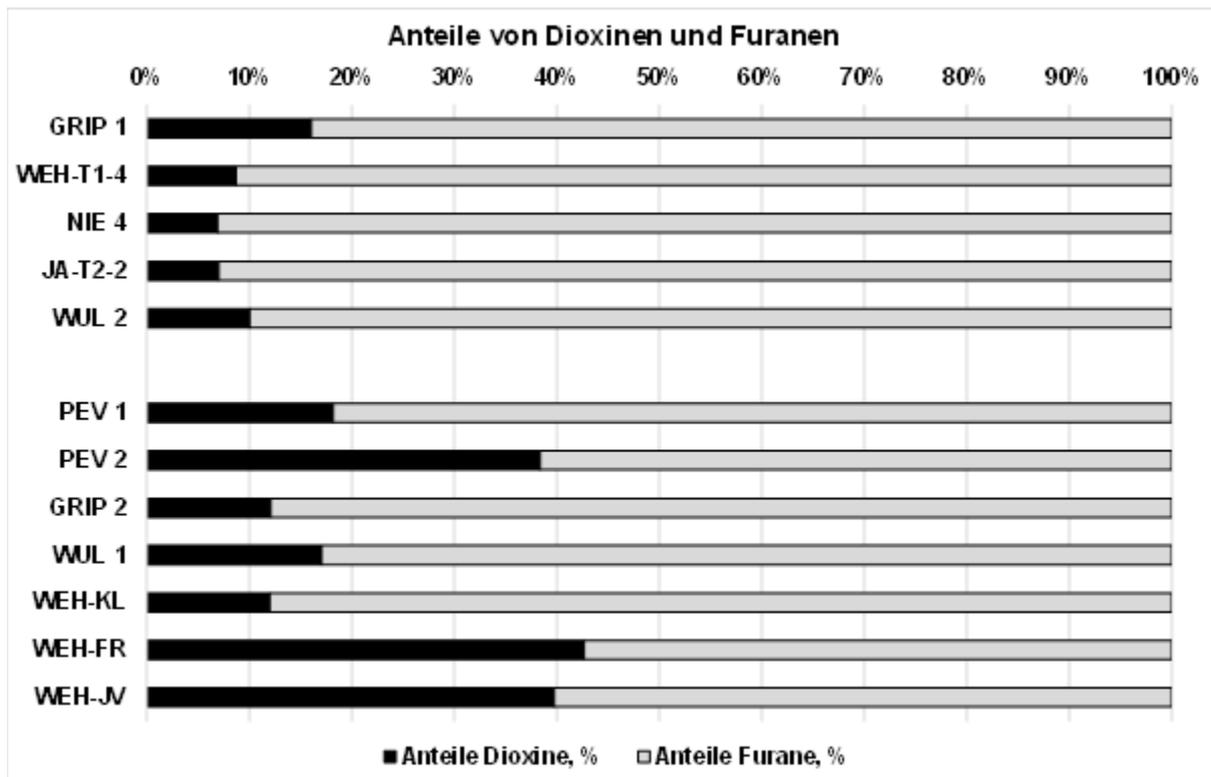


Abbildung 61: Anteile der Dioxin- und Furankongenere an den Gesamtkonzentrationen von Dioxinen/Furanen in Oberböden der Elbauen im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalau.

Um ein einfaches Schema zu entwickeln, das die Prognose über Belastungszustände von Böden der Elbtalauen erlaubt, wurde eine Kategorisierung vier typischer Standorte hinsichtlich ihrer Höhenlage, Prägung durch Bioturbation, ihrer Entfernung zur Elbe und ihres Sedimenteintrages für vier Standorte des Wehninger Werders vorgenommen (Tab. 26). Dabei dienen die Parameter Höhe und Entfernung lediglich dazu, die Parameter der Bioturbation und des Sedimenteintrags zu begründen. In den vorangegangenen Kapiteln wurde erläutert, dass verschiedene Schadstoffe unterschiedliche Belastungsentwicklungen im Einzugsgebiet der Elbe durchlaufen haben und dass diese sich in Böden unterschiedlich ausprägen (Kap. 4.2.2). Mittels Clusteranalysen wurden Elemente zu Gruppen unterschiedlicher, charakteristischer Tiefenprofile zusammengefasst (Anhang 12), sodass auch hier eine Kategorisierung möglich erscheint. Die Kategorisierung der Schadstoffe umfasst für die Elbe die Parameter „Anzahl und zeitliches Auftreten der Belastungsmaxima“ und „Ausmaß/Faktor der Qualitätsverbesserung“. Die Kategorisierung ist für Dioxine und beispielhaft für Quecksilber, Blei und Zink in Tabelle 27 dargestellt.

Tabelle 26: Kategorisierung von vier Standorten auf dem Wehninger Werder (Elbe-km 512 - 515) bzgl. ihrer Höhenlage, Prägung durch Bioturbation, ihrer Entfernung und ihres Sedimenteintrages.

	Nr.	Exposition	Bioturbation	Distanz zur Elbe	Sediment-eintrag
WEH-JV	1	hoch	stark	nah	hoch
WEH-FR	2	tief	gering	mittel	mittel
WEH-KL	3	hoch	stark	mittel	gering
WEH-T1-4	4	tief	gering	fern	gering

Tabelle 27: Kategorisierung von ausgewählten Schadstoffen nach den Parametern „zeitliches Belastungsmaximum“ und „Ausmaß der Qualitätsverbesserung“.

	Anzahl und zeitliches Auftreten der Belastungsmaxima	Ausmaß der Qualitätsverbesserung
Dioxine	1, 1950-1960er	groß
Quecksilber	2, 1960er, 1980er	groß
Blei	1, 1960er	klein
Zink	1, 1970er-1990er	klein

Die folgenden Abbildungen veranschaulichen anhand der relativen Ausprägung der Belastungszustände, dass das Zusammenwirken von Sedimenteintrag und Bioturbation sowie der Belastungsentwicklung zu einem differenzierten Belastungsmosaik führt. Als Bezugsgrößen werden für die folgenden Abbildungen 62-65 die medianen Stoffkonzentrationen für Dioxine: 363 ng WHO-2005 TEQ/kg, Hg: 8,7 mg/kg, Pb: 196 mg/kg und Zn: 686 mg/kg der zwölf von Haensch (2012) untersuchten Oberböden herangezogen.

Dioxine

Abbildung 62 veranschaulicht, dass die höchsten Dioxinkonzentrationen an einem elbfernen, tiefgelegenen Standort auftreten (Nr. 4). Er weist sehr geringe Bioturbation auf, ist aber vor allem durch sehr geringe Sedimenteinträge geprägt. Diese haben ihre Ursache nicht nur in der großen Entfernung. Beim Wehninger Werder ist zu vermuten, dass auch der Bau des Wehres am Alten Haken die sedimentäre Überdeckung bremst, sodass ein historischer Belastungszustand durch die Verhinderung von Sedimentation konserviert wurde. Hier ist der Belastungs-Hot Spot für Dioxine (Krüger et al. 2014b). Der vergleichbar tiefgelegene Standort WEH-FR (Nr. 2) im jungen Vorland hat regelmäßig Sedimenteinträge erfahren. Obwohl die Sedimenteinträge deutlich kleiner sind als an ufernahen Standorten wurde das historische Belastungsmaximum überdeckt. Die geringe Bioturbation leistet ihren Beitrag, indem sie die geringe Überdeckung nicht durchmischt. Der hoch gelegene Standort WEH-KL (Nr. 3) erfährt nur bei mittleren Hochwässern Sedimenteinträge. Die starke Bioturbation führt zur starken Minderung der Oberkonzentrationen, wobei durch den Vergleich von Nr. 2 und 3 deutlich wird, dass die höheren Sedimenteinträge mit der verbesserten Sedimentqualität den konzentrationsverdünnenden Effekt der Bioturbation im Hinblick auf die Belastungshöhe überwiegt. Die geringsten Oberbodenbelastungen treten am Standort WEH-JV (Nr. 1) auf. Dieser ist geprägt durch hohe Sedimenteinträge. Diese sind so hoch, dass das historische Belastungsmaximum

der Dioxine aus den 1950er-1960er Jahren auch durch Bioturbation nicht mehr oberbodenwirksam wird.

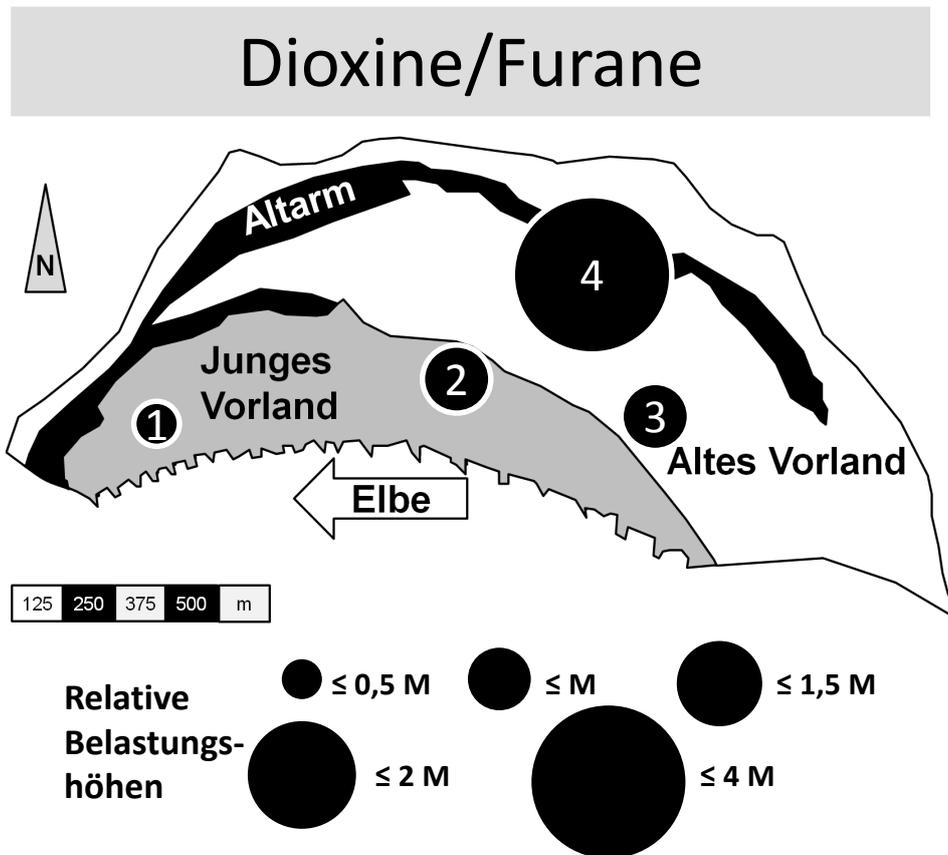


Abbildung 62: Relative Belastungsunterschiede für Dioxine in Oberböden des Wehninger Werders (M =Median), Kartengrundlage nach Weniger (2010).

Quecksilber

Die relativen Quecksilbergehalte in Oberböden des Wehninger Werders sind in Abbildung 63 dargestellt. Im Unterschied zum Dioxin weist Quecksilber in seiner Belastungsentwicklung zusätzlich ein jüngeres Maximum in den 1980er Jahren auf. Trotz der sehr starken Qualitätsverbesserung der Sedimente standen damit für die Überdeckung und Einmischung des Schadstoffs auf und in Oberböden nur halb so viel Sedimenteinträge und Zeit zur Verfügung. Die geringen Sedimenteinträge am Standort Nr. 4, verbunden mit der geringen Sedimentation machen diesen Standort auch bzgl. Quecksilber zum Hot Spot. Hier sind die Belastungsmaxima aus den 1960er Jahren und diejenigen aus den 1980er Jahren, sodass sie denn einen nennenswerten Beitrag leisten konnten, wirksam. Der vergleichbare Standort aus dem jungen Vorland (Nr. 2) stellt den zweiten Hot Spot des Wehninger Werders für Quecksilberbelastungen dar und zwar wegen des jüngeren Quecksilberpeaks aus den 1980er Jahren (Krüger et al. 2014b). Hier waren die historischen Dioxinbelastungen abgedeckt, die jüngeren Quecksilberbelastungen, die in gleicher Höhe auftraten, wie die historischen, sind hier oberbodenwirksam. Der hoch gelegene Standort WEH-KL (Nr. 3) weist die niedrigsten Gehalte auf, bedingt durch geringe Einträge bei gleichzeitig hoher Bioturbation. Der flussnahe Standort (WEH-JV, Nr. 1), geprägt durch hohe Sedimentationsraten und starke Bioturbation zeigt am Standort des

Wehninger Werders eine intermediäre Belastungshöhe für Quecksilber. Es wird deutlich, dass Qualitätsverbesserung eintritt. Diese ist aber aufgrund der kurzzeitigeren Verbesserung der Sedimentqualität (erst seit den 1980er Jahren) noch nicht so deutlich. Außerdem sorgt die starke Bioturbation dafür, dass Bodenbelastungen aus dem jüngeren Quecksilberpeak in die oberen Bodenschichten befördert werden.

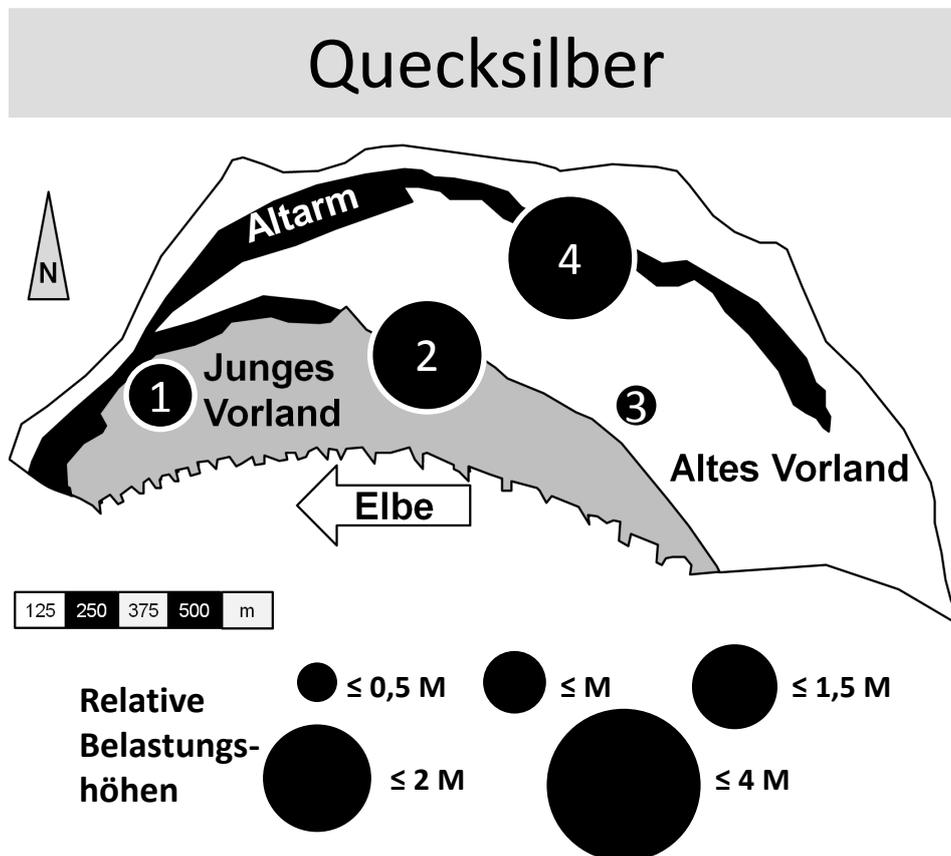


Abbildung 63: Relative Belastungsunterschiede für Quecksilber in Oberböden des Wehninger Werders (M=Median), Kartengrundlage nach Weniger (2010).

Blei

Auch die Bleibelastungen der Gewässersedimente haben ein relativ weit zurückliegendes Belastungsmaximum aufgewiesen. Im Gegensatz zum Dioxin sind allerdings die Qualitätsverbesserungen um mindestens eine Zehnerpotenz kleiner. Abbildung 64 veranschaulicht die Bleibelastungen an den vier Standorten des Wehninger Werders. Der Hot Spot ist wiederum der flussferne Senkenstandort WEH-T1-4 (Nr. 4). Das Belastungsmaximum des Bleis aus den 1960er Jahren ist oberbodenwirksam, eine Überdeckung fand mangels fehlender Sedimenteinträge nicht statt, eine Verdünnung mangels Bioturbation ebensowenig. Die verhältnismäßig stärkeren Sedimenteinträge der Flutrinne WEH-FR (Nr. 2) führen dagegen bei geringer Bioturbation dazu, dass sich selbst die geringfügige Qualitätsverbesserung der Sedimente in der Oberbodenqualität widerspiegelt. Auch bzgl. Blei ist der Plateaustandort WEH-KL (Nr. 3) derjenige, mit dem geringsten Belastungsniveau der oberen 10 cm Boden (geringe Sedimenteinträge, starke Bioturbation). Der am stärksten durch Sedimenteinträge geprägte Standort Nr. 1 (WEH-JV) weist gegenüber den Flutrinnen (Nr. 2) und flussfernen Senken (Nr. 4) eine bessere

Oberbodenqualität auf. Im Unterschied zum Dioxin sind jedoch die Verbesserungen der Sedimentqualität nicht derart, dass durch Überdeckung bessere Oberbodenqualitäten erreicht werden können als durch das gemeinsame Wirken von geringen Einträgen und hoher Bioturbation, wie am Standort (WEH-KL, Nr. 3).

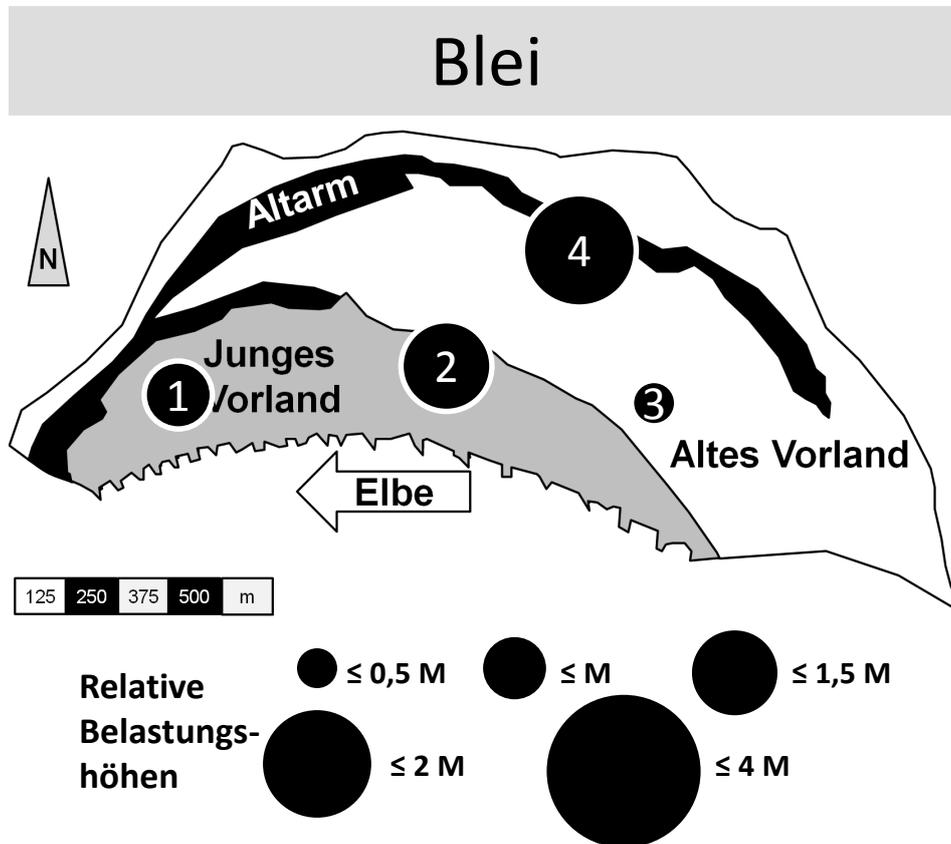


Abbildung 64: Relative Belastungsunterschiede für Blei in Oberböden des Wehninger Werders (M =Median), Kartengrundlage nach Weniger (2010).

Zink

Die Belastungsentwicklung von Zink unterscheidet sich von den anderen hier vorgestellten Schadstoffen dahingehend, dass das Belastungsmaximum in einem Zeitraum zwischen den 1970er-1990er Jahren auftrat, als auch dadurch, dass es verhältnismäßig geringfügige Qualitätsverbesserungen erfahren hat. Dies macht sich auch in den Oberbodenqualitäten bemerkbar (Abb. 65). Auf dem Wehninger Werder ist bzgl. der Zinkgehalte der Standort Nr. 4. (geringe Sedimentationsraten, geringe Bioturbation) nicht der Hot Spot. In dem Zeitfenster, in dem Dioxine, Blei und auch Quecksilber sehr starke Anreicherungen in Sedimenten erfahren haben, waren die Zinkgehalte noch am ansteigen, sie hatten ihr Maximum noch nicht erreicht, sodass das „Konservieren“ des Belastungszustandes in der Mitte des vorigen Jahrhunderts im Falle des Zinks zwar zu einer hohen, aber nicht der höchsten Belastung des Oberbodens geführt hat. Jedenfalls waren die jüngeren Sedimente stärker kontaminiert, was sich an beiden Standorten mit stärkerer Sedimentation (Nr. 2 und Nr. 1 unabhängig von ihrer Bioturbation) niederschlägt. Die niedrigsten Gehalte finden sich am Plateaustandort (WEH-KL, Nr. 3). Die Ursache

sind die geringen Einträge an belasteten Sedimenten kombiniert mit der verdünnenden Wirkung starker Bioturbation.

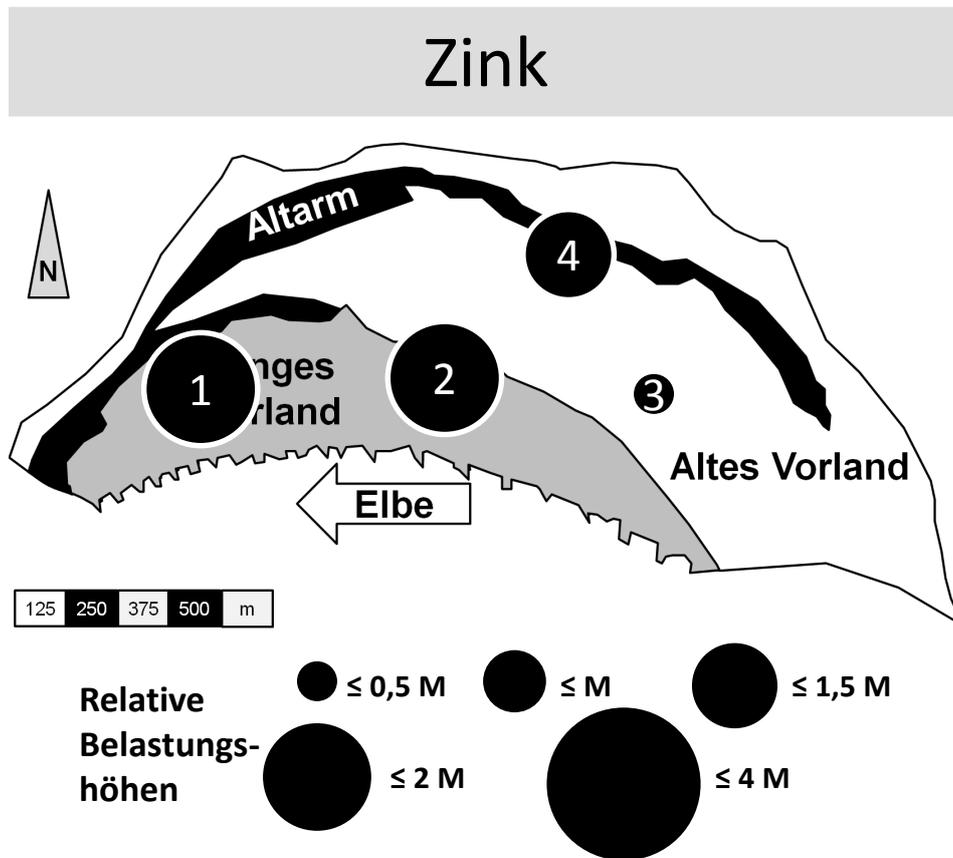


Abbildung 65: Relative Belastungsunterschiede für Zink in Oberböden des Wehninger Werders, (M=Median), Kartengrundlage nach Weniger (2010).

Substance data sheets werden nach Guidance Document No. 27 (2011) herangezogen, um Umweltstandards im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie zu formulieren.

Darüber hinaus sind weitere Qualitätsnormen zur Beurteilung von Boden- bzw. Sedimentkontaminationen im Gebrauch. Heise et al. 2008 leiteten z. B. über die Berücksichtigung von Biomagnifikationsprozessen für das Schutzgut Speisefische maximal tolerierbare Dioxingehalte von 5,5 ng TEQ/kg für Sedimente ab. Evers et al. (1996) leiteten einen Sediment-Richtwert von 20 ng TEQ/kg für Sedimente zum Schutz von Seevögeln ab. Die AG-Dioxine (1993) formulierte Richtlinien für belastungsangepasste Bodennutzungen, wobei bei < 5 ng TEQ/kg eine uneingeschränkte Bodennutzung möglich sei. Bei Stoffgehalten von > 40 ng TEQ/kg sollte dagegen eine bodengebundene Nutztierhaltung sowie der Anbau von bodennah wachsenden Feldfrüchten unterbleiben.

Für die extensiv bewirtschafteten Flächen der Elbtalauen, bei denen mit einem durchschnittlichen Trockensubstanzertrag von 550 g/m²*a (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2011b), d. h. 275 g TS/m²*Schnitt gerechnet werden kann, lassen sich unter Annahme einer unvermeidbaren Verschmutzung mit Boden von 3 % (siehe auch Ableitung der Maßnahmenwerte für die BBodSchV) sowie unter Berücksichtigung einer Höchstkonzentration für Dioxine im Alleinfuttermittel von 0,75 ng TEQ/kg tolerierbare Bodenkonzentrationen von 25 ng TEQ/kg errechnen.

