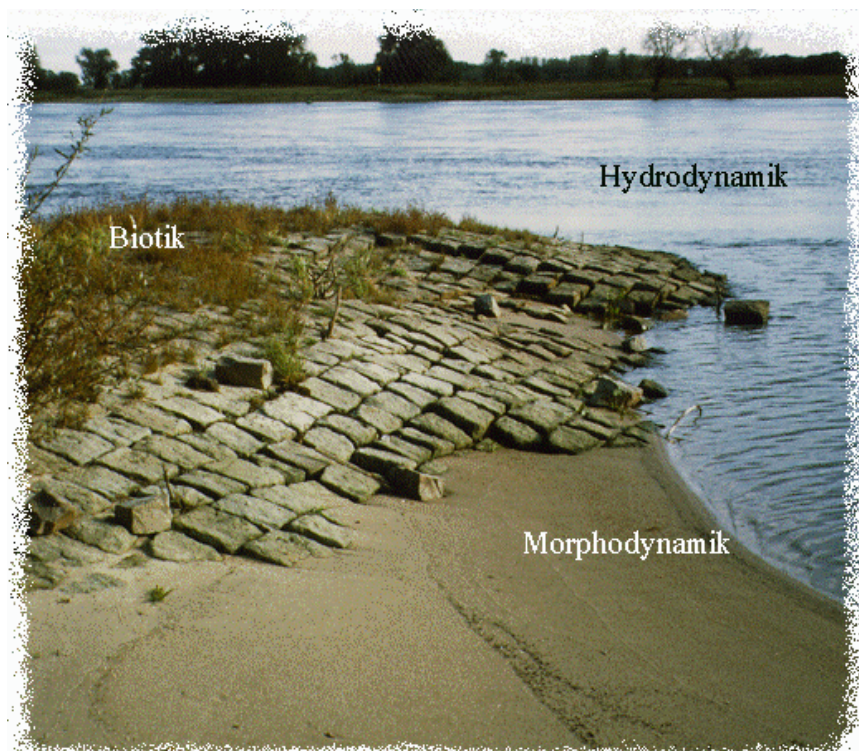


Projekt: Auswirkungen von Buhnen auf semiterrestrische Flächen

Laufzeit: 01.11.97 – 31.10.2000

Zwischenbericht der Teilprojekte für die Zeit vom 28.02.99 - 31.01.00



TECHNISCHE
UNIVERSITÄT
DARMSTADT

PHILIPPS-
UNIVERSITÄT
MARBURG



BTU Cottbus
Institut für Bauinformatik



INHALTSVERZEICHNIS

1 TEILPROJEKT WASSERBAU (TECHNISCHE UNIVERSITÄT DARMSTADT, INSTITUT FÜR WASSERBAU UND WASSER WIRTSCHAFT)	3
1.1 ZIELSTELLUNG.....	3
1.2 ARBEITSHYPOTHESEN.....	3
1.3 EINLEITUNG.....	3
1.4 ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE	4
1.4.1 Felddaten.....	4
1.4.2 Numerische Modellierung.....	5
1.5 ERGEBNISSE.....	6
Feldmessungen.....	6
1.5.2 Numerische Berechnungen.....	18
1.6 VERGLEICH MIT ZEIT- UND KOSTENPLAN.....	FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.
1.6.2 Verwertbarkeit der Ergebnisse.....	29
1.7 KOOPERATION MIT ANDEREN PROJEKTEN.....	30
1.7.1 Daten und Ergebnisaustausch mit der FU Berlin (Prof. Ergenzinger, Ökologie der Elbfische)	30
2 TEILPROJEKT BIOLOGIE	31
2.1 ZIELSTELLUNG.....	31
2.2 ZUSAMMENFASSUNG DER ERGEBNISSE	31
2.3 FRAGESTELLUNGEN UND ARBEITSHYPOTHESEN	33
2.4 METHODIK	34
2.4.1 Bühnenfelder und Probemethodik	34
2.5 ERGEBNISSE UND DEREN BEDEUTUNG.....	40
2.5.1 Projektdatenbank.....	40
2.5.2 Aquatische Untersuchungen.....	41
2.5.3 Vegetationskundlich-floristische Untersuchung.....	52
2.5.4 Terrestrische Untersuchungen.....	58
2.6 STAND DER ARBEITEN.....	65
2.7 ZEITPLAN UND PROBLEME IM UNTERSUCHUNGSJAHR 1999	FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.
2.8 KOSTENPLAN 1999	FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.
2.9 GEPLANTE ARBEITEN UND UNTERSUCHUNGEN.....	66
2.10 KOOPERATION MIT ANDEREN PROJEKTEN.....	67
3 TEILPROJEKT COTTBUS	68
3.1 DURCHGEFÜHRTE AUSWERTUNGEN.....	72
3.1.1 Datenbank „BIODAT10“.....	72
Elbe river groyne fields ecology - DB "biodat10".....	74
Elbe river groyne fields ecology - DB "biodat10".....	75
3.1.2 Datenbank „COLDAT“	76
3.1.3 Methodologische Einschränkungen der durchgeführten Auswertungen.....	76
3.2 BISHERIGE ERFAHRUNGEN AUS DEN AUSWERTUNGEN.....	78
4 GESAMTBEWERTUNG, AUSBLICK UND ERFOLGSAUSSICHTEN	FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.
5 LITERATUR	84
6 ANHANG.....	85

Abbildungs und Tabellenverzeichnis

ABBILDUNG 1: TOPOGRAPHIE VON '98 UND '99 SOWIE DIFFERENZ.....	6
ABBILDUNG 2: DIFFERENZ MIT TOPOGRAPHIE '99	7
ABBILDUNG 3: ÉCHOLOTPEILDATEN DER FU BERLIN UND WSA DATEN VOM FLUSSPROFIL BEI ELBEKM 418 ..	7
ABBILDUNG 4: SEDIMENTOLOGIE IM VORJAHR 1998, BUHNENFELD BEI ELBEKM 418.....	9
ABBILDUNG 5: DARSTELLUNG EINIGER SIEBANALYSEN AUS DEM FOLGEJAHR 1999 BUHNENFELD 418.....	10
ABBILDUNG 6: ORGANISCHER ANTEIL DER BISHER AUSGEWERTETEN PROBEN VON 99.....	11

ABBILDUNG 7: ADV - MESSUNG, PROBESTELLE 418-I2 IM MAI 99.....	12
ABBILDUNG 8: ADV MESSUNG, PROBESTELLE 418-J2 IM MAI 99.....	14
ABBILDUNG 9: GESCHWINDIGKEITSGANGLINIEN EINER ADV-MESSUNG UNTER EINFLUSS VON SCHIFFSWELLEN	14
ABBILDUNG 10: MESSPRINZIP DER PORENWASSERMESSUNGEN	17
ABBILDUNG 11: PH- UND SAUERSTOFFZEITREIHEN IM PUMPVERSUCH.....	18
ABBILDUNG 12: VERGLEICH GEMESSEN ZU BERECHNET 1998, 1999 FÜR DAS BUHNENFELD BEI ELBEKM 418	20
ABBILDUNG 13: GEMESSENE INSTATIONÄRE STRÖMUNG IN DER NÄHE DER SCHERSCHICHT	20
ABBILDUNG 14: TOPOGRAPHIE VOR UND NACH DEM HOCHWASSER 1998	22
ABBILDUNG 15: STEUERIMPULS FÜR DAS HOCHWASSEREIGNIS VOM NOV. 1998.....	23
ABBILDUNG 16: ECHOINTENSITÄTEN IM FELD 418 ZUM HW-SCHEITEL BIS 2 WOCHEN DANACH.....	27
ABBILDUNG 17: TOPOGRAPHIE DES BUHNENFELDES BEI ELBEKM 418 VOR DEM HOCHWASSER NOV. 1998 ...	28
ABBILDUNG 18: BERECHNETE TOPOGRAPHIE NACH DEM HOCHWASSER 1998	29
ABBILDUNG 19: SCHEMATISIERTE ANSICHT EINES „STANDARD“-PROBENFELDES.....	34
ABBILDUNG 20: <i>DIKEROGAMMARUS VILLOSUS</i> (SOV.) A. MARTINOV 1894	45
ABBILDUNG 21: VERTEILUNG DER CHIRONOMIDAE IM UNTERSUCHUNGSGBIET (WEICHSUBSTRAT)	47
ABBILDUNG 22: BESIEDLUNG DES WEICHSUBSTRATS DURCH ARTEN DER CHIRONOMINI	48
ABBILDUNG 23: BESIEDLUNG DES WEICHSUBSTRATS DURCH ORTHOCLADIINAE.....	49
ABBILDUNG 24: RDA (1.2. HA) DER BENTHOZÖNOSE DER WEICHSUBSTRATE DER ELBE.....	50
ABBILDUNG 25: MODELL RESPONSES; UMGEBUNGSFAKTOR ORGANISCHER GEHALT	51
ABBILDUNG 28: <i>CHLAENIUS SPOLIATUS</i> (ROSSI) 1790	61
ABBILDUNG 29: CCA 1.-2.HA, SCATTER – DIAGRAMM, ARTEN.....	62
ABBILDUNG 30: MODEL RESPONSES, UMGEBUNGSVARIABLE FEUCHTEGRENZE.....	64
ABBILDUNG 31	74
ABBILDUNG 32	75
ABBILDUNG 33	77
ABBILDUNG 34	80
ABBILDUNG 35	81
ABBILDUNG 36	82
ABBILDUNG 37	83
ABBILDUNG 38	83
TABELLE 1: ZEITPLAN DES TEILPROJEKTES WASSERBAU..... FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.	
TABELLE 2: TAXALISTE DER UNTERSUCHUNGEN DER JAHRE 1998 UND 1999	45
TABELLE 3: VERGLEICH DER TAXAZAHL VERSCHIEDENER GROBER FLÜSSE	46
TABELLE 4: ARTENZAHLEN PRO HÖHERES TAXON DER JAHRE 1998 UND 1999 IM VERGLEICH.....	46
TABELLE 5: DURCHSCHNITTICHE ABUNDANZEN DER JAHRE 1998 UND 1998 IM VERGLEICH.....	47
TABELLE 6: BEZIEHUNGEN ZWISCHEN UMWELTFAKTOR „ORGANISCHER GEHALT“ UND ABUNDANZ.....	52
TABELLE 7: KORRELATION DER AXSEN DER RDA MIT DEN UMGEBUNGSVARIABLEN UND VARIANZERKLÄRUNG DES DATENSATZES DURCH DIE UMGEBUNGSVARIABLEN (N.S. = NICHT SIGNIFIKANT).....	52
TABELLE 8: ARTINVENTAR DER UFER IM UNTERSUCHUNGSGBIET (1998)	54
TABELLE 9: KORRELATION DER AXSEN DER CCA MIT DEN UMGEBUNGSVARIABLEN UND VARIANZERKLÄRUNG DES DATENSATZES DURCH DIE UMGEBUNGSVARIABLEN (N.S. = NICHT SIGNIFIKANT).....	63
TABELLE 10: BEZIEHUNGEN ZWISCHEN UMWELTFAKTOR „FEUCHTEGRENZE“ UND ABUNDANZ.....	65
TABELLE 11: ZEITPLAN DES TEILPROJEKTES DER UNIVERSITÄT MARBURG..... FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.	
TABELLE 12: MITTELVERBRAUCH 1999	FEHLER! TEXTMARKE NICHT DEFINIERT.

1 Teilprojekt Wasserbau (Technische Universität Darmstadt, Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft)

LEITUNG DES TEIL- UND GESAMTPROJEKTES: **PROF. DR. –ING. U.C.E. ZANKE**

Koordination und Projektbearbeitung: Dipl. Ing. Martin Krebs

1.1 Zielstellung

Das Teilprojekt Wasserbau hat die Aufgabe, abiotische Parameter aufzunehmen, auszuwerten und so aufzuarbeiten, daß sie statistisch untersucht werden können. Gefundene Gesetzmäßigkeiten sollen in die numerische Modellierung mit aufgenommen werden, um verschiedene Bühnenfeldszenarien simulieren zu können.

1.2 Arbeitshypothesen

Numerische Modellierung kann die Strömung und Geschiebedynamik in den Bühnenfeldern nach geeigneter Anpassung im wesentlichen nachbilden. Die gewählten Untersuchungsgebiete sind in ihrer Ausprägung so heterogen, daß die abzudeckenden Parameter in einem möglichst großen Spektrum aufgenommen werden können. Ein Zusammenhang zwischen Abiotik und Biotik besteht dahingehend, daß Gesetzmäßigkeiten abgeleitet werden können. Die Gesetzmäßigkeiten lassen sich in die numerischen Modelle implementieren.

1.3 Einleitung

Die zweite Phase des Projektes wurde dazu genutzt, die Messungen aus dem ersten Jahr fortzuführen und von der Methodik zu verbessern. Messungen aus dem ersten Projektjahr wurden weiter ausgewertet und in die Analyse miteinbezogen. Zeitlich gesehen fanden die Untersuchungen im Feld in monatlichen Intervallen statt; es wurde jedoch im Gegensatz zum ersten Jahr erst im Mai mit den Messungen begonnen. Weiterhin wurde an den hydro-morphodynamischen Modellen gearbeitet. Hier lagen die Schwerpunkte auf der Berechnung von Geschwindigkeitsfeldern und dem Vergleich der Ergebnisse mit

Messdaten aus den Bühnenfeldern. Besonders wurde das Hochwasserereignis im November 1998 in die Untersuchungen miteinbezogen, da dieses Ereignis starken Einfluß auf die Bühnenfelder hinsichtlich Sedimentologie und Topographie hatte.

Die Auswertung von Messungen und das Aufbereiten der Proben zur statistischen Analyse ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt noch nicht abgeschlossen und wird laut Zeitplan, vgl Kapitel 2.7, S. 66 demnächst beendet sein.

1.4 Zusammenfassung der Ergebnisse

1.4.1 Felddaten

Der aktuelle Stand der Ergebnisse läßt sich wie im ersten Zwischenbericht in die Auswertung von aufgenommenen Umweltparametern, aus dem Projektjahr '99 sowie den Stand der numerischen Modellierung gliedern.

Auch im zweiten Projektabschnitt mußte die Topographie der Untersuchungsgebiete erneut aufgenommen werden, da im Winter vor dem zweiten Abschnitt ein Hochwasser die bisherige Topographie so stark veränderte, dass sich ein stellenweise völlig anderes Bild ergab (siehe Abbildung 1: Topographie von '98 und '99 sowie Differenz). Die Aufnahme der Topographie erlaubt zunächst im Hinblick auf die morphodynamische Aktivität eine quantitative sowie eine qualitative Aussage, die durch die Berechnungen bewertet werden können.

Die Geschwindigkeiten im Projektjahr 1999 wurden mit dem ADV aufgenommen. Das ADV mißt Geschwindigkeiten wesentlich akkurater als das MID (eindimensionales Gerät aus dem Vorjahr), da es alle drei Richtungsanteile der Strömung mißt. Von großer Bedeutung sind in diesem Zusammenhang die Geschwindigkeiten, die durch Wellenbewegung, vor allem Schiffswellen, verursacht werden. Diese Ergebnisse werden dargestellt und diskutiert, können jedoch nicht weiter vertieft werden, da dies innerhalb der Projektlaufzeit aus zeitlichen und finanziellen Gründen nicht möglich ist.

Die Messung abiotischer Faktoren zur Bestimmung der Gewässergüte wird

dargestellt. Das Messprinzip wurde im letzten Jahr modifiziert, so dass nicht nur im Wasserkörper sondern auch direkt im Interstitial gemessen werden konnte. Hierzu wurde ein Bodenwasserentnahmegerät konstruiert, bei dem eine Pumprate eingestellt und dann Bodenwasser aus einem abgegrenzten Volumen entnommen wird, wobei "online" die Messwerte aufgenommen werden konnten.

Wie im ersten Projektjahr ist die Aufnahme von Sedimentproben durch Stechrohrbeprobung bzw. einem eigens konstruierten Entnahmegerät in diesem Jahr fortgeführt worden. Die Auswertung dieser Proben ist in vollem Gange. Bestimmung von Kenngrößen wie mittlere Korndurchmesser, Sieblinien, organische Anteile sind teilweise schon ausgewertet und werden dargestellt.

1.4.2 Numerische Modellierung

- Hydrodynamische Untersuchung vor und nach dem Hochwasserereignis vom November 1998, da hier die Veränderungen sehr gravierend waren. Alle diese Untersuchungen wurden am Modell auf der Grundlage der Querprofildaten vom WSA Magdeburg sowie eigenen topographischen Aufnahmen gemacht. Die eigenen Aufnahmen waren notwendig, da die Bühnenfeldtopographie nicht erhältlich ist und sich kleinräumige Veränderungen im Bühnenfeld auf die Strömungssituation auswirken.
- Berechnung der relevanten Geschwindigkeitsverteilungen in den Bühnenfeldern zu den jeweiligen Probenahmeterminen und Vergleich der gemessenen mit den berechneten Geschwindigkeiten.
- Morphodynamische Untersuchung im Projektgebiet durch Nachbilden des Hochwassers im November '98 durch eine einzelne, vereinfachte Hochwasserwelle (vgl. Abbildung 15). Diese vereinfachte Ganglinie eines Hochwassers wurde zum besseren Verständnis der Prozesse gewählt und hatte nicht die Dauer des ganzen Hochwasserereignisses, jedoch die gleiche Amplitude.

