

FACHBEREICH GEOWISSENSCHAFTEN

INSTITUT FÜR GEOGRAPHISCHE WISSENSCHAFTEN



DYNAMIK, SCHADSTOFFBELASTUNG UND ÖKOTOXIZITÄT DER SEDIMENTE IN DER  
RUMMELSBURGER BUCHT – BERLINER SPREE

**ENDBERICHT DES FORSCHUNGSPROJEKTES RUBUS**

Projektnummer: 11429 UEP II/2

Dieses Projekt wurde im Rahmen des Umweltentlastungsprogramms II (UEP II) kofinanziert vom Land Berlin (Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt) und durch die Europäische Union (Europäischer Fonds für Regionale Entwicklung - EFRE).



Senatsverwaltung  
für Stadtentwicklung  
und Wohnen



Freie Universität Berlin





# IMPRESSUM

Jens Bölscher, Michaela Dumm, René Suthfeldt, Benjamin Vogt, Judith Bölscher, Konstantin Terytze, Achim Schulte (2017): Dynamik, Schadstoffbelastung und Ökotoxizität der Sedimente in der Rummelsburger Bucht – Berliner Spree. Endbericht des Forschungsprojektes RuBuS. Projektnummer 11429 UEP II/2. Freie Universität Berlin.



Dieses Werk ist lizenziert unter einer Creative Commons Namensnennung - Nicht-kommerziell - Weitergabe unter gleichen Bedingungen 4.0 International Lizenz (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>).

Erscheinungsort: Berlin  
Erscheinungsjahr: 2017  
Seitenzahl: 229  
ISBN Online: 978-3-96110-049-1  
DOI: 10.17169/FUDOCS\_document\_000000028375  
Download: [http://edocs.fu-berlin.de/docs/receive/FUDOCS\\_document\\_000000028375](http://edocs.fu-berlin.de/docs/receive/FUDOCS_document_000000028375)



Veröffentlichung, Speicherung und Katalogisierung  
durch die Universitätsbibliothek der Freie Universität Berlin

Kontakt: Freie Universität Berlin  
Fachbereich Geowissenschaften  
Institut für Geographische Wissenschaften  
AG Angewandte Geographie, Umwelthydrologie und  
Ressourcenmanagement  
Malteserstraße 74-100  
12249 Berlin  
Tel.: +49 (0)30 838-70-252

Titelbild: Rummelsburger Bucht mit Ufernutzung und Spundwand (grüne Fotos)  
Gelände- und Laborarbeiten während der Projektdurchführung (blaue Fotos)  
Jens Bölscher (2017)





# PROJEKTINFORMATIONEN RUBUS

Projekttitel:	RuBuS – Bilanzierung und physikochemische Charakterisierung der gegenwärtigen Sedimentdynamik in der Rummelsburger Bucht
Projektlaufzeit:	01.11.2013 bis 30.11.2015
Projektnummer:	11429 UEP II/2
Finanzierung:	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt Berlin (UEP II) & Europäische Union (Europäischer Fonds für Regionale Entwicklung - EFRE)
Projektdurchführung:	Freie Universität Berlin, Institut für Geographische Wissenschaften AG Angewandte Geographie * <sup>1</sup> AG Geoökologie * <sup>2</sup>
Projektleitung:	Prof. Dr. A. Schulte * <sup>1</sup> Prof. Dr. mult. Dr. h. c. K. Terytze * <sup>2</sup>
Projektkoordination:	Dr. Jens Bölscher * <sup>1</sup>
Wissenschaftliche Bearbeitung:	Dipl.-Geogr. Judith Bölscher * <sup>1</sup> Dipl.-Geogr. Michaela Dumm * <sup>2</sup> René Suthfeldt, M.Sc. * <sup>1</sup> Benjamin Vogt, M.Sc. * <sup>1</sup>
Studentische Hilfskräfte:	Robert Arendt, B.Sc. * <sup>1</sup> Anne Fröbel, B.Sc. * <sup>2</sup> Rebekka Schmid, B.Sc. * <sup>1</sup> Laura Weniger, B.Sc. * <sup>2</sup>



## DANKSAGUNG

Wir danken der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt für die finanzielle Unterstützung des Projektes im Rahmen des Umweltentlastungsprogramms Berlin (UEP II) - RuBuS 11429UEPII/2 und der Europäischen Union (Europäischer Fonds für Regionale Entwicklung - EFRE) für die Kofinanzierung des Projektes.

Ein weiteres Dankeschön gilt den wissenschaftlichen Beiräten Prof. Dr.-Ing. Bernd Ettmer, Prof. Dr. Margot Isenbeck-Schröter und Dr. Hartwig Vietinghoff, die uns mit kompetentem Sachverstand konstruktiv begleitet haben.

Insbesondere bedanken wir uns bei Herrn Rehfeld-Klein und Frau Dörthe von Seggern für die sehr gute und intensive Zusammenarbeit. Auch möchten wir Herrn Jörg Augsten von der WSA (Wasser- und Schifffahrtsamt) für die Kooperationsbereitschaft und Amtshilfe danken. Ebenfalls gilt unser Dank Iliane Eisenhuth und Sabine Dornbusch von der B.&S.U. mbH für die hervorragende Beratung und den wertvollen Austausch bezüglich der Organisation des Projekts. An dieser Stelle sei auch allen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der eingebundenen Verwaltungsstellen der Freien Universität Berlin gedankt für ihren Sachverstand, die Unterstützung und Beratung.

Weiterhin danken wir Familie Geppert von der Hansa Werft in Berlin für die breite und freundliche Unterstützung des Projektes und der Bereitstellung von Stauraum, Logistik und Arbeitsflächen. In diesem Zusammenhang sei auch ein Dank an den Hafenmeister Axel Schreck ausgesprochen, der dem Projekt für einzelne Experimente seine Motoryacht kostenneutral zur Verfügung stellte.

Mit Frau Michaela Dumm, Frau Judith Bölscher, Herrn Benjamin Vogt und Herrn René Suthfeldt, die den überwiegenden Teil der „Tagesarbeit“ auf dem See (bei Wind und Wetter), im Labor und bei der Datenauswertung sehr kompetent und gewissenhaft erledigt haben, war ein schlagkräftiges Team am Werk.

Ein weiterer Dank gilt unseren studentischen Hilfskräften Robert Arendt, Anne Fröbel, Rebekka Schmid und Laura Weniger sowie den beteiligten Studentinnen und Studenten für Ihre Unterstützung bei der Datenaufnahme und -bearbeitung. Ein besonderer Dank sei an dieser Stelle Rebekka Schmid für den Beitrag zur bootsinduzierten Resuspension sowie Sina Plath für die Arbeiten zur windinduzierten Remobilisierung ausgesprochen.

Abschließend sei Herrn Dr. Bölscher für sein großes Engagement in der Entwicklung, Durchführung und Koordination des Projektes gedankt. Er hat die administrativen und wissenschaftlichen Herausforderungen immer kompetent gemeistert.

Prof. Dr. Achim Schulte & Prof. Dr. mult. Dr. h. c. Konstantin Terytze



# INHALTSVERZEICHNIS

Impressum .....	III
Projektinformationen RuBuS .....	V
Danksagung .....	VII
Inhaltsverzeichnis .....	IX
Abbildungsverzeichnis .....	XIII
Tabellenverzeichnis .....	XIX
Glossar .....	XXI
1 Einleitung .....	23
2 Fragestellung .....	24
3 Untersuchungsgebiet .....	25
3.1 Entstehung der Rummelsburger Bucht .....	26
3.2 Industrielle Entwicklung .....	27
4 Stand der Forschung .....	29
4.1 Bisherige Arbeiten zur Rummelsburger Bucht .....	29
4.2 Bisherige Arbeiten zum Ruschegraben .....	39
4.3 Umweltrelevante Stoffe für Gewässer .....	41
4.4 Bewertung und gesetzliche Regelung umweltrelevanter Stoffe .....	41
5 Methoden .....	45
5.1 Geländemethoden .....	45
5.1.1 Messraster .....	45
5.1.2 Sedimentfallen .....	46
5.1.2.1 Installation der Sedimentfallen .....	47
5.1.2.2 Leerung der Sedimentfallen .....	48
5.1.3 Bohrkerne .....	49
5.1.4 Nomenklatur der Proben .....	49
5.1.5 Wasserparameter .....	49
5.1.5.1 Stationäre Multisensorkette .....	49
5.1.5.2 Mobile Multiparametersonde .....	50
5.1.6 Ermittlung der Strömungsverhältnisse .....	50
5.1.7 Aufnahme der Wetterdaten - Wetterstation .....	51
5.1.8 Pegel .....	51
5.1.9 Untersuchungen zur schiffsinduzierten Remobilisierung von Sedimenten .....	51
5.1.9.1 Messnetz .....	52
5.1.9.2 Messablauf .....	54
5.2 Auswahl der zu untersuchenden Schadstoffe .....	54

5.3	Labormethoden .....	58
5.3.1	Feststoffuntersuchungen der Bohrkerne und Sedimentfallen .....	60
5.3.1.1	Physikochemische Sedimentparameter .....	60
5.3.1.2	Probenlagerung .....	60
5.3.1.3	Probenvorbereitung .....	60
5.3.1.4	Korngrößenverteilung .....	62
5.3.1.5	Bestimmung der organischen Substanz durch Glühverlust .....	62
5.3.1.6	Bestimmung des gesamten anorganischen Kohlenstoffs (TIC) .....	63
5.3.1.7	Bestimmung des Gesamt-Kohlenstoffs (C) und des Gesamt-Stickstoffs (N) .....	63
5.3.1.8	Schwermetalle und Nährstoffe .....	63
5.3.1.9	Organische Schadstoffe .....	64
5.3.2	Wässrige Proben .....	64
5.3.2.1	Elution .....	64
5.3.2.2	Chemisch-physikalische Parameter .....	65
5.3.2.3	Schwermetalle und Nährstoffe .....	65
5.3.2.4	Organische Schadstoffe .....	65
5.3.3	Biotests zur Bestimmung der Sedimenttoxizität .....	66
5.3.3.1	Sediment-Kontakttest mit <i>Arthrobacter globiformis</i> .....	66
5.3.3.2	Leuchtbakterientest .....	66
5.3.3.3	Wasserlinsen-Wachstumshemmtest .....	67
5.4	Datenauswertung - Statistische Methoden .....	68
5.4.1	Geostatistischer Vergleich der Kontamination .....	68
5.4.2	Korrelation von Wind- und Trübungsdaten .....	69
5.4.3	Vergleich der Schwermetallergebnisse mit den Daten von WOLTER & RIPL (1998) .....	70
6	Ergebnisse .....	73
6.1	Randbedingungen .....	73
6.1.1	Meteorologie .....	73
6.1.1.1	Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und Windrichtung .....	75
6.1.2	Strömungsverhältnisse und Wasserstände .....	79
6.1.3	Wasserqualitätsparameter .....	85
6.1.3.1	Wassertemperatur .....	85
6.1.3.2	Sauerstoffsättigung .....	87
6.1.3.3	pH-Wert .....	89
6.1.3.4	Trübung des Wassers .....	90
6.1.3.5	Leitfähigkeit .....	91
6.1.3.6	Chlorophyll (Algenwachstum) .....	92
6.1.4	Chemisch-physikalische Sedimentparameter und Nährstoffe .....	93
6.2	Sedimentationsraten und Remobilisierungsprozesse .....	97
6.2.1	Sedimentationsraten .....	97
6.2.2	Untersuchungen zur windinduzierten Remobilisierung von Sedimenten .....	102
6.2.3	Untersuchungen zur schiffsinduzierten Remobilisierung von Sedimenten .....	105
6.2.3.1	Fließgeschwindigkeiten während der Schiffsmanöver .....	105
6.2.3.2	Trübungswerte während der Schiffsmanöver .....	108
6.3	Korngrößen .....	111
6.3.1	Korngrößenverteilung Bohrkerne .....	112
6.3.2	Korngrößenverteilung Sedimentfallen .....	116

---

6.4	Schwermetalle	119
6.4.1	Schwermetallgehalte in den Feststoffen – Bohrkerne und Sedimentfallen	119
6.4.1.1	Blei	119
6.4.1.2	Cadmium	120
6.4.1.3	Chrom	121
6.4.1.4	Nickel	122
6.4.1.5	Kupfer	123
6.4.1.6	Zink	124
6.4.1.7	Quecksilber	125
6.4.2	Vergleiche zur Verteilung der Schwermetallkonzentrationen	126
6.4.2.1	Vergleich der Schwermetallgehalte: Nordwesten und Südosten der Bucht	126
6.4.2.2	Vergleich der Schwermetallgehalte: Bohrkerne und Referenzkern	127
6.4.2.3	Vergleich der Schwermetallgehalte: Bohrkernen und Sedimentfallen	128
6.4.3	Schwermetallgehalte in Eluaten	129
6.5	Organische Schadstoffe	131
6.5.1	Organische Schadstoffe in den Feststoffen	131
6.5.1.1	Σ 6 PAK	131
6.5.1.2	Benzo(a)pyren	132
6.5.1.3	Σ 16 PAK	132
6.5.1.4	Kohlenwasserstoffe (MKW)	133
6.5.1.5	Polychlorierte Biphenyle (PCB)	134
6.5.1.6	Organozinnverbindungen	136
6.5.1.7	Organisch gebundene Halogene (AOX und EOX)	137
6.5.2	Vergleiche der Verteilung der organischen Schadstoffe	139
6.5.2.1	Vergleich der organischen Schadstoffe: Nordwesten und Südosten der Bucht	140
6.5.2.2	Vergleich der organischen Schadstoffe: Bohrkerne und Referenzkern	140
6.5.2.3	Vergleich der organischen Schadstoffe: Bohrkernen und den Sedimentfallen	141
6.5.3	Organische Schadstoffe in den Eluaten	142
6.5.3.1	MKW	142
6.5.3.2	PAK	144
6.6	Biotests zur Bestimmung der Sedimenttoxizität	146
6.6.1	Begründung der Auswahl der Proben zur Bestimmung der Sedimenttoxizität	146
6.6.2	Sedimentkontakttest mit <i>Arthrobacter globiformis</i>	147
6.6.3	Wasserlinsentest mit <i>Lemna minor</i>	148
6.6.4	Leuchtbakterientest mit <i>Vibrio fischeri</i>	149
7	Diskussion	157
7.1	Randbedingungen und Sedimentdynamik in der Rummelsburger Bucht	157
7.2	Einordnung des Belastungszustandes vor dem Hintergrund der Arbeiten von PACHUR & ZELLMER	166

7.3	Einordnung des Belastungszustandes vor dem Hintergrund der Arbeiten von WOLTER & RIPL .....	167
7.3.1	Eisen .....	168
7.3.2	Cadmium.....	169
7.3.3	Blei.....	170
7.3.4	Zink.....	171
7.3.5	Gesamtbetrachtung .....	172
7.4	Betrachtung der aktuellen Schadstoffsituation in Sedimenten und Schwebstoffen .....	172
7.5	Betrachtung der aktuellen Schadstoffsituation im nationalen und internationalen Kontext .....	177
7.6	Betrachtung der Schadstoffmobilisierung anhand von Elutionsversuchen.....	180
7.7	Betrachtung der ökotoxikologischen Wirkung im Sediment und Eluat.....	181
7.8	Schlussbetrachtung.....	183
8	Zusammenfassung.....	185
9	Summary .....	187
10	Literatur.....	191
11	Anhang .....	203



## ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abb. 1: Untersuchungsgebiet, verändert nach FROEBEL 2002, ESRI ArcGIS Basemap Imagery 2015 .....	25
Abb. 2: Geologische Skizze Stralaus (HEILMANN 1929) .....	26
Abb. 3: Industrielle Entwicklung an der Rummelsburger Bucht .....	27
Abb. 4: Sedimentbohrkerne vor 2001 .....	30
Abb. 5: Abgrenzung des NW- und SO-Beckens der Rummelsburger Bucht (WOLTER & RIPL 1998) .....	31
Abb. 6: Sanierungsmaßnahmen zwischen 1999 und 2001, verändert nach (SENSTADT 2001) .....	32
Abb. 7: Wassertiefen in der Rummelsburger Bucht (WERNER 2011) .....	34
Abb. 8: Schlammmächtigkeiten in der Rummelsburger Bucht (WERNER 2011) .....	35
Abb. 9: Sedimentbohrkerne und Greiferproben nach 2001 .....	36
Abb. 10: Einzugsgebiet des Ruschegrabens .....	39
Abb. 11: Messraster des Forschungsprojektes RuBuS in der Rummelsburger Bucht .....	45
Abb. 12: Installation der Messanlage in der Rummelsburger Bucht .....	46
Abb. 13: Montage der Sedimentfallen (links) und Installation im Gewässer (rechts) .....	47
Abb. 14: Sedimentfallen bei der Leerung und Fischfund in der Sedimentfalle .....	48
Abb. 15: Sensoren der Multisensorkette (links) und Unterwasserkonstruktion (rechts) .....	50
Abb. 16: ADCP-Strömungsmessgerät im Einsatz .....	51
Abb. 17: Die für die Versuche zur schiffsinduzierten Remobilisierung der Sedimente verwendeten Schiffstypen: Fahrgastschiff (links), Motoryacht (rechts) .....	52
Abb. 18: Messnetz zur Untersuchung der schiffsinduzierten Remobilisierung von Sedimenten .....	53
Abb. 19: Die für die Versuche zur schiffinduzierten Remobilisierung von Sedimenten verwendete Sedimentfallenkonstruktion (links) und Lage der Sedimentfalle (Boje) an der Anlegestelle Rummelsburger See .....	53
Abb. 20: Schiffsmanöver des Fahrgastschiffes (links) und der Motoryacht (rechts) beim An- und Ablegen an die Anlegestelle „Rummelsburger See“ während der Untersuchungen zur schiffsinduzierten Remobilisierung von Sedimenten .....	54
Abb. 21: Untersuchungsschema Laboranalytik .....	58
Abb. 22: Ablaufschema Analytik (Labor der Physischen Geographie der Freien Universität Berlin) .....	61
Abb. 23: Eluat nach der Filtration (links Bohrkern, rechts Sedimentfalle) .....	65
Abb. 24: Niederschlag und Trübung in 1, 2 und 3 m Tiefe vom 06.11.2014 bis 17.01.2015, die grün unterlegten Bereiche markieren die untersuchten Wind-/Trübungsereignisse .....	69
Abb. 25: Entnahmepunkte der Sedimentkerne von WOLTER & RIPL 1998 (gelb) und RuBuS 2015 (lila) .....	71
Abb. 26: Niederschlag und Lufttemperatur an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.06.14 und dem 01.01.15 (Tagesmittelwerte für Temperatur und Tagessummen für Niederschlag) .....	74

Abb. 27: Niederschlag und Lufttemperatur an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.01.15 und dem 22.07.15 (Tagesmittelwerte für Temperatur und Tagessummen für Niederschlag).....	74
Abb. 28: Vergleich der Niederschläge zwischen Juni und Mai auf dem Tempelhofer Flugfeld (2004 bis 2015) und der Rummelsburger Bucht (Juni 2014 bis Mai 2015) .....	75
Abb. 29: Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.06.14 und dem 31.12.14 (Tagesmittelwerte) .....	76
Abb. 30: Windgeschwindigkeit und –richtung an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.06.14 und dem 31.12.14 (links: 01.06.14 bis 30.09.14, rechts: 01.10.14 bis 31.12.14).....	76
Abb. 31: Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.01.15 und dem 22.07.15 (Tagesmittelwerte) .....	77
Abb. 32: Windgeschwindigkeit und –richtung an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.01.15 und dem 22.07.15 (links: 01.01.15 bis 31.03.15, rechts: 01.04.15 bis 22.07.15).....	77
Abb. 33: Vergleich der stündlichen Windrichtungen an der Rummelsburger Bucht und Tempelhof im September 2014 .....	78
Abb. 34: Vergleich der Windgeschwindigkeiten zwischen dem Flugfeld Tempelhof (DWD), der Rummelsburger Bucht und den nach Hellmann korrigierten Werten der Rummelsburger Bucht (Tagesmittelwerte zwischen dem 01.06.2015 und 22.07.2015) .....	79
Abb. 35: Fließgeschwindigkeiten und –richtungen in der Rummelsburger Bucht am 27.08.2014 und die Windgeschwindigkeiten und –richtungen am 26. und 27.08.2014 .....	80
Abb. 36: Fließgeschwindigkeiten und –richtungen in der Rummelsburger Bucht am 12.11.2014 und die Windgeschwindigkeiten und –richtungen am 11. und 12.11.2014 .....	82
Abb. 37: Fließgeschwindigkeiten und –richtungen in der Rummelsburger Bucht am 09.12.2014 und die Windgeschwindigkeiten und –richtungen am 08. und 09.12.2014 .....	83
Abb. 38: Fließgeschwindigkeiten und –richtungen in der Rummelsburger Bucht am 02.07.2015 und die Windgeschwindigkeiten und –richtungen am 01. und 02.07.2015 .....	84
Abb. 39: Pegelschwankungen in der Rummelsburger Bucht zwischen dem 12.11.2014 und dem 25.05.2015.....	85
Abb. 40: Wassertemperaturen in der Rummelsburger Bucht in 1, 2 und 3 m Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015 .....	86
Abb. 41: Sauerstoffsättigung [%] in der Rummelsburger Bucht in 1, 2 und 3 m Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015 .....	88
Abb. 42: Sauerstoffgehalt [mg/l] in der Rummelsburger Bucht in 1, 2 und 3 m Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015 .....	88
Abb. 43: Trübungswerte [NTU] in der Rummelsburger Bucht in 1, 2 und 3 m Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015 .....	91
Abb. 44: Chlorophyll-a-Gehalt [RFU] in der Rummelsburger Bucht in 1, 2, und 3 m Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015 .....	93

Abb. 45: Anteile der organischen Substanz im Feststoff (BK = Bohrkerne, SF = Sedimentfallen) .....	94
Abb. 46: Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt im Feststoff (BK = Mittelwerte der Bohrkernschichten, SF = Sedimentfallen) .....	94
Abb. 47: Anteile an TIC und TOC im Feststoff (BK = Mittelwerte der Bohrkernschichten, SF = Sedimentfallen) .....	95
Abb. 48: Anteile an TIC und TOC in den Eluaten (BK = Bohrkernschichten, SF = Sedimentfallen) .....	95
Abb. 49: Phosphat- und Schwefelgehalt im Feststoff (BK = Mittelwerte der Bohrkernschichten, SF = Sedimentfallen) .....	96
Abb. 50: Phosphorgehalt in den Eluaten .....	96
Abb. 51: Calcium- und Schwefelgehalt in den Eluaten.....	96
Abb. 52: Calcium- und Magnesiumgehalt im Feststoff (BK = Mittelwerte der Bohrkernschichten, SF = Sedimentfallen) .....	97
Abb. 53: Magnesiumgehalt in den Eluaten .....	97
Abb. 54: Sedimentationsraten der KW 20-28 (2014) in der Rummelsburger Bucht, ermittelt anhand der Gesamtfüllmengen in den Sedimentfallen .....	98
Abb. 55: Sedimentationsraten pro Tag der KW 20-28 (2014) in der Rummelsburger Bucht, ermittelt anhand der Gesamtfüllmengen in den Sedimentfallen.....	99
Abb. 56: Sedimentationsraten von Mai-August 2014 und von August –November 2014 in der Rummelsburger Bucht, ermittelt anhand der Füllmengen der ersten und zweiten Leerung in den Sedimentfallen.....	100
Abb. 57: Sedimentationsraten aller fünf Leerungen (fehlende Daten sind in grau gekennzeichnet) .....	101
Abb. 58: Sedimentationsraten vom 15.05.2014 bis 16.04.2015; die Standorte 6, 17 und RP weisen abweichende Verweildauern im Gewässer auf .....	102
Abb. 59: Fließgeschwindigkeiten in 150 cm Tiefe an der Anlegestelle „Rummelsburger See“ vor Ankunft des Fahrgastschiffes (1. Referenzmessung), Datum der Messung: 07.06.2015 .....	105
Abb. 60: Fließgeschwindigkeiten in 150 cm Tiefe an der Anlegestelle „Rummelsburger See“ direkt nach Ankunft des Fahrgastschiffes, Datum der Messung: 07.06.2015 .....	106
Abb. 61: Fließgeschwindigkeiten in 150 cm Tiefe an der Anlegestelle „Rummelsburger See“ direkt nach Abfahrt des Fahrgastschiffes, Datum der Messung: 07.06.2015 .....	106
Abb. 62: Fließgeschwindigkeiten in 150 cm Tiefe an der Anlegestelle „Rummelsburger See“ direkt nach Ankunft der Motoryacht, Datum der Messung: 07.06.2015.....	107
Abb. 63: Trübungsmessung Manöver Fahrgastschiff, Datum der Messung: 07.06.2015 .....	109
Abb. 64: Trübung und Strömungsrichtungen in 150 cm Tiefe an der Anlegestelle „Rummelsburger See“ direkt nach Ankunft des Fahrgastschiffes, Datum der Messung: 07.06.2015 .....	110
Abb. 65: Trübungsmessungen Manöver Motoryacht .....	110
Abb. 66: Trockenmassen in den Sedimentfallen vom 07.-08.06.15.....	111

Abb. 67: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 1 .....	112
Abb. 68: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 3 .....	113
Abb. 69: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 6 .....	113
Abb. 70: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 8 .....	114
Abb. 71: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 11 .....	114
Abb. 72: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 15 .....	115
Abb. 73: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns RP .....	115
Abb. 74: Korngrößenverteilungen der Schwebstoffe aus den Sedimentfallen 1 bis 6 .....	117
Abb. 75: Korngrößenverteilungen der Schwebstoffe aus den Sedimentfallen 7 bis 12 .....	117
Abb. 76: Korngrößenverteilungen der Schwebstoffe aus den Sedimentfallen 13 und RP .....	118
Abb. 77: Bleigehalte in den Feststoffen .....	119
Abb. 78: Cadmiumgehalte in den Feststoffen .....	120
Abb. 79: Chromgehalte in den Feststoffen .....	121
Abb. 80: Nickelgehalte in den Feststoffen .....	122
Abb. 81: Kupfergehalte in den Feststoffen .....	123
Abb. 82: Zinkgehalte in den Feststoffen .....	124
Abb. 83: Quecksilbergehalte in den Feststoffen .....	125
Abb. 84: Kupfer im Eluat .....	129
Abb. 85: $\Sigma$ 6 PAK in den Feststoffen .....	131
Abb. 86: Benzo(a)pyren in den Feststoffen .....	132
Abb. 87: Kohlenwasserstoffe (MKW) in den Feststoffen .....	133
Abb. 88: $\Sigma$ 7 PCB-Gehalte in den Feststoffen der Sedimentfallen und Bohrkerne (oberste Schicht) .....	134
Abb. 89: $\Sigma$ 7 PCB -Gehalte in den Feststoffen für alle Schichten an ausgewählten Positionen .....	135
Abb. 90: PCB-Einzelkongenere in Feststoffen .....	136
Abb. 91: Dibutyl- und Tributylzinn in den Feststoffen .....	137
Abb. 92: AOX-Gehalte in den Feststoffen .....	138
Abb. 93: Verteilungsmuster der Gehalte ausgewählter organischer Schadstoffe in der obersten Schicht der Bohrkerne .....	139
Abb. 94: MKW-Gehalte in den Eluaten .....	143
Abb. 95: Ergebnisse Leuchtbakterientest .....	150
Abb. 96: PAK - Feststoffgehalte und Mobilisierung durch Elution .....	152
Abb. 97: MKW - Feststoffgehalte und Mobilisierung durch Elution .....	153
Abb. 98: Niederschlag, Chlorophyllgehalt und Sauerstoffsättigung in einem Meter Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015 (Messlokalitäten: Niederschlag südöstliches Ufer; Chlorophyll und Sauerstoff Sensormesskette Seemitte; vgl. Kap. 5.1.) .....	160

---

Abb. 99: Niederschlag und Trübung in 1, 2, und 3 m Tiefe in der Rummelsburger Bucht von Aug. 2014 bis Aug. 2015, dargestellt sind die Tagesmittelwerte der Trübung und die Tagessummen der Niederschläge (Messlokalitäten: Niederschlag südöstliches Ufer; Trübung Sensormesskette Seemitte; vgl. Kap. 5.1.).....	161
Abb. 100: Vergleich des Eisengehaltes in der Rummelsburger Bucht zwischen WOLTER & RIPL (1998) und RUBUS (2015). Negative Werte zeigen eine Abnahme des Gehaltes in diesem Zeitraum.....	168
Abb. 101: Vergleich des Cadmiumgehaltes der Rummelsburger Bucht zwischen WOLTER & RIPL (1998) und RUBUS (2015). Negative Werte zeigen eine Abnahme des Gehaltes in diesem Zeitraum.....	169
Abb. 102: Vergleich des Bleigehaltes in der Rummelsburger Bucht zwischen WOLTER & RIPL (1998) und RUBUS (2015). Negative Werte zeigen eine Abnahme des Gehaltes in diesem Zeitraum.....	170
Abb. 103: Vergleich des Zinkgehaltes in der Rummelsburger Bucht zwischen WOLTER & RIPL (1998) und RUBUS (2015). Negative Werte zeigen eine Abnahme des Gehaltes innerhalb dieser Zeitspanne.....	171



## TABELLENVERZEICHNIS

Tab. 1: Horizontale und vertikale Überschreitung der Zuordnungswerte (Z 2) einzelner Substanzen (WERNER 2012).....	35
Tab. 2: Toxizitätsklassen zur Sedimentbewertung und Handhabungskategorien für die Baggergutverbringung (BfG-MERKBLATT 2011).....	43
Tab. 3: Prioritäre Schwermetalle.....	55
Tab. 4: Projektrelevante organische Verbindungen (prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe nach WRRL).....	55
Tab. 5: PAK-Einträge in die Oberflächengewässer in Deutschland (ARLE et al. 2014).....	56
Tab. 6: Übersicht Untersuchungsverfahren.....	59
Tab. 7: Untersuchung und Kornfraktion.....	62
Tab. 8: Relevante Schwermetalle und Nährstoffe.....	63
Tab. 9: Vergleichene Positionen (WOLTER & RIPL 1998 und Projekt RuBuS), Distanz zwischen den Punkten.....	70
Tab. 10: Vergleichene Schichten (WOLTER & RIPL 1998 und RuBuS-Projekt).....	71
Tab. 11: Umrechnung der Fließgeschwindigkeitsklassengrenzen von m/h in m/s.....	80
Tab. 12: Wassertemperaturen [°C] in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2015, fehlende Daten sind mit „*“ gekennzeichnet.....	86
Tab. 13: Sauerstoffsättigung [%] in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2015, fehlende Daten sind mit „*“ gekennzeichnet.....	87
Tab. 14: pH-Werte in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2015, fehlende Daten sind mit „*“ gekennzeichnet.....	89
Tab. 15: Trübungswerte [NTU] in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2015, fehlende Daten sind mit „*“ gekennzeichnet.....	90
Tab. 16: Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2014, fehlende Daten sind mit „*“ gekennzeichnet.....	92
Tab. 17: Relativer Chlorophyll-a-Gehalt [RFU] in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2014, fehlende Daten sind mit „*“ gekennzeichnet.....	92
Tab. 18: Ergebnisse der Kreuzkorrelation von Wind- und Trübungsdaten.....	103
Tab. 19: Vergleich der Kontamination im nördlichen und südlichen Bereich der Bucht (hinsichtlich der Metalle und Nichtmetalle).....	126
Tab. 20: Vergleich der Kontamination in den Bohrkernen mit dem Referenzkern (hinsichtlich der Metalle und Nichtmetalle).....	127
Tab. 21: Vergleich der Kontamination in den Bohrkernen und den Sedimentfallen (hinsichtlich der Metalle und Nichtmetalle).....	128

Tab. 22: Vergleich der Kontamination im nördlichen und südlichen Bereich der Bucht (hinsichtlich der organischen Schadstoffe) .....	140
Tab. 23: Vergleich der Kontamination in den Bohrkernen mit dem Referenzkern (hinsichtlich der organischen Schadstoffe) .....	141
Tab. 24: Vergleich der Kontamination in den Bohrkernen und den Sedimentfallen (hinsichtlich der organischen Schadstoffe) .....	142
Tab. 25: PAK-Verbindungen in den Eluaten der Bohrkern in Bezug zur ZHK-UQN .....	144
Tab. 26: PAK-Verbindungen in den Eluaten der Sedimentfallen in Bezug zur ZHK-UQN .....	145
Tab. 27: Begründung der Probenauswahl für die Durchführung der Ökotoxtests .....	147
Tab. 28: Ergebnisse Sedimentkontakttest mit <i>Arthrobacter globiformis</i> .....	148
Tab. 29: Ergebnisse Wasserlinsentest mit <i>Lemna minor</i> .....	149
Tab. 30: Bewertung ausgewählter Proben anhand ihrer Toxizität .....	155
Tab. 31: Schwermetallkonzentration in den Sedimenten der Rummelsburger Bucht sowie kontaminierter Standorte in Deutschland und weltweit (Mittelwerte in mg/kg TM; BK = Bohrkern, SF = Sedimentfallen) .....	178
Tab. 32: PAK-Konzentration in den Sedimenten der Rummelsburger Bucht sowie konterminierter Standorte in Deutschland und weltweit (Mittelwerte in mg/kg TM; BK = Bohrkern, SF = Sedimentfallen) .....	179
Tab. 33: MKW-Konzentration in den Sedimenten der Rummelsburger Bucht sowie konterminierter Standorte in Deutschland und weltweit (Mittelwerte in mg/kg TM; BK = Bohrkern, SF = Sedimentfallen) .....	179
Tab. 34: PCB-Konzentration in den Sedimenten der Rummelsburger Bucht sowie konterminierter Standorte in Deutschland und weltweit (Mittelwerte in mg/kg TM; BK = Bohrkern, SF = Sedimentfallen) .....	180
Tab. 35: Bewertung Sedimentqualität - Übersicht vorhandene UQN bzw. SQG für relevante Schadstoffe im Projekt .....	203
Tab. 36: Untersuchte organische Schadstoffe und deren Einstufung .....	204
Tab. 37: Untersuchungsumfang organische Schadstoffe .....	205
Tab. 38: Standzeiten und Entnahmedaten der Sedimentfallen .....	228



---

## GLOSSAR

ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler
ANOVA	Varianzanalyse
Agfa	Aktiengesellschaft für Anilinfabrikation
AFS	Abfiltrierbare Stoffe
AOX	Adsorbierbare organische Halogene
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BK	Bohrkern
BSB	biologischer Sauerstoffbedarf
BTEX	Flüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe
BWB	Berliner Wasserbetriebe
C	Kohlenstoff
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
DBT	Dibutylzinn
DDX	Dichlordiphenyltrichlorethan und dessen Isomere bzw. Metabolite
DWD	Deutscher Wetterdienst
EOX	Extrahierbare organische Halogene
EPA	Environmental Protection Agency
EQS	Environmental Quality Standard, englischer Ausdruck für UQN
Fe	Eisen
GPS	Global Positioning System
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Wasserstoffperoxid
HCH	Hexachlorcyclohexan
HCl	Salzsäure
Hg	Quecksilber
JD	Jahresdurchschnitt
K	Kalium
KW	Kalenderwoche
LEL	Lowest Effect Level
LHKW	Leichtflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
MHG	Marzahn-Hohenschönhausener Grenzgraben
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
Mg	Magnesium

Mn	Mangan
N	Stickstoff
Na	Natrium
Ni	Nickel
NTU	Nephelometric turbidity unit
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OZV	Organozinnverbindungen
P	Phosphor
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PEL	Probable Effect Level
PO <sub>4</sub>	Phosphat
p,p'-DDD	Dichlordiphenyldichlorethan
pT-Wert	<i>potentia toxicologiae</i> = toxikologischer Exponent, gewässertoxikologische Klassifizierung
RFU	Relative Fluorescence Unit
REACH	Europäische Chemikalienverordnung
RP	Referenzpunkt
S	Schwefel
SEL	Severe Effect Level
SF	Sedimentfalle
SHKW	Schwerflüchtige halogenierte Kohlenwasserstoffe
SOK	Sedimentoberkante
SQG	Sediment Quality Guidelines
STV	Sprengstofftypische Verbindungen
TEL	Threshold Effect Level
TBT	Tributylzinn
TIC	Anorganischer Kohlenstoff
TM	Trockenmasse
TOC	Organische Kohlenstoff
TS	Trockensubstanz
UABG	Gesellschaft für Umweltanalytik, Boden- und Gewässerschutz
UGN	EU Umweltsqualitätsnormen
UQN	Umweltqualitätsnorm
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZHK	Zulässige Höchstkonzentration
Zn	Zink

# 1 EINLEITUNG

Die industrielle Nutzung von Binnengewässern im urbanen Raum hat seit Beginn der Industrialisierung immer wieder zu einer hohen Belastung mit organischen und anorganischen Schadstoffen geführt. Hiervon sind insbesondere langsam fließende oder stehende Gewässer betroffen, wie bspw. die Havelseekette oder die Spree im Berliner Raum. Während an vielen Stellen die historisch bedingte Belastungssituation in diesem Bereich gut abgebildet werden kann, fehlt es jedoch an grundlegenden Kenntnissen darüber, wie sich die Sedimentdynamik und Sedimentneubildung verhält, wie hoch das Remobilisierungspotential aus chemischer und aus physikalischer Sicht ist und welche ökotoxikologischen Wirkungsgradienten zu erwarten sind. Die Rummelsburger Bucht als Teil der urbanen Spree steht exemplarisch für diese Problematik, die nicht nur für die Erreichung eines guten ökologischen Zustandes nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, sondern auch für die Verbesserung der Sedimentqualität und damit für die Belastungssituation der Berliner und Unteren Havel und der Elbe relevant ist.

Die Rummelsburger Bucht ist ein Altarm der Spree im Zentrum Berlins. Ihre Sedimente weisen aufgrund einer langjährigen industriellen Nutzung seit Beginn der Industrialisierung eine hohe Belastung an persistenten Schadstoffen (u.a. PAK, MKW, Schwermetalle) auf. Heute unterliegt die Bucht einer intensiven urbanen Nutzung mit unterschiedlichen Ansprüchen (Wohngebiet, Dienstleistungsgewerbe, Naherholungsfunktion).

Im Gegensatz zu vorhergehenden Studien, welche die Qualität der Sedimente in der Rummelsburger Bucht zum Gegenstand hatten, wurden im Zuge des Forschungsprojektes „RuBuS“ die Schadstoffbelastungen des Sedimentes sowie der Schwebstoffe erstmals flächendeckend erfasst und einer Risikobewertung unterzogen. Weiterhin erfolgte ein umfassendes Monitoring der Sedimentationsdynamik und der Randbedingungen, wie die Strömungsverhältnisse in der Bucht, die Wasserparameter oder die örtlichen meteorologischen Kennwerte.

Das Forschungsprojekt "RuBuS" schafft mit der Untersuchung der aktuellen Bedingungen die Datenbasis zur Ableitung zukünftiger Handlungsmaßnahmen.

## 2 FRAGESTELLUNG

Die Untersuchungen erfolgen hinsichtlich der Analyse und dem Verständnis der Dynamik, Schadstoffbelastung und Ökotoxizität der Sedimente in der Rummelsburger Bucht. Die Messergebnisse sollen Aufschluss geben über unterschiedliche Einflussfaktoren und Mechanismen, die eine wichtige Rolle für eine Remobilisierung und Akkumulation der Sedimente und die Belastungssituation spielen. Es kann aufgrund der Komplexität des Themas nicht der Anspruch bestehen, die Prozesse und Einflussgrößen vollständig zu erklären, zumal sie sich nur sehr schwer unter Feldbedingungen in gleichzeitig hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung erfassen und messen lassen. Vielmehr geht es um die bestmögliche Erfassung von Indikatoren und das Erkennen von räumlichen und zeitlichen Mustern und Wirkungszusammenhängen.

Dem Untersuchungsansatz liegt eine bestimmte Vorstellung über wirkende Einflussgrößen in einem urban geprägten Gewässer zugrunde und schließt umliegende Einzugsgebiete in die Betrachtung ein. Jedoch müssen vor dem Hintergrund verfügbarer Projektressourcen Einschränkungen bzgl. des Untersuchungsumfanges und Untersuchungsraumes gemacht werden. Es können somit nicht alle formulierten Fragen Gegenstand der Untersuchungen sein. Sie müssen zunächst unbeantwortet bleiben. Vor diesem Hintergrund werden im Rahmen des Forschungsprojektes „RuBuS“ folgende Einzelfragestellungen genauer untersucht:

- 1.) Können die Schadstoffe in den hoch belasteten Sedimenten der Rummelsburger Bucht durch Sedimentneubildung fixiert werden und kann sich damit ohne weitergehende Maßnahmen eine "natürliche" Besiedlung der Sedimente entwickeln?
- 2.) Damit verbunden ist die Frage, ob, seit wann und in welchem Umfang ein solcher Prozess schon stattgefunden hat und wie sich die aktuellen Sedimentationsraten unter gegebenen Bedingungen gestalten und ob sich ein Jahrzehnt nach erfolgter Sanierung eine unbelastete Sedimentauflage gebildet hat?
- 3.) Welchen Einfluss haben Strömung und Turbulenz auf eine mögliche Resuspension/Remobilisierung der Sedimente, welche Größenordnung nehmen sie an und wie sind sie räumlich und zeitlich verteilt?
- 4.) Wie gut sind die organischen und anorganischen Schadstoffe im Sediment fixiert und in welchem Ausmaß beeinflussen sie die unter 1.) genannte Besiedlung, welche ökotoxikologische Wirkungsgradienten sind innerhalb des abgelagerten und neuen Sediment zu finden und welche Risiken gehen hiervon aus?

### 3 UNTERSUCHUNGSGEBIET

Die Rummelsburger Bucht bzw. der Rummelsburger See ist ein Teilstück eines alten Spreearmes im östlichen Zentrum von Berlin (Abb. 1). Die Bucht hat eine Länge von 1,6 km und misst an der breitesten Stelle 330 m. Die Seefläche beträgt mehr als 45 ha. Die maximale Tiefe der Bucht wird mit 4,3 bis 4,8 m angegeben, die mittlere Tiefe liegt bei ca. 2,3 m. Das Volumen des Wasserkörpers beträgt ungefähr 1,1 Mio. m<sup>3</sup>. Auf Grund der Stauregelung der Spree unterliegt der Wasserstand nur geringen Schwankungen. Der Gewässerboden ist fast durchgängig mit mehr als 1 m mächtigem Faulschlamm bedeckt, lediglich an einigen Uferzonen sowie im südöstlichen Teilbecken befinden sich wenige Bereiche, welche keine Bedeckung des Sandes mit Schlammablagerungen aufweisen (WOLTER & RIPL 1998, WERNER 2011).



Abb. 1: Untersuchungsgebiet, verändert nach FROEBEL 2002, ESRI ArcGIS Basemap Imagery 2015

Zuflüsse zur Rummelsburger Bucht sind neben der Spree, die bis Stralau ein Einzugsgebiet von 9707 km<sup>2</sup> entwässert, der Ruschegraben im Norden sowie der Marzahn-Hohenschönhausener Grenzgraben (MHG) am südöstlichen Ende des Nordufers (Abb. 3), die jeweils der Oberflächenentwässerung und dem Überlauf der

Kanalisation städtischer Gebiete dienen. Der Ruschegraben entwässert eine Fläche von 9,38 km<sup>2</sup>, während der MHG ein Einzugsgebiet von 27 km<sup>2</sup> umfasst. Beide Gräben sind im Unterlauf verrohrt. Im Zuge von Sanierungsmaßnahmen 1999 (s. Kapitel 4.1) wurde der Zufluss der Spree und des MHG durch das Einbringen einer Spundwand von der Rummelsburger Bucht abgetrennt, es besteht lediglich eine Verbindung durch eine 18 m breite Öffnung etwa in der Mitte der Spundwand (Abb. 6). Die Länge der Bucht verringerte sich dadurch auf etwa 1,2 km und die Ausdehnung beträgt gegenwärtig etwas mehr als 33 ha (SENSTADT 2001, WOLTER & RIPL 2001). Seit dem Bau der Spundwand hat vor allem der Zufluss aus dem stark versiegelten Einzugsgebiet des Ruschegrabens einen Einfluss auf die Bucht.

### 3.1 Entstehung der Rummelsburger Bucht

Entstanden ist die Rummelsburger Bucht durch mehrfache Verlagerungen des Hauptstroms der Spree in der Vergangenheit. Ehemals verlief dieser in Verlängerung der langgestreckten Rummelsburger Bucht und umschloss die Stralauer Insel im Norden. Der südliche Flussarm entspricht dem heutigen Hauptstrom (Abb. 2). Durch die Verlandung des ehemaligen Gerinnes der Spree nordwestlich von Stralau entstand die heutige Rummelsburger Bucht (HEILMANN 1929).

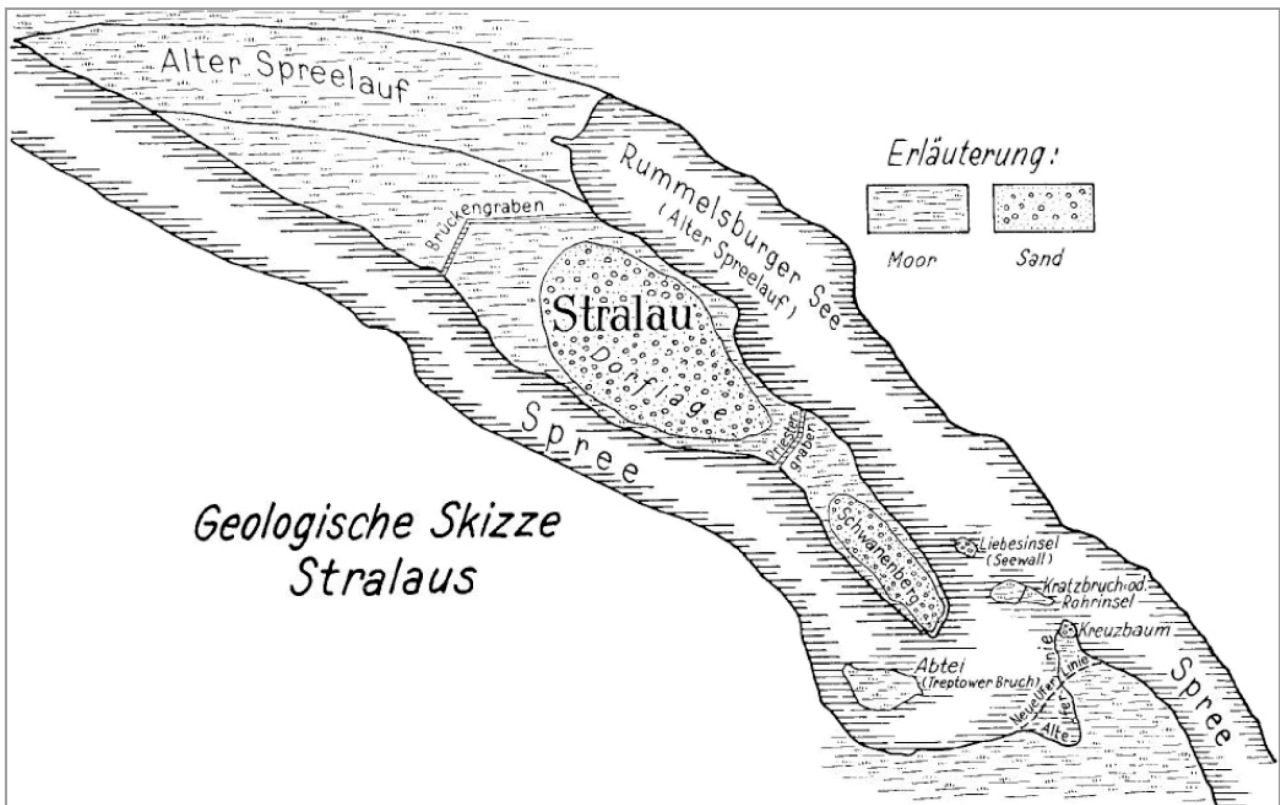


Abb. 2: Geologische Skizze Stralaus (HEILMANN 1929)

### 3.2 Industrielle Entwicklung

Im Zuge der industriellen Entwicklung siedelten sich seit 1850 zahlreiche Betriebe in der Nähe der Bucht an. In Abbildung 3 sind einige der Betriebe aufgeführt, die sich direkt an der Bucht befanden. Insbesondere nach 1880 wurden viele industrielle und gewerbliche Unternehmen gegründet. Beispiele sind die Palmkernöl- und Schwefelkohlenstofffabrik Rengert & Co, die Werft der Havel-Spree-Dampfschiffahrtsgesellschaft Stern und die Stralauer Glashütte Aktiengesellschaft. Diese und andere waren für die Einleitung von Schwermetallen und organischen Schadstoffen in die Rummelsburger Bucht verantwortlich. Schätzungen gehen davon aus, dass bis 1960 etwa 1.000 t Teer durch das Glaswerk in die Bucht geleitet wurden und der Gewässerboden so im Umkreis von 100 m mit teer- und ölhaltigen Stoffen stark verunreinigt wurde. Im Jahr 1887 wurde die Schaarschuhsche Brauerei (später Engelhardt-Brauerei) gegründet, die vermutlich alkalische Abwässer in die Bucht leitete. Ab 1908 entstand im Norden eine Bleischmelze, die ihre Abwässer nur über den Ruschegraben entsorgen konnte. Neben der 1910 entstandenen Asphaltfabrik, folgte 1938 die Gründung der Stralauer Asphalt GmbH. Es muss davon ausgegangen werden, dass im Zuge der Produktion höchstwahrscheinlich polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in die Bucht gelangten.

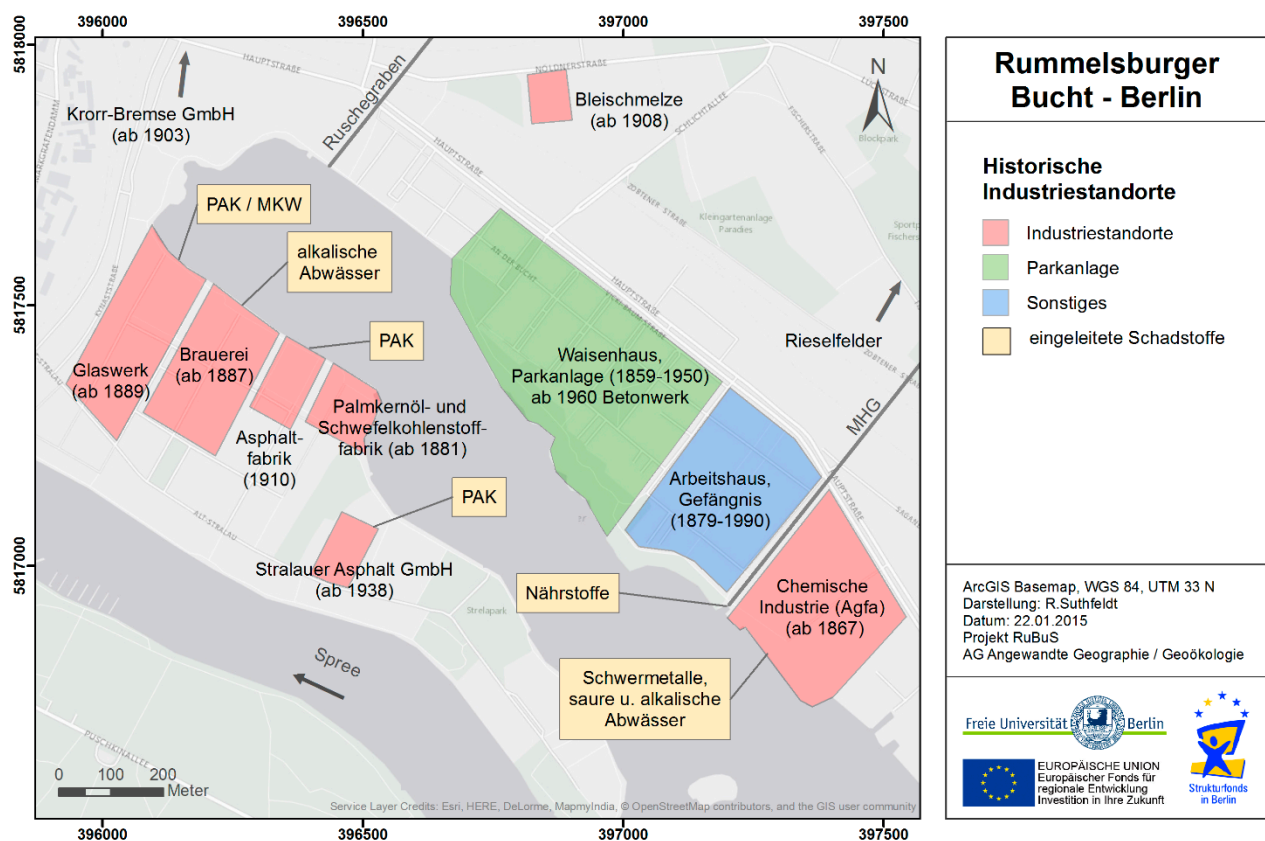


Abb. 3: Industrielle Entwicklung an der Rummelsburger Bucht

Des Weiteren befand sich ab 1965 ein Galvanisierungsbetrieb (VEB ALOXEMA) an der Bucht, der Zink, Nickel sowie Chrom galvanisierte und spezialisiert auf die Oberflächenbehandlung von Eloxal-Schildern war. Durch die Produktion wurden 1974 etwa 4 m<sup>3</sup>/h chromsaures Spülwasser und 30 m<sup>3</sup>/h sauer sowie alkalisch verunreinigtes Kühlwasser in die Rummelsburger Bucht abgeführt. Mit großer Wahrscheinlichkeit war der Betrieb für einen erheblichen Anteil der Schwermetalleinträge verantwortlich. Das erste große Industrieunternehmen vor Ort war die 1867 gegründete Gesellschaft für Anilinfabrikation mbH, aus welcher 1873 die Aktiengesellschaft für Anilinfabrikation (Agfa) hervorging. Agfa stellte vor allem Azofarbstoffe sowie fotochemische Materialien her. Die Produktion führte vermutlich zu einem hohen Eintrag an Schwermetallen sowie sauren und alkalischen Abwässern. Mit dem Betonplattenwerk Rummelsburg, auf deren Gelände sich heute Wohnhäuser befinden, entstand nach 1950 die letzte große Fabrik an der Bucht (BECKER 1989, LASER 1998, WOLTER & RIPL 1998, HINKELMANN 1999, LINK 2003, WINKLHÖFER, K. (2014).

Anfang des 20. Jahrhunderts wies das Wasser in der Rummelsburger Bucht noch eine ausreichende Qualität auf, sodass die Badestellen an den Ufern genutzt werden konnten. Durch die unmittelbare Einleitung und die in die Bucht mündenden Gräben verschlechterte sich die Wasserqualität zunehmend. Bis 1945 wurden daraufhin alle Badestellen in der Nähe der Bucht geschlossen. Mit dem Auftreten der ersten Blaualgenblüte 1948 und der durch das Institut für Wasser- und Lufthygiene festgestellten geringen Sichttiefe wurde die schlechte Wasserqualität offensichtlich. 1954 wurden im Sediment vor dem Glaswerk keine Nährtiere für Fische mehr gefunden und innerhalb der Bucht kaum noch Fische gefangen. Die Rieselfelder bei Falkenberg, welche über den MHG entwässerten, wurden 1969 stillgelegt. Somit konnte mit hoher Wahrscheinlichkeit der Eintrag von Nährstoffen in das Gewässer verringert werden. Ein Jahr später wurde auch die Einleitung von Schadstoffen durch das Glaswerk Stralau eingestellt. Vor den Weltjugendspielen 1973 erfolgte die Beseitigung des Schiffsfriedhofes im Nordwesten der Bucht. Zwischen 1990 und 1997 wurde der Großteil der Industrie an der Bucht stillgelegt. In dieser Zeit erfolgte auch die Umgestaltung der Umgebung der Rummelsburger Bucht zu einem städtebaulichen Entwicklungsbereich, welcher vor allem für Wohnhäuser und Dienstleister vorgesehen war (WOLTER & RIPL 1998, SENSTADT 2001, WERNER 2011).

Ende der 1990er Jahre wurde damit begonnen, ein Sanierungskonzept für das hoch eutrophe und stark belastete Gewässer Rummelsburger Bucht zu entwickeln. Zwischen 1999 und 2001 wurden daraufhin erste Maßnahmen getroffen, um die Gewässer- und Sedimentqualität zu verbessern. Vor und nach diesen Maßnahmen erfolgten auch Messprogramme, die sowohl die Bewertung der Gewässer als auch der Sedimentqualität zum Ziel hatten. In Kapitel 4 werden sowohl die Monitoring-Projekte, als auch die durchgeführten Maßnahmen genauer erläutert, die den Ausgangspunkt für das RuBuS-Projekt darstellen.



## **4 STAND DER FORSCHUNG**

In den folgenden Abschnitten werden die bisherigen Untersuchungen zur Rummelsburger Bucht und dem Zulauf Ruschegraben seit 1998 aufgeführt, sowie die zentralen Ergebnisse zusammenfassend erläutert. Des Weiteren werden die aktuellen Richtlinien und Verordnungen bezüglich der Grenzwerte für verschiedene Schadstoffe aufgelistet sowie deren Anwendbarkeit verdeutlicht.

### **4.1 Bisherige Arbeiten zur Rummelsburger Bucht**

Im Zuge der Entwicklung des Gebiets um die Rummelsburger Bucht zu einem Wohnquartier mit zunehmender Freizeitnutzung, wurde bereits 1995 von der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung in Berlin ein Konzept zur Seesanieung entwickelt, welches externe und interne Maßnahmen beinhaltete. Hieraus geht hervor, dass eine langfristig angelegte Sanierung notwendig ist, die sowohl die Bucht als auch das Spreesystem und die zulaufenden Gräben berücksichtigt. Des Weiteren wurden vorgezogene Therapiemaßnahmen angestrebt, um eine Stabilisierung der seeinternen Prozesse zu erreichen (WOLTER & RIPL 1998, SENSTADT 2001).

Im Jahr 1998 führten PACHUR & ZELLMER eine Untersuchung zur Sedimentqualität u.a. in der Spree und der Rummelsburger Bucht durch, wobei die Schwermetallbelastung im Vordergrund stand. Hierzu erfolgten die Probenahmen an drei Standorten innerhalb der Bucht (Abb. 4). Die Ergebnisse zeigten eindeutig, dass die Sedimente in der Bucht signifikant höher belastet sind als jene in der Spree. Für Cadmium und Chrom wies die Bucht darüber hinaus die höchsten in Berlin gemessenen Konzentrationen auf. Die Untersuchungen zeigten auch, dass die Schwermetallbelastung bei fast allen Elementen nur bis in 2 m Tiefe reicht. Weiterhin wurden die Sedimente in der Bucht 1999 von TAMMS & MAI im Auftrag der Senatsverwaltung hinsichtlich verschiedener Kontaminanten in Feststoffen sowie in Eluaten untersucht. Neben den Schwermetallen wurden unter anderem auch PAK, MKW, PCB, EOX, flüchtige aromatische Kohlenwasserstoffe (BTEX), leichtflüchtige Halogenierte Kohlenwasserstoffe (LHKW) sowie Cyanide analysiert. Die Probenahme erfolgte innerhalb von vier ausgewählten Teilflächen, auf welchen insgesamt 49 Bohrkerne entnommen wurden (Abb. 4). Die Untersuchungen an den Feststoffen ergaben, dass die Gehalte an MKW, PAK, Cyaniden und allen Metallen mit Ausnahme von Thallium die Zuordnungswerte für Berliner Gewässer weit überstiegen (teilweise um ein Vielfaches). Bei den Zuordnungswerten handelt es sich um Vorsorgewerte für Schadstoffe, welche bei der Wiederverwendung von Reststoffen sowie Abfällen bezüglich des Boden- und Grundwasserschutzes einzuhalten sind. Die höchsten Belastungen traten im nordwestlichen Teilbereich der Bucht auf. Im Gegensatz dazu wiesen die Gehalte der PCB und der leichtflüchtigen Substanzen, EOX, BTEX und LHKW nur sehr geringe Werte auf. Häufig befanden sich diese unterhalb der Bestimmungsgrenze. In den Eluaten wurden generell geringere Konzentrationen an Schadstoffen nachgewiesen. Viele der Elementgehalte sowie weitere Schadstoffgruppen lagen zumeist unterhalb der Bestimmungsgrenze. Einige Metalle sowie Chlorid und Sulfat erreichten dennoch Gehalte im Bereich der Zuordnungswerte. Eine Ausnahme war jedoch der Phenolindex, welcher extrem hohe Werte in den Eluaten zeigte (PACHUR & ZELLMER 1998, TAMMS & MAI 1999).

Im Jahr 1998 entstand unter der Federführung des Institutes für Ökologie der TU Berlin in Zusammenarbeit mit der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung eine Konzeption zu Restaurierungs- und Sanierungsmaßnahmen für die Rummelsburger Bucht. Die hierin aufgeführten Ziele waren, den Ist-Zustand der Bucht mit limnologischen Methoden zu erfassen, die Auswirkungen der Belastung der letzten Jahrzehnte zu reduzieren und die Bucht in einen stabilen ökologischen Zustand zu versetzen. Hierbei beinhaltete der erste Schritt der Bestandsaufnahme, die hydrologischen Gegebenheiten zu erfassen, die Wasserparameter zu analysieren, sowie eine umfangreiche Sedimentuntersuchung durchzuführen. Bei den hydrologischen Gegebenheiten wurden besonders die Zuflüsse und der Wasseraustausch mit der Spree untersucht. Zusätzlich wurden die Wasserstände und Wassertiefen aufgenommen. Die Analysen des Wassers der Bucht und der Zuflüsse umfassten die Konzentrationen von Chlorophyll a, Sauerstoff, Phosphor und Stickstoff sowie den biologischen Sauerstoffbedarf (BSB).

Die umfangreichsten Untersuchungen erfolgten zu den Sedimenten. Neben einer Faulschlammkartierung wurden sie physikalisch und chemisch analysiert, die Korngrößenzusammensetzung bestimmt und ein Sedimentationsversuch durchgeführt. Für die physikalischen und chemischen Untersuchungen wurden 1997 insgesamt 24 Sedimentkerne aus der Bucht entnommen (Abb. 4), jeweils bis zu einer Tiefe von 25 cm und in 10 Schichten unterteilt. Hierbei wurde die Bucht in ein nordwestliches und ein südöstliches Becken eingeteilt (vgl. Abb. 5).

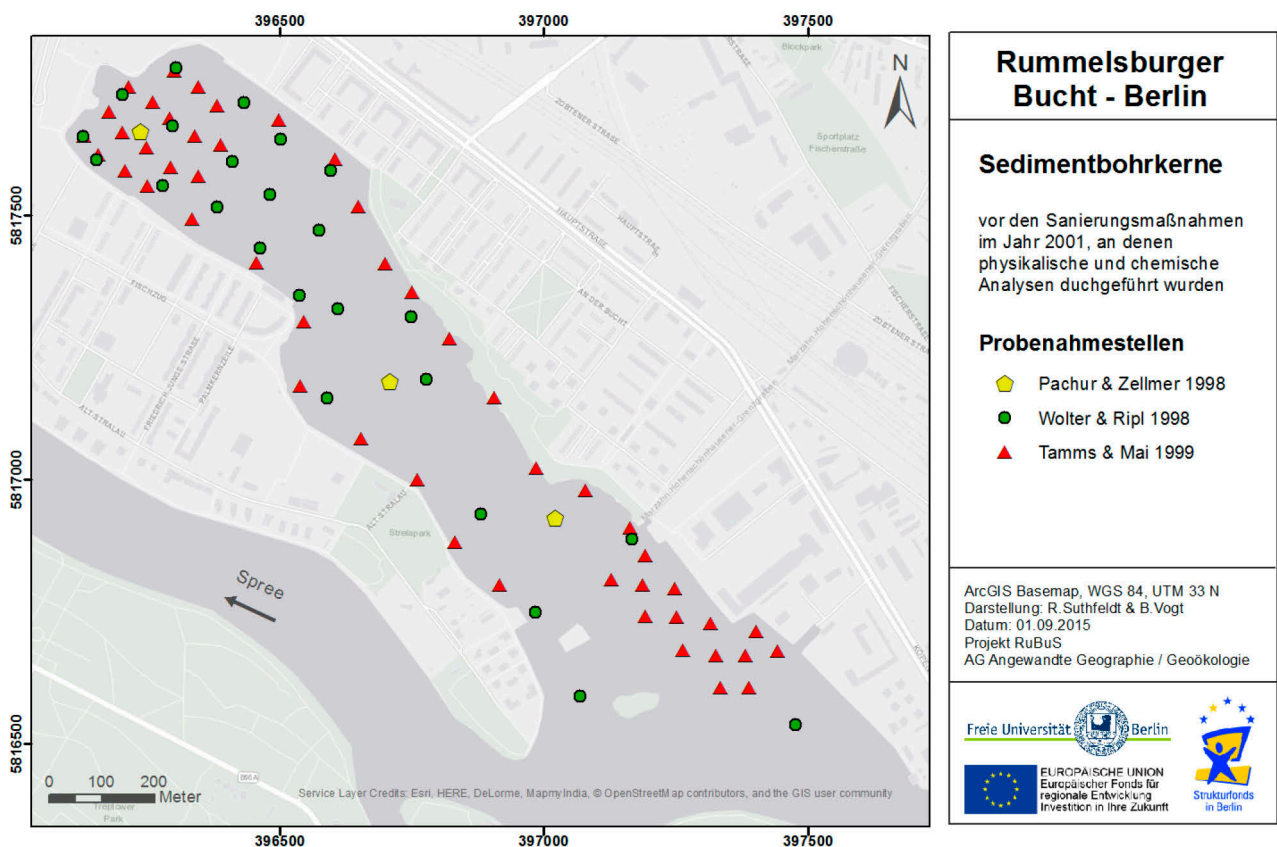


Abb. 4: Sedimentbohrkerne vor 2001

Neben Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Schwefel wurden auch die Metalle Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium, Eisen, Mangan und Zink mittels Flammen-AAS Methode bestimmt. Die Spurenmetalle Aluminium, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Blei wurden mittels Graphitrohrküvette unter Verwendung eines D<sub>2</sub>-Untergrundkompensators analysiert. Die Gehalte an PAK und MKW wurden an 11 der 24 Standorte in den obersten 15 cm der Bohrkerne bestimmt. Dabei wurden 8 der 11 Proben aus dem nordwestlichen Teilbereich und 3 Proben aus dem südöstlichen Bereich entnommen. Die Analysen erfolgten am Institut für Umweltanalytik und Humantoxikologie Berlin (iTox). Die Bestimmung der MKW fand nach DIN 4022 T1 statt und die PAK wurden nach ASE-Extraktion, Säulen Clean-up über GC-MS extrahiert. Die Resultate der Messungen zeigten, dass die Phosphorgehalte in den obersten 25 cm der Sedimente im Mittel mit 13 (NO-Becken) bzw. 10 mg/kg Trockensubstanz (TS) (SW-Becken) als sehr hoch einzustufen sind. Im Gegensatz dazu sind die Schwefelgehalte mit 14 und 7 mg/kg TS gering. Bei den Metallen wurden wiederum generell sehr hohe Werte gemessen. Beispielsweise zeigten die Mittelwerte für Cadmium, Zink und Blei folgende Gehalte im Nordost- bzw. Südwestbecken: Cadmium (29/10 mg/kg TS), Zink (2300/1100 mg/kg TS) und Blei (480/230 mg/kg TS). Dies verdeutlicht, dass die Werte im NW-Becken um das 2 - 3-fache über den Werten des SO-Beckens lagen. Auch im Vergleich zum Durchschnitt anderer Berliner Gewässer lagen die Gehalte im NW-Becken um ein Mehrfaches über diesem Mittelwert (Cadmium sogar um das Sechsfache). Die höchsten Konzentrationen wies die unterste Schicht auf (22,5 – 25 cm). Dies lässt auf einen Rückgang der Einträge oberhalb dieser Sedimentschicht schließen. Die Werte für PAK variierten zwischen 12,4 im SO-Becken und 305 mg/kg TS vor dem ehemaligen Auslauf des Glaswerks Stralau im NW-Becken. Für die MKW wurden ebenfalls im NW-Becken besonders hohe Konzentrationen von bis zu 12.000 mg/kg TS (Ø 6.000 mg/kg TS) gemessen, während im SO-Becken lokal nur 430 mg/kg TS gemessen wurden (WOLTER & RIPL 1998).

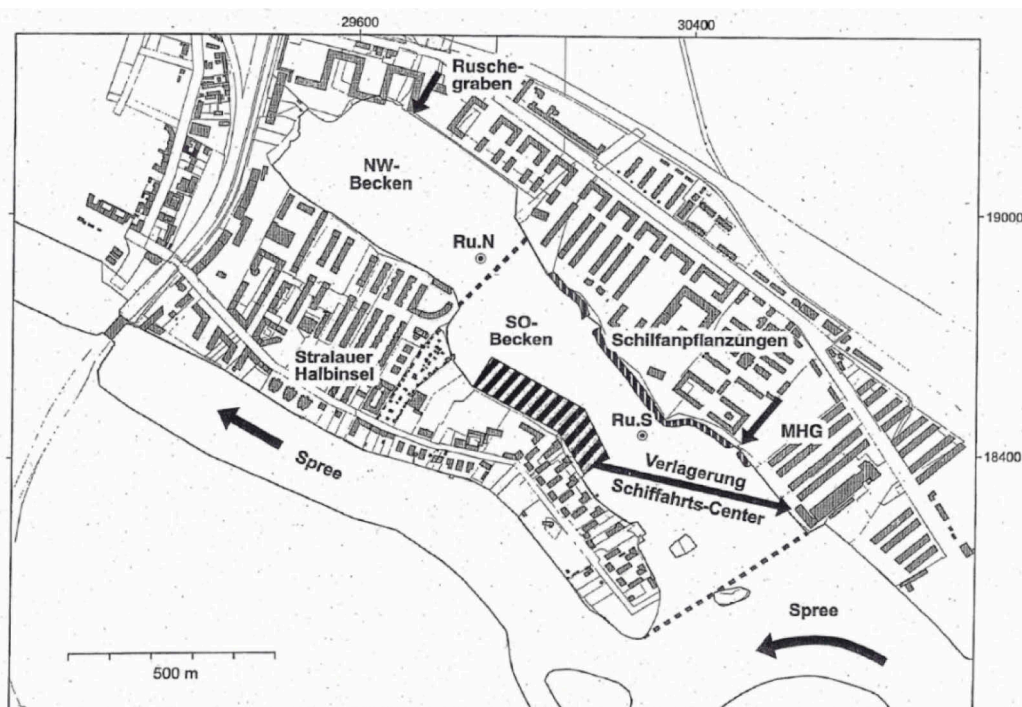


Abb. 5: Abgrenzung des NW- und SO-Beckens der Rummelsburger Bucht (WOLTER & RIPL 1998)

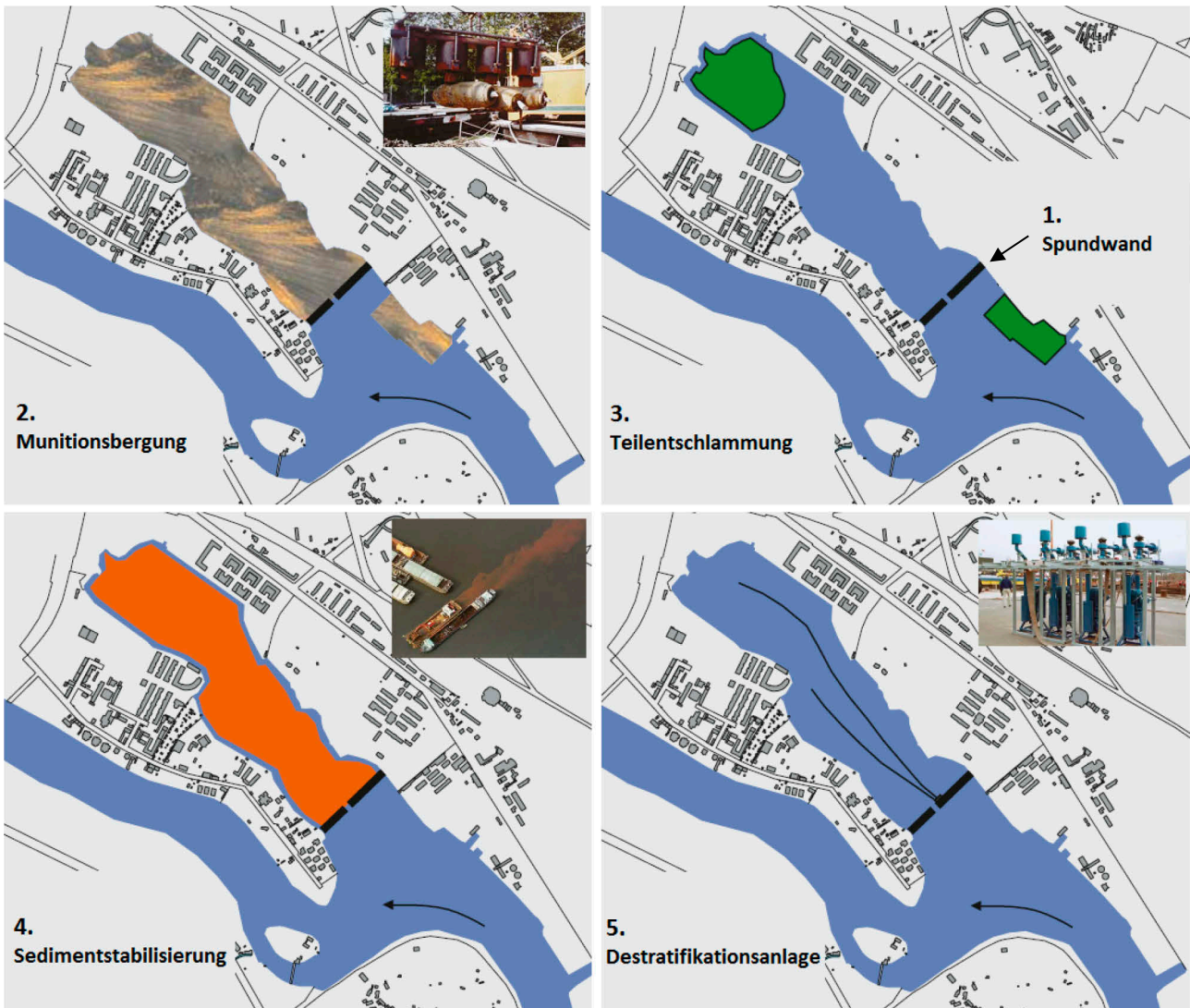


Abb. 6: Sanierungsmaßnahmen zwischen 1999 und 2001, verändert nach (SENSTADT 2001)

Aufbauend auf den Ergebnissen von WOLTER & RIPL 1998 wurden zwischen den Jahren 1999 und 2001 umfangreiche Sanierungsmaßnahmen an der Rummelsburger Bucht durchgeführt. Die Maßnahmen umfassten dabei fünf Teilprojekte (Abb. 6).

Im ersten Teilprojekt wurde eine 250 m lange Spundwand errichtet, mit einer 18 m breiten Öffnung für die Schifffahrt. Ziel dieser Maßnahme war, dass Verdriften der belasteten Sedimente und Schwebstoffe in die Spree weitestgehend zu vermeiden. Andererseits sollte so auch der Frachteintrag aus der Spree und dem MHG minimiert werden. Im zweiten Teilprojekt wurde eine Munitionsbergung durchgeführt, die die Entfernung sämtlicher Relikte aus dem 2. Weltkrieg zur Aufgabe hatte. Insgesamt wurden bei dieser Aktion 5.200 kg Kampfmittel entfernt. Als Drittes wurde eine Teilentschlammung in zwei Bereichen der Bucht durchgeführt. Insgesamt wurden hierbei etwa 70.000 m<sup>3</sup> Nassschlamm entfernt. Auch das Areal vor dem Auslauf des MHG wurde entschlammte, um Raum für die absetzbaren Stoffe aus dem Graben zu schaffen. Im nordwestlichen Becken wurde somit eine Wassertiefe von ca. 2 m realisiert. In dem südöstlichen Entschlammungsbereich wurden ausreichende Wassertiefen für die Umsiedlung des Schifffahrt-Centers hergestellt (siehe Abb. 5). Das



vierte Teilprojekt bestand aus der Sedimentkonditionierung durch Ausbringen von Eisenpräparaten (2.440 t) und Calciumnitrat (600 t). Durch diese Verfahren werden die toxischen Schwefelwasserstoffe im Sediment mittels Eisenhydroxid in Eisensulfid umgewandelt (Pyritisierung), das überschüssige Eisen bindet darüber hinaus Nährstoffe am Gewässergrund. Gleichzeitig fördert die Zugabe von Calciumnitrat die bakterielle Mineralisierung der leicht abbaubaren organischen Substanzen. Als fünfte Maßnahme erfolgte die Installation einer Destratifikationsanlage. Über diese konnten bis zu 1.100 m<sup>3</sup>/h Luft in die Wassersäule der Bucht eingebracht werden. Neben der Durchmischung des Wassers sorgte die Anlage dafür, dass sauerstoffreiches Wasser vermehrt an die Sediment-Wasser-Kontaktzone gelangen konnte (WOLTER & RIPL 1998).

Nach den abgeschlossenen Sanierungsmaßnahmen Ende 2001 oblag es dem Institut für Ökologie (Fachgebiet Limnologie) der Technischen Universität Berlin, die veränderten Gegebenheiten in der Rummelsburger Bucht zu untersuchen und zu bewerten. Betrachtet wurden diesbezüglich die Entwicklung des Wasserkörpers, die Verbesserung der Sedimente durch die Sedimentstabilisierung, die Phosphorfreisetzung aus dem Sediment sowie die potentielle Entwicklung des Faulschlammes. Zur Bewertung der Sedimente wurden im November 2001 erneut 10 Bohrkerne gezogen (Abb. 9). Wie in den Untersuchungen 1998 wurden auch 2001 die obersten 25 cm des Sediments in 10 Schichten (je 2,5 cm) begutachtet. Analysiert wurden neben den Nährstoffen Kohlenstoff, Phosphor, Stickstoff und Schwefel auch die Metalle Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Cu und Pb. Zusätzlich erfolgten Analysen des Porenwassers an 5 Bohrkernen sowie Sauerstoffzehrungsversuche an 4 Kernen. Die Messungen zeigten, dass in den Jahren 2000 und 2001 die Gehalte an Gesamt-P sowie PO<sub>4</sub>-P deutlich unterhalb der Werte in der Spree lagen. Daher ist davon auszugehen, dass das Einbringen der Spundwand den externen Eintrag an Phosphor gemindert hat. Auch die interne Phosphatdüngung aus dem Sediment konnte voraussichtlich durch die Sedimentbehandlung gemindert werden. Zusätzlich zeigten die geringen P-Gehalte im Porenwasser, dass die Behandlung mit Eisenhydroxid hinsichtlich der Bindung von Phosphat erfolgreich war. Eine signifikante Verbesserung der Wasserqualität konnte bis zu diesem Zeitpunkt der Untersuchung nicht festgestellt werden, jedoch wurde die 2. Nitratbehandlung erst im Oktober 2001 durchgeführt und die Destratifikationsanlage nahm erst 2002 den Betrieb auf. Hierbei sollte auch berücksichtigt werden, dass die Wirkung der Eisen- und Nitratbehandlung im Allgemeinen 10 bis 20 Jahre andauern kann. Eine Verringerung der Metallkonzentration in den Sedimenten konnte hingegen nicht festgestellt werden. Einige Metalle (z.B. Cd, Zn und Pb) zeigten sogar höhere Gehalte in den oberen Schichten, was voraussichtlich auf die Munitionsbergung und die damit einhergehende Resuspension sowie Durchmischung der Sedimente zurückzuführen ist (WOLTER et al. 2001).

Infolge von biologischen Untersuchungen im Jahr 2006, die erhebliche Anomalien in der Besiedelung der Sedimente in der Rummelsburger Bucht mit Makrozoobenthos festgestellt hatten, wurden in den nachfolgenden Jahren weitergehende Untersuchungen für eine aktualisierte Erfassung der Gewässersedimente veranlasst. 2011 wurde die UABG GmbH mit der Anfertigung einer Sedimentkartierung beauftragt. Hierbei waren folgende Teilaufgaben zu bearbeiten: Messung der Wassertiefe, Bestimmung von Vorortparametern hinsichtlich der Wasserqualität, Aufnahme eines Sedimentprofils sowie eine organoleptische Ansprache der

Sedimentschichten. Die Bestimmung der Wassertiefen und Schlammmächtigkeiten erfolgte an insgesamt 94 Standorten. Die Schlammmächtigkeiten wurden mit einem Eijkelkamp Saugbohrer bis in 2 m Sedimenttiefe bestimmt. Die jeweiligen Mächtigkeiten sind in Abb. 8 dargestellt. Zusätzlich wurden von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) 10 Greiferproben mittels Birge-Ekman-Greifer für Voruntersuchungen im Labor entnommen. Die Messungen der Wassertiefen machten deutlich, dass das NW-Becken mit Wassertiefen von durchschnittlich etwas über 2 m deutlich flacher ist als das SO-Becken mit Tiefen bis zu 4,5 m (siehe Abb. 7) (WERNER 2011).

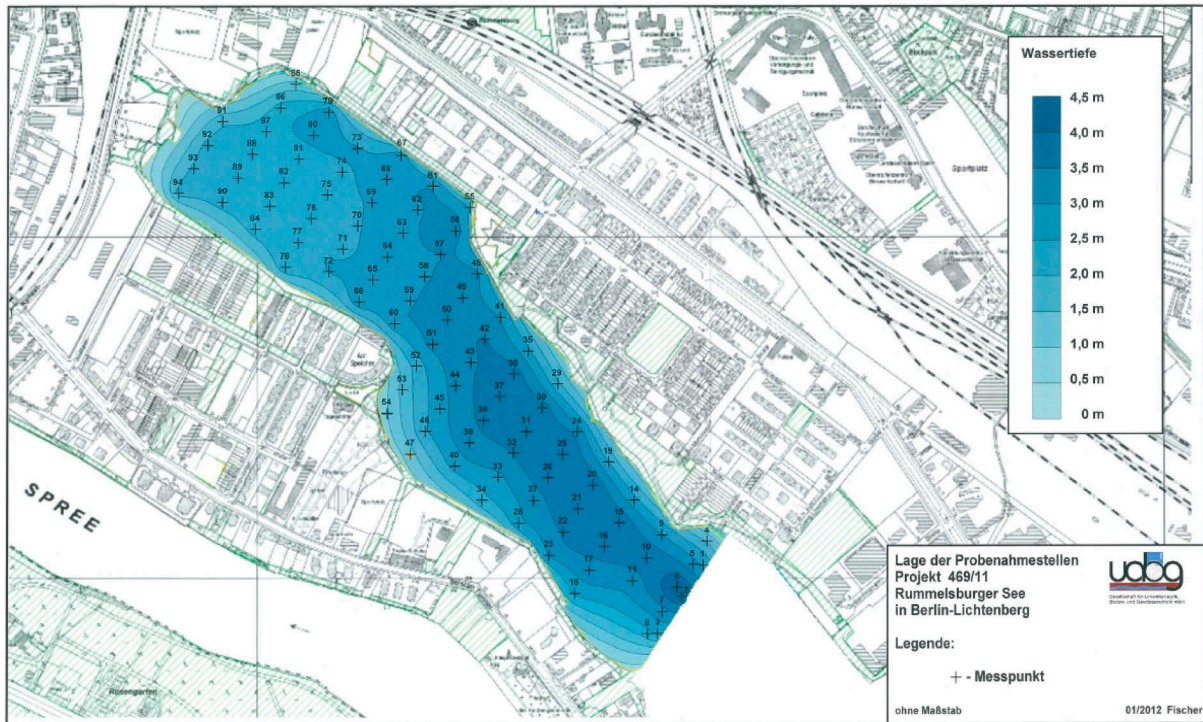


Abb. 7: Wassertiefen in der Rummelsburger Bucht (WERNER 2011)

Die organoleptische Ansprache erfolgte ebenfalls an den 94 Standorten. Hierbei wurden häufig Ölschlieren und ein teerartiger Geruch festgestellt. Besonders am nordwestlichen Ende der Bucht, das durch hohe Sedimentationsraten gekennzeichnet ist, sowie in der Nähe der Spundwand, waren diese Auffälligkeiten an jedem Bohrpunkt erkennbar. Jedoch zeigten auch andere Bohrpunkte innerhalb der Bucht ähnliche Merkmale. Anzumerken ist, dass die Auffälligkeiten teilweise in verschiedenen Tiefen auftraten. Bei den Untersuchungen fiel darüber hinaus auf, dass nahezu keine lebenden Organismen in den Sedimenten zu finden waren. Bei der Bestimmung der Vorortparameter mittels Multiparametersonde, die 10 cm über dem Sediment und 10 cm im Sediment gemessen wurden, waren insbesondere die Unterschiede bezüglich des Sauerstoffgehaltes und der Redoxverhältnisse auffallend (WOLTER & RIPL 1998, WERNER 2011).



Abb. 8: Schlammmächtigkeiten in der Rummelsburger Bucht (WERNER 2011)

Aufbauend auf den Untersuchungen von 2011 wurden von der UABG GmbH 2012 weitere tiefenorientierte chemische Untersuchungen der Sedimente durchgeführt. Hierbei wurden an 6 Standorten (siehe Abb. 9) Sedimente bis in 2,5 m Tiefe mittels Saugbohrer entnommen. Die Proben der einzelnen Standorte wurden in weitere 6 Schichten unterteilt (0-20 cm, 20-50 cm, 50-100 cm, 100-150 cm, 150-200 cm und 200 cm bis Endteufe mit max. 250 cm). An den insgesamt 36 Proben erfolgten Korngrößenanalysen sowie die Bestimmung der Parameter Trockenmasse, TOC, MKW, PAK, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink jeweils am Feststoff.

Tab. 1: Horizontale und vertikale Überschreitung der Zuordnungswerte (Z 2) einzelner Substanzen (WERNER 2012)

Nummer Messpunkt	Bezeichnung	Überschreitung Z 2 bis [m] unter SOK*	Parameter
11	S1	1,00 (0,50)	MKW, PAK, Kupfer
21	S2	1,50 (0,50)	MKW, PAK, Kupfer, Cadmium
38	S3	1,00 (1,00)	MKW, PAK, Kupfer, Cadmium
50	S4	0,50 (0,50)	MKW, PAK, Kupfer, Cadmium
64	S5	2,00 (2,00)	MKW, PAK, Kupfer, Cadmium, Chrom (gesamt), Zink
82	S6	1,00 (1,00)	MKW, PAK, Kupfer, Cadmium, Zink

\*SOK = Sedimentoberkante; Werte in Klammern – Überschreitung Z 2 für die Parameter MKW und PAK



Die Bestimmung der Schwermetalle sowie Arsen fand an der Kornfraktion  $< 63 \mu\text{m}$  statt. Alle weiteren Analysen erfolgten an der Gesamtfraktion. Als Grenzwert für die Überschreitung der jeweiligen Konzentrationen wurde der Zuordnungswert (Z 2) herangezogen. In Tabelle 1 sind die Überschreitungen einzelner Schadstoffe sowie die jeweilige Tiefe aufgeführt, bis zu welcher die Überschreitung gemessen wurde. Die größten Kontaminationen mit MKW und PAK fanden sich im zentralen Bereich der Bucht an Punkt S4. Die Probe weist an der Oberfläche Werte von 5.400 mg/kg MKW und 166 mg/kg PAK auf. Selbst in einer Tiefe von 1,5 bis 2 m wurden noch Gehalte von 3.460 mg/kg MKW und 166 mg/kg PAK gemessen (WERNER 2012).

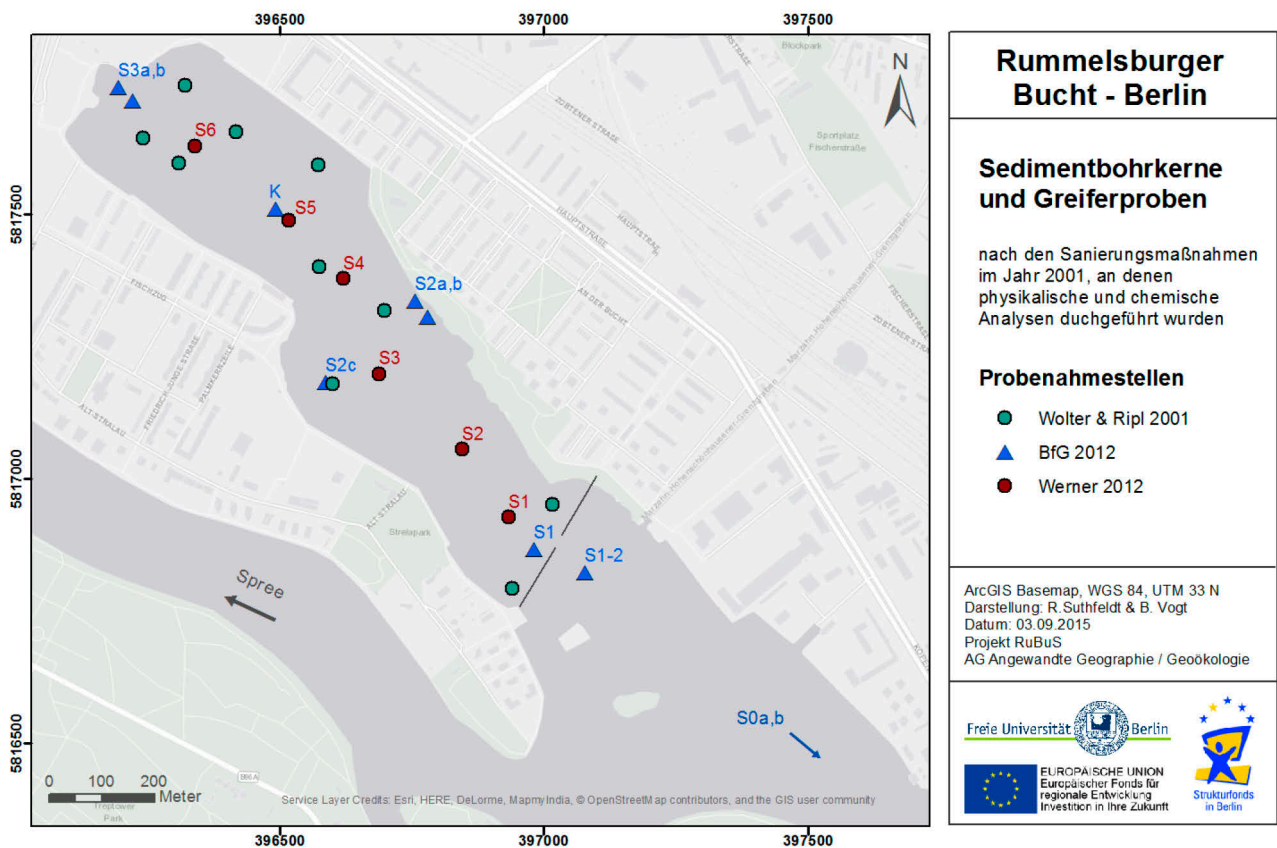


Abb. 9: Sedimentbohrkerne und Greiferproben nach 2001

Im Jahr 2012 begann ein umfangreiches Projekt der BfG in Kooperation mit der Berliner Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umwelt. Es war insbesondere das Ziel, Ausmaß und Ursachen für die Besiedlungsdefizite der Sedimente in der Rummelsburger Bucht zu ermitteln. Dazu wurden chemische, ökotoxikologischen und biologische (aquatische wirbellose Fauna) Untersuchungen durchgeführt. Die Analysen erfolgten an den entnommenen Greiferproben (S1 bis S3) sowie dem Sedimentkern K (Abb. 9, blaue Dreiecke). Neben den Proben aus der Bucht wurden auch Vergleichsmessungen an Proben aus der Spree (S0a, b) und dem Kleinen Müggelsee durchgeführt (BfG 2015). Während mit den Greiferproben die oberen 20 cm des Sediments analysiert wurden, fand die Aufteilung des Sedimentkerns in 5 Schichten (je 10 cm Stärke) statt. Zu berücksichtigen ist, dass hierbei nach Aussage der BfG eine Kompression der Sedimente im Stechrohr stattfand.



Bei den physikochemischen Analysen wurden folgende Parameter untersucht:

<b>Strukturparameter:</b>	CNS, TOC, Korngrößen und Trockensubstanz
<b>Anionen:</b>	Cyanid
<b>Metall(oid)e:</b>	Arsen, Cadmium, Kupfer, Blei, Zink, Nickel, Quecksilber, Chrom, Eisen, Calcium, Phosphor, Mangan, Lithium, Aluminium und Magnesium
<b>Organik I:</b>	$\Sigma$ 16 PAK, SHKW (u.a. PCB, DDX und HCH), MKW, und Zinnorganika
<b>Organik II:</b>	Dioxine und Alkylphenole

Die Konzentrationen der organischen Schadstoffe wurde an der Kornfraktion < 2 mm gemessen; darüber hinaus wurden die Konzentrationen bezogen auf die Fraktion < 63  $\mu\text{m}$  berechnet. Die Metalle und weitere Elemente wurden an den Fraktionen < 20  $\mu\text{m}$  sowie < 63  $\mu\text{m}$  bestimmt. Bei den Bohrkernproben erfolgte die Bestimmung ausschließlich an der Fraktion < 20  $\mu\text{m}$ . Um die Ökotoxikologie zu analysieren, wurden drei Biotests (Algen, Leuchtbakterien und Daphnien) durchgeführt, der Lemnatest, der Nematodentest (aquatisch und Sedimentkontakttest), der Sedimentkontakttest mit *Myriophyllum aquaticum* sowie jeweils ein Testverfahren auf Östrogenität und Mutagenität.

Die chemischen Untersuchungen zeigten, dass alle Messstellen in der Bucht mit Schadstoffen kontaminiert sind. Hierbei traten standortabhängig sehr hohe Konzentrationen unterschiedlicher Schadstoffe auf. Die Proben aus der Spree wiesen für einzelne Stoffe ebenfalls hohe Konzentrationen auf, wodurch diese nur bedingt als Referenzstandorte herangezogen werden konnten. Auch die Proben aus dem Kleinen Müggelsee eigneten sich nur bedingt als Referenz, da auch hier einzelne Kontaminanten kritische Werte aufwiesen. Die drei limnischen Biotestverfahren zeigten überwiegend geringe ökotoxikologische Belastungen. Lediglich Standpunkt S3b (Abb. 9) am nordwestlichen Ende der Bucht wies eine mäßige bis erhöhte Belastung auf, daher konnte dort eine ökotoxikologische Relevanz nicht ausgeschlossen werden. Ein ähnliches Ergebnis zeigte auch der Lemnatest. Während fast alle Proben eine geringe bis erhöhte toxische Belastung aufwiesen, wurde die Probe S3b als hoch toxisch eingestuft. Der am Porenwasser durchgeführte Nematodentest führte zu einer hoch toxischen Klassifizierung des Probenmaterials aus der Bucht. Eine Ausnahme war hierbei der Punkt S2b. Der Nematodentest am Sediment zeigte hingegen keine signifikanten Effekte, trotz der hohen chemischen Kontamination. Der Sedimentkontakttest mit *Myriophyllum aquaticum* ließ keine endgültige Aussage zur ökotoxikologischen Relevanz zu. Die vom Sediment ausgehende aquatische Belastung mit Östrogenen wurde mit schwach bis mäßig eingestuft. Eine Sonderrolle nahm Punkt S3b auch hinsichtlich des östrogenen Potentials ein, da die dort gemessenen Werte die der Referenzstelle der BfG an der Elbe um ein Vielfaches überschritten. Ähnliche Ergebnisse zeigte auch der Test auf Mutagenität. Es ergaben sich keine mutagenen Belastungen durch das Sediment, dennoch zeigten sich in den Sedimentextrakten eindeutige Effekte. Daher ist auch eine ökotoxikologische bzw. humantoxikologische Relevanz der mutagenen Wirkung bei direktem Kontakt oder durch Ingestion nicht auszuschließen.

Um die Sedimentkontakttests zu bewerten, wurden zusätzlich Sediment Quality Guidelines (SQG) verwendet, die die Wahrscheinlichkeit des Eintretens toxischer Effekte auf benthische Organismen zum Inhalt haben. Aus den Ergebnissen konnte abgeleitet werden, dass an allen beprobten Stellen in der Rummelsburger Bucht mit hoher Wahrscheinlichkeit toxische Effekte durch die vorhandenen Schadstoffe eintreten. Legt man den Ansatz von MACDONALD et al. (2000) zu Grunde, liegt die Wahrscheinlichkeit jeweils bei über 90 %. Außerordentlich hoch war die Wahrscheinlichkeit an Standpunkt S3b mit über 99 %. Auf Grund ihrer hohen Effektkonzentrationen waren besonders die Stoffe PCB, PAK, MKW, Cu und p,p'-DDD an der toxischen Wirkung beteiligt. Es muss jedoch berücksichtigt werden, dass auch nicht analysierte Substanzen an den toxischen Effekten beteiligt sein können.

Aus den Untersuchungen zum Vorkommen der Makrozoen ließen sich zwei Lebensgemeinschaften ableiten, die anhand des Besiedelungsmaterials getrennt werden können. So wurde die Korngrößenzusammensetzung als primäres Kriterium für die Ansiedelung der wirbellosen aquatischen Fauna identifiziert. Während Probenahmestellen mit hohem Schluffanteil eine deutlich geringere Artendiversität und Besiedlungsdichte aufwiesen, sind Sedimente aus Sand und Schluff wesentlich günstigere Standorte für Makrozoen. Zudem wurde festgestellt, dass die Uferbereiche stets reicher und dichter besiedelt waren als die Sohlbereiche größerer Wassertiefen. Die Abhängigkeiten bezüglich der Besiedlung sind hauptsächlich durch die speziellen ökologischen Ansprüche der jeweiligen Arten zu begründen. Auffallend war, dass die meisten gefundenen Taxa Ubiquisten und somit überwiegend als schadstofftolerant einzustufen sind. Demnach hatten fast alle aufgefundenen Taxa weder hohe Habitatansprüche, noch waren diese schadstoffsensitiv. Bei der Betrachtung der SPEAR-Arten (anfällig gegenüber Schadstoffen), welche nur an eher sandigen Proben untersucht wurden, zeigte sich, dass im Müggelsee ein gleichmäßiges Vorkommen mit vielen Individuen anzutreffen war. In der Bucht an Punkt S2b konnten nur zwei und im See keine SPEAR-Arten gefunden werden. Hinsichtlich der meist schluffigen Sedimente in der Bucht würde eine zusätzliche Untersuchung des Meiobenthos weitere Erkenntnisse liefern (Anmerkung: zum Meiobenthos zählen die wirbellosen Lebewesen der benthischen Meiofauna im und am Boden von Gewässern mit einer Körperlänge zwischen ca. 0,063 mm und 1 mm, bspw. Nematoden), da diese Arten auch in feineren Sedimenten arten- und individuenreich vorkommen. Eine Erfassung des Meiobenthos erfolgte lediglich an Standpunkt S3b. Hierbei zeigte sich, dass die Besiedelung als gering einzustufen war und typische Taxa komplett fehlten. Die im Zuge der Meiobenthoserfassung aufgefundenen Nematoden wurden hinsichtlich ihres Artenniveaus bestimmt, wobei festgestellt wurde, dass lediglich drei Arten vorkamen, von welchen keine zu den schadstoffsensitiven NemaSPEAR-Arten gehörte. Insgesamt konnte für den Standort S3b eine negativ beeinflusste meiobenthische Lebensgemeinschaft ausgemacht werden. Dies ist wiederum ein klares Anzeichen für die toxische Wirkung der dort auftretenden Schadstoffe (BfG 2015).

## 4.2 Bisherige Arbeiten zum Ruschegraben

Der Ruschegraben entwässert ein Einzugsgebiet von 9,38 km<sup>2</sup> im Norden der Rummelsburger Bucht (vgl. Abb.10). Das Gebiet ist durch eine Trennkanalisation sowie durch starke Verrohrung des Gerinnes gekennzeichnet. Da durch die Errichtung der Spundwand 1999 die Zuflüsse der Spree und des MHG in die Rummelsburger Bucht deutlich reduziert wurden, erfolgt der Zufluss und somit der Eintrag überwiegend durch das stark versiegelte Einzugsgebiet des Ruschegrabens (WOLTER et al. 2001). Bereits 2006 wurde ein erstes Konzept zur Regenwasserbehandlung des Ruschegrabens entwickelt. Hieraus ging hervor, dass durch die damals bereits existierenden Maßnahmen eine Frachtreduktion von 21 % im Einzugsgebiet erreicht wurde, jedoch erfolgte diese lediglich in den oberen Einzugsgebietsteilen. Weiterhin geht aus dem Konzept hervor, dass eine Behandlung der Straßenabflüsse im südlichen Teileinzugsgebiet zu einer weiteren Reduktion von 15 bis 18 % führen könnte (SIEKER & POST 2006).

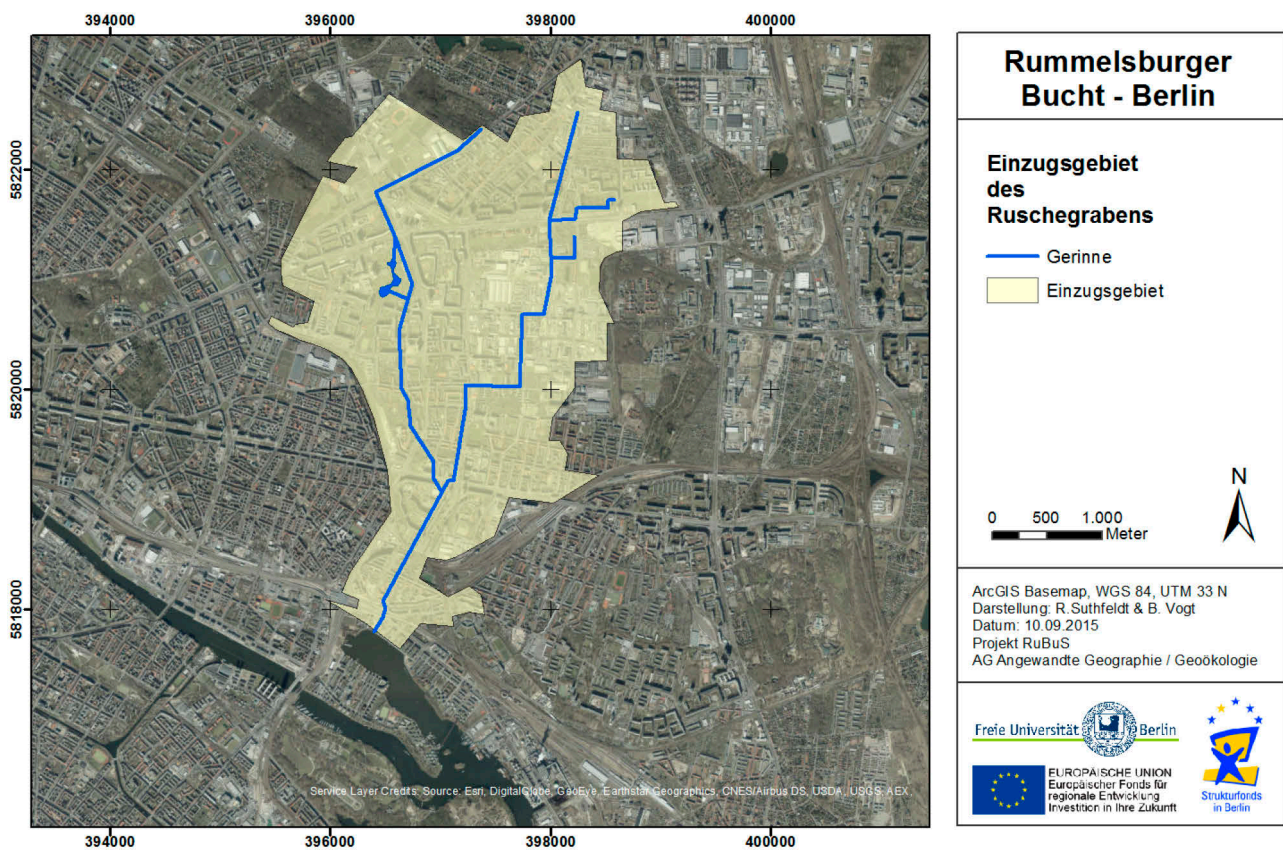


Abb. 10: Einzugsgebiet des Ruschegrabens

Um eine langfristige Verbesserung der Wasserqualität in der Rummelsburger Bucht zu erreichen, ist eine Verringerung des Stoffeintrages eine wichtige Komponente. Im Zuge dieser Erkenntnis folgte im Jahr 2010 eine Untersuchung zu Möglichkeiten der stofflichen Entfrachtung des Ruschegrabens im Auftrag der Berliner Wasserbetriebe (BWB). Die Studie untersuchte die Trocken- und Regenwetterabflüsse in den einzelnen Teileinzugsgebieten. Zusätzlich wurden die jeweiligen P-Frachten abgeschätzt sowie die Frachtenrelevanz seltener Großereignisse betrachtet. Abschließend gibt der Bericht einige

Handlungsempfehlungen, wie die Stofffrachten reduziert werden können. Bezüglich der P-Frachten wurde festgestellt, dass ca. 2/3 des Gesamtphosphors und nur 1/3 des gelösten Phosphors bei Regenwetterabflüssen transportiert werden. Durch den Trockenwetterabfluss gelangen etwa 2/3 der gelösten P-Fracht in das Gewässer, überwiegend verursacht durch Schmutzwasserfehleinleitung. Darüber hinaus wurden hohe Konzentrationen an Cadmium, Kupfer und Blei in den Sedimenten des Grabens gemessen.

Aufbauend auf dieser Studie folgten im Jahr 2014 Voruntersuchungen zur Regenwasserbehandlung im Mittellauf und im Mündungsbereich des Ruschegrabens. Die vom Senat für Stadtentwicklung und Umwelt in Auftrag gegebene Untersuchung gibt einen Überblick hinsichtlich der hydraulischen sowie stofflichen Belastung des Grabens und schlägt verschiedene Varianten für Behandlungsmaßnahmen vor. Für die Ermittlung der Einträge aus der hydraulischen Bilanz des Ruschegrabens lag eine Hochrechnung für den Zeitraum vom 11.10.2013 bis 10.12.2013 vor, welche mittels vier Niederschlagsstationen den Gebietsniederschlag des Einzugsgebietes und den Abfluss des Ruschegrabens ermittelt hat. Das Abflussverhältnis (Verhältnis zwischen effektivem Niederschlag und Gesamtniederschlag) wurde dabei mit einem durchschnittlichen Wert von 0,28 angegeben, d.h. 28 % des Gebietsniederschlags werden als Abfluss über den Ruschegraben in die Rummelsburger Bucht eingetragen (der Trockenwetterabfluss betrug im Untersuchungszeitraum 24,4 l/s). Bei der Aufsummierung der 24 Regenereignisse ergab sich ein niederschlagsbedingter Zufluss in die Bucht von 136.000 m<sup>3</sup>. Durch Hochrechnungen ergab sich daraus ein Gesamtzufluss von 1.691.500 m<sup>3</sup>/a, wovon 921.500 m<sup>3</sup>/a (609 mm/a bei 550 ha) auf den Regenwetterabfluss und 770.000 m<sup>3</sup>/a auf den Trockenwetterabfluss entfallen. Bei starken Niederschlagsereignissen wurden auch höhere Abflussverhältnisse ermittelt, was bei einer schnellen Entwässerung über die Regenkanalisation plausibel ist. Dies wurde durch Messungen bestätigt. Sie zeigten, dass ein großer Anteil des Niederschlags innerhalb von wenigen Stunden in die Rummelsburger Bucht entwässert wird. Für das Regenereignis am 12./13.10.2013 mit mehr als 10 mm Niederschlag, wurde so ein effektiver Niederschlag von 38 % ermittelt. Die Abschätzung der Frachten, die mit den Abflussmengen verbunden sind, war ebenfalls mit Unsicherheiten verbunden. RÜTER & BLASCHKE (2014) haben für den Eintrag durch Regenwetterabfluss des Ruschegrabens Werte für durchschnittliche Frachten vom benachbarten und ähnlichen Einzugsgebiet des Biesdorfer Baggersees angenommen. Jedoch sind nur Werte für abfiltrierbare Stoffe (AFS = 176 mg/l), Phosphor als Nährstoff (= 0,23 mg/l) und Zink (= 0,29 mg/l) angegeben. Die Frachtmengen eines einzelnen Ereignisses sind auf die Größe der Rummelsburger Bucht bezogen als eher gering zu bewerten. Jedoch ist der ermittelte Jahreseintrag von 438 kg Phosphor und 257 kg Zink über den Ruschegraben eine wichtige Komponente. Auch die hochgerechnete Gesamtmenge von jährlich 162 t abfiltrierbarer Stoffe, welche vor allem durch den Regenwetterabfluss eingetragen werden, ist ein wichtiger Teil des Sedimenteintrags in die Rummelsburger Bucht (LAMBERT et al. 2010, RÜTER & BLASCHKE 2014). Aufbauend auf den erörterten Varianten in der Studie von RÜTER & BLASCHKE (2014) wird gegenwärtig über eine Umsetzung einzelner Maßnahmen entlang des Grabens beraten.

### 4.3 Umweltrelevante Stoffe für Gewässer

Zum Schutz der Gewässer hat die Europäische Union in der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe festgelegt. Als **prioritäre Stoffe** gelten von der Europäischen Kommission ausgewählte Stoffe, die ein erhebliches Risiko für bzw. durch die aquatische Umwelt darstellen. Diese Stoffe sind relevant für die Bestimmung des „guten chemischen Zustands“ der Oberflächengewässer und können die aquatische Lebensgemeinschaft schädigen. Ein weiteres Kriterium ist, dass die Stoffe immer noch in Verkehr gebracht werden. Grundlage für die Vergabe von Prioritäten ist die Risikobewertung eines Stoffes. Die Bewertung erfolgt nach

- a) der REACH-Verordnung (EU 2015/830), der Richtlinie über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln (91/414/EWG) und der Richtlinie über das Inverkehrbringen von Biozid-Produkten (98/8/EG)

oder

- b) einer zielgerichteten, risikobezogenen Bewertung nach REACH-Verordnung mit ausschließlicher Prüfung der aquatischen Ökotoxizität und der über die aquatische Umwelt gegebenen Humantoxizität (s. WRRL Artikel 16 Absatz 2).