Insbesondere über die Tatsache, dass Aue und Fluss ein interagierendes System darstellen, sollen hier auch die Bodenwertempfehlungen von Römbke et al. (2006) zur Bewertung der Lebensraumfunktion von Böden im Vergleich zu den geogenen Hintergrundwerten für Elbeböden (Krüger et al. 1999) genannt werden (Tab. 30). Römbke et al. (2006) verwendeten ökotoxikologische Testergebnisse mit strukturellen und funktionellen Prüfparametern zu Testorganismen aus mindestens zwei Trophiestufen. Die hier dargestellten Bodenwertempfehlungen beruhen auf EC₅₀-Werten einer umfassenden ökotoxikologischen Datensammlung, auf deren Grundlage für insgesamt 19 Substanzen mittels Species Sensitivity Distribution Gefahrenkonzentrationen (HC₅-Werte) abgeleitet wurden. Tabelle 30 zeigt die Gefahrenkonzentrationen, die abgeleiteten Bodenwerte im Vergleich mit den geogenen Hintergrundwerten der Elbe in der < 20 µm-Fraktion. Dabei beschreiben Römbke et al. (2006), dass die Bodenwerte den Charakter von Prüfwerten für das Schutzgut „Lebensraumfunktion von Böden“ haben, da sie auf einem Konzentrationsniveau basieren, bei dem Wirkungen auf Bodenorganismen eindeutig nachweisbar sind. Dabei wurden von Römbke et al. (2006) Stoffkonzentrationen abweichend von der Gefahrenkonzentration (HC₅) empfohlen, um einen plausiblen Abstand zu den Vorsorgewerten bzw. den Prüfwerten für den Transferpfad Boden-Mensch der BBodSchV einzuhalten. Gleiche Problematik gilt insbesondere für den Vergleich der Gefahrenkonzentrationen (HC₅) mit den geogenen Hintergrundwerten für As, Ni und Zn in Elbeböden. Die ermittelten Gefahrenkonzentrationen für Cr scheinen dagegen unplausibel (Römbke et al. 2006).

Tabelle 28: Rechtlich fixierte Qualitätsnormen für Schwermetalle und Arsen sowie Dioxine/Furane (PCDD/Fs) und dioxinähnliche Polychlorierte Biphenyle (dl-PCB) bzgl. verschiedener Schutzgüter.

Rechtl. Grundlage		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PCDD/F (+dl-PCB)	
		mg/kg								ng TEQ/kg	
BBodSchV	Sicherung aller Bodenfunktionen										
	Vorsorge- werte, Boden	S	-	0,4	30	20	0,1	15	40	60	-
		U	-	1	60	40	0,5	50	70	150	-
		T	-	1,5	100	60	1	70	100	200	-
	Sicherung der Futtermittelproduktion, menschliche Gesundheit										
	Maßnahmen- werte für Grünland	50	20	-	1300/ 200*	2	1900	1200	-	-	
Futtermittel, FuttMV 2015, 2002/32/EG 2006/13/EG	Menschliche Gesundheit, Tiergesundheit										
	Futtermittel	2	1 **	-	-	0,1 ****	-	30 ***	-	0,75**** (1,25)	
Lebensmittel, (EU) Nr. 1881/2006, (EU) Nr. 1259/2011	Menschliche Gesundheit										
	Milch	-	-	-	-	-	-	0,02	-	2,5 (5,5)*****	
	Rindfleisch, Schaffleisch	-	0,05	-	-	-	-	0,1	-	2,5 (4)	
	Fische	-	0,05	-	-	0,5	-	0,3	-	3,5 (6,5)	
	Hecht	-	0,05	-	-	1	-	0,3	-	3,5 (6,5)	
Aal	-	0,1	-	-	1	-	0,3	-	3,5 (10)		
WRRL 2000/60/EG, 2008/105/EG2 013/39/EG	Aquatische Lebensgemeinschaft										
	Biota ⁽¹⁾	-	-	-	-	0,02	-	-	-	(6,5)	
	Sediment ⁽²⁾	40	-	640	160				800		

*bei Beweidung mit Schafen

**Alleinfuttermittel Rinder und Schafe

***Grünfutter

****Futtermittel-Ausgangserzeugnisse

*****in ng TEQ/kg Fett

⁽¹⁾Biota: Chemische Zustandsbewertung, EU

⁽²⁾Sediment: Biologische Zustandsbewertung, national

Tabelle 29: Abgeleitete Umweltqualitätsrichtwerte für Sedimente und Schwebstoffe zur Einhaltung der guten chemischen Qualität nach WRRL von Oberflächengewässern (aus Heise et al. 2008).

Cd	Hg	Ni	Pb
mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
2,6-30	0,67-9,3	33,2-158	78-1075

Tabelle 30: Ausgewählte Gefahrenkonzentrationen (HC₅) und Bodenwertempfehlungen zum Schutzgut der Lebensraumfunktion von Böden (nach Römbke et al. 2006) im Vergleich zu geogenen Hintergrundwerten von Elbeböden (Prange et al. 1997 und Krüger et al. 1999).

Element	Gesamt HC ₅	Bodenwert-Empfehlung	Bemerkung zu den Bodenwerten bzgl. Textur oder pH-Wert	Median und Spannbreiten geogener Hintergrundwerte für Elbeböden in der Fraktion < 20 µm nach Totalaufschluss
	mg/kg	mg/kg		mg/kg
As	5,6	10-25	S-U/L/T	24; 5-45
Cd	6,8	7	-	0,3; 0,1-0,6
Cr	5,0	-	-	117; 94-136
Cu	55	60-120	S-U/L/T	30; 24-40
Hg	1,2	1,5	-	0,3
Ni	64	70-100	pH <5,5->5,5	50; 28-66
Pb	164	150-400	pH <5,5->5,5	27; 22-34
Zn	160	150-300	pH <5,5->5,5	127; 73-164

5.3 Menschliche Gesundheit

Zur Sicherstellung der Futtermittel- und Nahrungsmittelproduktion sind in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) Maßnahmenwerte für die Grünlandnutzung formuliert, die einen unvermeidbaren Verschmutzungsanteil der geernteten Vegetation von bis zu 3 % berücksichtigt. Abbildung 24 veranschaulichte bereits die Überschreitung des Maßnahmenwertes für Quecksilber (2 mg/kg) in Böden entlang der Elbe. Erwartungsgemäß kann sich die über Jahrzehnte entstandene Bodenbelastung in den Elbauen auch in der Qualität der Futtermittel niederschlagen. Abbildung 66 illustriert z. B. die Quecksilberbelastung von geschnittener Grünlandvegetation entlang der Elbe im Jahre 2003 (Gröngröft et al. 2005), wobei deutlich wird, dass auch Futtermittelgrenzwerte, insbesondere für Cadmium und Quecksilber häufig überschritten wurden. Dabei ist für Quecksilber mit einer Beeinträchtigung durch partikelgebundene Schadstoffe auszugehen, während für Cadmium aufgrund seiner hohen Mobilität im Boden mit einer systemischen Aufnahme über den Wurzelpfad zu rechnen ist. Darüber hinaus zeigen die Metallanalysen von Hochflutsedimenten (Tab. 13), dass nach wie vor mit einer Beeinträchtigung der Böden und Vegetation auszugehen ist.

Stachel et al. (2006) analysierten Grünfutter, Grassilage und Heu aus den Elbauen nach der extremen Sommerflut im Jahr 2002 sowie im Folgejahr. In insgesamt 55 % der Proben (n=32) wurde der Futtermittelgrenzwert von 0,75 ng WHO-TEQ/kg überschritten.

Die Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2011b) untersuchte acht Grassilagen aus dem niedersächsischen Überschwemmungsgebiet der Elbe zwischen 2007 und 2010. Es zeigten sich vereinzelt Höchstwertüberschreitungen für Futtermittel bzgl. Arsen, Cadmium und Quecksilber. Allerdings überschritten fünf Proben den Höchstwert für Dioxine und dl-PCB.

Schulz et al. 2004 und 2005 belegten die Anreicherung von Dioxinen in Kuhmilch und verschiedenen Geweben von Rindern und Schafen, die mit Elbauenaufwuchs gefüttert bzw. im Auenvorland geweidet wurden. Abbildung 25 veranschaulichte die Dioxinbelastung in Böden entlang der deutschen, freifließenden Elbe. In der Bodenschutzverordnung sind keine Maßnahmenwerte für Dioxine bzgl. der Grünlandnutzung formuliert worden. Die AG Dioxine (1993)

schlägt allerdings Dioxin-/Furankonzentrationen von 40 ng TEQ/kg vor, bei deren Überschreitung auf eine landwirtschaftliche Beweidung bzw. Futtermittelproduktion verzichtet werden sollte. Das Spektrum der aktuellen Bodenbefunde (Anhang 13, Haensch 2012) liegt z. T. um ein Vielfaches höher (99-1293 ng WHO-TEQ/kg).

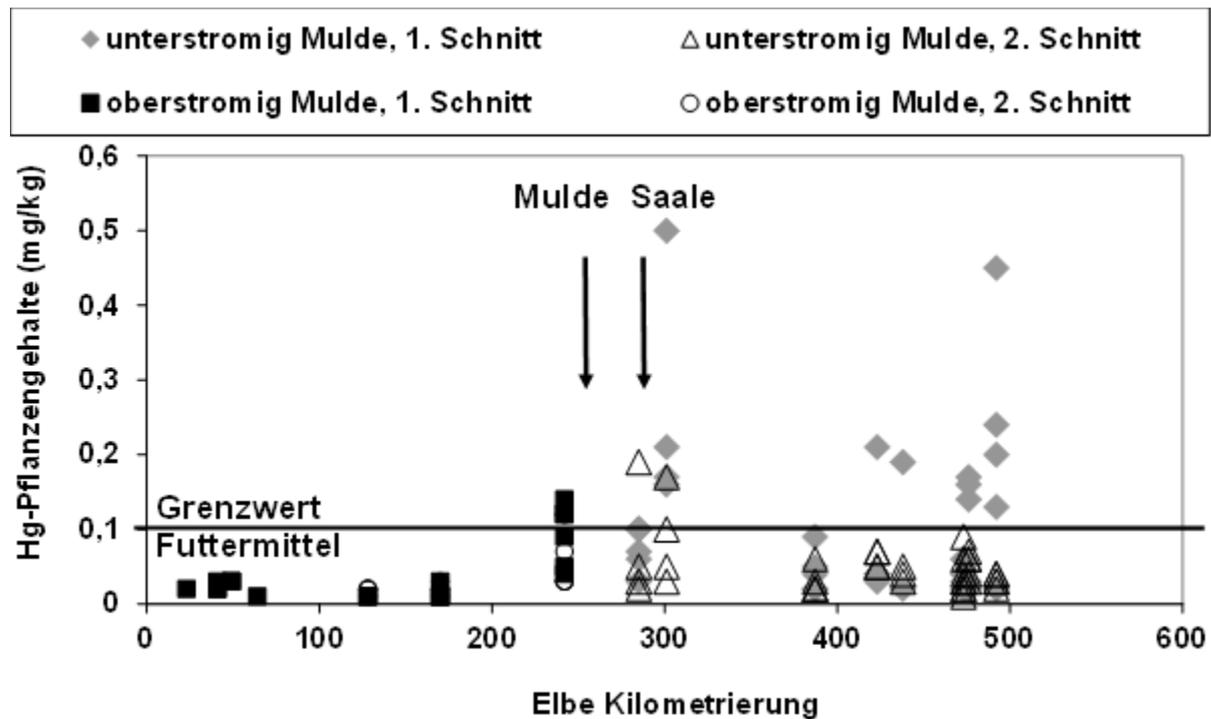


Abbildung 66: Quecksilber-Gehalte in der Grünlandvegetation der Elbauen im Jahr 2003 (nach Gröngröft et al. 2005).

Stachel et al. (2006) veröffentlichten Gehalte an Dioxinen in Rindermuskeln, Schafmuskelgewebe und Milch nach einer risikoorientierten Beprobung nach dem Elbehochwasser 2002. Gude (2008) untersuchte unter anderem Rinder aus unterschiedlich exponierten Betrieben an der unteren Mittel-Elbe. Die Analyseergebnisse sind in Abbildung 67 zusammengefasst und verdeutlichen die Gefahr eines Dioxintransfers von den Elbauenflächen über Lebensmittel in die menschliche Nahrungskette. Die Kontaminationen der Böden sowie des Aufwuchses sind derartig, dass in den Bundesländern Bewirtschaftungsrichtlinien für das Elbevorland herausgegeben werden (z. B. Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2011 a), um einen Eintrag von Schadstoffen in die menschliche Nahrungskette zu minimieren. Trotz der Einhaltung fachlicher Vorgaben bei der Grünlandbewirtschaftung kommt es immer wieder zu Höchstwertüberschreitungen in Futter- und Lebensmitteln (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2011 b). Problematisch ist, dass ein relativ hoher Anteil der betrieblichen Grünlandflächen im Überschwemmungsbereich für die Betriebe unverzichtbar ist, da viele Flächen direkt hinter den Hofstellen am Deich liegen und damit relativ intensiv genutzt werden (von Haaren et al. 2006).

Das Monitoring von Schadstoffgehalten in Fischen zeigt ebenfalls, dass die Qualitätskriterien für die menschliche Gesundheit zum Teil überschritten werden.

Stachel et al. (2004) dokumentierten für 24 Aale, die bei Gorleben im September 2002 nach der extremen Sommerflut an der Elbe gefangen wurden, dass in sämtlichen Individuen die Höchstgehalte für Lebensmittel an Toxizitätsäquivalenten für Dioxine und dioxinähnliche PCB

überschritten wurden. Dabei wurde deutlich, dass die dioxinähnlichen PCB in einem viel stärkeren Ausmaß bioakkumulierten als Dioxine/Furane. Auch für Brassen veröffentlichten Stachel et al. (2007) kumulierte Toxizitätsäquivalente von Dioxinen und dl-PCB. Vom August und September 2002 zeigten 22 bzw. 21 gepoolte Proben von Brassen in Prossen (Elbe-km 13) 6,9 ng TEQ/kg FS und an der Elbe bei Barby (Elbe-km 296) 1,8 ng TEQ/kg FS. Im darauffolgenden Jahr lagen die Toxizitätskonzentrationen der gepoolten Proben (n= 20, 22, 20, 16) in Prossen (km 16), Zehren (Elbe-km 93), Barby (Elbe-km 296) und Cumlosen (Elbe-km 470) zwischen 4,1 und 8,5 ng WHO TEQ/kg FS, sodass auch hier davon auszugehen ist, dass mindestens in einzelnen Individuen die Lebensmittelhöchstwerte überschritten wurden.

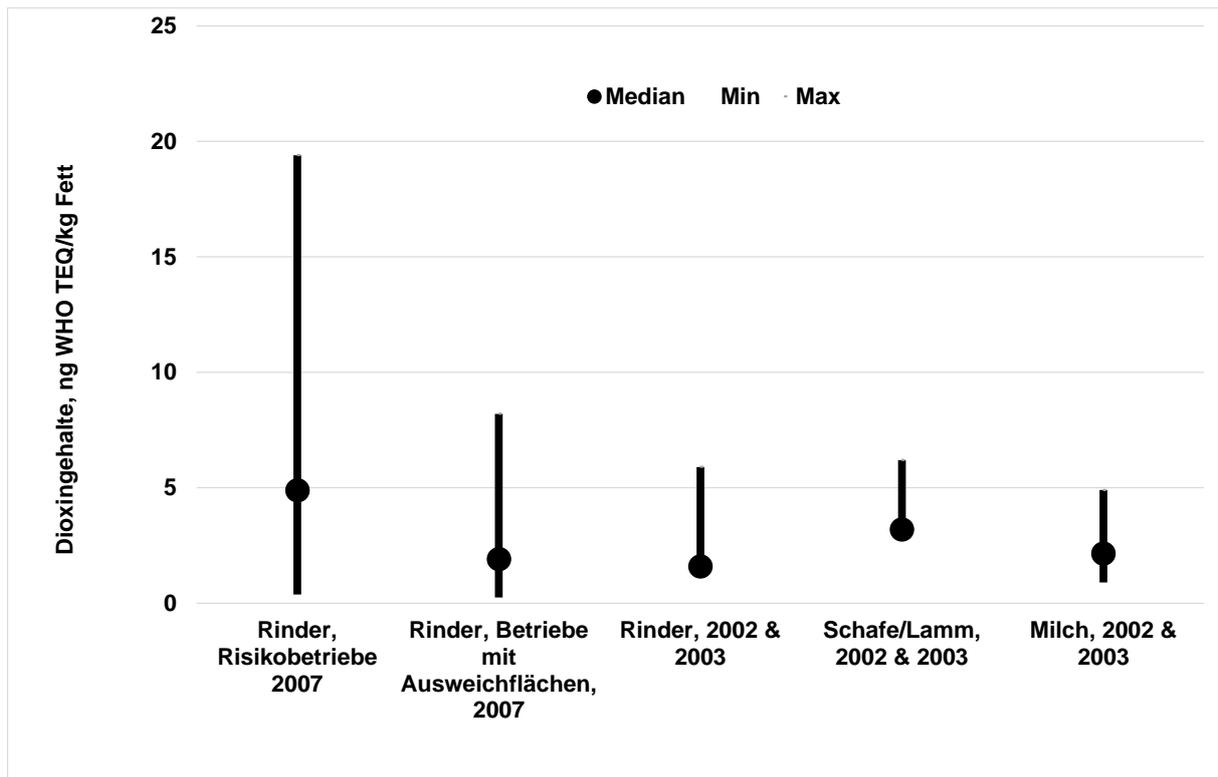


Abbildung 67: Dioxine und Furane in Lebensmitteln, die in Elbauen produziert bzw. die mit Aufwuchs aus dem Elbevorland produziert worden sind (Daten aus Stachel et al. 2006 und Gude, 2008).

Lepom et al. (2012) veröffentlichten aus der Umweltprobenbank des UBA unter anderem Quecksilbergehalte in Brassen zwischen 1993 und 2009. Dabei zeigten sie, dass im Einzugsgebiet der Elbe im Vergleich zu anderen Flüssen (Saar, Rhein, Donau) die höchsten Gehalte aufgetreten sind, machten aber auch deutlich, dass bis 2009 ein Trend abnehmender Quecksilbergehalte zu beobachten ist. Die Spannweite der an der freifließenden Elbe ermittelten Gehalte in Brassen lag zwischen ca. 0,2 bis 0,881 mg/kg FS. Aus der Umweltprobenbank des Umweltbundesamtes ließen sich arithmetische Mittelwerte aus jeweils 5 - 6 Fischproben herunterladen (Abb. 68). Es zeigte sich entlang der freifließenden Elbe, dass sich der von Lepom et al. (2012) beschriebene Trend nicht fortsetzte. Zwischen 2011 und 2014 sind an den Messstationen Zehren, Barby und Cumlosen wieder steigende Quecksilbergehalte in Brassen ermittelt worden. Die aus der Dioxin-Datenbank herunterzuladenden Daten über Biota (Brassen) ergaben zwischen 2003 und 2006 Toxizitätsäquivalente für Dioxine und dl-PCB zwischen 3,5 und 5,4 ng WHO (1998) TEQ/kg.

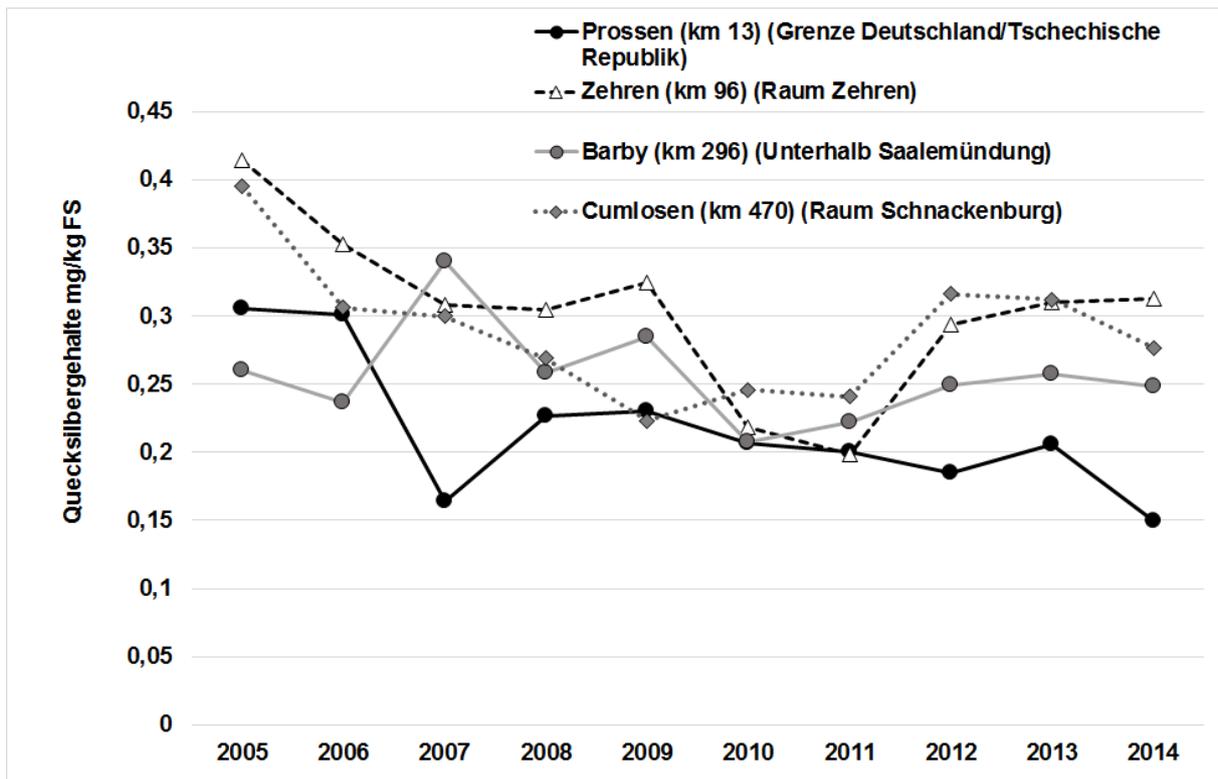


Abbildung 68: Quecksilbergehalte in Brassen der Elbe zwischen 2005 und 2014. Dargestellt sind Mittelwerte aus jeweils 5 - 6 Einzelproben. Daten Umweltprobenbank des UBA.

Im aktuellen sächsischen Jahresbericht (Landesamt für Umwelt 2014) über die Erfassung der Schadstoffkontamination von Fischen wird berichtet, dass die Schadstoffgehalte in Elbfischen seit Ende der 1990er Jahre tendenziell sinken. Dennoch wiesen 15 % der untersuchten Fische im Jahre 2013 beanstandenswerte Schadstoffgehalte für Quecksilber und/oder Polychlorierte Biphenyle auf. Die Autoren berichten, dass Quecksilber wegen seiner hohen Umweltpersistenz und Bioakkumulation immer wieder in kritischen Konzentrationen im Muskelfleisch räuberischer und älterer Fische zu finden sein wird, sodass auch die sächsische Verzehrempfehlung von maximal 2 kg Elbfische pro Person und Monat bestehen bleibt.

Das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) hatte bereits 2010 eine Stellungnahme aktualisiert, um auf Grundlage der Dioxin-Datenbank des Bundesamtes für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) flussgebietsübergreifend eine Bewertung des gesundheitlichen Risikos durch den Verzehr von Flussfischen vorzunehmen. Im Einzelnen wurde festgestellt, dass Aale in der Regel höhere Gehalte an Dioxinen und PCB aufwiesen als andere Fischarten. Über die Hälfte (64 %) aller untersuchten Proben überschritten den in der EU gültigen Höchstgehalt von 12 pg WHO-TEQ (heute 10 pg WHO-TEQ, siehe Tab. 28; umfasst Dioxine und dioxinähnliche PCB) je Gramm Frischgewicht für Aal (BfR, 2010). Bei anderen Fischarten wurden nur in einzelnen Fällen Gehalte nachgewiesen, die weit über dem für diese Arten festgelegten Höchstgehalt von 8 pg WHO-TEQ je Gramm Frischgewicht lagen (heute 6,5 pg WHO-TEQ). Nach den dem BfR vorliegenden Daten überschritten 9 % der untersuchten Proben von Süßwasserfischen, mit Ausnahme der Aale, den Höchstgehalt. Da diese Untersuchungsergebnisse möglicherweise jedoch nicht als repräsentativ gelten, wurde in Niedersachsen ein Monitoring der Dioxine und Furane sowie dioxinähnlichen Polychlorierten Biphenylen (dl-PCB) und weiterer Schadstoffe veranlasst (Infoblatt des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Land-

wirtschaft und Verbraucherschutz, [MELV] 2010). Im Ergebnis werden die Höchstwerte für Dioxine und dioxinähnliche PCB in Aalen an nahezu allen Proben in Elbe, Ems und Weser überschritten, wobei die dl-PCB in der Regel in 10fach höheren Konzentrationen vorlagen als die Dioxine. An der Elbe gab es darüber hinaus deutliche Höchstmengenüberschreitungen in Aalen für Hexachlorbenzol und DDT mit seinen Metaboliten. In den weniger fettreichen Brassen wurden dagegen keine Beanstandungen festgestellt. Sowohl in Aalen als auch in Brassen wurden keine Höchstwertüberschreitungen an Schwermetallen gefunden. Eine Untersuchung räuberischer Hechte oder Zander erfolgte allerdings nicht. Seitens des Ministeriums wird geschlossen, dass Aale aus der Elbe nicht verzehrfähig seien (MELV, 2010).

Hennecke et al. (2011) resümierten, dass sich der heute deutlich verminderte Neueintrag von z. B. „Dioxinen und PCB in die Umwelt nicht entsprechend in einem verminderten Schadstoffgehalt der Flüsse und Flussfische widerspiegelt“. Eine Ursache könne in der langjährigen Anreicherung der persistenten Verbindungen im Flusssediment liegen, deren Remobilisierung konsequenterweise zur wiederholten Aufnahme der Schadstoffe durch die Fische führe.