1.5 Ergebnisse

1.5.1 Feldmessungen

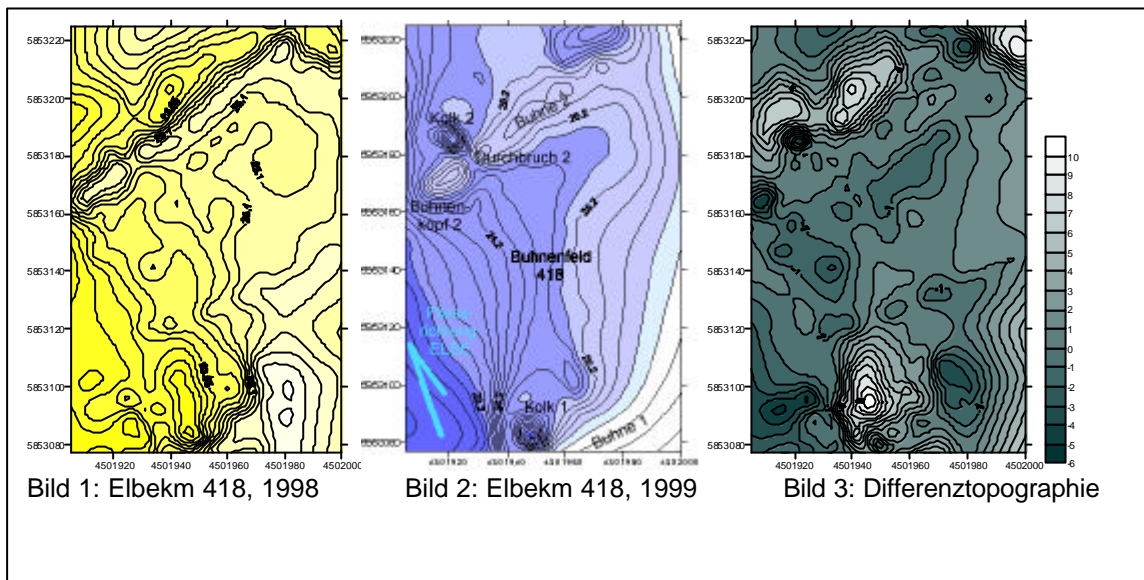
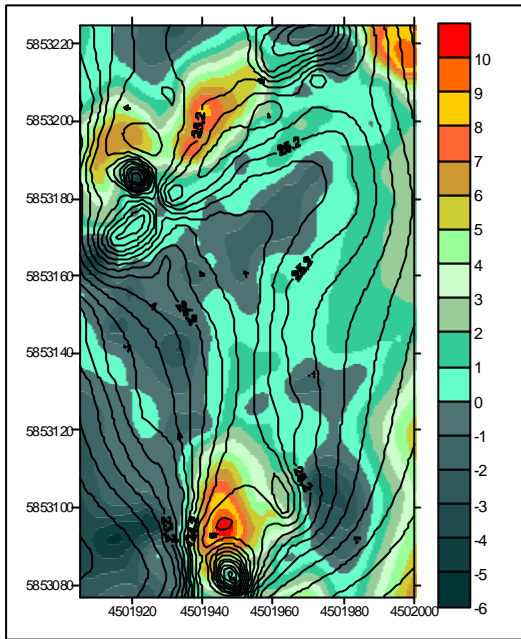


Abbildung 1: Topographie von '98 und '99 sowie Differenz

1.5.1.1 Topographie durch geodätische Vermessung der Bühnenfelder

Abbildung 1 zeigt die vergleichende Darstellung zweier Bühnenfelder bei Stromkilometer 418 (Sandau) vor und nach dem Hochwasser vom November 1998. Die Bühnen sind inklinant, also gegen die Fließrichtung geneigt, was bedeutet, dass die Elbe vom unteren Bildrand zum oberen fließt. Eine Besonderheit in diesem Bühnenfeld sind Bühnen, die vor wenigen Jahren aus ökologischen Überlegungen im vorderen Drittel durchbrochen wurden. Die Maßnahme ist interessant, da hier mehrere Bühnen als Pilotversuch in einer neuen Konfiguration eingebaut bzw. saniert wurden. Die Auswirkungen auf den Sedimenthaushalt des Bühnenfeldes sind bedeutend, betrachtet man die beiden Situationen im Vergleich nebeneinander. In der Abbildung sind die beiden Bühnenfelder als Differenzenplan dargestellt.



Die Umlagerungen sind 5-fach überhöht dargestellt und lassen die Veränderungen gut erkennen. Besonders große Veränderungen existieren auf der Leeseite der Buhnen, da hier nach dem Hochwasser beträchtliche Mengen Geschiebe abgelagert worden sind. Auf der linken Seite ist in Abbildung 2 die Topographie von '99 den Umlagerungen zur Orientierung untergelegt. Der Kolk an der unteren Buhne hat sich nach dem Hochwasser noch stärker ausgebildet als

Abbildung 2: Differenzplot mit Isolinien der Topographie '99

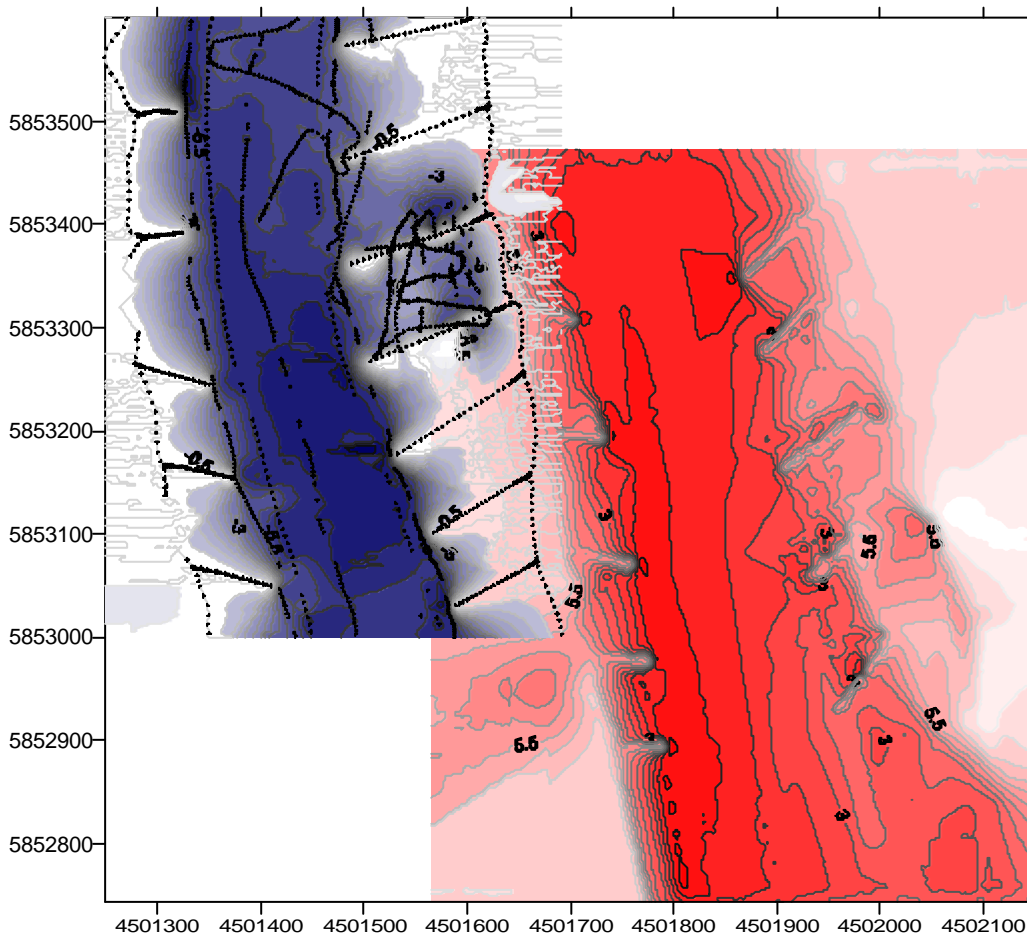


Abbildung 3: Echolotpeildaten der FU Berlin und WSA Daten vom Flussprofil bei Elbekm 418

im Vorjahr. Gleiches gilt für die obere Bühne in der der Kolk bereits zusedimentiert war. Auffällig ist auch die Ablagerung von Geschiebe rund um die beiden Kolke, die zu abgegrenzten Kompartimenten bei niedrigeren Wasserständen ohne Durchströmung führen. Innerhalb des Bühnenfeldes ist eine Abnahme der Geschiebemenge im Vergleich zur Vorjahrestopographie deutlich. Die Nettodifferenz beträgt nach der Trapezmethode -2617 m^3 . Es wurde somit in diesem Bühnenfeld mehr Geschiebe abgelagert als erodiert. Die erneute Aufnahme der Topographie im Untersuchungsjahr 1999 erfolgte in Fortführung der Vermessung aus dem ersten Projektjahr. Aufbauend auf der Datengrundlage des WSA Magdeburg wurde ein Geländemodell erstellt und sukzessive um digitalisierte Vorlanddaten der Universität Höxter (aus T10 Karten) und selbst aufgenommenen Felddaten erweitert, so dass alle Untersuchungsgebiete bzw. das Stromgebiet der Elbe mit Fluss und Vorländern bis zur Deichlinie von Stromkilometer 388 (Tangermünde) bis Stromkilometer 428 (Gneefsdorf) der Berechnung zur Verfügung stehen. Die Punkte wurden manuell mit einem elektronischen Tachymeter eingemessen und mit Hilfe von WSA-Festpunkten in Gauss-Krüger Koordinaten umgerechnet. Dieses universelle Koordinatensystem erlaubt die Anbindung der bestehenden Datenstruktur an GIS Datenbanken sowie den Austausch von relevanten Informationen auf projektübergreifender Basis. Weiterhin besteht die Möglichkeit, durch vergleichende Geländeaufnahmen topographische Veränderungen zu identifizieren und zu Validierungen morphodynamischer Rechnungen einzusetzen. Dies wurde für das Untersuchungsgebiet durchgeführt und wird im folgenden dargestellt.

Echolotpeildaten der Elbsohle des Elbe-Ökologieprojektes ELBFISCHE sind im April 2000 an das Projekt übergeben worden. Es wird geprüft, inwieweit sich die bessere Topographie auf die Berechnung der Geschwindigkeiten auswirkt. Im Gegenzug werden die berechneten Geschwindigkeiten dem Elbfische-Projekt zur Verfügung gestellt. Ein Vergleich der bisher verwendeten Datengrundlage, vornehmlich aus WSA Daten und der Echolotdaten, ist für den Flusskilometer 417 - 418, in Abbildung 3 zu sehen. Wie sich eine veränderte Geometrie auf die Geschwindigkeitsberechnung im Bühnenfeld auswirkt, ist in Abbildung 12 zu erkennen, bei der gleiche Abflussbedingungen der Geometrie von '98 und '99 zugrundegelegt wurden.

1.5.1.2 Sedimentuntersuchungen

Die Graphik in Abbildung 4 zeigt die Korngrößen innerhalb eines Bühnenfeldes über mehrere Sedimentproben im Probenahmejahr 1998. Aufgetragen ist der mittlere Korndurchmesser nach Meyer-Peter-Müller (rote Säulen) sowie der mittlere Korndurchmesser nach Führböter (blaue Säulen). Diese Parameter wurden für die Berechnung bestimmt, da bei Korngemischen und bed-load Transport das Sedimentgemisch nicht in Einzelkörner aufgeteilt werden kann (im Gegensatz zum Transport in Suspension). Der mittlere Korndurchmesser nach Meyer-Peter-Müller ist der leicht modifizierte Ansatz für Flachlandflüsse, d. h. $d < d_{10}$ und $d > d_{90}$ kommt bei dieser Betrachtung keine Bedeutung zu. Weiterhin sind in Abbildung 4 der 30%ige Siebdurchgang als gelbe Säule sowie die rechnerischen Korndurchmesser bei Siebdurchgang 50 % und 90 % dargestellt. Als blaue Linie, deren Werte auf eine zweite y-Achse geplottet wurden, können die organischen Gehalte der einzelnen Proben entnommen werden.

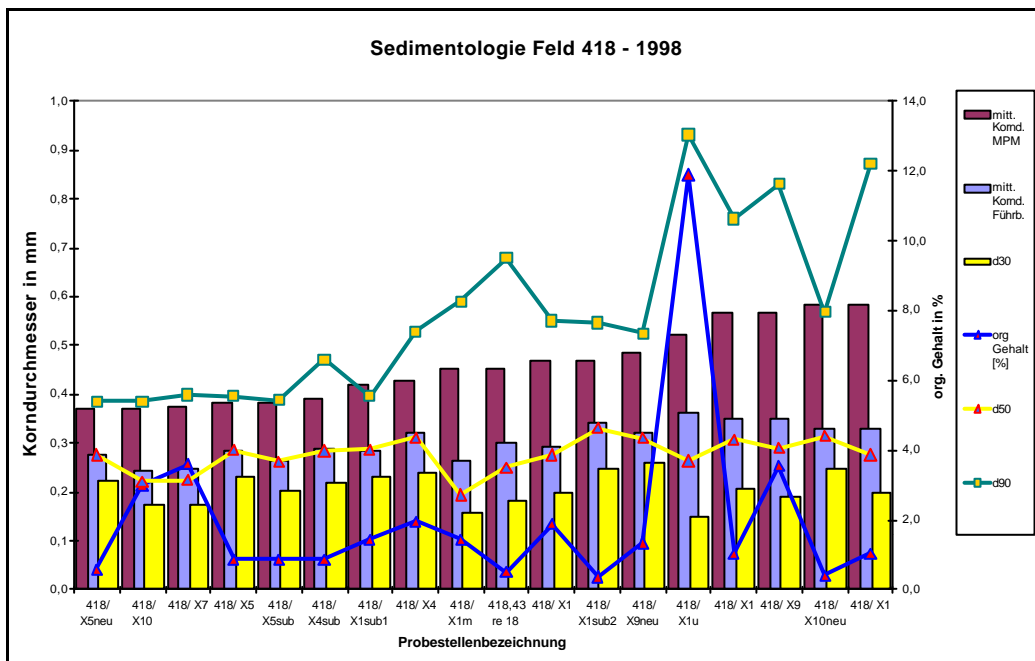


Abbildung 4: Sedimentologie im Vorjahr 1998, Bühnenfeld bei Elbekm 418

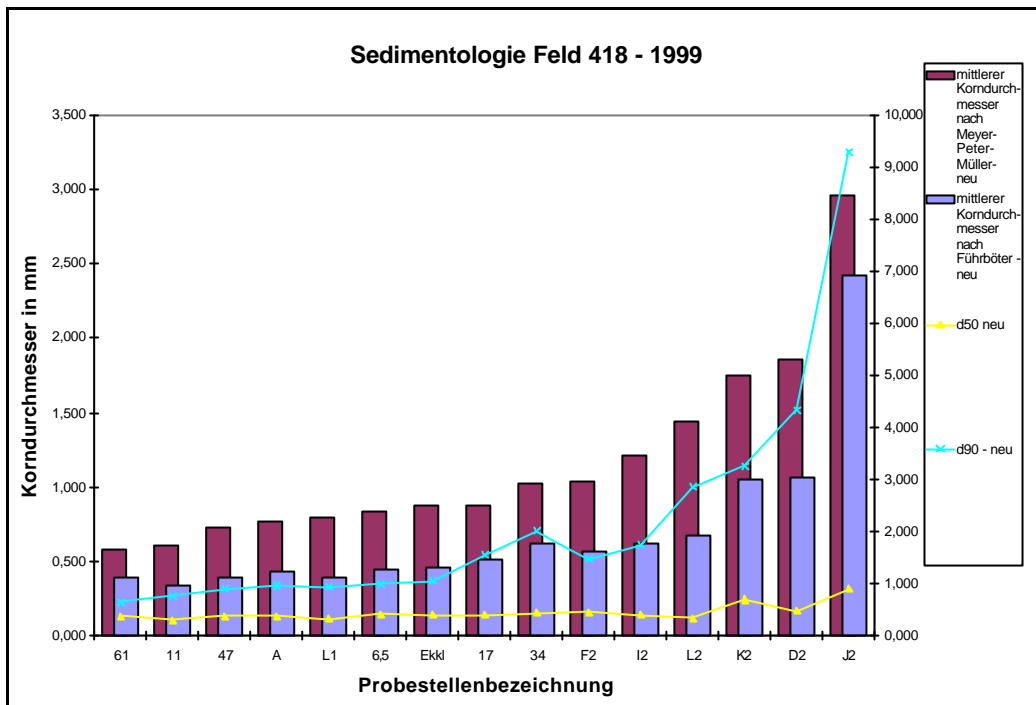


Abbildung 5: Darstellung einiger Siebanalysen aus dem Folgejahr 1999 Bühnenfeld 418

Abbildung 4 und Abbildung 5 zeigen die Unterschiede in der Kornzusammensetzung bereits recht gut. Die Ursache liegt, abgesehen von den Messungenauigkeiten, im Winterhochwasser von '98/'99. Die Bedeutung der größeren Zusammensetzung der Bühnenfeldsedimente ist allerdings noch nicht geklärt und wird mit den Ergebnissen der morphodynamischen Berechnungen sicherlich besser zu verstehen sein.

Die Daten dienen als Randwertdaten für die morphodynamische Berechnung bzw. als Datengrundlage für statistische Untersuchungen. Die Beprobung der Sedimente beschränkte sich im Jahr 1999 auf gut hundert Proben, die jeweils in Verbindung mit den biologischen Untersuchungen zu sehen sind. Aus diesen Proben wurden die organischen Anteile wie im Vorjahr durch den Glühversuch bestimmt. Ein zweites Verfahren zur Bestimmung des organischen Anteils wurde vorgeschlagen, welches von der Universität Marburg durchgeführt werden soll, da dort die Versuchseinrichtung bereits besteht. Grund zu diesem Vorschlag lieferten die teilweise großen Mengen an makroskopischer Kohle in den Sedimentproben, welche durch Organismen nur an der Oberfläche besiedelt werden kann. Durch das Umsetzen der Proben mit großem Kohleanteil würde daher ein möglicherweise falscher Eindruck gewonnen werden. Diese Untersuchungen werden aber erst im z. Zt. laufenden Projektjahr durchgeführt.

