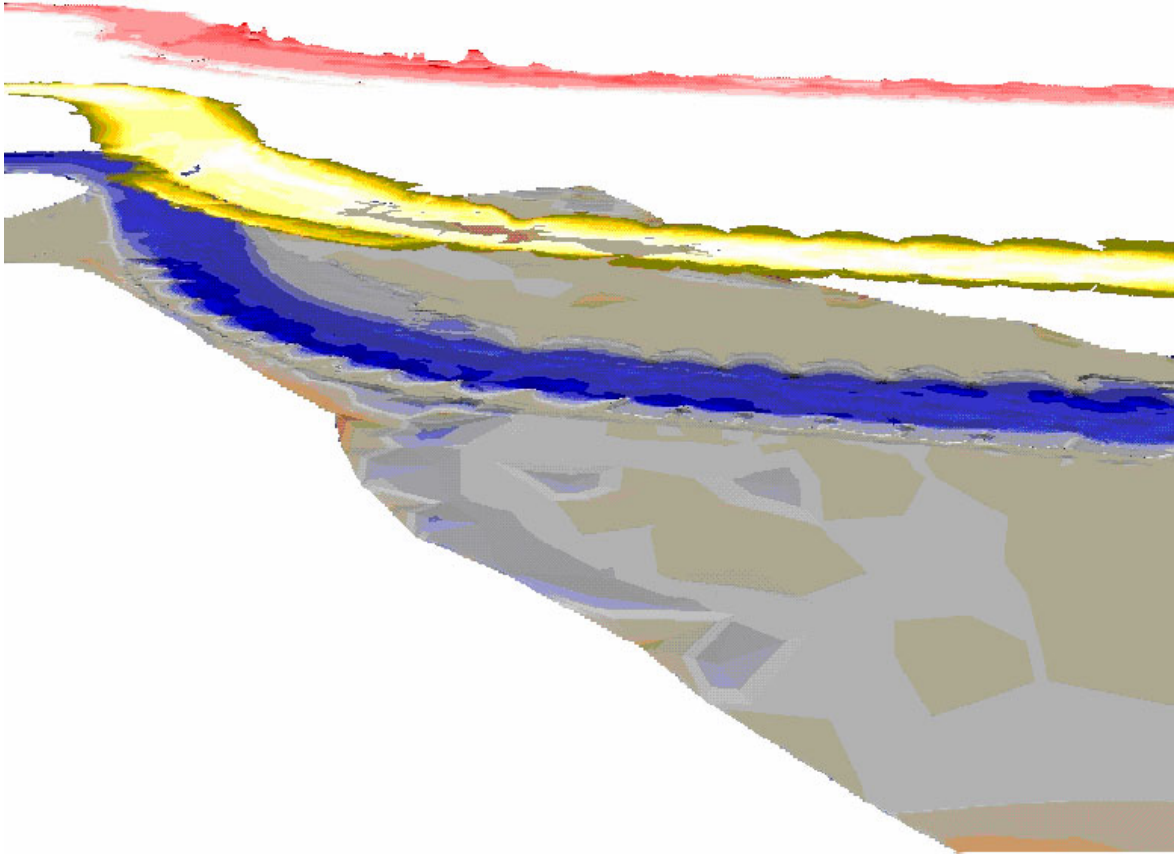


# Modellierung des organismischen Response in Buhnenfeldern der mittleren Elbe

Determinierende Umweltfaktoren des Makrozoobenthos der Elbe



Dissertation  
zur  
Erlangung des Doktorgrades  
der Naturwissenschaften  
(Dr. rer. nat.)

dem  
Fachbereich Biologie/Zoologie  
der Philipps-Universität Marburg  
vorgelegt von  
Michael Thomas Dirksen  
aus Karlsruhe

Marburg/Lahn 2003

Vom Fachbereich Biologie/Zoologie  
der Philipps-Universität Marburg als Dissertation am 14.7.2003 angenommen.

Erstgutachter: Prof. Dr. rer. nat. H.W. Bohle

Zweitgutachter: Prof. Dr. rer. nat. R. Brandl

Tag der mündlichen Prüfung am 18.11.2003

# Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>EINLEITUNG</b> .....	<b>13</b>
<b>2</b>	<b>ARBEITSHYPOTHESEN UND ZIELSTELLUNG DES FORSCHUNGSVORHABENS IM KONTEXT DES GESAMTPROJEKTS</b> .....	<b>14</b>
<b>3</b>	<b>HYDROLOGISCHE UND HYDROGRAPHISCHE EINORDNUNG DES UNTERSUCHUNGSGEBIETS</b> .....	<b>15</b>
<b>4</b>	<b>CHEMISCH-PHYSIKALISCHE KENNDATEN DER ELBE</b> .....	<b>17</b>
<b>5</b>	<b>QUALITATIVE DESKRIPTION UND CHARAKTERISTIK DER BEPROBTE BÜHNENFELDER</b> .....	<b>19</b>
<b>6</b>	<b>METHODIK</b> .....	<b>23</b>
6.1	PROBEMETHODIK.....	23
6.2	PROBENAUFARBEITUNG UND BESTIMMUNG .....	24
6.3	NOMENKLATUR DER PROBESTELLEN.....	26
6.4	ZEITRAUM DER PROBENAHE .....	26
6.5	BERECHNUNG DER ABUNDANZEN .....	27
6.6	PARAMETER ZUR KORRELATIONSANALYSE UND DEREN KOPPLUNG AN DAS MORPHO- HYDRODYNAMISCHE MODELL .....	28
6.7	UNTERSUCHUNG DER PHYSIKALISCHEN PARAMETER IM SUBSTRAT .....	32
6.8	QUALITATIVE DESKRIPTION DER FAUNA IM UNTERSUCHUNGSGEBIET .....	34
6.9	STATISTISCHE METHODEN.....	35
6.9.1	<i>Multivariate Methoden; die Ordinationstechniken RDA und PCA</i> .....	35
6.9.2	<i>Multiple Regression – Bestimmung der Regressionskoeffizienten der RDA</i> .....	37
6.9.3	<i>Ermittlung der Korrelationen von Umweltparametern und Abundanzen mittels Generalized Linear Models (GLM)</i> .....	40
6.9.4	<i>Voranalyse der Daten</i> .....	41
6.9.5	<i>Transformation (Aufbereitung) der Daten</i> .....	41
6.9.5.1	Transformation der Abundanzen .....	41
6.9.5.2	Transformation der Umweltparameter.....	42
6.9.5.3	Test auf Informationszugewinn durch Transformation der Variablen .....	42
6.9.6	<i>Wahl der adäquaten multivariaten Analyse Methode</i> .....	44
6.9.7	<i>Selektion der Umweltfaktoren</i> .....	44
6.9.8	<i>Selektion der Spezies</i> .....	45
6.9.9	<i>Monte-Carlo Permutationstest</i> .....	45
6.9.10	<i>Interpretationsansatz der Scatter und Biplots der RDA</i> .....	46
<b>7</b>	<b>ERGEBNISSE, DEREN DISKUSSION UND BEWERTUNG</b> .....	<b>47</b>
7.1	PROJEKTDATENBANK UND GIS.....	48
7.1.1	<i>Systemvoraussetzungen</i> .....	49
7.1.2	<i>Installation der Benthosdatenbank und des GIS</i> .....	49
7.1.3	<i>Beschreibung des GIS</i> .....	50
7.1.4	<i>Beschreibung der Projektdatenbank</i> .....	51
7.2	CHARAKTERISIERUNG DES BEPROBTE HABITATS .....	53
7.3	TRENDANALYSE DER PHYSIKALISCHEN PARAMETER.....	56
7.4	ARTINVENTAR UND DOMINANZCHARAKTERISTIK .....	57
7.5	STATISTISCHE ANALYSEN .....	63
7.5.1	<i>Voranalyse zur Selektion der Datensätze und Umweltparameter</i> .....	63
7.5.1.1	Korrelationsanalyse Umweltparameter zur Fauna - gesamter Datensatz .....	63
7.5.1.2	Vergleich der gemessenen- mit modellierten Substrat-Daten - Datensatz Weichsubstrat.....	65

7.5.1.3	Vergleich der gemessenen mit modellierten Strömungsgeschwindigkeiten - Datensatz Weichsubstrat	70
7.5.1.4	Vergleich der gemessenen mit modellierten Strömungsgeschwindigkeiten - Datensatz Hartsustrat	75
7.5.1.5	Diskussion Voranalyse	78
<b>7.5.2</b>	<b>Korrelationsanalyse Umweltparameter - Fauna Weichsubstrat</b>	<b>79</b>
7.5.2.1	Indirekte Gradientenanalyse	79
7.5.2.2	Direkte Gradientenanalyse	82
7.5.2.2.1	Transformation und Selektion von Daten/-sätzen und Spezies	82
7.5.2.2.2	RDA	86
7.5.2.3	link functions	90
7.5.2.4	Multiple Regression - Bestimmung der Koeffizienten	95
7.5.2.5	Diskussion Ergebnisse Weichsubstrat	97
<b>7.5.3</b>	<b>Korrelationsanalyse physikalische Parameter gemessen im Substrat – Fauna Weichsubstrat</b>	<b>107</b>
7.5.3.1	direkte Gradientenanalyse	107
7.5.3.1.1	Transformation und Selektion von Daten/-sätzen und Spezies	107
7.5.3.1.2	RDA	111
7.5.3.2	Diskussion physikalischer Parameter gemessen im Substrat	112
<b>7.5.4</b>	<b>Korrelationsanalyse Umweltparameter - Fauna Hartsustrat</b>	<b>115</b>
7.5.4.1	Indirekte Gradientenanalyse	115
7.5.4.2	direkte Gradientenanalyse	116
7.5.4.2.1	Transformation und Selektion von Daten/-sätzen und Spezies	116
7.5.4.2.2	RDA	120
7.5.4.3	link functions	124
7.5.4.4	multiple Regression- Bestimmung der Koeffizienten	127
7.5.4.5	Diskussion der Ergebnisse des Hartsustrats	129
<b>8</b>	<b>ZUSAMMENFASSENDE DISKUSSION DER ERGEBNISSE</b>	<b>137</b>
8.1	STRUKTUR DER BIOZÖNOSE	137
8.2	BEWERTUNG DER BIOZÖNOSE	139
8.3	FEHLERBETRACHTUNG	141
<b>9</b>	<b>ANWENDUNG DER MODELLIERUNG ZUR ÜBERPRÜFUNG DER GESTALTUNG VON BUHNEN/BUHNENFELDERN</b>	<b>144</b>
9.1	ÖKOMORPHOLOGISCHE KRITERIEN (LEITBILD) FÜR DIE STRUKTUR DER ELBE IM UNTERSUCHUNGSABSCHNITT	144
9.2	FAUNISTISCHES LEITBILD FÜR DIE BIOZÖNOSE DER ELBE IM UNTERSUCHUNGSABSCHNITT	146
9.3	ALLGEMEINE BIOLOGISCHE ZIELVORSTELLUNGEN AN DIE GESTALTUNG VON BUHNEN	147
9.4	ALLGEMEINE ANFORDERUNGEN AN BUHNEN/BUHNENFELDER AUS SICHT DES VERKEHRSWASSERBAUS	150
9.5	IST-ZUSTAND UND MÖGLICHKEITEN DER GESTALTUNG UND VERÄNDERUNG VON BUHNEN/BUHNENFELDERN	151
9.6	GETESTETE BUHNEN VARIANTEN	152
9.7	MODELLIERUNGSERGEBNISSE DER BUHNENVARIANTEN	154
9.7.1	Buhnenfelder bei Stromkilometer 423	155
9.7.2	Buhnenfelder bei Stromkilometer 422	157
9.7.3	Buhnenfelder bei Stromkilometer 424	159
9.8	DISKUSSION DER MODELLIERUNGSERGEBNISSE	162
<b>10</b>	<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>165</b>
<b>11</b>	<b>LITERATUR</b>	<b>167</b>
<b>12</b>	<b>DANKSAGUNG</b>	<b>180</b>

# Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Mittlere Jahresabflüsse MQ m <sup>3</sup> /s für die Kalenderjahre 1989-1999; Verhältnis der mittleren Jahresabflüsse zum langjährigen mittleren Abfluss in Prozent. *) Angaben für das hydrologische Jahr Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde <a href="http://www.umweltdaten.de/wasser/wawi-d-2.pdf">http://www.umweltdaten.de/wasser/wawi-d-2.pdf</a> .....	15
Tabelle 2: Kenndaten der Einzugsgebiete großer Fließgewässer. Quelle: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.	16
Tabelle 3: Halbquantitative Einschätzung der Abundanz bei verschiedenen Taxa. ....	25
Tabelle 4: Nomenklatur der Proben (aquatische Probenahme).....	26
Tabelle 5: Probetechniken und Flächen-Umrechnungsfaktoren. ....	27
Tabelle 6: Verfügbarkeit der Umweltparameter-Daten und deren Kopplung an Modell. ....	28
Tabelle 7: Pegelstände für die Modellierung. ....	30
Tabelle 8: Parameter und ihre Kürzel, die zur Analyse zur Verfügung standen. ....	32
Tabelle 9: Proben-Subsets in Abhängigkeit der Umweltparameter (Benthosproben).....	32
Tabelle 10: Einteilung in Dominanzklassen (ENGELMANN 1978 in MÜHLENBERG 1993). ....	35
Tabelle 11: nach Mario Jacobs & Rolf Schulmeister <a href="http://vs.fernuni-hagen.de/Lernstats/LS/">http://vs.fernuni-hagen.de/Lernstats/LS/</a> .....	43
Tabelle 12: Kombinationsmöglichkeiten der verschiedenen transformierten Daten, für welche der pearsonsche Korrelationskoeffizient berechnet wurde. ....	44
Tabelle 13: Beschreibung der wichtigsten Tabellen in der Benthos Projektdatenbank.....	52
Tabelle 14: Verteilung der Ø Strömungsgeschwindigkeiten [m/s] an den Probestellen im Vergleich der Bühnenfelder - n=160 (Datensatz Oligochaeten - Weichsubstrat).....	53
Tabelle 15: Verteilung des durchschnittlichen Korndurchmessers (nach Meyer Peter) [mm] an den Probestellen im Vergleich der Bühnenfelder - n=160 (Datensatz Oligochaeten - Weichsubstrat). ....	53
Tabelle 16: Verteilung des organischen Gehalts der Sedimente [%] an den Probestellen im Vergleich der Bühnenfelder - n=160 (Datensatz Oligochaeten - Weichsubstrat).....	53
Tabelle 17: Verteilung der Probenanzahl im Vergleich der beprobten Bühnenfelder - n=160 (Datensatz Oligochaeten - Weichsubstrat). ....	54
Tabelle 18: Verteilung der Probenanzahl im Vergleich Probemonte- n=160 (Datensatz Oligochaeten - Weichsubstrat).....	54
Tabelle 19: Monats-Werte für die „Variablen“ zur Berechnung der modellierten Abundanz. ....	57
Tabelle 20: Jahreszeit Werte für die „Variablen“ zur Berechnung der modellierten Abundanz. ....	57
Tabelle 21: Abkürzungsverzeichnis und Taxaliste der Untersuchungen der Jahre 1998 und 1999 sowie autökolog. Einstufung, Saprobiewerte (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996, MOOG 1995) und Potamon-Typie-Index (BFG 2001) der Taxa. Die Abkürzung „Lef“ und „STR“ stehen für Lebensformtyp und Strömungspräferenz.....	61
Tabelle 22: „Rote Liste“-Arten des Untersuchungsgebiets (1: „vom Aussterben bedroht“; 2: „stark gefährdet“; 3: „gefährdet“; 4: „potentiell gefährdet“; V: Vorwarnliste; S: Sonderkategorie) Quelle: rote Listen des Bundesamt für Naturschutz; Christian Köppel, Norbert Hirneisen, Erwin Rennwald (Hrsg., 2002). ...	62
Tabelle 23: Kombinationsmöglichkeiten der verschiedenen transformierten Daten, für welche der Pearsonsche Korrelationskoeffizient berechnet wurde und Summe Pears. Korrelat.-Koeff. ....	65
Tabelle 24: Analyse der Länge des Gradienten; DCCA Kennwerte .....	65
Tabelle 25: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller möglichen Variablen. ....	66

Tabelle 26: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Ordinationsachsen. Dargestellt sind alle Korr.-Koeffizienten mit Beträgen größer 0,1. Abkürzungen s. Kap. 6.6.....	68
Tabelle 27: Kombinationsmöglichkeiten der verschieden transformierten Daten, für welche der Pearsonsche Korrelationskoeffizient berechnet wurde und Summe Pears. Korrelat.-Koeff. ....	70
Tabelle 28: Analyse der Länge des Gradienten; DCCA Kennwerte - n=59. ....	70
Tabelle 29: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller Variablen.....	71
Tabelle 30: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Ordinationsachsen zum Vergleich der gemessenen mit modellierten Strömungsgeschwindigkeiten - Datensatz Weichsubstrat. Dargestellt sind alle Korr.-Koeffizienten mit Beträgen größer 0,1.....	73
Tabelle 31: Analyse zur Gradientenlänge; DCCA Kennwerte - n=35. ....	75
Tabelle 32: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller Strömungs-Variablen.....	76
Tabelle 33: Korrelationen und Signifikanzniveaus der Umweltparameter mit den Spezies-Achsen der Ordination. ....	76
Tabelle 34: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Spezies für den Datensatz Strömung modelliert/Strömung gemessen auf Harts substrat. Dargestellt sind alle Korr.-Koeffizienten mit Beträgen größer 0,1. ....	77
Tabelle 35: Analyse der Länge des Gradienten; DCA Kennwerte - n=159. ....	80
Tabelle 36: Zusammenfassung der Pearson Korrelationsmatrix. ....	82
Tabelle 37: DCCA Kennwerte - n=159. ....	83
Tabelle 38: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller Variablen.....	83
Tabelle 39: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Ordinationsachsen, Datensatz Weichsubstrat. Dargestellt sind alle Korr.-Koeffizienten mit Beträgen größer 0,4. ....	85
Tabelle 40: Korrelationen und Signifikanzniveaus der Umweltparameter mit den Achsen der Ordination.....	86
Tabelle 41: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Spezies. Dargestellt sind alle Korr.- Koeffizienten mit Beträgen größer 0,1. ....	89
Tabelle 42: Konstanten und Irrtumswahrscheinlichkeiten für die link function. Abundanz $Y = \exp [b_0 + (b_1 \times X) + (b_2 \times X^2)]$ (** Alpha =0,005; * Alpha =0,1; Zahlen gerundet auf 2 Stellen). ....	94
Tabelle 43: Konstanten der Umweltvariablen; multiple Regression SamE gegen Umweltvariablen (s. 6.9.2, S. 37) ....	95
Tabelle 44: Regression der SamE scores von Achsen 1-4 gegen ln-Abundanzen. ....	97
Tabelle 45: Kennwerte der RDA Weichsubstrat. ....	98
Tabelle 46: Test auf Länge des Gradienten DCA Kennwerte - n=159. ....	107
Tabelle 47: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller möglichen Variablen.....	108
Tabelle 48: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Ordinationsachsen, physikalische Parameter gemessen im Substrat. Dargestellt sind alle Korr.-Koeffizienten mit Beträgen größer 0,4.....	110
Tabelle 49: Korrelationen und Signifikanzniveaus der Umweltparameter mit den Achsen der Ordination.....	111
Tabelle 50: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Spezies. Dargestellt sind alle Korr.-Koeffizienten mit Beträgen größer 0,2. ....	114
Tabelle 51: Test auf Gradientenlänge; DCA Kennwerte - n=64. ....	115
Tabelle 52: Test auf Länge des Gradienten, Datensatz Harts substrat; DCCA Kennwerte - n=64. ....	116

Tabelle 53: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller möglichen Variablen, Datensatz Hartsubstrat.....	117
Tabelle 54: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Ordinationsachsen, Datensatz Hartsubstrat. Dargestellt sind alle Korr.-Koeffizienten mit Beträgen größer 0,3. ....	119
Tabelle 55: Korrelationen und Signifikanzniveaus der Umweltparameter mit den Achsen der Ordination, Datensatz Hartsubstrat. ....	120
Tabelle 56: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Spezies, Datensatz Hartsubstrat. Dargestellt sind alle Korr.-Koeffizienten mit Beträgen größer 0,2. ....	123
Tabelle 57: Konstanten und Irrtumswahrscheinlichkeiten für die link function. Abundanz $Y = \exp[b_0 + (b_1 \times X) + (b_2 \times X^2)]$ (** Alpha =0,05; * Alpha =0,1). Datensatz Hartsubstrat.....	125
Tabelle 58: Konstanten der Umweltvariablen; multiple Regression SamE gegen Umweltvariablen, Datensatz Hartsubstrat.....	127
Tabelle 59: Konstanten der Taxa; multiple Regression SamE gegen Abundanz Taxon, Datensatz Hartsubstrat. ....	129
Tabelle 60: Kennwerte der RDA Hartsubstrat. ....	130
Tabelle 61: Artenzahlen pro höheres Taxon der Jahre 1998 und 1999 im Vergleich. ....	137
Tabelle 62: Durchschnittliche Abundanzen der Jahre 1998 und 1998 im Vergleich. ....	137
Tabelle 63: Vergleich der Taxazahl verschiedener großer Flüsse. ....	138
Tabelle 64: Saprobindices erstellt mit Artenliste nach Din und mit Artenliste nach Moog (1995). Jeweils getrennt berechnet für Proben der Jahre 1998 und 1999.....	139
Tabelle 65: Saprobindices erstellt mit Artenliste nach Din und mit Artenliste nach Moog (1995), jeweils getrennt berechnet für Proben der Jahre 1998 und 1999 und die Substrattypen.....	139
Tabelle 66: PTI für alle Proben eines Bühnenfeldes gepoolt kalkuliert. ....	140
Tabelle 67: Anzahl Arten in den Ökoklassen; alle Proben eines Bühnenfeldes gepoolt. ....	140
Tabelle 68: PTI für alle Proben eines Jahres gepoolt kalkuliert. ....	140
Tabelle 69: Anzahl Arten in den Ökoklassen; alle Proben eines Jahres gepoolt kalkuliert. ....	140
Tabelle 70: Kennwerte der partiellen RDA (RDA mit Covariablen). ....	143
Tabelle 71: Veränderungen in der gewässermorphologischen Struktur der Mittelalbe (Jährling 1992). ....	144

# Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Zeitliche Entwicklung des Makrozoobenthos (ausgewählter Tiergruppen) und der Sauerstoff-Konzentrationen (Jahresmittelwerte) Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde. ....	17
Abbildung 2: Entwicklung der Blei-Belastung im Zeitraum 1990 bis 1999 in Donau (Jochenstein, Maximum), Rhein (Kleve-Bimmen, 50-Perzentil), Weser (Bremen, 50-Perzentil), Oder (Schwedt, Mittelwert) und Elbe (Schnackenburg, 50-Perzentil). Quelle: Umweltbundesamt 2001. ....	17
Abbildung 3: Entwicklung der Quecksilber-Belastung im Zeitraum 1990 bis 1999 in Donau (Jochenstein, Maximum), Rhein (Kleve-Bimmen, 50-Perzentil), Weser (Bremen, 50-Perzentil), Oder (Schwedt, Mittelwert) und Elbe (Schnackenburg, 50-Perzentil) Quelle: Umweltbundesamt 2001. ....	18
Abbildung 4: Übersicht Untersuchungsgebiet (Quelle: BmBf 2002).....	19
Abbildung 5: Bühnenfeld 1: Elbe-km 418,1; rechts. Blickrichtung von flussaufwärts gelegener Buhne flussabwärts, Eklektorstandort rechts unten; Niedrigwasser.....	20
Abbildung 6: Bühnenfeld 2: Elbe-km 419,9 links. Blickrichtung von flussaufwärts gelegener Bühnenwurzel zur flussabwärts gelegenen Buhne; Eklektorstandort links mitte; Niedrigwasser. ....	21
Abbildung 7: Bühnenfeld 3: Elbe-km 423,1 rechts; Blickrichtung auf flussaufwärts gelegene Buhne, Eklektorstandort links und Holzbesiedlungskörper; Niedrigwasser. ....	21
Abbildung 8: Bühnenfeld 4: bei Elbe-km 425 rechts Blickrichtung flussaufwärts; Niedrigwasser. ....	22
Abbildung 9: Bühnenfeld 5: Elbe-km 427,2 links Blickrichtung auf flussabwärts gelegene Buhne, Mittel-Niedrigwasser. Die Strukturen im Wasser ist durch ansteigendem Wasserstand überflutete Flora. ...	22
Abbildung 10: schematisierte Ansicht eines „Standard“- Probenfeldes .....	23
Abbildung 11: Sortierapparatur.....	24
Abbildung 12: Entwickeltes Porenwasserentnahmegesät.....	33
Abbildung 13: pH- (flache Ganglinien) und Sauerstoffzeitreihen (steile Ganglinien) im Pumpversuch.....	34
Abbildung 14: Modell der RDA.....	38
Abbildung 15: Übersicht über Daten- und Informationsfluss und den Ablauf der Untersuchung (Env: Umgebungsvariablen; Spec: Spezies. ....	47
Abbildung 16: Teil-Organigramm der Projektdatenbank Aquatik.....	48
Abbildung 17: Bsp. einer Visualisierung eines Bühnenfeldes (Verteilung der Organik und der Proben). ....	49
Abbildung 18: Ansicht GIS. Links View elbe1 mit Modellierung einer Chironomidae, rechts Relief. ....	50
Abbildung 19: Ansicht der Projektdatenbank mit Startformular. ....	51
Abbildung 20: Formular frm1_Arcview2 zur Abundanz-Modellierung und Übergabe der Daten an Arcview. ....	52
Abbildung 21: Durchschnittliche Pegelwerte der Monate der Jahre 1998 und 1999. ....	54
Abbildung 22: Abflussganglinien, dargestellt am Pegel Havelberg von 1992 bis 2002. ....	55
Abbildung 23: Mittelwerte der Parameter Zehrung (BSB) nach 21 Tagen (ZER21, [mg/l]), chemischer Sauerstoffbedarf (CSB, [mg/l]), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC, [mg/l]), adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX, [µg/l]) und Pegel Havelberg [cm] (rechts).....	55
Abbildung 24: Minima, Maxima und Mittelwerte der Sauerstoffsättigung des Elbwassers der Monate der Jahre 1992 bis 2002 (Station Cumlosen). ....	56
Abbildung 25: Minima, Maxima und Mittelwerte des pH-Werts des Elbwassers der Monate der Jahre 1992 bis 2002 (Station Cumlosen).....	57
Abbildung 26: <i>Dikerogammarus villosus</i> (Sov.) A. Martinov 1894. ....	63



Abbildung 27: Ausschnitt eines Scatterplots der PCA. Achsen ½. Klass. in Substrattypen - n=244. ....	64
Abbildung 28: Ausschnitt eines Scatterplots der CA. Achsen ½. klassif. in Substrattypen - n=244. ....	65
Abbildung 29: Model responses; Umgebungsfaktor gemess mittl. Korndurchmesser nach Fuhrböter gegen In- Individuen/m <sup>2</sup> ; Alpha =0,1.....	69
Abbildung 30: Model responses; Umgebungsfaktor modell. mittl. Korndurchmesser nach Meyer Peter gegen In-Individuen/m <sup>2</sup> ; Alpha =0,1.....	69
Abbildung 31: Model responses; Umgebungsfaktor modellierte mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s] gegen In-Individuen/m <sup>2</sup> ; Alpha =0,005 (Arten mit "*" Alpha =0,1).....	74
Abbildung 32: Model responses; Umgebungsfaktor gemess. mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s] gegen In- Individuen/m <sup>2</sup> ; Alpha =0,005 (Art mit "*" Alpha =0,1). ....	74
Abbildung 33: Scatter Achsen ½. PCA, klassifiziert in die Probenahmejahre - n=161. ....	80
Abbildung 34: Scatter Achsen ½. PCA, klassifiziert in die Probemomente - n=173.....	81
Abbildung 35: Scatter Achsen ½. PCA, klassifiziert in die Bühnenfelder - n=173.....	81
Abbildung 36: Scatter Achsen ½. PCA, Klassifiziert in die „Jahres“-Monate.....	82
Abbildung 37: Scatter Achsen 3/4 RDA klassifiziert nach Jahreszeiten markiert - n=159.....	86
Abbildung 38: Scatter Achsen ½. RDA, klassifiziert in die Probenahmemomente - n=159. ....	87
Abbildung 39: Scatter Achsen ½. RDA - n=159.....	88
Abbildung 40: Model responses; Umgebungsfaktor Strömung gegen In-Individuen/m <sup>2</sup> ; Alpha=0,005, <i>C.</i> <i>curvispinum</i> und <i>N. elinguis</i> mit Alpha= 0,1. ....	90
Abbildung 41: Model responses; Umgebungsfaktor mittl. Korndurchmesser nach Fuhrböter gegen In- Individuen/m <sup>2</sup> ; Alpha =0,005.....	90
Abbildung 42: Model responses; Umgebungsfaktor Jahresverlauf gegen In-Individuen/m <sup>2</sup> ; (** Alpha =0,005; * Alpha =0,1). ....	91
Abbildung 43: Model responses; Umgebungsfaktor Jahresmonat gegen In-Individuen/m <sup>2</sup> ; (** Alpha =0,005; * Alpha =0,1). ....	92
Abbildung 44: Modell responses; Umgebungsfaktor Abfluß (Pegel Havelberg) gegen In Individuen /m <sup>2</sup> Alpha = 0,005; <i>C. curvispinum</i> und Enchytraeidae Alpha = 0,05 .....	94
Abbildung 45: Gegenüberstellung log-gemessener Abundanzen und log-modellierter Abundanzen der Tubificidae an den Probestellen (Codierung vgl. Kapitel 6.3, S. 26).....	101
Abbildung 46: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von <i>Limnodrilus sp.</i> .....	102
Abbildung 47: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von <i>Nematoda</i> . .	103
Abbildung 48: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von <i>R. demeijerei</i> . .....	104
Abbildung 49: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von <i>Nais elinguis</i> . .....	105
Abbildung 50: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von <i>V. intermedia</i> . .....	106
Abbildung 51: Scatter Achsen 1/2 RDA - n=29. ....	111
Abbildung 52: Scatter Achsen ½. PCA, klassifiziert in die Probenahmejahre – Datensatz Hartsubstrat, n=64. .....	115

Abbildung 53: Scatter Achsen $\frac{1}{2}$ . PCA, Klassifiziert in die Substrattypen (links); PCA, klassifiziert in Strömungsklassen (rechts) - Datensatz Hartsubstrat, n=64. ....	116
Abbildung 54: Scatter Achsen $\frac{1}{2}$ RDA klassifiziert nach Jahresverlauf (rot markiert 1998), Datensatz Hartsubstrat, n=64. ....	120
Abbildung 55: Scatter Achsen $\frac{1}{2}$ . RDA, Klassifiziert in Strömungsgeschwindigkeit größer Median (0,14cm/s) und kleiner und modellierte Wasserstandshöhe größer Median (0,45m) und kleiner. ....	121
Abbildung 56: Scatter Spezies-Umgebungsvariablen; Achsen $\frac{1}{2}$ . RDA – Datensatz Hartsubstrat n=64. ....	122
Abbildung 57: Model responses; Umgebungsfaktor Strömung gegen ln-Individuen/m <sup>2</sup> ; Alpha =0,05. ....	125
Abbildung 58: Model responses; Parameter Probenahmejahr gegen ln-Individuen/m <sup>2</sup> ; Alpha =0,05. ....	126
Abbildung 59: Model responses; Parameter modellierte Wassertiefe gegen ln-Individuen/m <sup>2</sup> ; Alpha =0,05. ....	126
Abbildung 60: Model responses; Parameter Sauerstoffgehalts-Minimum gegen ln-Individuen/m <sup>2</sup> ; Alpha =0,05. ....	127
Abbildung 61: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von <i>G. tigrinus</i> . ....	132
Abbildung 62: Gegenüberstellung gemessener und modellierter Abundanzen von <i>H. sulphurea</i> . ....	133
Abbildung 63: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von <i>H. contubernalis</i> ....	134
Abbildung 64: partielle RDA zum Vergleich der Probenahmemethoden (P1: Sampler; P2: Stechrohr 1maliges Einstechen; P22: Stechrohr 2maliges Einstechen). ....	142
Abbildung 65: Lokale Bildkarte von 1610. Quelle: <a href="http://elise.bafg.server.de/">http://elise.bafg.server.de/</a> . ....	145
Abbildung 66: Die Elbe bei Drethem im Jahre 1792 u. 1893. Quelle: <a href="http://elise.bafg.server.de/">http://elise.bafg.server.de/</a> . ....	145
Abbildung 67: Gebietskarte von 1724. Sehr differenzierte Darstellung der Inseln und Sandbänke. Breitenvarianz der Elbe um das 4 bis 5-fache. Quelle: <a href="http://elise.bafg.server.de/">http://elise.bafg.server.de/</a> . ....	145
Abbildung 68: Stkm 422, Ausgangszustand links, Relief der Variante rechts. Legende: [m] über NN. ....	153
Abbildung 69: Stkm 423, Ausgangszustand links, Relief der Variante rechts. Legende: [m] über NN, s. Abbildung 69. ....	153
Abbildung 70: Stkm 424, links Ausgangszustand, Relief der Variante rechts. Legende: [m] über NN, s. Abbildung 69. ....	154
Abbildung 71: Verteilung von <i>Limnodrilus sp.</i> vor (links) und nach (rechts) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Prallhang bei Stkm. 423. ....	155
Abbildung 72: Strömung vor (links) und nach ( rechts) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Prallhang bei Stkm. 423. ....	156
Abbildung 73: Verteilung der Korngrößen nach Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Prallhang bei Stkm. 423. Strömungsvektoren sind als dunkle Pfeile dargestellt. ....	156
Abbildung 74: Verteilung von <i>R. demeijerei</i> vor (links) und nach (rechts) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Prallhang bei Stkm 423. Legende: log Abundanz 1/m <sup>2</sup> von <i>R. demeijerei</i> . ....	157
Abbildung 75: Verteilung von <i>Limnodrilus sp.</i> vor (ganz links) und nach (2. von links) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Gleithang bei Stkm 422 Legende links: Abundanz (1/m <sup>2</sup> ). Die Abb. 3 und 4 von links stellen die korrespondierende modellierte Strömungsgeschwindigkeit dar. Legende mitte: mod. Strömungsgeschwindigkeit [m/s]. ....	158
Abbildung 76: Verteilung von <i>R. demeijerei</i> vor (ganz links) und nach (2. von links) Änderung der Bühnenstruktur. Die Abb. 3 und 4 von links stellen die korrespondierenden mittleren Korndurchmesser dar [mm]. ....	159

Abbildung 77: Verteilung von <i>Limnodrilus sp.</i> vor (links) und nach (rechts) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Gleithang bei Stkm. 424. ....	160
Abbildung 78: Strömung vor (links) und nach ( rechts) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Prallhang bei Stkm. 423. ....	160
Abbildung 79: Relief und Strömungsvektoren in einem Bühnenfeld bei Stkm. 424. ....	161
Abbildung 80: Verteilung der Korngrößen nach Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Prallhang bei Stkm. 424. ....	161
Abbildung 81: Verteilung von <i>R. demejerei</i> vor (links) und nach (rechts) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Gleithang bei Stkm 424. Legende: log Abundanz I/m <sup>2</sup> . ....	162

# Funktionsverzeichnis

Gleichung 1: Gleichung zur Dominanzberechnung.....	34
Gleichung 2: Geradengleichung, .....	35
Gleichung 3: constraint für 2 Umweltvariablen.....	36
Gleichung 4: Modell der RDA. ....	36
Gleichung 5: Definition von b. ....	36
Gleichung 6: Modell der RDA als multiples Regressions Modell.....	37
Gleichung 7: Geradengleichung für 2 Achsen.....	37
Gleichung 8: constraint für 2 Umweltvariablen.....	37
Gleichung 9: Modell der RDA, Notation für 2 Dimensionen. ....	37
Gleichung 10: Definition von b.....	37
Gleichung 11: Modell der RDA als multiples Regressions Modell für 2 Dimensionen (Achsen).....	37
Gleichung 12: Bestimmung der SamE scores (Koordinaten) der Proben der RDA .....	38
Gleichung 13: Bestimmung der Abundanz (RDA, für Achsen 1-4).....	39
Gleichung 14: Bestimmung der Abundanz (RDA, für Achsen 1-4) bei ln-transf. Daten. ....	39
Gleichung 15: Berechnung der Abundanz eines Taxons in Abhängigkeit von den Umweltparametern. ....	39
Gleichung 16: Berechnung der Abundanz eines Taxons in Abhängigkeit von den Umweltparametern (bei standardisierten Parametern). ....	40
Gleichung 17: Polynom 2. Grades zur Bestimmung von y .....	40
Gleichung 18: link Funktion .....	40
Gleichung 19: Ermittlung von Ausreißern.....	41
Gleichung 20: ln-Transformation der Artdaten .....	42
Gleichung 21: Berechnung des Pearsonschen Korrelationskoeffizienten.....	43
Gleichung 22: Berechnung standardisierter Werte.....	43
Gleichung 23: Berechnung der Standardabweichung.....	43
Gleichung 24: Varianz Inflation Factor (VIF) .....	44

# 1 Einleitung

Bis vor kurzem galt die Elbe als einer der am stärksten verschmutzten Ströme Europas. Dagegen ergab sich durch die Teilung Deutschlands bis 1989, über 40 Jahre ein Unterhaltungsrückstand der Wasserstraße Elbe, welcher sich in Bezug auf Struktur des Habitats, in weitgehender Naturnähe zahlreicher Abschnitte des Ökosystems Fluss auswirkte. Nach 1990 führten die Reduzierung der punktuellen Schadstoffeinträge aufgrund der Stilllegung industrieller Emissionsquellen sowie der Kläranlagenbau in der Tschechischen Republik und den Neuen Bundesländern ebenfalls zu einer deutlich verbesserten Wasserqualität.

Wesentliche Teilbereiche des Ökosystems Fluss sind die semiterrestrischen Flächen, der Grenzlebensraum zwischen aquatischen und terrestrischen Habitaten. Diese sind auf weiten Strecken der Bundeswasserstraße Elbe durch Bühnen und Bühnenfelder geprägt, von denen viele - im Gegensatz zu den Bühnen am Rhein - verfallen waren und somit nicht ihren Zweck, die Einschnürung des Flussbettes zur Anhebung des Wasserspiegels und Lenkung des Flusses, erfüllten. Seit 1990 werden die verfallenen Bühnen saniert bzw. erneuert, um das vom Bundesverkehrsministerium vorgegebene Ausbauziel (Fahrrinnenbreite 50 m, Fahrrinntiefe 1,60 m an mindestens 345 Tagen im Jahr) ohne die Errichtung von Stauanlagen zu realisieren.

Die damit einhergehenden Veränderungen der ökomorphologischen Strukturen und damit auch der Fauna und Flora sind tiefgreifend: es ist von einer weiteren Reduzierung der hydro- und morphodynamischen Prozesse, die zur Um- und Neubildung von Habitaten führen, auszugehen. Die Folge wird eine deutliche Verringerung der ökologischen Qualität der Habitate, der semiterrestrischen Flächen und damit der Biozönosen sein (JÄHRLING 1995, 1996).

An der Elbe bot sich die Chance, den begonnenen stereotypen Ausbau der „Wasserstraße“ zu vermeiden, indem vorhandene leitbildkonforme Strukturen erhalten oder sogar verbessert werden. Die notwendigen Ausbau- und Unterhaltungsmaßnahmen könnten in einer dem Lebensraum angemesseneren Form und im Sinne einer nachhaltigen Nutzung durchgeführt werden.

So fordern STATZNER & SPERLING (1993) „system specific knowledge“, um Konflikte, die bei anthropogener Nutzung eines Gewässer entstehen, in ökonomisch und ökologisch effizienter Weise zu lösen - die Modellierung von Abiotik und Biotik, des „organismic response“, stellt einen solchen Ansatz dar.

Ziel dieses Forschungsvorhabens ist es daher, die Zusammenhänge zwischen Biotik und Abiotik im Wechselwasserbereich der Bühnenfelder zu analysieren und numerisch zu modellieren. Bei Anwendung numerischer Modelle können verschiedene Szenarien des Ausbaus mit Bühnen/Bühnenfeldern untersucht und sowohl ökonomisch als auch ökologisch sinnvolle Lösungen erarbeitet werden.

In der vorliegenden Arbeit wurden als Teilaspekt des Projekts, Daten zur makrozoobenthischen Besiedlung (ohne Chironomidae) der Elbe erhoben, eine Datenbank mit Anbindung an ein GIS zur visuellen Darstellung und Modellierung erstellt, der „organismic response“ auf die vom Projektpartner erhobenen Umweltparameter statistisch analysiert und aufbauend auf den statistischen Analysen eine numerische Modellierung einzelner Spezies erarbeitet.

## 2 Arbeitshypothesen und Zielstellung des Forschungsvorhabens im Kontext des Gesamtprojekts

**Arbeitshypothese:** Da eine Biozönose geprägt ist durch ihre Umwelt, werden Änderungen in der Umwelt durch die Biozönose reflektiert und spiegeln sich in ihr wider. Insbesondere die Fauna der Fließgewässer ist geprägt und limitiert durch einige wenige physikalische und chemische Parameter des sie umgebenden Mediums Wasser bzw. Substrat (VERDONSCHOT 1999, CUMMINS & LAUFF 1969) Insbesondere Strömung und Substrat werden hervorgehoben (BOHLE 1995, SCHÖNBORN 1992, HILDREW & GILLER 1992). *Eine modellhafte (numerische) Abbildung der wichtigsten Umweltfaktoren kann folglich benutzt werden, falls die Abhängigkeiten zwischen Biozönose und Umwelt bekannt sind, um die Biozönose oder Teile daraus näherungsweise zu prognostizieren.*

**Ziel des Gesamtprojekts** war es daher, die Zusammenhänge zwischen Biotik und Abiotik im Wechselwasserbereich der Bühnenfelder zu analysieren und numerisch zu modellieren.

Eine numerische Modellierung der abiotischen Parameter, insbesondere Strömung und Substrat im Untersuchungsgebiet, erfolgte durch das Teilprojekt der Universität Darmstadt. Von diesem Projektnehmer wurden ebenfalls die Feldmessungen zur Erfassung der abiotischen Daten durchgeführt.

**Ziel des Forschungsvorhabens des Teilprojekts der Universität Marburg** war es, die Fauna (aquatische und terrestrische) in den semiterrestrischen Flächen ausgewählter Bühnenfelder der Elbe zu erfassen und auf Zusammenhänge mit Umweltfaktoren hin zu analysieren. In drei Untersuchungen wurden Carabidozönose und Benthozönose mit den Teilaspekten der Chironomidae und des „restlichen“ Makrozoobenthos aufgenommen und analysiert.

In der **vorliegenden Arbeit** wird der Teilaspekt der Untersuchungen des Makrozoobenthos, exklusive speziell determinierter Chironomidae, vorgestellt.

Es wurden:

1. Artenszusammensetzung und Abundanz der aquatischen Fauna aufgenommen
2. eine Datenbank programmiert, um die große Menge der aufgenommenen Daten speichern und verarbeiten zu können
3. eine visuelle Darstellung der Modellierungsergebnisse entwickelt, mittels eines von Jedermann zu bedienenden Programms in Form eines Arcview GIS, unter direkter DDE und ODBC Anbindung an die Datenbank.
4. eine qualitative bzw. semi-quantitative Beschreibung der Zusammenhänge zwischen Fauna und Umweltfaktoren wurde durch statistische multivariate Korrelationsanalysen erarbeitet.
5. Darauf aufbauend wurden weitere Regressionsanalysen zur quantitativen mathematischen Beschreibung der Zusammenhänge und Kopplung an das numerische Modell der TU Darmstadt durchgeführt.

### 3 Hydrologische und hydrographische Einordnung des Untersuchungsgebiets

Chemische und hydromorphologische Merkmale der Fließgewässer prägen und beeinflussen die Fauna aber auch die Nutzung entscheidend. Das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland ist hydrologisch gegliedert in die Stromsysteme Donau, Rhein, Ems, Weser, Elbe und Oder und in die Küstengebiete von Nord- und Ostsee. Jeweils 28 % und 27 % der Fläche der Bundesrepublik umfassen die Einzugsgebiete von Rhein und Elbe. Sie gehören wie die Weser zum Einzugsgebiet der Nordsee.

Das Abflussgeschehen der Flüsse ist u.a. stark vom Niederschlag abhängig. Die jährliche Niederschlagsmenge in Deutschland nimmt von West nach Ost ab. Eine Trennlinie bilden die Mittelgebirge Thüringer Wald und Harz, in deren „Regenschatten“ im langjährigen Mittel weniger als 500mm Niederschlag fallen. In den Alpen und teilweise in den Mittelgebirgen liegen die langjährigen mittleren Niederschlagshöhen hingegen bei über 1.600mm im Jahr.

	Donau		Rhein		Weser		Elbe		Oder	
Pegel	Hofkirchen		Rees		Dörverden*)		Neu Darchau		Hohensaaten	
Langj. mittl. Abfluss	638m <sup>3</sup> /s		2280m <sup>3</sup> /s		207m <sup>3</sup> /s		709m <sup>3</sup> /s		525m <sup>3</sup> /s	
Jahresreihe	(1901/99)		(1930/99)		(1954/99)		(1931/99)		(1921/99)	
	MQ	%	MQ	%	MQ	%	MQ	%	MQ	%
1989	565	89	1920	84	154	74	518	73	400	76
1990	558	87	1940	85	166	80	446	63	291	55
1991	519	81	1740	76	130	63	382	54	316	60
1992	579	91	2040	89	177	86	515	73	359	68
1993	624	98	2060	90	208	100	510	72	317	60
1994	645	101	2670	117	300	145	860	121	548	104
1995	765	120	2960	130	259	125	908	128	483	92
1996	571	90	1830	80	131	63	669	94	546	104
1997	531	83	1980	87	152	73	608	86	618	118
1998	593	93	2340	103	252	122	649	92	544	104
1999	823	129	2920	128	212	102	674	95	595	113

Tabelle 1: Mittlere Jahresabflüsse MQ m<sup>3</sup>/s für die Kalenderjahre 1989-1999; Verhältnis der mittleren Jahresabflüsse zum langjährigen mittleren Abfluss in Prozent. \*) Angaben für das hydrologische Jahr Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde <http://www.umweltdaten.de/wasser/wawi-d-2.pdf>.

Hohe Niederschlagsmengen führen bei Rhein und den alpinen Nebenflüssen der Donau zu hohen Abflüssen. Diese Flüsse mit glazialen bzw. nivalem Abflussregime führen auch im Sommer relativ viel Wasser, da tauendes Eis und Schnee die Abflüsse erhöhen. Flüsse mit Tiefland- und Mittelgebirgscharakter und überwiegend pluvialen Regime in Gebieten mit geringeren Niederschlägen, (z.B. Weser, Elbe, Oder) haben eine geringe Abflusspende und führen im Spätsommer Niedrigwasser. Die hydrologischen Bedingungen prägen die chemischen, morphologischen und biologischen Verhältnisse in den Fließgewässern entscheidend. So führen Niederschläge zur Abschwemmung aus der Fläche (diffuse Quellen, z.B. Landwirtschaft), gleichzeitig bewirkt die erhöhte Wasserführung eine Verdünnung der Stoffkonzentrationen aus punktförmigen Einleitungen. Zur Charakterisierung des Abflussgeschehens werden nachfolgend für je einen Pegel an Donau, Rhein, Weser, Elbe und Oder deren mittlere Jahresabflüsse MQ und die auf die langjährigen mittleren Abflusswerte bezogenen Prozentwerte für die Kalenderjahre 1989-1999 dargestellt (Tabelle 1).

		<b>Donau</b>	<b>Rhein</b>	<b>Weser</b>	<b>Elbe</b>	<b>Oder</b>
Einzugsgebiet in km <sup>2</sup> (gerundet)	-in Deutschland	56.000	100.000	46.000	97.000	5.600
	-Gesamt	817.000	185.000	46.000	148.000	119.000
Flusslänge in km	-in Deutschland	578	695	429	727	179
	-gesamt	2.780	1.320	429	1.091	854
Abflüsse in m <sup>3</sup> /s						
	MHQ	4.110	6.420	1.210	1.900	1.296
	MQ	1.430	2.290	325	720	540
	MNQ	603	1.030	119	280	248
Jahresreihe		1901/89	1931/89	1941/90	1926/90	1921/90
Pegel		Achleiten	Rees	Intschede	Neu Darchau	Hohensaaten
Einwohnerzahl (gerundet):						
	-in Deutschland	9 Mio	34 Mio	9 Mio	18,7 Mio.	0,4 Mio.
	-gesamt	82 Mio	50 Mio	9 Mio	24,7 Mio.	16,9 Mio.
Landwirtschaftlich genutzte Fläche in km <sup>2</sup> (in Deutschland, gerundet)		28.000	43.000	27.000	55.000	3.000

Tabelle 2: Kenndaten der Einzugsgebiete großer Fließgewässer. Quelle: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.

Tabelle 2 verdeutlicht, dass die Elbe trotz eines sehr großen Einzugsgebiets mit vielen landwirtschaftlich genutzten Flächen, welches sich nicht nur in der BRD befindet, durch eine vergleichsweise geringe Abflussspende charakterisiert ist. Das deutlich ausgeprägte Niedrigwasser während des Sommers ist stark beeinflusst durch die Niederschläge.



## 4 Chemisch-physikalische Kenndaten der Elbe

Die Elbe galt in der Vergangenheit als einer der am stärksten verschmutzten Ströme Europas. Auch heute noch sollte die schlechte Wasserqualität ein determinierender Faktor für die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft der Elbe sein. Da die Wasserqualität der Elbe durch die sich ändernden sozioindustriellen Rahmenbedingungen einem kontinuierlichen Wandel unterworfen war und ist, sollte dies auch zu einer Veränderung der Randbedingungen für die Benthozönose führen.

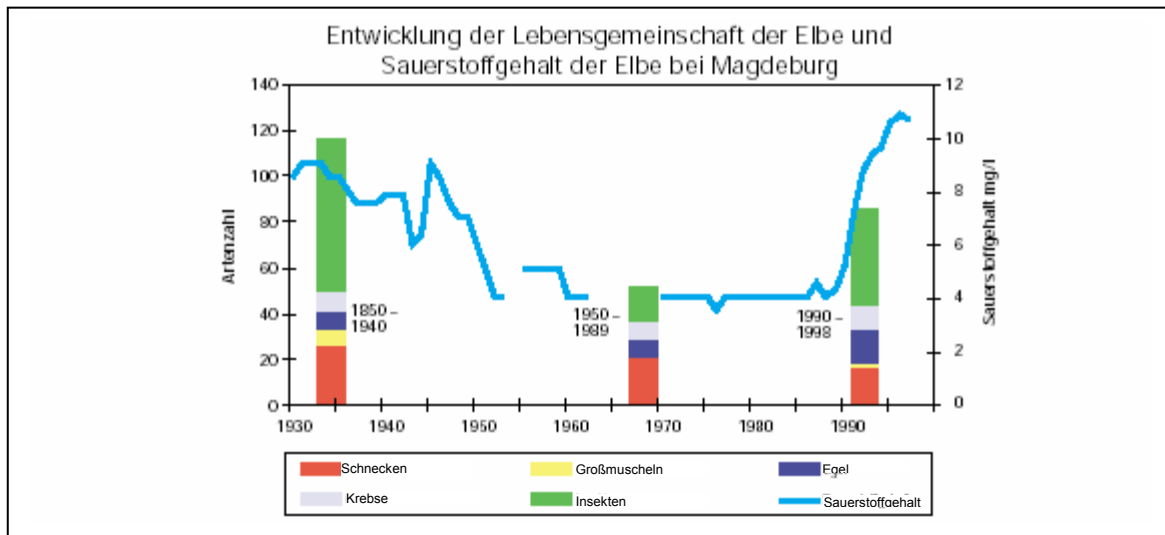


Abbildung 1: Zeitliche Entwicklung des Makrozoobenthos (ausgewählter Tiergruppen) und der Sauerstoffkonzentrationen (Jahresmittelwerte) Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde.

Seit 1989 wurden die Stoffeinträge bei fast allen Stoffen in der Elbe und ihren Nebenflüssen hauptsächlich durch die drastisch gesunkene Produktion und durch Betriebsschließungen, aber auch durch den Bau und die Modernisierung von Kläranlagen erheblich reduziert. Dies führte zu einem deutlichen Anstieg der Sauerstoffgehalte des Elbewassers und einer (Teil-) Regeneration der Fauna (s. Abbildung 1).

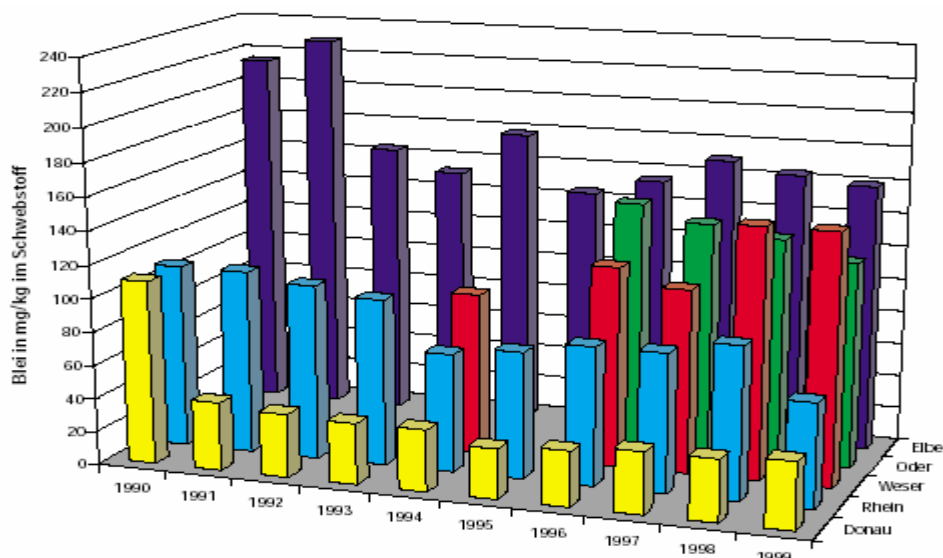


Abbildung 2: Entwicklung der Blei-Belastung im Zeitraum 1990 bis 1999 in Donau (Jochenstein, Maximum), Rhein (Kleve-Bimmen, 50-Perzentil), Weser (Bremen, 50-Perzentil), Oder (Schwedt, Mittelwert) und Elbe (Schnackenburg, 50-Perzentil). Quelle: Umweltbundesamt 2001.

Allerdings weist die Elbe unterhalb der Saalemündung aufgrund von Einleitungen der Kali-Industrie und des Kupferschieferbergbaus im Einzugsgebiet der Saale eine deutliche bis erhöhte Salzbelastung auf. Ein erheblicher Rückgang ist bei Ammonium wahrscheinlich aufgrund der Verminderung industrieller Einleitungen, sowie Phosphor wahrscheinlich aufgrund des Einsatzes phosphatfreier Waschmittel zu verzeichnen. Die Nitratkonzentrationen stiegen bis 1987 an und liegen derzeit im erhöhten Bereich. Dies ist auf die bakterielle Oxidation des Ammoniums zu Nitrat (Nitrifikation) zurückzuführen. Die Belastung mit Schwermetallen ist zwar deutlich zurückgegangen, sie ist insgesamt aber heute immer noch hoch.

Die Belastung mit Pestiziden, insbesondere Insektiziden (DDT) sowie chlorierten Kohlenwasserstoffen ist ebenfalls noch sehr hoch. Hier ist HCB zu nennen, welches nur sehr langsam abgebaut wird und in den Elbsedimenten in hoher Konzentration vorliegt und daher als „Problemstoff“ gilt. Zu den besonders schlecht abbaubaren Stoffen gehören auch DDT und seine Derivate. Der Organozinngehalt der Sedimente und des Wassers ist ebenfalls sehr hoch. Zudem erfolgen immer noch Einträge aus der Tschechischen Republik.

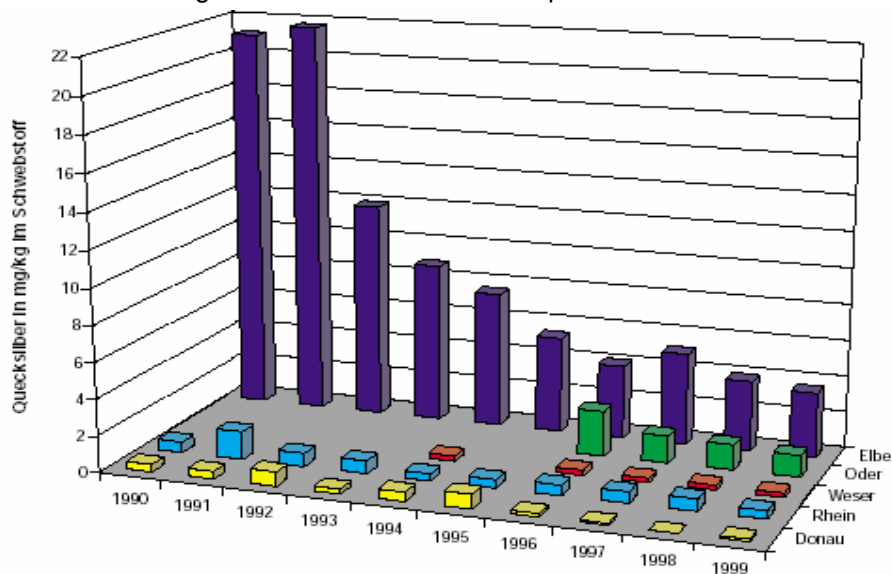


Abbildung 3: Entwicklung der Quecksilber-Belastung im Zeitraum 1990 bis 1999 in Donau (Jochenstein, Maximum), Rhein (Kleve-Bimmen, 50-Perzentil), Weser (Bremen, 50-Perzentil), Oder (Schwedt, Mittelwert) und Elbe (Schnackenburg, 50-Perzentil) Quelle: Umweltbundesamt 2001.

## 5 Qualitative Deskription und Charakteristik der beprobten Bühnenfelder

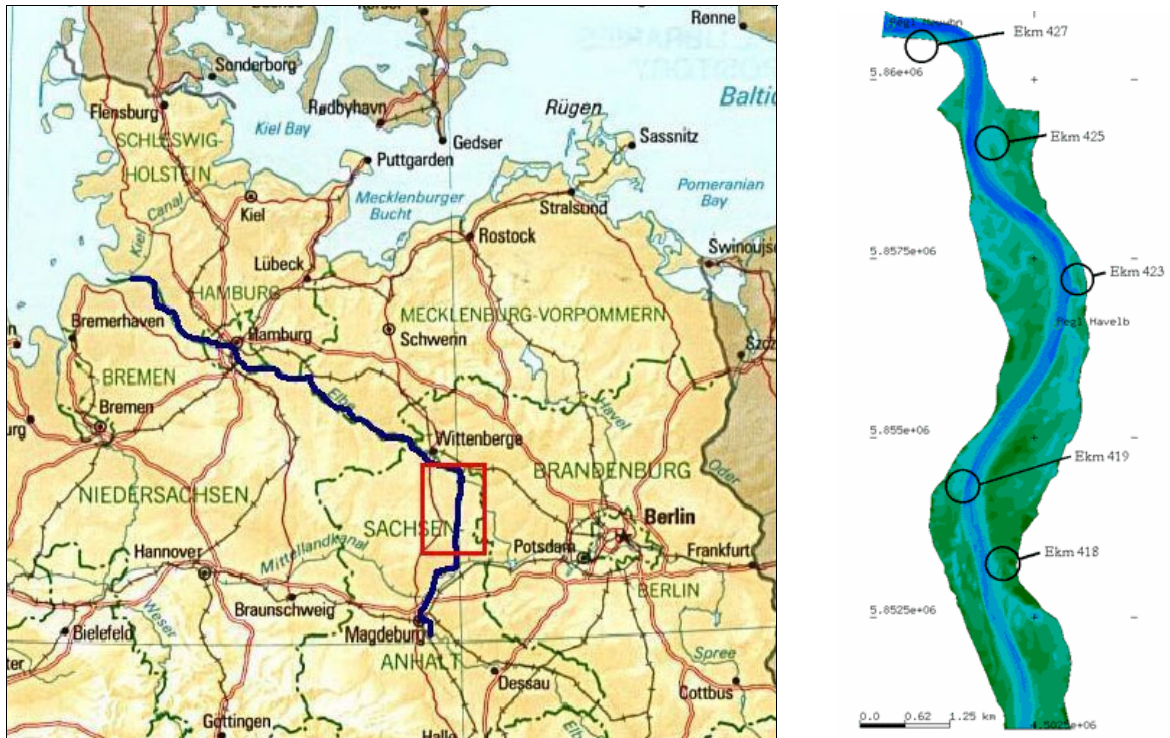


Abbildung 4: Übersicht Untersuchungsgebiet (Quelle: BMBF 2002).

Die Untersuchung schloss mehrere Elbabschnitte ein, die durch verschiedene Bauwerke gesichert waren und sich in unterschiedlichen Unterhaltungszuständen befanden. Die Untersuchungsgebiete wurden in Absprache mit folgenden Institutionen und Projekten ausgewählt:

- BMBF (Bundesministerium für Reaktorsicherheit Bildung und Forschung)
- BAW (Bundesanstalt für Wasserbau)/BfG (Bundesanstalt für Gewässerkunde)
- WSV (Wasser und Schifffahrtsverwaltungen)
- Technische Hochschule Darmstadt, Universität Marburg, Technische Universität Cottbus
- Universität Hamburg

Die Abstimmung der von BAW/BfG, TH Darmstadt/Univ. Marburg/TU Cottbus im Elbe-Ökologie-Forschungsprogramm des BMBF eingereichten Projektskizzen zur Bühnenproblematik und des bereits bewilligten Verbundprojekts der Universität Hamburg ergab, dass die Auswahl der Untersuchungsgebiete schwerpunktmäßig seitens der BAW/BfG in Absprache mit der WSV durchgeführt werden sollte. Berücksichtigt wurden dabei die Konzentrationsgebiete des Forschungsprojekts der Universität Hamburg. Es wurden Untersuchungsbereiche im Raum Havelberg in der Brandenburgischen Elbtalaue zwischen Havelberg und Wittenberge (Sachsen-Anhalt) nach Besichtigung ausgewählt. Als Untersuchungsflächen wurden fünf stark differierende Bühnenfelder ausgewählt, um ein möglichst diverses Faktorenspektrum in hoher Auflösung zu erhalten. Dies gewährleistete eine weitgehende Erfassung und Differenzierung der Gradienten

repräsentativer Umwelt-Parameter. Die Auswahl wurde nach einem Kriterienkatalog vorgenommen. Kriterien für die Auswahl der Untersuchungsgebiete waren:

- unterschiedlich differenzierte Strömungsmosaiken innerhalb der Bühnenfelder
- Zustand der Bühnen, d.h. hydrodynamische Besonderheiten (z.B. Durchbrüche)
- Baumaterial der Bühnen, d.h. ihre Oberflächenstruktur
- Substrate in den Bühnenfeldern, d.h. ihr organischer Gehalt und Korngrößenverteilung
- Topographie der Bühnenfelder, d.h. die Ausdehnung der semiterrestrischen Flächen im Wasserwechselbereich

Es wurden 5 Bühnenfelder ausgewählt, welche im Folgenden kurz charakterisiert werden:



Abbildung 5: Bühnenfeld 1: Elbe-km 418,1; rechts. Blickrichtung von flussaufwärts gelegener Buhne flussabwärts, Eklektorstandort rechts unten; Niedrigwasser.

Das Bühnenfeld bei Stromkilometer 418 zeichnet sich durch Bühnen aus, welche im Rahmen der Sanierung erneuert und mit einem befestigten Durchbruch nahe der Bühnenwurzel versehen wurden. Am Ufer herrschen daher andere Strömungsverhältnisse vor als in einem „klassischen“ Bühnenfeld. Ein derartiger Durchbruch führt allerdings schon bei Mittelwasser kein Wasser mehr. Das Substrat ist eine Mischung aus Feinsedimenten und Sand. Am Ufer befinden sich Schilf- und Schlammfluren.





Abbildung 6: Bühnenfeld 2: Elbe-km 419,9 links. Blickrichtung von flussaufwärts gelegener Bühnenwurzel zur flussabwärts gelegenen Bühne; Eklektorstandort links mitte; Niedrigwasser.

Die Bühnen bei km 419,9 sind nahezu verfallen, sie wurden mit Hilfe von Sandsäcken repariert. Der Bewuchs der Bühnen besteht aus Blutweiderich und Weiden, welche im Zuge der Unterhaltungsmaßnahmen regelmäßig „auf den Stock“ gesetzt werden. Es existieren Durchrisse an der Bühnenwurzel. Im landseitigen Teil des Bühnenfeldes ist ein Altwasser angebunden. Die Sedimente sind vorwiegend Feinsande und Schlämme. Dieses Bühnenfeld zeichnet sich durch weitläufige, bei Niedrigwasser trockenfallende Flächen aus.



Abbildung 7: Bühnenfeld 3: Elbe-km 423,1 rechts; Blickrichtung auf flussaufwärts gelegene Bühne, Eklektorstandort links und Holzbesiedlungskörper; Niedrigwasser.

Hier finden wir ein geradezu „klassisches“ Bühnenfeld. Die Bühnen wurden 1996 erneuert, d.h. mit einer neuen und auch zum Untersuchungszeitpunkt noch intakten Schüttung versehen. Hinter der stromauf gelegenen Bühne befindet sich ein mehrere Meter tiefer Kolk. Die Substrate sind im

oberen, ufernahen Teil schlammig, weiter unterhalb feinsandig bis sandig. Aufgrund der Topographie fallen bei Niedrigwasser weniger große Flächen trocken, die Auflaufhöhen von Wellen sind gering.



Abbildung 8: Buhnenfeld 4: bei Elbe-km 425 rechts Blickrichtung flussaufwärts; Niedrigwasser.

Das Buhnenfeld 4 bei Elbe-km 425 zeichnet sich durch besonders ausgedehnte, bei Niedrig- und Mittelwasser freiwerdende Uferflächen aus. Das vorherrschende Substrat ist Fein- bis Grobkies. Die Strömung liegt hier am Ufer an. Die Buhnen sind zum großen Teil zusedimentiert und ohne Funktion. Die Auflaufhöhe der von Schiffen verursachten Wellen ist relativ hoch.



Abbildung 9: Buhnenfeld 5: Elbe-km 427,2 links Blickrichtung auf flussabwärts gelegene Buhne, Mittel-Niedrigwasser. Die Strukturen im Wasser stellen durch ansteigenden Wasserstand überflutete Flora dar.

Buhnenfeld 5 befindet sich an einem Gleithang im Elbknie bei Elbe-km 427. Die Buhnen sind zusedimentiert, das Substrat setzt sich aus Fein- und Grobsanden in sehr lockerer Schichtung zusammen. Im überströmten Bereich ist das Substrat auch bei Niedrigwasser in Bewegung. Bei niedrigen Wasserständen fallen weite Flächen trocken. Auch hier ist die Auflaufhöhe von Schiffswellen hoch.

## 6 Methodik

### 6.1 Probemethodik

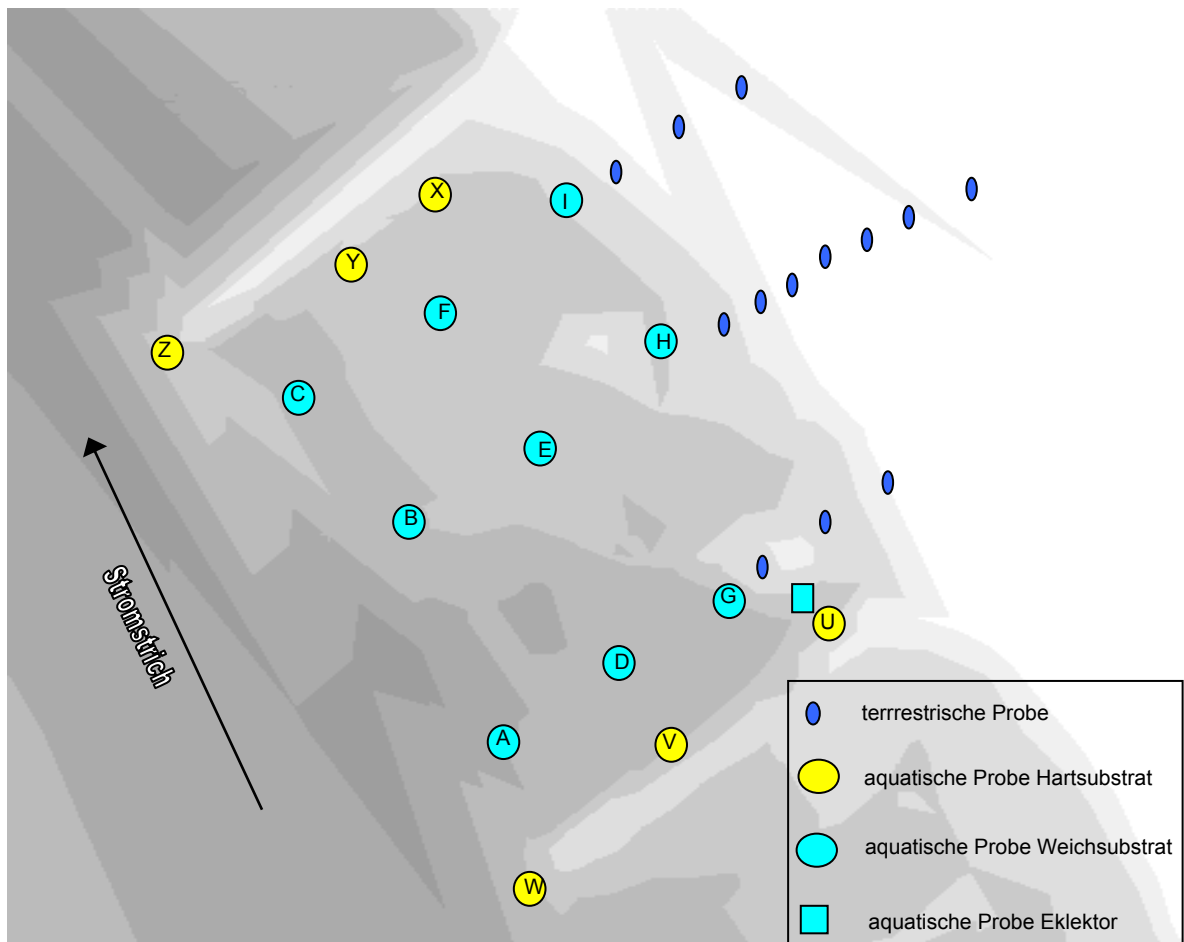


Abbildung 10: schematisierte Ansicht eines „Standard-“ Probenfeldes

Die Probenahme der aquatischen Fauna im Weichsubstrat (Sand, Schlamm und Kies) erfolgte in den tieferen Bereichen mit einem selbst konstruierten **Airliftsampler** ähnlich DRAKE & ELLIOT (1983 (1) und 1983(2)) (Stellen A-F), im Flachwasser dagegen mit einem **Stechrohr** (Stellen G-I). Es wurden neun bis zwölf Stellen innerhalb jedes Bühnenfeldes beprobt. Als Untersuchungsflächen wurden in Bezug auf Morpho- und Hydrodynamik stark differierende Bühnenfelder ausgewählt, um ein möglichst diverses Faktorenspektrum in hoher Auflösung zu erhalten. Dies gewährleistete die weitgehende Erfassung und Differenzierung der Gradienten repräsentativer Umwelt-Parameter. Die Probenahmestellen wurden mit Bojen gekennzeichnet, um Ortskonstanz zu gewährleisten. Die Besiedler des **Hartsubstrats** (Bühnensteine, exponierte Besiedlungssteinkörbe, exponiertes Holz) wurden mit einer Wurzelbürste abgebürstet. Proben wurden in mindestens einem halben Meter Wassertiefe genommen. Die Steine wurden mit der Hand entnommen und in eine flache Schale überführt, um die Menge der entnommenen Probe abzuschätzen. Die entnommene Probemenge bewegte sich zwischen 0,3m<sup>2</sup> und 1,2m<sup>2</sup> projizierter Fläche (s. BÄTHE 1992). Die Steine wurden an verschiedenen Stellen beprobt, um der fleckhaften Besiedlung des Makrozoobenthos Rechnung zu tragen. Ein in Strömungsrichtung vorgehaltenes Netz verhinderte ein Entkommen schnell flüchtender Organismen und juveniler Tiere. Das anschließende

schonende Abbürsten des entnommenen Substrats erfolgte in einer wassergefüllten Schüssel. Das durch diese Prozedur erhaltene Gemisch aus Substrat, Organismen und Wasser wurde durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 200 µm abgeschüttet und der Rückstand in Alkohol konserviert. Je nach Länge der Buhnen wurden bis zu drei Stellen (U-W bzw. X-Z) ausgewählt, die, analog der Beprobung des Weichsubstrats, nach dem Kriterium unterschiedlicher Strömungsverhältnisse ausgewählt wurden.

Durch das Ausbringen **künstlicher Substrate** sollte das Besiedlungspotential der vorhandenen Tiere ermittelt werden, um in der geplanten Modellierung die spezifischen Vorkommen auf bzw. in den verschiedenen Substrattypen berücksichtigen zu können. Auf diese Weise können Aussagen darüber getroffen werden, ob die untersuchten Taxa aufgrund weiterer, unbekannter und deshalb nicht untersuchter Umweltparameter fehlen bzw. vorhanden sind. Daher wurden Körbe mit Natursteinen als Besiedlungskörper ausgebracht. Diese Körbe konnten auch noch bei Hochwasser eingeholt werden.

## 6.2 Probenaufarbeitung und Bestimmung

Alle Proben wurden in gleicher Weise aufgearbeitet. Der erste Schritt war ein Auswaschen der Proben mit einer Sortierapparatur (Abbildung 11), ähnlich der MOONS (1935) in SCHWOERBEL (1986), um die Organismen zu konzentrieren und das Auslesen zu erleichtern. Die Sortierapparatur besteht aus einem 80cm langen und 50cm breiten Kasten, dessen Boden durch Schwellen mit abnehmender Höhe in Kompartimente unterteilt ist. Die Wasserzufuhr erfolgt durch ein Plastikrohr mit Löchern. Die Probe wird in das erste Kompartiment der Sortierapparatur mit der Wasserzufuhr gelegt. Organismen und leichtere Partikel werden durch Wasserdruck in das Sieb geschwemmt.

### 1. Kompartiment

(zur Aufnahme der ungereinigten Probe)

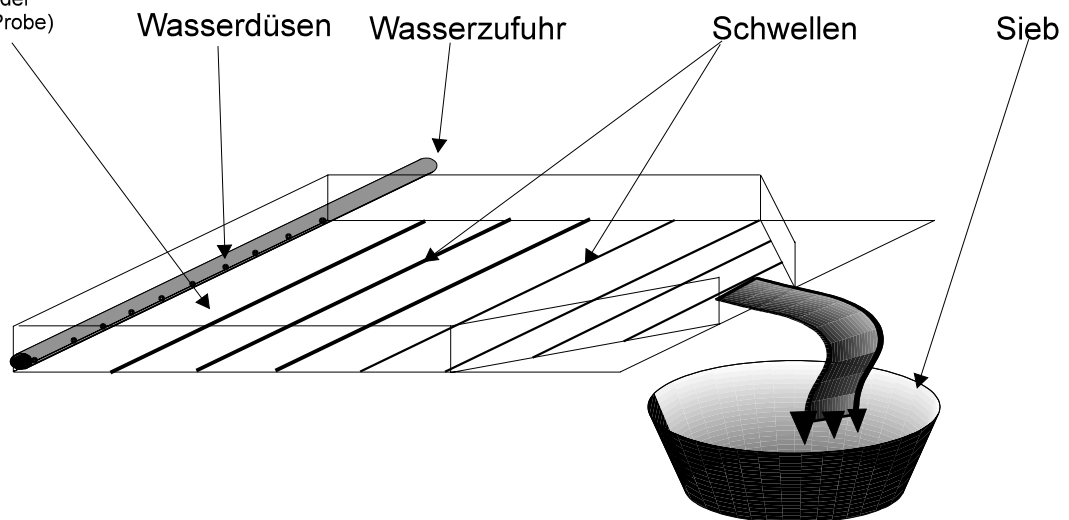


Abbildung 11: Sortierapparatur.

Der Trennmechanismus der Apparatur beruht auf dem unterschiedlichen spezifischen Gewicht von Sediment und Organismen. Sand und Kies verbleiben hinter den Schwellen der Apparatur, die spezifisch leichteren Materialien werden in das untergestellte Sieb gewaschen, aus welchem die Organismen und das Rest-Sediment wieder in den Probenbehälter befördert werden. Der Rückstand wurde stichprobenartig auf zurückgebliebene Organismen untersucht und erwies sich nach Durchsicht unter dem Binokular makroskopisch als organismenfrei.



Der Organismenanteil wurde mittels Waage in Aliquote unterteilt, welche auf das Vorkommen von Benthosorganismen quantitativ untersucht wurden. Die Individuen eines Aliquot wurde ausgezählt und falls die Anzahl eines Taxons die Zahl 100 erreichte oder überstieg wurde die Gesamtzahl des Taxons in der Probe durch Extrapolation des Aliquots auf die Gesamtprobe errechnet. Die Vorkommen folgender Taxa wurden halbquantitativ geschätzt: Hydrozoa: *Cordylophora sp.*, *Hydra sp.* und andere als *Hydrozoa sp.*, Spongillidae, Porifera, Bryozoa, Cladocera, Copepoda, Ostracoda und Nematoden. Es werden folgende Zahlen für die Einschätzung (der Abundanzklassen) eingetragen:

Klassennummer	Bedeckungsgrad von Spongillidae „Polster“ und Bryozoa	Anzahl von Spongillidae, Statoblasten (Bryozoa), Nematoda, Ostracoda, Cladocera und Copepoda in der Probe	Anzahl von <i>Cordylophora sp.</i> , <i>Hydra sp.</i> und andere als <i>Hydrozoa sp.</i>	Halbquantitative Abundanzeinschätzung	Halbquantitative Beurteilung
1	0%	0	0	0	Keine vorhanden
2	1%-20%	1-20	1-50	10	Wenig vorhanden
3	20%-50%	21-100	51-300	100	Mittel vorhanden
4	50%-100%	>100	>300	1000	Viel vorhanden

Tabelle 3: Halbquantitative Einschätzung der Abundanz bei verschiedenen Taxa.

Für die Bestimmung der „Anzahl“ von *Cordylophora sp.* wurden „Zweige“ mit jeweils 1-10 Hydranten als eine Einheit gezählt. Selbiges Verfahren wurde für Bryozoen angewendet: „Zweige“ mit jeweils 1-10 Zooiden wurden als eine Einheit gezählt. Bei Spongilliden galt ein „Schwamm“ als eine Einheit.

Zur taxonomischen Bestimmung wurde u.a. folgende Literatur verwendet:

- Tricladida: HOFFMAN (1964), BALL & REYNOLDSON (1981), REYNOLDSON (1978)
- Hirudinea: ELLIOT & MANN (1979)
- Crustacea: HYNES ET AL. (1960), CARAUSU ET AL. (1955), NAGEL (1989)
- Ephemeroptera: MÜLLER LIEBENAU (1969), SCHOENEMUND (1930), ELLIOT ET AL. (1988), STUDEMANN ET AL. (1992)
- Odonata: FRANKE (1979)
- Neuroptera: ELLIOT (1977)
- Mollusca: JUNGBLUTH (1992), GLÖER & MEIER-BROOK (1994)
- Coleoptera: KLAUSNITZER (1977, 1981), FREUDE ET AL. ((1980)
- Trichoptera: EDINGTON & HILDREW (1981), WALLACE (1990), PITSCH (1981), HOFFMANN (1966), SEDLAK (1985)

Von den **Oligochaeta** wurden mittels Polyvinylactophenol unter dem Mikroskop jeweils mindestens 100 beliebige (für die als repräsentativ erscheinende) (Teil)-Stücke auf Objektträgern fixiert. Die Tiere wurden determiniert von:

Frau Dipl.-Biol. **Marion Wiegand** Hannover.

Herrn Dr. **Jürgen Bätke** ECO RING - Büro für Umweltdokumentation Datenmanagement, Gewässerökologie 37170 Uslar.

Die Gesamtzahl der Oligochaeta in der Probe ergab sich durch Extrapolation der auf den Objektträgern bestimmbar Tiere (excl. nicht bestimmbarer Bruchstücke) auf die Gesamtprobe.

Weitere Taxa wurden von Herrn Dipl.-Biol. **Carsten Thiel**, 65399 Kiedrich determiniert.

### 6.3 Nomenklatur der Probestellen

erste Stelle	Zweite und dritte Stelle	Vierte Stelle	fünfte und sechste Stelle
Bühnenfeld 0-9	Probestelle A-Z	Zeitraum A-Z	Probeart 0-9
0 = Altarm 419,9 1 = 418,0 2 = 419,9 3 = 423,0 4 = 425,0 5 = 427,0	A-R = Sampler und Stechrohr  uvw = Buhne I (obere Buhne) u = Anfang (Wurzel) bis Spitze = w bei 427 ist das Buhne -II  xyz = Buhne II (untere Buhne) x = Anfang (Wurzel) bis Spitze = z bei 427 ist das Buhne -I  Eklektor alt = s Eklektor neu = t	A = Jan 98 B = Feb 98 C = Mrz 98 D = Apr 98 E = Mai 98 F = Jun 98 G = Jul 98 H = Aug 98 I = Sep 98 J = Okt 98 K = Nov 98 L = Dez 98 M = Jan 99 N = Feb 99 O = Mrz 99 P = Apr 99 usw.	1= Sampler 2= Stechrohr 22= Stechrohr mit doppelter Menge Probenmenge  3= Holzexposition 4= Steinexposition  5= BühnenStein Schlacke 6= BühnenStein Natur  7=Eklektor alt 8=Eklektor neu  0= aufgefundenes Holz

Tabelle 4: Nomenklatur der Proben (aquatische Probenahme).

Die einzelnen Benthosproben sind mit jeweils vier Stellen codiert. Die erste Stelle (Zahl) codiert das Bühnenfeld. Die zweite und dritte Stelle (Buchstabe, Zahl) gibt den Probeort an. Die vierte Stelle (Buchstabe) gibt den Messtermin wieder. Die fünfte und sechste Stelle (Zahl) codiert die Probenahmemethode. D.h. Probestelle: B1 in Bühnenfeld 423,1, Probenahme Juni mit Airlift-Sampler entnommen erhält den Namen 3B1F\_1.

### 6.4 Zeitraum der Probenahme

1998 wurden die Proben im monatlichen Abstand genommen, d.h. von März bis Dezember 1998, wobei die Novemberprobe wegen Hochwassers ausfallen musste und die Dezemberprobe im Umfang wegen Eistreiben reduziert werden musste. Insgesamt wurden ca. 600 Proben genommen.

Von Mai bis September 1999 wurden die Proben ebenfalls im monatlichen Abstand genommen. In diesem Zeitraum wurden insgesamt ca. 300 Proben genommen. Eine Probenahmeperiode war meist mit sechs Tagen anzusetzen.

## 6.5 Berechnung der Abundanzen

Die Angabe der Häufigkeiten der Taxa erfolgte als Abundanz. Diese hat die Einheit Individuen/m<sup>2</sup>. Daher mussten die Proben, welche mittels unterschiedlicher Techniken von unterschiedlichen Flächen geprobt wurden, auf 1m<sup>2</sup> normiert werden.

Es ergaben sich für die verschiedenen Techniken folgende Multiplikatoren:

Probearart	Code	Bemerkung	Substrat-Charakteristik
Airlift-Sampler	1	Faktor zur m2 Umrechnung=24,0688.	Weich
Stechrohr	2	Faktor zur m2 Umrechnung=127,32.	Weich
Holzexposition	3	Faktor zur m2 Umrechnung abhängig von beprobter, projizierter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,25 m2 beprobt=Anzahl/Holz Fläche (m2).	Hart
Stein-exposition	4	Faktor zur m2 Umrechnung abhängig von beprobter, projizierter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,4 m2 beprobt.	Hart
Bühnensteine schlacke	5	Faktor zur m2 Umrechnung abhängig von beprobter, projizierter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,4 m2 beprobt.	Hart
Bühnensteine Natur	6	Faktor zur m2 Umrechnung abhängig von beprobter, projizierter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,4 m2 beprobt.	Hart
aufgefundenes Holz	9	Faktor zur m2 Umrechnung abhängig von beprobter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,4 m2 beprobt.	Hart
BühnenSteine gemischt	0	Faktor zur m2 Umrechnung abhängig von beprobter, projizierter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,4 m2 beprobt.	Hart
Stechrohr 2x	22	Fläche 2x mit Stechrohr beprobt. Faktor zur m2 Umrechnung =63,66.	Weich
Holzexp Colakasten	31	Faktor zur m2 Umrechnung abhängig von beprobter Fläche; standardmäßig wurden ca. 0,4m2 beprobt.	Hart
Handaufsammlung	23	Handaufsammlung nicht quantitativ: kein Multiplikator	Weich

Tabelle 5: Probetechniken und Flächen-Umrechnungsfaktoren.

