



UFZ-Bericht

Nr. 19/2002

Dissertation

**Hydrodynamik und Stofftransport in
Auensedimenten der Mittleren Elbe
unter Berücksichtigung eines
ökosystemaren Bewertungskonzeptes**

Robert Böhnke

ISSN 0948-9452

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)



00517133

**Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten
der Mittleren Elbe unter Berücksichtigung eines
ökosystemaren Bewertungskonzeptes**

Von der Fakultät für Physik und Geowissenschaften

der Universität Leipzig

genehmigte

DISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium

Dr. rer. nat.

vorgelegt

von Diplom-Geologe Robert Böhnke

geboren am 17.05.1969 in Leipzig

*Zeitschriftenkassal
Reportsammlung*

Gutachter: Prof. Dr. W. Gläßer, Universität Leipzig

Prof. Dr. M.-Th. Schafmeister, Universität Greifswald

Prof. Dr. R. Meißner, Universität Halle-Wittenberg

Tag der Verleihung: 19.08.2002

Referat

Böhnke, Robert

Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten der Mittleren Elbe unter Berücksichtigung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes

Universität Leipzig, Dissertation

167 S., 206 Lit., 64 Abb., 38 Tab., 8 Anlagen

Im Rahmen eines vom BMBF geförderten interdisziplinären Forschungsprojektes (RIVA) wurde mit dieser Arbeit beispielhaft der Wasser- und Stoffhaushalt von Auengrünländern der Elbe erforscht. Das untersuchte Gebiet liegt im Flußlaufabschnitt der Mittleren Elbe zwischen den Mündungen der Schwarzen Elster und der Saale. Die zwei Untersuchungsstandorte bei Wörlitz (Elbe-km 242 bis 243,5) und bei Steckby (Elbe-km 283 bis 285,5) befinden sich im rezenten Überflutungsgebiet (Deichvorland) der Elbe und sind Bestandteil des Biosphärenreservates Mittlere Elbe.

Eine Bewertung der Zustände und Prozesse in den Flußauen erfolgte mit Hilfe von hydrogeologischen, (isotopen)hydrologischen und geochemischen Untersuchungsmethoden. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen lag dabei auf der Erfassung der Nähr- und Schadstoffverhältnisse in den Auengebieten. Damit wurden in dieser Arbeit die Grundlagen zu einer objektiven Einschätzung des Gefährdungspotentials für das Grund- und Sickerwasser in den Auen erarbeitet. Die durchgeführten Untersuchungen belegen, daß nahezu alle Prozesse und damit der Stoffhaushalt insgesamt in den Auen direkt oder indirekt von der Dynamik des Wassers gesteuert werden. Die hydrologischen Verhältnisse in der Aue werden maßgeblich vom Abflußgeschehen in der Elbe bestimmt. Insgesamt konnte in den Elbauen ein Grundwasserstrom festgestellt werden, der durch laterale Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet von den Terrassen bzw. Hochflächen, vom Fluß als Uferfiltrat und bei Hochwasser durch Versickerung im Überflutungsgebiet gespeist wird.

Mit dem Aufbau eines dreidimensionalen Grundwassermodells für die ausgewählten Auengebiete konnten wesentliche Aussagen zu den Strömungsprozessen im Aquifer gemacht sowie Prognosen über die zukünftige Entwicklung von Wasserspiegellagen im Fluß und deren Auswirkungen auf die Aue erstellt werden. Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte abiotische Indikationssystem (Bewertungskonzept) kann als einfach handhabbares Instrument in der planerischen Praxis für eine naturschutzfachliche Bewertung von Auen eingesetzt werden. Dementsprechend können veränderte Umweltbedingungen, im speziellen Fall Wasserstandsänderungen (z.B. infolge eines Wasserstraßenausbaus), wesentlich einfacher, kostengünstiger und zielorientierter als bisher bewertet werden.

Inhaltsverzeichnis

Referat	i
Inhaltsverzeichnis	iii
Abbildungsverzeichnis	vii
Tabellenverzeichnis	x
Danksagung	xii
Abkürzungsverzeichnis	xiii
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung	2
1.2 Zielsetzung	3
2 Charakterisierung des Untersuchungsraumes	5
2.1 Naturräumliche Lage	5
2.2 Hydrologische Verhältnisse	6
2.3 Ökologische Verhältnisse	7
2.4 Entstehung von Auengrünländern	7
3 Die Untersuchungsgebiete	8
3.1 Untersuchungsgebiet Steckby („Schöneberger Wiesen“)	8
3.1.1 Naturräumliche Einordnung	8
3.1.2 Klima	9
3.1.3 Grundwasserneubildung	11
3.1.4 Regionalgeologische Einordnung	12
3.1.5 Böden	15
3.1.6 Hydrogeologie	15
3.1.7 Hydrologie	17
3.1.8 Vegetation und Nutzung	18
3.2 Untersuchungsgebiet Wörlitz („Schleusenheger Wiesen“)	19

3.2.1	Naturräumliche Einordnung.....	19
3.2.2	Klima.....	20
3.2.3	Grundwasserneubildung.....	21
3.2.4	Regionalgeologische Einordnung	22
3.2.5	Böden	25
3.2.6	Hydrogeologie.....	25
3.2.7	Hydrologie.....	27
3.2.8	Vegetation und Nutzung	27
4	Material und Methoden	29
4.1	Auswahl der Untersuchungsgebiete	29
4.2	Probeflächen und Meßstellen	29
4.3	Bodenhydrologische Meßstationen	31
4.4	Probenahme.....	32
4.4.1	Oberflächenwasser	32
4.4.2	Sickerwasser.....	32
4.4.3	Grundwasser.....	33
4.4.4	Sediment.....	33
4.5	Analysenmethoden	33
4.5.1	Physikochemische Parameter (Feldparameter)	34
4.5.2	Anorganik.....	34
4.5.3	Organik.....	35
4.5.4	Isotope	35
4.5.4.1	<i>Stabile Isotope</i>	35
4.5.4.2	<i>Radioaktive Isotope</i>	37
4.5.5	Sediment.....	37
4.5.5.1	<i>Korngrößenanalyse</i>	37
4.5.5.2	<i>Schwermetallanalyse</i>	37
4.6	Digitales Geländemodell	38
4.6.1	Höhenmodell	38
4.6.2	Luftbilder	39
4.7	Grundlagen der Grundwassermodellierung	39
4.7.1	Auswahl des Modelltyps.....	40
4.7.2	Grundgleichungen der Grundwasserströmung.....	40
4.7.3	Anfangs- und Randbedingungen.....	41
4.7.4	Stabilitätskriterien	42
4.7.5	Regionalisierung	43
4.8	Grundlagen der Isotopenhydrologie	43

4.8.1	Stabile Isotope.....	44
4.8.2	Radioaktive Isotope.....	45
4.9	Ökosystemare Bewertungskonzepte.....	46
4.9.1	Indikationssystem für Auenlandschaften.....	47
5	Ergebnisse	48
5.1	Hydrodynamik.....	48
5.1.1	Beschreibung des Wasserhaushaltes der Untersuchungsgebiete.....	48
5.1.2	Untersuchungsgebiet Steckby.....	49
5.1.2.1	<i>Oberflächen- und Grundwasserdynamik.....</i>	<i>49</i>
5.1.2.2	<i>Sediment (Durchlässigkeiten aus Korngrößenanalysen).....</i>	<i>53</i>
5.1.3	Untersuchungsgebiet Wörlitz.....	56
5.1.3.1	<i>Oberflächen- und Grundwasserdynamik.....</i>	<i>56</i>
5.1.3.2	<i>Sediment (Durchlässigkeiten aus Korngrößenanalysen).....</i>	<i>60</i>
5.1.4	Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser.....	61
5.1.5	Auswirkung unterschiedlicher Abflußsituationen auf das Wasserregime.....	65
5.1.6	Einfluß von Hochwasserereignissen.....	67
5.1.6.1	<i>Überflutungshäufigkeiten; -dauer, -höhen</i>	<i>67</i>
5.1.6.2	<i>Auswirkungen auf die hydrodynamischen Verhältnisse</i>	<i>70</i>
5.2	Modellierung der Grundwasserströmung.....	71
5.2.1	Verwendetes Modell und Eingangsparameter	71
5.2.2	Grundwasserströmungsmodell Steckby	72
5.2.2.1	<i>Modellstruktur</i>	<i>72</i>
5.2.2.2	<i>Diskretisierung.....</i>	<i>73</i>
5.2.2.3	<i>Anfangs- und Randbedingungen.....</i>	<i>74</i>
5.2.2.4	<i>Kalibrierung.....</i>	<i>75</i>
5.2.2.5	<i>Darstellung der Ergebnisse verschiedener Rechenläufe.....</i>	<i>77</i>
5.2.3	Grundwasserströmungsmodell Wörlitz.....	79
5.2.3.1	<i>Modellstruktur</i>	<i>79</i>
5.2.3.2	<i>Diskretisierung.....</i>	<i>80</i>
5.2.3.3	<i>Anfangs- und Randbedingungen.....</i>	<i>80</i>
5.2.3.4	<i>Kalibrierung.....</i>	<i>81</i>
5.2.3.5	<i>Darstellung der Ergebnisse verschiedener Rechenläufe.....</i>	<i>82</i>
5.2.4	Prognosemodell.....	83
5.3	Hydrochemie	85
5.3.1	Qualität der Analysenergebnisse.....	86
5.3.2	Untersuchungsgebiet Steckby	87
5.3.2.1	<i>Hydrochemische Charakterisierung des Grund- und Oberflächenwassers</i>	<i>87</i>
5.3.2.2	<i>Variabilität der Elementgehalte in Grund-, Sicker- und Oberflächenwässern</i>	<i>89</i>

5.3.3	Untersuchungsgebiet Wörlitz.....	93
5.3.3.1	<i>Hydrochemische Charakterisierung des Grund- und Oberflächenwassers</i>	93
5.3.3.2	<i>Variabilität der Elementgehalte in Grund-, Sicker- und Oberflächenwässern</i>	95
5.3.4	Stoffumwandlungsprozesse im Auengrundwasserleiter	101
5.3.5	Identifikation von Strömungsprozessen bei Hochwasserereignissen	103
5.3.5.1	<i>Veränderung physikochemischer Eigenschaften des Grundwassers.....</i>	103
5.3.5.2	<i>Veränderung hydrochemischer Parameter im Grundwasser bei Flusswasserinfiltration..</i>	107
5.3.6	Schwermetallverteilung im Wasser und im Sediment	110
5.3.6.1	<i>Schwermetallgehalte im Elbe- und Grundwasser.....</i>	110
5.3.6.2	<i>Schwermetallgehalte im Boden und Sediment</i>	112
5.3.6.3	<i>Gefährdungspotential für das Auenökosystem.....</i>	113
5.4	Isotope	115
5.4.1	Anwendung isotopenhydrologischer Methoden in Flußauen	115
5.4.2	Isotopenverhältnisse im Untersuchungsgebiet Steckby	116
5.4.2.1	<i>Stabile Isotope des Wassers</i>	116
5.4.2.2	<i>Schwefelisotope.....</i>	119
5.4.2.3	<i>Radioaktive Isotope.....</i>	120
5.4.3	Isotopenverhältnisse im Untersuchungsgebiet Wörlitz.....	121
5.4.3.1	<i>Stabile Isotope des Wassers</i>	121
5.4.3.2	<i>Schwefelisotope.....</i>	124
5.4.3.3	<i>Radioaktive Isotope.....</i>	125
5.4.4	Charakterisierung von Strömungs- und Mischungsprozessen im Aquifer mit Hilfe von Umweltisotopen.....	126
6	Ökosystemares Bewertungskonzept.....	130
6.1	Ableitung abiotischer Leitparameter (Indikatoren).....	130
6.2	Abiotisches Indikationssystem für Auenökosysteme – ein Anwendungsbeispiel ...	131
6.3	Möglichkeiten und Grenzen des Indikationssystems	137
7	Diskussion	138
8	Zusammenfassung.....	151
9	Literatur.....	156
Anhang		167

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1: Schematischer Querschnitt der Elbaue im Bereich der „Mittleren Elbe“	1
Abb. 2-1: Lage des Untersuchungsgebietes im Elbtal.....	5
Abb. 3-1: Topographische Übersichtskarte (Maßstab 1:10.000) UG Steckby.....	8
Abb. 3-2: Monats- und Jahresmittel des Niederschlages und der Lufttemperatur an der Station Steckby auf den „Schöneberger Wiesen“	10
Abb. 3-3: Karte des prätertiären Gebirges des Saale-Elbe-Gebietes.....	13
Abb. 3-4: Schematischer hydrogeologischer Profilschnitt durch die Aue bei Steckby.....	16
Abb. 3-5: Hilfspiegelreihe im Untersuchungsgebiet Steckby am Elbe-km 285.....	18
Abb. 3-6: Topographische Übersichtskarte (1:10.000) UG Wörlitz	20
Abb. 3-7: Monats- und Jahresmittel des Niederschlages und der Lufttemperatur an der Station des DWD in Wittenberg.....	21
Abb. 3-8: Schematischer hydrogeologischer Profilschnitt durch die Aue bei Wörlitz	26
Abb. 4-1: Bodenhydrologisches Meßsystem (Anlagenkonfiguration).....	31
Abb. 4-2: Tritium-Jahresmittelwerte der Leipziger Niederschläge.....	46
Abb. 5-1: Wasserstandssituation der Elbe am Pegel Aken und Hilfspiegel Steckby.....	50
Abb. 5-2: Grundwasserstandsschwankungen an den einzelnen GWM im UG Steckby.....	51
Abb. 5-3: Ganglinien des Grundwasser- und Elbewasserstandes im UG Steckby	52
Abb. 5-4: Wasserstandshäufigkeiten (Dauerlinie) für das hydrologische Jahr 1999 Steckby.....	53
Abb. 5-5: Korngrößenverteilung in der Bohrung 16 im UG Steckby	55
Abb. 5-6: Korngrößenverteilung in der Bohrung 24 im UG Steckby	55
Abb. 5-7: Wasserstandssituation der Elbe am Pegel Wittenberg und Hilfspiegel Wörlitz	57
Abb. 5-8: Grundwasserstandsschwankungen an den einzelnen GWM im UG Wörlitz	58
Abb. 5-9: Ganglinien des Grundwasser- und Elbewasserstandes im UG Wörlitz	59
Abb. 5-10: Wasserstandshäufigkeiten (Dauerlinie) für das hydrologische Jahr 1999 Wörlitz	60
Abb. 5-11: Vergleich der Grundwasserganglinien verschiedener Meßstellen mit dem Verlauf des Elbepegels im UG Wörlitz	62
Abb. 5-12: Vergleich der Grundwasserganglinien verschiedener Meßstellen mit dem Verlauf des Elbepegels im UG Steckby.....	63
Abb. 5-13: Monatsmittel des Elbewasser- und Grundwasserstandes (GWM 4) sowie des Niederschlages im UG Steckby für das hydrologische Jahr 1999.....	65
Abb. 5-14: Ganglinien des Elbewasser- und Grundwasserstandes in den Untersuchungsgebieten Steckby und Wörlitz beim Durchgang einer Hochwasserwelle (März 1999)	68
Abb. 5-15: Hochwasser an der Elbe im März 1999, überflutete Meßstation 47 UG Wörlitz.....	69

Abb. 5-16: Vergleich zwischen simulierten und gemessenen Grundwasserständen bei Mittelwasser im UG Steckby	76
Abb. 5-17: Grundwasserflurabstände in der Aue bei Steckby unter Mittelwasserbedingungen der Elbe (Verschneidung von Modellrechenläufen mit DGM).....	83
Abb. 5-18: Grundwasserflurabstands-Szenarien für Absenkung und Aufhöhung des Elbewasserspiegels im UG Steckby.....	84
Abb. 5-19: Ionenbilanzfehler der untersuchten Grundwasser- und Elbewasserproben	86
Abb. 5-20: PIPER-Diagramm für Grund- und Oberflächenwasserproben des UG Steckby.	87
Abb. 5-21: Box-Whisker-Diagramme der Milieuparameter sowie der chemischen Parameter DOC und Nitrat für Oberflächen-, Sicker- und Grundwasserproben des UG Steckby.....	90
Abb. 5-22: Box-Whisker-Diagramme der gelösten Bestandteile für Oberflächen-, Sicker- und Grundwasserproben des UG Steckby.....	92
Abb. 5-23: PIPER-Diagramm für Grund- und Flusswasserproben des UG Wörlitz	94
Abb. 5-24: Box-Whisker-Diagramme der Milieuparameter sowie der chemischen Parameter DOC und Nitrat für Oberflächen-, Sicker- und Grundwasserproben des UG Wörlitz	97
Abb. 5-25: Box-Whisker-Diagramme der gelösten Bestandteile für Oberflächen-, Sicker- und Grundwasserproben des UG Wörlitz	98
Abb. 5-26: Ganglinien der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen im Elbewasser und oberflächennahen Grundwasser der Meßstelle 39 im UG Wörlitz	101
Abb. 5-27: Median-, Minimum- und Maximumwerte sowie Quartile des pH-Wertes im Oberflächen-, Grund- und Sickerwasser der UG Steckby und Wörlitz	102
Abb. 5-28: Temperaturverlauf im oberen Grundwasserleiterhorizont im UG Steckby während des Durchgangs einer zweigipfligen Hochwasserwelle im März/April 2000.....	104
Abb. 5-29: Variation der elektrischen Leitfähigkeit im oberflächennahen Grundwasser der Meßstelle 13 im UG Steckby im Verlauf des hydrologischen Jahres 1999	105
Abb. 5-30: Verlauf des pH-Wertes im oberen Grundwasserleiterhorizont im UG Wörlitz während des Durchgangs einer zweigipfligen Hochwasserwelle im März/April 2000	106
Abb. 5-31: Verlauf der Sulfat- und Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser verschiedener Meßstellen beider Untersuchungsgebiete im Vergleich zur Elbe	108
Abb. 5-32: Verlauf der Aluminium- und Kupferkonzentrationen im Elbewasser beider Untersuchungsgebiete im Vergleich zum Wasserstand der Elbe.....	109
Abb. 5-33: Kupfergehalt der < 2 mm und der < 63 µm Fraktion im Tiefenprofil der Bohrungen 24 und 16 im Vergleich zum Vorsorgewert nach BBodSchV 1999.....	112
Abb. 5-34: Verteilung der Schwermetallkonzentrationen im Vertikalprofil der Bohrung 16 im Vergleich zu Hintergrundwerten von Auensedimenten der Mittelbe	113
Abb. 5-35: $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm für Elbe-, Grund- und Oberflächenwasserproben des UG Steckby.....	116
Abb. 5-36: Zeitlicher Gang der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Elbe und an den Stationen im UG Steckby.....	118

Abb. 5-37: $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des gelösten Sulfats in Fluß-, Sicker- und Grundwässern des UG Steckby.....	119
Abb. 5-38: Verteilung der Tritiumgehalte (TU) im oberen und unteren Grundwasserleiter sowie in der Elbe im UG Steckby	121
Abb. 5-39: $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm für Elbe- und Grundwasserproben des UG Wörlitz	122
Abb. 5-40: Zeitlicher Gang der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Elbe und an den Stationen im UG Wörlitz	123
Abb. 5-41: $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des gelösten Sulfats in Fluß-, Sicker- und Grundwässern des UG Wörlitz.....	125
Abb. 5-42: Verteilung der Tritiumgehalte (TU) im oberen und unteren Grundwasserhorizont sowie in der Elbe im UG Wörlitz.....	126
Abb. 5-43: Jahreszeitliche Dynamik der $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Werte in der Elbe im UG Steckby.....	127
Abb. 5-44: Verteilung der $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Konzentrationen im Elbewasser	127
Abb. 5-45: $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinien in der oberen Filterstrecke der Meßstellen im UG Wörlitz im Vergleich zur Elbe.....	128
Abb. 5-46: $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinien in der oberen Filterstrecke der Meßstellen im UG Steckby im Vergleich zur Elbe.....	129
Abb. 7-1: Mechanismus der Flußwasserinfiltration bei Durchgang einer Hochwasserwelle im UG Steckby bei auflaufendem Hochwasser im März 1999.	141
Abb. 7-2: PIPER-Diagramm für Oberflächen-, Sicker- und Grundwasserproben der Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz	145
Abb. 7-3: Medianwerte der Sulfat- und Chloridkonzentration im Grundwasser der Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz Untersuchungszeitraum 1998-2000.	146
Abb. 7-4: $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm für Grundwasserproben aus dem oberen und unteren Grundwasserleiter des UG Steckby.....	147
Abb. 7-5: $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm für Grundwasserproben (Mittelwerte 1998-2000) aus den Untersuchungsgebieten Steckby und Wörlitz	148
Abb. 7-6: Schematische Darstellung der Wasser- und Stoffströme in den unterschiedlichen Kompartimenten des Auenökosystems am Beispiel des UG Steckby	149

Tabellenverzeichnis

Tab. 3-1: Langjährige Mittelwerte und Zweijahresmittel der Niederschläge (Monats- und Jahresmittel) für verschiedene Klimastationen im Elbetal	9
Tab. 3-2: Mittlere Lufttemperatur, absolute Maxima und Minima der Lufttemperatur sowie Anzahl der Sommertage und Frosttage an der Klimastation Steckby	11
Tab. 3-3: Größenordnung der Anteile der Komponenten Bodenevaporation, Interzeptionsverdunstung und Transpiration an der tatsächlichen Gebietsverdunstung.....	11
Tab. 3-4: Grundwasserleiter und zugehörige Grundwassermeßstellen des UG Steckby.....	17
Tab. 3-5: Grundwasserleiter und zugehörige Grundwassermeßstellen des UG Wörlitz	26
Tab. 4-1: Beschreibung der Untersuchungsgebiete entlang der Mittleren Elbe.....	29
Tab. 4-2: Koordinaten und Ausbau der tieferen Grundwassermeßstellen (Doppelpegel)	30
Tab. 4-3: Übersicht der analytischen Methoden und deren Nachweisgrenzen	34
Tab. 5-1: Zusammenstellung gewässerkundlicher Hauptzahlen (Mittel- und Extremwerte der Abflüsse in m ³ /s) verschiedener Elbe-Pegel und Beobachtungsreihen.....	49
Tab. 5-2: Mittelwerte der gemessenen Grundwasserstände im UG Steckby.....	50
Tab. 5-3: Gegenüberstellung der berechneten k_f -Werte nach BEYER und HAZEN UG Steckby....	54
Tab. 5-4: Wasserspiegel gewässerkundlicher Hauptzahlen an relevanten Elbe-Pegeln für die Bezugsreihen 1964 – 95 und 1988 – 97 im Vergleich mit eigenen Messungen	56
Tab. 5-5: Mittelwerte der gemessenen Grundwasserstände im UG Wörlitz	58
Tab. 5-6: Gegenüberstellung der berechneten k_f -Werte nach BEYER und HAZEN UG Wörlitz	61
Tab. 5-7: Klassifikation der zeitlichen Dauer des Grundwasserkontaktes zur Auendeckschicht in den Untersuchungsgebieten Steckby und Wörlitz	66
Tab. 5-8: Zeitliche Dauer des Grundwasserkontaktes zur Auendeckschicht in Tagen pro Jahr...	66
Tab. 5-9: Wasserspiegelhöhen an den Meßstationen in den UG Wörlitz und Steckby bei Durchgang der Hochwasserwelle während der aufgetretenen Hochwasserperioden	67
Tab. 5-10: Mittlere Überflutungsdauer und mittlere maximale Überflutungshöhen für die Jahre 1998/1999 der Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz.....	70
Tab. 5-11: Ausgewählte Parameter der 3d - Grundwasserströmungsmodelle.....	72
Tab. 5-12: Eingangsparameter für das Modell Steckby.....	73
Tab. 5-13: Zusammenstellung der verschiedenen stationären Rechenläufe im UG Steckby.....	77
Tab. 5-14: Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Grundwasserständen an den GWM im UG Steckby.....	78
Tab. 5-15: Eingangsparameter für das Modell Wörlitz	80
Tab. 5-16: Zusammenstellung der verschiedenen stationären Rechenläufe im UG Wörlitz	81
Tab. 5-17: Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Grundwasserständen an den GWM im UG Wörlitz.....	82

Tab. 5-18: Gegenüberstellung der im Untersuchungszeitraum gemessenen Milieuparameter sowie Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente des oberen Grundwasserleiters im UG Steckby im Vergleich zur TrinkwV (1990).....	88
Tab. 5-19: Gegenüberstellung der im Untersuchungszeitraum gemessenen Milieuparameter sowie Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente des Elbewassers im UG Steckby im Vergleich zur TrinkwV (1990).....	89
Tab. 5-20: Gegenüberstellung der im Untersuchungszeitraum gemessenen Milieuparameter sowie Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente des oberen Grundwasserleiters im UG Wörlitz im Vergleich zur TrinkwV (1990)	95
Tab. 5-21: Gegenüberstellung der im Untersuchungszeitraum gemessenen Milieuparameter sowie Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente des Elbewassers im UG Wörlitz im Vergleich zur TrinkwV (1990).....	95
Tab. 5-22: Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie Mittelwerte der Spurenelemente im oberen Grundwasserleiter des UG Steckby im Vergleich zur TrinkwV (1990).....	110
Tab. 5-23: Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie Mittelwerte der Spurenelemente im oberen Grundwasserleiter des UG Wörlitz im Vergleich zur TrinkwV (1990)	111
Tab. 5-24: Mediane Elementkonzentrationen ausgewählter Schadstoffparameter im Sicker- und Grundwasser an den Meßstationen in den UG Steckby und Wörlitz.....	114
Tab. 5-25: Isotopenanalytische Meßwerte von Fluß- und Grundwasserproben UG Steckby	117
Tab. 5-26: Isotopenanalytische Meßwerte von Fluß- und Grundwasserproben UG Wörlitz.....	123
Tab. 6-1: Hydrologisches Klassifikationsschema	135
Tab. 6-2: Mögliche und angetroffene hydrologische Zustände.....	135
Tab. 6-3: Hydrologische Klassifikation der Probeflächen in den UG Steckby und Wörlitz.....	135
Tab. 6-4: Clusterzugehörigkeit der Probeflächen in den UG Steckby und Wörlitz	136

Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. W. Gläßer von der Sektion Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH für die Initiierung des Projektes, die Unterstützung sowie die fachliche Betreuung und Begutachtung der Arbeit. Gleichmaßen bedanke ich mich bei Frau Prof. Dr. M.-Th. Schafmeister von der Universität Greifswald und Herrn Prof. Dr. R. Meißner von der Universität Halle-Wittenberg für ihre Tätigkeiten als Gutachter.

Außerdem bedanke ich mich bei Herrn Dr. S. Geyer (UFZ - Sektion Hydrogeologie), der als Leiter des Teilprojektes durch seine beständige Unterstützung und vielfältigen Anregungen sowie der kritischen Durchsicht des Manuskriptes wesentlich zur Entstehung der Arbeit beitrug. Für die reibungslose und freundschaftliche Zusammenarbeit und die vielen fruchtbaren Diskussionen sei ihm nochmals herzlich gedankt. Herrn Dipl.-Ing. agr. R. Krieg (UFZ - Sektion Hydrogeologie) möchte ich an dieser Stelle für die zahlreichen aufopferungsvollen Geländearbeiten ein großes Lob aussprechen sowie für seine nimmermüde Hilfe in Form von Laborarbeiten, Datenaufbereitung und technischen Hilfestellungen im Feld danken.

Weiterhin danke ich Herrn Dr. W. Richter (UFZ - Sektion Hydrogeologie) für die interessanten Auenbegiehungen und die vielen Anregungen während der Feldarbeit. Seiner Initiative verdanke ich die Installation einer Klimastation im Untersuchungsgebiet Steckby.

Für die Unterstützung und stete Diskussionsbereitschaft in Fragen der Isotopenanalytik möchte ich mich bei den Herren Dr. K. Knöller, Dr. G. Strauch, Dr. R. Trettin und Dipl.-Chem. P. Kowski von der Arbeitsgruppe Isotopenhydrologie (UFZ Leipzig-Halle GmbH) bedanken.

Weiterer Dank gebührt Herrn Dipl.-Ing. agr. J. Rinklebe (UFZ - Sektion Bodenforschung) für die tatkräftige Hilfe bei den Pegelbohrungen, die Überlassung von Sickerwasser- und Bodenanalysen sowie für die vielfältigen und hilfreichen Diskussionen und die gute Zusammenarbeit innerhalb des gemeinsamen Teilprojektes. Herrn Dr. G. Meyenburg (BGR Hannover, vormals UFZ - Sektion Bodenforschung) danke ich für die zahlreichen Anregungen zur Entwicklung des hydrologischen Klassifikationssystems sowie für die Bereitstellung bodenkundlicher Daten und die Unterstützung bei deren geostatistischer Auswertung.

Für die Durchführung der analytischen Laboruntersuchungen möchte ich den Mitarbeitern der Sektionen Analytik, Bodenkunde und Hydrogeologie des Umweltforschungszentrums Leipzig-Halle GmbH danken.

Frau Dr. C. Franke und Frau Dr. A. Krüger vom Institut für Geographie der Universität Leipzig danke ich für die von Ihnen durchgeführten Schwermetallanalysen sowie für die Herstellung von verschiedenen Eluatn aus den Sedimentproben.

Herrn Dipl.-Ing. M. Senze vom Landesamt für Umweltschutz Halle/Saale danke ich herzlich für hilfreiche Erläuterungen zum Grundwassermeßnetz und der -beschaffenheit im Land Sachsen-Anhalt sowie für die Bereitstellung umfangreicher, unveröffentlichter Berichte und Dokumentationen aus den Archiven.

Allen Projektpartner, u.a. Herrn Dr. K. Henle (UFZ - Projektbereich Naturnahe Landschaften) als Initiator und Leiter des Verbundprojektes, Herrn Dipl.-Ing. M. Scholz, den Herren Dipl.-Biol. F. Dziöck und K. Föllner (alle UFZ - Projektbereich Naturnahe Landschaften), Herrn Dipl.-Ing. H. Giebel, Herrn Dr. E. Fuchs, Herrn Dipl.-Geogr. M. Rink und Herrn Dipl.-Ing. S. Rosenzweig (alle Bundesanstalt für Gewässerkunde), möchte ich für verschiedenste Hilfeleistungen und Informationen sowie für die sehr gute Zusammenarbeit danken. Besonders Herrn Dipl.-Ing. H. Giebel danke ich für die kollegiale Hilfe bei der Einarbeitung in die Grundwassermodellierung mit dem Programm MODFLOW.

Nicht zuletzt möchte ich meiner Familie für ihr großes Interesse an meiner Arbeit und die vielseitige und tatkräftige Unterstützung danken. Mein ganz besonderer Dank gilt meiner Frau Antje, die mir stets eine liebevolle, hilfreiche und motivierende Stütze war.

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BMBF	Bundesministerium für Bildung, Forschung und Technologie
BRME	Biosphärenreservat Mittlere Elbe
CDT	Cañon Diablo Troilit (Standard ^{34}S -Messung)
C _{org.}	Gehalt an organischen Kohlenstoff
C _t	Gesamtkohlenstoff
d	Tag
DGM	Digitales Geländemodell
DGPS	Differential Global Positioning System
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
DWD	Deutscher Wetterdienst
E	Elster-Kaltzeit
Eh	Redoxpotential
f	fluviatil
F	Flutrinne
FD	Finite-Differenzen-Verfahren
FDL	Feld-Data-Logger
fG	feuchtes Grünland
FOK	Filteroberkante
FUK	Filterunterkante
gf	glazifluviatil
GIS	Geographisches Informationssystem
GMWL	Global Meteoric Water Line (Globale Niederschlagslinie)
GOK	Geländeoberkante
GW	Grundwasser
GWL	Grundwasserleiter
GWM	Grundwassermeßstelle
GWN	Grundwasserneubildung
Ho	Holozän
HW	Hochwasser
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
k _f	Durchlässigkeitsbeiwert
lf	limnisch-fluviatil
Lf	elektrische Leitfähigkeit
LMWL	Leipzig Meteoric Water Line (Leipziger Niederschlagslinie)
LPG	Landwirtschaftliche Produktionsgenossenschaft
MB	Merkblätter (der Wasserwirtschaft)
MHW	Mittleres Hochwasser
MNW	Mittleres Niedrigwasser
MQA	Mittlere quadratische Abweichung
MSM	Multisensormodul
müHN	Meter über Höhennull
müNN	Meter über Normalnull
MW	Mittelwasser
n	Anzahl

n.b.	nicht bestimmt
n.n.	nicht nachweisbar
NPK	Stickstoff, Phosphor, Kalium
N _t	Gesamtstickstoff
NW	Niedrigwasser
NWG	Nachweisgrenze
PF	Probefläche
PN	Probenahme
PNP	Pegelnulldpunkt
POK	Pegeloberkante
R	Regeln (der Wasserwirtschaft)
R ²	Korrelationskoeffizient
S	Saale-Kaltzeit
Schr	Schriften (der Wasserwirtschaft)
Std.-abw.	einfache Standardabweichung
STE	Steckby
t	Zeit
tG	trockenes Grünland
TOC	Total Organic Carbon (gesamter organischer Kohlenstoff)
TU	Tritium Units
TVO	Trinkwasserverordnung
U	Unförmigkeitszahl
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
UG	Untersuchungsgebiet
VSMOW	Vienna Standard Mean Ocean Water (Standard ² H- und ¹⁸ O-Messung)
W	Weichsel-Kaltzeit
WÖR	Wörlitz
WSA	Wasserschiffahrtsamt
WSD	Wasserschiffahrtsdirektion
WSP	Wasserspiegel
δ	Isotopengehalt bezogen auf einen Standard (δ-Wert)

Die vorliegende Arbeit entstand im Rahmen des vom BMBF geförderten Teilprojektes „Entwicklung und Prüfung eines Indikationssystems zur Prognose der Standorteigenschaften von Auenböden unter besonderer Berücksichtigung der Hydrodynamik und Nährstoffsituation“ und war in das Verbundforschungsvorhaben „Übertragung und Weiterentwicklung eines Robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen“ (Förderkennz. 0339579) eingebunden.

1 Einleitung

Seit vielen Jahrhunderten sind große Ströme wie die Elbe zentraler Bestandteil der kulturellen und wirtschaftlichen Entwicklung in Mitteleuropa. Mit dem Fortschreiten der technischen Möglichkeiten wurden die Flußlandschaften der Besiedlung und der wirtschaftlichen Nutzung zugänglich gemacht und im Laufe der Zeit den wechselnden Bedürfnissen der Menschen angepaßt. Flußbegradigungen, Eindeichungen, intensive landwirtschaftliche Nutzung, Industrialisierung und zunehmende Verschmutzung der Gewässer veränderten dabei das ursprüngliche Landschafts- und Gewässerbild maßgeblich (BMBF 1998). Heute sind die meisten Flüsse in Deutschland verbaut, vertieft, kanalisiert und staugeregt und so ihrer natürlichen Niederungen und Retentionsräume beraubt worden. Nach Angaben des WWF bestehen in Deutschland natürliche Auenflächen nur noch zu ca. 10% ihrer einstigen Ausdehnung. Obwohl auch im deutschen Elbeinzugsgebiet bis heute über 80% der ursprünglichen Auen durch strombautechnische Maßnahmen (z.B. Ausdeichungen) verlorengegangen sind (SIMON 1994), weist der mittlere Elbeabschnitt noch relativ naturnahe Verhältnisse auf. Diese gehen weitgehend auf Unterhaltsdefizite der wasserbaulichen Anlagen in den letzten Jahrzehnten vor der politischen Wende zurück. Viele Altwässer und Altarme haben noch direkt oder indirekt Verbindung zur Stromelbe und zergliedern eine weiträumige und noch weitgehend naturnahe Landschaft mit geringer Verbauung und Lebensraumzerschneidung. Die verbliebenen Auen sind relativ offen mit dem Fluß verbunden, so daß die noch vergleichsweise intakte Flußdynamik trotz Festlegung des Flußlaufes und des Stromstriches erhalten blieb.

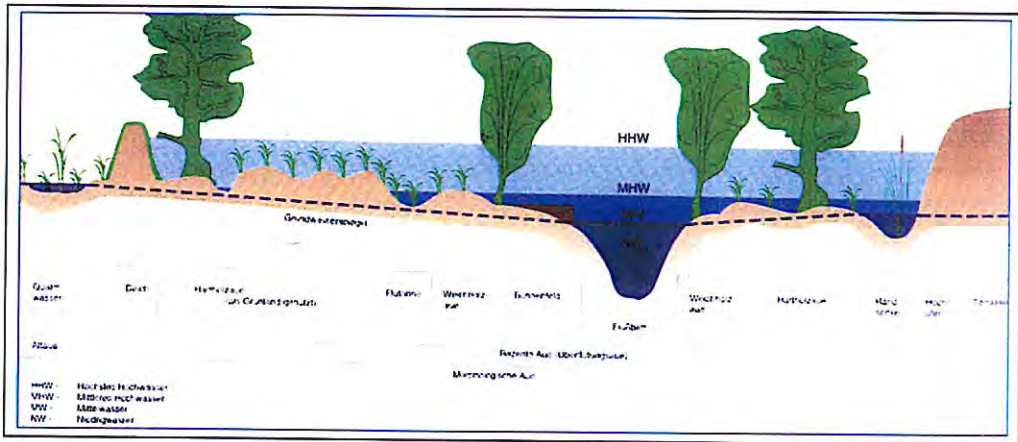


Abb. 1-1: Schematischer Querschnitt der Elbaue im Bereich der „Mittleren Elbe“ mit ihren morphologisch und ökologisch wichtigen Bereichen (nach DISTER, 1995)

Als Auenbereiche werden die Niederungen entlang der Fließgewässer bezeichnet, welche dem ständigen Wechsel des Wasserstandes ausgesetzt sind, d.h. welche mehr oder weniger regelmäßig durch natürlich auftretende Hochwässer überschwemmt werden bzw. vom Grundwasser beeinflusst sind (DVWK-MB 248/1998, Abb. 1-1).

Der stete Wechsel der Wasserstände in der Flußaue zwischen Trockenfallen und Überfluten ist der entscheidendste Ökosystemfaktor für die typischen Auenlebensgemeinschaften, alle anderen für die Aue wichtigen Ökofaktoren hängen von diesem Hauptfaktor ab (DISTER 1985). Flußauen stehen wie kaum ein anderer Ökosystemtyp in permanentem stofflichen Austausch mit ihrer Umgebung und zählen in Mitteleuropa zu den komplexesten und artenreichsten ökologischen Systemen (DISTER 2000).

1.1 Problemstellung

Im Laufe von Jahrtausenden haben sich im natürlichen Überschwemmungsbereich der Flüsse Auen entwickelt, die wichtige Funktionen im Landschaftshaushalt erfüllen:

Natürliche Funktionen von Auen

- *Wasserrückhalt und -speicherung (Pufferfunktion)*
- *Ablagerung von im Gewässer transportierten Stoffen bei Überflutung (Filter- und Senkenfunktion)*
- *Vielfältiger Lebensraum und Ausbreitungsweg für Arten und Lebensgemeinschaften (Lebensraumfunktion)*
- *Beeinflussung des Mikroklimas (Regulationsfunktion)*

Die Auen sind somit im Hinblick auf den Hochwasserschutz und die Stoffretention von erheblicher Bedeutung, insbesondere für die partikulär transportierten Nähr- und Schadstoffe kommt den Auenlandschaften ein wesentliches Rückhalte- und Reinigungspotential zu.

Naturnahe Auenlandschaften besitzen aufgrund ihrer hohen Biodiversität und ihrer naturräumlichen Vielfalt einen hohen Stellenwert in der Hierarchie der Schutzgüter. Bei der Entwicklung einer Biozönose stellt der Wasserhaushalt den dominierenden Standortfaktor dar, der in den Auen vorwiegend von der Wasserstandsdynamik im Fluß- und Grundwasser bestimmt wird. Aufgrund der häufigen Wechsel von Vernässungs- und Austrocknungsphasen stellen die Auengebiete in Bezug auf den Wasser- und Stoffhaushalt äußerst dynamische Ökosysteme dar, in denen sich die wirksamen Faktoren und Prozesse räumlich und zeitlich in unterschiedlichem Ausmaß wechselseitig beeinflussen.

Der Mensch hat diese Lebensräume in der Vergangenheit durch massive Eingriffe in das hydrologische Regime und zunehmenden Nähr- und Schadstoffeintrag erheblich verändert oder nachhaltig geschädigt und damit ihrer natürlichen Funktionen weitestgehend beraubt (GERKEN 1988, FOECKLER & BOHLE 1991).

Mit Nachdruck wird deshalb in den letzten Jahren ein ökologisch verträglicher Umgang mit den Auen gefordert, um die Funktionsfähigkeit der Auen zu verbessern (z.B. HENRICHFREISE 1981, ANL 1991, JÄHRLING 1995). Die gesellschaftliche Verantwortung für die Erhaltung der Auenökosysteme erfordert es, die ökologischen Auswirkungen von Eingriffen, insbesondere Nutzungsänderungen in der Aue und flußbauliche Maßnahmen, hinreichend sicher abschätzen zu können. Gerade in letzter Zeit sind die geplanten Strombaumaßnahmen an der Elbe (z.B. Sanierungsmaßnahmen der nicht instand gehaltenen Buhnen, Leit- und Deckwerke oder Wasserstraßenausbau für die Schifffahrt) wieder Gegenstand kontroverser Diskussionen in der Öffentlichkeit geworden. Da eine Untersuchung aller Umweltfaktoren aus der belebten und unbelebten Natur sowie ihres Wirkungsgefüges in der Regel zu aufwendig und kostspielig ist, werden für die planerische Praxis robuste, zielorientierte und einfach handhabbare Instrumente (Indikatorsysteme)

als Basis für eine naturschutzfachliche Bewertung benötigt, welche die komplexen Zusammenhänge zwischen abiotischen und biotischen Faktoren ausreichend widerspiegeln können (vgl. WINKELBRANDT 1990, KÖPPEL ET AL. 1994, MURPHY ET AL. 1994, MALTBY ET AL. 1996). Zwar liegen bisher zahlreiche vegetationskundliche sowie faunistische Untersuchungen in Auengebieten vor, für die zugehörigen wasserhaushaltlichen Untersuchungen besteht jedoch weiterer Forschungsbedarf (DVWK-MB 248/1998). Mit der vorliegenden Arbeit soll hierzu ein Beitrag geleistet werden.

1.2 Zielsetzung

Das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) fördert auf der Basis seiner Forschungskonzeption „Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie)“ seit 1996 zahlreiche Forschungsaktivitäten, mit denen zur ökologisch begründeten und wirtschaftlich tragfähigen Entwicklung der Elbelandschaft beigetragen werden soll (BMBF 1995). Wesentliches Anliegen ist es dabei, zukunftsorientierte Nutzungs- und Entwicklungskonzepte zu erarbeiten, die die ökologische Funktionsfähigkeit der Elbe erhalten bzw. verbessern (KOFALK & KÜHLBORN 2001). Dies erfordert umfassende Kenntnisse über die vielfältigen natürlichen und anthropogenen Wechselbeziehungen zwischen dem Elbestrom, seinen Auen und seinem Einzugsgebiet.

Die vorliegende Arbeit war Bestandteil eines vom BMBF geförderten interdisziplinären Forschungsprojektes (Fkz 0339579)¹, in welchem Leitfragen über die Wechselbeziehungen zwischen abiotischen Standortfaktoren und der Entwicklung einer Biozönose in Auen exemplarisch untersucht wurden. Anhand ausgewählter Grünlandstandorte an der Mittel- und Unterelbe wurde ein Indikationssystem zur vereinfachten Charakterisierung von Hydrodynamik und Stofftransport entwickelt, welches robust gegen einen reduzierten Erfassungsaufwand ist (UFZ 2001).

Die Zielstellung dieser Arbeit, die sich aus den Untersuchungen innerhalb des o.g. Verbundforschungsprojektes ableitet, ist die Beschreibung des Wasser- und Stoffhaushaltes der Elbauen zur Erfassung all jener abiotischen Parameter und Prozesse, die die biologische Entwicklung in der Flußlandschaft maßgeblich beeinflussen. Es sollen dabei die notwendigen abiotischen Grundlagen erarbeitet werden, die zu einem besseren Verständnis der hydrodynamisch-geochemischen und ökologischen Zusammenhänge in den kleinräumig heterogenen Auenökosystemen führen. Standortspezifische Untersuchungsprogramme zum Wasser- und Stoffhaushalt von Flußauen müssen die hydrologischen und geohydraulischen Besonderheiten der Talgrundwasserleiter, die Grund- und Oberflächenwasserdynamik sowie den direkten Stoffeintrag durch zeitweise infiltrierendes Flußwasser erfassen (BÖHNKE & GEYER 2001a).

Die Bewertung der Zustände und Prozesse erfolgte durch die Erfassung der (hydro)geologischen, hydrologischen und geochemischen Standortverhältnisse in den untersuchten Auengebieten. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf das Überflutungsregime und die Nähr- und Schadstoffsituation in den Auen gelegt. Außerdem wurden die hydrochemischen und isotopischen Eigenschaften des Grund- und Oberflächenwassers hinsichtlich ihrer räumlichen und zeitlichen Variabilität analysiert.

¹ RIVA - Übertragung und Weiterentwicklung eines Robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen

Darüber hinaus erfolgte mit dem Modellierungsprogramm *Visual MODFLOW™* der Aufbau eines dreidimensionalen Grundwasserströmungsmodells für zwei ausgewählte Auengebiete an der Mittelelbe. Die für das Modell notwendigen Parameter wurden aus den im Projektzeitraum durchgeführten Felduntersuchungen und Labormethoden sowie Literaturdaten gewonnen. Mit Hilfe des 3D-Modells sollten die Strömungsprozesse im Aquifer der Überflutungsgebiete, in Abhängigkeit von der auftretenden Abflußdynamik, simuliert und abgeschätzt werden.

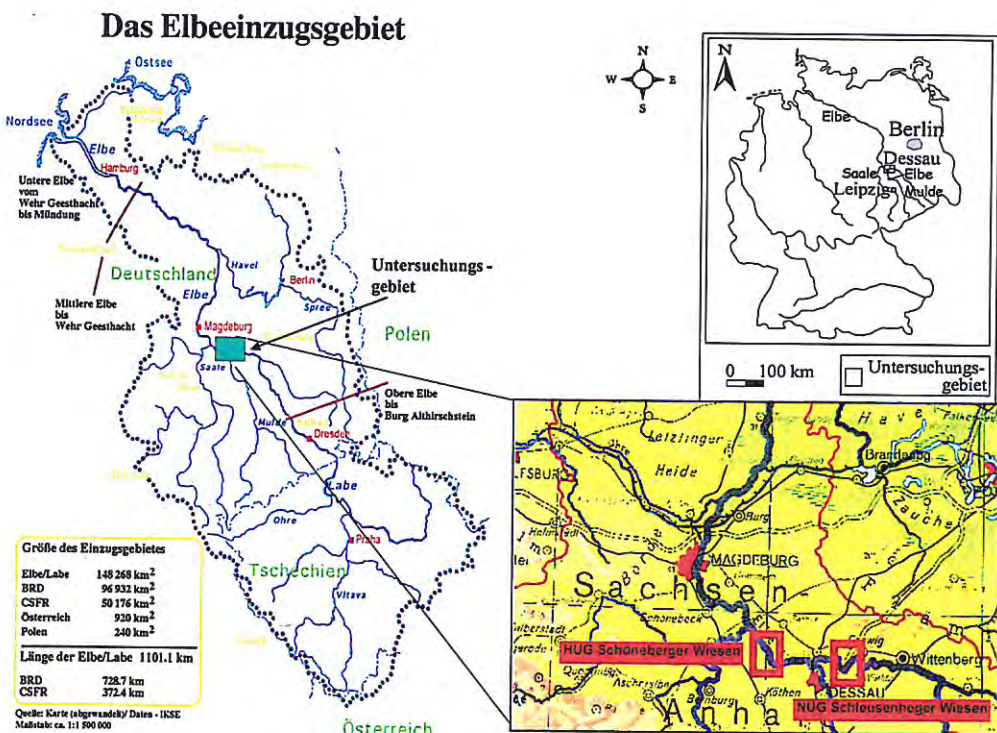
Einen weiteren thematischen Schwerpunkt dieser Arbeit bildete die Erarbeitung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes (Abiotisches Indikationssystem) zur vereinfachten Charakterisierung von Hydrodynamik und Nährstoffverhältnissen in Auen. Zustandsänderungen auf Grund von äußeren Eingriffen (z.B. Wasserstraßenausbau) sollen dann mit Hilfe von Modellierungstechniken prognostiziert werden.

Das Gefährdungspotential, das von Nähr- und Schadstoffen ausgeht, spielt aufgrund periodischer Überschwemmungen eine wichtige Rolle für die Auen. Mit der Dissertation sollen notwendige Grundlagen für die Beurteilung der tatsächlichen Gefährdung von Grundwasser, Boden und Vegetation durch zeitweise infiltrierendes Flußwasser erarbeitet werden. Die richtige Einschätzung dieser Gefährdungssituation ist die Voraussetzung für die Ableitung von Sanierungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen z.B. im Rahmen eines integrierten Flußgebietsmanagements sowie von essentieller praktischer Bedeutung für die Auen als Natur-, Erholungs- und Lebensraum.

2 Charakterisierung des Untersuchungsraumes

2.1 Naturräumliche Lage

Das untersuchte Gebiet liegt im Elbetal zwischen Wittenberg und Magdeburg und wird geographisch dem Elbe-Elster-Tiefland zugeordnet (AUTORENKOLLEKTIV 1995). Es befindet sich im ost-westgerichteten Flußlaufabschnitt der Mittleren Elbe zwischen den Mündungen der Schwarzen Elster und der Saale (Abb. 2-1). Das Mittelbegebiert weist noch viele relativ naturnahe Abschnitte mit Elementen der natürlichen Flußdynamik auf und wird von den weiten Mäandern der Elbe bestimmt.



Die Landschaft des Untersuchungsraumes verdankt ihre Entstehung im wesentlichen dem Pleistozän und wurde ursächlich als Urstromtal (Magdeburger-Breslauer-Urstromtal) geprägt. Diesem folgt die Elbe seit der jüngsten Phase der vorletzten großen Vereisung, dem Warthe-Stadium der Saale-Kaltzeit (MÜLLER 1988). Das untersuchte Gebiet selbst gliedert sich in die saalekaltzeitlichen Hochflächen der talbegrenzenden Randlagen, die weichselkaltzeitlichen Niederterrassen und Talsandflächen sowie die holozänen Bildungen des Flußtales. Innerhalb des zum mitteldeutschen Altmoränengebiet gehörenden Untersuchungsraumes wurden die Arbeiten an zwei Standorten durchgeführt, einmal bei Wörlitz (Elbe-km 242 bis 243,5) und zum anderen bei Steckby (Elbe-km 283 bis 285,5).

Die zwei Untersuchungsstandorte liegen im Bereich des von der UNESCO bereits 1979 anerkannten Biosphärenreservates „Mittlere Elbe“, das sich über 78 Flußkilometer entlang der mittleren Elbe erstreckt. Es ist das einzige in Deutschland, in dem eine weitgehend naturnahe mitteleuropäische Stromaue unter internationalen Schutz gestellt wurde. Das Biosphärenreservat Mittlere Elbe umfaßt mit ca. 43.000 ha große Teile der Elbauenlandschaft zwischen Wittenberg und Magdeburg und umschließt dabei den größten zusammenhängenden Auenwaldkomplex (Feldulmen-Stieleichen-Hartholzaue) Mitteleuropas. Die Auenlandschaft zeichnet sich insbesondere durch zahlreiche Flutrinnen und Altarme der Elbe sowie durch viele schützenswerte Feuchtbiootope mit ihrer einzigartigen, bestandsbedrohten Flora und Fauna aus.

2.2 Hydrologische Verhältnisse

Die Elbe ist mit einer Länge von etwa 1.144 km und einem Gesamteinzugsgebiet von rund 150.000 km², wovon ca. 65% auf Deutschland entfallen, einer der größten Flüsse Mitteleuropas (IKSE 1995). Die Höhendifferenz zwischen der Quelle (Riesengebirge) und der Mündung (Nordsee) beträgt 1384 m. Das Abflußregime der Elbe ist durch hohen Abfluß im hydrologischen Winterhalbjahr (November-April) und durch geringeren Abfluß im hydrologischen Sommerhalbjahr (Mai-September) gekennzeichnet (IKSE 1994/1995). Die Elbe ist ein typischer Mittelgebirgsfluß mit einem pluvio-nivalen Abflußregime (Regen-Schnee-Typ), der sich durch regelmäßige Hochwässer besonders in den Frühjahrsmonaten auszeichnet.

Die überwiegende Zahl bedeutender Hochwasserereignisse entsteht als Folge intensiver Schneeschmelze in den Mittelgebirgen und in Verbindung mit großflächigen ergiebigen Regen. Sommerhochwässer sind seltener und resultieren aus einzelnen, starken Niederschlagsereignissen. Die Abflußfülle dieser Hochwässer ist so groß, daß sich die Hochwasserwellen bis in den Mittellauf der Elbe fortsetzen. Im Spätsommer und Herbst tritt bevorzugt Niedrigwasser auf, wenn man von extremen Sommerniederschlagssituationen absieht.

Einen wesentlichen Einfluß auf die Abflußverhältnisse der Elbe und ihrer Nebenflüsse hatte die Errichtung von wasserwirtschaftlichen Anlagen. Schon im 12. Jahrhundert ist an der Elbe mit dem Bau von Deichen begonnen worden. In den folgenden Jahrhunderten wurde für die Verbesserung des Hochwasserschutzes die Elbe begradigt. Die größten Flußlaufverkürzungen zugunsten der Schifffahrt erfolgten u.a. in der Mittleren Elbe zwischen Mühlberg und unterhalb Magdeburg mit mehr als 60 km (KREMSA & MAUL 2000). Das natürliche Überschwemmungsgebiet der Mittleren Elbe zwischen Riesa und der Staustufe Geesthacht wurde um 86,4% verringert (SIMON 1994). Die Folge dieser Entwicklung im Bereich der Mittel- und Unterelbe ist der Verlust von Retentionsräumen, die Beschleunigung der Hochwasserwellen und die Erhöhung der Hochwasserscheitel um mehrere Dezimeter (IKSE 1996, SIMON 1996). Mit dem Elbeausbau zugunsten der Schifffahrt seit Mitte des 19. Jahrhunderts kam es zur Anlage des größten Teils des heute noch vorhandenen Buhnsystems, dessen Bau sich bis nach die Jahrhundertwende hinzog und sich bis in die folgenden Jahrzehnte fortsetzte (JÄHRLING 1993). Ab Elbe-km 121 beginnt der durchgehende Buhnenverbau. Dies bedeutet, daß die Elbe im Untersuchungsraum mit Buhnen, Leit- und Deckwerken ausgebaut ist.

Aufgrund weitgehend fehlender Unterhaltungsmaßnahmen an flußbaulichen Einrichtungen in den letzten 50 Jahren haben sich Strukturen herausgebildet, welche an natürliche Flüsse erinnern. Es treten Flachufer, Abbruchkanten, Kiesbänke und Kolke in Erscheinung. Dies gilt insbesonde-

re für Bereiche mit zerstörten Bühnenfeldern und Leitwerken, die sich über Jahre zu Ersatzökosystemen entwickelt haben. Diese Lebensräume sind durch die in den 90er Jahren wieder anlau-fenden wasserbaulichen Unterhaltungsmaßnahmen beeinträchtigt (HENRICHFREISE 1996).

2.3 Ökologische Verhältnisse

Die Elbe und ihre Auen weisen hinsichtlich ihrer Struktur gegenüber vergleichbaren europäi-schen Strömen zahlreiche Abschnitte mit einer weitgehenden Naturnähe auf, obwohl durch ver-schiedene strombautechnische Maßnahmen der Verlauf nicht mehr als naturgemäß anzusehen ist. Staustufenregulierungen und Kanalisierungen bestehen an der Mittleren Elbe nicht, zwischen den Stauanlagen der Tschechischen Republik und dem Wehr Geesthacht (Land Niedersachsen) ist die ökologische Durchgängigkeit der Elbe auf über 600 Fließkilometern gegeben. Innerhalb breiter Überschwemmungsgebiete hat sich eine typische Auenlandschaft mit einer Vielzahl unterschied-licher Lebensraumstrukturen erhalten. Zur typischen Landschaft der Elbaue gehören durch exten-sive Nutzung geprägte Wiesen und Weiden, Reste von Hart- und Weichholzauenwäldern, unter-schiedliche Fließ- und Stillgewässertypen aber auch Dünen und Sandtrockenrasen. Dieses viel-fältige Lebensraumangebot bedingt einen in Mitteleuropa einmaligen Floren- und Faunenbe-stand. Weil die Elbe in größeren Abschnitten in einem naturnahen Zustand erhalten geblieben ist, hat in ihr und in ihren unmittelbaren Uferregionen, selbst unter den Bedingungen der bis vor we-nigen Jahren extrem schlechten Wasserqualitäten, diese ungewöhnliche Artenvielfalt überlebt.

2.4 Entstehung von Auengrünländern

Die Auengrünländer sind historisch gesehen Ersatzgesellschaften für gerodete Weichholz- und Hartholzauenwälder. Während der ersten Jahrzehnte des 19. Jh. kam es im mittleren Elbebereich zur Umwandlung von etwa 50% der noch vorhandenen Auenwälder in Wiesen- und Ackerland (SCHAUER 1966), der entscheidende Nutzungsfaktor war die Beweidung. In der zweiten Hälfte des 19. Jh. wurde jedoch die Mahd die beherrschende Nutzungsform und es entstanden die arten-reichen Auenwiesen als Mähwiesen. Artenreiche Auenwiesen können aber nur existieren bzw. sich entwickeln, wenn sie auf niedriger bis mäßiger Intensitätsstufe bewirtschaftet werden. Diese extensiven Verfahren der Grünlandbewirtschaftung wurden in der Vergangenheit nur sehr selten angewandt. Die Industrialisierung der Landwirtschaft war mit einer immensen Ausbringung von mineralischem Dünger und Pflanzenschutzmitteln verbunden. Hohe Stickstoffdüngung, übermä-ßiger Viehbesatz, Flüssigammoniakdüngung und häufige Schnittnutzungen führten zu einer Ar-tenverarmung von ehemals blütenreichen Beständen, wobei die düngerliebenden und nutzungs-intensiven Pflanzen alle anderen verdrängten. Seit Beginn der 90er Jahre hat sich mit der politi-schen Wende die Situation grundlegend gewandelt, viele Auengrünländer sind ganz aus der Nut-zung herausgenommen oder werden extensiv nach den Kriterien des Vertragsnaturschutzes be-wirtschaftet.

3 Die Untersuchungsgebiete

3.1 Untersuchungsgebiet Steckby („Schöneberger Wiesen“)

3.1.1 Naturräumliche Einordnung

Das Untersuchungsgebiet „Schöneberger Wiesen / Steckby“ liegt an der Mittleren Elbe westlich von Dessau, zwischen Mulde- und Saalemündung (Abb. 3-1). Es befindet sich rechtselbisch bei Elbekilometer 283 bis 285,5 nordwestlich der kleinen Ortschaft Steckby im rezenten Überflutungsgebiet im Gleithangbereich der Elbe.

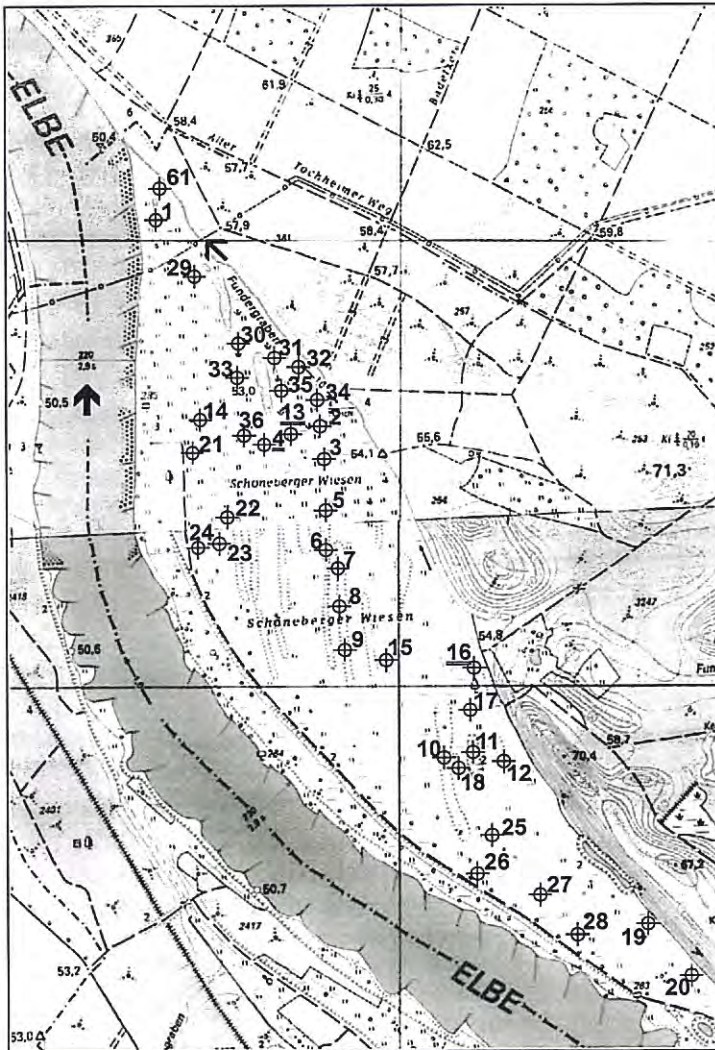


Abb. 3-1: Topographische Übersichtskarte (Maßstab 1:10.000) und Lage der Grundwassermeßstellen im Untersuchungsgebiet Steckby. Die unterstrichenen Zahlen stellen die Standorte der bodenhydrologischen Meßstationen dar.

Geographisch wird das Gebiet dem Elbe-Elster-Tiefland zugeordnet und gehört zur Pflegezone (Schutzzone II) des Biosphärenreservates Mittlere Elbe. Im Norden wird das Untersuchungsgebiet vom Zerbster (Acker)Land sowie von der waldreichen Landschaft des Roßlau-Wittenberger Vorfläming, im Süden von der Mosikauer Heide und den Lößlandschaften der Köthener Ebene begrenzt. Die Landschaftseinheit Magdeburger Börde begrenzt dagegen im Westen das Untersuchungsgebiet. Das Großrelief der Flußau ist eben, erst im Übergang zu den Niederterrassen werden größere Geländestufen (2 bis 10 m) erreicht. Das Untersuchungsgebiet umfaßt ca. 1,8 km², bei einer mittleren Höhenlage von 51 – 55 m üNN. Dort wo der Fluß an die Hochfläche (Mittelterrasse) herantritt werden Geländehöhen von bis zu 70 m üNN erreicht. Das Kleinrelief der Flußau ist dagegen in flußnahen Lagen und im Bereich der Flutrinnen sehr bewegt (REICHHOFF 1991).

3.1.2 Klima

Das Untersuchungsgebiet befindet sich am Rande des Mitteldeutschen Trockengebietes, im Regenschatten des Harzes. Die klimatischen Verhältnisse entsprechen daher einem kontinental geprägten Binnenlandklima. Das Elbetal im Saalemündungsbereich ist der trocken-wärmste Abschnitt des mittleren Elberaumes, mit nur 495 mm Niederschlag im langjährigen Jahresmittel und 8,7°C mittlerer Jahreslufttemperatur sowie einer mittleren Jahresschwankung der Temperatur von 18,5°C (HILBIG et al. 1987). Langjährige Mittelwerte (Reihe 1951-80) liegen auch von der ca. 10 km nördlich des UG gelegenen Klimastation des Deutschen Wetterdienstes (DWD) in Barby vor (Tab. 3-1). Hier wurden eine mittlere Jahreslufttemperatur von 8,5°C und ein mittlerer Jahresniederschlag von 473 mm gemessen (KLIMADATEN DER DDR 1987).

Tab. 3-1: Langjährige Mittelwerte (1951-80) und *Zweijahresmittel* (1998-99) der Niederschläge (Monats- und Jahresmittel) für verschiedene Klimastationen im Elbetal (aufgelistet von Nord nach Süd) in mm (Klimadaten der DDR 1987)

Station \ Monat	Jan	Feb	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jahr
Magdeburg	34	29	35	40	50	64	61	56	37	34	39	42	521
Barby	29	25	28	33	46	61	56	57	36	34	34	34	473
Steckby**	30	28	41	37	36	82	50	48	53	57	37	40	539
Aken*	31	36	41	38	43	72	49	48	55	57	39	39	548
Oranienbaum*	41	35	53	38	54	66	55	53	53	64	46	46	604
Wittenberg/L.	40	32	36	40	54	65	59	67	47	44	44	48	576

*) Mittelwerte der Reihe 1998-1999 (DWD) **) Mittelwerte der Reihe 1998-1999, eigene Messungen

Mehrjährige Untersuchungen in stadtnahen Flußauen des Großraumes Leipzig haben gezeigt, daß Untersuchungen zum Standortklima in Auenökosystemen ein unverzichtbarer Bestandteil zur Beschreibung der abiotischen Umweltfaktoren sind (MÜLLER 1997). Deshalb wurde im Untersuchungsgebiet Steckby eine eigene Klimastation der Fa. THEIS, Göttingen installiert. Die eingesetzte Klimastation ist mit einem Datalogger nach WEIHOFEN ausgerüstet, der alle 15 Sekunden die Meßdaten erfaßt und zehnminütliche Mittelwerte abspeichert. Die Meßstation verfügt über folgende Sensorik: Luftfeuchte und Lufttemperatur in 2 m Höhe, Bodentemperatur an der Ober-

fläche und in drei Tiefen (10, 25, 50 cm) sowie einen Niederschlagssammler nach HELLMANN. Die Daten wurden im Zweiwochen-Rhythmus ausgelesen und gleichzeitig die Niederschlagshöhe des vorangegangenen Beobachtungszeitraumes ermittelt.

Allgemein stellen naturnahe Gebiete und insbesondere Auenlandschaften Feuchtareale dar. Es treten an dem Standort Steckby ausgeprägte Tagesgänge der Lufttemperatur und insbesondere niedrige Minima auf, die in den Nachtstunden zu verstärkter Taubildung und damit zu einer Verringerung des Wasserdampfgehaltes in der bodennahen Luft führt. Dies spiegelt sich in den niedrigen mittleren Dampfdruckwerten wider (Anhang D). Die eigenen Messungen an der Klimastation Steckby ergaben innerhalb der Zweijahresreihe (1998-99) eine mittlere Jahreslufttemperatur von 9,7°C und einen mittleren Jahresniederschlag von 539 mm. Diese Klimadaten sind trotz der sehr kurzen Reihe als repräsentativ für das untersuchte Auengebiet einzuschätzen, da mit 1998 ein relativ feuchtes Jahr (Monatsmittel zum großen Teil über den langjährigen Mittelwerten) und 1999 ein relativ trockenes Jahr (Monatsmittel überwiegend unter den langjährigen Mittelwerten) erfaßt wurde. Der mittlere jährliche Niederschlag betrug 1998 an der Station Steckby 603 mm, wobei die Monate Juni, Juli, September und Oktober durch sehr hohe Werte auffallen (Abb. 3-2). Bei den Niederschlägen im Jahr 1999 (475 mm) sind die Monate Januar, April, Juli und September bis November durch sehr geringe Werte gekennzeichnet, die alle deutlich vom langjährigen Mittel abweichen.

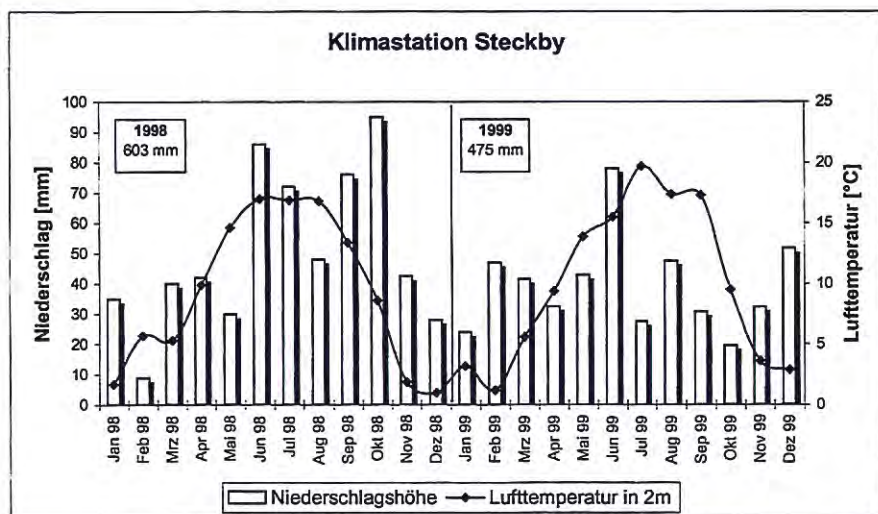


Abb. 3-2: Monats- und Jahresmittel des Niederschlages und der Lufttemperatur an der Station Steckby auf den „Schöneberger Wiesen“

Im untersuchten Zeitraum (Jan. 1998 bis Mai 2000) fiel mehr als die Hälfte des gesamten Jahresniederschlages (55-60%) während des Sommerhalbjahres. Die Niederschlagsverteilung im UG Steckby zeigte eine sehr gute Übereinstimmung mit der Klimastation Aken des DWD (Tab. 3-1). Die mittlere Jahresschwankung der Temperatur lag an der Station Steckby bei 16°C (Reihe 1998-99), mit einem Monatsmittel im Januar von 2,3°C und im Juli von 18,3°C (Tab. 3-2). Eine zusammenfassende Darstellung der Luft- und Bodentemperaturmessungen sowie der Luftfeuchte

am Standort der Klimastation Steckby kann dem Anhang D entnommen werden. Dort sind die Monats- und Jahresmittelwerte sowie die Mittelwerte der Zweieinhalbjahresreihe aufgeführt.

Tab. 3-2: Mittlere Lufttemperatur, absolute Maxima und Minima der Lufttemperatur sowie Anzahl der Sommertage und Frosttage an der Klimastation Steckby

Temperatur \ Jahr	1998	1999	2000	Untersuchungszeitraum: Januar 1998 - Mai 2000
Lufttemp. 2m [°C]	9,7	10,0	7,5	9,5
Maxima [°C]	34,3	34,8	29,6	34,8
Minima [°C]	-15,5	-13,0	-13,4	-15,5
Sommertage [n]	31	51	13	95
Frosttage [n]	78	84	40	202

3.1.3 Grundwasserneubildung

Die Grundwasserneubildung ist nach HÖLTING (1996) als „Zugang von in den Boden infiltriertem Wasser zum Grundwasser“ definiert. Sie erfolgt überwiegend aus Niederschlag, kann aber auch von Uferfiltrat herrühren (DÖRHOFFER & JOSOPAIT 1997).

Lokalklimatisch spielen erhöhte Luftfeuchtigkeit (durch offene Wasserflächen und flußbedingt hohe Grundwasserstände), Talnebel und die relativ windgeschützte Lage im Elbetal eine Rolle. Die hohe Lufttemperatur im Sommer bei geringen Niederschlägen erzeugt hohe Verdunstungsverluste, so daß die Auengebiete schnell unter Wassermangel leiden und Grundwasserneubildung aus Niederschlag, auch aufgrund der vorherrschenden bindigen Sedimente (Auenlehm) in den zentralen Bereichen der Aue, kaum oder gar nicht auftritt. Die Grundwasserspeisung erfolgt überwiegend durch seitliche Grundwasserzuflüsse aus dem Einzugsgebiet (Fläming) oder durch Infiltrat aus den Fließgewässern in der Aue, insbesondere bei Hochwasserereignissen.

Die Transpiration der Pflanzendecke stellt in Flußauen den Hauptanteil der Verdunstung dar (Tab. 3-3). Bei flurnahem Grundwasser liegen komplizierte Verdunstungsverhältnisse vor, da die Vegetation ganzjährig bzw. zeitweilig über den kapillaren Aufstieg im Boden Zugriff auf das GW besitzt. In den Wintermonaten spielt Verdampfung und Sublimation eine große Rolle. Nach Angaben des Deutschen Wetterdienstes beträgt die jährliche Verdunstung für das Gebiet nördlich von Magdeburg, für im Untersuchungsgebiet typische Böden (grundwassernahe Auenlehm-Anmoorgleye und Sand-Gleye), 458 mm (DWD 1996).

Tab. 3-3: Größenordnung der Anteile der Komponenten Bodenevaporation, Interzeptionsverdunstung und Transpiration an der tatsächlichen Gebietsverdunstung (= 100 %) (nach WOHLRAB et al. 1992)

Nutzungsart	Gesamtverdunstung (mm/a)	Boden- evaporation	Interzeptions- verdunstung	Transpiration
Auengehölze, Wald	550 - 680	-	40 %	60 %
Grünland	500	15 %	25 %	60 %
Ackerland	410 - 480	30 %	15 %	55 %

Zur Quantifizierung der zusätzlichen Zehrung aus dem Grundwasser, bei flurnahem GW, gibt es keine eindeutigen Berechnungsverfahren anhand einfacher analytischer Formeln. Numerische Simulationsmodelle sind sehr aufwendig und erfordern standortbezogene Untersuchungen zum Boden, zum Bewuchs und zum Klima über mehrere Vegetationsperioden, um statistische Sicherheit zu erlangen. Eigene Meßwerte zur Bestimmung der Grundwasserneubildung in den Untersuchungsgebieten wurden nicht erhoben, es wurde auf vorhandene Literaturdaten zurückgegriffen. Die Grundwasserneubildungsrate liegt im Bereich des UG Steckby bei 0-2,5 l/s·km², im Mittel bei ca. 1,6 l/s·km² (PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE 1998), berechnet nach dem Bagrov-Glugla-Verfahren auf Grundlage der Daten des N-A-U-Kartenwerkes (N-A-U-KARTE 1959). Im Rahmen einer Diplomarbeit wurde mit verschiedenen Methoden (Seperations- und Regressionsverfahren, Bodenphysikalisches Modell) die Grundwasserneubildung für das gesamte Gebiet des Biosphärenreservates Mittlere Elbe, bezogen auf den 10 km südlich des UG Steckby gelegenen Elbepegel Aken, berechnet (BUCHHOLZ 1994). Für die Reihe 1976-85 wurden Mittelwerte zwischen 40 und 55 mm/a ermittelt, für die Einzeljahre liegt die Grundwasserneubildung zwischen 21 und 75 mm/a.

3.1.4 Regionalgeologische Einordnung

Das Untersuchungsgebiet liegt im Bereich der Flechtingen-Roßlauer Scholle, einer NW-SE streichenden Hebungsstruktur im Westteil der Sächsisch-Thüringischen Scholle (KATZUNG & EHMKE 1993). Auf der Flechtingen-Roßlauer Scholle treten die nördlichsten Aufschlüsse im paläozoischen Grundgebirge auf. Sie wird im NE von Haldenslebener Störung und Wittenberger Abbruch begrenzt, fällt flach nach SW zur Subherzynen Senke ein und grenzt im SE an das Dessauer Kristallin. Im Süden taucht die Flechtingen-Roßlauer Scholle, stellenweise getrennt durch Störungen, unter das Übergangsstockwerk und Tafeldeckgebirge der Weferlingen-Schönebecker-Scholle ab (KATZUNG & EHMKE 1993).

Prätertiär

Auf variszisch gefalteten Grauwacken des ältesten Oberkarbon (Namur) liegt diskordant eine maximal 400 bis 600 m mächtige Serie rotliegender Gesteine, aufgebaut aus Konglomeraten, Sandsteinen und Schluffsteinen sowie Vulkaniten (HENNINGSEN & KATZUNG 1998). Darüber folgen Karbonate und Tonsteine des Zechsteins. Weiter südostwärts im Raum Magdeburg treten Quarzite des Unterkarbons (Gommern-Quarzit) in Wechsellagerung mit Tonschiefern zutage (Abb. 3-3).

Das Prätertiär der nordwestlich des Untersuchungsgebietes Steckby gelegenen Weferlingen-Schönebecker-Scholle wird maßgeblich durch das Mesozoikum bestimmt. Typisch für diese auch Weferlingen-Schönebecker-Triasplatte genannte Scholle ist eine starke Zerblockung durch rheinisch und herzynisch streichende Störungen, die sich in bestimmten Gebieten durch den Aufstieg mineralisierter Tiefenwässer (Zechstein, Buntsandstein) unmittelbar auf die Inhaltsstoffe des Grundwassers auswirken. Zwischen Schönebeck und Barby (ca. 10 km nördlich des UG) steht der Obere Buntsandstein an, der infolge Auslaugung des Röt-Salinars stark erhöhte Natrium-, Chlorid- und Sulfat-Konzentrationen im Grundwasserleiter bewirkt (JORDAN & WEDER 1995).

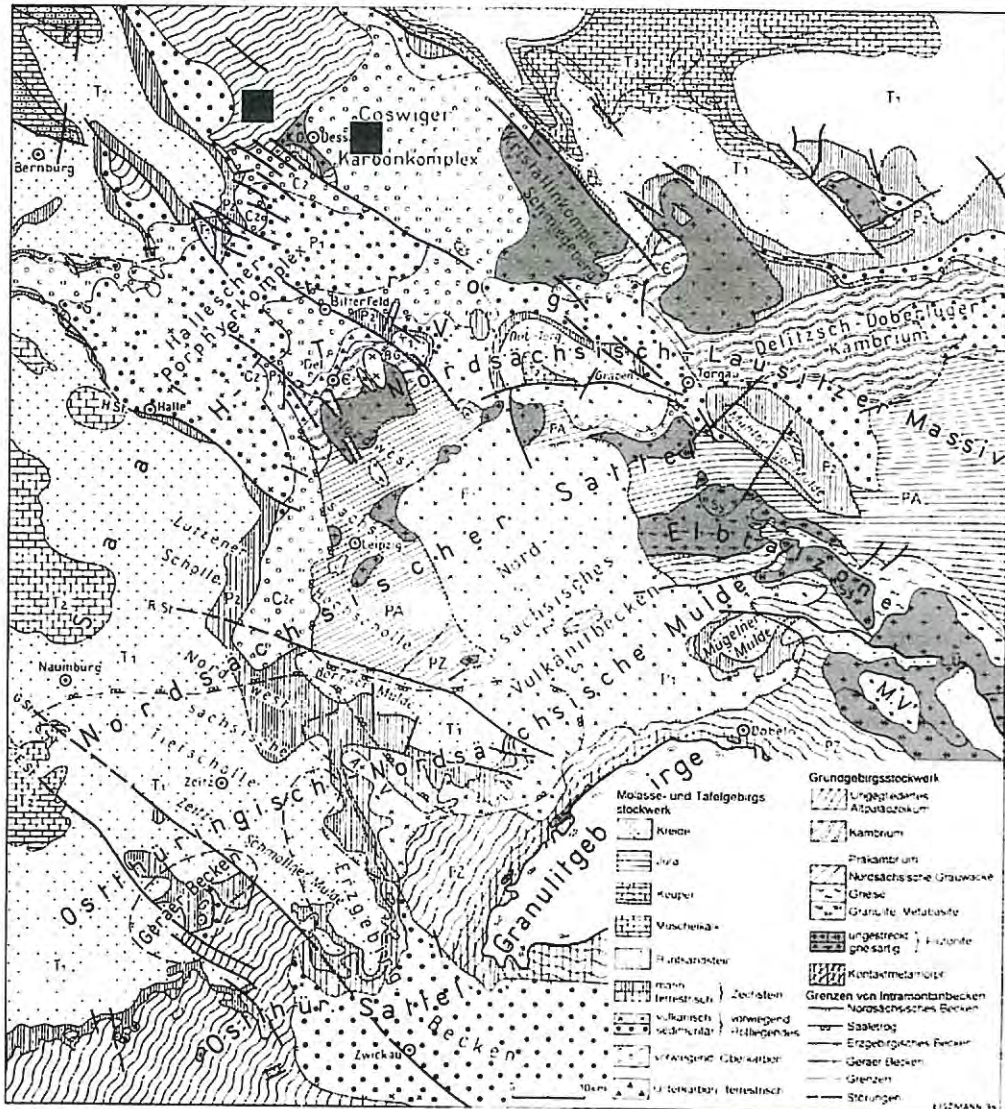


Abb. 3-3: Karte des prätertiären Gebirges des Saale-Elbe-Gebietes (aus EISSMANN & LITT 1994) und Lage der Untersuchungsstandorte.

Tertiär

Im zu betrachtenden Untersuchungsgebiet besteht eine fast vollständige Überdeckung der paläozoischen Schichtenfolge durch den oligozänen Rupelton. Der Rupelton, auch wegen der darin gelegentlich enthaltenen Kalkkonkretionen - sogenannten Septarien - Septarienton genannt, ist ein dunkelgrünlicher, grauer oder blaugrauer Ton mit geringem Feinsandgehalt. Der Rupelton kann eine Mächtigkeit von 18 – 62 m aufweisen (LINSTOW 1905), sie nimmt nach Norden zu.

Die Rupeloberfläche fällt nach NE ein und zeigt damit die generelle Senkungstendenz im Oligozän von SW nach NE an. Je nach Ausbildung enthält der Rupelton zahlreiche Fossilien (z.B. Foraminiferen, Ostrakoden, Bryozoen, Reste von Fischen u.a.) sowie Glaukonitkörner und fein verteilten Schwefelkies.

Quartär

Das Quartär des in der Elbaue liegenden Untersuchungsgebietes bei Steckby setzt sich in überwiegender Maße aus Ablagerungen der Elster- und Saale-Kaltzeit zusammen. Jüngere Bildungen sind durch pleistozäne Flußschotter der Weichsel-Kaltzeit vertreten. Im Liegenden tritt der oligozäne Rupelton in Erscheinung, der den sandig-kiesigen Aquifer durchgängig unterlagert. Als überdeckende spätpleistozäne bis holozäne Bildungen treten am östlichen Rande des Untersuchungsgebietes Dünensande auf, die z.T. die weichselkaltzeitliche Niederterrasse, aber auch die saalekaltzeitliche Mittelterrasse überlagern. Das Elbetal im Raum Steckby wird im Osten durch den Saale-II-Endmoränenzug des Fläming begrenzt.

Die tieferen Bohrungen im Untersuchungsgebiet haben den regional verbreiteten Liegendstauer, den oligozänen Rupelton (Septarienton), angetroffen (siehe Abb. 3-4). Laut Geologischer Karte 1:25.000, Blatt 4037 Barby erreicht der Rupelton im Raum Steckby eine Mächtigkeit von ca. 44 m. Davon wurden durch die Bohrung GWM 13 insgesamt 17 m erbohrt. Über dem tertiären Rupelton lagern geringmächtige (2-5 m) glazifluviale Schmelzwassersande der jüngeren Elster-Kaltzeit (EII_n), die mit saalekaltzeitlichen Flußschotter (SIV) einen gemeinsamen GWL bilden. Im Hangenden gehen die Flußschotter in Schmelzwassersande der Saale-Kaltzeit (SII_n) sowie fluviatile Sande und Kiese der Weichsel-Kaltzeit und des Holozäns (fW-fHo) über. Lokal ist ein Geschiebemergel der Saale-I-Kaltzeit als Zwischenstauer verbreitet, der die glazifluviatilen-fluviatilen Kiessande in zwei getrennte Grundwasserleiterhorizonte aufspaltet. Diese S-I-Grundmoräne ist im Elbetal zumeist erodiert und keilt auch im Untersuchungsgebiet in Richtung Elbe aus, ihre Lage wurde durch Bohrungen und geophysikalische Meßverfahren (Bodenradar, Elektromagnetik) erfaßt. Den Abschluß des Profils bildet der bis maximal 2,5 m mächtige Auenlehm, der z.T. gespannte Grundwasserverhältnisse bewirkt.

Typisch für das sandig-kiesige Aquifermaterial des Untersuchungsgebietes ist seine Kalkfreiheit und dem damit verbundenen relativ hohen Gehalt an kalkaggressiver Kohlensäure im Grundwasser. Die quartären Sedimente sind in der ungesättigten Zone und im oxidierenden Milieu des Grundwasserschwankungsbereiches rostbraun bzw. limonitisch braun gefärbt, im permanent reduzierenden Milieu darunter dagegen grau.

Charakteristisch für Flußauen ist die sogenannte Auenlehmdecke, die auf den gut bis sehr gut durchlässigen Talfüllungen aufliegt und sich überwiegend aus Schluff mit Feinsandanteilen zusammensetzt. Der Auenlehm, als Ablagerung der von den Hochwässern mitgeführten Sedimentfracht, verdankt seine Entstehung dem warmzeitlichen gemäßigten Klima des Holozäns (REICHHOFF & REUTER 1985). Die Bildung des Auenlehms ist durch den Einfluß des Menschen auf die Landschaft erheblich verstärkt und beschleunigt worden. Die Intensivierung des Ackerbaues und die damit verbundene Zurückdrängung des Waldes im Bereich des Oberlaufes der Flüsse sowie die dadurch einsetzende Bodenerosion haben die Auenlehmdecksbildung gefördert. So wird die Bildung des Auenlehms mit den bronzezeitlichen bzw. mittelalterlichen Rodungsphasen in Verbindung gebracht (JÄGER 1962). FUHRMANN (1999), (HILLER ET. AL. 1991) u.a. dagegen führen die Zyklen der Auenlehmdecksbildung ausschließlich auf klimatische Änderungen bzw. Un-

gunstperioden (Niederschlags- und Temperatursenkung) ohne menschliche Beeinflussung zurück. Diese Prozesse könnten schon vor dem Beginn des Holozän eingesetzt haben, die Sedimentation des Auenlehms in den Tieflandauen damit bis in die jüngere Weichseleiszeit vor ca. 13.000 Jahren zurückreichen.

3.1.5 Böden

Die ufernahen Bereiche des Untersuchungsgebietes werden von Ramblen aus Auensand sowie vergleyten Tschernitzen aus Auenlehm eingenommen. Sobald sich ein Ah-Horizont ausbilden konnte, sind Paternien bis Gley-Paternien aus Auensand vorzufinden (RINKLEBE ET AL. 2000d). Die höhergelegene Elbterrasse ist von einer nahezu flächenhaften Auenlehmdecke überzogen, es dominieren hier Vegen aus Auenlehm bis Auentonschluff über tiefem Auensand. Der Anteil einer sandigen Komponente an der Substratzusammensetzung des Auenlehms ist auf der elbnahen Seite höher (Vegen aus Auenlehmsand) als auf der elbfernen Seite (Vegen aus Auentonschluff). Die Randbereiche der Flutrinnen und flacheren Senken werden, je nach Geländehöhe und Relief, aus Bodengesellschaften von Gley-Vegen und Vega-Gleyen aus Auenlehm bzw. Auentonschluff über (tiefen) Auensanden, gebildet (RINKLEBE ET AL. 2000d). In den Flutrinnen des zentralen und nördlichen Teils des Gebietes finden sich meist klassische, z.T. anmoorige und brauneisensteinige Auengleye. Das Untersuchungsgebiet wird im Osten durch Flugsanddünen begrenzt, die sich am Rande der Niederterrasse zur pleistozänen Hochfläche befinden. Die Sandböden der Dünen stellen die trockensten und nährstoffärmsten Standorte des Untersuchungsgebietes dar. Sie weisen jedoch aufgrund der geringen bindigen Anteile eine hohe Sickerwasserrate auf, so daß sie für die Grundwasserneubildung eine große Bedeutung besitzen.

3.1.6 Hydrogeologie

Laut Hydrogeologischer Grundkarte (HK 50, 1984) Blatt Staßfurt/Calbe sind im Bereich des UG Steckby zwei Grundwasserleiter (GWL 1: S2n-W-Ho, GWL 3: E2n-S1v) vorhanden, die hydraulisch miteinander verbunden sind. Beide Grundwasserleiter weisen eine geringe Mächtigkeit (2 bis 5 m) auf und werden durch den nur lokal vorhandenen Saale-I-Geschiebemergel in einen unteren bzw. oberen Grundwasserleiterhorizont aufgespalten (s. Abb. 3-4). Die den Hauptgrundwasserleiter aufbauenden Schmelzwassersande der Elster- und Saale-Kaltzeit sowie die fluviatilen Sande und Kiese der Weichsel-Kaltzeit (Niederterrasse) und des Holozäns sind stark durchlässig. Der mittlere k_f -Wert des überwiegend aus Mittel- und Grobsanden bestehenden einheitlichen Grundwasserleiters (GWL 1 + GWL 3) liegt nach Auswertung von Siebanalysen bei $6,9 \cdot 10^{-4}$ m/s (Tab. 3-4). Die äolischen Dünensande am östlichen Rand des UG werden bis max. 5 m mächtig (LQ 50, 1973) und weisen nur saisonbedingt eine Grundwasserführung auf, das heißt sie sind zum großen Teil trocken. Der oligozäne Rupelton stellt für das Untersuchungsgebiet die Begrenzung des Elbtalgrundwasserleiters im Liegenden dar. Aufgrund der mächtigen tonigen Ablagerungen des Rupels besteht im allgemeinen eine deutliche hydraulische Abgrenzung zu tieferen Grundwasserstockwerken (Kluftgrundwasserleiter). In Bereichen ohne Rupelton und entlang von Störungszonen, insbesondere nordwestlich bis westlich des Untersuchungsgebietes, ist jedoch eine Wechselwirkung hinsichtlich der Wasserbeschaffenheit festzustellen. Diese führt dazu, daß lokal mineralisierte Tiefenwässer in den Elbtalgrundwasserleiter aufsteigen können (z.B. im Raum Barby, ca. 10 km flußabwärts des UG Steckby).

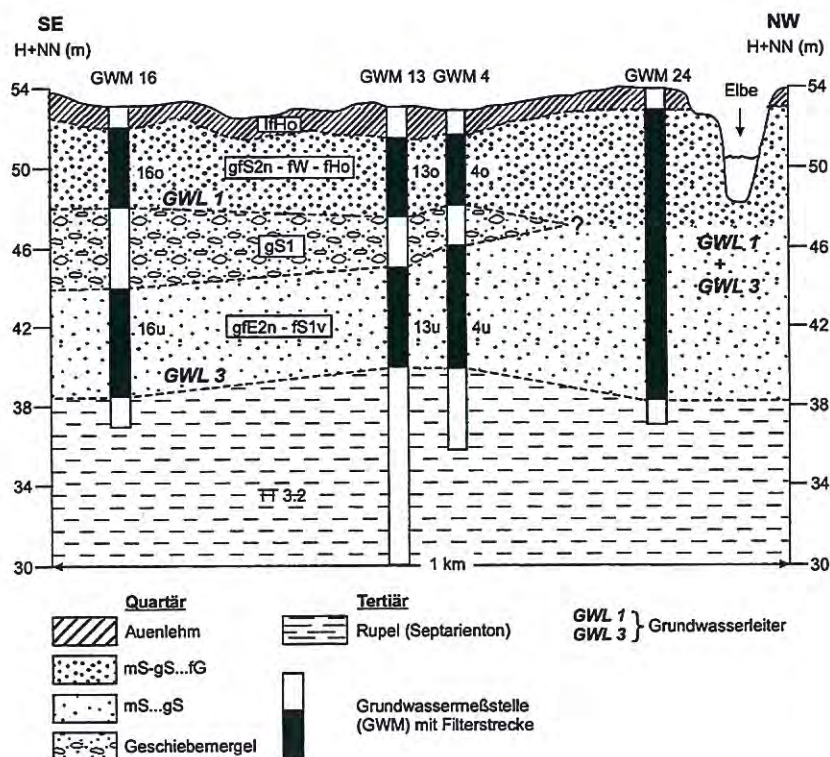


Abb. 3-4: Schematischer hydrogeologischer Profilschnitt durch die Aue bei Steckby

Die großflächige Überdeckung des GWL 1 durch die Auenlehmdecke verursacht eine gewisse stauende Wirkung, so daß sich je nach Lage der Grundwasseroberfläche in der Aue, insbesondere in Hochwassersituationen, leicht gespannte Zustände ausbilden können. Die Aue fungiert als Entlastungsgebiet für den regionalen Grundwasserstrom, die Grundwasserfließrichtung ist von E/SE nach W/NW zum Hauptvorfluter in das Elbetal gerichtet. Vom östlichen Rand des Untersuchungsgebietes erfolgt z.T. ein oberflächennaher Grundwasserabfluß auf der Geschiebemergeloberkante (Zwischenstauer) in den Bereich der Elbaue, wo er vom Grundwasserleiter aufgenommen wird. Das Gefälle des Grundwasserspiegels ist im Bereich des Elbetales sehr gering (ca. 0,2 bis 0,4‰), erst im Übergang zu den saalekaltzeitlichen Hochflächen am Elbetalrand (Mittelterrasse) steigt das Wasserspiegelgefälle zum Teil deutlich an (3 bis 10‰) (JORDAN & WEDER 1995). Aufgrund des Jahresganges des Elbewasserspiegels erhöht sich das Grundwassergefälle in Richtung Elbe bei Niedrigwasser, während sich bei Hochwasser in der Elbe eine entgegengesetzte Tendenz zeigt.

Der oberflächennahe Grundwasserleiter (GWL 1) bis ca. 5 m unter GOK (entspricht Geschiebemergeloberkante) wird im Untersuchungsgebiet von den Grundwassermeßstellen GWM 1 bis GWM 36 erfasst. Die Grundwassermeßstellen GWM 4, 13 und 16 sind als Doppelpegel ausgebaut und erschließen mit der unteren Filterstrecke auch den tieferen Grundwasserleiter (GWL 3) (Tab. 3-4). Die elbnahe Grundwassermeßstelle GWM 24 ist dagegen über den gesamten Bereich

des Grundwasserleiters (ca. 15 m) verfiltert (vgl. Abb. 3-4). Die Lage der Grundwassermessstellen im UG Steckby ist der Abbildung 3-1 zu entnehmen.

Tab. 3-4: Grundwasserleiter und zugehörige Grundwassermessstellen (GWM) mit Angabe der Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f) - ermittelt aus 60 Einzelproben - des UG bei Steckby

GWL	Mächtigkeit [m]	Stratigraphische Stellung	k_f -Wert - Bereich [m/s]	mittlerer k_f -Wert [m/s]	Meßstelle [GWM]
1 + 3	max. 15	S2n-W-Ho E2n-S1v	$1,1 \cdot 10^{-4}$ - $2,0 \cdot 10^{-3}$	$6,9 \cdot 10^{-4}$	24
1	2 - 5	S2n-W-Ho	$3,9 \cdot 10^{-4}$ - $2,0 \cdot 10^{-3}$	$7,4 \cdot 10^{-4}$	1 - 36
3	2 - 5	E2n-S1v	$4,8 \cdot 10^{-4}$ - $8,6 \cdot 10^{-4}$	$6,4 \cdot 10^{-4}$	4, 13, 16

3.1.7 Hydrologie

Die Elbe als Hauptvorfluter entwässert das Untersuchungsgebiet in Richtung Norden. Sie hat auf Höhe der „Schöneberger Wiesen“ eine Breite von ca. 220 m und bei Mittelwasser eine Wassertiefe von ca. 2,10 m. Das Wasserspiegelgefälle der Elbe beträgt im Bereich des Untersuchungsgebietes zwischen 0,15‰ und 0,25‰, im Mittel 0,2‰. An der Nordspitze des UG mündet der Fundergraben bei Elbekilometer 285,6 in die Elbe. Als ursprünglich natürliches Fließgewässer mit bogigem Verlauf wurde er schon frühzeitig (16./17.Jh.) im Fließverhalten anthropogen stark verändert, was durch die künstlich geschaffenen Grabensysteme (besonders im Oberlauf), Stauwehre und Fischteiche sowie die oft lineare Laufführung deutlich wird. Ein wesentliches Merkmal der Vorflutsysteme der Aue besteht darin, daß die Entwässerung nicht direkt zum Fluß erfolgt, sondern die Wasserläufe zunächst dem Talrand zugewandt sind, diesem dann folgen und erst später in den Fluß münden (REICHHOFF 1981). Dies zeigt sich in charakteristischer Ausbildung auch beim Fundergraben, der die bewaldeten Hochflächen des Steckbyer Forst entwässert, dann am östlichen Rand des Untersuchungsgebietes den talbegrenzenden Mittelterrassen folgt und in Abhängigkeit vom Relief weiter nordwärts in die Elbe mündet. Stehende Gewässer sind im Untersuchungsgebiet selten, es sind einige wassergefüllte Senken und Flutrinnen (Reste von Altwasserläufen) vorhanden, die aber zum überwiegenden Teil bei den sehr hohen Verdunstungsverlusten während der Sommermonate vollständig austrocknen.

Die Kenntnis des jeweiligen aktuellen Mittelwasserstandes über Normal Null (NN) ist in den Untersuchungsgebieten für alle abiotischen und biotischen Fragestellungen von großer Bedeutung. Da eine genaue Rekonstruktion des aktuellen Wasserstandes im Untersuchungsgebiet durch Rückschluß aus den amtlichen Pegeldaten der zuständigen Wasser- und Schifffahrtsämter (WSA) mit Unsicherheiten behaftet ist, wurden in Zusammenarbeit mit der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) Koblenz in Amtshilfe vom WSA Dresden zusätzlich Elbe-Hilfspegel eingerichtet (Abb. 3-5). Diese Hilfspegel wurden in den zwei Untersuchungsgebieten bei Steckby und Wörlitz als Pegelreihe mit vier Hilfspegeln quer zur Elbe aufgestellt (Elbe-km 242,4 und 285) sowie einnivelliert und dienen der cm-genauen Messung des Flußwasserspiegels. Somit war es möglich, zeitgleich mit den Grundwasserständen in der Aue, auch den Flußwasserstand während des Untersuchungszeitraumes (1998 - 2000) zu ermitteln.



Abb. 3-5: Hilfspegelreihe im Untersuchungsgebiet Steckby am Elbe-km 285

3.1.8 Vegetation und Nutzung

Die starke standörtliche Differenzierung in der Elbaue von den pleistozänen Hochflächen über die Talsande der Niederterrassen mit den aufgesetzten Binnendünen bis zu den grundwasserbeeinflussten Auenlehmdecken schuf ein eng vernetztes ökologisches Standortgefüge, dem sich eine vielgestaltige Vegetation angepaßt hat. Die sandigen, strömungsexponierten Uferbereiche der Elbe werden von nitrophilen Staudenfluren und Zwergbinsen-Gesellschaften besiedelt. In den tieferen Senken und Kolken sowie in lange qualmwasserbeeinflussten Flutrinnen des UG finden sich verschiedene Wasserpflanzen- und Röhrichtgesellschaften in charakteristischer Zonierung. Außerhalb der qualmwasserbeeinflussten und lange im Jahr überfluteten Bereiche kommen verschiedene Pflanzengesellschaften des wechselfrischen Grünlandes vor. Hier finden sich Fuchschwanz-Wiese, Ampfer-Quecken-Gesellschaft und in höher gelegenen Geländebereichen Glatthafer-Wiesen (AMARELL & KLOTZ 1998). Diese zeigen bereits trockenere und z.T. magere Böden an. Auf den durch höhere Feinerdegehalte gekennzeichneten sandigen Böden sind artenreiche Bestände der Grasnelken-Flur ausgebildet (AMARELL & KLOTZ 1998). Sandmagerrasen kommen nur kleinflächig im UG vor und sind an hochgelegene, sandige Standorte ohne Auenlehmbedekung sowie an die Binnendünen der Flußschotterterrassen gebunden. Auf den Talsanden der Mittelterrasse dominieren Kiefernforste und untergeordnet Laubmischwald mit Eiche und Birke. Darüber hinaus sind im UG ein anthropogen überformter Hartholzauenwaldrest (Eichen-Ulmen-Hartholz-Auenwald) vorhanden. An abflußlosen, vernäßten Stellen treten lokal Erlen-Eschenwälder auf. Weichholzauenwald bleibt auf sehr schmale Uferränder beschränkt und ist kaum noch vorhanden. Das Bild der Landschaft wird durch die mit Solitärärbäumen besetzten Grünlandflächen geprägt. Als Einzelbäume treten im UG Stieleiche, Esche, Ulme, Silberweide, Wildbirne und Weißdorn auf.

Anhand historischer Karten (u.a. TOPOGRAPHISCHE KARTE 1855, FORSTKARTE 1862) läßt sich für die „Schöneberger Wiesen“ eine schon lange Zeit andauernde, vorrangige Nutzung als Wiese nachweisen. Auf den von den Agrargenossenschaften Leps bzw. Hohenlepte bewirtschafteten Auenwiesen erfolgte seit den 60er Jahren jeweils Ende Mai bis Anfang Juni der Heuschnitt. Im Anschluß an die Mahd fand ein Abhuten der Flächen durch eine Rinderherde statt. In Jahren ohne Hochwasser erfolgte leichte NPK-Düngung und in trockenen Sommern eine Beregnung mit Elbewasser. Es kam niemals zum Einsatz von Pestiziden, Graseinsaatn erfolgten ebenfalls nicht. In den letzten 15 Jahren wurde auf den „Schöneberger Wiesen“ kein Vieh mehr gehalten und daher auch nicht gedüngt. Seit 1995 wird die gesamte Wiesenfläche nach den Kriterien des Vertragsnaturschutzes bewirtschaftet. Diese sollen eine Nutzungsextensivierung durch späten Schnitt (Mahdtermin nach dem 15. Juni), Erhaltung eines hohen Grundwasserstandes und Aussetzen der Düngung sowie Beregnung aus der Elbe gewährleisten. Die ufernahen „Elbhegerflächen“ wurden aufgrund der besonderen Standortbedingungen (starkes Mikrorelief, regelmäßige Überflutungen) von einer Bewirtschaftung durch die Landwirtschaft ausgegrenzt. Durch das Aussetzen der Nutzung konnte sich in diesen Bereichen wieder eine naturnahe Weichholzaue regenerieren, die allerdings durch die nach der politischen Wende wieder angelaufenen Strombaumaßnahmen gefährdet wird.

