

4 Ergebnisse der Untersuchungen

4.1 Hydrologische Situation

Die Abflusscharakteristik im Zeitraum der Untersuchungen unterschied sich zum Teil erheblich. Dies beeinträchtigte teilweise das Untersuchungsprogramm, wie z.B. die Durchführung des zweiten Taucherschachteinsatzes im Herbst 2001 (s.Kap.3.3). Die genauen Wasserstandsganglinien der Jahre 2000 und 2001 sind in den Abb. 27 und Abb. 28 dargestellt.

Das Frühjahrshochwasser 2000 behinderte die problemlose Durchführung der Voruntersuchungen. Danach blieb aber der Wasserstand lange auf niedrigem Niveau. Dieser Zeitraum ermöglichte den Beginn der Intensivuntersuchungen. Das Jahr 2001 trug einen anderen Charakter. Das Frühjahrshochwasser fiel nicht so hoch aus. Jedoch blieben die Wasserstände in der zweiten Jahreshälfte meist höher als 2000 und immer wieder traten kurzfristige Wasserstandsänderungen auf, die über das gesamte Jahr verteilt waren (Abb. 29, Abb. 30). Dies ermöglichte die Bedeutung der Wasserstände für den Stofftransport und den Stoffumsatz näher zu bewerten. Die geringeren Schwankungen 2000 wurden anhand der Häufigkeitsverteilung der Wasserstandsänderungen deutlich (Abb. 31, Abb. 32). Im Jahr 2000 lagen die mittleren 50 % der Werte (25 bis 75% Quantil) nur zwischen -6,0 und 3,0 cm h⁻¹. Im Jahr 2001 bewegte sich dieser Bereich zwischen -10,0 und 6,0 cm h⁻¹. Die Häufigkeitsverteilung verdeutlichte, dass die Anstiege mit größerer Geschwindigkeit in kürzerer Zeit erfolgen als der Rückgang der Wasserstände. Demnach muss davon ausgegangen werden, dass die Infiltration von Oberflächenwasser ins Grundwasser in kürzeren Zeiträumen erfolgt als die folgende Exfiltration. Die größten täglichen Wasserstandsänderungen lagen bei über 1 m pro Tag.

Wasserstand der Elbe am Pegel Dresden (2000)

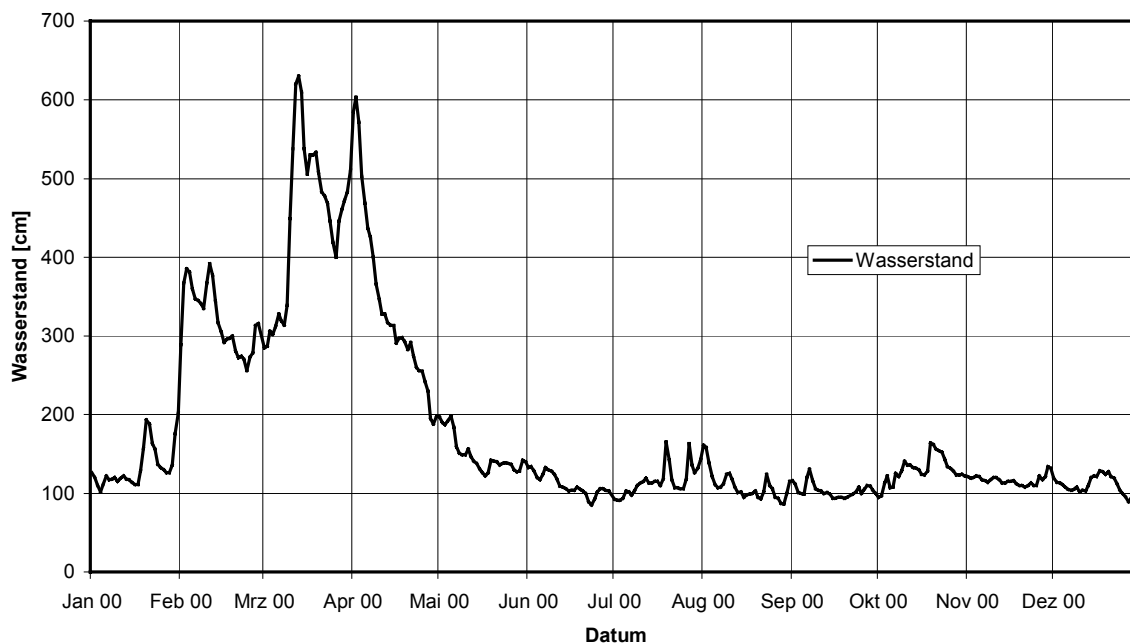


Abb. 27: Wasserstand der Elbe (Tagesmittelwerte) am Pegel Dresden im Jahr 2000

Wasserstand der Elbe am Pegel Dresden (2001)

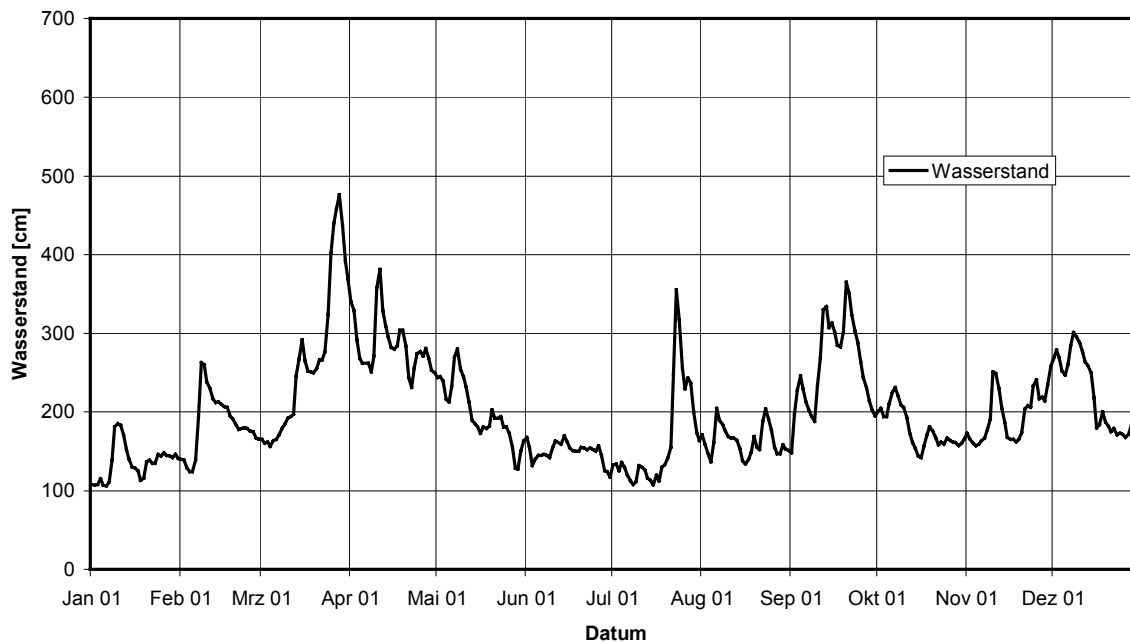


Abb. 28: Wasserstand der Elbe (Tagesmittelwerte) am Pegel Dresden im Jahr 2001

Wasserstandsänderung der Elbe am Pegel Dresden (2000)

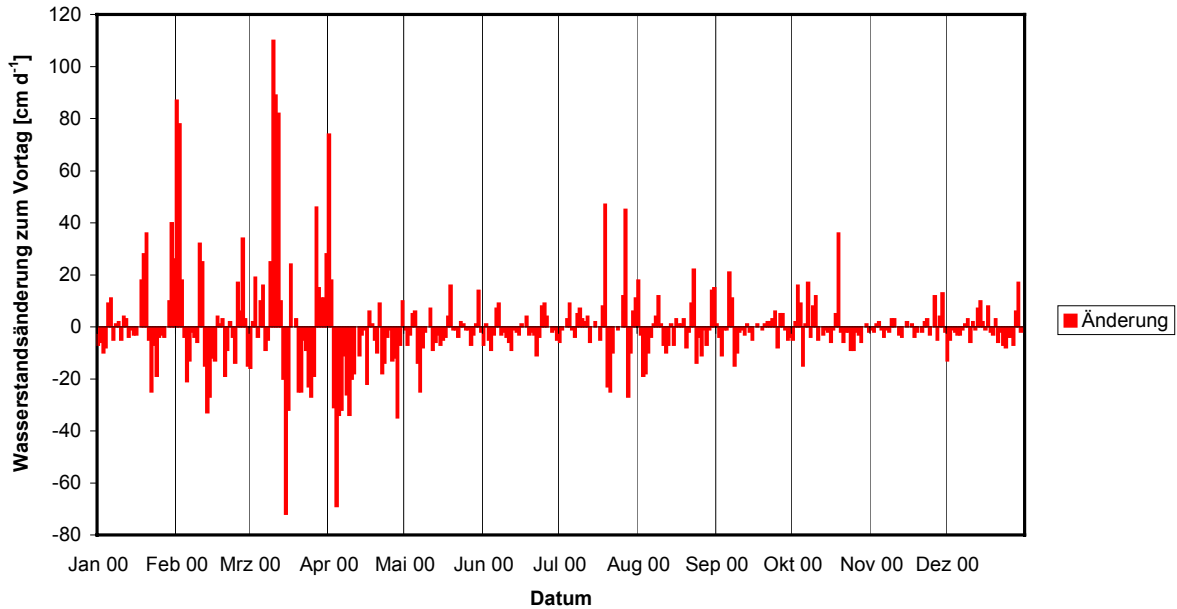


Abb. 29: Wasserstandsänderungen [cm d⁻¹] der Elbe zum Vortag (Tagesmittelwerte) am Pegel Dresden im Jahr 2000

Wasserstandsänderung der Elbe am Pegel Dresden (2001)

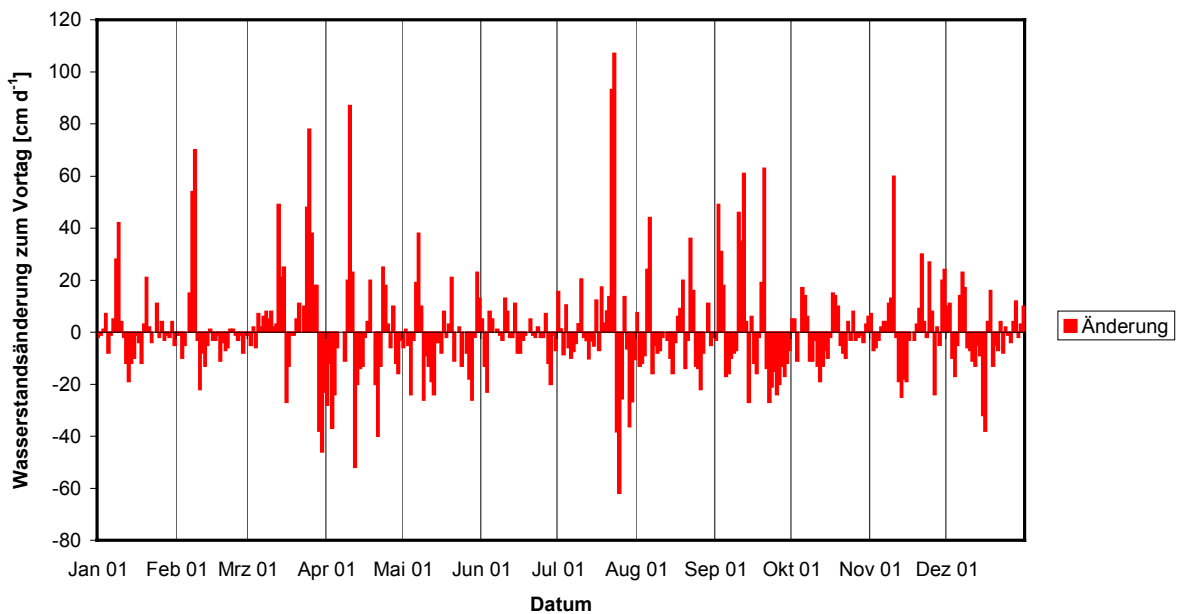


Abb. 30: Wasserstandsänderungen [cm d⁻¹] der Elbe zum Vortag (Tagesmittelwerte) am Pegel Dresden im Jahr 2001

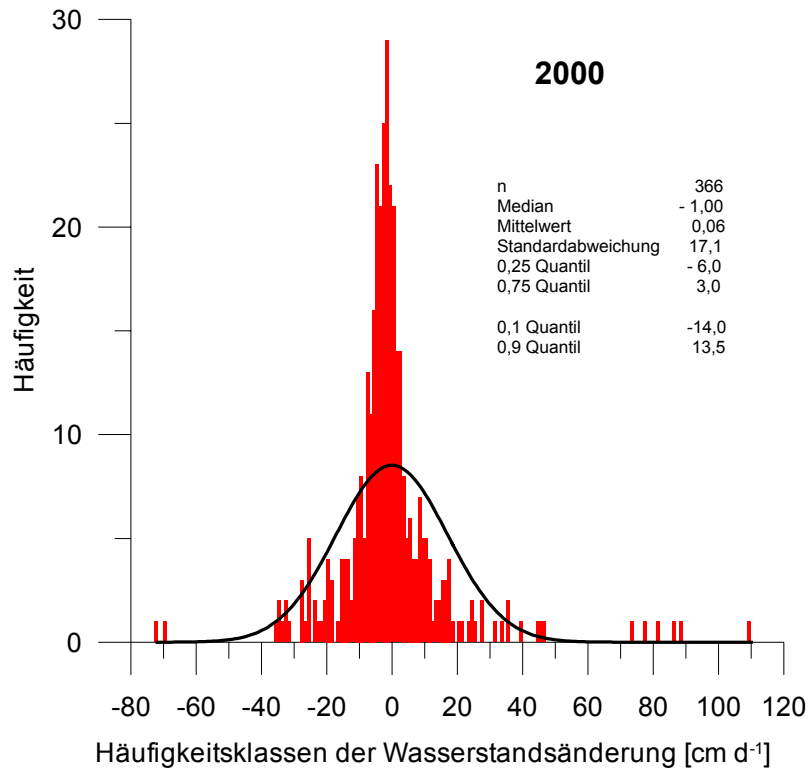


Abb. 31: Häufigkeitsverteilung der täglichen Wasserstandsänderungen [cm d⁻¹] der Elbe am Pegel Dresden im Jahr 2000

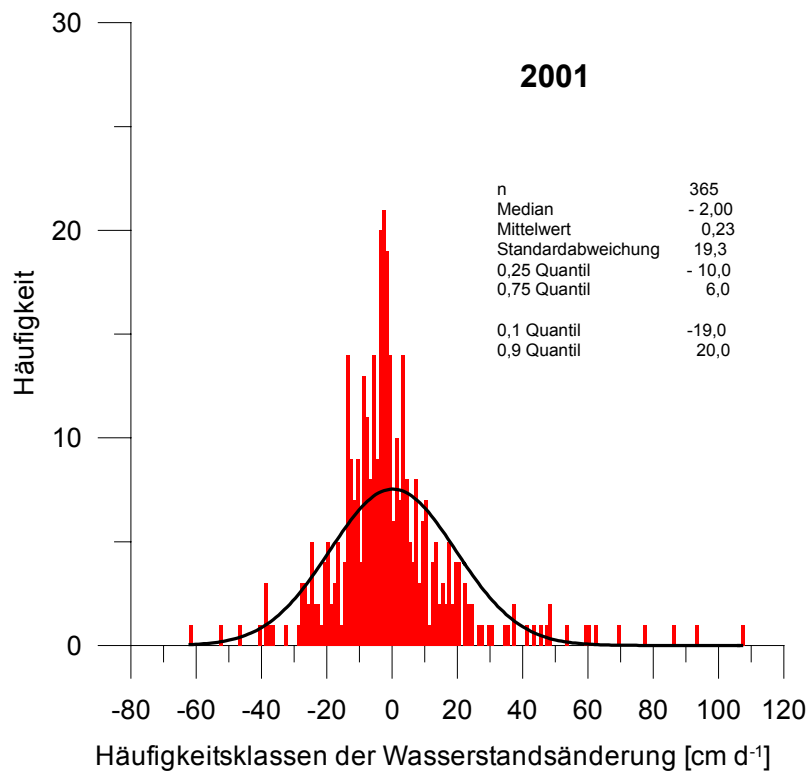


Abb. 32: Häufigkeitsverteilung der täglichen Wasserstandsänderungen [cm d⁻¹] der Elbe am Pegel Dresden im Jahr 2001

4.2 Sedimentstruktur und hydraulische Durchlässigkeit

Die umfangreichen Analysen der Korngrößenverteilung der Sedimente zeigten die klein- und großräumigen Unterschiede in der Struktur und Verteilung im Elbestrom. Einerseits bestätigte sich die Sukzession von grobkörnigem Sediment mit überwiegend Kies und Steinen bei Dresden bis hin zu sandigem Bodengrund in Magdeburg. Die Sedimente der Flussmitte wiesen an den drei Untersuchungsstellen Dresden, Coswig und Magdeburg eine deutliche Zunahme der feineren Anteile auf (Abb. 35, Abb. 36, Abb. 37). Die mittlere Körnung nahm von $13,6 \pm 3,16$ mm über $3,39 \pm 0,86$ mm auf $1,09 \pm 0,41$ mm ab (Tab. 3). Gleichzeitig verminderte sich die Ungleichförmigkeit, die als vermindender Faktor auf die hydraulische Durchlässigkeit des Sedimentes auswirkt, von $19,4 \pm 5,49$ (sehr ungleichförmig) über $7,51 \pm 1,73$ (ungleichförmig) auf $2,40 \pm 0,99$ (gleichförmig). Die Einordnung der Ungleichförmigkeit (U) erfolgte nach KITTNER ET AL. (1979):

$U < 5$ gleichförmig

$U \geq 5$ ungleichförmig

$U > 5$ sehr ungleichförmig

Insgesamt verändert sich nach detaillierten Untersuchungen der BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (HAUNSCHILD 1996) die Sedimentkörnung der Elbe aber nicht stetig mit der Fließstrecke.

Tab. 3: Parameter der Korngrößenstruktur an den verschiedenen Messstellen der Elbe

Messstelle		km	D10 [mm]	D60 [mm]	D50 [mm]	U [-]
Dresden-Saloppe	Ufernah	52,3	0,76	32,6	25,3	42,9
Dresden-Altübigau	Ufernah	60,5	0,14	16,7	4,47	119
Dresden-Übigau	Ufernah	61,5	0,31	23,5	19,1	75,6
Dresden-Übigau	Ufernah	61,8	0,40	25,6	22,0	64,0
Dresden-Übigau	Ufernah	62,1	0,64	50,3	44,0	78,5
Dresden-Übigau	Ufernah	62,4	0,34	25,8	19,7	75,8
Dresden-Übigau	Ufernah	62,7	0,29	20,8	14,3	71,6
<i>Dresden-Übigau</i>	<i>Uferpegel</i>	<i>62,1</i>	<i>0,57</i>	<i>14,7</i>	<i>8,66</i>	<i>25,8</i>
Dresden-Übigau	Ufernah	MW ¹	0,35±0,16	27,1±11,9	20,6±13,1	80,8±19,4
Dresden-Übigau	Flussbett	MW ²	1,10±0,38	19,9±3,52	13,6±3,16	19,4±5,49
Meißen	Ufernah	80,4	0,82	17,7	12,1	21,5
Belgern	Ufernah	139,1	0,38	7,45	3,84	19,6
Coswig	Buhne	MW ³	0,62±0,08	4,65±1,07	3,39±0,86	7,51±1,73
Coswig	Flussbett	MW ⁴	0,86±0,36	3,06±0,98	2,42±0,88	3,74±0,90
Magdeburg	Flussbett	MW ⁵	0,57±0,03	1,38±0,67	1,09±0,41	2,40±0,99

MW...Mittelwert; U...Ungleichförmigkeit

¹ km 60,5...62,7 n=6

² km 62,1...62,3 n=8

³ km 233,3 n=9

⁴ km 233,2...233,4 n=9

⁵ km 318,7...319,3 n=9

Die Querverteilungsmuster des Sedimentes in der Elbe unterschieden sich deutlich von der Längsverteilung. HAUNSCHILD (1996) wies als wesentliche Faktoren den Verlauf des Stromstriches, die Ausprägung von Prallhang und Gleithang sowie den Ausbauzustand (Längswerke, Bühnen) aus. Weiterhin muss auf die Bedeutung der Art und Unterhaltung der Ufersicherung hingewiesen werden. So beeinflusst ein massives Uferpflaster, wie es z.B. in Dresden etwa in Mittelwasserhöhe vorhanden ist, direkt die Austauschprozesse zwischen Grund- und Oberflächenwasser. Das Ausbringen von uferstabilisierenden Steinschüttungen kann in Verbindung mit Feinsedimenteinträgen zu einer Verminderung der Austauschprozesse führen.

Die Korngrößenverteilung im Bereich der Flussschleife Übigau unterschied sich deutlich von der Flussmitte (Abb. 33, Abb. 35). Die summarischen Verteilungskurven zeigen grundsätzlich

im Uferbereich die Ausprägung einer hohen Ungleichverteilung mit dominierenden Anteilen von Mittel- bis Grobkies und Steinen sowie der Einlagerung von Fein- bis Mittelsand. Grobsand und Feinkies waren stark unterrepräsentiert. Im Verlauf der Flussschleife war eine Abfolge des D10, D60 und D50 mit einer Zunahme von km 60,5 bis km 62,1 und folgender Abnahme zu km 62,7 zu verzeichnen. Diese Sukzession steht in Zusammenhang mit der unterschiedlichen Ausprägung als Gleithang und der entsprechenden differierenden Ablagerungsprozesse. Die im unmittelbaren Uferbereich durchgeführte Bodensondierung erbrachte, dass die parafluviale Kornverteilung deutlich gleichförmiger ($U=25,8$) ist mit Vorkommen von Grobsand und Feinkies. Die Heterogenität in der Sedimentstruktur einschließlich dynamischer Änderungen der Einlagerung von Feinstoffen beeinträchtigen die Porosität und den k_f -Wert (s.Kap.3.5.2) und damit die Transportprozesse im Interstitial. Insofern war der Nachweis bedeutend, dass die Ungleichverteilung in der Flussmitte in Dresden-Übigau deutlich niedriger ist als ufernah.

Die Korngrößenverteilung im ufernahen Interstitial in Dresden-Saloppe, Meißen und Belgern war gleichförmiger als in Dresden-Übigau und zeigte ein Verringerung der Korngrößen mit der Fließstrecke (Abb. 34).

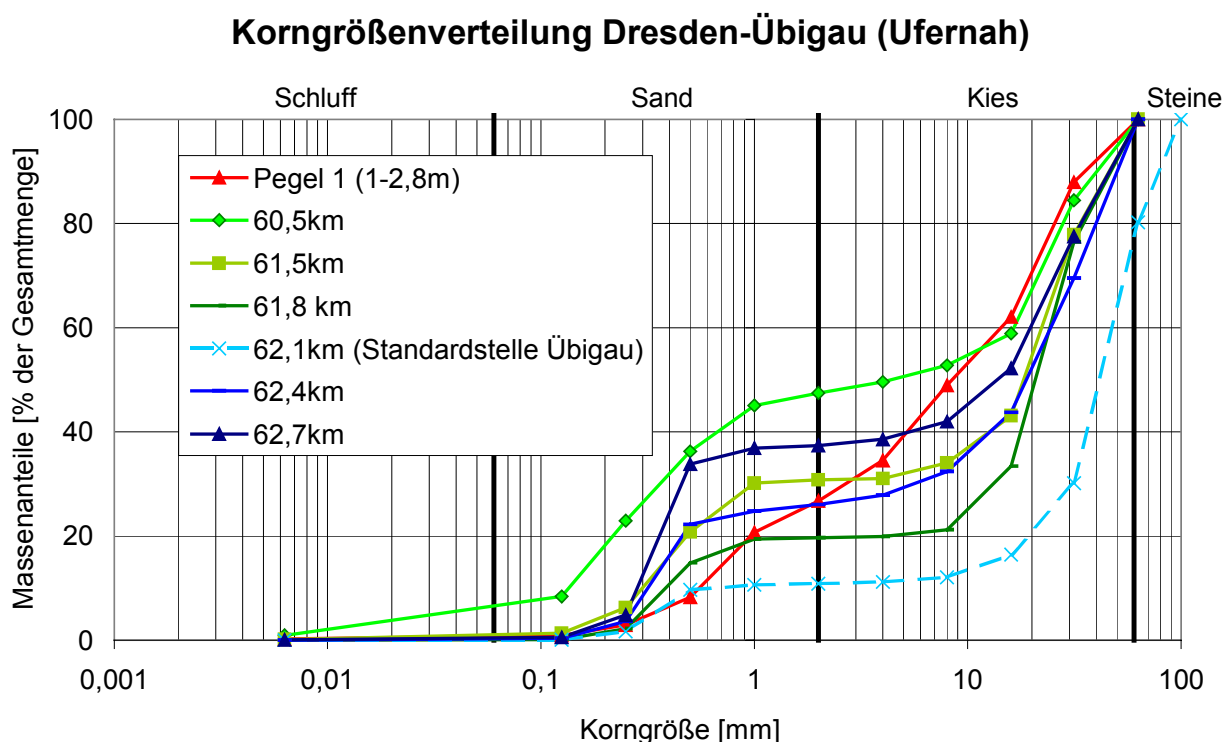


Abb. 33: Korngrößenverteilung Dresden-Übigau (Ufernah und im Ufer von der Pegelbohrung)

Korngrößenverteilung Dresden-Saloppe, Meißen, Belgern (Ufernah)

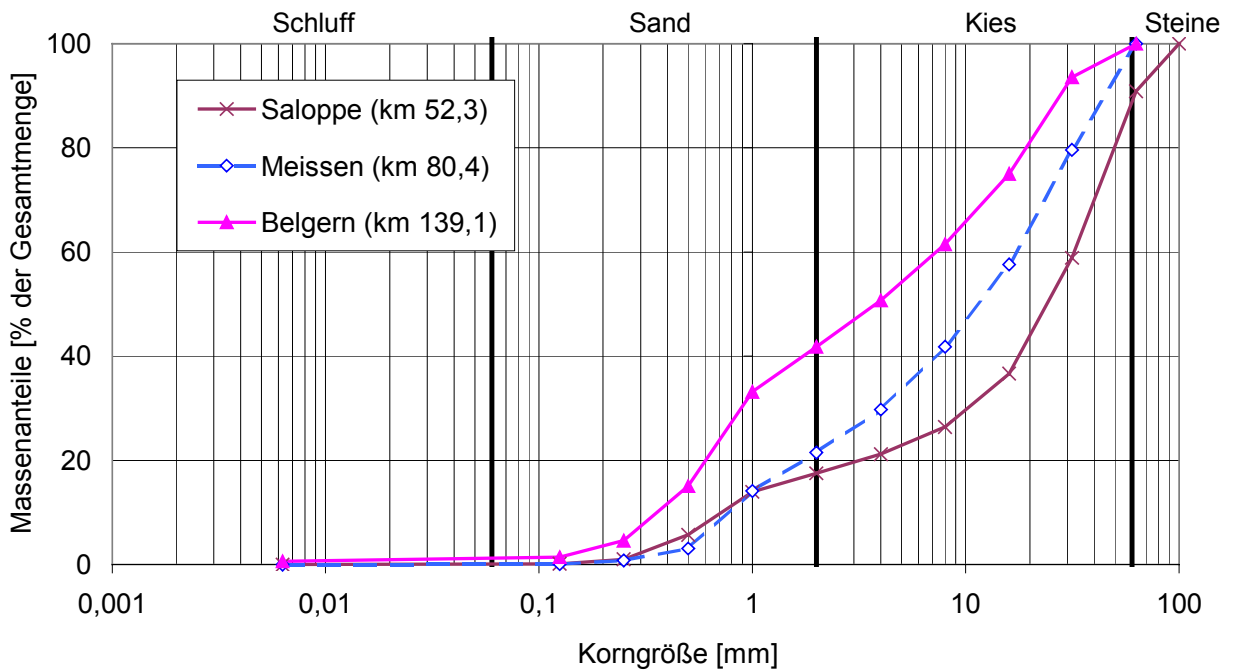


Abb. 34: Korngrößenverteilung Dresden-Saloppe, Meißen und Belgern (Ufernah)

Korngrößenverteilung Dresden Übigau (Flussbett)

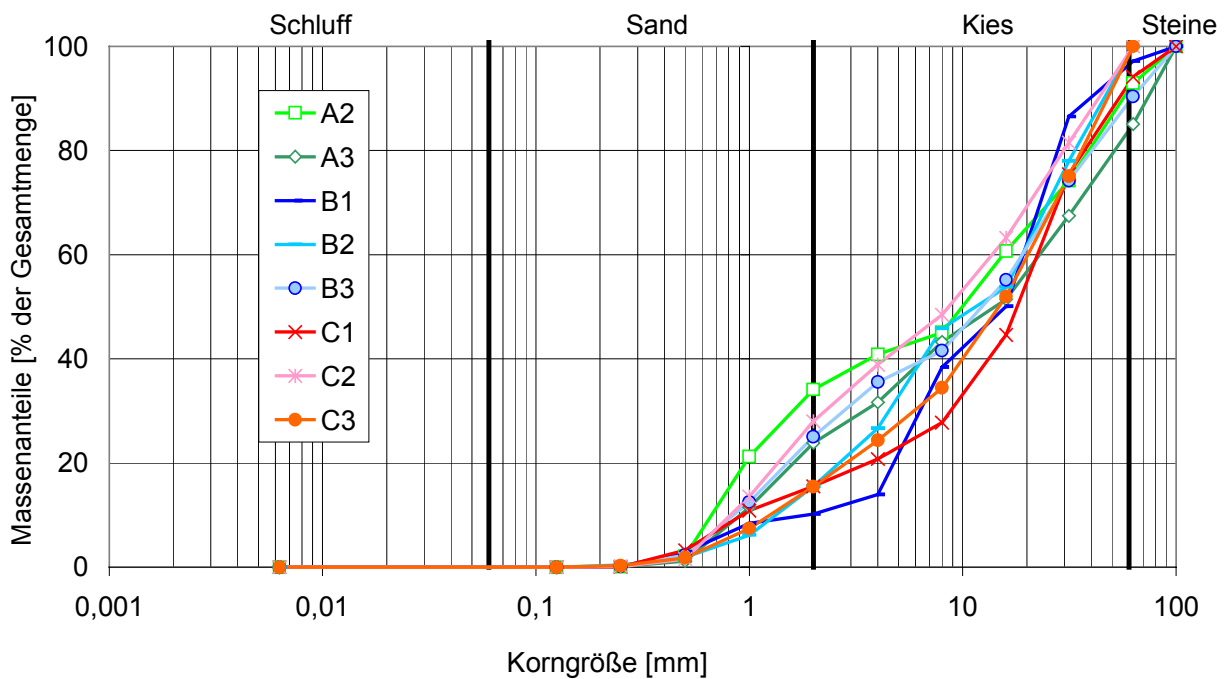


Abb. 35: Korngrößenverteilung Dresden-Übigau (Flussbett, Taucherschachteinsatz)

Korngrößenverteilung Coswig (Flussmitte)

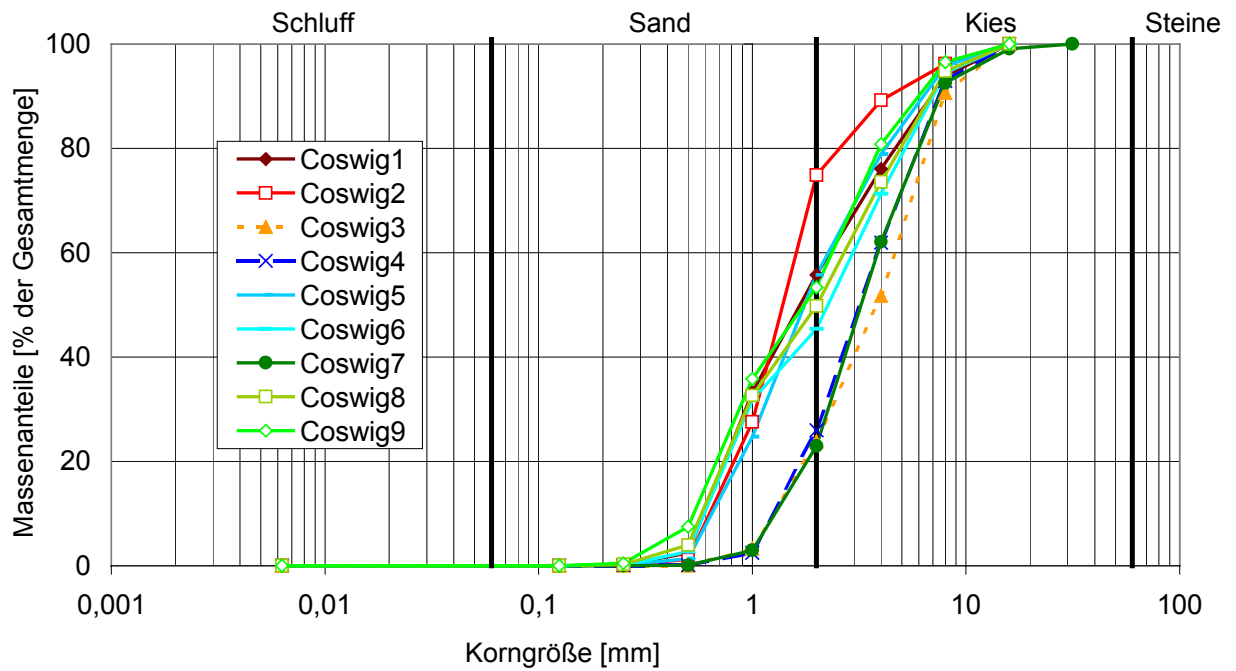


Abb. 36: Korngrößenverteilung Coswig (Flussbett, Taucherschachteinsatz)

Korngrößenverteilung Magdeburg (Flussbett)

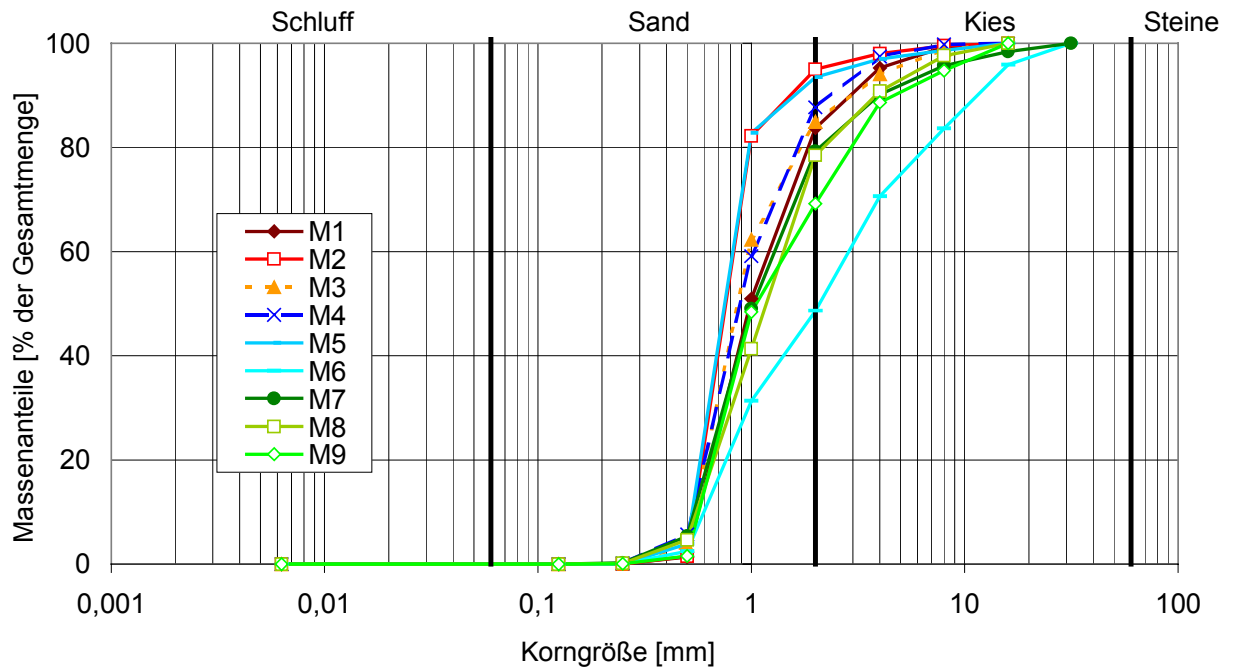


Abb. 37: Korngrößenverteilung Magdeburg (Flussbett, Taucherschachteinsatz)

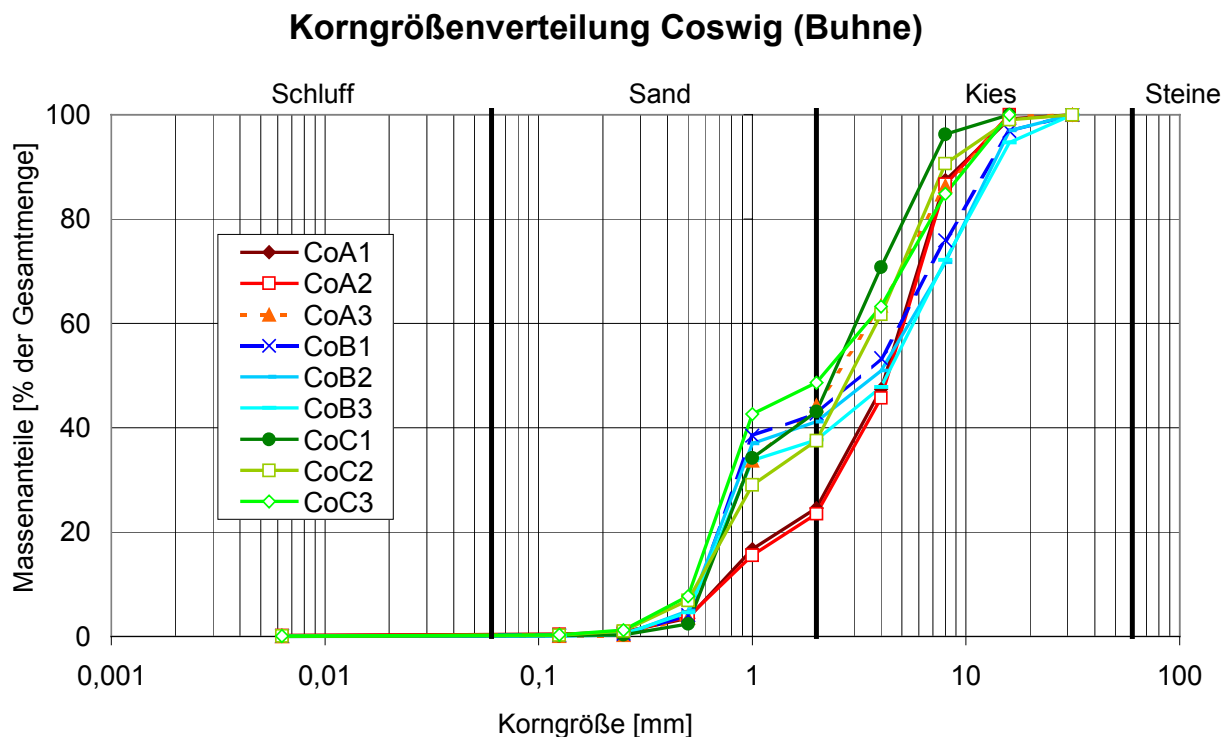


Abb. 38: Korngrößenverteilung Coswig (Buhne)

Der Bedeutung der Uferstruktur für die Sedimente zeigte sich auch an der Korngrößenverteilung der Proben aus den Buhnen in Coswig (Abb. 36, Abb. 38). Die Sedimente in der Flussmitte waren etwas gleichförmiger verteilt ($U=3,74 \pm 0,90$) als in der Buhne ($U=7,51 \pm 1,73$). Auch beim Sediment der Buhne war eine Stufe innerhalb der Kornverteilung zu beobachten, die aber weniger ausgeprägt war als im Uferbereich in Dresden. Als wesentliche Ursache der Unterschiede zwischen Flussmitte und Ufer bzw. Buhne wirken die großen Strömungsunterschiede. Besonders heterogene Texturen in Buhnen, die eine viel größere Variationsbreite als in Coswig aufwiesen, wurden z.B. im Bereich der unteren Mittel-Elbe (km 474 und 485) von SCHWARTZ UND KOZERSKI (2002) beschrieben.

Das nutzbare Porenvolumen, welches aus den Korngrößenanalysen ermittelt wurde, lag zwischen 19 % in Dresden und 34 % in Magdeburg (Tab. 4). Bei lockerer Sedimentlagerung nimmt dieses 6-7 % mehr Volumen ein als bei dichter Struktur. Während das ufernahe Sediment in Dresden-Übigau dicht gelagert war (außer Uferpegel), zeigten Dresden-Saloppe und dann mit zunehmender Fließstrecke Meißen und Belgern eine mittlere Lagerung sowie Coswig und Magdeburg eine lockere Sedimentstruktur.

Tab. 4: Porosität in Abhängigkeit der Sedimentlagerung und k_f -Durchlässigkeitsbeiwerte der Elbsedimente

Messstelle		km	Nutzbare Porosität [-]			k_f [$m s^{-1}$]
			locker	mittel	dicht	d_{10}
Dresden-Saloppe	Ufernah	52,3	0,26	0,22	0,19	$3,5 \cdot 10^{-3}$
Dresden-Altübigau	Ufernah	60,5	0,26	0,22	0,19	$7,8 \cdot 10^{-5}$
Dresden-Übigau	Ufernah	61,5	0,26	0,22	0,19	$3,8 \cdot 10^{-4}$
Dresden-Übigau	Ufernah	61,8	0,26	0,22	0,19	$6,4 \cdot 10^{-4}$
Dresden-Übigau	Ufernah	62,1	0,26	0,22	0,19	$1,6 \cdot 10^{-3}$
Dresden-Übigau	Ufernah	62,4	0,26	0,22	0,19	$4,6 \cdot 10^{-4}$
Dresden-Übigau	Ufernah	62,7	0,26	0,22	0,19	$3,4 \cdot 10^{-4}$
<i>Dresden-Übigau</i>	<i>Uferpegel</i>	62,1	0,27	0,23	0,19	$1,9 \cdot 10^{-3}$
Dresden-Übigau	Ufernah	MW ¹	0,26	0,22	0,19	$5,9 \cdot 10^{-4}$
Dresden-Übigau	Flussbett	MW ²	0,27	0,23	0,21	$9,0 \cdot 10^{-3}$
Meißen	Ufernah	80,4	0,27	0,23	0,20	$4,0 \cdot 10^{-3}$
Belgern	Ufernah	139,1	0,27	0,23	0,20	$1,0 \cdot 10^{-3}$
Coswig	Buhne	MW ³	0,29	0,25	0,22	$3,1 \cdot 10^{-3}$
Coswig	Flussbett	MW ⁴	0,32	0,28	0,25	$7,9 \cdot 10^{-3}$
Magdeburg	Flussbett	MW ⁵	0,34	0,30	0,27	$3,3 \cdot 10^{-3}$

MW...Mittelwert

¹ km 60,5...62,7 n=6

² km 62,1...62,3 n=8

³ km 233,3 n=9

⁴ km 233,2...233,4 n=9

⁵ km 318,7...319,3 n=9

Die Problematik der Bestimmung der k_f -Werte für die Flusssedimente anhand der Beziehungen aus der Hydrogeologie wurde in Kap.3.5.2 beschrieben. Bei der Ermittlung der k_f -Werte aus dem D_{10} nach BUSCH UND LUCKNER (1974) muss beachtet werden, dass die Probenahme der feinen Anteile des Sedimentes und die Genauigkeit der Bestimmung dieses geringen Anteils bezogen auf das Gesamtsediment mit einem gewissen Fehleranteil verbunden ist, der nur durch die aufwendige freeze-core-Methode minimiert werden könnte. Allerdings erbrachte die Beziehung über den D_{10} -Wert die nachvollziehbarsten Ergebnissen.

Deutliche Unterschiede zur Flussmitte traten im ufernahen Interstitial auf. In der Flussschleife Dresden-Übigau führte eine hohe Ungleichverteilung von $80,8 \pm 19,4$ trotz niedriger Feinkornanteile zum Teil zu geringeren k_f -Werten von 10^{-3} bis $10^{-5} m s^{-1}$. Die hohe Heterogenität des

ufernahen Sediments bewirkte die große Spannweite. Das ufernahe Sediment in Meißen und Belgern war gleichförmiger sortiert und erreichte k_f -Werte von 10^{-3} m s^{-1} . In der Flussmitte traten mit einer Verringerung der Ungleichförmigkeit und paralleler Erhöhung des Feinkornanteils im Längsverlauf untereinander vergleichbare, nur gering abnehmende Durchlässigkeitswerte (k_f) im Bereich von 10^{-3} m s^{-1} auf. Die Bedeutung der Ungleichförmigkeit für die k_f -Werte zeigt Abb. 39.

Untersuchungen von SAENGER (2000) an der Lahn zeigten auch große Spannweiten in den Durchlässigkeiten aufgrund der hohen Heterogenität des Sedimentes der Flusssohle. Verschiedene Methoden führten hierbei zu unterschiedlichen Größenordnungen der k_f -Werte nach Auswertung von Gefrierkernen von $3 \cdot 10^{-3}$ bis $3 \cdot 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$, unter Einbeziehung von Tracerkurven und eines Modells von 10^{-4} bis 10^{-5} m s^{-1} und nach numerischer Simulation von 10^{-5} bis 10^{-6} m s^{-1} .