## 6.6 Parameter zur Korrelationsanalyse und deren Kopplung an das morpho-hydrodynamische Modell

Folgende Parametergruppen, welche als besonders prägend für die Fauna der Fließgewässer angesehen wurden, gingen in die Untersuchung ein:

- Strömung als dominierender Faktor (s.u.a. STATZNER & HIGLER 1985, MARTINEZANSEMIL & COLLADO 1996)
- Beschaffenheit des Substrats (in Bezug auf organischen Gehalt und Korngrößen)
- Physikalische Parameter des umgebenden Mediums
- Weitere Parameter, wie Jahreszeit und Gewässertiefe, wurden ebenfalls auf Abhängigkeiten untersucht

Die Datenverfügbarkeit der Parameter-(Gruppen) für die Untersuchung sowie die Kopplung an das numerische Modell, werden in Tabelle 6 erläutert.

Parameter	Datenverfügbarkeit	Herkunft (Art) und Einheit der Daten	Kopplung an Modell
Korngröße bestimmt im Sediment bis ca 15cm Tiefe	ein Probetermin pro Jahr, jede Probestelle '98 und '99 (13 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt Korngröße Meyer Peter, Fuhrböter, d10, d20, ..., d90	explizite Größe, Morphodyn. wird modelliert
Organischer Gehalt bestimmt im Sediment bis ca 15cm Tiefe	ein Probetermin pro Jahr, jede Probestelle '98 und '99 (13 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt Glühverlust, [%]	implizite Größe
pH bestimmt im Porenwasser bis ca 15cm Tiefe	Jeder Probetermin, jede Probestelle nur '99 (nur 4 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt	implizite Größe
Leitfähigkeit bestimmt im Porenwasser bis ca 15cm Tiefe	Jeder Probetermin, jede Probestelle nur '99 (nur 4 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt [µS]	implizite Größe
Sauerstoff-sättigung /Gehalt im Porenwasser bis ca 15cm Tiefe	Jeder Probetermin, jede Probestelle nur '99 (nur 4 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt [%] / [mg/l]	implizite Größe
Strömungs-Geschw. (ADV) 5cm über Sohle	Jeder Probetermin, jede Probestelle nur '99 (nur 4 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt [m/s]	explizite Größe, Strömung wird modelliert
Wasserstandshöhe (ADV)	Jeder Probetermin, jede Probestelle nur '99 (nur 4 Termine)	Gemessen, TP Darmstadt [m]	explizite Größe, Wasserstand wird modelliert
Überflutungsdauer	Jeder Probetermin, jede Probestelle noch nicht verfügbar	Modell, TP Darmstadt [d]	explizite Größe, Ganglinie und Höhe wird modelliert
Strömungs-Geschw. (Modell) aus 2d Modell 37,5cm über Sohle	Jeder Probetermin, jede Probestelle '98 und '99 (13 Termine)	Modell, TP Darmstadt [m/s]	explizite Größe, Strömung wird modelliert
Korngrößen Modell oberster Layer ca. 16cm	Jeder Probetermin, jede Probestelle	Modell, TP Darmstadt Korngröße Meyer Peter, Fuhrböter, d10, d20, ..., d90	explizite Größe, Morphodyn. wird modelliert
Wasserstandshöhe (Modell)	Jeder Probetermin, jede Probestelle '98 und '99 (13 Termine)	Modell, TP Darmstadt [m]	explizite Größe, Wasserstand wird modelliert
Zeit, Probeart	Jeder Probetermin, jede Probestelle '98 und '99 (13 Termine)	Probe, TP Marburg	wird nicht modelliert, Modell wird nach Jahreszeit geändert
Pegel	Jeder Probetermin (13), pro Termin ein Wert angenommen für alle Probstellen	Gemessen, ARGE Elbe	explizite Größe, Ganglinie wird modelliert
phys. Flusswasserwerte	Jeder Probetermin (13),	Gemessen, ARGE Elbe	wird nicht modelliert

Tabelle 6: Verfügbarkeit der Umweltparameter-Daten und deren Kopplung an Modell.

Für die Korrelationsanalyse mit der Fauna standen Daten verschiedener Herkunft und Charakteristik zur Verfügung, die im Folgenden näher erläutert werden und in Tabelle 8 im Einzelnen aufgeführt werden.

- **Physikalische Messparameter** des Wasserkörpers, zur Verfügung gestellt vom STAU (Staatliches Amt für Umwelt), Magdeburg, und Landes-Umweltamt Brandenburg. Da die Messstationen sich bei Stromkilometer (skm) 318 (Magdeburg) bzw. Stromkilometer 470 (Cumlosen) befanden, das Untersuchungsgebiet jedoch zwischen skm 418 und skm 427, wurden die korrespondierenden Werte für den Stromkilometer des Probestandes mittels linearer Interpolation zwischen den Daten für Magdeburg und jenen von Cumlosen errechnet. Die Werte wurden berechnet als Mittelwerte, Minima und Maxima des Zeitraums zwei Wochen vor dem Zeitpunkt der Probenahme der jeweiligen Probe.
- Die Messwerte der **Pegel** Havelberg und Neuwerben sowie Gnevsdorf gingen ebenfalls als Minima, Maxima bzw. Mittelwerte der zwei Wochen vor den jeweiligen Probenahmen in die Analyse ein.
- **Probenvariablen**, wie Art der Probenahme und Substrattyp gingen ebenfalls als Parameter in die Analyse ein, um auf etwaige Auswirkungen der Probentechnik auf die Ergebnisse zu testen. Eine nähere Erläuterung und Angaben zur probenabhängigen Umrechnung der Abundanz ist unter 6.5 oben zu finden.
- Der **organische Gehalt** wurde als Glühverlust einer Substratprobe gemessen, welche die Größe einer Filmdose hatte. Genauere Angaben siehe BMBF (2002).
- Die **Korngrößen des Substrats** wurden vom TP Wasserbau als Sieblinien im Trockensiebverfahren bestimmt. Genauere Angaben siehe BMBF (2002).
- Die **Strömungsgeschwindigkeit** wurde im ersten Projektjahr durch das TP Wasserbau mittels eines magnetisch induktiven Messgeräts bestimmt. Allerdings konnten die Daten dem TP Marburg nicht zur Verfügung gestellt werden, da eine Festplatte den Dienst versagte und keine Sicherheitskopien vorlagen. Erst im 2. Probenahmejahr konnte mittels eines akustischen Doppler Strömungsmessers (ADV) mit hoher Genauigkeit die Strömung (in 5cm Höhe) über der Sohle bestimmt werden. Die Geschwindigkeit wurde in x, y und z Richtung gemessen. Der y-Vektor beschreibt die Größe der Strömungsgeschwindigkeit in Richtung Norden (negativ in Richtung Süden), der x-Vektor die Strömungsgeschwindigkeit in Richtung Osten (bzw. negativ in Richtung Westen) und der z-Vektor ist ein Maß für Geschwindigkeit der Strömung nach oben (bzw. negativ vertikal nach unten). Die Gesamtgeschwindigkeit errechnete sich als Resultierende aus den einzelnen Vektoren. Es wurden Mittelwerte, Minima, Maxima und Standardabweichung der Daten aus dem Messzeitraum (meist ca. 4min) errechnet. Genauere Angaben siehe BMBF (2002).
- Die **gewässerphysikalischen Parameter im Substrat** wurden im 2. Jahr an einigen Probestellen mit einer Saugapparatur erfasst. Es wurden Sauerstoff, Temperatur und pH-Wert gemessen. Die Messungen und Probeapparatur wird im Abschnitt 6.7 Seite 32, näher erläutert.

Vom TP Wasserbau wurden Strömungsparameter und Substratparameter sowie die Wasserstandshöhe für die jeweilige Probenahme bzw. den Probenahmezeitraum numerisch modelliert:

- Für die **Modellierung** wurde für alle Proben eines Probenahmezeitraums ein bestimmter **Pegel** bzw. Abfluss angenommen, welcher der folgenden Tabelle entnommen werden kann.

Probezeitraum	angenommene Pegelstände für die Modellierung (Pegel Havelberg) [cm]
März 1998	365
April 1998	260
Mai 1998	195
Juni 1998	210
Juli 1998	205
August 1998	171
September 1998	205
Oktober 1998	300
Dezember 1998	332
Mai 1999	268
Juni 1999	230
Juli 1999	298
August 1999	175
September 1999	157

Tabelle 7: Pegelstände für die Modellierung.

- Die **modellierten Geschwindigkeiten** entsprachen einer Strömungsgeschwindigkeit in 0,37m über der Stromsohle.
- Die **modellierten Substrat-Parameter** entsprachen einem Durchschnittswert bis in eine Sohlentiefe von 15cm. Zur Modellierung wurde das Modell TIMOR3 (Entwicklung: Prof. Zanke - ZANKE (1994); ZANKE et al. 2002) mit dem hydrodynamischen Rechenkern BUBBLE eingesetzt. Es wurde ein zweidimensionales Modell erstellt. Zur genaueren Beschreibung des Modells siehe BMBF (2002).

Weitere Parameter wie pH und Sauerstoffgehalt konnten nicht modelliert werden. Parameter für die sich Korrelationen mit der Fauna ergeben, werden daher für die Modellierung als Konstanten vorgegeben. Die Konstanten der physikalischen Parameter des Flusswassers wurden aus einer Trendanalyse der Messdaten der Messstationen Cumlosen (Landes Umweltamt Brandenburg) und Magdeburg (STAU Magdeburg) ermittelt (Seite 56, Abschnitt 7.3). Der Pegel wird als Eingangsgröße vorgegeben.

Vorhanden in:	Kategorie der Parameter	Kürzel des Parameters	Parameter	Einheit	Messzeitraum und Erläuterung		
98 und 99	modell. hydrodyn. Parameter	v_Mod	modellierte mittlere Strömungsgeschwindigkeit in y Richtung	[m/s]	Errechnet für eine Höhe die 0,37 *Wassertiefe entspricht		
		h_Mod	modellierte Wassertiefe	[m]			
		Vx_Mod	modellierte mittlere Strömungsgeschwindigkeit in x Richtung	[m/s]		Errechnet für eine Höhe die 0,37 *Wassertiefe entspricht	
	modell. Substratdaten	Vy_Mod	modellierte mittlere Strömungsgeschwindigkeit in y Richtung	[m/s]	Errechnet für eine Höhe die 0,37 *Wassertiefe entspricht		
		Subs_mod	mittlere Korngröße nach Meyer Peter	[mm]			
	Probenvariablen	Gesamt Codierung	Name der Probestelle			Code siehe untenstehende Erläuterung  Dummyvariablen (0 = trifft zu; 1 = trifft nicht zu)	
		PArCode	Art der Probenahme				
		1	Sampler				
		2	Stechrohr				
		3	Holzexp				
		4	Steinexp				
		5	Buhnenst schlacke				
		6	Buhnenst Natur				
		7	Ekkektor alt				
		8	Ekkektor neu				
		9	aufgefundenes Holz				
		10	Driftfalle				
		0	BuhnenSteine gemischt				
		22	Stechrohr 2x				
		31	Holzexp Colakasten				
		23	Handaufsammlung				
		80	Aquarienaufzucht Stein				
		81	Aquar.- Weich.- Sampler				
		82	Aquar.- Weich.- Stech				
		83	Aquar.- Weich.- Stech 2x				
		SubsChID	Substrat-Charakteristik (0=Hart; Weich=1)		0-1		Substratparameter für die Unterscheidung in Hart und Weichsubstrat
		MonatZ	Jahresmonat von 1-12		1-12		
		Monatzz	Jahreszeit , Jahresverlauf (Januar=1;Febr=2;Mrz=3;Apr.=4; Mai=5; Jun.=6; Jul=6; Aug=5; Sept=4; Okt.=3; Nov=2;Dez.=1)		1-6		
		Fruh	Die Monate März April Mai				Dummyvariable (0= trifft zu ;1 = trifft nicht zu)
	Sommer	Die Monate Juni Juli August			Dummyvariable (0= trifft zu ;1 = trifft nicht zu)		
	Herbst	Die Monate September Oktober November			Dummyvariable (0= trifft zu ;1 = trifft nicht zu)		
	Jahr	Jahr der Probenahme (1998 =1; 1999 =2)		1-2			
	Monat	Nummer des Probemonats		1-24	codiert von 1=Jan 98 bis 24=Dez. 99		
	Stand_t	Standzeit der Besiedlungskörper		[d]			
	ProbenID	fortlaufende Nummer der Probe					
	Minutl Werte ARGE ELBE	LFMna2	Leitfähigkeits Maxima		µS/cm	Werte aus fortlaufenden 10 minütliche Messwerten der Stationen Magdeburg und Cumlosen (ARGE Elbe) für die 2 Wochen vor der Probenahme (Minutengenau ermittelt). Da die Probestellen zwischen den Stationen Magdeburg und Cumlosen liegen wurde interpoliert zwischen den Stationen Cumlosen und Magdeburg. Es wurde angenommen, dass sich die Wert linear und stetig zwischen Magdeburg und Cumlosen ändern. Der Standort wurde mit dem Stromkm des Bühnenfeldes errechnet	
		LFMxa2	Leitfähigkeits Minima		µS/cm		
		LF_a2	Leitfähigkeits Mittelwert		µS/cm		
		O2GeMna2	Sauerstoff Gehalts Minima		[mg/l]		
		O2GEH_a2	Sauerstoff Gehalts Mittelwert des Wassers		[mg/l]		
		O2GeMxa2	Sauerstoff Gehalts Maxima		[mg/l]		
		O2Sät_a2	Sauerstoff Sättigung des Wassers		[%]		
		O2SäMna2	Sauerstoff Sättigungs Minima des Wassers		[%]		
		O2SäMxa2	Sauerstoff Sättigungs Maxima des Wassers		[%]		
		GstrMxa2	Globalstrahlungs Maxima				
		Gstra_a2	Globalstrahlungs Mittelwert				
		GstrMna2	Globalstrahlungs Minima				
		LFTpMxa2	Lufttemperatur Maximum		[°C]		
		LFTpMna2	Lufttemperatur Minima		[°C]		
	LFTpa2	Lufttemperatur Mittelwert		[°C]			
	TrüMna2	Minima der Trübung des Wassers					
	Trü_a2	Trübungs Mittelwert des Wassers					
	TrüMxa2	Trübungs Maximum des Wassers					
	Temp_a2	Wassertemperatur Mittelwert		[°C]			
	TmpMna2	Wassertemperatur Minima		[°C]			
	TmpMxa2	Wassertemperatur Maxima		[°C]			
	pHMxa2	pH Maxima					
	pHMna2	pH Minima					
	pH_a2	pH Mittelwert					
	Organik	orgGehal	Organischer Gehalt		%	gemessen als Glühverlust in %	
	PegelDaten	HvBg_Mw	Mittelwerte Pegel Havelberg		[cm]	Die Weerte wurden für die 2 Wochen vor der jeweiligen Probenahme minutengenau ermittelt	
		Neuw_Mw	Mittelwerte Pegel Neuwerben		[cm]		
		Gnev_Mw	Mittelwerte Pegel Gnevsdorf		[cm]		
		HvBg_Min	Minima Pegel Havelberg		[cm]		
		Neuw_Min	Minima Pegel Neuwerben		[cm]		
		Gnev_Min	Minima Pegel Gnevsdorf		[cm]		
		HvBg_Max	Maxima Pegel Havelberg		[cm]		
		Neuw_Max	Maxima Pegel Neuwerben		[cm]		
	Gnev_Max	Maxima Pegel Gnevsdorf		[cm]			
	Substrat gemessen	mitKrnMP	mittlere Korngröße nach Meyer Peter		[mm]		
		mitKrnFu	mittlere Korngröße nach Fuhrböter		[mm]		
		d10	Korngröße bei 10% Siebdurchgang		[mm]		
		d20	Korngröße bei 20% Siebdurchgang		[mm]		
		d30	Korngröße bei 30% Siebdurchgang		[mm]		
		d40	Korngröße bei 40% Siebdurchgang		[mm]		
		d50	Korngröße bei 50% Siebdurchgang		[mm]		
		d60	Korngröße bei 60% Siebdurchgang		[mm]		
		d70	Korngröße bei 70% Siebdurchgang		[mm]		
		d80	Korngröße bei 80% Siebdurchgang		[mm]		
	d90	Korngröße bei 90% Siebdurchgang		[mm]			
	ADV	Mess_t	Messzeit		[s]	Werte jeweils für den angegebenen Messteilraum; xyz Komponenten durch Vektoraddition erhalten	
		mit_x	Durchschnitt der Strömungsgeschw. (x- Komponente)		[m/s]		
		mit_y	Durchschnitt der Strömungsgeschw. (y- Komponente)		[m/s]		
		mit_z	Durchschnitt der Strömungsgeschw. (z- Komponente)		[m/s]		
		Max_x	Maximum der Strömungsgeschw. (x- Komponente)		[m/s]		
		Max_y	Maximum der Strömungsgeschw. (y- Komponente)		[m/s]		
		Max_z	Maximum der Strömungsgeschw. (z- Komponente)		[m/s]		
	Min_x	Maximum der Strömungsgeschw. (y- Komponente)		[m/s]			

	Min_y	Minimum der Strömungsgeschw. (y- Komponente)	[m/s]		
	Min_z	Minimum der Strömungsgeschw. (z- Komponente)	[m/s]		
	Stabw_x	Standardabweichung der Strömungsgeschw. (x- Komponente)			
	Stabw_y	Standardabweichung der Strömungsgeschw. (y- Komponente)			
	Stabw_z	Standardabweichung der Strömungsgeschw. (z- Komponente)			
	Max_vGes	Maximum der Strömungsgeschw. (xyz Komponenten )	[m/s]		
	Min_vGes	Minimum der Strömungsgeschw. (xyz Komponenten )	[m/s]		
	Mit_vGes	Durchschnitt der Strömungsgeschw. (xyz Komponente)	[m/s]		
	StabvGes	Standardabweichung der Strömungsgeschw. (xyz Komponente)			
Physikalischer Parameter gemessen an Probestelle	Tief_ADV	Wassertiefe bei ADV Messung	[m]	Messwerte aus eigenen Messungen im Substrat, durch Absaugen des Interstitial Wassers gewonnen. Die Werte wurden gemittelt für eine angenommene Tiefe zwischen 6 und 15cm. Die Tiefe wurde berechnet anhand der Pumpenfördermenge und der Pumpzeit sowie eines angenommenen Fördervolumens unter dem Saugrohr	
	t_phy	Messzeit	[s]		
	Tief_phy	Wassertiefe bei Messung Physikalischer Parameter	[m]		
	pH_phy	Ph			
	Datu_phy	Messdatum			
	O2Ge_phy	Sauerstoffgehalt	[mg/l]		
	O2Sa_phy	Sauerstoffsättigung	%		
Temp_phy	Temperatur	[°C]			
v / ADV Ges_MW/ modelliert/ Ott	v_GesNeu	Strömungsgeschwindigkeit	[m/s]	gemischte Werte aus verschiedenen Messungen. Falls bei der jeweiligen Probe ein Wert fehlt, wird jeweils der Wert mit der höchsten Priorität (in Spalte B ganz links stehend) bevorzugt und zur Korrelation eingesetzt	
	h / ADV/ modelliert	h_neu	Wassertiefe		[m]
	Substrat: Gemessen/ Modell/ interpoliert	KrMP_neu	mittlere Korngröße nach Meyer Peter		[mm]
		KrFu_neu	mittlere Korngröße nach Fuhrböter		[mm]
		d10_neu	Korngröße bei 10% Siebdurchgang		[mm]
		d20_neu	Korngröße bei 20% Siebdurchgang		[mm]
		d30_neu	Korngröße bei 30% Siebdurchgang		[mm]
		d40_neu	Korngröße bei 40% Siebdurchgang		[mm]
		d50_neu	Korngröße bei 50% Siebdurchgang		[mm]
		d60_neu	Korngröße bei 60% Siebdurchgang		[mm]
d70_neu		Korngröße bei 70% Siebdurchgang	[mm]		
d80_neu	Korngröße bei 80% Siebdurchgang	[mm]			
d90_neu	Korngröße bei 90% Siebdurchgang	[mm]			
Parameter gemessen/ interpoliert	Org_neu	Organischer Gehalt	[%]		
	vx / Modell / ADV	vy_neu	gemischte mittlere Strömungsgeschwindigkeit in y Richtung	[m/s]	
	98/99	vy / Modell / ADV	vx_neu	gemischte mittlere Strömungsgeschwindigkeit in x Richtung	[m/s]

Tabelle 8: Parameter und ihre Kürzel, die zur Analyse zur Verfügung standen.

Wie aus Tabelle 8 ersichtlich wird, standen die aufgeführten abiotischen Parameter nicht für den gesamten Datensatz der biologischen Proben zur Verfügung. Aufgrund der degradierten Fauna der Elbe, mit wenigen Ephemeroptera oder Trichoptera, erwies es sich weiterhin als notwendig, für einzelne ausgewählte Proben eine genauere Determinierung der dominanten Taxa der Oligochaeta durchzuführen. Die Determinierung konnte aus Kostengründen nicht für alle Proben durchgeführt werden, daher verringerte sich die zur Korrelationsanalyse zur Verfügung stehende Probenanzahl um weitere 85 Proben (Tabelle 9).

Es musste daher eine Aufspaltung in folgende Daten-Subsets durchgeführt werden:

	Benthosproben ohne genauer determinierte Oligochaeta, Meiobenthos		Mit determinierten Oligochaeta	
Verschieden Determinationstiefen	244 Proben		226 Proben	
Subset substrattyp	Weich: 174	Hart: 70	Weich: 161	Hart: 64
Subset: physikalische Parameter im Boden	29 Proben	Nicht sinnvoll	29 Proben	Nicht sinnvoll
Subset: per ADV gemessene Strömung	64	37	57	34

Tabelle 9: Proben-Subsets in Abhängigkeit der Umweltparameter (Benthosproben).

## 6.7 Untersuchung der physikalischen Parameter im Substrat

Die physikalischen Parameter im Substrat wurden vom Projektteil Wasserbau gemessen. Im Folgenden wird daher aus dem Endbericht des Projektteils zur Messmethodik zitiert (BMBF 2002). „Für die Erfassung der gewässerphysikalischen Parameter wurde am Institut 1999 ein Gerät gebaut (vergleiche Abbildung 12, S. 33), mit dem die Parameter Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit und Temperatur des Interstitials gemessen werden konnten. Das Gerät saugt über einen Stechzylinder das Porenwasser aus den oberen 15cm der Gewässersohle ab. Das entnommene Wasser wird unmittelbar im Anschluss an einer Sondengruppe vorbeigeführt, wobei



die oben genannten Parameter bestimmt werden. Das Messprinzip ist anwendbar bei gut durchlässigen Böden, das heißt, wenn hohe Durchlässigkeiten gegeben sind. Die Sonde wird in die Ufersohle eingepresst. Sofort danach wird mit dem Abpumpen des Wassers begonnen. Kurzschlussströmungen sind bei den durchschnittlichen Durchlässigkeiten in der Elbe nicht zu erwarten und wurden durch die Messung auch nicht nachgewiesen. Lediglich bei sehr langer Messzeit macht sich das Zufließen von Flusswasser durch die Kornmatrix bemerkbar, was allerdings gut durch die Messung identifiziert werden kann.

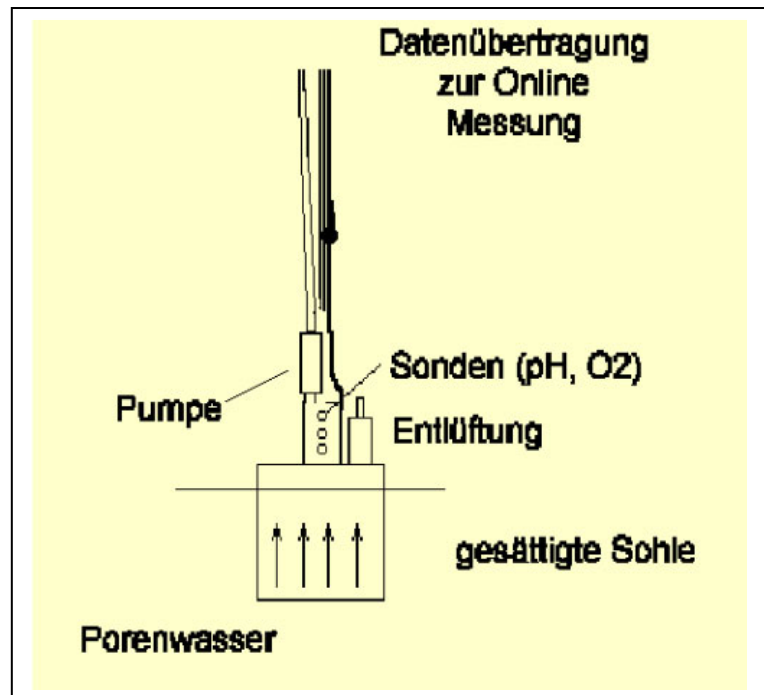


Abbildung 12: Entwickeltes Porenwasserentnahmegärät.

Gepumpt wurde mit einer konstanten Rate von 2 l/min. In Abbildung 13 ist der pH-Wert und der Sauerstoffgehalt als Funktion über die Zeit aufgetragen. Es ist gut zu erkennen, dass sich die Konzentrationen mit zunehmender Messzeit rasch abbauen.

Die Ergebnisse können für die statistische Analyse sehr wichtig sein, da verschiedene Horizonte der Sohle durch die gewässerphysikalischen Werte repräsentiert werden. Die Gleichmäßigkeit der jeweiligen Parameterkurven deutet auf globale Abbauprozesse im Porenraum hin und ließe sich möglicherweise durch weitere Analysen durch einen einfachen Ansatz an die Geschwindigkeit ankoppeln. Je nach vorhandenem Grundtransport im Flusskörper beginnt der Abbau bei verschiedenen Höhen des jeweils betrachteten Parameters. Auffallend ist der sehr steile Gradient der Parameter vor allem bei Sauerstoff. Dieser fällt innerhalb 15-20 s auf ein relativ niedriges Niveau ab und nähert sich dann asymptotisch einem Endwert.

Biologisch gesehen ist nach circa 50-60 s ab Pumpbeginn des Interstitialwassers ein Schwellenwert erreicht, in dem benthische Organismen normalerweise nicht mehr existieren. Bauartbedingt muss, bevor Wasser aus der Kornmatrix an den Sonden vorbeigeführt werden kann, zunächst das Totvolumen aus dem Messzylinder gepumpt werden. Dieses dauert bei konstanter Pumprate 20 s.

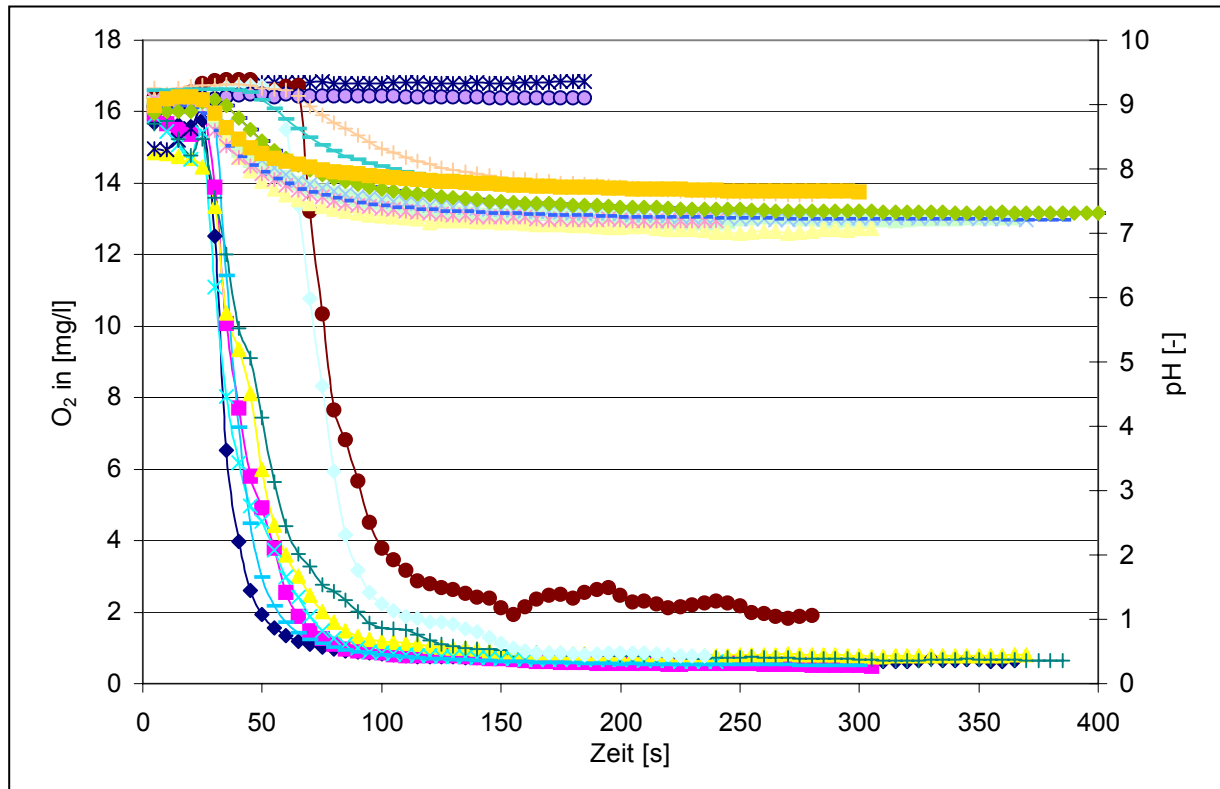


Abbildung 13: pH- (flache Ganglinien) und Sauerstoffzeitreihen (steile Ganglinien) im Pumpversuch.

(..) Leider ergaben sich Probleme beim Pumpen aus undurchlässigeren Böden wie den verfestigten Mudden, so dass für einige Untersuchungsstellen keine Werte entnommen werden konnten.“

## 6.8 Qualitative Deskription der Fauna im Untersuchungsgebiet

Eine Beschreibung der Artengemeinschaft in Bezug auf Zusammensetzung und Ähnlichkeit erfolgte nach MÜHLENBERG (1993) durch die Berechnung der Dominanz.

Nach MÜHLENBERG (1993) ist die Dominanz, „die relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zu den übrigen Arten bezogen auf eine bestimmte Lebensraumgröße“. Die Lebensraumgröße stellte den untersuchten Elbeabschnitt dar.

$$D_x = \frac{\left( \sum_{i=1}^n A_x; i = 1, \dots, n \right) \times 100}{\sum_{i=1}^n s_i; i = 1, \dots, n}$$

Gleichung 1: Gleichung zur Dominanzberechnung

Bei der Berechnung der Dominanz werden also die Abundanzen der Arten aller Proben addiert, um dann gegen die Gesamtabundanz in allen Proben in Relation gesetzt zu werden.

Es gelten:

$A_x$ : Individuenzahl der Art

$n$ : Anzahl der Proben

$s_i$ : Gesamtzahl der Individuen in Probe  $i$

Bei der Berechnung fanden lediglich jene Proben Berücksichtigung, bei welchen die Oligochaeten- bzw. Chironomidenfauna differenziert bestimmt wurde.

Es wurde die logarithmische Einteilung nach ENGELMANN (1978) gewählt, um die Dominanzen zu klassifizieren.

Klassifizierung	% Anteil der Art an Gesamtabundanz	Bewertung
Eudominant	32,0-100%	Hauptart
Dominant	10,0-31,9%	Hauptart
Subdominant	3,2-9,9%	Hauptart
Rezedent	1,0-3,1%	Begleitart
Subrezedent	0,32-0,99%	Begleitart
Sporadisch	unter 0,32%	Begleitart

Tabelle 10: Einteilung in Dominanzklassen (ENGELMANN 1978 in MÜHLENBERG 1993).

## 6.9 Statistische Methoden

Es wurden die statistischen Methoden multiple Regression, Generalized Linear Models (GLM), PCA (Hauptkomponentenanalyse), CCA (canonische Correspondenzanalyse) und RDA (Redundanzanalyse) verwendet um die Proben darzustellen und Beziehungen zwischen Arten und Umweltfaktoren zu analysieren. Die zu analysierenden Datensätze wurden zunächst in Excel und Access transformiert, um dann mittels des Programmpakets CANOCO analysiert und als Scatter-Plots dargestellt zu werden. Die GLM Analyse erfolgte ebenfalls mittels CANOCO bzw. mittels des zum Programmpaket gehörigen Programms CANODRAW. Die Ermittlung der Regressionskoeffizienten der RDA erfolgte mittels multipler Regression in Excel.

### 6.9.1 Multivariate Methoden; die Ordinationstechniken RDA und PCA

Die zur Analyse der Beziehungen verwendeten Methoden RDA und PCA sind multivariate Ordinationstechniken. Es wird versucht, Proben aufgrund ihrer Artenzusammensetzung als räumliche Punktwolken abzubilden, um Beziehungen zwischen Artenzusammensetzung der Proben und zugehörigem Umweltparametersatz erkennen zu können.

Es wird unterschieden nach Methoden, welche die Umweltparameter in die Abbildung mit einbeziehen (direkte Gradientenanalysen (CCA, RDA)) und solchen ohne die Umweltparameter. Eine Hypothesenbildung wird folglich über die zugrunde liegende Verteilung der Spezies allein versucht (PCA, CA).

Im Projekt wurden für die Analyse des Benthos die Methoden RDA und PCA verwendet, welche daher im Weiteren auch beschrieben werden. Die Berechnung der Punktwolken der RDA wird in TER BRAAK & SMILAUER (1998) und TER BRAAK (1993) beschrieben. Da sie Grundlage für die in 6.9.2 durchgeführte Bestimmung der Koeffizienten ist, wird sie hier zusammengefasst und angepasst wiedergegeben.

Bei RDA und PCA wird von einem linearen Modell ausgegangen, d.h. die Reaktion der Art auf den Umweltfaktor soll stetig linear sein. Dies kann insbesondere bei der Betrachtung eines kleinen Ausschnitts des Umweltparameters der Fall sein, z.B. wenn das ökologische Optimum der Art nicht im gemessenen Ausschnitt des Umweltparameters liegt.

Die Geradengleichung beschreibt diesen linearen Zusammenhang.

$$y_{i\Phi} = a_{\Phi} + m_{\Phi} \times V_i (+error)$$

Gleichung 2: Geradengleichung,.

Es gelten:

- $y_{i\Phi}$ : Abundanz der Art  $\Phi$  der  $i$ -ten Probestelle
- $V_i$ : Wert des Umweltfaktors zugehörig zur Probestelle  $i$

- $m_{\Phi}$ : Regressionskoeffizient, Steigung (der Art  $\Phi$ )
- $a_{\Phi}$ : y Achsenabschnitt (der Art  $\Phi$ )
- error: Fehler der Schätzung von Art  $\Phi$  der i-ten Probestelle

Mit:

- Spezies  $1 \rightarrow \Phi$
- Umweltvariablen  $1 \rightarrow j$
- Proben  $1 \rightarrow i$

Die Regressionskoeffizienten  $m_{\Phi}$  und  $a_{\Phi}$  müssen ermittelt werden. Dies geschieht in der **PCA** mittels einer Kombination aus Calibration und Regression mit iterativem Ansatz (s. TER BRAAK 1993, GOURLAY & WATSON 1973). D.h. die PCA fittet aus einer Anzahl Proben  $i$ , in welcher die Abundanz  $y_{\Phi i}$  für  $m$  Spezies bekannt ist, einen theoretischen Umweltparameter, der die beste Erklärung liefert. Dies ist der sample score  $K$  für die Probe  $i$ . Die Achsen der PCA werden so in die Punktwolke konstruiert, dass sie die größte Varianz im Datensatz markieren.

In der **RDA** dagegen wird nach den gewichteten Mittelwerten (weighted sums) der **Umweltvariablen** gesucht, die die Artaufnahme am besten erklären, bzw. fitten. Die Achsen der RDA werden also so konstruiert, dass sie eine Linearkombination der Umweltvariablen darstellen, welche die maximale Gesamtsumme der Quadrate (maximum total regression sum of Squares) darstellt. Grundgedanke und die Modellvoraussetzung der RDA für die Einbeziehung der Umweltvariablen in das Modell ist daher, dass der sample score  $K_i$  eine Linearkombination („weighted aggregate“) der gemessenen Umweltvariablen ist. Dieser sample score wird in der Nomenklatur des Programms CANOCO „SamE score“ genannt.

Für 2 Umweltvariablen lautet das constraint:

$$K_i = \beta_1 \times V_{i1} + \beta_2 \times V_{i2} \quad \text{Gleichung 3: constraint für 2 Umweltvariablen.}$$

Es gelten:

- $K_i$ : SamE score für Probe  $i$
- $\beta_j$ : (canonischer) Regressionskoeffizient der Umweltvariable  $V_j$
- $V_{ji}$ : Wert der Umweltvariable  $j$  in Probe  $i$

Die Bestimmung der Koeffizienten der RDA erfolgt mittels des um einen Schritt erweiterten iterativen Prozesses, welcher zur Bestimmung der PCA Koeffizienten benutzt wird (TER BRAAK 1993). Die auf diese Art und Weise bestimmten „best passenden“ Koeffizienten „ $\beta$ “, werden „canonische Koeffizienten“ genannt und der multiple Korrelationskoeffizient „ $R$ “ beschreibt die Korrelation von Arten zu Umweltvariablen .

Durch Einsetzen des theoretischen Umweltparameters  $K_i$  für  $V_i$  in Gleichung 2 erhält man:

$$y_{i\Phi} = a_{\Phi} + (m_{\Phi} \times \beta_1 \times K_{i1}) + (m_{\Phi} \times \beta_2 \times K_{i2}) + (error) \quad \text{Gleichung 4: Modell der RDA.}$$

Die RDA bestimmt die Unbekannten in diesem Modell, d.h. die Art spezifischen Parameter  $a_{\Phi}$  und  $m_{\Phi}$ , sowie die Koeffizienten  $\beta_1$  und  $\beta_2$  abgeleitet von den Spezies Daten  $\{y_{i\Phi}\}$  und den Daten der Umgebungsvariablen  $\{V_{ij}\}$ :

Es wird definiert:

$$b_{1\Phi} = m_{\Phi 1} \times \beta_1 \quad \text{und} \quad b_{2\Phi} = m_{\Phi 2} \times \beta_2 \quad \text{Gleichung 5: Definition von b.}$$

Damit ergibt sich durch Einsetzen von Gleichung 5 in Gleichung 4 ein multiples Regressions-Modell:

$$y_{i\Phi} = a_{\Phi} + (b_{1\Phi} \times K_{i1}) + (b_{2\Phi} \times K_{i2}) + (error)$$

Gleichung 6: Modell der RDA als multiples Regressions Modell.

Die multiple Regression wird innerhalb des iterativen Algorithmus ausgeführt, welcher für die PCA genannt wurde. Die RDA ist daher eine multiple Regression über alle Arten in allen Proben, d.h. eine multivariate Regression.

Das skizzierte Modell kann von einer Dimension auf zwei Dimensionen erweitert werden. Für zwei Dimensionen ändert sich Gleichung 2 zu:

$$y_{i\Phi} = a_{\Phi} + m_{\Phi 1} \times V_{i1} + m_{\Phi 2} \times V_{i2} + (error)$$

Gleichung 7: Geradengleichung für 2 Achsen.

Es gelten:

- $y_{i\Phi}$ : Abundanz der Art  $\Phi$  der  $i$ -ten Probestelle
- $V_{is}$ : Sample score zugehörig zur Probestelle  $i$  auf der  $s$ -ten Achse
- $m_{\Phi s}$ : Species score, Regressionskoeffizient, der Art  $\Phi$  auf der  $s$ -ten Achse
- $a_{\Phi}$ : Regressionskoeffizient, Schnittpunkt mit  $y$  Achse (der Art  $\Phi$ )
- $e_{\Phi i}$ : Fehler der Schätzung von Art  $\Phi$  der  $i$ -ten Probestelle

Mit:

Achsen  $1 \rightarrow s$  ( $s=1; 2$ )

In der RDA werden die sample scores constraint mit:

$$K_{is} = \beta_{1s} \times V_{i1} + \beta_{2s} \times V_{i2}$$

Gleichung 8: constraint für 2 Umweltvariablen.

Es gilt:

$\beta_{js}$ : (canonischer) Regressionskoeffizient der Umweltvariable  $V_j$  auf der  $s$ -ten Achse

Durch Einsetzen von Gleichung 8 in Gleichung 7 ergibt sich:

$$y_{i\Phi} = a_{\Phi} + (m_{\Phi 1} \times \beta_{1s} \times K_{i1}) + (m_{\Phi 2} \times \beta_{2s} \times K_{i2}) + (error)$$

Gleichung 9: Modell der RDA, Notation für 2 Dimensionen.

Es wird definiert:

$$b_{j\Phi} = m_{\Phi 1} \times \beta_{j1} \text{ und } b_{j\Phi} = m_{\Phi 2} \times \beta_{j2}$$

Gleichung 10: Definition von  $b$ .

Damit ergibt sich durch Einsetzen von Gleichung 5 in Gleichung 4 ein multiples Regressions Modell:

$$y_{i\Phi} = a_{\Phi} + (b_{1\Phi} \times K_{i1}) + (b_{2\Phi} \times K_{i2}) + (error)$$

Gleichung 11: Modell der RDA als multiples Regressions- Modell für 2 Dimensionen (Achsen).

Weitere Dimensionen, d.h. Achsen der RDA, werden analog berechnet.

Das Verfahren zur Bestimmung der Koeffizienten wird unter 6.9.2 unten beschrieben.

## 6.9.2 Multiple Regression – Bestimmung der Regressionskoeffizienten der RDA

Mittels der RDA wird ein Artenraum – Umweltfaktoren Raum aufgespannt. D.h. die Lage jeder Probe (Koordinaten im Arten/Umweltfaktorenraum) definiert sich aus der hier vorgefundenen Fauna (Artenzusammensetzung) und/bzw. oder den hier herrschenden Umweltparametersatz (s.o.)

Die Vorhersage der Fauna einer Probe  $i$  kann also über die Umweltparameter erfolgen, genauso wie die Vorhersage der Umweltparameter über die Fauna erfolgen kann, falls die Koordinaten dieser Probe  $i$  mit dem hypothetischen Umweltparametersatz bestimmt wurden. Für eine

Bestimmung der Koordinaten der Probe i müssen zunächst die Koeffizienten des linearen Modells der RDA bestimmt werden. Dies erfolgt durch 4 multiple Regressionen von Umweltfaktoren als unabhängiger Variable über die Koordinaten der aufgenommenen Proben (SamE scores). Man erhält für die Umweltvariablen pro Achse einen Satz Regressionskoeffizienten (d.h. bei vier Achsen vier Koeffizienten-Sätze).

$$K_{i1} = a_{1.Achse} + (\beta_{Env\_1/1.Achse} * V_{Env\_1/1.Achse}) + \dots + (\beta_{Env\_n/1.Achse} * V_{Env\_n/1.Achse})$$

$$K_{i2} = a_{2.Achse} + (\beta_{Env\_1/2.Achse} * V_{Env\_1/2.Achse}) + \dots + (\beta_{Env\_n/2.Achse} * V_{Env\_n/2.Achse})$$

$$K_{i3} = a_{3.Achse} + (\beta_{Env\_1/3.Achse} * V_{Env\_1/3.Achse}) + \dots + (\beta_{Env\_n/3.Achse} * V_{Env\_n/3.Achse})$$

$$K_{i4} = a_{4.Achse} + (\beta_{Env\_1/4.Achse} * V_{Env\_1/4.Achse}) + \dots + (\beta_{Env\_n/4.Achse} * V_{Env\_n/4.Achse})$$

Gleichung 12: Bestimmung der SamE scores (Koordinaten) der Proben der RDA

Es gelten:

$K_{i1..4}$ : SamE scores Achsen 1-4 für Probe i

$\beta_{Env\_1-n/1-4.Achse}$ : Koeffizient der Umweltvariablen  $V_{Env\_1-n}$  auf Achse 1-4

$V_{Env\_1-n/1-4.Achse}$ : (standardisierte) Werte der Umweltvariablen  $V_{Env\_1-n}$  in Probe i

$a_{1..4.Achse}$ : y-Achsenabschnitt auf Achse 1-4

Der Vektor entspringt immer dem Ursprung des Koordinatensystems. Die Variable  $a_{1..4.Achse}$  ist daher 0 und entfällt. Damit entspricht Gleichung 12 Gleichung 8.

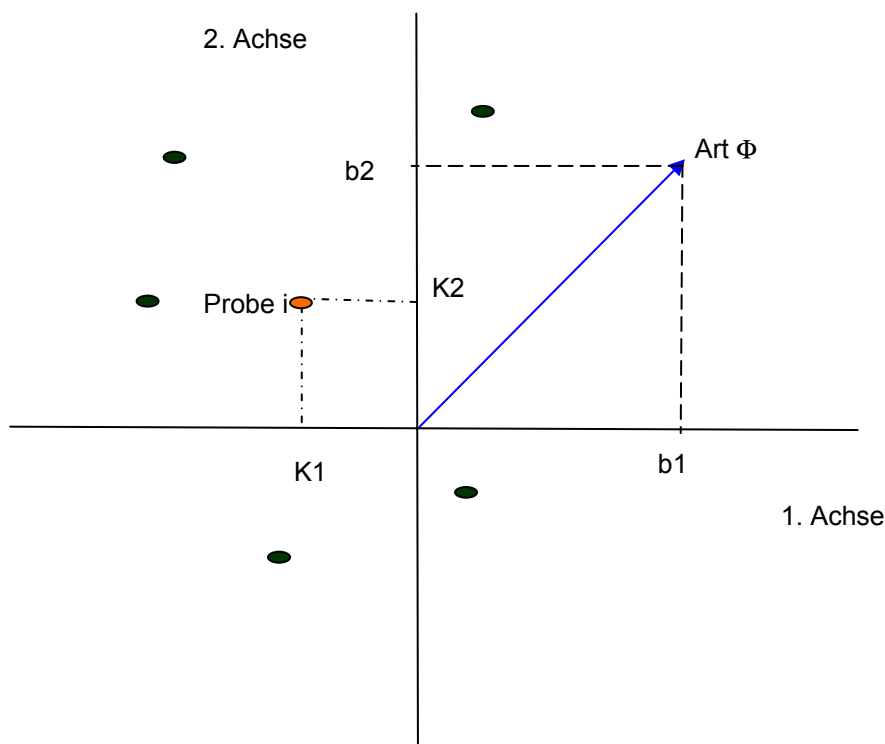


Abbildung 14: Modell der RDA.

Die Bestimmung der Abundanz in dieser hypothetischen Probe i erfolgt dann über eine weitere multiple Regression der Koordinaten (SamE scores) der Proben als unabhängiger Variable, über die Abundanzen der Spezies der aufgenommenen Proben. Man erhält für jede Spezies für die die Regression durchgeführt wurde, die Funktion zur Berechnung der Abundanz für eine Probe bei bekannten Koordinaten. Anders ausgedrückt: Die Abundanz einer Spezies  $\Phi$  in einer Probe wird in Verhältnis gesetzt, von der Lage der Probe zu der Spitze des Arten Vektors (species score), welcher das Ergebnis der Regression der Abundanz der Art über die SamE Scores aller Proben darstellt.

$$y_{\Phi\_inProbe\_i} = \bar{\Phi} + (b_1 \times K_{i1}) + (b_2 \times K_{i2}) + (b_3 \times K_{i3}) + (b_4 \times K_{i4})$$

Gleichung 13: Bestimmung der Abundanz (RDA, für Achsen 1-4).

Es gelten:

$y_{\Phi\_inProbe\_i}$ : Abundanz der Art  $\Phi$  in Probe  $i$

$\bar{\Phi}$ : Mittelwert der Abundanzen in den Proben (1 bis  $i$ ) der Art  $\Phi$  (zentrierte RDA))

$K_{i1..4}$ : SamE score Achsen 1-4 der Probe  $i$

$b_{1-4}$ : Koeffizienten Achsen 1-4 der Art  $\Phi \approx$  Spec. score (wenn gilt interset correlation =1)

Gleichung 13 entspricht damit Gleichung 11 bis auf den Regressionskoeffizienten  $a_{\Phi}$ . Die Spezies-Daten werden für die RDA zentriert (s. Kapitel 6.9.5), daher entfällt  $a$  und muss für die Berechnung hypothetischer Abundanzen durch den Mittelwert  $\bar{\Phi}$  der Abundanzen ersetzt werden. Die Berechnung der Koeffizienten wurde für 4 Dimensionen (Achsen durchgeführt, da nach Tests davon ausgegangen wurde, dass weitere Achsen nicht wesentlich zur Varianzerklärung beitragen.

Bei einer Transformation der Abundanzen  $Y' = \ln(A * Y + B)$  mit  $A=10$  und  $B=1$ , wie sie für die Taxa- Datensätze durchgeführt wurde ändert sich Gleichung 13 zu:

$$y_{\Phi\_inProbe\_i} = \left[ \left( e^{(\bar{\Phi} + (b_1 \times K_{i1}) + (b_2 \times K_{i2}) + (b_3 \times K_{i3}) + (b_4 \times K_{i4}))} \right) - 1 \right] / 10$$

Gleichung 14: Bestimmung der Abundanz (RDA, für Achsen 1-4) bei In-transf. Daten.

Durch Einsetzen von  $K_{i1..4}$  aus Gleichung 12 in Gleichung 14 ergibt sich folgender Term zur Berechnung der Abundanz eines Taxons in Abhängigkeit der Umweltparameter:

$$y_{\Phi\_inProbe\_i} = \left[ \left[ e^{\left[ \bar{\Phi} + \left[ b1 * \left[ \left( \beta_{Env\_1/1.Achse} * V_{Env1} \right) + \dots + \left( \beta_{Env\_n/1.Achse} * V_{Env\_n} \right) \right] + \dots \right] + b4 * \left[ \left( \beta_{Env\_1/4.Achse} * V_{Env1} \right) + \dots + \left( \beta_{Env\_n/4.Achse} * V_{Env\_n} \right) \right] \right]} \right] - 1 \right] / 10$$

Gleichung 15: Berechnung der Abundanz eines Taxons in Abhängigkeit von den Umweltparametern.

Die Umweltfaktoren werden vor der Ordination standardisiert um sie vergleichbar zu machen. Das gleiche Verfahren muss daher auch für hypothetische Umweltfaktoren angewandt werden. Diese können aber nicht mit den anderen Faktoren standardisiert werden, da sie sonst das Ergebnis der Standardisierung und jeden standardisierten Wert verändern. Daher wird eine lineare Regression durchgeführt, um den Wert des hypothetischen Umweltfaktors im Wertebereich und auf der Skala der standardisierten Umweltfaktoren einordnen zu können. Obige Funktion erweitert sich daher für jeden Umweltfaktor um einen weiteren Term der Form

$$V'_{env1 \rightarrow n} = c_{env1 \rightarrow n} + \gamma_{env1 \rightarrow n} \times V_{env1 \rightarrow n}$$

Es gelten:

$V_{env}$  Wert des Umweltfaktors 1 bzw. bis  $n$

$c$  Konstante

$\gamma$  Konstante

Damit ändert sich die Gleichung zur Berechnung der Abundanz zu:

$$y_{\Phi\_inProbe\_i} = \left[ e^{\left[ \bar{\Phi} + \left[ b1 * \left( \beta_{Env\_1/1.Achse} * (c_{Env\_1} + \gamma_{Env\_1} * V_{Env\_1}) + \dots + \beta_{Env\_n/1.Achse} * (c_{Env\_n} + \gamma_{Env\_n} * V_{Env\_n}) \right) + \dots \right] \right. \right. \\ \left. \left. \dots + b4 * \left( \beta_{Env\_1/4.Achse} * (c_{Env\_1} + \gamma_{Env\_1} * V_{Env\_1}) + \dots + \beta_{Env\_n/4.Achse} * (c_{Env\_n} + \gamma_{Env\_n} * V_{Env\_n}) \right) \right] - 1 \right] / 10$$

Gleichung 16: Berechnung der Abundanz eines Taxons in Abhängigkeit von den Umweltparametern (bei standardisierten Parametern).

Zur Absicherung der Aussagen der Korrelationen von Achsen und Umgebungsvariablen mittels des multiplen Korrelationskoeffizienten R und Prüfung auf Signifikanz, wird der f-Test verwendet. Die einzelnen Teilregressionskoeffizienten werden mittels t-Test auf Signifikanz geprüft.

Das Ergebnis der Berechnung der Abundanz der Spezies oder Taxa durch ein solches Polynom wie oben abgebildet kann auch negativ sein, da das Ergebnis der Geradengleichung auch negativ sein kann. Da negative Abundanzen aber nicht möglich sind, wurde dann das Ergebnis als 0 = kein Vorkommen bezeichnet.

### 6.9.3 Ermittlung der Korrelationen von Umweltparametern und Abundanzen mittels Generalized Linear Models (GLM)

Zur Vorhersage der Abundanzen wurde ein „fixed regression model“ zweiter Ordnung benutzt (s. SMILAUER 1992). Im eindimensionalen Fall (die vorherzusagende (abhängige) Variable (y) wird gegen eine Ordinationsachse oder eine andere (Umwelt-)Variable aufgetragen), wird der Zusammenhang zwischen Abundanz und Umweltparameter durch folgenden Term beschrieben:

$$Y = b_0 + (b_1 \times V) + (b_2 \times V^2) \quad \text{Gleichung 17: Polynom 2. Grades zur Bestimmung von } y$$

In der GLM- Terminologie (generalized linear models) stellt dieser lineare Prediktor einen Spezialfall dar, in dem die vorherzusagende Variable normalverteilt ist. Da eine Normalverteilungsannahme jedoch häufig für biologische Daten nicht zutrifft, wird der lineare Prediktor um die so genannte link function erweitert.

Die link Funktion g lautet für E(Y), dem Erwartungswert von Y, im allgemeinen Fall: g(E(Y))=n und ist abhängig von der Verteilung der vorherzusagenden Variablen.

Für eine normalverteilte vorherzusagende Variable ergibt sich daraus g(V)=V (identity link) und ist somit identisch mit dem linearen Prediktor. Für die Poisson-Verteilung heißt die link Funktion: g(V)=ln(V) (log link). Dieser Zufallsverteilung folgen (theoretisch) unabhängige, gemessene Anzahlen, wie z.B. die Anzahl von Tieren, die in einer Probe gemessen werden, und wird hier implizit angenommen.

Für die vorliegenden Datensätze wurde die Poisson-Verteilung angenommen. Die Funktion für die geschätzten Abundanzen (y) bei gegebenem Umweltfaktor (V) lautet dann:

$$Y = \exp \left[ b_0 + (b_1 \times V) + (b_2 \times V^2) \right] \quad \text{Gleichung 18: link Funktion}$$

Mittels der oben beschriebenen Ableitung sind lediglich Zusammenhänge zwischen einer Umweltvariablen und einer Spezies darzustellen. D.h. weitere Umweltfaktoren müssen, ebenso wie die Interaktionen zwischen den Arten, als konstant bei der Betrachtung des Umweltfaktors angenommen werden. Zudem sind die Teil- Regressionskoeffizienten, welche mittels multipler Regression erhalten werden, sind nur unter der Voraussetzung jenen gleichzusetzen welche mittels einer Regression von Abundanz gegen jeweils einen Umweltfaktor erhalten werden, dass die Umgebungsvariablen unkorreliert sind. Da dies in der Natur nur für wenige Variablen zutrifft, ist eine multivariate multiple Regression das Mittel der Wahl zur Analyse der Beziehungen zwischen mehreren Arten und mehreren Umgebungsfaktoren. Weiterhin ist nach LEPS (1998) die Gefahr



einen Type I Error zu begehen (die Nullhypothese wird abgelehnt, obwohl sie richtig ist, d.h. die Korrelation besteht auf gegebenem Signifikanzniveau tatsächlich nicht.) bei jedem univariaten Test gleich groß ist (bei  $\alpha=0,05$  in einem von 20 Fällen) und addiert sich mit der Anzahl der Tests. D.h. bei 20 untersuchten Spezies ist statistisch gesehen eine Art, deren Beziehung fälschlicherweise als signifikant angesehen wird. Dieser Fehler wird minimiert, indem eine Vorauswahl der durch die multivariaten Methode als signifikant dargestellten Arten getroffen wird und hiernach die univariate Methode angewendet wird.

Allerdings liegt der RDA und der Regression ein lineares Modell zugrunde, welches oft nur für einen kleinen Ausschnitt des Response einer Spezies auf einen Umweltfaktor zutrifft. Um abzutesten, ob tatsächlich lineares Antwortverhalten vorliegt wurde, neben dem Test durch DCA, wie er von TER BRAAK (1998) empfohlen wird die GLM Analyse durchgeführt.

#### 6.9.4 Voranalyse der Daten

Viele statistische Tests erfordern Annahmen über Art und Verteilung der Daten. Daher müssen die Daten vor der Anwendung der Tests auf Erfüllung dieser Kriterien geprüft werden. Daten, die die Kriterien nicht erfüllen, können transformiert werden (s. folgendes Kapitel), Proben die die Aussagen verfälschen, können nach Prüfung eliminiert werden (Ausreißer).

**Ausreißer** tragen zur Asymmetrie einer Verteilung bei. Zudem haben die Extremwerte der erklärenden Variablen einen stärkeren Einfluss auf das Ergebnis der Ordination als Werte der „normalen“ Proben. Ausreißer sollten daher erkannt und von der Analyse ausgeschlossen werden oder ihr Einfluss auf die Ordination ermittelt werden. Nach SACHS (1992) ist eine mögliche Methode, um Ausreißer zu bestimmen, die folgende:

$$Q_{25} - k(Q_{75} - Q_{25}) \leq \text{keine Ausreisser} \leq Q_{75} + k(Q_{75} - Q_{25})$$

Gleichung 19: Ermittlung von Ausreißern

Mit:

k: =1,5

Q<sub>25</sub>: das untere Quartil (25% Quantil)

Q<sub>75</sub>: das obere Quartil (75% Quantil)

D.h. Werte die um das 1,5-fache (k) des Interquartilbereichs unterhalb des Q<sub>25</sub> und um das 1,5-fache des Interquartilbereichs oberhalb des Q<sub>75</sub> liegen gelten als keine Ausreißer.

In Canoco wird die „leverage“ als Maß für den Einfluss eines Werts auf das Ergebnis einer linearen Regression berechnet. Diese ist ein Maß dafür, wie extrem die Position der Probe im Umweltvariablenraum ist. Proben die mehr als das fünffache der leverage von der durchschnittlichen leverage abweichen, werden als Ausreißer detektiert. Dies sind Werte, die um das dreifache der Standardabweichung vom Mittelwert abweichen.

Nur Tiere, die in für eine hinreichende Signifikanz **ausreichender Stichprobenanzahl** geprobt wurden, gingen in die Analyse ein. D.h. Tiere, deren Vorkommen im Datensatz n=7 (zwischen 5% und 10% der Probenanzahl) unterschritten, wurden nicht in die nähere Betrachtung (Regression, multiple Regression) einbezogen, gingen aber dennoch in die Analyse mittels RDA ein, da ihr Vorhandensein oder Nichtvorhandensein eine wichtige Zusatzinformation darstellen kann.

#### 6.9.5 Transformation (Aufbereitung) der Daten

Die Transformation der Daten für CCA, RDA und PCA erfolgt in mehreren Arbeitsschritten:

##### 6.9.5.1 Transformation der Abundanzen

**Vektortransformation:** Um die Unterschiede zwischen den einzelnen Aufnahmen zu verdeutlichen, wird nach Arten zentriert. Dabei wird der Wert jeder Variablen durch die Abweichung

vom Mittelwert aller Werte der jeweiligen Variablen ersetzt. Geometrisch wird der Null-Punkt des Koordinatensystems in den Schwerpunkt der Punktwolke verschoben.

**Presence-Absence-Transformation** (optional): Eine Presence-Absence-Transformation kann durchgeführt werden, um den starken Einfluss eudominanter Arten zu eliminieren. Vorkommen egal welcher Abundanz erhalten den Wert 1, das Nicht-Vorkommen einer Art wird mit dem Wert 0 belegt. Diese Transformation bedeutet aber auch einen Verlust an Information.

**Standardisierung der Abundanzen:** Multivariate Analysen mit standardisierten Proben zeigen lediglich Unterschiede in der Artenzusammensetzung zwischen den Proben, aber nicht Unterschiede welche durch absolute Abundanzen indiziert werden.

Skalartransformation: Da eudominante bzw. dominante Arten die quantitativen Strukturen einer Artengemeinschaft häufig überdecken, subdominante Arten dagegen eine Veränderung von ökologischen Faktoren besser indizieren, können die Abundanzen **logarithmiert** werden (siehe u.a. REMPEL et al. 2000, ORT & MAUGHAN 1983)). Zudem verschiebt die Logarithmierung die in Biozönosen auftretende linksschiefe Verteilung in Richtung Normalverteilung (siehe u.a. VAN DER MEER 1997). Diese ist in den verwendeten Methoden CCA, PCA und RDA zwar nicht explizit notwendig OKSANEN (2002), verbessert aber die Aussagekraft der Ergebnisse (FRENCH & CHESS. 2002).

Es wurde die folgende Transformation benutzt:

$$Y' = \ln(A * Y + B)$$

Gleichung 20: In-Transformation der Artdaten

Es gelten:

Y: zu transformierende Variable

Y': transformierte Variable

A: =10

B: =1

Bei dieser Transformation wird ein kleiner Wert (B) zu den Variablen addiert, da der oft auftretende Wert  $\ln(0)$  nicht definiert ist.

Eine weitere Möglichkeit der Skalartransformation ist die Wurzeltransformation:

$$Y' = \sqrt{Y}$$

Es gelten:

Y: zu transformierende Variable

Y': transformierte Variable

### 6.9.5.2 Transformation der Umweltparameter

Auch die Verteilung der Daten der Umweltparameter kann mittels log- oder Wurzel-Transformationen korrigiert werden. (Multi)-Normalität ist für die erklärenden Variablen aber nicht notwendig bei den verwendeten Methoden (BORCARD 2002).

Standardisierung der Umweltparameter: Multivariate Analysen mit standardisierten Proben zeigen lediglich Unterschiede zwischen den Proben, aber nicht Unterschiede, welche durch absolute Differenzen indiziert werden.

### 6.9.5.3 Test auf Informationszugewinn durch Transformation der Variablen

Es wurde empirisch mit Hilfe des pearsonschen (Produkt-Moment-) Korrelationskoeffizienten ermittelt, ob eine Transformation einen Zugewinn an Informationen erbringt.

Der pearsonsche Korrelationskoeffizient ist ein dimensionsloser Index mit dem Wertebereich  $-1,0 \leq r \leq 1,0$  und ein Maß für die lineare Abhängigkeit zwischen zwei Datensätzen.

Das Vorzeichen der Korrelation sagt nichts über die Enge des Zusammenhangs, sondern nur etwas über die Richtung des Zusammenhangs aus. Ein fehlender Zusammenhang drückt sich

durch eine Korrelation nahe Null aus. Gewöhnlich werden Korrelationen wie folgt interpretiert - diese Werte stellen allerdings nur ungefähre Richtgrößen und keine exakten Grenzwerte dar-:

0,00	kein Zusammenhang
0,01 bis 0,25	niedriger Zusammenhang
0,26 bis 0,50	mittlerer Zusammenhang
0,51 bis 0,75	hoher Zusammenhang
0,76 bis 1,0	vollständiger Zusammenhang

Tabelle 11: nach Mario Jacobs & Rolf Schulmeister <http://vs.fernuni-hagen.de/Lernstats/LS/>.

Der Korrelationskoeffizient errechnet sich nach:

$$r = \frac{n(\sum XY) - (\sum X)(\sum Y)}{\sqrt{[n\sum X^2 - (\sum X)^2][n\sum Y^2 - (\sum Y)^2]}}$$

Gleichung 21: Berechnung des Pearsonschen Korrelationskoeffizienten

Es gelten:

- n: Anzahl der Proben
- X: Umweltfaktor
- Y: Spezies

Die Umweltvariablen wurden standardisiert um die Koeffizienten untereinander vergleichbar zu machen.

Die standardisierten Werte wurden gemäß folgender Gleichung berechnet:

$$Z = \frac{X - \mu}{\sigma}$$

Gleichung 22: Berechnung standardisierter Werte

Es gelten:

- Z: standardisierter Wert
- X: zu standardisierender Wert
- $\mu$ : Mittelwert
- $\sigma$ : Standardabweichung der Verteilung einer Stichprobe

Die Standardabweichung der Verteilung einer Stichprobe wurde errechnet nach:

$$\sigma = \sqrt{\frac{n\sum x^2 - (\sum x)^2}{n(n-1)}}$$

Gleichung 23: Berechnung der Standardabweichung

Es gilt:

- n: Anzahl der Elemente in der Stichprobe

Der Koeffizient wurde errechnet für die verschiedenen möglichen Kombinationen von (nicht-) transformierten Umweltvariablen und (nicht-) transformierten Spezies (siehe Tabelle unten). Da sich die Koeffizienten mit einer Änderung der Anzahl der Proben ändern, wurden diese jeweils für einen Datensatz, in welchem Proben aufgrund der Eliminierung von Ausreißern aus der Analyse herausgenommen wurden, neu errechnet.

Spezies	Umweltvariable
nicht-transformiert	nicht-transformiert
nicht-transformiert	$Y' = \ln(A * Y + B)$

nicht-transformiert	$Y' = \sqrt{Y}$
$Y' = \ln(A * Y + B)$	nicht-transformiert
$Y' = \ln(A * Y + B)$	$Y' = \ln(A * Y + B)$
$Y' = \ln(A * Y + B)$	$Y' = \sqrt{Y}$

Tabelle 12: Kombinationsmöglichkeiten der verschieden transformierten Daten, für welche der pearsonsche Korrelationskoeffizient berechnet wurde.

Die Korrelationsmatrix für einen Test enthält ca. 50.000 Werte und ist für den Abdruck zu groß. Die Ergebnisse des Tests wurden daher im Programm qualitativ begutachtet und - um einen Überblick zu bieten - summarisch für jede Kategorie der transformierten Werte zusammengefasst. Eine Summierung wurde vorgenommen für alle Korrelationen, welche den Schwellenwert von 0,3 überschritten und jene Taxa, welche ein Vorkommen  $>n=6$  aufwiesen.

Eine Transformation der Variablen wurde nicht vorgenommen, wenn die Erhöhung des Koeffizienten durch Transformation unter 0,1 lag.

### 6.9.6 Wahl der adäquaten multivariaten Analyse Methode

Eine Entscheidung, welche der multivariaten Methoden für die Analyse-Daten zur Extraktion der gewünschten Information am geeignetsten erscheint, wird anhand folgender Gesichtspunkte und Entscheidungshilfen gefällt:

Es wird eine DCA oder DCCA durchgeführt (detrended by segments) um die „length of gradient“ zu errechnen. Die Länge des Gradienten wird errechnet indem die Größe des Bereichs der Sample scores durch die durchschnittliche Standardabweichung der Abundanzen geteilt wird. Liegt dieser Wert über 4 so gibt es Arten im Datensatz die stark unimodales Antwortverhalten auf den Gradienten zeigen. Dies wird durch die Methoden CA und CCA besser beschrieben (s. auch 6.9.1) Unter 3 SD ist lineares Antwortverhalten der Arten auf den Gradienten (zumindest im untersuchten Ausschnitt) anzunehmen (TER BRAAK & SMILAUER 1998). Die Methoden PCA und RDA sind dann adäquat.

Die Methode PCA ist eine indirekte Gradientenanalyse, es gehen also keine Umweltparameter ein. Eine PCA eignet sich gut zur Hypothesenbildung, welche dann anhand einer direkten Gradientenanalyse unter Einbeziehung der Umweltparameter überprüft werden können. RDA/CCA verzerren den Artenraum, da der Artenraum in weiteren interaktiven Schritten an den Umweltparameterraum angepasst wird.

### 6.9.7 Selektion der Umweltfaktoren

Die Ergebnisse von CCA oder RDA sind instabil, wenn covariante Umweltfaktoren in die Analyse eingehen. Daher werden Faktoren die stark covariieren und in ihrer Aussage für den Datensatz daher ausgetauscht werden können, nach mehreren Kriterien selektiert:

1. Der **Varianz Inflation Factor (VIF)** zeigt (Multi-) Kolinearitäten im Datensatz zwischen einer Variablen  $j$  und den anderen Umweltfaktoren an:

$$VIF = \frac{1}{(1 - R_j^2)}$$

Gleichung 24: Varianz Inflation Factor (VIF)

Es gelten:

VIF: Varianz Inflation Factor

$R_j$  (Teil- (im Falle der Einbeziehung von Covariablen)) multipler Korrelationskoeffizient zwischen Umweltvariable  $j$  und den anderen Umweltfaktoren

Als Faustregel kann gelten, dass Variablen mit einem VIF über 20 nicht in die Analyse eingeschlossen werden sollten, da die Variable stark mit anderen Faktoren korreliert (TER BRAAK & SMILAUER 1998).

2. Die **Covarianz** zwischen den einzelnen Umweltvariablen wird als Korrelationsmatrix zwischen den Umweltvariablen dargestellt. In linearen Methoden (RDA) sind die Korrelationen die Produkt Moment Korrelationkoeffizienten nach Pearson/BRAVAIS. Wenn Covariablen benutzt werden, dann werden die Koeffizienten nach den Covariablen justiert (d.h. sie sind Teilkorrelationen) Diese werden errechnet, indem eine Regression von jeder der Umgebungsvariablen auf die Covariablen durchgeführt wird und die Korrelationen zwischen den Residuen dieser Regressionen berechnet werden.

3. Ein weiteres Kriterium für die Selektion eines Umweltfaktors ist die **Varianzerklärung** durch den Umweltfaktor. Umweltfaktoren die eine niedrige Varianzerklärung bieten, werden ausselektiert.

4. Ein viertes Kriterium ist die **Irrtumswahrscheinlichkeit** der Erklärung durch den Umweltfaktor, ermittelt durch den Monte-Carlo Permutationstest (s. 6.9.2). Das Programm CANOCO bietet eine Zusammenstellung einiger dieser Entscheidungskriterien in Form der „forward selection“. Es werden ausgegeben:

lambda-1: Die Varianzerklärung durch die Variable allein - korrespondiert mit dem Eigenvalue der einzigen Ordinationsachse in einer solchen Analyse

lambda-a: Die zusätzliche Varianzerklärung durch die Variable nach Einschluss in das Modell

P-value: Die Signifikanz der Variable bei Einschluss in das Modell

F-value: F-Wert der Variable

### 6.9.8 Selektion der Spezies

In die Analyse mittels RDA/PCA geht der gesamte Datensatz der Arten ein, soweit für diesen die notwendigen Umweltparameter aufgenommen wurden.

In die weiteren Analysen mittels Logit Regression und multipler Regression gingen aber nur Arten ein, welche

- in ausreichender Anzahl in den Proben gefunden wurden
- in  $n > 7$  Proben ermittelt wurden
- deren Antwortverhalten auf den jeweiligen Umweltfaktor auf mindestens 10% Niveau signifikant war
- Arten die eine hohe Korrelation ( $>0,4$ ) mit dem Umweltfaktor aufwiesen

### 6.9.9 Monte-Carlo Permutationstest

Die statistische Signifikanz der Aussagen über die Beziehung der Taxa zu den Umweltfaktoren kann mit Hilfe des Monte-Carlo Permutationstests überprüft werden

Der Test in Canoco ist der sog. „partial F-Ratio“. Null-Hypothese ist, dass die Proben zufällig gegeneinander austauschbar sind, also keine Abhängigkeit zwischen Taxa und Umweltfaktoren besteht. Zu diesem Test werden daher die Proben zufällig gegeneinander ausgetauscht und der F Wert kalkuliert. Wenn der resultierende Wert der ursprünglichen Probenkombination unter den 5% Größten ist, dann wird die Hypothese auf dem 5% Niveau abgelehnt. D.h. es kann mit 5% Irrtumswahrscheinlichkeit davon ausgegangen werden, dass die Aussagen signifikant sind. Es wurden 999 Permutationen durchgeführt.

Vorteil dieses Tests ist, dass keine Annahme über die Verteilung gemacht wird, wie bei vielen anderen statistischen Verfahren, welche Normalverteilung fordern, die Daten aber häufig nicht normalverteilt sind.

### 6.9.10 Interpretationsansatz der Scatter und Biplots der RDA

Die CCA und RDA sind multivariate Methoden, die die Lage von Objekten (Probenahmen) im faunistischen Raum abbilden. Die einzelnen Probenahmen werden als n-dimensionale (n= Anzahl der Probenahmen) Punktwolke berechnet, in deren Hauptausbreitung (Hauptkomponenten) die Hauptachsen liegen. Die vieldimensionale Punktwolke wird zur Betrachtung vereinfacht und in die Papierebene auf zwei Dimensionen projiziert. Die Abstände der Objekte werden dabei möglichst unverzerrt wiedergegeben (s. a. WILDI 1986, JONGMAN et. al 1987, TER BRAAK 1987). Meist geben die ersten drei Achsen die Hauptausbreitung der Punktwolke hinreichend genau wieder, so dass es ausreicht, die Wolke als dreidimensionales Gebilde zu betrachten.

Die (Haupt-) Achsen stellen für die Zusammensetzung der Biozönose imaginäre (daher ohne Einheit!) Umwelt-Gradienten dar. Die Abstände der Punkte sind proportional der Unähnlichkeit der Proben in Bezug auf deren Artenzusammensetzung: Proben (bzw. die Arten-Zusammensetzung in dieser Probe), die nahe beieinander liegen, sind ähnlich, während Proben, die weiter entfernt voneinander liegen, unähnlich sind.

Eine Korrelation zwischen Umweltfaktoren und Arten lässt sich aus dem Kosinus des Winkels zwischen Vektor des Umweltfaktors und Vektor der Art ablesen: ist der Kosinus 1 ( $0^\circ$ ), bzw. -1 ( $90^\circ$ ), sind Umweltfaktor und Art hoch(negativ)-korreliert, ist der Kosinus 0 ( $270^\circ$ ,  $180^\circ$ ) sind Umweltfaktor und Art nicht korreliert. Aussagen gelten mit größerer Sicherheit für längere Vektoren, da Arten die in der Mitte des Diagramms angesiedelt sind, oft nicht korrekt dargestellt werden und Schlussfolgerungen über Korrelationen und Abundanzen daher unpräzise sind (s.a. JONGMANN et al. 1988).

Eine Abschätzung welchen Anteil eine Art für die Clusterung einer Probe hat, kann durch das Fällen des Lots von dem Punkt der Probe auf den Art-Vektor erfolgen. Analog gilt dies für die Einschätzung der Ausprägung eines Umweltparameters an einem Probeort.

Einige Parameter charakterisieren die Ordination (VERDONSCHOT 2001, TER BRAAK & SMILAUER 1998):

Die **Eigenvalues** sind ein Maß für die relative Bedeutung der Achsen. Meist beschreiben die ersten beiden Achsen die Hauptvarianz im Datensatz, so dass es ausreicht, lediglich diese zu betrachten, um den Datensatz hinreichend erklären zu können. Eine graphische Darstellung der Eigenvalues über die Achsen zeigt dann meist einen Knick im Graphen, nach welchem den weiteren Achsen weniger Bedeutung zuzumessen ist.

Die **Gesamt Inertia** (Varianz) beschreibt die Gesamt Varianz im Datensatz. Sie ist in PCA und RDA immer 1, da die Spezies Daten in dieser Weise skaliert werden. Die **Sum of all unconstrained Eigenvalues** ist gleich der Gesamt-Inertia, falls keine Covariablen in die Analyse einbezogen werden. In diesem Fall ist die „Sum of all unconstrained Eigenvalues“ die Restvarianz nach Abzug derjenigen Varianz, welche durch die Covariablen erklärt wurde. Ohne Covariablen ist dieser Wert die durch die Variablen erklärte Varianz. Dieser Wert wird kumulativ und prozentual für jede Achse angegeben als „**Cumulative percentage Variance of Spezies environment relation**“. Die „**Sum of all canonical Eigenvalues**“ ist die dann verbleibende Restvarianzerklärung durch die Variablen in der Analyse.

Die **Spezies environment correlation** zeigt die Größe der Korrelation zwischen Arten und Umgebungsvariablen für eine bestimmte Achse an.

**Cumulative percentage Variance of Spezies environment relation** und **Cumulative percentage Variance of Spezies data** erreichen nie 100%, da in Proben immer ein gewisses Grundrauschen ist (VERDONSCHOT 1999) und insbesondere Ordinationen mit Abundanzen über einen weiten Bereich streuen.

# 7 Ergebnisse, deren Diskussion und Bewertung

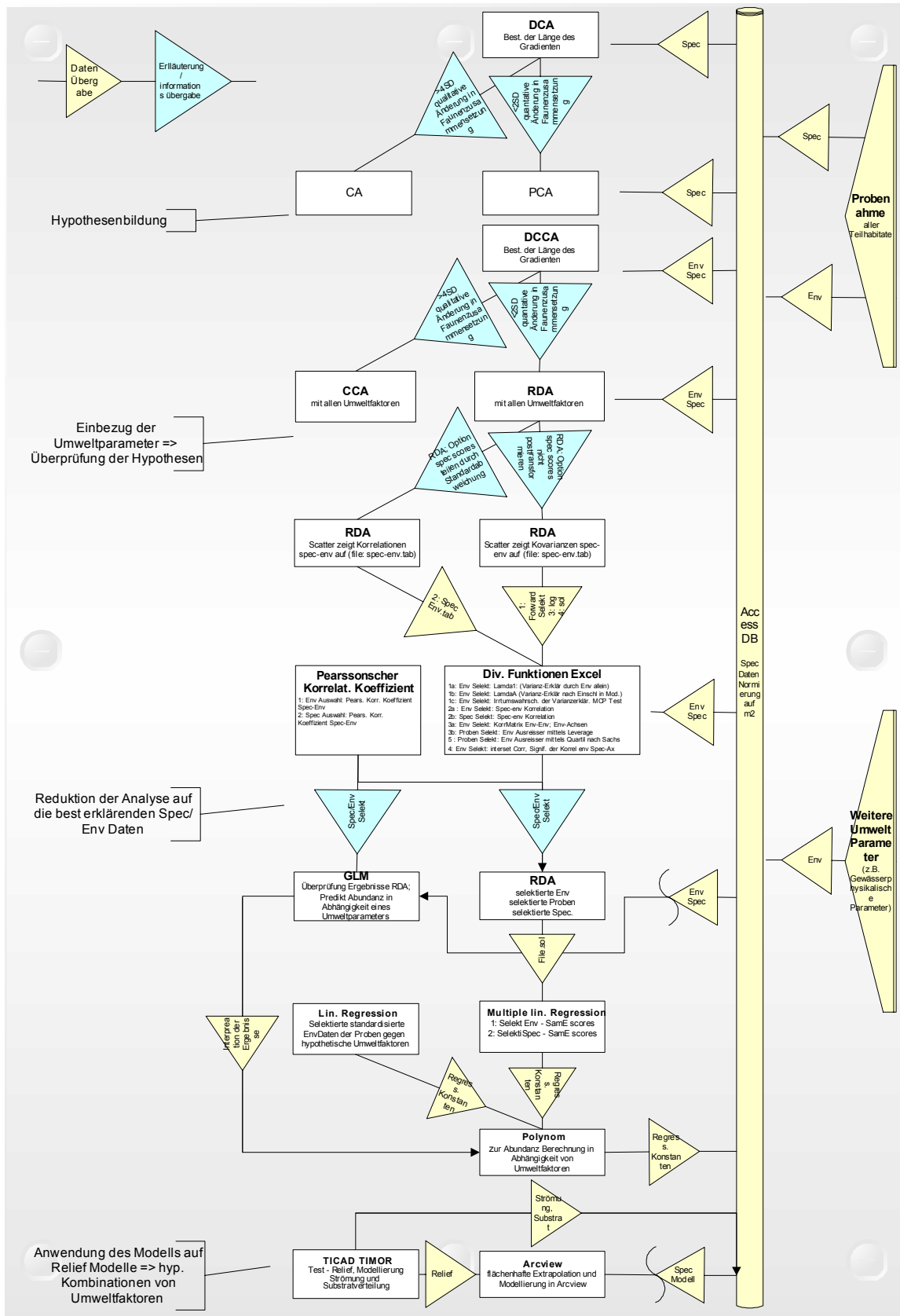


Abbildung 15: Übersicht über Daten- und Informationsfluss und den Ablauf der Untersuchung (Env: Umgebungsvariablen; Spec: Spezies).

Als Teilaspekt des Gesamtprojekts wird in dieser Arbeit auf die Ergebnisse bezüglich der Taxa des Makrozoobenthos eingegangen, exklusive speziell determinierter Chironomidae, welche durch Dipl.-Biol. E. Gück (Gück 2003) im Rahmen des Projekts bearbeitet wurden. Die Analysen wurden gesondert für die Taxa Chironomidae und das übrige Makrozoobenthos durchgeführt, da die Chironomidae z.T. spezielle Präparations-, Fang-, und Bestimmungsmethoden und daher Spezialkenntnisse erfordern. Lediglich die Spezies *Robackia demeijerei* lässt sich als Larve einfach und eindeutig identifizieren und wurde daher, wie auch das Sammel-Taxon „Chironomidae Puppen“, zum Vergleich mit dem übrigen Makrozoobenthos statistisch analysiert. Obiges Flussdiagramm (Abbildung 15) verdeutlicht den Ablauf der Daten-Analyse und den Informationsfluss zwischen den einzelnen Methoden und Verfahren und fasst somit das Kapitel Methoden zusammen. Es soll dem Leser einen Überblick bei der Lektüre der Ergebnisse bieten.

## 7.1 Projektdatenbank und GIS

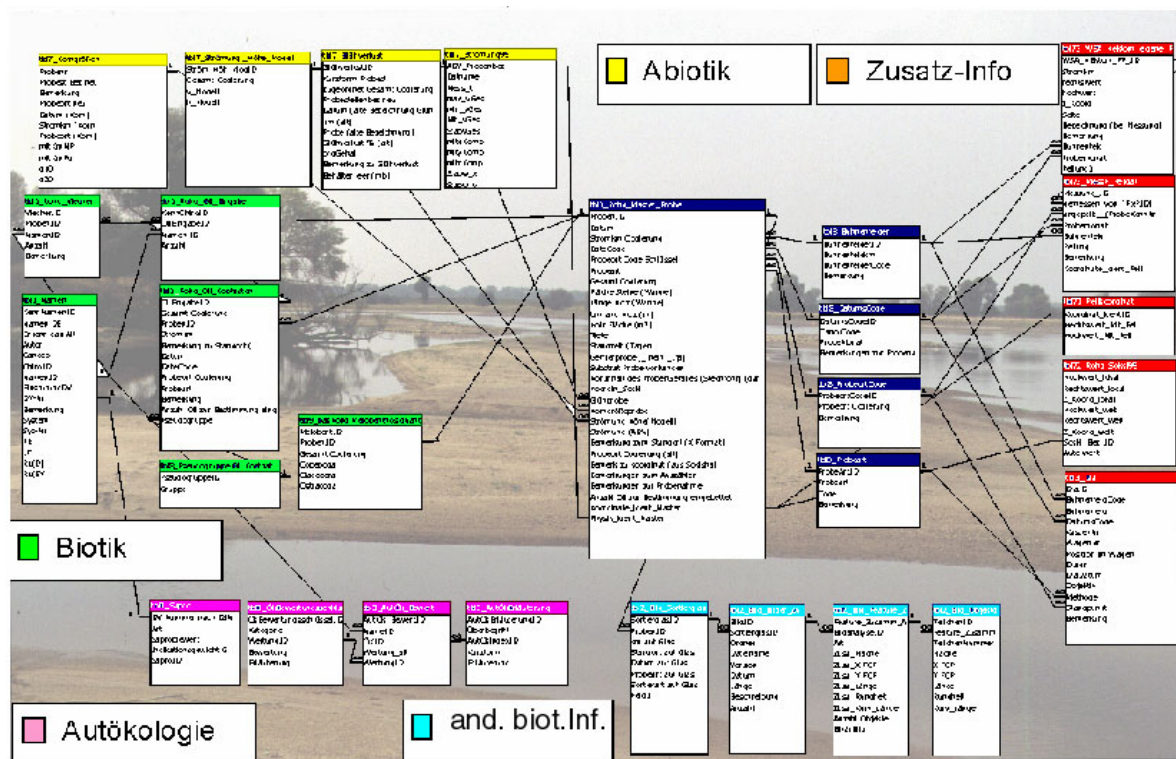


Abbildung 16: Teil-Organigramm der Projektdatenbank Aquatik.