5.4 Habitate und Lebensgemeinschaften

Die von Römbke et al. (2006) vorgeschlagenen Gefahrenkonzentrationen und Bodenwertempfehlungen als Prüfwerte für die terrestrischen Lebensraumfunktionen von Böden liegen auf einem im Vergleich zur Bodenbelastung der Elbeböden sehr niedrigen Niveau. Krüger et al. (2003) veröffentlichten erstmalig für die Auen der deutschen, freifließenden Elbe einen Überblick über die Belastungssituation der Grünland-Oberböden (siehe Tab. 14). Die aktuelleren Bodenbefunde (Tab. 20 & Anhang 13, Haensch 2012) liegen nach wie vor im selben Schwankungsbereich. Ein Vergleich mit den Gefahrenkonzentrationen zeigt, dass die Lebensraumfunktion aufgrund der Schwermetall- und Arsengehalte an der überwiegenden Anzahl von Untersuchungspunkten beeinträchtigt zu sein scheint (As > 90 %, Zn & Hg > 75 %, Cu & Cd > 25 %). Zudem belegen die Untersuchungen von Tischer (2010) und Weigmann & Schumann (1999) an Regenwürmern aus den Auen der Elbe und der Oder, dass sedimentbürtige Bodenbelastungen zu Schadstoffakkumulationen in der terrestrischen Nahrungskette führen. Abbildung 69 veranschaulicht die Zink- und Nickelakkumulationen in Regenwürmern von Bodendauerbeobachtungsflächen in Sachsen-Anhalt (Tischer 2010), wobei deutlich wird, dass die Invertebraten aus den belasteten Auen deutlich stärkere Bioakkumulation von Schwermetallen zeigten, als an den meisten übrigen Standorten. Fagervold et al. (2010) untersuchten in Laborversuchen die Bioakkumulation von Dioxinen und Furanen aus hochbelasteten Auenböden (1160 - 23900 ng TEQ/kg) des Tittabawasseer Rivers (Michigan, USA) in Regenwürmern und stellten in einem 28tägigen Versuch verhältnismäßig geringe Akkumulationsfaktoren von 0,17 bis 0,02 für die höher chlorierten Dioxine fest. Die absoluten Konzentrationen in den untersuchten Würmern sprechen allerdings für eine weitere Anreicherung in der terrestrischen Nahrungskette.

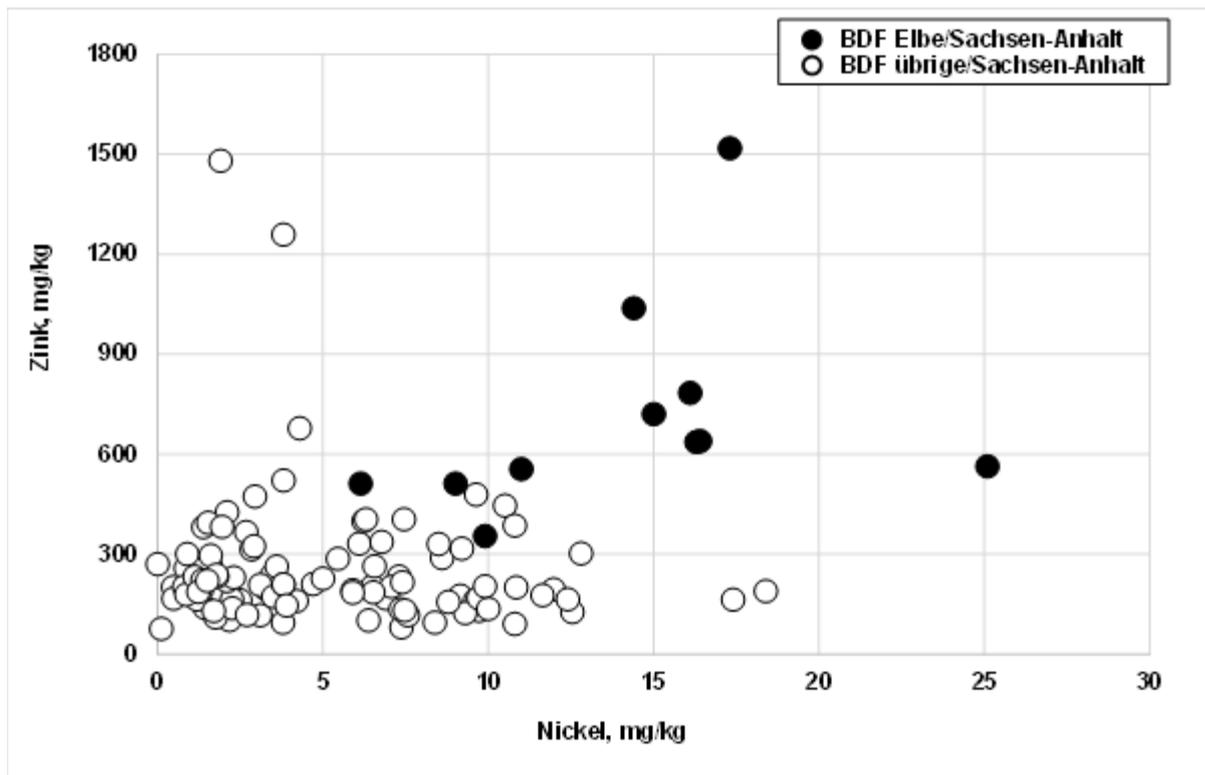


Abbildung 69: Zink- und Nickelgehalte von Regenwürmern aus Dauerbeobachtungsflächen Sachsen-Anhalts (Tischer 2010).

Die Beeinträchtigung der aquatischen Lebensgemeinschaft wurde unter anderem von Duft et al. (2003) anhand ökotoxikologischer Untersuchungen an Oberflächensedimenten der Elbe aus dem Jahr 2000 (und anderer Flüsse) untersucht. Sie setzten zwei biologische Testverfahren mit benthischen Invertebraten (Nematodentest mit dem Fadenwurm *Caenorhabditis elegans* und Chironomidentest mit der Zuckmücke *Chironomus riparius*) ein und zeigten entlang der gesamten freifließenden Elbe und darüber hinaus, dass u. a. Beeinträchtigungen des Längenwachstums, der Eibildung und Eizahl (Nematoden) auftraten. Insbesondere bei der Reproduktion gab es sowohl hemmende als auch fördernde Wirkungen. Im Chironomidentest wurden erhöhte Mortalitätsraten aber auch negative Auswirkungen auf Entwicklungsraten festgestellt. Bezüglich der Schlupfzeitpunkte wirkten einige Sedimente fördernd, andere verzögernd. Duft et al. (2003) resümieren in ihrer Studie, dass die Summenkonzentrationen von Polzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen keinen Einfluss auf die Testergebnisse hatte, während Schwermetallbelastungen mit den Testparametern positiv korrelierten. Grote et al. (2005) untersuchen Elbesedimente nach der extremen Sommerflut im Jahre 2002. Sie fassten zusammen, dass zwei Kontakt-Biotests mit Fischembryonen (*Danio rerio*) und der kleinen Wasserlinse (*Lemna minor*) in allen Sedimenten toxische Wirkungen indizierten, dabei konnte aber kein kausaler Zusammenhang von prioritären Substanzen und biologischen Effekten gefunden werden. Dagegen fanden sie Ursache-Wirkzusammenhänge zwischen Polzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffgehalten und der Hemmung der Reproduktion von Algen. Außerdem identifizierten sie entlang der gesamten deutschen, freifließenden Elbe starke bis sehr starke dioxinähnliche Wirkungen (Induktion der Ethoxyresorufin-O-Deethylase-EROD) in Wirbeltier-Zellkulturen. In diesem Zusammenhang veröffentlichten Hein et al. (2010), dass

insbesondere Invertebraten schon bei Stoffkonzentrationen im Bereich der festgelegten Ökologischen Qualitätsstandards (EQS), durch Schadstoffe beeinträchtigt sein können. Es seien immer die bioverfügbaren Anteile eines Schadstoffes relevant, die vom Schadstoff selbst, aber auch von den Sedimenteigenschaften und vom aufnehmenden Organismus und weiteren Umweltbedingungen abhängen. Ihre Forderung, gerade im Hinblick auf die Risikobewertung von dioxinähnliche Substanzen, dass Bioakkumulation und unterschiedliche Trophiestufen in der Nahrungskette Berücksichtigung finden müssen (bedeutsam, um auch sekundäre Vergiftungserscheinungen für räuberische Lebewesen zu erfassen), wurde mit der Formulierung von Ökologischen Qualitätsstandards für Biota (Tab. 28) Rechnung getragen.

Insbesondere diese Qualitätskriterien verdeutlichen den großen Abstand des Ist-Zustandes vom Soll. Auch wenn sich die Qualität der Elbsedimente und des Elbwassers in den letzten Jahrzehnten extrem gebessert hat, verdeutlichen die Quecksilbergehalte in Brassern (Abb. 68), dass der gute Zustand für die aquatische Lebensgemeinschaft noch lange nicht erreicht ist. Die aktuellen Gehalte an Quecksilber in Brassern (0,15-0,3 mg/kg FS in gepoolten Mischproben) liegen immer noch ein Vielfaches über den geforderten Ökologischen Qualitätsstandards (0,02 mg/kg FS), deren Einhaltung als Bedingung sowohl für den guten Zustand der aquatischen Lebensgemeinschaft als auch für die Gesundheit des Menschen formuliert wurde.

6 Zusammenfassung und Fazit für das Auenmanagement

Diese Arbeit hatte das Ziel, die Steuergrößen des Sediment- und Schadstoffeintrags anhand von langjährig erhobenen Messdaten zu untersuchen und gleichzeitig die zeitliche und räumliche Verbreitung ausgewählter Schadstoffe als Baustein eines Auenmanagements aufzuklären. Auenmanagement bedeutet die Realisation unterschiedlicher Nutzungsansprüche und Nutzungserfordernisse zwischen Hochwasserschutz, Naturschutz und landwirtschaftlicher Nutzung der Vorlandflächen zur Futter- und Lebensmittelproduktion, Tourismus und mehr.

Dafür wurden eigene Daten über Hochflutsedimente und Böden ebenso ausgewertet wie Daten anderer Autoren. Außerdem lag ein Schwerpunkt der Arbeit in der kombinierten Auswertung von Zeitreihen der Sedimentbelastung im Gewässer und in Auenböden, die eine Grundlage für das Prozessverständnis darstellt. Der Tatsache, dass Fluss und Aue eine ökosystemare Einheit darstellen, trägt auch die Wasserrahmenrichtlinie Rechnung. Sie dient dem Ziel, die Umweltverschmutzung in den Flusseinzugsgebieten im Hinblick auf verschiedene Schutzgüter zu mindern und integriert ausdrücklich die vom Gewässer „abhängigen Landökosysteme“ und „andere legitime Nutzungen der Umwelt“. Somit adressiert diese Arbeit, wie auch die Studie von Krüger et al. (2014a) gleichzeitig das Sedimentmanagement der Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe 2014), da die Qualität der Sedimente und Böden in Auen mit ihren vielfältigen Funktionen von der Qualität der Schwebstoffe und Sedimente im Gewässer abhängig ist.

Zunächst erfolgte eine detaillierte Recherche und Analyse der retentionsfördernden Eigenschaften der Elbauen. Es wurden abschnittsspezifische Flächengrößen, Landnutzungsunterschiede und Flächenbetroffenheiten bei unterschiedlichen Hochwasserzuständen herausgearbeitet. Grünland ist die am weitesten verbreitetste Landnutzung. An der mittleren Mittelelbe sind große Waldanteile vorhanden. Es zeigte sich allerdings, dass die Auen oberstromig

der Saalemündung aufgrund der Tiefenerosion erst bei höheren Hochwasserabflüssen am Retentionsgeschehen teilnehmen können, sodass auch die retentionsfördernde Wirkung des Waldes erst bei hohen Abflüssen wirksam werden kann.

Anschließend wurden Daten über ereignisbezogene Sedimenteinträge, die im Rahmen mehrerer Projekte mittels Kunstrasen-Sedimentfallen entlang der Elbe im Auenvorland ermittelt wurden, zusammengetragen. Es erfolgte eine Auswertung der retentionsfördernden Parameter, wobei sich die Distanz der Standorte zur Elbe als wesentliche Steuergröße herausstellte. Die größten Sedimenteinträge finden in Flussnähe statt. Dies deckt sich u. a. mit Befunden von Asselman & Middelkoop (1995) sowie Middelkoop (1997, 2000) aus der Region des unteren Rheins. Darüber hinaus schien auch die Nutzung von besonderer Relevanz. In Wäldern wurden, gefolgt von Röhrichten und Grünland, die größten Sedimenteinträge ermittelt. Allerdings waren die Standorte im Wald nicht repräsentativ und ihre Anzahl zu gering. Darüber hinaus konnte gezeigt werden, dass es eine Abflussabhängigkeit der Sedimenteinträge gibt. Auf dieser Grundlage wurde ein Ansatz zur Berechnung des großräumigen Sedimenteintrags entwickelt. Die Sedimenteinträge wurden abflussspezifisch gruppiert und ausgewertet und dabei unterschiedlich breite Zonen des elbnahen und elbfernen Sedimenteintrags identifiziert. Diese dienten der Berechnung des Sedimenteintrags entlang der gesamten, deutschen, freifließenden Elbe, wobei die Einträge auf die abflussspezifisch überfluteten Auenanteile hochgerechnet wurden. Es ergibt sich ein Bild des differenzierten Sedimenteintrags. Die Berechnungen ergaben Sedimentretentionen entlang der deutschen, freifließenden Elbe bei Abflüssen von 2MQ in Höhe von ca. 44.000 t, bei MHQ in Höhe von ca. 140.000 t und bei Extremhochwässern in Höhe von 223.000 t je Hochwasserereignis. Im Verhältnis zur Jahresschwebstofffracht in Hitzacker sind dies zwischen 7 und 30 %.

Hohe Abflüsse führen zu stärkerem Sedimenteintrag, in weitläufigen Auen werden mehr Schwebstoffe zurückgehalten als bei schmalen Überflutungsbreiten. Folgehochwasser führen in der Regel zu kleineren Sedimenteinträgen, weil die Sedimentdepots im Gewässer zuvor ausgeräumt wurden. Auch langsam auflaufende Hochwasserwellen haben einen geringeren Sedimenteintrag zur Folge als steile Anstiege des Abflusses, bei denen nur wenig Zeit zwischen gewässerinterner Sedimentremobilisierung und der Ausuferung vergeht. Effekte auf das Überflutungsgeschehen und damit auf den Rückhalt hat auch die Tiefenerosion. In ihrer Folge uferf die Elbe regional erst bei hohen Abflüssen aus, sodass kleine Hochwasser zu keinem Eintrag in die Auen oberstromig von Mulde und Saale führen können.

Diese Entkoppelung von Fluss und Aue wird sich langfristig auf die Bodenhydrologie, den Stoffhaushalt und damit auf die Standorteigenschaften des Auenökosystems auswirken. Die im Zuge des Klimawandels prognostizierten, häufiger auftretenden Niedrigwasserphasen werden diesen Prozess noch verstärken. Dabei ist nicht sicher, ob die ebenfalls prognostizierten, häufiger auftretenden Extremwetterlagen zu häufigeren Hochwasserereignissen führen, die dieser Entwicklung entgegenwirken könnten.

Allerdings wurde auch festgestellt, dass die Berechnung des großräumigen Sedimenteintrags verbessert werden könnte, wenn Datenlücken geschlossen würden: So gibt es z. B. keine Informationen über Sedimenteinträge aus der Oberen Elbe, aus dem Bereich der ersten großen Fließquerschnittserweiterung beim Eintritt ins Norddeutsche Tiefland oder unterstromig der großen Nebenflüsse. Hier fehlen neben Daten zum Sedimenteintrag auch bodenkundliche Untersuchungen der regionalen, zeitlichen Belastungsentwicklung, die helfen könnten, das großräumige Prozessverständnis zu vervollständigen.

Mit den Sedimenteinträgen in die Auen geht der Schadstoffeintrag bzw. der Schadstoffrückhalt einher. Jeglicher Schadstoffrückhalt in Auen bedeutet, dass unterstromig gelegene Regionen weniger mit Schadstoffen beaufschlagt werden. Die Recherche von Kontaminationsdaten von Hochflutsedimenten zeigte, dass diese feinkörnig, organogen und immer noch belastet sind. Obwohl sich die Sedimentqualität in den letzten Jahrzehnten stark verbessert hat, ist auch zukünftig mit der Beeinträchtigung der landwirtschaftlichen Nutzung, der Lebensraumfunktion der Böden und weiterer Schutzgüter in Auen durch partikelgebundene Schadstoffe zu rechnen. Die Sedimenteinträge sind immer derartig hoch, dass sie zu einer Verschmutzung der Grünlandvegetation führen (Krüger & Urban 2009). Eine Grünschnittnutzung erscheint nur dann möglich, wenn sich die Vegetation zum Zeitpunkt des Hochwassers in einem initialen Wuchsstadium befindet, sodass durch Biomassezuwachs in der weiteren Vegetationsperiode der prozentuale Verschmutzungsanteil reduziert wird. Nur lokal und vornehmlich an flussnahen Standorten erreichen die Sedimenteinträge eine Höhe, die aufgrund der geringeren Belastung der Sedimente zu Qualitätsverbesserungen in Oberböden führen kann.

Die Untersuchung von Oberböden im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtalau hat gezeigt, dass die Böden hinsichtlich Schwermetallen und Arsen, aber auch Dioxinen hochgradig belastet sind. Die organische Substanz ist ein guter Indikator für Schwermetall- und Arsenbelastungen in Oberböden, nicht jedoch für Dioxine, die aber wesentlich für die Landnutzungsproblematik der Elbauen verantwortlich sind. Eine landwirtschaftliche Nutzung bleibt kritisch und ist nur unter Beachtung verschmutzungsmindernder Erntetechniken und angepassten Beweidungsregimen möglich (Landwirtschaftskammer Niedersachsen 2011a).

Die Untersuchung von Boden-Tiefenprofilen und ihr Vergleich mit Sedimentkernuntersuchungen hinsichtlich der Ausprägung der zeitlichen Belastungsentwicklung von Schwermetallen und Arsen sowie Dioxinen hat gezeigt, dass schadstoffspezifisch unterschiedliche Kontaminationsmaxima auftraten. Schwermetall- und Arsengehalte korrelieren in Tiefenprofilen nicht mit den Dioxinkontaminationen. Es war allerdings möglich, anhand der spezifischen Belastungsentwicklungen von Blei und Zink mit dem Blei/Zink-Verhältnis einen Indikator zu finden, der es erlaubt, einen Rückschluss auf Dioxinkontaminationen in Oberböden zu ziehen. Somit kann gezielt auf der Grundlage von weitläufig in den Landesbehörden vorhandenen Schwermetalldaten nach Dioxin-Hot Spots gesucht werden. In zwölf untersuchten Oberböden korrelierten vor allem die < 20 µm-Fraktion, die Arsengehalte und die Blei/Zink-Verhältnisse signifikant mit den Dioxinkonzentrationen.

Die zeitliche Belastungsentwicklung lässt sich in Böden mit hohen Sedimentationsraten gut nachvollziehen. Dioxine zeigten in Elbesedimenten bzw. in den untersuchten Auenböden an

der unteren Mittelelbe maximale Anreicherungen in den 1950er - 1960er Jahren. Die historische Dimension machte deutlich, dass aktuell auftretende starke Oberbodenkontaminationen mit Dioxinen auf schwache, sedimentäre Überdeckung zurückzuführen sind. In Einzelfällen ist sogar wahrscheinlich, dass anthropogene Maßnahmen, wie Wegebau, Damm- und Wehristallationen dafür verantwortlich sind, dass historische Belastungszustände konserviert wurden. Andererseits hat sich gezeigt, dass hohe Einträge von Sedimenten mit geringer Belastung zur Qualitätsverbesserungen der Oberböden führten. Das hat zur Folge, dass sich die Oberbodenbelastungen zwischen unterschiedlich exponierten Standorten angleichen, somit keinesfalls alle Senken auch Dioxin-Belastungsschwerpunkte darstellen.

Quecksilber wies in der Historie zwei Belastungsmaxima auf, eines in den 1960er Jahren, eines in den 1980er Jahren. Blei und Arsen erfuhren ebenfalls in den 1960er Jahren ihre stärksten Anreicherungen, während Zink erst zwischen 1970 und 1990 seine höchsten Konzentrationen in Sedimenten und Böden zeigte. Die Kenntnis der einzelnen Belastungsentwicklungen ist eine wichtige Voraussetzung zur Erklärung des aktuellen Belastungsmosaiks der Elbauen. Unter weiterer Berücksichtigung der standörtlich spezifischen Charakteristika Höhenlage, Distanz, Bioturbation und Sedimenteintrag war es möglich, die vorgefundenen Belastungssituationen an ausgewählten Standorten des Wehninger Werders zu erklären und ein auf andere Standorte übertragbares Schema zu entwickeln. Demnach finden sich Dioxin-, Quecksilber-, Blei- und Arsen-Hot Spots an tiefgelegenen Standorten, gekennzeichnet durch sehr geringen bzw. unterbundenen Sedimenteintrag. Alle Senken mit geringem bis mittlerem Sedimenteintrag sind nach wie vor Quecksilber-Hot Spots, während sehr hohe Zinkgehalte an allen Senken und Flutrinnen als auch auf weiteren Standorten mit hohen Sedimentationsraten von feinkörnigem Material auftreten.

Aus den Untersuchungen lassen sich Maßnahmen bzw. Handlungsempfehlungen für verschiedene Handlungsfelder des Auen- und Sedimentmanagements ableiten, wovon einige bereits von Krüger et al. (2014a, 2014b) veröffentlicht wurden.

Die Sedimenteinträge sind dort am größten, wo die Auen frühzeitig überflutet werden bzw. wo das Überflutungswasser frühzeitig über Altarme in die Auen gelangen kann. Hohe Uferwälle bewirken oft, dass nur über Rückstau durch Altarme eine Sedimentretention in Auen stattfindet. Die lokale Abtragung von Uferrehnen ermöglicht frühzeitiges Überfluten und Sedimenteintrag bzw. -rückhalt. Die dabei entstehenden morphologischen Veränderungen scheinen nicht derartig gravierend, da in Ufernähe auch natürlicherweise die größte morphologische Dynamik vorherrscht und auch unter aktuellen Bedingungen mit einer neuerlichen Entstehung von Uferwällen gerechnet werden kann. Hier können lokal auch Synergien zum Hochwasserschutz erreicht werden, da derartige Abtragungen den Durchfluss erhöhen. Gleichzeitig eröffnen Wiederanschlüsse von Altarmen von unter- als auch von oberstrom die Möglichkeit des Eintrags von Sedimenten in die Auen zur Abdeckung historisch bedingter Kontaminationen. Gleiches gilt in abgeschwächter Form für die Beseitigung von Überflutungshindernissen im Vorland, die zur Konservierung historischer Belastungszustände führten. Im Einzelfall sollten derartige Maßnahmen hinsichtlich ihrer hydrologischen Folgen überprüft werden.

Die Untersuchungen haben ebenfalls gezeigt, dass großflächige Auen viel Sediment zurückhalten. So kann die Schaffung neuer Überflutungsflächen nicht nur ein wirksames Mittel im Sinne des Hochwasserschutzes sondern auch zur Förderung der Sedimentretention darstellen. Problematisch ist, dass die Schaffung neuer Überflutungsflächen langfristig auch zu einer Schadstoffakkumulation in Böden führen wird. Auch dies veranschaulicht die Komplexität der Schutzgüter, Funktionen und Nutzungsinteressen von Auen, die vor der Durchführung jeglicher Maßnahmen immer einer einzelfallweisen Abwägung bedürfen.

Die Begründung neuer Auwälder als wirksames Mittel zur Erhöhung der Rauigkeit und zur Förderung der Sedimentretention wird als wahrscheinlich gehalten, konnte aber hier aufgrund fehlender Daten nicht eindeutig abgebildet werden. Allerdings stellten Auwälder eine wirkungsvolle Alternative im Sinne einer belastungsangepassten Flächennutzung und eines nachhaltigen Auenmanagements dar, die gleichzeitig Naturschutzbelangen Rechnung trägt. Die Förderung von Auwald sollte besonders an denjenigen Standorten relevant sein, wo Bodenbelastungen besonders hoch sind und gleichzeitig die Erhöhung der Rauigkeit kaum zu einem Abflusswiderstand wird. Des Weiteren sind energetische oder andere alternative Nutzungen des Aufwuchses, wie z. B. die Produktion von Pflanzenkohle aus Grünschnitt, denkbar.

Abschließend bleibt festzustellen, dass nach wie vor kritische Schadstoffanreicherungen in den aquatischen und den terrestrischen Lebensräumen der Elbauen und ihren Nahrungsketten auftreten, sodass es weiterer Anstrengungen bedarf, die Gewässerqualität zu verbessern. Aufgrund der viel langsameren Qualitätsverbesserung von Böden im Vergleich zu Sedimenten, ist allerdings weiterhin mit einer jahrzehntelangen Beeinträchtigung der terrestrischen Bodenfunktionen in den Auen der Elbe auszugehen.

7 Referenzen

Aalto, R., Lauer, J. W., Dietrich, W. E. (2008): Spatial and temporal dynamics of sediment accumulation and exchange along Strickland River floodplain (Papua New Guinea) over decadal-to-centennial timescales. *J. Geophys. Res.* 113, F01S04, 1-22.

Ad-hoc-AG Boden (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 5. Aufl. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 438 S.

Ad-hoc-Verbundprojekt: „Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002“, Laufzeit 2003-2004, BMBF, Förderkennzeichen PTJ 0330492.

AG-Dioxine (1993): 2. Bericht der Bund/Länder Arbeitsgruppe Dioxine. 36 S.

Albrecht, M.-L. (1960): Die Elbe als Fischgewässer. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik*, 10. Jahrgang, Heft 10: 461-465.

„AQUATERRA“: Integrated modelling of the river-sediment-soil-groundwater system; advanced tools for the management of catchment areas and river basins in the context of global change, Laufzeit 2004-2009, EU 6. Forschungsrahmenprogramm, Contract number 505428.