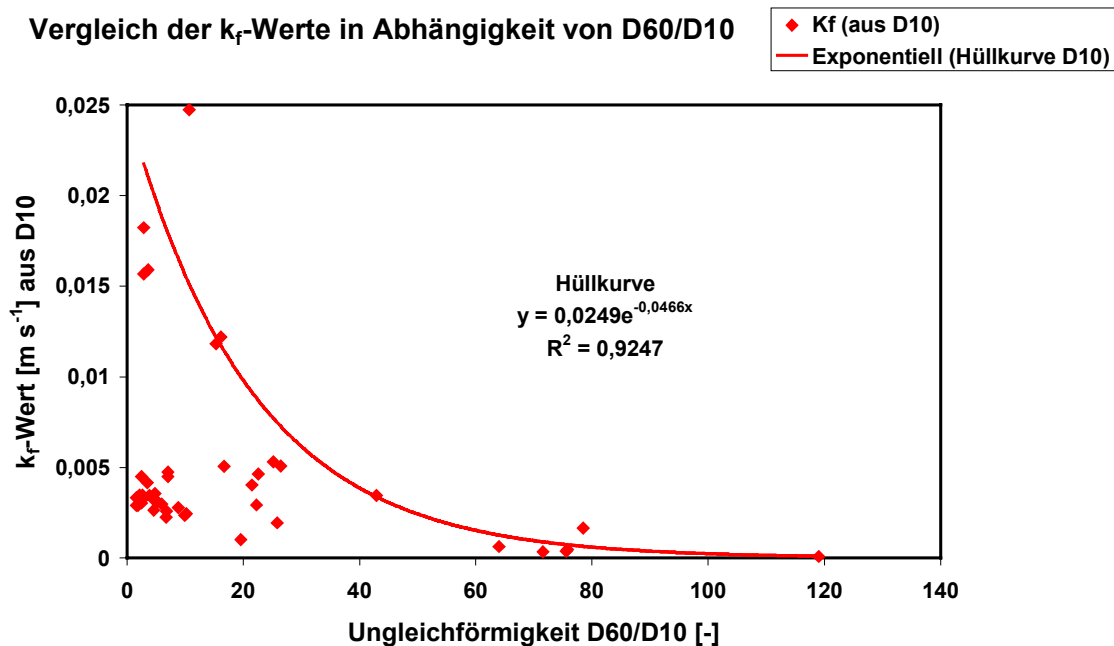


Abb. 39: Vergleich der k_f -Werte aus der Bestimmung über den D10 in Abhängigkeit der Ungleichförmigkeit des Sedimentes der Elbe (alle Proben ufernah, Flussmitte, Pegelbohrung)

4.3 Untersuchungen in Dresden-Übigau

4.3.1 Infiltration, Exfiltration und Tiefengradienten

Die Installierung der Standardprobenahmestelle Dresden-Übigau erfolgte im Januar 2000. Durch den Hochwasserzeitraum Ende Januar bis April 2000 und den Verlust von Beprobungseinrichtungen durch Vandalismus an der Probenahmestelle im Juli/August 2000 begannen die regelmäßigen Untersuchungen im September 2000 und wurden bis Ende Oktober 2001 fortgeführt (Abb. 41).

Die Probenahmestelle zeichnete sich durch ein anliegendes Grundwasser mit hoher Leitfähigkeit und hohen Nitratkonzentrationen bis in den Uferbereich aus. In den installierten ufernahen Pegeln wurden maximal $1016 \mu\text{S cm}^{-1}$ (ab 21.05.01) gemessen. Im Vergleich zur tiefsten Interstitialzone (40 cm) waren die Werte in Abhängigkeit der hydrologischen Situation wenig bis deutlich größer. Dabei wurden auch Unterschiede zwischen den Pegeln 1, 1a und 3 festgestellt. Pegel 1, bei dessen Installation die vorgesehene Tiefe nicht erreicht wurde, wies nicht immer höhere Werte als das tiefe Interstitial auf. Hier lag offensichtlich zum Teil ein advektiver Austausch mit dem oberen Interstitial vor. Die Pegel 1 und 3, die in gleicher Tiefe aber unterschiedlichem Uferabstand installiert waren, befanden sich in der gleichen Grundwasserebene. Die Unterschiede in der Leitfähigkeit differierten untereinander in einem Bereich von nur 7 bis $90 \mu\text{S cm}^{-1}$. Abgesehen von Infiltrationssituationen blieben die Werte beider Pegel zum Teil deutlich über den Werten des Interstitials und waren damit repräsentativ für das zuströmende ufernahe Grundwasser.

Die Vertikalprofile variierten im Bereich zwischen zwei wesentlichen Grundzuständen. Diese konnten dem hydrologischen Geschehen - der Exfiltration und der Infiltration - zugeordnet werden. Die Phase mit geringen Druckunterschieden zwischen Oberflächen- und Grundwasser wies in der Regel eine leichte Exfiltration auf mit unterschiedlichen Vermischungshorizonten im Interstitial (KRANICH UND LANGE 2002). In der Phase der Exfiltration dominierte im Interstitial das zufließende Grundwasser. Das Grundwasser konnte dabei bis ins oberste Interstitial vordringen. Dies zeigte sich an Gradientensprüngen in der obersten Sedimentschicht zwischen 0 und 13 cm (Abb. 40). Bei stark ansteigenden Abflüssen infiltrierte Oberflächenwasser durch das Interstitial bis ins ufernahe Grundwasser, was zum Ausgleich der Gradienten führte. Bei entsprechenden Temperaturen konnte dabei trotzdem ein Gradient im Sauerstoffhaushalt beobachtet werden, der den biologischen Sauerstoffverbrauch widerspiegelte. In Zwischenphasen mit geringeren Änderungen und bei

Exfiltration von eingemischtem Oberflächenwasser verschoben sich die Gradienten bezogen auf die Tiefen des Interstitials.

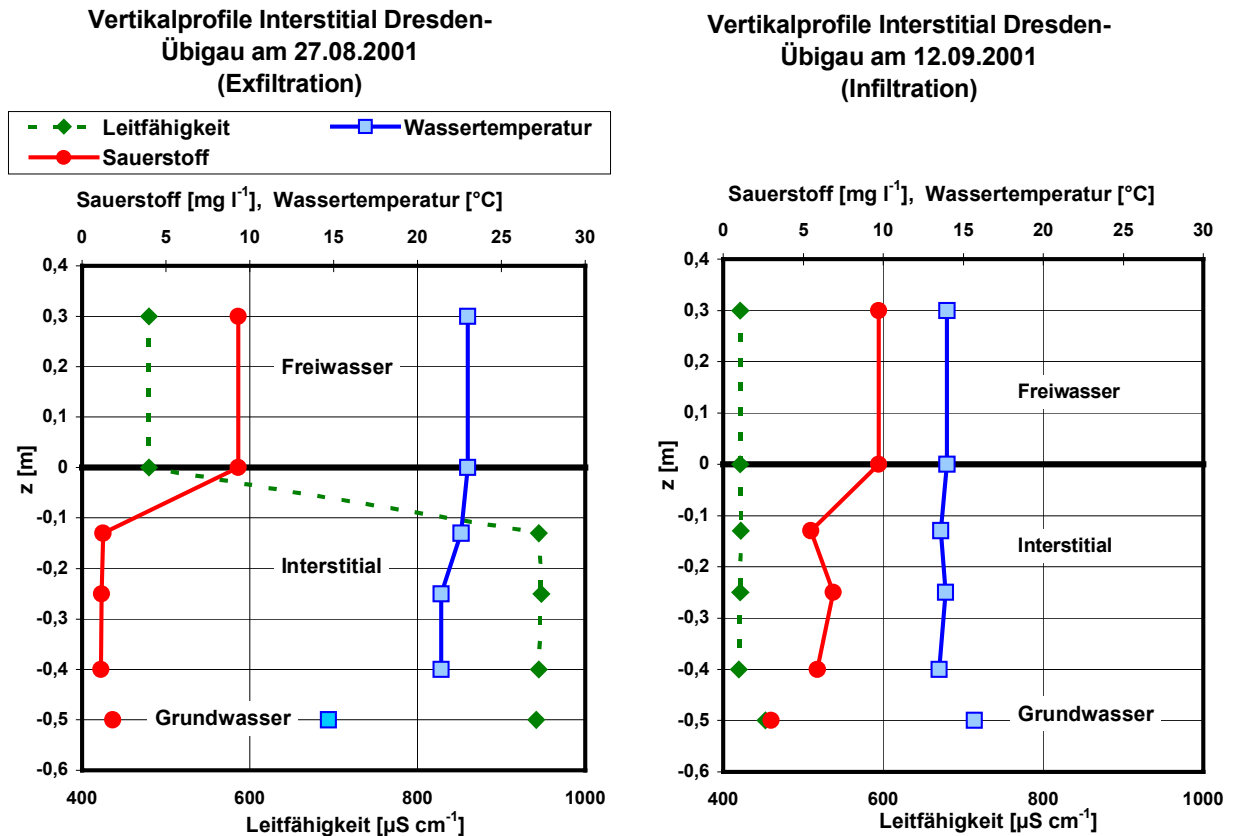


Abb. 40: Beispiele für Vertikalprofile von Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Sauerstoff bezogen auf die Tiefe (z) an der Messstelle Dresden-Übigau vom 27.08.01 mit typischen vertikalen Gradienten und am 12.09.01 mit geringen Gradienten durch Infiltration von Oberflächenwasser bei gestiegenem Abfluss

In der Regel zeigten die Tiefengradienten der Leitfähigkeit ein typisches Vertikalprofil mit ähnlichen Werten oder mit einem Anstieg mit der Tiefe (Abb. 41). Insbesondere Parameter die von Stoffumsatzprozessen beeinflusst werden wie z.B. der Sauerstoffgehalt, wiesen zum Teil abweichende Muster auf. Divergierende Strukturen lassen sich auch auf lokale Heterogenitäten, die die örtlichen Strömungsverhältnisse im Lückensystem beeinflussen, zurückführen. Dabei können Kurzschlussströmungen zwischen den Tiefenhorizonten entstehen. Derartige Heterogenitäten entstehen z.B. durch die inhomogene Einlagerung von Feinstoffen in das Porensystem und die inhomogene Kornverteilung (MONTENEGRO 2000, pers. Mitteilung).

Bei Gegenüberstellung der Jahresganglinie der Leitfähigkeit mit dem Wasserstand wurde in der Regel der Einfluss der Wasserstandshöhe und der –änderung erkennbar (Abb. 41). Der advektive Transport besitzt ufernah über das ganze Jahr eine wesentliche Bedeutung. Da die hohen Gradienten der Leitfähigkeit durch das Grundwasser verursacht wurden und das Oberflächenwasser vergleichsweise geringeren Änderungen zwischen 330 und 550 $\mu\text{S cm}^{-1}$ unterlag, eignet sich dieser Parameter als Hinweis für den Zustand einer Ex- oder Infiltration. Dabei muss aber der Einfluss einer Zeitverzögerung während der Phase, in der infiltriertes Oberflächenwasser wieder exfiltriert, beachtet werden. Ebenso kann sich eine lokale Veränderung der Grundwasserqualität und –quantität im Teileinzugsgebiet auf die Gradienten im Interstitial unabhängig vom Wasserstand, der mehr vom großen oberhalb gelegenen Einzugsgebiet abhängt, auswirken. Der Einfluss verschiedener Faktoren hat zur Folge, dass nicht immer die Veränderungen im Tiefenprofil einfach an den Wasserstand gekoppelt waren. Der Einfluss biologischer Stoffumsätze bzw. chemisch-physikalischer Veränderungen z.B. Ausfällungen, Verschiebung von Löslichkeitsgleichgewichten verändert die Leitfähigkeit ebenfalls. Bei den hohen Werten sind diese Prozesse aber von untergeordneter Bedeutung.

Die Messstelle Dresden-Übigau war abgesehen von Hochwässern im Jahresverlauf durch exfiltrierende Bedingungen geprägt (Abb. 42). Auch bei geringen und mittleren Wasserständen mit geringen Wasserstandsänderungen dominierte eine schwache Exfiltration, wie die Messung der Differenzdrücke bewies. Bei deutlichen Wasserstandsanstiegen infiltrierte das Oberflächenwasser, wobei hohe Infiltrationsdrücke nur während des meist kurzen Anstieges messbar waren. Der mit dem Piezometer bestimmte Differenzdruck zeigt die Transportrichtung an. Jedoch reagiert die Druckänderung schneller als der tatsächliche Transport. So wurde bei Schiffsdurchfahrten beobachtet, dass die Druckdifferenzen im Interstitial entsprechend der Wasserstandsänderung und Schiffswellen deutlichen kurzfristigen Schwankungen unterlagen, die mit chemisch-physikalischen Parametern im Interstitial nicht messbar waren. Nur die innerperiodischen Abweichungen bei der detaillierten Temperaturmessung z.B. im ufernahen Interstitial in Dresden (km 62,1) können auch in Zusammenhang mit Schiffsbewegungen stehen (Abb. 89).

Interstitial Dresden-Übigau (km 62,1) Leitfähigkeit

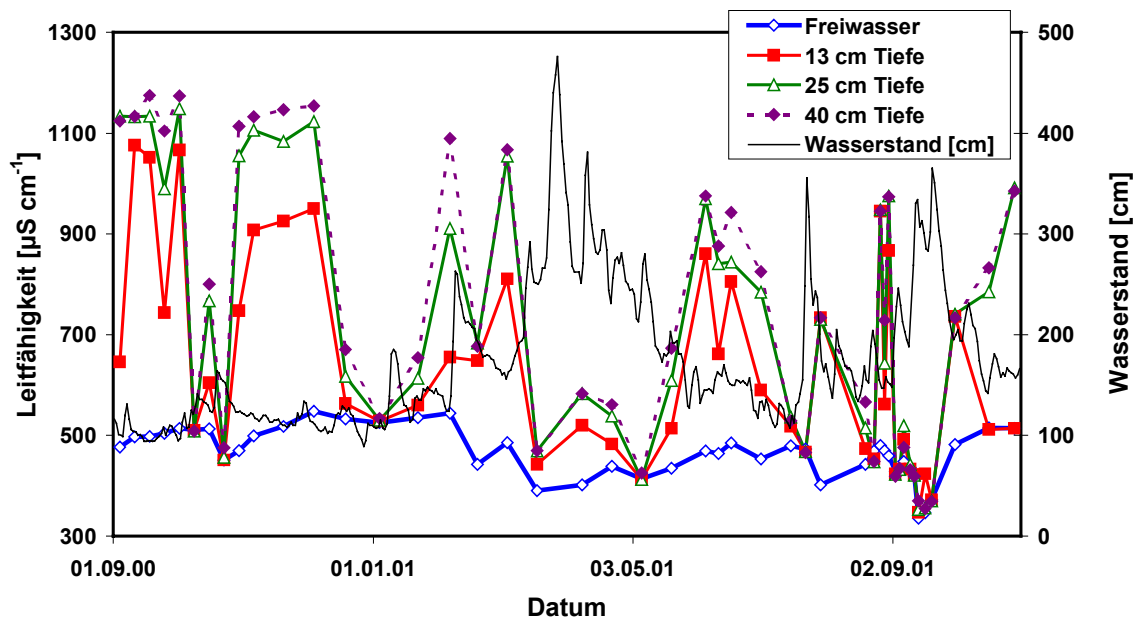


Abb. 41: Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit des Elbwassers und Interstitials an der Standardprobenahmestelle Dresden-Übigau (km 62,1) im Vergleich zum Wasserstand (Pegel Dresden)

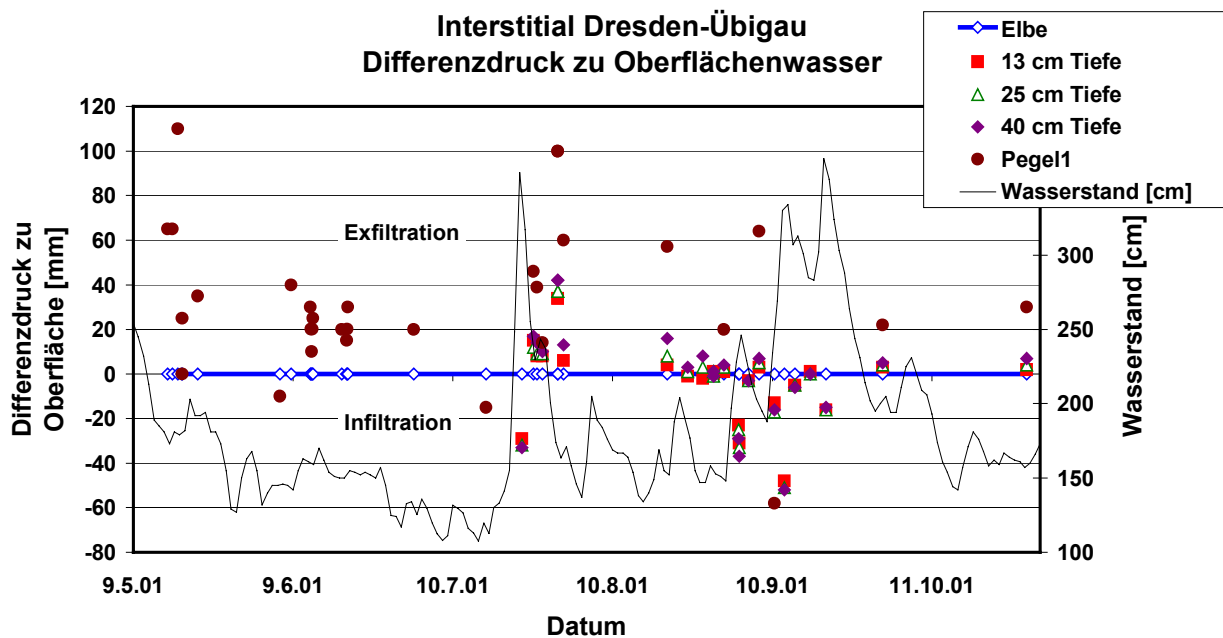


Abb. 42: Differenzdruckmessung von Interstitial und Grundwasser im Vergleich zum Oberflächenwasser (Dresden-Übigau, km 62,1) mit Darstellung des Wasserstandes (Pegel Dresden)

Die Grundwasserverhältnisse im Zustrom zur Elbe an der Messstelle Dresden-Übigau sind in der überwiegenden Zeit des Jahres der Exfiltrationssituation zuzuordnen (LANGE UND KRANICH 2000). Eine bis in das Elbvorland wirkende Infiltration des Elbwassers ins Grundwasser findet erst bei Wasserständen der Elbe $> 104,5$ m üNN bzw. bei einem Abfluss $> 500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ statt. Diese wurden nur im Zeitraum der Voruntersuchungen erreicht. Mit einer Infiltration ins ufernahe Grundwasser (Parafluvial) kann bei Wasserstandsanstiegen über Mittelwasser $> 300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Pegel ca. > 200 cm) gerechnet werden.

Die Stabilität der Tiefengradienten kann zusätzlich durch die Temperaturunterschiede zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser erhöht sein. Diese Situation bestand vor allem im Sommer insbesondere zwischen Juni und September 2001 (Abb. 86). Die Temperaturunterschiede erreichten nach Auswertung der Temperaturdatenlogger zwischen 0 und 40 cm Tiefe mit bis zu 10,0 K bei wärmerem Oberflächenwasser im Sommer und mit maximal 5,6 K bei wärmerem Grundwasser im Winter sehr hohe Werte.

Neben den temperaturbedingten Dichteunterschiede verstärken auch die unterschiedlichen Salzgehalte die Stabilität dieser Gradienten, wie sie in Perioden der Exfiltration anhand der Leitfähigkeit beobachtet wurden.

Der pH-Wert zeigt fast immer eine Abnahme mit der Sedimenttiefe, wobei die stärkste Abnahme meistens bereits in der Schicht zwischen Freiwasser und 13 cm Tiefe erfolgte (Abb. 43). Das ufernahe Grundwasser wies mit dem unteren Interstitial vergleichbar Werte auf (08-10.2001, Mittelwert, pH = 6,8). Nach FISCHER ET AL. (1998) nahm der pH-Wert auch im Interstitial der Lahn schneller in den oberen Schichten als in tieferen ab. Da der pH-Wert von den Stoffumsatzprozessen beeinflusst wird, musste sich der Gradient nicht immer sukzessive mit der Tiefe fortsetzen. Die größten Unterschiede traten im Zeitraum hoher Primärproduktion mit der Folge hoher pH-Werte in der Elbe auf und lagen in der obersten biologisch aktivsten Interstitialschicht. Der Einfluss der hydrologischen Situation wurde insbesondere durch eine Vergleichmäßigung des Gradienten bei Infiltration erkennbar. Die in der Regel niedrigeren pH-Werte im Interstitial sind insbesondere auf die Vermischung mit dem Grundwasser und die aerobe Veratmung organischer Substanz zurückzuführen.

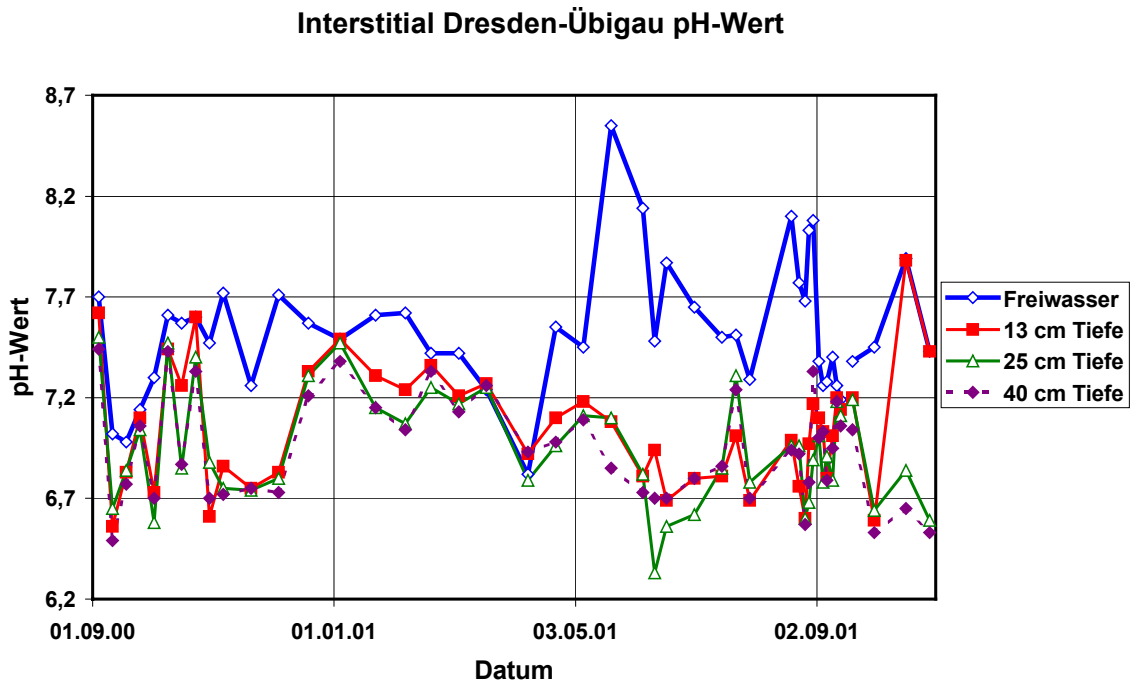


Abb. 43: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes im Interstitial der Probenahmestelle Dresden-Übigau (km 62,1)

Das auf der rechten Flussseite zuströmende Grundwasser hat im Elbvorland (Abstand zur Messstelle > 250 m im Grundwasserzustrom) in diesem Bereich die Eigenschaften (LANGE UND KRANICH 2000):

- hoher Nitratgehalt 10 ... 15 mg l⁻¹ NO₃-N,
- Ammonium < 0,25 mg l⁻¹,
- Sauerstoffgehalt < 2 mg l⁻¹,
- Gesamt-Phosphor < 0,05 ... 0,1 mg l⁻¹,
- hohe Leitfähigkeit 1.500 ... 2.000 µS cm⁻¹.

Im ufernahen Grundwasser wurden im Jahr 2001 bei Exfiltration folgende Werte nachgewiesen:

- hoher Nitratgehalt 7 ... 12 mg l⁻¹ NO₃-N,
- Ammonium < 0,15 mg l⁻¹,
- Sauerstoffgehalt < 2 mg l⁻¹,
- Gesamt-Phosphor 0,05 ... 0,2 mg l⁻¹,
- hohe Leitfähigkeit 800 ... 1.100 µS cm⁻¹.

Die Werte zeigen, dass das Grundwasser bis an die Elbe eine ähnliche Qualität mit Beeinflussung durch das Oberflächenwasser aufwies. Die Abnahme der Leitfähigkeit zeigte diesen Einfluss der Elbe im Flussbogen Dresden-Übigau. Dies hatte auch Auswirkungen auf den Nitratgehalt, wobei bei den geringen Sauerstoffwerten ein Teil des Nitrats denitrifiziert werden konnte. Limitierend war dabei aber der Gehalt an abbaubaren organischen Stoffen, die im ufernahen Grundwasser nur in sehr geringen Konzentrationen vorhanden waren (O_2 -Zehrung 7d, $< 1,1 \text{ mg l}^{-1}$, CSB 6...20 mg l^{-1}). Insgesamt wies das ufernahe Grundwasser trotz gewisser Veränderungen erhebliche Unterschiede zum Oberflächenwasser auf. Aus diesem Grund wurden auch in den weiteren Beschaffenheitskriterien im Interstitial als Übergangszone von Grund- und Oberflächenwasser entsprechende Tiefenverteilungen beobachtet.

4.3.2 Sauerstoff-Haushalt

Der Sauerstoffgehalt im Interstitial ergibt sich aus

- der Einmischung sauerstoffreichen Oberflächenwassers,
- dem biologischen Sauerstoffverbrauch und
- der Exfiltration von sauerstoffarmem Grundwasser.

Die Sauerstoffganglinie charakterisierte wesentliche Perioden im Jahresgang, die analog zum Stoffumsatz standen (Abb. 44). Hohe Konzentrationen bis ins Interstitial traten im Winter bei niedrigen Temperaturen mit niedrigem Umsatz unabhängig von Ex- oder Infiltration auf. Anschließend blieben die O_2 -Werte trotz ansteigender Temperaturen hoch, da hohe Wasserstände für die Infiltration sauerstoffreichen Oberflächenwassers sorgten. Erst mit Beginn des Sommers (Juni 2001) bildeten sich deutliche Tiefengradienten aus. Dies erfolgte bei sinkenden Wasserständen und Wassertemperaturen von etwa $> 15^\circ\text{C}$. Diese Phase hielt in Abhängigkeit von Schwankungen durch Ex- und Infiltration bis zum Herbst an. Die Winterperiode begann erst beim Unterschreiten der Wassertemperaturen von 10°C . In Abhängigkeit des Abflusses kann bei einem durchschnittlichen Jahr mit einem für Stoffumsätze relevanten Zeitraum von ca. 6 Monaten (Juni-November) gerechnet werden.

Wie bereits in Kapitel 4.3.1 erwähnt, zeigten insbesondere Parameter, die von Stoffumsatzprozessen abhängig sind, nicht immer sukzessive Tiefengradienten. Der Sauerstoff war ein Beispiel dafür. So traten Phasen auf, in denen die Tiefenschicht in 25 cm die niedrigsten Sauerstoffgehalte aufwies. Zu den Faktoren können dabei der Abbau

eingetragener gelöster und partikulärer organischer Stoffe einschließlich der endogenen Atmung und Oxidationsprozesse, z.B. in geringem Maße die Nitrifikation, gehört haben. Ebenso sind Unterströmungen im Interstitial durch kleinräumige Heterogenitäten in der Sedimentstruktur möglich, da die Entnahmerohre auch räumlich etwas versetzt installiert werden mussten, um gegenseitige Störungen zu minimieren.

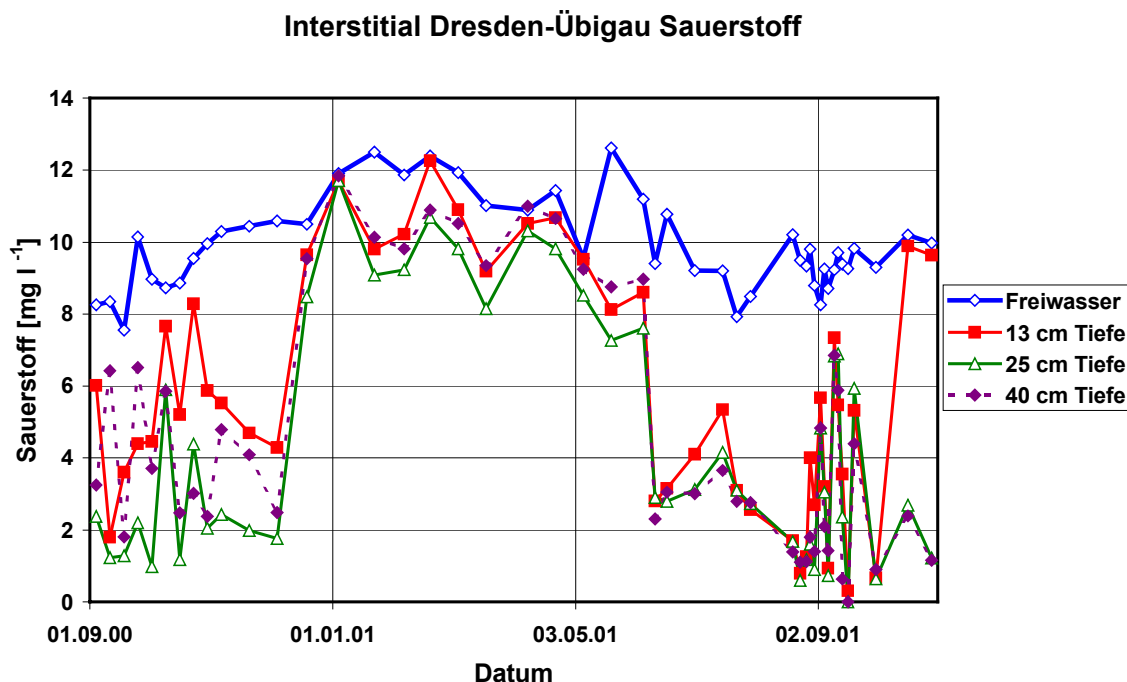


Abb. 44: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoffprofils im ufernahen Interstitial Dresden-Übigau (km 62,1)

Die Analysen der installierten ufernahen Grundwasserpegel widerlegten die Hypothese nach den ersten Untersuchungen (LANGE UND KRANICH 2000), bei der von einer lokalen Erhöhung der Sauerstoffkonzentrationen durch Zustrom von O₂-reicheren Teilströmen bzw. von der Aufnahme von Sauerstoff auf der Fließstrecke des Grundwassers von den ≥ 250 m entfernten Pegeln zum ufernahen Grundwasser ausgegangen wurde.

Da der größte O₂-Gradient in der Regel zwischen dem Oberflächenwasser und der 13 cm Schicht vorlag, muss die oberste Interstitialschicht (≤ 13 cm) als biologisch aktivste Schicht mit intensiven Respirationsprozessen bewertet werden.

Einen wesentlichen Parameter für den Sauerstoffhaushalt stellt der CSB als Maß für organischen Stoffe dar, der auch bei zahlreichen Modellen als Parameter verwendet wird. Zur näheren Quantifizierung des abbaubaren Anteils wurde im Sommer 2001 bei einigen Messungen die O₂-Zehrung (7d) bestimmt.

Das ufernahe Grundwasser wies eine organische Belastung von 6...20 mg l⁻¹ CSB, wobei die hohen Werte durch infiltrierte Substanzen erreicht wurden. Der Anteil abbaubarer organischen Stoffe war im Grundwasser mit < 1,1 mg l⁻¹ O₂-Zehrung (7d) sehr gering. Das Vertikalprofil beinhaltete im Jahresgang häufige Schwankungen. Der typische negative Gradient bezogen auf die Tiefe war nur an wenigen Tagen verändert. So wurden Maxima in 13 bzw. 25 cm beobachtet. Diese standen in Zusammenhang mit dem Eintrag von partikulären organischen Substanzen ins Interstitial. Insgesamt wurden Konzentrationen von 10...40 mg l⁻¹ CSB gemessen. Der abbaubare Anteil war höher als im Grundwasser und nahm meist mit der Tiefe ab. Im Interstitial wurden 1...5 mg l⁻¹ O₂-Zehrung (7d) bestimmt. Im Oberflächenwasser lagen die Werte bei 3...7 mg l⁻¹ O₂-Zehrung (7d). Der Anteil der gelösten sauerstoffzehrenden Substanzen nahm dabei mit der Tiefe zu:

- Oberflächenwasser 30 – 75 %
- Interstitial (13 cm) 40 – 90 %
- Interstitial (25 cm) 65 – 100 %
- Interstitial (40 cm) 65 – 90 %
- Ufernahes Grundwasser 80 – 100 %

Die Bestimmung der potenziellen Respirationsraten erbrachte hohe Werte mit 169,2 ± 64,5 g O₂ m⁻³ d⁻¹ im ufernahen Interstitial (5 cm Tiefe) und etwas geringeren Werten in der Flussmitte (Tab. 7). Diese Werte lagen deutlich höher als die ermittelten tatsächlichen Raten (Kap. 4.12) und als bei Untersuchungen des Mittelgebirgsbaches Steina mit bis zu 16 g O₂ m⁻³ d⁻¹ ermittelt (PUSCH 1996).

Der Gradient des CSB zwischen verschiedenen Zonen im Interstitial resultiert aus den Abbauprozessen und dem Transport. Unter Berücksichtigung der Vermischungsprozesse steht organische Substanz für die „community respiration“ und die Denitrifikation zur Verfügung.

Interstitial Dresden-Übigau CSB

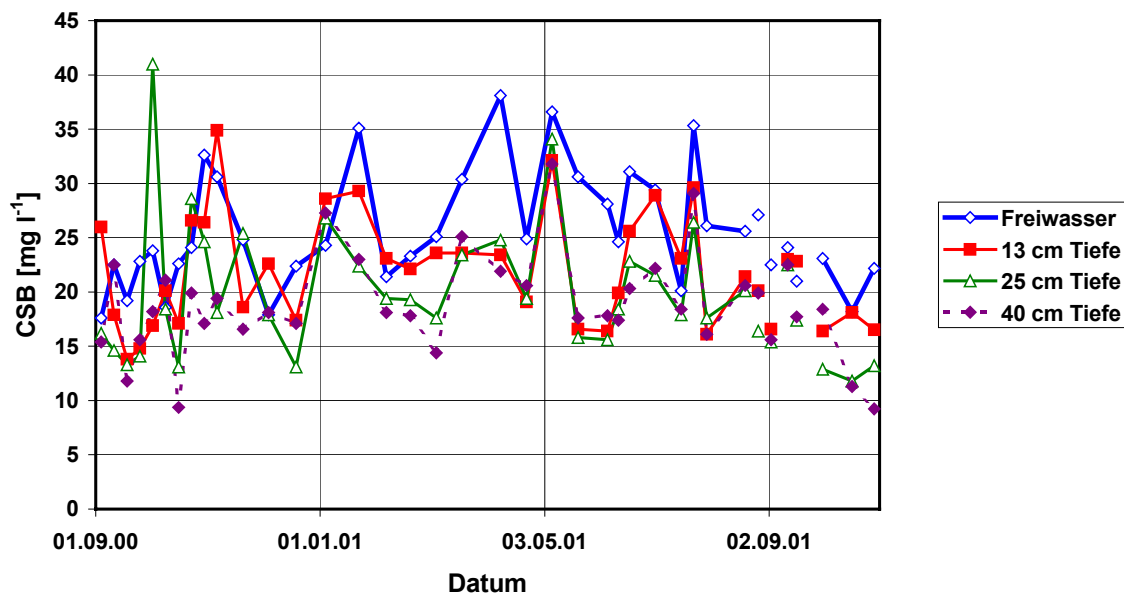


Abb. 45: Zeitlicher Verlauf der organischen Belastung im ufernahen Interstitial Dresden-Übigau (km 62,1)

Für die Beurteilung der Konzentrationsprofile des Sauerstoffs (Abb. 40 und Abb. 44) sind folgende Vorgänge zu beachten:

- Turbulenter Stoffaustausch mit der sauerstoffreichen oberen Schicht entgegen dem Konzentrationsgradienten
- Aufsteigender advektiver Transport von Grundwasser
- Turbulenter Austausch mit den unteren Schichten entgegen dem Konzentrationsgefälle
- Atmung des Biofilms (community respiration) und Nitrifikation

Die Anwendung von Advektions-Diffusions-Reaktionsgleichungen zur Bestimmung des Umsatzes integriert diese Prozesse (Kap. 4.12).

4.3.3 Stickstoff-Haushalt

Der Stickstoff-Haushalt wurde ebenfalls durch markante Tiefengradienten geprägt (Abb. 46). An der Messstelle Dresden-Übigau (km 62,1) dominierte im Interstitial außer bei Infiltrationsperioden das Verhältnis von Nitrat-reichem Grundwasser zu Nitrat-armem Oberflächenwasser. Dabei bestanden die größten Gradienten in der obersten Interstitialschicht (≤ 13 cm), die auch als aktivste Zone des Stickstoffumsatzes anzusehen

ist. Bei bilanzierenden Betrachtungen muss beachtet werden, dass die Belastungen mit Ammonium und Nitrit nur noch gering waren. Die hohen Nitratwerte stammten aus dem Grundwasser und konnten auf Grund dieser niedrigen Werte nicht aus einer Nitrifikation erklärt werden. Bei Infiltration kam es zum Ausgleich des Nitrat-Gradienten mit Auswirkungen bis ins ufernahe Grundwasser die im wesentlichen auf die advektiven Transportprozesse zurückzuführen sind. Analog zum Sauerstoff zeigten Ammonium und Nitrit bei Infiltration geringe N-Umsätze mit einem Rückgang der Konzentrationen im Interstitial an.

Der Gehalt an organischem Stickstoff (ermittelt aus der TKN und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Analyse), der zu ausgewählten Terminen bestimmt wurde, lag im Oberflächenwasser bei $1\text{...}2 \text{ mg N l}^{-1}$. Das Interstitialwasser enthielt niedrigere Werte zwischen 0 und $0,8 \text{ mg N l}^{-1}$. Die Reduzierung zum Interstitial bewegte sich zwischen $0,8$ und $1,5 \text{ mg N l}^{-1}$, wobei der größte Gradient zwischen 0 und 13 cm auftrat. Im Vergleich zum Nitrat spielte der organische Stickstoff eine untergeordnete Rolle. Analog zu den Ergebnissen der O_2 -zehrenden abbaubaren Substanzen standen die höheren Werte im Oberflächenwasser in Zusammenhang mit an partikulären Substanzen gebundenem organischem N, während mit der Tiefe im Interstitial mehr gelöste Stoffe dominierten. Das Interstitial besitzt demnach eine Filterwirkung mit gleichzeitigem Abbau der eingetragenen partikulären Stoffe.

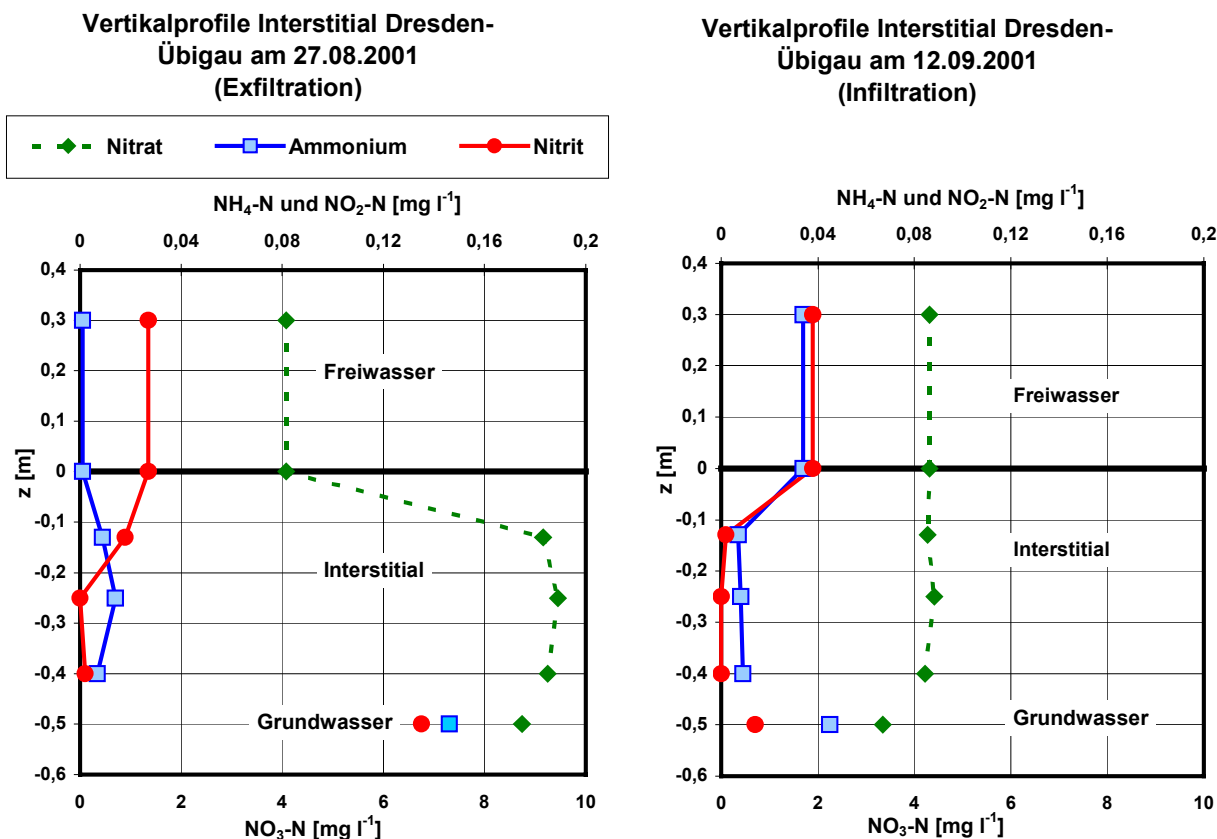


Abb. 46: Beispiele für Vertikalprofile der Stickstoffkomponenten an der Probenahmestelle Dresden-Übigau vom 27.08.2001 (typische Gradienten, leichte Exfiltration) und am 12.09.2001 (Infiltration)

Der große Gradient zwischen Nitrat im Grundwasser und im Oberflächenwasser führte dazu, dass der Jahresgang durch die advektiven Prozesse überlagert wurde (Abb. 47). Bei exfiltrierenden Bedingungen traten im Interstitial sehr hohe Werte bis zu $14,3 \text{ mg N l}^{-1}$ auf. Im Oberflächenwasser unterlagen die Konzentrationen geringen Schwankungen zwischen $3,3$ und $5,7 \text{ mg N l}^{-1}$. Die Überlagerung des Stoffumsatzes durch den Stofftransport wurde bei Gegenüberstellung aller Nitrat-Werte der Messstelle mit der Leitfähigkeit deutlich. Beide Parameter korrelierten mit linearer Beziehung, was nicht als direkte funktionelle Beziehung bewertet werden kann, sondern nur ein Zusammenhang über den Transportfaktor darstellte. Nitrat verändert zwar selbst die Leitfähigkeit, die gemessenen Konzentrationen dürften aber direkt nur für Änderungen von ca. 10 bis $25 \text{ } \mu\text{S cm}^{-1}$ verantwortlich gewesen sein. Die Leitfähigkeit war für diese Messstelle ein Parameter, der einen Hinweis auf den Anteil des Grundwassers im Interstitial gab.

Interstitial Dresden-Übigau Nitrat

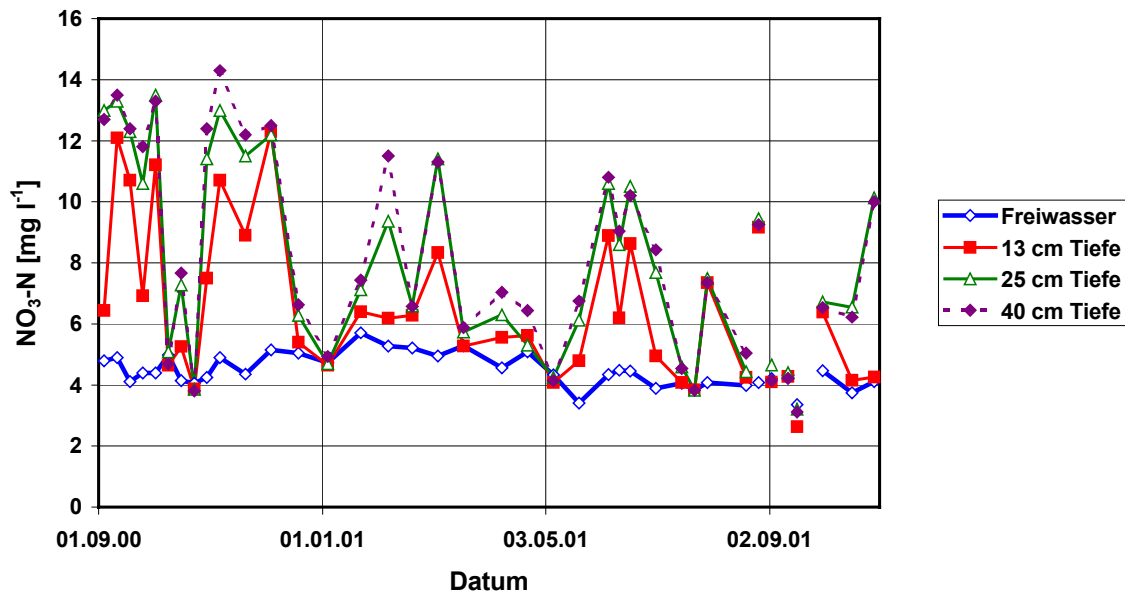


Abb. 47: Zeitlicher Verlauf des Nitrats [$\text{mg l}^{-1}\text{NO}_3\text{-N}$] im Interstitial der Elbe (Dresden-Übigau km 62,1)

Interstitial Dresden-Übigau Nitrat / Leitfähigkeit

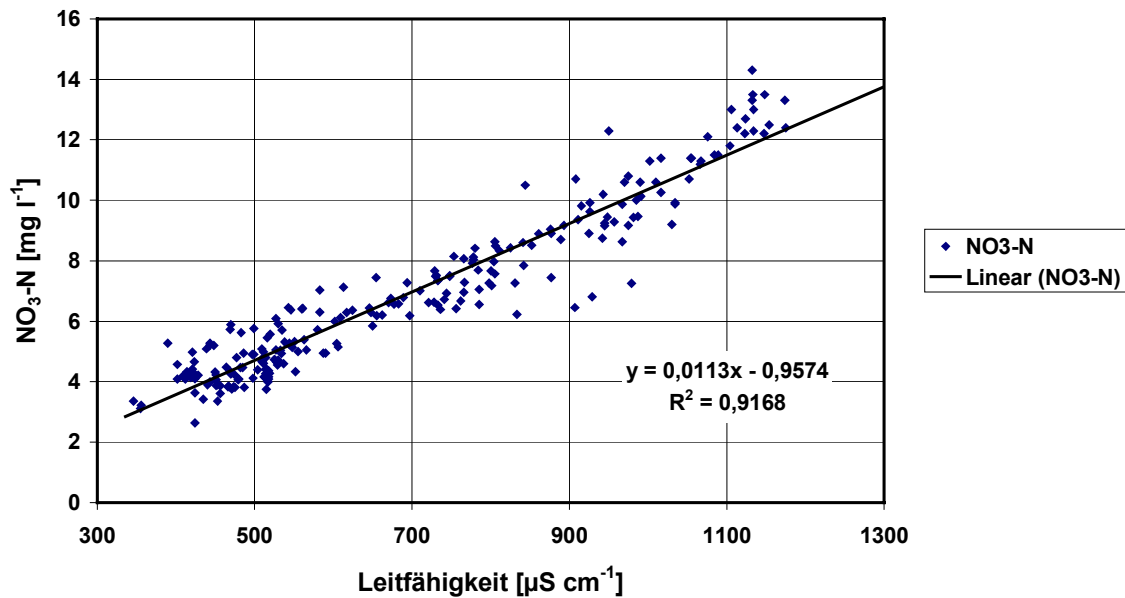


Abb. 48: Vergleich der Nitratgehalte [$\text{mg l}^{-1}\text{NO}_3\text{-N}$] und der Leitfähigkeit im Interstitial der Elbe (alle Daten und Tiefen, Dresden-Übigau km 62,1)

Zur Bewertung des potenziellen Stoffumsatzes wurden Untersuchungen durch die TU Dresden und das IGB Berlin durchgeführt. Diese Umsatzraten entsprachen den unter den Untersuchungsbedingungen im Labor erreichbaren maximalen Raten und damit potenziellen Raten im Gewässer.