3.2 Untersuchungsgebiet Wörlitz („Schleusenheger Wiesen“)

3.2.1 Naturräumliche Einordnung

Das Untersuchungsgebiet „Schleusenheger Wiesen / Wörlitz“ liegt in dem E-W gerichteten Flußlaufabschnitt der Mittleren Elbe zwischen den Mündungen der Schwarzen Elster und der Mulde (Abb. 3-6). Das Mittelbegebiet wird von den weiten Mäandern der Elbe bei gering geneigtem Untergrund (0,22‰) bestimmt, sie können z.B. zwischen Roßlau und Coswig einseitig bis 3 km und beidseitig bis 4 km Ausdehnung erreichen (REICHHOFF 1991). Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich linkselbisch zwischen Elbekilometer 242 bis 243,5 in der rezenten Überflutungsau der Elbe (Auengrünland) zwischen den Ortschaften Wörlitz und Vockerode und gehört zur Entwicklungszone (Schutzzone III) des Biosphärenreservates Mittlere Elbe. Morphologisch ist das ca. 1 km² große Gebiet durch geringe Höhenunterschiede zwischen 59 – 62 m üNN gekennzeichnet, wird aber durch Altwasserarme und Flutrinnen strukturell reich gegliedert. Wenig höher als die Flußauen liegen die ebenen Talsand- und Niederterrassenflächen. Die das Untersuchungsgebiet im Norden begrenzenden Randhöhen der Elbe-Elster-Niederung gehören zu den Stauchendmoränen des Vorfläming. Im Süden wird das UG von den Waldgebieten der Dahleener und Dübener Heide begrenzt.

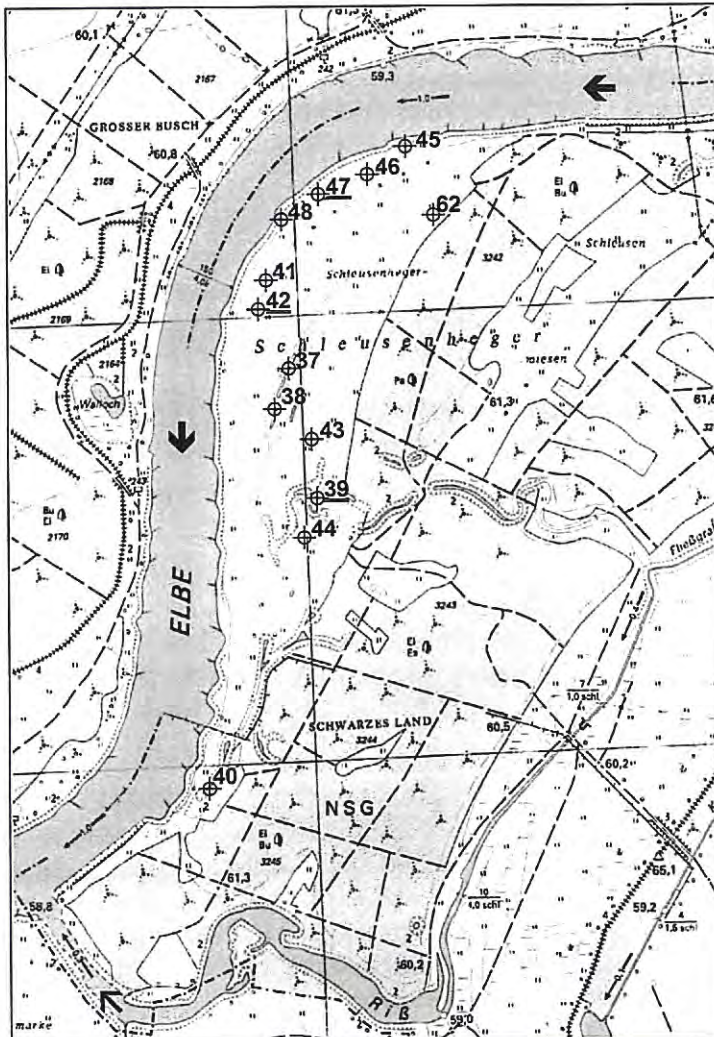


Abb. 3-6: Topographische Übersichtskarte (1:10.000) und Lage der Grundwassermessstellen im Untersuchungsgebiet Wörlitz. Die unterstrichenen Zahlen stellen die Standorte der bodenhydrologischen Meßstationen dar.

3.2.2 Klima

Das Untersuchungsgebiet liegt am Rande des herzynischen Trockengebietes und ist klimatisch durch das Ostdeutsche Binnenlandklima geprägt. Entsprechend einer mittleren Jahrestemperatur von 8,7°C und einer mittleren Jahresschwankung der Temperatur von 18,4°C (Station Wittenberg DWD, Reihe 1961-90) zählt das untersuchte Gebiet bei Wörlitz zu den wärmebegünstigten Teilen der Elbeniederung. Die mittlere jährliche relative Luftfeuchtigkeit liegt bei 79% und der mittlere jährliche Niederschlag für die o.g. Klimastation bei 563 mm (DWD 1997-99, Tab. 3-1). Langjährige Mittelwerte (Reihe 1901-50) liegen auch an der ca. 2 km vom Untersuchungsgebiet entfernten Klimastation des DWD in Wörlitz vor. Hier wurde eine mittlere Jahreslufttemperatur

von 8,4°C und ein mittlerer Jahresniederschlag von 570 mm gemessen (HGN 1989). Aktuelle Niederschlagsdaten für das Untersuchungsgebiet Wörlitz erhielten wir von der Station Oranienbaum des DWD, wo für 1998 ein mittlerer Jahresniederschlag von 647 mm und für 1999 von 560 mm gemessen wurde (Tab. 3-1). Auch an dieser Station fallen die relativ hohen Werte, im Vergleich zu den langjährigen Mittelwerten, für die Monate Juni, Juli, September und Oktober im Jahr 1998 auf, während das Jahr 1999 durch überwiegend geringe Monatsmittel der Niederschläge gekennzeichnet ist. Die Klimadaten zeigen somit vergleichbare Werte mit den eigenen Messungen an der Station Steckby für den Zeitraum 1998-99 (vgl. Tab. 3-2).

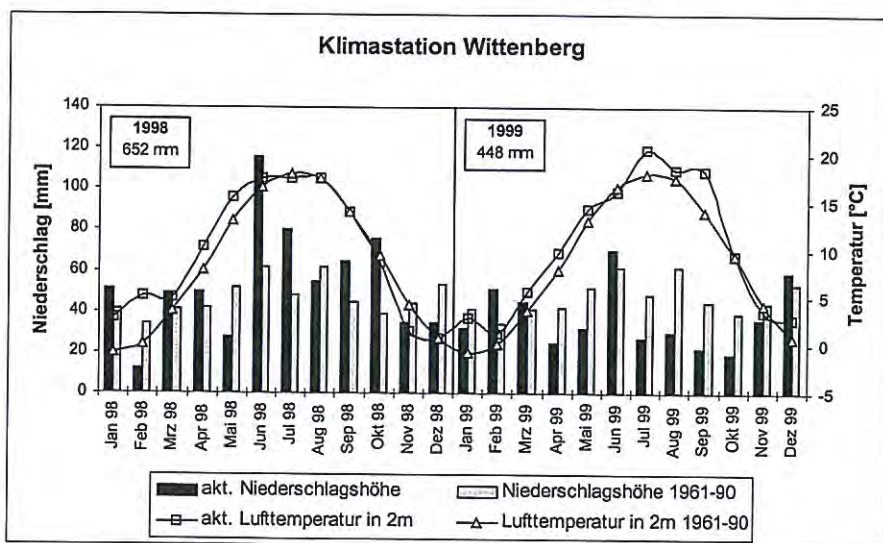


Abb. 3-7: Monats- und Jahresmittel des Niederschlages und der Lufttemperatur für die Jahre 1998 und 1999 im Vergleich mit langjährigen Mittelwerten der Reihe 1961-90 an der Station des DWD in Wittenberg

3.2.3 Grundwasserneubildung

Eine Grundwasserneubildung durch Infiltration von Niederschlägen beschränkt sich größtenteils auf die Randgebiete (Speisungsgebiete) des Elbetales, da in den zentralen Bereichen der Aue die Versickerung aufgrund der geringen Niederschläge, der hohen sommerlichen Verdunstungsverluste (Evapotranspiration) und der vorherrschenden bindigen Auenlehmdecke weitgehend eingeschränkt ist. Bei flurnahem Grundwasser muß in Abhängigkeit von der Bodenart und der Nutzung mit einer Mehrverdunstung gerechnet werden, da die Vegetation direkten Zugriff auf das Grundwasser besitzt. Für die potentielle Verdunstung, also die maximale Verdunstung bei unbegrenztem Wassernachschub von der Erdoberfläche, wird für das UG Wörlitz ein Wert von 580 mm/a angegeben (HGN 1989). Die mittlere aktuelle Verdunstung beträgt am Untersuchungsstandort dagegen nur 438 mm/a (HGN 1967). In der Literatur wird von verschiedenen Autoren (u.a. HENNING & LIEBSCHER 1979, BAIER 1992) bei oberflächennah anstehendem Grundwasser empfohlen, die effektive gleich der potentiellen Verdunstung zu setzen.

Im Bereich des Untersuchungsgebietes liegt die durchschnittliche Grundwasserneubildungsrate zwischen 1,5 und 2,5 l/s·km² im arithmetischen Mittel bei 2,1 l/s·km² (PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE 1998). Sie wurde nach der empirischen Bagrov-Glugla-Methode für Lockergesteine berechnet (GLUGLA ET AL. 1976). Dieses häufig angewendete Verfahren zieht neben den meteorologischen Daten auch den Aufbau der oberen Bodenhorizonte sowie den Bewuchs im Hinblick auf die Pflanzentranspiration hinzu (DVWK-MB 238/1996).

3.2.4 Regionalgeologische Einordnung

Das Grundgebirge der Region ist Teil der Mitteldeutschen Kristallinzone und ist durch die Granite von Dessau (Dessau-Magdeburger Hochlage) und Schmiedeberg (Schmiedeberger Hochlage) vertreten (Abb 3-3). Das Untersuchungsgebiet läßt sich regionalgeologisch (unteres Deckgebirgsteilstockwerk) der Halle-Wittenberger Scholle zuordnen, einer flachherzynisch streichenden saxonischen Einheit des prätertiären Untergrundes mit vorherrschend jungpaläozoischen Gesteinen (KNOTH & SCHWAB 1972). Die Halle-Wittenberger Scholle ist horstartig an der Halleschen Störung im SW und dem Wittenberger Abbruch im NE herausgehoben. Durch die herzynisch streichende Köthen-Bitterfelder Störungszone wird sie in zwei Teilschollen, die Hallesche Mulde im SW und die Südanhaltinische Mulde im NE, gegliedert. Die Südanhaltinische Mulde ist Teil der Mitteldeutschen Senkenzone des Übergangsstockwerkes mit vorherrschend sedimentärer Füllung (KATZUNG & BHMKE 1993).

Prätertiär

Weitflächig sind am Aufbau der Südanhaltinischen Mulde - zu ihr gehört das UG Wörlitz - Gesteine des Karbons (Coswiger Karbonkomplex) und Perms, insbesondere des Rotliegenden beteiligt. Die Mansfelder Schichten des Karbons sind hier als 600-800 m mächtige Beckenfazies, überwiegend graue Sandsteine, ausgebildet und gehören stratigrafisch ins tiefere Stefan. Die im Hangenden folgenden Quarzsandsteine und Schluffsteine mit grauer bis roter Farbe werden den Wettiner Schichten (höheres Stefan) zugeordnet. Im Untergrund des Untersuchungsgebietes fehlen Gesteine des Zechsteins und des Buntsandsteins, diese treten erst wieder weiter westlich in der Subherzynen Senke und südlich im Bitterfelder Graben in Erscheinung.

Tertiär

Tertiäre Sedimente verhüllen das Prätertiär nahezu im gesamten Untersuchungsgebiet. Ablagerungen aus dem tieferen und mittleren Eozän sind im Gebiet als Sedimentreste nur in einzelnen Senken erhalten. Das Obereozän tritt vor allem weiter südlich im Raum Bitterfeld auf und ist größtenteils an Subrosionssenken gebunden. Das nun folgende Unteroligozän ist durch die Sedimente des transgredierenden Rupelmeeres (Rupel-Folge) mit einer Wechsellagerung von Tonen, pyrithaltigen marinen Schluffen, (Fein)Sanden (Obere Bornaer Schichten = Calauer Schichten) und dem nicht durchgehend verbreiteten Flöz Gröbers (= Flöz Calau) gekennzeichnet (EISSMANN & LITT 1994). Die Rupelfolge ist mit dem hier bis zu 30 m mächtigen Rupelton im gesamten Untersuchungsgebiet ausgebildet, die Mächtigkeit nimmt nach Norden bis auf 60 m zu. So befindet sich die Rupeloberfläche im Westen (Dessau) und im Süden (Doberschütz) bei ca. +40 m üNN und fällt dann nach NE ein. Sie sinkt auf der Linie Coswig - Kemberg - Bad Schmiedeberg - Torgau - Arzberg unter die Null-Linie ab und liegt im NE (Linda) bereits bei -100 m üNN

(MÜLLER 1988), im Untersuchungsgebiet Wörlitz bei ca. -15 m üNN. Darüber lagern ca. 30 m mächtige marine, z.T. schluffige Feinsande (Bitterfelder Glimmersande) des Oberoligozän (Cottbuser Schichten), die sich im Süden mit fluviatilen, grobsandig-kiesigen Schuttfächern des „Thierbacher Flusses“ (Thierbacher Schichten) verzahnen (EISSMANN & LITT 1994). Im Hangenden beginnt das Miozän mit dem über die gesamte Region verbreiteten Bitterfelder Flözhorizont (= 4. Lausitzer Flözkomplex), der zu kontinentalen Bildungen überleitet. Die Flözgruppe Bitterfeld (Bitterfelder Oberflöz I und Unterflöz mit sandig-schluffigen z.T. tonigen Zwischenlagen) wird gefolgt vom Bitterfelder Decktonkomplex (Spremlinger Schichten). In diese limnische Serie (heller Ton, Schluff, Sand und Bitterfelder Oberflöz II = Decktonflöz) sind, von Süden her einmündend, in zwei stratigraphischen Niveaus fluviatile Sedimente geschüttet worden, die als Grundwasserleiter fungieren (MÜLLER 1988). Mit dem Umschlag von hellen, kontinentalen Bildungen in dunklere, kohlige Sedimente beginnt die paralische Serie der Unteren Briesker Schichten. Zunächst treten Kohlschluffe, Kohlenfeinsande und unreine Braunkohle des 3. Lausitzer Flözkomplexes (Dübener Schichten) auf (EISSMANN & LITT 1994), die von mächtigen glimmerhaltigen Feinsanden überlagert werden. Die Sedimente des Oberoligozän und Miozän sind im Mittelbegebiet nur unvollständig ausgebildet und fehlen im Raum Wörlitz infolge jüngerer Heraushebung und Erosion sowie in den tiefen quartären Erosions- und Exarationsstrukturen. Im Bereich der Dübener Heide (Schmiedeberger Rاندlage) wurden die oberoligozänen und miozänen Schichten durch die Wirkung des Saale-II-Eises glazigen stark gestört (EISSMANN 1968). Das Niveau der pliozänen bis quartären Erosion liegt im UG Wörlitz im allgemeinen zwischen den Unteren Briesker Schichten und dem Rupel (MÜLLER 1988).

Quartär

Das Untersuchungsgebiet gehört nach MÜLLER (1988) zum mitteldeutschen Altmoränengebiet, die Inlandeistränder der Elster- und Saalevereisungen überschritten das Gebiet weit. Zwischen Sockeln mit höheraufragenden Tertiär befinden sich Exarations- und Erosionsstrukturen, die mit glaziären und fluviatilen Sedimenten sowie örtlich (außerhalb des Untersuchungsgebietes) limnischen Interglazialbildungen gefüllt sind (LQ 50, 1981).

Das UG bei Wörlitz liegt innerhalb einer dieser wannenartigen, vom Eis der Elster-Kaltzeit geschaffenen Großstrukturen, der Elbtalglazialwanne. Sie erstreckt sich von Coswig, mit rinnenförmigen Ausläufern bis Dessau, über Torgau bis in den Raum Riesa (MÜLLER 1988). In einer fortgeschrittenen Phase der Elster-I-Vereisung wurde durch in die Tiefe einbrechende Inlandeis Massen und durch unter hohem Druck stehende Schmelzwässer die großen Wannenstrukturen, deren bedeutendste die Elbtalwanne ist, sowie die gestreckten Rinnen angelegt. Die frühelsterglazialen Flußschotter und die erste Elstergrundmoräne werden diskordant von diesen Strukturen abgeschnitten (MÜLLER 1973). Die Wannen sind vorwiegend durch das Eis, die Rinnen durch Schmelzwässer geschaffen worden (FUHRMANN & HÄNDEL 1991). Die Elbtalglazialwanne wurde zunächst überwiegend mit Gletschereis plombiert, das arm an Moränenmaterial war und dessen Hinterlassenschaft eine meist geringmächtige, lückenhafte Grundmoräne ist. Diese E-I-Grundmoräne kommt ausschließlich in dem von der wannenförmigen Exaration verschont gebliebenen Gebieten westlich der Linie Klieken-Vockerode vor (MÜLLER 1988). Während die Rinnen in ihrem tieferen Teil schon bei der Anlage durch einen Wechsel von Erosion und Sedimentation von Sedimentmaterial gefüllt wurden, begann die Füllung der Elbtalglazialwanne im Zeitraum zwischen beiden elsterglazialen Eisvorstößen (Miltitzer Intervall) über dem in der Tiefe liegenden, nur allmählich und unvollständig auftauenden Toteis mit der Sedimentation glazilim-

nischer Feinsande und Schluffe (MÜLLER 1988). Gegen Ende der Elstereiszeit wurden die weit unter das oberirdische Abflußniveau der elstereiszeitlichen Landoberfläche hinabreichenden Übertiefungen in der Elbtalwanne von Süden her mit sich nach Norden vorbauenden fluviatil-glazifluviatil gemischten Sedimenten, von den Rändern mit glazifluviatilen Sedimenten (Untersuchungsgebiet) und in den zentralen Bereichen mit glazilimnischen Sedimenten (Raum Klieken-Coswig) gefüllt (MÜLLER 1988). Durch eine Tertiärhochlage im Raum Wörlitz-Vockerode sind dort die glazilimnischen Ablagerungen der Elster-Kaltzeit (glEIIIn) nicht verbreitet. Die quartären Sedimente erreichen im Bereich der tiefen Exarations- und Erosionsstrukturen z.T. Mächtigkeiten bis über 100 m (EISSMANN & LITT 1994).

In den Hochflächen der Dübener Heide erreicht das extrem kompliziert und regellos aufgebaute Quartär durch elstereiszeitliche „Schollenstapelmoränen“ bis 120 m Mächtigkeit (TONNDORF 1989). Diese südlich des Wörlitzer Gebietes gelegenen Moränenzüge (Stauch- und Schollenendmoränen) der Dübener Heide, die bisher als Bildungen der älteren Saale-Kaltzeit angesehen wurden, werden seit kurzem als elstereiszeitlich aufgefaßt. Sicher nachgewiesen ist dies z.Zt. nur für die Dahlemer Heide, auf deren Sander FUHRMANN & HÄNDEL (1991) in Toteissenken holsteinwarmzeitliche Sedimente fanden. Saaleglaziale Nachschüttbildungen (gf-fSIIIn) sind im Raum Wörlitz erosiv beseitigt, erst nördlich des Untersuchungsgebietes zwischen Klieken und Coswig treten sie wieder in Erscheinung. Dort gehen sie zum Teil in die oberflächlich anstehenden Sande des Vorfläming über.

Die weichseleiszeitliche Niederterrasse der Elbe ist nach MÜLLER (1988) das Ergebnis einer in Verbreitung und Mächtigkeit nur mit der Frühelster- und der Frühsaale-Terrasse vergleichbaren glazialklimatischen Aufschotterung. Die Niederterrasse ist im Bereich der Elbtalwanne lückenlos ausgebildet. Sie besteht vorwiegend aus Grobsand bis Feinkies, an der Basis nimmt der Anteil an groben Kiesen und Steinen deutlich zu. Die Mächtigkeit beträgt in Elbnähe ca. 7-8 m.

Geröllanalysen von KNOTH (1964), RUSKE (1964), EISSMANN (1975) und MÜLLER (1988) zeigen, daß die meisten quartären Ablagerungen der Region vollkommen silikatisch sind. Hauptbestandteil ist stets Quarz, welcher zwischen 50 und 90 % der Gerölle ausmacht. Den Rest bilden Quarzite, Grauwacken, Kieselschiefer, Rhyolithe und weitere, meist völlig kaolinisierte Kristalline. Karbonat- und gipsführende Klastika sind unter den groben Geröllen sowie in den quartären Sanden nicht zu finden. Damit kann ein nennenswerter geogener Eintrag von Karbonat und auch Sulfat aus dem Quartär ins Grundwasser nahezu ausgeschlossen werden. Der Mangel an primären Gesteinskarbonaten ist auf die Kalkarmut der nordischen Geschiebe und, wie auch im unterlagernden Tertiär, auf die seltenen Vorkommen karbonatischer Gesteine im gesamten Einzugsgebiet der Elbe bzw. „Urelbe“ zurückzuführen (MALLEN 2000).

Die 30 m tiefen Bohrungen in Wörlitz haben die glazifluviatilen Schmelzwassersande der jüngeren Elster-Kaltzeit (gfEIIIn) aufgeschlossen, darüber lagern fluviatile Sande und Kiese der Weichsel-Kaltzeit und des Holozäns (fW-fHo). Die grobsandig-kiesigen Flußschotter folgen unmittelbar über den E-II-Schottern, da die frühsaaleglaziale Hauptterrasse in der Elbaue durch holozäne Seitenerosion (Mäanderbildung) beseitigt wurde. Die holozänen Elbeschotter lassen sich ohne Geröll- und Schwermineralanalysen, die im Rahmen dieser Arbeit nicht durchgeführt wurden, kaum von der weichseleiszeitlichen Niederterrasse unterscheiden. In der Darstellung der hydrogeologischen Verhältnisse im Untersuchungsgebiet erfolgt deshalb eine Zusammenfassung von fW-fHo zu einem Grundwasserleiter. Innerhalb der pleistozänen Sande und Kiese wurde in un-

terschiedlichen Tiefen dispers verteilte Kohlepartikel gefunden. Es ist anzunehmen, daß es sich dabei um resedimentierte Braunkohlereste, zuvor erodierter unterlagernder Tertiärsedimente handelt. Über den grobkörnigen holozänen Flußschottern begann im ausklingenden Pleistozän die flächenhafte Bildung der sogenannten Auenlehmdecke, als weitverbreitete, allochthone Bodensubstrate der Hochflutablagerungen. Die Auenlehme des Untersuchungsgebietes bestehen aus Schluff und Ton mit Sandanteilen, sie erstrecken sich über alle Korngrößen und wurden in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit des Hochwassers fraktioniert abgelagert.

3.2.5 Böden

Die unmittelbar an der Stromelbe gelegenen Böden, die sich auf jungen kies- und sandreichen Substraten entwickeln, sind Auenrohböden (Ramblen) mit geringmächtigem Humushorizont. Auf der unteren Elbeterrasse werden große Flächenareale von Tschernitzen aus Auenlehm über Auensand eingenommen (RINKLEBE ET AL. 2000b). Auf der höhergelegenen Niederterrasse ist eine nahezu flächenhafte Auenlehmdecke, deren Mächtigkeit von 0 m (gänzlich fehlend) bis 2,20 m unter GOK schwankt, ausgebildet. Die dominierende Bodenform im UG ist die Vega aus Auensandlehm über tiefem Auensand (RINKLEBE ET AL. 2000b). In Abhängigkeit von Geländehöhe und Relief sind in den Randbereichen der Flutrinnen und Senken alle Übergangsformen von der Vega zum Gley und Stagnogley vorhanden (MEYENBURG ET AL. 1999). Typische Stau-gleye treten in flachen Senken auf, während sich in den tieferen Flutrinnen meist klassische, z.T. anmoorige Auengleye aus Auenlehm bis Auenschlufflehm finden. Die Vegen in ihren unterschiedlichen Ausbildungsformen besitzen insgesamt sehr gute Nährstoffverhältnisse, da bei Überschwemmungen neben Bodenpartikeln auch Nährstoffe akkumuliert werden. Desweiteren besitzen die meist bindigen Substrate ein hohes Filter-, Puffer- und Transformationsvermögen, so daß sie z.T. mit Hochwässern eintreffende Schadstoffe vor einem Eintrag in das Grundwasser hindern können. Dagegen steht die oft geringe Sickerwasserrate dieser Böden, die eine Grundwasserneubildung verringern bzw. verhindern.

3.2.6 Hydrogeologie

Die im unmittelbaren Untersuchungsgebiet vorhandenen Grundwasserleiter werden im hydrogeologischen Schnitt in Abbildung 3-8 gezeigt. Den Hauptgrundwasserleiter bilden, nach der Hydrogeologischer Karte (HK 50, 1984) Blatt Dessau NW/Dessau NE, fluviatile Sande und Kiese der Weichsel-Kaltzeit und des Holozäns sowie Schmelzwassersande der Elster-Kaltzeit in einer Mächtigkeit von über 30 m. Es handelt sich dabei vorwiegend um Mittel- und Grobsande, z.T. auch Feinkiese. Die lithologisch nicht zu trennenden weichselkaltzeitlichen Niederterrassenschotter und holozänen Auenkiese bilden einen einheitlichen Porengrundwasserleiter (GWL 1.1) mit hohen Durchlässigkeiten (Siebanalysen: mittlerer k_F -Wert $7,2 \cdot 10^{-4}$ m/s) und durchschnittlich etwa 8 bis 10 m Mächtigkeit (Tab. 3-5). Die durchschnittliche Mächtigkeit der unterlagernden glazifluviatilen Mittel- und Grobsande der Elster-Kaltzeit (GWL 1.6) beträgt ca. 25 m und der mittlere k_F -Wert liegt anhand von Siebanalysen bei $4,8 \cdot 10^{-4}$ m/s. Als grundwasserstauende bzw. -hemmende Schicht fungiert der holozäne Auenlehm mit einer mittleren Mächtigkeit im UG von 1,15 m. Durchgehende oder linsenförmig aushaltende Zwischenstauerhorizonte konnten im UG Wörlitz nicht festgestellt werden. Den Liegendstauer bildet weitflächig der oligozäne Rupelton, der die pleistozänen Aquifere hydraulisch nach unten begrenzt.

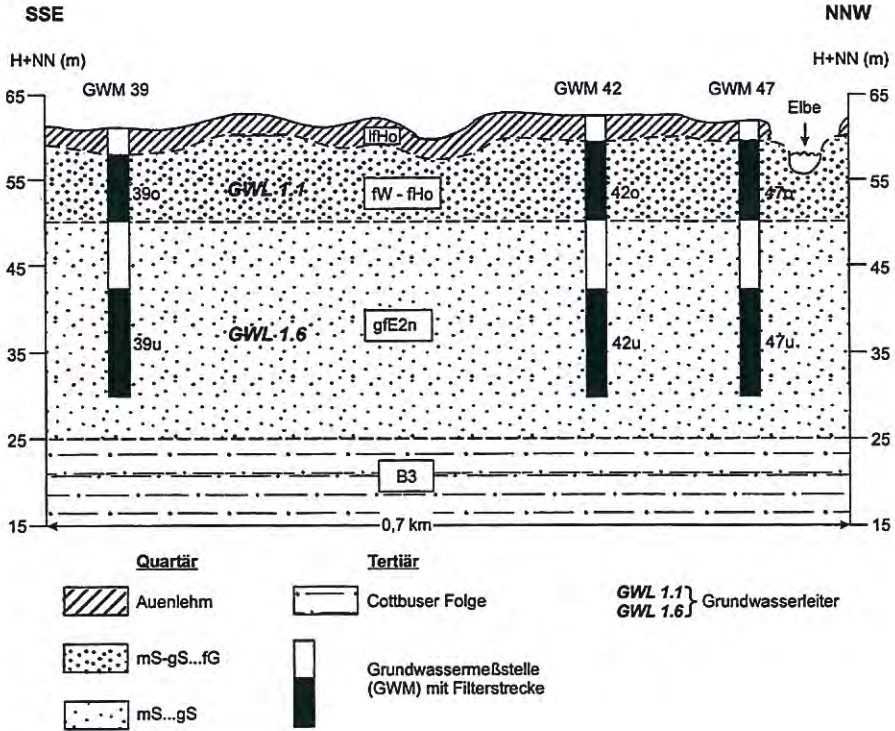


Abb. 3-8: Schematischer hydrogeologischer Profilschnitt durch die Aue bei Wörlitz

Die Grundwasserfließrichtung entspricht im Elbetal dem Verlauf der Elbe, das heißt das Grundwasser im Untersuchungsgebiet bewegt sich etwa von Ost nach West. Das Urstromtal der Elbe stellt das Entlastungsgebiet für die angrenzenden Hochflächen und dem unterirdisch in den Talraum zuströmenden Grundwasser dar. Das Grundwassergefälle ist mit etwa 0,25 bis 0,30‰ gering. Die Elbe steht im direkten hydraulischen Kontakt mit dem Grundwasserleiter, da das Strombett der Elbe als wenig kolmatisch anzunehmen ist (sandige bis kiesige Flußsohle).

Tab. 3-5: Grundwasserleiter und zugehörige Grundwassermeßstellen (GWM) mit Angabe der Durchlässigkeitsbeiwerte (k_f) - ermittelt aus 50 Einzelproben - des UG bei Wörlitz

GWL	Mächtigkeit [m]	Stratigraphische Stellung	k_f -Wert - Bereich [m/s]	mittlerer k_f -Wert [m/s]	Meßstelle [GWM]
1.1	8 - 10	W-Ho	$4,3 \cdot 10^{-4}$ - $1,2 \cdot 10^{-3}$	$7,2 \cdot 10^{-4}$	37 - 48
1.6	ca. 25	Elln	$1,7 \cdot 10^{-4}$ - $7,2 \cdot 10^{-4}$	$4,8 \cdot 10^{-4}$	39, 42, 47

Die Grundwassermeßstellen GWM 37 bis GWM 48 befinden sich im oberflächennahen Bereich (bis ca. 5 m Tiefe) des Grundwasserleiters (GWL 1.1). Die 30 m tiefen Grundwassermeßstellen GWM 39, 42 und 47 sind als Doppelpegel ausgebaut und erschließen mit der oberen Filterstrecke

ke den GWL 1.1 und mit der unteren Filterstrecke den tieferen Grundwasserleiterbereich (GWL 1.6) (Tab. 3-5). Die Lage der Grundwassermeßstellen im UG Wörlitz ist in der Abbildung 3-6 dargestellt.

3.2.7 Hydrologie

Die Elbe, die das Untersuchungsgebiet im Norden bzw. Westen begrenzt, dominiert das Gewässernetz und fließt von Nord nach Süd. Sie hat auf Höhe der „Schleusenheger Wiesen“ eine Breite von ca. 150 m und bei Mittelwasser eine Wassertiefe von ca. 2,45 m. Das Wasserspiegelgefälle der Elbe beträgt im Bereich des Untersuchungsgebietes zwischen 0,18‰ und 0,35‰, im Mittel 0,25‰. An der Südspitze des UG mündet der Fließgraben als Riß bei Elbekilometer 243,6 in die Elbe. Er wurde im Vergleich zum ursprünglichen, natürlichen Zustand in seinem Fließverhalten anthropogen verändert (kanalartig ausgebaut) und durch Stauwehre und Pumpwerke reguliert. Der Fließgraben weist bei einer Gewässerlänge von über 28 km ein mittleres Wasserspiegelgefälle von 0,26‰ auf. Zwischen dem Hauptvorfluter Elbe und dem Fließgraben verläuft im östlich des Untersuchungsgebietes gelegenen Waldstück „Schwarzes Land“ eine oberirdische Wasserscheide I. Ordnung (N-A-U-KARTE 1959). Diese Wasserscheide verläuft grundsätzlich in nordost-südwestliche Richtung, ist aber z.T. variabel und verlagert sich geringfügig in Abhängigkeit von den Wasserspiegelschwankungen der Elbe. Stehende Gewässer sind im Untersuchungsgebiet selten, es gibt ein paar Kleingewässer, die aus Altarmen der Elbe hervorgegangen sind und einige natürlich entstandene Flutrinnen. Aufgrund der geringen Niederschläge, hoher sommerlicher Verdunstungsverluste und langfristig fallender Grundwasserstände infolge der Tiefenerosion der Elbe zeigen die stehenden Gewässer deutliche Verlandungserscheinungen und trocknen zum überwiegenden Teil im Sommer vollständig aus.

3.2.8 Vegetation und Nutzung

Das heutige Bild des Untersuchungsgebietes wird von landwirtschaftlich genutzten Mäh- und Portionsweiden bestimmt. Reste einer Hartholzaue sind nur fragmentarisch auf sehr kleiner Fläche vorzufinden, ansonsten spielen Gehölze auf der Gründlandfläche nur eine untergeordnete Rolle. Der ufernahe Elbebereich ist durch eine besonders hohe Dynamik (Erosion und Sedimentation) gekennzeichnet. Diese Standorte werden von verschiedenen Pflanzengesellschaften aus einjährigen Arten, wie der Elbe-Spitzkletten-Uferflur, der Schlammling-Flur, der Hirschsprung-Gesellschaft sowie der Zweizahn-Wasserpfeffer-Flur besiedelt (AMARELL & KLOTZ 1998). Auf der unteren Elbeterrasse (eutrophe Böden) dominieren von Brennesseln beherrschte Staudenfluren, die weitgehend dem Brennessel-Seiden-Zaunwinden-Saum zugeordnet werden können. Diese Assoziation tritt in enger Verzahnung mit der Gesellschaft des Gefleckten Schierlings auf. Häufig sind Übergänge zu Quecken-Pionierrasen zu beobachten. Auf der höhergelegene Elbeterasse konnte sich eine Fuchsschwanz-Wiese, eine für wechselfrische, nährstoffreiche, lehmige bis tonige Böden charakteristische Assoziation ausbilden. Die Abflachungen und Randbereiche der Flutrinnen sowie flachere Senken werden von Schlankseggen-Riedern, Wasserschwaden-Röhrchen und Rohrglanzgras-Beständen eingenommen (AMARELL & KLOTZ 1998). Wechsel-feuchte Standorte werden von einer Silgen-Rasenschmielen-Wiese besiedelt, die im UG allerdings nur fragmentarisch ausgebildet ist. In den Flutrinnen selbst kommt ein kleinräumiges Mosaik verschiedener Pflanzengesellschaften vor. Neben häufigen Rotfuchsschwanzrasen finden

sich die Knickfuchsschwanz-Gesellschaft und die Straußgras-Gesellschaft (AMARELL & KLOTZ 1998). Das Untersuchungsgebiet wird im Osten von den Resten der Hartholzau mit Stiel-Eiche, Flatter- und Feld-Ulme begrenzt. Der Hartholzauenwald ist mit Pappeln und Eichen aufgeforstet worden, so daß heute ein Laubmischwald in Kombination mit frischer Staudenflur das Landschaftsbild des Untersuchungsgebietes prägt.

In der Elbtalniederung entstanden mit der wirtschaftlichen Entwicklung und Landerschließung im 17. und 18. Jh. die Grundlagen für die Herausbildung von Wiesen und Weiden. So führte vor allem die Bevölkerungsentwicklung und der damit steigende Holzbedarf zu einer Auflichtung und Übernutzung der Auenwälder. In Folge dieser Entwicklung war bis in das letzte Jahrhundert eine Zunahme des Auengrünlandes zu verzeichnen. Anhand von historischen Karten (u.a. GEOMETRISCHER PLAN 1747, SPECIALKARTE 1840) läßt sich belegen, daß die „Schleusenheger Wiesen“ mindestens seit Mitte des 18. Jh. hauptsächlich als Wiese genutzt wurden. Seit Gründung der ehemaligen LPG Wörlitz wurden die Wiesenflächen der Elbauen v.a. für die Kälberzucht bewirtschaftet (REICHHOFF & REFIORE 1997). Die Fläche des „Schleusenhegers“ wurde in den Jahren bis 1991 jeweils im Mai gemäht und mit Jungtieren beweidet. In diesen Jahren erfolgte ebenfalls NPK-Düngung. Die gesamte Fläche unterlag nie dem Vertragsnaturschutz und wurde niemals beregnet. In den Jahren 1991 bis 1997 erfolgte auf den „Schleusenheger Wiesen“ lediglich Mahd. Rinder wurden im genannten Zeitraum nicht mehr gehalten und die Düngung war zu dieser Zeit ausgesetzt. Im Februar 1998 erfolgte eine Begüllung der höher gelegenen Elbeterrasse. Seit 1998 befindet sich auch wieder eine Jungtierherde auf der Fläche, die in Portionsweide gehalten wird.

4 Material und Methoden

4.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete

Die Aufgabe innerhalb des Projektes bestand in der Bearbeitung von mindestens zwei Untersuchungsgebieten, um die gefundenen Zusammenhänge hinsichtlich ihrer Gemeinsamkeiten, ihrer durch u.a. lokale geologische und hydrologische Standortbedingungen verursachten Unterschiede sowie ihrer räumlichen Übertragbarkeit zu überprüfen. Die Untersuchungsgebiete sollten topographisch, morphologisch und in ihrer Nutzung analog sein und für häufig an der Elbe vorkommende Auenbereiche repräsentativ sein. Als Untersuchungsgebiete wurden zwei im Deichvorland, am Mittellauf der Elbe gelegene Auengrünländer ausgewählt, ein Hauptuntersuchungsgebiet bei Steckby und ein Nebenuntersuchungsgebiet bei Wörlitz (siehe Tab. 4-1).

Die Auswahl der Untersuchungsgebiete erfolgte unter Berücksichtigung folgender Kriterien:

- dem Vorhandensein einer weitgehend naturnahen Überflutungsdynamik
- ein für Auen typisches Kleinrelief mit Senken, Flutrinnen und höher gelegenen Bereichen
- eine mittlere landwirtschaftliche Nutzungsintensität des Auengrünlandes

Tab. 4-1: Beschreibung der Untersuchungsgebiete entlang der Mittleren Elbe

Name	Schöneberger Wiesen bei Steckby	Schleusenheger Wiesen bei Wörlitz
Schutzstatus	Naturschutzgebiet „Steckby-Lödderitzer Forst“ Zone II des BR Mittlere Elbe	Landschaftsschutzgebiet „Mittlere Elbe“ Zone III des BR Mittlere Elbe
Lage	Elbe-km 283 – 285,5 rechtselbisch	Elbe-km 242 – 243,5 linkselbisch
Flächengröße und Höhenlage	ca. 1,8 km ² 51-55 m+NN	ca. 1,0 km ² 59-62 m+NN
Nutzung	ein- bis zweischürige Mahd unter Vertragsnaturschutz	Beweidung (Portionsweide)
Bewirtschaftung	Agrargenossenschaften Leps und Hohenlepte	Agrargenossenschaft Wörlitz

4.2 Probeflächen und Meßstellen

Die Lage der Probeflächen und Meßstellen innerhalb der Untersuchungsgebiete wurde unter Anwendung einer stratifizierten Zufallsverteilung bestimmt. Dabei erfolgte eine Stratifizierung (Unterteilung) der Untersuchungsgebiete in drei Straten (Einheiten) entlang des Feuchtigkeitsgradienten. Innerhalb der Straten *trockenes Grünland*, *feuchtes Grünland* und *Flutrinnen* wurde jeweils die gleiche Anzahl von Probeflächen per Zufallsauswahl festgelegt. Im UG Steckby wurden zwölf Probeflächen pro Stratum (insgesamt 36 Probeflächen) und im UG Wörlitz vier Probeflächen pro Stratum ausgewählt. Die Verortung der einzelnen Probeflächen erfolgte nach Drei-

ecksvermaschung georeferenzierter Karten im Gelände mit Hilfe eines RTK-DGPS zur Ermittlung von hochgenauen Lagekoordinaten (STAB ET AL. 2000).

Mit Beginn der Geländearbeiten im Frühjahr 1998 wurden in den zwei UG insgesamt 50 Bohrungen abgeteuft und zu Grundwassermeßstellen (GWM) ausgebaut. Auf jeder Probestelle wurden HDPE-Grundwasserbeobachtungsrohre (DN 30) installiert, die bis zu einer Tiefe von max. 6 m unter Geländeoberkante (GOK) verfiltert sind und mit denen das oberflächennahe Grundwasser beobachtet und beprobt werden soll. Die Anzahl dieser 1"-GWM verteilt sich wie folgt auf die Untersuchungsgebiete: UG Steckby – 33 Stück und UG Wörlitz – 10 Stück.

Die tieferen Bohrungen (DN 125) in der Elbaue bei Steckby (4 Stück) und Wörlitz (3 Stück), wo nachfolgend die bodenhydrologischen Meßstationen installiert wurden, sind von der Bohrgesellschaft Roßla mbH abgeteuft worden. Dabei kam das Trockenkern-Bohrverfahren mit Schappe ohne durchgehende Gewinnung von gekernteten Proben zum Einsatz. Die laufenden Bohrmeter wurden in Kernkisten ausgelegt und horizontweise beprobt. Die Bohrungen im UG Steckby erreichten eine durchschnittliche Endteufe von 16 m und haben den lokalen tertiären Liegendstauer (Rupelton) angetroffen. Im Nebenuntersuchungsgebiet Wörlitz wurden die Bohrungen bis zu einer Endteufe von 30 m niedergebracht, der tertiäre Liegendstauer wurde hier nicht erreicht. Bei den tieferen Bohrungen (insgesamt 7 Stück) erfolgte der Ausbau zur Grundwassermeßstelle in Form eines Doppelpiegels (5" bzw. 2") mit getrennten Filterbereichen (Tab. 4-2), womit eine teufenorientierte Probenahme unterschiedlicher Grundwasserstockwerke möglich ist (DVWK-MB 245/1997).

Tab. 4-2: Koordinaten und Ausbau der tieferen Grundwassermeßstellen (Doppelpiegel)

Meßstelle	R-Wert	H-Wert	HüNN [m]	FOK [m]	FUK [m]	Teufe [m]	Ausbau-Ø [Zoll]
GWM 4o	4498337	5754352	52,907	1,2	5,2	5,5	2
GWM 4u	4498337	5754350	52,821	8,0	13,0	14,0	5
GWM 13o	4498405	5754334	52,963	2,5	5,5	30,0	2
GWM 13u	4498405	5754334	52,963	8,0	13,0	30,0	5
GWM 16o	4498762	5753828	53,275	1,2	5,2	16,0	2
GWM 16u	4498762	5753828	53,275	9,8	14,8	16,0	5
GWM 24	4498152	5754133	53,761	1,0	16,0	17,0	5
GWM 39o	4526726	5747484	60,842	3,0	19,0	30,0	5
GWM 39u	4526726	5747484	60,842	21,0	29,0	30,0	2
GWM 42o	4526567	5747837	62,041	2,0	19,0	30,0	5
GWM 42u	4526567	5747837	62,041	21,0	29,0	30,0	2
GWM 47o	4526723	5748117	61,186	2,0	12,0	30,0	5
GWM 47u	4526723	5748117	61,186	14,0	29,0	30,0	2

4.3 Bodenhydrologische Meßstationen

Um die zeitlichen Veränderungen chemischer und physikalischer Parameter im Sicker- und Grundwasser zu erfassen, wurden in drei unterschiedlichen geomorphologischen Einheiten (Straten) der UG Steckby und Wörlitz bodenhydrologische Meßstationen errichtet (Abb. 4-1). In beiden Gebieten wurden jeweils drei Meßstationen an den verschiedenen Standorten (Flutrinnen, feuchtes und trockenes Grünland) installiert. Konzeptionell ist jedes Meßsystem (Fa. UIT, Dresden) in autark arbeitende Module unterteilt, wodurch eine hohe Zuverlässigkeit des Gesamtsystems gewährleistet wird. Jedes Modul verfügt über eine eigene Solarstromanlage.

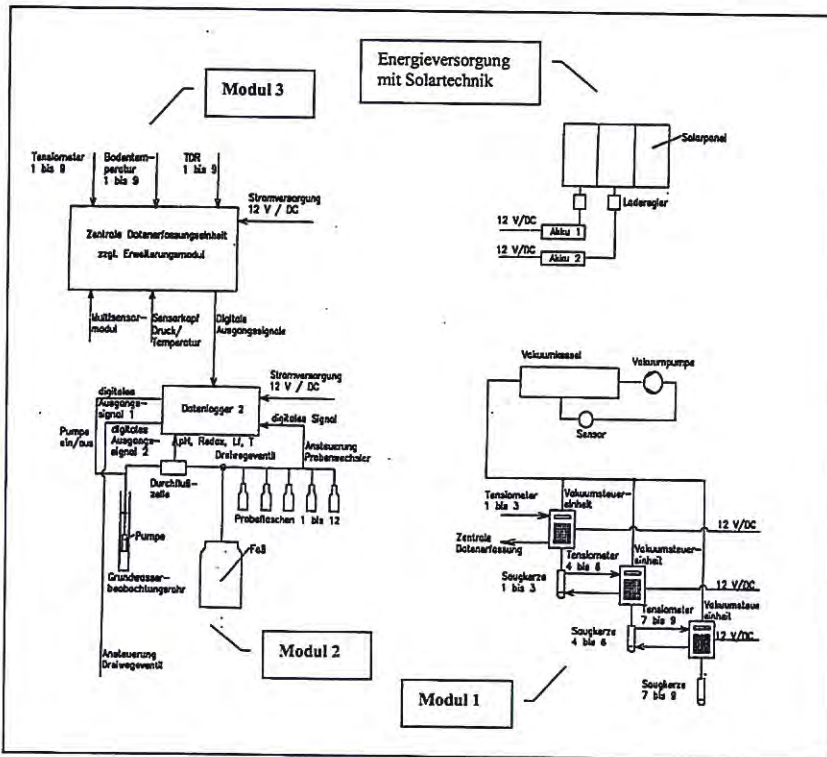


Abb. 4-1: Bodenhydrologisches Meßsystem (Anlagenkonfiguration)

Anlagenkonfiguration:

- Modul 1:** Messung der Bodenfeuchte, Bodentemperatur und Saugspannung sowie Probenahme von Bodenlösung mittels tensionsgesteuerter Saugkerzen
- Modul 2:** automatische Grundwasserprobenahmeeinheit mit direkter Messung von Wasserstand, Temperatur, pH-Wert, Redoxpotential und elektrischer Leitfähigkeit
- Modul 3:** zentrale Datenerfassung
- Modul 4:** Multisensormodul zur kontinuierlichen Registrierung von Wasserstand, Temperatur, pH-Wert, Redoxpotential, Sauerstoffgehalt und elektrischer Leitfähigkeit im Grundwasser

Mit diesen Meßstationen ist es möglich, wahlweise im Handbetrieb, ereignisbezogen bzw. in festgelegten Zeitreihen die physikochemischen Steuergrößen (Feldparameter) direkt zu messen oder für die Bestimmung von Nähr- und Schadstoffgehalt im Labor notwendige Proben zu entnehmen.

4.4 Probenahme

Aufgrund der hohen saisonalen Variabilität hinsichtlich hydrologischer als auch stofflicher Prozesse in den Auen erfolgte die Erfassung der Hydrochemie und der isotopischen Zusammensetzung des Grund- und Flußwassers in 20 Meßstellen monatlich von Frühjahr 1998 bis Frühjahr 2000. Alle übrigen Meßstellen und die Oberflächengewässer (kleinere Vorfluter, Flutrinnen) wurden zweimal pro Jahr jeweils im Frühjahr und Herbst beprobt.

Sämtliche Proben wurden am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH in den Sektionen Analytik, Hydrogeologie und Bodenforschung analysiert. Die Proben wurden vor ihrer Messung entsprechend den allgemein üblichen Richtlinien (DVWK-R 128/1992, DIN 1985) konserviert und gelagert.

4.4.1 Oberflächenwasser

Die Beprobung des Flußwassers (Elbe) und der kleineren Vorfluter (Fundergraben) in den Untersuchungsgebieten wurde mit Schlauchpumpen durchgeführt. Die Probenahme aus der Elbe erfolgte dabei am rechtsseitigen (Steckby) bzw. linksseitigen (Wörlitz) Ufer von einem Buhnenkopf aus. Für die Beprobung von Oberflächenwasser aus den Flutrinnen wurde außer Schlauchpumpen teilweise Teflonschöpfer benutzt. Weiterhin wurde in unregelmäßigen Abständen der Niederschlag aus der im UG Steckby installierten Klimastation beprobt und hydrochemisch sowie isotopisch analysiert. Das Niederschlagswasser wurde mit einem HELLMANN-Niederschlagssammler aufgefangen und als Mischprobe aller 14 Tage entleert.

Analog zur Erfassung der Grundwasserstände erfolgte eine 14-tägige Messung der Flußwasserstände an eigens dafür in den Untersuchungsgebieten installierten Elbe-Hilfspegeln. Bei den Hilfspegeln handelt es sich um ca. 3 m lange, max. 1,5 m tief in den Boden eingebrachte Holzstämmen mit einem Durchmesser von ca. 15-20 cm. Diese Flußpegel wurden jeweils als Quertransekte (4 Stück) an den Elbe-km 242,4 und 285 gesetzt und sind mit einer Markierung in Höhenmeter ü.NN versehen (s. Abb. 3-5).

Um den Zufluß (Input) und eventuelle Infiltrationen der oberirdischen Fließgewässer (Bachläufe) in die Flußauë besser abschätzen zu können wurden in Übereinstimmung mit dem DVWK-Merkblatt 220 (1991) hydraulische Abflußberechnungen bei unterschiedlichen Wasserstandssituationen an den kleineren Vorflutern durchgeführt.

4.4.2 Sickerwasser

Aufgrund der zeitlichen Variationen wichtiger hydrologischer Kenngrößen (Grundwasserflurabstände, Wassersättigung des Porenraumes, Matrixpotential) wurden in unterschiedlichen morphologischen Einheiten (Flutrinnen, feuchtes und trockenes Grünland) der UG an den bodenhydrologischen Meßstationen horizontbezogen in drei Tiefenstufen im oberen Bodenbereich bis

maximal 1 m Tiefe Sickerwasserproben in 14-tägigem Rhythmus gewonnen (UFZ-Sektion Bodenforschung). Die Gewinnung des Sickerwassers erfolgte mittels tensionsgesteuerter Saugkerzen mit Keramikkörper (Typ SK 2). Beim Zusammentreffen von geringen Niederschlägen, hoher Evapotranspiration und nicht ausreichender kapillarer Nachlieferung entwickeln sich in den untersuchten Auen infolge Wassermangel insbesondere während der Sommermonate sehr trockene Standorte. Eine Sickerwasserprobenahme ist in diesem Zeitraum nicht möglich.

4.4.3 Grundwasser

Die Gewinnung der Grundwasserproben erfolgte in den 5“- und 2“-Grundwassermeßstellen mit einer Unterwassermotorpumpe (Typ MP-1, Fa. GRUNDFOS bzw. KOMET-Kreiselpumpe). Aus den oberflächennahen 1“-Grundwassermeßstellen erfolgte die Probenahme mit Schlauchpumpe (Fa. EUKELKAMP). Die Grundwasserproben wurden nach dem dreifachen Austausch des Standrohrvolumens der Meßstelle, frühestens aber nach dem Erreichen konstanter physikochemischer Parameter in Übereinstimmung mit DIN 38402-13 (DIN 1985) gewonnen.

Die Messung der Grundwasserstände erfolgte zum einen manuell mit Kabellichtloten (Fa. SEBA, Kaufbeuren) in mindestens 14-tägigen Abständen von Frühjahr 1998 bis Frühjahr 2000, während der Hochwasserereignisse wurden die Messungen täglich bis wöchentlich durchgeführt. Zum anderen wurden innerhalb der bodenhydrologischen Meßstationen und an ausgewählten Grundwassermeßstellen Felddatenlogger (FDL - Feld-Data-Logger der Fa. UIT GmbH, Dresden) eingesetzt, um die häufigen Wechsel der Wasserstände in den Auengebieten räumlich und zeitlich hochaufgelöst zu erfassen.

4.4.4 Sediment

Während der Bohrarbeiten im Frühjahr 1998 wurden 175 Sedimentproben für die Bestimmung der Korngrößen sowie der Schwermetallverteilung in den Auenböden und Sedimenten entnommen.

Beim Niederbringen der tieferen Bohrungen wurden teufenorientierte Sedimentproben mit einem Volumen von 1-2 l für die Korngrößenanalyse entnommen und in PVC-Dosen abgefüllt. Die Beschaffenheit des in den Kernkisten abgelegten Bohrgutes wurde im Gelände aufgenommen und anhand von DIN 4022 (Benennen und Beschreiben von Boden und Fels, 1987) detailliert in Schichtenverzeichnissen beschrieben. Mit 10%-iger Salzsäure wurde das Vorhandensein von Kalk geprüft.

Zusätzlich wurden für die Bestimmung der Schwermetallgesamtgehalte im Boden und in tieferliegenden Sedimenten Proben mit der Rammkernschlitzsonde (Sedimentfangkorb) und PVC-Linern gewonnen.

4.5 Analysenmethoden

Ein Überblick über die verwendeten Analysenmethoden zur Bestimmung der anorganischen und organischen gelösten Bestandteile wird in Tab. 4-3 gegeben.

Tab. 4-3: Übersicht der analytischen Methoden und deren Nachweisgrenzen

Meßgröße	Meßmethode / Meßtechnik	Nachweisgrenzen [mg/l]
K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}	ICP-OES, (Spectro Analytical Instruments)	0,001
Na^+	Flammen-AAS	0,0002
HCO_3^-	Titration mit 0,1 M HCl	0,5
Cl^- , SO_4^{2-}	Ionenchromatographie, DX500 (Dionex)	0,5
NO_3^-	Ionenchromatographie, DX500 (Dionex)	0,2
NO_2^{2-}	Ionenchromatographie, DX500 (Dionex)	0,05
NH_4^+ , PO_4^{2-}	Photometrie, EPOS Analyzer 5060 (Eppend.)	0,01, 0,07
P_{ges} , Si	ICP-OES, (Spectro Analytical Instruments)	0,1
Fe_{ges}	ICP-OES, (Spectro Analytical Instruments)	0,05
Mn_{ges}	ICP-OES, (Spectro Analytical Instruments)	0,02
Al^{3+}	ICP-OES, (Spectro Analytical Instruments)	0,07
As, Hg	Hydridtechnik	0,0005
Cr, Cu, Ni, Pb	Graphitrohr-AAS	0,0001
Cd	Graphitrohr-AAS	0,00005
Zn	ICP-OES, (Spectro Analytical Instruments)	0,03
DOC, (TOC)	NPOC-Methode, (Gerät TOC 5050, Shimadzu, Kyoto)	0,5

4.5.1 Physikochemische Parameter (Feldparameter)

Die Milieuparameter Wassertemperatur, pH-Wert, Redoxpotential, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoffgehalt wurden während der Probenahme in einer geschlossenen Durchflußmeßzelle mit einer Multiparametersonde (Typ Multi Line P4, Fa. WTW, Weilheim) erfaßt. Das Redoxpotential ist nach QUENTIN (1988) temperaturkorrigiert (25°C) auf die Standard-Wasserstoffelektrode umgerechnet. Die Bestimmung der Säurekapazität $K_{s4,3}$ (m-Wert) erfolgte sofort während der Probenahme im Feld mittels Titration (automatische Bürette oder Digitaltitrator der Fa. HACH) entweder mit 0,1 n HCl oder mit 0,16 n H_2SO_4 .

An sechs GWM, innerhalb der bodenhydrologischen Meßstationen, wurden mit Hilfe eines Multisensormodul (MSM der Fa. UIT GmbH, Dresden) die Feldparameter Wasserstand, Temperatur, pH-Wert, Redoxpotential, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und z.T. Nitrat und Ammonium direkt im durchströmten Aquifer in festgelegten Zeitreihen gemessen.

4.5.2 Anorganik

Die Proben für die Bestimmung der Kat- und Anionen sowie der Spurenelemente wurden mit 0,45 µm Cellulose-Acetat-Filtern filtriert und in 60 ml HDPE-Flaschen abgefüllt. Zur Stabilisierung der Kationen und Spurenelemente wurde 1% der Probenmenge an konzentrierter HNO_3^-

Lösung zugegeben. Die Proben wurden bis zur Messung im Labor lichtgeschützt und gekühlt transportiert und aufbewahrt.

4.5.3 Organik

Zu Beginn der hydrochemischen Untersuchungen wurde ein Screening auf spezifische organische Stoffe (u.a. AOX, PAK und HCH) in der Elbe und im landseitigen Grundwasser durchgeführt. Die Konzentrationen der organischen Schadstoffe lagen sowohl im Grundwasser als auch im Flußwasser überwiegend unterhalb oder im Bereich der analytischen Bestimmungsgrenzen und konnten deshalb in der Wasserphase nicht oder nur im Spurenbereich nachgewiesen werden (vgl. LAU 1996-1999). Bei den leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffen besteht neben einer guten Wasserlöslichkeit eine hohe Flüchtigkeit, sie entweichen daher relativ schnell aus dem Wasserkörper und können dann nur noch in geringen Konzentrationen nachgewiesen werden. Einige organische Schadstoffe (z.B. PAK) liegen wiederum wegen ihrer geringen Wasserlöslichkeit vor allem an Feststoffpartikel gebunden vor und können erst durch die Untersuchung der Schwebstoffe und Sedimente erfaßt werden. Aufgrund der o.g. Analysenergebnisse wurde auf weitere Untersuchungen der spezifischen organischen Spurenstoffe verzichtet.

Für die Beprobung der organischen Parameter TOC/DOC wurden dunkle 100 ml Glasflaschen mit Schliffstopfen verwendet. Der organische Kohlenstoffgehalt wurde in Anlehnung an das Verfahren DIN 38409 – H3 (1997) zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) analysiert.

Die TOC- (total organic carbon) bzw. DOC-Konzentration (dissolved organic carbon = gelöster organischer Kohlenstoff) wurde mit Messung der NPOC-Methode (nicht ausblasbarer organischer Kohlenstoff) bestimmt. Dabei wird die Probe angesäuert und mit Sauerstoff durchströmt. Zur Überprüfung der Meßwerte wurde mit der Differenzmethode aus TC (total carbon) minus IC (inorganic carbon) der TOC/DOC-Wert nochmals bestimmt.

4.5.4 Isotope

4.5.4.1 Stabile Isotope

Die Messung der Isotopenverhältnisse für die stabilen Isotope erfolgt massenspektrometrisch, wobei eine relative Differenz des Isotopenverhältnisses der Probe gegenüber dem eines internationalen Standards bestimmt wird. Die Differenz bzw. Abweichung vom Standard wird als δ -Wert angegeben. Der δ -Wert gibt das Isotopenverhältnis R einer Probe relativ zu dem Isotopenverhältnis R eines international anerkannten Standards in Promill an.

$$\delta R_{\text{Probe}} [\text{‰}] = \frac{R_{\text{Probe}} - R_{\text{Standard}}}{R_{\text{Standard}}} * 1000 \quad \text{Gleichung 4-1}$$

mit	R_{Probe}	Isotopenverhältnis der Probe ($^2\text{H}/^1\text{H}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$, $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$)
	R_{Standard}	Isotopenverhältnis des Standards

Als internationale Standards werden verwendet (MOSER & RAUERT 1980):

- $\delta^2\text{H}$, $\delta^{18}\text{O}$: V-SMOW = Vienna Standard Mean Ocean Water

- $\delta^{34}\text{S}$: CDT = Cañon Diablo Troilit

Aus Gleichung 4-1 ergibt sich, daß positive δ -Werte einer Probe eine Anreicherung der schweren Isotope in dieser Probe gegenüber dem Standard bedeuten, wohingegen negative δ -Werte eine Verarmung an schweren Isotopen der Probe relativ zum Standard anzeigen.

Zur Analyse der stabilen Isotope müssen die Proben in ein Meßgas umgewandelt werden. Dazu wurden die im folgenden kurz beschriebenen Methoden angewendet.

Deuterium (^2H)

Für die Deuterium-Bestimmung werden 3 μl der Wasserprobe unter Vakuum verdampft und bei 850 °C mit Chrom zu H_2 reduziert. Die $\delta^2\text{H}$ -Messung am Wasserstoff erfolgte an einem IRMS (Isotope Ratio Mass Spectrometer) Typ delta S der Firma FINNIGAN MAT (San Jose, USA) gegen den internationalen Standard V-SMOW. Der Meßfehler beträgt nach einer Doppelbestimmung 1‰.

Sauerstoff-18 (^{18}O)

Für die Bestimmung des $\delta^{18}\text{O}$ -Gehaltes wurden 5 ml Wasserprobe unter Zugabe eines Puffergemisches auf einen pH-Wert von 6-6,5 eingestellt. Die Probe wurde mit CO_2 unter Luftabschluß bei konstanter Temperatur in einer Schüttelapparatur (ca. 6 Stunden) in das Sauerstoff-Isotopengleichgewicht gebracht. Dabei findet ein Isotopenaustausch des Sauerstoffs aus der Probe und des CO_2 aus der Gasflasche bis zur Gleichgewichtseinstellung statt. Dieses Gleichgewicht verläuft nach folgender Reaktion (MOSER & RAUERT 1980):



Das CO_2 dient als Meßgas und wurde nach einer Gastrocknung bei -65 °C ebenfalls im Massenspektrometer (Firma FINNIGAN MAT, Typ delta S) gegen den V-SMOW gemessen. Der Meßfehler beträgt $\leq 0,1\%$.

Schwefel-34 (^{34}S)

Um Isotopenfraktionierungen im Sulfatschwefel der gewonnenen Probe durch mikrobiell induzierte Reaktionen und durch Sulfidoxidation zu vermeiden, wurden die Wasserproben im Gelände mit Zinkacetat (5 mg/l) und Chloroform (1 ml/l) versetzt. Vorhandenes Sulfid wird daraufhin als ZnS gefällt, während das Chloroform die mikrobielle Sulfatreduktion unterbindet. Je nach Sulfatgehalt wurden 500 - 800 ml Probe mit einer Filtrationsvorrichtung über Celluloseacetatfilter filtriert. Danach wurde mit HCl angesäuert und aus der Wasserprobe durch Zugabe von BaCl_2 -Lösung im Überschuß das BaSO_4 ausgefällt. Die Lösung wurde über Nacht stehengelassen. Das gefällte BaSO_4 wurde anschließend abfiltriert, gewaschen, getrocknet und homogenisiert. Etwa 150 μg der Sulfatprobe wurden in einer mit dem Massenspektrometer (Firma FINNIGAN MAT, Typ delta S) on-line gekoppelten Apparatur zu SO_2 -Gas umgewandelt (Flash-

Verbrennung), an dem die Messung der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte gegen den internationalen Standard CDT erfolgte. Der Meßfehler beträgt $\leq 0,3\%$.

4.5.4.2 Radioaktive Isotope

Tritium (^3H)

Die Bestimmung der Tritiumkonzentration in den Wasserproben erfolgte über partielle elektrolytische Anreicherung des Tritiums. Dazu werden 250 ml Probe unter Zugabe von Natriumperoxid in Edelstahlzellen mit Weichstahlkatode um den Faktor 15 bis 18 elektrolytisch angereichert und mittels Flüssigszintillationsspektrometer Quantulus 1220 der Firma EG&G WALLAC (Turku, Finnland) über 1000 min detektiert. Die Konzentrationsangabe erfolgt in TU (tritium units) mit einer Nachweisgrenze von 0,5 TU. Der Meßfehler beträgt $\leq 10\%$ (2σ).

4.5.5 Sediment

4.5.5.1 Korngrößenanalyse

Die Korngrößenanalyse wurde an 110 horizontbezogenen Sedimentproben aus den tieferen Bohrungen nach DIN 18123 (Bestimmung der Korngrößenverteilung, 1996) mittels Trockensiebung durchgeführt. Zusätzlich wurde an 15 Proben die Korngrößenverteilung durch Sieben und Sedimentation in Anlehnung an DIN 19683 (Teil 1 und 2, 1973) ermittelt.

Die Proben wurden zu Beginn bei 105 °C im Trockenofen bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und die erforderliche Probenmenge in Abhängigkeit von der Einzelkorngröße eingewogen (vgl. DIN 18123). Anschließend wurden die Sedimentproben gesiebt und die einzelnen Korngrößenfraktionen pro Sieb ermittelt. Die Maschenweiten des verwendeten Siebsatzes reichen von 63 μm bis 16 mm. Die Korngrößenverteilung der Siebrückstände (Korngröße kleiner 0,2 mm) wurde zusammen mit dem Siebdurchgang mit einem Sedigraphen bis zu einer Korngröße kleiner 0,2 μm ermittelt. Die gewonnen Werte wurden als Siebkornlinien (Kornsummenkurve) mit einem im UFZ entwickelten Programm dargestellt. Die Größen d_{10} und d_{60} (Korndurchmesser bei 10% bzw. 60% Siebdurchgang) sowie der Unförmigkeitsgrad $U = d_{60}/d_{10}$ konnten abgelesen und berechnet werden. Aus diesen Werten wurden die Durchlässigkeitsbeiwerte nach BEYER (1964) und HAZEN (1893) mit einer implementierten Überprüfung der Gültigkeitsgrenzen berechnet.

4.5.5.2 Schwermetallanalyse

Für die Bestimmung der Schwermetallgesamtgehalte wurden 50 Proben luftgetrocknet, gemörtelt und in die Fraktionen <2 mm und <63 μm gesiebt (Trockensiebung) und nach Mikrowellenaufschluß (HCl , HNO_3 , H_2O_2) mit der Flammen-AAS (Firma ANALYTIK, Jena) vermessen. Die Abschätzung der Mobilisierbarkeit umweltrelevanter (Schad)Stoffe spielt besonders in den Flußauen eine wesentliche Rolle bei der Bewertung der ökologischen Situation. Deshalb wurden von den Proben Elutionen mit destillierten Wasser (S4), mit Elbewasser und NH_4NO_3 hergestellt (pflanzenverfügbare Schwermetallanteile) und mit der AAS-Spektroskopie vermessen. Ziel dieser Untersuchungen ist es, eine erste Abschätzung zur Mobilität der Schwermetalle vorzunehmen. Alle Schwermetallanalysen wurden am Institut für Geographie an der Universität Leipzig durchgeführt.

4.6 Digitales Geländemodell

Die Geländemorphologie von Auen ist ein prozeßbestimmender Standortfaktor und beeinflusst den Wasser- und Stoffhaushalt von Auenökosystemen maßgeblich, beispielsweise die Überflutungshäufigkeit und -dauer. Für eine flächige Abbildung ökologischer Zusammenhänge zwischen abiotischen und biotischen Parametern sind die Geländehöhen und das Relief der Überflutungsaua von zentraler Bedeutung (u.a. HÜGIN & HENRICHFREISE 1992, JÄHRLING 1995). Für kleinräumige Betrachtungen ökologischer Fragestellungen werden vor allem von biologischer Seite hochgenaue Digitale Geländemodelle (DGM) gefordert (u.a. HAPE ET AL. 2000). Die von den Landesvermessungsämtern standardmäßig im jeweiligen Geltungsbereich ihrer Länder vorliegenden landesweiten Höhendatensätze weisen für die Bearbeitung von auenökologischen Fragestellungen jedoch keine hinreichenden Genauigkeiten auf.

4.6.1 Höhenmodell

Durch Interpolation bekannter Höhenwerte wird es möglich, die Geländeoberfläche als besondere kennzeichnende Größe in Digitalen Höhenmodellen (DHM) abzubilden. DHM, im folgenden auch als Digitale Geländemodelle bezeichnet, stellen somit in digitaler Form die stetige Variation der Erhebung der Erdoberfläche dar (BÄHR & VÖGTLE 1998).

Im Rahmen des Verbundforschungsprojektes RIVA (vgl. Kap. 1.2) wurde von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) Koblenz für die beiden Untersuchungsgebiete (Steckby, Wörlitz) ein DGM erarbeitet und zur Verfügung gestellt (ROSENZWEIG 2001). Das DGM wurde auf Grundlage einer aerophotogrammetrischen Bildauswertung und einer sich anschließenden terrestrischen Nacherfassung der durch die Befliegung nicht auswertbaren Bereiche mit einem satellitengestützten Navigationssystem zur Ermittlung von hochgenauen Lagekoordinaten (RTK-DGPS: RTK - R eal Time Kinematic, DGPS - Differential Global Positioning System) erstellt. Das aus einer großen Punktmenge aus Lagekoordinaten und Höhenangaben bestehende DGM wurde in GIS-Datenbanken abgelegt (z.B. UG Steckby ca. 1 Mio. Datenpunkte) und zu späteren Modellierungszwecken in Polygone überführt. Weitere Verarbeitungen liefern z.B. Isohypsen der Höhen im Abstand von 5 cm. Die Rasterweite des DGM beträgt 1 x 1 m. Zur Überprüfung der Genauigkeit des DGM wurden Meßpunkte mit dem DGPS nachgemessen. Die Höhenangaben der DGM-Rasterpunkte weichen in der Regel weniger als 30 cm von den DGPS-Meßwerten ab. In den stärker reliefierten Bereichen (z.B. Flutrinnen) betragen die Höhendifferenzen innerhalb der 1 m² Raster maximal 38 cm. 92% aller nachgemessenen Rasterpunkte liegen zwischen +25 und -25 cm. In den schwächer reliefierten Bereichen schwanken die 1 m²-Werte in der Regel zwischen 1 cm und 15 cm (PETER ET AL. 1999, STAB ET AL. 2000). Auf Grundlage des beschriebenen DGM wurden stationäre und instationäre hydraulische Modellierungen mit einem dreidimensionalen Grundwassermodell durchgeführt (vgl. Kap. 5.2).

Topographische Karten in den neuen Bundesländern verwenden unabhängig vom Koordinatensystem als Bezugspunkt für die Höhe den Kronstädter Pegel (Insel in der Nähe von St. Petersburg) in mHN (Höhennormal). Die Höhenangaben des in der Arbeit verwendeten DGM und der DGPS-Messungen beziehen sich auf dieses Höhensystem. Im Gegensatz dazu werden die Wasserstände der Elbe (Elbe-Pegel) von den Wasser- und Schifffahrtsämtern (WSA) mit Bezug zum Amsterdamer Pegel in mNN (Normalnull) angegeben. Die Höhenangaben der beiden Höhensysteme sind nicht unmittelbar miteinander vergleichbar, die Umrechnung vom HN- in das NN-

System ist ortsabhängig und erfolgt mit einer Umrechnungskarte des Landesamtes für Landesvermessung und Datenverarbeitung Sachsen-Anhalt. In den beiden Untersuchungsgebieten bei Steckby und Wörlitz läßt sich folgende Differenz feststellen: $NN = HN + 18 \text{ cm}$.

4.6.2 Luftbilder

Für eine Luftbildauswertung standen folgende Unterlagen zur Verfügung:

- 4 Luftbilder des UG „Schöneberger Wiesen“ bei Steckby (Elbe-km 283-285) von der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost (WSD-Ost), Berlin vom 19.08.1996, Maßstab 1:6000
- 5 Luftbilder des UG „Schleusenheger Wiesen“ bei Wörlitz (Elbe-km 242-243) von der Wasser- und Schifffahrtsdirektion Ost (WSD-Ost), Berlin vom 01.06.1994, Maßstab 1:6000

4.7 Grundlagen der Grundwassermodellierung

Die relative Unzugänglichkeit von Grundwasserleitern und die Langsamkeit von Prozessen im Untergrund macht die Anwendung von Modellen besonders in den Geowissenschaften erforderlich (HOLZBECHER 1996). Modellvorstellungen sind u.a. notwendig zur Interpolation der Beschaffenheit des Untergrundes über die zumeist nur stichpunktartig vorliegenden Bohrdaten.

Die Strömungsvorgänge in Lockergesteinsformationen können näherungsweise durch mathematische Modelle beschrieben werden. Ziel der Modellbildung in der Hydrogeologie ist letztendlich die mathematische Nachbildung der Grundwasserströmung in Abhängigkeit von den naturräumlichen Bedingungen. Da letztere stets lückenhaft erfaßt oder verarbeitbar sind, ist eine Validierung von Modellvorstellungen unumgänglich.

Numerische Grundwassermodelle werden eingesetzt, um die für wasserwirtschaftliche und ökologische Fragestellungen interessierenden Größen wie Fließgeschwindigkeit oder Abfluß zu ermitteln, da diese nicht direkt meßbar sind. Sie müssen indirekt aus meßbaren Größen wie z.B. den Piezometer- bzw. Grundwasserhöhen bestimmt werden (KINZELBACH & RAUSCH 1995). Ein weiteres Anwendungsgebiet von numerischen Grundwassermodellen ist die Vorhersage von Grundwasserabsenkungen und -aufhöhungen im Zusammenhang mit anthropogenen Eingriffen wie z.B. wasserbaulichen Maßnahmen.

Für praktische Anwendungen existieren zur Simulation von Grundwasserströmungsprozessen anerkannte numerische Verfahren in Form leistungsfähiger Software. Numerische Grundwassermodelle bauen auf dem hydrogeologischen Konzeptmodell auf und belegen es mit quantitativen Angaben. Modelltechnisch wird der Grundwasserleiter als hydraulische Einheit mit lokal differenzierten Eigenschaften nachgebildet. Eine Kommunikation der Vorfluter (z.B. Elbe) mit dem Grundwasserleiter und unregelmäßige Gebietsberandungen müssen im Modell realisiert werden können. Das erarbeitete Modell soll die Simulation von Strömungsvorgängen im Grundwasserleiter ermöglichen und gleichzeitig die natürlichen Verhältnisse hinreichend genau wiedergeben. Die Anpassung des Modells erfolgt auf Grundlage eines gemessenen Strömungszustandes im Grund- und Oberflächenwasser sowie im Rahmen von Genauigkeitsschranken (Berechnung der mittleren quadratischen Abweichung von gemessenen zu berechneten Wasserständen). Das hinreichend kalibrierte Grundwassermodell ermöglicht bei einer ausreichend vorhandenen Datengrundlage die optimale mathematische Beschreibung der geologischen und hydraulischen

schen Gegebenheiten. Auf diese Weise können sowohl Ist-Zustände als auch Prognosen für eine räumliche und zeitliche Entwicklung von Grundwasserstandsänderungen berechnet werden.

4.7.1 Auswahl des Modelltyps

Die Auswahl des Modells, der Grad seiner Detailliertheit, die räumliche Erstreckung und die erforderliche Diskretisierung ergibt sich aus der jeweiligen spezifischen Fragestellung. Die vorhandenen geohydraulischen Verhältnisse und Randbedingungen in den Untersuchungsgebieten erfordern den Einsatz eines ortsdiskreten mathematischen Modells. Zur Anwendung kommt das auf dem Verfahren der FINITEN DIFFERENZEN (FD) basierende Programmsystem Visual MODFLOW² (MCDONALD & HARBAUGH 1988). Beim Finite-Differenzen-Verfahren wird das zu modellierende Gebiet mit einem Raster aus Rechteckzellen überzogen und das hydraulische Potential (Druck- und Lagepotential = Grundwasserhöhe) für jedes einzelne Element berechnet. Zu diesem Zweck werden die partiellen Differentialgleichungen in einen Satz von Differenzengleichungen umgeformt. Diese Lösungsalgorithmen errechnen auf Basis der Eingangsdaten (z.B. Transmissivitätsverteilung, Randbedingungen, Grundwasserneubildung) als Ergebnis der Modellierung die Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet und die Bilanz aller Zu- und Abflüsse an den einzelnen Randbedingungelementen. Das Differenzenverfahren ist programmtechnisch relativ einfach zu handhaben und die numerische Lösung ist sehr stabil. Auf der anderen Seite werden Approximationen immer nur für die Stützstellen, die durch das Raster vorgegeben sind, berechnet. Wenn Zwischenwerte gewünscht sind, können diese durch Interpolation zwischen den Stützstellen erhalten werden. Ein wesentlicher Nachteil des Differenzenverfahren besteht darin, daß die räumliche Diskretisierung des Untersuchungsgebietes nur bedingt an die geometrischen Erfordernisse angepaßt werden kann. Dies kann sich gerade bei regionalen Modellen hinsichtlich der Rechenzeiten negativ auswirken (HARBAUGH & MCDONALD 1996).

4.7.2 Grundgleichungen der Grundwasserströmung

Es wird im folgenden nur auf die wichtigsten Gleichungen für die dreidimensionale Grundwasserströmung des verwendeten Modells MODFLOW nach (HARBAUGH & MCDONALD 1996) eingegangen. Eine vollständige Zusammenstellung der physikalischen Grundlagen sind in zahlreichen Lehrbüchern wie z.B. BEAR & VERRUIT (1987), ANDERSON & WOESSNER (1991), BUSCH ET AL. (1993), KINZELBACH & RAUSCH (1995), HOLZBECHER (1996), LEGE ET AL. (1996) oder SPITZ & MORENO (1996) enthalten.

Die modellhafte Beschreibung des Fließverhaltens von Wasser erfolgt im Bereich von Porengrundwasserleitern unter der Bedingung laminaren Fließens, mit Hilfe der DARCY-Gleichung. Die DARCY-Gleichung liefert unabhängig davon, ob sie analytisch oder numerisch gelöst wird, für alle Punkte des räumlichen Koordinatensystems eine Schätzung des hydraulischen Potentials (KINZELBACH & RAUSCH 1995). Das hydraulische Potential im Grundwasser setzt sich zusammen aus dem Druck- und Lagepotential. Die Strömungsgleichungen lassen sich aus der Kontinuitätsgleichung und dem Gesetz von DARCY herleiten.

² Visual MODFLOW ist ein Produkt der Waterloo Hydrogeologic Inc., Ontario, Canada.

Über die Kontinuitätsgleichung wird die Erhaltung der Massenströme in der gesättigten Zone beschrieben. Sie besagt, daß die über eine Berandung ein- und ausströmende Masse gleich der zeitlichen Änderung der in einem gedachten Würfel enthaltenen Masse sein muß:

$$S_0 \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial q_i}{\partial x_i} = Q \quad \text{Gleichung 4-3}$$

mit S_0 = spezifischer Speicherkoeffizient, h = hydraulische Höhe, q_i = spezifischer Durchfluß und Q = Quellen-/Senkenterm. Der Index i steht für die Richtungsorientierung der kartesischen Raumkoordinaten x , y und z (Rechtswert, Hochwert und Höhe).

Der spezifische Durchfluß (DARCY-Geschwindigkeit) q_i ist von der Porosität ϵ und der Abstandsgeschwindigkeit v_i abhängig:

$$q_i = \epsilon * v_i \quad \text{Gleichung 4-4}$$

Die hydraulische Durchlässigkeit wird im dreidimensionalen Raum, anisotropen Medium zu dem Tensor K_{ij} , der von den Ortskoordinaten x , y und z abhängig sein kann:

$$K_{ij} = \frac{k_{ij} \rho g}{\mu} \quad \text{Gleichung 4-5}$$

mit k_{ij} = Permeabilität, ρ = Dichte des Wassers, g = Erdbeschleunigung und μ = Viskosität. Der Index j steht ebenfalls für eine Richtungsorientierung im Raum.

Die Erhaltung des Impulses erscheint hier als generalisierte Form der DARCY-Gleichung:

$$q_i = -k_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} \quad \text{Gleichung 4-6}$$

mit

$$h = \frac{p}{\rho * g} + z \quad \text{Gleichung 4-7}$$

wobei p = Druck und z = Ortshöhe ist. Demnach sind die Schwerkraft und die durch sie hervorgerufenen Druckkräfte für die Grundwasserströmung verantwortlich.

4.7.3 Anfangs- und Randbedingungen

Um die Strömungsgleichungen in einem dreidimensionalen Gebiet lösen zu können, sind Anfangs- und Randbedingungen erforderlich. Die **Anfangsbedingungen** bestehen aus einer gegebenen Piezometerhöhenverteilung zum Zeitpunkt t_0 , zu dem die Simulation beginnt.

Für die Grundwasserströmung gilt folgende Anfangsbedingung:

$$h(x_i, 0) = h_I(x_i) \quad \text{Gleichung 4-8}$$

wobei h_I mit I = Initial einer räumlich verteilten, ortsabhängigen Anfangsfunktion entspricht.

Es gibt mehrere mögliche Arten von **Randbedingungen** in einem Strömungsmodell, folgende Randbedingungen können auf den einzelnen Teilrändern vorgegeben werden:

Bei der Randbedingung **1. Art** (DIRICHLET-Bedingung) wird ein hydraulisches Potential (Piezometerhöhe) auf dem Rand vorgegeben.

$$h(Rand) = f(t) \quad \text{mit} \quad h(x_i, t) \quad \text{Gleichung 4-9}$$

Ein Spezialfall der Randbedingung erster Art ist der Festpotentialrand mit zeitlich unabhängiger Piezometerhöhe $h = \text{konstant}$.

Die Randbedingung **2. Art** (NEUMANN-Bedingung) schreibt den Zu- oder Abfluß auf dem Rand vor.

$$q_h(x_i, t) = \frac{\partial h}{\partial x_i}(Rand) \quad \text{Gleichung 4-10}$$

Ein Spezialfall dieser Randbedingung ist der undurchlässige Rand ($\partial h / \partial x_i = 0$). Advektiver Zu- und Abfluß an undurchlässigen Rändern ist automatisch Null, da das Strömungsfeld dort eine verschwindende Geschwindigkeitskomponente senkrecht zum Rand liefert.

Die Randbedingung **3. Art** (CAUCHY-Bedingung) stellt eine Kombination aus den Randbedingungen der ersten und zweiten Art dar. Sie schreibt eine Linearkombination im Falle eines Zu- bzw. Abflusses, der von einer Differenz der hydraulischen Höhe abhängig ist, am Rand vor.

$$\alpha h(Rand) + \beta \frac{\partial h}{\partial x_i}(Rand) = f(t) \quad \text{Gleichung 4-11}$$

Bei stationärer Strömung muß zumindest an einem Punkt des Modellgebiets eine Randbedingung erster oder dritter Art gegeben sein. Dies ist notwendig, um die Eindeutigkeit der Lösung zu gewährleisten. Im instationären Fall wird die Eindeutigkeit bereits durch die Anfangsbedingung bestimmt (KINZELBACH & RAUSCH 1995).

4.7.4 Stabilitätskriterien

Für die praktische Durchführung von Modellrechnungen müssen verschiedene Kriterien bezüglich der maximalen Gittergröße und der Zeitschrittweiten beachtet werden. Erfolgt dies nicht können Stabilitätsprobleme auftreten, die bei iterativen Lösungsverfahren zu keiner Lösungskonvergenz führen. Die Folge sind Oszillationen und die numerische Dispersion. Um die numerische Dispersion zu minimieren und die numerische Stabilität zu gewährleisten, dient die sogenannte *Peclet-Zahl* P_e zur Definition der Zellgrößen (**örtliche Diskretisierung**). Sie wird aus dem Verhältnis des advektiven zum dispersiven Term aus der Transportgleichung berechnet:

$$P_e = \frac{|v|L}{D} \quad \text{wobei} \quad |v| = \sqrt{v_x^2 + v_y^2 + v_z^2} \quad \text{Gleichung 4-12}$$

mit v = Fließgeschwindigkeit, L = Breite des Elements, D = Dispersionskoeffizient.

Nach (HARBAUGH & McDONALD 1996) sollte beim Finite-Differenzen-Verfahren die Peclet-Zahl $P_e < 2$ sein sowie $6 \text{ m} < L_{\max} < 60 \text{ m}$, um die numerische Dispersion in Grenzen zu halten.

Ein zweiter zu berücksichtigender Aspekt sind die Zeitschritte, die numerische Dispersionen hervorrufen können. Die *Courant-Zahl* C_o dient als Kriterium, daß der Transport eines Stoffpartikels in mindestens einem Zeitschritt je Zelle berechnet wird (**zeitliche Diskretisierung**).

$$C_o = \left| v \frac{dt}{L} \right| < 1 \quad \Rightarrow \quad dt < \frac{L}{v} \quad \text{Gleichung 4-13}$$

Das Courant-Kriterium ist erfüllt, wenn die Courant-Zahl < 1 ist.

Bei den Stabilitätskriterien ist die örtliche Diskretisierung nach HOLZBECHER (1996) vorrangig zu behandeln, da die zeitliche Diskretisierung durch die Wahl genügend kleiner Zeitschritte erfüllt werden kann.

4.7.5 Regionalisierung

Um punktuell vorliegende Daten (z.B. Grundwasserstandsmessungen an einzelnen Pegeln) durch Interpolation in eine flächenhafte Information umzusetzen, müssen geostatistische Verfahren verwendet werden. Geostatistische Regionalisierungsverfahren werden immer dann eingesetzt, wenn neben dem wahrscheinlichsten Schätzwert einer ortsabhängigen Größe auch dessen Vertrauensintervall von Bedeutung ist (SCHAFMEISTER 1999). Während beim Aufbau der Geländeoberfläche zumeist auf ein hochauflösendes Digitales Geländemodell zurückgegriffen werden kann, ist die Erstellung von Schichtgrenzen, die Erzeugung von verschiedenen Durchlässigkeitsbeiwerten oder die Interpolation hydraulischer Höhen erheblich schwieriger. Das Programm MODFLOW bietet hierzu im Preprocessing eine Auswahl verschiedener leistungsfähiger Regionalisierungsverfahren an. Das implementierte Geostatistik-Tool (*Field Interpolator*) unterscheidet zwischen dem Interpolationsverfahren Kriging nach MATHERON (1971) mit sphärischen Semivariogramm und verschiedenen anderen Interpolationsmethoden wie z.B. der AKIMA-Interpolations- und Glättungstechnik für unregelmäßig verteilte Daten nach AKIMA (1978) (vgl. SHEPARD 1968, RENKA 1984).

Das Kriging-Verfahren, in seiner Grundform auch als Ordinary Kriging bezeichnet, liefert den wahrscheinlichsten Wert des vorherzusagenden Merkmals an einer bestimmten Stelle. Das *Ordinary Kriging* ist also eine lokal gewichtete Schätzung eines Wertes z an der Stelle x und y . Hierbei werden näher liegende Punkte stärker gewichtet als weiter entfernte, um eine minimale Varianz zu erreichen. Kriging ist dann sinnvoll, wenn der Anwender die Information aus den Stützwerten (Punktinformationen) in die Fläche übertragen und entsprechend darstellen will (SCHAFMEISTER & PEKDEGER 1994). Bei der *AKIMA-Interpolation* werden in einem x - y -Koordinatensystem die z -Werte mit einem Polynom 5. Grades in x - und y -Richtung geglättet und interpoliert. Bei beiden Verfahren kann die Anzahl der benachbarten Werte variiert werden. Mit der Erhöhung der Zahl der Nachbarwerte wird die Glättung der Daten verstärkt. Bei kleinräumigen Abweichungen sollten deshalb wenige Nachbarn ausgewählt werden.

Für weiterführende Informationen bezüglich der Regionalisierungsverfahren wird auf DAVIS (1973), AKIN & SIEMES (1988), SCHRÖDER ET AL. (1994) und SCHAFMEISTER (1999) verwiesen.

4.8 Grundlagen der Isotopenhydrologie

Wasser enthält neben den stabilen Isotopen Deuterium (^2H) und Sauerstoff-18 (^{18}O) das natürlich produzierte, radioaktive Isotop Tritium (^3H). Zusätzlich gelangt seit 1953 durch Kernwaffentests und die Atomindustrie technogenes Tritium in die Atmosphäre. Die stabilen Isotope erlauben aufgrund vielfältiger Isotopenfraktionierungen Rückschlüsse auf Herkunft, zeitliche Veränderungen und Mischungsverhältnisse im Aquifer. Mit Hilfe der radioaktiven Isotopen werden insbesondere Altersdatierungen vorgenommen.

Die zeitliche und örtliche Variation des Isotopen-Eintrags aus der Atmosphäre in den Wasserkreislauf führt zu einer Markierung der Oberflächen- und Grundwässer, durch die hydraulische, physikalische und geochemische Prozesse untersucht und beschrieben werden können (MOSER & RAUERT 1980, GEYH 1983, FRITZ & FONTES 1989 sowie HEBERT 1997). Im Vergleich zu den künstlichen Tracern, die in der Regel eine räumlich und zeitlich begrenzte Markierung repräsentieren, stellen Umweltisotope eine flächenhafte und über einen längeren Zeitraum erfolgende Markierung dar (RICHTER ET AL. 1994). Zudem spiegeln sie die natürlichen Verhältnisse des Grundwasserleiters wider.

4.8.1 Stabile Isotope

Deuterium (^2H) und Sauerstoff-18 (^{18}O)

Die stabilen Isotope des Wasserstoffs ($^2\text{H}/^1\text{H}$) und des Sauerstoffs ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) spielen bei der Erforschung der Hydrodynamik eines Gebietes eine bedeutende Rolle, da sie als chemisch gebundene Bestandteile des Wassermoleküls direkt über den Niederschlag in den Wasserkreislauf gelangen. Der Isotopengehalt des Grundwassers wird demnach durch die Grundwasserneubildung vorgegeben. Das Niederschlagswasser besitzt eine regional und jahreszeitlich typische Isotopensignatur, wobei das Isotopenverhältnis die Bedingungen des Neubildungsgebietes widerspiegelt. Die Änderung der Isotopenverhältnisse ist vornehmlich auf eine temperaturabhängige Isotopenfraktionierung bei Phasenübergängen (Verdunstung, Kondensation) und geochemischen Reaktionen zurückzuführen, die auf Dampfdruckunterschiede zwischen verschiedenen schweren Wassermolekülen beruht. Beim Phasenübergang kommt es zu einer Anreicherung der isotopisch leichteren Moleküle in der stärker flüchtigen Phase. Bei der Verdunstung aus Oberflächengewässern werden demzufolge die schweren Isotope im Flusswasser angereichert. Im natürlichen Wasserkreislauf zieht die Isotopenfraktionierung folgende Effekte nach sich (MOSER & RAUERT 1980, HEBERT ET AL. 1985):

- *Kontinentaleffekt*: Mit zunehmenden Abstand von der Küste kommt es durch das Ausregnen von feuchten Luftmassen zu einer progressiven Abreicherung der isotopisch schweren Wassermoleküle in den Niederschlägen.
- *Höheneffekt*: Mit zunehmender orographischer Höhe kommt es infolge einer Abnahme der Lufttemperatur und einer fortschreitenden Ausregnung der schweren Moleküle beim Aufsteigen von feuchten Luftmassen in Gebirgen zu einer Verringerung der ^2H - und ^{18}O -Gehalte im Niederschlag.
- *Temperatureffekt*: Eine Abnahme der mittleren Jahrestemperatur hat eine Abreicherung der schweren Isotope im Niederschlag zur Folge.
- *Verdunstungseffekt*: Bei Verdunstungsvorgängen in der Atmosphäre oder auf der Erdoberfläche tritt stets eine Anreicherung von ^2H und ^{18}O in der flüssigen und eine Abreicherung in der gasförmigen Phase auf.
- *Jahreszeiteffekt*: Die mittleren Monatswerte der ^2H - und ^{18}O -Gehalte im Niederschlag erreichen im Sommer ein Maximum und im Winter ein Minimum, wobei die Schwankungsbreite der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte innerhalb eines Jahres in Mitteleuropa etwa 10‰ beträgt.

Die Isotopenfraktionierungsprozesse betreffen die Sauerstoff- und Wasserstoffisotope gleichermaßen. Bei Grundwässern meteorischen Ursprungs besteht weltweit eine lineare Beziehung zwischen $\delta^2\text{H}$ und $\delta^{18}\text{O}$ (CRAIG 1961):

$$\delta^2\text{H} = 8 * \delta^{18}\text{O} + 10\text{‰}$$

Gleichung 4-14

Diese Gleichung beschreibt die Niederschlagsgerade GMWL (Global Meteoric Water Line), auf der alle Wässer meteorischen Ursprungs liegen. Abweichungen von der Niederschlagsgeraden weisen auf Fraktionierungsvorgänge in den Wässern hin, Änderungen in der Steigung zu Werten kleiner 8 werden im wesentlichen durch Verdunstung der fallenden Niederschläge verursacht (MOSER & RAUERT 1980).

Schwefel-34 (^{34}S)

Schwefel besitzt die vier natürlich vorkommenden Isotope ^{32}S , ^{33}S , ^{34}S und ^{36}S , von denen Schwefel-32 mit 95,02% und Schwefel-34 mit 4,21% am häufigsten auftreten (PEARSON ET AL. 1980). In der Isotopenhydrologie kommt das $^{34}\text{S}/^{32}\text{S}$ -Verhältnis zur Anwendung, außerdem kann im Sulfat auch das $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ -Verhältnis des Sulfat-Sauerstoffs bestimmt werden.

Im Rahmen dieser Arbeit sollen Untersuchungen der ^{34}S - und $^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ -Isotope im Sicker- und Grundwasser dazu beitragen, Informationen über die Herkunft und die Genese des Sulfatschwefels zu erhalten. Landwirtschaftliche Düngung und atmosphärische Deposition, insbesondere aus den enormen Kraftwerksemissionen zu DDR-Zeiten, lassen bereits durch das Sickerwasser mehrere 100 mg/l Sulfat in das Grundwasser gelangen (MALLEN 2000). Die Signatur dieser Quellen wird allerdings durch Vermischung und lange Zwischenlagerung im Boden meist verwischt (MAYER 1993). Daneben können Schwefeleinträge aus geogenen Quellen erfolgen, die als sekundäre sulfidische Verbindungen im Aquifer vorliegen (vgl. Kap. 5.3.4).

Mikrobielle Reaktionen können sowohl für reduktive als auch oxidative Veränderungen des Schwefelhaushaltes im Grundwasser verantwortlich sein. Je nach Herkunft und Genese kann der gelöste Sulfatschwefel in seiner Isotopenzusammensetzung stark variieren und somit als Indikator für Quellen, Umwandlungsprozesse oder einfach zur Differenzierung von Grundwässern dienen (KROUSE & GRINENKO 1991). Unter anaeroben Verhältnissen kann die Sauerstoffversorgung von Mikroorganismen (z.B. *Desulfovibrio desulfuricans*) über die Sulfatreduktion erfolgen, die mit einer Reduzierung des Sulfatgehaltes und einer Erhöhung des $\delta^{34}\text{S}$ -Wertes im gelösten Restsulfat einhergeht. Andererseits sinkt der $\delta^{34}\text{S}$ -Wert, wenn abgereicherte Sulfide in Lösung gehen (FRY ET AL. 1988).

4.8.2 Radioaktive Isotope

Tritium (^3H)

Das radioaktive Wasserstoff-Isotop Tritium zerfällt mit einer Halbwertszeit von 12,43 Jahren unter β -Zerfall zu ^3He . Gemessen wird die Tritium-Konzentration in TU (tritium units), wobei 1 TU einem Isotopenverhältnis von $^3\text{H}/^1\text{H} = 10^{-18}$ (1 TU = 0,12 Bq/l) entspricht (UNTERWEGER ET AL. 1980).

Tritium wird zum einen auf natürliche Weise in der oberen Atmosphäre durch kosmische Strahlung gebildet und mit dem Niederschlag in den Wasserkreislauf eingebracht. Zum anderen wurden erhebliche Mengen künstlich erzeugten Tritiums durch die Kernwaffentests in den 50er und 60er Jahren als sogenanntes „Bombentritium“ freigesetzt. Das Maximum des Tritiuminputs erreichte in den Jahren 1962/63 mit mehr als 2000 TU ein Vielfaches der natürlichen Konzentration (BROWN 1961). Da der vor 1953 durchschnittlich 5 TU betragende natürliche Tritium-Gehalt der Niederschläge aufgrund des radioaktiven Zerfalls kaum noch nachzuweisen ist, läßt sich das „Bombentritium“ sehr gut zur qualitativen Altersbestimmung verschiedener Wässer nutzen. Eine genaue Altersangabe ist allerdings nur in seltenen Fällen möglich, da Tritium weder zeitlich noch räumlich konstant durch den Niederschlag eingetragen wird. Eine Differenzierung der seit Mitte der 80er Jahre fallenden Niederschläge ist anhand jahreszeitlicher Variationen möglich, die im wesentlichen nicht auf Isotopenfraktionierungsprozesse, sondern auf den jahreszeitlich unterschiedlichen Luftmassenaustausch zwischen Stratosphäre und Troposphäre zurückzuführen sind. Das jahreszeitliche Maximum der ^3H -Konzentration liegt im späten Frühjahr (Mai) und das entsprechende Minimum im Spätherbst (November). Gegenwärtig variieren die Tritiumgehalte im Niederschlag zwischen 6 und 20 TU (TRETIN ET AL. 1998), wie die auf die Mittelalte übertragbare Kurve von Leipzig zeigt (Abb. 4-2).

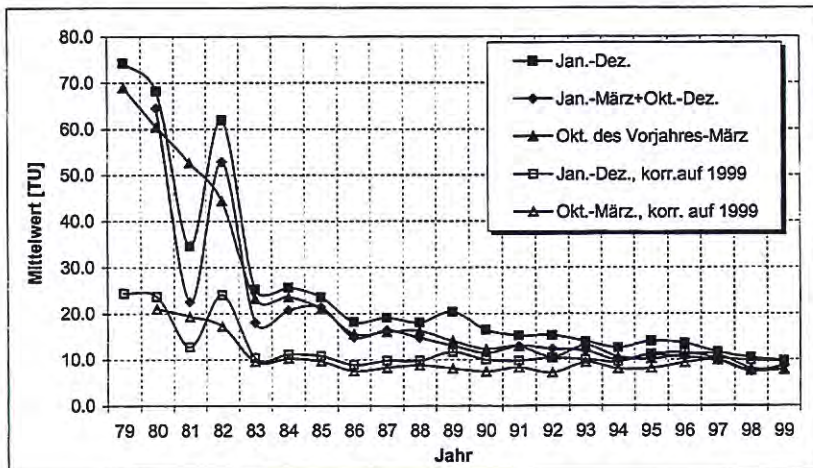


Abb. 4-2: Tritium-Jahresmittelwerte aus ungewichteten Monatsproben der Leipziger Niederschläge unter Bezug auf verschiedene Infiltrationsperioden mit und ohne Zerfallskorrektur für 1999 (Datengrundlage: freundliche Mitteilung TRETIN 2001).

4.9 Ökosystemare Bewertungskonzepte

Ein praxisgerechtes Bewertungskonzept muß es Entscheidungsträgern und Bearbeitern, die nicht notwendigerweise über ein umfassendes Spezialwissen von Ökosystemen oder ihrem Funktionieren verfügen, ermöglichen mit minimalem Arbeits-, Zeit- und Finanzaufwand eine umfassende Beschreibung und Bewertung der untersuchten Gebiete zu erstellen (GEYER ET AL. 2000). Konzeptionelle Ansätze zu Bewertungstechniken für Feuchtgebiete sind in einer umfangreichen aber weit zerstreuten Literatur vorhanden und basieren vorwiegend auf der Verwendung von Bezie-

hungen zwischen einer Gruppe von Arten und ihrer Umwelt unter Anwendung des vorhandenen Expertenwissens (z.B. FOECKLER 1990). Bereits etablierte und in Erprobung befindliche Bewertungssysteme sind u.a.:

- der Saprobienindex für Gewässer, der anhand von Wasserorganismen den Zustand von Gewässern beschreibt (DIN 38410)
- die Indikation über Zeigerwerte von höheren Pflanzen, die bestimmte Standortverhältnisse charakterisieren (ELLENBERG ET AL. 1992)
- die Typologisierung von Auengewässern mit Bioindikatoren (z.B. FOECKLER ET AL. 1995)
- die Erfassung der Strukturgüte von Fließgewässern anhand einfach erfassbarer Merkmale (LAWA 2000)
- die Ableitung von Hydrogeomorphologischen Einheiten (HGMU) (MALTBY ET AL. 1996)
- die Nutzung verschiedener Organismengruppen zur Bioindikation (z.B. CASTELLA ET AL. 1994, MURPHY ET AL. 1994, DVWK-MB 227/1993)

4.9.1 Indikationssystem für Auenlandschaften

Um den verschiedenen Nutzungsansprüchen durch Landwirtschaft, Wasserwirtschaft, Verkehr, Industrie und Naturschutz in Planungsvorhaben und bei der Entwicklung von Managementstrategien gerecht zu werden, werden Beurteilungsmethoden benötigt, welche helfen, die vielfältigen ökologischen Zusammenhänge in den betroffenen Auengebieten zu erkennen und zu bewerten (vgl. GEYER ET AL. 2000). Ein Indikationssystem für Auen soll dazu dienen, komplexe Umweltzustände mit leicht erfassbaren Indikatoren zu beschreiben. Besondere Bedeutung haben Indikatoren bei komplexen Systemen wie beispielsweise den Auen, die von schwer meßbaren Parametern und Prozessen bestimmt werden. Der Vorteil eines solchen Indikationssystems besteht darin, daß der Untersuchungsaufwand für das zu betrachtende Ökosystem auf die ausgewählten Indikatoren begrenzt bleibt.