Arbeitskreis Bodensystematik, Hrsg. (1998): *Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands*. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 86, 180 S.

Asselmann, N. E. M., Middelkoop, H. (1995): Floodplain sedimentation: quantities, patterns and processes. *Earth Surf. Process. Landforms* 17: 687–697.

„Auenregeneration durch Deichrückverlegung“, Teilprojekt 2, Wasser und Stoffhaushalt der Böden im Rahmen des Großprojektes der Landesanstalt für Großschutzgebiete Brandenburgs Möglichkeiten und Grenzen der Auenregeneration und Auenwaldentwicklung am Beispiel von Naturschutzprojekten an der Unteren Mittel-Elbe (Brandenburg), Laufzeit: 01.08.1996-31.12.2000, BMBF, FKZ 0339571.

Baborowski, M., von Tümpling, W., Friese, K. (2004): Behavior of suspended particulate matter (SPM) and selected trace metals during the 2002 summer flood in the River Elbe (Germany) at Magdeburg Monitoring station. *Hydrology and Earth Sciences* 8(2): 135-150.

Baborowski, M., Krüger, F., Büttner, O., Morgenstern, P., Lobe, I., von Tümpling, W., Rupp, H., Guhr, H. (2007a): Transport and fate of dissolved and suspended particulate matter in the Middle Elbe region during flood events. In: Westrich, B., Förstner, U. (Hrsg.): *Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers. An interdisciplinary approach* Environmental Science and Engineering Springer, Berlin, 197 - 206.

Baborowski, M., Büttner, O., Morgenstern, P., Krüger, F., Lobe, I., Rupp, H., von Tümpling, W. (2007b): Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial lawn traps in a floodplain of the Elbe River. *Env. Poll.* 148 (3), 770 - 778.

Barth, A., Jurk, M., Weiß, D. (1998): Concentration and distribution patterns of naturally occurring radionuclides in sediments and flood plain soils of the catchment area of the river Elbe. *Water Sci. Technol.* 37 (6–7): 257 - 262.

Belz, J. U. (2013): Änderungen des Abflussregimes im Einzugsgebiet im 20. Jahrhundert: Beobachtungen als Schlüssel zur Simulation der Zukunft. In: BfG (Hrsg): *Die Zukunft des Wasserhaushaltes im Elbeeinzugsgebiet 6/2013.*, S. 13-24.

Belz, J. U., Böhm, T., Brockmann, H., Busch, N., Gratzki, N., Hatz, M., Krahe, P., Löpmeier, F.-J., Malitz, G., Meißner, D., Moser, H., Mürlebach, M., Riediger U., Rademacher, S., Schmidt, T., Supper-Nilges, D., Wiechmann, W. (2013): Das Juni-Hochwasser des Jahres 2013 in Deutschland. *BfG-Bericht 1793*, 62 S.

Bergemann M., Gaumert, T. (2010): *Elbebericht 2008*. Hrsg. Flussgebietsgemeinschaft Elbe. 90 S.

Beylich, A. Gräfe, U. (2007): Annelid coenoses of wetlands representing different decomposer communities. In Hrsg. Broll, G., Merbach, W., Pfeiffer, E.-M.: *Wetlands in central Europe*. Springer, S. 1-10.

Böhme, M., Krüger F., Ockenfeld K., Geller, W. (Hrsg) (2005): *Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002*. UFZ-Bericht, 101 S.

Brunotte, E., Dister, E., Günther-Diringer, D., Koenzen, U., Mehl, D. (2009): *Flussauen in Deutschland - Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 87*.

Büchle, B., Evdakov, O., Keine, S., Otte-Witte, K., Ritzert, F., Saucke, U., Nestmann, F. (2002): Geometrie und Morphologie der Elbe (Ist-Zustandserfassung von Einzelparametern in Längs- und Querprofil). In NESTMANN, F. & B. BÜCHELE (Hrsg.): *Morphodynamik der Elbe*, 66-90.

Büttner, O., Otte-Witte, K., Krüger, F., Meon, G., Rode, M. (2006): Numerical modelling of floodplain hydraulics and suspended sediment transport and deposition at the event scale in the middle Elbe River, Germany. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 34, 265 – 278.

Bundes-Bodenschutz- und Altlastengesetz, BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten, BGBl. I S. 502 ff, das zuletzt durch Artikel 101 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist.

Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, BBodSchV (1999): BGBl. I S. 1554 ff, die zuletzt durch Artikel 102 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist.

Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG (Hrsg.) (2013): *FLYS – Flusshydrologische Software*. http://www.bafg.de/DE/08_Ref/M2/03_Fliessgewmod/01_FLYS/flys_node.html

Bundesinstitut für Risikobewertung (2010): *Belastung von wildlebenden Flussfischen mit Dioxinen und PCB*. Aktualisierte Stellungnahme Nr. 027/2010 des BfR vom 16. Juni 2010, 12 S.

Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur, BMVI (Hrsg.) (2015): KLIWAS – Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt in Deutschland. Abschlussbericht des BMVI mit fachlichen Schlussfolgerungen aus den Ergebnissen des Forschungsprogramms KLIWAS. 164 S.

Caspers, G. (2000): Sedimente und Entwicklung des Elbetals im Gebiet der Wische (Sachsen-Anhalt) seit der Weichsel-Kaltzeit. Untere Havel – Naturkundliche Berichte – Heft 10. S.32-43.

Caspers, G., Schwarz, C. (1998): Fluviale und äolische Prozesse im Gebiet der unteren Elbe bei Neuhaus (Niedersachsen) seit dem Weichsel-Spätglazial. Mitt. Geol. Inst. Univ. Hannover 38, S. 49-64.

Deutsche UNESCO-Kommission e. V. (2007): UNESCO-Biosphärenreservate: Modellregionen von Weltrang. UNESCO heute 2/2007, 100 S.

Duft, M., Tillmann, M., Oehlmann, J. (2003): Ökotoxikologische Sedimentkartierung der großen Flüsse Deutschlands. UBA Texte 26/03, 228 S.

Duphorn, K. Schneider, U. (1983): Zur Geologie und Geomorphologie des Naturparks Elbufer-Drawehn. Abh. Naturwiss. Ver. Hamburg, NF 25, S. 9-40.

Eisenmann, V. (2002): Die Bedeutung der Böden für das Renaturierungspotenzial von Rückdeichungsflächen an der Mittleren Elbe. Dissertation. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten. Band 51, 140 S.

Evers, E. H. G., Laane, R. W. P. M., Groeneveld, G. J. J., Olie K. (1996): Levels, temporal trends and risk of dioxins and related compounds in the Dutch aquatic environment. Organohalogen Compounds 28, pp. 117–122.

Fagervold, S.K., Chai, Y., Davis, J.W., Wilken, M., Cornelissen, G., Ghosh, U. (2010): Bioaccumulation of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins/Dibenzofurans in *E. fetida* from Floodplain Soils and the Effect of Activated Carbon Amendment. Environ. Sci. Technol. 44, pp. 5546-5552.

FAO/ISRIC/ISSS (1998): World reference base for soil resources. World soil resources reports 84, Rome.

Faulhaber, P. (2015): Ursachen und Auswirkungen der Sohlerosion. In Kofalk, S., Scholten, M., Faulhaber, P., Baufeld, R., Kleinwächter, M., Kühlborn, J.: Struktur und Dynamik der Elbe. Doppelband 2/3 Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißensee Verlag, S. 184-188.

Feldwisch, N. (2008): Gefahrenbeurteilung von Schadstoffbelastungen auf Grünland. Bodenschutz 2, 06, S. 39–43.

“FLOWS”: Floodplain Land Use Optimising Workable Sustainability, Laufzeit 2002-2006, Interreg III b North Sea Region.

Flussgebietsgemeinschaft Elbe, FGG Elbe (1997-2011): Datenportal, Schadstoffe in schwebstoffbürtigen Sedimenten.

Flussgebietsgemeinschaft – FGG Elbe (2005): Die Elbe und ihr deutsches Einzugsgebiet. 30 S.

Flussgebietsgemeinschaft Elbe, FGG Elbe (2014): Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe. Entwurf vom 25.11.2013, redaktionell ergänzt am 17.01.2014, 87 S.

Friese, K., Witter, B., Brack, W., Büttner, O., Krüger, F., Kunert, M., Rupp, H., Miehlich, G., Gröngröft, A., Schwartz, R., van der Veen, A., Zachmann, D. W. (2000): Distribution and fate of organic and inorganic contaminants in a river floodplain – results of a case study on the Elbe River, Germany. In: Wise, D. L., Trantolo, D. J., Cichon, E. J., Inyang, H. I. & U. Stottmeister (Hrsg.): Remediation engineering of contaminated soils. Marcel Dekker, Inc., New York, Basel, 373-426.

Fritzschner, U., Lux, G. (2002): Starkniederschläge in Sachsen im August 2002. DWD online-Publikation, 61 S.

Futtermittelverordnung, FuttMV (2015): BGBl. I S. 1687, die durch Artikel 1 der Verordnung vom 26. April 2016 (BGBl. I S. 979) geändert worden ist.

Götz, R., Lauer, R. (1999): Ursachen der Dioxinkontamination in der Elbe, im Hamburger Hafen und in den hamburgischen innerstädtischen Gewässern. Hamburger Umweltberichte 57/99, 53 S.

Götz, R., Bauer, O.-H., Friesel, P., Herrmann, T., Jantzen, E., Kutzke, M., Lauer, R., Paepke, O., Roch, K., Rohweder, U., Schwartz, R., Sievers, S., Stachel, B. (2007): Vertical profile of PCDD/Fs, dioxin like PCBs, other PCBs, PAHs, chlorobenzenes, DDX, HCHs, organotin compounds and chlorinated ethers in dated sediment/soil cores from flood-plains of the river Elbe, Germany. Chemosphere 67, pp. 592-603.

Gröngröft, A., Krüger, F., Grunewald, K., Meißner, R., Miehlich, G. (2005): Plant and Soil Contamination with Trace Metals in the Elbe Floodplains: A Case Study after the Flood in August 2002. Acta hydrochim. Hydrobiol. 33, 5, pp. 466-474.

Grote, M., Altenburger R., Brack, W., Moschütz, S., Mothes, S., Michael, C., Narten, G.-B., Paschke, A., Schirmer, K., Walter, H., Wennrich, R., Wenzel, K.-D., Schürmann, G. (2005): Ecotoxicological Profiling of Transect River Elbe Sediments. Acta hydrochim. Hydrobiol. 33 5, pp. 555-569.

Grünwald, U. (2013): Wechselnde Rahmen- und Randbedingungen für den Wasserhaushalt und für die (nachhaltige) Wassernutzung im Elbeeinzugsgebiet. In: BfG (Hrsg): Die Zukunft des Wasserhaushaltes im Elbeeinzugsgebiet 6/2013., S. 7-12.

Gude, K. (2008): Untersuchungen zur Minimierung von Risiken für die Lebensmittelsicherheit bei Nutzung dioxinbelasteter Grünlandflächen für die Rind- und Schaffleischproduktion. Dissertation Tierärztliche Hochschule Hannover, 258 S.

Guidance Document No. 27 (2011): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Guidance for deriving Environmental quality standards. Technical report 055, 204 p.

Haase, D., Fink, J., Haase, G., Ruske, R., Pécsi, M., Richter, H., Altermann, M., Jäger, K.-D. (2007): Loess in Europe – its spatial distribution based on a European Loess Map, scale 1:2.500.000. Quaternary Science Reviews Vol. 26, Issues 9-10, pp 1301-1312.

Hanisch, C., Zerling, L., Junge, F., Czegka, W. (2005): Verlagerung, Verdünnung und Austrag von schwermetallbelasteten Flusssedimenten im Einzugsgebiet der Saale. Abh. Sächs. Akad. Wiss. 64(1). Leipzig, 119 Seiten.

Haensch, M. (2012): Untersuchungen zur Eignung von Schwermetallen und Arsen als Tracer für Dioxine an der unteren Mittelelbe. Diplomarbeit Leuphana Universität Lüneburg, 160 S.

Hattermann, F. F. (2005): Integrated Modelling of Global change impacts in the German Elbe River Basin. Dissertation der Universität Potsdam. 218 S.

Haversath, J. B. (1997): Deutschland - Der Norden. Westermann Verlag. Braunschweig, 193 S.
Hein, M., de Deckere, E., de Zwart, D., Foekema, E. M., Marcomini A., Munoz, I., Posthuma L., Rotter, S., Sabater, S., Schmitt, C., Schmitt-Jansen, M., Segner, H., Semezin E., van Gils J., van Hattum B., van Vliet, L. A., von der Ohe, P. C., Brack, W. (2010): MODELKEY – Key findings and recommendations for reaching the EU Water Framework Directive's quality objectives. Umweltwiss Schadst Forsch 22, pp. 217-228.

Heise, S., Krüger, F., Förstner, U., Baborowski, M., Götz, R., Stachel, B. (2008): Bewertung von Risiken durch feststoff-gebundene Schadstoffe im Elbeeinzugsgebiet. Erstellt im Auftrag der Hamburg Port Authority (HPA) und cofinanziert durch die FGG-Elbe. 349 S., Hamburg.

Heise, S. (2013): Durchführung einer Sondierungsuntersuchung zum Risiko durch eine Schadstoffremobilisierung aus Seitenstrukturen der Elbe. ELSA Abschlussbericht 42 S.

Hennecke, D., Becker, R., Becker, L. (2011): Expositions Betrachtung und Beurteilung des Transfers von Dioxinen, dioxinähnlichen PCB und PCB – Literaturstudie. UBA-Texte 57/2011. 198 S.

Hofacker, A. (2006): Abschätzung von Sedimentationsraten anhand von geochemischen Tracern und Geländehöhenvergleichen. Diplomarbeit Universität Karlsruhe, 167 S.

Hohl, R. (1985): Die Entwicklungsgeschichte der Erde. Verlag für Kunst und Wissenschaft. Leipzig. 703 S.

Hollmann, L., Greis, S., Heiland, P. (2012): Klimawandel im Einzugsgebiet der Elbe – Anpassungsstrategien und Anpassungsmaßnahmen für wassergebundene Nutzungen. Studie im Rahmen des INTERREG IVB-Projektes LABEL, 68 S.

Internationale Kommission zum Schutz der Elbe, IKSE (2005): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. 258 S.

Jährling, K. H., Evers, M., Scholz, M., Baufeld, R. (2015): Ökologisch ausgerichteter Hochwasserschutz. In Baufeld, R., Evers, M., Kofalk, S.: Management und Renaturierung von Auen im Elbeinzugsgebiet. Doppelband 2/3 Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißensee Verlag, S. 503-521.

Kaiser, K., Lorenz, S., Germer, S., Juschus, O., Kuster, M., Libra, J., Bens, O. & Huttl, R. F. (2012): Late Quaternary evolution of rivers, lakes and peatlands in northeast Germany reflecting past climatic and human impact – an overview. – E&G Quaternary Science Journal, 61 (2): 103–132. DOI: 10.3285/eg.61.2.01.

Kempe, S. (1992): Die Elbe – Der geologische Blick. Aus Hrsg. Deutsches Historisches Museum: Die Elbe eine Lebenslauf, S. 25-31.

Kiene, S., Harms, O., Büchele, B., Nestmann, F. (2002): Morphologische Entwicklung der Elbe vor dem Hintergrund anthropogener Einflüsse – eine Zusammenstellung von Angaben aus der Literatur. In Nestmann, F. & B. Büchele (Hrsg.): Morphodynamik der Elbe, 31-40.

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

Kleefisch, B.: Unveröffentlichte Daten zum Hochfluteintrag bei Gorleben, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, 2006.

„KLIMZUG-NORD“: Strategische Anpassungsansätze zum Klimawandel in der Metropolregion Hamburg, Teilprojekt 3.2, Anpassungsstrategien im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtal an am Beispiel der Auenlebensräume BMBF, Laufzeit 2009-2014, Förderkennzeichen 01LR0805A.

„KLIWAS“: Auswirkungen des Klimawandels auf Wasserstraßen und Schifffahrt – Entwicklung von Anpassungsoptionen Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI), Teilprojekt 5.06: Auswirkungen des Klimawandels auf die Vegetation der Flussauen, Laufzeit 2009-2013.

Kronvang, B., Falkum, O., Svendsen, L. M., Laubel, A. (2002): Deposition of sediment and phosphorus during overbank flooding. Verh. Int. Verein. Limnol. 18: 1289 - 1293.

Krüger, F. (1996): Untersuchung zur Eignung von Auensedimenten zur Ermittlung geogener Hintergrundwerte für rezente Elbesedimente. Diplomarbeit Universität Hamburg, 94 S.

Krüger, F., Friese, K., Gröngröft, A., Rupp, H., Schwartz, R., Miehlich, G. (1999): Geochemische Charakterisierung von bodenbildenden Substraten in Auen der unteren Mittel-Elbe, DBG-Mitteilungen 91, Heft 2, S. 1053-1056.

Krüger, F., Jantzen, E., Prange, A. (1999): Ermittlung geogener Hintergrundwerte an der Mittel-Elbe und deren Anwendung in der Beurteilung von Unterwassersedimenten. In Hrsg.: Gröngröft, A., Schwartz, R.: Eigenschaften und Funktionen von Auenböden an der Elbe. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 44, 39-51.

Krüger, F., Kunert, M., Büttner, O., Friese, K., Rupp, H. (2001): Geochemische Zusammensetzung von Hochflutsedimenten an der Elbe bei Wittenberge. In (Hrsg.) Gesellschaft für Umwelt-Geowissenschaften: Umweltgeochemie in Wasser, Boden und Luft. S. 57-74, Springer.

Krüger, F., Gröngröft, A. (2003): The Difficult Assessment of Heavy Metal Contamination of Soils and Plants in Elbe River Floodplains. *Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica*, 31, Issue 4-5, 436–443.

Krüger, F., Meissner, R., Gröngröft, A., Grunewald, R. (2005): Flood induced heavy metal and arsenic contamination of Elbe River floodplain soils. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 33 (5), 455-465.

Krüger, F., Schwartz, R., Kunert, M., Friese, K. (2006): Methods to calculate sedimentation rates of floodplain soils in the middle region of the Elbe River. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 34, 175 - 87.

Krüger, F., Urban, B. (2007-2008): Unveröffentlichte Daten des RAMWASS-Projektes, 2007-2008.

Krüger, F., Urban, B. (2009): Erfassung partikulärer (Schad)Stoffeinträge in Auen/Überflutungsflächen der Elbe. In Hrsg. Bundesanstalt für Gewässerkunde: Aspekte des Schadstoffmonitorings an Schwebstoffen und Sedimenten in der aquatischen Umwelt. 18. Chem. Koll. in Koblenz. BfG 7/2009, 32-48.

Krüger, F., Urban, B. (2011): Aktuelle Datenerfassung im Rahmen von KLIMZUG, seit 2009.

Krüger, F. (2012): Boden- und Sedimentqualitäten aus der Rückdeichungsfläche Lenzen. In: Auenreport Spezial: Die Deichrückverlegung bei Lenzen, 24-30.

Krüger, S., Scholz, M., Kreibich, M., Baborowski, M. (2014a): 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.

Krüger, F., Urban, B. (2014b): Schadstoffregime in Auenböden der Elbe. In: Berichte aus den KLIMZUG-NORD Modellgebieten, Band 5, Klimafolgenanpassung im Biosphärenreservat Niedersächsische ELBTALAUE– Modellregion für nachhaltige Entwicklung, Hrsg. Prüter, J., Keienburg, T., Schreck, C., TuTech Verlag Hamburg, S. 63- 70.

Kundzewicz, Z. W., Ulbrich, U., Brücher, T., Graczyk, D., Krüger, A., Leckebusch, G. C., Menzel, L., Pinskiwar I., Radziejewski, M, Szwed, M. (2005): Summer floods in central Europe – Climate change track? *Natural Hazards* 36: 165-189.

Kunz, A., Pflanz, D., Weniger, T., Urban, B., Krüger, F., Chen, Y-G. (2014): Optically stimulated luminescence dating of young fluvial deposits of the middle Elbe River flood plains using different age models. *Geochronometria*, 41(1), pp. 36-56.

Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (2006): Unveröffentlichte Daten über die Dioxinbelastung der Böden im Elbevorland.

Landesumweltamt Brandenburg (2001): Unveröffentlichte Daten über die Dioxinbelastung der Böden im Elbevorland.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2011a): Merkblatt 2011 – Bewirtschaftung von Grünlandflächen im Deichvorland der Elbe in Niedersachsen. Oldenburg. 4 S.

Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2011b): Machbarkeitsuntersuchung zur Monovergärung von Grassilagen schadstoffkontaminierter Standorte am Beispiel der eingesetzten Biomasse von Grünlandflächen aus dem Deichvorland der Elbe. 128 S.

Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen (2014): Erfassung der Schadstoffbelastung von Fischen – Jahresbericht 2014, 22 S.

Lechner, U. (2007): Der mikrobielle Abbau von Chloraromaten als Bestandteil des globalen Chlorzyklus. Habilitationsschrift der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 74 S.

Lepom, P., Irmer, U., Wellnitz, J. (2012): Mercury levels and trends (1993-2009) in bream (*Abramis brama* L.) and zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) from German surface waters. *Chemosphere* 86, pp. 202-211.

Lewandowski, P., Burghardt, W., Ilnicki, P. (1998): Schwermetalle in Oberböden des Warthetals unter städtischem Einfluß. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 161, pp. 303-308.

Ludewig, C., Hanke, J. M., Korell, L., Jensen, K. (2014): Mögliche Auswirkungen des Klimawandels auf die Vegetation von Auenwiesen entlang der Mittleren Elbe. In: Prüter, J., Keienburg, T., Schreck, C. (Hrsg.): Klimafolgenanpassung im Biosphärenreservat Niedersächsische Elbtal-aue – Modellregion für nachhaltige Entwicklung. Berichte aus der KLIMZUG-NORD Modellregion, Band 5, S. 27-34.

Martin, C. W. (2000): Heavy metal trends in floodplain sediments and valley fill, River Lahn, Germany. *Catena* 39, pp. 53-68.

Meissner, R., Guhr, H., Rupp, H., Seeger, J., Spott, D. (1994): Schwermetallbelastung von Böden und Elbsedimenten in ausgewählten Gebieten Ostdeutschlands, *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*, 35, S. 1 - 9, Paul Parey.

Meyer, H., Miehlich, G. (1983): Einfluss periodischer Hochwässer auf Genese, Verbreitung und Standorteigenschaften der Böden in der Pevestorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). *Abh. Naturwiss. Verein Hamburg* 25, S. 41-73.

Middelkoop, H. (1997): Embanked floodplains in the Netherlands. Geomorphological evolution over various time scales. *Nederlandse Geografische Studies* 224, 341 S.

Middelkoop, H. (2000): Heavy-metal pollution of the river Rhine and Meuse floodplains in the Netherlands. *Netherlands Journal of Geosciences* 79 (4), pp. 411-428.

Miehlich, G. (1983): Schwermetallanreicherung in Böden und Pflanzen der Pevestorfer Elbaue. Abh. Naturwiss. Verein Hamburg 25, S. 75-89.

Michalsen, G. D. (1726): Carte-von der Situation der Elbe. Niedersächsisches Hauptstaatsarchiv Hannover, Kartenabteilung, Sign. (31d/15pg).

Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Niedersachsens (2010): Flussfisch-Monitoring zur Ermittlung der Schadstoffbelastung von Fischen in Niedersachsen, 8 S.

Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalts (2010): Hochwasserschutzkonzeption des Landes Sachsen-Anhalt bis 2020. 101 S.

Naumann, S., Schriever, S., Möhling, M., Hansen, O., Gölz, E. (2003): Bedeutung der Nebenflüsse zum Feststoffhaushalt der Elbe. Band 1, BfG Bericht 1382, 234 S.

Naumann, S. Gölz, E. (2015): Fest- und Schwebstoffhaushalt. In Kofalk, S., Scholten, M., Faulhaber, P., Baufeld, R., Kleinwächter, M., Kühlborn, J.: Struktur und Dynamik der Elbe. Doppelband 2/3 Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft. Weißensee Verlag, S. 66-91.

„Oka-Elbe“: "Wirkung von Hochwasserereignissen auf die Schadstoffbelastung von Auen und kulturwirtschaftlich genutzten Böden im Überschwemmungsbereich von Oka und Elbe", Laufzeit 01.03.1996 bis 28.02.1999, BMBF, FKZ 02 WT 9617/0.

Pardé, M. (1947): Fleuves et Rivières. Colin, Paris, 224 S.

Pepelnik, R., Niedergesäß R., Erbslöh, B., Aulinger, A., Prange, A. (2004): Längsprofiluntersuchungen zur Beurteilung von Auswirkungen des Hochwassers vom August 2002 auf die Wasser- und Sedimentqualität der Elbe. In: Geller, W., Ockenfeld, K., Böhme, M., Knöchel, A. (Hrsg.): Schadstoffbelastung nach dem Elbe Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-Hoc-Verbundprojektes: 82-100.

„Phytoremediation“: Phytoremediation von kontaminierten Auenböden im Wolga-Einzugsgebiet. BMBF, Laufzeit 2007-2010, FKZ: 02WT0869.

Plum, N. M. (2005): Terrestrial invertebrates in flooded grassland: a literature review. Wetlands 25 (3), pp. 721-737.

Prange, A., Bössow, E., Erbslöh, B., Jablonski, R., Jantzen, E., Krause, P., Krüger, F., Leonhard, P., Niedergesäß, R., Pepelnik, R., Schäfer, A., Schirmacher, M., v. Tümpling, jr. W. (1997): Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung, Abschlussbericht, GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Band 3/3, ISBN 3-00-003186-3, 405 S.

Projektgruppe Rahmenkonzept der Biosphärenreservatsverwaltungen (2006): Rahmenkonzept für das länderübergreifende UNESCO-Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe. 152 S.

„RAMWASS“: Integrated Decision Support System for Risk Assessment and Management of the Water Sediment Soil System at river basin scale in fluvial ecosystems. EU-Projekt, 2006-2009, contract nr. 037081.

Richtlinie 2000/60/EG – **Wasserrahmenrichtlinie** – des Europäischen Rates und der Kommission zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Union, L327/1.

Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates über **unerwünschte Stoffe in der Tierernährung**. Amtsblatt der Europäischen Union, L 140/10.

Richtlinie 2006/13/EG der Kommission zur Änderung der Anhänge I und II der Richtlinie 2002/32/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über **unerwünschte Stoffe in Futtermitteln in Bezug auf Dioxine** und dioxinähnliche PCB. Amtsblatt der Europäischen Union, L32/44.

Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über **Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik** und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG, Amtsblatt der Europäischen Union, L384/84.

Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Palaments und des Rates zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf **prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik**, Amtsblatt der Europäischen Union, L226/1.

„RIMAX“: Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse, Teilprojekt „SARISK“ - Entwicklung eines Schadstoffausbreitungsmodells zur stoffbezogenen Risikoanalyse und -bewertung extremer Hochwasserereignisse am Beispiel des Landkreises und der Stadt Bitterfeld. BMBF, Laufzeit 2006-2009, PTJ 0330690 A-D.

Rinklebe, J., Overesch, M., Stubbe, A., Neue, H.-U. (2005): Gefahrenabschätzung für Grundwasser und Nutzpflanzen bei erhöhten Gehalten von Cadmium, Kupfer, Chrom, Nickel, Blei, Quecksilber und Arsen in Auenböden der Elbe. Abschlussbericht, gefördert durch Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt sowie des Landesamtes für Umweltschutz in Sachsen-Anhalt. 282 S.

Rinklebe, J., Langer, U. (2006): Microbial diversity in three floodplain soils at the Elbe River (Germany). *Soil Biology & Biochemistry* 38. Pp. 2144-2151.

Rinklebe, J., During, A., Overesch, M., Wennrich, R., Stärk, H.-J., Mothes, S., Neue, H.-U. (2009): Optimization of a simple field method to determine mercury volatilization from soils – Examples of 13 sites in floodplain ecosystems at the Elbe River (Germany). *Ecological Engineering* 35, pp. 319-328.

Römbke, J., Jänsch, S., Schallnaß, H.-J., Terytze, K. (2006): Bodenwerte für den Pfad „Boden-Bodenorganismen“ für 19 Schadstoffe. *Bodenschutz* 4, S. 112-116.

Rommel, J. (2000): Laufentwicklung der deutschen Elbe bis Geesthacht seit ca. 1600. I. A, der Bundesanstalt für Gewässerkunde. 61 S.

Rommel, J. (2010): Aspekte der Ufer- und Vorlandhöhenänderung entlang der freifließenden deutschen Elbe. Bericht im Auftrag der Bundesanstalt für Wasserbau. 255 S.

Rupp, H., Krüger, F., Büttner, O., Kunert, M., Meissner, R., Witter, B., Muhs, K., Friese, K. (2001): Wirkung von Hochwasserereignissen auf die Schadstoffbelastung von Auen und kulturwirtschaftlich genutzten Böden im Überschwemmungsbereich von Oka und Elbe. Abschlussbericht des BMBF-Forschungsvorhabens FKZ 02 WT 9617/0, 209 S.

Rupp, H., Bolze, S. (2007-2010): Unveröffentlichte Daten über Hochfluteintrag bei Schönberg Deich, Falkenberg.

Saucke, U., Brauns, J. (2002): Stromtalgeschichte und Flussgeologie im deutschen Elbegebiet. In Hrsg. Nestmann, F., Büchele, B.: Morphodynamik der Elbe. Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes, S. 23-30.

Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperdius, H., Born, W., Henle, K. (2010): Bewertung von Ökosystemfunktionen in Flussauen in Deutschland. In: Epple, C., Korn, H., Kraus, K., J. Stadler (Berb.): Biologische Vielfalt und Klimawandel. BfN-Skripten 274, 26-28.

Scholz, M. & Rupp, H. (2006-2013): Unveröffentlichte Daten zur Deichrückverlegung Roßlau, UFZ-Leipzig, Falkenberg.

Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperdius, H., Born, W., Henle, K. (2012): Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt, Heft 124, 257 S.

Schudoma, D., Schröter-Kermani, C. (2013): Ableitung von Umweltqualitätsnormen für Biota und erste Einordnung anhand von Ergebnissen der Umweltprobenbank. In BfG (Hrsg.): Bioakkumulation in aquatischen Systemen: Methoden, Monitoring, Bewertung. BfG-Veranstaltungen 7/13, S. 11-20.

Schulz, A. J., Wiesmüller, T., Appuhn, H., Stehr, D., Severin, K., Landmann, D., Kamphues, J. (2004): Dioxin concentration in milk, faeces and tissues of cows related to feed contamination. Organohalogen compounds, Vol. 66, pp 2027-2034.

Schulz, A. J., Wiesmüller, T., Appuhn, H., Stehr, D., Severin, K., Landmann, D., Kamphues, J. (2005): Dioxin concentration in milk and tissues of cows and sheep related to feed and soil contamination. Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition 89, pp. 72-78.

Schulz, J., Schneider, J., Kues, J.W., Prehn, H.-J. (1993): Niedersächsischer Untersuchungsbericht zur Bodenbelastung durch Dioxine im Überschwemmungsbereich der Elbe, Teil I und II. Unveröffentlichter Bericht des Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Hannover.

Schulz-Zunkel, C., Krüger, F. (2009): Trace metal dynamics in floodplain soils of the River Elbe: A Review. J. Environ. Qual. 38, 1349-1362.

Schulz-Zunkel, C., Scholz, M., Kasperdius, H., Krüger, F., Natho, S., Venohr, M. (2012): Nährstoffrückhalt. In: Scholz, M., Mehl, D., Schulz-Zunkel, C., Kasperdius, H., Born, W., Henle, K.: Ökosystemfunktionen von Flussauen. Naturschutz und Biologische Vielfalt 124, 48-72.

Schwandt, D., Hübner, G., Claus, E., Heininger, P. (2014): Die hochwasserinduzierte Remobilisierung von Altsedimenten. In BfG: Fachbeiträge zum Sedimentmanagementkonzept Elbe. BfG Mitteilungen 30, 142-155.

Schwartz, R., Duwe, J., Gröngroft, A. (1997): Einsatz von Kunstrasenmatten als Sedimentfallen zur Bestimmung des partikulären Stoffeintrages in Auen und Marschen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 85-I, 353-357.

Schwartz, R. (2001): Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung. Dissertation, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten 48, 391 S.

Schwartz, R., Kozerski, H.P. (2003): Entry and deposits of suspended particulate matter in groyne fields in the Middle Elbe and its ecological relevance. Acta hydrochimica et hydrobiologica, 31 (2-5), p. 391-399.

Schwartz, R. (2006): Geochemical characterisation and erosion stability of fine-grained groyne field sediments of the Middle Elbe River. Acta hydrochim. hydrobiol. 34, 223-233.

Severin, K., von Haaren J., Heuer, H.J., Schneider, J., Kamphues, J., Schulz, J. (2003): Ermittlung der Belastung von Boden und Aufwuchs mit polychlorierten Dibenzop-Dioxinen und polychlorierten Dibenzofuranen sowie Schwermetallen in den Überschwemmungsflächen der Elbtalauen und in weiteren niedersächsischen Flussauen. Unveröffentlichter Bericht der Landwirtschaftskammer Hannover.

Simon, M., Kurik, P. (2006): Historische Entwicklung der Wasserstandsvorhersage an der Elbe. In BfG (Hrsg.): Wasserstands- und Abflussvorhersagen im Elbegebiet. BfG-Veranstaltungen 2-2006, S. 5-17.

Stachel, B., Götz, R., Herrmann, T., Krüger, F., Knoth, W., Pöpke, O., Rauhut, U., Reincke, H., Schwartz, R., Steeg, E., Uhlig, S. (2004): The Elbe flood in August 2002 – occurrence of polychlorinated dibenzop-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/F) and dioxin like PCB in suspended particulate matter (SPM), sediment and fish. Water Science and Technology, Vol. 50, No 5, pp 309-316.

Stachel, B., Christoph, E.H., Götz, R., Herrmann, T., Krüger, F., Kühn, T., Lay, J., Löffler, J., Pöpke, O., Reincke, H., Schröter-Kermani, C., Schwartz, R., Steeg, E., Stehr, D., Uhlig, S., Umlauf, G. (2006): Contamination of the alluvial plain, feeding-stuffs and foodstuffs with polychlorinated dibenzop-dioxins, polychlorinated dibenzofurans (PCDD/Fs), dioxin-like polychlorinated biphenyls (DL-PCBs) and mercury from the River Elbe in the light of the flood event in August 2002. Science of the Total Environment 364, 96-112.

Stachel, B., Christoph, E.-H., Götz, R., Herrmann, T., Krüger, F., Kühn, T., Lay, J., Löffler, J., Pöpke, O., Reincke, H., Schröter-Kermani, C., Schwartz, R., Steeg, E., Stehr, D., Uhlig, S., Umlauf, G. (2007): Dioxins and dioxin-like PCBs in different fish from the river Elbe and its tributaries, Germany. *Journals of Hazardous Materials* 148, pp. 199-209.

Stachel, B., Mariani, G., Umlauf, G., Götz, R. (2011): Dioxine und PCBs in Feststoffen aus der Elbe, ihren Nebenflüssen und der Nordsee (Längsprofilaufnahme 2008). Bericht der Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 104 S.

Stein, C., Malitz, G. (2013): Das Hochwasser an Elbe und Donau im Juni 2013. Bericht des Deutschen Wetterdienstes 242, 40 S.

Svoboda, J. (Hrsg.) (1966): Regional Geology of Czechoslovakia. Part I. The Bohemian Massif. Geological Survey of Czechoslovakia, Prag, 668 S.

Szalai, Z. (2007): Effects of channelization on the sediment quality of the Danube and Tisza Rivers, Hungary. *Geogr. Fis. Dinam. Quat.* 30, 249-254.

“TERENO”: TERrestrial ENvironmental Observatories als Initiative der Helmholtz-Gemeinschaft, Forschungsplattform MittelElbe - eine interdisziplinäre Forschungsplattform für Flussauenökologie in der Mittleren Elbe, seit 2008.

Tischer, S. (2010): Regenwürmer als Akkumulationsindikatoren für Schwermetalle. Tagungsbeitrag zu: Boden und Standortqualität – Bioindikation mit Regenwürmern, Online Publikation der Deutschen bodenkundlichen Gesellschaft.

Uhlig, S. (2004): Statistische Analyse der Schadstoffbelastung in der Elbe während und nach der Flut im Sommer 2002. Unveröffentlichter Bericht im Auftrag der Wassergütestelle Elbe, 161 S.

Uhlig, S., Eichler, S. (2011): Inwieweit sind die Ergebnisse von statistischen Methoden zur Analyse von Dioxinen belastbar? Unveröffentlichte Kurzfassung, 6 S.

Umlauf, G., Bidoglio, G., Christoph, E.H., Kampheus, J., Krüger, F., Landmann, D., Schulz, A.J., Schwartz, R., Severin, K., Stachel, B., Stehr, D. (2005): The situation of PCDD/Fs and dioxin like PCBs after the flooding of River Elbe and Mulde in 2002. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 33, 5, 543-554.

Urban, B., Brenner-Herrenbrück, C., Heins, A.-M. (2001): Untersuchungen zu nachhaltiger Bodennutzung und zum Grundwasserschutz im niedersächsischen Elbetal. In: Leitbilder des Naturschutzes und deren Umsetzung mit der Landwirtschaft. Synthesebericht des Forschungsvorhabens, Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Suderburg. 212 S.

Urban, B., Krüger, F., Weniger, T., Prüter, J., Keienburg, T., Lang, F., Graf, M. (2011): Auenböden der Elbe als Archiv für die Stoffdynamik im Einzugsgebiet. *DBG Exkursionsführer*, S. 41-58.

Vollmer, S., Schriever, S. (2005): Feststoffhaushalt der Elbe. In BfG: Feststoffhaushalt und Sedimentbewirtschaftung – anthropogene Steuerung natürlicher Prozesse. BfG Veranstaltungen 4/2005, S.25-36.

Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission zur Festsetzung der **Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln**. EU-Kontaminantenverordnung, Amtsblatt der Europäischen Union, 364/5.

Verordnung (EG) Nr. 1259/2011 der Kommission zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 hinsichtlich der **Höchstgehalte für Dioxine, dioxinähnliche PCB und nicht dioxinähnliche PCB in Lebensmitteln**, L320/18.

Von Haaren, J., Streun, M., Urban, B., Evers, M., Brock, J., Rubach, H. (2006): Auswirkungen anorganischer Stoffeinträge auf die landwirtschaftliche Nutzung in den Hochwasser beeinflussten Auenbereichen der niedersächsischen Elbe. Technical Report EU-Project FLOWS, Uelzen und Suderburg.

Von Tümpling, W., Lobe, I. (2004-2008): Unveröffentlichte Daten über Hochflutsedimente, gewonnen während des AQUATERRA-Projektes.

Von Tümpling, W., Baborowski, M., Böhme, M., Büttner, O., Rode, M. (2005-2009): Unveröffentlichte Daten über Hochflutsedimente, gewonnen während des RIMAX-Projektes.

Walling, D. E., Owens, P. N., Carter, J., Leeks, G. J. L., Lewis, S., Meharg, A. A., Wright, J. (2003): Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. *Applied Geochemistry* 18, pp. 195-220.

Wallschläger, D., Desai, M. V. M., Wilken, R.-D. (1996a): The Role of Humic Substances in the Aqueous Mobilization of Mercury from Contaminated Floodplain Soils. *Water, Air and Soil Pollution* 90, pp. 507-520.

Wallschläger, D., Hintelmann, H., Evans, R. D., Wilken, R.-D. (1996b): Volatilization of Dimethylmercury and elemental Mercury from River Elbe Floodplain Soils. *Water, Air, and Soil Pollution* 80, pp. 1325-1329.

Wechsung, F., Hanspach, A., Hattermann, F., Werner, P. C., Gerstengarbe, F.-W. (2006): Klima- und anthropogene Wirkungen auf den Niedrigwasserabfluss der Mittleren Elbe: Konsequenzen für Unterhaltungsziele und Ausbaunutzen. PIK-Report, 50 S.

Weigmann, G., Schumann, M. (1999): Bodentypen und Schwermetallbelastung von Böden, Pflanzen und Bodentieren in Überschwemmungsgebieten des Unteren Odertales. In: Dohle/Bornkamp/Weigmann (Hrsg.): *Das Untere Odertal. Limnologie aktuell. Band/Vol. 9*, S.23-38.

Weniger, T. (2010): Untersuchungen zur Auenbodenentwicklung und zu ausgewählten Standorteigenschaften in der Mäanderschleife Wehningen. Diplomarbeit Universität Lüneburg, 109 S.

Wilken, R.-D., Fanger, H.-U., Guhr, H. (1994): Ergebnisse der Hochwassermessungen 1993/1994. In: Guhr, H., Prange, A., Puncochar, P., Wilken, R.-D., Büttner, O. (Hrsg.): Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie, 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Verlagsgesellschaft, 125-135.

Wijnhoven, S., Thonon, I., van der Velde, G., Leuven, R., Zorn, M., Eijsackers, H., Smits, T. (2006): The Impact of Bioturbation by small Mammals on Heavy Metal Redistribution in an embanked Floodplain of the River Rhine. *Water, Air, and Soil Pollution* 177, 183-210.

Wirtz, C. (2004): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Bühnenfeldern der unteren Mittel-Elbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung. Dissertation der Freien Universität Berlin, 269 S.

Witter, B., Francke, W., Franke, S., Knauth, H.-D., Miehl, G. (1998): Distribution and mobility of organic micropollutants in river Elbe floodplains. *Chemosphere* 37, 63-78.

Witter, B., Winkler, M., Friese, K. (2003): Depth distribution of chlorinated and polycyclic aromatic hydrocarbons in floodplain soils of the River Elbe. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 31, 4-5, pp. 411-422.

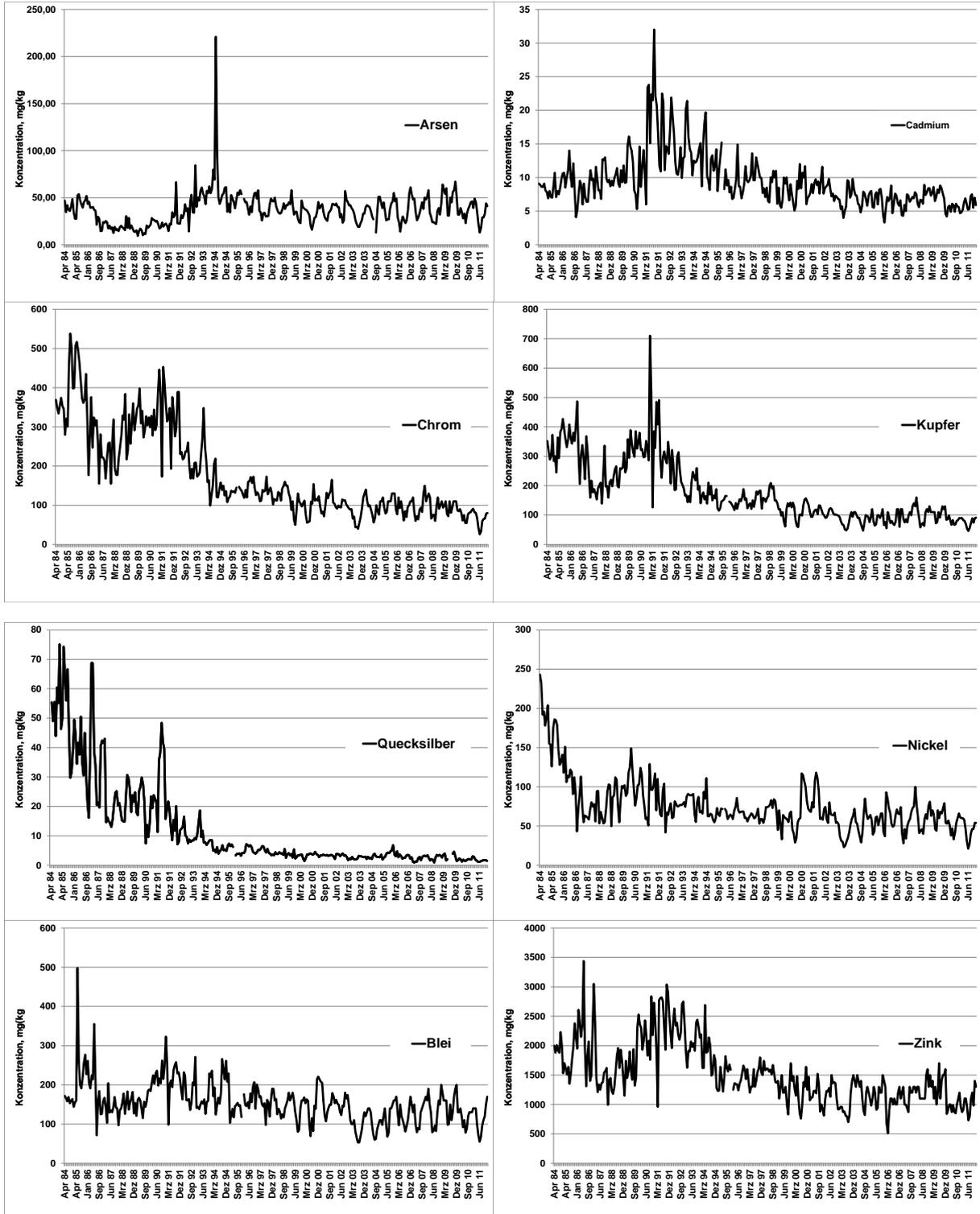
Zachmann, D. W., van der Veen, A., Friese, K. (2013): Floodplain lakes as an archive for metal pollution in the River Elbe (Germany) during the 20th century. *Applied Geochemistry* 35, pp. 14-27.

Zhao, Y., Marriott, S., Rogers, J., Iwugo, K. (1999): A preliminary study of heavy metal distribution on the floodplain of the River Severn, UK by a single flood event. *The Science of the total Environment* 243/244, pp. 219-231.

Anhang

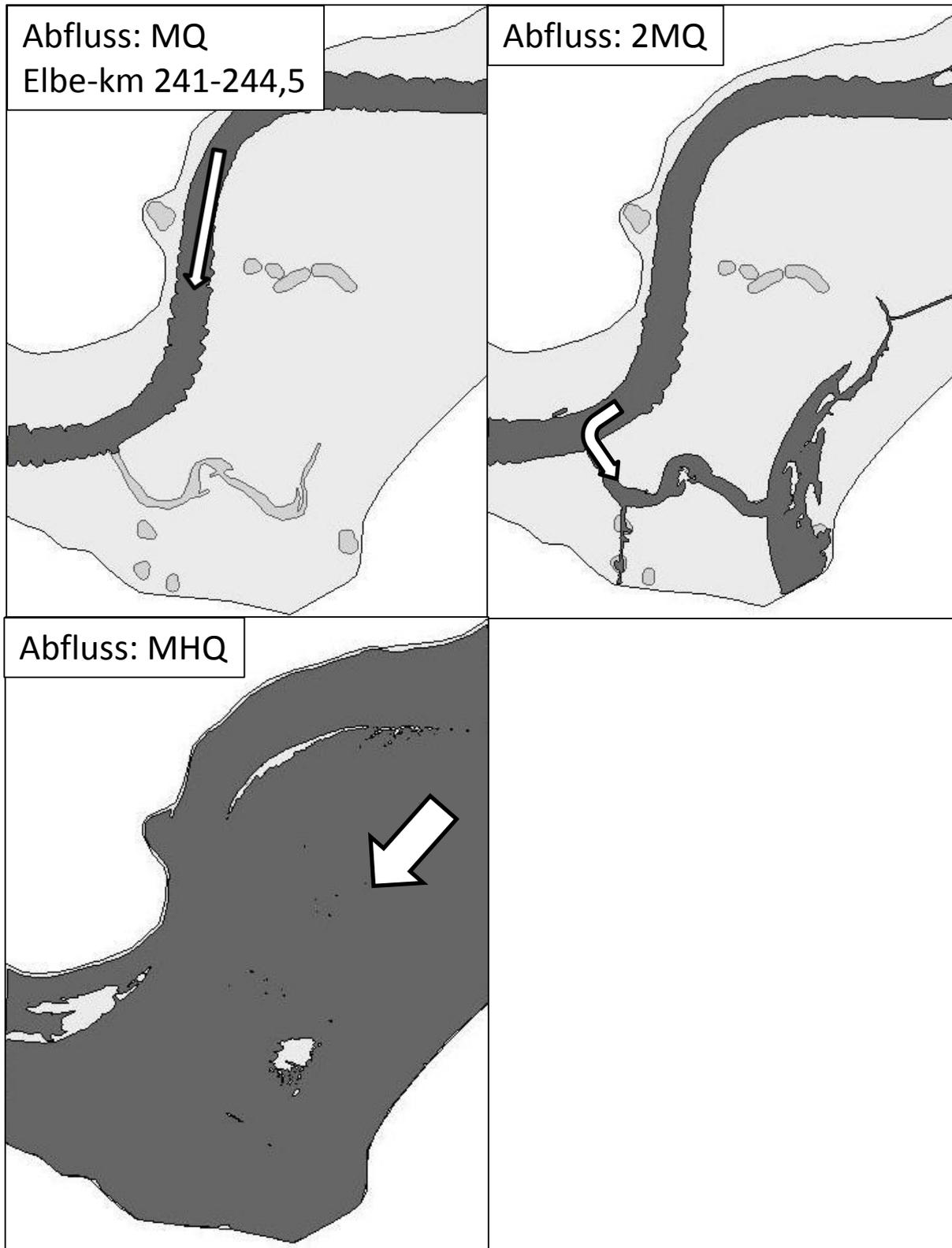
Anhang 1

Zeitliche Belastungsentwicklung zwischen 1984 und 2011 von Monatsmischproben der FGG-Mesststelle Schnackenburg für Schwermetalle und Arsen.