Die Untersuchungen bestätigten die oberste Sedimentschicht als aktivste Zone des Stoffumsatzes (Tab. 7). Für das ufernahe Interstitial in Dresden-Übigau (km 62,1) wurden potenzielle Denitrifikationsraten in 5 cm Tiefe des Interstitials von $78,3 \pm 34,9 \text{ g N m}^3 \text{ d}^{-1}$ bestimmt. In 25 cm Tiefe ging der Wert bereits auf $27,2 \pm 8,6 \text{ g N m}^3 \text{ d}^{-1}$ zurück. Diese Werte liegen im Bereich der auch bei GARCIA-RUIZ ET AL. (1998) im Sediment englischer Fließgewässer bestimmten Raten von bis zu $80 \text{ g N m}^3 \text{ d}^{-1}$. Die Nitrifikationsraten im Elbsediment waren mit $0,92 \pm 0,34 \text{ g N m}^3 \text{ d}^{-1}$ in 5 cm Tiefe und $0,66 \pm 0,20 \text{ g N m}^3 \text{ d}^{-1}$ in 25 cm Tiefe deutlich niedriger. Dies kann auf die Anpassung an die mittlerweile geringen Ammoniumkonzentrationen in der Elbe zurückgeführt werden.

Die aus den vorliegenden Messungen zum Stoffhaushalt und Stofftransport gewonnenen Daten dienen zur Berechnung der tatsächlichen N-Umsätze im Interstitial der Elbe. Die Ergebnisse sind in Kapitel (Kap. 4.12) enthalten.

Im Jahresgang traten erhöhte Ammoniumwerte nur im Winter auf, die in Zusammenhang mit geringer Nitrifikation bei sehr niedrigen Temperaturen im Gewässer bzw. bei punktuellen und diffusen Belastungsquellen standen. Nur in dieser Phase drangen höhere Konzentrationen ins Interstitial vor. Im Sommer blieben alle Werte unter $0,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$. Die Konzentrationen fielen in der Regel mit der Tiefe.

Die Nitritkonzentrationen - als Zwischenprodukt der Nitrifikation und der Denitrifikation - blieben über das ganze Jahr unter $0,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_2\text{-N}$ (Abb. 50). Auch hier gingen die Werte mit der Tiefe zurück. Insbesondere im tieferen Interstitial blieben die Konzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze.

Interstitial Dresden-Übigau Ammonium

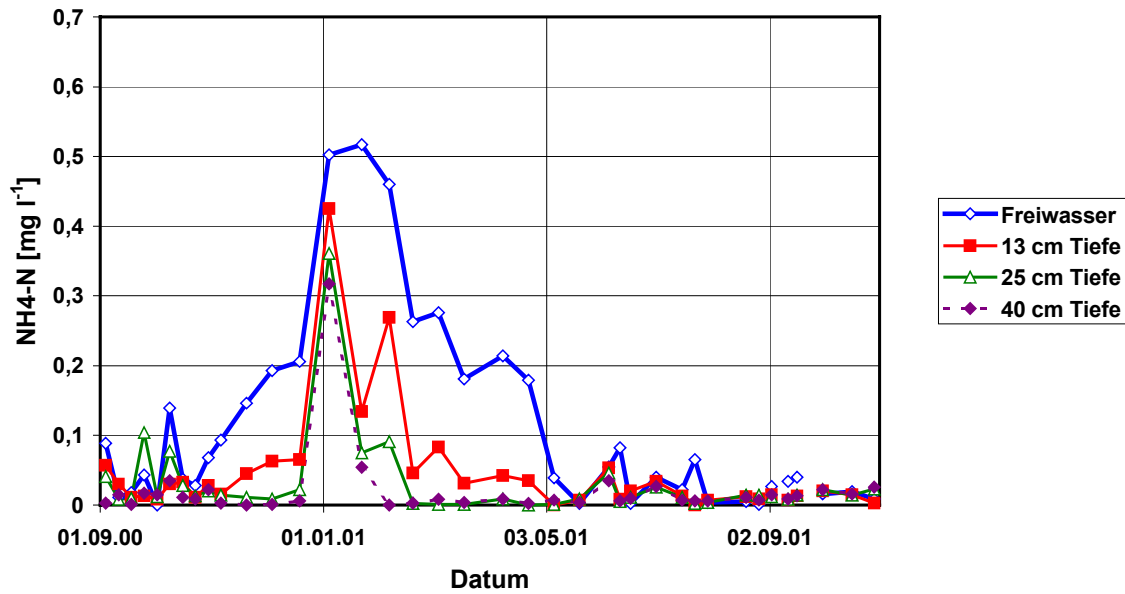


Abb. 49: Zeitlicher Verlauf des Ammoniums [$\text{mg l}^{-1}\text{NH}_4\text{-N}$] im Interstitial der Elbe (Dresden-Übigau km 62,1)

Interstitial Dresden-Übigau Nitrit

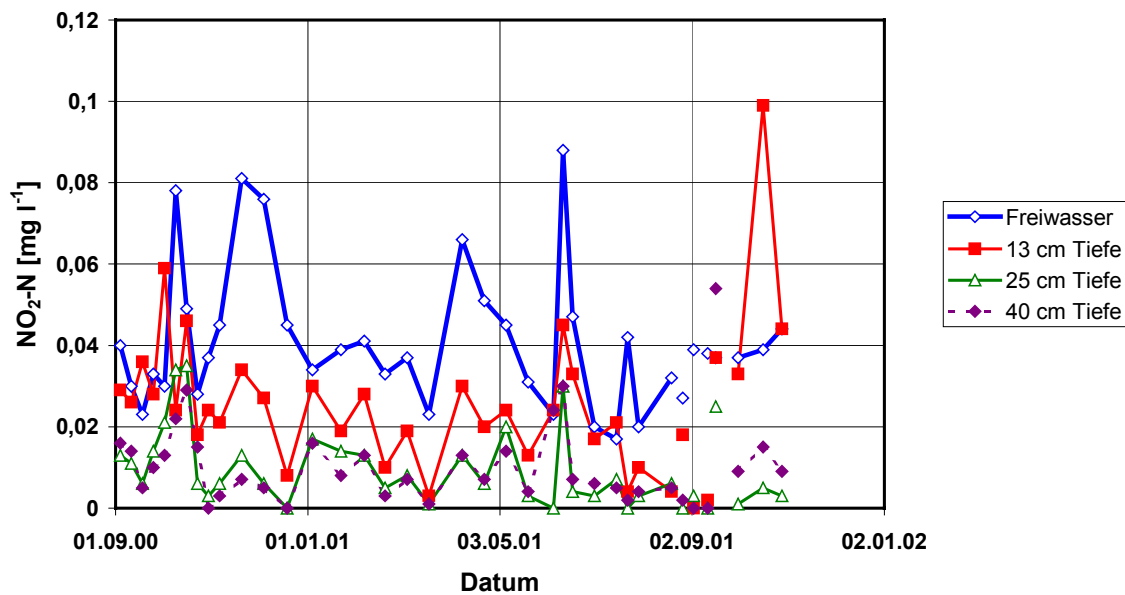


Abb. 50: Ganglinien von Nitrit [$\text{mg l}^{-1}\text{NO}_2\text{-N}$] im Interstitial der Elbe (Dresden-Übigau km 62,1)

4.3.4 Phosphor-Haushalt

Der Phosphor-Haushalt des Interstitials unterliegt insoweit biologischen und chemischen Prozessen, dass durch Inkorporation, Flockung und Fällung der Phosphor aus der gelösten Phase an der festen Phase gebunden werden kann. Bei Abbau von Biomasse oder biochemischer Abgabe bzw. Rücklösung aus den chemischen Verbindungen ist eine Remobilisierung möglich.

Im Jahresgang wurden typische Vertikalgradienten zwischen den einzelnen Tiefenschichten deutlich (Abb. 51). Die höchsten Werte an Gesamtphosphor erreichten $0,45 \text{ mg l}^{-1}$ TP im Freiwasser. Den Parameter ortho-Phosphat, als Anteil des Gesamtphosphats, kennzeichnete eine analoge Ganglinie mit Tiefengradienten bei niedrigeren Konzentrationen bis $< 0,3 \text{ mg l}^{-1}$ oPO₄-P.

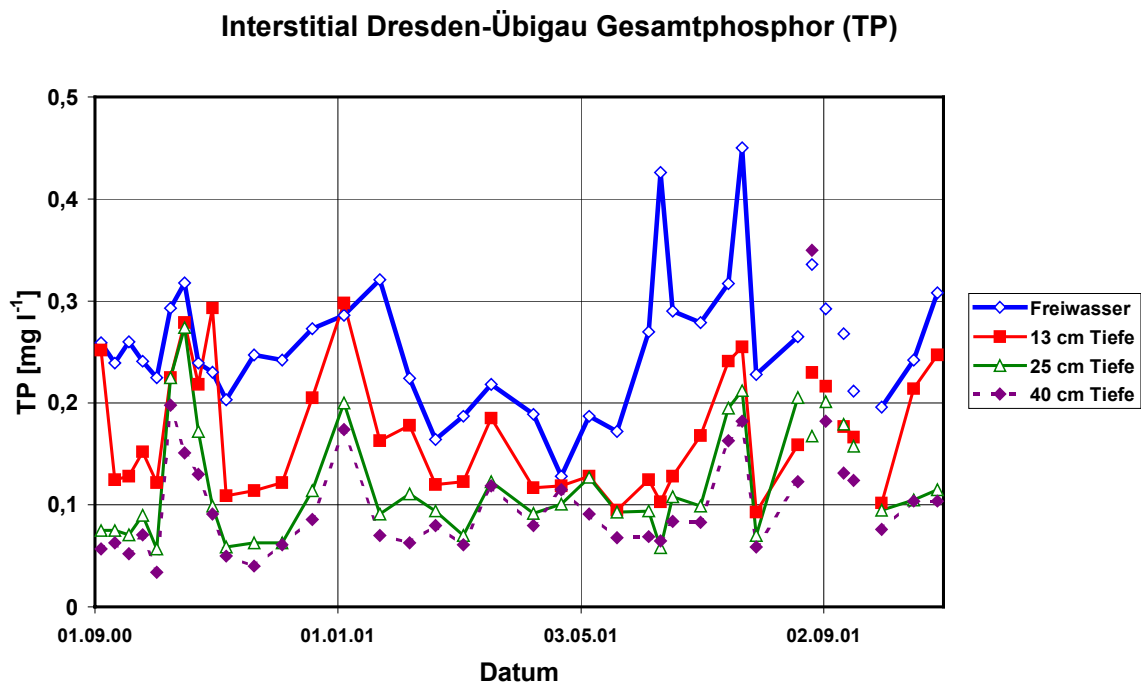


Abb. 51: Zeitlicher Verlauf des Gesamtphosphor-Gehaltes (TP) des Interstitials am Probenahmeort Dresden-Übigau (km 62,1)

Beim Vergleich vom Gesamtphosphor zum ortho-Phosphat an der Messstelle Dresden-Übigau wurde deutlich, dass Verschiebungen der Regressionen in den verschiedenen Tiefenstufen vorhanden waren (Abb. 52). Diese lassen folgende Schlussfolgerungen zu. Der Anstieg der Regression ist ein Parameter für die Festlegung des gelösten Phosphats. Ein

geringer Anstieg steht in Zusammenhang mit einer hohen Überführung in gebundenen Phosphor. Im Interstitial nahm der Anstieg mit der Tiefe ab, dass heißt, hohe Konzentrationen an Gesamtphosphat standen in tiefem Interstitial in Zusammenhang mit relativ niedrigem ortho-Phosphat. Dies lässt sich durch eine zunehmend biologisch und chemische Bindung erklären. Der vergleichbare Anstieg im Oberflächenwasser wie in 40 cm Tiefe kann durch die Aufnahme hoher ortho-Phosphat Konzentrationen insbesondere in die Biomasse des Phytoplanktons begründet werden. Der Abstand beider Regressionen bezogen auf den Schnittpunkt der Ordinate wird in Zusammenhang mit einer hohen Grundlast an Gesamtphosphat auch bei geringem ortho-Phosphat im Freiwasser und einer vergleichbar geringen im Grundwasser stehen. Zu beachten war allerdings die unterschiedlich hohe Streuung der Werte aufgrund der verschiedenen Einflussfaktoren, so dass die Regressionen 32 bis 70 % der Varianzen der Werte beschrieben.

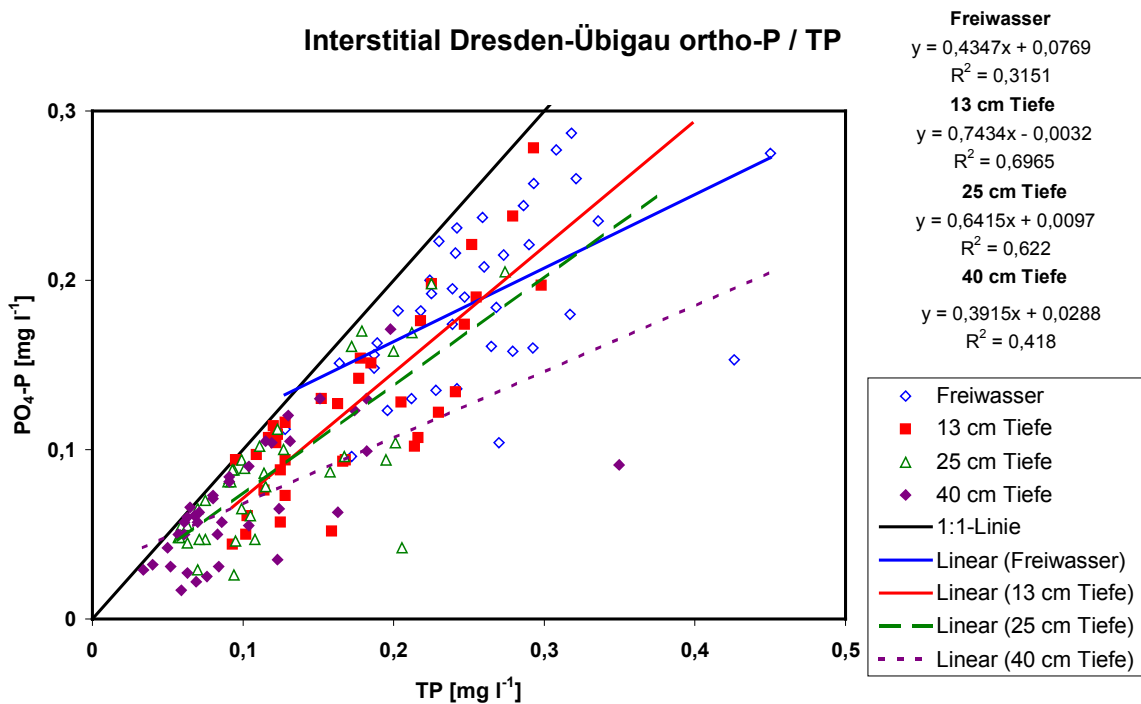
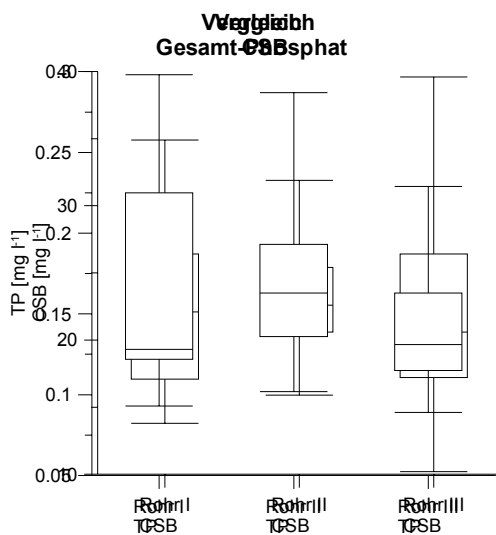


Abb. 52: Vergleich der Konzentrationen von ortho-Phosphat (PO₄-P) und Gesamtphosphor (TP) im ufernahen Interstitial und im Freiwasser der Elbe in Dresden-Übigau (km 62,1)

4.3.5 Kleinräumige Unterschiede im oberflächennahen Interstitial

Um die Frage zu klären, inwieweit sich kleinräumige Strukturunterschiede im Interstitial auswirken wurden 3 Beprobungsrohre in 13 cm Tiefe bei gleichem Uferabstand und in je 5 m Abstand in Fließrichtung in Dresden-Übigau installiert. Die Tiefe 13 cm wurde ausgewählt, da hier die größten vertikalen Gradienten vorlagen und der oberste Horizont die größte Bedeutung für die Stoffumsätze besitzt. Für die statistischen Vergleiche wurden die Daten (09/00-08/01) bei Abflüssen bis $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ herausgefiltert, da höhere Abflüsse zur Infiltration und zum Ausgleich von Unterschieden führten. Die Datengruppen wurden mittels parameterfreier Varianzanalyse (ANOVA) dem Kruskal-Willis-Test untersucht. Bei Hinweisen auf inhomogene Datengesamtheiten (Bartlett-Test) sollten mögliche Unterschiede zwischen einzelnen Rohren mit dem Wilcoxon-Test herausgestellt werden.

Die statistischen Vergleiche zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Rohren bezogen auf die Parameter Leitfähigkeit, Sauerstoff, pH-Wert, Nitrat, Nitrit und Ammonium (Tab. 5). Es fällt auf, dass es sich dabei um Parametern handelt, die in gelöster Form vorliegen bzw. von gelösten Substanzen bestimmt werden.



Kenngröße	Rohr I	Rohr II	Rohr III	Rohr I	Rohr II	Rohr III
	CSB	CSB	CSB	TP	TP	TP
	[mg l ⁻¹]			[mg l ⁻¹]		
Anzahl	25	25	25	25	25	25
Median	22,1	22,6	20,6	0,128	0,163	0,131
Minimum	13,8	15,9	10,2	0,093	0,102	0,089
Maximum	34,9	31,9	39,6	0,298	0,287	0,229
1.Quartil (25%-Wert)	17,1	20,6	17,2	0,122	0,136	0,115
3.Quartil (75%-Wert)	26,0	24,8	24,4	0,218	0,181	0,160

Abb. 53: Vergleich oberflächennaher Rohre im Interstitial (13 cm Tiefe) CSB und ortho-Phosphat (oPO₄-P) im ufernahen Interstitial an der Messstelle Dresden-Übigau (km 62,1) bei Abflüssen bis 300 m³ s⁻¹ (Median, Minimum, Maximum, 1. und 3.Quartil)

Bei den Parametern ortho-Phosphat, Gesamtphosphat und CSB bestanden keine homogenen Varianzen (Bartlett-Test). Deshalb wurde für ANOVA der parameterfreie Kruskal-Willis-Test gewählt. In der Darstellung als Box-Plot wurde deutlich, dass die Streuung unterschiedlich groß waren (Abb. 53). Die Analyse mit dem Kruskal-Willis-Test zeigte keine signifikanten Unterschiede. Allerdings lag der Test bei Gesamtphosphat nahe der Signifikanzschwelle ($p=0,058$). Im Einzelvergleich (Wilcoxon-Test) erwiesen sich Rohr I und Rohr II dabei nicht als verschieden. Aber zu Rohr III bestanden hoch signifikante Unterschiede.

Die Tatsache, dass sich Parameter, die z.T. selbst in partikulärer Form vorliegen (CSB, TP) bzw. in Wechselwirkung mit diesen stehen (oPO₄), durch verschiedene Varianzbereiche charakterisieren bzw. signifikant unterschiedlich sind, weist auf die Ursache dieses Effektes hin. Kleinräumige Unterschiede in der Sedimentstruktur wirken sich weniger auf den Umsatz und Transport gelöster Substanzen aus. Sie bewirken vielmehr eine Filterfunktion (z.B. Verdichtung / Kolmation) bzw. eine Transportförderung (lokale Poren, Kurzschlüsse) für partikuläre Stoffe. Dies steht im Konsens zu den Beobachtungen von örtlichen Unterströmungen im Interstitial in Dresden-Saloppe (km 52,3) anhand des Transportes von Algen (KLOEP UND RÖSKE 2002).

Tab. 5: Statistischer Vergleich oberflächennaher Rohre im Interstitial (13 cm Tiefe) an der Messstelle Dresden-Übigau (km 62,1); Rohre longitudinal in Fließrichtung angeordnet (je 5 m Abstand) Daten bei Abfluss $< 300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

Bartlett-Test auf Varianzgleichheit (Angabe χ^2 , p); je Test n = 75

Kruskal-Willis-Test (parameterfreie ANOVA) ; je Test n = 75

Wilcoxon-Test, je Test n = 25

Signifikanz p: 0,05

Parameter	Bartlett-Test	ANOVA
Leitfähigkeit	$\chi^2=3,76$; p=0,15	H=0,90; p=0,64
Sauerstoff	$\chi^2=0,72$; p=0,70	H=3,24; p=0,20
pH	$\chi^2=1,40$; p=0,50	H=0,85; p=0,65
Nitrat-N	$\chi^2=3,99$; p=0,14	H=0,65; p=0,72
Nitrit-N	$\chi^2=3,81$; p=0,14	H=1,55; p=0,46
Ammonium-N	$\chi^2=3,07$; p=0,22	H=4,36; p=0,11
CSB	$\chi^2=7,89$; p=0,019	H=2,46; p=0,29
	Wilcoxon-Tests alle p>0,05	
ortho-Phosphat	$\chi^2=10,26$; p=0,006	H=2,62; p=0,27
	Wilcoxon-Tests alle p>0,05	
Gesamtphosphat	$\chi^2=9,96$; p=0,007	H=5,70; p=0,058
	Wilcoxon-Tests: p<0,05 Rohr I ↔ Rohr III und Rohr II ↔ Rohr III	

4.3.6 Vergleich des ufernahen Grundwassers

Für die Untersuchung des ufernahen Grundwassers wurden verschiedene Grundwasserpegel gesetzt und beprobt. In die statistischen Vergleiche wurden die Daten von gleichen Messterminen und den Messstellen

- Dresden-Übigau (km 62,1): Pegel 1; Pegel 1a und Pegel 3 sowie
- Dresden-Altübigau (km 60,5): Pegel 4

einbezogen. In Dresden-Übigau war Pegel 1 im Profil höher installiert als Pegel 1a und 3. Am nächsten zum Ufer lagen die Pegel 1 und 1a (Abb. 5). Der Pegel 4 in Dresden Altübigau befand sich im Profil vergleichbar angeordnet wie Pegel 1a.

Die Installation der ufernahen Pegel erfolgte unter Annahme der Hypothese, dass sich das ufernahe Grundwasser an einer Messstelle bei relativ geringen vertikalen und horizontalen Abständen in der Zusammensetzung nicht wesentlich unterscheidet. Demzufolge hätten die Pegel 1, 1a und 3 einen vergleichbaren Charakter aufweisen müssen. Die Daten zeigten aber, dass zum Teil erhebliche Unterschiede vorlagen (Abb. 54). Bei der statistischen

Prüfung, ob die Daten einer Grundgesamtheit entstammen wurde folgendes festgestellt (Tab. 6). Mit hoher Signifikanz bestanden keine gemeinsamen Grundgesamtheiten bei Sauerstoff und Ammonium. Bei der Prüfung zwischen welchen Pegeln Abweichungen auftraten, zeigten die Pegel 1a und 3, die im gleichen Tiefenhorizont in unterschiedlicher Entfernung vom Ufer lagen, bei keinem Parameter statistisch signifikante Unterschiede. Der Pegel 1a, der einen höheren Grundwasserhorizont erfasste, wies aber Unterschiede bei Leitfähigkeit, Sauerstoff, pH-Wert, Nitrit und Ammonium auf. Damit wurde die Hypothese widerlegt und dargestellt, dass die von den Transport- und Umsatzprozessen bestimmten Parameter im ufernahen Grundwasser auch vom Tiefenhorizont abhängen. Damit ergibt sich die offene Frage, wie diese Prozesse im Grundwasser stattfinden, wie diese mit dem Interstitial und dem Oberflächenwasser interagieren und welche Tiefenhorizonte die wesentlichen Reaktionsräume sind. Mit einer angepassten Strategie zur Untersuchung des Interstitials und des Grundwasserleiters bestünde die Möglichkeit der Klärung dieser Fragestellung.

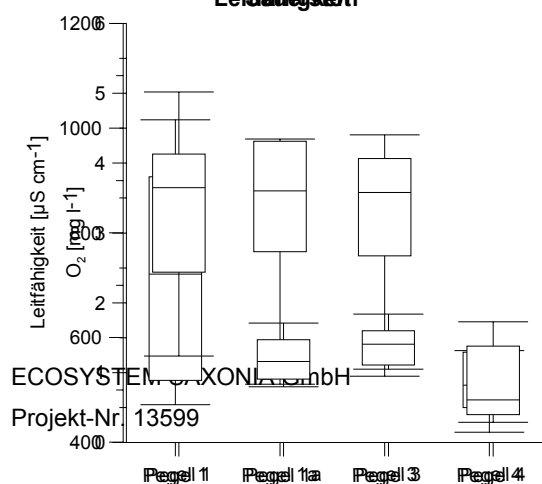
Tab. 6: Statistischer Vergleich des Grundwassers in Dresden-Übigau

Pegel 1...P1; Pegel 1a...P1a; Pegel 3...P3

Kruskal-Willis-Test (parameterfreie ANOVA), Wilcoxon-Test, Signifikanz p: 0,05

Parameter	ANOVA	Wilcoxon-Test: Unterschiede zwischen		
		P1 ↔ P1a	P1 ↔ P3	P1a ↔ P3
Leitfähigkeit	n=27; H=2,61; p=0,27	+	+	-
Sauerstoff	n=27; H=14,63; p<0,001	+	+	-
pH	n=24; H=4,20; p=0,12	+	+	-
Nitrat-N	n=18; H=0,85; p=0,65	-	-	-
Nitrit-N	n=18; H=4,87; p=0,08	+	-	-
Ammonium-N	n=18; H=9,59; p<0,01	+	+	-
CSB	n=18; H=0,76; p=0,68	-	-	-
ortho-Phosphat	n=17; H=1,64; p=0,44	-	-	-
Gesamtposphat	n=17; H=4,04; p=0,13	-	-	-

Vergleich
Leitfähigkeit



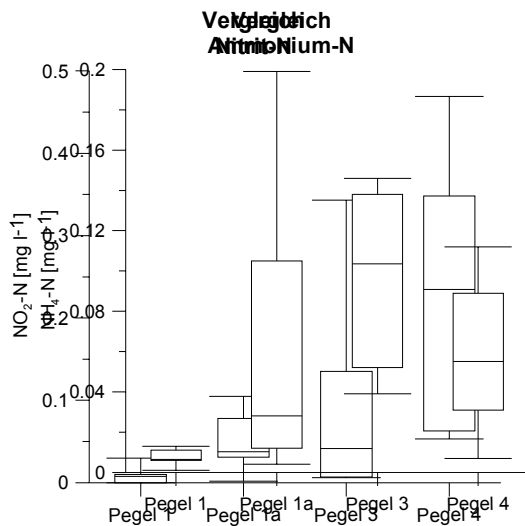
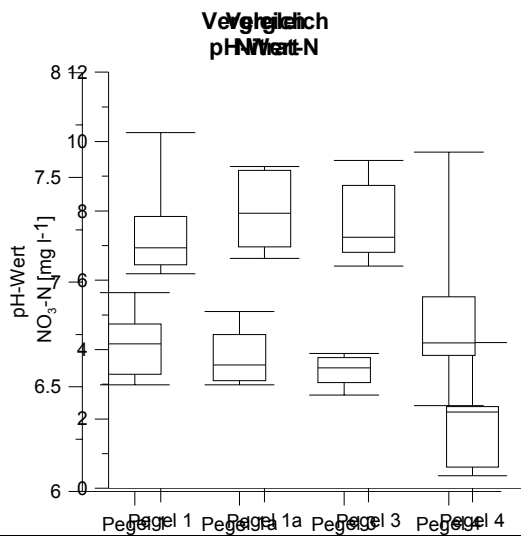


Abb. 54: Vergleich des Grundwassers in Dresden-Übigau (Pegel 1; 1a; 3) und in Dresden-Altübigau (Pegel 4) auf Leitfähigkeit (je Datensatz n=9), Sauerstoff (n=9), pH (n=8), Nitrat (n=6), Nitrit (n=6) und Ammonium (n=6) (Median, Minimum, Maximum, 1. und 3.Quartil)

Das Grundwasser in Altübigau (Pegel 4) wies einen gänzlichen anderen Charakter auf (Abb. 54). Leitfähigkeit und Nitrat waren deutlich niedriger. Allerdings konnte anhand der Differenzdruckmessung und der Transportuntersuchung nicht festgestellt werden, dass hier eine verstärkte Infiltrationsstelle vorlag. Der Stickstoff- und der Sauerstoffhaushalt zeigten anhand der Daten verstärkte Stoffumsatzprozesse, was mit der makroskopischen Beobachtung einer zum Teil erheblichen Gasfreisetzung übereinstimmte.

4.4 Untersuchungen in Meißen-Siebeneichen

Die Ausprägung der Beschaffenheit des Interstitials in Meißen unterschied sich von der Messstelle Dresden-Übigau. Der Messstelle ist ein deutlich kleineres Teileinzugsgebiet

zugehörig. Durch die Gewinnung von Uferfiltrat durch das Wasserwerk Siebeneichen wurde zusätzlich ein infiltrierender Einfluss wirksam. Die Veränderungen in der Leitfähigkeit lagen nicht in der Größenordnung wie an der Messstelle in Dresden (Abb. 56). Ab April 2001 traten aber auch Werte von 800-1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ im tiefen Interstitial auf. Der Charakter des Grundwassers zeigte sich in unterschiedlichen stofflichen Ausprägungen bezogen auf verschiedene Teufenlagen. So besitzt für das Interstitial sowohl Grundwasser mit niedrigerer Leitfähigkeit und hohen Nitratwerten als auch Grundwasser mit hoher Leitfähigkeit und sehr niedrigen Nitratwerten eine Bedeutung. Ufernah nimmt der gesamte Grundwasserleiter einen Tiefenhorizont von etwa 20 m über einer Platte aus Meißner Granit ein. NESTLER ET AL. (1998) führten die Beschaffenheit des tieferen Grundwassers auf eine Unterströmung der Elbe vom rechtselbischen Einzugsgebiet zurück. Mit verschiedenen Wasserstandssituationen und der un stetigen Förderung durch das Wasserwerk muss von einer veränderlichen Qualität des am Interstitial anliegenden Grundwassers und entsprechender Auswirkung auf das Interstitial ausgegangen werden.

Typische Vertikalprofile wurden auch an der Messstelle Meißen gemessen (Abb. 55). Der Einfluss von Wasserstandsänderungen wirkte sich auf die Tiefenprofile aus. Bei Infiltration war ein Ausgleich der Gradienten möglich. Trotz Infiltration zeigte das Interstitial in Meißen bei höheren Temperaturen einen deutlichen O_2 -Gradienten, was auf die biologischen Umsatzprozesse zurückzuführen war.

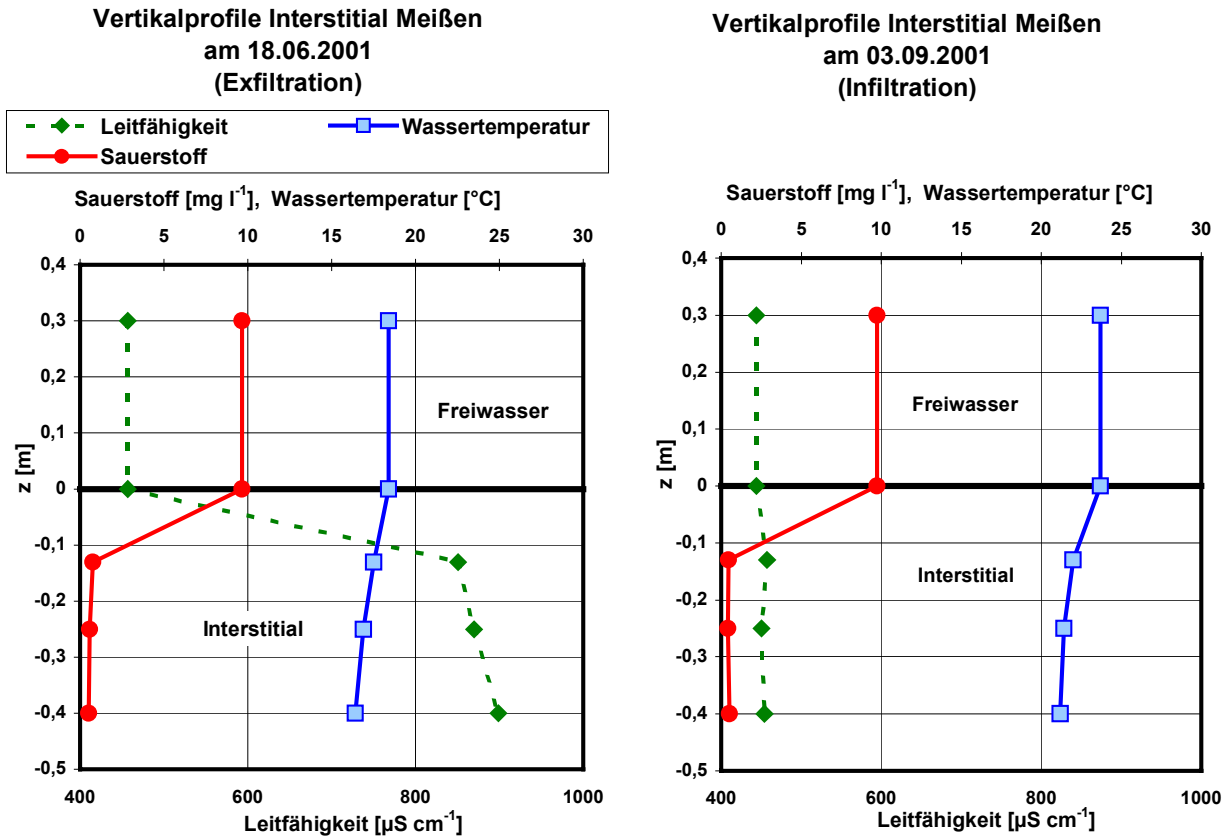


Abb. 55: Typische Vertikalprofile von Leitfähigkeit, Wassertemperatur und Sauerstoff an der Messstelle Meißen-Siebeneichen vom 18.06.01 (Exfiltration) und vom 03.09.01 (Infiltration)

Der Verlauf des pH-Wertes (Abb. 57) an der Messstelle Meißen-Siebeneichen entsprach grundsätzlich der Verhältnissen in Dresden-Übigau. Als Maximum wurde pH 8,7 in der Phase deutlicher Primärproduktion im Freiwasser gemessen. Vertikale Gradienten bildeten sich dabei mit abnehmender Tendenz des pH-Wertes mit der Tiefe aus, wobei der größte Gradient zwischen 0 und 13 cm auftrat.

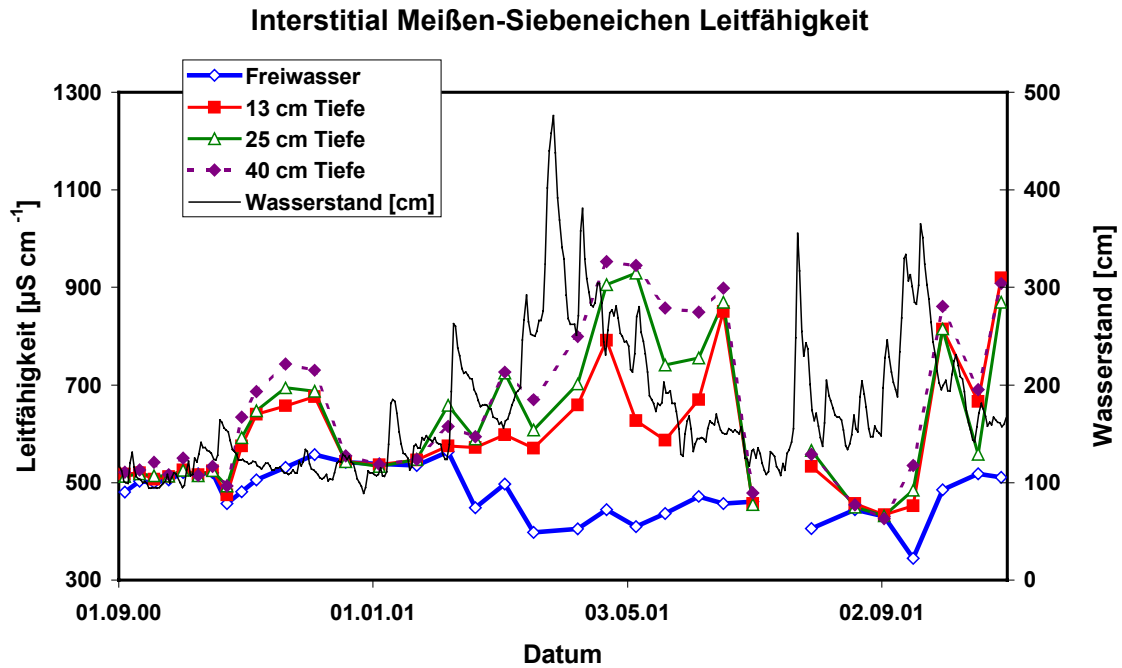


Abb. 56: Zeitlicher Verlauf der Leitfähigkeit im Interstitials im Vergleich zum Abfluss (Pegel Dresden) am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen

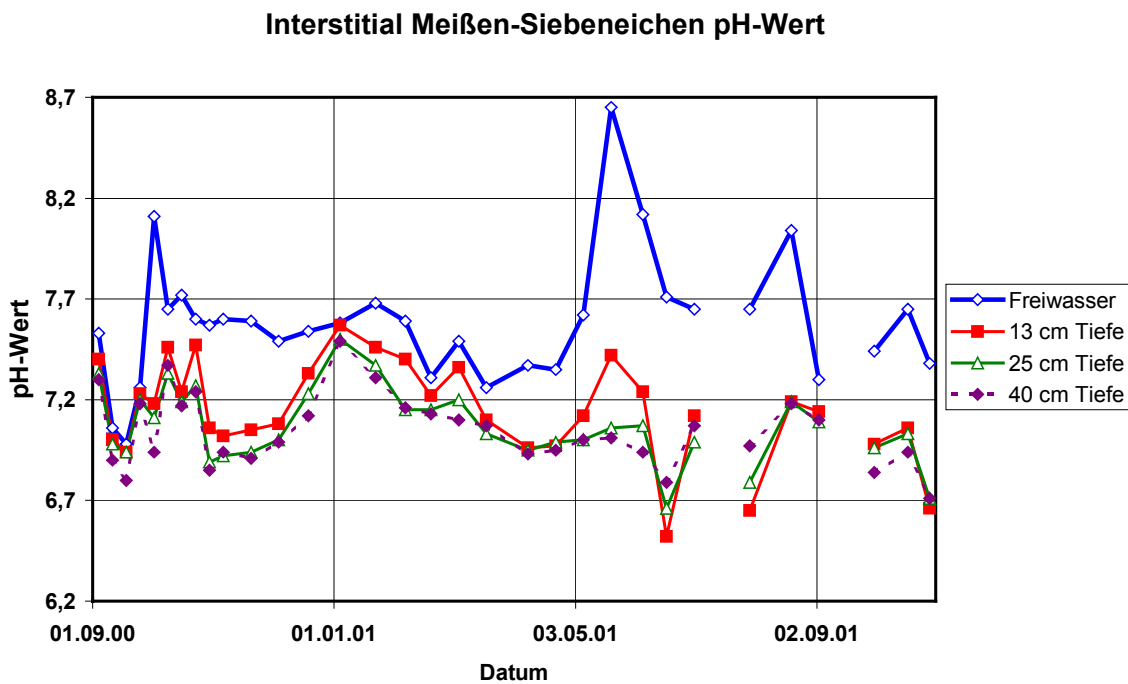


Abb. 57: Zeitlicher Verlauf des pH-Wertes im Interstitial der Probenahmestelle Meißen-Siebeneichen

Charakteristische Perioden kennzeichneten den Sauerstoffhaushalt. Von Juni bis November dominierten fast ausschließlich sehr niedrige Sauerstoffkonzentrationen. Diese wurden nicht

wie in Dresden-Übigau durch verschiedene Abflussänderungen beeinträchtigt. Der infiltrierende Eintrag von Sauerstoff reichte nicht aus, um die Werte zu erhöhen. Der große Gradient von bis zu $10 \text{ mg l}^{-1} \text{ O}_2$ trat bereits in der Tiefe 0-13 cm auf (Abb. 58). Nur der eigentlich relativ geringe Anstieg des Wasserstandes vor dem 16.10.2000 macht sich durch eine Erhöhung des Sauerstoffgehaltes des Tiefenwassers um ca. 4 mg l^{-1} bemerkbar.

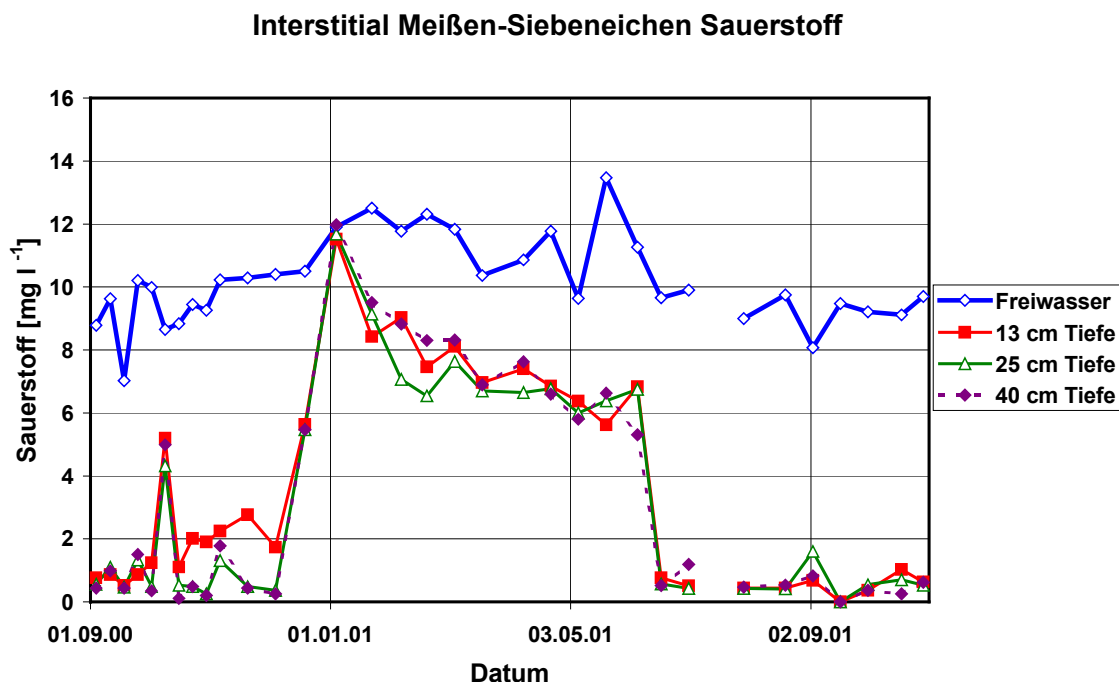


Abb. 58: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoffgehaltes im Interstitial am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen

Die Ammoniumgehalte im Freiwasser sind gegenüber Übigau erhöht (max. $0,65 \text{ mg l}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}$), zeigten aber einen vergleichbaren jahreszeitlichen Verlauf wie in Dresden-Übigau (Abb. 59). Das Ammonium wurde im Interstitial in der obersten Sedimentschicht vermindert, was mit niedrigen Gehalten im Grundwasser und im Sommer / Herbst mit der Nitrifikation verbunden ist. Nur bei zwei Untersuchungen im Winter traten nennenswerte Konzentrationen im Interstitial auf. Die Nitritkonzentrationen, die im Sommer zum Teil deutlich über dem Nitrit im Freiwasser lagen, zeigten die aktiven N-Umsatzphasen an (Abb. 60). Der Nitrit-N erreichte zum Teil höhere Werte als der Ammoniumgradient. Dafür ist neben der Nitrifikation auch die Denitrifikation verantwortlich.