Von den prioritären Stoffen werden einige als **prioritär gefährliche Stoffe** bewertet. Gefährliche Stoffe oder Stoffgruppen sind nach Richtlinie 80/68/EWG (Anhang Liste I) toxisch, persistent und bioakkumulierbar und haben darüber hinaus eine kanzerogene, teratogene oder mutagene Wirkung auf Organismen.

Es ist ein Ziel der WRRL, das Vorkommen prioritärer Stoffe in der Umwelt so weit zu reduzieren bis das Niveau der natürlichen Hintergrundwerte erreicht ist. Hierfür ist die Voraussetzung, Einträge prioritärer Stoffe zu verringern und Einträge prioritär gefährlicher Stoffe ganz zu unterbinden bzw. Einleitungen schrittweise einzustellen.

Es ist jedoch anzumerken, dass die genannten Eigenschaften prioritär gefährlicher Stoffe auch auf Stoffe zutreffen, die nicht in der Liste der prioritären Stoffe geführt werden. Da die Herstellung und das Inverkehrbringen bestimmter Stoffe bereits verboten ist (z.B. PCB), können für diese Stoffe keine Emissionseinschränkungen durch eine Richtlinie ausgesprochen werden.

### 4.4 Bewertung und gesetzliche Regelung umweltrelevanter Stoffe

Eine umfassende Bewertung von Sedimenten sollte sich nicht allein auf die Ergebnisse chemischer Analysen beschränken. Ebenso bedeutend ist die Erfassung des toxischen Potentials aufgrund der gegebenen Bioverfügbarkeit eines vorhandenen Schadstoffs. Durch die Bestimmung schädlicher Wirkungen auf die aquatischen Lebewesen können unter den erfassten Stoffen solche mit einer Wirkung identifiziert werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass toxische Effekte auch durch nicht erfasste Schadstoffe auftreten können (CALMANO et al. 2001).

Es wurden zur Bewertung der Sedimentqualität im Rahmen des Projekts RuBuS folgende vier, anschließend im Text erläuterte Bewertungsgrundlagen berücksichtigt:

- Europäische Umweltqualitätsnormen (vgl. RICHTLINIE 2013/39/EU)
- Nationale Umweltqualitätsnormen (OGewV 2011, vgl. BGBL 2011)
- Sedimentqualitätsrichtlinien (DE DECKERE et al. 2011)
- Durchführung ökotoxikologischer Tests, Bewertung nach der pT-Wert-Methode.

Es existieren eine Vielzahl typischer Umweltchemikalien, im Bereich der Wasserpolitik sind 45 dieser Schadstoffe als prioritäre Stoffe gelistet (Richtlinie 2013/39/EU). Dabei handelt es sich in vier Fällen um Schwermetalle, die restlichen Schadstoffe sind organische Verbindungen. Für die prioritären Stoffe hat die Europäische Union **Umweltqualitätsnormen (UQN)**, im Sinne von Richt- oder Grenzwerten, für Oberflächengewässer festgelegt. Es existieren UQN für den Jahresdurchschnitt (JD) sowie für eine zulässige Höchstkonzentration (ZHK). Die Werte beziehen sich allerdings nur auf die Wasserphase oberirdischer Gewässer (Süßwasser) sowie von Übergangs- und Küstengewässern. Generell sind alle Stoffe, die sich in gelöster oder partikulärer Form im Gewässer befinden, aufgrund von Adsorptionseigenschaften auch in den Sedimenten und Schwebstoffen vorhanden. Die UQN für Feststoffe beschränken sich lediglich auf Stoffgehalte in Biota.

Die deutsche Gesetzgebung hat die von der EU vorgegebenen UQN in Form der Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2011) übernommen. In der OGewV sind für weitere 162 Stoffe **nationale Umweltqualitätsnormen für flussgebietspezifische Schadstoffe** zur Beurteilung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potentials festgelegt. Dabei sind in diesem Fall die Übergangs- und Küstengewässer in die Kategorie der oberirdischen Gewässer mit einbezogen. Es existieren sowohl UQN zu Konzentrationen in der Wasserphase, als auch einzelne UQN für Sedimente und Schwebstoffe.

Derzeit liegen Vorschläge für die Aktualisierung bestehender UQN und Vorschläge für die Aufnahme weiterer flussgebietspezifischer Schadstoffe vor (UBA 2015). Diese Vorschläge sind zu diesem Zeitpunkt noch nicht in eine Verordnung aufgenommen worden. Für die Schwermetalle Chrom, Kupfer und Zink sind u. a. Qualitätsstandards für Sedimente zum Schutz der benthischen Süßwasserorganismen genannt. Diese Vorschläge als Qualitätsstandards weichen nur geringfügig von den Sedimentqualitätsrichtlinien nach DE DECKERE et al. (2011) ab.

In wissenschaftlichen Studien wurden unterschiedliche **Sedimentqualitätsrichtlinien** (SQG = Sediment Quality Guidelines) zur Bewertung der Sedimentqualität abgeleitet. Die SQGs sind **nicht** im europäischen und deutschen Recht verankert. Sie liefern aber im Gegensatz zu den europäischen und nationalen UQN viele Richtwerte zur Bewertung der Feststofffraktion. Im Rahmen des Forschungsvorhabens RuBuS wurden die in DE DECKERE et al. (2011) publizierten SQGs als Bewertungsgrundlage mit herangezogen. Die Ableitung der SQGs nach DE DECKERE et al. (2011) erfolgte anhand von Sedimenten belgischer Fließgewässer. Es wurden

über 1.000 Proben, hauptsächlich aus dem Süßwasserbereich, mit unterschiedlichen Belastungsgraden (5% unbelastet, 20% schwach belastet, 35 % belastet und 40 % stark belastet) bewertet. Ziel war es, auf Basis der abgeleiteten Richtwerte einen besseren Schutz der aquatischen Biodiversität, insbesondere sedimentbewohnender Organismen, gewährleisten zu können. Es wurden hierfür sogenannte Sedimenteffektkonzentrationen auf folgender Grundlage ermittelt:

- physikalisch-chemische Bedingungen
- Gesamtgehalte von Chemikalien
- Ansammlung makrobenthischer Gemeinschaften (Ökologie)
- ökotoxikologische Daten (Sedimentkontakttest mit *Hyaella azteca*, mexikanischer Flohkrebs).

Das Besondere bei der Ableitung der Richtwerte nach DE DECKERE et al. (2011) ist, dass durch Schadstoffe verursachte Effekte auf die Ökologie und die Ökotoxikologie miteinander kombiniert werden. Zum einen werden das niedrigste und das akuteste Wirkungsniveau auf die ökologische Gemeinschaft festgelegt. Dabei entspricht der *Lowest Effect Level* (LEL) einem Niveau, bei dem 95 % der benthischen Taxa vorkommen. Dem gegenüber steht der *Severe Effect Level* (SEL), oberhalb dieses Levels kommen nur 5% oder weniger der Taxa in der untersuchten Probe vor. Weiterhin werden als ökotoxikologische Endpunkte zwei weitere *Effect Level* bzw. Wirkungsniveaus herangezogen. Dies ist zum einen der *Threshold Effect Level* (TEL), unterhalb dieses Wertes wird kein toxischer Effekt erwartet. Hingegen sind bei Überschreitung des *Probable Effect Level* (PEL), als wahrscheinliches Wirkungsniveau, mit Sicherheit toxische Effekte zu erwarten.

Tab. 2: Toxizitätsklassen zur Sedimentbewertung und Handhabungskategorien für die Baggertgutverbringung (BfG-MERKBLATT 2011)

höchste Verdünnungsstufe ohne Effekt	Verdünnungsfaktor	pT-Wert	Toxizitätsklassen		Handhabungskategorien	
			7stufiges System	Bezeichnung	4stufige Bewertung	Bezeichnung
Originalprobe	$2^0$	0	0	Toxizität nicht nachweisbar	0	nicht belastet
1:2	$2^{-1}$	1	I	sehr gering toxisch belastet	I	unbedenklich
1:4	$2^{-2}$	2	II	gering toxisch belastet	II	belastet
1:8	$2^{-3}$	3	III	mäßig toxisch belastet	III	kritisch
1:16	$2^{-4}$	4	IV	erhöht toxisch belastet	IV	belastet
1:32	$2^{-5}$	5	V	hoch toxisch belastet	V	gefährlich
$\leq (1:64)$	$\leq 2^{-6}$	$\geq 6$	VI	sehr hoch toxisch belastet	VI	belastet



Zur Festlegung der sedimentbezogenen Richtwerte werden aus dem ökologischen und dem ökotoxikologischen unteren Niveau sowie aus den beiden oberen Niveaus Konsens-Werte gemittelt. Der Mittelwert des LEL und TEL ergeben den Consensus 1-Wert, der einem guten ökologischen Status bzw. dem langfristigen Ziel entspricht. Der Consensus 2-Wert ist der Mittelwert aus SEL und PEL und gibt die Grenze an, ab der ein toxischer Effekt zu erwarten ist (DE DECKERE et al. 2011). Die SQGs nach DE DECKERE et al. (2011) eignen sich sehr gut zur Bewertung von erfassten Schadstoffgehalten in Sedimenten, da sie diese in Bezug setzen zu ökologischen und ökotoxikologischen Kriterien, d.h. es wird deren potentielle Wirkung auf aquatische bzw. benthische Organismen und Lebensgemeinschaften betrachtet.

Auf Basis der **pT-Wert Methode** wurden die Projektergebnisse der ökotoxikologischen Versuche an Sedimenten und Eluaten aus der Rummelsburger Bucht bewertet. Diese Methode wurde bereits 1988 als gewässertoxikologischer Klassifizierungsmaßstab verwendet. Der pT-Wert ist der negative binäre Logarithmus des ersten nicht mehr toxischen Verdünnungsfaktors in einer Verdünnungsreihe mit dem Faktor 2. Der pT-Wert gibt an, wie oft eine Probe im Verhältnis 1:2 verdünnt worden ist, bis kein toxischer Effekt mehr nachzuweisen ist (KREBS 2001). Die BfG hat diese Methode im Sinne der ökotoxikologischen Baggergutklassifizierung weitergeführt und die pT-Werte in sieben Toxizitätsklassen eingeteilt, nach denen eine vierstufige Bewertung vorgenommen wird. Das Bewertungssystem ist in Tabelle 2 dargestellt (BfG-MERKBLATT 2011). Maßgeblich für die Bewertung einer Probe ist der Test mit der schlechtesten Bewertung.



## 5 METHODEN

### 5.1 Geländemethoden

Im folgenden Abschnitt werden die Methoden beschrieben, welche zur Erfassung der Sedimentdynamik und zur Sedimentbeprobung im Untersuchungsgebiet dienen. Die Kapitel 5.2 und 5.3 beinhalten darüber hinaus die Vorgehensweise und Verfahren hinsichtlich der Auswahl und Analyse projektrelevanter Schadstoffe.

#### 5.1.1 Messraster

Zur Gewährleistung einer flächendeckenden Datenerfassung wurde ein gleichmäßiges Messraster in der Rummelsburger Bucht angelegt (Abb. 11). An den Positionen 1 bis 15 und RP (Referenzpunkt) sind Sedimentkerne gezogen und Sedimentfallen installiert worden. Der Messpunkt RP liegt als einziger außerhalb der Spundwand und diente als Referenz zu den Proben, die innerhalb der Bucht entnommen wurden. Zwei zusätzliche Fallen wurden an – bezogen auf die zu erwartende Sedimentdynamik – relevanten Stellen eingebracht. So wurde eine Falle im Einstrombereich des Ruschegrabens und eine weitere in der Fahrrinne nahe dem Durchlass zur Spree positioniert. An allen Punkten des Messrasters erfolgten in 2014 möglichst wöchentliche und ab 2015 monatliche Messungen der Strömungsverhältnisse und der Wasserparameter mittels Multiparametersonde. Die Bucht wurde vor dem Hintergrund der Datenauswertung in ein SO-Becken (Messpunkte 1 bis 7) und ein NW-Becken (Messpunkte 8 bis 15) unterteilt.

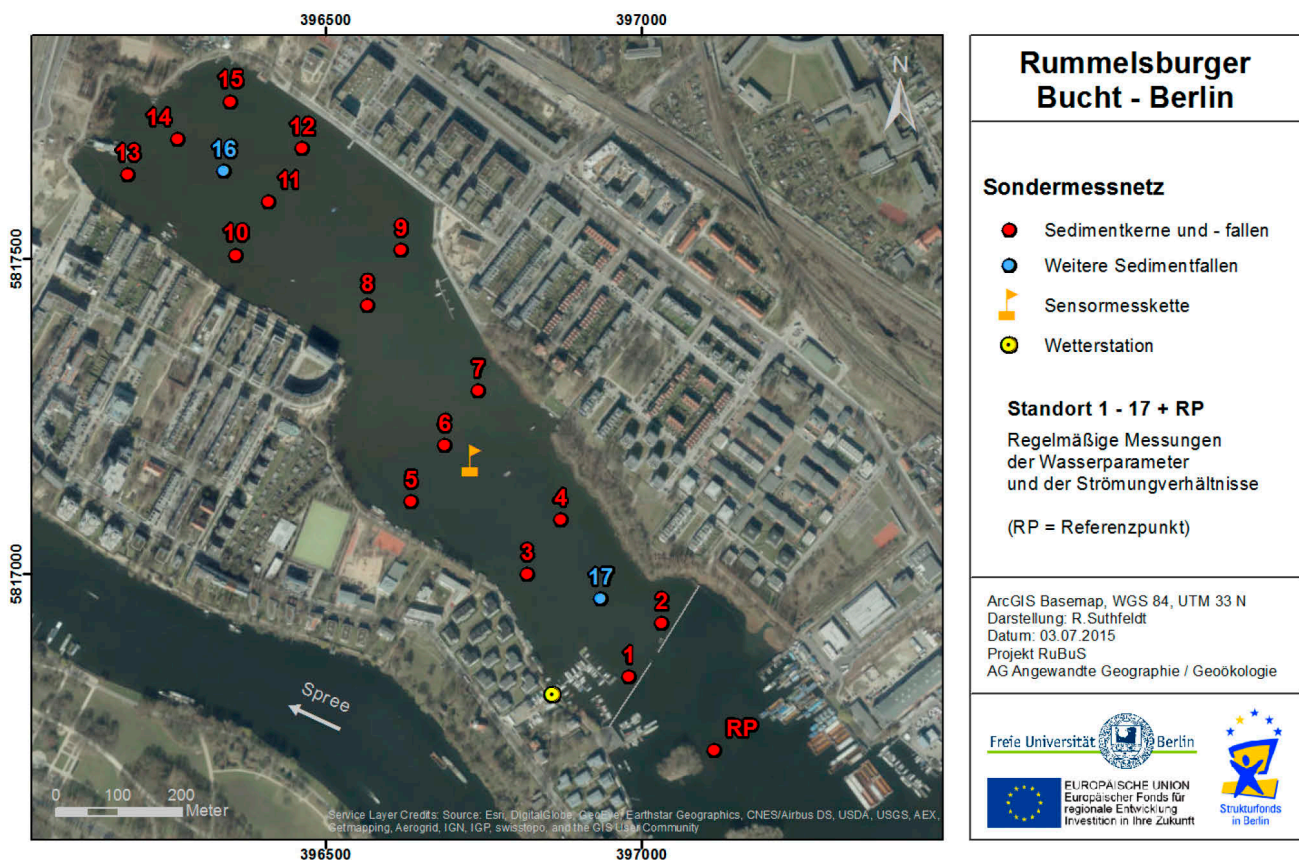


Abb. 11: Messraster des Forschungsprojektes RuBuS in der Rummelsburger Bucht

Die stationäre Sensormesskette wurde an einer Fahrwassertonne in der Gewässermittle installiert (Abb. 12). Die Montage der Wetterstation erfolgte in der Nähe der Bootsliegendeplätze auf dem Gelände der Hansa Werft, welche sich am südöstlichen Ende der Rummelsburger Bucht befindet. Eine schematische Darstellung der Messanlagen zeigt Abb. 12.

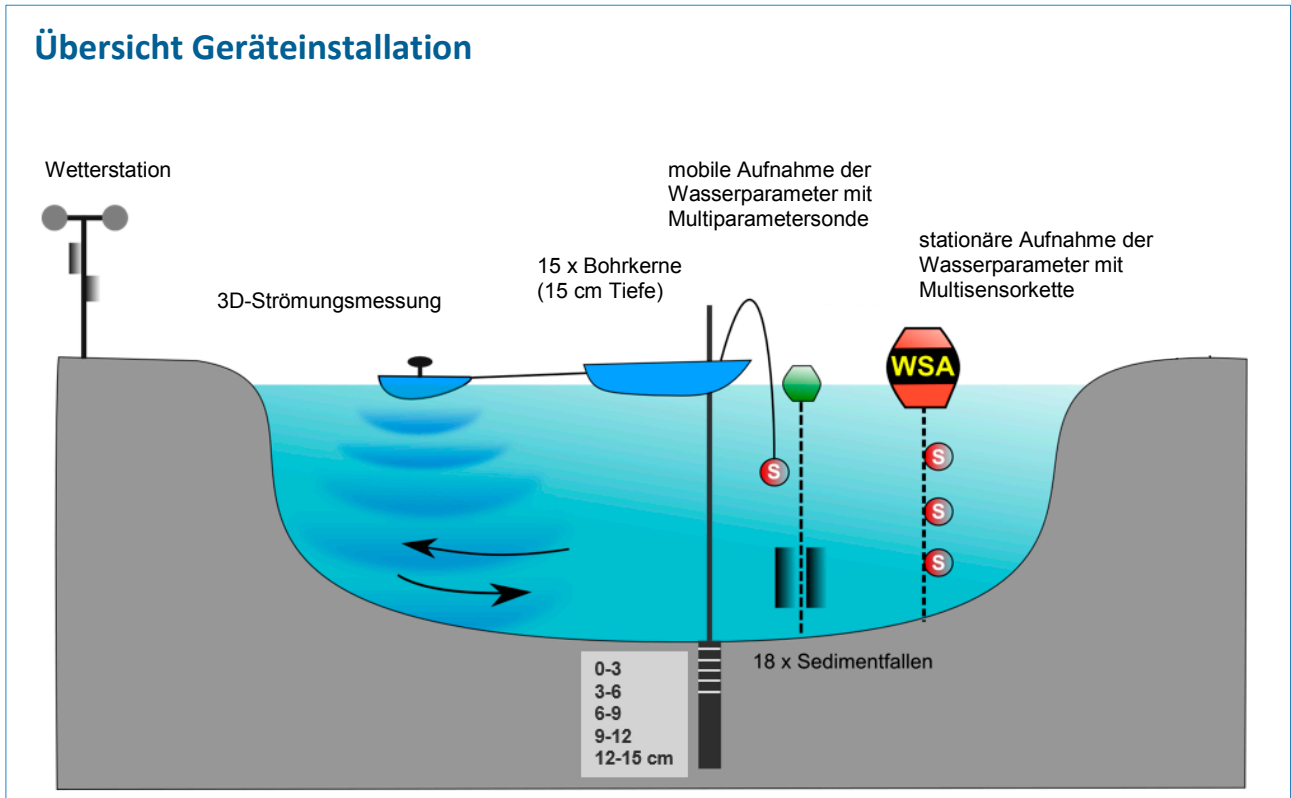


Abb. 12: Installation der Messanlage in der Rummelsburger Bucht

### 5.1.2 Sedimentfallen

Für die Untersuchung der Sedimentdynamik und Sedimentakkumulation wurden Zylinderfallen der Firma UWITEC eingesetzt. Die Fallen bestehen aus einem Trägergestell mit Auftriebskörper und zwei Sedimentationsröhren mit einer Höhe von einem Meter, unterhalb der Röhren sind austauschbare Probenbehälter befestigt. Die Sedimentfallen wurden derart montiert, dass sich die Oberkante der Sedimentfallen bzw. Sedimentationsröhren ca. 1,2 Meter über Gewässergrund befand. Diese Konfiguration gewährleistete ein Auffangen sich absetzender Partikel aus der Wassersäule möglichst nahe des Gewässerbodens. Eine ausführliche Diskussion der Vor- und Nachteile dieser Methode ist in Kap. 7 zu finden. Die Auffangbehälter wurden in regelmäßigen Abständen beprobt. Die aufgefangenen Sedimente wurden im Labor hinsichtlich ihrer Trockenmasse, Zusammensetzung und Schadstoffbelastung untersucht.

### 5.1.2.1 Installation der Sedimentfallen

Im Zuge des Projektes wurden insgesamt 17 Zylinderfallen in der Rummelsburger Bucht installiert, um flächendeckende Aussagen zur Sedimentdynamik treffen zu können. Eine zusätzliche Sedimentfalle wurde als Referenzpunkt außerhalb der Spundwand gesetzt. Die Standorte der Fallen sind Abb. 11 zu entnehmen. Die Fallen wurden an der Unterseite mit einem Stein als Gewicht ausgestattet und an der Oberseite über ein Seil mit einer Markierungsboje zum Auffinden der Falle versehen (Abb. 13). An der Vorrichtung wurden jeweils zwei weitere Probengefäße befestigt, um im Falle sehr geringer Sedimentationsraten eine ausreichende Probenmenge für die vorgesehenen Untersuchungen zu gewährleisten.



Abb. 13: Montage der Sedimentfallen (links) und Installation im Gewässer (rechts)

Die Fallen wurden am 15.05.2014 gemäß dem Messraster eingebracht und bis zu ihrer Leerung im Gewässer belassen. Einige der Sedimentfallen wurden im Laufe des Messzeitraumes durch Dritte entfernt oder versetzt. So wurde am 26.06.2014 und am 08.08.2014 der Verlust der Falle RP bzw. der Falle an Position 8 bemerkt. Damit stand bei der ersten Leerung keine Probe für den Referenzpunkt zur Verfügung. Um Datenlücken zu schließen, wurden an den Standorten 8 und RP erneut Sedimentfallen eingebracht (28.10.2014). Die Falle RP



wurde hierbei mit fünf statt zwei Extrabehältern ausgestattet, um eine ausreichende Sedimentmenge für die Analytik zu erhalten. Die Falle von Position 16 wurde am 08.10.2014 um ca. 100 m in Richtung Südwesten versetzt aufgefunden. Es konnte nicht mehr gewährleistet werden, dass die gesammelten Sedimente der tatsächlichen Sedimentationsrate entsprechen. Daher wurde die Falle vor dem Versetzen an den ursprünglichen Standort geleert und die Probe verworfen. Durch diese Maßnahmen veränderten sich die Standzeiten der betroffenen Fallen, was bei der Auswertung der Ergebnisse Berücksichtigung fand.

#### 5.1.2.2 Leerung der Sedimentfallen

Die Fallen wurden im Projektzeitraum insgesamt fünfmal geleert. Dies ermöglichte eine differenzierte Betrachtung der saisonalen Sedimentationsdynamik. Die Sedimente der ersten beiden Leerungen wurden für die chemischen und ökotoxikologischen Analysen verwendet. Die erste Leerung der Fallen erfolgte im Juli/August 2014. Im November 2014 wurden die Fallen zum zweiten Mal geleert. Die Proben der nachträglich eingebrachten Ersatzfallen (Nr. 8 und RP, s. Kap. 5.1.2.1) wurden hierbei wegen zu geringer Probenmenge noch nicht entnommen. Die Leerung dieser Fallen erfolgte am 11.02.2015. Die genauen Entnahmedaten und Standzeiten der einzelnen Fallen sind der Tabelle im Anhang 6 zu entnehmen. Zur Verifizierung der ermittelten Sedimentationsraten der ersten zwei Leerungen wurden die Fallen ein weiteres Jahr an den Standorten belassen. Bei den Leerungen fiel der z.T. sehr stark ausgeprägte Muschel- und Algenbewuchs an den Sedimentfallen auf (Abb. 14). Weiterhin ist anzumerken, dass bei der zweiten Leerung in nahezu jedem Probebehältnis ein oder mehrere Barsche vorgefunden wurden; in zwei Fällen auch ein Aal bzw. ein Flusskrebs.

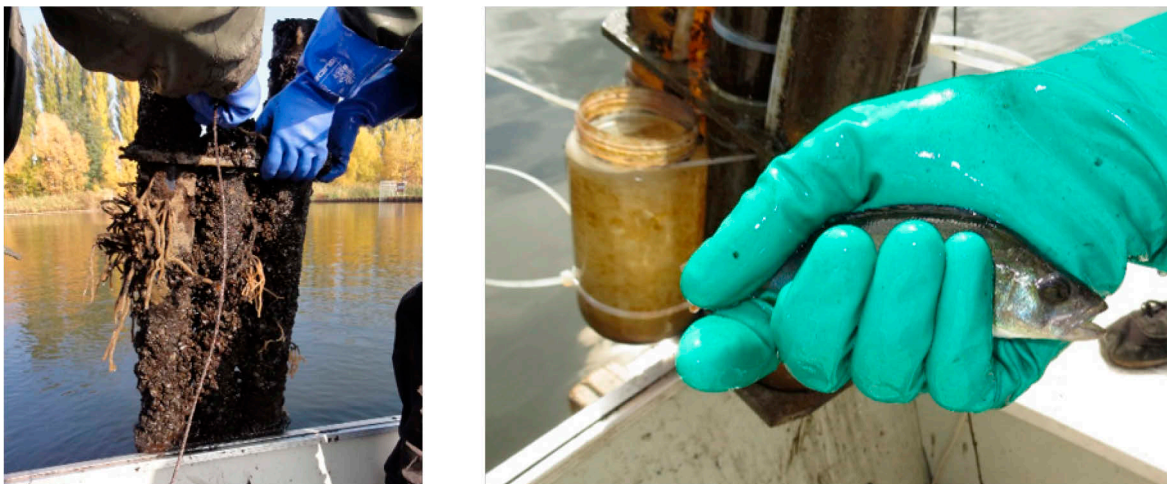


Abb. 14: Sedimentfallen bei der Leerung und Fischfund in der Sedimentfalle

### 5.1.3 Bohrkerne

Die Entnahme der Sedimentbohrkerne erfolgte von August bis Oktober 2014 (Abb. 11). Insgesamt wurden an 16 Standorten Proben entnommen; 15 innerhalb der Spundwand und ein Referenzkern an der Position RP. Um eine ausreichende Probemenge für die Laboruntersuchungen zur Verfügung zu haben, und um eine punktuelle Beprobung zu vermeiden, wurden jeweils 15 Bohrkerne, gestreut um den Standort, gezogen.

Für die Bohrkernentnahme kam ein Corer der Firma UWITEC zum Einsatz. Die oberen 15 cm des Sedimentes sollten in fünf Schichten à 3 cm Mächtigkeit im Labor untersucht werden. Hierfür wurden die Bohrkerne direkt vor Ort geschnitten und alle Teilproben aus einer Tiefe jeweils zu einer Mischprobe zusammengeführt, sodass für jede Probenahmestelle fünf Mischproben aus den entsprechenden Sedimenttiefen zur Verfügung standen. Die Proben wurden vor Ort homogenisiert und hinsichtlich pH-Wert, Leitfähigkeit und Temperatur untersucht.

### 5.1.4 Nomenklatur der Proben

Die Nomenklatur der Proben erfolgte nach einem Schema, aus dem der Probenahmestandort und die entsprechende Schicht ersichtlich wird. Beispielsweise erhalten Sedimente aus den Bohrkerne von Position 1, die der untersten, also der fünfte Schicht (12-15 cm) entnommen wurden, den Probenamen „BK 1.5“; die dritte Schicht (6-9 cm) am Referenzpunkt entsprechend „BK RP.3“. Proben der Sedimentfallen werden mit „SF“ und der jeweiligen Positionsnummer benannt, beispielsweise „SF 8“.

### 5.1.5 Wasserparameter

Im Rahmen des Messprogramms erfolgte eine kontinuierliche Aufnahme ausgewählter Wasserparameter. Die Messungen wurden zum einen stationär mit einer Multisensorkette durchgeführt, welche permanent an einem festen Standort die Trübung, das Chlorophyll, die Temperatur und den Sauerstoffgehalt in 1, 2 und 3 m Tiefe aufzeichnete. Zum anderen wurden bis zum Dezember 2014 zumeist wöchentlich und danach monatlich an den 18 Standpunkten des Messrasters mittels einer mobilen Multiparametersonde die Parameter spezifische Leitfähigkeit, pH-Wert, Trübung, Chlorophyllgehalt, Temperatur und Sauerstoffsättigung gemessen.

#### 5.1.5.1 Stationäre Multisensorkette

Zur kontinuierlichen Erfassung der Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Chlorophyllgehalt und Trübung wurde am 01.08.2014 eine Sensormesskette in der Gewässermitte, unweit des Standortes 6, installiert (siehe Abb. 11). Die Sensoren wurden zum Schutz vor Diebstahl und Beschädigung in Edelstahlrohre eingebracht, welche in 1, 2 und 3 m Tiefe an einer Kette montiert wurden. Als Träger für die Konstruktion diente eine Fahrwassertonne. Für die Datenerfassung der Trübung und des Chlorophyllgehaltes kamen Cyclops-7 Logger (Fa. PME) zum Einsatz. Die Sauerstoffsättigung/-gehalt des Wassers wurde mittels MiniDO<sub>2</sub>T-Loggern (Fa. PME) erfasst.



Abb. 15: Sensoren der Multisensorkette (links) und Unterwasserkonstruktion (rechts)

Die Datenaufzeichnung erfolgte in einer Taktung von 10 Minuten. Die Sensoren wurden in regelmäßigen Abständen geborgen, ausgelesen und gesäubert. Im zweiten Teil des Jahreszyklus wurden die Sensoren in kürzeren Abständen von zwei Wochen gereinigt, da die Verschmutzung und der Bewuchs durch Algen wider Erwarten hoch war; Abb. 15 zeigt die Sensoren und die Unterwasserkonstruktion vor dem Einbringen ins Gewässer.

#### 5.1.5.2 Mobile Multiparametersonde

Für die mobile Messung wurde die Multiparametersonde 6600-V2-S der Firma YSI verwendet. Die Sonde verfügt über sechs Sensoren, welche Tiefe (Absolutdrucksensor), Temperatur ( $^{\circ}\text{C}$ ), Spezifische Leitfähigkeit ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), pH-Wert, Trübung (NTU), gelösten Sauerstoff (%) und Chlorophyllgehalt (RFU) aufzeichnen. Alle Parameter werden während der Messung gleichzeitig erfasst.

#### 5.1.6 Ermittlung der Strömungsverhältnisse

Die Strömungsgeschwindigkeiten und -richtungen in der Rummelsburger Bucht wurden mit einem mobilen ADCP-Messgerät „RiverSurveyor“ der Firma SONTEK gemessen (ADCP = Acoustic Doppler Current Profiler) (Abb. 16). Die ADCP-Messtechnik erlaubt die kontaktlose Erfassung der Strömungsverhältnisse über die gesamte Wassersäule in der x, y und z-Komponente in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung.

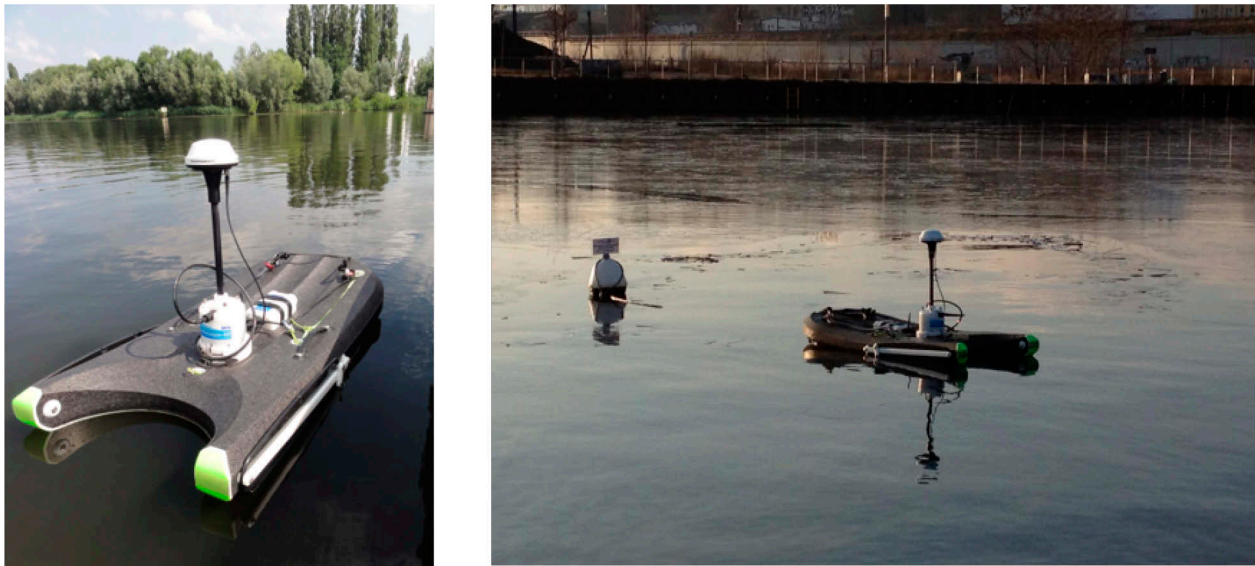


Abb. 16: ADCP-Strömungsmessgerät im Einsatz

Die Messungen erfolgten in der Regel wöchentlich von Mai 2014 bis Dezember 2015 und danach in monatlichem Turnus. Am jeweiligen Messtag wurden die Standorte des Messrasters (s. Abb. 11) gemäß der Nummerierung angefahren. Um den Einfluss des Motorbootes auszuschließen, wurde das ADCP-Gerät vor der Messung an der entsprechenden Sedimentfallenboje vertäut. An jedem Standort wurden kontinuierlich über 60 Sekunden und über alle Tiefenschichten dreidimensionale Strömungsmessungen durchgeführt. Die Messungen erfolgten in der Vertikalachse von der Wasseroberfläche in Richtung Gewässersohle. Die Ergebnisse wurden anschließend für jeden Standort über diese 60 Sekunden gemittelt und für ausgewählte Schichten der Wassersäule weiter aufbereitet.

#### 5.1.7 Aufnahme der Wetterdaten - Wetterstation

Für die Erfassung der meteorologischen Situation an der Rummelsburger Bucht wurde eine Wetterstation der Firma ECOTECH auf dem Gelände der Hansa Werft am südwestlichen Ufer der Bucht installiert und am 19.05.2014 in Betrieb genommen. Die Datenaufnahme erfolgte kontinuierlich im 5-Minuten-Takt. Es wurden folgende Parameter von der Station gemessen: Windrichtung und -stärke, Luftdruck, Luftfeuchtigkeit, Niederschlag und Lufttemperatur.

#### 5.1.8 Pegel

Um die Wasserstandsänderung in der Rummelsburger Bucht zu erfassen, wurde nachträglich ein Druckpegel der Fa. Ott am Anleger der Hansa Werft installiert und am 11.11.2014 in Betrieb genommen. Die Pegelaufzeichnung erfolgte im 10-Minuten-Takt.

#### 5.1.9 Untersuchungen zur schiffsinduzierten Remobilisierung von Sedimenten

Zur Betrachtung der Frage nach einer möglichen schiffsinduzierten Sedimentremobilisierung in der Rummelsburger Bucht, wurde in einem Versuch der Einfluss zweier motorisierter Wasserfahrzeuge



(Fahrgastschiff und Motoryacht) auf die lokale Strömungs- und Sedimentdynamik analysiert. Hierzu wurden Trübungs- und Strömungswerte beim An- und Ablegemanöver der Schiffe an die Anlegestelle „Rummelsburger See“ ermittelt und zusätzlich zwei Sedimentfallen eingebracht. Die In-situ-Messungen in der Rummelsburger Bucht wurden am 07.06.2015 durchgeführt. Die Auswahl des Datums war abhängig vom Fahrplan der Fahrgastschiffe, die die Rummelsburger Bucht jeden Sonntag im Frühjahr und Sommer durchqueren und die „Anlegestelle Rummelsburger See“ anfahren. Es herrschten an diesem Tag ideale Wetterbedingungen zur Durchführung der erforderlichen Messungen. Es waren nur sehr geringe Windgeschwindigkeiten aus Nordwest und keine Niederschläge zu verzeichnen, womit der Einfluss externer Faktoren möglichst geringgehalten werden konnte. Die für die Versuche verwendeten Schiffstypen sind in Abbildung 17 dargestellt. Die Fahrgastschiffe sind die größten Wasserfahrzeuge, die regelmäßig die Bucht befahren. Es wurde daher angenommen, dass diese Fahrzeuge somit den größtmöglichen Einfluss auf die Gewässersohle ausüben würden.

#### 5.1.9.1 Messnetz

Das für die Untersuchung der schiffsinduzierten Remobilisierung angelegte Messnetz an der Anlegestelle „Rummelsburger See“ ist in Abb. 18 dargestellt. Zum Einsatz kamen zwei Trübungssensoren der Multisensorkette (s. Kap. 5.1.5.1), welche stationär am Ende des Anlegesteges sowie zwischen den Pylonen in 1,5 m Tiefe montiert wurden. Am Messboot, welches die Anlage während der Schiffsmanöver halbkreisförmig umfahren sollte, wurde ebenfalls ein Trübungssensor (Multiparametersonde, s. Kap. 5.1.5.2) in 1,5 m Tiefe angebracht.



Abb. 17: Die für die Versuche zur schiffsinduzierten Remobilisierung der Sedimente verwendeten Schiffstypen: Fahrgastschiff (links), Motoryacht (rechts)

Die Datenerfassung der stationären Sensoren erfolgte im 1-min-Takt, die der mobilen Sonde sekundlich. Beide Trübungssensortypen sollten genaueren Aufschluss über die Stärke, den Zeitpunkt und die Dauer einer Veränderung der Wassertrübung und damit über eine mögliche Sedimentremobilisierung in Abhängigkeit von den Bootsmanövern geben. Weiterhin wurde das ADCP-Strömungsmessgerät (s. Kap. 5.1.6) bei den



Messfahrten mitgeführt, um die Strömungsdynamik in der gesamten Wassersäule erfassen zu können. Zur Quantifizierung der Sedimentation wurden am Messtag (07.06.2015) zwei Sedimentfallen installiert – eine direkt am Anlegesteg zwischen den stationären Sensoren und als Referenz eine zweite Falle 70 Meter südöstlich der Anlegestelle.

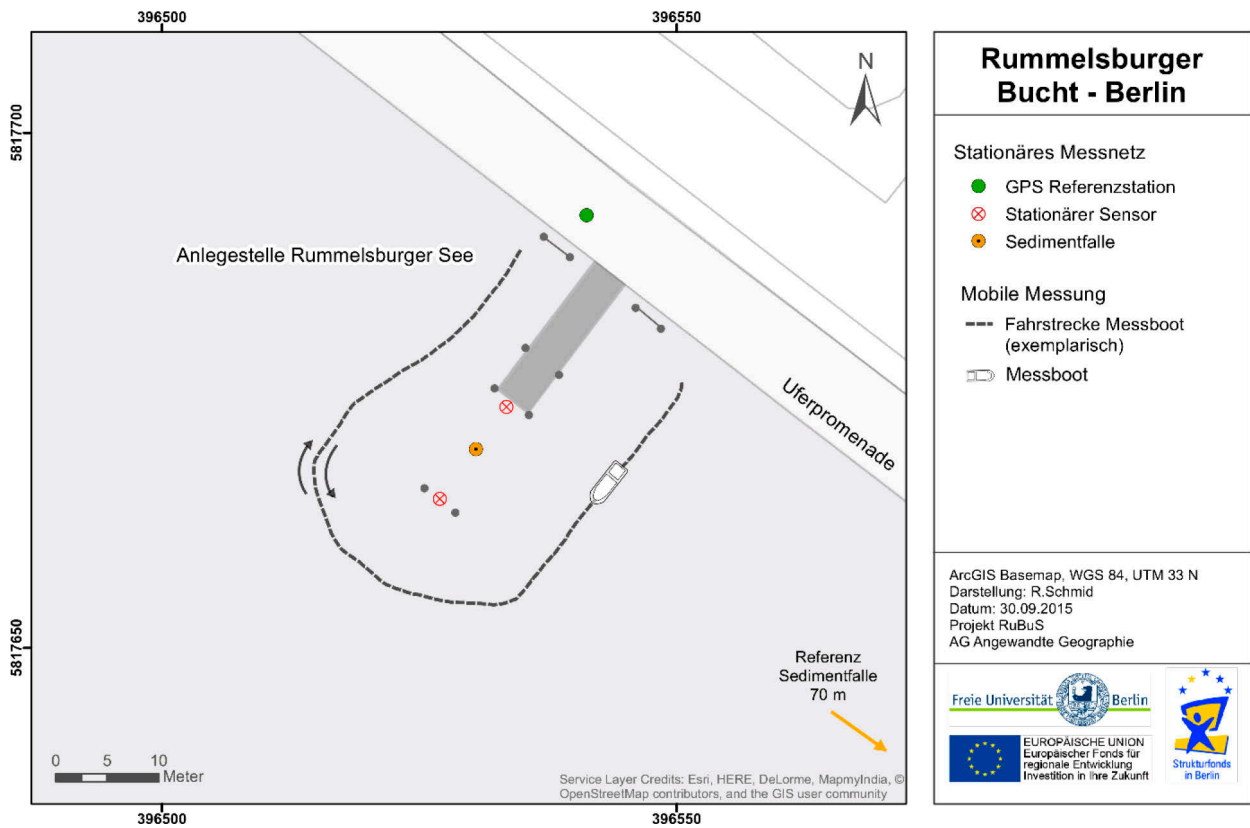


Abb. 18: Messnetz zur Untersuchung der schiffsinduzierten Remobilisierung von Sedimenten



Abb. 19: Die für die Versuche zur schiffsinduzierten Remobilisierung von Sedimenten verwendete Sedimentfallenkonstruktion (links) und Lage der Sedimentfalle (Boje) an der Anlegestelle Rummelsburger See

### 5.1.9.2 Messablauf

Die Erfassung der Trübungs- und Strömungswerte via Messboot erfolgte in mehreren Messfahrten zu unterschiedlichen Zeitpunkten. Vor Ankunft der Schiffe wurde eine Null- bzw. Referenzmessung durchgeführt, um den unbeeinflussten Zustand der Trübungs- und Strömungssituation im Untersuchungsgebiet zu erfassen. Direkt nach dem An- und Ablegen der Schiffe erfolgten jeweils bogenförmig um den Steg führende Messfahrten. Zuerst wurden die Messungen mit dem Fahrgastschiff durchgeführt, danach – mit einem Zeitversatz von 1,5 Stunden – erfolgte die Untersuchung des Einflusses der Motoryacht, mit vorausgehender Referenzmessung. Die Manöver der Schiffe sind in Abb. 20 dargestellt.

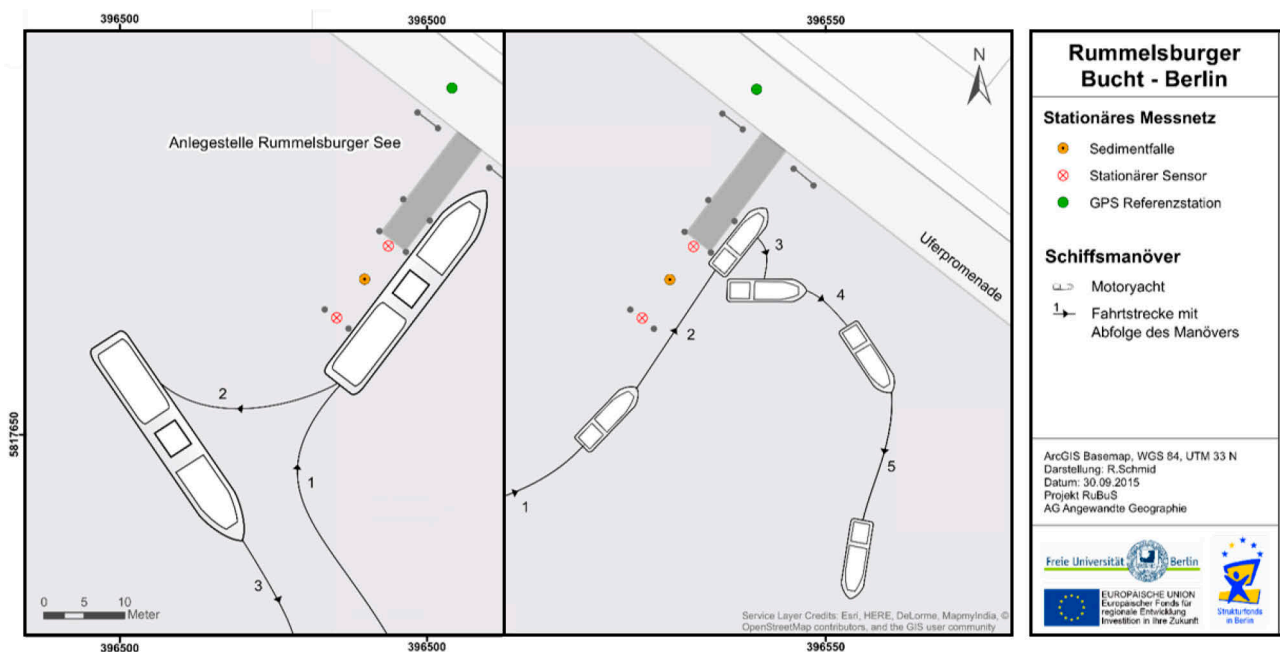


Abb. 20: Schiffsmanöver des Fahrgastschiffes (links) und der Motoryacht (rechts) beim An- und Ablegen an die Anlegestelle „Rummelsburger See“ während der Untersuchungen zur schiffsinduzierten Remobilisierung von Sedimenten

## 5.2 Auswahl der zu untersuchenden Schadstoffe

Da die Gruppe umweltrelevanter Schadstoffe für Gewässer sehr umfangreich ist, musste eine Auswahl getroffen werden, die die zu erwartenden Schadstoffe in der Bucht abdeckt. Grundsätzlich orientierte sich die Auswahl zunächst an erhobenen Datensätzen vorangegangener Studien, um darauf aufbauend Entwicklungen in der Belastungssituation aufzeigen zu können.

Vom Umweltbundesamt (BÖHM et al. 2001) werden acht Elemente als prioritäre Schwermetalle im Gewässer bewertet. Vier dieser Metalle finden sich in der Liste der prioritären Stoffe der WRRL wieder, wovon zwei zu den prioritär gefährlichen Stoffen gehören (Tab. 3). An den Proben aus der Rummelsburger Bucht wurden mit Ausnahme von Arsen alle in Tab. 3 genannten prioritären Schwermetalle bestimmt, zusätzlich wurde der Eisengehalt analysiert.

Der Untersuchungsumfang organischer Verbindungen orientierte sich an der eingangs bereits erwähnten früheren industriellen Nutzung des Uferbereichs (s. Kap. 3.2) und den damit im Zusammenhang stehenden, in das Gewässer emittierten Schadstoffen. Eine weitere Entscheidungsgrundlage bildeten –wie eingangs erwähnt– die vorangegangenen Untersuchungen der Sedimente (s. Kap. 4.1), welche hohe Belastungen u.a. mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW), Polychlorierten Biphenylen (PCB) sowie Tributylzinn aus der Gruppe der Organozinnverbindungen (OZV) aufzeigten. Einige der Verbindungen zählen zu den prioritären Stoffen der WRRL. In Tab. 4 sind alle organischen Stoffgruppen und deren Einzelverbindungen aufgelistet (sofern diese separat bestimmt wurden), mit dem Hinweis ihrer Zugehörigkeit zur Gruppe der prioritären und prioritär gefährlichen Stoffe nach WRRL.

Tab. 3: Prioritäre Schwermetalle

prioritäre Schwermetalle (UBA 2001)	prioritäre Stoffe (WRRL)	prioritäre gefährliche Stoffe (WRRL)
Arsen (As)		
Cadmium (Cd)	+	+
Chrom (Cr)		
Kupfer (Cu)		
Quecksilber (Hg)	+	+
Nickel (Ni)	+	
Blei (Pb)	+	
Zink (Zn)		

Tab. 4: Projektrelevante organische Verbindungen (prioritäre und prioritär gefährliche Stoffe nach WRRL)

Stoffgruppe	Einzelverbindung	prioritäre Stoffe	prioritäre gefährliche Stoffe
PAK	Naphthalin	+	
	Anthracen	+	+
	Fluoranthen	+	
	Benzo(b)fluoroanthen	+	+
	Benzo(k)fluoroanthen	+	+
	Benzo(a)pyren	+	+
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	+	+
	Benzo(g,h,i)perylen	+	+
OZV	Tributylzinn	+	+

Es ist davon auszugehen, dass es sich bei den oben genannten organischen Verbindungen um Altlasten handelt, die sich aufgrund ihrer Persistenz nicht abgebaut haben. Bei der Gruppe der PAK lassen sich nach wie vor diffuse Einträge, insbesondere aus dem Bereich „urbane Systeme“ - dem anteilig bedeutendsten Eintragspfad - annehmen. In Tab. 5 sind die vom Umweltbundesamt erhobenen Daten zu PAK-Einträgen in die Oberflächengewässer in Deutschland im Zeitraum von 2006-2008 aufgeführt (ARLE et al. 2014). Unter dem Begriff „urbane Systeme“ werden nach FUCHS et al. (2010) vier Eintragspfade zusammengefasst:

- Einträge von versiegelten urbanen Flächen über Regenwasserkanäle,
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen über Mischwasserkanalisationsüberläufe,
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die an eine Kanalisation, aber nicht an eine Kläranlage angeschlossen sind und
- Einträge von Haushalten und versiegelten urbanen Flächen, die nicht an die Kanalisation angeschlossen sind.

Ergänzend wurde die Analyse sprengstofftypischer Verbindungen (STV) miteinbezogen, da bis dato noch keine Kenntnisse darüber vorlagen, ob sich diese Stoffgruppe aufgrund der versenkten, aber bereits geborgenen Kriegsmunition, in den Seesedimenten nachweisen lassen.

Tab. 5: PAK-Einträge in die Oberflächengewässer in Deutschland (ARLE et al. 2014)

Eintragspfade	$\Sigma$ 16 EPA PAK [kg/a]
Atmosphärische Deposition	2.076
Erosion	1.497
Grundwasserzufluss	385
Industrielle Direkteinleiter	180
Binnenschifffahrt	1.346
Oberflächenabfluss	4.505
Drainagen	28
Urbane Systeme	5.612
Kommunale Kläranlagen	1.082
<b>Summe</b>	<b>16.711</b>

Außerdem wurden die Summenparameter adsorbierbare organische Halogene (AOX) und extrahierbare organische Halogene (EOX) bei den Untersuchungen berücksichtigt. Das „X“ steht für Chlor-, Brom- oder Iodverbindungen. Die Bestimmung der Einzelverbindungen ist zeit- und kostenintensiv, sodass gewöhnlich die Verbindungen in der Summe bestimmt werden. Organische Halogenverbindungen haben einen natürlichen und einen industriellen Ursprung. Industriell hergestellte halogenorganische Verbindungen finden sich in Pestiziden, Desinfektions-, Konservierungs- und Lösungsmitteln sowie Kunststoffen, Medikamenten, Farbstoffen, Reinigungs-, Entfettungs-, Extraktions-, Kälte- und Feuerlöschmitteln

(OLEKSY-FRENZEL 2000). AOX werden als gefährliche Stoffe eingestuft und gehören zu den prioritären Umweltchemikalien, da sie typische Eigenschaften wie Persistenz, Bioakkumulation und kanzerogene, mutagene sowie teratogene Wirkungen zeigen (HLUG 2003). AOX sind bedeutend im Bereich der Umweltvorsorge und stellt einen guten Screening-Parameter für die Belastungssituation dar (DWA Merkblatt 228). Problematisch an diesem Summenparameter ist, dass sich die umweltrelevante Wirkung nicht abschätzen lässt, da eine Vielzahl von Einzelverbindungen erfasst wird. Die toxischen Eigenschaften der Einzelverbindungen variieren, daher besteht kein Zusammenhang zwischen dem AOX-Gehalt einer Probe und deren Toxizität (OLEKSY-FRENZEL 2000), gleiches trifft auf die EOX zu (DWA Merkblatt 228). In Anhang 1 sind alle relevanten Stoffe mit ihren jeweiligen Umweltqualitätsnormen bzw. Sedimentqualitätsrichtlinien aufgeführt (s. Tab. 35).

### 5.3 Labormethoden

Im Rahmen des Projekts wurden die Sedimente der Rummelsburger Bucht hinsichtlich ihrer umweltrelevanten Eigenschaften untersucht. Die Betrachtung und anschließende Beurteilung erfolgte anhand von Sedimenten der Gewässersohle sowie der im Oberflächenwasser suspendierten Feststoffe (Schwebstoffe). Die Untersuchung des Wassers der Rummelsburger Bucht war nicht Teil dieses Projektes. Die Sedimentproben wurden aus Bohrkernen entnommen, die Schwebstoffe wurden über einen längeren Zeitraum in Sedimentfallen gesammelt (s. Kap. 5.1.2 und Kap. 5.1.3). Es wurden Schadstoffe und Nährstoffe als Gesamtgehalte in den Feststoffen bestimmt, um die Grundbelastung der Sedimente und Schwebstoffe zu erfassen. Darüber hinaus wurden mit ausgewählten Proben Schüttelversuche durchgeführt, um das Elutionsverhalten und damit die Mobilisierbarkeit der gebundenen Schadstoffe in die Wasserphase zu überprüfen. Die Abbildung 21 zeigt einen schematischen Ablauf der Laboranalytik. Die Feststoffproben und Eluate wurden einer umfangreichen Analytik unterzogen, um anschließend eine Bewertung der Sedimente in der Rummelsburger Bucht vornehmen zu können (s. Kap. 6.4, 6.5 und 7).

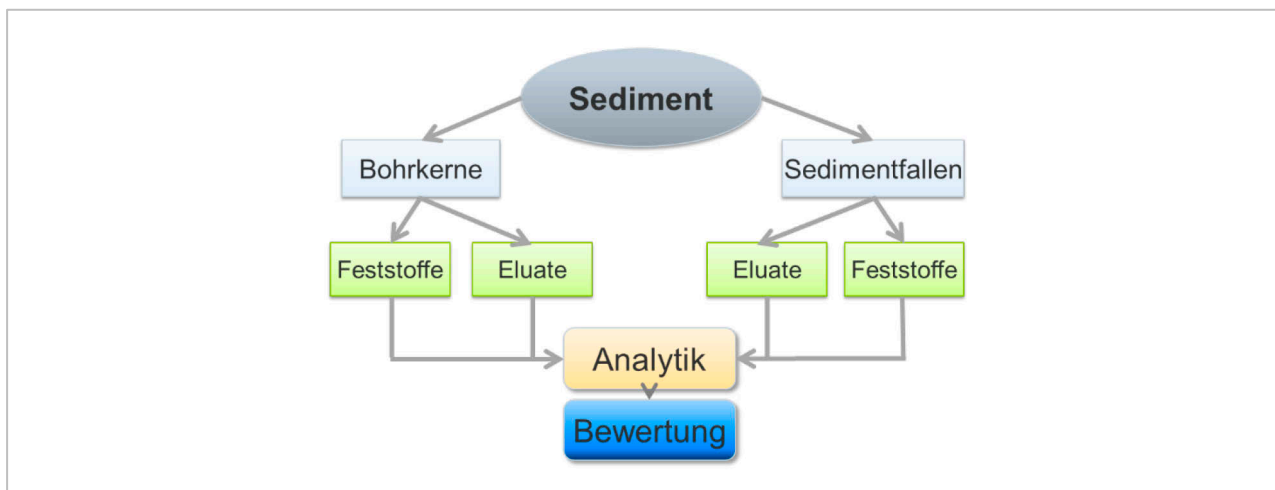


Abb. 21: Untersuchungsschema Laboranalytik

In Tab. 6 sind alle gängigen Verfahren, die im Rahmen des Vorhabens angewandt wurden, aufgelistet. Die analytischen Untersuchungen fanden in drei verschiedenen Laboren statt. Soweit die Untersuchungen nicht im hauseigenen Labor durchgeführt werden konnten, wurden alle betreffenden Analyseverfahren nach einer nationalen öffentlichen Ausschreibung nach Vergabe- und Vertragsordnung für Leistungen Teil A Allgemeine Bestimmungen für die Vergabe von Leistungen (VOL/A) an externe akkreditierte Labore vergeben. Die Bestimmung der organischen Verbindungen und des Schwermetalls Quecksilber wurde der Firma Eurofins Umwelt Ost GmbH übertragen. Weiterhin wurde das Institut Dr. U. Noack-Laboratorien mit der Durchführung zweier ökotoxikologischer Tests beauftragt. In Tab. 6 wurden die durchgeführten Untersuchungen den jeweiligen Laboren mithilfe von drei Farben zugewiesen: Labor der Physischen Geographie der Freien Universität Berlin (**blau**), Eurofins Umwelt Ost GmbH (**rot**), Institut Dr. U. Noack-Laboratorien (**grün**).

Tab. 6: Übersicht Untersuchungsverfahren

Untersuchung	Verfahren
<b>FU Berlin</b>	
Probenahme	AQS-Merkblatt „Probenahme von Schwebstoffen und Sedimenten“ (05/02) P-8/4
Probenlagerung, Probenvorbereitung	AQS-Merkblatt „Sedimentuntersuchung“ (9/97) P-15
Korngrößenverteilung	DIN ISO 11277: 2002-08
pH-Wert	DIN EN 15933:2012-11 (Direktmessung)
Elektrische Leitfähigkeit	DIN ISO 11265:1997-06 (Direktmessung)
Glühverlust	DIN EN 15169:2007-05
Wassergehalt/Trockensubstanz	DIN EN 12880:2001-02
Gesamtkohlenstoff (Bodenbeschaffenheit)	ISO 10694: 1995-03
Gesamt-Stickstoff (Bodenbeschaffenheit)	ISO 13878: 1998-03
Gesamter anorganischer Kohlenstoff (Feststoff)	DIN EN 13137: 2001-12
Königswasseraufschluss (HNO <sub>3</sub> / HCl)	DIN EN 16174: 2012-11
Schwermetalle, Nährstoffe (Wasserbeschaffenheit)	DIN EN ISO 11885: 2009-09
TC, TOC, TIC (Wasserphase)	DIN EN 1484:1997-08
Elution	DIN EN 12457-4: 2003-01
Leuchtbakterientest (Wasserbeschaffenheit)	DIN EN ISO 11348-2: 2009-05
<b>Eurofins Umwelt Ost GmbH</b>	
Quecksilber (Bodenbeschaffenheit)	DIN ISO 16772: 2005-06
16 PAK (EPA) (Bodenbeschaffenheit)	DIN ISO 18287: 2006-05
16 PAK (EPA) (Wasser-, Abwasser, Schlamm)	DIN 38407-39: 2011-09
Kohlenwasserstoffe C <sub>10</sub> -C <sub>40</sub> (MKW) Ausweisung mobiler Anteil C <sub>10</sub> -C <sub>22</sub>	DIN EN 14039: 2005-01 LAGA KW/04
Kohlenwasserstoff-Index (Wasserbeschaffenheit)	DIN EN ISO 9377-2: 2001-07
Sprengstofftypische Verbindungen (HPLC)	E DIN ISO 11916-1: 2011-03 (D)
Organozinnverbindungen (Bodenbeschaffenheit)	DIN EN ISO 23161: 2011-10
Organozinnverbindungen (Wasserbeschaffenheit)	DIN EN ISO 17353: 2005-11
Polychlorierte Biphenyle (PCB)	DIN EN 15308: 2008-05 / DIN ISO 10382:2003-05
Extrahierbare organisch gebundenen Halogene (EOX)	DIN 38414-17: 2012-02
Adsorbierte, organisch gebundene Halogene (AOX)	DIN 38414-18: 1989-11
<b>Institut Dr. U. Noack-Laboratorien</b>	
Wasserlinsen-Wachstumshemmtest (Wasserbeschaffenheit)	DIN EN ISO 20079: 2006-12
<i>Arthrobacter globiformis</i> -Kontakttest (Bodenbeschaffenheit)	DIN 38412-48: 2002-09

### 5.3.1 Feststoffuntersuchungen der Bohrkerne und Sedimentfallen

#### 5.3.1.1 Physikochemische Sedimentparameter

Die Parameter pH-Wert und elektrische Leitfähigkeit wurden während der Probenahme bestimmt. Aufgrund der schlammigen Konsistenz der Sedimente erfolgte die Datenerhebung über die Direktbestimmung mit einer pH-Elektrode und einer Leitfähigkeitsmesszelle an den homogenisierten Proben. Trockengewichte und Wassergehalte wurden aus den Prüfberichten von Eurofins Umwelt Ost GmbH übernommen.

#### 5.3.1.2 Probenlagerung

Die Probenahme fand im Zeitraum Juli bis November 2014 statt. Als Probengefäße für die Bohrkernproben wurden ausschließlich Weithals-Braunglasflaschen mit Teflon-Inlays in den Schraubverschlüssen verwendet. Von jeder homogenisierten Probe wurden vor Ort etwa 500 g in separate Braunglasflaschen für die Bestimmung organischer Schadstoffe und Quecksilber abgefüllt. Am selben Tag, spätestens aber am darauffolgenden, wurden die gekühlten Proben von einem Mitarbeiter der Firma Eurofins Umwelt Ost GmbH an der Rummelsburger Bucht übernommen und zum Analyselabor gebracht. So wurde sichergestellt, dass die Proben unverzüglich in einem möglichst frischen und unveränderten Zustand in die Analyse gingen. Die Proben wurden während der Probenahme und bei der Zwischenlagerung zu jeder Zeit kühl und dunkel aufbewahrt.

Die weiteren Teilproben wurden bis zur Weiterverarbeitung und Untersuchung im Labor der Physischen Geographie der FU Berlin bei  $-30^{\circ}\text{C}$  eingefroren. Selbiges Verfahren kam für die Sedimentfallenproben zur Anwendung. Direkt vor den Analysen wurden zusammengehörige Teilproben aufgetaut und zu Mischproben zusammengeführt. Solche Proben, die für weitere Analysen in externen Laboren bestimmt waren, wurden dann direkt von Mitarbeitern der externen Laboratorien abgeholt.

#### 5.3.1.3 Probenvorbereitung

Für das Einfrieren der Rückstellprobe, die Bestimmung der Trockensubstanz und des Wassergehaltes sowie für die Elution wurde jeweils die Originalprobe (Frischsubstanz) verwendet. Für alle anderen Analysen durchliefen die Proben mindestens einen Probenvorbereitungsschritt – der detaillierte Ablauf kann Abb. 22 entnommen werden. Die Untersuchungen wurden an unterschiedlichen Korngrößenfraktionen vorgenommen. In Tab. 7 ist der entsprechenden Untersuchung die jeweilige Kornfraktion zugeordnet.

Die Schwermetallbestimmung wurde an der Kornfraktion  $< 63\ \mu\text{m}$  durchgeführt. Damit ist eine Vergleichbarkeit mit den Daten der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) und der Gesellschaft für Umweltanalytik Boden- und Gewässerschutz mbH (UABG) (s. Kap. 4.1) gegeben. Die Bestimmung der Korngrößenverteilung mit dem Laserdiffraktometer wurde an der Fraktion  $< 1\ \text{mm}$  vorgenommen.



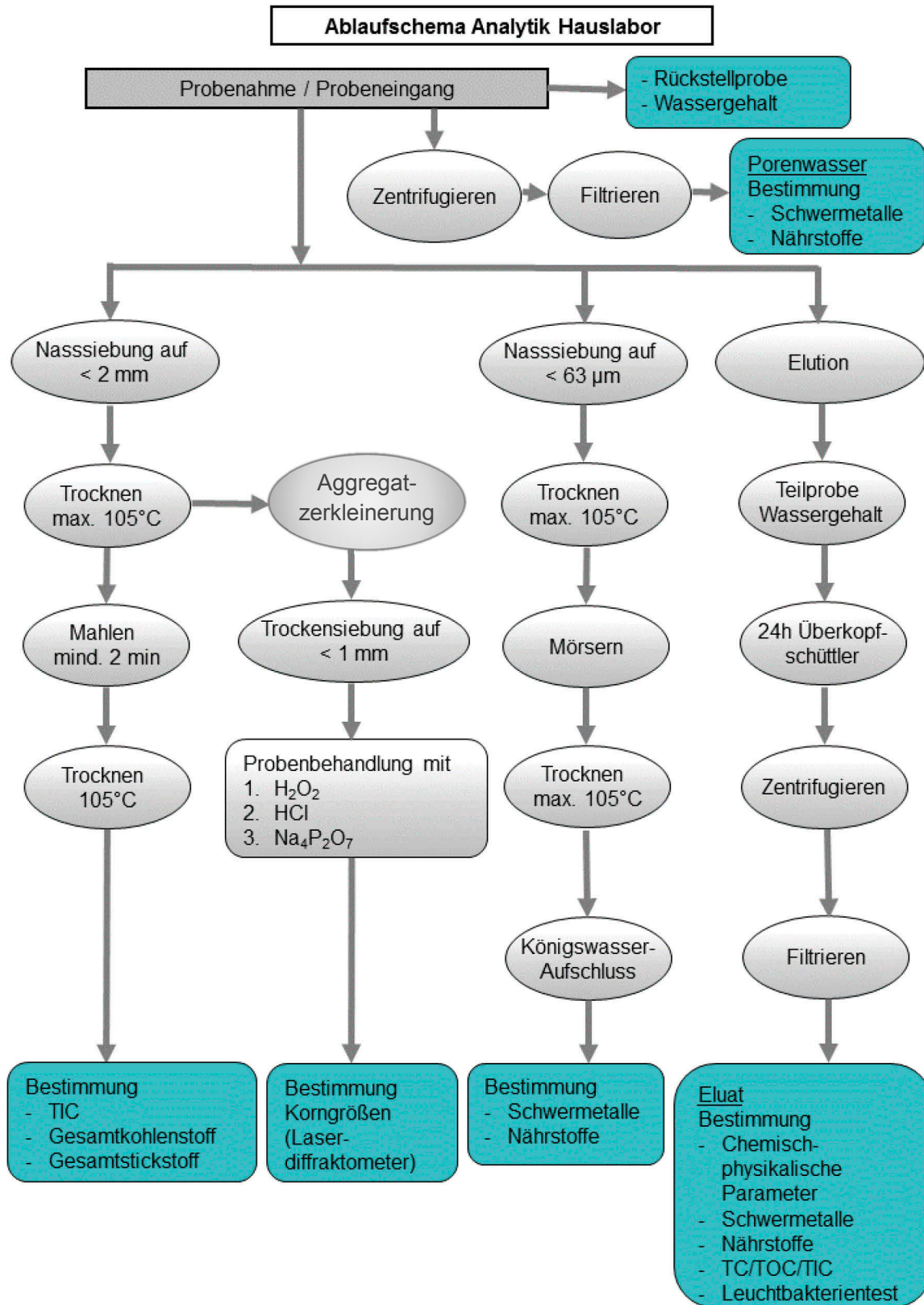


Abb. 22: Ablaufschema Analytik (Labor der Physischen Geographie der Freien Universität Berlin)

Tab. 7: Untersuchung und Kornfraktion

Untersuchung	Kornfraktion
Glühverlust, Gesamtkohlenstoff, anorganischer Kohlenstoff, Gesamtstickstoff	< 2 mm
Korngrößenverteilung über Laserdiffraktometrie	< 1 mm
Schwermetalle, Nährstoffe	< 63 µm

#### 5.3.1.4 Korngrößenverteilung

Die Korngrößenverteilungen der Sedimente in den Bohrkernen und den Sedimentfallen für die Fraktionen < 1 mm wurden mit dem Laserdiffraktometer LS 13320 (Fa. Beckman & Coulter) durchgeführt. Hierfür wurden die - wie oben beschrieben - vorbereiteten Proben in ein Sieb mit einer Maschenweite von 1 mm gegeben und mittels Probenteilung auf 1,5 g bis 2 g pro Probe reduziert. Die Fraktionen > 1 mm wurden per Trockensiebung bestimmt und später mit den Ergebnissen des Laserscans verschnitten.

Bei der Laserbeugung werden die Partikelgrößenverteilungen durch das Vergleichen der Probe mit einem entsprechenden optischen Modell ermittelt. Für die Bestimmung der Korngrößenverteilungen mittels Laser wurde der Modellrechnungsansatz auf Basis der Mie-Theorie verwendet. So konnte eine gute Darstellung des gesamten Korngrößenspektrums gewährleistet werden. Insbesondere der Korngrößenbereich < 0,01 mm konnte mittels dieses Ansatzes besser abgebildet werden (OEZER et al. 2010).

Vor der Korngrößenbehandlung mussten die organische Substanz, Carbonate und Sesquioxide aus den Proben entfernt werden. Zur Zerstörung der organischen Substanz wurden die Proben mit 33 %-igem Wasserstoffperoxid (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) versetzt; die Carbonate und Sesquioxide wurden mit 9,9 %iger Salzsäure (HCl) entfernt. Mit einer Spatelspitze Natriumpyrophosphat und destilliertem Wasser als Dispergierungsmittel zur Lösung zusammenhängender Aggregate versetzt, wurden die Proben für mindestens zwölf Stunden im Überkopfschüttler homogenisiert. Dieser Schritt dient insbesondere der vollständigen Dispergierung der Tonminerale. Nach dieser Prozedur kamen die Proben für 5 min in ein Ultraschallbad und wurden anschließend im Nass-Rotationsprobenteiler auf zwölf Einzelproben aufgeteilt, welche dann solange dem Laserdiffraktometer zugeführt wurden, bis die für die Messung erforderliche Partikelkonzentration erreicht wurde. Es wurde für jede Probe jeweils eine Doppelbestimmung durchgeführt; weiterhin wurden pro Analyse drei Messungen vom Gerät durchgeführt, sodass als Ergebnis sechs Korngrößenverteilungen zur Verfügung standen, welche entsprechend gemittelt werden konnten.

#### 5.3.1.5 Bestimmung der organischen Substanz durch Glühverlust

Die Bestimmung des Glühverlusts wurde nach DIN EN 15169:2007-05 durchgeführt. Beim Glühverlust werden alle organischen Bestandteile des Probenmaterials bei 550 ± 25° C bis zur Massenkonstanz verbrannt. Die Gewichts-Differenz vor und nach dem Glühen entspricht der Menge an organischer Substanz. Zu dieser zählen alle lebenden und abgestorbenen Organismen mit einer Größe von < 2 mm; sie ist nicht mit dem organischen Kohlenstoff (C<sub>org</sub>) gleichzusetzen.

### 5.3.1.6 Bestimmung des gesamten anorganischen Kohlenstoffs (TIC)

Der gesamte anorganische Kohlenstoff der Feststoffproben wurde nach DIN EN 13137:2001-12 an einer Kohlenstoffbestimmungsapparatur, dem Carmhograph C 16 der Firma Wösthoff (Aufschluss mittels temperierter (70° C) Phosphorsäure) bestimmt.

### 5.3.1.7 Bestimmung des Gesamt-Kohlenstoffs (C) und des Gesamt-Stickstoffs (N)

Die Messung des Gesamt-Kohlenstoffs und des Gesamt-Stickstoffs erfolgt nach der ISO 10634:1995-03 sowie ISO 13878:1998-03 am Elementaranalysator Truspec CHN + S der Firma LECO. Zur Bestimmung von C und N werden die Proben mittels Verbrennung bei 950° C im O<sub>2</sub>-Strom aufgeschlossen. Der Detektion des Kohlenstoffs liegt die Infrarot-Spektroskopie zugrunde, durch Wärmeleitmessung wird der N-Gehalt ermittelt. Die Differenz des bestimmten Gesamt-Kohlenstoffs und der separaten Bestimmung des gesamten anorganischen Kohlenstoffs (s. Kapitel 5.3.1.6) ergibt den Anteil des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) in einer Probe.

### 5.3.1.8 Schwermetalle und Nährstoffe

Die Sedimentproben wurden auf Blei, Cadmium, Gesamt-Chrom, Eisen, Kupfer, Nickel, Zink und Quecksilber untersucht. Weiterhin wurden neben Kohlenstoff und Stickstoff (s.o.), Calcium, Kalium, Magnesium, Natrium, Phosphat und Schwefel analysiert. Die Messungen erfolgten mit Ausnahme von Quecksilber, Stickstoff und Kohlenstoff an der ICP-OES (Fa. Perkin Elmer Optima 2100 DV) (Optische Emissionsspektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma = inductively coupled plasma optical emission spectrometry) nach DIN EN ISO 11885:2009-09. Quecksilber wurde nach DIN ISO 16772:2005-06 durch die Eurofins Umwelt Ost GmbH (akkreditiertes Prüflabor nach DIN EN ISO/IEC 17025) bestimmt. Der Messung anorganischer Stoffe in Feststoffen geht der Aufschluss der Proben mit Säure voraus. Die Proben aus der Rummelsburger Bucht wurden nach DIN EN 16174:2012-11 mit Königswasser aufgeschlossen.

Tab. 8: Relevante Schwermetalle und Nährstoffe

Schwermetalle	Mineralische Nährstoffe
Blei	Calcium
Cadmium	Kalium
Gesamt-Chrom	Kohlenstoff (Methode siehe Kapitel 5.3.1.6-7)
Eisen	Magnesium
Kupfer	Natrium
Nickel	Phosphat
Zink	Schwefel
Quecksilber	Stickstoff (Methode siehe Kapitel 5.3.1.7)

Zur Qualitätssicherung der Verfahrensdurchführung wurden Referenzproben mitaufgeschlossen und die anorganischen Bestandteile anschließend an der ICP-OES bestimmt. Zur Überprüfung der Richtigkeit und Reproduzierbarkeit der Messungen wurden die im Labor der Physischen Geographie der Freien Universität Berlin üblicherweise eingesetzte Standardreferenzprobe (RF-4) sowie ein spezielles Referenzmaterial (LGC6189) mitgemessen. Das LGC6189 ist ein Flusssediment aus der Elbe. Die Angaben für die Schwermetalle des Referenzmaterials stimmten am besten mit den Messergebnissen dieser Studie überein.

#### 5.3.1.9 Organische Schadstoffe

Die Untersuchungen wurden in den Laboratorien der Eurofins Umwelt Ost GmbH durchgeführt. Die Übersicht über die angewandten Verfahren ist Tab. 6 zu entnehmen. An allen 98 Proben (80 Proben aus Bohrkernen und 18 Proben aus Sedimentfallen) wurden PAK und MKW bestimmt. Die Bestimmung der weiteren Schadstoffgruppen (STV, OZV, PCB, AOX, EOX) wurde an jeder obersten Sedimentschicht der Bohrkernproben und in einem Fall (Position 5) an der untersten Schicht vorgenommen.

Darüber hinaus wurde an den Probenahmestellen 1, 8, 11, 12, 15 und am Referenzpunkt mit allen fünf Schichten das komplette Untersuchungsprogramm durchgeführt. Generell musste aus finanziellen Gründen eine Auswahl an Standorten und Proben getroffen werden, die analysiert werden sollten. Waren bei vorangegangenen Untersuchungen Auffälligkeiten in den Werten zu entdecken, wurden diese für die Schadstoffanalyse ausgewählt. An den 18 Proben aus den Sedimentfallen wurden keine STV und EOX bestimmt, da in den vorangegangenen Bohrkernuntersuchungen diese Stoffe nicht nachgewiesen wurden. OZV wurden an 16 und PCB sowie AOX an 14 Schwebstoffproben bestimmt.

### 5.3.2 Wässrige Proben

#### 5.3.2.1 Elution

Die Elution wurde mit dem einstufigen Schüttelverfahren nach DIN EN 12457-4:2003-01 durchgeführt. Elutionsversuche dienen der Lösung und der anschließenden Freisetzung organischer und anorganischer Bestandteile aus der Festsubstanz in die wässrige Phase. Es kann damit eine Aussage getroffen werden, in welchem Maß sich Substanzen mobilisieren lassen. Das Elutionsmittel wird unter festgelegten Bedingungen mit der Probe in Kontakt gebracht:

- Flüssigkeits-/Feststoff-Verhältnis 10:1
- Elutionsmittel: destilliertes Wasser
- 24 h Überkopfschütteln, 10 Umdrehungen in der Minute
- Flasche nicht mehr als 90 % befüllt.

Nach 24 Stunden Überkopfschütteln wurden die Proben (für 60 Minuten bei Bohrkernen und für 90 Minuten bei Sedimentfallen) zentrifugiert. Das Probenmaterial aus den Sedimentfallen benötigte längere Zeit als das der Bohrkern, um relativ klares überstehendes Wasser nach der Zentrifugation vorzuweisen. Anschließend

wurden alle Proben mit einer Pumpe der Firma Ilmvac VA 70 und Whatman Filter GF/F (47 Ø) gefiltert, um dann auf pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Redoxspannung und Nitrat gemessen zu werden. Danach wurden die Proben für die vorgedachte Weiterverarbeitung abgefüllt. Dabei war auffällig, dass die Sedimentproben trotz längeren Zentrifugierens auch nach dem Filtrieren stark verfärbt waren (s. Abb. 23).

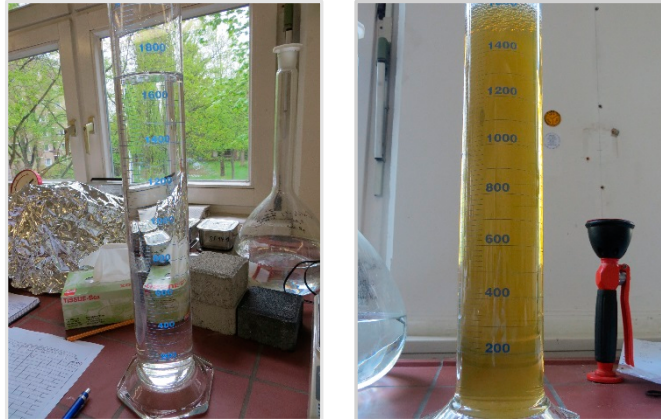


Abb. 23: Eluat nach der Filtration (links Bohrkern, rechts Sedimentfalle)

Die Trübung wurde für jede Probe vor dem Filtrieren und nach dem Filtrieren gemessen. Für einige Proben konnte nicht genügend Eluat gewonnen werden, weshalb verschiedene Analysen in einem solchen Fall nicht durchgeführt wurden.

#### 5.3.2.2 Chemisch-physikalische Parameter

Die chemisch-physikalischen Parameter pH, elektrische Leitfähigkeit, Redoxspannung, Trübung, Sauerstoff und Nitrat wurden direkt nach der Elution und Filtration am Eluat gemessen.

#### 5.3.2.3 Schwermetalle und Nährstoffe

Die Schwermetalle und Nährstoffe in den Eluaten wurden nach DIN EN ISO 11885: 2009- 09 im Labor der Physischen Geographie der Freien Universität Berlin an der ICP- OES 100 DV (Fa. Perkin Elmer) gemessen.

#### 5.3.2.4 Organische Schadstoffe

Für die Untersuchung der organischen Schadstoffe an wässrigen Proben wurden die vorbereiteten Eluate direkt im Anschluss an die Eluatherstellung an das Labor der Eurofins Umwelt Ost GmbH überführt. Für die Stabilität wurde den Proben, die auf MKW untersucht werden sollten, 1 ml Schwefelsäure ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) hinzugefügt. Die Proben für die PAK-Analyse wurden mit n-Hexan ( $\text{C}_6\text{H}_{14}$ ) (5 ml auf 200 ml Eluat) versetzt und eine Acetatpufferlösung (1 ml auf 100 ml) diente der Stabilisierung der Proben für die OZV-Untersuchung.

Zur Analyse von MKW und PAK wurden alle Eluatproben der Sedimentfallen bis auf SF 8 und SF 16 eingeschickt; an der Probe SF RP wurde jedoch nur der PAK-Gehalt gemessen. Weiterhin wurden für diese Analysen die Bohrkernproben BK 8, BK 11, BK 12 und BK 15 für die gesamten Probtiefen sowie weitere Bohrkernproben in einzelnen Tiefen (BK 1.2, BK 1.3, BK 1.4, BK 4.1, BK 5.5, BK 9.1, BK 10.1, BK 13.1, BK 14.5)

beprobt. Für BK 1.1, BK 3.1, BK 7.1 und BK RP.1 wurden nur die PAK Gehalte ermittelt. Weiterhin wurden im externen Labor die OZV für die Sedimentfallen 1, 2, 3, 5, 6, 7, 9 und 11 sowie für die obersten Schichten (0-3 cm) der Bohrkernproben 1, 4, 7, 8, 9, 12, 13 und 15 bestimmt. Zusätzlich wurden die Probe BK 12 in allen Tiefen, BK 1 in allen Tiefen bis auf die zweite (3-6 cm) und die Probe BK 5 nur in der tiefsten Schicht (12-15 cm) untersucht. Nach welchem Schema die Proben ausgesucht wurden, kann Tab. 37 im Anhang 1 entnommen werden.

### 5.3.3 Biotests zur Bestimmung der Sedimenttoxizität

Insgesamt wurden zur Bestimmung der Ökotoxizität drei Biotests durchgeführt. Für die Feststoffe wurde der *Arthrobacter globiformis*-Kontakttest genutzt. Die Eluate wurden dem Leuchtbakterientest und dem Wasserlinsen-Wachstumshemmtest unterzogen.

#### 5.3.3.1 Sediment-Kontakttest mit *Arthrobacter globiformis*

Das Verfahren wurde nach DIN 38412-48:2002-09 „*Arthrobacter globiformis*-Kontakttest für kontaminierte Feststoffe“ in den Dr. Noack Laboratorien durchgeführt. Ermittelt wurde die Hemmwirkung eines Sediments auf die Dehydrogenaseaktivität des Bakteriums *Arthrobacter globiformis*. Die Hemmwirkung wird durch biologisch verfügbare und toxische Substanzen in Sediment hervorgerufen. Organismen der Gattung *Arthrobacter* bilden eine dominierende Fraktion der aeroben Bakterien im Boden. Die Enzymaktivität reagiert sensibel auf toxische Substanzen. Dehydrogenasen sind eine Gruppe wasserstoffabspaltender Enzyme, deren Funktionsfähigkeit für eine intakte Zelle erforderlich ist. Die Kontaktzeit zwischen Sediment und Bakteriensuspension beträgt 2:40 Stunden. Als Ergebnis wird die Hemmwirkung auf die Dehydrogenaseaktivität im Vergleich zu einer unkontaminierten Kontrollprobe berechnet.

#### 5.3.3.2 Leuchtbakterientest

Der Leuchtbakterientest dient der Bestimmung der Toxizität von Eluatproben. Die Fähigkeit der Leuchtbakterien zur Biolumineszenz entsteht durch das Enzym Luziferase, das beim Stoffwechsel unter anderem Licht erzeugt. Gemessen wird dabei die Hemmung der Leuchtbakterien nach 30-minütiger Inkubationszeit. Je größer die Leuchthemmung ist, desto schädigender ist die Wirkung der Probe auf die Mikroorganismen. Als Norm wurde DIN EN ISO 11348-2: 2009-05 verwendet.

Da Leuchtbakterien marine Organismen sind, müssen die Proben entsprechend aufbereitet werden. Der Salzgehalt wird mit Natriumchlorid auf 30 mS/cm erhöht, der pH-Wert muss zwischen 6,0 und 8,0 liegen und der Sauerstoffgehalt über 3 mg/l. Zeigte sich eine Trübung bei der Probe, wurde sie durch Spritzen mit Vorsatzfiltern aus Polyester und Glasfaser gesäubert.

Für die Messung der eluierten Bohrkern- und Sedimentfallenproben wurden flüssig-getrocknete *Vibrio fischeri* Bakterien verwendet. Diese wurden bis zur Verwendung bei -18° C gelagert. Für die Reaktivierung wurden die Bakterien mit Reaktivierungslösung 30 Minuten im Thermoblock bei 15° C temperiert. Mit jeder Probe wurde eine Verdünnungsreihe hergestellt, die es möglich machte die Probe in verschiedenen Konzentrationen

zu messen. Im Anschluss wurde das Ausgangsleuchten der Bakterien im LUMISTox 300 gemessen, woraufhin unmittelbar die zu einer bestimmten Konzentration verdünnte Probe hinzugegeben wurde. Nach 30 Minuten Inkubationszeit im Thermoblock wurde die Probe mit den Leuchtbakterien gemessen, das sogenannte Endleuchten. Als Ergebnis nach DIN wird ein GL-Wert angezeigt, der die Toxizität der Probe darstellt. Dieser GL-Wert ist die erste Verdünnungsstufe, die eine Hemmung unter 20 % zeigt. Liegen alle Konzentrationen über 20 %, ist die Probe zu toxisch und muss noch einmal mit einer Vorverdünnung gemessen werden. Im Falle dieser Untersuchung gab es einige Proben (s. Kap. 6.6.4), die mit einer Vorverdünnung im Verhältnis 1:4 (Probe: Natriumchlorid) gemessen werden mussten. Bei jeder Messung wurde zur Qualitätskontrolle eine Doppelbestimmung durchgeführt und der Standard 3,5-Dichlorphenol mitgemessen.

#### 5.3.3.3 Wasserlinsen-Wachstumshemmtest

Die Eluatproben BK 1.2, BK 1.5, BK 6.1, BK 8.5, BK 11.5, BK 12.5, BK 14.5, BK RP.1, SF 2 und SF 9 wurden an die Dr. U. Noack Laboratorien gesandt, um den Wasserlinsentest nach DIN EN ISO 20079: 2006-12 ausführen zu lassen. Als Grundlage des Verfahrens dient die Wachstumshemmung von Wasserlinsen (*Lemna minor*), die bei toxischen Proben ausgelöst wird. Wasserlinsen gelten als Modellorganismus für höhere Wasserpflanzen. Sie sind monokotyl, treiben frei auf dem Wasser und können schnell durch Abwasser geschädigt werden. Aus den Eluatproben werden für die Messung verschiedene Verdünnungsstufen hergestellt, wobei ein toxischer Effekt vorliegt, wenn eine Wachstumshemmung von 10 % überschritten wird. Die Messung und die Wachstumsraten basieren auf dem Beobachtungsparameter Frondanzahl, die die kleinste vermehrungsfähige Einheit beschreibt. Der LID-Wert bezeichnet die am höchsten konzentrierte Verdünnungsstufe, die weniger als 10 % Hemmung der Wachstumsrate aufzeigt. Beim D-Wert handelt es sich um die niedrigste Verdünnungsstufe, in der die 10 % Hemmung nicht überschritten wird.



## 5.4 Datenauswertung - Statistische Methoden

Die im Gegensatz zur Multiparametersonde permanent im Gewässer eingebrachten Sensoren an der Messkette waren einer mehr oder weniger starken Verschmutzung durch Schwebstoffe oder durch den Bewuchs von Phytoplankton unterworfen. Diesem Umstand wurde im ersten Teil des Messzeitraumes zu wenig Beachtung geschenkt, bzw. wurde das Problem unterschätzt. Als Folge dessen sind teilweise Datenlücken entstanden, bzw. wurden verfälschte Messwerte aufgezeichnet. Bei den Parametern Temperatur und Sauerstoffgehalt tritt dieses Problem nicht auf, da die Sensoren hierfür nicht auf optischen Methoden basieren. Die Messung des Chlorophyllgehaltes und der Trübung hingegen waren zum Teil Beeinträchtigungen unterworfen, welche mit Dauer der Aufzeichnungen zunahm. Nach dem Reinigen der Sensoren fielen die Werte entsprechend auf die unbeeinflussten Werte zurück. Die kontinuierliche Zunahme der Chlorophyllwerte mit fortschreitender Zeit ließ eine exponentielle Korrektur zu, welche auf Grundlage der von der Multiparametersonde erhobenen Daten durchgeführt wurde. Bei den Trübungswerten war dies nicht möglich, sodass für weiterführende Analysen, wie z.B. Korrelationen, nur plausible Werte verwendet wurden. Beim Vergleich der Jahresganglinie mit den Daten der Multiparametersonde fallen insbesondere (auch nach dem Reinigen der stationären Sensoren) Abweichungen bei der Trübungsmessung auf. Dies lässt sich zum Teil dadurch erklären, dass zur Darstellung der Sensorkettendaten Tagesmittelwerte verwendet wurden, die Messung mit der Multiparametersonde jedoch eine Einzelmessung darstellt. Ein weiterer Grund für kurze Datenlücken ist das Warten sowie Kalibrieren der Sensoren. Im zweiten Teil des Messzeitraumes wurden die Sensoren im Zwei-Wochen-Rhythmus gereinigt.

### 5.4.1 Geostatistischer Vergleich der Kontamination

Um die Schadstoffbelastung des nördlichen und südlichen Teils der Bucht ausreichend genau miteinander vergleichen zu können, wurden alle Schichten der jeweiligen Bohrkerne zunächst gemittelt und erst dann einer geostatistischen Vergleichsanalyse unterzogen. Hierbei wird der nordwestliche Bereich der Bucht durch die Probenahmestellen 8 bis 15 und der südöstliche Bereich durch die Standorte 1 bis 7 repräsentiert (Abb. 11). Der Vergleich der Belastungssituation in den entsprechenden Arealen wurde daraufhin für normalverteilte Kontaminanten mit dem t-Test sowie für nicht normalverteilte mit dem Wilcoxon-Rangsummen-Test durchgeführt (LOZÁN & KAUSCH 2004, FAHRMEIR et al. 2007, GIBBONS & CHAKRABORTI 2011).

Der Vergleich zwischen den Belastungen in den Sedimentkernen innerhalb der Bucht und den Sedimentfallen sowie dem Referenzpunkt außerhalb der Bucht erfolgte ebenfalls unter Einbeziehung aller Bohrkernschichten. Um die Schadstoffbelastungen vergleichen zu können, wurden für die normalverteilten Kontaminanten eine Varianzanalyse (ANOVA) und für die nicht normalverteilten der nicht parametrische Kruskal-Wallis-Test herangezogen. Der abschließende Vergleich erfolgte anhand der Mittelwerte des Referenzkerns und der Sedimentfallen und wurde mittels der Bonferroni-Methode durchgeführt (LOZÁN & KAUSCH 2004, SACHS & HEDDERICH 2006, ABDI 2007).

### 5.4.2 Korrelation von Wind- und Trübungsdaten

Um zu überprüfen, inwieweit der Wind einen Einfluss auf die Trübung oder die Remobilisierung von Sedimenten in der Rummelsburger Bucht hat, wurden die Datensätze der Sensormesskette und der Wetterstation einer statistischen Überprüfung unterzogen. Hierbei wurden die kontinuierlich aufgezeichneten Trübungswerte mit den Windgeschwindigkeiten und –richtungen über eine Kreuzkorrelation in Beziehung gesetzt. Die Kreuzkorrelation sollte Auskunft darüber geben, ob Zeitreihen zeitverzögert aufeinander reagieren und wie stark der Zusammenhang zwischen den Daten ist. Für die Analyse wurden die Trübungs- und Winddaten zwischen dem 06.11.2014 und 17.01.2015 verwendet. Dieser Zeitraum wurde gewählt, da die Trübungssensoren hier unbeeinflusst von Verschmutzung oder Bewuchs aufgezeichnet haben und die Ganglinien aller drei Tiefen plausible Werte liefern.

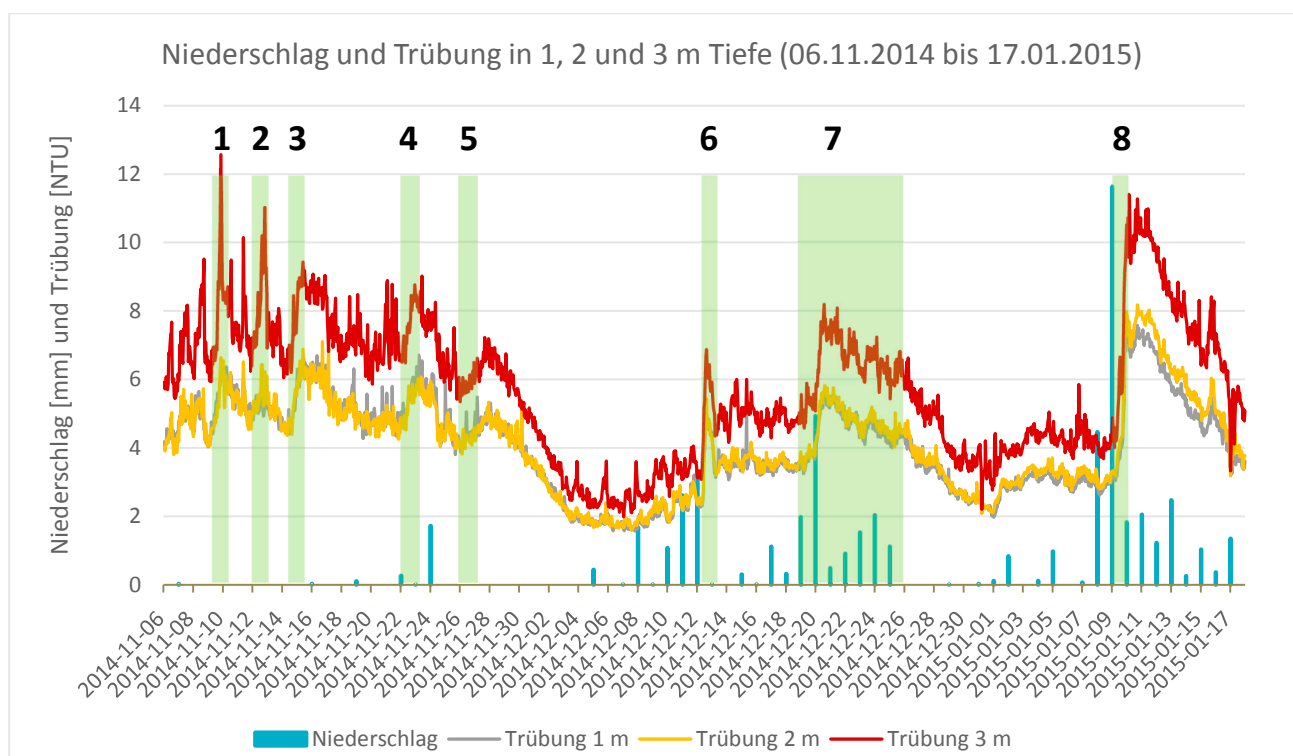


Abb. 24: Niederschlag und Trübung in 1, 2 und 3 m Tiefe vom 06.11.2014 bis 17.01.2015, die grün unterlegten Bereiche markieren die untersuchten Wind-/Trübungsereignisse

Ein weiterer Grund für die Wahl des Zeitraumes liegt in der Tatsache begründet, dass dieser außerhalb der Wachstumsphase des Phytoplanktons liegt. Das Wasser ist in den Wintermonaten relativ klar und die Trübungsmessung wird nicht durch das Phytoplankton beeinträchtigt – womit eine erhebliche Störgröße für die Kreuzkorrelation eliminiert worden ist. Ferner ist im Winter die Fahrgastschiffahrt in der Rummelsburger Bucht eingestellt und die Freizeitschiffahrt ist zumindest stark eingeschränkt, sodass die Trübungswerte auch frei von diesen Einflüssen sind. Für die Winddaten wurden die Werte von der DWD-Wetterstation Berlin Tempelhof verwendet, um eine Unterschätzung der Windgeschwindigkeiten zu vermeiden. Der Datensatz der Sensormesskette wurde vor der Kreuzkorrelation auf Extrema / Ausreißer untersucht und ggf. bereinigt sowie auf Normalverteilung getestet. Die Abb. 24 zeigt die Trübung in 1, 2 und 3 m Tiefe sowie die Niederschläge

innerhalb des betrachteten Zeitraumes vom 06.11.2014 bis zum 17.01.2015. Dargestellt sind die Tagesmittelwerte der Trübung – für die statistische Auswertung wurden Stundenmittelwerte verwendet.

Für die Kreuzkorrelation der Parameter Trübung und Wind wurden acht relativ kurze Ereignisse ausgewählt, bei denen sowohl die Trübungswerte in allen drei Tiefen als auch die Windgeschwindigkeiten ansteigen; diese sind in Abb. 24 grün unterlegt und nummeriert. Innerhalb der betrachteten Zeitabschnitte herrschte eine dominierende Windrichtung vor, ein Wechsel der Hauptwindrichtung markiert jeweils das Ende der untersuchten Zeitabschnitte. Fiel während dieser Perioden Niederschlag, wurde der Datensatz um diese, das Ergebnis beeinflussende Störgröße, mittels Korrelation bereinigt. Zeigte sich bei der Kreuzkorrelation ein Zeitversatz (Lag) in den Ganglinien von Windgeschwindigkeit und Trübung bei einem Koeffizienten von  $> 0,6$ , dann wurden die Zeitreihen um diesen Versatz gegeneinander verschoben, sodass der Anstieg der Werte zeitgleich ausfiel (Koeffizient  $0,6 = 36\%$  der Trübungswerte werden durch die Winddaten erklärt). Mit den verschobenen Zeitreihen wurde nochmals eine Korrelation durchgeführt, um die Abhängigkeit der Trübung von der Windgeschwindigkeit zu quantifizieren. Dieses erneut ermittelte Bestimmtheitsmaß  $R^2$  gibt den Prozentsatz der windinduzierten Remobilisierung in den Trübungsdaten an. Für Ereignisse mit einem Lag von Null wurde das vor der Kreuzkorrelation ermittelte Bestimmtheitsmaß herangezogen.

#### 5.4.3 Vergleich der Schwermetallergebnisse mit den Daten von WOLTER & RIPL (1998)

Um einen Anhaltspunkt für die Veränderung der Schwermetallbelastung innerhalb der letzten Jahre zu haben, wurden die Gehalte aus den eigenen Untersuchungen mit denen von WOLTER & RIPL (1998) verglichen. Die Proben von WOLTER & RIPL stammen aus dem Jahr 1997 (s. Kap.4.1). Die Proben des RuBuS-Projektes wurden im Jahre 2014 entnommen und analysiert. Alle verglichenen Punkte liegen maximal rund 50 m voneinander entfernt (s. Tabelle 9). Standorte mit einem größeren Abstand zueinander wurden nicht in den Vergleich mit einbezogen. Die Distanzangaben können nur näherungsweise angegeben werden, da die RuBuS-Proben aus Mischproben von jeweils 15 aus dem näheren Umkreis des georeferenzierten Messpunktes entnommenen Bohrkernen bestehen (s. Kap. 5.1.3).

Tab. 9: Vergleichene Positionen (WOLTER & RIPL 1998 und Projekt RuBuS), Distanz zwischen den Punkten

Wolter & Rip1 1998	RuBuS	Distanz [m]
RUM 57	BK 5	50
RUM 61	BK 7	30
RUM 43	BK 9	50
RUM 26	BK 10	30
RUM 22	BK 11	16
RUM 19	BK 12	50
RUM 4	BK 13	50
RUM 12	BK 14	50
RUM 8	BK 15	50
Bei RUM 61 wurden Schicht 4 +5 nicht erhoben und fehlen daher im Vergleich		

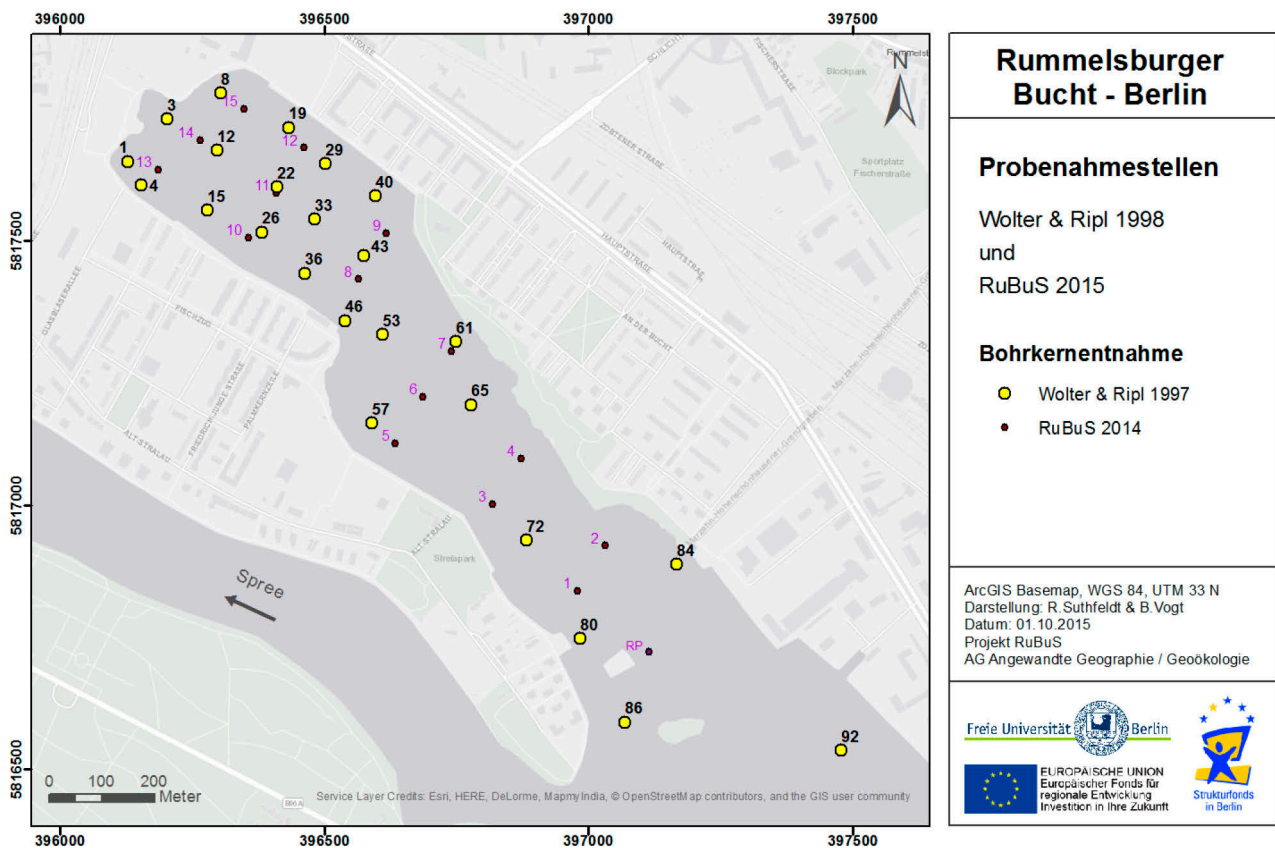


Abb. 25: Entnahmepunkte der Sedimentkerne von WOLTER & RIPL 1998 (gelb) und RuBuS 2015 (lila)

Die Schichten wurden bis zu einer Tiefe von 15 cm miteinander verglichen (siehe Tabelle 10). Aufgrund unterschiedlicher Sedimentschichtmächtigkeiten (2,5 cm bei Wolter & Ripl, 3 cm bei RuBuS) wurden die dritte und vierte Schicht (von 5 bis 7,5 cm und 7,5 bis 10 cm) von WOLTER & RIPL (1998) für eine bessere Vergleichbarkeit zusammengefasst. Bei den Vergleichen wurde der Mittelwert beider Schichten verwendet. WOLTER & RIPL (1998) haben die Schwermetalle mit 7 N Salpetersäure aufgeschlossen, im Rahmen der eigenen Untersuchungen wurde Königswasser für den Aufschluss verwendet. Aufgrund der unterschiedlichen Aufschlussarten beider Untersuchungen muss bei der Auswertung beachtet werden, dass durch den Königswasseraufschluss tendenziell höhere Konzentrationen gemessen werden. Um die Veränderung der Werte darstellen zu können, wurden die Daten von WOLTER & RIPL (1998) von den aktuellen Werten abgezogen. Ein negativer Wert bezeichnet daher eine Verringerung der Belastung im Vergleich zu den Daten von 1998, ein positiver Wert eine Zunahme der Belastung.

Tab. 10: Vergleichene Schichten (WOLTER & RIPL 1998 und RuBuS-Projekt)

Schicht	Wolter & Ripl 1998	RuBuS
1	0 – 2,5 cm	0 – 3,0 cm
2	2,5 – 5 cm	3 – 6 cm
3	5 – 10 cm	6 – 9 cm
4	10 – 12,5 cm	9 – 12 cm
5	12,5 – 15 cm	12 – 15 cm



## 6 ERGEBNISSE

### 6.1 Randbedingungen

Die Untersuchung der Randbedingungen erfolgte hinsichtlich der Analyse und dem Verständnis der potentiellen Sedimentdynamik in der Rummelsburger Bucht. Die Messergebnisse sollten Aufschluss geben über unterschiedliche Einflussfaktoren und Mechanismen, die eine wichtige Rolle für eine Remobilisierung und Akkumulation der Sedimente und die Belastungssituation spielen. Dem Untersuchungsansatz liegt eine bestimmte Vorstellung über wirkende Einflussgrößen in einem urban geprägten Gewässer zugrunde und schließt umliegende Einzugsgebiete in die Betrachtung ein. Jedoch konnte nicht der Anspruch bestehen, die Prozesse vollständig zu klären, sondern es ging an um das bestmögliche Erkennen von Wirkungszusammenhängen. Dies war und ist begründet durch den Umstand, dass die grundlegenden Mechanismen nicht vollständig in räumlicher und zeitlicher Auflösung erfass- und messbar sind. Die Ergebnisse aus den Messungen der Randbedingungen sind daher als zu interpretierende Indikatoren zu verstehen. Vor diesem Hintergrund wurde für die Untersuchungen ein Fokus auf die Erfassung der räumlichen und zeitlichen Veränderung von Wasserqualitätsparametern und den Strömungsverhältnissen, sowie auf die Veränderung und Variation der meteorologischen Verhältnisse innerhalb der Bucht gelegt.

#### 6.1.1 Meteorologie

Die Aufnahme der meteorologischen Gegebenheiten verfolgt den Zweck, bestimmte Einflussfaktoren zu erfassen, die einen direkten Einfluss auf die Sedimentdynamik in der Rummelsburger Bucht haben. Hierbei sind besonders die Parameter Niederschlag, Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und Windrichtung zu nennen. Die Niederschläge sind bedeutend, da diese für die Einträge aus dem Ruschegraben entscheidend sind. Über diesen werden verschiedene Schadstoffen und Nährstoffe, die wiederum einen Einfluss auf die Kontamination sowie den Chlorophyll- und Sauerstoffgehalt in der Bucht haben, eingetragen (GROTEHUSMANN et al. 2010, RÜTER & BLASCHKE 2014).

Die Globalstrahlung ist ein entscheidender Faktor für die Wassertemperatur, die Lichtverhältnisse und somit für das Wachstum des Phytoplanktons. Somit ist die Einstrahlung auch maßgeblich für die Primär- und Biomasseproduktion in Gewässern verantwortlich, welche direkten Einfluss auf die Sedimentationsraten sowie die Trophie von Seen hat. Für eutrophe Gewässer wie der Rummelsburger Bucht wird ein Orientierungswert der phytoplanktischen Produktion von  $1.500 \text{ g C/m}^2/\text{a}$  angenommen. Dabei gehen Schätzungen davon aus, dass das C/Chlorophyll-a-Verhältnis rund 2:1 beträgt. Somit besteht etwa die Hälfte der Biomasse des Phytoplanktons aus Chlorophyll a. Jedoch werden über 50 % der Primärproduktion veratmet oder wieder ausgeschieden (DOKULIL et al. 2001, SCHÖNBORN & RISSE-BUHL 2013).

Auch die Windgeschwindigkeiten und -richtungen haben jeweils einen direkten Einfluss auf die Sedimentremobilisierung. Der Wind löst Wellen aus, die sich unter der Wasseroberfläche fortbewegen und dabei Turbulenzen auslösen, wodurch eine Sedimentremobilisierung stattfinden kann. Darüber hinaus ist das windinduzierte Resuspensionspotenzial auch von der Seegröße und -tiefe sowie von der Art und Zusammensetzung der Sedimente abhängig. Beispielsweise zeigen Messungen am Müggelsee, dass Windgeschwindigkeiten von 4 m/s ausreichen, um den gesamten Wasserkörper bis in sechs Meter Tiefe zu durchmischen (LUETTICH ET al. 1990, KLEEGERG & DUDEL 1997, BOOTH et al. 2000).