1.5.1.3 Organischer Anteil

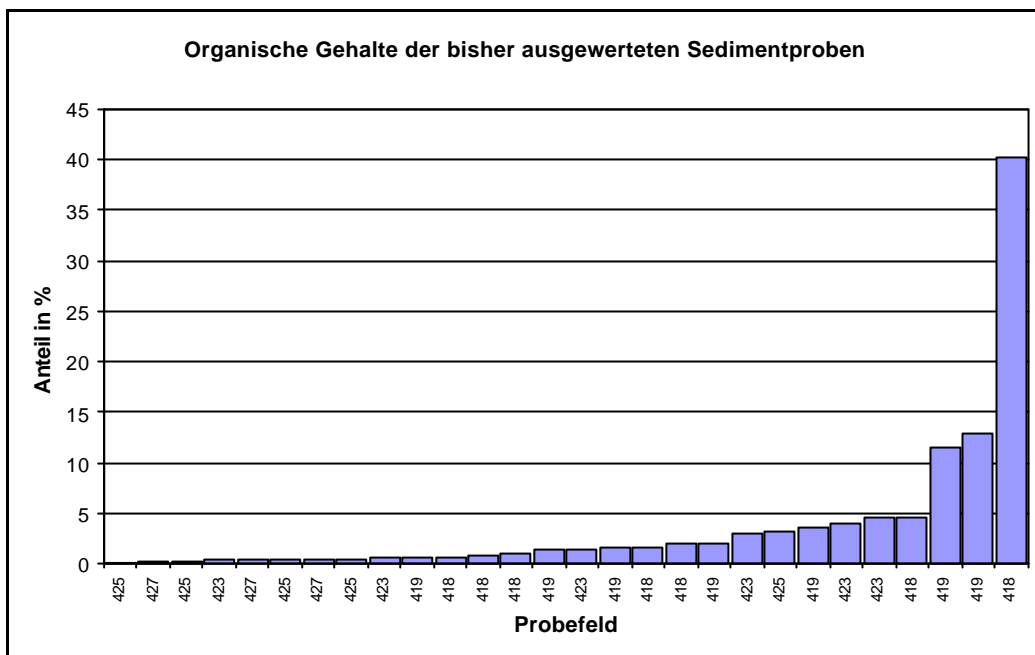


Abbildung 6: Organischer Anteil der bisher ausgewerteten Proben von '99

Der organische Anteil stellt ein Maß für den Gehalt organischer Substanz einer Bodenprobe dar (z. B. pflanzliche, tierische sowie humusartige Stoffe). Diese muß nach DIN 18128 in einem Muffelofen bei 550°C bis zur Massenkonstanz geglüht werden. Die Versuche die bisher ausgewertet worden sind, zeigen eine deutliche Tendenz zu sehr niedrigen organischen Anteilen von weniger als 1 %, jedoch treten vereinzelt wiederum auch sehr hohe Anteile an organischen Substanzen von mehr als 10 % bis 40 % auf. Der Median liegt bei 0,83 % welches nach DIN 1054 einen nicht bis schwach organischen Boden bedeutet.

1.5.1.4 Geschwindigkeitsuntersuchungen

Die Geschwindigkeiten wurde mit zwei verschiedenen Methoden bestimmt. Zum einen wurde im Bereich der Fahrrinne mit einem Profilierer, einem sog. ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler) gemessen und andererseits wurden an den einzelnen aquatischen Messpunkten im Bühnenfeld die Geschwindigkeiten mit einem ADV, d. h. einer Einzelpunktmessung, bestimmt. Beide Messverfahren sind relativ genau und ermöglichen eine hohe Auflösung der Strömungsgeschwindigkeit. Bei der Darstellung wird auf die Bedeutung der ADV Untersuchungen eingegangen.

Methodik: Das ADV ist ein Meßgerät zur Bestimmung der Fließgeschwindigkeiten in Oberflächengewässern. Voraussetzung zur Messung ist das Vorhandensein ausreichend vieler Partikel im Fluid, welche sich mit der Fließgeschwindigkeit mitbewegen. An der Elbe sowie an jedem natürlichen Gewässer ist dies fast immer der Fall, da hier ein ausreichender Anteil an in Suspension befindlichen Partikeln vorhanden ist. Etwas schwieriger ist es, wenn in sehr sauberem Wasser gemessen werden muss (beispielsweise im Labor), müssen Suspensa zugegeben werden.

Im Bühnenfeld wird punktuell an den Stellen gemessen, wo limnologische Untersuchungen durchgeführt wurden. Das Messvolumen ist relativ klein (3 - 9 mm) und ermöglicht Messungen in Bodennähe. Dies ist für bodennah lebende Organismen wie das Makrozoobenthos wesentlich. Die Auflösung beträgt in der Regel höchstens 25 Hz, also 25 Messungen pro Sekunde. Diese Auflösung ist ausreichend, um Turbulenzen qualitativ zu erfassen. Gemessen wurde je nach Instationarität zwischen 1 und 5 Minuten, um aussagekräftige Mittelwerte zu erhalten.

Besondere Beachtung sind den Auswirkungen von Schiffswellen zu schenken, die ebenfalls eingehender dargestellt werden.

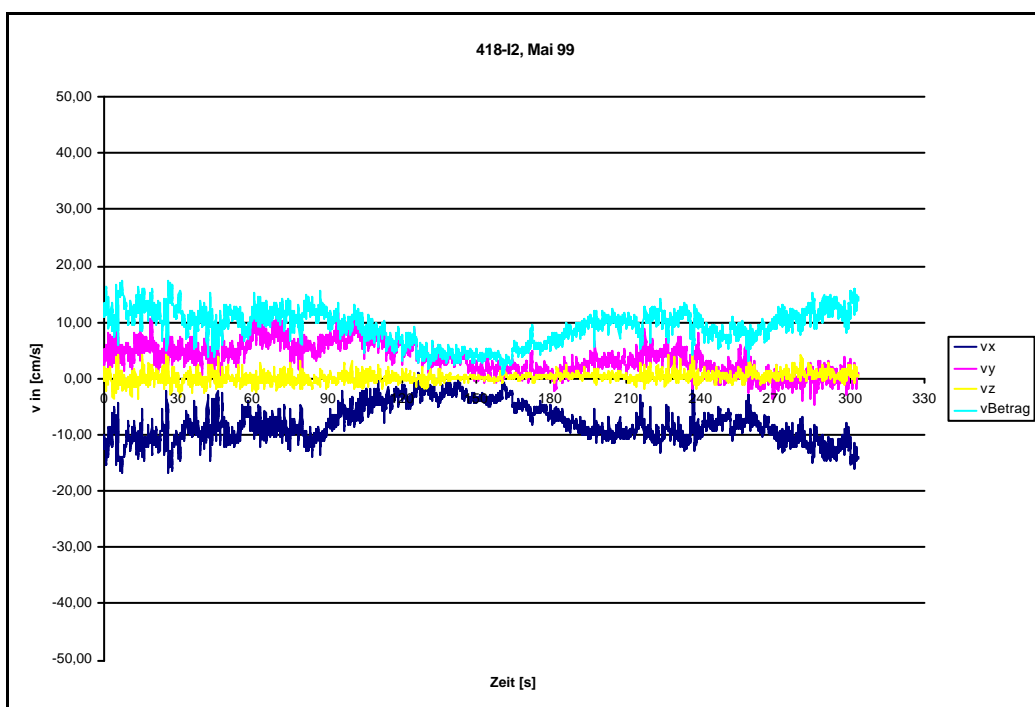


Abbildung 7: ADV - Messung, Probestelle 418-I2 im Mai '99

Abbildung 7 zeigt eine ADV-Messung in einem Buhnenfeld im Juni 1999. Die Messdauer betrug 300 Sekunden. Innerhalb dieser Zeit bleibt der Betrag, also die Wurzel über die Quadratsumme der Komponenten, über alle Geschwindigkeiten (cyanfarbige Linie) in etwa konstant bei ca. 10 cm/s. Die vertikalen Geschwindigkeiten (gelbe Linie) bewegen sich um den Basiswert 0 und werden nur durch turbulentes Rauschen von diesem Mittelwert abgelenkt. Die ebenen Geschwindigkeiten v_x und v_y schwanken zwar, sind aber auch mehr oder weniger stationär.

Aus Abbildung 7 läßt sich gut erkennen, dass für diese Messung ein kürzeres Messintervall unvorteilhaft gewesen wäre. Hätte man lediglich eine Minute bspw. zwischen den Zeitpunkten 120 s und 180 s gemessen, wäre der Mittelwert nur halb so groß, statt 10 cm/s nur 5 cm/s und dank der quasistationären Verhältnisse wäre aufgrund der geringen Standardabweichungen ein Fehler nicht aufgefallen. Bei der Messung der Geschwindigkeiten wurden die Empfehlungen des Elbfische-Projektes zur Messdauer eingeholt. Diese hatten bereits im Vorjahr umfangreiche Messungen mit einem ADV in Buhnenfeldern durchgeführt. Es sei an dieser Stelle erwähnt, daß instationäre Geschwindigkeitsverteilungen in den Buhnenfeldern trotz stationärer Strömung in der Elbe bereits 1998 durch die FU Berlin gemessen wurden. Diesen Sachverhalt geben auch die Messungen im vorliegenden Projekt wieder und werden in der nächsten Abbildung noch besser dargestellt. Begleitende hydrodynamische Untersuchungen zum Thema instationäre Strömungen induziert durch Buhnenfelder finden im Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft zur Zeit im Rahmen einer Studienarbeit an einem physikalischen Buhnenmodell statt. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen werden weiteren Aufschluss in die instationäre Strömung in Buhnenfeldern bringen.

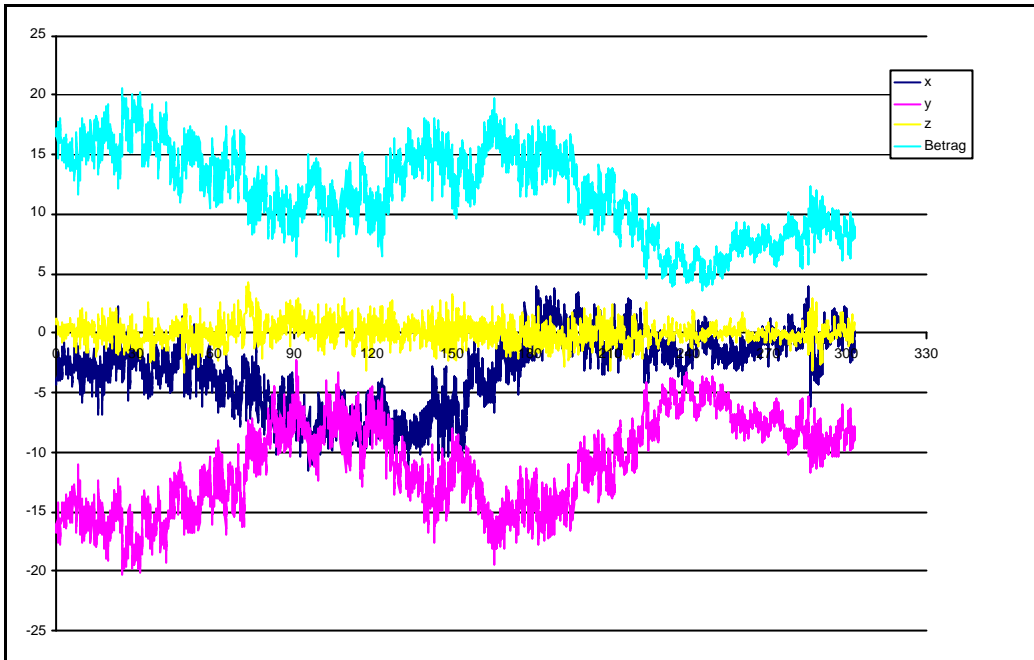


Abbildung 8: ADV Messung, Probestelle 418-J2 im Mai 99

In Abbildung 8 ist die Instationarität der Strömung gut anhand des Betrages der resultierenden Geschwindigkeit aber auch an den Komponenten der Geschwindigkeiten zu sehen. Die Bedeutung der Geschwindigkeitsmessung liegt vor allem in der verifizierenden Aussage zu den modellierten Geschwindigkeiten.

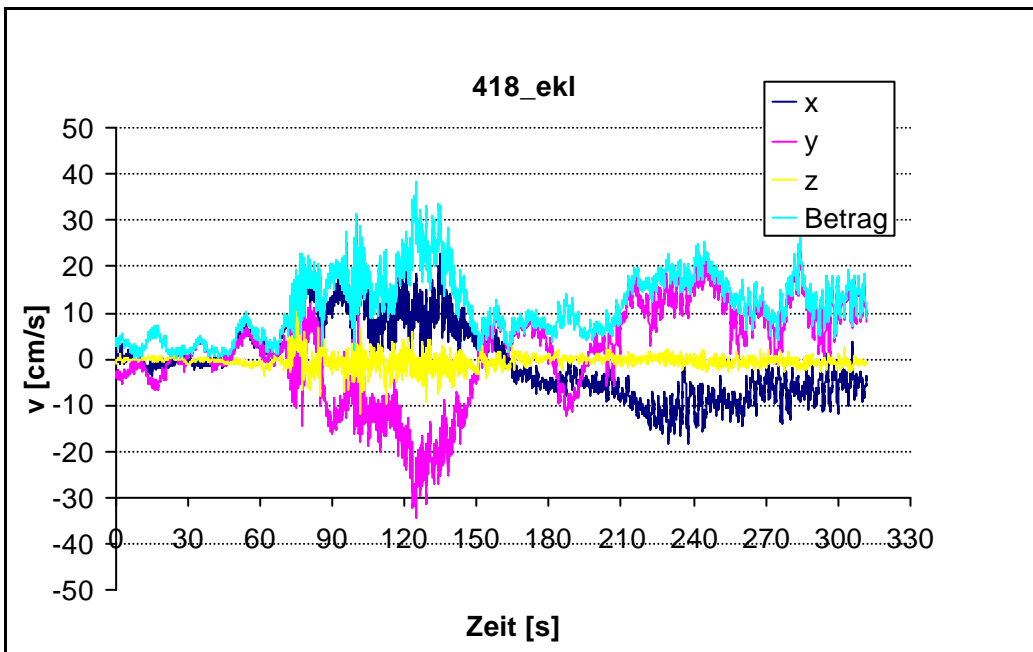


Abbildung 9: Geschwindigkeitsganglinien einer ADV-Messung unter Einfluss von Schiffswellen

Gemessen werden bei natürlichen Gewässern i.d.R. instationäre, ungleichförmige

Abflüsse, berechnet werden tiefengemittelte instationäre Zustände (instationäre Gleichungen).

1.5.1.5 ADV - Messungen unter dem Einfluss von Schiffswellen

Die Abbildung 9 stellt Geschwindigkeiten über einen Zeitraum von ca. 5 min dar, wobei auf der x-Achse die Zeit in Sekunden und auf der y-Achse die Geschwindigkeit in cm/s angezeigt wird.

Das Bühnenfeld in dem diese Messung ausgeführt wurde, ist als repräsentativ im Vergleich mit anderen Bühnenfeldern zu sehen. Die ausgewählte Probestelle diente als Standort eines Ekklektors, einem Probenahmeegerätes der Universität Marburg zum Fang flugfähigen Insekten (Imagines), die nach dem Schlüpfen im benthischen Bereich aufsteigen und gefangen werden.

In Abbildung 9 sind mehrere Phasen eines Ereignisses zu erkennen, welches als "Güterschiff fährt an einem Bühnenfeld vorbei" einfach zu beschreiben ist.

Angefangen bei $t = 0$ s liegen die Geschwindigkeiten bei ca. 4-10 cm/s, im Mittel 5 cm/s. Nach ca. 60 s Messung, passiert das Güterschiff das Bühnenfeld auf Talfahrt. Mit dem fallenden Wasserspiegel, durch die fahrdynamischen Eigenschaften des Schiffes, steigen die Geschwindigkeiten an der Probestelle auf 15-18 cm/s an, was eine Verdopplung der bisher vorhandenen Geschwindigkeiten bedeutet. Die Messung zeigt eine weitere Zunahme der Geschwindigkeiten durch die herannahenden Wellen. Zum Zeitpunkt $t = 100$ s schließlich treffen die durch das Güterschiff verursachten Wellen an der Probestelle ein. Bei den kurzen Güterschiffen der Elbe ist zwischen Bug- und Heckwelle kein großer zeitlicher Abstand. Nach Werten von bis zu 35-40 cm/s klingen die Geschwindigkeiten wieder auf 10 cm/s ab. Die Dauer der hauptsächlichlichen Wellenbelastung liegt somit zwischen $t = 75$ s und $t = 150$ s. Innerhalb dieser Zeit können sich Organismen, die an diese hohen Geschwindigkeiten nicht angepaßt sind, nicht mehr halten und können von der Strömung abtransportiert werden. Sofern Organismen (auch Fischlaich) dies überleben, ist unklar, wohin die Strömung sie trägt.

Nachdem sich die Situation zwischen den Zeitpunkten $t = 160$ s und $t = 200$ s beruhigt hat, treffen nun die reflektierten Wellen des anderen Ufers am Messpunkt

ein und sorgen erneut für einen Anstieg der Geschwindigkeiten, allerdings nicht mehr in dem Ausmaß wie zu Beginn der Belastung.

Wie in obigem Beispiel erläutert, wirken sich Schiffswellen im Flachwasser stark auf das Geschwindigkeitsniveau aus und können dieses kurzfristig deutlich anheben. Damit sind Wasserspiegelschwankungen des normalen Abflussgeschehens mit den bekannten Auswirkungen auf die Geschwindigkeit zumindest biologisch gesehen zu relativieren wenn nicht sogar zu vernachlässigen. Besonders bedeutend sind jedoch Wellen für die Organismen im Flachwasser bzw. in den semiterrestrischen Flächen, da gerade zur Fortpflanzungszeit die Wassertiefen geringer werden und damit Wellen größere Geschwindigkeiten in den Bühnenfeldern verursachen können. Der Einfluß von Schiffswellen auf die untersuchte Biozönose ist im Augenblick eine Unbekannte, die nicht näher untersucht werden kann, da dies nicht Gegenstand des ursprünglichen Forschungsauftrages war. Es wäre trotzdem zu begrüßen, wenn zu dieser Problematik weiterführende Untersuchungen durchgeführt werden könnten und den Kenntnisstand über den Einfluss von Schiffswellen auf die Lebensgemeinschaften in Flachwasserhabitaten auf diese Weise verbessern würden.