Am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH wurde im Rahmen des Projektes RIVA (vgl. Kap. 1.2, UFZ 2001) innerhalb des Forschungsverbundes „Elbe-Ökologie“ des BMBF ein Indikationssystem für ökologische Veränderungen in Auen erarbeitet. Das Indikationssystem soll anhand ausgewählter, einfach meßbarer Indikatoren (biotisch/abiotisch) eine schnelle Erfassung des Ist-Zustands am Beispiel des Auengrünlandes der Elbe ermöglichen. Zustandsänderungen aufgrund von äußeren Eingriffen sollen dann mit Hilfe von Modellierungstechniken prognostiziert werden. Hauptaugenmerk liegt dabei auf möglichen Veränderungen im hydrologischen Regime der Aue. Damit können die ökologischen Folgen bestimmter Eingriffe wie Wasserstraßenausbau, landwirtschaftliche Melioration oder auch bauliche Veränderungen im Rahmen von Naturschutzmaßnahmen besser abgeschätzt und in ihren Auswirkungen beurteilt werden.

5 Ergebnisse

5.1 Hydrodynamik

5.1.1 Beschreibung des Wasserhaushaltes der Untersuchungsgebiete

Der Wasserhaushalt der Flußauen bewegt sich zwischen Überflutung durch Hochwasser und extremer Austrocknung in Niedrigwasserzeiten. Die Elbe steht im direkten hydraulischen Kontakt mit dem Grundwasserleiter, da das Strombett der Elbe wenig kolmatiert ist (sandig-kiesige Flußsohle) und die Elbesohle bis in die holozänen Flußschotter reicht. Die Wasserstandsänderungen in der Elbe führen im Ufernahbereich zu einem Wechsel von infiltrierenden und exfiltrierenden Verhältnissen, wobei die flußnahen Auenstandorte die stärksten Grundwasserstandsschwankungen aufweisen. An weiter entfernten Standorten werden geringere Amplituden erreicht, der gedämpfte Verlauf der Ganglinien deutet auf eine abnehmende Abhängigkeit vom Flußwasserstand hin (besonders im UG Steckby). Die Grundwasserfließrichtung ist generell zum Hauptvorfluter Elbe gerichtet, die Aue fungiert dabei als Entlastungsgebiet für den regionalen Grundwasserstrom. Die Grundwasserströmung in Auen wird somit von zwei Faktoren beeinflusst, die sich gegenseitig in ihren Wirkungen überlagern; zum einen von der Dynamik des Vorfluters und zum anderen von der Dynamik des seitlich von den pleistozänen Hochflächen in den Talraum zuströmenden Grundwassers.

Die großflächige Überdeckung des Grundwasserleiters durch Auenlehm (oder Auenton) verursacht eine stauende Wirkung, dabei wird das Aufsteigen des Grundwassers an die Geländeoberfläche durch die bindigen Deckschichten behindert. Je nach Lage der Grundwasseroberfläche in der Aue können sich insbesondere in Hochwassersituationen leicht Zustände mit gespannten Grundwasser ausbilden, so daß aus dem gemessenen hydraulischen Potential im Grundwasser nicht sicher auf die Wasserstände im Boden geschlossen werden kann. Zur Vorhersage der Auswirkung von Eingriffen in den Wasserhaushalt ist die Kenntnis der für die Pflanzen- und Tierwelt wirksamen Wasserstandsschwankungen in der durchwurzelbaren Bodendeckschicht zwingend notwendig (HENRICHFREISE 2000). Um der Problematik des Auftretens von gespannten Wasserständen in der Aue gerecht zu werden, wurde an 7 Probestellen im UG Steckby eine zeitgleiche Erfassung der Grundwasserstände im Pegelrohr der jeweiligen GWM sowie an benachbarten Hilfsmeßstellen mit nicht durchbohrter Bodendeckschicht vorgenommen. Dabei wurden die Wasserstände in der Aue über einen Zeitraum von einem halben Jahr (Januar bis Juni 1999) bei unterschiedlicher Wasserführung der Elbe erfaßt.

Die Messungen der Grundwasserstände in der Auenlehmdecke ergaben im Mittel geringe Abweichungen (2 bis 5 cm) zu denjenigen im Grundwasserleiter. Die größten Differenzen zeigten sich vor allem in Phasen des Potentialabfalls im Aquifer. Unter diesen Bedingungen verzögert sich die Versickerung des freien Wassers aus den bindigen Deckschichten und es treten Potentialunterschiede von bis zu 15 cm auf. Da die Hochwasserwellen in der Elbe zumeist mit einem steilen Wasserspiegelanstieg verbunden sind, bleiben die Potentiale in der hydraulisch dichten Auenlehmschicht nur solange hinter denjenigen des Aquifers zurück, bis der Standort durch Qualmwasser überstaut wird (GRÖNGRÖFT ET AL. 2000). Aufgrund der geringen Unterschiede zwischen den Grundwasserständen in der Bodendeckschicht und im unterlagernden Aquifer, der zumeist nur geringmächtigen Auenlehmdecke und dem relativ schnellen Absinken des Grundwasserspiegels unter die Auendeckschicht mit Beginn der Vegetationsperiode wurde von einem

Ausrüsten der Probeflächen mit Doppelmeßstellen abgesehen. Die Erfassung der Grundwasserstandsverhältnisse in den Untersuchungsgebieten erfolgte auf den Probeflächen mit je einer GWM bis max. 6 m Tiefe, die die Auenlehmdeckschicht durchstößt.

5.1.2 Untersuchungsgebiet Steckby

5.1.2.1 Oberflächen- und Grundwasserdynamik

Der Flußwasserstand ist in Auen ein zentraler abiotischer Standortfaktor, der sich sowohl in Abhängigkeit von der Geländehöhe direkt auf die Fauna und Flora auswirkt als auch indirekt über den Boden- und Grundwasserhaushalt die Standortparameter bestimmt. Als Referenzpegel für den untersuchten Stromabschnitt der Elbe (Elbe-km 283-285,5) kann der Pegel Aken (Elbe-km 274,7) angesehen werden, an dem langjährige Wasserstands- und Abflußreihen vorliegen (Tab. 5-1). Die Elbe hat auf Höhe Aken ein oberirdisches Einzugsgebiet von 70.093 km².

Tab. 5-1: Zusammenstellung gewässerkundlicher Hauptzahlen (Mittel- und Extremwerte der Abflüsse in m³/s) verschiedener Elbe-Pegel und Beobachtungsreihen

Pegel	Reihe	HHQ	MHQ	MQ	MNQ	NNQ
Wittenberg	1964 – 95*		1360	371	140	
	1954 – 97 [#]	2560 (11.01.1982)	1350	360	139	71 (11.01.1954)
Aken	1964 – 95*		1528	449	171	
	1988 – 97 [#]	2700 (01.04.1988)	1340	396	155	119 (09.08.1990)
Barby	1964 – 95*		1847	576	224	
	1900 – 97 [#]	4650 (19.01.1920)	2020	556	204	89 (22.09.1947)

*¹) HELMS ET AL. 2000

[#]) DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH 1997

Als Datengrundlage für die Auswertung der Wasserstandswerte der Elbe diente eine Datei, die die Tageswerte der Stationen Wittenberg und Aken vom 01.01.1964 bis 31.10.1999 enthält. Die Datei wurde von der BfG Koblenz erstellt und freundlicherweise zur Verfügung gestellt.

In Abb. 5-1 sind die Ganglinien des Elbewasserstandes am Pegel Aken und am Hilfspegel Steckby für das hydrologische Jahr 1999 gegenübergestellt. Die Darstellung basiert auf den Tagesmittelwerten an der Station Aken und den eigenen Messungen am Elbe-Hilfspegel im Untersuchungsgebiet. Deutlich ist der parallele Verlauf der Ganglinien zu erkennen. Bezogen auf den Pegel Aken liegen die Ungenauigkeiten der kalkulierten Wasserstände am Elbe-Hilfspegel Steckby in der Größenordnung von ± 5 cm. Das berechnete Wasserspiegelgefälle zwischen den Pegeln Aken und Steckby ergab bei einer Fließstrecke von 10,3 km ein mittleres Gefälle von 0,197 m/km. Aufgrund der geringen Schwankungen des Wasserspiegelgefälles erscheint es gerechtfertigt, die Bestimmung von Überflutungswahrscheinlichkeiten für das UG Steckby über die Daten des Pegels Aken durchzuführen.

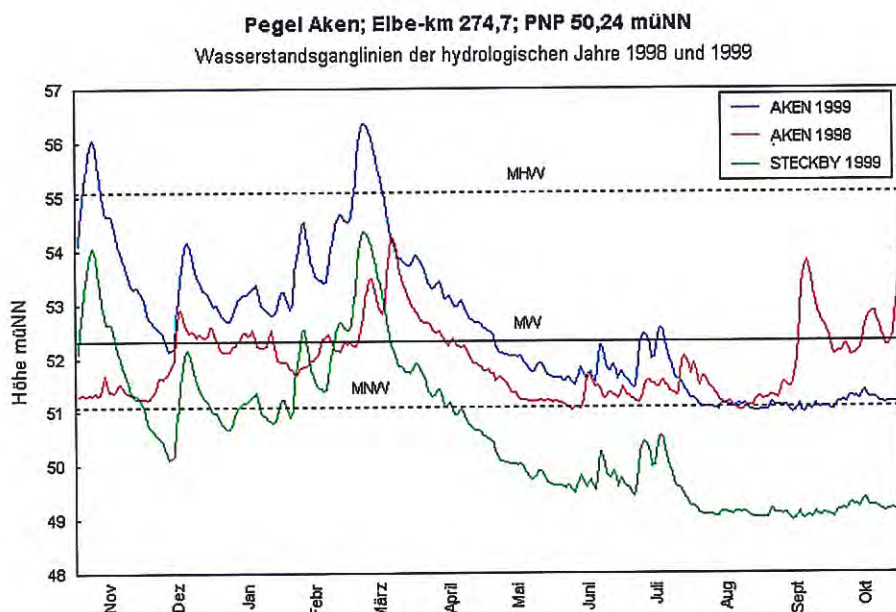


Abb. 5-1: Wasserstandssituation der Elbe am Pegel Aken (Elbe-km 274,7) und Hilfspegel Steckby (Elbe-km 285) für die hydrologischen Jahre 1998 und 1999 sowie hydrologische Hauptwerte der Reihe 1988 – 1997 am Pegel Aken (DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH 1997)

Die Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet wurden über sechs Monate hinweg wöchentlich, danach alle 14 Tage an 36 Meßstellen von April 1998 bis Mai 2000 manuell gemessen (Abb. 5-2 und Tab. 5-2). Der Mittelwert ($n = 72$) der Grundwasserstände an allen GWM beträgt für diesen Zeitraum 51,03 m üHN (Median 50,64 m üHN). Die Elbewasserstände wurden 14-tägig am Hilfspegel Steckby gemessen, der Mittelwert beträgt im o.g. Untersuchungszeitraum 50,29 m üHN (Median 49,69 m üHN). Die Amplitude des Grundwasserstandes betrug innerhalb des Meßzeitraums für die elbnahen Standorte 5,68 m (GWM 1: Min.= 48,49 m üHN, Max.= 54,16 m üHN) und die elbfernen Meßstellen 4,18 m (GWM 16: Min.= 49,99 m üHN, Max.= 54,16 m üHN). Die höchsten Grundwasserstände wurden jeweils im März/April gemessen, die niedrigsten im Oktober. Im gleichen Zeitraum wies der Elbewasserstand zwischen Niedrigwasser und Hochwasser eine Spannweite von über 6 m auf. Zwischen Flußwasser- und Grundwasserspiegel wurden aufgrund des Retentionsvermögens des Grundwasserleiters unter Mittelwasserbedingungen Höhendifferenzen von + 0,15 bis + 0,35 m (elbnahe Standorte des trockenen Grünlandes) gemessen, bei Niedrigwasser erhöht sich das Grundwassergefälle in Richtung Elbe auf eine Differenz von max. + 0,75 m. An den elbfernen Flutrinnen und Meßstellen des feuchten Grünlandes wurden bei Mittelwasserverhältnissen Differenzen zwischen den Fluß- und Grundwasserspiegellagen von + 0,30 bis + 1,0 m ermittelt, bei Niedrigwasser erhöht sich die Differenz auf + 0,80 bis + 1,5 m.

Wasserstände in der Elbaue bei Steckby

Zeitraum: April 1998 - Mai 2000

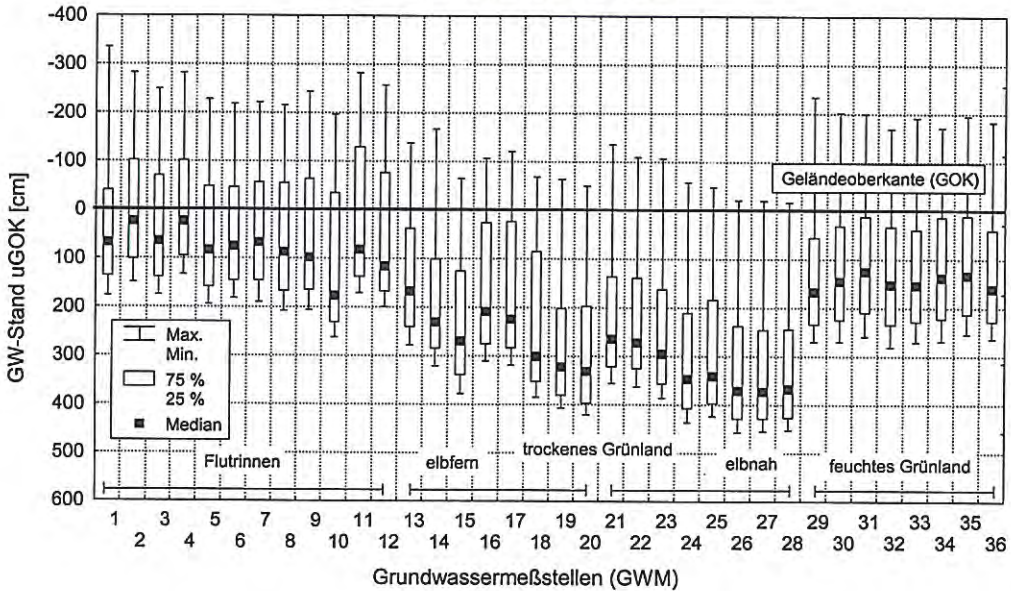


Abb. 5-2: Grundwasserstandsschwankungen an den einzelnen GWM im UG Steckby während des Untersuchungszeitraumes

Tab. 5-2: Mittelwerte der gemessenen Grundwasserstände im UG Steckby für verschiedene Meßzeiträume (insgesamt 36 GWM)

Meßzeit- raum	Projekt- zeitraum	Kalender- jahr	Vegetationsperiode (April – September)	Kalender- jahr	Vegetationsperiode (April – September)
	1998 - 2000	1998	1998	1999	1999
Mittelwert	n = 2592	n = 1152	n = 828	n = 972	n = 504
[m ü.HN]	51,03	50,76	50,33	50,95	50,86
Mittelwert	n = 2592	n = 1152	n = 828	n = 972	n = 504
[m u.GOK]	1,50	1,78	2,21	1,58	1,68

Ganzjährig zumeist flurnahe Grundwasserstandsverhältnisse treten nur an den flutrinnennahen Standorten auf, der Mittelwert der Grundwasserstände von April 1998 bis Mai 2000 liegt dort bei 0,45 m unter GOK (Median bei ca. 0,85 m unter GOK). Die Grundwasseroberfläche sinkt in den Flutrinnen von Juni bis Oktober auf durchschnittlich 2 m unter GOK (max. bis 2,62 m an GWM 10), und dabei auch unterhalb der Unterkante der Auenlehmdecke. Während der Monate November bis Mai befindet sich das Grundwasser an den GWM der Flutrinnen und des feuchten Grünlandes überwiegend im Bereich der Auendeckschicht (d.h. von unten drückendes Grundwasser). Während der Hochwasserperioden kommt es aufgrund der geringen Geländehöhen der Flutrinnenstandorte zu einer Überstauung mit Oberflächenwasser von 2 bis 3 m (maximal 3,35 m

an GWM 1). An allen übrigen GWM konnten im Jahresmittel überwiegend flurferne Wasserstandsverhältnisse beobachtet werden, der Mittelwert an den Meßstellen liegt bei 2,27 m (trockenes Grünland) bzw. 1,18 m (feuchtes Grünland) unter GOK (Median bei ca. 2 - 3 m unter GOK). Ab April bis Dezember sinken die Grundwasserstände an diesen Standorten auf über 3 bis 4 m unter Flur ab. Das Maximum des Grundwasserflurabstandes betrug im Spätsommer 4,57 m an einer elbnahen Meßstelle (GWM 26). Bei den höhergelegenen Standorten (trockenes Grünland) befindet sich der Grundwasserspiegel nur während der Hochwasserphasen im Bereich der Auen-deckschicht, spätestens einen Monat nach Ablauf der Hochwasserwelle ist der Kontakt des Grundwassers zur Deckschicht abgerissen (Abb 5-3). Die Wasserversorgung der Pflanzen über den kapillaren Aufstieg innerhalb der Auenlehmdecke ist an diesen trockenen Standorten während der Vegetationsperiode (Mai - September) zumeist unterbunden, die Pflanzen sind somit überwiegend auf das Niederschlagswasser angewiesen.

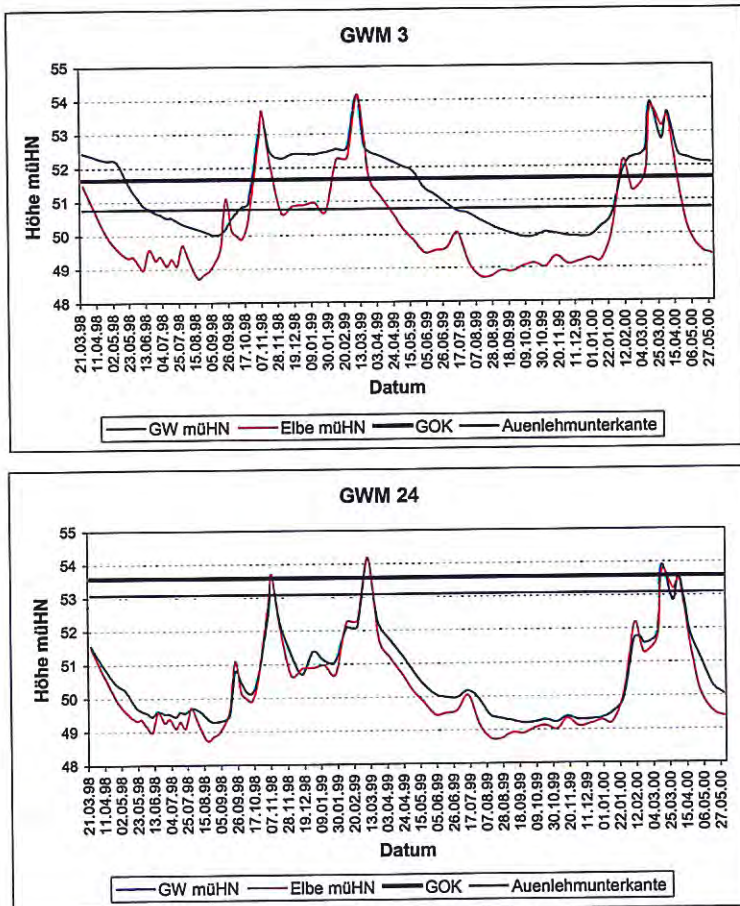


Abb. 5-3: Ganglinien des Grundwasser- und Elbewasserstandes an einer Flutrinnen-Meßstelle (GWM 3, elbfern) und einer Meßstelle des trockenen Grünlandes (GWM 24, elbnah) im UG Steckby.

Durch den Einsatz von automatischen Datenloggern an 10 Meßstellen konnte die Grundwasserdynamik im UG Steckby hochaufgelöst erfaßt werden. Die wöchentlichen Grundwasserstandsschwankungen in der Aue liegen bei max. 5 cm (Niedrigwasser) bzw. max. 10 – 15 cm (Mittelwasser). Die täglichen Grundwasserstandsschwankungen im Auengrünland betragen max. 4 cm mit einem Mittel von 1 cm unter Niedrig- und Mittelwasserbedingungen. Innerhalb eines hydrologischen Jahres (1999) traten im Untersuchungsgebiet Steckby an 175 Tagen pro Jahr (d/a) Niedrigwasser-, an 125 d/a Mittelwasser- und an 65 d/a Hochwassersituationen auf (Abb. 5-4).

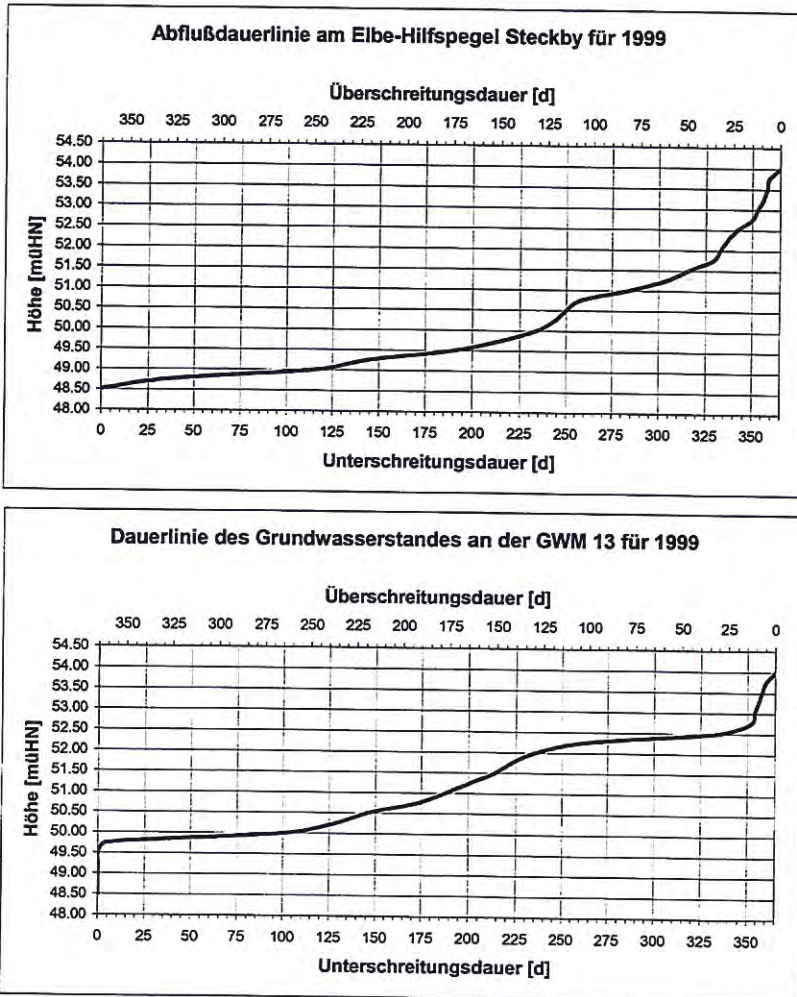


Abb. 5-4: Wasserstandshäufigkeiten (Dauerlinie) für das hydrologische Jahr 1999 am Elbe-Hilfspegel und an der Grundwassermeßstelle 13 im Untersuchungsgebiet bei Steckby

5.1.2.2 Sediment (Durchlässigkeiten aus Korngrößenanalysen)

Das bei den vier tieferen Bohrungen gewonnene Sedimentmaterial wurde auf seine hydraulischen Eigenschaften hin untersucht. Für eine Auswertung der Korngrößenanalysen nach BEYER (1964)

und HAZEN (1893) müssen Gültigkeitsgrenzen hinsichtlich des Korndurchmessers und der Ungleichförmigkeit eingehalten werden. Von den insgesamt 60 ausgewerteten Proben erfüllten 53 Proben den geforderten Wert für die Unförmigkeitszahl mit $U < 5$.

In Tabelle 5-3 sind die Ergebnisse der Korngrößenanalysen nach BEYER und HAZEN für 10 ausgewählte Proben des Grundwasserleiters zusammengestellt. Im Vergleich zu anderen Methoden liefert die Berechnung nach BEYER Resultate mit geringerer Streubreite und größerer Annäherung an einen Mittelwert (PEKDEGER & SCHULZ 1975). Die Auswertung nach HAZEN liefert dagegen oftmals um 30% zu hohe Ergebnisse (HÖLTING 1996), dennoch stimmen sie gut mit den Bereichswerten überein. Die k_f -Werte nach beiden Berechnungsmethoden lassen sich sehr gut miteinander vergleichen (Tab. 5-3). Die Unterschiede innerhalb der Grundwasserleiter sind auf die Heterogenität des Untergrundes zurückzuführen.

Tab. 5-3: Gegenüberstellung der berechneten k_f -Werte nach BEYER und HAZEN für Proben mit $U < 5$

Bohrung / GWM	Teufe [m]	GWL	Porosität	k_f -Wert BEYER [m/s]	k_f -Wert HAZEN [m/s]
STE 4	1,1 – 2,2	1	35,3	$5,14 \cdot 10^{-4}$	$5,83 \cdot 10^{-4}$
STE 13	7,8 – 9,7	3	36,6	$4,95 \cdot 10^{-4}$	$5,41 \cdot 10^{-4}$
STE 16	1,5 – 2,5	1	36,5	$6,62 \cdot 10^{-4}$	$7,25 \cdot 10^{-4}$
STE 16	2,5 – 5,2	1	31,7	$5,30 \cdot 10^{-4}$	$6,94 \cdot 10^{-4}$
STE 16	9,5 – 11,1	3	36,7	$4,79 \cdot 10^{-4}$	$5,22 \cdot 10^{-4}$
STE 16	13,2 – 14,8	3	34,5	$5,74 \cdot 10^{-4}$	$6,70 \cdot 10^{-4}$
STE 24	0,5 – 1,1	1+3	33,5	$1,14 \cdot 10^{-4}$	$1,38 \cdot 10^{-4}$
STE 24	1,1 – 3,0	1+3	31,0	$5,02 \cdot 10^{-4}$	$6,82 \cdot 10^{-4}$
STE 24	3,0 – 4,0	1+3	35,4	$5,57 \cdot 10^{-4}$	$6,31 \cdot 10^{-4}$
STE 24	12,0 – 15,5	1+3	35,8	$5,74 \cdot 10^{-4}$	$6,42 \cdot 10^{-4}$

In Abbildung 5-5 ist die Korngrößenverteilung der horizontbezogenen Sedimentproben aus der Bohrung 16 mit zunehmender Entnahmetiefe dargestellt, die durch Sieben und Sedimentation (DIN 19683, 1973) ermittelt wurde. Der oberste Horizont (0,2-1,5 m) repräsentiert den bindigen Auenlehm, der durchschnittlich 20% Sand-, 52% Schluff- und 28% Tonanteil besitzt. Röntgendiffraktometrische Untersuchungen (Mitteilung RINKLEBE 2001) an den obersten Bodenhorizonten (0-50 cm) der drei Bohrungen 4, 13 und 16 ergaben einen mittleren Sandanteil von 11 bis 28%. Der mittlere Tonanteil der Auenlehmschicht setzt sich anhand dieser Untersuchungen vorwiegend aus Illit (38-42%), Kaolinit (14-17%), Smectit (11-17%) und in geringem Maße Vermiculit (0-6%) zusammen. Der Auenlehm hat einen mittleren k_f -Wert von $1,35 \cdot 10^{-6}$ m/s und ist schwach durchlässig. In einer Teufe von 5,2-9,5 m uGOK wurde der Geschiebemergel erbohrt. Mit einem Ton- und Schluffanteil von ca. 30% und einem Sandanteil von über 30% ist der Geschiebemergel ebenfalls schwach durchlässig und weist einen mittleren k_f -Wert von $7,3 \cdot 10^{-8}$ m/s auf. Der Rupelton wurde in ca. 15 m Tiefe (14,8-16,0 m) angetroffen. Mit fast 50% Tonanteil, einem Sandanteil von $< 5\%$ und einem mittleren k_f -Wert von $5,5 \cdot 10^{-11}$ m/s ist der Septarienton extrem schwer durchlässig und stellt den Liegendstauer im UG dar.

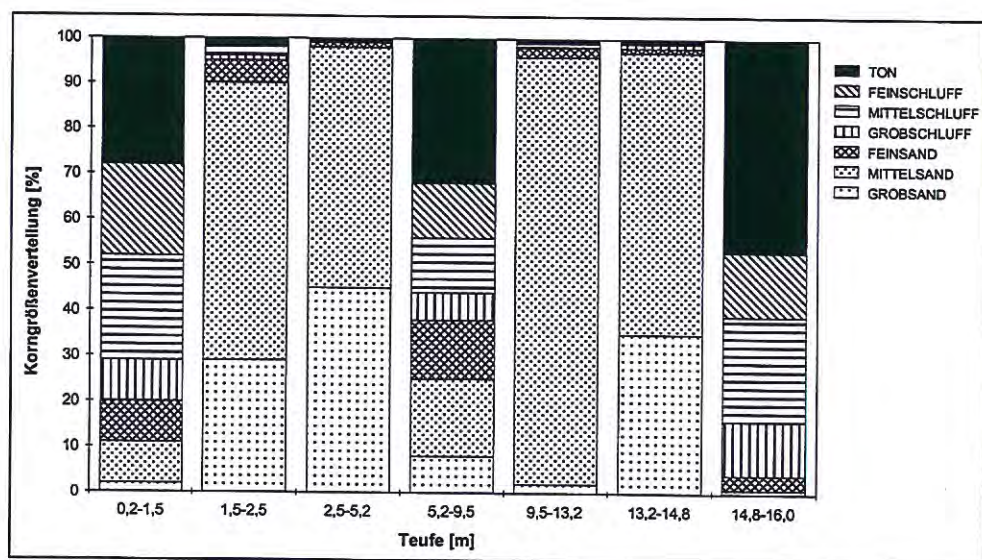


Abb. 5-5: Korngrößenverteilung in der Bohrung 16 im UG Steckby

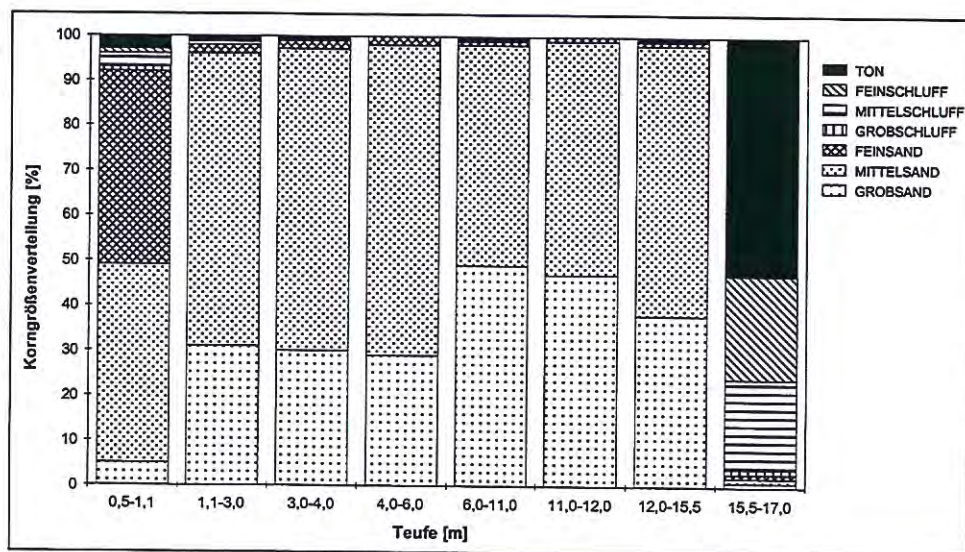


Abb. 5-6: Korngrößenverteilung in der Bohrung 24 im UG Steckby

Der untersuchte Grundwasserleiter weist höhere Anteile der Mittel- und Grobsandfraktion (>85%) auf und ist nach DIN 18130-1 (Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, 1989) normal bis stark durchlässig (Abb. 5-6). Die Kornverteilung wechselt bereichsweise stark, wobei der Mittelsandanteil zwischen 45 und 65% und der Grobsandanteil zwischen 30 und 50% schwankt (vgl. Abb. 5-5 und 5-6). Feinkornanteile sind im Aquifermaterial stets unter 10% enthalten, zumeist <5%. Auf die mittleren k_f -Werte der Sande und Kiessande, die den GWL aufbauen wurde bereits in Kap. 3 detailliert eingegangen.

5.1.3 Untersuchungsgebiet Wörlitz

5.1.3.1 Oberflächen- und Grundwasserdynamik

Als Referenzpegel für den untersuchten Stromabschnitt der Elbe (Elbe-km 242-243,5) kann der Pegel Wittenberg (Elbe-km 214,1) angesehen werden, an dem langjährige Wasserstands- und Abflußreihen vorliegen (Tab. 5-4). Die Elbe hat auf Höhe Wittenberg ein oberirdisches Einzugsgebiet von 61.879 km².

Tab. 5-4: Wasserspiegel (WSP) gewässerkundlicher Hauptzahlen an relevanten Elbe-Pegeln von Süd nach Nord für die Bezugsreihen 1964 – 95* und 1988 – 97[#] im Vergleich mit eigenen Messungen an den Elbe-Hilfspegeln der zwei Untersuchungsgebiete

Pegel	PNP [müNN]	Standort Elbe-km	Reihe	WSP bei MHW [müNN]	WSP bei MW [müNN]	WSP bei MNW [müNN]
Wittenberg	62,48	214,1	1964 – 95* 1988 – 97 [#]	67,76 67,51	65,58 65,01	63,97 63,78
Hilfspegel Wörlitz		242,4	1998 – 99 1999	62,25	58,67 59,05	57,50
Aken	50,24	274,7	1964 – 95* 1988 – 97 [#]	55,66 55,13	52,76 52,31	51,20 51,08
Hilfspegel Steckby		285,0	1998 – 99 1999	53,75	50,32 50,60	49,00
Barby	46,15	294,8	1964 – 95* 1988 – 97 [#]	51,33 51,03	48,58 48,27	46,87 47,01

*¹) HELMS ET AL. 2000

[#]) DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH 1997

In Abb. 5-7 sind die Ganglinien des Elbewasserstandes am Pegel Wittenberg und am Hilfspegel Wörlitz für das hydrologische Jahr 1999 gegenübergestellt. Die Darstellung basiert auf den Tagesmittelwerten an der Station Wittenberg und den eigenen Messungen am Elbe-Hilfspegel im Untersuchungsgebiet. Deutlich ist der parallele Verlauf der Ganglinien zu erkennen. Bezogen auf den Pegel Wittenberg liegen die Ungenauigkeiten der kalkulierten Wasserstände am Elbe-Hilfspegel Wörlitz in der Größenordnung von ± 8 cm. Das berechnete Wasserspiegelgefälle zwischen den Pegeln Wittenberg und Wörlitz ergab bei einer Fließstrecke von 28,3 km ein mittleres Gefälle von 0,21 m/km. Aufgrund der geringen Schwankungen des Wasserspiegelgefälles erscheint es gerechtfertigt, die Bestimmung von Überflutungswahrscheinlichkeiten für das Untersuchungsgebiet Wörlitz über die Daten des Pegels Wittenberg durchzuführen.

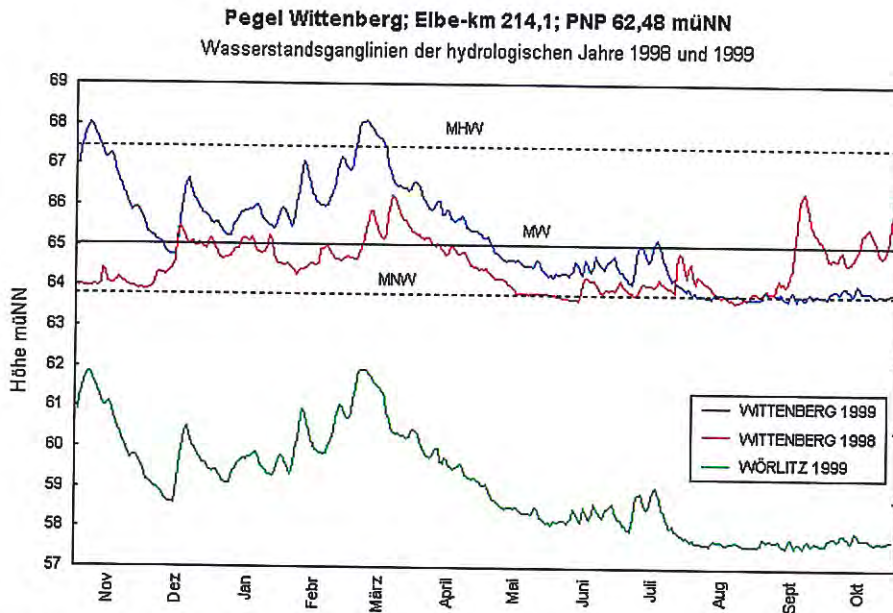


Abb. 5-7: Wasserstandssituation der Elbe am Pegel Wittenberg (Elbe-km 214,1) und Hilfspegel Wörlitz (Elbe-km 242,4) für die hydrologischen Jahre 1998 und 1999 sowie hydrologische Hauptwerte der Reihe 1988 – 97 am Pegel Wittenberg (DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH 1997)

Die Grundwasserstände im Untersuchungsgebiet wurden über ein halbes Jahr lang wöchentlich, später alle 14 Tage an 12 Meßstellen von April 1998 bis Mai 2000 manuell gemessen (Abb.5-8). Der Mittelwert ($n = 73$) der Grundwasserstände an allen GWM beträgt in diesem Zeitraum 59,08 m üHN (Median 58,70 m üHN) (Tab. 5-5). Die Elbewasserstände wurden 14-tägig am Hilfspegel Wörlitz gemessen, der Mittelwert beträgt im o.g. Zeitraum 59,05 m üHN (Median 58,73 m üHN). Der Jahresgang des Grundwassers mit einer Amplitude von 5,14 m an einer elbnahen Meßstelle (GWM 46: Min.= 57,40 m üHN, Max.= 62,54 m üHN) und 4,77 m an einem elbfernen Standort (GWM 43: Min.= 57,77 m üHN, Max.= 62,54 m üHN) im genannten Untersuchungszeitraum ist im wesentlichen vom Abflußverhalten der Elbe bestimmt. Die höchsten Grundwasserstände wurden jeweils im März/April gemessen, die niedrigsten im September. Im gleichen Zeitraum wies der Elbewasserstand zwischen Niedrigwasser und Hochwasser eine Spannweite von über 5,50 m auf. Zwischen Flußwasser- und Grundwasserspiegel wurden unter Mittelwasserbedingungen Höhendifferenzen von + 0,05 bis + 0,10 m gemessen, bei Niedrigwasser erhöht sich das Grundwassergefälle in Richtung Elbe auf eine Wasserspiegellagendifferenz von max. + 0,35 m.

Wasserstände in der Elbaue bei Wörlitz

Zeitraum: April 1998 - Mai 2000

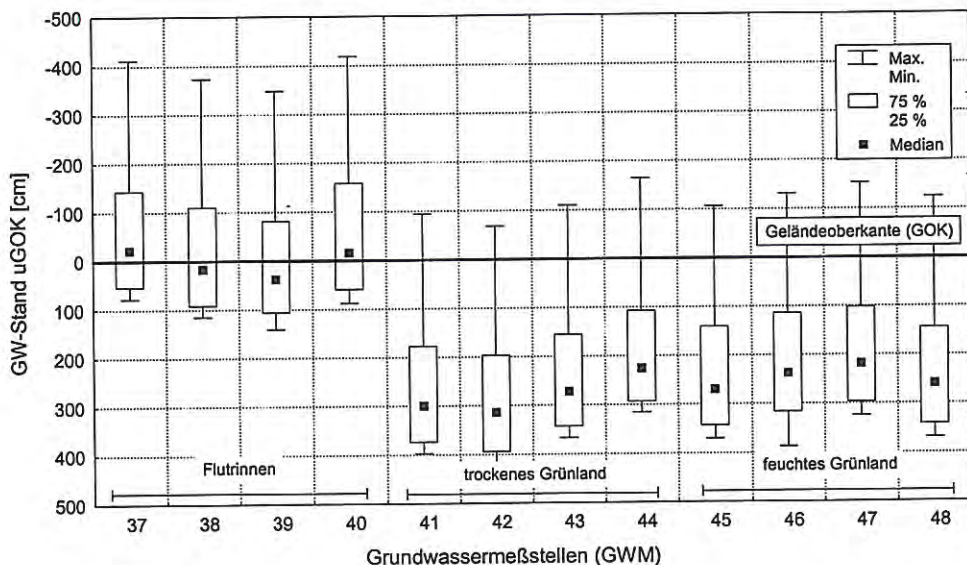


Abb. 5-8: Grundwasserstandsschwankungen an den einzelnen GWM im UG Wörlitz während des Untersuchungszeitraumes

Tab. 5-5: Mittelwerte der gemessenen Grundwasserstände im UG Wörlitz für verschiedene Meßzeiträume (insgesamt 12 GWM)

Meßzeit- raum	Projekt- zeitraum 1998 - 2000	Kalender- jahr 1998	Vegetationsperiode (April – September) 1998	Kalender- jahr 1999	Vegetationsperiode (April – September) 1999
Mittelwert [m ü.HN]	n = 876 59,08	n = 336 58,71	n = 240 58,22	n = 324 58,93	n = 156 58,50
Mittelwert [m u.GOK]	n = 876 1,38	n = 336 1,74	n = 240 2,24	n = 324 1,52	n = 156 1,96

Ganzjährig flurnahe Grundwasserstandsverhältnisse treten nur an den Flutrinnen auf, der Mittelwert ($n = 73$) der Grundwasserstände von April 1998 bis Mai 2000 liegt bei $+0,35$ m über GOK (Median bei ca. $\pm$ Geländeoberkante). Dieser relativ hohe Durchschnittswert läßt sich zum einen mit den häufigen Hochwasserperioden innerhalb des Untersuchungszeitraumes (drei Hochwässer in zwei Jahren) und den daraus resultierenden Überstauungshöhen erklären sowie mit der sehr guten hydraulischen Verbindung zwischen Flußpegel und Grundwasserstand in der Aue. Der Grundwasserspiegel sinkt an den Flutrinnen-Standorten von Mai bis November auf max. $1,41$ m unter GOK, dabei aber niemals im Jahr unter die Auendeckschicht. Bei Hochwasser kommt es aufgrund der geringen Geländehöhen der Flutrinnenstandorte zu einer Überstauung mit Oberflä-

chenwasser von über 4 m (Maximalwert: + 4,18 m an GWM 40). An allen anderen Meßstellen konnten im Jahresmittel zumeist flurferne Wasserstandsverhältnisse gemessen werden, der Mittelwert dieser GWM liegt bei 2,40 m (trockenes Grünland) bzw. 2,10 m (feuchtes Grünland) unter GOK (Median bei ca. 2,5 bis 3,0 m unter GOK). Ab April bis Dezember sinken die Grundwasserstände in der Aue auf über 4 m unter Flur ab. Der minimale Grundwasserstand im Spätsommer betrug 4,19 m an der GWM 42. Bei den höhergelegenen Standorten befindet sich der Grundwasserspiegel nur während der Hochwasserperioden im Bereich der Auendeckschicht, spätestens einen Monat nach Ablaufen der Hochwasserwelle ist der Kontakt des Grundwassers zur Deckschicht wieder abgerissen (Abb. 5-9).

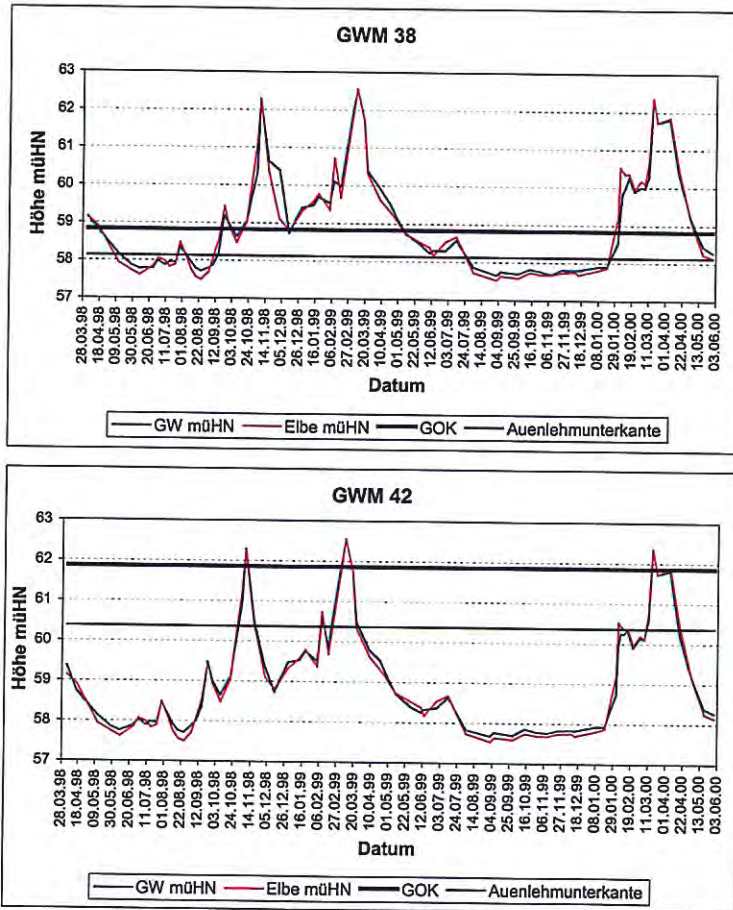


Abb. 5-9: Ganglinien des Grundwasser- und Elbewasserstandes an einer Flutrinnen-Meßstelle (GWM 38, elbfern) und einer Meßstelle des trockenen Grünlandes (GWM 42, elbnah) im UG Wörlitz. Die Grundwasserganglinien beider Meßstellen zeigen einen elbeparallelen Verlauf und sind typische Beispiele für die direkte Abhängigkeit des Grundwasserspiegels vom Elbepegel.

Durch den Einsatz von automatischen Datenloggern an insgesamt neun GWM konnte die Grundwasserdynamik im Untersuchungsgebiet Wörlitz hochaufgelöst erfasst werden. Es wurden

wöchentliche Grundwasserstandsschwankungen von max. 4 cm bei Niedrigwasser- bzw. max. 10 cm bei Mittelwassersituationen gemessen. Die täglichen Grundwasserstandsschwankungen in der Aue betragen max. 3 cm mit einem Mittel von 1 cm unter Normalwasserstandsbedingungen (NW - MW). Innerhalb eines hydrologischen Jahres (1999) traten im Untersuchungsgebiet an 190 Tagen pro Jahr (d/a) Niedrigwasser-, an 115 d/a Mittelwasser- und an 60 d/a Hochwassersituationen auf (Abb. 5-10).

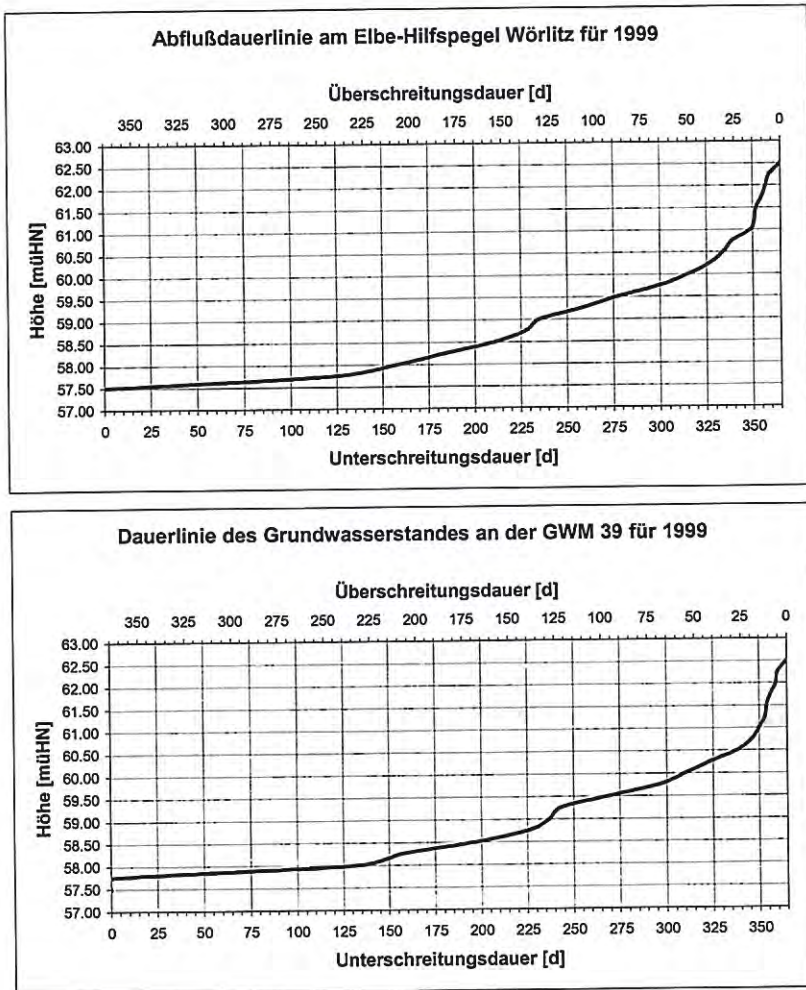


Abb. 5-10: Wasserstandshäufigkeiten (Dauerlinie) für das hydrologische Jahr 1999 am Elbe-Hilfspegel und an der Grundwassermessstelle 42 im Untersuchungsgebiet Wörlitz

5.1.3.2 Sediment (Durchlässigkeiten aus Korngrößenanalysen)

Das bei den drei tieferen Bohrungen gewonnene Sedimentmaterial wurde auf seine hydraulischen Eigenschaften hin untersucht. Für eine Auswertung der Korngrößenanalysen nach BEYER (1964) und HAZEN (1893) müssen Gültigkeitsgrenzen hinsichtlich des Korndurchmessers und der Un-

gleichförmigkeit eingehalten werden. Von den insgesamt 50 ausgewerteten Proben erfüllten 45 Proben den geforderten Wert für die Unförmigkeitszahl mit $U < 5$.

In Tabelle 5-6 sind die Ergebnisse der Korngrößenanalysen nach BEYER und HAZEN für 10 ausgewählte Proben des Grundwasserleiters zusammengestellt. Der Vergleich beider Berechnungsmethoden zeigt eine geringe Abweichung der k_f -Werte. Die Unterschiede innerhalb der Grundwasserleiter sind auf die Heterogenität des Untergrundes zurückzuführen. Der untersuchte Hauptgrundwasserleiter weist höhere Anteile der Mittel- und Grobsandfraktion (>80%) auf und ist nach DIN 18130-1 (Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, 1989) normal bis stark durchlässig.

Tab. 5-6: Gegenüberstellung der berechneten k_f -Werte nach BEYER und HAZEN für Proben mit $U < 5$

Borung / GWM	Tenfe [m]	GWL	Porosität	k_f -Wert BEYER [m/s]	k_f -Wert HAZEN [m/s]
WÖR 39	2,6 – 4,0	1.1	31,0	$4,31 \cdot 10^{-4}$	$5,85 \cdot 10^{-4}$
WÖR 39	8,0 – 10,0	1.1	31,5	$1,10 \cdot 10^{-3}$	$1,46 \cdot 10^{-3}$
WÖR 39	13,5 – 15,0	1.6	35,3	$5,24 \cdot 10^{-4}$	$5,96 \cdot 10^{-4}$
WÖR 42	3,5 – 4,7	1.1	36,4	$5,18 \cdot 10^{-4}$	$5,68 \cdot 10^{-4}$
WÖR 42	11,6 – 13,8	1.6	31,4	$4,29 \cdot 10^{-4}$	$5,71 \cdot 10^{-4}$
WÖR 42	27,3 – 28,6	1.6	34,3	$1,72 \cdot 10^{-4}$	$2,02 \cdot 10^{-4}$
WÖR 47	1,5 – 2,5	1.1	31,6	$6,17 \cdot 10^{-4}$	$8,13 \cdot 10^{-4}$
WÖR 47	9,0 – 11,5	1.6	35,6	$4,18 \cdot 10^{-4}$	$4,70 \cdot 10^{-4}$
WÖR 47	14,1 – 15,3	1.6	30,4	$2,17 \cdot 10^{-4}$	$3,07 \cdot 10^{-4}$
WÖR 47	16,0 – 19,0	1.6	31,0	$3,56 \cdot 10^{-4}$	$4,84 \cdot 10^{-4}$

5.1.4 Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser

Die Sohle der Elbe ist weitestgehend unbefestigt und im Bereich der Mittleren Elbe mit natürlichem Substrat (zumeist Sande, Kiessande) belegt und deshalb besonders erosionsgefährdet. Seit die Elbe durch die tschechischen Stauhaltungen vom Nachschub an Geschieben und Geröllen aus dem Oberlauf (den böhmischen Gebirgen) abgeschnitten ist, fehlt der Elbe jenes Material mit dem sich Flüsse selbst die Sohle befestigen. Auch die Nebenflüsse (Saale, Mulde) fallen aus dem gleichen Grund als Lieferanten für Sediment aus. Daraus resultiert ein für die Ökologie der Auen entscheidendes Problem, die fortschreitende Tiefenerosion der Stromsohle. Die weitgehende Festlegung des Mittel- und Hochwasserbettes der Elbe Ende des 19. bis Anfang des 20. Jahrhunderts bewirkte eine Beschleunigung der Sohlerosion, die Flußsohle liegt mancherorts bereits anderthalb Meter tiefer als noch vor 100 Jahren (FAULHABER 1998). Besonders im Bereich der sogenannten "Erosionsstrecke" der Elbe (Elbe-km 120-230) ist eine langanhaltende, räumlich ausgedehnte Eintiefung der Stromsohle zu verzeichnen. In diesem sich aktuell am stärksten eintiefenden Flußabschnitt gräbt sich die Elbe pro Jahr 1 bis 2 cm tiefer in ihr Bett (FAULHABER 2000).

Aufgrund der großen Wasserspiegelschwankungen der Elbe und der engen Wechselwirkungen zwischen Grund- und Oberflächenwasser liegen relativ starke Schwankungen des Grundwasser-

spiegels in den untersuchten Auen vor (Abb.5-11). Im UG Wörlitz zeigt der Verlauf der Grundwasserganglinien, daß unabhängig von der hydrologischen Situation im Vorfluter eine sehr enge hydraulische Anbindung des GWL an die Elbe gegeben ist (Abb.5-9). Aufgrund der starken Durchlässigkeit des Aquifers reagiert der Grundwasserspiegel rasch auf Wasserstandsänderungen in der Elbe. Die zeitgleichen Meßwerte des Wasserspiegels an den einzelnen GWM und am Elbe-Hilfspegel unterscheiden sich nur wenig. Der Grundwasserspiegel übersteigt dabei den Elbewasserstand aufgrund des Retentionsvermögens des GWL nur geringfügig. Der elbferne Flutrinnen-Standort (GWM 38) zeigt mit sinkendem Elbepegel das größte Retentionspotential (Nov. 1998), die Grundwasserstände bleiben noch ca. einen Monat nach Durchgang der Hochwasserwelle relativ hoch. Grund hierfür ist nach oberflächlichem Abfluß des Überflutungswassers, eine verzögerte Versickerung des freien Wassers in den mit Auenton gefüllten Flutrinnen.

Ganglinien ausgewählter Grundwassermeßstellen im UG Wörlitz

Zeitraum: Frühjahr 1998 - Frühjahr 2000

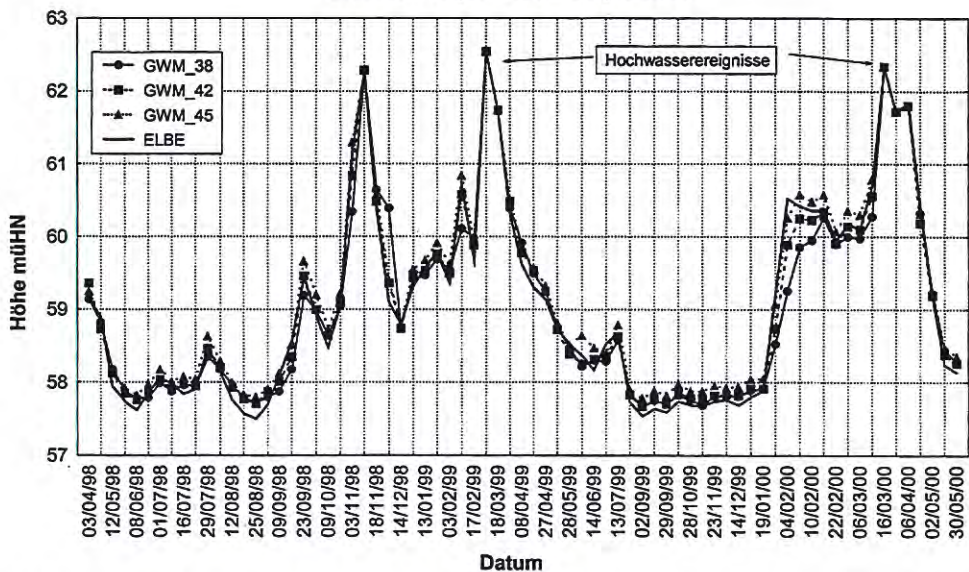


Abb. 5-11: Vergleich der Grundwasserganglinien verschiedener Meßstellen (GWM 38 – Flutrinne, GWM 42 – trockenes Grünland, GWM 45 – feuchtes Grünland) mit dem Verlauf des Elbepegels im UG Wörlitz für den Untersuchungszeitraum April 1998 bis Mai 2000

Im UG Steckby ist die Grundwasserstandsdynamik aufgrund der besonderen geologischen und hydraulischen Standortverhältnisse wesentlich komplexer. Nur im Bereich flußnaher Standorte ist hier ein direkter Einfluß des Elbepegels auf den Grundwasserstand feststellbar. So zeigen die Ganglinien des Grund- und Elbewassers nur an einigen, vorwiegend elbnahen Meßstellen Übereinstimmung (Abb. 5-12, GWM 24). Der gedämpfte Verlauf der Grundwasserganglinien in den flußfernen Auenbereichen deutet auf eine abnehmende Abhängigkeit vom Wasserstand im Fluß hin. Der dynamische Zusammenhang zwischen Elbe und dem Grundwasser ist an den Meßstellen GWM 3 (Flutrinne), GWM 15 (trockenes Grünland) und GWM 31 (feuchtes Grünland) nur noch schwach ausgeprägt (Abb. 5-12). Die Wasserstandsdynamik an diesen elbfernen Standorten wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Zum einen sind die besonderen geologischen Unter-

grundverhältnisse im UG zu nennen, die mit dem Vorkommen eines keilförmig ausgebildeten Geschiebemergelhorizontes in ca. 5 m Tiefe verbunden sind. Dieser Zwischenstauer ist in Flußnähe nicht vorhanden (erodiert), die Grundwasserdynamik ist dort direkt vom Elbepegel abhängig. Mit der Entfernung zum Fluß nimmt der Geschiebemergel an Mächtigkeit zu und behindert in den elbfernen Auenbereichen die hydraulische Verbindung zwischen Aquifer und Elbe (Abb. 5-13). Zum anderen liegen die GWM 3 und 31 am Fuße der talbegrenzenden Hochflächen im direkten Einflußbereich des Zustroms tieferen Grundwassers, das aufgrund der großen Gefälledifferenz in die Elbeniederung einströmt. Weiterhin ist der Einfluß von Oberflächenwasser aus dem Fundergraben von Bedeutung. Bei erhöhter Wasserführung von Spätherbst bis in das Frühjahr hinein ist an den nahegelegenen Meßstellen (Flutrinnen, feuchtes Grünland) eine Infiltration von Wasser aus dem Fundergraben zu verzeichnen. Besonders deutlich ist dies an der GWM 31 während des Herbsthochwassers im November 1998 zu erkennen (Abb. 5-12). Aufgrund der erhöhten Flußwasserstände kann der Fundergraben nicht mehr in die Elbe entwässern und wird rückwärtig aufgestaut. In den nahe am Fundergraben liegenden Meßstellen kommt es daraufhin zur Infiltration von Oberflächenwasser. Der Grundwasserstand an GWM 31 steigt noch vor dem Durchgang der Hochwasserwelle rasch an und erreicht erst mit der vollständigen Überflutung des Untersuchungsgebietes sein Maximum.

Ganglinien ausgewählter Grundwassermeßstellen im UG Steckby

Zeitraum: Frühjahr 1998 - Frühjahr 2000

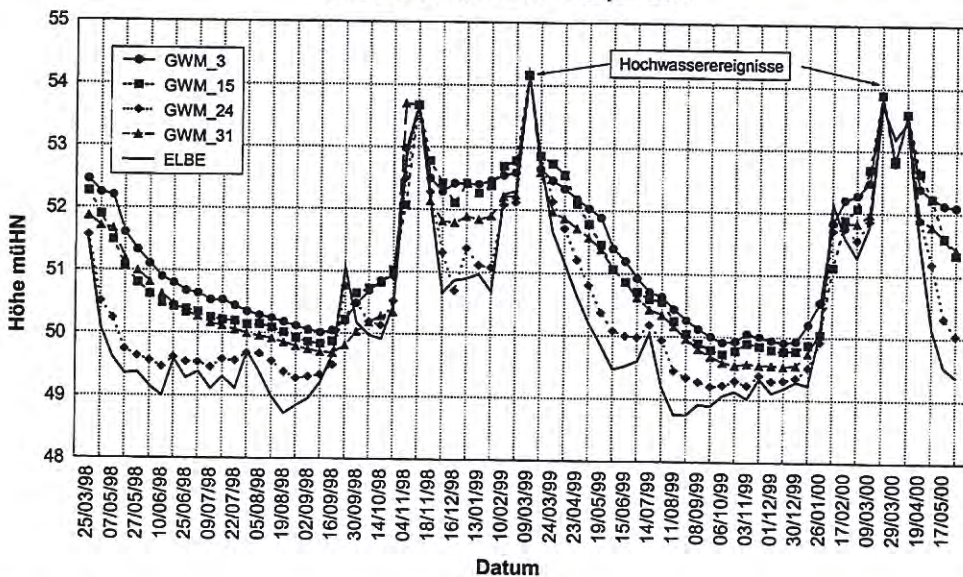


Abb. 5-12: Vergleich der Grundwasserganglinien verschiedener Meßstellen (GWM 3 – Flutrinne, GWM 15 – trockenes Grünland/elbfern, GWM 24 – trockenes Grünland/elbnah, GWM 31 – feuchtes Grünland) mit dem Verlauf des Elbepegels im UG Steckby für den Untersuchungszeitraum April 1998 bis Mai 2000

Aus dem Verlauf der Ganglinien in Abbildung 5-12 und 5-13 wird deutlich, daß sich die Probestellen im UG Steckby dahingehend unterscheiden, ob der Grundwasserstand immer unmittelbar an den Elbepegel angebunden ist oder zeitweise davon unabhängig ist. So korrelieren die Wasserstände nur bei etwa einem Drittel der Meßstellen direkt mit dem Pegelstand der Elbe. Für die Mehrzahl der GWM konnte dagegen festgestellt werden, daß der Grundwasserstand in der Aue für lange Perioden unabhängig vom Stand und der Bewegung des Flußpegels ist. Der stark gedämpfte Verlauf der Grundwasserganglinien dieser vorwiegend elbfernen Meßstellen kann mit dem Zufluss von Grund- und Oberflächenwasser aus dem rückwärtigen Einzugsgebiet (Hauptterrasse) erklärt werden.

Um die Einflüsse der verschiedenen Wasserströme in die Aue besser abschätzen zu können, wurden die Wasserstandsänderungen auf den elbeunabhängigen Probestellen mit der Differenz zwischen Niederschlag und potentieller Evapotranspiration (Etp, berechnet nach HAUDE) im Untersuchungsgebiet korreliert. Dabei stellte sich heraus, daß es zwei vergleichbare, sich gegenseitig überlagernde Einflüsse gibt, einerseits einen kurzfristigen Einfluß ohne Dämpfung und Verzögerung und andererseits einen langfristigen mit starker Dämpfung und einer Verzögerung von ungefähr 36 Wochen. Dies ist plausibel, da die stabilen Wasserstände in der Aue während Perioden der Unabhängigkeit vom Elbepegel zum einen vom direkten Oberflächenabfluß und der Infiltration aus dem Fundergraben (kurzfristig) und zum anderen von saisonalen Schwankungen des regionalen Grundwasserstromes (langfristig) gesteuert werden. Aufgrund dieses langfristigen Einflusses wirkt sich die Niederschlagsverteilung im Hinterland auf die Grundwasserstände in der Aue stark verzögert aus, ein kurzfristiger Einfluß auf den Aquifer im Sinne von jahreszeitlichen Gängen ist nicht zu beobachten (Abb. 5-13). Die GWM im UG Steckby, die hydraulisch nicht direkt vom Elbepegel abhängig sind, lassen sich hinsichtlich der kurzfristigen bzw. langfristigen Einflüsse auf die Grundwasserstandsdynamik wie folgt gruppieren:

Gruppe 1: GWM 2-9 und 31-35 (85% kurzfristig / 15% langfristiger Einfluß),

Gruppe 2: GWM 10-13 und 16, 17 (50% kurzfristig / 50% langfristiger Einfluß).

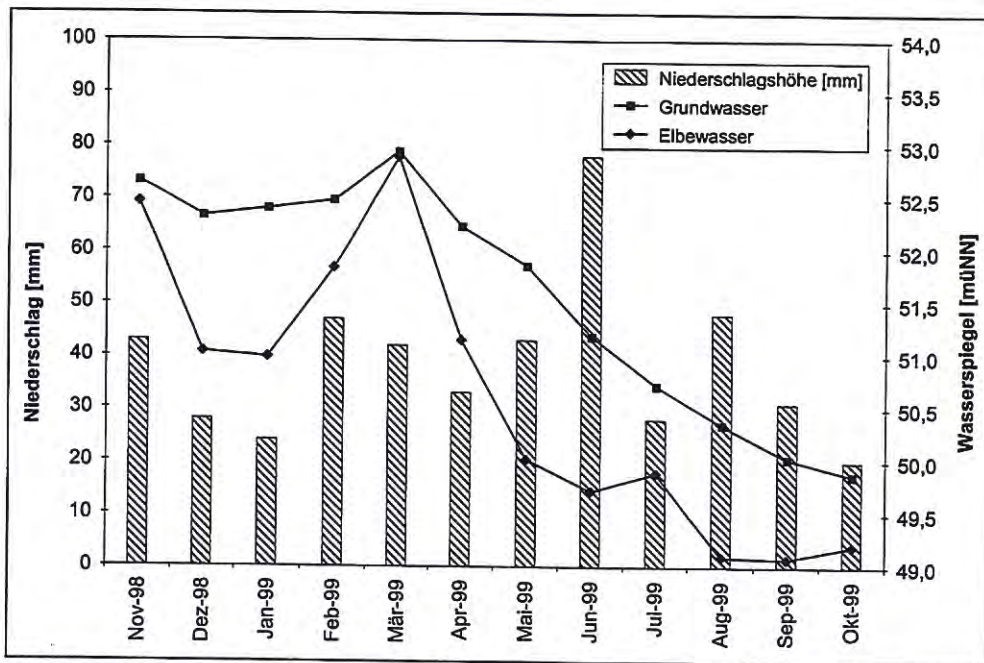


Abb. 5-13: Monatsmittel des Elbewasser- und Grundwasserstandes (GWM 4) sowie des Niederschlages im UG Steckby für das hydrologische Jahr 1999

Die Wasserführung der Vorflutgräben ist jahreszeitlich sehr unterschiedlich. Anhand von Abflußmessungen (Driftkörpermethode) unter Mittelwasserbedingungen wurde im Fundergraben eine mittlere Fließgeschwindigkeit von 1,0 bis 1,2 m/s ermittelt (vgl. SCHWOERBEL 1999). Bei geringerer Wasserführung (MNW) lagen die Fließgeschwindigkeiten zwischen 0,26 und 0,43 m/s. Unter NW-Verhältnissen sinkt die Wasserführung im Fundergraben rasch ab. Die Wassermenge wird im Spätsommer bis Frühherbst so gering (verstärkt durch anthropogene Beeinflussung mittels Stauhaltung an Fischteichen), daß der Fundergraben vollständig austrocknet.

5.1.5 Auswirkung unterschiedlicher Abflußsituationen auf das Wasserregime

Der hydraulische Anschluß des Grundwassers an die Auendeckschicht und die Dauer des Grundwasserkontaktes ist entscheidend für den kapillaren Aufstieg und die Wasserversorgung der Pflanzen. Mit Blick auf die Pflanzenverfügbarkeit von Wasser, die Vernässungs- und Überflutungshäufigkeit sowie -dauer kommen weitere Faktoren wie die Lage im Relief und die Anbindung der Auendeckschicht an das Grundwasser als Voraussetzung für den kapillaren Aufstieg von Bodenwasser zum tragen. Obwohl ein gutes Zeigerwertsystem für die Feuchteansprüche höherer Pflanzen vorliegt (ELLENBERG ET AL. 1992), sind die Auswirkungen der Veränderung der hydrologischen Bedingungen unzureichend geklärt. Durch den Einsatz moderner Feldmeßtechnik (bodenhydrologische Meßstationen, Datenlogger) konnte die Wasserstandsdynamik in den Auen räumlich und zeitlich hochaufgelöst erfaßt werden (BÖHNKE ET AL. 1999). Auf Grundlage der Grundwasserstandsmessungen (Tagesmittelwerte) und den Ergebnissen der Grundwassermodellierungen für verschiedene Wasserstandssituationen (Kap. 5.2) in den Auengebieten bei Steckby

und Wörlitz konnte die Dauer des Grundwasserkontaktes zur Auendeckschicht an den einzelnen Standorten (Probeflächen) ermittelt und klassifiziert werden (Tab. 5-7).

Tab. 5-7: Klassifikation der zeitlichen Dauer des Grundwasserkontaktes zur Auendeckschicht in den Untersuchungsgebieten Steckby (PF 1 – 36) und Wörlitz (PF 37 – 48)

PF	Stratum	Dauer-Klasse	PF	Stratum	Dauer-Klasse	PF	Stratum	Dauer-Klasse
1	F	3	29	fG	2	14	tGn	2
2	F	3	30	fG	1	21	tGn	1
3	F	3	31	fG	1	22	tGn	3
4	F	5	32	fG	1	23	tGn	1
5	F	3	33	fG	1	24	tGn	1
6	F	1	34	fG	1	25	tGn	1
7	F	3	35	fG	1	26	tGn	1
8	F	2	36	fG	2	27	tGn	1
9	F	6				28	tGn	2
10	F	1				13	tGf	8
11	F	5				15	tGf	2
12	F	1				16	tGf	3
						17	tGf	3
						18	tGf	1
						19	tGf	1
						20	tGf	3
37	F	5	45	fG	1	41	tG	1
38	F	2	46	fG	3	42	tG	1
39	F	5	47	fG	3	43	tG	1
40	F	5	48	fG	1	44	tG	1

PF = Probefläche; Straten: F = Flutrinne, fG = feuchtes Grünland, tG = trockenes Grünland, tGn = trockenes Grünland - elbnah, tGf = trockenes Grünland - elbfern

Tab. 5-8: Zeitliche Dauer des Grundwasserkontaktes zur Auendeckschicht (ohne Überstaunungszeiten) in Tagen pro Jahr

Grundwasser-Kontakt zur Auendeckschicht	
Dauer-Klasse	Tage
1	< 50
2	50 – 99
3	100 – 149
4	150 – 199
5	200 – 249
6	250 – 299
7	300 – 349
8	> 349

5.1.6 Einfluß von Hochwasserereignissen

5.1.6.1 Überflutungshäufigkeiten; -dauer, -höhen

Die Wasser- und Abflußverhältnisse in der Aue werden durch die entsprechende hydrologische Statistik charakterisiert und hängen in erster Linie von der meteorologischen Situation und den Zuflüssen aus dem oberhalb liegenden Einzugsgebiet ab. Das Abflußverhalten der Elbe ist im Jahresverlauf durch regelmäßig auftretende Hochwasser im Frühjahr gekennzeichnet, die in der Regel im März und April, wenn es zur Schneeschmelze in den montanen Regionen des Einzugsgebietes kommt, ihr Maximum erreichen. Sommerhochwasser treten hingegen nur episodisch nach Starkregenereignissen auf. Anzahl, Zeitpunkt, Höhe und Dauer der Überflutungen in den Untersuchungsgebieten hängen von der Art und Größe des Einzugsgebietes sowie dem dortigen Niederschlags- und Abflußgeschehen ab (vgl. DVWK-MB 248/1998).

Tab. 5-9: Wasserspiegelhöhen an den Meßstationen in den UG Wörlitz und Steckby bei Durchgang der Hochwasserwelle während der im Untersuchungszeitraum aufgetretenen Hochwasserperioden

Hochwasser an der Elbe (im Untersuchungszeitraum Frühjahr 1998 bis Frühjahr 2000)			
➤ November 1998 (3.11. – 12.11.1998)			
<u>Durchgang des Hochwasserscheitel:</u>			
Wörlitz:	7.11.98		
	Wasserstand GWM 42:	+ 0,42 mÜGOK =	62,28 mÜHN
Steckby:	8.11.98		
	Wasserstand GWM 13:	+ 0,89 mÜGOK =	53,69 mÜHN
➤ März 1999 (4.03. – 18.03.1999)			
<u>Durchgang des Hochwasserscheitel:</u>			
Wörlitz:	9.03.99		
	Wasserstand GWM 39:	+ 1,89 mÜGOK =	62,55 mÜHN
	Wasserstand GWM 42:	+ 0,68 mÜGOK =	62,54 mÜHN
	Wasserstand GWM 47:	+ 1,61 mÜGOK =	62,62 mÜHN
Steckby:	9.03.99		
	Wasserstand GWM 4:	+ 1,35 mÜGOK =	54,26 mÜHN
	Wasserstand GWM 13:	+ 1,38 mÜGOK =	54,18 mÜHN
	Wasserstand GWM 16:	+ 1,07 mÜGOK =	54,31 mÜHN
➤ März / April 2000 (12.03. – 12.04.2000)			
<u>Durchgang des Hochwasserscheitel:</u>			
Wörlitz:	15.03.00 / 04.04.00		
	Wasserstand GWM 39: + 1,84 / 1,67 mÜGOK =	62,50 / 62,33 mÜHN	
	Wasserstand GWM 42: + 0,61 / 0,44 mÜGOK =	62,47 / 62,30 mÜHN	
	Wasserstand GWM 47: + 1,57 / 1,42 mÜGOK =	62,58 / 62,43 mÜHN	
Steckby:	16.03.00 / 05.04.00		
	Wasserstand GWM 4: + 1,38 / 0,90 mÜGOK =	54,29 / 53,81 mÜHN	
	Wasserstand GWM 13: + 1,37 / 0,87 mÜGOK =	54,17 / 53,67 mÜHN	
	Wasserstand GWM 16: + 1,20 / 0,68 mÜGOK =	54,44 / 53,92 mÜHN	
	Wasserstand GWM 24: + 0,36 / 0,15 mÜGOK =	53,94 / 53,73 mÜHN	
<u>Datengrundlage:</u> automatische Multisensormodule an den bodenhydrologischen Meßstationen in den zwei Untersuchungsgebieten Wörlitz und Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe			

Im Untersuchungszeitraum (Frühjahr 1998 – Frühjahr 2000) traten in der Elbe drei markante Hochwässer auf, die aufgrund der Maxima der Wasserstände als Hochwasser fünfjähriger Wahrscheinlichkeit (HQ 5) einzustufen sind (Tab. 5-9). Bei den aufgetretenen Hochwasserabflüssen konnte jeweils eine Ausuferung der Elbe beobachtet werden, die Untersuchungsgebiete wurden vollständig überflutet. Die Hochwasserphasen dauern je nach ansteigender und anhaltender Hochwasserwelle im Durchschnitt 10 bis 14 Tage (November 1998, März 1999), können aber beim Auftreten von zweigipfligen Hochwässern auch bis zu einem Monat andauern (März/April 2000). Nach Rückgang des Hochwassers fließt das Überflutungswasser oberflächlich relativ rasch wieder ab, nur Flutrinnen, abflußlose Senken sowie Altgewässer bleiben noch längere Zeit mit Wasser gefüllt. Eine weitere Entwässerung dieser tiefliegenden Standorte erfolgt über einen längeren Zeitraum (ca. 2 Monate) über Versickerung und/oder Verdunstung.

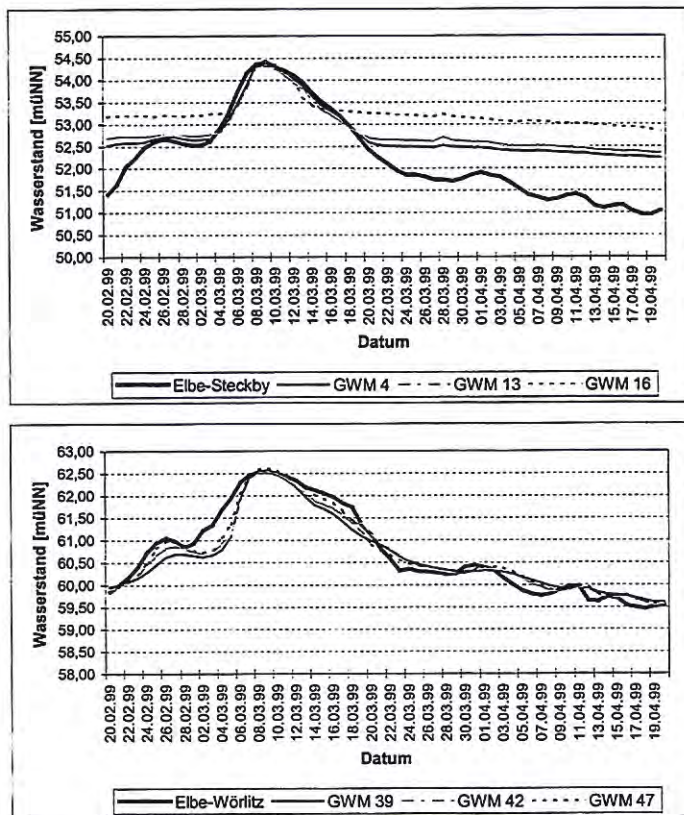


Abb. 5-14: Ganglinien des Elbewasser- und Grundwasserstandes an den einzelnen Meßstationen (4h Meßintervall) in den Untersuchungsgebieten Steckby und Wörlitz beim Durchgang einer Hochwasserwelle (März 1999)

In Abbildung 5-14 sind die Wasserstände der Elbe und des landseitigen Grundwassers in der Aue während eines Hochwasserereignisses dargestellt. Man kann sehr deutlich die Unterschiede zwischen beiden Untersuchungsgebieten hinsichtlich der hydraulischen Anbindung des Grundwas-

serleiters erkennen. Während im UG Wörlitz beim Ansteigen des Elbepegels die Grundwasserstände in der Aue mit geringer zeitlicher Verzögerung reagieren und dem Verlauf des Elbewasserstandes sehr gut nachfolgen sind die Grundwasserstände im UG Steckby schon vor dem Eintreffen der Hochwasserwelle auf einem hohen Niveau und zeichnen den Gang der Elbe nicht nach. Erst bei sehr hohen Elbewasserständen (Ausuferung, Abb. 5-15) und mit der Überflutung der Meßstandorte durch Qualm- und Oberflächenwasser folgt der Grundwasserstand dem Elbepegel. Eine maximale Erhöhung des Grundwasservorrates tritt nicht beim Hochwasserscheitel ein, sondern erst Tage später. Nach Durchgang der Hochwasserwelle mit sinkenden Elbewasserständen bleiben die Grundwasserstände in der Aue bei Steckby weiterhin hoch und zeigen nur allmählich einen Potentialabfall. Es besteht bei fallendem Flußwasserstand immer noch ein hydraulischer Gradient vom Fluß zum Grundwasser (Retention). Ganz anders sind die Verhältnisse in Wörlitz, mit dem Fallen des Elbepegels sinken auch die Grundwasserstände in der Aue rasch ab und verlaufen nahezu parallel zur Elbe.



Abb. 5-15: Hochwasser an der Elbe im März 1999, überflutete Meßstation 47 im UG Wörlitz

Für die hydrologischen Jahre 1998 und 1999 wurde die Anzahl der Überflutungstage pro Jahr an allen GWM bezogen auf den Pegelnullpunkt (PNP) ermittelt sowie die maximale jährliche Überstauungshöhe an jeder einzelnen Probestelle in den zwei Untersuchungsgebieten berechnet (Anhang C). Folgende Mittelwerte (Tab. 5-10) für die jährliche Überflutungsdauer in Tagen und für die maximalen Überflutungshöhen in Meter über GOK wurden für die Jahre 1998 / 1999 in den Untersuchungsgebieten ermittelt:

Tab. 5-10: Mittlere Überflutungsdauer und mittlere maximale Überflutungshöhen für die Jahre 1998/1999 für die Flutrinnen-Standorte und höhergelegenen Standorte (feuchtes und trockenes Grünland) der Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz

Untersuchungs- gebiet	Morphologie/ Probefläche	Überflutungsdauer [d]		max. Überstauhöhe [m]	
		1998	1999	1998	1999
<i>Steckby</i>	Flutrinnen	150	191	1,05	2,60
	Grünland	½	42	0,16	1,27
<i>Wörlitz</i>	Flutrinnen	137	198	1,80	3,25
	Grünland	0	17	0	1,19

5.1.6.2 Auswirkungen auf die hydrodynamischen Verhältnisse

Aufgrund der jahreszeitlichen Dynamik des Elbepegels erhöht sich das Grundwassergefälle in Richtung Elbe bei Niedrigwasser, während sich bei Hochwasser in der Elbe eine entgegengesetzte Tendenz zeigt. Mit den schwankenden Wasserspiegellagen der Elbe können sich wasserstandsabhängig differierende Fließrichtungen herausbilden. Insbesondere können Hochwasserverhältnisse zu einer temporären Umkehr der Grundwasserfließrichtung führen. Bei Hochwasserführung in der Elbe liegt deren Wasserstand über dem Grundwasserstand, so daß eine Infiltration von Elbewasser in den Grundwasserleiter einsetzt (s. Kap. 5.3.4).

Auf den Grünlandflächen macht sich der Anstieg des Hochwassers in der Elbe im Auftreten von Druckwasser (Qualmwasser) in den Senken und Flutrinnen bemerkbar. Durch Rückstau über kleinere Vorfluter, Geländedepressionen und Altwasserläufe setzt zunächst die Überflutung der tiefer gelegenen Bereiche ein, die dann bei weiterem Ansteigen der Wasserstände im Fluß zur flächenhaften Ausuferung der Elbe bis hin zur vollständigen Überflutung der gesamten Aue führt. Bei Überflutung des gesamten Auenbereiches (Deichvorland) besteht über die Flutrinnen ein unmittelbarer Kontakt zum Aquifer. Der Wasserstand im Überflutungsraum wirkt als hydraulisches Potential im Grundwasserleiter. Die Auswirkungen einer Hochwasserwelle in der Elbe werden relativ schnell und intensiv ins Auengrünland übertragen. Je nach Entwässerungsbedingungen und hydraulischem Anschluß bleibt das Überflutungswasser in Senken und Rinnen stehen und kann nach Ablauf des Hochwassers zu einer nachhaltigen Infiltration von Oberflächenwasser in den Grundwasserleiter beitragen (vgl. Kap. 5.4.4).

Bei höheren Wasserständen in der Elbe (MHW) wurden in den Auen wöchentliche Grundwasserstandsschwankungen von 25 bis 35 cm und ca. 4 cm pro Tag gemessen. Bei auflaufendem Hochwasser können tägliche Grundwasserstandsänderungen von 10 bis 50 cm, an elbnahen Meßstellen bis max. 75 cm auftreten. Beim Durchgang einer Hochwasserwelle im März 1999 konnte ein Anstieg des Grundwasserstandes von 20 cm innerhalb von vier Stunden gemessen werden (GWM 47, elbnah im UG Wörlitz).

5.2 Modellierung der Grundwasserströmung

5.2.1 Verwendetes Modell und Eingangsparameter

Um die geschichtete Struktur und räumliche Komplexität in den Flußauen abbilden zu können, sind überwiegend dreidimensionale Modellansätze erforderlich (vgl. MONTENEGRO et al. 1999). Mit dem stationären/instationären 3d-Grundwassermodell werden für diskrete Punkte (Netzknoten) die Piezometerhöhen bzw. der zeitliche Verlauf des Grundwasserstandes berechnet. Aus diesen lassen sich verschiedene Zustandsvariablen (z.B. Flurabstände, Fließgeschwindigkeiten usw.) ableiten. Das hydraulische System der Flußau wird maßgeblich von der Elbe und dem seitlich der Aue zuströmenden Grundwasser bestimmt. Um die räumlich und zeitlich häufig variierenden Oberflächenwasser- und Grundwasserstände abschätzen zu können ist es erforderlich, den Standortfaktor Wasserhaushalt im Ausgangszustand zu erfassen und im Hinblick auf zu erwartende Veränderungen zu prognostizieren. Deshalb wurde ein lokales numerisches Grundwassermodell für die zwei Flußauengebiete erstellt (BÖHNKE & GEYER 2000b, 2001b). Dieses Grundwassermodell soll zudem die Extrapolation punktuell erhobener Daten auf die Fläche unterstützen.

Bei der Auswahl des Programmtyps für die in dieser Arbeit durchgeführte Modellierung der Grundwasserströmung spielten projektinterne Arbeitsabläufe eine entscheidende Rolle. Die Ergebnisse meiner Modellrechnungen wurden von der BfG Koblenz im GIS weiterverarbeitet und stellen die Grundlage von weiterführenden Modellrechnungen dar. In der zuständigen Arbeitsgruppe innerhalb der BfG wurde eine orthogonale Diskretisierung der Untersuchungsgebiete vorgenommen. Deshalb konnte auf andere geeignete Programmsysteme (u.a. FEFLOW, Geofim), die ebenfalls zur Verfügung standen, nicht zurückgegriffen werden. Für die Grundwassermodellierung wurde das Programm VISUAL MODFLOW (FD) angewendet, das auf Grundlage einer vollintegrierten graphischen Benutzeroberfläche mit USGS MODFLOW und MT3D arbeitet (MCDONALD & HARBAUGH 1988). Das Programmsystem ermöglicht die Simulation von dreidimensionalen, stationären und instationären Strömungsvorgängen bei gespannten oder ungespannten Strömungsverhältnissen. Bei der Simulation können die ortsabhängige Geometrie sowie die ortsabhängigen geohydraulischen Parameter in horizontaler sowie in vertikaler Richtung berücksichtigt werden (Tab. 5-11).

Eingangsdaten für das Grundwassermodell:

- Geometrie des Untersuchungsgebietes (Aquifermächtigkeiten, Mächtigkeit der Auenlehmdeckschichten, Bohrprofilaten: horizontale und vertikale Durchlässigkeitsunterschiede = hydraulische Aquiferparameter)
- Transmissivitäten und k_f -Werte (aus Siebkornanalysen)
- Speicherkoeffizienten (Porositäten, Speicherkapazitäten)
- Grundwasserneubildung (aus Literaturdaten)
- Wasseraustausch mit Oberflächengewässern (Wasserspiegellagen von Oberflächengewässern, Pegelaufzeichnungen, Flußsohle, Leakagefaktor)
- Randzuflüsse (Abschätzung durch Festlegung geeigneter Modellränder: Festpotentialrand, undurchlässiger Rand)

Tab 5-11: Ausgewählte Parameter der 3d - Grundwasserströmungsmodelle

	Modell Steckby	Modell Wörlitz
Zeilen (<i>column</i>)	170	120
Spalten (<i>row</i>)	230	190
Anzahl Elemente	39.100	22.800
Gitternetz (1 Zelle)	10 x 10 m	10 x 10 m
Länge des Modells	2,3 km	1,9 km
Breite des Modells	1,7 km	1,2 km
Modellgröße	3,9 km ²	2,3 km ²
Mächtigkeit des GWL	15 m	30 m
mittlere k_f -Werte [m/s]	Auenlehm: $1,3 \times 10^{-6}$ (horizontal) Mittel-, Grobsand, Feinkies: $7,4 \times 10^{-4}$ Geschiebemergel: $7,3 \times 10^{-8}$ Mittelsand, Grobsand: $5,8 \times 10^{-4}$	Auenlehm: $1,4 \times 10^{-6}$ (horizontal) Mittel-, Grobsand, Feinkies: $7,2 \times 10^{-4}$ Mittelsand, Grobsand: $4,8 \times 10^{-4}$
GWN (<i>recharge</i>)	50 mm/a ¹	100 mm/a ¹
Randzuflüsse	variabel ²	variabel ²
feste Potentiale	Elbe, südlicher und nördlicher Modellrand	Elbe, südlicher Modellrand

¹⁾ Es wurden keine eigenen Meßwerte erhoben, Angaben sind aus der Literatur entnommen (BUCHHOLZ 1994, N-A-U-KARTE 1959, PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE 1998)

²⁾ In Abhängigkeit von der saisonalen Wasserführung kleinerer Oberflächengewässer und den Grundwasserneubildungsbedingungen im Einzugsgebiet wurde bei den einzelnen Rechenläufen der randliche Zufluß ins Modell variiert.

5.2.2 Grundwasserströmungsmodell Steckby

5.2.2.1 Modellstruktur

In einem NW-SE-Profilsschnitt etwa aus der Mitte des UG Steckby sind die geologischen Verhältnisse mit Deckschicht, oberen und unteren Grundwasserleiter sowie dem dazwischen liegenden Grundwasserstauer dargestellt (Anhang F1). Im Untersuchungsgebiet wird der Grundwasserleiter nach unten hin von einer regional ausgebildeten, sehr gering durchlässigen Schicht begrenzt, welche als Liegendstauer (Grundwasserbasis) fungiert (tertiärer Rupelton). Der aus holozänen und weichselkaltzeitlichen Sanden und Kiesen aufgebaute Talaquifer ist durch einen nur lokal ausgebildeten Grundwasserstauhorizont (Geschiebemergel) als Grundwasserstockwerk ausgebildet. Die vertikale Abbildung der Deckschichtmächtigkeiten (Auenlehm) und der Mächtigkeit des Grundwasserleiters im Modellgebiet erfolgten anhand von Bohrprofilen. Im Modellgebiet Steckby waren insgesamt 416 Bohrprofilaten vorhanden, die aus den Pegelbohrungen (GWM), den bodenkundlichen Kartierungen und den vier tieferen Bohrungen (Meßstationen) resultierten. Diese punktuellen Informationen wurden anschließend im Modell mit Hilfe geostatistischer Methoden (z.B. Ordinary Kriging) auf die Fläche interpoliert. MODFLOW bietet hierzu im Preprocessing eine Auswahl verschiedener leistungsfähiger Regionalisierungsverfahren an

(s. Kap. 4.7.5). Die Übertragung von punktuellen Daten in die Fläche ist generell nicht unproblematisch und birgt Unsicherheiten (SCHAFMEISTER & PEKDEGER 1994).

Entsprechend dem hydrogeologischen Konzeptmodell wurde für das Untersuchungsgebiet ein dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell mit vier Schichten (*layer*) aufgebaut. Die Modell-Eingangsparameter, d.h. die hydraulischen Materialparameter (*properties*) und die hydrogeologischen Randbedingungen (*boundaries*) werden in x-, y- und z-Richtung angegeben (Tab. 5-12). Beim Aufbau der Geländeoberfläche konnte auf ein hochauflösendes DGM (1 x 1 m) zurückgegriffen werden (PETER ET AL. 1999). Die Morphologie des Untersuchungsgebietes und das Niveau der Schichtgrenzen konnten so im Modell berücksichtigt werden. Unterhalb des Niveaus von 38 m ü.HN ist ein mächtiger Stauhorizont vorhanden (Rupelton). Dadurch daß keine weiteren Randbedingungen an der unteren Grenze des Modells definiert wurden, wird dieser Rand mathematisch als geschlossen betrachtet. Die Grundwasserneubildung stellt eine wesentliche Eingangsgröße für ein Grundwassermodell dar. In Flußauensystemen spielt diese Wasserhaushaltskomponente aufgrund der relativ mächtigen Auenlehmdeckschichten eine eher untergeordnete Rolle. Es wurde dennoch eine Grundwasserneubildung (GWN) als *inflow on top* implementiert. Im UG Steckby wird eine durchschnittliche GWN über Niederschlag von 50 mm/a angenommen (vgl. Kap. 3.1.3).

Tab. 5-12: Eingangsparameter für das Modell Steckby

Schichten	Gestein	K _r -Werte [m/d]	Spezifischer Speicherkoeffizient (specific storage) [1/m]*	Nutzbarer Porenraum (specific yield)	Wirksamer Porenraum (effective porosity)	Porosität (total porosity)
Layer 1	Auenlehm	K _x =K _y = 0,11 K _z = 0,022	s _s = 3,3 x 10 ⁻⁵	s _y = 0,12	n _e = 0,12	n _{pot} = 0,35
Layer 2	Mittelsand, Grobsand	K _x =K _y = 58 K _z = 11,6	s _s = 3,3 x 10 ⁻⁵	s _y = 0,25	n _e = 0,25	n _{pot} = 0,30
Layer 3	Geschiebemergel	K _x =K _y = 0,09 K _z = 0,009	s _s = 3,3 x 10 ⁻⁵	s _y = 0,08	n _e = 0,08	n _{pot} = 0,40
Layer 4	Mittelsand, Grobsand	K _x =K _y = 50 K _z = 10	s _s = 3,3 x 10 ⁻⁵	s _y = 0,2	n _e = 0,2	n _{pot} = 0,25

* nach LANGGUTH & VOIGT 1980

5.2.2.2 Diskretisierung

Für die Anwendung ortsdiskreter mathematischer Modelle ist die Einteilung des Untersuchungsraumes in Elemente (Diskretisierung), in denen die jeweiligen hydrogeologischen Parameter als konstant gelten, notwendig. Mit der Festlegung der Strömungsraumbegrenzung wird der Modellaufbau begonnen. Bis zu den festgelegten Gebietsgrenzen wird der Untersuchungsraum mit einem orthogonalen Rasternetz überzogen. Das Modellgebiet wurde in ein regelmäßiges Gitternetz von 170 x 230 Elementen unterteilt. Die Elementabmessungen betragen 10 x 10 m. Trotz der

kleinräumigen morphologischen Heterogenität (insbesondere Flutrinnen) im Untersuchungsgebiet erscheint diese Diskretisierung unter Voraussetzung stationärer Strömungsverhältnisse aufgrund der geringen Wasserspiegeldifferenzen im gesamten Untersuchungsraum als ausreichend, auf eine weitere Verfeinerung des Gitternetzes wurde deshalb verzichtet (längere Rechenzeiten, numerische Dispersion). Die Geometrie des Modellgebietes liegt in Form eines Digitalen Geländemodells (DGM) vor (FUCHS & RINK 2001). Die z-Koordinate (geographische Höhe) der obersten Schicht wurde aus ca. 1 Mio. Punkten zwischen den Hochwerten ⁵⁷52800 und ⁵⁷55100 und den Rechtswerten ⁴⁴97900 und ⁴⁴99600 generiert. Die Regionalisierung erfolgte mittels Kriging oder linearer Akima-Interpolation. Mit dem Modell wird ein Strömungsraum von ca. 3,9 km² Fläche bearbeitet.

5.2.2.3 Anfangs- und Randbedingungen

Bei der Problemstellung handelt es sich um die Modellierung der Grundwasserströmung. Es wird zunächst angenommen, daß sich die Fließbedingungen stationär verhalten. Für eine stationäre Modellierung wird keine Anfangsbedingung benötigt. Es werden für verschiedene Zustände (NW bis HW) die Verteilung der hydraulischen Höhen im GWL dargestellt, die mit der Kalibrierung erreicht werden sollen.

Bei der Festlegung der Modellränder läßt sich in den wenigsten Fällen eine vollständige Charakterisierung durch Festlegung geeigneter Randbedingungen (Festpotentialrand, undurchlässiger Rand) erreichen. So konnten am südlichen und nördlichen Modellrand des UG Steckby, auch aufgrund fehlender Meßstellen, die Randabflüsse bzw. -zuflüsse nur abgeschätzt werden. Für diese beiden Modellränder wird angenommen, daß jeweils die kürzeste Verbindung senkrecht zur Elbe bis zum morphologischen Auenrand (Hauptterrasse), einen undurchlässigen Rand (Randstromlinie) bildet. Diese Randbedingung stellt einen Spezialfall der Randbedingungen der zweiten Art (NEUMANN-Bedingung) dar (KINZELBACH & RAUSCH 1995) und erscheint vor dem Hintergrund der Verteilung der Grundwasser-Potentiallinien (senkrecht zum Modellrand) als plausibel. Das Grundwasser fließt etwa parallel zum Modellrand, so daß die eintretenden bzw. austretenden Grundwassermengen unerheblich sind. Somit wird im Modell automatisch angenommen, daß es am S- und N-Rand des Modells keine Strömung bzw. keinen Grundwasserfluß in das Modell hinein oder aus diesem heraus gibt (Zu- und Abflüsse).

Im Osten liegt die Modellgrenze am Talrand im Übergang zu den saalekaltzeitlichen Hochflächen (Hauptterrasse) und wird dort durch Infiltration von Oberflächenwasser aus dem Fundergraben sowie der Aue unterirdisch zuströmendes Grundwasser charakterisiert. Es mußte die Einspeisung in das Modell in Abhängigkeit von den hydrogeologischen Bedingungen und der Grundwasserneubildung des dahinterliegenden Einzugsgebietes nachgebildet werden. Der östliche Rand des Modells wurde deshalb durch Vorgabe einer Randbedingung der dritten Art (CAUCHY-Bedingung) beschrieben, damit wird eine Durchströmung dieses Randes ermöglicht. Diese Randbedingung wird zur Beschreibung halbdurchlässiger Ränder verwendet (GHB - *general head boundary*), z.B. bei Leakage aus einem hangenden oder liegenden Aquifer sowie aus einem Oberflächengewässer (KINZELBACH & RAUSCH 1995). Eine Kontrollmöglichkeit der Modellsimulationen bieten die GWM 20, 19, 16, 31, 30, 29 und 61 entlang des Modellrandes.

Der westliche Modellrand (Elbe) wird mit einer Randbedingung der ersten Art (DIRICHLET-Bedingung) unter Berücksichtigung eines auf Darcy beruhenden Leakageansatzes vorgegeben.

Die hydraulische Interaktion der Oberflächengewässer mit dem Grundwasser wird mit einem Leakageansatz abgebildet. Je nach hydraulischem Potentialunterschied im Fluß und Grundwasser findet eine In- oder Exfiltration statt. Zur Abschätzung des Wasseraustausches müssen in Abhängigkeit vom Abflußregime Wasserspiegel- und Sohlhöhen der Elbe in das Modell implementiert werden. Der Fluß bildet den W-Rand des Modells. Seine Fließrichtung erfolgt von Süd nach Nord. Er besitzt über seinen gesamten Verlauf eine durchschnittliche Wasserhöhe von ca. 2,10 m (bei MW). Der Wasserspiegel liegt am S-Rand des Modellgebietes unter Mittelwasserbedingungen bei ca. 50,5 m ü.HN. Sein Flußbett befindet sich entsprechend bei ca. 48,4 m ü.HN. Bei gleicher Wasserhöhe am N-Rand des Modells weisen der Wasserspiegel 49,96 m ü.HN und das Flußbett 47,86 m ü.HN auf. Der unmittelbare hydraulische Anschluß der Elbe an das Grundwasser, und damit die Fähigkeit des Durchfließens von Wasser aus dem Fluß in den GWL bzw. in umgekehrter Richtung ($C = \text{conductance}$) über das Flußbett (Mächtigkeit ca. 0,90 m), ist ein spezifischer Term der in MODFLOW implementiert ist. Er wird durch folgende Formel definiert (HARBAUGH & McDONALD 1996):

$$C = \frac{K_{f|v} \times L \times B}{M_F}$$

Gleichung 5-1

$K_{f|v}$: vertikale hydraulische Durchlässigkeit des Flußbetts

L : Länge des Flusses innerhalb einer Gitterzelle

B : Breite des Flusses innerhalb einer Gitterzelle

M_F : Mächtigkeit des Flußbetts

Der Wert für die *conductance* kann im Modell für den gesamten Fluß einheitlich definiert werden, da die Zellengröße nicht variiert. Infiltrierende Verhältnisse in Bezug auf die Elbe werden gemäß dem Konzept von Kinzelbach (KINZELBACH 1986) berücksichtigt. Dabei wird am Boden des Gewässers eine Kolmationsschicht angenommen, die wie ein *leaky aquifer* behandelt wird. Der Leakage-Koeffizient ergibt sich aus dem k_F -Wert dieser Schicht und der Mächtigkeit d (k_F/d). Die infiltrierende Menge richtet sich dabei nach der Druckdifferenz zwischen dem Flußwasserspiegel und dem Boden des Gewässers. Zu berücksichtigen ist zusätzlich die mittlere Breite des Flusses im Verhältnis zur Gittergröße (Gleichung 5-1).