Interstitial Meißen-Siebeneichen Ammonium

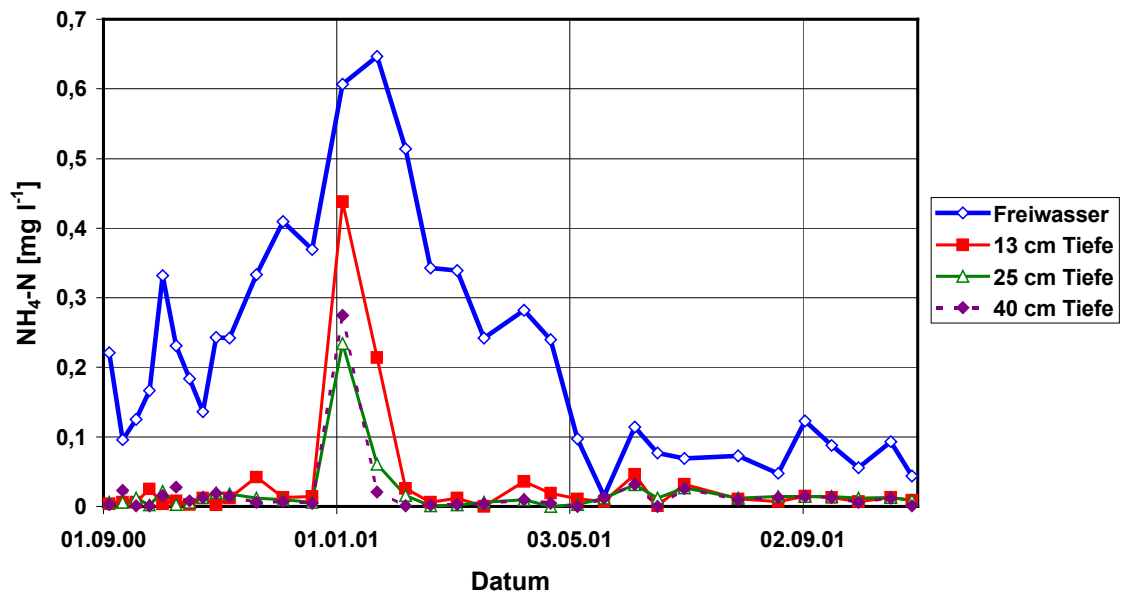


Abb. 59: Zeitlicher Verlauf der Ammoniumkonzentration im Interstitial am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen

Interstitial Meißen-Siebeneichen Nitrit

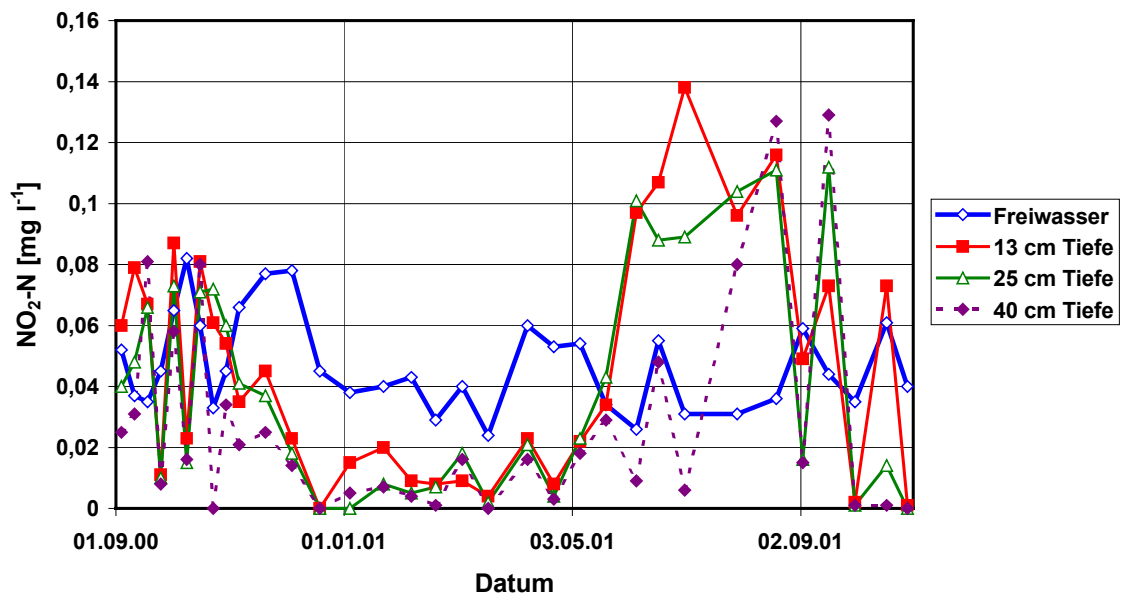


Abb. 60: Zeitlicher Verlauf der Nitritkonzentration im Interstitial am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen

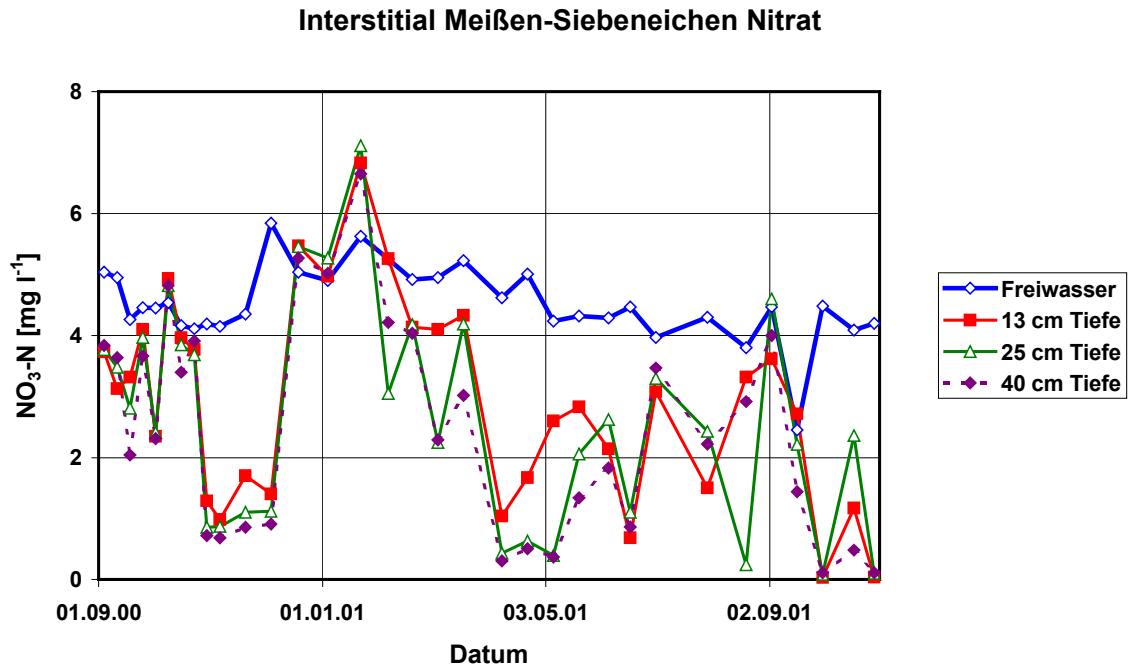


Abb. 61: Zeitlicher Verlauf des Nitrat-Gehaltes im Interstitial am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen

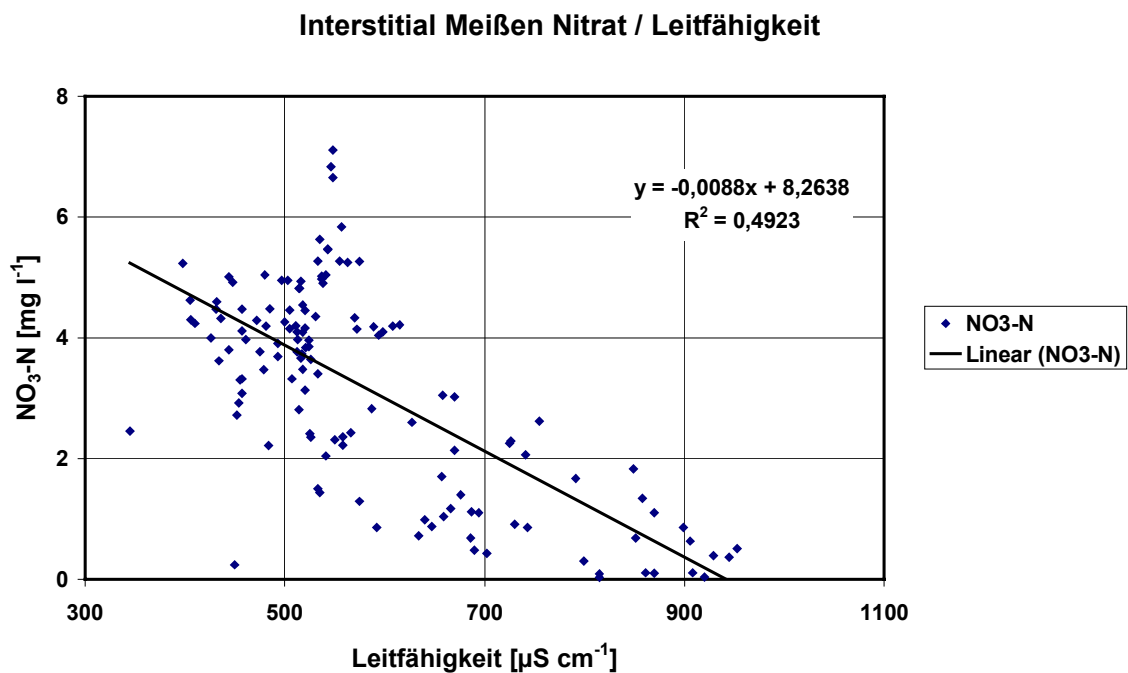


Abb. 62: Vergleich des Nitrat-Gehaltes mit der Leitfähigkeit im Freiwasser und im Interstitial am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen

Im Vergleich hierzu zeigte das Verhalten des Nitrats wiederholt abnehmende Tiefengradienten im Interstitial, die neben der Wechselwirkung mit dem Grundwasser auf die Denitrifikation zurückzuführen waren (Abb. 61). Der Einfluss des Grundwassers stand im Gegensatz zu Dresden-Übigau in Zusammenhang mit niedrigen Nitratwerten bei hohen Leitfähigkeiten (Abb. 62). Die Kolmationsmessstelle der vorhandenen Pegelanlagen, die die oberen 3 m im ufernahen Interstitial erfasst, wies bei einer vergleichenden Untersuchung am 13.05.01 nur Nitratwerte um $0,5 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ auf. Das obere ufernahe Grundwasser am Pegel 2/1 enthielt mit $11,1 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ aber deutlich höhere Konzentrationen als an der Interstitial- und an der Kolmationsmessstelle. Dabei ist zu bemerken, dass im mittleren Grundwasserleiter dann wieder sehr niedrige Nitratwerte vorlagen (Pegel 2/2), die sich offensichtlich im wesentlichen auf das untersuchte Interstitial auswirkten. Die Güte der Regression (Abb. 62) war durch den Einfluss der verschiedenen Faktoren nicht so groß wie im Interstitial in Dresden-Übigau, wo noch höhere Nitratgradienten auftraten. In der tiefen Grundwasserschicht wurden die höchsten Nitratwerte nachgewiesen, die mit der rechtselbischen Unterströmung von belastetem Grundwasser aus Wein- und Gemüseanbau zusammenhängen (NESTLER ET AL. 1998).

Die wesentlichen Faktoren für den N-Haushalt waren nach den Analysen die Wechselwirkung mit unterschiedlich belastetem Grundwasser und den N-Komponenten des Freiwassers sowie der Nitratabbau in der oberen Zone des Interstitials. Als Resultat der Denitrifikation wurde makroskopisch eine intensive Gasfreisetzung aus dem Interstitial an diesem Probenahmeort beobachtet, bei der es sich offensichtlich überwiegend um Stickstoff aus der Denitrifikation handelte. Eine Methanbildung kann aufgrund des noch vorhandenen Nitrats insbesondere im oberen Interstitial ausgeschlossen werden.

Für die Stoffumsätze in Meißen wird ebenfalls auf Kap. 4.12 verwiesen.

Interstitial Meißen-Siebeneichen CSB

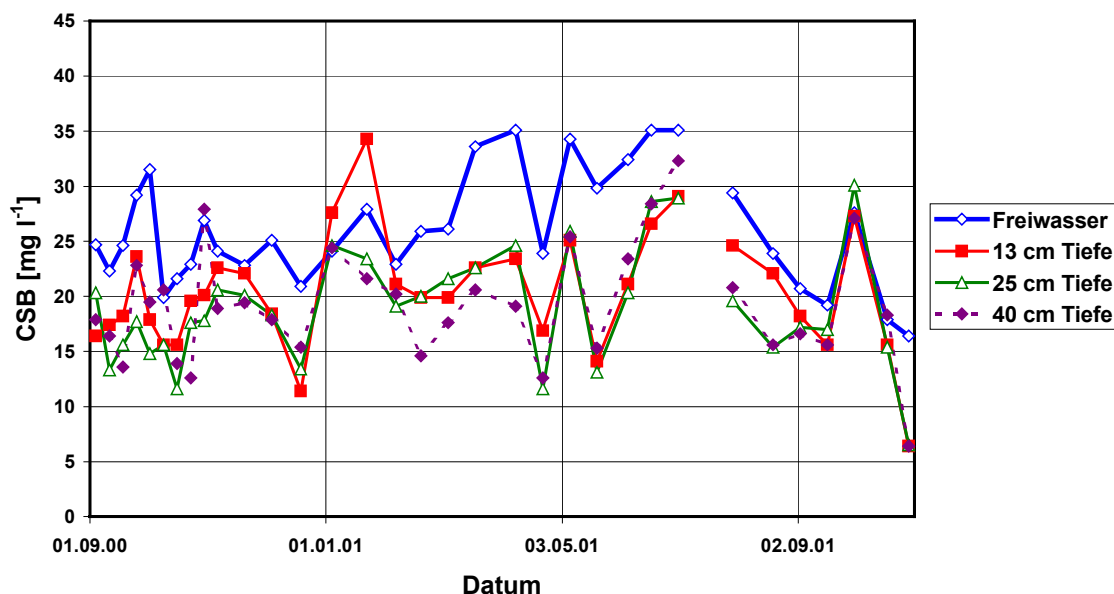


Abb. 63: Zeitlicher Verlauf der organischen Belastung im Interstitial am Probenahmeort Meißen-Siebeneichen

Die beispielhafte Darstellung von Vertikalprofilen der Stickstoffkomponenten verdeutlicht wieder den Einfluss der Infiltration von Oberflächenwasser ins Interstitial bei angestiegenem Wasserstand (Abb. 64). Diese führt zu einem relativen Ausgleich des vertikalen Nitratgradienten und im Gegensatz zu Dresden-Übigau mit der Folge einer Erhöhung des Nitrats im Interstitial. Während der stabilen exfiltrierenden Periode kam es zur Denitrifikation und gleichzeitig auch zur Nitrifikation des Ammoniums, was auch die erhöhten Nitritwerte anzeigten. Die N-Stoffumsätze fanden auch hier bereits in der obersten Schicht des Interstitials statt. Auch bei der Infiltration verringert sich der Ammoniumgehalt im Interstitial bis in den Bereich der Nachweisgrenze. Eine nachweisbare gleichzeitige Denitrifikation erfolgt dabei offensichtlich nicht, obwohl der Sauerstoffgehalt trotz Infiltration gering blieb (Abb. 55).

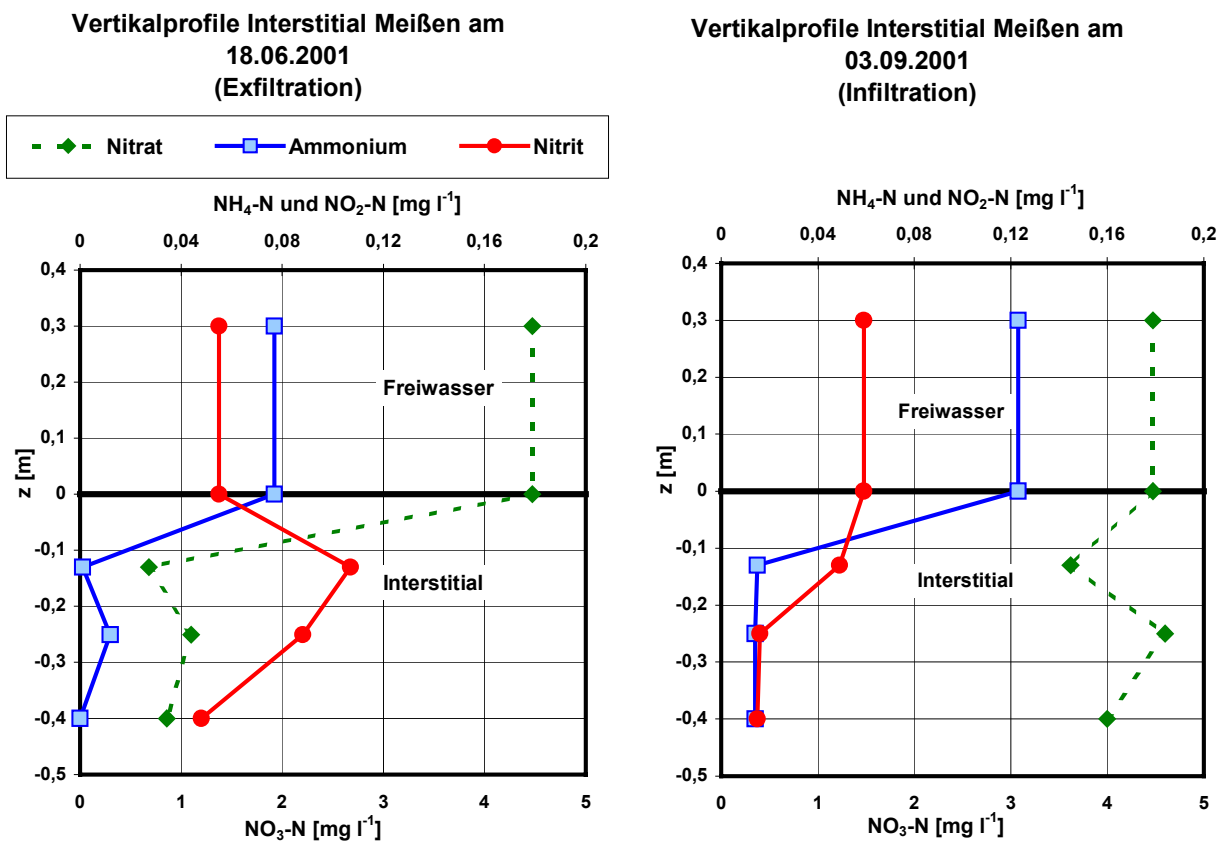


Abb. 64: Typische Vertikalprofile der Stickstoffkomponenten an der Messstelle Meißen-Siebeneichen vom 18.06.01 (Exfiltration) und vom 03.09.01 (Infiltration)

Die Ganglinie Gesamtposphors im Oberflächenwasser und in den Tiefenhorizonten des Interstitials in Meißen-Siebeneichen wies geringere Tiefengradienten als in Dresden-Übigau auf (Abb. 65). Einerseits enthielt das Oberflächenwasser geringere Konzentrationen andererseits war mehr Gesamtposphat im Interstitial vorhanden.

Der Vergleich vom Gesamtposphors zum ortho-Phosphat an der Messstelle Meißen-Siebeneichen zeigte Unterschiede zu Dresden-Übigau (Abb. 66). Der Anstieg der Regressionsgeraden des Freiwassers war steiler als in Dresden, was bedeutet, dass auch bei höheren TP-Konzentrationen ein erheblicher Anteil noch als gelöstes verfügbares Phosphat vorlag. Die Tiefenschichten des Interstitials waren vergleichbar mit niedrigeren Anstiegen als im Freiwasser. Hier konnte mit einer vergleichsweise verstärkten Verschiebung des gelösten Phosphates gerechnet werden. Die größte Bedeutung kann dabei der obersten Interstitialzone zu. Allerdings war eine relativ hohe Streuung der Daten zu beachten.

Interstitial Meißen-Siebeneichen Gesamtphosphor (TP)

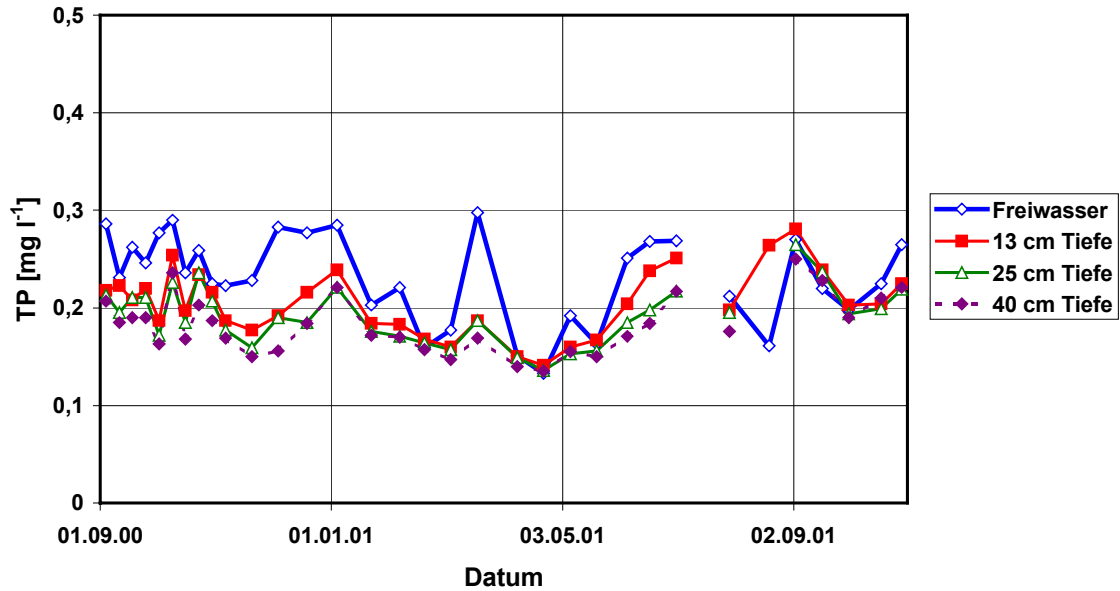


Abb. 65: Zeitlicher Verlauf des Gesamtphosphors an der Untersuchungsstelle in Meißen-Siebeneichen

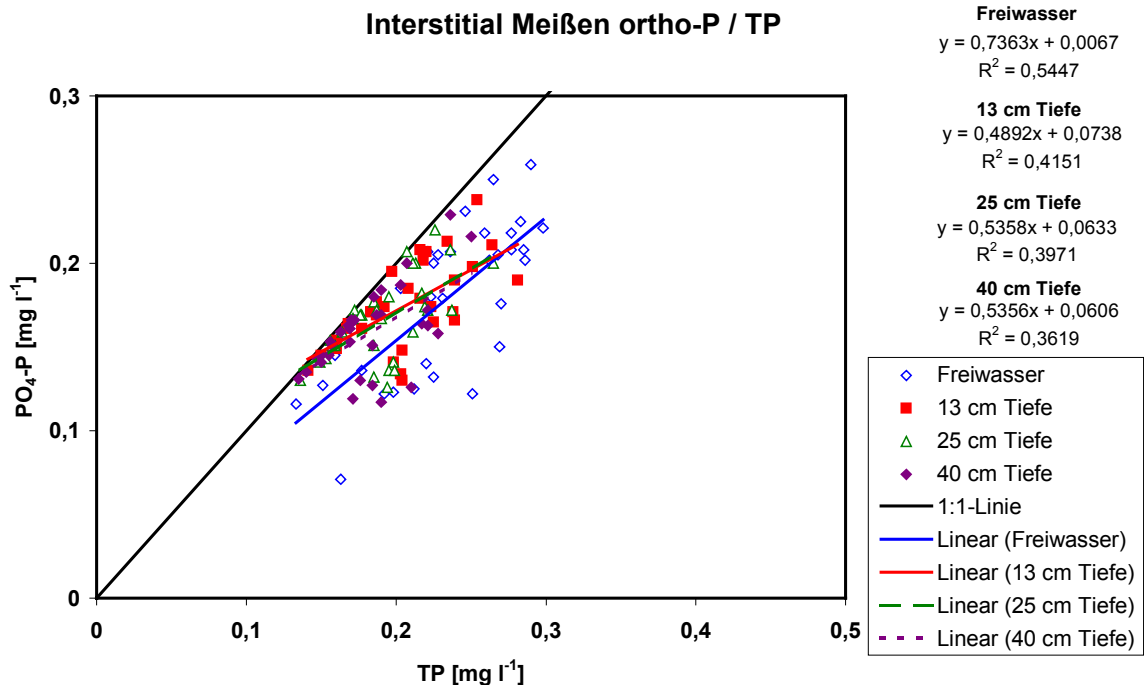


Abb. 66: Vergleich der Konzentrationen von ortho-Phosphat und Gesamtphosphor (mg l^{-1}) im Interstitial und im Freiwasser der Elbe in Dresden-Übigau

4.5 Untersuchungen in Dresden-Altübigau

An der Messstelle Dresden-Altübigau (km 60,5) erfolgte der Einsatz einer Schute zur Einrichtung und Beprobung einer ufernahen und einer uferferneren Messstelle im Interstitial (Bezeichnung: Uferrand, Mitte). Ein Grundwasserpegel im Uferbereich diente zur Charakterisierung des Grundwassers im Vergleich zum Oberflächen- und zum Interstitialwasser. Die Untersuchungen fanden schwerpunktmäßig im Sommer 2001 statt.

Das ufernahe Grundwasser wies die höchste Leitfähigkeit an der Messstelle auf, die allerdings deutlich unter der Leitfähigkeit des Grundwassers in Dresden-Übigau (km 62,1) blieb. Der Wasseranstieg Anfang September 2001 führte an beiden Messstellen zur weitgehenden Angleichung des Tiefengradienten (Abb. 67, Abb. 68). Auch die Messstelle Altübigau zeigte eine Unterströmung im Interstitial, die dazu führte, dass das ufernahe Grundwasser mehr in der 25 cm Tiefe des Interstitials auftrat. Der Tiefenhorizont muss durch eindringendes Oberflächenwasser beeinflusst worden sein. Wie bereits an anderen Messstellen beschrieben, kann dies insbesondere mit der heterogenen Sedimentstruktur zusammenhängen. Dabei spielt auch die Tatsache eine Rolle, dass zur Verhinderung der gegenseitigen Beeinträchtigung der Entnahmehorizonte, eine räumlich etwas versetzte Installation in den einzelnen Tiefen erforderlich war.

Wie auch bei den Untersuchungen mit dem Taucherschacht konnten deutliche Unterschiede im Querprofil gefunden werden. Während die ufernahe Messstelle messbar in Wechselwirkung mit dem Grundwasser stand, wies die weiter zur Flussmitte ausgerichtete Stelle diesen Einfluss nicht mehr auf. Die ufernahe Messstelle befand sich in etwa 5 m Abstand zur Mittelwasserlinie. Die uferferne Messstelle lag weitere 5 m zur Flussmitte. Damit lässt sich auch hier im Verhältnis zum Querprofil nur ein relativ schmaler Uferbereich als advective Austauschzone zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser beschreiben.

Interstitial Dresden-Altübigau (km 60,5) Uferrand Leitfähigkeit

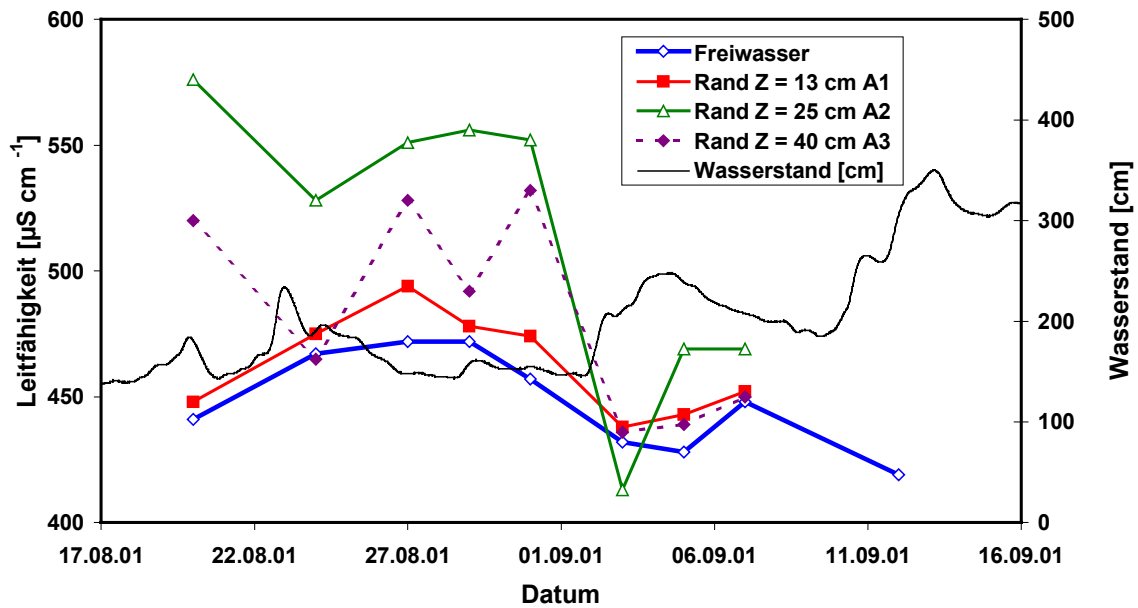


Abb. 67: Leitfähigkeit im Interstitial der Elbe an der ufernahen Messstelle in Dresden-Altübigau (km 60,5)

Interstitial Dresden-Altübigau (km 60,5) Mitte Leitfähigkeit

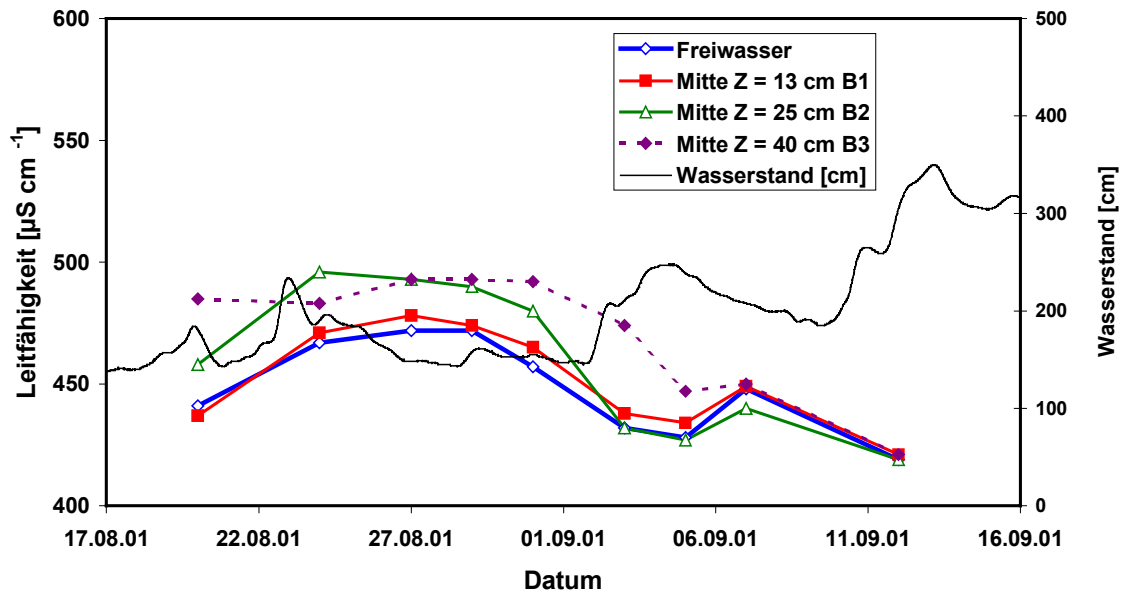


Abb. 68: Leitfähigkeit im Interstitial der Elbe an der weiter zur Flussmitte gelegenen Messstelle in Dresden-Altübigau (km 60,5)

Interstitial Dresden-Altübigau (km 60,5) Uferrand Sauerstoff

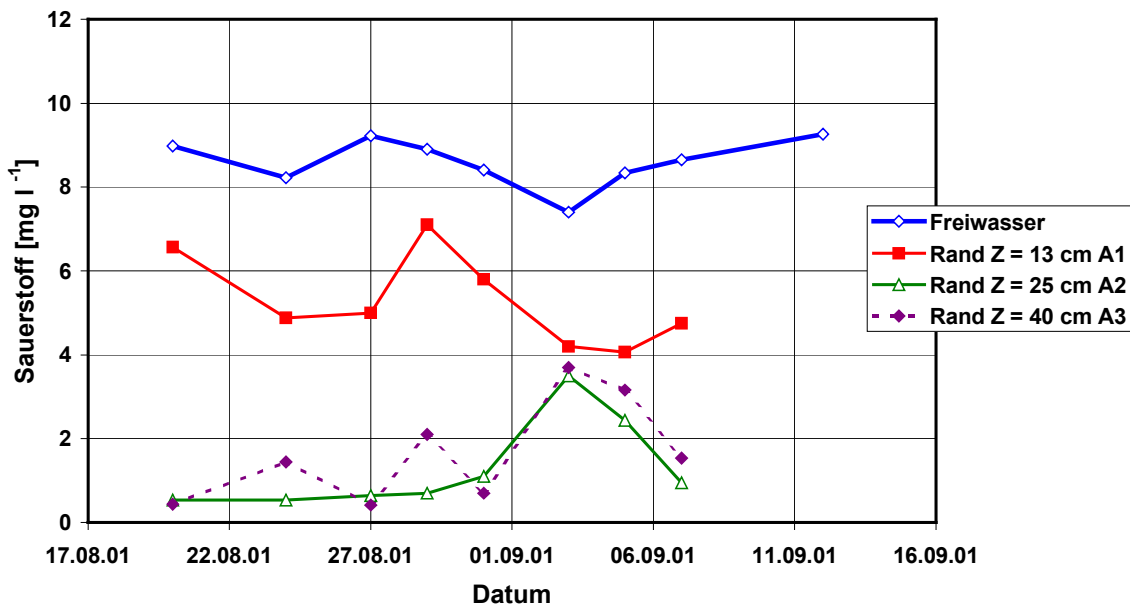


Abb. 69: Sauerstoff im Interstitial der Elbe an der ufernahen Messstelle in Dresden-Altübigau (km 60,5)

Interstitial Dresden-Altübigau (km 60,5) Mitte Sauerstoff

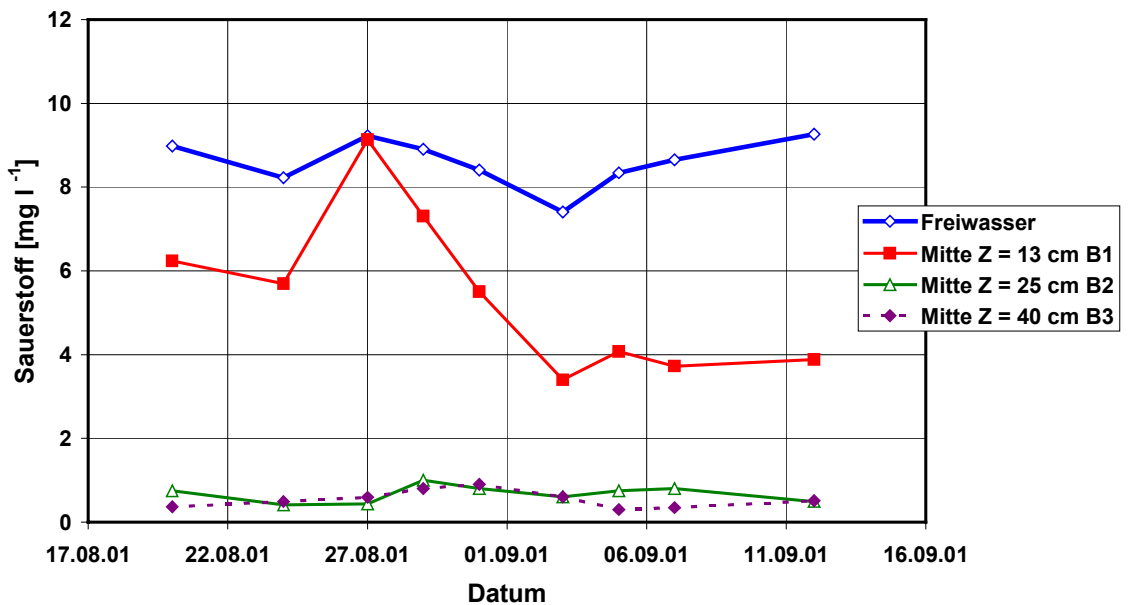


Abb. 70: Sauerstoff im Interstitial der Elbe an der weiter zur Flussmitte gelegenen Messstelle in Dresden-Altübigau (km 60,5)

Unterschiede zeigten sich auch in den stoffumsatzabhängigen Parametern. Im uferfernen Interstitial blieb die Sauerstoffkonzentration ab dem Tiefenhorizont ≤ 25 cm stetig unter 1 mg l^{-1} . Wasserstandsänderungen wirkten sich dabei nicht aus. Im ufernahen Interstitial kam es dagegen nach dem Wasseranstieg Anfang September zu einer Erhöhung der Sauerstoffwerte im tiefen Interstitial. Im Gegensatz zu den Messstellen Meißen und Dresden-Übigau fiel der Tiefengradient nicht überwiegend nur in der obersten Schicht, sondern über den Bereich 0 bis 25 cm ab. Das bestätigten z.B. auch die Nitratgradienten (Abb. 71). Das bedeutet, dass die Stoffumsätze hier über eine tiefere Schicht verteilt sind. Eine Ursache kann die äußerst heterogene Sedimentstruktur mit einer Ungleichverteilung von 119 darstellen (Tab. 3).

Die Untersuchungen in Dresden-Altübigau dienten der Erweiterung der Kenntnisse bezogen auf die Flussschleife Dresden-Übigau. Dabei wurde die Hypothese aufgestellt, dass am Anfang der Flussschleife die Infiltration einen stärkeren Einfluss besitzt als im Bereich der Standardmessstelle. Für diesen Zusammenhang hätte die niedrigere Leitfähigkeit im ufernahen Grundwasser gesprochen, die durch erhöhte Einmischung von Oberflächenwasser verursacht worden sein könnte. Das Grundwasser beider Messstellen wies aber grundlegend andere Eigenschaften auf. An der Messstelle Altübigau wurden höhere P-Belastungen und CSB-Werte registriert. Der Sauerstoff und die Nitratwerte blieben in der Regel niedriger. Das ufernahe Grundwasser zeigte Hinweise auf deutliche Umsatzprozesse mit z.T. hohen Nitritwerten (Abb. 71). Die mit den Temperaturganglinien ermittelten Transportparameter zeigten aber ebenso wie die Piezometrische Messung der Druckdifferenzen keine Hinweise auf deutliche Unterschiede zwischen den ufernahen Messstellen.

Am 03.09.2001 wurde durch Infiltration ein Ausgleich der Leitfähigkeit beobachtet. Die Vertikalprofile im N-Haushalt standen deshalb in Zusammenhang mit Stoffumsatzprozessen. Dabei unterschieden sich die uferferne und ufernahe Messstelle. Im Uferbereich erfolgte eine fast vollständige Denitrifikation des Nitrats. Uferfern war diese geringer. Die hohen Ammoniumwerte im Interstitial ließen sich weder durch Eintrag von Oberflächenwasser noch aus dem Grundwasser erklären. Mit den hohen Nitrit-Werten deutete es darauf hin, dass die Messung am 03.09.01 in einer Phase stattfand, in der Teil des Nitrats durch Nitratammonifikation umgesetzt wurde. Hohe Nitrit-Werte traten zu diesem Termin auch im Interstitial in Dresden-Übigau auf.

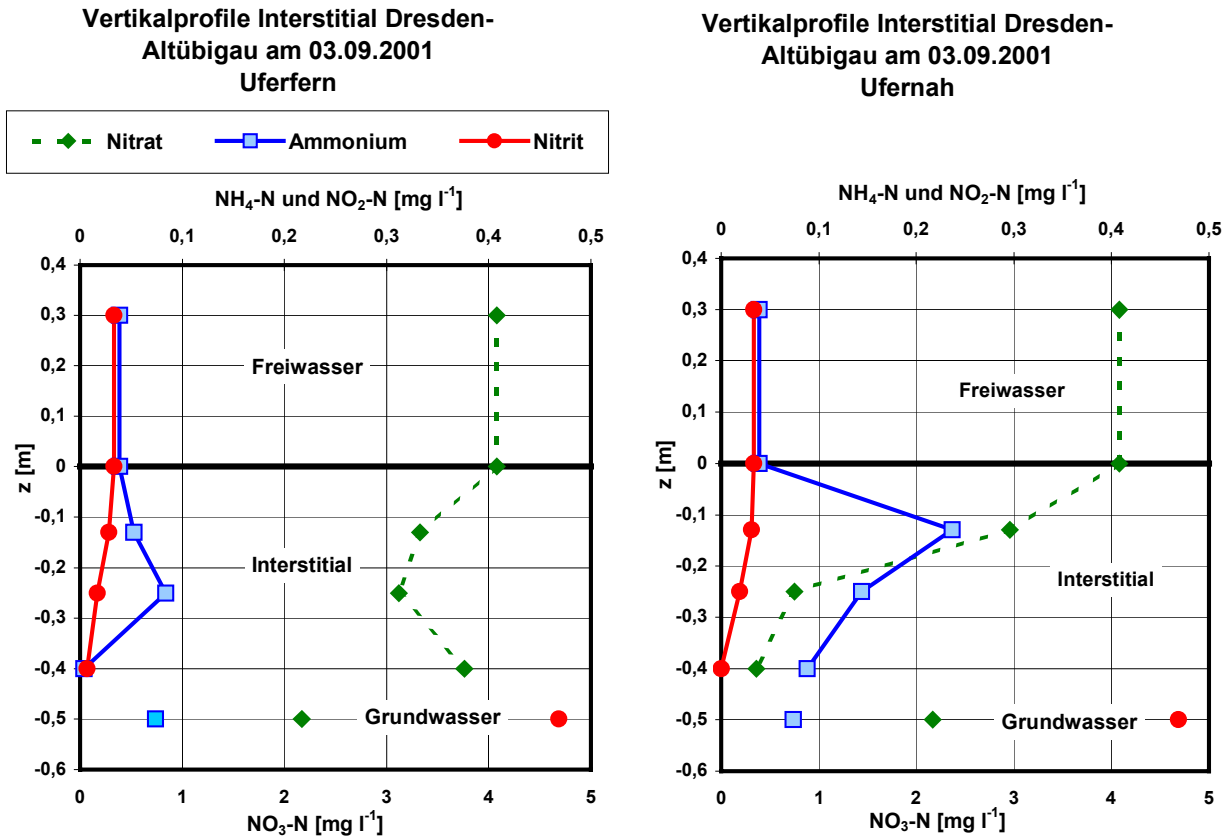


Abb. 71: N-Gradienten im Interstitial der Elbe an der uferfern und an der ufernah gelegenen Messstelle in Dresden-Altübigau (km 60,5) am 03.09.01

4.6 Vergleich mit Belgern

Die Probenahmestelle Belgern wurde im Oktober 2000 eingerichtet. Die Untersuchungen wurden Mitte Februar abgebrochen, da eine wiederholte Zerstörung der Probenahmeeeinrichtung einen stabilen Betrieb nicht mehr ermöglichte. Weiterhin beeinträchtigte eine etwas oberhalb gelegene Abwassereinleitung die Messstelle durch eine diskontinuierliche Belastung. Dadurch wurden am 20.11.00 und 06.02.01 z.B. Ammoniumkonzentrationen von über 3 mg NH₄-N l⁻¹ gemessen.

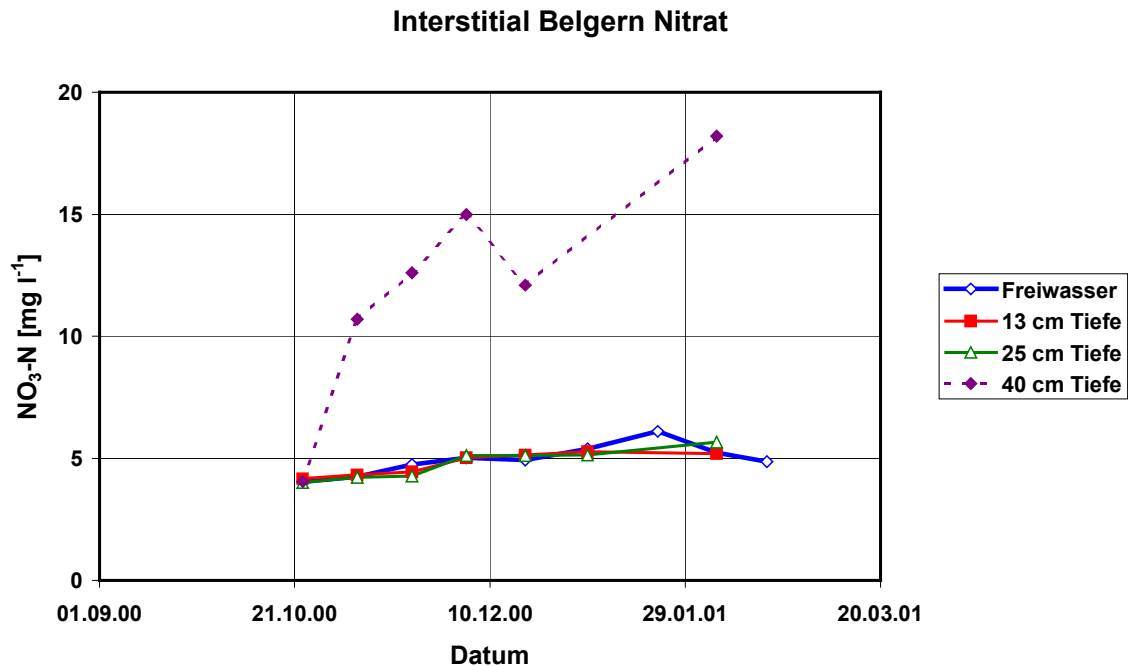


Abb. 72: Nitrat im Freiwasser und im Interstitial an der Messstelle Belgern

Die Messstelle wies einen grundsätzlich anderen Charakter auf. Das Oberflächenwasser drang mindestens bis in 25 cm Tiefe des Interstitials vor (Abb. 72), da die Entnahmestelle an einem relativ starken Prallhang gelegen hat und eine heterogene obere Sedimentstruktur vorlag. Dies ermöglichte Kurzschlussströmungen bis ins Interstitial. Dabei muss auch von einer Beeinträchtigung der Sedimentstruktur in Folge der Zerstörung im Bereich der Messstelle ausgegangen werden. Erst in 40 cm Tiefe war der Einfluss zuströmenden Grundwassers messbar mit folgenden Eigenschaften:

- hoher Nitratgehalt bis $18 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$,
- Ammonium meist $< 0,20 \text{ mg l}^{-1}$,
- Gesamt-Phosphor $< 0,5 \text{ mg l}^{-1}$,
- Leitfähigkeit bis $800 \text{ }\mu\text{S cm}^{-1}$.

4.7 Multivariate Datenanalyse

Das vernetzte System der verschiedenen Komponenten im Oberflächen-, Interstitial- und Grundwasser führt zur Überlagerung der funktionalen Korrelationen zwischen den Parametern. Dies hatte zur Folge, dass bis auf wenige Vergleiche der Messungen (z.B.

Korrelation zwischen Leitfähigkeit und Nitrat an der Messstelle Dresden-Übigau) keine direkten Zusammenhänge zwischen verschiedenen Einflussgrößen zu finden waren.

Zur Strukturierung und Separierung der wesentlichen Ereignisgruppen wurden die zahlreichen Datensätze mittels Clusteranalyse ausgewertet. Als Agglomerationsmethode kam die WARD-Methode zum Einsatz, die sich auf die quadrierten euklidischen Distanzen bezieht. In die Analyse wurden alle Messstellen und Beprobungen des Freiwassers, des ufernahen Interstitials und des ufernahen Grundwassers von Dresden-Übigau, Dresden-Altübigau und Meißen einbezogen. Die Gruppenzuordnung erfolgte für jeden Datensatz, der jeweils einer Probe pro Messstelle, Messtiefe und Beprobungstermin entsprach.