1.5.1.6 Gewässerphysikalische Parameter

Zur Erfassung der gewässerphysikalischen Parameter stand in 1999 ein hierfür konzipiertes Gerät zur Verfügung, mit dem die gewässerphysikalischen Werte O₂, pH-Wert und Temperatur des Interstitials gemessen werden konnten. Das Gerät saugt über einen Stechzylinder das Porenwasser aus den oberen 15 cm der Gewässersohle ab. Das entnommene Wasser wird unmittelbar im Anschluß an einer Sondengruppe vorbeigeführt, wobei die o.g. Parameter bestimmt werden. Das Messprinzip ist anwendbar bei gut durchlässigen Böden, d. h. 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

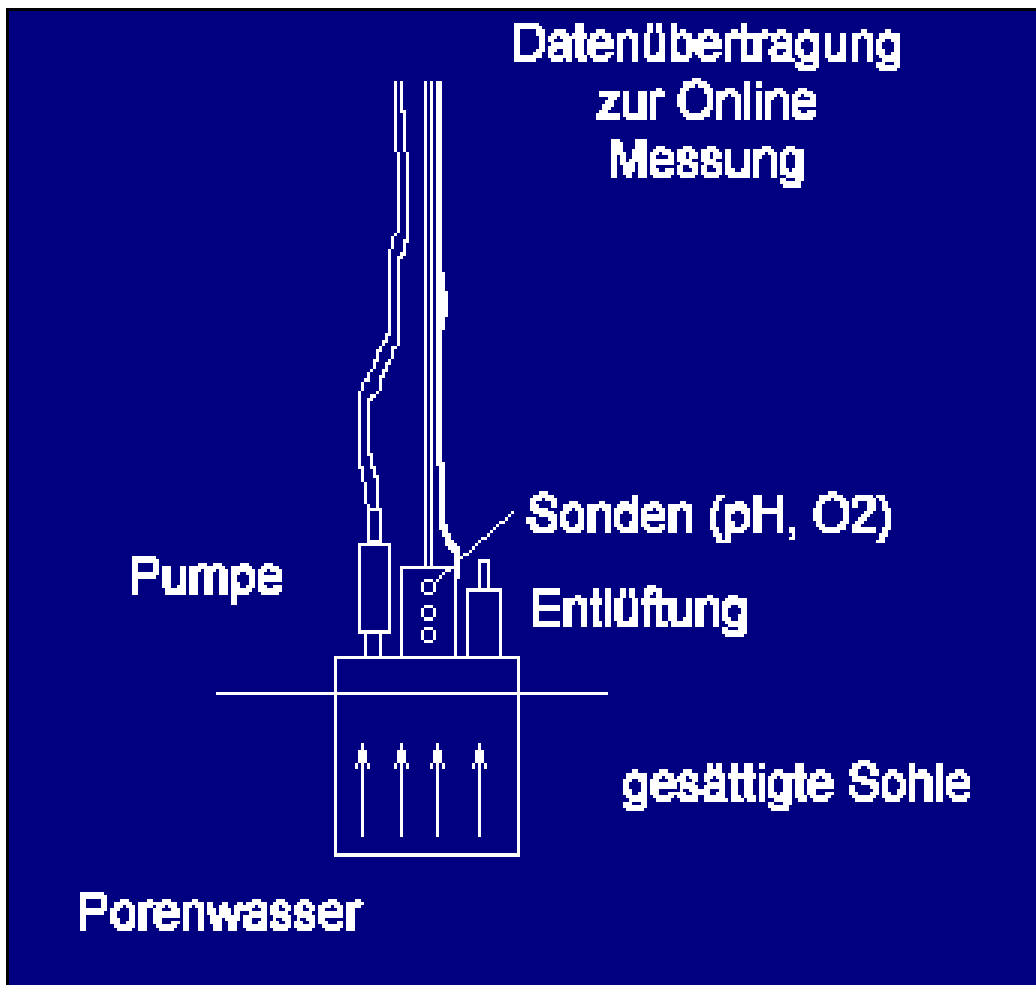


Abbildung 10: Messprinzip der Porenwassermessungen

auch nicht nachgewiesen. Nachweisbar ist lediglich bei sehr langer Messzeit das Zufließen von Flusswasser durch die Kornmatrix welches allerdings gut durch die Messung bestimmbar ist. Gepumpt wurde mit einer konstanten Rate von 2 l/min. In der Abbildung 11 sind 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 sind für die statistische Analyse sehr wichtig, da verschiedene Horizonte der Sohle durch die gewässerphysikalischen Werte repräsentiert werden können. Die Regelmäßigkeit der Pumpversuche deutet auf einen globalen Abbauprozess im Porenraum hin und läßt sich 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 Sekunden auf ein

relativ niedriges Niveau ab und nähert sich dann einem Endwert asymptotisch. Biologisch gesehen ist nach ca. 50 - 60 Sekunden ab Pumpbeginn des Interstitialwassers ein Schwellenwert erreicht, bei dem benthische Organismen sich nicht mehr aufhalten. Bauartbedingt muss, bevor Wasser aus der Kornmatrix an den Sonden vorbeigeführt werden kann, zunächst das Totvolumen aus dem Probezylinder gepumpt werden. Dieses dauert ca. 20 s. Die kritische Konzentration ist artverschieden und hängt von vielen Faktoren ab. Sie ist durchschnittlich für *Taeniopterix nebulosa* 5,1 mg/l, *Dinura* 3,1 mg/l und *Cloeon* 2,2 mg/l. Ein Wert von 3 mg Sauerstoff pro Liter ist nach ca. 40 s erreicht. Dies entspricht bei gleichbleibender Pumprate von 2 l/s, 200 mm Sondendurchmesser und einem Porenanteil von 0,3 einer kritischen Tiefe (ab Sohloberkante) von 22,3 cm.

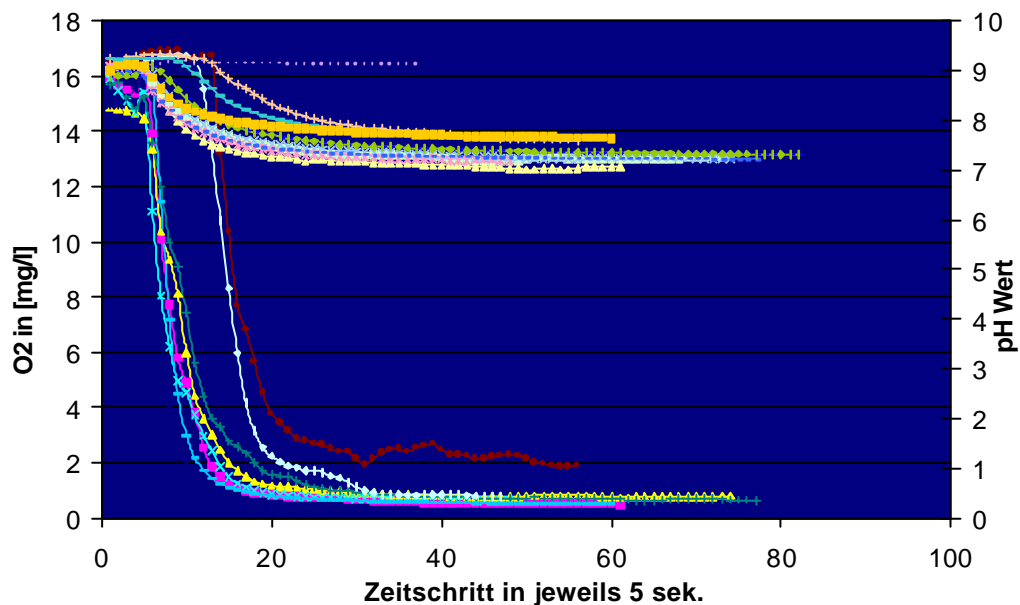


Abbildung 11: pH- und Sauerstoffzeitreihen (steile Ganglinien) im Pumpversuch

1.5.2 Numerische Berechnungen

1.5.2.1 Ergebnisse der aktuellen hydrodynamischen Modellierung

1999 lag der Schwerpunkt darin, die gemessenen neuen Geschwindigkeiten im Probenahmezeitraum auf der Grundlage einer veränderten Topographie (nach dem Hochwasser) nachzumodellieren. Hierzu wurde die neue Topographie in '99 den Berechnungen zugrundegelegt und mit den gemessenen Geschwindigkeiten verglichen. Weitere Berechnungen wurden mit den Abflusswerten von 1998

durchgeführt, um den Fehler durch die Vernachlässigung der neuen Topographie abschätzen zu können. Dies war erforderlich, da trotz der insgesamt relativ guten Datensituation große Bereiche des modellierten Gebietes nicht genau vermessen sind.

Der Vergleich von gemessenen zu berechneten Geschwindigkeiten für die Topographie von 1998 sowie 1999 ist in Abbildung 12 beispielhaft am Bühnenfeld bei Elbekm 418 dargestellt. Auffällig ist die geringe Differenz der Berechnungen von '98 zu '99. Gemessen wurde in den Bühnenfeldern immer an mehreren Stellen. Die Strömungsgeschwindigkeit wurde beispielsweise direkt vor den Bühnenköpfen, jeweils an der oberen und der unteren Bühne gemessen. Dies wurde deshalb durchgeführt, weil das TP der Universität Marburg hier Hartschubstratbeprobungen durchgeführt hat. Im Bühnenfeld wurden jeweils Proben aus Stellen größerer Wassertiefe genommen, die teilweise in der Scherschicht Bühnenfeld - Hauptstrom lagen (siehe dazu auch Methodik, Abschnitt Biologie), sowie einige flache Stellen beprobt. Aufgrund der starken Wasserspiegelschwankungen kann nur für einige Proben der Grundsatz einer Beprobung immer an der gleichen Stelle durchgeführt werden. Dies trifft nicht für Probestellen in bereits zu Beginn der Probenahme flachen Bereichen zu, da diese im Sommerhalbjahr trocken fallen und eine Verlagerung dieser Proben notwendig ist.

Messungen am Bühnenkopf

Diese Messungen sind durch die Bezeichnungen BUK1 sowie BUK2 gekennzeichnet und lagen jeweils an der Spitze des Bühnenkopfes in einer meist gleichen Wassertiefe. Je nach Bühnenoberfläche variieren hier die Rauheiten erheblich. Es gibt Bühnen mit neuer Metallhüttenschlacke - Schüttung und solche mit den noch alten Pflastersteinen aus Granit. Im ersten Fall ist der Rauheitsbeiwert wesentlich größer. Dieser Sachverhalt wurde in der Berechnung nicht berücksichtigt, da nicht abzuschätzen ist, wie die Bühnen an der Elbe im weiteren saniert werden. Hier wurde deshalb mit einem allgemeinen Ansatz für die Rauheit der Bühnen gearbeitet. In Abbildung 12 ist zu erkennen, dass die gemessenen Geschwindigkeiten der ersten Bühne weit größer sind als die

berechneten. Weitere Gründe für die Abweichung sind in der Unsicherheit der genauen Lage der Flusssohle zu suchen, die erst seit April 2000 durch eine Echolotbefahrung der FU Berlin besser bekannt ist. Berechnungen für diese neue Topographie sind bisher noch nicht durchgeführt worden, stehen aber in nächster Zeit auf dem Zeitplan.

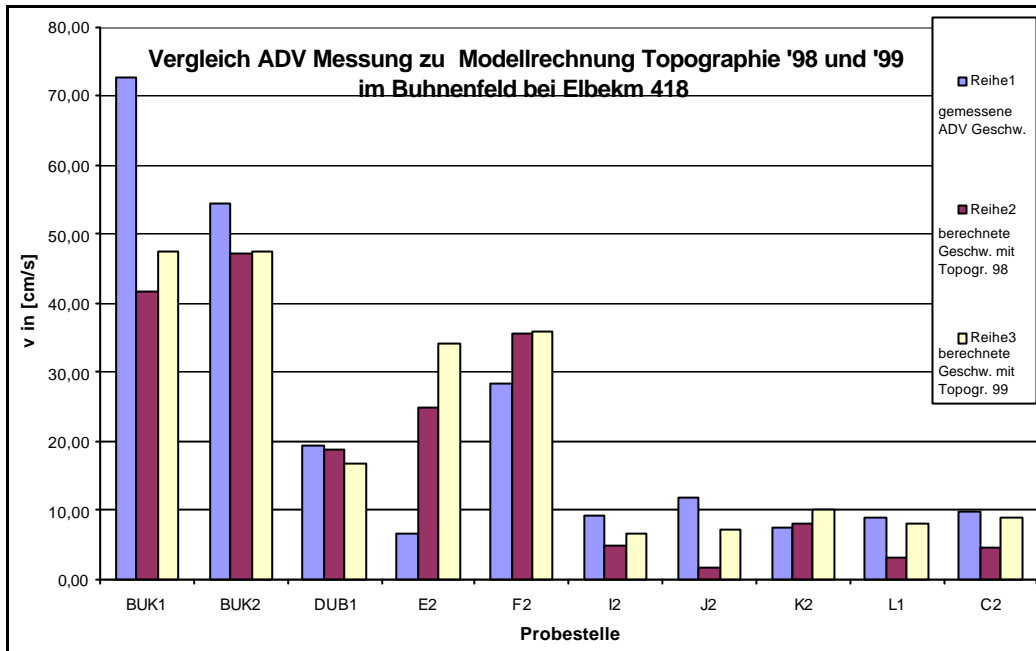


Abbildung 12: Vergleich von gemessenen zu berechneten Geschwindigkeiten 1998, 1999 für das Bühnenfeld bei Elbekm 418.

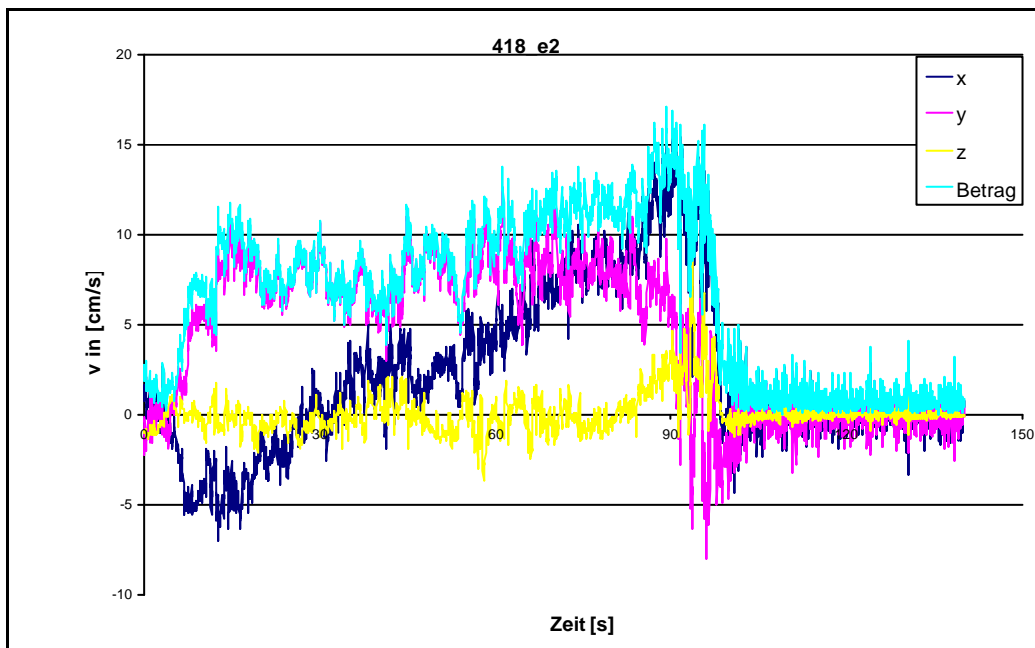


Abbildung 13: Gemessene instationäre Strömung in der Nähe der Scherschicht

Die nächsten drei (in Abbildung 12) Messstellen sind durch die Bezeichnung E2,

F2 sowie DUB1 gekennzeichnet.

Diese drei Probestellen liegen in der Nähe der Grenzschicht (E2) im Buhnendurchbruch (DUB1) der oberen Buhne sowie zwischen Grenzschicht und Ufer in mittleren Tiefenbereichen. Während DUB1 und F2 die gemessenen Geschwindigkeiten gut treffen, liegt E2 bei weitem über dem erwarteten Maß der Abweichung. Der Fehler lässt sich möglicherweise in der Durchführung der Messung finden, vgl. Abbildung 13. Die Strömung unterliegt an dieser Stelle offenbar sehr starken zeitlichen und betragsmäßigen Schwankungen. Durch die schwierigen Messbedingungen (ca. 3 m Wassertiefe, Winddrift und Strömung) konnte die angestrebte Messdauer von 5 min an dieser Stelle nicht erreicht werden.

Eine weitere Erklärung der ungleichförmigen Geschwindigkeit kann in dem Einsinken der Sonde in Feinstsubstrat (Schlick), der sich vorwiegend in der Scherzone ablagert, liegen. Sinkt die Sonde ein, ist ein Messen nicht mehr möglich und liefert völlig unplausible Werte. Diese Werte sind jedoch vom Betrag her deutlich größer und treten zudem unregelmäßiger in Erscheinung treten als dies in Abbildung 13 der Fall ist. Die niedrigen Geschwindigkeiten am Anfang und Ende der Messung bzw. die nahezu konstante Phase in der Mitte der Messung sind Anzeichen für dafür, dass sich die Strömung mit der Zeit ändert. Betrachtet man lediglich die Phase hoher Geschwindigkeit also zwischen $t = 10 - 90$ s dann liegt der Maximalwert der Geschwindigkeiten (cyan-farbene Linie) immer noch nicht bei den berechneten knapp 30 cm/s sondern als maximaler Betrag nur bei ca. knapp 20 cm/s.

Eine mögliche Erklärung der Überschätzung der Geschwindigkeit durch die Berechnung liegt u. U. daran, dass 2D gerechnet wurde und dies in der Nähe der Scherschicht eine nicht mehr praktikierbare Vorgehensweise darstellt, da die Strömung hier stark räumlich ist. Die 3D Strömung wird zur Zeit berechnet, es liegen für diesen Wasserspiegel aber noch keine Ergebnisse vor. Weiterhin finden in einem physikalischen Modell Untersuchungen dazu statt die weiteren Aufschluss geben sollen.

Die Geschwindigkeiten im Bereich der Scherzone sind genauer berechenbar. Der Aufwand bezüglich der Gitterauflösung und mithin der Rechenzeit ist jedoch um ein Vielfaches höher. Was das Erreichen des Projektziels angeht, besteht hier noch der Bedarf weiterer Berechnungen.

Die Messungen der Geschwindigkeiten an den Probestellen I2, J2, K2, L1 und C2 stimmen (vgl. Abbildung 12), legt man die neue Topographie zugrunde, sehr gut mit den gemessenen mittleren Geschwindigkeiten überein. Dies ist deshalb wesentlich, da in den flachen Bereichen auch die meisten biologischen Beprobungen durchgeführt wurden.