5.2.2.4 Kalibrierung

Die erste Phase der modelltechnischen Bearbeitung von Grundwasserströmungsprozessen besteht in der Modelleichung (Kalibration). Darunter wird eine möglichst genaue Nachbildung der beobachteten Grundwasserdynamik mittels des mathematischen Modells verstanden. Durch die Variation von geohydraulischen Parametern und Randbedingungen im Strömungsmodell wird eine iterative Anpassung der berechneten an die gemessenen Grundwasserstände durchgeführt. Die Qualitätsbeurteilung erfolgt durch die Berechnung der mittleren quadratischen Abweichung (MQA) und den visuellen (qualitativen) Vergleich der gemessenen und simulierten Grundwasserhöhen. Die MQA gibt den „Abstand“ zwischen gemessenen und berechneten Werten an und ist nach KINZELBACH & RAUSCH (1995) wie folgt definiert:

$$MQA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_i^g - h_i^b)^2$$

Gleichung 5 – 2

mit h^g = gemessene und h^b = berechnete hydraulische Höhe der Meßwertanzahl n .

Für eine Überprüfung des Modells wird der aus der Simulation berechnete Grundwasserspiegel mit beobachteten Grundwasserständen aus den im Untersuchungsgebiet vorhandenen Meßstellen verglichen. Das Modell wird mit Hilfe von Stichtagmessungen der Grundwasserstände aus insgesamt 36 GWM angepaßt. Bei der Kalibrierung wurden die hydraulischen Parameter (insbesondere k_F -Werte) und die Randbedingungen sukzessive verändert, so daß die durch Simulation berechneten Grundwasserverhältnisse mit den beobachteten weitestgehend übereinstimmen. An dieser Stelle muß gesagt werden, daß man durch die modellhafte Beschreibung die natürlichen Verhältnisse immer nur eingeschränkt erreichen kann. Zum einen sind die in die Berechnung eingehenden Naturmessungen mit Fehlern behaftet, zum anderen stellt das Modell aufgrund der beschriebenen, vereinfachten Annahmen und Approximationen nur eine Näherung der Natur dar. Um die Kalibrierung des Modells zu überprüfen, kann der Vergleich zwischen beobachteten und berechneten Grundwasserständen in den GWM in einem X-Y – Diagramm grafisch dargestellt werden (Abb. 5-16). Es zeigt sich, daß die hydraulische Durchlässigkeit bei der Modelleichung ein sehr sensibler Parameter ist. Werden die k_F -Werte zu niedrig angesetzt, liegen die simulierten Grundwasserstände deutlich über den gemessenen, bei zu hohen Durchlässigkeiten in der Regel unter den beobachteten Piezometerhöhen.

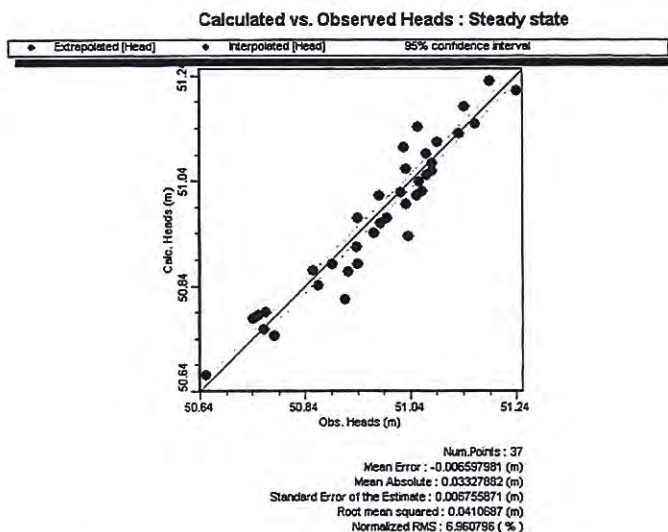


Abb. 5-16: Vergleich zwischen simulierten und gemessenen Grundwasserständen im UG Steckby nach Kalibration (Mittelwasser + 0,50 m)

Das Grundwassermodell Steckby wurde anhand von Meßdaten (Stichtagsmessungen) der im Untersuchungsgebiet installierten Grundwassermeßstellen kalibriert. Aus der Ermittlung der für

die Auenökologie relevanten Abflußsituationen der Elbe (z.B. MNW, MW, MHW) werden mit dem kalibrierten Modell die entsprechenden Grundwasserverhältnisse in der Aue simuliert. Aufgrund der Komplexität ökologischer Wirkungsketten und der schwierig zu fassenden kurzfristigen Dynamik im Auenökosystem wird der ökologische Zustand der Aue zunächst für stationäre Bedingungen modelliert. Als modellwirksame Steuergröße wird dabei der Flußmittelwasserstand herangezogen. Mit dem geeichten Grundwassermodell können charakteristische Abflußsituationen (NW, MW und HW) sowie deren Übergänge simuliert werden und es lassen sich Grundwasserstände und Flurabstände bestimmen. Für das UG Steckby wurden mit dem Strömungsmodell u.a. folgende Wasserstandssituationen in der Aue stationär simuliert:

Tab. 5-13: Zusammenstellung der verschiedenen stationären Rechenläufe mit Wasserständen, Stichtagsmessungen und Ergebnissen

Abflußsituation in der Elbe	Wasserstand (müHN)	Stichtagsmessung	Grundwasserabstandsgeschwindigkeit (m/d)*
Hochwasser (MW+3,50 m)	53,75	08.11.1998	0,32 (~ 115 m/a)
MW+1,00 m	51,25	07.04.1999	
MW+0,50 m	50,75	27.01.1999	
Mittelwasser (MW)	50,25	30.09.1998	0,67 (~ 245 m/a)
MW-0,50 m	49,75	29.07.1998	
MW-1,00 m	49,25	09.09.1998	
Niedrigwasser (MW-1,25 m)	49,00	12.08.1998	0,82 (~ 300 m/a)

* berechnet mit dreidimensionalem Grundwassermodell bei stationären Strömungsverhältnissen

Die Grundwasserabstandsgeschwindigkeit v_a innerhalb des stark durchlässigen Grundwasserleiters beträgt nach Modellrechnungen bei Mittelwasser ca. $0,6 \text{ m d}^{-1}$. Das hinreichend kalibrierte Grundwassermodell ermöglicht bei einer ausreichend vorhandenen Datengrundlage die optimale mathematische Beschreibung der betrachteten hydrogeologischen Prozesse. Dieses so geeichte Ausgangsmodell bildet die Basis für prognostische Berechnungen (s. Kap. 5.2.4).

5.2.2.5 Darstellung der Ergebnisse verschiedener Rechenläufe

Im Programm Visual MODFLOW werden in einem Post-Prozeß (*post-processing*) das simulierte Strömungsmodell visualisiert. Die Ergebnisse können in Form von Äquipotential-Linien, Grundwasserspiegel-Differenzen, Grundwasserfließrichtungen und -geschwindigkeiten dargestellt werden (vgl. Anhang F1). Es erscheinen Vektor-Pfeile, deren Länge sich proportional zu den Grundwasserfließgeschwindigkeiten an ihren Positionen verhält. Außerdem werden in den genannten Anlagen Karten der Grundwasserflurabstände gezeigt, die aus berechneten Grundwasserhöhen in Verschneidung mit dem DGM ermittelt wurden (Anhang F5).

Das Ergebnis der Modellanpassung bei Mittelwasserbedingungen wird in der nachfolgenden Tabelle 5-12 als Differenzendarstellung zwischen gemessenen und berechneten Grundwasserhöhen gegeben.

Tab. 5-14: Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Grundwasserständen (Mittelwasser) an den GWM im UG Steckby mit Angabe der absoluten Differenzen

Meßpunkt	H gemessen (m+HN)	H berechnet (m+HN)	Differenz (abs.) (m)
GWM 1	50,25	50,28	0,03
GWM 2	50,91	50,82	0,09
GWM 3	50,94	50,82	0,12
GWM 4	50,55	50,68	0,13
GWM 5	51,03	50,81	0,22
GWM 6	50,64	50,79	0,15
GWM 7	50,89	50,80	0,09
GWM 8	50,87	50,75	0,12
GWM 9	50,63	50,70	0,07
GWM 10	50,55	50,72	0,17
GWM 11	50,64	50,89	0,25
GWM 12	50,71	50,89	0,18
GWM 13	51,01	50,80	0,21
GWM 14	50,31	50,39	0,08
GWM 15	50,65	50,72	0,07
GWM 16	51,05	51,06	0,01
GWM 17	50,80	50,96	0,16
GWM 18	50,62	50,80	0,18
GWM 19	50,56	50,77	0,21
GWM 20	50,61	50,71	0,10
GWM 21	50,35	50,37	0,02
GWM 22	50,48	50,51	0,03
GWM 23	50,43	50,38	0,05
GWM 24	50,49	50,32	0,17
GWM 25	50,47	50,67	0,20
GWM 26	50,53	50,59	0,06
GWM 27	50,46	50,66	0,20
GWM 28	50,52	50,62	0,10
GWM 29	50,28	50,36	0,08
GWM 30	50,36	50,55	0,19
GWM 31	50,50	50,69	0,19
GWM 32	50,63	50,72	0,09
GWM 33	50,45	50,59	0,14
GWM 34	50,77	50,80	0,03
GWM 35	50,56	50,69	0,13
GWM 36	50,59	50,59	0

Die mittlere quadratische Abweichung lag vor der Kalibration bei $0,212 \text{ m}^2$, nach der Eichung konnte sie auf $0,018 \text{ m}^2$ gedrückt werden. Der mittlere absolute Modellfehler liegt bei $0,12 \text{ m}$ je Meßstelle. Der visuelle Vergleich der aus gemessenen und berechneten Werten konstruierten Hydroisohypsenpläne zeigt eine gute Übereinstimmung (Anhang F3).

Mit Hilfe eines 3d-Grundwasserströmungsmodells konnten für jede der ausgewählten Abflußsituationen (NW, MW, HW und deren Übergänge) die jeweils gemessenen Grundwasserstände in der Aue sehr gut nachgebildet werden. Für die Auenökologie relevante Abflüsse an der Mittel- und Unterelbe wurden aus Pegelzeitreihen generiert. Die den verschiedenen Wasserstandssituationen der Elbe entsprechenden Grundwasserverhältnisse in der Aue wurden mit dem kalibrierten Modell (stationär) modelliert. Insgesamt kann die Abbildung der Grundwasserstandsdynamik im Grundwassermodell als gut bewertet werden, die hydraulische Situation im Untersuchungsgebiet läßt sich dem kalibrierten Modell gut nachvollziehen. Die mittlere Abweichung pro Meßpunkt beträgt unter Niedrig- und Mittelwasserbedingungen im UG Steckby 12 cm . In den stark reliefierten Flutrinnen konnte eine mittlere Abweichung von 14 cm , in den schwächer reliefierten, höher gelegenen Bereichen von 5 bis 10 cm erreicht werden. Die maximalen Differenzen zwischen gemessenen und berechneten Grundwasserhöhen betrugen an den Flutrinnen-Meßstellen 25 cm (GWM 11), an den anderen Standorten 21 cm (GWM 19). Vergleicht man die Ergebnisse der Modellrechnungen mit der von PETER ET AL. (1999) für das DGM angegebenen Genauigkeit von $\pm 25 \text{ cm}$ (Flutrinnen) bzw. $\pm 15 \text{ cm}$ (Hochfläche), so besteht eine hinreichend gute Übereinstimmung zwischen Modell und Feldbeobachtungen.

5.2.3 Grundwasserströmungsmodell Wörlitz

5.2.3.1 Modellstruktur

In dem SSE-NNW-Profilsschnitt etwa aus der Mitte des UG Wörlitz sind die geologischen Verhältnisse mit Deckschicht, oberen und unteren Grundwasserleiter dargestellt (Anhang F2). Im Untersuchungsgebiet wird der GWL nach unten hin von einer regional ausgebildeten, sehr gering durchlässigen Schicht begrenzt, welche als Grundwasserstauer (Grundwasserbasis) fungiert (tertiärer Rupelton). Die vertikale Abbildung der Deckschichtmächtigkeiten (Auenlehm) und der Mächtigkeit des Grundwasserleiters im Modellgebiet erfolgten anhand von Bohrprofilen. Im Modellgebiet Wörlitz standen dafür 118 Bohrprofilaten, die aus den Pegelbohrungen (GWM), den bodenkundlichen Kartierungen und den drei tieferen Bohrungen der Meßstationen, resultierten. Diese punktuellen Informationen wurden anschließend im Modell mit Hilfe geostatistischer Methoden (Regionalisierungstool) auf die Fläche interpoliert.

Entsprechend dem hydrogeologischen Konzeptmodell wurde für das Untersuchungsgebiet ein dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell mit drei Schichten (*layer*) aufgebaut. Die Modell-Eingangsparameter, d.h. die hydraulischen Parameter (*properties*) und die hydrogeologischen Randbedingungen (*boundaries*) werden in x-, y- und z-Richtung angegeben (s. Tab.5-15). Beim Aufbau der Geländeoberfläche konnte auf ein hochauflösendes DGM ($1 \times 1 \text{ m}$) zurückgegriffen werden (PETER ET AL. 1999). Die untere Begrenzung des Modells wird mit dem Tiefenniveau von 30 m ü.HN festgelegt, obwohl ein durchgängiger Stauhorizont (tertiärer Rupelton) im UG Wörlitz erst in größerer Tiefe vorhanden ist (s. Kap. 3.2.5). An der unteren Grenze des Modells wurden keine weiteren Randbedingungen definiert, so daß dieser Rand mathematisch als geschlossen betrachtet wird. Die Grundwasserneubildung stellt eine wichtige Eingangsgröße für

ein Grundwassermodell dar. In Flußauensystemen spielt diese Wasserhaushaltskomponente eher eine untergeordnete Rolle (Auenlehm). Es wurde dennoch eine GWN als *inflow on top* implementiert. Im UG Wörlitz wird eine durchschnittliche Grundwasserneubildung über Niederschlag von 100 mm/a angenommen (vgl. Kap. 3.2.3).

Tab. 5-15: Eingangsparameter für das Modell Wörlitz

Schichten	Gestein	K _r -Werte [m/d]	Spezifischer Speicherkoeffizient (specific storage) [1/m]*	Nutzbarer Porenraum (specific yield)	Wirksamer Porenraum (effective porosity)	Porosität (total porosity)
Layer 1	Auenlehm	K _x =K _y = 0,12 K _z = 0,024	s _s = 3,3 x 10 ⁻⁵	s _y = 0,1	n _e = 0,1	n _{pot} = 0,35
Layer 2	Mittelsand, Grobsand	K _x =K _y = 55 K _z = 11	s _s = 3,3 x 10 ⁻⁵	s _y = 0,25	n _e = 0,25	n _{pot} = 0,30
Layer 3	Mittelsand, Grobsand	K _x =K _y = 46 K _z = 9,2	s _s = 3,3 x 10 ⁻⁵	s _y = 0,2	n _e = 0,2	n _{pot} = 0,25

* nach LANGGUTH & VOIGT 1980

5.2.3.2 Diskretisierung

Für die Anwendung ortsdiskreter mathematischer Modelle ist die Einteilung des Untersuchungsraumes in Elemente (Diskretisierung), in denen die jeweiligen hydrogeologischen Parameter als konstant gelten, notwendig. Das Modellgebiet wurde durch ein Rechtecknetz mit 22.800 Elementen und Kantenlängen von 10 x 10 m diskretisiert. Trotz der kleinräumigen morphologischen Heterogenität (insbesondere Flutrinnen) im Untersuchungsgebiet erscheint diese räumliche Auflösung aufgrund der geringen Wasserspiegeldifferenzen im gesamten Untersuchungsraum als ausreichend. Die Geometrie des Modellgebietes liegt in Form eines Digitalen Geländemodells (DGM) vor (FUCHS & RINK 2001). Die z-Koordinate (geografische Höhe) der obersten Schicht wurde aus ca. 500.000 Punkten zwischen den Hochwerten ⁵⁷46600 und ⁵⁷48500 und den Rechtswerten ⁴⁵26100 und ⁴⁵27300 generiert. Die Regionalisierung erfolgte mittels Kriging oder linearer Akima-Interpolation. Mit dem Modell wird ein Strömungsraum von ca. 2,3 km² bearbeitet.

5.2.3.3 Anfangs- und Randbedingungen

Bei der Problemstellung handelt es sich um die Modellierung der Grundwasserströmung. Es wird zunächst angenommen, daß sich die Fließbedingungen stationär verhalten. Für eine stationäre Modellierung wird keine Anfangsbedingung benötigt. Es werden für verschiedene Zustände (NW bis HW) die Verteilung der hydraulischen Höhen im GWL dargestellt, die mit der Kalibrierung erreicht werden sollen.

Die Berandung des Modellgebietes orientiert sich so weit wie möglich an natürlichen hydraulischen Gegebenheiten. Aufgrund des unmittelbaren hydraulischen Anschlusses der Fließgewässer

an das Grundwasser bieten sich diese als westliche und östliche Modellränder an. Im Osten bildet eine lokale Wasserscheide zwischen dem Untersuchungsgebiet und dem Fließgraben die Modellgrenze. Es muß an diesem Modellrand eine Einspeisung in das Modell in Abhängigkeit von der Menge des zuströmenden Grundwassers vorgegeben werden. Der östliche Rand des Modells wurde deshalb durch Vorgabe einer Randbedingung der dritten Art (GHB - *general head boundary*) beschrieben, damit wird eine Durchströmung dieses Randes ermöglicht. Eine Kontrollmöglichkeit der Simulationen bieten hier die GWM 62, 43, 39 und 40 entlang dieses Modellrandes. Den westlichen und nördlichen Modellrand stellt die Elbe dar, der mit einer Randbedingung der ersten Art unter Berücksichtigung eines Leakageansatzes vorgegeben wird (Ein- und Auspeisung möglich). Je nach hydraulischem Potentialunterschied im Fluß und Grundwasser findet eine In- oder Exfiltration statt. Zur Abschätzung des Wasseraustausches müssen in Abhängigkeit vom Abflußregime Wasserspiegel- und Sohlhöhen der Elbe in das Modell implementiert werden. Der Fluß stellt die N- und W-Grenze des Modells dar, seine Fließrichtung erfolgt von Nord nach Süd. Er besitzt über seinen gesamten Verlauf eine durchschnittliche Wasserhöhe von ca. 2,45 m (Mittelwasser). Der Wasserspiegel liegt am N-Rand des Modellgebietes unter Mittelwasserbedingungen bei ca. 59,26 m ü.HN. Sein Flußbett befindet sich entsprechend bei ca. 56,81 m ü.HN. Bei gleicher Wasserhöhe am N-Rand des Modells weisen der Wasserspiegel 58,88 m ü.HN und das Flußbett 56,43 m ü.HN auf. Die NE-Grenze des Modells wird mit fest definierten Grundwasserständen (*constant heads*) festgelegt, die von Nord nach Süd als konstant bei 59,24 m ü.HN angenommen werden.

Der Gradient des Grundwasserspiegels ist parallel zum S-Rand des Modellgebietes. Im Süden findet also kein Randzufluß (undurchlässiger Rand) statt, dort fließt das Grundwasser etwa parallel zum Modellrand, so daß die eintretenden bzw. austretenden Grundwassermengen unerheblich sind. Somit wird im Modell automatisch angenommen, daß es am S-Rand des Modells keine Strömung bzw. keinen Grundwasserfluß in das Modell hinein oder aus diesem heraus gibt (Zu- und Abflüsse).

5.2.3.4 Kalibrierung

Für das UG Wörlitz wurden mit dem Strömungsmodell u.a. folgende Wasserstandssituationen in der Aue zunächst stationär simuliert:

Tab. 5-16: Zusammenstellung der verschiedenen stationären Rechenläufe mit Wasserständen, Stichtagsmessungen und Ergebnissen

Abflußsituation in der Elbe	Wasserstand (müHN)	Stichtagsmessung	Grundwasserabstandsgeschwindigkeit (m/d)*
Hochwasser (MW+3,25 m)	62,25	07.11.1998	0,22 (~ 80 m/a)
MW+0,50 m	59,50	13.01.1999	
Mittelwasser (MW)	59,00	21.10.1998	0,15 (~ 55 m/a)
MW-0,50 m	58,50	29.07.1998	
Niedrigwasser (MW-1,50 m)	57,50	12.08.1998	0,53 (~ 195 m/a)

*berechnet mit dreidimensionalem Grundwassermodell bei stationären Strömungsverhältnissen

Das Grundwassermodell Wörlitz wurde anhand von Meßdaten (Stichtagsmessungen) der im Untersuchungsgebiet installierten Grundwassermeßstellen kalibriert. Aus der Ermittlung der für die Auenökologie relevanten Abflußsituationen der Elbe (z.B. MNW, MW, MHW) werden mit dem kalibrierten Modell die entsprechenden Grundwasserverhältnisse in der Aue simuliert. Mit dem geeichten Grundwassermodell können charakteristische Abflußsituationen (Niedrigwasser, Mittelwasser und Hochwasser) sowie deren Übergänge simuliert werden und es lassen sich Grundwasserstände und Flurabstände bestimmen. Die Fließgeschwindigkeit (Abstandsgeschwindigkeit v_a) des Grundwassers im oberen Grundwasserleiterhorizont liegt bei etwa $0,15 \text{ m d}^{-1}$ unter Mittelwasserbedingungen.

5.2.3.5 Darstellung der Ergebnisse verschiedener Rechenläufe

Die Ergebnisse der Grundwassermodellierung können in Form von Äquipotential-Linien, Grundwasserspiegel-Differenzen, Grundwasserfließrichtungen und -geschwindigkeiten dargestellt werden (vgl. Anhang F 2). Es erscheinen Vektor-Pfeile, deren Länge sich proportional zu den Grundwasserfließgeschwindigkeiten an ihren Positionen verhält. Außerdem werden in den genannten Anlagen Karten der Grundwasserflurabstände gezeigt, die aus berechneten Grundwasserhöhen in Verschneidung mit dem DGM ermittelt wurden (Anhang F 6).

Das Ergebnis der Modellanpassung bei Mittelwasserbedingungen wird in der nachfolgenden Tabelle als Differenzendarstellung zwischen gemessenen und berechneten Grundwasserhöhen gegeben (Tab. 5-17). Die mittlere quadratische Abweichung betrug vor der Kalibration $0,021 \text{ m}^2$, während sie nach der Eichung bei $0,001 \text{ m}^2$ lag. Der mittlere absolute Modellfehler liegt bei $0,04 \text{ m}$ je Meßstelle. Der visuelle Vergleich der aus gemessenen und berechneten Werten konstruierten Hydroisohypsenpläne zeigt eine gute Übereinstimmung (Anhang F 4).

Tab. 5-17: Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Grundwasserständen (Mittelwasser) an den GWM im UG Wörlitz mit Angabe der absoluten Differenzen

Meßpunkt	H gemessen (m+HN)	H berechnet (m+HN)	Differenz (abs.) (m)
GWM 37	59,06	59,11	0,05
GWM 38	59,07	59,10	0,03
GWM 39	59,05	59,09	0,04
GWM 40	58,96	58,96	0
GWM 41	59,07	59,12	0,05
GWM 42	59,10	59,11	0,01
GWM 43	59,07	59,10	0,03
GWM 44	59,03	59,07	0,04
GWM 45	59,22	59,21	0,01
GWM 46	59,23	59,20	0,03
GWM 47	59,21	59,17	0,04
GWM 48	59,13	59,15	0,02

Mit Hilfe des 3d-Grundwasserströmungsmodells konnten für jede der ausgewählten Abflusssituationen (NW, MW, HW und deren Übergänge) die jeweils gemessenen Grundwasserstände sehr gut nachgebildet werden. Die den verschiedenen Wasserstandssituationen der Elbe entsprechenden Grundwasserverhältnisse in der Aue wurden mit dem kalibrierten Modell (stationär) simuliert. Insgesamt kann die Abbildung der Grundwasserstandsdynamik im Grundwassermodell als sehr gut bewertet werden. Die mittlere Abweichung unter Niedrig- und Mittelwasserbedingungen an allen Meßstellen im Untersuchungsgebiet beträgt 3 bis 4 cm. Bei den Flutrinnen wurde eine mittlere Abweichung von 3-5 cm pro Meßpunkt erreicht, an den höher gelegenen Standorten von 3 cm. Die maximale Differenz zwischen berechneten und gemessenen Grundwasserständen liegt bei 5 cm (GWM 37, 41). Vergleicht man die Ergebnisse der Modellrechnungen mit der Genauigkeit des DGM (Kap. 4.6.1), so liegt die mittlere Abweichung im Modell deutlich unterhalb der für das Höhenmodell angegebenen Höhendifferenzen.

5.2.4 Prognosemodell

Um die Reaktion der Modelle auf veränderte Umweltbedingungen zu testen, z.B. als Folge von Flußbaumaßnahmen, wurden Szenarien entwickelt und diese mit dem kalibrierten Grundwassermodell instationär berechnet.

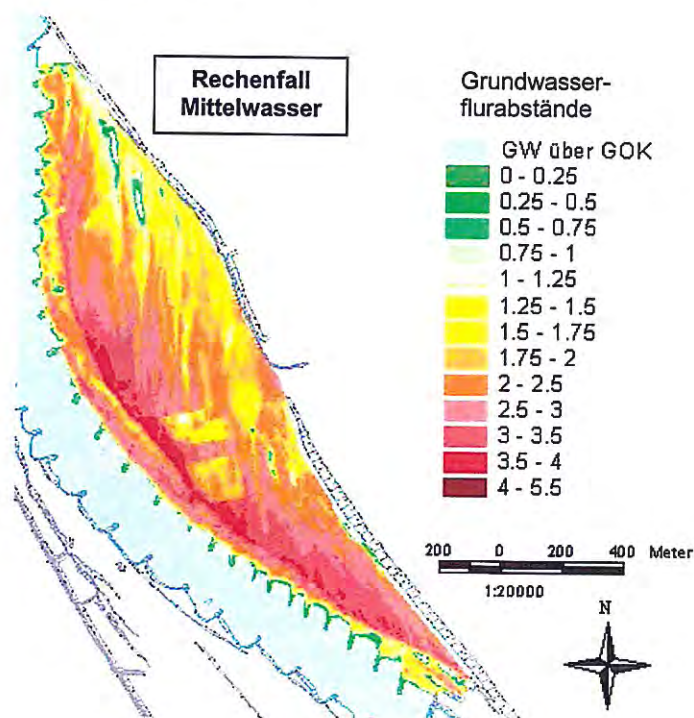


Abb. 5-17: Grundwasserflurabstände in der Aue bei Steckby unter Mittelwasserbedingungen der Elbe, Verschneidung von Modellrechnungen mit dem DGM (GIS u. Kartografie BFG Koblenz, Ref. U2).

Bei den angewendeten Szenarien geht es nicht darum tatsächliche sondern hypothetisch mögliche Wasserspiegellagenveränderungen und deren Auswirkungen auf die Aue zu beschreiben.

Die weitgehende Festlegung des Mittel- und Hochwasserbettes der Elbe Ende des 19. bis Anfang des 20. Jahrhunderts bewirkte eine Beschleunigung der Sohlerosion. So sind in den Flußabschnitten entlang der untersuchten Auengebiete über einen Zeitraum von gut 100 Jahren (1888 bis 1996) deutliche Sohl- und damit Wasserspiegellagenveränderungen zu verzeichnen (FAULHABER 1998). Im Bereich der Schleusenheger Wiesen (Wörlitz) tiefte sich die Elbesohle um ca. 40 cm, bei den Schöneberger Wiesen (Steckby) um mehr als 70 cm ein (mündliche Mitteilung BfG, Referat U2 Koblenz). Unter diesen Vorgaben wurde folgendes Szenario als worst-case-Analyse für eine Sohlerosion durchgerechnet: Absenkung des mittleren Flußwasserstandes um 50 cm für einen Zeitraum von 50 Jahren bei ungebremster Erosionstätigkeit ohne gegensteuernde Maßnahmen. Als Anfangsbedingung und modellwirksame Steuergröße wurde der Flußmittelwasserstand herangezogen. Die hydraulischen Randbedingungen sowie die übrigen Parameter werden aus dem kalibrierten Grundwassermodell übernommen (Kap. 5.2.2) und bilden somit die Situation bei Mittelwasser in der Elbe ab (Abb. 5-17).

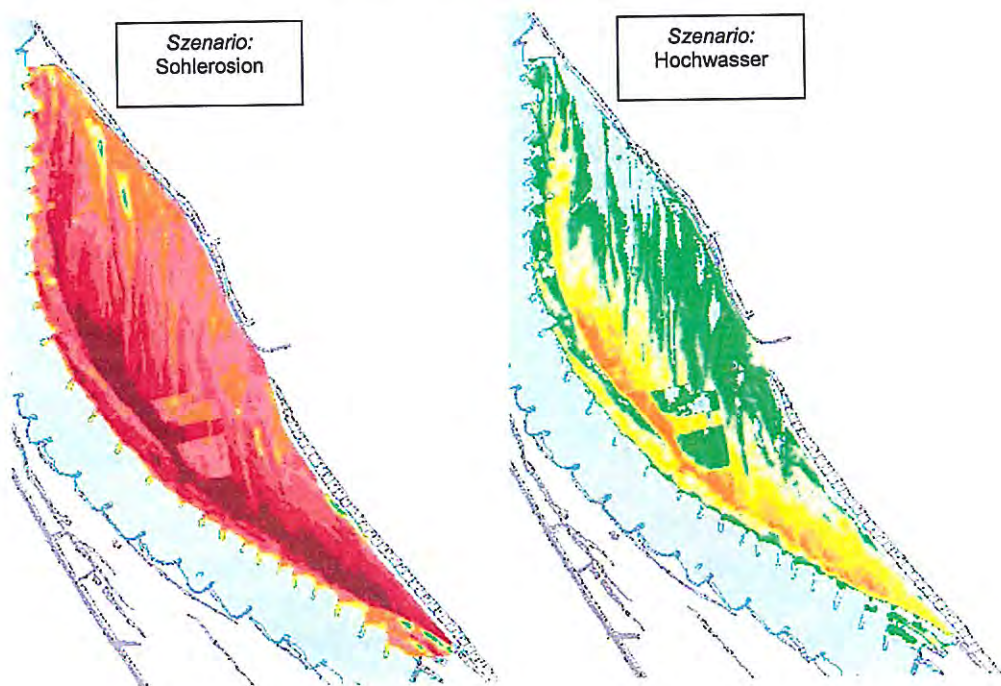


Abb. 5-18: Grundwasserflurabstands-Szenarien für Absenkung (links) und Aufhöhung (rechts) des Elbewasserspiegels im UG Steckby, Skalierung siehe Abb. 5-16. (GIS u. Kartografie BfG Koblenz, Ref. U2).

Als Randbedingungen wurde auf der Einstromseite (Elbe) der zeitlich veränderliche Flußwasserstand, am hinterlandseitigen Rand ein Zufluß vorgegeben. Die Grundwasserströmung wird instationär berechnet. Als Ergebnis dieser Prognosesimulation läßt sich festhalten, daß bei zunehmen-

der Absenkung der langfristigen Mittelwasserstände eine Verschiebung der Feuchteverhältnisse in der Aue zu trockeneren Ausprägungen zu beobachten ist. Betrachtet man die Abbildung 5-18 so ist zu erkennen, daß die trockeneren Standorte mit großen Grundwasserflurabständen (orange, rot) zulasten ökologisch wertvoller Bereiche mit oberflächennahen Grundwasserständen (blau, grün) deutlich zunehmen. Die prognostizierte Einschneldung der Elbe hat zu einer signifikanten Absenkung der Grundwasseroberfläche in der angrenzenden Aue und damit auch zu einer Verringerung der Überflutungshäufigkeit geführt. Aus der Bewertung der Modellergebnisse können Praxisempfehlungen für das Ökosystemmanagement des untersuchten Auengrünlandes abgeleitet werden. Grundsätzlich sind alle Maßnahmen zu treffen, die eine weitere Sohleintiefung der Elbe und damit ein Absinken der Grundwasserstände in den Auen nachhaltig verhindern (vgl. HENRICHFREISE 1996).

Mit dem instationären Grundwassermodell lassen sich auch Wasserspiegelaufhöhungen z.B. infolge von Hochwasser im Fluß berechnen. So wurde ein zweites Szenario gerechnet, bei dem mit ansteigendem Elbewasserspiegel die Grundwasserstände in der Aue simuliert werden sollen. Die Anfangs- und Randbedingungen werden wie bei Szenario 1 aus dem Ergebnis der Modellierung in Kapitel 5.2.2 übernommen, der Flußmittelwasserstand stellt den Ausgangspunkt für die Simulationen dar (s. Abb. 5-17). Abbildung 5-18 zeigt für einen Zeitschritt die Grundwasserstandsverhältnisse in der Aue bei auflaufendem Hochwasser. Mit dem Modell können die Geländebeobachtungen während der Hochwasserphasen sehr gut nachvollzogen werden (Kap. 7, Abb.7-1). Auch im Modell zeigt sich eine beginnende Überflutung vom rückwärtigen Bereich der Aue her, die von Nord nach Süd entlang der Flutrinnen linienhaft vonstatten geht (Abb.5-18, rechts). Erst beim Durchgang der Hochwasserwelle und mit der Ausuferung der Elbe wird die Aue flächenhaft überschwemmt.

Die vorgestellten Modellrechnungen stellen gerade im Hinblick auf die Wasserstandsdynamik eine wichtige Referenz für die Biotik dar, denn insbesondere die unterschiedliche Statistik für die Flurabstände in der Nähe ökologisch bedeutsamer Bereiche (u.a. Flutrinnen, feuchtes Grünland), ist neben der Häufigkeit und Dauer von Überflutungsereignissen für die Pflanzen- und Tiergesellschaften im Auenökosystem entscheidend.

5.3 Hydrochemie

Den in diesem Kapitel gemachten Aussagen liegen die monatlichen Stichtagsbeprobungen in Steckby und Wörlitz über den Zeitraum April 1998 bis April 2000 zugrunde. Es wurden jeweils die Elbe und 9 GWM in den Untersuchungsgebieten bis zu 18 mal beprobt. Zusätzlich wurde das Sickerwasser beider Gebiete sowie das Oberflächenwasser aus dem Fundergraben und das Niederschlagswasser (UG Steckby) in variablen Zeitabständen untersucht. Eine Charakterisierung der Wässer erfolgt mit Hilfe der physikochemischen Feldparameter, der Anorganik und Organik sowie in Kapitel 5.4 der Isotope. Die Ergebnisse sind tabellarisch in Form von Mittelwerten im Anhang G zusammengefaßt.

Es wurden sowohl räumliche als auch zeitliche Veränderungen der Hydrochemie analysiert und dargestellt. Bei der Ortsabhängigkeit handelt es sich um Variationen innerhalb der Grundwasserleiter aufgrund von standortspezifischen Unterschieden (u.a. Geländehöhe, Entfernung zur Elbe). Die zeitabhängigen Parameter beinhalten Veränderungen der Grundwasserbeschaffenheit

durch saisonale Effekte wie z.B. Hochwasserereignisse und damit zusammenhängende Infiltrationen von Oberflächenwasser.

5.3.1 Qualität der Analysenergebnisse

Um die Qualität der Analysendaten einschätzen zu können, wurden für insgesamt 445 hydrochemische Analysen von Grund- und Oberflächenwasserproben der zwei Untersuchungsgebiete die Ionenbilanzen (I = Bilanz der Äquivalentkonzentrationen) und der prozentuale Fehler mit folgender Gleichung berechnet:

$$I(\%) = \frac{\sum Kat - \sum An}{\frac{1}{2}(\sum Kat + \sum An)} * 100 \quad \text{Gleichung 5-3}$$

mit: $\sum Kat$ = Kationensumme [meq/l]
 $\sum An$ = Anionensumme [meq/l]

Der Meßfehler bei der Bestimmung der einzelnen Hauptionen beträgt $\pm 5\%$. Im ungünstigsten Fall, d.h. bei einer 5%igen Überbestimmung aller Kationen und 5%igen Unterbestimmung aller Anionen, oder umgekehrt, kann sich die Ionenbilanzabweichung zu $\pm 10\%$ aufsummieren.

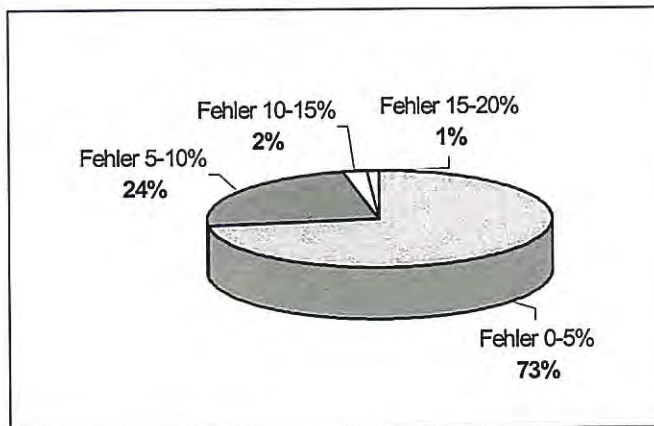


Abb. 5-19: Ionenbilanzfehler der untersuchten Grundwasser- und Elbewasserproben (n=445)

Wie in Abb. 5-19 zu sehen ist, liegen die meisten Proben (n=430) im Bereich von $\pm 10\%$ Abweichung der Ionenbilanz. Für 73% aller Analysen (n=325) liegt der Ionenbilanzfehler im Intervall von $\pm 5\%$. Nur insgesamt 15 Analysen weisen einen größeren Fehler auf, wobei 5 Analysen außerhalb eines Bereiches von $\pm 15\%$ liegen.

bewasser ist dagegen aufgrund seiner geringeren Hauptionengehalte im intermediären Bereich zwischen sulfatisch und hydrogenkarbonatisch angesiedelt und wird durch den Ca-Na-SO₄-HCO₃-Typ charakterisiert. Die vorherrschende Stellung des Sulfats ist in der Elbe nicht so extrem ausgebildet wie im Grundwasser.

Die chemische Analyse der Grund- und Oberflächenwasserproben ergab ein sehr variables Spektrum an Konzentrationen der verschiedenen Elemente bzw. Verbindungen. Es wurden insgesamt 268 Wasserproben, 250 Grundwasser- und 18 Flußwasserproben, analysiert. In den Tabellen 18 und 19 wird ein Überblick über die physikochemischen Feldparameter sowie die Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente im oberflächennahen Grundwasser und Elbewasser im Untersuchungszeitraum 1998-2000 gegeben, wobei neben dem arithmetischen Mittelwert auch die gemessenen Minimal- und Maximalkonzentrationen im Vergleich zu den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 1990) dargestellt sind. Die Grenzwerte der TrinkwV werden im Grundwasser, überwiegend geogen bedingt, für Kalium, Mangan, Eisen und Sulfat teilweise mehrfach überschritten.

Tab. 5-18: Gegenüberstellung der im Untersuchungszeitraum 1998-2000 gemessenen Milieuparameter sowie Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente des oberen Grundwasserleiters im UG Steckby im Vergleich zur TrinkwV (1990) mit Angabe der Minimal-, Maximal- und Mittelwerte

		Anzahl n	Minimum	Maximum	Mittelwert	TrinkwV
GW-Stand	müHN	216	49,07	53,29	50,85	
pH		216	6,0	7,0	6,5	6,5 - 9,5
Eh	mV	216	110	578	338	
Temperatur	°C	216	3,7	14,4	10,2	25
Leitfähigkeit	µS/cm	216	283	1286	937	2000
O ₂	mg/l	216	0,01	10,08	1,89	
Na ⁺	mg/l	216	14,4	32,5	22,9	150
K ⁺	mg/l	216	0,76	13,33	5,24	1
Mg ²⁺	mg/l	216	11,55	27,33	19,61	50
Ca ²⁺	mg/l	216	65,4	209,6	147,8	400
Mn _{ges}	mg/l	184	< 0,02	2,85	0,38	0,05
Fe _{ges}	mg/l	186	< 0,05	43,61	2,7	0,20
HCO ₃ ⁻	mg/l	215	50,4	212,4	97,41	
Cl ⁻	mg/l	216	17,66	77,00	53,26	250
SO ₄ ²⁻	mg/l	216	145,91	525,54	352,21	240
NO ₃ ⁻	mg/l	115	< 0,2	29,88	4,82	50
NO ₂ ⁻	mg/l	4	0,1	0,34	0,24	0,1
NH ₄ ⁺	mg/l	212	< 0,01	5,65	0,14	0,5
PO ₄ ²⁻	mg/l	193	< 0,07	0,68	0,12	
SiO ₂	mg/l	216	2,7	19,1	6,7	
DOC	mg/l	216	1,95	7,22	4,01	

Tab. 5-19: Gegenüberstellung der im Untersuchungszeitraum 1998-2000 gemessenen Milieuparameter sowie Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente des Elbewassers im UG Steckby im Vergleich zur TrinkwV (1990) mit Angabe der Minimal-, Maximal- und Mittelwerte

		Anzahl n	Minimum	Maximum	Mittelwert	TrinkwV
Ws-Elbe	mÜHN	18	49,03	53,01	50,33	
pH		18	6,7	9,4	8,3	6,5 - 9,5
Eh	mV	18	153	520	340	
Temperatur	°C	18	2,4	24,3	13,4	25
Leitfähigkeit	µS/cm	18	395	575	496	2000
O ₂	mg/l	18	7,14	14,85	11,5	
Na ⁺	mg/l	18	14,4	32,9	24,63	150
K ⁺	mg/l	18	4,15	7,66	6,06	1
Mg ²⁺	mg/l	18	7,74	12,32	10,35	50
Ca ²⁺	mg/l	18	38,32	72,9	52,83	400
Mn _{ges}	mg/l	17	0,04	0,26	0,16	0,05
Fe _{ges}	mg/l	17	0,30	1,28	0,54	0,20
HCO ₃ ⁻	mg/l	18	69	111,6	87,34	
Cl ⁻	mg/l	18	14,92	48,45	31,94	250
SO ₄ ²⁻	mg/l	18	85,21	197	122,02	240
NO ₃ ⁻	mg/l	17	10,43	23,28	16,75	50
NO ₂ ⁻	mg/l	8	< 0,05	0,29	0,18	0,1
NH ₄ ⁺	mg/l	18	< 0,01	1	0,16	0,5
PO ₄ ²⁻	mg/l	17	< 0,07	0,59	0,26	
SiO ₂	mg/l	18	0,16	4,99	2,97	
DOC	mg/l	18	3,33	5,69	4,51	

5.3.2.2 Variabilität der Elementgehalte in Grund-, Sicker- und Oberflächenwässern

Um die Variabilität der physikochemischen Parameter und der gelösten Bestandteile in den Wässern der quartären Grundwasserleiter, in den Sickerwässern und im Oberflächenwasser zu erfassen, wurden die hydrochemischen Analysen jedes dieser Kompartimente zusammengefaßt und deskriptiv-statistisch ausgewertet. Die Abb. 5-21 und 5-22 zeigen die Box-Whisker-Plots für die Milieuparameter pH-Wert, Redoxpotential, elektrische Leitfähigkeit (bei 25°C) und gelöste Hauptbestandteile. Für jedes Kompartiment sind Median, Minimum, Maximum, unteres und oberes Quartil dargestellt.

Der pH-Wert des Grundwassers liegt zwischen 6,2 und 7,1 im schwach sauren bis neutralen Bereich. Unterschiede zwischen oberflächennahem und tieferen Grundwasser lassen sich nicht feststellen, auch eine räumliche Abhängigkeit läßt sich nicht erkennen. Der pH-Wert des Elbewassers weist eine größere Variabilität auf und schwankt zwischen 6,7 und 9,4 mit einer Tendenz zum mehr alkalischen Bereich (Mittelwert 8,3). Der pH-Wert in der Bodenlösung weist ähnliche Werte wie im Grundwasser auf, die pH-Werte liegen zwischen 6,4 und 7,3. Eine Zwischenstellung nimmt der pH-Wert im Fundergraben ein, die Meßwerte liegen bei einer geringen Schwankungsbreite im neutralen Bereich (Median bei 7,5).

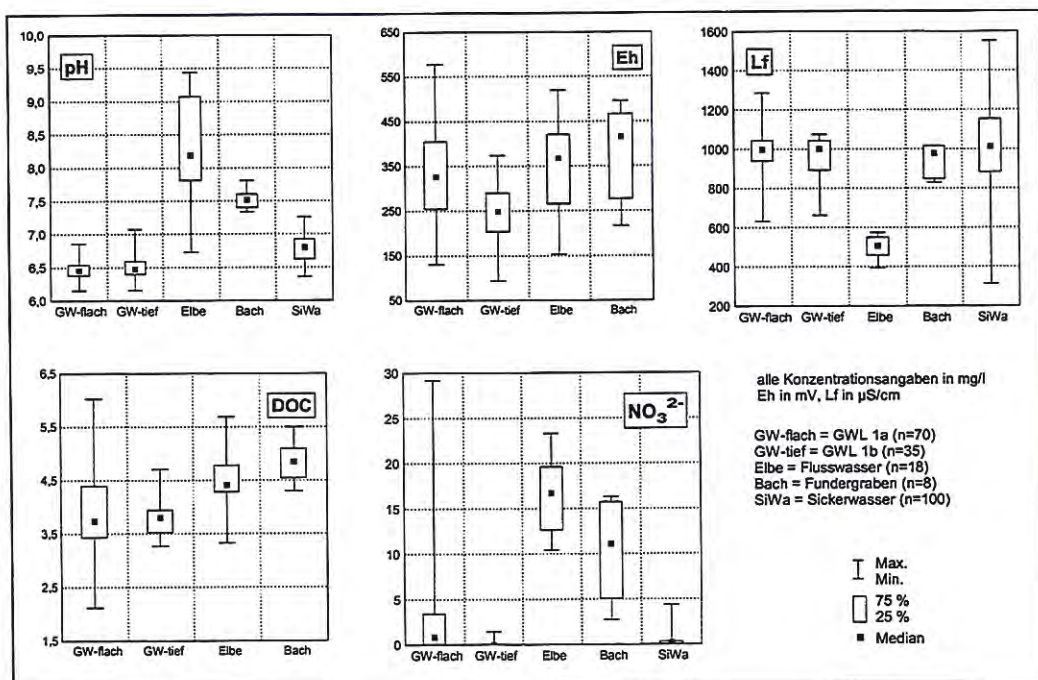


Abb. 5-21: Box-Whisker-Diagramme der Milieuparameter pH-Wert, Redoxpotential und Leitfähigkeit sowie der chemischen Parameter DOC und Nitrat für Oberflächen-, Sicker- und Grundwasserproben des UG Steckby

Das Redoxpotential korrespondiert mit dem Anteil an gelöstem Sauerstoff und unterliegt in allen Kompartimenten größeren Schwankungen. Die meisten Meßstellen im oberen Aquiferhorizont weisen mit Sauerstoffgehalten von 1,6 bis 5,8 mg/l und Redoxwerten $> +250$ mV (Mittelwert 338 mV) deutlich oxidierende Verhältnisse auf. Die Meßstellen im unteren Aquiferhorizont zeigen niedrigere Redoxpotentiale und sind mit < 1 mg/l gelöstem Sauerstoff sauerstoffarm. Das tiefere Grundwasser ist überwiegend durch ein schwach reduzierendes Milieu gekennzeichnet, wobei aber niemals negative Redoxwerte gemessen wurden (vgl. HEINRICH ET AL. 1999). Das Oberflächenwasser (Elbe, Fundergraben) weist ganzjährige Sauerstoffsättigung, meist sogar Übersättigung auf (Mittelwert der Sauerstoffkonzentration in der Elbe liegt bei 11,5 mg/l). Dementsprechend liegen die Meßwerte der Redoxspannung im Oberflächenwasser zwischen 250 und 450 mV im aeroben oxidierenden Bereich.

Die spezifische elektrische Leitfähigkeit kann als Maß für die Gesamtmineralisation angegeben werden und spiegelt den Lösungsgehalt der Wässer wieder. Die Kompartimente Grund-, Sicker- und Oberflächenwasser (Bach) zeigen vergleichbare Medianwerte der elektrischen Leitfähigkeit (bei 25°C) um 1000 $\mu\text{S/cm}$, wobei das Sickerwasser die größten Schwankungen in den Einzelwerten aufweist. Eine wesentlich geringere Ionenfracht weist das Elbewasser auf, mit einem Mittelwert der Leitfähigkeit von ca. 500 $\mu\text{S/cm}$ bei einer geringen Streubreite der Meßwerte. Damit ist eine deutliche Zunahme der elektrischen Leitfähigkeit von der Elbe zu den elbnahen GWM und den Meßstellen am Rand der Aue (Hangwassereinfluß) festzustellen. Unter Mittel- und Niedrigwasserbedingungen verändert sich dabei die Ionenkonzentration im Aquifer wenig,

nur bei Hochwasser wird durch Infiltrationsprozesse die Leitfähigkeit im Grundwasser stark erniedrigt (Kap.5.3.5).

Der Natriumgehalt des Grundwassers liegt durchschnittlich zwischen 18 und 32 mg/l bei einem Mittelwert von 25 mg/l. Das oberflächennahe Grundwasser zeigt dabei generell höhere Werte und eine größere Schwankungsbreite. Leicht erhöhte Natriumkonzentrationen sowohl in den Einzel- als auch Extremwerten weisen das Elbewasser und speziell das Sickerwasser (bis maximal 40 mg/l) auf, mit einer relativ großen Streubreite der Meßwerte.

Der Kaliumgehalt im oberen Grundwasserleiter liegt zwischen 1 und 12 mg/l (Mittelwert 5,4 mg/l), wobei der überwiegende Teil der Meßwerte zwischen 3 und 8 mg/l schwankt. Vergleichbare Kaliumkonzentrationen finden sich im Elbewasser, die Meßwerte liegen hier zwischen 4 und 8 mg/l. Mit zunehmender Tiefe ist ein Anstieg der Kaliumgehalte zu verzeichnen, der Mittelwert im tieferen Grundwasserleiter beträgt 10,6 mg/l. Gründe für die erhöhten Kaliumgehalte können geogen sein (anstehender Geschiebemergel und Rupelton im Untergrund) oder in der landwirtschaftlichen Nutzung liegen. Letzterer wird durch die ebenfalls hohen Kaliumwerte im Fundergraben bestätigt. Das Sickerwasser weist Kaliumkonzentrationen von zumeist < 1 mg/l auf.

Die Erdalkalien Calcium und Magnesium verhalten sich in den einzelnen Kompartimenten ähnlich. Der Gehalt an Calcium liegt im Grundwasser zwischen 80 und 210 mg/l (Mittelwert 150 mg/l), an Magnesium zwischen 12 und 28 mg/l (Mittelwert 20 mg/l). Die Meßwerte zeigen eine geringe Schwankungsbreite, wobei die Minima der Elementkonzentrationen von Verdünnungsprozessen während der Hochwasserperioden hervorgerufen werden. Calcium- und Magnesiumgehalte die mit denen im Grundwasser vergleichbar sind weist der Fundergraben auf. Höhere Konzentrationen an Calcium und Magnesium mit maximal 250 und 35 mg/l wurden im Sickerwasser analysiert, hier zeigen die Meßwerte auch eine wesentlich größere Streubreite. Durch vergleichsweise niedrige Gehalte zwischen 38 und 73 mg/l (Calcium) bzw. 8 und 12 mg/l (Magnesium) fällt das Elbewasser auf.

Deutliche Unterschiede zwischen oberen und unteren Grundwasserleiterhorizont lassen sich hinsichtlich der Eisenkonzentrationen im Grundwasser feststellen. Bedingt durch die Infiltration von sauerstoffhaltigem Niederschlags- und Oberflächenwasser treten im oberflächennahen Grundwasser hohe Redoxpotentiale und geringe Eisenkonzentrationen auf. Auch im Oberflächenwasser (Elbe, Bach) selbst ist gelöstes Eisen nur in sehr geringen Mengen vorhanden. Die durchschnittlichen Eisengehalte dieser sauerstoffhaltigen Wässer liegen zumeist < 1 mg/l. Hohe Eisenkonzentrationen verbunden mit niedrigen Eh-Werten (reduzierende Bedingungen) wurden im tieferen Grundwasser mit bis zu 16 mg/l gemessen. Die Mangangehalte zeigen in allen Kompartimenten ähnliche Verhältnisse mit vergleichbaren Mittelwerten um 0,2 mg/l. Die Schwankungsbreite der Einzel- sowie Extremwerte ist im Grundwasser am größten.

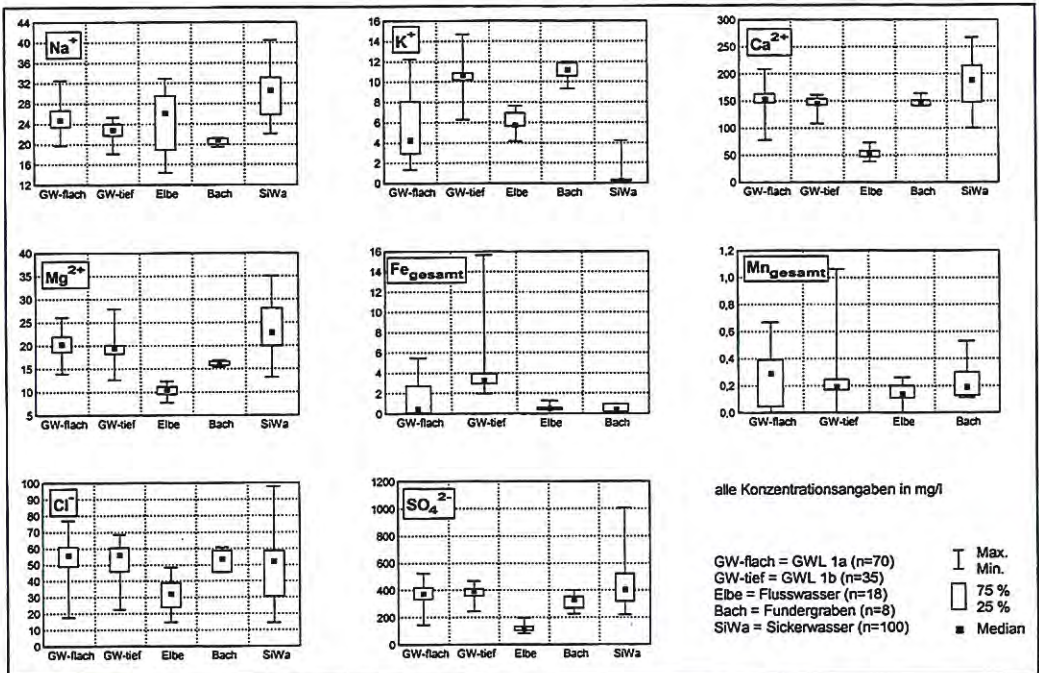


Abb. 5-22: Box-Whisker-Diagramme der gelösten Bestandteile für Oberflächen-, Sicker- und Grundwasserproben des Untersuchungsgebietes Steckby

Der Chloridgehalt des Grundwassers pendelt zwischen 18 und 77 mg/l, bei einem Mittelwert von 54 mg/l. Beide Grundwasserleiterhorizonte zeigen vergleichbare Streubreiten der Meßwerte und Konzentrationsverhältnisse. Ähnliche Chloridkonzentrationen wie im Grundwasser wurden im Fundergraben sowie im Sickerwasser gemessen. Das Sickerwasser zeigt dabei eine sehr große Schwankungsbreite in den Einzel- und Extremwerten mit einem maximalen Chloridgehalt von fast 100 mg/l. Niedrigere Chloridgehalte weist die Elbe auf, mit Werten zwischen 15 und 48 mg/l (Mittelwert 32 mg/l). Die Sulfatgehalte im Grundwasser und im Fundergraben schwanken durchschnittlich zwischen 200 und 450 mg/l bei einem Mittelwert von 380 mg/l. Im oberflächennahen Grundwasser werden Extremwerte von 525 mg/l Sulfat erreicht. Wesentlich höhere Sulfatkonzentrationen mit bis zu 1000 mg/l wurden im Sickerwasser gemessen, auch die Streubreite der Meßwerte ist hier größer. Die Sulfatgehalte der Elbe weisen wiederum geringere Werte zwischen 85 und 197 mg/l (Mittelwert 122 mg/l) auf.

Größeren natürlichen und anthropogen bedingten Schwankungen ist die Konzentration des Nitrats unterworfen. Die bestimmenden Faktoren sind dabei der bakterielle Nitratabbau und die künstliche Aufkonzentrierung durch Verwendung von Nitratdüngern in der Landwirtschaft. Hohe Nitratkonzentrationen sind stets im Oberflächenwasser (Elbe, Bach) zu beobachten, der Mittelwert im Flusswasser beträgt 16,75 mg/l. Ein deutlicher Zusammenhang besteht zwischen den Nitratgehalten im Fundergraben (zwischen 5 und 15 mg/l) und den landwirtschaftlichen Flächen im Osten des Untersuchungsgebietes, die der Fundergraben entwässert. Es lassen sich deutliche Konzentrationsschwankungen feststellen, so ist eine starke Zunahme des Nitratgehaltes im

Bachwasser in den Frühjahrsmonaten zu beobachten, wenn die Düngung der Felder erfolgt. Die Nitratkonzentration nimmt, bedingt durch Denitrifikationsprozesse, von der Elbe zum Grundwasserleiter hin stark ab und ist lediglich an einigen Meßstellen des oberflächennahen Grundwassers, in den von Luftsauerstoff geprägten oxischen Bereichen, mit < 5 mg/l nachzuweisen. In stärker reduzierten Bereichen bei Redoxwerten < 220 mV ist Nitrat nicht mehr nachweisbar (SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL 1998). Nach Hochwasserereignissen kommt es allerdings zur Infiltration von nitratreichem Oberflächenwasser über den Sickerwasserpfad in den oberen Grundwasserleiterhorizont, so daß im oberflächennahen Grundwasser bis zu 30 mg/l Nitrat nachgewiesen wurden (Abb 5-21). Mit zunehmenden Fließweg wird Nitrat reduziert, so liegen die Gehalte im Sickerwasser und tieferen Grundwasser nahe oder unter der Nachweisgrenze. Die Phosphatkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser sind aufgrund der extensiven Grünlandnutzung sehr gering, die Gehalte schwanken zwischen unterhalb der Nachweisgrenze und maximal 0,68 mg/l bei einem Mittelwert von 0,12 mg/l. Die Phosphatgehalte in der Elbe liegen mit maximal 0,59 mg/l und einem Mittelwert von 0,26 mg/l im gleichen Konzentrationsniveau.

Mit dem DOC (Dissolved Organic Carbon) werden alle in den Wasserproben vorhandenen gelösten organischen Kohlenstoffverbindungen erfaßt. Die wichtigste Quelle von DOC im Grundwasser ist der Humuskörper des Bodens, in dem totes organisches Material von Mikroorganismen zersetzt und in mehreren biochemischen Abbauschritten zu Huminstoffen umgeformt wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHNABEL 1998). Die DOC-Konzentrationen sind in allen dargestellten Kompartimenten (Abb. 5-21) niedrig und wurden zumeist unter 5 mg/l analysiert. Dabei liegen die DOC-Werte des Grundwassers im Bereich zwischen 2 und 6 mg/l, mit einem Mittelwert um 4 mg/l. Die Schwankungen der Meßwerte sind insbesondere im unteren Grundwasserleiterhorizont gering. Die DOC-Gehalte nehmen mit zunehmender Tiefe aufgrund von mikrobiellem Abbau und Adsorptionsprozessen der organischen Substanz an Fe- und Al-Oxiden sowie an Tonmineralen im Aquifer ab (MATTHEß 1994). Nur während der Hochwasserperioden steigen infolge von Oberflächenwasserinfiltrationen die DOC-Konzentrationen vorwiegend im oberen Grundwasserleiterhorizont an (Maximum 7,2 mg/l). Die Sickerwässer weisen sehr viel höhere DOC-Konzentrationen (bis zu 120 mg/l) auf, was jedoch aufgrund der lokal recht hohen Anteile an organischen Kohlenstoffverbindungen in den Auenböden nicht überrascht (RINKLEBE ET AL. 2000a).

5.3.3 Untersuchungsgebiet Wörlitz

5.3.3.1 Hydrochemische Charakterisierung des Grund- und Oberflächenwassers

Bei der Darstellung der prozentualen Ionengehalte in %meq/l im PIPER-Diagramm lassen sich die Wässer aufgrund der Variabilität der Anionen in hydrochemisch ähnliche Gruppen einteilen (Abb. 5-23).

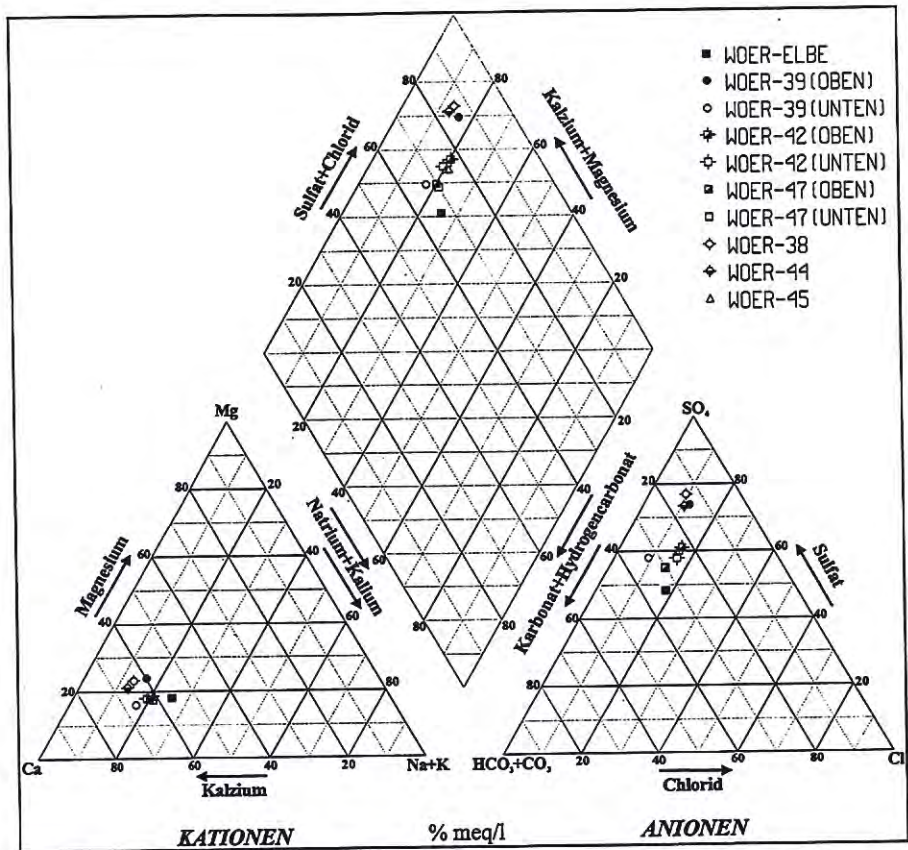


Abb. 5-23: PIPER-Diagramm für Grund- und Flusswasserproben des Untersuchungsgebietes Wörlitz. Dar-
gestellt sind die Mittelwerte der Elementkonzentrationen an den einzelnen Meßstellen im Unter-
suchungszeitraum Frühjahr 1998 – Frühjahr 2000.

Das Grundwasser im UG ist grundsätzlich von Calcium/Magnesium und Sulfat / Hydrogenkarbonat dominiert und kann mehrheitlich dem Ca-Mg-SO₄-(HCO₃)₃-Typ zugeordnet werden. Entsprechend der Einteilung nach FURTAK & LANGGUTH (1967) handelt es sich beim Grundwasser um sulfatisch ausgebildetes erdalkalisches Wasser. Die Mittelwerte der gemessenen Elementkonzentrationen an den einzelnen Meßstationen zeigen insbesondere im Anionendreieck eine leichte Differenzierung aufgrund der Sulfatgehalte. Es lassen sich dabei die Meßstellen 38, 39 und 44 der feuchteren Standorte (Flutrinnen, Altarm) mit höheren Sulfatgehalten von den Meßstellen der trockenen Standorte unterscheiden. Letztere liegen im PIPER-Diagramm im Übergangsbereich zwischen sulfatischem Milieu und intermediären Bereich des Flusswassers und sind z.T. in unmittelbarer Nähe der Elbe gelegen (GWM 45, 47). Das Elbewasser ist aufgrund seiner geringeren Hauptionengehalte im intermediären Bereich zwischen sulfatisch und hydrogencarbonatisch angesiedelt und wird durch den Ca-Na-SO₄-HCO₃-Typ charakterisiert.

Die chemische Analyse der Grund- und Oberflächenwasserproben ergab ein sehr variables Spektrum an Konzentrationen der verschiedenen Elemente bzw. Verbindungen. Es wurden insgesamt 177 Wasserproben, 159 Grundwasser- und 18 Flußwasserproben, analysiert.

Tab. 5-20: Gegenüberstellung der im Untersuchungszeitraum 1998-2000 gemessenen Milieuparameter sowie Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente des oberen Grundwasserleiters im UG Wörlitz im Vergleich zur TrinkwV (1990) mit Angabe der Minimal-, Maximal- und Mittelwerte

		Anzahl n	Minimum	Maximum	Mittelwert	TrinkwV
GW-Stand	müHN	123	56,81	61,30	58,70	
pH		123	5,8	7,1	6,3	6,5 - 9,5
Eh	mV	123	48	579	328	
Temperatur	°C	123	2,8	15,2	10,2	25
Leitfähigkeit	µS/cm	123	361	1127	585	2000
O ₂	mg/l	123	0,01	9,32	1,95	
Na ⁺	mg/l	123	13,8	36,7	19,6	150
K ⁺	mg/l	123	0,42	6,36	2,75	1
Mg ²⁺	mg/l	123	7,76	40,09	14,08	50
Ca ²⁺	mg/l	123	46,21	191,4	70,72	400
Mn _{ges}	mg/l	99	< 0,02	4,59	1,07	0,05
Fe _{ges}	mg/l	101	< 0,05	37,76	10,79	0,20
HCO ₃ ⁻	mg/l	123	28,6	101,2	65,89	
Cl ⁻	mg/l	123	12,35	76,62	26,88	250
SO ₄ ²⁻	mg/l	123	77,71	657,82	198,52	240
NO ₃ ⁻	mg/l	63	< 0,2	45,39	10,76	50
NO ₂ ⁻	mg/l	10	< 0,05	0,49	0,24	0,1
NH ₄ ⁺	mg/l	122	< 0,01	0,38	0,09	0,5
PO ₄ ²⁻	mg/l	116	< 0,07	1,2	0,15	
SiO ₂	mg/l	123	5,65	13,72	9,12	
DOC	mg/l	123	1,1	7,6	3,2	

Tab. 5-21: Gegenüberstellung der im Untersuchungszeitraum 1998-2000 gemessenen Milieuparameter sowie Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente des Elbewassers im UG Wörlitz im Vergleich zur TrinkwV (1990) mit Angabe der Minimal-, Maximal- und Mittelwerte

		Anzahl n	Minimum	Maximum	Mittelwert	TrinkwV
Ws-Elbe	müHN	18	57,68	61,16	58,83	
pH		18	6,7	9,4	8	6,5 - 9,5
Eh	mV	18	121	608	373	
Temperatur	°C	18	2,6	22,4	12,8	25
Leitfähigkeit	µS/cm	18	388	561	492	2000
O ₂	mg/l	18	8,71	13,35	11,2	
Na ⁺	mg/l	18	13,5	33,1	24,1	150
K ⁺	mg/l	18	4,56	7,36	5,84	1
Mg ²⁺	mg/l	18	7,53	12,37	10,31	50
Ca ²⁺	mg/l	18	38,84	59,4	52,2	400
Mn _{ges}	mg/l	16	0,05	0,33	0,14	0,05
Fe _{ges}	mg/l	18	0,10	0,97	0,40	0,20
HCO ₃ ⁻	mg/l	18	75,4	116,6	89,44	
Cl ⁻	mg/l	18	21,21	40,16	28,83	250
SO ₄ ²⁻	mg/l	18	75,89	136,35	103,18	240
NO ₃ ⁻	mg/l	17	9,86	22,96	16,63	50
NO ₂ ⁻	mg/l	6	< 0,05	0,3	0,18	0,1
NH ₄ ⁺	mg/l	18	< 0,01	0,94	0,17	0,5
PO ₄ ²⁻	mg/l	18	< 0,07	0,92	0,27	
SiO ₂	mg/l	18	0,1	4,99	3,17	
DOC	mg/l	18	3,51	5,93	4,69	

In den Tabellen 20 und 21 wird ein Überblick über die physikochemischen Feldparameter sowie die Konzentrationen der Haupt- und Nebenelemente im oberflächennahen Grundwasser und El-

bewasser im Untersuchungszeitraum 1998-2000 gegeben, wobei neben dem arithmetischen Mittelwert auch die gemessenen Minimal- und Maximalkonzentrationen im Vergleich zu den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 1990) dargestellt sind. Die Grenzwerte der TrinkwV werden im Grundwasser, überwiegend geogen bedingt, für Kalium, Mangan, Eisen und Sulfat teilweise mehrfach überschritten.

5.3.3.2 Variabilität der Elementgehalte in Grund-, Sicker- und Oberflächenwässern

Die pH-Werte der Grundwasserproben liegen zwischen 5,8 und 7,1 im schwach sauren bis neutralen Bereich. Unterschiede zwischen oberflächennahem und tieferen Grundwasser sind bei den pH- und auch Eh-Werten festzustellen. Eine Beeinflussung des oberen Grundwasserleiterbereichs durch Infiltration von sauren Niederschlägen und Zutritt von Luftsauerstoff ist aufgrund der leichteren Zugänglichkeit gegeben. In Abhängigkeit von der Pufferkapazität kann es zu einer pH-Erniedrigung kommen, der Zutritt von Sauerstoff zieht eine Anhebung des Redoxpotentials nach sich (Abb. 5-23). Der pH-Wert des Elbewassers weist eine größere Variabilität auf und schwankt zwischen 6,7 und 9,4 mit einer Tendenz zum mehr alkalischen Bereich (Mittelwert 8,0). Der pH-Wert im Sickerwasser weist ähnliche Werte wie im Grundwasser auf, die pH-Werte schwanken zwischen 5,5 und 7,6. Die Mehrzahl der Meßwerte liegen allerdings in einem engen pH-Bereich zwischen 6,5 und 6,9.

Das Redoxpotential unterliegt in allen Kompartimenten größeren Schwankungen, wobei die Streubreite der Meßwerte im oberflächennahen Grundwasser am größten ist. Messungen des Redoxpotentials für den oberen Aquiferbereich ergaben Werte zwischen 50 und 500 mV (Mittelwert 328 mV). Diese relativ hohen Potentiale deuten auf ein aerobes oxidierendes Milieu hin, welches im wesentlichen auf den in den Wässern gelösten Luftsauerstoff zurückzuführen ist. Dies wird durch die gemessenen Sauerstoffkonzentrationen mit Maximalwerten von 9,3 mg/l bestätigt. Die im unteren Aquiferhorizont verfilterten Meßstellen zeigen wesentlich niedrigere Redoxpotentiale und sind mit < 1 mg/l gelöstem Sauerstoff (Mittelwert 0,2 mg/l) sauerstoffarm. Das tiefere Grundwasser ist überwiegend durch ein schwach reduzierendes Milieu gekennzeichnet, wobei jedoch die Redoxspannung nicht unter 100 mV sinkt. Das Elbewasser weist ganzjährige Sauerstoffsättigung auf (Mittelwert der Sauerstoffkonzentration 1998-2000 in der Elbe liegt bei 11,2 mg/l). Demzufolge liegen die Redoxwerte im Oberflächenwasser zwischen 121 und 608 mV bei einem Mittelwert von 373 mV im deutlich oxidierenden Bereich.

Die gemessenen elektrischen Leitfähigkeiten (bei 25 °C) ergaben in den verschiedenen Kompartimenten des Untersuchungsgebietes (Grund-, Sicker- und Oberflächenwasser) vergleichbare Medianwerte zwischen 500 und 550 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wobei das Sickerwasser die größte Streubreite in den Einzelwerten aufweist. Diese große Spannweite der Meßwerte für die elektrische Leitfähigkeit weist auf eine erhöhte Gesamtmineralisation des Sickerwassers hin. Im Gegensatz zum UG Steckby entsprechen die Meßwerte der elektrischen Leitfähigkeit im Grundwasser weitgehend denen des Elbewassers. Damit ist das Grundwasser in Wörlitz durch eine wesentlich geringere Ionenkonzentration charakterisiert, die durch einen Mittelwert der Leitfähigkeit von 585 $\mu\text{S}/\text{cm}$ bestätigt wird.

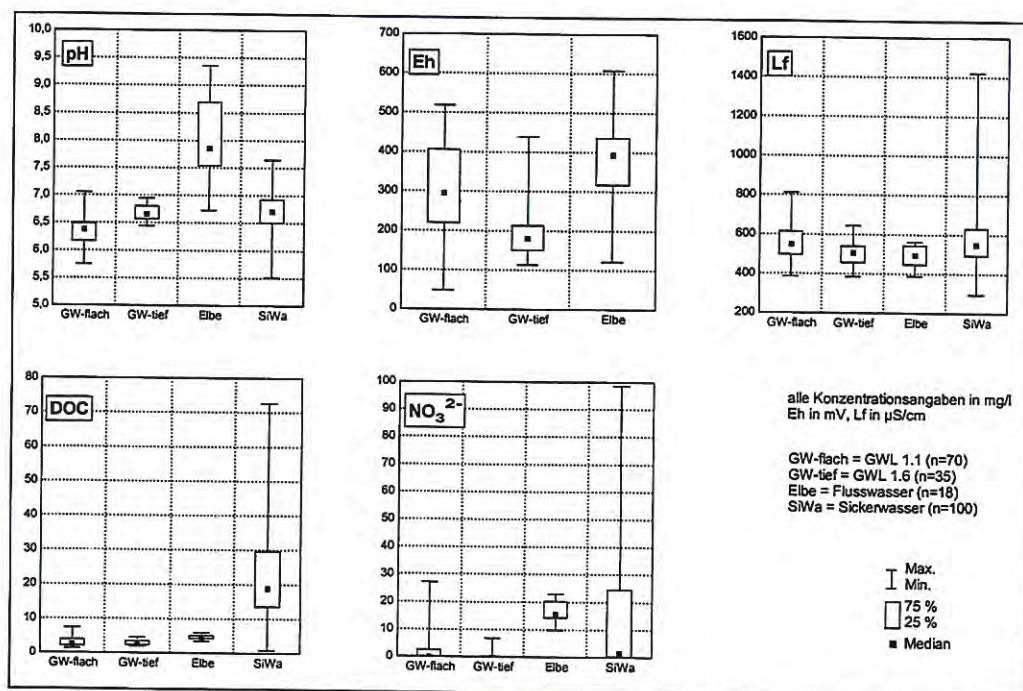


Abb. 5-24: Box-Whisker-Diagramme der Milieuparameter pH-Wert, Redoxpotential und Leitfähigkeit sowie der chemischen Parameter DOC und Nitrat für Oberflächen-, Sicker- und Grundwasserproben des Untersuchungsgebietes Wörlitz

Der Natriumgehalt des Grundwassers liegt durchschnittlich zwischen 15 und 25 mg/l bei einem Mittelwert von 19 mg/l. Unterschiede zwischen beiden Grundwasserleiterbereichen lassen sich nicht erkennen. Im Sickerwasser wurden Natriumgehalte gemessen, die mit denen des Grundwassers vergleichbar sind. Nur bei den Minimalwerten zeigt das Sickerwasser eine deutlich größere Schwankungsbreite. Leicht erhöhte Natriumkonzentrationen sowohl in den Einzel- als auch Extremwerten weist das Elbewasser (bis maximal 33 mg/l) auf, mit einer relativ großen Streubreite der Meßwerte.

Der Kaliumgehalt im oberen Grundwasserleiterbereich liegt zwischen 0,5 und 6 mg/l (Mittelwert 3 mg/l), wobei der überwiegende Teil der Meßwerte zwischen 1 und 4 mg/l schwankt. Vergleichbare Kaliumkonzentrationen finden sich im tieferen Grundwasser, die Meßwerte liegen hier zwischen 1,6 und 7,5 mg/l, bei einem Mittel von 3,8 mg/l. Höhere Kaliumgehalte sind in der Elbe zu verzeichnen, die Meßwerte schwanken zwischen 4,6 und 7,4 mg/l mit einem Mittelwert von 5,8 mg/l. Das Sickerwasser weist Kaliumkonzentrationen von zumeist < 1 mg/l auf, zeigt aber mit Maximalwerten bis 10 mg/l eine deutliche Beeinflussung durch Düngemittel aus der landwirtschaftlichen Nutzung an.

Die Gehalte an Calcium und Magnesium im Grundwasser sind mit denen in der Elbe weitestgehend vergleichbar. Das Sickerwasser weist etwas höhere Magnesium- und insbesondere Calcium-Konzentrationen als die übrigen Wässer auf. Der Gehalt an Calcium liegt im Grundwasser zwischen 45 und 100 mg/l (Mittelwert 60 mg/l), an Magnesium zwischen 7 und 15 mg/l (Mittel-

wert 12 mg/l). Die Grundwasserproben zeigen eine geringe Schwankungsbreite, Ausnahme hierbei stellt die Magnesiumkonzentration im oberflächennahen Grundwasser mit einem Maximalwert von 22,3 mg/l dar. Höhere Konzentrationen an Calcium und Magnesium mit Medianwerten von 100 und 14 mg/l wurden im Sickerwasser analysiert, hier zeigen die Meßwerte auch eine wesentlich größere Streubreite. Durch vergleichsweise niedrige Gehalte zwischen 39 und 100 mg/l (Calcium) bzw. 7,5 und 12 mg/l (Magnesium) fällt das Elbewasser auf.

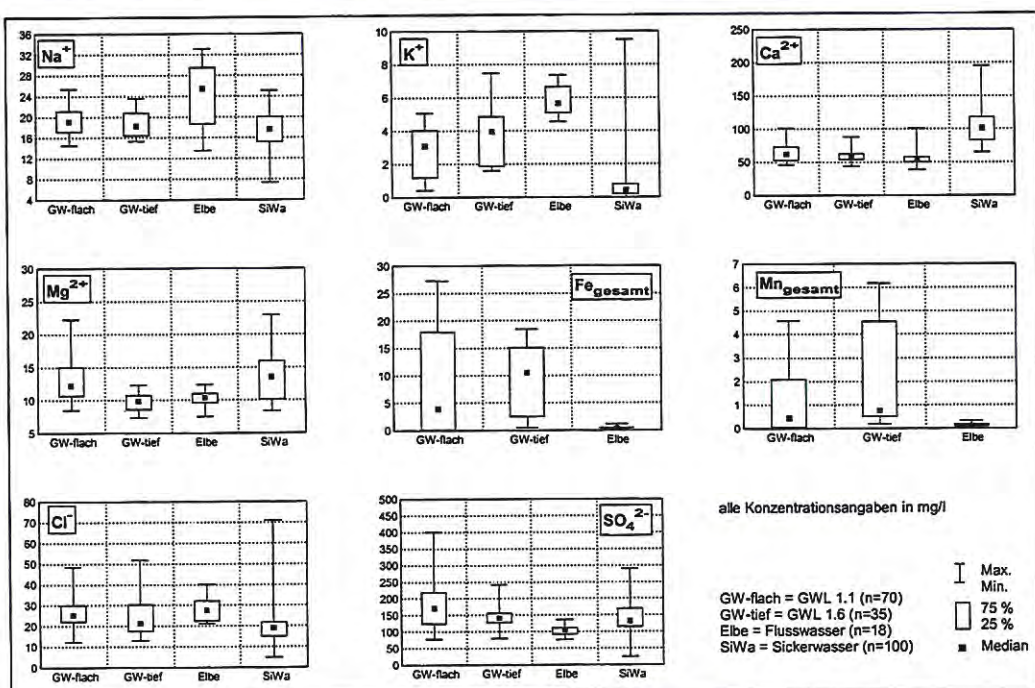


Abb. 5-25: Box-Whisker-Diagramme der gelösten Bestandteile für Oberflächen-, Sicker- und Grundwasserproben des Untersuchungsgebietes Wörlitz

Deutliche Unterschiede zwischen Grund- und Oberflächenwasser lassen sich hinsichtlich der redox-sensitiven Eisen- und Mangankonzentrationen feststellen. Gelöstes Eisen tritt im Elbewasser nahezu gar nicht und im oberflächennahen Grundwasser mit Ausnahme der Flutrinnen-Standorte zumeist nur in sehr geringen Mengen auf. Die Medianwerte für Gesamt-Eisen dieser sauerstoffhaltigen Wässer liegen bei < 1 mg/l in der Elbe und bei < 5 mg/l im flachen Grundwasser. Überwiegend hohe Eisengehalte wurden im tieferen Grundwasser mit einem Mittelwert von 10 mg/l gemessen. Beide Grundwasserleiterbereiche zeigen in den Meßwerten eine große Streubreite, welche eine starke Variation der Eisenkonzentrationen an den einzelnen Meßstellen anzeigt. Nach MATTHEß (1994) sind starke örtliche und zeitliche Änderungen der Eisenkonzentrationen in reduzierten Grundwässern sehr häufig. Das reduzierende Milieu der Grundwässer kommt in den hohen Gehalten an Eisen und Mangan zum Ausdruck. Die Mangangehalte im flachen und tiefen Grundwasser zeigen mit vergleichbaren Medianwerten um 0,5 mg/l ähnliche Verhältnisse. Die Streubreite der Einzelwerte ist im tieferen Grundwasser am größten. Die Mangangehalte liegen dort zumeist zwischen 0,5 und 4,5 mg/l, es werden maximale Konzentrationen

bis > 6 mg/l erreicht. Auch im oberflächennahen Grundwasser wurden mit Maximalwerten bis 4,5 mg/l vergleichsweise hohe Mangankonzentrationen analysiert. Die Gehalte im Elbewasser sind analog den Eisengehalten sehr gering und variieren zwischen 0,05 und 0,33 mg/l.

Der Chloridgehalt des Grundwassers variiert zwischen 12 und 51 mg/l, bei einem Mittelwert von 26 mg/l. Beide Grundwasserleiterbereiche zeigen vergleichbare Streubreiten der Meßwerte und Konzentrationsverhältnisse. Vergleichbare Chloridkonzentrationen wie im Grundwasser wurden im Elbewasser gemessen. Die Chloridgehalte in der Elbe schwanken zwischen 21 und 40 mg/l (Mittelwert 29 mg/l). Niedrigere Chloridkonzentrationen weist das Sickerwasser mit einem Medianwert von 20 mg/l auf. Das Sickerwasser zeigt dabei eine sehr große Schwankungsbreite in den Extremwerten mit einem Maximum des Chloridgehaltes von über 70 mg/l.

Die Sulfatgehalte im tieferen Grundwasser und im Sickerwasser schwanken durchschnittlich zwischen 80 und 175 mg/l bei einem Mittelwert von 140 mg/l, wobei die Gehalte im Sickerwasser sowohl in den Einzelwerten als auch in den Extremwerten höher sind. Noch höhere Sulfatkonzentrationen mit Extremwerten bis zu 400 mg/l wurden im oberflächennahen Grundwasser gemessen, auch die Streubreite der Meßwerte ist hier größer. Der Medianwert des Sulfatgehaltes liegt im oberen Grundwasserleiterbereich bei 170 mg/l. Die Sulfatgehalte der Elbe weisen wiederum niedrige Werte zwischen 76 und 136 mg/l (Mittelwert 103 mg/l), mit einer geringen Schwankungsbreite auf.

Größeren Schwankungen ist die Konzentration des Nitrats unterworfen, die maßgeblich durch den anthropogenen Eintrag aus der Landwirtschaft bestimmt wird. Relativ hohe Nitratkonzentrationen sind im Oberflächenwasser zu beobachten, der Mittelwert in der Elbe beträgt 16,6 mg/l. Ein deutlicher Zusammenhang besteht zwischen den Nitratgehalten im Sickerwasser mit Werten zwischen 0,2 und 25 mg/l (Max. 98 mg/l) und der landwirtschaftlichen Nutzung des Untersuchungsgebietes (vgl. Kap. 3.2.7). Es lassen sich deutliche Konzentrationsänderungen feststellen, so ist eine starke Zunahme des Nitratanteils im Sickerwasser bei rasch ansteigenden Wasserständen in der Aue (Hochwasser) zu beobachten. Dabei erfolgt eine Stoßbelastung des Sickerwassers mit Nitrat, wobei der Nitratimpuls über den Sickerwasserpfad (Auswaschung) nach unten wandert und sowohl in den unteren Bodenhorizonten bis 1 m Tiefe als auch im Grundwasser nachzuweisen ist (Abb. 5-24). Die Nitratkonzentration nimmt generell von der Elbe zum Grundwasserleiter hin stark ab, verursacht durch rasch einsetzende Denitrifikationsprozesse. Im Grundwasser wurde Nitrat überwiegend < 1 mg/l analysiert, lediglich an einigen elbnahen Meßstellen im flachen Grundwasser traten höhere Nitratgehalte auf. Nach Hochwasserereignissen kommt es zusätzlich zur Infiltration von nitratreichem Oberflächenwasser aus den Flutrinnen über den Sickerwasserpfad in den oberen Grundwasserleiterbereich, so daß im oberflächennahen Grundwasser maximal 27 mg/l Nitrat nachgewiesen wurden. Entlang des durch den hydraulischen Gradienten bestimmten Fließweges kommt es mit zunehmenden Tiefe zu einer Verminderung der Nitratkonzentration durch Denitrifikation, Nitrat wird reduziert und die Gehalte im tieferen Grundwasser liegen somit nahe oder unterhalb der Nachweisgrenze. Die Phosphatkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser liegen mit maximal 1,2 mg/l und einem Mittelwert von 0,15 mg/l im Normalbereich für Grünlandstandorte und können als nicht erhöht eingeschätzt werden. Auch die Phosphatgehalte im Elbewasser sind mit Maximalwerten von 0,92 mg/l und einem Mittelwert von 0,27 mg/l relativ gering.

Der Kohlenstoffanteil in den untersuchten Wässern wird im wesentlichen durch den organischen Kohlenstoff (DOC) bestimmt. Die DOC-Konzentrationen sind im Grund- und Elbewasser (Abb. 5-24) niedrig und wurden im Jahresverlauf zumeist unter 5 mg/l analysiert. Dabei liegen die DOC-Werte des Grundwassers im Bereich zwischen 1 und 7,6 mg/l, mit einem Mittelwert um 3 mg/l. Die Streubreite der Meßwerte ist insbesondere im unteren Grundwasserleiterbereich (zwischen 2 und 4,5 mg/l) und in der Elbe (zwischen 3,5 und 5,9 mg/l) als gering zu bezeichnen. Die DOC-Werte im Sickerwasser variieren überwiegend zwischen 13 und 30 mg/l bei einem Medianwert von 19 mg/l und weisen eine große Schwankungsbreite auf. Die Sickerwässer enthalten damit sehr viel mehr organischen Kohlenstoff (DOC-Maximum 72 mg/l) als die übrigen Wasserproben, was jedoch aufgrund der lokal recht hohen Anteile an organischen Kohlenstoffverbindungen in den Sedimenten nicht verwundert (RINKLEBE ET AL. 2000a, b). Unter Niedrigwasserbedingungen in der Aue wird DOC in der oberen Bodenzone akkumuliert und während Niederschlags- und Hochwasserereignissen mit zunehmend feuchteren Verhältnissen mit dem Sickerwasser ausgewaschen. Die höchsten DOC-Konzentrationen wurden jeweils in den oberen Bodenhorizonten gemessen, mit einer starken Abnahme der Konzentrationen nach der Tiefe in Richtung Grundwasser aufgrund mikrobieller Abbauprozesse.

Die Darstellung der zeitlichen Veränderungen der Ionenzusammensetzung der Wässer zeigt deutlich den stärkeren Wechsel der Zusammensetzung des Oberflächenwassers (Elbe). Anhand der Variationen der Elementkonzentrationen im Elbewasser können die saisonalen Schwankungen in der Wasserbeschaffenheit erläutert werden. Auswertbare Änderungen der Chlorid- und Sulfat-Konzentration sowie weiterer Ionen ergeben sich bei zunehmendem Abfluß der Elbe durch den Verdünnungseffekt (Minimalwerte) und bei längeren Niedrigwasserperioden (Maximalwerte). Beim Vergleich der Ganglinien können signifikante Anstiege (Maxima) und Abnahmen (Minima) im Kurvenverlauf verglichen werden (Abb. 5-26). Bei abnehmender Wasserführung der Elbe (Zunahme der Chloridkonzentration) reagiert die GWM 39 mit großer zeitlicher Verzögerung von ca. einem Monat auf Veränderungen der Elbewasserbeschaffenheit. Bei Zunahme der Wasserführung der Elbe infolge Schneeschmelze und erhöhter Niederschläge war eine wesentlich schnellere Reaktion der Meßstelle zu beobachten. Ein Vergleich der Extremwerte ist aufgrund der nur monatlichen Probenahmen mit großen Unsicherheiten behaftet, wobei generelle Tendenzen der Beschaffenheitsänderungen durchaus deutlich werden.

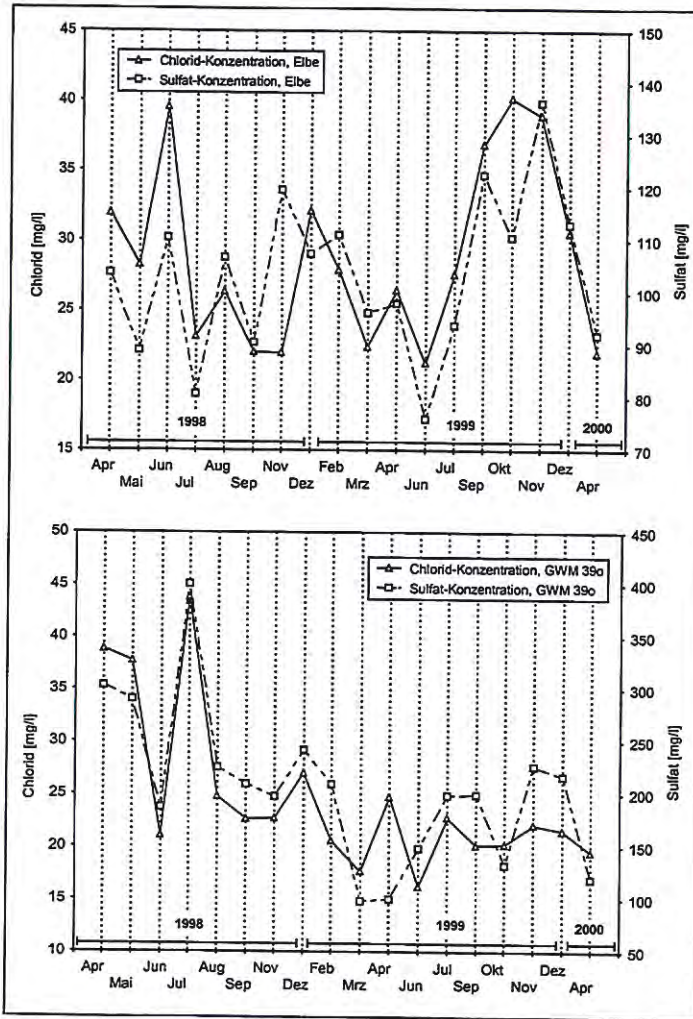


Abb. 5-26: Ganglinien der Chlorid- und Sulfatkonzentrationen im Elbewasser und oberflächennahen Grundwasser der Meßstelle 39 im UG Wörlitz

5.3.4 Stoffumwandlungsprozesse im Auengrundwasserleiter

Die vom Fluß induzierten großen Grundwasserstandsschwankungen haben weitreichende Auswirkungen auf die stoffliche Zusammensetzung des Sicker- und Grundwassers in den Auen. Die räumlich und zeitlich häufig variierenden Wasserstände führen zu wechselnden aeroben / anaeroben Bedingungen und dadurch zu einer Veränderung von physikochemischen Steuergrößen wie dem pH-Wert und dem Redoxpotential.

Der pH-Wert ist vom geochemischen Charakter des Grundwassers und des Aquifers sowie von den ablaufenden chemischen Reaktionen abhängig, bestimmt aber seinerseits die Löslichkeit, die Ausfällung und sorptive Bindung vieler Elemente sowie die Stoffwechselvorgänge von Mikroorganismen. In Abbildung 5-27 sind die innerhalb des Untersuchungszeitraumes in den zwei Un-

tersuchungsgebieten gemessenen pH-Werte zusammenfassend dargestellt. Das Elbewasser variiert zwischen neutralem und alkalischen Bereich mit pH-Mittelwerten um 8,1. Während der Sommermonate können die pH-Werte in der Elbe auf teilweise über pH 9 ansteigen, hervorgerufen durch verstärkte CO_2 -Produktion aufgrund der hohen Produktivität heterotropher Organismen. Die pH-Werte des Grund- und Sickerwassers liegen im schwach sauren bis neutralen Bereich (Abb. 5-27). Dabei sind die Spannweiten zwischen Minimum und Maximum der pH-Werte der Grundwasserproben sehr gering, nur die GWM 13 und insbesondere 39 weisen größere Amplituden auf. Der pH-Wert des Grundwassers unterliegt nicht dem Einfluß des biologischen Tagesablaufs und der damit verbundenen Stoffwechselprozesse, wie es in den Oberflächengewässern im Sommerhalbjahr der Fall ist. Somit ist die größere Amplitude des pH-Wertes an o.g. Meßstellen Ausdruck der Veränderungen des Grundwassermilieus und seiner chemischen Zusammensetzung. Ursache hierfür ist infiltrierendes Oberflächenwasser während der Hochwasserperioden, bei dem Flußwasser mit höheren pH-Werten ins Grundwasser infiltriert. Besonders deutlich wirkt sich dies an GWM 39 aus, da hier im Jahresmittel die niedrigsten pH-Werte gemessen wurden. Größere Variationen in den pH-Werten zeigen die Sickerwasserproben aus drei verschiedenen Tiefen an den einzelnen Meßstationen. Eine Durchfeuchtung der Auenböden erfolgt einerseits von oben durch Niederschlags- bzw. Überflutungswasser und andererseits von unten durch aufsteigendes Grundwasser. Häufig variierende hydrologische Verhältnisse bewirken Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes. Wassergehalt und -verteilung können deshalb in den Böden kurzfristig stark schwanken. Diese Variabilität macht sich auch bei den physikochemischen Steuergrößen wie beispielsweise dem pH-Wert in der Bodenlösung bemerkbar (vgl. Abb. 5-27).

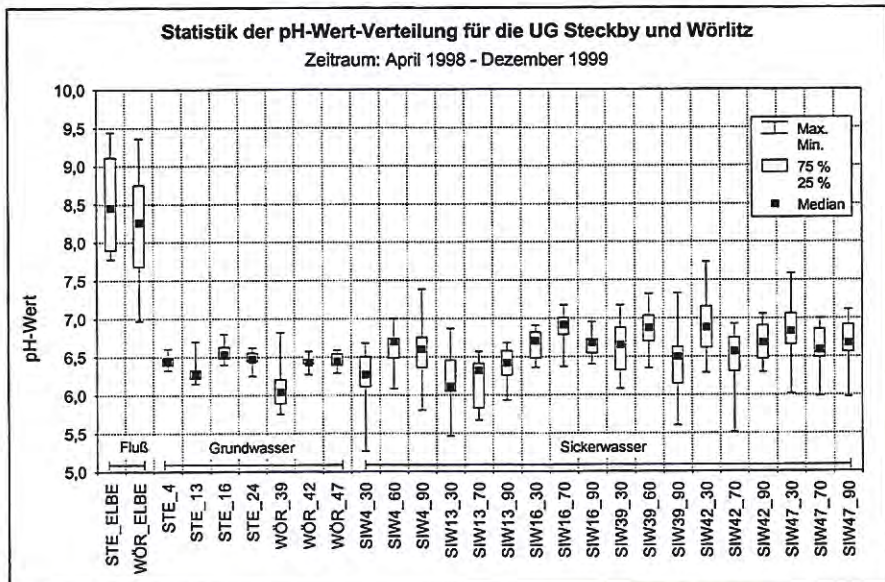


Abb. 5-27: Median-, Minimum- und Maximumwerte sowie Quartile des pH-Wertes im Oberflächen-, Grund- und Sickerwasser der einzelnen Meßstationen in den Untersuchungsgebieten Steckby (STE) und Wörlitz (WÖR). SIW4_30 = Sickerwasser aus 30 cm Tiefe an Meßstation 4.

Der hydraulische Anschluß des Grundwassers an die Auenlehmdeckschicht (gespannte Strömungsverhältnisse) ist entscheidend für den kapillaren Aufstieg und damit für geringe Stoffausträge aus der Deckschicht. Die über lange Zeiträume vorherrschenden ungespannten Verhältnisse im Grundwasserleiter der Untersuchungsgebiete (Grundwasserstände unterhalb der Auenlehmdeckschicht) unterbrechen den Kapillaraufstieg, fördern die Versickerung und bedingen Stoffeinträge in den Aquifer. Im belüfteten Grundwasserleiterbereich kann es dadurch zur gewässerbelastenden Mobilisierung von Spurenstoffen je nach Redoxzustand und pH-Wert kommen, z.B. durch die Oxidation sulfidischer Komponenten (FeS_2). RINKLEBE ET AL. 2001 fanden anhand von Dünnschliffen im Reduktionshorizont eines Gleys sekundär gebildete, fromboidale Pyrite. Analysen belegen für die Bodenlösung häufig ein Vielfaches der im oberflächennahen Grundwasser nachgewiesenen Konzentrationen, dies gilt vor allem für die Parameter Nitrat und Sulfat sowie DOC (vgl. Kap. 5.3.2.2). So wurden im UG Steckby im Grundwasser mit maximal 525 mg/l und in der Bodenlösung mit maximal 1000 mg/l deutlich erhöhte Sulfatgehalte ermittelt. Ein Eintrag über das Elbewasser kommt nicht in Frage, da sich die Sulfatgehalte der Elbe im Normalbereich (Mittelwert: 122 mg/l) bewegen.

In ungedüngten Grundwasserneubildungsgebieten ohne geogene SO_4^{2-} -Einträge aus dem Aquifer stellt atmosphärischer, nach der Deposition meist längere Zeit im organischen Schwefelpool des Bodens gebundener Schwefel in der Regel die einzige Quelle des im Sickerwasser und Grundwasser enthaltenen Sulfats dar (MALLEN 2000). Der atmosphärische Schwefel stammt im wesentlichen aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe. Die bis vor wenigen Jahren sehr hohen Depositionen auf die Geländeoberfläche zeigen infolge der Schwefelretentionskapazität der Böden bis heute ihre Nachwirkungen. Für eine Klärung des Schwefelhaushalts können Isotopenbestimmungen an Sulfat beitragen, da bei Umwandlungen zwischen oxidiertem und reduzierten Schwefel ausgeprägte Isotopenfraktionierungen auftreten (MAYER 1993, KNIEF 1998). Deshalb wurden Schwefel-34 und Sauerstoff-18-Messungen am Sulfat durchgeführt (vgl. Kap. 5.4), um Herkunft und Umwandlungsprozesse – z.B. geogener Ursprung durch Oxidation sulfidischer Komponenten oder Eintrag über atmosphärische Deposition durch Sickerwasser – des Sulfatschwefels zu untersuchen.

5.3.5 Identifikation von Strömungsprozessen bei Hochwasserereignissen

5.3.5.1 Veränderung physikochemischer Eigenschaften des Grundwassers

Um das Milieu eines Grundwasserleiters zu beschreiben, können die Parameter Temperatur, pH-Wert, Redoxpotential, Sauerstoffgehalt und Leitfähigkeit herangezogen werden, da sie als Steuergrößen das chemische Milieu maßgeblich beeinflussen. Die räumliche und zeitliche Auswertung der Temperatur im Grundwasser erlaubt detaillierte Aussagen zur Dynamik des Strömungsregimes insbesondere bei Hochwasserereignissen. Die Temperatur kann dabei als wichtigster natürlicher Tracer bei infiltrierendem Flußwasser angesehen werden, die sich mit Hilfe von Datenloggern kontinuierlich und kostengünstig erfassen läßt. In den Untersuchungsgebieten traten in Abhängigkeit von der Wasserstandsdynamik in der Elbe größere Unterschiede hinsichtlich der Grundwassertemperatur auf. In Bereichen mit geringen horizontalen Grundwasserbewegungen existiert im oberflächennahen Grundwasser eine starke Temperaturschichtung in Abhängigkeit von der Tiefe. Mit zunehmender Tiefe nehmen bei in etwa gleich bleibendem Temperaturmittel der Grundwässer die Temperaturschwankungen ab. Herrschen größere Grundwasserbewegungen

bei veränderten Abflußverhältnissen vor, wird die Temperatur im oberflächennahen Grundwasser entsprechend der Gefälledifferenz und der vorherrschenden Fließrichtung durch infiltrierendes Oberflächenwasser oder anders temperiertes Grundwasser bestimmt (Hangzuflüsse). Im Vorfluter Elbe wurde eine jährliche Temperaturschwankung von 2°C im Februar bis 23°C im Juli gemessen. Die tieferen Grundwasserleiterhorizonte weisen im Jahresmittel relativ konstante Temperaturen um 9,5 bis 10°C mit einer geringen Schwankungsbreite von 0,5 bis 1,0°C auf. Das oberflächennahe Grundwasser ist dagegen durch eine große Amplitude von 6 bis 10°C (insbesondere flußnahe Meßstellen) bei Maximalwerten um 12 bis 15°C gekennzeichnet.