Zur Datenaufarbeitung und Ergebnisauswertung wurde eine zentrale Datenbank auf der Basis von MS Access erstellt. Eine Benutzeroberfläche ermöglicht die einfache Abfrage, Auswahl, Verknüpfung und Berechnung der verschiedenen Parameter. Schnittstellen zur Ausgabe der Daten für die multivariate statistische Analyse (CANOCO und Excel), die Auswertung und graphische Visualisierung der Modellierung mittels Arcview und der Korrelationsanalyse mittels neuronaler Netzwerke und Kontingenztafeln wurden geschaffen. Die Datenbank ist die Schnittstelle für folgende Parameter:

- **Abiotik:** O2-Gehalt, pH-Wert und Temperatur, Morphologie, Strömungsgeschwindigkeit, Überflutungsdauer etc.
- **Biotik:** Abundanz des Makrozoobenthos, einschließlich Chironomidae,
- **Autökologie:** autökologische Sekundär-Informationen u.a. aus der Datenbank des Bayerischen Landesamtes für Ökologie etc.



- Zusatz-Informationen: geographische Koordinaten der Probestellen, Photodokumentation der Probestellen, Wetterdaten etc.

Die vom Projektteil „Wasserbau“ gestellten abiotischen Daten wurden in die Datenbank integriert und mit den biologischen Proben und Daten verknüpft. Eine visuelle Darstellung mittels des Programms Arcview unter direkter Anbindung der Datenbank an das GIS-Programm wurde erarbeitet.

Über die universelle ODBC-Schnittstelle wurde die Anknüpfung der Daten und Datenbank an das GIS (Geographische-Informationssystem) Arcview realisiert. Auf diese Weise können die Modelldaten der Verteilung der Spezies berechnet und ausgelesen und die Änderungen sofort visualisiert werden. Das digitale Geländemodell des Untersuchungsabschnitts sowie die Modelldaten der abiotischen Parameter wurden vom Projektteil Wasserbau gestellt. Kommandos aus Access werden über die Schnittstelle DDE an Arcview weitergegeben.

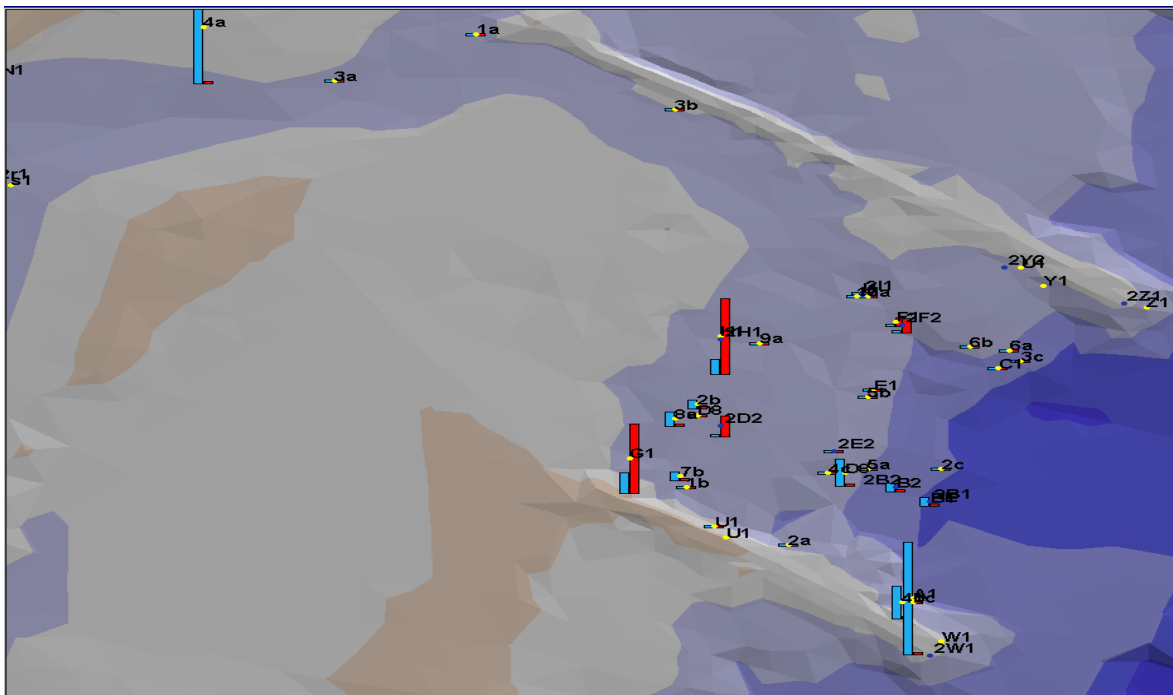


Abbildung 17: Bsp. der Visualisierung eines Buhnenfeldes (Verteilung der Organik und der Proben).

### 7.1.1 Systemvoraussetzungen

Betriebssystem ist Windows. Empfohlen werden Windows NT oder Windows 2000.

Um mit Datenbank und Gis arbeiten zu können müssen Access 97 und Arcview (mindestens Version 3.2) installiert sein. Für Arcview sind die Erweiterungen SpatialAnalyst, DatabaseAccess und 3dAnalyst notwendig. Weiterhin ist eine korrekte Installation der ODBC und DDE Schnittstellen auf dem Rechner notwendig. Aufgrund der Datenmengen wird die Verarbeitung auf einem Computer mit mindestens 1,4GHz Taktfrequenz empfohlen.

### 7.1.2 Installation der Benthosdatenbank und des GIS

Die CD rom enthält die Haupt-Verzeichnisse

- „Cdrom:\Arcv“ mit den Projektdateien des Arcview Projekts elbe7.apr (AV Version 3.2) und der Benthosdatenbank biodat20.mdb im Format MSAccess 97
- „Cdrom:\Arcv\ext32“ die für Arcview notwendigen freien Erweiterungen (DatabaseAccess; Overview, flow)

- „C:\cdrom\Adobe“ mit dem Acrobat Reader der Firma Adobe zur Ansicht des Berichts im pdf Format, welches sich im Verzeichnis C:\cdrom\pdf befindet.

Die Daten aus dem Verzeichnis C:\cdrom\Arcv sollten komplett von der CD auf die Festplatte kopiert werden, da sonst die Verarbeitungsgeschwindigkeit nicht ausreichend ist. Es sollten, aber müssen nicht, die auf der CD-ROM verwendeten Verzeichnisse benutzt werden. Falls andere Verzeichnisse benutzt werden wird beim Öffnen des Arcview-Projekts der ODBC-Manager geöffnet, um den Speicherort der Datenbank abzufragen. Der Pfad der AV-eigenen Dateien wird beim ersten Öffnen des Projekts in die Projektdatei eingetragen. Die Erweiterungen für Arcview müssen aus dem Erweiterungsverzeichnis der CD-ROM (cdrom: \Arcv\ext) in das Verzeichnis avgis30\ext\ der ESRI Arcview Installation kopiert werden.

### 7.1.3 Beschreibung des GIS

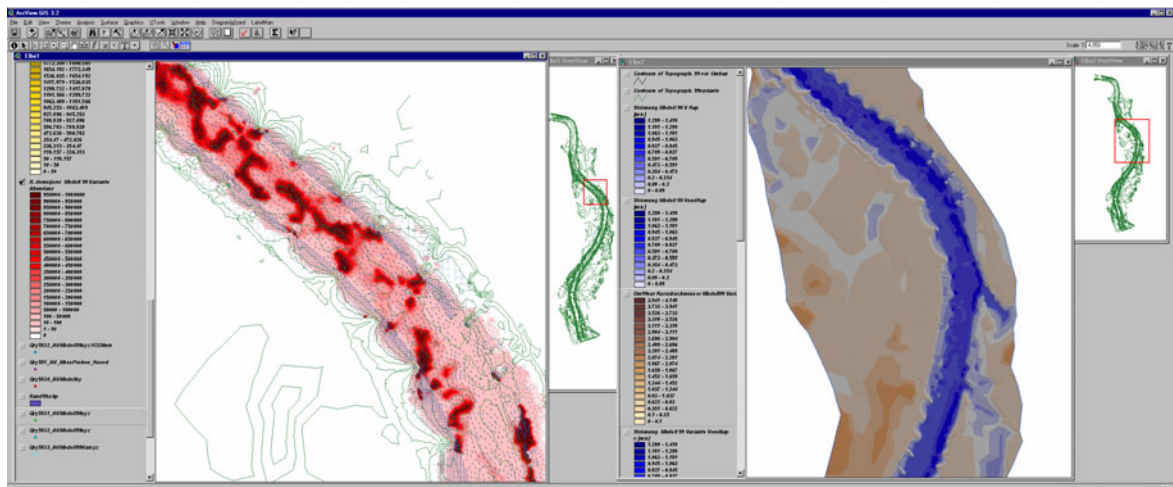


Abbildung 18: Ansicht GIS. Links View elbe1 mit Modellierung einer Chironomidae, rechts Relief.

Das Arcview (AV) Projekt erhält Daten aus der Datenbank über die ODBC Schnittstelle. Diese müssen bei jedem Öffnen des AV Projekts aktualisiert werden. Aufgrund der Menge der ausgetauschten Datensätze kann dieser Vorgang, abhängig vom Rechner, einige Zeit in Anspruch nehmen (Pentium 1,4Ghz, 500MB RAM ca. 10min). In den Tabellen finden sich die per ODBC Schnittstelle verknüpften Tabellen: Die Namen der Tabellen korrespondieren mit jenen der Abfragen aus der Datenbank, von welchen sie die Daten beziehen. Die Erläuterung der Feldnamen erfolgt in der Datenbank in den jeweiligen Tabellen.

In der „View“-Ansicht existieren die „Views“ Elbe1 und Elbe2. Elbe2 enthält Darstellungen des Reliefs und der Korngrößenverteilung, die bei Bedarf in Elbe1 (per copy and paste) kopiert werden können. In Elbe1 erfolgt die Ausgabe der modellierten Verteilungen der benthischen und terrestrischen Taxa, welche, vermittelt per DDE, aus der Datenbank (siehe unter Datenbank) erstellt werden können. Für die Erstellung ist das Theme „Qry5832\_AVModell99xyz“ notwendig, dieses sollte daher nicht gelöscht oder verändert werden. Ebenso die Tabelle „tbl61\_Variante99Spec“.

Für die Anzeige weiterer „Features“, d.h. Attribute der Probestellen, kann das Theme „Qry581\_AV\_MessProben\_Koord“ bemüht werden. Das Theme „Qry5832\_AVModell99xyz“ enthält die modellierten biologischen Daten, wie sie in der Datenbank vorliegen. Die Analyse kann mittels der üblichen AV Tools erfolgen.

Das Fenster Overview ermöglicht die einfache Navigation durch Ziehen und Auswahl mit der Maus im Übersichtsfenster, welches sich auf den View Elbe1 bezieht.

## 7.1.4 Beschreibung der Projektdatenbank

Die Datenbank dient zur Speicherung und Umrechnung der aufgenommenen biotischen und abiotischen Daten sowie zur Berechnung der modellierten Abundanzen, basierend auf den Modellierungsergebnissen der abiotischen Parameter.

Beim Öffnen der Datenbank öffnet sich ein Formular, welches Zugang zu den wichtigsten Abfragen und Formularen der Datenbank per Button bietet.

Die meisten Formulare und Abfragen sind selbsterklärend, darum soll hier lediglich auf die Formulare zum Export der Dateien und zur Kommunikation und Modellierung mit Access eingegangen werden.

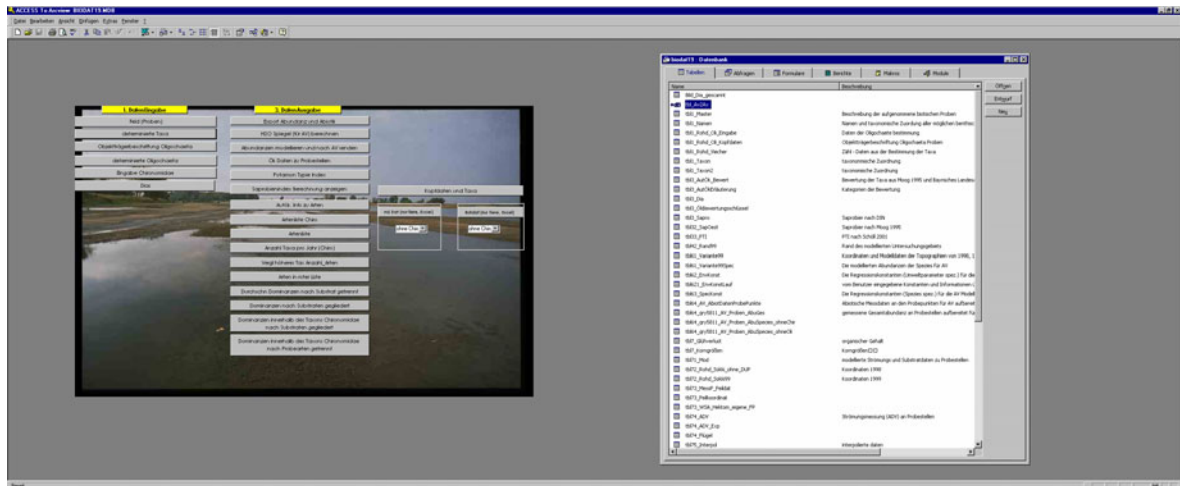


Abbildung 19: Ansicht der Projektdatenbank mit Startformular.

Das Formular „frm94\_m2Umwelt98\_Export“ (Button: Export Abundanz und Abiotik) ermöglicht den Export im MS-Excel Format und im ASCII Format in unterschiedlicher Zusammenstellung der Datensätze. Die abiotischen Daten sind in unterschiedlicher Vollständigkeit vorhanden, daher bestimmen sie die Anzahl der ausgegebenen Datensätze. Alle biotischen Datensätze werden ausgegeben, wenn keiner der abiotischen Faktoren angewählt wird. Die Zusammenstellung der Datensätze und die Umrechnung der biotischen und abiotischen Daten ist sehr rechenaufwendig, daher kann die Ausgabe der Daten, abhängig von der Art der ausgewählten Parameter bis zu 12 Stunden dauern. Während dieser Zeit reagiert Access nicht, ist aber nicht abgestürzt. Die Ausgabe der Daten erfolgt, getrennt für Abiotik und Biotik in 2 Dateien, deren Speicherort im oberen Bereich des Formulars gewählt werden kann.

Das Formular frm1\_Arcview2 (Abbildung 20) ermöglicht die Berechnung der Abundanz einer Art für jeden Punkt im Geländemodell, für welchen die geforderten Parameter vorliegen. In der ersten Zeile kann die dann zur Berechnung verwendete Modellierung (Daten des Projektteils Wasserbau) ausgewählt werden. In der 2. Zeile des Formulars kann gewählt werden, ob die Parameter aus der Modellierung zur Berechnung genommen werden sollen oder ein fester Wert vorgegeben wird. Ein wichtiger Parameter ist die Kappung. Hier wird ein Maximalwert für die Regression eingegeben, d.h. alle Werte die größer als der eingegebene Maximalwert sind, werden gleich diesem gesetzt. Dies ist notwendig, da bei besonders hohen Werten, welche als Fehler der Modellierung aufgefasst werden müssen, AV abstürzt. Die darauf folgenden Kombinationsfelder ermöglichen die Auswahl der Regressionsanalyse, welcher die Regressionskonstanten entnommen werden („AnalysenLauf“) sowie (für den jeweiligen Lauf) die Auswahl der Spezies für die die Modellierung erstellt werden soll. Das letzte Feld im Kasten (links) ermöglicht die Eingabe eines Namens für den aktuell generierten Datensatz. Es muss eine eindeutige (möglichst kurze) Namensvergabe für die Modell-Berechnung erfolgen, welche an den Namen des zu modellierenden Taxons angehängt wird. Ist die Namensvergabe nicht eindeutig, erfolgt eine Fehlermeldung in Access. Neben die Kürzel der in

die Regression einbezogenen Umweltparameter können die für jede Stelle „konstanten“ Werte eingegeben werden. (v\_Env...) Eine Eingabe in Felder, welche Werte aus der Modellierung beziehen (oben ausgewählt) ist nicht möglich. Ein Klick auf den Button löst die Berechnung der Abundanzen und die Übergabe der Daten an Arcview sowie die Generierung des TINS aus.

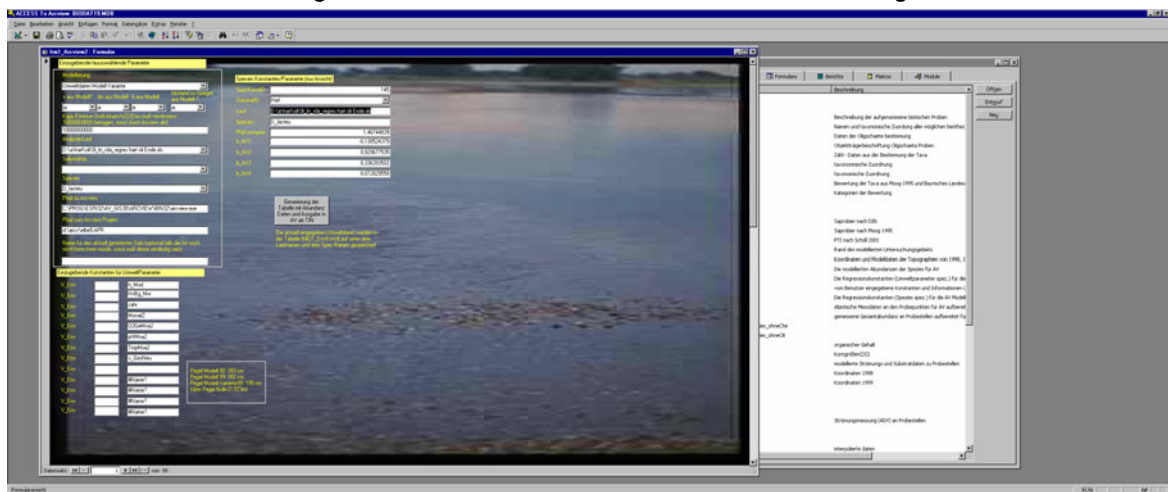


Abbildung 20: Formular frm1\_Arcview2 zur Abundanz-Modellierung und Übergabe der Daten an Arcview.

Zu diesem Zweck sollte AV mit dem Projekt elbe7 geladen sein. Aufgrund eines Arcview internen Fehlers, darf das aktive Theme im „Elbe1“ View kein TIN Theme sein, da AV sonst mit einer „segmentation violation“ abstürzt, und danach neu gestartet werden muss. Das neue Theme mit der modellierten Abundanz erscheint als oberstes im View und muss dann aktiviert werden (durch anklicken). In AV kann das TIN aus dem bestehenden Datensatz durch Anwahl des Themes „Qry5832\_AVModell99xyz“ aber auch manuell generiert werden

Im Folgenden werden die wichtigsten Tabellen der Datenbank kurz charakterisiert:

Tabellenname	Beschreibung
tbl1_Master	Beschreibung der aufgenommenen biotischen Proben.
tbl1_Namen	Namen und taxonomische Zuordnung aller möglichen benthischen Taxa.
tbl1_RohdatViecher	ermittelte Abundanzen der einzelnen Taxa in den Proben.
tbl1_Rohd_Oli_Eingabe	Daten aus der gesonderten Determinierung der Oligochaeten.
tbl1_Rohd_Viecher	Daten aus der Bestimmung der Benthos Taxa
tbl61_Variante99	Daten der vorliegenden Modellierungen der Jahre 1998, 1999 und der varianten Modellierung mit „virtuell umgebauten“ Bühnen.
tbl61_Variante99Spec	durch Benutzereingabe im Formular frm1_Arcview2 berechnete Abundanzdaten für jeden modellierten Punkt
tbl62_EnvKonst	für die Umgebungsvariablen der jeweiligen Ordination berechneten Regressionskonstanten.
tbl621_EnvKonstLauf	Variablen, welche vom Benutzer bei der Generierung eines Datensatzes für ein Taxon im (Formular frm1_Arcview2) eingegeben wurden.
tbl63_SpecKonst	Regressionskonstanten, welche spezifisch für jedes Taxon sich durch die Ordination ergeben (siehe Ergebnisteil; multiple Regression)
tbl64_AV_AbiotDatenProbePunkte	abiotische Parameter, welche für jeden Messpunkt vorliegen. gesammelt zum Zugriff für Arcview
tbl64_qry5811_AV_Proben_AbuGes	berechnete Gesamtabundanz für jede Probestelle
tbl7_Glühverlust	Messungen des organischen Gehalts an den Probestellen
tbl7_Korngrößen	Messungen der Korngrößen an den Probestellen
tbl71_Mod	Modellierte Parameter zu den jeweiligen Probestellen
tbl72_Rohd_Sokki_ohne_DUP	Messpunkte 1998
tbl72_Rohd_Sokki99	Messpunkte 1999
tbl74_ADV	Messungen der Strömungsgeschwindigkeit und statistische Kennwerte an den Probestellen
tbl77_CumI	wöchentliche Misch-Messwerte der Station Cumlosen
tbl77_Magdbg	wöchentliche Misch-Messwerte der Station Magdeburg
tbl772_Cum_min	10minütliche Messwerte der Station Cumlosen
tbl772_Magdb_min	10minütliche Messwerte der Station Magdeburg
tbl78_Pegel	Pegeldaten der Pegel Havelberg und Neuerwerben und Gnevsdorf

Tabelle 13: Beschreibung der wichtigsten Tabellen in der Benthos Projektdatenbank.

## 7.2 Charakterisierung des beprobten Habitats

Im Folgenden wird eine zusammenfassende Charakterisierung der wichtigsten abiotischen Parameter durchgeführt. Eine eingehendere Charakterisierung und Beschreibung der Probenahme und Bestimmung der Parameter erfolgt im Endbericht des Projektteils Wasserbau (BMBF 2002), da die abiotische Probenahme von diesem Projektpartner durchgeführt wurde.

Mittelwert von v_GesNeu	Jahr	
Buhnenfeld	1998	1999
1	0,054	0,084
2	0,143	0,082
3	0,186	0,093
4	0,495	0,307
5	0,505	0,082

Tabelle 14: Verteilung der  $\varnothing$  Strömungsgeschwindigkeiten [m/s] an den Probestellen im Vergleich der Buhnenfelder - n=160 (Datensatz Oligochaeten - Weichsubstrat).

Die Buhnenfelder 5 und 4 bei Stromkm 427 und 425 zeichnen sich im Allgemeinen durch höhere Strömungsgeschwindigkeiten (Tabelle 14) und einen größeren durchschnittlichen Korndurchmesser (Tabelle 15) aus. Der organische Gehalt des Sediments ist dagegen relativ gering (Tabelle 16). Insbesondere das Buhnenfeld 1, bei Stromkm 418, ist durch Proben mit hohem organischem Gehalt charakterisiert. Die Sieblinien der Proben liegen im mittel- bis grobsandigen Bereich mit wenig schluffigem Anteil (s. BMBF 2002). Das Buhnenfeld 2 zeichnet sich allerdings im Leebereich der Buhne durch besonders feinsandige bis schlammige Bereiche aus. Dies ist u.a. durch den angebundenen Altarm zu erklären. Auch im strömungsberuhigten Bereich des Buhnenfeldes 3 bei skm 423 befinden sich Probestellen mit großem Schlammanteil.

Mittelwert von KrMP_neu	Jahr		
Buhnenfeld	1998	1999	Mittelwert
1	1,21	1,01	1,13
2	0,76	0,53	0,67
3	2,00	2,13	2,05
4	1,68	3,85	2,50
5	1,01	1,55	1,17
Gesamtergebnis	1,37	1,94	1,58

Tabelle 15: Verteilung des durchschnittlichen Korndurchmessers (nach Meyer Peter) [mm] an den Probestellen im Vergleich der Buhnenfelder - n=160 (Datensatz Oligochaeten - Weichsubstrat).

Mittelwert von Org_neu	Jahr		
Buhnenfeld	1998	1999	Mittelwert
1	3,08	6,33	4,49
2	3,49	3,18	3,37
3	0,65	1,10	0,84
4	2,43	0,42	1,67
5	0,65	0,53	0,61
Gesamtergebnis	2,76	2,14	2,53

Tabelle 16: Verteilung des organischen Gehalts der Sedimente [%] an den Probestellen im Vergleich der Buhnenfelder - n=160 (Datensatz Oligochaeten - Weichsubstrat).

Insgesamt wurden in 1998 mehr Proben ausgewertet als für das Probejahr 1999 (Tabelle 17). Diese sind im jeweiligen Probejahr in etwa gleichmäßig auf die unterschiedlich charakterisierten Buhnenfelder verteilt. Allerdings ist die Verteilung der Proben auf die Probemonate sehr ungleichmäßig: in 1998 wurden insbesondere die Monate April und Mai bearbeitet, während vom Herbstaspekt keine weiteren Proben bearbeitet wurden, als die abiotische Probenahme sich als fehlerbehaftet herausstellte. Um den Herbstaspekt zu charakterisieren wurden Proben aus 1999

bearbeitet, für welche mit verbesserter Methodik die Abiotik beprobt wurde. Dies muss bei der Analyse der Proben beachtet werden.

Bühne	1998	1999	Summe
1	15	10	25
2	18	12	30
3	22	15	37
4	23	14	37
5	22	9	31
Gesamtergebnis	100	60	160

Tabelle 17: Verteilung der Probenanzahl im Vergleich der beprobten Bühnenfelder - n=160 (Datensatz Oligochaeten - Weichsubstrat).

Monat	Jahr 98	Jahr 99	Summe
3	10		10
4	37		37
5	17	23	40
6	11	5	16
7	15	8	23
8	2	2	4
9	1	22	23
10	5		5
12	2		2
Gesamtergebnis	100	60	160

Tabelle 18: Verteilung der Probenanzahl im Vergleich Probemonate- n=160 (Datensatz Oligochaeten - Weichsubstrat).

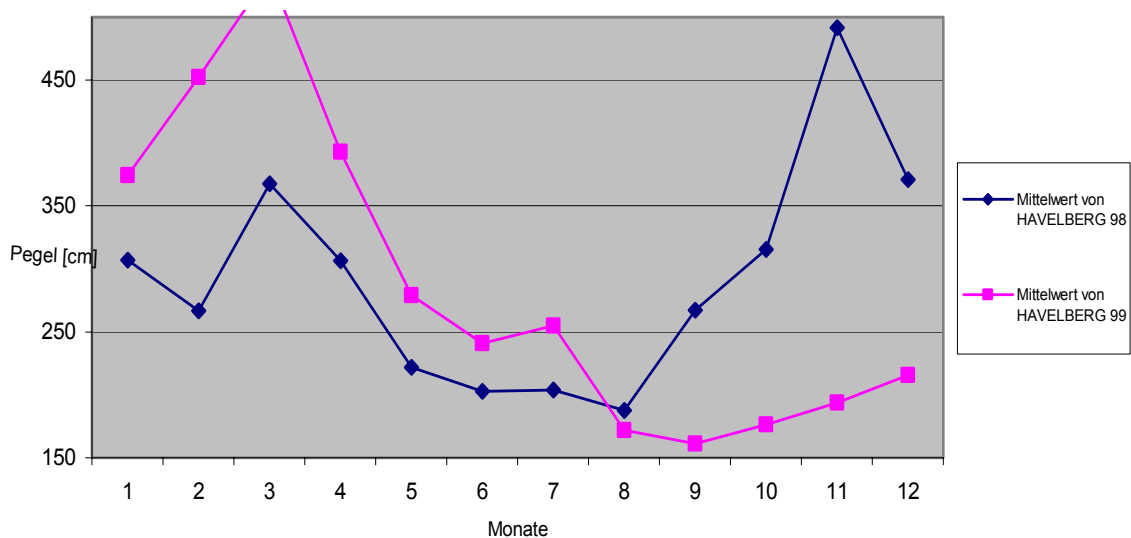


Abbildung 21: Durchschnittliche Pegelwerte der Monate der Jahre 1998 und 1999.

Die Auftragung der mittleren Pegelstände des Pegels Havelberg (Abbildung 21) zeigt, dass sich das Jahr 1998 durch besonders niedrigen Abfluss zu Anfang des Jahres und insbesondere während der Haupt-Vegetationsperiode auszeichnete. Im langjährigen Mittel sind diese Monate auch als relativ niedrig einzustufen (Abbildung 22). Das Jahr 1999 zeichnete sich durch lang anhaltend höheren Abfluss zu Beginn des Jahres bis zum Mai aus. Die ausgeprägte Niedrigwasserperiode im Herbst lag nicht mehr in der Probeperiode (Für eine genauere Charakterisierung der Abflüsse siehe BMBF (2002)).



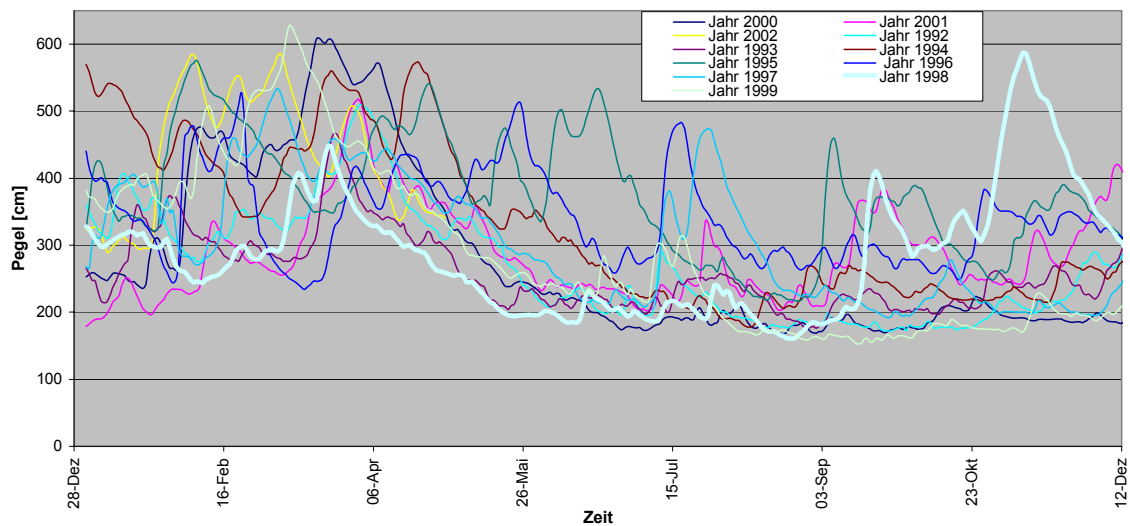


Abbildung 22: Abflussganglinien, dargestellt am Pegel Havelberg von 1992 bis 2002.

Für eine Einschätzung der Belastung des Gewässers Elbe mit organischen sowie chemischen Stoffen, wurden die in Abbildung 23 aufgeführten Parameter gegen die Zeit aufgetragen. Die Parameter wurden durch lineare Interpolation zwischen den Messstationen Magdeburg und Cumlosen für den Stromkilometer 420 ermittelt, da keine Messstelle an den Probeorten vorlag. Dies erfolgte analog zu der Interpolation der physikalischen Messparameter, die in 6.6, Seite 28 beschrieben wurde. Gelb unterlegt sind die Zeiträume der Probenahme.

Deutlich wird die zunehmende Belastung mit AOX (adsorbierbare organisch gebundene Halogene) und organischen Stoffen während der Sommermonate, welche mit dem abnehmenden Pegel, d.h. Abfluss einhergeht. Die Jahre 1998 und 1999 scheinen sich dagegen in Bezug auf die Belastung mit den aufgetragenen Schadstoffen nur wenig zu unterscheiden: 1998 zeichnet sich durch etwas geringere Werte des biologischen Sauerstoffbedarfs aus, während der Gehalt an adsorbierbaren organisch gebundenen Halogenen und chemischer Sauerstoffbedarf sich in ähnlichen Größenordnungen bewegt.

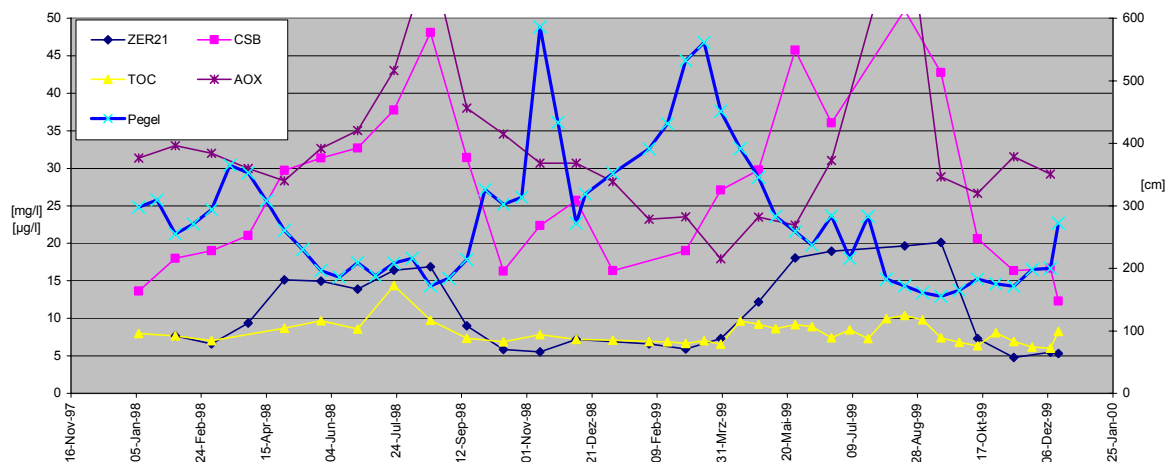


Abbildung 23: Mittelwerte der Parameter Zehrung (BSB) nach 21 Tagen (ZER21, [mg/l]), chemischer Sauerstoffbedarf (CSB, [mg/l]), gesamter organischer Kohlenstoff (TOC, [mg/l]), adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX, [µg/l]) und Pegel Havelberg [cm] (rechts).

### 7.3 Trendanalyse der physikalischen Parameter

Mittels des numerischen Modells des Projektteils Wasserbau können physikalische Wasserparameter nicht modelliert werden. Daher werden diese als konstante Eingangsparameter für jeden zu modellierenden Monat bzw. die zu modellierende Jahreszeit vorgegeben. Die vorgegebenen Werte sind natürlich nur als Orientierungswerte zu sehen. Für die Modellierung kann jeder Wert eingegeben werden, den der Benutzer für sinnvoll erachtet.

Die Messdaten wurden als Monats-Mittel, -Minima und -Maxima, errechnet aus 10-minütlichen Messwerten, grafisch dargestellt (Abbildung 24 und Abbildung 25). Es sollte ein etwaiger Trend, welcher sich aus der Verbesserung der Wasserqualität der Elbe seit der Wiedervereinigung ergibt ermittelt werden, um für eine Prognose charakteristische Parameter zu erhalten.

Für den Parameter Wassertemperatur ist keine Änderung aufgrund der nach der Deutschen Einheit kontinuierlich sich verbessernden Wasserqualität anzunehmen, daher wurden die benötigten Parameter aus der Zeitreihe von Anfang 1992 bis Ende 2002 ermittelt.

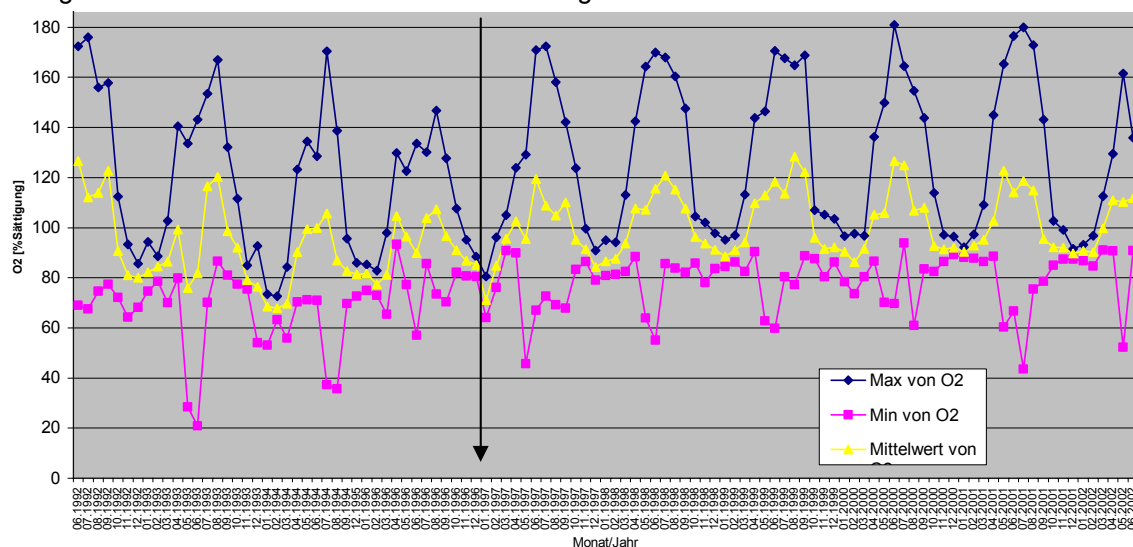


Abbildung 24: Minima, Maxima und Mittelwerte der Sauerstoffsättigung des Elbwassers der Monate der Jahre 1992 bis 2002 (Station Cumlosen).

Auch die Parameter Sauerstoffsättigung und pH-Wert lassen in der grafischen Auftragung keinen deutlichen Trend erkennen. Es wurde angenommen, dass die besonders deutlichen Änderungen in der Wasserqualität Anfang der 90er Jahre erfolgten, daher wurden die benötigten Parameter aus der Zeitreihe von Anfang 1997 bis Ende 2002 ermittelt. Deutlich wird dagegen die im Sommer große Differenz zwischen Minima und Maxima, welche im Winter nahezu verschwindet. Dies ist auf die im Sommer während des Tages erhöhte Produktion von Sauerstoff durch die große Algenbiomasse im Wasserkörper der Elbe zu erklären. Deutlich ist auch die damit einhergehende starke Erhöhung des pH-Werts aufgrund des Verbrauchs von  $\text{CO}_2$  zu erkennen. Des Nachts erfolgt durch Respiration von Heterotrophen und Autotrophen ein starker Verbrauch von Sauerstoff, die Produktion von  $\text{CO}_2$  und Abfällen des pH.



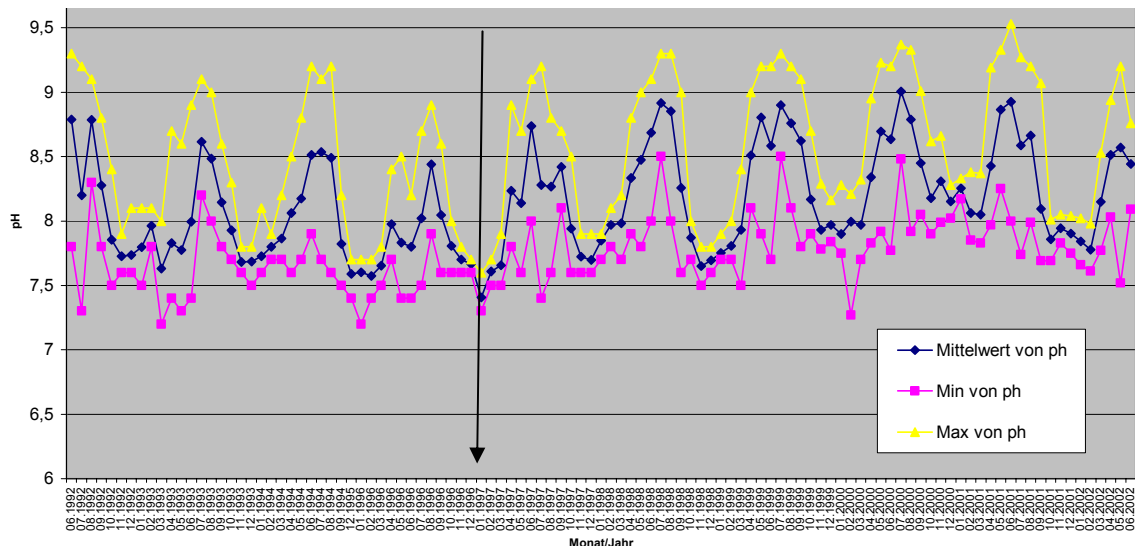


Abbildung 25: Minima, Maxima und Mittelwerte des pH-Werts des Elbwassers der Monate der Jahre 1992 bis 2002 (Station Cumlosen).

Die Parameter pH-Minimum, Sauerstoffsättigungsminimum, Temperaturdurchschnittswert und Temperaturmaximum wurden durch die statistische Analyse der Datensätze als relativ wichtig für die Erklärung des Benthos-Datensatzes ermittelt (s. Abschnitte 7.5.4 und 7.5.2). Für diese Parameter werden die für jeden Monat des Jahres (Tabelle 19) bzw. Jahreszeit (Tabelle 20), charakteristischen Werte errechnet. Da die Messstationen sich bei Stromkilometer (skm) 318 (Magdeburg) bzw. Stromkilometer 470 befanden, das Untersuchungsgebiet jedoch zwischen skm 418 und skm 427, wurden die korrespondierenden Werte für den Stromkilometer des Probegebietes mittels linearer Interpolation zwischen den Daten für Magdeburg und jenen von Cumlosen errechnet.

Monat	Minimum pH	Minimum O <sub>2</sub> Sättigung	Maximum H <sub>2</sub> O Temp.	Mittelwert H <sub>2</sub> O Temp.
03	7,5	80,3	9,80	6,08
04	7,8	86,6	18,10	10,2
05	7,5	45,7	22,60	17,3
06	7,7	55,1	25,50	19,8
07	7,4	43,6	25,10	20,8
08	7,6	61,0	26,05	21,3
09	7,6	67,8	22,30	16,8
10	7,6	82,5	17,30	12,1
11	7,5	78,0	12,75	6,2

Tabelle 19: Monats-Werte für die „Variablen“ zur Berechnung der modellierten Abundanz.

Mon	Maximum H <sub>2</sub> O Temp.	Minimum von pH	Minimum O <sub>2</sub> Sättigung	Mittelwert H <sub>2</sub> O Temp.
Frühjahr	22,6	7,5	45,7	11,1
Herbst	22,3	7,5	67,8	11,5
Sommer	26,0	7,4	43,6	20,6
Winter	7,7	7,2	64,1	3,0

Tabelle 20: Jahreszeit Werte für die „Variablen“ zur Berechnung der modellierten Abundanz.

## 7.4 Artinventar und Dominanzcharakteristik

In den Jahren 1998 und 1999 wurden insgesamt ca. 700 Proben genommen, von welchen, nach unterschiedlichen Prioritäten, ca. 350 Proben ausgewertet wurden. Für eine Untermenge von 224 Proben wurden die Oligochaeta bestimmt.







S	u	b	st	Canoco	Namen DB	Klassifizierung2	Klassifizierung1	L	STR	Krenal	Rithral	Podamal	Eukrenal	Hypokrenal	Epinhtra	Metarhithral	Hypokrenal	Epipotamal	Litoral	Profundal	Sonstige	Aktive Filtri.	Passive Fil.	Holzmlerler	Parasit	Räuber	Sedimentfress	Weidegänger	Zerkleinerer	Zerlesterer	Sonstige	Alkal	Argillal	Lithal	Pelal	Phylia	POM	Psammal	Sonstiges	Saprobiewer	PTIECO						
																																										B	IN	+	3	4	+
				Planorbi	Planorbidae	Begleitar	sporad	B	LR																																						
				Pluma_sp	Plumatella sp.	Begleitar	sporad	B													10																										
				Pot_anti	Potamopyrgus antipodarum	Begleitar	sporad	B	IN	+	3	4		+	1	1	2	2	1	1	2	+	1	+				3																	4	1	
				Pot_vejd	Potamotheix vej dovskyi	Begleitar	sporad										+	3	3		3	1					10																2,6				
				Pri_fore	Pristina foreli	Begleitar	sporad									+	1	1	3	2		3					10																2				
				Pri_long	Pristina longiseta	Begleitar	sporad	B	IN		1	6					+	4	2		3						10									7			3								
				Pristina	Pristina sp	Begleitar	subrez	B	RL																		10								3	4		3									
				S_corne	Sphaerium corneum	Begleitar	sporad	B	LR	+	3	4		+	+	1	2	2	3		2	+	1	10	10									2	3	3	2			2,3	2						
				S_rivico	Sphaerium rivicola	Begleitar	sporad	B	RP		+	9					+	4	5		1																					3,3	4				
				Simuli_L	Simuliidae	Begleitar	sporad	B	RP	+	4	4									2																						3				
				Sphae_sp	Sphaerium sp	Begleitar	sporad	B		+	1	6									2	+	1	10																							
				Spongill	Spongillidae	Begleitar	sporad	B	LR		1	2									4	1	2	10	10																				1		
				Stagn_co	Stagnicola corvus	Begleitar	sporad	B	LP		+	+							+	8		2						3	3	3	1						8	2				2					
				Stagnico	Stagnicola sp	Begleitar	sporad	B																			2																				
				Styl_lac	Stylaria lacustris	Begleitar	sporad	B	LP		+	3						+	1	1	1	5	1	1				10		7	3													3,5			
				T_tubif	Tubifex tubifex	Begleitar	sporad	B	LR	+	3	3	+	+	+	1	2	1	1	1	2	1	1					10		10															3,6		
				Tub_ign	Tubifex ignotus	Begleitar	sporad	B	RP	+	5	4	+	+	+	2	3	3	2		2	+						10		10															2,4		
				Tubifex	Tubifex sp	Begleitar	sporad	B																				10		10					+	+					5		5	1,8			
				Tubifi	Tubificidae	Hauptart	subdom	B																				10		9		1		1													
				V_comat	Vejdovskyyella comata	Begleitar	subrez								1	2	2	2	1		2						10																		1,7		
				V_inter	Vejdovskyyella intermedia	Hauptart	subdom									1	2	2	2	1		2					10																			1,7	

Tabelle 21: Abkürzungsverzeichnis und Taxaliste der Untersuchungen der Jahre 1998 und 1999 sowie autökolog. Einstufung, Saprobiewerte (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996, MOOG 1995) und Potamon-Typie-Index (BFG 2001) der Taxa. Die Abkürzung „Lef“ und „STR“ stehen für Lebensformtyp und Strömungspräferenz.

#### Erläuterung der Strömungspräferenzen (STR) (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996))

- LB: limnobiont: an Stillgewässer gebunden, daher nur in stehendem Wasser (kommt nicht in den Bühnenfeldern vor)
- LP: limnophil: Stillwasserart, strömungsmeidend, nur selten in träge fließenden Gewässern
- LR: limno- bis rheophil: Stillwasserart, die häufig auch in träge bis langsam fließenden Gewässern vorkommt
- RL: rheo- bis limnophil: vorwiegend in Fließgewässern, Präferenz für langsam bis träge fließende Gewässer ruhige Zonen in Fließgewässern, daneben auch in Stillgewässern
- RP: rheophil: Fließgewässerart, strömungsliebend, bevorzugt in schnell fließenden Gewässern
- RB: rheobiont: Fließgewässerart, an strömendes Wasser gebunden, Schwerpunkt in reißenden bis schnell fließenden Gewässern (kommt nicht in den Bühnenfeldern vor)
- IN: indifferent: keine Präferenz für fließendes oder stehendes Wasser erkennbar
- KA.: Keine Angaben

#### Erläuterung der Lebensformtypen (Lef) (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996))

- P: planktisch
- B: benthisch
- PB: planktisch/benthisch (Mischtyp)
- E: epiphytisch/epizoisch
- I: im Interstitial lebend (Hyporheon)
- NK: zum Nekton gehörend
- NS: zum Neuston gehörend
- Pl: zum Pleuston gehörend
- Pa: parasitisch
- A: amphibisch

#### Erläuterung der Habitatpräferenzen (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996))

- PEL: Pelal: unverfestigte Feinsedimente (Schlick, Schlamm; Korngröße < 0,063mm)
- ARG: Argillal: verfestigte Feinsedimente (Lehm, Ton; Korngröße < 0,063mm) (kommt nicht in den Bühnenfeldern vor)
- PSA: Psammal: Fein-Grobsand (Korngröße 0,063-2mm)
- AKA: AKAl: Feinkies, Mittelkies (Korngröße 2-20mm) (kommt nicht in den Bühnenfeldern vor)
- LIT: Lithal: Grobkies, Steine bis Felsblöcke (Korngröße > 20mm)

Insgesamt ergab die Auswertung von 659 Proben eine Artenzahl von 71, wenn die Taxa Oligochaeta und Chironomidae nicht genauer determiniert werden. Bei einer weiteren Differenzierung der Taxa Chironomidae (Gück 2003) und Oligochaeta auf Artniveau, welche bei den meisten Untersuchungen nicht durchgeführt wird, erhöht sich die Anzahl der gefundenen Arten auf 179. Des Weiteren wurden 112 Taxa nachgewiesen werden, welche nicht bis auf die Art determiniert werden konnten. Als Gesamtartzahl ergibt sich daher 291.

Folgende Taxa des vorgefundenen Artinventars sind „Rote Liste“ Arten:

Art	Autor	RI Brandenburg	RL(BRD)
<i>Heptagenia cf. longicauda</i>	(STEPHENS)		2
<i>Caenis beskidensis</i>	SOWA	1+R	
<i>Caenis rivulorum</i>	EATON		3
<i>Heptagenia flava</i>	ROSTOCK	2	3
<i>Pisidium nitidum</i>	JENYNS	N	V
<i>Pisidium henslowanum</i>	(SHEPPARD)	N	V
<i>Ancylus fluviatilis</i>	O.F.MUELLER	3	3-
<i>Anisus spirorbis</i>	(LINNAEUS)	2	2
<i>Sphaerium rivicola</i>	(LAMARCK)	2	2
<i>Stagnicola corvus</i>	(GMELIN)		3
<i>Pisidium moitessierianum</i>	PALADILHE	3	3
<i>Acroloxus lacustris</i>	(LINNAEUS)		V
<i>Pisidium milium</i>	HELD	N	3
<i>Pisidium obtusale</i>	(LAMARCK)	N	V
<i>Calopteryx splendens</i>	(HARRIS)		V
<i>Gomphus pulchellus</i>	SELYS		V
<i>Hydroptila tineoides</i>	DALMAN	S	3
<i>Leptocerus interruptus</i>	(FABRICIUS)	S	2
<i>Ceraclea senilis</i>	(BURMEISTER)		3

Tabelle 22: „Rote Liste“-Arten des Untersuchungsgebiets (1: „vom Aussterben bedroht“; 2: „stark gefährdet“; 3: „gefährdet“; 4: „potenziell gefährdet“; V: Vorwarnliste; S: Sonderkategorie) Quelle: rote Listen des Bundesamt für Naturschutz; Christian Köppel, Norbert Hirneisen, Erwin Rennwald (Hrsg., 2002).

Die in der Artenliste genannte *Heptagenia cf. longicauda* wurde in 4 Exemplaren gefunden und muss taxonomisch noch überprüft werden. Die Art ist in Brandenburg und Sachsen Anhalt bisher nicht bestimmt worden, konnte allerdings in NRW und Niedersachsen nachgewiesen werden (HAYBACH & MALZACHER 2002). Auf die statistischen Ergebnisse hat das Vorkommen dieser Art keinen Einfluss, da die Exemplare nur in 2 Proben gefunden wurden.

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Jahre 1999 und 1998 zeigen (s. Tabelle 21), dass die makrozoobenthische Fauna in den untersuchten Buhnenfeldern insbesondere von euryöken Arten der Oligochaeta und Chironomidae dominiert wird. Dagegen sind typische Fließgewässerarten der Trichoptera (Köcherfliegen), Ephemeroptera (Eintagsfliegen) und Hirudinea (Egel) unterrepräsentiert.

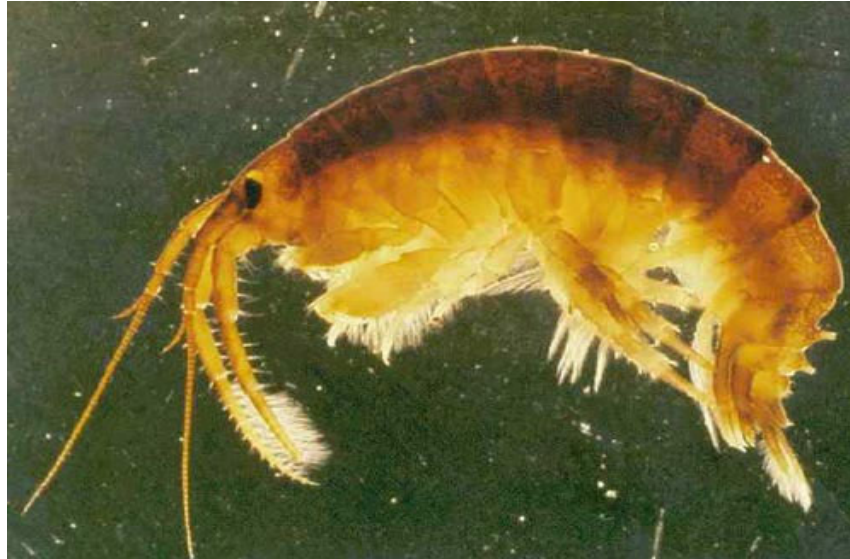


Abbildung 26: *Dikerogammarus villosus* (Sov.) A. Martinov 1894.

Im aquatischen Probenmaterial der Jahre 1998 und 1999 wurden ebenfalls mehrere Exemplare der euryöken Crustacea-Art *Dikerogammarus villosus* (s. Abbildung 26) gefunden. *Dikerogammarus villosus* (Sov.) A. MARTINOV 1894 wird seit 1998 in der Mittel- und Oberelbe nachgewiesen (GRABOW et al. 1998). Als Neozoon etabliert sich der Amphipode pontokaspischer Herkunft in der Elbe und ihren Zuflüssen. Entsprechendes gilt für *Dikerogammarus haemobaphes fluviatilis* A. MARTINOV 1919. Unsere Untersuchungsergebnisse legen den Schluss nahe, dass die in diesem Biotop sehr konkurrenzstarken Gammariden den ehemals in größeren Abundanzen auftretenden *G. tigrinus* (ebenfalls ein Neozoon) zu verdrängen scheinen.

Da die in der Elbe dominanten Oligochaeten eine wichtige Rolle in der Nahrungskette spielen und einen großen Einfluss auf die Sedimentbeschaffenheit (SEYS 1996) haben, wurde dieses Taxon in der vorliegenden Arbeit näher determiniert und statistisch auf Korrelation mit den Umweltparametern hin untersucht. Insbesondere Massenpopulationen können das Mikroklima des Sediments sowie Erosion, Korngrößenverteilung, Wassergehalt und Sauerstoffversorgung durch ständige Umlagerung (Bioturbation) und Ausscheidungen als Schicht auf der Bodenoberfläche kontrollieren (MCCALL & FISHER 1980).

## 7.5 Statistische Analysen

Die statistische Auswertung erfolgte zunächst durch eine explorative Voranalyse zur Selektion der Datensätze, Umweltparameter und Spezies. Anschließend wurde mit den selektierten (Teil-) Datensätzen eine weitergehende Auswertung und die für die Modellierung benötigte Korrelationsanalyse von Umweltparameter und Spezies durchgeführt.

### 7.5.1 Voranalyse zur Selektion der Datensätze und Umweltparameter

#### 7.5.1.1 Korrelationsanalyse Umweltparameter zur Fauna - gesamter Datensatz

In Abhängigkeit von der Transformationsmethode werden mittels DCA unterschiedliche Längen des Gradienten ermittelt. In die Analyse gingen alle Datensätze der Untersuchung ohne Umweltfaktoren ein.

1. keine Transformation:	2.694
2. Presence-Absence-Transformation	3.763
3. In-Transformation mit A=10 und B=1	3.677

Für nicht In- und nicht presence-absence-transformierte Daten wurde eine PCA durchgeführt. Die Längen der Gradienten von 2. und 3. liegen in einem Bereich, in welchem sowohl CA als auch PCA eine adäquate Darstellung ermöglichen. Presence-absence-transformierte Daten wurden mittels CA (Abbildung 28) dargestellt.

Die PCA betont die unterschiedlich hohen Abundanzen der dominanten Taxa Oligochaeta in Weichsubstraten und Chironomidae auf Hartsubstraten. Auch *G. tigrinus*, *C. curvispinum*, *D. villosus* und *H. contubernalis* werden durch lange Vektoren, gleichsinnig mit der ersten Hauptachse, als Taxa charakterisiert, die Hartsubstrate preferieren. Der rot markierte Bereich kennzeichnet Proben aus einem schneller durchströmten Bereich (an den Bühnenköpfen), welche getrennt geclustert werden.

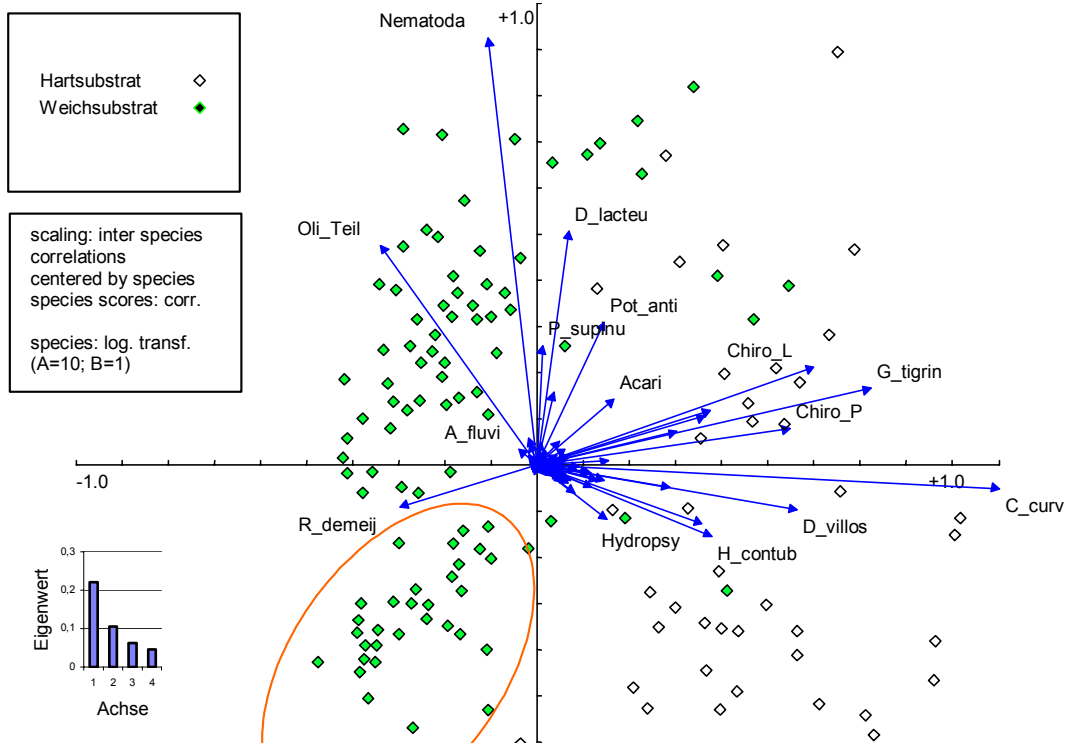


Abbildung 27: Ausschnitt eines Scatterplots der PCA. Achsen 1/2. Klass. in Substrattypen - n=244.

Dieser Cluster ist in der CA (Abbildung 28) mit presence-absence-transformierten Daten nicht zu erkennen. Dagegen wird in der CA deutlich, dass auch die subdominanten und rezedenten Arten deutliche Unterschiede in der Präferenz der Substrattypen aufweisen. Diese einzelnen Spezies (charakteristisch z.B. für Weichsubstrate sind die verschiedenen Arten der Gattung *Pisidium*, für die Hartsubstrate die Hydroptiliden) werden im Scatter der CA besser aufgetrennt. Die graphische Darstellung der Proben zeigt aber, dass die Darstellung der CA stark verzerrt ist. Dies ist auf 2 Extremproben zurückzuführen. Der Ausschluss der Proben von der Klassifizierung verbessert die Darstellung.



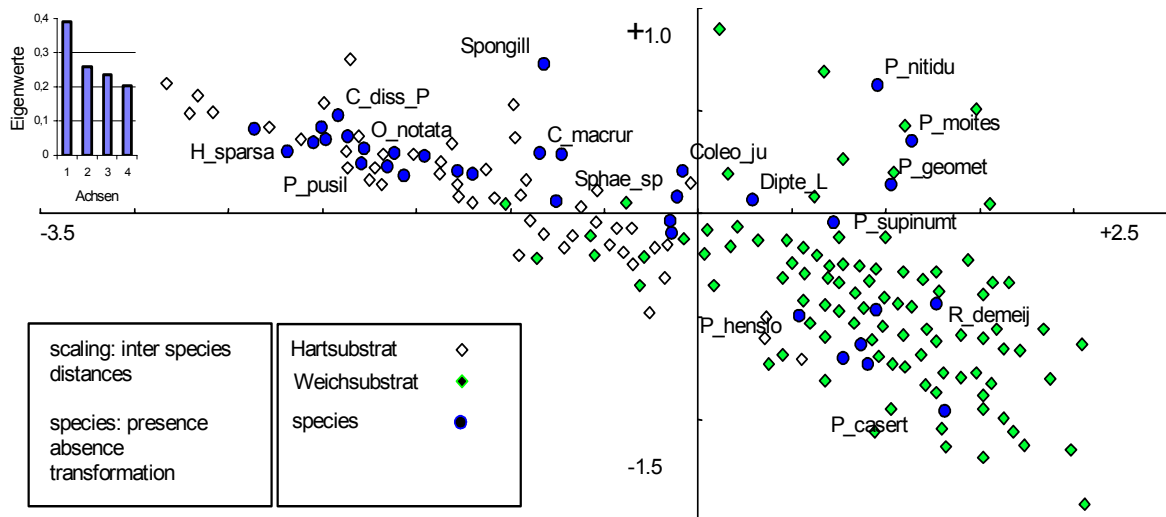


Abbildung 28: Ausschnitt eines Scatterplots der CA. Achsen 1/2. klassif. in Substrattypen - n=244.

### 7.5.1.2 Vergleich der gemessenen- mit modellierten Substrat-Daten - Datensatz Weichsubstrat

Für diesen Korrelationsvergleich wurden Datensätze des Weichsubstrats mit determinierten Oligochaetentaxa ausgewählt, für welche sowohl ein modellierter mittlerer Korndurchmesser vorlag, als auch Bestimmungen der Sieblinien aus den Feldproben. Es sollte die Güte der Korrelationen zwischen modellierten Substratparametern und Taxa auf der einen Seite, mit der Güte der Korrelationen zwischen gemessenen Substratparametern und Taxa auf der anderen Seite verglichen werden.

Die Pearson Korrelationsmatrix (aufgrund der Größe nicht dargestellt) der unterschiedlich transformierten Werte von Umweltparameter und Spezies zeigt um insgesamt 50% höhere Korrelationen für die Paarung von nicht-transformierten (Substrat-)Umweltparametern mit (ln-) transformierten Taxa-Daten gegenüber der Paarung nicht-transformierter Umweltparameter mit nicht-transformierten Taxa-Daten (Tabelle 24).

Transformation Spezies	Transformation Umweltvariable	Summe Koeffizient	Pears	Korr.-	Anzahl Werte >  0,3
nicht-transformiert	nicht-transformiert	12,6			236
nicht-transformiert	$Y' = \ln(A * Y + B)$	10,1			
nicht-transformiert	$Y' = \sqrt{Y}$	12,3			
$Y' = \ln(A * Y + B)$	nicht-transformiert	24,2			430
$Y' = \ln(A * Y + B)$	$Y' = \ln(A * Y + B)$	21,5			
$Y' = \ln(A * Y + B)$	$Y' = \sqrt{Y}$	24,3			

Tabelle 23: Kombinationsmöglichkeiten der verschieden transformierten Daten, für welche der Pearsonsche Korrelationskoeffizient berechnet wurde und Summe Pears. Korrelat.-Koeff.

In den weiteren Analysen wird daher mit ln-transformierten Art Daten und nicht-transformierten Umweltdaten gearbeitet.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Lengths of gradient (keine Transformation)	2,026	2,257	1,830	1,701	3,456
Lengths of gradient (Transf.: $\ln(10y+1)$ )	2,403	2,219	1,887	1,407	6,377
Lengths of gradient (Transf.: $\ln(999y+1)$ )	2,417	2,251	1,881	1,540	6,792

Tabelle 24: Analyse der Länge des Gradienten; DCCA Kennwerte .

Die Varianz im Datensatz ist relativ gering, da die length of Gradient der  $\ln(10y+1)$  transformierten Datensätze lediglich 2,4 beträgt. Es wurde daher eine RDA durchgeführt.

Marginal Effects Varianzerklärung nur durch die Variable Lambda-1			Conditional Effects zusätzliche Varianzerklärung durch die Var. nach Einschluss in Modell Lambda-A		Signifikanz P	F
Monat	0.06		Monat	0.06	0.001	7.60
v_GesNeu	0.06		v_GesNeu	0.05	0.001	7.13
Jahr	0.06		GstrMxa2	0.02	0.001	3.31
Subs_mod	0.04		HvBq_Mw	0.03	0.001	3.14
GstrMxa2	0.04		TmpMna2	0.01	0.002	2.10
vy_neu	0.03		Subs_mod	0.02	0.004	1.98
MonatZZ	0.03		vx_neu	0.01	0.004	1.99
O2SäMna2	0.03		MonatZ	0.01	0.010	1.71
MonatZ	0.03		d10_neu	0.01	0.030	1.58
Gstra_a2	0.03		HvBq_Min	0.01	0.029	1.59
vx_neu	0.03		MonatZZ	0.01	0.153	1.26
O2GeMna2	0.03		pHMxa2	0.01	0.032	1.58
LftpMna2	0.03		d20_neu	0.01	0.163	1.27
TmpMxa2	0.02		Org_neu	0.01	0.073	1.47
d80_neu	0.02		d50_neu	0.01	0.066	1.44
pHMna2	0.02		LftpMxa2	0.01	0.171	1.25
d80	0.02		O2GEH_a2	0.01	0.180	1.21
KrFu_neu	0.02		d30_neu	0.00	0.414	1.04
pHMxa2	0.02		d60_neu	0.01	0.296	1.13
mitKrmFu	0.02		d40_neu	0.01	0.170	1.23
d90_neu	0.02		HvBq_Max	0.01	0.432	1.01
pH_a2	0.02		Gstra_a2	0.00	0.376	1.06
TmpMna2	0.02		O2SäMxa2	0.01	0.305	1.10
HvBq_Min	0.02		LftTpa2	0.01	0.434	1.02
d90	0.02		pHMna2	0.00	0.388	1.03
KrMP_neu	0.02		TmpMxa2	0.01	0.430	1.02
LftpMxa2	0.02		KrMP_neu	0.01	0.598	0.90
O2Sät_a2	0.02		d70_neu	0.00	0.630	0.91
LftTpa2	0.02		KrFu_neu	0.01	0.114	1.31
mitKrmMP	0.02		d90_neu	0.01	0.285	1.15
d70_neu	0.02		d80_neu	0.01	0.316	1.10
Temp_a2	0.02		vy_neu	0.00	0.787	0.76
HvBq_Mw	0.02		Temp_a2	0.01	0.821	0.76
d70	0.02		pH_a2	0.00	0.308	1.12
d10_neu	0.02		O2GeMna2	0.01	0.794	0.78
O2GEH_a2	0.02		O2Sät_a2	0.00	0.644	0.87
d10	0.02		O2GeMxa2	0.01	0.723	0.81
HvBq_Max	0.02		O2SäMna2	0.00	0.911	0.66
O2SäMxa2	0.02		LftpMna2	0.01	0.801	0.76
d60_neu	0.02					
d60	0.02					
d20_neu	0.02					
d50_neu	0.02					
d20	0.02					
d50	0.02					
Org_neu	0.01					
d30_neu	0.01					
d40_neu	0.01					
O2GeMxa2	0.01					
d30	0.01					
d40	0.01					

Tabelle 25: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller möglichen Variablen.

Die Variablen mit der größten Varianzerklärung des Datensatzes, welche nach dem MPT (Monte-Carlo Permutationstest) auch hoch signifikant sind, sind die Parameter Probenahmemonat (Monat); Probenahmejahr (Jahr) und Gesamt-Strömungsgeschwindigkeit (v\_GesNeu). Es folgt der modellierte mittlere Korndurchmesser (Subsmod), Sauerstoffsättigungsminima, Sommerigkeit (MonatZZ) sowie weitere Jahreszeit abhängige Parameter wie Lufttemperatur (LftpMna2) und Globalstrahlung (s. Tabelle 25). Die im Feld gemessenen, mit dem Substrat assoziierten Parameter (mittlere Korngrößen, Korngrößenklassen und organischer Gehalt), weisen relativ geringe Varianzerklärungen und bis auf den mittleren Korndurchmesser nach Fuhrböter auch hohe Irrtumswahrscheinlichkeiten auf. Sie erklären die Varianz des Taxa Datensatzes also wesentlich schlechter als der modellierte mittlere Korndurchmesser. Die Korrelationsmatrix der Umweltparameter (s. Tabelle 26) zeigt, dass der modellierte Korndurchmesser einen mittleren bis hohen Zusammenhang (0,5) mit der Strömungsgeschwindigkeit erkennen lässt. Dies ist auf die

Modellierung zurückzuführen, welche den Korndurchmesser, ausgehend von der vorherrschenden Strömung modelliert. Dagegen sind für die gemessenen Substrat-Parameter deutlich geringere Korrelationen zwischen modelliertem und gemessenem Korndurchmesser sowie Strömungsgeschwindigkeit ( $<0,4$ ) festzustellen.

Für eine weitere Betrachtung der Korrelationen zwischen Substratparametern und Taxa wird eine Regression mittels generalized linear models (GLM) durchgeführt.



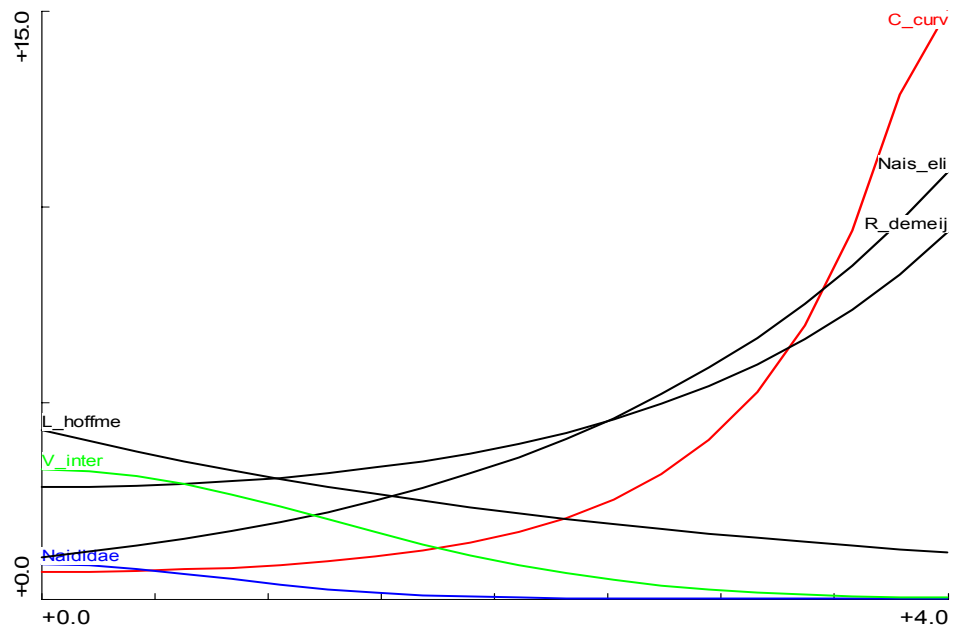


Abbildung 29: Model responses; Umgebungsfaktor gemess mittl. Korndurchmesser nach Fuhrböter gegen In-Individuen/m<sup>2</sup>; Alpha =0,1.

Die GLM-Regression des modellierten mittleren Korndurchmessers (Abbildung 30) ergibt sehr ähnliche Regressionen für die Taxa *V. intermedia*, *Naididae* und *L. hoffmeisteri* wie die des gemessenen Korndurchmessers (Abbildung 29). Die Modellierung ergibt für die Probestellen allerdings insgesamt kleinere Korndurchmesser (bis 2,0) als gemessen wurden (bis 4,0).

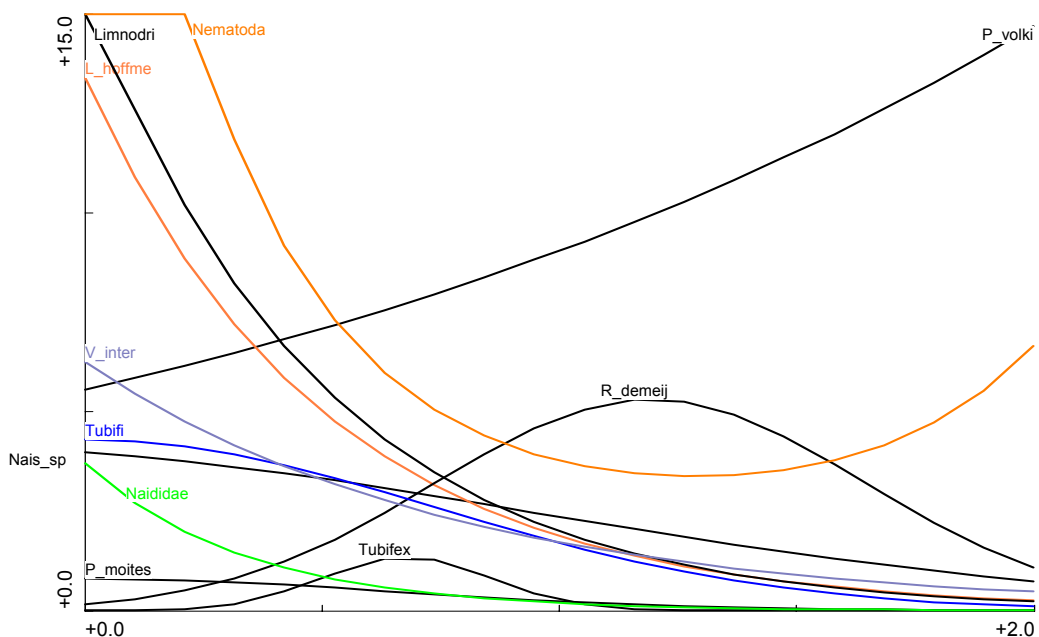


Abbildung 30: Model responses; Umgebungsfaktor modell. mittl. Korndurchmesser nach Meyer Peter gegen In-Individuen/m<sup>2</sup>; Alpha =0,1.

Die Regression bewegt sich daher in einem anderen Wertebereich. Dies bedingt wahrscheinlich auch die im oberen Wertebereich (zwischen 2,0 und 4,0) differierende Regression für *R. demeijerei*. Für die Taxa *Nais simplex*, *P. nitidum*, *Enchytraeidae* und *Nais elinguis* ergeben sich, im Gegensatz zur Messung, keine signifikanten Korrelationen durch die GLM-Analyse des modellierten Korndurchmessers. Hier sind aber andere Taxa mit signifikanten Korrelationen

festzustellen. Insgesamt ergeben sich weit mehr Korrelationen mit dem modellierten Korndurchmesser als mit dem gemessenen Parameter.

### 7.5.1.3 Vergleich der gemessenen mit modellierten Strömungsgeschwindigkeiten - Datensatz Weichsubstrat

Für diesen Korrelationsvergleich wurden Datensätze des Weichsubstrats mit determinierten Oligochaetentaxa ausgewählt, für welche sowohl die modellierte Strömungsgeschwindigkeit vorlag, als auch Messungen der Strömungen im Feld. Es sollte die Güte der Korrelationen zwischen modellierten Strömungsparametern und Taxa auf der einen Seite, mit der Güte der Korrelationen zwischen gemessenen Strömungsparametern und Taxa auf der anderen Seite verglichen werden. Die Pearson Korrelationsmatrix (nicht dargestellt) der unterschiedlich transformierten Werte von Umweltparameter und Spezies zeigt um bis zu 40% höhere Korrelationen für die Paarung von nicht-transformierten (Strömungs-)Umweltparametern mit (ln-)transformierten Taxa-Daten gegenüber der Paarung nicht-transformierter Umweltparameter mit nicht-transformierten Taxa-Daten (Tabelle 27). Die höchsten Korrelationen, mit 1320 Koeffizienten über dem Betrag von 0,3, ergibt die ln-Transformation der Taxa-Daten.

Transformation Spezies	Transformation Umweltvariable	Summe Pears Koeffizient	Korr.-	Anzahl Werte >  0,3
nicht-transformiert	nicht-transformiert	40,0		798
nicht-transformiert	$Y' = \ln(A * Y + B)$	50,4		
nicht-transformiert	$Y' = \sqrt{Y}$	44,0		
$Y' = \ln(A * Y + B)$	nicht-transformiert	74,0		1320
$Y' = \ln(A * Y + B)$	$Y' = \ln(A * Y + B)$	86,3		
$Y' = \ln(A * Y + B)$	$Y' = \sqrt{Y}$	84,6		

Tabelle 27: Kombinationsmöglichkeiten der verschiedenen transformierten Daten, für welche der Pearsonsche Korrelationskoeffizient berechnet wurde und Summe Pears. Korrelat.-Koeff.

Das Antwortverhalten der Spezies wird also nach Logarithmierung, d.h. Linearisierung besser durch die Umweltparameter erklärt. In den weiteren Analysen wird daher mit ln-transformierten Art Daten und nicht-transformierten Umweltdaten gearbeitet.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Lengths of gradient (keine Transformation)	2,815	2,489	2,154	2,530	2,840
Lengths of gradient (Transf.: ln(10y+1))	2,697	2,071	1,802	1,543	4,482
Lengths of gradient (Transf.: ln(999y+1))	2,700	2,170	1,688	1,775	4,738

Tabelle 28: Analyse der Länge des Gradienten; DCCA Kennwerte - n=59.

Die Varianz im Datensatz ist relativ gering, da die length of Gradient der ln(10y+1) transformierten Datensätze lediglich 2,7 beträgt. Es wurde daher eine RDA durchgeführt.

Marginal Effects Varianzerklärung nur durch die Variable Lambda-1		Conditional Effects zusätzliche Varianzerklärung durch die Var. nach Einschluss in Modell Lambda-A		P	F
v_Mod	0.06	v_Mod	0.06	0.001	3.70
Mit_vGes	0.06	MonatZ	0.04	0.001	2.72
GstrMxa2	0.06	Min_vGes	0.04	0.002	2.08
pH_a2	0.06	TmpMxa2	0.03	0.004	1.92
pHMna2	0.05	pHMna2	0.02	0.020	1.66
HvBg_Mw	0.05	d50_neu	0.02	0.074	1.43
Max_vGes	0.05	h_neu	0.02	0.125	1.34
Stabw_z	0.05	d60_neu	0.02	0.136	1.31
HvBg_Max	0.05	mit_x	0.02	0.189	1.22
Vy_Mod	0.05	Min_z	0.02	0.227	1.21

MonatZ	0.05		d30_neu	0.02	0.236	1.18
Monat	0.05		GstrMxa2	0.01	0.367	1.05
HvBg_Min	0.05		LfTpMxa2	0.02	0.183	1.26
Max_x	0.05		d40_neu	0.02	0.430	1.03
pHMxa2	0.05		Min_x	0.01	0.448	1.00
StabvGes	0.05		Vx_Mod	0.01	0.509	0.96
mit_x	0.05		Mit_vGes	0.02	0.242	1.18
Max_y	0.05		Stabw_x	0.02	0.233	1.21
Max_z	0.05		StabvGes	0.02	0.330	1.09
Stabw_y	0.05		h_Mod	0.01	0.375	1.06
Gstra_a2	0.05		mit_z	0.02	0.338	1.10
KrFu_neu	0.04		Stabw_z	0.01	0.279	1.15
d80_neu	0.04		Min_y	0.02	0.499	0.97
Stabw_x	0.04		KrFu_neu	0.01	0.469	0.98
d50_neu	0.04		d80_neu	0.02	0.183	1.27
Temp_a2	0.04		d10_neu	0.01	0.382	1.05
KrMP_neu	0.04		Stabw_y	0.02	0.334	1.11
d10_neu	0.04		Max_vGes	0.02	0.235	1.21
d30_neu	0.04		d90_neu	0.01	0.593	0.90
LfTpa2	0.04		mit_y	0.01	0.552	0.91
d20_neu	0.04		Vy_Mod	0.02	0.560	0.89
TmpMna2	0.04		Max_y	0.01	0.505	0.95
Min_vGes	0.04		d20_neu	0.01	0.442	1.01
d40_neu	0.04		d70_neu	0.02	0.615	0.87
LfTpMna2	0.04		Max_x	0.01	0.416	1.01
Vx_Mod	0.04		KrMP_neu	0.01	0.581	0.88
d70_neu	0.04		HvBg_Mw	0.02	0.573	0.89
TmpMxa2	0.03		O2GEH_a2	0.01	0.325	1.11
d60_neu	0.03		O2Sät_a2	0.02	0.406	1.05
d90_neu	0.03		Temp_a2	0.02	0.207	1.30
LfTpMxa2	0.03		LfTpMna2	0.01	0.609	0.86
h_Mod	0.03		TmpMna2	0.01	0.371	1.07
O2SäMxa2	0.02		Org_neu	0.01	0.649	0.75
O2SäMna2	0.02		HvBg_Max	0.01	0.785	0.64
mit_z	0.02		Gstra_a2	0.02	0.605	0.81
O2Sät_a2	0.02		pHMxa2	0.01	0.594	0.86
mit_y	0.02		O2SäMna2	0.01	0.683	0.75
Min_x	0.02		HvBg_Min	0.02	0.378	1.05
h_neu	0.02		O2GeMna2	0.01	0.529	0.90
O2GeMna2	0.02		O2GeMxa2	0.02	0.417	1.02
Min_y	0.02		pH_a2	0.01	0.726	0.66
O2GeMxa2	0.01		O2SäMxa2	0.01	0.589	0.79
O2GEH_a2	0.01		LfTpa2	0.00	1.000	0.03
Org_neu	0.01					
Min_z	0.01					

Tabelle 29: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller Variablen.

Die Variablen mit der größten Varianzerklärung (Tabelle 29) des Datensatzes sind die Parameter gemessene mittlere Gesamt – Strömungsgeschwindigkeit (Mit\_vGes), modellierte Gesamtströmungsgeschwindigkeit (v\_mod), Probenahmemonat (MonatZ) und pH. Die im Feld gemessenen Daten weisen ebenso hohe Varianzerklärungen und geringe Irrtumswahrscheinlichkeiten (MonteCarlo Permutationstest) auf, wie die modellierten Strömungsparameter. Die Korrelationsmatrix der Umweltparameter (Tabelle 30) zeigt den hohen Zusammenhang der modellierten Strömungsgeschwindigkeit mit den gemessenen Parametern „mittlere Gesamt– Strömungsgeschwindigkeit“ (=0,6) und „maximale Gesamt-

Strömungsgeschwindigkeit“ (0,5) auf. Die minimale Gesamt-Strömungsgeschwindigkeit korreliert dagegen nur schwach mit der modellierten Strömungsgeschwindigkeit. Für eine differenziertere Betrachtung der Korrelationen zwischen einzelnen Strömungsparametern und Taxa wird eine Regression mittels generalized linear models (GLM) durchgeführt.





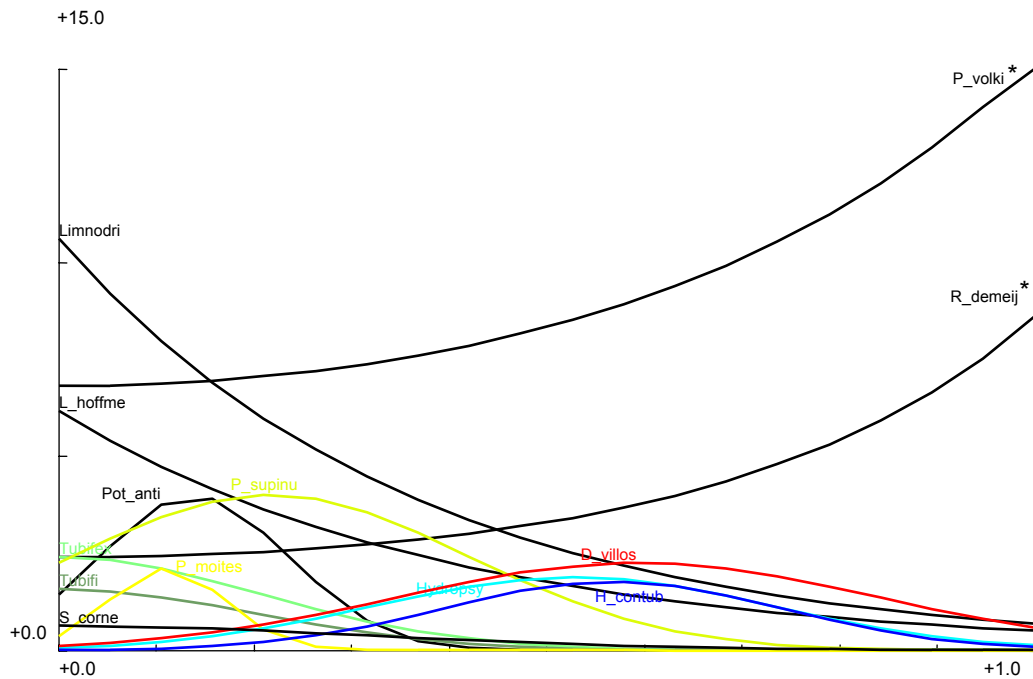


Abbildung 31: Model responses; Umgebungsfaktor modellierte mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s] gegen In-Individuen/m<sup>2</sup>; Alpha =0,005 (Arten mit "\*" Alpha =0,1).