1.5.2.2 Ergebnisse der aktuellen morphodynamischen Modellierung

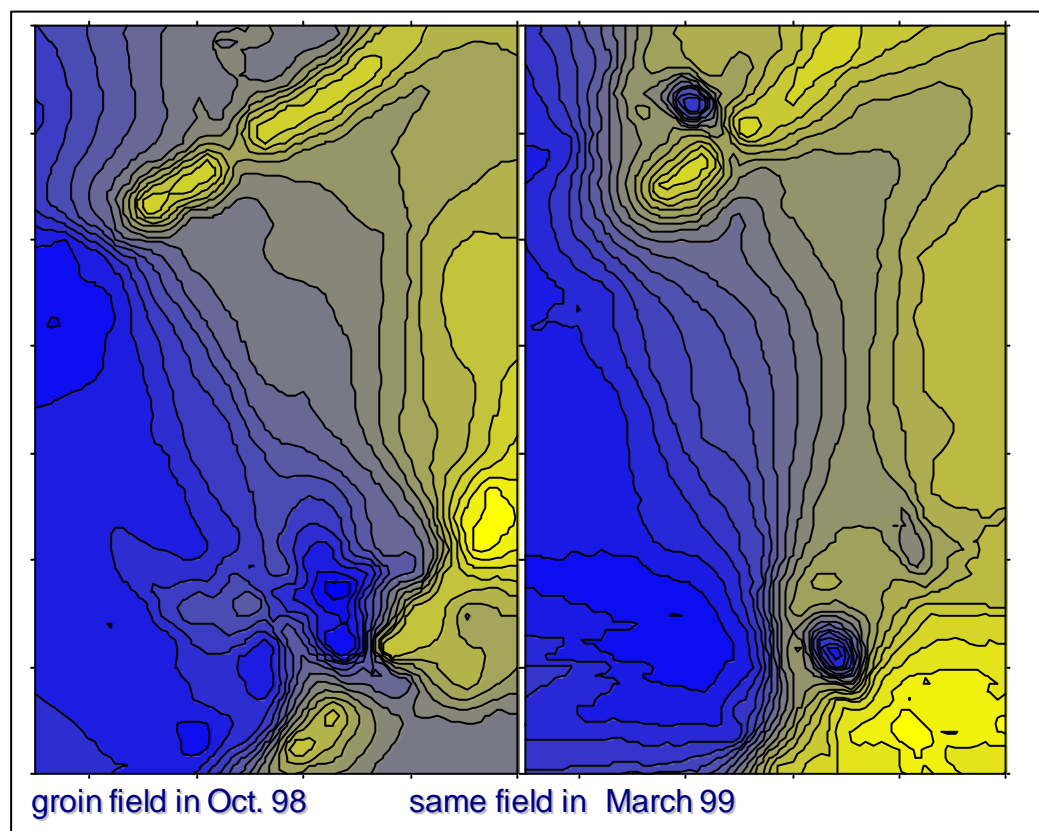


Abbildung 14: Topographie vor und nach dem Hochwasser 1998

Im zweiten Projektjahr wurden morphodynamische Berechnungen durchgeführt unter Vorgabe der realen Topographie (vgl. Abbildung 14). Das untersuchte Ereignis betrifft die topographische Änderung vor und nach dem Hochwasser vom

November 1998, da hier Daten (topographische und sedimentologische) vorhanden sind, an denen die Ergebnisse überprüft werden können.

Sämtliche Berechnungen zur Sohlbewegung wurden mit dem Programm TIMOR3 durchgeführt. Die Anzahl der definierten Kornschichten lag in der Berechnung bei 50. Dies bedeutet, dass bei gegebener Topographie und einer Gesamtdifferenz der Modellhöhe von 25 m (von 27 müNN bei Tangermünde bis 2 müNN am tiefsten Punkt von Neuwerben) eine Schicht jeweils eine Dicke von 50 cm aufweist. Die Berechnung wurde mit bed-load und mit Transport in Suspension durchgeführt. Als Grundlage dienten die Proben, die bereits 1998 in den verschiedenen Bühnenfeldern entnommen wurden. Aus diesen ist ein Mittelwert gebildet worden, welcher dann als mittlere Kornverteilung den Berechnungen zugrundegelegt worden ist.

Das Hochwasser wurde im ersten Schritt nicht in allen hydrologischen Einzelheiten als Randwert, sondern durch ein vereinfachtes Ereignis, von allerdings gleicher Amplitude, in Form eines Hochwasserimpulses bzw. einer einzelnen Hochwasserwelle vorgegeben.

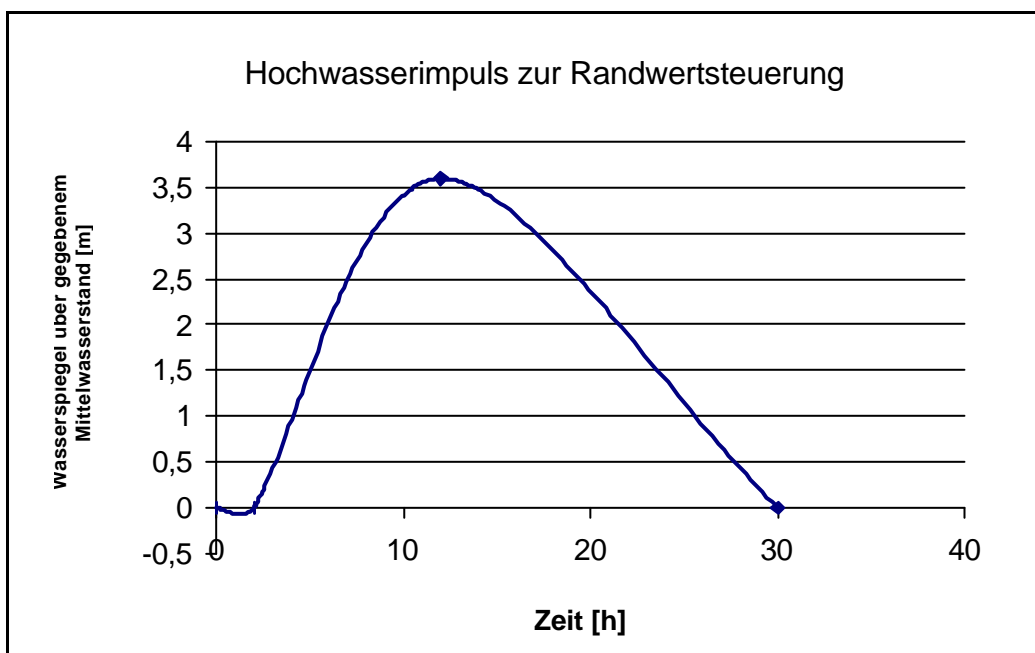


Abbildung 15: vereinfachte Ganglinie für das Hochwasserereignis vom Nov. 1998

Während bei den vereinfachenden Vorversuchen (siehe Zwischenbericht 3/99) das Augenmerk vor allem auf den Erosionsstellen im Kopfbereich des Kolkes lag

(dieser sollte sich herausbilden können), lag der Schwerpunkt bei den Rechnungen mit realer Topographie auf den morphologischen Veränderung im ganzen Bühnenfeld und der Interaktion mit dem Hauptgerinne. Die Berechnungen wurden unter der Annahme einer einfachen Durchflussvorgabe durchgeführt. Die Abbildung 15 zeigt die Steuerung am Modelleinlauf. Abbildung 17 und Abbildung 18 zeigen die Folgen der vereinfachten Modelganglinie auf die Ausgangstopographie.

In Abbildung 17 ist die Situation vor dem Hochwasserereignis zu erkennen. Hierbei ist zu erwähnen, dass der Kolk vor dem Hochwasser nach dem 2. Durchbruch nur äußerst schwach vorhanden ist. Der Kopfkolk vor Bühnenkopf 2 ist gut zu erkennen. Die morphologischen Veränderungen durch den Hochwasserimpuls lassen sich aufteilen in Änderungen in der Nähe der Bühnen, im Feld und im Gerinne.

Um die Bühnen herum lassen sich aus den geodätischen Aufnahmen (vgl. Abbildung 14) die besonders starken Umlagerungen im Bereich der künstlichen Durchbrüche erkennen. Der obere Durchbruch ist interessant, da seine Struktur die morphodynamische Vorgeschichte wiedergibt. Der Kolk entsteht ebenso wie die Ablagerungen im Anschluss durch die Einwirkungen eines Hochwassers und zeigt eine Form wie in Abbildung 1. Durch Mittelwasserlagen wird der Kolk sukzessive wieder zusedimentiert, wobei das Sediment dem Hauptgerinne zugeführt wird. Dies ist bei Bühnenfeld 418 rechts der Fall, wenn auch nicht in dem Ausmaß, wie dies im anschließenden Bühnenfeld geschieht. Im betrachteten Bühnenfeld ist die Bühnenfeldwalze bei Mittelwasserlagen weniger stark ausgeprägt. Im nächsten Feld ist dies nicht mehr der Fall, da hier bei Mittelwasser der Kolk durch die sich ausbildende Feldwalze schneller zusedimentiert als in Feld 418. Die unterschiedlich starken Bühnenfeldwalzen sind aus den hydrodynamischen Berechnungen (vgl. hierzu auch Zwischenbericht 3/99) klar zu erkennen.

Die Materialablagerungen nach dem Hochwasser sind durch die Simulation i. W. richtig berechnet worden. Die Kolke verschwinden zunächst hinter den Durchbrüchen, was dadurch zu erklären ist, dass im ansteigenden Ast des

Hochwassers vermehrt Sediment in die Felder transportiert wird und den Durchbrüchen noch keine große Bedeutung aufgrund der großen Wassertiefe im Verhältnis zur Bühnenhöhe zukommt (vgl. Abbildung 16, erste zwei Abbildungen). Die Bühnen sind hydraulisch gesehen trotz des Durchbruches eher eine überströmte Grundschwelle mit anschließender Grundwalze und dort stark abfallenden Geschwindigkeiten. Der Einfluss der Durchbrüche wird bei ablaufendem Hochwasser bzw. sinkenden Wasserspiegellagen immer größer, wobei dann im Bereich der Durchbrüche die Geschwindigkeiten ansteigen. Dies führt bei Abklingen des Hochwassers zu der gemessenen Kolkbildung. Durch ADCP Messungen der Echointensitäten, welche qualitativ den Transport in Suspension wiedergeben, kann dies im Feld 418 gezeigt werden (vgl. Abbildung 16). Für den Fall der aufgemessenen Kolke nach den Durchbrüchen ist der für die schematische Untersuchung vorgegebene Hochwasserimpuls zu gering gewählt, d. h. der zeitliche Verlauf nach dem Hochwasserscheitel ist zu kurz. Bei der Berechnung kann somit nicht in dem Ausmaß Sediment abgetragen werden, wie dies bei der letzten prägenden HW-Welle der Fall war. Aufgabe ist nun das Erkennen der massgeblichen Prozesse bei der morphodynamischen Berechnung, um topographische Veränderungen durch vereinfachende Ereignisse genauer wiedergeben zu können. Hierzu bietet sich eine Parameterstudie an.

Die Änderungen innerhalb des Feldes 418 sind, läßt man die Kolkstrukturen ausser acht, sind nicht so auffällig wie in der Nähe der Bühnen. Aus der überhöhten Darstellung der topographischen Differenz ist eine maximale Änderung von 0,2 m zu erkennen, vgl. Abbildung 2. Vor Bühne 2 hat sich die Flusssohle etwas eingetieft was qualitativ durch die Berechnung wiedergegeben wird. Unmittelbar vor den Bühnen auf der Luvseite wird Geschiebe abgelagert, welches ebenfalls qualitativ richtig berechnet wird.

Die Veränderungen wurde in der Natur und im Modell festgestellt So tieft sich die Sohle in der Nähe der Scherschicht ein. Auch der Kolk vor Bühne 2 wandert etwas auf den Bühnenkopf zu. Die Gradienten der Topographie werden im Leebereich der Bühne 2 ebenfalls größer, da sich dort eine Sandbank hinter dem Bühnenkopf ausbildet und die Fahrrinne gleichermaßen an das Bühnenfeld heranrückt. Diese Änderungen werden ebenfalls durch die Berechnung richtig wiedergegeben. Die

Struktur der Fahrrinne in der Rechnung sieht von der Höhenverteilung her allerdings etwas uneinheitlich aus, was aber auch mit der Geometrie des Rechengitters zusammenhängen kann.

Abschließend ist zu sagen, dass der Versuch, das Hochwasser vom November 1998 in einem morphodynamischen Modell darzustellen, in seinen wesentlichen Auswirkungen gute Ergebnisse liefert. Die berechnete Kornzusammensetzung zu diskutieren ist nach diesem Rechenlauf zwar möglich, liefert aber nicht zu überprüfende Aussagen, da zur Zeit des Hochwassers keine Sedimentproben genommen wurden. Die Vergleiche mit den Sedimentproben, die im Mai 1999 genommen wurden, stehen noch an.

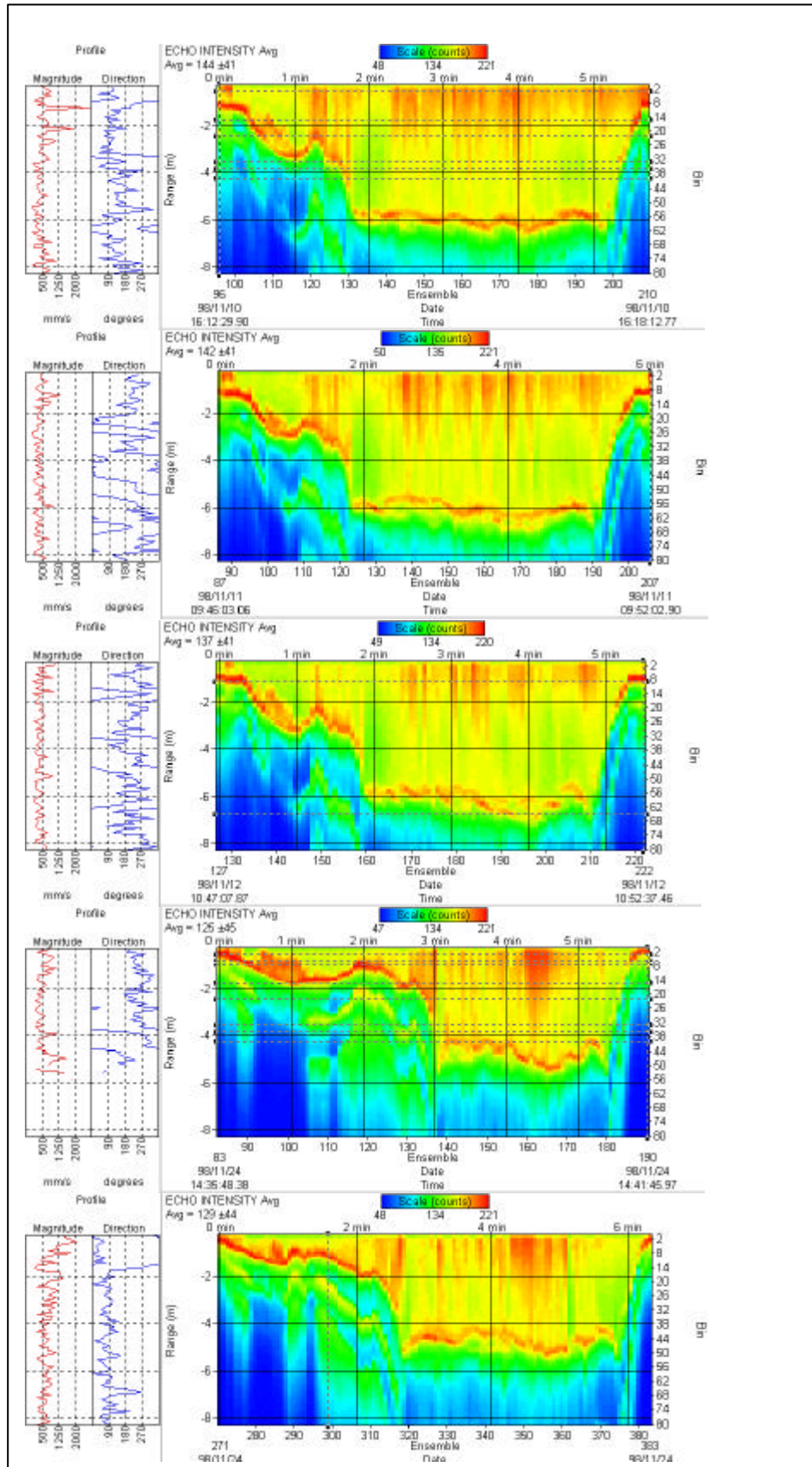


Abbildung 16: Echointensitäten im Feld 418 zum HW-Scheitel bis 2 Wochen danach

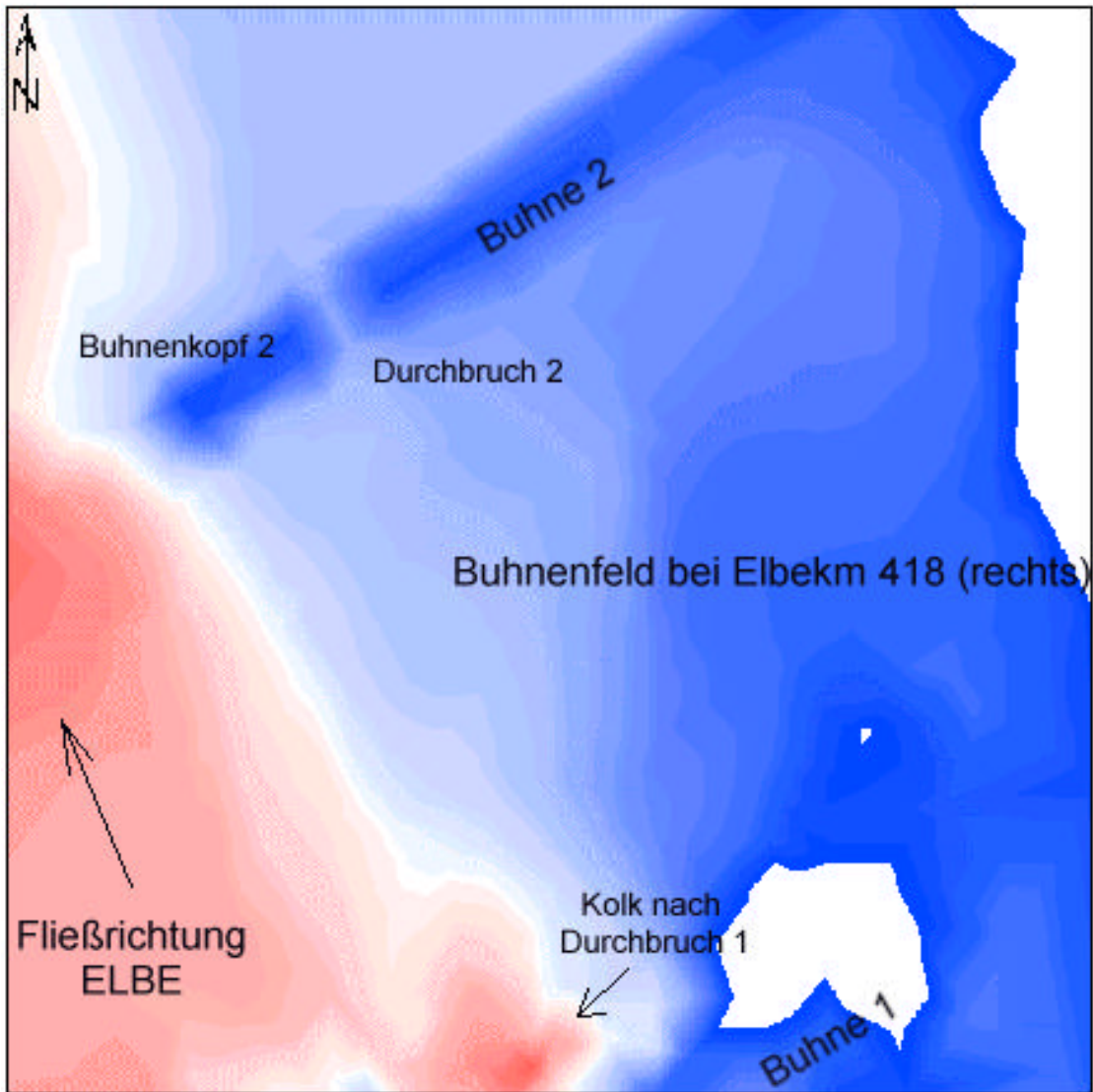


Abbildung 17: Topographie des Bühnenfeldes bei Elbekm 418 vor dem Hochwasser Nov. 1998