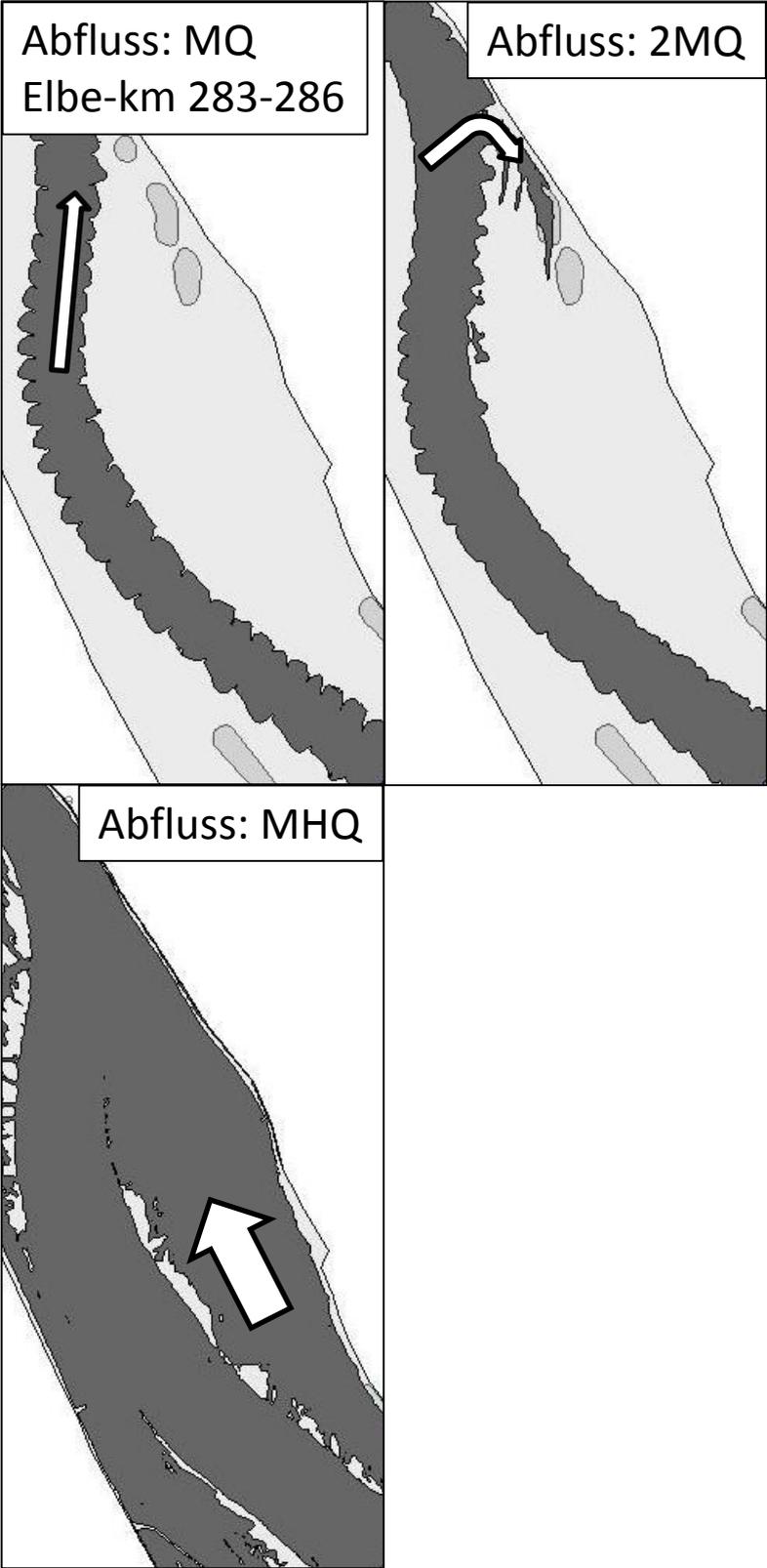


Anhang 2

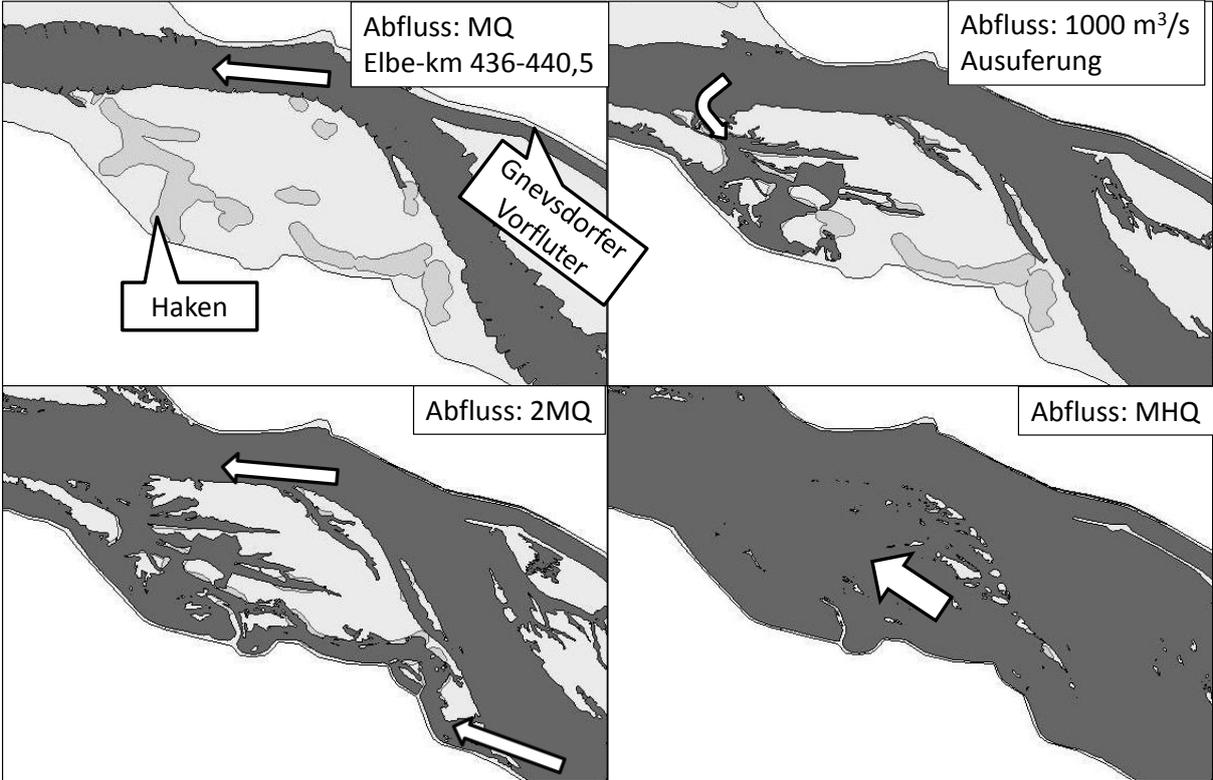
Überlutungsszenarien zwischen Elbe 241-244,5 („Wörlitz“), ermittelt mit FLYS (BfG).



Überflutungsszenarien zwischen Elbe-km 283-286 („Steckby“), ermittelt mit FLYS (BfG).

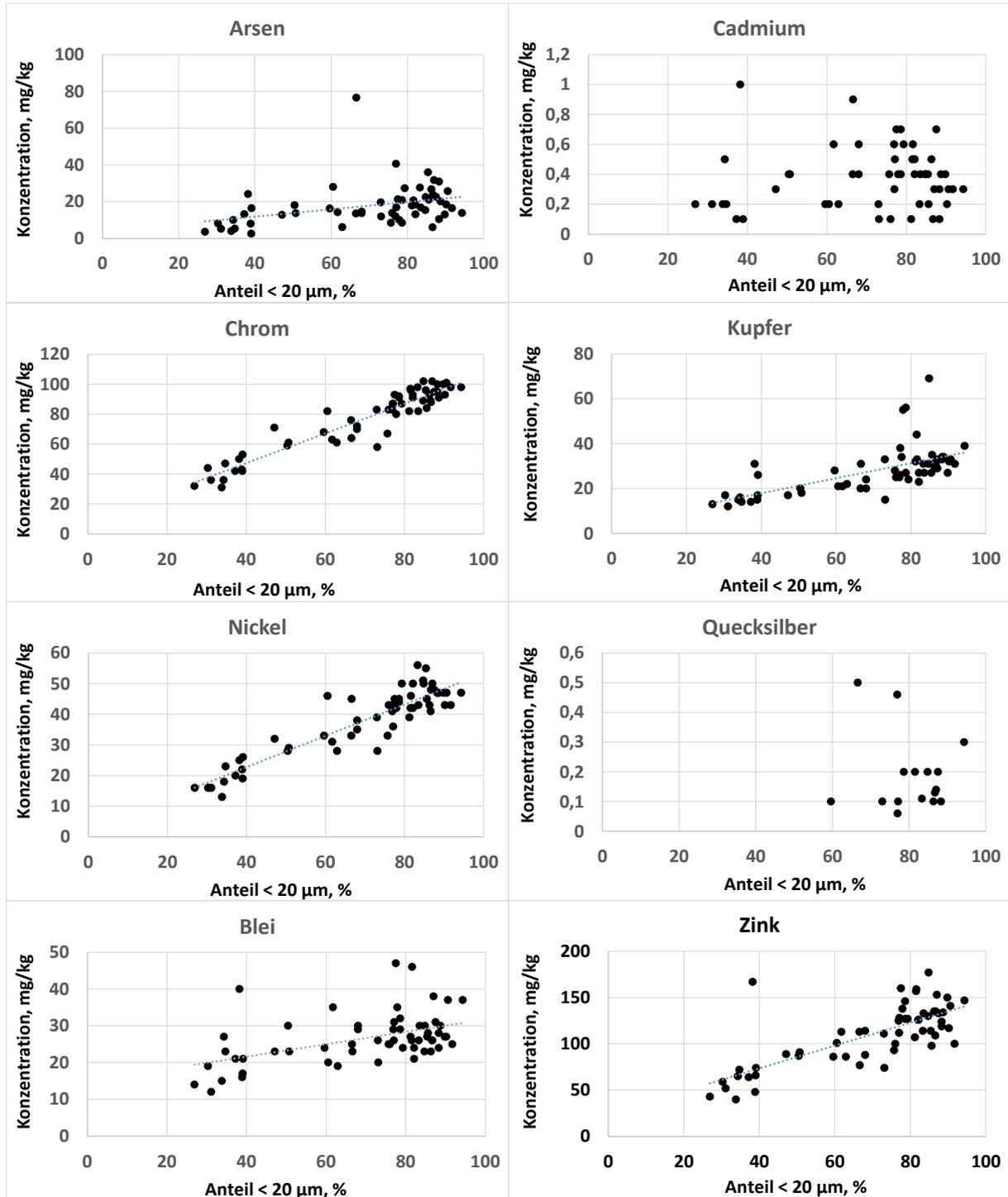


Überflutungsszenarien zwischen Elbe-km 436-440,5 („Schönberg Deich“), ermittelt mit FLYS (BfG).



Anhang 3

Zusammenhänge von Stoffkonzentration und Kornzusammensetzung für ausgewählte Schwermetalle und Arsen, abgeleitet aus Unterböden der unteren Mittelelbe (Krüger et al. 1999).



Anhang 4

Standortinformationen, Sedimenteinträge und Kornanalysen von Hochflutsedimenten an der **mittleren Mittelelbe**, FHW: Frühjahrshochwasser, SHW: Sommerhochwasser, WHW: Winterhochwasser (Friese et al. 2000, Krüger et al. 2005, Von Tümpling & Lobe 2004-2008, Scholz & Rupp 2006-2013, Kleefisch 2006, Von Tümpling et al. 2004-2008, Büttner et al. 2006, Baborowski et al. 2007a & 2007b, Rupp & Bolze 2007-2010, Krüger & Urban 2009, Krüger & Urban 2009-2013, Krüger 2012).

Nr.	Standort	Region	GK_R	GK_H	km	Morphologie	Vegetation
1	DOM_HFS04	Dommitzsch	4563743	5724133	170	Flutrinne	Grünland
2	WOE_HFS_01	Woerlitz	4526843	5747578	242	Ufer	Grünland
3	WOE_HFS_02	Woerlitz	4526648	5747180	242,5	Flutrinne	Röhricht
4	Ros_HFS_75	Rosslau	4518219	5749578	255,5	Flutrinne	Grünland
5	Ros_HFS_76	Rosslau	4518269	5749439	255,5	Ufer	Grünland
6	Ros_HFS_90	Rosslau	4517867	5750039	256,3	Rückdeichung	Grünland
7	Ros_HFS_87	Rosslau	4518721	5750107	256,3	Rückdeichung	Grünland
8	Ros_HFS_78	Rosslau	4517508	5749716	256,3	Ufer	Grünland
9	STE_HFS01	Steckby	4498221	5753744	285	Flutrinne	Grünland
10	STE_HFS02	Steckby	4497999	5753773	285	Ufer	Röhricht
11	BW_3	Biberwerder	4495225	5756875	289	Plateau	Grünland
12	BW_4	Biberwerder	4495287	5756921	289	Flutrinne	Grünland
13	BW_1	Biberwerder	4494606	5757365	290	Ufer* zur alten Elbe	Wald
14	BW_2	Biberwerder	4494657	5757339	290	Plateau	Wald

Nr.	Distanz zur Elbe, m	Höhe MW, m	FHW 2003 g/m ²	FHW 04_1 g/m ²	FHW 04_2 g/m ²	WHW 04 g/m ²	FHW 05_März g/m ²	FHW 05_April g/m ²	FHW 2006 g/m ²
			928	k.A.	k.A.	k.A.	1376	1973	3212
1	94,7	2,743	110						
2	61	2,2							1320
3	195	-0,44							
4	247	-0,35							
5	140	0,54							
6	544	-0,44							
7	943	0,25							
8	130	0,24							
9	260,0	2		10					
10	40	1,2700	72						
11	160	3						707	1398
12	100	0,7000						571	582
13	30	2,2					1989	2383	1727
14	113	3,7							2234

Fortsetzung 1, Sedimenteinträge der **mittleren Mittelelbe** und Kornanalysen

Nr.	SHW_2006_2	FHW 07	FHW 2008	FHW 2008_2	FHW 08_3	FHW 2009	FHW 2010	FHW 2011
	967	858	k.A.	k.A.	1038	k.A.	1247	2738
	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2
1								
2								1302
3		33					24	213
4					133			
5					512			
6							29	83
7							13	35
8							1354	2360
9							238	181
10							1394	1117
11								
12		57						
13								
14								

Kornanalysen von Hochflutsedimenten an der **mittleren Mittelelbe**

Standort	HW-Ereignis	Ton	Schluff	Sand	< 20 µm
		%	%	%	%
BW_1	FHW_05_3	13	63	24	56
BW_1	FHW_05_4	10	71	19	52
BW_1	FHW_06	13	48	40	44
BW_2	FHW_06	7	21	72	18
BW_3	FHW_05_4	10	71	20	39
BW_3	FHW_06	7	64	29	35
BW_4	FHW_05_4	7	64	29	43
BW_4	FHW_06	3	31	66	16
BW_4	FHW_07	9	63	28	35

Fortsetzung 2, Standortinformationen, Sedimenteinträge der **unteren Mittelelbe** und Kornanalysen

Nr	Standort	Region	GK_R	GK_H	km	Morphologie	Vegetation
15	SAN_HFS_1	Sandau	4502414	5851565	417,3	Flutrinne	Röhricht
16	SAN_HFS_2	Sandau	4502436	5851567	417,3	Plateau	Grünland
17	HAV_HFS02	Havelberg	4503003	5856748	423	Ufer	Grünland
18	SD-HFS_NK	Schönberg Deich	k.A.	k.A.	437	Deichfuß	Grünland
19	SD-HFS1	Schönberg Deich	4490084	5863918	438	Ufer, Gleithang	Grünland
20	SD-HFS2	Schönberg Deich	4490269	5863785	438	Ebene	Grünland
21	SD-HFS3	Schönberg Deich	4490560	5863696	438	Flutrinne	Grünland
22	SD-42	Schönberg Deich	4491396	5863703	438	Flutrinne	Grünland
23	SD-HFS5	Schönberg Deich	4491398	5863708	438	Flutrinne	Grünland
24	SD-HFS6	Schönberg Deich	4491452	5863790	438	Flutrinne	Grünland
25	SD-HFS7	Schönberg Deich	4491072	5863939	438	Ufer, Gleithang	Röhricht
26	SD-HFS8	Schönberg Deich	4490948	5863047	438	Senke	Röhricht
27	SD-HFS9	Schönberg Deich	4490959	5863064	438	Plateau	Grünland
28	SD-HFS11	Schönberg Deich	4491296	5863557	438	Flutrinne	Grünland
29	SD-HFS13	Schönberg Deich	4491194	5863407	438	Flutrinne	Grünland
30	SD-HFS14	Schönberg Deich	4490313	5863179	438	Senke	Grünland
31	SD-HFS15	Schönberg Deich	4490289	5863307	438	Senke	Grünland
32	SD-HFS_Tief	Schönberg Deich	k.A.	k.A.	438	Senke	Grünland
33	SD-32	Schönberg Deich	4491231	5863524	438	Plateau	Grünland
34	SD-45	Schönberg Deich	4491419	5863737	438	Senke	Wald
35	SD-OB_1	Schönberg Deich	4491072,194	5863914,184	438	Ufer	Grünland
36	SD-OB_2	Schönberg Deich	4491000,243	5863804,146	438	Plateau	Grünland
37	SD-OB_3	Schönberg Deich	4490921,432	5863444,842	438	Flutrinne	Grünland
38	SD-OB_4	Schönberg Deich	4491149,711	5863686,506	438	Plateau	Grünland
39	SD-OB_5	Schönberg Deich	4491107,586	5863587,414	438	Flutrinne	Grünland
40	SD-OB_6	Schönberg Deich	4491071,83	5863459,656	438	Flutrinne	Grünland
41	SD-OB_7	Schönberg Deich	4491248,739	5863662,312	438	Plateau	Grünland
42	SD-OB_8	Schönberg Deich	4491200,703	5863478,426	438	Plateau	Grünland
43	SD-OB_9	Schönberg Deich	4491428,424	5863469,193	438	Plateau	Grünland
44	SD-OB_10	Schönberg Deich	4491415,636	5863354,022	438	Plateau	Grünland
45	LUE_HFS01	Lütgenwisch	4470411	5880299	476	Flutrinne	Grünland
46	LEN_LUE	Lenzen	4469662	5880401	476,9	Plateau/Ufer	Grünland
47	LEN_OH_3	Lenzen	4468729	5880129	477,7	Rückdeichung	Grünland
48	LEN_OH	Lenzen	4468157	5880242	478,3	Rückdeichung	Wald
49	LEN_OH_2	Lenzen	4468414	5880170	478,3	Rückdeichung	Anpflanzung
50	LEN_FD	Lenzen	4467533	5880987	479	Rückdeichung	Heister
51	LEN_EW	Lenzen	4465721	5881567	482	Rückdeichung	Hochwald
52	LEN_EW_2	Lenzen	4466077	5881759	482	Rückdeichung	Anpflanzung
53	LEN_EW_3	Lenzen	4465071	5882343	483	Rückdeichung	Grünland
54	LEN_US	Lenzen	4464648	5882743	483,3	Senke	Grünland
55	GOR_HFS01	Gorleben	4456431	5880041	492	Flutrinne	Grünland
56	Gri_HFS_01	Grippel	4453423	5883130	496,4	Ufer	Grünland
57	Weh_HFS_02	Wehningen	4443657	5893840	513,3	Senke	Grünland
58	Weh_HFS_06	Wehningen	4443796	5893396	513,3	Plateau	Grünland
59	Weh_HFS_03	Wehningen	4443178	5893616	513,8	Flutrinne	Grünland
60	Weh_HFS_04	Wehningen	4443024	5893985	513,8	Senke	Grünland
61	Weh_HFS_01	Wehningen	4442415	5893656	514	Ufer	Grünland
62	Weh_HFS_05	Wehningen	4442375	5893468	514	Ufer	Grünland
63	Rad_HFS_01	Radegast/Brackede	4414714	5914993	557	Ufer	Grünland
64	Rad_HFS_02	Radegast/WW	4410987	5915552	561,5	Senke	Grünland

Fortsetzung 3, Sedimenteinträge der **unteren Mittelelbe** und Kornanalysen

Nr	Distanz zur	Höhe	Hochwasserkürzel:	FHW 97	SHW 97	FHW 98, g/m ²	WHW 98/99	SHW 2002
			Q max, Neu Darchau, m ³ /s:	1900	1200		2500	3900
				g/m ²	g/m ²	g/m ²	g/m ²	g/m ²
15	163							
16	186							
17	50,5	0,822						
18	150	1					216	
19	25	0,4		3810	413	306	714	1485
20	135	0,5		230	21		904	
21	315	-0,3		798	65			
22	180	0,5		204	18		242	405
23	173	0,1		113	13		192	
24	60	0,3		973	76		967	
25	45	0,4		1607	29		1035	
26	944	-0,3		192	12		205	
27	905	1,1		152			243	
28	334	0,8		12				
29	518	0,9		5			183	
30	748	0,7		298	48		397	502
31	710	1,3					386	
32	620	0,2			530		817	
33	307	2,3						202
34	154	1,5						
35	80	1,07						
36	200	1,27						
37	540	0,6						
38	290	1,47						
39	400	0,53						
40	530	0,38						
41	270	1,11						
42	450	1,38						
43	300	1,46						
44	450	1,28						
45	411,2	0,62						
46	k.A.	1,3						
47	k.A.	1,06						
48	k.A.	0,71						
49	k.A.	0,92						
50	k.A.	0						
51	k.A.	0,74						
52	k.A.	0,12						
53	k.A.	0,93						
54	k.A.	1,76						
55	261,9	0,345						
56	80	1,4						
57	525	0,7						
58	233	2,25						
59	226	0,6						
60	555	0,6						
61	53	0,9						
62	37	1,7						
63	40	0,4						
64	229	1,12						

Fortsetzung 4, Sedimenteinträge der **unteren Mittelelbe** und Kornanalysen

Nr	FHW 2003	FHW 04_1	FHW 04_2	WHW 04	FHW 05_März	FHW 05_April	FHW 2006
	1390	1400	k .A.	k .A.	1860	2280	3590
	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2
15							
16							
17	86						
18		172					439
19	127	468	117	1030			
20							
21							
22	70	32				492	428
23							
24							41708
25							
26							
27							
28							
29							
30	78	200					
31							
32							
33						50	158
34						341	6294
35					167	402	
36					68	214	
37						580	
38					178	193	
39						280	
40						316	
41					18	207	
42					9	115	
43					176	149	
44					72	140	
45	86						
46							
47							
48							
49							
50							
51							
52							
53							
54							
55	60						
56							
57							
58							
59							
60							
61							
62							
63							
64							

Fortsetzung 5, Sedimenteinträge der **unteren Mittelelbe** und Kornanalysen

Nr	SHW_2006_2	FHW 07	FHW 2008	FHW 2008_2	FHW 08_3	FHW 2009	FHW 2010	FHW 2011
	1310	k.A.	k.A.	1370	1620	1940	1750	3590
15	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2	g/m2
16							19	348
17								
18	32			31				
19							915	3375
20								
21								
22	74	92		65	143	63	335	71
23								
24	207	213		128	136			
25								
26								
27								
28								
29								
30								
31								
32								
33								200,625
34				52	233			
35								
36								
37								
38								
39								
40								
41								
42								
43								
44								
45								
46							1148	
47							1631	
48							1656	
49							452	
50							228	
51							184	
52							567	
53							295	
54							12810	
55								
56		2090	340	452	617	969,7		
57				142	242	119		
58								754
59				48	213	220	171	
60				288	377		454	
61		2706	354	433	481	286	390	
62							1941	1679
63		223		508	1163			
64		47	663	400	627			

Fortsetzung 6, Sedimenteinträge der **unteren Mittelelbe** und Kornanalysen

Standort	HW-Ereignis	Ton	Schluff	Sand	< 20 µm	Schluff & Ton
		%	%	%	%	%
Gri_HFS_01	FHW_07	27	66	7	69	
Gri_HFS_01	FHW_2008_1	26	71	3	78	
Gri_HFS_01	FHW_2008_2	26	72	2	83	
Gri_HFS_01	FHW_2008_3	27	68	5	77	
LEN_EW	FHW_2010	11	56	33		
LEN_EW_2	FHW_2010	10	54	36		
LEN_EW_3	FHW_2010	7	58	35		
LEN_FD	FHW_2010	7	46	47		
LEN_LUE	FHW_2010	11	68	21		
LEN_OH	FHW_2010	14	80	7		
LEN_OH_2	FHW_2010	11	69	20		
LEN_OH_3	FHW_2010	5	76	20		
LEN_US	FHW_2010	5	13	82		
Rad_HFS_01	FHW_07	27	52	21	68	
Rad_HFS_01	FHW_2008_1	28	68	4	80	
Rad_HFS_01	FHW_2008_2	31	64	5	82	
Rad_HFS_01	FHW_2008_3	26	54	20	65	
Rad_HFS_02	FHW_07			6	89	
Rad_HFS_02	FHW_2008_2	38	59	3	83	
Rad_HFS_02	FHW_2008_3	32	61	7	76	
SD-32	FHW_06	9	66	25	40	
SD-42	FHW_05_4	14	61	25	53	
SD-42	SHW_06	4	45	50	18	
SD-42	FHW_06	9	51	39	37	
SD-42	FHW_07	10	55	35	34	
SD-42	FHW_1997			30		23
SD-45	FHW_05_4	9	59	32	38	
SD-45	FHW_06	10	37	53	29	
SD-HFS1	FHW_1997			63		37
SD-HFS2	FHW_1997			51		49
SD-HFS3	FHW_1997			15		85
SD-HFS5	FHW_1997			30		27
SD-HFS6	FHW_07	6	10	84	12	
SD-HFS6	FHW_1997			29		71
SD-HFS7	FHW_1997			28		72
SD-HFS8	FHW_1997			40		60
Weh_HFS_01	FHW_07	34	64	2	85	
Weh_HFS_01	FHW_2008_1	34	64	2	87	
Weh_HFS_01	FHW_2008_2	36	62	2	89	
Weh_HFS_01	FHW_2008_3	5	88	7	61	
Weh_HFS_02	FHW_2008_2	41	57	2	88	
Weh_HFS_02	FHW_2008_3	28	65	7	73	
Weh_HFS_03	FHW_2008_2			2	89	
Weh_HFS_03	FHW_2008_3	31	64	5	74	
Weh_HFS_04	FHW_2008_2	40	59	1	87	
Weh_HFS_04	FHW_2008_3	9	85	6	63	

Anhang 5

Standortparameter und Analysenergebnisse für Oberbodenprobennahmen in den aktiven Auen des Biosphärenreservates Niedersächsische Elbtalaue (Daten Krüger, Leuphana)