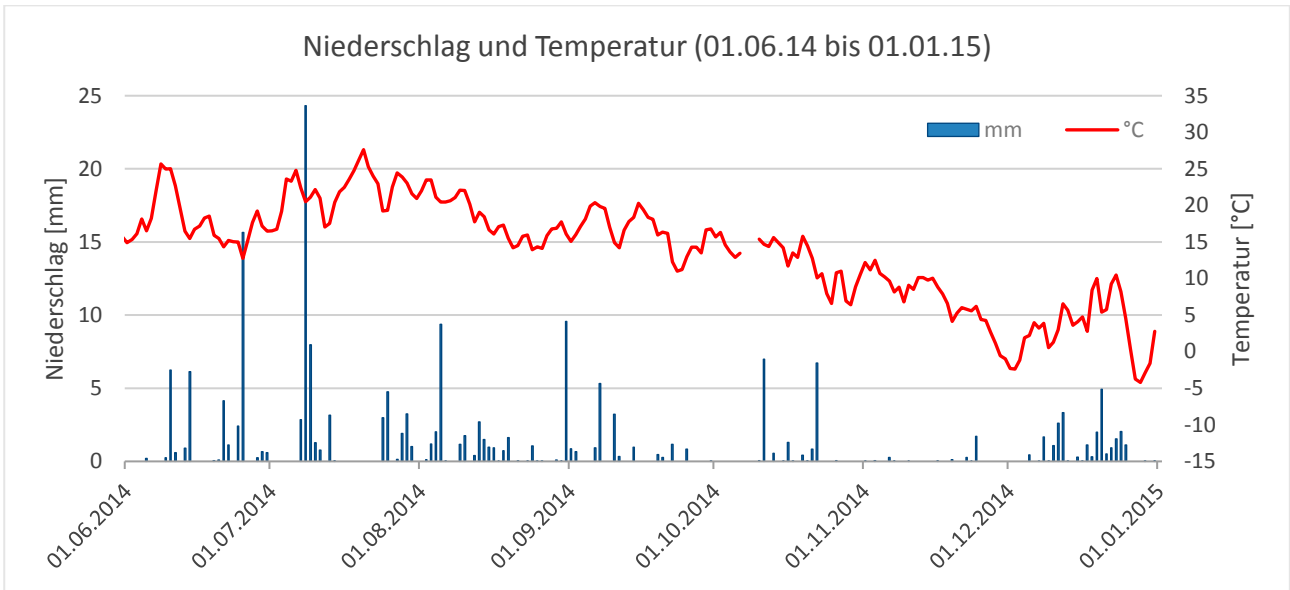


Abb. 26: Niederschlag und Lufttemperatur an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.06.14 und dem 01.01.15 (Tagesmittelwerte für Temperatur und Tagessummen für Niederschlag)

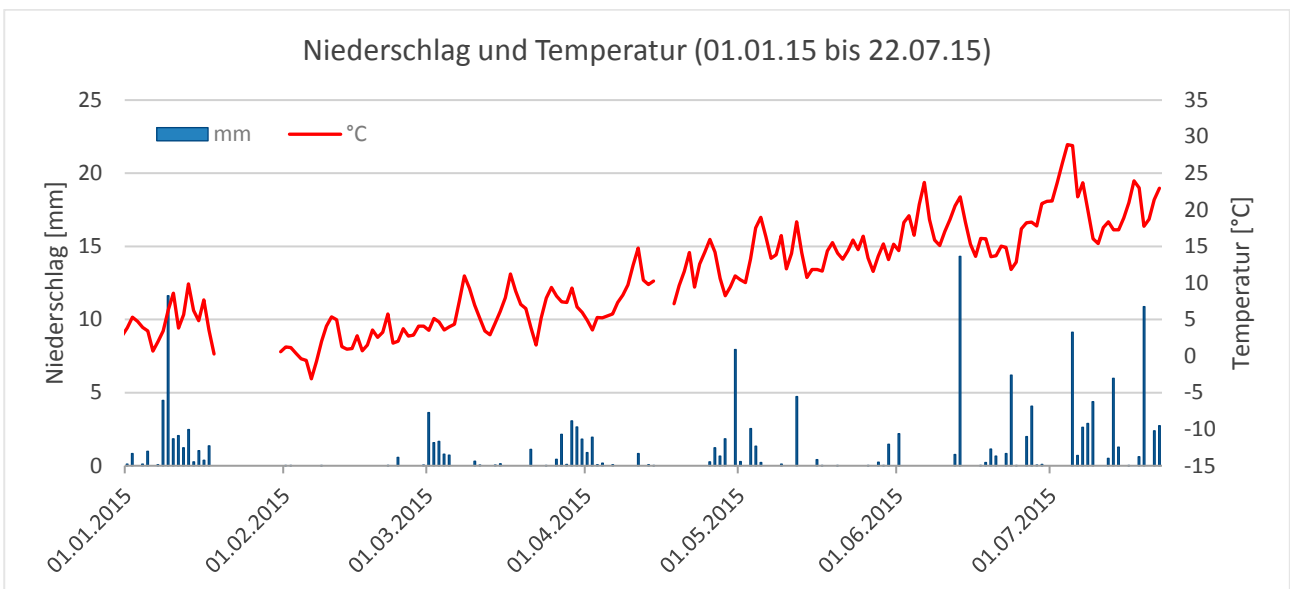


Abb. 27: Niederschlag und Lufttemperatur an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.01.15 und dem 22.07.15 (Tagesmittelwerte für Temperatur und Tagessummen für Niederschlag)



In Abbildung 26 sind die Niederschläge und die Lufttemperaturen an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 1. Juni 2014 und dem 1. Januar 2015 dargestellt. Für den Niederschlag sind die Tagessummen aufgeführt, für die Temperaturen die Tagesmittelwerte. Die höchsten Niederschläge sind hierbei im Juli mit 54,4 mm zu verzeichnen; auch fällt der regenreichste Tag (08.07.) mit 24 mm in diesen Monat. Die Temperatur erreicht am 20.06 mit 28° C ihren Höchstwert und am 28.12. mit -4° C die niedrigsten Werte. In Abbildung 27 sind die Niederschläge und Lufttemperaturen zwischen dem 1. Januar 2015 und dem 22. Juli 2015 an der Rummelsburger Bucht aufgeführt. Auffallend sind die über den gesamten Zeitraum generell niedrigen Niederschläge. Besonders im Februar sind lediglich insgesamt 0,7 mm zu verzeichnen. Am 13.06. fiel mit 14 mm der meiste Niederschlag. Die höchste Temperatur wird mit 29° C am 05.07, die niedrigste am 06.02. (-3° C) erreicht.

Vergleicht man die an der Station „Tempelhofer Feld“ (DWD) gemessenen Niederschlagswerte des Untersuchungszeitraumes (Juni 2014 - Mai 2015) mit den durchschnittlich dort gemessenen Werte der letzten zehn Jahre, wird deutlich, dass die Niederschläge als sehr gering einzuschätzen sind. Mit 432 mm liegen diese um mindestens 100 mm unterhalb der Niederschlagsmengen der vorangegangenen zehn Jahre. Noch weniger Niederschläge verzeichnet die Station an der Rummelsburger Bucht (Abbildung 28). Die mit lediglich 288 mm aufgezeichneten Regenfälle bestätigen die allgemein niedrigen Niederschlagsmengen in der untersuchten Periode. Der Zeitraum kann daher als sehr niederschlagsarm angesehen werden.

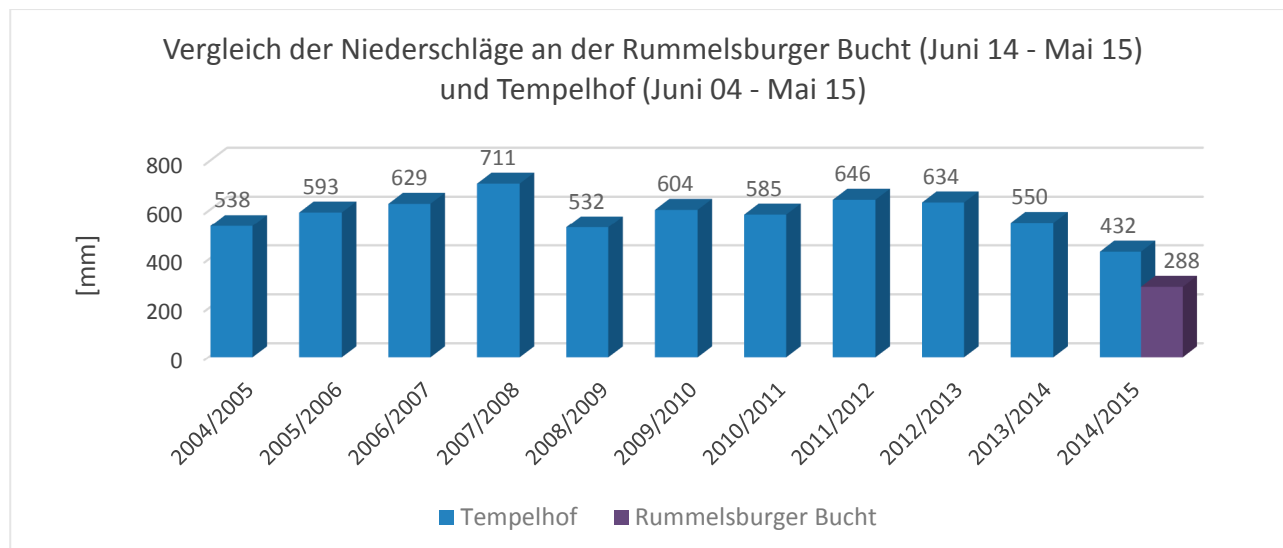


Abb. 28: Vergleich der Niederschläge zwischen Juni und Mai auf dem Tempelhofer Flugfeld (2004 bis 2015) und der Rummelsburger Bucht (Juni 2014 bis Mai 2015)

#### 6.1.1.1 Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit und Windrichtung

Die Abbildung 29 zeigt die täglichen Mittelwerte der Globalstrahlung sowie der Windgeschwindigkeit an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.06. und 31.12.2014. Das Maximum der Strahlung wird mit 330 W/m<sup>2</sup> im Juli, das Minimum mit 3 W/m<sup>2</sup> im Dezember ermittelt. Die Windgeschwindigkeiten zeigen über den gesamten Zeitraum niedrige Werte. Es existieren nur wenige Phasen an denen die mittleren Geschwindigkeiten über 2 m/s

liegen. Diese treten vor allem im Juli, September sowie Ende November auf. Ansonsten schwanken die Werte fast immer zwischen 0,5 und 2 m/s. Einen genaueren Einblick hinsichtlich der Windgeschwindigkeiten sowie Windrichtungen im Zeitraum zwischen dem 01.06. und 31.12.2014 liefert Abbildung 30. Diese zeigt die im 5-Minuten-Takt aufgenommenen Werte der Wetterstation an der Rummelsburger Bucht als Windrose. Geschwindigkeiten über 3 m/s erfolgen bis zum 30.09.2014 vornehmlich aus östlichen und nördlichen Richtungen; der höchste Wert wurde am 13.06.14 mit 11,6 m/s aus Nordnordwest kommend gemessen. Zwischen 01.10.14 bis 31.12.14 kommen die Winde aus zumeist östlichen Richtungen. Auch die Windgeschwindigkeiten mit über 3 m/s kommen zumeist aus diesen Richtungen. Die maximale Geschwindigkeit wird am 20.12.14 mit 9,5 m/s aus nordnordöstlicher Richtung erreicht.

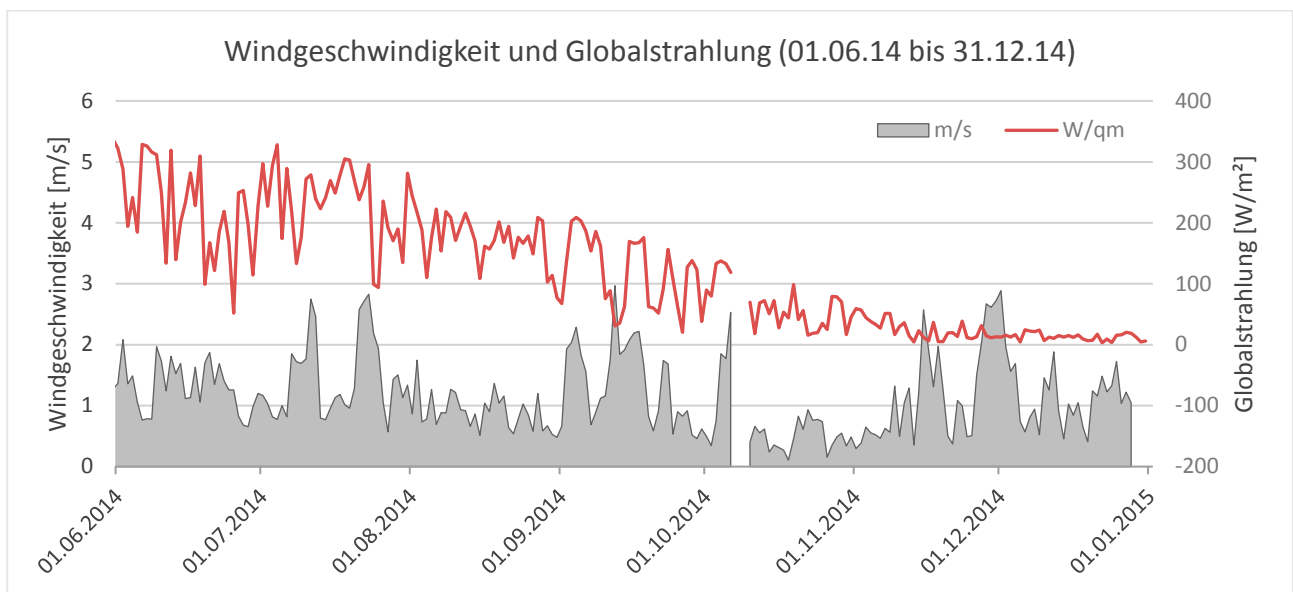


Abb. 29: Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.06.14 und dem 31.12.14 (Tagesmittelwerte)

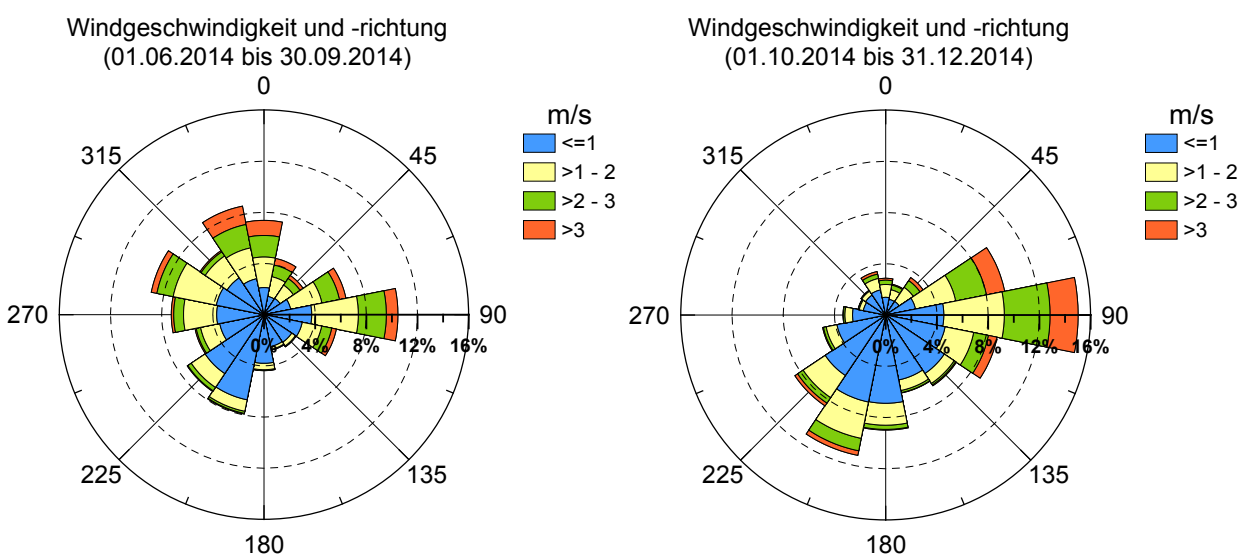


Abb. 30: Windgeschwindigkeit und -richtung an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.06.14 und dem 31.12.14 (links: 01.06.14 bis 30.09.14, rechts: 01.10.14 bis 31.12.14)

Abbildung 31 stellt die Tagesmittelwerte der Globalstrahlung und der Windgeschwindigkeiten im Zeitraum zwischen dem 01.01.15 und dem 22.07.15 dar. Im Juni wird das Strahlungsmaximum (333 W/m<sup>2</sup>) erreicht. Die mittlere Windgeschwindigkeit zeigt auch in diesem Zeitraum, dass ein Großteil der Werte zwischen 0,5 und 2 m/s liegt. Abbildung 32 zeigt die Windrosen für diesen Zeitabschnitt. Zwischen dem 01.01. und dem 31.03.15 kommen die Winde überwiegend aus südsüdöstlicher bis südwestlicher Richtung. Hierbei überschreitet jedoch nur ein geringer Prozentteil Werte von 2 m/s. Die höchste Geschwindigkeit wird am 09.01.2015 mit 12,8 m/s aus nordnordwestlicher Richtung registriert. Ab Anfang April kommt ebenfalls ein Teil der Winde aus südsüdöstlicher bis südlicher Richtung mit Geschwindigkeiten unter 2 m/s. Eine Vielzahl der Winde weht auch aus nordnordwestlicher bis nördlicher Richtung mit einem hohen Anteil an Windgeschwindigkeiten über 3 m/s. Der maximale Wert tritt dabei während des Orkans Niklas am 01.04.2015 mit 12,5 m/s auf.

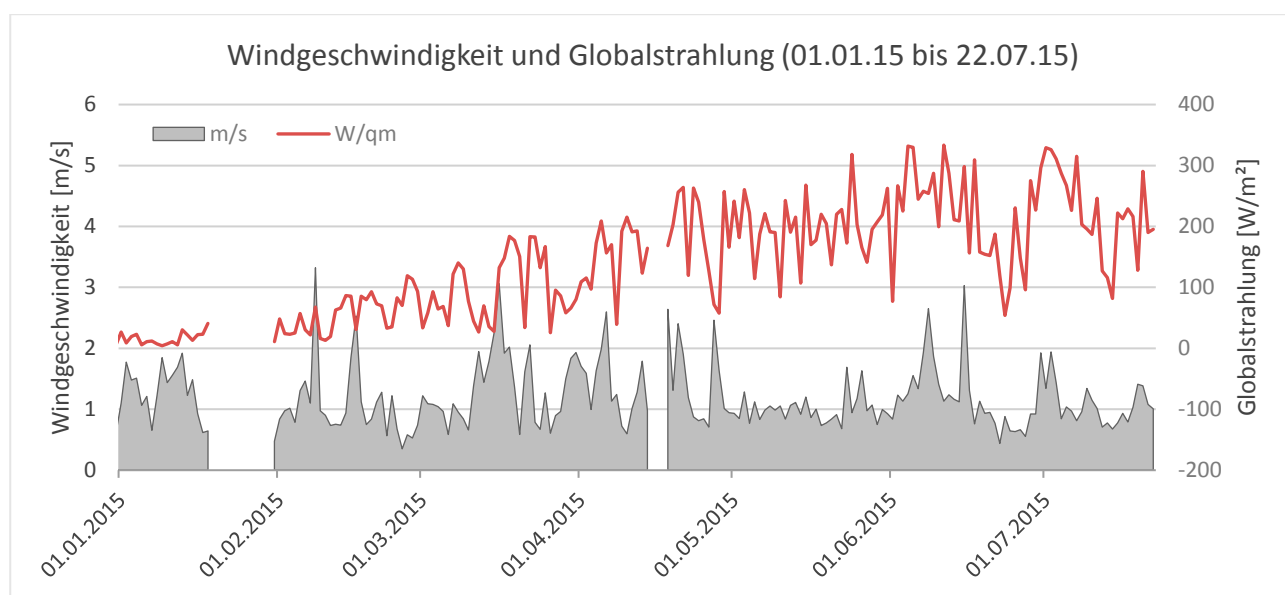


Abb. 31: Globalstrahlung, Windgeschwindigkeit an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.01.15 und dem 22.07.15 (Tagesmittelwerte)

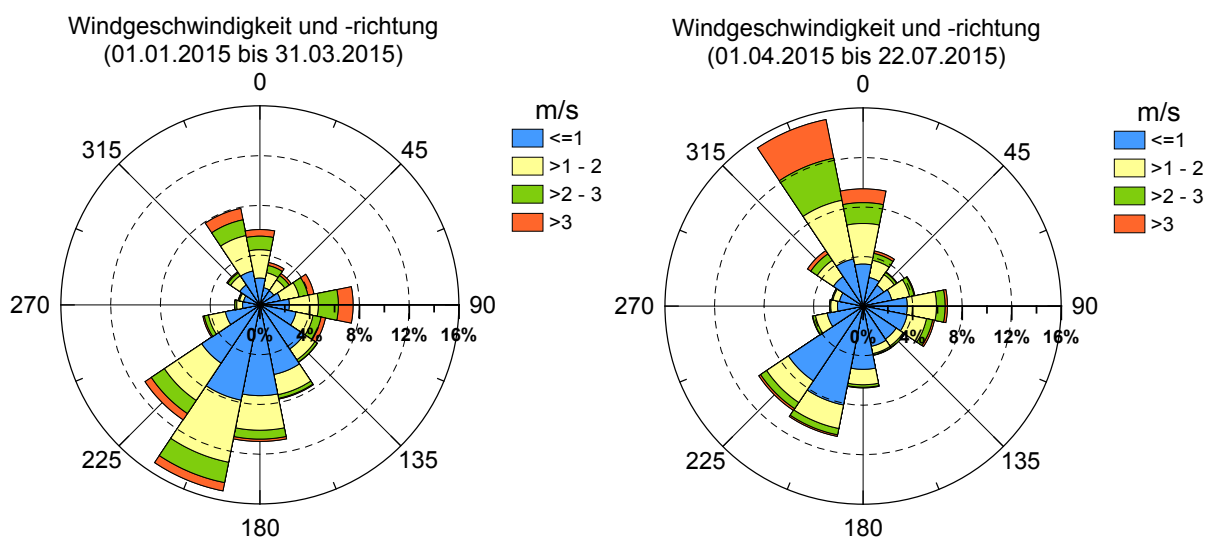


Abb. 32: Windgeschwindigkeit und -richtung an der Rummelsburger Bucht zwischen dem 01.01.15 und dem 22.07.15 (links: 01.01.15 bis 31.03.15, rechts: 01.04.15 bis 22.07.15)

Die aufgenommenen Windrichtungen in der Rummelsburger Bucht zeigen eine hohe Übereinstimmung mit den Windrichtungen, die auf dem Tempelhofer Flugfeld registriert wurden. In Abbildung 33 sind exemplarisch die stündlichen Werte der Windrichtungen beider Stationen für den September 2014 aufgeführt. Hierbei wird ersichtlich, dass beide Kurven den gleichen Verlauf nehmen. Lediglich der Schwankungsbereich ist an der Station an der Rummelsburger Bucht höher. Ein nahezu identisches Gesamtbild zeigt sich auch bei den Vergleichen der beiden Stationen in den anderen Monaten des Untersuchungszeitraums.

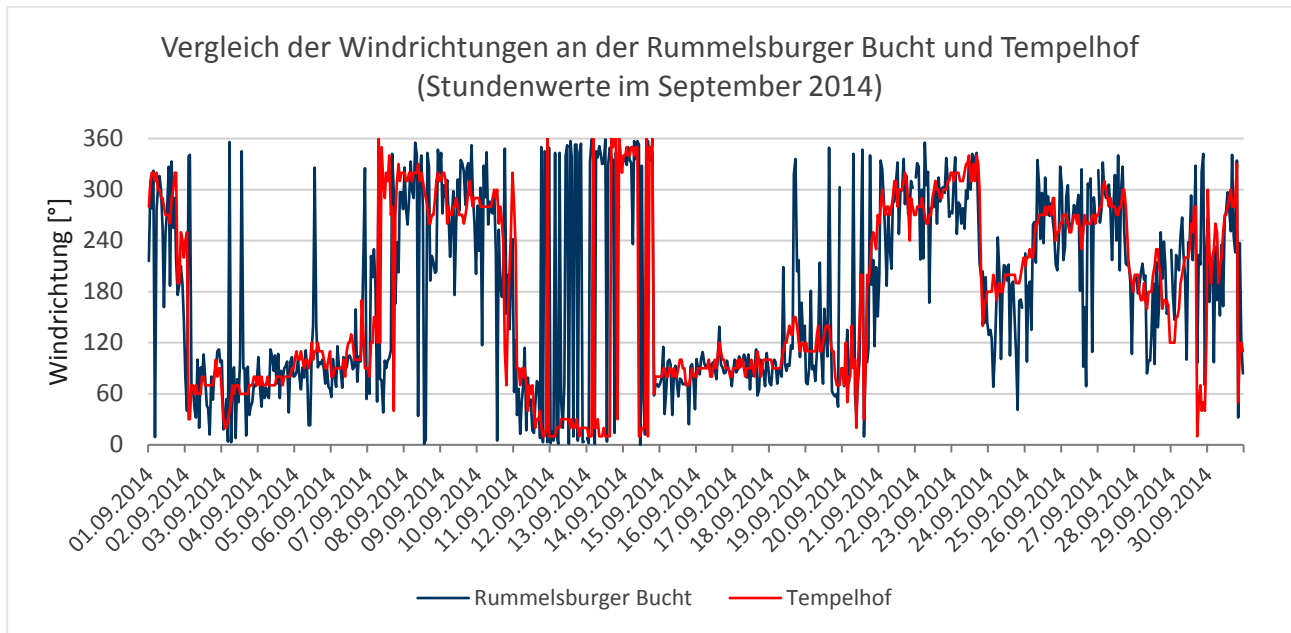


Abb. 33: Vergleich der stündlichen Windrichtungen an der Rummelsburger Bucht und Tempelhof im September 2014

Bei einem Vergleich der gemessenen Windgeschwindigkeiten Abbildung 34 an der Rummelsburger Bucht und der Wetterstation auf dem Tempelhofer Flugfeld (DWD) wird deutlich, dass zwischen den aufgenommenen Tagesmittelwerten erhebliche Unterschiede bestehen. Einerseits zeigen die Verläufe deutliche Ähnlichkeiten auf, andererseits bestehen erhebliche Abweichungen in den absoluten Werten. Wie bereits beschrieben, liegen die Werte an der Rummelsburger Bucht fast ausschließlich unter 3 m/s, wohingegen die Werte auf dem Tempelhofer Flugfeld zu großen Teilen zwischen 2 und 6 m/s variieren. Darüber hinaus sind auf dem Flugfeld auch Geschwindigkeiten von bis zu 9,5 m/s zu verzeichnen. Im Durchschnitt liegen die Werte um 2,4 m/s über denen in der Rummelsburger Bucht. Es bestehen jedoch auch Unterschiede von über 6 m/s. Auch bei der Betrachtung der absoluten Windspitzen zeigt sich ein deutliches Gefälle. Während an der Station Tempelhof ein Maximum von 29,5 m/s verzeichnet wird, erreicht das Maximum an der Bucht lediglich 11,8 m/s (DWD-Daten). Der Grund für diese Unterschiede liegt in der geographischen Lage der beiden Stationen. Die Station auf dem Tempelhofer Flugfeld, welche sich bei 52° 28' nördlicher Breite und 13° 24' östlicher Länge sowie in zehn Metern Höhe befindet, ist weitestgehend freistehend (DWD-Daten). Hingegen ist die Wetterstation an der Rummelsburger Bucht durch die umliegende Bebauung und Vegetation (vgl. Abb. 11) zu weiten Teilen abgeschirmt und somit nicht unbeeinflusst. Darüber hinaus befanden sich einige Wohnhäuser in der unmittelbaren Umgebung während der Messungen in der Bauphase, womit eine Änderung

der Beeinflussung einhergeht. Auch die Aufnahmehöhe befindet sich mit zwei Metern weit unterhalb der Aufnahmehöhe der Station am ehemaligen Flughafen Tempelhof. Um einen besseren Eindruck von den tatsächlich auftretenden Windgeschwindigkeiten an der Bucht zu bekommen, wurden diese mit dem Hellmann-Potenzansatz zur höhenbasierten Windgeschwindigkeitskorrektur angehoben (HAU 2014). Als Hellman-Exponent wurde dabei ein Wert von 0,5 angewendet, welcher das Verhältnis zwischen dem Flugfeld und der Bebauung an der Rummelsburger Bucht wiedergibt. Die korrigierten Werte geben einen Hinweis darauf, wie hoch die Windgeschwindigkeiten an der Bucht in zehn Metern Höhe sind. Wie in der folgenden Abbildung zu sehen ist, liegen die korrigierten Windgeschwindigkeiten in der Bucht deutlich über den gemessenen Werten. Obwohl die Werte dennoch meist niedriger als auf dem Tempelhofer Feld sind, zeigen die Verläufe eine gute Übereinstimmung und die Windspitzen sind teilweise identisch. Für die statistische Auswertung bezüglich der windinduzierten Trübung des Gewässers wurden daher die Windgeschwindigkeiten des Tempelhofer Flugfeldes herangezogen (vgl. Kap. 6.2.2).

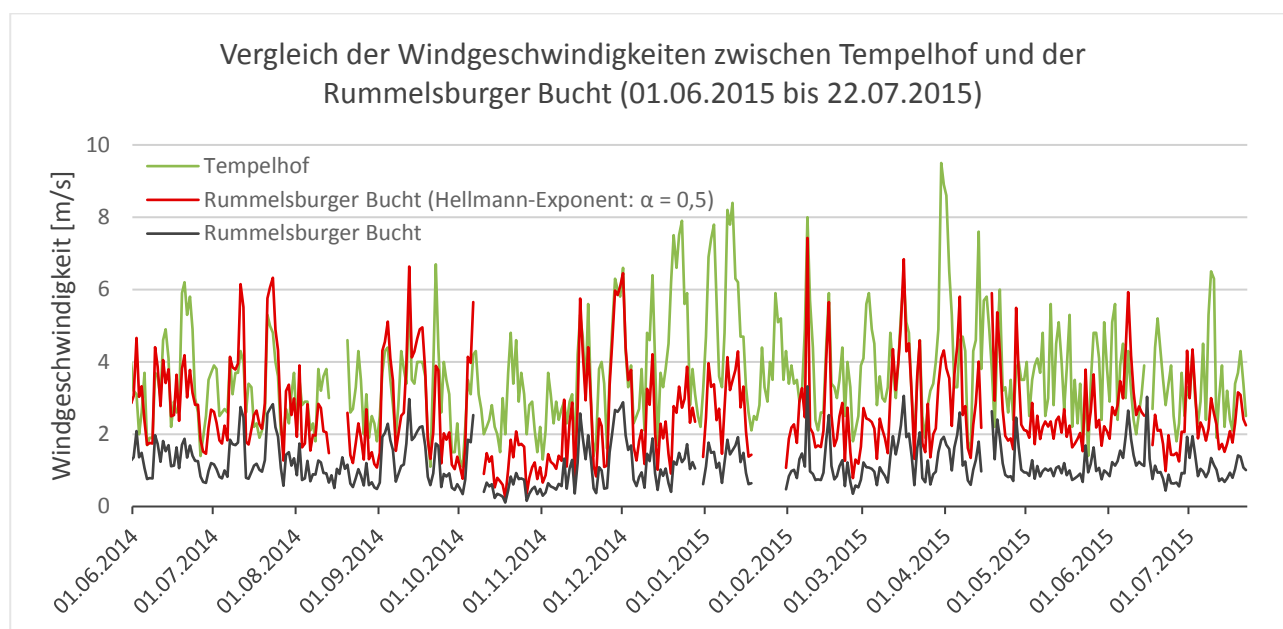


Abb. 34: Vergleich der Windgeschwindigkeiten zwischen dem Flugfeld Tempelhof (DWD), der Rummelsburger Bucht und den nach Hellmann korrigierten Werten der Rummelsburger Bucht (Tagesmittelwerte zwischen dem 01.06.2015 und 22.07.2015)

### 6.1.2 Strömungsverhältnisse und Wasserstände

Zur Darstellung der wöchentlich durchgeführten Strömungsmessungen in der Rummelsburger Bucht sind die Fließgeschwindigkeiten und -richtungen an allen Standorten des Messrasters in drei Tiefen als Richtungspfeile mit unterschiedlicher Größe und Färbung in einer Karte dargestellt. Als Messtiefen sind 20 und 150 cm unter der Wasseroberfläche, sowie 30 cm über dem Sediment bzw. der Gewässersohle gewählt. Die Nachweisgrenze des Strömungsmessgerätes liegt bei 7,3 m/h; Fließgeschwindigkeiten unterhalb dieses Wertes können daher nicht dargestellt werden. Zusätzlich zum Fließverhalten des Wassers in der Rummelsburger Bucht enthält jede Graphik eine Windrose, welche Informationen zu den Windverhältnissen im Untersuchungsgebiet am Tag und Vortag der Messung liefert. Für die Darstellung

der Windrosen wurden die Daten der an der Rummelsburger Bucht installierten Wetterstation herangezogen. Wie unter Kapitel 6.1.1.1 ausgeführt, können aufgrund der räumlichen Gegebenheiten am Standort der Wetterstation die Windgeschwindigkeiten unterschätzt werden. Es ist davon auszugehen, dass an den exponierten Lagen auf der offenen Gewässeroberfläche durchaus höhere Windgeschwindigkeiten anzutreffen sind. In den Abbildungen werden die Fließgeschwindigkeiten in m/h angegeben. Da die Fließgeschwindigkeit üblicherweise in m/s angegeben wird, sind in Tab. 11 die für die Darstellung ausgewählten Klassengrenzen der Fließgeschwindigkeit in dieser Einheit angegeben.

Tab. 11: Umrechnung der Fließgeschwindigkeitsklassengrenzen von m/h in m/s

m/h	7,3	80	150	230	300	430
m/s	0,002	0,02	0,04	0,06	0,08	0,12

Im Folgenden werden die Strömungsverhältnisse an vier ausgewählten Tagen beispielhaft dargestellt. Die Auswahl stellt typische Situationen dar, die im Zuge des Projektes in der Rummelsburger Bucht vorgefunden wurden. Weitere Strömungskarten sind im Anhang 2 zu finden. Trotz des Seecharakters der Bucht konnte an allen Tagen eine mehr oder weniger stark ausgeprägte Strömung über die gesamte Gewässeroberfläche beobachtet werden.

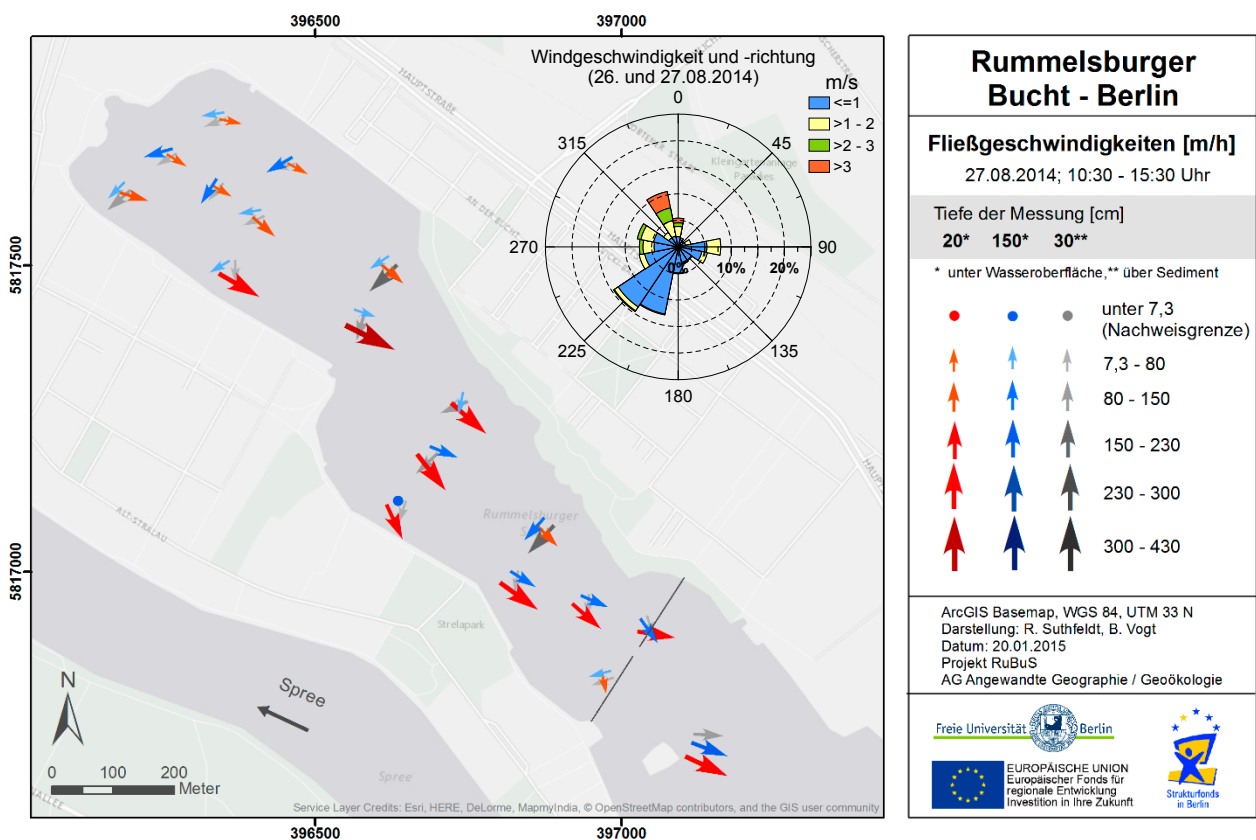


Abb. 35: Fließgeschwindigkeiten und -richtungen in der Rummelsburger Bucht am 27.08.2014 und die Windgeschwindigkeiten und -richtungen am 26. und 27.08.2014

Abb. 35 zeigt die Fließgeschwindigkeiten am 27.08.2014. An diesem Tag ist oberflächennah eine gleichmäßig gerichtete Strömung in südöstliche Richtung festzustellen. Im nordwestlichen Teil der Bucht werden in 20 cm Tiefe die geringsten Fließgeschwindigkeiten mit unter 80 m/h gemessen. In Richtung Spree nimmt die Fließgeschwindigkeit zu und erreicht am Messpunkt 8 mit über 300 m/h ihren Höchstwert. Im weiteren Verlauf des Gewässers in Richtung Südosten werden diese Geschwindigkeiten nicht mehr erreicht; sie bewegen sich zwischen 150 und 300 m/h, bis auf den Standort 4: hier werden nur bis zu 150 m/h aufgezeichnet. Die Strömungsgeschwindigkeiten an der Oberfläche nehmen demnach zunächst von Nordwesten nach Südosten zu, erreichen in der Mitte der Bucht die Höchstwerte und nehmen dann wieder ab. Im südlichen Teil der Bucht ist eine zur Öffnung in der Spundwand hin gerichtete Strömung an der Oberfläche zu erkennen. In 150 cm Tiefe und 30 cm über dem Sediment sind der Oberflächenströmung zum Teil entgegengesetzte Strömungsrichtungen zu bemerken. Dieser Umstand ist besonders ausgeprägt im Nordwesten der Bucht: hier sind Strömungen in südwestliche Richtung zu verzeichnen, welche in einem Winkel von 90° oder mehr zur Oberflächenströmung verlaufen. Es werden in 150 cm Tiefe zum Teil höhere Fließgeschwindigkeiten erreicht als an der Oberfläche (Messpunkt 12, 14 und 16). Die geringsten Fließgeschwindigkeiten an diesem Messtag werden in 150 cm Tiefe an Position 5 erreicht. Während sich im weiteren Verlauf des Gewässers in Richtung Spundwand die Fließrichtungen in 150 cm Tiefe denen an der Oberfläche annähern, ist die Strömung über dem Sediment bzw. der Gewässersohle bis zum Messpunkt 4 weiterhin in südwestliche Richtungen gerichtet. An den Positionen 2, 3 und 17 sind die Fließrichtungen aller drei Tiefen nahezu gleichgerichtet. Am Referenzpunkt außerhalb der Bucht fließt das Wasser in südöstliche bis östliche Richtungen, wobei an der Oberfläche Fließgeschwindigkeiten von bis zu 300 und über dem Sediment bis zu 150 m/h erreicht werden.

Die Betrachtung der Windrose zeigt am Tag und Vortag der Messung vornehmlich sehr geringe Windgeschwindigkeiten von unter 1 m/s aus südwestlichen Richtungen. Die höchsten Windgeschwindigkeiten von über 3 m/s sind aus Richtung Nordnordwest zu verzeichnen. Die Hauptfließrichtung des Wassers in 20 cm Tiefe entspricht daher weitestgehend der vorherrschenden Windrichtung am Tag und Vortag der Messung. Zur Zeit der Messung ist kein nennenswerter Niederschlag gefallen.

Ein anderes Bild der Strömungsverhältnisse zeigt sich am 12.11.2014 (Abb. 36). Die Fließbewegungen in 20 cm Tiefe folgen keiner besonders ausgeprägten Hauptstromrichtung wie am 27.08.2014. Es dominieren in dieser Tiefe Strömungsrichtungen zwischen Südwest und Südost; die höchsten Fließgeschwindigkeiten werden an Position 3 und 5 mit bis zu 230 m/h erreicht. Die niedrigsten Werte an diesem Messtag sind an Position 10 zu verzeichnen; hier liegen die Werte unter der Nachweisgrenze des Strömungsmessgerätes. Die Strömungsrichtungen in 150 cm Tiefe und 30 cm über dem Sediment sind an den meisten Messpunkten entgegen des Uhrzeigersinns versetzt zur Oberflächenströmung vorzufinden. Ausnahmen bilden hierbei die Messpunkte 3 und 7, an denen die Strömungen in den drei Tiefen entgegengesetzt zu denen an den anderen Punkten gerichtet ist, bzw. gleiche Strömungsrichtungen in allen drei Tiefen vorherrschen (Messpunkte 5 und 8). Die Strömungsrichtungen am Referenzpunkt entsprechen den in der Bucht gemessenen.



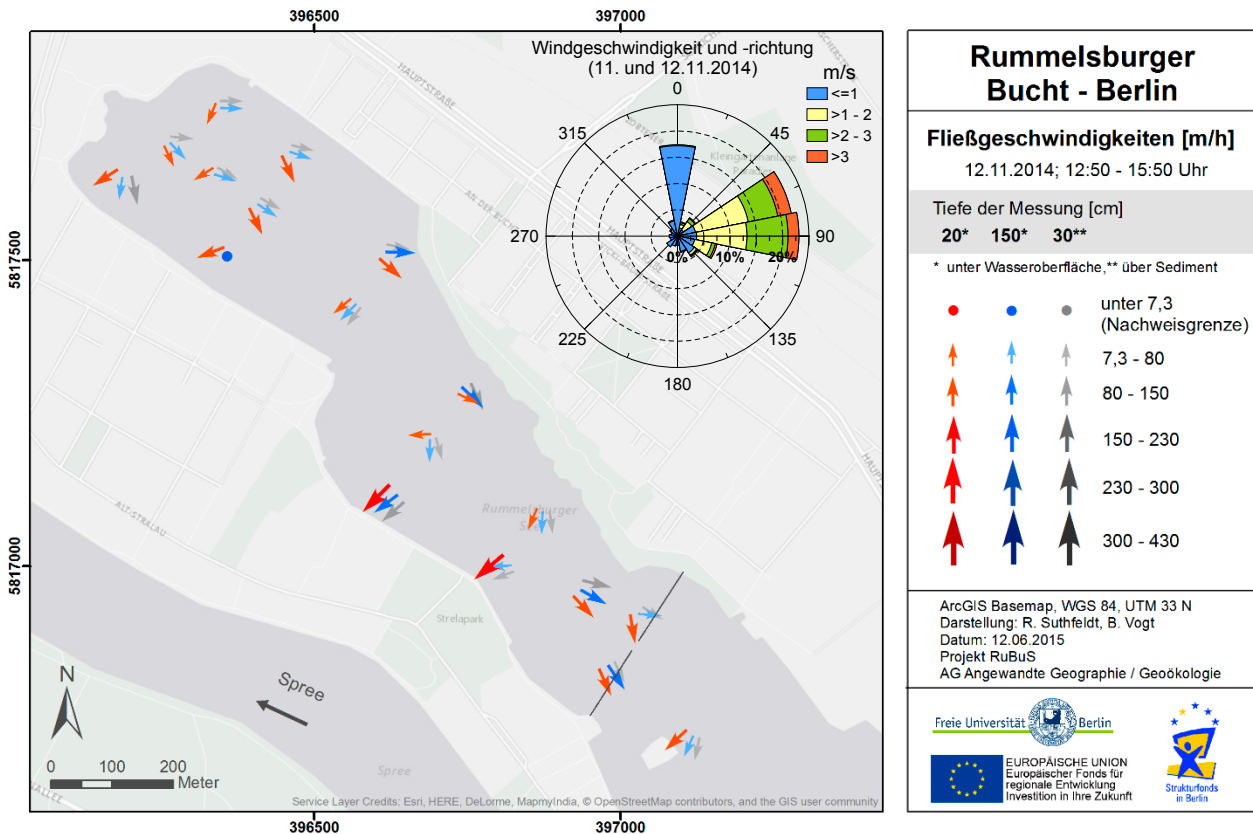


Abb. 36: Fließgeschwindigkeiten und -richtungen in der Rummelsburger Bucht am 12.11.2014 und die Windgeschwindigkeiten und -richtungen am 11. und 12.11.2014

Die Windrose zeigt für den 11. und 12.11.2014 hauptsächlich Windrichtungen aus Ost, Ostnordost sowie aus Nord. Aus nördlicher Richtung sind ausschließlich Winde mit sehr geringen Geschwindigkeiten von unter einem Meter pro Sekunde zu verzeichnen. Winde aus Nordost und Ostnordost machen den Großteil der gemessenen Luftbewegung aus: nahezu 40 % der Winde mit bis zu 3 m/s kommen aus diesen Richtungen, Winde mit über 3 m/s haben einen Anteil von ca. 5 %. In Bezug auf die Fließrichtung des Wassers lässt sich in diesem Zusammenhang sagen, dass eine dem Wind entsprechende Hauptstromrichtung bedingt zu beobachten ist. Hauptsächlich am südlichen Ufer der Bucht und in der Mitte des Gewässers entsprechen die Fließrichtungen den vorherrschenden Windverhältnissen.

Noch geringere Fließgeschwindigkeiten als am 12.11.2014 sind bei der Messung am 09.12.2014 zu beobachten (Abb. 37). An diesem Messtag konnten die flächenhaft niedrigsten Werte innerhalb der Projektlaufzeit aufgezeichnet werden. Die maximale Fließgeschwindigkeit wird an Standort 15 mit bis zu 150 m/h in 20 cm Tiefe erreicht. Ansonsten fallen die gemessenen Fließgeschwindigkeiten vornehmlich in die Klasse 7,3-80 m/h, und zwar zumeist über die gesamte Wassersäule. An den Standorten 4, 8, 9 und 10 liegen die Werte in einer oder zwei Tiefen unterhalb der Nachweisgrenze von 7,3 m/h; an den Messpunkten 17 und RP sind die Geschwindigkeiten über die gesamte Wassersäule geringer als dieser Wert.

Der Messtag und der Tag davor sind durch eine sehr schwache Luftbewegung gekennzeichnet. Die vornehmlichen Windrichtungen an diesen Tagen sind Süd bis Südwest, zum geringen Teil auch Südost. Dabei

werden keine höheren Windgeschwindigkeiten als 3 m/s verzeichnet, was einem leichten Wind entspricht; zumeist liegen die Windgeschwindigkeiten jedoch unter 1 m/s. Am 08.12.2014 wurde zudem noch mit einem Wert von 2 mm ein leichter Niederschlag aufgezeichnet. Eine den vorherrschenden Windrichtungen entsprechende Strömungsrichtung des Wassers lässt sich für den 09.12.2014 nicht ausmachen – die Strömung in der Bucht ist eher diffus als gerichtet. Jedoch ist zu bemerken, dass am Messtag sowohl sehr niedrige Wind- als auch Fließgeschwindigkeiten vorherrschen.

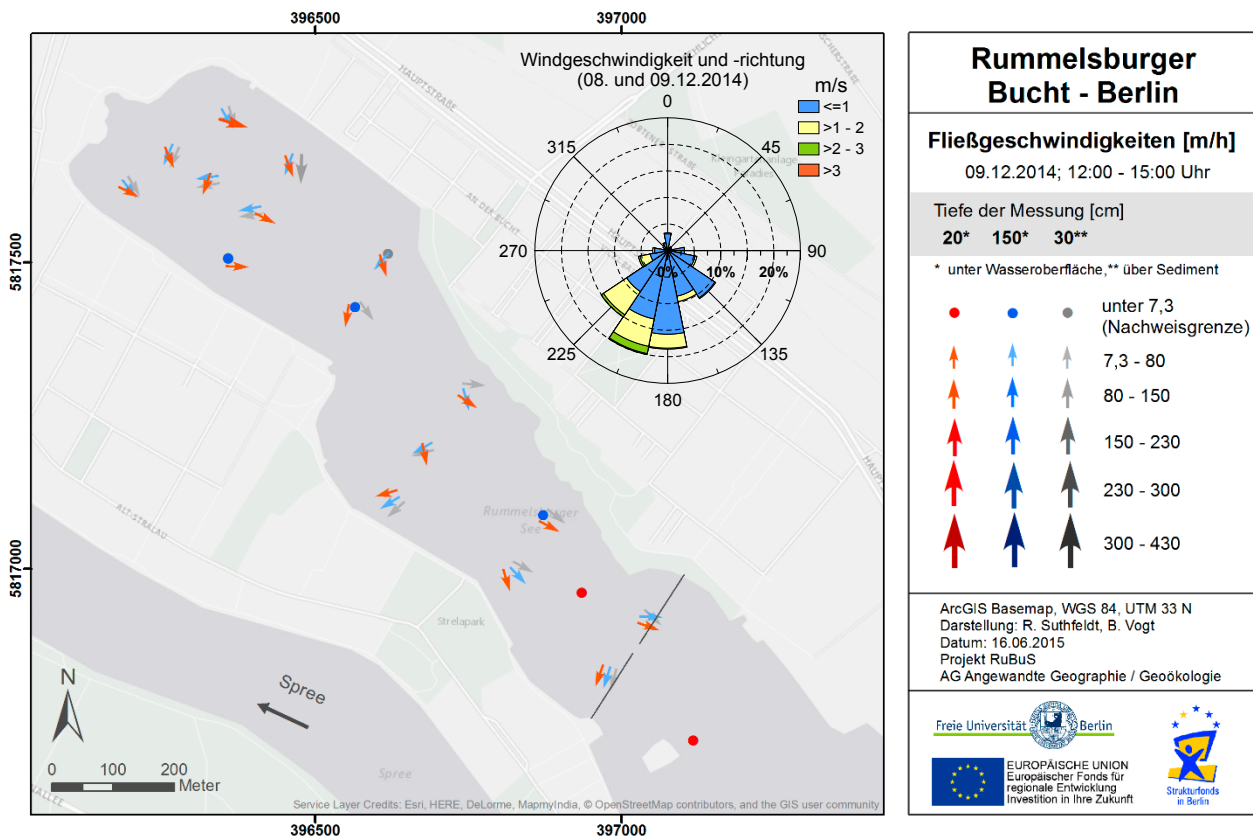


Abb. 37: Fließgeschwindigkeiten und -richtungen in der Rummelsburger Bucht am 09.12.2014 und die Windgeschwindigkeiten und -richtungen am 08. und 09.12.2014

Als letztes Beispiel für die Strömungsverhältnisse in der Rummelsburger Bucht soll die Messung vom 02.07.2015 herangezogen werden. Wie Abb. 38 zeigt, haben sich an diesem Tag räumlich differenzierte Strömungsmuster ausgebildet. An einigen Standorten werden hohe Fließgeschwindigkeiten ermittelt, allerdings sind an umliegenden Messpunkten nur geringe Geschwindigkeiten zu vermerken. Dieser Effekt tritt insbesondere im nordwestlichen Teil der Bucht auf. So werden an Position 11 über die gesamte Wassersäule Fließgeschwindigkeiten von 300 - 430 m/h erreicht, an Position 16 wird dieser Wert an der Oberfläche gemessen, mit abnehmender Tendenz zur Gewässersohle. An den anderen Standorten in diesem Bereich werden im Gegensatz dazu nur Geschwindigkeiten bis 230 m/h, zumeist jedoch wesentlich geringere Werte erreicht. Hohe Fließgeschwindigkeiten der Klasse 300 - 430 m/h werden ferner nur oberflächennah und in 150 cm Tiefe im südlichen Teil der Bucht - inmitten der Spundwandöffnung - gemessen. Dort existiert für diesen Tag eine zusätzliche Fließgeschwindigkeitsmessung. Weiterhin ist zu bemerken, dass die höchsten Fließ-

geschwindigkeiten vorrangig entlang der Gewässerachse vorzufinden sind und im Uferbereich eine geringere Strömungsdynamik herrscht. Zu den Strömungsrichtungen ist anzumerken, dass an Standorten mit hohen Fließgeschwindigkeiten in 20 cm Tiefe westliche bis südwestliche Fließrichtungen beobachtet werden können. Bis auf Messpunkt 17 und in der Spundwandöffnung entsprechen die Fließrichtungen in den anderen Tiefen an diesen Punkten weitestgehend denen an der Wasseroberfläche. An den anderen Standorten ist die Strömung in allen drei Tiefen vornehmlich in süd- bis südwestlichen Richtungen orientiert.

Am Tag und Vortag der Messung herrschten vornehmlich Winde aus östlichen Richtungen, knapp über 5 % der Winde weisen Geschwindigkeiten von über 3 m/s auf. Die Fließrichtungen entlang der Gewässerachse entsprechen diesen Windrichtungen.

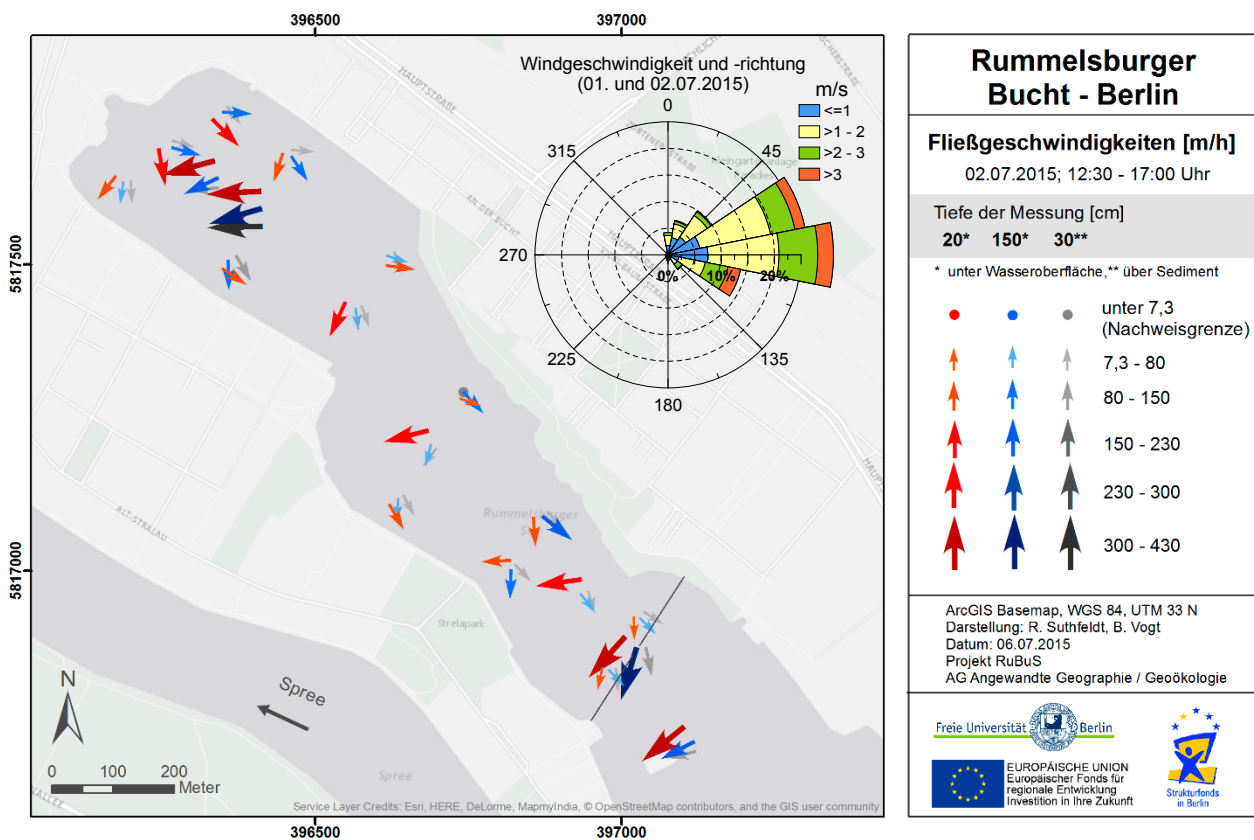


Abb. 38: Fließgeschwindigkeiten und –richtungen in der Rummelsburger Bucht am 02.07.2015 und die Windgeschwindigkeiten und –richtungen am 01. und 02.07.2015

Zusammenfassend lässt sich zu den Strömungsverhältnissen sagen, dass innerhalb der Bucht eine stetige Strömung herrscht, welche sich in Bezug auf Fließgeschwindigkeit und –richtung zum Teil stark an den vorherrschenden Windbedingungen orientiert. Die maximalen Fließgeschwindigkeiten sind mit bis zu 430 m/h erwartungsgemäß gering, in Sohlhöhe konnten noch Werte von über 300 m/h festgestellt werden. Die Wasserstände in der Rummelsburger Bucht unterliegen auf Grund der Stauregelung der Spree nur geringen, aber kontinuierlichen Wasserstandsschwankungen.

Wie in Abb. 39 zu erkennen ist, variiert der Wasserstand während des Aufnahmezeitraums um etwas mehr als 7 cm. Bezogen auf den Mittelwert der Messreihe sind in den Monaten Dezember, Januar, Februar und April zeitweise niedrigere Wasserstände (bis 4,5 cm unter Mittelwert) festzustellen. Höhere Wasserstände mit bis zu 3 cm über Mittelwert treten fast durchgängig in jedem Monat auf, lediglich im Februar wird dieser Stand nicht erreicht.

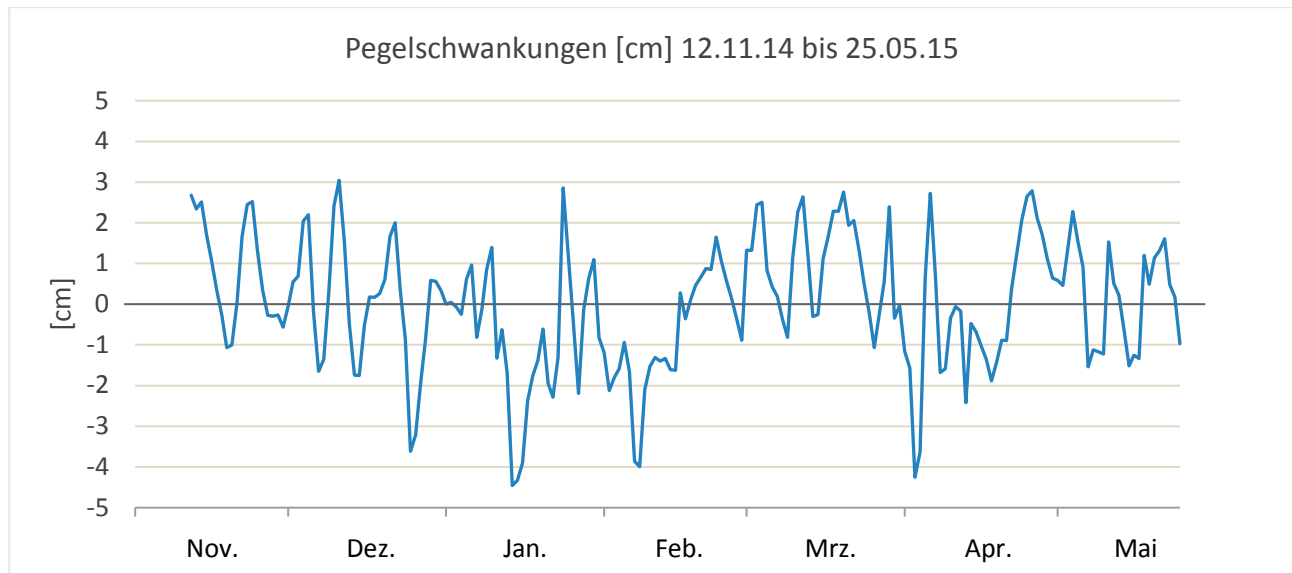


Abb. 39: Pegelschwankungen in der Rummelsburger Bucht zwischen dem 12.11.2014 und dem 25.05.2015

### 6.1.3 Wasserqualitätsparameter

Nachfolgend werden die ermittelten Wasserqualitätsparameter beschrieben. Hierbei sind die bei den wöchentlichen Messfahrten aufgenommenen Daten mit der Multiparametersonde an jeder Station des Messnetzes in einem Meter Tiefe als Farbtabelle dargestellt. Der abgebildete Untersuchungszeitraum (Ende Mai 2014 bis Ende November 2014) entspricht den Standzeiten der Sedimentfallen, deren Inhalt physikochemisch analysiert wurde.

Für die Parameter Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt, Chlorophyllgehalt und Trübung sind die Ergebnisse der stationär installierten Multisensorkette als Jahresganglinie (Tagesmittelwerte) von August 2014 – Juli 2015 in 1, 2 und 3 m Tiefe dargestellt. Die Verunreinigung und der Bewuchs der dauerhaft im Gewässer eingebrachten Sensoren, sowie die Bergung der Kette für die Wartung und Kalibrierung der Sensoren erzeugten Datenlücken bzw. nicht belastbare Daten. Diese Bereiche sind in den Diagrammen grau unterlegt. Zum Vergleich der Werte der Sensorkette sind die an jeweils gleicher Position mittels mobiler Sonde erhobenen Daten (Momentaufnahmen) ebenfalls in den Diagrammen abgebildet.

#### 6.1.3.1 Wassertemperatur

In Tab. 12 sind die innerhalb des Untersuchungszeitraumes mit der Multiparametersonde aufgenommenen Temperaturwerte in einem Meter Tiefe dargestellt. Der Maximalwert wird mit 26° C am 22.07.2014, der niedrigste Wert am 27.11.2014 mit 6° C erreicht. Beginnend mit 21° C im Mai steigt die Wassertemperatur

Tab. 12: Wassertemperaturen [°C] in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2015, fehlende Daten sind mit „\*“ gekennzeichnet

Datum/Boje	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	RP
27.05.2014	*	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21	21
05.06.2014	19	19	19	19	19	19	19	19	20	20	20	20	20	20	20	20	19	19
12.06.2014	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	23	23	24	24	24	24
19.06.2014	21	21	21	21	21	21	21	21	20	20	20	20	20	20	20	20	21	22
26.06.2014	17	18	17	18	18	18	18	17	18	17	18	18	18	18	19	18	18	*
03.07.2014	21	20	20	20	20	20	21	20	21	20	20	20	20	20	20	20	21	*
22.07.2014	25	25	26	26	26	26	26	26	25	26	26	26	26	26	26	*	*	*
31.07.2014	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	25	*
08.08.2014	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	24	25	25
21.08.2014	19	19	19	19	19	19	20	19	19	19	19	19	19	19	19	19	20	20
27.08.2014	18	18	18	18	18	19	19	19	19	18	18	18	18	18	18	18	19	19
04.09.2014	19	19	19	19	19	19	19	19	19	20	19	20	20	20	20	20	19	19
12.09.2014	18	19	18	19	18	19	18	19	18	18	19	18	18	18	18	18	18	19
16.09.2014	18	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	19	20
26.09.2014	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
10.10.2014	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
30.10.2014	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	12
06.11.2014	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	11	12
12.11.2014	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
27.11.2014	7	7	6	6	6	7	6	6	6	6	6	6	6	*	*	*	*	*

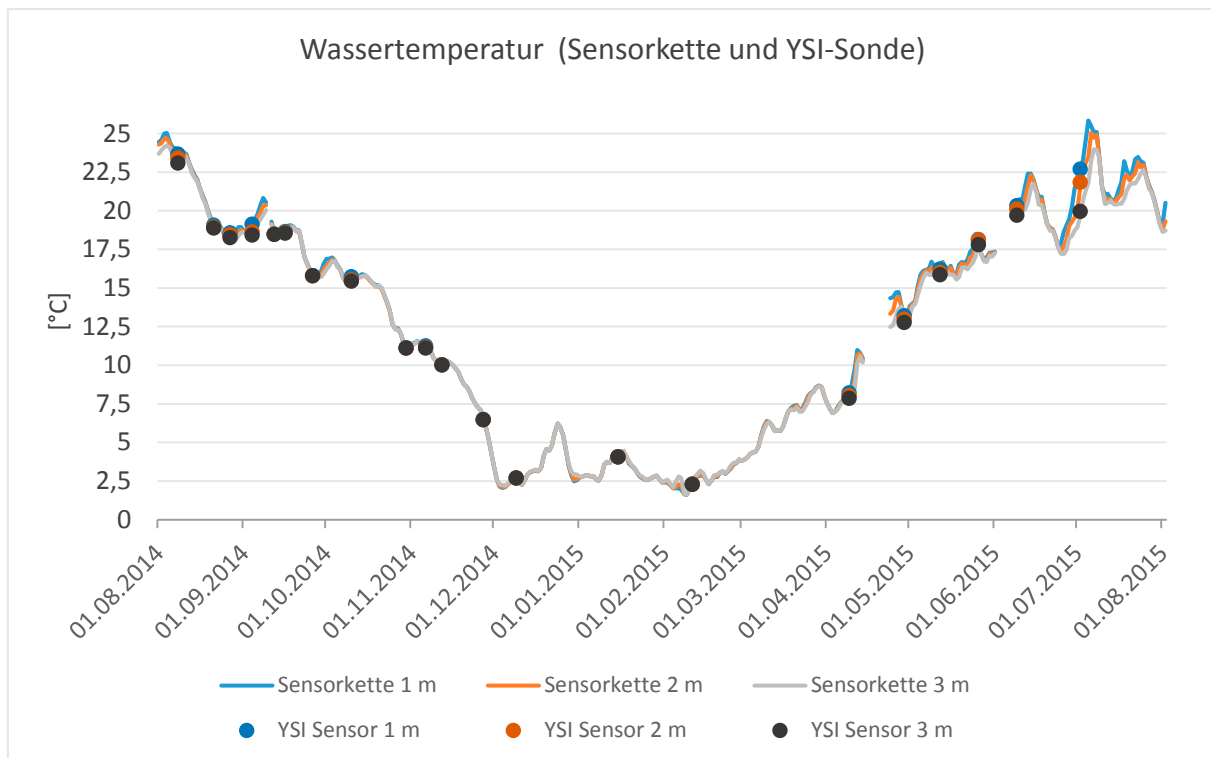


Abb. 40: Wassertemperaturen in der Rummelsburger Bucht in 1, 2 und 3 m Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015

am 12.06.14 auf 24° C an und fällt bis Anfang Juli wieder auf 20°C. In der Monatsmitte werden die Höchstwerte erreicht; bis zum 08.08.14 bleiben die Werte auf einem ähnlich hohen Niveau. Erst ab dem 21.08.14 sinken die Temperaturen auf 19°C, um ab Ende September sukzessive bis Ende November die Tiefstwerte von 6° C zu erreichen.

Abb. 40 zeigt den Wassertemperaturverlauf vom 01.08.2014 bis 01.08.2015 in ein, zwei und drei Meter Tiefe. Die Temperaturen folgen in einem Meter Tiefe dem oben beschriebenen Jahresgang, die Tiefstwerte werden mit 2° C im Februar erreicht, das Maximum im Juli mit 25°C. Die Temperaturen in den drei Tiefen verlaufen über die meiste Zeit des Jahres nahezu deckungsgleich. In den Sommermonaten ist eine geringe Divergenz der Werte über die gesamte Gewässertiefe zu verzeichnen. Die größte Differenz zwischen den Werten in ein und drei Metern Tiefe ist im Juli 2015 mit ca. 2,5° C auszumachen. Es kommt demnach zu keiner Ausbildung von thermischen Schichten in der Bucht.

### 6.1.3.2 Sauerstoffsättigung

Die Sauerstoffsättigung in einem Meter Tiefe zeigt eine klare Zweiteilung des Messzeitraumes an. Wie in Tab. 13 zu sehen ist, liegt die Sauerstoffsättigung in der ersten Hälfte des Messzeitraumes (bis 04.09.2014) nahezu durchgängig auf einem hohen Niveau von über 100 %. Ende Juni nimmt die Sauerstoffsättigung ab und erreicht kaum mehr die 100 %-Marke. Die Monate Juli und August sind wiederum durch sehr hohe Sauerstoffsättigungen gekennzeichnet – am 22.07. wird mit 168 % der höchste Wert registriert. Ab dem 12.09. sinken die Werte auf unter 80 % und verbleiben bis Jahresende auf annähernd gleichem Niveau. Der niedrigste Wert von 44 % wird am 16.09. an Position 2 verzeichnet. Es ist zu bemerken, dass die Sauerstoffsättigung am Referenzpunkt im Frühjahr und Sommer zumeist unter den Werten innerhalb der Bucht liegt; im Herbst und Winter relativiert sich dieser Effekt, bzw. werden ab dem 10.10. außerhalb der Bucht höhere Werte erreicht.

Tab. 13: Sauerstoffsättigung [%] in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2015, fehlende Daten sind mit „\*“ gekennzeichnet

Datum/Boje	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	RP
27.05.2014	*	89	121	128	116	124	120	109	104	116	118	118	117	118	118	117	120	104
05.06.2014	74	83	107	99	112	126	137	141	150	147	150	161	135	150	160	144	102	75
12.06.2014	121	122	129	123	138	133	118	118	123	113	127	133	79	85	124	138	130	91
19.06.2014	91	100	98	100	94	95	93	86	76	83	84	76	78	66	82	76	97	77
26.06.2014	78	81	76	82	75	83	85	79	86	85	100	99	79	90	84	97	82	*
03.07.2014	121	126	122	124	110	114	121	126	126	117	105	111	104	102	111	109	133	*
22.07.2014	131	124	143	162	161	168	154	144	155	153	159	140	160	160	150	*	*	*
31.07.2014	110	145	128	140	131	131	123	112	117	102	111	107	92	85	91	113	142	*
08.08.2014	76	90	93	91	111	109	93	119	114	102	125	106	112	109	104	109	128	83
21.08.2014	103	120	120	122	91	106	130	119	126	102	113	112	98	94	102	100	133	109
27.08.2014	152	151	138	151	136	163	158	156	167	136	147	132	125	104	112	112	158	122
04.09.2014	87	85	98	110	109	114	116	122	100	118	121	125	122	124	130	126	106	91
12.09.2014	78	75	77	78	77	78	75	74	71	72	71	68	69	76	73	66	78	67
16.09.2014	46	44	53	53	54	55	52	60	57	62	64	66	65	65	67	66	53	65
26.09.2014	61	64	62	63	62	62	63	62	61	60	63	60	60	56	59	60	63	60
10.10.2014	59	63	64	68	65	68	73	68	78	71	74	81	61	78	76	78	67	64
30.10.2014	56	56	52	52	56	55	53	56	57	55	57	59	54	57	59	58	56	64
06.11.2014	61	60	59	61	58	60	61	59	61	62	62	59	58	59	61	62	62	67
12.11.2014	60	56	61	62	61	61	61	61	62	61	61	62	63	62	63	62	62	67
27.11.2014	69	68	70	70	71	70	70	71	71	71	71	72	73	*	*	*	*	*



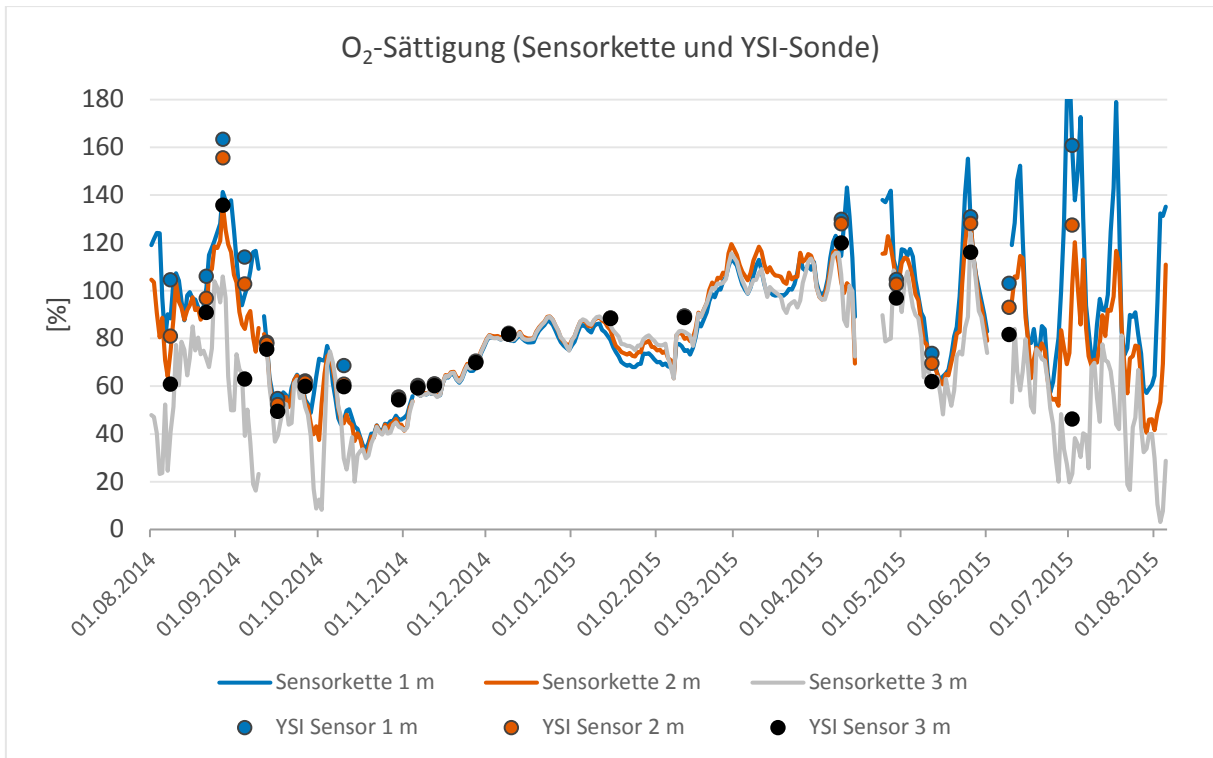


Abb. 41: Sauerstoffsättigung [%] in der Rummelsburger Bucht in 1, 2 und 3 m Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015

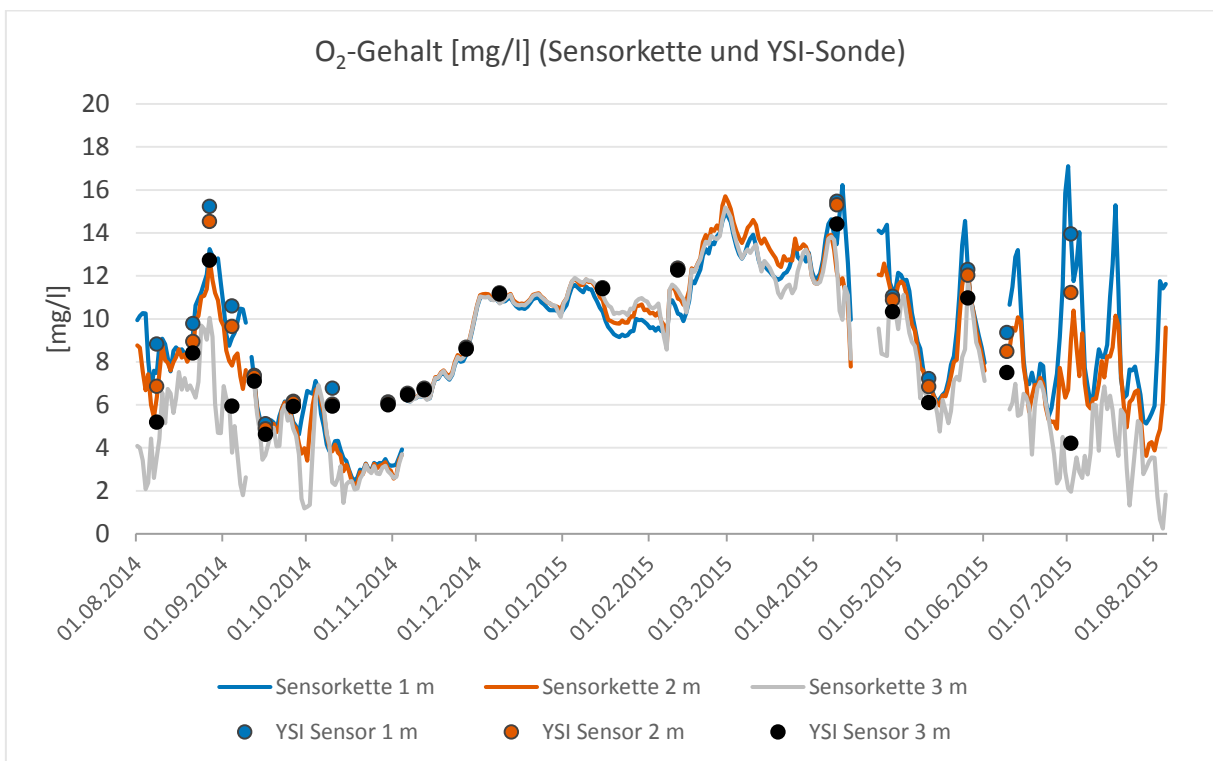


Abb. 42: Sauerstoffgehalt [mg/l] in der Rummelsburger Bucht in 1, 2 und 3 m Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015



Abb. 41 stellt den Jahrgang der Sauerstoffsättigung in ein, zwei und drei Metern Tiefe an Position 6 des Messrasters dar. Beginnend ab Mitte Oktober 2014 ist eine stetige Steigerung des Sauerstoffgehaltes von 40 auf 80 % bis Anfang Dezember zu verzeichnen. Von Dezember bis Mitte Februar stagnieren die Werte, um bis zum März auf über 100 % zuzunehmen. Nach einer weiteren Phase der Stagnation im März beginnt sich die Sauerstoffsättigung in den oberen und unteren Wasserschichten gegenläufig zu entwickeln. Diese Entwicklung wird mit dem Absinken der Sättigung bis Mitte Mai wieder unterbrochen – die Sauerstoffsättigung in den drei Tiefen ist hier wieder ausgeglichen. Im weiteren Jahresverlauf ist ein Anstieg der Sauerstoffsättigung in einem Meter Tiefe zu beobachten; in drei Metern Tiefe sinken die Werte hingegen ab. Anfang Juli tritt dieser Effekt am stärksten zum Vorschein: im oberflächennahen Bereich werden Werte von über 180 %, in drei Metern Tiefe von unter 40 % gemessen. Die Verläufe der Sauerstoffsättigung zeigen in den Sommermonaten neben Phasen, welche abnehmende Sauerstoffsättigungen mit der Wassertiefe aufweisen auch Perioden, in denen die Unterschiede teilweise oder gänzlich aufgehoben sind. In Abb. 42 sind die absoluten Sauerstoffgehalte in mg/l an Messpunkt 6 dargestellt. Die Verläufe der Kurven im Jahrgang entsprechen den Verläufen der Sauerstoffsättigung in Abb. 421. Die höchsten Werte werden im Juli 2015 in einem Meter Tiefe mit 17 mg/l erreicht; im August 2015 gehen die niedrigsten Werte auf unter 1 mg/l in drei Meter Wassertiefe zurück.

### 6.1.3.3 pH-Wert

Die Messungen der pH-Werte zeigen einen leicht alkalischen Zustand des Wassers in der Rummelsburger Bucht und der Spree an (Tabelle 14). Es werden Werte zwischen 7,4 und 8,9 erreicht, wobei die höchsten Werte Ende August erreicht werden. Bis zum 04.09.2014 liegen die Werte eher im alkalischen, danach im neutralen Bereich. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der pH-Wert des Wassers in den Sommermonaten höher und in den Wintermonaten niedriger ist.

Tab. 14: pH-Werte in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2015, fehlende Daten sind mit „\*“ gekennzeichnet

Datum/Boje	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	RP
27.05.2014	*	8,2	8,3	8,4	8,2	8,3	8,3	8,1	8,1	8,2	8,3	8,3	8,2	8,3	8,2	8,3	8,3	8,0
05.06.2014	7,7	7,7	8,0	7,9	8,3	8,3	8,4	8,5	8,6	8,5	8,6	8,7	8,4	8,6	8,7	8,5	7,9	7,7
12.06.2014	8,3	8,4	8,4	8,3	8,4	8,4	8,2	8,2	8,2	8,1	8,3	8,4	8,2	8,6	8,3	8,5	8,3	7,8
19.06.2014	7,9	8,1	8,0	8,1	8,0	8,0	8,0	7,9	7,8	7,9	7,9	7,8	7,8	7,7	7,9	7,8	8,0	7,8
26.06.2014	8,0	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,8	7,9	7,8	7,9	7,9	7,9	8,0	7,9	8,0	7,8	*
03.07.2014	8,3	8,4	8,3	8,4	8,1	8,2	8,2	8,4	8,4	8,2	8,1	8,1	8,1	8,1	8,2	8,1	8,4	*
22.07.2014	8,2	8,3	8,5	8,6	8,6	8,7	8,7	8,4	8,5	8,5	8,5	8,5	8,6	8,5	8,4	*	*	*
31.07.2014	8,0	8,4	8,2	8,3	8,2	8,2	7,9	8,0	7,9	8,0	8,2	8,5	7,8	8,1	8,0	8,4	*	
08.08.2014	7,8	7,9	7,9	8,0	8,2	8,5	8,4	8,8	8,5	8,5	8,7	8,5	8,5	8,4	8,5	8,7	8,7	7,8
21.08.2014	8,4	8,4	8,3	8,3	8,1	8,3	8,4	8,3	8,4	8,3	8,3	8,3	8,1	8,2	8,6	8,2	8,5	8,4
27.08.2014	8,7	8,8	8,7	8,8	8,8	8,9	8,9	8,9	8,9	8,8	8,8	8,7	8,8	8,7	8,6	8,6	8,8	8,5
04.09.2014	8,1	8,1	8,2	8,4	8,4	8,5	8,4	8,6	8,5	8,5	8,5	8,6	8,5	8,6	8,7	8,6	8,3	8,1
12.09.2014	7,9	7,9	7,9	8,0	7,9	8,0	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,9	7,8	7,9	7,9	7,9	7,9	7,8
16.09.2014	7,6	7,6	7,6	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,8	7,7	7,7	7,8	7,7	7,7	7,7
26.09.2014	7,8	7,8	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7
10.10.2014	7,7	7,6	7,6	7,7	7,7	7,8	7,8	7,8	7,8	7,9	7,8	7,9	7,7	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8
30.10.2014	7,5	7,5	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4	7,5	7,5	7,4	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5
06.11.2014	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5
12.11.2014	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,6	7,6
27.11.2014	7,7	7,6	7,6	7,6	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	7,7	*	*	*	*	*	

6.1.3.4 Trübung des Wassers

Die Trübung des Wassers der Rummelsburger Bucht nimmt von Beginn der Messungen im Mai 2014 (3-6 NTU) bis Ende Juni zu (bis zu 12 NTU), wobei am 19.06.14 die vorläufigen Höchstwerte erreicht werden (Tab. 15). Im Juli 2014 geht die Trübung wieder zurück (5-8 NTU), um dann im August wieder anzusteigen - der Höchstwert von 16 NTU wird am 27.08.2014 an Position 10 erreicht. Im weiteren Jahresverlauf nehmen die Werte wieder ab und erreichen bereits Anfang Oktober ein niedriges Niveau (2-4 NTU), welches bis zum Ende des Messzeitraumes gehalten wird. Am 27.11.2014 werden mit 2 NTU die niedrigsten Werte innerhalb der Bucht verzeichnet.

Es ist festzustellen, dass im Hochsommer die höchsten Trübungswerte erreicht werden. Bei der Messung an Tagen mit hohen Trübungswerten werden die Tageshöchstwerte fast ausschließlich im nordwestlichen Teil der Bucht erreicht (Boje 8-17). Am Referenzpunkt hingegen liegen die Werte häufig unter den innerhalb der Bucht gemessenen.

Tab. 15: Trübungswerte [NTU] in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2015, fehlende Daten sind mit „\*“ gekennzeichnet

Datum/Boje	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	RP
27.05.2014	*	3	3	3	4	3	4	3	5	5	6	6	6	6	5	6	4	4
05.06.2014	7	3	3	3	3	4	4	4	5	5	7	7	7	7	7	8	3	4
12.06.2014	6	6	7	6	6	6	6	6	6	6	5	5	8	8	6	5	6	7
19.06.2014	9	6	6	5	7	6	6	8	11	9	9	10	11	12	8	12	6	4
26.06.2014	6	6	6	6	5	7	7	9	7	9	9	8	6	8	6	8	5	*
03.07.2014	5	5	6	6	7	6	6	6	6	7	6	6	7	6	6	6	6	*
22.07.2014	6	7	6	6	5	5	6	5	7	5	6	9	5	6	8	*	*	*
31.07.2014	7	8	8	8	7	6	8	8	8	7	8	8	8	9	8	7	8	*
08.08.2014	7	8	7	8	8	8	8	11	10	8	7	8	7	8	8	8	9	5
21.08.2014	9	10	9	11	9	10	11	12	11	11	8	9	10	9	10	10	9	10
27.08.2014	8	9	8	9	10	9	10	9	8	16	10	9	15	15	10	13	9	11
04.09.2014	7	6	7	5	6	9	7	9	10	8	10	11	9	11	9	10	6	7
12.09.2014	8	7	10	7	10	10	8	11	10	11	10	10	11	13	12	11	8	5
16.09.2014	6	5	5	5	4	5	5	4	9	6	7	8	7	8	8	8	6	3
26.09.2014	6	5	7	6	6	7	6	6	6	7	7	7	7	7	7	9	6	2
10.10.2014	3	2	3	3	3	3	2	3	2	4	4	3	5	3	3	3	3	3
30.10.2014	3	2	3	3	3	3	3	3	3	4	4	3	4	3	3	3	2	2
06.11.2014	2	2	2	3	3	3	3	3	4	3	3	4	4	3	3	3	2	1
12.11.2014	4	3	4	3	3	4	3	3	4	3	3	3	3	4	3	3	3	1
27.11.2014	2	2	3	3	3	3	3	2	2	3	2	2	2	*	*	*	*	*

Die Trübungsdaten der Sensormesskette sind in Abb. 43 dargestellt. Ab dem 01.05.2015 fiel der Sensor in 2 m Tiefe aus; daher sind hierfür keine Daten verfügbar. Der oben beschriebene Jahresgang ist auch hier deutlich zu erkennen. So werden die Höchstwerte in allen drei Messtiefen im Spätsommer 2014 erreicht – der Maximalwert von 32 NTU ist in 3 m Tiefe zu verzeichnen. In den Sommermonaten sind die Differenzen zwischen den Werten an der Oberfläche und in der Tiefe am höchsten. Von Ende August 2014 bis Anfang Oktober 2014 nehmen die Werte kontinuierlich ab, wobei noch einzelne Trübungsereignisse, insbesondere in 3 m Tiefe, auszumachen sind. Die Phase von November 2014 bis Ende Januar 2015 ist von Werten unter 10 NTU geprägt. Die NTU-Werte in 1 und 2 m Tiefe

zeigen einen nahezu identischen Verlauf, zumeist bleiben die Werte hier unter 5 NTU. Der Verlauf der Werte in 3 m Tiefe zeigt ein ähnliches Bild, nur liegen die Werte hier bis zu 2-3 NTU höher als in den anderen Tiefen. Ab Mai 2015 ist ein kontinuierliches Absinken der Werte in 1 und 3 Tiefe zu erkennen, ab Juni nimmt die Trübung wieder zu, um Anfang Juli in 3 m Tiefe den Höchstwert von 15 NTU in diesem Zeitabschnitt zu erreichen.

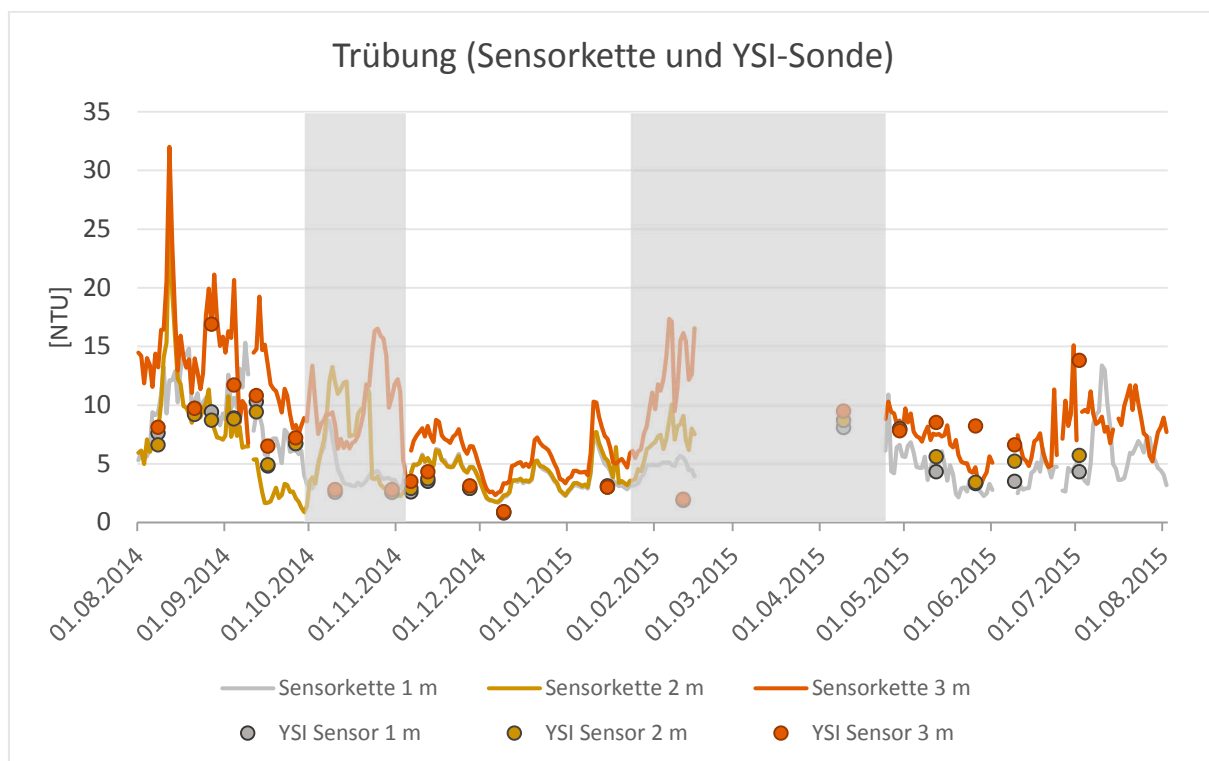


Abb. 43: Trübungswerte [NTU] in der Rummelsburger Bucht in 1, 2 und 3 m Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015

#### 6.1.3.5 Leitfähigkeit

Tab. 16 zeigt die zwischen Ende Mai und Ende November 2014 in der Bucht in einem Meter Tiefe gemessenen Leitfähigkeitswerte. Innerhalb des Untersuchungszeitraumes bewegen sich die Werte in einem Rahmen zwischen 731 und 905  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (26.06. und 27.11.2014). Die niedrigeren Werte werden Ende Juli und Mitte September erreicht, die Höchstwerte im November. Die Werte zeigen, bis auf den 26.06., an den jeweiligen Messtagen kaum örtliche Unterschiede. Weiterhin ist zu bemerken, dass die Leitfähigkeit am Referenzpunkt an den meisten Messtagen gering höhere Werte aufweist als innerhalb der Bucht.

Tab. 16: Leitfähigkeit [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ] in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2014, fehlende Daten sind mit „\*“ gekennzeichnet

Datum/Boje	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	RP
27.05.2014	*	822	817	818	820	819	819	822	825	824	823	824	817	818	824	823	820	818
05.06.2014	796	789	784	784	780	761	774	779	773	775	772	772	779	784	770	778	785	809
12.06.2014	800	801	800	801	799	800	804	807	806	812	809	808	825	801	808	807	802	813
19.06.2014	815	811	811	812	813	813	813	815	819	817	816	819	816	812	827	821	813	834
26.06.2014	797	794	815	826	821	803	799	731	796	747	760	766	746	826	783	762	789	*
03.07.2014	818	814	813	813	813	814	814	814	814	815	819	819	818	813	819	818	812	*
22.07.2014	780	785	778	773	773	773	773	778	775	777	776	779	774	773	778	*	*	*
31.07.2014	752	751	755	752	752	752	756	754	759	760	761	760	768	752	761	762	752	*
08.08.2014	788	784	780	784	778	780	780	778	780	779	782	782	782	784	780	778	780	809
21.08.2014	810	809	808	809	812	810	807	809	809	811	811	812	814	809	812	813	807	806
27.08.2014	808	810	814	809	813	808	809	809	811	817	812	814	814	809	819	820	810	822
04.09.2014	799	802	803	798	801	798	798	798	802	800	801	800	800	798	800	800	801	813
12.09.2014	778	778	775	775	775	775	775	774	774	772	772	770	770	775	770	771	776	797
16.09.2014	792	785	788	787	788	788	787	787	787	788	788	787	787	787	787	789	791	812
26.09.2014	816	814	814	814	815	814	816	816	818	816	815	817	815	814	823	815	814	838
10.10.2014	840	840	840	839	840	841	840	840	840	839	836	835	837	839	837	837	840	842
30.10.2014	833	830	825	824	824	824	824	825	826	829	832	835	832	824	830	829	830	845
06.11.2014	853	849	849	850	848	848	850	851	854	852	852	852	851	850	871	852	849	864
12.11.2014	877	879	875	873	876	872	872	873	872	872	872	872	871	873	871	873	875	872
27.11.2014	903	905	903	904	902	901	903	902	901	902	902	901	902	904	*	*	*	*

6.1.3.6 Chlorophyll (Algenwachstum)

Auch in Bezug auf den Chlorophyllgehalt ist der Messzeitraum zweigeteilt (Tabelle 17). Im Frühjahr und Sommer sind die Werte erwartungsgemäß wesentlich höher als im Herbst und Winter. Vom 05.06. bis 12.06.2014 wird ein erster Peak der Werte erreicht (9 RFU), gefolgt von sehr niedrigen Werten von maximal 2 RFU am 19. Juni.

Tab. 17: Relativer Chlorophyll-a-Gehalt [RFU] in der Rummelsburger Bucht in 1 m Tiefe von Ende Mai 2014 bis Ende November 2014, fehlende Daten sind mit „\*“ gekennzeichnet

Datum/Boje	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	RP
27.05.2014	*	2	3	3	2	3	3	2	1	3	3	2	3	2	3	3	4	3
05.06.2014	2	2	4	3	2	6	6	5	6	6	6	9	3	7	8	6	3	2
12.06.2014	7	7	8	8	8	8	7	6	7	6	7	8	5	6	7	7	8	4
19.06.2014	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2
26.06.2014	3	3	4	5	3	5	6	4	7	5	6	6	3	4	4	8	4	*
03.07.2014	4	5	6	5	4	4	5	5	4	5	3	4	4	3	4	4	5	*
22.07.2014	4	6	6	7	6	6	7	6	7	6	7	6	6	6	5	*	*	*
31.07.2014	5	9	6	9	6	7	7	5	6	4	8	5	4	4	4	5	8	*
08.08.2014	2	3	3	3	4	4	3	4	4	3	4	3	4	4	3	4	4	2
21.08.2014	6	7	8	8	5	6	8	8	8	6	6	6	5	6	7	6	7	5
27.08.2014	8	9	6	8	8	10	10	9	10	10	10	7	11	7	6	7	9	7
04.09.2014	4	4	4	5	4	5	5	5	5	5	6	6	5	5	5	6	5	4
12.09.2014	3	3	3	3	3	3	3	2	4	3	3	3	4	4	4	4	4	3
16.09.2014	1	1	1	2	2	2	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2
26.09.2014	2	3	2	3	2	2	3	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	1
10.10.2014	1	1	2	3	1	2	2	2	2	1	2	2	1	3	2	3	2	1
30.10.2014	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	2	1	1	1
06.11.2014	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
12.11.2014	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
27.11.2014	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	*	*	*	*

Danach nimmt der Chlorophyllgehalt mehr oder weniger kontinuierlich zu - am 27.08.2014 werden die Höchstwerte von bis zu 11 RFU erreicht. Bereits eine Woche später gehen die Werte auf 4 bis 6 RFU zurück und erreichen Mitte September ein niedriges Niveau, welches bis zum Ende des Messzeitraumes gehalten wird. Die ermittelten Tiefstwerte von 1 RFU werden vornehmlich im Oktober und November erreicht.

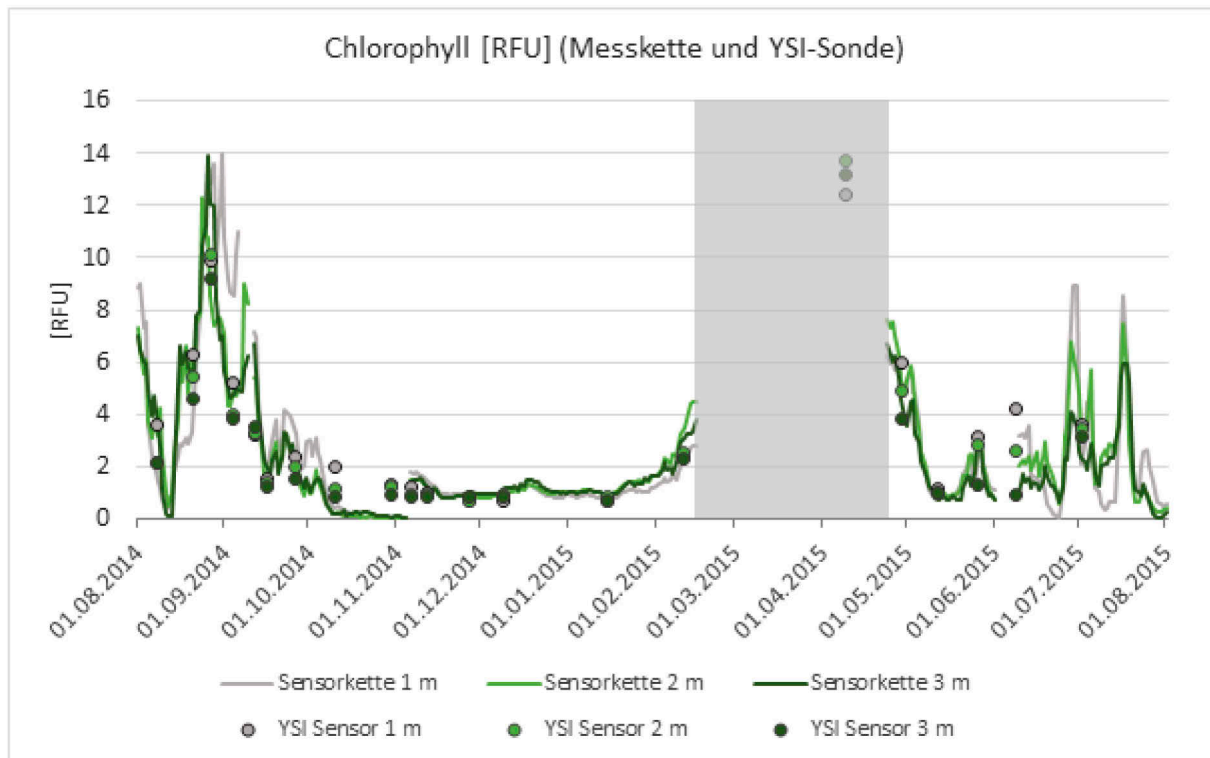


Abb. 44: Chlorophyll-a-Gehalt [RFU] in der Rummelsburger Bucht in 1, 2, und 3 m Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015

Die kontinuierliche Messung zeigt den Jahresgang des Chlorophyllgehaltes am Standort 6 (Abb. 44). Hierbei sind zwei Wachstumsspitzen zu beobachten: im Frühjahr und Spätsommer. Wie auch in Tabelle 17, sind der spätsommerliche Peak und der rasche Abfall der Werte im Herbst gut erkennbar. Ebenso wird deutlich, wie die Gehalte in den verschiedenen Tiefen differieren. So ist der Chlorophyllgehalt in den oberen Schichten des Gewässers zumeist höher – mit zunehmender Tiefe nimmt er ab. Dieser Effekt ist besonders ausgeprägt zu Zeiten hoher Wachstumsraten, wie z.B. Anfang Mai 2015. Anfang September 2015 werden in zwei Metern Tiefe höhere Konzentrationen gemessen als nahe der Wasseroberfläche; im April 2015 tritt dieser Umstand noch deutlicher zum Vorschein.

#### 6.1.4 Chemisch-physikalische Sedimentparameter und Nährstoffe

Der pH-Wert in den Schichten der Bohrkerns zeigt eine weitestgehend homogene Verteilung. Der maximale Wert liegt bei 7,51 (BK 5.1), der minimale bei 6,88 (BK 1.5). Hierbei beträgt der Mittelwert 7,28, mit einer Standardabweichung von 0,15. In den Eluaten hingegen befinden sich die pH-Werte etwas mehr im alkalischen Bereich mit Werten zwischen 7,58 und 8,11. Die Anteile der organischen Substanz in den Feststoffen der obersten Bohrkernschichten sowie in den Sedimentfallen sind in Abb. 45 dargestellt. Dabei ist zu erkennen,

dass der Prozentsatz in den Fällen auf einem einheitlichen Niveau zwischen 23,5 und 27,5 % verläuft, lediglich die Referenzfalle beinhaltet mit fast 31 % etwas mehr organische Substanz. Hingegen zeigen die obersten Schichten der Bohrkerne ein heterogenes Bild mit Anteilen zwischen 11,7 und 29,2 %. Besonders auffallend ist dabei, dass der Referenzkern mit 1,8 % organischer Substanz hauptsächlich mineralisches Material enthält. Die Korngrößenverteilung der mineralischen Anteile ist in Kapitel 6.3 aufgeführt.

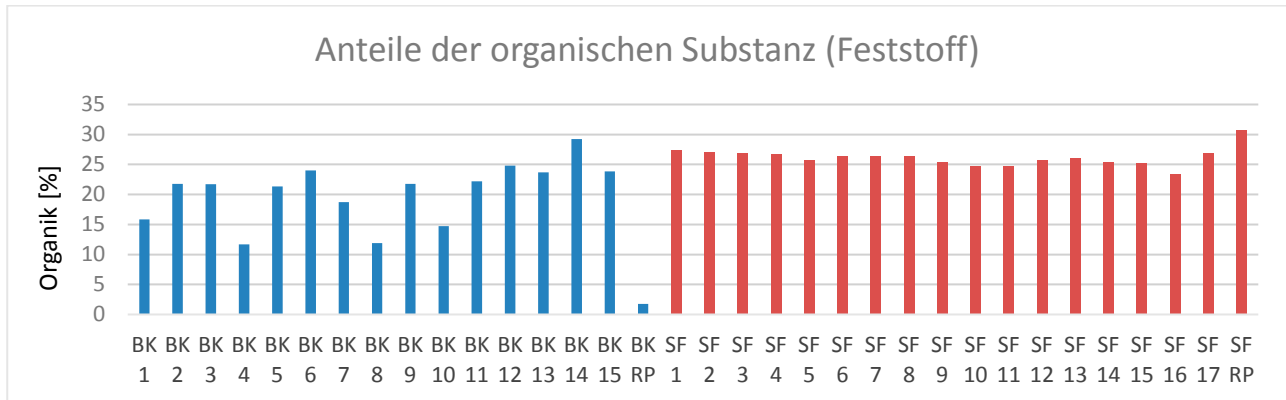


Abb. 45: Anteile der organischen Substanz im Feststoff (BK = Bohrkerne, SF = Sedimentfallen)

Für Stickstoff und Kohlenstoff ergeben sich aus den Analysen folgende Anteile an der Gesamtmasse (Abb. 46). In den Bohrkernen (Mittelwerte der fünf Schichten) liegen die Anteile für N zwischen 0,39 und 1,1 % sowie für C zwischen 6,2 und 21,2 %. Eine Ausnahme ist der Referenzkern, welcher lediglich 0,07 % N und 0,9 % C aufweist. Die hierbei auftretenden Unterschiede in den Prozenten sind vornehmlich auf die Anteile der organischen Substanzen zurückzuführen. In den Sedimentfallen ist wiederum eine homogene Verteilung zu erkennen. Die Anteile für N befinden sich zwischen 1,2 und 1,6 % sowie für C zwischen 15,1 und 16,9 %. Der Anteil des gesamten anorganischen Kohlenstoffs (TIC) und des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) zeigt, dass mit Ausnahme des Referenzkerns an allen Probenahmestellen der organische Kohlenstoffanteil bei über 80 % liegt (Abb. 47). Aufgrund von Verlust konnte SF 8 nicht bearbeitet werden.

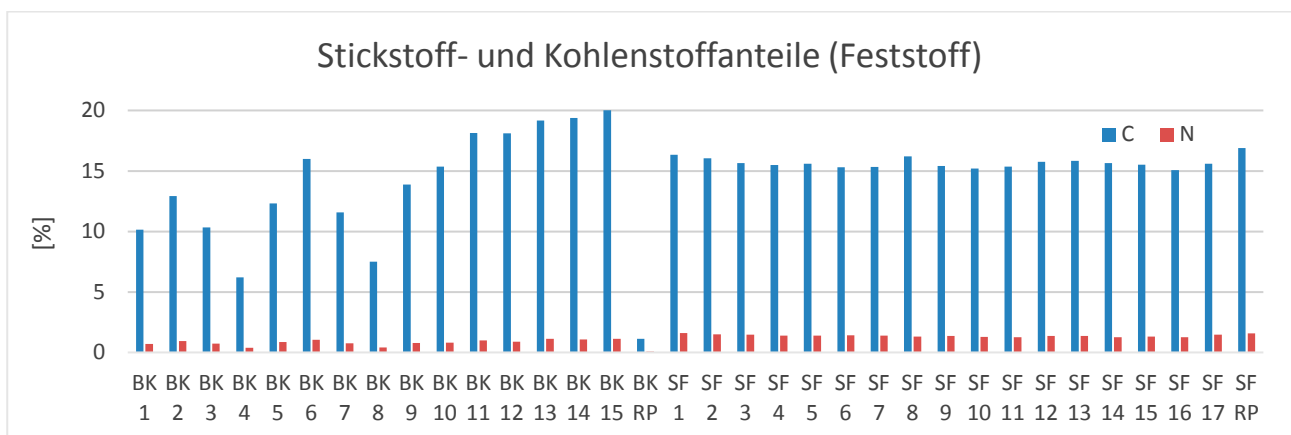


Abb. 46: Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt im Feststoff (BK = Mittelwerte der Bohrkernschichten, SF = Sedimentfallen)

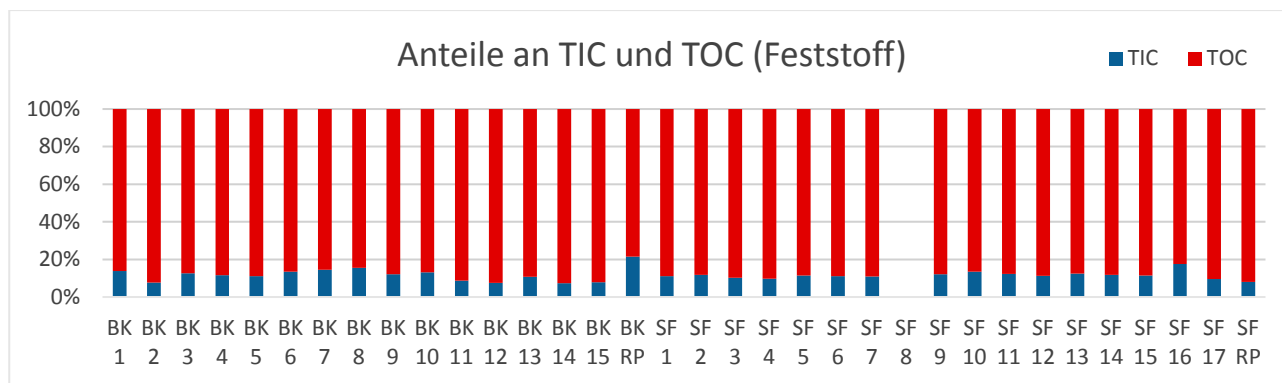


Abb. 47: Anteile an TIC und TOC im Feststoff (BK = Mittelwerte der Bohrkernschichten, SF = Sedimentfallen)

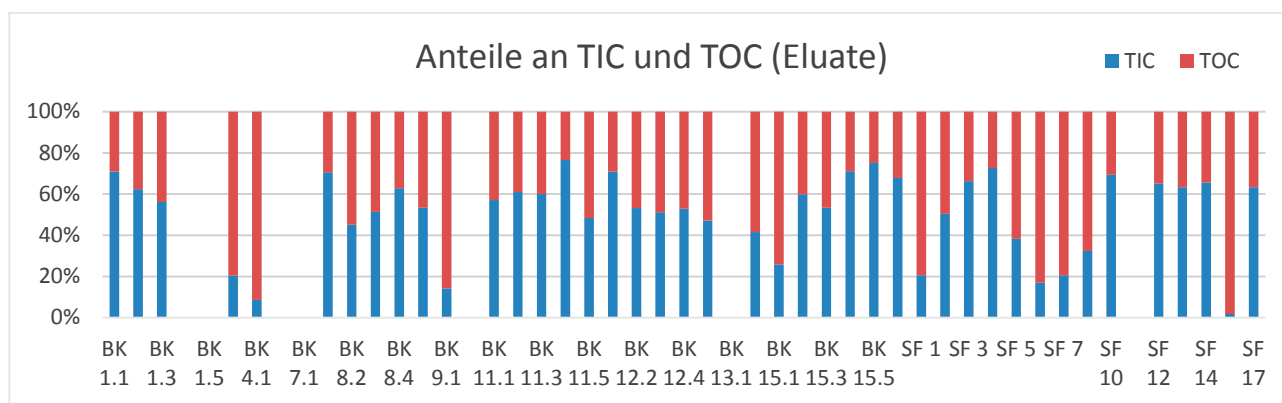


Abb. 48: Anteile an TIC und TOC in den Eluaten (BK = Bohrkernschichten, SF = Sedimentfallen)

In den Eluaten, welche nicht an jeder Schicht untersucht werden konnten, zeigt sich hingegen ein deutlich höherer TIC Anteil (Abb. 48). Häufig liegt dieser über 50 %; bei einem Maximalwert von 76,5 % und Minimalwert von 8,6 %.

Phosphat und Schwefel sind in den Feststoffproben weitestgehend in ähnlichen Konzentrationen vorhanden. Dennoch weisen auch hierbei die Sedimentfallen eine homogenere Verteilung auf (Abb. 49). Die Schwefelgehalte in den Sedimentfallen liegen zwischen 12,6 und 16,1 g/kg TS und die Phosphatgehalte zwischen 17,4 und 21,7 g/kg TS - mit Ausnahme von SF 8 (14,5 g/kg TS). In den Bohrkernen liegen die Mittelwerte der Schwefelgehalte zwischen 11,4 und 24,8 g/kg TS sowie die Phosphatgehalte zwischen 14,3 und 27,5 g/kg TS.

In den Eluaten zeigt sich jedoch ein differenziertes Bild (Abb. 50 und Abb. 51). Zu erkennen ist, dass der Phosphorgehalt in den Fallen mit Konzentrationen von bis zu 12 mg/l meist über den Gehalten aus den Bohrkernen liegt, teilweise sogar um ein Vielfaches darüber. Besonders geringe Konzentrationen sind in den Bohrkernen 1 bis 9 mit Werten unter 2,2 mg/l zu verzeichnen. Die Schwefelkonzentrationen in den Eluaten zeigen wiederum ein komplett anderes Bild. Hier befinden sich die höchsten Gehalte in den Bohrkernen 1 bis 9 mit Konzentrationen von bis zu 750 mg/l. In den Bohrkernen 11 bis 15 und den Sedimentfallen befindet sich der Maximalgehalt lediglich bei 114 mg/l, alle weiteren Werte liegen unter 36,5 mg/l.