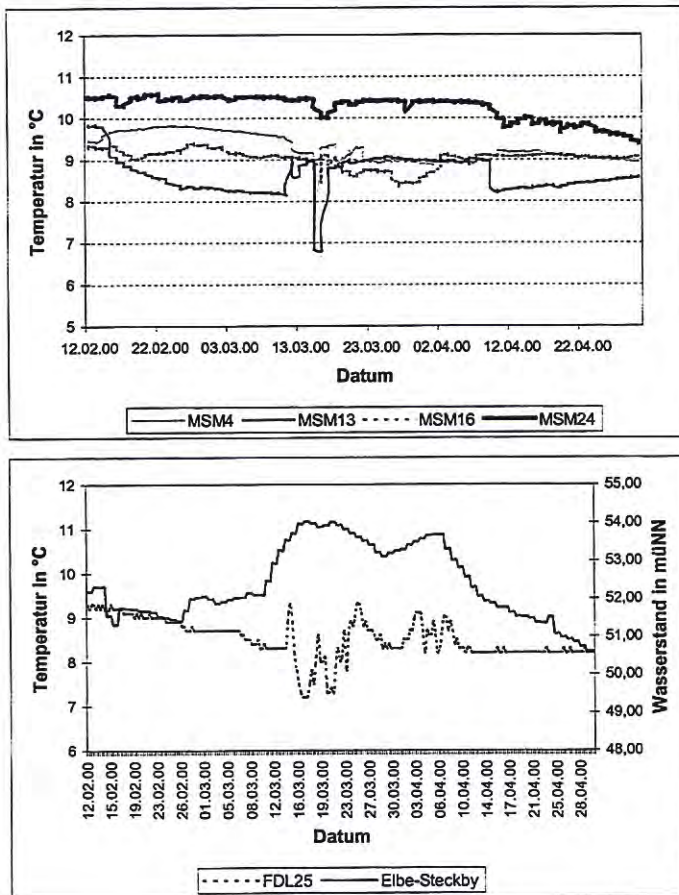


Abb. 5-28: Temperaturverlauf im oberen Grundwasserleiterhorizont im UG Steckby bei Durchgang einer zweigipfligen Hochwasserwelle im März/April 2000 (MSM = Multisensormodul, bodenhydrologische Meßstationen; FDL = Feld-Data-Logger)

In den Auengebieten wurde mit Hilfe von verschiedenen Datenloggern (FDL, MSM) kontinuierlich die Grundwassertemperatur aufgezeichnet. Die Sonden befinden sich im oberen Filterbereich der Meßstellen ca. 5 m unter Gelände, das Meßintervall betrug 8 h. In Abbildung 5-28 sind die Ganglinien der Temperatur des Grundwassers an verschiedenen Meßstellen sowie des Elbewas-

serstandes im Untersuchungsgebiet Steckby dargestellt. Während des Hochwassers im März/April 2000 infiltrierte Elbewasser mit niedriger Temperatur in den Grundwasserleiter und passierte den Filterbereich der Meßstelle 13 (MSM 13), wo die Temperatur zunächst langsam von 9,8°C auf 8,2°C sank, bei gleichzeitig steigendem Grundwasserstand. Beim Durchgang der Hochwasserwelle am 16. März sinkt die Temperatur plötzlich auf unter 7°C ab, um kurz darauf wieder auf einen Wert um 9°C anzusteigen. Ein ähnliches Verhalten wurde auch an den Meßstellen 4, 25 und z.T. 16 bei markanten Wasserstandsänderungen der Elbe während des Hochwassers im Frühjahr 2000 beobachtet. Die Temperaturschwankungen gehen auf den Einfluß infiltrierenden Oberflächenwassers (Elbe) zurück, welches geringere Wassertemperaturen aufweist als das Grundwasser (ganzjährig zwischen 9,0 und 10,5°C). Kurzfristige Temperaturschwankungen innerhalb von wenigen Stunden in der Meßstelle 25 (FDL 25) korrelieren mit dem Wasserstand der Elbe. Die relativ gleichbleibende Grundwassertemperatur in der Meßstelle 24 (MSM 24), die von 10,5 auf 10°C absinkt, läßt verschiedene Fließwege mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten vermuten. Hier zeigt sich der Einfluß des infiltrierenden Elbewassers ca. erst einen Monat später, indem die Temperatur langsam auf 8,4°C fällt. Ähnliche Verhältnisse konnten teilweise auch an der elbfernen Meßstelle 16 (MSM 16) beobachtet werden, das Minimum von 8,4°C zeigt sich schon 14 Tage nach Durchgang der Hochwasserwelle. Aufgrund des vom Talrand zuströmenden, höher temperierten Grundwassers wird hier das Temperaturminimum von 7°C wie an den anderen Meßstellen nicht mehr erreicht. Durch die Analyse des Temperaturverlaufs im Grundwasser konnten, wie oben beschrieben, Aussagen zur Dynamik des Strömungsregimes in Auen bei infiltrierenden Verhältnissen während einzelner Hochwasserphasen gemacht werden.

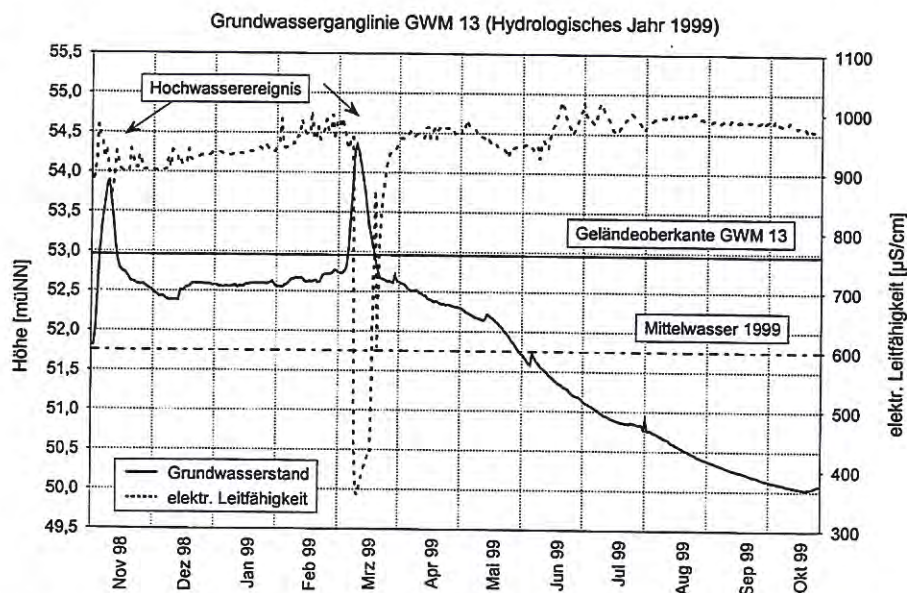


Abb. 5-29: Variation der elektrischen Leitfähigkeit im oberflächennahen Grundwasser der Meßstelle 13 (MSM 13, Tagesmittelwerte) im UG Steckby im Verlauf des hydrologischen Jahres 1999

Mit Hilfe der in die bodenhydrologischen Meßstationen integrierten Multisensormodule, die direkt im durchströmten Grundwasserleiter die physikochemischen Milieuparameter messen, konnten Infiltrationsprozesse bei Hochwasser nachgewiesen werden. Eine geeignete Kenngröße zur Identifikation von Flußwasserinfiltrationen ins Grundwasser bei Hochwasserereignissen ist unter anderen die elektrische Leitfähigkeit, die als Anhaltspunkt für den Mineralisierungsgrad eines Wassers angesehen werden kann. Bei infiltrierenden Verhältnissen in der Aue macht sie sich durch eine starke Abnahme im oberflächennahen Grundwasser bemerkbar, da die Ionengehalte im Elbewasser (Mittelwert: 495 $\mu\text{S}/\text{cm}$) wesentlich geringer sind als im landseitigen Grundwasser (Mittelwert: 950 $\mu\text{S}/\text{cm}$). In Abbildung 5-29 ist die über ein hydrologisches Jahr an der GWM 13 gemessene Variation der elektrischen Leitfähigkeit im oberflächennahen Grundwasser der Grundwasserganglinie an dieser Meßstelle gegenübergestellt. Deutlich ist eine Infiltration von Oberflächenwasser (Elbe) in den hydraulisch angebundenen Grundwasserleiter bei Hochwasser (März 1999) und entsprechend hohen Grundwasserständen zu erkennen. Dabei läßt sich eine signifikante Abnahme der Leitfähigkeit im Grundwasser beobachten, die bis auf das Niveau der Leitfähigkeitsgehalte im Elbewasser sinkt. Bei Rückgang des Elbepegels und allmählich fallenden Grundwasserständen in der Aue steigt die Leitfähigkeitskonzentration im Grundwasser innerhalb von ca. 30 Tagen wieder auf ihr ursprüngliches Niveau an.

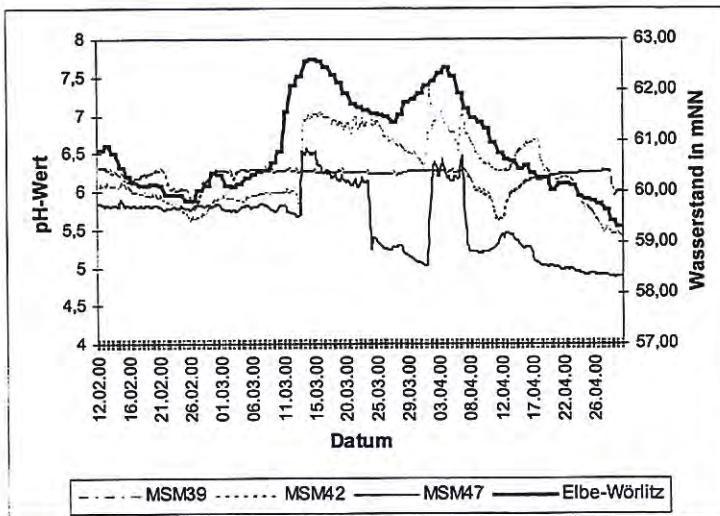


Abb. 5-30: Verlauf des pH-Wertes im oberen Grundwasserleiterhorizont im UG Wörlitz bei Durchgang einer zweigipfligen Hochwasserwelle im März/April 2000 (MSM = Multisensormodul, bodenhydrologische Meßstationen)

Infiltrationsprozesse in Flußauen können auch anhand des zeitlichen Verlaufes der pH-Werte im Grundwasser nachgewiesen werden. Wenn Oberflächenwasser in den Grundwasserleiter infiltriert kommt es zum raschen Ansteigen des pH-Wertes im oberflächennahen Grundwasser, weil dort wesentlich geringere pH-Werte (Mittelwert: 6,3) vorherrschen als in der Elbe (Mittelwert: 8,0). In Abbildung 5-30 sind die Ganglinien des pH-Wertes im oberen Grundwasserhorizont an den drei Meßstationen im UG Wörlitz sowie des Elbewasserstandes dargestellt. Während des Frühjahrshochwasser 2000 konnte die Infiltration von Elbewasser mit einem höheren pH-Wert in

den Grundwasserleiter gemessen werden. Beim Durchgang der Hochwasserwelle am 16.03.00 stieg der pH-Wert in den relativ schnell überfluteten Meßstellen 39 (MSM 39, Flutrinne) und 47 (MSM 47, elbnah) deutlich um mindestens eine pH-Wertstufe an, während die GWM 42 (MSM 42) mit gleich bleibendem pH-Wert im schwach sauren Bereich auf die Änderung der Wasserstände nicht reagierte. Bei zwischenzeitlich fallendem Elbepegel sanken die pH-Werte an den GWM 39 und 47 allmählich wieder vom neutralen in den schwach sauren Bereich ab, wobei die mit dem Elbewasserstand korrelierende Meßstelle 47 ein rascheres und deutlicheres Absinken des pH-Wertes zeigte. Bei Eintreffen der zweiten Hochwasserwelle mit steigenden Elbe- und Grundwasserständen zeigten die pH-Werte in den Meßstellen 39 und 47 wiederum einen plötzlichen Anstieg durch den Mischungseffekt mit infiltrierendem Elbewasser. Erst mit einem deutlichen Rückgang des Elbepegels stellten sich langsam wieder schwach saure Milieuverhältnisse im Grundwasser ein. Der gleichbleibende pH-Wert in der GWM 42 zeigt an, daß das infiltrierende Elbewasser diese Meßstelle nicht mehr erreichte. Hier konnte nur ein leichter Abfall des pH-Wertes durch Qualmwassereinflüsse festgestellt werden, die das Grundwassermilieu geringfügig veränderten. Durch die Analyse der pH-Wertverteilung im oberflächennahen Grundwasser konnten die Fließwege bei veränderter Wasserstandsdynamik in den Auen infolge Hochwasser bestimmt werden.

5.3.5.2 Veränderung hydrochemischer Parameter im Grundwasser bei Flusswasserinfiltration

Mit der in den bodenhydrologischen Meßstationen integrierten automatischen Grundwasserprobenahmeinheit ist es möglich, Grundwasserproben während der Hochwasserphasen bei vollständig überfluteter Aue zu entnehmen. Anhand der Wasseranalysen konnten deutliche Veränderungen hydrochemischer Eigenschaften der Grundwässer bei auftretendem Hochwasser in der Elbe festgestellt werden. So wurde aufgrund von infiltrierendem Elbewasser im hydraulisch angebundenen Aquifer eine signifikante Abnahme der Sulfat-, Chlorid-, Eisen- und Mangankonzentrationen sowie eine Zunahme der Nitrat- und DOC-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser an verschiedenen Meßstellen beobachtet. In Abbildung 31 sind die saisonalen Variationen der Sulfat- und Nitratkonzentrationen im oberen Grundwasserleiter an verschiedenen Meßstellen sowie die Wasserstandsänderungen in der Elbe dargestellt. In Abhängigkeit vom Elbepegel schwanken die Sulfatgehalte im Grundwasser, mit einem Minimum der Gehalte zur Zeit der Schneeschmelze (März/April 1999,2000) bzw. verstärkter Niederschläge (November 1998) und einem Maximum in den niederschlagsarmen Monaten. Bei Hochwasser in der Elbe ist infolge zunehmenden Abflusses ein Verdünnungseffekt zu beobachten, der mit infiltrierendem Oberflächenwasser sich auch im Grundwasser bemerkbar macht. Besonders deutlich ist die Abnahme der Sulfatkonzentration in allen GWM im März 1999 bzw. April 2000. Die Meßstelle 47 zeigt aufgrund ihrer Lage in unmittelbaren Nähe zum Fluß und der daraus resultierenden sehr guten hydraulischen Verbindung zur Elbe, einen nahezu parallelen Verlauf der Sulfatgehalte im Grundwasser im Vergleich mit dem Elbewasser. In den GWM 4, 24 und 39 wurde Nitrat im Grundwasser zumeist unterhalb der Nachweisgrenze analysiert (Abb. 5-31). Aufgrund von infiltrierendem Flußwasser während der Hochwasserphasen konnte Nitrat im oberflächennahen Grundwasser nachgewiesen werden, an der GWM 39 sogar mit >20 mg/l, dies entspricht ungefähr dem Nitratgehalt der Elbe. Die GWM 47 zeigt auch beim Nitrat einen elbeparallelen Verlauf der Konzentrationen im Grundwasser an und weist über den gesamten Untersuchungszeitraum relativ hohe Nitratgehalte auf.

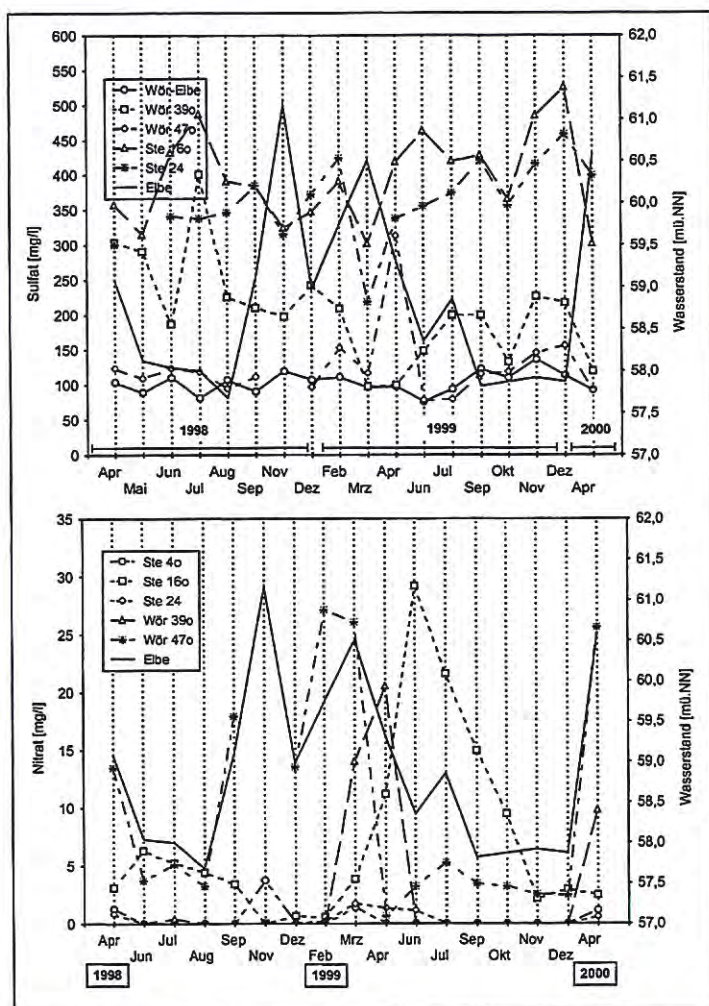


Abb. 5-31: Verlauf der Sulfat- und Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser an verschiedenen Meßstellen beider Untersuchungsgebiete im Vergleich zum Wasserstand in der Elbe innerhalb des Untersuchungszeitraumes.

Ein ganz anderer saisonaler Verlauf der Nitratkonzentration im Grundwasser ist an Meßstelle 16 (Steckby) zu beobachten, die Nitratgehalte zeigen keine Abhängigkeit vom Elbewasserstand. Die GWM 16 liegt elbfrem am Fuß der Hauptterrasse und wird von nitratreichem Oberflächenwasser (Fundergraben) beeinflusst. So treten entsprechend dem Düngemiteleinsatz in der Landwirtschaft die maximalen Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser im späten Frühjahr bis Sommer auf. Besonders markant waren die Änderungen hinsichtlich der Grundwasserchemie an den Flutrinnenstandorten, die infolge ihrer geringen Geländehöhe bei Hochwasserereignissen zuerst von einer Überflutung betroffen sind. So nahmen an den GWM 39 (Wörlitz) und 13 (Steckby) die Gehalte an Sulfat und Chlorid im Grundwasser um mehr als die Hälfte ab (vgl. Abb. 5-31), während die Eisen- und Mangankonzentrationen unter die Nachweisgrenze sanken. Gleichzeitig stiegen an

diesen GWM die Kalium- und DOC-Konzentrationen auf mehr als das Doppelte im Vergleich zum Mittelwert.

Im Zuge der politischen Wende nach 1989 hat sich in den letzten Jahren die Wasserqualität der Elbe durch abwassertechnische Maßnahmen (z.B. Kläranlagen) und Betriebsstillegungen deutlich verbessert. Die Belastung der Elbe mit gelösten Schwermetallen ist seit Beginn der neunziger Jahre elementspezifisch z.T. erheblich zurückgegangen (LAU 1996-1999). Wegen der zusätzlichen Verdünnung durch Niederschlagswasser sind hochwassergebundene Schwermetalleinträge hauptsächlich an die partikuläre und nicht an die gelöste Phase gebunden. Die Auenkontamination wird somit im wesentlichen durch die Ablagerung schwermetallbelasteter Feststoffe (Schwebstoffe und Flußschlämme) verursacht.

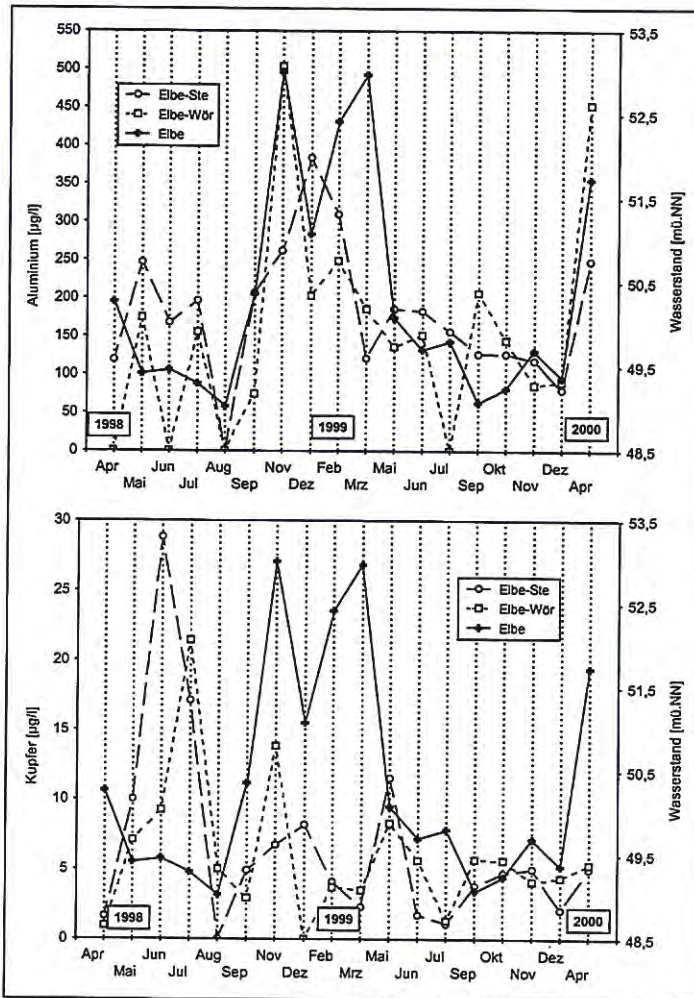


Abb. 5-32: Verlauf der Aluminium- und Kupferkonzentrationen im Elbewasser beider UG im Vergleich zum Wasserstand der Elbe innerhalb des Untersuchungszeitraumes.

Im Zusammenhang mit Hochwasserereignissen konnten im Elbewasser erhöhte Schwermetallkonzentrationen (u.a. Cu, Ni und Al) nachgewiesen werden, die vermutlich aus resuspendierten hochbelasteten Flußschlammern stammen. Eine Remobilisierung von Schwermetallen aus den Buhnsedimenten findet bei Hochwasser statt, wenn große Sedimentmengen innerhalb kurzer Zeit aufgewirbelt und erodiert werden (FÖRSTNER & MÜLLER 1974). In Abbildung 5-32 sind die Aluminium- und Kupferkonzentrationen im Elbewasser beider Untersuchungsgebiete dem Jahresgang des Elbepegels gegenübergestellt. Im Wasser der Elbe konnten bei Hochwasser Schwermetallgehalte gemessen werden, die um das 2 bis 3-fache höher als bei normaler Wasserführung lagen. Dies wird besonders bei Aluminium deutlich, während Kupfer sowohl bei erhöhtem Abfluß in der Elbe als auch bei relativ geringen Wasserständen Maximalwerte (vgl. Sommer 1998) zeigt. Diese Konzentrationsmaxima gehen einher mit Niedrigwasserphasen, da das verdünnende Element des Niederschlagswassers zurückgeht.

Eine direkte Beziehung zwischen dem Jahresgang des Elbepegels und den Schwermetallkonzentrationen im Grundwasser war nicht zu erkennen. Hochwasserinduzierte Wasserstandsschwankungen und damit verbundene Konzentrationsänderungen im Elbewasser zeigten keine Beeinflussung der Grundwasserbeschaffenheit durch Schwermetalleintrag. Das grobe Raster der Monatsbeprobungen läßt allerdings keine eindeutige Interpretation der Schwermetallgehalte im Grundwasser zu.

5.3.6 Schwermetallverteilung im Wasser und im Sediment

5.3.6.1 Schwermetallgehalte im Elbe- und Grundwasser

In den Tabellen 5-22 und 5-23 wird ein Überblick über die Konzentrationen der Spurenelemente im oberflächennahen Grundwasser und Elbewasser beider Untersuchungsgebiete im Probenahmezeitraum 1998-2000 gegeben, wobei neben dem Mittelwert auch die gemessenen Minimal- und Maximalkonzentrationen im Vergleich zu den Grenzwerten der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 1990) dargestellt sind.

Tab. 5-22: Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie Mittelwerte der Spurenelemente im oberen Grundwasserhorizont des UG Steckby im Vergleich zur TrinkwV (1990)

<i>GW flach</i>		Anzahl n	Minimum	Maximum	Mittelwert	TrinkwV
Aluminium	mg/l	49	< 0,07	2,363	0,281	0,2
Arsen	mg/l	201	< 0,0005	0,130	0,007	0,01
Blei	mg/l	143	< 0,0001	0,023	0,003	0,04
Cadmium	mg/l	160	< 0,00005	0,002	0	0,005
Chrom	mg/l	132	< 0,0001	0,009	0,002	0,05
Kupfer	mg/l	179	< 0,0001	0,038	0,003	0,1
Nickel	mg/l	180	< 0,0001	0,536	0,015	0,05
Zink	mg/l	12	< 0,03	0,075	0,046	0,1

<i>Elbe</i>		Anzahl n	Minimum	Maximum	Mittelwert	TrinkwV
Aluminium	mg/l	17	0,08	0,384	0,19	0,2
Arsen	mg/l	18	0,001	0,042	0,005	0,01
Blei	mg/l	14	< 0,0001	0,011	0,004	0,04
Cadmium	mg/l	12	< 0,00005	0,001	0	0,005
Chrom	mg/l	10	< 0,0001	0,005	0,003	0,05
Kupfer	mg/l	17	< 0,0001	0,029	0,007	0,1
Nickel	mg/l	11	< 0,0001	0,012	0,005	0,05
Zink	mg/l	10	< 0,03	0,065	0,031	0,1

Tab. 5-23: Minimal- und Maximalkonzentrationen sowie Mittelwerte der Spurenelemente im oberen Grundwasserhorizont des UG Wörlitz im Vergleich zur TrinkwV (1990)

<i>GW flach</i>		Anzahl n	Minimum	Maximum	Mittelwert	TrinkwV
Aluminium	mg/l	4	< 0,07	0,208	0,18	0,2
Arsen	mg/l	114	< 0,0005	0,085	0,006	0,01
Blei	mg/l	72	< 0,0001	0,009	0,002	0,04
Cadmium	mg/l	79	< 0,00005	0,004	0	0,005
Chrom	mg/l	66	< 0,0001	0,025	0,002	0,05
Kupfer	mg/l	93	< 0,0001	0,043	0,004	0,1
Nickel	mg/l	98	< 0,0001	3,1	0,044	0,05
Zink	mg/l	31	< 0,03	0,214	0,095	0,1

<i>Elbe</i>		Anzahl n	Minimum	Maximum	Mittelwert	TrinkwV
Aluminium	mg/l	14	< 0,07	0,503	0,201	0,2
Arsen	mg/l	18	< 0,0005	0,083	0,007	0,01
Blei	mg/l	14	< 0,0001	0,016	0,005	0,04
Cadmium	mg/l	11	< 0,00005	0,007	0,001	0,005
Chrom	mg/l	12	< 0,0001	0,003	0,002	0,05
Kupfer	mg/l	17	< 0,0001	0,021	0,006	0,1
Nickel	mg/l	14	< 0,0001	0,043	0,007	0,05
Zink	mg/l	10	< 0,03	0,434	0,067	0,1

Im oberflächennahen Grundwasserleiter liegen nur an einzelnen Meßstellen die Maximalwerte der Aluminium-, Arsen-, Nickel- und Zink-Konzentrationen über dem Grenzwert der TrinkwV (vgl. Tab. 5-22). Auch in der Elbe wurden nur sehr geringe Schwermetallkonzentrationen gemessen, hier liegen die Maximalwerte von Aluminium, Arsen und Zink über dem Grenzwert der TrinkwV. Bei Mittel- bis Niedrigwasserverhältnissen konnte eine Mobilisierung von Schwermetallen durch Belüftung des Aquifers in das Grundwasser festgestellt werden, wenn auch nur in sehr geringen Konzentrationen ($\mu\text{g/l}$ - Bereich). Dies betrifft hauptsächlich die Elemente Nickel, Kupfer, Zink und z.T. Chrom. Konzentrationsmaxima sind zumeist an Niedrigwasserphasen mit tiefliegenden Grundwasserständen gebunden, die zu oxidativen Prozessen mit nachfolgenden erhöhten Stoffausträgen und Gewässerbelastungen führen.

Die Kupfer- und Bleikonzentrationen in der Elbe schwankten im Untersuchungszeitraum zwischen 1 und 12 $\mu\text{g/l}$. Die durchschnittlichen Konzentrationen im Grundwasser wurden für beide Schwermetalle mit weniger als 6 $\mu\text{g/l}$ bestimmt. Nickel konnte im Elbe- und Grundwasser in vergleichbaren Konzentrationen zwischen 1 und 15 $\mu\text{g/l}$ beobachtet werden. Die Zinkkonzentrationen in der Elbe betrugen zwischen 50 und 450 $\mu\text{g/l}$. Im angrenzenden Aquifer wurden zumeist Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze registriert. Außergewöhnlich hohe Zinkbelastungen konnten dagegen an mehreren Beprobungsterminen in der elbnahen Meßstelle 47 festgestellt werden (bis 150 $\mu\text{g/l}$). Für Cadmium wurden in der Elbe und im Grundwasser nur geringe Konzentrationsschwankungen beobachtet. Die Cadmiumgehalte in der Elbe lagen zwischen der apparativen Nachweisgrenze und 0,6 $\mu\text{g/l}$, im Aquifer schwankten sie zwischen 0,1 und 0,9 $\mu\text{g/l}$. Die Chromkonzentrationen in der Elbe variierten zwischen der Nachweisgrenze und 5 $\mu\text{g/l}$. Die Konzentrationsschwankungen in den elbnahen Meßstellen liegen in der gleichen Größenordnung, die Konzentrationsganglinien von Elbe und GWM besitzen jedoch keine erkennbaren Gemeinsamkeiten. Etwas geringere Chromgehalte bis 3 $\mu\text{g/l}$ wurden in den elbfernen Meßstellen sowie an den Flutrinnen-Standorten analysiert.

5.3.6.2 Schwermetallgehalte im Boden und Sediment

In den letzten Jahren sind die Elbauenböden, aufgrund ihres erheblichen Belastungszustandes mit Schwermetallen, verstärkt in den Blickpunkt des Interesses gerückt (MEIBNER ET AL. 1994, ALTERMANN ET AL. 1997, KRÜGER F. ET AL. 1997, 2000, GELLER ET AL. 1998, RINKLEBE ET AL. 1999, DEHNER ET AL. 2000). Dabei erfolgten und erfolgen die Schadstoffeinträge über den Wasser- und Luftpfad (POPP ET AL. 1997, KRÜGER F. ET AL. 1999, SCHWARTZ 1999). Die Stofffrachten der Elbe stammen aus der chemischen Industrie vorrangig der Bitterfelder Region, aus dem jahrhundertelangen Bergbau (Schadstofffracht der Mulde) und aus landwirtschaftlich genutzten Flächen des gesamten Einzugsgebietes (VILLWOCK ET AL. 1997).

Aus der Vielzahl der Untersuchungen sollen hier zwei typische Auenböden aus dem UG Steckby exemplarisch vorgestellt werden (vgl. RINKLEBE ET AL. 2000c). Die Schwermetallbelastung der Auenböden und tieferliegenden Schichten (bis zu 17 m) wurde im Tiefenprofil differenziert nach unterschiedlichen Korngrößen (<2 mm und <63 µm) erfaßt. Abbildung 5-33 zeigt beispielhaft für alle anderen Profile, daß sowohl bei der Vega aus Auensandlehm (Bohrung 24, elbnah) als auch bei der Gley-Vega aus Auentonschluff (Bohrung 16, elbfern) die Schwermetallgesamtgehalte beider Kornfraktionen im Boden deutlich die Vorsorgewerte nach § 8 Abs. 2, Nr. 2 des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998) überschreiten, obwohl nach Bodenarten, Humusgehalten und pH-Werten differenzierte Maßstäbe angesetzt wurden. Diese Belastung ist anthropogen verursacht, die tieferliegenden Sedimente weisen keine erhöhten Schwermetallgehalte auf. Fluviale Schichtungen im Bodenprofil werden durch die Schwermetallgesamtgehalte nachgezeichnet. Dabei zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit von der Bodenart und vom organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}), wie auch MEIBNER ET AL. 1994 sowie RINKLEBE ET AL. 1999 fanden. Sesquioxide wirken zusätzlich als Schwermetallsorbenten (NEUMEISTER ET AL. 1997).

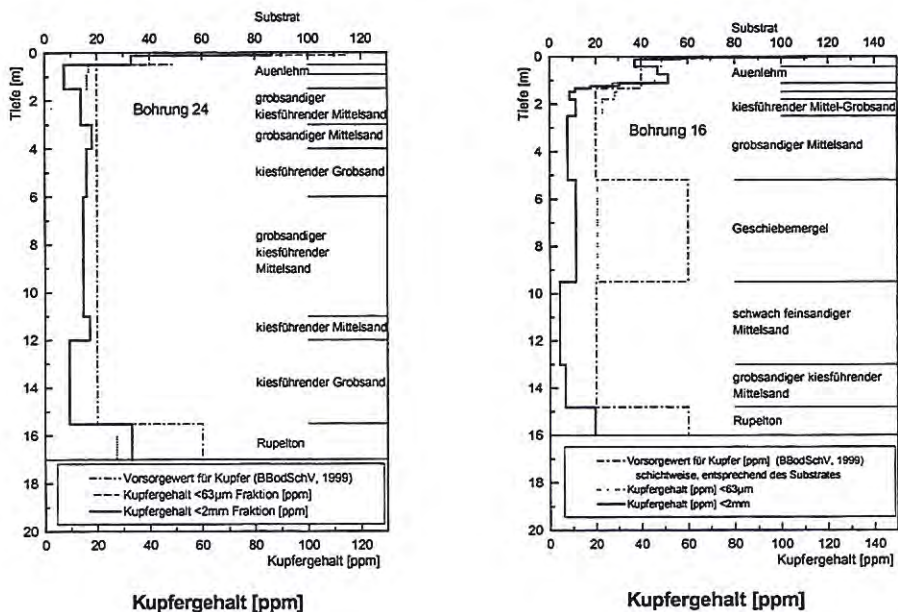


Abb. 5-33: Kupfergehalt der <2 mm und der <63 µm Fraktion im Tiefenprofil der Bohrungen 24 und 16 im Vergleich zum Vorsorgewert nach BBodSchV 1999 (aus RINKLEBE ET AL. 2000c)

Die chemische Analyse der in den Bodenhorizonten des elbfernen Standortes (Bohrung 16) vorhandenen Schwermetalle Pb, Cd, Zn und Cu (Abb. 5-34) zeigt, daß eine verstärkte Akkumulation der Metalle in dem huminstoffreichen Mineralhorizont des Oberbodens auftritt (vgl. KRÜGER A. 1995). Die Elementgehalte nehmen im Vertikalprofil nach unten kontinuierlich ab und weisen nur oberhalb des als geochemische Barriere fungierenden Gor-Horizontes ein Maximum auf. Die Schwermetallakkumulation korreliert im oberflächennahen Bereich mit dem Gehalt an organischen Bestandteilen und im folgenden mit den Tongehalten. Bewertet man die gemessenen Schwermetallgehalte hinsichtlich der aktuell gültigen Kriterien des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998) so ist festzustellen, daß die Konzentrationen in den obersten Bodenhorizonten für alle Elemente oberhalb des jeweiligen Vorsorgewertes anzutreffen sind.

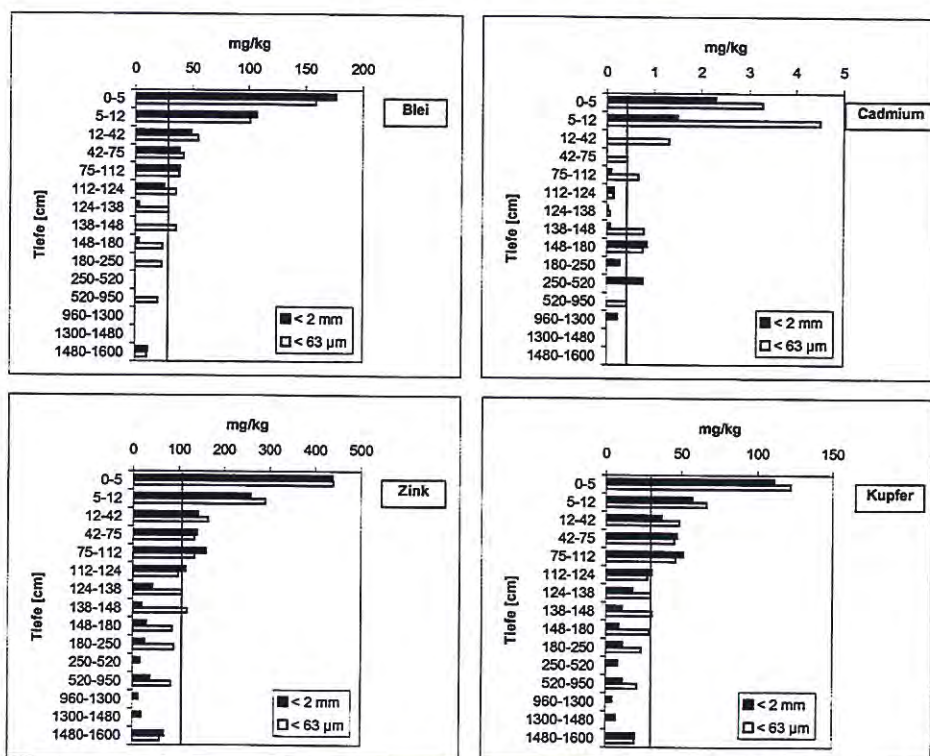


Abb. 5-34: Verteilung der Schwermetallkonzentrationen im Vertikalprofil der Bohrung 16 im UG Steckby im Vergleich zu durchschnittlichen Hintergrundwerten von Auensedimenten der Mittelelbe in der <20 µm-Fraktion (vertikale Linie, aus KRÜGER F. ET AL. 1998 und PRANGE ET AL. 1997)

5.3.6.3 Gefährdungspotential für das Auenökosystem

Für die Qualität des Grund- und Oberflächenwassers hat die Fähigkeit des Bodens als Filter und Puffer von Schadstoffeinträgen grundlegende Bedeutung (Holzwarth et al. 2000). Obwohl die Auenböden teilweise durch hohe Schwermetallbelastungen charakterisiert sind (RINKLEBE ET AL. 1999) und die Schwermetallgesamtgehalte z.T. erheblich die Vorsorgewerte nach dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) überschreiten, erwies sich der wasserlösliche Schwerme-

tallanteil als gering. Schwermetalle (u.a. Cu, Cr, Cd, Ni, Zn) wurden im Grund- und Oberflächenwasser der Auen zumeist überhaupt nicht oder nur in Spurengehalten nachgewiesen (vgl. Kap. 5.3.5.1), auch in der Bodenlösung konnten keine erhöhten Schwermetallkonzentrationen ermittelt werden (Tab 5-24).

Tab. 5-24: Mediane Elementkonzentrationen ausgewählter Schadstoffparameter im Sicker- und Grundwasser an den Meßstationen in den UG Steckby und Wörlitz für den Zeitraum 1998-2000

Mess-station	Horizont [cm u.GOK]	Al	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		[µg/l]							
4 Flutrinne	30	3,0	1,7	0,30	<NWG	3,9	19,3	0,14	30
	60	4,3	9,2	<NWG	<NWG	2,0	3,6	<NWG	5
	100	3,8	1,1	0,22	<NWG	2,2	2,6	0,16	2
	GW flach	<NWG	10,4	0,28	1,0	2,2	6,7	1,8	<NWG
	GW tief	<NWG	2,7	<NWG	1,0	1,0	3,9	1,5	<NWG
13 Senke	70	8,4	0,5	1,00	<NWG	2,8	31,9	0,15	58
	100	2,8	0,7	0,22	<NWG	1,9	16,9	2,05	20
	GW flach	<NWG	6,1	0,38	1,0	1,8	9,2	2,6	<NWG
	GW tief	<NWG	11,6	0,14	0,5	1,0	1,4	1,4	<NWG
16 Hochfläche	100	1,0	2,0	0,27	<NWG	2,5	13,2	<NWG	12
	GW flach	<NWG	7,1	0,28	1,3	3,4	10	2,04	<NWG
	GW tief	<NWG	6,5	0,17	1,0	1,0	1,9	2,03	<NWG
39 Flutrinne	30	2,0	5,7	<NWG	<NWG	1,9	11,6	<NWG	2
	60	1,4	1,9	<NWG	<NWG	1,8	4,1	<NWG	3
	100	2,5	7,2	<NWG	<NWG	1,4	20,5	<NWG	3
	GW flach	<NWG	5,8	0,45	1,2	1,4	12,7	2,3	<NWG
	GW tief	<NWG	2,9	0,29	1,2	2,3	3,6	4,9	<NWG
42 Hochfläche	70	2,7	1,0	0,35	<NWG	2,4	10,9	1,32	14
	90	2,5	1,5	0,31	<NWG	1,8	9,3	1,05	18
	GW flach	<NWG	11,0	0,13	1,4	1,8	12,0	1,6	<NWG
	GW tief	<NWG	3,7	0,14	1,8	1,1	2,9	1,9	<NWG
47 Uferwall	20	3,7	7,8	0,39	<NWG	14,8	8,7	0,25	49
	70	1,5	7,3	0,40	<NWG	5,0	8,3	0,33	91
	90	0,8	5,8	0,33	<NWG	5,4	9,0	0,74	106
	GW flach	<NWG	6,5	0,38	1,5	4,6	12,6	2,0	122
	GW tief	<NWG	7,0	0,24	1,5	3,8	4,4	1,9	87

<NWG unter Nachweisgrenze

Da die Gesamtgehalte bei der Bewertung der ökologischen Situation eines Gebietes weniger geeignet sind als die mobilisierbaren Metallgehalte, wurden von einigen Bodenprofilen Eluate mit destilliertem Wasser (S4), mit Elbewasser und Ammoniumnitrat hergestellt und die entsprechenden Gehalte bestimmt. Die Ergebnisse zeigen, daß die Gehalte im wäßrigen Eluat gering und mit denen im Sicker- und Grundwasser vergleichbar sind (s. Tab. 5-24). Die Schwermetallkonzentrationen liegen zumeist unter oder im Bereich der Nachweisgrenze des jeweiligen Analyseverfahrens. Ähnliche Ergebnisse konnten bei der Elution mit Elbewasser erzielt werden, die Schwermetallgehalte im Elbewassereluat sind relativ gering. Die höchsten Gehalte treten beim Zink auf, der maximale prozentuale Anteil am Gesamtgehalt beträgt im Oberboden der Probefläche 4 3,4% (entspricht 6 mg/kg Absolutgehalt). Die anderen untersuchten Profile zeigen vergleichbare Ergebnisse, wobei der prozentuale Anteil von 1% kaum überschritten wird. Die Blei-, Cadmium-, und Chromkonzentrationen lagen unterhalb der Nachweisgrenzen. Anders verhält es sich mit den NH_4NO_3 -löslichen Schwermetallanteilen. Der leicht nachlieferbare, pflanzenverfügbare Anteil liegt deutlich höher, die Absolutgehalte der NH_4NO_3 -löslichen Schwermetalle liegen

meistens erheblich über den Literaturangaben (HORNBERG & BRÜMMER 1993, LIEBE ET AL. 1997). So wurden in einer flußnahen Paternia des UG Steckby bis zu 200 ppb der NH_4NO_3 -extrahierbaren Kupferfraktion (vergleichbare unbelastete Böden 5-14 ppb Cu) gemessen. Der NH_4NO_3 -lösliche Anteil von Nickel beläuft sich z.T. auf 250 ppb und liegt damit weit über den für nicht bzw. wenig belastete Böden als Hintergrund deklarierten Werten von 20 bis 40 ppb (RINKLEBE ET AL. 1999). Auch der NH_4NO_3 -lösliche Anteil von Cadmium ist mit 70 ppb sehr hoch und überschreitet die Empfehlungswerte von 10-25 ppb weit (LIEBE ET AL. 1997). An einem anderen elbnahen Standort im UG Steckby (Tschemitz) wurde bis zu einer Bodentiefe von 90 cm ebenfalls ein hoher und damit ökotoxikologisch relevanter Anteil der mobilen, NH_4NO_3 -löslichen Kupfer- und Zinkfraktion gefunden (RINKLEBE ET AL. 1999). Prozentual sind diese mobilen Schwermetallanteile aber aufgrund der hohen Gesamtgehalte relativ gering. Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß unter den gegenwärtig vorherrschenden Milieubedingungen (pH Werte >6) sowie den hohen Ton- und Gesamtkohlenstoffgehalten im Boden, die Schwermetalle festgelegt und relativ geringe Stoffmengen in der wäßrigen Phase mobil sind. Trotzdem stellen die sehr hohen Schwermetallgehalte in den Auenböden ein latentes Gefährdungspotential für das Auenökosystem dar. Diese können bei Änderung der geochemischen Milieubedingungen, z.B. Änderung des pH-Wertes infolge saurer Stoffeinträge oder bei veränderten hydrologischen Bedingungen (Überflutung bzw. Grundwasseranstieg) leicht mobilisiert werden.

5.4 Isotope

5.4.1 Anwendung isotopehydrologischer Methoden in Flußauen

Zur Beschreibung der Fließprozesse in ungesättigter und gesättigter Bodenzone werden neben den klassischen Methoden der Hydrogeologie in zunehmenden Maße auch isotopehydrologische Methoden eingesetzt. Ausgehend von den positiven Erfahrungen bei der Anwendung von Isotopenmethoden in Grundwassersystemen (MOSER & RAUERT 1980, CLARK & FRITZ 1997) und in Flüssen zur Charakterisierung von Austauschprozessen zwischen Oberflächen- und Grundwasser (GRISCHEK ET AL. 1995, TRETTIN ET AL. 1995, MALOSZEWSKI & TRIMBORN 1997, MALLIN ET AL. 1998) wurden im Rahmen der vorliegenden Arbeit die in den Untersuchungsgebieten auftretenden Oberflächen-, Sicker- und Grundwässer auf ihre isotopische Zusammensetzung hin untersucht.

Die Isotopenuntersuchungen in den Auen an der Mittleren Elbe hatten folgende Zielstellungen:

1. Differenzierung der Grund- und Oberflächenwässer hinsichtlich ihrer Herkunft und Genese
2. Hinweise zur Abschätzung des wechselseitigen Einflusses der Grund- und Oberflächenwässer (Mischungsverhältnisse)
3. Nachweis von Flußwasserinfiltration in das Grundwasser bei Hochwasserereignissen
4. Altersbestimmung der Grundwässer in der Elbaue (mittlere Verweilzeiten)

Die Bestimmung der Gehalte an stabilen Isotopen Deuterium und Sauerstoff-18 erfolgte im Zeitraum zwischen April 1998 und April 2000 soweit möglich monatlich, die Beprobung der Wässer auf Tritium wurde halbjährlich durchgeführt. Im Untersuchungszeitraum wurden ausgesuchte Sicker- und Grundwässer sowie die Elbe zweimalig (Frühjahr 1999, 2000) auf die Gehalte an Schwefel-34 analysiert.

5.4.2 Isotopenverhältnisse im Untersuchungsgebiet Steckby

5.4.2.1 Stabile Isotope des Wassers

Die Variation der $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Werte im Untersuchungsgebiet ist primär auf die Niederschlagswerte und die Grundwasserneubildungsbedingungen zurückzuführen. Die Isotopensignatur des Niederschlages überträgt sich entsprechend der lokalen Neubildungsverhältnisse auf das Grundwasser, wo sie vorwiegend durch Mischungseffekte mehr oder weniger nivelliert wird (TRETTIN ET AL. 1998). Die jahreszeitliche Dynamik des ^{18}O -Gehaltes im Niederschlag ist innerhalb des Untersuchungszeitraumes durch wesentlich höhere Werte im Sommer (bis -1‰) im Vergleich zum Winter (bis -16‰) gekennzeichnet. Hier spiegelt sich der Einfluß des Jahresganges der Temperatur auf die Isotopenfraktionierung im Niederschlag wider. Da die Beprobung und isotochemische Analyse des Niederschlagswassers im Untersuchungsgebiet nur sporadisch erfolgte und somit keine verwendbare Zeitreihe existiert, wurde die Inputfunktion für den Niederschlag von der Station Leipzig übernommen (LMWL = *Leipzig Meteoric Water Line*). Hier liegen langjährige Messungen von Sauerstoff-18 und Deuterium im Niederschlag vor (TRETTIN ET AL. 1998) und die Regression zwischen ^{18}O und ^2H (LMWL: $\delta^2\text{H} = 7,5 \delta^{18}\text{O} + 3,2$) kommt der *Global Meteoric Water Line* (GMWL: $\delta^2\text{H} = 8 \delta^{18}\text{O} + 10$) recht nahe.

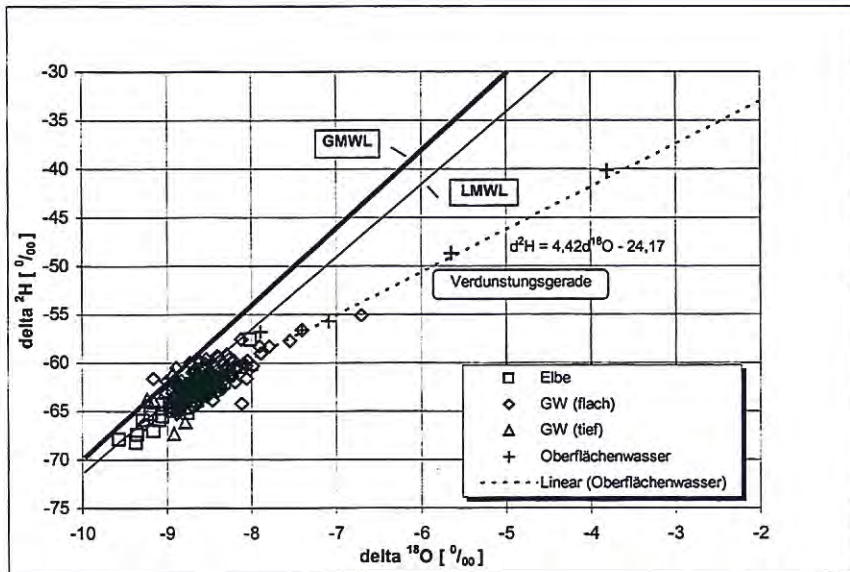


Abb. 5-35: $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm für Elbe-, Grund- und Oberflächenwasserproben des UG Steckby. GMWL = Global Meteoric Water Line, LMWL = Leipzig Meteoric Water Line, Formeln für Regressionsgeraden stehen im Text.

Entsprechend ihrer isotopischen Zusammensetzung handelt es sich bei den Wässern aus dem oberen und unteren Grundwasserleiter sowie aus der Elbe vorwiegend um meteorische Wässer (Niederschlagswässer), die hinsichtlich ihrer $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Werte keine sekundäre Veränderung

erfahren haben. Die Grundwasser- und Flußwasserproben liegen im $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Korrelationsdiagramm (Abb. 5-35) in einem engen Bereich um die Leipziger Niederschlagslinie. Die meisten Meßstellen die den oberen Grundwasserleiterhorizont erschließen liefern Wasserproben, welche mit Isotopendaten kaum zu differenzieren sind. Es dürfte sich bei diesen Proben um jüngstes Sickerwasser handeln, welches geringe zeitliche Variationen aufweist (vgl. Tritiumanalysen). Daneben lassen sich Wässer beobachten, deren isotopische Zusammensetzung durch Verdunstungsprozesse verändert ist. Dies trifft vor allem auf Oberflächenwasserproben aus den Flutrinne und Altgewässern zu, aber z.T. auch auf das oberflächennahe Grundwasser, welches ebenfalls durch Eindampfungsprozesse beeinflusst wird. Man erkennt, daß die Proben mit höheren δ -Werten (Oberflächenwasser der stehenden Gewässer) abweichend von der GMWL (CRAIG 1961) auf einer zu dieser geneigten Gerade zu finden sind. Dies entspricht den Erwartungen für partiell eingedampfte Wässer (GONFIANTINI 1986).

In Tabelle 5-25 sind die Mittelwerte sowie Minimal- und Maximalwerte der im Untersuchungszeitraum gemessenen $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Gehalte in der Elbe und in den Grundwasserproben des oberen und unteren Grundwasserleiters zusammengestellt.

Tab. 5-25: Isotopenanalytische Meßwerte von Fluß- und Grundwasserproben aus dem UG Steckby

Meßstelle	n	$\delta^{18}\text{O}$ [‰]			$\delta^2\text{H}$ [‰]		
		Max.	Min.	Mittel	Max.	Min.	Mittel
Elbe	19	-8,01	-9,56	-8,86	-57,6	-68,2	-64,1
GWM 4o	17	-8,16	-8,72	-8,49	-60,0	-63,2	-61,8
GWM 4u	11	-8,66	-8,98	-8,85	-61,2	-64,8	-63,6
GWM 11	16	-8,06	-9,00	-8,68	-59,9	-64,6	-62,6
GWM 13o	16	-8,06	-9,26	-8,33	-59,1	-66,3	-61,1
GWM 13u	11	-8,57	-8,92	-8,81	-62,7	-66,1	-64,0
GWM 16o	18	-8,39	-8,92	-8,66	-61,8	-64,2	-63,0
GWM 16u	12	-8,58	-9,23	-8,88	-62,3	-64,9	-63,8
GWM 24	17	-8,34	-8,77	-8,60	-60,7	-64,5	-62,7
GWM 35	13	-8,12	-8,82	-8,50	-57,6	-63,5	-61,8

In der Elbe ist die Schwankungsbreite der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Verlauf eines Jahres aufgrund des deutlichen Grundwassereinflusses wesentlich geringer als im Niederschlag, wobei der Mittelwert des Elbewassers (-8,83‰, Steckby und Wörlitz) im Untersuchungszeitraum im Vergleich zum langjährigen Mittel des Niederschlages (Reihe 1987-2000) an der Station Leipzig (-8,61‰ KOWSKI, persönliche Mitteilung 2000) eine gute Übereinstimmung zeigt.

Die GWM 4, 13 und 16 sind als Doppelpiegel ausgebaut und liefern Proben aus unterschiedlichen Grundwasserleitern. Die Isotopendaten des oberflächennahen und tiefen Grundwassers zeigen einen signifikanten Unterschied und belegen, daß in beiden Grundwasserleitern ein separater Wasserkörper existiert. Die $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwerte liegen in allen drei unteren Filterstrecken der GWM (4u, 13u, 16u) bei etwa -8,85‰, während die der oberen Teufen der GWM (4o, 13o, 16o) bei -8,49‰ liegen. Der durchschnittliche $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des unteren Aquiferhorizontes ist im Unter-

suchungszeitraum identisch mit dem $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwert des Elbewassers (Tab. 5-25). Die GWM 24 befindet sich in einem Bereich, in dem über die gesamte Teufe nur ein GWL existiert, so daß hier Mischwasser aus beiden Grundwasserleiterhorizonten gefördert wird (-8,60‰). Einige Meßstellen des oberflächennahen Grundwassers werden durch Verdunstungsprozesse beeinflusst (u.a. GWM 11, 35). Anhand der Isotopensignaturen (Maximalwerte) im Grundwasser dieser Meßstellen konnte die Infiltration von eingedampften, isotopisch schwereren Oberflächenwasser aus den Flutrinnen und Altgewässern nachgewiesen werden. Das Oberflächenwasser gelangt über den Sickerwasserpfad in den oberen Aquiferbereich. Die Oberflächenwässer weisen eine wesentlich höhere Variabilität der Werte im Verlauf eines Jahres auf. Sieht man sich die Regression zwischen $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ an (Abb. 5-35), so wird der große Verdunstungseinfluß an diesen Meßstellen deutlich. Die Höhe des Verdunstungseinflusses ist abhängig von der Wasserführung. Die Flutrinnen und Altgewässer führen zumeist nur in den Wintermonaten Wasser, somit ist deren Oberflächenwasser hauptsächlich vom Niederschlag abhängig. Die Rinnen werden aber auch von dem im Winter überwiegend flurnah anstehenden Grundwasser gespeist. Eine Zwischenstellung nimmt das Oberflächenwasser der tieferen Senken ein, welches nur im Sommer nach längeren niederschlagsfreien Perioden austrocknet.

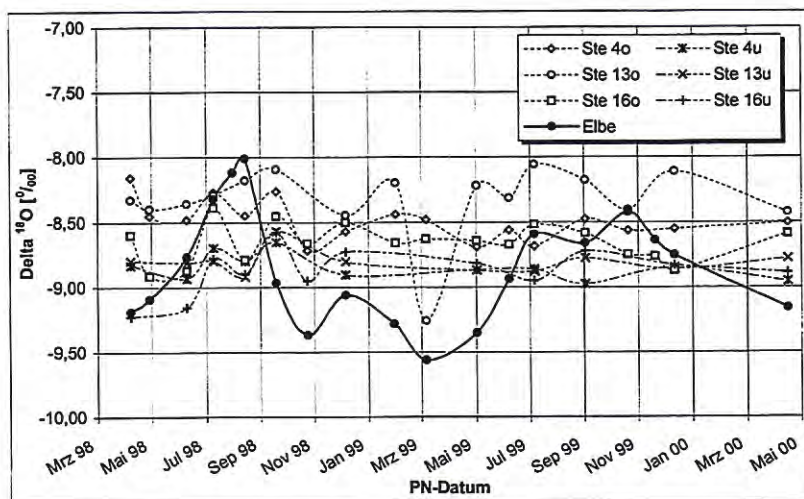


Abb. 5-36: Zeitlicher Gang der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in der Elbe und an den Meßstationen im UG Steckby.
GWM Ste 4o, 13o, 16o = obere Filterstrecke; GWM Ste 4u, 13u, 16u = untere Filterstrecke.

Die Zeitreihen der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Grundwassers an den Meßstationen zeigen einen parallelen Gang zur saisonalen Isotopenvariation der Elbe (Abb. 5-36). So treten im Grundwasser Maxima der $\delta^{18}\text{O}$ -Konzentration im Sommer und Minima im Winter auf. Dieser Jahresgang ist mit der Dynamik der $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte im Niederschlag und der Elbe vergleichbar. Deutlich ist jedoch eine Verschiebung und Dämpfung der Jahresamplitude des $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalts im GW zu erkennen. Die Phasenverschiebung ist umso stärker, je höher die Verweilzeit des Grundwassers ist. Die Dämpfung der Amplitude nimmt mit dem Anteil des von der Infiltration unbeeinflussten Grundwassers zu. Der wenig beeinflusste untere GWL zeigt, bedingt durch lange Fließzeiten und die starke Durchmischung, nahezu keinen jahreszeitlichen Verlauf mehr.

5.4.2.2 Schwefelisotope

Innerhalb des Projektzeitraumes wurden die Schwefel-34 und Sauerstoff-18-Isotopengehalte des Sulfats im Elbe- und Sickerwasser sowie im oberen und unteren Grundwasserleiter insgesamt zweimal bestimmt, einmal im Mai 1999 und zum anderen im März 2000. Beide Probenahme-kampagnen waren von den Frühjahrshochwässern der Elbe betroffen, wobei hinsichtlich der Überflutungsdynamik deutliche Unterschiede bestanden. Während 1999 aufgrund des etwas späteren Probenahmetermins das Überflutungswasser von den höhergelegenen Bereichen in der Aue schon abgelaufen bzw. versickert war und nur die Flutrinnen noch mit Oberflächenwasser überstaut waren, wurden im Jahr 2000 die Proben bei komplett überfluteter Aue entnommen.

In den Sickerwasserproben aus drei Tiefen (30, 60, 100 cm) variieren die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte zwischen $-9,4\text{‰}$... $+6,0\text{‰}$ (CDT), das Mittel liegt bei $+1,2\text{‰}$ (CDT). Die gemessene Streubreite der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im Sickerwasser stimmt sehr gut mit Meßwerten (-7‰ ... $+4\text{‰}$) aus der ungesättigten Zone der Torgauer Elbaue überein (MALLEN 2000). Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Sickerwassers schwanken in einem Bereich von $+4,9\text{‰}$... $+16,5\text{‰}$ (VSMOW), wobei ein $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwert von $+10,8\text{‰}$ (VSMOW) bestimmt wurde. Die Schwankungsbreite der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im oberen Grundwasserleiter erstreckt sich von $-1,4\text{‰}$... $+3,6\text{‰}$ (CDT), das Mittel liegt bei $+1,1\text{‰}$ (CDT). Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im oberflächennahen GW liegen in einem Bereich zwischen $+6,6\text{‰}$... $+13,1\text{‰}$ (VSMOW), mit einem $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwert von $+10,2\text{‰}$ (VSMOW). Ähnliche $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte wurden im unteren Grundwasserleiterhorizont gemessen, sie schwanken zwischen $-0,1\text{‰}$... $+2,6\text{‰}$ (CDT) bzw. $+7,7\text{‰}$... $+13,6\text{‰}$ (VSMOW), die Mittelwerte liegen bei $+0,8\text{‰}$ (CDT) bzw. $+11,2\text{‰}$ (VSMOW).

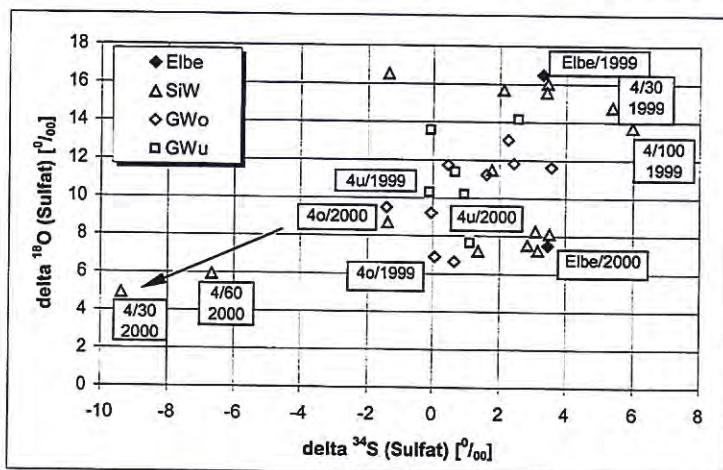


Abb. 5-37: $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des gelösten Sulfats in Fluß-, Sicker- und Grundwässern des UG Steckby, der Pfeil deutet auf eine mögliche Sulfidoxidation hin. SiW = Sickerwasser, GWO = oberer Grundwasserleiter, GWu = unterer Grundwasserleiter, 4/30 = Sickerwasser aus 30 cm Tiefe an GWM 4.

In Abbildung 5-37 ist der Zusammenhang zwischen $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werten des gelösten Sulfats in den verschiedenen Kompartimenten des UG Steckby dargestellt. Es ist zu erkennen, daß die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte der Grundwasserproben beider Horizonte in einem relativ engen, für den im Boden mineralisierten Schwefel charakteristischen Bereich liegen und keine wesentlichen Abweichun-

gen vom $\delta^{34}\text{S}$ -Mittelwert aufweisen. Dagegen ist bei den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten des Grundwassers eine größere Variabilität festzustellen, die mit den o.g. verschiedenen Wasserstandssituationen in der Aue bei den Probenahmetermen und der damit verbundenen Herkunft des Sulfatsauerstoffs ursächlich zusammenhängt. So kommen für die Konstitution der Sauerstoffkomponente des Sulfats die zwei Reservoirs Wasser und Luft in Frage, beide unterscheiden sich erheblich in ihrer isotopischen Zusammensetzung ($\delta^{18}\text{O}$ -Wasser: $-9\ldots-8\text{‰}$ im Grundwasser des UG, $\delta^{18}\text{O}$ -Luft: $+23\text{‰}$) (KNÖLLER 2000). Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des resultierenden Sulfats wird maßgeblich durch die relativen Anteile aus beiden Reservoirs bestimmt und kann einen großen Schwankungsbereich aufweisen, was in Abb. 5-37 anhand der Elbe- und Sickerwasserproben sichtbar wird. Bei den $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werten des Sickerwassers kann sowohl eine negative als auch eine positive Verschiebung beobachtet werden (Abb. 5-37). Diese Werteververschiebung wird besonders an den Sickerwasserproben der GWM 4 (Flutrinne) deutlich, die im Jahresmittel überwiegend flurnahe Grundwasserstandsverhältnisse aufweist (ca. 210 Tage/Jahr überflutet). Ob die positive Verschiebung der Isotopenwerte durch eine mikrobielle Sulfatreduktion verursacht wird oder der Einfluß des Sauerstoffs bei der Bildung des $\delta^{18}\text{O}_{\text{SO}_4}$ -Wertes im Mai 1999 (vgl. Elbe) eine entscheidende Rolle gespielt hat, kann anhand der wenigen Meßwerte nicht genau nachvollzogen werden. Eine negative Verschiebung der Isotopenwerte, wie sie an zwei Sickerwasserproben aus 30 und 60 cm Tiefe an der GWM 4 festgestellt wurde, könnte sich aus dem Eintrag oder der Mobilisation von Pyritoxidationsprodukten ergeben. Der infolge des Hochwassers rasch ansteigende Grundwasserspiegel erreicht die ehemals belüfteten Bereiche des Aquifers und durch das Grundwasser werden die in der Oxidationszone akkumulierten sulfidischen Komponenten mobilisiert. Durch diese Mobilisierung der Verwitterungsprodukte wird sowohl der $\delta^{34}\text{S}$ -Wert auf $-9,4\text{‰}$ (4/30) bzw. $-6,7\text{‰}$ (4/60) als auch der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert auf $+4,9\text{‰}$ (4/30) bzw. $+5,9\text{‰}$ (4/60) erniedrigt.

5.4.2.3 Radioaktive Isotope

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes (1998-2000) wurde Tritium im Grund- und Elbewasser insgesamt 5 mal (halbjährlich) gemessen. Die ^3H -Konzentration in der Elbe mit einem Mittelwert von 12 TU ($n=5$) unterscheidet sich nur wenig vom Durchschnittswert des Grundwassers mit 14 TU ($n=35$). Die Tritiumwerte liegen etwas über der in Leipzig gemessenen Niederschlagsaktivität (Abb. 5-38), so daß beim diesen Wässern aufgrund älterer Wasseranteile bereits von Mischungen ausgegangen werden muß (TRETIN ET AL. 1998). Nach CLARK & FRITZ 1997 besitzen aktuelle Niederschläge in kontinentalen Regionen einen Tritiumgehalt von 5-15 TU, je nachdem ob es sich um Winter- oder Sommerniederschläge handelt. Im Untersuchungsgebiet wurde die ^3H -Konzentration im Niederschlag nur sporadisch bestimmt, die Werte variieren zwischen 7,2 TU im Januar und 11,8 TU im April.

Eine altersmäßige Stockwerksgliederung der Grundwässer läßt sich im Untersuchungsgebiet anhand der Tritiumgehalte im oberen und unteren Grundwasserleiter nicht belegen. Die mittlere ^3H -Konzentration im oberflächennahen Grundwasser ($n=15$) betrug 14,2 TU, vergleichbare Werte wurden mit 13,9 TU im unteren Aquiferbereich ($n=15$) analysiert. Die gemessenen Tritiumwerte deuten auf eine hydraulische Verbindung zwischen beiden Grundwasserleitern hin, dies wird durch geologische und geophysikalische Untersuchungsergebnisse bestätigt.

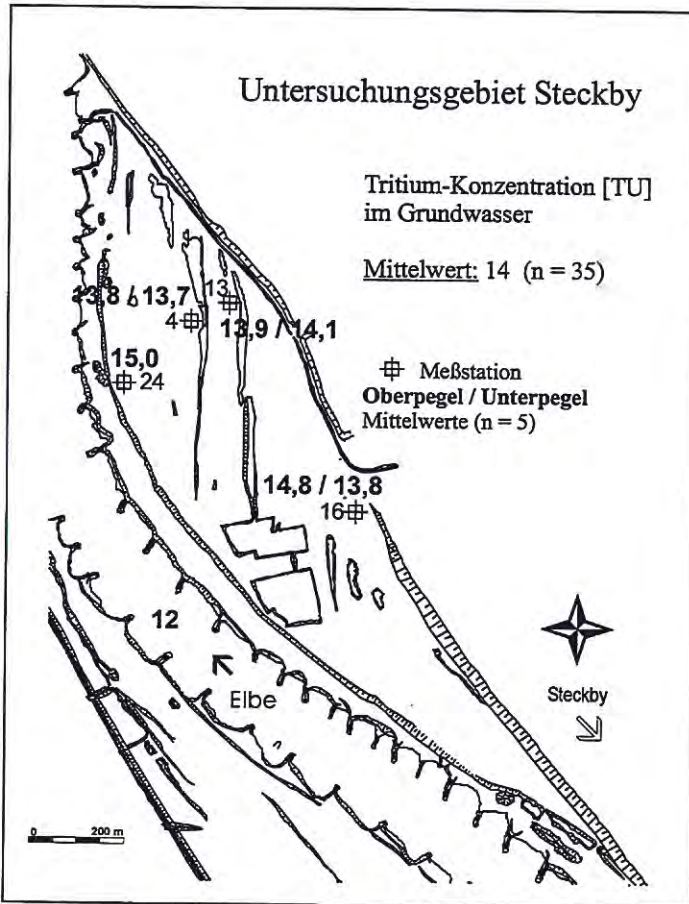


Abb. 5-38: Verteilung der Tritiumgehalte (TU) im oberen und unteren Grundwasserleiter sowie in der Elbe im UG Steckby, 1998-2000

Die Analysenergebnisse zu den Tritiumkonzentrationen mit Werten von 12,4-16,3 TU lassen erkennen, daß die Grundwässer im Untersuchungsgebiet sehr jung sind (rezent bis 20 Jahre) und keine größeren Beimengungen von Altwässern beinhalten.

5.4.3 Isotopenverhältnisse im Untersuchungsgebiet Wörlitz

5.4.3.1 Stabile Isotope des Wassers

In Abbildung 5-39 ist die lineare Korrelation der $\delta^2\text{H}$ - und der $\delta^{18}\text{O}$ -Gehalte des Grund- und Elbewassers gemeinsam mit den Niederschlagsgeraden von CRAIG (1961) (*Global Meteoric Water Line*, GMWL) und TRETTIN ET AL. (1998) (*Leipzig Meteoric Water Line*, LMWL) dargestellt. Die Grundwasser- und Flußwasserproben liegen im $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm nahe der Leipziger Niederschlagsgeraden (LMWL), was auf einen meteorischen Ursprung der analysierten Wässer schließen läßt. Die unterschiedliche Verteilung der Wasserproben auf der Niederschlagsgeraden ist durch die saisonale Dynamik und die damit verbundenen Verdunstungseffekte in der Isotopenzu-

sammensetzung der Wässer bedingt. Die meisten Meßstellen die das oberflächennahe Grundwasser erschließen liefern Wasserproben, welche mit Isotopendaten kaum zu differenzieren sind, die Interpretationsmöglichkeiten sind hier gering. Es dürfte sich bei diesen Proben um jüngstes Sickerwasser handeln, welches geringe zeitliche Variationen aufweist (vgl. Tritiumanalysen). Es lassen sich aber auch Wässer beobachten, deren isotopische Zusammensetzung durch Verdunstungsprozesse verändert ist. Dies trifft auf einige wenige Wasserproben aus der Elbe sowie des oberflächennahen Grundwassers zu, die durch Eindampfungsprozesse beeinflusst werden. Man erkennt, daß diese Proben von der Leipziger Niederschlagsgeraden abweichen und auf einer abgeflachten Geraden liegen (Abb. 5-39).

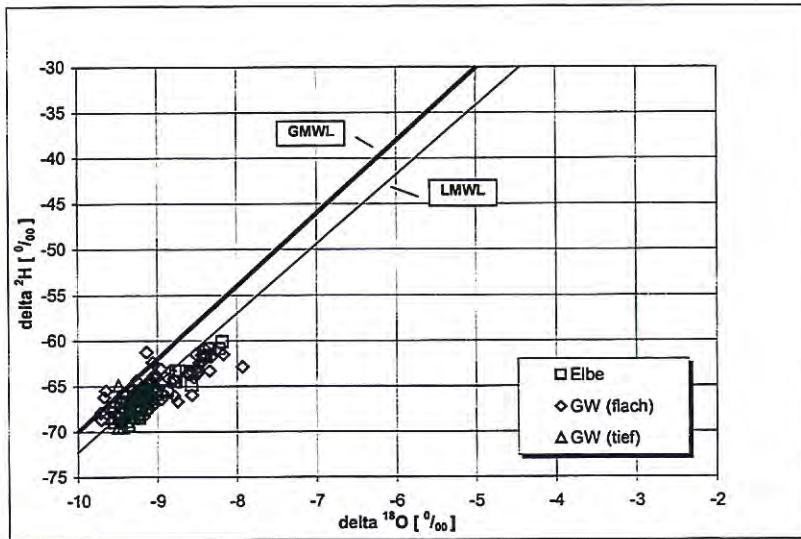


Abb. 5-39: $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm für Elbe- u. Grundwasserproben des UG Wörlitz. GMWL = Global Meteoric Water Line ($\delta^2\text{H} = 8 \delta^{18}\text{O} + 10$), LMWL = Leipzig Meteoric Water Line ($\delta^2\text{H} = 7,5 \delta^{18}\text{O} + 3,2$).

In Tabelle 5-26 sind die Mittelwerte sowie Minimal- und Maximalwerte der gemessenen $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Gehalte in der Elbe und in den Grundwasserproben aus dem oberen und unteren Grundwasserleiter zusammengestellt. Die Isotopendaten der einzelnen Meßstellen lassen sich nur wenig differenzieren, einige GWM weisen einen hohen Verdunstungseinfluß auf (GWM 38, 44). Zwischen oberflächennahem und tieferen Grundwasser besteht aufgrund der fehlenden Stauschicht in keinem Falle ein signifikanter Unterschied. Auffällig ist allerdings die Isotopensignatur der GWM 42 mit $\delta^{18}\text{O}$ von $-9,45\text{‰}$ und $\delta^2\text{H}$ von $-68,1\text{‰}$ (Mittelwerte), die sich von der der Meßstationen 39 und 47 deutlich unterscheidet. Diese niedrigen Werte verweisen auf den geringsten Verdunstungseinfluß unter den untersuchten Grundwässern und ein vom übrigen Grundwasser abweichendes Alter (höhere Verweilzeit), was durch die an der Meßstelle 42 analysierten Tritiumkonzentrationen bestätigt werden konnte (vgl. Kap. 5.4.3.3).

Tab. 5-26: Isotopenanalytische Meßwerte von Fluß- und Grundwasserproben aus dem UG Wörlitz

Meßstelle	n	$\delta^{18}\text{O}$ [‰]			$\delta^2\text{H}$ [‰]		
		Max.	Min.	Mittel	Max.	Min.	Mittel
Elbe	19	-8,18	-9,56	-8,81	-60,1	-69,0	-64,5
GWM 38	13	-8,49	-9,30	-8,97	-61,5	-67,0	-64,7
GWM 39o	18	-9,07	-9,60	-9,23	-64,7	-67,9	-66,0
GWM 39u	12	-9,03	-9,49	-9,29	-65,9	-67,9	-66,8
GWM 42o	18	-9,25	-9,71	-9,45	-65,5	-69,4	-68,1
GWM 42u	12	-9,29	-9,59	-9,45	-67,1	-69,9	-68,6
GWM 44	16	-7,93	-8,74	-8,42	-60,9	-66,7	-62,8
GWM 46	16	-8,83	-9,45	-9,06	-63,3	-67,0	-65,4
GWM 47o	17	-8,78	-9,43	-9,16	-64,5	-68,3	-66,3
GWM 47u	11	-9,14	-9,49	-9,27	-64,9	-68,4	-66,7

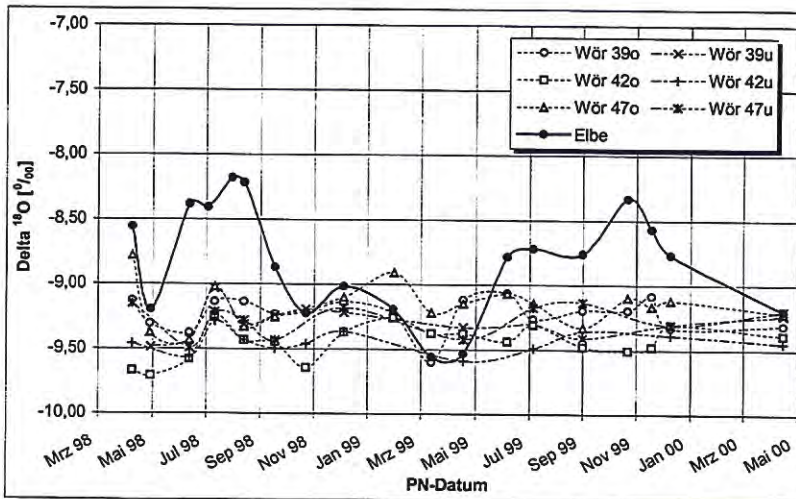


Abb. 5-40: Zeitlicher Gang der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte in der Elbe und an den Meßstationen im UG Wörlitz.
 GWM Wör 39o, 42o, 47o = obere Filterstrecke; GWM 39u, 42u, 47u = untere Filterstrecke.

Die Grundwässer im UG Wörlitz zeigen einen Jahresgang in den Isotopengehalten mit einem Maximum in den Sommermonaten, was den saisonalen Variationen von $\delta^{18}\text{O}$ im Niederschlagswasser entspricht. Aus dem zeitlichen Verlauf der Isotopenwerte der Meßstationen (Doppelpegel) kann man trotz der sehr kleinen Schwankungsbreiten der Grundwasserwerte und der geringen Anzahl an Meßwerten einen parallelen Verlauf zum Gang der Elbewerte postulieren (Abb. 5-40). Die Meßstellen liegen auf einer Transekte quer zur Fließrichtung von Elbe und Grundwasser. Deutlich sind Verschiebungen und Dämpfungen der Amplituden aufgrund der zunehmenden Durchmischung von infiltrierendem Flußwasser mit dem Grundwasserstrom zu erkennen. Die geringen jahreszeitlichen Variationen des ^{18}O -Gehaltes im Grundwasser der unteren Filterstreck-

ken (39u, 42u, 47u) weisen auf einen verminderten Elbewassereinfluß in diesem Bereich des Grundwasserleiters hin.

5.4.3.2 Schwefelisotope

Innerhalb des Projektzeitraumes wurden die Schwefel-34 und Sauerstoff-18-Isotopengehalte des Sulfats im Elbe- und Sickerwasser sowie im oberen und unteren Grundwasserleiterbereich Ende April 1999 und im März 2000 analysiert. Beide Probenahmen waren von den Frühjahrshochwässern der Elbe beeinflusst, wobei hinsichtlich der Überflutungsdynamik deutliche Unterschiede bestanden. Während 1999 aufgrund des etwas späteren Probenahmeterrains das Überflutungswasser von den höhergelegenen Bereichen in der Aue schon abgelaufen bzw. versickert war und nur die Flutrinnen noch mit Oberflächenwasser überstaut waren, wurden im Jahr 2000 die Proben bei komplett überfluteter Aue entnommen.

In den Sickerwasserproben aus drei Tiefen (30, 60, 100 cm) variieren die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte zwischen $-2,5\text{‰}$ bis $+11,4\text{‰}$ (CDT), das Mittel liegt bei $+2,6\text{‰}$ (CDT). Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Sickerwassers schwanken in einem Bereich von $+6,7\text{‰}$ bis $+18,7\text{‰}$ (VSMOW), wobei ein $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwert von $+14,6\text{‰}$ (VSMOW) bestimmt wurde. Die Schwankungsbreite der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im oberen Grundwasserleiterbereich erstreckt sich von $-1,3\text{‰}$ bis $+4,4\text{‰}$ (CDT), das Mittel liegt bei $+1,3\text{‰}$ (CDT). Die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im oberflächennahen Grundwasser liegen in einem Bereich zwischen $+4,4\text{‰}$ bis $+13,9\text{‰}$ (VSMOW), mit einem $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwert von $+9,6\text{‰}$ (VSMOW). Identische $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte wurden im tieferen Grundwasser gemessen, die Isotopenwerte schwanken zwischen $-0,8\text{‰}$ bis $+2,4\text{‰}$ (CDT) bzw. $+4,2\text{‰}$ bis $+15,4\text{‰}$ (VSMOW), die Mittelwerte liegen bei $+1,1\text{‰}$ (CDT) bzw. $+8,6\text{‰}$ (VSMOW). Die Isotopenzusammensetzung der Grundwässer in Wörlitz entspricht in etwa den Gehalten im Grundwasser des UG Steckby, dies gilt insbesondere für die gemessenen $\delta^{34}\text{S}$ -Werte beider Gebiete.

In Abbildung 5-41 ist der Zusammenhang zwischen $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werten des Sulfats in den verschiedenen Kompartimenten des UG Wörlitz dargestellt. Die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte aller Grundwasserproben liegen in einem relativ engen, für den organischen Schwefelpool des Bodens typischen Bereich und weisen keine wesentlichen Abweichungen vom $\delta^{34}\text{S}$ -Mittelwert auf. Dagegen ist bei den $\delta^{18}\text{O}$ -Werten des Grundwassers eine größere Variabilität festzustellen, gleiches gilt für die Elbe- und Sickerwasserproben (Abb. 5-41). Die Ursachen für den großen Schwankungsbereich der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des Sulfats wurden bereits in Kapitel 5.4.2.2 ausführlich diskutiert.

Bei den $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werten des Sickerwassers kann eine positive Verschiebung beobachtet werden, die Proben sind gegenüber der mittleren isotopischen Zusammensetzung eindeutig angereichert (Abb. 5-41). Die positive Verschiebung der Isotopenwerte wird durch die mikrobielle Sulfatreduktion hervorgerufen. Besonders deutlich wird dieser Sulfatabbau in den obersten Bodenschichten der GWM 39 (Flutrinne), die im Jahresmittel überwiegend flurnahe Grundwasserstandsverhältnisse aufweist (ca. 155 Tage/Jahr überflutet). An dieser Meßstelle sind im Sickerwasser (30 und 100 cm Tiefe) die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte auf $+11,4\text{‰}$ (39/39) bzw. $+7,5\text{‰}$ (39/100) und die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte auf $+18,7\text{‰}$ (39/30) bzw. $+16,0\text{‰}$ (39/100) angereichert.

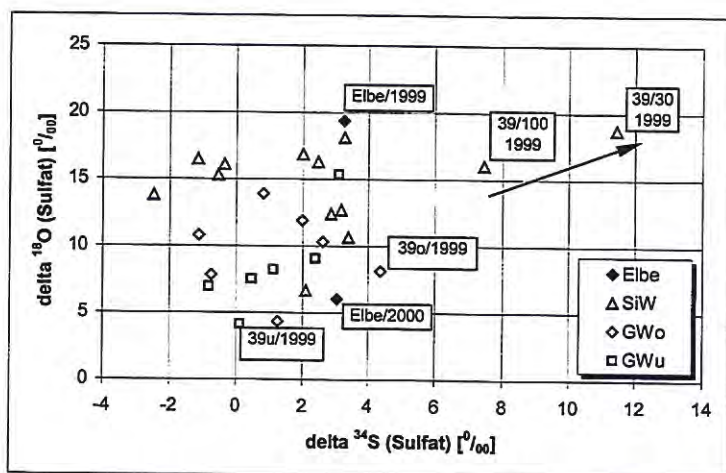


Abb. 5-41: $\delta^{34}\text{S}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des gelösten Sulfats in Fluß-, Sicker- und Grundwässern des Untersuchungsgebietes Wörlitz, der Pfeil deutet auf eine mögliche Sulfatreduktion hin. SiW = Sickerwasser, GWo = Grundwasser aus oberer Filterstrecke, GWu = Grundwasser aus unterer Filterstrecke, 39/30 = Sickerwasser aus 30 cm Tiefe an GWM 39.

5.4.3.3 Radioaktive Isotope

Innerhalb des Untersuchungszeitraumes (1998-2000) wurde Tritium im Grund- und Elbewasser halbjährlich ($n=4$) gemessen. Die ^3H -Konzentration in der Elbe mit einem Mittelwert von 12 TU ($n=4$) unterscheidet sich nur wenig vom Durchschnittswert des Grundwassers mit 14 TU ($n=24$). Die Tritiumwerte liegen geringfügig über den durchschnittlichen Niederschlagsgehalten der letzten Jahre (Abb. 5-42), so daß bei den Wässern bereits von Mischwässern ausgegangen werden muß (TRETIN ET AL. 1998). Eine altersmäßige Differenzierung der Grundwässer ist im Untersuchungsgebiet anhand der Tritiumgehalte beider Filtertiefen nicht zu erkennen (Abb. 5-42). Die in den Meßstellen analysierten Tritiumkonzentrationen von 12-15 TU resultieren zum überwiegenden Anteil aus Jungwasser mit einem Alter von bis zu 20 Jahren.

Das Grundwasser der GWM 42 ist durch eine höhere ^3H -Konzentration im Vergleich zu den übrigen Meßstellen gekennzeichnet. Die mittleren Tritiumgehalte liegen sowohl im oberen Aquiferbereich mit 17,6 TU und einem Maximalwert von 19,5 TU (April 1998), als auch im tieferen Grundwasser mit 15,2 TU signifikant über den durchschnittlichen Gehalten im Grundwasser (Abb. 5-42). Die gemessenen Konzentrationsunterschiede lassen auf eine größere Verweilzeit schließen und deuten auf zeitvariable Herkunftsverhältnisse hin. Auf eine Modellierung mit Speicher-Durchfluß-Modellen (vgl. DVWK-Schr 109/1995) wurde verzichtet, da sie aufgrund der vorgefundenen komplizierten Strömungsverhältnisse (vgl. hydraulische Modellierung Kap. 5.2.3) und diskreter Filterstrecken sowie angesichts der geringen Probenanzahl wenig geeignet erscheinen. Da die Aue generell als Entlastungsgebiet für den regionalen Grundwasserstrom (entspricht älterer Komponente) fungiert, muß mit einer stärkeren hydrostatischen Entlastung in Elbnähe gerechnet werden. Die GWM 42 liegt anhand der Berechnungen des Grundwasserströmungsmodells im unmittelbaren Bereich aufsteigender Strombahnen des Grundwasserabflusses zum Vorfluter Elbe. Die ältere Komponente entstammt somit dem im Osten gelegenen Einzugs-

gebiet, während die jüngere Komponente dem Grundwasserleiter über die Infiltration von Niederschlag bzw. Sickerwasser zugeführt wird. Obwohl die Fließzeit der jüngeren Komponente wesentlich höher als die der älteren Komponente eingeschätzt werden kann, ist im Umfeld der Meßstelle 42 der Anteil an infiltriertem Niederschlagswasser mit niedrigeren Tritiumgehalten geringer. Die auf der oberen Elbeterrasse gelegene Meßstation 42 weist aufgrund der relativ mächtigen bindigen Auenlehmdeckschicht relativ geringe vertikale Durchlässigkeiten und damit ungünstige Versickerungsbedingungen auf. Desweiteren wird sie wegen ihrer Geländehöhe im Vergleich zur elbnahen Meßstelle 47 und der Meßstelle 39 (Flutrinne) selten überflutet.

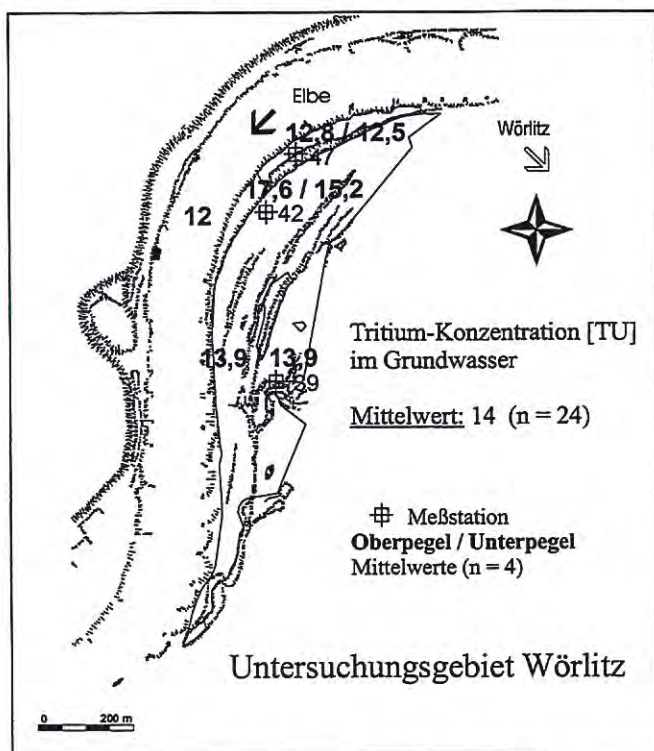


Abb. 5-42: Verteilung der Tritiumgehalte (TU) im oberen und unteren Grundwasserleiter sowie in der Elbe im UG Wörlitz, 1998-2000

5.4.4 Charakterisierung von Strömungs- und Mischungsprozessen im Aquifer mit Hilfe von Umweltisotopen

Die Isotopenvariation des Elbewassers bildet eine Markierung, die man mit geeigneten Meßreihen im flußnahen Aquifer unter fortschreitender Dämpfung (Dispersions- und Diffusionsvorgänge) wiederfinden kann (vgl. MALOSZEWSKI & TRIMBORN 1997). Unter Niedrigwasserverhältnissen findet bevorzugt der Basisabfluß aus dem GW zum Vorfluter Elbe statt (Grundwasserentlastung), die Isotopenzusammensetzung spiegelt ein breites Altersspektrum der exfiltrierenden Wasser wider. Zusätzlich wirken sich Verdunstungseffekte stärker in Richtung einer Konzentrationserhöhung der schwereren Isotope im Fluß aus. Die Frühjahrshochwässer zur Zeit der

Schneeschnmelze hingegen bilden aufgrund hoher Anteile isotopisch leichter Winterniederschläge deutliche $\delta^{18}\text{O}$ -Minima.

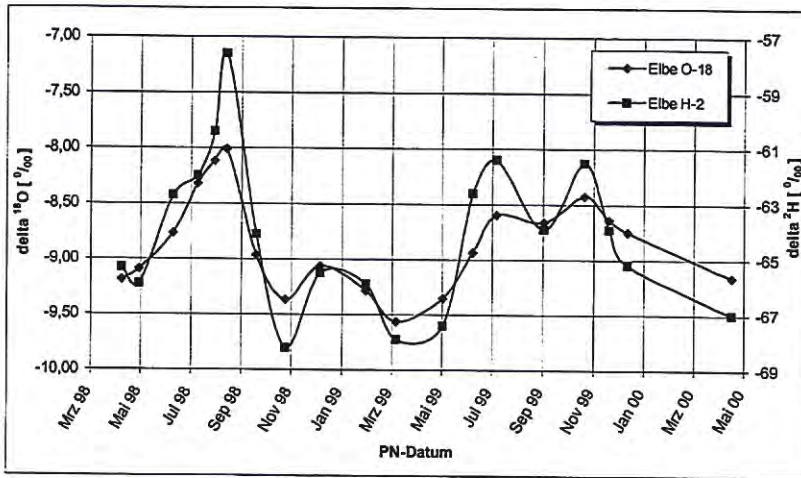


Abb. 5-43: Jahreszeitliche Dynamik der $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Werte in der Elbe innerhalb des Untersuchungszeitraumes im UG Steckby

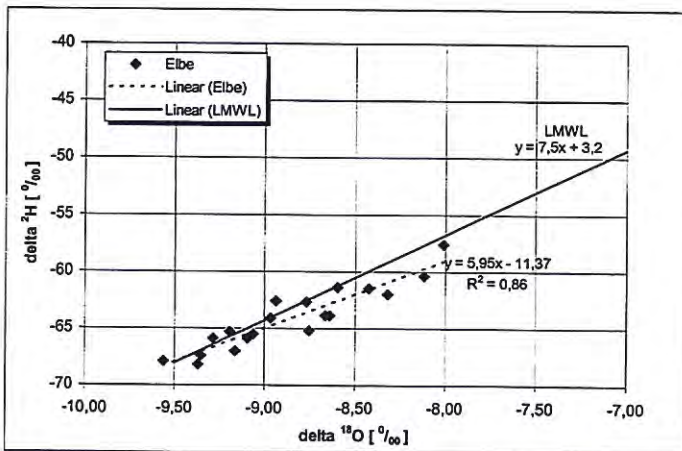


Abb. 5-44: Verteilung der $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Konzentrationen im Elbewasser mit Angabe der Regressionsgeraden. Die dargestellte lokale Niederschlagsgerade ist von der Station Leipzig (LMWL).

Die Isotopensignaturen im Elbewasser variieren, ähnlich zum Verlauf in den Niederschlägen, zwischen positiveren Werten im Sommer und negativeren Werten im Winter (Abb. 5-43). Die Regression für die Elbe zwischen ^2H und ^{18}O ($\delta^2\text{H} = 5,95\delta^{18}\text{O} - 11,37$) unterscheidet sich deutlich im Vergleich zum Niederschlag (LMWL) und zur GMWL. Die Steigung der Regressionsgeraden ist ein Maß für die relativ hohe Verdunstung des Elbewassers (Abb. 5-44). Eine Verdunstungsbeeinflussung kann insbesondere in den Sommermonaten festgestellt werden (isotopisches Maximum), was durch die niedrigen Deuteriumexzesse in den Monaten Juni bis August belegt

wird. Während der Meßperiode sind zwei hochwasserbedingte Minima der $\delta^{18}\text{O}$ - und $\delta^2\text{H}$ -Konzentrationen zu erkennen, die mit dem jeweiligen HW-Peak des Elbepegels (z.B. März 1999) zusammenfallen (Abb. 5-43). Diese markanten Frühjahrs-Minima lassen sich auch bei geringer Meßwertdichte im beeinflussten Grundwasser verfolgen. Generell hängt die Wiederfindung von $\delta^{18}\text{O}$ -Flußwasserpeaks an einer GWM auch bei stabilen Strömungsverhältnissen nicht nur von der Probenahmehäufigkeit sondern ebenso von der Laufzeit und der Dispersion im GWL ab (TRETTIN ET AL. 1998).

Die erhaltenen $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinien für das oberflächennahe Grundwasser sind in den folgenden Abbildungen gebietsspezifisch aufgezeichnet. Zur besseren Übersicht wurden die Werte miteinander verbunden. Wegen der begrenzten Meßwertanzahl entspricht dies nicht immer dem tatsächlichen Verlauf. Wie das Beispiel aus dem UG Wörlitz in Abb. 5-45 zeigt, werden $\delta^{18}\text{O}$ -Anstiege in der Elbe durch fallenden Wasserstand mit erheblicher zeitlicher Verzögerung (1 bis 2 Monate) im Grundwasserleiter registriert, während $\delta^{18}\text{O}$ -Rückgänge infolge steigender Elbewasserstände binnen weniger Tage erscheinen. So reagiert z.B. die GWM 42o auf das $\delta^{18}\text{O}$ -Maximum der Elbe im Juni 1998 mit einer Verzögerung zum Elbegang von ca. 1 Monat. Mit dem Anstieg des Elbewasserstandes im Herbst 1998 aufgrund ergiebiger Niederschläge wird dieser Trend unterbrochen und die Meßstelle reagiert schnell auf die fallenden $\delta^{18}\text{O}$ -Elbewerte um danach wieder verzögert zu folgen. Das $\delta^{18}\text{O}$ -Frühjahrsminimum der Elbe im März 1999 spiegelt sich mit geringer Zeitverschiebung und kaum gedämpft in der GWM 39o (Flutrinne) wider, auch die elbnahe Meßstelle 47o zeigt einen deutlichen Rückgang der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte. Die relativ weiten Beprobungsabstände können nur den allgemeinen Trend zeigen. Es wird aber sichtbar, daß bei steigenden Elbewasserständen eine schnelle Infiltration von Elbewasser ins Grundwasser erfolgt.

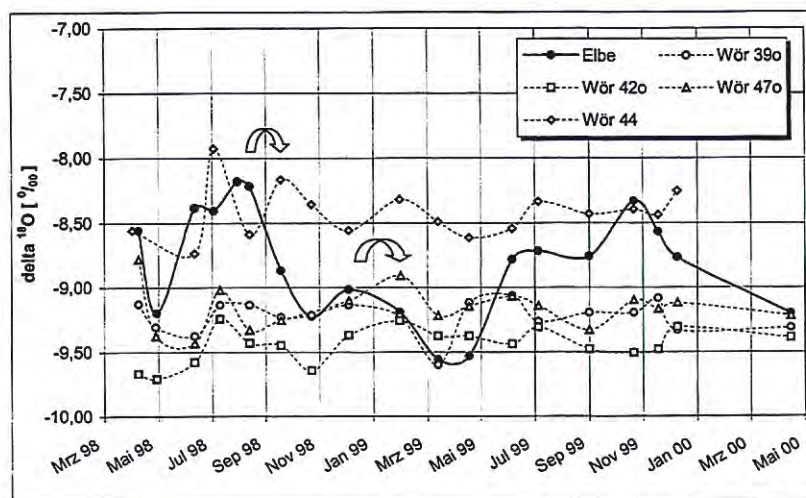


Abb. 5-45: $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinien in der oberen Filterstrecke der Meßstellen im UG Wörlitz im Vergleich zur Elbe. Die Pfeile kennzeichnen die Zeitverschiebung von 1-2 Monaten bei der Reaktion einzelner GWM auf $\delta^{18}\text{O}$ -Variationen in der Elbe.

Die Zeitreihen der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte des oberflächennahen Grundwassers im UG Steckby zeigen zu meist einen parallelen Gang zur saisonalen Isotopenvariation in der Elbe (Abb. 5-46). Aufgrund fortschreitender Dämpfung der Elbe-Schwankungen im Aquifer, vorwiegend durch Mischung und Dispersion, spiegeln sich Variationen des $\delta^{18}\text{O}$ -Gehaltes der Elbe mit großer Zeitverschiebung im Grundwasser wider. So reagieren die Meßstellen auf die an den fallenden Elbewasserstand gebundene $\delta^{18}\text{O}$ -Anreicherung im August 1998 mit vier- bis sechswöchiger Verzögerung. Anhand der Isotopensignaturen in der oberen Filterstrecke der GWM 13 konnten während eines Hochwasserereignisses (März 1999, HQ 5) Zumischungen von Flußwasser ins Grundwasser nachgewiesen werden (BÖHNKE ET AL. 2002). Auf den $\delta^{18}\text{O}$ -Rückgang durch rasch steigenden Elbewasserstand im Frühjahr 1999 reagiert GWM 13o sofort. Das Minimum der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Grundwasser ist mit infiltrierendem Elbewasser bei höheren Flußwasserständen verbunden. Bei Anwendung einer einfachen Mischungsgleichung mit den Endgliedern Flußwasser und regionales Grundwasser zeigt sich anhand der Isotopendaten, daß 70% Flußwasseranteile im oberflächennahen Grundwasser der Meßstelle 13 bei Hochwasser vorhanden sind. Der Wechsel von Infiltration und Exfiltration durch Wasserstandsschwankungen in der Elbe verursacht eine Mischzone aus Fluß- und Grundwasser, deren Ausdehnung dynamisch ist (WOESSNER 1998, FRASER & WILLIAMS 1998). An Bächen wurden Ausdehnungen der Austauschzonen von 1 m bis zu mehreren 10 m nachgewiesen (CASTRO & HORNBERGER 1991, HARVEY & BENCALA 1993). Durch die Auswertung von Chloridkonzentrationsganglinien wurde im UG Steckby bei Hochwasser eine Mischzone aus Elbe- und Grundwasser zwischen 10 und ca. 80 m ermittelt. Mit Hilfe der automatischen Meßstationen (Leitfähigkeitssonden in Kopplung mit Datenloggern) konnten die Chloridganglinien durch die Auswertung von Leitfähigkeitsganglinien untersetzt werden (vgl. Kap. 5.3.5.1). In der Torgauer Elbaue beträgt diese Zone bei Mittelwasser wenige Meter, bei Hochwasser mehrere 10 m (GRISCHEK ET AL. 2000).

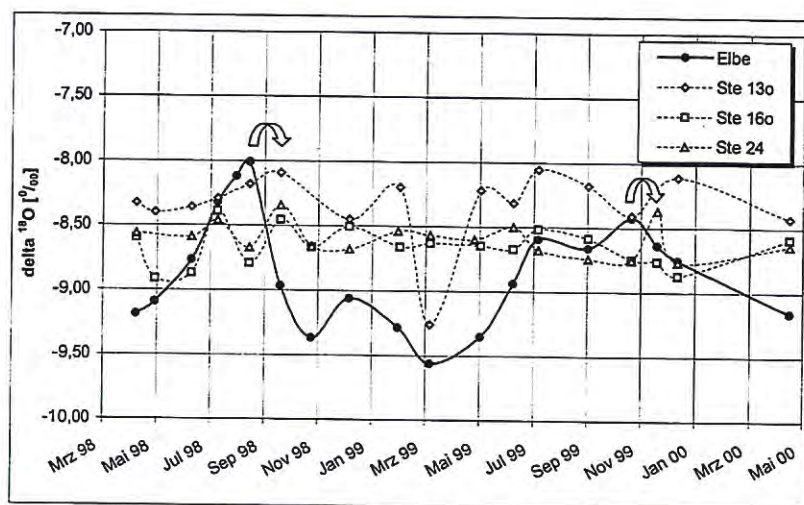


Abb. 5-46: $\delta^{18}\text{O}$ -Ganglinien in der oberen Filterstrecke der Meßstellen im UG Steckby im Vergleich zur Elbe. Die Pfeile kennzeichnen die Zeitverschiebung von 1-2 Monaten bei der Reaktion einzelner GWM auf $\delta^{18}\text{O}$ -Variationen in der Elbe.