Ein Vergleich der GLM-Regression der modellierten mittleren Strömungsgeschwindigkeit (Abbildung 31) mit der gemessenen Strömungsgeschwindigkeit (Abbildung 32), ergibt sehr ähnliche Regressionen für die Taxa *Tubifex sp.*, *Limnodrilus sp.*, *H. contubernalis*, *Hydropsyche sp.* und *L. hoffmeisteri*, welche in beiden Regressionen als hoch signifikant dargestellt werden.

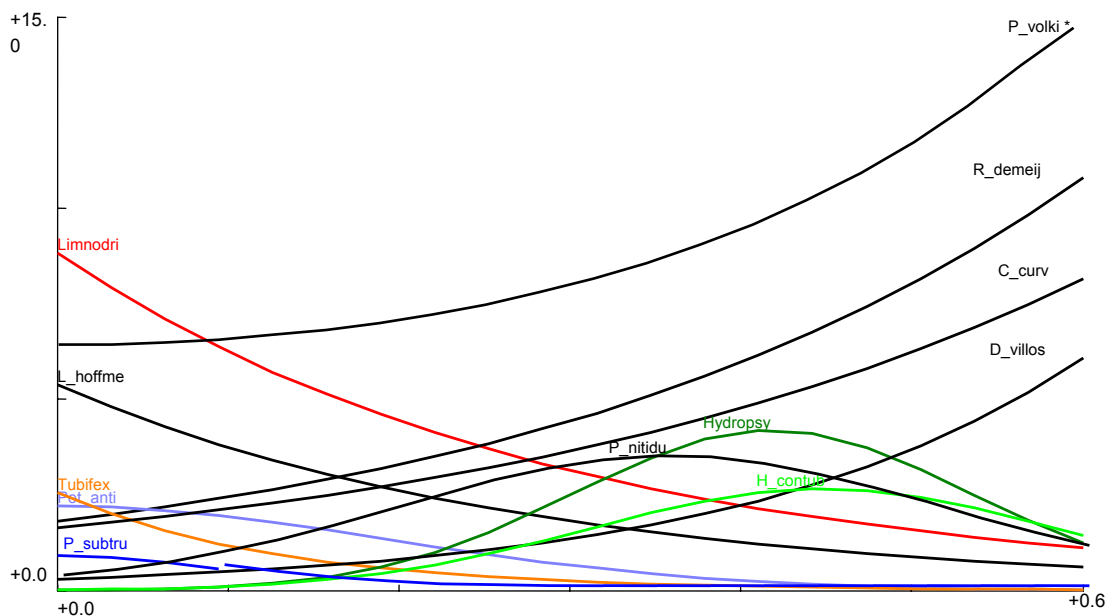


Abbildung 32: Model responses; Umgebungsfaktor gemess. mittl. Strömungsgeschwindigkeit [m/s] gegen In-Individuen/m<sup>2</sup>; Alpha =0,005 (Art mit "\*" Alpha =0,1).

Die Modellierung ergibt allerdings insgesamt höhere Strömungsgeschwindigkeiten (bis 1,0m/s) als gemessen wurden (bis 0,6m/s). Daher bewegt sich die Regression auch in einem anderen Wertebereich. Dies kann die im oberen Wertebereich differierende Regression für *D. villosus* bedingen. Für die in der Literatur als rheophil beschriebenen Taxa *R. demeijerei* und *C.*

*curvispinum* ergeben sich auf dem Signifikanzniveau von 0,005 keine Korrelationen mit der modellierten Strömungsgeschwindigkeit. Für *P. volki* sind ebenfalls erst bei Alpha =0,1 Korrelationen zu erhalten. Bei der Analyse eines größeren Datensatzes sind aber auch für diese Taxa- Korrelationen bei Alpha =0,005 zu erhalten.

Im unteren Geschwindigkeitsbereich der Strömung ergeben die Regressionen mit der modellierten Geschwindigkeit differenziertere Ergebnisse: für *P. antipodarum* und *P. moitesserianum* werden dedizierte Maxima bei 0,1-0,2m/s Strömungsgeschwindigkeit angegeben. Die Pisidie *P. supinum* hat ein Maximum bei 0,25m/s Strömungsgeschwindigkeit.

#### 7.5.1.4 Vergleich der gemessenen mit modellierten Strömungsgeschwindigkeiten - Datensatz Hartsubstrat

Für diesen Korrelationsvergleich wurden Datensätze des Hartsubstrats mit determinierten Oligochaetentaxa ausgewählt, für welche sowohl die modellierte Strömungsgeschwindigkeit vorlag, als auch Messungen der Strömungen im Feld. Es sollte die Güte der Korrelationen zwischen modellierten Strömungsparametern und Taxa auf der einen Seite, mit der Güte der Korrelationen zwischen gemessenen Strömungsparametern und Taxa auf der anderen Seite verglichen werden. Die Pearson Korrelationsmatrix der unterschiedlich transformierten Werte von Umweltparametern und Spezies zeigt die höheren Korrelationen für die Paarung von nicht-transformierten (Strömungs-) Umweltparametern mit In-transformierten Taxa. In den weiteren Analysen wird daher mit In-transformierten Art Daten und nicht-transformierten Umweltdaten gearbeitet.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Lengths of gradient (keine Transformation)	1,321	1,227	1,267	0,831	1,457
Lengths of gradient (Transf.: ln(10y+1))	2,148	1,634	1,479	1,316	3,065
Lengths of gradient (Transf.: ln(999y+1))	2,222	2,013	1,808	1,644	3,320

Tabelle 31: Analyse zur Gradientenlänge; DCCA Kennwerte - n=35.

Die Varianz im Datensatz ist relativ gering, da die length of Gradient der ln(10y+1) transformierten Datensätze lediglich 2,2 beträgt. Es wurde daher eine RDA durchgeführt.

Marginal Effects Varianzerklärung nur durch die Variable Lambda-1		Conditional Effects zusätzliche Varianzerklärung durch die Var. nach Einschluss in Modell Lambda-A		P	F
HvBg_Max	0.09	HvBg_Max	0.09	0.001	3.10
HvBg_Mw	0.08	O2GeMna2	0.07	0.001	2.42
MonatZ	0.08	Stabw_z	0.06	0.001	2.10
Monat	0.08	Mit_vGes	0.04	0.045	1.48
O2Sät_a2	0.08	P5	0.04	0.029	1.55
HvBg_Min	0.08	TmpMxa2	0.03	0.027	1.53
O2GEH_a2	0.08	P0	0.04	0.123	1.33
O2SäMna2	0.07	V_Mod	0.03	0.090	1.33
O2SäMxa2	0.07	O2Sät_a2	0.03	0.142	1.28
O2GeMna2	0.07	pHMna2	0.04	0.120	1.33
O2GeMxa2	0.07	Min_x	0.03	0.179	1.24
Monatzz	0.07	HvBg_Mw	0.03	0.177	1.26
pHMna2	0.07	P6	0.02	0.324	1.10
Stabw_z	0.06	Monatzz	0.03	0.337	1.11
pH_a2	0.05	Vy_Mod	0.02	0.325	1.14
Max_y	0.05	StabvGes	0.03	0.282	1.18
Max_z	0.05	O2SäMna2	0.03	0.304	1.16
Temp_a2	0.05	O2GEH_a2	0.03	0.165	1.33
h_Mod	0.05	pHMxa2	0.02	0.383	1.09
Max_vGes	0.05	pH_a2	0.03	0.078	1.57
P5	0.05	Min_z	0.03	0.389	1.04
v_Mod	0.05	Temp_a2	0.02	0.537	0.92

StabvGes	0.05	MonatZ	0.02	0.398	1.09
TmpMna2	0.05	O2GeMxa2	0.02	0.427	1.01
Max_x	0.05	O2SäMxa2	0.04	0.080	1.77
Mit_vGes	0.05	h_Mod	0.01	0.457	0.93
pHMxa2	0.05	PArtCode	0.02	0.560	0.91
Vy_Mod	0.04	Vx_Mod	0.02	0.539	0.82
Stabw_x	0.04	Min_y	0.03	0.225	1.74
Stabw_y	0.04	Mit_y	0.02	0.349	1.46
TmpMxa2	0.04	Mit_z	0.02	0.462	1.10
mit_y	0.04	TmpMna2	0.01	1.000	0.00
mit_x	0.04				
PArtCode	0.04				
P0	0.04				
P6	0.03				
Min_x	0.03				
P31	0.03				
Vx_Mod	0.03				
Min_vGes	0.03				
Min_z	0.03				
mit_z	0.02				
Min_y	0.02				
P3	0.02				

Tabelle 32: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller Strömungs-Variablen.

Die Variablen mit der größten Varianzerklärung (Tabelle 32) des Datensatzes, sind die Parameter Pegel Havelberg, ProbenahmeMonat und O2 Sättigung. Der Strömungsparameter mit der besten Varianzerklärung ist die Standardabweichung der Strömung in z Richtung, also von oben nach unten und umgekehrt. Diese Parameter haben nach dem MPT auch eine geringe Irrtumswahrscheinlichkeit (s. Tabelle 32). Die modellierten Strömungsparameter dagegen bieten alle eine sehr geringe Varianzerklärung und hohe Irrtumswahrscheinlichkeiten und daher wenig Erklärung für die Verteilung der Taxa.

Auf eine differenziertere Betrachtung der Korrelationen zwischen einzelnen Strömungsparametern und Taxa eine Regression mittels generalized linear models (GLM) wird verzichtet, da die Korrelationen zwischen Taxa und Strömungsparametern zu schwach sind (s. Tabelle 34). Lediglich die Taxa *H. contubernalis* (H\_contub), die ersten Larvenstadien dieser Gattung (Hydropsyche) und *Nais bretscheri* weisen positive Korrelationen zwischen der Standardabweichung der Strömung bzw. Nematoda und *L. hoffmeisteri* negative Korrelationen auf, welche den Betrag von 0,3 übersteigen. Weitere Korrelationen über 0,3 werden für *Nais elingius* und die gemessene mittlere Strömungsgeschwindigkeit bzw. Leptoceridae und die modellierte Geschwindigkeit errechnet.

Inter set Corr.	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
Monat	n.s.	-0,5437*	0,2897*	n.s.
O2GeMna2	n.s.	0,6941**	n.s.	n.s.
pHMna2	n.s.	n.s.	-0,1436*	n.s.
TmpMxa2	n.s.	n.s.	n.s.	0,3565*
HvBg_Max	-0,8345**	n.s.	n.s.	n.s.
v_Mod	n.s.	n.s.	n.s.	0,1434**
h_Mod	n.s.	n.s.	n.s.	-0,0414*
Mit_vGes	n.s.	n.s.	0,2432**	-0,4694**
Stabw_z	n.s.	0,398*	0,5708**	n.s.

Tabelle 33: Korrelationen und Signifikanzniveaus der Umweltparameter mit den Spezies-Achsen der Ordination.



#### 7.5.1.5 Diskussion Voranalyse

Die **Analyse des gesamten Datensatzes** ergibt, wie zu erwarten, eine klare Trennung der Faunen von Hart- und Weichsubstrat, da die Faunen sehr deutlich differieren. Eine differenziertere Betrachtung der Teilbiozöosen wird durch getrennte Analyse der Fauna der Substrattypen ermöglicht, wie es z.B. SZCZESNY (1974) durchführte.

Der Vergleich der **gemessenen Substrat-Daten mit modellierten Substrat-Daten (Datensatz Weichsubstrat)** ergibt insgesamt, dass der modellierte Korndurchmesser eine bessere Varianzklärung des Datensatzes bietet und es sich daher mehr Korrelationen mit den Taxa ergeben. Dies ist durch die Tatsache zu erklären, dass in der Modellierung Extremwerte nivelliert werden, die in der Korngrößenbestimmung der Feldproben auftreten, sich aber nicht in der Verteilung der Fauna manifestieren. Weiterhin wurden die Kornanalysen mittels Trockensiebverfahren durchgeführt. Bei diesem Verfahren werden die schluffigen schlammigen, Anteile der Substrate unterschätzt, welche aufgrund des organischen Anteils von besonderer Bedeutung für die (Oligochaeten-)Fauna sind. Die weiterführenden Analysen der Fauna des Weichsubstrats werden daher mit modellierten Korngrößen durchgeführt.

Der ebenfalls durchgeführte Vergleich der **gemessenen mit den modellierten Strömungsgeschwindigkeiten (Datensatz Weichsubstrat)** ergibt gute Korrelationen zwischen mittlerer und maximaler gemessener Strömungsgeschwindigkeit und modellierter Strömungsgeschwindigkeit (0,6 bzw. 0,5) sowie hohe Varianzklärungen durch die modellierten und gemessenen Parameter. Allerdings differieren die Skalenbereiche der modellierten und der gemessenen Strömung. Dies ist auf die instationären Abflussbedingungen in den Bühnenfeldern (WIRTZ & ERGENZINGER 2001) und die damit in einem relativ weiten Skalenbereich, aber kurzen Zeitabständen, oszillierenden Strömungsgeschwindigkeiten zurückzuführen: im Feld wurden auch bei Probestellen mit einer durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeit von über 1m/s Minimal-Geschwindigkeiten bis zu 0,03m/s gemessen. Es traten daher Schwankungen bis zu 1000% auf. Turbulenzen und instationäre Bedingungen werden von dem ADV-Strömungsmessgerät erfasst, können aber von der Modellierung nicht abgebildet werden. Die im Bühnenfeld bei der Messung häufig auftretenden geringen Strömungswerte erniedrigen den Durchschnitt der gemessenen mittleren Strömungsgeschwindigkeit deutlich und verkleinern daher den Skalenbereich. Die instationären Bedingungen werden durch das Modell nicht abgebildet. Das Modell beschreibt daher weniger genau die kleinräumigen und kurzzeitigen Verhältnisse, welche aber für die in diesem Teil-Habitat aufgefundenen Taxa auch nicht von entscheidender Bedeutung für die Besiedlung des Lebensraums zu sein scheinen, da die euryöke Lebensgemeinschaft der Bühnenfelder diese Bedingungen, zumindest für kurze Zeit, überdauern kann (z.B. für *H. contubernalis* in Bezug auf O<sub>2</sub> BECKER 1987). Allgemein sind Fließgewässerorganismen, mit einem Lebenszyklus von über einem Jahr oder mehr, häufiger einem solchen Stress durch Umweltbedingungen anthropogener Art oder natürlicher Herkunft ausgesetzt. Ihr Vorkommen (oder Fehlen) integriert daher die Effekte kurzzeitiger Stressoren (u.a. HOANG et al. 2001). Die Bedeutung eines „key-factors“ ist eher den Maximalgeschwindigkeiten zuzumessen, welche auch eine deutlich höhere Varianzklärung bieten, als die Minimalgeschwindigkeit (Tabelle 29). Die gemessene Maximalgeschwindigkeit korreliert (Korr.-Koeff. =0,5) relativ gut mit der modellierten Geschwindigkeit.

Gemessene (mittlere) Strömungsgeschwindigkeit und modellierte Strömungsgeschwindigkeit differieren ebenfalls in der Beschreibung des Antwortverhaltens von *D. villosus*, *C. curvispinum* und *R. demeijerei*. Der Response von *D. villosus*, *C. curvispinum* und *R. demeijerei* auf die Strömung wird durch die Regression als stetig rheophil mit dem gemessenen Parameter dargestellt. Dies ist für *C. curvispinum* (MOOG 1995, BAY. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996, VAN DEN BRINK 1993) und *R. demeijerei* (REMPEL et al. 2000) nach Literaturangaben als korrekt anzusehen. *D. villosus* dagegen, wird in der Literatur eher als indifferent gegenüber der Strömung beschrieben.

Hier liefert die Modellierung eine besser passende Regression mit einem schwachen ausgeprägten Maximum im Bereich 0,5m/s. Wenngleich auch dieses Präferendum als zu hoch erscheint, da andere Untersuchungen für Gammariden eine Präferenz im Bereich 0,05m/s ergaben (RAWER-JOST 1999). Dies wird im Detail in den Kapiteln 7.5.2.5 und 7.5.4.5 (S. 129) diskutiert, da der hier dargestellte Datensatz zu klein ist und primär einem Vergleich der gemessenen und modellierten Parameter dienen sollte.

Im unteren Strömungsbereich scheint die Modellierung eine differenziertere Beschreibung der Präferenzen der Taxa zu ergeben. Dies kann auf die Tatsache zurückzuführen sein, dass im flachen (insbesondere schlammigen), langsam angeströmten Uferbereich die Strömungsmessungen mittels ADV fehlerbehaftet waren. Eine Fehlerquelle bei den Messungen im flachen Wasser (langsam angeströmter Uferbereich) war der Messende selbst, der neben dem Messgerät stehend die Messung beeinflusste. Im tieferen Wasser wurde von einem Boot aus gemessen, so dass die Messung an der Sohle nicht beeinträchtigt werden konnte. Schwankungen in der Strömung, welche durch Schiffswellen während der Messung verursacht wurden, können die Charakteristik der Strömung ebenfalls deutlich beeinflussen. Allerdings wirken diese auch auf die Biozönose, daher muss diese „Fehlerquelle“ keine Beeinträchtigung der Korrelationen darstellen. Insgesamt beschreibt die modellierte Strömungsgeschwindigkeit die Varianz im Datensatz des Weichsubstrats gut und es ergeben sich daher mit den Taxa auf hohem Signifikanzniveau Korrelationen, insbesondere im unteren und mittleren Strömungsgeschwindigkeitsbereich.

Ein Vergleich der **gemessenen mit modellierten Strömungsgeschwindigkeiten (Datensatz Hartsubstrat)** ergab schlechtere Korrelationen für die modellierten Parameter, als für die gemessenen Parameter. Dies ist durch chaotische Randeffekte (REMPEL et al. 2000) z.B. in Form von Strömungsturbulenzen, verursacht durch die Buhenschüttung zu erklären, die durch das relativ großräumige Modell im Kleinen nicht abgebildet werden können, aber durch die Messungen mittels des ADV-Geräts erfasst werden. Allerdings ist die Datengrundlage mit einer Anzahl von n=35 Proben relativ klein, da nur an diesen Stellen die Strömungsmessungen mittels des ADV-Gerätes durchgeführt wurden. Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind daher weniger gut abgesichert. Die weitergehenden Analysen für das Hartsubstrat wurden aufgrund der geringen Probenanzahl für die die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten vorlagen, auch mit den modellierten Strömungsparametern durchgeführt. Ein Parameter der gute Korrelationen mit den Taxa ergab war die Strömungsrichtung in z-Richtung. Dieser Parameter ist als Maß für die Turbulenz am Standort zu deuten. Diese ist insbesondere an Wellenschlag exponierten Stellen hoch. Die Buhensteine mit hohen Rauigkeitsbeiwerten verursachen bei erhöhter Strömungsgeschwindigkeit ebenfalls starke Turbulenzen. Die Charakteristika hohe Strömungsgeschwindigkeit und exponierte Lage weisen insbesondere die Buhenköpfe auf, welche sich, im Vergleich mit weniger exponierten Stellen der Buhnen im Buhnenfeld, durch eine anders zusammengesetzte Fauna auszeichnen sollten.

## **7.5.2 Korrelationsanalyse Umweltparameter - Fauna Weichsubstrat**

### **7.5.2.1 Indirekte Gradientenanalyse**

In die Analyse wurden 161 Datensätze aufgenommen, für welche die Oligochaeten differenziert determiniert wurden, d.h. soweit möglich bis zur Art. Zur explorativen Datenanalyse wurde zunächst eine DCA durchgeführt welche die Varianz im Datensatz als relativ gering darstellte. Daher wurde eine PCA durchgeführt. Zwei Extremproben wurden aus dem Datensatz entfernt.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Lengths of gradient (keine Transformation)	2.876	2.665	2.096	1.670	3.814
Lengths of gradient (Transf.: $\ln(10y+1)$ )	2.912	2.858	2.305	2.145	6.833
Lengths of gradient (Transf.: $\ln(999y+1)$ )	2.938	3.067	2.140	2.210	7.267

Tabelle 35: Analyse der Länge des Gradienten; DCA Kennwerte - n=159.

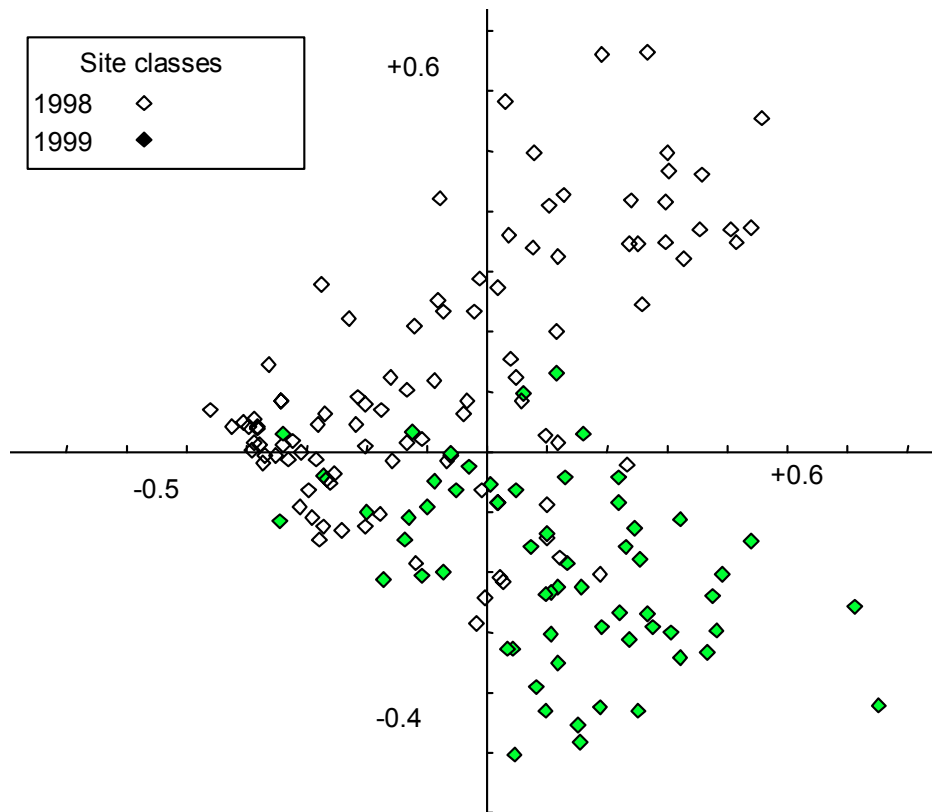


Abbildung 33: Scatter Achsen  $\frac{1}{2}$ . PCA, klassifiziert in die Probenahmejahre - n=161.

Die Grafik (Abbildung 33) zeigt eine deutliche Auftrennung in die Probenahmejahre 1998 und 1999. Ein Scatterplot der Probemonate (Abbildung 34) zeigt aber, dass die Differenzierung auch auf die unterschiedliche Zusammensetzung der Biozönose im Jahresverlauf zurückzuführen sein kann. Insbesondere Frühjahr (die Proben von März und April oberhalb der Abszisse) und Herbst (September unterhalb der Abszisse) unterscheiden sich deutlich. Die Proben aus den Monaten Juni und Juli sowie Mai der Jahre 1998 und 1999 befinden sich im Schwerpunkt der Punktwolke. Die strikte Trennung von 1998 und 1999 kann daher durch die unterschiedlichen Auswertungsschwerpunkte vorgetäuscht sein: im Jahr 1998 wurden die Proben vom August und September nicht weiter ausgewertet, da sich die abiotische Probenahme als nicht adäquat herausstellte und wichtige abiotische Proben fehlten, währenddessen im Jahr 1999 die Proben vom September ausgewertet wurden, um den Herbstaspekt zu erfassen. Da die Jahre 1998 und 1999 sich in Bezug auf Abfluss und Abflussdynamik deutlich unterschieden; der jahreszeitliche Aspekt aber ebenfalls großen Einfluss auf die Zusammensetzung der Fließgewässerbiozönose hat, kann aufgrund der PCA keine Entscheidung getroffen werden, welcher der Aspekte für die unterschiedliche Faunenkomposition verantwortlich zu machen ist.



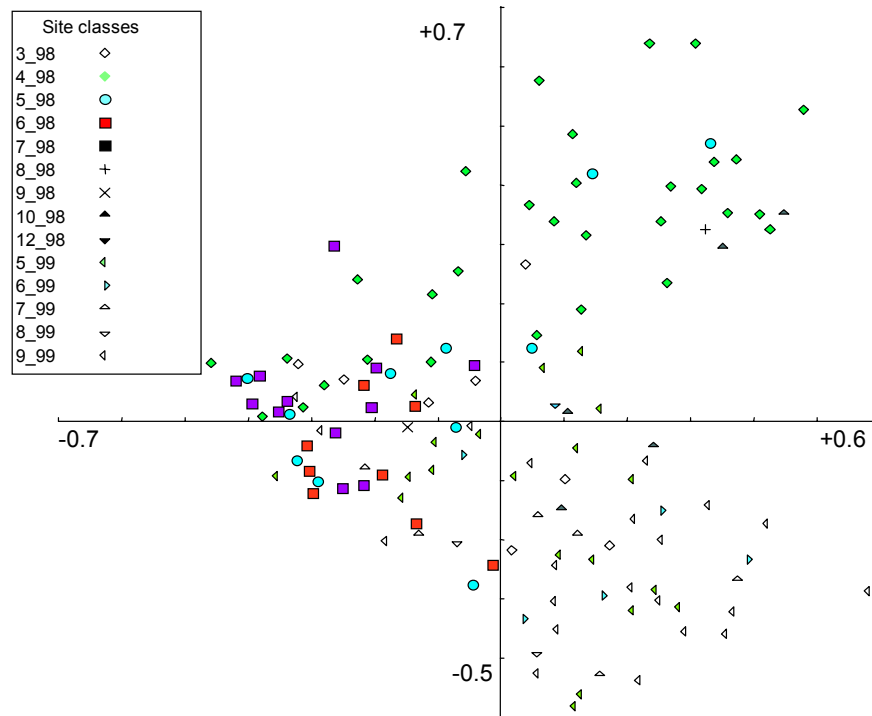


Abbildung 34: Scatter Achsen ½. PCA, klassifiziert in die Probemonate - n=173.

Der Scatterplot der PCA (Abbildung 35) zeigt eine Clustering der Proben der Bühnenfelder bei Stromkilometer 425 und 427, welche daher Gemeinsamkeiten in Bezug auf Ihre Faunenkomposition aufweisen. Der Cluster befindet sich zwischen den „Flügeln“, welche durch die Proben aufgrund ihrer Zugehörigkeit zu einem der beiden Jahrescluster gebildet werden. Die Klassifikation in Bezug auf Probejahr oder Probemonat (Abbildung 34) hat also keinen Einfluss auf die Klassifikation der Proben von 427 und 425.

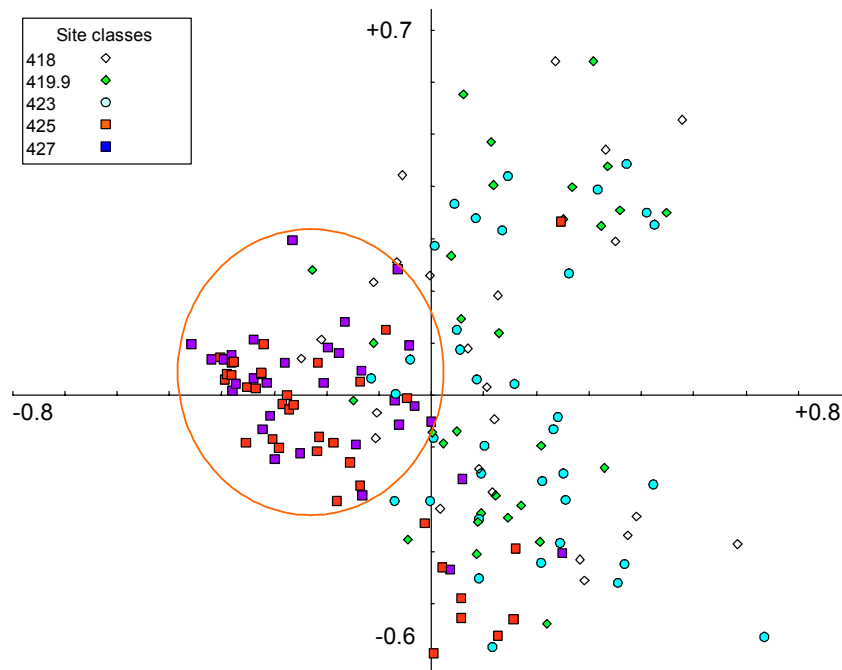


Abbildung 35: Scatter Achsen ½. PCA, klassifiziert in die Bühnenfelder - n=173.

Abbildung 36 verdeutlicht, dass in den Bühnenfeldern bei Stromkilometer 425 und 427 (der Cluster, Abbildung 35) *P. volki* dominiert, während die meisten anderen Taxa in den anderen

Buhnenfeldern zu finden sind. Insbesondere *Limnodrilus hoffmeisteri* und Nematoda sind nicht in den Buhnenfeldern bei Stromkilometer 425 und 427 zu finden.

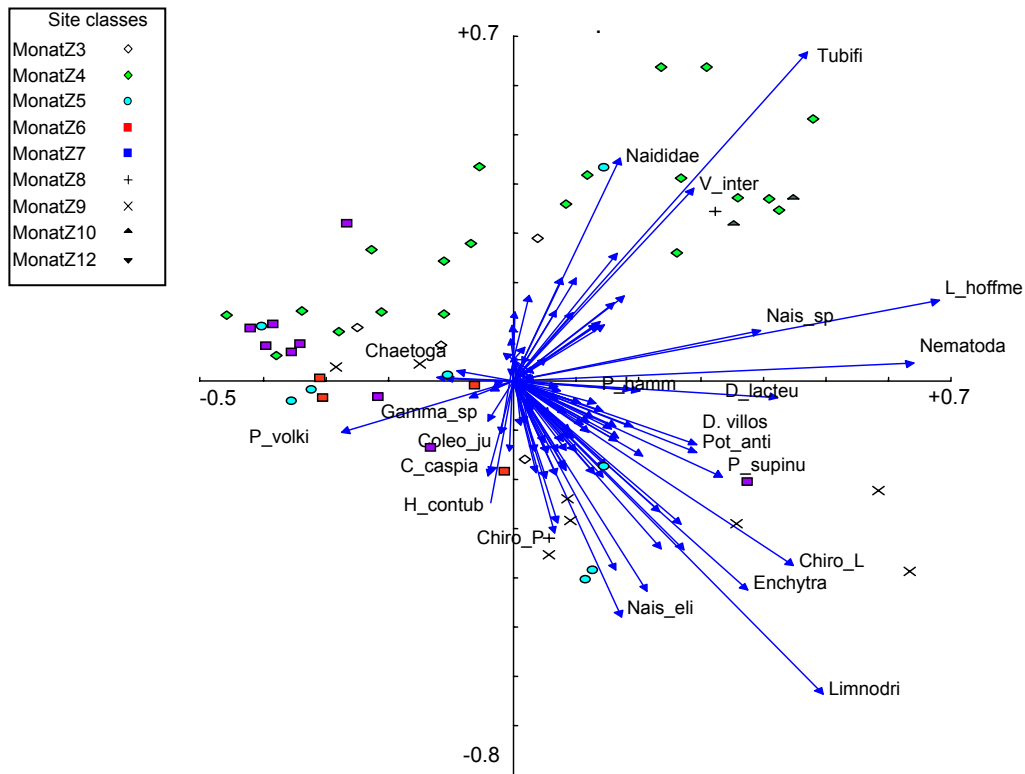


Abbildung 36: Scatter Achsen 1/2. PCA, Klassifiziert in die „Jahres“-Monate.

### 7.5.2.2 Direkte Gradientenanalyse

#### 7.5.2.2.1 Transformation und Selektion von Daten/-sätzen und Spezies

Die **Pearson Korrelationsmatrix** der unterschiedlich transformierten Werte von Umweltparameter und Spezies (nicht dargestellt) zeigt die höheren Korrelationen für die Paarung von nicht-transformierten Umweltparametern mit ln-transformierten Arten (Tabelle 36).

Spezies	Umweltvariable	Summe der Koeffizienten
nicht-transformiert	nicht-transformiert	13
nicht-transformiert	$Y' = \ln(A * Y + B)$	12
nicht-transformiert	$Y' = \sqrt{Y}$	14
$Y' = \ln(A * Y + B)$	nicht-transformiert	46
$Y' = \ln(A * Y + B)$	$Y' = \ln(A * Y + B)$	36
$Y' = \ln(A * Y + B)$	$Y' = \sqrt{Y}$	45

Tabelle 36: Zusammenfassung der Pearson Korrelationsmatrix.

In den weiteren Analysen wird daher mit ln-transformierten Art Daten und nicht-transformierten Umweltdaten gearbeitet. Keinerlei Korrelationen werden u.a. für das „Sammel“-Taxon Oligochaeta ermittelt, da sich unter diesem Begriff diverse Arten mit sehr unterschiedlichen autökologischen Ansprüchen befinden. Mittlere bis hohe Korrelationen zeigen insbesondere die Taxa Nematoda - obgleich dies ebenfalls ein „Sammel“-Taxon ist -, *Propappus volki*, *R. demejerei*, *Limnodrilus sp.* und *Limnodrilus hoffmeisteri* mit Umweltparametern, welche mit der Strömungsgeschwindigkeit ( $v_{Ges\_neu}$ ;  $v_x$  usw.) assoziiert sind. Mittlere Korrelationen mit den Substratparametern zeigen u.a. die Arten *Nais simplex* und *Nais elinguis* sowie *Nais bretscheri*. Weiter Korrelationen sind für

das Taxon der Chironomidae *R. demeijerei* und *Vejdovskyella intermedia* mit Parametern festzustellen, welche mit der Jahreszeit assoziiert sind (Monat, Lufttemperatur, Wassertemperatur).

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Lengths of gradient (keine Transformation)	1.988	2.090	2.096	1.240	1.647
Lengths of gradient (Transf.: log(10y+1))	2.435	2.275	1.729	1.384	6.833
Lengths of gradient (Transf.: log(999y+1))	2.462	2.350	1.770	1.614	7.267

Tabelle 37: DCCA Kennwerte - n=159.

Der Test auf Varianz im Datensatz ergab, dass die Varianz im Datensatz relativ gering ist, da die length of Gradient der ln(10y+1) transformierten Datensätze lediglich 2,4 beträgt. Es wurde daher eine **RDA** durchgeführt.

Marginal Effects Varianzerklärung nur durch die Variable Lambda-1		Conditional Effects zusätzliche Varianzerklärung durch die Var. nach Einschluss in Modell Lambda-A		Irrtumswahrscheinlichkeit der Erklärung P	F-Wert
Monat	0.07	Monat	0.07	0.001	11.48
Jahr	0.06	v_mod	0.06	0.001	10.70
v_Mod	0.06	Herbst	0.02	0.001	3.72
ProbenID	0.05	HvBg_Max	0.01	0.001	2.99
Herbst	0.04	PartCode	0.02	0.003	2.17
Subs_mod	0.04	Sommer	0.01	0.003	2.21
Vy_Mod	0.04	pHMna2	0.01	0.001	2.20
MonatZ	0.04	Jahr	0.01	0.002	2.29
PArCode	0.03	d80_neu	0.01	0.005	1.95
LfTpMna2	0.03	h_Mod	0.01	0.009	1.77
Vx_mod	0.03	Subs_mod	0.01	0.022	1.69
Fruh	0.03	TmpMxa2	0.01	0.029	1.58
Gstra_a2	0.03	h_neu	0.00	0.075	1.48
TmpMxa2	0.03	HvBg_Mw	0.01	0.102	1.34
h_Mod	0.03	P1	0.01	0.056	1.48
HvBg_Min	0.03	Gstra_a2	0.01	0.136	1.33
O2SäMna2	0.03	LfTpMxa2	0.00	0.117	1.37
O2GeMna2	0.03	d90_neu	0.01	0.144	1.30
Sommer	0.02	ProbenID	0.00	0.220	1.18
HvBg_Mw	0.02	d70_neu	0.01	0.237	1.19
Temp_a2	0.02	d30_neu	0.01	0.257	1.13
TmpMna2	0.02	d50_neu	0.00	0.030	1.63
LfTpa2	0.02	Org_neu	0.01	0.331	1.10
d90_neu	0.02	d60_neu	0.01	0.221	1.19
d80_neu	0.02	d10_neu	0.00	0.206	1.20
HvBg_Max	0.02	LfTpa2	0.01	0.396	1.03
LfTpMxa2	0.02	pHMxa2	0.00	0.505	0.96
pHMxa2	0.02	TmpMna2	0.01	0.085	1.39
pH_a2	0.02	pH_a2	0.01	0.182	1.25
pHMna2	0.02	d40_neu	0.00	0.462	1.00
KrMP_neu	0.02	HvBg_Min	0.00	0.762	0.81
d70_neu	0.02	O2SäMxa2	0.01	0.561	0.93
O2SäMxa2	0.02	Fruh	0.01	0.053	1.51
O2Sät_a2	0.02	Vx_Mod	0.00	0.542	0.97
d10_neu	0.02	O2Sät_a2	0.01	0.585	0.90
O2GEH_a2	0.02	O2GEH_a2	0.00	0.564	0.93
d60_neu	0.02	O2GeMna2	0.00	0.573	0.91
d50_neu	0.01	O2SäMna2	0.01	0.156	1.26
d20_neu	0.01	O2GeMxa2	0.00	0.757	0.80
P1	0.01	LfTpMna2	0.01	0.552	0.93
d40_neu	0.01				
O2GeMxa2	0.01				
d30_neu	0.01				
Org_neu	0.01				
h_neu	0.01				
Winter	0.01				

Tabelle 38: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller Variablen.

Die Variablen mit der größten Varianzerklärung (Tabelle 38), welche nach dem MPT (MonteCarlo Permutationstest) auch hoch signifikant sind, sind die Parameter Probenahmemonat (Monat), Probenahmejahr (Jahr) und modellierte Strömungsgeschwindigkeit ( $v_{mod}$ ). Es folgen Jahresmonat (MonatZ), Jahreszeit (Herbst), weitere Jahreszeit abhängige Parameter wie Lufttemperatur (LfTpMna2) und Globalstrahlung und Test-Parameter, welche mit der Reihenfolge der Probenahme und daher indirekt ebenfalls den Probemonat verknüpft sind (ProbenID; P22; PartCode). Die Strömungskomponente  $v_{y_{mod}}$ , welche im Probegebiet, in dem die Elbe hauptsächlich gegen Norden fließt der Richtung der Hauptströmung entspricht, erhält ebenfalls eine relativ große Varianzerklärung.  $v_{y_{mod}}$  korreliert mit 0,64 (s. auch gut mit dem modellierten Korndurchmesser. Die mit dem Substrat assoziierten gemessenen Parameter mittlere Korngrößen, Korngrößenklassen und organischer Gehalt weisen relativ geringe Varianzerklärungen und bis auf die Korngrößenklasse d80, auch hohe Irrtumswahrscheinlichkeiten auf. Dagegen ergibt der modellierte mittlere Korndurchmesser (Subs\_mod) eine gute Varianzerklärung mit geringer Irrtumswahrscheinlichkeit. Aufgrund der hohen Kovarianz von modellierter Korngröße und modellierter Strömung (s. Tabelle 39, 0,5) ist  $\lambda^{-1}$  der modellierten Korngröße zwar groß, aber, da der Parameter nach der modellierten Strömung in das Modell aufgenommen und getestet wird, ist  $\lambda^{-A}$  klein. Der Parameter d80 covariiert weniger mit der Strömung, der Test auf Varianzerklärung nach Einschluss in das Modell ergibt daher ein größeres  $\lambda^{-A}$ .

Nach einer Selektion der Parameter auf Varianzerklärung, Irrtumswahrscheinlichkeit, Korrelation mit den Arten und Kovarianz mit anderen Umweltfaktoren wurden folgende Parameter ausgewählt: Nach den Ergebnissen der Voranalyse ist aus der Gruppe der Substratparameter der Faktor **modellierter mittlerer Korndurchmesser** zu bevorzugen. Die anderen Parameter wurden ausgeschlossen, da sie eine hohe Irrtumswahrscheinlichkeit und niedrigere Varianzerklärung aufweisen, und stark untereinander covariieren und daher keine zusätzliche Information für die Erklärung der Verteilung der Spezies bieten.

Die Strömungskomponenten  $v_x$  und  $v_y$  weisen eine relativ hohe Irrtumswahrscheinlichkeit auf. Der best erklärende Faktor ist hier die modellierte **Gesamt-Strömungsgeschwindigkeit**, welche daher in die Ordination Eingang fand. Der modellierten Geschwindigkeit wurde nach den Ergebnissen der Voranalyse der Vorzug gegenüber der gemessenen Strömungsgeschwindigkeit gegeben, welche auch nur für 60 Proben vorliegt.

Die Parameter Probejahr, ProbenID (Nr) und Probeart weisen hohe Korrelationen mit dem Probemonat auf, da sich im Lauf der Probenahme die Probenummer stetig erhöhte und die Probeart (Technik zur Stechrohrbeprobung) zum Jahreswechsel geändert wurde, welches im Parameter Probeart dokumentiert ist. Da diesen Parametern aber keine zusätzliche Information zu der des Probemonats zu entnehmen ist, werden sie von der weiteren Ordination ausgeschlossen. Die größte Varianzerklärung und die geringste Irrtumswahrscheinlichkeit weisen die Parameter Probemonat und **Probejahr** auf. Da diese stark covariieren (s. Tabelle 39, Korr.-Koeff =0,96), die Aussagen also austauschbar sind, wird der Parameter Probenahmejahr ausgewählt, welcher keinen Verweis auf die Jahreszeit enthält, welche in Form der Dummyvariablen Früh (Frühjahr), Sommer und Herbst ebenfalls ausgewählt wurde.

Alle physikalischen Parameter, welche im Flusswasser gemessen wurden, weisen natürlicherweise eine hohe Kovarianz mit der Jahreszeit und untereinander auf. Insbesondere Wassertemperatur und Monat sind eng verknüpft, daher erhöht sich der Inflationfactor bei Einschluss dieses Parameters deutlich. Es wurden daher der besterklärende Faktor **pH-Minima** ausgewählt. Auch der Abfluss schwankt im Jahresverlauf, es ergeben sich daher Korrelationen zwischen dem Pegelstand (HvbgMw) und der Jahreszeit (MonatZZ). Von den Abflüssen wurde **HvbgMax** mit der geringsten Irrtumswahrscheinlichkeit in die Ordination aufgenommen. Der Parameter Tiefe der Probestelle ( $h_{mod}$ ) wurde ebenfalls in die Ordination aufgenommen.



7.5.2.2.2 RDA

Inter set Corr.	Achse 1**	Achse 2	Achse 3	Achse 4
HvBg_Mw	-0,0585**	n.s.	-0,3031*	n.s.
Jahr	0,5958**	0,4244**	-0,1866**	n.s.
pHMna2	0,0393**	0,1802*	n.s.	0,0964**
Fruh	n.s.	-0,4025*	-0,3106**	0,2042**
Subs_mod	n.s.	0,395**	n.s.	n.s.
v_Mod	-0,5137**	0,5343**	n.s.	0,0062**
Sommer	-0,1806*	n.s.	-0,107**	-0,3625**
Herbst	n.s.	0,1093*	n.s.	0,0935*

Tabelle 40: Korrelationen und Signifikanzniveaus der Umweltparameter mit den Achsen der Ordination.

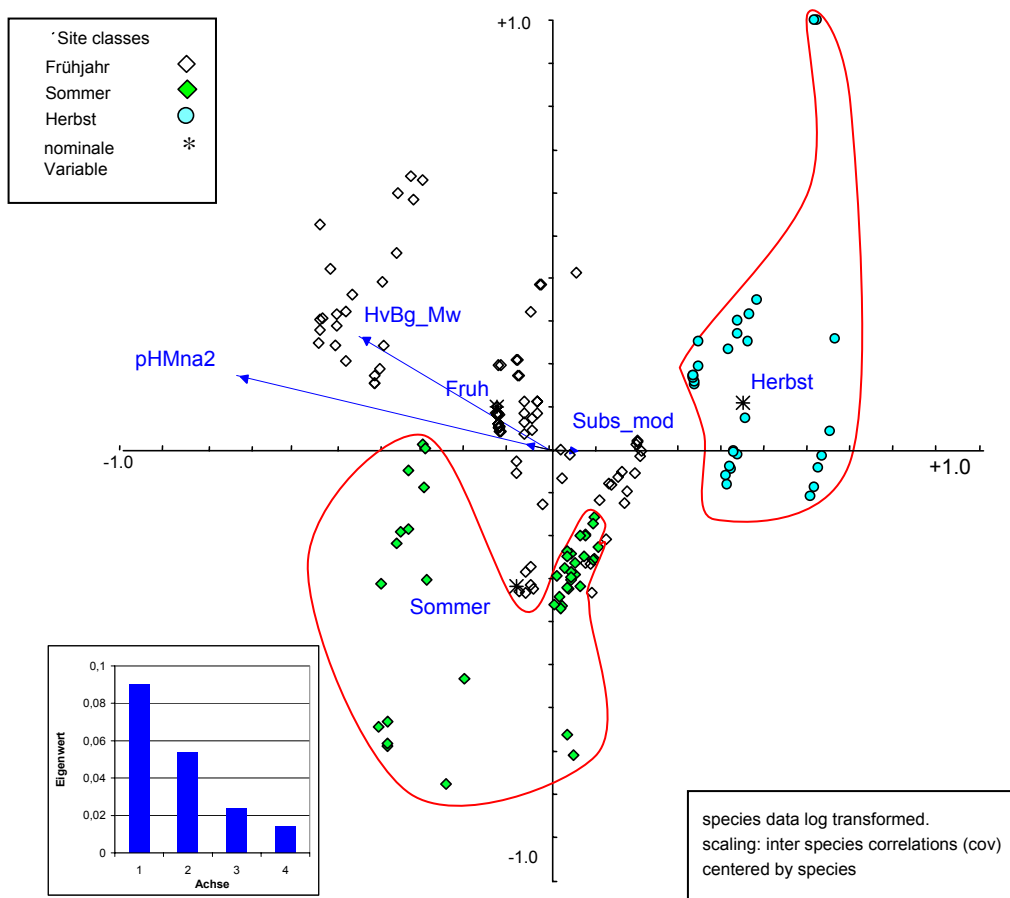


Abbildung 37: Scatter Achsen 3/4 RDA klassifiziert nach Jahreszeiten markiert - n=159.

Die best erklärenden Parameter auf der ersten und zweiten Achse der Ordination sind Probenahmejahr und Strömungsgeschwindigkeit (s. Tabelle 40). Auf der negativen Seite der Abszisse ordnen sich die Proben des Jahres 1998 auf der positiven Seite die des Jahres 1999 an. Der modellierte Korndurchmesser korreliert ebenfalls gut und hoch signifikant auf der zweiten Achse. Auf den dritten und vierten Achsen ergeben sich hoch signifikante Korrelationen mit den Jahreszeiten. Allerdings ist der Eigenwert dieser Achsen sehr klein. Es ist ihnen bei der Erklärung der Verteilung daher weniger Bedeutung beizumessen.

Die Klassifizierung der Proben entsprechend der Jahreszeit (Abbildung 37) verdeutlicht die Unterschiede in den Proben zwischen Frühjahr, Herbst und Sommer: Proben aus den

Sommermonaten ordnen sich unterhalb der Abszisse an, solche aus den Herbstmonaten - charakterisiert insbesondere durch die Tubificidae - rechts der 4. Achse. Frühjahrsproben – charakterisiert insbesondere durch Naididae - ordnen sich links und oben im Koordinatensystem an. Allerdings sind einige Proben vom Mai 1998 (Frühjahr) jenen vom Juni 1998 (Sommer) so ähnlich, dass es zu einer Vermischung der Cluster kommt (Einbuchtung des roten Sommer-Kreises). Die Proben des Frühjahrs von 1998 und 1999 ergeben insgesamt keinen homogenen Cluster.

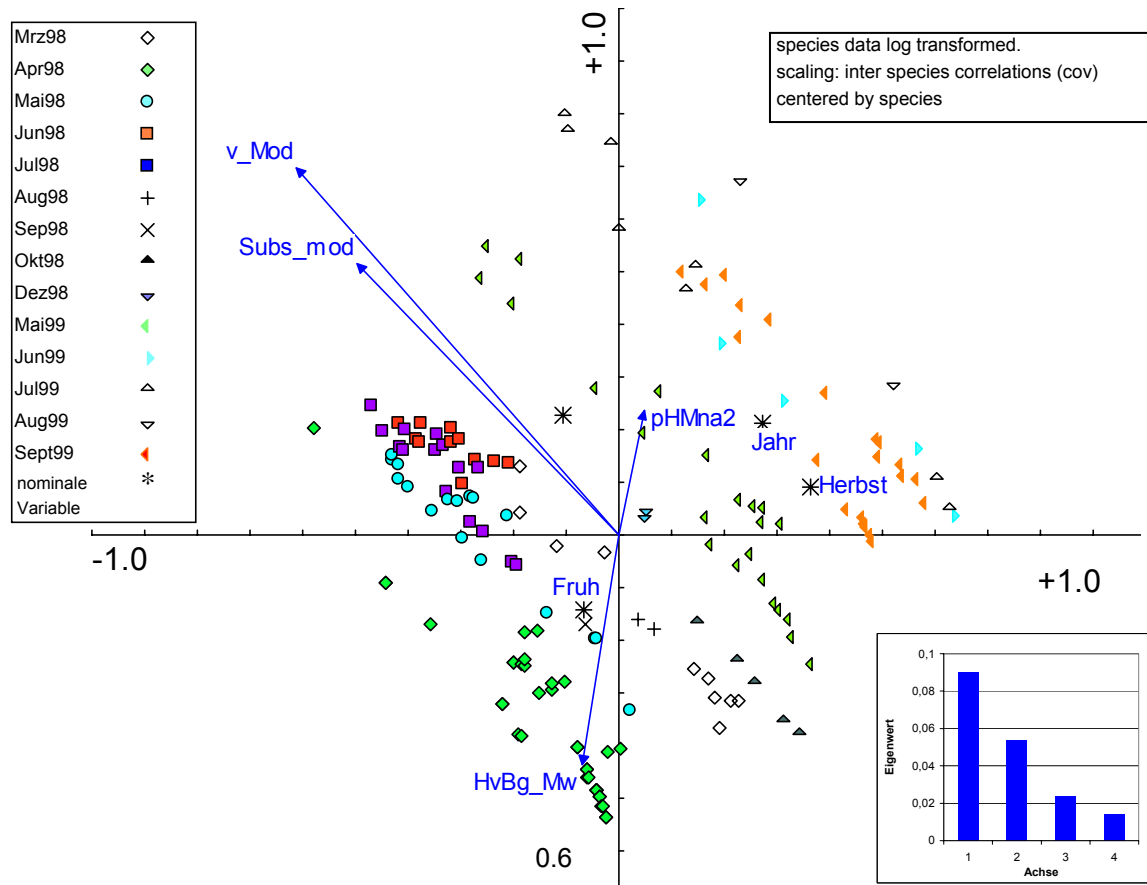


Abbildung 38: Scatter Achsen ½. RDA, klassifiziert in die Probenahmemonate - n=159.

Die Klassifizierung der Proben in die Probemonate (Abbildung 38) zeigt, dass die Proben aus den verschiedenen Monaten sich jeweils deutlich unterscheiden - es bilden sich deutlich getrennte Cluster.

Ein besonders langer Vektor, welcher sowohl mit der 1. als auch der 2. Achse korreliert, ist die Strömungsgeschwindigkeit. Proben mit erhöhter Strömungsgeschwindigkeit zeichnen sich durch das Vorkommen von *R. demeijerei* (hoher Zusammenhang, Korr.-Koeff. =0,5) und *Propappus volki* (mittlerer Zusammenhang, Korr.-Koeff. =0,3) aus (Abbildung 39), Proben mit erniedrigter Strömungsgeschwindigkeit durch das Vorkommen von Nematoden (hoher Zusammenhang) und Tubificiden sowie im Jahr 99 *Limnodrilus hoffmeisteri* (mittlerer Zusammenhang, Korr.-Koeff. >0,3).

Positiv mit dem Abfluss (dargestellt als Pegel Havelberg) korreliert sind die Taxa *V. intermedia* und Tubificidae sowie Enchytraeidae. Die abflussreichen Monate zeichnen sich durch das Fehlen von *Limnodrilus sp.* aus (niedrige Zusammenhänge, Korr.-Koeff. >0,2).

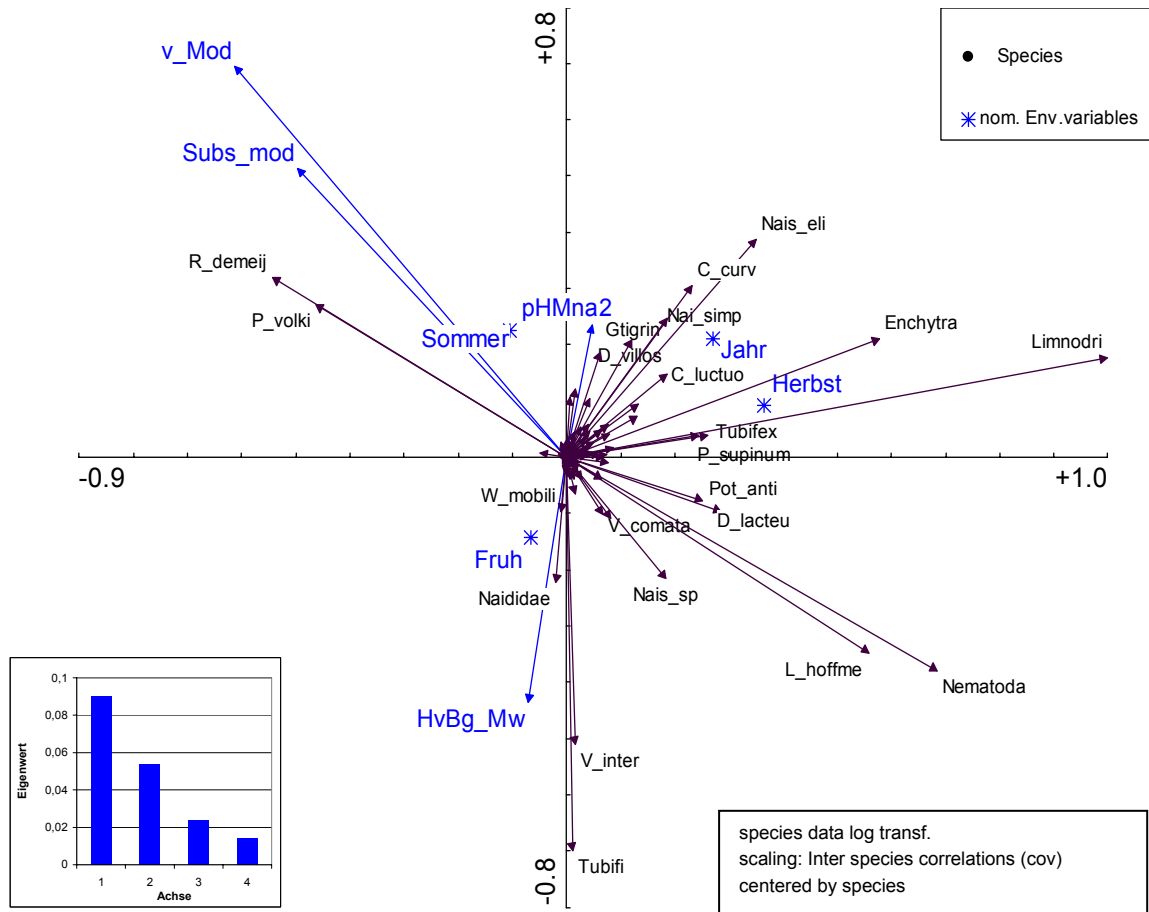


Abbildung 39: Scatter Achsen ½. RDA - n=159.

Proben mit größerem Korndurchmesser werden durch hohe Abundanzen von *Dikerogammarus villosus*, *H. contubernalis*, *R. demeijerei* (mittlere Zusammenhänge, Korr.-Koeff. >0,25, Tabelle 41), und die Abwesenheit der Tubificiden *Tubifex* sp., *Limnodrilus* sp. und *Limnodrilus hoffmeisteri* charakterisiert (mittlere Zusammenhänge, Korr.-Koeff. = >0,25).

Für die physikalischen Parameter werden lediglich kleine Korrelationskoeffizienten zwischen Spezies und Umweltfaktoren aufgezeigt. Diese Parameter korrelieren erst auf der vierten Achse der Ordination, sind daher nicht für die Hauptvarianz im Datensatz verantwortlich.

Frühjahrsproben zeichnen sich durch den Naididen *V. intermedia* aus, Herbstproben insbesondere durch *Limnodrilus* sp., *Nematoda*, *P. supinum*, *Tubifex* sp. und *P. antipodarum* (mittlere Zusammenhänge Korr.-Koeff. >0,25).



in# Proben	4	9	1	1	1	4	1	13	25	1	3	2	21	1	11	5	2	2	144	59	1	11	5	44	9	8	20	12	1	84	3	83	2	2	6	1	1			
Art	A_aqua ti	A_fluvi st	A_jacu p	Baeti_s Bit_tent	Bryozo	C_besk id	C_casp ia	C_curv	C_diap h	C_diastr	C_hora ri	C_luctu o	C_mac rur	Caen_s p	Chaeto ga	Chabo o_P	Chiro ad	Chiro_ L	Chiro_ P	Coleo_ ad	Coleo_ u	Corixid a	D_lacte u	D_poly mo	D_villo s	Dipte_L	Dipte_ P	Dytisci d	Enchytr a	G_pulc he	G_tigri n	Gamm a_sp	Gordiu s	H_cont ub	H_inae qu	Hydrop hi				
HvBg_Mw		0,18		-0,12		-0,12	-0,19	-0,14											-0,21	-0,27		-0,14			-0,26	-0,21	-0,15		-0,12	0,18	-0,13				-0,12	-0,12	-0,12			
Jahr	0,13			0,1		0,12	0,1	0,12	0,49					0,14	0,24		0,2		0,15	0,44	0,26			0,17		0,31	0,29	0,15		0,1	0,37		0,14	0,14		0,14	0,1	0,1		
pHMna2	0,14				-0,15			0,21				0,15		0,17		0,11	0,12					0,14		-0,21					0,11			0,16								
Fruh	0,15	0,12				-0,17		-0,24	-0,21		0,13			-0,26		0,1		-0,28				-0,25			-0,22	-0,25	-0,18	-0,1			-0,18	0,1		-0,21						
Subs_mod	0,11					-0,1		0,13											0,23		0,21	-0,15	-0,15	0,26				-0,12						0,23						
v_Mod		-0,2						0,13	0,1							-0,11																				0,12				
Sommer		-0,15						0,22					0,13									0,29	-0,11	-0,16	0,11		0,13													
Herbst				0,17	0,17	0,24	0,17		0,22				0,38						0,25	0,1								0,21	0,24	0,39	0,2	0,21		0,17		0,15		0,11	0,17	0,17
in# Proben	7	4	52	2	1	47	1	5	1	5	1	3	11	11	32	4	50	1	96	1	155	8	4	2	2	10	4	7	9	2	25	1	6	45	124	1				
Art	Hydrop sy	L_clap ar	L_hoff me	Leptoc er	Lim_ud ek	Limnod ri	Lipone ur	Lum_v ari	Lumbri cu	N_bret sc	Nai_co mm	Nai_pa rd	Nai_si mp	Naidida e	Nais_el i	Nais_p se	Nais_s p	Nemat o_P	Nemat oda	Nepa_c in	Oil_gan z	P_barb a	P_cas po	P_case rt	P_geo met	P_ham m	P_hens lo	P_miliu m	P_moit es	P_mold	P_nitid u	P_obtu sa	P_subtr u	P_supi nu	P_volki p	Pelo_s p				
HvBg_Mw		0,16			0,17	-0,22			0,16		-0,12	-0,13				0,13			0,14	-0,12									-0,15						-0,1		-0,12			
Jahr	0,22		0,15	0,14		0,57		0,15	0,17	0,1	0,1	0,35	-0,21	0,47	0,13			0,25	0,1	0,18		0,11		0,14				0,14				0,1	0,17	0,16		0,1				
pHMna2		-0,11			-0,14		-0,1		-0,14	0,12			0,14		0,35					0,26		-0,1		0,16					-0,13		0,14				0,17					
Fruh				-0,12		-0,25						-0,15	-0,21	0,16	-0,14						-0,11			0,1			-0,12								-0,2					
Subs_mod	0,18	-0,13	-0,33	0,12		-0,35		-0,1			0,15					-0,17	-0,1	-0,37				-0,13		0,13		-0,15					0,26	-0,1			0,2					
v_Mod	0,11	-0,12	-0,43		0,13	-0,32	0,1						-0,25			-0,19		-0,48				-0,1	-0,11			-0,17		-0,11						-0,18	0,3					
Sommer			-0,17							0,14			0,12	-0,12	0,22	0,11			-0,37		0,17											-0,12		-0,12		0,16				
Herbst			0,22			0,45					0,17	0,16	0,15						0,32	0,17			0,24				0,18	0,1	0,14		0,17	0,26	-0,18	0,17						
in# Proben	2	1	7	31	1	1	4	1	1	14	78	10	1	3	1	2	1	1	1	2	2	1	12	46	7	42	4													
Art	Pisidiu m	Planorb i	Pluma sp	Pot_ant i	Pot_vej d	Pri_for e	Pri_lon g	Pri_osb o	Pri_sp	Pristina	R_dem ej	S_corn e	S_rivic o	Simulii L	Simuli P	Sphae_ sp	Spongil l	Stagn co	Stagnic o	Styl_la c	T_tubif n	Tub_ig n	Tubifex	Tubifi	V_com at	V_inter lli	W_mob													
HvBg_Mw				-0,12	-0,12	-0,21		-0,12	-0,13					-0,12	-0,17	-0,12							-0,18	0,25	0,11	0,27	0,1													
Jahr			0,27		0,1	0,1	0,13	0,1	0,1		-0,13			0,18	0,1	0,14	0,1		0,1			0,1	0,25	-0,33																
pHMna2		-0,15	0,2	-0,17				0,14					0,14					-0,15	0,14					-0,24		0,26														
Fruh	-0,12			-0,17			-0,17			-0,12						-0,12								-0,14	0,22		0,46	0,15												
Subs_mod			-0,15	-0,16					0,21	0,3												-0,14	-0,14	-0,27	-0,12	-0,19														
v_Mod				-0,29						0,47						-0,1						-0,13	-0,22	-0,35	-0,23	-0,29	-0,18													
Sommer				-0,16						0,2			0,14										0,13	-0,17	-0,24		-0,27													
Herbst	0,24	0,17		0,34	0,17	0,17	0,25		0,17		-0,1			0,17	0,24	0,17	0,17							0,32			-0,27													

Tabelle 41: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Spezies. Dargestellt sind alle Korr.- Koeffizienten mit Beträgen größer 0,1.

### 7.5.2.3 link functions

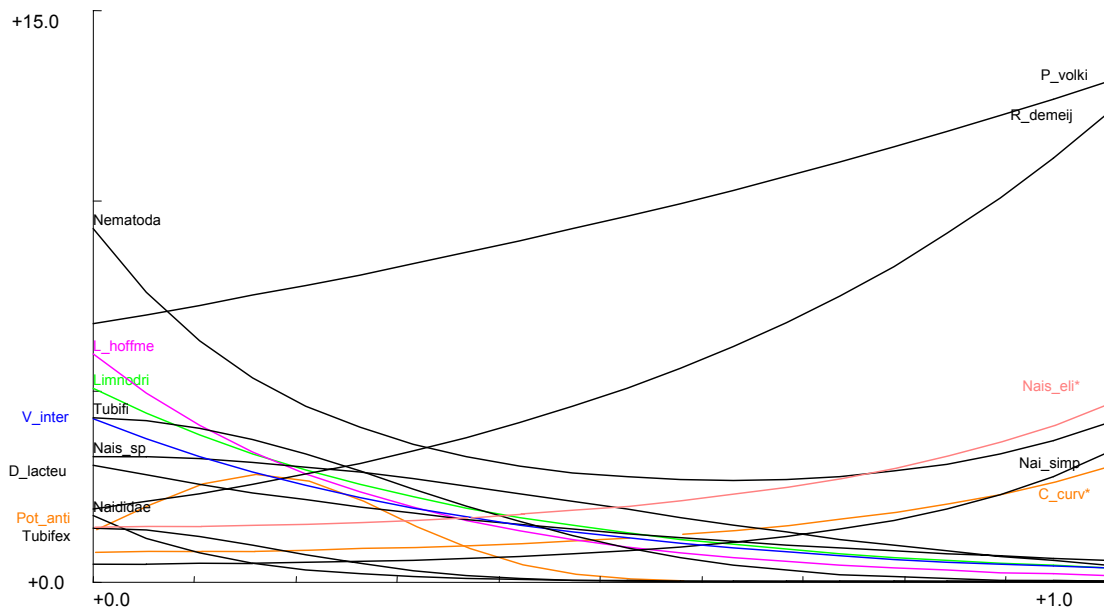


Abbildung 40: Model responses; Umgebungsfaktor Strömung gegen ln-Individuen/m<sup>2</sup>; Alpha=0,005, *C. curvispinum* und *N. elinguis* mit Alpha= 0,1.

Die mit der RDA aufgezeigten Korrelationen werden auch bei der Regression der Umweltfaktoren über die Abundanz der Tiere deutlich: *R. demeijerei* wird als rheophil dargestellt und hat ihr Optimum wahrscheinlich bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten als den gemessenen (Abbildung 40), ebenso *P. volki*. *P. antipodarum* zeigt intermediäres Verhalten: die Abundanzen steigen zunächst an, um dann bei erhöhten **Strömungsgeschwindigkeiten** (über 0,25m/s) wieder abzunehmen. Nematoda, Tubificidae, und *Limnodrilus sp.* werden in abnehmenden Abundanzen bei erhöhter Strömungsgeschwindigkeit beobachtet. Die erwähnten Zusammenhänge sind hoch signifikant auf dem Niveau einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,5%. *C. curvispinum* und *N. elinguis* und *N. simplex* werden ebenfalls als rheophil dargestellt, allerdings erst auf einem Niveau von Alpha =0,1.

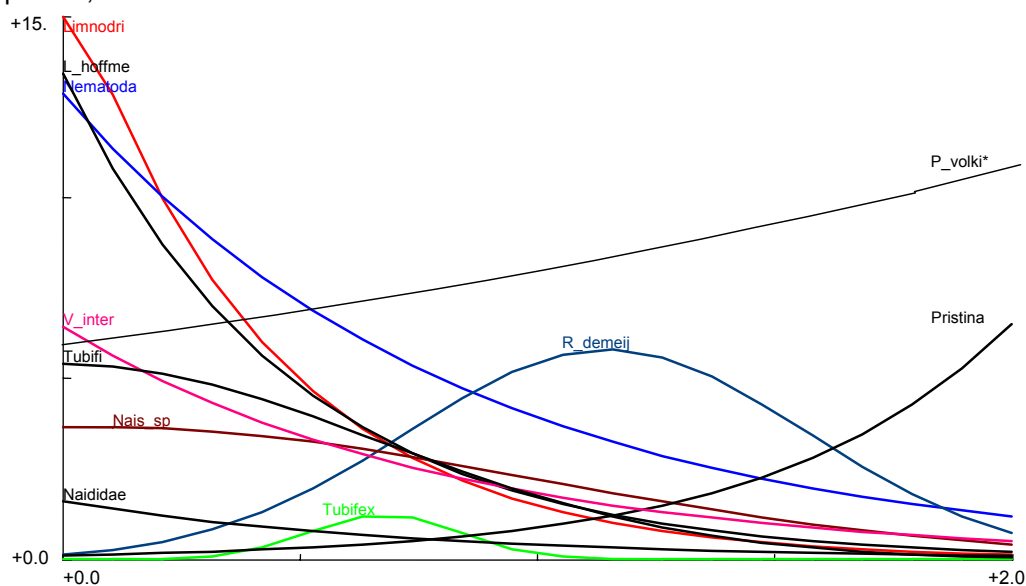


Abbildung 41: Model responses; Umgebungsfaktor mittl. Korndurchmesser nach Fuhrböter gegen ln-Individuen/m<sup>2</sup>; Alpha =0,005.

Mit dem modellierten mittleren **Korndurchmesser** (Abbildung 41) ergeben sich ebenfalls signifikante Zusammenhänge. *V. intermedia*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Tubificidae* und die Naididae haben bei kleineren Korndurchmessern ein Maximum der Abundanz. Ebenfalls auf 0,5% igem Niveau signifikant ist die Zunahme der Abundanz bei größerem Korndurchmesser für die Taxa *Pristina*, und *Dikerogammarus villosus*. Auch *P. volki* ist vermehrt bei größeren Korndurchmessern zu finden. Dies ist aber nur auf 10%igem Niveau signifikant.

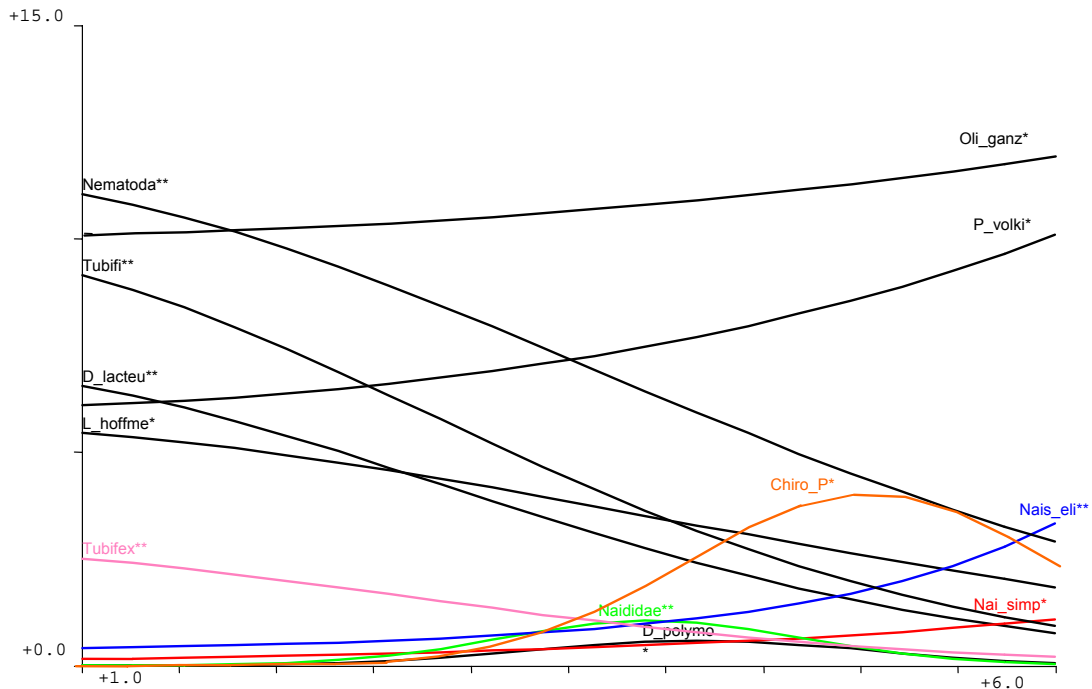


Abbildung 42: Model responses; Umgebungsfaktor Jahresverlauf gegen In-Individuen/m<sup>2</sup>; (\*\* Alpha =0,005; \* Alpha =0,1).

Da eine separate GLM-Analyse der Dummy-Variablen Frühjahr, Sommer, Herbst und Winter schwierig zu interpretieren ist, wurden die Zusammenhänge mittels des Parameters „Jahresverlauf“ verdeutlicht, welcher die 4 Jahreszeiten integriert darstellt. Die Auftragung der Abundanz gegen den Faktor „Jahresverlauf“ zeigt die Zunahme der Taxa *Nais simplex*, *N. elinguis* und *P. volki* in den Sommermonaten, während in Frühjahr und Herbst andere Spezies, insbesondere der Tubificidae und Nematoda, ein Abundanzmaximum haben. Die Gesamtzahl der Oligochaeten nimmt im Jahresverlauf vom Winter zum Sommer hin leicht zu, ist aber keinen großen Schwankungen unterworfen. Besonders viele Puppen der Chironomidae fanden sich im Früh- und Spätsommer. Die genannten Zusammenhänge sind alle hoch signifikant auf einem Signifikanzniveau von 5%. Die Gesamtzahl der Chironomidae dagegen war nicht durch eine Regression auf einem Signifikanzniveau  $\leq 10\%$  zu erfassen. Ebenfalls keine Korrelationen sind für *Gammarus tigrinus* und *D. villosus* zu ermitteln. Auch *V. intermedia* kann durch eine Regression mittels des Faktors Jahresverlaufs nicht beschrieben werden, da *V. intermedia* ein dezidiertes Abundanz-Maximum im Mai (Abbildung 43) aufweist und im Herbst nur mit wenigen Exemplaren vertreten ist, wie dies typisch für viele Naididae ist (SCHÖNBORN 1985). *Nais simplex* weist ebenfalls ein dezidiertes Abundanz-Maximum auf. Da dieses aber im Sommer liegt ist die Abundanz-Entwicklung dieser Art mittels beider Regressionen zu beschreiben.

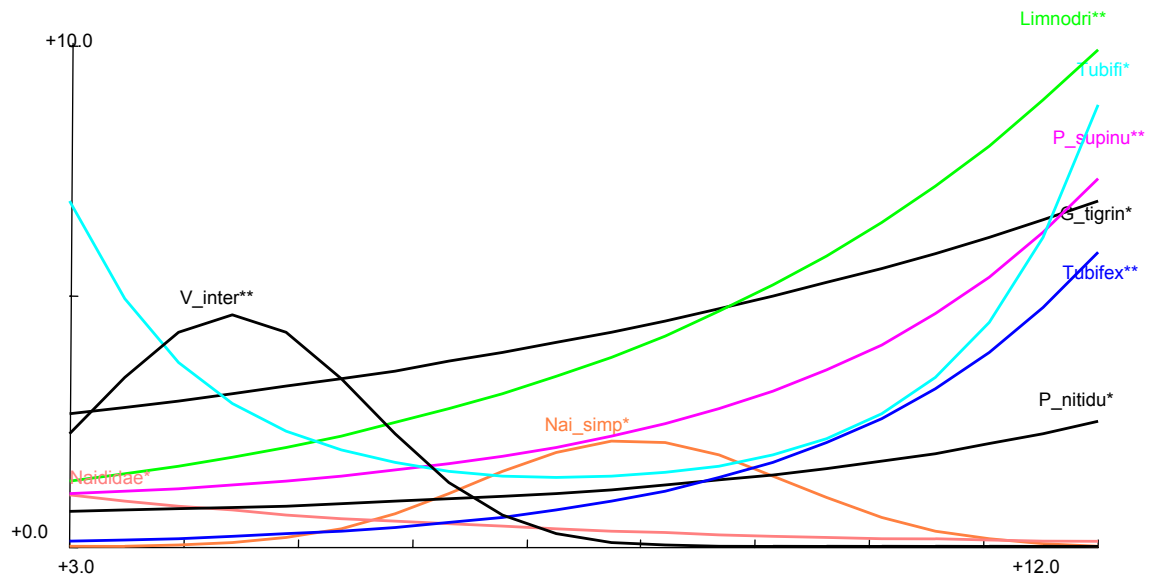


Abbildung 43: Model responses; Umgebungsfaktor Jahresmonat gegen ln-Individuen/m<sup>2</sup>; (\*\* Alpha =0,005; \* Alpha =0,1).

Modell Zusammenfassung	Term	Strömungs-Geschwindigkeit		mittl. Korndurchmesser		Jahresverlauf (MonatZZ)		Pegel (Hvbg_Mw)	
		estimate	std. error	estimate	std. error	estimate	std. error	estimate	std. error
<i>C. curvispinum</i>	b0	-0,20	0,10					1,55	0,35
link function: log	b1	--	--					-0,006	0,0015
DF = 161	b2	1,31	0,95					--	--
l>0 in 25 Proben	Modell signif. P	0,0039		n.s. */**		n.s. */**		*0,0076	
	Abweichung/DF	603,8						596,9	
<i>D. lacteum</i>	b0	1,12	0,08	1,10	0,10	1,94	0,13		
link function: log	b1	-1,68	0,26	--	--	--	--		
DF = 158	b2	--	--	-0,59	1,20	-0,06	0,23		
l>0 in 44 Proben	Modell signif. P	**0,0000		*0,0079		**0,0000		n.s. */**	
	Abweichung/DF	802,9		822,4		753,7			
<i>D. villosus</i>	b0								
link function: log	b1								
DF = 161	b2								
l>0 in 8 Proben	Modell signif. P	n.s. */**		n.s. */**		n.s. */**		n.s. */**	
	Abweichung/DF								
<i>Gammarus tigrinus</i>	b0								
link function: log	b1								
DF = 161	b2								
l>0 in 83 Proben	Modell signif. P	n.s. */**		n.s. */**		n.s. */**		n.s. */**	
	Abweichung/DF								
Enchytraeidae	b0							1,13	0,09
link function: log	b1							--	--
DF = 161	b2							6,6*10 <sup>-5</sup>	0,005
l>0 in 84 Proben	Modell signif. P	n.s. */**		n.s. */**		n.s. */**		*0,0136	
	Abweichung/DF							981,2	
<i>L. hoffmeisteri</i>	b0	1,79	0,06	2,60	0,14	1,72	0,11	1,10	0,21
link function: log	b1	-3,00	0,28	-2,06	0,20	--	--	-0,0002	0,0008
DF = 158	b2	--	--	--	--	-0,03	0,39	--	--
l>0 in 50 Proben	Modell signif. P	**0,0000		**0,0000		*0,0053		*0,0047	
	Abweichung/DF	829,4		925,7		1013	157	1055	
<i>Limnodrilus sp.</i>	b0	1,62	0,06	2,81	0,15			9,59	0,75
link function: log	b1	-2,62	0,25	-2,41	0,21			-0,07	0,01
DF = 158	b2	--	--	--	--			0,0001	1,2*10 <sup>-5</sup>

>0 in 47 Proben	Modell signif. P	**0,0000		*0,0000		n.s. */**			
	Abweichung/DF	988,4		962,4					
Naididae	b0	0,56	0,13	0,48	0,32	-12,46	3,53		
link function: log	b1	-8,02	1,12	-1,38	0,41	3,35	0,19		
DF = 158	b2	--	--	--	--	-0,81	1,65		
>0 in 10 Proben	Modell signif. P	**0,0000		*0,0176		**0,0000		n.s. */**	
	Abweichung/DF	367,1		468,9		422,9			
<i>Nais sp.</i>	b0	1,19	0,09	1,30	0,39				
link function: log	b1	0,01	1,04	0,08	0,55				
DF = 157	b2	-2,00	0,69	-0,58	0,96				
>0 in 48 Proben	Modell signif. P	**0,0004		*0,0032		n.s. */**		n.s. */**	
	Abweichung/DF	944,2		954,1					
<i>Nais elinguis</i>	b0	0,35	0,08			-0,92	0,20		
link function: log	b1	--	--			--	--		
DF = 161	b2	1,18	0,72			0,06	0,57		
>0 in 32 Proben	Modell signif. P	*0,0524		n.s. */**		**0,0000		n.s. */**	
	Abweichung/DF	886				819,5			
<i>Nais simplex</i>	b0	-0,76	0,13			-2,25	0,52	1,56	1,97
link function: log	b1	--	--			0,39	0,10	-0,01	0,02
DF = 158	b2	1,98	1,14			--	--	-4,0E-06	3,0E-05
>0 in 11 Proben	Modell signif. P	**0,0034		n.s. */**		**0,0168		*0,0002	
	Abweichung/DF	565,1				570		561	
Nematoda	b0	2,23	0,05	2,56	0,10	1,79	0,08		
link function: log	b1	-3,99	0,47	-1,19	0,13	--	--		
DF = 157	b2	3,19	0,66	--	--	0,01	0,16		
>0 in 95 Proben	Modell signif. P	**0,0000		**0,0000		**0,0054		n.s. */**	
	Abweichung/DF	686,9		772,2		674,9			
<i>Propappus volki</i>	b0	1,91	0,05	1,81	0,08	1,79	0,08		
link function: log	b1	0,66	0,11	0,36	0,09	--	--		
DF = 161	b2	--	--	--	--	0,01	0,16		
>0 in 123 Proben	Modell signif. P	**0,0000		*0,0258		**0,0054		n.s. */**	
	Abweichung/DF	678		698,6		674,9			
<i>R. demeljerei</i>	b0	0,65	0,08	-1,96	0,44				
link function: log	b1	1,86	0,16	6,48	0,96				
DF = 158	b2	--	--	-2,82	0,49				
>0 in 78 Proben	Modell signif. P	**0,0000		**0,0000		n.s. */**		n.s. */**	
	Abweichung/DF	726,7		767,7					
<i>P. antipodarum</i>	b0	0,31	0,14	0,81	0,12				
link function: log	b1	8,99	4,23	--	--				
DF = 158	b2	-27,87	1,67	-0,82	1,62				
>0 in 31 Proben	Modell signif. P	**0,0000		*0,0014		n.s. */**		n.s. */**	
	Abweichung/DF	529,9		660,6					
<i>Pristina sp.</i>	b0	-0,70	0,21	-2,13	0,29			-22,07	3,94
link function: log	b1	7,59	2,82	2,00	0,26			0,20	7,3E-05
DF = 158	b2	-14,37	1,67	--	--			-4,5E-04	0,03
>0 in 14 Proben	Modell signif. P	*0,0000		**0,0000				*0,0000	
	Abweichung/DF	556,6		543,3				516,1	
<i>Tubifex sp.</i>	b0	0,35	0,11	-8,70	2,23	0,99	0,23	15,53	1,66
link function: log	b1	--	--	26,35	4,47	--	--	-0,13	0,01
DF = 158	b2	-15,66	2,97	-19,47	6,35	-0,07	0,36	2,4E-04	2,7E-05
>0 in 12 Proben	Modell signif. P	**0,0000		**0,0000		**0,0000		**0,0000	
	Abweichung/DF	443,5		468,4		506,1		434	
Tubificidae	b0	1,46	0,06	1,69	0,08	2,28	0,11	-0,84	0,24
link function: log	b1	--	--	--	--	--	--	7,1E-04	8,7E-04
DF = 158	b2	-5,68	0,85	-1,13	1,10	-0,07	0,25	--	--
>0 in 45 Proben	Modell signif. P	**0,0000		**0,0000		**0,0000		**0,0001	
	Abweichung/DF	892,6		968,2		929,1		1001	
<i>V. intermedia</i>	b0	1,46	0,07	1,86	0,15			-19,25	1,88
link function: log	b1	-2,50	0,26	-1,26	0,20			0,15	0,01
DF = 158	b2	--	--	--	--			-2,5E-04	2,8E-05

>0 in 40 Proben	Modell signif. P	**0,0000		*0,0013		n.s. */**		**0,0000	
	Abweichung/DF	943,2		1007				804,1	

Tabelle 42: Konstanten und Irrtumswahrscheinlichkeiten für die link function. Abundanz  $Y = \exp [b_0 + (b_1 \times X) + (b_2 \times X^2)]$  (\*\* Alpha =0,005; \* Alpha =0,1; Zahlen gerundet auf 2 Stellen).

Die Auftragung des Probemonats gegen die Abundanz verdeutlicht die Ab-, bzw. Zunahme der Taxa im Verlauf der Probenahmeperioden (nicht graphisch dargestellt). Anfang 1998 dominierten Tubificidae, welche dann abnahmen, um erst Ende 1999 wieder zuzunehmen. (Tubifex). Die meisten Taxa (*D. polymorpha*, *Limnodrilus sp.*, Nematoda, Enchytraeidae, *P. supinum*) zeigen insgesamt eine Zunahme in der Abundanz. Die erwähnten Zusammenhänge sind hoch signifikant auf einem Niveau von 5%.