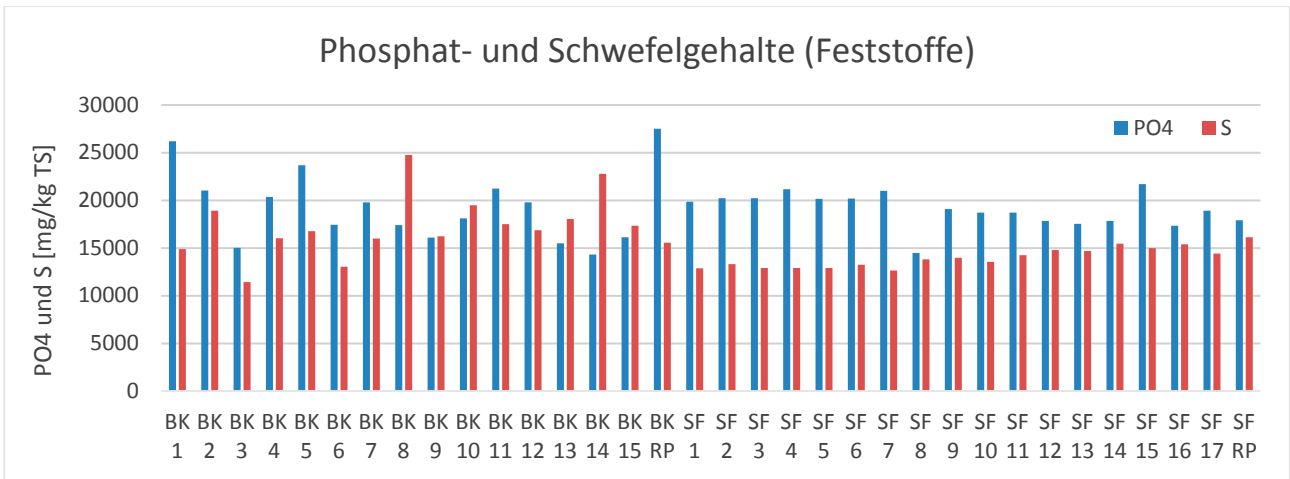


Abb. 49: Phosphat- und Schwefelgehalt im Feststoff (BK = Mittelwerte der Bohrkernschichten, SF = Sedimentfallen)

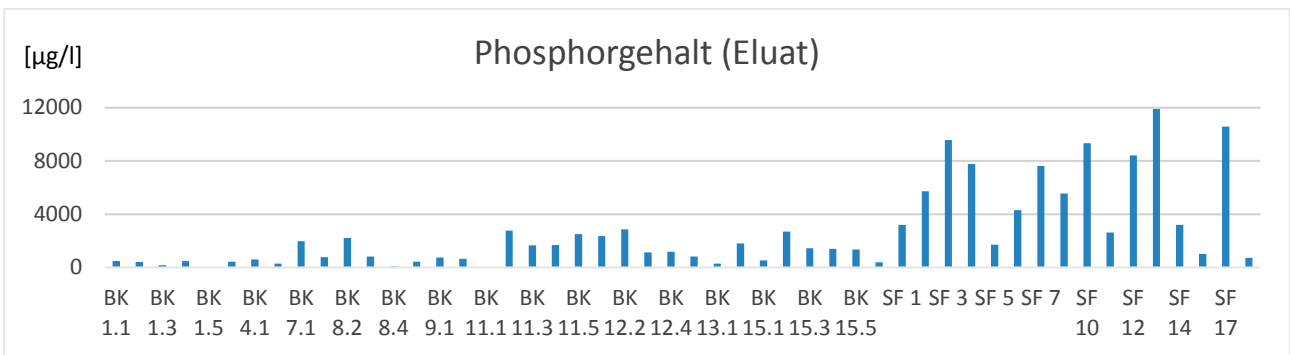


Abb. 50: Phosphorgehalt in den Eluaten

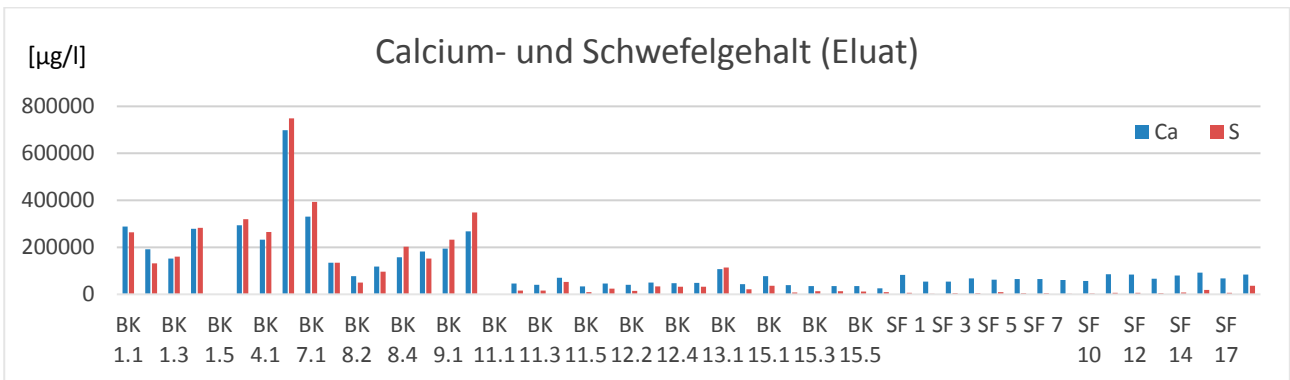


Abb. 51: Calcium- und Schwefelgehalt in den Eluaten

Bei der Betrachtung der Gehalte von Calcium und Magnesium wird deutlich, dass Calcium in deutlich höheren und Magnesium in niedrigeren Konzentrationen vorliegt (Abb. 52). Während die Calciumgehalte in den Bohrkernen (Mittelwerte der fünf Schichten) zwischen 52,3 und 106,6 g/kg TS liegen, befinden sich die Magnesiumkonzentrationen zwischen 2,7 und 4,5 g/kg TS. Die Gehalte in den Sedimentfallen weisen auch hier eine gleichmäßigere Verteilung auf. Für Magnesium liegen die Werte zwischen 3,1 und 3,8 g/kg TS. Bei Calcium befinden sich diese zwischen 47,1 und 59 g/kg TS. Auffallend höhere Werte sind an den Standorten SF 8 mit 77,1 g/kg TS und SF RP mit 67,8 g/kg TS zu verzeichnen.



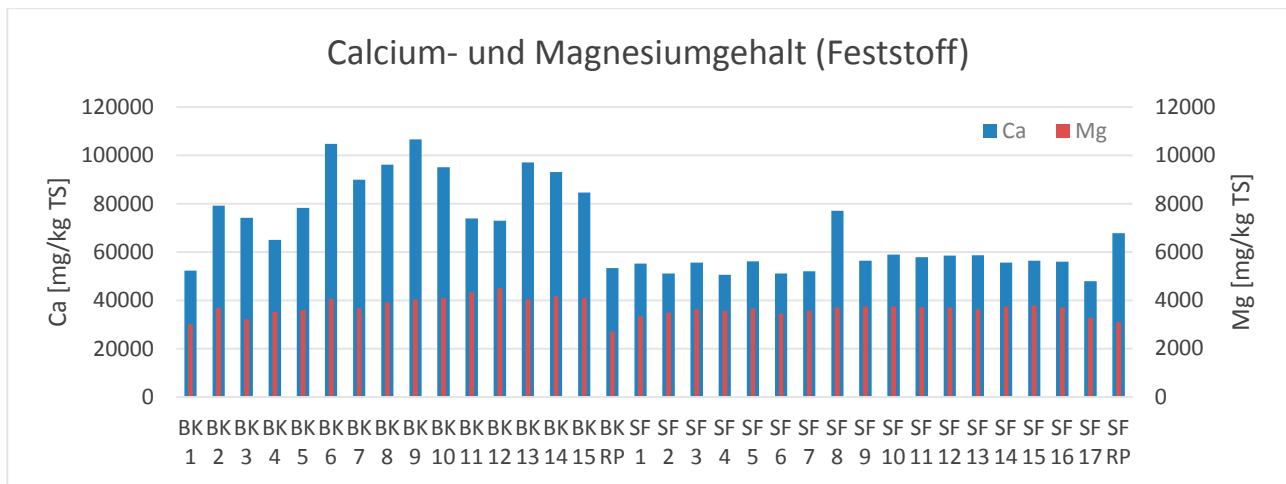


Abb. 52: Calcium- und Magnesiumgehalt im Feststoff (BK = Mittelwerte der Bohrkernschichten, SF = Sedimentfallen)

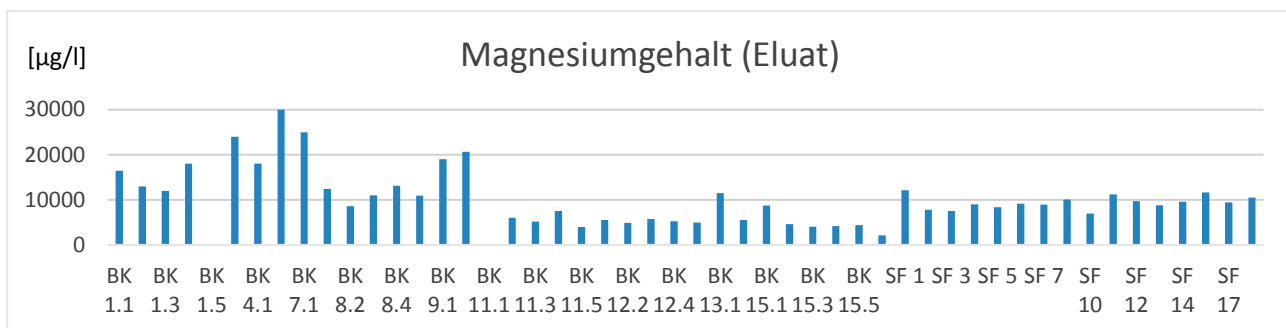


Abb. 53: Magnesiumgehalt in den Eluaten

Auch hierbei weisen die Gehalte in den Eluaten einige Unterschiede zu den Feststoffkonzentrationen auf. Die Calciumgehalte weisen einen ähnlichen Verlauf wie die Schwefelgehalte auf (Abb. 51). Die höchsten Konzentrationen sind in den Bohrkernen 1 bis 9 zu finden, mit Werten, die häufig über 200 mg/l (max. 698 mg/l in BK 5.1) liegen. In den Bohrkernen 11 bis 15 und den Sedimentfallen liegen die Gehalte fast ausschließlich unter 100 mg/l. Die Magnesiumkonzentrationen (Abb. 53) sind in den Bohrkernen 1 bis 9 teilweise ebenfalls höher als in den restlichen Proben (bis zu 30 mg/l). Dennoch sind die Unterschiede nicht erheblich und generell befinden sich die Werte auf einem niedrigeren Niveau.

## 6.2 Sedimentationsraten und Remobilisierungsprozesse

### 6.2.1 Sedimentationsraten

Anhand der vorgefundenen Gesamttrockenmassen in den Sedimentfallen wurden die Sedimentationsraten im gesamten Projektzeitraum (KW 20-48) bestimmt. Abb. 54 zeigt die ermittelten Sedimentationsraten in kg/m<sup>2</sup> (TS) für jeden Standort. Infolge der oben erwähnten veränderten Standzeiten der Fallen 8, 16 und RP, sind diese gesondert zu betrachten und nicht vergleichbar mit den Ergebnissen der anderen Standorte.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass im nordwestlichen Becken der Bucht und im Bereich der Spundwand die höchsten Sedimentationsraten von ca. 30 kg/m<sup>2</sup> Trockenmasse beobachtet werden; mit 33,5 kg/m<sup>2</sup> werden am Standort 13 die größten Mengen verzeichnet. Die Fallen 9, 10, 11 und 12 erreichen ähnlich hohe Werte und liegen annähernd auf gleichem Niveau. Mit 27,1 kg/m<sup>2</sup> bzw. 27,2 kg/m<sup>2</sup> werden an den Standorten 14 und 15 die geringsten Sedimentationsraten in diesem Gewässerabschnitt erreicht. Im südöstlichen Abschnitt der Bucht variieren die Werte zwischen 24,1 kg/m<sup>2</sup> (Position 3) und 30,2 kg/m<sup>2</sup> (Position 1). Im mittleren Teil des Gewässers werden diese hohen Werte nicht erreicht; hier sind an Standort 5 die in der gesamten Rummelsburger Bucht geringsten Raten mit 19,8 kg/m<sup>2</sup> ermittelt worden.

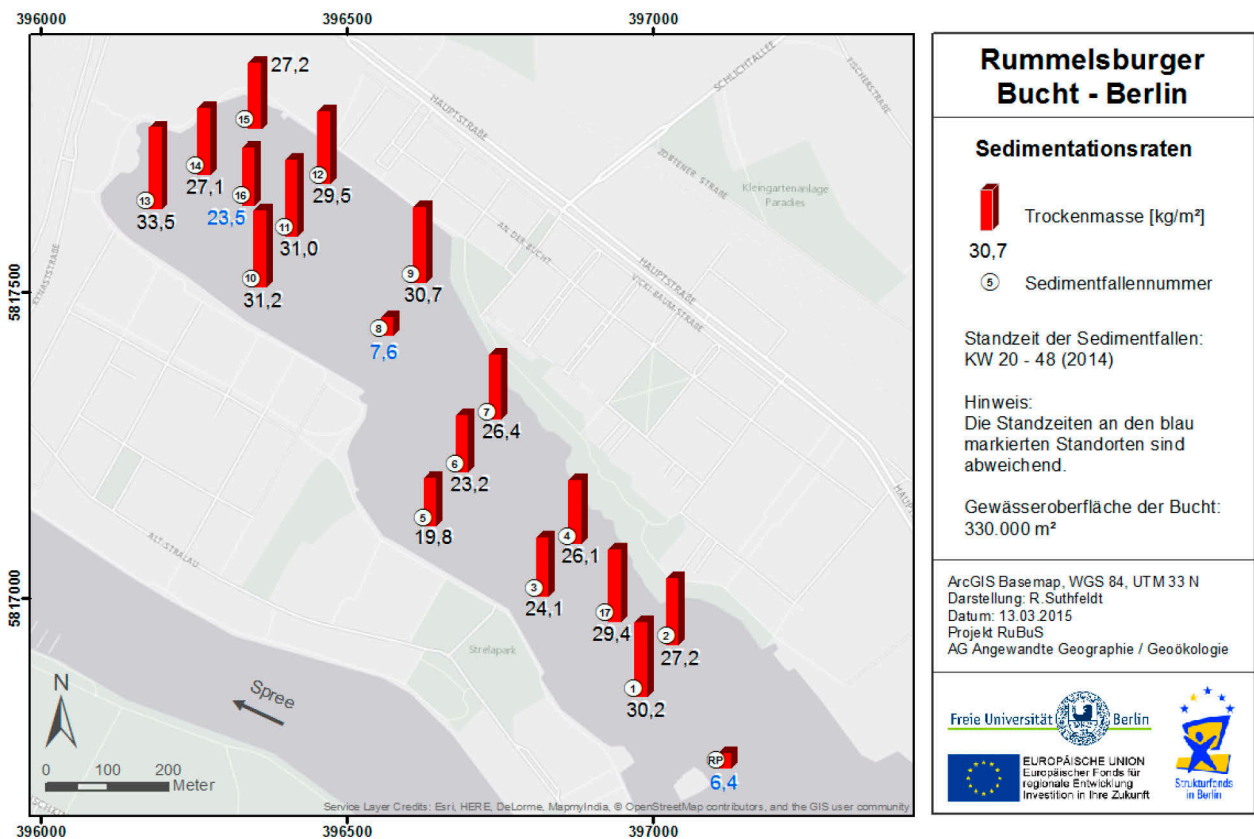


Abb. 54: Sedimentationsraten der KW 20-28 (2014) in der Rummelsburger Bucht, ermittelt anhand der Gesamtfüllmengen in den Sedimentfallen

Um diese Daten besser untereinander vergleichbar zu machen, wurden die Ergebnisse um den Einfluss der unterschiedlichen Standzeiten bereinigt. Dazu wurden die Sedimentraten pro Tag ermittelt und in Abb. 55 dargestellt. Auch bei dieser Darstellung sind die blau markierten Fallen 8, 16 und RP aufgrund ihrer abweichenden Standzeiten nur bedingt mit den anderen Fallen zu vergleichen. Das Ergebnis zeigt ein ähnliches Bild wie in Abb. 54; das Verhältnis der Sedimentationsraten pro Tag der einzelnen Standorte entspricht weitestgehend dem Verhältnis der Gesamtsedimentationsraten untereinander. So werden die maximalen Raten mit 173 g/m<sup>2</sup>/d wieder an Standort 13 und die geringsten Raten an Standort 5 (105 g/m<sup>2</sup>/d) verzeichnet.

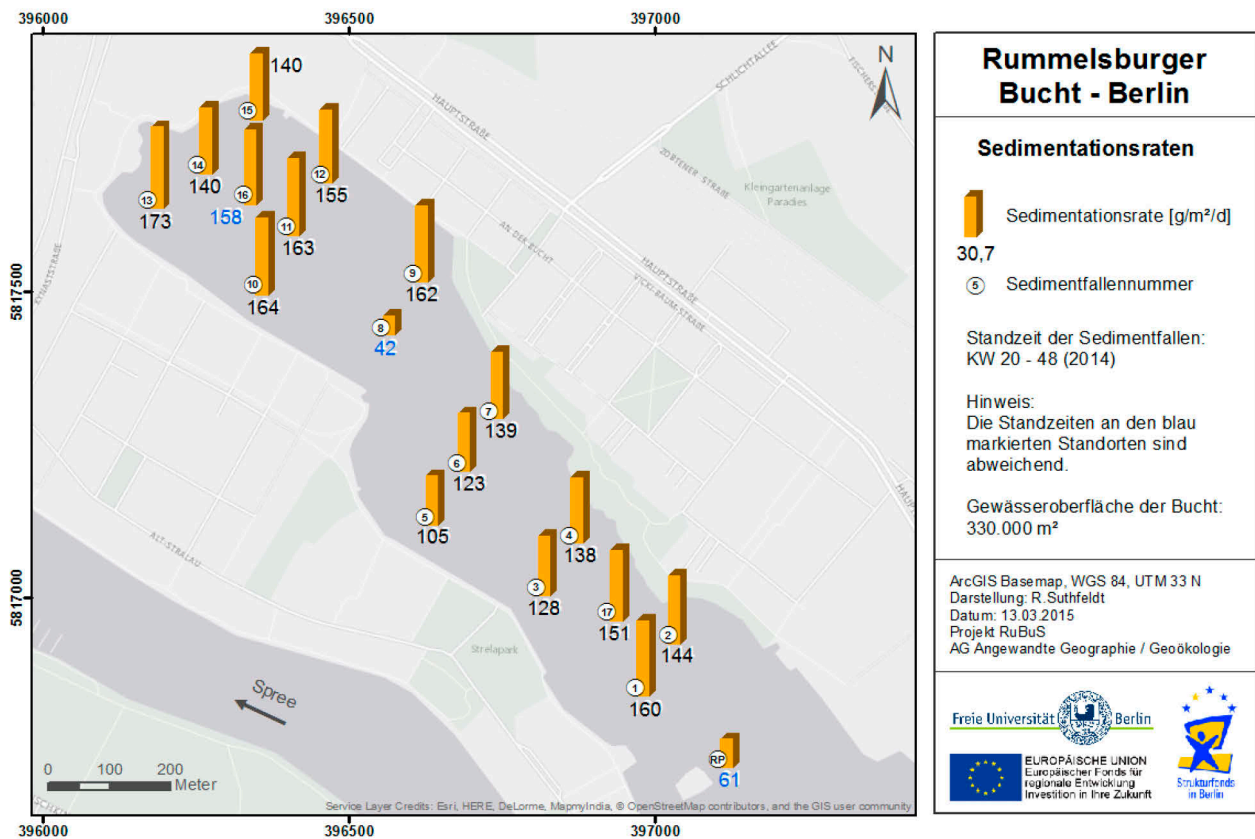


Abb. 55: Sedimentationsraten pro Tag der KW 20-28 (2014) in der Rummelsburger Bucht, ermittelt anhand der Gesamtfüllmengen in den Sedimentfallen

Bei der Gegenüberstellung der beiden Abbildungen fällt der Standort Nr. 16 auf, welcher im Verhältnis zu den Gesamtraten höhere Tageswerte aufweist. Die Sedimentfalle sammelte, wie unter 5.1.2.1 beschrieben, nicht über die gesamte zweite Standzeit, sondern wurde am 08.10.2014 - sieben Wochen vor der Leerung - neu positioniert und der bis dato gesammelte Inhalt verworfen. Die Falle stand somit in der zweiten Sammelphase nur halb so lange als die anderen in diesem Bereich, was sich auch in der geringeren Gesamttrockenmasse (Abb. 54) niederschlägt. Die Sedimentationsrate an diesem Standort ist nahezu genauso hoch, bzw. teilweise höher als die Raten der umliegenden Fallen. Die anhand der dargestellten Werte berechnete mittlere Sedimentationsrate beträgt  $147 \text{ g}/\text{m}^2/\text{d}$  (Standorte 8, 16 und RP ausgenommen). Bei einer Gewässeroberfläche von  $330.000 \text{ m}^2$  werden demnach pro Tag mehr als 48 Tonnen Sediment in der Rummelsburger Bucht ab- bzw. umgelagert.

Um die Sedimentationsraten im Untersuchungszeitraum differenziert betrachten zu können, werden in Abb. 56 die Sedimentationsraten beider Leerungen gegenübergestellt. Dargestellt sind die Sedimentationsraten für Mai-August 2014 und August-November 2014 als Trockenmasse in  $\text{g}/\text{m}^2/\text{d}$ . Hierbei fällt zunächst der deutliche Unterschied der Sedimentationsraten beider Messperioden auf. Im Zeitraum August bis November 2014 werden um ein Vielfaches höhere Sedimentationsraten festgestellt als von Mai bis August 2014. Dieser Unterschied wird vor allem in der Gewässermitte deutlich, wo an den Standorten 5 und 6 um neun- bzw. elffach höhere Werte bei der zweiten Leerung auszumachen sind.

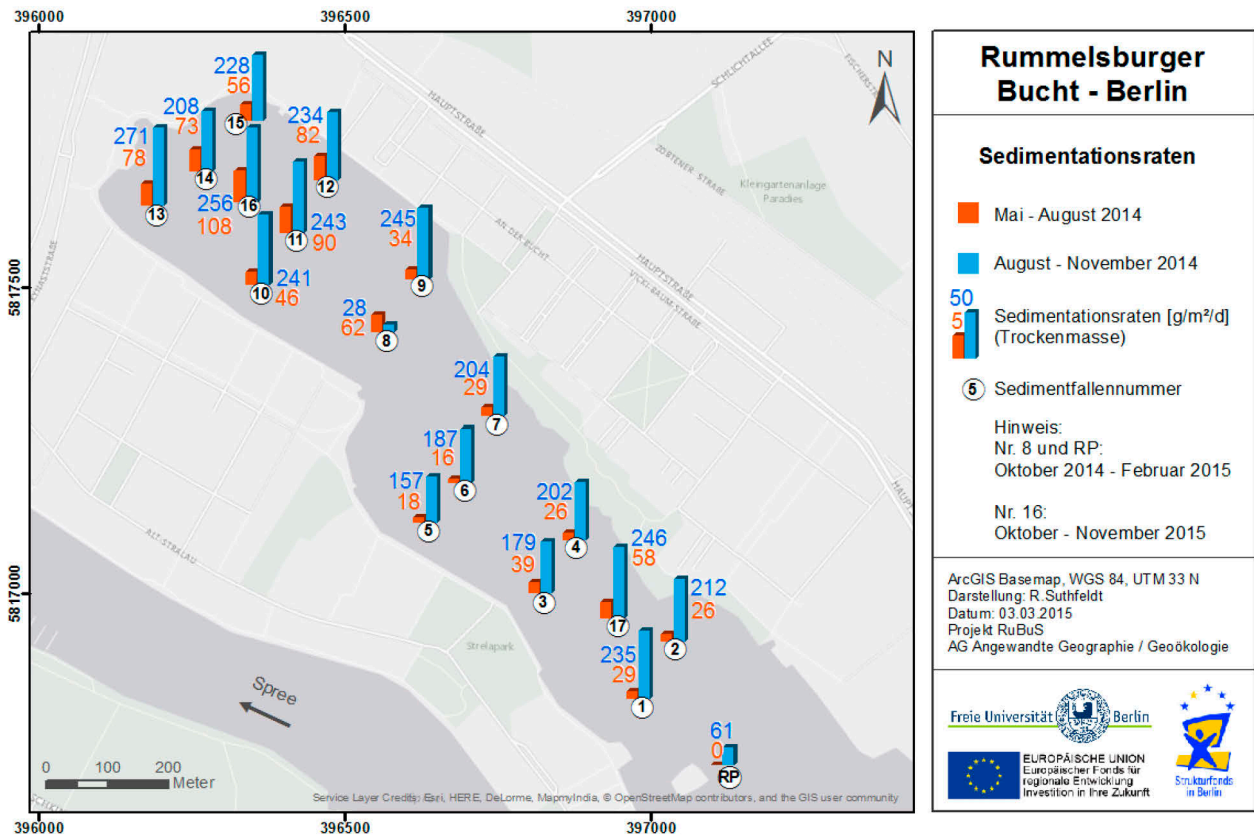


Abb. 56: Sedimentationsraten von Mai-August 2014 und von August –November 2014 in der Rummelsburger Bucht, ermittelt anhand der Füllmengen der ersten und zweiten Leerung in den Sedimentfallen

Die höchsten Sedimentationsraten werden bei der ersten Leerung am Standort 16 erreicht (108 g/m<sup>2</sup>/d), gefolgt von Standort 11 mit 90 g/m<sup>2</sup>/d. Mit 16 g/m<sup>2</sup>/d sind in der Gewässermittle (Standort 6) die geringsten Raten zu verzeichnen.

Die höchsten Sedimentationsraten während der zweiten Standzeit sind bei Position 13 mit 271 g/m<sup>2</sup>/d zu finden, die geringsten Raten (157 g/m<sup>2</sup>/d) am Messpunkt 5. Die räumlichen Differenzen der Sedimentationsraten sind bei der zweiten Leerung nicht so stark ausgeprägt, wie bei der ersten.

Um festzustellen, ob die hohen Sedimentraten im Zeitraum August bis November 2014 kein singuläres Ereignis darstellen und zur Verifizierung der ermittelten Daten, wurden die Sedimentfallen nach dem Untersuchungszeitraum für ein weiteres Jahr an ihren Standorten belassen.

In Abb. 57 sind die Sedimentationstraten aller fünf Leerungen in g/m<sup>2</sup>/d dargestellt. Hierbei werden die saisonalen Unterschiede in Bezug auf die Sedimentdynamik deutlich. Die dritte Leerung repräsentiert den Zeitraum von Ende November 2014 bis zum 16.04.2015. Binnen dieser Zeit werden relativ geringe Raten zwischen 17 (SF 6) und 37 g/m<sup>2</sup>/d (SFRP) registriert. Eine Ausnahme bildet der Standort 16: hier liegt der Wert mit 83 g/m<sup>2</sup>/d mehr als das Doppelte über dem Durchschnitt aller anderen Standorte.

Die vierte Leerung erfolgte drei Monate später am 15.07.2015. Zu diesem Zeitpunkt war die Falle Nr. 17 abhandengekommen und wurde nicht mehr ersetzt. Die geringsten Sedimentationsraten werden mit

41 g/m<sup>2</sup>/d an Standort 8 erreicht, gefolgt von Standort 6 (58 g/m<sup>2</sup>/d) und RP (62 g/m<sup>2</sup>/d). An den anderen Standorten variieren die Werte zwischen 100 g/m<sup>2</sup>/d (SF 7) und 160 g/m<sup>2</sup>/d (SF 15), die höchsten Werte werden dabei im nordwestlichen Teil der Bucht erreicht (SF 12 – 16).

Die fünfte Leerung erfolgte wiederum drei Monate später am 28.10.2015. Bis zu diesem Datum konnte der zusätzliche Verlust der Fallen 7 und 15 festgestellt werden, weshalb hierfür keine Daten vorliegen. Die Raten der Fallen 1 – 6 entsprechen in etwa denen aus dem vorher betrachteten Zeitraum. Die geringsten Raten sind an Standort 6 zu verzeichnen (81 g/m<sup>2</sup>/d), die höchsten an Standort 9 mit 176 g/m<sup>2</sup>/d.

Die hohen Sedimentationsraten vom Spätsommer / Herbst 2014 konnten im nahezu selben Zeitraum des Folgejahres nicht nachgewiesen werden. Die Sedimentationsdynamik ist demnach von Jahr zu Jahr mehr oder weniger starken Schwankungen unterworfen.

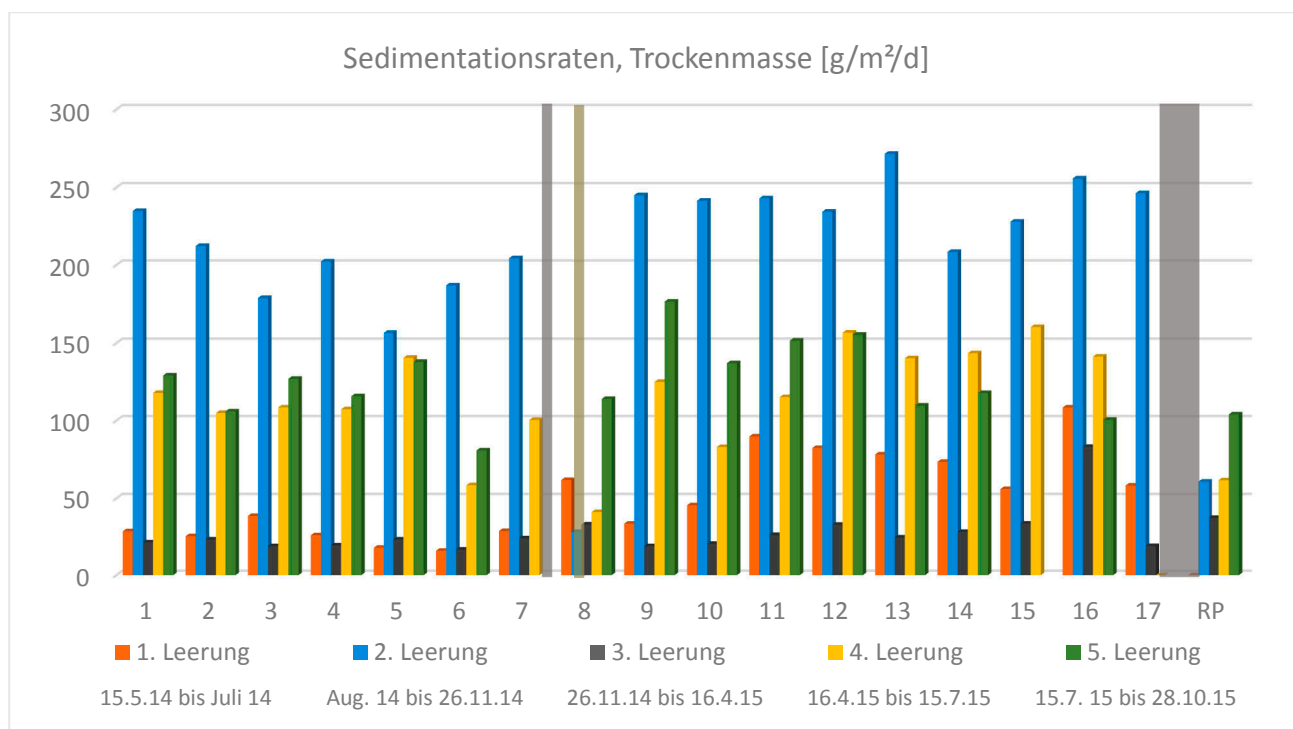


Abb. 57: Sedimentationsraten aller fünf Leerungen (fehlende Daten sind in grau gekennzeichnet)

Abb. 58 zeigt die totalen Sedimentationsraten (Trockenmasse), welche an den Standorten innerhalb von 11 Monaten registriert wurden. Die Fallen 8, 17 und RP finden dabei keine Berücksichtigung, da diese nicht über den gesamten Zeitraum im Gewässer platziert waren. Es ist zu sehen, dass die höheren Sedimentationsraten im Nordwestbecken auftreten - der höchste Wert von 50 kg/m<sup>2</sup> ist hier an Position 13 zu finden, die Standorte 12 und 16 folgen mit jeweils 48 kg/m<sup>2</sup>. Die geringsten Raten werden an Position 6 registriert (31 kg/m<sup>2</sup>).

Für die betrachteten elf Monate ergibt sich eine durchschnittliche Sedimentationsrate von 42,2 kg/m<sup>2</sup> (die Fallen 8, 17 und RP ausgenommen). Bei einer Seefläche von 330.000 m<sup>2</sup> werden demnach 14.000 Tonnen Sediment binnen elf Monaten ab-, bzw. umgelagert, was einer täglichen Rate von 42 Tonnen entspricht.

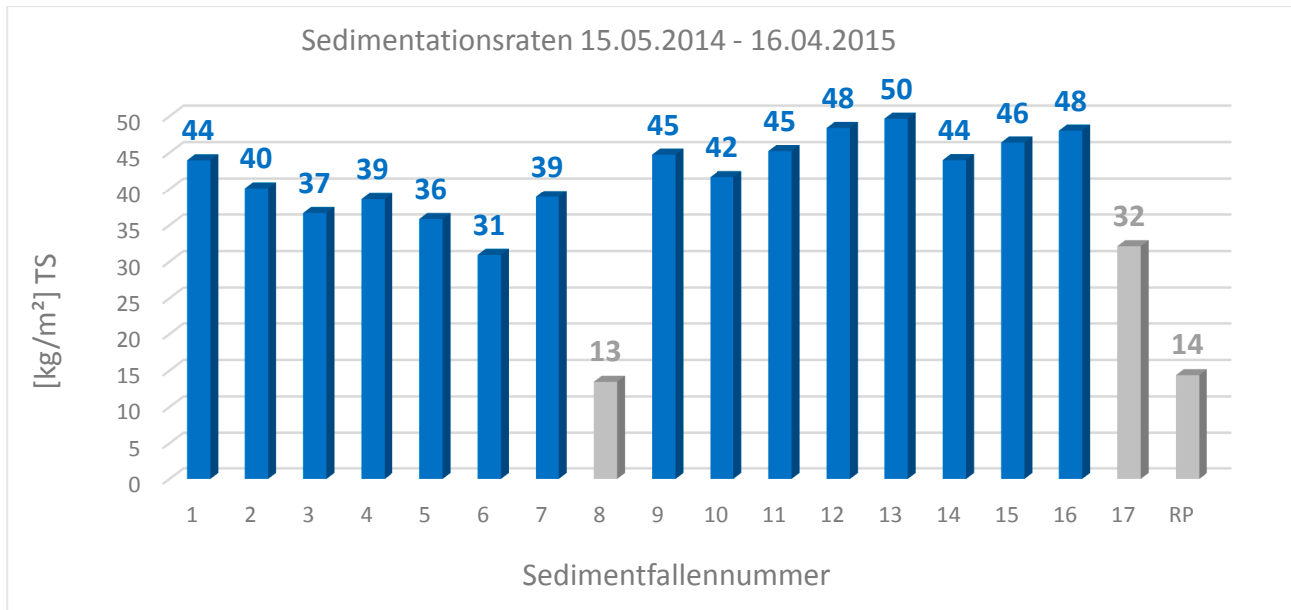


Abb. 58: Sedimentationsraten vom 15.05.2014 bis 16.04.2015; die Standorte 6, 17 und RP weisen abweichende Verweildauern im Gewässer auf

### 6.2.2 Untersuchungen zur windinduzierten Remobilisierung von Sedimenten

Um den Zusammenhang zwischen Windereignissen und der Remobilisierung der Sedimente zu untersuchen, wurde eine Kreuzkorrelation von Trübungs- und Winddaten durchgeführt (vgl. Kap. 5.4.2). Die Ergebnisse der Kreuzkorrelation sind in Tab. 18 dargestellt.

Für jedes der nummerierten Ereignisse ist in der Tabelle der genaue Zeitraum angegeben, die prozentuale Aufteilung der Windgeschwindigkeiten, die Hauptwindrichtung sowie die Niederschlagssumme innerhalb dieses Zeitraumes. Darüber hinaus sind jeweils die Kreuzkorrelationskoeffizienten mit dem entsprechenden Zeitversatz (Lag) für alle drei Wassertiefen und abschließend das Bestimmtheitsmaß  $R^2$  der Korrelation nach Bereinigung des Lags angegeben. Eine detaillierte Betrachtung der einzelnen Ereignisse in Form von Diagrammen ist im Anhang 3 zu finden. Der Tabelle ist zu entnehmen, dass nur bei wenigen der betrachteten Ereignisse ein starker Zusammenhang zwischen der Zunahme von Wind und Trübung besteht. Insbesondere bei östlichen Windrichtungen korrelieren die Datenreihen gut.

Bei Ereignis 1 herrschen nur geringe Windgeschwindigkeiten aus südöstlichen Richtungen ( $125^\circ$ ). Die Trübung in 3 m Tiefe steigt schnell von 6 auf über 12 NTU an und fällt dann ebenso schnell wieder auf 7 NTU. In 1 und 2 m Tiefe ist der Trübungsanstieg nahezu gleich von 4 auf 7 NTU. Die Kreuzkorrelation zeigt, dass nur in 2 und 3 m Tiefe ein Zusammenhang besteht. In 3 m Tiefe setzt die Trübung 7 Stunden nach dem Ansteigen der Windgeschwindigkeit ein, in 2 m Tiefe eine Stunde später. Das Bestimmtheitsmaß ist mit 0,76 in 2 m Tiefe am höchsten, hier können demnach 76 % der Trübungsdaten durch den Wind erklärt werden, in 3 m Tiefe sind es 66 %.



Beim zweiten Ereignis ist der Anstieg der Trübung nicht auf den Wind zurückzuführen. Dieser weist hier die geringsten Geschwindigkeiten unter allen Ereignissen auf und weht aus östlicher Richtung (90°). Auch hier steigt die Trübung in 3 m Tiefe wesentlich stärker an (von 7 auf 11 NTU), als in 1 und 2 m (von 5 auf 6,6 NTU). Die Korrelationskoeffizienten liegen unter 0,5 und die Lags sind mit bis zu 17 Stunden sehr lang.

Tab. 18: Ergebnisse der Kreuzkorrelation von Wind- und Trübungsdaten

Nr.	Tag	Uhrzeit	Windgeschwindigkeit [m/s]						Hauptwindrichtung	Niederschlag [mm]	Kreuzk.-koeff. (Lag) [Std.]			R <sup>2</sup> (nach Kreuzkorr.)		
			0,3 - 1,5	1,6 - 3,3	3,4 - 5,4	5,5 - 7,9	8,0 - 10,7	10,8 - 13,8			NTU 1	NTU 2	NTU 3	NTU 1	NTU 2	NTU 3
1	09.-10.11.14	01-04	21	39	36	4			125°	0	0,5 (1)	0,6 (8)	0,6 (7)		0,76	0,66
2	11.-12.11.14	20-23	21	39	39				90°	0	0,3 (17)	0,3 (17)	0,4 (12)			
3	14.-15.11.14	02-03		31	50	19			100°	0	0,8 (5)	0,8 (4)	0,7 (4)	0,84	0,75	0,66
4	21.-23.11.14	22-09		22	75	3			130°	0,3	0,7 (6)	0,6 (5)	0,7 (4)	0,64	0,55	0,68
5	26.-27.11.14	05-23		16	67	16			110°	0	0,5 (1)	0,7 (0)	0,7 (3)			0,54
6	12.-13.12.14	07-06			33	42	25		205°	2,7	0,8 (0)	0,8 (0)	0,7 (0)			
7	19.-26.12.14	16-20	3	5	20	56	17		260°	11,4	0,6 (5)	0,6 (5)	0,6 (1)	0,37	0,40	0,36
8	08.-10.01.15	21-07		6	17	43	26	9	270°	12,5	0,5 (8)	0,5 (8)	0,5 (10)	0,44	0,41	0,35

Beim dritten Ereignis mit einer Hauptwindrichtung aus Ost bis Ostsüdost (100°) besteht der beste Zusammenhang zwischen den Datenreihen. Die Trübung nimmt hier nicht so stark zu wie bei den zuvor betrachteten Ereignissen. Die Kreuzkorrelationskoeffizienten liegen bei 0,7 (3 m Tiefe) und 0,8, die Bestimmtheitsmaße erhöhen sich mit abnehmender Wassertiefe. Es werden demnach 66, 75 und 84 % der Trübungsdaten durch die Winddaten erklärt. In 2 und 3 m Tiefe setzt die Zunahme der Trübung 4 Stunden nach Beginn des Windereignisses ein, in 1 m Tiefe nach 5 Stunden. 19 % der Windgeschwindigkeiten liegen in der Klasse 5,5 – 7,9 m/s, was einer mäßigen Brise entspricht.

Die Kreuzkorrelationskoeffizienten bei Ereignis 4 sind nicht so hoch wie beim vorhergehenden und auch die Bestimmtheitsmaße sind geringer. Mit 68 % Übereinstimmung korrelieren die Werte in 3 m Tiefe am besten, gefolgt von 64 % in 1 m Tiefe. In 2 m Tiefe besteht der geringste Zusammenhang; hier werden nur 55 % der Trübungsdaten durch die Winddaten erklärt. Der Wind weht vornehmlich aus südöstlichen Richtungen (130°), wobei 75 % der Kategorie „schwache Brise“ zuzuordnen sind. Mit 0,3 mm fiel eine sehr geringe Niederschlagsmenge innerhalb des Zeitintervalls.

Während des Ereignisses Nr. 5 herrschten nahezu die gleichen Bedingungen wie bei Ereignis 3; der Wind weht hier jedoch aus 110°. Der Anstieg der Trübung erfolgt auch nicht in so kurzer Zeit und in dem Maße wie bei Ereignis 3 – die Messwerte erhöhen sich um jeweils ca. 1 NTU binnen eines Tages. Trotz der ähnlichen Randbedingungen korrelieren die Werte nur sehr gering miteinander. In 2 und 3 m Tiefe ist der Korrelationskoeffizient zwar ausreichend hoch, in 2 m ergibt sich jedoch kein Zeitversatz (Lag = 0). Dementsprechend ist hier der Anstieg der Trübung nicht auf das betrachtete Windereignis zurückzuführen, daher wurde für diese Tiefe kein Bestimmtheitsmaß ermittelt. Somit ist nur in 3 m Tiefe eine Übereinstimmung von ca. 50 % der Werte bei einem zeitlichen Versatz von 3 Stunden auszumachen.



Das Ereignis 6 ist durch einen schnellen An- und einem etwas langsameren Abstieg der Trübung in allen drei Tiefen gekennzeichnet und weist höhere Windgeschwindigkeiten auf, als alle zuvor betrachteten Ereignisse. So fallen 25 % des Windes in die Kategorie „frische Brise“ und 42 % entsprechen einer mäßigen Brise. Die Hauptwindrichtung ist Südsüdwest ( $205^\circ$ ). Mit 2,7 mm ist auch Niederschlag zu verzeichnen, welcher zu Beginn des betrachteten Zeitraumes fiel. Die Datenreihen korrelieren sehr gut miteinander (Koeffizienten: 0,7 bis 0,8) und die Trübung in allen drei Tiefen reagiert zeitgleich, d.h. binnen einer Stunde, auf das Windereignis.

Bei Ereignis 7 herrscht ein über sieben Tage andauernder Wind aus westlicher Richtung ( $260^\circ$ ) – somit weist dieses Ereignis den längsten betrachteten Zeitraum auf. Über 70 % der Winde fallen in die Kategorie „mäßige“ und „frische Brise“. Die Trübung nimmt zunächst über einen Tag moderat zu, um dann ab dem 20.12.2014 sprunghaft anzusteigen (3 m: von 5 auf 8 NTU, 1 und 2 m: von 3,5 auf 5,8 NTU). Nach dem Peak sinken die Werte wieder langsam ab. Innerhalb des Zeitabschnittes fielen 11,4 mm Niederschlag, wovon 5 mm am 20.12.2014, also zu Beginn des Trübungsanstieges niedergingen. Während die Kreuzkorrelation noch ein akzeptables Maß an Übereinstimmung zwischen den Datenreihen liefert, zeigen die Bestimmtheitsmaße nach dem Entfernen der Lags, dass nur maximal 40 % der Trübungswerte durch eine windinduzierte Remobilisierung erklärt werden können. Der übrige Anteil der Werte muss demnach durch andere Prozesse hervorgerufen werden.

Das letzte betrachtete Ereignis zeigt den höchsten Anstieg der Trübung. In 3 m Tiefe steigen die Werte von 4 auf über 11 NTU innerhalb eines Tages an; in 1 und 2 m Tiefe vollzieht sich ein Anstieg von 3 auf 8,5 NTU. Danach erfolgt wie bei Ereignis 7 ein langsamer Abstieg der Werte. Innerhalb des Ereignisses fielen 12,5 mm Niederschlag, wobei am 08.01.2015 innerhalb von 6 Stunden 5 mm niedergingen (zum Teil außerhalb des Betrachtungszeitraumes) und am 09.01.2015 10 mm Niederschlag binnen einer Stunde zu verzeichnen waren, was im deutschen Tiefland einem Starkregen entspricht (DWD). Auffällig ist der schnelle Anstieg der Trübung direkt nach diesem Niederschlagsereignis. Des Weiteren ist der Zeitraum durch verhältnismäßig hohe Windgeschwindigkeiten aus West ( $270^\circ$ ) gekennzeichnet, wobei 9 % in die Kategorie „starker Wind“ fallen. Anhand der Kreuzkorrelationskoeffizienten ist zu erkennen, dass nur ein geringer Anteil der Trübung durch den Wind erklärt werden kann. Ferner sind die Lags mit 10, bzw. 8 Stunden zu groß. Die Korrelation der Daten ohne Lag zeigt, dass nur 35 bis 44 % der Trübungszunahme auf den Anstieg der Windgeschwindigkeit zurückzuführen sind.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass innerhalb der betrachteten Zeiträume bei östlichen Windrichtungen ein höherer Zusammenhang zwischen Wind und Trübung nachgewiesen werden konnte als bei westlichen und südwestlichen Winden, auch wenn bei letzteren wesentlich höhere Windgeschwindigkeiten erreicht werden. Die Ergebnisse zeigen, dass Niederschläge einen nicht unerheblichen Teil zur Trübung in der Rummelsburger Bucht beizutragen scheinen.

## 6.2.3 Untersuchungen zur schiffsinduzierten Remobilisierung von Sedimenten

### 6.2.3.1 Fließgeschwindigkeiten während der Schiffsmanöver

Die Fließgeschwindigkeiten der ersten Referenzmessung vor Ankunft des Fahrgastschiffes sind in Abb. 59 dargestellt. Abgebildet ist die mittels GPS aufgenommene Fahrroute des Messbootes mit den entsprechenden Werten für die erfassten Fließgeschwindigkeiten und -richtungen. Die Fließgeschwindigkeiten sind über die gesamte Fahrstrecke sehr homogen und bewegen sich hauptsächlich im Bereich von 0,002-0,04 m/s, an einzelnen Stellen werden auch Werte bis zu 0,07 m/s erreicht.

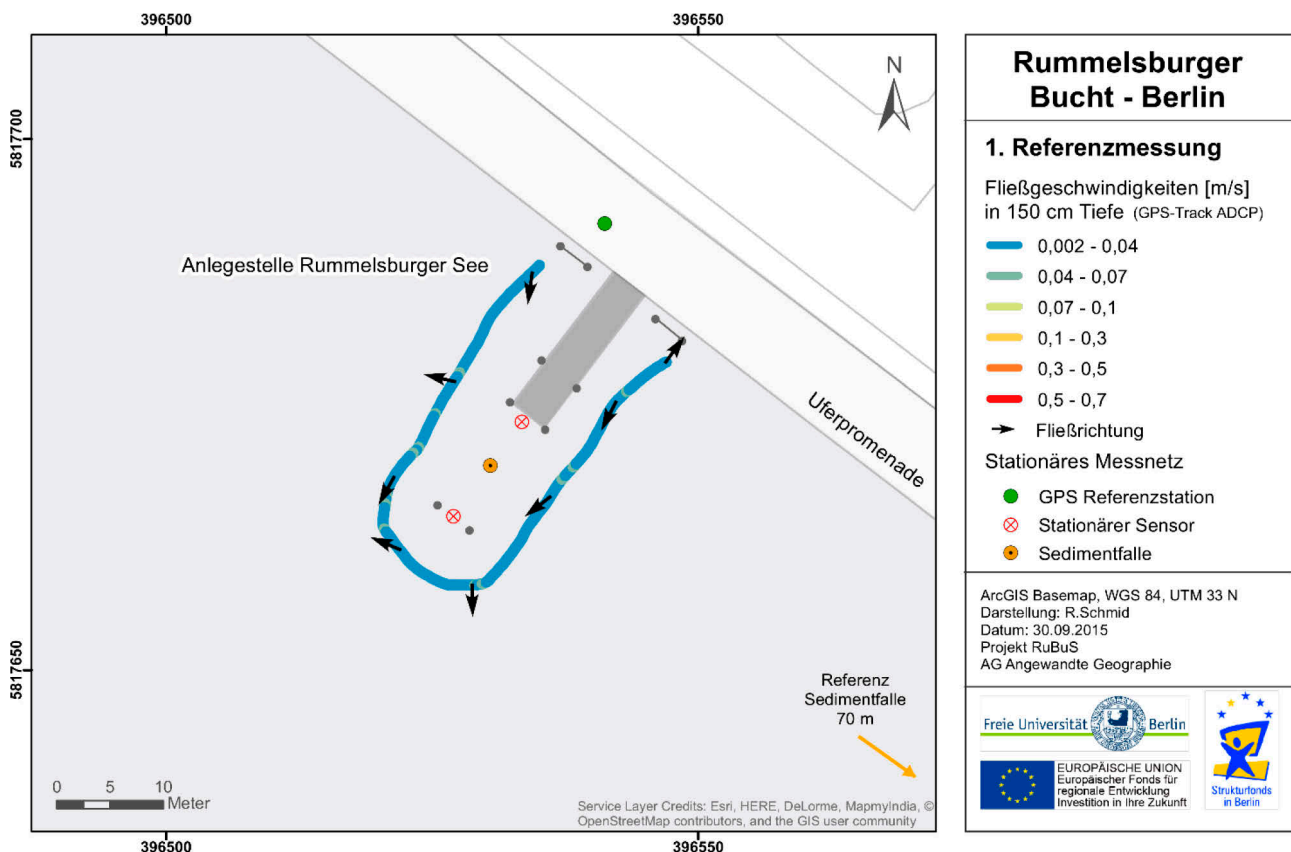


Abb. 59: Fließgeschwindigkeiten in 150 cm Tiefe an der Anlegestelle „Rummelsburger See“ vor Ankunft des Fahrgastschiffes (1. Referenzmessung), Datum der Messung: 07.06.2015

Abb. 60 stellt die Situation nach dem Anlegen des Fahrgastschiffes dar. Dargestellt ist die erste von mehreren Messfahrten, bei welcher die höchste Strömungsdynamik ermittelt wurde. Hierbei zeigt sich ein deutlich differenziertes Bild in Bezug auf die Fließgeschwindigkeiten. Während auf den Längsseiten der Fahrroute (parallel zu Schiff und Anlegesteg) hauptsächlich Fließgeschwindigkeiten von 0,002-0,07 m/s verzeichnet werden, ist im Bereich hinter dem Fahrgastschiff eine wesentlich höhere Fließdynamik auszumachen. Hier werden maximale Strömungsgeschwindigkeiten von bis zu 0,7 m/s erreicht, hauptsächlich liegen sie jedoch im Bereich von 0,07-0,3 m/s. Die höchsten Fließgeschwindigkeiten werden dabei ca. 8 m hinter dem Heck des Schiffes gemessen. Die von der Schiffsschraube erzeugte Strömung wirkt sich auf die gesamte Wassersäule aus. So werden auch in 200 cm Tiefe die maximalen Fließgeschwindigkeiten von 0,6 m/s nachgewiesen (vgl. Anhang 4). Weiterhin ist an dem an der Steuerbordseite des Bugs gelegenen Teil des Messpfades ein Bereich

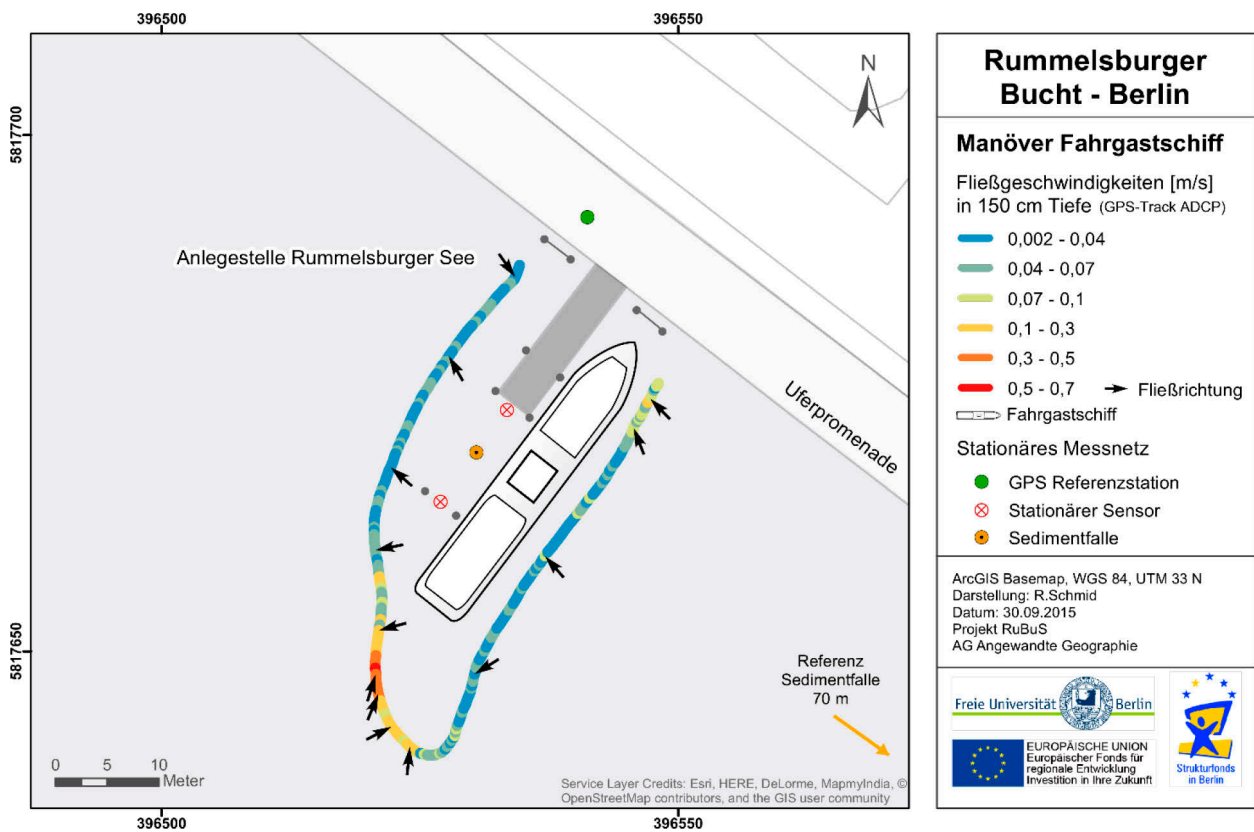


Abb. 60: Fließgeschwindigkeiten in 150 cm Tiefe an der Anlegestelle „Rummelsburger See“ direkt nach Ankunft des Fahrgastschiffes, Datum der Messung: 07.06.2015

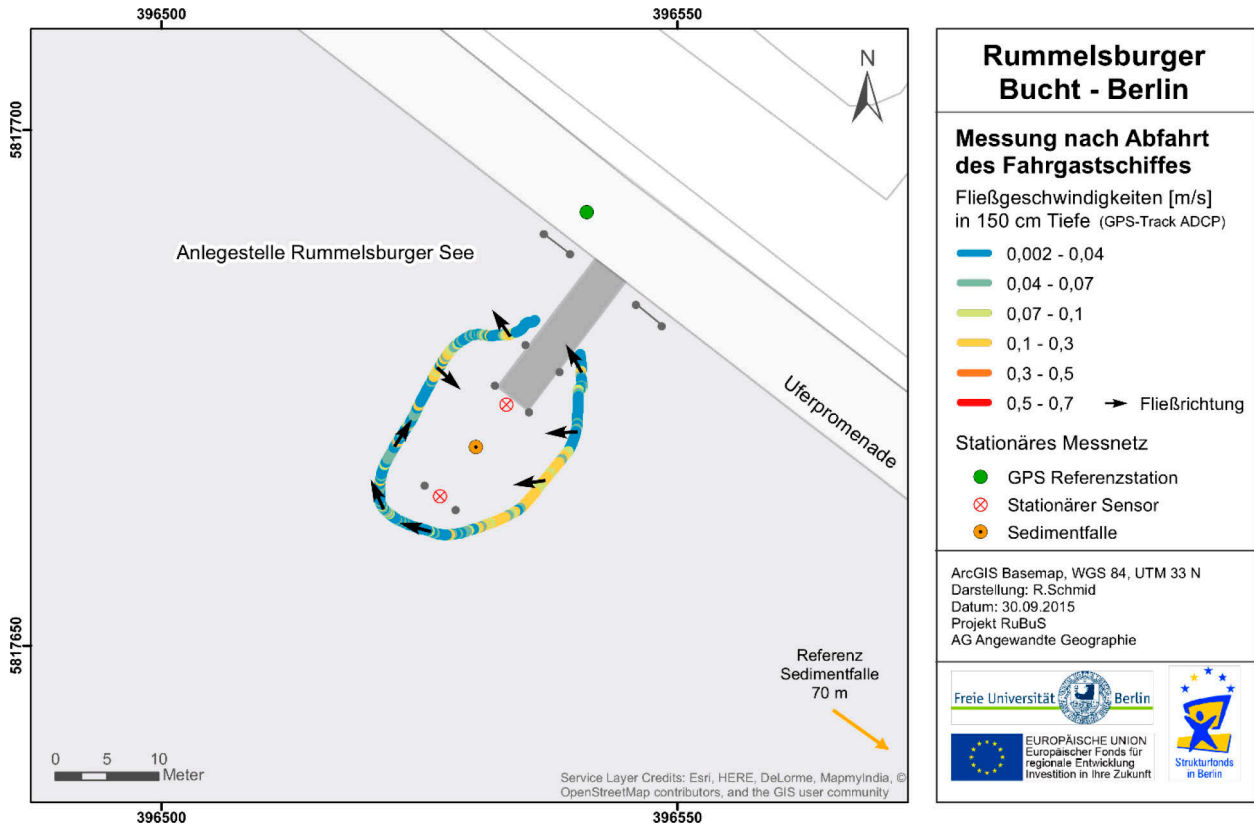


Abb. 61: Fließgeschwindigkeiten in 150 cm Tiefe an der Anlegestelle „Rummelsburger See“ direkt nach Abfahrt des Fahrgastschiffes, Datum der Messung: 07.06.2015

mit erhöhten Fließgeschwindigkeiten festzustellen. Diese bewegen sich hier zwischen 0,07 und 0,3 m/s. Die mittels Pfeilen dargestellte Fließrichtung an ausgewählten Punkten zeigt - im Gegensatz zur ersten Referenzmessung - eine gleichgerichtete Strömung nach Nordwesten (seitlich des Schiffes und der Anlegestelle). Hinter dem Schiff zeichnen sich zum Teil gegenläufige Strömungsrichtungen ab, die auf Turbulenzen in diesem Bereich schließen lassen.

Die nach dem Ablegen des Fahrgastschiffes durchgeführte Messfahrt zeigt eine - im Vergleich zur Referenzmessung - erhöhte Strömungsdynamik im Bereich der Anlegestelle (Abb. 61). Insbesondere am Liegeplatz des Schiffes können Fließgeschwindigkeiten bis 0,3 m/s gemessen werden. Diese Werte werden stellenweise auch auf der gegenüberliegenden Seite des Steges erreicht. Die Strömung ist nach dem Ablegen des Schiffes diffus und folgt keiner bestimmten Richtung. Die Referenzmessung vor dem Eintreffen der Motoryacht ist im Anhang 4 dargestellt. Auch hier sind ebenfalls vornehmlich nur sehr geringe Fließgeschwindigkeiten bis zu 0,04 m/s zu verzeichnen. Insbesondere an der Ostseite des Steges werden auch höhere Werte von bis zu 0,3 m/s erreicht.

Die Situation kurz nach dem Anlegen der Motoryacht stellt sich in Abb. 62 dar. Die maximalen Fließgeschwindigkeiten von bis zu 0,3 m/s werden, im Gegensatz zum Manöver des Fahrgastschiffes, nicht direkt hinter dem Heck des Bootes, sondern zwischen den Pylonen im Bereich des Standortes der Sedimentfalle und an der steuerbordseitigen Flanke erreicht.

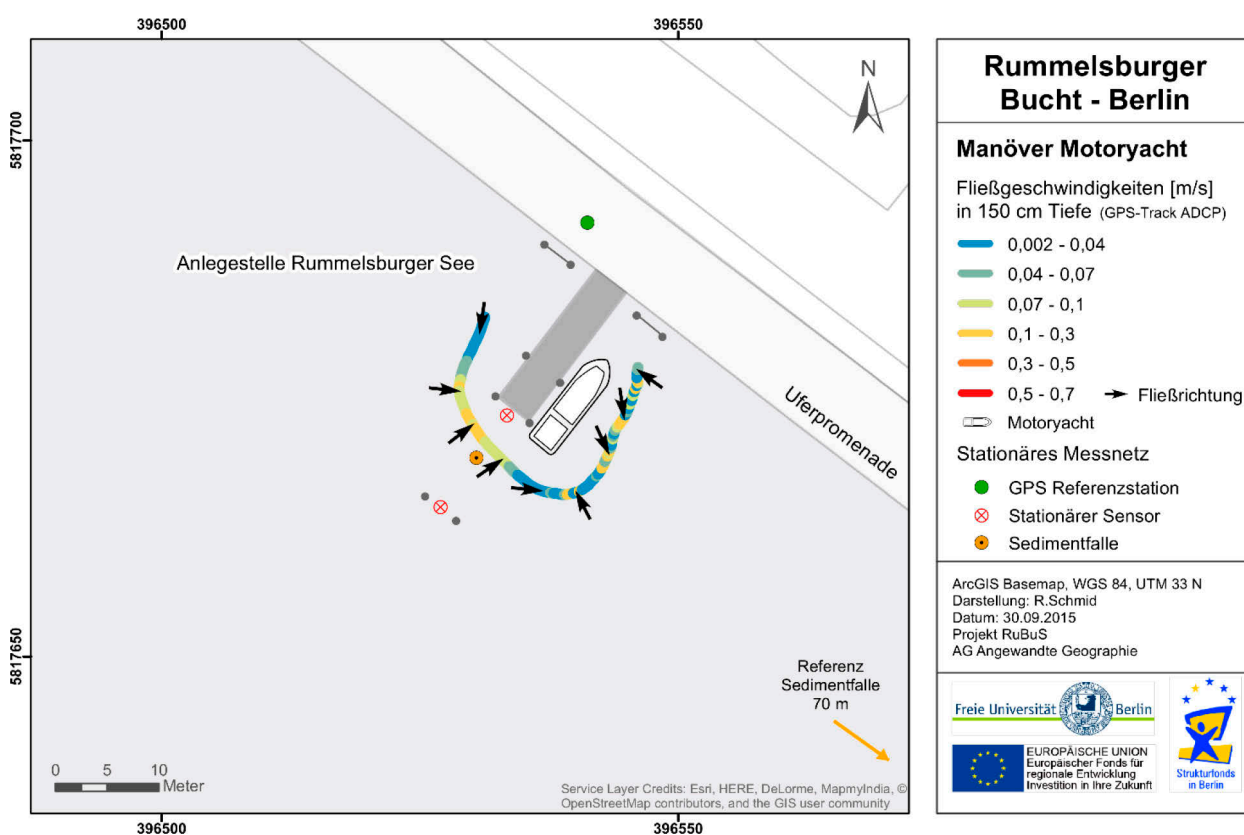


Abb. 62: Fließgeschwindigkeiten in 150 cm Tiefe an der Anlegestelle „Rummelsburger See“ direkt nach Ankunft der Motoryacht, Datum der Messung: 07.06.2015

Allerdings sind hier wesentlich heterogenere Geschwindigkeitsmuster auszumachen, d.h., die Fließgeschwindigkeit steigt mit Fortschreiten des Messpfades nicht kontinuierlich an, wie zwischen den Pylonen, sondern kleinräumige Bereiche mit hohen Fließgeschwindigkeiten sind in direkter Nachbarschaft von niedrigeren Strömungsgeschwindigkeiten zu finden. Auch hier deuten gegenläufige Strömungsmuster an der Flanke der Yacht auf Turbulenzen im Wasserkörper während des Manövers hin. Die Strömung im Bereich der höchsten Fließgeschwindigkeiten ist hin zum Bootskörper gerichtet. Nach Abfahrt der Motoryacht kann auch bei dieser Messfahrt im Hinblick auf die Referenzmessung eine verstärkte Strömungsdynamik festgestellt werden (Anhang 4).

Die Fließgeschwindigkeitsmessungen zeigen, dass sich die Anlegemanöver der untersuchten Schiffstypen für eine Erhöhung der Strömungsdynamik im Bereich der Anlegestelle verantwortlich zeichnen; dies trifft insbesondere auf das Fahrgastschiff zu. Die ermittelten maximalen Fließgeschwindigkeiten unterscheiden sich stark in Abhängigkeit vom Schiffstyp. So kann für das Manöver der Motoryacht eine maximale Strömungsgeschwindigkeit von 0,3 m/s, für das Fahrgastschiff jedoch ein Wert von 0,6 m/s nachgewiesen werden. Weiterhin ist festzustellen, dass sich bei beiden Schiffstypen die erhöhten Fließgeschwindigkeiten auf die gesamte Wassersäule auswirken.

#### 6.2.3.2 Trübungswerte während der Schiffsmanöver

Die Abb. 63 zeigt die gemessenen Trübungswerte zwischen 11:00 bis 14:00 Uhr beim Anlegemanöver des Fahrgastschiffes. Auf der Y-Achse ist die Trübung in NTU aufgetragen; die X-Achse stellt den Zeitverlauf dar. Abgebildet sind die Daten der stationären Sensoren in 1,5 m Tiefe sowie der mobilen Multiparametersonde, welche im Zuge der Messfahrten erhoben wurden. Die Daten der stationär installierten Sensoren (1 min-Taktung) sind über den gesamten Zeitraum dargestellt, die der mobilen Sonde nur während der An- und Ablegemanöver der Schiffe.

Die Trübungsdaten aller Sensoren zeigen vor Ankunft des Schiffes NTU-Werte im Bereich von 3-4, maximal 5 NTU. Nach Ankunft des Fahrgastschiffes (11:50 Uhr) steigen die Werte des Sensors an der Anlegestelle innerhalb von 5 min bis auf über 20 NTU an und nach wenigen Minuten erst auf 15 NTU, dann auf 7 NTU, um gegen 12:08 Uhr wieder das vor dem Manöver ermittelte Referenzniveau zu erreichen. Die erhöhten Trübungswerte können demnach für eine Dauer von ca. 15 min festgestellt werden. Der an den Pylonen montierte Sensor zeigt hingegen keinen Anstieg der Trübung über das Referenzniveau hinaus.

Die Messung mit der mobilen Sonde während des Anlegens des Fahrgastschiffes zeigt hingegen deutlich höhere Trübungswerte als die von den stationären Sensoren aufgezeichneten. Insgesamt zeigen sich sechs einzelne Peaks während der Messung. Zu erklären sind diese durch das Abfahren des Messpfades und damit das Durchqueren von Bereichen mit erhöhtem Schwebstoffgehalt. Die maximalen Trübungswerte werden mit 42 NTU um 11:57 Uhr erreicht, die weiteren Peaks liegen im Bereich von 21, 15, bzw. 9 NTU.

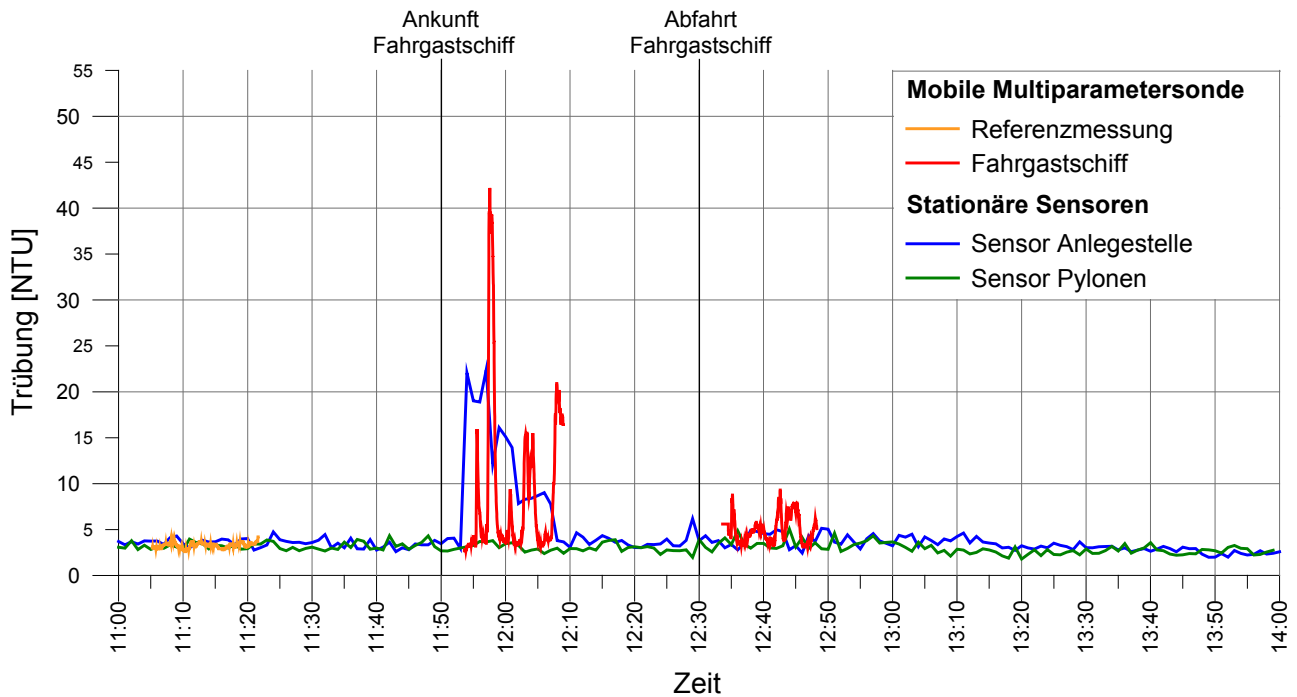


Abb. 63: Trübungsmessung Manöver Fahrgastschiff, Datum der Messung: 07.06.2015

Bei einer zweiten Einfahrt des Fahrgastschiffes mehrere Stunden später konnten diese Daten bestätigt werden (Anhang 4). Die höchsten Werte mit über 50 NTU werden hierbei jedoch an den Pylonen erreicht, der Sensor an der Anlegestelle registriert keine Erhöhung der Trübung. Beim zweiten Ablegemanöver werden an den stationären Sensoren höhere Werte registriert als beim zuvor gemessenen. Eine mobile Messung existiert nicht für dieses zweite Anlegemanöver des Fahrgastschiffes.

In Abb. 64 sind die ermittelten Trübungswerte sowie die Fließrichtungen direkt nach dem Anlegen des Fahrgastschiffes entlang des Messpfades lokalisiert - es handelt sich hierbei um die Messfahrt mit den höchsten ermittelten Trübungswerten (vgl. Abb. 63). Diese treten am Startpunkt des Messpfades, an der Flanke des Bugs, in unmittelbarer Nähe zur Spundwand auf. Die Fließrichtung des Wassers ist in diesem Bereich vom Schiff weg und hin zum Ufer gerichtet. Im weiteren Verlauf der Messstrecke um das Schiff herum, nehmen die NTU-Werte sukzessive bis zum Referenzniveau ab, auf der gegenüberliegenden Seite des Schiffes sind ebenfalls auf einem Teilstück des Messpfades erhöhte Werte feststellbar. An ausgewählten Punkten der Messfahrt liegt eine vorherrschend nordwestliche Fließrichtung vor. Die Trübung kurz nach Abfahrt des Fahrgastschiffes ist ebenfalls höher als die Werte der Referenzmessung; es werden jedoch nur maximal 9 NTU erreicht. Im Vergleich zu den ermittelten Werten der stationären Sensoren, sind die Trübungswerte der mobilen Multiparameter hier ebenfalls höher. Dies ist bedingt durch die Messung direkt in den Turbulenzen des abfahrenden Fahrgastschiffes. Die Werte der stationären Sonden bleiben auf Referenzniveau.

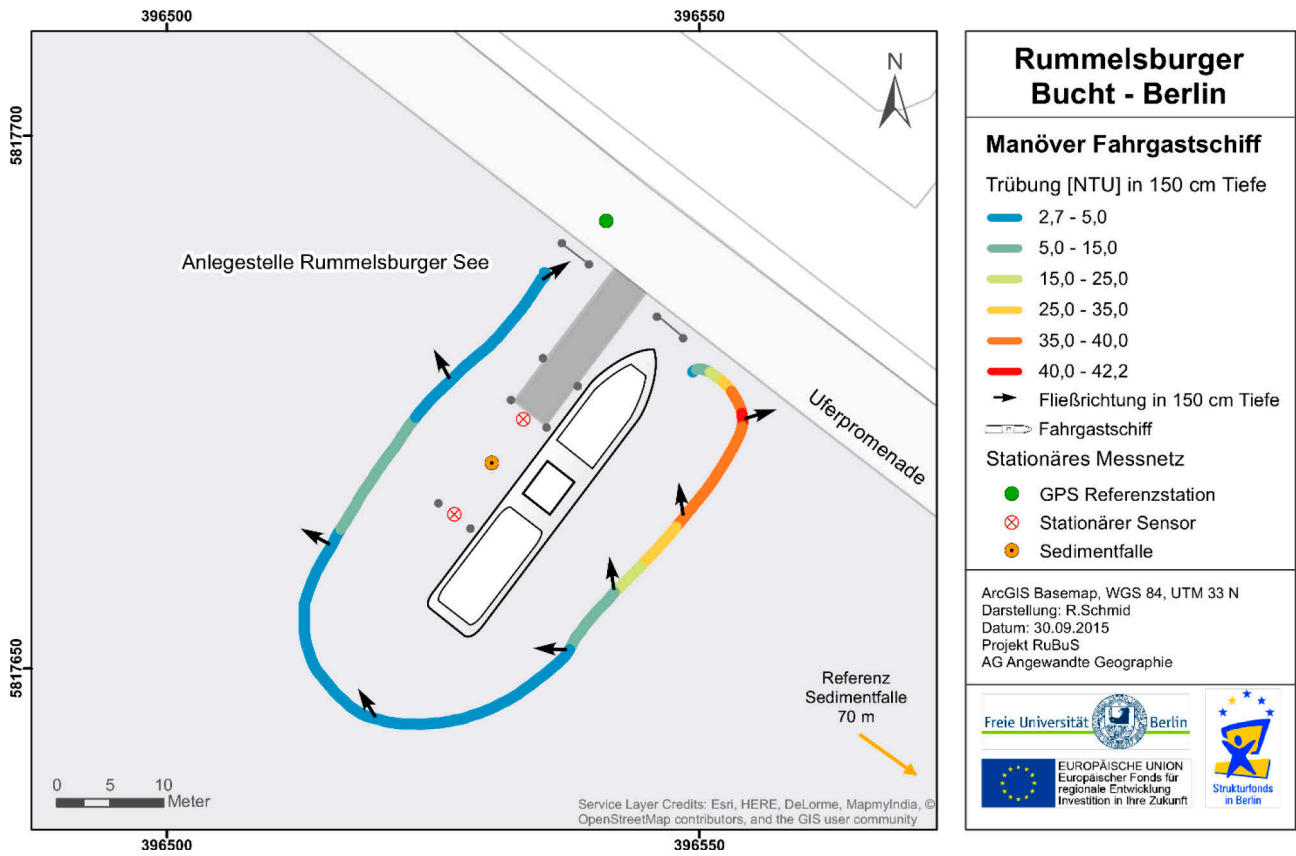


Abb. 64: Trübung und Strömungsrichtungen in 150 cm Tiefe an der Anlegestelle „Rummelsburger See“ direkt nach Ankunft des Fahrgastschiffes, Datum der Messung: 07.06.2015

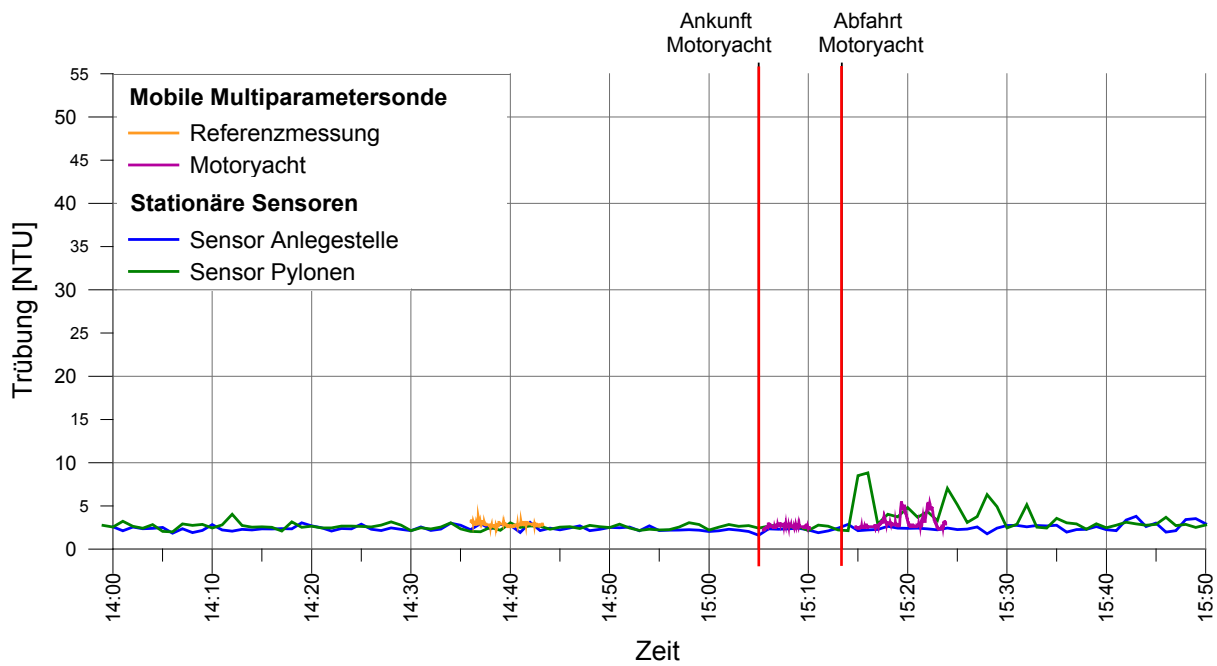
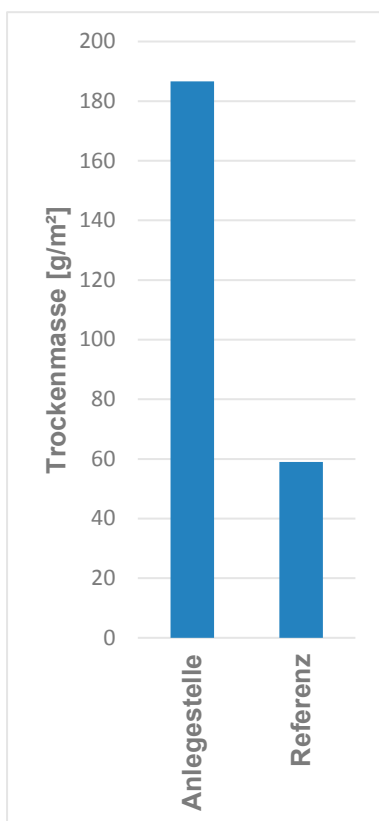


Abb. 65: Trübungsmessungen Manöver Motoryacht



In Abb. 65 sind die Ergebnisse der Trübungsmessung während des An- und Ablegemanövers der Motoryacht dargestellt. Diese erreichte um 15:05 Uhr die Anlegestelle und legte um 15:13 Uhr wieder ab. Vor der Ankunft der Motoryacht liegen die Trübungswerte im Bereich zwischen 2 und 4 NTU. Das Anlegemanöver hat sichtlich keinen Einfluss auf die Entwicklung der Trübung. Erhöhte Werte sind nur bei Abfahrt der Yacht zu verzeichnen. Hierbei registriert die mobile Sonde nur einen leichten Trübungsanstieg auf maximal 5 NTU. Der Sensor an den Pylonen misst jedoch einen Wert bis zu 9 NTU. Die Trübung ist hier für die Dauer von 20 min verstärkt und ist durch abnehmende Intervallstärken gekennzeichnet (abnehmende Höhe der Peaks). Der Sensor an der Anlegestelle zeigt über den gesamten Messzeitraum keine Erhöhung der Werte über dem Referenzniveau an.



In Abb. 66 sind die ermittelten Trockenmassen dargestellt, die aus den Sedimentfallen gewonnen werden konnten. Hierbei zeigt sich ein deutlicher Unterschied zwischen beiden Fallen. Während in der Referenzfalle 69 g/m<sup>2</sup> vorzufinden sind, ist der Eintrag an der Anlegestelle mehr als dreimal so hoch (187 g/m<sup>2</sup>).

Zusammenfassend ist zu bemerken, dass die An- und Ablegemanöver der Schiffstypen sowohl einen Einfluss auf die Strömungsdynamik als auch auf die Trübungsentwicklung im Untersuchungsgebiet haben. Das Fahrgastschiff hat eine wesentlich stärkere Wirkung auf diese Parameter, vor allem beim Anlegen an den Steg – hier zeigt sich bei der Motoryacht keinerlei Auswirkung. Beim Ablegen verursachen beide Schiffstypen eine moderate Erhöhung der Trübung in unmittelbarer Nähe des Anlegesteges, wobei diese jeweils andere räumliche Verteilungen aufweisen. Die Auswertung der Sedimentfallen zeigt, dass an der Anlegestelle eine wesentlich höhere Sedimentumlagerung stattfindet, als an der 100 m entfernten Referenzposition.

Abb. 66: Trockenmassen in den Sedimentfallen vom 07.-08.06.15

### 6.3 Korngrößen

Die Korngrößenzusammensetzung hat einen erheblichen Einfluss auf die Eigenschaften von Sedimenten. So beeinflusst sie z.B. die kritische Fließgeschwindigkeit/Sohlschubspannung, welche für die Erosion von Sedimenten notwendig ist. Weiterhin bestimmen die Korngemische das Transportverhalten und die Absinkgeschwindigkeit der erodierten Sedimente. Anhand der Veränderung von Kornzusammensetzungen mit zunehmender Tiefe lassen sich Rückschlüsse auf die hydraulischen Prozesse im Gewässer führen.

### 6.3.1 Korngrößenverteilung Bohrkern

Nachfolgend werden die untersuchten 3 cm mächtigen Schichten mit den Nummern 1 bis 5 bezeichnet, wobei Nr. 1 die Schicht 0-3 cm und Nr. 5 die Schicht 13-15 cm markiert. Vor der Beschreibung der Ergebnisse soll noch auf einige Besonderheiten in den Diagrammen hingewiesen werden. Bei der Betrachtung der Sieblinien fällt eine Anhebung im Mitteltonbereich und somit eine Erhöhung des Feinstkornanteils auf. Dies ist auf die Anwendung der Mie-Theorie beim Auslesen der Werte zurückzuführen (vgl. Kap. 5.3.1.4). Im weiteren Verlauf zeigen die Linien einen abweichenden, teilweise horizontalen Verlauf im Mittelsandbereich. Dies stellt keine Besonderheit des Korngemisches dar, sondern ist ein methodisch bedingter Effekt des Laserdiffraktometers und wird daher nicht beschrieben bzw. diskutiert. Alle nicht hier dargestellten Diagramme sind im Anhang 5 zu finden.

Abb. 67 zeigt das Korngrößendiagramm für alle Schichten des Bohrkerns 1. Die Schichten 4 und 5 haben eine nahezu identische Kornzusammensetzung: der Sandanteil beträgt fast 50 %; 30 % sind Feinsand. Der Schluffanteil beträgt fast 40 % und der Tonanteil ca. 15 %. Damit weisen die untersten Schichten das feinste Material an diesem Messpunkt auf. Die Schichten 1 und 2 zeigen einen ähnlichen Verlauf – nur ist der Feinsandanteil um 10-15 % höher und der Tonanteil 5 % geringer. Schicht 3 weist das gröbste Material auf: 3 % des Korngemisches sind größer als 2 mm, der Sandgehalt beträgt 67 %.

Die Kornzusammensetzungen der einzelnen Schichten von Bohrkern 3 weisen die höchste Diversität an einem Messpunkt auf (Abb. 68). Das gröbste Material mit einem 75 %igen Sandanteil ist in der untersten Schicht zu finden. Der Schluffgehalt liegt bei 16 % und der Tonanteil bei 8 %. Das feinste Material an diesem Standort konnte in der obersten Schicht nachgewiesen werden. Hier liegt der Sandanteil bei 15 %, wobei diese bis auf 2 % in den Feinsandbereich fallen. Schluff macht 60 % der Probe aus, der Tonanteil liegt bei 26 %. Die Kornzusammensetzung der Schicht 3 ist ähnlich, nur weist diese einen erhöhten Fein- und Mittelsandanteil auf.

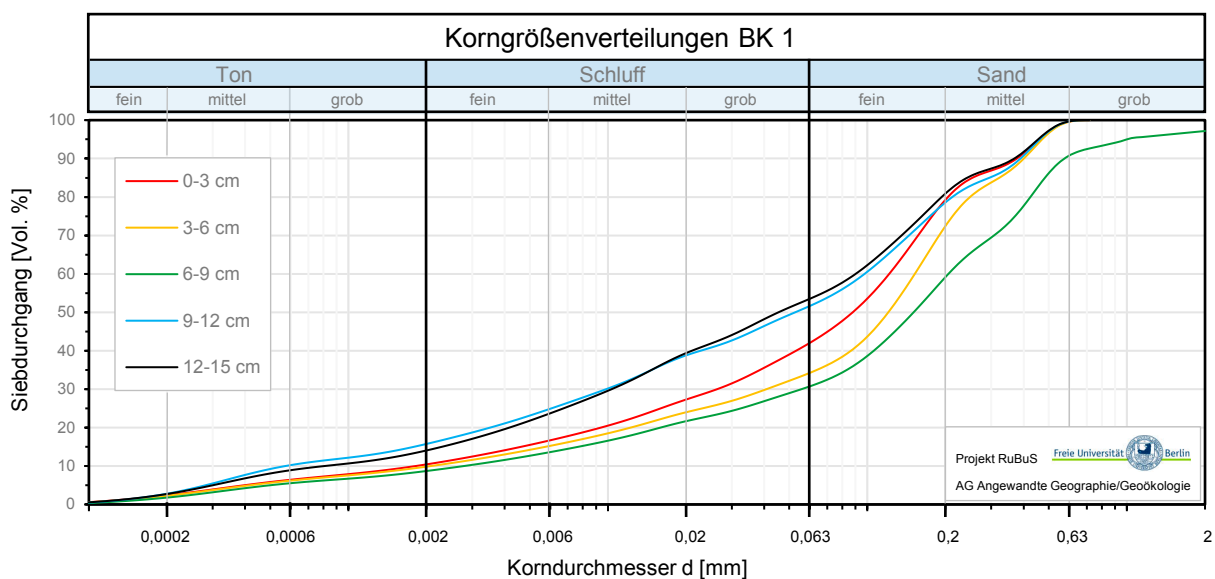


Abb. 67: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 1

Die Summenlinien der Schichten 2 und 4 liegen in dem Bereich zwischen den Extrema, wobei die Schicht 4 mit einem Sandanteil von 60 % gröberes Material aufweist als die zweite Schicht (40 % Sandanteil). Im Bohrkern 3 konnte demnach mit zunehmender Tiefe gröberes Material nachgewiesen werden. Eine Ausnahme bilden hierbei die Schichten 2 und 3, deren Kornzusammensetzungen entgegen diesem Trend verlaufen. Am Standort 4, auf der gegenüberliegenden Seite des Sees, sind gröbere Sedimente anzutreffen, deren Zusammensetzung mit zunehmender Tiefe nicht in dem Maße differiert wie bei Bohrkern 3 (Anhang 5).

Abb. 69 zeigt die Korngrößenverteilungen am in der Gewässermitte gelegenen Standort 6. Hier konnten die feinkörnigsten Gemische aller Bohrkerns ermittelt werden. Zudem sind die Kornzusammensetzungen in allen Schichten nahezu identisch. Die Proben weisen mit maximal 5 % nur einen sehr geringen Feinsandanteil auf.

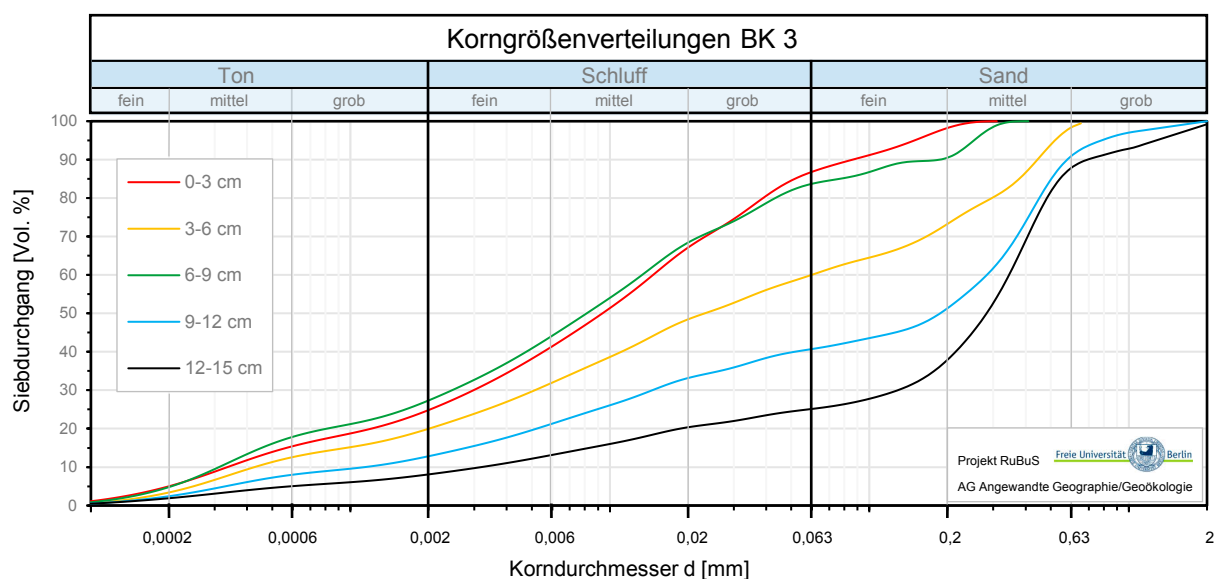


Abb. 68: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 3

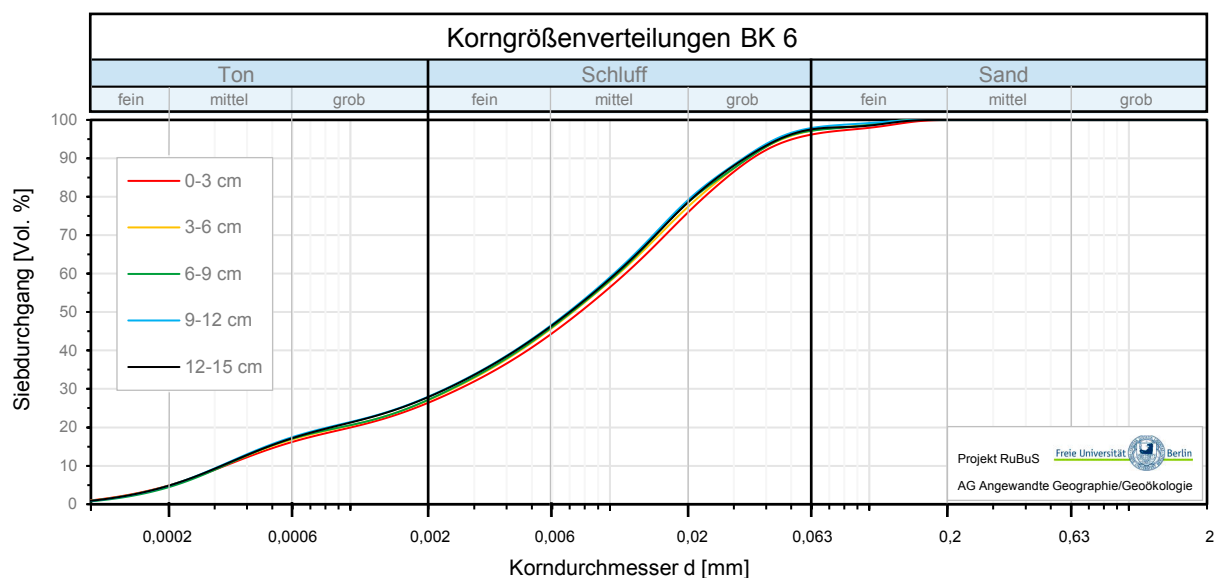


Abb. 69: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 6

Den Hauptanteil des Korngemisches stellt die Schlufffraktion mit ca. 70 %, wobei Mittelschluff mit 30 % am stärksten vertreten ist. Der Tonanteil der Proben liegt bei ca. 28 %. Die Korngrößenverteilungen an den benachbarten Standorten 5 und 7, welche große Ähnlichkeit miteinander haben, weisen im Gegensatz hierzu über 30 % Sandgehalt (Anhang 5).

Am Standort 8 konnte über die die gesamte beprobte Tiefe das sandreichste Material in der Rummelsburger Bucht nachgewiesen werden (Abb. 70). Der Tonanteil der Schichten liegt zwischen 7 und 9 %, der Schluffanteil bei 22 % (Schicht 1 und 4) sowie bei 15 % (Schicht 2, 3, 5). Die Sandgehalte liegen entsprechend bei 22-31%, wobei die Schichten 1 und 4 die geringsten Anteile haben. Die Schichten 1, 3 und 4 weisen einen Grobsandanteil von ca. 15 % auf, während die Schichten 2 und 5 ca. 20 % beinhalten. Bei allen Schichten konnte

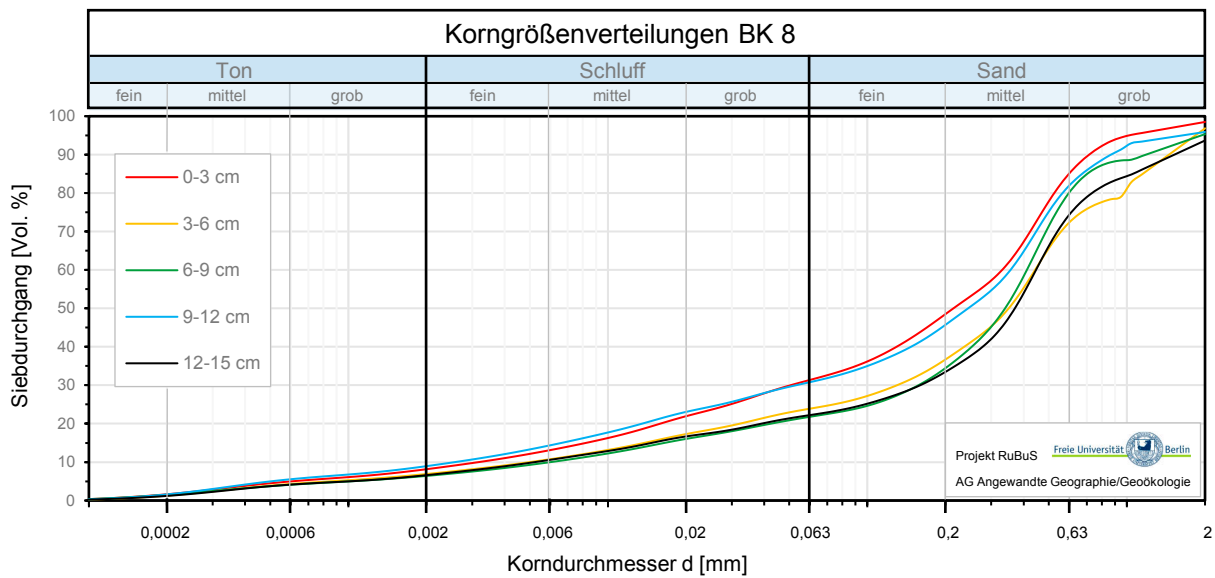


Abb. 70: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 8

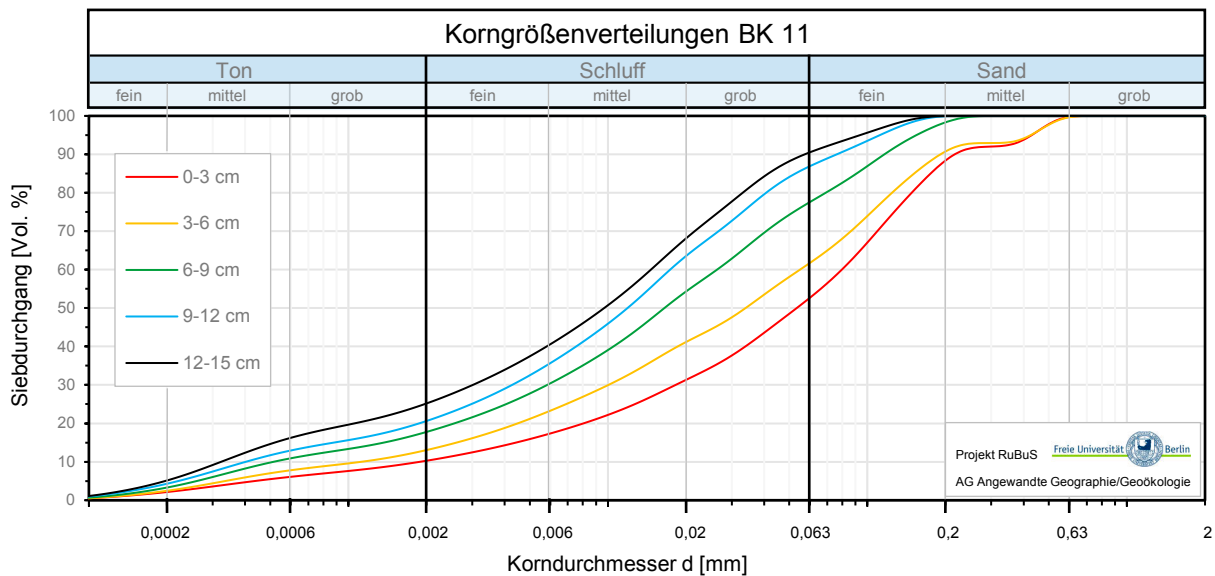


Abb. 71: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 11

auch ein geringer Anteil (3-6 %) an Körnern der Kiesfraktion nachgewiesen werden. Zur Abfolge der einzelnen Schichten lässt sich sagen, dass Schicht 1 das feinste Korngemisch aufweist und Schicht 5 das grobkörnigste. Die anderen Schichten weisen keine ihrer vertikalen Lage entsprechende Staffelung von fein (oben) nach grob (unten) auf. Am Standort 9, welcher sich am gegenüberliegenden Ufer auf einer Achse mit Standort 8 befindet, konnte wesentlich feineres Material nachgewiesen werden (Anhang 5).

Stellvertretend für die auf einer Achse des Messrasters liegenden Standorte 10, 11 und 12, sollen die Korngrößenverteilungen des Bohrkerns 11 dargestellt werden (Abb. 71). Die Kornzusammensetzungen der einzelnen Schichten weisen eine Staffelung von grob nach fein auf, wobei die grobkörnigsten Sedimente mit einem Sandanteil von 46 % (12 % Mittelsand) und einem Tonanteil von 10 % in der obersten Schicht zu finden sind.

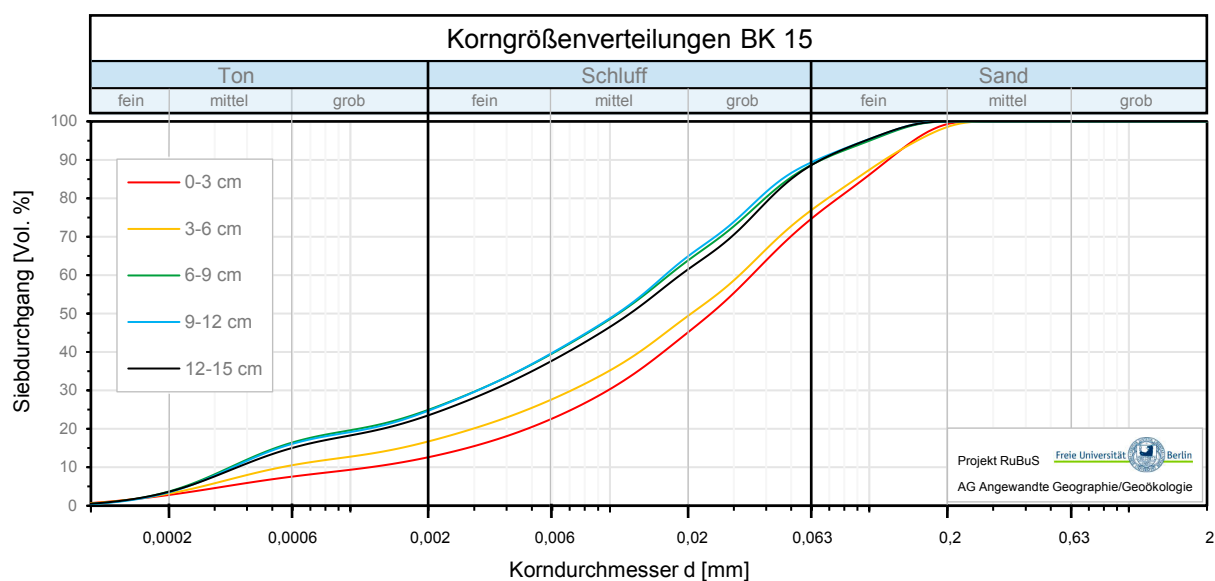


Abb. 72: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns 15

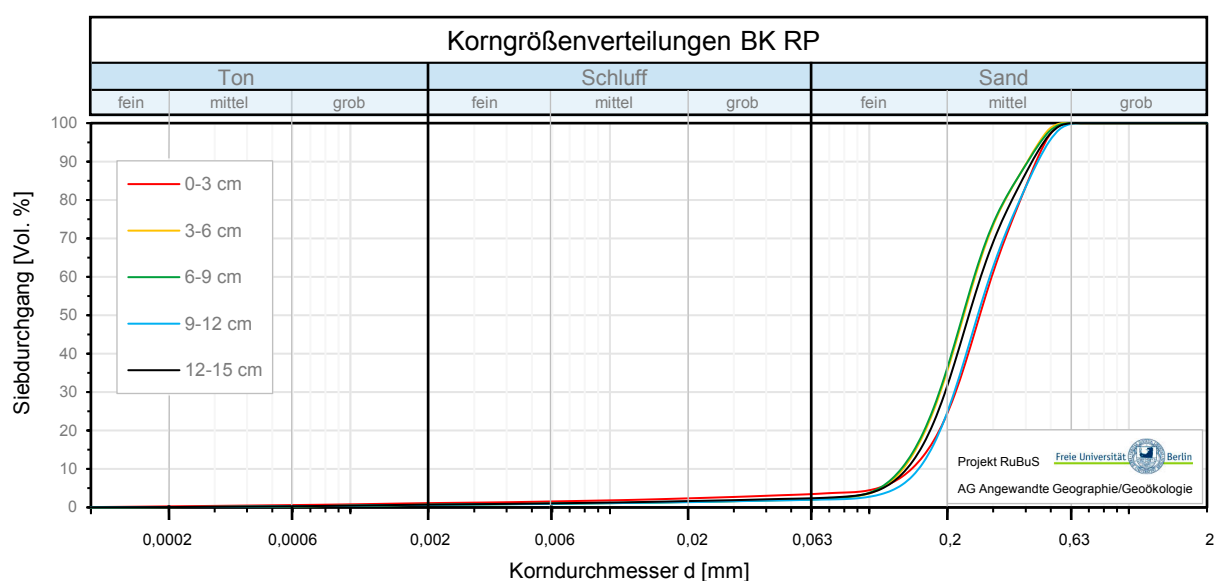


Abb. 73: Korngrößenverteilungen aller Schichten des Bohrkerns RP

In der untersten Schicht ließen sich 10 % Feinsandanteil und 25 % Tonanteil ausmachen. Die Kornzusammensetzungen der Bohrkerne 10 und 12 zeigen ein ähnliches Bild – auch hier liegen die gröberen Sedimente zuoberst und die feineren in der untersten Schicht (Anhang 5). Bei Bohrkern 10 weisen die Schichten 3, 4 und 5 zudem eine nahezu identische Zusammensetzung auf; die Korngemische des Bohrkerne 12 entsprechen weitestgehend den in Bohrkern 11 vorgefundenen.

So wie die Bohrkerne 10, 11 und 12 liegen auch die Standorte 13, 14 und 15 auf einer Achse und ähneln sich untereinander hinsichtlich ihre Korngrößenverteilungen. Der Bohrkern 15 wird stellvertretend für diesen Bereich der Rummelsburger Bucht nachfolgend näher betrachtet (Abb. 72). Die Korngemische der Schichten differieren in den jeweiligen Bohrkerne dieser Serie nicht so stark wie bei den vorher betrachteten. Bei Bohrkern 15 liegt der Sandanteil der obersten beiden Schichten bei ca. 25 % (nur Feinsand) und der Tonanteil bei ca. 16 %, wobei die Schicht 2 einen leicht höheren Tongehalt aufweist. Die Schichten 3, 4 und 5 unterscheiden sich kaum in ihrer Zusammensetzung voneinander. Hier liegen die Feinsandgehalte bei 11 % und der Tonanteil bei ca. 23 %.

Abschließend werden die Korngrößenverteilungen der Bohrkerne am Referenzpunkt (BK RP) dargestellt (Abb. 73). Die Sedimente außerhalb der Bucht unterscheiden sich maßgeblich von den innerhalb der Spundwand entnommenen. Alle Sieblinien liegen dicht beieinander, die Kornzusammensetzungen unterscheiden sich demnach kaum in den untersuchten Schichten. Mittel- und Feinsande dominieren die Sedimente an diesem Messpunkt – wobei erstere mit 23 bis 38 % die Hauptfraktion bilden. Die Proben weisen nur einen sehr geringen Tonanteil von maximal 4 % auf.

### **6.3.2 Korngrößenverteilung Sedimentfallen**

Die ermittelten Korngrößenverteilungen der Schwebstoffe, die von Mai bis November 2014 in den Sedimentfallen akkumuliert wurden, sind in den folgenden Diagrammen dargestellt.

Abb. 74 zeigt die Verteilungskurven des Materials aus den Sedimentfallen eins bis sechs. Wie auch bei den Sieblinien der Bohrkerne (Kap. 6.3.1) soll an dieser Stelle der Hinweis erfolgen, dass der horizontale Verlauf der Linien - hier vorrangig im Feinsand- und Grobschluffbereich - durch das Messgerät bedingt ist und daher nicht erklärt oder diskutiert wird. Die durch die Anwendung der Mie-Theorie hervorgerufene Anhebung der Linien im Mitteltonbereich tritt hier wesentlich deutlicher in Erscheinung als bei den Sedimenten der Bohrkerne. Die Kornzusammensetzungen der Schwebstoffe an den Standorten eins bis sechs unterscheiden sich nur wenig voneinander und zeigen ein relatives homogenes Bild. Schluff bildet mit über 60 % den Hauptkornanteil, wobei Fein- und Mittelschluffe dominieren. Die Proben weisen Tongehalte von 30-40 % auf und einen sehr geringen Feinsandanteil. Das grobkörnigste Material ließ sich in Falle SF 1 finden; diese unterscheidet sich mit einem Feinsandanteil von 6 % auch am stärksten von den anderen. Die Proben SF 2 bis SF 5 sind nahezu identisch in ihrer Zusammensetzung, Probe SF 6 weist das feinkörnigste Korngemisch mit einem Tongehalt von 37 % und 8 % Grobschluff als Größtkorn auf.

Abb. 75 zeigt die Korngrößenverteilungen der Schwebstoffe aus den Sedimentfallen sieben bis zwölf. Der Verlauf der Kurven entspricht im Wesentlichen den oben dargestellten der Sedimentfallen SF 1-6 (Abb. 74). SF 9 stellt in dieser Kurvenschar das feinste Gemisch dar, ohne Feinsandanteil und mit dem höchsten Tongehalt. Die Gemische der Fallen 7, 10, 11 und 12 unterscheiden sich lediglich hinsichtlich ihrer Grobschluff- und Feinsandanteile - SF 7 und 11 weisen einen ca. 4 % höheren Feinsandanteil auf. SF 8 enthält das Gemisch mit dem niedrigsten Tonanteil (25 %).