Die erste statistische Analyse integrierte alle regelmäßig gemessenen Parameter mit Wassertemperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, und den Konzentrationen an Sauerstoff, Nitrat, Nitrit, Ammonium, ortho-Phosphat, Gesamtphosphat und CSB (Abb. 73). Die hohe Variabilität zwischen den Messstellen, Tiefenhorizonten und Beprobungsterminen zeigte sich in der differenzierten Auftrennung bei niedriger statistischer Distanz. Bei der Analyse der Zuordnung ergaben sich 3 wesentliche Cluster. Zuerst trennten sich die Beprobungen ab, bei der ein deutlicher Einfluss des Grundwassers in Dresden-Übigau vorhanden war. Dies betraf die Pegeldata selbst und das Interstitial, wenn das zufließende Grundwasser in den betroffenen Tiefen z.B. mit hoher Leitfähigkeit und viel Nitrat vorlag. Der zweite nicht dieser Gruppe zuzuordnende Cluster teilte sich in zwei weitere Fraktionen. Die eine Gruppe beinhaltete im wesentlichen die Datensätze des Freiwassers und die Untersuchungen des Interstitials im Winter und Frühjahr. Hier waren als bestimmende Faktoren niedrige Stoffumsätze bei geringen Temperaturen bzw. Infiltration mit geringen Tiefengradienten bei hohen Wasserständen im Frühjahr anzunehmen. Dabei zeigte sich die Komponente Freiwasser im Unterschied zum Interstitial als recht homogene Einheit. Die andere Gruppe integriert hauptsächlich die Beprobungen des Interstitials im Sommer und Herbst, die den Zeitraum potenzieller Stoffumsätze wiedergeben.

Als wesentliche Funktionen für die gruppierende Differenzierung einzelner Situationen und Messstellen scheinen folgende maßgebend zu sein:

- Advektiver Einfluss durch das Oberflächenwasser,
- Advektiver Einfluss durch das Grundwasser und
- Stoffumsatz bzw. biologische Aktivität in Verbindung mit der Höhe der Wassertemperatur.

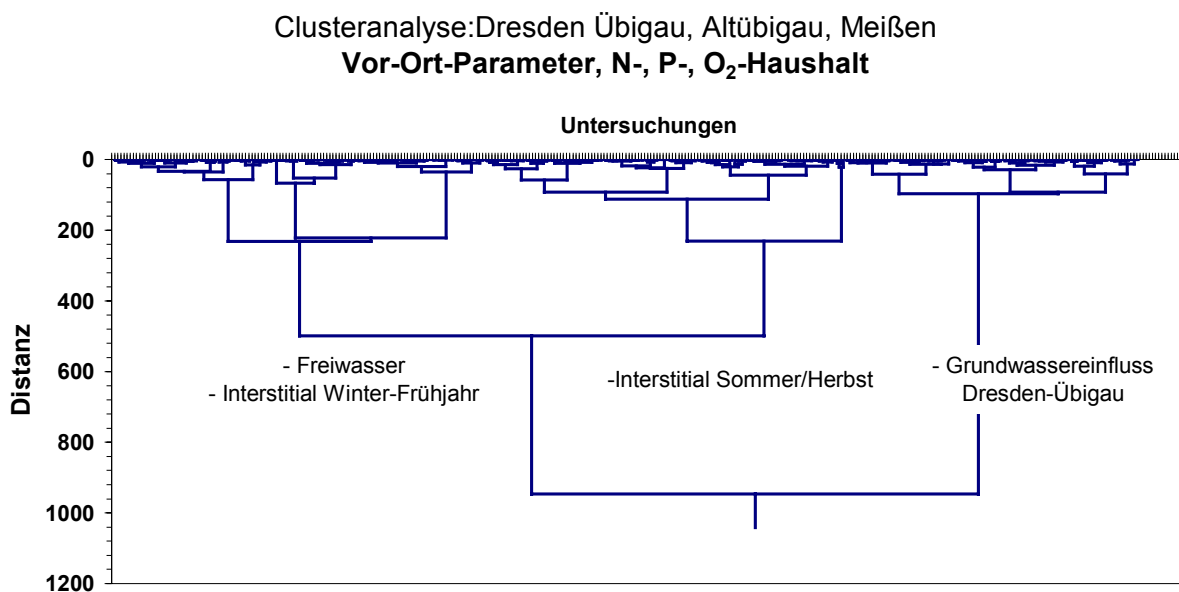


Abb. 73: Clusteranalyse aller Untersuchungen im Uferbereich (einzelne Proben je Messstelle, Messtiefe, Beprobungstermin) und der regelmäßig gemessenen Parameter (405 Datensätze)

Anschließend an die gruppierende Ordnung der großen Datenmengen und der Schlussfolgerung auf potenzielle dominierende Funktionen stellt sich die Frage nach der Bestimmung der wesentlichen Faktoren die zwischen den Parametern fungieren sowie die Frage nach der Bedeutung für die Parameter. Eine Methode zur Feststellung von Faktoren, die Korrelationen zwischen den Variablen verursachen, aber gewöhnlich selbst nicht direkt zugänglich sind, ist die Faktorenanalyse. Mit der Faktorenanalyse werden die Basisfaktoren bestimmt und ihr Beitrag zur Varianz als Faktorladungen ermittelt. Der vorhandene große Stichprobenumfang erhöhte die Sicherheiten der Korrelationskoeffizienten. Die Interpretation erfordert weitreichende Fach- und Systemkenntnisse insbesondere im Vergleich zu weiteren Untersuchungen. Als Achsentransformation zur Ordnung im Variablenraum wurde das Varimax-Verfahren mit Kaiser-Normalrotation verwendet. Zur Ermittlung der geschätzten Kommunalitäten erfolgte die Gleichsetzung zur höchsten Korrelation.

Nach den Erkenntnissen aus den durchgeführten Messungen und den Ergebnissen der Clusteranalyse sollten die zu bestimmenden Faktoren im Freiwasser, im Interstitial und im Grundwasser sowie evtl. auch an verschiedenen Messstellen in unterschiedlichen Beziehungen zwischen den Variablen stehen. Deshalb wurden die Datensätze räumlich getrennt für alle Freiwasserdaten, für das Interstitial Dresden-Übigau und für das Interstitial Meißen analysiert. Eine weitere Auftrennung z.B. nach dem hydrologischen Geschehen

erfolgte nicht, da der Einfluss der wichtigsten funktionellen Faktoren nachgewiesen werden sollte. Eine Faktoranalyse des Grundwassers hätte einen deutlich höheren Stichprobenumfang erfordert. Da die bisher noch nicht so explizit beschriebene Bedeutung des ufernahen Grundwassers für das Interstitial erst im Laufe des Projektes erkannt und entsprechende Messungen danach initialisiert wurden, lag weniger Datenmaterial als vom Interstitial vor. Eine Analyse der Prozesse im Grundwasser über das ufernahe Grundwasser bis hin zum Interstitial und Oberflächenwasser erforderte ein weiteres optimiertes Messprogramm.

Die folgenden Abbildungen enthalten die Ergebnisse der Faktorenanalyse für:

- Freiwasser (alle Daten Dresden-Altübigau, Dresden-Übigau, Meißen, Abb. 74),
- Interstitial (Tiefen 13, 25 und 40 cm; Dresden-Übigau, Abb. 75) und
- Interstitial (Tiefen 13, 25 und 40 cm; Meißen, Abb. 76).

In die Analysen wurden alle regelmäßig bestimmten Parameter einbezogen. Dazu gehörten:

- Vor-Ort-Parameter: Wassertemperatur, Leitfähigkeit, pH-Wert, O₂
- N-Haushalt: Nitrat, Nitrit, Ammonium
- P-Haushalt: ortho-Phosphat, Gesamtphosphor, gebundener Phosphor (aus TP - oPO₄-P)
- CSB

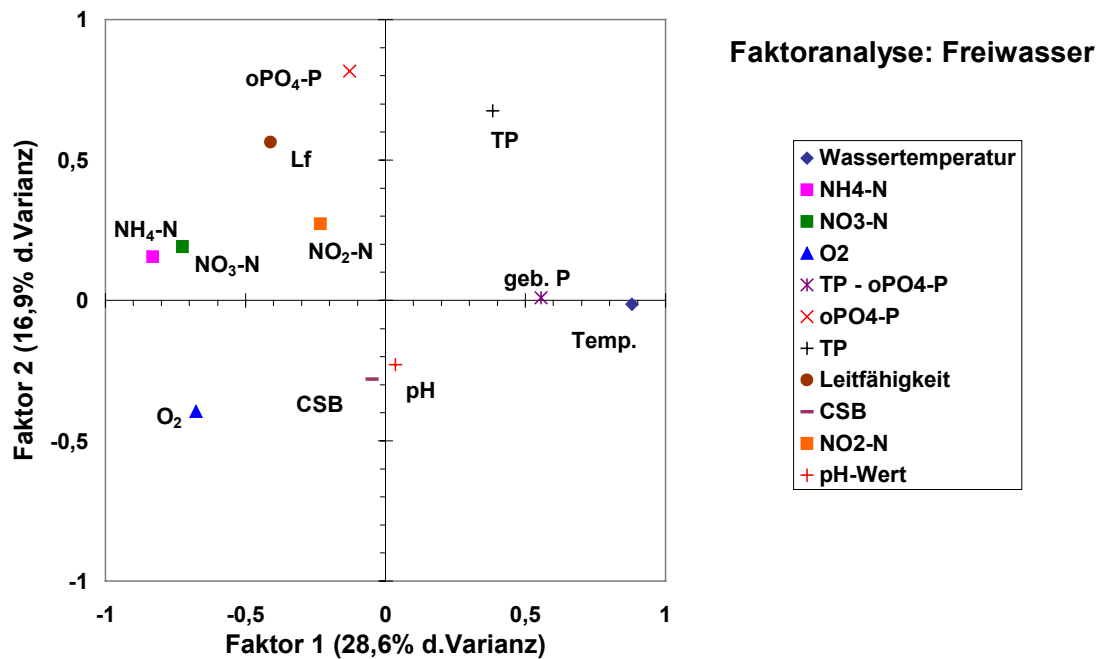


Abb. 74: Faktorenanalyse Freiwasser, alle Daten Dresden-Übigau, Altübigau und Meißen (78 gültige Datensätze)

Als Ergebnis der Faktorenanalyse wurden die für die Variablen ermittelten Faktorladungen grafisch aufgetragen. Eine weit am Ende der Achsen liegende Ladung besagt einen hohen Einfluss des jeweiligen Faktors auf die Variable. Zusammenhänge zwischen solchen Variablen über die entsprechenden Faktoren zeigen sich, wenn sich diese nah zusammen bzw. weit entfernt voneinander (nicht „rechtwinklig“) befinden.

Im Freiwasser beschreiben die beiden Faktoren 45,6% der Varianz aller ausgewählten Variablen. Faktor 1 hat mit 28,6% ein höheres Gewicht als Faktor 2. Am höchsten hängen die Parameter Temperatur, NH_4 , NO_3 , O_2 und gebundener Phosphor mit diesem Faktor zusammen. Die Anordnung zeigt an, dass der Hauptfaktor 1 offensichtlich den Stoffumsatz beschreibt. Dabei findet man auf der einen Seite die Temperatur und den gebundenen Phosphor. Demgegenüber sind NH_4 , NO_3 und O_2 angeordnet. Die bekannten Zusammenhänge zwischen Temperatur und N-Umsatz bzw. Respiration treten im Freiwasser nachweisbar innerhalb des komplexen Systems als wesentliche Prozesse auf. Weiterhin zeigt der gebundene Phosphor den mit Temperatur und Stoffumsatz verbundenen Wechsel zwischen gelöstem P und inkorporiertem P durch Aktivität von Bakterien und Phytoplankton. Dagegen wird ortho-Phosphat nicht durch Faktor 1 sondern durch Faktor 2 beschrieben. Faktor 2 ist mit Niederschlag und Abfluss zu erklären. Die Bedeutung für ortho-Phosphat und Leitfähigkeit steht in Verbindung mit punktuellen und diffusen

Belastungsquellen in Zusammenhang mit hydrologischen Ereignissen, da bei hohen Abflüssen eine Verdünnung zu beobachten war. Gesamtposphor richtet sich in gewisser Abhängigkeit von beiden Faktoren 1 und 2 aus, da es sowohl den gelösten als auch den gebundenen Phosphor enthält. Nitrit, CSB und pH werden durch die Faktoren im Prinzip nicht beschrieben. Nitrit ist zwar eine Zwischenstufe bei Denitrifikation und Nitrifikation wird aber normalerweise schnell weiter umgesetzt und könnte damit als Messwert anderen Faktoren unterliegen.

Das System Interstitial zeigte eine andere Faktorendominanz als im Freiwasser. Bei einigen Beziehungen der Komponenten unterschieden sich Dresden-Übigau und Meißen (Abb. 75 und Abb. 76). Die Varianz der Variablen wurde in Dresden-Übigau zu 50,9 % durch die Faktoren 1 (31,5 %) und 2 (19,3 %) beschrieben. Für Meißen entsprach dies 53,4 % aus den Faktoren 1 (27,0 %) und 2 (26,4 %). Dabei wurde in Meißen ein weiterer gültiger Faktor 3 mit 11,0 % bestimmt, was insgesamt 64,4 % der Gesamtvarianz erklärte.

Faktor 1 umfasste bei beiden Messstellen besonders transportabhängige Variablen. Dies verdeutlichte sich an den hohen Beziehungen zur Leitfähigkeit und zum Nitrat. Die hohe positive Korrelation von Leitfähigkeit und Nitrat in Dresden-Übigau wurde bereits näher beschrieben. Die Analyse des Nitratjahresganges in Meißen zeigte diesen Zusammenhang nicht so deutlich, da hier der Zustrom verschieden beschaffenen Grundwassers und ein zum Teil deutlicher N-Umsatz eine wichtige Rolle spielten. Nach der Faktorenanalyse standen Leitfähigkeit und Nitrat im Interstitial an beiden Messstellen vor allem in Beziehung zum Stofftransport. Eine hohe Erklärung durch den Faktor 1 war auch dem pH-Wert, ortho-Phosphat und auch Gesamtposphor zuzuordnen. Der gebundene Phosphor und der Gesamtposphor (in Meißen) zeigten auch eine Beziehung zu Faktor 2, was auf den Einfluss von Inkorporation, Bindung und Remobilisierung zurückzuführen sein kann.

Faktor 2 schloss im Interstitial, ähnlich wie Faktor 1 im Freiwasser, insbesondere temperaturbezogene stoffumsatzabhängige Variablen ein. Im Interstitial war die Bedeutung vom Transportfaktor in Dresden-Übigau um eine 12,2 % höhere Erklärung der Varianzen gekennzeichnet als beim Umsatzfaktor. In Meißen lag der Unterschied nur bei 0,4 %, da der Umsatzfaktor einen höheren Anteil hatte.

Der Sauerstoffgehalt wurde stark durch den Umsatzfaktor 2 und nicht durch den Transport erklärt. Nitrit zeigte in Meißen eine hohe Beziehung zu Faktor 2, was ein Hinweis auf N-

Umsatz war in positiver Beziehung zur Temperatur und entgegengesetzter Beziehung zum Sauerstoff. Allerdings wurde Nitrit in Dresden-Übigau und im Freiwasser durch keine der beiden Faktoren gekennzeichnet. Ammonium stand im Interstitial im Gegensatz zum Freiwasser ohne deutliche Beziehung da. Die Variable CSB konnte bei keiner Datengruppe durch die Hauptfaktoren erklärt werden.

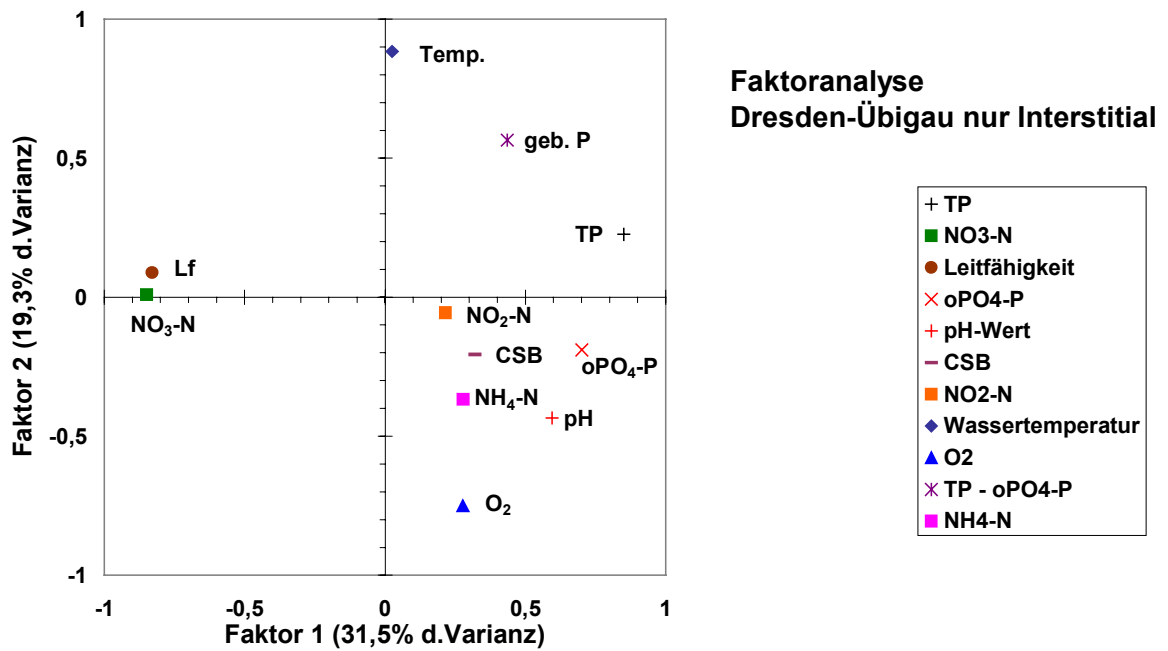


Abb. 75: Faktorenanalyse Interstitial Dresden-Übigau (114 gültige Datensätze)

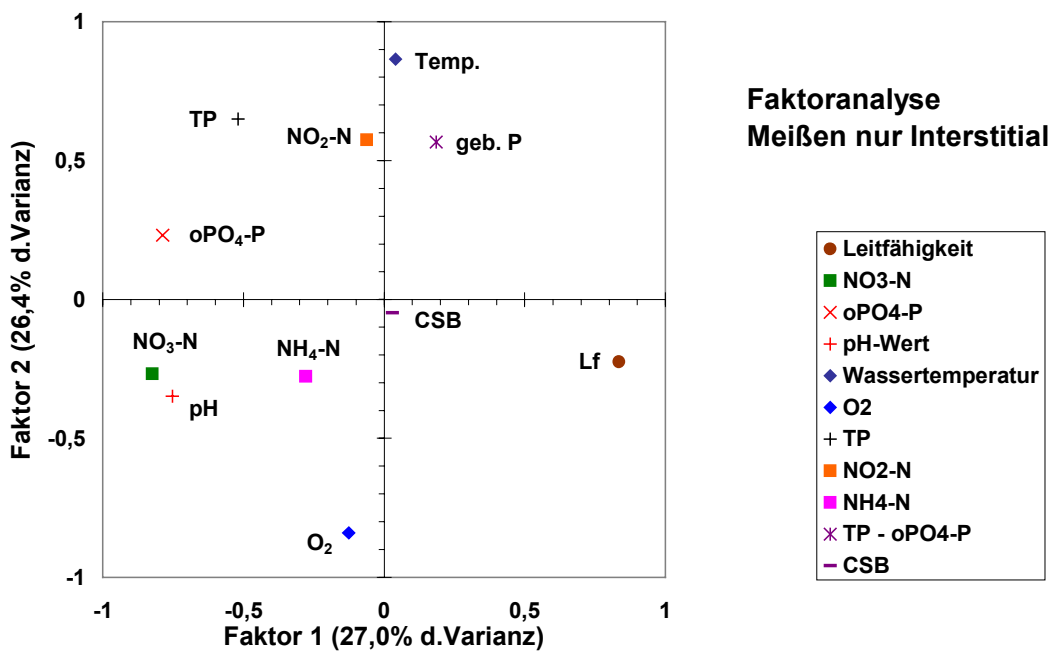


Abb. 76: Faktorenanalyse Interstitial Meißen (96 gültige Datensätze); Faktor 3 (nicht dargestellt, 11,0 % der Varianz)

4.8 Flussmitte und Uferbereich – Ergebnisse des Taucherschachteinsatzes

Aus den verschiedenen Untersuchungen der Taucherschachteinsätze und paralleler ufernaher Beprobungen liegen umfangreiche Daten und Ergebnisse vor. Im folgenden sollen wesentliche Ergebnisse aggregiert vorgestellt werden. Die Bewertung aus den Daten der Sedimentstruktur und der Temperaturangablinien beinhalten die Kapitel 4.2 und 4.10.

Nach den ersten Ergebnisse der ufernahen Untersuchungen zum Nährstofftransport und -umsatz in der Elbe wurde die grundlegende Hypothese aufgestellt, dass sich die komplexen hydrologischen, physikalischen und stofflichen Wechselwirkungen im Interstitial des Uferbereiches z.B. durch Wasserstandsänderungen und den Grundwassereinfluss grundsätzlich von den Prozessen im Interstitial in der Flussmitte unterscheiden, da der Einfluss dieser Faktoren hier geringer sein sollte.

In Übereinstimmung mit der Hypothese zeigten verschiedene Parameter deutliche Unterschiede im Interstitial des Uferbereichs und der Flussmitte. So war der N-Haushalt an der Messstelle Dresden ufernah durch die Exfiltration von Nitrat-reichem Grundwasser geprägt (Abb. 77, Abb. 78). In der Flussmitte konnte dieser Einfluss nicht mehr nachgewiesen werden. Hier wurde die Denitrifikation durch negative Gradienten mit der Tiefe deutlich. Beim zweiten Taucherschachteinsatz zeigte sich ein vergleichbares Bild. Die Tiefenprofile der Sauerstoffkonzentrationen bewiesen die Abnahme vom Freiwasser ins Interstitial bei einem Gradient von etwa $8 \text{ mg O}_2 \text{ l}^{-1}$. Die tiefste Schicht enthielt dabei nahezu keinen Sauerstoff mehr. Markante Unterschiede zwischen ufernahem Interstitial und Freiwasser traten dabei nicht auf, da die Abbauprozesse im gesamten Querschnitt zum Sauerstoffverbrauch führten und ufernah Grundwasser mit geringen Sauerstoffwerten anlag.

Für den Stoffumsatz muss als aktive Zone des Interstitials die oberste Sedimentschicht angesehen werden (Tab. 7). Die im Labor bestimmten Daten (Respiration - IGB Berlin, Nitrifikation, Denitrifikation TU Dresden) stellen Höchstwerte dar, da die Untersuchungen bei relativ hohen Temperaturen, insbesondere für den Stickstoffumsatz, durchgeführt wurden. Ebenso führte die Zugabe der jeweiligen Substrate zur Nitrifikation (NH_4Cl) bzw. Denitrifikation (KNO_3 , Glucose) zur Schaffung optimierter Bedingungen. Das Denitrifikationspotenzial betrug im Verhältnis 5 cm zu 25 cm Tiefe in Dresden etwa das 4fache in der Flussmitte und ufernah ca. das 3fache (Daten TU Dresden, nach KLOEP 2002). Dabei war das Potenzial im Uferbereich 4 bis 6 mal so hoch wie in der Flussmitte.

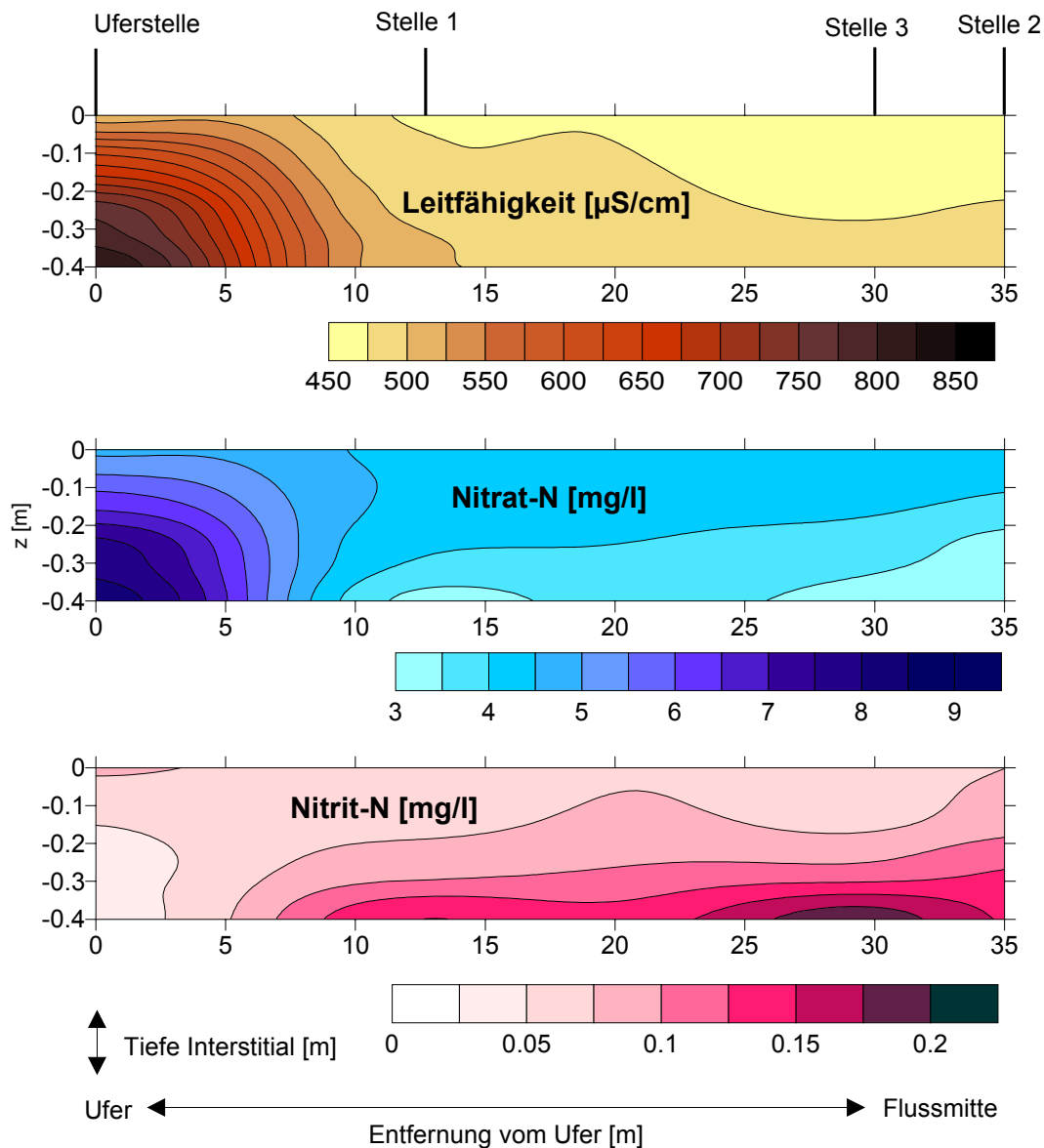


Abb. 77: Gradienten von Leitfähigkeit, Nitrat-N und Nitrit-N von der Grenze zum Freiwasser bis ins Interstitial (0-40 cm Tiefe) im Querschnitt des Interstitials der Elbe vom rechten Ufer bis zur Flussmitte in Dresden (Taucherschachtaktion 12.06.2001, km 62,1, Transekt 1)

Das Nitrifikationspotenzial spielte eine weitaus geringere Rolle, was in Zusammenhang mit den mittlerweile niedrigen $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen in der Elbe steht. Im Vergleich zu den Untersuchungen in Coswig wurden in Dresden-Übigau höhere Stoffumsatzpotenziale ermittelt. Die Bedingungen für diese Prozesse sind bei größerer Sedimentstruktur und mit verstärkten Austauschprozesse insbesondere im Uferbereich offensichtlich günstiger.

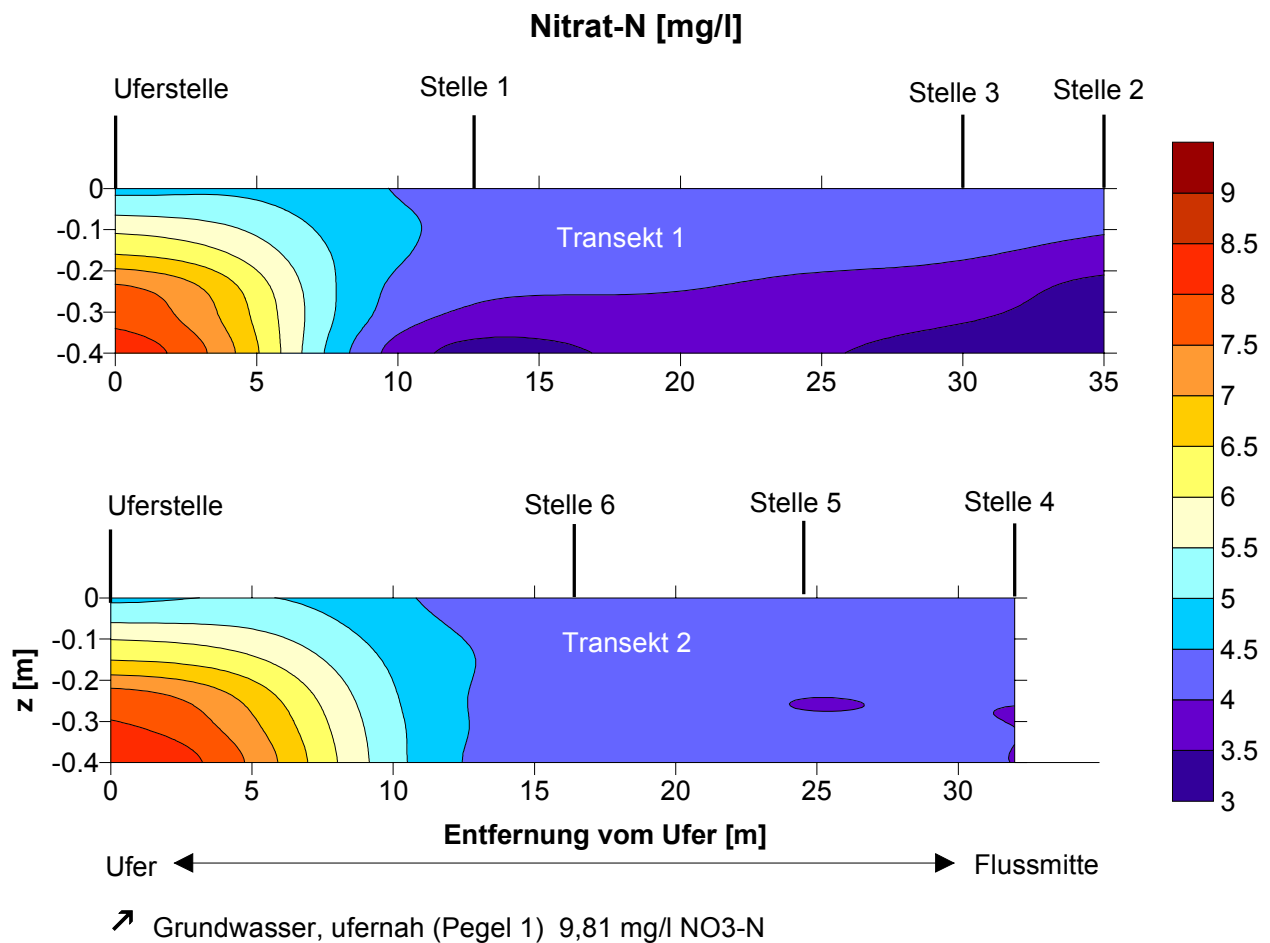


Abb. 78: Gradienten von Nitrat-N [mg l⁻¹] im Interstitial (0-40 cm-Schicht) der Elbe im Flussquerschnitt (rechtes Ufer bis Flussmitte) in Dresden (12.06.2001) km 62,1 (Transekt 1) und km 62,2 (Transekt 2)

Die Struktur der Bühnenfelder weist hinsichtlich der morphologischen und hydrodynamischen Muster von einem normalen Flussufer deutlich ab. Deshalb sind bezüglich der Umsatzprozesse auch andere Muster zu erwarten, die Gegenstand der Untersuchungen des IGB Berlin waren. Grundsätzlich zeigten die uns vorliegenden Werte zum Stoffumsatz, dass auch das obere Interstitial der Bühnenfelder höhere Stoffumsatzaktivitäten als in der Flussmitte aufwiesen.

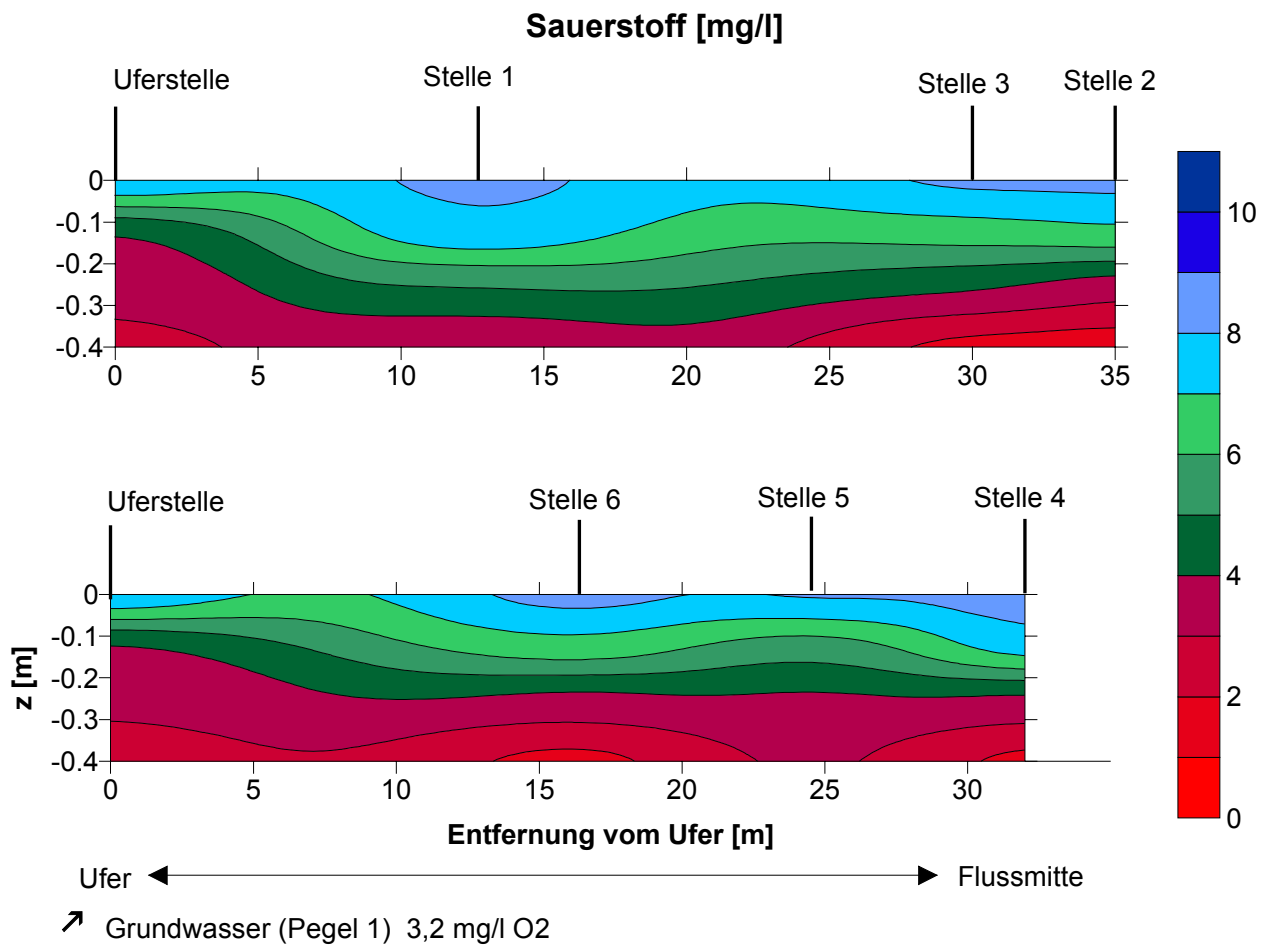


Abb. 79: Sauerstoffgradienten [mg l⁻¹] im Interstitial (0-40 cm-Schicht) der Elbe im Flussquerschnitt (rechtes Ufer bis Flussmitte) in Dresden (12.06.2001) km 62,1 (Transekt 1) und km 62,2 (Transekt 2)

Tab. 7: Potenzielle Stoffumsatzraten im Interstitial der Flussmitte, Ufernah und im Bühnenfeld bezogen auf das Sedimentvolumen (nach Daten TU Dresden, IGB Berlin)

Messstelle		Tiefe	Respirationsrate (20±1°C)	Nitrifikationsrate (25°C)	Denitrifikationsrate (23°C)
			[g O ₂ m ⁻³ d ⁻¹]	[g N m ⁻³ d ⁻¹]	[g N m ⁻³ d ⁻¹]
Dresden	Flussmitte	5 cm	130,4±27,4	0,46 ± 0,18	16,8± 9,9
Dresden	Flussmitte	25 cm		0,34 ± 0,13	4,3± 3,1
Dresden	Ufernah	5 cm	169,2±64,5	0,92 ± 0,34	78,3±34,9
Dresden	Ufernah	25 cm		0,66 ± 0,12	27,2± 8,6
Coswig	Flussmitte	5 cm	56,6±15,4	0,07 ± 0,02	6,7± 4,1
Coswig	Flussmitte	25 cm		0,08 ± 0,03	5,0± 4,4
Coswig	Bühnenfeld	5 cm	67,5±16,8	0,10 ± 0,05	12,7±18,4
Coswig	Bühnenfeld	25 cm		0,06 ± 0,03	2,2± 2,4

Die Ergebnisse aus den physikalisch-chemischen Untersuchungen des Taucherschachteinsatzes und der Beprobungen des ufernahen Interstitials ermöglichten die modellhafte Gliederung des Flussquerschnittes in Zusammenhang mit der Bedeutung der Stoffumsatz- und Transportprozesse (Transportparameter s. Kap. 4.10) (Abb. 80). Der Uferbereich wird von den advektiven Transportprozessen geprägt, wogegen in der Flussmitte der turbulente Austausch dominiert. Das ufernahe Interstitial ist die Zone der größten Umsatzprozesse. Dies lässt sich auf die Vermischung von anorganischen (z.B. Nitrat aus dem Grundwasser) und organischen Nährstoffen (aus dem Oberflächenwasser) mit der Auswirkung optimaler Bedingungen für die Mikroorganismen zurückführen. Der aktivste Horizont ist das obere ufernahe Interstitial (< 15 cm). Das tiefere ufernahe Interstitial zeigt noch ein höheres Stoffumsatzpotenzial als das Interstitial der Flussmitte. Für die Bewertung muss beachtet werden, dass in Abhängigkeit des Querprofils die aktive Uferzone nur einen begrenzten Bereich einnimmt. In Dresden sind 20-30 % des Querprofils (bis etwa zur Mittelwasserlinie) dem aktiven Uferbereich zuzuordnen. Um dieses System von Grundwasser - ufernahes Interstitial - Interstitial der Flussmitte - Freiwasser (Pelagial) im Bereich von Bühnenfeldern zu verstehen, wären weitere Untersuchungen erforderlich, insbesondere da die hydrodynamischen Prozesse bereits im Pelagial der Bühnen andere Muster aufweisen. Ein zusätzlicher Antrieb für die ufernahen Austauschprozesse sind natürliche Wind- und Wellenbewegungen sowie Sunk und Schwall durch Schiffe. Der hydraulische Stress durch große bzw. schnelle Schiffe für die Litoralfauna dürfte im Bereich von Bühnen (BRUNKE ET AL. 2002) bzw. sandigen Ufern deutlich größer sein als bei dem grobkörnigem Sediment in Dresden.

Für die künftige Erweiterung des Fließgewässergütemodells QSIM um das Kompartiment Interstitial erscheint es als sinnvoll ufernahes Interstitial und Interstitial der Flussmitte als separate Modellbausteine zu formulieren, um die unterschiedlichen Stofftransport- und Stoffumsatzvorgänge wiederzuspiegeln. Das Interstitial der Flussmitte könnte durch ein unter dem Oberflächenwasser liegendes Kompartiment über Austauschprozesse an den Hauptstrom angeschlossen werden in Anlehnung an das Gewässergütemodell RWQM1 (REICHERT ET AL. 2001). Das zweite ufernahe Kompartiment müsste lateral an das Oberflächenwasser anschließen insbesondere unter Widerspiegelung der advektiven Transportprozesse.

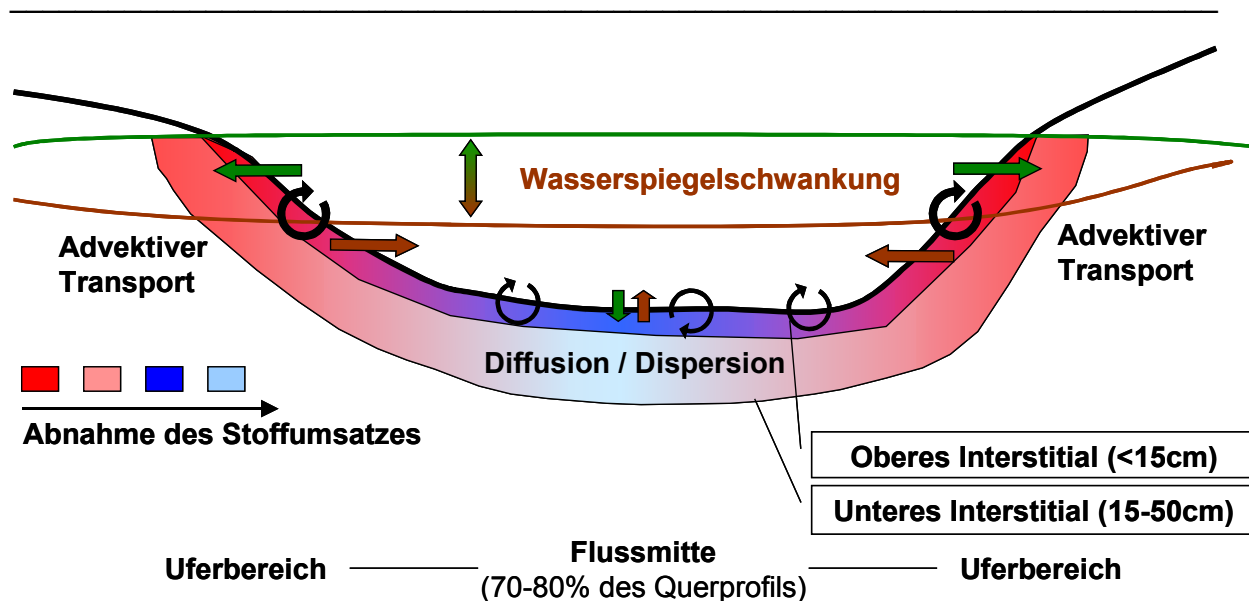


Abb. 80: Modellvorstellung Stoffumsatz und -transport im Interstitial im Flussquerschnitt (ohne Längstransport)

Zum Vergleich der Messdaten der Taucherschachteinsätze in Dresden und Magdeburg aus der Flussmitte wurden diese in einer Tabelle gegenübergestellt (Tab. 8). Der Sauerstoffgehalt fiel bis in 40 cm Tiefe im Mittel auf 1,1 bis 1,7 mg l⁻¹. Der hohe Schwankungsbereich in 13 cm Tiefe verdeutlichte die Bedeutung der obersten Sedimentschicht mit der unterschiedlichen Struktur und dem abhängigen Stoffaustausch. Die höhere Leitfähigkeit in den Proben von Magdeburg wurde nach Abschätzung aus den Ionen-Äquivalent-Leitfähigkeiten zu etwa 200 µS cm⁻¹ durch höhere Konzentrationen an Sulfat und Chlorid bestimmt. In Dresden lagen die Sulfat-Werte im Freiwasser und Interstitial bei etwa 70 mg l⁻¹ und die Chlorid-Konzentrationen bei 30 mg l⁻¹, dagegen wurden in Magdeburg jeweils ca. 100 mg l⁻¹ gemessen. Gesamt-Phosphor und ortho-Phosphat war im Juni in Magdeburg im Freiwasser niedriger und zeigte im Gegensatz zu Dresden keinen negativen Gradienten im Interstitial. Der N-Haushalt war durch eine Abnahme des Nitrats mit der Tiefe, die in Magdeburg deutlicher ausfiel, und einer Zunahme der Nitrit-Konzentrationen geprägt. Während die geringen Ammonium-Werte in Dresden mit der Tiefe weiter zurückgingen, wurde in Magdeburg eine Zunahme insbesondere in 40 cm Tiefe beobachtet. Dies deutet auf das Auftreten der Nitratammonifikation in Zusammenhang mit den niedrigen Sauerstoff- und Nitrat-Konzentrationen sowie den erhöhten Nitrit-Werten hin. Beim Vergleich der Untersuchungen in Dresden im Juni und Oktober 2001 waren Unterschiede in den Gradienten bei oPO₄, TP, CSB und Leitfähigkeit erkennbar, die nach unseren Ergebnissen insbesondere durch den Stofftransport beeinflusst werden.