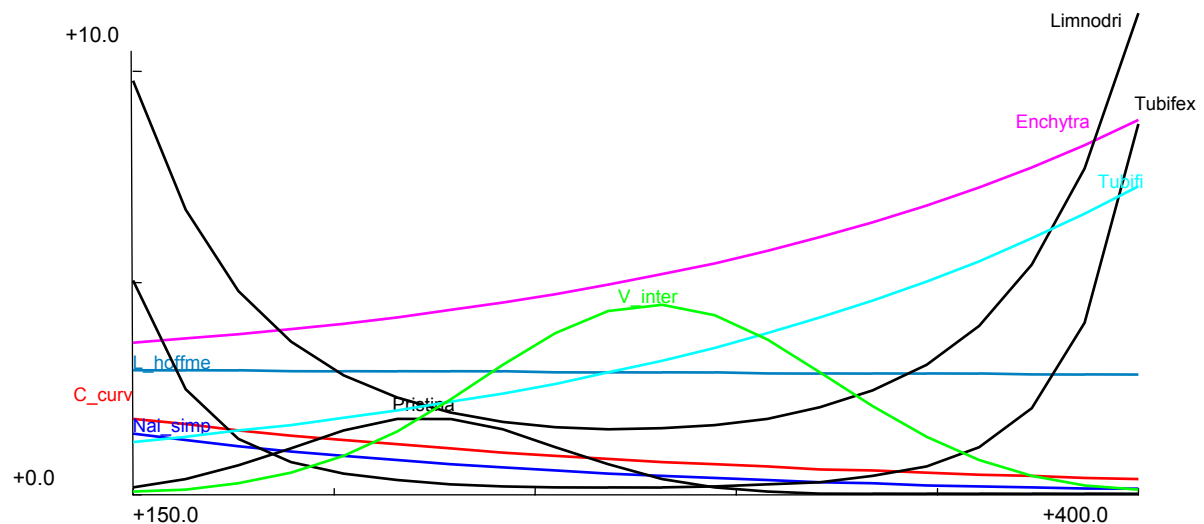


Abbildung 44: Modell responses; Umgebungsfaktor Abfluß (Pegel Havelberg) gegen In Individuen /m<sup>2</sup> Alpha = 0,005; *C. curvispinum* und Enchytraeidae Alpha = 0,05

In Bezug auf den Pegel, bzw. Abfluss zeigen die Taxa Tubificidae und Enchytraeidae positive Korrelationen. Der Oligochaet *V. intermedia* zeigt ein Abundanzmaximum bei mittleren Abflüssen, während *Limnodrilus sp.* und *Tubifex sp.* ein Abundanz Minimum bei mittleren Abflüssen haben. *L. hoffmeisteri* erscheint nahezu indifferent gegenüber dem Abfluss. Der Abfluss ist eine Größe die direkt als solche, d.h. als Wasserstand, sicherlich keinen Einfluss auf die Fauna hat, es sei denn Abflussänderungen treten als katastrophenartige Ereignisse auf, die das Flussbett ausräumen und damit mechanisch auf die Fauna einwirken (z.B. VERDONSCHOT 1999). Parameter, wie die Jahreszeit, pH, Strömung oder Sauerstoffgehalt die mit dem Abfluss zusammenhängen und sich in ähnlicher Charakteristik ändern, können aber diese Abhängigkeit erklären. Z.B. zeigen Jahresmonat und Abfluss eine hohe negative Abhängigkeit (Korr.-Koeff. =-0,6) (s. Tabelle 39). Daher wird übereinstimmend mit Abbildung 42 für *Nais simplex* ein Abundanzmaximum für die abflussarmen Sommermonate angegeben, während Tubificidae und *T. tubifex* Maxima bei abflussreicheren Monaten im Frühjahr/Spätherbst aufweisen (s.a. Abbildung 43). Die Jahresverlaufs-Response-Kurve von *L. hoffmeisteri* weist ebenfalls eine ähnliche Charakteristik wie die Abfluss Response-Kurve auf. Auch die Kurven für die Naididae *V. intermedia* und *Nais simplex* sind durch jahreszeitliche Charakteristika zu erklären: *V. intermedia* hat ein dezidiertes Maximum im Mai (s.o. Abbildung 43), bei Abflüssen um 275m<sup>3</sup>/s, *Nais simplex* erreicht später im August bei Abfluss-Minima ein Abundanz-Maximum. Die Response Kurven der eher rheophilen Taxa *Pristina sp.*, *C. curvispinum* und Enchytraeidae sind nicht durch die jahreszeitlichen Aspekte zu erklären. Hier müssen andere Faktoren eine Rolle spielen, z.B. auch die Versorgung mit Nahrung durch die Strömung.

### 7.5.2.4 Multiple Regression - Bestimmung der Koeffizienten

Vom Projektteil Wasserbau können vier Parameter modelliert werden: Strömungsgeschwindigkeit, Korngrößen, Wasserstandshöhe und Abfluss. Die Parameter Frühjahr, Sommer und Herbst werden als Konstante vorgegeben, damit für die jeweilige Jahreszeit die modellierte Verteilung in Abhängigkeit der Struktur dargestellt werden kann. Die modellierten vier Parameter sind nach den vorhergehenden Redundanz-Analysen die für die Fauna bestimmenden. Weitere signifikante, nicht zu modellierende Parameter, wie die physikalischen Flusswasser-Parameter und das Jahr, werden als Konstante für den jeweiligen Jahresmonat, bestimmt aus der mehrjährigen Trendanalyse, in die Analyse aufgenommen (s. Kap. 7.3).

Konstante	$\beta_{Env1}$	$\beta_{Env2}$	$\beta_{Env3}$	$\beta_{Env4}$	$\beta_{Env5}$	$\beta_{Env6}$	$\beta_{Env7}$	$\beta_{Env8}$
Konstante $\beta_{Env..}$ für Umweltparameter	HvBg_Mw	Jahr	pHMna2	Fruh	Subs_mod	v_Mod	Sommer	Herbst
Konstante $\beta_{Env..}$ für Achse1	0,249	0,858	-0,372	0,256	-0,108	-0,573	0,558	0,359
Konstante $\beta_{Env..}$ für Achse2	-0,106	0,721	-0,241	-0,662	0,274	0,505	-0,330	-0,523
Konstante $\beta_{Env..}$ für Achse3	-0,255	-0,490	-0,236	-1,181	-0,023	0,168	-1,054	-0,147
Konstante $\beta_{Env..}$ für Achse4	0,093	-0,240	0,803	-2,163	0,122	0,434	-2,898	-1,214
Standardfehler der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse1	3,5E-06	3,7E-06	3,8E-06	1,1E-05	3,0E-06	3,1E-06	1,1E-05	9,5E-06
Standardfehler der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse2	3,4E-06	3,6E-06	3,7E-06	1,1E-05	2,9E-06	3,0E-06	1,1E-05	9,2E-06
Standardfehler der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse3	3,4E-06	3,6E-06	3,7E-06	1,1E-05	2,9E-06	3,0E-06	1,1E-05	9,2E-06
Standardfehler der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse4	3,2E-06	3,4E-06	3,5E-06	1,1E-05	2,7E-06	2,8E-06	1,0E-05	8,7E-06
Irrtumswahrscheinlichkeit der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse1	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Irrtumswahrscheinlichkeit der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse2	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Irrtumswahrscheinlichkeit der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse3	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Irrtumswahrscheinlichkeit der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse4	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Standardisierungs Konstante $Y_{Env..}$	0,018	2,066	4,120	2,008	3,322	4,047	2,256	2,632
Standardisierungs Konstante $C_{Env..}$	-4,434	-0,775	-33,759	-1,092	-2,737	-1,186	-0,606	-0,461
Werte für festgelegte Variablen		0,5	7,89	1			0	0

Tabelle 43: Konstanten der Umweltvariablen; multiple Regression SamE gegen Umweltvariablen (s. 6.9.2, S. 37)

Die Standardfehler der durchgeführten Regression (Tabelle 43) sind, aufgrund der Rückrechnung der Iteration klein,  $R^2 \sim 1$  und die Korrelation ist hoch signifikant. Für das Beispiel des Frühjahrs ergeben sich aus der Trendermittlung der physikalischen Parameter die der letzten Zeile in Tabelle 43 zu entnehmenden Werte, für die als konstant angenommenen Variablen. Die Konstanten für die Taxa spezifischen Variablen sind der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Art	Variable b für	Bezeichnung	Koeffizient b	Signifikanz
<i>P. volki</i>	1 .Achse	b1	-1,435	0,00%
	2 .Achse	b2	0,841	0,01%
	Konstante $\bar{\mu}$	b3	-0,328	1,86%
	4 .Achse	b4	0,466	35,45%
	R: 0,37	R-Quadrat: 0,14	F: 6,18	0,01%

Nematoda	Nematoda	1. Achse	b1	2,116	0,00%
		2. Achse	b2	-1,176	0,00%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	0,136	0,00%
	5,122	4. Achse	b4	1,080	62,01%
	R: 0,61	R-Quadrat: 0,38		F: 23,43	0,00%
Enchytraeidae	Enchytra	1. Achse	b1	1,788	0,00%
		2. Achse	b2	0,650	0,00%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	-0,868	5,50%
	4,765	4. Achse	b4	0,421	1,07%
	R: 0,45	R-Quadrat: 0,21		F: 10,07	0,00%
<i>G. tigrinus</i>	<i>G_tigrin</i>	1. Achse	b1	0,374	0,00%
		2. Achse	b2	0,644	18,89%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	0,315	2,44%
	3,653	4. Achse	b4	0,291	26,85%
	R: 0,24	R-Quadrat: 0,06		F: 2,3	6,13%
<i>R. demeijerei</i>	<i>R_demeij</i>	1. Achse	b1	-1,684	0,00%
		2. Achse	b2	0,992	0,00%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	0,376	0,02%
	3,681	4. Achse	b4	0,958	14,57%
	R: 0,57	R-Quadrat: 0,32		F: 18,42	0,00%
<i>L. hoffmeisteri</i>	<i>L_hoffme</i>	1. Achse	b1	1,726	0,00%
		2. Achse	b2	-1,080	0,00%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	0,075	0,04%
	2,894	4. Achse	b4	-0,272	80,35%
	R: 0,48	R-Quadrat: 0,23		F: 11,73	0,00%
<i>Nais sp.</i>	<i>Nais_sp</i>	1. Achse	b1	0,569	0,00%
		2. Achse	b2	-0,664	6,20%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	-0,542	2,97%
	2,605	4. Achse	b4	-0,646	7,51%
	R: 0,31	R-Quadrat: 0,09		F: 4,03	0,39%
<i>Limnodrilus sp.</i>	<i>Limnodri</i>	1. Achse	b1	3,095	0,00%
		2. Achse	b2	0,547	0,00%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	0,199	3,48%
	2,833	4. Achse	b4	-0,264	43,95%
	R: 0,7	R-Quadrat: 0,49		F: 37,77	0,00%
Tubificidae	Tubifi	1. Achse	b1	0,032	0,00%
		2. Achse	b2	-2,166	91,25%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	0,429	0,00%
	2,651	4. Achse	b4	-0,090	14,25%
	R: 0,52	R-Quadrat: 0,27		F: 14,44	0,00%
<i>P. supinum</i>	<i>P_supinu</i>	1. Achse	b1	0,804	0,00%
		2. Achse	b2	0,118	0,04%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	0,519	59,63%
	1,803	4. Achse	b4	0,075	2,04%
	R: 0,33	R-Quadrat: 0,11		F: 4,77	0,12%
<i>D. lacteum</i>	<i>D_lacteu</i>	1. Achse	b1	0,880	0,00%
		2. Achse	b2	-0,297	0,07%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	0,676	24,50%
	2,023	4. Achse	b4	0,142	0,89%
	R: 0,34	R-Quadrat: 0,12		F: 5,15	0,06%
<i>V. intermedia</i>	<i>V_inter</i>	1. Achse	b1	0,054	0,00%
		2. Achse	b2	-1,578	84,35%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	-1,609	0,00%
	2,432	4. Achse	b4	0,858	0,00%
	R: 0,58	R-Quadrat: 0,34		F: 19,66	0,00%
<i>N. elinguis</i>	<i>Nais_eli</i>	1. Achse	b1	1,081	0,00%
		2. Achse	b2	1,197	0,00%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	-1,317	0,00%
	1,735	4. Achse	b4	-0,208	0,00%
	R: 0,59	R-Quadrat: 0,35		F: 20,74	0,00%
<i>P. antipodarum</i>	<i>Pot_anti</i>	1. Achse	b1	0,774	0,00%
		2. Achse	b2	-0,241	0,01%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	0,789	21,86%
	1,307	4. Achse	b4	0,304	0,01%
	R: 0,43	R-Quadrat: 0,19		F: 9	0,00%
<i>C. curvispinum</i>	<i>C_curv</i>	1. Achse	b1	0,719	0,00%



		2 .Achse	b2	0,947	0,00%
	Konstante $\bar{\Phi}$	3 .Achse	b3	-0,195	0,00%
	1,030	4 .Achse	b4	0,279	24,81%
	R: 0,51	R-Quadrat: 0,26		F: 13,5	0,00%
<i>P. nitidum</i>	<i>P_nitidu</i>	1 .Achse	b1	0,203	0,00%
		2 .Achse	b2	0,149	26,49%
	Konstante $\bar{\Phi}$	3 .Achse	b3	0,221	41,26%
	0,982	4 .Achse	b4	0,309	22,68%
	R: 0,2	R-Quadrat: 0,04		F: 1,57	18,37%
<i>C. luctuosa</i>	<i>C_luctuo</i>	1 .Achse	b1	0,576	0,00%
		2 .Achse	b2	0,458	0,16%
	Konstante $\bar{\Phi}$	3 .Achse	b3	0,570	1,14%
	0,925	4 .Achse	b4	0,034	0,17%
	R: 0,39	R-Quadrat: 0,15		F: 6,79	0,00%

Tabelle 44: Regression der SamE scores von Achsen 1-4 gegen ln- Abundanzen.

Für die in die Analyse eingegangenen Umweltparameter ergibt sich folgender Term:

$$y_{\Phi\_inProbe\_i} = \left[ e^{\left[ \bar{\Phi} + \left[ b1 * (\beta_{Env\_1/1.Achse} * (c_{Env\_1} + \gamma_{Env\_1} * V_{Env\_1}) + \dots + \beta_{Env\_8/1.Achse} * (c_{Env\_8} + \gamma_{Env\_8} * V_{Env\_8})) + \dots \right] \right. \right. \\ \left. \left. + b4 * (\beta_{Env\_1/4.Achse} * (c_{Env\_1} + \gamma_{Env\_1} * V_{Env\_1}) + \dots + \beta_{Env\_8/4.Achse} * (c_{Env\_8} + \gamma_{Env\_8} * V_{Env\_8})) \right] - 1 \right] / 10$$

Die aufgeführten Taxa waren jene Taxa, welche in den meisten Proben abundant waren, für die daher auch die am besten abgesicherten Aussagen getroffen werden können. Die Regressionen korrelieren meist mäßig, aber signifikant auf einem hohen Niveau von 5%iger Irrtumswahrscheinlichkeit. Die besten Korrelationen werden für die Taxa *R. demeijerei*, *Limnodrilus sp.*, *Nais elinguis* und Nematoda sowie *V. intermedia* ausgegeben.

#### 7.5.2.5 Diskussion Ergebnisse Weichsubstrat

In der vorliegenden Untersuchung wurde der Versuch unternommen, das Vorkommen einzelner Taxa der Elbe, als Reaktion auf Änderungen in den sie bestimmenden Umweltfaktoren mathematisch zu beschreiben und zu modellieren. Es ist dabei zu beachten, dass die empirisch ermittelten mathematischen Zusammenhänge keine Toleranzbereiche darstellen, sondern sich als Kompromiss aus verschiedenen Abhängigkeiten ergeben (BOHLE 1995), unter anderem aus dem Verhältnis von energetischen Aufwand und Gewinn. Die ermittelten mathematischen Zusammenhänge sollten zu ihrer Absicherung verglichen werden. Es sind uns aber keine Untersuchungen bekannt, in welchen quantitative numerische Zusammenhänge zwischen mehreren bestimmenden Umweltfaktoren und der Potamal Fauna benannt werden konnten. Für die Fauna des Rhithrals wurden Strömungspräferenzen und -toleranzen mittels der FST Halbkugelmethode (STATZNER 1989) von SCHMEDTJE (1995) bestimmt. Weitere Ansätze zur mathematischen Beschreibung der Strömungspräferenz finden sich bei ORTH & MAUGHAN (1983) und PECKARSKY et al. (1983). Da keine vergleichbare Untersuchung existiert, werden die in der Literatur gefundenen Ansätze und Informationen über die autökologischen Ansprüche der einzelnen Taxa in Bezug auf jeweils einen Umweltparameter kompiliert. Diese sollen qualitativ in Bezug auf Tendenz und Aussage mit den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung verglichen werden.

Die Habitatansprüche der Oligochaeten - das Weichsubstrat der Elbe ist, wie gezeigt wurde, ein von Oligochaeten dominiertes Habitat - werden insbesondere auf die Substratzusammensetzung (SEYS 1996, VERDONSCHOT 1999, WACHS 1967, ZAHNER 1967), den organischen Gehalt (LAZIM 1987) und die Qualität desselben, (BRINKHURST 1967 in VERDONSCHOT 1999) und die Strömung (KORN 1963) zurückgeführt. Es wurden noch weitere Faktoren untersucht wie die Prädation durch

Invertebraten und Fische, die chemisch physikalischen Zustände im Boden (ZAHNER 1967) und die Abhängigkeiten von den Jahreszeiten (VERDONSCHOT 1999). Insbesondere viele Taxa der Tubificidae sind gut untersuchte Spezies, da sie aufgrund ihres ubiquitären Vorkommens und ihres Vermögens zur Entwicklung von Massenpopulationen als Indikatorarten genutzt werden.

Insgesamt erklärt die Modellierung 21,2% der Varianz im Datensatz, wobei auf den ersten 2 Achsen 66,6% Varianzerklärung der Spezies –Umgebungsvariablen und 14% Varianzerklärung der Spezies data erfolgt. TER BRAAK (1998) schrieb hierzu: „For abundance data or presence-absence-data the percentages are usually quite low.... this is nothing to worry about. Species data are often very noisy. An ordination diagram that explains only a low percentage may be quite informative“ (s.a. THORPE & LLOYD 1999). Diese relativ geringe Varianzerklärung wird durch die Tatsache bedingt, dass eine lineare Regression (welche der RDA zugrunde liegt) keine Extremwerte abbilden kann. Dies ist aber durchaus erwünscht, da der Normalfall aufgezeigt werden soll. Abweichungen nach oben oder unten werden von einer Regression nivelliert.

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues:	0,09	0,054	0,025	0,014	1,000
species-environment correlations	0,838	0,768	0,688	0,556	
Cumulative percentage variance					
of species data	9,0	14,3	16,7	18,2	
of species-environment relation	42,8	68,6	80,1	86,9	
Sum of all unconstrained eigenvalues					1,000
Variance explained by Variables (Sum of all canonical eigenvalues)				21,8%	0,218
Variance explained by covariable Strömung modelliert				6,6	0,066
Variance explained by covariable Jahr				6,5	0,065
Variance explained by covariable Mittlere Korndurchmesser modelliert				3,9	0,039
Variance explained by covariable Herbst				3,3	0,033
Variance explained by covariable Frühjahr				2,9	0,029
Variance explained by covariable Sommer				2,5	0,025
Variance explained by covariable Pegel Havelberg				2,3	0,023
Variance explained by covariable pHMna				1,9	0,019
Nicht erklärte Restvarianz				78,2%	0,782
Test of significance of first canonical axis			p-value	0,001	
Test of significance of all canonical axes			p-value	0,001	

Tabelle 45: Kennwerte der RDA Weichsubstrat.

Um den Anteil einzelner Umweltparameter an der Varianzerklärung zu ermitteln, wurde eine partielle RDA durchgeführt. Der Anteil der **Jahreszeit** an der Gesamtvarianz beträgt zwischen 2,5 und 3,1%. Die ausgewählten modellierten Umweltparameter Strömungsgeschwindigkeit (6,6 %) modellierter Korndurchmesser (3,9 %) tragen signifikant zur Varianzerklärung bei. VERDONSCHOT (1999) erhielt dagegen lediglich 33% resultierende Varianzerklärung und schlechte Signifikanzen ( $p=0,08$ ) für die Variablen, bei einer Ordination mit Jahreszeit als Covariablen. Er konnte durch die Feldforschung daher keine oder nur schwache Abhängigkeiten vom Substrat für die Oligochaetenfauna der Elsbeek nachweisen. Die Elsbeek ist jahreszeitabhängig extremen Verhältnisse ausgesetzt: der Fluss trocknet während der Sommermonate aus, und ist, verursacht durch die anrainenden Flächen welche intensiv landwirtschaftlich genutzt werden und drainiert sind, Abflussspitzen ausgesetzt die das Gewässerbett ausräumen. Es besteht im Datensatz des Elb-Benthos zwar ebenfalls eine Kovarianz von Korndurchmesser und Jahreszeit, diese ist aber nicht so stark ausgeprägt, wie dies VERDONSCHOT (1999) für verschiedene kleinere Flüsse eruierte und schlussfolgerte, dass die „micro-distribution der Oligochaeten“ hauptsächlich durch die Jahreszeit bedingt sei. Dieser Unterschied ist wahrscheinlich in der Natur der Elbe als stabilerem Habitat begründet, welches weniger starken Schwankungen unterworfen ist, als jene durch VERDONSCHOT (1999) untersuchten Habitate. Es kann daher der Einfluss der jahreszeitlich

Komponente gut von dem Einfluss der Umweltparameter Strömung und Substrat unterschieden werden. Dies ist allerdings nicht der Fall für die chemisch physikalischen Parameter des Wasserkörpers, welche in stärkerem Maße von der Jahreszeit abhängig sind und eine weit größere Kovarianz mit der Jahreszeit aufweisen (s. Tabelle 54). Im Verlauf des Jahres ist die Gesamtzahl der Oligochaeten nach unseren Ergebnissen keinen großen Schwankungen unterworfen. Ähnliche Ergebnisse erhielten LAFONT (1999) bei der Untersuchung der Oligochaetenfauna des hyporheischen Interstitials eines Gletscherabflusses.

Eine differenzierte Betrachtung der einzelnen Oligochaetentaxa zeigt allerdings für *Nais simplex*, *N. elinguis* und *P. volki* in den Sommermonaten eine Abundanzzunahme, während in Frühjahr und Herbst andere Spezies, insbesondere der Tubificidae und Nematoda, ein Abundanzmaximum haben. Das Sommermaximum für *N. elinguis* wird ebenfalls von SZECZESNY (1974) beschrieben, SCHÖNBORN (1985) und andere Autoren beschreiben aber tendenziell eher ein Frühjahrsmaximum. SCHÖNBORN (1985) vermutete, dass die Dominanz der Naididen gegen Anfang/Mitte des Jahres und die darauf folgende Abnahme der Abundanz auf das Vorhandensein geeigneter Nahrung bzw. darauf folgend die Zunahme der Prädation durch *Erpobdella octoculata* zurückzuführen sei. *E. octoculata* wurde von uns nur in geringen Quantitäten gefunden und scheint daher in der Elbe kein wichtiger, abundanter Prädator zu sein. Die geringe Fundzahl kann aber auch auf die tagsüber (während der Probenahme) versteckte Lebensweise SCHÖNBORN (1985a, 1985) zurückzuführen sein.

Für die Tubificidae konnten wir in Übereinstimmung mit SEYS et al. (1999) („*T. tubifex* reproduziert im Frühjahr“) und VERDONSCHOT (1999) eine Abundanzzunahme im Frühjahr ermitteln. VERDONSCHOT (1999) ermittelte auch für *Limnodrilus sp.* eine Zunahme der Abundanz im Frühjahr. Wir konnten dagegen, wie SEYS (1999) keine Korrelation zwischen dem **Jahresverlauf** und der Abundanz von *Limnodrilus sp.* nachweisen. SEYS et al. (1996) schlussfolgerten, dass *Limnodrilus sp.* sich das ganze Jahr über zu reproduzieren scheint. KENNEDY (1966) zeigte anhand des Vergleichs verschiedener Populationen von *Limnodrilus hoffmeisteri*, das der Tubificid in der Lage ist, falls die Bedingungen für ihn vorteilhaft sind, sich das ganze Jahr über zu reproduzieren und eine konstante Population aufrecht zu erhalten. Auch *P. volki* ist in der Lage sich während der gesamten Vegetationsperiode von März bis Oktober zu reproduzieren (WACHS 1967).

Ebenfalls keine Korrelationen sind für *Gammarus tigrinus* und *D. villosus* zu ermitteln, welche sich auch während der gesamten Vegetationsperiode zu reproduzieren scheinen.

In vielen Untersuchungen wurde die Abhängigkeit der benthischen Besiedlung (LAZIM 1987, BRINKHURST 1967 IN VERDONSCHOT 1999, PODDUBNAYA) und hier insbesondere der Oligochaetenfauna von dem **organischen Gehalt** ermittelt. Wir konnten in der vorliegenden Untersuchung allerdings keine Korrelationen zwischen organischem Gehalt und der Fauna feststellen. Zu ähnliche Ergebnissen kamen u.a. auch SEYS et al. (1996). In dieser Untersuchung wurde dies auf die Tatsache zurückgeführt, dass die Bestimmung des organischen Gehalts auch Stoffe mit einbezieht, die zum Verzehr für die Oligochaeten nicht geeignet sind. Dies gilt auch für die Proben der Elbe, da die Proben Braunkohle enthielten, welche die Ergebnisse der Glühverlust Bestimmung verfälschte. Eine Bestimmung des organischen Gehalts mittels chemischer Afoxidation des organischen Materials würde dies Problem minimieren. Diese wurde aber leider nicht durchgeführt. Ein weiterer Unsicherheitsfaktor war die monatelange Lagerung der Proben und die damit einhergehende Zersetzung des organischen Materials. Der Parameter „Glühverlust“ war daher stark fehlerbehaftet und es ergaben sich wahrscheinlich aus diesen Gründen keine Korrelationen mit der Fauna, obwohl dies aufgrund der Massenvorkommen von *T. tubifex* und *Limnodrilus sp.* erwartet wurde, da diese Spezies als gegenüber organischer Verschmutzung als besonders tolerant angegeben werden (SCHLOESSER et al. 1995, MILBRINK 1980, BRINKHURST 1980, LANG 1984). Insbesondere *T. tubifex* gilt als Indikator organischer Verschmutzung (BRINKHURST & GELDER 1991), speziell bei Massenvorkommen. SHIEH et al. (1999) dagegen stellen die Hypothese

auf, dass schlechte Korrelationen zwischen benthischen Taxa bzw. Ernährungstypen, auch auf ein „Übermaß“ an Nährstoffversorgung zurückzuführen sein könnten. Ein Überangebot an Nährstoffen ist in der Elbe sicherlich vorhanden, so dass sich durch Abbau der organischen Verbindungen pessimale Bedingungen, in Bezug auf den Sauerstoffgehalt des Wasserkörpers einstellen, die wiederum zu einer guten Korrelation mit dem Sauerstoffgehalt und indirekt auch mit dem organischen Gehalt führen müssten. Da eine solche Korrelation nicht ermittelt werden konnte, kann die Hypothese von SHIEH et al. (1999), als primärer Grund für die schlechten Korrelationen verworfen werden.

Ebenfalls in Übereinstimmung mit SEYS et al. (1996) ergaben sich keine Korrelationen zwischen **Gewässertiefe** als solcher und Abundanzänderung der Oligochaeten. Es ergaben sich lediglich schwache, nicht signifikante Korrelationen, die auf die (mäßige) Kovarianz von Gewässertiefe und Strömung bzw. Gewässertiefe und zunehmender Korngröße (näherungsweise nimmt die Strömung zur Flussmitte, gleichsinnig mit Gewässertiefe und Korngröße zu) zurückzuführen sind. Für *Corophium curvispinum* wird eine tiefenabhängige Änderung der Besiedlung aus dem Rhein angegeben was auf die stabileren Bedingungen zurückgeführt wird (VAN DEN BRINK et al. 1993). Auch diese Arbeitsgruppe führen aber als Hauptfaktor für die Verteilung der Spezies die Strömung ins Feld bzw. die Versorgung mit Nahrung durch die Strömung.

BIRTWELL & ARTHUR (1980) kamen durch die Untersuchung der Oligochaetenfauna des Ästuars der Themse zu dem Schluss, dass **Salinität** und **gelöster Sauerstoff** limitierende Faktoren für das Vorkommen der Tubificiden sind, während die Substratzusammensetzung einen Einfluss auf die Abundanz der Spezies haben soll. In der Elbe erreichten Sauerstoff-sättigung/gehalt und Salzgehalt in den Jahren 1998/99 nicht die pessimalen Bedingungen von unter 5% über 10‰ (für *T. tubifex* und *L. hoffmeisteri*), wie sie für das Themse Ästuar gemessen wurden (BIRTWELL & ARTHUR 1980). Limitierend bzw. moderierend wirken daher Substratzusammensetzung und Strömung.

Die numerisch modellierten Parameter Substrat und Strömung sollen im folgenden unter dem Gesichtspunkt der Güte der Regression für die einzelnen Arten diskutiert werden. Die Signifikanz der Modellierung wird nicht für jede Art gesondert beurteilt und kommentiert, da die Modellierungen aller aufgeführten Arten hoch signifikant sind (s. Tabelle 44). Die Modellierungsergebnisse werden zur besseren visuellen Gütebeurteilung zusammen mit den gemessenen Abundanzen an den jeweiligen Probestellen aufgetragen. Die Abszisse der graphischen Darstellungen zeigt die Probestellen im Verlauf des Flusses an. Die Ordinate gibt die logarithmierte Abundanz der Taxa wieder. Eine Kommentierung der Grafiken erfolgt jeweils nicht explizit. Im Allgemeinen zeichnen sich Probestellen, die auf der linken Seite der Grafik aufgetragen sind durch niedrigere Strömungsgeschwindigkeiten und eine geringeren Korndurchmesser aus. Die Probestellen rechts in den Grafiken befinden sich bei den Stromkilometern 425 bis 427 und zeichnen sich daher meist durch gröberes Substrat und größere Strömungsgeschwindigkeiten aus (Charakterisierung der Probestellen siehe Kapitel 5, S. 19).

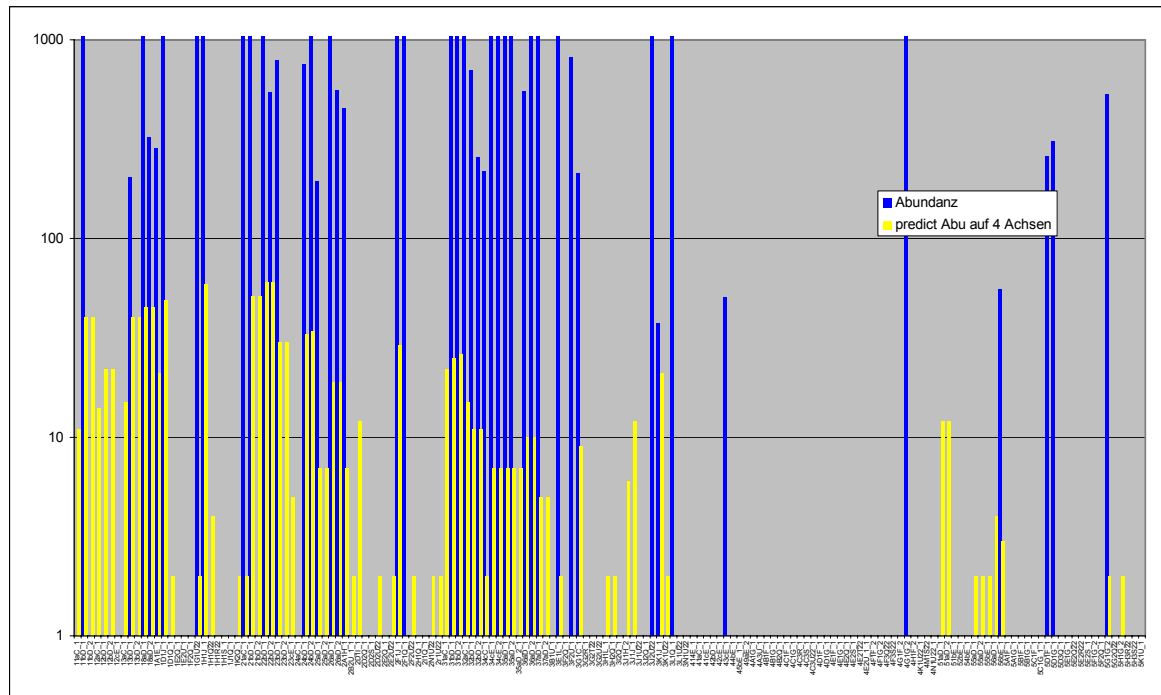


Abbildung 45: Gegenüberstellung log-gemessener Abundanzen und log-modellierter Abundanzen der Tubificidae an den Probestellen (Codierung vgl. Kapitel 6.3, S. 26).

Gute Korrelationen ergeben sich in Übereinstimmung mit SEYS ET AL. (1996) zwischen Sedimentcharakteristik und Oligochaeten Fauna: *L. hoffmeisteri* und *T. tubifex* bevorzugen allgemein feinere Sedimente und treten gehäuft zusammen auf. SEYS et al. (1996) ermittelten in der Zeeschelde eine deutliche Abnahme der Abundanzen von Oligochaeten, dies insbesondere für Tubificiden, bei einem Anstieg der Korngröße über 180µm. Sie führen dies, ebenso wie GIER & PFANNKUCHE (1982) auf die Tatsache zurück, dass Partikel zwischen 180 und 200µm besonders exponiert für Wellen und Strömung sind. Insbesondere die Sedimentation von feinen Partikeln (<63µm) scheint bei Massenvorkommen von *Limnodrilus hoffmeisteri* eine Rolle zu spielen (BIRTWELL & ARTHUR 1980). Unsere Ergebnisse bestätigen dies. Allerdings zeigten SEYS et al. (1996), dass *T. tubifex* im Vergleich zu *L. hoffmeisteri* die schlammigeren Bereiche bevorzugt. Zu ähnlichen Ergebnissen kam WACHS (1967) mittels experimenteller Befunde. In Übereinstimmung mit BIRTWELL & ARTHUR (1980) kann dies nach unseren Ergebnisse aber nicht bestätigt werden, da für *Tubifex sp.* ein Maximum der Abundanz bei 0,6mm Korndurchmesser ermittelt wurde, während *L. hoffmeisteri* Abundanzmaxima in schlammigeren Bereichen aufweist. (*T. tubifex* konnte nur in 2 Proben bestimmt werden, es sind daher keine abgesicherten Aussagen zu treffen).

VERDONSCHOT (1999) dagegen ermittelten für *L. hoffmeisteri* eine Präferenz für feinere Sande mit 0,125-0,5mm und 0,5-2mm. Diese Untersuchung scheint aus den diskutierten Gründen auch hier nur bedingt vergleichbar zu sein. Die Differenzen in den verschiedenen Befunden könnten auf die unterschiedliche Besiedlung der Substrate durch die Mikroflora zurückgeführt werden, welche nach LAZIM & LEARNER (1987) der Hauptattraktor für die verschiedenen Oligochaeten ist. LAZIM & LEARNER (1987) sehen die Substratzusammensetzung nur als mittelbaren Wirkfaktor, der über die Digestibilität und Penterationsmöglichkeit seine Attraktivität auf die verschiedenen Tubificiden Spezies ausübt. Unterschiedliche Präferenzen der syntop auftretenden Tubificiden *L. hoffmeisteri* und *T. tubifex* für die Mikroflora, erniedrigen die interspezifische trophische Konkurrenz.

*Psammoryctides barbatus* tritt nach SAUTER & GÜDE (1993) und SAUTER (1994) nie in Sedimenten auf, die einen größeren Ton/Siltanteil haben. Dieses Verhalten der Tubificiden des Bodensees wurde durch unsere Untersuchung bestätigt. Allerdings konnte die Art nur in 8 Proben gefunden werden, daher ist die Korrelation weniger gut abgesichert. *Potamothrix hammoniensis*

dagegen soll keine Präferenz der Substratzusammensetzung zeigen (SAUTER & GÜDE 1993). Es konnten für *Potamothrix hammoniensis* auch keine signifikanten Korrelationen mit dem Substrat festgestellt werden.

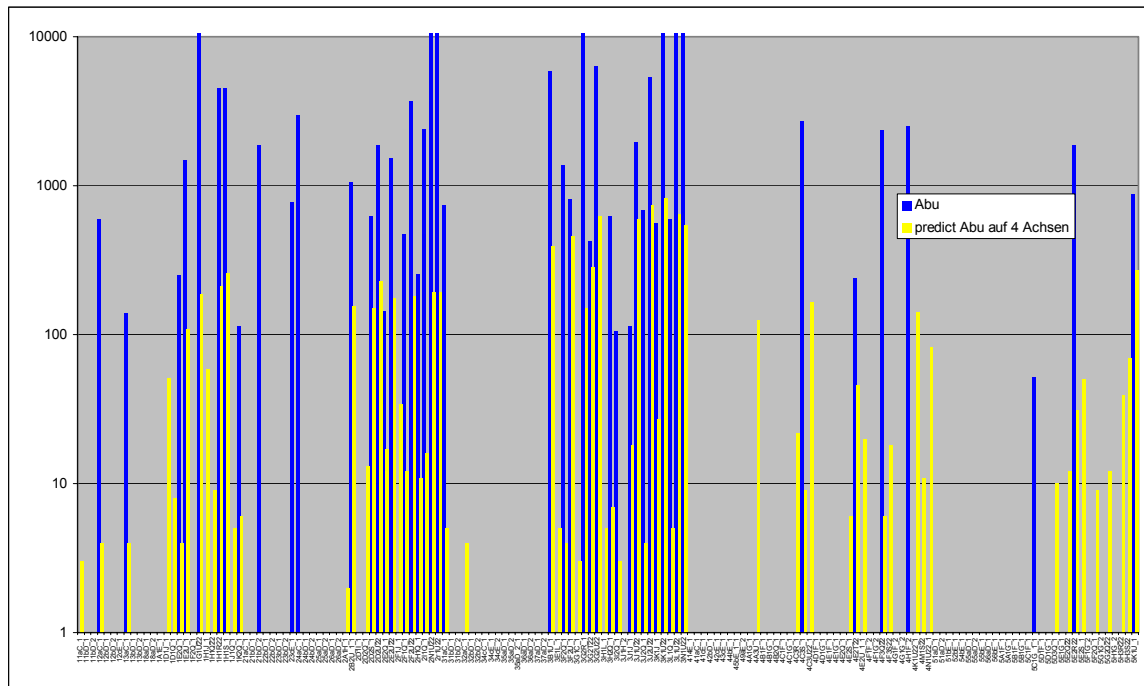


Abbildung 46: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von *Limnodrilus sp.*

In Bezug auf den Umweltfaktor Strömung ermittelt die GLM-Regression wie auch die RDA für die Tubificidae *Limnodrilus hoffmeisteri*, Tubificidae und *Limnodrilus sp.* ein stagnophiles Verhalten. Über 0,8m/s Strömungsgeschwindigkeit sind nur wenige Tubificidae zu finden, die schneller angeströmten Probestellen auf der rechten Seite der Abbildung 45 sind daher nicht durch „Säulen“ markiert. SCHÖLL (2002) ermittelte für Bereiche des Deltarheins mit geringer Strömungsgeschwindigkeit ebenfalls vornehmlich Besiedlung durch Tubificidae. Die Responsekurven in Bezug auf Strömung und Korndurchmesser sind mit abnehmendem Rang am ausgeprägtesten für *Limnodrilus hoffmeisteri*, gefolgt von *Limnodrilus sp.* und Tubificidae, da sich unter beiden "Sammel"-Taxa Arten mit unterschiedlichen autökologischen Ansprüchen verbergen können. Die näherungsweise lineare Antwort von *L. hoffmeisteri* und *Limnodrilus sp.* ermöglicht auch eine gute Modellierung, mit einem relativ hohen  $R^2$  von 0,23 bzw. 0,49 für *Limnodrilus sp.* und 0,27 für Tubificidae.

*Propappus volki* wird als rheophile Art charakterisiert, die gröbere Substrate bevorzugt. Die Güte des Modells ausgedrückt in  $R^2 = 0,15$  ist relativ niedrig. Laut Literatur ist *Propappus volki* (Propappidae) weit verbreitet in Oberflächen Kiessedimenten und Sanden der Palaearctic. (COATES, 1986, TIMM 1994, TIMM ET al. 1996, LAFONT 2001). Auch wir fanden ihn in den meisten Proben. Besonders hohe Abundanzen erreicht er aber in den schneller durchströmten, sandigen Habitaten bei Stromkilometer 425 und 427. SCHÖLL (2002) bezeichnet ihn als Habitatspezialisten, der insbesondere Habitate mit hoher Geschiebeführung besiedelt. Diese Tatsache wird durch die Ordination gut wiedergegeben.

**Enchytraeidae** werden ebenfalls als Habitatspezialisten charakterisiert, die die schnell überströmten bewegten Sande der Flussmitte besiedeln (SCHÖLL 2002). Dies konnte von unseren Ergebnissen nicht bestätigt werden. Enchytraeidae werden eher als stagnophil denn als rheophil charakterisiert. Mit dem Substrat konnten keine Korrelationen festgestellt werden. Die Regression beschreibt das Vorkommen der Enchytraeidae mit einem  $R^2$  von 0,2 relativ schlecht. Da das Taxon Enchytraeidae viele Arten mit sehr unterschiedlichen autökologischen Ansprüchen beinhaltet,

wurden an der Elbe wohl andere Arten in den Proben gefunden als dies SCHÖLL (2002) im Rhein vorfand.

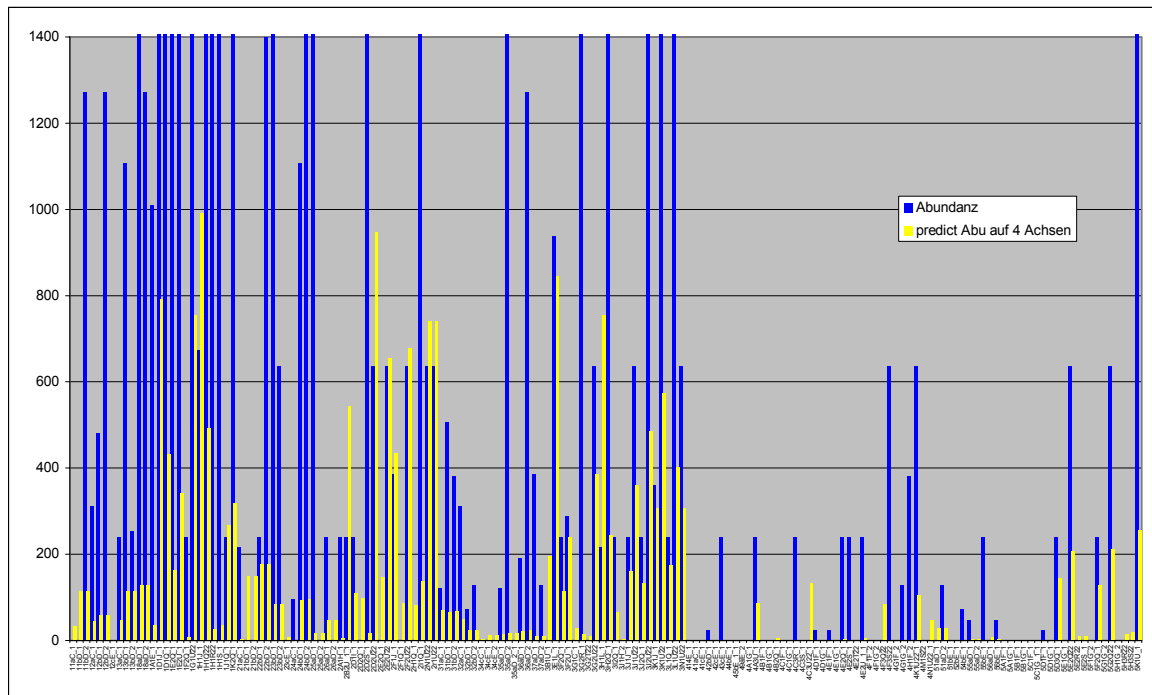


Abbildung 47: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von *Nematoda*.

Wie auch die Tubificidae werden die **Nematoda** durch die Ordination und die GLM-Regression als stagnophil charakterisiert, mit Präferenz für Habitate mit kleinem Korndurchmesser. Mit einem  $R^2$  von 0,36 beschreibt die Regression die Vorkommen relativ gut.

Wie in den Ergebnissen dargestellt, ergeben GLM-Regression und RDA für ***Robackia demeijerei*** ein rheophiles Antwortverhalten auf die Strömung. Diese Art hat ihr Optimum wahrscheinlich bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten als den gemessenen. Die GLM Regression ermittelt für den Faktor Substrat ein Abundanzmaximum und Optimum bei einem mittlerem Korndurchmesser von 1,3mm um dann bei erhöhtem Korndurchmesser wieder abzunehmen. Dieses Verhalten ist nicht durch eine lineare Funktion zu beschreiben, daher wird durch die multiple Regression die Antwort von *R. demeijerei* auf die Substratgröße als stetig positiv dargestellt. In Übereinstimmung mit WIEDERHOLM (1989) und SAETHER (1977) fanden wir die Larven von *R. demeijerei* in sandigen Substraten: insbesondere in den schnell überströmten Substraten der Probestellen bei Stkm 425 und 427 werden die Larven der Art *R. demeijerei* gefunden. Auch SCHÖLL (2002) fand sie in solcherart charakterisierten Habitaten des Niederrheins und bezeichnet sie als „Potamalart“. REMPEL et al. (2000) ermittelten ebenfalls die höchsten Abundanzen von *R. demeijerei* in den tiefen Habitaten des Fraser Rivers, die dem größten hydraulischen Stress ausgesetzt sind. Die Regression beschreibt die Vorkommen mit einem  $R^2 = 0,4$  relativ gut.

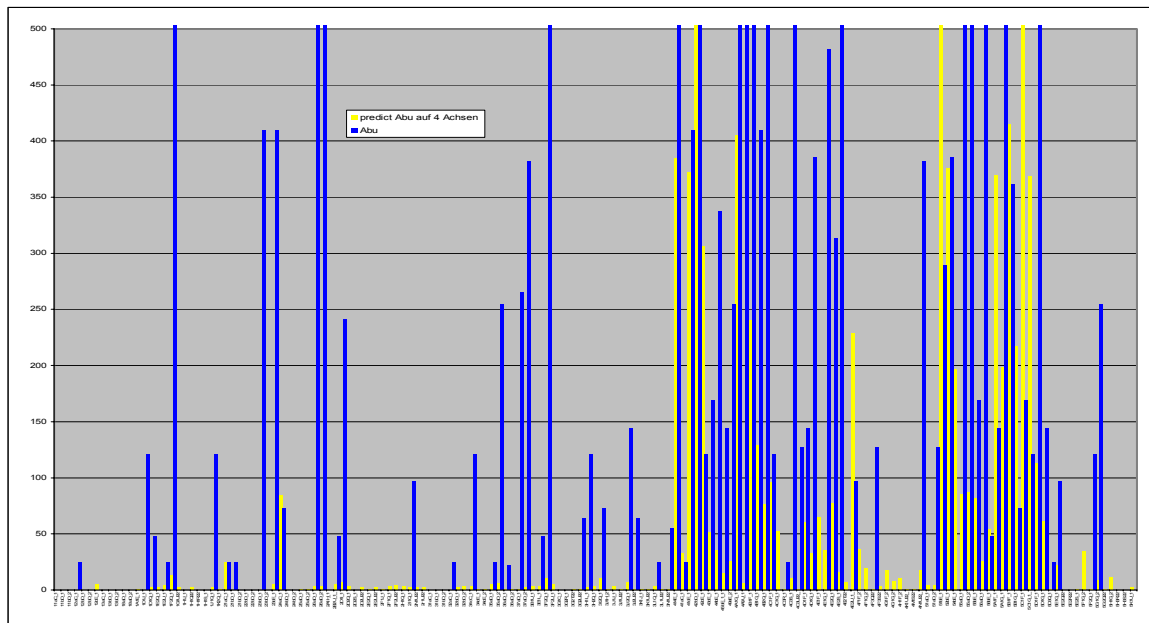


Abbildung 48: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von *R. demeijerei*.

***Gammarus tigrinus*** wurde in hohen Quantitäten in nahezu allen Proben gefunden. Es konnte aber keine Korrelation mit den gemessenen Umweltparametern ermittelt werden. Wahrscheinlich ist die Art als Ubiquist in der Lage, sich an die verschiedensten Umweltbedingungen anzupassen, solange das Nahrungsangebot für den Detritusfresser ausreichend ist. Das Nahrungsangebot konnte aber mit keinem der Messparameter erfasst werden, gehört also zur nicht erklärten Varianz. Ein weiterer nicht erfasster Faktor ist der Verdrängungswettbewerb dem *Gammarus tigrinus* seit der Einwanderung durch ***Dikerogammarus villosus*** ausgesetzt ist. *D. villosus* scheint konkurrenzstärker zu sein (DICK et al. 2002) und *G. tigrinus* zu verdrängen (SCHÖLL 2002), daher sind nicht mehr Strömung und Substrat die Hauptselektionsfaktoren, sondern das Vorkommen des konkurrenzstärkeren, räuberischen Gammariden. Die Güte der Modellierung ist daher mit  $R^2 = 0,06$  für *G. tigrinus* und  $R^2 = 0,19$  für *D. villosus*, welcher ohnehin als Einwanderer zunächst einer durch die Modellierung nicht zu beschreibenden Dynamik unterliegt, sehr niedrig.

***Corophium curvispinum*** wurde nur in 24 Proben auf dem Weichsubstrat gefunden. Die Güte der Modellierung ist mit  $R^2 = 0,26$  mäßig. *C. curvispinum* wird als rheophil (MOOG 1995, BAY. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996, VAN DEN BRINK 1993) eingestuft, dies wird durch unsere Ergebnisse bestätigt. Für *C. curvispinum* wird durch MOOG (1995)/BAY. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996) eine deutliche Präferenz für Lithal angegeben. *C. curvispinum* besiedelt aber auch andere Habitate, da die Kolonien durch den Bau der Gespinnströhren ihre eigenen Mikrohabitate schaffen und so z.B. den Untergrund gegen Abdrift sichern (DIRKSEN 1998). Daher ist durch die Regression die Abundanz von *C. curvispinum* weniger gut mit dem Substrattyp zu korrelieren.

DUSSART (1979) und MEIER-BROOK (1969) geben hohe Substratspezifität für die verschiedenen Arten der Gattung *Pisidium* an, die sich auf diese Art und Weise Einnischen sollen: so soll *P. nitidum* eine deutliche Präferenz für „gröbere Substrate“ (als Sand) zeigen. Wir konnten aber keine signifikanten Abhängigkeiten zu dem Substrat nachweisen. Die Vorkommen von ***Pisidium supinum*** ( $R^2 = 0,1$ ) und ***Pisidium nitidum*** ( $R^2 = 0,04$ ) werden durch die Regression daher nur schlecht charakterisiert. Wahrscheinlich liegt dies an der relativ weiten ökologischen Valenz dieser Arten. Insbesondere *P. nitidum* tritt z.B. als Anpassung auf vermehrte Strömung in einer dickschaligeren stark gerippten Form auf (*f. crassa* STELFOX), während sie auf Sandboden in einer dünnschaligen nahezu ungerippten Form in Erscheinung tritt (*f. arenicola* STELFOX) (MEIER-BROOK



1975) *P. nitidum* ist in größeren Fließgewässern allgemein weit verbreitet (MEIER-BROOK 1975). Die Charakterisierung durch das BAY. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996) von *P. nitidum* als limno- rheophil, mit einer Präferenz für Korngrößen  $<63\mu\text{m}$  und für *P. supinum* als rheophil, mit einer Präferenz für Korngrößen zwischen  $0,063\text{-}2\text{mm}$  konnte von uns daher nicht bestätigt werden. Nach BAY. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996) wird ***Nais elinguis*** als rheo- limnophil charakterisiert mit einer starken Präferenz für das Phytal und einer schwachen Präferenz für Korngrößen kleiner  $2\text{mm}$  bis zu Feinstsedimenten. Dagegen berichten JUGET & LAFONT 1994, CELLOT & JUGET (1998) und WACHS (1963), das ***Nais sp.*** bzw. *N. elinguis* Kies im Hauptstrom bevorzugt. VERDONSCHOT (1999) gibt auch Präferenzen für verschiedenen Korngrößen an: danach soll *N. elinguis* eine starke Präferenz für Substrat mit  $0,125\text{-}0,5\text{mm}$  aufweisen, weniger starke für Kies von  $2\text{-}35\text{mm}$ . Unsere eigenen Ergebnisse weisen die Naididen ebenfalls als eher rheophil aus, es besteht aber eine Präferenz für feinere Substrate, welche durch das Absedimentieren von Algen und Detritus in den Bühnenfeldern auch besonders gut mit Detritus versorgt sein sollten. Die unterschiedlichen Ergebnisse sind vielleicht durch SCHÖNBORN (1985) zu erklären, der betont, dass der entscheidende Faktor für die Besiedlung wohl weniger der Substrattyp ist, sondern der Überzug des Substrats mit Detritus, also die Nahrungsressource.

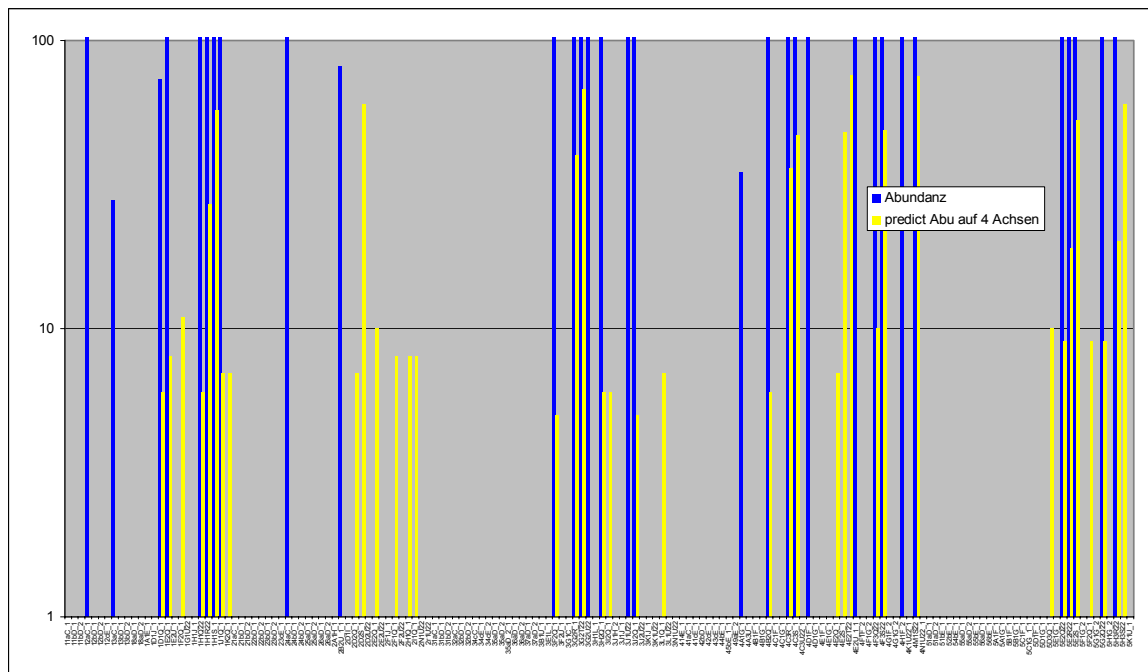


Abbildung 49: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von *Nais elinguis*.

Nach BAY. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996) soll ***Nais simplex*** eine ausschließliche Präferenz für das Phytal zeigen. Dies konnte von uns nicht bestätigt werden, da ein Phytal in der Elbe aufgrund der geringen Durchlichtung des Wasserkörpers nicht existiert. VERDONSCHOT (1999) gibt dagegen eine Präferenz für die Korngrößenklasse von  $0,125\text{-}0,5\text{mm}$  Körnung an. Wahrscheinlich ist für *N. simplex*, ebenso wie für *N. elinguis*, eine ähnliche Bindung an die Nahrungsressource und weniger den Substrattyp anzunehmen.

Die Strömung wird von den verschiedenen Autoren nicht als besiedlungsbestimmender Faktor für die Naididen genannt. Substrat bzw. Habitat scheint einen wichtigeren Einfluss zu haben, Insbesondere Saprobie soll eine 3-5mal so hohe Wirksamkeit im Vergleich zum Substrat haben (UZUNOV 1982, 1984). Allerdings gingen in die Untersuchung UZUNOVs (1982) unter anderen auch extrem polysaprobe Gewässer ein, die sich durch eine extrem verarmte Biozönose präsentierten: „In that stony stream the whole macrozoobenthos is only presented by the tubificids mentioned above“. Der Faktor Saprobie der Elbe lag nicht in diesem pessimalen/letalen Bereich (s. Kapitel 8.2

Bewertung der Biozönose, S. 139), wie auch die in Kapitel 7.2, S. 53, charakterisierten chemischen und physikalischen Kennwerte zeigen und schwankte im Jahresverlauf bzw. dem Messzeitraum wenig. Es kann daher von einem relativ geringen Einfluss auf die Ergebnisse der Untersuchung ausgegangen werden. Dennoch spielt die Saprobie, d.h. der Bakterienfilm, welcher dem Detritus anhaftet und als Nahrungsressource dient, sicherlich eine Rolle. Sie wurde in unserer Untersuchung aber nicht erfasst. Daher muss die Nahrungsressource der unerklärten Varianz zugerechnet werden (s. auch Kapitel 7.5.4.5: Diskussion der Ergebnisse des Hartsubstrats, S. 129).

Die Güte der Modellbildung für die Nais-Arten mit  $R^2 = 0,15$  für *Nais simplex*, Naididae ( $R^2 = 0,14$ ) ist daher erniedrigt. Für *Nais elinguis* ( $R^2 = 0,34$ ) wird eine mäßige Qualität der Modellbildung erzielt. Insbesondere das Modell für *Nais simplex*, der auch nur in 11 Proben nachgewiesen werden konnte, ist weniger gut abgesichert.

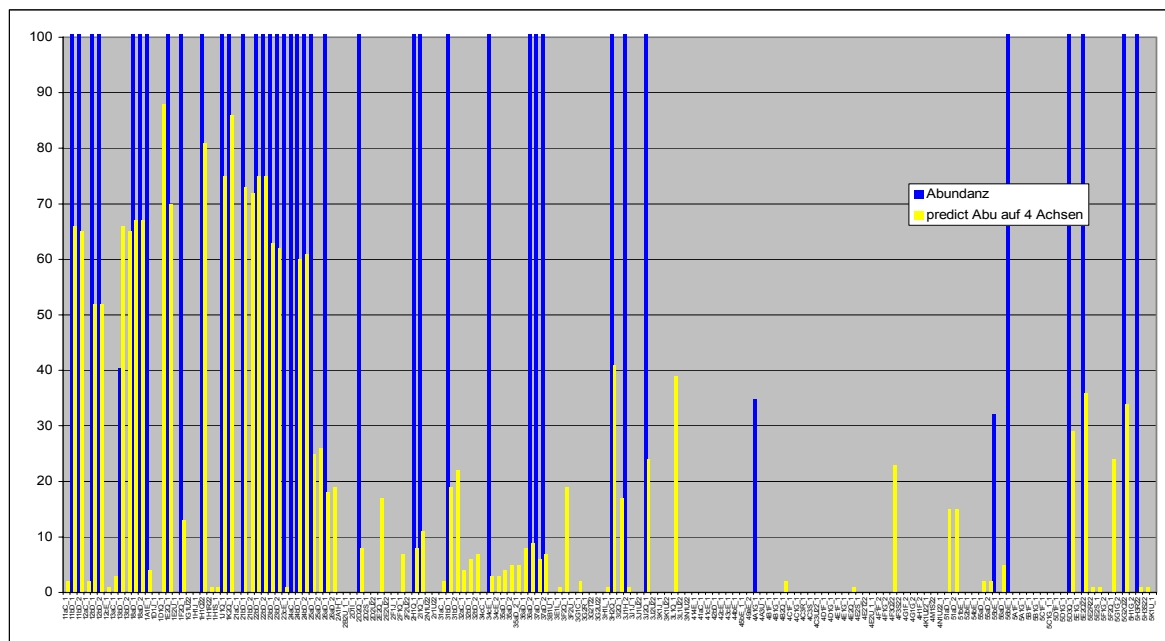


Abbildung 50: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von *V. intermedia*.

Für den Naididen *Vejdovskyella intermedia*, welcher in vielen Biotoptypen, vom Rhithral bis zum Potamal und auch in stehenden Gewässern zu finden ist (MOOG 1995, BAY. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996)), wird mit  $R^2 = 0,38$  eine gute Modellierung erzielt. Die visuelle Darstellung der Modellierungsergebnisse in Abbildung 50 verdeutlicht die eher stagnophilen Eigenschaften von *V. intermedia*: die höchsten Abundanzen werden, sowohl modelliert als auch gemessen, in den Probestellen der strömungsberuhigten Bühnenfelder zwischen Stromkilometer 418 und 423 beobachtet (links im Bild). Im rechten Teil der Grafik, bei den schnell angeströmten Bühnenstellen der Probestellen bei Stromkilometer 425 und 427 werden, bis auf 5 Stellen, nur geringe Abundanzen gemessen und modelliert. Das Spiegelbild zeigt die rheophile Chironomide *R. demijerei* in Abbildung 48. Die größten Abundanzen sind auf der rechten Seite der Grafik bei schnell strömenden Probestellen (gemessen und modelliert) zu sehen.

*Dendrocoelum lacteum* wurde relativ häufig, in 44 Proben gefunden, konnte aber nicht zufrieden stellend modelliert werden. Nach VERDONSCHOT 1992 kommt die Art in meso-eutrophen Flachlandgewässern vor, mit indifferenter Response in Bezug auf Strömung und Substrat (s.a. MOOG 1995, BAY. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996)). Daher ist die Güte der Regression mit einem  $R^2 = 0,12$  auch relativ schlecht. Limitierend für den Prädator (insbesondere von *Asellus* sp.) sind nicht die gemessenen Umweltfaktoren, sondern die Nahrungsressource (SEABY et al. 1995). *Asellus* wurde in der Elbe wenig gefunden.

Die aus Neuseeland stammende *Potamopyrgus antipodarum* ist ebenfalls mit Nachweisen seit 1992 (SCHÖLL et al. 1993 in DREYER 1995) ein Neozoon in der Elbe. Abundanz von *Potamopyrgus antipodarum* und die Strömung sind nach RICHARDS et al. (2001) und HOLOMUZKI & BIGGS (1999) negativ korreliert. Unsere Ergebnisse zeigen ebenfalls stagnophiles Verhalten auf. Dies steht im Gegensatz zu Ergebnissen von MOOG 1995 und BAY. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996), die die Strömungspräferenz als indifferent bezeichnen. In Bezug auf das Substrat wird von MOOG (1995) und BAY. LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996) eine leichte Präferenz für Psammal und Pelal, nach RICHARDS et al. (2001) und FRENZEL (1979) eine Präferenz für Pflanzen/Algenbestände attestiert. Die aus Neuseeland eingeschleppte Schnecke (GLÖER & MEIER-BROOK 1998) ist allerdings sehr variabel in Bezug auf ihre Ansprüche an das Substrat (FRENZEL 1979). Mit  $R^2 = 0,17$  wird daher nur eine mäßige Güte des Modells erzielt.

**Weitere** in der Elbe aufgefundene **Taxa** sollen hier nicht diskutiert werden, da ihr Vorkommen (Probenanzahl < 10) zu gering war, um bei den vorgefundenen euryöken Taxa - mit breitem Präferenzbereich - statistisch signifikante Aussagen über die Präferenz der Taxa treffen zu können. Insgesamt konnte für einige Taxa eine gute Beschreibung der Vorkommen erzielt werden.

### 7.5.3 Korrelationsanalyse physikalische Parameter gemessen im Substrat – Fauna Weichsubstrat

An einigen Probestellen wurden mittels eines Saugrohrs die physikalischen Parameter Temperatur, Sauerstoffgehalt und pH-Wert direkt im Substrat gemessen, da davon ausgegangen wurde, auf diese Weise exaktere Daten über das Milieu, in welchem sich insbesondere die Oligochaeten befinden, zu erhalten. (Methode s. 6.7, S. 32) Es wurde mit diesen wenigen Proben eine erneute Analyse der Wirkung der Umweltparameter auf die Fauna des Weichsubstrats unternommen, unter Einbeziehung der angesprochenen physikalischen, im Boden gemessenen Parameter.

#### 7.5.3.1 direkte Gradientenanalyse

##### 7.5.3.1.1 Transformation und Selektion von Daten/-sätzen und Spezies

Die Pearson Korrelationsmatrix (nicht dargestellt) der unterschiedlich transformierten Werte von Umweltparameter und Taxa zeigt die höheren Korrelationen für die nicht In-transformierten **Taxadaten** mit nicht-transformierten Umweltdaten. Allerdings sind diese höheren Korrelationen insbesondere für Werte (Leitfähigkeit im Wasserkörper, Temperatur im Wasserkörper, pH im Wasserkörper), welche stark mit der Jahreszeit korreliert sind festzustellen. Eine bessere Korrelation mit Substrat und Geschwindigkeitswerten, wenn auch insgesamt niedrigeren Werten, ergibt sich bei In-Transformation. Daher wird die Analyse mit In-transformierten Werten für die **Taxa** durchgeführt. Die In- und Wurzel Transformation der **Umweltparameter** ergibt bei den meisten Arten keine höheren Korrelationen. Daher wird von einer Transformation der **Umweltparameter** abgesehen.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Lengths of gradient (keine Transformation)	1.746	1.767	1.509	1.208	1.603
Lengths of gradient (Transf.: $\ln(10y+1)$ )	2.198	1.904	1.949	1.730	3.015
Lengths of gradient (Transf.: $\ln(999y+1)$ )	2.179	2.213	1.941	1.856	3.236

Tabelle 46: Test auf Länge des Gradienten DCA Kennwerte - n=159.

Der **Test auf Länge des Gradienten** mittels DCCA ergibt einen kurzen Gradienten mit 1,74. Dies deutet darauf hin, dass ein lineares Modell den Daten eher gerecht wird als ein unimodales Modell. Die Analyse erfolgt daher mittels RDA.

Die **Tests auf Ausreißer** (nicht dargestellt) weisen verschiedene Proben mit Extremwerten auf: der Test mittels der Leverage aus CANOCO ermittelt den Organik Gehalt in Probe 1D1Q\_1 und die

Messtiefe einer weiteren Probe als Extremwerte. Die Messtiefe wird als Umweltparameter, welcher wenig Varianzerklärung bietet, nicht in der weiteren Analyse benutzt, die Probe mit dem Organik Extremwert wird von der Analyse ausgeschlossen. Weitere in der Analyse als Extremwerte ausgewiesene Proben, insbesondere des Bühnenfeldes 425 sind durch die natürlichen Gegebenheiten vor Ort zu erklären und werden in die Analyse einbezogen.

Marginal Effects Varianzerklärung <u>nur</u> durch die Variable		Conditional Effects zusätzliche Varianzerklärung durch die Var. nach Einschluss in Modell		Irrtumswahrscheinlichkeit der Erklärung (Monte-Carlo Test) P	F-Wert
d50_neu	0.09	d50_neu	0.09	0.001	2.83
d60_neu	0.09	HvBg_Mw	0.06	0.007	1.83
Min_vGes	0.09	TmpMxa2	0.07	0.006	2.01
LftpMxa2	0.08	Min_vGes	0.05	0.007	1.82
TmpMxa2	0.08	d60_neu	0.05	0.026	1.77
v_GesNeu	0.08	KrFu_neu	0.05	0.038	1.70
Mit_vGes	0.08	Stabw_z	0.04	0.096	1.39
KrFu_neu	0.08	Max_vGes	0.04	0.101	1.48
HvBg_Min	0.08	d70_neu	0.04	0.086	1.45
Temp_a2	0.08	d40_neu	0.04	0.142	1.32
LftTpa2	0.08	Org_neu	0.03	0.240	1.29
HvBg_Mw	0.08	HvBg_Min	0.03	0.235	1.24
MonatZ	0.07	pH_a2	0.04	0.125	1.40
Monat	0.07	O2SäMna2	0.03	0.125	1.37
LftpMna2	0.07	v_GesNeu	0.03	0.228	1.27
d80_neu	0.07	StabvGes	0.03	0.217	1.33
TmpMna2	0.07	vy_neu	0.03	0.272	1.23
d70_neu	0.07	Min_y	0.03	0.212	1.33
vx_neu	0.07	d80_neu	0.03	0.253	1.25
mit_x	0.07	Stabw_y	0.02	0.206	1.39
d40_neu	0.07	Max_y	0.03	0.277	1.26
Temp_phy	0.07	vx_neu	0.02	0.359	1.15
d90_neu	0.06	pHMna2	0.03	0.320	1.21
GstrMxa2	0.06	LftpMxa2	0.02	0.293	1.39
Gstra_a2	0.06	GstrMxa2	0.02	0.296	1.44
HvBg_Max	0.06	Temp_phy	0.02	0.289	1.58
d30_neu	0.06	MonatZ	0.02	0.434	1.24
O2GeMna2	0.06	KrMP_neu	0.01	1.000	0.00
Stabw z	0.06				
KrMP neu	0.05				
d20 neu	0.06				
Min y	0.05				
Max vGes	0.05				
Stabw y	0.05				
Min x	0.05				
Max x	0.05				
d10 neu	0.05				
O2SäMxa2	0.05				
StabvGes	0.05				
O2Sä phy	0.05				
pHMxa2	0.05				
Stabw x	0.05				
Max y	0.05				
Max z	0.05				
O2Ge phy	0.05				
pH a2	0.04				
O2SäMna2	0.04				
mit z	0.04				
pH phy	0.04				
O2Sät a2	0.04				
pHMna2	0.04				
vy neu	0.04				
mit y	0.04				
O2GEH a2	0.03				
Org neu	0.03				
O2GeMxa2	0.03				
Tief phy	0.02				

Tabelle 47: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller möglichen Variablen.

Zur Korrelationsanalyse musste eine Auswahl unter den Umweltparametern getroffen werden: Die Parameter Wassertemperaturmaximum, Leitfähigkeitsmaximum und Monat sind hoch korreliert

(Korr.-Koeff. >0,89, Tabelle 48), daher wird der Parameter **Leitfähigkeitsmaximum** mit der besten Varianzerklärung (Tabelle 47) und niedrigsten Irrtumswahrscheinlichkeit, ausgewählt. Ein weiterer Parameter des Wasserkörpers, der **pH-Wert** (pHMna2), wird aufgrund hoher Korrelationskoeffizienten der Voranalyse ebenfalls ausgewählt.

Die Parameter Temperatur im Boden (Temp\_phy) und Pegel-Minimum Havelberg sind hoch korreliert (Korr.-Koeff. =0,95), daher wird der Parameter mit der höheren Varianzerklärung „**Temperatur im Boden**“ für die RDA ausgewählt. Die Parameter **Sauerstoffsättigung im Boden** (O2Sä\_phy) und **pH-Wert im Boden** (pH\_phy) bieten ebenfalls gute Varianzerklärung des Datensatzes und werden daher ausgewählt.

Die Parameter d60 und d50 sind hoch korreliert (Korr.-Koeff. =0,89) daher wird der Parameter d60, welcher auch von einer höheren Irrtumswahrscheinlichkeit belegt ist, von der weiteren Analyse ausgeschlossen und **d50** ausgewählt.

Die Parameter d80 und der mittlere Korndurchmesser nach Fuhrböter sind hoch korreliert (Korr.-Koeff. =0,97, Tabelle 48) daher wird der **Korndurchmesser nach Fuhrböter** mit niedriger Irrtumswahrscheinlichkeit und hoher Varianzerklärung in die weitere Analyse einbezogen. Ein weiterer das Substrat charakterisierender Parameter der „**organische Gehalt**“ des Bodens wird ebenfalls einbezogen, da keine Kovarianzen mit anderen Parametern existieren.



7.5.3.1.2 RDA

SIGNIFIKANZEN	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
Org_neu	n.s.	n.s.	-0,2305*	n.s.
KrFu_neu	n.s.	n.s.	n.s.	0,208*
d50_neu	0,7919*	n.s.	0,0557*	n.s.
O2GeMna2	n.s.	0,256*	n.s.	n.s.
pHMna2	n.s.	n.s.	0,1788*	0,0422*
O2Sä_phy	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Temp_phy	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
pH_phy	n.s.	n.s.	-0,023*	n.s.
Min_vGes	0,7667**	n.s.	n.s.	-0,0621**
mit_x	n.s.	n.s.	n.s.	0,2238*
mit_y	n.s.	n.s.	0,142*	n.s.
Stabw_y	n.s.	n.s.	n.s.	-0,0625**
Min_x	0,4067*	n.s.	n.s.	0,2431**

Tabelle 49: Korrelationen und Signifikanzniveaus der Umweltparameter mit den Achsen der Ordination.

Die Parameter welche die Varianz im Datensatz am besten erklären (Tabelle 49) sind eine mittlere Korngrößenklasse und die minimalen gemessenen Gesamt-Strömungsgeschwindigkeiten. Auf der 2. Achse der Ordination korreliert der Faktor Sauerstoffgehalt des Wasserkörpers, allerdings auf einem relativ niedrigen Niveau, wenn auch hoch signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5%. Lediglich einer der physikalischen Parameter (pH), welche direkt im Substrat gemessen wurden, korreliert auf der 3. Achse der Ordination (pH\_phy). Die im Substrat gemessenen Parameter Temperatur und Sauerstoffsättigung korrelieren mit keiner der Achsen signifikant.

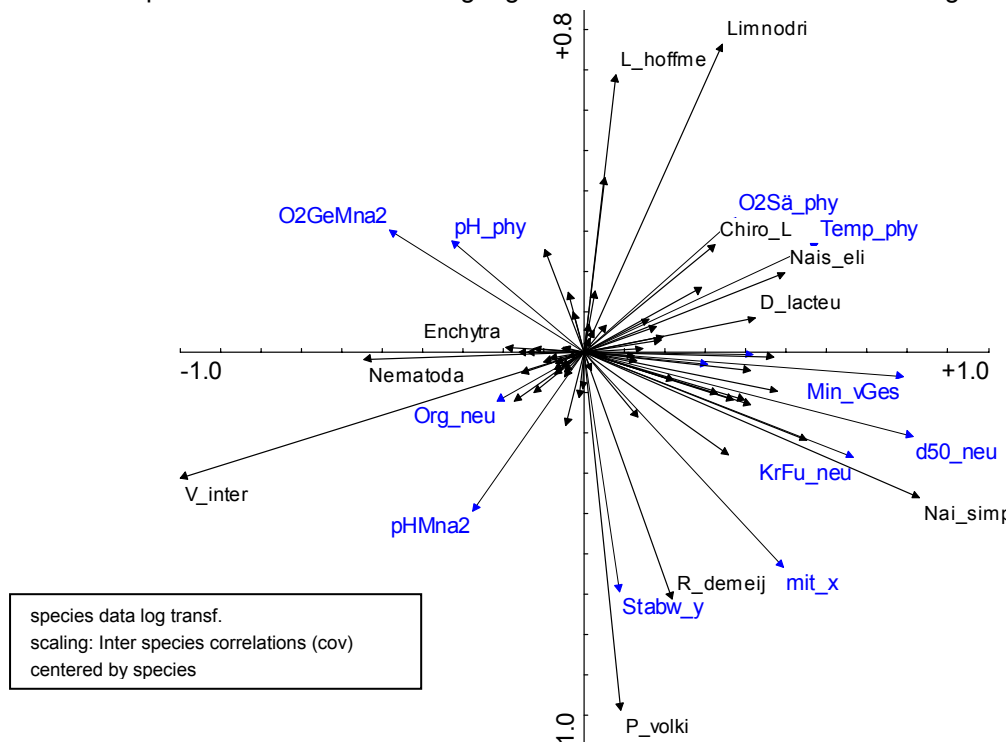


Abbildung 51: Scatter Achsen 1/2 RDA - n=29.

Die in Abbildung 51 auf der 2. Achse mit langen Vektoren abgebildeten Spezies *P. volki* und *L. hoffmeisteri* bzw. *Limnodrilus* sp. sind mit zu wenigen Exemplaren vertreten als dass eine statistisch abgesicherte Aussage zu treffen wäre. Die Vektoren weisen aber gleichsinnig zu dem

der Strömungsgeschwindigkeit (mit\_x), auch hier wird also ein rheophiles Verhalten, wie in der vorangegangenen Analyse des Weichsubstrats angezeigt. Abgesicherte Korrelationen von Oligochaetentaxa zu den im Substrat gemessenen Umweltparametern können nur für die Spezies - *Nais elinguis* zu pH-Wert (negativ korreliert) und *V. intermedia* (negativ korreliert) und *Nais simplex* (positiv korreliert) zu Temperatur nachgewiesen werden (Tabelle 50). Alle anderen Taxa konnten nicht in ausreichender Anzahl nachgewiesen werden bzw. es ergaben sich keine Korrelationen. Daher wird auf eine weitergehende Betrachtung mittels link functions und multipler Regression verzichtet.

### 7.5.3.2 Diskussion physikalischer Parameter gemessen im Substrat

Die Abhängigkeit der benthischen Faunenzusammensetzung von Parametern des Wasserkörpers und der Substratzusammensetzung wurde im vorhergehenden Abschnitt diskutiert und untersucht. Strömung und Korngröße des Substrats wurden als wichtigste die Besiedlung bestimmende Faktoren identifiziert. Untersuchungen, welche sich direkt den Bedingungen im Substrat zuwenden, zeigen hohe Patchiness der Verteilung der Taxa. Als bestimmende Faktoren für das Interstitial werden der Porenraum, gelöster Sauerstoff, Temperatur, organischer Gehalt und Nahrungsversorgung angegeben, welche wiederum durch die Sedimentcharakteristik, Strömung und das Klima beeinflusst werden (BRUNCKE & GONSER 1997). Bei starker Kontamination der Sedimente, wie dies für die Elbe immer noch anzunehmen ist (s. Kapitel 4), kann auch der Gehalt des Bodens an Schwermetallen einen deutlichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Fauna haben (GRUMIEUX et al. 1998), wenn dieser auch kein „keyfactor“ ist. Auch Oligochaeten, obwohl relativ tolerant in Bezug auf Schwermetalle, reagieren, insbesondere auf höhere Konzentrationen von Kupfer, Cadmium und Quecksilber sensibel (CHAPMAN et al. 1980). Im Boden gemessen wurden die Parameter pH, Sauerstoffgehalt, organischer Gehalt und Temperatur. Es konnten aber keine signifikanten Abhängigkeiten nachgewiesen werden. Möglicherweise war die Probenanzahl zu gering, um eventuell vorhandene, geringe Effekte der gemessenen Boden-Parameter auf die Verteilung der Arten mit hinreichender statistischer Sicherheit beurteilen zu können, da die Effekte der Parameter Strömung und Korngröße auf die Fauna zu dominant sind.

Der Einfluss des Schwermetallgehalts kann aufgrund fehlender Messgrößen nicht nachgewiesen werden, muss aufgrund der hohen Kontamination der Sedimente (s. Kapitel 4, S. 17) aber angenommen werden. Insbesondere die in der Elbe in Massenvorkommen abundanten Tubificidae gelten, aufgrund ihrer Toleranz gegenüber Schwermetallen, als Indikatoren für mit Schwermetallen belastet Sedimente (LAPOINTE et al. 1984). Die Abundanzen der meisten anderen Spezies sinken mit Erhöhung des Schwermetallgehalts der Sedimente, lediglich die Tubificidae erreichen höhere Abundanzen in belasteten Sedimenten (LAPOINTE et al. 1984).

Massenvorkommen der Chironomidae und/oder Oligochaeta sind in der Lage durch Bioturbation die chemisch/physikalischen Bedingungen ihres Habitats zu verändern (u.a. BIRTWELL & ARTHUR 1980, MCCALL & FISCHER 1980). Im Substrat lebende Spezies, wie viele Chironomidae bauen verfestigte Wohnröhren in Form von Gespinnsten oder aus Ausscheidungen mit Be- und Entlüftungen. Dies versetzt sie in die Lage, die Bedingungen in ihrer unmittelbaren Umgebung (in gewissen Grenzen) zu regulieren wie dies z.B. von FRENZEL (1990) für die Chironomidae *Microseptria* sp. gezeigt wurde, und eine gewisse Unabhängigkeit von den Bedingungen im Sediment zu erlangen. Die Pumpaktivitäten von Tubificiden in ihren Gängen sind im Gegensatz zu der der Chironomiden gering (MCCALL & FISCHER 1980), eine Änderung der Habitatbedingungen wird vielmehr durch die ständige Umlagerung und Sortierung der Sedimente durch Nahrungsaufnahme und Ausscheidung erreicht. Das Absaugen des gesamten Sedimentwassers erfasst die Bedingungen in diesen Mikrohabitaten nicht.

Eine mögliche Fehlerquelle ist die Berechnung des Tiefen-Horizonts, aus dem das Wasser entnommen wird. Die Fördermenge schwankt sehr mit der Qualität der Sedimente, daher ist die



Angabe, aus welcher Tiefe der Sedimente und damit der Fauna, das Porenwasser pro Zeiteinheit gefördert wird, stark fehlerbehaftet.

**Fazit:** Korrelationen mit den im Substrat gemessenen physikalischen Parametern konnten aus den oben genannten Gründen nicht gefunden werden. Die Ordination bestätigte aber die Parameter Strömung und Substrat als die bestimmenden Parameter für die Zusammensetzung der Fauna, welche für den Datensatz Weichsubstrat ausführlich analysiert wurden.

	A_aq_uati	A_flu_v	Acari	Arane	Bryoz	C_cas_pia	C_cur_v	C_dia_str	C_hor_ari	C_luc_tuo	Caen_sp	Chao_bo_P	Chiro_ad	Chiro_L	Chiro_P	Coleo_Ju	Corixi_da	D_lac_teu	D_pol_ymo	D_vill_os	Dipte_L	Dipte_P	Ench_ytra	G_tigr_in	Gam_ma_s_p	Gas_l_eer	H_co_ntub	Hydro_psy	L_hof_fme	Lepto_cer	Limn_odri	Lum_vari	N_bre_tsc	Nai_si_mmp	Nais_eli	Nais_pse	Nais_sp	Nema_toda	Oli_g_anz	P_bar_ba					
Org_neu		0,66												-0,32	-0,23							0,32			-0,2		0,98														-0,25	0,53			
KrFu_neu		-0,24	0,53			0,58	0,56	-0,22					0,32	0,35	0,27		0,28		0,69								0,34	0,28		0,26				0,39	0,29	0,34				-0,2	0,36	-0,27			
d50_neu			0,57		-0,22	0,7	0,7						0,31	0,33	0,39	0,25		0,37		0,73				0,3			0,65		0,23			0,46	0,48	0,4	0,65	0,21			0,36	-0,21					
O2GeMna2			-0,31		-0,26		-0,2		-0,23				0,21	-0,23						-0,27	-0,25	-0,39					-0,33	-0,37		-0,33			-0,43	-0,58		-0,33	-0,41								
pHMna2	0,28	0,43			-0,3	-0,45										-0,25	-0,35	0,24	-0,26							0,24			-0,24												-0,23				
O2Sä_phy			0,28			0,77	0,2						0,34	0,25	0,32	0,28	0,28	0,39				-0,21						0,25	0,32					0,32						0,39					
Temp_phy		-0,25	0,25		0,41	0,29					-0,22			0,38	0,32		0,29	0,37		0,37		0,24					0,31	0,25		0,25			0,5	0,39	0,22	0,31	0,35	-0,25	0,38	-0,24					
pH_phy			-0,41		0,3		-0,34		-0,29	-0,34				-0,25						-0,2	-0,32	-0,45					-0,23	-0,37		-0,34				-0,56		-0,23									
Min_vGes		-0,31	0,38			0,53	-0,22	0,44	0,27			0,39	0,4	0,56				0,36		0,2	0,59			0,27	0,3		0,49	0,24		0,49		0,26	0,31	0,52		0,49	0,33	-0,45							
mit_x			0,44	0,3		0,33	0,33				-0,35	-0,37						0,28		0,6			-0,21				0,42	0,51	-0,24	0,3	-0,32		0,26	0,45		0,42		-0,24	0,42						
mit_y			0,2										0,29						0,25	0,22	0,28		0,28				0,38	0,22		0,31	-0,28	0,31	0,24		0,38		-0,31	0,22							
Stabw_y			0,23	0,52									-0,47						0,41	0,31				0,21				0,33			-0,41														
		P_geo_met	P_ha_mm	P_hen_slo	P_mili_um	P_moi_tes	P_niti_du	P_obt_usa	P_sub_tru	P_sup_inu	P_vol_ki	Pluma_sp	Pot_a_nti	Pri_os_bo	Pristi_na	R_de_meij	S_cor_ne	Simuli_L	Stagni_co	Styl_l_ac	Tricho_pt	Tubife_x	Tubifi	V_co_mat	V_inte_r																		0		
Org_neu			0,67																			0,52																							
KrFu_neu		-0,22		0,32			0,32		-0,25				-0,3		0,34		0,39											-0,26																	
d50_neu						0,45		-0,25					-0,23		-0,22	0,33		0,26		-0,22								-0,22																	
O2GeMna2										-0,29	0,26			-0,26																															
pHMna2		0,29		0,23	0,23		0,24	-0,22					0,24	-0,3		0,23	-0,25	0,24	-0,3	-0,25	0,29																								
O2Sä_phy		-0,21				0,27	0,26	-0,22		-0,2	0,24							0,47			0,23																								
Temp_phy		-0,25		-0,21	-0,22					-0,23	-0,2			0,41	-0,32	-0,22				0,41																									
pH_phy													-0,23		0,3						0,3																								
Min_vGes								-0,22			-0,25											-0,25																							
mit_x		-0,29	0,33		-0,27	0,44			-0,34	0,32		-0,32			0,34	-0,26	0,34																												
mit_y					-0,24						-0,38				-0,4	-0,24	0,21																												
Stabw_y			0,47			0,32	0,23				0,36	-0,21			0,56																														
Min_x																																													

Tabelle 50: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Spezies. Dargestellt sind alle Korr.-Koeffizienten mit Beträgen größer 0,2.