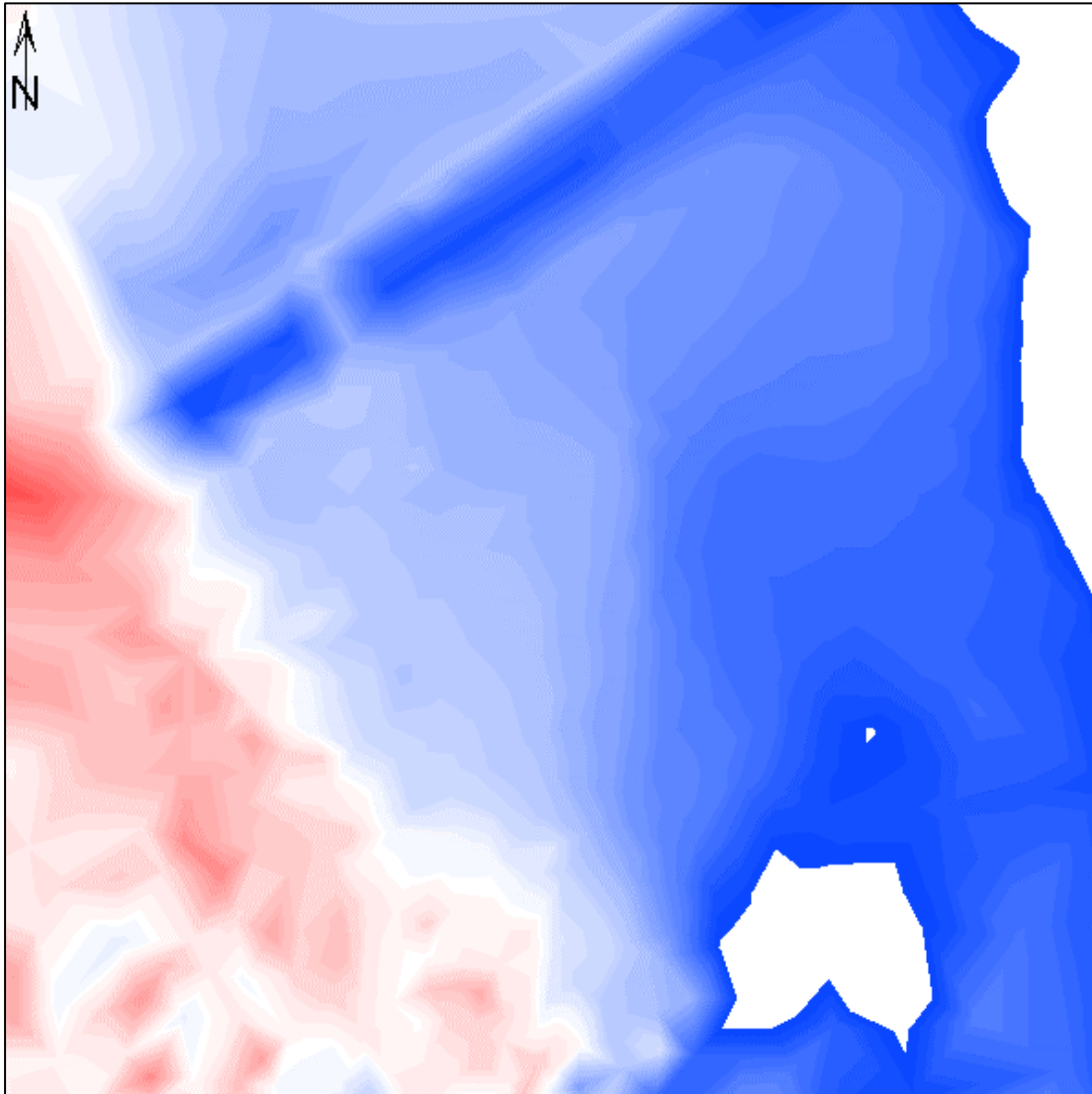


Abbildung 18: Berechnete Topographie nach dem Hochwasser 1998

1.5.3 *Verwertbarkeit der Ergebnisse*

Das Arbeitskonzept des Teilprojektes Wasserbau ist in sich schlüssig. Daten, welche im Feld erhoben worden sind, konnten teilweise mit vergleichbar geringem Aufwand in die Modellierung aufgenommen werden. Dies trifft zu für topographische Daten sowie die gemessenen Geschwindigkeiten. Für die Sedimentdaten ist der Aufwand in der Aufbereitung wegen der Datenmenge höher, jedoch können auch diese im weiteren in das Modell übernommen werden. Sämtliche Daten sind tauglich für statistische Untersuchungen. Da die numerischen Simulationen jedoch wesentlich mehr Daten zur Verfügung stellen als für statistische Analysen mit z. B. biotischen Daten benötigt werden, müssen hier die relevanten herausgefiltert werden.

Die volle Verwertbarkeit der Ergebnisse im Hinblick auf die Erreichung des Gesamtziels kann aber an dieser Stelle noch nicht endgültig abgeschätzt werden. Es sind noch nicht alle Proben ausgewertet und damit ist eine abschließende statistische Untersuchung nicht möglich. Ein nicht abzuschätzender Faktor besteht in den angesprochenen Schiffswellen, welche die limnische Fauna, besonders den benthischen Lebensraum, beeinflussen. Es muss an dieser Stelle auf die Notwendigkeit weiterer Untersuchungen hingewiesen werden, um diesen Zusammenhang weiter aufklären können.

1.6 Kooperation mit anderen Projekten

1.6.1 *Daten und Ergebnisaustausch mit der FU Berlin (Prof. Ergenzinger, Ökologie der Elbfische)*

Hier besteht seit Beginn des Projektes ein enger Kontakt, da auch in diesem Teilprojekt Daten von ähnlicher bis gleicher Struktur erhoben werden. Die Untersuchungsgebiete wurden auch von Anfang an unter diesem Aspekt gewählt, d. h. die Gebiete sind in drei Fällen in direkter Nachbarschaft (nächstes Bühnenfeld). Die Zusammenarbeit besteht insbesondere im Austausch von topographischen, sedimentologischen und Geschwindigkeitsdaten. Für das Teilprojekt der FU Berlin ist die Kenntnis der Strömung in den Bühnenfeldern von Interesse, welche in Darmstadt berechnet und zur Verfügung gestellt wird. Weiterhin besteht hier die gegenseitige Möglichkeit der Übernahme von gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten. Ein gegenseitiges Unterstützen der Messinstrumente und -methodik geschieht, da teilweise Messungen mit mehreren Messgeräten durchgeführt werden. Hier ist auch der Austausch von Erfahrung zu erwähnen, der im Umgang mit modernen Messgeräten wichtig ist.

2 Teilprojekt Biologie

LEITUNG DES TEILPROJEKTES: PROF. DR. RER. NAT. H.-W. BOHLE

Projektbearbeitung: Dipl.-Biol. Tom Aßmuth
 Dipl.-Biol. Michael T. Dirksen
 Dipl.-Biol. Elisabeth Gück
 Dipl.-Biol. Carsten Thiel

2.1 Zielstellung

Ziel des Forschungsvorhabens der Universität Marburg ist es, die Fauna (aquatische und terrestrische) in den semiterrestrischen Flächen ausgewählter Bühnenfelder der Elbe zu erfassen und zu analysieren.

Hierzu werden

- Artenzusammensetzung, Abundanz und Biomasse der aquatischen Fauna aufgenommen
- Artenzusammensetzung und Abundanz der terrestrischen Fauna untersucht
- stichprobenartige Vegetationsaufnahmen durchgeführt, um Einflüsse der Vegetation auf die Abundanzmuster der Carabidozönose zu ermitteln.

Die Ermittlung der Zusammenhänge zwischen Fauna und Umweltfaktoren erfolgt u.a. durch multivariate Korrelationsanalysen, in welchen die Daten der Biotik und Abiotik zusammenfließen. In Zusammenarbeit mit den anderen Teilprojekten wird, aufbauend auf den gewonnenen Erkenntnissen, eine numerische Modellierung von Biotik und Abiotik im Wechselwasserbereich der Bühnenfelder erarbeitet. Mit Hilfe dieses numerischen Modells werden unterschiedliche Szenarien berechnet und diese anschließend aus Sicht der Ökologie und des Verkehrswasserbaus bewertet.

2.2 Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Jahr 1999 wurden die Benthos- und Carabidozönose der Elbe zu fünf unterschiedlichen Terminen, von Mai 1999 bis September 1999 beprobt. Fauna

und Uferflora der semiterrestrischen Flächen von fünf Bühnenfeldern der Mittelelbe wurden qualitativ und quantitativ aufgenommen.

Die Elbe weist in den Untersuchungsabschnitten eine artenarme **Benthozönose** auf. Das Weichsubstrat ist in hohen Abundanzen (Individuen/m²) mit Oligochaeten (Wenigborster, Gürtelwürmer) besiedelt. Die Arten- und Individuenzahlen der übrigen Taxa sind dagegen gering. Es ist allerdings eine deutliche Zunahme der Gesamt-Abundanz im Vergleich zum Vorjahr (1998) messbar.

Das Hartsubstrat ist ebenfalls nur schwach besiedelt, hier sind Chironomiden (Zuckmücken) das dominierende Taxon. Trotz der artenarmen Benthozönose sind mittels RDA und CCA (Redundanzanalyse und canonische Korrespondenz-Analyse) Besiedlungsunterschiede zwischen den einzelnen Bühnenfeldern festzustellen. Die Korrelationsanalyse von Fauna und Umweltdaten stellt Abhängigkeiten der Besiedlung von einzelnen Umweltfaktoren (z.B. „organischer Gehalt“) dar. Das Antwortverhalten einzelner Spezies erwies sich als besonders ausgeprägt und wird auf diese Faktoren zurückgeführt.

Eine **Vegetationsaufnahme** der beprobten Uferflächen ergab folgende Pflanzengesellschaften, welche in der Abfolge ihres Vorkommens am Elbufer (von der Aue bis zum Ufer) genannt werden:

- Artemisietea vulgaris
- Agrostietea stoloniferae
- Chenopodio-Corrigioletum
- Xanthio-Chenopodietum corrigioletosum (auf Sand)
- Artemisia annua-Gesellschaft (auf Schlamm)
- Xanthio-Chenopodietum rumicetosum

Die Auswertung der **terrestrischen** Proben ergab eine Carabidozönose (Laufkäferbiozönose) mit 84 Arten. Die Diversität der ermittelten Carabidozönose entspricht der des Ober-Rheins. Die Analysen mittels CCA zeigen sowohl deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Bühnenfeldern als auch innerhalb der Transekte der jeweiligen Bühnenfelder. Von besonderem Einfluß erweisen sich die Faktoren „Feuchte des Substrats“ sowie „Bedeckungsgrad mit Vegetation“.

Über die erarbeitete zentrale **Projektdatenbank** werden die Daten der Biotik und Abiotik für Analysen der Projektpartner verfügbar gemacht.

Die Ermittlung der Abhängigkeiten von einzelnen Umweltfaktoren ermöglicht die

Integration der Komponente „Fauna der semiterrestrischen Flächen“ in das numerische morpho- und hydrodynamische Modell der TU Darmstadt. Die hohe Varianzerklärung des terrestrischen Datensatzes läßt eine numerische Simulation der Carabidozönose in Abhängigkeit von Umweltparametern mit hoher Güte als wahrscheinlich erscheinen. Die Güte der Korrelationen von benthischen Daten und Umweltvariablen ist durch Einbeziehung weiterer Proben und Umweltfaktoren, insbesondere der Strömung, zu verbessern.

2.3 Fragestellungen und Arbeitshypothesen

Eine hohe Dynamik in den Lebensraum- und den biozönotischen Strukturen ist ein grundlegendes Charakteristikum von Fließgewässer-Ökosystemen. Ein Ausbau der Elbe ohne Berücksichtigung dieses Zusammenhangs würde eine deutliche Verringerung der ökologischen Qualität der Habitate, der semiterrestrischen Flächen und damit der Biozönosen mit sich führen (JÄHRLING 1996). Es wäre von einer weiteren Reduzierung der hydro- und morphodynamischen Prozesse, die zur Um- und Neubildung von Habitaten führen, auszugehen.

Eine Biozönose ist geprägt durch ihre Umwelt. Änderungen in der Umwelt werden daher durch die Biozönose reflektiert. Eine modellhafte (numerische) Abbildung der wichtigsten Umweltfaktoren kann folglich benutzt werden, falls die Abhängigkeiten zwischen Biozönose und Umwelt bekannt sind, um auch die Biozönose oder Teile daraus näherungsweise zu prognostizieren.

Aus den Untersuchungen im Rahmen des Teilprojekts (TP) Biologie können Erkenntnisse über die Auswirkungen unterschiedlich gestalteter Buhnen und Buhnenfelder auf die Biozönose der Elbe gewonnen werden. Mit Hilfe dieser Erkenntnisse sollen Vorschläge für eine umweltverträglichere Bauweise von Buhnen in der Elbe entwickelt werden. Bei einer leitbildorientierten, auf Struktur- und Habitatvielfalt ausgerichteten Gestaltung von Buhnen und Buhnenfeldern soll ein Weg zur Erhöhung der biozönotischen Diversität und zur Verstärkung ökologischer Prozesse der Elbe gezeigt werden.

2.4 Methodik

2.4.1 Bühnenfelder und Probemethodik

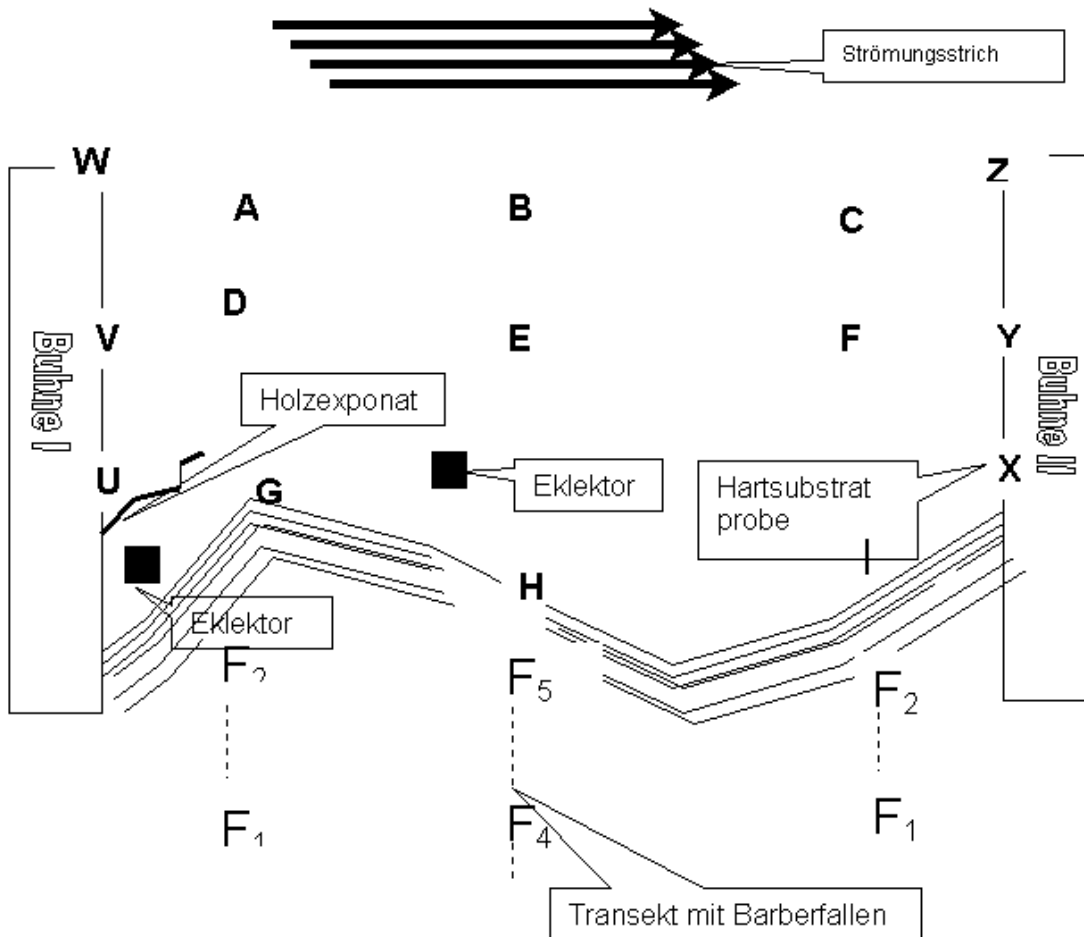


Abbildung 19: schematisierte Ansicht eines „Standard“-Probenfeldes

2.4.1.1 Aquatischer Teil des Projekts

Als Untersuchungsflächen wurden in Bezug auf Morpho- und Hydrodynamik stark differierende Bühnenfelder ausgewählt, um ein möglichst diverses Faktorenspektrum in hoher Auflösung zu erhalten. Dies gewährleistet die weitgehende Erfassung und Differenzierung der Gradienten repräsentativer Umwelt-Parameter. Die Probenahmestellen wurden mit Bojen gekennzeichnet, um Ortskonstanz gewährleisten zu können.

Die Probenahme der aquatischen Fauna im **Weichsubstrat** (Sand, Schlamm und Kies) erfolgt in den tieferen Bereichen mit einem Airliftsampler (Stellen A-F in Abbildung 19), im Flachwasser dagegen mit einem Stechröhr (Stellen G-I). Es wurden neun bis zwölf Stellen innerhalb jedes Bühnenfeldes beprobt.