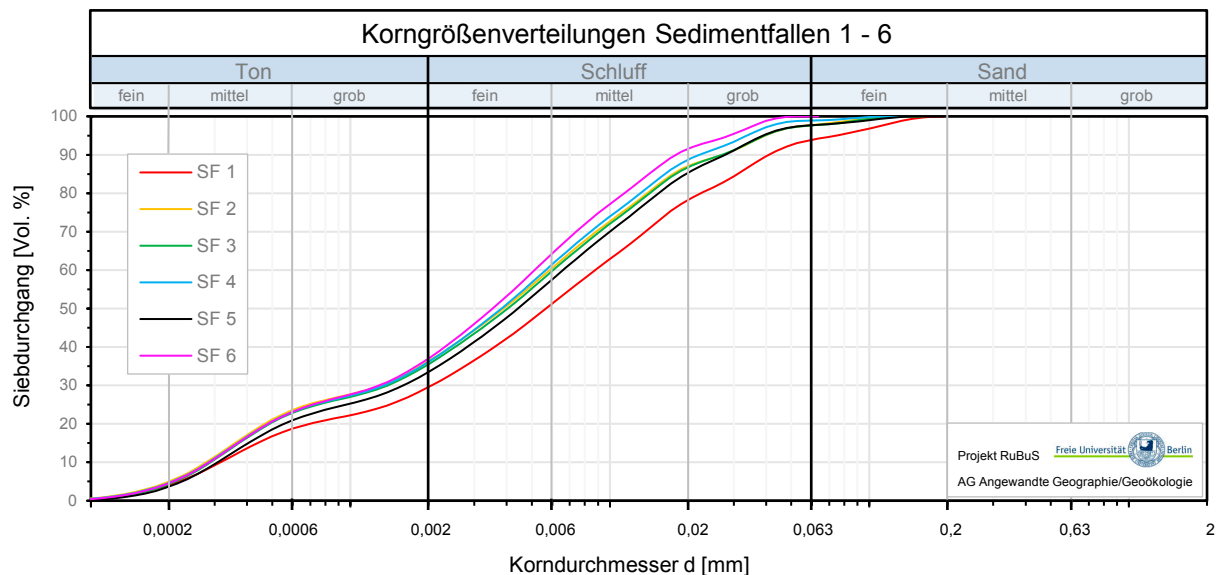


Abb. 74: Korngrößenverteilungen der Schwebstoffe aus den Sedimentfallen 1 bis 6

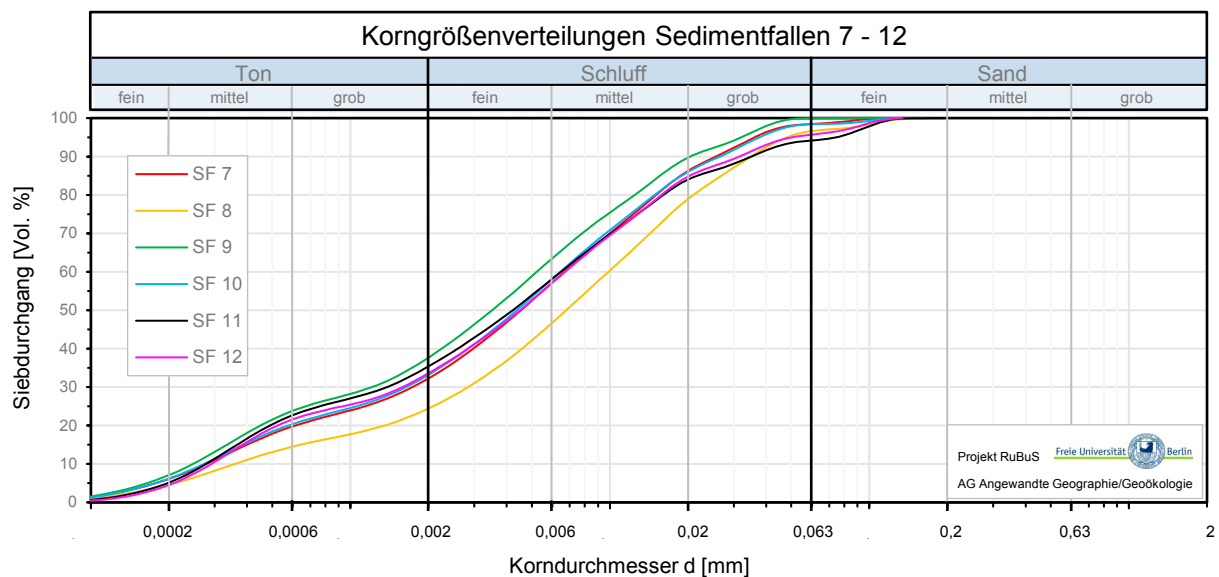


Abb. 75: Korngrößenverteilungen der Schwebstoffe aus den Sedimentfallen 7 bis 12



Die in Abb. 76 dargestellten Partikelgrößenverteilungen der Schwebstoffe an den Standorten 13 bis 17 zeigen nahezu identische Verläufe; SF 16 weist einen um 3 % höheren Feinsandgehalt sowie eine größere Maximalkorngröße auf. Das Material aus der Sedimentfalle am Referenzpunkt unterscheidet sich gänzlich von den Proben aus der Bucht. Hier dominieren Schluffe mit über 40 %, sowie Feinsande mit 35 % Anteil; der Tongehalt ist entsprechend gering (17 %).

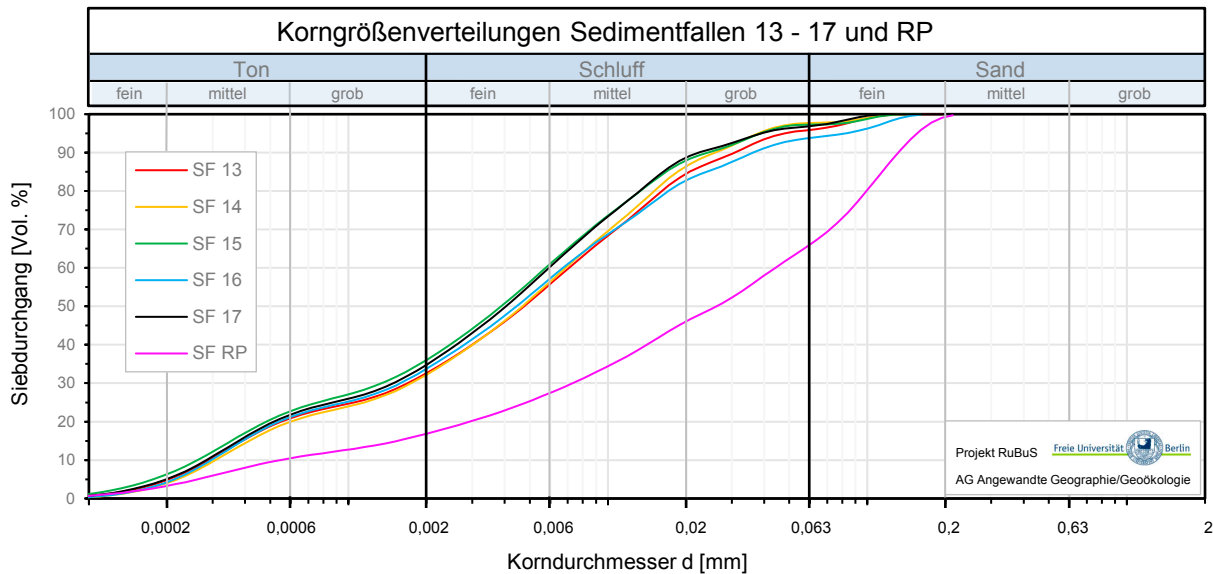


Abb. 76: Korngrößenverteilungen der Schwebstoffe aus den Sedimentfallen 13 und RP

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sich die Kornzusammensetzungen der Schwebstoffproben innerhalb der Bucht nur unwesentlich voneinander unterscheiden. Lediglich SF 1 und 8 weichen mit geringeren Ton- und höheren Feinsandgehalten (SF 1) vom Durchschnitt der Proben ab. Eine Abhängigkeit der Korngrößen von der Position der Sedimentfalle im Gewässer lässt sich nicht nachweisen. Hingegen zeigt die Korngrößenverteilung für die Sedimente der Referenzprobe RP außerhalb der Rummelsburger Bucht, dass es sich hier um Material mit einem deutlich geringeren Anteil an der Tonfraktion und einem weitaus höheren Anteil an der Sandfraktion handelt. Die Ergebnisse für den Referenzpunkt weisen zudem im Vergleich zu den Bohrkernen große Ähnlichkeiten mit den Sedimentschichten 0-3 und 3-6 cm der Bohrkern 11 und 15 auf. Hingegen sind die Sedimente aus dem Bohrkern RP wesentlich gröber als die der dortigen Sedimentfalle. Die Unterschiede in der Zusammensetzung indiziert sowohl eine unterschiedliche Herkunft der Sedimente als auch unterschiedliche Sedimentationsmilieus.

## 6.4 Schwermetalle

### 6.4.1 Schwermetallgehalte in den Feststoffen – Bohrkern und Sedimentfallen

In den folgenden Abbildungen sind die in den Feststoffen vorkommenden Schwermetallgehalte dargestellt. Die Werte werden für eine qualitative Einschätzung der Ergebnisse mit den Consensus 2-Werten nach DE DECKERE et al. (2011) (vgl. Kap. 4.4) verglichen. Alle in der Bucht gemessenen Gehalte liegen über dem Consensus 2-Wert; auch die Werte am Referenzpunkt in der Spree liegen - außer bei Quecksilber und Cadmium - deutlich über dem Vergleichswert.

#### 6.4.1.1 Blei

Die in Abb. 77 dargestellten Bleigehalte übersteigen den Consensus 2-Wert (118 mg/kg) mit **360 mg/kg** im Mittel sowohl in den Sedimentfallen als auch in den Bohrkernen um etwa das Dreifache. Der an Position 8 in der untersten Schicht (12-15 cm) gemessene Maximalwert von 591,4 mg/kg liegt fast fünfmal so hoch wie der Consensus 2-Wert mit 118 mg/kg. Der niedrigste Wert (171 mg/kg) wurde in der obersten Schicht von BK 4 (0-3 cm) ermittelt. Die Werte in den Sedimentfallen weisen kaum Schwankungen auf und liegen durchschnittlich bei **338 mg/kg**; nur am Referenzpunkt liegt er mit 227 mg/kg deutlich niedriger. Auch die Bleigehalte im Bohrkern sind am Referenzpunkt im Mittel deutlich niedriger als jene in der Bucht. Der nordwestliche Teil der Bucht ist deutlich höher belastet als der südöstliche; eine Zunahme der Belastung in die Tiefe ist festzustellen. Dieses Muster lässt sich im überwiegend geringer belasteten Südost-Becken nur an Position 4 eindeutig beobachten.

Auffällig sind die Werte an Position 1, 8 und 5 (nur oberste Schicht), die deutlich über den sie umgebenden Werten liegen. Im Südost-Becken sind die Werte der Sedimentfallen an den meisten Positionen höher als alle Werte aus den Bohrkernen.

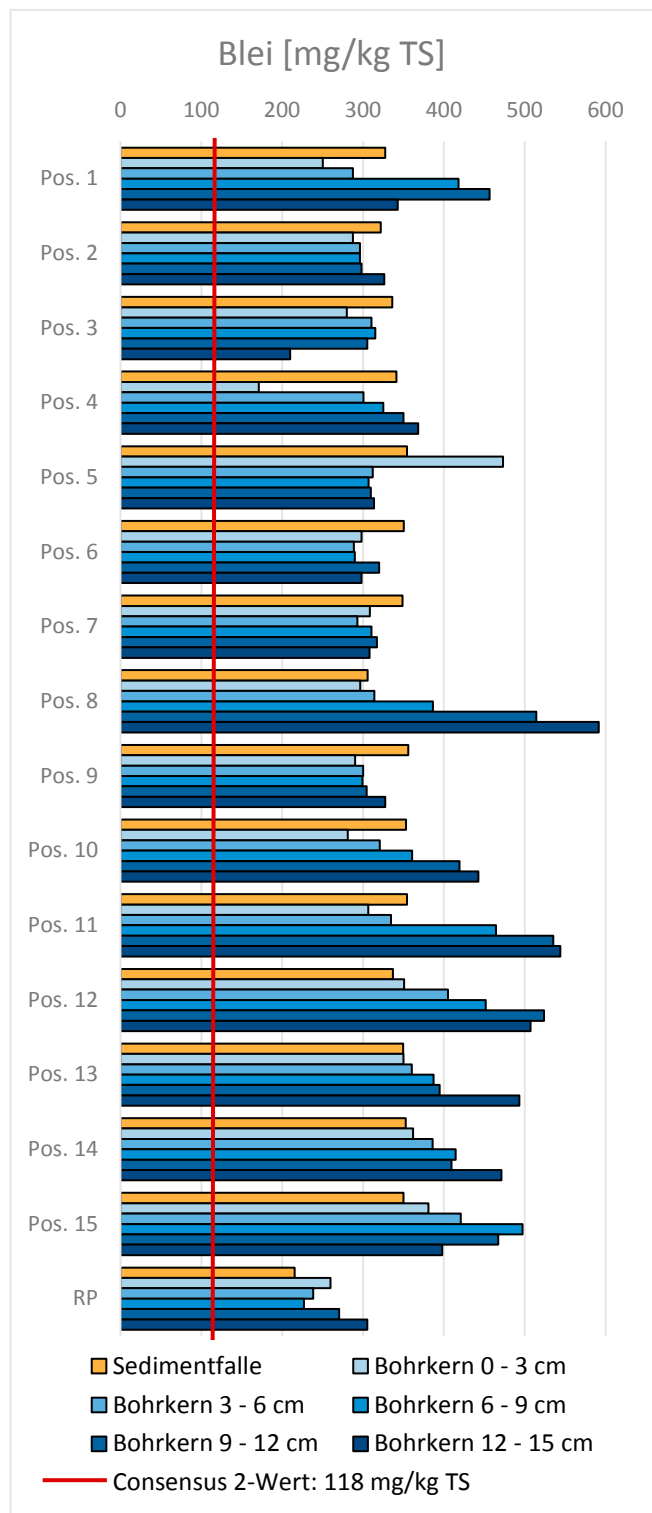


Abb. 77: Bleigehalte in den Feststoffen

6.4.1.2 Cadmium

Wie aus Abb. 78 hervorgeht, wird der Consensus 2-Wert für Cadmium (7,8 mg/kg) an allen Probenahmepunkten innerhalb der Bucht überschritten – im Mittel (**19,17 mg/kg**) um mehr als das Doppelte. Außergewöhnlich hoch sind die tieferen Schichten von BK 8 belastet - der Maximalwert wurde in der 5. Schicht (12-15 cm) mit 40,52 mg/kg ermittelt. Auch die Werte von BK 1 (unterhalb 6 cm) und die oberste Schicht von BK 5 enthalten überdurchschnittlich viel Cadmium. Innerhalb der Bucht liegt der niedrigste Wert mit 8,19 mg/kg bei BK 4.1.

Am Referenzpunkt weisen die Sedimente insgesamt die niedrigsten Werte auf, (Bohrkern RP.1: 3,94 mg/kg und Sedimentfalle: 3,21 mg/kg) – sie liegen unterhalb des Consensus 2-Wertes; selbst der höchste Wert liegt unter dem Minimalwert aus der Bucht.

Der nordwestliche Teil der Bucht ist deutlich höher belastet als der südöstliche, insbesondere in den tieferen Schichten; in diesem Bereich ist eine vertikale Zunahme der Gehalte in die Tiefe vorhanden.

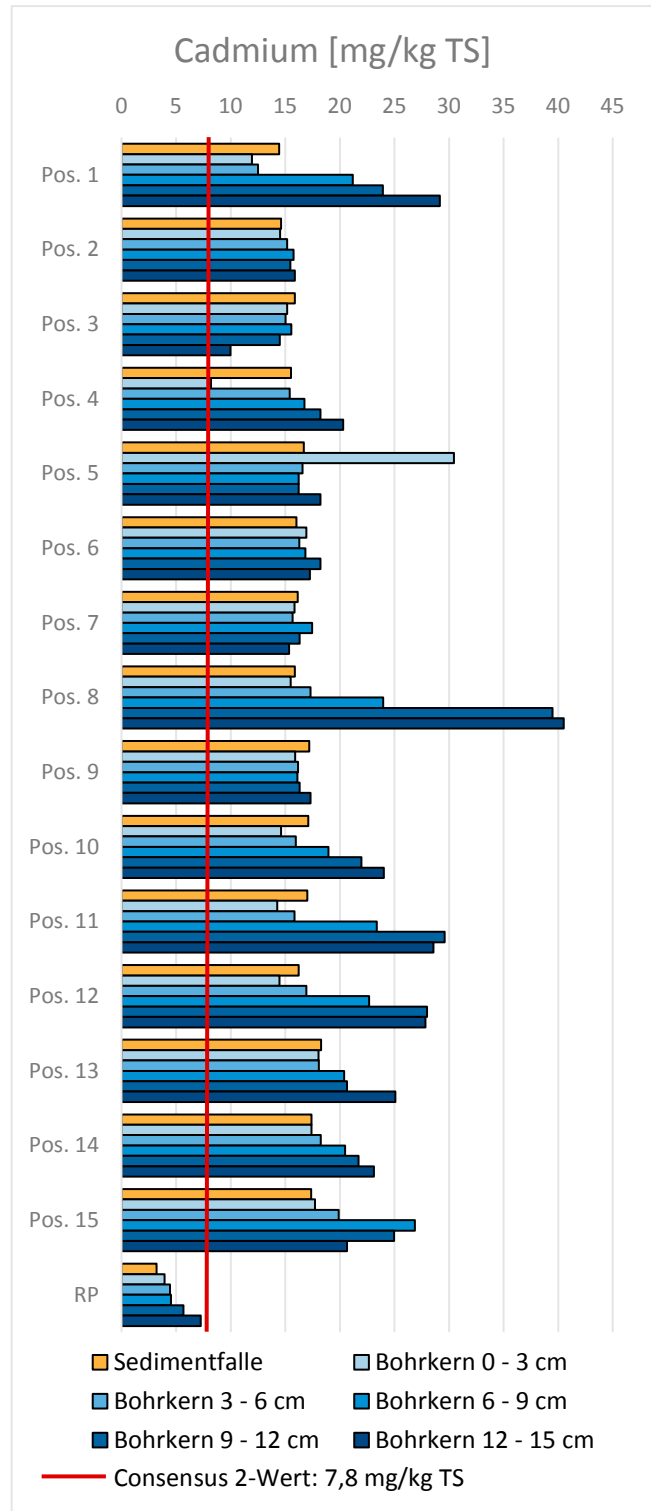


Abb. 78: Cadmiumgehalte in den Feststoffen

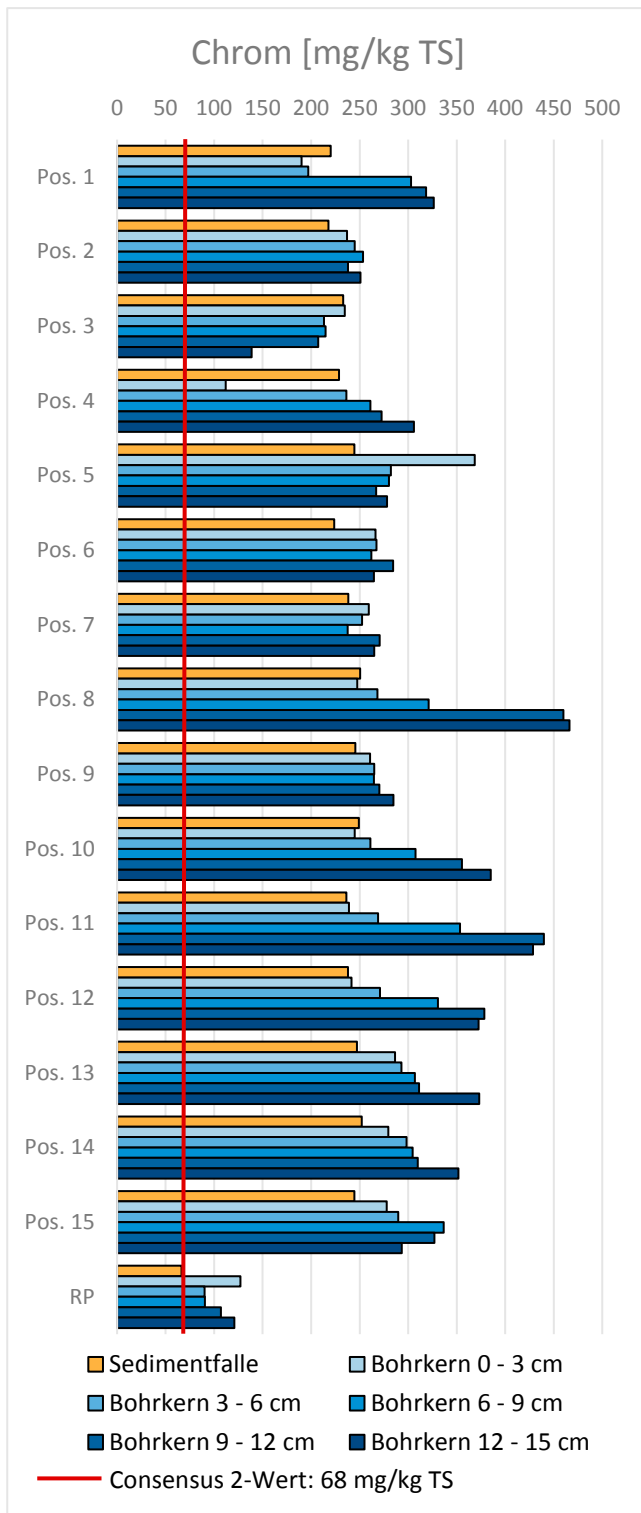


Abb. 79: Chromgehalte in den Feststoffen

### 6.4.1.3 Chrom

Die Chromgehalte sind in Abb. 79 dargestellt. Sie übersteigen den Consensus 2-Wert von 68 mg/kg in den Bohrkernen mit **286,5 mg/kg** im Mittel um das Vierfache, in den Sedimentfallen um mehr als das Dreifache (arithmet. Mittel: 236 mg/kg). Der an Position 8 in der untersten Schicht (12-15 cm) gemessene Maximalwert von 466,4 mg/kg liegt fast fünfmal so hoch wie der Consensus 2-Wert mit 118 mg/kg. Der niedrigste Wert (111 mg/kg) wurde in der obersten Schicht von BK 4 (0-3 cm) ermittelt.

Die Werte in den Sedimentfallen weisen nur geringe Schwankungen auf und liegen durchschnittlich bei **236,64 mg/kg**; nur am Referenzpunkt ist die Belastung deutlich niedriger - mit 66,53 mg/kg knapp unterhalb des Consensus 2-Wertes. Auch die Chromgehalte im Bohrkern sind am Referenzpunkt deutlich niedriger als die in der Bucht - im Mittel liegen sie bei 107,08 mg/kg.

Insgesamt ist der nordwestliche Teil der Bucht deutlich höher belastet als der südöstliche; eine Zunahme der Belastung in die Tiefe ist festzustellen. Dieses Muster lässt sich auch im überwiegend geringer belasteten Südost-Becken an Position 1 und 4 beobachten. Auffällig sind die Werte an Position 1, 8 und 5 (nur oberste Schicht), die deutlich über den sie umgebenden Werten liegen.

6.4.1.4 Nickel

Der Consensus 2-Wert für Nickel (32 mg/kg) wird an allen Probenahmepunkten überschritten – im Mittel (**67,2 mg/kg**) weisen die Werte mehr als das Doppelte auf (Abb. 80). Der Maximalwert wird im Sediment von BK 11 in der dritten Schicht mit 100,7 mg/kg gemessen, den niedrigsten Wert weist mit 33,1 mg/kg die oberste Schicht von BK 4 auf.

Auffällig im Vergleich zu den anderen Schwermetallen ist, dass auch der südöstliche Teil der Bucht ähnlich hoch belastet ist, wie der nordwestliche; nur an den Positionen 3 und 6 werden niedrigere Konzentrationen (zwischen 34 und 50 mg/kg bzw. 50 und 56 mg/kg) gemessen. Im NW-Teil ist generell eine vertikale Zunahme der Gehalte in die Tiefe vorhanden, allerdings ist in den meisten Fällen die oberste Schicht stärker belastet als die darunterliegende. Die extreme Belastung der obersten Sedimentschicht lässt sich besonders ausgeprägt an Position 5 (88,93 mg/kg) und am Referenzpunkt (89,82 mg/kg) beobachten. Die Nickelwerte am Referenzpunkt sind insgesamt unterdurchschnittlich, unterscheiden sich jedoch nicht so stark wie bei den anderen Schwermetallen von denen in der Bucht (Werte vergleichbar mit Position 3).

Die Werte der Sedimentfalle am Referenzpunkt entsprechen den Durchschnittswerten der Sedimentfallen in der Bucht, wobei die Schwankungen zwischen den Positionen sehr gering sind.

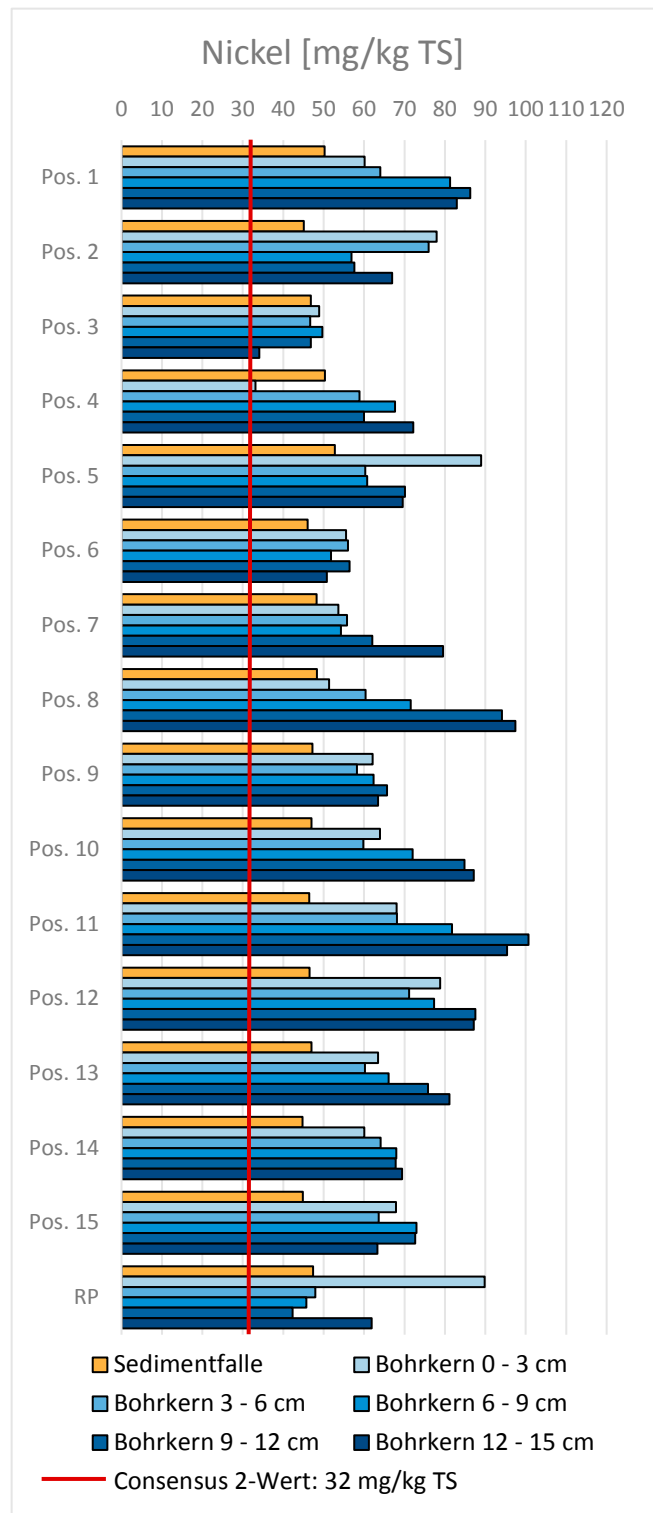


Abb. 80: Nickelgehalte in den Feststoffen

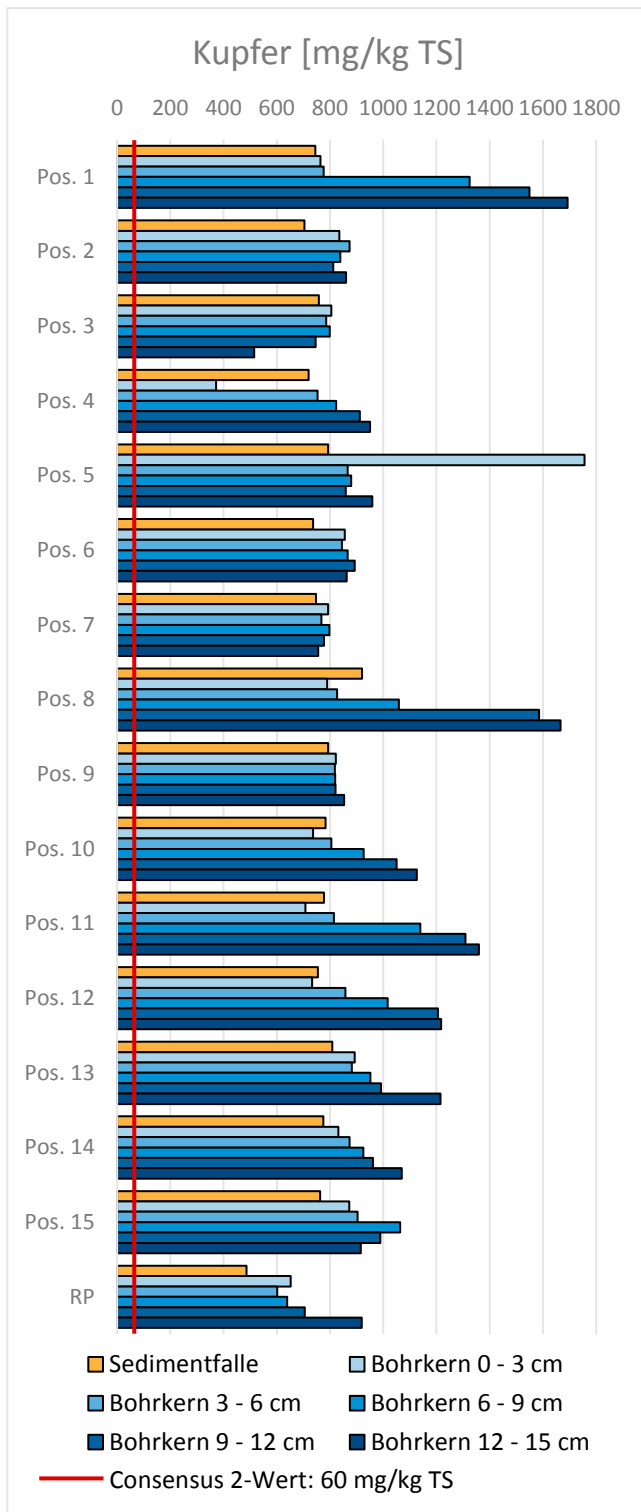


Abb. 81: Kupfergehalte in den Feststoffen

#### 6.4.1.5 Kupfer

Die Kupfergehalte liegen mit **942 mg/kg** im Mittel der Bohrkerne mehr als 15fach höher als der Consensus 2-Wert von 60 mg/kg. Wie in Abb. 81 ersichtlich, weist die oberste Schicht (0 - 3cm) von BK 5 mit 1.756 mg/kg den Maximalwert auf – das ist mehr als das 29fache des Consensus 2-Wertes. Die Positionen 1 und 8 sind in den unteren Schichten auffallend hoch belastet: BK 1.5 mit 1.693 mg/kg, BK 1.4 mit 1.594 mg/kg und BK 8.5 mit 1.666 mg/kg sowie BK 8.4 mit 1.586 mg/kg.

Im NW-Becken ist eine deutliche kontinuierliche Zunahme der Belastung in die Tiefe zu verzeichnen; nur an Position 15 nimmt die Belastung unterhalb 9 cm wieder ab. Abgesehen von den genannten Extremwerten ist das NW-Becken deutlich höher belastet als der südöstliche Bereich.

Die Werte der Sedimentfallen sind leicht schwankend um einen Mittelwert von **761 mg/kg** - auch hier ist Position 8 mit 920,6 mg/kg besonders hoch belastet.

Die Sedimentfalle am Referenzpunkt ist deutlich geringer belastet als die Standorte in der Bucht. Auch die Bohrkerndaten am Referenzpunkt weisen - bis auf die unterste Schicht - geringere Werte auf als sie durchschnittlich in der Bucht zu verzeichnen sind.

6.4.1.6 Zink

Die Zinkgehalte der Feststoffe sind in Abb. 82 dargestellt. Der Consensus 2-Wert für Zink von 800 mg/kg wird an allen Probenahmepunkten mit **2.069 mg/kg** im Mittel um das 1,5-fache überschritten; auch die Sedimentfallen weisen mit **1.619 mg/kg** Werte auf, die doppelt so hoch liegen, wie der Consensus 2-Wert.

Die Sedimente des NW-Beckens sind sowohl in den Sedimentfallen als auch in den Bohrkernen höher belastet als die des SO-Beckens. Die höchste Belastung weisen die zwei untersten Schichten (9-12 und 12-15 cm) in BK 11 mit 2.784 mg/kg (BK 11.4) und 2776 mg/kg (BK 11.5) auf. Insgesamt liegen alle im nordwestlichen Bereich gemessenen Bohrkern-Werte (bis auf zwei Schichten) über 2.000 mg/kg. Tendenziell ist die Belastung dort von oben nach unten zunehmend. Im SO-Becken liegen die Werte durchschnittlich bei 1813 mg/kg; den niedrigsten Wert weist BK 3.5 (12-15 cm Tiefe) mit 1.066 mg/kg auf.

Am Referenzpunkt liegen die Werte des Bohrkerns im Mittel der Schichten bei rund 1.160 mg/kg, die Belastung der Sedimentfalle mit 873 mg/kg ist geringer.

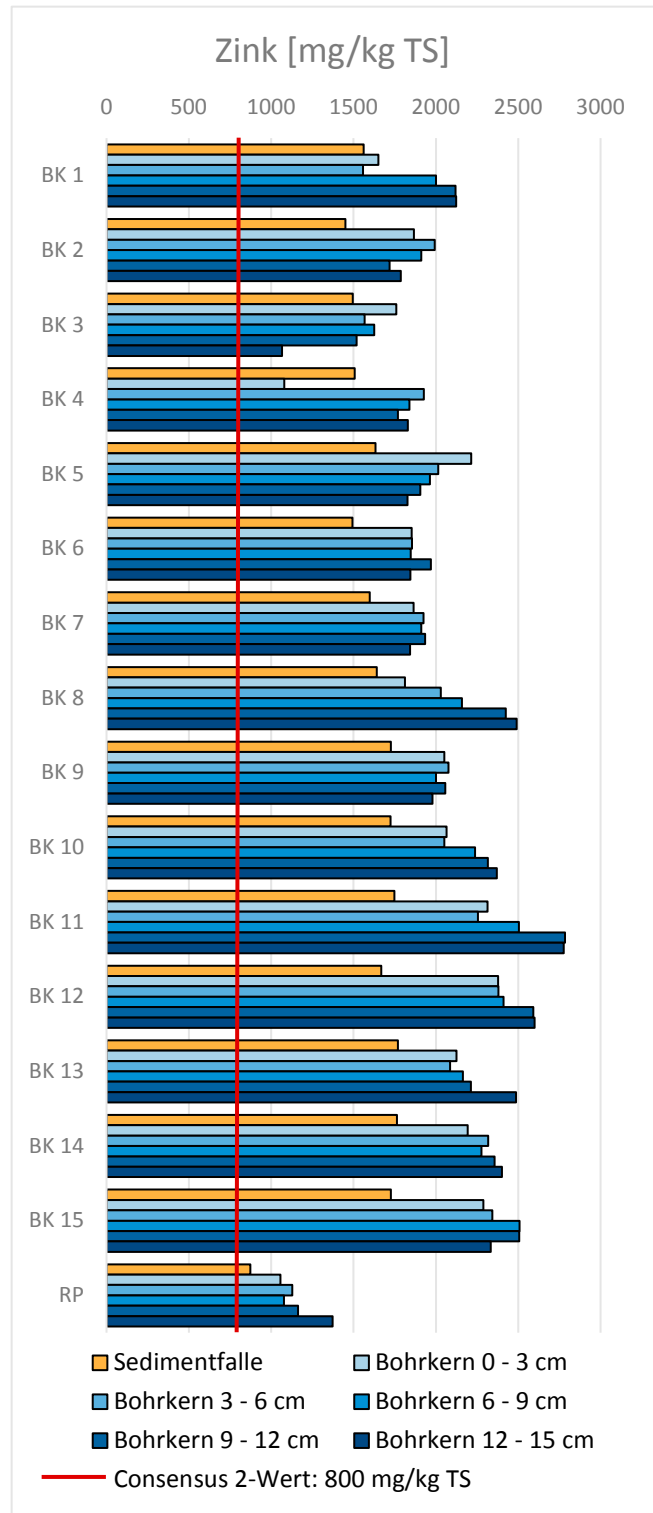


Abb. 82: Zinkgehalte in den Feststoffen



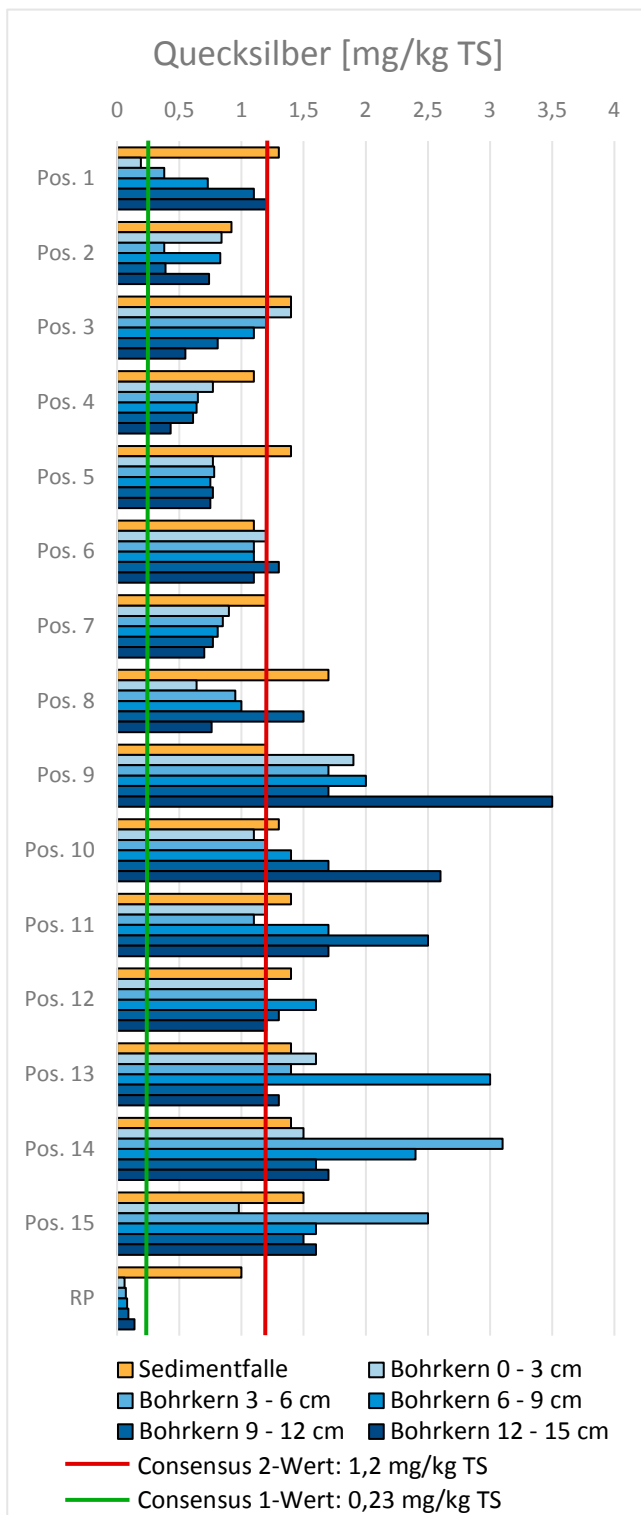


Abb. 83: Quecksilbergehalte in den Feststoffen

#### 6.4.1.7 Quecksilber

Die Quecksilbergehalte liegen mit **1,25 mg/kg** im Mittel der Bohrkern minimal über dem Consensus 2-Wert von 1,2 mg/kg. Die Schwankungen zwischen den einzelnen Schichten eines Bohrkerns sowie zwischen den verschiedenen Standorten sind zum Teil erheblich (Abb. 83).

Aus den vorliegenden Daten ist keine eindeutige Belastungstendenz mit Zu- oder Abnahme in die Tiefe ableitbar. Die Standorte BK 3, 4 und 7 zeigen zwar eine deutliche Abnahme der Quecksilberkonzentrationen mit zunehmender Schichttiefe. Hingegen verhalten sich die Hg-Konzentrationen an den Positionen BK 1, 9 und 10 gegenläufig. An den Positionen 8, 11, 12, 13, 14 und 15 nimmt die Konzentration zwar ebenfalls und zum Teil sehr deutlich in den tieferen Schichten zu, hier fallen jedoch zumeist in der untersten Schicht (12-15 cm) die Quecksilberwerte nochmals deutlich ab. Am Standort BK 2 fluktuieren hingegen die Werte zwischen zwei vergleichsweise niedrigen Niveaus. Die Quecksilberkonzentrationen in den Bohrkernen BK 5 und 6 bleiben mit zunehmender Profiltiefe nahezu unverändert.

Das NW-Becken ist mit durchschnittlich **1,63 mg/kg** deutlich höher belastet als der südöstliche Teil mit **0,82 mg/kg** im Mittel. Die höchsten Werte mit mehr als 2,0 mg/kg sind durchweg in den unteren Schichten (unterhalb 6 cm) zu finden – der Maximalwert von 3,5 mg/kg in der untersten Schicht von BK 9. Den niedrigsten Wert weist BK 1.1 mit 0,19 mg/kg auf. Damit liegt der Quecksilbergehalt dieser Schicht unter dem Consensus 1-Wert von 0,23 mg/kg.

Die Gehalte in den Sedimentfallen schwanken zwischen den verschiedenen Standorten von 0,92

(Standort 2) bis 1,7 mg/kg (Standort 8). Im Mittel liegen sie bei **1,32 mg/kg** und damit über dem Consensus 2-Wert und über den durchschnittlichen Gehalten der Bohrkerne. Auffällig ist, dass die Gehalte in den Sedimentfallen - insbesondere im südöstlichen Bereich - häufig deutlich über denen der Bohrkerne liegen. Die Gehalte des Bohrkerns am Referenzpunkt sind in allen Schichten sehr gering (durchschnittlich 0,09 mg/kg) und liegen alle unterhalb des Consensus 1-Wertes. Die am Referenzpunkt stationierte Sedimentfalle weist dagegen einen Wert von 1,0 mg/kg auf und liegt damit knapp unter dem Consensus 2-Wert.

#### 6.4.2 Vergleiche zur Verteilung der Schwermetallkonzentrationen

Bei Betrachtung der Verteilung aller Schwermetalle in den Feststoffen der Bohrkerne fällt auf, dass der nordwestliche Teil der Bucht (Positionen 8-15) deutlich höher belastet ist, als der südöstliche (vgl. Kap.6.4.1) und in der Regel eine Zunahme der Konzentrationen in die Tiefe aufweist (letzteres nicht bei Quecksilber). Das horizontale Verteilungsmuster gilt auch für Quecksilber, welches ansonsten deutliche Abweichungen zu den Verteilungen der anderen Schwermetalle mit der Tiefe zeigt. Für alle anderen Schwermetalle lassen sich einige Hot Spots benennen, die so gut wie immer überdurchschnittlich hohe Werte oder Extremwerte aufweisen; dieses sind die Positionen 1, 5, 8 und 11. Im insgesamt geringer belasteten SO-Teil der Bucht sind BK 1.3, 1.4 und 1.5 (mit der Tiefe zunehmend) besonders stark belastet – das Belastungsniveau entspricht mindestens dem im NW-Teil oder liegt darüber. Entsprechendes gilt auch für die oberste Schicht von Bohrkern 5. Dort fällt auf, dass die darunterliegenden Schichten durchweg deutlich geringer belastet sind. Insgesamt lässt sich im SO-Bereich keine Zu- oder Abnahme der Konzentrationen in die Tiefe erkennen. Im NW-Becken zeigen BK 8.4 und 8.5 sowie 11.4 und 11.5 (letztere insbesondere bei Nickel und Zink) auffällig hohe Werte.

##### 6.4.2.1 Vergleich der Schwermetallgehalte: Nordwesten und Südosten der Bucht

Wie in Tab. 19 zu erkennen ist, liegen bei den Alkalimetallen und Nichtmetallen zumeist im nordwestlichen Bereich höhere Gehalte in den Bohrkernen vor. Lediglich für Eisen (Fe) und Phosphate (PO<sub>4</sub>) zeigt der südliche Bereich signifikant höhere Werte.

Tab. 19: Vergleich der Kontamination im nördlichen und südlichen Bereich der Bucht (hinsichtlich der Metalle und Nichtmetalle)

	Nichtmetalle					Alkalimetalle				Fe	prioritäre Schwermetalle							
	C	TIC	TOC	N	S	Ca	K	Mg	Na		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PO <sub>4</sub>
NW	↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑			↑	↑		↑	↑	↑	↑	
SO										↑								↑
Sig. [%]	99,9	98,7	99,9	98,7	99,9	99,9	99,9	99,9	88,4	99,9	99,9	99,9	88,0	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
Belastung:	↑	= im Norden sig. höher						↑	= im Süden sig. höher						= kein Unterschied			

Hinsichtlich der Konzentration von prioritären Schwermetallen ist diese mit Ausnahme von Kupfer im Nordwesten der Bucht (NW) ebenfalls höher als im südöstlichen Areal (SO). Das Signifikanzniveau liegt hierbei jeweils bei über 98,7 %. Keine signifikanten Konzentrationsunterschiede existieren mit einer Wahrscheinlichkeit von 98,7 % bei anorganischem Kohlenstoff (TIC) sowie mit jeweils über 88 % bei Kupfer (Cu) und Natrium (Na).

#### 6.4.2.2 Vergleich der Schwermetallgehalte: Bohrkerne und Referenzkern

In Tab. 20 ist aufgeführt, inwieweit sich die Belastung mit Nichtmetallen, Alkalimetallen, prioritären Schwermetallen, Eisen und Phosphat der Bohrkerne vom Mittelwert des Referenzkerns unterscheidet. Hierbei liegt das Signifikanzniveau fast ausschließlich über 99,3 %. Nahezu keine Belastungsunterschiede gibt es hinsichtlich der Elemente Natrium (Na), Nickel (Ni) und Schwefel (S), lediglich der Bohrkern 1 weist eine geringere Natriumkonzentration auf. Signifikant geringere Werte als im Referenzkern sind für Eisen (Fe) und Phosphor (PO<sub>4</sub>) besonders im nördlichen Teil der Bucht (Standort 6 bis 15) zu verzeichnen. Bei allen weiteren Elementen liegen die Konzentrationen meist über den Referenzwerten. Dies gilt besonders für die Standorte 9 bis 15 im Nordwesten.

Tab. 20: Vergleich der Kontamination in den Bohrkerne mit dem Referenzkern (hinsichtlich der Metalle und Nichtmetalle)

	Nichtmetalle					Alkalimetalle				Fe	prioritäre Schwermetalle							PO <sub>4</sub>	
	C	TIC	TOC	N	S	Ca	K	Mg	Na		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn		
BK 1	↑								↓		↑	↑	↑			↑	↑		
BK 2	↑		↑	↑			↑	↑									↑		
BK 3	↑	↑		↑			↑			↓								↓	
BK 4							↑	↑			↑						↑	↓	
BK 5	↑	↑	↑	↑				↑			↑	↑	↑			↑	↑		
BK 6	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑		↓	↑	↑	↑	↑			↑	↓	
BK 7	↑	↑		↑		↑		↑		↓	↑						↑	↓	
BK 8	↑	↑				↑	↑	↑		↓	↑	↑	↑			↑	↑	↓	
BK 9	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑		↓	↑	↑		↑			↑	↓	
BK 10	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑		↓	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↓	
BK 11	↑	↑	↑	↑			↑	↑		↓	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↓	
BK 12	↑	↑	↑	↑			↑	↑		↓	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↓	
BK 13	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑		↓	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↓	
BK 14	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑		↓	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↓	
BK 15	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑		↓	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↓	
Sig. [%]	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	93,7	99,9	99,9	99,9	99,4	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	
Belastung:	↑ = Bohrkern sig. höher								↓ = Bohrkern sig. niedriger				= kein Unterschied						

6.4.2.3 Vergleich der Schwermetallgehalte: Bohrkernen und Sedimentfallen

Die Unterschiede hinsichtlich der Kontamination in den Sedimenten der Bohrkern innerhalb der Bucht und dem Mittelwert in den Sedimentfallen wurden nach der gleichen Vorgehensweise wie bei dem Vergleich des Referenzkerns mit den Bohrkernen (Kap. 6.4.2.2) vorgenommen.

In der nachfolgenden Tab. 21 sind die Unterschiede für Nichtmetalle, Alkalimetalle, prioritäre Schwermetalle sowie Eisen und Phosphat aufgeführt. Hieraus geht hervor, dass besonders die Elemente Stickstoff (N), Calcium (Ca), Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Natrium (Na), Nickel (Ni) und Zink (Zi) in den Bohrkernen meist signifikant höhere Werte als die Sedimentfallen aufweisen. Bei Cadmium (Cd), Chrom (Cr) und Schwefel (S) weisen noch etwa die Hälfte der Messstellen höhere Werte auf, überwiegend im nordwestlichen Bereich. Der Anteil an anorganischem Kohlenstoff ist in den meisten Bohrkernen signifikant niedriger. Wohingegen der organische Kohlenstoff sowie auch Quecksilber (Hg) unterschiedliche Ergebnisse hinsichtlich der räumlichen Verteilung aufweisen. Während im nordwestlichen Teil der Bucht einige Werte über denen der Sedimentfallen liegen, zeigt sich ein umgekehrtes Bild für den südöstlichen Bereich. Für Phosphor (PO<sub>4</sub>) wiederum weisen die Belastungen einen umgekehrten Verlauf auf, hier liegen einige Werte im nordwestlichen Bereich teilweise unterhalb derer der Sedimentfallen. Für Kalium (K) liegen die Konzentrationen mit wenigen Ausnahmen ebenfalls unterhalb des Mittelwerts der Sedimentfallen. Keine Unterschiede finden sich zwischen den Sedimentfallen und den Bohrkernen bezüglich des Bleigehaltes. Die Tests weisen eine Signifikanz von über 99,9 % auf.

Tab. 21: Vergleich der Kontamination in den Bohrkernen und den Sedimentfallen (hinsichtlich der Metalle und Nichtmetalle)

	Nichtmetalle					Alkalimetalle				Fe	prioritäre Schwermetalle							PO <sub>4</sub>
	C	TIC	TOC	N	S	Ca	K	Mg	Na		Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
BK 1	↓	↓	↓	↑			↓	↓		↑			↑	↓	↑		↑	↑
BK 2		↓	↓	↑	↑	↑	↓			↑			↓	↑			↑	
BK 3	↓	↓	↓	↑		↑	↓	↓	↑									↓
BK 4	↓	↓	↓	↑			↓			↑			↓	↑				
BK 5		↓	↓	↑		↑	↓		↑	↑		↑	↑	↓	↑		↑	↑
BK 6		↑		↑		↑		↑	↑			↑					↑	
BK 7	↓	↓	↓	↑		↑	↓			↑			↓	↑			↑	
BK 8	↓	↓	↓	↑	↑	↑	↓		↑	↑	↑	↑		↑			↑	
BK 9			↓	↑		↑	↓	↑	↑	↑			↑	↑			↑	↓
BK 10		↓		↑	↑	↑	↓	↑	↑	↑		↑	↑		↑		↑	
BK 11		↓	↑	↑	↑	↑		↑		↑		↑	↑		↑		↑	
BK 12		↓	↑	↑		↑	↓	↑	↑	↑		↑	↑		↑		↑	
BK 13			↑	↑	↑	↑	↓	↑	↑		↑	↑	↑		↑		↑	↓
BK 14		↓	↑	↑	↑	↑		↑			↑	↑	↑	↑	↑		↑	↓
BK 15	↑	↓	↑	↑	↑	↑	↓	↑	↑		↑	↑	↑		↑		↑	↓
Sig [%]	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
Belastung:	↑ = Bohrkern sig. höher			↓ = Bohrkern sig. niedriger			= kein Unterschied											

### 6.4.3 Schwermetallgehalte in Eluaten

Die Eluate des Schüttelversuchs wurden ebenfalls auf Schwermetalle hin untersucht. Als Richtwerte für die Bewertung der Schwermetallgehalte in den Eluaten dienen die für Oberflächengewässer festgelegten Umweltqualitätsnormen JD-UQN (für den Jahresdurchschnitt) und ZHK-UQN für die zulässige Höchstkonzentration (Kap. 4.4). Bei **Chrom**, **Nickel** und **Zink** liegen alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Ergebnisse für **Cadmium** zeigen, dass sich zwei der untersuchten Eluatwerte oberhalb der Bestimmungsgrenze befinden (BK 15 (Schicht 4) mit 1,7 µg/l, BK 15 (Schicht 5) mit 1,8 µg/l), beide Werte liegen damit über der ZHK-UQN von 1,5 µg/l und weit über der JD-UQN von 0,25 µg/l. Die Untersuchung von **Blei** zeigt lediglich für die Position BK 11 (Schicht 2) mit einem Gehalt

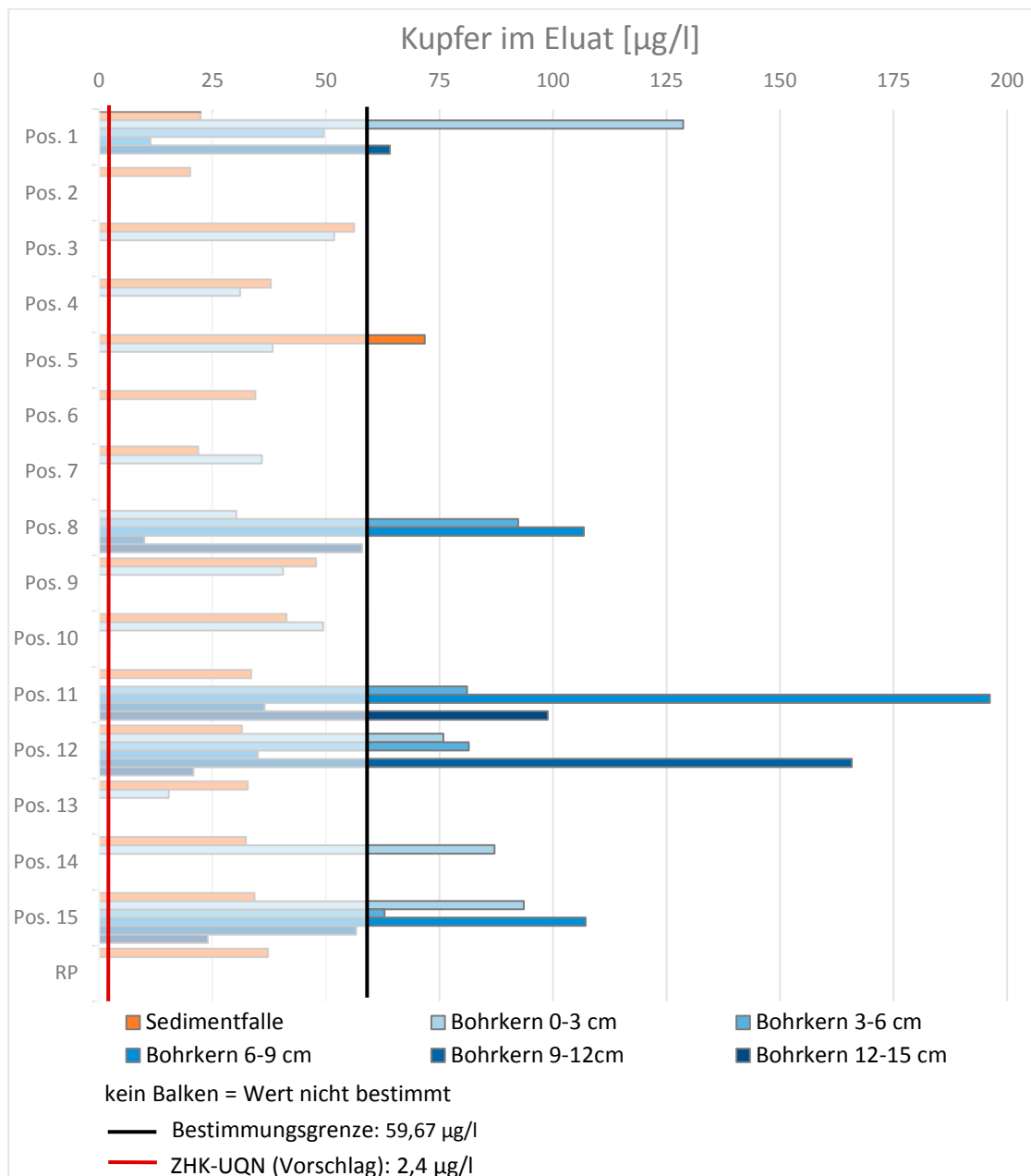


Abb. 84: Kupfer im Eluat

von 17,7 µg/l einen Wert oberhalb der Bestimmungsgrenze auf, womit dieser Wert über der ZHK-UQN von 14 µg/l und weit über der JD-UQN von 1,2 µg/l liegt. Bei **Kupfer** liegen fünfzehn der untersuchten Proben über der Bestimmungsgrenze von 59,67 µg/l (Abbildung 84) und können quantitativ bewertet werden. In der geltenden UQN wurde bisher für Kupfer kein Wert für Oberflächengewässer festgelegt. Das Umweltbundesamt hat im Juni 2015 u.a. Vorschläge für Umweltqualitätsnormen für 20 weitere Stoffe veröffentlicht (UBA 2015). Nach diesem UQN-Vorschlag liegt die ZHK-UQN bei 2,4 µg/l, die JD-UQN bei 1,1 µg/l; sie werden damit von allen quantitativ bestimmbareren Kupferwerten extrem überschritten. Die höchste Belastung mit Kupfer wurde in den Eluaten an den Positionen BK 11.3 mit 196,2 µg/l und BK 12.4 mit 165,8 µg/l nachgewiesen. Der Vergleich der Eluatwerte mit der Verteilung der Kupfergehalte im Feststoff zeigt keinen Zusammenhang hinsichtlich der Höhe der Konzentrationen.

## 6.5 Organische Schadstoffe

### 6.5.1 Organische Schadstoffe in den Feststoffen

Im folgenden Kapitel werden die Ergebnisse der Feststoff- und Eluatanalytik (Sedimentkerne und Sedimentfallen) für PAK, MKW, PCB, OZV, AOX und EOX dargestellt. Es liegen zur Einordnung der Belastung mit organischen Schadstoffe in den Feststoffen nicht für alle Stoffe Richtwerte der gleichen Norm/Richtlinie vor. Daher werden je nach Verfügbarkeit die Consensus-Werte nach DE DECKERE et al. (2011) oder die UQN-Werte herangezogen.

#### 6.5.1.1 $\Sigma$ 6 PAK

Wie in Abb. 85 ersichtlich, sind die Feststoffe des hinteren nordwestlichen Teils der Rummelsburger Bucht (insbesondere die Standorte 10-15) deutlich stärker mit  $\Sigma$  6 PAK belastet als die des vorderen Bereichs. Im Mittel weist der SO-Teil (Pos. 1-7) eine Belastung von **17,66 mg/kg TS** auf, während im NW-Teil (Pos. 8-15) durchschnittlich **47,47 mg/kg TS** gemessen werden. Den mit Abstand höchsten Wert weist Position 12 in der tiefsten Schicht (BK 12.5) mit 107,9 mg/kg TS auf. Am geringsten ist BK 3.5 mit 8,83 mg/kg TS belastet. Alle Feststoffwerte aus der Rummelsburger Bucht liegen weit über dem Consensus 2-Wert von DE DECKERE et al. (2011) von 3,86 mg/kg TS – im Durchschnitt mehr als 8fach so hoch, der höchste Wert ist fast 28fach höher. Die Konzentrationen im Nordteil der Bucht variieren sehr stark, die Werte im südlichen Bereich weisen eine geringere Spannweite mit Werten zwischen 8,83 und 31,3 mg/kg auf. Die Konzentrationen aus den Sedimentfällen zeigen mit Werten zwischen 12,9 und 23,7 mg/kg TS ein relativ homogenes Bild. Am Referenzpunkt liegen die Werte aus den Bohrkernen alle unter dem Consensus 2-Wert, in der ersten Schicht sogar mit 0,73 mg/kg TS unter dem Consensus 1-Wert von 0,91 mg/kg TS. Die Sedimentfälle am Referenzpunkt dagegen liegt mit einer Konzentration von 10,97 mg/kg TS knapp unter den Werten aus der Bucht und deutlich über dem Consensus 2-Wert.

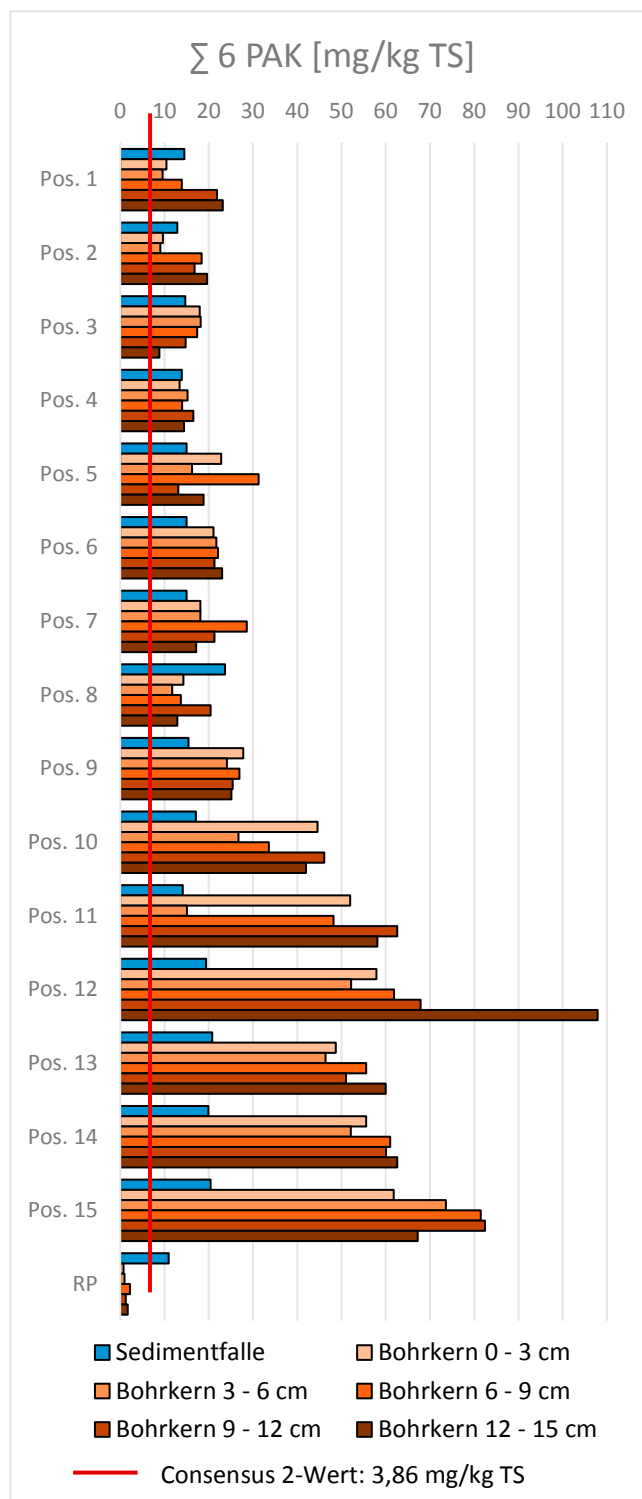


Abb. 85:  $\Sigma$  6 PAK in den Feststoffen



### 6.5.1.2 Benzo(a)pyren

Das Verteilungsmuster von Benzo(a)pyren entspricht sehr genau dem der  $\Sigma$  6 PAK und auch hier liegen alle Werte innerhalb der Bucht über dem Consensus 2-Wert von 0,6 mg/kg ( Abb. 86). Im nordwestlichen Bereich liegt der Mittelwert bei **7,57 mg/kg TS**, im südöstlichen bei **2,73 mg/kg TS**. BK 12.5 weist hier ebenfalls die höchste Konzentration mit 17 mg/kg und BK 3.5 die niedrigste mit 1,3 mg/kg auf.

Die Sedimente aus dem Bohrkern am Referenzpunkt liegen unter dem Consensus 2-Wert, in der obersten Schicht mit 0,13 mg/kg TS sogar unterhalb des Consensus 1-Wertes (0,14 mg/kg TS). Dagegen wird der Consensus 2-Wert mit 1,7 mg/kg TS im Material aus der Sedimentfalle am Referenzpunkt überschritten.

### 6.5.1.3 $\Sigma$ 16 PAK

Die Verteilung der  $\Sigma$  16 PAK (EPA) entspricht den oben beschriebenen Verteilungen von Benzo(a)pyren und  $\Sigma$  6 PAK. Der Höchstwert liegt auch hier bei BK 12.5 mit 206 mg/kg TS, der Minimalwert mit 15,6 mg/kg TS bei BK 3.5. Das arithmetische Mittel aller Bohrkern in der Bucht liegt bei **63,14 mg/kg TS**, wobei der Mittelwert des NW-Teils bei **90,3 mg/kg**, der des SO-Teils bei **32 mg/kg TS** liegt.

Die Konzentrationen in den Sedimentfallen schwanken zwischen 23 und 42,5 mg/kg TS, der Wert der Sedimentfalle am Referenzpunkt liegt mit 19,6 mg/kg etwas darunter. Die Werte des Bohrkerns am Referenzpunkt liegen zwischen 1,7 und 5,5 mg/kg TS und damit weit unter denen innerhalb der Rummelsburger Bucht.

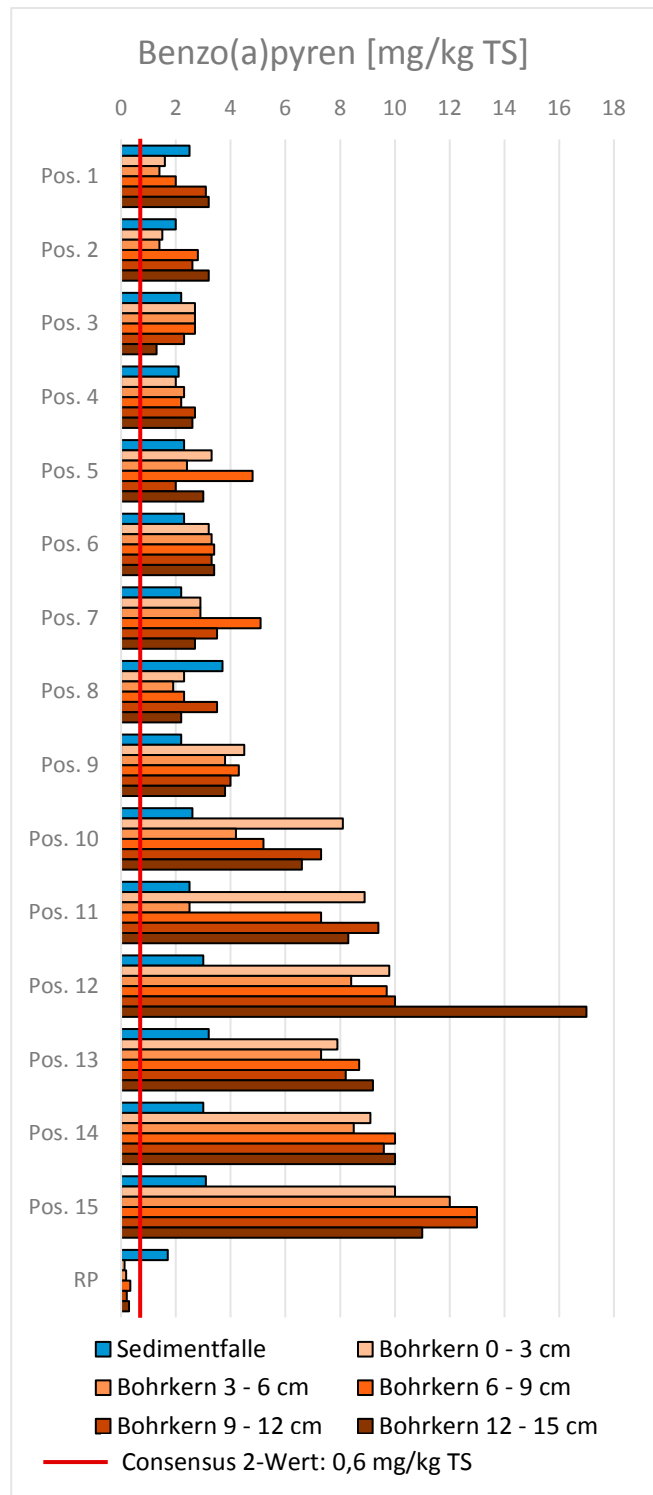


Abb. 86: Benzo(a)pyren in den Feststoffen

## 6.5.1.4 Kohlenwasserstoffe (MKW)

Die MKW-Gehalte werden in der folgenden Abbildung 84 dargestellt, unterschieden nach den MKW C10-C40 und den mobileren C10-C22-Gehalten. Die MKW C10-C40-Gehalte in den Feststoffen der Bohrkern- haben eine sehr hohe durchschnittliche Belastung von **3.704 mg/kg TS** und weisen eine sehr große

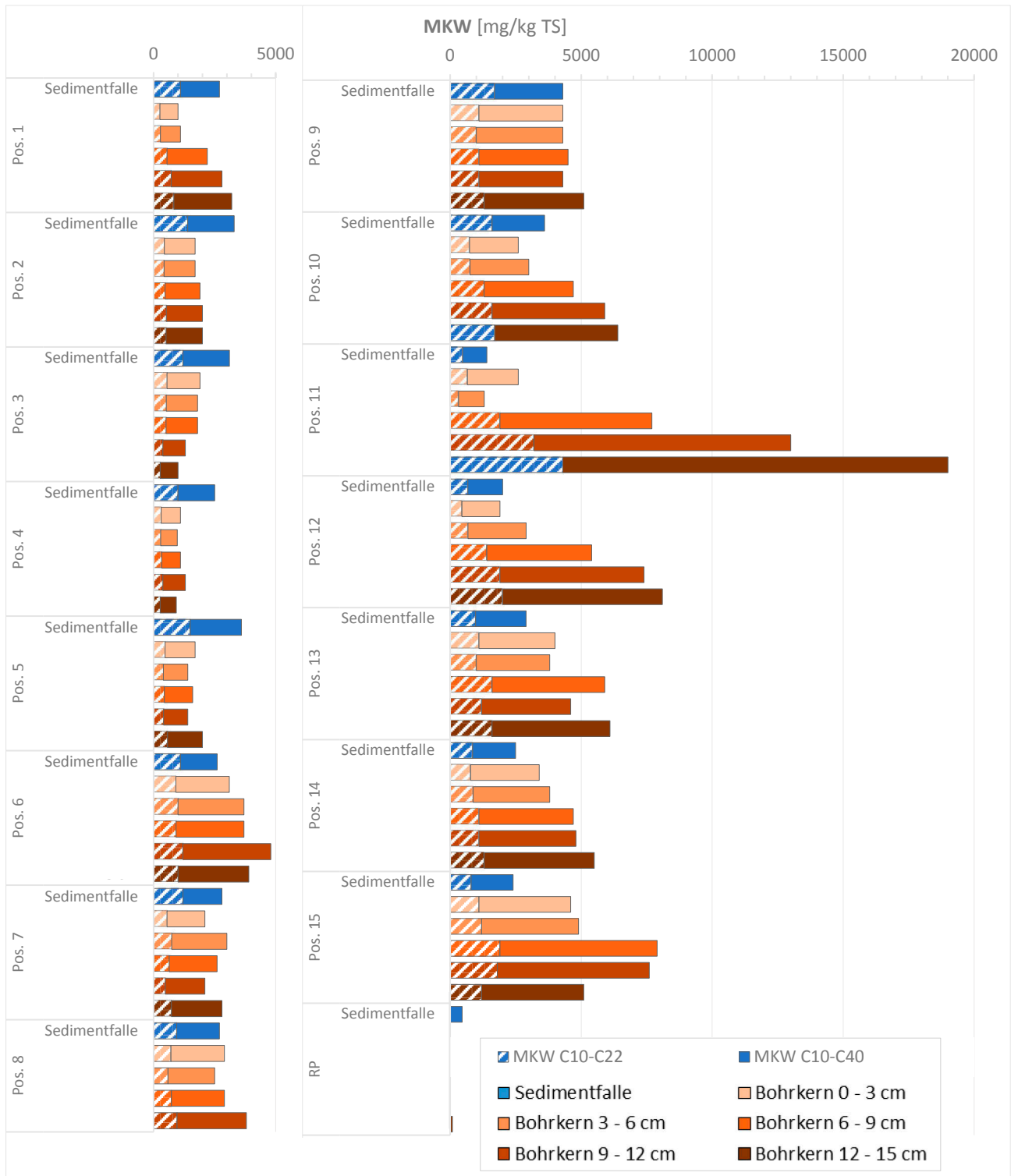


Abb. 87: Kohlenwasserstoffe (MKW) in den Feststoffen

Spannweite der Werte auf (930-19.000 mg/kg TS). Zum Vergleich: am Referenzpunkt weist nur die unterste Schicht einen MKW-Gehalt von 85 mg/kg TS auf.

Insgesamt ist das nordwestliche Becken deutlich höher belastet als der südöstliche Teil der Bucht. Im NW-Teil lässt sich an den meisten Standorten eine Zunahme der Konzentrationen in die Tiefe feststellen. Mit Abstand die höchsten Werte weist Position 11 auf: Die Gehalte nehmen in die Tiefe zu; der Maximalwert von 19.000 mg/kg TS liegt bei BK 11.5, aber auch BK 11.4 (13.000 mg/kg TS) und BK 11.3 (7.700 mg/kg TS) sind außergewöhnlich hoch belastet.

Dagegen ist die Sedimentfalle an Position 11 die Falle mit der geringsten MKW-Belastung in der Bucht (1.400 mg/kg TS). Die höchste Belastung der Sedimentfallen mit 4.300 mg/kg TS weist Position 9 auf. Das Material aus den Sedimentfallen ist im NW-Teil generell geringer belastet als das der Bohrkern. Im Südostbecken sind die Proben aus den Sedimentfallen dagegen an fast allen Positionen höher belastet als die Bohrkern der entsprechenden Positionen; die Unterschiede zwischen den einzelnen Positionen sind deutlich geringer als bei den Bohrkernen. Die geringste Belastung in den Bohrkernen weist die Probe BK4.5 mit 930 mg/kg TS auf, wobei alle Schichten an Position 4 relativ gering belastet sind. Der mobile Anteil der Kohlenwasserstoffe (MKW C10-C22) macht in den Bohrkernsedimenten jeweils ca. 25% aus. Im Material aus den Sedimentfallen liegt ihr Anteil dagegen durchschnittlich bei 38,5 %.

#### 6.5.1.5 Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die Polychlorierten Biphenyle (PCB) wurden nicht an allen Standorten untersucht.  $\sum 7$  PCB setzt sich aus den Kongeneren PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180 zusammen. Für  $\sum 7$  PCB ist weder ein Consensus-Wert nach DE DECKERE (2011) noch eine UQN vorhanden. Zur Orientierung kann der Consensus 2-Wert von DE DECKERE et al. (2011) für  $\sum 9$  PCB dienen, der bei 0,055 mg/kg TS liegt.

Abb. 88 zeigt die Werte für  $\sum 7$  PCB der Messungen an den Feststoffen der Sedimentfallen und der obersten Schicht der Bohrkern (0-3 cm). Die höchsten PCB-Gehalte in den Bohrkernen sind im Südosten der Bucht zu finden (Maximalwert an Pos. 2: 0,42 mg/kg TS). An den Positionen 6, 8

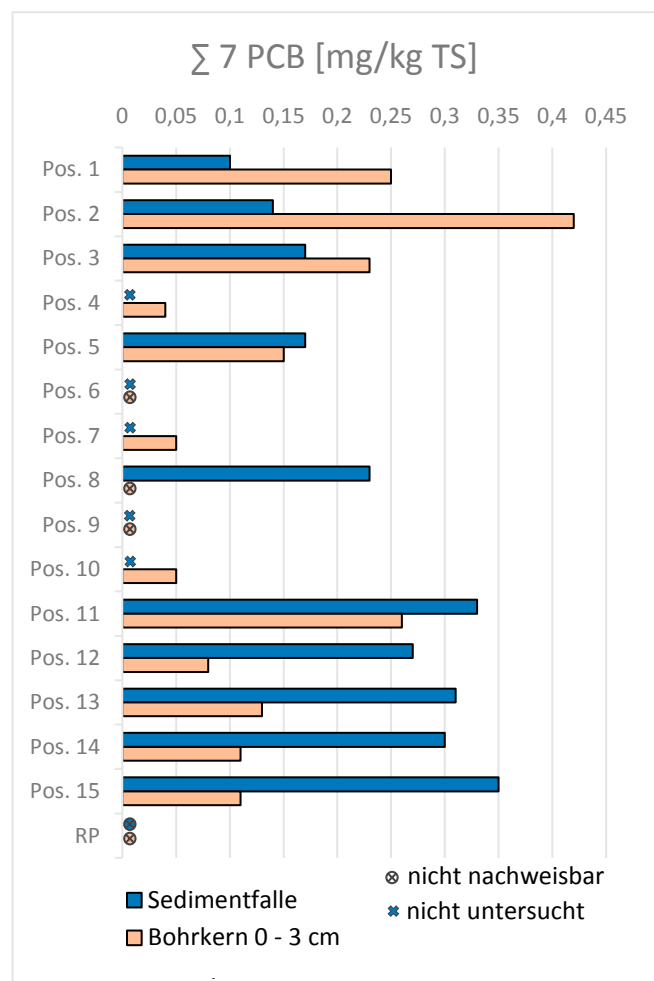


Abb. 88:  $\sum 7$  PCB-Gehalte in den Feststoffen der Sedimentfallen und Bohrkern (oberste Schicht)

und 9 werden keine PCB-Gehalte in den Bohrkernen nachgewiesen; am Referenzpunkt sind weder im Bohrkern noch in der Falle Gehalte nachzuweisen. Die Werte der untersuchten Sedimentfallen liegen im NW-Teil immer über denen der Bohrkern und sind höher als im südöstlichen Teil. Die höchste Konzentration findet sich an Position 15 mit 0,35 mg/kg TS, die niedrigste an Position 1 mit 0,1 mg/kg TS.

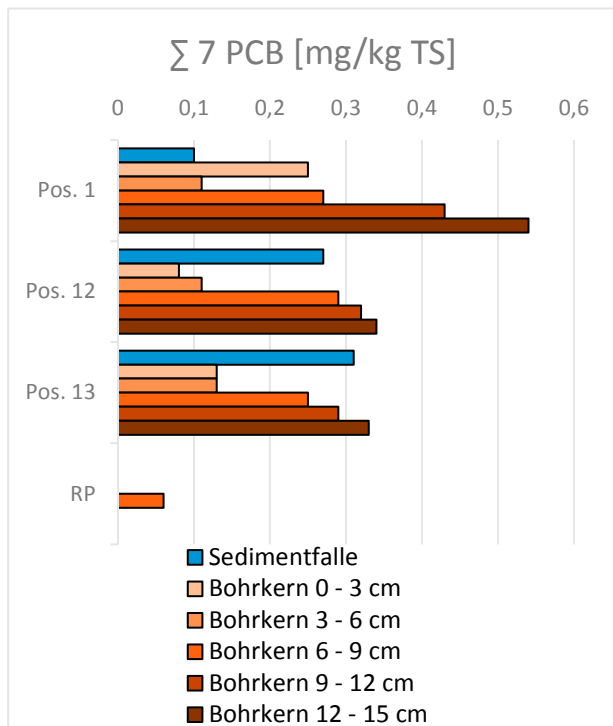


Abb. 89:  $\Sigma$  7 PCB -Gehalte in den Feststoffen für alle Schichten an ausgewählten Positionen

An den Positionen 1, 12 und 13 sowie am Referenzpunkt wurden alle fünf Schichten untersucht (Abb. 89). Prinzipiell ist in der Bucht eine deutliche Zunahme der Konzentrationen in die Tiefe zu erkennen. Nur an Position 1 ist die oberste Schicht höher belastet, als die darunterliegende. An den Positionen 11 und 12 liegen die Gehalte der Sedimentfallen über denen der obersten Bohrkernschichten. Am Referenzpunkt weist ausschließlich die 3. Schicht (6-9 cm) eine Belastung mit  $\Sigma$  7 PCB auf.

In Abb. 90 sind die Einzelkongenere der PCB für die oberste Schicht der Bohrkern und die Sedimentfallen abgebildet. Da der höchste Consensus 2-Wert für PCBs (für PCB 153: 0,0096 mg/kg TS) unter der Bestimmungsgrenze von 0,01 mg/kg TS liegt, wird zum Vergleich der Wert der nationalen UQN mit

0,02 mg/kg herangezogen. Die Sedimentfallen 4, 6, 7, 9 und 10 wurden nicht untersucht. PCB 118 ist an keinem Standort nachweisbar und daher nicht abgebildet. An den Standorten 6, 8 und 9 konnten keine PCBs in den Bohrkernen nachgewiesen werden. Am Referenzpunkt ist weder das Material aus dem Bohrkern noch aus der Sedimentfalle belastet. An allen Positionen, an denen Kongenere nachgewiesen wurden, liegen die Gehalte über der nationalen UQN. Am häufigsten treten PCB 138 und PCB 153 auf - sie sind in fast allen untersuchten Proben vorhanden, die PCB aufweisen.

Die Konzentrationen in den Bohrkernen sind im südöstlichen Bereich der Bucht etwas höher als im nordwestlichen und es können mehr verschiedene Kongenere nachgewiesen werden. Den mit Abstand höchsten Wert weist BK 2 mit 0,12 mg/kg TS von PCB 153 auf. Bei den Sedimentfallen hingegen ist der nordwestliche Bereich deutlich stärker belastet und es können mehr unterschiedliche Kongenere nachgewiesen werden. Die Werte aus den Fallen liegen in diesem Bereich alle über denen aus den Bohrkernen. Die höchsten Werte liegen für PCB 138 bei 0,09 mg/kg TS an den Standorten 8 und 15, sowie für PCB 153 bei ebenfalls 0,09 mg/kg TS an den Positionen 12, 13, 14 und 15.

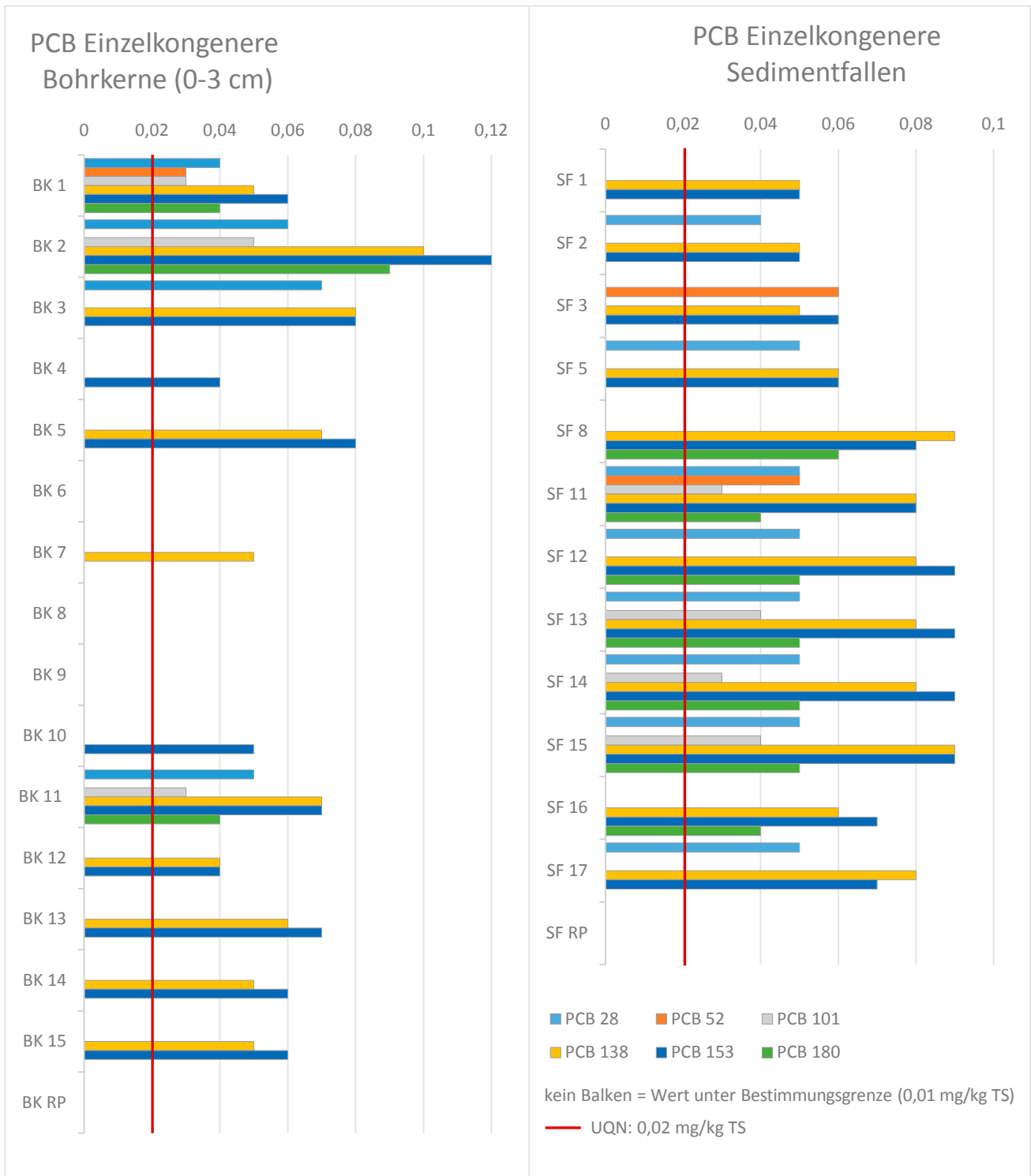


Abb. 90: PCB-Einzelkongenere in Feststoffen

### 6.5.1.6 Organozinnverbindungen

Es wurden verschiedene Organozinnverbindungen untersucht (Monobutyl-, Dibutyl-, Tributylzinn, Monophenyl-, Diphenylzinn, Trioctylzinn, Tricyclohexylzinn, Tetraoctylzinn), jedoch wurden nur Dibutylzinn und Tributylzinn an einer Vielzahl von Standorten nachgewiesen (Abb. 91). Die Werte beider Schadstoffe liegen im nordwestlichen Bereich der Rummelsburger Bucht oft unter der Bestimmungsgrenze. An den Positionen 8, 9, 12, 13, 15 wurden Werte zwischen 0,04 und 0,1 mg/kg TS gemessen. In den Sedimentfallen dieses

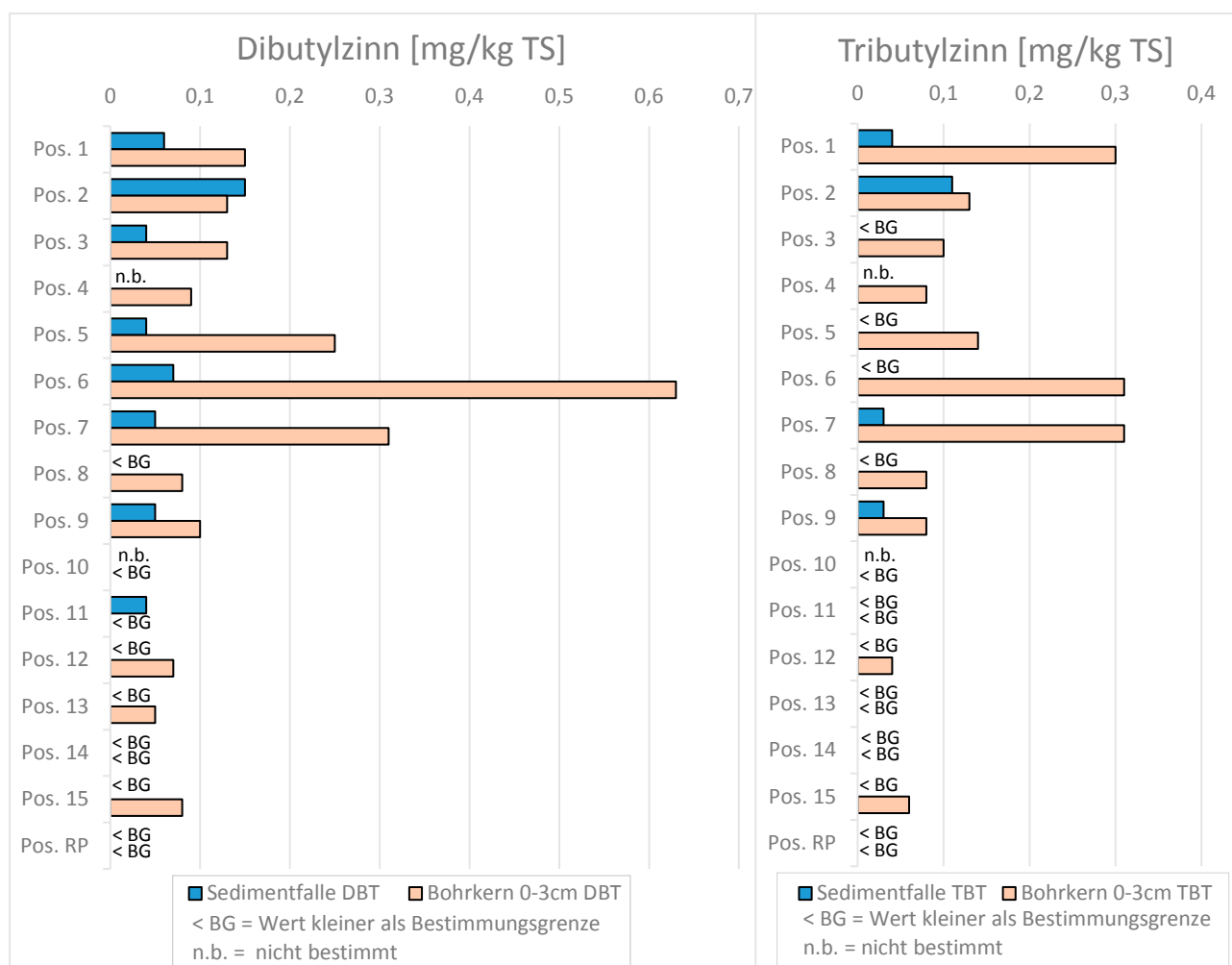


Abb. 91: Dibutyl- und Tributylzinn in den Feststoffen

Bereiches wurden lediglich an den Positionen 9 und 11 Gehalte von  $\leq 0,05$  mg/kg TS gemessen. Im südöstlichen Teil der Bucht wurde in den Sedimentfallen Tributylzinn an den Positionen 1 und 2 nachgewiesen, Dibutylzinn an allen Positionen mit Werten bis zu 0,15 mg/kg TS (Position 2). Beide Stoffe wurden in allen Bohrkernen im südöstlichen Bereich der Bucht ermittelt; die höchsten Gehalte an Tributylzinn weisen die Positionen 6, 7 und 1 mit 0,31 bzw. 0,3 mg/kg TS auf. Dibutylzinn hat einen Maximalwert an Position 6 mit 0,63 mg/kg TS; auch Position 7 (0,31 mg/kg TS) und Position 5 (0,25 mg/kg TS) zeigen höhere Werte.

#### 6.5.1.7 Organisch gebundene Halogene (AOX und EOX)

Die Proben wurden auf adsorbierbare (AOX) und extrahierbare organisch gebundene Halogene (EOX) untersucht. Eine EOX-Belastung ist nicht nachweisbar. AOX-Gehalte sind an fast allen beprobten Standorten festzustellen (Abb. 92). Den mit Abstand höchsten Wert weist die Sedimentfalle an Position 3 mit 530 mg/kg TS auf. Im Mittel haben die Sedimentfallen Gehalte von **189 mg/kg TS**, wobei die Fallen im Norden mit rund 120 mg/kg TS am geringsten belastet sind. An den etwas südlicher gelegenen Standorten 8 und 9 sind Werte von 180-190 mg/kg zu verzeichnen, während im Südostteil der Bucht alle Werte über 200 mg/kg und damit

über den Werten aus den Bohrkernen liegen. Die Schwebstoffe aus der Sedimentfalle am Referenzpunkt sind mit 120 mg/kg so hoch belastet, wie die Schwebstoffe im nordwestlichen Teil der Bucht.

Die AOX-Gehalte der obersten Schicht der Bohrkerns wurden an allen Standorten bestimmt; hier liegen die Gehalte im nördlichsten Bereich der Bucht am höchsten (Maximum mit 250 mg/kg an Position 15). Der Bohrkern am Referenzpunkt weist mit 13 mg/kg TS einen deutlich niedrigeren Wert auf, als die Standorte in der Bucht. An den Positionen 1, 5, 12, 13 und am Referenzpunkt wurden die Gehalte aller Bohrkernschichten untersucht. An Position 5 kann in den Schichten 2 bis 4 keine AOX-Belastung festgestellt werden. Der Mittelwert aller übrigen Standorte liegt bei 157 mg/kg TS, wobei BK 1.1 mit 78 mg/kg den geringsten Gehalt in der Bucht aufweist, während BK 12.2 mit 280 mg/kg TS den höchsten Wert hat. Eine Tendenz der Zu- oder Abnahme der Werte in Abhängigkeit von der Tiefe ist nicht erkennbar. Die Gehalte am Referenzpunkt liegen zwischen 13 mg/kg (RP.1) und 23 mg/kg (RP.4).

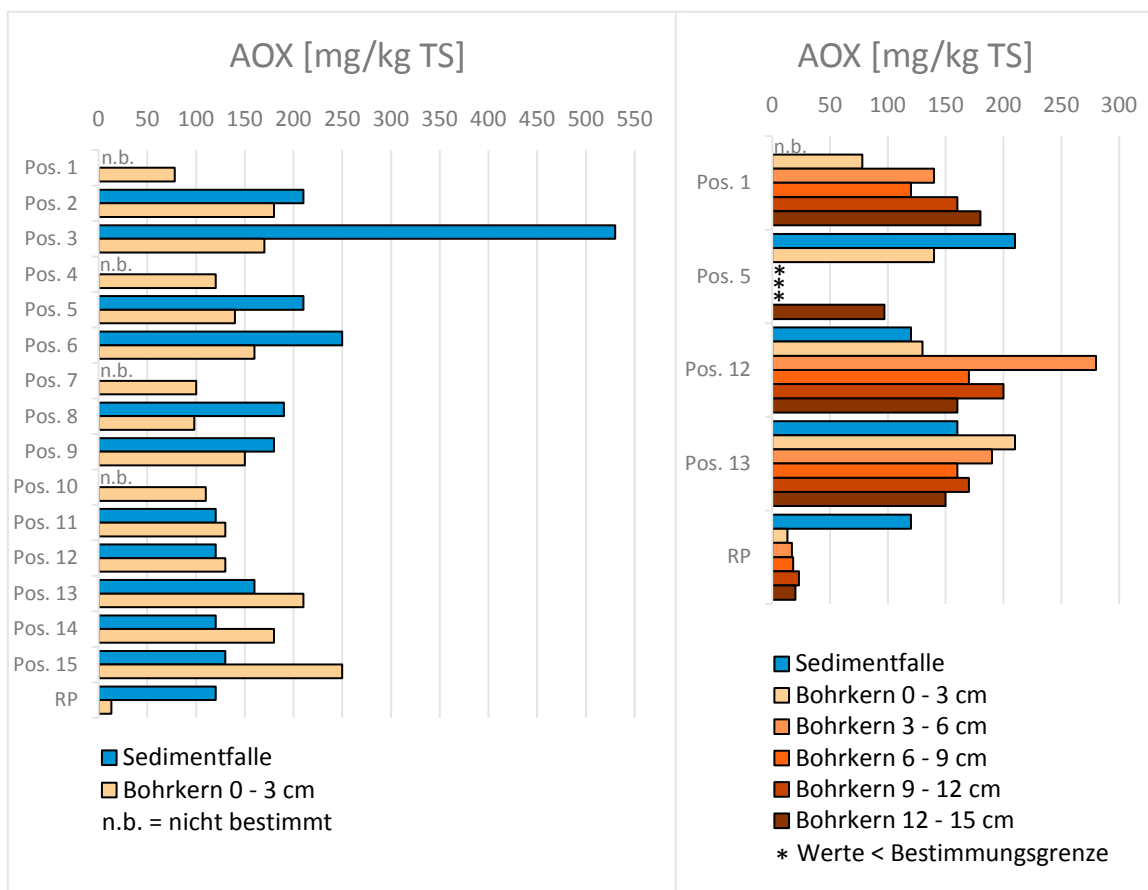


Abb. 92: AOX-Gehalte in den Feststoffen



## 6.5.2 Vergleiche der Verteilung der organischen Schadstoffe

In Bezug auf die räumliche Verteilung der organischen Schadstoffe lässt sich für die meisten Verbindungen eine deutlich höhere Kontamination der Bohrkern-Sedimente im Nordwesten der Bucht feststellen. Eine Ausnahme bilden die PCB- und Organozinn-Gehalte der Bohrkerns, die im Südosten der Bucht höher sind. In Abb. 93 sind die Verteilungen einer Auswahl organischer Schadstoffe jeweils für die oberste Schicht der Bohrkerns dargestellt. Die Graphik gibt keine absoluten Werte wieder, sondern einen Farbverlauf zwischen dem in der obersten Schicht gemessenen Minimal- und Maximalwert des jeweiligen Stoffes, um die Unterschiede der Verteilungsmuster zu verdeutlichen.

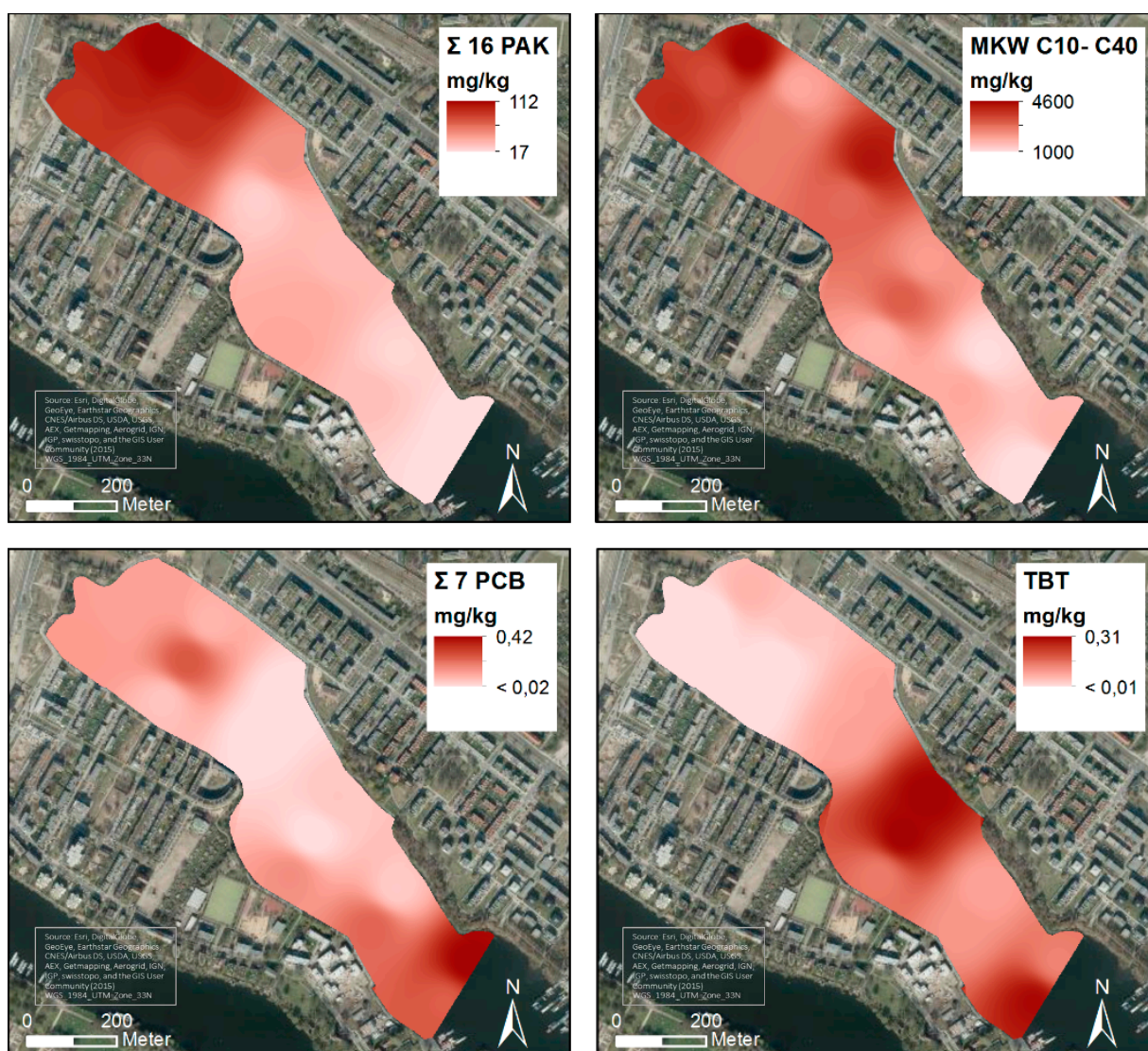


Abb. 93: Verteilungsmuster der Gehalte ausgewählter organischer Schadstoffe in der obersten Schicht der Bohrkerns

Die Sedimentfallen sind mit PCB im Nordwesten stärker belastet als im Südosten. Dagegen sind die Konzentrationen mit AOX und Organozinnverbindungen in den Sedimentfallen im Südosten höher als im Nordwesten. Bei den MKW- sowie PAK-Gehalten zeigen sich hingegen keine deutlichen Unterschiede in den Sedimentfallen zwischen dem NW- und SO-Becken.

6.5.2.1 Vergleich der organischen Schadstoffe: Nordwesten und Südosten der Bucht

Tab. 22 zeigt die Unterschiede der Kontamination in den Bohrkernen mit organischen Schadstoffen im Nordwesten und Südosten der Bucht. Hierin wird ersichtlich, dass der nördliche Bereich eine höhere Kontamination bei allen berechneten Werten, sowohl MKW als auch PAK, aufweist. Das Signifikanzniveau liegt bei allen Tests über 99,7 %.

Tab. 22: Vergleich der Kontamination im nördlichen und südlichen Bereich der Bucht (hinsichtlich der organischen Schadstoffe)

	C10-C22	C10-C40	Naphthalin	Acenaphthylen	Acenaphthen	Fluoren	PheNaNthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b)fluoroanthren	Benzo(k)fluoroanthren	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3-cd)	Dibenz(a,h)anthracen	Benzo(g,h,i)perylene	Summe 16 PAK
NW	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
SO																			
Sig. [%]	99,9	99,9	99,9	99,8	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
Belastung:	↑	= im Norden sig. höher						↑	= im Süden sig. höher						= kein Unterschied				

6.5.2.2 Vergleich der organischen Schadstoffe: Bohrkern und Referenzkern

Tab. 23 zeigt die unterschiedlichen Belastungssituationen mit organischen Schadstoffen in den Sedimenten der Bohrkern im Vergleich zum Referenzkern (Spree). Es wird ersichtlich, dass besonders der nordwestliche Bereich (Standort 9 bis 15) eine höhere Kontamination bei fast allen gemessenen Schadstoffen aufweist. Im südöstlichen Bereich liegen die Werte ebenfalls häufig über den Referenzwerten, jedoch gibt es auch Stellen bei denen keine höhere Belastung festgestellt werden kann. Geringere Werte existieren lediglich für Benzo(g,h,i)perylene an den Standorten 1 und 2. Das Signifikanzniveau liegt bei allen Tests über 99 %.

Tab. 23: Vergleich der Kontamination in den Bohrkernen mit dem Referenzkern (hinsichtlich der organischen Schadstoffe)

	C10-C22	C10-C40	Naphthalin	Acenaphthylen	Acenaphthen	Fluoren	Phenanthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b)fluoranthren	Benzo(k)fluoranthren	Benzo(a)pyren	Indeno(1,2,3-cd)	Dibenz(a,h)anthracen	Benzo(g,h,i)perylene	Summe 16 PAK
BK 1	↑		↑	↑	↑	↑	↑		↑	↑				↑	↑	↑		↓	↑
BK 2	↑						↑							↑	↑	↑	↑	↓	↑
BK 3	↑						↑							↑	↑	↑	↑		↑
BK 4	↑				↑		↑							↑	↑	↑	↑		↑
BK 5	↑		↑	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑		↑
BK 6	↑	↑	↑	↑		↑	↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑		↑
BK 7	↑	↑	↑		↑	↑	↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑		↑
BK 8	↑	↑			↑	↑	↑							↑	↑	↑	↑		↑
BK 9	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑		↑
BK 10	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
BK 11	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
BK 12	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
BK 13	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
BK 14	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
BK 15	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
Sig. [%]	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9
Belastung:	↑	= Bohrkern sig. höher						↓	= Bohrkern sig. niedriger						= kein Unterschied				

### 6.5.2.3 Vergleich der organischen Schadstoffe: Bohrkernen und den Sedimentfallen

In Tab. 24 sind die Unterschiede bezüglich der organischen Belastungen in den Bohrkernen und dem Mittelwert in den Sedimentfallen aufgeführt. Deutlich ist zu erkennen, dass im nordwestlichen Bereich (Standort 10-15) die Kontaminationen in den Bohrkernen überwiegend höher sind als in den Sedimentfallen. Lediglich bei C10-C20 ist nur der Bohrkern 11 höher belastet. Im südöstlichen Teil (Standort 1 bis 8) hingegen sind nahezu keine signifikanten Unterschiede zu den Sedimentfallen zu erkennen. Jedoch weisen die Standorte 3 bis 5 für C10-C20 und C10-C40, der Standort 4 für Fluoren sowie der Standort 1 für Dibenz(a,h)anthracen geringere Kontaminationen auf. Wie auch bei den Metallen und Nichtmetallen weisen die Tests ebenfalls eine Signifikanz von über 99,9 % auf.

Tab. 24: Vergleich der Kontamination in den Bohrkernen und den Sedimentfallen (hinsichtlich der organischen Schadstoffe)

	C10-C22	C10-C40	Naphthalin	Acenaphthylen	Acenaphthen	Fluoren	PheNaNthren	Anthracen	Fluoranthren	Pyren	Benz(a)anthracen	Chrysen	Benzo(b) fluoroanthren	Benzo(k) fluoroanthren	Benzo(a) pyren	Indeno(1,2,3-cd)	Dibenz(a,h) anthracen	Benzo(g,h,i) perylen	Summe 16 PAK	
BK 1																	←			
BK 2																				
BK 3	↓	↓																		
BK 4	↓	↓				↓														
BK 5	↓	↓																		
BK 6																				
BK 7																				
BK 8																				
BK 9		↑							↑	↑					↑					
BK 10		↑			↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑		↑	↑	
BK 11	↑	↑			↑		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑		↑	↑	
BK 12		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	
BK 13		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	
BK 14		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	
BK 15		↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	
Sig. [%]	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	99,9	
Belastung:	↑ = Bohrkern sig. höher						↓ = Bohrkern sig. niedriger						= kein Unterschied							

### 6.5.3 Organische Schadstoffe in den Eluaten

An den Eluaten wurden von den organischen Schadstoffen die PAK, MKW und OZV untersucht. Organozinnverbindungen können weder in den Eluaten aus den Bohrkernen noch aus den Sedimentfallen nachgewiesen werden - mit Ausnahme von geringen Mengen Dibutylzinn (BK 12.3: 0,11 µg/l, BK 12.2: 0,071 µg/l, SF 2: 0,081 µg/l) und Monobutylzinn (BK 12.3: 0,084 µg/l). Die Belastungssituation der Eluate mit MKW und PAK wird detaillierter in den folgenden Abschnitten beschrieben.

#### 6.5.3.1 MKW

In 43 Eluaten wurden MKW bestimmt, davon konnten in 29 Proben MKW nachgewiesen werden (Abb. 94). Die Gehalte in den Bohrkernen bewegen sich überwiegend zwischen 0,5 und 1,1 mg/l; BK13.1 bildet eine extreme Ausnahme mit einem Wert von 33 mg/l. Die Eluate der Sedimentfallen weisen größere Unterschiede zwischen den Standorten mit Werten zwischen 0,2 und 6,1 mg/l auf. Ein Muster in der räumlichen Verteilung ist nicht erkennbar – die höchsten Gehalte weisen die Sedimentfallen 12 (6,1 mg/l), 4 (4,9 mg/l) und 10 (4,7 mg/l) auf. Der niedrigste Wert wurde mit 0,2 mg/l an F5 und SF7 gemessen. Eine Abhängigkeit der Belastung der Eluatproben mit MKW von der Belastungssituation der Feststoffe lässt sich nicht feststellen.