6 Ökosystemares Bewertungskonzept

Im Rahmen dieser Arbeit wurde mit der Verknüpfung (hydro)geologischer, hydrologischer und geochemischer Untersuchungsergebnisse die Basis zur Ermittlung abiotischer Leitparameter für das zu entwickelnde Indikationssystem in Auen erarbeitet. Gleichzeitig werden hiermit für die Biotik essentielle Informationen über Standortfaktoren und Habitatbedingungen zur Verfügung gestellt. Die Einbeziehung abiotischer Parameter in ein Indikationssystem zielt darauf ab, über bestehende Ansätze der Bioindikation hinaus abiotische Standorteigenschaften sowie Einflußfaktoren und Steuergrößen auf den Wasser- und Stoffhaushalt für eine Bewertung des Ist-Zustandes und von ökologischen Veränderungen in Auen heranzuziehen.

Zunächst bestand die Aufgabe darin, aus der Vielzahl der möglichen Meßgrößen diejenigen herauszufiltern, die unbedingt erforderlich sind, um den Zustand und die Veränderungen von Auen-systemen hinreichend genau zu beschreiben, die räumlich möglichst breit einsetzbar sind und mit einem vertretbaren Aufwand an Probenahme, Datenerhebung und Datenanalyse auskommen.

6.1 Ableitung abiotischer Leitparameter (Indikatoren)

Aus den umfangreichen Felduntersuchungen lassen sich die zu berücksichtigenden Einflußfaktoren für eine Erforschung der abiotischen Standortbedingungen in Auenökosystemen ableiten:

Allgemeine Randbedingungen für abiotische Prozesse in Auen:

- Abflußgeschehen im Fluß (Elbe)
- Standörtliche Verhältnisse:
 - Morphologie (Höhe m+NN)
 - Geologie / Mineralogie
 - Stoffverteilung (Nähr- und Schadstoffe)
- Hydrologische / hydraulische Verhältnisse
- Klimatische Verhältnisse
- Vegetation / Nutzung
- Zeit (saisonale Dynamik)

Folgende Parameter wurden aus der Gesamtheit der untersuchten Größen als abiotische Leitparameter (**Indikatoren**) im Zusammenhang mit dem Vernässungsgeschehen in Auen herausgearbeitet:

- I. *Grund- und Oberflächenwasserstände (Vernässungs- und Überstauungshäufigkeit und -dauer)*
 - Jährliche Überflutungsdauer in Tagen bezogen auf das Abflußjahr bzw. auf die Vegetationsperiode
 - Häufigkeit von Überflutungsereignissen und maximale Überflutungshöhe
 - Amplitude zwischen minimalem Grundwasserstand und maximalem Überflutungswasserstand

- Minimaler und mittlerer Grundwasserstand innerhalb eines hydrologischen Jahres bzw. in der Vegetationsperiode

II. *Hydrochemische Eigenschaften des Grund- und Oberflächenwassers*

- pH-Wert, Redoxpotential, Temperatur und elektrische Leitfähigkeit sowie Chlorid-, Sulfat- und DOC-Gehalte im Oberflächen- und Grundwasser

Die oben aufgeführten abiotischen Leitparameter werden als aussagefähige Indikatoren für ökologische Veränderungen in Auen angesehen, wobei die unter I. genannten Parameter zur Beschreibung des Wasserhaushaltes die wichtigsten sind. In den Auenökosystemen sind außerdem die Parameter Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, DOC- und Chloridkonzentration gut zur Erfassung von Stoffaustauschverhältnissen geeignet (siehe II.). Den geringen Kosten für die analytische Bestimmung dieser Kenngrößen steht dabei die Notwendigkeit häufiger Messungen (Probenahmestrategie) und entsprechend ausgebauter Meßstellen (verschiedene Filterstrecken) gegenüber. Die genannten Parameter erlauben es, grundsätzliche Eigenschaften der verschiedenen Wasserkomponenten im Auenökosystem hinsichtlich der Hydrodynamik und Hydrochemie zu erfassen, weitere Eigenschaften abzuleiten und diese zu bewerten.

6.2 **Abiotisches Indikationssystem für Auenökosysteme – ein Anwendungsbeispiel**

Klassifikationssystem zur Bewertung der hydrologischen Verhältnisse in Auen

Es wurde ein Konzept zur Aggregation zeitlich veränderlicher Größen entwickelt, um dynamische Prozesse in Flußauen in verrechenbare und grafisch darstellbare Werte umzuwandeln. Ausgangspunkt zur Umsetzung dieses Ansatzes ist eine Klassifikation der Wasserstandsdynamik in Auengebieten. Die hydrologischen Verhältnisse in der Aue werden maßgeblich durch die Abflußverhältnisse in der Elbe bestimmt. Diese werden zumeist als äußere Randbedingung (1. Art) bei Grundwassermodellierungen vorgegeben (unabhängige Variable), der Grundwasserstand (Piezometerhöhe) an einem gegebenen Ort in der Aue bildet als abhängige Variable das Modellergebnis. Daher erscheint es sinnvoll, charakteristische, zeitlich relevante Abflußsituationen der Elbe zu ermitteln, für die dann die zugehörigen Grundwasserverhältnisse in der Aue (Grundwasserisohypsenpläne) mit dem Modell simuliert werden (Kap. 5.2). Aus diesen läßt sich in Verbindung mit dem Digitalen Geländemodell (DGM) eine Häufigkeitsverteilung von Grundwasserflurabständen ermitteln, um die Anzahl und Grenzen der Klassen der verschiedenen Grundwassersituationen festzulegen.

Für eine umfassende Bewertung von Standortverhältnissen im Hinblick auf den Stoffhaushalt und Habitatbedingungen ist daher eine über die in den vorangegangenen Kapiteln dargestellte Zustandserfassung hinausgehende Charakterisierung erforderlich. Hierzu wurden die Probeflächen der Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz, für die im Rahmen dieser Arbeit Grundwassermodelle erstellt wurden (vgl. Kap. 5.2.2/5.2.3), nach folgenden Kriterien klassifiziert.

Ist bei einer gegebenen Abflußsituation der Elbe ...

1. die Auendeckschicht im Kontakt mit dem Grundwasser oder nicht (**Hydrologische Klasse**)
2. die Probefläche überflutet oder nicht (**Überstauungs-Klasse**)

Ausgangspunkt für die Klassifikation der Probeflächen waren die anhand der Grundwasserströmungsmodelle für die Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz ermittelten Grundwasserverhältnisse bei fünf charakteristischen Abflusssituationen der Elbe. Diese wurden nach ihrer Höhe und zeitlichen Relevanz anhand der Abflußkurven der letzten 30 Jahre (Reihe 1964 – 1995, HELMS ET AL. 2000) und eigener Messungen im Bereich der Mittelbe (1998-2000) festgelegt. Die Mächtigkeit der Auenlehmdeckschicht wurde auf Grundlage der Bohrprofile (GWM, bodenhydrologische Meßstationen) und den Kartielergebnissen der Sektion Bodenforschung des UFZ (RINKLEBE ET AL. 2000a, b, d) in den zwei Untersuchungsgebieten ermittelt. Tab. 6-1 faßt die der Klassifikation zugrunde liegenden Abflusssituationen sowie die Kriterien für die Klassenzuweisung zusammen. In Tab. 6-2 sind die möglichen und tatsächlich in den Untersuchungsgebieten angetroffenen Klassenkombinationen aufgeführt.

Als überstaut wurden Flächen angesprochen, bei denen das Grundwasser bei gegebener Abflusssituation am tiefsten Punkt einer Probefläche an oder über der Geländeoberfläche steht. Mit Blick auf mögliche redoxchemische Prozesse im Boden ist lediglich von Bedeutung, ob der Porenraum im Boden wassergesättigt und damit die Nachlieferung von Sauerstoff gehemmt ist oder nicht, unabhängig davon, wie stark eine Probefläche tatsächlich überstaut ist. Inwieweit redoxchemische Prozesse bei entsprechenden Bedingungen dann auch tatsächlich ablaufen, hängt von den Substrateigenschaften ab (vgl. hierzu Kap. 5.3).

Tab. 6-1: Hydrologisches Klassifikationsschema

<u>Abflusssituationen der Elbe</u>		<u>Wasserspiegel mÜNN</u>
A1: Hochwasser (HW)	Wörlitz / Steckby:	62,25 / 53,75
A2: mittleres Hochwasser (MHW)		59,75 / 51,25
A3: Mittelwasser (MW)		59,00 / 50,25
A4: mittleres Niedrigwasser (MNW)		58,00 / 49,50
A5: Niedrigwasser (NW)		57,50 / 49,00
<u>Hydrologische Klassen (H) bzw. Überstauungs-Klassen (Ü)</u>		
Kontakt des Grundwassers mit der Auendeckschicht bzw. Überstauung besteht . . .		
H1 / Ü1:	. . . bei keiner Abflusssituation	(-)
H2 / Ü2:	. . . nur bei Hochwasser oder höher	(A1)
H3 / Ü3:	. . . bei mittlerem Hochwasser oder höher	(A1 + A2)
H4 / Ü4:	. . . bei Mittelwasser oder höher	(A1 bis A3)
H5 / Ü5:	. . . bei mittlerem Niedrigwasser oder höher	(A1 bis A4)
H6 / Ü6:	. . . auch bei Niedrigwasser	(A1 bis A5)

Das Ergebnis der Klassifikation ist in Tab. 6-3 zusammengefaßt. In der Klassifikation nach Hydrologischer Klasse zeichnen sich Beziehungen zu den geomorphologischen Einheiten (Straten)

ab. Dennoch bestehen einige Besonderheiten und Abweichungen. Zwischen verschiedenen Flutrinnenstandorten bestehen z.T. erhebliche Unterschiede, die von Standorten, bei denen die Auendeckschicht selbst bei Niedrigwasser noch im Kontakt mit dem Grundwasser steht („nasse“ Flutrinnen – PF 4) bis hin zu solchen reichen, bei denen dieser Kontakt erst bei mittleren Hochwasserabflüssen gegeben ist („trockene“ Flutrinnen – PF 10).

Die Probeflächen des trockenen Grünlandes verteilen sich auf die Klassen H2 und H3 d.h., ein Kontakt zwischen Grundwasser und Auendeckschicht ist frühestens bei mittleren Hochwasserabflüssen gegeben. Damit sind dies Standorte, bei denen über mehr als die Hälfte des Jahres kein Kapillaraufstieg aus dem Grundwasser möglich ist und die daher als stark austrocknungsgefährdet einzustufen sind. Eine Besonderheit bildet die Probefläche 13, bei der aufgrund der Mächtigkeit der Auendeckschicht von 2,5 m auch bei Niedrigwasserabfluß noch ein Kontakt zwischen Grundwasser und Auendeckschicht besteht. Andere Probeflächen mit ähnlich mächtiger Auendeckschicht liegen morphologisch höher und unterscheiden sich daher nicht von den übrigen Flächen des trockenen Grünlandes.

Eine Differenzierung des trockenen Grünlandes in „elbnah“ und „elbfern“ zeigt sich dahingehend, daß diejenigen Flächen, bei denen ein Kontakt zwischen Grundwasser und Auendeckschicht erst bei Hochwasserabfluß besteht (H2), bei diesen Abflußbedingungen bereits überstaut sind. Tendenziell sind die elbfernen Standorte (Abhängigkeit vom randlich der Aue zuströmenden Oberflächen- und Grundwasser) feuchter bzw. weniger stark austrocknungsgefährdet als die elbnahen (hydraulische Abhängigkeit vom Elbewasserspiegel). Somit unterscheiden sich diese Flächen von anderen Standorten im trockenen Grünland auch durch eine geringere Anzahl der Tage im Jahr, an denen die Habitatbedingungen aus biotischer Sicht als „optimal“ bezeichnet werden können.

Tab. 6-2: Mögliche und angetroffene hydrologische Zustände.

0 = möglich, + = angetroffen, - = nicht möglich

	H1	H2	H3	H4	H5	H6
Ü1	0	0	0	0	0	0
Ü2	-	+	+	0	0	+
Ü3	-	-	+	+	0	+
Ü4	-	-	-	0	+	+
Ü5	-	-	-	-	0	0
Ü6	-	-	-	-	-	0

H 1-6 = Hydrologische Klasse, Ü 1-6 = Überflutungsklasse

Die Flächen des feuchten Grünlandes im Untersuchungsgebiet Wörlitz unterscheiden sich anhand der Klassenzugehörigkeit nicht von denen des trockenen Grünlandes beider Gebiete. Standorte im feuchten Grünland im Untersuchungsgebiet Steckby nehmen eine Zwischenstellung zwischen Flächen im trockenen Grünland und den Flutrinnen ein und entsprechen damit den Merkmalen der „trockenen“ Flutrinnen. Wie dort ist der Kontakt des Grundwassers mit der Auendeckschicht erst bei mittlerem Hochwasserabfluß gegeben, bei welchem die Standorte gleichzeitig aber auch überstaut sind.

Die Lage im Relief und die Entfernung zur Elbe entscheiden ganz wesentlich, ob ein Standort bei einer gegebenen Abflusssituation überstaut ist. Während alle Probeflächen in den Flutrinnen sowie im feuchten Grünland des UG Steckby spätestens bei mittlerem Hochwasserabfluß überstaut sind, trifft dies bei den Flächen im trockenen und feuchten Grünland (UG Wörlitz) erst bei Hochwasserabfluß zu. Die meisten Probeflächen in den Flutrinnen des Untersuchungsgebietes Wörlitz sind vermutlich aufgrund ihrer relativen Elbnähe und ihrer hydraulischen Abhängigkeit vom Elbepegel bereits bei Mittelwasserabfluß überstaut.

Entgegen der Erwartung wurde kein offensichtlicher Zusammenhang zwischen der Zugehörigkeit zu einer Klasse oder Klassenkombination und den Substrateigenschaften festgestellt. In der weitergehenden Auswertung wurde versucht, Probeflächen mit ähnlichen Merkmalsausprägungen anhand einer Clusteranalyse mit kategorialen Variablen zusammenzuführen. In diese Betrachtung wurden neben der Hydrologischen und Überstauungs-Klasse folgende Parameter einbezogen, die für diesen qualitativen Vergleich in jeweils 5 bis 8 Klassen mit äquidistanten Klassengrenzen eingeteilt wurden (Feld- und Labordaten sind der Teilprojektdatenbank des TP II.2 Boden des RIVA-Projektes entnommen und wurden nicht selbst erhoben; MEYENBURG, mündliche Mitteilung 2000):

- mittlerer Sandgehalt des Oberbodens (0 - 20 cm) aus Feldansprache
- mittlerer Tongehalt des Oberbodens (0 - 20 cm) aus Feldansprache
- Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) im Oberboden (0 - 20 cm)
- pH ($CaCl_2$) des Oberbodens (0 - 20 cm)
- Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor (P_{DL}) im Oberboden (0 - 20 cm)

Die Parameter der Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz wurden gemeinsam in die Analyse einbezogen, um die Herausarbeitung gebietsunabhängiger Charakteristika zu ermöglichen. Als Fusionierungsalgorithmus wurde das Ward-Verfahren und als Distanzmaß Prozent Nichtübereinstimmung gewählt. Diese Kombination hat sich als dasjenige Verfahren herausgestellt, mit welchem eine hohe Trennschärfe erzielt wird und welches plausible Ergebnisse liefert.

Das Ergebnis ist in Tab. 6-4 zusammengefaßt. Die 3-stufige Wertung in „hoch“, „mittel“ und „gering“ ist relativ und bezieht sich auf den Wertebereich, innerhalb dem die jeweiligen Parameter der erfaßten Probeflächen liegen. Der in Tab. 6-4 angeführte Feuchtegradient wurde anhand der Höhe und Kombination der Hydrologischen und Überstauungs-Klasse abgeleitet.

Tab. 6-3: Hydrologische Klassifikation der Probestellen (PF) in den UG Steckby und Wörlitz

PF	Stratum	Hydrologische Klasse						Mächtigkeit der Auendeckschicht [m]	Überstauungs-Klasse					
		H1	H2	H3	H4	H5	H6		Ü1	Ü2	Ü3	Ü4	Ü5	Ü6
1	F				x			0,8			x			
2	F				x			0,5			x			
3	F				x			0,9			x			
4	F						x	1,0			x			
5	F				x			1,0			x			
6	F			x				0,4			x			
7	F				x			0,7			x			
8	F				x			1,0			x			
9	F						x	2,2			x			
10	F			x				0,3			x			
11	F						x	1,4			x			
12	F			x				1,0			x			
37	F						x	0,9				x		
38	F					x		0,7				x		
39	F					x		2,2			x			
40	F					x		1,0				x		
13	tGf						x	2,5		x				
15	tGf			x				1,2		x				
16	tGf			x				1,4		x				
17	tGf			x				2,0		x				
18	tGf		x					1,2		x				
19	tGf		x					1,0		x				
20	tGf			x				2,5		x				
14	tGn			x				0,8		x				
21	tGn		x					0,7		x				
22	tGn			x				1,0		x				
23	tGn		x					0,8		x				
24	tGn		x					0,5		x				
25	tGn		x					1,1		x				
26	tGn		x					1,0		x				
27	tGn		x					1,0		x				
28	tGn			x				2,8		x				
41	tG		x					1,0		x				
42	tG		x					1,5		x				
43	tG		x					0,6		x				
44	tG		x					1,0		x				
29	fG			x				1,0		x				
30	fG			x				1,0			x			
31	fG			x				1,0			x			
32	fG			x				1,0			x			
33	fG			x				1,0			x			
34	fG			x				1,0			x			
35	fG			x				0,8			x			
36	fG			x				1,0		x				
45	fG		x					1,0		x				
46	fG			x				1,2		x				
47	fG			x				1,5		x				
48	fG		x					1,1		x				

Im Ergebnis gruppieren sich die Probeflächen vorwiegend nach Texturunterschieden sowie nach der Kombination aus Hydrologischer und Überstauungs-Klasse. Aber auch der Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor (P_{DL}) und in geringerem Umfang der C_{org} -Gehalt sind trennungswirksam. Tonreichere Substrate sind über fast das gesamte Spektrum an Feuchtestufen anzutreffen. Sie zeichnen sich durch überwiegend mittlere C_{org} -Gehalte und insbesondere durch niedrige P_{DL} -Gehalte aus. Die Probeflächen mit sandigen Substraten verteilen sich auf zwei Cluster, von denen der eine ausschließlich Flutrinnen, der andere ausschließlich Flächen des trockenen Grünlandes umfaßt. Sie weisen gegenüber den tonreicheren Standorten mittlere P_{DL} -Gehalte auf. Von diesen heben sich die unmittelbar an der Elbe gelegenen schluffreichen Flächen des feuchten Grünlandes in Wörlitz ab, die sowohl durch hohe P_{DL} - als auch hohe C_{org} -Gehalte und pH-Werte gekennzeichnet sind und daher in einem eigenen Cluster zusammengefaßt wurden.

Tab. 6-4: Clusterzugehörigkeit der Probeflächen in den Untersuchungsgebieten Steckby und Wörlitz, *kursiv: PF im UG Wörlitz.* + = hoch, 0 = mittel, - = gering

		H	Ü	Ton	Sand	pH	C_{org}	P_{DL}
<i>F:</i> 37 - 40	Feuchtegradient naß	+	+	+	-	0	0	- .. +
<i>F:</i> 5, 7 - 11		+	0	-	+	- .. +	- .. 0	0
<i>F:</i> 2 - 4, 6, 12		+ .. 0	0	+	-	0	- .. 0	-
<i>F:</i> 1 <i>fG:</i> 30, 32 - 36 <i>tGf:</i> 13 <i>tGn:</i> 22		0	0 .. -	+	-	- .. +	0	-
<i>fG:</i> 29, 31 <i>tGf:</i> 16, 17, 20 <i>tGn:</i> 14, 28		0	-	+	-	- .. +	0	-
<i>fG:</i> 45 - 48		- .. 0	-	0	-	+	+	+
<i>tGf:</i> 19 <i>tGn:</i> 21, 23, 24 <i>tG:</i> 41 - 44		-	-	+	-	0 .. +	0 .. -	-
<i>tGf:</i> 15, 18 <i>tGn:</i> 25 - 27	trocken	-	-	- .. 0	0 .. +	- .. 0	0	0

H – Hydrologische Klasse, Ü – Überstauungsklasse, C_{org} – Gehalt an organischem Kohlenstoff, P_{DL} – Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor, F – Flutrinne, fG – feuchtes Grünland, tG – trockenes Grünland, tGn – trockenes Grünland-elbnah, tGf – trockenes Grünland-elbferrn

Insgesamt ist festzustellen, daß die einzelnen Probeflächen durch die Clusteranalyse sehr gut entsprechend dem Feuchtegradienten gruppiert werden, daß sich aber bei keinem der anderen Parameter gleichgerichtete Gradienten erkennen lassen. Die vorgenommene Stratifizierung läßt sich für die feuchteren Standorte recht gut nachvollziehen.

Die Probeflächen des trockenen Grünlandes im UG Steckby verteilen sich im wesentlichen auf zwei Gruppen mit unterschiedlichem Wasserregime, die jedoch die vorgenommene Einteilung in elbnahes und elbfernes trockenes Grünland im Zuge der Stratifizierung aus abiotischer Sicht nur bedingt rechtfertigen. Im UG Wörlitz sind die Probeflächen des feuchten Grünlandes trotz ihrer Lage in unmittelbarer Nähe zur Elbe auf der unteren Elbeterrasse sowie der angrenzenden Depression zwischen den beiden Uferwällen anhand der vorgestellten Klassifikation nicht als feuchte Standorte einzustufen. Dies ist damit zu erklären, daß aufgrund der direkten hydraulischen Verbindung zwischen Elbepegel und GW, die Grundwasserstände in diesem Bereich der Aue über weite Strecken des Abflußjahres deutlich unterhalb der Auendeckschicht liegen.

6.3 Möglichkeiten und Grenzen des Indikationssystems

Das erarbeitete Indikationssystem kann als Analyseinstrument zur Bewertung von Veränderungen der abiotischen Randbedingungen, im speziellen Fall Wasserstandsänderungen, wertvolle Ergebnisse liefern. Seine Aussagekraft beschränkt sich dabei auf das untersuchte Auengrünland im Überschwemmungsbereich. Der erarbeitete „reduzierte Parametersatz = Indikatoren“ (abiotische Parameter mit hohem Erklärungsanteil bezüglich der Auen) kann zu einer zielführenden Erfassung von abiotischen Parametern in verschiedenen Monitoringprogrammen verwendet werden. Ein Anwendungsbeispiel ist u.a. die Ableitung von Handlungsempfehlungen für verschiedene Monitoringaufgaben im Biosphärenreservat Flußlandschaft Elbe anhand der unter 6.1 herausgestellten Indikatoren.

Das Hochwassergeschehen eines Flusses ist der bestimmende Leitparameter für das Ökosystem Aue, welches sich nur über die Betrachtung von langen Zeitreihen näherungsweise erklärt. Der Untersuchungszeitraum von zwei Jahren (1998-2000) kann deshalb nur einen kleinen Ausschnitt des Ökosystems Aue abbilden. Die Einbeziehung hydrologischer Randbedingungen bei der Standortcharakterisierung erlaubt die Erfassung von Feuchtegradienten in einer differenzierteren Form, als es anhand von morphologischen und feldbodenkundlichen Kriterien allein möglich ist. Unterschiedliche Standorte in den UG lassen sich durch die Kombination von Hydrologischer und Überstauungs-Klasse charakterisieren und damit untereinander vergleichen. Der unmittelbare Bezug der Klassen zu den Abflußverhältnissen im Fluß erlaubt im Hinblick auf die Übertragbarkeit eine einfache Anpassung an standortspezifische Gegebenheiten auch an anderen Flußsystemen als der Elbe. Die adäquate Erfassung des Wasserregimes eines Standortes wird dabei als notwendige Voraussetzung für eine zuverlässige Bewertung abiotischer Standort- bzw. Habitatbedingungen angesehen. Hinsichtlich der Übertragbarkeit der vorgestellten Untersuchungsergebnisse auf andere Flußgebiete werden zunächst Orientierungsmessungen an Fluß-, Grund- und Oberflächenwasser der zu untersuchenden Gebiete empfohlen. Dies ist notwendig, da sich die naturräumlichen Randbedingungen für abiotische Prozesse wie Geologie, Klima, Abflußgeschehen, Lage im Raum sowie Nähr- und Schadstoffgehalte verschiedener Flußsysteme in der Regel unterscheiden.

7 Diskussion

➤ Standortfaktoren - Geologie und Klima

Die untersuchten Auengebiete weisen hinsichtlich der Ausbildung des tieferen Untergrundes unterschiedliche Verhältnisse auf (vgl. Kap. 3). Der oligozäne Rupelton fungiert in beiden Gebieten als Liegendstauer. Der Rupelton wurde im UG Steckby bei ca. 15 m unter Gelände erbohrt. In Wörlitz befindet er sich bereits bei ca. 75 m uGOK, da die Rupeloberfläche nach SE einfällt. Im UG Steckby wurde zudem eine saalekaltzeitliche Grundmoräne (S I) nachgewiesen, die im UG Wörlitz wie auch in weiten Teilen des Elbetals erodiert ist.

Die mit Beginn der Weichsel-Kaltzeit einsetzende Aufschotterung der Täler durch die Sedimentfracht der Flüsse führte zur Bildung der Niederterrassen. Diese ist in Wörlitz relativ breit und weiträumig ausgebildet, während in Steckby nur eine schmale Niederterrassenfläche existiert. Hier tritt die Elbe nahe an die Hochfläche (Saale-Hauptterrasse) heran. Die Elbeschotter sind mit unterschiedlicher Mächtigkeit im gesamten Untersuchungsraum an der Mittel- und Unterelbe verbreitet und bilden in Verbindung mit den liegenden Schmelzwassersanden einen gut durchlässigen einheitlichen Grundwasserleiter. Im UG Steckby stellt der erbohrte Geschiebemergel einen lokalen Zwischenstauer dar, der die glazifluvialen-fluvialen Sande und Kiese in zwei voneinander getrennte Grundwasserleiterhorizonte aufspaltet. Der obere Grundwasserleiter besitzt unter einer relativ geringmächtigen Deckschicht aus Auenlehm (von 0 bis 2,5 m) weitgehend ungespannte meist oberflächennahe Wasserführung. Die dominierende Bodenform in den Untersuchungsgebieten ist die Vega aus Auensandlehm (RINKLEBE ET AL. 2000b, d). Die Vegen im UG Wörlitz sind generell sandiger ausgebildet als die Vegen im UG Steckby (Vegen aus Auentonschluff). Die Verbreitung der Deckschicht, ihre lithologische Ausbildung und Mächtigkeit und damit ihr Einfluß auf die Quantität und Qualität des Sickerwassers, spielen in den Auen eine entscheidende Rolle (QUAST ET AL. 2000).

Auch hinsichtlich der klimatischen Standortbedingungen gibt es zwischen beiden Untersuchungsgebieten klare Unterschiede. Für das Elbetal ergeben sich aufgrund seines Reliefs und der zahlreich vorhandenen offenen Wasserflächen sowie durch flußbedingt zumeist flurnahe Grundwasserstände lokalklimatische Besonderheiten. So spielen erhöhte Luftfeuchtigkeit, Talnebel und die relativ windgeschützte Lage eine Rolle. Das UG Steckby liegt in unmittelbarer Nähe des Elbe-Saale-Winkels, der zum trocken-wärmsten Abschnitt des mittleren Elberaumes zählt. Hier liegen im langjährigen Jahresmittel die Niederschläge deutlich unter 500 mm, was durch eigene Niederschlagsmessungen für 1999 bestätigt werden konnte. Im UG Wörlitz macht sich die Regenschattenwirkung des Harzes nicht mehr ganz so deutlich bemerkbar, was sich in den höheren mittleren Jahresniederschlägen widerspiegelt. In Wörlitz wurden keine eigenen Messungen durchgeführt, die vom DWD übernommenen Daten umliegender Stationen geben für den Niederschlag langjährige Jahrsmittelwerte von 560 bis 570 mm an. Obwohl in beiden Gebieten die Grundwasserneubildung durch Infiltration von Niederschlägen aufgrund der hohen sommerlichen Verdunstungsverluste (Evapotranspiration) und der vorherrschenden bindigen Auenlehmdecke weitgehend eingeschränkt ist, können Unterschiede in der Höhe des Grundwasserdargebotes zwischen Steckby und Wörlitz festgestellt werden. Eine Möglichkeit, das Wasserdargebot eines Gebietes relativ schnell und flächendeckend zu beurteilen, besteht in der Nutzung der Deckfolien „Gesamtabfluß“ der NAU-Karten (1959), berechnet mit dem Programm RASTER für die Niederschlagsreihe 1931/60 nach dem BAGROV-GLUGLA-Verfahren. Grundlage dieses Verfahrens ist

der auf der Basis von Wasserhaushalts- und Wärmeleichung berechnete Gesamtabfluß. Nach GLUGLA ET AL. 1976 entspricht der berechnete Gesamtabfluß für den Lockergesteinsbereich im allgemeinen dem langjährigen Mittel der Grundwasserneubildung. Die für das UG Steckby ermittelte durchschnittliche Grundwasserneubildungsrate liegt bei $1,6 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ ($= 50 \text{ mm/a}$). Für das UG Wörlitz wurde eine mittlere Neubildungsrate von $3,3 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ ($= 105 \text{ mm/a}$) berechnet. Der höhere Wert für die Grundwasserneubildung im UG Wörlitz korreliert sehr gut mit der größeren Jahresniederschlagssumme und den günstigeren Versickerungsbedingungen (s.o. Auenlehmdেকে) in diesem Gebiet.

➤ *Hydrodynamik - Wasserhaushalt*

Der Hauptvorfluter der Untersuchungsgebiete - die Elbe - ist hydraulisch mit dem Grundwasser verbunden und beeinflusst mit seinen stark schwankenden Wasserständen die Grundwasserdynamik in der angrenzenden Aue. Variierende Abflußverhältnisse bedingen stark wechselnde Grundwasserflurabstände und damit Feuchtebedingungen im Boden, die von Sättigung bis zur vollständigen Austrocknung (Trockenrisse) reichen können. Je nach Lage im Gelände und Relief sind verschiedene Standorte in der Aue (z.B. Flutrinne, Hochfläche, Uferwall) hiervon in unterschiedlicher Intensität betroffen. Damit stellen diese Standorte unterschiedliche Ansprüche an die Anpassungsfähigkeit der Vegetation und der Fauna gegenüber Extremsituationen.

Die Auswertung von Wasserstandsdaten einer zweijährigen Meßreihe aus zwei unterschiedlichen Auengebieten an der Mittel-Elbe hat gezeigt, daß trotz vergleichbarer Hydrodynamik erhebliche Unterschiede im Hinblick auf den hydraulischen Anschluß des Grundwassers an den Elbewasserstand auftreten. Im einfachsten Fall korrelieren die Grundwasserstände in der Aue direkt mit dem Verlauf des Elbepegels, wie es die Ganglinien aller Meßstellen im UG Wörlitz zeigen (vgl. Kap. 5.1.3). Vergleicht man in diesem Gebiet den Gang des Elbewasser- und Grundwasserstandes miteinander, so fällt der parallele, nahezu deckungsgleiche Verlauf beider Ganglinien auf. Nur in Niedrigwasserzeiten der Elbe finden sich Verzögerungen und Dämpfungen in den Grundwasserganglinien, die Kurven weichen geringfügig voneinander ab. Ganz anders stellen sich die Verhältnisse im UG Steckby dar, hier waren nur bei etwa einem Drittel der Meßstellen die Grundwasserstandsverhältnisse in der Aue unmittelbar an die Dynamik des Elbepegels angebunden (vgl. Kap. 5.1.2). Bei etwa zwei Drittel der Meßstellen in Steckby zeigten sich dagegen längere Perioden, in denen stabile Grundwasserstände zu beobachten waren, die vom Elbewasserstand unabhängig sind. Bei diesen Meßstellen handelt es sich zumeist um elbferne, feuchte Auenstandorte, die von mehr oder weniger wasserundurchlässigen Bodenschichten (Flutrinnen) und von lokal wirksamen kleineren Nebengewässern wie dem Fundergraben (feuchtes Grünland) beeinflusst werden. Besonders an den Flutrinnen-Standorten macht sich die verzögerte Wasserstandsdynamik in einer längeren jährlichen Überflutungsdauer bemerkbar, sie beträgt für diese Probestellen im Durchschnitt 200 Tage. An vergleichbaren tiefliegenden Standorten (Flutrinnen) im UG Wörlitz wurden eine mittlere Überflutungsdauer von 150 Tagen pro Jahr gemessen. Die Grundwasserganglinien der elbeunabhängigen Meßstellen in Steckby korrelieren nur zeitweise mit dem Elbepegel, vorrangig während Hochwasserperioden in der Elbe und zu Niedrigwasserzeiten. Die beschriebene Problematik des hydraulischen Zusammenspiels zwischen Grundwasseroberfläche und Flußwasserstand ist für biologische Untersuchungen in Auen entscheidend, da die Zusammensetzung von Artengemeinschaften und die Abundanz von Arten im wesentlichen

nicht von aktuellen Wasserstandsdaten abhängig ist, sondern die Wasserstände der vorangegangenen Jahre eine wichtige Rolle spielen. Daraus ergibt sich für den Abiotiker die Notwendigkeit, Daten zu Grundwasserflurabstand und Überflutungsdauer für Zeiträume zur Verfügung zu stellen, die über die Meßreihen einer kurzen Projektlaufzeit hinausgehen („rückzurechnen“). Für die Rückrechnung von Wasserständen in Auenbereichen, die zeitweise unabhängig vom Flußpegel sind, gibt es derzeit keine verbreitete Standardmethode. Darum wurde in Zusammenarbeit mit Biologen innerhalb des RIVA-Projektes eine Methode zur Rückrechnung von Wasserständen in Auen entwickelt, die mittels statistischer Verfahren Wasserstandsänderungen mit verfügbaren amtlichen Flußpegel- und Wetterdaten korreliert (FOLLNER 2001).

Unter Niedrigwasser- und Mittelwasserverhältnissen strömt das Grundwasser aus den elbfernen Auenbereichen dem Fluß zu, die Aue fungiert als Entlastungsgebiet für den regionalen Grundwasserstrom. Bei Hochwasser in der Elbe kommt es wegen des hydraulischen Potentialunterschiedes zu einer Umkehr der Grundwasserfließrichtung. Die Grundwasserströmung in der Flußaue wird somit von zwei Faktoren beeinflusst, die sich gegenseitig in ihren Wirkungen überlagern. Zum einen von der Dynamik des Vorfluters Elbe und zum anderen von der Dynamik des unterirdisch in den Talraum zuströmenden Grundwassers (SOMMER ET AL. 2000).

Die hydraulischen Prozesse bei Hochwasser und der Mechanismus der Auenüberflutung konnten während eines Hochwasserereignisses im März 1999 (Abfluß der Elbe: $2257 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ im Vergleich zur mittleren Abflußrate von $440 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) anhand von Geländebeobachtungen nachvollzogen werden (Abb. 7-1). Bei ansteigendem Elbepegel zu Beginn des Hochwassers entwickelt sich ein hydraulisches Gefälle vom Fluß zum Rand der Aue hin, es kommt zu stagnierenden Grundwasserverhältnissen zunächst ohne Stoffinfiltration in den Grundwasserleiter. In der Aue macht sich der Anstieg des Hochwassers in der Elbe im Auftreten von Qualmwasser in den Senken und Flutrinnen bemerkbar. Ein Großteil der Aue wird durch den Rückstau kleinerer Vorfluter und Altwasserläufe entlang der regelhaft flußparallel verlaufenden Rinnen bereits vor Erreichen des überbordvollen Abflusses in der Elbe vom rückwärtigen Bereich der Aue linienhaft überflutet (Abb. 7-1). Auenbereiche die nicht an das System linienhafter Geländedepressionen angeschlossen sind bleiben noch trocken (u.a. MSM 16 und 24). Erst nach Überschreiten des bordvollen Abflusses und dem einsetzenden Überfluten der Uferwälle (Ausuferung) wird die Aue flächenhaft überschwemmt. Diese Wälle stellen zumeist die höchsten natürlichen Erhebungen in der Aue dar und werden dementsprechend selten, lediglich bei starken Hochwassersituationen überströmt. Die Flutrinnen in den Auen sind häufig abflußlos, so daß sich in ihnen im Anschluß an ein Hochwasserereignis während der Stillstandsphasen des Wassers (ca. 2-3 Monate) die feinen Schwebstoffpartikel (überwiegend Ton) absetzen können. Für die Belastungswirkung der Hochwässer ist die Art und Weise der Auenüberflutung sowie der damit verbundene Transport und die Ablagerung schwermetallbelasteter Schwebstoffe bedeutsam.

Die vorgestellten Untersuchungsergebnisse zur Wasserstandsdynamik (vgl. Kap. 5.1) konnten eindeutig zeigen, daß die Grundwasseroberfläche in weiten Bereichen der Aue im Jahresmittel unter die Auenlehmdeckschicht absinkt und somit in den untersuchten Flußauen ganzjährig kein überwiegend flurnahes Grundwasserregime vorherrscht. Absenkend auf das Grundwasser wirken dabei auch tiefere Mittelwasser- und Niedrigwasser-Wasserspiegellagen des Flusses, infolge der Sohleneintiefung der Elbe. Andauernde, großräumige Sohleneintiefungen stellen sich als äußerst problematisch für die Lebensgemeinschaften in der Aue dar. Durch das fortschreitende Einschneiden des Flusses sinken die Wasserstände insbesondere bei niedrigen und mittleren Wasser-

ständen und es kommt später zu einer Ausuferung bei höheren Abflüssen. Aufgrund des Absinkens des mittleren Grundwasserstandes in den vergangenen Jahrzehnten und einer verringerten Abflußdynamik – weniger Überflutungen, geringere Überflutungshöhen und -weiten – ist der fortschreitenden Erosion aus ökologischer Sicht Einhalt zu gebieten. In den untersuchten Auengebieten kann bei Niedrigwasser der Grundwasserspiegel so weit abfallen, daß keine ausreichende Wasserversorgung der Pflanzen vom Grundwasser über den kapillaren Aufstieg gegeben ist. Uferwälle und elbnahe Standorte (obere Elbeterrasse) werden aufgrund ihrer Geländehöhe seltener überflutet und haben größere Grundwasserflurabstände und Amplituden. Deshalb weisen diese Standorte oftmals Merkmale von Trockenstandorten auf und unterscheiden sich auch hinsichtlich des Stoffhaushaltes von benachbarten feuchten Flächen (s. DVWK-MB 248/1998).

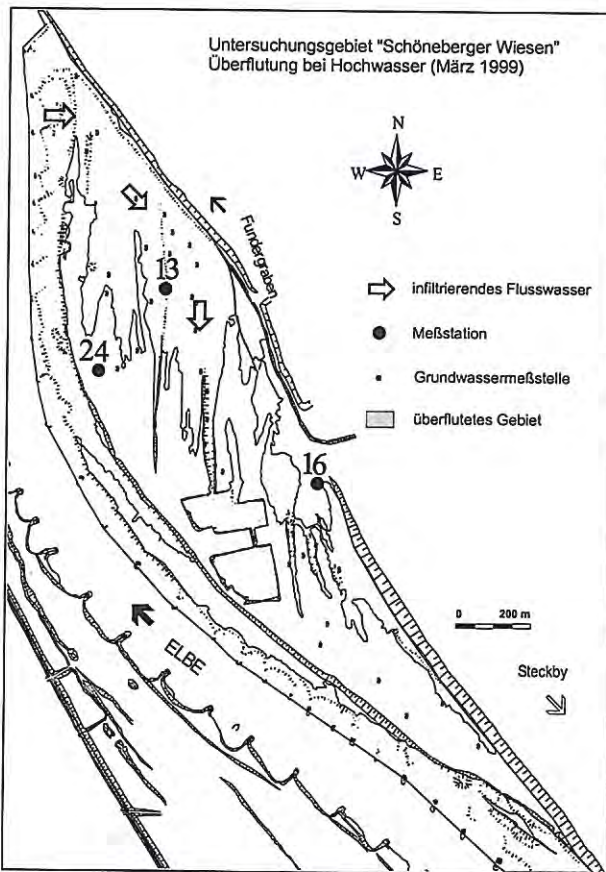


Abb. 7-1: Mechanismus der Flußwasserinfiltration bei Durchgang einer Hochwasserwelle im UG Steckbý, kartiert bei auflaufendem Hochwasser im März 1999. Die schwarz gefüllten Pfeile kennzeichnen die generelle Fließrichtung von Elbe und Fundergraben.

➤ *Hydrochemie - Stoffhaushalt*

Gesamteisen als Indikator für Redox-Verhältnisse im Aquifer

Die im Grundwasser der Untersuchungsgebiete vorhandenen hohen Eisenkonzentrationen können als Merkmal für reduzierende Verhältnisse angesehen werden. Kennzeichen für reduzierende Verhältnisse im Grundwasser sind außer dem Fehlen von gelöstem Sauerstoff ein merklicher Eisen- oder Mangangehalt, das Auftreten von Schwefelwasserstoff, Nitrit und Ammonium sowie das Fehlen von Nitrat (MATTHEß 1994). Beim Parameter Gesamteisen streuen die Mittelwerte der einzelnen Meßstellen sehr stark. Geringe Konzentrationen (bis 2 mg/l) weisen generell die Standorte des trockenen Grünlandes (hohe O₂-Gehalte) sowie die elbnahen GWM 45-48 (Wörlitz) auf, die Eisengehalte liegen dort im Jahresmittel zumeist unterhalb der Nachweisgrenze. Sie sind gleichzeitig durch eine geringe Schwankungsbreite der Einzelwerte gekennzeichnet. Erhöhte Eisenkonzentrationen wurden für die GWM 24, 27, 28 und 30-36 (Steckby) sowie 42 (Wörlitz) ermittelt (Mittelwert 3 bis 5 mg/l bei Maximalwerten von 10 bis 14 mg/l). Hier treten auch sehr starke Schwankungen der Eisenkonzentrationen innerhalb des Untersuchungszeitraumes auf, was auf eine Änderung der Milieubedingungen im Grundwasserschwankungsbereich hindeutet. Die Verhältnisse an diesen Meßstellen dürften auf Grund der gegenüber den anderen Auenstandorten abweichenden Standortbedingungen im Verlauf eines Jahres eher zwischen oxidierenden und leicht reduzierenden Verhältnissen schwanken. Von den beiden o.g. Gruppen heben sich deutlich die Flutrinnen-Standorte mit hohen Eisengehalten (Mittelwerte zwischen 14 und 20 mg/l und Maximalwerte von 20 bis 38 mg/l) ab. Die Rinnen zeigen im Jahresverlauf überwiegend flurnahe Wasserstandsverhältnisse und weisen deutliche Merkmale „reduzierter“ Wässer auf. Zwischen den einzelnen Standorten treten Unterschiede bezüglich der Höhe und der Dynamik der Konzentrationen auf. Die maximale Eisenkonzentration, die innerhalb des Untersuchungszeitraumes im oberflächennahen Grundwasser gemessen wurde, betrug 44 mg/l (GWM 61, Steckby). Damit konnte an dieser Meßstelle wie auch an GWM 19 (max. 30 mg/l), die beide am Rand der Aue im Übergangsbereich zur Hauptterrasse liegen, der Zustrom von tieferem Grundwasser mit reduzierendem Charakter nachgewiesen werden.

Nährstoffverhältnisse in den Auen

Nährstoffeinträge, vor allem Stickstoff und Phosphor, sind an den Wassertransport und damit an die Komponenten der Abflußbildung (Landoberfläche, obere Bodenschicht, Grundwasser) gekoppelt. Die Nitrat- und Phosphatgehalte, welche sich für Grünlandstandorte im Normalbereich bewegen, sind im UG Wörlitz generell höher als auf dem Standort bei Steckby. Die Ursache hierfür liegt sicherlich in der unterschiedlichen Bewirtschaftung beider Flächen begründet. Während das Auengrünland in Wörlitz mit organischer Düngung, Mahd und Portionsbeweidung eher intensiv genutzt wird, ist in Steckby seit Jahren eine extensive Bewirtschaftung durch einschürige Mahd unter Vetragssnaturschutz existent. Der Stickstoff spielt als Pflanzennährstoff im System Grundwasser – Oberflächenwasser eine große Rolle, da er für die Eutrophierung der Oberflächengewässer von Bedeutung ist. Im oberflächennahen Grundwasser der Untersuchungsgebiete wurden die Stickstoffkomponenten Nitrat, Nitrit und Ammonium untersucht. An den einzelnen Standorten wurden unterschiedliche Nitratgehalte ermittelt, die auch im Verlauf des Untersuchungszeitraumes stark schwankten. In den Nitratkurven ist ein deutlicher Jahresgang zu verzeichnen, die Maxima liegen jeweils zu Beginn des Herbstes bzw. im Dezember bis Februar, die

Minima in den Sommermonaten. Insgesamt sind die Nitratkonzentrationen im Grundwasser als gering zu bewerten (überwiegend unterhalb der Nachweisgrenze), außer an Standorten die von nitratreichem Oberflächenwasser der Elbe (GWM 45-48, Wörlitz) oder des Fundergrabens (GWM 11, 15-16, Steckby) beeinflusst werden. Die Mittelwerte der Nitratgehalte der einzelnen Meßstellen liegen mit Ausnahme der eben genannten Standorte unter 2 bis max. 5 mg/l. An den flutrinnennahen GWM im UG Wörlitz und Steckby konnte eine Infiltration von nitrathaltigem Überflutungswasser im Anschluß an Hochwasserphasen nachgewiesen werden. Die Nitratkonzentrationen an diesen Standorten, die durch ganzjährig geringe Grundwasserflurabstände charakterisiert sind, liegen infolge der Reduktion von Nitrat zumeist unterhalb der Nachweisgrenze. Einen Monat bis spätestens 6 Wochen nach einem Hochwasserereignis (z.B. März 1998) wurden plötzlich an den o.g. Meßstellen Nitratgehalte von 2 bis 5 mg/l mit einem Maximalwert von 15 mg/l (Mai 1998: GWM 7, Steckby) im oberflächennahen Grundwasser gemessen. Die GWM 48 hebt sich in den Einzelwerten (1 bis 45 mg/l) und im Mittelwert (28 mg/l) deutlich von den übrigen Standorten ab. Das Grundwasser beinhaltet damit an dieser elbnahen Meßstelle eine 5-10fach höhere Konzentration an Nitraten wie an den übrigen Standorten. Da die Fläche in Wörlitz während der Sommermonate mit Rindern intensiv beweidet ist, wird ein zusätzlicher Nitrat- und auch Phosphateintrag über den Sickerwasserpfad ins oberflächennahe Grundwasser durch Auswaschung von Tierexkrementen vermutet. Die erhöhten Nährstoffgehalte an der GWM 48 können anhand von Geländebeobachtungen mit dem Standort einer Tiertränke in unmittelbarer Nähe dieser Meßstelle erklärt werden.

Der **Ammonium**gehalt des Grundwassers überstieg im Untersuchungszeitraum zu keinem Zeitpunkt 0,5 mg/l und war auch in der Elbe mit Maximalwerten um 1 mg/l sehr gering. Alle Standorte sind insgesamt durch sehr niedrige Ammoniumkonzentrationen gekennzeichnet. Die Mittelwerte bewegen sich in der Mehrzahl zwischen 0,02 und 0,45 mg/l. **Nitrit** wurde im Grund- und Oberflächenwasser der UG zumeist gar nicht oder nur in geringen Mengen nachgewiesen. Diese geringen Konzentrationen sind nicht als Zeichen einer anthropogenen Verunreinigung sondern als Zwischenprodukt bei der biochemischen Umsetzung der Stickstoffverbindungen Nitrat und Ammonium anzusehen (Denitrifikation). Nach DISTER (1995) ist diese Nitratreduktion besonders auf extensiv genutztem Grünland und in naturnahen Auenbereichen ausgeprägt, wo die Vegetation selbst Stickstoff entzieht (Vegetationsperiode). Die Nitratreduktion führt unter den vorherrschenden Redoxbedingungen in den Auensedimenten bis zur Ammonifizierung. Das Auftreten von Ammonium und teilweise Nitrit an einigen Standorten deutet auf ganzjährig schwach reduzierende Verhältnisse hin (z.B. Flutrinnen). Mit dem Anstieg der Temperatur, des pH-Wertes sowie der biologischen Aktivitäten und des parallel dazu verlaufenden Verschwindens von Sauerstoff und Nitrat im Grundwasser wird der reduzierende Charakter verstärkt (H_2S).

Die Konzentration des **Orthophosphat**gehaltes des oberflächennahen Grundwassers kann in der Elbaue unter Grünlandnutzung als sehr gering eingeschätzt werden. Die Phosphatgehalte im UG Steckby schwanken zwischen nicht nachweisbar und maximal 0,68 mg/l mit einem Mittelwert von 0,12 mg/l. Höhere Phosphat- und auch Phosphorkonzentrationen konnten an den im Jahresmittel generell feuchteren Flutrinnen-Standorten in Wörlitz (GWM 37-39) ermittelt werden (vgl. landwirtschaftliche Nutzung). Hier wurde ein maximaler Phosphatgehalt im oberflächennahen Grundwasser von 1,2 mg/l gemessen. Die geringe Geländehöhe dieser Meßstellen entspricht häufigeren und länger andauernden Überflutungen mit z.T. phosphathaltigem Oberflächenwasser.

Der Mittelwert der Phosphatkonzentration im Untersuchungszeitraum betrug an allen übrigen Meßstellen im UG Wörlitz 0,15 mg/l.

Vergleich der Grundwasserbeschaffenheit beider Untersuchungsgebiete

Zur besseren Vergleichbarkeit der Wasserproben aus unterschiedlichen Kompartimenten der Au- en sind die Mittelwerte der gemessenen Hauptionengehalte in einem PIPER-Diagramm dargestellt (Abb. 7-2). Entsprechend der Einteilung nach FURTAK & LANGGUTH (DVWK-Schr 89/1990) liegen die quartären Grundwässer beider Untersuchungsgebiete im Bereich des erdalkalisch-sulfatischen Wassertyps. Das Grundwasser im Urstromtalbereich ist ein mittelhartes bis hartes, z.T. stark eisen- und manganhaltiges Wasser mit relativ hohem Gehalt an Sulfat und kalkaggressiver Kohlensäure und kann mehrheitlich dem Ca-Mg-SO₄-(HCO₃)-Typ zugeordnet werden. Hinsichtlich der Grundwasserbeschaffenheit ist eine Unterscheidung zwischen beiden Untersuchungsgebieten möglich, da sich die Proben aus Steckby aufgrund ihrer deutlich höheren Gehalte an Calcium, Magnesium, Chlorid und Sulfat von den Grundwasserproben aus Wörlitz im Diagramm absetzen (Abb 7-2). Dabei wird nochmals die Dominanz des Sulfats im Grund- und Oberflächenwasser (Fundergraben) des UG Steckby deutlich (Anionendreieck). Die höheren Elementkonzentrationen im Grundwasser des UG Steckby werden weitestgehend vom chemischen Charakter des durchströmten Aquifers bestimmt, der von den geologischen Gegebenheiten des Untergrundes (Geschiebemergel, Rupelton) abhängig ist.

Das Elbewasser ist aufgrund seiner Hauptionengehalte durch den Ca-Na-SO₄-HCO₃-Typ charakterisiert und kann als intermediär zwischen sulfatisch und hydrogenkarbonatisch bezeichnet werden. Die Mittelwerte der in der Elbe bei Steckby und Wörlitz gemessenen Elementkonzentrationen zeigen eine gute Übereinstimmung, der Zufluß des Muldewassers bewirkt keine signifikanten Veränderungen in der Wasserbeschaffenheit. Mit einer im Vergleich zu den Haupt- und Nebenelementen vielfach höheren Konzentration stellt das Sulfat sowohl im Niederschlags- als auch im Sickerwasser das dominierende Anion dar. Für die Sickerwässer beider Gebiete und das Niederschlagswasser liegen die Mittelwertpunkte, durch völliges Fehlen der HCO₃⁻-Komponente, auf dem Sulfatendpunkt des Anionendreiecks. Entsprechend der Lage der Sickerwasseranalysen im PIPER-Diagramm kann eine vertikale Differenzierung von Sulfat im Bodenprofil erkannt werden, wobei die gemessenen Sulfatgehalte im Sickerwasser teilweise ein Vielfaches der im Grundwasser nachgewiesenen Konzentrationen betragen. Die Sicker- und Grundwässer der Auengebiete lassen aufgrund ihres dominanten Sulfatanteils eine stärkere anthropogene (atmosphärische) Belastung vermuten, die anhand von Schwefelisotopenbestimmungen zweifelsfrei nachgewiesen werden konnte (vgl. Kap. 5.4). Im Übergangsbereich zwischen gesättigter und ungesättigter Zone bewirkt zudem die Oxidation sulfidischer Komponenten, hervorgerufen durch Milieuveränderungen, hohe Sulfatkonzentrationen. Die Oxidation erfolgt einerseits durch den eingetragenen Luftsauerstoff, andererseits durch den Nitratsauerstoff. Neben der geogenen Beeinflussung führen vielfältige physikochemische und biochemische Prozesse zur Veränderung der Mineralisation des Grundwassers (MATTHEB 1994).

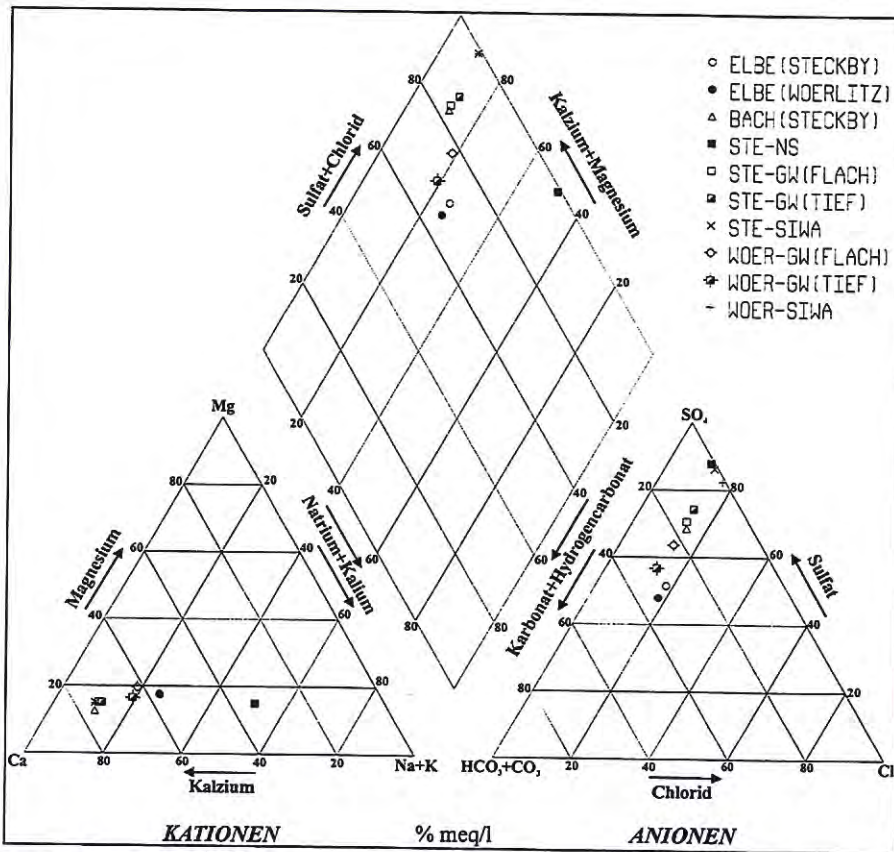


Abb. 7-2: PIPER-Diagramm für Oberflächen-, Sicker- (SIWA) und Grundwasserproben (GW) der Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz. Zum Vergleich ist das Niederschlagswasser (NS) aus dem UG Steckby aufgetragen.

Die tiefenorientierten Untersuchungen des Aquifers haben gezeigt, daß die Auensedimente in beiden Untersuchungsgebieten ein hohes Reduktionspotential für Nitrat besitzen. Beim Eintritt des Grundwassers von der Hochfläche in die Elbtalwanne findet eine starke Reduktion der Nitratkonzentrationen bei gleichzeitiger Zunahme der Sulfatkonzentration statt, was auf eine autotrophe Denitrifikation hinweist (MALLEN 2000). Aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung im Hinterland des UG Steckby muß jedoch auch von einem starken direkten Eintrag von Sulfat ausgegangen werden (vgl. Sulfatgehalte des Fundergrabens in Abb. 7-2), welcher mitverantwortlich für die beobachteten hohen Sulfatkonzentrationen im oberen Bereich des Grundwasserleiters ist. Chlorid wird ebenfalls als Nebenbestandteil von Düngemitteln eingetragen. Erfolgt der Sulfateintrag nur auf direktem Wege, so muß das Verhältnis von Sulfat- und Chloridkonzentration relativ stabil bleiben (TRETTIN ET AL. 1998), sofern noch keine Sulfatreduktion stattfindet (s. Abb. 7-3). Dies wird auch durch die in den Untersuchungsgebieten gemessenen Redoxwerte bestätigt, die im Untersuchungszeitraum nie im negativen Bereich lagen (vgl. HEINRICH ET AL. 2001). Wird Sulfat infolge autotropher Denitrifikation aus Sulfid freigesetzt, bleibt der Chloridgehalt davon unbeeinflusst. Somit verändert sich das Verhältnis zugunsten von

Sulfat (TRETTIN ET AL. 1998), was in den untersuchten Auengebieten nicht festgestellt werden konnte. Dies wird auch in Abbildung 7-3 sichtbar, wenngleich eine schwache Tendenz in Richtung Sulfat, insbesondere bei den Proben aus Wörlitz, zu verzeichnen ist.

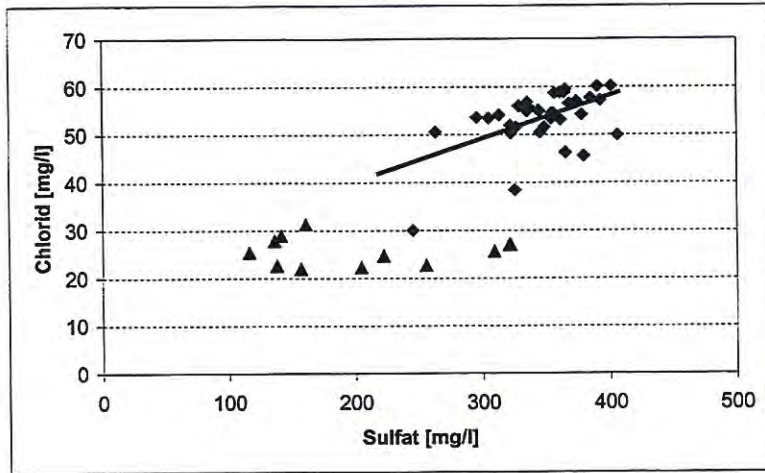


Abb. 7-3: Medianwerte der Sulfat- und Chloridkonzentration im Grundwasser der Untersuchungsgebiete Steckby (Raute) und Wörlitz (Dreieck) für den Untersuchungszeitraum 1998-2000.

➤ Isotope

Anhand der unterschiedlichen Isotopensignaturen der Grundwasserproben aus der oberen und unteren Filterstrecke an den Meßstationen im UG Steckby, konnten zwei separate Wasserkörper in den beiden Grundwasserleitern nachgewiesen werden. Das oberflächennahe Grundwasser unterscheidet sich mit einem $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwert von -8,49‰ eindeutig vom tieferen Grundwasser des unteren Grundwasserleiterhorizontes. Es ist isotopisch schwerer mit einem deutlichen Jahresgang der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte (Abb. 7-4). Die Variabilität der Werte wird weniger durch die geologisch und morphologisch bedingten Unterschiede bei der Herkunft der Grundwässer, als vielmehr durch saisonale Schwankungen hervorgerufen. Die Meßwerte zeigen, daß das Grundwasser des oberen Horizontes zum überwiegenden Anteil vom Niederschlag und z.T. von Oberflächenwasser aus den Flutrinnen bzw. dem Fundergraben gespeist wird. Dabei wird es zusätzlich durch einen hohen Verdunstungseinfluß überprägt. Das tiefe Grundwasser zeichnet sich durch relativ konstante $\delta^{18}\text{O}$ -Werte aus (Mittelwert: -8,85‰), die generell negativer sind als im oberen Grundwasserhorizont. Daraus kann abgeleitet werden, daß der untere Grundwasserleiter von dem regional zufließenden Grundwasserstrom geprägt wird und wahrscheinlich ein anderes Einzugsgebiet als der obere hat. Auswirkungen der Elbe auf das tiefere Grundwasser lassen sich an den Meßstationen nur vereinzelt feststellen. Der nahezu fehlende jahreszeitliche Einfluß und die relativ niedrigen $\delta^{18}\text{O}$ -Werte deuten auf eine überwiegend in den Wintermonaten stattfindende Grundwasserneubildung hin.

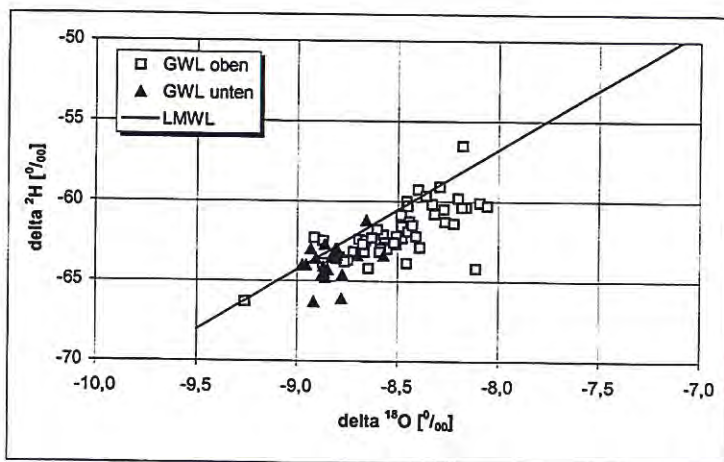


Abb. 7-4: $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm für Grundwasserproben aus dem oberen und unteren Grundwasserleiterhorizont des UG Steckby. Zum Vergleich ist die Leipziger Niederschlagsgeraden (LMWL: $\delta^2\text{H} = 7,5\delta^{18}\text{O} + 3,2$) aufgetragen.

Die Mittelwerte der isotopischen Zusammensetzung der Grundwässer aus den quartären Grundwasserleitern des UG Steckby betragen $-8,55 \pm 0,25\text{‰}$ für $\delta^{18}\text{O}$ und $-61,9 \pm 1,2\text{‰}$ für $\delta^2\text{H}$ (VSMOW). Diese Werte entsprechen den langjährigen Mittelwerten (1987-2000) für die isotopische Zusammensetzung des Niederschlags an der Station Leipzig ($\delta^{18}\text{O} = -8,61\text{‰}$, $\delta^2\text{H} = -60,5\text{‰}$; KOWSKI, persönliche Mitteilung 2001). Im UG Steckby kann für die Mehrzahl der Proben aus dem oberen Aquiferbereich ein Verdunstungseinfluß festgestellt werden, die Grundwässer liegen auf einer Eindunstungsgeraden abweichend von der LMWL (Abb. 7-5). Eingedampftes, isotopisch schwereres Oberflächenwasser infiltriert aus den Flutrinnen und Altgewässern in das oberflächennahe Grundwasser. Weiterhin konnte im UG Steckby eine Infiltration von Flußwasser in den oberflächennahen Grundwasserleiter im Zusammenhang mit Hochwasser in der Elbe nachgewiesen werden, wobei die Isotopensignatur des Mischwassers eine Abschätzung des Flußwasseranteils im Grundwasser zuließ (BÖHNKE ET AL. 2002).

Die mittleren Werte der Grundwässer aus dem UG Wörlitz sind deutlich negativer. Für $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ ergeben sich Mittelwerte von $-9,02 \pm 0,19\text{‰}$ bzw. $-65,5 \pm 1,0\text{‰}$ (VSMOW). Niedrige Werte korrespondieren im Flachland meist mit verstärkten Einträgen aus kühleren Perioden (Winterniederschläge) (TRETIN ET AL. 1998). Einige Grundwasserproben aus Wörlitz lassen erkennen, daß die durchschnittlichen δ -Werte positiver sind als bei den übrigen Proben des Gebietes (Abb. 7-5). Es handelt sich hierbei um Grundwasserproben aus flutrinnennahen Meßstellen, die von Oberflächenwasser beeinflusst werden. Die im Vergleich mit Steckby insgesamt negativeren Isotopengehalte im Grundwasser des UG Wörlitz weisen auf einen geringeren Verdunstungseinfluß sowie auf ein oberflächennahes und lokal gebildetes Grundwasser hin.

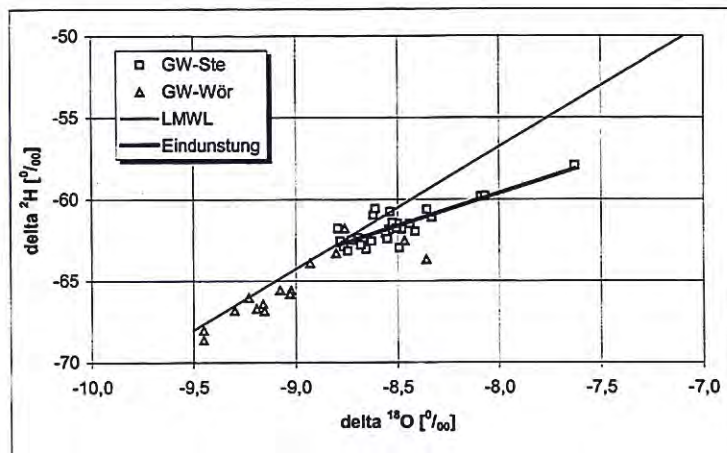


Abb. 7-5: $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ -Diagramm für Grundwasserproben (Mittelwerte 1998-2000) aus den Untersuchungsgebieten Steckby und Wörlitz. Lokale Niederschlagslinie von Leipzig (LMWL): $\delta^2\text{H} = 7,5\delta^{18}\text{O} + 3,2$; Eindunstungsgerade: $\delta^2\text{H} = 4,0\delta^{18}\text{O} - 27,5$.

Hohe Sulfatkonzentrationen in Sicker- und Grundwässern des UG Steckby waren der Anlaß für weitergehende Untersuchungen der isotopischen Zusammensetzung des Sulfats in Wässern beider Untersuchungsgebiete. Sulfat aus der atmosphärischen Deposition spielt für die Grundwässer der Untersuchungsstandorte gebietsgemäß eine große Rolle, während die Zumischung von Evaporit-beeinflußten Grundwässern aus dem tieferen Untergrund aufgrund der geologischen Verhältnisse in Steckby bzw. Wörlitz nicht erwartet werden kann.

Da die Hauptquelle des atmosphärischen Sulfats im Untersuchungsraum die industrielle und häusliche Verbrennung von schwefelhaltigen Braunkohlen (insbesondere in der Vorwendezeit) ist und beim Verbrennungsprozeß keine wesentlichen Fraktionierungen der Schwefelisotope auftreten, kann man davon ausgehen, daß die $\delta^{34}\text{S}$ -Werte der atmosphärischen Deposition denen des Gesamtschwefels der verbrannten Braunkohlen entsprechen (KNÖLLER 2000). In der Regel weist das Rauchgas aus der Braunkohleverbrennung $\delta^{34}\text{S}$ -Werte zwischen -1 und $+3\text{‰}$ (CDT) auf (NIELSEN ET AL. 1991). Die $\delta^{34}\text{S}$ -Mittelwerte der Sicker- und Grundwässer in Steckby und Wörlitz liegen genau in diesem von NIELSEN ET AL. 1991 angegebenen Bereich. Vergleicht man das $\delta^{34}\text{S}$ -Häufigkeitsmaximum von $+1\text{‰}$ (Steckby) bzw. $+2\text{‰}$ (Wörlitz) dieser Wässer mit den in der Literatur (u.a. NIELSEN ET AL. 1991, CLARK & FRITZ 1997) für die atmosphärische Deposition angegebenen $\delta^{34}\text{S}$ -Werten, so ist eine gute Übereinstimmung festzustellen. Nach KNIEF (1998) liegt der $\delta^{34}\text{S}$ -Mittelwert der atmosphärischen Deposition am Standort Bad Lauchstädt bei $+3,1\text{‰}$, MALLIN (2000) gibt ein gewichtetes Mittel der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im Niederschlag der Station Melpitz/Torgau von $+5,4\text{‰}$ an. Der $\delta^{18}\text{O}$ -Mittelwert der atmosphärischen Deposition beträgt nach KNIEF (1998) $+10,6\text{‰}$ (VSMOW). Dieser Wert entspricht ziemlich genau dem Mittelwert der Sicker- und Grundwässer im UG Steckby mit $+10,7\text{‰}$ bzw. dem der Wässer im UG Wörlitz mit $+10,9\text{‰}$. Aus den nahezu identischen durchschnittlichen Schwefelisotopengehalten in Steckby und Wörlitz und der sehr guten Übereinstimmung mit den o.g. Literaturdaten ist anzunehmen,

daß der atmosphärische Sulfateintrag die Hauptschwefelquelle für die Grundwasserleiter in beiden Untersuchungsgebieten darstellt.

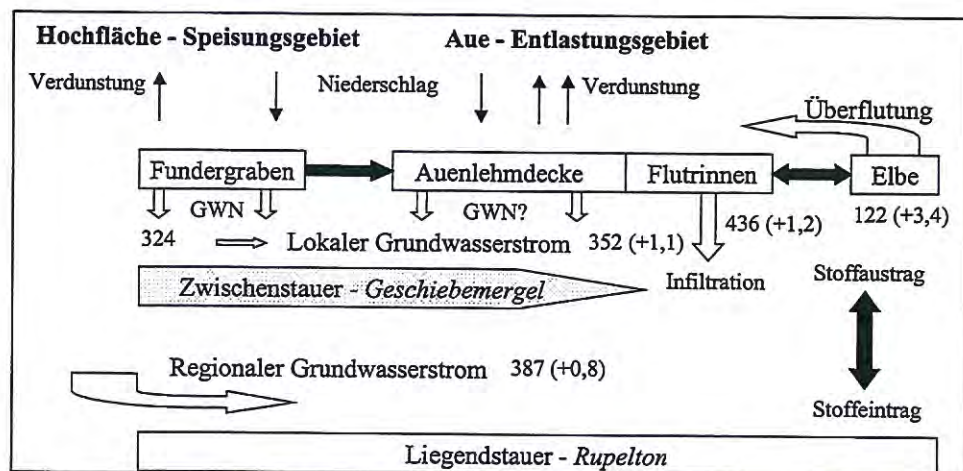


Abb. 7-6: Schematische Darstellung der Wasser- und Stoffströme in den unterschiedlichen Kompartimenten des Auenökosystems am Beispiel des UG Steckby. (GWN = Grundwasserneubildung, Zahlen = Sulfatkonzentration in mg/l, Zahlen in Klammern = $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ -Gehalt in ‰).

Die generell höheren Sulfatkonzentrationen im Grundwasser des UG Steckby (vgl. Abb. 7-3) sind im Ergebnis der Isotopenuntersuchungen auf die im Vergleich zum UG Wörlitz abweichenden morphologischen und hydraulischen Standortbedingungen zurückzuführen. So gibt es zwischen Steckby und Wörlitz deutliche Unterschiede hinsichtlich des Höhenniveaus der rückwärtigen Einzugsgebiete, die sich auch in den Grundwasserströmungsverhältnissen widerspiegeln (vgl. Kap. 7 - Hydrodynamik). In Wörlitz befindet sich das Hinterland auf gleicher Geländehöhe mit der Aue und ist relativ eben, dagegen werden in Steckby zwischen der Aue und den unmittelbar angrenzenden Hochflächen der Hauptterrasse Höhendifferenzen von ca. 20 m erreicht. Aufgrund des größeren Gefälles (6-8‰) ist die Grundwasserfließgeschwindigkeit im UG Steckby deutlich höher (vgl. Grundwassermodell, s. Kap. 5.2.2), so daß im Gegensatz zum UG Wörlitz mit einem starken Zustrom tieferen Grundwassers (regionaler Grundwasserstrom) in die Aue gerechnet werden muß (Abb. 7-6). Die Sulfateinträge in die Aue bei Steckby sind zum einen an diesen lateralen Grundwasserstrom gebunden, zum anderen erfolgen sie oberflächlich über den Fundergraben (Einfluß der Landwirtschaft). Dieser bestimmt direkt (Infiltration) bzw. indirekt über die Flutrinnen und Senken (Versickerung) die Ionenkonzentration (Sulfatgehalte) im oberflächennahen Grundwasser (lokaler Grundwasserstrom) der Aue (Abb. 7-6).

Eine mögliche Ursache für die vergleichsweise hohen Sulfatgehalte im tieferen Grundwasser des UG Steckby könnte der angrenzende Kiefernforst sein, mit dem die Hauptterrasse bestockt ist. Untersuchungen an Borke und Humusschicht von Kiefern in der Dübener und Dahleener Heide erbrachten $\delta^{34}\text{S}_{\text{SO}_4}$ -Mittelwerte von +4 bis +6‰ (CDT) (GIESEMANN ET AL. 2000). Da die dortigen Verhältnisse hinsichtlich der Schwefel-Immission und -Deposition auch für Steckby zutreffen (SCHULZ, mündliche Mitteilung 2002), ist eine gute Übereinstimmung der $\delta^{34}\text{S}$ -Werte im Kiefernforst mit denen im Grund- und Sickerwasser der Aue (von -1 bis +6‰ CDT) festzustellen.

len. Trotz der in den 90er Jahren drastisch zurückgegangenen Schwefelimmismissionen sind im Boden große Mengen an Schwefel aus den vergangenen Jahrzehnten deponiert, die nun bei der Versickerung von Niederschlagswasser mobilisiert und zu einem erhöhten Sulfateintrag ins Grundwasser führen können.

Aus Untersuchungen in verschiedenen, landwirtschaftlich unbeeinflussten Böden ist bekannt, daß ein Großteil des oberflächlich eingetragenen Sulfats intensiven Umsetzungen durch Sulfataufnahme der Vegetation und Immobilisierung durch die mikrobielle Biomasse sowie durch anschließende Mineralisation der organischen Schwefelverbindungen unterliegt (MAYER 1993). Gleiches ist auch für die untersuchten Auengebiete zu vermuten, so ist das Sickerwassersulfat überwiegend auf die Mineralisation der organischen Substanz zurückzuführen, für die ein $\delta^{34}\text{S}$ -Wert von $1 \pm 2\text{‰}$ zu erwarten ist (MAYER 1993, KNIEF 1998). Die in Steckby bzw. Wörlitz für das Sickerwasser ermittelten $\delta^{34}\text{S}$ -Mittelwerte von 1,2 bzw. 2,6‰ (CDT) liegen in diesem $\delta^{34}\text{S}$ -Wertebereich. Ein nennenswerter Input sekundären Sulfats sulfidischer Herkunft in den Auengrundwasserleiter kann in beiden Untersuchungsgebieten anhand der Schwefel-Isotopensignaturen nicht festgestellt werden.

Legt man Angaben von FINCK (1982) zugrunde, wonach in den meisten mitteleuropäischen Böden jährlich etwa 1,5-2% des darin enthaltenen Schwefels mineralisiert wird, so kann davon ausgegangen werden, daß sich die vorwiegend organisch im Boden gebundenen hohen Schwefelimmismissionen der Vorwendezeit noch lange im Sulfatreichtum des Sickerwassers widerspiegeln werden. MAYER (1993) und KNIEF (1998) stellen weitere Beispiele dar, in denen Schwefeleinträge auf Wald- und Ackerböden noch nach Jahrzehnten im Sickerwasser wiedergefunden wurden. Offensichtlich ist die Retensionskapazität der Auenböden ausreichend hoch um die Bindung großer Schwefelmengen bis in die Gegenwart und deren Remobilisation durch Oxidation und Lösung zur wichtigsten Sulfatquelle im Sickerwasser zu machen (vgl. MALLIN 2000).

8 Zusammenfassung

Im Rahmen eines vom BMBF geförderten interdisziplinären Forschungsprojektes (RIVA) wurde mit dieser Arbeit beispielhaft der Wasser- und Stoffhaushalt von Auengrünländern im Überschwemmungsbereich der Elbe erforscht. Das Untersuchungsgebiet liegt im Flußlaufabschnitt der Mittleren Elbe zwischen den Mündungen der Schwarzen Elster und der Saale. Die zwei Untersuchungsstandorte bei Wörlitz (Elbe-km 242 bis 243,5) und bei Steckby (Elbe-km 283 bis 285,5) befinden sich im rezenten Überflutungsgebiet (Deichvorland) der Elbe und sind Bestandteil des Biosphärenreservates Mittlere Elbe.

Eine Bewertung der Zustände und Prozesse in den Auen erfolgte mit Hilfe von hydrogeologischen, (isotopen)hydrologischen und geochemischen Untersuchungsmethoden. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen lag dabei auf der Erfassung der Nähr- und Schadstoffverhältnisse in den Auengebieten. Damit wurden in dieser Arbeit die Grundlagen zu einer objektiven Einschätzung des Gefährdungspotentials für das Grund- und Sickerwasser in den Auen erarbeitet. Mit dem Aufbau eines dreidimensionalen Grundwassermodells für die ausgewählten Auengebiete konnten wesentliche Aussagen zu den Strömungsprozessen im Aquifer gemacht sowie Prognosen über die zukünftige Entwicklung von Wasserspiegellagen im Fluß und deren Auswirkungen auf die Aue erstellt werden. Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte abiotische Indikationssystem (Bewertungskonzept) kann als einfach handhabbares Instrument in der planerischen Praxis für eine naturschutzfachliche Bewertung von Auen eingesetzt werden. Dementsprechend können veränderte Umweltbedingungen (z.B. Wasserstraßenausbau) wesentlich einfacher, kostengünstiger und zielorientierter als bisher bewertet werden.

Böden und Sediment

Charakteristisch für die Untersuchungsgebiete ist die sogenannte Auenlehmdecke, die sich überwiegend aus Schluff und Ton mit Feinsandanteilen zusammensetzt. Dominierende Bodenform in den untersuchten Auen ist die Vega aus Auensandlehm bzw. Auentonschluff. Die Mächtigkeit der Deckschicht schwankt zwischen 0 m (gänzlich fehlend) und max. 2,5 m. Der Auenlehm hat einen mittleren k_f -Wert von $1 \cdot 10^{-6}$ m/s und ist schwach durchlässig.

Die Auenböden der Untersuchungsgebiete sind durch hohe Schwermetallbelastungen charakterisiert, wobei die Schwermetallgesamtgehalte z.T. erheblich die Vorsorgewerte nach Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) überschreiten. Diese Belastung ist anthropogen verursacht, die tieferliegenden Sedimente weisen keine erhöhten Schwermetallgehalte auf. Fluviale Schichtungen im Vertikalprofil werden durch die Schwermetallgesamtgehalte nachgezeichnet. Dabei zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit von der Bodenart und vom organischen Kohlenstoffgehalt, zusätzlich wirken Sesquioxide als Schwermetallsorbenten. Die sehr hohen Schwermetallgehalte in den Auenböden stellen ein latentes Gefährdungspotential für das Auenökosystem dar. Diese können bei Änderung der geochemischen Milieubedingungen leicht mobilisiert werden.

Die Grundwasserleiter bestehen aus fein- bis grobkörnigem Sand und sind mit k_f -Werten zwischen $1 \cdot 10^{-4}$ und $2 \cdot 10^{-3}$ m/s normal bis stark durchlässig. Die Grundwassergeringleiter saalekaltzeitlicher Geschiebemergel und tertiärer Rupelton sind hingegen mit mittleren k_f -Werten von $7 \cdot 10^{-8}$ bzw. $6 \cdot 10^{-11}$ m/s sehr schwach bzw. extrem schwer durchlässig.

Hydrodynamik

Die hydrologischen Verhältnisse in der Aue werden maßgeblich vom Abflußgeschehen in der Elbe bestimmt. Insgesamt kann in den Elbauen ein Grundwasserstrom festgestellt werden, der durch seitliche Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet von den Terrassen bzw. Hochflächen, vom Fluß als Uferfiltrat und bei Hochwasser durch Versickerung im Überflutungsgebiet gespeist wird. Eine Grundwasserneubildung durch Infiltration von Niederschlägen ist in den zentralen Bereichen der Aue aufgrund der hohen sommerlichen Verdunstungsverluste (Evapotranspiration) und der vorherrschenden bindigen Auenlehmdecke weitgehend eingeschränkt. Die Überflutung der Untersuchungsgebiete erfolgt vom rückwärtigen Bereich der Aue über den Aufstau kleinerer Vorfluter und Altwasserläufe. Ein Großteil der Aue wird bereits vor Überschreiten des bordvollen Abflusses in der Elbe durch Infiltration von Oberflächenwasser entlang von Geländedepressionen linienhaft überflutet. Erst nach Überschreiten des bordvollen Abflusses und dem einsetzen des Überflutens der Uferwälle (Ausuferung) wird die Aue flächenhaft überschwemmt.

Zwischen den Auengebieten bei Steckby und Wörlitz bestehen signifikante Unterschiede hinsichtlich dem hydraulischen Anschluß des Grundwassers an den Elbewasserstand. In Wörlitz korrelieren die Grundwasserstände in der Aue direkt mit dem Verlauf des Elbepegels. In Steckby ist der Grundwasserspiegel bei ca. einem Drittel der Meßstellen unmittelbar an die Dynamik des Elbepegels angebunden, etwa zwei Drittel der Meßstellen zeigen phasenweise Grundwasserstandsverhältnisse, die vom Elbewasserstand unabhängig sind. Die hydrologischen Untersuchungen haben zudem gezeigt, daß Wasserstandsparameter wie der Grundwasserflurabstand und die Überflutungsdauer in Auen die räumliche Verteilung der Arten bestimmen. Die Bedingungen im Jahr der biotischen Erfassung spielen dabei eine kleinere Rolle als die Geschichte der vorangegangenen Jahre. Deshalb wurde innerhalb des Verbundprojektes in Zusammenarbeit mit Biologen eine Methode entwickelt, mit der aus langjährigen Wetter- und Flußpegeldata sowie kurzfristigen Meßstellendaten Wasserstände in Auen rückgerechnet werden können, wenn der Grundwasserstand in der Aue zeitweise nicht an den Flußpegel angebunden ist.

Hydrochemie

Die durchgeführten Untersuchungen belegen, daß nahezu alle Prozesse und damit der Stoffhaushalt insgesamt in den Auen direkt oder indirekt von der Dynamik des Wassers gesteuert werden. Die bearbeiteten Elbauen sind mit saisonal schwankenden Grundwasserständen von mehr als 5 m Differenz durch überwiegend oxidierende und nur während der Hochwasserphasen durch reduzierte Sicker- und Grundwasserverhältnisse geprägt. An den Flutrinnen-Standorten der Untersuchungsgebiete wurden über den Meßzeitraum konstant geringe Grundwasserflurabstände gemessen, hier treten zeitweise Remobilisationseffekte aufgrund wechselnder Milieuzustände auf.

Die elbnahen Bereiche und die Flutrinnen zeichnen sich im Vergleich zu den anderen Untersuchungsstandorten in der Aue durch generell höhere Stoffgehalte aus. Dies ist mit den häufigeren und längeren Überflutungen dieser Gebiete aufgrund ihres geringen Reliefs zu erklären, aus denen auch die hohe Schwermetallbelastung der Böden resultiert. Ausgehend von der Schwermetallbelastung der untersuchten Elbauen kann in einer ersten Gefahrenabschätzung festgestellt werden, daß unter den gegenwärtig vorherrschenden Milieubedingungen (pH-Werte >6) sowie den hohen Ton- und Gesamtkohlenstoffgehalten im Boden, die Schwermetalle festgelegt und relativ geringe Stoffmengen in der wäßrigen Phase mobil sind. So wurden Schwermetalle im

Grund- und Oberflächenwasser der Auen zumeist unterhalb oder im Bereich der apparativen Nachweisgrenze analysiert, auch im Sickerwasser konnten keine erhöhten Schwermetallkonzentrationen nachgewiesen werden.

Die Nitrat- und Phosphatkonzentrationen, die im Grundwasser der untersuchten Auen meist unter der Nachweisgrenze lagen, sind als gering einzuschätzen und bewegen sich im Normalbereich für Grünlandstandorte. Ausnahme hierbei stellen die Standorte in der Aue dar, die von nitratreichem Oberflächenwasser (Elbe, Bach) beeinflusst werden. Abweichungen in den Nährstoffverhältnissen lassen sich auf eine unterschiedliche Bewirtschaftung der Flächen zurückführen.

Die räumliche und zeitliche Auswertung der Temperatur und des pH-Wertes im Grundwasser erlaubt detaillierte Aussagen zur Dynamik des Strömungsregimes im Aquifer insbesondere bei Hochwasserereignissen. Durch die Auswertung von Chloridkonzentrationsganglinien wurde im UG Steckby bei Hochwasser eine Mischzone aus Elbe- und Grundwasser zwischen 10 und ca. 80 m ermittelt. Mit dem Einsatz von Leitfähigkeitssonden in Kopplung mit Datenloggern an den Meßstationen konnten die Chloridganglinien durch die Auswertung von Leitfähigkeitsganglinien unteretzt werden.

Isotope

Die isotopische Zusammensetzung des Wassers der quartären Grundwasserleiter in den Untersuchungsgebieten repräsentiert die aus dem lokalen Niederschlag resultierende Grundwasserneubildungskomponente. Es konnte gezeigt werden, daß sich die Grundwässer der beiden Grundwasserleiter im UG Steckby nach ihrer Isotopie signifikant unterscheiden. Aufgrund der unterschiedlichen Isotopensignaturen im oberflächennahen und tiefen Grundwasser muß von zwei separaten Wasserkörpern ausgegangen werden.

In den Auengebieten konnten mit Hilfe sich ergänzender Beschaffenheits- und $\delta^{18}\text{O}$ -Messungen im Grundwasser Meßstellen ausgewiesen werden, die durch Infiltration aus Oberflächengewässern beeinflusst werden. Das isotopisch schwerere Oberflächenwasser aus den Flutrinnen und Altgewässern gelangt über den Sickerwasserpfad in den oberen Aquiferbereich.

Während eines Hochwasserereignisses konnte anhand der Isotopensignaturen im oberflächennahen Grundwasser der direkte Stoffeintrag durch zeitweise infiltrierendes Flußwasser und die räumliche Ausdehnung der Übergangszone zwischen Fluß- und Grundwasser nachgewiesen werden. Bei Anwendung einer einfachen Mischungsgleichung mit den Endgliedern Elbewasser und regionales Grundwasser zeigt sich anhand der Isotopendaten, daß 70% Flußwasserinfiltrat im oberen Grundwasserleiter bei Hochwasser vorhanden sind.

Die Isotopendaten des gelösten Sulfats in den Flußauen belegen, daß die atmosphärische Deposition und Mineralisation organischer Substanz die wesentlichen Schwefelquellen für die GWL darstellen. In den Untersuchungsgebieten wurde für die Grundwässer eine einheitliche isotopische Sulfatzusammensetzung ermittelt. Mit dem Rückgang der Schwefelimmisionen Anfang der 90er Jahre durch die industrielle Umstrukturierung werden nun die vorwiegend organisch im Boden gebundenen hohen Schwefeleinträge der Vorwendezeit remobilisiert und mit dem Sickerwasser ins Grundwasser ausgetragen. Ein nennenswerter Eintrag sekundären Sulfats sulfidischer Herkunft in den Auengrundwasserleiter kann anhand der Schwefel-Isotopensignaturen nicht festgestellt werden.

Die Analysenergebnisse zu den Tritiumkonzentrationen lassen erkennen, daß die Grundwässer in den Auengebieten sehr jung sind (< 20 Jahre) und keine größeren Beimengungen älterer Wässer beinhalten. In den oberflächennahen Grundwässern an der Mittel-Elbe wurden Tritiumkonzentrationen zwischen 12 und 19 TU gemessen, wobei der Mittelwert bei 14 TU ($n = 60$) liegt. Die ^3H -Konzentrationen liegen damit geringfügig über den durchschnittlichen Niederschlagsgehalten der letzten Jahre, so daß bei diesen Wässern z.T. von Mischungen ausgegangen werden muß. Eine altersmäßige Stockwerksgliederung der Grundwässer, insbesondere im UG Steckby, läßt sich anhand der Tritiumgehalte im oberen und unteren Bereich des Grundwasserleiters nicht belegen.

Modellierung der Grundwasserströmung

Für die Untersuchungsgebiete wurde jeweils ein dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell mit dem Programm MODFLOW entwickelt. Mit Hilfe der 3d-Grundwassermodelle konnte die Grundwasserstandsdynamik in den Auengebieten in Abhängigkeit von der Abflusssituation der Elbe sehr detailliert abgebildet werden.

Insgesamt kann die Abbildung der Grundwasserstandsdynamik im Modell Steckby bzw. Wörlitz als sehr gut bewertet werden. Die mittlere Abweichung der Grundwasserstände an den Meßstellen betrug 12 cm bzw. 3 cm, was im Verhältnis zur Genauigkeit des verwendeten Höhenmodells ein sehr gutes Modellergebnis darstellt. Nach der Kalibrierung des stationären Strömungsmodells ergibt sich ein relativer Modellfehler von unter 5%. Die im Feld beobachteten Wasserstandsverhältnisse lassen sich mit dem Modell gut nachvollziehen.

Mit einem instationären Prognosemodell bis in das Jahr 2050 wurden unter Annahme eines worst-case-Szenarios die Auswirkungen einer ungebremsten Sohlerosion der Elbe auf die Grundwasserstandsverhältnisse in der angrenzenden Aue simuliert. Diese Prognosesimulation zeigt, daß bei zunehmender Absenkung der langfristigen Flußmittelwasserstände eine Verschiebung der Feuchteverhältnisse in der Aue zu trockeneren Ausprägungen erfolgt. Die prognostizierte Eintiefung der Elbe würde zu einer signifikanten Absenkung der Grundwasseroberfläche und zum Verschwinden ökologisch wertvoller Feuchtareale in der Aue führen sowie zu einer Verringerung der Überflutungshäufigkeit.

Abiotisches Indikationssystem für Auen

Das entwickelte Indikationssystem kann als Analyseinstrument zur Bewertung von Veränderungen der abiotischen Umweltbedingungen, im speziellen Fall Wasserstandsänderungen, wertvolle Ergebnisse liefern. Die erarbeiteten Indikatoren (abiotische Parameter mit einem hohen Erklärungsanteil bezüglich der Auen) können zu einer zielführenden Erfassung von abiotischen Parametern in verschiedenen Monitoringprogrammen verwendet werden.

Es wurde ein Bewertungskonzept zur Aggregierung zeitlich veränderlicher Größen entwickelt, um dynamische Prozesse in Flußauen in verrechenbare und grafisch darstellbare Werte umzuwandeln. Die Einbeziehung hydrologischer Randbedingungen bei der Standortcharakterisierung erlaubt die Erfassung von Feuchtegradienten in einer differenzierteren Form, als es anhand von morphologischen, vegetations- und feldbodenkundlichen Kriterien allein möglich ist. Unterschiedliche Standorte in den Auengebieten lassen sich durch die Kombination von Hydrologischer und Überstauungs-Klasse charakterisieren und damit untereinander vergleichen. Der un-

mittelbare Bezug der Klassen zu den Abflußverhältnissen im Fluß über die Grundwassermodelle erlaubt im Hinblick auf die Übertragbarkeit eine einfache Anpassung an standortspezifische Gegebenheiten auch an anderen Flußsystemen. Die adäquate Erfassung des Wasserregimes eines Standortes wird als notwendige Voraussetzung für eine zuverlässige Bewertung abiotischer Standort- und Habitatbedingungen angesehen.

Ausblick

Der mit den vorgestellten Ergebnissen erreichte und in dieser Arbeit dokumentierte Bearbeitungsstand zu den Strömungs- und Austauschprozessen in Auen der Mittleren Elbe kann nicht als abschließende Bewertung aufgefaßt werden. Dies betrifft hauptsächlich offene Fragen zum Stoffhaushalt der Auenökosysteme. Ausgehend von den erhöhten Schwermetallgehalten in den Elbauenböden ist das Gefährdungspotential prognostisch zu bewerten. Insbesondere die Schwermetallmobilität und -dynamik in Böden, Sicker- und Grundwässern sowie der Schwermetalltransfer in die Pflanzen sollten genauer untersucht werden, da aus diesen Erkenntnissen entscheidende Aussagen zur Gefahrenabschätzung für Grundwasser und Nutzpflanzen in den Auen abgeleitet werden können. Außerdem ergibt sich aufgrund der verhältnismäßig hohen Sulfatgehalte in Sicker- und Grundwässern der untersuchten Auengebiete ein Forschungsbedarf zur Charakterisierung der Schwefeleinträge. Hierzu wurden unter Anwendung schwefelisotopischer Analysemethoden erste Lösungsansätze gegeben, es bedarf aber weitergehender Untersuchungen zum Schwefelhaushalt, um die unterschiedlichen Quellen des Schwefeleintrages zu benennen.

9 Literatur

- AKIMA, H.A. (1978): A method of bivariate interpolation and smooth surface fitting for irregularly distributed data points. – *Transact. Math. Softw.*, 4/2: 148-159.
- AKIN, H. & SIEMES, H. (1988): *Praktische Geostatistik*. – 304 S.; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- ALTERMANN, M., FELDMANN, R. & STEININGER, M. (1997): Schwermetallgehalte der Böden im mitteldeutschen Ballungsraum – ein Überblick. – *UFZ-Bericht 15/1997*; Leipzig (UFZ).
- AMARELL, U. & KLOTZ, S. (1998): Struktur und Dynamik charakteristischer Pflanzenpopulationen und Vegetationstypen mitteldeutscher Auen. – In: Henle, K. (Hrsg.): *Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen (RIVA) – Zwischenbericht für den Zeitraum 9/97 bis 11/98*. – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume: 166 S.
- ANDERSON, M.P. & WOESSNER, W.W. (1991): *Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport*. – 381 S.; San Diego, USA (Academic Press).
- ANL (1991): *Erhaltung und Entwicklung von Flußauen in Europa*. – Laufener Seminarbeitr. 4/91.
- AUTORENKOLLEKTIV (1995): *Ständige Arbeitsgruppe der Biosphärenreservate Deutschland*. – In: *Biosphärenreservate in Deutschland. Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung*: 213-239; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- BÄHR, H.-P. & VÖGTLE, T. (Hrsg.) (1998): *Digitale Bildverarbeitung – Anwendung in Photogrammetrie, Kartographie und Fernerkundung*. – 3. Aufl.; Heidelberg (Wiechmann).
- BAIER, A. (1992): *Ein Beitrag zur Bestimmung der Wasserhaushaltsgröße Verdunstung aus hydrogeologischer Sicht*. – Dissertation A, Universität Erlangen-Nürnberg.
- BEAR, J. & VERRUIT, A. (1987): *Modeling groundwater flow and pollution*. – D. Reidel Publishing; Dordrecht, Holland.
- BEYER, W. (1964): Zur Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit von Kiesen und Sanden aus der Kornverteilungskurve. – *Wasserwirtschaft-Wassertechnik (WWT)*, 14: 165-168.
- BÖHNKE, R. & GEYER, S. (1999): Grundwasserdynamik und -beschaffenheit der Elbauen im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. – *Leipziger Geowissenschaften*, 11: 145-152.
- BÖHNKE, R., HEINRICH, K. & MEYENBURG, G. (1999): Untersuchungen zur Charakterisierung der Standorteigenschaften von Auenböden unter besonderer Berücksichtigung der Hydrodynamik und Nährstoffsituation. – In: FRIESE, K., KIRSCHNER, K., WITTER, B. (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse*. – *UFZ-Bericht 1/1999*: 123-127; Leipzig (UFZ).
- BÖHNKE, R. & GEYER, S. (2000a): Grundwasserdynamik in Auedimenten der Mittleren Elbe. – In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): *Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen*: 99-108; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- BÖHNKE, R. & GEYER, S. (2000b): Numerische Modellierung der Grundwasserdynamik in Flußauen der Mittel-Elbe. – In: *ATV-DVWK DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.): Gewässerlandschaften-Aquatic Landscapes*. – *ATV-DVWK-Schriftenreihe*, 9. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Einzugsgebietsmanagement, Tagungsband Teil 2: 228-229.
- BÖHNKE, R., GEYER, S. & KOWSKI, P. (2000): Using environmental isotopes $\delta^{18}\text{O}$ und $\delta^2\text{H}$ for identification of hydrological and transport processes in floodplain ecosystems of the river Elbe. – *Isotopes Environ. Health Stud.*, Vol. 36/4: 382-383.
- BÖHNKE, R. & GEYER, S. (2001a): Hydrodynamik und Stofftransport in Auen der Mittleren Elbe. – In: SCHOLZ, M., STAB, S., HENLE, K. (Hrsg.): *Indikation in Auen*. – *UFZ-Bericht 8/2001*: 57-60; Leipzig (UFZ).
- BÖHNKE, R. & GEYER, S. (2001b): Dreidimensionale Modellierung der Grundwasserströmung in einem Auengebiet der Mittleren Elbe. – In: SCHOLZ, M., STAB, S., HENLE, K. (Hrsg.): *Indikation in Auen*. – *UFZ-Bericht 8/2001*: 147-149; Leipzig (UFZ).

- BÖHNKE, R., GEYER, S. & KOWSKI, P. (2002): Using environmental isotopes ^2H and ^{18}O for identification of infiltration processes in floodplain ecosystems of the river Elbe. – *Isotopes Environ. Health Stud.*, Vol. 38/1: 17-29.
- BROWN, R.M. (1961): Hydrology of tritium in the Ottawa valley. – *Geochim. Cosmochim. Acta*, 21: 199-216.
- BUCHHOLZ, K. (1994): Analyse und Bilanzierung des Grundwassers in Teilgebieten des Biosphärenreservates "Mittlere Elbe". – unveröffentl. Diplomarbeit der Fachhochschule Magdeburg, 37 S.; Magdeburg.
- BUNDES-BODENSCHUTZGESETZ (BBodSchG) (1998): In: HOLZWARTH, F., RADTKE, H., HILGER, B., BACHMANN, G. (2000): Bundes-Bodenschutzgesetz/ Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Handkommentar, 2. Aufl. – Bodenschutz und Altlasten, Bd. 5: 47-273; Berlin (Erich Schmidt Verlag).
- BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG, FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE (BMBF) (Hrsg.) (1995): Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie). – Forschungskonzeption; Bonn.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR BILDUNG, FORSCHUNG UND TECHNOLOGIE (BMBF) (Hrsg.) (1998): Entwicklungskonzepte für eine Flußlandschaft (Elbe-Ökologie). – Projektinformation; Bonn.
- BUSCH, K.-F., LUCKNER, L. & TIEMER, K. (1993): Geohydraulik – 497 S., 3. Aufl., Lehrbuch der Hydrogeologie, Bd. 3; Berlin (Gebrüder Bornträger).
- CASTELLA, E., SPEIHT, M.C.D., OBRDLIK, P., LAVERY, T. & SCHNEIDER, E. (1994): A methodological approach to the use of invertebrates for the assessment of alluvial wetlands. – *Wetlands Ecol. Manage.* 3: 17-36.
- CASTRO, N.M. & HORNBERGER, G.M. (1991): Surface-subsurface water interactions in an alluviated mountain stream channel. – *Water Resources Research*, 27:1613-1621.
- CLARK, I. & FRITZ, P. (1997): *Environmental Isotopes in Hydrogeology*. – 328 S.; Boca Raton, New York (Lewis Publishers).
- CRAIG, H. (1961): Isotopic variations in meteoric waters. – *Science*, 133: 1702-1703.
- DAVIS, J.C. (1973): *Statistics and data analysis in geology*. – New York (Wiley & Sons).
- DEHNER, U., FELDHAUS, D. & VILLWOCK, G. (2000): Zur Kennzeichnung von Schwermetall-Hintergrundgehalten in Auenböden in den Flußsystemen der Saale und mittleren Elbe. – In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: 227-236; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- DEUTSCHES GEWÄSSERKUNDLICHES JAHRBUCH (1997): Elbegebiet, Teil I. Von der Grenze zur CR bis zur Havelmündung. – 1997 (1.11.1996-31.12.1997); Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle/Saale.
- DIN 19683 (1973): Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau, Physikalische Laboruntersuchungen. – Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN); Berlin (Beuth-Verlag).
- DIN 38402-13 (1985): Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Allgemeine Angaben (Gruppe A), Teil 13: Probenahme aus Grundwasserleitern. – Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN); Berlin (Beuth-Verlag).
- DIN 4022-1 (1987): Benennen und Beschreiben von Boden und Fels, Teil 1, Schichtenverzeichnisse ohne durchgehende Gewinnung gekernter Proben im Boden und Fels. – Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN); Berlin (Beuth-Verlag).
- DIN 38410-1 (1987): Allgemeine Hinweise, Planung und Durchführung von Fließgewässeruntersuchungen. – Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN); Berlin (Beuth-Verlag).
- DIN 18130-1 (1989): Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes, Teil 1. – Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN); Berlin (Beuth-Verlag).
- DIN 18123 (1996): Untersuchung von Bodenproben; Bestimmung der Korngrößenverteilung. – Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN); Berlin (Beuth-Verlag).
- DIN 38409-3 (1997): Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen (Gruppe H), Bestimmung des gesamten organisch gebundenen Kohlenstoffs. – Normenausschuß Bauwesen im Deutschen Institut für Normung (DIN); Berlin (Beuth-Verlag).
- DISTER, E. (1985): Auenlebensräume und Retentionsfunktion. – *Laufener Seminarbeiträge* 3/85: 74-90.