Die Besiedler des **Hartsubstrats** (Bühnensteine, exponierte Besiedlungssteinkörbe, exponiertes Holz) wurden mit einer Wurzelbürste abgebürstet. Je nach Länge der Bühnen 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** soll 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 können auch noch bei Hochwasser eingeholt werden. Da das Angebot an natürlichen Hartsubstraten (Holz) in diesem Elbabschnitt sehr gering ist, wurden außerdem Holz-Besiedlungskörper exponiert.

Zur genauen Determination ist es bei einigen Insekten, v.a. Chironomiden (Zuckmücken) notwendig, adulte Tiere zu untersuchen. Deshalb werden schwimmende **Eklektoren** (Fangzelte) aufgestellt, um die frisch geschlüpften Insekten zu fangen.

Zeitraum der Probenahme

Die Proben wurden im monatlichen Abstand genommen, d.h. von Mai – September 1999. Eine Probenahmeperiode war mit 6 Tagen anzusetzen. Im Zeitraum von Mai bis September wurden insgesamt ca. 300 Proben genommen.

Nomenklatur der Probestellen

erste Stelle	Zweite – dritte Stelle	vierte Stelle	Fünfte - 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= Bühne I (obere Bühne) u= Anfang (Wurzel) bis Spitze= w bei 427 ist das Bühne –II xyz Bühne II (untere Bühne) x= Anfang (Wurzel) bis Spitze= z bei 427 ist das Bühne –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 3= Holzexposition 4= Steinexposition 5= BühnenStein Schlacke 6= BühnenStein Natur 7=Eklektor alt 8=Eklektor neu 9= Driftfallen 0= aufgefundenes Holz

Tabelle 3: Nomenklatur der Proben (aquat. Probenahme)

Die einzelnen Benthos-Proben sind mit jeweils vier Stellen codiert. Die erste Stelle (Zahl) codiert das Bühnenfeld. Die zweite und dritte Stelle (Buchstabe, Zahl) gibt den Probenort 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 erhält den Namen 3B1F_1.

2.4.1.2 Terrestrischer Teil des Projekts

Die terrestrische Fauna, insbesondere **Carabiden** (Laufkäfer), wurde mit **Bodenfallen** erfaßt, die in Transekten senkrecht zur Wasserlinie verlaufen (F0-Fx in Abbildung 19). (Neben den Carabidenarten wurden die Collembolen (Springschwänze) nach Augenschein klassifiziert und deren Häufigkeit geschätzt. Andere wichtige Arthropodentaxa wie Spinnen, Wanzen, Ameisen usw. wurden ebenfalls ausgezählt und z.T. bestimmt. Der Fallenabstand richtete sich nach der Ausdehnung des Ufers und der Kleinräumigkeit, bzw. Diversität der Mikrohabitate. Sie wurden so angeordnet, daß die wichtigsten Umweltfaktoren (Vegetationsdichte, Substratbeschaffenheit, Feuchte etc.) entlang ihrer Gradienten abgedeckt sind.

Der höchstgelegene Fallenstandort befand sich in der Regel nahe der mittleren Hochwasserlinie und wurde schon von der dort beginnenden Auenvegetation bzw. Ruderalvegetation beeinflusst. Die folgenden Fallen fanden sich in der semiterrestrischen Fläche, die stark von der Hydrodynamik geprägt ist. Diese Unterscheidung ist insofern wichtig, als die semiterrestrischen Flächen einen eigenen Lebensraum mit eigener autochthoner Fauna und Flora darstellen und auf diese Weise von Auestandorten und ihren Arten abgegrenzt werden müssen. Die Pflanzen müssen diesen Lebensraum alljährlich neu besiedeln (Pioniervegetation). Typischerweise findet sich keine durchgehende Pflanzendecke. Die Fauna und Flora dieser Rohbodenstandorte (durch die häufigen Umlagerungen kann keine Bodenbildung stattfinden) werden besonders stark von der anstehenden Bodenart (z. B. Sand, Ton, Schluff) und Bodenfeuchte beeinflusst. Pflanzensoziologische Aufnahmen der untersuchten Bühnenfelder wurden im Rahmen einer Auftragsarbeit durchgeführt.

Zeitplan der Probenahme

Proben der terrestrischen Fauna wurden mittels Bodenfallen von April bis Oktober im Abstand von drei Wochen genommen. Während der einwöchigen Probeperioden wurden die Fallen im zweitägigen Rhythmus geleert, so daß von Montag bis Sonntag an einer Probestelle drei Proben gewonnen wurden. Insgesamt wurden etwa 1400 Proben entnommen.

2.4.1.3 Vegetationskundlich-floristische Untersuchung

Grundlage der vegetationskundlich-floristischen Untersuchung sind Vegetationsaufnahmen nach BRAUN-BLANQUET (1964), die im Zeitraum vom 18.-21.08.1998 gemacht wurden. Ihre Ergebnisse sind in der Vegetationstabelle im Anhang dargestellt.

Die Festlegung der Breite der einzelnen Aufnahmeflächen war an den Verlauf der faunistischen Untersuchungstransecte gekoppelt. Es wurde hierbei davon ausgegangen, daß nur diejenige Vegetation für die zu untersuchenden Käfer relevant ist, unmittelbarer Nähe der Barberfallen liegt. Die Breite für die Braun-Blanquet-Aufnahmefläche wurde deshalb auf 3 Meter festgelegt. In der Mitte lag die Achse, auf der sich die Barberfallen reihten.

Die Länge der Teilflächen wurde durch die Homogenität der Pflanzendecke bestimmt. Daraus resultierten sehr unterschiedliche Flächengrößen, denn der Pflanzenwuchs wechselte stellenweise nach mehreren Metern, teilweise waren die bandförmigen Vegetationseinheiten aber auch nur wenige Dezimeter breit. Dabei konnte die Einhaltung des Minimumareals für die einzelnen Gesellschaften (DIERSCHKE 1994) nicht immer berücksichtigt werden. Die Abschätzung der Artmächtigkeit folgte im Prinzip der Einteilung von BRAUN-BLANQUET (1964). Jedoch war es für eine exaktere Erfassung sinnvoll, einige Verfeinerungen vorzunehmen, so daß sich folgende Skalierung ergab:

Bereich Deckung (%)	1-2 Ind.	Wenige Ind.	Viele Ind.	1 - 5	5 - 15	15 - 25	25 - 50	50 - 75	75 -100
Skala	R	+	V	1	2a	2b	3	4	5

Neben der Auftrennung der Klasse 2 in 2a (von 5-15% Deckung) und 2b (von 15-25% Deckung), wie sie auch WILMANN (1989) vorschlägt, wurde im Bereich unter 1% Deckung weiter differenziert. Die Klasse r beschreibt das Vorkommen von nur einem oder zwei Individuen einer Art. Die Klasse + wurde zur Bezeichnung des Vorkommens von wenigen größeren oder kleineren Individuen gewählt, die

zusammen unter 1% der Gesamtfläche bedecken. Dem steht die Klasse v gegenüber, in der viele vor allem kleine und/oder juvenile Pflanzen erfaßt wurden, wie zum Beispiel Weiden- und Pappelschösslinge (*Salix spec.* und *Populus spec.*), die in einigen Flächen in der Tat zahlreich auftraten, jedoch nicht über ein Prozent der Fläche einnahmen. Für die Fragestellung der Untersuchung ist außerdem die Verteilung der einzelnen Pflanzen in der Fläche bedeutsam. Diese wird in Anlehnung an BRAUN-BLANQUET (1964) als Soziabilität ebenfalls in Klassen eingeteilt:

Einzelne Individuen, verstreut	E	z. B. Weidenschößlinge
Lockere Gruppen von Individuen	G	z.B. Polygonum-Gruppen
Mehrere dichtere Horste	H	z.B. Grasbüschel
ein einzelner dichter Horst	T	z.B. Trifolium-Polster

Der Einfachheit halber wurde in der Vegetationstabelle die Soziabilität der Klasse „e“ zumeist weggelassen, da diese den weitaus größten Anteil hat. So bedeutet in der Tabelle für die Art X ein Eintrag „2a.t“, daß sie 5-15% der Gesamtfläche einnimmt, und zwar in Form eines einzigen zusammenhängenden Fleckens.

Die Angabe „3“ bedeutet, daß von der Art X 25-50% der Fläche bedeckt werden, wobei die Einzelpflanzen gleichmäßig über die Fläche verstreut sind (Soziabilitätsklasse „e“). Darüber hinaus wurden im Gelände noch weitere Merkmale der Vegetation erfaßt, wie der Deckungsgrad der gesamten Vegetation, der Deckungsgrad der Streu und die Aufwuchshöhe der Krautschicht, außerdem die Bodenart. Diese Angaben sind im Kopf der Tabelle zu finden. Die Tabelle ist im Anhang einzusehen.

2.4.1.4 Statistische Methoden

Der Großteil der abiotischen Daten (Umweltfaktoren) stand bis Ende 1999 noch nicht zur Verfügung, so daß eine direkte Gradientenanalyse erst für wenige Umweltfaktoren und nur einen Teil der biologischen Proben durchgeführt werden konnte.

Die zu analysierenden Datensätze werden zunächst transformiert, um dann mittels des Programmpakets CANOCO analysiert und als Scatter-Plots dargestellt zu werden. Die Transformation der Daten für CCA und RDA erfolgt in mehreren Arbeitsschritten:

Skalartransformation: Da eudominante bzw. dominante Arten die quantitativen Strukturen einer Artengemeinschaft häufig überdecken, subdominante Arten

dagegen eine Veränderung von ökologischen Faktoren besser indizieren, wurden die Abundanzen logarithmiert. Zudem verschiebt die Logarithmierung die in Biozönosen auftretende linksschiefe Verteilung in Richtung Normalverteilung.

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 Nullpunkt des Koordinatensystems in den Schwerpunkt der Punktwolke verschoben.

Zur Darstellung der **Benthos**daten wurde die RDA verwendet, da Analysen einen kurzen Gradienten nahelegten, d.h. Ausdehnung und Varianz der Punktwolke (Aufnahme) waren klein. Damit war anzunehmen, daß die Daten unter Annahme eines linearen Modells besser beschrieben werden, da davon auszugehen ist, daß lediglich ein relativ kleiner Ausschnitt der ökologischen Valenz der Taxa durch die Proben erfasst wurde. Die Daten aus den **terrestrischen** Aufnahmen wurden mittels CCA dargestellt, da Tests hier eine größere Varianz ergaben. Die Daten sind daher unter Annahme eines unimodalen Modells besser darzustellen, welches der Verteilung biologischer Größen angemessener ist.

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 weitgehend 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.

Ermittlung der Korrelationen von Umweltparametern und Abundanzen

Zur Vorhersage der Abundanzen wurde ein „fixed regression model“ zweiter Ordnung benutzt. 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:

$$Y = b_0 + (b_1 \times X) + (b_2 \times X^2)$$

In der GLM-Terminologie (generalized linear models) stellt dieser lineare Predictor einen Spezialfall dar, in dem die vorherzusagende Variable normalverteilt ist. Da eine Normalverteilungsannahme in diesem Fall jedoch ungeeignet ist, wird der lineare predictor um die sogenannte 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 $g(x)=x$ (identity link) und ist somit identisch mit dem linearen Predictor. Für die Poisson-Verteilung heisst die link function: $g(x)=\ln(x)$ (log link). Dieser Zufallsverteilung folgen (theoretisch) unabhängige, gemessene Anzahlen, wie z.B. die Anzahl von Tieren, die in eine Falle fallen, und wird hier zunächst als gegeben angenommen. Die tatsächlich gegebenen Verteilungsfunktionen werden erst nach Vorliegen des kompletten Datensatzes bestimmt.

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

$$Y = \exp[b_0 + (b_1 \times X) + (b_2 \times X^2)]$$

2.5 Ergebnisse

2.5.1 Projektdatenbank

Für das Zusammenführen der Informationen aus den unterschiedlichen Teilbereichen des Projektes wurde eine zentrale **Projektdatenbank** 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), der Bildanalyse 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 der terrestrischen und aquatischen Fauna, Ergebnisse der Vegetationsaufnahme

- Autökologie: Autökologische Sekundär-Informationen, u.a. aus der Datenbank des Bayerischen Landesamtes für Ökologie etc.
- Biomasse: Ergebnisse der Biomassen-Bestimmung mittels Bildanalyse, Photodokumentation der Bildanalyse
- Zusatz-Informationen: geographische Koordinaten der Probestellen, Photodokumentation der Probestellen, Wetterdaten etc.

2.5.2 Aquatische Untersuchungen

2.5.2.1 Artinventar

Die Untersuchungen der Jahre 1998 und 1999 ergaben folgendes Artinventar:

Substrat Charakteristik	Art	Klassifizierung1	Klassifizierung2
Hart	Acari sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Araneae sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Asellus aquaticus	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Asellus meridianus	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Baetis sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Baetis fuscatus	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Bithvnia sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Bithvnia sp leer	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Bithvnia tentaculata	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Bivalvia sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Brvozoa sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Caenis sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Caenis beskidensis	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Caenis horaria	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Caenis luctuosa	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Caenis macrura	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Calopteryx splendens	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Ceraclea dissimilis	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Ceraclea fulva	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Ceraclea senilis	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Ceraclea sp	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Chaetooaster sp.	subrezent	Beleitarbeit
Hart	Chaetooaster diaphanus	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Chironomidae sp.	eudominat	Hauptart
Hart	Coleoptera sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Coleoptera sp ad	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Cordvlophora caspia	subrezent	Beleitarbeit
Hart	Corixa sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Corophium curvispinum	subdominat	Hauptart
Hart	Culex sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Dendrocoelum lacteum	subrezent	Beleitarbeit
Hart	Dikeroammarus haemobaehes	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Dikeroammarus villosus	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Diptera sp L	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Diptera sp P	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Dreissena polymorpha	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Ecdyonurus insianis	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Ecnomus tenellus	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Enchytraeidae sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Ephemeroptera sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Eriobdella octoculata	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Galba truncatula	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Gammarus sp.	subrezent	Beleitarbeit
Hart	Gammarus tigrinus	subdominat	Hauptart
Hart	Helobdella staenalis	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Heptaenia sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Heptaenia coerulans	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Heptaenia flava	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Heptaenia sulohurea	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Heptaeniidae sp.	sporadisch	Beleitarbeit
Hart	Heteroptera sp Larven	sporadisch	Beleitarbeit

Hart	Hirudinea sp	sporadisch	Begleitart
Hart	Hydra sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Hvdrachnellae sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Hydropsyche sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Hvdropsyche contubernalis	sporadisch	Beleitart
Hart	Hvdropsyche contubernalis Puppe	sporadisch	Beleitart
Hart	Hvdropsyche ornatula	sporadisch	Beleitart
Hart	Hvdropsyche sp P	sporadisch	Beleitart
Hart	Hvdroptila sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Hydroptila sparsa	sporadisch	Beleitart
Hart	Hydroptila tineoides	sporadisch	Beleitart
Hart	Hydrozoa sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Leptoceridae sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Leptocerus sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Leptocerus interruptus	sporadisch	Beleitart
Hart	Leptodora kindtii	sporadisch	Beleitart
Hart	Limnodrilus sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Limnodrilus hoffmeisteri	subzedent	Beleitart
Hart	Lvmnaeidae sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Naididae sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Nais sp.	rezedent	Beleitart
Hart	Nais behningi	sporadisch	Beleitart
Hart	Nais bretscheri	subzedent	Beleitart
Hart	Nais elinuis	sporadisch	Beleitart
Hart	Nais pseuodobtusa	sporadisch	Beleitart
Hart	Nematocera Puppe	sporadisch	Beleitart
Hart	Nematoda sp.	rezedent	Beleitart
Hart	Oecetis sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Oecetis notata	sporadisch	Beleitart
Hart	Orectochilus villosus	sporadisch	Beleitart
Hart	Pisidium sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Pisidium casertanum	sporadisch	Beleitart
Hart	Plumatella sp	sporadisch	Beleitart
Hart	Polvcentropodidae sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Potamoovraus antioodarum	sporadisch	Beleitart
Hart	Potamoatrix bavarius	sporadisch	Beleitart
Hart	Potamoatrix moldaviensis	sporadisch	Beleitart
Hart	Propaopus volki	rezedent	Beleitart
Hart	Psammovctides barbata	sporadisch	Beleitart
Hart	Psvchomvia pusilla	sporadisch	Beleitart
Hart	Simuliidae sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Sphaerium sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Sponcillidae sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Stylaria lacustris	sporadisch	Beleitart
Hart	Trichoptera Köcher	sporadisch	Beleitart
Hart	Trichoptera sp	sporadisch	Beleitart
Hart	Tubifex tubifex	sporadisch	Beleitart
Hart	Tubificidae sp.	rezedent	Beleitart
Hart	Turbellaria sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Valvata sp.	sporadisch	Beleitart
Hart	Valvata discinalis	sporadisch	Beleitart
Hart	Waspa mobilis	sporadisch	Beleitart
Weich	Acari sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Araneae sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Araoneta aquatica	sporadisch	Beleitart
Weich	Asellus aquaticus	sporadisch	Beleitart
Weich	Bithvnia sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Bithvnia sp leer	sporadisch	Beleitart
Weich	Sphaeridae sp.	subzedent	Beleitart
Weich	Brvozoa sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Caenis sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Caenis horaria	sporadisch	Beleitart
Weich	Caenis luctuosa	sporadisch	Beleitart
Weich	Chaetooaster sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Chaetooaster diaphanus	sporadisch	Beleitart
Weich	Chaoborus Puppen	sporadisch	Beleitart
Weich	Chironomidae sp.	dominant	Hautart
Weich	Coleoptera sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Coleoptera sp ad	sporadisch	Beleitart
Weich	Cordvlophora casbia	sporadisch	Beleitart
Weich	Corophium curvispinum	sporadisch	Beleitart
Weich	Dendrocoelum lacteum	sporadisch	Beleitart
Weich	Diptera sp L	sporadisch	Beleitart

Weich	Diptera sp P	sporadisch	Begleitart
Weich	Dreissena polymorpha	sporadisch	Beleitart
Weich	Enchytraeidae sp.	subdominat	Hauptart
Weich	Ephemeroptera sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Gammarus tigrinus	subzedent	Beleitart
Weich	Gastropoda sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Gomphus pulchellus	sporadisch	Beleitart
Weich	Gordius sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Hydropsyche sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Leptoceridae sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Limnodrilus sp.	rezedent	Beleitart
Weich	Limnodrilus claparedei	sporadisch	Beleitart
Weich	Limnodrilus hoffmeisteri	rezedent	Beleitart
Weich	Liponeura sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Lumbriculidae sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Naididae sp.	subzedent	Beleitart
Weich	Nais sp.	rezedent	Beleitart
Weich	Nais bretscheri	sporadisch	Beleitart
Weich	Nais elinuis	subzedent	Beleitart
Weich	Nais pseudoobtusa	sporadisch	Beleitart
Weich	Nematocera Puppe	sporadisch	Beleitart
Weich	Nematoda sp.	subdominat	Hauptart
Weich	Pisidium sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Planorbidae sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Plumatella sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Potamothenix hammoniensis	sporadisch	Beleitart
Weich	Potamothenix moldaviensis	sporadisch	Beleitart
Weich	Pristina sp.	rezedent	Beleitart
Weich	Probaenus volki	eudominat	Hauptart
Weich	Psammocystites barbata	sporadisch	Beleitart
Weich	Simuliidae sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Stylaria lacustris	sporadisch	Beleitart
Weich	Trichoptera sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Tubifex sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Tubifex ionotus	sporadisch	Beleitart
Weich	Tubifex tubifex	sporadisch	Beleitart
Weich	Tubificidae sp.	subdominat	Hauptart
Weich	Turbellaria sp.	subzedent	Beleitart
Weich	Valvata sp.	sporadisch	Beleitart
Weich	Veidovskvella intermedia	subdominat	Hauptart
Weich	Waspa mobilis	sporadisch	Beleitart

Tabelle 1: Taxaliste der Untersuchung (Jahre 1998 und 1999) mit Angabe der Dominanzen (Engelmann 1978)

Insgesamt ergab die bisherige Auswertung auf unterschiedlichem taxonomischen Niveau von ca. 350 Proben eine Taxazahl von 75. Bei einer weiteren Determinierung der Taxa Chironomidae und Oligochaeta auf Artniveau erhöht sich die Taxazahl auf 165. (s. Tabelle 2) Muscheln der Familie Sphaeriidae wurden noch nicht bis auf Artniveau determiniert. Chironomidae (Zuckmücken) wurden bislang nur aus 40 Eklektorfängen genauer bestimmt, so daß auch aus diesem Grund mit einer weiteren Erhöhung der Gesamtartenzahl zu rechnen ist.