## 7.5.4 Korrelationsanalyse Umweltparameter - Fauna Hartsubstrat

### 7.5.4.1 Indirekte Gradientenanalyse

In die Analyse wurden Datensätze aufgenommen, für welche die Oligochaeten differenziert determiniert wurden, d.h. soweit möglich bis zur Art. Zur explorativen Datenanalyse wurde zunächst eine DCA durchgeführt welche die Varianz im Datensatz als relativ gering darstellte. Es wurde daher eine PCA durchgeführt.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Lengths of gradient (keine Transformation)	2,813	1,638	1,951	1,614	2,862
Lengths of gradient (Transf.: $\ln(10y+1)$ )	2,513	2,368	2,414	2,495	4,859
Lengths of gradient (Transf.: $\ln(999y+1)$ )	2,588	2,372	2,417	2,083	5,238

Tabelle 51: Test auf Gradientenlänge; DCA Kennwerte - n=64.

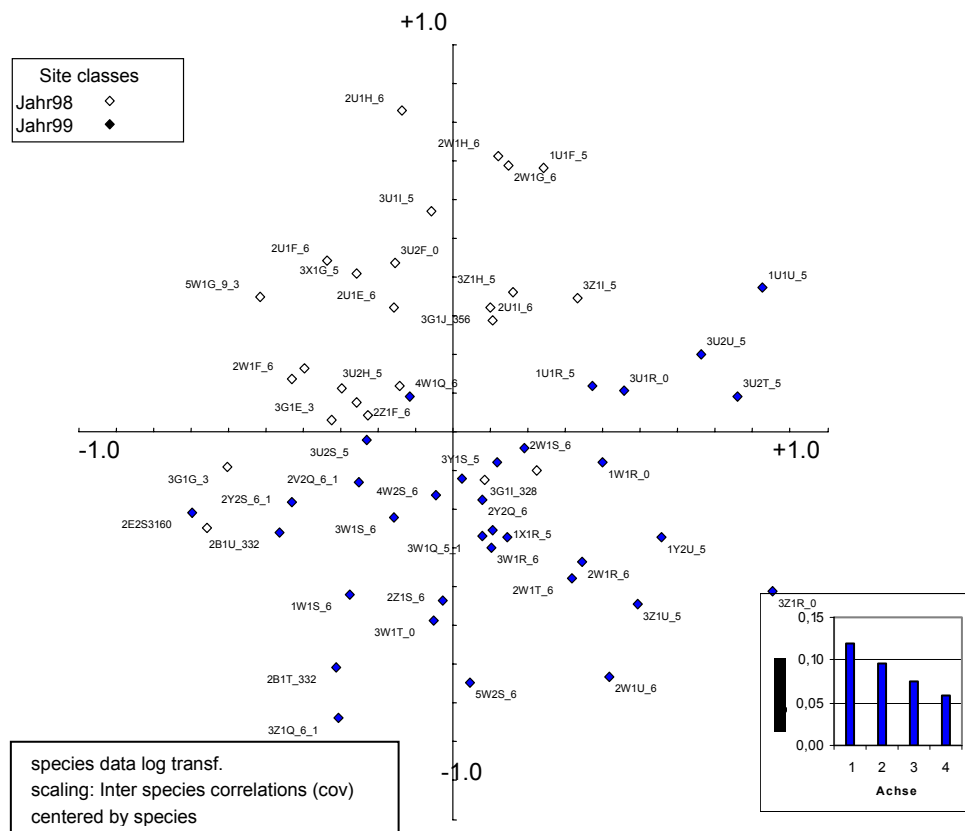


Abbildung 52: Scatter Achsen 1/2. PCA, klassifiziert in die Probenahmejahre – Datensatz Hartsubstrat, n=64.

Die Grafik (Abbildung 52) zeigt eine deutliche Auftrennung in die Probenahmejahre 1998 und 1999 entlang der 1. Hauptachse der PCA. Die Klassifizierungen nach Probenahmeort, Sommerigkeit, Sauerstoff Minima und Jahresmonat ergeben dagegen keine deutlich erkennbare Clusterung der Proben. Eine weitere Klassifizierung nach Art der Probenahme (Abbildung 53), ergibt entlang der 1. Hauptachse der Ordination die drei wenig homogenen Cluster „Holz“, „Bunnensteine aus Schlacke“ und „Bunnensteine Naturstein“.

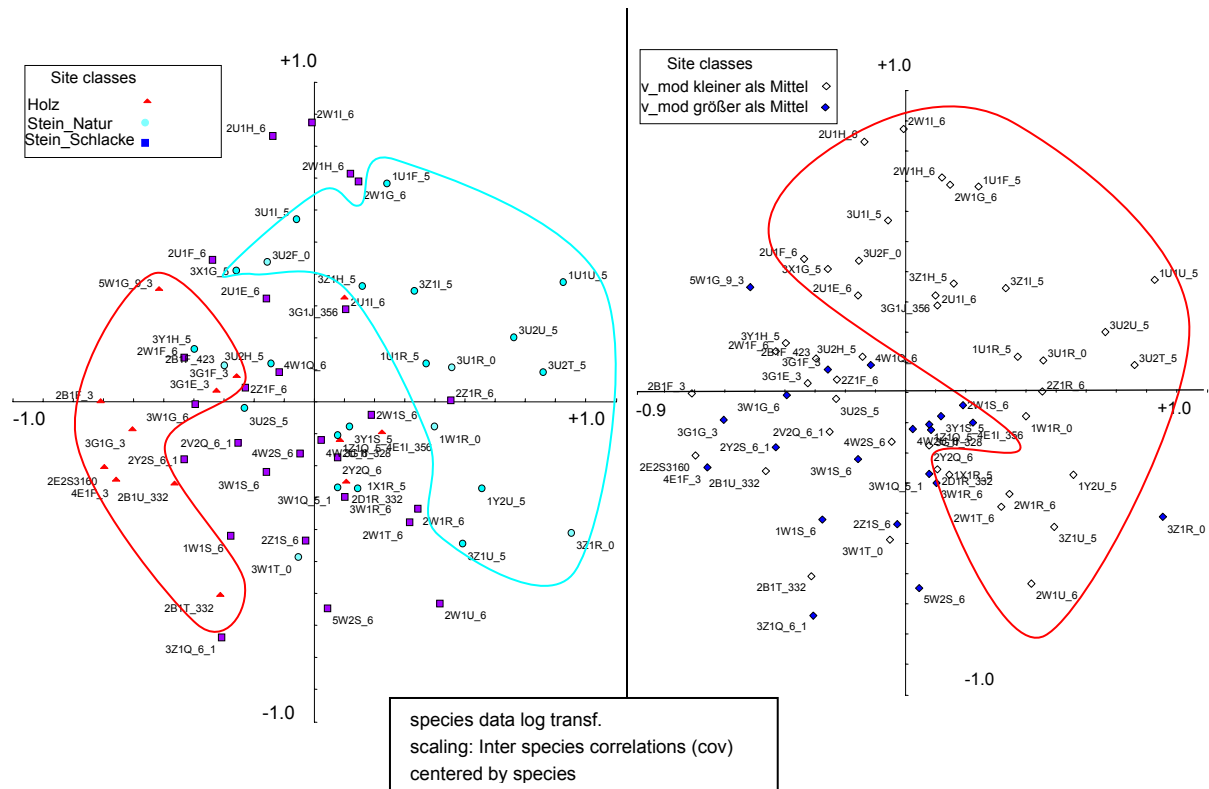


Abbildung 53: Scatter Achsen ½. PCA, Klassifiziert in die Substrattypen (links); PCA, klassifiziert in Strömungsklassen (rechts) - Datensatz Hartsubstrat, n=64.

Eine weitere Klassifizierung in Proben, bei welchen eine Strömungsgeschwindigkeit über dem Mittel vorherrschte und solche unter dem Mittel (Abbildung 53 rechts), ergibt eine deutlichere Auftrennung. Es zeigen sich aber Gemeinsamkeiten zu der Klassifizierung aufgrund der Substrattypen (Abbildung 53 links): offensichtlich waren Proben mit verminderter Strömungsgeschwindigkeit oft auch solche mit dem Substrat „Naturstein“. Eine Zuordnung der Effekte kann damit durch eine indirekte Gradientenanalyse nicht getroffen werden und wird im folgenden durch die direkte Gradientenanalyse versucht.

### 7.5.4.2 direkte Gradientenanalyse

#### 7.5.4.2.1 Transformation und Selektion von Daten/-sätzen und Spezies

Die Pearson Korrelationsmatrix der unterschiedlich transformierten Werte von Umweltparameter und Spezies (nicht dargestellt) zeigt die höheren Korrelationen für die Paarung von nicht-transformierten Umweltparametern mit ln-transformierten Arten. In den weiteren Analysen wird daher mit ln-transformierten Art Daten und nicht-transformierten Umweltdaten gearbeitet.

Keinerlei Korrelationen werden u.a. für das „Sammel“-Taxon Oligochaeta ermittelt, da sich unter diesem Begriff diverse Arten mit sehr unterschiedlichen autökologischen Ansprüchen befinden. Mittlere bis hohe Korrelationen zeigen insbesondere die Taxa *C. curvispinum*, *G. tigrinus*, *D. villosus* und *D. polymorpha* mit Umweltparametern, welche mit der Strömungsgeschwindigkeit ( $v_{Ges\_neu}$ ;  $v_x$  usw.) assoziiert sind.

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Lengths of gradient (keine Transformation)	2,725	1,312	1,635	1,173	2,862
Lengths of gradient (Transf.: $\ln(10y+1)$ )	2,156	2,096	1,753	1,338	4,859
Lengths of gradient (Transf.: $\ln(999y+1)$ )	2,297	2,210	1,944	1,676	5,238

Tabelle 52: Test auf Länge des Gradienten, Datensatz Hartsubstrat; DCCA Kennwerte - n=64.

Die Varianz im Datensatz ist relativ gering (Tabelle 52), da die length of gradient der  $\ln(10y+1)$  transformierten Datensätze lediglich 2,2 beträgt. Es wurde daher eine RDA durchgeführt.

Marginal Effects Varianzerklärung <u>nur</u> durch die Variable		Conditional Effects zusätzliche Varianzerklärung durch die Var. nach Einschluss in Modell		Irrtumswahrscheinlichkeit der Erklärung (Monte-Carlo Test ) P	F-Wert
Monat	0.07	Monat	0.07	0.001	4.73
Jahr	0.07	h_Mod	0.04	0.001	2.89
O2SäMna2	0.05	MonatZ	0.04	0.001	2.98
O2GeMna2	0.04	Jahr	0.04	0.001	2.88
MonatZ	0.04	O2GeMna2	0.03	0.003	1.95
O2GEH_a2	0.04	v_GesNeu	0.03	0.004	1.81
O2Sät_a2	0.04	HvBg_Mw	0.02	0.010	1.75
h_Mod	0.04	TmpMxa2	0.02	0.030	1.48
HvBg_Mw	0.04	v_Mod	0.02	0.078	1.34
v_GesNeu	0.04	P0	0.02	0.036	1.50
HvBg_Max	0.04	Stand_t	0.01	0.142	1.27
HvBg_Min	0.04	HvBg_Max	0.02	0.061	1.36
vx_neu	0.04	O2SäMna2	0.02	0.153	1.23
TmpMna2	0.04	O2SäMxa2	0.01	0.153	1.24
TmpMxa2	0.04	O2GEH_a2	0.02	0.210	1.18
MonatZZ	0.04	HvBg_Min	0.01	0.383	1.06
pHMna2	0.03	MonatZZ	0.01	0.903	0.73
v_Mod	0.03	P5	0.01	0.349	1.06
O2GeMxa2	0.03	P6	0.01	0.346	1.07
Temp_a2	0.03	O2GeMxa2	0.02	0.307	1.10
P5	0.03	pHMna2	0.02	0.015	1.61
O2SäMxa2	0.03	pH_a2	0.01	0.299	1.11
Vy_Mod	0.02	Temp_a2	0.02	0.371	1.05
P3	0.02	Vx_Mod	0.01	0.370	1.08
P0	0.02	O2Sät_a2	0.01	0.322	1.09
vy_neu	0.02	pHMxa2	0.02	0.390	1.04
pH_a2	0.02	TmpMna2	0.01	0.519	0.94
pHMxa2	0.02	P9	0.01	0.484	0.97
Vx_Mod	0.02	vx_neu	0.01	0.543	0.94
Stand_t	0.01	vy_neu	0.01	0.644	0.88
P4	0.01	P4	0.01	0.609	0.86
P9	0.01	Vy_Mod	0.01	0.897	0.68
P6	0.01	P3	0.01	0.846	0.71
P31	0.01	h_neu	0.01	0.400	1.07
h_neu	0.01				

Tabelle 53: Varianzerklärungen und Irrtumswahrscheinlichkeiten aller möglichen Variablen, Datensatz Hartsubstrat.

Die Variablen mit der größten Varianzerklärung (Tabelle 53), welche nach dem PT (Monte-Carlo Permutationstest) auch hoch signifikant sind, sind die Parameter Probenahmemonat (Monat), Probenahmejahr (Jahr), Jahresmonat (MonatZ), modellierte Gewässertiefe und der Parameter Gesamt-Strömungsgeschwindigkeit (v\_GesNeu). Es folgen Sauerstoffminima (gemessen als Sättigung und Gehalt) und Pegel Havelberg. Weitere physikalische Gewässerparameter (pH und Temperatur) und die Dummy Variablen der Substrattypen sowie die modellierte Strömungsgeschwindigkeit, weisen relativ geringe Varianzerklärungen und, bis auf den mittleren Korndurchmesser nach Fuhrböter, auch hohe Irrtumswahrscheinlichkeiten auf.

Nach einer Selektion der Parameter auf Varianzerklärung, Irrtumswahrscheinlichkeit, Korrelation mit den Arten und Covarianz mit anderen Umweltfaktoren, wurden folgende Parameter selektiert:

aus der Gruppe der Strömungsfaktoren der Mischparameter **Gesamt-Strömungsgeschwindigkeit**, (v\_Gesneu), da dieser die größte Varianzerklärung bietet und

geringe Irrtumswahrscheinlichkeit aufweist. Die anderen Parameter wurden ausgeschlossen, da sie eine hohe Irrtumswahrscheinlichkeit und niedrigere Varianzerklärung aufweisen, stark untereinander covariieren und daher keine zusätzliche Information für die Erklärung der Verteilung der Spezies bieten. Die **modellierte Gewässertiefe** (h\_mod) wird als Faktor mit hoher Varianzerklärung, welcher nicht mit anderen covariert dargestellt. Dieser Faktor wird ebenfalls ausgewählt.

Der Parameter Probemonat (Monat), weist eine hohe Korrelation (0,97, Tabelle 54) mit dem Probejahr auf. Da die Aussagen also austauschbar sind, wird der Parameter **Probenahmejahr** ausgewählt, welcher keinen Verweis auf die Jahreszeit enthält, welche in Form des Parameters **MonatZ** ebenfalls ausgewählt wurde.

Alle physikalischen Parameter welche im Flusswasser gemessen wurden, weisen natürlicherweise eine hohe Kovarianz mit der Jahreszeit (MonatZ) und untereinander auf. Es fanden die besterklärenden Faktoren **Minima des Sauerstoffgehalts, pH-Minima und Wassertemperatur-maxima** (Tpmxa2) in die Ordination Eingang. Der Sauerstoffparameter und Temperaturparameter weist ebenfalls eine relativ niedrige Irrtumswahrscheinlichkeit auf.

Auch der Abfluss schwankt im Jahresverlauf, es ergeben sich daher Kovarianzen zwischen dem Pegelstand (HvbgMw) und der Jahreszeit (MonatZZ). Von den Pegeln wurde **HvbgMw** mit der geringsten Irrtumswahrscheinlichkeit in die Ordination aufgenommen.

Die Dummy Variablen, welche die Probeart codieren bieten sehr wenig Varianzerklärung und sind mit großer Irrtumswahrscheinlichkeit behaftet, daher werden diese von der Ordination ausgeschlossen.



### 7.5.4.2.2 RDA

SIGNIFIKANZEN	Achse 1	Achse 2	Achse 3	Achse 4
Jahr	0,7329**	n.s.	0,0009*	n.s.
v_GesNeu	0,318**	-0,4534**	n.s.	-0,2908**
O2GeMna2	0,474*	n.s.	-0,4336**	-0,129*
pHMna2	0,1053*	n.s.	-0,192*	0,1321*
h_Mod	-0,1769**	-0,548**	n.s.	n.s.
HvBg_Mw	n.s.	n.s.	-0,511**	0,233**
MonatZ	n.s.	0,441**	0,4823**	-0,0593**
TmpMxa2	n.s.	n.s.	n.s.	0,3058**

Tabelle 55: Korrelationen und Signifikanzniveaus der Umweltparameter mit den Achsen der Ordination, Datensatz Hartsubstrat.

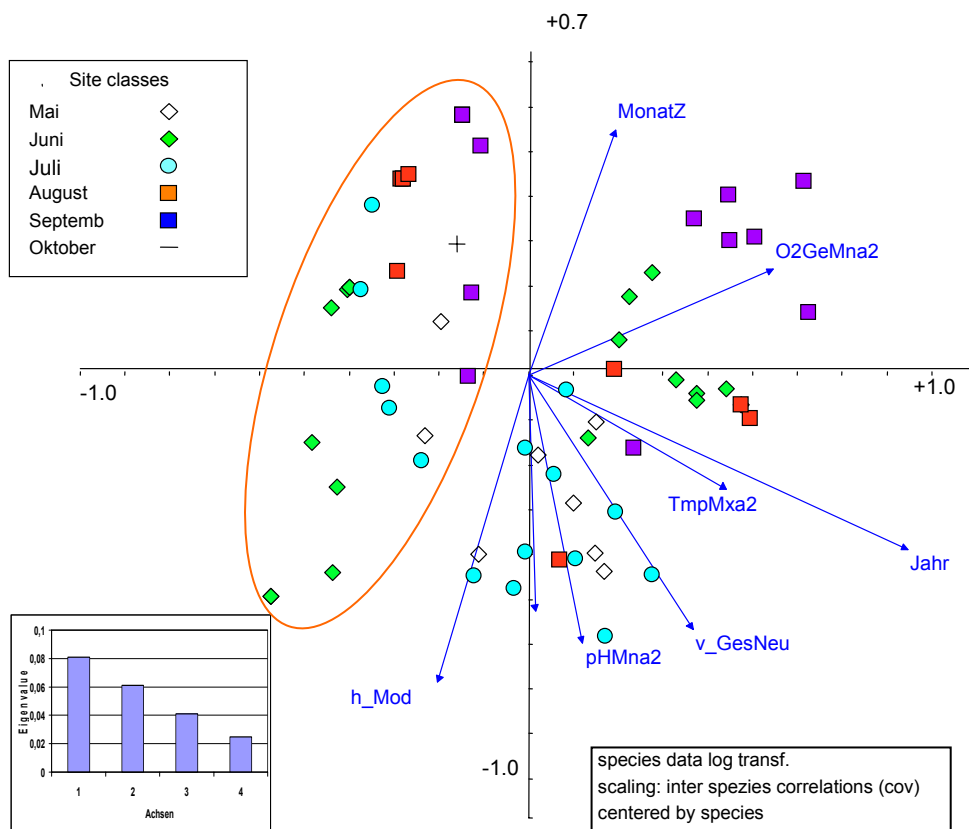


Abbildung 54: Scatter Achsen 1/2 RDA klassifiziert nach Jahresverlauf (rot markiert 1998), Datensatz Hartsubstrat, n=64.

Die best erklärenden Parameter auf der ersten und zweiten Achse der Ordination (Tabelle 55) sind Probenahmejahr und Gesamtströmungsgeschwindigkeit, gefolgt vom Sauerstoffgehalt des Wassers (nur auf 10% Niveau signifikant). Klar ist die Clusterung der Proben in Bezug auf den Faktor Probenahmejahr zu erkennen (Abbildung 54): auf der negativen Seite der Abszisse ordnen sich die Proben des Jahres 1998 (roter Kreis) auf der positiven Seite die des Jahres 1999 an. Erst auf der dritten Achse ergeben sich signifikante Korrelationen mit den Faktoren Jahresmonat (MonatZ), dem Pegel Havelberg und dem Sauerstoffgehaltsminimum. Die Wassertemperatur korreliert erst auf der 4. Achse. Die genannten Korrelationen sind hoch signifikant auf einem Niveau von 5%.

Die Klassifizierung der Proben entsprechend der Faktoren Strömungsgeschwindigkeit (Abbildung 55, links) und modellierte Wasserstandshöhe (Abbildung 55, rechts) verdeutlicht, dass Proben, welche sich durch erhöhte Strömungsgeschwindigkeit auszeichneten, sich oft auch in tieferem



Wasser befanden. Proben mit erhöhter Strömungsgeschwindigkeit waren charakterisiert durch das Vorkommen von Leptoceriden und *Ceraclea sp.* sowie Hydropsychidae (1. und 2. Larvenstadien),

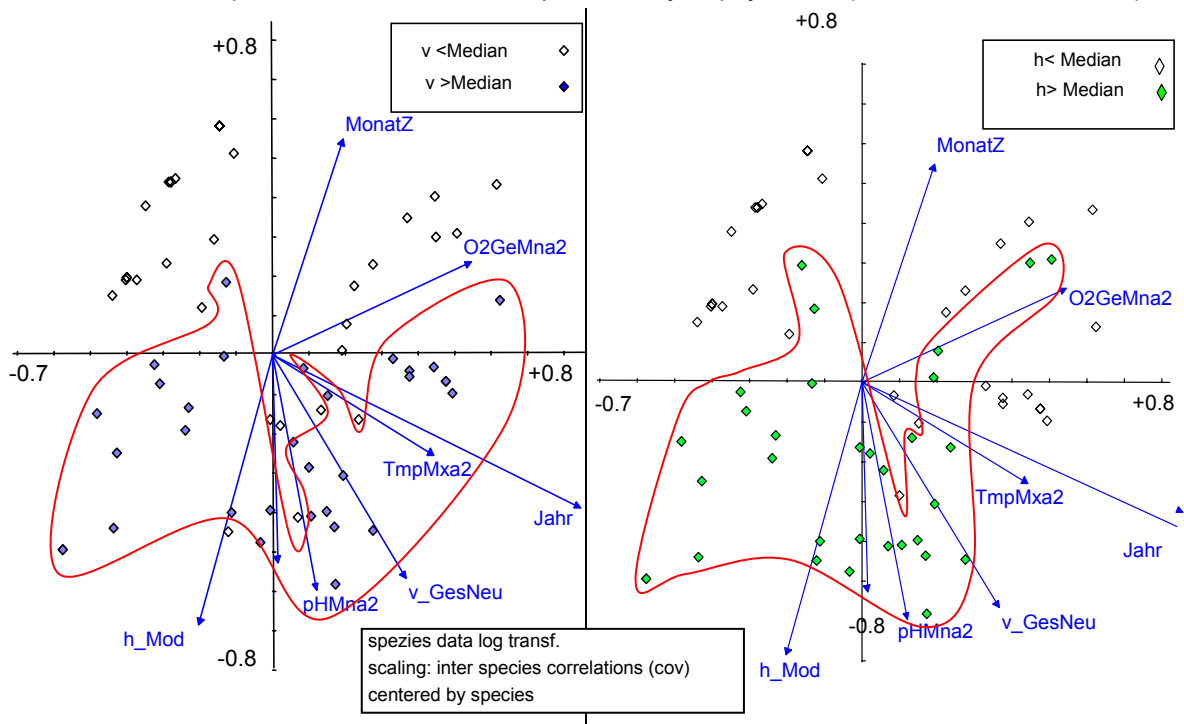


Abbildung 55: Scatter Achsen ½. RDA, Klassifiziert in Strömungsgeschwindigkeit größer Median (0,14cm/s) und kleiner und modellierte Wasserstandshöhe größer Median (0,45m) und kleiner.

*H. sulphurea* und *H. contubernalis* sowie *H. bulgaromanorum* (Abbildung 56). Alle diese Arten zeigten mäßige Korrelationen. Über die im Weichsubstrat als rheophil eingestufte *R. demeijerei* konnte keine Aussage getroffen werden, da diese Art nur in 4 Proben gefunden wurde. Als strömungsmeidend (stagnophil) erwiesen sich die Taxa Nematoda und die Oligochaeten *Chaetogaster. sp.* und *L. hoffmeisteri*. *G. tigrinus* sowie *D. villosus* zeigten keine Korrelationen mit der Strömung. *D. villosus* und viele Ephemeroptera wurden erst im 2. Jahr der Probenahme gefunden, daher die erhöhten Korrelationen mit dem Faktor Jahr.

Positiv mit dem Abfluss (dargestellt als Pegel Havelberg) korreliert sind die Taxa *V. intermedia* und Tubificidae sowie Enchytraeidae. Die abflussarmen Monate zeichneten sich durch die vermehrte Anwesenheit von *Limnodrilus hoffmeisteri*, *P. nitidum* und *P. supinum* aus (niedrige Zusammenhänge, Korr.-Koeff. >0,25, s. Tabelle 56).

Auf der dritten Achse der Ordination, deren Eigenvalue nicht wesentlich niedriger ist als der der 2. Achse (es fehlt der „Knick“) und daher noch einen wichtigen Beitrag zur Erklärung der Ordination leistet, korreliert der Parameter Sauerstoffgehaltsminimum. Mit dem Sauerstoffgehalt waren insbesondere *Nais bretscheri* und *Heptagenia sulphurea* positiv korreliert, traten daher bei erhöhtem Sauerstoffgehalt gehäuft auf (niedrige Zusammenhänge, Korr.-Koeff. >0,25, s. Tabelle 56).

Für die weiteren physikalischen Parameter werden lediglich kleine Korrelationskoeffizienten zwischen Spezies und Umweltfaktoren aufgezeigt. Diese Parameter korrelieren erst auf der vierten Achse der Ordination, sind daher nicht für die Hauptvarianz im Datensatz verantwortlich.

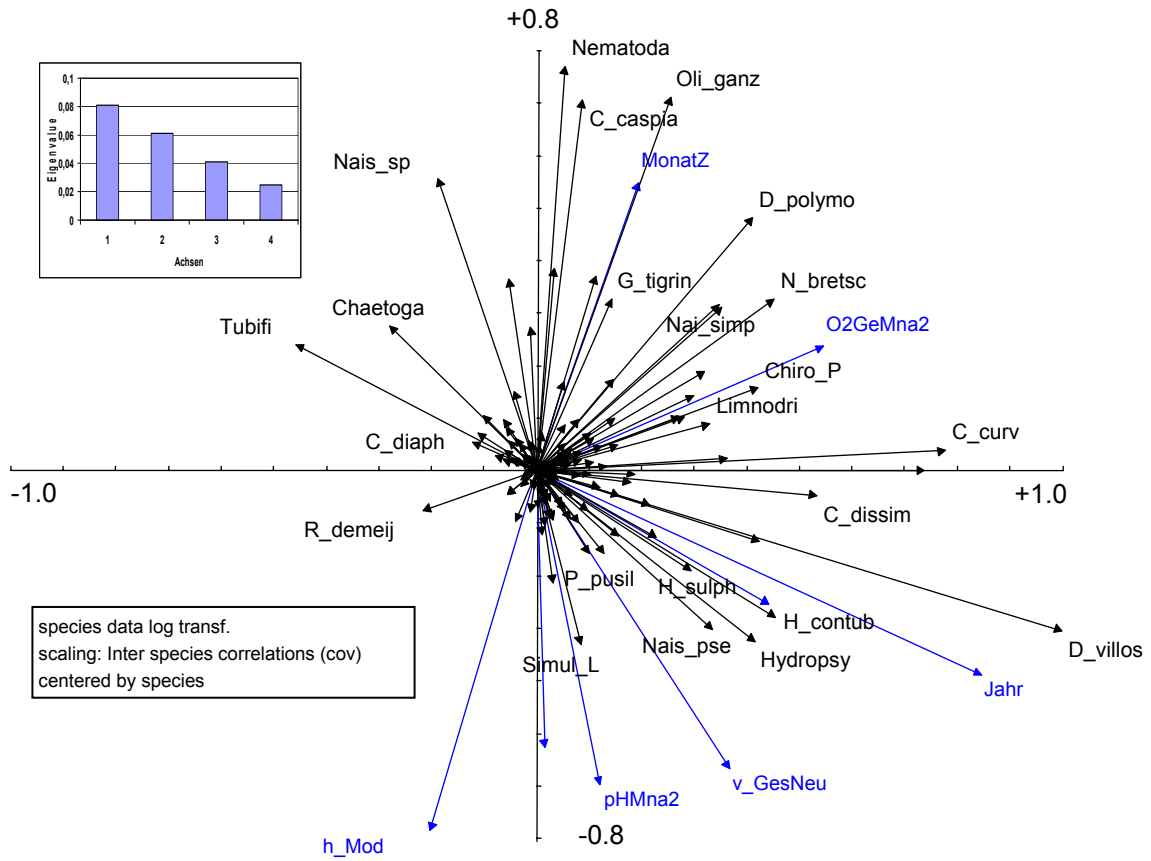


Abbildung 56: Scatter Spezies-Umgebungsvariablen; Achsen 1/2. RDA – Datensatz Hartsubstrat n=64.

n# Proben	16	1	1	1	21	4	4	4	4	11	15	30	59	3	13	2	26	1	8	1	33	6	1	2	1	1	9	12	1	10	64	49	3	1	1	17	1			
Art	A_aquati	A_coxali	A_foliac	A_meridi	Acari	B_rhodan	Baet_fus	Baeti_p	Bit_tent	Bryozo	C_beskid	C_caspia	C_curv	C_diah	C_dias	C_diss_P	C_dissim	C_fulva	C_hora	C_langi	C_luctuo	C_macrur	C_rivulo	C_robust	C_senili	C_splend	Caenosp	Ceracosp	Cerato	Chaetoga	Chiro_L	Chiro_P	Corixida	Culexsp	D_hae	D_lacteu	D_lugpol			
h_Mod			0,29		-0,21							-0,47			-0,23															-0,27	-0,3	-0,35		0,23						
HvBg_Mw					-0,31	0,22						-0,32			-0,24					0,27				0,22			0,24								0,28					
Jahr						0,23			0,22	-0,22	0,42		0,47	-0,25			0,5		-0,23		0,43							0,33		-0,3	0,33									
MonatZ					0,45	-0,24																														0,27		0,33		
O2GeMna2						0,37					0,37			0,21		0,28																	0,35							
pHMna2					-0,42	0,23				-0,26				-0,27				-0,26		0,26						-0,26					0,22						-0,38			
TmpMxa2					-0,22						0,46		0,22	-0,46			0,3																				-0,56			
v_GesNeu							0,21	0,26				-0,36	0,23														0,23		-0,28	0,29								-0,26		
in# Proben	30	39	15	1	1	8	5	28	2	61	1	9	9	4	29	5	2	1	2	6	14	1	6	2	7	6	5	1	6	1	28	6	8	2	1	12				
Art	D_poly	D_villos	Dipte_L	Dipte_P	E_ignita	E_ectoc	E_tene	Enchytra	Ephemero	G_tigrina	G_trunca	Gammasp	H_bulgar	H_cont_P	H_contub	H_flava	H_longic	H_margi	H_sarsa	H_stagna	H_sulphu	H_tinosa	Heptasp	Heptagen	Hetero	Hydrasp	Hydrasp	Hydrachn	Hydro_P	Hydrohi	Hydropsy	Hydrozoa	L_hoffme	L_inter	Lepto	Leptocer				
h_Mod	-0,31		y																																					
HvBg_Mw	-0,45						-0,21	0,22	0,24	-0,4		0,28				0,3			0,25	-0,22	0,3			0,33		0,21		0,28						-0,25						
Jahr		0,78						0,21					0,27	0,23	0,47	0,21					0,41				0,31				0,28			0,36								
MonatZ	0,53						0,21			0,52		-0,24				-0,3			-0,21		-0,34		-0,25	-0,27		-0,22		0,27				-0,22								
O2GeMna2		0,23			0,23											0,3	0,28				0,42		0,28				0,21												-0,43	
pHMna2	-0,23								0,22	-0,26					0,26	0,24			0,25		0,34			0,23		0,21		-0,38	0,23											
TmpMxa2	0,25	0,38								0,28				0,29	0,34						0,23	0,25	0,21		0,25			-0,56			0,34							0,23		
v_GesNeu									0,28				0,26	0,29	0,3						0,28	0,25	0,21		0,25			-0,56	0,34		0,38		-0,32					0,21		
in # Proben	1	15	2	2	32	1	4	5	12	1	25	13	24	34	1	9	1	3	52	2	9	1	1	1	2	2	2	1	1	7	6	6	2	12	5	1	13			
Art	Lim_udek	Limnodari	Lum_vari	Lymnaeid	N_bretsc	Nai_ba	Nai_behn	Nai_pard	Nai_simp	Naididae	Nais_el	Nais_pse	Nais_s	Nematoda	Notonecta	O_nota	O_ochra	Oecetis	Oli_ganz	Ore_vil	P_barba	P_bavar	P_caspo	P_geomet	P_hamm	P_henslo	P_milium	P_moit	P_mold	P_nitidu	P_pusilla	P_supina	P_torva	P_volki	Pisidium	Pleco	Pluma			
h_Mod					-0,3								-0,24							-0,46										-0,24		-0,27								
HvBg_Mw							0,35		-0,28			0,46																	-0,44	0,42	-0,36	-0,21			-0,22	0,24				
Jahr		0,3		-0,2			0,23	0,25		0,39	0,42	-0,22																		0,31	0,28	0,2								
MonatZ							-0,3	0,35					0,43		-0,21																									
O2GeMna2					0,5		0,31	0,23		0,32	0,3								0,27								0,21											0,21		
pHMna2							0,35	-0,28			0,37	-0,23	-0,36					-0,21										-0,26			0,37									0,24
TmpMxa2		0,29									0,2	-0,27	-0,26							0,2	0,2																			
v_GesNeu							0,33				0,32	0,27	-0,28	-0,34										0,21			0,24				0,36								0,25	
in# Proben	1	21	1	6	15	4	1	13	4	2	3	2	18	3	3	9	4	1																						
Art	Polycer	Pot_anti	Pot_bedo	Pri_long	R_demeij	S_corn	Simulsp	Simul_L	Simul_P	Sphae	Spongi	Stagnoco	Styl_jac	T_tubif	Tubifex	Tubifi	V_inter	W_mobil																						
h_Mod	0,28	-0,22			0,23				0,23																															
HvBg_Mw		-0,41					-0,23		0,24					-0,25																										
Jahr									0,25																															
MonatZ		0,24											-0,25																											
O2GeMna2				0,24	-0,31					0,2			0,22			0,2																								
pHMna2		-0,26			-0,23				0,27					-0,2																										
TmpMxa2								0,21				0,24																												
v_GesNeu		-0,28						0,31																																

Tabelle 56: Korrelationsmatrix Umweltparameter und Spezies, Datensatz Hartsubstrat. Dargestellt sind alle Korr.-Koeffizienten mit Beträgen größer 0,2.

### 7.5.4.3 link functions

Modell Zusammenfassung	term	Strömungsgeschwindigkeit		Jahresmonat (MonatZ)	
		estimate	std.error	estimate	std.error
<i>C. curvispinum</i>	b0				
link function: log	b1				
DF = 62	b2				
I>0 in 59 Proben	Modell signif. P	n.s. */**		n.s. */**	
	Abweichung				
<i>D. lacteum</i>	b0	1,04	0,13	-2,77	0,62
link function: log	b1	-9,17	1,81	0,42	0,08
DF = 62	b2	10,91	2,60	--	--
I>0 in 17 Proben	Modell signif. P	0,0000		0,0011	
	Abweichung	217,9		227,2	
<i>Dikerogammarus villosus</i>	b0				
link function: log	b1				
DF = 62	b2				
I>0 in 39 Proben	Modell signif. P	n.s. */**		n.s. */**	
	Abweichung				
<i>G. tigrinus</i>	b0				
link function: log	b1				
DF = 62	b2				
I>0 in 61 Proben	Modell signif. P	n.s. */**		n.s. */**	
	Abweichung				
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	b0	0,88	0,14		
link function: log	b1	-12,13	2,60		
DF = 62	b2	--	--		
I>0 in 8 Proben	Modell signif. P	0,0000		n.s. */**	
	Abweichung	168,5			
Leptoceridae	b0	-0,50	0,19		
link function: log	b1	--	--		
DF = 62	b2	2,34	1,87		
I>0 in 47 Proben	Modell signif. P	0,0208		n.s. */**	
	Abweichung	178,7			
<i>Nais elinguis</i>	b0	0,57	0,15		
link function: log	b1	1,47	1,06		
DF = 62	b2	0,06	1,42		
I>0 in 32 Proben	Modell signif. P	0,0027		n.s. */**	
	Abweichung	311,3			
Nematoda	b0	1,66	0,08	0,17	0,20
link function: log	b1	-1,58	0,31	--	--
DF = 62	b2	--	--	0,02	0,53
I>0 in 34 Proben	Modell signif. P	0,0045		0,0004	
	Abweichung	295,5		279,9	
<i>H. contubernalis</i>	b0	0,53	0,13	0,88	2,13
link function: log	b1	1,28	0,30	0,0008	0,05
DF = 62	b2	--	--	0,0005	0,66
I>0 in 123 Proben	Modell signif. P	0,0162		0,0001	
	Abweichung	238,1		256	
<i>Ceraclea sp.</i>	b0	-0,56	0,21		
link function: log	b1	1,74	0,47		
DF = 62	b2	--	--		
I>0 in Proben	Modell signif. P	0,0226		n.s. */**	
	Abweichung	195,5			
<i>H. bulgaromanorum</i>	b0	-1,26	0,29		
link function: log	b1	2,32	0,60		
DF = 62	b2	--	--		
I>0 in 9 Proben	Modell signif. P	0,0037		n.s. */**	
	Abweichung	136,9			

<i>H. sulphurea</i>	b0	-0,51	0,21	2,03	0,35
link function: log	b1	1,90	0,45	--	--
DF = 62	b2	--	--	-0,04	1,38
l>0 in 12 Proben	Modell signif. P	0,0075		0,0001	
	Abweichung	194,6		177,5	
Hydropsychidae	b0	0,44	0,13		
link function: log	b1	1,64	0,29		
DF = 62	b2	--	--		
l>0 in 40 Proben	Modell signif. P	0,0020		n.s. */**	
	Abweichung	249,9			

Tabelle 57: Konstanten und Irrtumswahrscheinlichkeiten für die link function.

Abundanz  $Y = \exp[b_0 + (b_1 \times X) + (b_2 \times X^2)]$  (\*\* Alpha = 0,05; \* Alpha = 0,1). Datensatz Hartsubstrat.

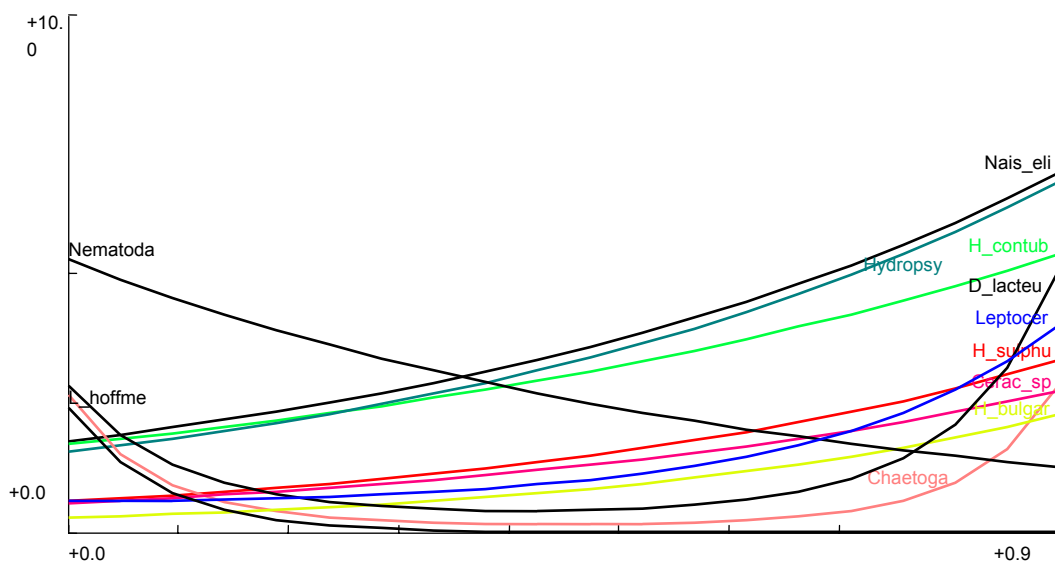


Abbildung 57: Model responses; Umgebungsfaktor Strömung gegen ln-Individuen/m<sup>2</sup>; Alpha = 0,05.

Auch die GLM-Regression, wie die RDA, charakterisiert *Nematoda* und *L. hoffmeisteri* als Taxa, welche Abundanzmaxima bei niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten haben (Abbildung 57). Diese Ergebnisse sind hoch signifikant. Eine Abundanzzunahme für erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten ist u.a. für die Taxa *H. contubernalis*, *H. bulgaromanorum* und die 1. und 2. Larvenstadien der Hydropsychidae sowie Leptoceridae und *H. sulphurea* zu verzeichnen. Für *Dendrocoelum lacteum* und *Chaetogaster sp.* werden zwei Abundanzmaxima angegeben.

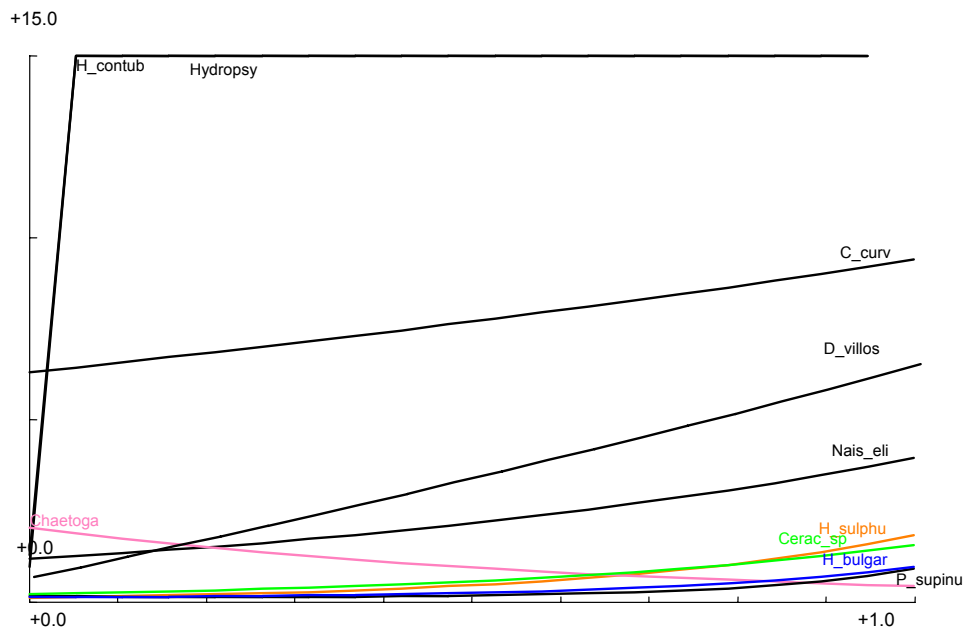


Abbildung 58: Model responses; Parameter Probenahmejahr gegen ln-Individuen/m<sup>2</sup>; Alpha =0,05.

Für die oben in der Regression der Strömungsgeschwindigkeit gegen Spezies erwähnten Taxa ist insgesamt ein leichter Trend zur Zunahme der Abundanz während der Probenahmeperiode (Abbildung 58) festzustellen. Lediglich die angesprochenen *D. villosus* und *C. curvispinum* zeigen eine deutliche Zunahme in der Abundanz.

In Bezug auf den Parameter Jahresmonat (nicht grafisch dargestellt) war von Mai bis Oktober eine leichte Zunahme der Taxa Nematoda und *D. lacteum* festzustellen. *H. sulphurea* und die Jugendstadien der Gammaridae Probenahmen im Jahresverlauf ab, während die Abundanz von *H. contubernalis* auf annähernd gleichem Niveau blieb.

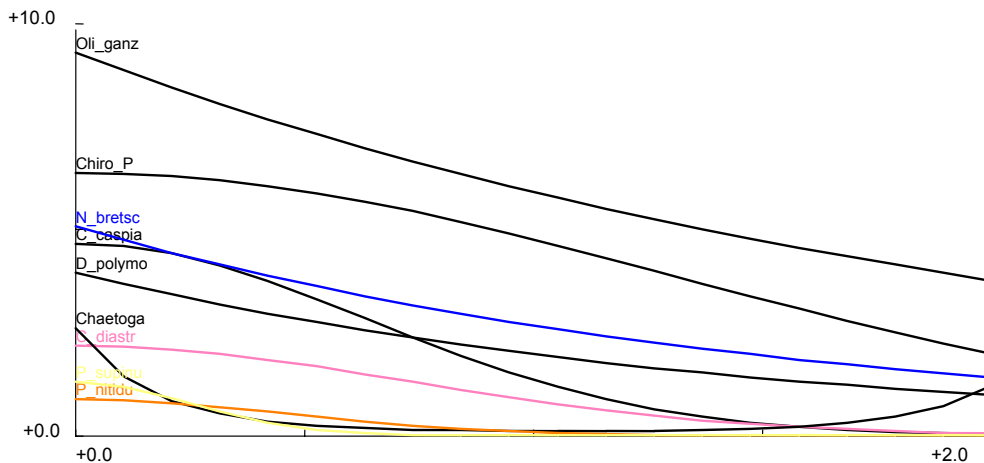


Abbildung 59: Model responses; Parameter modellierte Wassertiefe gegen ln-Individuen/m<sup>2</sup>; Alpha =0,05.

Abbildung 59 zeigt, dass die Abundanz der Taxa zu der modellierten Gewässertiefe, welche durch die Ordination als Parameter mit hoher Varianzerklärung dargestellt wurde, in einem reziproken Verhältnis steht: es finden sich nahezu ausschließlich Taxa, die bei zunehmender Gewässertiefe in abnehmender Anzahl gefangen werden.

Dagegen bewirkt eine Erhöhung des Parameters Sauerstoffgehalt eine Abundanzerhöhung der meisten Taxa (Abbildung 60). Eine positive Korrelation ist auch für die Leptoceridae festzustellen, allerdings mit einem Maximum in einem Bereich um 7,5mg/l Sauerstoff Gehalt.

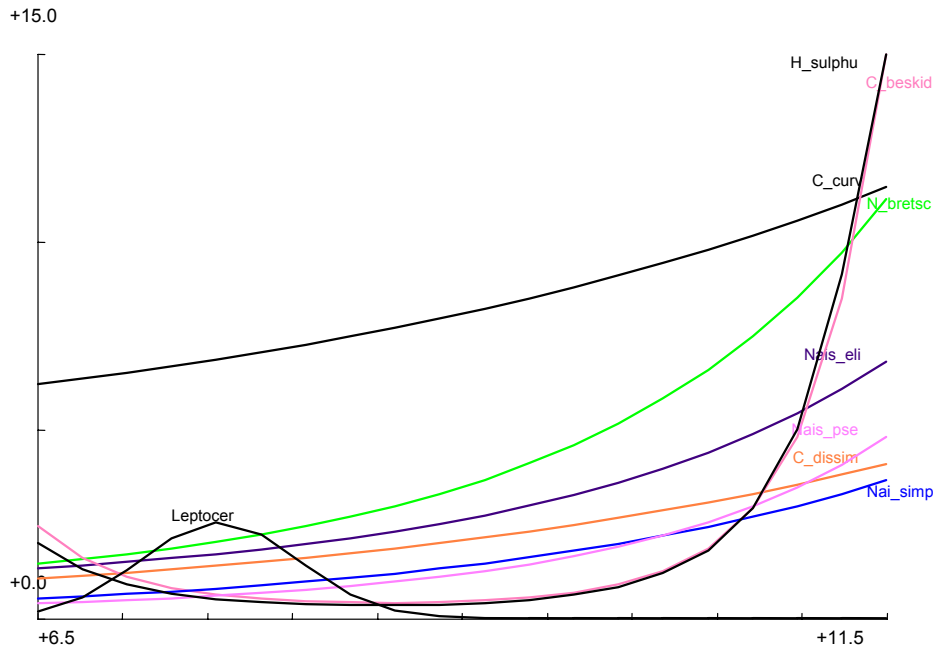


Abbildung 60: Model responses; Parameter Sauerstoffgehalts-Minimum gegen In-Individuen/m<sup>2</sup>; Alpha =0,05.

Aufgrund der niedrigen Korrelationskoeffizienten zwischen den weiteren Parametern und Taxa wird auf eine Betrachtung der weiteren Parameter verzichtet.

#### 7.5.4.4 multiple Regression- Bestimmung der Koeffizienten

Konstante	$\beta_{Env1}$	$\beta_{Env2}$	$\beta_{Env3}$	$\beta_{Env4}$	$\beta_{Env5}$	$\beta_{Env6}$	$\beta_{Env7}$	$\beta_{Env8}$
	h_Mod	HvBg_Mw	Jahr	MonatZ	O2GeMna2	pHMna2	TmpMxa2	v_GesNeu
Konstante $\beta_{Env..}$ für Achse1	-0,226	-0,135	0,953	0,055	0,189	-0,344	-0,024	0,251
Konstante $\beta_{Env..}$ für Achse2	-0,592	0,093	-0,222	0,439	0,225	-0,091	0,017	-0,381
Konstante $\beta_{Env..}$ für Achse3	0,221	-0,744	0,390	0,498	-0,593	0,527	-0,181	-0,079
Konstante $\beta_{Env..}$ für Achse4	-0,158	1,519	-0,298	0,475	-0,273	-0,576	1,236	-0,619
Standardfehler der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse1	4,1E-06	7,8E-06	6,8E-06	5,7E-06	4,5E-06	7,4E-06	7,5E-06	4,2E-06
Standardfehler der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse2	4,3E-06	8,3E-06	7,2E-06	6,1E-06	4,8E-06	7,9E-06	7,9E-06	4,5E-06
Standardfehler der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse3	3,5E-06	6,7E-06	5,8E-06	4,9E-06	3,8E-06	6,3E-06	6,4E-06	3,6E-06
Standardfehler der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse4	4,0E-06	7,7E-06	6,7E-06	5,6E-06	4,4E-06	7,3E-06	7,3E-06	4,1E-06
Signifikanz der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse1	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Signifikanz der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse2	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Signifikanz der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse3	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Signifikanz der Konstanten $\beta_{Env..}$ für Achse4	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Standardisierungskonstante $\gamma_{Env..}$	<b>1,659</b>	<b>0,028</b>	<b>2,016</b>	<b>0,731</b>	<b>0,801</b>	<b>5,681</b>	<b>0,374</b>	<b>4,006</b>
Standardisierungskonstante $c_{Env..}$	-0,956	-6,099	-1,134	-5,163	-7,014	-46,950	-8,729	-0,973

Tabelle 58: Konstanten der Umweltvariablen; multiple Regression SamE gegen Umweltvariablen, Datensatz Hartsustrat.

Die Standardfehler der durchgeführten Regression (Tabelle 58) sind, aufgrund der Rückrechnung der Iteration klein,  $R^2 \sim 1$  und die Korrelation ist hoch signifikant.

Die Konstanten für die weiteren, Taxa spezifischen Variablen, sind der nächsten Tabelle zu entnehmen.

Taxon	Kürzel/Konstante	Variable b für	Bezeichnung	Koeffizient b	Signifikanz
<i>Gammarus</i>	G_tigrin	1. Achse	b1	0,366	0,00%
<i>tigrinus</i>		2. Achse	b2	0,838	16,70%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	0,697	0,22%
	8,080649165	4. Achse	b4	-0,213	0,99%
		R: 0,5	R-Quadrat: 0,25	F: 5	0,15%
<i>Corophium</i>	C_curv	1. Achse	b1	1,995	0,00%
<i>curvispinum</i>		2. Achse	b2	0,098	0,00%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	0,033	77,17%
	8,040938899	4. Achse	b4	-0,332	92,25%
		R: 0,62	R-Quadrat: 0,38	F: 9,12	0,00%
<i>Dikerogammarus</i>	D_villos	1. Achse	b1	2,561	0,00%
<i>villosus</i>		2. Achse	b2	-0,779	0,00%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	0,443	0,50%
	3,97085918	4. Achse	b4	0,893	10,22%
		R: 0,81	R-Quadrat: 0,66	F: 28,62	0,00%
<i>Nematoda</i>	Nematoda	1. Achse	b1	0,139	0,00%
		2. Achse	b2	1,971	74,48%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	0,044	0,00%
	3,84948303	4. Achse	b4	0,497	91,72%
		R: 0,53	R-Quadrat: 0,28	F: 5,79	0,05%
<i>Caenis</i>	C_luctuo	1. Achse	b1	1,083	0,00%
<i>luctuosa</i>		2. Achse	b2	-0,339	0,09%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	0,397	27,74%
	2,630061192	4. Achse	b4	-0,021	20,37%
		R: 0,45	R-Quadrat: 0,2	F: 3,78	0,83%
<i>Nais</i>	N_bretsc	1. Achse	b1	1,151	0,00%
<i>bretscheri</i>		2. Achse	b2	0,839	0,62%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	-1,928	4,29%
	3,750558593	4. Achse	b4	-0,538	0,00%
		R: 0,62	R-Quadrat: 0,38	F: 9,18	0,00%
<i>Dreissena</i>	D_polymo	1. Achse	b1	1,05	0,00%
<i>polymorpha</i>		2. Achse	b2	1,234	0,17%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	1,193	0,03%
	2,867230251	4. Achse	b4	0,074	0,04%
		R: 0,63	R-Quadrat: 0,4	F: 9,96	0,00%
<i>Hydropsyche</i>	H_contub	1. Achse	b1	1,159	0,00%
<i>contubernalis</i>		2. Achse	b2	-0,716	0,05%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	0,325	2,73%
	2,446553531	4. Achse	b4	0,136	30,86%
		R: 0,5	R-Quadrat: 0,25	F: 4,94	0,17%
<i>Enchytraeidae</i>	Enchytra	1. Achse	b1	0,765	0,00%
		2. Achse	b2	0,363	7,65%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	-0,705	39,53%
	2,969250034	4. Achse	b4	0,924	10,20%
		R: 0,4	R-Quadrat: 0,16	F: 2,87	3,05%
<i>Hydropsyche sp.</i>	Hydropsy	1. Achse	b1	1,059	0,00%
		2. Achse	b2	-0,827	0,30%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	0,737	1,89%
	2,529441274	4. Achse	b4	0,064	3,56%
		R: 0,5	R-Quadrat: 0,25	F: 5,01	0,15%
<i>Ceraclea</i>	C_dissim	1. Achse	b1	1,366	0,00%
<i>dissimilis</i>		2. Achse	b2	-0,126	0,00%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	0,245	66,13%
	2,063254326	4. Achse	b4	-0,075	39,40%
		R: 0,54	R-Quadrat: 0,29	F: 5,98	0,04%
<i>Nais</i>	Nais_eli	1. Achse	b1	1,884	0,00%
<i>elinquis</i>		2. Achse	b2	0,001	0,00%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	-0,167	99,84%
	2,740080776	4. Achse	b4	-0,432	67,01%
		R: 0,54	R-Quadrat: 0,3	F: 6,18	0,03%
<i>Nais sp.</i>	Nais_sp	1. Achse	b1	-0,483	0,00%
		2. Achse	b2	1,422	24,81%
	Konstante $\bar{\sigma}$	3. Achse	b3	-0,779	0,11%
	2,732821539	4. Achse	b4	0,716	6,50%
		R: 0,5	R-Quadrat: 0,25	F: 4,91	0,17%



<i>Caenis</i>	C_beskid	1. Achse	b1	0,928	0,00%
<i>beskidensis</i>		2. Achse	b2	0,061	0,02%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	-0,171	79,70%
	1,153301869	4. Achse	b4	0,522	47,59%
		R: 0,51	R-Quadrat: 0,26	F: 5,15	0,13%
<i>Heptagenia</i>	H_sulphu	1. Achse	b1	0,753	0,00%
<i>sulphurea</i>		2. Achse	b2	-0,486	0,13%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	-0,772	3,32%
	1,081160698	4. Achse	b4	-0,039	0,10%
		R: 0,57	R-Quadrat: 0,32	F: 7,06	0,01%
<i>Nais</i>	Nais_pse	1. Achse	b1	0,856	0,00%
<i>pseudobtusa</i>		2. Achse	b2	-0,773	0,50%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	-1,083	1,07%
	1,331046182	4. Achse	b4	0,526	0,05%
		R: 0,59	R-Quadrat: 0,35	F: 8,07	0,00%
Tubificidae	Tubifi	1. Achse	b1	-1,172	0,10%
		2. Achse	b2	0,615	0,04%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	0,017	5,47%
	1,088070998	4. Achse	b4	0,023	95,72%
		R: 0,48	R-Quadrat: 0,23	F: 4,45	0,33%
<i>Pisidium</i>	P_nitidu	1. Achse	b1	0,722	0,04%
<i>nitidum</i>		2. Achse	b2	0,265	0,00%
	Konstante $\bar{\phi}$	3. Achse	b3	0,628	4,91%
	0,498727865	4. Achse	b4	-0,251	0,00%
		R: 0,71	R-Quadrat: 0,51	F: 15,07	0,00%

Tabelle 59: Konstanten der Taxa; multiple Regression SamE gegen Abundanz Taxon, Datensatz Hartsubstrat.

Für die in die Analyse eingegangenen Umweltparameter ergibt sich folgender Term:

$$y_{\Phi\_inProbe\_i} = \left[ e^{\left[ \bar{\Phi} + \left[ b1 * (\beta_{Env\_1/1.Achse} * (c_{Env\_1} + \gamma_{Env\_1} * V_{Env\_1}) + \dots + \beta_{Env\_8/1.Achse} * (c_{Env\_8} + \gamma_{Env\_8} * V_{Env\_8})) + \dots \right] \right. \right. \\ \left. \left. + b4 * (\beta_{Env\_1/4.Achse} * (c_{Env\_1} + \gamma_{Env\_1} * V_{Env\_1}) + \dots + \beta_{Env\_8/4.Achse} * (c_{Env\_8} + \gamma_{Env\_8} * V_{Env\_8})) \right] - 1 \right] / 10$$

Die aufgeführten Taxa waren jene Taxa welche in den meisten Proben abundant waren, für die daher auch die am besten abgesicherten Aussagen getroffen werden können. Die Regressionen korrelieren meist mäßig ( $R^2 > 0,3$ ) aber signifikant auf einem hohen Niveau von mindestens 5%iger Irrtumswahrscheinlichkeit. Hohe Korrelationen werden für die Taxa *Dikerogammarus villosus* und *Pisidium nitidum* ausgegeben ( $R^2 > 0,5$ ). Alle weiteren in den Proben aufgefundenen Taxa waren entweder in nicht ausreichender Anzahl vorhanden, die Signifikanz lag unter 5% oder der Korrelationskoeffizient war zu niedrig.

#### 7.5.4.5 Diskussion der Ergebnisse des Hartsubstrats

Um den Anteil einzelner Umweltparameter an der Varianzerklärung zu ermitteln wurde eine partielle RDA durchgeführt.

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues:	0,081	0,061	0,041	0,025	1,000
Species-environment correlations:	0,869	0,803	0,790	0,775	
Cumulative percentage variance					
of species data:	8,1	14,2	18,3	20,8	
of species-environment relation:	30,4	53,6	69,0	78,4	
Sum of all unconstrained eigenvalues					1,000
Variance explained by Variables (Sum of all canonical eigenvalues)				26,5	0,265
Variance explained by covariable pHMna				1,6	0,016
Variance explained by covariable Wassertemperatur Maxima				1,8	0,018
Variance explained by covariable Jahresmonat				2,3	0,023
Variance explained by covariable Pegel Havelberg				2,4	0,024

Variance explained by covariable Strömungsgeschwindigkeit vGesNeu		2,5	0,025
Variance explained by covariable Sauerstoffgehalts Minimum		2,5	0,025
Variance explained by covariable modellierte Wasserstandshöhe		3,1	0,031
Variance explained by covariable Jahr		3,5	0,035
Nicht erklärte Restvarianz		78,2%	0,782
Test of significance of first canonical axis:	p-value	0,001	
Test of significance of all canonical axes	p-value	0,001	

Tabelle 60: Kennwerte der RDA Hartsubstrat.

Das Probennamejahr ist der Faktor mit der größten Varianzerklärung, gefolgt von der modellierten Wasserstandshöhe, Sauerstoffgehalt des Wassers und Strömungsgeschwindigkeit. Die anderen Parameter weisen sehr ähnliche nicht wesentlich geringere Varianzerklärungen auf.

Die **Wasserstandshöhe** steht, wie dargestellt in reziprokem Verhältnis zu der Abundanz der Arten. Meist wird die Wasserstandshöhe selbst nicht als der die Besiedlung bestimmende Faktor angegeben (SEYS et al. (1996). Allerdings sind die Buhnensteine Wellenschlag, insbesondere im oberen beprobten Bereich, besonders ausgesetzt, daher kann eine tiefenabhängige Besiedlung in diesem Bereich auf die stabileren Bedingungen im Tieferen zurückgeführt werden (VAN DEN BRINK et al. 1993). Aufgrund der Handbesammlung konnte dieser Bereich aber nur bei niedrigerem Wasserstand beprobt werden. Eine weitere Erklärung für die Zunahme der Besiedlung bei sinkendem Wasserspiegel ist der Konzentrationseffekt der Spezies auf dem wenigen unter Wasser verbleibendem Hartsubstrat.

Der Parameter **Sauerstoffgehalts-Minimum** wurde ebenfalls als Faktor mit hoher Varianzerklärung identifiziert. Die meisten Taxa zeigen bei Erhöhung des Sauerstoffgehalts, eine Abundanzzunahme. Dagegen wird für Leptoceridae eine Abundanzabnahme auf Sauerstoffhöhung (Pearson =-0,43) ermittelt. Dies wird durch die GLM-Regression aber als Fehlinterpretation aufgrund der linearen Regression identifiziert: Leptoceridae haben bei 7,5mg/l Sauerstoffgehalt ein Maximum der Abundanz. Die Abundanz fällt bei erhöhten und erniedrigten Sauerstoffkonzentrationen ab. Dies scheint für eine Erhöhung des Sauerstoffgehalts aber nicht plausibel und kann auf ein taxonomisches Problem zurückgeführt werden: die sehr kleinen Stadien von *Ceraclea dissimilis*, *C. fulva* und *C. senilis* wurden als Leptoceridae bezeichnet, da diese nicht exakt determiniert werden konnten. Hauptemergenzzeit von der in der Elbe häufigsten Art *Ceraclea dissimilis* ist Juli (PITSCH 1998), welche auch eine positive Reaktion auf Sauerstoffzunahme erkennen lässt. Die am besten zu bestimmenden letzten Larvenstadien werden nur in einem sehr kurzen Zeitfenster Anfang bis Mitte Sommer gefunden (WALLACE et al. 1990). Die „Leptoceriden“ sind daher wahrscheinlich die nächste, d.h. die überwinterte Generation der *Ceraclea* Arten. Werden größere und kleinere Larvenstadien der Leptoceriden zusammen einer Regression unterworfen, so ergibt sich keine Korrelation mit dem Sauerstoffgehalt, da die Taxa unterschiedliche (Haupt-) Emergenzzeiten haben (PITSCH 1998).

Insgesamt werden nur relativ niedrige Korrelationskoeffizienten für die Beziehung zwischen Umweltparametern und Taxa berechnet. Insbesondere mit dem Faktor **Strömungsgeschwindigkeit** ergeben sich wenige Korrelationen. Dies kann durch die Tatsache begründet sein, dass aufgrund der Rauigkeit der Buhenschüttung ein spezielles kleinräumiges turbulentes Mikroklima gegeben ist, welches durch die Modellierung nicht erfasst wird. Die gemessenen Geschwindigkeiten könnten hier bessere Parameter zur Beschreibung der Reaktion der Fauna auf die Umweltbedingungen ergeben (s. Voranalyse 7.5.1.4 und 7.5.1.5) als die modellierten bzw. Mischparameter. Da aber nur an 33 Hartsubstrat Probestellen die Strömungsgeschwindigkeit mittels ADV-Gerät in der erforderlichen Güte gemessen wurde, war es nicht möglich, hinreichend abgesicherte Aussagen über die Reaktion der Fauna der Hartsubstrate auf den Umweltfaktor Strömung zu machen. Es wurde daher der Mischparameter vGes\_neu verwendet, bei welchem für Stellen, wo keine ADV-Messungen vorlagen, die Werte aus der

Modellierung verwendet wurden (s. 6.6, S. 28). Dies ergab die doppelte Probenanzahl aber auch Ergebnisse mit weniger großer Aussagekraft.

Da wie für das Weichsubstrat auch für die Hartsubstrate keine vergleichbare Untersuchung existiert, werden die in der Literatur gefundenen Ansätze und Informationen über die autökologischen Ansprüche der einzelnen Taxa in Bezug auf jeweils einen Umweltparameter kompiliert. Diese sollen qualitativ in Bezug auf Tendenz und Aussage mit den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung verglichen werden (siehe 7.5.2.5 Diskussion Ergebnisse Weichsubstrat Seite 97). Die Gegenüberstellung der Messungen und der Modellierung der Abundanzen erfolgt graphisch, wird aber nicht für jede Graphik explizit erläutert. Die Abszisse der graphischen Darstellungen zeigt die Probestellen im Verlauf des Flusses an. Die Ordinate gibt die logarithmierte Abundanz der Taxa wieder. Die Signifikanz der Modellierung wird ebenfalls nicht für jede Art gesondert beurteilt und kommentiert, da die Modellierungen aller aufgeführter Arten hoch signifikant sind (s. Tabelle 59)

Die besten Korrelationen wurden für die Taxa *D. villosus*, *P. nitidum* und *D. polymorpha*, ebenfalls wie *D. villosus* ein Neozoon (KINZELBACH 1992) erhalten.

Nach BLAFW (1996) und MOOG (1995) ist ***D. polymorpha*** als indifferent gegenüber dem Faktor Strömung einzustufen. Die Untersuchungen von BÄTKE & PREUSS (1994 und 1993) und DIRKSEN (1995) bestätigen dies durch Funde in den strömungsberuhigten Schleusenkanälen der Mittelweser und ebenso den frei fließenden Abschnitten der Weser. Unsere Ergebnisse lassen ebenfalls diesen Schluss zu: es konnten keine Korrelationen durch GLM und RDA zwischen der Strömung und dem Vorkommen von *D. polymorpha* gefunden werden. Die Güte der Regression ist mit einem  $R^2$  von 0,4 aber relativ hoch. Dies lässt sich auf die gute Korrelation mit dem Jahresmonat zurückführen, da die Zebrauschel erst gegen Ende des Jahres mit sehr kleinen Exemplaren, wahrscheinlich wegen Verbesserung der Wasserqualität, auftrat. So ist *D. polymorpha* zwar als euryök und tolerant gegenüber Verschmutzung einzustufen, sie verschwand aber zur Zeit der höchsten Abwasserbelastung aus dem Rhein und begann dann ab Mitte der 70er Jahre mit der Wiederbesiedlung des Rheins nach einer Verbesserung der Abwasserreinigung und einer Erhöhung des Sauerstoffgehalts (KINZELBACH 1987). *D. polymorpha* ist multivoltin (BORCHERDING 1991) und daher auch in der Lage auf eine Verbesserung der Wasserqualität durch Wiederbesiedlung aus Refugien schnell zu reagieren.

Möglicherweise ist aber auch die Fangeffizienz bei niedrigerem Wasserspiegel höher gewesen (gute negative Korrelation zu der modellierten Wassertiefe), da *D. polymorpha* tiefere, nicht von Wellenschlag beeinflusste Wasserschichten bevorzugt. Diese sind erst bei erniedrigtem Wasserstand der Beprobung zugänglich. Die durch FISCHER (1992) beschriebene Raumkonkurrenz mit *C. curvispinum* konnte in der Elbe nicht beobachtet werden, da *C. curvispinum* nur in geringen Abundanzen auftrat. Ein weiterer gravierender Einfluss kann extensives grazing durch Prädatoren sein, wie dies von CLEVEN und FRENZEL (1993) für die Dreissena-Population vom Auslass des Bodensees beschrieben wird. Auch in der Elbe besteht sicherlich ein Fraßdruck durch Wasservögel, welcher aber aufgrund der in den Sommermonaten relativ geringen Bestandsdichten, nicht als prägend für die Population angesehen werden kann.

Die Modellierung der Dreikantmuschel ist nicht möglich, da sie nicht von den modellierten Parametern abhängig ist.

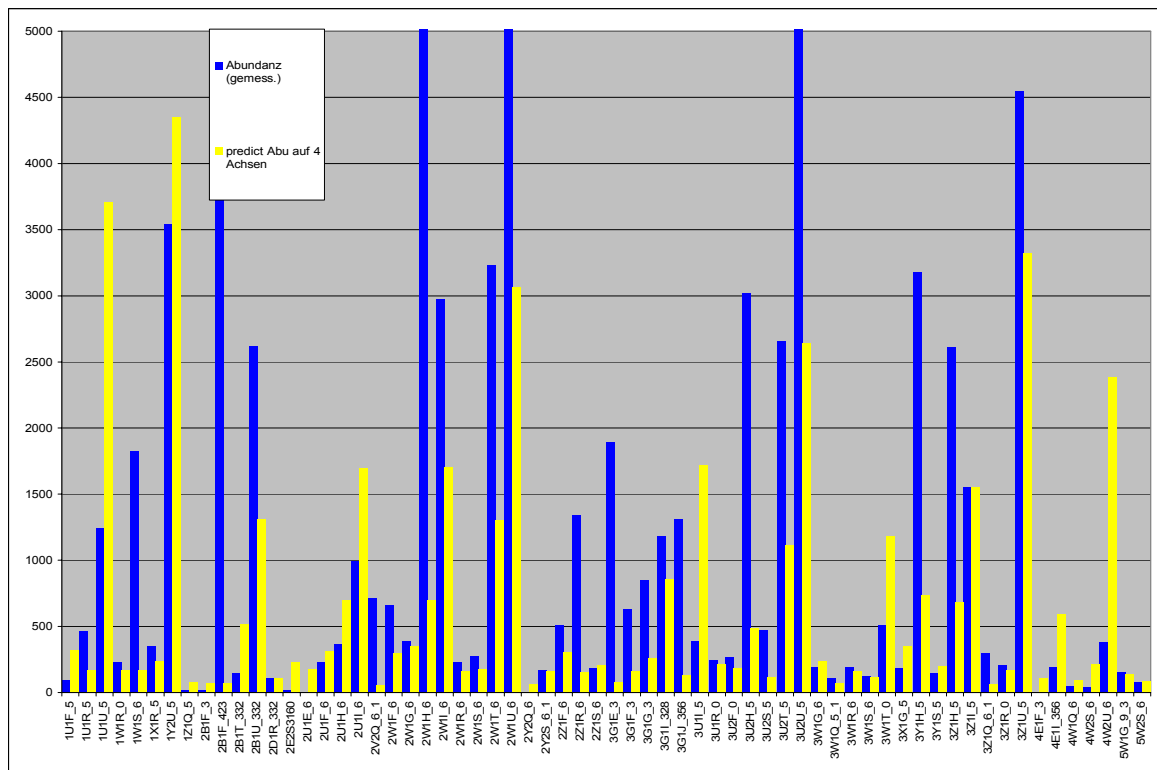


Abbildung 61: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von *G. tigrinus*.

$R^2$  für *D. villosus* ist mit 0,66 ebenfalls hoch. Auch hier ist dies aber auf den nicht modellierten Parameter Probenahmejahr zurückzuführen. *D. villosus* wanderte im 2. Jahr der Probenahme 1999 in das Probenahmegebiet ein. Er wurde 1998 nicht gefunden. Auch für *D. villosus* ist, wie für *G. tigrinus* keine signifikante Abhängigkeit von der Strömung durch GLM und RDA nachzuweisen. Für *D. villosus* finden sich, wie für *G. tigrinus* keine quantitativen differenzierten Angaben in der Literatur zur Strömungspräferenz. Für *D. villosus* ist aber ebenfalls die *G. tigrinus* attestierte Rheo-limnophilie (BLAFW 1996, MOOG 1995) anzunehmen. Für *G. pulex* und *G. roeseli* wird von RAWER-JOST et al. (1999) eine Präferenz für Strömungsgeschwindigkeiten unter 0,05m/s angegeben. Allerdings sind Gammariden sowohl in lenitischen als auch lotischen Bereichen zu finden. Es gehört zur Strategie dieser mobilen Tiere, aktiv lenitische Bereiche (z.B. mit Nahrungsressourcen) aufzusuchen und diese wieder zu verlassen und sich in lotischen Bereichen verdriften zu lassen (INSTINSKY 1983), z.B. wenn die Sauerstoffversorgung unzureichend wird. Sie nutzen insbesondere die Grenzschicht und entziehen sich der Strömung schnell wieder in Refugialräume, wie SCHERER (1965) für *G. pulex* ermittelte. Dies ist ebenfalls für die Potamalarten ((BLAFW 1996, MOOG 1995) *G. tigrinus* und *D. villosus* anzunehmen, welche daher in der Lage sind neue Bereiche schnell zu besiedeln (DREYER 1997). Für *Gammarus fossarum* konnten auch unterschiedliches Driftverhalten und Strömungspräferenz während Tag/Nacht Perioden durch STATZNER & BITTNER (1983) nachgewiesen werden. Es ist daher wohl auch nicht möglich für Gammaridae korrekte Daten über die Strömungspräferenz zu ermitteln. Hier dürften andere Parameter eine Rolle spielen, wie auch schon in der Diskussion des Teils „Weichsubstrat“ angesprochen. Eine Modellierung des Vorkommens über den Parameter Strömung erscheint daher nicht als sinnvoll.

Für *Corophium curvispinum* wurde mit einem  $R^2$  von 0,38 ebenfalls eine relativ hohe Güte der Modellierung erzielt. Auch hier ist dies auf die gute Korrelation mit dem Faktor Probenahmejahr zurückzuführen, da *C. curvispinum* im 2. Jahr der Probenahme eine kontinuierliche Zunahme in der Abundanz auf Harts substrat aufwies. Die Modellierung mittels des Parameters Strömung erscheint

auch für diese Spezies nicht geeignet. Zur Diskussion der Eigenschaften dieses Taxons siehe 7.5.2.5 Seite 97.

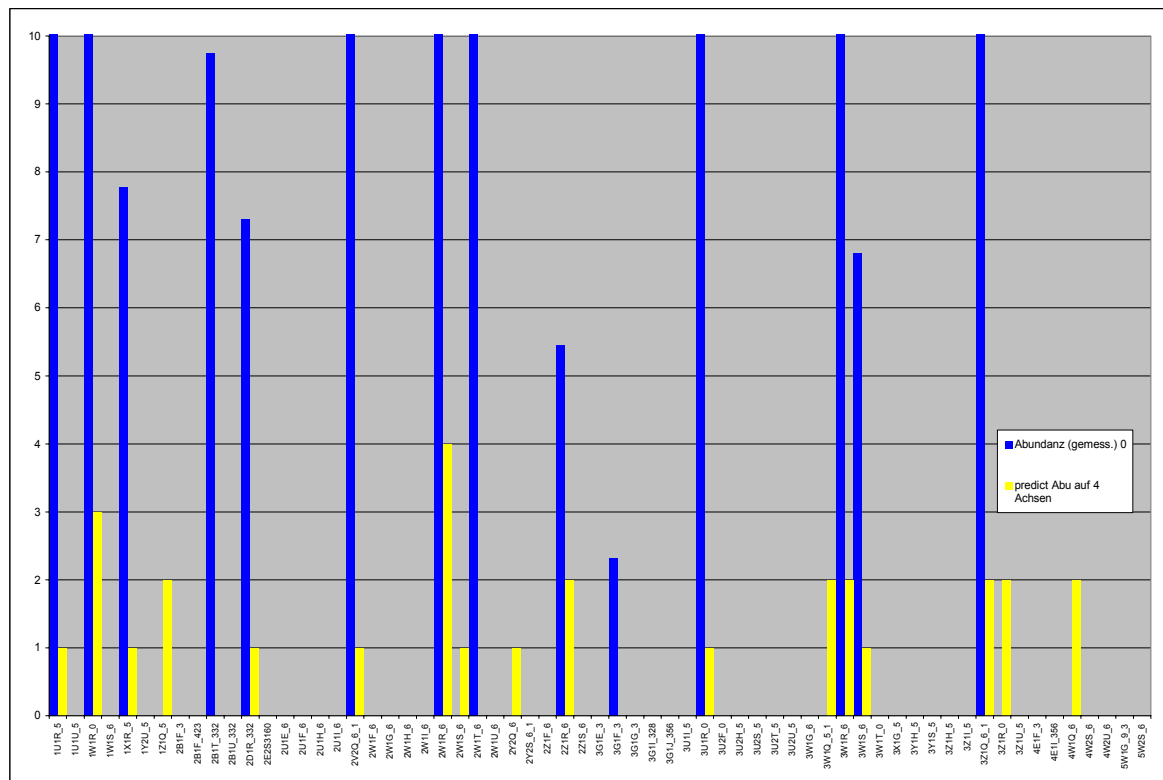


Abbildung 62: Gegenüberstellung gemessener und modellierter Abundanzen von *H. sulphurea*.

Die Abundanzentwicklung in Abhängigkeit der Umweltfaktoren von *H. sulphurea*, einer rheophilen Art (MOOG 1995, BLAFW 1996), welche an Fließgewässer gebunden ist und in größeren Strömen in Riffeln vorkommt (ELLIOT et al. 1988), wird durch die Regression relativ gut ( $R^2 = 0,32$ ) wiedergegeben. Die Präferenz der typischen Potamalarart (SCHÖLL 2002) für höhere Strömungsgeschwindigkeiten finden sich auch in der GLM-Regression wieder. Es werden durch die Regression allerdings insgesamt wesentlich geringere Abundanzen berechnet als vorgefunden wurden. Dies ist, bei einer linearen Regression über Proben welche eine große Anzahl von Null-Werten enthalten aber auch nicht anders zu erwarten.

**Caenis beskidensis** präferiert Substrate mit Detritus Ansammlungen (MALZACHER 1986 in SCHMEDTJE 1995) und toleriert auch stärkere Strömungen (SCHMEDTJE 1995). Die Art wird nach MOOG (1995), BLAFW (1996) als rheo-limnophil eingestuft, mit einer Präferenz für langsam bis träge fließende Zonen in Fließgewässern bzw. ruhige Zonen in Fließgewässern und ist eher typisch für rhithrale Gewässer (SOWA 1972) als für Potamale.

**Caenis luctuosa** wird häufig im Potamal größerer Flüsse gefunden wird, dort hauptsächlich im Schlamm und strömungsberuhigten Pools (ELLIOT et al. 1988). Ihr wird ubiquitäres Vorkommen und eine leichte Präferenz für Psammal und in Bezug auf Strömung Indifferenz bescheinigt (BLAFW (1996) und MOOG (1995). Wir konnten ebenfalls keine Abhängigkeiten zu dem Faktor Strömung feststellen. Die Qualität der Modellierung ist mit einem  $R^2$  von 0,2 schwach.

**Ceraclea dissimilis** wird nach BLAFW (1996) und MOOG (1995) als rheo-limnophil eingestuft, mit einer Präferenz für langsam bis träge fließende Zonen in Fließgewässern bzw. ruhige Zonen in Fließgewässern. Eine Substrat-Präferenz wird nicht angegeben. Die nicht bis zur Art zu bestimmenden ersten Larvenstadien der Tiere (unter den Namen *Ceraclea sp.* und *Leptoceridae* ( $R^2 = 0,25$ ), wurden in etwas schneller strömenden Bereichen gefunden, daher wurde eine schwach positive, aber signifikante Korrelation mit der Strömungsgeschwindigkeit ermittelt.

Ebenfalls rheophil, bevorzugt *Hydropsyche contubernalis* stabile Substrate mit höheren Strömungsgeschwindigkeiten. Auf Dauer stabile Substrate sind in der Elbe lediglich die Buhnensteine, welche aber im oberen Bereich - insbesondere bei Niedrigwasser - starken Schwankungen der Strömung in Richtung und Geschwindigkeit ausgesetzt sind. Dies ist für die netzbauenden Hydropsychidae ungünstig, da entweder keine Nahrung gefangen wird oder die Netze zerreißen. SCHMEDTJE (1995) gibt an, dass die Strömungspräferenz vom Fangerfolg abhängig ist. Dies kann auch auf die Substratwahl zutreffen, da *Hydropsyche contubernalis* an der Elbe auch auf Mittelkies in Bereichen, welche zudem weniger den Schiffseinwirkungen ausgesetzt waren, gefunden wurde. Die Larven (keine Puppen!) webten mit Gespinstfäden in diesen Bereichen 2-3 größere Kiesel zusammen, um so die Abdriftwahrscheinlichkeit zu erniedrigen. Das potentiell für die Hydropsychen besiedelbare Areal wurde damit drastisch vergrößert. TACHET et al. (1992) geben für *H. contubernalis* einen Präferenzbereich von 0,15m/s an, DREYER (1995) nennt 10-25cm/s. Dies ist wesentlich niedriger als von uns ermittelt wurde. SCHERER (1965) ermittelte ein Vorkommen bei mehr als 0,4m/s. Dies entspricht in etwa unseren Ergebnissen. Die unter dem Taxon *Hydropsychidae* aufgeführten Tiere waren Hydropsychen, welche sich als zu klein für eine genauere Determination erwiesen. Sie weisen einen ähnlichen Präferenzbereich auf wie die größeren Larvenstadien.