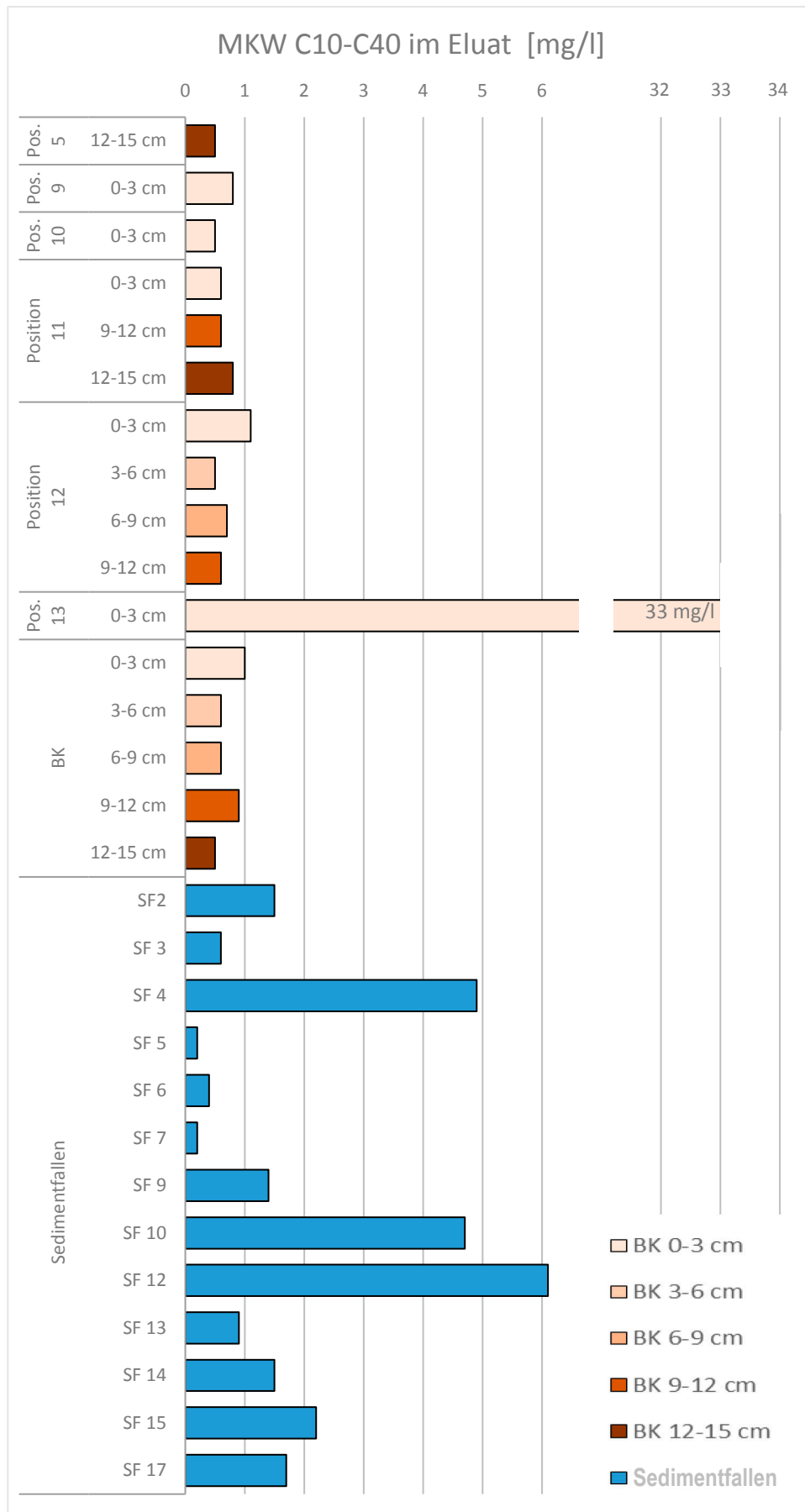


Abb. 94: MKW-Gehalte in den Eluaten

## 6.5.3.2 PAK

Zur Einordnung der Belastungssituation der Eluate mit PAK werden die Gehalte mit der geltenden ZHK-UQN verglichen. In Tab. 25 und Tab. 26 sind die PAK-Verbindungen aufgeführt, für die eine UQN verfügbar ist. Proben, bei denen der jeweilige PAK-Gehalt unterhalb der UQN liegt oder nicht nachweisbar ist, sind grün eingefärbt, Werte oberhalb der UQN rot. Ist der Standort grün markiert, ist er frei von PAK-Belastungen.

Tab. 25: PAK-Verbindungen in den Eluaten der Bohrkern in Bezug zur ZHK-UQN

	PAK-Verbindungen in µg/l						
	Naphthalin	Anthracen	Fluor-anthen	Benzo(b)-fluoroanthen	Benzo(k)-fluoroanthen	Benzo(a)-pyren	Benzo(g,h,i)-perylen
ZHK-UQN	130	0,1	0,12	0,017	0,017	0,27	0,0082
BK 1.1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 1.2	< BG	< BG	0,10	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 1.3	< BG	0,04	0,11	0,02	< BG	< BG	< BG
BK 1.4	< BG	0,03	0,15	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 3.1	0,46	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 4.1	< BG	< BG	0,06	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 5.5	< BG	< BG	0,08	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 7.1	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 8.1	< BG	0,03	0,23	0,15	0,07	0,04	0,06
BK 8.2	< BG	< BG	0,11	0,05	0,02	0,03	0,02
BK 8.3	< BG	< BG	0,10	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 8.4	0,36	0,02	0,06	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 8.5	0,22	< BG	0,18	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 9.1	< BG	1,00	1,40	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 10.1	0,34	< BG	0,06	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 11.1	0,36	< BG	0,11	0,02	0,03	0,04	0,02
BK 11.2	< BG	< BG	0,17	0,06	0,03	< BG	< BG
BK 11.3	< BG	< BG	0,23	0,04	0,02	< BG	< BG
BK 11.4	0,35	0,18	0,39	0,09	0,03	0,08	< BG
BK 11.5	< BG	0,08	0,04	0,07	0,09	0,08	0,07
BK 12.1	0,08	0,06	0,44	0,14	0,04	0,07	0,05
BK 12.2	< BG	0,03	0,27	0,07	0,04	< BG	< BG
BK 12.3	< BG	0,04	0,29	0,06	0,03	< BG	< BG
BK 12.4	< BG	0,03	0,30	0,04	0,02	< BG	< BG
BK 12.5	< BG	0,07	0,45	0,04	0,06	< BG	< BG
BK 13.1	< BG	0,22	0,60	0,08	< BG	0,04	< BG
BK 14.5	< BG	< BG	0,06	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 15.1	< BG	< BG	0,19	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 15.2	< BG	< BG	0,23	< BG	< BG	< BG	< BG
BK 15.3	< BG	0,04	0,39	0,09	0,05	0,05	0,05
BK 15.4	0,11	0,15	0,51	0,15	0,04	0,08	0,05
BK 15.5	0,09	0,11	0,28	0,07	0,03	0,05	0,03
BK RP.1	< BG	< BG	0,06	< BG	< BG	< BG	< BG

grün = Verbindung in Probe unter Bestimmungsgrenze bzw. Konzentration liegt unter ZHK-UQN

rot = Konzentration der Verbindung ist höher als ZHK-UQN



Tab. 26: PAK-Verbindungen in den Eluaten der Sedimentfallen in Bezug zur ZHK-UQN

	PAK-Verbindungen in µg/l						
	Naphthalin	Anthracen	Fluor-anthen	Benzo(b)-fluoroanthen	Benzo(k)-fluoroanthen	Benzo(a)-pyren	Benzo(g,h,i)-perylen
<b>ZHK-UQN</b>	130	0,1	0,12	0,017	0,017	0,27	0,0082
SF 1	< BG	< BG	0,11	0,07	0,03	0,03	0,04
SF 2	< BG	< BG	0,16	0,08	0,06	< BG	< BG
SF 3	< BG	0,06	0,21	0,20	0,06	0,12	0,11
SF 4	0,12	0,08	0,25	0,21	0,05	0,11	0,11
SF 5	< BG	< BG	0,10	0,08	0,03	0,04	0,04
SF 6	< BG	0,03	0,18	0,11	0,04	< BG	0,06
SF 7	< BG	0,02	0,15	0,09	0,03	0,05	0,05
SF 9	< BG	< BG	0,17	0,07	0,04	< BG	< BG
SF 10	0,14	0,07	0,28	0,10	0,06	0,09	0,07
SF 11	< BG	< BG	0,11	0,06	0,03	0,03	0,03
SF 12	0,12	0,06	0,23	0,07	0,03	0,09	0,07
SF 13	0,10	0,06	0,21	0,11	0,04	0,08	0,06
SF 14	< BG	0,03	0,21	0,14	0,05	0,08	0,07
SF 15	< BG	0,03	0,22	0,12	0,04	0,06	0,05
SF 17	< BG	0,03	0,40	0,14	0,06	0,07	0,07
SF RP	< BG	0,05	0,09	0,04	< BG	< BG	< BG

grün = Verbindung in unter Bestimmungsgrenze bzw. Konzentration liegt unter ZHK-UQN

rot = Konzentration der Verbindung ist höher als ZHK-UQN

Die Bohrkerngehalte (Tab. 25) an Naphthalin und Benzo(a)pyren liegen alle unterhalb der UQN bzw. vielfach unterhalb der Bestimmungsgrenze; bei den Sedimentfallen (Tab. 26) zeigt sich das Gleiche für Naphthalin, Anthracen und Benzo(a)pyren. In den Eluaten der Sedimentkerne wird im Südosten der Bucht (BK 1.1 – 7.1) eine geringere Belastung festgestellt. In diesem Bereich liegen bei sechs von acht Proben alle Werte unterhalb der UQN oder die Verbindungen sind nicht nachweisbar, bei den übrigen zwei wurde jeweils eine einzelne Verbindung festgestellt. Im Nordwestteil der Bucht liegen nur vier von 24 Proben (BK 8.1 – 15.5) unterhalb der UQN (oder Bestimmungsgrenze). Alle Eluate der Sedimentfallen innerhalb der Bucht sind mit mindestens drei bis vier unterschiedlichen PAK-Verbindungen belastet. Die Gehalte an Benzo(b)fluoranthen überschreiten die UQN in allen Proben. Unterschiede zwischen dem nördlichen und südlichen Bereich der Bucht lassen sich nicht feststellen. Am Referenzpunkt wird die UQN nur von Benzo(b)fluoranthen überschritten.

Bei Anwendung der JD-UQN wird der Grenzwert für Naphthalin bei keiner untersuchten Probe überschritten, der für Anthracen lediglich bei den gleichen fünf Bohrkern-Eluaten, wie auch bei der ZHK-UQN. Die Belastung mit Fluoranthen ist hoch und betrifft alle Sedimentfallenproben und alle nachgewiesenen Bohrkernproben. Die Norm für Benz(a)pyren liegt mit 0,00017 µg/l sehr niedrig und damit unter der Bestimmungsgrenze für Benzo(a)pyren. Bei den Eluaten aus den Sedimentfallen liegen 12 von 15 Proben aus der Bucht über der Bestimmungsgrenze und damit ebenfalls über der JD-UQN. Bei den Sedimentkernen liegen von 32 Werten zehn oberhalb der Bestimmungsgrenze und damit oberhalb der JD-UQN; alle zehn sind im nordwestlichen Teil der Bucht lokalisiert.

## **6.6 Biotests zur Bestimmung der Sedimenttoxizität**

Es wurden drei ökotoxikologische Tests zur Bewertung der Sedimentqualität in der Rummelsburger Bucht durchgeführt. Die Erläuterungen zu den Methoden sind dem Kapitel 5.3.3 zu entnehmen. Bei allen drei Tests handelt es sich um akute Ökotoxizitätstests, die chronische Toxizität wurde nicht erhoben. Negative Hemmwerte, d. h. der prozentualen Hemmung ist ein Minus vorangestellt, zeigen eine Förderung des beobachteten Effekts an. Im Folgenden werden die Ergebnisse dargestellt.

### **6.6.1 Begründung der Auswahl der Proben zur Bestimmung der Sedimenttoxizität**

Die Durchführung aller drei Tests ist aus Kostengründen auf 10 Proben beschränkt gewesen. Lediglich der Leuchtbakterientest wurde an allen Eluatproben durchgeführt. Ausschlaggebend für die Auswahl der Proben war die Höhe der Kontamination, die in den Feststoffproben ermittelt wurde. Es war zuerst angedacht, die Testbatterie an Proben der obersten Sedimentschicht 0-3 cm durchzuführen, da der Belastungsgrad der obersten Sedimentschicht eine zentrale Rolle in den Fragestellungen des Projekts darstellt. Jedoch musste davon abgesehen werden, weil die obersten Sedimentschichten aufgrund ihrer sehr hohen Wassergehalte nicht genügend Probenmaterial für die Elutionen hergaben. Insbesondere die benötigte Eluatmenge für den Wasserlinsentest von 700-1.500 ml setzte eine möglichst große Frischmassen-Probenmenge voraus. Mit zunehmender Tiefe der Sedimentschicht nimmt der Wassergehalt der Proben ab, daher weisen die Proben der untersten Schicht 12-15 cm die größten Probenmengen auf. Infolgedessen wurde entschieden, Proben mit sehr hohen Schadstoffgehalten auszuwählen, unter der Annahme, dass somit die am stärksten belasteten Sedimente aus der Rummelsburger Bucht der ökotoxikologischen Prüfung unterzogen werden und folglich weniger kontaminierte Sedimente keine höhere Toxizität aufweisen sollten.

Als nahezu mit organischen Schadstoffen unkontaminierte Kontrolle wurde die oberste Schicht des Referenzpunktes in den Probenumfang aufgenommen. Ebenso fiel die Wahl auf die Probe BK 1.2 (3-6 cm), um zum Vergleich eine weitere möglichst unbelastete Probe - in diesem Fall allerdings aus der Bucht stammend - zu berücksichtigen. Die Probe BK 14.5 ist mittelmäßig belastet und wurde sozusagen als Nachrücker in die Auswahl aufgenommen, da von dieser Probe sehr viel Probenmaterial vorhanden war. Ursprünglich war die Untersuchung der Probe SF 8 vorgesehen; allerdings war nach dem Auftauen der Probe und Bestimmung der Trockensubstanz absehbar, dass die Probenmenge nicht zur Herstellung einer genügenden Eluatmenge für den Wasserlinsentest ausreichen würde.

Die Einteilung in „belastete“ und „unbelastete“ Proben orientiert sich selbstverständlich nur an den hier gemessenen Schadstoffen, das Vorkommen weiterer Schadstoffe, die eine Toxizität verursachen können, kann nicht ausgeschlossen werden. In Tab. 27 sind die ausgewählten Proben und die Begründung der Auswahl aufgeführt.



Tab. 27: Begründung der Probenauswahl für die Durchführung der Ökotoxtests

Probe	Belastungsgrad der Feststoffe
BK 1.2	Probe mit niedriger Belastung
BK 1.5	hohe Belastung OZV und Schwermetalle
BK 6.1	höchste Belastung OZV
BK 8.5	höchste Belastung Schwermetalle
BK 11.5	höchste Belastung MKW und hohe Belastung PAK
BK 12.5	höchste Belastung PAK, hohe MKW-Gehalte, hohe Schwermetall-Gehalte
BK 14.5	mittelmäßige Belastung, als Ersatz für SF 8, viel Probenmaterial vorhanden
BK RP.1	Kontrolle, mit organischen Schadstoffen nahezu unbelastet, Schwermetalle meistens geringer als in der Bucht
SF 2	hohe OZV Belastung, MKW auch hoch
SF 9	höchste MKW Belastung

### 6.6.2 Sedimentkontakttest mit *Arthrobacter globiformis*

Ziel des Tests ist es, den D-Wert zu bestimmen, also die Verdünnungsstufe bei der die Hemmung der Dehydrogenase  $\leq 10\%$  beträgt und demnach die kleinste nicht mehr toxische Verdünnungsstufe darstellt.

In Tab. 28 sind die Ergebnisse des Sedimentkontakttests mit dem Testorganismus *Arthrobacter globiformis* angegeben. Acht Sedimentproben aus Bohrkernen und zwei Schwebstoffproben aus Sedimentfallen wurden dem Test unterzogen. Der Test wurde jeweils mit der unverdünnten Originalprobe, das entspricht der Verdünnungsstufe 1:1, und sechs weiteren Verdünnungsstufen durchgeführt. Die durch die Proben hervorgerufene Hemmung je nach Verdünnungsstufe ist in der Tabelle angegeben. Wenn die Originalprobe in der Verdünnungsstufe 1:1 bereits eine Hemmung von  $\leq 10\%$  erzeugt, werden die nachfolgenden Verdünnungsstufen nicht mehr durchgeführt. Als Ergebnis des Tests ist der D-Wert angegeben sowie der pT-Wert zur zahlenmäßigen Kennzeichnung der ermittelten Toxizität.

Die ermittelten pT-Werte zeigen, dass es sich bei den 10 ausgewählten Proben um unbelastete, unbedenklich belastete und kritisch belastete Sedimente handelt. Zwei Sedimentproben und eine der beiden Schwebstoffproben sind mäßig toxisch belastet, die oberste Schicht an Probenahmestelle 6 ist erhöht toxisch belastet. Es wurden zwei Schichten der Position 1 auf ihre Toxizität untersucht. Die obere Schicht (3-6 cm) ist höher belastet, als die darunterliegende Schicht (12-15 cm). Der Referenzpunkt in der Spree ist nicht belastet. Keine der untersuchten Proben kann als gefährlich belastet eingestuft werden.

Tab. 28: Ergebnisse Sedimentkontakttest mit *Arthrobacter globiformis*

Probenbezeichnung		BK 1.2	BK 1.5	BK 6.1	BK 8.5	BK 11.5	BK 12.5	BK 14.5	BK RP.1	SF 2	SF 9
		Hemmung der Dehydrogenaseaktivität [%]									
Verdünnungsstufe der Probe	1:1	99	99	95	5,5	100	99	100	10	10	100
	1:2	100	62	51		63	22	73			97
	1:3	80	65	47		64	17	9			97
	1:4	26	42	16		33	2	0			33
	1:6	30	9	31		30	5	6			25
	1:12	6	10	17		4	31 (A)	0			7
	1:24	0	6	0		16 (A)	0	7			0
D-Wert		12	6	24	1	12	4	3	1	1	12
pT-Wert		3	2	4	0	3	2	2	0	0	3

(A) = Ausreißer

nicht belastet	unbedenklich belastet	kritisch belastet	gefährlich belastet
0 = Toxizität nicht nachweisbar	1 = sehr gering toxisch belastet 2 = gering toxisch belastet	3 = mäßig toxisch belastet 4 = erhöht toxisch belastet	5 = hoch toxisch belastet ≥ 6 = sehr hoch toxisch belastet

### 6.6.3 Wasserlinsentest mit *Lemna minor*

Auch für den Wasserlinsentest ist es das Ziel, den D-Wert zu bestimmen. In diesem Fall also die Verdünnungsstufe bei der die Hemmung der mittleren spezifischen Wachstumsrate der Blattanzahl  $\leq 10$  % ist und demnach die kleinste nicht mehr toxische Verdünnungsstufe darstellt. Der Wasserlinsentest wird am Eluat durchgeführt.

In Tab. 29 sind die Ergebnisse des Wasserlinsentests mit dem Testorganismus *Lemna minor* angegeben. Der Test wurde jeweils mit der unverdünnten Originalprobe, das entspricht der Verdünnungsstufe 1:1, und vier weiteren Verdünnungsstufen durchgeführt. Die durch die Proben hervorgerufene Hemmung je nach Verdünnungsstufe ist in der Tabelle angegeben. Wenn die Originalprobe in der Verdünnungsstufe 1:1 bereits eine Hemmung von  $\leq 10$  % erzeugt, werden die nachfolgenden Verdünnungsstufen nicht mehr durchgeführt. Als Ergebnis des Tests ist der D-Wert angegeben sowie der pT-Wert zur zahlenmäßigen Kennzeichnung der ermittelten Toxizität.

Die ermittelten pT-Werte liegen zwischen 0 und 2, dies entspricht einer gering toxischen bzw. keiner Belastung. Der Testorganismus wird von den in den Eluaten freigesetzten Schadstoffen in seinem Wachstum nur so geringfügig negativ beeinflusst, dass keine Belastung der Proben nachgewiesen werden kann.

Tab. 29: Ergebnisse Wasserlinsentest mit *Lemna minor*

Proben- bezeichnung		BK 1.2	BK 1.5	BK 6.1	BK 8.5	BK 11.5	BK 12.5	BK 14.5	BK RP.1	SF 2	SF 9
		Hemmung der mittleren spezifischen Wachstumsrate der Blattanzahl [%]									
Verdünnungsstufe der Probe	1:1	21	31	28	3	11	11	18	2	7	72
	1:2	10	32	11	3	14	5	26	10	6	64
	1:3	21	37	n.b.	9	-1	1	11	0	1	2
	1:4	19	36	n.b.	-4	3	-3	3	2	0	-3
	1:6	6	6	3	3	2	-5	6	0	3	2
D-Wert		6	6	6	1	3	2	4	1	1	3
pT-Wert		2	2	2	0	1	1	2	0	0	1

n.b. = nicht bestimmt

nicht belastet	unbedenklich belastet	kritisch belastet	gefährlich belastet
0 = Toxizität nicht nachweisbar	1 = sehr gering toxisch belastet 2 = gering toxisch belastet	3 = mäßig toxisch belastet 4 = erhöht toxisch belastet	5 = hoch toxisch belastet ≥ 6 = sehr hoch toxisch belastet

#### 6.6.4 Leuchtbakterientest mit *Vibrio fischeri*

Ziel des Tests ist es, den G-Wert zu bestimmen, also die Verdünnungsstufe bei der die Hemmung der Biolumineszenz  $\leq 20\%$  ist und demnach die kleinste nicht mehr toxische Verdünnungsstufe darstellt.

Der Leuchtbakterientest wurde an allen 51 Eluaten durchgeführt. In folgender Abbildung sind die Ergebnisse des Leuchtbakterientests mit dem Testorganismus *Vibrio fischeri* angegeben. Der Test wurde jeweils mit der unverdünnten Originalprobe, das entspricht der Verdünnungsstufe 1:1, und sechs weiteren Verdünnungsstufen durchgeführt. Die durch die Proben hervorgerufene Hemmung je nach Verdünnungsstufe ist in der Tabelle angegeben. Als Ergebnis des Tests ist der G-Wert angegeben sowie der pT-Wert zur zahlenmäßigen Kennzeichnung der ermittelten Toxizität. In Abbildung 95 sind von allen Eluatproben (35 Bohrkernproben, 16 Sedimentfällen) die ersten nicht toxischen Verdünnungsstufen angegeben. Darüber hinaus sind die Balken entsprechend ihrer Bewertung nach Ermittlung des pT-Werts eingefärbt (vgl. Kap. 4.4, Tabelle 2). Die oberen 35 dargestellten Werte (BK 1.1 – BK RP 1) zeigen die Ergebnisse für die Eluate aus den Bohrkernproben. Es folgen die Ergebnisse für Eluate, die aus den Schwebstoffen (Sedimentfällen) gewonnen wurden (SF 1 – SF RP). Die Eluate der Bohrkernproben sind alle nicht oder unbedenklich belastet. Die Proben der Probenahmestellen 1 – 9 (BK 1 – 9.1), insbesondere aus dem südöstlichen Teil der Rummelsburger Bucht, sind alle nicht belastet, die Originalproben haben keine Hemmwirkungen  $< 20\%$  hervorgerufen. Eine Ausnahme bildet hier die Probe der Position 5, die als „unbedenklich belastet“ eingestuft wurde. Im nordwestlichen Teil der Bucht (BK 10.1 – BK 15.5) reagierten die Testorganismen in den Verdünnungsstufen 1, 2, 3 und 4 mit Hemmungen der Leuchtintensität  $< 20\%$ . Die ermittelten pT-Werte liegen maximal bei 2, die Proben gelten hier als sehr gering bis gering toxisch belastet und können in der Summe als „unbedenklich belastet“ eingestuft werden.

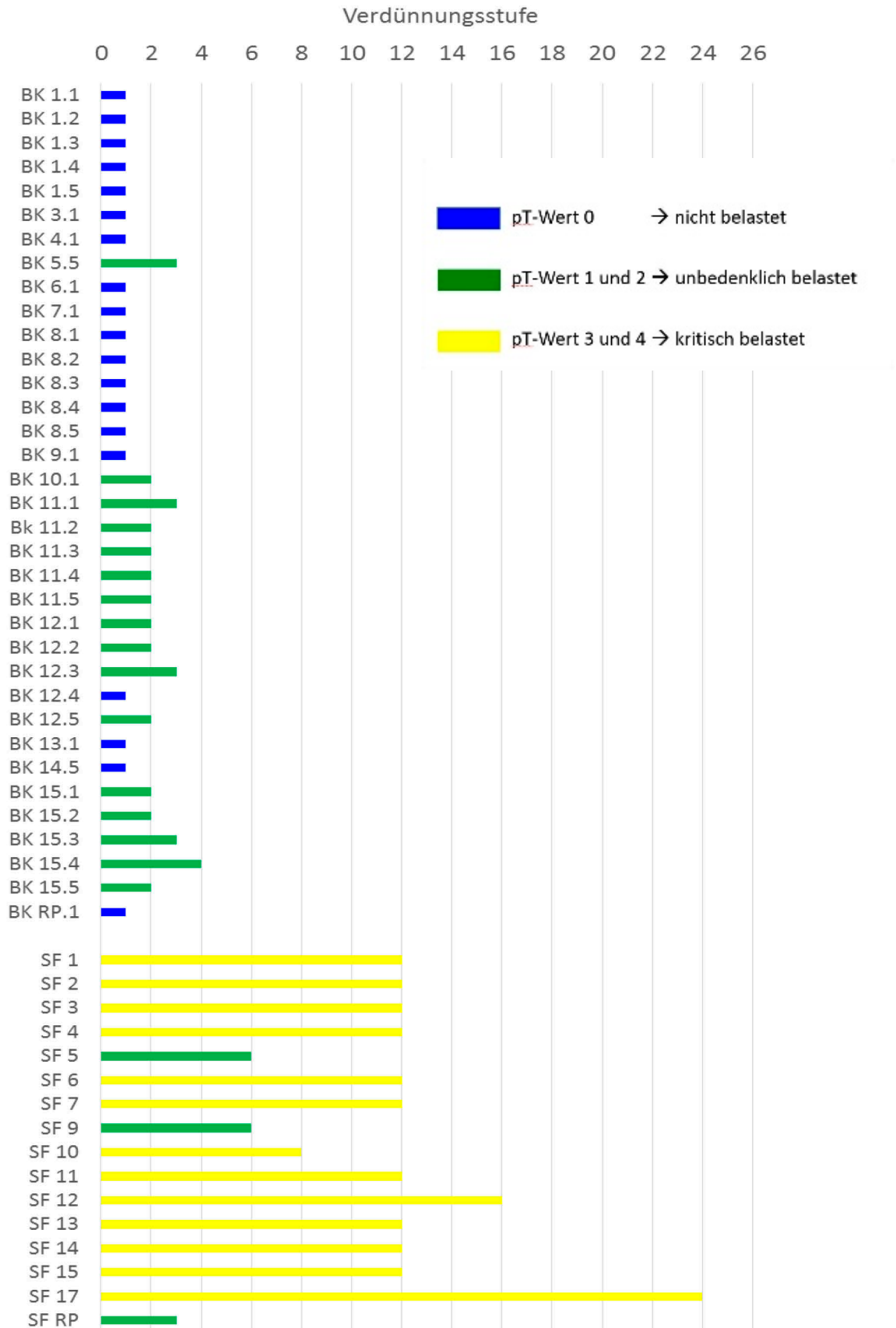


Abb. 95: Ergebnisse Leuchtbakterientest

Die Ergebnisse aus den Leuchtbakterientests mit den Eluaten der Schwebstoffe (Sedimentfallen) zeigen für alle Proben alle eine kritische Belastung an. Ausnahmen bilden die Proben der Positionen 5 und 9 (SF 5 und SF 9) sowie der Referenzpunkt (RP). Die meisten Proben verursachten nach der Verdünnungsstufe 12 eine geringere Hemmung der Leuchtintensität als  $< 20\%$ . Die Probe der Position 17 erreichte erst nach der Verdünnungsstufe 24 eine nicht toxische Hemmung, dies entspricht dem pT-Wert 4 und wird wie der pT-Wert 3 als „kritisch belastet“ bewertet.

Die deutlich unterschiedlichen Wirkungen der Eluate aus den Bohrkernproben und der aus dem eluierten Material der Sedimentfallen auf den Testorganismus *Vibrio fischeri* müssen mit den Schadstoffkonzentrationen der Eluate in Bezug gesetzt werden. Eine ausführliche Darstellung wurde in den Kapiteln 6.4.3 und 0 vorgenommen, mit dem Resultat das die Schwermetalle - bis auf einige Eluatproben mit nachweislichen Kupferkonzentrationen - nicht durch den Schüttelversuch mobilisiert wurden.

Von den organischen Verbindungen wurden nur die Konzentrationen von MKW, PAK und die OZV in den Eluaten untersucht. Von den Organozinnverbindungen wurde DBT in den Eluatproben BK 12.2, BK 12.3 und SF 2 nachgewiesen. In Abb. 96 sind die Feststoffgehalte der Proben sowie deren prozentuale Mobilisierung in die Eluate für die  $\Sigma$  16 PAK, und in Abb. 97 selbiges für die MKW dargestellt.

Als Mobilisierung ist die prozentuale Masse eines eluierten Inhaltsstoffs, bezogen auf die Trockenmasse des Feststoffs, zu verstehen. Die Mobilisierung wurde nach DIN 19529:2009-01 berechnet. Die Feststoffgehalte, hier mit **blauen Balken** dargestellt, sind an der oberen X-Achse abzulesen. Die mobilisierten Schadstoffmengen in Prozent sind mit **orangenen Balken** abgebildet und orientieren sich an der unteren X-Achse. Ein **grüner Balken** zeigt die Eluatproben an, in denen eine Mobilisierung von MKW bzw. PAK nicht eindeutig nachweisbar ist.

Die Freisetzung der PAK liegt mit 0,01 bis 0,4 % - bei Betrachtung der ermittelten Mobilisierung für Probe BK 9.1 mit 0,47 % als Ausreißer – niedriger als die Mobilisierung der MKW, die sich in einem Bereich zwischen 0,05 bis 4,94 % befindet. Allerdings wurden aus mehreren Bohrkernproben gar keine MKW freigesetzt. Bei den MKW-Konzentrationen kann die Probe BK 13.1, mit einer Mobilisierung von 10 %, ebenfalls als Ausreißer angenommen werden. Diese Probe stammt aus einem Bereich der Rummelsburger Bucht, wo eine MKW-Belastung deutlich sichtbar ist. Bemerkenswert ist, dass die Eluate aus den unteren Schichten der Probenahmestelle 11 (BK 11.3, 11.4, 11.5) nur eine sehr geringe bis gar keine MKW-Mobilisierung aufweisen, obwohl an dieser Stelle extrem hohe Feststoffgehalte in den Bohrkernsedimenten nachweisbar sind.

Die Verteilung der Schadstoffkonzentrationen in den Eluaten der Bohrkernproben und der Sedimentfallenproben wurde statistisch auf ihre Signifikanz hin untersucht. Da die Variablen nicht normal verteilt sind, wurde der Wilcoxon-Rangsummentest zur Überprüfung herangezogen. Es zeigt sich, dass es keinen signifikanten Unterschied zwischen den PAK-Konzentrationen in den Eluaten der Bohrkernproben (BK) und denen der Schwebstoffproben (SF) gibt. Anders gestaltet sich das Ergebnis bei den MKW-Konzentrationen, hier liegt mit 99 %iger Wahrscheinlichkeit ein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Probengruppen vor.

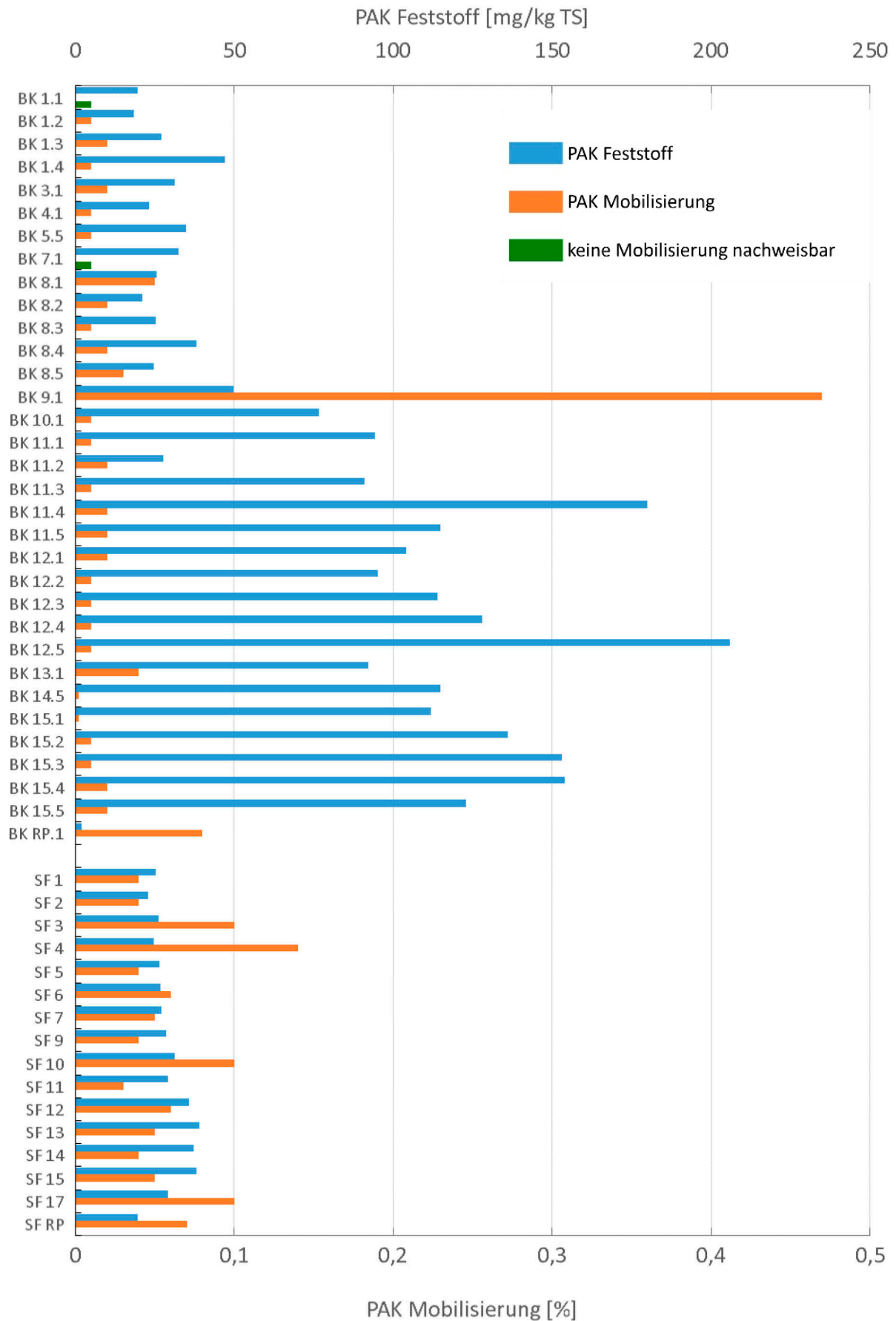


Abb. 96: PAK - Feststoffgehalte und Mobilisierung durch Elution

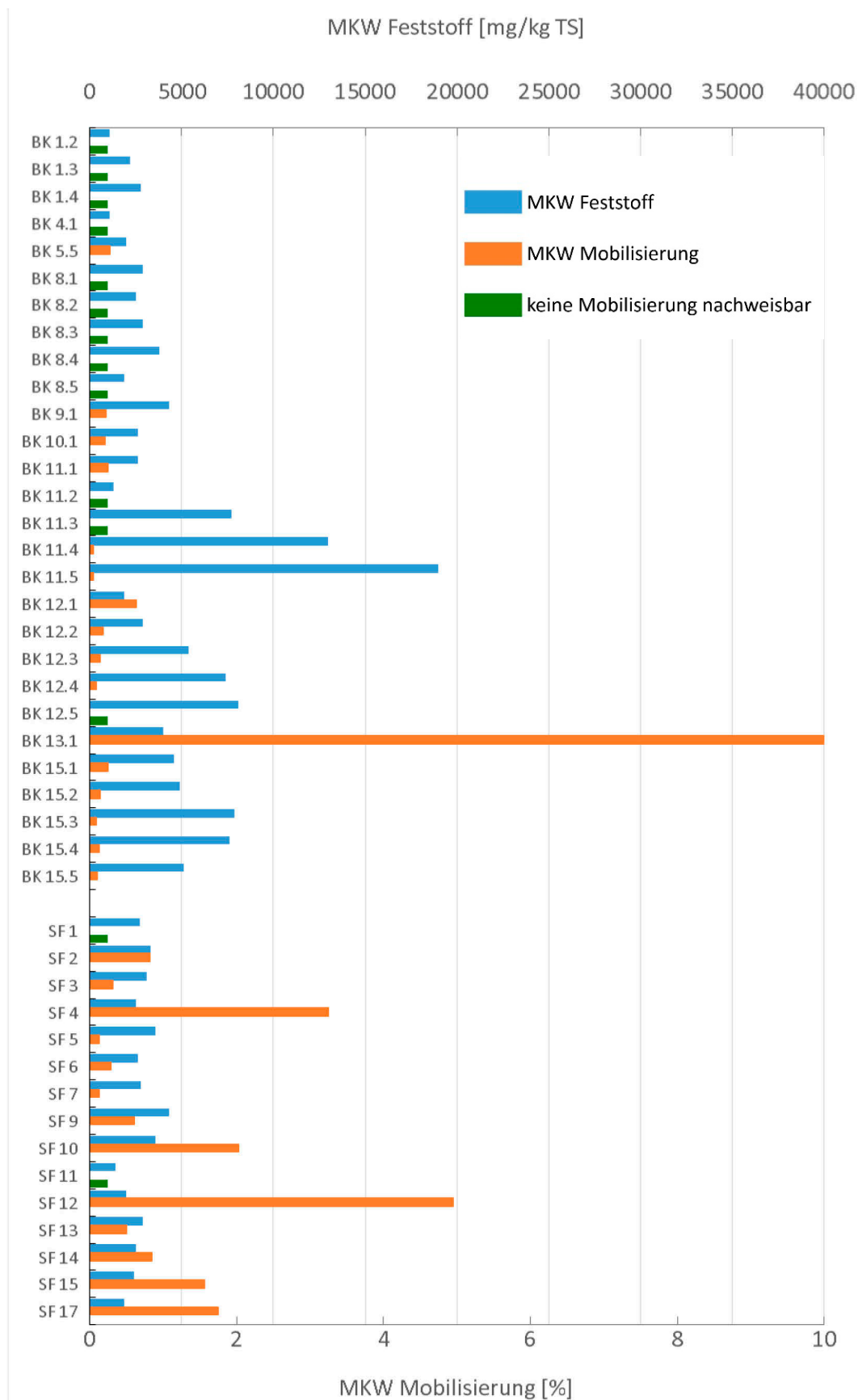


Abb. 97: MKW - Feststoffgehalte und Mobilisierung durch Elution



In Tab. 30 werden alle Testergebnisse der zehn für die Testbatterie ausgewählten Proben zusammengefasst und abschließend bewertet. Die Ergebnisse zeigen, dass die Hälfte der Proben als „kritisch belastet“ einzustufen ist.

Es wurde jedoch immer nur bei einem der drei Testorganismen eine Hemmung hervorgerufen, die in einer Bewertung im kritischen Bereich resultiert. Die andere Hälfte der Proben wird als „nicht belastet“ oder „unbedenklich“ eingestuft. Als „nicht belastet“ werden die Proben des Referenzpunktes in der Spree und der Probenahmestelle 8 in der Bucht bewertet. Die Referenzprobe (Bohrkern BK RP 1) gilt hinsichtlich der Konzentration an organischen Schadstoffverbindungen in den Feststoffen als unbelastet. Es liegen nur geringste Mengen an AOX und PAK (Fluoranthen) vor. Die statistische Auswertung zeigt zudem, dass die Werte in der Rummelsburger Bucht sowohl für die organischen Verbindungen als auch für die Schwermetalle signifikant höher sind. Die Schwermetallgehalte der Bohrkernprobe am Referenzpunkt liegen jedoch mit Ausnahme von Quecksilber über den effektbasierten SQG von DE DECKERE et al. (2011). Eine toxische Wirkung, hervorgerufen durch die Metalle im Sediment, wäre demnach durchaus möglich gewesen. Da allerdings auch die Probe BK 8.5 im Sedimentkontakttest keine Hemmung beim Testbakterium hervorgerufen hat, ist davon auszugehen, dass die im Feststoff gebundenen Schwermetalle nicht in einer bioverfügbaren Form vorliegen. Ebenso hat der Elutionstest mit destilliertem Wasser als mildes Elutionsmittel gezeigt, dass sich die Schwermetalle aus den Feststoffen (außer Kupfer bei einigen Proben) nur schwer mobilisieren lassen.

Der an den Eluat durchgeführte Wasserlinsentest zeigt als Ergebnis die Bewertung von „keiner bis zu einer sehr geringen Toxizität“ auf. Im Hinblick auf die geringen Schwermetallkonzentrationen in allen Proben und MKW-Konzentrationen der Bohrkern-Eluate ist dies schlüssig. Viele der PAK-Einzelverbindungen überschreiten hingegen die ZHK-UQN, scheinen aber den Testorganismus *Lemna minor* in diesen Konzentrationen nicht schädlich zu beeinflussen. Die Reaktion der Leuchtbakterien auf die Eluate wurde bereits weiter oben erläutert.

Der Testorganismus *Arthrobacter globiformis* reagiert in einigen Fällen recht sensitiv auf die Schadstoffe in den Feststoffen der Rummelsburger Bucht. Allerdings lässt sich bei einem Probenumfang von 8 belasteten und 2 unbelasteten Proben keine repräsentative Aussage dazu treffen. In anderen Untersuchungen konnte jedoch eine sehr hohe toxische Wirkung von Zink auf *Arthrobacter globiformis* nachgewiesen werden (NEUMANN-HENSEL & PUDENZ 2003, DIN 38412-48:2002-09).

Tab. 30: Bewertung ausgewählter Proben anhand ihrer Toxizität

Proben- bezeichnung	<i>Arthrobacter globiformis</i>		<i>Lemna minor</i>		<i>Vibrio fischeri</i>		Ergebnis	Schadstoffsituation	
	Proben- matrix	pT- Wert	Proben- matrix	pT- Wert	Proben- matrix	pT- Wert		Feststoff	Eluat
BK 1.2	Sediment	3	Eluat	2	Eluat	0	<b>kritisch belastet</b>	niedrige Belastung	niedrige Belastung
BK 1.5	Sediment	2	Eluat	2	Eluat	0	<b>unbedenklich belastet</b>	hohe Belastung OZV und SM	keine Angaben
BK 6.1	Sediment	4	Eluat	2	Eluat	0	<b>kritisch belastet</b>	höchste Belastung OZV	keine Angaben
BK 8.5	Sediment	0	Eluat	0	Eluat	0	<b>nicht belastet</b>	höchste Belastung SM	niedrig belastet
BK 11.5	Sediment	3	Eluat	1	Eluat	1	<b>kritisch belastet</b>	höchste Belastung MKW und hohe Belastung PAK	hohe Belastung PAK
BK 12.5	Sediment	2	Eluat	1	Eluat	1	<b>unbedenklich belastet</b>	höchste Belastung PAK, hohe MKW- Gehalte, hohe SM-Gehalte	hohe Belastung PAK
BK 14.5	Sediment	1	Eluat	2	Eluat	0	<b>unbedenklich belastet</b>	mittelmäßige Belastung	niedrig belastet
BK RP.1	Sediment	0	Eluat	0	Eluat	0	<b>nicht belastet</b>	Kontrolle, mit org. Schadstoffen nahezu unbelastet, SM meistens geringer als in der Bucht	niedrig belastet
SF 2	Sediment	0	Eluat	0	Eluat	3	<b>kritisch belastet</b>	höchste Belastung OZV der SF, MKW auch hoch	mit PAK und MKW mittelmäßig belastet
SF 9	Sediment	3	Eluat	1	Eluat	2	<b>kritisch belastet</b>	höchste Belastung MKW der SF	mit PAK und MKW mittelmäßig belastet



## 7 DISKUSSION

Die Seesedimente der Rummelsburger Bucht wurden im Laufe der letzten Jahrzehnte mehrfach hinsichtlich der chemischen und physikalischen Qualität untersucht (BfG 2015, PACHUR & ZELLMER 1998, WERNER 2011 & 2012, WOLTER & RIPL 1999 & 2001). Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass in den Sedimenten des Gewässers eine hohe Grundbelastung vorliegt. Die gesamtäumliche Verteilung als auch der Schadstoffgradient in den obersten 15 cm der Sedimentschicht ist jedoch ungeklärt. Es ist somit auch nicht ersichtlich ist, ob es in den letzten Jahren zu einer Ausbildung einer frischen, unbelasteten Sedimentschicht gekommen ist bzw. ob diese einer mechanischen Resuspension unterliegt. Es fehlt daher auch vor diesem Hintergrund eine systematische, flächendeckende und zeitlich hochaufgelöste Untersuchung der Resuspensionsdynamik und der Stoffeinträge, insbesondere durch eine wind- und welleninduzierte Bewegung des Wasserkörpers. Darüber hinaus ist nicht bekannt, welche Rolle der lokale Bootsverkehr spielt und welche Relevanz lokale Stoffeinträge für die Sedimentdynamik in der Rummelsburger Bucht haben.

### 7.1 Randbedingungen und Sedimentdynamik in der Rummelsburger Bucht

Die gemessenen **Wassertemperaturen** zeigen, dass der Wasserkörper der Rummelsburger Bucht nahezu das gesamte Jahr vertikal gleiche Temperaturen aufweist. In den Sommermonaten entwickeln sich geringe Temperaturgradienten, die aber nicht ausreichen, um eine ausgeprägte thermische Schichtung über längere Zeit auszubilden. Die Bucht kann daher im Messzeitraum als polymiktisch klassifiziert werden. Dies ist unter anderem auf die geringe Wassertiefe und die annähernd in Streichrichtung NW-SE verlaufende Hauptwindrichtung zurückzuführen (MANIAK 2010). Die Wassertemperaturen folgen demnach zeitnah den klimatischen und witterungsbedingten Veränderungen. Als Obergrenze wird in der RICHTLINIE 2006/44/EG eine Wassertemperatur von maximal 27-29° C angegeben, welche im Untersuchungszeitraum der Rummelsburger Bucht mit 26° C knapp unterschritten wird. Damit wird auch die Anforderung der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) an den guten ökologischen Zustand des Metapotamals erfüllt ( $T_{\max}$  28° C) (BGBL 2011).

Die **pH-Werte** liegen innerhalb des Untersuchungszeitraums im neutralen bis leicht alkalischen Bereich; aufgrund der Umsetzungsprozesse der Photosynthese sind die höheren Werte in den Sommermonaten anzutreffen. Die gemessenen pH-Werte in der Bucht können für die Biota als unproblematisch erachtet werden, da für die meisten Organismen pH-Werte zwischen 6 und 9 als dauerhaft verträglich gelten (DVWK-Merkblatt 227/1993). Die Anforderungen an den guten ökologischen Zustand gemäß OGewV erfüllen die pH-Werte in der Bucht nicht; hierfür dürften diese nur Maximalwerte von 8,5 erreichen, statt des gemessenen Maximums von 8,9 (BGBL 2011).

Die in der Bucht gemessenen **Leitfähigkeitswerte** liegen zwischen 731 und 930  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Sie sind in Bezug auf die aquatische Lebensgemeinschaft als kritisch zu betrachten, da laut UBA (2003) Werte über 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$  zu Einschränkungen oder zum Absterben von Süßwasserorganismen führen können. Allerdings wird der im

DVWK-Merkblatt 227/1993 genannte Grenzwert für einen erträglichen Salzgehalt in Fließgewässern von 1.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in der Bucht nicht überschritten. WOLTER & RIPL (1998) führen die hohen Leitfähigkeitswerte in der Bucht auf den Einfluss des Ruschegrabens zurück, welcher vermutlich zum Teil von salzhaltigem Grund- und Schichtenwasser gespeist wird. Diese Annahme wurde durch Grundwasseranalysen und nachgewiesene hohe Silikatgehalte im Ruschegraben zwar untermauert, jedoch zeigt die Betrachtung der langjährigen Messreihen des gewässerchemischen Monitorings des Berliner Senats (Messstelle Rummelsburger See 1991-2012; Baumschulenweg 1990-2012) eine ähnliche Bandbreite der Messwerte auf. In der Spree wurden an der Messstelle Baumschulenweg Werte zwischen 599-885  $\mu\text{S}/\text{cm}$  gemessen, das langjährige Mittel beläuft sich auf 728  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (SENSTADTUM 2012). An der Messstelle Rummelsburger See (Seemitte) befinden sich bei einem langjährigen Mittel von 744  $\mu\text{S}/\text{cm}$  die Werte in einem Bereich zwischen 537-980  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (SENSTADTUM 2012).

Der **Sauerstoffgehalt** eines Gewässers ist das Ergebnis sauerstoffzehrender und -liefernder Vorgänge und wird sehr leicht von internen und externen Faktoren beeinflusst, was in zum Teil stark schwankenden Werten resultiert (DVWK-Merkblatt 227/1993). Dementsprechend ist der Gehalt an gelöstem Sauerstoff auch in der Rummelsburger Bucht starken Fluktuationen unterworfen. Die Zeiträume mit hoher Übersättigung im oberflächennahen Bereich gehen einher mit der Wachstumsperiode von Sauerstoff produzierendem Phytoplankton. Für den Abbau organischer Substanz wird Sauerstoff benötigt. Da der Prozess der Sauerstoffübersättigung einige Zeit in Anspruch nehmen kann, kann überschüssiger Sauerstoff den Abbau kurzfristig ermöglichen (SCHÖNBORN 2000). Diese Übersättigungen weisen immer auf eine mögliche Gefährdung durch Eutrophierungsprozesse hin, da durch den Abbau abgestorbener Biomasse in tieferen Schichten Sauerstoff gezehrt wird, was zu verminderten Sauerstoffgehalten führt (DVWK-Merkblatt 227/1993). Dies ist auch in der Rummelsburger Bucht zu beobachten.

Während in den Sommermonaten Übersättigungen an der Oberfläche registriert werden (über 180 %), nimmt mit zunehmender Tiefe der Sauerstoffgehalt ab und liegt in drei Metern Tiefe teilweise unter 20 %, bzw. 2 mg/l. Diese Sauerstoffverarmung tritt jedoch nur in sehr kurzen Zeitperioden auf, meist liegen die Werte über 40 % (5 mg/l). WOLTER & RIPL (1998) wiesen auf diese vereinzelt auftretende Sauerstoffarmut im Tiefenwasser hin und bezeichneten das Gewässer als hoch eutroph. Gemäß RICHTLINIE 2006/44/EG erfüllt die Rummelsburger Bucht in puncto Sauerstoffgehalt die Mindestanforderung für Cyprinidengewässer (Cypriniden = Karpfenartige), dass nämlich 50 % der Werte im Jahresgang 7 mg/l nicht unterschreiten dürfen. Dieser Wert stellt gemäß OGeWV auch den Jahresminimalwert als Anforderung an den guten ökologischen Zustand für Fließgewässer wie die Spree (Typ 15 g) dar, welcher aber in der Rummelsburger Bucht nicht erreicht wird (BGBL 2011). Ein weiteres Problem für den Sauerstoffhaushalt sind Niederschläge im trennentwässerten Einzugsgebiet, bei denen das Regenwasser auf den versiegelten innerstädtischen Flächen in die Regenwasserkanalisation und somit direkt und ungereinigt in die Gewässer abfließt. Die auf den versiegelten Flächen akkumulierten organischen Stoffe können im Gewässersystem zu einer erhöhten Sauerstoffzehrung infolge aerober Abbauprozesse bis hin zum Fischsterben führen. Der Ruschegraben leitet sowohl bei höheren

Niederschlägen als auch bei Trockenwetterabflüssen, die durch Schmutzwasserfehleinleitungen geprägt sind, hohe Schad- und Nährstofffrachten in die Bucht (LAMBERT et al. 2010, RÜTER & BLASCHKE 2014). Während die jährliche Phosphorfracht mit 438 kg relativ genau beziffert werden kann, ist eine Abschätzung der Schadstofffrachten lediglich für Zink (257 kg/a) möglich. Um eine Abschätzung weiterer Schadstoffeinträge an den insgesamt 162 t/a eingetragenen und abfiltrierbaren Stoffen vornehmen zu können, ist die Datenlage hier zu gering bzw. fehlt ein dauerhaftes Monitoring (LAMBERT et al. 2010, RÜTER & BLASCHKE 2014). Bei Betrachtung der Jahresganglinie des Sauerstoffgehaltes in der Rummelsburger Bucht fallen die plötzlichen Sauerstoffzehrungen bis auf Normalniveau nach den von Höchstwerten geprägten Phasen auf, besonders ab Mai 2015. Diese können zum Teil durch biologische Prozesse bestimmt sein (Selbstbeschattung des Phytoplanktons, Phyto-/Zooplanktonverhältnis u. ä.), jedoch fallen die Einbrüche des Sauerstoffgehaltes in 1 m Tiefe vom 13.06., 05.07. und 19.07.2015 exakt mit Niederschlagsereignissen zusammen, bei denen 13 mm/1,5 h, 9 mm/2 h und 10 mm/1 h im Bereich der Rummelsburger Bucht niedergingen (Abb. 98). Das zeitnahe Reagieren von Sauerstoffgehalten auf die Niederschläge in Bereichen der Berliner Stadtsprees ist u.a. von RIECHEL (2009) dokumentiert. Da oberhalb der Rummelsburger Bucht keine Mischwassereinleitungen in die Spree erfolgen, ist der Einfluss von dieser Seite als eher gering einzustufen. Ob der partielle Sauerstoffmangel an den oben betrachteten Tagen ausschließlich auf den Einfluss des Ruschegrabens zurückzuführen ist oder welchen Anteil dieser am Sauerstoffhaushalt im See hat, kann an dieser Stelle nicht geklärt werden.

Mit einer Zufuhr von **gelösten Stoffen** sowie **Schwebstoffen** über den Ruschegraben und in gewissem Umfang über die Spree im Zuge von Niederschlagsereignissen in die Rummelsburger Bucht ist zu rechnen und im Falle des Ruschegrabens auch direkt am Einlauf zu beobachten. Dabei müssten sich die Feststoffeinträge auf die Trübung im Gewässer auswirken. In Abb. 24 (Kap. 5.4.2) ist ein Zusammenhang zwischen Niederschlagsereignissen und dem Anstieg der Trübung während des Zeitraums vom 06.11.2014 bis 17.01.2015 zu erkennen. Besonders dem Starkniederschlag am 09.01.2015, bei dem über 10 mm binnen einer Stunde fielen, folgte eine erhebliche Zunahme der Trübung.

Ein nur sehr geringer Anteil des Windes an der Remobilisierung in dieser Zeit lässt die Annahme zu, dass der Trübungsanstieg in erster Linie auf den Niederschlag und den damit einhergehenden Eintrag in den See zurückzuführen ist. Auch bei anderen Niederschlagsereignissen im betrachteten Zeitraum, ist diese Reaktion zu beobachten. Wird unter diesem Aspekt der gesamte Jahresgang der Trübung und der Niederschläge betrachtet, wird ersichtlich dass dieses Verhalten in dieser Ausprägung nicht zu anderen Zeiten bzw. nicht in dem Maße zu beobachten ist (Abb. 99). So löst im Gegensatz zum 19.07.2015 (10,9 mm/2 h) das Niederschlagsereignis vom 13.06.2015 (14,3 mm/1 h 15 min) keinen zeitnahen Sprung in den Trübungswerten aus. Nach dem Ereignis am 13.06.2015 zeigen die Trübungsmesswerte in 1 m Tiefe zwar einen unmittelbaren Anstieg, in 3 m Tiefe fallen die Werte aber zunächst ab. Ein durchgehender Zusammenhang zwischen Niederschlag und Trübung kann vor dem Hintergrund der vorliegenden Messdaten nicht zwingend hergestellt werden, ist jedoch anhand individueller Ereignisse sehr wohl in der deutlichen Reaktion der Messwerte

sichtbar. Ursache hierfür kann eine unterschiedlich starke Ausbreitung von Abflüssen aus dem Ruschegraben sein. Unterschiedliche Temperatur- und Dichteverhältnisse der sich durchmischenden Wasserkörper, lokale Strömungsverhältnisse und die mitgeführte Sedimentfracht stellen weitere Faktoren dar, welche die Herstellung eines Zusammenhanges zwischen Niederschlag und Trübung erschweren.

Neben Niederschlagsereignissen und Einträgen aus dem Ruschegraben sind als weitere sich auf die Trübung in der Rummelsburger Bucht potenziell auswirkende Faktoren zu nennen: Schwebstoffe, die über die Spundwandöffnung von der Spree in die Bucht gelangen, vom Wind eingebrachte Feststoffe, die Primärproduktion und die Remobilisierung von Sedimenten innerhalb der Bucht.

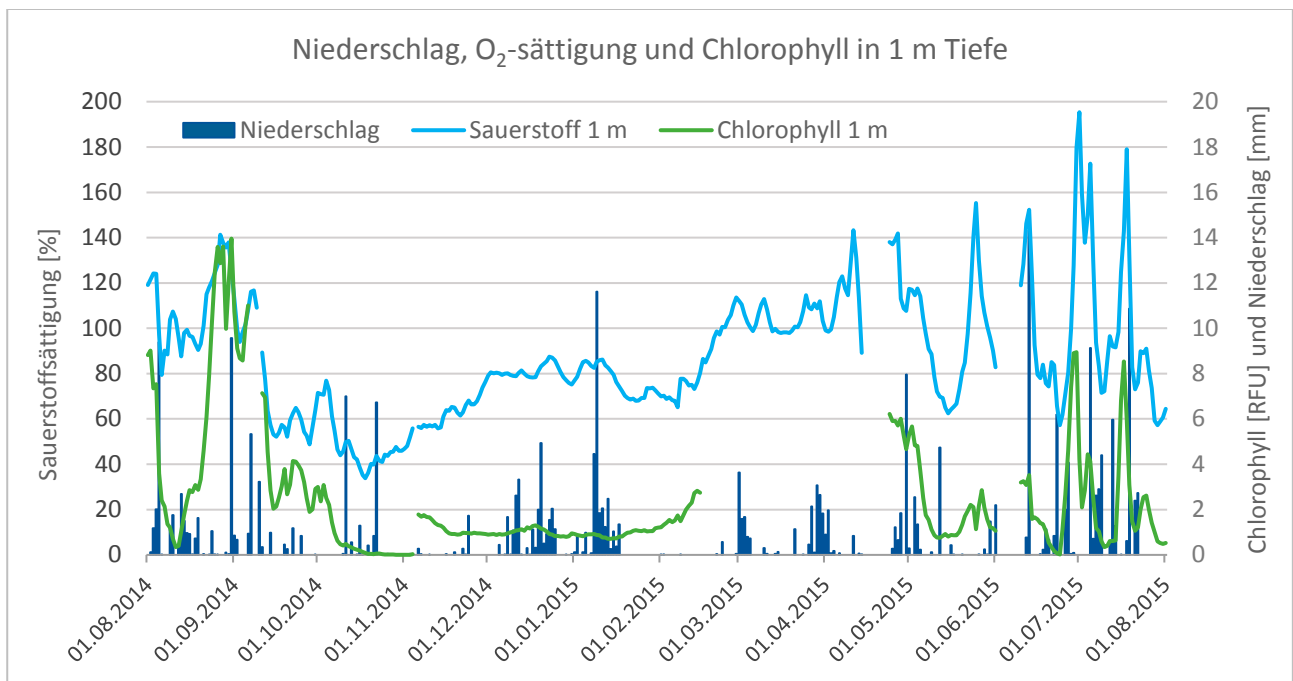


Abb. 98: Niederschlag, Chlorophyllgehalt und Sauerstoffsättigung in einem Meter Tiefe von Aug. 2014 bis Aug. 2015 (Messlokalitäten: Niederschlag südöstliches Ufer; Chlorophyll und Sauerstoff Sensormesskette Seemitte; vgl. Kap. 5.1.)

Für eine **Remobilisierung der Sedimente** müssen die erforderlichen Kräfte auf diese einwirken. Darüber hinaus beeinflussen die Sedimentparameter Korngrößenzusammensetzung, Dichte, Kohäsivität, chemische Zusammensetzung, organische Substanz, Besiedlung, Alter und Schichtung das Remobilisierungsvermögen (BLOESCH 1995, FÖRSTNER 2006, KOZERSKI 2006, SCHÖNBORN 2000). Die Remobilisierung von Sedimenten erfordert eine entsprechende kritische Fließgeschwindigkeit. Frisch abgelagerte, schluffhaltige Sedimente, wie sie auch in der Rummelsburger Bucht zu finden sind, haben dabei nur einen sehr geringen Schwellenwert (EVANS 1994). Für Lockersedimente mit einem Partikeldurchmesser von 0,1 mm ermittelten BENGTTSSON & HELLSTRÖM (1992) eine kritische Fließgeschwindigkeit von ca. 1 cm/s, für kompaktes Material mit hohem Tongehalt ca. 5 cm/s. Für die Sedimente in der Rummelsburger Bucht kann dementsprechend ein Wert von 2 - 4 cm/s angenommen werden. Diese Fließgeschwindigkeiten konnten im Zuge des wöchentlichen Messprogramms auch in Sohlnähe des Gewässers nachgewiesen werden. Dabei ist zu beachten, dass die mit dem ADCP-Messgerät ermittelten Strömungsgeschwindigkeiten eher deren Untergrenze in der

Rummelsburger Bucht darstellen, da infolge der starken Eigenverdriftung des Messbootes an windreichen Tagen belastbare Daten nur schwer erhoben werden konnten. Ebenfalls konnten bei den immer nur sehr kurz auftretenden Starkniederschlägen und bei Gewittern die Abflussimpulse aus dem Ruschegraben und deren Wirkung auf die örtliche Strömung nicht erfasst werden. Grundsätzlich muss also davon ausgegangen werden, dass die Strömungsdynamik in der Bucht wesentlich ausgeprägter sein kann.

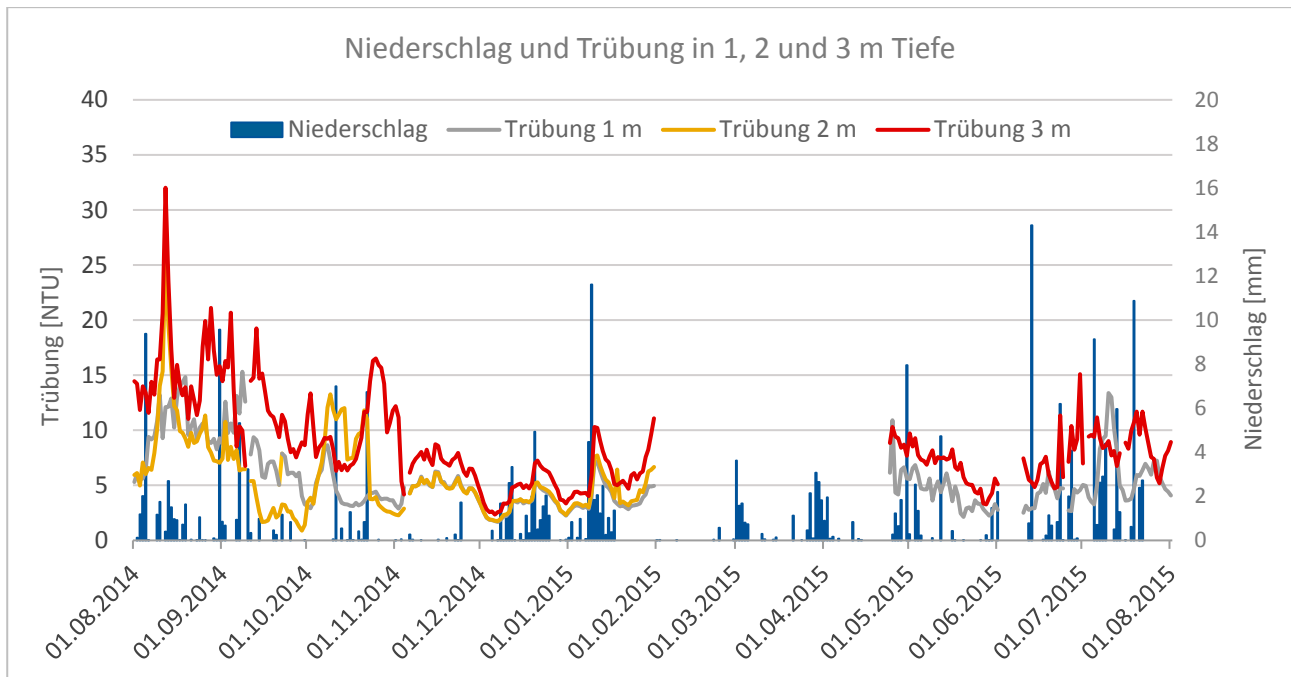


Abb. 99: Niederschlag und Trübung in 1, 2, und 3 m Tiefe in der Rummelsburger Bucht von Aug. 2014 bis Aug. 2015, dargestellt sind die Tagesmittelwerte der Trübung und die Tagessummen der Niederschläge (Messlokalitäten: Niederschlag südöstliches Ufer; Trübung Sensormesskette Seemitte; vgl. Kap. 5.1.)

Die Kornzusammensetzungen der Sedimente in der Rummelsburger Bucht weisen diese als leicht remobilisierbar aus. So lassen sich hauptsächlich locker gelagerte Schluff-Ton-Gemische mit einem wechselnden Sandgehalt vorfinden – im nordwestlichen Bereich der Bucht sowie in der Seemitte sind dabei die feinkörnigsten Sedimente anzutreffen. Die Fähigkeit der Sedimente zur Remobilisierung wird z.B. beim Lichten eines Ankers augenscheinlich – hierbei konnte beobachtet werden, dass sich beim Heben eine dunkle Schwebstofffahne bis zur Wasseroberfläche ausbreitet. Ebenso wurden großflächige Sedimentwolken nach harten Wendemanövern von Fahrgastschiffen im Nordwestteil der Bucht beobachtet.

Der Einfluss der **An- und Ablegemanöver** zweier Schiffs- bzw. Bootstypen auf die Sedimentremobilisierung im Nordwestteil der Bucht, konnte im Rahmen des Projektes mittels eines Experimentes aufgezeigt werden (vgl. SCHMID 2016). Die Remobilisierung der Sohl-sedimente lässt sich u.a. durch einen Anstieg der Trübung in der Wassersäule nachweisen (KOZERSKI 2006, BLOESCH 1994). Insbesondere zeigt das untersuchte **Fahrgastschiff** einen starken Einfluss auf die Sedimentremobilisierung in der unmittelbaren Nähe der Anlegestelle. Die aus dem Schiffsmanöver (An- und Abfahrt) resultierende Einwirkung auf das Sediment wird maßgeblich durch die hydraulische Einwirkung des Schraubenstrahls auf die Gewässersohle bestimmt. Diese wird sowohl durch den Hauptantrieb am Heck als auch durch ein Bugstrahlruder am vorderen Teil des



Schiffsrumpfes ausgelöst und kann zur lokalen Kolkbildung und Resuspension von feinkörnigem Sohlmaterial führen. So ist die Erhöhung der Trübung im Bugbereich des Fahrgastschiffes bei dessen Anlegen an den Steg auf das Abbremsen mit gegenläufiger Schraube oder wahrscheinlich auf den Einsatz eines Bugstrahlruders zurückzuführen. Weitere schiffsinduzierte Remobilisierungsprozesse (Primär - und Sekundärwellensystem) sind während der Manöver nicht auszuschließen, jedoch nicht die bestimmenden Einflussgrößen (GESING 2010). Für die hohen Trübungswerte und Strömungsgeschwindigkeiten sind weiterhin der Schraubendurchmesser und - typ, der hohe Leistungseinsatz und die Kielfreiheit (Abstand Schiffboden zur Sohle: ca. 1 - 1,5 m) verantwortlich (GEISENHAINER et al. 2013). Der deutlich geringere Einfluss einer **Motoryacht** auf die Gewässersohle lässt sich vor allem durch die Unterschiede der technischen Kenngrößen erklären. Weiterhin kann festgestellt werden, dass die erhöhten Trübungswerte während des Manövers des Fahrgastschiffes über einen längeren Zeitraum nachzuweisen sind, was für eine kontinuierliche Erosion bzw. länger anhaltende Suspension der Sedimente spricht. Die Fließgeschwindigkeiten, welche während der Manöver gemessen wurden, übersteigen den kritischen Wert zur Remobilisierung des Sedimentes bei weitem, sodass mit relativ starken Erosionserscheinungen zu rechnen ist. Diesen Umstand belegt der Vergleich der beiden am und in der Nähe des Anlegesteges installierten Sedimentfallen. Der Unterschied in der Trockenmasse lässt auf hohe Sedimentumlagerungen durch Schiffsmanöver schließen. Der Transport des remobilisierten Materials konnte ebenfalls aufgezeigt werden (Anhang 4). Bei gleichbleibender Strömungsrichtung innerhalb weniger Minuten ist der Schwebstofftransport anhand der veränderten Trübungswerte deutlich zu erkennen. Eine detaillierte Analyse der Experimente findet sich in SCHMID (2016). Eine weiterführende wissenschaftliche Betrachtung zur Dynamik von Feinsedimenten erlaubt der SEDYMO-Abschlussbericht (FÖRSTNER 2006).

Neben einer anthropogen induzierten **Sedimentremobilisierung**, sind die **Windverhältnisse** als einer der Hauptfaktoren zu nennen. Bereits ab einer Windgeschwindigkeit von 2 m/s kann die Durchmischungstiefe in stehenden Gewässern 1 - 2 m, bei 5 m/s 4 - 7 m betragen. Dabei kann die windinduzierte Driftgeschwindigkeit der durchmischten Schicht 240 m/h (6,6 cm/s) bzw. 420 m/h (11,6 cm/s) erreichen (SCHWOERBEL & BRENDELBERGER 2013). Die Remobilisierung hängt neben der Windstärke auch von der Windrichtung ab. Insbesondere bei Windrichtungen, die von der jährlichen durchschnittlichen Windrichtung abweichen, konnte in Studien eine intensivere Aufwirbelung der Sedimente nachgewiesen werden (LÖVSTEDT & BENGTTSSON 2008). Dies wird anhand der statistischen Auswertung der Wind- und Trübungsdaten auch an der Rummelsburger Bucht festgestellt. Diese zeigt jedoch auch, dass ein Anstieg der Trübung nicht ausschließlich auf die Windverhältnisse zurückzuführen ist, sodass in der Rummelsburger Bucht mehrere Faktoren zum Tragen kommen. Eine Anströmung der Wasserfläche mit Windrichtungen aus Ost bis Südost zeigt eine besonders deutliche Remobilisierung der Sedimente. Dies ist auf die lange effektive Windwirklänge (Fetch) in diesem Bereich zurückzuführen, welche sich durch den Verlauf der Spree ergibt. Für Windrichtungen aus Nordwest oder Nord liegen im Betrachtungszeitraum keine Daten für Korrelationen mit den Trübungsmessungen vor, entsprechend kann hierfür auch keine Aussage getroffen werden. Der Zeitversatz

zwischen dem Anstieg der Windgeschwindigkeit mit Windrichtung aus Ost bis Südost und der Trübung mit bis zu 8 Stunden, ergibt sich u.a. aus der Lage der Sensormesskette im Gewässer (Seemitte) und einer verzögerten Reaktionszeit des Wasser- und Sedimentkörpers. Die über die Windeinwirkung erzeugten Wellenbewegungen, Strömungen und Turbulenzen müssen sich erst bis zum Sedimentkörper ausbilden. Nach der Mobilisierung der Sedimente, insbesondere aus den flacheren Gewässerbereichen im nordwestlichen Teil der Bucht, muss sich das so erzeugte Trübungssignal wiederum bis zu den Sensoren der Messkette fortpflanzen, welche sich in einem der tiefsten Bereiche mittig in der Rummelsburger Bucht befindet. An anderen Stellen in der Bucht mit geringerer Tiefe, sind je nach Exposition voraussichtlich kürzere Reaktionszeiten und eine bessere Korrelation zwischen Wind und Trübung zu erwarten. Die Anfälligkeit eines Gewässers für die Sedimentremobilisierung lässt sich nach BACHMANN et al. (2000) anhand des dynamischen Verhältnisses nach folgender Formel bestimmen:

$$\text{Dynamisches Verhältnis} = \frac{\sqrt{\text{Fläche [km}^2\text{]}}}{\text{Mittlere Tiefe [m]}}$$

Für Seen mit einem dynamischen Verhältnis von  $> 0,8$  wird das gesamte Gewässerbett zeitweilig durch Wellenbewegung gestört. Ist der Wert kleiner oder gleich  $0,8$  besteht ein linearer Zusammenhang zwischen dem prozentualen Anteil der gestörten Seefläche und dem dynamischen Verhältnis:

$$\text{Prozentualer Anteil des gestörten Gewässerbetts} = 12,4 + 109 * \text{Dynamisches Verhältnis}$$

Für die Rummelsburger Bucht (innerhalb der Spundwand) ergibt sich ein dynamisches Verhältnis von  $0,25$ . Dementsprechend unterliegen ca. 40 % des Gewässerbetts der Anfälligkeit einer Sedimentremobilisierung durch Wellenbewegung.

Es wurde anhand der im Projekt eingesetzten **Sedimentfallen** eine sehr hohe Sedimentationsrate von durchschnittlich  $127 \text{ g/m}^2/\text{d}$  ermittelt, was bezogen auf die Seefläche einer täglichen Sedimentation von 42 Tonnen entspricht. Zunächst ist die Größenordnung bemerkenswert, zumal es sich hier um durchgehend hoch belastete Sedimente handelt. Rechnet man die Ergebnisse der Einzelpunktmessungen auf die Gesamtfläche der Bucht und auf den Untersuchungszeitraum von 11 Monaten um, so ergibt sich daraus eine Gesamtsedimentmenge von ca. 14.000 Tonnen, die in dieser Zeit sedimentiert wurden. Fraglich ist, wie hoch der Anteil an von außen eingetragenen, im See remobilisiertem bzw. umgelagertem Material ist. Anhand von  $\text{Cs}^{137}$  Datierungen an drei Bohrkernen im nördlichen, zentralen und südlichen Bereich der Bucht konnten PACHUR & ZELLMER (1998) eine Sedimentationsrate von  $2,4 - 3,4 \text{ cm/a}$  (mit Anstieg des ersten  $\text{Cs}^{137}$ -Peaks) errechnen. Hingegen wurde der Laacher See Tuff (12.900 BP) in einer Sedimenttiefe von  $11,20 \text{ m}$  erbohrt, woraus sich eine langfristige Sedimentationsrate von  $< 1 \text{ mm/a}$  ergibt. Der markante Unterschied zwischen beiden Werten zeigt, dass der See in den letzten Jahrzehnten deutliche Verlandungstendenzen aufweist. Aufgrund der bestehenden Datenlage müssen bisher größere externe Einträge weitestgehend ausgeschlossen werden. Die aktuellen Messungen zeigen auch, dass die Höhe der in der Rummelsburger Bucht ermittelten Sedimentationsraten jahreszeitabhängig ist. Es werden während der Wintermonate wesentlich geringere

Mengen akkumuliert. Dabei unterscheiden sich die Sedimentationsraten des gleichen Betrachtungszeitraumes von Jahr zu Jahr zum Teil deutlich. Als Erklärungsansatz für die etwa 25 % organischen Materials in den Fallen dient neben der Sedimentumlagerung auch die biologische Primärproduktion während der Vegetationsphase. Dies zeigen die Daten der Chlorophyll- und Trübungswerte, die besonders von Frühling bis Herbst phasenweise zeitgleich Anstiege und Depressionen aufweisen. Ungeklärt bleibt dann jedoch der 75 %ige mineralische Anteil des Materials in den Sedimentfallen, der vornehmlich aus Tonen und Schluffen besteht und kaum - vor allem nicht in diesen Mengen - externen Ursprunges sein kann. Festzuhalten ist, dass in den Sedimentfallen ein hochbelastetes, leicht mobilisier- und transportierbares Sediment vorliegt. Es muss vor dem Hintergrund der bestehenden Datenlage davon ausgegangen werden, dass eine Sedimentumlagerung innerhalb der Bucht hauptverantwortlich für die Einträge in die Sedimentfallen ist. Auf Basis der Untersuchungsergebnisse sind als Hauptursachen hierfür zum einen die meteorologischen Randbedingungen und weiterhin der anthropogene Einfluss über den örtlichen Bootsverkehr zu nennen. Ungeklärt bleibt die Frage, inwieweit durch den Ruscgraben und durch die Spree eingetragene Sedimente eine Rolle bei der Sedimentdynamik innerhalb der Bucht spielen. Hier würden detaillierte Messungen über ein bis zwei Jahreszyklen und ereignisbezogene Messungen einen besseren Aufschluss ergeben. Festzuhalten ist an dieser Stelle jedoch auch, dass die Spundwand den Wasseraustausch und somit den Austausch von Schwebstoffen zwischen Spree und der Bucht deutlich reduziert, es hingegen nach Regenereignissen zu einem Abfluss aus der Bucht in die Spree kommen muss.

Die Aussagekraft von in-situ Sedimentationsraten unter real herrschenden Bedingungen in flachen Gewässern ist nach wie vor sehr umstritten; die natürlichen Raten können je nach Fallentyp unter- bzw. überbestimmt werden (MEYER & BLINDOW 2015, KOZERSKI & LEUSCHNER 1999, BUTMAN 1986). KOZERSKI (1994) merkt an, dass mit Zylinderfallen reproduzierbare, plausible Sedimentationsraten in tiefen und wenig bewegten Gewässern ermittelt werden können, bei fließenden Gewässern die Messwerte jedoch überhöht sind. KOZERSKI (1994) weist jedoch auch auf eine Studie von GARDNER (1980) hin, in welcher unter Strömungsbedingungen mit Zylinderfallen plausible und die vergleichbar besten Ergebnisse erzielt wurden. Einen direkten Vergleich zweier Methoden führte KOZERSKI (2006) am Müggelsee (Berlin) durch. Hierzu wurden je eine Teller- und Zylinderfalle in unmittelbarer Nähe zueinander an verschiedenen flachen Stellen im See installiert. Es zeigte sich, dass die Unterschiede in den Sedimentationsraten zwischen Teller- und Zylinderfalle umso höher waren, je windexponierter der Standort lag. Hierbei spielt offenbar auch die Einsatztiefe der Fallen eine wichtige Rolle. Im Vergleich zu den Sedimentationsraten, die von KOZERSKI (2006) mit Zylinderfallen am Berliner Müggelsee (bis zu 9,2 g/m<sup>2</sup>/d) und am Spreetailarm Freienbrink (bis zu 62 g/m<sup>2</sup>/d) ermittelt wurden, liegen die Raten in der Rummelsburger Bucht mit Ø 127 g/m<sup>2</sup>/d deutlich höher (Referenzpunkt Spree: 72 g/m<sup>2</sup>/d). Bei einem Vergleich sind immer die standortspezifischen Gegebenheiten zu berücksichtigen, so die Einsatztiefe der Fallen, die Verfügbarkeit, Korngrößenverteilung und Dichte des Sedimentes, das Vorhandensein von Biofilmen und submerser Vegetation und vor allem die Entwicklung und räumlichen Muster der Strömungsdynamik und Trübung über mehrere Tage (vgl. FÖRSTNER 2006). Die

ermittelten Sedimentationsraten der in RuBuS eingesetzten Zylinderfallen können als Obergrenze unter Ruhebedingungen angesehen werden (TÜMLING & FRIEDRICH 1999). Es muss aber auch vor dem Hintergrund dieser methodischen Diskussion berücksichtigt werden, dass auch in der Rummelsburger Bucht eine Kombination aus zeitlichem Wechsel von Aktivitäts- und Ruhephasen und einem räumlichen Wechsel aus beruhigten und bewegten Bereichen vorliegt. Dies zeigt sich insbesondere an einem Vergleich der aufgezeichneten Strömungsmuster. Die Zylinderfallen können zudem für längere Zeitabschnitte im Gewässer verbleiben und das gesammelte Sediment kann einer qualitativen Analyse unterzogen werden (TÜMLING & FRIEDRICH 1999). Ungeachtet der eingesetzten Methodik ist jedoch der entscheidende Punkt in der Diskussion, dass sich entgegen der Erwartung Sediment mit einem sehr hohen mineralischen Anteil und zudem noch hoch belastet - bei Fehlen einer relevanten, externen, mineralischen Sedimentquelle - in den Fallen auffinden lässt. Dies ist ein eindeutiger Indikator für die Resuspension, Umlagerung von und auch dem möglichen Abtransport der lokalen Sedimente. Das Sediment muss zunächst in die Schwebphase gelangen, um später abgelagert werden zu können. Das Sediment tritt somit auch großflächig in den Kontakt mit dem restlichen Wasserkörper. Weiterhin ist aus den Ergebnissen ersichtlich, dass sich keine unbelastete Sedimentauflage ausbilden kann, da diese mechanisch gestört wird und weil die jüngsten Sedimente in den Fallen durchgängig sehr deutliche Spuren an Schwermetallen und organischen Schadstoffverbindungen aufweisen. Dies wird auch belegt durch die flächenhafte Belastung aller obersten Sedimentschichten der Sedimentkerne. Eine unbelastete Sedimentschicht kann sich unter gegebenen Bedingungen nicht entwickeln.

Innerhalb der Rummelsburger Bucht dürfte das **Hauptliefergebiet für resuspendierte Sedimente** der nordwestliche Teil sein - die Wassertiefe beträgt hier überwiegend nur 2 - 2,5 m und die Sedimente sind sehr feinkörnig. Eine wind- und schiffsinduzierte Strömungsdynamik hat hier folglich den größten Einfluss auf das Gewässerbett. Ebenso können Turbulenzen durch Einströmen von Wasser aus dem Ruschegraben zur Mobilisierung von Sedimenten führen. Remobilisiertes, resuspendiertes Sediment wird durch die in der Bucht gemessene Strömung durchmischt und nur sehr langsam, jedoch stetig in andere Areale verfrachtet und dort abgelagert. Für eine gleichmäßige, diffuse Verteilung über die gesamte Seefläche spricht die in den Schwebstoffen nachgewiesene nahezu einheitliche Schadstoffbelastung – im Gegensatz zu den untersuchten Bohrkernen sind hierbei keine „Kontaminationshotspots“ auszumachen. Einen weiteren Hinweis auf die Remobilisierung im nordwestlichen Teil des Sees geben die Korngrößenverteilungen der einzelnen untersuchten Schichten. Hier ist es zumeist so, dass die gröberen Korngemische an der Sedimentoberfläche zu finden sind und die feineren entsprechend tiefer liegen. Dies sind Anzeichen für das „Ausspülen“ feinerer Partikel aus der Sedimentoberfläche und deren Abtransport. Die höheren Sedimentationsraten im nordwestlichen Teil der Bucht stehen hierzu zunächst im Widerspruch. Sie lassen sich jedoch zum einen durch die erhöhte Dynamik in diesem Bereich und über eine erhöhte Akkumulation von bereits erodiertem Material - auch aus anderen Bereichen des Sees - erklären.

## 7.2 Einordnung des Belastungszustandes vor dem Hintergrund der Arbeiten von PACHUR & ZELLMER

Die **Schwermetallkonzentrationen** in den Sedimenten der Rummelsburger Bucht zeigen im Vergleich zu den geogenen Hintergrundbelastungen im Elbe-Einzugsgebiet durchgehend um ein vielfaches höhere Werte (geogener Hintergrund: Hg 0,1 mg/kg, Cd 0,18 mg/kg, Pb 24 mg/kg, Zn 83 mg/kg, Cr 46 mg/kg, Cu 23 mg/kg, Ni 27 mg/kg und As 12g/kg; bezogen auf die Korngrößenfraktion <20 µm; nach PRANGE et al. 2000, in HEISE et al. 2008). Dies macht die anthropogenen Einflüsse auf die Sedimentqualität in der Rummelsburger Bucht sehr deutlich sichtbar. PACHUR & ZELLMER (1998) sowie WOLTER & RIPL (1998) konnten anhand ihrer Studien zeigen, dass die Belastungen und deren Größenordnung eindeutig historisch gewachsen und ein Produkt der industriellen und gewerblichen Nutzung sind. Die Entwicklung und Einordnung des Belastungszustandes der Rummelsburger Bucht wird exemplarisch anhand der gut dokumentierten Chronologie der Schwermetallkonzentrationen in den Sedimenten der Berliner Spree und Havel aufgezeigt (PACHUR & ZELLMER 1998). Sie weisen für den Berliner Raum den Anstieg der Schwermetallkonzentration ab dem Zeitraum um 1870 nach (vgl. Bohrung MLT MARINA LANKE WERFT, Berliner Unterhavel). Die dortigen Anstiege von Zn, Pb, Cu und Cr dokumentieren die frühesten Einträge; maximale Blei- und Chromkonzentrationen finden sich in den Jahren zwischen 1900 und 1910 (Pb 1.990 mg/kg, Cr 1.580 mg/kg). Hier erreicht auch Zink das Niveau von 2.000 mg/kg, welches um das Jahr 1910 bis auf 3.000 mg/kg weiter ansteigt und erst 1986 wieder unter das Niveau von 1.900 mg/kg fällt. Hingegen erfolgt der Anstieg von Cadmium zeitversetzt erst um 1900 und zeigt den ersten Peak mit 22 mg/kg zwischen den Jahren 1910 und 1920, das Maximum mit über 30 mg/kg Cadmium befindet sich im Zeitraum 1950-1986 und fällt danach wieder auf einen Wert von 10 mg/kg ab.

Anhand von drei Bohrkernen im nördlichen, zentralen und südlichen Bereich der Rummelsburger Bucht konnten PACHUR & ZELLMER (1998) bereits vor über 15 Jahren zeigen, dass die Maximalbelastungen mit Zink, Blei, Cadmium, Kupfer und Chrom im südlichen und zentralen Bereich zwischen 80 und 130 cm Bohrtiefe lagen (RUM 1 und 3), während sich diese im nördlichen Bereich in einer Tiefe zwischen 50 und 70 cm befand (Rum2) (Min.-Max. Bohrkern RUM1-3: Zn 3.420-5.780 mg/kg, Pb 680-1.180 mg/kg, Cd 43-77 mg/kg, Cu 2.400-4.480 mg/kg, Cr 490-1.400 mg/kg, Ni 66-90 mg/kg; Angaben für Trockensubstanz Gesamtaufschluss Königswasser). Dies zeigt je nach Element Anreicherungsfaktoren zwischen dem 6 - 448-fachen gegenüber den geogenen Hintergrundwerten. Die Schwermetallgehalte nehmen nach oben hin deutlich ab, sie befinden sich jedoch im obersten Bereich der Bohrkern (Sedimentoberfläche) immer noch auf einem sehr hohen Niveau und liegen auch hier immer noch weit oberhalb der geogenen Hintergrundwerte und dem Consensus-2-Wert nach de DECKERE et al. (2011) (Min.-Max. Bohrkern RUM 1-3: Zn 1.610-2.600 mg/kg, Pb 325-520 mg/kg, Cd 14-22 mg/kg, Cu 870-1.660mg/kg, Cr 190-310 mg/kg, Ni 66-90 mg/kg; Angaben für Trockensubstanz Gesamtaufschluss Königswasser). In den drei Bohrkernen wird das eingangs dargestellte vertikale, zeitliche Belastungsmuster der Sedimentschichten ebenfalls ersichtlich.

Anzumerken ist an dieser Stelle, dass in dem Zeitraum zwischen 2000-2001 im nördlichen Seebereich eine Teilentschlammung durchgeführt wurde und daher für einen Vergleich mit aktuellen Daten lediglich die Werte der Bohrkerne RUM 1 und RUM 3 genutzt werden können (Sedimentoberfläche Min-Max. Bohrkerne RUM 1 und RUM 3: Zn 1.610-2.340 mg/kg, Pb 325-520 mg/kg, Cd 14-18 mg/kg, Cu 870-1.660 mg/kg, Cr 190-210 mg/kg, Ni 66-80 mg/kg; Angaben für Trockensubstanz Gesamtaufschluss Königswasser). Diese Werte zeigen im Vergleich mit den aktuellen Schwermetallanalysen in RUBUS, dass sich in der Periode zwischen 1998 und 2014 keine grundlegenden Veränderungen in der Tendenz ergeben haben. Ein genaueres Bild hierüber ergibt sich durch den weiter unten vorgenommenen Vergleich mit Daten von WOLTER & RIPL (1998).

Der Vergleich der drei Bohrungen zu Messpunkten in der Spree (Bullenwinkel, Insel der Jugend) zeigte schon 1998 signifikant niedrigere Zn-, Pb-, Cd- und Cr-Werte im durchströmten Spreebereich. PACHUR & ZELLMER (1998) betonen auch, dass die Sedimente der Rummelsburger Bucht die höchsten Konzentrationen an Cadmium und Chrom in Berlin aufweisen und dass es sich bei der Rummelsburger Bucht um eine spezifische Senke mit einem eigenen Belastungsmuster handelt. Als Grund wird der lokale Eintrag angesehen (Ruschegraben, Marzahn-Hohenschönhauser-Grenzgraben, lokale Großbetriebe, zeitweilige Nutzung als Schiffsfriedhof), der sich zum Eintrag aus der Spree aufaddiert hat. Vor dem Hintergrund der Gefahrenwerte der Berliner Liste und den geogenen Hintergrundwerten für die Schwermetallkonzentrationen stufen PACHUR & ZELLMER (1998) die Sedimente der Rummelsburger Bucht als extrem stark belastet ein.

Auch wenn sich die Nutzungsformen in Berlin und insbesondere um die Rummelsburger Bucht über die Jahrzehnte stark verändert haben, wäre es jedoch fälschlich anzunehmen, dass es unter aktuellen Bedingungen im Berliner Stadtgebiet zu keinen weiteren Schadstoffeinträgen kommen kann. Hier sei bspw. auf die jüngste Studie zur Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins hingewiesen (vgl. WICKE, MATZINGER & ROUAULT 2016).

### **7.3 Einordnung des Belastungszustandes vor dem Hintergrund der Arbeiten von WOLTER & RIPL**

Um einen Anhaltspunkt für die Veränderung der Schwermetallbelastung innerhalb der letzten Jahrzehnte zu haben, wurden die Gehalte aus dem aktuellen RuBuS-Projekt mit denen von WOLTER & RIPL (1998) verglichen. In der Arbeit von WOLTER & RIPL (1998) wurden Proben aus vergleichbaren Tiefen analysiert, deren Entnahme ebenfalls in einem flächenhaften Messraster erfolgte. Einschränkend muss erwähnt werden, dass die Sedimente nicht genau an den gleichen Positionen in der Bucht entnommen und unterschiedliche Aufschlussarten verwendet wurden (vgl. Kap. 5.3.1.8). Es stehen zum Vergleich die Werte für Cadmium, Blei, Zink sowie Eisen zur Verfügung. In den folgenden Abbildungen werden für Eisen, Cadmium, Blei und Zink die Zu- bzw. Abnahmen in mg/kg TS gegenüber den Werten von WOLTER & RIPL (1998) dargestellt.

### 7.3.1 Eisen

Für die Eisenwerte (vgl. Abb. 100) lässt sich fast durchgehend eine Zunahme der Gehalte nachweisen, was auf die Zufuhr von Eisenpräparaten im Zuge der Sanierungsmaßnahmen (vgl. Kap. 4.1) zurückzuführen ist. Die Werte unterliegen großen Schwankungen und bewegen sich zwischen einer Abnahme von -18,14 mg/kg TS und einer Zunahme von +46,6 mg/kg TS. Der Maximalwert liegt am Standort BK 7 / RUM 061 in der zweiten Schicht. Geringer sind die Eisengehalte am Standort BK 13 / RUM 004 in den Schichten zwei bis fünf. Auffällig ist die fünfte Schicht von BK 5 / RUM 57; sie weist als einzige Schicht im südöstlichen Becken eine Abnahme der Eisenkonzentration auf und gehört bei den im folgenden beschriebenen Schwermetallen zu den Schichten mit der höchsten Zunahme der Werte.

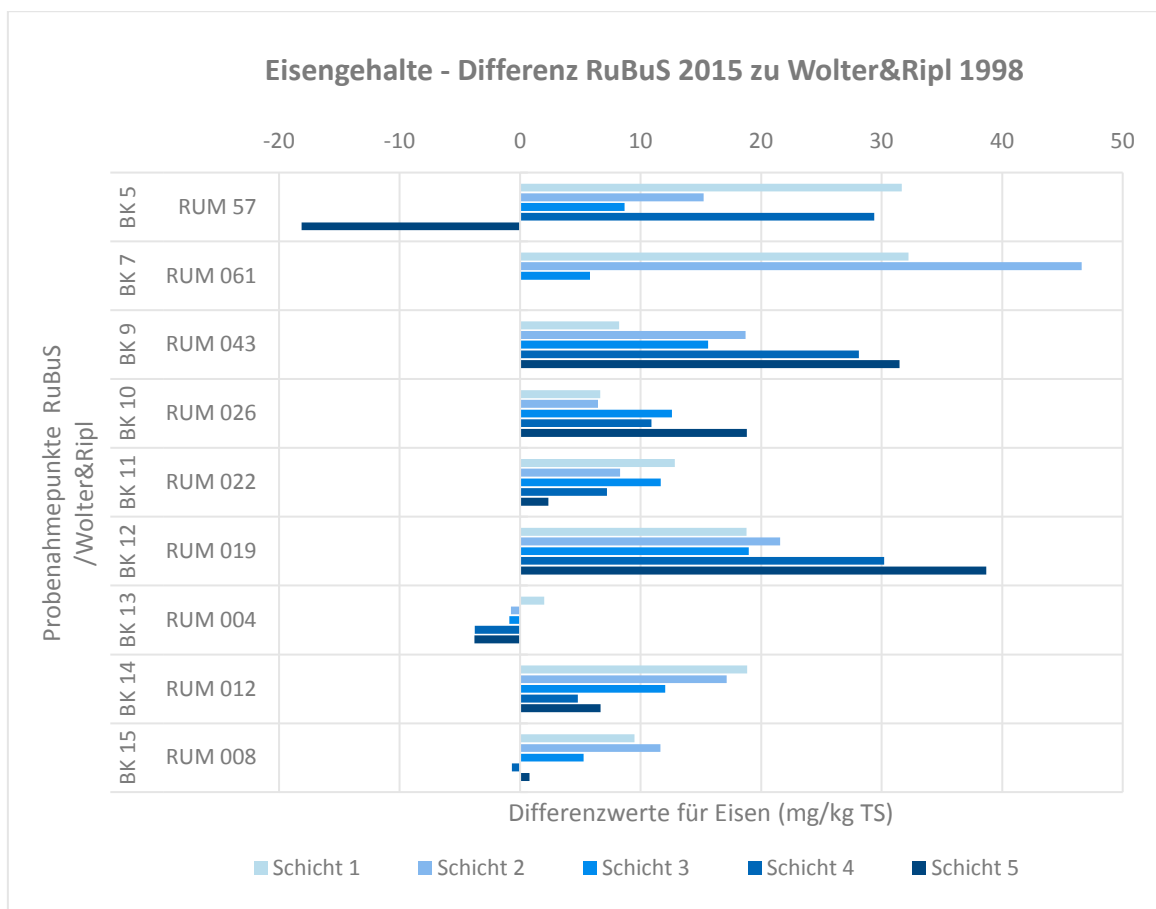


Abb. 100: Vergleich des Eisengehaltes in der Rummelsburger Bucht zwischen WOLTER & RIPL (1998) und RuBUS (2015). Negative Werte zeigen eine Abnahme des Gehaltes in diesem Zeitraum.

### 7.3.2 Cadmium

Für Cadmium lässt sich im Vergleich zu den Eisenwerten keine eindeutige Zu- oder Abnahme für die gesamte Rummelsburger Bucht feststellen (vgl. Abb. 101). Besonders auffällig ist die deutliche Abnahme der Belastung im äußersten Nordwesten. Dort liegen die größten Differenzen an den Standorten BK 15 / RUM 008 in der vierten Schicht mit einer Abnahme von -53,42 mg/kg TS und bei BK 13 / RUM 004 mit einer Abnahme von -47,83 mg/kg TS, ebenfalls in der vierten Schicht. Hingegen zeigen die Standorte BK 9 / RUM 043 und BK 12 / RUM 019 nicht nur eine Zunahme gegenüber den Werten von Wolter & Rippl, sondern auch mit zunehmender Schichttiefe. Dazu gegenläufig verhält sich der Standort BK 11 / RUM 022.

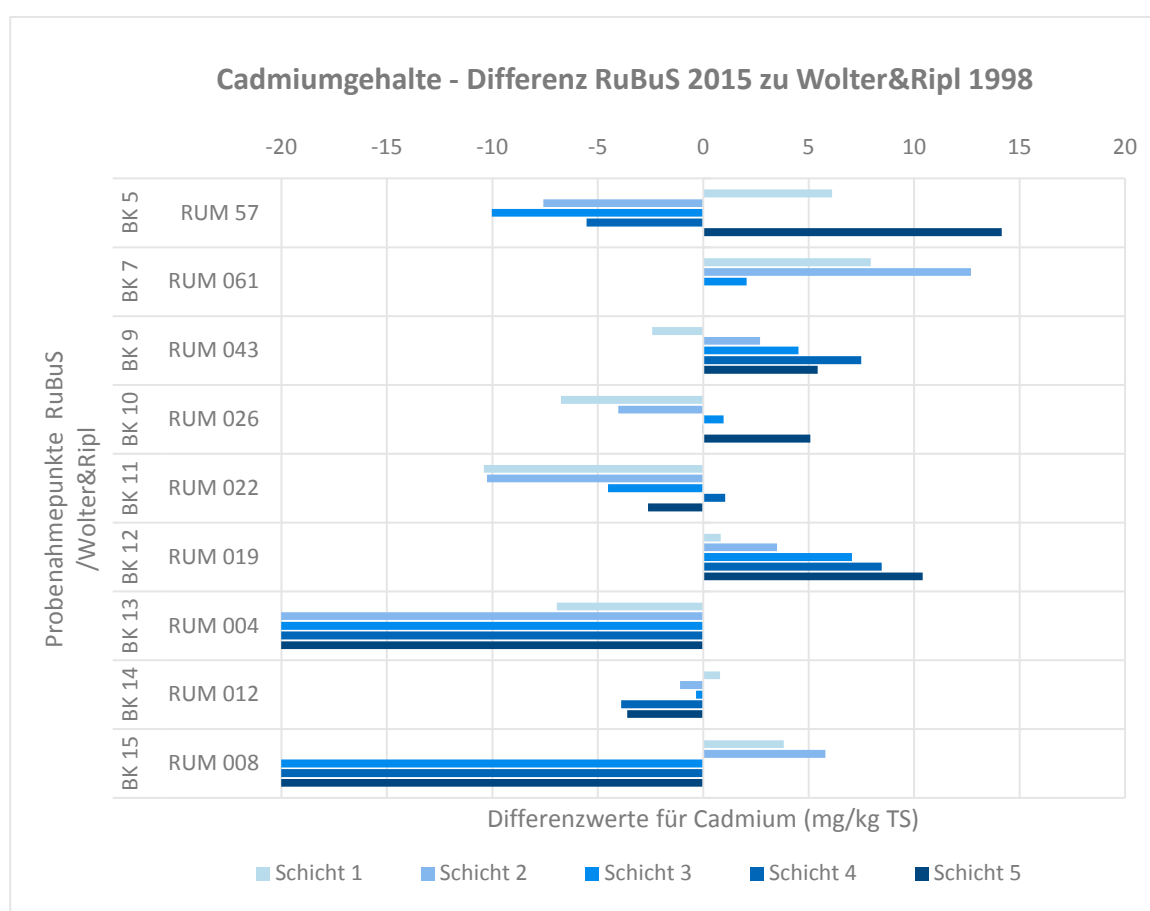


Abb. 101: Vergleich des Cadmiumgehalts der Rummelsburger Bucht zwischen WOLTER & RIPL (1998) und RUBUS (2015). Negative Werte zeigen eine Abnahme des Gehaltes in diesem Zeitraum.



### 7.3.3 Blei

Wie in Abbildung 102 zu sehen ist, lässt sich keine Tendenz der Bleikonzentration aus dem Vergleich der Daten ableiten. Nur an den Standorten BK 13/ RUM 004 und BK 14/ RUM 012 haben die Werte über alle Sedimentschichten hinweg abgenommen. Es lässt sich sehr gut eine Abnahme der Konzentrationen mit zunehmender Tiefe erkennen. Die größte Abnahme weist mit -412 mg/kg TS die Schicht 5 an Position BK 15 / RUM 008 auf; hier sind hingegen in den oberen zwei Schichten die Konzentrationen angestiegen. Die größte Zunahme lässt sich in der fünften Schicht von BK 5 / RUM 057 mit +216,3 mg/kg TS nachweisen. Im Gesamtbild schwanken die Werte der meisten Standorte zwischen Abnahme und Zunahme, teilweise sogar sehr stark, wie z.B. an BK 5 / RUM 057 oder BK 12 / RUM 019. Eine Ausnahme stellen die Standorte BK 13 und BK 14 dar.

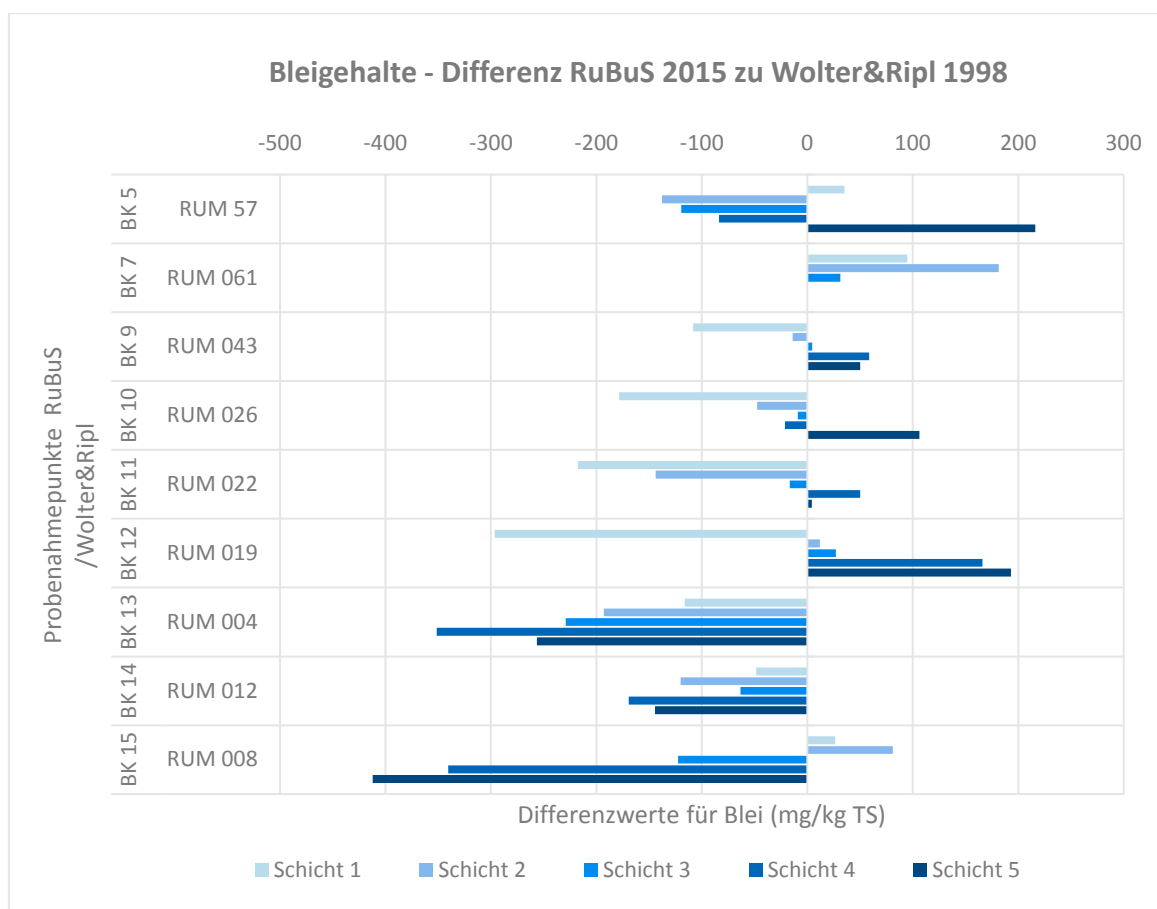


Abb. 102: Vergleich des Bleigehaltes in der Rummelsburger Bucht zwischen WOLTER & RIPL (1998) und RuBuS (2015). Negative Werte zeigen eine Abnahme des Gehaltes in diesem Zeitraum.

### 7.3.4 Zink

Auch für Zink zeigt sich keine einheitliche Tendenz (vgl. Abb. 103). Im äußersten Nordwesten der Bucht haben die Werte überwiegend abgenommen; der Maximalwert der Abnahme liegt in der vierten Schicht von BK 13 / RUM 004 mit -1.283 mg/kg TS. An den Standorten BK 14 / RUM 012 und BK 15 / RUM 008 ist der Zinkwert in den beiden oberen Schichten im Vergleich zum Jahr 1998 allerdings gestiegen. Eine deutliche Zunahme ist an den Standorten BK7/RUM061 (mit dem Maximalwert von +1.467 mg/kg TS in Schicht 2) und BK 8 / RUM 043 zu verzeichnen.

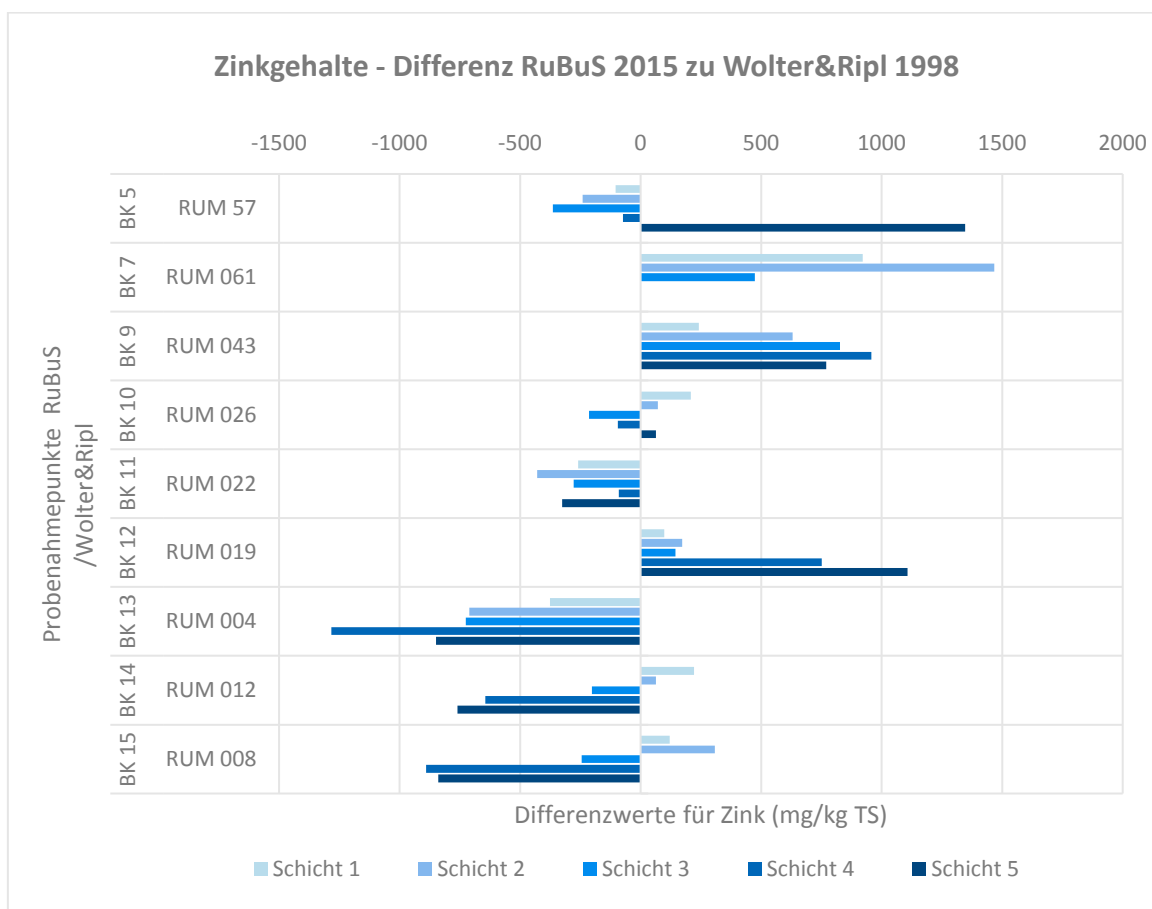


Abb. 103: Vergleich des Zinkgehaltes in der Rummelsburger Bucht zwischen WOLTER & RIPL (1998) und RuBuS (2015). Negative Werte zeigen eine Abnahme des Gehaltes innerhalb dieser Zeitspanne.

### 7.3.5 Gesamtbetrachtung

In der Gesamtbetrachtung über die Zeit lässt sich keine einheitliche Tendenz einer Veränderung der betrachteten Schwermetallkonzentrationen feststellen. Im Vergleich der Positionen untereinander hinsichtlich eines Elementes gibt es große Variationen, es kann hier nicht pauschal von einer Zu- oder Abnahme der Schwermetallkonzentrationen gesprochen werden. Die Positionen verhalten sich zueinander zum Teil gegenläufig. Hingegen zeigen die Konzentrationsverläufe von Cadmium, Blei und Zink im Vergleich sehr ähnliche räumliche Muster. Diese sind zwar nicht deckungsgleich, sie weisen jedoch auffällig ähnliche Tendenzen auf. Beispielsweise zeigen die Standorte BK 13 / RUM 004 und BK 15 / RUM 008 für alle Schwermetalle eine sehr deutliche Konzentrationsabnahme, während die Standorte BK 12 / RUM 019, BK 9 / RUM 043 und BK 7 / RUM 061 eine Zunahme aufweisen. An Standort BK 5 / RUM 57 sind sogar annähernd ähnliche Relationen in der Zu- und Abnahme zu beobachten. Die Eisenwerte müssen aufgrund der Eisenbehandlung im Zuge der Sanierung von der Gesamtbetrachtung ausgenommen werden. Eine Zunahme der Schwermetallgehalte bei Cadmium, Blei und Zink lässt sich in den Schichten BK 5.5, BK 7.2 (etwas geringer auch BK 7.1) sowie BK 12.5 (etwas geringer BK 12.4) feststellen. Eine Abnahme der Werte ist im äußersten Nordwesten der Rummelsburger Bucht festzustellen. Die dortigen Positionen BK 13, BK 14 und BK 15, die jeweils eine Abnahme der Belastung aufweisen, liegen in dem Bereich der Rummelsburger Bucht, der im Zuge der Sanierungsmaßnahmen entschlammt wurde.

### 7.4 Betrachtung der aktuellen Schadstoffsituation in Sedimenten und Schwebstoffen

Die Schadstoffbelastung in den Sedimenten der Rummelsburger Bucht ist nach wie vor gravierend hoch. Schwermetalle und organische Verbindungen überschreiten in allen Sedimentschichten der oberen 15 cm die hier zur Bewertung der Feststoffgehalte herangezogenen SQG (Consensus 2-Wert) von DE DECKERE et al. (2011) bei weitem. Die einzige Ausnahme bildet Quecksilber an den Probenahmestellen 1 bis 8 im südöstlichen Bereich der Bucht. Bei einer Überschreitung des Consensus 2-Werts ist von einem toxischen Effekt auf sedimentbewohnende Organismen auszugehen.