- DISTER, E. (1995): Die Bedeutung von Auwald. Fachtagung "Neuanlage von Auwald - Teil einer Regeneration von Auenlandschaften" am 25.04.1995 in Kassel. Schutzgemeinschaft Deutscher Wald - Landesverband Hessen e.V. - und DVWK.
- DISTER, E. (2000): Geleitwort. - In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: V-VI; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- DÖRHOFFER, G. & JOSOPAIT, V. (1997): Grundwasserneubildung und ihre Ermittlung. - Grundwasser, 2/2: 77-80.
- DVWK (1990): Methodensammlung zur Auswertung und Darstellung von Grundwasserbeschaffenhkeitsdaten. - DVWK-Schriften, 89; Hamburg, Berlin (Parey).
- DVWK (1991): Hydraulische Berechnung von Fließgewässern. - Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 220; Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- DVWK (1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. - Regeln zur Wasserwirtschaft, 128; Hamburg, Berlin (Parey).
- DVWK (1993): Aussagekraft von Gewässergüteparametern. Teil I: Allgemeine Kenngrößen, Nährstoffe, Spurenstoffe und anorganische Schadstoffe, Biologische Kenngrößen. - Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 227; Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- DVWK (1995): Speicher-Durchfluß-Modelle zur Bewertung des Stoffein- und Stoffaustrags in unterschiedlichen Grundwasser-Zirkulationssystemen. - DVWK-Schriften, 109; Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. - Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 238; Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- DVWK (1997): Tiefenorientierte Probenahme aus Grundwassermeßstellen. - Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 245; Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- DVWK (1998): Feuchtgebiete-Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte. - Merkblätter zur Wasserwirtschaft, 248; Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- DWD - DEUTSCHER WETTERDIENST (1996): Gutachten über mittlere monatliche Niederschlags- und Verdunstungshöhen für den Raum nördlich von Magdeburg, unveröffentl. Bericht; DWD Offenbach a. M.
- DWD - DEUTSCHER WETTERDIENST (1997-1999): Monatlicher Witterungsbericht; DWD Offenbach a. M.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W. & PAULISEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica, 18: 1-248.
- EISSMANN, L. (1968): Überblick über die Entwicklung des Tertiärs in der Leipziger Tieflandsbucht. - Sächs. Heimatbl., 14/1: 25-37.
- EISSMANN, L. (1975): Das Quartär der Leipziger Tieflandsbucht und angrenzender Gebiete um Saale und Elbe. - Schriftenreihe für geol. Wiss., 2; Berlin (Akademie-Verlag).
- EISSMANN, L. & LITT, T. (1994): Das Quartär Mitteldeutschlands - Ein Leitfaden und Exkursionsführer. Mit einer Übersicht über das Präquartär des Saale-Elbe-Gebietes. - Altenburger Naturwiss. Forschungen, 7: 458 S.; Altenburg.
- FAULHABER, P. (1998): Entwicklung der Wasserspiegel- und Sohlenhöhen in der deutschen Binnenelbe innerhalb der letzten 100 Jahre - Einhundert Jahre „Elbestromwerk“. - Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe, 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar; Stuttgart, Leipzig (Teubner).
- FAULHABER, P. (2000): Untersuchung der Auswirkung von Maßnahmen im Elbevorland auf die Strömungssituation und die Flußmorphologie. - In: ATV-DVWK DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.): Gewässerlandschaften-Aquatic Landscapes. - ATV-DVWK-Schriftenreihe, BMBF Symposium Elbeforschung, Tagungsband Teil 1: 297-320.
- FINCK, A. (1982): Pflanzenernährung in Stichworten. - 195 S., 4. Aufl.; Kiel (Hirt).
- FOECKLER, F. (1990): Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. - Berichte Bayr. Akad. Naturschutz Landschaftspfl., Beih. 7.

- FOECKLER, F. & BOHLE, H. (1991): Fließgewässer und ihre Auen - prädestinierte Standorte ökologischer und naturschutzfachlicher Grundlagenforschung. – In: HENLE, K., KAULE, G. (Hrsg.): Arten und Biotopschutzforschung für Deutschland. – Forschungszentrum Jülich: 236-266.
- FOECKLER, F., ORENDT, C. & BURMEISTER, E.G. (1995): Bioökologische Typisierung von Auengewässern des Donauraumes Straubing anhand von Makroinvertebratengesellschaften. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 101 - Large Rivers 9, 3/4: 229-308.
- FOLLNER, K. (2001): Wasserstände in Auen - eine Methode der Rückrechnung aus Flußpegel und Wetterdaten. – In: HENLE, K. (Hrsg.): Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen (RIVA) - Abschlußbericht der Ergebnissynthese für den Zeitraum 2/01 bis 9/01 (Anschlußphase). – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume: 107 S.
- FÖRSTNER, U. & MÜLLER, G. (1974): Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung. – 225 S.; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- FORSTKARTE (1862): Karte des Steckbyer Forstes, Sect. II die Haide. – Landesarchiv Oranienbaum; F 209.
- FRASER, B.G. & WILLIAMS, D.D. (1998): Seasonal boundary dynamics of a groundwater/surface-water ecotone. – Ecology, 79: 2019-2031.
- FRITZ, P. & FONTES, J.-C. (eds.) (1989): Handbook of Environmental Isotope Geochemistry. – vol. 1-4; Amsterdam, Oxford, New York (Elsevier).
- FRY, B., RUF, W., GEST, H. & HAYES, J.M. (1988): Sulphur isotope effects associated with oxidation of sulphide by O_2 in aqueous solution. – Chemical Geology (Isotope Geoscience Section), 73: 205-210.
- FUCHS, E. & RINK, M. (2001): Modellbildung im RIVA-Projekt. – In: SCHOLZ, M., STAB, S., HENLE, K. (Hrsg.): Indikation in Auen. – UFZ-Bericht 8/2001: 125-132; Leipzig (UFZ).
- FUHRMANN, R. (1999): Klimaschwankungen im Holozän nach Befunden aus Talsedimenten Mitteldeutschlands. – Altenburger Naturwissenschaftliche Forschungen, 11: 1-63; Altenburg.
- FUHRMANN, R. & HÄNDEL, D. (1991): Holsteinwarmzeitliche Sedimente bei Wildschütz und Dahlen (Sachsen) und das Alter der Dahlemer Endmoräne. – Z. geol. Wiss., 19: 261-268; Berlin.
- FURTAK, H. & LANGGUTH, H.R. (1967): Zur hydrochemischen Kennzeichnung von Grundwässern und Grundwassertypen mittels Kennzahlen. – Mem. IAH Congress, 1965 VII: 86-96; Hannover.
- GELLER, W., PUNCOCHAR, P., BORNHÖFT, D., BOUCEK, J., FELDMANN, H., GUHR, H., MOHAUPT, V., SIMON, M., SMRTAK, J., SPOUSTOVA, J. & UHLMANN, O. (1998): Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe, 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar. – UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH; Stuttgart, Leipzig (B.G. Teubner).
- GEOMETRISCHER PLAN Nr. 4 (1747): Von dem großen Schleisen-Heger in Wörlitzer Forst. – Landesarchiv Oranienbaum, Karte D 262; Dessau.
- GERKEN, B. (1988): Auen - verborgene Lebensadern der Natur. – Freiburg (Rombach).
- GEYER, S., BRANDT, O. & HENLE, K. (2000): Die funktionale Analyse von Auen mit Hilfe von „Hydrogeomorphen Einheiten“ - eine Methode zur Bewertung von Auenlandschaften. – In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: 413-420; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- GEYH, M.A. (1983): Physikalische und chemische Datierungsmethoden in der Quartärforschung. – Clausthaler Tektonische Hefte, 19; Clausthal-Zellerfeld (Verlag Ellen Pilger).
- GIESEMANN, A., SCHULZ, H., JUNG, K., GEHRE, M., SCHÜÜRMAN, G. & WEIGEL, H.-J. (2000): Natural Isotope Variations of Sulfur as an Indication of atmospheric depositions on pine stands. – In: BRUNOLD, C., RENNINGER, H., DE KOK, L.J., STULEN, I., DAVIDIAN, J.-C. (eds): Sulfur Nutrition and Sulfur Assimilations in higher plants: 235-238; Bern, Schweiz (Paul Haupt).
- GONFIANTINI, R. (1986): Environmental isotopes in lakes studies. – In: FRITZ, P., FONTES, J.-CH. (eds.): Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, Vol. 2: 113-168; Amsterdam (Elsevier).

- GLUGLA, G., ENDERLEIN, R. & EYRICH, A. (1976): Das Programm RASTER - Ein effektives Verfahren zur Berechnung der Grundwasserneubildung im Lockergestein. - *Geowissenschaften*, 13 (8/9): 291-296.
- GRISCHEK, T., DEHNERT, J., NESTLER, W., NEITZEL, P. & TRETTIN, R. (1995): Groundwater flow and quality in an alluvial aquifer recharged from river bank filtration. Torgau Basin, Germany. - *Geomorphology and Groundwater*: 21 - 35; Chichester, New York (Wiley).
- GRISCHEK, T., MACHELEIDT, W. & NESTLER, W. (2000): Hydrochemische Erfassung des Stoffaustausches zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser in der Torgauer Elbaue. - In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: 119-128; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- GRÖNGRÖFT, A., SCHWARTZ, R. & MIEHLICH, G. (2000): Wirkung eines Winterhochwassers auf Grundwasserstand, Luftgehalt und Redoxspannung eines eingedeichten Auenbodens. - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. - *Angewandte Landschaftsökologie*, 37: 277-282; Bonn, Bad Godesberg.
- HAPE, M., KATZUR, L. & BLEYEL, B. (2000): Vergleich verschiedener Verfahren für die Entwicklung eines digitalen Höhenmodells (DGM) für einen Ausschnitt der Elbtalaue. - In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: 169-178; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- HARBAUGH, A.W. & McDONALD, M.G. (1996): User's documentation for MODFLOW-96, an update to the U.S. Geological Survey modular finite-difference ground-water flow model. - USGS Open-File Report: 96-486.
- HARVEY, J.W. & BENCALA, K.E. (1993): The effect of streambed topography on surface-subsurface water exchange in mountain catchments. - *Water Resources Research*, 29: 89-98.
- HAZEN, A. (1893): Some physical properties of sands and gravels with special reference to their use in filtration. - *Ann. Rep. Mass. State Bd. Health*, 24: 541-556.
- HEBERT, D. (1997): Isotopenmethoden in der Hydrogeologie - Physikalische Grundlagen und Anwendungsmethodik. - *Wiss. Mitt. Inst. Geol.*, Heft 2; TU Bergakademie Freiberg.
- HEBERT, D., JORDAN, H. & KUNZ, A. (1985): Anwenderrichtlinie für den Einsatz von Isotopenmethoden in der Hydrogeologie. - Bergakademie Freiberg.
- HEINRICH, K., RINKLEBE, J. & NEUE, H.-U. (1999): Die Variabilität des Redoxpotentials von Auenböden in Abhängigkeit von der Überflutungsdauer. - *Leipziger Geowissenschaften*, 11: 139-144.
- HEINRICH, K., RINKLEBE, J. & NEUE, H.-U. (2001): Prognose von Redoxpotentialveränderungen in Auenböden der Elbe. - In: SCHOLZ, M., STAB, S., HENLE, K. (Hrsg.): Indikation in Auen. - *UFZ-Bericht 8/2001*: 69-73; Leipzig (UFZ).
- HELMS, M., IHRINGER, J. & BELZ, S. (2000): Ergebnisse des Verbundvorhabens "Morphodynamik der Elbe": Hydrologische Analyse. - In: ATV-DVWK DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.): Gewässerlandschaften-Aquatic Landscapes. - ATV-DVWK-Schriftenreihe, BMBF Symposium Elbeforschung, Tagungsband Teil 1: 207-213.
- HENNING, D. & LIEBSCHER, H.-J. (1979): Verdunstung. - In: KELLER, A. ET AL.: Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland, Textband. - Boppard: 75-89.
- HENNINGSSEN, D. & KATZUNG, G. (1998): Einführung in die Geologie Deutschlands. - 244 S., 5., neu bearb. Aufl.; Stuttgart (Enke).
- HENRICHFREISE, A. (1981): Zum Naturschutzwert der Wälder in der badischen Rheinaue. - *Natur u. Landschaft*, 56: 359-362.
- HENRICHFREISE, A. (1996): Uferwälder und Wasserhaushalt der Mittelbe in Gefahr. - *Natur und Landschaft*, 71, H. 6: 246-248.
- HENRICHFREISE, A. (2000): Zur Erfassung von Grundwasserstandsschwankungen in Flußauen als Grundlage für Landeskultur und Planung - Beispiele von der Donau. - In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. - *Angewandte Landschaftsökologie*, 37: 13-21; Bonn, Bad Godesberg.

- HGN - VEB HYDROGEOLOGISCHE ERKUNDUNG NORDHAUSEN (1967): Hydrogeologische Erkundung Dessau-Wörlitz. – unveröffentl. Ergebnisbericht Wörlitz; Nordhausen.
- HGN - VEB HYDROGEOLOGISCHE ERKUNDUNG NORDHAUSEN (1989): Hydrogeologischer Ergebnisbericht Vorerkundung Klieken. – unveröffentl. Ergebnisbericht Klieken; Nordhausen.
- HILBIG, W., JAGE, H. & REICHHOFF, L. (1987): Die gegenwärtige Verbreitung der Wasserpflanzen im Mittelbegebiet (Abschnitt zwischen Elster- und Saalemündung). – Naturwiss. Beiträge Museum Dessau, 4.
- HILLER, A., LITT, T. & EISSMANN, L. (1991): Zur Entwicklung der jungquartären Tieflandstäler im Saale-Elbe-Raum unter besonderer Berücksichtigung von ^{14}C -Daten. – Eiszeitalter u. Gegenwart, 41: 26-46; Hannover.
- HÖLTING, B. (1996): Hydrogeologie. – 441 S., 5. Aufl.; Stuttgart (Enke).
- HOLZBECHER, E. (1996): Modellierung dynamischer Prozesse in der Hydrologie: Grundwasser und ungesättigte Zone. – 211 S.; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- HOLZWARTH, F., RADTKE, H., HILGER, B., BACHMANN, G. (2000): Bundes-Bodenschutzgesetz/Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Handkommentar, 2. Aufl. – Bodenschutz und Altlasten, Bd. 5: 47-273; Berlin (Erich Schmidt Verlag).
- HORNBURG, V. & BRÜMMER, G. W. (1993): Einflußgrößen der Schwermetallmobilität und -Verfügbarkeit in Böden. Mengen- und Spurenelemente. – 10. Arbeitstagung der Universitäten Jena und Leipzig, Bd. 2: 415-423.
- HÜGIN, G., & HENRICHFREISE, A. (1992): Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. – Schr.-R. Vegetationskunde, 24: 1-48.
- HYDROGEOLOGISCHE KARTE DER DDR (HK50) (1984): Blatt Dessau NW/Dessau NO 1006-1/2, Maßstab 1:50.000. – ZGI Zentrales Geologisches Institut (Hrsg.); Berlin.
- HYDROGEOLOGISCHE KARTE DER DDR (HK50) (1984): Blatt Staßfurt/Calbe (Saale) 1005-1/2, Maßstab 1:50.000. – ZGI Zentrales Geologisches Institut (Hrsg.); Berlin.
- IKSE (1994): Ökologische Studie zum Schutz und zur Gestaltung der Gewässerstrukturen und der Uferandregionen der Elbe. – unveröffentl. Bericht; Magdeburg.
- IKSE (1995): Aktionsprogramm Elbe. – unveröffentl. Broschüre.
- IKSE (1996): Analyse der hydrologischen Aspekte der Entstehung von Hochwasser an der Elbe und deren Vorhersage. – unveröffentl. Bericht; Magdeburg.
- JÄGER, K. D. (1962): Über Alter und Ursachen der Auelehmablagerungen thüringischer Flüsse. – Prähist. Zeitschr., 40: 1-60; Berlin.
- JÄHRLING, K.-H. (1993): Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die Struktur der Elbauen - prognostisch mögliche ökologische Verbesserungen. – unveröffentl. Bericht, Staatliches Amt f. Umweltschutz; Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1995): Deichrückverlegungen im Bereich der Mittel- und Unterelbe - Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion. – Arch. Hydrobiol. Suppl. 101 - Large Rivers 9, 3/4: 651-674.
- JORDAN, H. & WEDER, H.-J. (Hrsg.) (1995): Hydrogeologie - Grundlagen und Methoden. – 598 S., 2. Aufl.; Stuttgart (Enke).
- KATZUNG, G. & EHMKE, G. (1993): Das Prätertiär in Ostdeutschland. Strukturstockwerke und ihre regionale Gliederung. – 125 S.; Köln (Sven von Loga).
- KINZELBACH, W. (1986): Groundwater modeling. An introduction with sample programs in BASIC. – Developments in water science, 25: 333 S.; New York (Elsevier).
- KINZELBACH, W. & RAUSCH, R. (1995): Grundwassermodellierung. Eine Einführung mit Übungen. – 283 S.; Stuttgart, Berlin (Gebrüder Borntraeger).
- KLIMADATEN DER DDR (1987): Klimatologische Normalwerte 1951/80. – Reihe B, Bd. 14; Meteorologischer Dienst der DDR, Potsdam.
- KNIEF, K. (1998): Isotopenbiogeochemische Untersuchungen über Umsetzungsprozesse des Schwefels in Agrarökosystemen mittels stabiler Isotope ^{34}S und ^{18}O . – Dissertation, Universität München, UFZ-Bericht 12/1998; Leipzig (UFZ).

- KNÖLLER, K. (2000): Anwendung stabiler Umweltisotope zur Bewertung hydrochemischer Zustände und Prozesse in Folgelandschaften des Braunkohlebergbaus. – Dissertation, Universität Leipzig, UFZ-Bericht 33/2000; Leipzig (UFZ).
- KNOTH, W. (1964): Zur Kenntnis der pleistozänen Mittelterrassen der Saale und Mulde nördlich von Halle. – *Geologie*, 13: 598-616.
- KNOTH, W. & SCHWAB, M. (1972): Abgrenzung und Bau der Halle-Wittenberger Scholle. – *Geologie*, H. 3: 1153-1172.
- KOFALK, S. & KÜHLBORN, J. (2001): Die Einbindung des RIVA-Projektes in die Arbeiten des Forschungsverbundes Elbe-Ökologie. – In: SCHOLZ, M., STAB, S., HENLE, K. (Hrsg.): Indikation in Auen. – UFZ-Bericht 8/2001: 9-13; Leipzig (UFZ).
- KÖPPEL, J., BAUER, H.J. & BUCK, W. (1994): Die Auswahl UVP-relevanter Indikatoren bei Maßnahmen an Fließgewässern. – In: GRÜNEWALD, U. (Hrsg.): Wasserwirtschaft und Ökologie. – Taunusstein: 109-117.
- KREMSA, J. & MAUL, C. (2000): Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Elbe mit Auswertung der Erfahrungen der Hochwasser 1997, 1998 und 2000 im Bereich der Oberen Elbe auf dem Gebiet der Tschechischen Republik. – In: ATV-DVWK DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.): Gewässerlandschaften-Aquatic Landscapes. – ATV-DVWK-Schriftenreihe, 9. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Einzugsgebietsmanagement, Tagungsband Teil 2: 185-188.
- KROUSE, H.R. & GRINENKO, V.A. (1991): Stable Isotopes: Natural and anthropogenic sulphur in the environment. – Scope 43, Chichester (Wiley).
- KRÜGER, A. (1995): Eigenschaften und Dynamik von umweltrelevanten Metallen in Böden und Fließgewässern unter dem Einfluß von Huminstoffen. – Dissertation A, Universität Leipzig.
- KRÜGER, F., BÜTTNER, O., FRIESE, K., MEISSNER, R., RUPP, H. & SCHWARTZ, R. (1997): Lokalisation der Schwermetallbelastung durch Simulation des Überflutungsregimes in einer ausgewählten Elbaue bei Wittenberge. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 85: 949-952.
- KRÜGER, F., PRANGE, A., JANTZEN, E., TREJTNAR, K. & MIEHLICH, G. (1998): Geogene Hintergrundwerte. – Zeitschrift f. Wasserwirtschaft, Wassertechnik (WWT), 7/1998: 16-19.
- KRÜGER, F., KUNERT, M., BÜTTNER, O., FRIESE, K., RUPP, H., MEISSNER, R. & MIEHLICH, G. (1999): Hochwasser-gebundener Schadstoffeintrag an der Elbe bei Wittenberge. – In: FRIESE, K., KIRSCHNER, K., WITTER, B. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse. – UFZ-Bericht 1/1999: 17-20; Leipzig (UFZ).
- KRÜGER, F., MIEHLICH, G. & FRIESE, K. (2000): Schadstoffpufferkapazitäten von Vorlandböden an der Mittleren Elbe. – In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: 189-198; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (Hrsg.) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. – Berlin (Kulturbuchverlag).
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (LAU) (Hrsg.) (1996-1999): Gewässergütebericht Sachsen-Anhalt: Jahre 1996, 1997, 1998, 1999; Halle/Saale (Selbstverlag).
- LANGGUTH, H.-R. & VOIGT, R. (1980): Hydrogeologische Methoden. – Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- LEGE, T., KOLDITZ, O. & ZIELKE, W. (1996): Strömungs- und Transportmodellierung. – In: BGR Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (Hrsg.): Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten. – 418 S., Band 2; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- LIEBE, F., WELP, G. & BRÜMMER, G.W. (1997): Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. – Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Bd. 2: 383 S.; Essen (Landesumweltamt NRW).
- LINSTOW, O. VON (1905): Über Verbreitung und Transgression des Septarientones (Rupeltones) im Gebiet der mittleren Elbe. – Jahrbuch der königl. Preuss. Geologischen Landesanstalt, 25 (2): 295-322; Berlin.
- LQ - LITHOFAZIESKARTE QUARTÄR (1973): Blatt Magdeburg Süd 2264, Maßstab 1:50.000. – ZGI Zentrales Geologisches Institut (Hrsg.); Berlin.

- LQ - LITHOFAZIESKARTE QUARTÄR (1981): Blatt Dessau 2365, Maßstab 1:50.000. – ZGI Zentrales Geologisches Institut (Hrsg.); Berlin.
- MALLEN, G. (2000): Isotopenanalytische Charakterisierung hydrodynamischer und biogeochemischer Prozesse in Uferfiltrat und landseitigen Grundwässern der Torgauer Elbtalwanne unter besonderer Berücksichtigung der Herkunft und Umwandlungen von Kohlenstoff- und Schwefelspezies. – Dissertation, Universität Leipzig, UFZ-Bericht 9/2000; Leipzig (UFZ).
- MALLEN, G., GEYER, S., TRETIN, R., STRAUCH, G., GEHRE, M. & GRISCHEK, T. (1998): Contribution from carbon and sulphur isotopes to the evaluation of biochemical processes in groundwater systems controlled by river bank filtration: an example from the Torgau aquifer (Saxony, Germany). – Isotope techniques in the study of environmental change, IAEA-SM-349/32: 389-401; Vienna.
- MALOSZEWSKI, P. & TRIMBORN, P. (1997): Erfassung der Uferfiltration im Bereich eines Trinkwassereinzugsgebietes der Stadt Augsburg. – GSF-Bericht 3/97: 30-44.
- MALTYBY, E., HOGAN, D.V. & MCINNES, R.J. (1996): Functional Analyses of European Wetland Ecosystems - Phase I (FAEWE). – Europ. Comm. Ecosyst. Res. Rep., 18; Brüssel.
- MATHERON, G. (1971): The theory of regionalized variables and its applications. – 211 S., Cah. Cent. Morphol. Math., 5, École Nationale Supérieure des Mines, Paris, Frankreich.
- MATTHEB, G. (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers. – 498 S., 3. Aufl.; Berlin (Gebrüder Bornträger).
- MAYER, B. (1993): Untersuchungen zur Isotopengeochemie des Schwefels in Waldböden und neu gebildetem Grundwasser unter Wald. – GSF-Bericht, Inst. F. Hydrologie 2/93: 179 S.; Neuherberg.
- MCDONALD, M.G. & HARBAUGH, A.W. (1988): A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey Techniques of Water Resources Investigations. – Book 6, Chapter A1; Denver.
- MEISSNER, R., GUHR, H., RUPP, H., SEEGER, J. & SPOTT, D. (1994): Heavy Metal Content of Soils and Sediments of the River Elbe in Selected Parts of East Germany. – Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung, 35: 1-9; Berlin (Parey).
- MEYENBURG, G., SCHWARTZ, R., RINKLEBE, J., FITTSCHEN, R. & KUTZBACH, L. (1999): Transektkartierungen in Auen der Mittleren Elbe: ein bodenkundlich-morphologischer Vergleich zweier Untersuchungsgebiete. – In: FRIESE, K., KIRSCHNER, K., WITTER, B. (Hrsg): Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse. – UFZ-Bericht 1/1999: 157-159.
- MONTENEGRO, H., HOLFELDER, T., & WAWRA, B. (1999): Untersuchung der Wechselwirkungen zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser in Flußauen. – Auenreport, Sonderband 1: 27-40.
- MOSER, H. & RAUERT, W. (1980): Lehrbuch der Hydrogeologie Bd. 8. Isotopenmethoden in der Hydrologie. – Kapitel 4: 335-358; Berlin, Stuttgart (Gebrüder Borntraeger).
- MÜLLER, A. (1973): Beitrag zum Quartär des Elbegebietes zwischen Riesa und Wittenberg unter besonderer Berücksichtigung der Elbtalwanne. – Z. geol. Wiss., 1; Berlin.
- MÜLLER, A. (1988): Das Quartär im mittleren Elbegebiet zwischen Riesa und Dessau-Halle. – Dissertation A; Universität Halle.
- MÜLLER, U. (1997): Beziehungen zwischen urbanen Flächennutzungsstrukturen und klimatischen Verhältnissen am Beispiel der Stadtregion Leipzig. – UFZ-Bericht 2/1997, Stadtökologische Forschungen Nr. 11; Leipzig (UFZ).
- MURPHY, K.J., CASTELLA, E., CLÉMENT, B., HILLS, J.M., OBRDLIK, P., PULFORD, I.D., SCHNEIDER, E. & SPEIGHT, M.C.D. (1994): Biotic indicators of riverine wetland ecosystem functioning. – In: MITSCH, W.J. (ed.): Global Wetlands. Old World and New. – 659-682; Amsterdam (Elsevier).
- N-A-U-Karte (1921-1940) über das Gebiet der DDR 1:200.000 (1959): Institut für Wasserwirtschaft (Hrsg.); Berlin.
- NEUMEISTER, H., KRÜGER, A. & SCHNEIDER, B. (1997): Problems of artificial flooding of flood plain forests in an industrial region in Germany. – Global Ecology and Biogeography Letters, 6: 197-209; Oxford.
- NIELSEN, H., PILOT, J., GRINENKO, L.N., GRINENKO, V.A., LEIN, A.YU., SMITH, J.W. & PANKINA, R.G. (1991): Lithospheric sources of sulphur. – In: KROUSE, H.R. & GRINENKO, V.A. (eds.): Stable isotopes. Natural and anthropogenic sulphur in the environment. – Scope 43: 65-132; Chichester (Wiley).

- PEARSON, F.J.JR. & RIGHTMIRE, C.T. (1980): Sulphur and Oxygen isotopes in aqueous sulphur compounds. – In: FRITZ, P., FONTES, J.-C. (eds.): Handbook of environmental isotopes geochemistry. – vol. 1: 227-258; Amsterdam, Oxford, New York (Wiley).
- PEKDEGER, A. & SCHULZ, H.-D. (1975): Ein Methodenvergleich des k_f -Wertes von Sanden. – *Meyniana*, 27: 35-40.
- PETER, W., FOLLNER, K., GLÄSER, J. & HENLE, K. (1999): Überprüfung der Höhengenaugigkeit eines Digitalen Geländemodells im Deichvorland der Mittelbe mit einem differentiellen globalen Positionierungssystem (DGPS). – In: FLAKE, M., SEPPELT, R., SÖNDGERATH, D. (Hrsg.): Umweltsystemanalyse. Dynamik natürlicher und anthropogener Systeme und ihre Wechselwirkungen. – *Landschaftsökologie und Umweltforschung*, 33: 53-57.
- POPP, P., FEIST, B., NIEHUS, B., PEKLO, G. & THUSS, U. (1997): Vorkommen und Verteilung von toxisch relevanten organischen Komponenten und Schwermetallen in ausgewählten Untersuchungsgebieten. – *UFZ-Bericht 25/1997*; Leipzig (UFZ).
- PRANGE, A., von Tümping, W., NIEDERGESÄß, R. & JANIZEN, E. (1997): Geogene Hintergrundwerte und zeitliche Belastungsentwicklung: Abschlußbericht. – GKSS-Forschungszentrum Geesthacht GmbH, Bd. 3/3: 405 S.
- PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE (1998): Bestandsanalyse und Erstbewertung der verfügbaren Unterlagen zur Grundwasser-/Auenproblematik. Studie für den Forschungsverbund Elbe-Ökologie, erarbeitet von HGN Hydrogeologie Nordhausen. – Koblenz-Berlin.
- QUAST, J., MERZ, CH. & STEIDL, J. (2000): Überlagerung von Grundwasserdynamik und Stoffumwandlungsprozessen in Grundwasserleitern von Flußauen mit eingedeichten Poldern. – In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: 149-158; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- QUENTIN, K.-E. (1988): Trinkwasser - Untersuchung und Beurteilung von Trink- und Schwimmbadwasser. – Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- REICHHOFF, L. (1981): Die Landschaft an Mittelbe und unterer Mulde. Der Wasserhaushalt der Aue. – *Dessauer Kalender*, 25: 18-22; Dessau.
- REICHHOFF, L. (1991): Das Biosphärenreservat Mittlere Elbe. – *Naturschutz Land Sachsen-Anhalt*, 28, Heft 1/2
- REICHHOFF, L. & REFIO, K. (1997): Pflege- und Entwicklungs (Rahmen-) Plan des Biosphärenreservates „Mittlere Elbe“. – unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Ministeriums f. Raumordnung und Landwirtschaft d. Landes Sachsen-Anhalt; Dessau.
- REICHHOFF, L. & REUTER, B. (1985): Die Landschaft an Mittelbe und unterer Mulde. Die Böden der Elbtalniederung. – *Dessauer Kalender*, 29: 88-91; Dessau.
- RENKA, R.J. (1984): Interpolation of the data on the surface of a sphere. – *ACM Transactions on Mathematical Software*, 10: 417-436.
- RICHTER, A., EULENBERGER, S., FISCHER, F., HEBERT, D. & MERKEL, B. (1994): Isotopenuntersuchungen im Bereich der Deponie „Weißer Weg“ in Chemnitz. – In: *Proceedings Isotopenkolloquium Freiberg 1994*: 199-212; TU Bergakademie Freiberg.
- RINKLEBE, J., FRANKE, C., HEINRICH, K., NEUMEISTER, H. & NEUE, H.-U. (1999): Die Verteilung von Schwermetallen in Bodenprofilen von Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. – *Leipziger Geowissenschaften*, 11: 129-138.
- RINKLEBE, J., HEINRICH, K. & NEUE, H.-U. (2000a): Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - ihre Klassifikation und Eigenschaften. – In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: 37-46; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- RINKLEBE, J., MARAHRENS, S., BÖHNKE, R., AMARELL, U. & NEUE, H.-U. (2000b): Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. – In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: 27-35; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).

- RINKLEBE, J., BÖHNKE, R., FRANKE, C., HEINRICH, K., GEYER, S. & NEUE, H.-U. (2000c): Schwermetallverteilung in Auenböden und Sedimenten der Mittlere Elbe anhand von Tiefenprofilen. – In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. – Angewandte Landschaftsökologie, 37: 321–324; Bonn, Bad Godesberg.
- RINKLEBE, J., HELBACH, C., FRANKE, F. & NEUE, H.-U. (2000d): Großmaßstäbige Bodenformenkarte der "Schöneberger Wiesen" bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. – In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. – Angewandte Landschaftsökologie, 37: 325–328; Bonn, Bad Godesberg.
- RINKLEBE, J., EHLMANN, O. & NEUE, H.-U. (2001): Bodenmikromorphologische Studien von fluvialen Schichtungen, von Pyriten sowie der Verwitterung von Quarzen und Eisenoxiden in einem Gley aus Auensand über tiefem Auenschluffton. – In: SCHOLZ, M., STAB, S., HENLE, K. (Hrsg.): Indikation in Auen. – UFZ-Bericht 8/2001: 154–157; Leipzig (UFZ).
- ROSENZWEIG, S. (2001): Anwendung ökologischer Modelle in GIS. – In: SCHOLZ, M., STAB, S., HENLE, K. (Hrsg.): Indikation in Auen. – UFZ-Bericht 8/2001: 139–142; Leipzig (UFZ).
- RUSKE, R. (1964): Das Pleistozän zwischen Halle (Saale), Bernburg und Dessau. – Geologie, 13: 570–597.
- SCHAFMEISTER, M.-TH. (1999): Geostatistik für die hydrogeologische Praxis. – Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- SCHAFMEISTER, M.-TH. & PEKDEGER, A. (1994): Der Einsatz geostatistischer Verfahren zur Regionalisierung hydrogeologischer Prozesse und Parameter. – In: MATSCHULLAT, J., MÜLLER, G. (Hrsg.): Geowissenschaften und Umwelt. – 145–150; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- SCHAUER, W. (1966): Der Biber im Naturschutzgebiet „Steckby-Lödderitzer Forst“. – Naturschutz und naturkundl. Heimatforschung in den Bezirken Halle und Magdeburg, 3, H. 1: 36–45.
- SCHAEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. – 494 S., 14. Aufl.; Stuttgart (Enke).
- SCHRÖDER, W., VETTER, L. & FRÄNZLE, O. (1994): Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie. – 346 S.; Braunschweig (Vieweg).
- SCHWARTZ, R. (1999): Beurteilung der Stoffeinträge über frische Schlämme für die Böden in der rezenten Aue und in zukünftigen Außendeichflächen der unteren Mittel-Elbe. – Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 44: 84–92.
- SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. – 465 S., 8. Aufl.; Stuttgart (Fischer).
- SHEPARD, D. (1968): A two dimensional interpolation function for irregularly spaced data. – Proceedings 23rd ACM National Conference: 517–524.
- SIMON, M. (1994): Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Elbe. – Zeitschr. f. Wasserwirtschaft-Wassertechnik (WWT), 7: 25–31.
- SIMON, M. (1996): Anthropogene Einflüsse auf das Hochwasserabflußverhalten im Einzugsgebiet der Elbe. – Wasser und Boden, 48: 19–23.
- SOMMER, TH., HESSE, G., LUCKNER, L. & BÜCHEL, G. (2000): Grundwasserströmung und Stoffwandlung in Flußauen am Beispiel der Unstrut. – In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: 139–148; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- SPECIALKARTE (1840): Spezialkarte von dem in der Elbaue gelegenen Theilen der Wörlitzer Forst, im Jahre 1840 entworfen von Stellbogen. – Landesarchiv Oranienbaum, Karte D 276; Dessau.
- SPITZ, K. & MORENO, J. (1996): A practical guide to groundwater and solute transport modeling. – 461 S.; New York, USA (Wiley & Sons).
- STAB, S., AMARELL, U. & RINK, M. (2000): Indikation ökologischer Veränderungen in Auen. – In: Bundesanstalt für Gewässerkunde Koblenz-Berlin, Projektgruppe Elbe-Ökologie. – BfG-Mittl., 6: 109–111.
- TÖNNDORF, H. (1989): Resultate der Sucharbeiten von 1987–1988 in den Gebieten Zeitz-Wetterscheidt, Delitzsch, Schildau-Mühlberg und Berzdorf zum Nachweis laugbarer Uranvorräte im Känozoikum, mit Schlußfolgerungen zur Lagerstätteneignung des Tertiärs der südlichen DDR. – unveröffentl. Bericht Nr. 54838, Wismut AG; Chemnitz.

- TOPOGRAPHISCHE KARTE (1855): Topographische Karte vom Preußischen Staate im Maßstab 1:100.000. – Band 213; Dessau, Berlin.
- TRETTIN, R., DEHNERT, J., FREYER, K., NESTLER, W., STRAUCH, G., TREUTLER, H.-C. & GRISCHEK, T. (1995): Isotope studies to reveal groundwater origin and flow processes within the drinking water supply area Elbe/Torgau. – *Isotopes in Water Resources Management, IAEA Proc. Symp.*: 457-459; Vienna.
- TRETTIN, R., MALLIN, G., DEHNERT, J., GRISCHEK, T. & NEITZEL, P. (1998): Identifikation von Strömungsprozessen in Talgrundwasserleitern (Teilbericht 2). – In: NESTLER, W., WALTHER, W., JACOBS, F., TRETTIN, R., FREYER, K. (Hrsg): Wassergewinnung in Talgrundwasserleitern im Einzugsgebiet der Elbe. – *UFZ-Bericht 7/1998*; Leipzig (UFZ).
- TRINKWV (TVO) (1990): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe. – BGBI.I, S. 2612; Bonn, Köln (Bundesanzeiger Verlagsges. mbH).
- UFZ - UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM LEIPZIG-HALLE GMBH (2001): Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen (RIVA) - Abschlußbericht der Ergebnissynthese für den Zeitraum 2/01 bis 9/01 (Anschlußphase). – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Projektbereich Naturnahe Landschaften und Ländliche Räume: 107 S.
- UNTERWEGER, M.P., COURSEY, B.M., SCHIMA, F.J. & MANN, W.B. (1980): Preparation and Calibration of the 1987 National Bureau of Standards Tritiated-water Standards. – *Int. J. Appl. Rad. Isot.*, 31: 611-614; New York.
- VILLWOCK, G., JOHANN, E., SCHRAMM, P. & SCHWABE, H. (1997): Bodenzustand in den Flußauen des Landes Sachsen-Anhalt. Abschlußbericht der Arbeitsgemeinschaft Geologische Forschung und Erkundung GmbH (GFE), Consultinggesellschaft für Umwelt und Infrastruktur mbH (CUI), TÜV Ostdeutschland Sicherheit und Umweltschutz GmbH (TÜV) (Halle). – unveröffentl. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Raumordnung, Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt: 94 S.
- WINKELBRANDT, A. (1990): Anforderungen an Bioindikatoren (Tierarten- und gruppen) aus der Sicht von Landschaftsplanung und Fachplanungsbeiträgen von Naturschutz und Landschaftspflege. – *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz*, 32: 75-83.
- WOESSNER, W.W. (1998): Changing views of stream-groundwater interaction. – In: BRAHANA ET AL. (eds.): Gambling with groundwater - physical, chemical and biological aspects of aquifer-stream relations. – *Am. Inst. Hydrol.*: 1-6; St. Paul, Minnesota, USA.
- WOHLRAB, B., ERNSTBERGER, H., MEUSER, A. & SOKOLLEK, V. (1992): Landschaftswasserhaushalt. – Hamburg, Berlin (Parey).

Anhang

Kurztitel

- Anhang A: Koordinaten, Geländehöhen (PNP) und Ausbau der Grundwassermeßstellen in den Untersuchungsgebieten Steckby und Wörlitz
- Anhang B: Bohrprofile gemäß DIN 4023
- Anhang C: Jährliche Überflutungsdauer und maximale Überflutungshöhen an den GWM der Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz
- Anhang D: Monats- und Jahresmittel, absolute Minima und Maxima der Lufttemperatur, Luftfeuchte und Bodentemperatur der Klimastation im UG Steckby
- Anhang E: Grundwasser- und Elbewasserstände an den einzelnen Meßstellen in den Untersuchungsgebieten Wörlitz und Steckby
- Anhang F: Ergebnisse der 3D-Grundwasserströmungsmodelle (Profilschnitte, Potentiallinien, Grundwasserflurabstände, -fließrichtung)
- Anhang G: Hydrochemische Daten Grundwassermeßstellen (Mittelwerte 04/98 – 04/00) der Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz
- Anhang H: Isotopendaten Grundwassermeßstellen (Mittelwerte 04/98 – 04/00) der Untersuchungsgebiete Steckby und Wörlitz

Anhang A: Koordinaten, Geländehöhen (PNP) und Ausbau der Grundwassermeßstellen in den Untersuchungsgebieten Steckby (STE) und Wörlitz (WÖR)

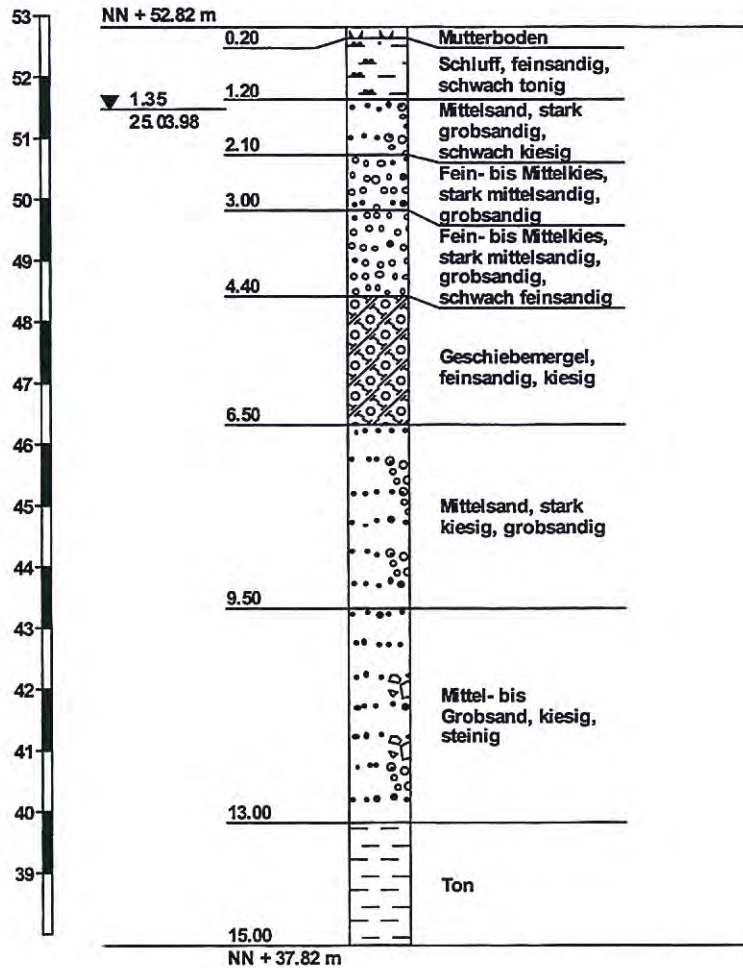
Meßstelle	R-Wert	H-Wert	H üHN [m]	H üNN [m]	Teufe [m]	Ausbau [Zoll]
STE-1	4498108	5754723	51,375	51,555	5	1
STE-2	4498420	5754421	52,555	52,735	6	1
STE-3	4498418	5754317	52,458	52,638	5	1
STE-4	4498337	5754350	52,641	52,821	15	5
STE-5	4498416	5754244	52,364	52,544	5	1
STE-6	4498432	5754134	52,443	52,623	5	1
STE-7	4498450	5754082	52,665	52,845	5	1
STE-8	4498450	5754005	52,507	52,687	5	1
STE-9	4498446	5753938	52,497	52,677	5	1
STE-10	4498683	5753619	52,816	52,996	5	1
STE-11	4498755	5753671	52,873	53,053	6	1
STE-12	4498822	5753606	52,209	52,389	5	1
STE-13	4498405	5754334	52,783	52,963	30	5
STE-14	4498175	5754391	52,486	52,666	5	1
STE-15	4498495	5753865	53,506	53,686	6	1
STE-16	4498762	5753828	53,095	53,275	16	1
STE-17	4498764	5753737	52,952	53,132	6	1
STE-18	4498721	5753642	53,473	53,653	6	1
STE-19	4499112	5753246	53,523	53,703	6	1
STE-20	4499214	5753134	53,662	53,842	6	1
STE-21	4498170	5754342	52,796	52,976	6	1
STE-22	4498257	5754189	53,058	53,238	6	1
STE-23	4498201	5754139	53,092	53,272	6	1
STE-24	4498152	5754133	53,581	53,761	17	5
STE-25	4498790	5753458	53,683	53,863	6	1
STE-26	4498770	5753403	53,947	54,127	6	1
STE-27	4498935	5753308	53,956	54,136	6	1
STE-28	4499014	5753214	53,994	54,174	6	1
STE-29	4498138	5754773	51,818	51,998	5	1
STE-30	4498249	5754597	52,144	52,324	5	1
STE-31	4498327	5754554	52,156	52,336	5	1
STE-32	4498351	5754508	52,469	52,649	5	1
STE-33	4498276	5754466	52,244	52,424	5	1
STE-34	4498399	5754472	52,455	52,635	6	1
STE-35	4498342	5754448	52,214	52,394	6	1
STE-36	4498292	5754319	52,334	52,514	6	1
STE-61	4498076	5754925	51,704	51,884	5	1

Meßstelle	R-Wert	H-Wert	H üHN [m]	H üNN [m]	Teufe [m]	Ausbau [Zoll]
WÖR-37	4526658	5747740	59,259	59,439	6	1
WÖR-38	4526627	5747677	59,191	59,371	6	1
WÖR-39	4526726	5747484	60,662	60,842	30	5
WÖR-40	4526460	5746785	59,060	59,240	6	1
WÖR-41	4526608	5747892	61,600	61,780	6	1
WÖR-42	4526567	5747837	61,860	62,040	30	5
WÖR-43	4526718	5747579	61,440	61,620	6	1
WÖR-44	4526690	5747351	60,890	61,070	6	1
WÖR-45	4526954	5748216	61,480	61,660	6	1
WÖR-46	4526909	5748193	61,268	61,448	5	1
WÖR-47	4526723	5748117	61,006	61,186	30	5
WÖR-48	4526663	5748077	61,300	61,480	6	1
WÖR-62	4526949	5747999	61,355	61,535	5	1

Anhang B: Bohrprofile gemäß DIN 4023 (Lage siehe Abb. 3-1 und 3-6)

B 1: Grundwassermeßstelle STE 4

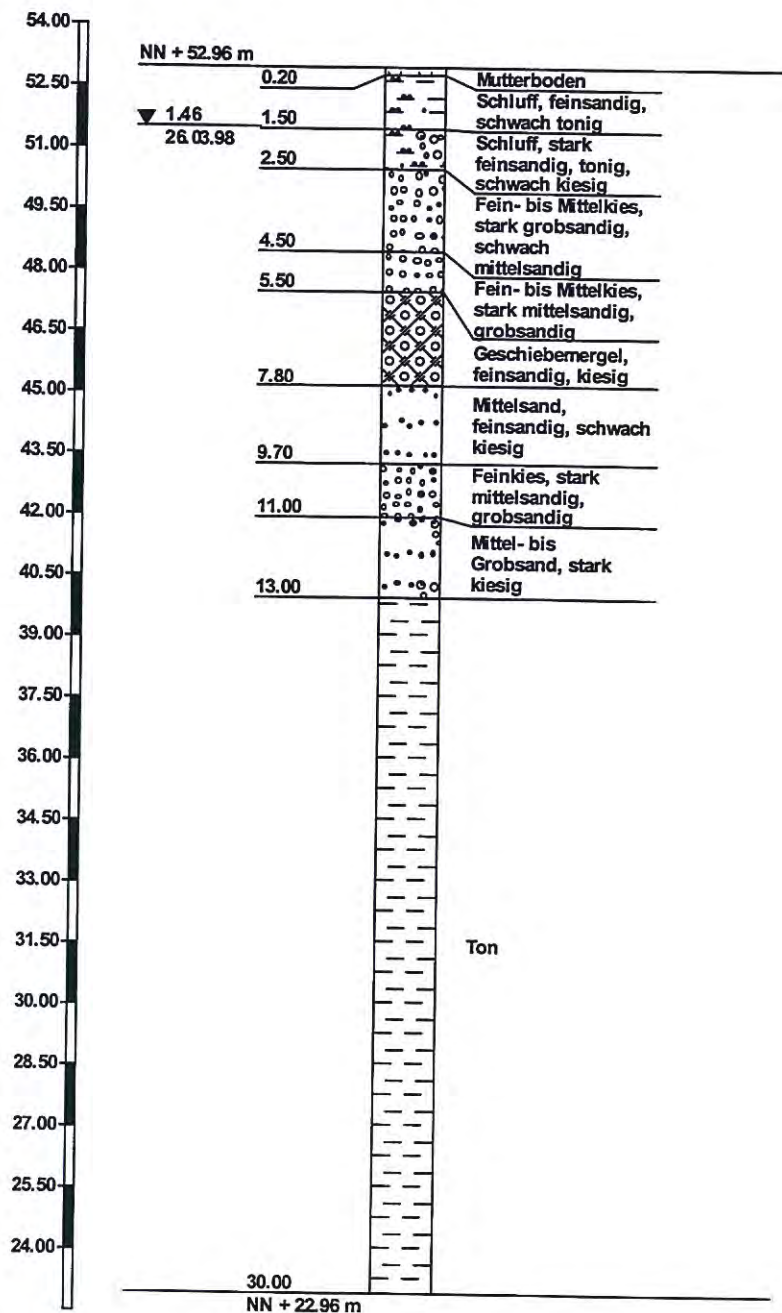
GWM 4



Höhenmaßstab 1 : 100

B 2: Grundwassermeßstelle STE 13

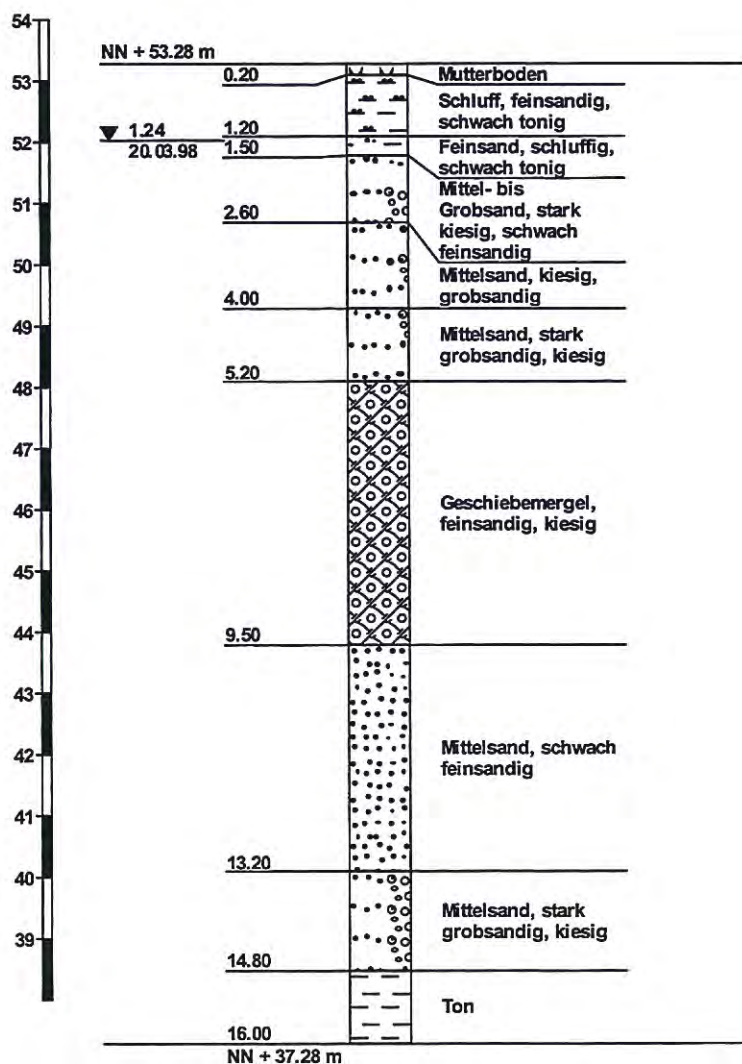
GWM 13



Höhenmaßstab 1 : 150

B 3: Grundwassermeßstelle STE 16

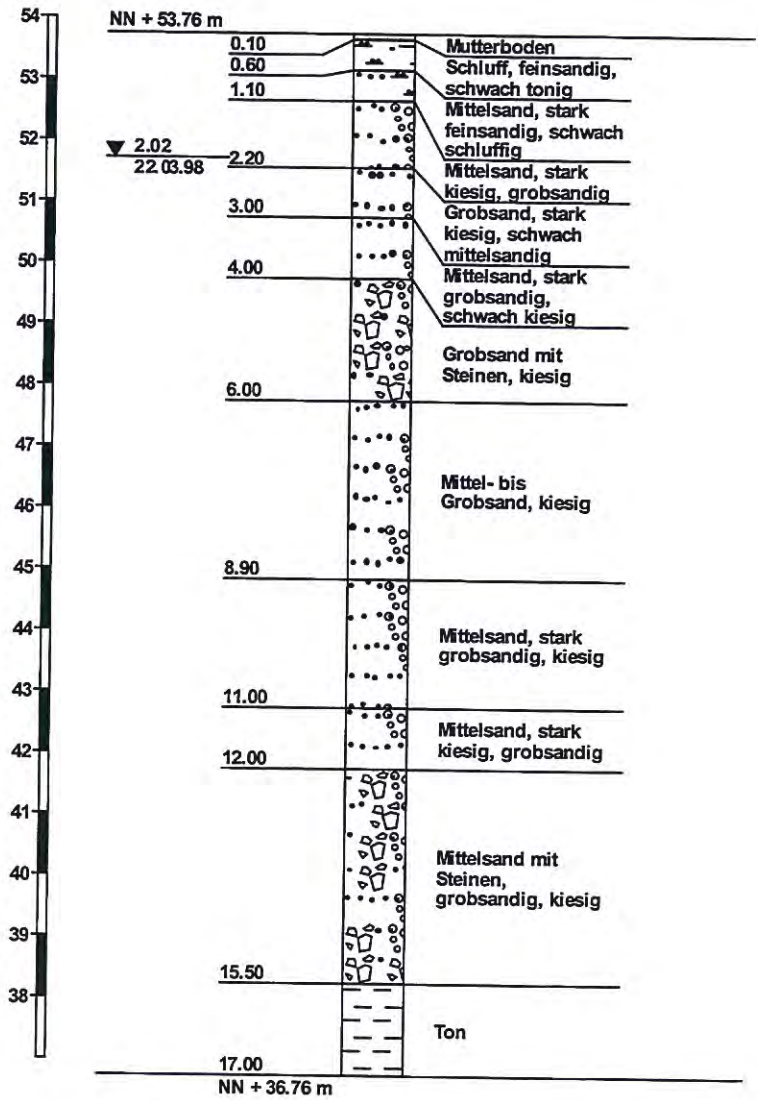
GWM 16



Höhenmaßstab 1 : 100

B 4: Grundwassermeßstelle STE 24

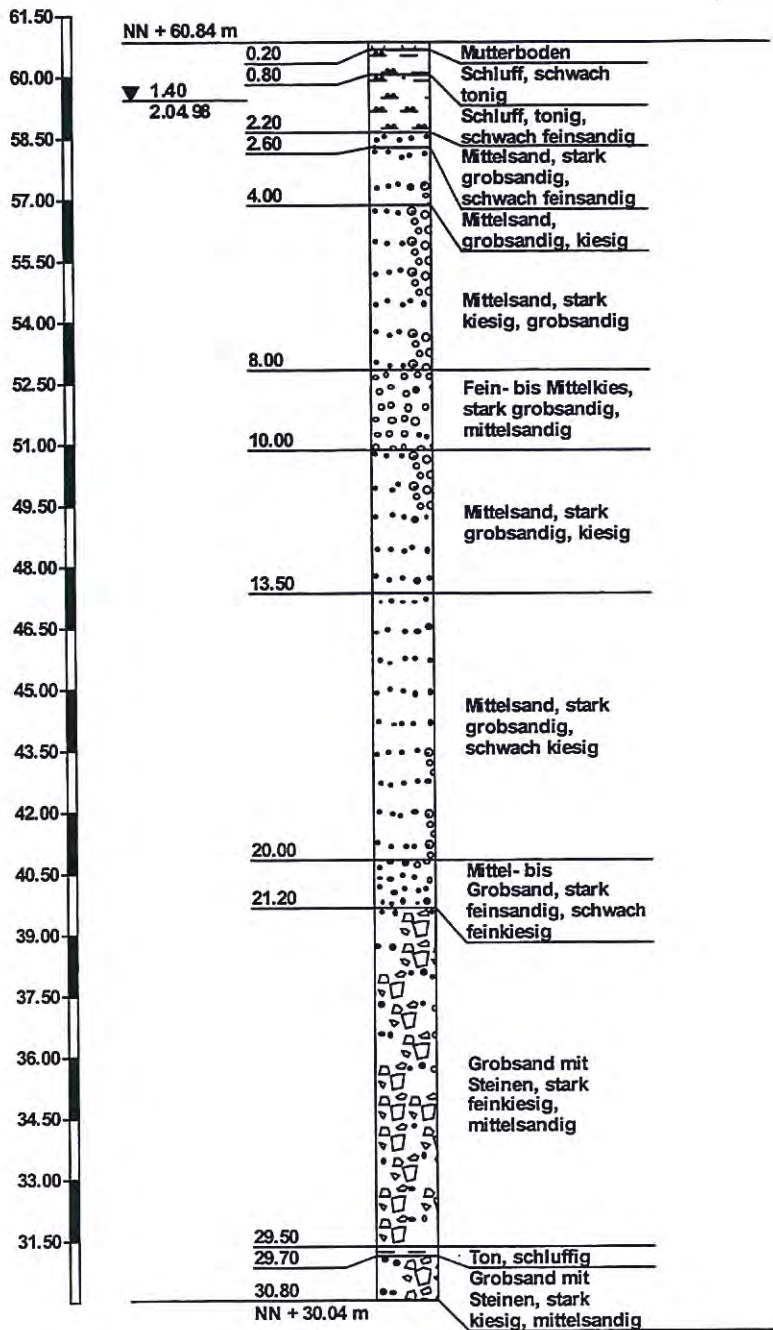
GWM 24



Höhenmaßstab 1 : 100

B 5: Grundwassermeßstelle WÖR 39

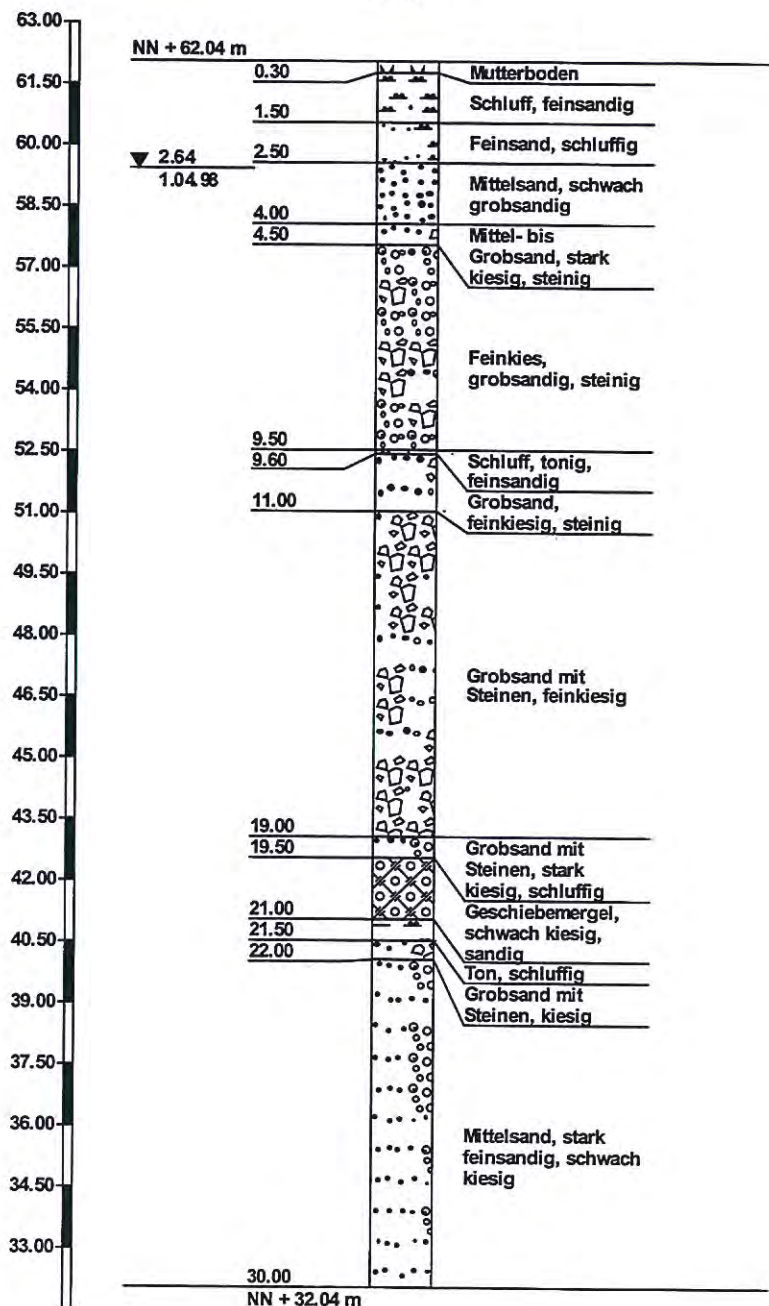
GWM 39



Höhenmaßstab 1 : 150

B 6: Grundwassermeßstelle WÖR 42

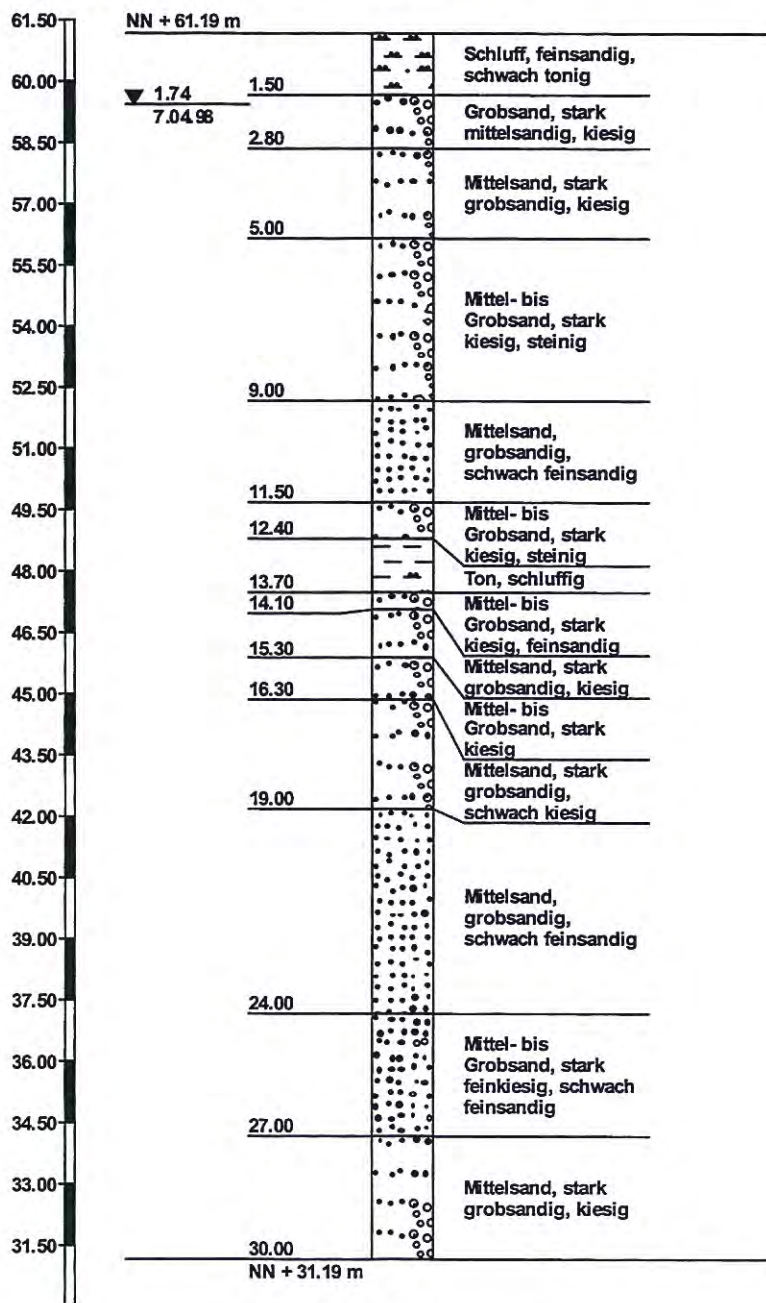
GWM 42



Höhenmaßstab 1 : 150

B 7: Grundwassermeßstelle WÖR 47

GWM 47



Höhenmaßstab 1 : 150

Anhang C: Jährliche Überflutungsdauer in Tagen und maximale Überflutungshöhen an den Grundwassermeßstellen der Untersuchungsgebiete Steckby (STE) und Wörlitz (WÖR), berechnet für die hydrologischen Jahre 1998 und 1999. Bezugspunkt für die Geländehöhe ist jeweils der Pegelnulppunkt (PNP), die Flutrinnen wurden auf Sohle korrigiert.

Meßstelle	PNP müHN	Überflutungsdauer [d]		max. Überflutungshöhe [m]	
		1998	1999	1998	1999
STE-1	50,82	135	186	1,89	3,44
STE-2	51,35	180	217	1,35	2,90
STE-3	51,66	166	201	1,04	2,59
STE-4	51,33	178	213	1,37	2,92
STE-5	51,88	162	187	0,82	2,37
STE-6	51,98	159	185	0,72	2,27
STE-7	51,96	161	192	0,75	2,30
STE-8	51,99	133	184	0,71	2,26
STE-9	51,72	137	185	0,98	2,53
STE-10	52,19	119	167	0,51	2,06
STE-11	51,34	143	198	1,36	2,91
STE-12	51,59	131	182	1,11	2,66
STE-13	52,78	0	30	0	1,47
STE-14	52,49	0	20	0	1,76
STE-15	53,51	0	14	0	0,74
STE-16	53,10	0	54	0	1,16
STE-17	52,95	0	68	0	1,30
STE-18	53,47	0	17	0	0,78
STE-19	53,52	0	16	0	0,73
STE-20	53,66	0	14	0	0,59
STE-21	52,80	0	25	0	1,45
STE-22	53,06	0	20	0	1,19
STE-23	53,09	0	14	0	1,16
STE-24	53,58	0	12	0	0,67
STE-25	53,68	0	12	0	0,57
STE-26	53,95	0	10	0	0,30
STE-27	53,96	0	11	0	0,29
STE-28	53,99	0	10	0	0,26
STE-29	51,82	0	71	0,88	2,43
STE-30	52,14	0	69	0,56	2,11
STE-31	52,16	2	120	0,54	2,09
STE-32	52,47	0	68	0,23	1,78
STE-33	52,24	0	69	0,46	2,01
STE-34	52,46	2	98	0,25	1,80
STE-35	52,21	3	118	0,49	2,04
STE-36	52,33	0	44	0,37	1,92

Meßstelle	PNP müHN	Überflutungsdauer [d]		max. Überflutungshöhe [m]	
		1998	1999	1998	1999
WÖR-37	58,43	141	210	2,04	3,28
WÖR-38	58,82	137	180	1,65	3,35
WÖR-39	59,06	125	208	1,41	2,88
WÖR-40	58,36	144	194	2,11	3,48
WÖR-41	61,60	0	19	0	0,94
WÖR-42	61,86	0	15	0	0,68
WÖR-43	61,44	0	16	0	1,10
WÖR-44	60,89	0	18	0	1,65
WÖR-45	61,48	0	15	0	1,06
WÖR-46	61,27	0	17	0	1,31
WÖR-47	61,01	0	19	0	1,53
WÖR-48	61,30	0	17	0	1,24

Anhang D: Monats- und Jahresmittel sowie absolute Minima und Maxima der Lufttemperatur, Luftfeuchte und Bodentemperatur in drei Tiefen, gemessen an der Klimastation im Untersuchungsgebiet Steckby

Monat \ Parameter	Lufttemperatur 2m			Luftfeuchte 2m			Bodentemp. 10 cm Tiefe			Bodentemp. 25 cm Tiefe			Bodentemp. 50 cm Tiefe		
	T _M [°C]	T _{MIN} [°C]	T _{MAX} [°C]	LF _M [%]	LF _{MIN} [%]	LF _{MAX} [%]	T _M [°C]	T _{MIN} [°C]	T _{MAX} [°C]	T _M [°C]	T _{MIN} [°C]	T _{MAX} [°C]	T _M [°C]	T _{MIN} [°C]	T _{MAX} [°C]
Jan	1,7	-15,5	10,4	87	35	99	1,9	-1,7	4,2	2,3	0,9	3,8	3,3	2,1	4,4
Feb	5,7	-14,2	17,2	75	43	99	3,2	-3,3	7,5	3,2	0,3	6,2	3,3	1,6	5,6
März	5,3	-7,2	20,5	74	23	99	4,8	1,9	10,0	4,7	3,1	6,5	4,5	3,7	5,6
Apr	9,9	-2,3	23,2	77	35	99	9,4	6,2	13,8	8,7	7,2	11,9	8,1	6,9	10,6
Mai	14,6	3,5	29,6	70	31	99	14,0	10,3	19,0	12,6	10,9	15,5	11,8	10,6	13,5
Jun	17	2,5	34,3	74	36	99	17,2	12,5	22,0	15,8	13,8	18,3	14,7	13,2	16,5
Juli	16,9	7,3	34,3	73	28	99	17,8	14,5	22,4	16,7	15,2	18,6	16,0	14,8	17,2
Aug	16,8	5,7	34,3	70	27	99	17,4	12,2	22,4	16,7	13,8	19,0	16,2	14,2	17,6
Sep	13,4	4,4	24,0	83	45	99	14,2	10,9	18,3	14,2	12,5	16,5	14,0	12,5	15,5
Okt	8,6	-2,7	17,9	80	49	99	9,5	5,6	12,8	10,1	8,1	13,2	10,5	9,0	12,8
Nov	1,9	-10,2	12,1	89	56	99	4,6	1,6	7,8	5,6	2,8	8,4	6,4	3,7	9,0
Dez	1	-11,4	12,4	84	55	99	2,3	0,6	5,6	2,9	1,6	4,7	3,5	2,8	4,7
1998	9,4	-15,5	34,3	78	23	99	9,6	-3,3	22,4	9,5	0,3	19,0	9,4	1,6	17,6
Jan	3,2	-8,7	14,4	83	53	99	3,2	0,9	6,2	3,7	2,2	5,0	4,2	3,4	5,0
Feb	1,2	-13,0	12,8	83	47	99	1,6	0,0	6,2	2,3	1,2	4,4	3,0	2,2	3,7
März	5,6	-2,0	20,5	79	29	99	5,8	3,4	10,6	5,5	4,1	7,8	5,3	3,7	6,5
Apr	9,4	-3,4	31,3	75	29	99	9,1	4,7	12,8	8,5	6,5	10,0	7,9	6,5	9,0
Mai	13,9	1,9	29,6	68	18	99	12,1	8,7	16,5	11,3	9,3	13,8	10,4	9,0	12,5
Jun	15,5	4,8	27,8	73	34	99	14,2	11,6	17,2	13,7	12,5	15,2	12,9	12,2	13,8
Juli	19,7	7,6	34,8	66	24	99	17,1	13,8	20,1	16,4	15,2	17,6	15,4	13,8	16,2
Aug	17,4	4,1	30,5	67	22	99	15,8	11,9	19,0	15,6	13,8	16,9	15,0	13,8	15,8
Sep	17,3	4,8	30,0	70	26	99	15,0	11,9	17,2	14,8	13,8	15,8	14,4	13,8	14,8
Oktober	9,5	-3,4	20,1	78	42	99	9,7	4,4	14,5	10,5	6,9	14,5	10,9	8,4	13,8
Nov	3,6	-7,2	16,2	88	46	99	4,9	1,6	10,3	5,9	3,4	9,7	6,8	4,4	9,7
Dez	2,9	-5,4	12,1	81	54	99	3,2	0,9	5,9	3,9	2,2	5,6	4,6	3,1	5,6
1999	9,9	-13,0	34,8	76	18	99	9,3	0,0	20,1	9,3	1,2	17,6	9,2	2,2	16,2
Jan	1,4	-13,4	11,5	84	45	99	1,7	0,3	4,1	2,3	0,9	4,1	3,0	1,9	4,1
Feb	4,3	-4,7	16,5	81	45	99	3,6	1,9	5,6	3,8	2,5	5,0	4,2	2,2	5,0
März	5,9	-1,3	13,8	80	39	99	5,9	3,1	8,1	5,9	4,1	7,2	5,8	4,7	6,5
Apr	11,1	-1,3	27,8	71	33	99	9,7	5,9	15,8	9,1	6,9	13,2	8,3	6,5	11,6
Mai	15,2	3,2	29,6	66	23	99	13,9	10,9	16,9	13,1	11,6	14,8	12,2	11,6	12,8
2000	7,6	-13,4	29,6	76	23	99	7,0	0,3	16,9	6,8	0,9	14,8	6,7	1,9	12,8

Anhang E: Grundwasser- und Elbewasserstände (müHN) an den einzelnen Meßstellen der Untersuchungsgebiete Wörlitz und Steckby

E 1: Grund- und Elbewasserstände in müHN im UG Wörlitz

Datum	03.04.98	16.04.98	12.05.98	28.05.98	08.06.98	25.06.98	01.07.98	10.07.98	16.07.98	23.07.98	29.07.98	05.08.98	12.08.98	18.08.98	25.08.98
WÖR-37	59,16	58,81	58,17	57,87	57,78	57,89	57,98	57,86	57,96	57,94	58,33	58,18	57,97	57,79	57,71
WÖR-38	59,14	58,82	58,17	57,88	57,78	57,79	57,99	57,88	57,96	57,95	58,35	58,18	57,96	57,79	57,72
WÖR-39	59,26	58,83	58,29	57,92	57,88	57,98	58,06	57,97	58,05	58,05	58,36	58,25	58,07	57,91	57,83
WÖR-40	58,94	58,64	58,03	57,79	57,67	57,70	57,85	57,72	57,79	57,74	58,27	58,01	57,77	57,59	57,57
WÖR-41	59,31	58,77	58,10	57,81	57,71	57,84	57,96	57,83	57,92	57,91	58,36	58,15	57,90	57,73	57,66
WÖR-42	59,36	58,73	58,13	57,85	57,76	57,89	58,04	57,90	57,98	57,95	58,46	58,20	57,93	57,77	57,71
WÖR-43	59,23	58,89	58,28	57,96	57,87	57,97	58,02	57,94	58,02	58,02	58,30	58,23	58,07	57,89	57,80
WÖR-44	59,11	58,84	58,22	57,94	57,84	57,94	58,02	57,92	58,00	57,99	58,33	58,21	58,02	57,85	57,78
WÖR-45	59,25	58,84	58,15	57,93	57,82	57,98	58,18	58,01	58,08	58,04	58,63	58,29	57,99	57,83	57,80
WÖR-46	59,39	58,87	58,17	57,90	57,79	57,94	58,12	58,03	58,11	58,07	58,63	58,31	58,04	57,88	57,82
WÖR-47	59,27	58,85	58,23	57,96	57,84	57,98	58,14	58,00	58,08	58,06	58,59	58,32	58,04	57,87	57,81
WÖR-48	59,18	58,76	58,11	57,82	57,73	57,87	58,04	57,88	57,96	57,93	58,49	58,20	57,90	57,74	57,69
WÖR-Elbe	59,13	58,90	57,94	57,74	57,62	57,86	58,06	57,98	57,84	57,90	58,48	58,15	57,76	57,57	57,50

Fortsetzung Anhang E.1

Datum	03.09.98	09.09.98	16.09.98	23.09.98	29.09.98	09.10.98	21.10.98	03.11.98	07.11.98	18.11.98	02.12.98	14.12.98	30.12.98	13.01.99	20.01.99
WÖR-37	57,79	57,87	58,15	59,32	59,03	58,65	59,03	60,41	62,28	60,71	60,46	58,77	59,45	59,44	59,64
WÖR-38	57,80	57,88	58,18	59,19	58,99	58,64	59,04	60,34	62,28	60,64	60,39	58,74	59,41	59,47	59,69
WÖR-39	57,92	57,99	58,18	59,23	59,00	58,68	59,03	60,32	62,28	60,62	59,52	58,95	59,53	59,46	59,67
WÖR-40	57,64	57,81	58,16	59,41	59,03	58,51	58,96	60,15	62,28	60,71	60,16	59,91	60,45	59,33	59,53
WÖR-41	57,75	57,86	58,18	59,40	59,02	58,60	59,05	60,75	62,28	60,43	59,35	58,74	59,44	59,46	59,70
WÖR-42	57,87	58,01	58,35	59,46	59,00	58,64	59,10	60,84	62,28	60,48	59,36	58,74	59,47	59,53	59,76
WÖR-43	57,85	57,92	58,15	59,28	59,09	58,72	59,05	61,21	62,28	60,65	59,56	58,95	59,56	59,47	59,69
WÖR-44	57,86	57,92	58,18	59,25	58,94	58,64	59,01	60,35	62,28	60,56	59,46	58,87	59,43	59,43	59,64
WÖR-45	57,91	58,13	58,52	59,66	59,20	58,73	59,22	61,30	62,28	60,57	59,40	58,79	59,55	59,68	59,91
WÖR-46	57,94	58,12	58,49	59,68	59,22	58,76	59,27	61,49	62,28	60,63	59,51	58,91	59,63	59,65	59,88
WÖR-47	57,99	58,13	58,40	59,62	59,12	58,74	59,21	61,39	62,28	60,55	59,46	58,86	59,57	59,65	59,88
WÖR-48	57,80	57,96	58,31	59,52	59,04	58,61	59,10	61,28	62,28	60,44	59,29	58,71	59,44	59,54	59,78
WÖR-Eibe	57,70	58,09	58,56	59,44	58,92	58,48	59,04	61,17	62,26	60,36	59,10	58,80	59,32	59,58	59,78

Datum	03.02.99	09.02.99	17.02.99	09.03.99	18.03.99	23.03.99	08.04.99	21.04.99	27.04.99	10.05.99	28.05.99	10.06.99	14.06.99	29.06.99	13.07.99
WÖR-37	59,50	60,09	59,94	62,54	61,74	60,41	59,78	59,47	59,22	58,74	58,45	58,20	58,28	58,28	58,52
WÖR-38	59,54	60,11	59,98	62,54	61,74	60,39	59,91	59,49	59,24	58,75	58,47	58,22	58,30	58,29	58,58
WÖR-39	59,52	60,23	59,93	62,54	61,74	60,59	59,89	59,56	59,27	58,78	58,48	58,35	58,38	58,44	58,58
WÖR-40	59,38	60,01	59,84	62,54	61,74	60,41	59,84	59,44	59,14	58,54	58,20	57,98	58,16	58,08	58,39
WÖR-41	59,46	60,49	59,83	62,54	61,74	60,40	59,76	59,48	59,20	58,70	58,37	58,13	58,27	58,27	58,56
WÖR-42	59,50	60,58	59,88	62,54	61,74	60,48	59,78	59,53	59,25	58,72	58,39	58,25	58,32	58,36	58,63
WÖR-43	59,55	60,17	59,95	62,54	61,74	60,61	59,92	59,55	59,31	58,79	58,53	58,32	58,39	58,39	58,56
WÖR-44	59,44	60,13	59,87	62,54	61,74	60,50	59,82	59,49	59,25	58,75	58,47	58,28	58,35	58,34	58,56
WÖR-45	59,61	60,84	59,95	62,54	61,74	60,51	59,85	59,57	59,32	58,82	58,51	58,64	58,47	58,40	58,79
WÖR-46	59,59	60,87	59,98	62,54	61,74	60,67	59,99	59,73	59,46	58,95	58,63	58,58	58,51	58,48	58,84
WÖR-47	59,61	60,84	59,98	62,54	61,74	60,59	59,88	59,63	59,33	58,83	58,52	58,27	58,43	58,39	58,75
WÖR-48	59,48	60,79	59,86	62,54	61,74	60,39	59,74	59,51	59,08	58,55	58,24	58,11	58,39	58,15	58,75
WÖR-Eibe	59,37	60,72	59,68	62,54	61,74	60,32	59,62	59,30	59,14	58,73	58,52	58,37	58,17	58,53	58,67

Fortsetzung Anhang E 1

Datum	04.08.99	02.09.99	07.09.99	29.09.99	14.10.99	28.10.99	10.11.99	23.11.99	10.12.99	14.12.99	07.01.00	19.01.00	02.02.00	04.02.00	07.02.00
WÖR-37	57,86	57,65	57,73	57,68	57,81	57,74	57,78	57,81	57,77	57,79	57,87	57,90	58,46	59,18	59,83
WÖR-38	57,86	57,66	57,75	57,70	57,82	57,76	57,68	57,81	57,81	57,81	57,89	57,91	58,52	59,25	59,85
WÖR-39	57,99	57,83	57,88	57,81	57,94	57,87	57,84	57,92	57,65	57,91	58,00	58,00	58,51	59,14	59,76
WÖR-40	57,76	57,60	57,63	57,48	57,58	57,51	57,49	57,55	57,52	57,55	57,63	57,65	58,24	60,50	59,95
WÖR-41	57,80	57,63	57,79	57,66	57,80	57,72	57,71	57,79	57,77	57,78	57,86	57,88	58,59	59,69	60,14
WÖR-42	57,83	57,67	57,77	57,70	57,86	57,78	57,76	57,82	57,83	57,82	57,92	57,92	58,74	59,89	60,25
WÖR-43	58,01	57,77	57,83	57,77	57,90	57,84	57,82	57,89	57,89	57,90	57,99	58,00	58,45	59,01	59,74
WÖR-44	57,94	57,74	57,81	57,74	57,82	57,87	57,81	57,89	57,82	57,87	57,95	57,97	58,49	59,21	59,79
WÖR-45	57,90	57,78	57,89	57,82	57,98	57,88	57,88	57,95	57,93	57,94	58,04	58,05	59,07	60,26	60,58
WÖR-46	57,99	57,84	57,95	57,88	58,03	57,95	57,94	58,02	57,40	58,00	58,20	58,12	58,99	60,13	60,61
WÖR-47	57,94	57,77	57,84	57,81	57,96	57,88	57,87	57,92	57,89	57,93	58,09	58,03	58,87	59,99	60,45
WÖR-48	57,79	57,64	57,69	57,63	57,70	57,62	57,61	57,67	57,64	57,67	57,75	57,77	58,73	59,98	60,34
WÖR-Elbe	57,73	57,54	57,64	57,59	57,74	57,69	57,68	57,74	57,76	57,69	57,80	57,88	59,22	60,52	60,42

Datum	10.02.00	15.02.00	22.02.00	01.03.00	06.03.00	11.03.00	16.03.00	21.03.00	06.04.00	18.04.00	02.05.00	18.05.00	30.05.00
WÖR-37	59,92	60,21	59,86	59,96	59,95	60,29	62,34	61,72	61,80	60,28	59,21	58,44	58,27
WÖR-38	59,95	60,26	59,90	60,00	59,98	60,28	62,34	61,72	61,80	60,32	59,22	58,44	58,28
WÖR-39	59,90	60,16	59,87	60,01	59,98	60,27	62,34	61,72	61,80	60,32	59,34	58,58	58,39
WÖR-40	59,97	60,10	59,60	59,94	59,92	60,22	62,34	61,72	61,80	60,28	59,17	58,42	58,24
WÖR-41	60,14	60,27	59,87	60,08	60,04	60,48	62,34	61,72	61,80	60,19	59,15	58,38	58,24
WÖR-42	60,23	60,34	59,91	60,14	60,10	60,56	62,34	61,72	61,80	60,19	59,15	58,38	58,24
WÖR-43	59,89	60,18	59,90	60,02	60,02	60,28	62,34	61,72	61,80	60,35	59,35	58,59	58,26
WÖR-44	59,91	60,15	59,85	60,01	59,99	60,31	62,34	61,72	61,80	60,27	59,28	58,51	58,34
WÖR-45	60,48	60,58	60,07	60,36	60,30	60,79	62,34	61,72	61,80	60,32	59,25	58,47	58,36
WÖR-46	60,51	60,63	60,14	60,40	60,34	60,84	62,34	61,72	61,80	60,40	59,36	58,57	58,44
WÖR-47	60,38	60,55	60,03	60,28	60,23	60,78	62,34	61,72	61,80	60,31	59,25	58,52	58,38
WÖR-48	60,20	60,32	59,81	60,19	60,24	60,80	62,34	61,72	61,80	60,30	59,21	58,45	58,33
WÖR-Elbe	60,36	60,36	59,95	60,18	60,10	60,70	62,34	61,72	61,84	60,40	59,18	58,24	58,14

E 2: Grund- und Elbewasserstände in mÜHN im UG Steckby

Meßstelle	25.03.98	22.04.98	07.05.98	20.05.98	27.05.98	03.06.98	10.06.98	17.06.98	25.06.98	01.07.98	09.07.98	15.07.98	22.07.98	29.07.98	05.08.98
STE-1	51,18	50,79	50,62	50,10	49,96	49,83	49,72	49,65	49,59	49,54	49,47	49,46	49,44	49,44	49,47
STE-2	52,33	52,27	52,22	51,70	51,46	51,20	50,92	50,79	50,67	50,62	50,53	50,57	50,39	50,31	50,24
STE-3	52,46	52,25	52,20	51,61	51,33	51,11	50,90	50,80	50,68	50,64	50,53	50,53	50,44	50,35	50,29
STE-4a	52,36	51,98	51,93	51,65	51,40	51,20	50,99	50,86	50,75	50,69	50,60	50,58	50,51	50,44	50,39
STE-4u	51,29	50,55	50,24	49,96	49,89	49,83	49,76	49,92	49,82	49,81	49,70	49,82	49,76	49,95	49,84
STE-5	52,36	52,13	52,08	51,54	51,27	51,07	50,87	50,79	50,73	50,64	50,54	50,53	50,46	50,37	50,31
STE-6	52,39	52,18	52,13	51,57	51,38	51,20	51,07	51,01	50,93	50,88	50,79	50,75	50,69	50,62	50,55
STE-7	52,41	52,18	52,13	51,61	51,36	51,17	51,00	50,98	50,90	50,84	50,72	50,71	50,64	50,53	50,48
STE-8	52,51	51,83	51,78	51,38	51,13	50,95	50,79	50,78	50,70	50,65	50,54	50,52	50,47	50,39	50,35
STE-9	52,50	51,42	51,37	50,93	50,72	50,55	50,42	50,36	50,31	50,27	50,19	50,17	50,15	50,08	50,07
STE-10	52,62	51,10	51,05	50,62	50,43	50,27	50,14	50,04	50,01	49,97	49,92	49,90	49,89	49,86	49,93
STE-11	51,48	51,36	51,31	50,92	50,72	50,54	50,39	50,26	50,19	50,14	50,08	50,03	50,01	49,97	49,98
STE-12	52,21	51,20	51,15	50,76	50,57	50,41	50,28	50,15	50,09	50,05	49,99	49,95	49,94	49,91	49,94
STE-13a	52,32	52,28	52,00	51,66	51,43	51,21	51,00	50,88	50,77	50,71	50,61	50,61	50,52	50,45	50,38
STE-13u	51,32	50,81	50,50	50,27	50,21	50,15	50,09	50,20	50,10	50,08	49,99	50,07	50,02	50,17	50,07
STE-14	51,46	51,04	50,63	50,25	50,09	49,96	49,84	49,79	49,74	49,70	49,64	49,65	49,64	49,64	49,68
STE-15	52,27	51,90	51,49	51,06	50,81	50,63	50,49	50,43	50,38	50,34	50,25	50,22	50,20	50,14	50,15
STE-16a	52,82	52,52	51,78	51,50	51,30	51,09	50,92	50,81	50,70	50,65	50,56	50,51	50,47	50,40	50,35
STE-16u	51,86	51,42	51,11	51,04	50,96	50,89	50,87	50,83	50,78	50,74	50,66	50,68	50,63	50,70	50,62
STE-17	51,54	51,49	51,46	51,18	50,97	50,77	50,61	50,48	50,39	50,34	50,27	50,22	50,18	50,15	50,12
STE-18	51,34	51,22	51,17	50,81	50,62	50,43	50,29	50,18	50,12	50,08	50,03	49,99	49,96	49,94	49,96
STE-19	51,39	51,11	51,06	50,28	50,15	50,02	49,93	49,84	49,81	49,78	49,73	49,71	49,71	49,70	49,75
STE-20	51,41	50,97	50,40	50,05	49,90	49,79	49,69	49,69	49,64	49,60	49,54	49,68	49,68	49,69	49,75
STE-21	51,41	50,90	50,40	50,05	49,90	49,79	49,69	49,69	49,64	49,60	49,54	49,60	49,58	49,62	49,65
STE-22	51,67	51,25	50,75	50,40	50,22	50,09	49,97	49,91	49,90	49,86	49,81	49,81	49,81	49,79	49,85
STE-23	51,53	50,33	50,20	49,84	49,73	49,62	49,58	49,58	49,57	49,53	49,45	49,56	49,56	49,62	49,66
STE-24	51,56	50,50	50,24	49,74	49,63	49,56	49,46	49,61	49,54	49,53	49,45	49,58	49,56	49,68	49,67
STE-25	51,89	50,71	50,66	50,26	50,09	49,96	49,87	49,80	49,79	49,75	49,71	49,71	49,72	49,71	49,80
STE-26	51,89	50,21	49,71	50,00	49,86	49,75	49,67	49,70	49,68	49,65	49,60	49,67	49,67	49,72	49,78
STE-27	51,49	51,42	50,92	50,17	50,01	49,90	49,88	49,75	49,73	49,69	49,64	49,67	49,65	49,67	49,73
STE-28	51,48	51,24	51,01	50,23	50,17	49,97	49,88	49,82	49,79	49,76	49,72	49,71	49,71	49,72	49,78
STE-29	51,22	50,89	50,70	50,19	50,05	49,92	49,81	49,72	49,66	49,60	49,52	49,51	49,49	49,46	49,51
STE-30	51,79	51,68	51,63	51,14	50,94	50,78	50,60	50,44	50,30	50,21	50,11	50,06	49,97	49,91	49,87
STE-31	52,06	51,91	51,86	51,44	51,24	51,04	50,81	50,63	50,48	50,38	50,27	50,23	50,13	50,06	50,00
STE-32	52,15	52,00	51,95	51,49	51,28	51,08	50,84	50,67	50,53	50,45	50,34	50,32	50,22	50,14	50,08
STE-33	51,86	51,71	51,66	51,19	50,99	50,81	50,62	50,46	50,33	50,26	50,16	50,11	50,05	49,99	49,95
STE-34	52,29	52,14	52,09	51,62	51,39	51,15	50,90	50,74	50,61	50,55	50,42	50,47	50,32	50,24	50,17
STE-35	52,12	51,95	51,90	51,62	51,20	51,00	50,77	50,61	50,48	50,40	50,30	50,28	50,19	50,13	50,07
STE-36	51,93	51,74	51,69	51,16	50,95	50,78	50,59	50,46	50,37	50,33	50,24	50,21	50,16	50,10	50,07
STE-Eilbe	51,49	50,09	49,60	49,35	49,37	49,15	49,00	49,58	49,28	49,38	49,11	49,30	49,12	49,71	49,37

Fortsetzung Anhang E 2

Meßstelle	12.08.98	19.08.98	26.08.98	02.09.98	09.09.98	16.09.98	23.09.98	30.09.98	07.10.98	14.10.98	21.10.98	04.11.98	08.11.98	18.11.98	02.12.98
STE-1	49,42	49,35	49,27	49,23	49,21	50,25	50,32	50,25	50,07	50,00	50,19	52,83	53,67	51,87	51,27
STE-2	50,19	50,14	50,08	50,02	49,99	50,05	50,36	50,57	50,72	50,89	50,92	53,91	53,67	52,51	52,29
STE-3	50,24	50,18	50,12	50,06	50,02	50,05	50,21	50,49	50,69	50,85	50,94	52,98	53,67	52,52	52,29
STE-4	50,36	50,31	50,24	50,18	50,14	50,14	50,28	50,55	50,74	50,86	50,94	53,17	53,67	52,52	52,31
STE-5	49,71	49,57	49,51	49,53	49,58	49,74	50,66	50,38	50,20	50,18	50,49	51,96	53,67	51,95	51,14
STE-6	50,27	50,21	50,13	50,08	50,04	50,07	50,25	50,56	50,76	50,91	51,03	52,94	53,67	52,52	52,31
STE-7	50,50	50,43	50,38	50,33	50,29	50,27	50,34	50,64	50,80	51,10	51,25	52,94	53,67	52,52	52,39
STE-8	50,41	50,25	50,14	50,09	50,06	50,24	50,52	50,89	51,04	51,22	51,40	52,80	53,67	52,73	52,53
STE-9	50,29	50,21	50,14	50,09	50,06	50,12	50,42	50,87	50,98	51,14	51,32	52,88	53,67	52,74	52,48
STE-10	50,05	49,97	49,87	49,81	49,79	49,83	50,23	50,63	50,67	50,75	50,94	52,38	53,67	52,70	52,38
STE-11	49,89	49,82	49,74	49,68	49,66	49,67	50,03	50,37	50,37	50,38	50,55	52,23	53,67	52,98	52,54
STE-12	49,96	49,93	49,87	49,81	49,77	49,74	49,83	50,13	50,31	50,40	50,51	52,25	53,67	52,96	52,74
STE-13	49,92	49,89	49,83	49,77	49,73	49,72	49,82	50,15	50,30	50,36	50,45	51,30	53,67	52,91	52,66
STE-14	50,34	50,29	50,22	50,16	50,12	50,14	50,31	50,58	50,78	50,93	51,01	53,06	53,67	52,58	52,37
STE-15	49,61	49,52	49,43	49,39	49,38	49,44	50,01	50,26	50,36	50,35	50,61	51,79	53,67	51,97	51,30
STE-16	50,10	50,02	49,93	49,87	49,84	49,88	50,23	50,65	50,73	50,83	51,03	52,07	53,67	52,78	52,43
STE-17	50,58	50,47	50,39	50,37	50,37	50,40	50,88	50,83	50,76	50,75	50,91	51,69	53,67	52,16	51,75
STE-18	50,10	50,07	50,01	49,95	49,91	49,87	49,95	50,19	50,43	50,57	50,70	52,39	53,67	53,04	52,80
STE-19	49,75	49,69	49,65	49,60	49,58	49,58	49,87	50,21	50,34	50,40	50,52	52,32	53,67	52,97	52,73
STE-20	49,74	49,68	49,62	49,57	49,55	49,58	50,32	50,61	50,35	50,33	50,46	51,30	53,67	53,04	52,22
STE-21	49,57	49,45	49,35	49,33	49,33	49,43	50,22	50,61	50,45	50,39	50,58	52,21	53,67	52,94	51,80
STE-22	49,79	49,68	49,59	49,54	49,53	49,59	50,14	50,40	50,32	50,16	50,35	52,95	53,67	52,16	51,43
STE-23	49,55	49,40	49,29	49,30	49,32	49,44	50,54	50,40	50,32	50,31	50,45	52,82	53,67	52,30	51,67
STE-24	49,55	49,38	49,28	49,31	49,34	49,50	50,77	50,49	50,19	50,14	50,53	52,50	53,67	52,28	51,31
STE-25	49,75	49,65	49,58	49,54	49,53	49,57	50,21	50,37	50,27	50,26	50,47	51,16	53,67	52,95	52,10
STE-26	49,70	49,55	49,45	49,46	49,47	49,58	50,72	50,53	50,29	50,26	50,62	51,84	53,67	52,86	51,79
STE-27	49,69	49,60	49,53	49,51	49,50	49,55	50,22	50,28	50,24	50,25	50,46	51,59	53,67	52,92	51,93
STE-28	49,75	49,67	49,62	49,59	49,57	49,61	50,22	50,37	50,34	50,34	50,52	52,92	53,67	52,98	51,90
STE-29	49,46	49,40	49,33	49,28	49,25	49,28	50,43	50,28	50,12	50,05	50,21	52,92	53,67	51,90	51,24
STE-30	49,82	49,77	49,72	49,68	49,63	49,62	50,02	50,02	50,12	50,20	50,26	53,54	53,67	52,11	51,79
STE-31	49,95	49,89	49,84	49,80	49,76	49,75	49,90	50,07	50,21	50,33	50,40	53,56	53,67	52,24	51,98
STE-32	50,03	49,98	49,93	49,88	49,83	49,85	50,00	50,18	50,34	50,48	50,53	53,71	53,67	52,30	52,07
STE-33	49,91	49,85	49,79	49,74	49,70	49,69	49,81	50,03	50,18	50,28	50,35	53,69	53,67	52,13	51,81
STE-34	50,12	50,07	50,02	49,97	49,92	50,03	50,23	50,42	50,58	50,75	50,77	53,86	53,67	52,52	52,46
STE-35	50,03	49,98	49,92	49,87	49,82	49,85	49,98	50,19	50,37	50,50	50,56	53,66	53,67	52,24	52,04
STE-36	50,03	49,98	49,92	49,85	49,81	49,81	49,96	50,22	50,40	50,50	50,59	53,03	53,67	52,22	51,92
STE-Elbe	48,98	48,72	48,85	48,96	49,22	49,66	51,08	50,18	49,98	49,92	50,46	52,83	53,68	52,12	50,67

Fortsetzung Anhang E 2

Meßstelle	16.12.98	30.12.98	13.01.99	27.01.99	10.02.99	24.02.99	09.03.99	18.03.99	24.03.99	07.04.99	23.04.99	05.05.99	19.05.99	02.06.99	15.06.99
STE-1	50,83	51,32	51,02	51,09	52,17	52,21	54,16	51,38	51,82	51,42	51,07	50,79	50,46	50,20	50,03
STE-2	52,43	52,43	52,41	52,48	52,57	52,61	54,16	52,67	52,52	52,39	52,22	52,09	51,95	51,46	51,25
STE-3	52,42	52,42	52,42	52,47	52,56	52,60	54,16	52,66	52,48	52,35	52,18	52,04	51,89	51,40	51,20
STE-40	52,36	52,40	52,38	52,44	52,58	52,62	54,16	52,90	52,48	52,37	52,18	52,03	51,85	51,48	51,27
STE-4u	50,86	51,27	51,18	51,10	51,99	52,11	54,16	52,80	52,14	51,80	51,36	51,02	50,65	50,40	50,29
STE-5	52,41	52,42	52,40	52,46	52,55	52,60	54,16	52,69	52,50	52,37	52,19	52,03	51,84	51,38	51,19
STE-6	52,50	52,53	52,54	52,61	52,63	52,73	54,16	52,78	52,63	52,54	52,31	52,10	51,97	51,49	51,35
STE-7	52,54	52,63	52,57	52,68	52,69	52,80	54,16	52,80	52,72	52,60	52,35	52,16	51,92	51,50	51,36
STE-8	52,65	52,64	52,64	52,68	52,73	52,79	54,16	52,79	52,71	52,60	52,29	51,99	51,72	51,14	51,14
STE-9	52,18	52,42	52,35	52,43	52,62	52,70	54,16	52,80	52,67	52,53	52,11	51,77	51,37	51,00	50,80
STE-10	52,42	52,67	52,62	52,71	52,91	52,94	54,16	52,99	52,93	52,71	52,10	51,54	51,08	50,75	50,52
STE-11	52,73	52,80	52,78	52,85	52,95	52,98	54,16	52,99	52,93	52,79	52,31	51,74	51,31	50,96	50,72
STE-12	52,50	52,74	52,55	52,75	52,56	52,60	54,16	52,96	52,86	52,71	52,17	51,59	51,18	50,85	50,61
STE-130	52,46	52,46	52,46	52,54	52,61	52,66	54,16	52,82	52,54	52,42	52,24	52,10	51,95	51,50	51,29
STE-13u	51,04	51,43	51,36	51,31	52,06	52,20	54,16	52,94	52,35	52,05	51,64	51,33	50,98	50,75	50,62
STE-14	51,01	51,49	51,26	51,31	52,17	52,17	54,16	52,64	51,96	51,69	51,34	51,06	50,71	50,41	50,22
STE-15	52,11	52,43	52,27	52,39	52,71	52,80	54,16	52,87	52,75	52,57	52,11	51,79	51,46	51,07	50,87
STE-160	52,91	52,89	52,90	52,97	53,01	53,06	54,16	53,15	53,06	52,91	52,64	52,23	51,85	51,45	51,22
STE-16u	51,51	51,87	51,83	51,85	52,35	52,73	54,16	53,43	52,94	52,66	52,26	52,00	51,71	51,47	51,33
STE-17	52,81	52,84	52,84	52,90	52,96	53,00	54,16	53,10	53,00	52,84	52,47	51,94	51,53	51,17	50,93
STE-18	52,73	52,82	52,81	52,87	52,98	53,02	54,16	52,98	52,93	52,80	52,27	51,69	51,23	50,89	50,65
STE-19	51,32	51,82	51,52	51,53	52,07	52,26	54,16	53,20	52,96	52,38	51,78	51,23	50,85	50,53	50,32
STE-20	51,06	51,70	51,34	51,34	52,21	52,44	54,16	53,22	52,75	52,11	51,50	51,11	50,71	50,42	50,23
STE-21	50,89	51,45	51,19	51,22	52,08	52,09	54,16	52,70	52,02	51,70	51,30	50,97	50,58	50,29	50,12
STE-22	51,16	51,68	51,43	51,49	51,97	52,09	54,16	52,72	52,22	51,93	51,52	51,21	50,86	50,55	50,36
STE-23	50,72	51,41	51,12	51,14	51,93	52,00	54,16	52,78	52,15	51,74	51,25	50,86	50,44	50,14	50,01
STE-24	50,70	51,38	51,11	51,08	52,08	52,12	54,16	52,85	52,14	51,71	51,21	50,81	50,37	50,08	50,00
STE-25	51,45	52,08	51,82	51,93	52,63	52,70	54,16	53,16	52,79	52,35	51,72	51,25	50,79	50,47	50,27
STE-26	51,12	51,80	51,54	51,56	52,55	52,57	54,16	53,21	52,56	52,09	51,51	51,05	50,58	50,27	50,14
STE-27	51,19	51,68	51,45	51,41	52,28	52,40	54,16	53,26	52,67	52,15	51,54	51,13	50,72	50,41	50,23
STE-28	51,22	51,70	51,45	51,40	52,32	52,43	54,16	53,32	52,74	52,20	51,57	51,16	50,77	50,49	50,30
STE-29	50,93	51,30	51,12	51,15	52,21	52,25	54,16	52,63	51,64	51,42	51,15	50,89	50,58	50,30	50,12
STE-30	51,84	51,89	51,87	51,94	52,22	52,26	54,16	52,62	51,96	51,72	51,70	51,54	51,37	51,04	50,82
STE-31	52,11	52,11	52,10	52,15	52,22	52,36	54,16	52,64	52,27	52,13	51,95	51,82	51,59	51,26	51,07
STE-32	52,19	52,20	52,20	52,24	52,36	52,39	54,16	52,64	52,27	52,13	51,71	51,56	51,38	51,07	50,86
STE-33	51,79	51,89	51,84	51,90	52,21	52,23	54,16	52,60	51,98	51,87	51,71	51,55	51,38	51,07	50,86
STE-34	52,35	52,36	52,35	52,48	52,57	52,60	54,16	52,67	52,50	52,31	52,12	52,02	51,84	51,41	51,17
STE-35	52,12	52,14	52,13	52,17	52,30	52,34	54,16	52,61	52,20	52,09	51,91	51,76	51,60	51,24	51,02
STE-36	51,88	52,00	51,93	52,00	52,24	52,27	54,16	52,64	52,12	52,00	51,80	51,61	51,41	51,07	50,87
STE-Elbe	50,87	50,90	50,97	50,70	52,24	52,31	54,16	52,79	51,66	51,16	50,64	50,20	49,85	49,47	49,52