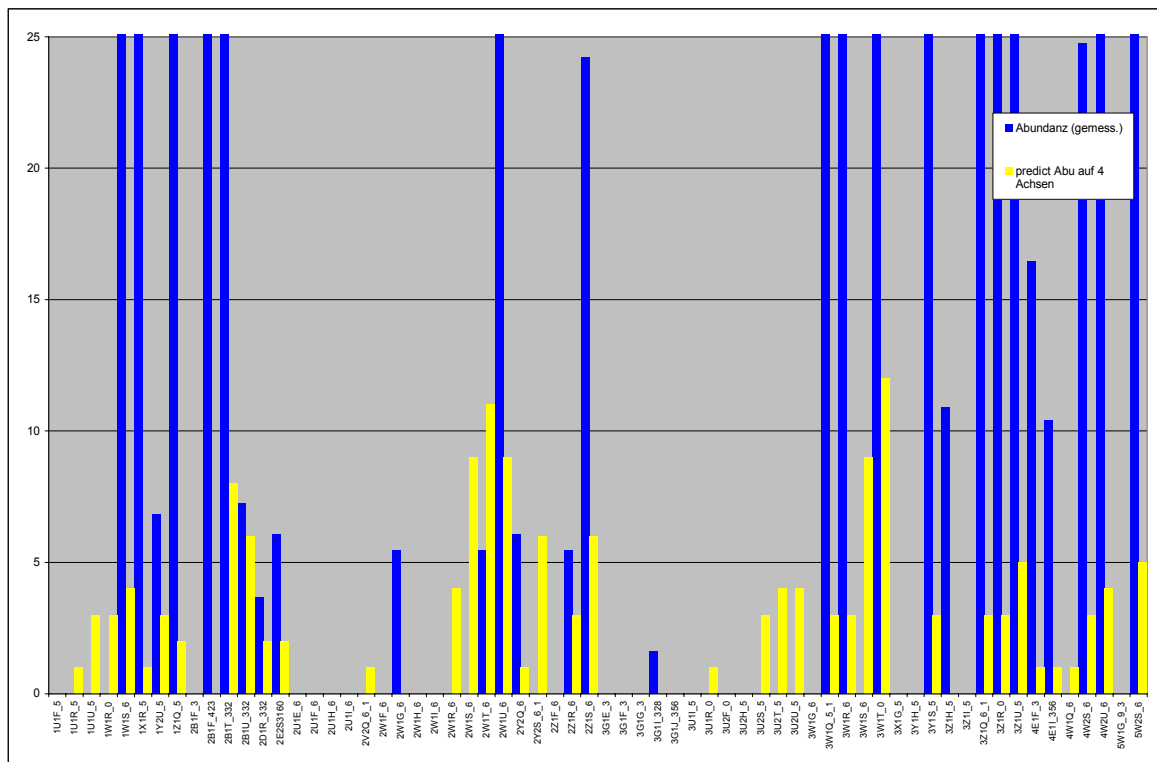


Abbildung 63: Gegenüberstellung gemessener Abundanzen und modellierter Abundanzen von *H. contubernalis*

Für die nur in 9 Proben aufgefundene *Hydropsyche bulgaromanorum* wird ein ebensolches  $R^2$  von 0,25, wie für *H. contubernalis* und *Hydropsychidae* ermittelt. Die Korrelation der drei Taxa mit dem Faktor Strömung ist hoch und signifikant wie durch GLM-Analyse und RDA bestätigt wird. Eine Modellierung erscheint daher sinnvoll und abgesichert.

In Übereinstimmung mit den unter 7.5.2.5, S. 97, diskutierten Ergebnissen für das Weichsubstrat und JUGET & LAFONT (1994), CELLOT & JUGET (1998) und WACHS (1963), die Naididae im Hauptstrom fanden, wurde für die Naididae *Nais bretscheri* und *Nais elinguis* und *Nais pseudobtusa* ein rheophiles Verhalten festgestellt. Allerdings mit größerer Irrtumswahrscheinlichkeit. Die Modellierung ist für *N. bretscheri* ( $R^2 = 0,38$ ), *N. elinguis* ( $R^2 = 0,3$ ) und *N. pseudobtusa* ( $R^2 = 0,35$ ) relativ gut. Nur bis zur Gattung bestimmte Naididen (*Nais sp.*)

werden mit einem  $R^2$  von 0,24 modelliert, für jene wird auch ein rheophobisches Strömungsverhalten ermittelt. Wie unter 7.5.2.5, S. 97, diskutiert, beschreibt SCHÖNBORN (1985) für die Naididen weniger die hydrologischen Bedingungen als determinierendes Element, als die Nahrungsressource. Dies kann ein Grund für den niedrigen Korrelationskoeffizienten der Modellierung sein, da der Parameter Saprobie bzw. Nahrungsressource nicht in die Modellierung eingeht.

Die GLM-Regression zeigt für *Dendrocoelum lacteum* und die Naididen des Taxons *Chaetogaster sp.* 2 Abundanzmaxima: jeweils eines bei sehr hohen und eines bei sehr niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten. Dies erscheint nicht plausibel und ist auf die geringe Probenanzahl ( $n=10$ ) zurückzuführen in welcher *Chaetogaster sp.* gefunden wurde. Durch die lineare Regression wird dieses nivelliert und ein stagnophiles Verhalten wird, mit geringer Güte der Korrelation, ermittelt. Für die Prädatoren *Chaetogaster sp.* (von *Nais sp.* (SCHÖNBORN 1985), welche auf Strömung eher indifferent reagieren s. 7.5.2.5, S. 97) und *Dendrocoelum lacteum* (von *Asellus sp.* DREYER 1995) ist wahrscheinlich auch das Vorkommen der Beute von besonderer Bedeutung. Da dieser Parameter nicht in die Regressionsanalyse einging, gehört er zur unerklärten Varianz. Für *D. lacteum* und *Chaetogaster sp.* wird eine relativ geringe Güte der Korrelation von  $R^2 = 0,15$  bzw.  $R^2 = 0,16$  angegeben.

Die Modellierung von *Cordylophora caspia* ist mit einem  $R^2$  von 0,28 relativ gut. Sowohl die Regression mittels GLM als auch die Modellierung mittels RDA ermitteln für *C. caspia* ein stagnophiles Verhalten. Dagegen gibt DREYER (1995) unter Berufung auf ROOS (1979) an, dass *C. caspia* nur dort existieren soll, wo fließendes Wasser zu finden ist, eine ausreichende Sauerstoffversorgung gewährleistet und das Gewässer eutrophiert ist (GOSELCK 1969). Allerdings wird keine Angabe gemacht über die Stärke der Strömung, die *C. caspia* präferiert. Eventuell ist auch hier eine Anpassung an niedrige Strömungsgeschwindigkeiten zu sehen, die der sehr variable Polyp vollzog, ähnlich der physiologischen und ökologischen Anpassungen die *C. caspia* im Connecticut River in wenigen Jahren durchlief, bei der Wandlung zu einem Bewohner von Gewässern mit sehr niedriger Härte (SMITH et al. 2002). *C. caspia* wird in der Elbe immer abundanter (DREYER 1995); der Polyp füllt damit die Nische, welche durch das geringe Vorkommen benthischer Prädatoren im Ökosystem der Elbe heutigen Zustands entstand. *C. caspia* ist nach SMITH et al. (2002) ein Prädatör von Insektenlarven, insbesondere der Chironomiden (ROOS 1979). Die Güte der Modellierung des Vorkommens von *Potamopyrgus antipodarum* ist mit einem  $R^2$  von 0,19 relativ schlecht. Auch im Hartsubstrat wie im Weichsubstrat wird *P. antipodarum* durch die GLM-Regression und das RDA-Modell als stagnophil charakterisiert. Zu diesem Ergebnis kommen auch HOLOMUZKI & BIGGS (1999) und HOLOMUZKI et al. (2000). BLAFW (1996) und MOOG (1995) dagegen beschreiben den Einwanderer als indifferent in Bezug auf den Faktor Strömung (weitere Diskussion s. Kapitel Weichsubstrat 7.5.2.5, S. 97).

Die Güte der Modellierung ist mit  $R^2 = 0,5$  für *Pisidium nitidum* relativ hoch. *P. nitidum* wurde erst gegen Ende der Probeperiode auf Hartsubstrat gefunden. Dies ist durch den Parameter Probemonat mittels einer linearen Regression gut darzustellen. Mit dem modellierten Faktor Strömung ergeben sich dagegen schlechtere Korrelationen. Das Vorkommen von *P. nitidum* erscheint daher nicht geeignet zur Modellierung mit den eingesetzten Parametern.

*L. hoffmeisteri* wurde ebenfalls als Taxon ermittelt, welches Abundanzmaxima bei niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten hat. Das ermittelte  $R^2$  von 0,09 ist allerdings sehr niedrig. Das ermittelte  $R^2$  für *Limnodrilus sp.* mit 0,2 bzw. *Tubificidae* mit 0,23 etwas höher. Die Präferenzen, wie sie in der Literatur angegeben werden, wurden schon im Kapitel „Datensatz Weichsubstrat“ diskutiert. Ich verweise daher an dieser Stelle auf dieses.

Weitere in der Elbe aufgefundene Taxa sollen hier nicht diskutiert werden, da ihr Vorkommen (Probenanzahl < 10) zu gering und/oder die Korrelationskoeffizienten zu niedrig ( $R^2 < 0,2$ ) waren, um

bei den vorgefundenen euryöken Taxa - mit breitem Präferenzbereich - statistisch signifikante Aussagen über die Präferenz der Taxa treffen zu können.

Fazit: Es konnten nur für wenige Taxa eine gute Korrelation erzielt werden. Die Taxa *H. sulphurea* und *H. contubernalis* u.a. werden, aufgrund der relativ guten Korrelationen, als für die Modellierung geeignet eingeschätzt.



## 8 Zusammenfassende Diskussion der Ergebnisse

### 8.1 Struktur der Biozönose

Taxon	1998	1999
Amphipoda	5	4
Araneae	1	1
Branchiura		1
Bryozoa	2	3
Chironomidae	79	89
Coelenterata	3	3
Coleoptera	3	6
Copepoda	1	1
Diptera	8	8
Ephemeroptera	11	17
Heteroptera	2	4
Hirudinea	3	4
Isopoda	3	1
Mollusca	27	22
Nematoda	1	1
Nematomorpha	1	1
Odonata	2	1
Oligochaeta	35	36
Ostracoda	1	1
Phyllopoda	1	2
Plecoptera	0	2
Spongillidae	1	1
Trichoptera	17	21
Turbellaria	1	3
<b>Summe</b>	<b>211</b>	<b>235</b>

Tabelle 61: Artenzahlen pro höheres Taxon der Jahre 1998 und 1999 im Vergleich.

Ein Vergleich der Zönosen von 1998 und 1999 (Tabelle 61) zeigt, dass die Struktur der Biozönose ähnlich ist (s.o.). Es zeigen sich aber Änderungen im Detail: die Artenzahl der Ephemeroptera und Trichoptera haben in 1999 zugenommen, ebenso wie die durchschnittlichen Abundanzen, welche um 32% bzw. 40% zunahmen. Dies unterstützt die Annahme, dass das Jahr 1998 in Bezug auf anhaltenden, geringen Abfluss (damit auch Schadstoffkonzentration) und Biozönose eine Ausnahmesituation darstellte. Die Auftragung verschiedener Schadstoffparameter (s. Abbildung 23 Kapitel 7.2), welche die organische Belastung der Elbe charakterisieren bestätigt dies allerdings nicht. Da die Biozönose aber die gesamte Schadstoffbelastung integriert wiedergibt, kann vermutet werden, dass weitere Parameter, z.B. die in Kapitel 4, S. 17, genannten Schwermetalle und Pestizide, insbesondere Insektizide sowie chlorierten Kohlenwasserstoffe eine Rolle spielen.

Substratcharakteristik	98	99
Hart	1016	2068
Weich	3295	4757

Tabelle 62: Durchschnittliche Abundanzen der Jahre 1998 und 1999 im Vergleich.

Ein weitere qualitativer Hinweis darauf, dass der selektierende Umweltfaktor die Gewässergüte ist, war das vermehrte Auftreten von *Hydropsyche contubernalis* zum Probenahmezeitraum im Oktober 1998, als die Elbe einen höheren Abfluss aufwies und sich daher auch die Wasserqualität verbesserte: *H. contubernalis* ist ebenfalls als euryök einzustufen (BECKER 1987) und kann als Larve auch Gewässer mit schlechterer Wasserqualität besiedeln. Sie kann ihren Entwicklungszyklus (Larve - Puppe - Imago) aber erst bei besseren Umweltbedingungen abschließen (BECKER 1987, DIRKSEN 1998, BÄTHE 1998). Für die Elbe-Population von *H. contubernalis* ist ein bivoltiner Entwicklungszyklus (2malige Eiablage und Entwicklung) anzunehmen, da dies auch für andere deutsche Flüsse berichtet wird (EDINGTON & HILDREW 1981,

DIRKSEN 1998). Da während der Sommermonate keine Puppen oder 5. Larvenstadien gefunden wurden, ist anzunehmen, dass *H. contubernalis* ihren Entwicklungszyklus im Sommer nicht vollenden konnte, während dies im Herbst aufgrund der verbesserten Wasserqualität möglich war. Das in Bezug auf Wasserqualität etwas anspruchsvollere Art *H. sulphurea* trat in 1999 ebenfalls in höheren Abundanzen auf und wurde in mehr Proben gefunden als in 1998. Da die Untersuchung aber nur einen Zeitraum von 2 Jahren einschloss, kann hier keine abschließende Aussage über die Ursachen der Veränderung in der Fauna gezogen werden. Veränderungen in der Faunen-Zusammensetzung müssen nicht notwendigerweise ihre Erklärung in den gemessenen Umgebungsvariablen finden (s. u.a. MEIRE et al. 1994), sondern können ihre Ursachen auch in der einer Population eigenen Oszillation mit mehrjähriger Amplitude haben.

Der Vergleich mit anderen Untersuchungen (siehe Tabelle 63) ergibt, dass die bislang für das Jahr 1999 ermittelte Taxazahl und Diversität immer noch relativ gering ist. Für Abschnitte der Elbe, die oberhalb unserer untersuchten Bühnenfelder liegen, wird eine höhere Diversität angegeben (SCHÖLL & BALZER 1998). Die dort ermittelte Taxazahl entspricht den Daten aus Rheinuntersuchungen von 1990. SCHÖLL & BALZER (1998) fanden im Bereich unseres Untersuchungsgebietes ebenfalls wenige Arten.

Fluss	Artenzahlen (ohne Chiro. u. Oli.)	Artenzahlen (mit Chiro. u. Oli.)	Untersuchungs- jahr	Abschnit- te (km)	Autor
Elbe	71	179	1998 und 1999	418-427	Eigene Untersuchungen s.a. GÜCK (2003)
Elbe	58		1992-1997	331-586	SCHÖLL & BALZER (1998)
Elbe	99		1992-1997	97-330	SCHÖLL & BALZER (1998)
Rhein	98		1990		SCHÖLLER (1990) HASTRICH (1994)

Tabelle 63: Vergleich der Taxazahl verschiedener großer Flüsse.

Allerdings ist die Gesamt-Abundanz der Individuen relativ hoch: Es ergeben sich Abundanzen von bis zu 600.000 Individuen pro m<sup>2</sup>. Dies ist vergleichbar mit den höchsten beschriebenen Abundanzen anderer Untersuchungen. SEYS et al. (1999) fanden bei Untersuchungen des Süßwasserteils des Schelde Ästuars eine Biozönose, charakterisiert durch Oligochaeta (insbesondere *Tubifex tubifex* und *L. hoffmeisteri*), welche ebenfalls Bestandsdichten von bis zu 3x10<sup>6</sup> Individuen pro m<sup>2</sup> erreichte. Diese Massenpopulationen werden ermöglicht durch gute Nährstoffversorgung und niedrige aber für die sehr toleranten Spezies ausreichende Versorgung mit Sauerstoff (CASPER 1948). Solche Massenpopulationen spielen eine bedeutende Rolle als Nahrungsressource für höhere trophische Ebenen, z.B. für Fische. Insbesondere da Tubificiden einen besonders hohen calorischen Gehalt haben (5575 cal/g zu 3503 cal/g (CUMMINS & WUYCHECK 1971)).

Fazit: Die durch die Untersuchungen ermittelten dominanten Taxa sind euryöke Arten, welche wahrscheinlich durch die immer noch relativ schlechte Gewässergüte (II-III) der Elbe selektiert werden. Eine Ab- oder Zunahme der Abundanz oder Veränderungen im Wachstum als Antwort auf eine Modifikation anderer Umweltfaktoren als die Gewässergüte, wie z. B. Strömung oder Substrat, welche Gegenstand dieser Untersuchung sind, ist bei einer euryöken Biozönose schwieriger zu ermitteln. Die vorgestellten Analysen der Ergebnisse zeigen aber, dass es dennoch möglich ist, die Einflüsse zu erfassen, wenn dies auch nur für relativ wenige Taxa gelingt. Es erweist sich allerdings als notwendig die schwierig zu bestimmenden Taxa der Oligochaeta unter erhöhtem Zeit- und Arbeitsaufwand weiter zu differenzieren, da sich so Änderungen in der Biozönose deutlicher detektieren lassen.

## 8.2 Bewertung der Biozönose

Aufgrund der oben ausgeführten Besetzung der Biozönose mit euryöken Arten ist eine Bewertung erschwert. So kann der Saprobienindex nicht angewandt werden, da den meisten determinierten Arten kein Saprobiewert zugeordnet ist und daher die für die Bewertung nach DIN nötige Mindestanzahl von 15 Taxa nicht erreicht wird.

Jahr	Saprobienindex (DIN)	Anzahl Arten in DIN Berechnung	Saprobienindex (Moog)	Anzahl Arten in Berechnung (Moog)
98	2,5	14	1,91	72
99	3,1	15	2,1	80

Tabelle 64: Saprobienindices erstellt mit Artenliste nach DIN und mit Artenliste nach Moog (1995). Jeweils getrennt berechnet für Proben der Jahre 1998 und 1999

Jahr	Saprobienindex (DIN)	Substrat Charakteristik	Anzahl Arten in DIN Berechnung	Saprobienindex (Moog)	Anzahl Arten in Berechnung (Moog)
98	2,4	Hart	9	2,24	59
98	2,6	Weich	11	1,87	49
99	2,5	Hart	12	2,14	65
99	3,1	Weich	12	2,22	56

Tabelle 65: Saprobienindices erstellt mit Artenliste nach DIN und mit Artenliste nach Moog (1995), jeweils getrennt berechnet für Proben der Jahre 1998 und 1999 und die Substrattypen.

Die Berechnung des Saprobienindex mit Saprobiewerten nach MOOG (1995) führt zu einer relativ guten Bewertung der Biozönose, welche den Gesamteindruck der Fauna vor Ort, aufgrund der extrem spärlichen Besiedlung der Hartsubstrate und geringen Diversität der Weichsubstrate, nicht wiedergibt. Für die Bewertung mittels dieses erweiterten Saprobier-Katalogs, welcher die Fauna Österreichs katalogisiert und nach ASCHMEIER et al. (1997) auch auf die norddeutsche Tiefebene anwendbar ist, ist eine ausreichende Anzahl Taxa mit Saprobiewerten vorhanden. Die Bewertung ergibt aber insgesamt eine zu gute Beurteilung der Biozönose, da Meio- und Mikrobenthos, welche oft, aufgrund der hohen Saprobiewerte, zu einer wesentlich schlechteren Bewertung führen, nicht von der Probenahme des Projekts erfasst wurden. Insbesondere das Weichsubstrat erscheint als zu gut bewertet. So ist die Molluskenfauna des untersuchten Elbabschnitts deutlich reduziert. Wir fanden insgesamt 27 Mollusken Taxa (22, 1999). Nach MOUTHON (1998) sollte im Potamal (Malacotyp 9) die größte Artenvielfalt in Bezug auf Mollusken auftreten. MOUTHON (1999) gibt 39 Taxa an, welche in Flüssen des Potamal des Malacotyps 9 gefunden werden. Dies ist schon eine reduzierte Artenzahl, welche nach MOUTHON (1999) auf anthropogene Einflüsse, wie starke Sauerstoffreduktion während des Sommers, Kanalisierung und Einfluss des Wellenschlags zurückzuführen ist. Auch FOECKLER (1991) und FOECKLER et al. (1991) machen Schifffahrt, Einfluss von Wasserkraftwerken und Landwirtschaft für die Abnahme der Diversität der Molluskenfauna vom Rhithral zum Potamal verantwortlich. Insbesondere Sphaeriidae and Valvatidae, welche aufgrund der Sand/Schlamm Charakteristik des Potamals besonders gute Bedingungen vorfinden sollten, zeigen eine Reduktion der Abundanz- und Artenzahlen. Dies schließt nach MOUTHON (1996) sowohl Arten ein, die tolerant gegenüber organischer Verschmutzung sind (*Pisidium subtruncatum*, *P. nitidum*, *Valvata piscinalis*), als auch solche die empfindlich auf organische Verschmutzung reagieren (*P. supinum*).

Der von der Bfg erarbeitete Potamon Typie Index (PTI) führt ebenfalls zu überraschend guten Bewertungen:

Jahr	Anzahl Taxa	Buhnenfeld-km	PTI	Bewertung (EU)	Bewertung -- (ök Zustand)	Anzahl bewerteter Proben
98	12	418,0	7,75	Gut	2	12
99	32	418,0	8,2	Gut	2	32
98	27	419,9	7,48	Gut	2	27
99	31	419,9	9,80	sehr gut	1	31
98	34	423,0	7,5	Gut	2	34
99	40	423,0	7,9	Gut	2	40
98	20	425,0	9,65	sehr gut	1	20
99	21	425,0	8,0	Gut	2	21
98	11	427,0	9,09	sehr gut	1	11
99	19	427,0	8,1	Gut	2	19

Tabelle 66: PTI für alle Proben eines Buhnenfeldes gepoolt kalkuliert.

Jahr	Buhnenfeldkm	I	II	III	IV	V
99	418,0	2	9	4	6	11
98	418,0	1	3		4	4
99	419,9	3	9	6	6	7
98	419,9	1	6	5	7	8
99	423,0	2	9	8	10	11
98	423,0	3	6	4	9	12
99	425,0	1	6	2	6	6
98	425,0	1	7	4	4	4
99	427,0	1	5	2	7	4
98	427,0	1	3	1	4	2

Tabelle 67: Anzahl Arten in den Ökoklassen; alle Proben eines Buhnenfeldes gepoolt.

Jahr	Anzahl Taxa	PTI	Bewertung (EU)	Bewertung (ök Zustand):	Probenzahl
98	42	8	Gut	2	140
99	48	8,29	Gut	2	112

Tabelle 68: PTI für alle Proben eines Jahres gepoolt kalkuliert.

Jahr	I	II	III	IV	V
98	3	8	9	10	12
99	3	11	10	11	13

Tabelle 69: Anzahl Arten in den Ökoklassen; alle Proben eines Jahres gepoolt kalkuliert.

Die gute bis sehr gute Bewertung, insbesondere der Stromkilometer 424 und 427 ist auf das gehäufte Auftreten einer Chironomiden Art *Robackia demeijerei* zurückzuführen. Weitere Arten die in die Ökoklasse I eingeordnet werden, sind *Rheotanytarsus photophilus* und *Heptagenia flava*.

Da die Aufnahme der Fauna im Elbabschnitt aufgrund der extensiven Probenahme sehr vollständig war, wurden auch Einzelexemplare der als „gut“ oder sehr gut bewerteten Arten aufgefunden. Dies hebt die Bewertung stark an, da der Index die Biozönose nur aufgrund des Vorkommens der Taxa bewertet. Unberücksichtigt bleiben quantitative Merkmale der Biozönose.

Insgesamt zeigt die Elbfauna im Untersuchungsgebiet eine potamaltypische aber sehr euryöke Biozönose (s. Taxaliste Tabelle 21). Es fehlen die elbetypischen, historisch verbürgten Arten, welche in PETERMEIER et al. (1994) genannt werden, insbesondere viele Trichopteren und Ephemeropteren, aber ebenfalls viele Mollusken. Es zeigen sich aber auch Anzeichen eines Wandels: neue euryöke Arten (Neozoen) wie *D. villosus* wandern ein und etwas anspruchsvollere Arten, wie *Gomphus flavipes* und *G. vulgatissimus*, sowie *Anodonta sp.* konnten wieder in Einzelexemplaren nachgewiesen werden.

### 8.3 Fehlerbetrachtung

Fehlerquellen können das Ergebnis einer Studie verfälschen. Fehlerquellen können sowohl aus der Messung der biologischen als auch der abiotischen Parameter herrühren. Auch die Wahl des Modells hat einen Einfluss auf die Ergebnisse, insbesondere, falls die den Modellen zugrunde liegenden Annahmen verletzt werden oder nicht eingehalten werden. Irrtumswahrscheinlichkeiten wurden daher für die Modelle angegeben. Die Irrtumswahrscheinlichkeiten wurden mittels Monte-Carlo Permutationstest ermittelt, um ohne Annahme einer Verteilung arbeiten zu können.

Die Korrelationen zwischen Umweltfaktoren und Spezies wurden mittels zweier statistischer Methoden dargestellt und modelliert: Generalized Linear Modells (GLM) und Redundanz-Analyse (RDA). Das gewählte multivariate **Modell** hat gegenüber univariaten Methoden den Vorteil, dass hier die Kovarianzen (die sowohl funktioneller Natur als auch Pseudokorrelationen sein können), von Umweltvariablen und biologischen Interaktionen einfließen und damit berücksichtigt werden (LAMOUROUX et al. 1998). Weiterhin ist die Normalverteilungsannahme, welche Voraussetzung für viele statistische Verfahren ist aber von den meisten biologischen Datensätzen aufgrund der vielen „Nuller“ nicht eingehalten wird, für die Methoden PCA und RDA nicht explizit notwendig, verbessert allerdings die Aussagekraft der Ergebnisse (FRENCH & CHESSEL 2002).

Vorteile der Verwendung von GLM sind:

1. dass die Verteilung der abhängigen oder Response-Variablen (explizit) nicht normal sein muss und auch diskrete Werte annehmen kann, d.h. sie kann binomial, multinomial oder ordinal multinomial sein.
2. die abhängigen Variablen (Arten) werden durch eine lineare Kombination von Prediktor Variablen ausgedrückt, welche mit den abhängigen Variablen durch die link function „verbunden“ sind. Dies ermöglicht die Einführung verschiedener Modelle und macht die lineare Abhängigkeit zu einem Spezialfall (STATSOFT INC. 2002).

Es konnte daher, neben der Gesamt-Beurteilung der Länge der Gradienten durch die DCA, getestet werden, ob das lineare Modell für die Verknüpfung von Umweltfaktoren und einer Art dem Spezies Response angemessen ist oder nicht.

Fehler bei der Messung der **abiotischen Parameter** wurden in 7.5.2.5, S. 97 genannt und diskutiert.

Eine Fehlerquelle der **biologischen** Parameter ist die Probenahmetechnik selbst. Aufgrund der „Patchiness“ der Organismen, d.h. der fleckhaften Besiedlung des Substrats und der ungleichmäßigen Verteilung der verschiedenen Größenstadien, ist eine in Bezug auf Artenspektrum, Masse und Anzahl der Organismen 100%ig wirklichkeitsgetreue Probe nicht möglich sondern immer nur eine Näherung. Art und Anzahl der Proben müssen repräsentative Ergebnisse gewährleisten. Mögliche Fehler wurden durch folgende Maßnahmen minimiert:

- die Probemenge wurde möglichst groß gewählt (Probenahme Hartsubstrat)
- das Probematerial wurde an verschiedenen Stellen entnommen (Probenahme Hartsubstrat)
- die verwendete Siebgröße betrug 200µm, um auch juvenile Individuen in die Untersuchung einzuschließen.

Eine weitere Fehlerquelle ist die Beprobung mittels verschiedener Methoden, welche eventuell eine Selektion von Spezies bedingen oder/und die Gesamtzahl der Spezies über oder unterschätzen. Die Benthosproben des Weichsubstrats wurden im Projekt mit zwei verschiedenen Methoden erhoben, da im Flachwasser der Airliftsampler prinzipbedingt nicht funktioniert, während in tieferen Bereichen die Probenahme mit dem Stechrohr problematisch ist

Ein prinzipieller Nachteil der Technik „Stechrohr“ (Ø 10cm) könnte die gegenüber dem Airliftsampler (Ø 30cm) relativ kleine Probefläche sein. Die Hochrechnung auf den Quadratmeter

könnte dadurch fehlerbehafteter sein, und seltene Arten sollten mit geringerer Wahrscheinlichkeit erfasst werden. Ein multivariater statistischer Vergleich der durch die unterschiedlichen Probengeräte ermittelten Artenzahlen ergab aber keine signifikanten Unterschiede (s.u.). Zudem wurde dem Problem des „Unterschätzens“ bei der Probenahme durch ein zweimaliges Einstechen und anschließendes Poolen der Proben Rechnung getragen. Ein Problem vieler Methoden zur benthischen Probenahme ist die Flucht der benthischen Fauna bei der Probenahme. Dies ist bei dem Airliftsampler prinzipbedingt auszuschließen, da die Probenahme innerhalb von ca. 10 Sekunden erfolgt (s.a. PETERMEIER & SCHÖLL 1996) und der Fuß des Airliftsamplers den zu beprobenden Bereich umschließt, so dass das Entkommen der Tiere ausgeschlossen werden kann (DRAKE & ELLIOT. 1983 (1) und 1983 (2)) Die Stechrohr-Beprobung wurde ebenfalls so rasch durchgeführt, dass die Fauna des beprobten Punktes komplett in den Probebehälter gefördert werden konnte. Schlammige Bereiche, welche durch den Airliftsampler nicht quantitativ beprobt werden (DRAKE & ELLIOT 1983), befinden sich meist in flacheren Bereichen und konnten daher mit dem Stechrohr beprobt werden. Das vorherrschende Substrat der Elbe ist von feiner Körnung und erreicht die durch DRAKE & ELLIOT (1983) ermittelten maximalen Durchmesser von 32-36mm für die quantitative Beprobung nicht, daher kann geschlossen werden, dass die genommenen Proben repräsentative Proben der Elbfauna sind.

Um zu ermitteln, ob die Sammelmethode eine Auswahl bei der Probenahme treffen, also einige Tiergruppen unterschiedlich häufig erfasst werden, wurde an einem Probetermin an jeweils der gleichen Stelle eine Probe mit dem Airliftsampler und eine Probe mit dem Stechrohr genommen.

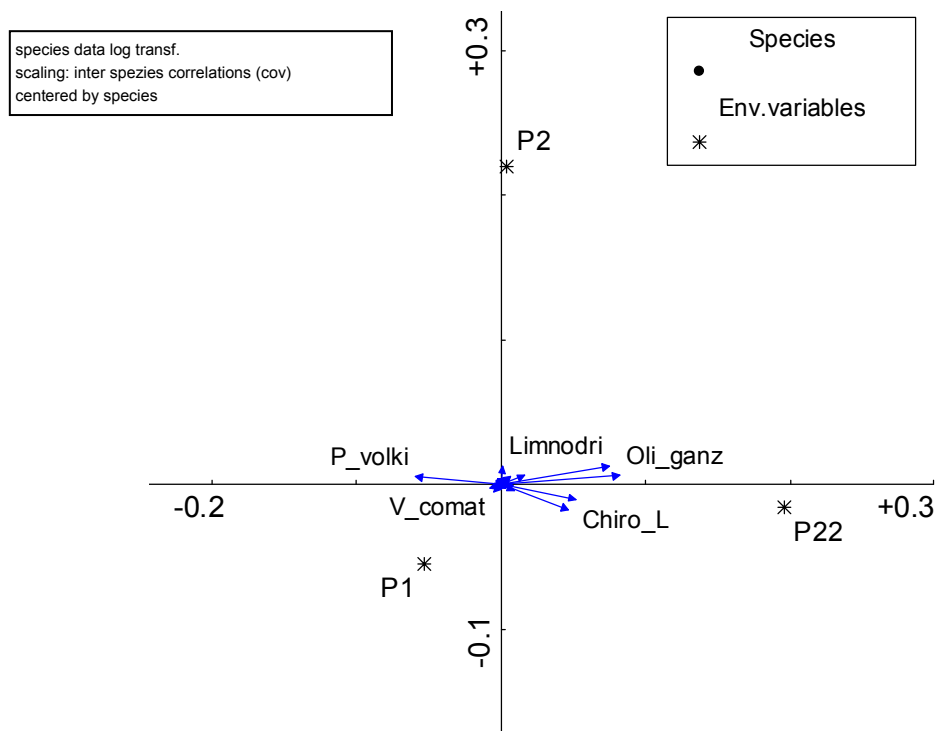


Abbildung 64: partielle RDA zum Vergleich der Probenahmemethoden (P1: Sampler; P2: Stechrohr 1maliges Einstechen; P22: Stechrohr 2maliges Einstechen).

Ein Vergleich der Ergebnisse zeigt eine weite Streuung aber keine Clusterbildung (nicht dargestellt). Der errechnete Korrelationskoeffizient zwischen Spezies und den Probenahmemethoden ergibt nur für *Pristina sp.*, *Enchytraeidae*, *Potamothrix hammoniensis* *Pisidium nitidum* und *Waspia mobilis* Korrelationskoeffizienten zwischen 0,15 und 0,18. Alle anderen 65 Arten weisen sehr niedrige Korrelationskoeffizienten unter 0,15 auf.

Es wurde ebenfalls mit dem Datensatz für das Weichsubstrat eine partielle RDA (Abbildung 64) (VERDONSCHOT 1999, TER BRAAK & PRENTICE 1988, TER BRAAK & VERDONSCHOT 1994) durchgeführt, um weitere evtl. vorhandenen Effekte der Beprobung ermitteln zu können.

Covariablen waren die im Datensatz Weichsubstrat als bestimmend für die Zusammensetzung der Fauna ermittelten Variablen. Die Eigenwerte und die (partielle) Rest Inertia der Dummy Variablen der Probearten ist sehr klein (0,011, Tabelle 70). Lambda1 die Varianzerklärung durch die Umweltvariable allein liegt bei 0,01. Der Monte-Carlo Permutationstest zeigte ebenfalls, dass keine signifikanten Unterschiede zwischen den Probearten auszumachen sind ( $p > 0,16$ ). Die Probemethoden Stechrohr bzw. Sampler scheinen daher keine Arten zu bevorzugen oder zu benachteiligen, womit die Vergleichbarkeit der Untersuchungsergebnisse gewährleistet ist.

Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues :	.011	.000	.667	.134	1.000
species-environment correlations	.227	.079	.000	.000	
Cumulative percentage variance					
of species data	1.2	1.3	76.6	91.7	
of species-environment relation	95.6	100.0	.0	.0	
Sum of all unconstrained eigenvalues					.885
Sum of all canonical eigenvalues					.011

Tabelle 70: Kennwerte der partiellen RDA (RDA mit Covariablen).

Weitere mögliche Fehlerquellen und -größen der Probenahme werden in der Literatur diskutiert, ich verweise deshalb auf die solche (DOWNING 1979, CUMMINS 1962, MACAN 1958)

## 9 Anwendung der Modellierung zur Überprüfung der Gestaltung von Buhnen/Buhnenfeldern

Die Gestaltung von Buhnenfeldern muss im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie, d.h. unter der Berücksichtigung der Belange der Schifffahrt und der Anforderungen der Ökologie an eine leitbildgerechte Gestaltung der Uferbereiche erfolgen. Die Anforderungen beider Bereiche sollen im Folgenden umrissen werden, ebenso die Modellierung möglicher Buhnenvarianten mit der exemplarischen Abschätzung ihrer Auswirkungen auf die Fauna.

### 9.1 Ökomorphologische Kriterien (Leitbild) für die Struktur der Elbe im Untersuchungsabschnitt

Für die Einschätzung der dem Ökosystem angemessenen Struktur des Lebensraums bietet sich der Vergleich mit historischem (Karten-)Material an (BOHLE & ENGEL-METHFESSEL 1993). Abbildung 65, Abbildung 66 und Abbildung 67 zeigen beispielhaft Karten der Elbe, anhand derer wichtige Strukturelemente zu erkennen sind, die als Leitbild angesehen werden können:

- Hohe Breitenvarianz
- Stabile Inseln und Sandbänke mit Baumbestand
- Starke Mäandrierung des Flusses
- Durchgängige Nebenflüsse
- Flache Ufer
- Auenwald im Uferbereich

Im Zuge des Ausbaus der Elbe als Wasserstraße und der vermehrten Nutzung der Aue ergaben sich gravierenden Veränderungen, welche in (Tabelle 71) zusammengestellt sind.

typische Strukturelemente bis Anfang des 19. Jahrhunderts	wasserbauliche Veränderungen
<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ extreme Strombreiten, große Flachwasserbereiche</li> <li>➤ zahlreiche weidenbestandene Sandbänke</li> <li>➤ Stromteilungen durch Mittelsänder</li> <li>➤ rechtwinklige Übergänge des Stromstrichs zum anderen Ufer</li> <li>➤ im Strom befindliche Baumstämme</li> <li>➤ vielfältig strukturierte Seitengewässer</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>➤ vereinheitlichte, verengte Strombreite</li> <li>➤ festgelegte Abbrüche</li> <li>➤ Beseitigung der Sandbänke und Stromteilungen</li> <li>➤ Abrundung der Kurven</li> <li>➤ Beseitigung von Baumstämmen und Felsen</li> <li>➤ Verlandung und Abschneidung von Seitengewässern</li> </ul>

Tabelle 71: Veränderungen in der gewässermorphologischen Struktur der Mittel-Elbe (Jährling 1992).





Abbildung 65: Lokale Bildkarte von 1610. Quelle: <http://elise.bafg.server.de/>.

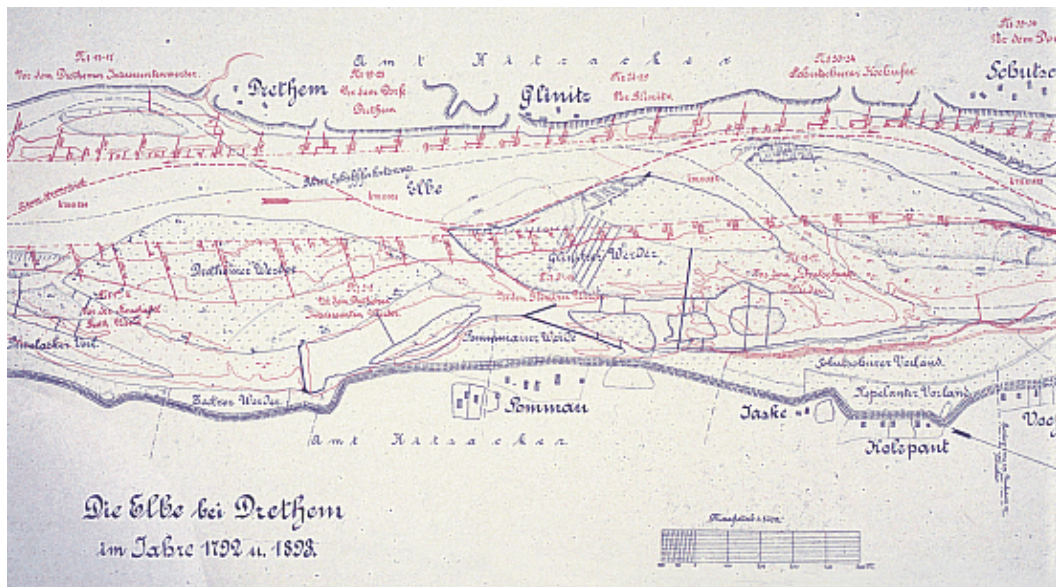


Abbildung 66: Die Elbe bei Drethem im Jahre 1792 u. 1893. Quelle: <http://elise.bafg.server.de/>.



Abbildung 67: Gebietskarte von 1724. Sehr differenzierte Darstellung der Inseln und Sandbänke. Breitenvarianz der Elbe um das 4 bis 5-fache. Quelle: <http://elise.bafg.server.de/>.

Tabelle 71 bietet damit eine Zusammenstellung der Strukturelemente, die in das Leitbild der Elbe bzw. eines größeren Flachlandflusses wie der Elbe gehören.

Weiterhin werden Leitbilder durch die Analyse historischer Texte, die eindeutige Hinweise auf die damals typischen Strukturelemente geben, erstellt. JÄHRLING (1995) zitiert aus ROLOFF (1916), einer Denkschrift zum 50 jährigen Bestehen der preußischen Elbstrombauverwaltung:

„...Im Fluss zeigten sich darum vielfach übermäßig große Strombreiten mit entsprechenden Sohlverflachungen neben Engstellen, in denen tiefe Auskolkungen und Uferabbrüche entstanden. Zahlreiche Sandbänke, die bis Mittelwasserhöhe reichten und zum Teil mit Weiden bewachsen waren, lagen im Strombette. Darunter waren auch so genannte Mittelsänder, die Stromteilungen herbeiführten nicht selten... die Stromufer lagen in starkem Abbruch... im Strom befindliche Baumstämme, die bei Hochwasser und Eisgang ausgespült wurden... stromschnellenartigen Flussstrecken mit felsigem Untergrund bei Torgau und Magdeburg...“

Allgemeines Ziel und Leitbild für ein Fließgewässer sollten viele Teilbiotope mit unterschiedlichen Strukturen sein, die von verschiedenen Organismengesellschaften besiedelt werden. So entstehen beispielsweise durch unterschiedliche Strömungsverhältnisse Teilbiotope mit verschiedenen dominierenden Substraten, in denen sich jeweils spezielle Gesellschaften ansiedeln.

## 9.2 Faunistisches Leitbild für die Biozönose der Elbe im Untersuchungsabschnitt

Das Leitbild der Biozönose der Elbe kann neben einem Vergleich mit relativ naturbelassenen europäischen Flachlandflüssen (Loire, Weichsel) durch historisches Datenmaterial und paläolimnologische Arbeiten (z.B. WALKER 1993, HOFFMANN et al. 2002) rekonstruiert werden. Da einschneidende Veränderungen der Gewässergüte und der Flussmorphologie schon vor Beginn der benthosbiologischen Untersuchungen ab Mitte des 18. Jh. einsetzten ist es nur bedingt möglich das ursprüngliche Arteninventar aus der Literatur nachzuvollziehen (PETERMEIER & SCHÖLL 1994). „Die Fauna der europäischen Flüsse wurde zerstört, bevor es möglich war, sie komplett zu untersuchen“ (FITTKAU & REISS 1983).

Allgemein ist als faunistisches Leitbild die Erhöhung der Diversität durch **stenöke, elbetypische** Arten anzusehen. Arten, welche nach historischen Quellen in der Elbe gefunden wurden, werden in PETERMEIER & SCHÖLL (1994) beschrieben: es sind dies u.a. die Taxa

Großtaxon	Taxon	Elbabschnitt
Ephemeroptera	<i>Heptagenia flava</i> (ROST.)	Untere u. obere Mittelbe
	<i>Baetis</i> sp.	Untere u. obere Mittelbe
	<i>Caenis</i> sp.	Untere u. obere Mittelbe
	<i>Potamanthus luteus</i> (L.)	Obere Mittelbe
	<i>Ephoron virgo</i> (OL.)	Obere Mittelbe
Plecoptera	Keine Angaben in Literatur	Obere Mittelbe
Trichoptera	<i>Hydropsyche angustipennis</i> (CURT.)	Obere Mittelbe
	<i>Plectrocnemia</i> sp.	Obere Mittelbe
	<i>Polycentropus</i> sp.	Obere Mittelbe
	<i>Ceraclea fulva</i> (RAMB.)	Obere Mittelbe
	<i>Limnephilus lunatus</i> (CURT.)	Untere Mittelbe
Odonata	<i>Coenagrion pulchellum</i>	Untere u. obere Mittelbe
	<i>Lestes sponsa</i>	Untere Mittelbe
	<i>Ischnura elegans</i>	Untere Mittelbe
	<i>Gomphus flavipes</i>	Untere Mittelbe

Die früheste Quelle, welche durch PETERMEIER & SCHÖLL (1994) ausgewertet werden konnte, ist aus dem Jahr 1937 die Untersuchung von BAUCH (1958). Auch hier ist schon mit einer Beeinträchtigung der Fauna durch anthropogene Veränderungen zu rechnen. PUSCH et al. (2002) versuchen eine Bewertung der makrozoobenthischen Besiedlung in Bezug auf den

Referenzzustand für die Müggelspree. Für Defizite werden insbesondere die mangelnde Hochwasserdynamik und der Mangel an Totholz verantwortlich gemacht. PUSCH et al. (2002) nennen die Taxa *Heptagenia*, *Ephemera*, *Baetis* und *Brachycerus* „die bei vielfältigerem Habitatangebot (z.B. dynamischer Sandbänke)... „ häufiger wären, sowie verschiedene Gomphidae. Weiterhin werden verschiedene Trichoptera und Plecoptera und Unionidae genannt. Für die Erfolgskontrolle ökologischer Sanierungsmaßnahmen werden von PETERMEIER & SCHÖLL (1994) Arten aus der Gruppe der Mollusca, Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera und Odonata genannt. Die oben genannten Zeigerarten und elbetypischen Arten wurden im Untersuchungsabschnitt, bis auf wenige Ausnahmen nicht gefunden oder lagen in zu geringen Anzahlen vor. Zudem sind die genannten Arten oft lithophile Arten die im vorherrschenden Weichsubstrat nicht auftreten. Es konnte für diese Arten daher keine statistische Auswertung und Modellierung erstellt werden.

### 9.3 Allgemeine biologische Zielvorstellungen an die Gestaltung von Buhnen

Die aus dem Leitbild resultierenden biologischen Anforderungen an Ort und Gestaltung von Buhnen lassen sich wie folgt beschreiben:

1. Die Elbe ist einer der wenigen Flüsse Mitteleuropas, deren typische Stromtalbiotope noch weitgehend im Verbund erhalten sind (IKSE 1995a). Das galt auch für die Biotope der semiterrestrischen Zone vor 1990. Nach dem Wiederausbau der Elbe und dem Neubau vieler Buhnen sind Qualität und Verbund der Biotope zwar deutlich reduziert aber immer noch, verglichen mit anderen Flüssen (Rhein, Neckar..) relativ gut. Der Verbund der Biotope, d.h. die Durchgängigkeit ist für die Fauna von besonderer Bedeutung, da Fische und Benthos während ihrer Lebensphasen unterschiedliche Biotopansprüche entwickeln und zur Artenerhaltung Wanderungsmöglichkeiten innerhalb des Fließgewässers benötigen. Ein Ziel einer möglichst umweltverträglichen Anlage von Buhnen und Buhnenfeldern sollte es also sein, die longitudinale Durchgängigkeit zu sichern, um die Wanderungsmöglichkeiten und damit den genetischen Austausch zwischen den einzelnen Populationen zu erhalten und zu fördern.

⇒ Von besonderer Wichtigkeit ist ein Verbund der Ufer-Biotope: Die longitudinale Migrationfähigkeit der Fauna sollte durch Buhnen und Buhnenfelder nicht eingeschränkt, sondern durch ein Mosaik unterschiedlicher Habitate gefördert werden.

2. In diesem Zusammenhang ist auch der in weiten Bereichen vorhandene Anschluss der weitgehend naturnahen Auen an den Strom Elbe zu sehen (AG DER LANDESANSTALTEN UND -ÄMTER FÜR NATURSCHUTZ UND BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1994). Die Auen, ebenso wie Altarme, Altgewässer und Stillgewässer, dienen bei Hochwasser, insbesondere auch bei Eistrieb, als Refugialräume. Bei einer weiteren Verbesserung der Wasserqualität der Elbe stellen sie Potentiale für die Wiederbesiedlung dar. Weitere Funktionen erfüllen sie als Reproduktionsräume für viele Faunenelemente. Insbesondere im Potamal ist der Strom nicht als isoliertes Gebilde zu betrachten, das lediglich aus der Stromrinne besteht, sondern als komplexes vernetztes Gebilde, das in Interaktion mit dem Umland steht (WETZEL 1990).

⇒ Buhnen und Buhnenfelder dürfen keinen Abschluss des Stroms darstellen, sondern müssen die laterale Vernetzung mit der Aue durch entsprechende Habitatstrukturen und Abflussdynamik mindestens erhalten, möglichst auch fördern.

3. Aufgrund der Festlegung des Flussbettes des sog. „Sandstroms“ Elbe ergeben sich höhere Strömungsgeschwindigkeiten, die Sedimente sind ständigen Umlagerungen unterworfen und daher nur für Habitatspezialisten geeignet aber dennoch nicht „lebensfeindlich“ wie CASPERS (1952) statuierte. Aufgrund der besonderen Bedingungen in der Stromrinne ist insbesondere für anthropogen überformte potamale Gewässer anzunehmen, dass die semiterrestrischen Flächen eine zentrale Rolle spielen. Hier könnten sich, an den Ufern und den daran anschließenden Gewässerstrukturen, autotypische Wasserpflanzen- und Röhrichtbestände mit einer typischen diversen Fauna entwickeln. Die Gesellschaften von Chironomiden und Oligochaeten in den langsam durchströmten Wasserwechselbereichen stellen eine produktive Fauna dar.

⇒ Naturnahe Fließgewässer sind reich strukturiert und geprägt durch ihre Dynamik (BOHLE 1996). Als besonders wichtige Elemente erweisen sich eine hohe Dynamik des Substrats und der Wasserstände (in natürlichem Zeitmuster, kein Wellenschlag) sowie und auch daraus folgend eine differenzierte Sortierung des Substrats (BOHLE & METHFESSEL 1993).

4. Die Sekundärproduktion dieses Teilbiotops ist als Nahrungsgrundlage sowohl für die Jungfischbrut als auch für adulte Fische wichtig. Ein weiterer Aspekt ist die Funktion der semiterrestrischen Flächen als Laichhabitat. Als Ursache für das Ausbleiben bzw. Aussterben heimischer Fischarten in der Elbe wird der intensive Ausbau der Elbe am Anfang des 20. Jahrhunderts verantwortlich gemacht, der durch das Verschwinden der Kiesbänke und Sänder wichtige Laichplätze lithophiler Fischarten vernichtete. Ebenso wie die Gewässer der Aue erlangen damit die semi-terrestrischen Flächen als hoch differenzierter Lebensraum einer diversen Biozönose eine besondere Bedeutung.

⇒ Das große Flächenangebot und insbesondere die Strukturvielfalt, und daraus folgend auch die hohe Diversität der Fauna ist zu erhalten bzw. zu fördern.

5. Die Austauschprozesse zwischen Wasserkörper und Interstitial prägen das Ökosystem Fluss. So hat die Interstitialzönose einen besonders großen Anteil am Stoffumsatz des Ökosystems Fluss, unter der Voraussetzung, dass eine ausreichende Durchströmung und Versorgung des Interstitials mit Sauerstoff gewährleistet ist, welche auch durch Bioturbation selbst begünstigt wird.

⇒ Eine Forderung an eine ökologisch „günstige“ Bühne wäre also, diese Verbindung nicht zu unterbrechen wie dies z.B. durch die Verwendung von Geotextilien geschieht.

6. Die Fließgewässerbiozönose ist nicht auf Wellenschlag evolutioniert. D.h. viele Fließgewässertiere haben Übergangsstadien, die etwas über der Wasserlinie durchlaufen werden (u.a. Großlibellen wie z.B. *Gomphus vulgatissimus*). Wellenschlag, wie er von Schiffsverkehr ausgeht, verursacht bei Tieren, die sich im Schlupfstadium befinden und ins Wasser zurückgerissen werden, eine sehr hohe Sterblichkeit.

⇒ Aus verkehrswasserbaulicher Sicht notwendige Bauwerke sollten so ausgeführt bzw. saniert werden, dass sie die Uferlinie vor zu starkem Wellenschlag schützen.

7. Die Bühne klassischer Bauart verursacht im Bühnenfeld, bei Niedrigwasser wenn die Bühnen nicht überströmt sind, eine kreisförmige Strömung häufig auch als Bühnenfeldwalze bezeichnet. Diese Walze wird angetrieben von der Strömung im Hauptstrom und ist sehr stabil, d.h. es kommt zu wenig Turbulenzen und nur geringen

Austausch des Wassers im Bühnenfeld mit dem des Hauptstroms. Die geringe Strömungsgeschwindigkeit ohne Turbulenzen hat zur Folge, dass im Bühnenfeld Detritus und Feinstsedimente sedimentieren und an vielen Stellen Stillwassercharakteristik und Sauerstoffarmut (im Sommer) auftritt.

⇒ Um der Fließgewässerbiozönose geeignete Bedingungen zu schaffen, sollte die Strömung geradliniger gerichtet sein und ein stärkerer Austausch des Bühnenfeldwassers mit dem Hauptstrom erfolgen.

8. Die Sedimentation in der Bühnenfeldwalze bei Niedrigwasser bedingt ein Verlanden der Bühnenfelder und Reduktion der aquatischen Biotope auf die Haupttrinne, welche als Bundeswasserstraße relativ uniform ist. Die terrestrischen Flächen werden damit, insbesondere während der Hauptproduktionsphase ebenfalls stark eingeschränkt. Insbesondere Habitate die permanent mit dem Hauptstrom verbunden sind zeichnen sich durch eine besonders hohe Diversität aus wie JUGET et al. (1994) für Oligochaeten der Rhone und MARMONIER et al. (1994) für Ostracoden ermittelten.

⇒ Die Bühnenfelder sollten so durchströmt werden, dass ein Zusedimentieren verhindert wird und die großen und flachen Flächen der aquatischen Biotope erhalten werden. Ein Abschluss der Nebengewässer ist zu verhindern.

Zusammenfassend sollten folgende Elemente bei der Strukturierung der Bühnenfelder stärker gewichtet werden bzw. auf die Ausbildung folgender Strukturen geachtet werden (siehe auch SCHÖLL (2002) S.33-S.34):

- Strömungs-Substrat-, ⇒ Habitat- Diversität und Dynamik
- Vielfältiges Relief mit z.T. flachem Anstieg, damit zu möglichst jedem Wasserstand die besonders bioaktiven, benetzten Flächen groß sind, insbesondere während der Hauptproduktionsphase
- Die Zusedimentation der Bühnenfelder und damit die Reduktion des Flusses auf den Hauptstrom ist zu verhindern
- großflächige Kolke (z.B. als Retentionsflächen für Fische)
- Geradlinige gerichtete Strömung und Austausch mit dem Wasserkörper des Hauptstroms, keine „Bühnenfeldwalze“
- Die Durchströmung der ufernahen Bereiche, insbesondere bei Niedrigwasser in der Hauptproduktionsperiode der Spezies, ist zu verstärken.

Die genannten Elemente können nicht in einem Bühnenfeld verwirklicht werden, sondern sollten in einem Verbund von Bühnenfeldern berücksichtigt werden, so dass sich ein **großräumiges Mosaik** unterschiedlichster (lenitischer und lotischer) Habitate ergibt. Dies ist nicht nur wichtig in Bezug auf eine quantitative Zunahme der Taxa und ihrer Leistungen, sondern auch in Bezug auf Qualität der Biozönose, da zu kleine Flächen nur von Restbiozönosen besiedelt werden (BOHLE & ENGEL-METHFESSEL 1993). Die Habitattypen und Mosaiktypen, welche in der Elbe im heutigen Ausbauszustand fehlen, müssen durch die oben genannten Maßnahmen gefördert werden. Diese Maßnahmen führen zu erhöhter Diversität und einer potamaltypischeren und elbetypischeren Biozönose.

## 9.4 Allgemeine Anforderungen an Buhnen/Buhnenfelder aus Sicht des Verkehrswasserbaus

Große Ströme werden in Mitteleuropa meist als Verkehrswege genutzt. Zur Sicherung einer ganzjährigen Binnenschifffahrt werden Flussbauwerke (Buhnen, Leit- und Deckwerke) eingebaut, die grundlegend in die hydraulischen und morphodynamischen Prozesse des Fließgewässers eingreifen. Die Anforderungen des Verkehrswasserbaus an Buhnenbauwerke und die resultierenden Auswirkungen auf die Ökologie lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Buhnen werden in Fließgewässer eingebaut, um die **Wassertiefe zu erhöhen**, indem die Durchflussbreite verringert wird. Der nach dem Buhnenbau zunächst ansteigende Wasserspiegel bewirkt eine größere Schleppspannung, so dass die Flusssohle stärker angegriffen und soweit vertieft wird, bis sich ein Gleichgewichtszustand zwischen der vergrößerten Schleppspannung und der mittleren Korngröße des Flussbettmaterials einstellt. Im neuen Beharrungszustand liegen alle Wasserstände, auch die der Hochwasserstände, tiefer als vor der Regelung.
2. Buhnen dienen dem **Errosionsschutz der Uferbereiche**, da durch die Ausbildung der Buhnenfeldwalze die Ufer zwischen den Buhnen vor direktem Angriff der Strömung geschützt wird
3. Die geringen Strömungsgeschwindigkeiten in den Buhnenfeldern bedingen das Sedimentieren von suspendierten Stoffen. Dies führt zu einer teilweisen **Verlandung der Buhnenfelder**, welcher aus verkehrswasserbaulicher Sicht nichts entgegen steht, da dadurch der **Fluss** in seinem Bett **festgelegt** wird.
4. Im Gegensatz zu natürlichen Fließgewässern, für die Sedimentumlagerungen ein typisches Merkmal ist, wird bei anthropogen genutzten Fließgewässern versucht, die **Morphodynamik** weitgehend zu **unterbinden**. Dies geschieht durch die Verhinderung der Seitenerosion und die Festlegung einer bestimmten Tiefenerosion bei bestimmten Ausbauständen.
5. Bei der Sanierung bzw. baulichen Veränderung derzeitiger Buhnen in der Elbe (Ziel des Bundesministeriums für Verkehr ist die Wiederherstellung des Ausbaustandes von 1936), kann sich die z.T. zum Stillstand gekommene (im Raum Wittenberge) oder zurückgegangene (Magdeburg Niegripper Raum) Tiefenerosion wieder verstärken (IKSE 1995b, NESTMANN 1994, 1996). Die Eingriffsfolgen werden relativ schnell sichtbar werden, da aufgrund der feinkörnigen Sohlstruktur der Elbe die Errosionsprozesse beschleunigt ablaufen (NESTMANN 1996). Die Tiefenerosion im Strom zieht die Grundwasserspiegelabsenkung in den Vorländern nach sich und hat weitreichende Folgen für Fauna und Flora der Feuchtbiopten und Auenwälder (IKSE 1995b). Auch wäre mit gravierenden ökonomischen Schäden zu rechnen, da in den Elbauen Trinkwasser für 14 Millionen Menschen gewonnen wird und diese außerdem als Erholungslandschaft dienen (AG DER LANDESANSTALTEN UND -ÄMTER FÜR NATURSCHUTZ UND BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 1994). Daher muss vorsichtig agiert werden und durch sorgfältige Untersuchungen sowie behutsame Maßnahmen einer extremen **Tiefenerosion entgegen gewirkt** werden.



Die genannten Anforderungen des Verkehrswasserbaus stehen in einem Zielkonflikt mit den unter 9.3 oben genannten Zielvorstellungen der Ökologie, einer weitgehend naturnahen Abfluss- und Geschiebedynamik. Daher muss in Form modifizierter Buhnen/Buhnenfelder mit dem zur Verfügung stehenden Platz, ein Kompromiss gefunden werden, der den Anforderungen beider Bereiche näherungsweise gerecht wird.

## 9.5 Ist-Zustand und Möglichkeiten der Gestaltung und Veränderung von Buhnen/Buhnenfeldern

Der Istzustand der Buhnen an der Elbe wird im Folgenden beschrieben: „Die Buhngeometrie der Elbe wurde um die Jahrhundertwende nach Gesichtspunkten festgelegt, die im wesentlichen als empirisch begründet bezeichnet werden kann. Interessant ist auch der Vergleich mit anderen deutschen Strömen. Es zeigt sich, dass der Buhnenbau von Fluss zu Fluss individuell verschieden ist und den jeweiligen Verhältnissen (z.B. Strömung, Abflusscharakteristik, Baumaterial,...) Rechnung trägt. An der mittleren Elbe können die geometrischen Parameter wie die Lage zum Stromstrich: 72° (inklinante Anordnung), Längsgefälle der Krone: 1:100-200, oberstromseitige Böschung: 1:3, unterstromseitige Böschung: 1:2, Kopfneigung 1:5 sowie eine Buhnenlänge von 50-70m als typisch angesehen werden. Weiterhin werden die Gebietsparameter wie mittlere Sohlneigung der Elbe von 0,02 % und die Neigung des Ufers gegen die „Fahrrinne“ von 1:20 sowie eine Fahrrinnenbreite von 50m und eine Gesamtbreite des Gerinnes von 170m für das Modellgebiet angenommen“.

(aus <http://wabau.kww.bauing.tu-darmstadt.de/~krebs/www/Webpage/buhnen.htm> Krebs 2000)

Die oben genannte Buhnencharakteristik bewirkt eine kreisförmige langsame Strömung im Inneren des Buhnenfeldes, welche durch die Strömung im Hauptstrom angetrieben wird. Diese „Buhnenfeldwalze“ steht nur in geringem Austausch mit dem Hauptstrom, daher zeichnen sich die Buhnenfelder durch sehr geringe Strömung, deutliche Erwärmung des Wasserkörpers im Vergleich zum Hauptstrom und Sedimentation von Feinstpartikeln aus.

Folgende Parameter können bei der Gestaltung von Buhnenfeldern und Buhnen geändert werden:

- Der Abstand der Buhnen zueinander kann vergrößert werden. Dies wirkt der Ausbildung der Buhnenfeldwalze entgegen, d.h. der Austausch mit dem Hauptstrom wird verbessert (WEITBRECHT & HINTERBERGER 2001), und es erfolgt eine eher stromabwärts gerichtete Strömung.
- Die Buhnenlänge kann variiert werden.
- Die Anstellung der Buhnen zur Strömung ist ebenfalls eine veränderbare Größe. An der Elbe wurden die Buhnen in inklinanter Bauart ausgeführt, d.h. sie weisen der Strömung mit dem Buhnenkopf entgegen. Dies bewirkt eine verstärkte Ausbildung der Buhnenwalze und Sedimentation im Buhnenfeld bei Niedrigwasser, wenn die Buhne nicht überspült ist. Bei Hochwasser, wenn die Buhne überspült ist bewirkt die inklinante Stellung der Buhne eine Ableitung der Strömung vom Ufer. Dies vermindert die Ufererosion. Deklinante Buhnen haben im Vergleich zu inklinanten Buhnen einen geringeren Massenaustausch mit dem Hauptstrom (WEITBRECHT & HINTERBERGER 2001), eine Eigenschaft welche einer fließgewässertypischeren Biozönose der semiterrestrischen Flächen nicht gerecht wird.
- Zahl und Größe der Durchbrüche in den Buhnen ist eine weitere Steuerungsmöglichkeit. Ein größerer Durchbruch verhindert u.a. die Bildung von Kolken (bei Hochwasser) nach dem Durchbruch.

- Ebenso wie die Höhe der Buhnen und die Tiefe der Durchbrüche über welche gesteuert werden kann bis zu welchem Wasserstand die Buhne durchlässig ist bzw. als undurchlässiger Sperrriegel dient.
- Eine Variante eines Durchbruchs, welche z.B. GAUMERT (1990) propagiert ist die Erstellung eines Durchbruchs durch die Buhne in Form einer Röhre.
- Eine weitere Möglichkeit einer Gestaltung von Buhnen ist der Bau von uferparallelen Leitwerken. Diese haben den Vorteil dass sie die Ufer vor Wellenschlag durch Schiffsverkehr schützen, die hinter den Leitwerken liegenden Habitate sedimentieren aber oft zu oder es entwickeln sich Bereiche mit starken Sauerstoffdefiziten.

Eine weitere Möglichkeit Habitate zu schaffen, die als Ersatz für die zur Schifffahrt benutzte Hauptrinne dienen, ist der Bau von „secondary channels“, also Seitengewässern, wie dies von SCHROPP & BAKKER 1998 am Beispiel des Rheins in den Niederlanden beschrieben wurde. Da dies aber den Zukauf von Land erfordert was nicht überall durchführbar ist, und der Gegenstand dieser Untersuchung die Buhnenfelder waren, wurde diese Möglichkeit in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt.

Konkrete Empfehlungen für den Bau eines einzigen „bestgeeigneten“ Buhnenfeldes und -typs können aber nicht gegeben werden, da die hydraulischen und morphologischen Bedingungen jedes Flussabschnitts zu sehr differieren und daher vor dem Bau dem jeweiligen Flussabschnitt individuell anzupassen sind. Zu diesem Zweck wurde das in diesem Projekt vorgestellte Modellierungswerkzeug geschaffen. In den modellierten Elbeabschnitt wurden daher einige Buhnenvarianten in das vom TP Wasserbau erstellte numerische Modell „eingebaut“ und die Auswirkungen der Umbaumaßnahme auf die Fauna und Morpho- und Hydrodynamik beurteilt.

## 9.6 Getestete Buhnen Varianten

Im Folgenden werden Buhnenvarianten beschrieben, welche hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf Morpho-, Hydrodynamik und Biologie getestet wurden. Es wurden insbesondere Anzahl und Breite der Durchbrüche sowie Anzahl der Buhnen pro Stromkilometer variiert, da davon ausgegangen wurde mittels dieser Maßnahmen die deutlichsten Veränderungen zu erzielen. Leitwerke wurden nicht virtuell erbaut, da die Aufgabe die Modifikation von Buhnenfeldern definierte. Die Buhnen und Buhnenfelder dreier Elbeabschnitte wurden im Modell folgendermaßen „umgebaut“:

Bei Elbekilometer 422,5 links wurde jede zweite Buhne entfernt und die Lage der Durchbrüche in jeder Buhne variiert (s. Abbildung 68 rechts). Dies sollte eine vielfältige Morphologie der Buhnenfelder verursachen und wechselnde Strömungsbedingungen schaffen. Da die Buhnenfelder in einem Gleithang liegen konnte davon ausgegangen werden, dass die 2. Buhne für einen Uferschutz nicht notwendig ist. Das Entfernen der 2. Buhne sollte bewirken, dass die Strömung bei Niedrigwasser mehr am Ufer liegt und damit bessere Bedingungen für rheophile, Potamal -typische Taxa geschaffen werden. Die versandeten Buhnenfelder wurden zudem etwas vertieft.



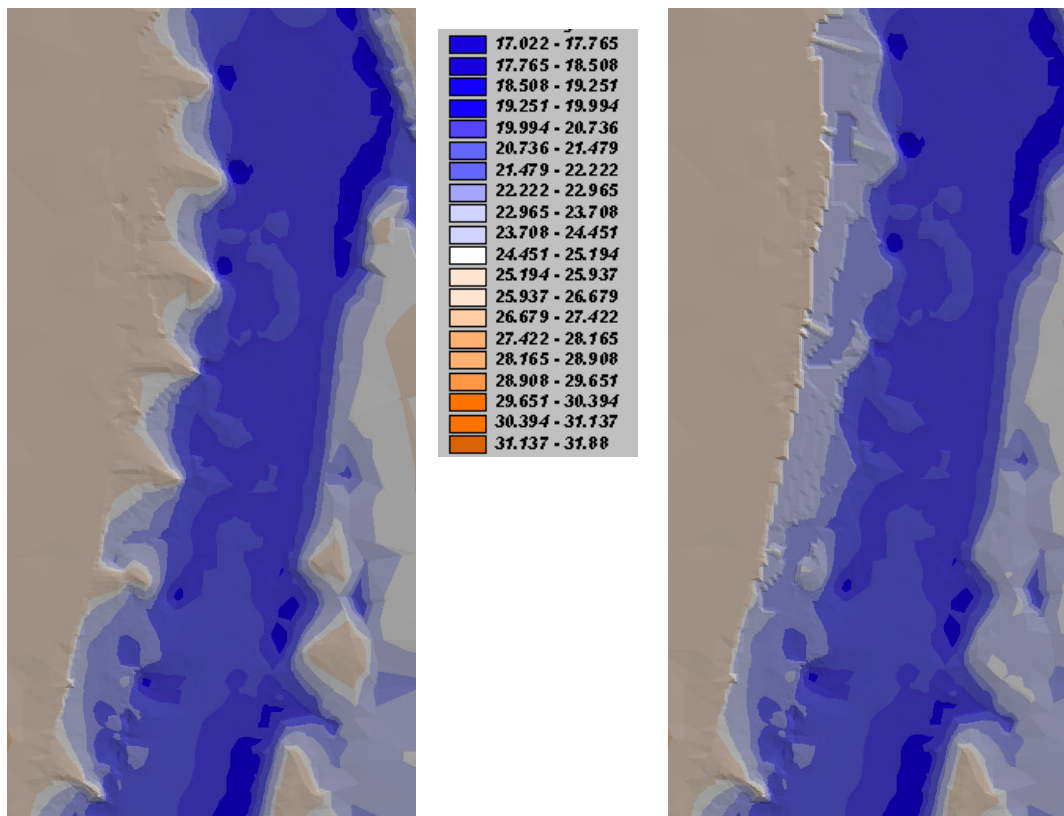


Abbildung 68: Stkm 422, Ausgangszustand links, Relief der Variante rechts. Legende: [m] über NN.

Bei Stkm 423,4 rechts im Prallhang der Elbe wurden keine Bühnen entfernt, die Bühnen wurden aber mit Durchbrüchen versehen (s. Abbildung 69). Es wurden alternierend zwei und ein Durchbruch in die Bühne eingebaut. Es wurde erwartet, dass sich die vorher deutlich ausgeprägte Bühnenfeldwalze abschwächt bzw. auflöst, um so einen größeren Austausch des Bühnenwassers mit dem Wasserkörper des Hauptstroms zu ermöglichen.

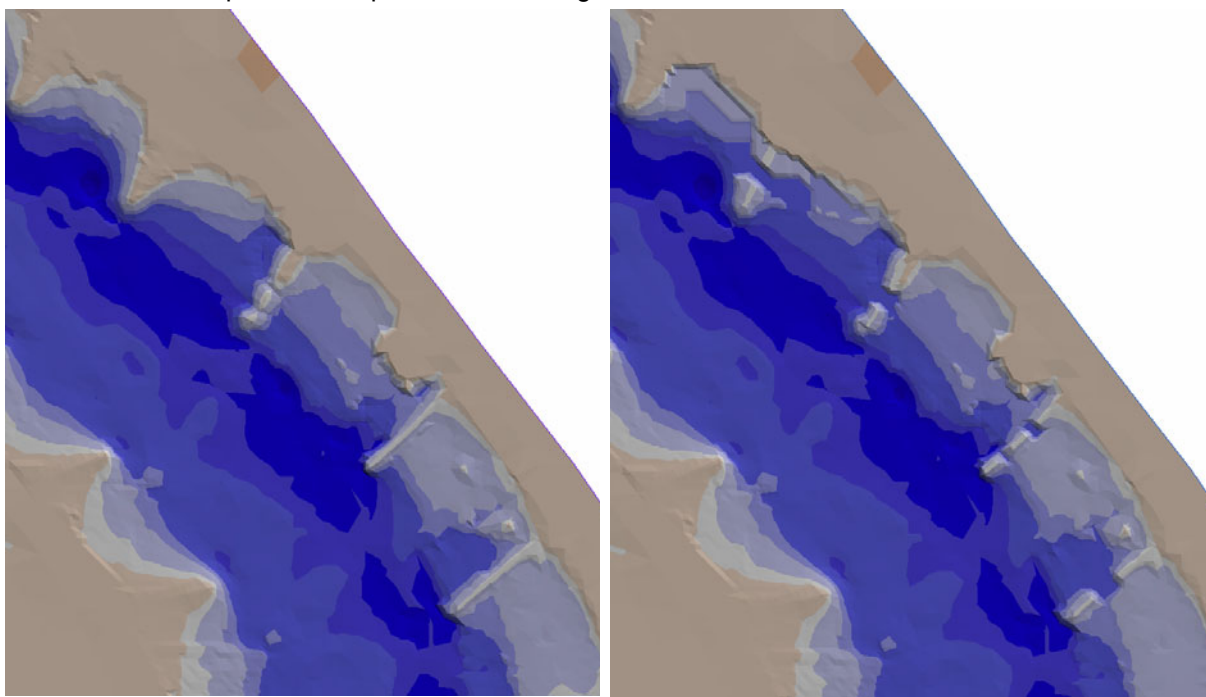


Abbildung 69: Stkm 423, Ausgangszustand links, Relief der Variante rechts. Legende: [m] über NN, s. Abbildung 69.

Im Prallhang bei Stkm 424 links (Abbildung 70) wurden insgesamt 5 Bühnen mit einem Durchbruch versehen, um zu testen, ob diese hintereinander geschalteten Durchbrüche evtl. einen „Kanalisierungseffekt“ nach sich ziehen würden, welcher ein Teilungsgerinne simulieren könnte. Inseln und Teilungsgerinne werden im Hauptstrom eines Fließgewässers, welches als Wasserstraße genutzt wird, als Navigationshindernisse verstanden, könnten auf diese Weise aber in anderen nicht für die Schifffahrt relevanten Bereichen gefördert werden.

Insgesamt sollten die Bühnenfelder auf die unter 9.3 genannten Zielvorstellungen für optimierte Bühnen/Bühnenfelder geprüft werden und die Auswirkungen exemplarisch an einigen Arten zu beurteilen sein.

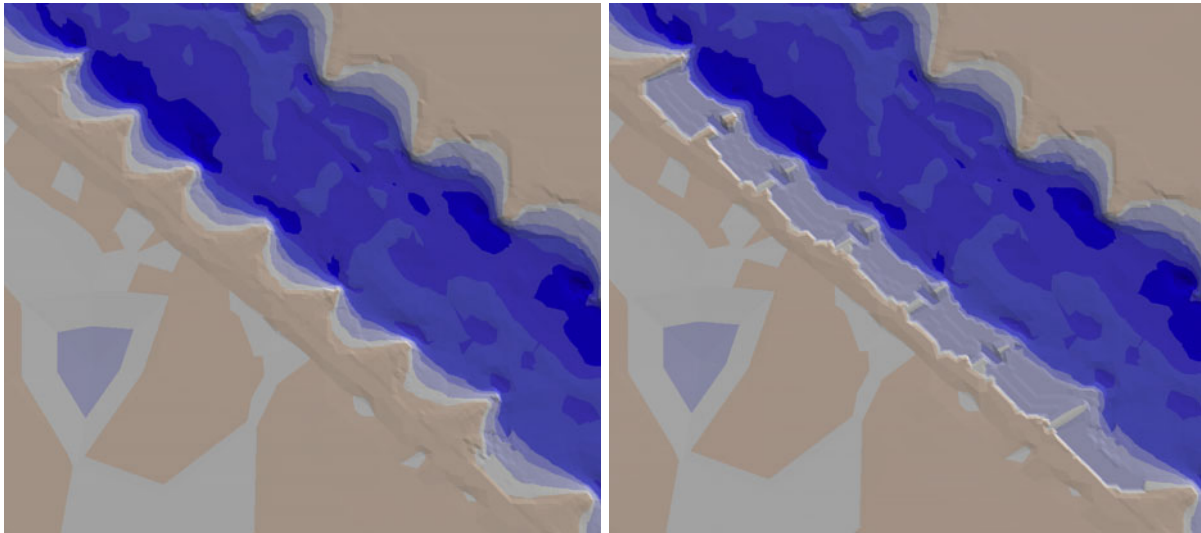


Abbildung 70: Stkm 424, links Ausgangszustand, Relief der Variante rechts. Legende: [m] über NN, s. Abbildung 69.

## 9.7 Modellierungsergebnisse der Bühnenvarianten

Im Folgenden werden exemplarisch die Modellierungsergebnisse (dargestellt in dem Arcview GIS) für die Chironomide *R. demeijerei* und den Tubificiden *Limnodrilus sp.* beschrieben. Die Modellierung wurde exemplarisch für zwei Taxa des Weichsubstrats mit antagonistischer Reaktion auf die bestimmenden Umweltfaktoren durchgeführt, für welche eine gute Qualität der Modellierung erzielt werden konnte. Die Abundanz der Taxa wurde modelliert für die Jahreszeit Herbst und ein pH Minimum von 7,5, welche aus der Trendanalyse als typisch für diese Jahreszeit ermittelt wurden. Es wurde ein Pegel von 2,95m wie in der morpho- und hydrodynamischen Modellierung angenommen. Der Wasserstand wurde entsprechend graphisch dargestellt.

Die Ergebnisse der morpho- und hydrodynamischen Modellierung werden, soweit sie zur Erklärung der Modellierung der Taxa notwendig sind, dargestellt. Eine weitere Auswertung und Darstellung der morpho- und hydrodynamischen Ergebnisse erfolgte in BMBF (2002).

### Legende für die folgenden graphischen Darstellungen der Modellierungsergebnisse:

- Die Linien stellen Höhenlinien dar.
- Pfeile stellen Strömungsvektoren dar, deren Länge die Strömungsgeschwindigkeit angibt. Die Anzahl der Strömungsvektoren pro Flächeneinheit entspricht der Anzahl der Modellierungspunkte.
- Für die Darstellung der Strömungsgeschwindigkeit wurden Geschwindigkeiten, welche über 3m/s lagen, als Fehler im Modell verstanden, da solche Geschwindigkeiten nicht gemessen wurden. Die Maximalgeschwindigkeit wurde daher auf 3 m/s festgelegt. Die Einheit der in den Legenden dargestellten Strömungsgeschwindigkeiten ist [m/s].

- Die Einheit der in den Legenden dargestellten mod. mittleren Korndurchmesser ist [mm].
- In den Darstellungen der modellierten Abundanz werden nicht überflutete Flächen durch braune/graue (abhängig von der Höhe über dem Wasserspiegel) Farbdarstellung gekennzeichnet. Benetzte Flächen, für die kein Vorkommen modelliert wird, werden durch uniforme, hellblaue Farbdarstellung gekennzeichnet. Eine gesonderte Kennzeichnung der Flächen mit Hartschubst (Bunnensteine), für die andere Modelle angenommen werden müssten (s Kapitel 7.5.4) wurde nicht vorgenommen, kann aber im Modell leicht eingeführt werden.
- Die in den Legenden angegebenen Anzahlen für die modellierten Spezies sind Abundanzzahlen, mit der Einheit log Individuen/m<sup>2</sup>.

### 9.7.1 Bunnenfelder bei Stromkilometer 423

Abbildung 71 links zeigt die Verteilung von *Limnodrilus sp.* vor dem virtuellen Umbau der Bunnen. Es wird die Reaktion von *Limnodrilus sp.* sowohl auf die Strömung als auch auf die Kornverteilung deutlich: *Limnodrilus sp.* ist stagnophil, wie in 7.5.2.5 dargelegt. Daher ist die Abundanz in der Strommitte am kleinsten und in den strömungsberuhigten Bereichen, insbesondere an der Bunnenwurzel der stromauf gelegenen Bunne am größten.

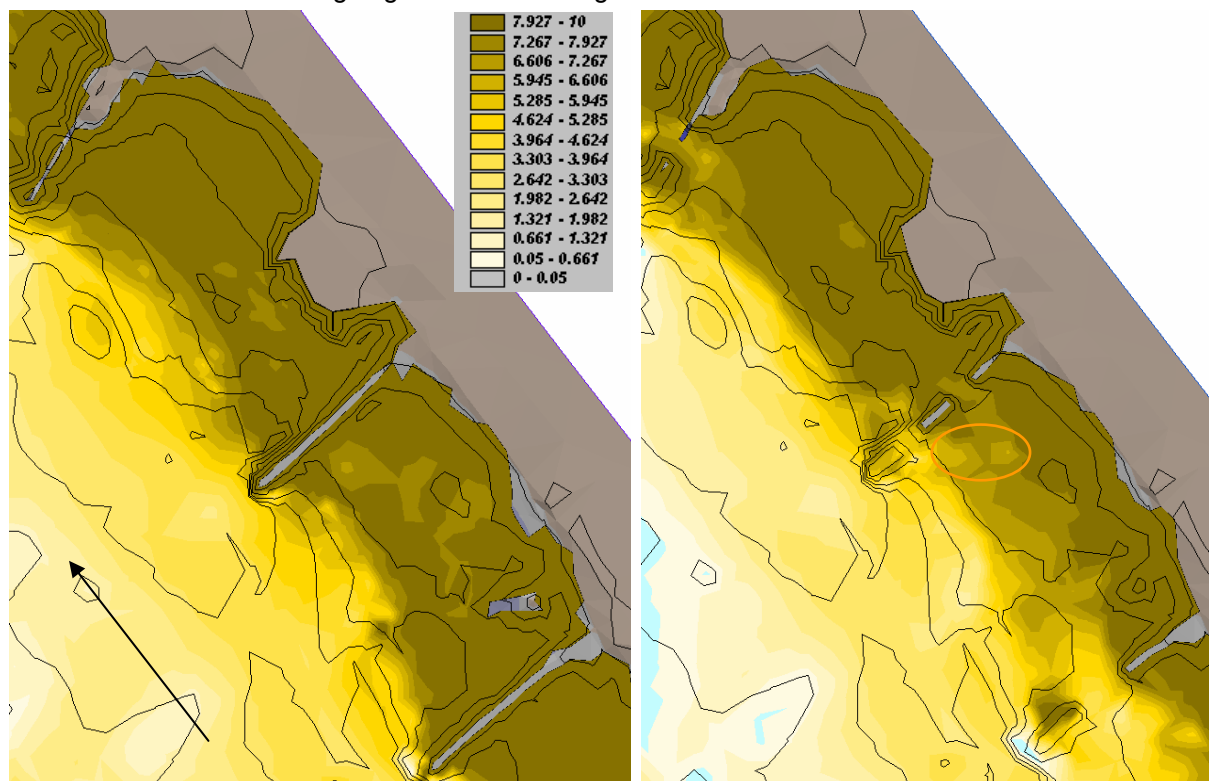


Abbildung 71: Verteilung von *Limnodrilus sp.* vor (links) und nach (rechts) Änderung der Bunnenstruktur. Bunnenfelder im Prallhang bei Stkm. 423.



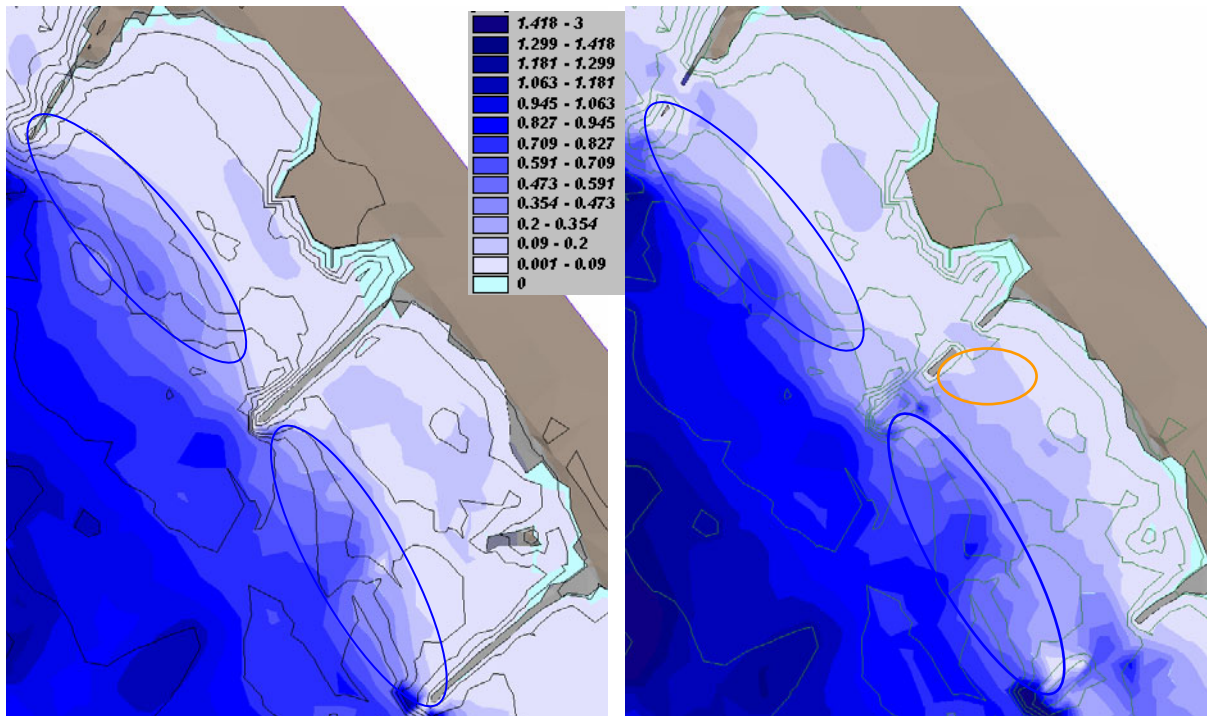


Abbildung 72: Strömung vor (links) und nach ( rechts) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Prallhang bei Stkm. 423.

Die Bevorzugung feinerer Substrate durch *Limnodrilus sp.* wird an dem durch ein rotes Oval markierten Bereich der Bühnenfelder deutlich (Abbildung 71, Abbildung 72, Abbildung 73): Die hier vorherrschenden größeren Substrate bedingen eine Abundanzerniedrigung, welche nicht durch die in diesem Gebiet relativ uniforme Strömungsverteilung zu erklären ist.