Tab. 8: Analysendaten des Oberflächenwassers und Interstitials der Flussmitte in Dresden und Magdeburg (Mittelwerte) bei den Untersuchungen mit dem Taucherschacht

Tiefe	O ₂	pH-Wert	Leitfähigkeit	oPO ₄ -P	TP	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	CSB
[cm]	[mg l ⁻¹]		[µS cm ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]	[mg l ⁻¹]
Dresden 12.06.01									
0	9,3±0,3	7,5±0,1	457±2	0,16±0,01	0,20±0,02	0,07±0,01	0,07±0,01	4,2±0,2	26,0±1,9
13	7,5±1,5	7,3±0,1	459±3	0,09±0,06	0,19±0,02	0,05±0,03	0,06±0,02	4,3±0,2	24,2±1,1
25	2,9±1,0	7,1±0,1	470±8	0,09±0,05	0,16±0,02	0,02±0,02	0,08±0,04	3,9±0,6	23,7±2,2
40	1,7±1,1	7,1±0,2	489±29	0,06±0,06	0,14±0,03	0,02±0,02	0,15±0,10	3,6±0,8	21,5±4,2
Dresden 16.10.01									
0	9,8±0,2	7,7±0,2	502±4	0,16±0,01	0,22±0,01	0,02±0,01	0,03±0,01	3,8±0,3	19,3±1,0
13	5,8±3,1	7,5±0,3	486±21	0,15±0,02	0,23±0,01	0,01±0,01	0,05±0,06	3,6±0,7	17,3±1,7
25	3,0±1,8	7,4±0,3	482±9	0,15±0,05	0,22±0,03	0,01±0,00	0,06±0,06	3,4±0,4	17,2±2,9
40	1,8±1,3	7,4±0,3	463±21	0,15±0,05	0,21±0,04	0,01±0,00	0,14±0,09	3,0±0,6	17,9±1,6
Magdeburg 12.06.01									
0	11,8±0,3	8,4±0,0	865±28	0,09±0,01	0,13±0,00	0,03±0,01	0,02±0,01	4,1±0,0	32,3±0,5
13	7,5±4,8	8,1±0,2	820±45	0,09±0,00	0,13±0,00	0,05±0,03	0,06±0,07	2,9±1,4	33,3±0,8
25	4,7±2,8	8,0±0,1	828±53	0,09±0,01	0,13±0,01	0,05±0,03	0,08±0,06	3,7±0,3	32,6±0,9
40	1,1±0,5	7,9±0,1	784±29	0,10±0,00	0,14±0,00	0,32±0,05	0,12±0,07	1,1±0,3	34,1±0,4

4.9 Tagesganguntersuchung Meißen

Die kurzfristige tageszeitliche und hydrologische Dynamik des Systems Oberflächenwasser – Interstitial – Parafluvial wurde durch die Aufnahme einer zweitägigen Tagesganguntersuchung in Meißen-Siebeneichen näher analysiert. Die Untersuchung beinhaltete die Interstitialmessstellen (13, 25 und 40 cm) einschließlich Oberflächenwasser sowie den nahegelegenen Grundwasserpegel 2/1, der sich etwa 30 m flussabwärts und im Querprofil in 15 m Abstand zur Messstelle befindet. Die Aufnahme der Druckhöhendifferenzen der einzelnen Kompartimente erfolgte etwa stündlich. Das Interstitial wurde aller 4h beprobt, da eine häufigere Probenahme durch die abgepumpten Wassermengen eine Vermischung bzw. Beprobung differenter Tiefenzonen des Interstitials zur Folge gehabt hätte.

Die hydrologische Situation kennzeichnete zu Beginn der Untersuchung eine leichter Anstieg und dann ein Rückgang des Wasserstandes der Elbe (Abb. 81). Der zeitkorrigierte Wasserstand stimmt mit den gemessenen Daten überein, wobei für die beobachteten Wasserstände eine mittlere rechnerische Fließzeit von 7,47 h (Pegel Dresden-Meißen Siebeneichen) einbezogen wurde. Die Anstiegsgeschwindigkeit (ermittelt über je 4 Stunden) betrug bis zu $0,75 \text{ cm h}^{-1}$. Mit der gleichen maximalen Geschwindigkeit fiel der Wasserstand während des Rückgangs. Die Frage einer vorliegenden Exfiltration von Grundwasser durch das Interstitial oder einer Infiltration von Oberflächenwasser ins Interstitial kann mit der Messung des Differenzdrucks analysiert werden (Abb. 82). Die unstete Nutzung einer Brunnenfassung im Untersuchungsgebiet durch das Wasserwerk Siebeneichen muss bei der Bewertung beachtet werden. Dabei kam es zu Abpumpphasen von je 7 bis 20 Minuten Dauer. Die Druckdifferenzen im Interstitial waren gering und schwankten zwischen +8 mm (Exfiltration) und -3 mm (Infiltration) zum Oberflächenwasser. Zum Pegel 2/1 lagen die Werte erwartungsgemäß höher (+8 bis -18 mm).

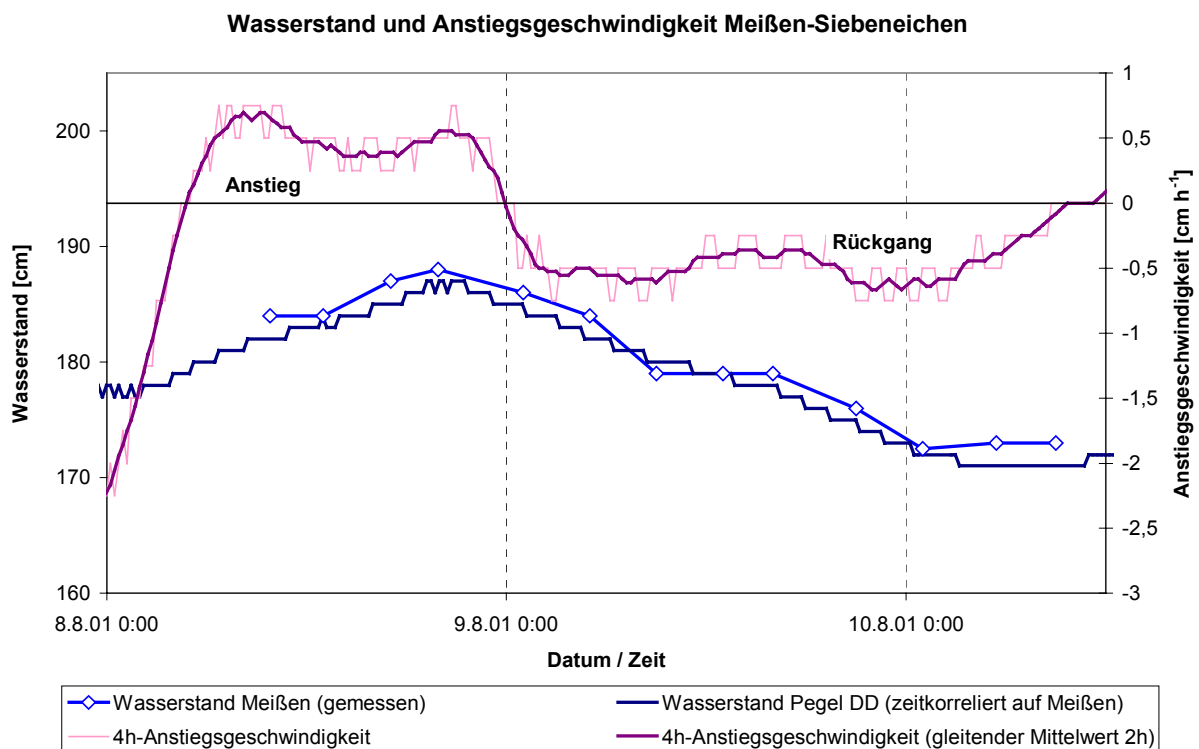


Abb. 81: Wasserstand [cm] (gemessen und Pegel Dresden zeitkorreliert für Meißen) und Anstiegsgeschwindigkeit [cm h^{-1}] (innerhalb von 4h) während der 48h-Untersuchung in Meißen (80,4)

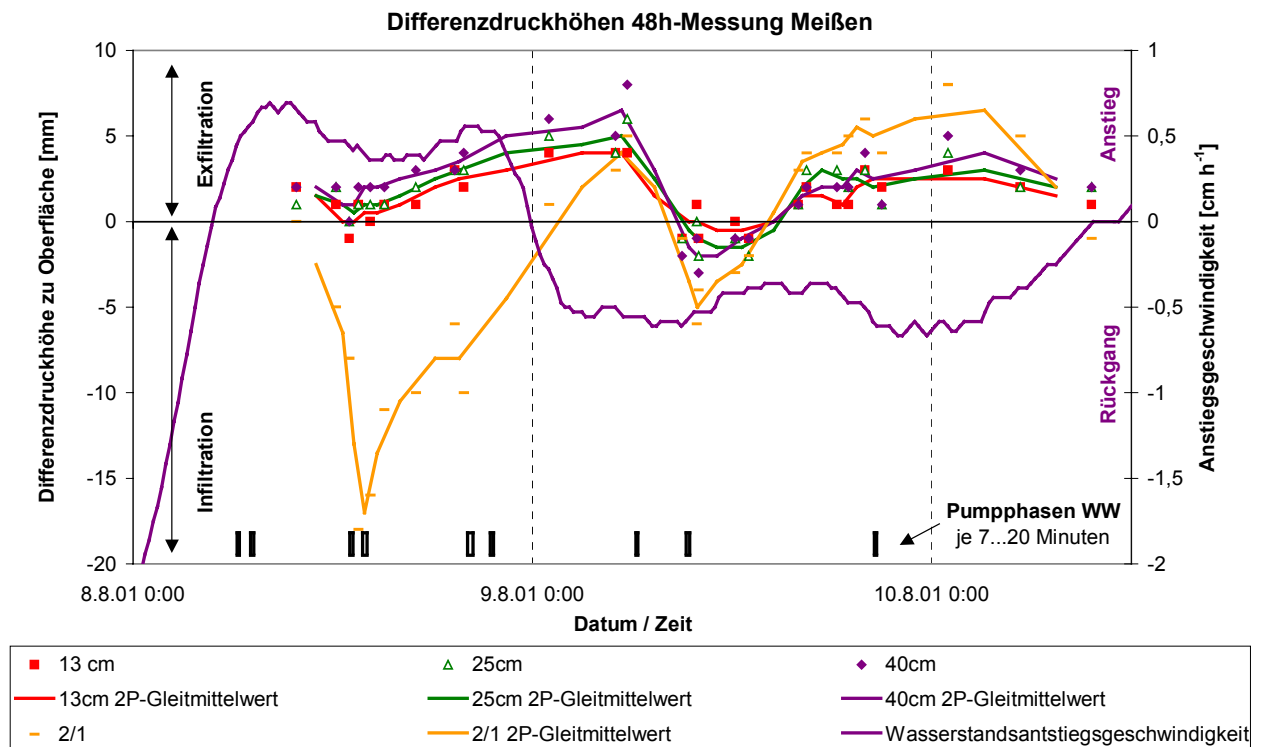


Abb. 82: Differenzdruck [mm] zum Oberflächenwasser und Anstiegsgeschwindigkeit [cm h⁻¹] während der 48h-Untersuchung in Meißen (80,4)

Im Interstitial folgte mit zunehmender Tiefe eine Zunahme des Druckgradienten. In der zweiten Hälfte der Untersuchung folgt auch der Pegel 2/1 diesem Zusammenhang. Allerdings kann der starke Differenzdruck zu Beginn der Untersuchung am Pegel 2/1 von bis zu -18 mm nach den vorliegenden Daten nur auf das Abpumpen des Wasserwerks zurückgeführt werden. Warum andere Abpumphasen nicht eine vergleichbare Wirkung hervorriefen, kann nicht geklärt werden. Eine mögliche Erklärung wäre eine differente Abpumpleistung durch das Wasserwerk. Da sich in der ersten Phase im Interstitial eine leicht exfiltrierende Situation zeigt, wirkte offenbar der Absenkttrichter noch im Bereich des Pegels 2/1 aber nicht im Bereich der Messstellen im Interstitial.

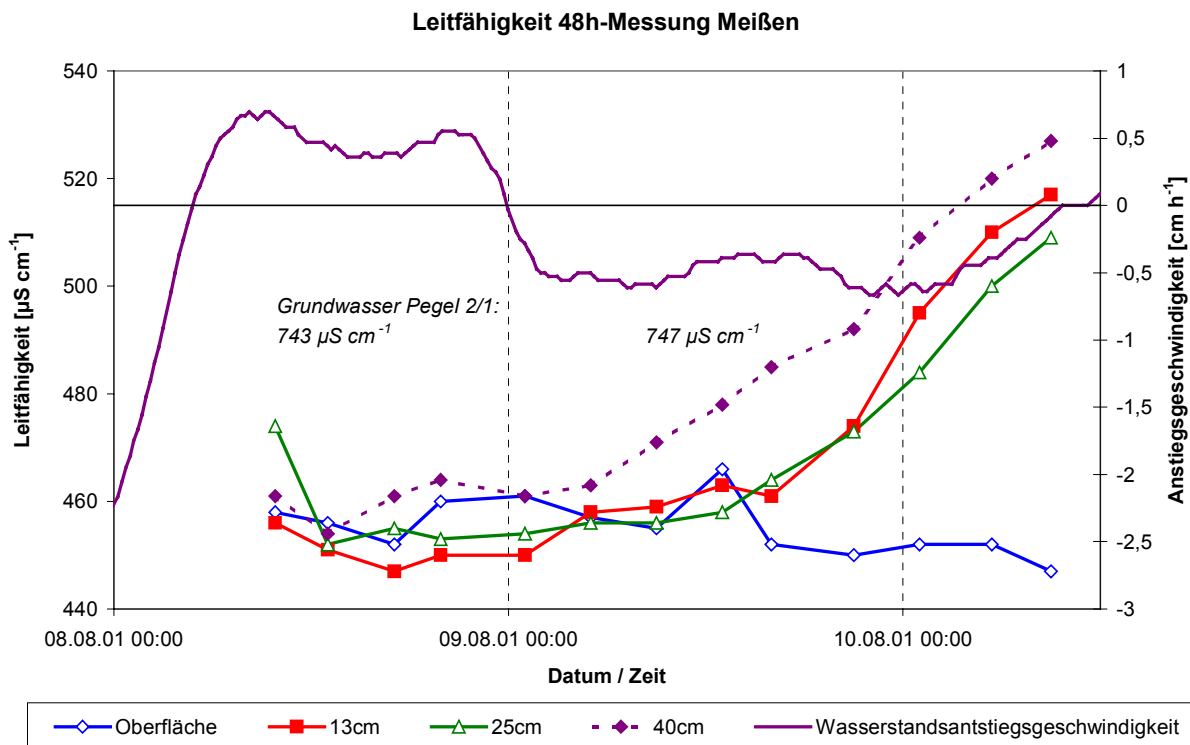


Abb. 83: Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$] und Anstiegsgeschwindigkeit [cm h^{-1}] während der 48h-Untersuchung in Meißen (80,4)

Die Leitfähigkeit zeigte, ob das Interstitialwasser grundsätzlich eher Grund- oder Oberflächenwasser zuzuordnen war (Abb. 83). Das Grundwasser besaß mit 740...750 $\mu\text{S cm}^{-1}$ eine wesentlich höhere Leitfähigkeit als das Oberflächenwasser 450...470 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Am ersten Tag lag in allen drei Interstitialzonen Oberflächenwasser aufgrund der vorherigen Wasserstandsanstiege vor. Da durch die Denitrifikation im Interstitial Nitrat eliminiert wurde sank die Leitfähigkeit in 13 und 25 cm Tiefe zum Teil sogar unter den Oberflächenwert. Am zweiten Tag stieg dann die Leitfähigkeit im Interstitial mit sinkendem Wasserstand durch Zuströmung exfiltrierenden Grundwassers etwas an.

Die Transportverhältnisse wurden anhand der Temperaturganglinien ermittelt, die sich in ausgeprägten Tagesgängen darstellte (Abb. 84). Besonders deutlich zeigte sich die Abnahme der Temperatur mit zunehmender Tiefe. Die niedrigsten Temperaturen wurden im Grundwasser gemessen. Die fallende Tendenz der Temperaturen im Interstitial am zweiten Tag wies demzufolge und in Zusammenhang mit den Druckmessungen und dem Anstieg der Leitfähigkeit deutlich die zunehmende Einmischung von Grundwasser (Exfiltration) nach.

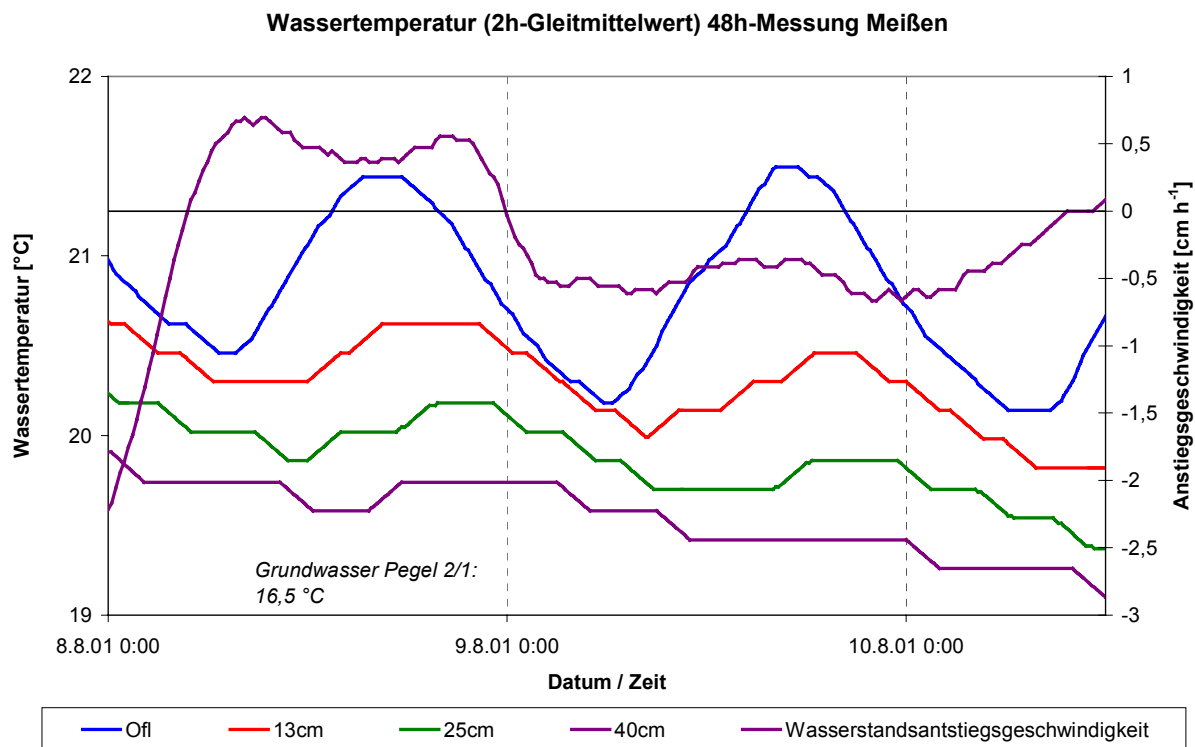


Abb. 84: Wassertemperatur [°C] und Anstiegsgeschwindigkeit [cm h⁻¹] während der 48h-Untersuchung in Meißen (80,4)

Die Bestimmung der Transportparameter aus der detaillierten Temperaturaufzeichnung erbrachte für Meißen bezogen auf den Amplitudenabstand $\Delta p/\Delta z$ einen Wert von 2,33 m⁻¹, der mit anderen ufernahen Messstellen vergleichbar war und den Einfluss des zufließenden Grundwassers widerspiegelte (vgl. Tab. 14).

Durch die Vermischung mit dem Grundwasser und der damit verbundenen Abflachung der Tagesamplituden sank die Korrelation der Temperaturganglinien mit zunehmender Tiefe des Interstitials (Tab. 9). Die Phasenverschiebung selbst war linear korreliert mit der Tiefe, was einen gleichmäßigen Transport ins Interstitial aufzeigte (Abb. 85). Demnach betrug der entsprechende Parameter $\Delta \tau_w / \Delta z$ für das Interstitial in Meißen 19,4 h⁻¹ m.

Tab. 9: Phasenverschiebung der Temperaturganglinien in Meißen (03.07.-28.08.2001)

Vergleichstiefen	Korellationskoeffizient	Phasenverschiebung	
		[min]	[h]
0-13cm	0,79938	170	2,83
0-25cm	0,58025	300	5,00
0-40cm	0,25885	470	7,83

Interstitial Meißen Regression (03.07.-28.08.2001)

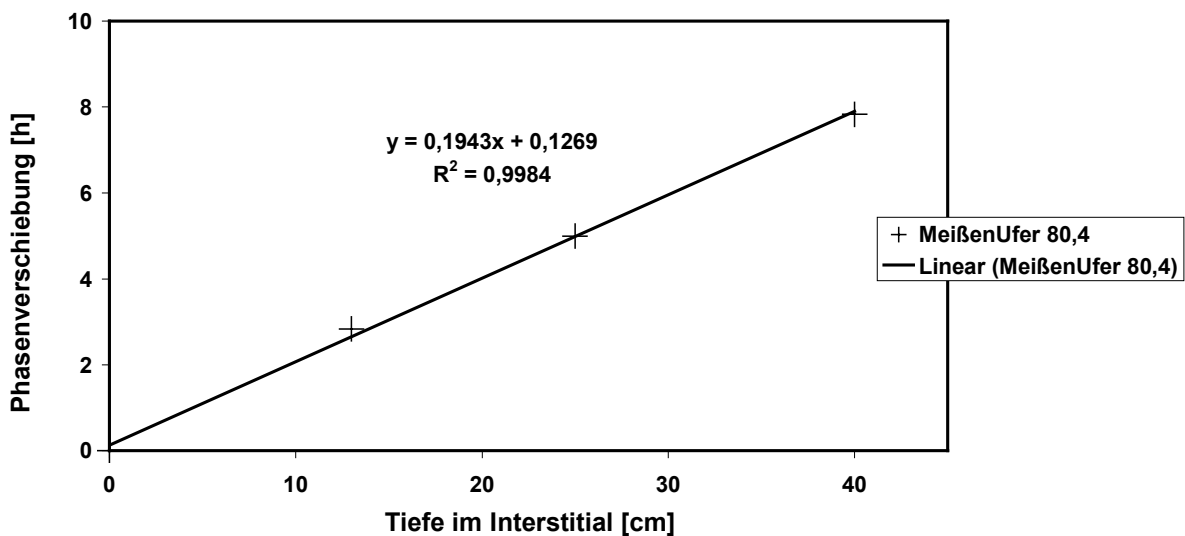


Abb. 85: Phasenverschiebung der Temperatur des Oberflächenwassers zum Interstitial in Meißen (80,4)

4.10 Temperaturmessung im Interstitial

Nach SÄNGER ET AL. (1998) und LENK ET AL. (1998) ist die Aufnahme des vertikalen Temperaturprofils geeignet, die vertikalen Austauschprozesse zu verfolgen. Dazu wurden Temperaturdatenlogger an den entsprechenden Probenahmestellen in verschiedenen Messkampagnen eingesetzt. Grundsätzlich liegt mit den umfangreichen Temperaturdaten eine genaue Grundlage zur Einbindung der Temperatur in die Modellbetrachtungen mit dem Einfluss auf die Stoffumsatzprozesse und der Auswertung bezüglich der Transportparameter. Bei Betrachtung der gesamten Temperaturganglinien als Jahresgang fällt auf, dass sich sowohl im Oberflächenwasser als auch im Interstitial ein typischer Jahresgang zeigte. Die größten Gradienten traten erwartungsgemäß im Sommer auf und umgekehrte Gradienten im Winter. Die maximalen Wassertemperaturen betragen im Freiwasser 25,4°C, in 13cm Tiefe 22,2°C und in 40cm Tiefe 21,1°C. Die Minima gingen bis

nahe 0°C zurück. Die hohen und niedrigen Temperaturen besaßen im Freiwasser einen größeren Anteil als im Interstitial, was auf die Pufferwirkung durch das Grundwasser zurückzuführen ist. Für den Stoffumsatz war mindestens die Hälfte des Jahres 2001 (Temperaturen <10°C) praktisch unbedeutend. In diesem Temperaturbereich arbeiten zwar psychrophile Bakterien jedoch mit relativ niedrigen Wachstums- und Umsatzraten (UHLMANN 1988). Unter Betrachtung der Temperaturen und der gemessenen Sauerstoffgradienten sind hohe Umsatzraten bei Temperaturen über 15°C zu erwarten. Im Freiwasser betrug diese Zeit 31,4 % des Jahres 2001, in 13 cm Tiefe 28,7 % und in 40 cm Tiefe 22,9 %. Bei diesen Verhältnissen setzen sich mesophile Bakterien mit höheren Temperaturoptima durch. Als wesentlicher Zeitraum für den Stoffumsatz im Untersuchungsgebiet kann damit je nach Witterung und Abflussgeschehen der Sommer bis in den Spätherbst angesehen werden.

Tab. 10: Kenngrößen der Temperaturmessung und Häufigkeitsverteilung (Dresden km 62,1 ufernah, Jahr 2001)

Tiefen	Temperatur [°C]			Anteil der Temperatur im Jahrgang [%] (Klassengrenze)					
	Minimum	Maximum	Mittelwert	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C	>25°C
Freiwasser	0,4	25,4	11,2	26,4	20,3	21,9	17,1	14,3	0,05
13cm	1,7	22,2	11,0	26,0	20,5	24,8	22,3	6,4	0,0
40cm	2,2	21,1	10,7	19,7	27,4	30,1	21,1	1,8	0,0

Temperaturmessung 09/2000 bis 01/2002 Übigau (ufernah, km 62,1)

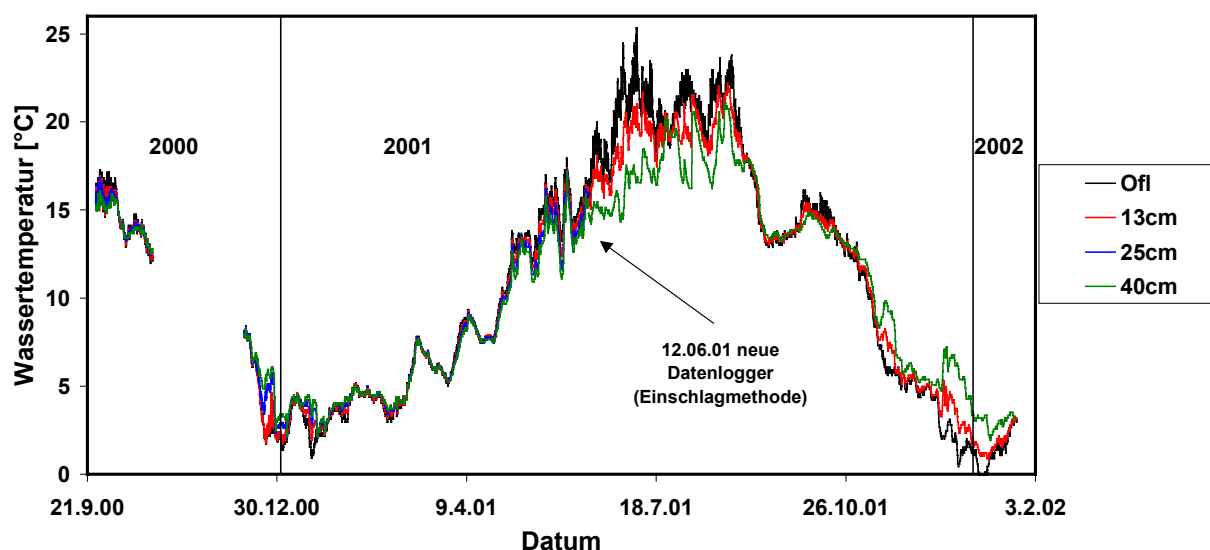


Abb. 86: Abbildung Gesamttemperaturganglinie Ufer Dresden Übigau (km 62,1)

4.10.1 Typische Temperaturmuster

Die Temperaturgradienten zwischen Oberflächenwasser und Interstitial sind abhängig von der Höhe der Wassertemperaturen im Oberflächenwasser und Grundwasser, dem Abflussgeschehen und der dynamischen Veränderung. Als wesentliche Temperaturmuster können folgende beschrieben werden:

- a) Hohe Tagesamplituden bei hoher Freiwassertemperatur und niedriger Wasserführung
- b) Verringerung der Gradienten mit Abflussanstieg
- c) Umkehr des Temperaturgradienten bei Abkühlung des Freiwassers

Die Ausprägung unterschiedlicher Temperaturmuster ist in Abb. 87 für die Flussmitte (Dresden km 62,2) und in Abb. 88 für eine ufernahe Messstelle (Dresden km 62,1) dargestellt. Bei hohen Temperaturen und relativ niedriger Wasserführung (a) traten hohe Tagesamplituden und Gradienten auf. Dabei erwärmte sich das ufernahe Oberflächenwasser stärker als in der Flussmitte. Weiterhin bewirkte das zuströmende Grundwasser ufernah einen deutlich stärkeren Gradienten, der im dargestellten Abschnitt bis zu 8 K zwischen Oberflächenwasser und 40 cm Tiefe im Interstitial betrug. Mit der Abkühlung des Freiwassers (c) erfolgte eine Umkehrung des Gradienten in der Flussmitte und zumindest eine deutliche Verringerung des Gradienten im ufernahen Bereich. Eine stärkere Abkühlung führte auch ufernah zur Umkehrung des Gradienten (hier nicht dargestellt). Diese Umkehrung ist auf den langsameren Rückgang der Temperatur im Interstitial / Grundwasser im Gegensatz zum Oberflächenwasser zurückzuführen. Auch bei sehr niedrigen Oberflächenwassertemperaturen im Winter waren ufernah in tieferen Zonen höhere Temperaturen durch das zuströmende wärmere Grundwasser vorhanden. Der Anstieg des Abflusses (b) verdrängte durch Infiltration das Interstitial- bzw. das Grundwasser, so dass ein Ausgleich zwischen den Temperaturen zu beobachten war, der sich insbesondere im ufernahen Interstitial auswirkte.

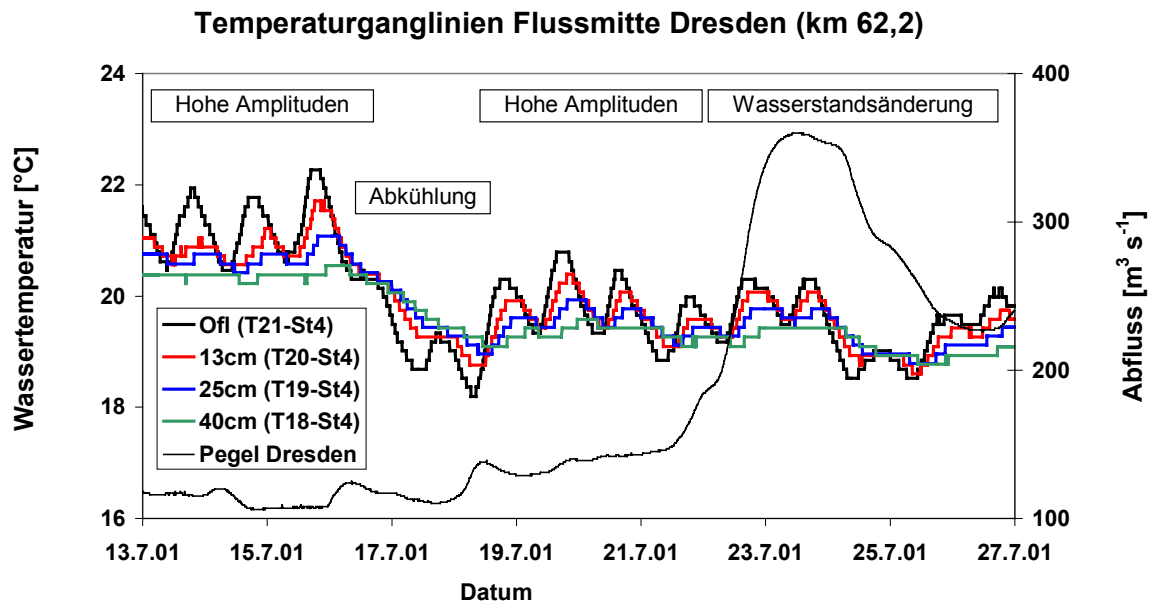


Abb. 87: Muster der Temperaturgradienten (Dresden Flussmitte km 62,2, Stelle 4) mit den Phasen hoher Tagesamplituden, Abkühlung und Wasserstandsänderung

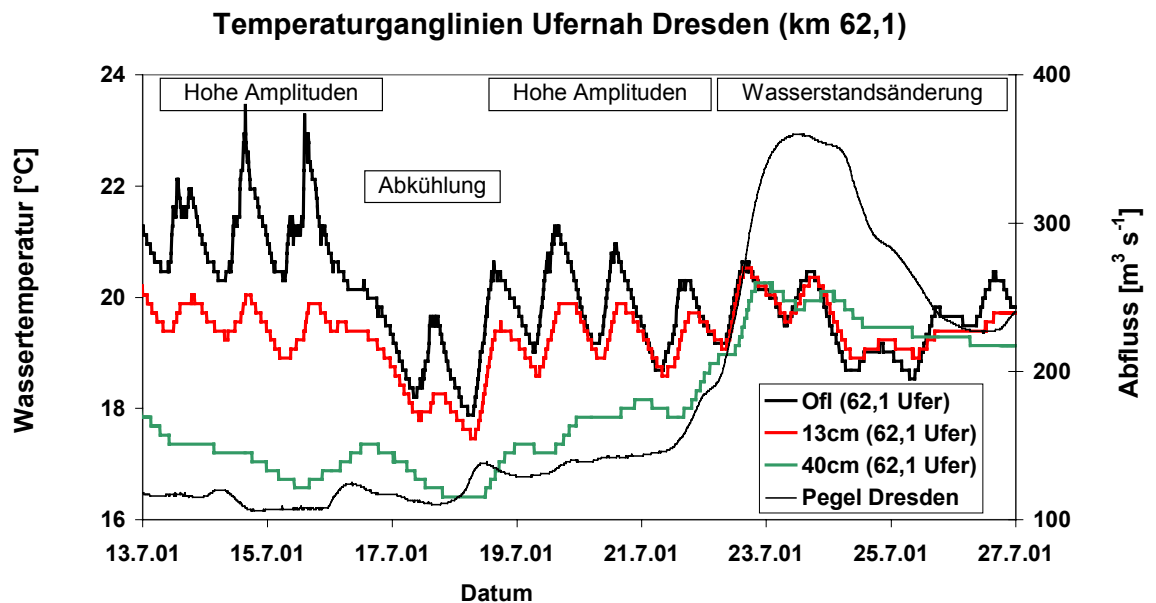
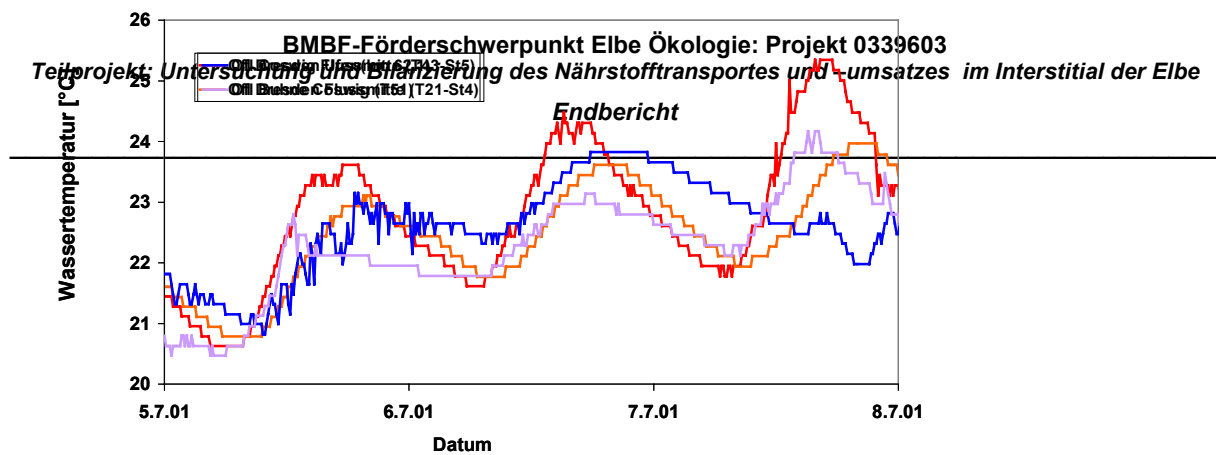


Abb. 88: Muster der Temperaturgradienten (Dresden ufernah km 62,1, Standardmessstelle) mit den Phasen hoher Tagesamplituden, Abkühlung und Wasserstandsänderung

Das grundlegende Muster eines typischen Tagesganges mit einem Maximum am Nachmittag / Abend und einem Minimum in den Morgenstunden war an verschiedenen Messstellen unterschiedlich ausgeprägt. Beim Vergleich der Oberflächenwassertemperaturen wurden diese Differenzen deutlich (Abb. 89). Allgemein traten an ufernahen

Oberflächenwassertemperaturen Dresden



Messstellen bei niedrigeren Wasserständen aufgrund der geringeren Pufferwirkung erheblich größere Tagesamplituden auf als in der Flussmitte. Die ufernahen Tagesgänge waren durch die größere meteorologische Abhängigkeit (Sonnenstrahlung, Wind, Temperaturgradient) und die hydrologische Wechselwirkung (Wasserstand und Wasserstandsänderung, Schiffsverkehr) öfter durch kurzfristige Schwankungen geprägt, was insbesondere in Dresden deutlich wurde. Dabei unterschieden sich auch die Oberflächenwassertemperaturen von verschiedenen ufernahen Messstellen. In Coswig kam neben den beschriebenen Einflussfaktoren das hydrodynamische Verhalten durch die Querbuhnen dazu. Dies führte zu Mustern, die oft innerhalb der Tagesgänge kurzfristige Schwankungen hervorriefen mit Auswirkungen bis in die Flussmitte. Eine Erklärung kann die periodische Ablösung von Wirbeln von den Buhnenköpfen sein. In Magdeburg wurde eine ähnliche Situation beobachtet. Hier waren nur am rechten Ufer Buhnen vorhanden. Die Messstelle, die näher zum linken Ufer angeordnet war (Abb. 89, T81-St4), charakterisierte eine ausgeglichene Tagesamplitude. Demgegenüber wies die Temperaturganglinie in der Flussmitte (T77-St5) zum Teil recht periodische interzyklische Amplituden auf. Diese Schwankungen wirkten sich auf die statistische Güte der Ganglinienanalysen aus.

Oberflächenwassertemperaturen Magdeburg

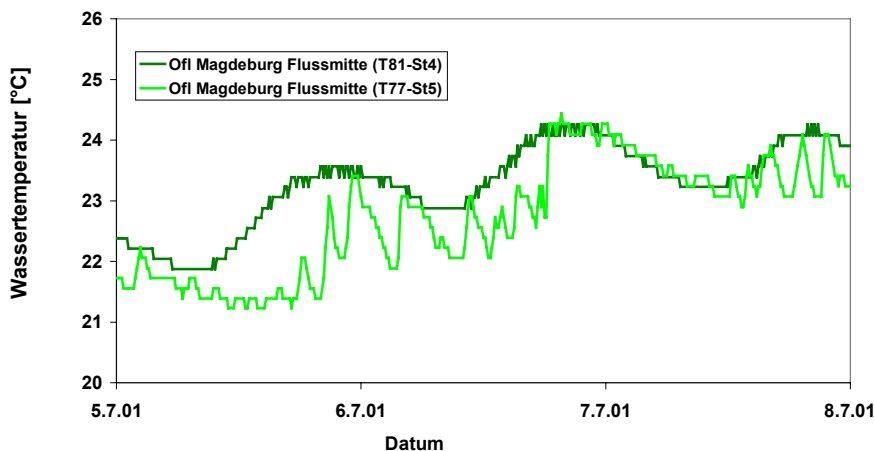


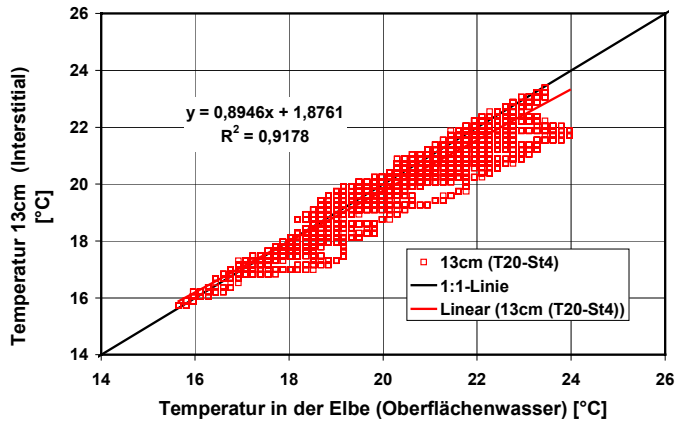
Abb. 89: Vergleich von Oberflächenwassertemperaturen der Elbe an verschiedenen Messstellen (3 Tagesgänge)

4.10.2 Statistische Auswertung der Ganglinien

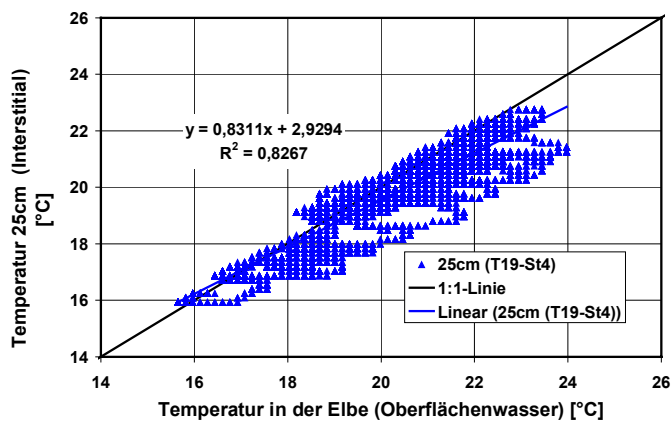
Zur Ermittlung der relevanten Transportparameter aus den Temperaturganglinien mussten umfangreiche statistische Berechnungen durchgeführt werden. Die Charakteristik von Amplitudendämpfung bzw. -abstand zwischen den einzelnen Tiefen wird durch den dimensionslosen Modellparameter p [-] beschrieben (vgl. BAUMERT UND LEVIKOV 2001). Dieser konnte durch die jeweilige Gegenüberstellung von 2 Temperaturdatensätzen aus verschiedenen Tiefenhorizonten identifiziert werden. Dabei ergab sich eine lineare Regression, die in charakteristischer Weise vom idealen Modell (1:1-Linie; Datensätze sind gleich) abwich (Abb. 90). Je stärker der Amplitudenabstand zwischen den Horizonten wurde, desto größer war die Neigung zur 1:1-Linie. Dabei zeigte sich, dass mit zunehmendem Abstand vom Freiwasser zum Interstitial die Beziehung zwischen den Temperaturganglinien abnahm, was am Bestimmtheitsmaß der Regressionsgeraden bzw. der Zunahme der Streuung deutlich wurde (Tab. 11). Der Modellparameter p ergab sich aus dem Anstieg der Regressionsgeraden. Die Gegenüberstellung von p mit der Tiefe z ermöglichte die Identifizierung des Modellparameters (Abb. 91):

$$\Delta p / \Delta z \text{ [m}^{-1}\text{]}.$$

Dresden-Übigau Taucherschacht Stelle 4



Dresden-Übigau Taucherschacht Stelle 4



Oberflächenwasser -
Interstitial 13 cm Tiefe
Oberflächenwasser -
Interstitial 25 cm Tiefe

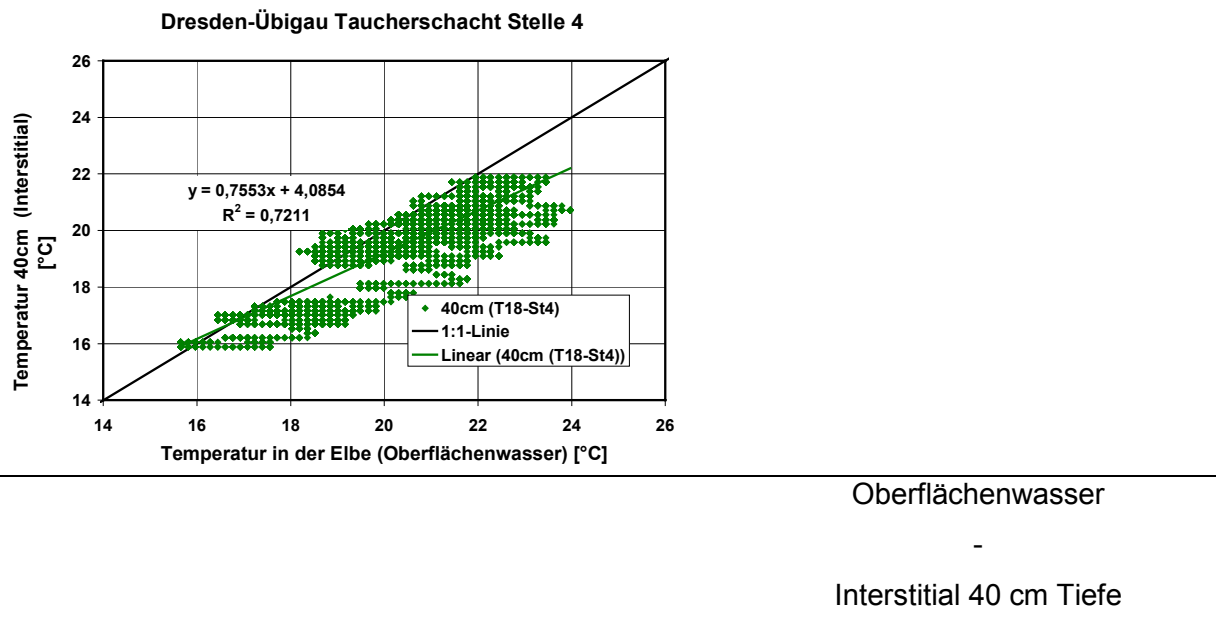


Abb. 90: Vergleich der Wassertemperatur im Interstitial (13, 25 und 40 cm) mit der Oberflächenwassertemperatur (Dresden, km 62,2 Flussmitte, 12.06.-28.08.02)

Korrektur der Phasenverschiebung

Da die Phasenverschiebung zwischen den Temperaturganglinien ein Unschärfe in den direkten Vergleich der Daten bringt, wurde exemplarisch die Wirkung dieses Fehlers durch Herausfilterung der Phasenverzögerung geprüft. Dabei konnte festgestellt werden, dass es dabei in der Regel zu einer Verbesserung der statistischen Güte der p-Parameter durch Verringerung der Streuung kommt (Tab. 11). Die Erhöhung der Verbesserung war aber nur sehr geringfügig und wirkte sich kaum auf die relevanten Parameter aus. Am Beispiel in Abb. 91 wird dies deutlich, bei dem es zu einer Veränderung von $\Delta p/\Delta z$ um lediglich $0,063 \text{ m}^{-1}$ kam. Deshalb wurde das ursprüngliche Vorgehen nach BAUMERT UND LEVIKOV (2001) ohne Korrektur beibehalten.