Es wurden im Rahmen des Projektes keine Sedimentuntersuchungen bezüglich der **aktuellen Besiedlung** mit Organismen durchgeführt. Es ist jedoch bereits aus vorangegangenen Studien bekannt, dass die Sedimente der Rummelsburger Bucht vor den Sanierungsmaßnahmen 1999/2001 eine sehr geringe Biodiversität und Bestandsdichte aufwiesen. Darüber hinaus belegt die ökologische Bestandsaufnahme aquatischer Makrozoen, durchgeführt von der BfG 2011 - 2013, dass sich die Situation seither nicht verbessert hat. Die Artenvielfalt ist gering und das Artenvorkommen beschränkt sich auf tolerante, euryöke Arten mit geringen Ansprüchen an die Gewässer- und Sedimentqualität. Ebenfalls wird darauf hingewiesen, dass neben der chemischen Belastung die vorhandene Sedimentstruktur eine Besiedelung durch Organismen erschwert. Dies wird durch die Beobachtung verdeutlicht, dass die stark schluffhaltigen Sedimente lediglich 2 Taxa beheimaten (Wenigborster und Zuckmückenlarven) und Bereiche mit grobkörnigeren Sedimenten durch mehrere Taxa, jedoch euryök und in geringer Vielfalt, besiedelt sind (BfG 2015).

Bei Betrachtung der **Verteilung aller Schwermetalle** in den Feststoffen der Bohrkerne fällt auf, dass der nordwestliche Teil der Bucht (Positionen 8-15) deutlich höher belastet ist als der südöstliche (vgl. Kap. 6.4.2.) und in der Regel eine Zunahme der Konzentrationen mit der Tiefe aufweist (letzteres nicht bei Quecksilber). Das horizontale Verteilungsmuster gilt auch für Quecksilber, welches ansonsten deutliche Abweichungen zu den Verteilungen der anderen Schwermetalle mit der Tiefe zeigt. Für alle anderen Schwermetalle lassen sich einige Hot Spots benennen, die so gut wie immer überdurchschnittlich hohe Werte oder Extremwerte aufweisen; diese sind die Bohrkern-Positionen 1, 5, 8 und 11. Im insgesamt geringer belasteten SO-Teil der Bucht sind BK 1.3, 1.4 und 1.5 besonders stark belastet (mit der Tiefe zunehmend) – das Belastungsniveau entspricht mindestens dem im NW-Teil oder liegt darüber. Entsprechendes gilt auch für die oberste Schicht von Bohrkern 5 (BK 5.1). Dort fällt auf, dass die unteren Schichten durchweg deutlich geringer belastet sind. Insgesamt lässt sich im SO-Bereich keine Zu- oder Abnahme der Konzentrationen in die Tiefe erkennen. Im NW-Becken zeigen BK 8.4 und 8.5 sowie 11.4 und 11.5 (letztere insbesondere bei Nickel und Zink) auffällig hohe Werte.

In Kapitel 6.4. wird aufgeführt, inwieweit sich die Belastung der Bohrkernsedimente mit prioritären Schwermetallen und Eisen innerhalb der Rummelsburger Bucht vom Mittelwert des Referenzbohrkerns unterscheidet. Hierbei befindet sich das Signifikanzniveau fast ausschließlich über 99,3 %, d.h. es liegt für diese Elemente eine eindeutig höhere Konzentration in der Rummelsburger Bucht vor. Dies bestätigt die Aussage von PACHUR & ZELLMER (1998), dass es sich bei der Rummelsburger Bucht um eine spezifische Senke mit einem eigenen Belastungsmuster handelt. Nahezu keine Belastungsunterschiede gibt es hinsichtlich des Elementes Nickel (Ni). Signifikant geringere Werte als im Referenzkern sind für Eisen (Fe), besonders im nördlichen Teil der Bucht (Standort 6 bis 15) zu verzeichnen.

Die Überschreitung der SQG findet sich nicht nur in den Sedimenten der Gewässersohle wieder, sondern auch in den Schwebstoffen, die sich im Jahr 2014 im Laufe von sechs Monaten in den Sedimentfallen abgelagert haben. Die Ergebnisse der Sedimentfallenbeprobung und den weiteren Messungen zur Sedimentdynamik zeigen, dass es zu einer Remobilisierung kontaminierter Sedimente von der Gewässersohle kommt und diese temporär in die Suspension, also in die Schwebstoffphase übergehen, transportiert, durchmischt und erneut abgelagert werden, womit die hohe und homogene Belastung der Schwebstoffe erklärbar wird. Hier zeigen die Konzentrationen in den Sedimentfallen und in der obersten Sedimentschicht oftmals ähnlich hohe Werte.

Betrachtet man die Unterschiede innerhalb der Bucht hinsichtlich der Kontamination der Bohrkerne über alle Sedimentschichten eines Bohrpunktes und dem Mittel der Sedimentfallen, geht hieraus hervor, dass besonders die Elemente Kupfer (Cu), Eisen (Fe), Nickel (Ni) und Zink (Zn) in den Bohrkernen meist signifikant höhere Werte als die Sedimentfallen aufweisen. Bei Cadmium (Cd) und Chrom (Cr) weisen noch etwa die Hälfte der Standorte höhere Werte auf, überwiegend im nordwestlichen Bereich. Wohingegen die Quecksilberkonzentrationen (Hg) unterschiedliche Ergebnisse hinsichtlich der räumlichen Verteilung aufweisen. Während im nordwestlichen Teil der Bucht einige Werte der Bohrkerne über denen der Sedimentfallen liegen, zeigt sich ein umgekehrtes Bild für den südöstlichen Bereich. Keine Unterschiede

finden sich zwischen den Sedimentfallen und den Bohrkernen bezüglich des Bleigehaltes. Die Tests weisen eine Signifikanz von über 99,9 % auf. Die Sedimente aus den Bohrkernen unterscheiden sich von den Schwebstoffen insbesondere dadurch, dass die Schwebstoffe wesentlich höhere Wassergehalte aufweisen. Der Anteil an organischer Substanz und Stickstoff ist bei den Schwebstoffen ebenfalls höher. Die Korngrößenanalysen zeigen, dass sich die Sedimente überwiegend aus Sand und Schluff zusammensetzen, wohingegen bei den Schwebstoffen erwartungsgemäß feineres Material aus Schluff und Ton dominiert. Feinkörnigere Partikelgrößen haben eine deutlich höhere Adsorptionskapazität als Material, das aus gröberen Kornfraktionen zusammengesetzt ist (CALMANO et al. 2001a). Der hohe Anteil organischer Substanz im Gewässer, insbesondere bedingt durch die Sommeralgenblüte mit einem starken Hang zur Schwermetalladsorption (FÖRSTNER 2000), begünstigt die Schadstoffanreicherung im Schwebstoff.

In Bezug auf die räumliche Verteilung der **organischen Schadstoffe** lässt sich für die meisten Verbindungen eine deutlich höhere Kontamination der Bohrkern-Sedimente im Nordwesten der Bucht feststellen. Tabelle 22 zeigt die Unterschiede der Kontamination in den Bohrkernen mit organischen Schadstoffen im Nordwesten und Südosten der Bucht. Hieraus wird ersichtlich, dass der nördliche Bereich eine höhere Kontamination bei allen berechneten Werten, sowohl MKW als auch PAK, aufweist. Das Signifikanzniveau liegt bei allen Tests über 99,7 %. Eine Ausnahme bilden die PCB- und Organozinn-Gehalte der Bohrkernkerne, die im Südosten der Bucht höher sind.

In Tabelle 24 werden die Unterschiede bezüglich der organischen Belastungen in den Bohrkernen und dem Mittelwert in den Sedimentfallen dargestellt. Deutlich ist zu erkennen, dass im nordwestlichen Bereich (Standort 10-15) die Kontamination in den Bohrkernen überwiegend höher ist als in den Sedimentfallen. Lediglich bei den MKW C10-C20 ist nur der Bohrkern 11 höher belastet. Im südöstlichen Teil (Standort 1 bis 8) sind hingegen nahezu keine signifikanten Unterschiede zu den Sedimentfallen zu erkennen. Ausnahmen bilden jedoch die Standorte 3 bis 5 für die MKW C10-C20 und C10-C40, der Standort 4 für Fluoren sowie der Standort 1 für Dibenz(a,h)anthracen, sie weisen gegenüber den Sedimentfallen signifikant niedrigere Kontaminationen in den Bohrkernen auf. Wie auch bei den Metallen und Nichtmetallen weisen alle Tests ebenfalls eine Signifikanz von über 99,9 % auf.

Tabelle 24 zeigt auch die unterschiedlichen Belastungssituationen mit organischen Schadstoffen in den Sedimenten der Bohrkernkerne im Vergleich zum Referenzkern (Spree). Es wird ersichtlich, dass besonders der nordwestliche Bereich (Standort 9 bis 15) eine höhere Kontamination bei fast allen gemessenen Schadstoffen aufweist. Im südöstlichen Bereich liegen die Werte ebenfalls häufig über den Referenzwerten, jedoch gibt es auch Stellen, bei denen keine höhere Belastung festgestellt werden kann. Geringere Werte existieren lediglich für Benzo(g,h,i)perylen an den Standorten 1 und 2. Das Signifikanzniveau liegt bei allen Tests über 99 %.

Auffallend bei der **MKW- und PAK-Belastung** ist, dass im Unterschied zu den Schwebstoffen die Bohrkernkerne eine räumlich differenzierte Verteilung der Schadstoffe aufweisen, beispielsweise die signifikant höhere MKW- und PAK-Belastung im nordwestlichen Teil der Bucht (vgl. Kap. 6.5.1). Bei den Schwebstoffen

herrscht für diese beiden Schadstoffgruppen über die gesamte Bucht in etwa eine Gleichverteilung vor. Dies deutet in Kombination mit den Trübungs-, Strömungs- und den Sedimentfallenmessungen erneut darauf hin, dass im Oberflächenwasser resuspendierte Sedimentpartikel so lange in der Schwebelage bleiben, bis sie sich im gesamten Wasserkörper durch Durchmischungsprozesse gleichmäßig verteilt haben. Generell liegen PAK im Gewässer und am Sediment adsorbiert meist in ungelöster Form vor (DVWK-Regelwerk Merkblatt 228/1996). Mit steigender Molekülgröße nimmt die Wasserlöslichkeit von PAK ab. Die am stärksten vertretenen PAK-Einzelverbindungen in Gewässersedimenten und Schwebstoffen sind Fluoranthren, Pyrene, Chrysen, Benzo(a)pyrene und Phenanthren (KETTRUP & HEINISCH 2000). Sie sind auch in den Proben in der Rummelsburger Bucht zu finden.

Der Abbau von MKW wird durch mehrere Faktoren begünstigt, was sich auf die Konzentrationen in den Sedimentfallen auswirken kann. Zum einen kann es zur Verdunstung kommen, zum anderen werden MKW durch UV-Strahlung und Oxidation innerhalb von Stunden und Tagen abgebaut. Weitere Bestandteile sind nach einigen Monaten durch Bakterien und Pilze biologisch abgebaut. Darüber hinaus wird die Mineralisierung von Kohlenwasserstoffen durch hohe Temperaturen und ein ausreichendes Angebot an Sauerstoff, Phosphor und Stickstoff begünstigt (WUNDERLICH 2000). Diese Abbauprozesse bekommen für die MKW-Konzentrationen eine höhere Relevanz, wenn die Sedimente aus der kühleren, licht- und sauerstoffarmen Gewässersohle in die Schwebstoffphase gelangen.

**Organozinnverbindungen** können in den Schwebstoffen vor allem im südöstlichen Teil der Rummelsburger Bucht nachgewiesen werden. Analysiert wurden Monobutyl-, Dibutyl-, Tributylzinn, Monophenyl-, Diphenylzinn, Trioctylzinn, Tricyclohexylzinn und Tetraoctylzinn. In den Proben der Bohrkerne (0 - 3 cm) und in den Sedimentfallen finden sich nur Dibutylzinn und Tributylzinn, jedoch an einer Vielzahl von Standorten (Dibutylzinn in 8 von 16 Sedimentfallen und in 12 von 16 der obersten Bohrkernschichten; Tributylzinn in 4 von 16 Sedimentfallen und in 11 von 16 der obersten Bohrkernschichten (vgl. Kapitel 6.5.1).

Die Werte von Dibutylzinn und Tributylzinn liegen im nordwestlichen Bereich der Rummelsburger Bucht oft unter der Bestimmungsgrenze. An den Positionen 8, 9, 12, 13, 15 werden Werte zwischen 0,04 und 0,1 mg/kg TS gemessen. In den Sedimentfallen dieses Bereichs zeigen sich lediglich an den Positionen 9 und 11 Gehalte von  $\leq 0,05$  mg/kg TS.

Im südöstlichen Teil der Bucht wird in den Sedimentfallen Tributylzinn an den Positionen 1 und 2 nachgewiesen, Dibutylzinn hingegen an allen Positionen mit Werten bis zu 0,15 mg/kg TS (Position 2). Beide Stoffe finden sich in allen Bohrkernen im südöstlichen Bereich der Bucht; die höchsten Gehalte an Tributylzinn weisen die Positionen 6, 7 und 1 mit 0,31 bzw. 0,3 mg/kg TS auf. Dibutylzinn hat einen Maximalwert an Position 6 mit 0,63 mg/kg TS; auch Position 7 (0,31 mg/kg TS) und Position 5 (0,25 mg/kg TS) zeigen höhere Werte.

$\Sigma$  7 PCB wurde an den Feststoffen der Sedimentfallen und der obersten Schicht der Bohrkerne (0-3 cm) gemessen. Die höchsten PCB-Gehalte in den Bohrkernen sind im Südosten der Bucht zu finden (Maximalwert an Pos. 2: 0,42 mg/kg TS). An den Positionen 6, 8 und 9 werden keine PCB-Gehalte in den

Bohrkernen nachgewiesen; am Referenzpunkt sind weder im Bohrkern noch in der Sedimentfalle Gehalte nachzuweisen. Die Werte der untersuchten Sedimentfallen liegen im NW-Teil immer über denen der Bohrkern und sind höher als im südöstlichen Teil. Die höchste Konzentration findet sich an Position 15 mit 0,35 mg/kg TS, die niedrigste an Position 1 mit 0,1 mg/kg TS. An den Positionen 1, 12 und 13 sowie am Referenzpunkt wurden alle fünf Schichten untersucht (vgl. Kapitel 6.5.1). Prinzipiell ist in der Bucht eine deutliche Zunahme der Konzentrationen in die Tiefe zu erkennen. Nur an Position 1 ist die oberste Schicht höher belastet, als die darunterliegende. An den Positionen 11 und 12 liegen die Gehalte der Sedimentfallen über denen der obersten Bohrkernschichten. Am Referenzpunkt weist ausschließlich die 3. Schicht (6-9 cm) eine Belastung mit  $\sum 7$  PCB auf.

Die Proben wurden weiterhin auf adsorbierbare (**AOX**) und extrahierbare organisch gebundene Halogene (**EOX**) untersucht. Eine EOX-Belastung ist nicht nachweisbar. AOX-Gehalte sind an fast allen beprobten Standorten festzustellen (vgl. Kapitel 6.5.1). Im Mittel haben die Sedimentfallen Gehalte von 189 mg/kg TS, wobei die Fallen im Nordwesten mit rund 120 mg/kg TS am geringsten belastet sind, während im Südostteil der Bucht alle Werte über 200 mg/kg und damit über den Werten aus den Bohrkernen liegen. Die Schwebstoffe aus der Sedimentfalle am Referenzpunkt sind mit 120 mg/kg so hoch belastet, wie die Schwebstoffe im nordwestlichen Teil der Bucht. An allen Standorten wurden die AOX-Gehalte der obersten Schicht der Bohrkern bestimmt; hier liegen die Gehalte im nördlichsten Bereich der Bucht am höchsten (Maximum mit 250 mg/kg an Position 15). Der Bohrkern am Referenzpunkt weist mit 13 mg/kg TS einen deutlich niedrigeren Wert auf als die Standorte in der Bucht.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich die hier betrachteten Schadstoffkonzentrationen in ihrer räumlichen Ausprägung sehr unterschiedlich verhalten und es zudem zu deutlichen Unterschieden zwischen den Sedimenten in den Bohrkernen und in den Sedimentfallen kommt. Die Ursachen für diese Unterschiede sind zum Teil historisch bedingt, können jedoch aufgrund einer Vielzahl von Einflussgrößen nicht eindeutig geklärt werden. Grundsätzlich muss festgehalten werden, dass in keinem Bereich der Rummelsburger Bucht eine schadstofffreie Situation in den Sedimenten (Bohrkerne und Schwebstoffe) angetroffen wird. Je nach Position schwankt die Komposition und Höhe der nachgewiesenen Schadstoffe. Soweit vorhanden, werden die Richtwerte zum Teil deutlich überschritten. Es bilden sich mindestens vier Gruppen mit ähnlichen räumlichen Mustern heraus: PAK, MKW; Schwermetalle; OZV und PCB; AOX. Die räumliche Analyse zeigt, dass es nicht zur Ausbildung einer unbelasteten Sedimentauflage gekommen ist. Es kann festgehalten werden, dass der nordwestliche Teil der Bucht in den meisten Fällen eine noch höhere Belastung aufweist als der südöstliche Bereich, dieser ist jedoch keineswegs frei von Schadstoffen. Die Sedimente der Rummelsburger Bucht sind somit durchgängig belastet; es finden sich je nach untersuchtem Schadstoff einzelne Bereiche mit Konzentrationen, die nochmals weit über die flächenhafte Belastung hinausgehen. Die Schwebstoffe weisen ebenso eine sehr hohe Konzentration an Schwermetallen und organischen Schadstoffverbindungen auf, die zumeist homogener verteilt sind. Im Vergleich zum Referenzpunkt in der Spree ist die Belastungssituation in der Rummelsburger Bucht als weitaus stärker einzustufen. Um

ungeachtet von Richt- und Grenzwerten aufzuzeigen, wie die Sedimentbelastung der Rummelsburger Bucht einzuordnen ist, werden im folgenden Abschnitt die Ergebnisse zu anderen nationalen und internationalen Studien in Bezug gesetzt. Abschließend werden die Ergebnisse aus den Elutionsversuchen und den ökotoxikologischen Tests diskutiert.

## 7.5 Betrachtung der aktuellen Schadstoffsituation im nationalen und internationalen Kontext

Im Folgenden sollen die im Zuge dieser Studie ermittelten Schadstoffgehalte mit anderen nationalen und internationalen Arbeiten verglichen werden. Bei der Auswahl der Studien wurde darauf geachtet, dass die Probenahme in Regionen erfolgte, welche durch aktuelle anthropogene Schadstoffbelastungen gekennzeichnet sind oder solchen in der Vergangenheit ausgesetzt waren. Es wurden ferner nur Studien ausgewählt, bei denen zum Teil sehr hohe Schadstoffgehalte im Sediment ermittelt wurden.

Tab. 31 stellt die **Schwermetallgehalte** der Sedimente in der Rummelsburger Bucht denen in anderen Regionen gegenüber. Aufgeführt sind Mittelwerte, die Angabe erfolgt in mg/kg, von Gelb zu Rot nehmen die Konzentrationen zu. Bei allen Sedimentuntersuchungen handelt es sich um Analysen des Oberflächensedimentes aus einer Tiefe von 0-15 cm. Die einzigen Ausnahmen hierbei bilden die Studie der IKSR (2009), bei welcher bis zu einem Meter lange Bohrkernbebohrungen durchgeführt wurden, als auch die Untersuchungen von HARTLEY & DICKINSON (2009), die Sediment aus 80-110 cm Tiefe analysierten.

Die Tabelle zeigt deutlich, dass viele Werte aus der Rummelsburger Bucht im nationalen und internationalen Vergleich im oberen Bereich liegen. Bei den nationalen Studien fällt besonders der Finowkanal auf, dessen Gehalte an Cd, Cu, Ni, Hg und Zn sich zum Teil weit über denen der Rummelsburger Bucht befinden. Ebenso sind bei Probenahmen an Main und Ruhr teilweise wesentlich höhere Schwermetallgehalte nachgewiesen worden.

Im internationalen Vergleich treten die von HARTLEY & DICKINSON (2009) ermittelten Werte besonders hervor. Der untersuchte Woolston Canal ist ein trocken gefallener Kanal in einem ehemaligen, seit Mitte des 19. Jahrhunderts existierenden Industriegebiet im Nordwesten Englands. Hier werden Spitzenwerte bei Cr, Pb und Zn erreicht. Die weiteren Studien zeigen nur wenige Werte, die über denen in der Rummelsburger Bucht liegen. Hierbei ist die Art der ortsansässigen Industrie oder menschlichen Aktivität im Einzugsgebiet entscheidend für die Verbreitung der Schadstoffe. So wirken sich die Kupferminen in den Einzugsgebieten des Tigris (Türkei) und des Shur Rivers im Iran entsprechen auf den Kupfergehalt im Sediment aus.



Tab. 31: Schwermetallkonzentration in den Sedimenten der Rummelsburger Bucht sowie kontaminierter Standorte in Deutschland und weltweit (Mittelwerte in mg/kg TM; BK = Bohrkern, SF = Sedimentfallen).

Autoren	Ort	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Hg	Zn
RUBUS 2017	Rummelsburger Bucht, Spree (BK)	19,2	286,5	942,9	67,2	360,0	1,3	2069,3
	Rummelsburger Bucht, Spree (SF)	16,2	236,6	761,5	46,8	337,8	1,3	1619
IKSR 2009	Eddersheim, Main	21,3		510	127	885	40,6	3500
	Ruhrwehr Duisburg, Ruhr	30		612	336	573	1,3	3570
ZACHMANN et al. 2013	2 Elbealtgewässer zw. Havelberg u. Wittenberge	11,3	138	167	70,3	154		886
		15,1	184	240	76	381		1153
BABOROWSKI et al. 2012	Elbe, Bühnenfeld bei Magdeburg			63		82	1	
IKSE 2014	Mulde, Dessau (SF, 2011)	19,6	84	96	106	242	1,8	1712
	Saale, Rosenberg (SF, 2010)	4,9	80	103	48	172	2,3	1206
FROHNE et al. 2014	Wupper, Auenböden			432	63			580
FEILER et al. 2012 (nur Einzelwerte)	Elbe, Hamburger Hafen	11	130	320	79	480	8,3	2000
	Saale, Calbe	3,4	96	168	42	198	11	1095
	Finowkanal, Finow	33	87	3100	110	290	96	4600
	Havel, Potsdam	2,9	52	218	24	143	1,1	987
	Hafen Ehrenbreitstein, Rhein	1	142	57	88	93	0,48	440
	Weser, Staustufe Langwedel	4	43	56	36	168	0,83	701
HARTLEY & DICKINSON 2010	Woolston Canal, Nordwestengland		1315	887	102	1887		4858
HUTCHINSON & ROTHWELL 2008	River Sheaf, Sheffield (England) (SF)			57		803		503
VAROL & SEN 2012	Tigris, Türkei	7,9	155,7	2860	534,6	660		1061,5
VRHOVNIK ET AL. 2013	Kalimanci, Mazedonien	56,6		415,1		6,1		8,4
LOPEZ et al. 2010	Sandy Run, Ohio (USA)	0,39	37,8	22,5	39,55	17,3		129
LIU et al. 2009	Wuliehexia, Luan River (China)	0,4	107,5	56,9		37,4	1,4	161,3
WANG et al. 2015	Donping Lake, Shandong (China)	0,285	89,3	52		35,5	0,06	100,5
FENG et al. 2012	Pearl River Delta (China)	1,5	76	91,9		97,3	0,20	
KARBASSI et al. 2008	Shur River (Iran)	6,9		9174		162		522
LOKHANDE et al. 2011	Kasardi River, Mumbai (Indien)	45,4	62,8	140	85,7	30,5		726,7

Der Vergleich zeigt weiterhin, dass die Belastungen der Sedimente sehr häufig höher sind in Gebieten, in denen vormals - oft über ein Jahrhundert lang - Industrie ansässig war, als in Bereichen, welche erst in neuerer Zeit industriell erschlossen wurden. So zeigen Studien aus stark industrialisierten Gebieten in China oder Indien bis auf wenige Ausnahmen im Gegensatz zur Rummelsburger Bucht moderate Schwermetallgehalte im Sediment.

Tab. 32 zeigt den Vergleich der ermittelten **PAK-Gehalte**. Deutschlandweit werden die Werte an der Rummelsburger Bucht nur von denen im Hamburger Hafen weit übertroffen. Die ausgewählten internationalen Studien zeigen fast ausschließlich höhere PAK-Belastungen in den untersuchten Sedimenten. Die meisten dieser Regionen unterliegen einer starken, andauernden Verschmutzung mit PAK und anderen Schadstoffen. So resultieren die hohen Werte an der indischen Küste (DUDHAGARA et al. 2016) aus der dort ansässigen Industrie und der zivilen Gewinnung von Treibstoff aus Rohöl. Bei den Zuflüssen im Nigerdelta (HENRY & CHARLES 2014) rühren die Belastungen aus der Verwertung des dort lagernden Erdöls. Die Autoren nennen hierfür als Einzelfaktoren die Exploration, Förderung, den Transport und die Verarbeitung des Erdöls.

Tab. 32: PAK-Konzentration in den Sedimenten der Rummelsburger Bucht sowie konterminierter Standorte in Deutschland und weltweit (Mittelwerte in mg/kg TM; BK = Bohrkern, SF = Sedimentfallen).

Autoren	Ort	Mittelwert	Min	Max
RuBUS 2017	Rummelsburger Bucht, Spree (BK)	63,1	15,6	206
	Rummelsburger Bucht, Spree (SF)	30	19,6	42,5
FEILER et al. (2012) (nur Einzelwerte)	Calbe, Saale	15		
	Ehrenbreitstein, Rhein	3,8		
	Finow Kanal, Oder-Havel	24,6		
	Hamburg Hafen, Elbe	509		
	Langwedel Staustufe, Weser	1,7		
	Tiefer See, Untere Havel	24,6		
	Palzem, Mosel	22,9		
BAUMARD et al. (1999)	Kieler Hafen	8	0,3	30,1
	Oder vor der Mündung	6,6	0	17
PEVERLY et al. (2015)	Chicago Sanitary Ship Canal, USA	141,5	11	420
DUDHAGARA et al. (2016)	Bhavnagar Coast, India	345,2	5	981,2
HENRY & CHARLES (2014)	Ogba and Otor stream, Niger Delta	96,4	37,9	174,3
VIGURI et al. (2002)	Santander Bay, Spain	49,1	0	344,6
GHOSH et al. (2003)	Harbor Point, New York	262		
	Milwaukee Harbor, USA	90		

Bei Betrachtung der MKW-Konzentrationen (Tab. 33) in der Rummelsburger Bucht sowie den Gehalten anderer belasteter Standorte wird deutlich, dass die Mittelwerte von 3.704 mg/kg (BK) und 2.753 mg/kg (SF) in einem mittleren Bereich liegen. Ein ähnlicher Mittelwert wird auch in den Sedimenten des Bonny River im Niger Delta verzeichnet (Wokoma 2012), welches durch Ölförderung geprägt ist. Lediglich die Standorte Finowkanal, Hamburger Hafen, Perl River Estuary und Kowloon Bay weisen deutlich höhere Werte auf. Der Vergleich der Maximalwerte zeigt hingegen, dass der Gehalt von 19.000 mg/kg (BK 11.5) in keiner anderen Studie erreicht wird. Dennoch zeigen auch die Standorte Perl River Estuary, Changjing Estuary und Portsmouth sehr hohe Maximalkonzentrationen auf.

Tab. 33: MKW-Konzentration in den Sedimenten der Rummelsburger Bucht sowie konterminierter Standorte in Deutschland und weltweit (Mittelwerte in mg/kg TM; BK = Bohrkern, SF = Sedimentfallen).

Autoren	Ort	Mittelwert	Min	Max
RuBUS 2017	Rummelsburger Bucht, Spree (BK)	3704	930	19000
	Rummelsburger Bucht, Spree (SF)	2753	1400	4300
Feiler et al. (2012) (nur Einzelwerte)	Calbe, Saale	1400		
	Ehrenbreitstein, Rhein	100		
	Finow Kanal, Oder-Havel	5700		
	Hamburg Hafen, Elbe	7300		
	Langwedel Staustufe, Weser	100		
	Tiefer See, Untere Havel	960		
	Palzem, Mosel	1300		
Peng et al. (2005)	Pearl River Estuary, China	8400	300	16500
Zhou et al. (2014)	Changjiang Estuary, China		2200	11820
Nagy et al. (1987)	Wheatley Lake Erie, Kanada	1055		1948
	Portsmouth Lake Ontario, Kanada	2435		11777
Zhang et al. (2015)	Kowloon Bay, Hong Kong	5094		
Wokoma (2012)	Bonny River Niger Delta, Nigeria	3775		

Tab. 34: PCB-Konzentration in den Sedimenten der Rummelsburger Bucht sowie konterminierter Standorte in Deutschland und weltweit (Mittelwerte in mg/kg TM; BK = Bohrkern, SF = Sedimentfallen).

Autoren	Ort	Mittelwert	Min	Max
RuBUS 2017	Rummelsburger Bucht, Spree (BK)	0,19	0,00	0,54
	Rummelsburger Bucht, Spree (SF)	0,23	0,10	0,35
Feiler et al. (2012) (nur Einzelwerte)	Calbe, Saale	0,23		
	Ehrenbreitstein, Rhein	0,08		
	Finow Kanal, Oder-Havel	0,14		
	Hamburg Hafen, Elbe	0,29		
	Tiefer See Untere, Havel	0,25		
	Palzem, Mosel	0,18		
	Kochendorf, Neckar	0,12		
	Schierstein Hafen, Rhein	0,09		
	Alte Elbe Altarm Dessau, Elbe	0,07		
	IKSR (2009)	Eddersheim, Main	0,88	0,01
Hafen Lahnstein, Rhein		0,13	0,10	0,16
Hafen Hitdorf, Rhein		0,47	0,12	1,35
Ruhrwehr Duisburg, Rhein		0,39	0,07	2,18
Hollandsch Diep, Rhein		0,28	0,13	0,48
Amerongen, Rhein		0,56	0,01	3,93

Für den Vergleich der **PCB-Gehalte** der Rummelsburger Bucht mit anderen Studien wurden ausschließlich in Deutschland erhobene Studien herangezogen (Tab. 34), da nur diese ebenfalls die  $\Sigma 7$  PCB-Gehalte angeben. Hierbei ist ersichtlich, dass besonders am Rhein sowie am Main deutlich höhere PCB-Werte in den Sedimenten nachgewiesen werden. Vor allem die Maximalwerte in Eddersheim und Amerongen zeigen extrem hohe Belastungen.

Bei Betrachtung der Werte ist auch die besondere geographische Situation in der Rummelsburger Bucht zu beachten. Die Bucht ist ein nur oberstromig angeschlossener Altarm, welcher als Sediment – und Schadstoffsенke fungiert, darüber hinaus ist die Spree ein Flachlandfluss mit vergleichsweise geringen Abflusswerten, Sedimentfrachten und Fließgeschwindigkeiten. Der Transport, die Ablagerung und Remobilisierung von Sedimenten sind hier einer insgesamt geringeren Dynamik als beispielsweise an der Elbe oder dem Rhein unterworfen, insbesondere vor dem Hintergrund des Auftretens und der Amplitude von Hochwasserereignissen.

## 7.6 Betrachtung der Schadstoffmobilisierung anhand von Elutionsversuchen

Elutionsversuche dienen der Lösung und der anschließenden Freisetzung organischer und anorganischer Bestandteile aus der Festsubstanz in die wässrige Phase. Es wird der umweltrelevante, mobilisierbare Anteil von Schadstoffen in der Feststoffprobe bestimmt. Es kann damit eine Aussage getroffen werden, in welchem Maß sich Substanzen mobilisieren lassen und dient insofern einer Risikoabschätzung hinsichtlich der Freisetzbarkeit von Schadstoffen.

Mit der Elution der originalen Feststoffprobe ohne weitere Vorbehandlung wird die reale Situation am besten simuliert (HIRNER et al. 2000). Durch die Elution mit einem milden Elutionsmittel wie Wasser, wird

die **aktuelle Mobilität** der Gesamtstoffgehalte und somit der **bioverfügbare** Anteil ermittelt. Es kann dann allerdings keine Aussage zur **potenziellen Mobilisierbarkeit**, entsprechend des maximalen Austrags aus einer Probe, getroffen werden. Dies wird durch die Extraktion mit abgestimmten Chemikalien erreicht. Ebenso wird die Resorptionsverfügbarkeit, also die Fähigkeit der Aufnahme von Stoffen in Organismen, nicht erhoben (FENT 2007). Beeinträchtigungen von Organismen durch die mobilisierten Schadstoffe werden am Eluat anhand der Biotests überprüft.

Die Resultate aus den Untersuchungen zeigen, dass die PAK offenbar nicht so stark an den Sedimenten fixiert sind, da auch die höher und hoch molekularen Ringverbindungen durch die Elution freigesetzt werden; allerdings gilt dies nicht für Benzo(a)pyren. Laut DVWK-Regelwerk Merkblatt 228/1996 gelten Oberflächengewässer mit einer  $\Sigma$  6 PAK-Konzentration in einem Bereich von 0,1 bis 1,0  $\mu\text{g/l}$  als stark belastet. Bei 40 der 52 Eluatproben aus der Rummelsburger Bucht ist dieser Konzentrationsbereich erreicht, sodass von einem erhöhten Risikopotential der PAK-Freisetzung aus den Sedimenten ausgegangen werden muss.

## 7.7 Betrachtung der ökotoxikologischen Wirkung im Sediment und Eluat

Es wurden drei ökotoxikologische Tests zur Bewertung der Sedimentqualität in der Rummelsburger Bucht durchgeführt (vgl. Kapitel 5.3.3). Bei allen verwendeten Methoden handelt es sich um akute Ökotoxizitätstests, die chronische Toxizität wurde nicht erhoben. Die Durchführung der Tests beschränkte sich auf 10 Proben (Bohrkerne und Sedimentfallen; Feststoffe und Eluate), lediglich der Leuchtbakterientest wurde an allen Eluatproben durchgeführt. Ausschlaggebend für die Auswahl der Proben war die Höhe der Schadstoffkonzentration im Sediment. Die Ergebnisse aus den Untersuchungen zur Ökotoxizität der Sedimentproben zeigen ein sehr heterogenes Bild auf, welches im Folgenden diskutiert wird.

Der **Sedimentkontakttest** mit *Arthrobacter globiformis* (zur Überprüfung der schädigenden Wirkung der Sedimente auf Organismen) zeigt an drei über die Bucht verteilten Standorten eine kritische Belastung auf. Es wird jedoch kein Standort als „gefährlich belastet“ eingestuft. Proben mit hohen PAK- und MKW-Gehalten verursachten im Fall der Probe BK 11.5 (höchste MKW-Belastung, hohe PAK-Belastung der Feststoffe) einen mäßig toxischen Effekt, der als kritische Belastung bewertet wird. Hingegen wird die Probe BK 12.5 (höchste PAK-Belastung, hohe MKW-Belastung der Feststoffe) lediglich als gering toxisch belastet eingestuft. NEUMANN-HENSEL & MELBYE (2006) stellten keine Sensitivität von *Arthrobacter globiformis* gegenüber Böden fest, die entweder mit MKW oder PAK bzw. mit Kupfer kontaminiert waren. Toxische Wirkungen waren jedoch in belasteten Böden mit Nickel, Quecksilber und Chrom nachweisbar. Vor diesem Hintergrund ist das Ergebnis des Sedimentkontakttests der Probe BK 1.2 auffallend. Sie wurde als gering belastete Sedimentprobe mit in die Auswahl für den Sedimentkontakttest aufgenommen, musste dann jedoch aufgrund der Testergebnisse als „kritisch belastet“ eingestuft werden (pT-Wert: 3). Diese sehr unterschiedlichen Effekte sind darauf zurückzuführen, dass die Toxizität einer Probe oftmals nicht nur auf einzelne Schadstoffverbindungen oder –gruppen zurückzuführen ist, sondern chemische, physikalische und biologische Faktoren sich gegenseitig beeinflussen (FENT 2007). Eine weitere Ursache für das Auftreten

eines toxischen Effekts, obwohl die nachgewiesenen Schadstoffgehalte als gering eingestuft werden, ist die Eigenschaft der biologischen Testverfahren, das ökotoxikologische Potential nicht detektierter Schadstoffe zu erfassen (TERYTZE et al. 2011). Die Feststoffe der Probe BK 8.5 sind am höchsten mit Schwermetallen belastet, jedoch wird keine Hemmung der Dehydrogenaseaktivität der Bakterien hervorgerufen. Das bedeutet, dass die Schwermetalle nicht in bioverfügbarer Form an dieser Stelle im Sediment vorliegen, sondern stark an die Sedimentpartikel fixiert sind. Das wird durch das Ergebnis der Elutionstests bestätigt, da aus der Feststoffphase keine nachweisbaren Schwermetall-Konzentrationen in die Wasserphase gelöst werden. Folglich zeigen auch die beiden limnischen Biotests keine Hemmung durch die Originalprobe an. Die Bindungsstärke von Schwermetallen an Feststoffe ist vom pH-Wert abhängig. Ein hoher pH-Wert begünstigt die Schwermetallfixierung an Partikeln, saure Milieus fördern die Mobilisierung. Ebenso adsorbieren Schwermetalle an organische Substanzen und Huminstoffen. Sie werden auf diese Weise komplexiert und sind weniger verfügbar (FENT 2007). Die pH-Werte der hier untersuchten Sedimente und Eluate sind im neutralen, bis schwach basischen Bereich. Der Anteil organischer Bestandteile ist mit durchschnittlich 21 % in den Sedimenten, 26 % in den Schwebstoffen und 48 % in den Eluaten als hoch einzustufen.

Die **Leuchtbakterien** (*Vibrio fischeri*) haben mit höheren Toxizitäten auf die Eluate aus den Sedimentfallen-Proben reagiert. In den Eluaten werden zum Teil PAK, MKW und vereinzelt Kupfer nachgewiesen. Die MKW-Konzentrationen in den Eluaten der Bohrkernproben sind gegenüber denen in den Sedimentfallen-Proben signifikant niedriger (vgl. Abb. 97). Bei den PAK-Konzentrationen lässt sich hingegen ein solch signifikanter Unterschied nicht nachweisen. Demnach wird die toxischere Wirkung der Schwebstoff-Eluate auf die Leuchtbakterien möglicherweise nicht durch die PAK, sondern eher durch die MKW hervorgerufen, vorausgesetzt eine dieser beiden Schadstoffgruppen ist die ausschlaggebende Substanz. Wie die Ergebnisse der Schwermetallanalysen der Eluate zeigen, werden die Schwermetalle nur selten aus den Feststoffen mobilisiert. Es ist daher auch davon auszugehen, dass die höhere Toxizität in den Sedimentfallenproben nicht durch gelöste Schwermetalle verursacht wird. Da zudem *Vibrio fischeri* eine geringe Sensitivität gegenüber PAK, PCB sowie Schwermetallen aufweist, scheinen gegenüber diesen Substanzen die MKW-Konzentrationen maßgeblicher für die Testergebnisse zu sein (RICKING et al. 2002). Die Ursache für das Anzeigen einer höheren Toxizität im Leuchtbakterientest kann darüber hinaus methodisch bedingt sein. Eine Trübung oder Färbung der Proben beeinflusst die photometrische Messung der tatsächlichen Leuchtintensität der Bakterien (DIN EN ISO 11348-2:2009-05) und kann das Messergebnis verfälschen. Die Eluate der Schwebstoffproben zeigen eine eindeutige Färbung im Bereich Gelb, Orange oder Braun. Um den Einfluss solcher Verfärbungen auf die Messergebnisse auszugleichen, wurden für alle Proben die gemäß der Gebrauchsvorschrift des Lumistox 300-Messgerätes vorgesehenen Farbkorrekturen vorgenommen.

Die Stärke der Trübung in den Eluaten wird ferner durch die Beschaffenheit der Feststoffprobe bestimmt. Das feinere Material der Schwebstoffproben macht sich in den Eluaten in Form einer stärkeren Trübung bemerkbar, zudem bleiben diese feinen Partikel nach dem Schütteln länger in der Schwebel. Die Eluate aus

den Sedimentfällen weisen somit nach dem Filtrationsschritt deutlich höhere Trübungen auf ( $\emptyset$  30 NTU) als die Eluate aus den Bohrkernproben ( $\emptyset$  4 NTU) (vgl. Messprotokolle im Anhang). Aus diesem Grund wurden im Rahmen dieser Untersuchung trübe Eluate vor dem Leuchtbakterientest ein weiteres Mal filtriert. Es konnten jedoch und auch trotz der längeren Zentrifugation der Schwebstoff-Eluate nicht die geringeren Trübungswerte der Eluate der Bohrkern-Proben erreicht werden. MKW- und PAK-Konzentrationen in Eluaten korrelieren jedoch positiv mit der Trübung (WAGNER et al. 2010). Unterschiedliche Trübungsintensitäten können sich daher verfälschend auf die Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests auswirken. Die unterschiedlichen Trübungswerte müssen zudem dahingehend betrachtet werden, dass in den trübere Schwebstoffproben der partikuläre Austrag durch die stärkere und dauerhaftere mechanische Beanspruchung im Zuge der Elutionsversuche höher ist und sich damit auch stärker in einer Reaktion der Leuchtbakterien niederschlagen kann.

## 7.8 Schlussbetrachtung

Sowohl die Ergebnisse als auch deren Diskussion zeigen die vielschichtigen Randbedingungen und die komplexe Dynamik der Rummelsburger Bucht. Die Wechselwirkungen und Prozesse können mit Hilfe des Untersuchungsansatzes zwar nicht vollständig geklärt, aber deutlich besser verstanden werden – es liegt nun ein nahezu vollständiges Bild der aktuellen Schadstoffbelastung der Sedimente vor. Es zeigen sich jedoch auch Grenzen der Interpretation der erhobenen Daten. Dies betrifft die Fragen sowohl hinsichtlich des humantoxikologischen Risikopotentials durch die Schwermetalle und organischen Schadstoffverbindungen, als auch bezüglich des Einflusses sich ändernder physikalischer und chemischer Randbedingungen auf die Sedimentdynamik und Schadstoffsituation. Die Ergebnisse des Forschungsprojektes RuBuS bilden jedoch trotz dieser Einschränkungen eine wichtige Entscheidungsgrundlage für die Planung und Durchführung zukünftiger Maßnahmen.



## **8 ZUSAMMENFASSUNG**

Der vorliegende Bericht behandelt die Ergebnisse des Forschungsprojektes RUBUS, welches im Zeitraum November 2013 bis November 2015 von der Freien Universität Berlin durchgeführt wurde.

Gegenstand des Projektes ist die Untersuchung der aktuellen Belastungssituation und der Dynamik der Sedimente in der Rummelsburger Bucht als Teil der urbanen Spree in Berlin. Das Projekt hat die Klärung der räumlichen Verteilung, Quantifizierung und Bewertung der Schadstoffbelastung in den Sedimenten der Rummelsburger Bucht zum Ziel. Es soll vor diesem Hintergrund die Ausbildung einer unbelasteten Sedimentauflage geprüft werden, um damit auch der Frage nachzugehen, ob es möglicherweise zu einer Remobilisierung von schadstoffbelasteten Sedimenten kommt. Um diese Hypothese zu untersuchen wird ein indirekter Messansatz gewählt, der sowohl die Erfassung der Randbedingungen als auch den qualitativen und quantitativen Nachweis einer Sedimentremobilisierung berücksichtigt. Da die Prozesse als solche nur schwer messbar sind, zielt dieser Ansatz darauf ab, entsprechende Leitindikatoren zu wählen, anhand derer Mobilisierungsmechanismen und Ursachen aufgezeigt werden können.

Die Erfassung der Schadstoffe (Schwermetalle, organische Verbindungen) erfolgt systematisch an 5 Schichten der obersten 15 cm des Gewässersedimentes und über die Erfassung von akkumuliertem Material in Sedimentfallen. Die Beprobungen und kontinuierlichen Messungen werden an 15 über den gesamten Wasserkörper rasterförmig ausgelegten Bohr- bzw. Messpunkten durchgeführt. Zur Bemessung des potenziellen Risikos wird für die Feststoffphase der Consensus 2 - Wert der Sedimentqualitätsrichtlinien nach de DECKERE et al. (2011) zugrunde gelegt und durch Elutionsversuche sowie ökotoxikologische Tests ergänzt.

Die Laborergebnisse zeigen, dass an allen Standorten und in annähernd allen erfassten Sedimentschichten weitestgehend sämtliche untersuchten Elemente und Verbindungen in zum Teil erheblichen Konzentrationen nachgewiesen werden können. Die Konzentrationen variieren sowohl in der Fläche als auch mit der Tiefe der Sedimentschichten. Die Analysen und statistischen Tests weisen das nordwestliche Untersuchungsgebiet als am stärksten belastet aus. Ungeachtet dieser räumlichen Variationen zeigen die Ergebnisse, dass in der Rummelsburger Bucht eine durchgängige Belastung der oberen 15 cm Sedimentschicht vorliegt. Eine flächendeckende Belastung kann auch für die beprobten Sedimentfallen nachgewiesen werden. Im Vergleich zum Referenzstandort in der Spree zeigt sich, dass die Rummelsburger Bucht sowohl hinsichtlich der Sedimentkerne als auch hinsichtlich der Sedimentfallen eine durchgängig höhere Belastung aufweist. Effektbasierte SQG werden in den meisten Fällen überschritten.

Eine Untersuchung aquatischer Makrozoen durch die Bundesanstalt für Gewässerkunde zeigt zudem, dass die Artenvielfalt gering ist und sich das Vorkommen auf tolerante, euryöke Arten mit geringen Ansprüchen an die Gewässer- und Sedimentqualität beschränkt.



Für den hohen gemessenen Sedimentumsatz ist vor allem die Remobilisierung von Sedimenten innerhalb der Bucht verantwortlich. Die stark belasteten, sehr schluffhaltigen Sedimente werden über eine permanente Strömung diffus über die gesamte Seefläche verteilt. Als bisherige Ursache für den hohen Sedimentumsatz können u.a. meteorologische Bedingungen und der Bootsverkehr identifiziert werden.

Die mechanische Mobilisierbarkeit von feststoffgebundenen Schwermetallen und zinnorganischen Verbindungen ist unter den vorherrschenden Bedingungen in der Rummelsburger Bucht gering. Die chemisch-physikalischen Randbedingungen des Untersuchungsgebiets sind im Jahreszyklus nur geringen Schwankungen unterworfen, was der weiteren Fixierung der Schwermetalle entgegenkommt. MKW und PAK werden hingegen durch die Elution in höheren Konzentrationen freigesetzt, insbesondere aus den Schwebstoffen. Im Fall der PAK werden in den meisten Proben die ZHK-UQN bzw. die JD-UQN der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie für die Wasserphase überschritten.

Keiner der biologischen Tests zeigt eine gefährliche Belastung an. Es werden jedoch mit dem Sedimentkontakt- und dem Leuchtbakterientest bei mehreren Proben kritische Belastungen ermittelt. Von den PAK geht offensichtlich keine Gefährdung für die Testorganismen *Vibrio fischeri* (Leuchtbakterien) und *Lemna minor* (Wasserlinsen) aus. Die Wasserlinsen reagieren durchgehend wenig sensitiv auf die Inhaltsstoffe der Eluate. Es ist anzunehmen, dass die signifikant höhere MKW-Freisetzung aus den Schwebstoffen (im Gegensatz zu den Sedimenten) die toxische Wirkung im Leuchtbakterientest verursacht. Der Sedimentkontakttest weist bei einer den Schadstoffgehalten nach relativ unbelasteten Probe einen toxischen Effekt nach. Die hohen Schwermetallgehalte in den Sedimenten haben keine Wirkung auf die Bakterien des Sedimentkontakttests, was darauf hindeutet, dass sie nicht in bioverfügbarer Form vorliegen. Die Schwermetalle scheinen unter stabilen Bedingungen gebunden vorzuliegen. Die PAK und MKW zeigen eine deutlich höhere Dynamik in der Schadstoffmobilität.

Die Rummelsburger Bucht stellt selbst im internationalen Kontext eine Besonderheit hinsichtlich der hohen Belastung mit organischen Schadstoffverbindungen und Schwermetallen dar und zeigt, dass die industriellen Fingerabdrücke der Gesellschaft über äußerst lange Zeiträume erhalten bleiben und dies eine Herausforderung für Politik und Planung darstellt. Die Untersuchungsergebnisse zeigen aber auch, dass die Rummelsburger Bucht einer ausreichend großen Dynamik unterliegt, welche zu einer (Re-) Mobilisierung dieser hochbelasteten Sedimente führen kann. Die Sedimente fungieren als langfristige potenzielle Schadstoffquelle für den Wasserkörper und damit auch für die Spree.

## 9 SUMMARY

The present report covers the results of the research project RuBuS, realised by the Freie Universität Berlin between November 2013 and 2015.

The investigated water body “Rummelsburger Bucht” is a former anabranch of the Spree River located in the centre of Berlin. Covering an area of more than 45 ha, it is only at the upstream side connected to the main river course. For almost a century, untreated industrial and municipal wastewater was discharged into this river branch. Consequently, the quality of both the water and the sediments decreased dramatically over that period. In order to address this problem, the project “RuBuS” (co-financed by the Berlin State Government and the European Funds for Social and Regional Development) was established for the above mentioned period. To perform any risk assessment, the investigation should provide an improved knowledge and a better understanding about the type and spatio-temporal pattern of sediment contamination and dynamics.

To detect the spatial distribution of pollutants in the sediment, over 200 sediment samplings were carried out via drill cores from 16 locations. The upper 15 cm of each drill core was systematically divided into 5 layers (each of 3 cm) for separate examination. The investigation of sedimentation and remobilisation rates was accomplished by installing 18 sediment traps, which collected deposits over more than a year. The presence of selected heavy metals and organic pollutants in the sediments was determined for every position and layer of the drill cores, as well as for all sediment traps.

Detection of changes in boundary conditions, influencing the spatial and temporal distribution of sedimentation and resuspension, was accomplished by placing devices within the water body and taking different mobile measurements. At all sampling locations, flow conditions were recorded every week over the whole water column with a vessel-mounted ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler). Water quality parameters like oxygen, turbidity, chlorophyll-(a) and temperature were also measured weekly with a mobile multiparameter sensor at all stations in 50 cm steps. In addition, these parameters were continuously recorded every 10 minutes with stationary sensors at different water depths (1, 2 and 3 m) from the beginning of the monitoring. For mobile measurements the probe YSI 6600 V2 was used, whereas permanent recording was done with Cyclops-7 and MiniDot devices from PME. A weather station was set up on the shore side to determine wind conditions, precipitation, temperature and solar radiation, concerning the external impacts on water currents, turbulences and algae-bloom.

The scope of the investigation included the determination of the total content of inorganic (Hg, Cd, Cr, Pb, Ni, Cu, Zn) and organic compounds (polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), total petroleum hydrocarbons (TPH), selected nitro-compounds, selected organotin compounds and polychlorinated biphenyls (PCB, AOX and EOX) in the sediment and suspended matter. The relevant particle size for the investigation of samples for heavy metals was  $< 63 \mu\text{m}$  and for the organic components  $< 2 \text{ mm}$ . The compounds were detected by ICP-OES, ICP-MS and AAS analyses. Grain size distributions were

determined using laser diffractometry and sieving. An elemental analyser was used to determine the presence of carbon and nitrogen in the samples.

The release of soluble components upon contact with water is considered one of the main mechanisms leading to a potential hazard to the environment. The research into soluble and easily mobile sediment-bounded pollutants is based upon a 24 hour batch test. In addition, certain toxic effects of the sediments were determined by ecotoxicological test methods. Three species were chosen as relevant test organisms: *Vibrio fischeri* for the luminescent bacteria test, *Lemna minor* for the Duckweed growth inhibition test and *Arthrobacter globiformis* for the sediment contact test. In addition, the thresholds of the sediment quality guidelines, published by de Deckere et al. (2011), were used to assess the solid contents.

The study demonstrated that so far the concentration of organic and inorganic pollutants in the sediments has remained very high. The total contents of the PAHs and all heavy metals exceeded the effect-based threshold values according to de Deckere et al. (2011). The results were compared to the “consensus 2” thresholds to identify the measured concentrations, which have surpassed the limits and now giving rise to concern regarding toxicity. The only exception among the heavy metals was mercury.

With respect to organic pollution the reference point in the Spree River, which is not very far away from the sheet pile wall, showed concentrations below the threshold value. In contrast, the reference point disclosed pollution by heavy metals except for cadmium and mercury concentrations, which were below the threshold. However, the load of heavy metals at the reference point was lower than the one found in the bay. A different spatial distribution of the organic contamination was observed for the sediments of the “Rummelsburger Bucht”. In terms of contamination with PAHs, Cd and Pb, areas with different loads could be defined, this was statistically proven with a significant difference greater than 99%. The less contaminated area was situated between the sheet pile wall and the centre of the bay. Higher loads (sampling sites 10-15) were found from the centre of the water body to the north-western shore. However, the sediments in the traps showed a homogeneous distribution of the measured pollutants. It was also found, that the level of contamination commonly increased with sediment depth, except at the sampling sites right in the centre of the bay, which revealed no clear tendency to increase or decrease depending on the depth.

With regard to the level of the European Environmental Quality Standards (EQS), the results of the 24 hour batch test indicated a low mobility of the heavy metals, organotin compounds and Benzo(a)pyrene. By contrast, other PAH compounds exceeded in several eluates the annual average maximum concentration permitted by the EQS.

The results of the Luminescent bacteria test demonstrated for the eluates of sediment cores, that all samples are not or harmless polluted (non- or low toxic effect). However, with the exception of two samples, all of the eluates of suspended particles were critically polluted, they showed a moderate or increased toxic effect.

The recorded high turnover rates of sediments were most likely caused by a remobilisation of local sources within the “Rummelsburger Bucht”. These highly contaminated and silty sediments can be evenly distributed over the whole area of the water body due to very slow but constant currents with changing directions. Up to now, specific meteorological boundary conditions and motorboat-traffic have been identified as some of the main reasons for the remobilisation and local transport of the sediments, as well as external sediment sources could be neglected.

The research project “RuBuS” provides a detailed insight into this water body. It gives a better understanding how changes in boundary conditions affect the spatial and temporal distribution of sedimentation and the resuspension of sediments. The study demonstrates, that so far the concentration of organic and inorganic pollutants in the sediments has remained on an exceptionally high level. The “Rummelsburger Bucht” can be considered as a case study about spatio-temporal pattern of sediment contamination and dynamics of the Spree River and about areas of conflict presented by highly stressed urban water bodies. A high pressure on demands of local residents for recreational and commercial use of the “Rummelsburger Bucht” needs to improve the environmental situation by a targeted and affordable management plan.



## 10 LITERATUR

- ABDI, H. (2007). Bonferroni and Sidak corrections for multiple comparisons. In: SALKIND, N.J. (Hrsg.): Encyclopedia of Measurement and Statistics. Thousand Oaks. S. 103-107.
- ARLE, J., BLONDIK, K., CLAUSSEN, U., DUFFEK, A., GRIMM, S., HILLIGES, F., HOFFMANN, A., LEUJAK, W., MOHAUPT, V., NAUMANN, S., PIRNTKE, U., RICHTER, S., SCHILLING, P., SCHROETER-KERMANI, C., CHRISTA, ULLRICH, A., WELLMITZ, J., WERNER, S. & WOLTER, R. (2013): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2: Gewässergüte. Bonn. 111 S.
- BABOROWSKI, M., BÜTTNER, O., MORGENSTERN, P., JANCKE, T. & WESTRICH, B. (2012): Spatial variability of metal pollution in groyne fields of the Middle Elbe – Implications for sediment monitoring. *Environmental Pollution* **167**. S. 115-123
- BACHMANN, R. W., HOYER, M. V. & CANFIELD, D.E. (2000): The Potential for Wave Disturbance in Shallow Florida Lakes. *Lake and Reservoir Management* **16** (4). S. 281 – 291
- BAUMARD, P., BUDZINSKI, H., GARRIGUES, P., DIZER, H. & HANSEN, P.D. (1999): Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments and mussels (*Mytilus edulis*) from the Western Baltic Sea: occurrence, bioavailability and seasonal variations. *Marine Environmental Research* **47**. S. 17-47
- BECKER (1989): Zustandsanalyse des Rummelsburger Sees im Bereich des Auslaufes R-Kanal „Ruschegraben“. VEB WAB Berlin. Wasser- und Schifffahrtsamt, Akte Rummelsburger See. 2 S.
- BENGTSSON, L. & HELLSTRÖM, T. (1992): Wind-induced resuspension in a small shallow lake. *Hydrobiologia* **241**. S. 163 -172
- BFG (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE) (2011): BfG-Merkblatt "Ökotoxikologische Baggergutuntersuchung" Ökotoxikologische Untersuchung von Sedimenten, Eluaten und Porenwässern. Koblenz. 11 S.
- BFG (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE) (2014): Entwurf zur Bestandsaufnahme des Ist-Zustands der Rummelsburger See Sedimente zur Ableitung von Verbesserungsmaßnahmen für die ökologische Situation. Koblenz. 92 S.
- BFG (BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE) (2015): Bestandsaufnahme des Ist-Zustandes der Rummelsburger See Sedimente zur Ableitung von Verbesserungsmaßnahmen für die ökologische Situation. BfG-1836. Koblenz. 92 S.
- BGBL (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OgewV). Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil I Nr. 37. Ausgegeben zu Bonn am 25.Juli 2011. S. 1429-1469
- BLOESCH, J. (1995): Mechanisms, Measurements and Importance of Sediment Resuspension in Lakes. *Marine and Freshwater Research* **46**. S. 295-304
- BLOESCH, J. (1994): A review of methods used to measure sediment resuspension. *Hydrobiologia* **284**. S. 13-18
- BÖHM, E., HILLENBRAND, T., MARSCHIEDER-WEIDEMANN, F., SCHEMP, C., FUCHS, S. & SCHERER, U. (2001): Bilanzierung des Eintrags prioritärer Schwermetalle in Gewässer. Berlin. 130 S.

- BOOTH, J.G., MILLER, R.L, MCKEE, B.A. & LEATHERS, R.A. (2000): Wind-induced bottom sediment resuspension in a microtidal coastal environment. *Continental Shelf Research* **20**. S. 785-806.
- BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO) (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. Überarbeitete und ergänzte Auflage. Ohne Ort. 59 S.
- BUTMAN, C., W. GRANT & STOLZENBACH, K. (1986): Predictions of sediment trap biases in turbulent flows: A theoretical analysis based on observations from the literature. *Journal of Marine Research*. 44. S. 601–644.
- CALMANO, W., GRÄBE, G., GRIEBE, Th., HEINRICH, H. & STACHEL, B. (2001a): Physikalisch-chemische und biologische Methoden zur Charakterisierung der Sedimentmatrix. In: CALMANO, W. (Hrsg.): *Untersuchung und Bewertung von Sedimenten. Ökotoxikologische und chemische Testmethoden*. Berlin. S. 8-115.
- CALMANO, W., HENSCHEL, T. & RECHENBERG, B. (2001b): Grenzwertfindung. In: CALMANO, W. (Hrsg.): *Untersuchung und Bewertung von Sedimenten. Ökotoxikologische und chemische Testmethoden*. Berlin. S. 305-331.
- DE DECKERE, E., DE COOMAN, W., LELOUP, V., MEIRE, P., SCHMITT, C. & VON DER OHE, P. C. (2011): Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Journal of Soils and Sediments* **11** (3). S. 504-517.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) (1999): *Methoden zur Erkundung, Untersuchung und Bewertung von Sedimentablagerungen und Schwebstoffen in Gewässern*. Schriftenreihe des DVWK. Heft 128. Bonn. 418 S.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU E.V. (DVWK) (1996): Merkblatt 228/1996: Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Teil II: Summenparameter Kohlenstoffverbindungen und sauerstoffverbrauchende Substanzen, Mineralstoffe, Organische Schadstoffe, Hygienische Kennwerte. Teil III: Hinweise zur Probenahme für physikalisch-chemische Untersuchungen. Bonn. 8 S.
- DIN 19529:2009-01: Elution von Feststoffen - Schüttelverfahren zur Untersuchung des Elutionsverhaltens von anorganischen Stoffen mit einem Wasser/Feststoff-Verhältnis von 2 l/kg.
- DIN 38407-39:2011-09: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Gemeinsam erfassbare Stoffgruppen (Gruppe F) - Teil 39: Bestimmung ausgewählter polycyclischer aromatischer Kohlenwasserstoffe (PAK) - Verfahren mittels Gaschromatographie und massenspektrometrischer Detektion (GC-MS).
- DIN 38412-48:2002-09: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L) - Teil 48: *Arthrobacter globiformis*-Kontakttest für kontaminierte Feststoffe.
- DIN 38414-17:2012-02: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung - Schlamm und Sedimente (Gruppe S) - Teil 17: Bestimmung von extrahierbaren organisch gebundenen Halogenen (EOX).
- DIN 38414-18:1989-11: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Schlamm und Sedimente (Gruppe S); Bestimmung von adsorbierten, organisch gebundenen Halogenen (AOX).

- DIN EN 12880:2001-02: Charakterisierung von Schlämmen - Bestimmung des Trockenrückstandes und des Wassergehalts.
- DIN EN 12457-4:2003-01: Charakterisierung von Abfällen - Auslaugung; Übereinstimmungsuntersuchung für die Auslaugung von körnigen Abfällen und Schlämmen - Teil 4: Einstufiges Schüttelverfahren mit einem Flüssigkeits-/Feststoffverhältnis von 10 l/kg für Materialien mit einer Korngröße unter 10 mm (ohne oder mit Korngrößenreduzierung).
- DIN EN 13137:2001-12: Charakterisierung von Abfall - Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) in Abfall, Schlämmen und Sedimenten.
- DIN EN 1484:1997-08: Wasseranalytik - Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC).
- DIN EN 14039:2005-01: Charakterisierung von Abfällen - Bestimmung des Gehalts an Kohlenwasserstoffen von C10 bis C40 mittels Gaschromatographie.
- DIN EN 15169:2007-05: Charakterisierung von Abfall - Bestimmung des Glühverlustes in Abfall, Schlamm und Sedimenten.
- DIN EN 15308:2008-05: Charakterisierung von Abfällen - Bestimmung ausgewählter polychlorierter Biphenyle (PCB) in festem Abfall unter Anwendung der Kapillar-Gaschromatographie mit Elektroneneinfang-Detektion oder massenspektrometrischer Detektion.
- DIN EN 15933:2012-11: Schlamm, behandelte Bioabfälle und Boden - Bestimmung des pH-Werts.
- DIN EN 16174:2012-11: Schlamm, behandelte Bioabfälle und Boden - Aufschluss von mit Königswasser löslichen Anteilen von Elementen.
- DIN EN ISO 9377-2:2001-07: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung des Kohlenwasserstoff-Index - Teil 2: Verfahren nach Lösemittelextraktion und Gaschromatographie.
- DIN EN ISO 11348-2:2009-05: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der Hemmwirkung von Wasserproben auf die Lichtemission von *Vibrio fischeri* (Leuchtbakterientest) - Teil 2: Verfahren mit flüssig getrockneten Bakterien.
- DIN EN ISO 11885:2009-09: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Elementen durch induktiv gekoppelte Plasma-Atom-Emissionsspektrometrie (ICP-OES).
- DIN EN ISO 17353:2005-11: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Organozinnverbindungen - Verfahren mittels Gaschromatographie.
- DIN EN ISO 20079:2006-12: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der toxischen Wirkung von Wasserinhaltsstoffen und Abwasser gegenüber Wasserlinsen (*Lemna minor*) - Wasserlinsen-Wachstumshemmtest.
- DIN EN ISO 23161:2011-10: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung ausgewählter Organozinnverbindungen - Gaschromatographisches Verfahren.
- DIN ISO 10382:2003-05: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von Organochlorpestiziden und polychlorierten Biphenylen - Gaschromatographisches Verfahren mit Elektroneneinfang-Detektor.
- DIN ISO 11265:1997-06: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der spezifischen elektrischen Leitfähigkeit.



- DIN ISO 11277:2002-08: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der Partikelgrößenverteilung in Mineralböden - Verfahren mittels Siebung und Sedimentation.
- DIN ISO 16772:2005-06: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von Quecksilber in Königswasser-Extrakten von Boden durch Kaltdampf-Atomabsorptionsspektrometrie oder Kaltdampf-Atomfluoreszenzspektrometrie.
- DIN ISO 18287:2006-05: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung der polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) - Gaschromatographisches Verfahren mit Nachweis durch Massenspektrometrie (GC-MS).
- ISO 10694:1995-03: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse).
- ISO 13878:1998-03: Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von Gesamt-Stickstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse).
- DIN ISO 11916-1:2011-03 (D): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von ausgewählten Explosivstoffen - Teil 1: Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) und UV-Detektion.
- DOKULIL, M., HAMM, A., & KOHL, J.-G. (Hrsg.) (2001): Ökologie und Schutz von Seen. 1. Auflage. Wien. 499 S.
- DUDHAGARA, D.R., RAJPARA, R.K., BHATT, J.K., GOSAI, H.B., SACHANIYA, B.K. & DAVE, B.P (2016): Distribution, sources and ecological risk assessment of PAHs in historically contaminated surface sediments at Bhavnagar coast, Gujarat, India. *Environmental Pollution* **213**. S. 338-346
- DVWK-Merkblatt 227/1993: Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Teil I: Allgemeine Kenngrößen, Nährstoffe, Spurenstoffe und anorganische Schadstoffe, Biologische Kenngrößen. 113. S
- DVWK-Merkblatt 228/1996: Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Teil II: Summenparameter Kohlenstoffverbindungen und sauerstoffverbrauchende Substanzen, Mineralstoffe, Organische Schadstoffe, Hygienische Kennwerte. Teil III: Hinweise zur Probenahme für physikalisch-chemische Untersuchungen. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. 124 S.
- EVANS, R. D. (1994): Empirical evidence of the importance of sediment resuspension in lakes. *Hydrobiologia* **284**. S. 5 - 12.
- FAHRMEIR, L., KÜNSTLER, R., PIGEOT, I. & TUTZ, G. (2007) Statistik. Der Weg zur Datenanalyse. 6. Auflage. Berlin. 610 S.
- FENG, S, MAI, B., WEI, G. & WANG, X. (2012): Genotoxicity of the sediments collected from Pearl River in China and their polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and heavy metals. *Environ Monit Assess* **184**. S. 5651–5661
- FENT, K. (2007): Ökotoxikologie. Umweltchemie – Toxikologie – Ökologie. 3. Auflage. Stuttgart. 352 S.
- FEILER, U., HÖSS, S., AHLF, W., GILBERG, D., HAMMERS-WIRTZ, M., HOLLERT, H., MELLER, M., NEUMANN-HENSEL, H., OTTERMANN, R., SEILER, T.-B., SPIRA, D. & HEINIGER, P. (2012): Sediment contact tests as a tool for the assessment of sediment quality in german waters. *Environmental Toxicology and Chemistry* **32**, No. 1. S. 144-155

- FÖRSTNER, U. (2000): Transferprozesse durch Sedimentsuspension. In: Guderian, R. & Gunkel, G. (Hrsg.): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 3B: Aquatische Systeme: Biogene Belastungsfaktoren - Organische Stoffeinträge - Verhalten von Xenobiotika. Springer. Berlin Heidelberg. S. 432-449.
- FÖRSTNER, U. (2006): Schlussbericht BMBF-Verbundprojekt SEDYMO. Feinsedimentdynamik und Schadstoffmobilität in Fließgewässern.
- FROHNE, T., RINKLEBE, J. & DIAZ-BONE, R.A. (2014): Contamination of Floodplain Soils along the Wupper River, Germany, with As, Co, Cu, Ni, Sb, and Zn and the Impact of Pre-definite Redox Variations on the Mobility of These Elements. *Soil and Sediment Contamination* **23**. S779-799
- FUCHS, S., SCHERER, U., WANDER, R., BEHRENDT, H., VENOHR, M., OPITZ, D., HILLENBRAND, T., MARSCHIEDER-WEIDEMANN, F. & GÖTZ, T. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Förderkennzeichen 204 24 218 und 205 24 204; Bericht-Nr.: UBA-FB 001410. Dessau-Roßlau. 243 S
- GARDNER, W. D. (1980): Sediment trap dynamics and calibration: a laboratory evaluation. *Journal of Marine Research*.
- GEISENHAINER, P., ABERLE, J., SPITZER, D. & SÖHNGEN, B. (2013): Experimentelle Untersuchungen zur Kolkbildung durch Propellerstrahlen. *Korrespondenz wasserwirtschaft*. Bd.6. Nr.5. S. 262-269
- GESELLSCHAFT FÜR UMWELTANALYTIK BODEN- UND GEWÄSSERSCHUTZ MBH (UABG) (2013): Tiefenorientierte Untersuchungen im Rummelsburger See (Ergebnisbericht). Berlin. 112 S.
- GESETZ ZUR ORDNUNG DES WASSERHAUSHALTS (WASSERHAUSHALTSGESETZ - WHG)  
"Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das durch Artikel 320 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist"
- GESING, C. (2010): Hydraulische Belastungen am Ufer aus Schifffahrt und Abfluss. In: BUNDESANSTALT FÜR WASSERBAU (Hrsg.): Kolloquium. Alternative technisch-biologische Ufersicherungen an Binnenwasserstraßen. Wirkungsweise, Belastbarkeit, Anwendungsmöglichkeiten. S. 7-14
- GIBBONS, J. D., & CHAKRABORTI, S. (2011): *Nonparametric Statistical Inference*. 5. Auflage. Boca Raton. 630 S.
- GOSH, U., ZIMMERMAN, J.R. & LUTHY, R.G. (2003): PCB and PAH Speciation among Particle Types in Contaminated Harbor Sediments and Effects on PAH Bioavailability. *Environ. Sci. Technol.* **37**. S. 2209-2217
- GROTEHUSMANN, D., RÜTER, J. & LAMBERT, B. (2010): Untersuchungen zu Möglichkeiten der stofflichen Entfrachtung des Ruschegrabens. BWB. Berlin. 74 S.
- HARTLEY, W. & DICKINSON, N.M. (2010): Exposure of an anoxic and contaminated canal sediment: Mobility of metal(loid)s. *Environmental Pollution* **158**. S 649–657
- HAU, E. (2014): *Windkraftanlagen. Grundlagen, Technik, Einsatz, Wirtschaftlichkeit*. 5. Auflage. Berlin. 969 S.

- HEILMANN, O. (1929): Stralau und seine Geschichte. - In: Mitteilungen des Vereins für die Geschichte Berlins e.V. **46** (Heft 3). S. 73-101.
- HEISE, S., KRÜGER, F., FÖRSTNER, U., BABAROWSKI, M., GÖTZ, R., STACHEL, B., SCHWANDT, D., UHLIG, S. & SCHWARTZ, R. (2008): Bewertung der Risiken durch feststoffgebundene Schadstoffe im Elbeinzugsgebiet. Im Auftrag der Flussgebietsgemeinschaft Elbe und Hamburg Port Authority, erstellt vom Beratungszentrum für integriertes Sedimentmanagement (BIS/TuTech) an der TU Hamburg-Harburg. 349 S.
- HENRY, A.N. & CHARLES, O.I. (2014): The use of planktons as tools for monitoring water quality in oil polluted streams of the Niger Delta, Nigeria. *Journal of Tox. and Environ. Health Sciences* **6** (9). S. 181-193
- HILLENBRAND, T., MARSCHIEDER-WEIDEMANN, F., STRAUCH, M., HEITMAN, K. & SCHAFFRIN, D. (2007): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. (Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit-Forschungsbericht 203 21 280). Dessau. 108 S.
- HIRNER, A. V., REHAGE, H., SULKOWSKI, M. (2000): Umweltgeochemie. Herkunft, Mobilität und Analyse von Schadstoffen in der Pedosphäre. Steinkopff Verlag. Darmstadt. 836 S.
- HOELZMANN, P. (1995): Schwermetallbelastung der Sedimente der Spree. In: SCHROEDER, J. H. & NOWEL, W. (Hrsg.): Führer zur Geologie von Berlin und Brandenburg. Nummer 3: Lübbenau-Calau. Berlin. S. 237-242.
- HOELZMANN, P. RICKING, M., SCHWARZ, S., PACHUR, H.-J. (1996): Bestandsaufnahme der Schadstoffsituation insbesondere mit Schwermetallen in Havel/Spree und Schwarze Elster im Hinblick auf die zukünftige Gewässergüte: Teilprojekt 4: Havel/Spree ; BMBF-Forschungsprojekt.
- HOELZMANN, P. & ZELLMER, D. (1999): Geogene und anthropogene Schwermetallgehalte in Schwebstoffen und Sedimenten von Havel und Spree. In: GESELLSCHAFT FÜR UMWELTGEOWISSENSCHAFTEN (Hrsg.): Ressourcen-Umwelt-Management. Wasser Boden Sedimente. Berlin/Heidelberg. S. 115-130.
- HUTCHINSON, S.M. & ROTHWELL, J.J. (2008): Mobilisation of sediment-associated metals from historical Pb working sites on the River Sheaf, Sheffield, UK. *Environmental Pollution* **155**. S. 61-71
- IKSE (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe) (2014): Sedimentmanagementkonzept der IKSE. Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Abschlussbericht der Ad-hoc-Expertengruppe „Sedimentmanagement“. Magdeburg. 200 S.
- IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) (2009): Sedimentmanagementplan Rhein. Zusammenfassung. Bericht Nr. 175. Koblenz. 101 S.
- KARBASSI, A.R., MONAVARI, S.M., NABI BIDHENDI, GH.R., NOURI, J. & NEMATPOUR, K. (2008): Metal pollution assessment of sediment and water in the Shur River. *Environ Monit Assess* **147**. S. 107–116

- KETTRUP, A. & HEINISCH, E. (2000): Gewässerbelastungen durch polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe, PAK. In: GUDERIAN, R. & GUNKEL, G. (Hrsg.): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 3B: Aquatische Systeme: Biogene Belastungsfaktoren - Organische Stoffeinträge - Verhalten von Xenobiotika. Springer. Berlin Heidelberg. S. 246-257.
- KLEEBERG, A. & DUDEL G.E. (1997): Changes in extent of phosphorus release in a shallow lake (Lake Großer Müggelsee, Germany, Berlin) due to climatic factors and load. *Marine Geology* **139**. S. 61-75.
- KOZERSKI, H.-P. (2006): Sedimentation und Resuspension in Flachgewässern – zwei weiterhin schwer fassbare Größen? *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* (Heft 16) S. 13-33
- KOZERSKI, H.-P. & LEUSCHNER, K. (1999): Plate sediment traps for slowly moving waters. *Water Research* **33**. 13. S. 2913–2922.
- KREBS, F. (2001): Ökotoxikologische Baggergutuntersuchungen, Baggergutklassifizierung und Handhabungskategorien für Baggergutumlagerungen. In: CALMANO, W. (Hrsg.): Untersuchung und Bewertung von Sedimenten. Ökotoxikologische und chemische Testmethoden. Berlin. S. 333-352.
- LAMBERT, B. GROTEHUSMANN, D. & RÜTER, J. (2010): Untersuchungen zu Möglichkeiten der stofflichen Entfrachtung des Ruschegrabens. BWB. Berlin. 64 S.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT ABFALL (LAGA) (2004): Bestimmung des Gehaltes an Kohlenwasserstoffen in Abfällen. Untersuchungs- und Analysenstrategie (Kurzbezeichnung: KW/04). Mitteilung der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 35. Mainz. 36 S.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2002): Probenahme von Schwebstoffen und Sedimenten (AQS-Merkblatt) (05/02) P-8/4. 17 S.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2002): Probenahme von Schwebstoffen und Sedimenten (AQS-Merkblatt P-8/4). Berlin. 17 S.
- LEISEWITZ, A., FENGLER, S., SEEL, D. (2003): Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe. Landesweite Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern und Klärschlämmen. Zusammenfassender Abschlussbericht 1991-2003. 62 S.
- LIU, J., LI, Y., ZHANG, B., CAO, J., CAO, Z. & DOMAGALSKI, J. (2009): Ecological risk of heavy metals in sediments of the Luan River source water. *Ecotoxicology* **18**. S. 748–758
- LOKHANDE, R.S., SINGARE, P.U. & PIMPLE, D.S. (2011): Quantification Study of Toxic Heavy Metal Pollutants in Sediment Samples Collected From Kasardi River. Flowing Along the Taloja Industrial Area of Mumbai, India *New York Science Journal* **4** (9). S. 66-71
- LÓPEZ, D.L., GIERLOWSKI-KORDESCH, E. & HOLLENKAMP, C. (2010): Geochemical Mobility and Bioavailability of Heavy Metals in a Lake Affected by Acid Mine Drainage: Lake Hope, Vinton County, Ohio. *Water Air Soil Pollut* **213**. S. 27–45
- LOZÁN, J.L. & KAUSCH, H (2004): *Angewandte Statistik für Naturwissenschaftler*. 3. Auflage. Hamburg. 300 S.
- LÖVSTEDT, C. B. & BENGTTSSON, L. (2008): The role of non-prevailing wind direction on resuspension and redistribution of sediments in a shallow lake. *Aquat. Sci.* **70**. S. 304 – 313

- LUETTICH, R.A., HARLEMAN, D.R.F. & SOMLYCÓDY L. (1990): Dynamic behavior of suspended sediment concentrations in a shallow lake perturbed by episodic wind events. *American Society of Limnology and Oceanography* **35**(5). S. 1050-1067.
- MACDONALD, D.D., C.G. INGERSOLL, T.A. BERGER (2000): Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **39**, pp. 20-31.
- MANIAK, U. (2010): *Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure.* 6. Aufl. 686 S.
- MEYER, J. & BLINDOW, I. (2015): Methodenstudie zur Sedimentation im Flachwasserbereich des Grabow (Darß-Zingster-Boddenkette). *Rostocker Meeresbiologische Beiträge (Heft 25)* S. 73-91.
- MÜLLER, G. (1986): Schadstoffe in Sedimenten – Sedimente als Schadstoffe. Mitteilung österreichischer geologischer Gesellschaft. *Umweltgeologie-Band* **79**. S. 107-126.
- MÜLLER, A., HANISCH, C., ZERLING, L., LOHSE, M. & WALTHER, A. (1998): Schwermetalle im Gewässersystem der Weißen Elster. Natürliche und anthropogene Elementverteilung im Sediment, im Schwebstoff und in der gelösten Phase. *Abhandlungen der sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig* **58** (6). 199 S.
- NAGY, E., MUDROCH, P., MUDROCH, A. & THOMAS, R.L. (1984): Hydrocarbons in the Surficial Sediments of Lakes St. Clair, Erie, and Ontario. *Environ. Geol. Water. Sci.* Vol. **6**, No 1, S. 31-37
- NEUMANN-HENSEL, H. & PUDENZ, S. (2003): Toxizitätsdaten aus einer ökotoxikologischen Testbatterie: Auswertemethode und Interpretationshilfe. *Umweltwissenschaften und Schadstoffforschung* **15**. S. 13-20.
- NEUMANN-HENSEL, H. & MELBYE, K. (2006): Optimization of the Solid-Contact Test with *Arthrobacter globiformis*. *J Soils Sediments* **6** (4) 201 – 207.
- OLEKSEY-FRENZEL, J. (2000): Gewässerbelastung durch organische Halogenverbindungen. In: GUDERIAN, R., GUNKEL, G. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 3B: Aquatische Systeme: Biogene Belastungsfaktoren – Organische Stoffeinträge – Verhalten von Xenobiotika.* Berlin/Heidelberg. S. 173-183.
- ÖZER, M., ORHAN, M., ISIK, N. S. (2010): Effect of Particle Optical Properties on Size Distribution of Soil Obtained by Laser Diffraction. *Environmental & Engineering Geoscience* Vol. XVI, No. 2. S 163-173
- PACHUR, H.-J. & ZELLMER, D. (1998): *Arbeitsbericht zur Situation der Berliner Gewässersedimente. Untersuchung der Verbreitung und Mächtigkeit der Berliner Gewässersedimente; Kontamination mit Schwermetallen. Gutachten im Auftrag der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz des Landes Berlin. Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin.* 150 S.
- PENG, X., ZHANG, G., MAI, B., HU, J., LI, K. & WANG, Z. (2005): Tracing anthropogenic contamination in the Pearl River estuarine and marine environment of South China Sea using sterols and other organic molecular markers. *Marine Pollution Bulletin* **50**. S. 856–865

- PEVERLY, A.A, O'SULLIVAN, C., LIU, L.-L., VENIER, M., MARTINEZ, A., HORNBuckle, K.C. & HITES, R.A. (2015): Chicago's Sanitary and Ship Canal sediment: Polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls, brominated flame retardants, and organophosphate esters. *Chemosphere* **134**. S. 380-386
- RICHTLINIE 80/68/EWG des Rates vom 17. Dezember 1979 über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe. Vom 26. Januar 1980 (ABl. EU Nr. L 020 S. 43).
- RICHTLINIE DES RATES vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG) Geändert durch: Verordnung (EG) Nr. 1882/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 29. September 2003.
- RICHTLINIE 2006/44/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND RATES vom 6. September 2006 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten.
- RICHTLINIE 2013/39/EU DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND RATES vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik
- RICKING, M., BECKMAN, E. & SVENSON, A. (2002): Polycyclic Aromatic Compounds and Microtox Acute Toxicity in Contaminated Sediments in Sweden. *Journal of Soils and Sediments* **2** (3), S. 129-136.
- RIEHEL, M. (2009): Auswirkungen von Mischwassereinläufen auf die Berliner Stadtspre. Project acronym: SAM-CSO. Report für das Kompetenzzentrum Wasser Berlin GmbH. 117 S.
- RÜTER, J. & BLASCHKE D. (2014): Voruntersuchungen zur Regenwasserbehandlung im Mündungsbereich und im Mittellauf des Ruschegrabens. Schlussbericht. Hannover. 27 S.
- SACHS, L. & HEDDERICH, J. (2006): Statistik: Angewandte Statistik. 12. Auflage. Berlin. 338 S.
- SCHWOERBEL, J. & BRENDELBERGER, H. (2013): Einführung in die Limnologie. 10. Aufl. 386 S.
- SCHMID, R. (2016): Untersuchungen zur schiffsinduzierten Sedimentremobilisierung in der Rummelsburger Bucht, Spree – Berlin. Masterarbeit am Institut für Geographische Wissenschaften der Freien Universität Berlin (unveröffentlicht).
- SCHÖNBORN, W. & RISSE-BUHL, U. (2013): Lehrbuch der Limnologie. 2. Auflage. Stuttgart. 669 S.
- SCHÖNBORN, W. (2000): Stofftransport in Fließgewässern. In: Guderian, R. & Gunkel, G. (Hrsg.): Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 3B: Aquatische Systeme: Biogene Belastungsfaktoren - Organische Stoffeinträge - Verhalten von Xenobiotika. Springer. Berlin Heidelberg. S. 419-431.
- SENSTADTUM (SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ) (1993): 02.01 Gewässergüte. Berlin. 19 S.
- SENSTADT (SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG) (Hrsg., 2001): Hilfe für den Rummelsburger See. Ein Maßnahmenprogramm zur ökologischen Stabilisierung. Berlin. 12 S.
- SENSTADTUM (SENATSVERWALTUNG FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ) (2012): Messdaten gewässerchemische Parameter Rummelsburger See und Baumschulenweg. Berlin.

- SIEKER, H. & POST, M. (2006): Regenwasserbehandlungskonzept Ruschegraben. BWB. Berlin. 1 S.
- TAMMS, H.-J. & MAI, H. (1999): Bericht über die Beprobung und Bewertung der Sedimente am Boden des Rummelsburger Sees in Berlin-Lichtenberg. FUGRO Consult GmbH. Grimmen. 14 S.
- TERYTZE, K., WAGNER, R., SCHATTEN, R., VOGEL, I., HUND-RINKE, K., KAISER, D.B. (2011): Handlungsanleitung – Untersuchung der Verfügbarkeit/Bioverfügbarkeit von organischen Schadstoffe zur Bewertung kontaminierter Flächen. Berichte aus der Umweltwissenschaft. Shaker Verlag. 82 S.
- TÜMPLING, W. V. & FRIEDRICH, G. (1999): Methoden der biologischen Wasseruntersuchung. Band. 2: Biologische Gewässeruntersuchung. Jena. 545 S.
- UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.) (2003): Leitbildorientierte physikalisch-chemische Gewässerbewertung – Referenzbedingungen und Qualitätsziele. Forschungsbericht 200 24 226 UBA-FB 000322. 34 S.
- UBA (Umweltbundesamt, Hrsg.) (2015): Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächen-gewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe. Texte 47/2015. 182 S.
- VAROL, M. & ŞEN, B. (2012): Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. *Catena* **92**. S. 1-10
- VIGURI, J., VERDE, J & IRABIEN, A. (2002): Environmental assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of the Santander Bay, Northern Spain. *Chemosphere* **48**. S. 157-165
- VRHONIK, P., ŠMUC, N.R., DOLENEC, T., SERAFIMOVSKI, T. & DOLENEC, M. (2013): An evaluation of trace metal distribution and environmental risk in sediments from the Lake Kalimanci (FYR Macedonia). *Environ Earth Sci* **70**. S. 761-775
- WAGNER, R., SCHATTEN, R., TERYTZE, K., HUND-RINKE, K. & VOGEL, I. (2010): Beurteilung der Wirkung der bioverfügbaren Anteile von MKW und PAK von Altlastenflächen mit Hilfe ökotoxikologischer Testverfahren. *Altlasten-Spektrum*, Heft 2, S. 62-70.
- WANG, Y., YANG, L., KONG, L., LIU, E., WANG, L. & ZHU, J. (2015): Spatial distribution, ecological risk assessment and source identification for heavy metals in surface sediments from Dongping Lake, Shandong, East China. *Catena* **125**. S. 200-205
- WENZEL, A., SCHLICH, K., SHEMOTYUK, L. & NENDZA, M. (2015): Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe. Umweltbundesamt Texte 47/2015. Dessau-Roßlau. 193 S.
- WERNER, L. (2011): Ergebnisbericht Sedimentkartierung Rummelsburger See 10-11/2011. Berlin. 7 S.
- WERNER, L. (2012): Tiefenorientierte Untersuchungen im Rummelsburger See. Berlin. 5 S.
- WICKE, D., MATZINGER A., ROUAULT, P. (2016): Relevanz organischer Spurenstoffe im Regenwasserabfluss Berlins - OgRe. Abschlussbericht des Projektes OgRe vom 16.12.2015, Projektnummer 11409UEPII/2. Kompetenzzentrum Wasser Berlin (Hrsg.).

- WINKLHÖFER, K. (2014): Die Wasserqualität der Berliner Spree zwischen Reichsgründung und Erstem Weltkrieg. Dissertation am FB Geowissenschaften der Freien Universität Berlin. 355 Seiten. [http://www.diss.fu-berlin.de/diss/receive/FUDISS\\_thesis\\_000000098566](http://www.diss.fu-berlin.de/diss/receive/FUDISS_thesis_000000098566)
- WOKOMA, O.A.F. (2014): Levels Of Total Hydrocarbon In Water And Sediment Of A Polluted Tidal Creek, Bonny River, Niger Delta, Nigeria. *Int. Journal of Scient. & Techn. Research* **3** (12). S. 351-354
- WOLTER, K.-D. & RIPL, W. (1998): Konzeption von Restaurierungs- und Sanierungsmaßnahmen für den Rummelsburger See (Berlin). Endbericht. Berlin. 133 S.
- WOLTER, K.-D. & RIPL, W. (1999): Ausschreibung von Maßnahmen zur Teilrestaurierung des Rummelsburger Sees. Endbericht. Berlin. 30 S.
- WOLTER, K.-D., RIPL, W. & GERLACH, I. (2001): Sediment-Nachuntersuchungen zu den Restaurierungsmaßnahmen am Rummelsburger See. Untersuchungsbericht nach durchgeführter Restaurierung. Endbericht. Berlin. 36 S.
- WUNDERLICH, M. (2000): Gewässerbelastung durch Mineralöl. In: GUDERIAN, R. & GUNKEL, G. (Hrsg.): *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie. Band 3B: Aquatische Systeme: Biogene Belastungsfaktoren - Organische Stoffeinträge - Verhalten von Xenobiotika.* Springer. Berlin Heidelberg. S. 157-173.
- ZACHMANN, D.W., VAN DER VEEN, A. & FRIESE, K. (2013): Floodplain lakes as an archive for the metal pollution in the River Elbe (Germany) during the 20th century. *Applied Geochemistry* **35**. S. 14-27
- ZHANG, Z., LO, I.M.C. & YAN, D.Y.S. (2015): An integrated bioremediation process for petroleum hydrocarbons removal and odor mitigation from contaminated marine sediment. *Water Research* **83**. S. 21-30
- ZHOU, R., QIN, X., PENG, S. & DENG, S. (2014): Total petroleum hydrocarbons and heavy metals in the surface sediments of Bohai Bay, China: Long-term variations in pollution status and adverse biological risk. *Marine Pollution Bulletin* **83**. S. 290–297

**Internet:**

- FROEBEL, D. (2002): Übersicht über Berliner Landseen. Wassertiefen, Gewässerdaten. [http://home.snafu.de/froebel/tauchen/tauchgebiete/berliner\\_Seen/Berliner\\_Seen.html](http://home.snafu.de/froebel/tauchen/tauchgebiete/berliner_Seen/Berliner_Seen.html) (10.09.2015)
- HINKELMANN, E. (1999): Vom Gasteer zu schillernden Farben. Verein für die Geschichte Berlins e.V.. <http://www.luise-berlin.de/bms/bmstxt99/9907proe.htm> (15.09.2015)
- LASER, K. (1998): Industriestandort Rummelsburger See. Edition Luisenstadt. <http://www.luise-berlin.de/bms/bmstext/9801proj.htm> (14.09.2015)
- LINK, R. (2003): Die Geschichte Berlins. Stralau. Verein für die Geschichte Berlins e.V.. <http://www.diegeschichteberlins.de/geschichteberlins/berlin-abc/stichworteot/609-stralau.html> (15.09.2015)





# 11 ANHANG

## Anhang 1 – Analytik

Tab. 35: Bewertung Sedimentqualität - Übersicht vorhandene UQN bzw. SQG für relevante Schadstoffe im Projekt

	EU-Richtlinien & OGewV (Anlage 7) UQN für prioritäre Stoffe	OGewV (Anlage 5) UQN für flussgebietspezifische Schadstoffe		SQG nach de Deckere et al. (2011)
Stoffname	ZHK-UQN [ $\mu\text{g/l}$ ] (Wasserphase)	UQN [ $\mu\text{g/l}$ ] (Wasserphase)	UQN [ $\mu\text{g/kg TS}$ ] (Schwebstoff/ Sediment)	Consensus 2 [ $\text{mg/kg TS}$ ] (Schwebstoff/ Sediment)
Pb	nein *	nein	nein	ja
Cd	ja	nein	nein	ja
Cr	nein	nein	ja	ja
Cu	nein	nein	ja	ja
Ni	ja	nein	nein	ja
Hg	ja	nein	nein	ja
Zn	nein	nein	ja	ja
Acenaphthylen	nein	nein	nein	ja
Acenaphthen	nein	nein	nein	ja
Anthracen	ja	nein	nein	ja
Benz(a)anthracen	nein	nein	nein	ja
Benzo(a)pyren	ja	nein	nein	ja
Benzo(b)fluoroanthen	ja	nein	nein	ja
Benzo(g,h,i)perylene	ja	nein	nein	ja
Benzo(k)fluoroanthen	ja	nein	nein	ja
Chrysen	nein	nein	nein	ja
Dibenz(a,h)anthracen	nein	nein	nein	ja
Phenanthren	nein	nein	nein	ja
Fluoranthen	ja	nein	nein	ja
Fluoren	nein	nein	nein	ja
Indeno(1,2,3-cd)pyren	nein	nein	nein	ja
Naphthalin	ja	nein	nein	ja
Pyren	nein	nein	nein	ja
$\Sigma$ 6 PAK (Borneff)	nein	nein	nein	ja
PCB 28	nein	ja	ja	ja
PCB 52	nein	ja	ja	ja
PCB 101	nein	ja	ja	ja
PCB 118	nein	ja	ja	ja
PCB 138	nein	ja	ja	ja
PCB 153	nein	ja	ja	ja
PCB 180	nein	ja	ja	ja
Dibutylzinn-Kationen	nein	ja	ja	nein
Tetrabutylzinn	nein	ja	ja	nein
Tributylzinn-Kationen	ja	nein	nein	nein
Triphenylzinn-Kationen	nein	ja	ja	nein
EOX [ $\text{mgCl/kg}$ ]	nein	nein	nein	ja

Tab. 36: Untersuchte organische Schadstoffe und deren Einstufung

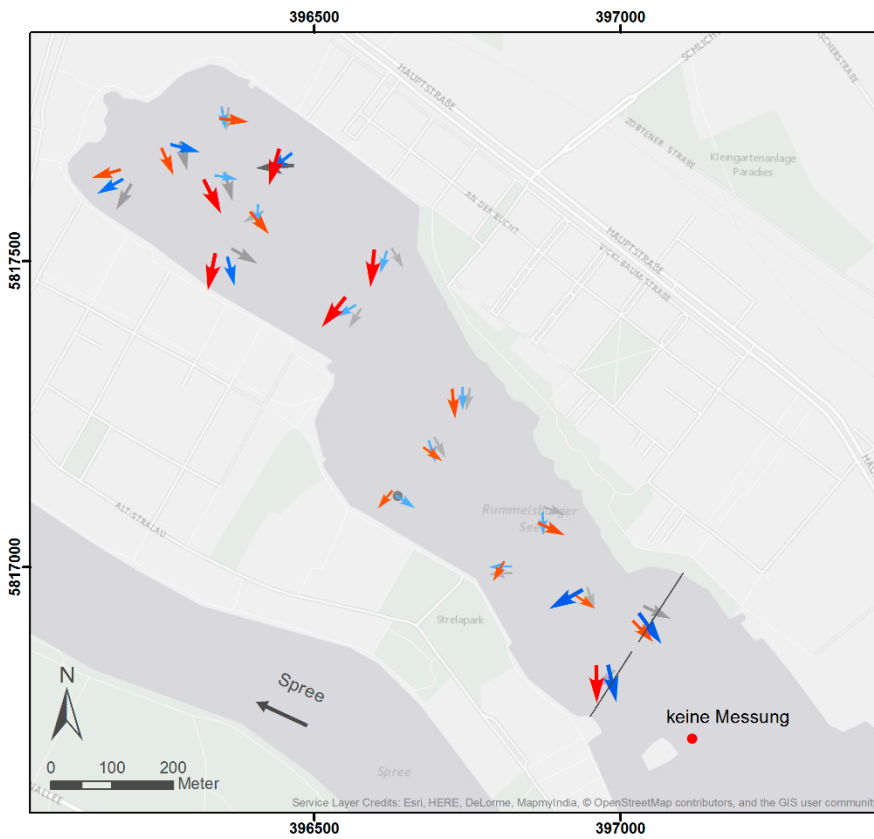
Stoffgruppe/ Summenparameter	Einzelverbindung	prioritäre Stoffe	prioritäre gefährliche Stoffe
Σ16 EPA PAK	Naphthalin	+	-
	Acenaphthylen	-	-
	Acenaphthen	-	-
	Fluoren	-	-
	Phenanthren	-	-
	Anthracen	+	+
	Fluoranthen	+	-
	Pyren	-	-
	Benz(a)anthracen	-	-
	Chrysen	-	-
	Benzo(b)fluoranthen	+	+
	Benzo(k)fluoranthen	+	+
	Benzo(a)pyren	+	+
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	+	+
Dibenz(a,h)anthracen	-	-	
Benzo(g,h,i)perylene	+	+	
MKW	-	-	-
PCB	PCB 28	-	-
	PCB 52	-	-
	PCB 101	-	-
	PCB 138	-	-
	PCB 153	-	-
	PCB 180	-	-
	PCB 118	-	-
OZV	Monobutylzinn	-	-
	Dibutylzinn	-	-
	Tributylzinnverbindungen	+	+
	Tetrabutylzinn	-	-
	Monophenylzinn	-	-
	Diphenylzinn	-	-
	Tripheylzinn	-	-
	Monooctylzinn	-	-
	Diocetylzinn	-	-
	Triocetylzinn	-	-
	Tricyclohexylzinn	-	-
Tetraoctylzinn	-	-	
STV	2-Nitrotoluol	-	-
	3-Nitrotoluol	-	-
	4-Nitrotoluol	-	-
	2,4-Dinitrotoluol	-	-
	2,6-Dinitrotoluol	-	-
	3,5-Dinitrotoluol	-	-
	3,4-Dinitrotoluol	-	-
	2,4,6-Trinitrotoluol (TNT)	-	-
	4-Amino-2,6-dinitrotoluol (4-Methyl-3,5-dinitroanilin)	-	-
	2-Amino-4,6-dinitrotoluol (2-Methyl-3,5-dinitroanilin)	-	-
	1,3-Dinitrobenzol	-	-
	1,3,5-Trinitrobenzol	-	-
	Hexogen	-	-
	Oktogen	-	-
2,2',4,4',6,6'-Hexanitrodiphenylamin (Hexyl)	-	-	
AOX	-	-	-
EOX	-	-	-

Tab. 37: Untersuchungsumfang organische Schadstoffe

Seite 1	Proben- bezeichnung	Untersuchungsumfang organische Verbindungen (+) = bestimmt / (-) = nicht bestimmt						
		PAK	MKW	STV	OZV	PCB	EOX	AOX
1	BK 1.1	+	+	+	+	+	+	+
2	BK 1.2	+	+	+	+	+	+	+
3	BK 1.3	+	+	+	+	+	+	+
4	BK 1.4	+	+	+	+	+	+	+
5	BK 1.5	+	+	+	+	+	+	+
6	BK 2.1	+	+	+	+	+	+	+
7	BK 2.2	+	+	-	-	-	-	-
8	BK 2.3	+	+	-	-	-	-	-
9	BK 2.4	+	+	-	-	-	-	-
10	BK 2.5	+	+	-	-	-	-	-
11	BK 3.1	+	+	+	+	+	+	+
12	BK 3.2	+	+	-	-	-	-	-
13	BK 3.3	+	+	-	-	-	-	-
14	BK 3.4	+	+	-	-	-	-	-
15	BK 3.5	+	+	-	-	-	-	-
16	BK 4.1	+	+	+	+	+	+	+
17	BK 4.2	+	+	-	-	-	-	-
18	BK 4.3	+	+	-	-	-	-	-
19	BK 4.4	+	+	-	-	-	-	-
20	BK 4.5	+	+	-	-	-	-	-
21	BK 5.1	+	+	+	+	+	+	+
22	BK 5.2	+	+	-	-	-	-	-
23	BK 5.3	+	+	-	-	-	-	-
24	BK 5.4	+	+	-	-	-	-	-
25	BK 5.5	+	+	+	+	+	+	+
26	BK 6.1	+	+	+	+	+	+	+
27	BK 6.2	+	+	-	-	-	-	-
28	BK 6.3	+	+	-	-	-	-	-
29	BK 6.4	+	+	-	-	-	-	-
30	BK 6.5	+	+	-	-	-	-	-
31	BK 7.1	+	+	+	+	+	+	+
32	BK 7.2	+	+	-	-	-	-	-
33	BK 7.3	+	+	-	-	-	-	-
34	BK 7.4	+	+	-	-	-	-	-
35	BK 7.5	+	+	-	-	-	-	-
36	BK 8.1	+	+	+	+	+	+	+
37	BK 8.2	+	+	-	-	-	-	-
38	BK 8.3	+	+	-	-	-	-	-
39	BK 8.4	+	+	-	-	-	-	-
40	BK 8.5	+	+	-	-	-	-	-
41	BK 9.1	+	+	+	+	+	+	+
42	BK 9.2	+	+	-	-	-	-	-
43	BK 9.3	+	+	-	-	-	-	-
44	BK 9.4	+	+	-	-	-	-	-
45	BK 9.5	+	+	-	-	-	-	-
46	BK 10.1	+	+	+	+	+	+	+
47	BK 10.2	+	+	-	-	-	-	-
48	BK 10.3	+	+	-	-	-	-	-
49	BK 10.4	+	+	-	-	-	-	-
50	BK 10.5	+	+	-	-	-	-	-
	Tabelle setzt sich auf der nächsten Seite fort.							