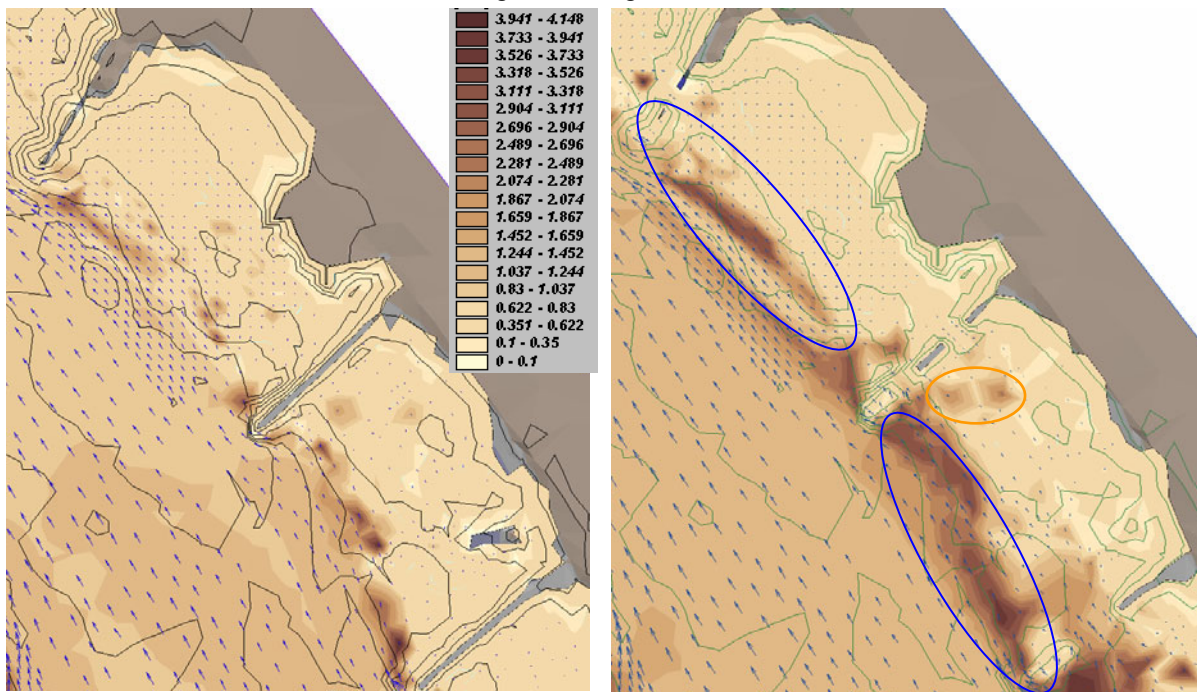


Abbildung 73: Verteilung der Korngrößen nach Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Prallhang bei Stkm. 423. Strömungsvektoren sind als dunkle Pfeile dargestellt.

Die Modellierung von *R. demeijerei* einer typischen Potamalart und Spezialistin für Bereiche mit hoher Geschiebeführung (SCHÖLL 2002) wird in Abbildung 74 demonstriert. Die Abundanz der Chironomide nimmt zur Flussmitte, den Bereichen mit größerer Strömung zu.

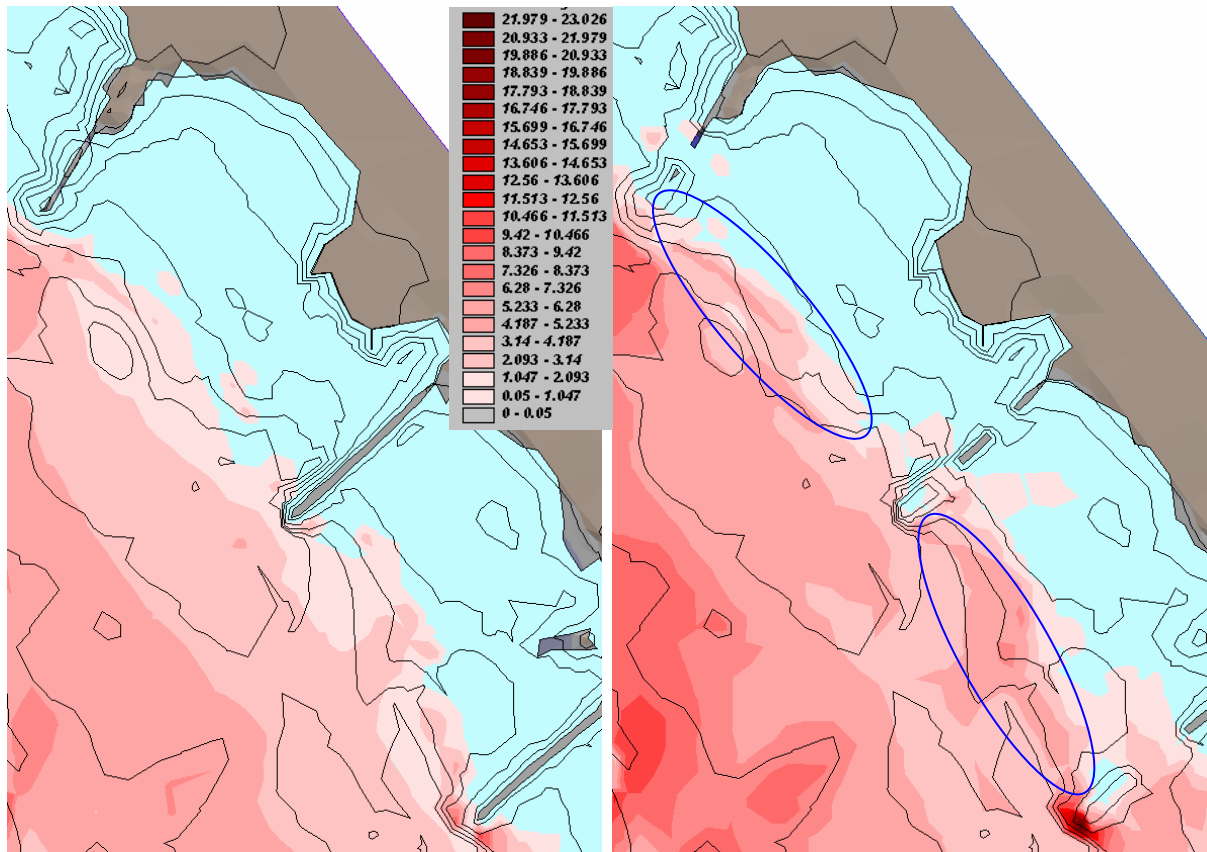


Abbildung 74: Verteilung von *R. demeijerei* vor (links) und nach (rechts) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Prallhang bei Stkm 423. Legende: log Abundanz 1/m<sup>2</sup> von *R. demeijerei*.

Wie in der Diskussion der Ergebnisse des Weichsubstrats dargestellt (7.5.2.5), zeigt *R. demeijerei* eine leichte Präferenz für gröbere Substrate, daher ist bei den groben Sedimenten (dunkelblaue Ovale in Abbildung 73) eine Zunahme der Abundanz zu verzeichnen (dunkelblaue Ovale in Abbildung 74). Diese ist nicht auf eine Änderung der Strömungsgeschwindigkeiten zurückzuführen, da sich diese in dem markierten Bereich nicht wesentlich ändern (Abbildung 72).

Die Strömungsverteilung vor und nach Umbau der Bühnenstruktur ist in Abbildung 72 dargestellt. Es wird deutlich, dass in den Bühnenfeldern der Anteil der schneller strömenden Bereiche zwar nur wenig aber dennoch deutlich zugenommen hat (s. auch BMBF 2002). Daher reagiert *R. demeijerei* mit einer Arealvergrößerung und insgesamt mit einer Abundanzzunahme.

Der Vergleich der Abundanz-Modellierung vor und nach Änderung der Bühnenstruktur zeigt, dass eine größere „Fleckenhaftigkeit“ der Besiedlung durch *Limnodrilus sp.* sowie *R. demeijerei* nach Änderung der Bühnenstruktur erreicht wurde.

Die Bühnenfeldwalze des stromauf gelegenen Bühnenfeldes ist ebenfalls aufgelöst (Abbildung 73), d.h. der Massenaustausch mit dem Hauptstrom hat deutlich zugenommen. Dagegen besteht die Bühnenfeldwalze im stromab gelegenen dargestellten Bühnenfeld weiterhin. Insgesamt ist eine Diversifizierung der Umweltbedingungen des Areals zu beobachten.

### 9.7.2 Bühnenfelder bei Stromkilometer 422

Die Abundanzen von *R. demeijerei* und *Limnodrilus sp.* wurden für die Jahreszeit Herbst und ein pH Minimum von 7,5, welches nach der Trendanalyse als typisch für diese Jahreszeit ermittelt wurde modelliert.

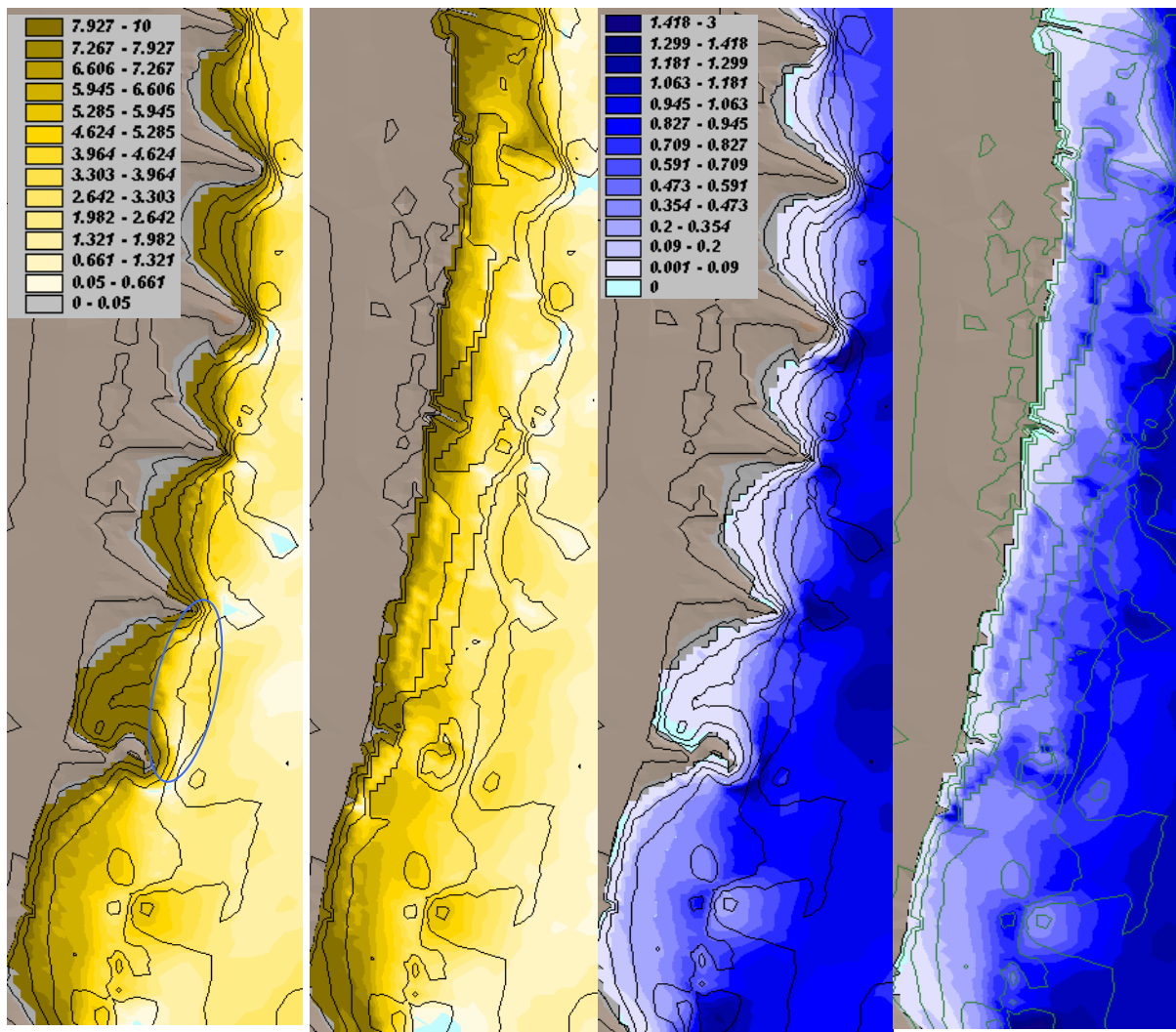


Abbildung 75: Verteilung von *Limnodrilus sp.* vor (ganz links) und nach (2. von links) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Gleithang bei Stkm 422. Legende links: Abundanz ( $1/m^2$ ). Die Abb. 3 und 4 von links stellen die korrespondierende modellierte Strömungsgeschwindigkeit dar. Legende mitte: mod. Strömungsgeschwindigkeit [m/s].

Die Modellierung demonstriert, wie schon in der Modellierung des Bühnenfeldes bei Stkm. 423, die Präferenz von *Limnodrilus sp.* für lenitische Bereiche: der Tubificide dominiert in den sehr ufernahen, strömungsberuhigten Bereichen, welche durch die (z.T. versandeten) Bühnen gebildet werden.

Die Modellierung der Bühnen – Variante ergibt ein sehr ähnliches Abundanzmuster. Da der Bereich mit großem Korndurchmesser aber erweitert ist, werden hier größere Bereiche als nicht für *Limnodrilus sp.* geeignet gekennzeichnet. Allerdings ergibt sich, aufgrund der „Ausbaggerung“ insgesamt eine Arealvergrößerung.

Für die rheophile *R. demijerei* wird in der Strommitte eine größere Abundanz ermittelt, als für die Seitenbereiche. Die Unterschiede zwischen Hauptstrom und Bühnenfeld sind aber weniger differenziert und ausgeprägt als in der bei Stkm. 423 beschriebenen Variante der Bühnenfelder (9.7.1), da der Fluss in diesem Bereich ein sehr uniformes Bett aufweist.



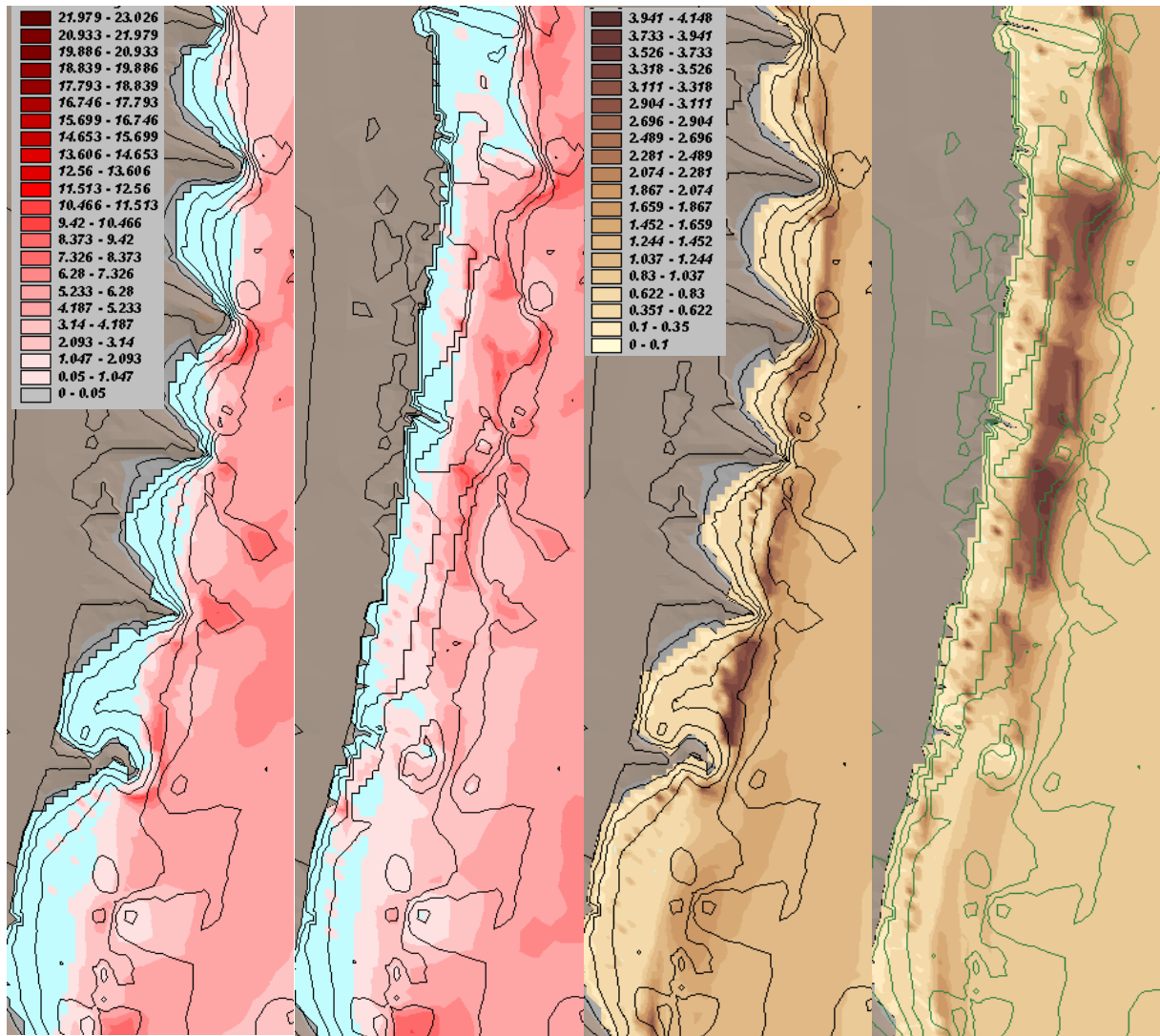


Abbildung 76: Verteilung von *R. demeijerei* vor (ganz links) und nach (2. von links) Änderung der Bühnenstruktur. Die Abb. 3 und 4 von links stellen die korrespondierenden mittleren Korndurchmesser dar [mm].

Die Modellierung der Verteilung von *R. demeijerei* nach Umbau der Bühnenfelder wird in dem 2. Bild von links in Abbildung 76 dargestellt. Es ergibt sich, aufgrund der Ausbaggerung der Bühnenfelder, ebenfalls eine Arealvergrößerung. Die modellierte Patchiness der Bühnenvariante ist leicht erhöht. Die Strömungsvektoren (hier nicht grafisch dargestellt) indizieren die Ausprägung von Bühnenfeldwalzen in einigen der Bühnenfelder. Diese ist aber weniger deutlich, da die Bühnen versandet sind und die Bühnenstruktur nur noch schwach ausgeprägt ist. Die Variante zeichnet sich durch gute Durchströmung der Bühnenfelder aus. Eine Tendenz zur Ausbildung der Walze besteht nicht.

### 9.7.3 Bühnenfelder bei Stromkilometer 424

Die Abundanz von *Limnodrilus sp.* ist in den strömungsberuhigten Bereichen der Bühnen am größten (Abbildung 77). Diese Bereiche wurden durch die virtuelle Vertiefung und Vergrößerung der Bühnenareale vergrößert. In der Strommitte finden sich, insbesondere bei der Variante, Bereiche für die keine Vorkommen von *Limnodrilus sp.* modelliert werden.

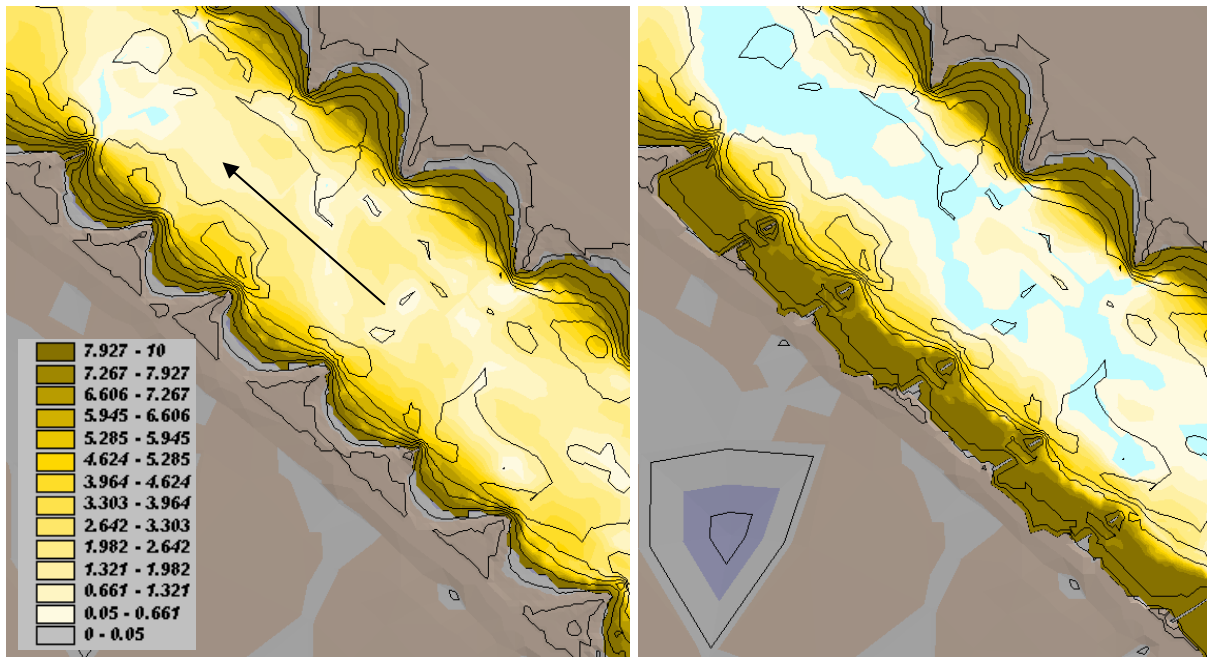


Abbildung 77: Verteilung von *Limnodrilus sp.* vor (links) und nach (rechts) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Gleithang bei Stkm. 424.

Dies ist auf die in der Strommitte erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten zurückzuführen. Eine solche Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit findet in den umgebauten Bühnenfeldern, trotz durchbrochener Bühnen über ca. 500m Länge nicht statt (Abbildung 78); evtl. aufgrund der Lage in einem, wenn auch schwach ausgeprägtem Gleithang.

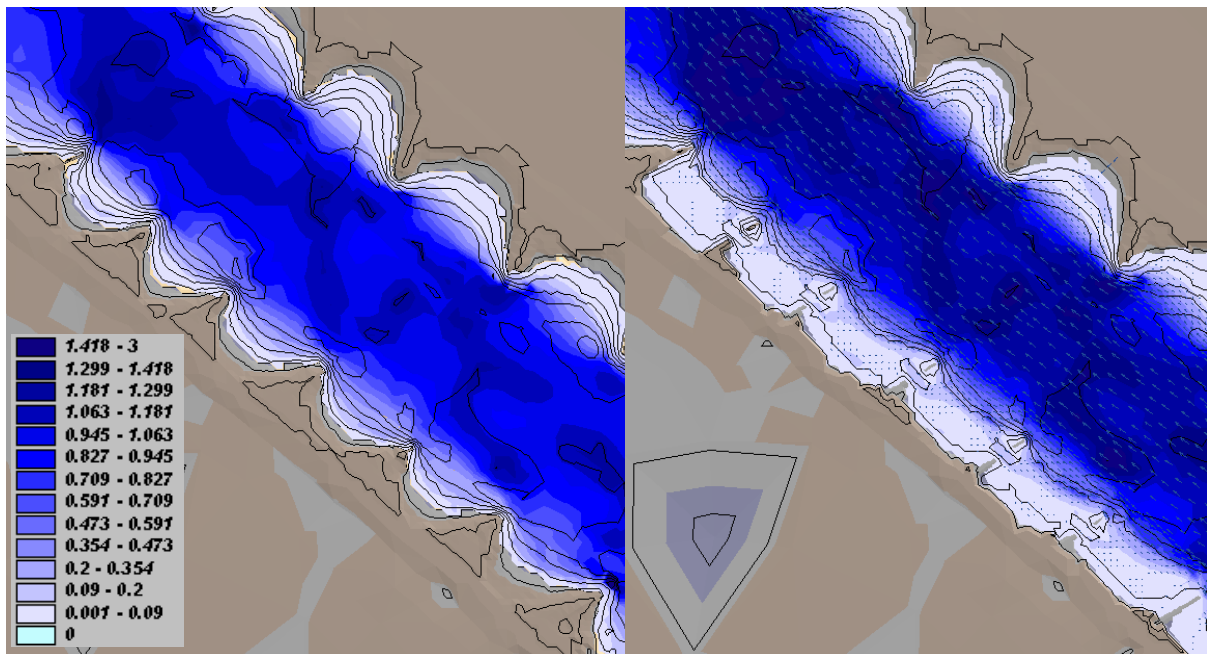


Abbildung 78: Strömung vor (links) und nach ( rechts) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Prallhang bei Stkm. 423.

Die Bühnenfeldwalze und die daraus in den Seitenbereichen resultierenden Stillwasserzonen bestehen daher weiterhin, wie dies die für andere Bühnenfelder exemplarische Abbildung der Strömungsvektoren (Abbildung 79) verdeutlicht.



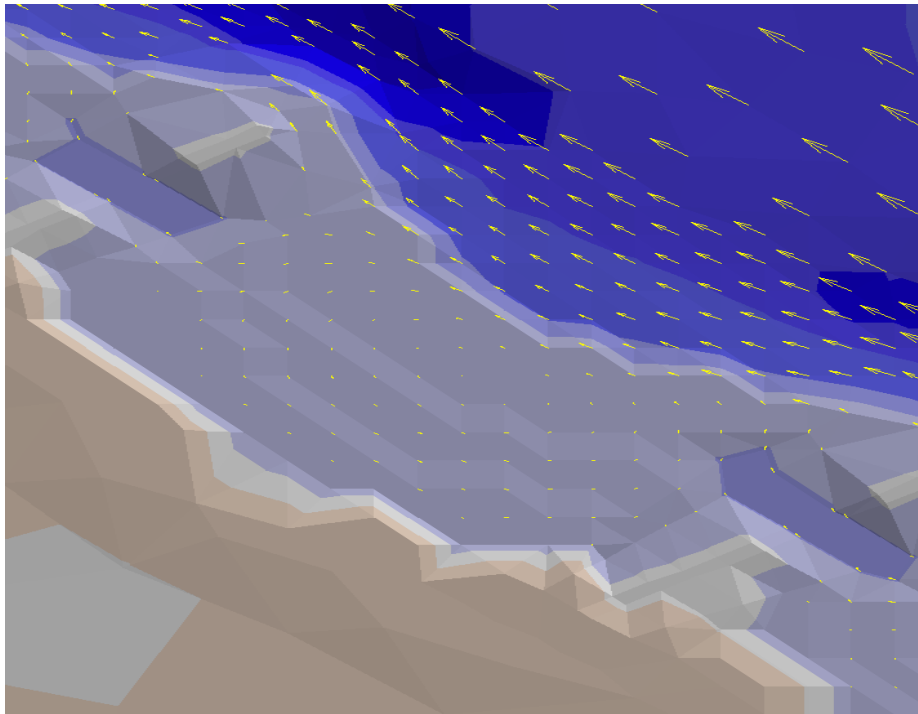


Abbildung 79: Relief und Strömungsvektoren in einem Bühnenfeld bei Stkm. 424.

In Abbildung 80 ist die Korngrößenverteilung in den Bühnenfelder vor und nach Umbau der Bühnen dargestellt. In Abbildung 80 rechts treten in den vergrößerten Bühnenfeldern relativ uniforme Bereiche mit feinem Substrat auf, die durch einen Depositionswall mit größerem Substrat gegen den Hauptstrom abgeschlossen sind.

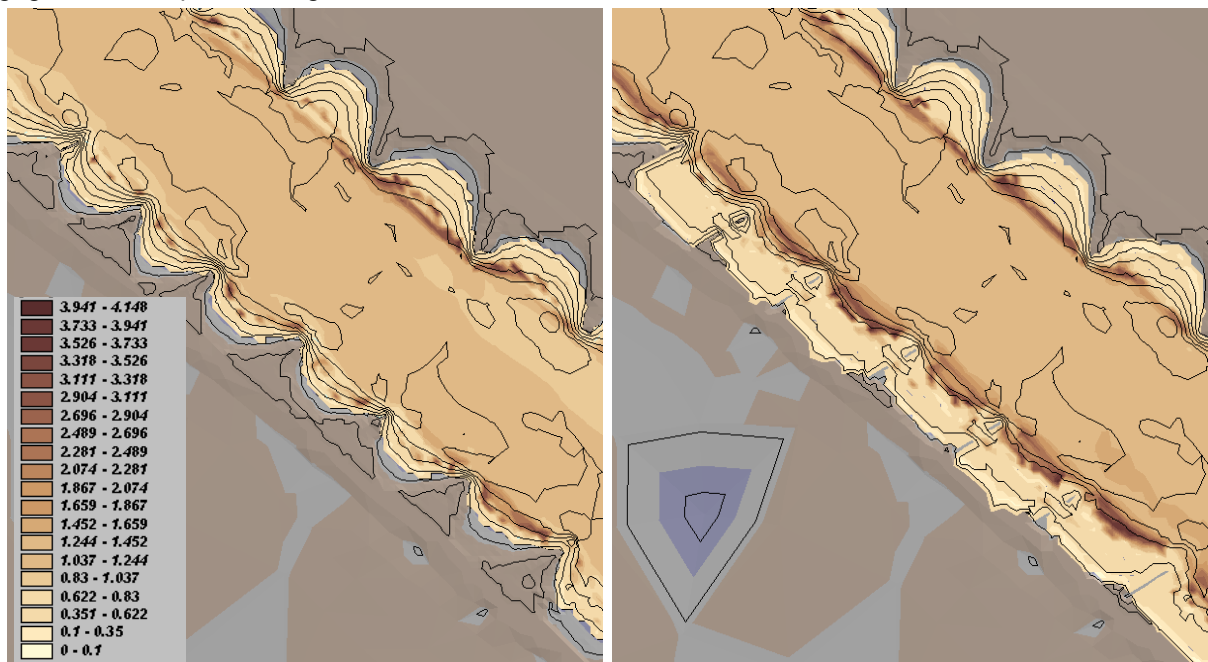


Abbildung 80: Verteilung der Korngrößen nach Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Prallhang bei Stkm. 424.

Abbildung 81 verdeutlicht, dass die Depositionsflächen der Stillwasserzonen mit besonders feinen Korndurchmesser, welche durch die Vergrößerung des Bühnenareals geschaffen wurden nicht für eine Besiedlung durch *R. demeijerei* geeignet sind. Durch die Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeiten in der Strommitte, ergeben sich für *R. demeijerei* preferable

Bedingungen. Auch hier ist aber keine größere Diversifizierung der Umweltbedingungen und damit der Besiedlung zu verzeichnen.

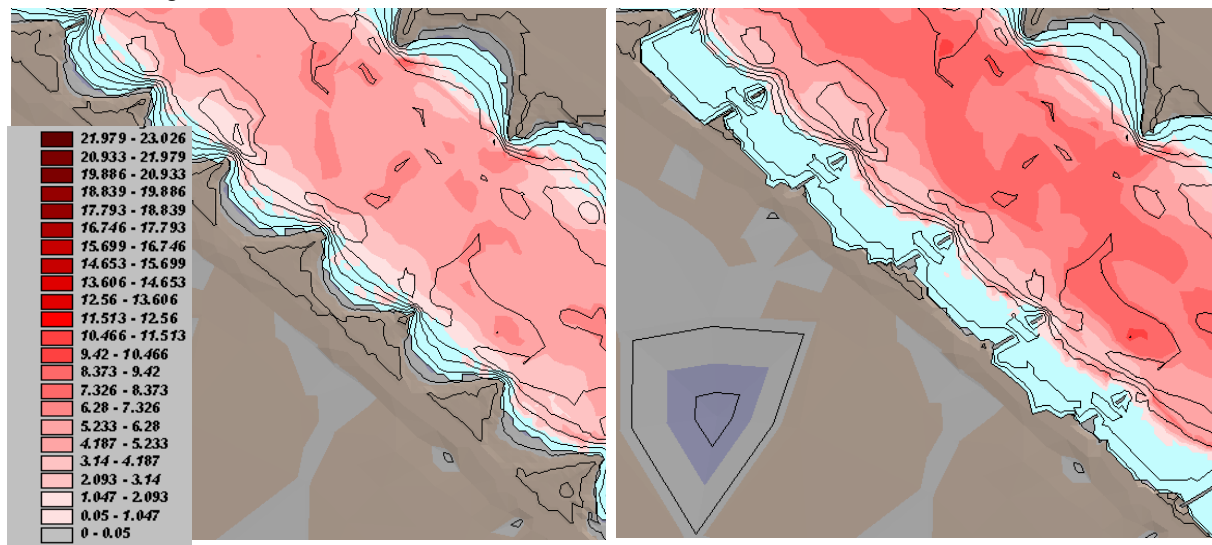


Abbildung 81: Verteilung von *R. demeijerei* vor (links) und nach (rechts) Änderung der Bühnenstruktur. Bühnenfelder im Gleithang bei Stkm 424. Legende: log Abundanz  $l/m^2$ .

## 9.8 Diskussion der Modellierungsergebnisse

Ein Ökosystem besteht aus einem großen Komplex biotischer und abiotischer Elemente, die direkt oder indirekt interagieren. Ein solches System kann nicht in seiner gesamten Komplexität und allen beteiligten Faktoren modelliert werden. Es wurde daher eine Reduktion auf die wichtigsten Umgebungsfaktoren und die am besten darauf reagierenden Response Variablen vorgenommen. Wir verfolgten dabei einen empirischen Ansatz, da zu wenig bekannt ist über die exakten, kausalen Zusammenhänge in dem Ökosystem "Potamaler Fluss". Die oft benutzte Methode der Verwendung von Indizes und der Einteilung der Umweltfaktoren in Klassen wurde hier vermieden, da die Einteilung in Klassen an sich schon eine Wertung beinhaltet. Weiterhin hat eine diskrete Einteilung den Nachteil, dass Änderungen der jeweiligen Variable, die sich innerhalb der Klasse vollziehen nicht zu einer Änderung der Response Variable führen. Eine Bewertung der Response Variablen sollte nach der Modellierung vorgenommen werden können. Eine Voraussetzung für die Aufstellung eines empirischen Modells ist allerdings ein Gleichgewicht, in welchem sich das zu modellierende System befinden sollte und die Modellierung innerhalb des Mess-(Eich-) Bereichs (ERTSEN et al. 1995). Für Fließgewässer ist ein, wenn auch sehr dynamisches Fließgleichgewicht anzunehmen. Die große Dynamik der benthischen Biozönose im Allgemeinen und die Verbesserung der Wasserqualität der Elbe die für die Elbe-Benthozönose einen Wandel zu einer anderen diverseren Biozönose bedeuten kann, lässt allerdings die Postulierung eines Gleichgewichts fragwürdig erscheinen. Die Plausibilität der **Übertragbarkeit** des Modells **in der Zeit**, d.h. auf andere Jahre ist daher mit Unsicherheiten behaftet. Da das Modell aber keine Prognosen auf Ebene der Biozönose, sondern auf Art, bzw. Taxa Ebene macht und diese durch Vergleiche mit den autökologischen Ergebnissen anderer Untersuchungen gut abgesichert erscheinen, ist die Übertragbarkeit aber gegeben, soweit sich die gewässerphysikalischen Parameter im Messbereich bewegen. Bei der Einwanderung neuer Spezies, mit den darauf folgenden Interaktionen zwischen Neozoen und „Alteingesessenen“, könnten sich allerdings aufgrund der natürlichen Plastizität im Verhalten der Taxa, neue Beziehungen zwischen Umwelt und Taxon ergeben (BOHLE 2000). Diese wären im Modell nicht enthalten. In

Fliessgewässerlebensräumen, die durch physikochemische Faktoren determiniert sind, können organismische Interaktionen aber irrelevant sein (BOHLE 2000). Dies gilt wahrscheinlich im Besonderen für die Elbe und ihre von r-Strategen dominierte Biozönose.

Ein Manko der Modellierung von Taxa ist allerdings, dass eine Veränderung der Diversität nicht unmittelbar modelliert werden kann, da nur jene Arten in das Modell aufgenommen werden können, welche im Gebiet vorgefunden wurden und für die signifikante Modelle erstellt werden konnten. Das Modell könnte daher weiterentwickelt werden, um nicht nur Arten (Zeigerarten) prognostizieren zu können sondern auch Gilden. Eine Einteilung nach Ernährungstypen und deren kleinräumige Modellierung würde im Gewässer potamalen Typs wie der Elbe aber keine differenzierten Ergebnisse liefern, da die Dominanz der Filtrierer zu groß ist. Erfolg versprechender wäre eine Einteilung in „Spezies Traits“ nach USSEGLIO-POLATERA et al. (2000) und die Modellierung der Eigenschaften der Spezies. Dies sollte auch die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Flusssysteme verbessern (USSEGLIO-POLATERA et al. 2000).

Die Modellierung extrapoliert den Response der Spezies, welcher aus der statistischen Analyse punktueller Mess- Ereignisse gewonnen wurde auf den gesamten Fluss bzw. auf das begrenzte Messgebiet an der Elbe zwischen Stromkilometer 412 und 427. Hier stellt sich die Frage nach der **räumlichen Übertragbarkeit** der Ergebnisse: Die Messpunkte decken das abiotische Größen-Spektrum der Elbe in Bezug auf Strömungsgeschwindigkeit, Substratzusammensetzung organischen Gehalt und physikalische Parameter ab. Für diese Größen, welche durch die statistische Analyse als die für die Biozönose entscheidenden herausgestellt wurden, bewegt sich die Prognose im gemessenen Skalen –Bereich. Für die Parameter „Gewässertiefe“, welche in der Strommitte größer ist als im gemessenen Bereich und direkter „Einfluss des Schiffsverkehrs“, welcher nicht gemessen wurde kann keine direkte Aussage getroffen werden. Bei den in der Hauptvegetationsperiode sehr geringen Wasserständen der Elbe ist der Einfluss eines Schiffes, z.B. durch Turbulenzen welche durch die Schiffsschrauben in unmittelbarer Nähe der Stromsohle verursacht werden, sicherlich erheblich. Da die Schifffahrt auf der Elbe während des Niedrigwassers mit maximal 5 Schiffen pro Tag aber ohnehin fast zum Erliegen kommt (eigene Beobachtungen über 2 Jahre), kann diesem Faktor nur lokale Bedeutung zugemessen werden. Die von uns in schnellströmenden Bereichen nahe der Ufer nachgewiesenen rheophilen Arten *R. demeijerei* und *P. volki* wurden auch in anderen Untersuchungen in der Strommitte der Elbe nachgewiesen. (PETERMEIER & SCHÖLL 1996; SCHÖLL & BALZER 1998). Die Gewässertiefe eine Faktor der sich in der statistische Analyse als unbedeutet erwies, scheint keine Auswirkungen auf die Zusammensetzung der Fauna zu haben. Es ist daher von der Übertragbarkeit auf den gesamten Strom auszugehen. Von einer weiteren räumlichen Übertragbarkeit der Modellierung auf andere Stromkilometer der Elbe kann ausgegangen werden, soweit sich die gewässerphysikalischen Parameter im Messbereich bewegen. Dieser Messbereich war, da die Variationsbreite der meisten physikalischen Variablen in Flachlandflüssen, im Vergleich zu Gebirgsbächen, eng ist (STATZNER et al. 1998), relativ klein; es konnte daher nicht das komplette ökologische Potential (Nische) der Arten mit oberem und unterem Pessimum und Optimum erfasst werden.

Die **Modellierung der veränderten Buhnen-/Buhnenfelder** zeigte insgesamt eine leichte Erhöhung der Strömungsgeschwindigkeit (s. BMBF (2002).). Dies war u.a. Ziel der baulichen Veränderungen. Die Erhöhung war, insbesondere bei dem Prallhang bei Stromkilometer 423, aber wesentlich weniger deutlich als dies erwartet wurde. Es war ebenfalls Ziel der Veränderungen und wurde erwartet, dass der Einbau der Durchbrüche in die Buhnen bei Stromkilometer 423 eine Auflösung der Buhnenfeldwalze herbeiführen sollte. Dies gelang aber nur in einem der modellierten Buhnenfelder bei Stromkilometer 423. Dies muss auf örtliche Gegebenheiten zurückgeführt werden, die eine pauschale Vorhersage der Ergebnisse verhindern. Eine Modellierung der Gegebenheiten vor Ort erweist sich daher als notwendig, um die Ergebnisse von

Umbaumaßnahmen besser vorhersagen zu können. Es zeigte sich ebenfalls eine größere Fleckenhaftigkeit der modellierten Abundanzen und Umweltfaktoren. Dies war ein erwünschtes Ergebnis, welches auf eine potentiell hohe Diversität hindeutet.

Ein kritikwürdiger Punkt ist der für die Modellierung verwendete Wasserstand bzw. Pegel von 2,95m, welcher unter morpho- und hydrodynamischen Gesichtspunkten von größerem Interesse ist; eine weitere Evaluierung möglicher Bühnenstrukturen und der resultierenden Entwicklung der Abundanzverteilung müsste aber insbesondere mit einem biologisch relevanteren, der Niedrigwasserperiode entsprechenden Pegel von ca. 1,95 m getestet werden. Interessant wäre ebenfalls die Entwicklung von Präferenzfunktionen für etwaige sich etablierende, stenökere Spezies mit engerer Habitatbindung. Dies würde die Entwicklung präziserer Funktionen ermöglichen. Insgesamt wäre eine weitere Absicherung des Modells auch in Bezug auf zeitlich längerfristige Prozesse, wie Oszillation der Biozönosen im mehrjährigen Rhythmus oder das Ausfiltern biologischer Interaktionen, wie die Interaktion zwischen sich etablierenden Neozoen und „alteingesessenen“ Spezies erstrebenswert. Weiterhin wäre der Vergleich der Ergebnisse, mit Präferenzen, welche unter anthropogen ungestörten Bedingungen mittels der erarbeiteten Methodik ermittelt wurden, wünschenswert. Da eine solche „Referenz“-Biozönose an der Elbe aber nicht existiert, konnte dieser Vergleich nicht im Rahmen der vorliegenden Arbeit durchgeführt werden.

Wie auch GONZÁLEZ-OREJA & SAIZ-SALINAS (1999) und LAMOUROUX et al. (1998) zur allgemeinen Eignung für die in diesen Untersuchungen benutzten Modelle anmerken und schließen, ist dieses Modell nicht gedacht und geeignet um exakte Abundanzen zu bestimmen, sondern um Trends und Präferenzen als Response auf Änderungen der Umweltvariablen zu prognostizieren. In diesem Sinne funktioniert das Modell wie gezeigt werden konnte.

## 10 Zusammenfassung

Die Elbe weist in den Untersuchungsabschnitten eine artenarme Benthozönose auf. Das Weichsubstrat ist in hohen Abundanzen bis 600.000 Individuen/m<sup>2</sup> mit Oligochaeten (Wenigborster, Gürtelwürmer) und Chironomiden besiedelt. Die Arten- und Individuenzahlen der übrigen Taxa sind dagegen gering. Das Untersuchungsjahr 1999 zeigt allerdings eine deutliche Zunahme der Gesamt-Abundanz im Vergleich zum Vorjahr (1998) sowie eine Zunahme der Artenzahl. Das Hartsubstrat ist wie das Weichsubstrat nur schwach besiedelt, hier sind Chironomiden (Zuckmücken) das dominierende Taxon.

Der empirische Ansatz zur Bestimmung der Abhängigkeiten von Fauna und Umwelt erforderte die Aufnahme zahlreicher Umweltparameter, welche auf signifikante Korrelation getestet wurden.

Es ergaben sich auf hohem Signifikanzniveau Korrelationen zwischen den Taxa des Weichsubstrats und den modellierten Parameter Strömungsgeschwindigkeit und mittlerer Korndurchmesser und Zeit (Jahreszeit). Das Antwortverhalten einzelner Spezies (u.a. *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Propappus volki* und *Robackia demeijerei*) erwies sich als besonders ausgeprägt und konnte auf diese Faktoren zurückgeführt werden. Die Aussagen sind auf hohem Signifikanzniveau abgesichert und werden durch Literaturangaben bestätigt. Für die Biozönose des Hartsubstrats wurden dagegen weniger signifikante Zusammenhänge ermittelt. Keine Zusammenhänge konnten zwischen den physikalischen Parametern, welche durch Absaugen des Interstitialwassers gewonnen wurden und der Weichsubstratbiozönose ermittelt werden. Mögliche Gründe für diesen Befund werden diskutiert.

Die Ergebnisse der Modellerstellung sowie die vom Projektteil „Wasserbau“ gestellten abiotischen Daten wurden in die erarbeitete zentrale Projektdatenbank integriert. Die Projektdatenbank diente als Schnittstelle und Steuerungsinstrument für die Modellierung und Szenarien-Berechnung der Taxa. Die Visualisierung der Modellierungsergebnisse mittels Arcview, welche eine einfache benutzergesteuerte Möglichkeit der Darstellung und Analyse der Daten bietet, wurde erarbeitet. Auf diese Weise wurde ein Werkzeug geschaffen, um Veränderungen der Fauna, als Folge geänderter hydraulischer und morphologischer Randbedingungen der Elbe zu prognostizieren.

Ein Forderungskatalog für aus ökologischer Sicht optimierte Bühnenfelder, welche Funktionen übernehmen sollten die früher der Hauptstrom innehatte, wurde erarbeitet. Modifizierte Bühnen die die Bedingungen im Bühnenfeld nach den gewünschten Kriterien verändern könnten, wurden erarbeitet und in das digitale Modell eingesetzt. Die morpho- und hydrodynamischen Bedingungen wurden vom Projektpartner modelliert und die Auswirkung auf die Biozönose exemplarisch anhand zweier Spezies und drei Bühnenfeldern dargestellt.

Es konnten Bühnenvarianten erarbeitet und getestet werden, welche eine größere Habitatdiversität bewirkten, welche sich in einer größeren Fleckenhaftigkeit der Besiedlung durch die getesteten Spezies widerspiegelte. Es zeigte sich aber, dass jeder Flussabschnitt individuell getestet werden muss, da die hydro- und morphodynamischen Bedingungen nur bedingt vergleichbar sind, die für die Bühnenfelder getroffenen Annahmen daher nur bedingt zutrafen.

Die vorgestellte Modellierung ermöglicht den Entscheidungsträgern den Test verschiedener Varianten der Umgestaltung des Stroms, die die Belange von Ökologie und Ökonomie in unterschiedlicher Wichtung beinhalten können. Wünschenswert wäre eine Umgestaltung der semiterrestrischen Flächen und damit insbesondere der Bühnenfelder, aber auch von Aue und Strom selbst, in einer dem Strom typischeren Art und Weise. Eine nachhaltige Gestaltung sollte sich weniger dem unmittelbaren wirtschaftlichen Nutzens unterordnen, hätte aber neben dem ästhetischen und ökologischen Nutzen auch handfeste ökonomische Vorteile, da ein Fluss dessen Bett die potentiell natürliche Profilgestalt besitzt, wasserbauliche Maßnahmen kaum benötigt (BOHLE & ENGEL-METHFESSEL 1993). BOHLE & ENGEL-METHFESSEL schrieben schon 1993, dass zu

wünschen wäre, „dass die Funktion der Flüsse im Naturhaushalt stärker berücksichtigt würde, zumal die Folgeschäden einer nur technisch orientierten Bewirtschaftung zu permanenten, auch ökonomischen Belastungen werden“. Dies ist unter dem Eindruck der Flutkatastrophen an Elbe und Oder mit ihren negativen Folgen für Ökonomie und die betroffenen Menschen umso aktueller.

## 11 Literatur

- Arbeitsgemeinschaft der Landesanstalten und -ämter für Naturschutz und Bundesamt für Naturschutz. (1994): Die Elbe und ihr Schutz - eine internationale Verpflichtung. *Natur und Landschaft*, 69(6): 239-250.
- Aschemeier, C., Kaschek, N., Meyer, E. (1997): Ist die „Fauna Aquatica Austriaca“ (Moog 1995) im nordwestdeutschen Tiefland anwendbar? - Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1997 (Frankfurt): 743-747. Krefeld.
- Ball, I.R., Reynoldson, T.B. (1981): *British Planarians. Synopsis of the British Fauna N. S.* 19: 1-141. London.
- Bäthe, J. (1998): Makrozoobenthos. In: Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK): 108-116.
- Bäthe, J., Preuß, K. (1993): Bericht zum DVWK-F&E Vorhaben; Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem für den Zeitraum vom 31.12.1992 bis zum 31.07.1993 . Niedersächsisches Landesamt für Ökologie : Hildesheim .
- Bäthe, J., Preuß, K. (1994): Bericht zum DVWK-F&E Vorhaben; Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem für den Zeitraum vom 01.08.1993 bis zum 01.02.1994 . Niedersächsisches Landesamt für Ökologie : Hildesheim .
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (BLFW) (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. - Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 4/1996: 543 S., München.
- Becker, G. (1987): net-building behavior, tolerance and development of 2 caddisfly species from the river rhine (*Hydropsyche contubernalis* and *H. pellucidula*) in relation to the oxygen-content. *Oecologia* 73 (2): 242-250.
- Birtwell, I.K. , Arthur, D.R. (1980): The ecology of Tubificis in the Thames estuary with particular reference to *T. costatus* (Claparede) Brinkhurst, R.O.; Cook, D.G. In: *Aquatic Oligochaete Biology*, Plenum Press 331-381. New York .
- Blab, J., Nowak, E., Trautmann, W. (1984): Rote Liste der gefährdeten Pflanzen und Tiere in der Bundesrepublik Deutschland. Sukopp, H. Kilda Verlag 1984.
- BMBF Forschungsvorhaben Buhnen und semiterrestrische Flächen (2002): Abschlußbericht des Verbundprojekts. S. 1-346.
- Bohle, H. W. (1995): *Spezielle Ökologie - Limnische Systeme*: 1-265. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York.
- Bohle, H. W. (2000): Die Rolle der Autökologie für das Verständnis biozönotischer und ökosystemarer Zusammenhänge, am Beispiel des Benthos der Fließgewässer. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 2000 (Magdeburg) (I): 9-23.

- Bohle, H.W. & Engel-Methfessel, E. (1993): Grundzüge für die ökologische Bedeutung des amphibischen Lebensraumes. - Ökologische Gewässersanierung im Spannungsfeld zwischen Natur und Kultur. - Wasser Abwasser Abfall, 11: 262-274.
- Bohle, H.W. (1993): Die Benthosfauna und deren Anforderungen an die Wasserführung und die Überwindung von Barrieren.. Wasserbau-Mitteilungen der TH Darmstadt 38: 67-84.
- Bohle, H.W. (1996): Biologische Elemente der Leitbildfindung.. Kasseler Wasserbau-Mitteilungen 6: 79-93.
- Borcard, D. (2002): [ORDNEWS:555] Re: Transformation of bimodal environment data for CCA. In ORDNEWS listserv discussion group <http://www.okstate.edu/artsci/botany/ordinate/ordnews.htm>
- Borcherding, J. (1991): The annual reproductive cycle of the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* Pallas in lakes. - Oekologia 87: 208-218.
- Brinkhurst, R.O. (1980): Pollution biology - the North American experience. Brinkhurst, R.O., Cook, D.G. In: Aquatic Oligochaete Biology, Plenum Press: 205-209. New York.
- Brinkhurst, R.O., Gelder, S., (1991): Annelida: Oligochaeta and Branchiobdellida. Thorp, U.H. & Covich, A.P., Academic Press In: Ecology and classification of North American freshwater Invertebrates. 401-435. San Diego.
- Brunke, M., Gonser, T. (1997): The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwaters. Freshwater biology 37: 1-33.
- Carausu, S., Dobreanu, E., Manolache, C. (1955): Fauna Republicii Populare Romine Crustacea, Amphipoda Forme Salmastre Si de Apa Dulce. Editura Academiei Republicii Populare Romine Academia Republicii Populare Romine 4 (4): 51-69.
- Caspers, H. (1948): Ökologische Untersuchungen über die Wattentierwelt im Elbästuar. Verh. Dt. Zoologen Kiel 1948: 350-359.
- Caspers, H. (1952): Bodengreiferuntersuchungen über die Tierwelt in der Fahrrinne der Unterelbe und im Vormündungsgebiet der Nordsee. Verh. Dt. Zool. Ges. Wilhelmshaven.
- Cellot, B., Juget, J. (1998): Oligochaete Drift in a large river (French upper Rhone): The effect of life cycle and discharge. Hydrobiologia 389: 183-191.
- Cleven, E.-J., Frenzel, P. (1993): Population dynamics and production of *Dreissena polymorpha* (PALLAS) in River Seerhein, the outlet of lake Constance (Obersee). - Arch. Hydrobiologie 127 (4): 395-407.
- Coates, K. A. (1986): Redescription of the oligochaete genus Propappus, and diagnosis of the new Family Propappidae (Annelida: Oligochaeta). Proc. biol. Soc. Wash. 99: 417-428.
- Coates, K. A. (1986): Redescription of the oligochaete genus Propappus, and diagnosis of the new Family Propappidae (Annelida: Oligochaeta). Proceedings of the Biological Society of Washington 99: 417-428.



- Cummins, K. W. (1962): Evaluation of some techniques of the collection of benthic samples and analysis with special emphasize on lotic waters. - Am. Midl. Nat. 67: 477-504.
- Cummins, K. W., Lauff, G.H. (1969): The influence of substrate particle size on the micordistribution of stream benthos. Hydrobiologie 34: 145-181.
- Dick JTA, Platvoet D, Kelly DW (2002): predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* (Crustacea: Amphipoda). canadian journal of fisheries and aquatic sciences 59 (6): 1078-1084.
- Die Elbe bei Drethem im Jahre 1792 u. 1893 Archiv: Staatsbibliothek zu Berlin PK, Kartenabteilung Signatur: Kart. L 15999/12 (Die Elbe bei Drethem 1792/1893).
- Dirksen, M.T. (1995): Biomassen des salzgestreßten Makrozoobenthos von Werra und Weser. standing crop und trophische Betrachtung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1995 (Berlin): 642-646. Krefeld.
- Dirksen, M.T. (1998a): Biomassen des Makrozoobenthos von Werra und Weser. In: Folgen der Reduktion der Salzbelastung in Werra und Weser für das Fließgewässer als Ökosystem. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK). 108-116.
- Dirksen, M.T. (1998b): Standing crop and trophic consideration of the Macrozoobenthos of Werra and Weser and test of the valuation method Abundance Biomass Comparison Limnologica 28(2): 157-166.
- Downing, J. A. (1979): Aggregation transformation and the design of benthos sampling programs. J. Fish. Res. Bd. Canada 36: 1454-1463.
- Drake, C.M., Elliot, J.M. (1982): A comparative study of three air-lift samplers used for sampling benthic macro-invertebrates in rivers. Freshwater biology 12: 511-533.
- Drake, C.M., Elliot, J.M. (1983): A new quantitative air-lift sampler for sampler for collecting macroinvertebrates on stony bottoms in deep rivers. Freshwater biology 13: 545-559.
- Drake, C.M., Winstanley, B., Ohnstad, F.R., Elliot, J.M. (1983): The Freshwater Biological Association Air Lift Sampler, User Manual. Freshwater Biological Association Occasional Publication 22: Ambleside.
- Dreyer, U. (1997): Ausbreitung von *Gammarus tigrinus* in der Mittelelbe. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1997 (Frankfurt): 144-148. Krefeld.
- Dussart, G.B.J. (1979): *Sphaerium corneum* (L.) and *Pisidium* ssp. Pfeiffer - the ecology of frehwater bivalve molluscs in realtion to water chemistry. J. moll. Stud 45: 19-43.
- Edington, J. L., Hildrew, A. G. (1981): A key to the caseless caddis larvae of the british isles with notes on their ecology. Freshwater Biological Association scientific publication 43: 91S.
- Elliot, J. M., Mann, K.H. (1979): A key to the british freshwater leeches with notes on their life cycles and ecology. Freshwat. Biol. Ass. Scientific Publication 40: 1-73.

- Elliott, J.M. (1977): A key to the Larvae and Adults of British Freshwater Megaloptera and Neuroptera with notes on their life cycles and ecology. Freshw. Biol. Assoc. Scientific Publication 35: 5-52.
- Elliott, J.M., Humpesch, U.H., Macan, T.T. (1988): Larvae of the British Ephemeroptera: a key with ecological notes. Freshw. Biol. Assoc. Scientific Publication 49: 1-143.
- Ertsen, A.C.D., Frens, J.W., Nieuwenhuis, J.W., Wassen, M.J. (1995): An approach to modelling the relationship between plant species and site conditions in terrestrial ecosystems. Landscape and urban planning 31: 143-151.
- Fischer, R. (1992): Wachstum, Entwicklung und Populationsdynamik von *Corophium curvispinum* SARS 1895 im Rhein. Diplomarbeit im FB Biologie der Mathematisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität zu Köln: 80 S.
- Fittkau, E.J., Reiss, F. (1983): Versuch einer Rekonstruktion der Fauna europäischer Ströme und ihrer Auen. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Arch. Hydrobiol. 97 (1): 1-6. Stuttgart.
- Foekler, F. (1991): Classifying and evaluating alluvial flood plainwaters of the Danube by water mollusc associations. Verh. int. Ver. Limnol. 24: 1881-1884.
- Franke, U. (1979): Bildbestimmungsschlüssel mitteleuropäischer Libellen-Larven (Insecta: Odonata). Staatliches Museum für Naturkunde Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde, Serie A 333: S..Stuttgart.
- French, A., Chess, S. (2002) Canonical Correlation & Principal Components Analysis. in: Online@SFSU San Francisco State University <http://userwww.sfsu.edu/~efc/classes/biol710/pca/ccandpca.htm>
- Frenzel, P. (1979): Biology And Population-Dynamics of *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith) (Gastropoda, Prosobranchia) In The Littoral Of Lake Constance. Archiv Fur Hydrobiologie 85 (4): 448-464.
- Frenzel, P. (1981): The Ecology Of Naididae In Lake Constance - The Niches Of *Chaetogaster*-Spp And *Amphichaeta*. Archiv Fur Hydrobiologie 91 (1): 45-55.
- Frenzel, P. (1983): Tubificidae Of The Littoral Of Lake Constance, Regarding Especially *Potamothenis moldaviensis*. Archiv Fur Hydrobiologie 97 (2): 262-280.
- Frenzel, P. (1990): The Influence Of Chironomid Larvae On Sediment Oxygen Microprofiles. Archiv Fur Hydrobiologie 119 (4): 427-437.
- Freude, Dr., H., Harde, Dr., K.W., Lohse, Dr., G.A.: Die Käfer Mitteleuropas. Goecke & Evers (1): 137-195. Krefeld.
- Gaumert, T. (1990): Gestaltung von Bühnenfeldern nach gewässerökologischen Gesichtspunkten. Wasserwirtschaft Wassertechnik 7: 177-180.
- General Charte von dem Elbstrome. Archiv: Geheimes Staatsarchiv PK Berlin, XI. HA Karten, Allgemeine Kartensammlung Signatur: D 50.178 (Elbe von Lütkenwische bis Dömitz) Repro: Nur mit Erlaubnis des Archives - hier: Scan vom erworbenen Dia, Ausschnitt. Aus: [elise.bafg.server.de](http://elise.bafg.server.de)

- Gier, O., Pfannkuche, O. (1982): Biology and ecology of marine Oligochaeta: a review. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* (20): 173-308.
- Glöer, P., Meier-Brook, C. (1998): Süßwassermollusken - Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. *Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (DJN)*: 1-136.
- González-Oreja, J.A., Saiz-Salinas, J.I. (1999): Fitting response models of benthic community structure to abiotic variables in a polluted estuarine system. *Acta Oecologica* 20 (4): 471-477.
- Gosselck, F. (1969): Physiologisch ökologische Untersuchung an *Cordylophora caspia* im Unterlauf der Warnow. *Limnologica* 7 (1): 37-45.
- Grabow, K., Eggers, T.O., Martens, A. (1998): *Dikerogammarus villosus* Sovinsky (Crustacea: Amphipoda) in norddeutschen Kanälen und Flüssen. *Lauterbornia* 33: 103-107. Dinkelscherben.
- Greenwood, K. S., Thorp, J.H. (2001): Aspects of ecology and conservation of sympatric, prosobranch snails in a large river. *Hydrobiologia* 455: 229-236.
- Grumiaux, F., Leprêtre, A., Dhainaut-Courtois, N. (1998): Effect of sediment quality on benthic macroinvertebrate communities in streams in the north of France. *Hydrobiologia* 385: 33-46.
- Gück, E. (2003): Einfluss von Umweltfaktoren auf die Verteilung von Chironomiden (Insecta, Diptera) in Buhnenfeldern der Elbe. Dissertation Universität Marburg, in Vorbereitung.
- Hastrich, A. (1994): Makrozoobenthos in der mittleren und unteren Oder im Herbst 1992 und im historischen Vergleich. *Gustav Fischer Verlag Jena, Limnologica* 24 (4): 369-388.
- Haybach, A., Malzacher, P. (2002): Verzeichnis der Eintagsfliegen Deutschlands (Insecta: Ephemeroptera). *Entomologische Zeitschrift* 112 (2): 34-45.
- Hentschel, B., Anlauf, A. (2001): Ökologische Optimierung von Buhnen in der Elbe. in: Neue Erkenntnisse über physikalische und ökologische Prozesse an Buhnenfeldern. Bericht zum Zweitägigen Workshop am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle: 121-134.
- Hildrew, A.G., Giller, P.S. (1994): Patchiness, Species interactions and disturbance in the stream benthos. Giller, P.S., Hildrew, P.S., Raffaelli, D. In: *Aquatic ecology: scale pattern and process* Blackwell scientific publications: 21-62. Oxford.
- Hoang, H., Recknagel, F., Marshall, F., Satish, C. (2001): Predictive modelling of macroinvertebrate assemblages for stream habitat assessments in Queensland (Australia). *Ecological Modelling* 195: 195-206.
- Hoffmann, A., Körner, S., Brande, A. (2002): Ermittlung von Referenzzuständen für Flachseen des Tieflandes mit pläolimnologischen Methoden. IN: Deneke, R. /Nixdorf, B. (Hrsg.) *Implementierung der EU Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite*, BTUC-AR 5/2002, ISSN 1434-6834 : 109-118.
- Hoffmann, J.A. (1964): Faune des Triclaes paludicoles du Grand-Duché de Luxembourg. *Arch. Inst. Grand Ducal Luxemb., Sect. Sci. N. S.* 30 (1963): 181-261.

- Hoffmann, J.A. (1966): Faune des Trichopteres du Grand-Duché de Luxembourg. Arch. Inst. Grand Ducal Luxemb., Sect. Sci. N. S. 30: 135-263.
- Holomuzki, J.R., Biggs, B.J.F. (1999): Distributional responses to flow disturbance by a stream-dwelling snail. *Oikos* 87 (1): 36-47.
- Holomuzki, J.R., Biggs, B.J.F. (2000): Taxon-specific responses to high-flow disturbance in streams: implications for population persistence. *Journal Of The North American Benthological Society* 19 (4): 670-679.
- Hynes, H.B.N., Macan, T.T., Williams, W.D. (1960): A key to the british Species of crustacea: Malacostraca. Freshwater Biological Association Scientific Publication 19 (104): S..
- IKSE (1995a): Aktionsprogramm Elbe. 1-47.
- IKSE (1995b): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. 1-22.
- Illies, J., Botosaneanu, L. (1963): Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérée surtout du point de vue faunistique.. *Mitt. int. Ver. Limnol.* 12: 1-57.
- Jacobs, M. & Schulmeister, R. (2002): <http://vs.fernuni-hagen.de/Lernstats/LS/>
- Jährling, K.-H. (1993): Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die Struktur der Elbauen - prognostische mögliche ökologische Verbesserungen. Information des Staatliches Amt für Umweltschutz: 1-27.
- Jährling, K.H. (1994): Mögliche Deichrückverlegungen im Bereich der Mittel-elbe. Staatliche Amt für Umweltschutz Magdeburg: 1-82.
- Jährling, K.H. (1995): Die flussmorphologischen Veränderungen an der mittleren Elbe im Regierungsbezirk Magdeburg seit dem Jahr 1989 aus der Sicht der Ökologie. STAU Staatliches Amt für Umweltschutz Magdeburg: 1-62.
- Jährling, K.H. (1996): Die flußmorphologischen Veränderungen an der Mittel-elbe seit dem Jahr 1989 aus der Sicht der Ökologie. Prange, A. et al.: Ökosystem Elbe - Zustand, Entwicklung und Nutzung - 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar/Internationale Fachtagung in Budweis, Oktober 1996, Teubner Verlagsgesellschaft Stuttgart-Leipzig: 77-83.
- Jongman, R.H.G., Ter Braak, C.F.J., Van Tongeren, O.F.R. (1987): Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc Wageningen, pp. 299.
- Juget, J., Lafont, M. (1994): Theoretical habitat templates, species richness: aquatic oligochaetes in the Upper Rhone River and ist floodplain. *Freshwater biology* 31: 327-340.
- Jungbluth, J.H., Kiliyas, R., Klausnitzer, B., Knorre, D. (1992): Mollusca. Stresemann, E., Volk und Wissen Excursionsfauna von Deutschland, Mollusca (1): 216 S..
- Kennedy, C. R. (1966): Life History Of *Limnodrilus Hoffmeisteri* Clap (Oligochaeta - Tubificidae) And Its Adaptive Significance. *Oikos* 17 (2): 158 S..
- Kinzelbach, R. (1987): Die Tierwelt im Rhein nach November 1986. *Natur und Landschaft* 12: 521-526.

- Kinzelbach, R. (1992): The main features of the phylogeny and dispersal of the zebra mussel *Dreissena polymorpha*. *Limnologie aktuell* 4: 5-17.
- Klausnitzer, B. (1977): Bestimmungstabellen für die Gattungen der aquatischen Coleopteren-Larven Mitteleuropas. *Beitr. Ent.* 27 (1): 145-192. Berlin.
- Klausnitzer, B. (1989): Die Larven der Käfer Mitteleuropas. *XXX & Evers* (1): 1-270. Krefeld.
- Koop, J. H. E. (1993): Akute und subakute Einflüsse von Kaliumchloridbelastung in Fließgewässern auf den Energiestoffwechsel von *Gammarus pulex* (L.) und *Gammarus tigrinus* (SEXTON). Dissertation: 1-107.
- Kothé, P. (1961): Hydrobiologie der Oberelbe. Natürliche, industrielle und wasserwirtschaftliche Faktoren in ihrer Auswirkung auf das Benthos des Stromgebiets oberhalb Hamburgs. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 26: 221-343.
- La Point, T. W., Melancin, S.M., Morris, M. K. (1984): Relations among observed metal concentrations, criteria and benthic community structural responses in 15 streams. *J. Wat. Pollut. Contr. Fed.* 56: 1030-1038.
- Lafont, M. (2001): Oligochaete communities in the hyporheic zone of a glacial river, the Roseg River, Switzerland. *Hydrobiologia* 463 (1-3): 75-81.
- Lang, C. (1984): Eutrophication of Lakes Lemán and Nechatel (Switzerland) indicated by Oligochaete community. *Hydrobiologia* 115: 131-138.
- Lazim, M. N., Learner, M. A. (1987): The influence of sediment composition and leaf litter on the distribution of tubificid worms (Oligochaeta) A field and laboratory studie. *Oecologia* 72: 131-136.
- Legendre, P., Gallagher, E. D. (2001): Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129 (2): 271-280.
- Leps, Jan (1998): Evaluation of experiments in randomized complete blocks using canoco.
- Macan, T. T. (1958): Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. - *Verh. Internat. Ver. Limnol, Mitt.* 8: 1-21.
- Marmonier, P., Bodergat, A.-M., Doledec, S. (1994): Theoretical habitat templets, species richness: ostracods in the Upper Rhone River and ist floodplain. *Freshwater biology* 31: 341-355.
- MartinezAnsemil, E., Collado, R. (1996): Distribution patterns of aquatic oligochaetes inhabiting watercourses in the Northwestern Iberian peninsula. *Hydrobiologia* 334 (1-3): 73-83.
- McCall, P.L., Fisher, J.B. (1980): Effects of tubificid Oligochaets on physical and chemical properties of Lake Erie sediments; Brinkhurst, R.O., Cook, D.G. In: *Aquatic Oligochaete Biology*, Plenum Press: 253-317. New York.
- Meire P.M., Seys J, Buijs J, Coosen J. (1994): Spatial and temporal patterns of intertidal macrobenthic populations in the oosterschelde - are they influenced by the construction of the storm-surge barrier. *Hydrobiologia* 283: 157-182.

- Milbrink, G. (1980): Oligochaete communities in pollution biology: the european situation with special reference to lakes in Scandinavia Brinkhurst, R.O., Cook, D.G. In: Aquatic Oligochaete Biology, Plenum Press: 433-455. New York.
- Moller Pillot, H.K.M. & R.F.M. Buskens (1990): De larven der Nederlandse Chironomidae (Diptera). Deel C: Autoökologie en verspreiding. - Nederlandse Faunistische mededelingen 1 C: 1-85.
- Moog (1995): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. - Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Mouthon, J. (1996): Molluscs and biodegradable pollution in rivers: proposal for a scale of sensitivity of species.. Hydrobiologia 317: 217-229.
- Mouthon, J. (1999): Longitudinal organisation of the mollusc species in a theoretical French river. Hydrobiologia 390: 117-128.
- Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. Quelle & Meier : 512S.. Heidelberg, Wiesbaden.
- Müller-Liebenau, I. (1969): Revision der europäischen Arten der Gattung Baetis Leach. Gewässer und Abwässer 48: 15-187.
- Nagel, P. (1989): Bildbestimmungsschlüssel der Saprobien - Makrozoobenthon. Gustav Fischer Verlag: 1-183. Stuttgart.
- Nestmann, F. (1994): Auswirkungen der geplanten wasserbaulichen Maßnahmen in der Elbe auf die Sohlerosion. Guhr, H. et al. Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie - 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar/Internationale Fachtagung in Cuxhaven, November 1994, Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart-Leipzig.
- Nestmann, F. (1996): Flussausbaumaßnahmen unter ökologischen Gesichtspunkten. Prange, A. et al. Ökosystem Elbe - Zustand, Entwicklung und Nutzung - 7. Magdeburger Gewässerschutzseminar/Internationale Fachtagung in Budweis, Oktober 1996, Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart-Leipzig.
- Oksanen, J. (2002): [ORDNEWS:473] Re: Normal data. In ORDNEWS listserv discussion group <http://www.okstate.edu/artsci/botany/ordinate/ordnews.htm>
- Orth, D.J., Maughan, O.E. (1983): Microhabitat preferences of benthic fauna in a woodland stream. Hydrobiologia 106 (2): 157-168.
- Peckarsky, B.L., Horn, S.C., Statzner, B. (1989): Stonefly predation along a hydraulic gradient: a field test of the harsh-benign hypothesis. Freshwater Biology 24: 181-191.
- Petermeier, A., Schöll, F. (1996): Das hyporheische Interstitial der Elbe - Methodenrecherche -. Bundesanstalt für Gewässerkunde BfG 1038: 633-637. Krefeld.
- Petermeier, A., Schöll, F., Tittizer, T. (1994): Historische Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaften in der Elbe (Zoobenthos und Fischfauna) im deutschen Abschnitt der Elbe. Bundesanstalt für Gewässerkunde: 1-173.

- Petermeier, A., Schöll, F., Tittizer, T., (1993): Historische Entwicklung der aquatischen Biozönose der Elbe. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1993 (Coburg): 378-382. Krefeld.
- Pitsch, T. (1993): Zur Larventaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera). Fachbereich 14 - Landwirtschaftsentwicklung - der Technischen Universität Berlin Sonderheft : 1-316. Berlin.
- Poddubnaya, T.L. (1980): Life cycles of mass species of Tubificidae. Brinkhurst, R.O., Cook, D.G. In: Aquatic Oligochaete Biology, Plenum Press: 175-184. New York.
- Pusch, M., Carls, R., Stegmann, H. (2002): Historische und geowissenschaftliche Ansätze zur Erarbeitung des morphologischen Referenzzustands von Flüssen. IN: Deneke, R. /Nixdorf, B. (Hrsg.) Implementierung der EU Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite, BTUC-AR 5/2002, ISSN 1434-6834 : 129-146.
- Rawer-Jost, C., Böhmer, J., Kappus, B., Rahmann, H. (1999): Upstream movements of benthic macroinvertebrates in two different types of fishways in southwestern Germany.
- Redaktion Fachgebiet „Binnengewässer“ (Umweltbundesamt) (2001): Wasserwirtschaft In Deutschland. Teil 2 - Gewässergüte Oberirdischer Binnengewässer - Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- Rempel, L.L., Richardson, J.S., Healey, M.C. (2000): Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45: 57-73.
- Reynoldson. T. B. (1978): A key to British species of Freshwater Triclad. *Freshw. Biol. Assoc. Scientific Publication* 23: 1-73.
- Roos, P.J. (1979): 2-stage life-cycle of a *Cordylophora* Population in the Netherlands. *Hydrobiologia* 62 (3): 231-239.
- Rote Listen des Bundesamt für Naturschutz; Christian Köppel, Norbert Hirneisen, Erwin Rennwald (Hrsg., 2002).
- Saether, O.A. (1977): Taxonomic studies on Chironomidae: *Nanocladius*, *Pseudochironomus* and the *Harnischia* complex. - *Bull. Fish. Res. Bd Can.*, 196: 1-143.
- Sauter, G. (1993): Zum Einfluss der Habitatstruktur auf das Vorkommen von Tubificiden. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1993 (Coburg): 353-357. Krefeld.
- Sauter, G., Güde, H. (1994): Reaktion der Tubificiden auf unterschiedliche Habitat-Bedingungen im Bodenseelitora. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1994 (Hamburg): 354-358. Krefeld.
- Scherer, E. (1965): Analytisch - ökologische Untersuchungen zur Verteilung tierischer Bachbesiedler. Dissertation, Universität Giessen: S.1-205.
- Schiller, W. (2000): Die Entwicklung der Makrozoobenthosbesiedlung des Rheins in Nordrhein-Westfalen in den vergangenen 30 Jahren. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 2000 (Magdeburg) (I): 258S..

- Schloesser, D. W., Reynoldson, T.B., Manny, B.A. (1995): Oligochaete fauna of western lake-erie 1961 and 1982 - signs of sediment quality recovery. *Journal of great lakes research* 21 (3): 294-306.
- Schmedtje, U. (1993): Die Ermittlung von Strömungspräferenzen von Makroinvertebraten - eine methodenkritische Auseinandersetzung. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1993 (Coburg): 327-331. Krefeld.
- Schmedtje, U. (1995): Beziehungen zwischen der sohnahen Strömung, dem Gewässerbett und dem Makrozoobenthos in Fließgewässern - Ökologische Grundlagen für die Beurteilung von Ausleitungsstrecken. Institut für Zoologie und Limnologie Dissertation Universität Innsbruck: 245S.. München.
- Schmedtje, U., Dittrich, A. (1994): Auswirkungen von Sohlrauhheit und Wassertiefe auf FST-Halbkugelmessungen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1994 (Hamburg): 754-758. Krefeld.
- Schmedtje, U., Dittrich, A. (1994): Auswirkungen von Sohlrauhheit und Wassertiefe auf FST-Halbkugelmessungen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Tagungsbericht 1994 (Hamburg): 754-758. Krefeld.
- Schoenemund, E. (1930): Eintagsfliegen oder Ephemeroptera In: Dahl – Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresgebiete 19. Teil. Fischer Verlag. Jena 107 S.
- Schöll, F. (2002): Internationale Kommission zum Schutz des Rheins Das Makrozoobenthos des Rheins 2000 68. Plenarsitzung - 2./3. Juli 2002 - Luxemburg Bericht Nr. 128-d.: 1-38.
- Schöll, F., Balzer, I. (1998): Das Makrozoobenthos der deutschen Elbe 1992-1997. *Lauterbornia* 32: 101-112. Dinkelscherben.
- Schönborn, W. (1985 a): Die ökologische Rolle von *Erpobdella octoculata* (L.) (Hirudinea: Erpobdellidae) in einem abwasserbelasteten Fluss. *Zool. J. B. Syst.* 112: 477-494.
- Schönborn, W. (1987): Secondary production and energy transfer in the polluted River Saale (Thuringia, Southern GDR). - *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 72: 539-557.
- Schönborn, W. (1992): G. Fischer, Jena Fließgewässerbiologie: 1-504. Jena.
- Schropp, M.H.I., Bakker, C. (1998): Secondary channels as a basis for the ecological rehabilitation of Dutch rivers. *Aquatic Conser. : Mar. Freshw. Ecosyst.* 8: 53-59.
- Schwerdtfeger, F. (1975b): *Ökologie der Tiere 3. Synökologie.* - Parey, Hamburg-Berlin.
- Schwoerbel, J. (1986): *Methoden der Hydrobiologie.* - 3. Aufl., Gustav Fischer Verlag: 301 S.
- Seaby, R.M.H., Martin, H.J., Young, J.O. (1995): The Reaction-Time Of Leech And Triclad Species To Crushed Prey And The Significance Of This For Their Coexistence In British Lakes. *Freshwater Biology* 34 (1): 21-28.
- Sedlák, E. (1985): Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Köcherfliegenlarven (Insecta, Trichoptera). *Wasser und Abwasser* 29: 146S.



- Seys, J., Vincx, M., Meire, P. (1999): Spatial distribution of oligochaetes in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). *Hydrobiologia* 406: 119-132.
- Shieh, Sen-Her, Kondratieff, B.C., Ward, J.V. (1999): Longitudinal changes in benthic organic matter and macroinvertebrates in a polluted Colorado plains stream. *Hydrobiologia* 411: 191-209.
- Smilauer, P. (1992): Canodraw User's Guide v.3.0. Microcomputer Power: S.Ithaka, NY.
- Smith, D.G., Werle, S.F., Klekowski, E. (2002): The rapid colonization and emerging biology of *Cordylophora caspia* (Pallas, 1771) (Cnidaria: Clavidae) in the Connecticut River. *Journal Of Freshwater Ecology* 17 (3): 423-430.
- Sowa, R. (1973): Taxonomie et ecologie de *Caenis beskidensis* sp.n., des Carpates polonaises (Ephemeroptera, Caenidae). *Bulletin de l'Academie polonaise des Sciences Serie des sciences biologiques CI II* 21 (5): 351-355.
- StatSoft, Inc. (2002). *Electronic Statistics Textbook*. Tulsa, OK: StatSoft. WEB: <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>.
- Statzner, B. Higler, B. (1986): Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* 16: 127-139.
- Statzner, B., Bittner, A. (1983): Nature and causes of migrations of *Gammarus Fossarum* KOCH (Amphipoda) - A field study using a light intensifier for the detection of nocturnal activities. *Crustaceana* (3): 271-291.
- Statzner, B., Gore, J.A., Resh, V.H. (1998): Monte-Carlo simulations of benthic macroinvertebrate populations: estimates using random, stratified, and gradient sampling. *Journal of the north american benthological society* 17 (3): 324-337.
- Statzner, B., Müller, R. (1989): Standard hemispheres as indicators of flow characteristics in lotic benthos research. *Freshwater Biology* 21: 445-459.
- Statzner, B., Sperling, F. (1993): Potential contribution of system specific knowledge (SSK) to stream-management decisions: ecological and economic aspects. *Freshwater Biology* 29: 313-342.
- Studemann, D., Landolt, P., Sartori, M., Hefti, D., Tomka, I. (1992): *Insecta Helvetica - Fauna*. Schweizerische Entomologische Gesellschaft *Insecta Helvetica* 9: 1-150.
- Szczesny, B. (1974): The effect of sewage from the town of Krynika on the benthic invertebrate communities of the Kryniczanka stream. *Acta Hydrobiol Krakow* 16: 1-29.
- Tachet, H., Pierrot, J. P., Roux, C., Bournoud, M. (1992): Net building behaviour of six Hydropsyche Species (Trichoptera) in relation to current velocity and distribution along Rhine River. *J. N. Am. Bethol Soc.* 11 (4): 350-365.
- Ter Braak, C.J.F. (1990): Interpreting canonical correlation analysis through biplots of structure correlations and weights. *Psychometrica* 55: 519-531.
- Ter Braak, C.J.F. (1994): Canonical community ordination. PartI: Basic theory and linear methods. *Ecoscience* 1: 127-140.

- Ter Braak, C.J.F., Prentice, I. C. (1988): A theory of gradient analysis. *Advances in ecological research* 18 (in: Unimodal models to relate species to environment, Canoco booklet): 271-317.
- Ter Braak, C.J.F., Smilauer, P. (1998): *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for windows: Software for Canonical Community Ordination (version4)*. Microcomputer Power: 352S..Ithaka, NY USA.
- Ter Braak, C.J.F., Verdonschot, P.F.M. (1994): An experimental manipulation of oligochaete communities in mesocosms treated with chlorpyrifod or nutrient additions: multivariate analysis with Monte-Carlo permutation Tests. *Hydrobiologia*.
- Ter Braak, C.J.F., Verdonschot, P.F.M. (1995): Canonical Correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic sciences* 57: 255-289.
- Thorpe, T., Lloyd, B. (1999): The macroinvertebrate fauna of St. Lucia elucidated by canonical correspondence analysis. 400: 195-203.
- Timm, T. (1994): Propappidae and aquatic Enchytraeidae (Oligochaeta) from the forest southeast of Russia. *Hydrobiologia* 278: 67-78.
- Timm, T., C. Erséus, S. Lundberg (1996): New and unusual records of freshwater Oligochaeta from the Scandinavian Peninsula. *Nord. J. Freshwat. Res.* 72: 15-29.
- Umweltbundesamt (2001): *Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 2: Gewässergüte oberirdischer Binnengewässer*. S. 1-76.
- Usseglio-Polatera, P., Bournaud, M., Richoux, P., Tachet, H. (2000): Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases?. *Hydrobiologia* 422 (423): 153-162.
- Usseglio-Polatera, P., Roux, C. (1994): Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic insects the Upper Rhone river and its floodplain. *Freshwater Biol.* (3): 357-376.
- Uzunov, J. (1982): Statistical assessment of both bottom substrata and saprobity for the distribution of aquatic oligochaetes in rivers.. *Limnologica* 14: 353-361.
- Uzunov, J., Nachev, N.D. (1984): The worms complex of the blagoevgradska Bistritsa River as affected by some factors of the environment.. *Hydrobiology, Sofia* 21: 56-67.
- Van den Brink, F. W. B., van der Velde, G., Bij De Vaate, A. (1993): Ecological aspects, explosive range extensions and impact of a mass invader, *Corophium curvispinum* SARS, 1895 (Crustacea: Amphipoda) in the Lower Rhine (The Netherlands). *Oecologia* 93: 224-243.
- Van der Meer, J. (1997): Sampling design of monitoring programmes for marine benthos: a comparison between the use of fixed versus randomly selected stations. *Journal of sea research* 37: 167-179.
- Verdonschot, P.F.M. (1999): Micro-distribution of oligochaetes in a soft-bottomed lowland stream (Elsbeek; The Netherlands). *Hydrobiologia* 406: 149-163.

- Verdonschot, P.F.M. (2001): "Hydrology and substrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands)". *Hydrobiologia* 463: 249-362.
- Verdonschot, P.F.M., Higler, L.W.G., Van der Hoek, W.F., Cuppen, J.G.M. (1992): A list of macroinvertebrates in Dutch water types: A first step towards an ecological classification of surface waters based on key factors. *Hydrobiol. Bull.* 25 (3): 241-259.
- Wachs, B. (1967): Die Tubificidenfauna der Fließgewässer unter besonderer Berücksichtigung zwischen der Tubificiden-Besiedlung und dem Substrat. *Arch Hydrobiol.* 63: 310-386.
- Walker, I.R. (1993): Paleolimnological biomonitoring using freshwater benthic macroinvertebrates. D.M. Rosenberg & V.H. Resh *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.*: 306-343.
- Wallace, I. D., Wallace, B., Philipson, G. N. (1990): A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. *Freshw. Biol. Assoc. Scientific Publication* 51: 1-237.
- Weitbrecht, V., Hinterberger, C. (2001): Ergebnisse von physikalischen und nemerischen Experimenten an umströmten Bühnenfeldern. in: Neue Erkenntnisse über physikalische und ökologische Prozesse an Bühnenfeldern. Bericht zum Zweitägigen Workshop am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle: 63-77.
- Wetzel, R.G. (1990): Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verh. Internat. Ver. Limnol.*, 24: 6-24.
- Wiederholm, T. (Ed.) (1989): The adult males of Chironomidae (Diptera) of the Holarctic region. - Keys and diagnoses. - *Ent. Scand. Suppl.* 34: 1-532.
- Wildi, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. Geobotanisches Institut der ETH Zürich, Heft 90, 272 S.
- Wirtz, C., Ergenzinger, P. (2001): Feldversuche zu instationären Strömungen in Bühnenfeldern mit durchbrochenen und reparierten Bühnen. in: Neue Erkenntnisse über physikalische und ökologische Prozesse an Bühnenfeldern. Bericht zum Zweitägigen Workshop am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle: 17-34.
- Zanke, U., Mewis, P. (2002): Morphodynamisches Simulationssystem TIMOR. *Wasser & Boden.* 54 Jahrgang; Heft 4: 14-22.
- Zanke,U.: (1994): Ein numerisches Modell für bewegliche Sohle, *Wasser & Boden*, Heft 12. 28-32.

## 12 Danksagung

Ich möchte allen ganz herzlich DANKE! sagen die mir mit guter Arbeit und viel Unterstützung geholfen haben!

Tom Assmuth

Jürgen Bätke

H.W. Bobbe

Thomas Bobbe

Simone Döll

Ada Gómez-Braun

Dörte Eisenheiss

Nils Jährling

Elisabeth Gück

Michael Laumann

Sven Marhan

Mark Orlik

Carsten Thiel

Nicole Saenger

Marion Wiegand