Nr.	Matrix	Ortschaft	Elbe-km	Transekt	Name	GK_Rechtswert	GK_Hochwert	Geländehöhe	Höhe	Distanz	Bodentyp
								mNN	m MW	m zur Elbe	
1	Oberbodenmischprobe	Alt Wendischthun	546	Transekt 1	AWE-T1-1	4419441	5906768	8,6	1,3	84	Nassgley
2	Oberbodenmischprobe		546		AWE-T1-2	4419386	5906732	8,3	1,0	147	Nassgley
3	Oberbodenmischprobe		546		AWE-T1-3	4419313	5906618	10,6	3,3	282	Paternia
4	Oberbodenmischprobe	Alt Wendischthun	548	Transekt 2	AWE-T2-1	4417274	5907211	8,7	1,6	196	Vega-Gley
5	Oberbodenmischprobe		548		AWE-T2-2	4417238	5907173	8,1	1,0	253	Auengley
6	Oberbodenmischprobe		548		AWE-T2-3	4417220	5907144	9,7	2,6	287	Vega
7	Oberbodenmischprobe	Gorleben	490,5	Transekt 1	GOR-T1-1	4457793	5880807	16,4	2,0	34	Gley-Paternia
8	Oberbodenmischprobe		490,5		GOR-T1-2	4457821	5880749	15,9	1,5	98	Auengley
9	Oberbodenmischprobe	Gorleben	492	Transekt 2	GOR-T2-1	4456442	5880122	16,3	2,1	145	Vega
10	Oberbodenmischprobe		492		GOR-T2-2	4456431	5880041	14,1	0,0	223	Nassgley
11	Oberbodenmischprobe	Grippel	496,4	Transekt 1	GR-T1-1	4453372	5883113	15,0	1,4	79	Nassgley
12	Oberbodenmischprobe		496,4		GR-T1-2	4453221	5882893	15,7	2,1	347	Gley-Vega
13	Oberbodenmischprobe		496,4		GR-T1-3	4453133	5882795	13,8	0,2	477	Nassgley
14	Oberbodenmischprobe		496,4		GR-T1-4	4453091	5882759	15,4	1,8	531	Vega-Gley
15	Oberbodenmischprobe	Jasebeck	514,8	Transekt 1	JA-T1-1	4442156	5892834	13,5	2,3	98	Gley-Vega
16	Oberbodenmischprobe		514,8		JA-T1-2	4442261	5892712	13,8	2,6	258	Vega
17	Oberbodenmischprobe		514,8		JA-T1-3	4442288	5892677	12,7	1,5	305	Auengley
18	Oberbodenmischprobe	Jasebeck	515,1	Transekt 2	JA-T2-1	4441916	5892558	12,8	1,7	106	Vega
19	Oberbodenmischprobe		515,1		JA-T2-2	4441923	5892551	12,5	1,3	116	Nassgley
20	Oberbodenmischprobe		515,1		JA-T2-3	4441976	5892506	14,0	2,9	185	Vega
21	Oberbodenmischprobe		515,1		JA-T2-4	4442007	5892477	12,3	1,2	228	Nassgley
22	Oberbodenmischprobe	Lauenburg	567,5	Transekt 1	LAU-T1-1	4405346	5915433	6,7	1,6	96	Vega
23	Oberbodenmischprobe		567,5		LAU-T1-2	4405347	5915465	5,5	0,5	128	Auengley
24	Oberbodenmischprobe	Neu Garge	543	Transekt 1	NGA-T1-1	4421256	5904547	8,7	1,1	210	Auengley
25	Oberbodenmischprobe		543		NGA-T1-2	4421359	5904533	9,9	2,2	309	Auengley
26	Oberbodenmischprobe		543		NGA-T1-3	4421607	5904446	10,8	3,2	563	Vega
27	Oberbodenmischprobe	Neu Garge	543,8	Transekt 2	NGA-T2-1	4421125	5905246	8,5	1,0	119	Anmoorgley
28	Oberbodenmischprobe		543,8		NGA-T2-2	4421155	5905274	9,4	1,9	154	Vega
29	Oberbodenmischprobe		543,8		NGA-T2-3	4421185	5905246	8,6	1,1	178	Anmoorgley
30	Oberbodenmischprobe		543,8		NGA-T2-4	4421296	5905274	9,4	1,8	291	Vega
31	Oberbodenmischprobe	Neu Garge	544,2	Transekt 3	NGA-T3-1	4421260	5905823	7,7	0,2	346	Nassgley
32	Oberbodenmischprobe		544,2		NGA-T3-2	4421314	5905802	9,8	2,3	400	Auengley
33	Oberbodenmischprobe		544,2		NGA-T3-3	4421477	5905761	8,4	0,9	566	Nassgley
34	Oberbodenmischprobe	Radegast	555,4	Transekt 1	RAD-T1-1A	4415640	5913536	7,2	1,0	128	Nassgley
35	Oberbodenmischprobe		555,4		RAD-T1-1	4415532	5913506	8,6	2,4	240	Vega
36	Oberbodenmischprobe		555,4		RAD-T1-2	4415411	5913495	7,3	1,1	360	Nassgley
37	Oberbodenmischprobe		555,4		RAD-T1-3	4415351	5913489	8,4	2,2	421	Vega
38	Oberbodenmischprobe	Brackede	557,1	Transekt 2	RAD-T2-1	4414706	5915006	6,5	0,4	40	Auengley
39	Oberbodenmischprobe		557,1		RAD-T2-2	4414670	5914981	8,1	2,0	87	Vega
40	Oberbodenmischprobe		557,1		RAD-T2-3	4414402	5914579	6,5	0,5	567	Nassgley
41	Oberbodenmischprobe	Wendewisch/Barförde	561,8	Transekt 3	RAD-T3-1	4411014	5915748	6,5	0,9	52	Nassgley
42	Oberbodenmischprobe		561,8		RAD-T3-2	4411012	5915724	7,3	1,7	77	Auengley
43	Oberbodenmischprobe		561,8		RAD-T3-3	4411002	5915617	7,9	2,4	184	Paternia
44	Oberbodenmischprobe		561,8		RAD-T3-4	4411002	5915573	6,7	1,1	229	Nassgley
45	Oberbodenmischprobe	Pommau	531,8	Transekt 1	POM-T1-1	4429800	5898403	10,7	1,7	140	Auengley
46	Oberbodenmischprobe		531,8		POM-T1-2	4429930	5898534	10,1	1,1	325	Nassgley
47	Oberbodenmischprobe	Schnackenburg	476,2	Transekt 1	SCH-T1-1	4469996	5879601	17,7	1,4	38,5	Nassgley
48	Oberbodenmischprobe		476,2		SCH-T1-2	4469890	5879652	17,8	1,5	156	Auengley
49	Oberbodenmischprobe	Schnackenburg	477,3	Transekt 2	SCH-T2-1	4468957	5879592	17,5	1,3	62	Auengley
50	Oberbodenmischprobe		477,3		SCH-T2-2	4469010	5879489	17,8	1,6	200	Auengley
51	Oberbodenmischprobe		477,3		SCH-T2-3	4469036	5879415	16,6	0,5	270	Auengley
52	Oberbodenmischprobe	Schnackenburg	477,9	Transekt 3	SCH-T3-1	4468470	5879315	16,7	0,6	70	Nassgley
53	Oberbodenmischprobe		477,9		SCH-T3-2	4468505	5879270	17,8	1,7	129	Auengley
54	Oberbodenmischprobe		477,9		SCH-T3-3	4468509	5879217	16,9	0,8	175	Nassgley
55	Oberbodenmischprobe	Sassendorf	567,2	Transekt 1	SAS-T1-1	4405450	5914833	6,8	1,7	155	Vega
56	Oberbodenmischprobe		567,2		SAS-T1-2	4405459	5914758	5,5	0,5	231	Auengley
57	Oberbodenmischprobe		567,2		SAS-T1-3	4405455	5914712	5,5	0,4	278	Nassgley
58	Oberbodenmischprobe	Wehningen	513,3	Transekt 1	WEH-T1-1	4443601	5893468	13,9	2,5	206	Vega
59	Oberbodenmischprobe		513,3		WEH-T1-2	4443676	5893598	13,2	1,8	355	Gley-Vega
60	Oberbodenmischprobe		513,3		WEH-T1-3	4443717	5893663	12,2	0,7	430	Anmmmoorgley
61	Oberbodenmischprobe		513,3		WEH-T1-4	4443765	5893744	12,1	0,7	525	Anmoorgley
62	Oberbodenmischprobe	Wehningen	513,8	Transekt 2	WEH-T2-1	4443059	5893548	13,0	1,6	102	Vega
63	Oberbodenmischprobe		513,8		WEH-T2-2	4443083	5893673	11,9	0,6	226	Anmmmoorgley
64	Oberbodenmischprobe		513,8		WEH-T2-3	4443080	5893723	14,2	2,8	277	Paternia
65	Oberbodenmischprobe		513,8		WEH-T2-4	4443098	5893861	12,6	1,3	416	Anmoorgley
66	Oberbodenmischprobe		513,8		WEH-T2-5	4443109	5894000	11,9	0,6	555	Anmoorgley

Standortparameter und Analyseergebnisse für Oberbodenprobennahmen in den aktiven Auen des Biosphärenreservates Niedersächsische Elbtalau- Fortsetzung.

Nr.	Probentiefe	pH	N	C org.	C/N	Ton	Schluff	Sand	< 20 µm	Bodenart	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Pb/Zn
		CaCl2	%	%		5	5	5	5		mg/kg								
1	0 - 10	5,89	0,6	7,0	11,7	32	48	20	66	Lt2	70	8,6	127	192	10,8	54	167	948	0,18
2	0 - 10	5,41	0,6	7,1	11,8	27	38	35	54	Lt2	63	6,3	128	171	10,9	43	169	636	0,27
3	0 - 10	5,26	0,1	0,9	11,1	3	4	93	5	fS	12	0,5	35	9	0,1	11	41	134	0,31
4	0 - 10	5,78	0,5	6,7	12,3	31	50	19	66	Tu3	91	10,1	137	223	13,8	55	214	1018	0,21
5	0 - 10	5,56	0,5	5,9	10,8	28	38	34	55	Lt2	40	6,2	112	150	7,8	45	140	730	0,19
6	0 - 10	5,74	0,4	4,2	11,0	16	22	62	29	Sl4	26	3,1	63	66	2,8	25	98	406	0,24
7	0 - 10	6,77	0,5	7,0	14,1	18	32	50	39	Ls3	42	4,9	82	113	5,7	41	115	781	0,15
8	0 - 10	6,61	0,6	7,5	12,6	30	50	20	64	Tu3	53	8,3	129	200	10,6	58	158	1033	0,15
9	0 - 10	5,41	0,4	4,4	11,5	22	33	45	43	Ls3	54	4,7	83	111	5,0	36	133	538	0,25
10	0 - 10	4,8	0,7	7,6	11,6	40	55	5	80	Tu3	80	7,7	163	249	14,2	48	221	658	0,34
11	0 - 10	6,45	0,7	7,8	11,3	33	55	12	70	Tu3	58	8,3	134	200	12,4	60	163	1030	0,16
12	0 - 10	5,3	0,5	6,3	11,5	39	55	6	76	Tu3	71	5,8	100	137	7,0	45	156	672	0,23
13	0 - 10	5,69	0,7	8,6	11,6	42	53	5	84	Tu3	51	7,0	166	260	16,5	48	255	784	0,32
14	0 - 10	5	0,8	8,8	10,4	38	54	8	76	Tu3	76	6,9	116	160	9,8	47	189	693	0,27
15	0 - 10	5,19	0,3	4,4	12,5	13	17	70	25	Sl4	33	3,7	73	73	3,5	25	108	426	0,25
16	0 - 10	4,92	0,4	4,6	10,6	32	52	16	64	Tu3	50	2,8	62	58	2,1	33	95	344	0,28
17	0 - 10	4,72	0,6	6,1	10,8	32	45	23	62	Lt2	49	3,7	81	89	4,2	34	126	397	0,32
18	0 - 10	5,18	0,4	4,3	11,5	10	34	56	36	Sl3	44	3,4	69	73	4,1	28	116	415	0,28
19	0 - 10	4,88	0,5	6,8	12,4	29	40	31	54	Lt2	61	4,2	91	107	6,9	34	160	432	0,37
20	0 - 10	5,03	0,3	3,7	10,8	21	30	49	41	Ls3	27	2,0	53	40	1,4	26	79	277	0,29
21	0 - 10	4,97	0,5	5,1	10,9	31	48	21	58	Lt2	67	3,1	77	91	5,6	30	124	365	0,34
22	0 - 10	6,64	0,4	5,0	12,6	21	34	45	43	Ls3	59	4,6	77	112	5,5	32	129	596	0,22
23	0 - 10	6,66	0,7	8,0	11,7	30	56	14	70	Tu3	71	7,1	124	197	12,0	45	159	863	0,18
24	0 - 10	5,15	0,6	6,8	11,2	37	43	20	67	Lt3	43	3,0	81	101	4,4	29	129	353	0,36
25	0 - 10	4,75	0,5	5,1	11,0	25	32	43	46	Lt2	42	3,0	67	75	3,9	26	105	346	0,30
26	0 - 10	5,86	0,5	5,4	12,1	16	20	64	28	Sl4	21	2,3	59	59	2,9	21	81	323	0,25
27	0 - 10	5,01	0,8	9,1	11,5	35	62	3	84	Tu3	86	8,8	162	260	15,7	46	181	763	0,24
28	0 - 10	5,64	0,7	8,3	12,0	33	60	7	78	Tu3	108	10,7	153	278	16,1	56	201	1063	0,19
29	0 - 10	5,21	0,8	9,3	11,6	38	59	3	82	Tu3	76	7,6	151	240	14,5	47	166	798	0,21
30	0 - 10	5,27	0,7	7,9	11,6	38	56	6	82	Tu3	94	6,6	112	171	11,4	41	182	651	0,28
31	0 - 10	4,42	0,8	8,1	10,4	38	58	4	84	Tu3	164	8,7	145	253	14,1	46	240	726	0,33
32	0 - 10	4,93	0,5	5,6	10,6	27	35	38	53	Lt2	58	3,7	87	94	5,0	32	142	444	0,32
33	0 - 10	5,91	0,7	8,0	11,0	34	62	4	79	Tu3	84	7,5	176	242	13,4	58	204	998	0,20
34	0 - 10	6,71	0,6	6,8	11,3	26	49	25	58	Lt2	62	6,1	113	156	8,3	46	137	850	0,16
35	0 - 10	5,74	0,2	3,5	21,0	11	17	72	24	Sl3	25	2,7	69	66	3,0	23	92	375	0,25
36	0 - 10	5,94	0,5	5,6	11,7	25	36	39	51	Lt2	48	5,4	112	149	7,8	38	150	661	0,23
37	0 - 10	5,35	0,3	3,8	11,3	17	25	58	33	Ls4	34	2,8	72	72	3,2	26	99	385	0,26
38	0 - 10	6,68	0,7	7,7	10,7	31	55	14	74	Tu3	56	5,8	122	171	9,1	51	149	911	0,16
39	0 - 10	6,44	0,2	2,8	12,4	12	25	63	25	Sl4	18	1,3	55	39	1,6	22	68	285	0,24
40	0 - 10	5,37	0,5	5,7	11,5	22	52	26	65	Lu	71	5,7	125	174	9,5	42	159	672	0,24
41	0 - 10	5,89	0,6	7,6	12,4	34	61	5	78	Tu3	72	9,1	169	261	15,5	56	197	1058	0,19
42	0 - 10	5,74	0,5	5,7	12,2	21	56	23	64	Lu	96	7,5	125	196	10,8	47	189	839	0,22
43	0 - 10	5,33	0,4	5,4	12,4	19	25	56	38	Ls4	62	4,6	90	117	6,6	32	141	569	0,25
44	0 - 10	5,92	0,5	7,3	13,2	34	53	13	75	Tu3	98	7,9	146	233	14,9	51	212	930	0,23
45	0 - 10	6,54	0,3	4,0	12,8	14	22	64	30	Sl4	21	2,7	78	84	4,8	29	86	501	0,17
46	0 - 10	5,75	0,7	8,5	11,8	26	47	27	61	Lt2	81	7,5	156	230	14,5	54	180	902	0,20
47	0 - 10	6,78	0,4	5,5	12,5	23	37	40	48	Ls3	38	4,3	96	130	6,9	41	114	679	0,17
48	0 - 10	6,59	0,5	6,3	13,0	25	47	28	56	Lt2	59	6,0	116	174	8,8	47	138	780	0,18
49	0 - 10	5,78	0,3	3,7	11,7	18	25	57	37	Ls4	28	2,5	73	72	4,2	27	86	413	0,21
50	0 - 10	5,41	0,3	3,9	11,8	14	16	70	28	Sl4	25	2,0	58	49	2,5	21	90	293	0,31
51	0 - 10	4,79	0,4	5,1	11,7	26	34	40	49	Lt2	62	3,0	84	111	8,2	25	152	287	0,53
52	0 - 10	5,54	0,6	7,0	11,3	28	42	30	58	Lt2	57	5,8	107	159	9,1	46	129	752	0,17
53	0 - 10	5,97	0,6	7,5	12,1	32	58	10	74	Tu3	100	7,9	132	223	14,9	50	198	927	0,21
54	0 - 10	5,67	0,7	8,0	12,1	36	61	3	83	Tu3	127	10,5	163	291	19,4	56	246	1066	0,23
55	0 - 10	6,23	0,6	6,1	10,6	36	54	10	74	Tu3	80	5,0	99	147	7,6	42	168	643	0,26
56	0 - 10	6,5	0,8	8,8	11,6	35	62	3	84	Tu3	91	8,5	173	251	15,0	64	246	1120	0,22
57	0 - 10	5,86	0,7	8,4	11,6	37	61	2	86	Tu3	108	8,2	181	272	11,2	60	269	1084	0,25
58	0 - 10	5,64	0,5	6,2	11,5	19	28	53	37	Ls4	42	5,0	102	119	7,1	35	124	628	0,20
59	0 - 10	5,69	0,5	6,3	11,7	31	49	20	64	Lt2	77	6,2	118	157	8,2	43	164	732	0,22
60	0 - 10	5,15	0,8	9,6	12,0	38	60	2	87	Tu3	112	10,9	200	320	19,6	61	238	1096	0,22
61	0 - 10	5,15	0,8	8,3	11,1	42	55	3	84	Tu3	99	7,4	157	234	14,7	49	219	734	0,30
62	0 - 10	6,45	0,6	7,4	12,0	30	56	14	69	Tu3	72	8,2	145	214	11,8	55	168	1025	0,16
63	0 - 10	5,18	0,7	8,7	12,2	37	59	4	81	Tu3	103	10,0	181	292	17,1	56	190	932	0,20
64	0 - 10	5,08	0,4	4,5	12,3	14	23	63	31	Sl4	27	2,9	74	72	4,0	23	92	373	0,25
65	0 - 10	5,7	0,7	8,7	12,4	34	63	3	82	Tu3	111	11,0	185	301	18,4	60	224	1204	0,19
66	0 - 10	5,43	0,6	8,1	12,6	38	59	3	85	Tu3	121	9,6	180	296	17,5	54	244	976	0,25

Anhang 6

Analysenergebnisse eines Auenanmoorgleyes aus Pevestorf (Elbe-km 485), aus Rückstellproben von Götz & Lauer (1999) und Götz et al. (2007).

Jahr, Tiefe	< 63 µm	Glühverlust	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	U	Zn	Pb/Zn
	%	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg							
1995, 0-5 cm	63,7	22,7	57	10	170	189	11,5	64	152	6	1237	0,12
1986, 5-10 cm	75,2	18,6	52	10	269	322	27,4	78	198	6	1171	0,17
1980, 10-15 cm	86,5	17,1	62	14	274	361	17,6	86	226	6	1383	0,16
1972, 15-20 cm	88,1	18,8	158	16	279	421	16,7	90	348	13	1845	0,19
1964, 20-25 cm	88,8	17,5	229	15	269	382	25,6	89	412	20	1899	0,22
1959, 25-30 cm	84,3	14,5	175	10	191	293	27,7	69	377	19	1426	0,26
1952, 30-35 cm	82	9,8	157	9	174	287	4,8	47	355	4	872	0,41
1946, 35-40 cm	59,3	7,5	87	5	99	157	2	31	215	3	565	0,38
< 1946, 40-45 cm	54,9	6,5	46	3	60	42	0,3	28	112	2	298	0,38

Anhang 7

Analysenergebnisse und ein Foto einer Gley-Tschernitza aus Wehningen (Elbe-km 514, Daten Haensch 2012).

Tiefe cm	Corg., % %	Al mg/kg	As mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Hg mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	Pb/Zn	PCDD/F
											ng WHO2005-TEQ/kg
5	6,08	5928	29	93	103	5,2	37	148	775	0,19	95
10	4,62	7809	30	133	123	7,8	42	143	834	0,17	73
15	5,04	12775	35	157	159	11,6	47	147	882	0,17	107
20	6,55	14360	62	214	241	15,2	60	222	1215	0,18	189
25	5,10	17559	139	282	348	12,2	84	362	1866	0,19	196
30	5,48	9503	164	167	211	18,7	54	292	1331	0,22	160
35	2,89	7883	79	82	111	12,2	29	222	700	0,32	494
40	0,96	4105	29	24	37	3,7	10	87	217	0,40	696
45	2,43	8923	68	71	113	7,6	19	191	417	0,46	2375
50	2,92	12018	90	86	149	4,2	29	243	613	0,40	206
55	2,87	14216	136	118	224	3,2	44	385	1001	0,38	87
60	2,36	25195	171	132	166	2,3	48	325	957	0,34	54

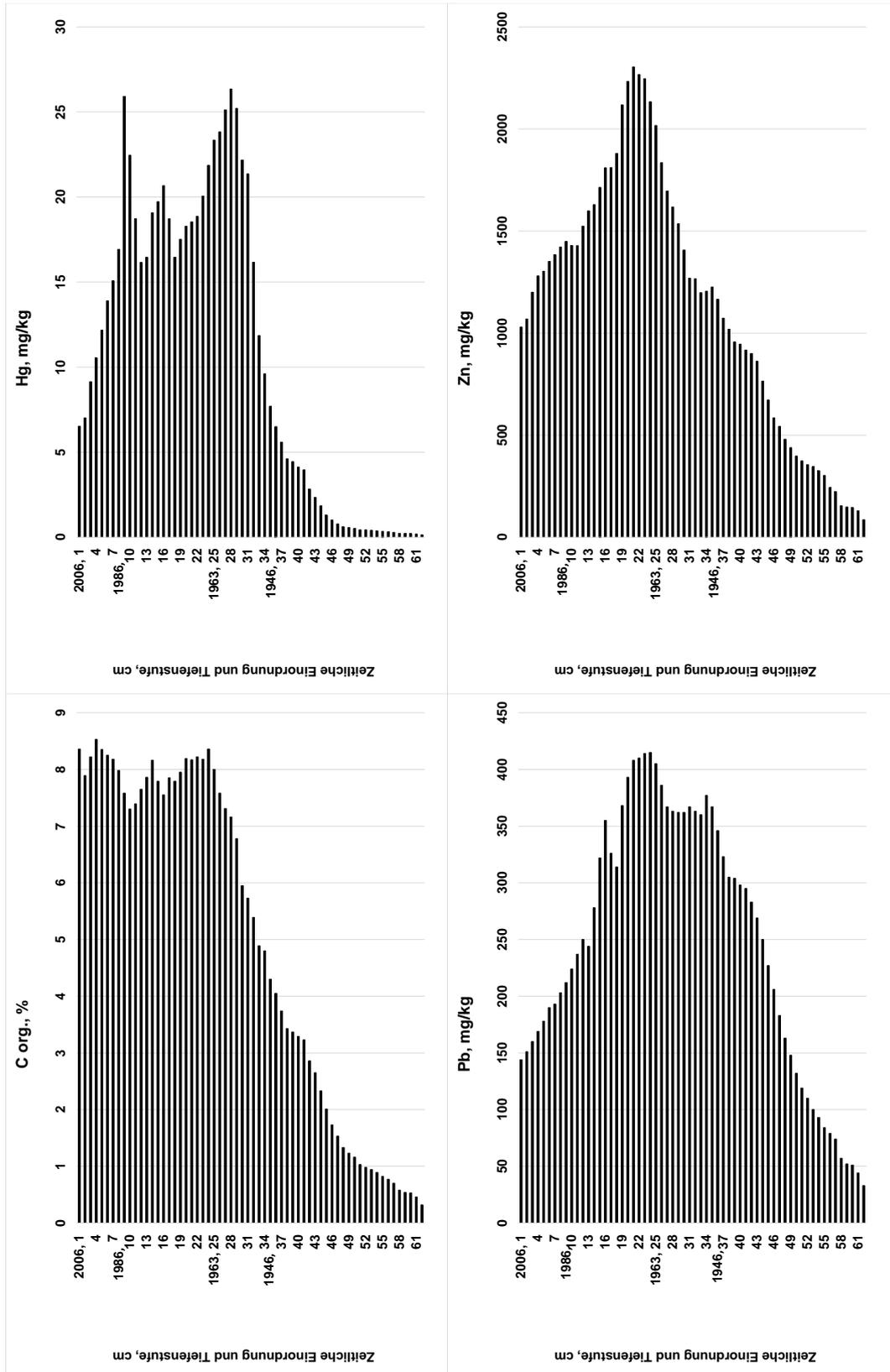
Tiefe cm	2,3,7,8 Te CDD ng/kg	1,2,3,7,8 Pe CDD ng/kg	1,2,3,4,7,8 Hx CDD ng/kg	1,2,3,6,7,8 Hx CDD ng/kg	1,2,3,7,8,9 Hx CDD ng/kg	1,2,3,4,6,7,8 Hp CDD ng/kg	O CDD ng/kg
5	5	6	8	19	14	220	1600
10	3	6	7	22	17	290	2300
15	8	11	9	32	14	420	3600
20	19	24	14	76	37	680	5600
25	13	16	14	40	22	380	2700
30	4	13	10	24	16	140	500
35	9	26	30	73	53	390	850
40	10	35	50	99	88	540	920
45	28	130	180	340	270	1800	2600
50	21	12	12	28	24	170	530
55	2	4	6	11	8	94	610
60	0,5	4	4	7	8	67	420

Tiefe	2,3,7,8 Te CDF	1,2,3,7,8 Pe CDF	2,3,4,7,8 Pe CDF	1,2,3,4,7,8 Hx CDF	1,2,3,6,7,8 Hx CDF
cm	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg
5	69	92	38	200	190
10	59	64	29	150	120
15	85	89	49	210	150
20	130	160	82	320	260
25	150	180	93	390	350
30	130	170	81	370	300
35	320	500	200	1200	1100
40	360	800	300	1600	1600
45	1100	2700	910	5900	5600
50	170	230	88	440	370
55	130	120	55	190	140
60	93	78	47	97	66

Tiefe	1,2,3,7,8,9 Hx CDF	2,3,4,6,7,8 Hx CDF	1,2,3,4,6,7,8 Hp CDF	1,2,3,4,7,8,9 Hp CDF	O CDF
cm	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg
5	36	32	680	280	2200
10	23	23	510	190	1900
15	29	31	610	240	2200
20	54	48	900	380	3600
25	65	63	1300	540	4500
30	56	54	1100	440	3400
35	220	200	3900	1700	13000
40	330	290	5800	2600	18000
45	1200	820	20000	8700	54000
50	67	71	1300	510	4100
55	24	27	440	170	1300
60	9	15	150	65	300