Tab. 11: Einfluss der Phasenverschiebung auf den p-Parameter (Dresden, km 62,2, Flussmitte, Daten 06-08/2002)

Vergleichs-tiefen	Ohne Korrektur			Mit Phasenkorrektur		
	p-Parameter	r ²	$\Delta p/\Delta z$	p-Parameter	r ²	$\Delta p/\Delta z$
	[-]		[m ⁻¹]			[m ⁻¹]
0-13cm	0,89	0,9178		0,90	0,9362	0,54
0-25cm	0,83	0,8267	0,61	0,84	0,8699	
0-40cm	0,76	0,7211		0,78	0,7843	

Interstitial Dresden-Übigau Taucherschacht Stelle 4

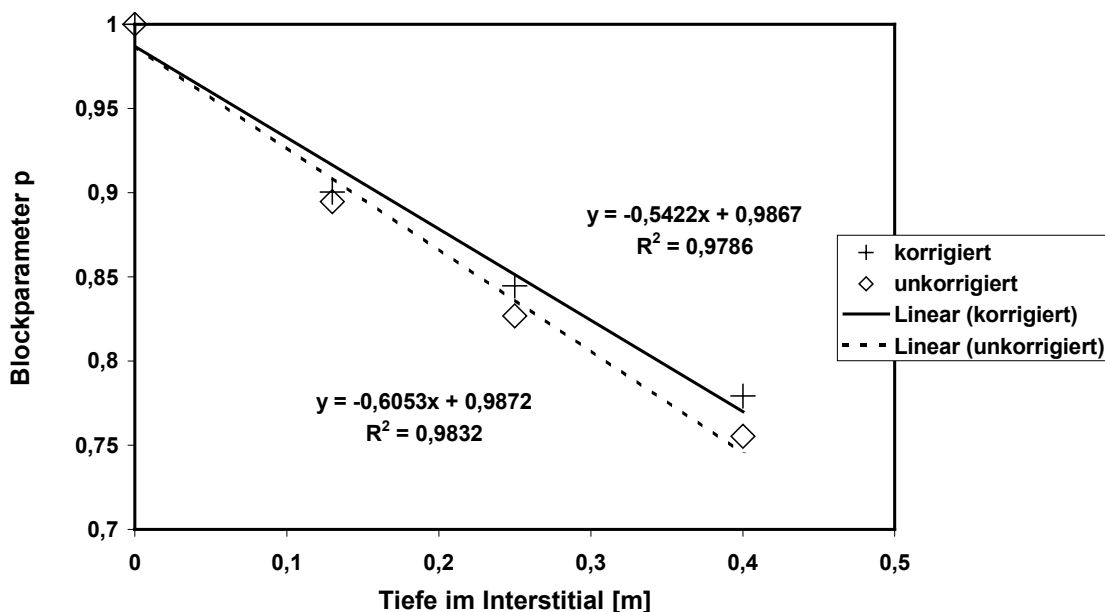


Abb. 91: Vergleich der p-Parameter mit und ohne Korrektur der Phasenverschiebung im Verhältnis zu Tiefe

Zur Identifizierung des zweiten Modellparameters τ_ω musste die Phasenverschiebung zwischen den Temperaturganglinien analysiert werden. Die statistische Berechnung der Phasenverschiebung erfolgte mittels Kreuzkorrelation. Dies erforderte eine Aufbereitung der vorliegenden umfangreichen Datenmengen. Die mit den Datenloggern aufgezeichneten Messwerte mit den phasenverschobenen Tagesamplituden (Abb. 92) unterlagen einem übergeordneten jahreszeitlichen Trend. Durch Berechnung der 24 h gleitenden Mittelwerte wurde die tägliche mittlere Veränderung ermittelt (Abb. 93). Nach Filterung der Trendkurven erhielt man die um den Mittelwert schwankenden Tagesamplituden mit der Phasenverschiebung (Abb. 94). Diese Datensätze bildeten die Grundlage zur Berechnung der Kreuzkorrelation zwischen den verschiedenen Horizonten.

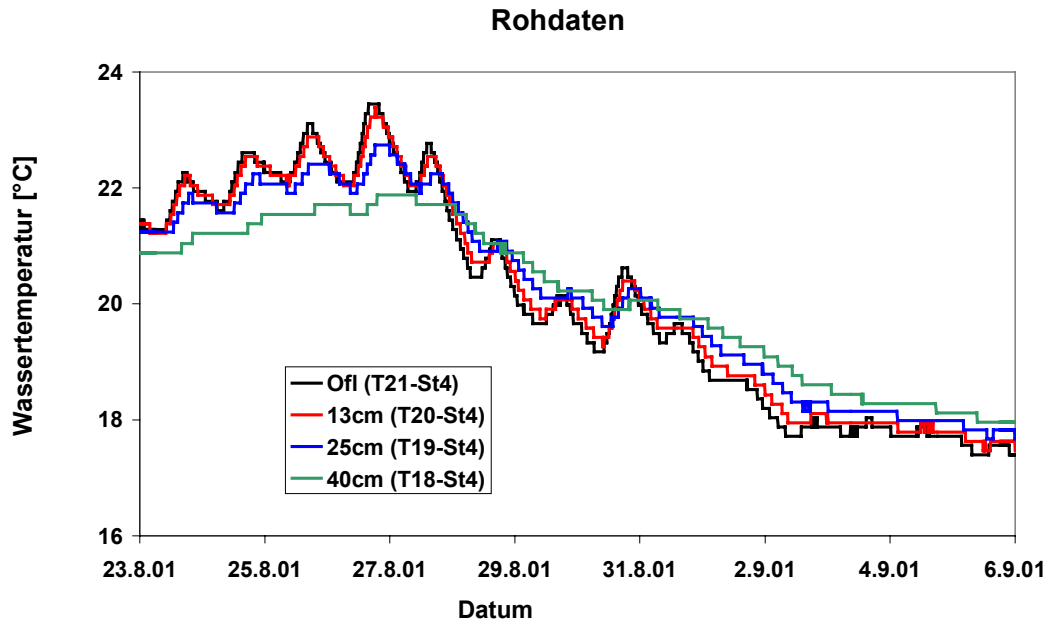


Abb. 92: Rohdaten der Wassertemperaturen aus Oberflächenwasser und Interstitial (Dresden-Flussmitte, km 62,2, Beispiel 23.08.-06.09.01)

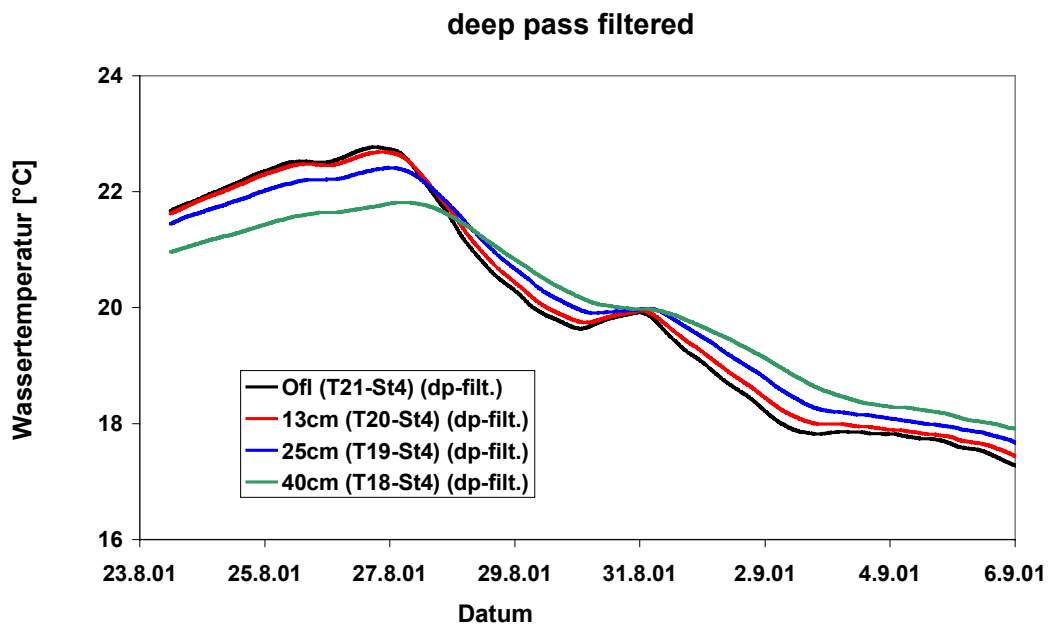


Abb. 93: deep pass filtered – Bestimmung der 24 h-Gleitmittel der Wassertemperaturen zur Trendbereinigung (Dresden-Flussmitte, km 62,2, Beispiel 23.08.-06.09.01)

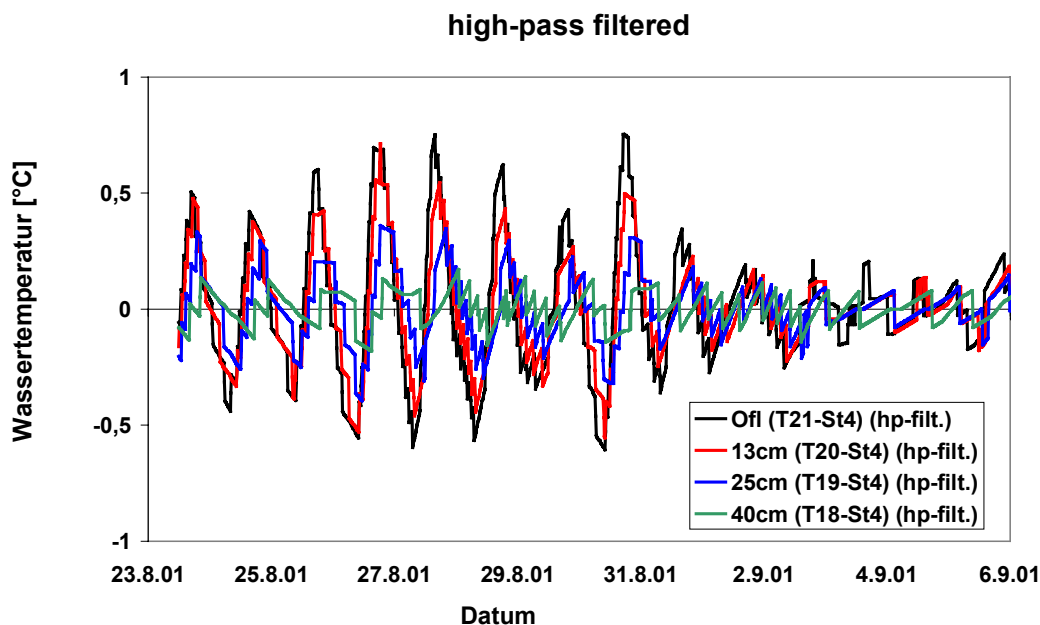
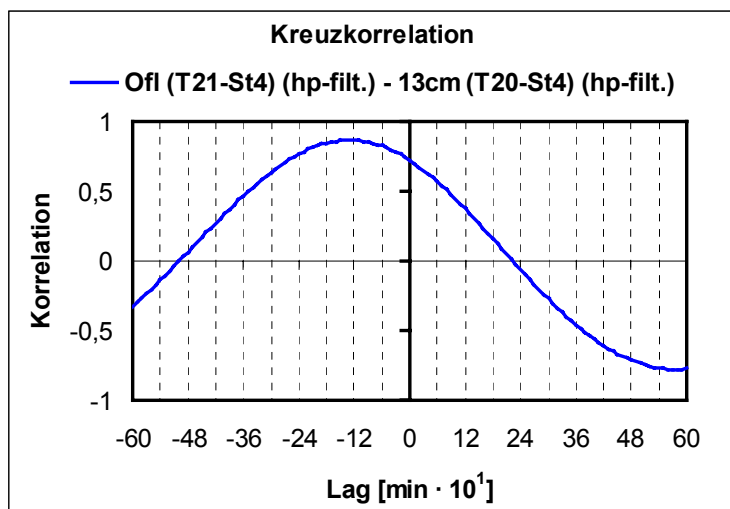


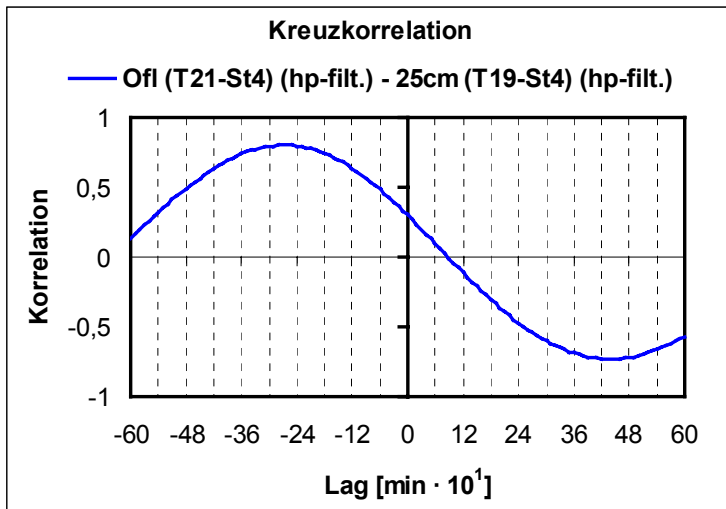
Abb. 94: high pass filtered – trendbereinigte Wassertemperaturen bezogen auf die 24 h Gleitmittelwerte (Dresden-Flussmitte, km 62,2, Beispiel 23.08.-06.09.01)

Das Prinzip der Kreuzkorrelation beruht auf der statistischen Ermittlung der größten Übereinstimmung von Ganglinien bei Verschiebung der Ganglinien gegeneinander (hier bezogen auf die Zeitachse). Der Wert der Verschiebung (Zeitschritte, Lag) bei maximaler Korrelation bestimmt die Phasenverschiebung zwischen den Ganglinien an (Abb. 95). Das Beispiel zeigt die hohe Korrelation zwischen den Ganglinien, die mit zunehmender Tiefe abnimmt. Ebenso nimmt die Phasenverschiebung mit der Tiefe zu.

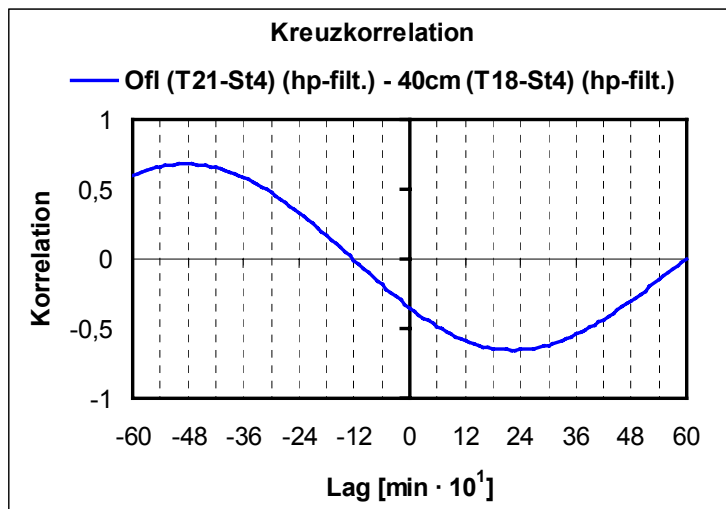
Die hohe Dichte der gemessenen Zeitschritte ermöglichte eine Auflösung der Lags in 10 min-Intervallen. Da die relevanten Daten im Stundenbereich bis zu 15 h lagen, war die Auflösung für eine genaue Identifizierung der Parameter ausreichend. Mit dem ermittelten Modellparameter τ_w kann analog zur Bestimmung von $\Delta p / \Delta z$ [m^{-1}] bei Gegenüberstellung zur Tiefe der Parameter $\Delta \tau_w / \Delta z$ [h m^{-1}] identifiziert werden. Diese Beziehung unterlag ebenfalls in der Regel für die untersuchten Tiefen einem linearen Zusammenhang. Im Beispiel (Abb. 96) konnte aus dem Anstieg der Regressionsgeraden ein Wert von $0,2 \text{ h cm}^{-1}$ bzw. 20 h m^{-1} bestimmt werden.



Ofl (T21-St4) (hp-filt.) - 13cm (T20-St4) (hp-filt.)	
Lag	-13
Phasenverschiebung [min]	130
Phasenverschiebung [h]	2,2
Korellationskoeffizient	0,8669



Ofl (T21-St4) (hp-filt.) - 25cm (T19-St4) (hp-filt.)	
Lag	-27
Phasenverschiebung [min]	270
Phasenverschiebung [h]	4,5
Korellationskoeffizient	0,8029



	Of1 (T21-St4) (hp-filt.) - 40cm (T18-St4) (hp-filt.)
	Lag -48
	Phasenverschiebung [min] 480
	Phasenverschiebung [h] 8
	Korellationskoeffizient 0,6802

Abb. 95: Kreuzkorrelation zwischen der Temperatur im Oberflächenwasser und in den Tiefenhorizonten des Interstitials (Dresden-Flussmitte, km 62,2, Beispiel 12.06.-28.08.01)

Interstitial Übigau Taucherschacht (12.06.-28.08.2001)

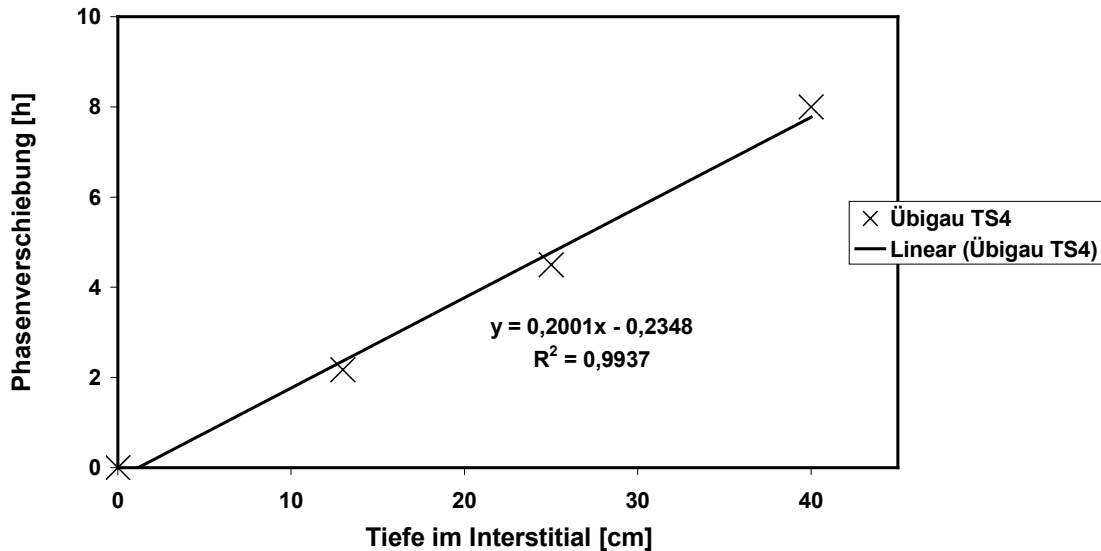


Abb. 96: Vergleich der Phasenverschiebung und der Tiefe im Interstitial aus den Temperaturganglinien (Dresden-Flussmitte, km 62,2, Beispiel 12.06.-28.08.01)

4.10.3 Transportparameter p und τ

Die größten Temperaturamplituden mit den größten Unterschieden zwischen den Tiefenhorizonten im Interstitial traten in der Sommerperiode auf. In dieser Zeit wurden auch die meisten parallelen Temperaturmessungen durchgeführt. Zur vergleichenden Analyse kamen deshalb die Datensätze zwischen Juni und August 2001 zum Einsatz. Die Auswertung in diesem Abschnitt bezieht sich auf die Auswertung der Ganglinien über den Gesamtzeitraum. Der Einfluss des Abflussgeschehens wird im Kapitel 4.10.4 behandelt. Weiterhin werden Analysen der längerfristigen Messungen aus dem Uferbereich bewertet. Die Aufarbeitung der zahlreichen Datensätze nach den Angaben in Kapitel 4.10.2 liegt mit allen berechneten Datenreihen und Abbildungen vor. Aufgrund des Umfangs wird im folgenden weniger auf die statistischen Einzelanalysen sondern mehr auf die ermittelten Modellparameter der verschiedenen Messstellen eingegangen. In die Ergebnistabellen wurden zum übersichtlichen Vergleich die einzelnen Ufermessstellen sowie die mittleren Werte der Messstellen der Flussmitte und der Uferstellen Dresden aufgenommen.

Der p -Parameter war gekennzeichnet durch unterschiedlich hohe Korrelationen zwischen den Tiefenhorizonten (Tab. 12). Die höchsten Korrelationen traten in der Flussmitte in

Dresden und Magdeburg auf. Dabei zeigten diese Messstellen auch die geringsten Unterschiede untereinander. Die auswertbare Datenmenge und -struktur von Coswig führte zu weniger sicheren Aussagen. Die hohen Werte in der Flussmitte von z.B. $>0,9$ zwischen 0 und 13 cm zeigten einen sehr geringen Amplitudenabstand zwischen den Temperaturen. Ein p-Parameter von 1 würde bedeuten, dass die Temperaturen in den verschiedenen Tiefen gleich sein müssten. An allen Ufermessstellen trat bereits in der obersten Tiefenschicht ein deutlich größeren Amplitudenunterschied auf, so dass der p-Wert in Dresden mit $0,63 \pm 0,06$ erheblich geringer war.

Tab. 12: p-Parameter und Bestimmtheitsmaß der zugehörigen linearen Regression für den Zeitraum 06-08.01

Messstelle		km	p-Parameter			r ²		
			[-]					
			0-13	0-25	0-40	0-13	0-25	0-40
Dresden-Altübigau	Ufernah	60,5	0,61	0,30	(0,34)	0,7352	0,5933	(0,3184)
Dresden-Übigau	Ufernah	61,5	0,62	0,44	-	0,7410	0,6959	-
Dresden-Übigau	Ufernah	61,8	0,53	0,34	0,23	0,6903	0,4688	0,3715
Dresden-Übigau	Ufernah	62,1	0,71	-	0,45	0,6443	-	0,1914
Dresden-Übigau	Ufernah	62,4	0,69	0,53	0,35	0,9295	0,8318	0,7130
Dresden-Übigau	Ufernah	62,7	0,60	0,16	(0,17)	0,7675	0,2121	(0,0790)
Dresden-Übigau	Ufernah	MW ¹	0,63 $\pm 0,06$	0,36 $\pm 0,14$	0,34 $\pm 0,11$	0,75 $\pm 0,10$	0,56 $\pm 0,24$	0,43 $\pm 0,26$
Dresden-Übigau	Flussbett	MW ²	0,92 $\pm 0,04$	0,84 $\pm 0,04$	0,74 $\pm 0,05$	0,94 $\pm 0,02$	0,86 $\pm 0,03$	0,75 $\pm 0,04$
Meißen	Ufernah	80,4	0,46	0,24	0,04	0,5593	0,1802	0,0042
Coswig	Flussbett	MW ⁴	0,95 $\pm 0,01$	0,77 $\pm 0,09$	*0,59 $\pm 0,05$	0,77 $\pm 0,25$	0,58 $\pm 0,21$	*0,48 $\pm 0,16$
Magdeburg	Flussbett	MW ⁵	0,95 $\pm 0,06$	0,87 $\pm 0,08$	0,75 $\pm 0,09$	0,93 $\pm 0,04$	0,86 $\pm 0,05$	0,73 $\pm 0,05$

MW...Mittelwert

* Tiefenhorizont 0-70cm

¹ km 60,5...62,7 n \leq 6

² km 62,1...62,3 n=8

⁴ km 233,2...233,4 n=5

⁵ km 318,7...319,3 n=8

Diese Zusammenhänge sind eindeutig auf den Einfluss des zuströmenden Grundwassers im Uferbereich zurückzuführen. Bereits die am weitesten in Ufernähe gelegenen Messstellen

des Flussbettes wiesen jedoch diesbezüglich keine Beeinflussung mehr auf. Mit dem p-Parameter wurde die Hypothese bestätigt, dass die Transportprozesse in der Flussmitte vorwiegend dispersiven und ufernah advektiven Mechanismen unterliegen. Für bilanzierende Berechnungen muss als Zone des dispersiven Austausches 70-80 % Querprofils bei Mittelwasser für den untersuchten Elbabschnitt betrachtet werden. Lediglich bei 20-30 % dominiert der advektive Austausch.

Die statistische Analyse der Temperaturganglinien mittels Kreuzkorrelation zeigte hohe Korrelationen der Ganglinien der betrachteten Tiefenschichten, die analog zum p-Parameter mit der Tiefe abnahmen (Tab. 13). Niedrigere statistische Zusammenhänge wurden bei Coswig und Magdeburg ermittelt. Dies beruht mit auf den interzyklischen Schwankungen im Tagesgang an diesen Messstellen (s.Kap. 4.10.1).

Tab. 13: Phasenverschiebung τ_w und Korrelationskoeffizient r der Kreuzkorrelation für den Zeitraum 06-08.01

Messstelle		km	Phasenverschiebung τ_w			r		
			[h]			0-13	0-25	0-40
			0-13	0-25	0-40	0-13	0-25	0-40
Dresden-Altübigau	Ufernah	60,5	3,00	5,83	8,67	0,8979	0,8381	0,6257
Dresden-Übigau	Ufernah	61,5	3,00	5,33	-	0,9137	0,9700	-
Dresden-Übigau	Ufernah	61,8	3,50	7,83	11,00	0,5829	0,5236	0,4852
Dresden-Übigau	Ufernah	62,1	2,50	-	8,50	0,8383	-	0,3598
Dresden-Übigau	Ufernah	62,4	2,50	4,83	9,00	0,9681	0,9188	0,7168
Dresden-Übigau	Ufernah	62,7	2,50	5,17	8,33	0,9439	0,8250	0,5154
Dresden-Übigau	Ufernah	MW ¹	2,83 $\pm 0,41$	5,80 $\pm 1,19$	9,10 $\pm 1,09$	0,86 $\pm 0,14$	0,82 $\pm 0,17$	0,54 $\pm 0,14$
Dresden-Übigau	Flussbett	MW ²	1,79 $\pm 0,59$	3,94 $\pm 0,76$	7,31 $\pm 0,77$	0,90 $\pm 0,04$	0,82 $\pm 0,06$	0,68 $\pm 0,10$
Meißen	Ufernah	80,4	2,83	5,00	7,83	0,7994	0,5830	0,2588
Coswig	Flussbett	MW ⁴	2,44 $\pm 2,96$	7,30 $\pm 3,19$	*11,80 $\pm 2,14$	0,51 $\pm 0,28$	0,36 $\pm 0,18$	*0,32 $\pm 0,29$
Magdeburg	Flussbett	MW ⁵	1,19 $\pm 0,86$	3,55 $\pm 1,56$	6,10 $\pm 1,96$	0,62 $\pm 0,13$	0,47 $\pm 0,13$	0,34 $\pm 0,08$

MW...Mittelwert

* Tiefenhorizont 0-70cm

¹ km 60,5...62,7 n=6² km 62,1...62,3 n=8⁴ km 233,2...233,4 n=5⁵ km 318,7...319,3 n=8

Insgesamt traten bei der Phasenverschiebung keine sehr großen Unterschiede zwischen den Messstellen auf. Dies widersprach eigentlich der Hypothese von deutlichen Unterschieden im Transport zwischen Flussmitte und Uferbereich. Die Phasenverschiebung lag mit 1-3 h bereits für 0-13 cm höher als erwartet. In Dresden war τ_w ufernah etwas geringer als in der Flussmitte und bezogen auf das Flussbett nahm die Phasenverschiebung von Dresden über Coswig nach Magdeburg hin etwas ab.

Beim Vergleich verschiedener Oberflächenwassertemperaturen fielen einige kleinräumige Unterschiede auf. Die Phasenverschiebung in Dresden-Flussmitte zwischen den 3 Sensoren betrug rechnerisch maximal 10 min ($r > 0,98$). Im Vergleich zum Ufer traten deutliche Unterschiede auf. So lief die Tagesamplitude am Ufer (km 62,1) um 90 min vor der

Amplitude der nächstgelegenen Messstelle der Flussmitte (Stelle 6, $r = 0,9524$). Auch der Tagesgang im Bereich der Bühnen in Coswig war zeitversetzt vor der Flussmitte. Hier betrug die Zeitverschiebung sogar 150 min ($r = 0,6331$). In Magdeburg wiesen die äußeren Messstellen untereinander keine Zeitverschiebung auf. Im Vergleich zur mittleren Messstelle des Flussbettes wurden auch hier Lags von 80 bzw. 90 min bestimmt, die eine spätere Erwärmung in der Flussmitte aufzeigten. Dabei war die Korrelation zu der Bühnen-nächsten Stelle am niedrigsten (Stelle 6, $r = 0,4476$).

Aus den ermittelten Modellparametern p und τ_w konnten die tiefenbezogenen Transportparameter $\Delta p/\Delta z$ und $\Delta \tau_w/\Delta z$ identifiziert werden (Tab. 14). Der ufernahe Einfluss des Grundwassers bewirkte, dass an einigen Messstellen $\Delta p/\Delta z$ nicht bis in 40 cm mit der Tiefe linear korreliert war. Hierbei wurde der Wert über 0, 13 und 25 cm ermittelt. Die Ergebnisse zeigten, dass die Amplitudenunterschiede ufernah immer höher lagen als in der Flussmitte. In Dresden wurden im Mittel $2,19 \pm 0,76 \text{ m}^{-1}$ berechnet. Dabei blieb der Wert immer über 1 m^{-1} . Die Messstellen der Flussmitte erreichten in keinem Fall diesen Wert. Im Mittel wurden hier Werte zwischen 0,53 und $0,66 \text{ m}^{-1}$ ermittelt. Deutliche Unterschiede zwischen Dresden, Coswig und Magdeburg waren nicht vorhanden. Im Gegensatz zum hydrologischen Verhalten insbesondere zum advektiven Transport spielt demnach der Einfluss der Korngrößenstruktur hierbei eine untergeordnete Rolle. Der Modellparameter $\Delta \tau_w/\Delta z$ lag analog zu τ_w höher als erwartet. Im Mittel wurden Werte zwischen 15 und 23 h m^{-1} berechnet. Die ufernahen Messstellen in Dresden kennzeichneten die etwas höheren Werte. Die niedrigsten Werte traten in Magdeburg in der Flussmitte auf. Bezogen auf die relevante Stoffumsatzzone, die sich in dem obersten Tiefenhorizont ($< 15 \text{ cm}$) befindet, zeigen diese Parameter einen sehr langsamen Transport an.

Eine Korrelation zwischen den Transportmodellparametern $\Delta p/\Delta z$ und $\Delta \tau_w/\Delta z$ bestand nicht. Vielmehr trennten sich die Messstellen des Uferbereichs und der Flussmitte in zwei jeweils vergleichbare Gruppen. Auch die Sukzession der Korngrößenstruktur mit der Fließstrecke spiegelte sich nicht in den Parametern wieder.

Tab. 14: Transportmodellparameter $\Delta p/\Delta z$ und $\Delta \tau_w/\Delta z$ für den Zeitraum 06-08.01

Messstelle		km	$\Delta p/\Delta z$ [m ⁻¹]	$\Delta \tau_w/\Delta z$ [h m ⁻¹]
Dresden-Altübigau	Ufernah	60,5	*2,75	21,8
Dresden-Übigau	Ufernah	61,5	*2,25	21,4
Dresden-Übigau	Ufernah	61,8	1,87	28,2
Dresden-Übigau	Ufernah	62,1	1,31	21,4
Dresden-Übigau	Ufernah	62,4	1,59	22,3
Dresden-Übigau	Ufernah	62,7	*3,34	21,0
Dresden-Übigau	Ufernah	MW ¹	2,19±0,76	22,7±2,7
Dresden-Übigau	Flussbett	MW ²	0,66±0,11	18,3±1,9
Meißen	Ufernah	80,4	2,33	19,4
Coswig	Flussbett	MW ⁴	0,53±0,17	19,9±6,5
Magdeburg	Flussbett	MW ⁵	0,63±0,22	15,6±5,2

MW...Mittelwert

* ohne 40cm da Korrelation zu Oberfläche nicht mehr gegeben und nichtlinear, bzw. fehlende Daten

¹ km 60,5...62,7 n=6

² km 62,1...62,3 n=8

⁴ km 233,2...233,4 n=5

⁵ km 318,7...319,3 n=8

4.10.4 Diffusions-/ Dispersionskoeffizient

Die umfangreichen Auswertungen der Temperaturganglinien waren die Basis für die Bestimmung der Dispersionskoeffizienten. Die Modellparameter p' ($\Delta p/\Delta z$) und τ'_w ($\Delta \tau_w/\Delta z$) gehen mit der Böschungsneigung δ in folgende Beziehung ein (BAUMERT ET AL. 2003)

$$D = 1 / (2 \cdot p' \cdot \tau'_w \cdot \delta^2) .$$

Die berechneten Koeffizienten sind in Tab. 14 dargestellt. Für die Böschungsneigung δ an den ufernahen Messstellen wurde 0,17 eingesetzt. In der Flussmitte beträgt diese naturgemäß 1. Die Dispersionskoeffizienten im ufernahen Interstitial liegen etwa eine Größenordnung höher als in der Flussmitte, wobei auch bei diesem Parameter die Schwankung der Einzelwerte wieder ufernah höher war. Das Interstitial der Flussmitte zeigte longitudinal nur sehr geringe Veränderungen. Die Unterschiede zwischen Flussmitte und Uferrand entsprechen den Erwartungen, da der Dispersionskoeffizient allgemein mit

abnehmender Porosität, wachsender Korngröße, abnehmendem Rundungsgrad und wachsender Ungleichförmigkeit steigt (KLOTZ 1975).

Tab. 15: Diffusions-/ Dispersionskoeffizienten D

Messstelle		km	$D [m^2 s^{-1}]$
Dresden-Übigau	Ufernah	MW ¹	$1,1 \cdot 10^{-4}$
Meißen	Ufernah	80,4	$1,1 \cdot 10^{-4}$
Dresden-Übigau	Flussbett	MW ²	$1,2 \cdot 10^{-5}$
Coswig	Flussbett	MW ⁴	$1,5 \cdot 10^{-5}$
Magdeburg	Flussbett	MW ⁵	$2,1 \cdot 10^{-5}$

MW...Mittelwert

¹ km 60,5...62,7 n=6

² km 62,1...62,3 n=8

⁴ km 233,2...233,4 n=5

⁵ km 318,7...319,3 n=8

4.10.5 Einfluss des Abflussgeschehens auf den Transport

Das Abflussgeschehen besitzt eine wesentliche Bedeutung für die Prozesse im Interstitial, wie an verschiedenen physikalisch-chemischen Analysen gezeigt wurde. Zur Analyse des Einflusses auf das Interstitial in Flussmitte und Uferbereich erfolgte eine abflussabhängige Trennung der Temperaturdatensätze für Dresden (Abb. 97). Als Kriterium wurde der mittlere Abfluss bei etwa $300 m^3 s^{-1}$ gewählt und die Datensätze entsprechend auf Phasen mit über und unter $300 m^3 s^{-1}$ eingeteilt.

Abfluss der Elbe am Pegel Dresden (2001)

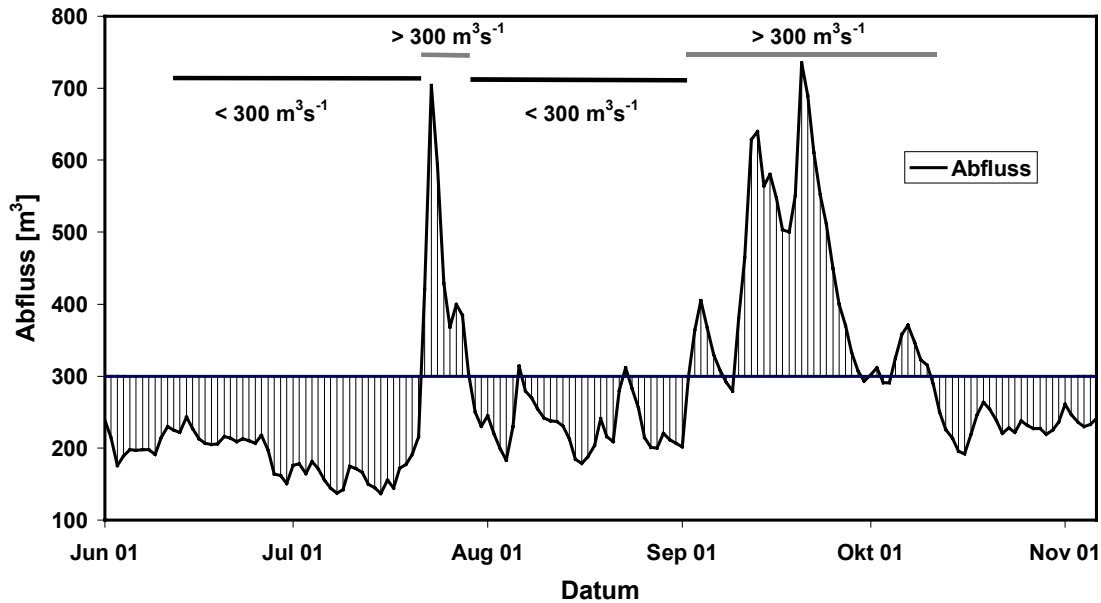


Abb. 97: Abfluss der Elbe (Pegel Dresden) und Auftrennung in Abschnitte unter und über $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

Tab. 16: Abhängigkeit der Transportmodellparameter $\Delta\rho/\Delta z$ und $\Delta\tau_w/\Delta z$ von den Abflussphasen für den Zeitraum 06-10.01

Messstelle		km	$\Delta\rho/\Delta z$ [m^{-1}]		$\Delta\tau_w/\Delta z$ [h m^{-1}]	
			< $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	> $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	< $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$	> $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$
Dresden-Altübigau	Ufernah	60,5	1,79	0,72	23,8	21,7
Dresden-Übigau	Ufernah	61,5	*2,13	*0,90	21,4	20,0
Dresden-Übigau	Ufernah	62,1	1,19	0,34	22,3	15,8
Dresden-Übigau	Ufernah	62,7	*2,86	*0,66	21,0	19,8
Dresden-Übigau	Ufernah	MW ¹	$1,99\pm 0,70$	$0,66\pm 0,23$	$22,1\pm 1,3$	$19,3\pm 2,5$
Dresden-Übigau	Flussbett	MW ²	$0,70\pm 0,12$	$0,46\pm 0,10$	$18,8\pm 2,3$	$18,5\pm 3,1$
Meißen	Ufernah	80,4	1,92	0,58	19,5	13,8

MW...Mittelwert

* ohne 40cm da Korrelation zu Oberfläche nicht mehr gegeben und nichtlinear, bzw. fehlende Daten

¹ km 60,5...62,7 n=4

² km 62,1...62,3 n=8

Das Abflussgeschehen wirkte sich deutlich auf die Transportparameter aus. Der Amplitudenunterschied sank bei hohen Abflüssen (Tab. 16). Insbesondere im Uferbereich

verringerte sich $\Delta p/\Delta z$ durch das infiltrierende Oberflächenwasser im Mittel von 1,99 auf $0,66 \text{ m}^{-1}$. Im Flussbett ging der Wert von $0,70$ auf $0,46 \text{ m}^{-1}$ zurück. Der Parameter $\Delta \tau_w/\Delta z$ wurde im Uferbereich bei höheren Abflüssen etwas geringer, wobei es recht große Unterschiede zwischen den Messstellen gab. In der Flussmitte trat keine deutliche Veränderung auf. Hier kam es bei den Einzelwerten sowohl zu Erhöhungen als auch zur Verringerungen. Diese Ergebnisse bestätigten die große Bedeutung des advektiven Transportes im Uferbereich im Gegensatz zum Interstitial des Flussbetts.

4.10.6 Bedeutung einer veränderten Sedimentstruktur für den Transport

Die Sedimentstruktur des Interstitials unterliegt verschiedenen Veränderungen. Einerseits kann es zu einer Verminderung der Transportprozesse insbesondere durch die biologische Kolmation aber auch durch Ablagerung von Feinsedimenten (Versandung) führen. Andererseits ist auch die Förderung des Austausches durch biologische Prozesse (Abbau sedimentierter organischer Stoffe, Remobilisierung durch Makrozoobenthos etc.) bzw. durch mechanische Veränderungen (Hochwasser, Baumaßnahmen etc.) möglich.

Die Auswirkung der Stabilität der Sedimentlagerung wurde an unterschiedlichen Methoden der Installation der Temperaturdatenlogger sichtbar. Der Einbau der ersten Datenlogger erfolgte durch Eingraben von mehreren Loggern. Für die umfangreichen vergleichenden Untersuchungen im Flussbett und an verschiedenen Uferstellen kam später die entwickelte vertikale Einschlagkonstruktion zum Einsatz. Das Eingraben bei den ersten Versuchen in Dresden (km 62,1) führte vorerst zu einer Lockerung der Lagerungsdichte und zum Freispülen von Feinsediment. Das Ergebnis der Auswertung der Ganglinien war, dass der Transportparameter $\Delta p/\Delta z$ mit $0,76 \text{ m}^{-1}$ (09.-10.2000) deutlich geringer war als bei der Einschlagmethode mit $1,31 \text{ m}^{-1}$ (06.-08.2002). Ebenso betrug $\Delta \tau_w/\Delta z$ bei der ersten Methode nur $6,5 \text{ h m}^{-1}$ und bei der zweiten Methode $21,4 \text{ h m}^{-1}$, was einen deutlich schnelleren Transport anzeigte.

Ein weiterer Beweis für die Bedeutung der Sedimentstörung bewies eine Unregelmäßigkeit in den Temperaturganglinien der Uferstelle in Dresden an km 61,8 (Abb. 98). Dabei fielen entgegen der Ganglinie im Oberflächenwasser alle Temperaturen im Interstitial deutlich ab. Damit blieb nur die Erklärung eines lokalen plötzlichen Zustroms kälteren Grundwassers, der an anderen Messstellen nicht zu beobachten war. Dieser wurde offensichtlich durch ufer-

nahe Baggararbeiten bewirkt, der zu Kurzschlüssen in der Sedimentstruktur geführt haben muss.

Die Auswirkung einer ufernahen Versandung / Kolmation auf den Längstransport wurde bei der Durchführung mehrerer Tracerversuche beobachtet (s.Kap.4.11).

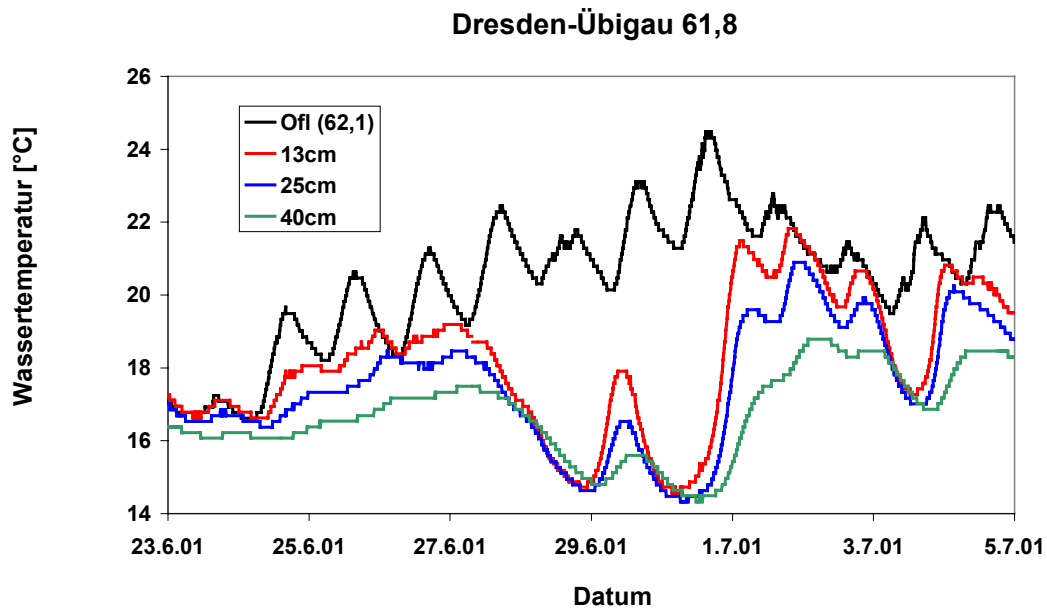


Abb. 98: Einbruch der Temperaturkurven im Interstitial durch eine Sedimentstörung (Dresden, ufernah, km 61,8)

4.11 Untersuchungen zum Längstransport im Interstitial

Die Untersuchungen zum Längstransport im ufernahen Interstitial an der Probenahmestelle Dresden-Übigau (km 62,1) mit erwärmtem und aufgesalztem (NaCl) Wasser sowie mit Farbstoff-Tracer wurden bereits in LANGE UND KRANICH (2000) erwähnt.

Bei der ersten Untersuchung vom 20.09.2000 mit aufgesalztem Wasser zeigte sich sowohl für die Wassertemperatur als auch für die Leitfähigkeit in der Tiefenschicht von 13 cm ein typischer Durchgang einer Tracerkurve. Die Maxima des Durchganges sowohl für die Temperatur als auch für die Leitfähigkeit lagen bei ca. 60 ... 80 min für die Entfernung von einem Meter (Abb. 99, Abb. 100). Dabei wurde der Tracer in ein flussaufwärts (1 m Entfernung) im Interstitial installiertes Beprobungsrohr in 25 cm Tiefe injiziert. Die

Tracerkurve in 13 cm Tiefe zeigte, dass in der Untersuchungsstrecke unter der Bedingung leicht exfiltrierenden Grundwassers eine in geringem Winkel nach oben gerichtete Längsströmung vorlag.

Der Erfolg des ersten Versuches sollte später mehrfach mit Farbstoff bestätigt werden. Es wurden jedoch keine nachweisbaren Tracerkurven über die flussabwärts gelegenen Beprobungsröhren mehr gemessen. Demgegenüber wurde der Tracer noch nach über 7 Stunden in hoher Konzentration im umgebenden Interstitial der Injektionsröhre gefunden.

Weitere Untersuchungen wurden im Sommer 2001 durch Injektion von Tracern in die ufernahen Grundwasserpegel durchgeführt. Grundsätzlich können diese zur direkten Bestimmung der Abstandsgeschwindigkeit und der Dispersionskoeffizienten benutzt werden. Entgegen der Abschätzungen waren die Tracer innerhalb von 2 Tagen nicht in den anderen Grundwasserpegeln messbar.