Fortsetzung Anhang E 2

Meßstelle	30.06.99	14.07.99	28.07.99	11.08.99	25.08.99	08.09.99	22.09.99	06.10.99	20.10.99	03.11.99	16.11.99	01.12.99	15.12.99	30.12.99	12.01.00
STE-1	49,93	49,94	49,87	49,56	49,37	49,24	49,15	49,09	49,10	49,05	49,09	49,09	49,09	49,11	49,21
STE-2	50,92	50,68	50,59	50,40	50,23	50,10	49,97	49,88	49,95	50,01	49,94	50,09	49,86	49,92	50,63
STE-3	50,93	50,71	50,64	50,44	50,27	50,13	50,01	49,92	49,93	50,06	50,01	49,95	49,92	49,94	50,63
STE-4	51,02	50,83	50,77	50,57	50,38	50,24	50,13	50,04	50,02	50,10	50,07	50,04	50,01	50,03	50,25
STE-4u	50,26	50,39	50,13	49,75	49,67	49,59	49,49	49,50	49,53	49,44	49,58	49,48	49,46	49,50	49,65
STE-5	50,94	50,74	50,67	50,45	50,28	50,13	50,02	49,93	49,97	50,12	50,06	50,00	49,96	49,99	50,16
STE-6	51,14	50,96	50,87	50,71	50,55	50,42	50,31	50,23	50,19	50,30	50,26	50,22	50,18	50,16	50,20
STE-7	51,11	50,91	50,83	50,59	50,42	50,27	50,14	50,06	50,20	50,42	50,27	50,18	50,14	50,17	50,29
STE-8	50,95	50,78	50,71	50,44	50,25	50,11	50,00	49,92	50,02	50,22	50,09	50,02	49,98	50,00	50,10
STE-9	50,66	50,55	50,52	50,24	50,01	49,83	49,74	49,66	49,73	49,85	49,80	49,76	49,72	49,73	49,84
STE-10	50,42	50,38	50,37	50,07	49,87	49,74	49,64	49,57	49,58	49,57	49,60	49,62	49,59	49,60	49,67
STE-11	50,54	50,42	50,42	50,24	50,03	49,87	49,76	49,67	49,63	49,65	49,66	49,67	49,64	49,64	49,69
STE-12	50,46	50,37	50,39	50,19	49,98	49,82	49,71	49,64	49,60	49,59	49,60	49,63	49,60	49,61	49,65
STE-13	51,02	50,85	50,74	50,54	50,36	50,22	50,10	50,01	50,02	50,13	50,08	50,03	50,00	50,02	50,30
STE-13u	50,57	50,68	50,43	50,08	49,98	49,88	49,79	49,76	49,78	49,69	49,80	49,71	49,69	49,72	49,87
STE-14	50,14	50,15	50,08	49,72	49,53	49,41	49,33	49,29	49,31	49,28	49,34	49,32	49,31	49,34	49,45
STE-15	50,71	50,60	50,56	50,25	50,05	49,90	49,80	49,73	49,79	49,91	49,86	49,81	49,78	49,79	49,88
STE-16	50,98	50,80	50,75	50,59	50,40	50,23	50,10	50,00	49,99	50,11	50,07	50,03	49,99	49,99	50,04
STE-16u	51,23	51,05	50,75	50,74	50,63	50,50	50,40	50,31	50,32	50,21	50,29	50,25	50,18	50,20	50,37
STE-17	50,72	50,57	50,55	50,39	50,18	50,02	49,89	49,80	49,76	49,82	49,82	49,81	49,77	49,77	49,82
STE-18	50,50	50,41	50,41	50,20	49,98	49,83	49,73	49,64	49,62	49,63	49,65	49,66	49,63	49,64	49,69
STE-19	50,23	50,24	50,26	50,02	49,83	49,69	49,58	49,51	49,48	49,47	49,45	49,49	49,48	49,50	49,54
STE-20	50,18	50,23	50,26	50,02	49,83	49,69	49,58	49,51	49,48	49,45	49,47	49,51	49,49	49,52	49,57
STE-21	50,07	50,15	50,03	49,87	49,61	49,34	49,27	49,24	49,29	49,24	49,34	49,30	49,30	49,32	49,45
STE-22	50,30	50,30	50,25	49,87	49,68	49,36	49,48	49,43	49,48	49,47	49,52	49,50	49,48	49,50	49,61
STE-23	50,01	50,17	49,99	49,51	49,38	49,30	49,23	49,23	49,30	49,23	49,37	49,31	49,31	49,33	49,48
STE-24	49,98	50,18	49,94	49,45	49,35	49,28	49,21	49,23	49,30	49,23	49,39	49,30	49,31	49,35	49,51
STE-25	50,22	50,27	50,22	49,88	49,70	49,58	49,50	49,45	49,47	49,44	49,48	49,49	49,47	49,49	49,58
STE-26	50,13	50,31	50,12	49,70	49,57	49,48	49,40	49,38	49,44	49,41	49,44	49,45	49,46	49,47	49,60
STE-27	50,16	50,23	50,16	49,86	49,70	49,57	49,48	49,42	49,44	49,41	49,44	49,45	49,46	49,47	49,54
STE-28	50,02	50,27	49,95	49,96	49,79	49,65	49,56	49,49	49,50	49,47	49,50	49,51	49,50	49,52	49,59
STE-29	50,02	50,00	49,95	49,67	49,46	49,30	49,22	49,16	49,17	49,12	49,15	49,15	49,14	49,18	49,29
STE-30	50,57	50,38	50,28	50,11	49,92	49,74	49,61	49,52	49,47	49,47	49,45	49,46	49,44	49,47	49,83
STE-31	50,73	50,50	50,39	50,22	50,05	49,88	49,74	49,64	49,59	49,61	49,59	49,59	49,57	49,59	50,22
STE-32	50,77	50,54	50,45	50,28	50,11	49,95	49,81	49,72	49,68	49,73	49,69	49,68	49,66	49,69	50,30
STE-33	50,61	50,42	50,34	50,16	49,96	49,80	49,68	49,59	49,54	49,57	49,55	49,55	49,53	49,55	49,74
STE-34	50,84	50,61	50,52	50,34	50,18	50,03	49,90	49,81	49,83	49,88	49,83	49,80	49,77	49,82	50,58
STE-35	50,73	50,52	50,44	50,26	50,08	49,93	49,81	49,71	49,69	49,75	49,71	49,69	49,67	49,70	50,07
STE-36	50,66	50,50	50,46	50,24	50,04	49,90	49,79	49,71	49,69	49,74	49,74	49,71	49,69	49,70	49,86
STE-Eilbe	49,60	50,05	49,19	48,76	48,75	48,92	48,90	49,06	49,13	49,02	49,34	49,11	49,18	49,29	49,23

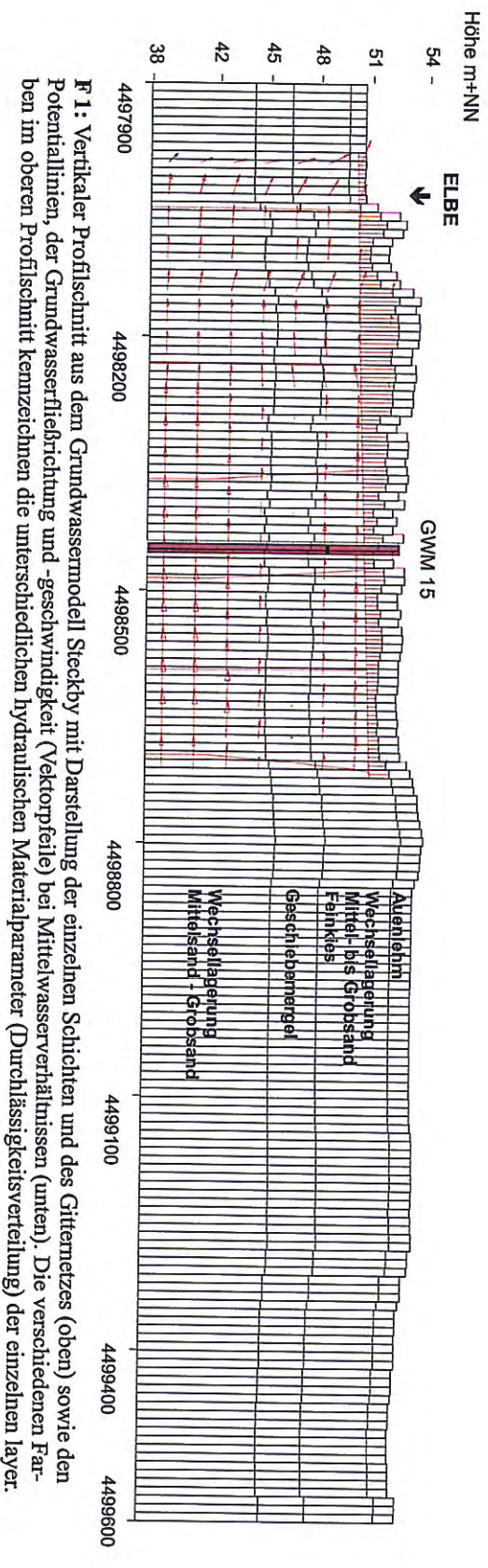
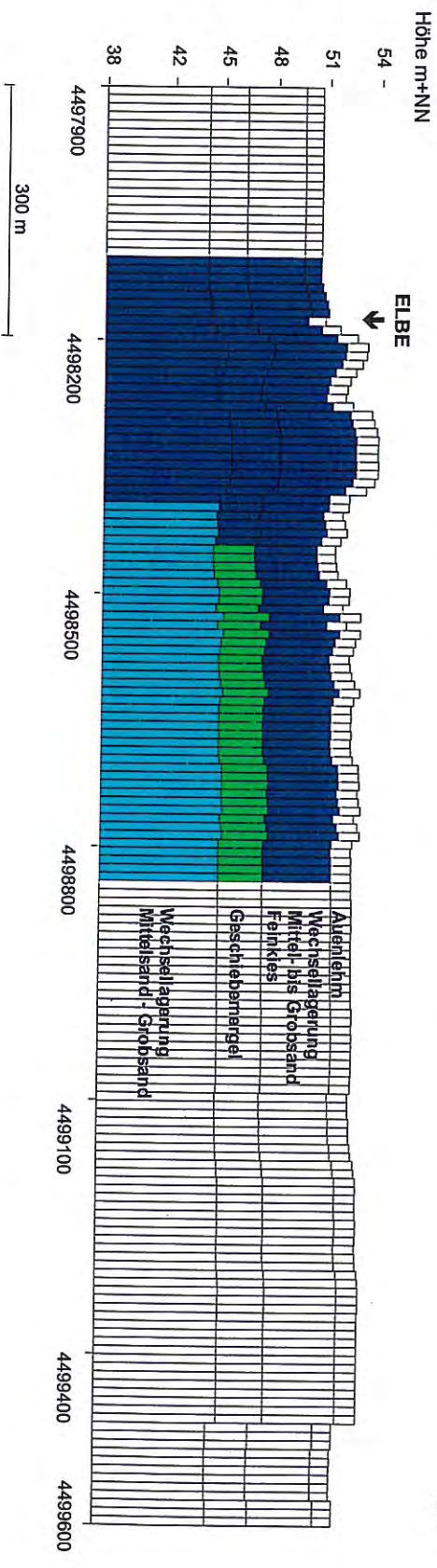
Fortsetzung Anhang E.2

Meßstelle	26.01.00	09.02.00	17.02.00	23.02.00	09.03.00	15.03.00	29.03.00	06.04.00	19.04.00	01.05.00	17.05.00	31.05.00
STE-1	49,57	50,93	51,58	51,44	51,67	53,89	53,07	53,59	51,55	51,10	50,54	50,29
STE-2	51,03	52,09	52,31	52,35	52,50	53,89	52,80	53,59	52,43	52,29	52,19	52,17
STE-3	50,56	51,84	52,21	52,28	52,45	53,89	52,81	53,59	52,40	52,25	52,13	52,10
STE-4a	50,59	51,76	52,25	52,28	52,45	53,89	53,04	53,59	52,40	52,27	52,09	51,97
STE-4u	49,96	51,28	51,32	51,21	51,62	53,89	52,59	53,59	51,90	51,23	50,59	50,35
STE-5	50,46	51,74	52,18	52,27	52,49	53,89	52,83	53,59	52,41	52,25	52,08	52,03
STE-6	50,45	51,41	52,17	52,34	52,64	53,89	52,83	53,59	52,55	52,36	52,06	51,99
STE-7	50,52	51,61	52,22	52,35	52,72	53,89	52,82	53,59	52,62	52,42	52,10	52,01
STE-8	50,29	51,39	52,01	52,15	52,72	53,89	52,81	53,59	52,61	52,41	51,83	51,67
STE-9	50,02	51,05	51,71	51,92	52,61	53,89	52,97	53,59	52,58	52,26	51,59	51,22
STE-10	49,79	50,59	51,28	51,75	52,96	53,89	52,97	53,59	52,84	52,53	51,30	50,83
STE-11	49,74	50,12	50,81	51,54	52,90	53,89	52,97	53,59	52,84	52,53	51,60	51,13
STE-12	49,71	50,08	50,78	51,33	52,76	53,89	52,91	53,59	52,83	51,94	51,45	50,95
STE-13a	50,67	51,86	52,26	52,34	52,53	53,89	52,93	53,59	52,49	52,32	52,17	52,10
STE-13u	50,13	51,26	51,33	51,29	51,68	53,89	52,64	53,59	52,10	51,52	50,94	50,70
STE-14	49,72	51,77	51,79	51,64	51,83	53,89	52,19	53,59	51,83	51,40	50,81	50,49
STE-15	50,05	51,13	51,89	52,08	52,70	53,89	52,85	53,59	52,65	52,24	51,61	51,34
STE-16a	50,13	50,57	51,82	52,30	52,97	53,89	53,13	53,59	52,97	52,75	52,14	51,79
STE-16u	50,56	51,25	51,52	51,51	52,10	53,89	53,09	53,59	52,65	52,21	51,73	51,47
STE-17	49,88	50,27	51,05	51,85	52,91	53,89	53,09	53,59	52,91	52,64	51,83	51,41
STE-18	49,75	50,24	50,94	51,62	52,92	53,89	52,96	53,59	52,80	52,51	51,71	51,29
STE-19	49,63	50,80	51,41	51,47	51,90	53,89	53,18	53,59	52,21	51,37	50,54	50,12
STE-20	49,71	51,67	51,83	51,74	52,07	53,89	53,25	53,59	52,48	51,65	50,81	50,40
STE-21	49,76	51,71	51,81	51,62	51,83	53,89	52,81	53,59	51,88	51,38	50,67	50,32
STE-22	49,85	51,30	51,75	51,72	51,95	53,89	52,81	53,59	52,07	51,61	50,95	50,65
STE-23	49,86	51,52	51,72	51,57	51,85	53,89	52,82	53,59	51,95	51,29	50,44	50,14
STE-24	49,93	51,71	51,75	51,56	51,87	53,89	52,84	53,59	51,90	51,19	50,32	50,04
STE-25	49,77	50,75	51,27	51,44	52,40	53,89	53,17	53,59	52,61	51,87	50,95	50,50
STE-26	49,97	51,36	51,58	51,56	52,27	53,89	53,23	53,59	52,36	51,57	50,61	50,26
STE-27	49,76	50,75	51,28	51,52	51,98	53,89	53,31	53,59	52,47	51,69	50,78	50,43
STE-28	49,77	50,91	51,49	51,40	52,01	53,89	53,36	53,59	52,56	51,72	50,85	50,50
STE-29	49,68	51,93	51,59	51,43	51,70	53,89	53,11	53,59	51,51	51,18	50,71	50,47
STE-30	50,23	51,91	51,79	51,82	51,98	53,89	52,81	53,59	51,86	51,78	51,59	51,43
STE-31	50,61	51,96	51,96	52,00	52,25	53,89	52,81	53,59	52,07	51,96	51,82	51,74
STE-32	50,70	52,00	52,06	52,09	52,25	53,89	52,81	53,59	52,19	52,05	51,92	51,86
STE-33	50,09	51,87	51,84	51,83	51,97	53,89	52,81	53,59	51,91	51,79	51,59	51,42
STE-34	51,02	52,09	52,22	52,26	52,43	53,89	52,82	53,59	52,36	52,20	52,08	52,07
STE-35	50,48	51,93	52,00	52,03	52,19	53,89	52,81	53,59	52,13	52,01	51,86	51,77
STE-36	50,14	51,78	51,91	51,93	52,08	53,89	52,81	53,59	52,05	51,87	51,61	51,43
STE-EIbE	50,08	52,14	51,60	51,29	51,79	53,73	53,20	53,46	51,55	50,17	49,54	49,38

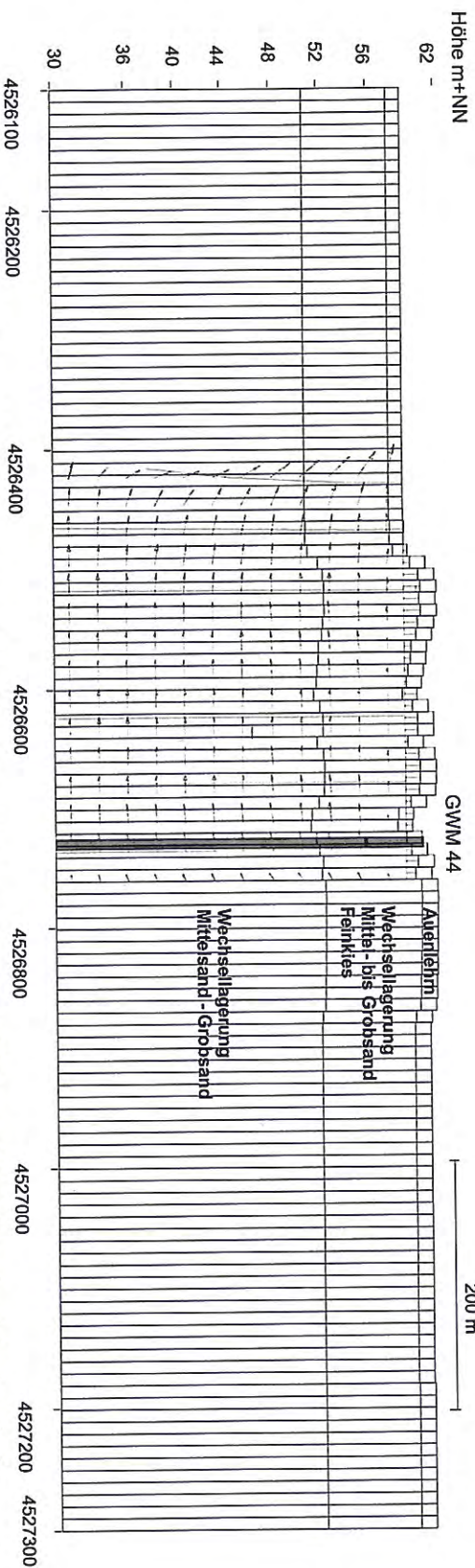
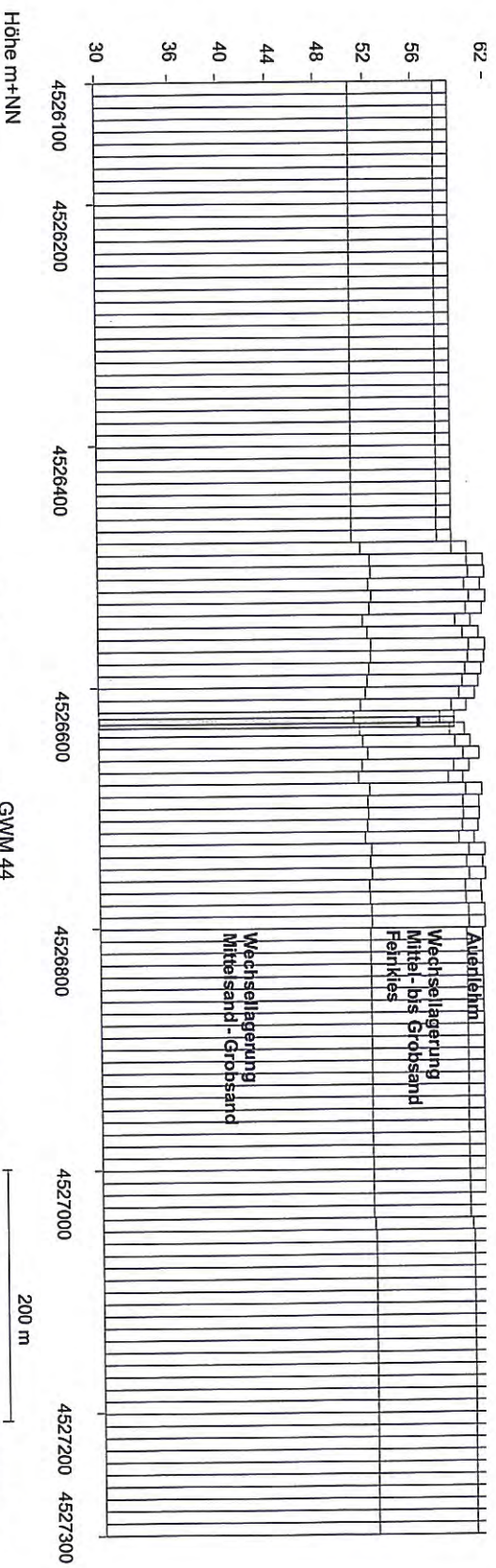
NW

Anhang F: Ergebnisse der 3D-Grundwasserströmungsmodelle

SE

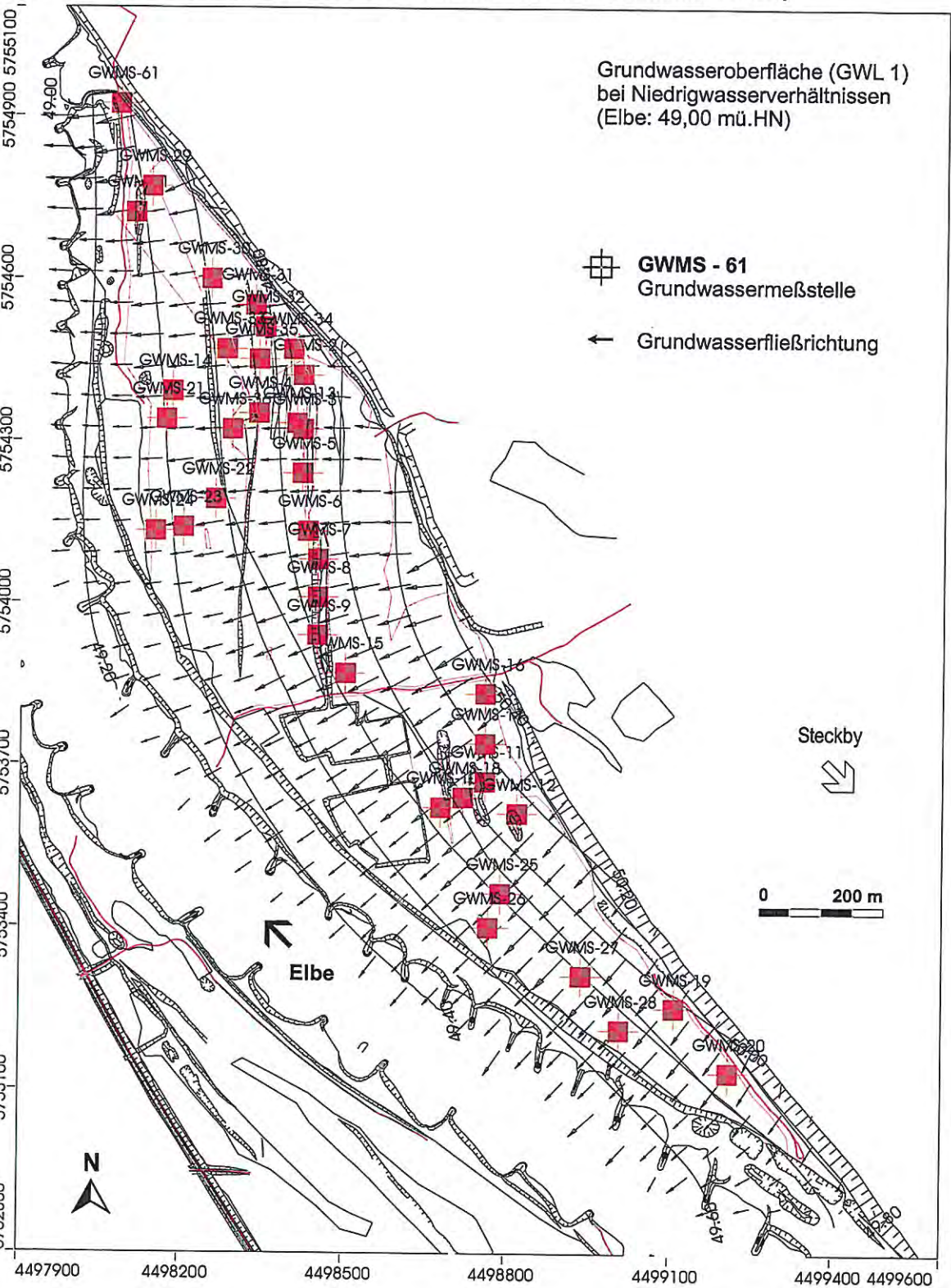


F 1: Vertikaler Profilschnitt aus dem Grundwassermodell Steckby mit Darstellung der einzelnen Schichten und des Gitternetzes (oben) sowie den Potentiallinien, der Grundwasserfließrichtung und -geschwindigkeit (Vektorpfeile) bei Mittelwasserständen (unten). Die verschiedenen Farben im oberen Profilschnitt kennzeichnen die unterschiedlichen hydraulischen Materialparameter (Durchlässigkeitsverteilung) der einzelnen Layer.

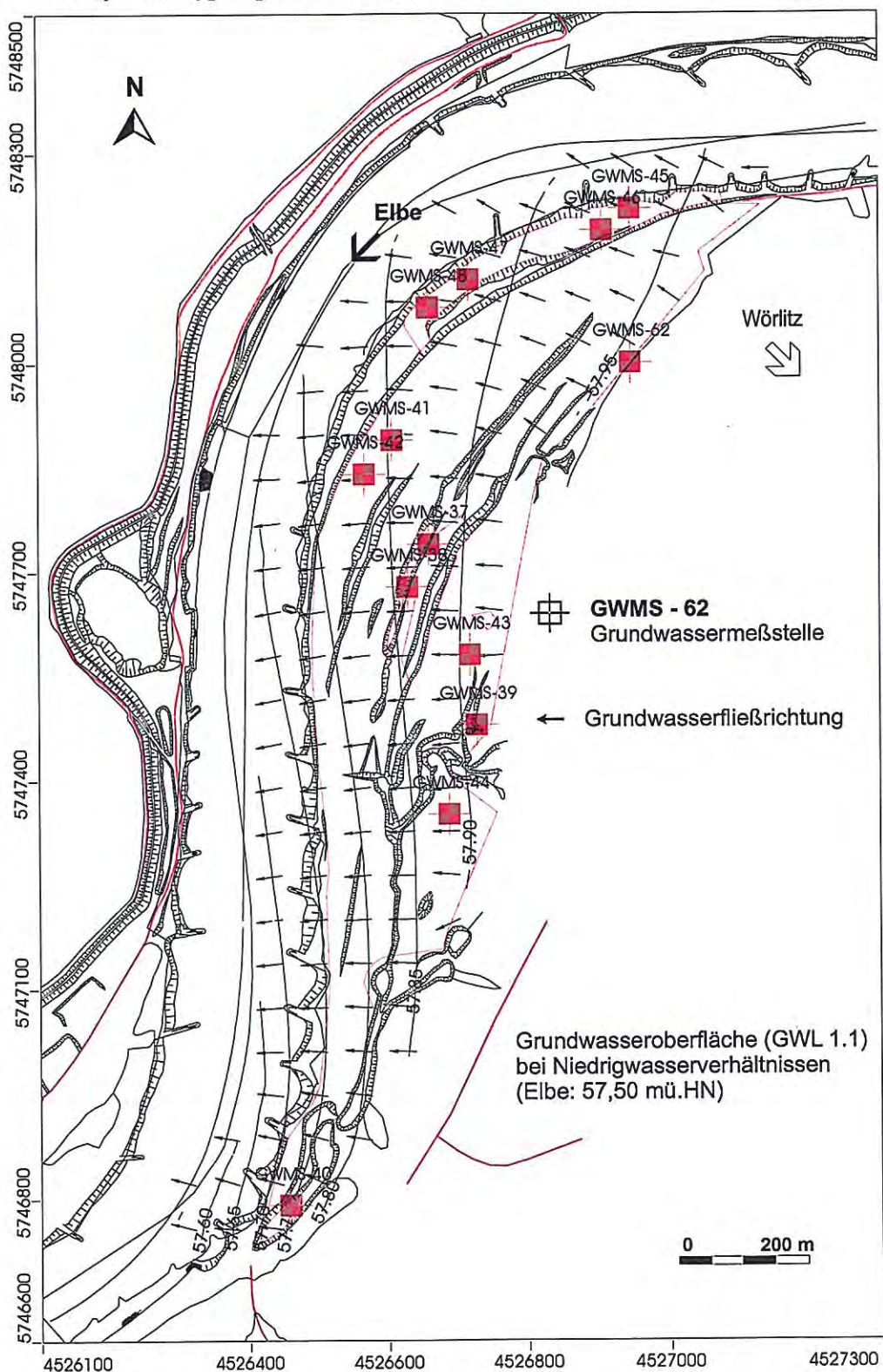


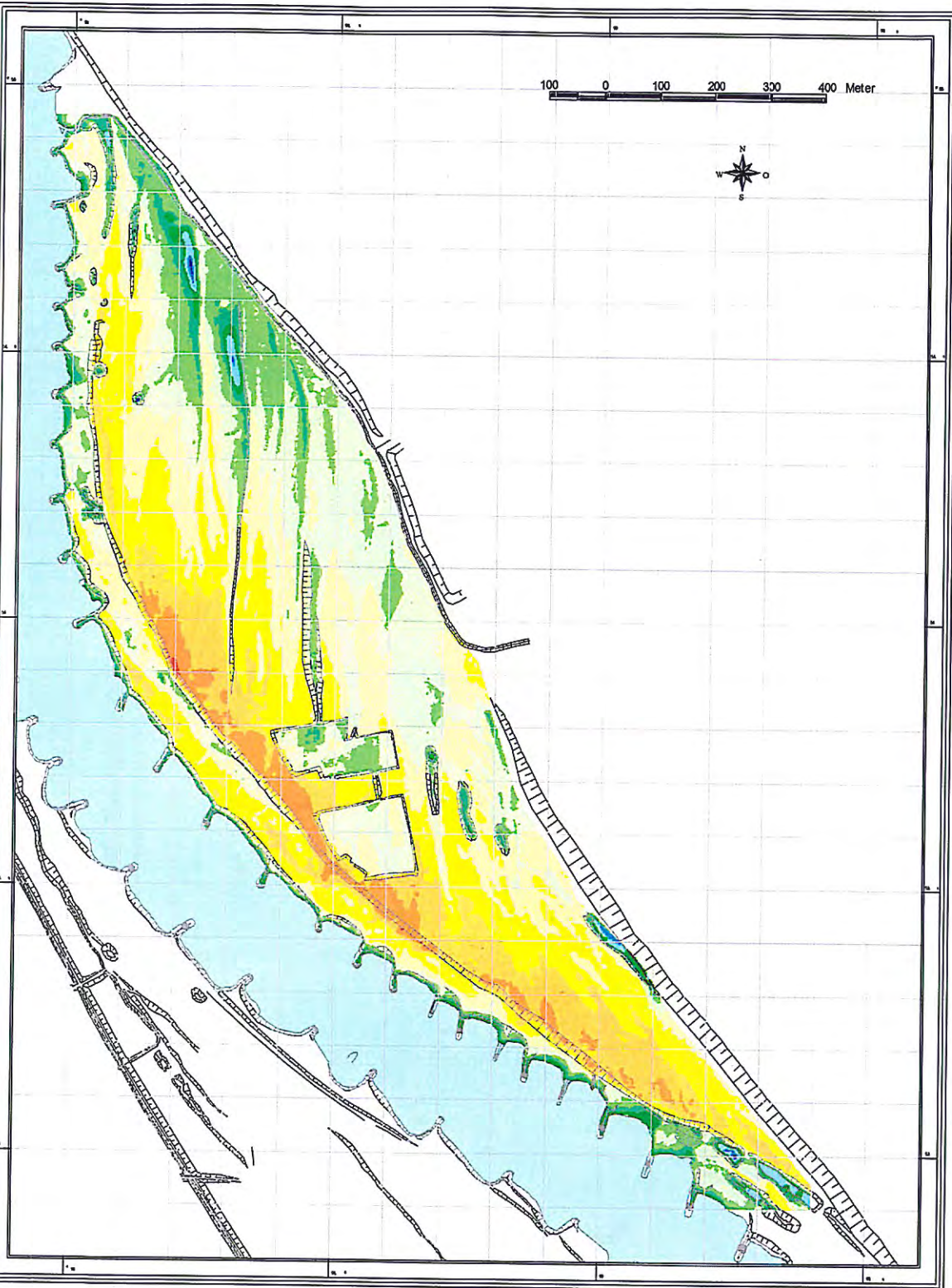
F 2: Vertikaler Profilschnitt aus dem Grundwassermodell Wörlitz mit Darstellung der einzelnen Schichten und des Gitternetzes (oben) sowie den Potentiallinien, der Grundwasserfließrichtung und Abstandsgeschwindigkeit (Vektorpfeile) bei Mittelwasserverhältnissen (unten).

F3: Hydroisohypsenplan des oberen Grundwasserleiters im Modell Steckby



F4: Hydroisohypsenplan des oberen Grundwasserleiters im Modell Wörlitz





Überflutung

Grundwasserflurabstände

-1.5 - -1
-1 - -0.5
-0.5 - 0
0 - 0.5
0.5 - 1
1 - 1.5
1.5 - 2
2 - 2.5
2.5 - 3
3 - 3.5
3.5 - 4

Meter über Gelände

Meter unter Gelände

Anhang F5 Grundwassermodell Steckby Verschneidung von Modell- rechenläufen mit dem DGM

BMBF - Verbundprojekt
RMA

Hauptuntersuchungsgebiet
Schöneberger Wiesen

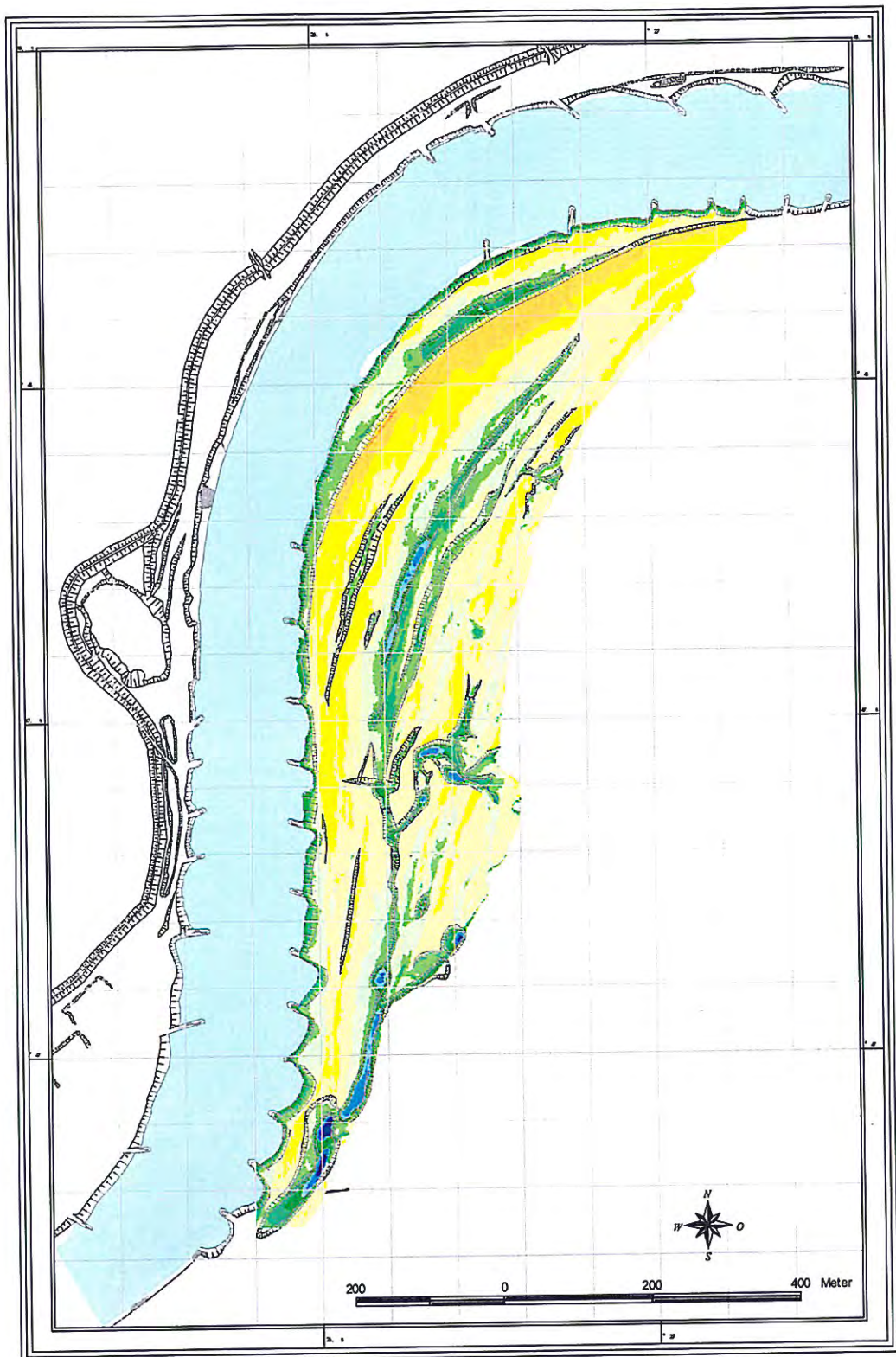
Bundesanstalt für Gewässerkunde
Koblenz - Berlin
Referat U2

Umweltforschungszentrum

fachliche Bearbeitung (2000)
R. Böhme
S. Rosenzweig

Kartografische Bearbeitung
G. Dax (BIG Koblenz) / Jan 2001

Grundwasserflurabstände



Oberflutung	-1.5 - -1	Meter über Gelände
	-1 - -0.5	
	-0.5 - 0	
Grundwasserflurabstände	0 - 0.5	Meter unter Gelände
	0.5 - 1	
	1 - 1.5	
	1.5 - 2	
	2 - 2.5	
	2.5 - 3	
	3 - 3.5	
	3.5 - 4	

Anhang F6 Grundwassermodell Wörlitz

Verschneidung von Modell-
rechenläufen mit dem DGM

BMBF - Verbundprojekt
RINA
Nebenuntersuchungsgebiet
Schleusenheger Wiesen

Bundesanstalt für Gewässerkunde
Koblenz - Berlin
Referat U2



Umweltforschungszentrum
fachliche Bearbeitung: (2000)
R. Böhme
S. Rosenzweig

Kartografische Bearbeitung
G. Dax (BIG Koblenz) / Jan 2

Grundwasserflurabstände
bei Mittelwasser

Anhang G: Hydrochemische Daten Grundwassermessstellen (Mittelwerte 04/98 – 04/00) Untersuchungsgebiet Steckby

Messstelle	Daten- anzahl	pH	Ein [mV]	T [°C]	LT [ms/cm]	O ₂ [mg/l]	m-Wert [mmol/l]	p-Wert [mmol/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	Mn _{ges} [mg/l]	Fe _{ges} [mg/l]	HCO ₃ ⁻ [mg/l]
STE-1	4	6,8	222	11,0	876	1,54	2,49	0,7	21,13	6,17	18,01	134,83	1,48	7,01	128,3
STE-2	4	6,5	244	10,6	960	0,67	1,72	n.b.	21,38	7,37	18,51	150,93	0,79	5,26	92,5
STE-3	4	6,3	369	10,6	953	0,86	1,85	0,09	22,75	2,22	21,99	148,18	0,3	0,61	99,65
STE-4a	17	6,5	285	9,5	956	0,47	1,88	0,13	24,19	3,76	19,8	146,68	0,36	2,27	96,42
STE-4u	11	6,4	257	9,6	972	0,24	1,29	0,22	23,46	10,44	20,47	146,18	0,22	3,23	63,2
STE-5	4	6,4	316	10,2	929	0,38	1,74	0,13	22,55	3,01	21,09	144,03	0,18	1,62	94,25
STE-6	4	6,4	295	10,2	920	0,84	2,05	0,23	22,73	2,07	20,05	137,45	0,49	4,84	98,6
STE-7	4	6,4	346	10,5	910	1,18	1,69	n.b.	21,63	3,69	18,07	144,9	0,13	0,46	87,1
STE-8	4	6,5	286	10,9	905	0,86	2,07	n.b.	21,53	5,29	16,8	144,75	0,19	1,54	108,8
STE-9	4	6,5	347	11,2	882	0,28	2,68	n.b.	22,03	5,56	17,1	142,53	0,12	0,76	130,05
STE-10	4	6,8	396	10,5	919	1,06	2,29	n.b.	19,95	9,23	17,94	148,83	0,03	0,14	92,89
STE-11	11	6,7	398	9,0	938	1,09	1,7	n.b.	22,84	7,42	19,5	148,9	0,05	0,19	111,15
STE-12	9	6,6	426	10,9	1023	2,64	1,78	n.b.	23,39	6,61	20,1	155,01	0,08	0,23	88,51
STE-13a	16	6,3	349	10,0	988	1,5	1,82	n.b.	25,66	2,64	22,25	155,41	0,31	0,53	91,28
STE-13u	11	6,5	231	9,6	987	0,21	1,54	0,61	23,26	11,09	20,31	149,18	0,24	5,27	76,73
STE-14	4	6,6	321	10,2	890	3,75	1,83	0,18	22,03	5,34	18,55	141,5	0,47	3,06	96,5
STE-15	4	6,6	460	10,7	910	3,14	1,63	n.b.	21,25	8,04	17,87	146,03	n.n.	1,03	89,4
STE-16a	18	6,6	435	10,0	1055	3,07	2,04	n.b.	26,11	9,89	19,84	167,47	0,06	0,12	104,53
STE-16u	12	6,6	233	9,4	936	0,16	1,55	0,31	21,41	10,23	17,62	143,59	0,27	3,77	78,4
STE-17	4	6,5	447	9,7	915	4,48	1,88	n.b.	21,88	8,29	18,96	148,8	n.n.	n.n.	94,7
STE-18	4	6,5	447	10,3	915	2,68	1,48	n.b.	21,1	5,76	19,29	143,53	n.n.	0,1	77,75
STE-19	3	6,2	285	10,9	686	2,2	1,24	n.b.	17,93	1,66	16,42	81,3	1,19	19,36	63,73
STE-20	3	6,2	369	10,8	909	4,38	1,16	n.b.	20,63	2,58	22,98	137,63	0,13	2,39	60,67
STE-21	5	6,6	402	10,2	708	5,03	1,58	0,09	20,68	4,54	16,13	120,32	0,35	0,78	82,64
STE-22	4	6,4	367	10,3	883	2,47	1,56	n.b.	21,78	3,41	19,13	141,95	0,16	0,62	84,15
STE-23	8	6,4	351	10,1	903	3,59	1,85	n.b.	23,46	3,29	20,01	148,01	0,07	0,33	91,01
STE-24	13	6,5	254	9,8	955	0,97	2,05	0,17	23,67	4,72	19,74	149,42	0,42	3,96	99,69
STE-25	4	6,7	408	10,7	847	4,41	1,55	n.b.	19,53	5,6	17,35	132,98	0,07	0,17	87,45
STE-26	3	6,5	434	11,1	816	5,93	1,32	n.b.	19,12	3,72	18,31	127,13	n.n.	n.n.	71,53
STE-27	3	6,3	364	11,4	912	4,05	1,3	n.b.	22,47	1,72	23,64	139,63	0,28	3,66	60,07
STE-28	3	6,4	339	10,9	887	4,12	1,47	n.b.	21,37	1,2	23,69	133,23	0,25	3,3	76,93
STE-29	4	6,4	304	10,7	865	2,04	1,76	0,65	21,68	5,79	17,96	140,5	0,54	3,11	96,95
STE-30	4	6,5	224	10,3	916	0,8	2,14	0,41	22,35	4,61	19,25	149,3	0,99	6,4	119,53
STE-31	4	6,6	306	9,7	916	0,32	1,85	0,21	22,28	4,59	22,14	157,73	0,72	2,02	99,5
STE-32	4	6,4	293	10,1	955	0,8	2,15	n.b.	21,8	7,18	18,18	151,08	0,61	2,43	114,8
STE-33	4	6,6	257	10,6	917	0,58	2,18	0,3	21,8	9,92	19,83	156,05	0,49	4,48	106,25
STE-34	4	6,7	226	10,1	964	1,98	1,98	0,25	21,8	5,25	19,25	157,73	0,5	5,09	102,35
STE-35	14	6,6	435	12,5	1020	1,38	2,02	0,13	23,79	4,2	19,02	157,73	0,5	5,09	102,35
STE-36	4	6,6	236	10,4	971	0,56	2,04	0,31	22,18	4,2	19,02	157,73	0,5	5,09	102,35
STE-61	2	6,6	117	11,5	954	0,48	1,44	n.b.	24,65	2,45	20,33	156,65	2,62	37,88	200,2
STE-Elbe	18	8,3	340	13,4	486	11,5	1,71	0,25	24,63	6,06	10,35	52,83	0,16	0,54	87,34

Fortsetzung Anhang G

Meßstelle	Daten- anzahl	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	PO ₄ ³⁻ [mg/l]	SiO ₂ [mg/l]	DOC [mg/l]	Al [µg/l]	As [µg/l]	Cd [µg/l]	Cr [µg/l]	Cu [µg/l]	Ni [µg/l]	Pb [µg/l]	Zn [µg/l]
STE-1	4	51,55	285,51	1,37	n.n.	0,74	0,45	8,7	4,84	416	8	n.n.	4	6	5	6	n.n.
STE-2	4	58,17	359,95	n.n.	n.n.	0,14	n.n.	6,26	4,61	107	4	n.n.	1	2	n.n.	3	n.n.
STE-3	4	58,69	364,89	n.n.	n.n.	0,06	0,11	7,56	4,32	112	2	n.n.	1	6	8	2	n.n.
STE-40	17	52,78	344,03	2,13	n.n.	0,1	0,16	6,65	4,31	n.n.	4	n.n.	1	2	7	2	n.n.
STE-4u	11	55,04	396,48	1,22	n.n.	0,16	n.n.	5,49	3,87	n.n.	3	n.n.	1	1	5	1	117
STE-5	4	55,89	356,52	2,91	n.n.	0,02	0,09	6,83	4,57	n.n.	2	n.n.	1	2	12	4	n.n.
STE-6	4	55,75	339,79	1,97	n.n.	0,05	0,37	7,25	3,74	n.n.	2	n.n.	1	3	4	3	n.n.
STE-7	4	57,57	352,92	7,72	n.n.	0,03	n.n.	6,1	3,75	114	3	n.n.	3	3	17	2	n.n.
STE-8	4	51,53	326,16	3,81	n.n.	0,07	n.n.	6,5	4,5	287	2	n.n.	1	4	8	3	n.n.
STE-9	4	55,41	308,85	1,75	n.n.	0,04	0,09	5,84	5,24	111	2	n.n.	2	6	5	2	n.n.
STE-10	4	54,99	323,26	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	4,68	4,19	n.n.	1	n.n.	2	3	5	2	n.n.
STE-11	11	53,49	343,91	11,27	n.n.	0,02	0,08	5,18	3,96	n.n.	9	n.n.	1	3	17	1	n.n.
STE-12	9	50,84	344,92	3,01	n.n.	0,03	n.n.	5,37	3,62	n.n.	1	1	1	3	34	2	n.n.
STE-130	16	52,3	378,05	2,2	n.n.	0,05	0,09	7,99	3,78	n.n.	6	n.n.	1	2	9	3	n.n.
STE-13u	11	57,31	400,75	n.n.	n.n.	0,27	0,23	5,39	3,97	n.n.	12	n.n.	1	1	1	1	n.n.
STE-14	4	55,46	346,36	2,18	n.n.	0,05	n.n.	6,61	3,65	n.n.	3	n.n.	2	2	n.n.	2	n.n.
STE-15	4	53,02	337,19	6,72	n.n.	n.n.	0,1	5,99	3,45	n.n.	2	n.n.	1	2	6	3	n.n.
STE-160	18	58,22	396,28	7,58	0,22	0,02	0,12	6,02	4,48	107	7	n.n.	1	3	10	2	n.n.
STE-16u	12	47,3	361,65	n.n.	n.n.	0,15	0,1	3,89	3,64	n.n.	6	n.n.	5	4	2	2	n.n.
STE-17	4	47,73	356,38	6,46	n.n.	n.n.	0,14	5,76	3,06	n.n.	n.n.	n.n.	1	2	24	2	n.n.
STE-18	4	54,29	341,56	8,38	n.n.	0,02	0,19	4,87	3,57	n.n.	1	n.n.	2	2	24	1	n.n.
STE-19	3	37,34	282,19	0,56	n.n.	1,43	n.n.	9,32	3,75	n.n.	30	n.n.	1	n.n.	6	1	n.n.
STE-20	3	47,62	397,79	0,46	n.n.	0,05	n.n.	7,1	3,17	206	9	1	4	4	282	3	73
STE-21	5	45,39	294,54	5,19	n.n.	0,03	n.n.	6,24	3,79	n.n.	2	n.n.	1	2	2	1	n.n.
STE-22	4	54,59	338,99	5,04	n.n.	n.n.	n.n.	6,32	3,12	n.n.	1	n.n.	1	1	3	1	n.n.
STE-23	8	47,92	349,38	1,16	n.n.	0,02	n.n.	6,86	2,91	n.n.	9	n.n.	1	4	12	2	n.n.
STE-24	13	52,05	364,53	0,9	n.n.	0,11	0,18	6,45	3,23	n.n.	14	n.n.	1	4	3	2	n.n.
STE-25	4	47,84	306,16	5,84	n.n.	0,03	n.n.	4,82	3,49	n.n.	1	n.n.	1	2	14	1	n.n.
STE-26	3	41,8	338,44	7,55	n.n.	0,03	n.n.	5,61	3,23	n.n.	1	n.n.	1	3	9	2	n.n.
STE-27	3	48,97	398,75	0,48	n.n.	0,08	n.n.	7,52	3,09	83	3	n.n.	2	2	19	n.n.	n.n.
STE-28	3	53,1	355,28	0,75	n.n.	0,22	0,1	5,88	3,43	n.n.	2	n.n.	1	1	15	1	n.n.
STE-29	4	51,31	334,5	3,55	n.n.	0,11	0,2	8,2	4,8	798	4	n.n.	2	6	7	6	n.n.
STE-30	4	57,35	345,17	n.n.	n.n.	0,54	0,14	8,55	5,52	155	13	n.n.	1	2	5	3	n.n.
STE-31	4	56,16	345,9	1,35	n.n.	0,03	n.n.	9,11	5,05	750	9	n.n.	3	7	14	9	42
STE-32	4	56,15	372,14	n.n.	n.n.	0,07	0,08	8,16	4,28	266	4	1	2	10	17	3	n.n.
STE-33	4	55,75	338,63	2,44	n.n.	0,21	0,08	6,52	4,76	n.n.	3	n.n.	1	4	3	2	n.n.
STE-34	4	58,11	374,69	0,44	n.n.	0,06	n.n.	6,54	4,45	364	6	n.n.	4	3	7	5	n.n.
STE-35	14	56,15	358,62	2,37	n.n.	0,05	0,1	6,73	4,1	196	5	n.n.	1	3	9	3	n.n.
STE-36	4	58,99	378,51	n.n.	n.n.	n.n.	0,15	6,28	4	n.n.	5	n.n.	1	2	n.n.	2	n.n.
STE-61	2	46,23	365,41	n.n.	n.n.	4,04	0,27	15,79	6,43	n.n.	43	n.n.	1	24	n.n.	n.n.	n.n.
STE-Elbe	18	31,94	122,02	16,75	0,18	0,16	0,26	2,97	4,51	190	5	n.n.	3	7	5	4	31

Fortsetzung Anhang G: Hydrochemische Daten Grundwassermessstellen (Mittelwerte 04/98 – 04/00) Untersuchungsgebiet Wörlitz

Meßstelle	Daten- anzahl	pH	Eh [mV]	T [°C]	Lf [mS/cm]	O ₂ [mg/l]	m-Wert [mmol/l]	p-Wert [mmol/l]	Na ⁺ [mg/l]	K ⁺ [mg/l]	Mg ²⁺ [mg/l]	Ca ²⁺ [mg/l]	Mn _{gas} [mg/l]	Fe _{gas} [mg/l]	Cl ⁻ [mg/l]	SO ₄ ²⁻ [mg/l]
WÖR-37	6	6,38	276	10	760	0,74	1,21	0,39	18,82	1,48	20,68	90,77	1,3	25,92	27,22	301,65
WÖR-38	12	6,27	245	11	647	1,19	1,15	0,41	18,57	1,17	16,35	73,18	1,08	24,42	22,96	247,09
WÖR-39a	18	6,16	283	9,3	562	0,2	0,95	0,14	18,06	1,42	14,63	59,63	0,68	17,02	24,63	205,83
WÖR-39u	13	6,68	178	9,5	496	0,22	2,03	0,27	16,77	1,98	8,63	58,61	0,76	15,01	16,47	141,86
WÖR-40	3	6,28	351	10,8	503	0,68	1,37	0,2	17,77	1,06	12,23	62,83	0,42	2,51	21,77	158,27
WÖR-41	4	6,38	362	11,3	711	3,58	0,97	0,17	18,58	1,71	18,09	103,83	0,13	2,52	27,25	310,18
WÖR-42a	18	6,45	209	9,9	561	0,17	1,53	0,2	20,8	3,66	11,11	59,52	3,68	17,09	32,05	162,99
WÖR-42u	12	6,58	198	10	538	0,19	1,87	0,12	19,11	3,91	10,43	59,68	4,87	10,28	33,88	161,86
WÖR-43	4	6,21	367	11,3	726	2,51	0,89	0,1	17,75	0,96	21,02	102,05	0,48	4,12	28,34	320,42
WÖR-44	16	6,22	370	10,1	621	2,9	1,09	n.d.	17,81	1,3	16,11	81,96	0,11	0,93	24,09	221,32
WÖR-45	8	6,34	440	10	506	5,31	1,5	0,26	21,24	5,15	11,27	64,11	n.n.	0,21	26,71	138,65
WÖR-46	10	6,41	402	11,5	529	4,33	1,32	n.d.	22,45	5,34	11,27	64,11	0,07	0,2	28,05	146,69
WÖR-47a	17	6,48	385	9,2	490	1,18	1,74	0,15	20,35	4,42	10,58	60,72	0,11	0,26	24,29	120,34
WÖR-47u	11	6,78	209	9,2	476	0,26	1,66	0,25	19,77	5,82	10,03	57,64	0,53	2,26	24,29	132,73
WÖR-48	5	6,37	472	11,1	504	5,8	1,3	0,16	17,48	3,42	10,04	62,74	0,13	0,16	23,43	132,73
WÖR-62	2	6,21	306	11,7	1046	3,27	n.b.	n.b.	34,25	1,23	34,97	170,6	0,08	0,34	68,25	542,01
WÖR-Elbe	18	8,03	373	12,8	492	11,2	1,77	0,3	24,14	5,84	10,31	52,2	0,14	0,4	28,83	103,18

Meßstelle	Daten- anzahl	HCO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₃ ⁻ [mg/l]	NO ₂ ⁻ [mg/l]	NH ₄ ⁺ [mg/l]	PO ₄ ²⁻ [mg/l]	SiO ₂ [mg/l]	DOC [mg/l]	Al [µg/l]	As [µg/l]	Cd [µg/l]	Cr [µg/l]	Cu [µg/l]	Ni [µg/l]	Pb [µg/l]	Zn [µg/l]
WÖR-37	6	59,83	n.n.	n.n.	0,16	0,32	9,82	1,89	n.n.	6	n.n.	1	4	9	2	n.n.
WÖR-38	12	58,43	0,58	n.n.	0,13	0,33	10,3	2,81	n.n.	9	n.n.	1	1	7,7	2	n.n.
WÖR-39a	18	49,23	11,17	0,23	0,17	0,12	10,1	2,14	n.n.	6	n.n.	1	1	17	2	41
WÖR-39u	13	100,91	n.n.	n.n.	0,38	0,16	9,59	2,25	n.n.	3	n.n.	2	2	4	23	130
WÖR-40	4	76,4	n.n.	n.n.	0,23	0,32	10,67	6,84	n.n.	5	n.n.	13	24	11	2	38
WÖR-41	4	48,5	0,61	n.n.	0,03	0,09	9,28	1,96	n.n.	3	n.n.	1	2	16	1	n.n.
WÖR-42a	18	76	1,17	n.n.	0,14	0,1	6,64	2,56	n.n.	11	n.n.	1	2	11	2	n.n.
WÖR-42u	12	89,93	n.n.	n.n.	0,23	0,15	6,47	2,85	n.n.	4	n.n.	2	1	3	10	24
WÖR-43	4	42,65	0,85	n.n.	0,04	0,16	11,73	1,78	n.n.	1	n.n.	2	2	3	1	71,3
WÖR-44	16	59,66	1,21	n.n.	0,04	0,08	8,29	2,44	n.n.	6	n.n.	1	4	15	3	n.n.
WÖR-45	8	75,8	16,86	n.n.	0,03	0,14	9,89	4,22	n.n.	1	n.n.	2	5	9	2	100
WÖR-46	10	72,3	15,23	0,24	n.n.	0,09	9,96	3,63	n.n.	9	0,2	2	2	5	2	57,6
WÖR-47a	17	86,31	9,76	0,22	0,03	0,11	8,09	4,93	n.n.	6	n.n.	2	5	13	2	122
WÖR-47u	11	82,75	3,78	n.n.	0,38	0,22	5,82	3,71	82	7	n.n.	3	9	4	2	87
WÖR-48	5	67,12	28,12	n.n.	0,02	0,15	11,15	4,97	n.n.	2	1	3	9	8	2	183
WÖR-62	2	55	14,34	n.n.	0,02	0,1	8,58	3,05	n.n.	1	0,2	1,4	3	16	n.n.	43,7
WÖR-Elbe	18	89,44	16,63	0,18	0,17	0,27	3,17	4,69	201	7	1	2	6	7	5	67

Anhang H: Isotopendaten GWM (Mittelwerte 04/98 - 04/00) UG Steckby und Wörlitz

Meßstelle	Proben- anzahl	$\delta^{18}\text{O}(\text{H}_2\text{O})$ ‰ VSMOW	Std.-abw.	$\delta^2\text{H}(\text{H}_2\text{O})$ ‰ VSMOW	Std.-abw.	Exzess
STE-1	2	-7,64	0,34	-57,8	1,70	3,34
STE-2	2	-8,62	0,39	-62,6	0,21	6,44
STE-3	2	-8,50	0,06	-61,5	1,98	6,49
STE-4o	17	-8,49	0,15	-61,8	1,10	6,11
STE-4u	11	-8,85	0,10	-63,6	0,96	7,18
STE-5	2	-8,67	0,28	-62,5	0,78	6,88
STE-6	2	-8,71	0,25	-62,5	0,21	7,22
STE-7	2	-8,79	0,14	-61,8	1,84	8,54
STE-8	2	-8,69	0,10	-62,4	0,35	7,21
STE-9	2	-8,09	0,26	-59,9	2,19	4,85
STE-10	2	-8,62	0,12	-61,0	1,98	7,92
STE-11	16	-8,68	0,23	-62,6	1,19	6,92
STE-12	7	-8,54	0,30	-61,9	0,83	6,46
STE-13o	16	-8,33	0,28	-60,9	2,20	5,78
STE-13u	11	-8,81	0,09	-64,0	1,24	6,41
STE-14	2	-8,24	0,03	-59,8	0,28	6,13
STE-15	2	-8,61	0,32	-60,6	1,70	8,25
STE-16o	18	-8,66	0,15	-63,0	0,70	6,27
STE-16u	12	-8,88	0,18	-63,8	0,85	7,25
STE-17	2	-8,72	0,22	-62,5	0,57	7,29
STE-18	2	-8,52	0,19	-61,5	0,64	6,74
STE-19	2	-8,76	0,17	-63,5	2,62	6,65
STE-20	2	-8,49	0,25	-63,0	1,27	4,92
STE-21	2	-8,41	0,32	-62,0	0,68	5,30
STE-22	2	-8,35	0,44	-60,7	1,20	6,17
STE-23	7	-8,56	0,10	-62,1	0,76	6,34
STE-24	17	-8,60	0,13	-62,7	1,20	6,17
STE-25	2	-8,74	0,15	-63,2	1,06	6,79
STE-26	1	-8,45	-	-62,1	-	5,49
STE-27	1	-8,26	-	-60,9	-	5,17
STE-28	1	-7,98	-	-60,3	-	3,52
STE-29	2	-7,80	0,02	-58,6	0,35	3,84
STE-30	2	-7,63	1,31	-58,0	4,03	3,08
STE-31	2	-8,54	0,04	-60,8	0,28	7,48
STE-32	2	-8,55	0,25	-62,5	0,21	5,94
STE-33	2	-8,07	0,74	-59,8	2,97	4,76
STE-34	2	-8,78	0,32	-62,6	0,78	7,70
STE-35	13	-8,50	0,18	-61,8	1,64	6,26
STE-36	2	-8,44	0,12	-61,5	0,57	5,99
STE-Elbe	19	-8,86	0,44	-64,1	2,79	6,72

Meßstelle	Proben- anzahl	$\delta^{18}\text{O}(\text{H}_2\text{O})$ ‰ VSMOW	Std.-abw.	$\delta^2\text{H}(\text{H}_2\text{O})$ ‰ VSMOW	Std.-abw.	Exzess
WÖR-37	4	-8,72	0,31	-63,8	1,74	8,27
WÖR-38	13	-8,94	0,25	-64,7	1,49	7,52
WÖR-39o	18	-9,23	0,13	-66,0	0,80	7,80
WÖR-39u	12	-9,29	0,12	-66,8	0,60	7,53
WÖR-40	2	-8,32	0,20	-61,9	0,85	4,70
WÖR-41	2	-9,14	0,02	-66,4	0,28	6,76
WÖR-42o	18	-9,45	0,14	-68,1	0,87	7,47
WÖR-42u	12	-9,45	0,09	-68,6	0,75	6,92
WÖR-43	2	-8,88	0,48	-65,1	1,34	5,98
WÖR-44	16	-8,42	0,20	-62,8	1,48	3,18
WÖR-45	4	-9,08	0,13	-65,6	1,09	7,11
WÖR-46	16	-9,06	0,16	-65,4	1,25	6,82
WÖR-47o	17	-9,16	0,17	-66,3	1,10	6,94
WÖR-47u	11	-9,27	0,13	-66,7	0,97	7,50
WÖR-48	2	-9,11	0,42	-65,9	2,65	6,99
WÖR-Elbe	19	-8,81	0,07	-64,5	0,35	6,05

Fortsetzung **Anhang H: Isotopendaten GWM (Einzelwerte) UG Steckby**

Meßstelle	Datum	$\delta^{34}\text{S}(\text{SO}_4^{2-}) \text{‰}$ [CDT]	$\delta^{18}\text{O}(\text{SO}_4^{2-}) \text{‰}$ [VSMOW]	Tritium [TU]
STE-1	11.05.1999	3,56	11,62	
STE-4o	22.04.1998			14,7
STE-4o	16.12.1998			13,3
STE-4o	11.05.1999	0,06	6,89	13,2
STE-4o	16.12.1999			13,0
STE-4o	18.04.2000	-1,43	9,47	14,8
STE-4u	22.04.1998			15,0
STE-4u	16.12.1998			13,3
STE-4u	11.05.1999	-0,11	10,3	12,4
STE-4u	16.12.1999			13,9
STE-4u	18.04.2000	1,09	7,66	13,7
STE-4/30	11.05.1999	5,38	14,76	
STE-4/30	15.03.2000	-9,37	4,93	
STE-4/60	11.05.1999	-1,39	8,69	
STE-4/60	15.03.2000	-6,68	5,92	
STE-4/100	11.05.1999	5,98	13,71	
STE-4/100	15.03.2000	-1,37	16,53	
STE-13o	22.04.1998			14,6
STE-13o	16.12.1998			14,5
STE-13o	11.05.1999	0,44	11,74	13,1
STE-13o	16.12.1999			12,6
STE-13o	18.04.2000	-0,05	9,2	14,8
STE-13u	22.04.1998			14,9
STE-13u	16.12.1998			13,9
STE-13u	11.05.1999	0,64	11,39	13,8
STE-13u	16.12.1999			12,9
STE-13u	18.04.2000	0,92	10,22	14,9
STE-13/30	11.05.1999	3,44	16,04	
STE-13/30	15.03.2000	3,17	7,26	
STE-13/70	11.05.1999	3,41	15,57	
STE-13/70	15.03.2000	3,52	8,14	
STE-13/100	11.05.1999	3,09	8,26	
STE-13/100	15.03.2000	2,85	7,54	
STE-16o	22.04.1998			16,3
STE-16o	16.12.1998			15,0
STE-16o	11.05.1999	1,6	11,23	13,7
STE-16o	16.12.1999			14,7
STE-16o	18.04.2000	2,43	11,81	14,4
STE-16u	22.04.1998			15,0
STE-16u	16.12.1998			13,5
STE-16u	11.05.1999	-0,08	13,58	14,0
STE-16u	16.12.1999			13,8
STE-16u	18.04.2000	2,56	14,16	12,8
STE-16/70	15.03.2000	1,76	11,47	
STE-16/100	15.03.2000	2,12	15,7	
STE-16/100	15.03.2000	1,35	7,21	
STE-24	22.04.1998			15,7
STE-24	16.12.1998			16,0
STE-24	11.05.1999	0,63	6,64	13,9
STE-24	16.12.1999			13,8
STE-24	18.04.2000	2,26	13,06	15,5
STE-Elbe	11.05.1999	3,3	16,49	11,8
STE-Elbe	16.12.1999			12,0
STE-Elbe	18.04.2000	3,47	7,5	12,9

Fortsetzung **Anhang H: Isotopendaten GWM (Einzelwerte) UG Wörlitz**

Meßstelle	Datum	$\delta^{34}\text{S}(\text{SO}_4^{2-})$ ‰ [CDT]	$\delta^{18}\text{O}(\text{SO}_4^{2-})$ ‰ [VSMOW]	Tritium [TU]
WÖR-38	27.04.1999	5,25	8,07	
WÖR-39o	23.04.1998			14,8
WÖR-39o	14.12.1998			14,0
WÖR-39o	27.04.1999	4,38	8,15	13,0
WÖR-39o	19.04.2000	1,99	11,9	13,8
WÖR-39u	14.12.1998			13,3
WÖR-39u	27.04.1999	0,11	4,16	14,5
WÖR-39u	19.04.2000	3,1	15,36	14,0
WÖR-39/30	27.04.1999	11,43	18,72	
WÖR-39/30	16.03.2000	2,47	16,31	
WÖR-39/60	16.03.2000	2,0	16,85	
WÖR-39/100	27.04.1999	7,45	16,03	
WÖR-39/100	16.03.2000	3,19	12,71	
WÖR-42o	23.04.1998			19,5
WÖR-42o	14.12.1998			17,1
WÖR-42o	27.04.1999	-0,75	7,83	16,4
WÖR-42o	19.04.2000	2,62	10,33	17,2
WÖR-42u	23.04.1998			17,5
WÖR-42u	14.12.1998			15,6
WÖR-42u	27.04.1999	1,12	8,26	14,7
WÖR-42u	19.04.2000	2,39	9,08	13,1
WÖR-42/20	16.03.2000	2,1	6,68	
WÖR-42/70	16.03.2000	2,87	12,4	
WÖR-42/90	16.03.2000	3,4	10,67	
WÖR-45	27.04.1999	0,81	13,88	
WÖR-47o	23.04.1998			14,1
WÖR-47o	14.12.1998			13,0
WÖR-47o	27.04.1999	-1,12	10,79	12,1
WÖR-47o	19.04.2000	1,26	4,36	12,1
WÖR-47u	23.04.1998			13,5
WÖR-47u	14.12.1998			12,1
WÖR-47u	27.04.1999	0,46	7,53	11,7
WÖR-47u	19.04.2000	-0,82	6,96	12,6
WÖR-47/20	27.04.1999	3,28	18,13	
WÖR-47/90	27.04.1999	-2,48	13,79	
WÖR-47/20	16.03.2000	-1,15	16,47	
WÖR-47/70	16.03.2000	-0,54	15,28	
WÖR-47/90	16.03.2000	-0,36	16,08	
WÖR-Elbe	14.12.1998			12,5
WÖR-Elbe	27.04.1999	3,26	19,37	10,9
WÖR-Elbe	18.04.2000	3,06	6,03	12,3

Zusammenfassung der wissenschaftlichen Ergebnisse zur Dissertation

**Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten
der Mittleren Elbe unter Berücksichtigung eines
ökosystemaren Bewertungskonzeptes**

der Fakultät für Physik und Geowissenschaften der Universität Leipzig
eingereicht von

Diplom-Geologe Robert Böhnke

angefertigt am
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Hydrogeologie

März 2002

1. Anlaß und Zielstellung der Untersuchungen

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen eines vom BMBF geförderten interdisziplinären Forschungsprojektes (RIVA)¹ angefertigt, in welchem Leitfragen über die Wechselbeziehungen zwischen abiotischen Standortfaktoren und der Entwicklung einer Biozönose in Flußauen exemplarisch untersucht wurden.

Als Auenbereiche werden die Niederungen entlang der Fließgewässer bezeichnet, welche dem ständigen Wechsel des Wasserstandes ausgesetzt sind, d.h. welche mehr oder weniger regelmäßig durch natürlich auftretende Hochwässer überschwemmt werden bzw. vom Grundwasser beeinflusst sind (DVWK 1998). Der Mensch hat diese Lebensräume in der Vergangenheit durch massive Eingriffe in das hydrologische Regime und zunehmenden Nähr- und Schadstoffeintrag erheblich verändert oder nachhaltig geschädigt und damit ihrer natürlichen Funktionen weitestgehend beraubt (GERKEN 1988, FOECKLER & BOHLE 1991). Die gesellschaftliche Verantwortung für die Erhaltung der Auenökosysteme erfordert es, die ökologischen Auswirkungen von Eingriffen, insbesondere Nutzungsänderungen in der Aue und flußbauliche Maßnahmen, hinreichend sicher abschätzen zu können. Hierzu bedarf es umfassender Kenntnisse über die vielfältigen natürlichen und anthropogenen Wechselwirkungen zwischen dem Elbestrom, seinen Auen und seinem Einzugsgebiet. Da eine Untersuchung aller Umweltfaktoren aus der belebten und unbelebten Natur sowie ihres Wirkungsgefüges in der Regel zu aufwendig und kostspielig ist, werden für die planerische Praxis robuste, zielorientierte und einfach handhabbare Instrumente (Indikatorsysteme) als Basis für eine naturschutzfachliche Bewertung benötigt, welche die komplexen Zusammenhänge zwischen abiotischen und biotischen Faktoren ausreichend widerspiegeln können (vgl. MURPHY *et al.* 1994, MALTBY *et al.* 1996). Zwar liegen bisher zahlreiche vegetationskundliche sowie faunistische Untersuchungen in Auengebieten vor, für die zugehörigen wasser- und stoffhaushaltlichen Untersuchungen besteht jedoch weiterer Forschungsbedarf (DVWK 1998). Mit der vorliegenden Dissertation soll hierzu ein Beitrag geleistet werden.

Ziel der Untersuchungen war es, den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbauen in Abhängigkeit vom Überflutungsregime zu beschreiben sowie all jene abiotischen Parameter und Prozesse zu erfassen, die die biologische Entwicklung in der Flußlandschaft maßgeblich beeinflussen (BÖHNKE *et al.* 1999). Einen weiteren thematischen Schwerpunkt dieser Arbeit stellte die Erarbeitung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes (Abiotisches Indikationssystem) zur vereinfachten Charakterisierung von Hydrodynamik und Nährstoffverhältnissen in Auen dar.

Das untersuchte Gebiet liegt im Flußlaufabschnitt der Mittel-Elbe zwischen den Mündungen der Schwarzen Elster und der Saale und ist Bestandteil des Biosphärenreservates Mittlere Elbe. Als Untersuchungsstandorte wurden zwei Auengrünländer im rezenten Überflutungsgebiet (Deichvorland) der Elbe ausgewählt, sie befinden sich bei Wörlitz (Elbe-km 242 bis 243,5) und bei Steckby (Elbe-km 283 bis 285,5).

2. Wissenschaftliche Ergebnisse

Eine Bewertung der Zustände und Prozesse in den Auen erfolgte mit Hilfe von hydrogeologischen, (isotopen)hydrologischen und geochemischen Untersuchungsmethoden. Ein Schwerpunkt der Untersuchungen lag dabei auf der Erfassung der Nähr- und Schadstoffverhältnisse in den Auengebieten. Damit wurden mit dieser Arbeit die Grundlagen zu einer objektiven Einschätzung des Gefährdungspotentials für das Grund- und Sickerwasser in den Auen erarbeitet. Die richtige Einschätzung dieser Gefährdungssituation ist die

¹ RIVA – Übertragung und Weiterentwicklung eines Robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen

Voraussetzung für die Ableitung von Sanierungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen z.B. im Rahmen eines integrierten Flußgebietsmanagements sowie von essentieller praktischer Bedeutung für die Auen als Natur-, Erholungs- und Lebensraum.

Böden und Sedimente

Charakteristisch für die Untersuchungsgebiete ist die sogenannte Auenlehmdecke, die sich überwiegend aus Schluff und Ton mit Feinsandanteilen zusammensetzt. Dominierende Bodenform in den untersuchten Auen ist die Vega aus Auensandlehm bzw. Auentonschluff (RINKLEBE *et al.* 2000a). Die Mächtigkeit der Deckschicht schwankt zwischen 0 m und max. 2,5 m. Der Auenlehm hat einen mittleren k_f -Wert von $1 \cdot 10^{-6}$ m/s und ist schwach durchlässig.

Die Auenböden der Untersuchungsgebiete sind durch hohe Schwermetallbelastungen charakterisiert, wobei die Schwermetallgesamtgehalte z.T. erheblich die Vorsorgewerte nach Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) überschreiten (RINKLEBE *et al.* 2000b). Diese Belastung ist anthropogen verursacht, die tieferliegenden Sedimente weisen keine erhöhten Schwermetallgehalte auf. Fluviale Schichtungen im Vertikalprofil werden durch die Schwermetallgesamtgehalte nachgezeichnet. Dabei zeigt sich eine deutliche Abhängigkeit von der Bodenart und vom organischen Kohlenstoffgehalt, zusätzlich wirken Sesquioxide als Schwermetallsorbenten. Die sehr hohen Schwermetallgehalte in den Auenböden stellen ein latentes Gefährdungspotential für das Auenökosystem dar. Diese können bei Änderung der geochemischen Milieubedingungen leicht mobilisiert werden.

Die Grundwasserleiter bestehen aus fein- bis grobkörnigem Sand und sind mit k_f -Werten zwischen $1 \cdot 10^{-4}$ und $2 \cdot 10^{-3}$ m/s normal bis stark durchlässig. Die Grundwassergeringleiter saalekaltzeitlicher Geschiebemergel und tertiärer Rupelton sind hingegen mit mittleren k_f -Werten von $7 \cdot 10^{-8}$ bzw. $6 \cdot 10^{-11}$ m/s sehr schwach bzw. extrem schwer durchlässig.

Hydrodynamik

Die hydrologischen Verhältnisse in der Aue werden maßgeblich vom Abflußgeschehen in der Elbe bestimmt. Insgesamt kann in den Elbauen ein Grundwasserstrom festgestellt werden, der durch seitliche Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet von den Terrassen bzw. Hochflächen, vom Fluß als Uferfiltrat und bei Hochwasser durch Versickerung im Überflutungsgebiet gespeist wird (Abb. 1).

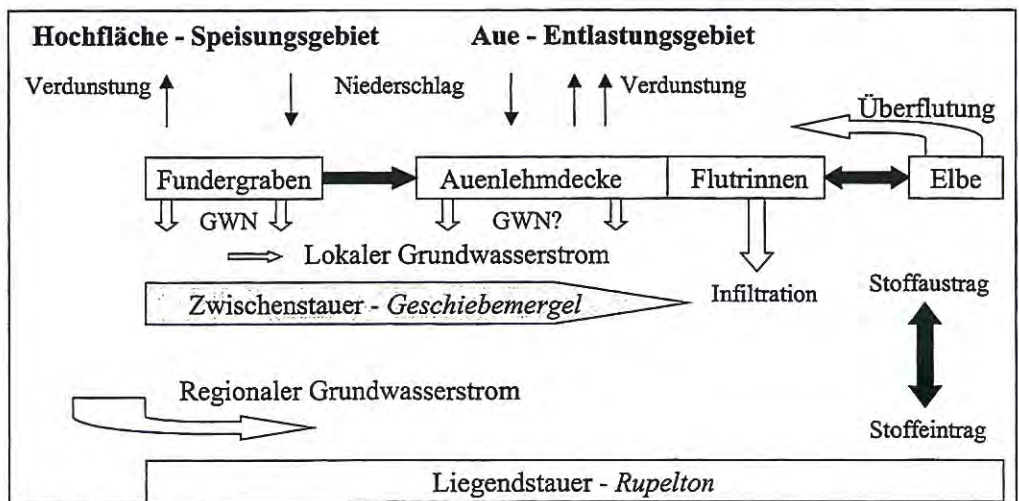


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Wasser- und Stoffströme in den untersuchten Kompartimenten des Auenökosystems am Beispiel des Untersuchungsgebietes Steckby (GWN = Grundwasserneubildung).

Eine Grundwasserneubildung durch Infiltration von Niederschlägen ist in den zentralen Bereichen der Aue aufgrund der hohen sommerlichen Verdunstungsverluste (Evapotranspiration) und der vorherrschenden bindigen Auenlehmdecke weitgehend eingeschränkt. Die Überflutung der Untersuchungsgebiete erfolgt vom rückwärtigen Bereich der Aue über den Aufstau kleinerer Vorfluter und Altwasserläufe. Ein Großteil der Aue wird bereits vor Überschreiten des bordvollen Abflusses in der Elbe durch Infiltration von Oberflächenwasser entlang von Geländedepressionen linienhaft überflutet. Erst nach Überschreiten des bordvollen Abflusses und dem einsetzenden Überfluten der Uferwälle (Ausuferung) wird die Aue flächenhaft überschwemmt (BÖHNKE & GEYER 2000).

Zwischen den Auengebieten bei Steckby und Wörlitz bestehen signifikante Unterschiede hinsichtlich dem hydraulischen Anschluß des Grundwassers an den Elbewasserstand. In Wörlitz korrelieren die Grundwasserstände in der Aue direkt mit dem Verlauf des Elbepegels. In Steckby ist der Grundwasserspiegel bei ca. einem Drittel der Meßstellen unmittelbar an die Dynamik des Elbepegels angebunden, etwa zwei Drittel der Meßstellen zeigen phasenweise Grundwasserstandsverhältnisse, die vom Elbewasserstand unabhängig sind. Die hydrologischen Untersuchungen haben zudem gezeigt, daß Wasserstandsparameter wie der Grundwasserflurabstand und die Überflutungsdauer in Auen die räumliche Verteilung der Arten bestimmen. Die Bedingungen im Jahr der biotischen Erfassung spielen dabei eine kleinere Rolle als die Geschichte der vorangegangenen Jahre. Deshalb wurde innerhalb des Verbundprojektes in Zusammenarbeit mit Biologen eine Methode entwickelt, mit der aus langjährigen Wetter- und Flußpegeldata sowie kurzfristigen Meßstellendaten Wasserstände in Auen rückgerechnet werden können, wenn der Grundwasserstand in der Aue zeitweise nicht an den Flußpegel angebunden ist.

Hydrochemie

Die hydrochemische Zusammensetzung des Grundwassers in den Auen ist hydrogeologisch, geogen und nutzungsbedingt geprägt. Die Grundwässer beider Untersuchungsgebiete sind erdalkalisch-sulfatisch ausgebildet. Das Elbewasser kann als intermediär zwischen sulfatisch bis hydrogencarbonatisch bezeichnet werden (BÖHNKE & GEYER 1999).

Die elbnahen Bereiche und die Flutrinnen zeichnen sich im Vergleich zu den anderen Untersuchungsstandorten in der Aue durch generell höhere Stoffgehalte aus. Dies ist mit den häufigeren und längeren Überflutungen dieser Gebiete aufgrund ihres geringen Reliefs zu erklären, aus denen auch die hohe Schwermetallbelastung der Böden resultiert. Ausgehend von der Schwermetallbelastung der untersuchten Elbauen kann in einer ersten Gefahrenabschätzung festgestellt werden, daß unter den gegenwärtig vorherrschenden Milieubedingungen (pH-Werte >6) sowie den hohen Ton- und Gesamtkohlenstoffgehalten im Boden, die Schwermetalle festgelegt und relativ geringe Stoffmengen in der wäßrigen Phase mobil sind. So wurden Schwermetalle im Grund- und Oberflächenwasser der Auen zumeist unterhalb oder im Bereich der apparativen Nachweisgrenze analysiert, auch im Sickerwasser konnten keine erhöhten Schwermetallkonzentrationen nachgewiesen werden.

Die Nitrat- und Phosphatkonzentrationen, die im Grundwasser der untersuchten Auen meist unter der Nachweisgrenze lagen, sind als gering einzuschätzen und bewegen sich im Normalbereich für Grünlandstandorte. Ausnahme hierbei stellen die Meßstellen in der Aue dar, die von nitratreichem Oberflächenwasser (Elbe, Bach) beeinflusst werden. Abweichungen in den Nährstoffverhältnissen lassen sich auf eine unterschiedliche Bewirtschaftung der Flächen zurückführen (BÖHNKE & GEYER 1999).

Die räumliche und zeitliche Auswertung der Temperatur und des pH-Wertes im Grundwasser erlaubt detaillierte Aussagen zur Dynamik des Strömungsregimes im Aquifer insbesondere bei Hochwasserereignissen. Durch die Auswertung von Chloridkonzentrationsganglinien wurde im Untersuchungsgebiet Steckby bei Hochwasser eine Mischzone aus Elbe- und Grundwasser zwischen 10 und ca. 80 m ermittelt. Mit dem Einsatz von Leitfähigkeitssonden in Kopplung mit

Datenloggern an den Meßstationen konnten die Chloridganglinien durch die Auswertung von Leitfähigkeitsganglinien unteretzt werden (BÖHNKE & GEYER 2000).

Isotope

Die isotopische Zusammensetzung des Wassers der quartären Grundwasserleiter in den Untersuchungsgebieten repräsentiert die aus dem lokalen Niederschlag resultierende Grundwasserneubildungskomponente. Es konnte gezeigt werden, daß sich die Grundwässer der beiden Grundwasserleiter im Untersuchungsgebiet Steckby nach ihrer Isotopie signifikant unterscheiden. Aufgrund der unterschiedlichen Isotopensignaturen im oberflächennahen und tiefen Grundwasser muß von zwei separaten Wasserkörpern ausgegangen werden.

In den Auengebieten konnten mit Hilfe sich ergänzender Beschaffenheits- und $\delta^{18}\text{O}$ -Messungen im Grundwasser Meßstellen ausgewiesen werden, die durch Infiltration aus Oberflächen-gewässern beeinflusst werden. Das isotopisch schwerere Oberflächenwasser aus den Flutrinnen und Altgewässern gelangt über den Sickerwasserpfad in den oberen Aquiferbereich.

Während eines Hochwasserereignisses im März 1999 konnte anhand der Isotopensignaturen im oberflächennahen Grundwasser der direkte Stoffeintrag durch zeitweise infiltrierendes Flußwasser und die räumliche Ausdehnung der Übergangszone zwischen Fluß- und Grundwasser nachgewiesen werden. Bei Anwendung einer einfachen Mischungsgleichung mit den Endgliedern Elbewasser und regionales Grundwasser zeigt sich anhand der Isotopendaten, daß 70% Flußwasserinfiltrat im oberen Grundwasserleiter bei Hochwasser vorhanden ist (BÖHNKE *et al.* 2002).

Die Isotopendaten des gelösten Sulfats in den Flußauen belegen, daß die atmosphärische Deposition und Mineralisation organischer Substanz die wesentlichen Schwefelquellen für die Grundwasserleiter darstellen. In den Untersuchungsgebieten wurde für die Grundwässer eine einheitliche isotopische Sulfatzusammensetzung ermittelt. Mit dem Rückgang der Schwefel-immissionen Anfang der 90er Jahre durch die industrielle Umstrukturierung werden nun die vorwiegend organisch im Boden gebundenen hohen Schwefeleinträge der Vorwendezeit remobilisiert und mit dem Sickerwasser ins Grundwasser ausgetragen. Ein nennenswerter Eintrag sekundären Sulfats sulfidischer Herkunft in den Auengrundwasserleiter kann anhand der Schwefel-Isotopensignaturen nicht festgestellt werden.

Die Analysenergebnisse zu den Tritiumkonzentrationen lassen erkennen, daß die Grundwässer in den Auengebieten sehr jung sind (< 20 Jahre) und keine größeren Beimengungen älterer Wässer beinhalten. Im oberen Grundwasserleiter an der Mittel Elbe wurden Tritiumkonzentrationen zwischen 12 und 19 TU gemessen, wobei der Mittelwert bei 14 TU ($n = 60$) liegt. Die ^3H -Konzentrationen liegen damit geringfügig über den durchschnittlichen Niederschlagsgehalten der letzten Jahre, so daß bei diesen Wässern z.T. von Mischungen ausgegangen werden muß. Eine altersmäßige Stockwerksgliederung der Grundwässer läßt sich anhand der Tritiumgehalte im oberen und unteren Grundwasserleiter beider Auengebiete nicht belegen.

Modellierung der Grundwasserströmung

Für die Untersuchungsgebiete wurde jeweils ein dreidimensionales Grundwasserströmungsmodell mit dem Programm MODFLOW entwickelt (BÖHNKE & GEYER 2001). Mit Hilfe der 3d-Grundwassermodelle konnte die Grundwasserstandsdynamik in den Auengebieten in Abhängigkeit von der Abflußsituation der Elbe sehr detailliert abgebildet werden.

Insgesamt kann die Abbildung der Grundwasserstandsdynamik im Modell Steckby bzw. Wörlitz als sehr gut bewertet werden. Die mittlere Abweichung der Grundwasserstände an den Meßstellen betrug 12 cm bzw. 3 cm, was im Verhältnis zur Genauigkeit des verwendeten Höhenmodells ein sehr gutes Modellergebnis darstellt. Nach der Kalibrierung des stationären Strömungsmodells ergibt sich ein relativer Modellfehler von unter 5%. Die im Feld beobachteten Wasserstandsverhältnisse lassen sich mit dem Modell gut nachvollziehen.

Mit einem instationären Prognosemodell bis in das Jahr 2050 wurden unter Annahme eines worst-case-Szenarios die Auswirkungen einer ungebremsten Sohlerosion der Elbe auf die

Grundwasserstandsverhältnisse in der angrenzenden Aue simuliert. Diese Prognosesimulation zeigt, daß bei zunehmender Absenkung der langfristigen Flußmittelwasserstände eine Verschiebung der Feuchteverhältnisse in der Aue zu trockeneren Ausprägungen erfolgt. Die prognostizierte Eintiefung der Elbe würde zu einer signifikanten Absenkung der Grundwasseroberfläche und zum Verschwinden ökologisch wertvoller Feuchtareale in der Aue führen sowie zu einer Verringerung der Überflutungshäufigkeit.

Abiotisches Indikationssystem für Auen

Das entwickelte Indikationssystem kann als Analyseinstrument zur Bewertung von Veränderungen der abiotischen Umweltbedingungen, im speziellen Fall Wasserstandsänderungen, wertvolle Ergebnisse liefern. Die erarbeiteten Indikatoren (abiotische Parameter mit einem hohen Erklärungsanteil bezüglich der Auen) können zu einer zielführenden Erfassung von abiotischen Parametern in verschiedenen Monitoringprogrammen verwendet werden.

Es wurde ein Bewertungskonzept zur Aggregation zeitlich veränderlicher Größen entwickelt, um dynamische Prozesse in Flußauen in verrechenbare und grafisch darstellbare Werte umzuwandeln. Die Einbeziehung hydrologischer Randbedingungen bei der Standortcharakterisierung erlaubt die Erfassung von Feuchtegradienten in einer differenzierteren Form, als es anhand von morphologischen, vegetations- und feldbodenkundlichen Kriterien allein möglich ist. Unterschiedliche Standorte in den Auengebieten lassen sich durch die Kombination von Hydrologischer und Überstauungs-Klasse charakterisieren und damit untereinander vergleichen. Der unmittelbare Bezug der Klassen zu den Abflußverhältnissen im Fluß über die Grundwassermodelle erlaubt im Hinblick auf die Übertragbarkeit eine einfache Anpassung an standortspezifische Gegebenheiten auch an anderen Flußsystemen. Die adäquate Erfassung des Wasserregimes eines Standortes wird als notwendige Voraussetzung für eine zuverlässige Bewertung abiotischer Standort- und Habitatbedingungen angesehen.

3. Schlußfolgerungen und Ausblick

Die in dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen haben gezeigt, daß nahezu alle Prozesse und damit der Stoffhaushalt insgesamt in den Auen direkt oder indirekt von der Dynamik des Wassers gesteuert werden. Die bearbeiteten Elbauen sind mit saisonal schwankenden Grundwasserständen von mehr als 5 m Differenz durch überwiegend oxidierende und nur während der Hochwasserphasen durch reduzierte Sicker- und Grundwasserverhältnisse geprägt. Die durchgeführten isopenchemischen Untersuchungen belegen, daß die Anwendung stabiler Umweltisotope ein geeignetes Mittel zur Klärung der Strömungsverhältnisse und des Stofftransportes in Auen ist. Mit dem Aufbau eines dreidimensionalen Grundwassermodells für die ausgewählten Auengebiete konnten wesentliche Aussagen zu den Strömungsprozessen im Aquifer gemacht sowie Prognosen über die zukünftige Entwicklung von Wasserspiegellagen im Fluß und deren Auswirkungen auf die Aue erstellt werden. Das im Rahmen dieser Arbeit entwickelte abiotische Indikationssystem (Bewertungskonzept) kann als einfach handhabbares Instrument in der planerischen Praxis für eine naturschutzfachliche Bewertung von Auen eingesetzt werden. Dementsprechend können veränderte Umweltbedingungen (z.B. Wasserstraßen-ausbau) wesentlich einfacher, kostengünstiger und zielorientierter als bisher bewertet werden.

Der mit den vorgestellten Ergebnissen erreichte und in dieser Arbeit dokumentierte Bearbeitungsstand zu den Strömungs- und Austauschprozessen in Auen der Mittleren Elbe kann nicht als abschließende Bewertung aufgefaßt werden. Der breite methodische Ansatz dieser Dissertation hat eine Reihe von Fragen zum Stoffhaushalt der Auenökosysteme aufgeworfen, die Inhalt weitergehender Forschung darstellen können. Ausgehend von den erhöhten Schwermetallgehalten in den Elbauenböden ist das Gefährdungspotential prognostisch zu bewerten. Insbesondere die Schwermetallmobilität und -dynamik in Böden, Sicker- und Grundwässern sowie der

Schwermetalltransfer in die Pflanzen sollten genauer untersucht werden, da aus diesen Erkenntnissen entscheidende Aussagen zur Gefahrenabschätzung für Grundwasser und Nutzpflanzen in den Auen abgeleitet werden können. Außerdem ergibt sich aufgrund der verhältnismäßig hohen Sulfatgehalte in Sicker- und Grundwässern der untersuchten Auengebiete ein Forschungsbedarf zur Charakterisierung der Schwefeleinträge. Hierzu wurden unter Anwendung schwefelisotopischer Analysemethoden erste Lösungsansätze gegeben, es bedarf aber weitergehender Untersuchungen zum Schwefelhaushalt, um die unterschiedlichen Quellen des Schwefeleintrages zu benennen.

4. Literatur

- BÖHNKE, R. & GEYER, S. (1999): Grundwasserdynamik und -beschaffenheit der Elbauen im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. – *Leipziger Geowissenschaften*, 11: 145-152.
- BÖHNKE, R., HEINRICH, K. & MEYENBURG, G. (1999): Untersuchungen zur Charakterisierung der Standorteigenschaften von Auenböden unter besonderer Berücksichtigung der Hydrodynamik und Nährstoffsituation. – In: FRIESE, K., KIRSCHNER, K., WITTER, B. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen der Elbe und ihrer Nebenflüsse. – *UFZ-Bericht 1/1999*: 123-127; Leipzig (UFZ).
- BÖHNKE, R. & GEYER, S. (2000): Grundwasserdynamik in Auensedimenten der Mittleren Elbe. – In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: 99-108; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- BÖHNKE, R. & GEYER, S. (2001): Dreidimensionale Modellierung der Grundwasserströmung in einem Auengebiet der Mittleren Elbe. – In: SCHOLZ, M., STAB, S., HENLE, K. (Hrsg.): Indikation in Auen. – *UFZ-Bericht 8/2001*: 147-149; Leipzig (UFZ).
- BÖHNKE, R., GEYER, S. & KOWSKI, P. (2002): Using environmental isotopes ^2H and ^{18}O for identification of infiltration processes in floodplain ecosystems of the river Elbe. – *Isotopes Environ. Health Stud.*, Vol. 38/1: 17-29.
- DVWK (1998): Feuchtgebiete–Wasserhaushalt und wasserwirtschaftliche Entwicklungskonzepte. – *Merckblätter zur Wasserwirtschaft*, 248; Bonn (Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH).
- FOECKLER, F. & BOHLE, H. (1991): Fließgewässer und ihre Auen - prädestinierte Standorte ökologischer und naturschutzfachlicher Grundlagenforschung. – In: HENLE, K., KAULE, G. (Hrsg.): Arten und Biotopschutzforschung für Deutschland. – *Forschungszentrum Jülich*: 236-266.
- GERKEN, B. (1988): Auen - verborgene Lebensadern der Natur. – Freiburg (Rombach).
- MALTBY, E., HOGAN, D.V. & MCINNES, R.J. (1996): Functional Analyses of European Wetland Ecosystems - Phase I (FAEWE). – *Europ. Comm. Ecosyst. Res. Rep.*, 18; Brüssel.
- MURPHY, K.J., CASTELLA, E., CLÉMENT, B., HILLS, J.M., OBRDLIK, P., PULFORD, I.D., SCHNEIDER, E. & SPEIGHT, M.C.D. (1994): Biotic indicators of riverine wetland ecosystem functioning. – In: MITSCH, W.J. (ed.): *Global Wetlands. Old World and New*. – 659-682; Amsterdam (Elsevier).
- RINKLEBE, J., MARAHRENS, S., BÖHNKE, R., AMARELL, U. & NEUE, H.-U. (2000a): Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. – In: FRIESE, K., WITTER, B., MIEHLICH, G., RODE, M. (Hrsg.): Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen: 27-35; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- RINKLEBE, J., BÖHNKE, R., FRANKE, C., HEINRICH, K., GEYER, S. & NEUE, H.-U. (2000b): Schwermetallverteilung in Auenböden und Sedimenten der Mittlere Elbe anhand von Tiefenprofilen. – In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.): Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. – *Angewandte Landschaftsökologie*, 37: 321-324; Bonn, Bad Godesberg.

LEBENS LAUF

Robert Böhnke
Max-Metzger-Str. 6
D-04157 Leipzig

Persönliche Daten

Name, Vorname: Böhnke, Robert
Geburtsdatum: 17.05.1969
Geburtsort: Leipzig
Familienstand: verheiratet, 1 Kind

Schul-, Hochschul- und Berufsausbildung sowie Qualifikationen

1976–1986 Besuch der Allgemeinbildenden Polytechnischen Oberschule
„Gothold Ephraim Lessing“ in Leipzig

1986–1988 Besuch der Erweiterten Oberschule „Thomasschule“ in Leipzig

1990–1997 Studium der Fachrichtung Geologie an der Ernst-Moritz-Arndt-Universität
Greifswald vom WS 1990/91 bis WS 1996/97

1997 Diplomarbeit zum Thema: „Zur Petrographie und Geochemie der Gneise
des Osterzgebirges“

1997–2001 Dissertation am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH,
Sektion Hydrogeologie

2002 Fertigstellung der Dissertation am Institut für Geophysik und Geologie
der Universität Leipzig zum Thema:
„Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten der Mittleren Elbe
unter Berücksichtigung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes“

Berufserfahrung und wissenschaftlicher Werdegang

1988–1990 Praktikant bei Geologische Forschung und Erkundung GFE GmbH in Halle/S.

1997 Projektstelle bei Labor- und Umwelt-Consulting LUCON GmbH in Naumburg

1997–2001 wissenschaftlicher Mitarbeiter (Doktorand) im Umweltforschungszentrum
Leipzig-Halle GmbH, Sektion Hydrogeologie in Halle/S.

2001–2002 wissenschaftlicher Mitarbeiter bei MULTI-TEC GmbH in Leipzig

seit 2002 wissenschaftlich-technischer Mitarbeiter GEOTECHNISCHES SACHVER-
STÄNDIGENBÜRO Dr.-Ing. habil. Bernd Müller in Leipzig

Erklärung

Hiermit erkläre ich, daß die vorliegende Arbeit ohne unzulässige Hilfe und ohne Benutzung anderer als der angegebenen Hilfsmittel angefertigt wurde. Aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommene Gedanken in der Arbeit wurden als solche kenntlich gemacht.

Die vorgelegte Arbeit wurde weder im Inland noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer Prüfungsbehörde zum Zwecke einer Promotion oder eines ähnlichen Prüfungsverfahrens vorgelegt bzw. auch nicht in ihrer Gesamtheit veröffentlicht.

Leipzig, den 14. März 2002

Robert Böhnke