Seite 2	Proben- bezeichnung	Untersuchungsumfang organische Verbindungen (+) = bestimmt / (-) = nicht bestimmt						
		PAK	MKW	STV	OZV	PCB	EOX	AOX
51	BK 11.1	+	+	+	+	+	+	+
52	BK 11.2	+	+	-	-	-	-	-
53	BK 11.3	+	+	-	-	-	-	-
54	BK 11.4	+	+	-	-	-	-	-
55	BK 11.5	+	+	-	-	-	-	-
56	BK 12.1	+	+	+	+	+	+	+
57	BK 12.2	+	+	+	+	+	+	+
58	BK 12.3	+	+	+	+	+	+	+
59	BK 12.4	+	+	+	+	+	+	+
60	BK 12.5	+	+	+	+	+	+	+
61	BK 13.1	+	+	+	+	+	+	+
62	BK 13.2	+	+	+	+	+	+	+
63	BK 13.3	+	+	+	+	+	+	+
64	BK 13.4	+	+	+	+	+	+	+
65	BK 13.5	+	+	+	+	+	+	+
66	BK 14.1	+	+	+	+	+	+	+
67	BK 14.2	+	+	-	-	-	-	-
68	BK 14.3	+	+	-	-	-	-	-
69	BK 14.4	+	+	-	-	-	-	-
70	BK 14.5	+	+	-	-	-	-	-
71	BK 15.1	+	+	+	+	+	+	+
72	BK 15.2	+	+	-	-	-	-	-
73	BK 15.3	+	+	-	-	-	-	-
74	BK 15.4	+	+	-	-	-	-	-
75	BK 15.5	+	+	-	-	-	-	-
76	BK RP.1	+	+	+	+	+	+	+
77	BK RP.2	+	+	+	+	+	+	+
78	BK RP.3	+	+	+	+	+	+	+
79	BK RP.4	+	+	+	+	+	+	+
80	BK RP.5	+	+	+	+	+	+	+
81	SF 1	+	+	-	+	+	-	-
82	SF 2	+	+	-	+	+	-	+
83	SF 3	+	+	-	+	+	-	+
84	SF 4	+	+	-	-	-	-	-
85	SF 5	+	+	-	+	+	-	+
86	SF 6	+	+	-	+	-	-	+
87	SF 7	+	+	-	+	-	-	-
88	SF 8	+	+	-	+	+	-	+
89	SF 9	+	+	-	+	+	-	+
90	SF 10	+	+	-	-	-	-	-
91	SF 11	+	+	-	+	+	-	+
92	SF 12	+	+	-	+	+	-	+
93	SF 13	+	+	-	+	+	-	+
94	SF 14	+	+	-	+	+	-	+
95	SF 15	+	+	-	+	+	-	+
96	SF 16	+	+	-	+	+	-	+
97	SF 17	+	+	-	+	+	-	+
98	SF RP	+	+	-	+	+	-	+
Summe untersuchte Proben		98	98	33	49	49	33	48

Anhang 2 – Strömungsverhältnisse



**Rummelsburger Bucht - Berlin**

**Fließgeschwindigkeiten [m/h]**  
22.07.2014; 11:30 - 15:00 Uhr

Tiefe der Messung [cm]  
**20\*** **150\*** **30\*\***

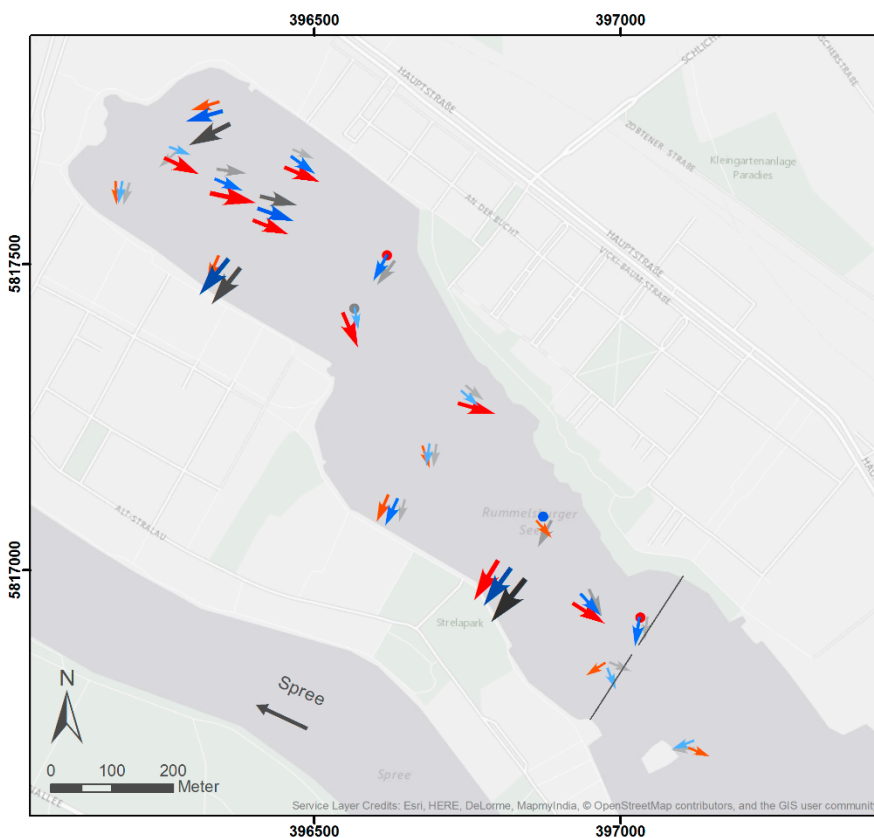
\* unter Wasseroberfläche, \*\* über Sediment

•	•	•
↑	↑	↑
↑↑	↑↑	↑↑
↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑
↑↑↑↑	↑↑↑↑	↑↑↑↑
↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑

unter 7,3 (Nachweisgrenze)  
7,3 - 80  
80 - 150  
150 - 230  
230 - 300  
300 - 430

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: D. Henoch, R. Vagt  
Datum: 30.01.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie / Geoökologie

Freie Universität Berlin  
EUROPAISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



**Rummelsburger Bucht - Berlin**

**Fließgeschwindigkeiten [m/h]**  
19.06.2014; 11:20 - 14:00 Uhr

Tiefe der Messung [cm]  
**20\*** **150\*** **30\*\***

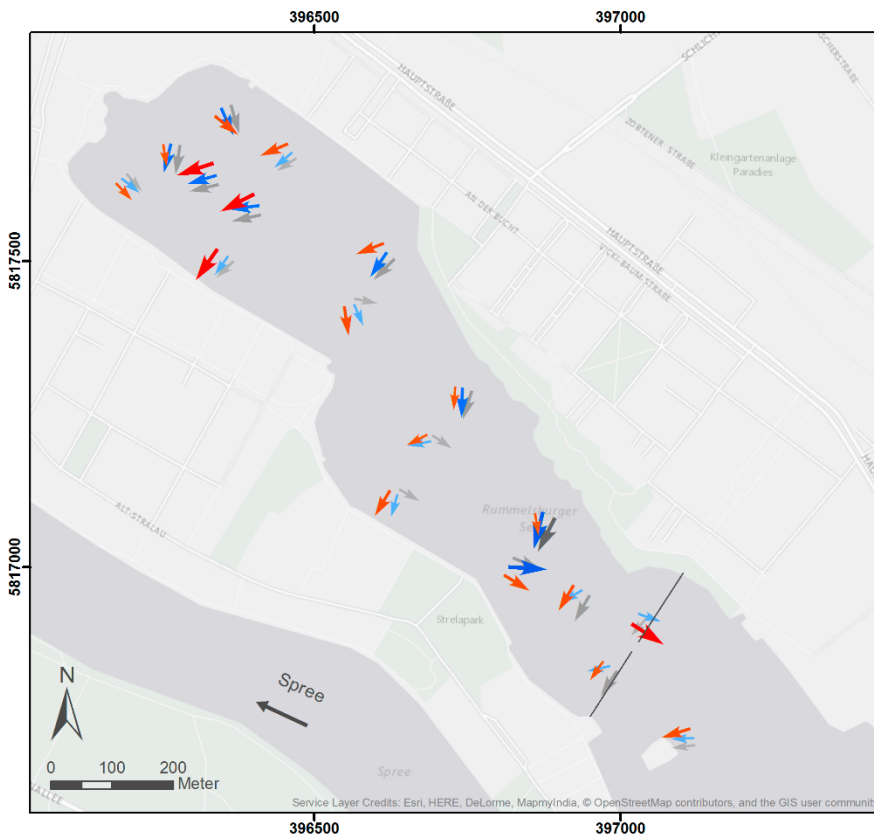
\* unter Wasseroberfläche, \*\* über Sediment

•	•	•
↑	↑	↑
↑↑	↑↑	↑↑
↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑
↑↑↑↑	↑↑↑↑	↑↑↑↑
↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑

unter 7,3 (Nachweisgrenze)  
7,3 - 80  
80 - 150  
150 - 230  
230 - 300  
300 - 430

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: D. Henoch, R. Vagt  
Datum: 12.06.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie / Geoökologie

Freie Universität Berlin  
EUROPAISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

**Fließgeschwindigkeiten [m/h]**  
12.09.2014; 11:15 - 14:40 Uhr

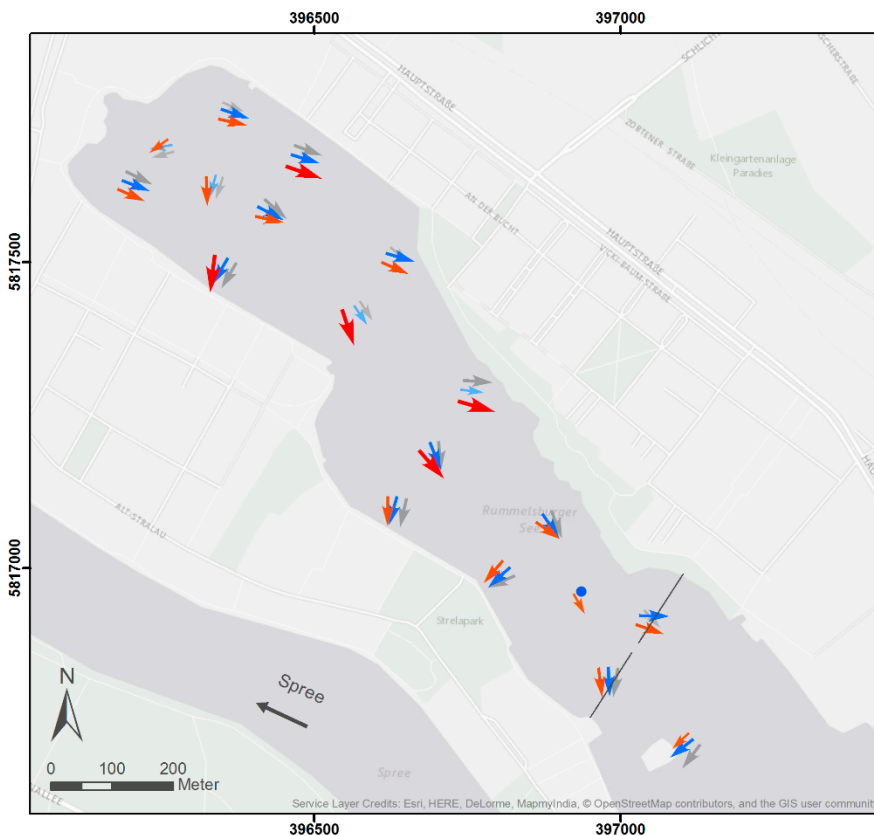
Tiefe der Messung [cm]  
**20\* 150\* 30\*\***

\* unter Wasseroberfläche, \*\* über Sediment

●	●	●	unter 7,3 (Nachweisgrenze)
↑	↑	↑	7,3 - 80
↑↑	↑↑	↑↑	80 - 150
↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	150 - 230
↑↑↑↑	↑↑↑↑	↑↑↑↑	230 - 300
↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	300 - 430

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R. Suthfeldt  
Datum: 12.06.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie / Geoökologie

Freie Universität Berlin  
EUROPAISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

**Fließgeschwindigkeiten [m/h]**  
26.09.2014; 11:15 - 14:00 Uhr

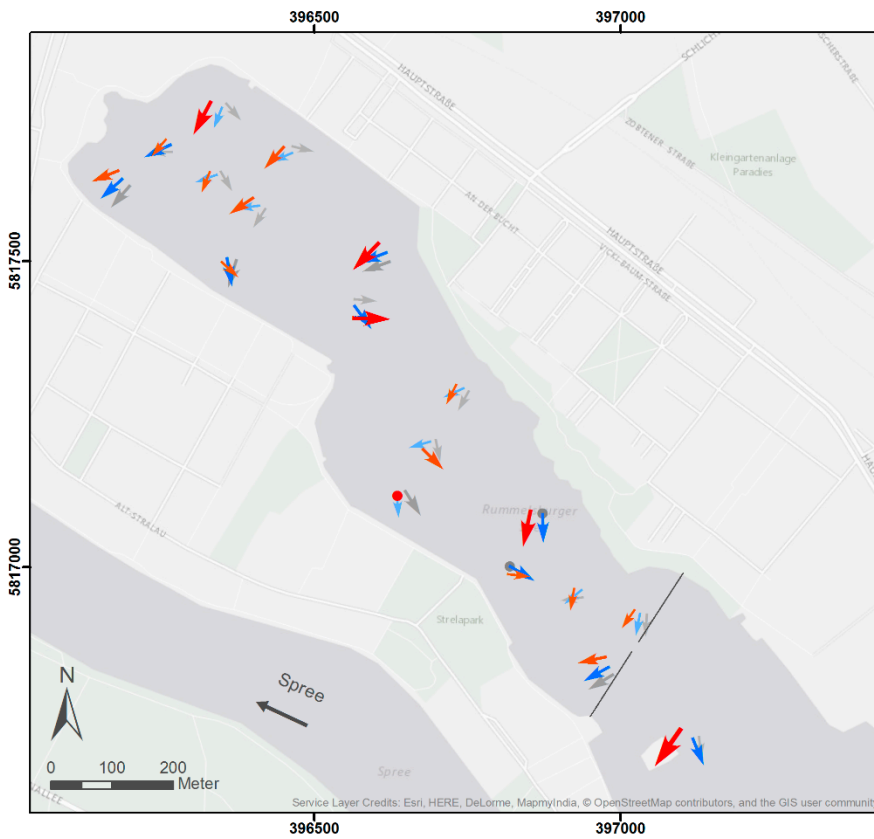
Tiefe der Messung [cm]  
**20\* 150\* 30\*\***

\* unter Wasseroberfläche, \*\* über Sediment

●	●	●	unter 7,3 (Nachweisgrenze)
↑	↑	↑	7,3 - 80
↑↑	↑↑	↑↑	80 - 150
↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	150 - 230
↑↑↑↑	↑↑↑↑	↑↑↑↑	230 - 300
↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	300 - 430

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: D. Henoch, R. Vagt  
Datum: 20.01.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie / Geoökologie

Freie Universität Berlin  
EUROPAISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

**Fließgeschwindigkeiten [m/h]**  
15.01.2015; 11:40 -14:40 Uhr

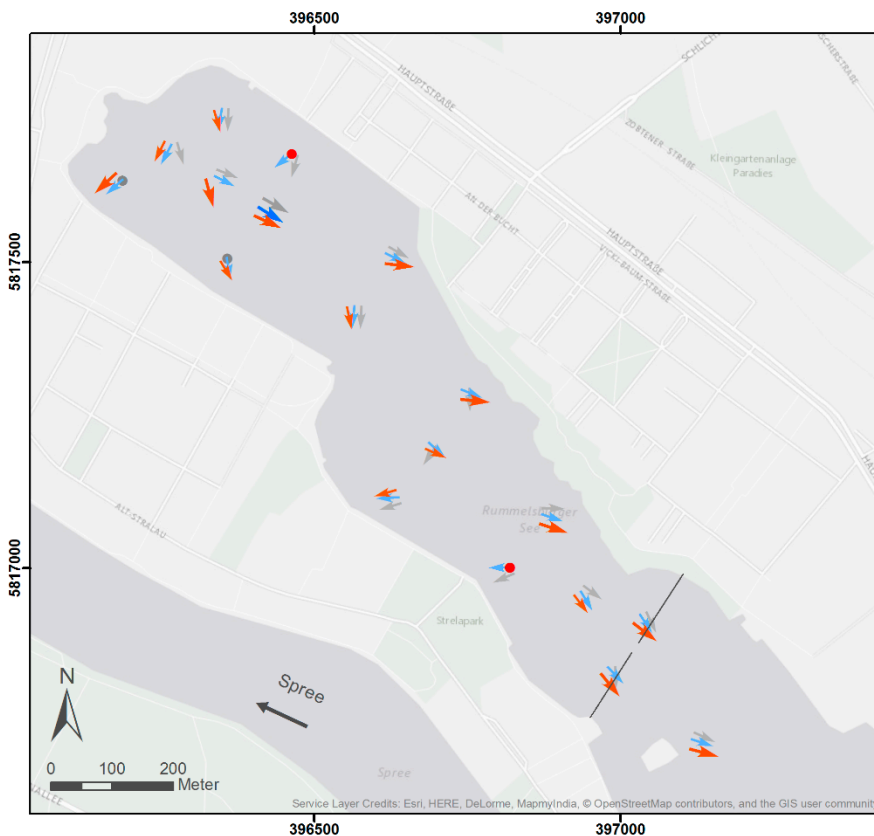
Tiefe der Messung [cm]  
**20\* 150\* 30\*\***

\* unter Wasseroberfläche, \*\* über Sediment

●	●	●	unter 7,3 (Nachweisgrenze)
↑	↑	↑	7,3 - 80
↑↑	↑↑	↑↑	80 - 150
↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	150 - 230
↑↑↑↑	↑↑↑↑	↑↑↑↑	230 - 300
↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	300 - 430

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R. Suthfeldt  
Datum: 04.06.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie / Geoökologie

Freie Universität Berlin  
EUROPAISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

**Fließgeschwindigkeiten [m/h]**  
11.02.2015; 12:30 -15:45 Uhr

Tiefe der Messung [cm]  
**20\* 150\* 30\*\***

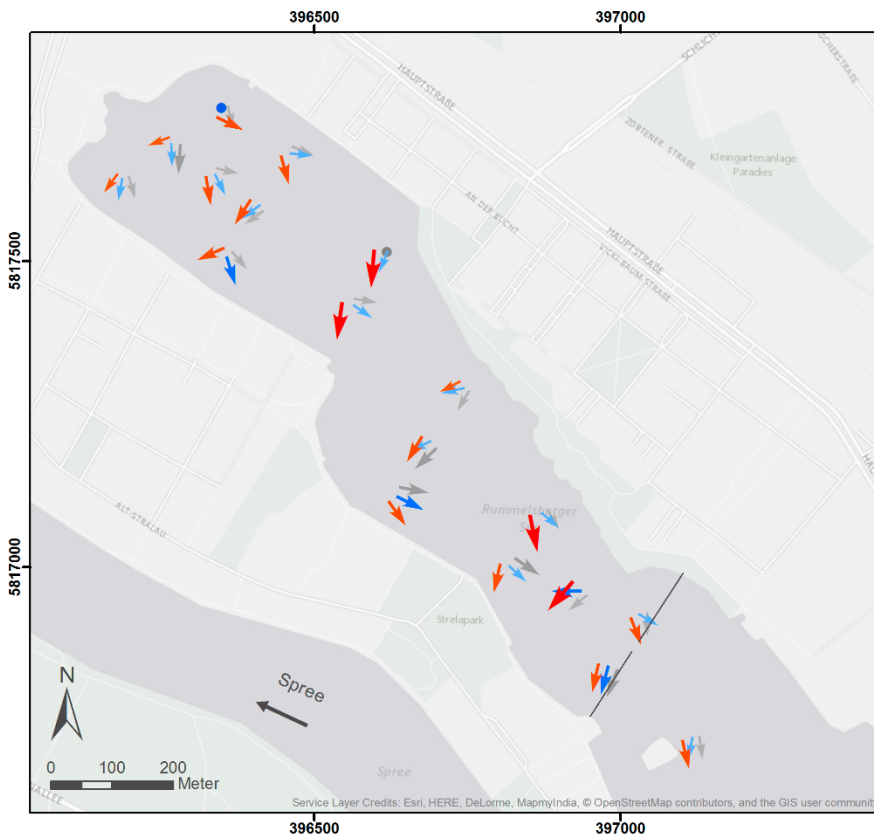
\* unter Wasseroberfläche, \*\* über Sediment

●	●	●	unter 7,3 (Nachweisgrenze)
↑	↑	↑	7,3 - 80
↑↑	↑↑	↑↑	80 - 150
↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	150 - 230
↑↑↑↑	↑↑↑↑	↑↑↑↑	230 - 300
↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	300 - 430

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R. Suthfeldt  
Datum: 04.06.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie / Geoökologie

Freie Universität Berlin  
EUROPAISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin





### Rummelsburger Bucht - Berlin

**Fließgeschwindigkeiten [m/h]**  
09.04.2015; 10:50 - 15:20 Uhr

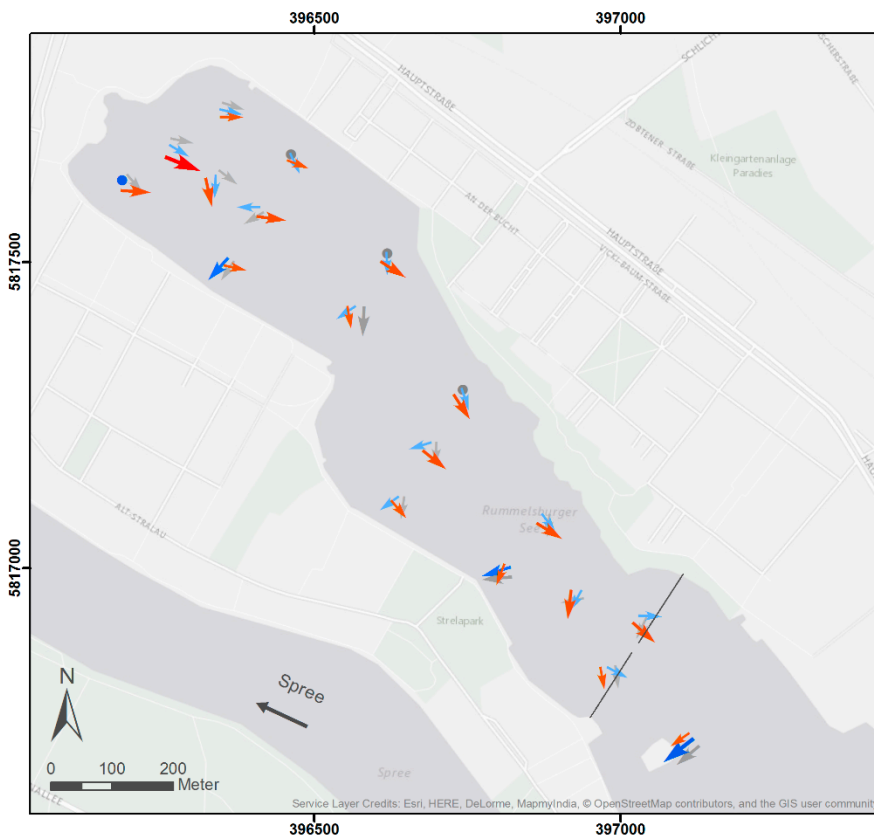
Tiefe der Messung [cm]  
**20\* 150\* 30\*\***

\* unter Wasseroberfläche, \*\* über Sediment

•	•	•	unter 7,3 (Nachweisgrenze)
↑	↑	↑	7,3 - 80
↑↑	↑↑	↑↑	80 - 150
↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	150 - 230
↑↑↑↑	↑↑↑↑	↑↑↑↑	230 - 300
↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	300 - 430

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R. Suthfeldt  
Datum: 04.06.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie / Geoökologie

Freie Universität Berlin  
EUROPAISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

**Fließgeschwindigkeiten [m/h]**  
29.04.2015; 10:40 - 15:30 Uhr

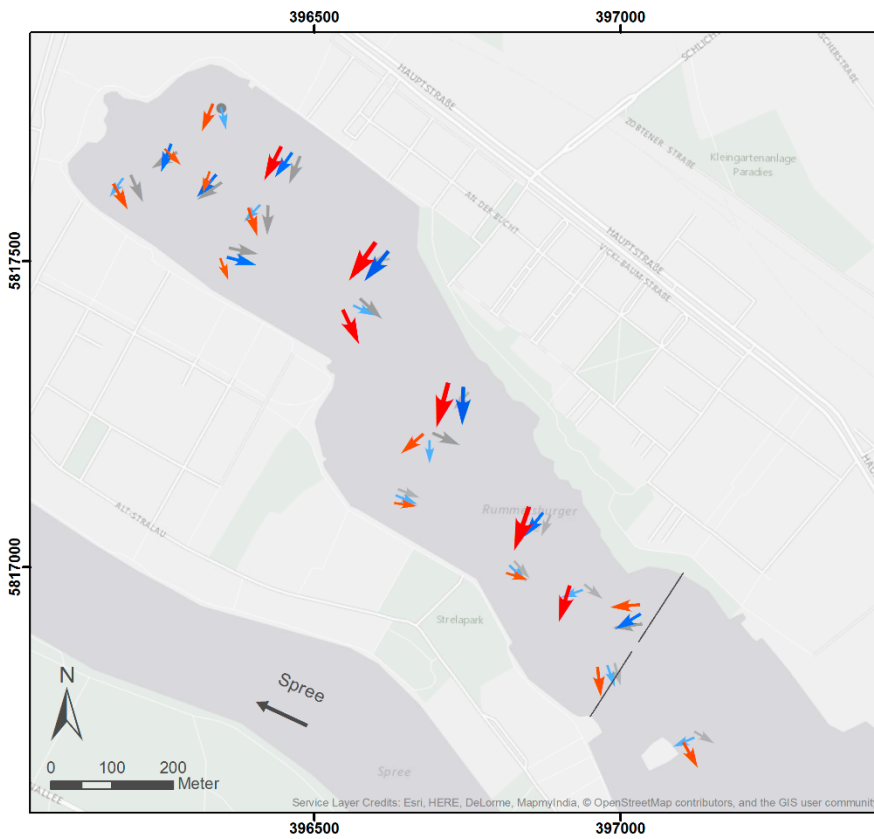
Tiefe der Messung [cm]  
**20\* 150\* 30\*\***

\* unter Wasseroberfläche, \*\* über Sediment

•	•	•	unter 7,3 (Nachweisgrenze)
↑	↑	↑	7,3 - 80
↑↑	↑↑	↑↑	80 - 150
↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	150 - 230
↑↑↑↑	↑↑↑↑	↑↑↑↑	230 - 300
↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	300 - 430

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R. Suthfeldt  
Datum: 04.06.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie / Geoökologie

Freie Universität Berlin  
EUROPAISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

**Fließgeschwindigkeiten [m/h]**  
12.05.2015; 10:30 - 14:30 Uhr

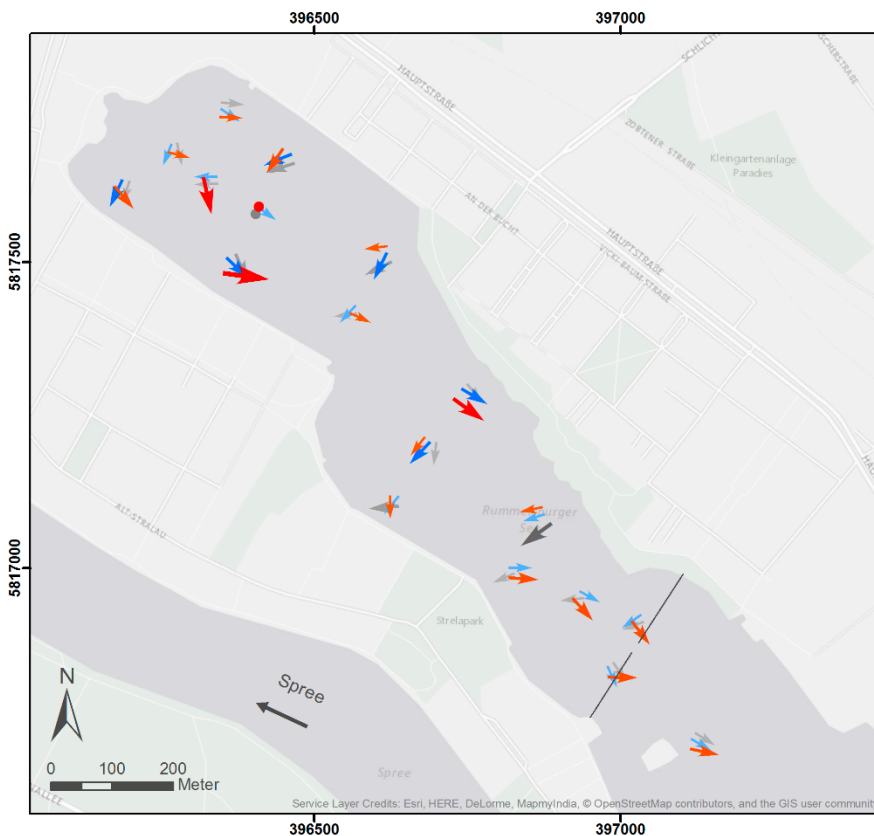
Tiefe der Messung [cm]  
**20\* 150\* 30\*\***

\* unter Wasseroberfläche, \*\* über Sediment

●	●	●	unter 7,3 (Nachweisgrenze)
↑	↑	↑	7,3 - 80
↑↑	↑↑	↑↑	80 - 150
↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	150 - 230
↑↑↑↑	↑↑↑↑	↑↑↑↑	230 - 300
↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	300 - 430

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R. Suthfeldt, B. Vogt  
Datum: 11.06.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie / Geoökologie

Freie Universität Berlin  
EUROPAISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

**Fließgeschwindigkeiten [m/h]**  
26.05.2015; 10:40 - 14:00 Uhr

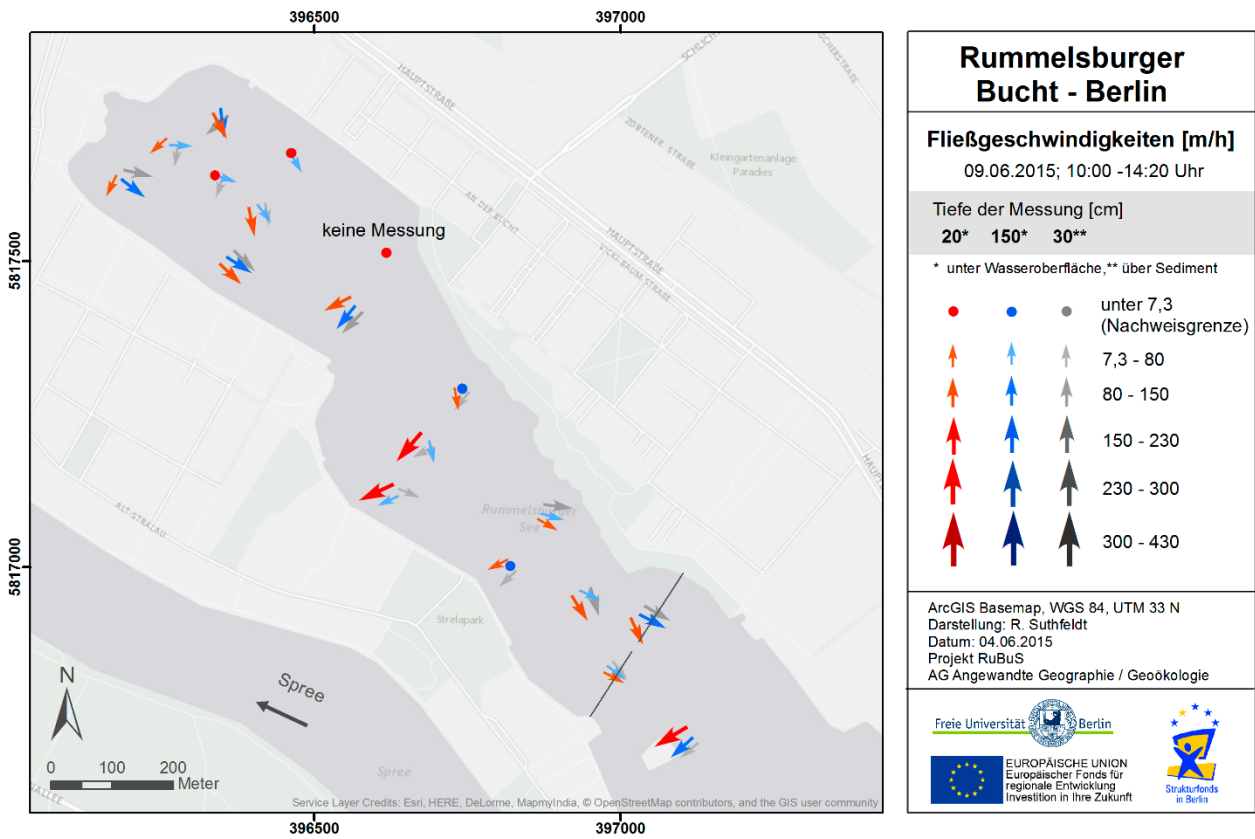
Tiefe der Messung [cm]  
**20\* 150\* 30\*\***

\* unter Wasseroberfläche, \*\* über Sediment

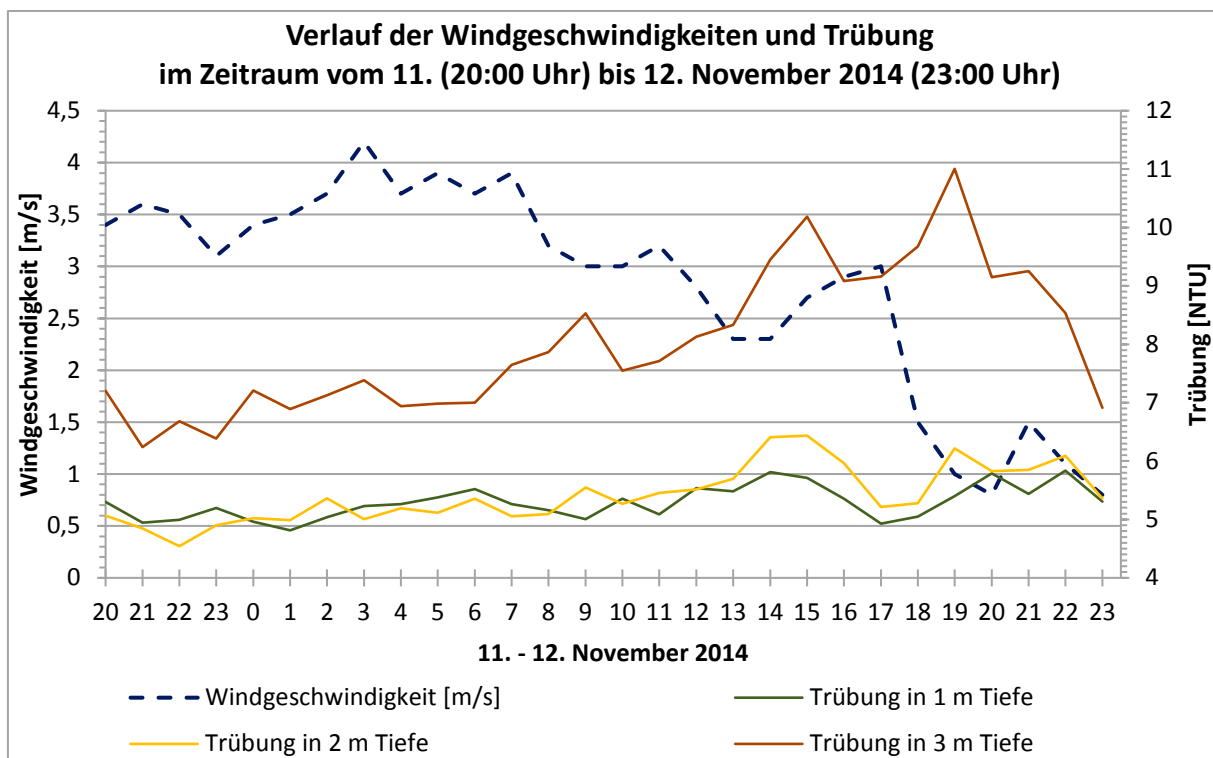
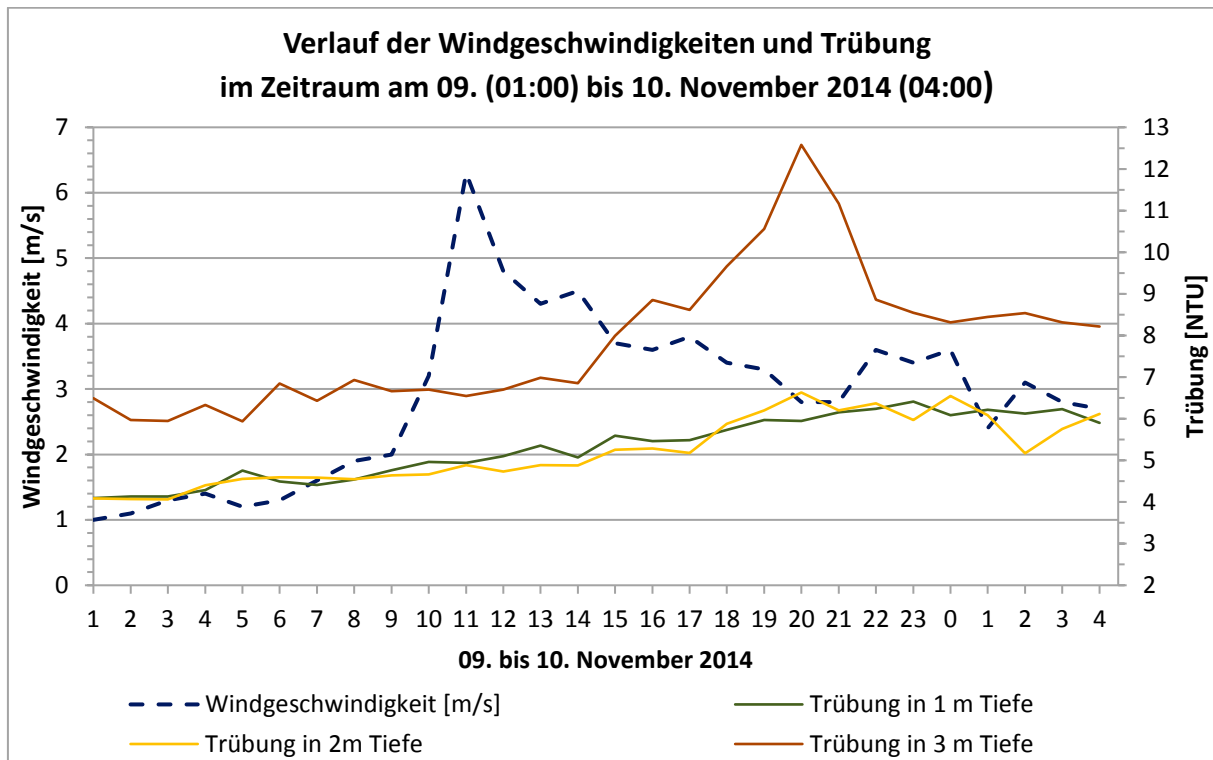
●	●	●	unter 7,3 (Nachweisgrenze)
↑	↑	↑	7,3 - 80
↑↑	↑↑	↑↑	80 - 150
↑↑↑	↑↑↑	↑↑↑	150 - 230
↑↑↑↑	↑↑↑↑	↑↑↑↑	230 - 300
↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	↑↑↑↑↑	300 - 430

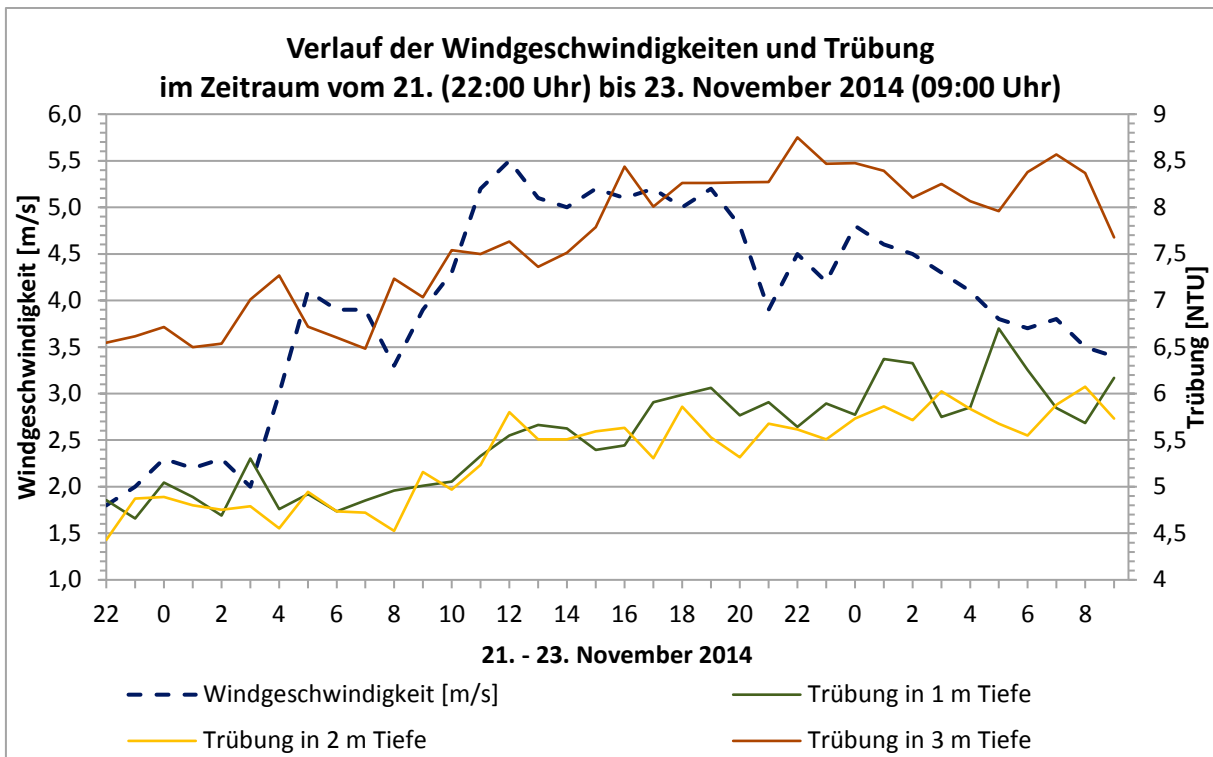
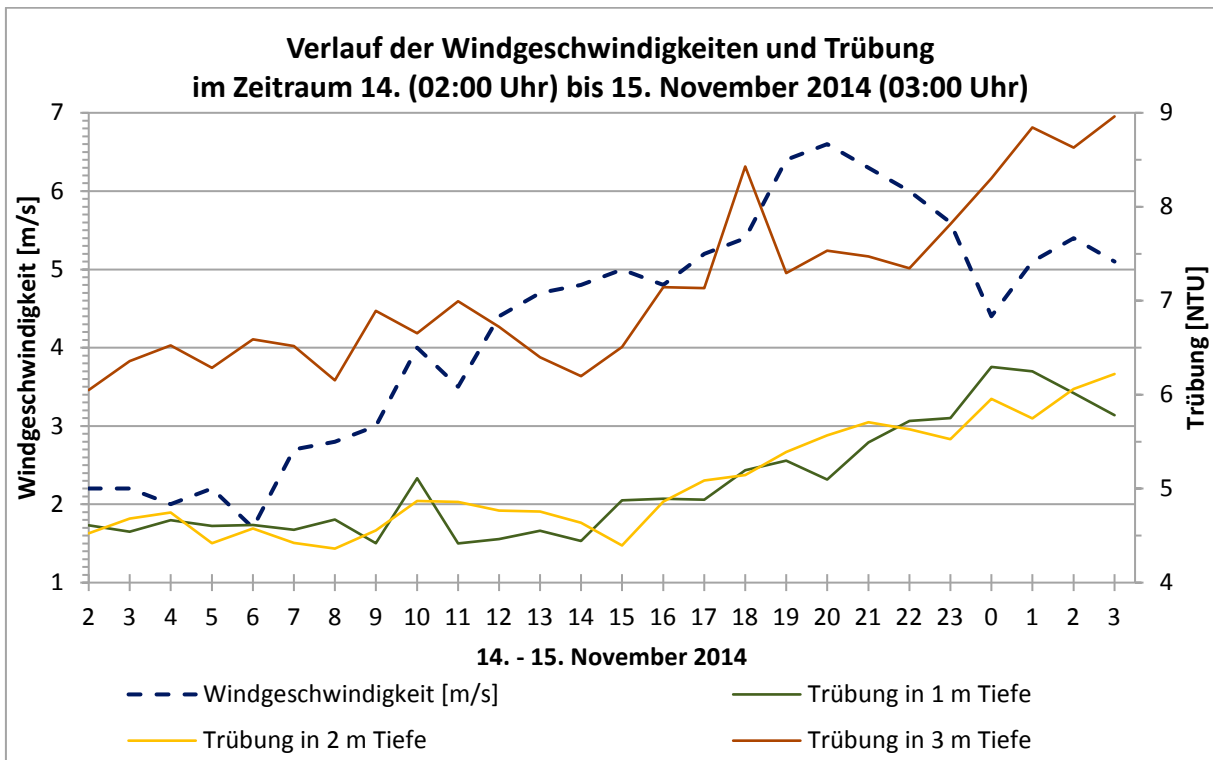
ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R. Suthfeldt  
Datum: 11.06.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie / Geoökologie

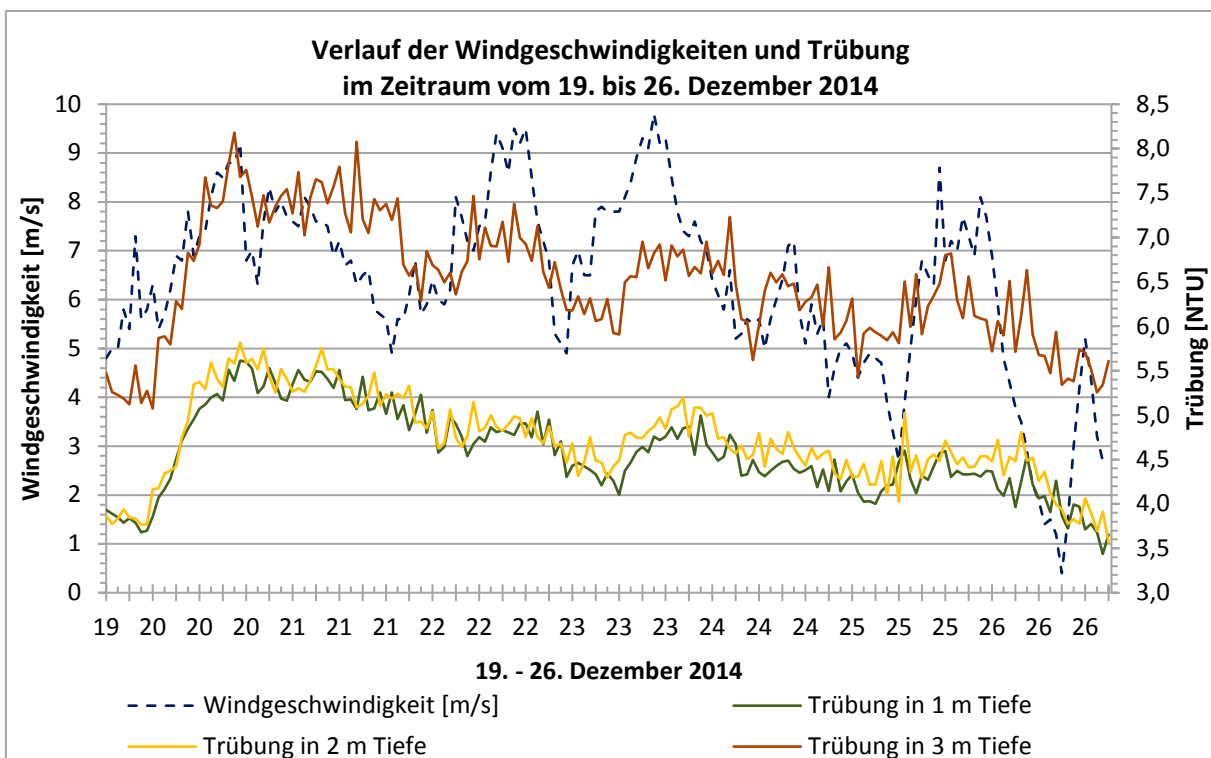
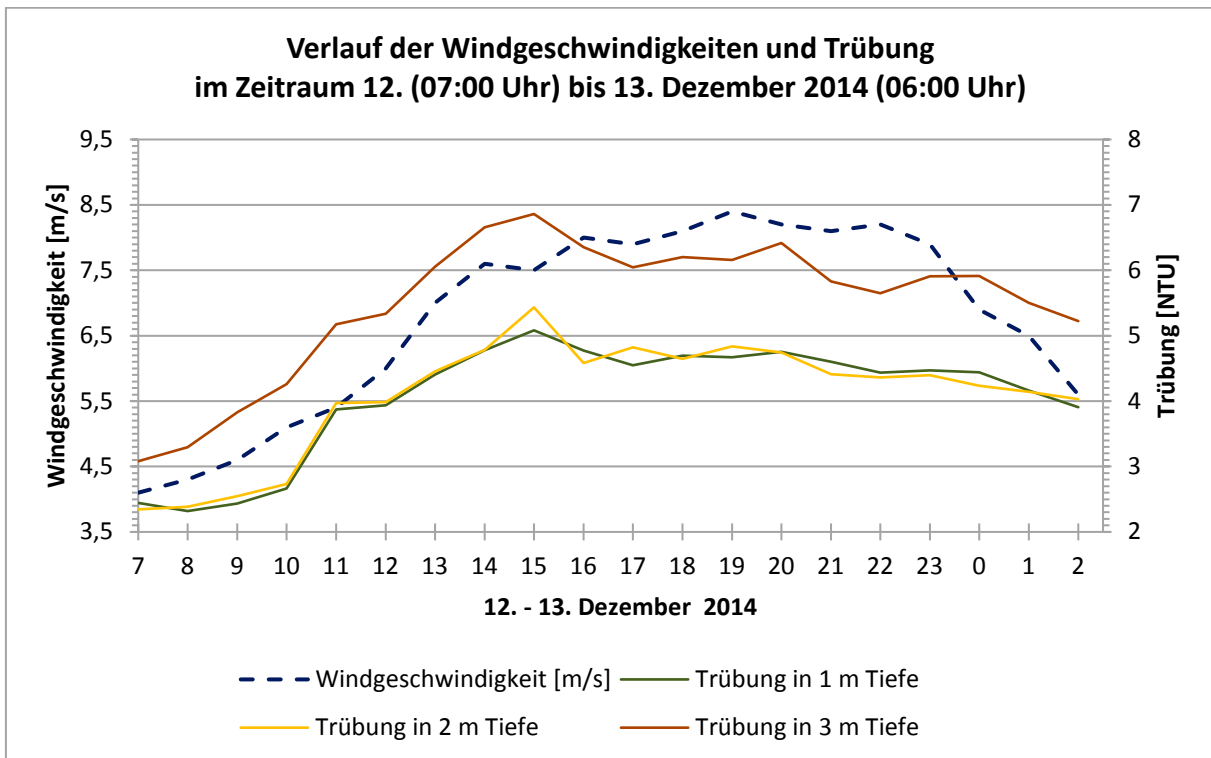
Freie Universität Berlin  
EUROPAISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin

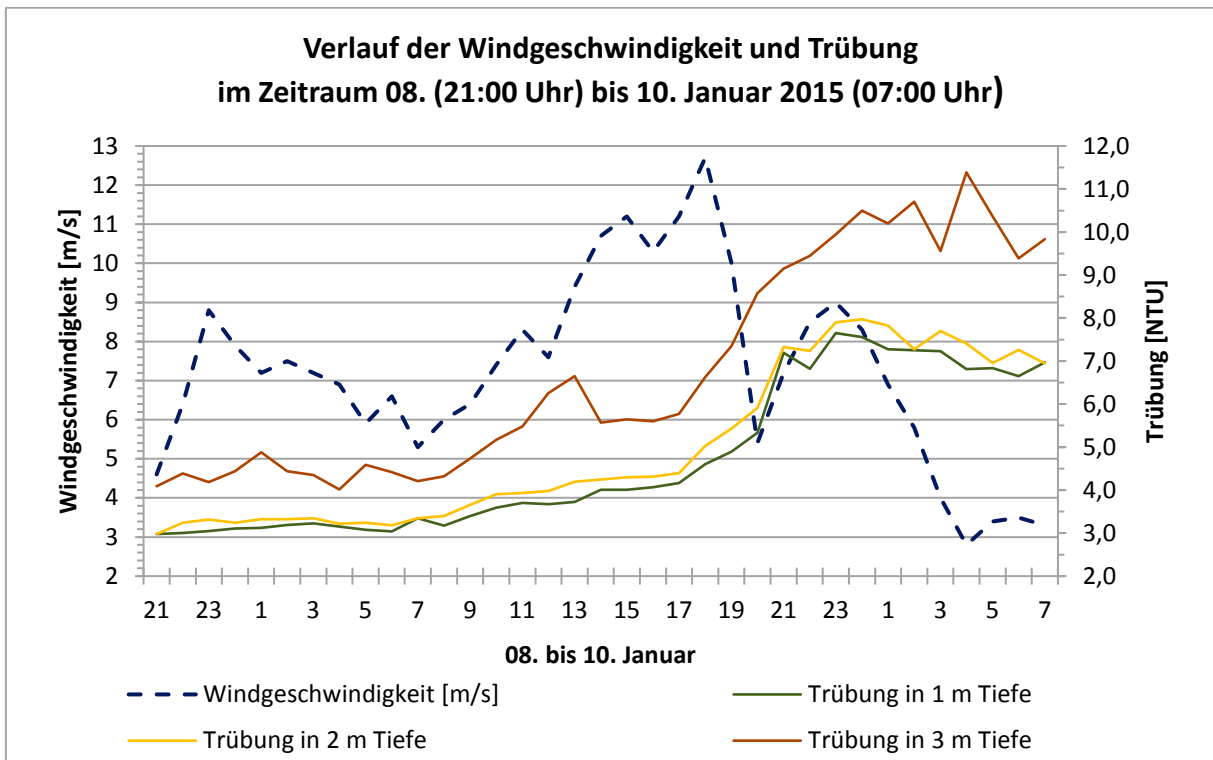


Anhang 3 - Korrelation Wind / Trübung

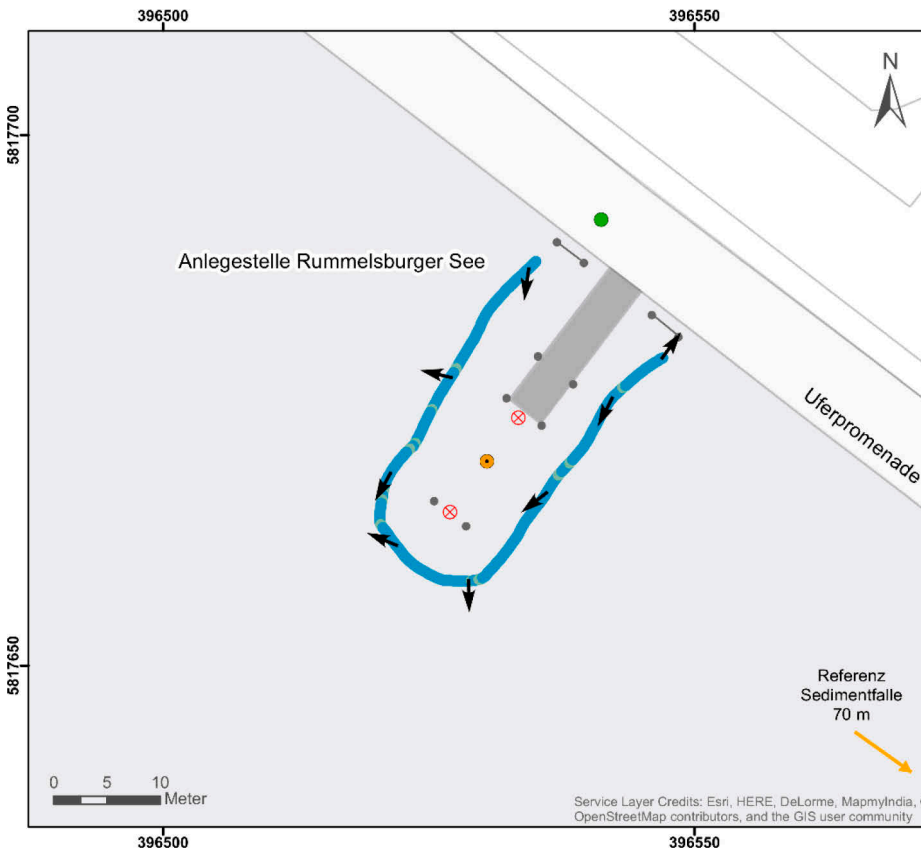








Anhang 4 – Schiffsinduzierte Remobilisierung



### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### 1. Referenzmessung

Fließgeschwindigkeiten [m/s] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

- 0,002 - 0,04
- 0,04 - 0,07
- 0,07 - 0,1
- 0,1 - 0,3
- 0,3 - 0,5
- 0,5 - 0,7

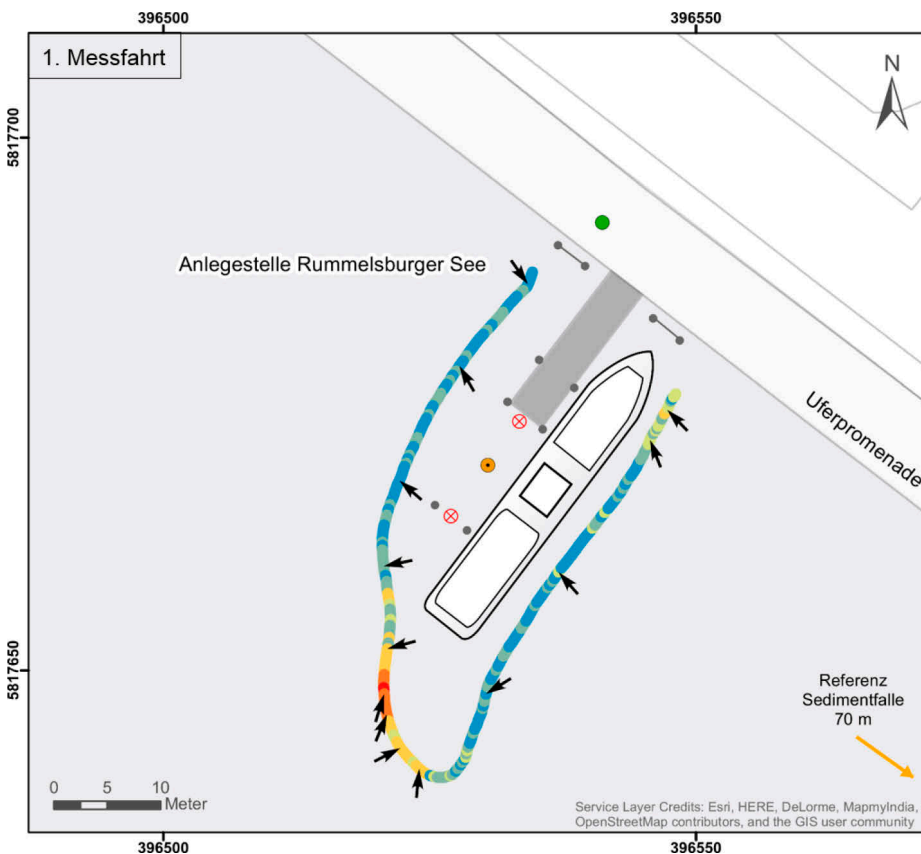
➔ Fließrichtung

Stationäres Messnetz

- GPS Referenzstation
- ⊗ Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R.Schmid  
Datum: 30.09.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie

Freie Universität Berlin  
EUROPÄISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### Manöver Fahrgastschiff

Fließgeschwindigkeiten [m/s] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

- 0,002 - 0,04
- 0,04 - 0,07
- 0,07 - 0,1
- 0,1 - 0,3
- 0,3 - 0,5
- 0,5 - 0,7

➔ Fließrichtung

☞ Fahrgastschiff

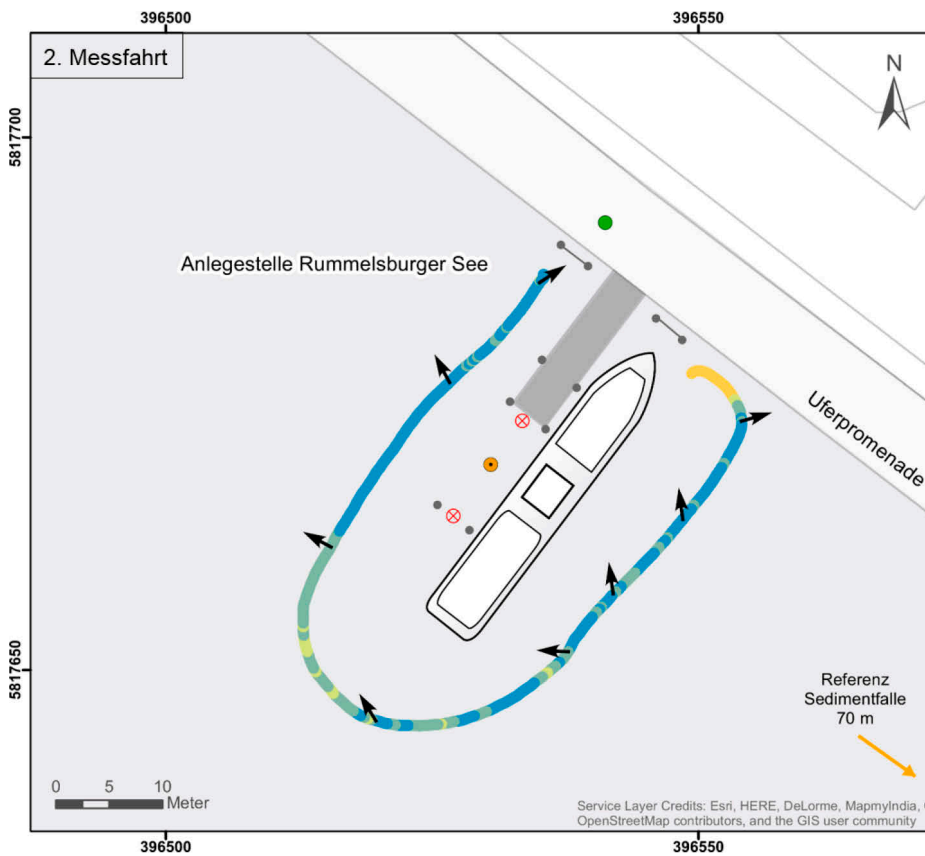
Stationäres Messnetz

- GPS Referenzstation
- ⊗ Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R.Schmid  
Datum: 30.09.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie

Freie Universität Berlin  
EUROPÄISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin





### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### Manöver Fahrgastschiff

Fließgeschwindigkeiten [m/s] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

- 0,002 - 0,04
- 0,04 - 0,07
- 0,07 - 0,1
- 0,1 - 0,3
- 0,3 - 0,5
- 0,5 - 0,7 → Fließrichtung

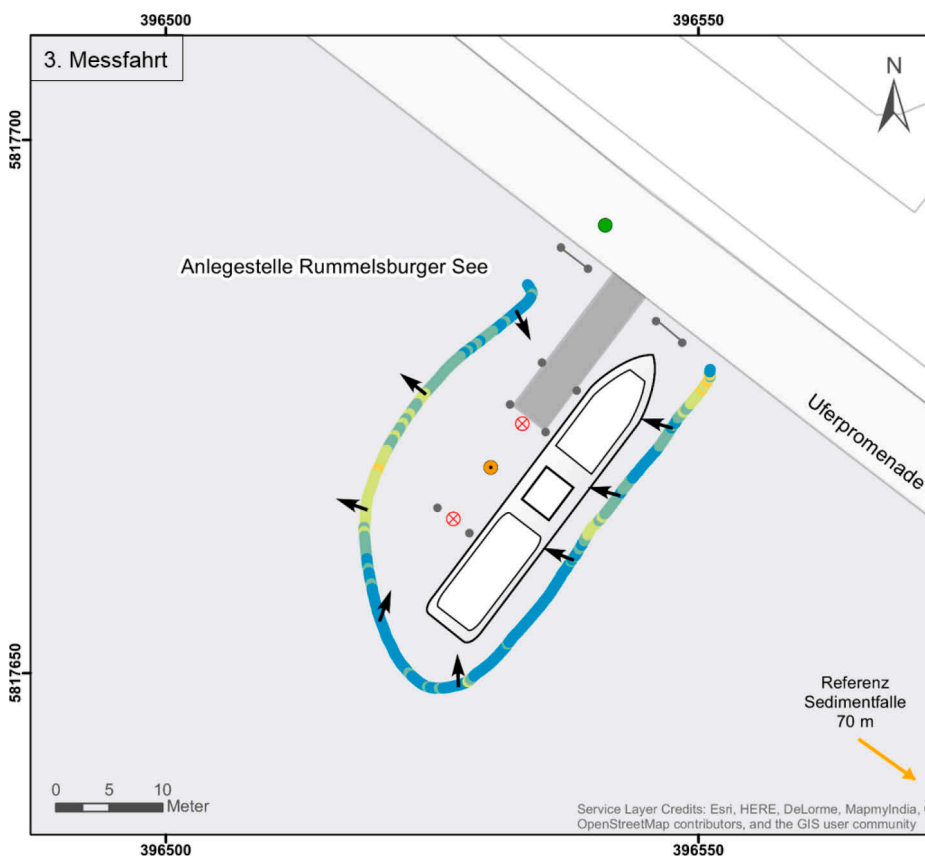
☐ Fahrgastschiff

#### Stationäres Messnetz

- GPS Referenzstation
- ⊗ Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R.Schmid  
Datum: 30.09.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie

Freie Universität Berlin  
EUROPÄISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### Manöver Fahrgastschiff

Fließgeschwindigkeiten [m/s] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

- 0,002 - 0,04
- 0,04 - 0,07
- 0,07 - 0,1
- 0,1 - 0,3
- 0,3 - 0,5
- 0,5 - 0,7 → Fließrichtung

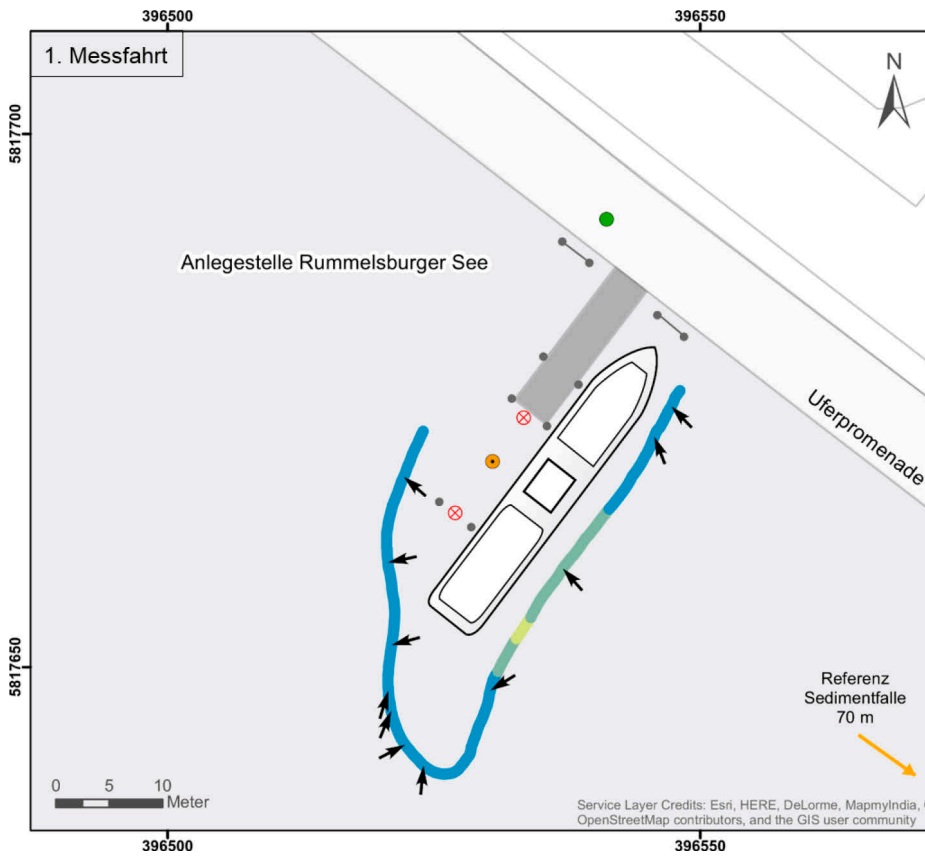
☐ Fahrgastschiff

#### Stationäres Messnetz

- GPS Referenzstation
- ⊗ Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R.Schmid  
Datum: 30.09.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie

Freie Universität Berlin  
EUROPÄISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### Manöver Fahrgastschiff

Trübung [NTU] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

- 2,7 - 5,0
- 5,0 - 15,0
- 15,0 - 25,0
- 25,0 - 35,0
- 35,0 - 40,0
- 40,0 - 42,2

→ Fließrichtung in 150 cm Tiefe

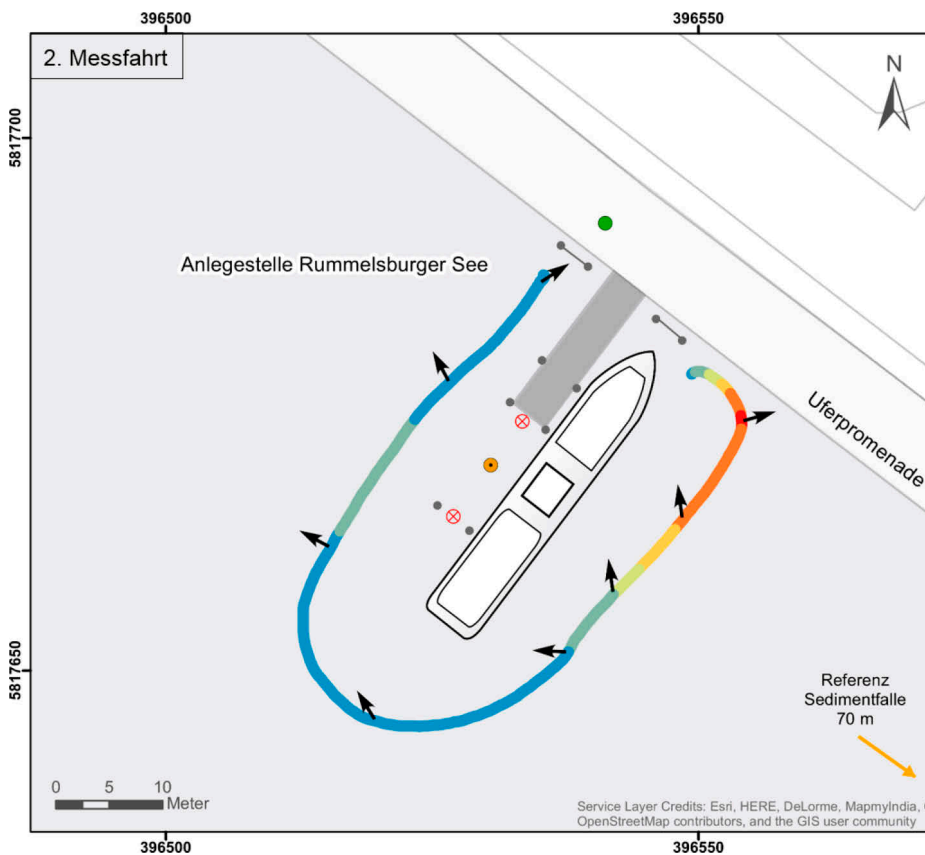
☐ Fahrgastschiff

#### Stationäres Messnetz

- GPS Referenzstation
- ⊗ Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R.Schmid  
Datum: 30.09.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie

Freie Universität Berlin  
EUROPÄISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### Manöver Fahrgastschiff

Trübung [NTU] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

- 2,7 - 5,0
- 5,0 - 15,0
- 15,0 - 25,0
- 25,0 - 35,0
- 35,0 - 40,0
- 40,0 - 42,2

→ Fließrichtung in 150 cm Tiefe

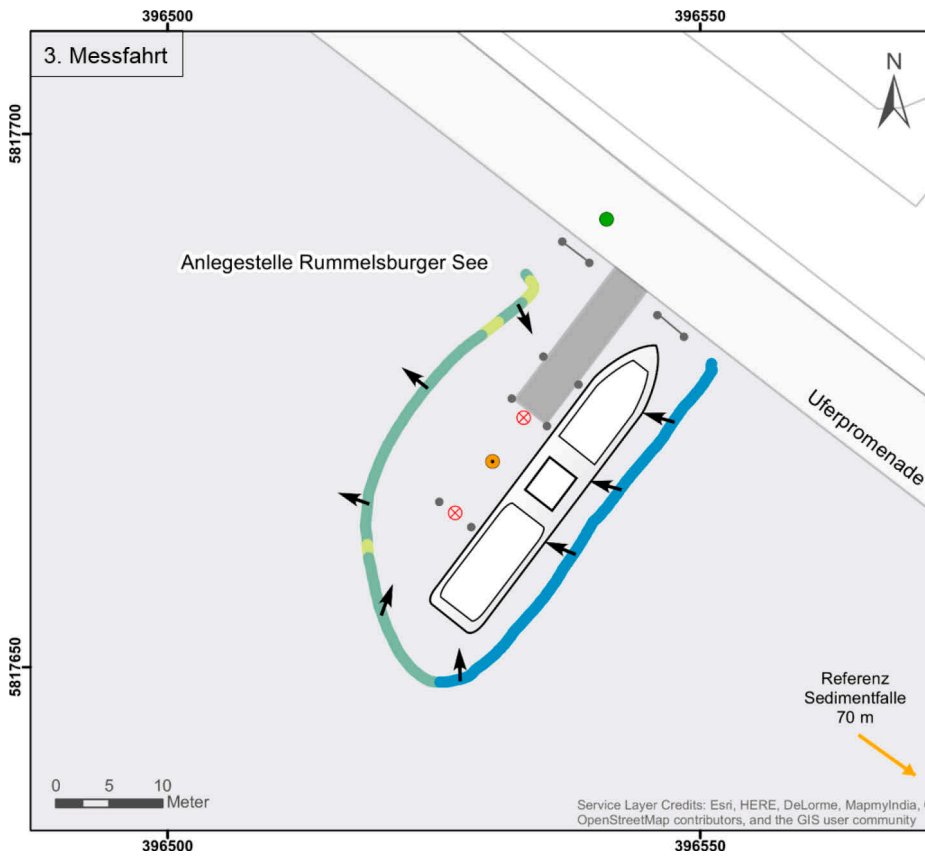
☐ Fahrgastschiff

#### Stationäres Messnetz

- GPS Referenzstation
- ⊗ Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R.Schmid  
Datum: 30.09.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie

Freie Universität Berlin  
EUROPÄISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### Manöver Fahrgastschiff

Trübung [NTU] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

- 2,7 - 5,0
- 5,0 - 15,0
- 15,0 - 25,0
- 25,0 - 35,0
- 35,0 - 40,0
- 40,0 - 42,2

→ Fließrichtung in 150 cm Tiefe

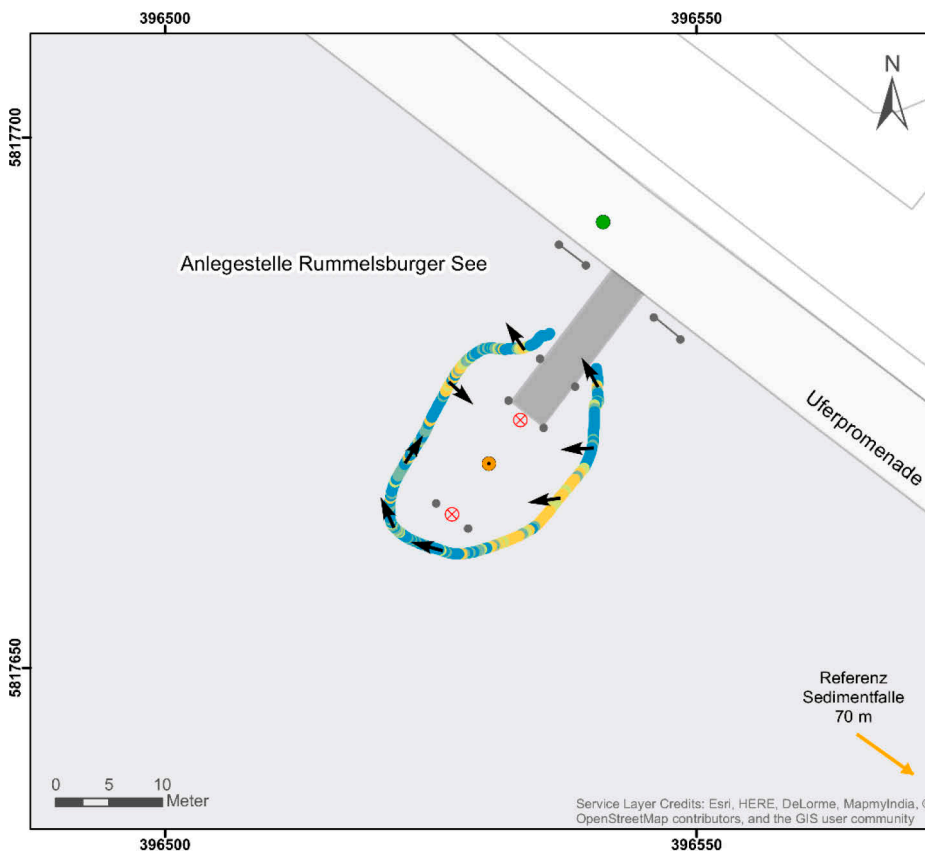
☐ Fahrgastschiff

#### Stationäres Messnetz

- GPS Referenzstation
- ⊗ Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R.Schmid  
Datum: 30.09.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie

Freie Universität Berlin  
EUROPÄISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### Messung nach Abfahrt des Fahrgastschiffes

Fließgeschwindigkeiten [m/s] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

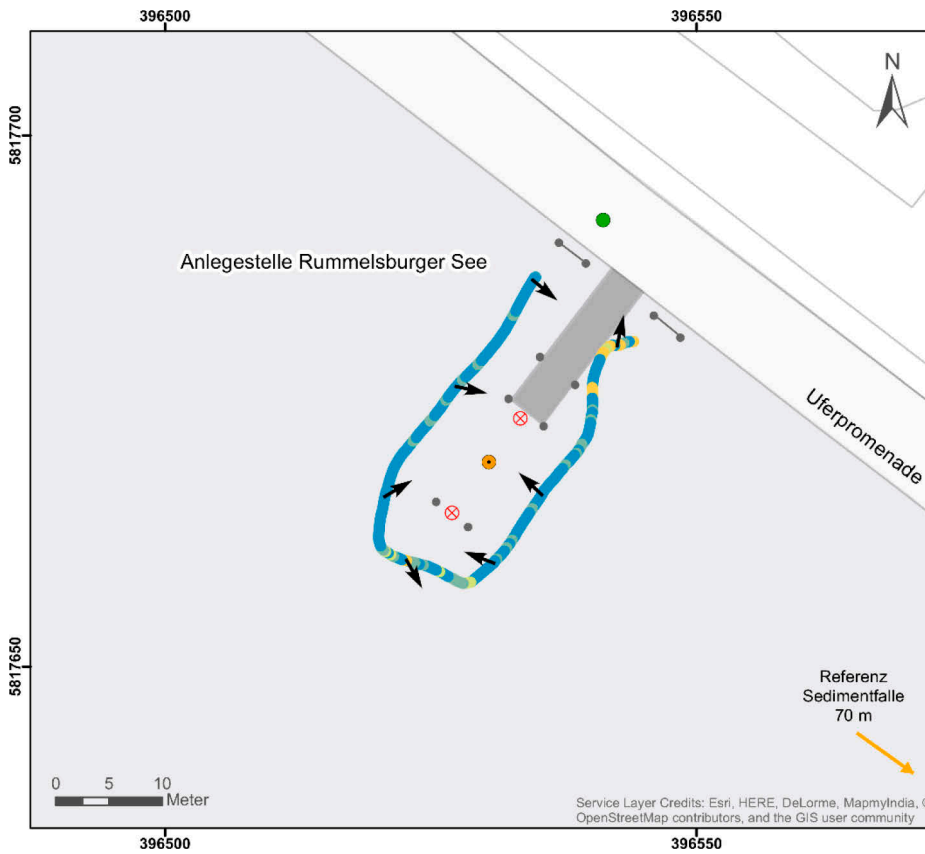
- 0,002 - 0,04
- 0,04 - 0,07
- 0,07 - 0,1
- 0,1 - 0,3
- 0,3 - 0,5
- 0,5 - 0,7 → Fließrichtung

#### Stationäres Messnetz

- GPS Referenzstation
- ⊗ Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R.Schmid  
Datum: 30.09.2015  
Projekt RuBuS  
AG Angewandte Geographie

Freie Universität Berlin  
EUROPÄISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### 2. Referenzmessung

Fließgeschwindigkeiten [m/s] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

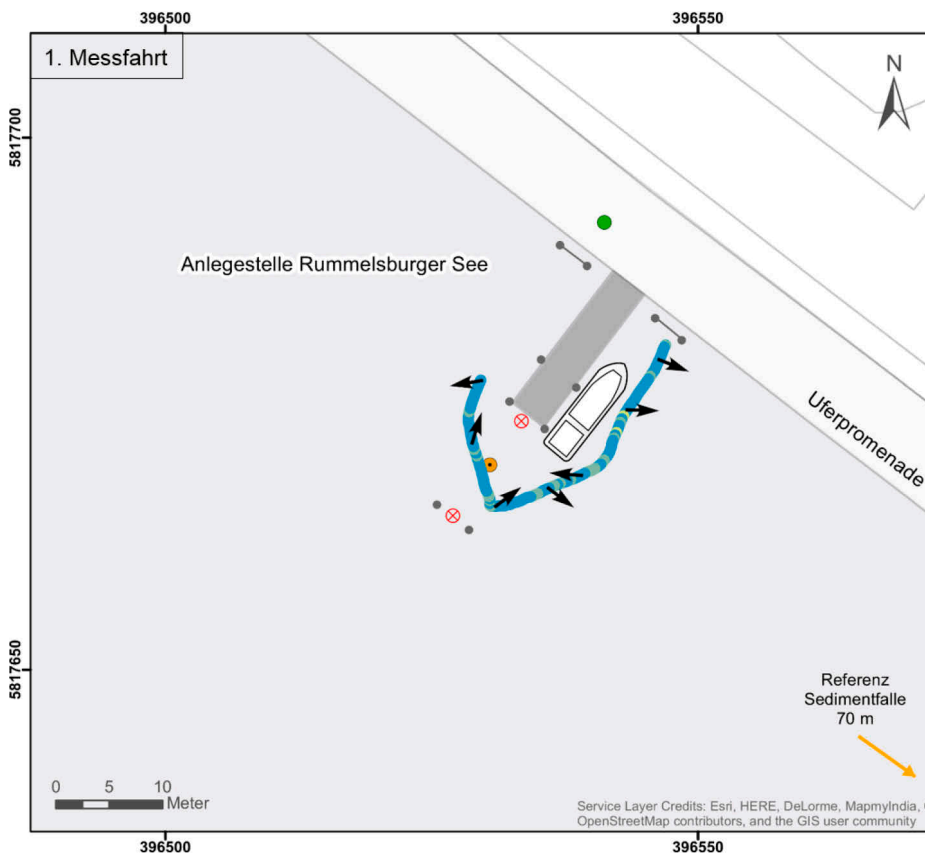
- 0,002 - 0,04
- 0,04 - 0,07
- 0,07 - 0,1
- 0,1 - 0,3
- 0,3 - 0,5
- 0,5 - 0,7

➔ Fließrichtung

Stationäres Messnetz

- GPS Referenzstation
- ⊗ Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
 Darstellung: R.Schmid  
 Datum: 30.09.2015  
 Projekt RuBus  
 AG Angewandte Geographie



### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### Manöver Motoryacht

Fließgeschwindigkeiten [m/s] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

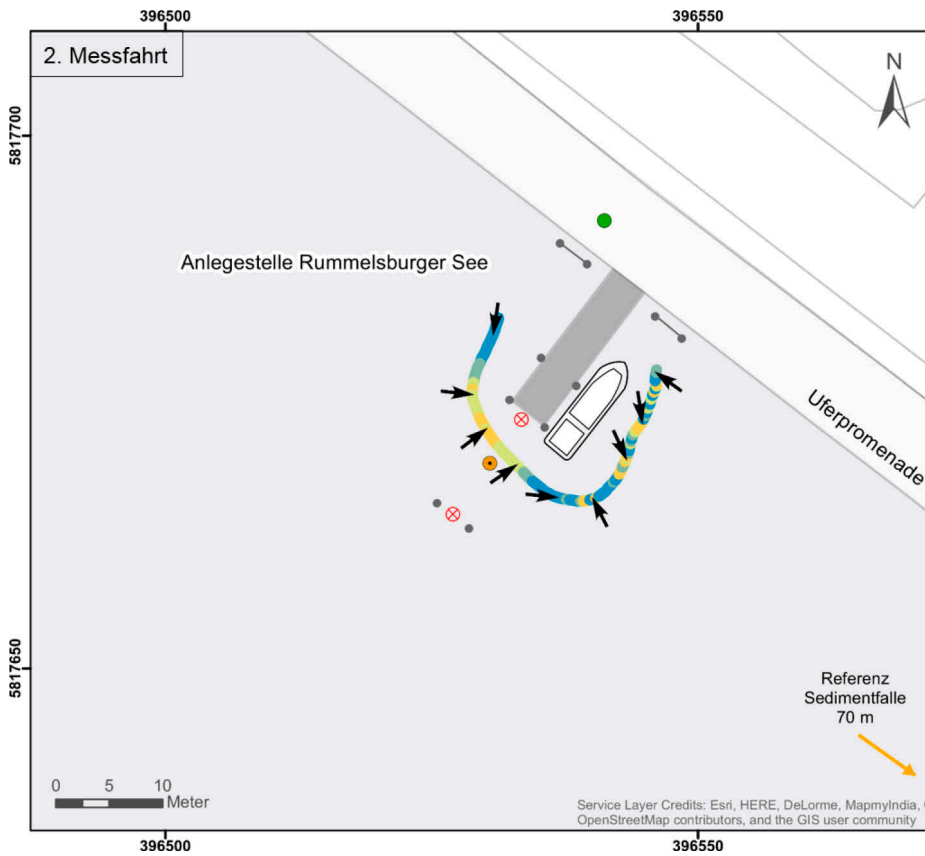
- 0,002 - 0,04
- 0,04 - 0,07
- 0,07 - 0,1
- 0,1 - 0,3
- 0,3 - 0,5
- 0,5 - 0,7 ➔ Fließrichtung

⚓ Motoryacht

Stationäres Messnetz

- GPS Referenzstation
- ⊗ Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
 Darstellung: R.Schmid  
 Datum: 30.09.2015  
 Projekt RuBus  
 AG Angewandte Geographie



### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### Manöver Motoryacht

Fließgeschwindigkeiten [m/s] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

- 0,002 - 0,04
- 0,04 - 0,07
- 0,07 - 0,1
- 0,1 - 0,3
- 0,3 - 0,5
- 0,5 - 0,7 → Fließrichtung

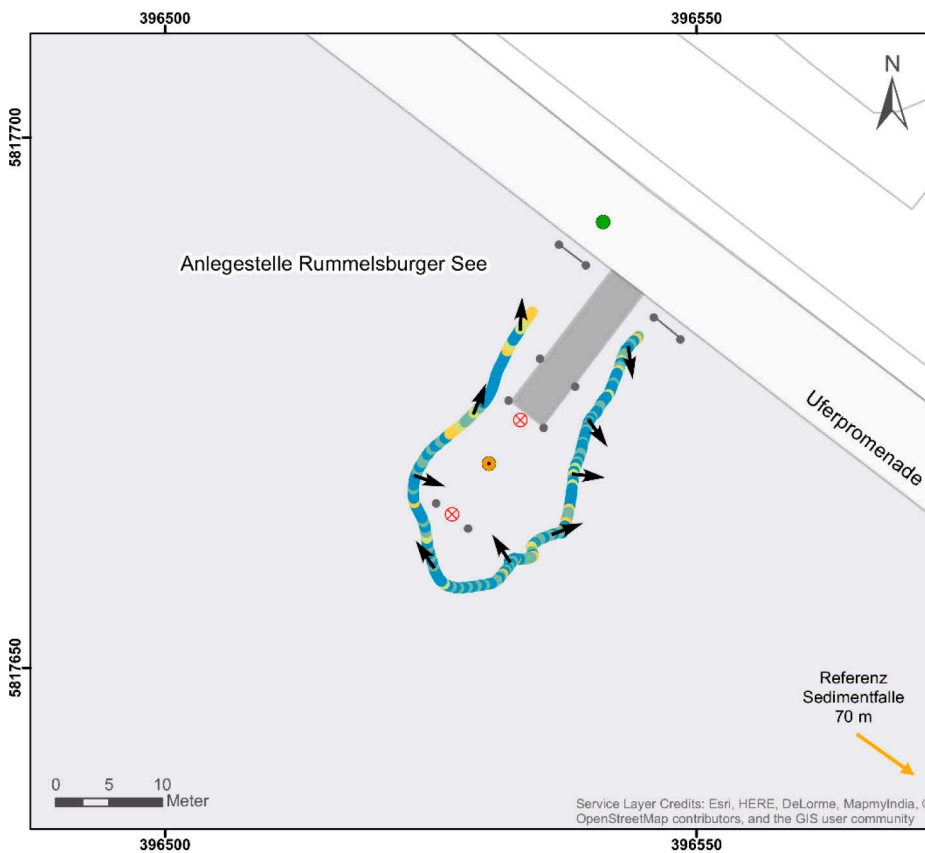
Motor yacht

#### Stationäres Messnetz

- GPS Referenzstation
- Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R.Schmid  
Datum: 30.09.2015  
Projekt RuBus  
AG Angewandte Geographie

Freie Universität Berlin  
EUROPÄISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin



### Rummelsburger Bucht - Berlin

#### Messung nach Abfahrt der Motoryacht

Fließgeschwindigkeiten [m/s] in 150 cm Tiefe (GPS-Track ADCP)

- 0,002 - 0,04
- 0,04 - 0,07
- 0,07 - 0,1
- 0,1 - 0,3
- 0,3 - 0,5
- 0,5 - 0,7 → Fließrichtung

#### Stationäres Messnetz

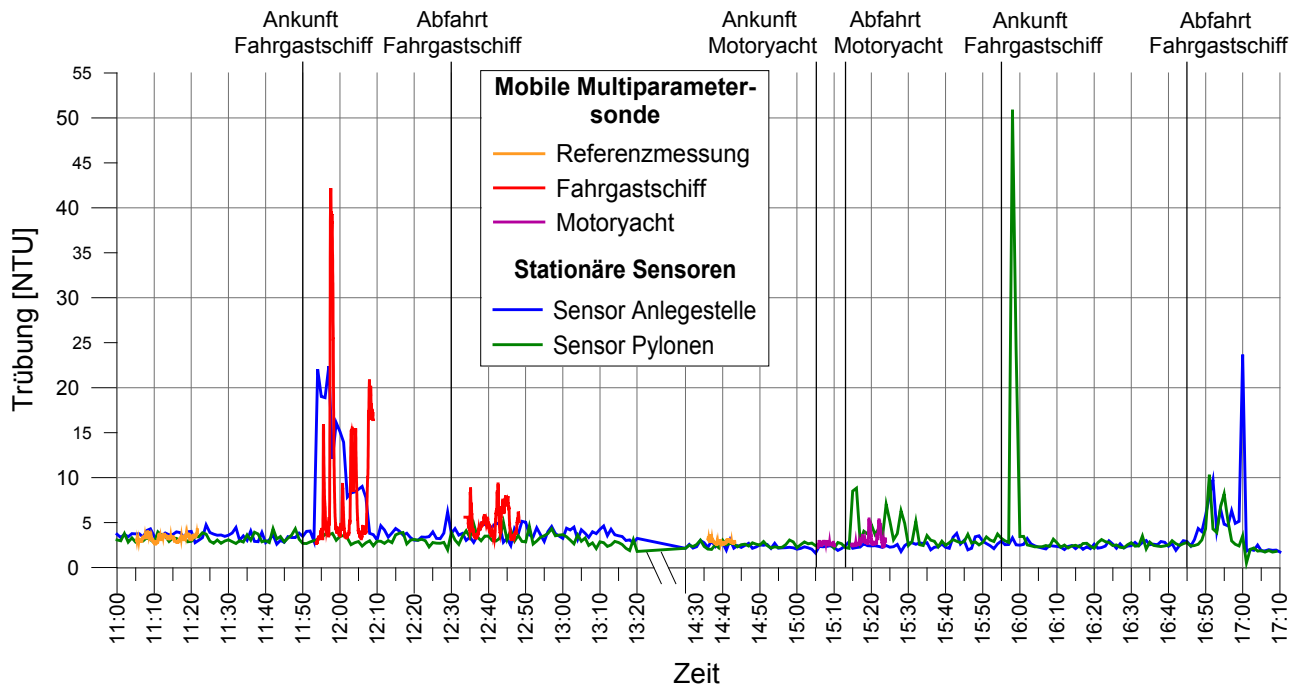
- GPS Referenzstation
- Stationärer Sensor
- Sedimentfalle

ArcGIS Basemap, WGS 84, UTM 33 N  
Darstellung: R.Schmid  
Datum: 30.09.2015  
Projekt RuBus  
AG Angewandte Geographie

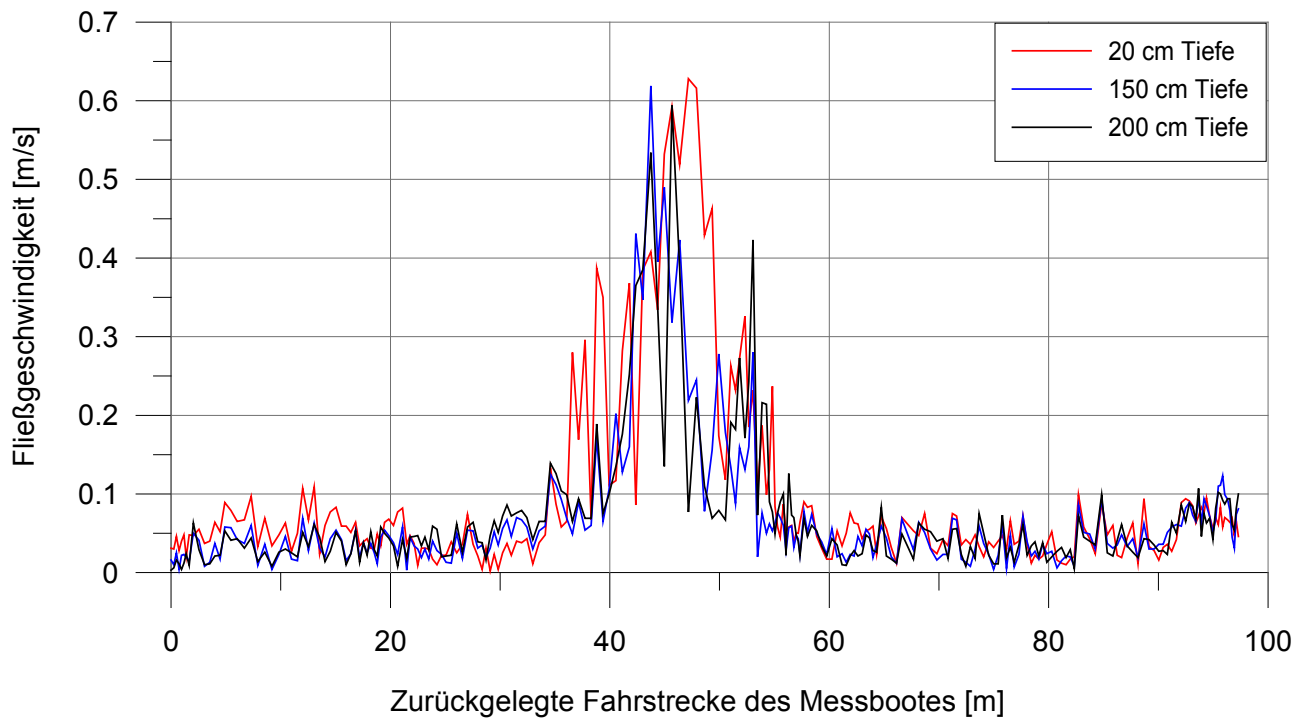
Freie Universität Berlin  
EUROPÄISCHE UNION  
Europäischer Fonds für regionale Entwicklung  
Investition in Ihre Zukunft  
Strukturfonds in Berlin

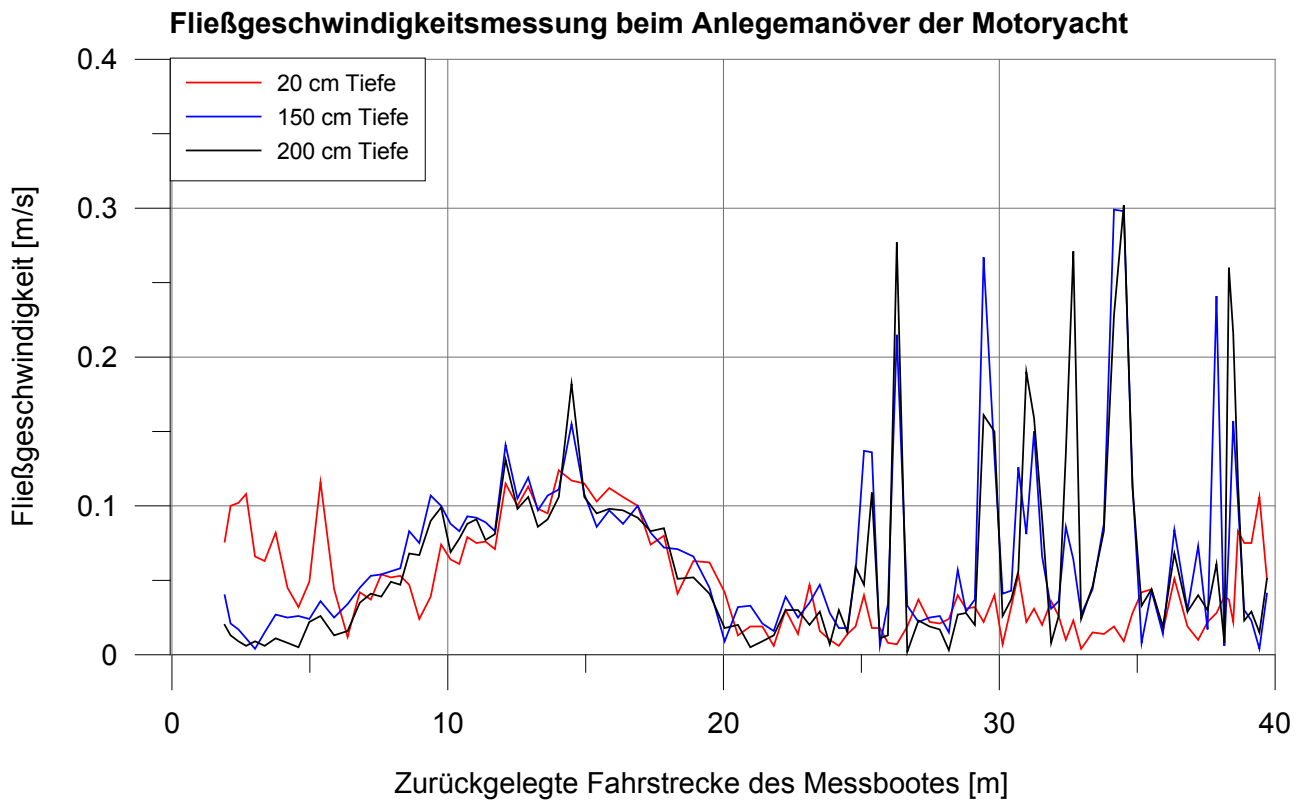


### Entwicklung der Trübung in 150 cm Tiefe über den gesamten Messzeitraum

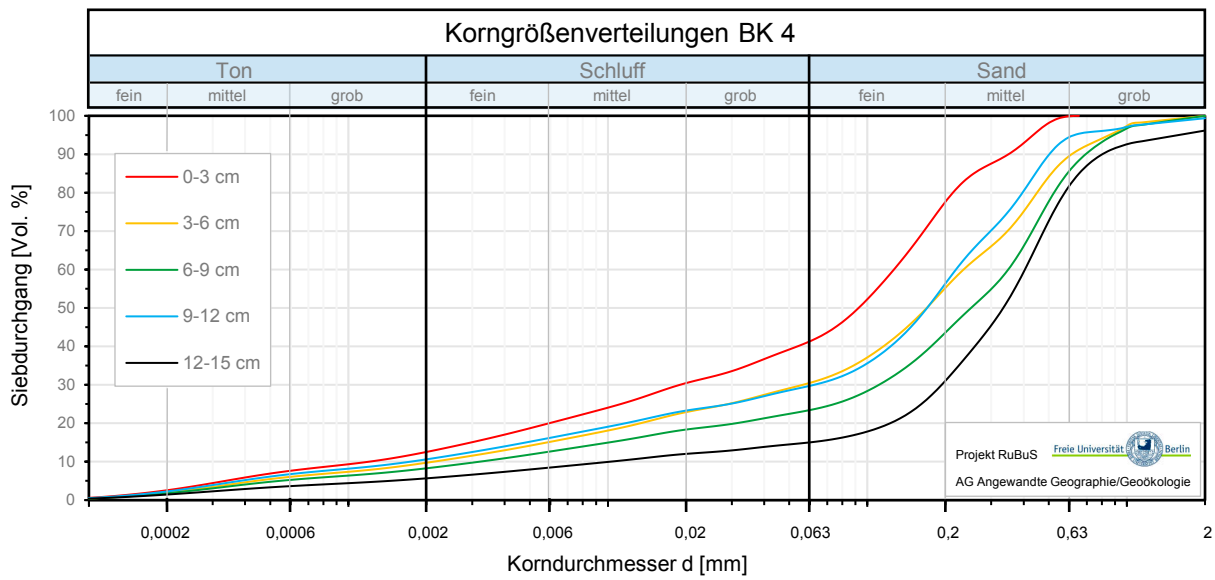
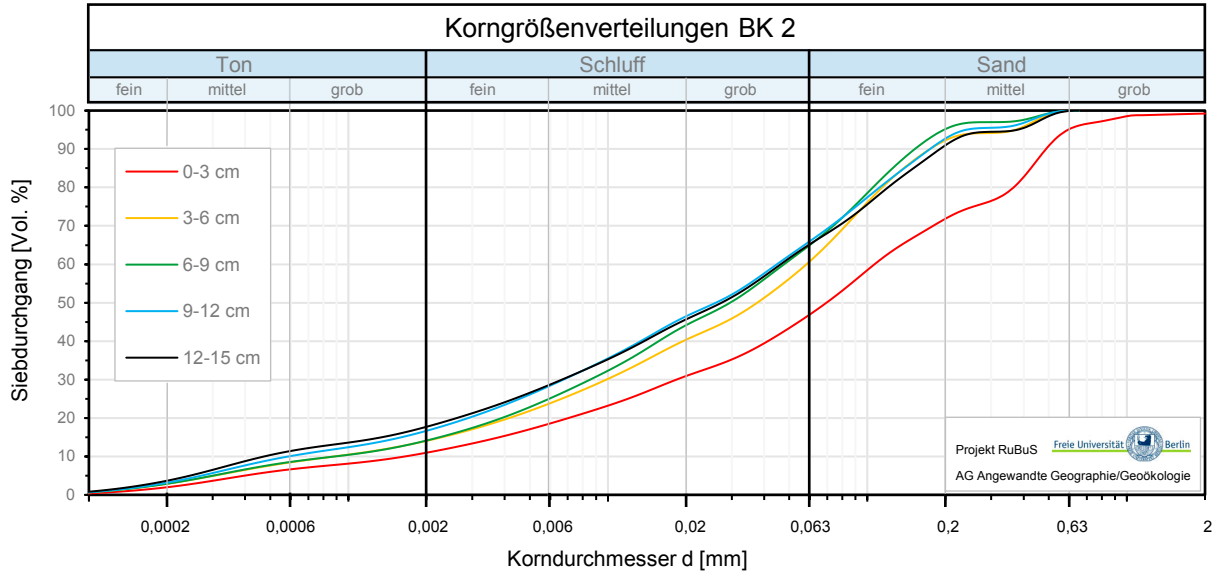


### Fließgeschwindigkeitsmessung beim Anlegemanöver des Fahrgastschiffes

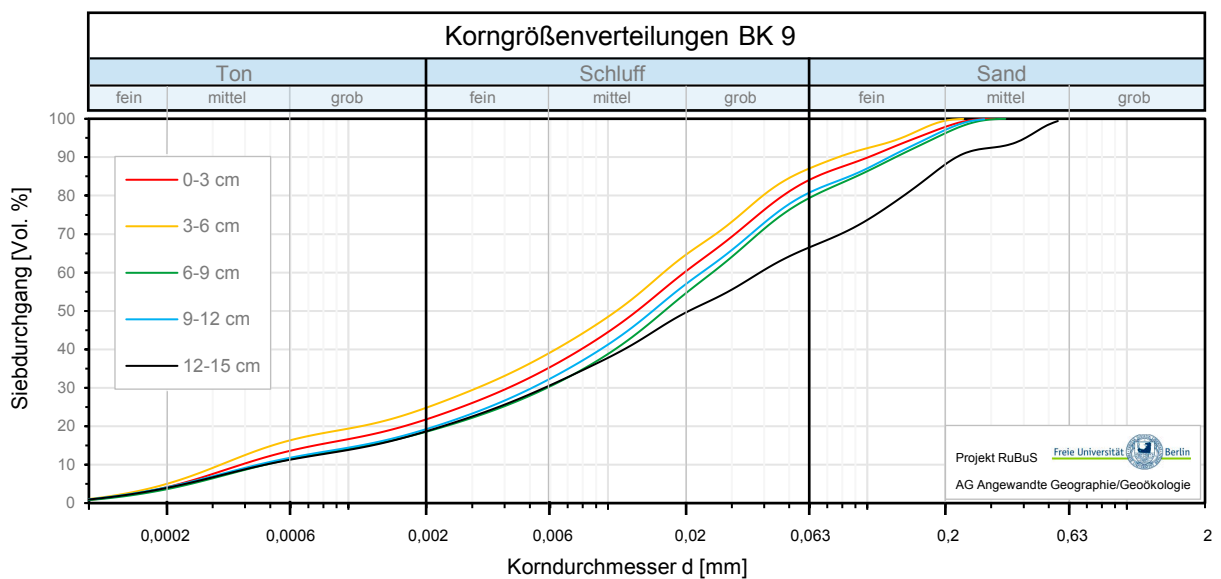
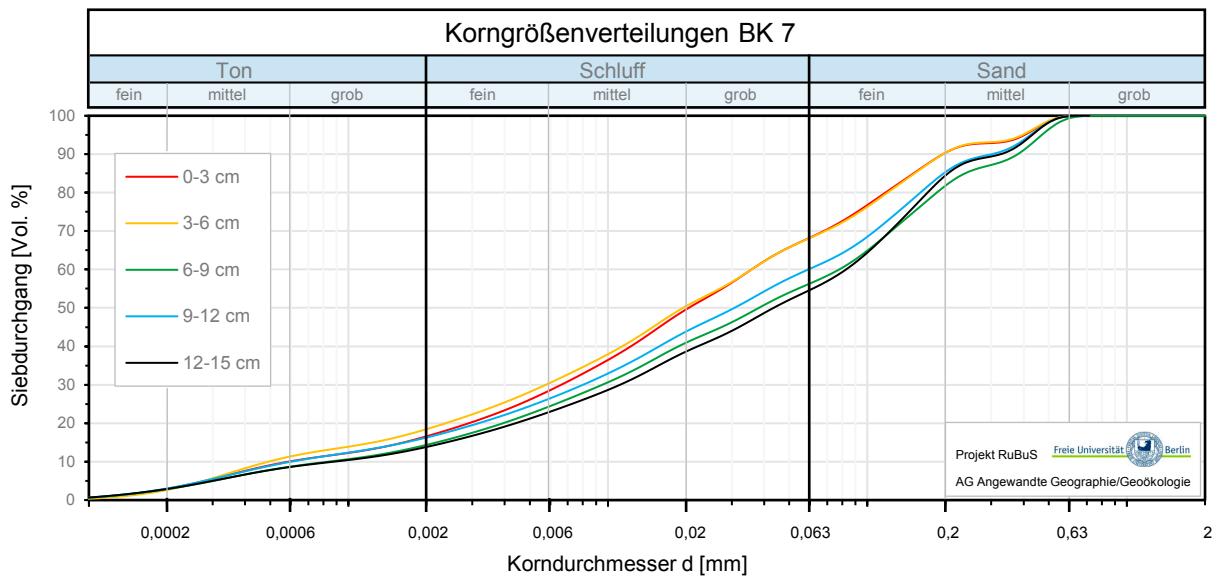
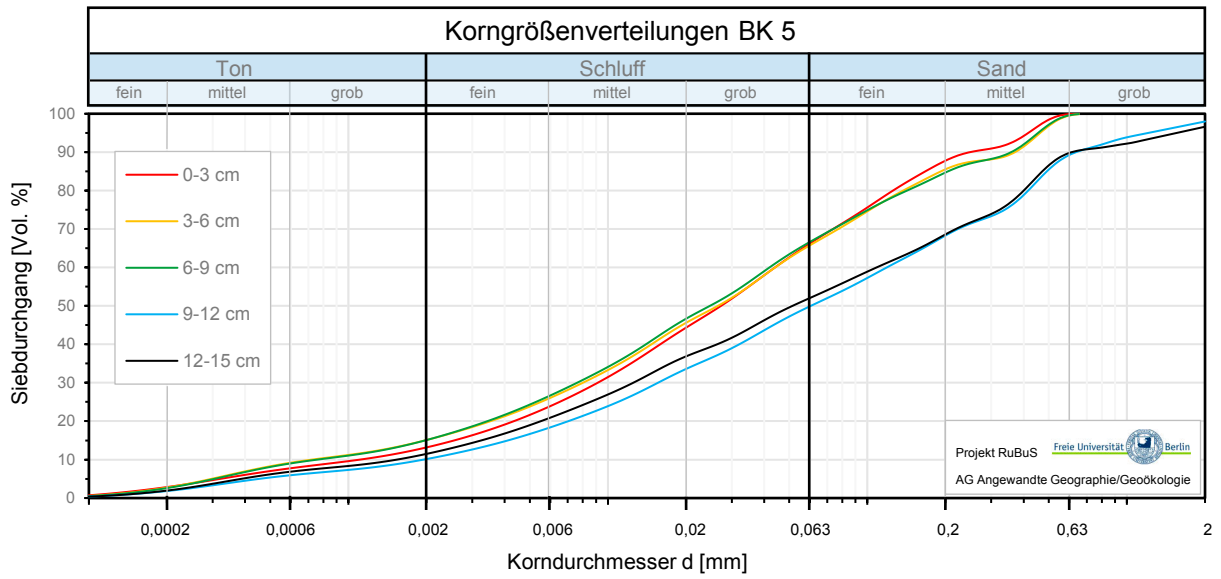


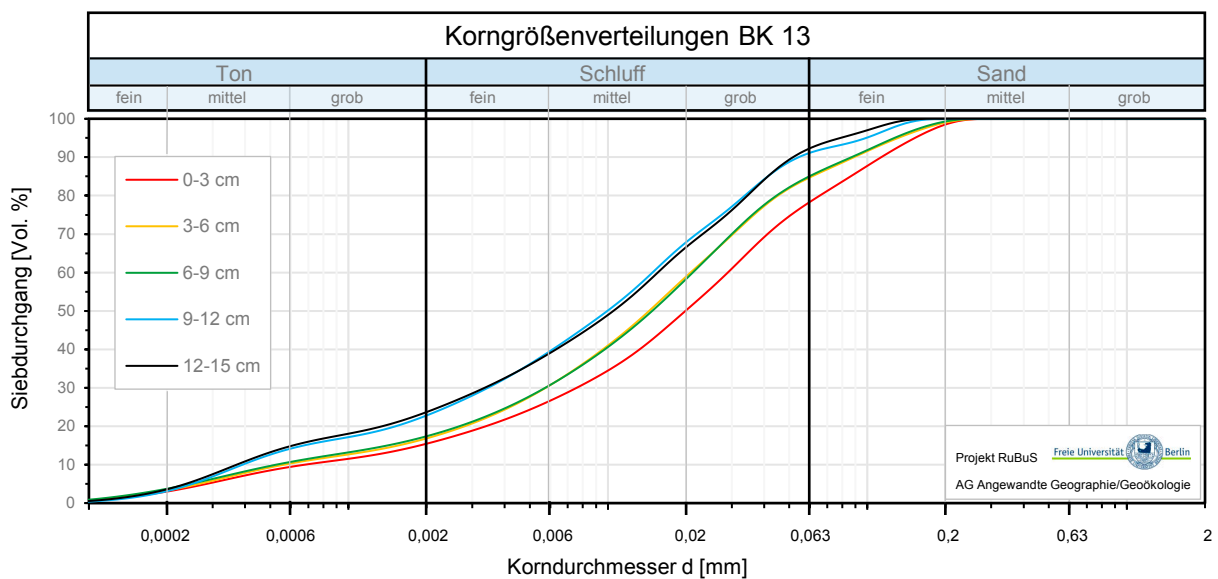
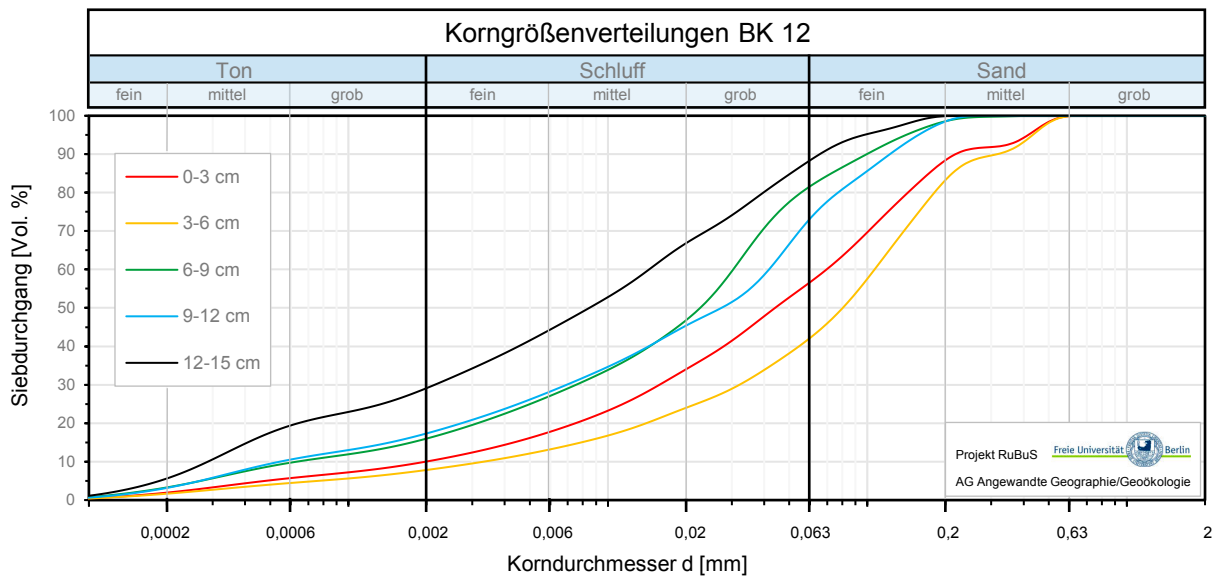
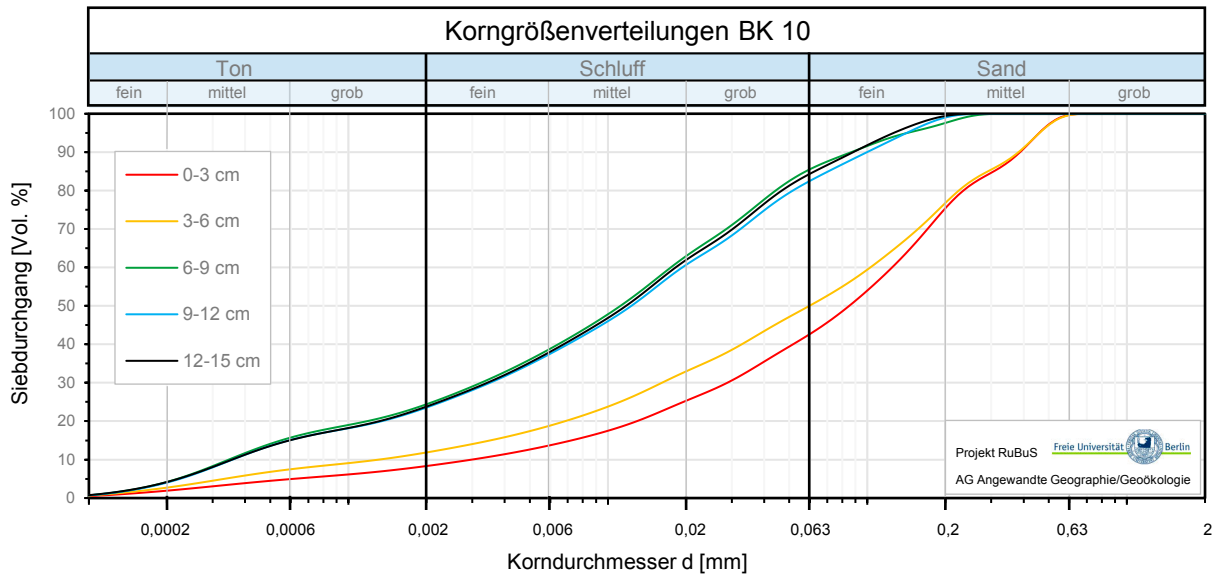


Anhang 5 – Korngrößenverteilungen









## Anhang 6 – Sedimentfallen

Tab. 38: Standzeiten und Entnahmedaten der Sedimentfallen

Fallnummer	eingebracht am:	Datum 1. Leerung	Standzeit Tage 1. Leerung	Datum 2. Leerung	Standzeit Tage 1.-2. Leerung	Standzeit Tage gesamt
1	15.05.2014	23.07.2014	69	20.11.2014	120	189
2	15.05.2014	23.07.2014	69	20.11.2014	120	189
3	15.05.2014	23.07.2014	69	20.11.2014	120	189
4	15.05.2014	23.07.2014	69	20.11.2014	120	189
5	15.05.2014	25.07.2014	71	20.11.2014	118	189
6	15.05.2014	25.07.2014	71	20.11.2014	118	189
7	15.05.2014	25.07.2014	71	21.11.2014	119	190
8	16.05.2014	29.07.2014	75	11.02.2014	106	181
9	15.05.2014	29.07.2014	75	21.11.2014	115	190
10	15.05.2014	29.07.2014	75	21.11.2014	115	190
11	15.05.2014	22.08.2014	99	21.11.2014	91	190
12	15.05.2014	22.08.2014	99	21.11.2014	91	190
13	15.05.2014	22.08.2014	99	25.11.2014	95	194
14	15.05.2014	22.08.2014	99	25.11.2014	95	194
15	15.05.2014	22.08.2014	99	25.11.2014	95	194
16	15.05.2014	22.08.2014	99	25.11.2014	50	149
17	15.05.2014	22.08.2014	99	26.11.2014	96	195
RP (18)	28.10.2014	11.02.2015	106	26.11.2014	0	106

Hinweis: Falle Nr. 8 wurde nach und Falle RP vor der 1. Leerung entwendet, Neuinstallation: 28.10.2014, Leerung: 11.02.2015; Falle Nr. 16 wurde am 8.10.2014 neu installiert ohne verwertbare Leerung