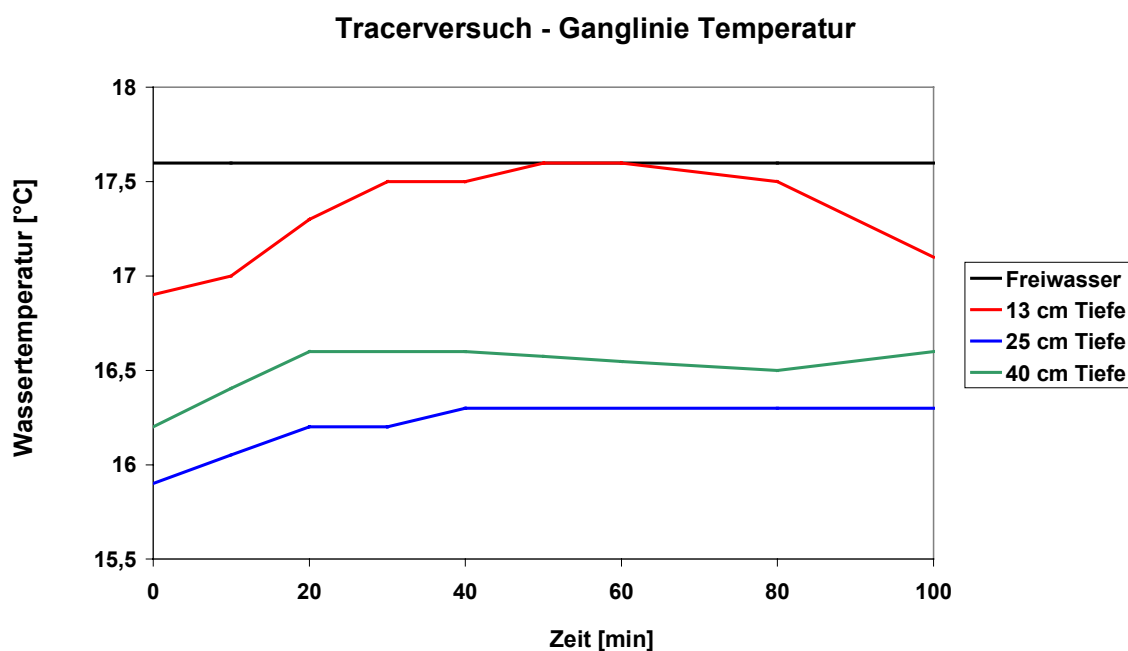


Abb. 99: Temperaturganglinie beim Tracerversuch am 20.09.00 an der Untersuchungsstelle Dresden-Übigau

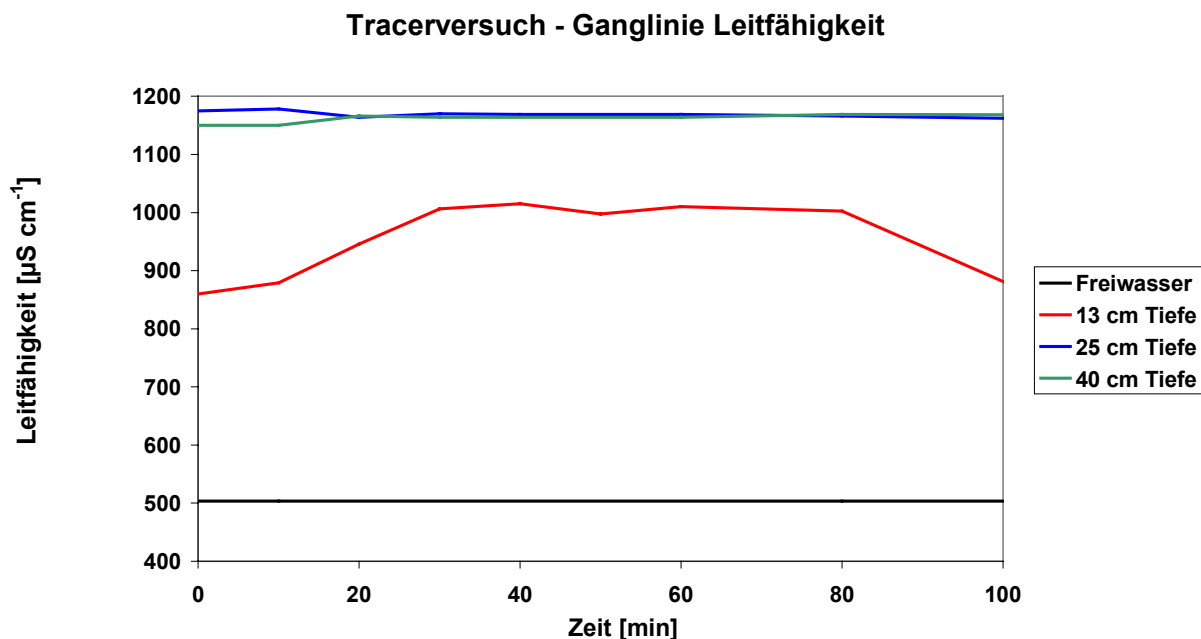


Abb. 100: Ganglinie der Leitfähigkeit beim Tracerversuch am 20.09.00 an der Untersuchungsstelle Dresden-Übigau

Die Ursachen für die Ergebnisse der Tracer-Untersuchung lassen sich im wesentlichen auf die Sedimentstruktur zurückführen. Die Zeiten im ersten erfolgreichen Versuch scheinen nach den Ergebnissen aus der Auswertung der Temperaturdatenlogger relativ gering zu sein. Diese entsprachen horizontalen Geschwindigkeiten von $0,75$ bis $1,0 \text{ m h}^{-1}$. In der Lahn wurden nach SAENGER (2000) mittlere horizontale Abstandsgeschwindigkeiten für die Schicht $0-50 \text{ cm}$ von $< 0,6 \text{ m h}^{-1}$ mit Tracern bei erhöhtem Niedrigwasser gemessen. Hohe horizontale Geschwindigkeiten können durch Kurzschlüsse zwischen den Sedimentschichten entstehen.

Eine Erklärung für die geringe Bewegung der Tracerwolke bei den weiteren Versuchen muss in Zusammenhang mit einer Versandung der Probenahmestelle ergeben. Die hohe Ungleichförmigkeit in der Sedimentstruktur wurde durch die Kornanalyse des Sedimentes in Dresden-Übigau gezeigt mit entsprechenden Auswirkungen auf den Transport. Vergleichbare Effekte der Kolmation des Interstitials wurden auch bei Tracerversuchen an der Lahn festgestellt (MONTENEGRO 2000, pers. Mitteilung). Klein- und mesoskalige Unterschiede in der Sedimentstruktur führen zu Transportgeschwindigkeiten und Fließwegen, die ein Erfassen der tatsächlichen Muster nur mit umfangreichen Messstellen ermöglichen, wie sie mit vertretbarem Aufwand nur in kleineren Fließgewässern wie der Lahn installierbar sind. Die Bewegung der Tracer im ufernahen Grundwasser zwischen den Pegeln wird deshalb nicht

zwingend der Richtung der im Grundwassergefälle installierten Pegel gefolgt sein. Dabei sind außerdem, die aus der Grundwasserforschung bekannten vertikalen Kurzschlüsse durch die installierten Pegel selbst zu beachten.

4.12 Bilanzierung des Nährstoffumsatzes und -transports

Für die Bestimmung des Stoffumsatzes wurden Advektions-Diffusions-Reaktionsgleichungen (ADR-Gleichungen) nach BAUMERT ET AL. (2003) verwendet. In diese Gleichungen gehen der advective Transport über die Abstandsgeschwindigkeiten, der diffusive Transport über die Dispersionskoeffizienten (vgl. Kap. 4.10.4) sowie die Konzentrationsgradienten zwischen den Kompartimenten Freiwasser, Interstitial und Grundwasser ein. Da diese Parameter aus den umfangreichen empirischen Messungen vorliegen, können hiermit naturnähere Aussagen gemacht werden, als aus den oben erwähnten Laborbestimmungen zu potenziellen Respirations- und Stickstoffumsatzraten.

Zur Ermittlung der Umsatzraten ψ wurden separate Beziehungen für das Parafluvial und das Interstitial durch die unterschiedlichen Böschungsneigungen angewandt. Die enthaltenen Faktorenwerte beruhen auf der Berechnung aus den Tiefenstufen 0,13 m, 0,25 m und 0,40 m und der Böschungsneigung (s. BAUMERT ET AL. 2003).

Parafluvial:

$$\bar{\psi}_{c,1}^{Para} = 0,68v_y(c_2 - c_0)m^{-1} - 1,8D_y(c_0 + c_2 - 2c_1)h^{-1}$$

$$\bar{\psi}_{c,2}^{Para} = 0,63v_y(c_3 - c_1)m^{-1} - 1,6D_y(c_1 + c_3 - 2c_2)h^{-1}$$

$$\bar{\psi}_{c,3}^{Para} = 0,23v_y(c_\infty - c_2)m^{-1} + 0,59D_y(c_3 - c_2)h^{-1}$$

Interstitial:

$$\bar{\psi}_{c,1}^{Inter} = 4,0v_y(c_2 - c_0)m^{-1} - 61,5D_y(c_0 + c_2 - 2c_1)h^{-1}$$

$$\bar{\psi}_{c,2}^{Inter} = 3,7v_y(c_3 - c_1)m^{-1} - 57,0D_y(c_1 + c_3 - 2c_2)h^{-1}$$

$$\bar{\psi}_{c,3}^{Inter} = 1,3v_y(c_\infty - c_2)m^{-1} + 20,5D_y(c_3 - c_2)h^{-1}$$

D ...Dispersionskoeffizient [$m^2 s^{-1}$]

v_y ...Abstandsgeschwindigkeit [$m s^{-1}$]

c ...Konzentrationen im Interstitial [$mg l^{-1}$]

c_0 ... c (Freiwasser); c_1 ... c (13 cm Tiefe); c_2 ... c (25 cm Tiefe); c_3 ... c (40 cm Tiefe); c_∞ ... c (Grundwasser)

Für die Bewertung des Stoffumsatzes ist die Kenntnis des Durchflusses durch das Interstitial interessant. Die aus den Korngrößenanalysen ermittelten k_f -Werte und die gemessenen Druckdifferenzen bilden die Grundlage der Durchflussermittlung nach DARCY.

$$Q = k_f \cdot F \cdot \frac{\Delta h}{\Delta z}$$

Q	Durchfluss [$\text{m}^3 \text{s}^{-1}$]
k_f	hydraulischer Durchlässigkeitsbeiwert [m s^{-1}]
F	Durchflossene Fläche [m^2]
Δh	Druckdifferenz [m]
Δz	Höhendifferenz [m]

Stellt man den hydraulischen Durchfluss durch eine Sedimentschicht im Vergleich zu Druckdifferenzen dar, wird deutlich wie erheblich sich die hydraulische Durchlässigkeit auswirkt (Abb. 101). Der dargestellte Bereich entspricht dem Bereich der typischen, gemessenen Differenzdrücke in Dresden. In Meißen lagen die Differenzunterschiede an den Untersuchungstagen in der Regel nur in geringeren Bereichen (durchgehende Linie in Abb.), sodass die theoretisch möglichen hohen Durchflüsse nicht nachgewiesen wurden. Die Abbildung verdeutlicht, wie bei unförmigem Sediment (Dresden-Altübigau) auch bei theoretisch höheren Druckunterschieden nur unwesentliche Durchflüsse vorkommen können. Allerdings war die Datendichte von der Standardprobenahmestelle Dresden-Übigau entsprechend dem abgestimmten Untersuchungsprogramm auch deutlich größer. Im Interstitial der Flussmitte könnten aufgrund der guten Durchlässigkeiten hohe Abstandsgeschwindigkeiten und damit auch Durchflüsse auftreten. Da aber nur geringe Druckunterschiede zu erwarten sind, bleiben die Abstandsgeschwindigkeiten und Durchflüsse, also der advective Transport, weniger bedeutend.

$$v_A = v_f \cdot n$$

v_a	Durchfluss [m h^{-1}]
v_f	Filtergeschwindigkeit (DARCY) [m h^{-1}]
n	nutzbare Porosität [-]

Der k_f -Wert wirkt sich auf die Abstandsgeschwindigkeit, der Geschwindigkeit mit der das Wasser durch die Sedimentporen strömt, im Interstitial aus. Die Abstandsgeschwindigkeit ist ein Maß für den advectiven Transport. Im ufernahen Interstitial, wo größere Druckdifferenzen durch Infiltration und Exfiltration entstehen, lagen trotz niedriger k_f -Werte 65 % der Abstandsgeschwindigkeiten zwischen 0 und $0,5 \text{ m h}^{-1}$ und ca. 80 % zwischen 0 und 1 m h^{-1} . Die Verteilung wird durch die jeweiligen Abflusshöhen und -änderungen bestimmt. In der Flussmitte sind niedrigere Werte trotz besserer Durchlässigkeit zu erwarten, da hier keine größeren Druckdifferenzen auftreten sollten.

Durchfluss in Abhängigkeit des Differenzdrucks durch 0,25m Schicht

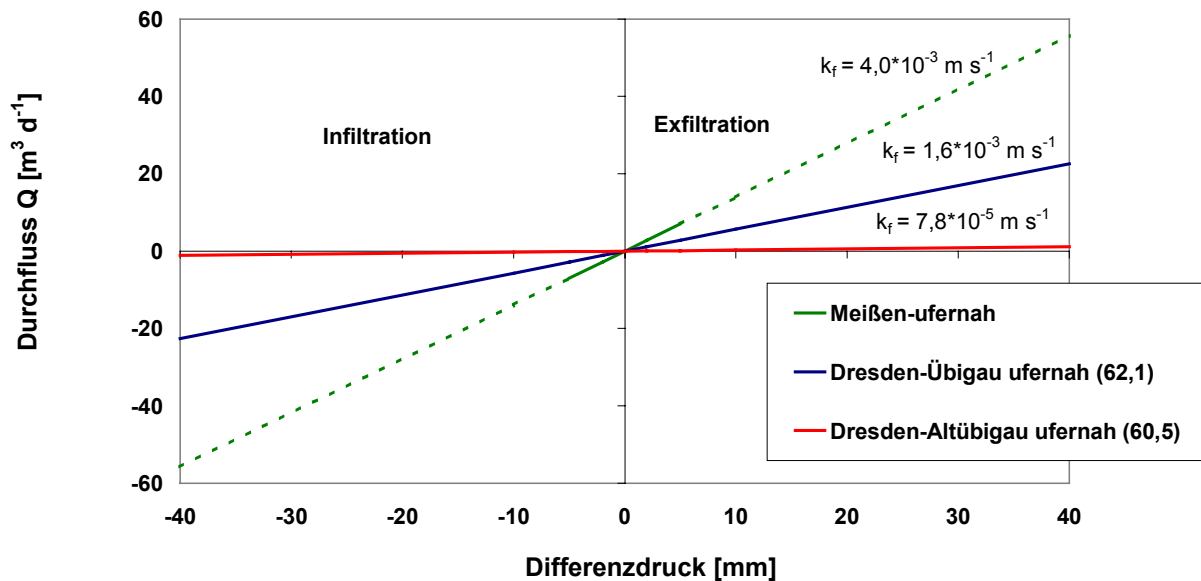
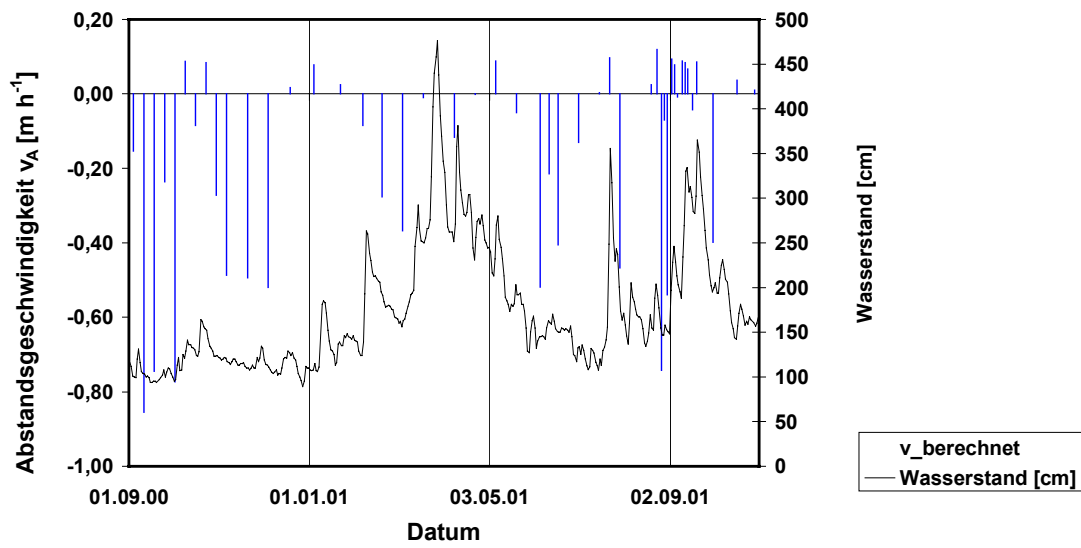


Abb. 101: Durchfluss (DARCY) durch eine 0,25m Schicht des Interstitials in Abhängigkeit des Differenzdrucks an verschiedenen ufernahen Messstellen bezogen auf 1 m^2 Fläche

Der advective Transport wirkt sich über die Abstandsgeschwindigkeit auf den Stoffumsatz im Interstitial aus. In Abhängigkeit der Morphologie und Sedimentstruktur im ufernahen Bereich führen Wasserstandsänderungen zu unterschiedlichen Transportgeschwindigkeiten im Interstitial. In Dresden-Übigau waren die Abstandsgeschwindigkeiten stärker an die Entwicklung des Wasserstandes gekoppelt (z.B. Exfiltration bei sinkendem Wasserstand, Abb. 102). In Meißen zeigte sich diese Beziehung weniger ausgeprägt, was u.a. durch die Wasserentnahme im Wasserwerk Meißen-Siebeneichen beeinflusst wurde. Während in Dresden über dem Auftreten von Mittelwasser höchstens noch eine geringe Exfiltration auftrat, begrenzte der Wasseranstieg in Meißen die Exfiltration erst bei höheren Wasserständen (Abb. 103).

Wasserstand Pegel Dresden / berechnete v_A (Dresden-Übigau)



Wasserstand Pegel Dresden / berechnete v_A (Meißen)

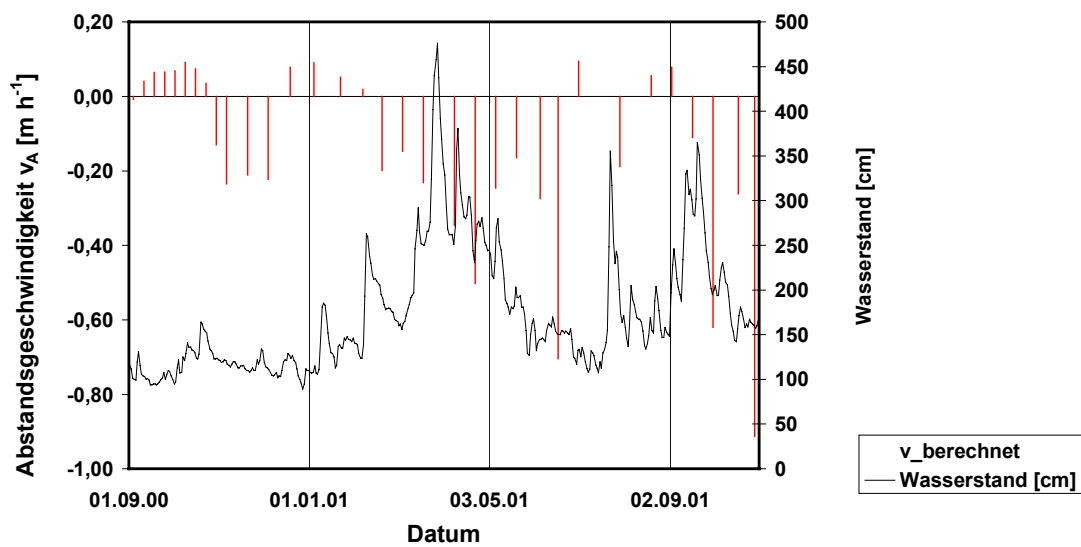


Abb. 102: Abstandsgeschwindigkeit v_A (berechnet, negativ...Exfiltration, positiv...Infiltration) im ufernahen Interstitial bei den Probenahmen und Wasserstandsganglinie

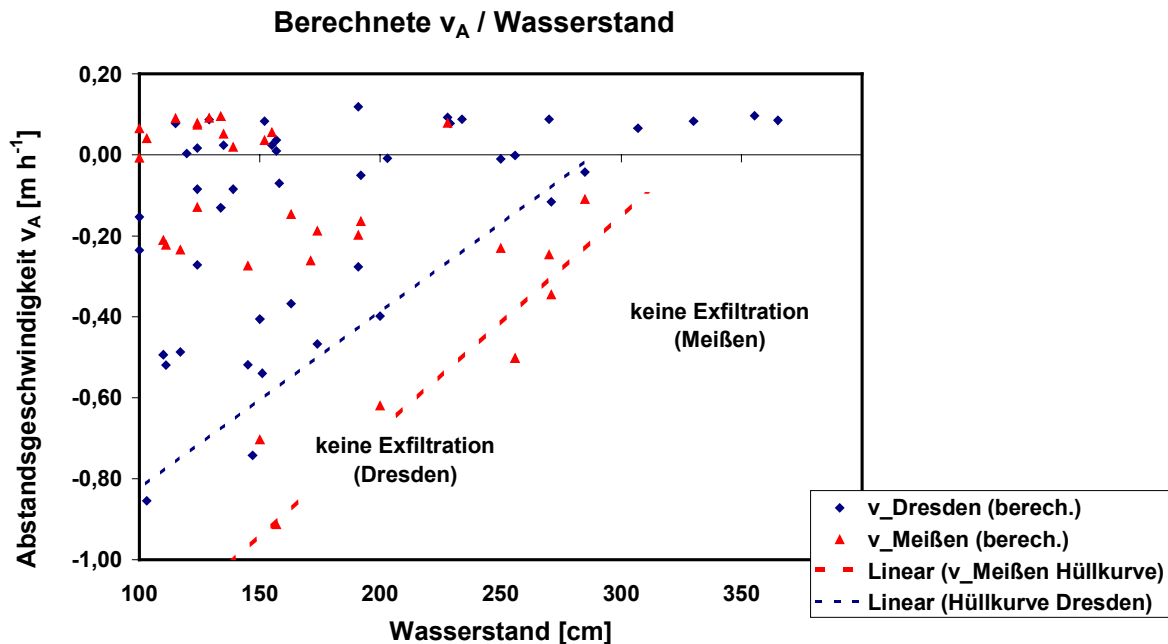


Abb. 103: Abhängigkeit der Abstandsgeschwindigkeit v_A (berechnet, negativ...Exfiltration, positiv...Infiltration) im ufernahen Interstitial bei den Probenahmen vom Wasserstand

Eine zuverlässige Bilanzierung der Umsatzraten für den Sauerstoff- und Stickstoffhaushalt auf Grund der gemessenen ist schwierig, da als Einflussgrößen nur mittelbar bestimmbar sind:

- der Dispersionskoeffizient für den Stoffaustausch,
- die Ex- bzw. Infiltrationsgeschwindigkeit und
- die Dynamik der Stoffumsatzprozesse.

Mit der von BAUMERT (2003) entwickelten Bilanzmethode (Advektions-Diffusions-Reaktionsgleichungen für Parafluvial und Interstitial) und mit Hilfe des Modells AQUASIM (mit einem Teilmodell für den Stoffaustausch zwischen Freiwasser/Interstitial und Grundwasser auf der Basis der Auswertung und vergleichenden Simulation der Wassertemperaturen in den einzelnen Schichten zur Ableitung und Verifizierung des Dispersionskoeffizienten und der advektiven Geschwindigkeit) wurden folgende Ergebnisse erzielt. Die Umsatzraten geben dabei sowohl die Abbauprozesse (Denitrifikation, Nitrifikation) als auch die Bildungsprozesse wieder. Der Nitratumsatz beinhaltet auch den Anteil des gebildeten Nitrats aus der evtl. gleichzeitigen Nitrifikation. Allerdings waren Ammonium und Nitrit nur in deutlich geringeren Konzentrationen als Nitrat nachweisbar.

Tab. 17: Ergebnisse der Berechnungen zu den Stoffumsatzraten im Parafluvial / Interstitial bezogen auf das aktive Sedimentvolumen („Sommer“: 05/06...11/12)

Parameter	Einheit	Parafluvial				Interstitial
		Dresden-Übigau		Meißen		
		Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer
v_A (Abstandsgeschw.)	$m\ h^{-1}$	-0,1...-0,2				0,05
D_y (Dispersionskoeff.)	$m^2\ h^{-1}$	0,4				0,04
Respirationsrate	$g\ O_2\ m^{-3}_{Sed.}\ h^{-1}$	0...0,15	0...0,05	0,1...0,2	0,0...0,1	0,03...0,08
Denitrifikationsrate	$g\ NO_3-N\ m^{-3}_{Sed.}\ h^{-1}$	0...0,03	0...0,02	0,02...0,05	0...0,03	0,003...0,01
Nitrifikationsrate	$g\ NH_4-N\ m^{-3}_{Sed.}\ h^{-1}$	0...0,004	0,002...0,004	0...0,004	0,004...0,01	0...0,0005

Als Periode wesentlicher Stoffumsatzaktivität mit auswertbaren Gradienten zeigte sich der Zeitraum zwischen Mai/Juni und November/Dezember. Bezogen auf das ufernahe Interstitialwasser ergaben sich folgende Werte:

- typische advective Geschwindigkeit: (Exfiltration) $0,1 \dots 0,2\ m\ h^{-1}$
- typischer Dispersionskoeffizient: $0,4\ m^2\ h^{-1}$
- mittlere Respirationsrate: $0,5 \dots 1,0\ g\ m^{-3}\ h^{-1}\ O_2$
- mittlere Denitrifikationsrate: $0,1 \dots 0,2\ g\ m^{-3}\ h^{-1}\ NO_3-N$
- mittlere Nitrifikationsrate: $0,01 \dots 0,02\ g\ m^{-3}\ h^{-1}\ NH_4-N$

Für die Berechnung der Nährstoffbilanzen entsprechen diese Werte folgenden interstitiellen Umsatzraten bezogen auf das Sedimentvolumen:

- mittlere Respirationsrate: $0,1 \dots 0,2\ g\ m^{-3}_{Sed.}\ h^{-1}\ O_2$
- mittlere Denitrifikationsrate: $0,02 \dots 0,05\ g\ m^{-3}_{Sed.}\ h^{-1}\ NO_3-N$
- mittlere Nitrifikationsrate: $0,002 \dots 0,004\ g\ m^{-3}_{Sed.}\ h^{-1}\ NH_4-N$

Von Interesse ist nun ein Vergleich mit den unter Laborbedingungen ermittelten potenziellen Stoffumsatzraten zur Nitrifikation und Denitrifikation (Tab. 7, TU Dresden, IGB). Der besondere Vorteil der vorliegenden Analysen im Gegensatz zu den Laboruntersuchungen liegt einerseits in den tatsächlichen Messungen im Gewässer, die die vorkommenden abiotischen und biotischen Umweltbedingungen des Interstitials wiedergeben, und andererseits in der Einbeziehung der advectiven und dispersiven Anteile des Stofftransports in Abhängigkeit der Transportrichtung (Exfiltration, Infiltration). Deshalb sind die ermittelten, realistischeren Werte erwartungsgemäß auch deutlich niedriger als die potenziellen Raten. Zu den

limitierenden Ursachen zählen die niedrigeren Temperaturen und die begrenzten Substratangebote bzw. ungünstigere Milieubedingungen. Der Vergleich mit den durch das IGB und die TUD (2002) unter Laborbedingungen gemessenen potenziellen Umsatzraten (als Obergrenzen) zeigt für die Respiration und die Denitrifikation ein Verhältnis von 1:10 bis 1:100.

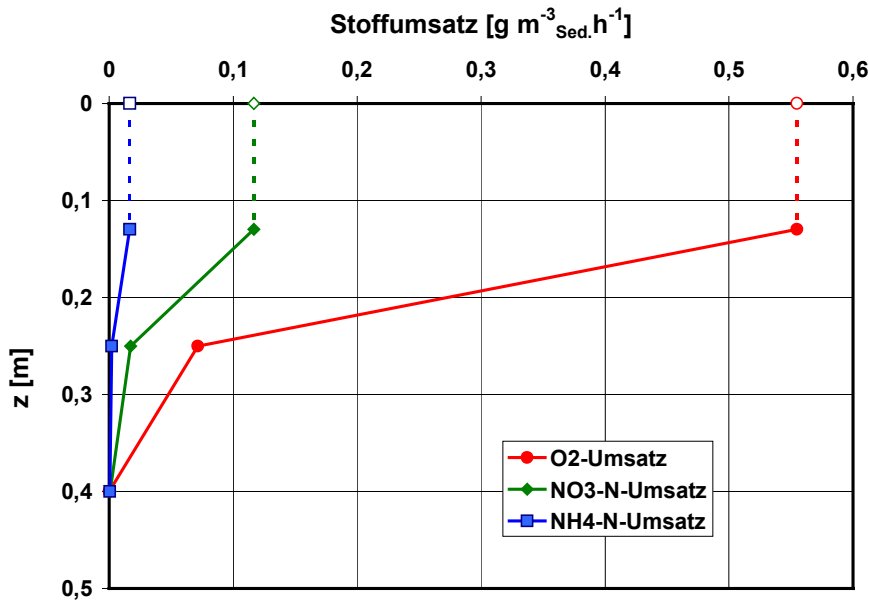


Abb. 104: Vertikalgradienten des Stoffumsatzes (Jahresmittelwerte) im Parafluvial (ufernahes Interstitial) in Meißen

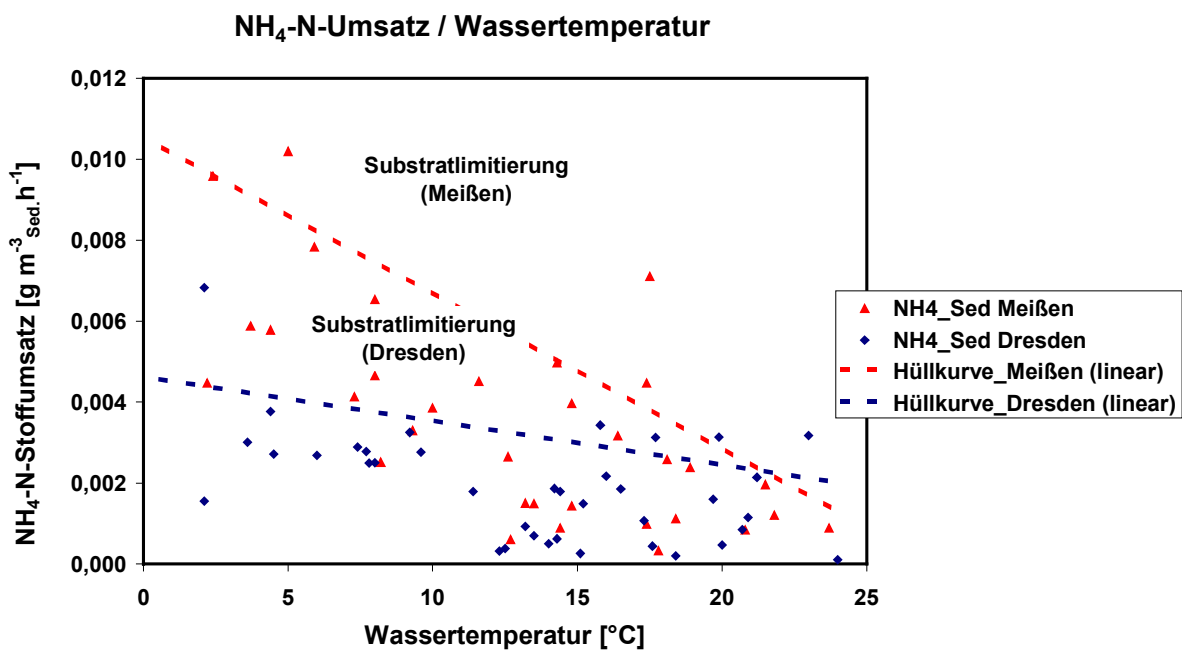


Abb. 105: Substratlimitierung des NH₄-N-Umsatzes im Parafluvial (ufernahes Interstitial) bei steigenden Wassertemperaturen

Der größte Anteil des Stoffumsatzes fand in der oberen Schicht des Parafluvials statt. Dies zeigten auch die Jahresmittelwerte der Umsatzraten in Meißen (Abb. 104). Erwartungsgemäß nimmt die Umsatzrate von Sauerstoff über Nitrat zu Ammonium ab. Die Nitrifikation war durch die Substratlimitierung aufgrund mittlerweile geringer Ammonium-Konzentrationen im Sommer/Herbst sehr gering (Abb. 105), obwohl die Umsatzprozesse bekanntermaßen bei ausreichendem Substrat positiv mit der Temperatur korrelieren. Damit war die tatsächliche im Interstitial noch ermittelbare Nitrifikation im Winter/Frühjahr sogar etwas höher als im Sommer (Tab. 17), was sich bis in die Bilanz auswirkte (Tab. 18). Die potenzielle O₂-Respiration erhöht sich mit steigender Wassertemperatur (Abb. 106). Aufgrund der zahlreichen Einflussfaktoren insbesondere durch die Transportdynamik konnten auch bei höheren Temperaturen z.T. niedrige Umsätze auftreten. Beim Nitrat-Umsatz zeigte sich, dass bereits ab einer Wassertemperatur von etwa 10 °C das Maximum des Umsatzes im Interstitial in Dresden und Meißen erreichbar war (Abb. 107). In Meißen erreichte die Denitrifikation höhere Raten als in Dresden, was u.a. auf eine ausgeglichene Korngrößenverteilung des Sedimentes mit größerer Porosität zurückzuführen ist..

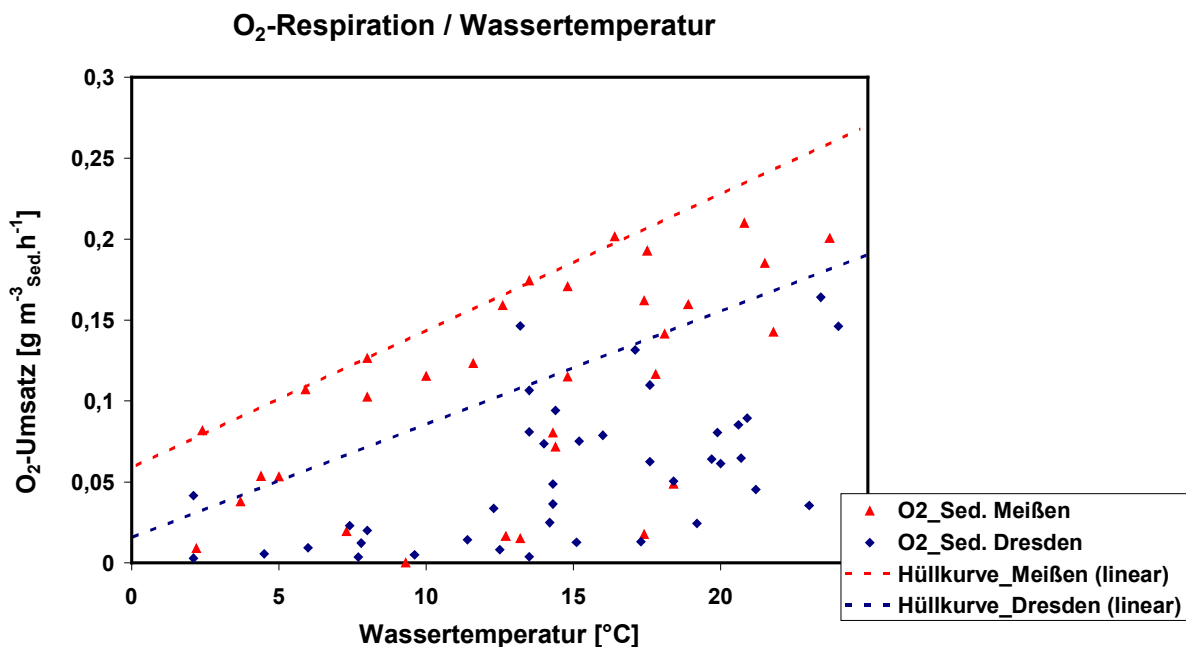


Abb. 106: Abhängigkeit der Respiration im Parafluvial (ufernahes Interstitial) von der Wassertemperatur

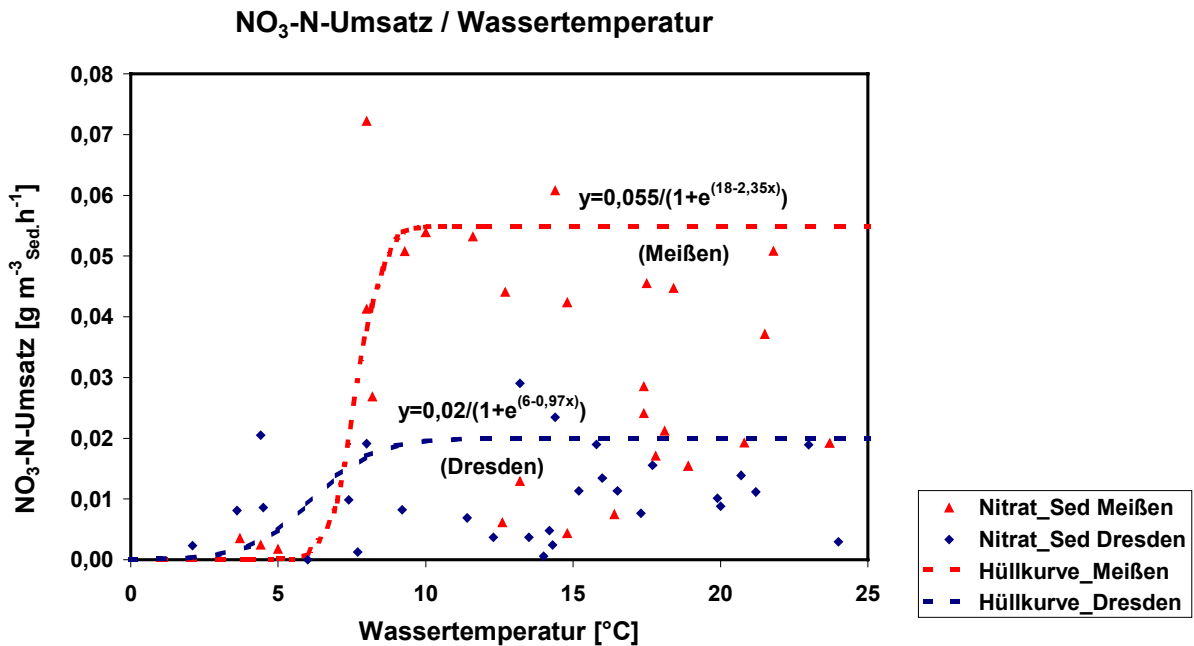


Abb. 107: Vergleich des NO₃-N-Umsatzes im Parafluvial (ufernahes Interstitial) mit der Wassertemperatur (weitere Abhängigkeiten z.B. Stofftransport)

Bei der Aufstellung der flussbezogenen Bilanzierung (Tab. 18) mussten die Anteile des Stoffumsatzes im Parafluvial und im Interstitial berücksichtigt werden. Das Parafluvial ist die interstitielle Hauptumsatzzone mit 70-80 % Anteil bezogen auf den Flussquerschnitt, obwohl z.B. in Dresden nur 20-30 % des Querprofils dem aktiven Uferbereich zuzuordnen sind. Dies lässt sich auf die Kombination der Transportprozesse durch Advektion (z.B. Nitrat aus dem Grundwasser) und Dispersion (Eintrag von organischen Nährstoffen aus dem Oberflächenwasser) mit dem Ergebnis optimaler Bedingungen für die Mikroorganismen zurückführen. Der aktivste Horizont ist das obere ufernahe Interstitial (< 15 cm).

Tab. 18: Bilanz Umsatzraten im Interstitial / Parafluvial pro Flusskilometer („Sommer“: 05/06...11/12)

Parameter	Einheit	Sommer	Winter	Gesamtjahr
Respirationsrate pro Fluss-km	kg d ⁻¹ O ₂	150...400	0...130	80...250
Denitrifikationsrate pro Fluss-km	kg d ⁻¹ NO ₃ -N	25...50	2...30	14...40
Nitrifikationsrate pro Fluss-km	kg d ⁻¹ NH ₄ -N	2,5...5,5	7,5...20	5,0...12
Anteil Parafluvial am Umsatz	%	60...80	50...90	70...80

Im Sommer/Herbst-Zeitraum wurde die mittlere Denitrifikationsrate im Interstitial der Oberen Elbe mit 25 ... 50 kg d⁻¹ und Flusskilometer bilanziert. Demgegenüber benötigt die interstitielle Respiration zwischen 150 ... 400 kg d⁻¹ Sauerstoff pro Flusskilometer. Auf den

Gesamtflusslauf der Elbe in Deutschland bezogen ist demnach zwischen Mai/Juni und November/Dezember ein Denitrifikationspotenzial von 15 ... 30 t d⁻¹ Stickstoff im Interstitial zu erwarten. Die Realisierung dieses Denitrifikationspotenzials hängt von

- den hydrodynamischen Bedingungen,
- den Sauerstoffverhältnissen und
- dem Angebot an abbaubaren Stoffen

ab. Die Größenordnung dieses Potenzials zeigt, dass das Interstitial nicht nur ein wichtiges und komplexes biozönotisches Kompartiment ist, sondern es auch in der Wechselwirkung mit dem Grundwasser und dem Flusswasser den Stickstoffhaushalt wesentlich mitbestimmt.

4.13 Prozessbeschreibung und Modellierung

Anhand der bisher durchgeführten Untersuchungen und der Literaturoswertung wurde im Auftrag von ECOSYSTEM SAXONIA durch HYDROMOD eine physikalisch begründete Modellvorstellung für den Stoff- und Wärmetransport im Interstitial/Parafluvial erarbeitet. Die Ergebnisse sind in der Teilstudie „Erarbeitung von numerisch-modelltechnischen Hilfsmitteln zur Interpretation von experimentellen Untersuchungen im Interstitial und Parafluvial der Oberen Elbe“ von HYDROMOD enthalten (BAUMERT UND LEVIKOV 2001). Ebenso wird auf den Bericht „Hyporheisches Interstitial, Parafluvial und Zusammenfassung der Gesamtergebnisse“ (BAUMERT ET AL. 2003) verwiesen.

Durch die umfangreichen, oben beschriebenen Messungen hatte sich herausgestellt, dass der ufernahe Grundwasserleiter neben den Wasserspiegelschwankungen im Fluss eine entscheidende Einflussgröße für den Stofftransport im ufernahen Interstitial durch Infiltration und Exfiltration darstellt. Aus diesem Grund wurde die Betrachtung um das Kompartiment Parafluvial, welches am Ufer an die hyporheische Zone anschließt und in Interaktion mit dieser steht (BOULTON ET AL. 1998), erweitert.

In Abb. 80 ist die Modellvorstellung bezüglich Transport und Umsatz grafisch dargestellt. Für die Umsetzung in ein mathematisches Fließgewässermodell einschließlich der Stillwasserzonen wären deshalb als folgende wesentliche Kompartimente:

- Pelagial,
- Interstitial,
- Parafluvial (ufernahes Interstitial) und
- Bühnen

vorzuschlagen.

Die grundlegenden Prozessgleichungen wurden von (BAUMERT UND LEVIKOV 2001; BAUMERT ET AL. 2003) folgendermaßen beschrieben. Für detailliertere Erläuterungen wird auf die entsprechenden Bericht von HYDROMOD verwiesen. Die Ausgangsgleichungen (vereinfachte Grundgleichungen) gehen davon aus, dass

- der uferferne Grundwasserspiegel konstant ist bzw. sich nur langsam jahreszeitlich bedingt ändert,
- eine Wasserstandsschwankung sich als Störung durch einen skalaren Transport der advective und dispersive Prozesse beinhaltet vom Fluss in das Interstitial/Parafluvial oder mit umgekehrter Richtung auswirkt,
- es sich um einen dynamischen zweidimensionalen Prozess handelt, der in Analogie zu den Bühnenfeldern beschrieben werden kann.

Spiegelstörung $[\tilde{h}]$: $\frac{\partial \tilde{h}}{\partial t} - \alpha \cdot \frac{\partial^2 \tilde{h}}{\partial y^2} = 0$, $\alpha = \bar{k} \cdot \langle h \rangle / \Theta_e$,

Abstandsgeschwindigkeit $[v]$: $v = \bar{v} + \tilde{v}$, $\tilde{v} = -\bar{k} \cdot \frac{\partial \tilde{h}}{\partial y}$,

Skalarer Transport $[C]$: $\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial y}(v \cdot C) - \frac{\partial}{\partial y} \left(D(v) \cdot \frac{\partial C}{\partial y} \right) = \psi$,

Randbedingungen $[\zeta, C_0]$: $\tilde{h}(0, t) = \zeta(t)$, $C(0, t) = C_0(t)$,

Grundwasserspiegel $[h]$: $h = \bar{h} + \tilde{h}$, $\bar{h} = \sqrt{h_0^2 + \frac{y - y_0}{y_1 - y_0} \cdot (h_1^2 - h_0^2)}$.

Dabei wurde folgende Arbeitshypothese (BAUMERT UND LEVIKOV 2001) abgeleitet:

(A) Stofftransportprozesse im Parafluvial auf kurzen Zeitskalen durch große Pecletzahlen und Dominanz diffuser Austauschprozesse gekennzeichnet sind. Die Beschreibung erfolgt mit Hilfe von

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} - D_e \cdot \frac{\partial^2 \bar{C}}{\partial y^2} = \psi(\bar{C}), \quad Pe = \frac{D_e}{\bar{v}^2 \cdot T} \gg 1.$$

(B) Stofftransportprozesse im Parafluvial sind auf langen Zeitskalen durch kleine Pecletzahlen und Dominanz advektiver Prozesse gekennzeichnet. Die Beschreibung erfolgt mit Hilfe von

$$\frac{\partial \bar{C}}{\partial t} + \bar{v} \cdot \frac{\partial \bar{C}}{\partial y} = \psi(\bar{C}), \quad Pe = \frac{D_e}{\bar{v}^2 \cdot T} \ll 1 .$$

Für dynamischen Prozesse ergibt sich daraus die große Bedeutung des Blockparameters D_e , welcher die diffusiven/dispersiven Austauschprozesse charakterisiert. Für die Konzentrationsschwankungen wird daraus die gewöhnliche Differentialgleichung abgeleitet:

$$\frac{\partial \tilde{c}_1}{\partial t} - \frac{1}{\tau_\omega} \cdot (p \cdot \tilde{c}_0 - \tilde{c}_1) = \psi(\bar{c}_1 + \bar{c}_2) ,$$

$$p = \frac{L_2}{L_1 + L_2} , \quad \tau_\omega = \frac{L_1 \cdot L_2}{2 \cdot D_e} ,$$

$$p = \frac{1}{1 + \gamma_p / \sqrt{D_e \cdot T}} , \quad \tau_\omega = y \cdot \gamma_\tau \cdot \sqrt{T / D_e} .$$

Die Bestimmung der empirischen Transportparameter wurde in Kapitel 4.10 beschrieben.

Zur Modellierung setzten BAUMERT ET AL. (2003) die Erkenntnisse in einem diskreten Modell um. Für die entsprechenden Modellgleichungen verweisen wir auf diese Quelle.