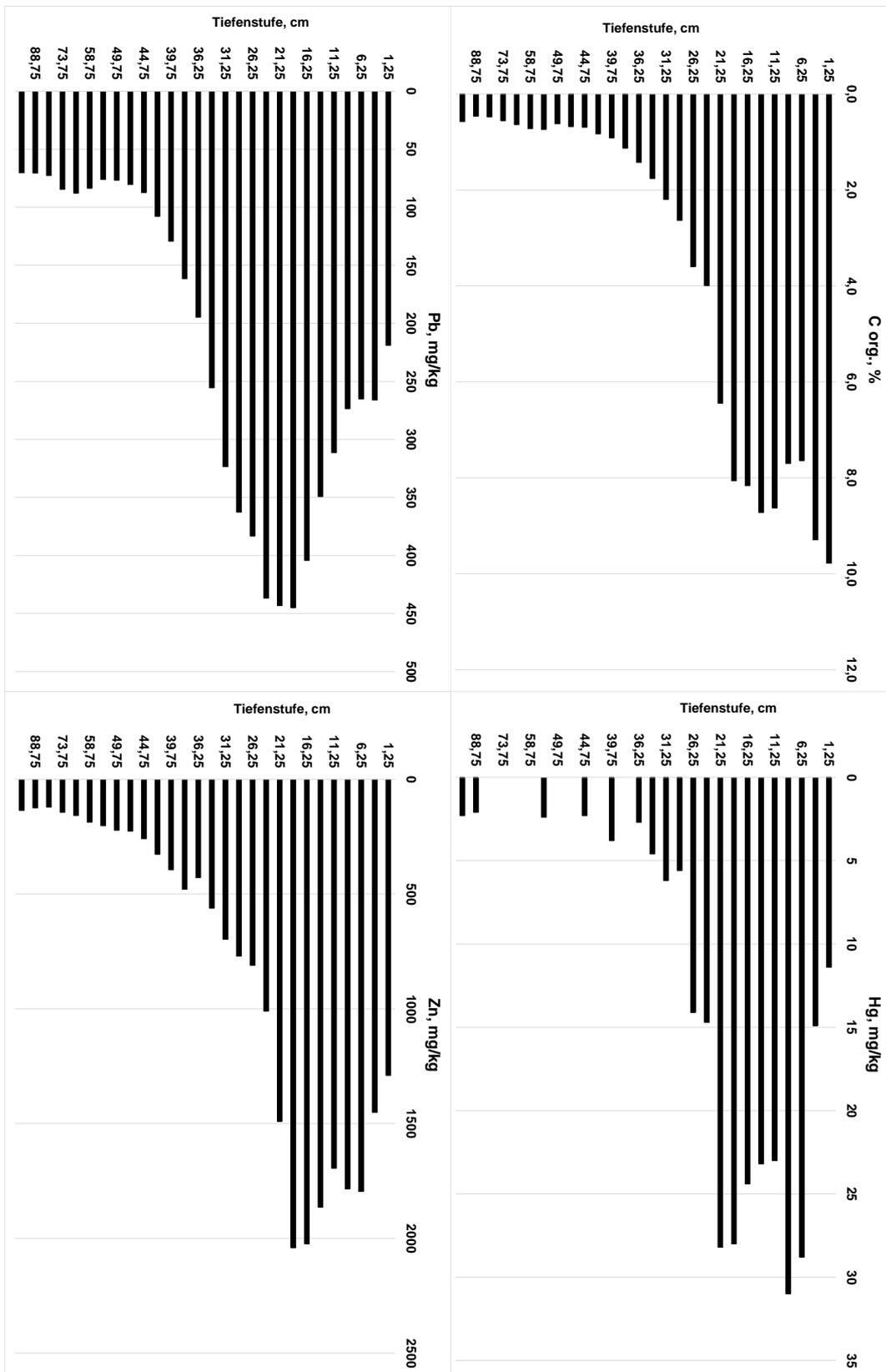
Anhang 8

Kohlenstoff- und ausgewählte Schwermetall-Tiefenprofile eines Auenanmoorgleyes vom Sandfeldwerder, zwischen Gnevsdorfer Vorfluter und der Elbe (Elbe-km 437, aus Hofacker 2006).



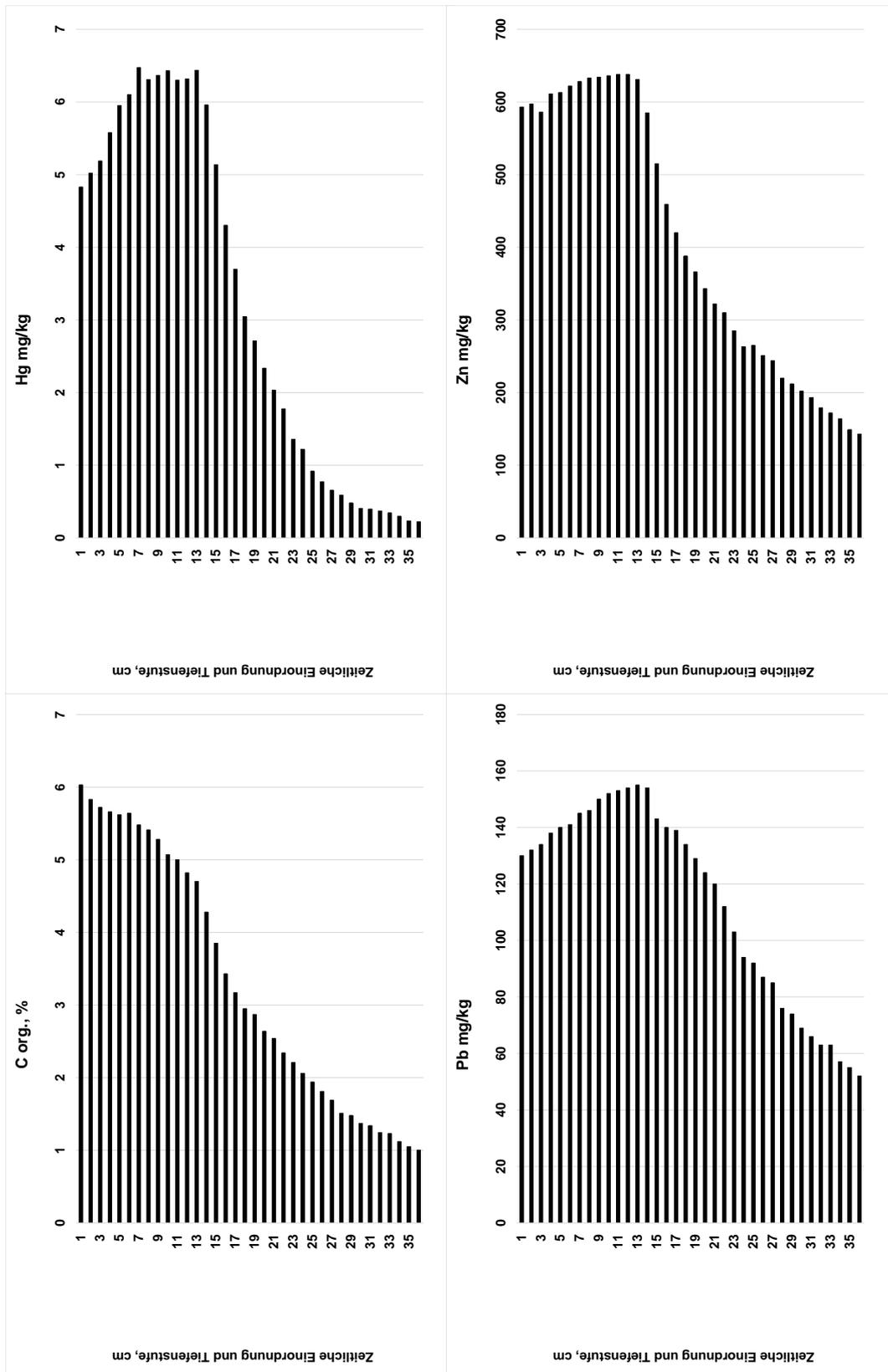
Anhang 9

Kohlenstoff- und ausgewählte Schwermetall-Tiefenprofile eines Vega-Gleyes von einer hoch gelegenen Senke bei Gorleben (Elbe-km 492), Daten von Urban aus von Haaren et al (2006).



Anhang 10

Kohlenstoff- und ausgewählte Schwermetall-Tiefenprofile einer Vega aus der Überflutungsfläche Schönberg Deich (Elbe-km 437, aus Hofacker, 2006).



Anhang 11

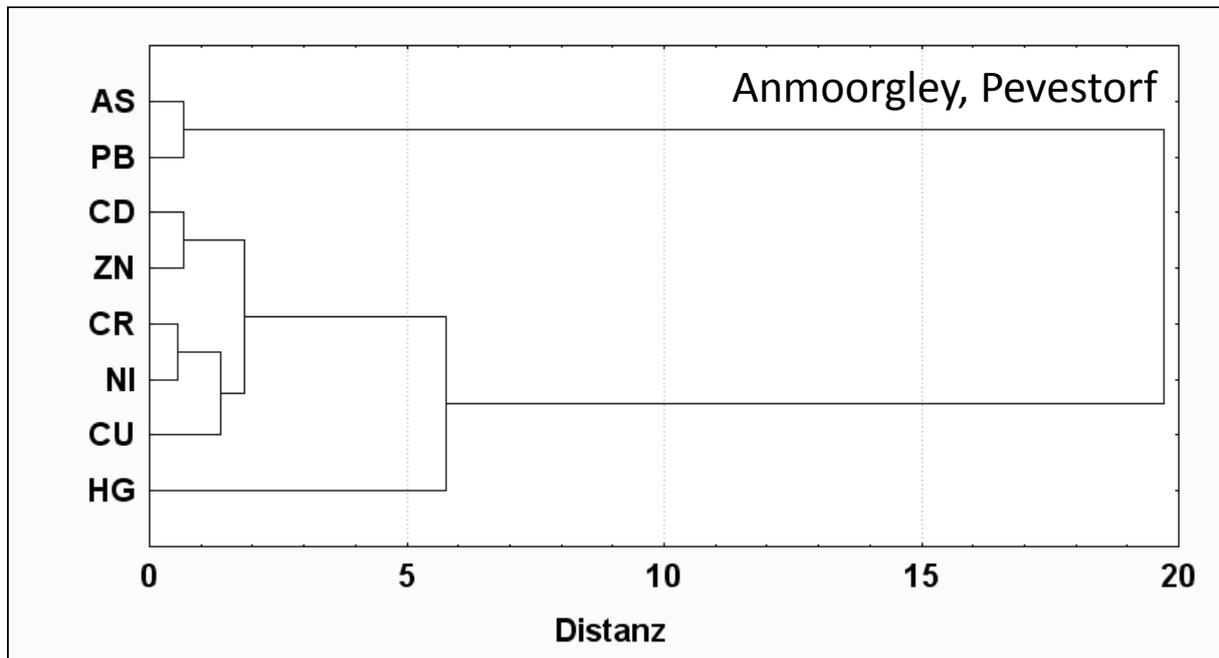
Analysenergebnisse und ein Foto eines Auengleys aus Neu Garge (Elbe-km 544, Daten Krüger, Leuphana).



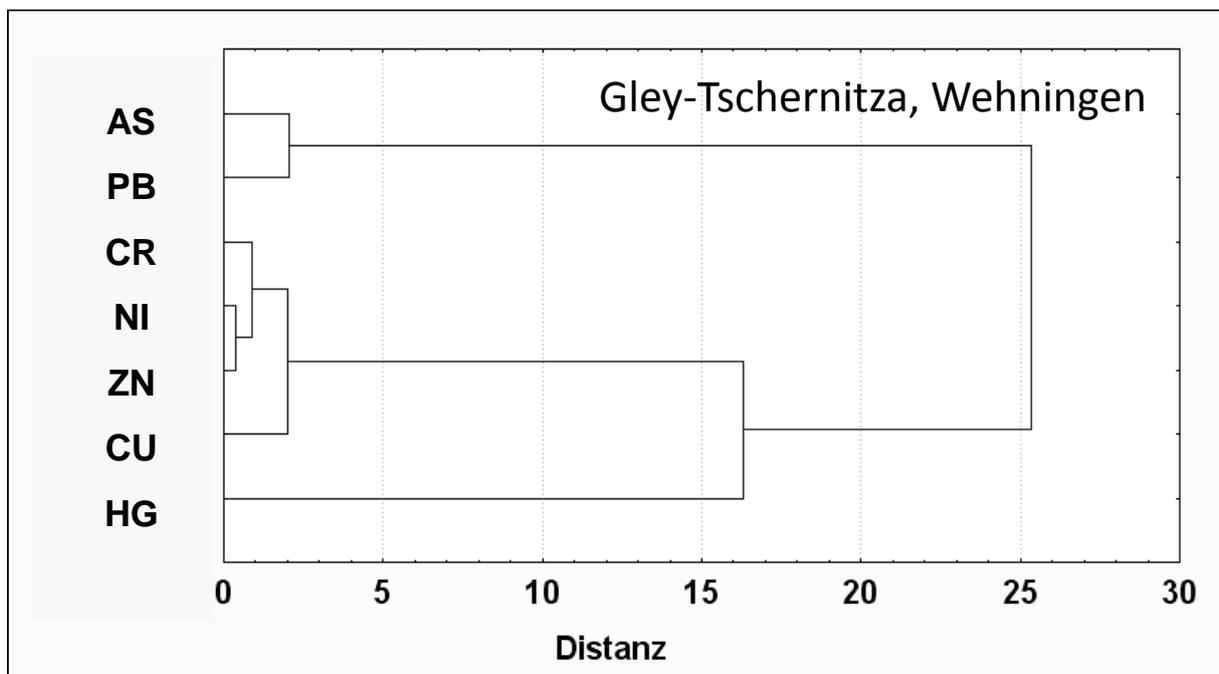
Tiefe	C org.	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Pb/Zn
cm	%	mg/kg								
1	8,4	27	2,9	51	72	3,9	28	100	453	0,22
2	8,0	32	3,0	51	73	4,2	28	102	436	0,23
3	7,4	27	3,0	54	73	4,3	27	103	410	0,25
4	6,9	32	3,2	60	80	5,5	28	111	430	0,26
5	6,5	28	3,2	60	85	6,1	28	116	418	0,28
6	6,3	33	3,2	58	83	5,4	28	116	410	0,28
7	5,7	42	3,2	56	85	5,2	28	122	407	0,30
8	5,6	52	3,6	63	97	6,7	30	143	440	0,32
9	4,6	55	3,3	54	93	5,5	30	141	420	0,33
10	4,0	54	3,4	55	91	4,5	29	143	414	0,34
11	3,4	57	3,0	63	92	3,2	30	145	426	0,34
12	3,2	59	3,3	62	90	2,4	31	143	414	0,35
13	2,7	44	2,3	51	75	1,6	28	121	369	0,33
14	2,6	45	2,2	48	68	1,3	27	113	352	0,32
15	2,3	41	2,0	45	59	1	26	105	338	0,31
16	2,0	37	1,3	43	51	0,8	25	91	302	0,30
17	2,0	33	1,3	41	48	0,7	24	88	293	0,30
18	1,7	32	1,2	38	41	0,5	23	80	267	0,30
19	1,5	22	1,0	34	35	0,4	21	71	235	0,30
20	1,3	23	0,4	32	33	0,4	21	68	225	0,30
21	1,4	20	0,8	33	32	0,4	21	65	221	0,30
22	1,3	20	0,4	32	30	0,3	21	64	213	0,30

Anhang 12

Clusteranalyse nach WARD, quadrierte euklidische Distanz, von Schwermetall- und Arsen Tiefenverläufen eines Auenanmoorgleyes bei Pevestorf (Elbe-km 485).



Clusteranalyse nach WARD, quadrierte euklidische Distanz, von Schwermetall- und Arsen Tiefenverläufen einer Gley-Tschernitza vom Wehninger Werder (Elbe-km 514).



Anhang 13

Daten von Oberböden aus dem Elbevorland zur Identifikation von Belastungs-Hot Spots (aus Haensch 2012).

Nr.	Matrix	ORT	Elbe-km	KUERZEL	GK_R	GK_H	Geländehöhe	Höhe	Distanz	Morphologische
							mNN	mMW	m zur Elbe	Position
1	Oberbodenmischprobe	Grippel	496	GRIP1	4453192	5882736	14,44	0,79	555	Senke
2	Oberbodenmischprobe	Grippel	496	GRIP2	4453214	5882884	15,7	2,05	407	Plateau
3	Oberbodenmischprobe	Jasebeck	515	JA-T2-2	4441923	5892551	12,58	1,43	116	Flutrinne
4	Oberbodenmischprobe	Nienwedel	521	NIE4	4437135	5890532	12,48	2,09	603	tiefe Ebene
5	Oberbodenmischprobe	Pevestorf	485	PEV1	4463130	5882503	17,82	2,65	410	Plateau
6	Oberbodenmischprobe	Pevestorf	485	PEV2	4463165	5882592	15,78	0,61	325	Flutrinne
7	Oberbodenmischprobe	Wehningen	513,5	WEH-FR	4443095	5893664	13,07	1,73	226	Flutrinne
8	Oberbodenmischprobe	Wehningen	514	WEH-JV	4442387	5893469	12,45	1,18	57	Plateau
9	Oberbodenmischprobe	Wehningen	513	WEH-KLI	4443802	5893397	13,92	2,52	246	Plateau
10	Oberbodenmischprobe	Wehningen	513	WEH-T1-4	4443754	5893739	12,08	0,68	525	Senke
11	Oberbodenmischprobe	Wulfsahl	508,5	WUL1	4446207	5888997	14,03	2,06	400	Plateau
12	Oberbodenmischprobe	Wulfsahl	508,5	WUL2	4446569	5888598	12,41	0,44	852	Senke

Nr.	Probentiefe	pH	N	C org.	Ton	Schluff	Sand	< 20 µm	Bodenart
	cm	CaCl2	%	%	%	%	%	%	
1	0-10	5,1	0,66	7,8	40	55	5	81	Tu3
2	0-10	5,2	0,51	5,9	35	61	4	67	Tu3
3	0-10	5,0	0,51	6,1	33	41	26	63	Lt2
4	0-10	5,4	0,50	5,9	34	50	16	71	Tu3
5	0-10	5,2	0,35	3,8	16	24	60	30	Sl4
6	0-10	5,2	0,55	6,3	29	43	28	59	Lt2
7	0-10	5,2	0,68	8,9	38	56	6	78	Tu3
8	0-10	6,9	0,59	6,6	29	53	18	65	Lu
9	0-10	5,5	0,38	4,4	23	36	41	44	Ls3
10	0-10	5,1	0,66	8,3	43	54	3	83	Tu3
11	0-10	5,4	0,43	5,4	31	38	31	59	Lt2
12	0-10	5,4	0,72	8,2	48	48	4	87	Tu2

Nr.	As	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Pb/Zn	PCDD/F
	mg/kg		ng WHO2005-TEQ/kg						
1	119	260	304	16,9	76	446	1331	0,33	787
2	61	115	122	5,8	45	197	642	0,31	379
3	69	99	92	7,6	28	192	340	0,56	897
4	92	116	133	10,1	34	246	731	0,34	1111
5	24	60	57	4	19	78	308	0,25	163
6	38	144	162	12,6	50	167	829	0,20	136
7	53	224	245	15,7	60	250	1108	0,23	189
8	30	139	148	7,3	54	194	1089	0,18	99
9	29	63	61	3,8	23	95	337	0,28	271
10	94	189	209	13,1	56	319	852	0,37	1293
11	39	84	88	7,6	29	134	465	0,29	285
12	65	123	125	9,7	37	203	465	0,44	818

Fortsetzung, Daten von Oberböden

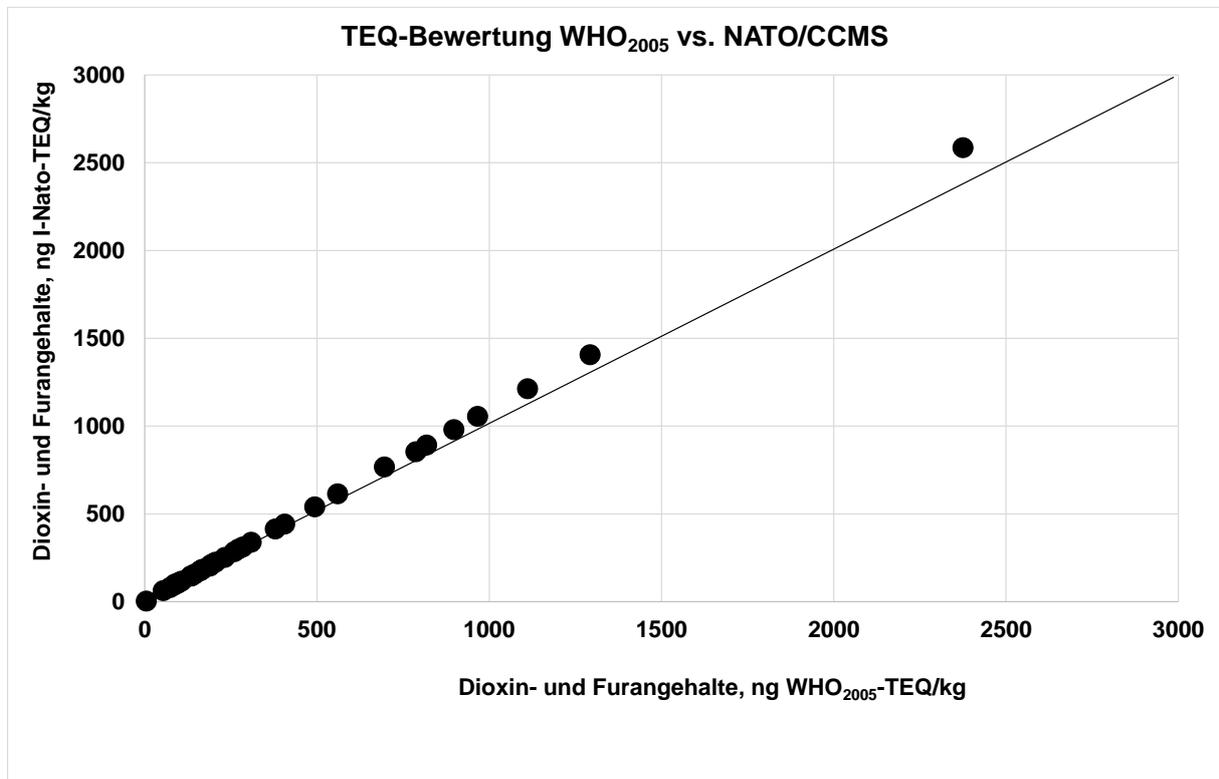
	2,3,7,8 Te CDD	1,2,3,7,8 Pe CDD	1,2,3,4,7,8 Hx CDD	1,2,3,6,7,8 Hx CDD	1,2,3,7,8,9 Hx CDD	1,2,3,4,6,7,8 Hp CDD	O CDD
Nr.	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg
1	21	57	63	130	110	920	5300
2	7	22	27	61	45	430	1700
3	14	50	64	140	110	780	1900
4	11	62	73	160	130	930	2200
5	3	9	11	30	23	240	1300
6	5	13	13	30	20	380	3000
7	10	18	15	49	25	570	4700
8	4	7	7	22	15	290	2300
9	4	12	18	44	30	330	1300
10	16	72	72	190	150	1300	3900
11	8	18	23	51	37	400	2100
12	14	48	59	130	100	860	2900

	2,3,7,8 Te CDF	1,2,3,7,8 Pe CDF	2,3,4,7,8 Pe CDF	1,2,3,4,7,8 Hx CDF	1,2,3,6,7,8 Hx CDF
Nr.	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg
1	440	770	310	1800	1700
2	190	410	150	980	820
3	460	920	360	2100	2100
4	580	1300	430	2900	2500
5	94	160	67	390	350
6	93	120	51	310	240
7	130	180	80	360	340
8	78	92	42	230	170
9	150	280	110	680	600
10	710	1400	480	3100	3000
11	170	290	120	650	580
12	430	860	320	2000	1800

	1,2,3,7,8,9 Hx CDF	2,3,4,6,7,8 Hx CDF	1,2,3,4,6,7,8 Hp CDF	1,2,3,4,7,8,9 Hp CDF	O CDF
Nr.	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg
1	340	290	6200	2700	20000
2	170	130	3000	1300	9500
3	430	340	7400	3400	23000
4	520	410	8700	3800	27000
5	73	58	1300	580	4200
6	48	44	950	400	3300
7	66	63	1300	520	4200
8	36	32	660	270	2400
9	130	99	2300	1000	7400
10	630	500	11000	4900	34000
11	130	100	2300	1000	7500
12	390	310	6800	2900	21000

Anhang 14

Vergleich der für diese Arbeit gemessenen Dioxinkonzentrationen nach Anwendung der Nato- und WHO₂₀₀₅-Toxizitätsäquivalente.



Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und nur unter Verwendung der genannten Literatur und Hilfsmittel angefertigt habe.

Zehren, 31. August 2016

Frank Krüger

LEBENS LAUF

KOORDINATEN

Name: Krüger, Frank
Geburtstag und -ort: 07.08.1967 in Geesthacht
Familienstand: verheiratet, 3 Kinder
Wohnort: 39619 Arendsee OT Zehren,
Zehrener Dorfstraße 22

Schulbildung: 1974 Einschulung
1978-1987 Otto Hahn Gymnasium Geesthacht
Berufspraktikum: 1987 Praktikum auf einem landwirtschaftlichen Lehrbetrieb
Zivildienst: 1988-1989 Rettungssanitäter, DRK
Ausbildung: 1989-1996 Studium der Biologie mit dem Schwerpunkt Bodenkunde an
der Universität Hamburg

Mitgliedschaften Seit 1997 Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft

BERUFLICHE STATIONEN

1996-2001 Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
an der Lysimeterstation in Falkenberg

2002-2016 Selbstständigkeit mit der Fa. ELANA (Elbtalanalyse) Boden-Wasser-Monitoring

2006-2016 Wissenschaftlicher Mitarbeiter an der LEUPHANA Universität Lüneburg

Zehren, im August 2016