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Jahre 1999 und 1998 zeigen, daß die makrozoobenthische Fauna in den untersuchten Buhnenfeldern von Oligochaeta (Weichsubstrat und Chironomidae (insb. Hartsubstrat) dominiert wird. Dagegen sind typische Fließgewässerarten der Trichoptera (Köcherfliegen), Ephemeroptera (Eintagsfliegen) und Hirudinea (Egel) unterrepräsentiert.

Die in der Artenliste (Tabelle 2) genannten Taxa sind euryöke (wenig spezialisiert)

Arten (Quelle: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BLFW) (1996)), welche wahrscheinlich durch die immer noch relativ schlechte Gewässergüte (II-III) der Mittelelbe selektiert werden. Eine Ab- oder Zunahme der Abundanz oder Veränderungen im Wachstum als Antwort auf eine Modifikation anderer Umweltfaktoren als der Gewässergüte, wie z.B. Strömung oder Substrat, welche Gegenstand dieser Untersuchung sind, ist bei einer euryöken Biozönose schwieriger zu ermitteln. Die im folgenden vorgestellten ersten Analysen der Ergebnisse zeigen aber, daß es dennoch möglich ist, die Einflüsse zu erfassen. Es erweist sich allerdings als notwendig, die schwierig zu bestimmenden Taxa der Oligochaeta und Chironomidae unter erhöhtem Zeit- und Arbeitsaufwand weiter zu differenzieren, da sich so Änderungen in der Biozönose deutlicher detektieren lassen.

Art	Autor
Cardiocladius fuscus	KIEFFER
Chironomus sp.	MEIGEN
Chironomus annularius	auct. nec DE-GEER
Chironomus cf. Prasinus	
Chironomus cingulatus	MEIGEN
Chironomus obtusidens	GOETGHEBUER
Chironomus sp.2	
Chironomus venustus	STAEGER
Cladopelma virescens	(MEIGEN)
Cladotanytarsus mancus - Gruppe	
Cladotanytarsus nigrovittatus	(GOETGHEBUER)
Corynoneura sp.	WINNERTZ
Corynoneura celeripes	WINNERTS
Corynoneura celtica	EDWARDS
Cricotopus (C.) annulator	GOETGHEBUER
Cricotopus (C.) triannulatus	(MACQUART)
Cricotopus (C.) trifascia	EDWARDS
Cricotopus (C.) bicinctus	(MEIGEN)
Cricotopus (C.) sp.	
Cricotopus (I.) intersectus	(STAEGER)
Cricotopus (I.) obnixus	(WALKER)
Cricotopus (I.) sylvestris	(FABRICIUS)
Cryptochironomus albofasciatus	(STAEGER)
Cryptochironomus rostratus	KIEFFER
Dicrotendipes nervosus	(STAEGER)
Endochironomus tendens	(FABRICIUS)
Eukiefferiella discoloripes	
Glyptotendipes pallens	(MEIGEN)
Leptochironomus tener	
Limnophyes pumilio	(HOLMGREN)
Microtendipes confinis	(MEIGEN)
Microtendipes pedellus	(DE-GEER)
Nanocladius bicolor	(ZETTERSTEDT)
Orthocladius sp.	VAN DER WULP
Orthocladius (O.) oblidens	(WALKER)
Parachironomus sp.	LENZ
Parachironomus frequens	(JOHANNSEN)
Parachironomus parilis	(WALKER)
Paracladopelma laminata	KIEFFER
Paratanytarsus natvigi	
Paratendipes albianus	(MEIGEN)
Pentapedilum sordens	(VAN DER WULP)
Polypedilum convictum	(WALKER)
Polypedilum cultellatum	GOETGHEBUER

Polypedilum laetum	(MEIGEN)
Polypedilum nubeculosum	(MEIGEN)
Polypedilum pedestre	(MEIGEN)
Polypedilum pullum	(ZETTERSTEDT)
Polypedilum quadriguttatum	KIEFFER
Polypedilum scalaenum	(SCHRANK)
Procladius choreus	(MEIGEN)
Procladius sagittalis	(KIEFFER)
Rheocricotopus chalybeatus	(EDWARDS)
Rheopelopia ornata	(MEIGEN)
Rheotanytarsus muscicola	THIENEMANN
Rheotanytarsus photophilus	(GOETGHEBUER)
Robackia demeijerei	
Synorthocladius semivirens	(KIEFFER)
Tanytus punctipennis	MEIGEN
Tanytarsus brundini	LINDBERG
Tanytarsus ejuncidus	(WALKER)
Tanytarsus eminulus	(WALKER)
Tanytarsus fimbriatus	REISS et FITTKAU
Tanytarsus heusdensis	GOETGHEBUER
Tanytarsus mendax	KIEFFER
Tanytarsus sp.	Van der Wulp
Telopelopia fascigera	(VERNEAUX)

Tabelle 2: Taxaliste der Chironomidae aus Eklektorfängen (Jahre 1998 und 1999)

Im aquatischen Probenmaterial der Jahre 1998 und 1999 wurden mehrere Exemplare der Crustacea-Art *Dikerogammarus villosus* (s. Abbildung 20) gefunden. *Dikerogammarus villosus* (Sov.) A. Martinov 1894 wird seit 1998 in der Mittel-Elbe 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.



Abbildung 20: *Dikerogammarus villosus* (Sov.) A. Martinov 1894

Der Vergleich mit anderen Untersuchungen (siehe Tabelle 3) 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 Buhnenfelder 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.)	Untersuchungsjahr	Abschnitte	Autor
Elbe	75	165 (nur Eklektoren- auswertungen)	1998	418-427	Eigene Untersuchungen
Elbe	58		1992-1997	331-586	Schöll & Balzer (1998)
Elbe	99		1992-1997	97-330	Schöll & Balzer (1998)
Rhein	98		1990		Franz et al., Tittizer et al., Schiller (1990), Schöller (1990) auHastrich (1994)

Tabelle 3: Vergleich der Taxazahl verschiedener großer Flüsse

2.5.2.2 Benthozönose der Jahre 1998 und 1999 im Vergleich

Taxon	1998	1999
Amphipoda	4	5
Bryozoa	1	2
Chironomidae	49	51
Coelenterata	2	2
Coleoptera		1
sonst. Diptera	3	1
Ephemeroptera	10	16
Heteroptera	1	2
Hirudinea	2	3
Isopoda	3	1
Mollusca	11	12
Nematomorpha	1	1
Odonata	2	
Oligochaeta	18	11
Phyllopoda		1
Trichoptera	13	14
Turbellaria	1	2
Gesamtergebnis	122	126

Tabelle 4: Artenzahlen pro höheres Taxon der Jahre 1998 und 1999 im Vergleich

Wie oben ausgeführt, ähnelt die Struktur der Biozönose von 1999 der des Jahres 1998. Es zeigen sich aber Änderungen im Detail: die Artenzahl der Ephemeroptera und Trichoptera haben in 1999 zugenommen (Tabelle 4), ebenso wie die durchschnittlichen Abundanzen, welche um 32% bzw. 40% zunahmen (s. Tabelle 5). Dies unterstützt die Annahme, daß das Jahr 1998 für die Biozönose aufgrund des anhaltenden, geringen Abfluß (damit auch Schadstoffkonzentration) und Biozönose eine Ausnahmesituation darstellte. Die Daten sind daher nur bedingt für die Korrelationsanalyse tauglich.

	1998	1999
--	------	------

Weichsubstrat	2664	4344
Hartsubstrat	1180	1824

Tabelle 5: Durchschnittliche Abundanzen der Jahre 1998 und 1998 im Vergleich

Ein Vergleich der mittleren Tagesmittelwerte für die Monate Mai bis September (Hauptvegetationsperiode) des Pegels Havelberg stellt die Niedrigwassersituation des Jahres 1998 dar. Sowohl Minima als auch Mittelwerte der Pegelraten (und damit auch Abfluß sind für 1998 am niedrigsten. Für das Jahr 1999 liegen noch keine Daten vor.

Jahr	Mittelwert von Pegel HAVELBERG	Minimum von HAVELBERG
1992	221	172
1993	222	176
1994	266	178
1995	352	217
1996	337	259
1997	279	192
1998	216	160

Tabelle 6: mittleren Tagesmittelwerte (Monate Mai bis September) des Pegels Havelberg

2.5.2.3 Chironomidae

Im folgenden werden Auswertungen von Eklektorfängen der Chironomiden beider Untersuchungsjahre (1998 und 1999) vorgestellt.

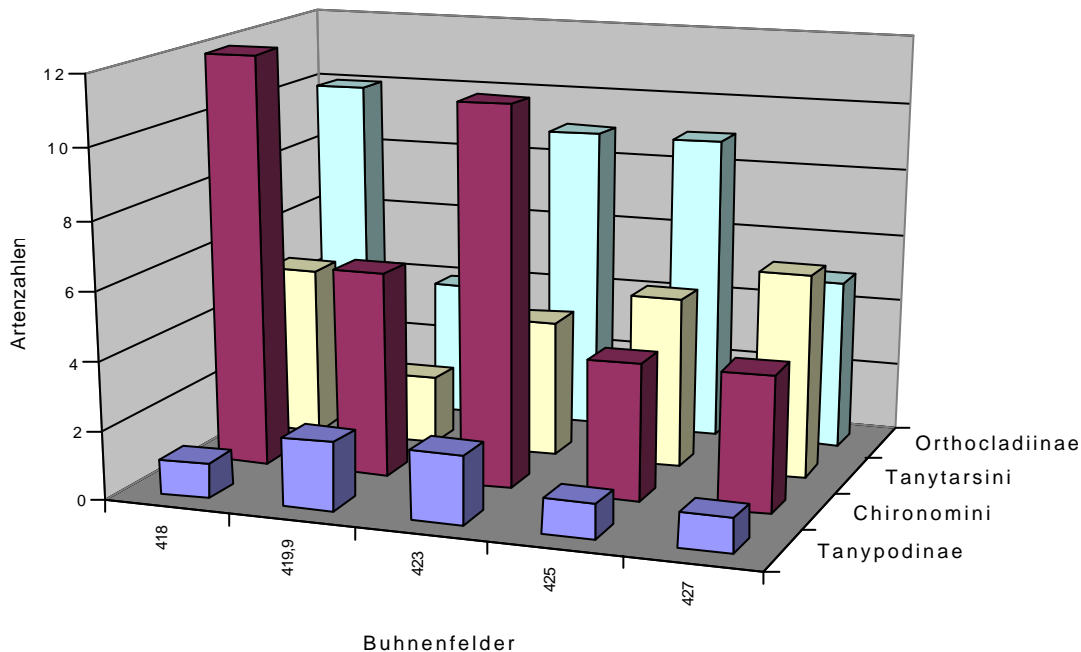


Abbildung 21: Verteilung der Chironomidae im Untersuchungsgebiet (Weichsubstrat)

Die Auftragung der Verteilung der Unterfamilien und Triben der Chironomiden zeigt, dass die Artenzahlen des Tribus Chironomini von zwölf Arten im Feld 418 auf vier Arten bei Ekm 425 und Ekm 427 zurückgingen. Die Buhnen bei Ekm 425

und 427 sind degradiert, diese Bühnenfelder sind daher stärkerer Strömung ausgesetzt als die übrigen drei Felder. Dies hat zur Folge, dass das Substrat grobkörniger ist (vorwiegend Sand und Kies) als in den anderen drei Bühnenfeldern (vorwiegend Sand und Schlamm) und daher andere Habitat- und Lebensbedingungen herrschen. Aus dem Tribus der Chironomini meiden besonders die Arten *Chironomus cingulatus*, *Chironomus venustus* und *Cryptochironomus albofasciatus* die stark durchströmten Bühnenfelder bei Ekm 425 und Ekm 427 (s. Abbildung 22). Dieses strömungmeidende Verhalten deckt sich auch mit Literaturdaten. Viele Arten dieses Tribus bevorzugen Stillgewässer und langsam fließende Bereiche. So sind alle drei Arten überwiegend im Litoral von Stillgewässern zu finden (BAYERISCHES LANDESAMT für WASSERWIRTSCHAFT 1996, MOOG 1995). Die Artenzahlen der übrigen ermittelten Unterfamilien und Triben weisen nur geringe Schwankungen auf (s. Abbildung 21).

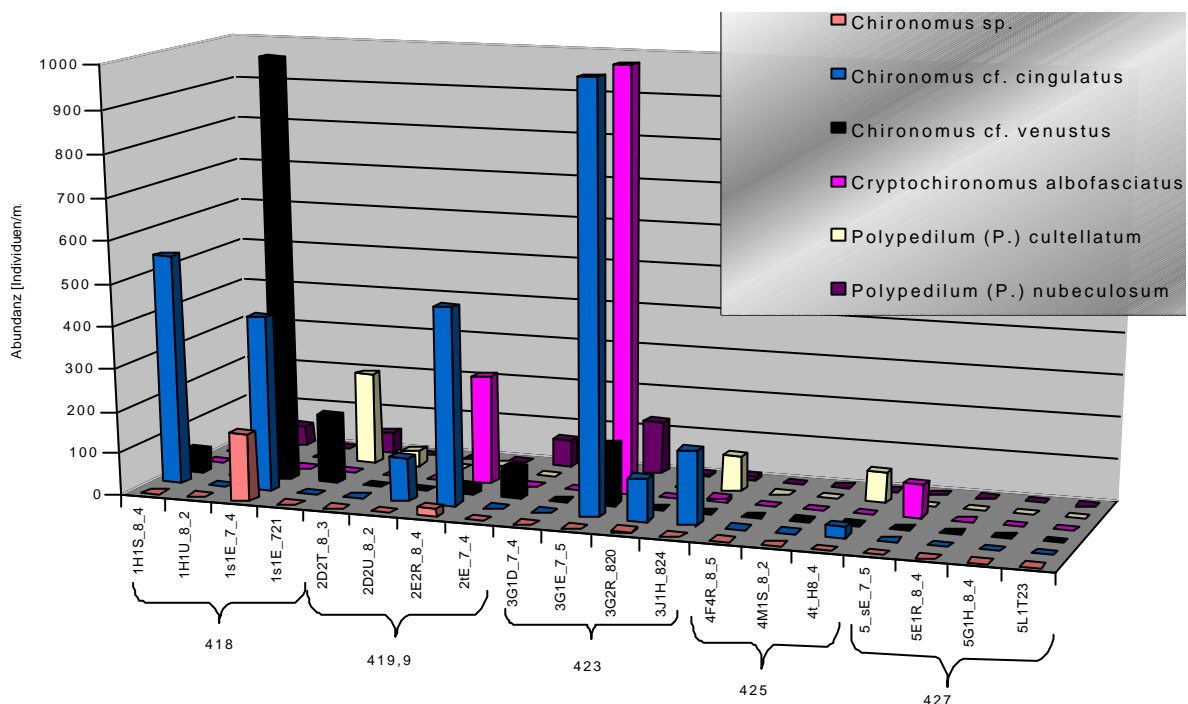


Abbildung 22: Besiedlung des Weichsubstrats durch Arten der Chironomini

Besonders *Chironomus venustus* ist eine Stillwasserart, die nur selten in träge fließenden Gewässern anzutreffen ist (BAYERISCHES LANDESAMT für WASSERWIRTSCHAFT 1996).

Betrachtet man die Verteilung von Arten aus der Unterfamilie der Orthoclaadiinae genauer, so kann man auch hier Besiedlungsunterschiede feststellen (s. Abbildung 23). Arten der Gattung *Cricotopus* bevorzugten Abschnitte mit niedriger Fließgeschwindigkeit, kleinem Korndurchmesser und hohem organischen Gehalt,

während sie Flußabschnitte mit hoher Strömungsgeschwindigkeit, großem Korndurchmesser und geringem organischen Gehalt meiden. Besonders deutlich wird dies an Arten der Untergattung *Isocladius*, die in den stark durchströmten Bühnenfeldern bei Ekm 425 und Ekm 427 nicht auftraten. Nach Angaben des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1996) bevorzugen Arten der Untergattung *Isocladius* strömungsberuhigte Gewässerabschnitte und sind auch im Litoral von Stillgewässern zu finden.

Nanocladius bicolor trat dagegen in allen Bühnenfeldern mit ähnlich hohen Abundanzen auf. Die Art ist oft im Litoral zu finden, besiedelt aber auch alle Gewässerabschnitte vom Metarhithral bis Epipotamal (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 1996).

Fazit: Die Ergebnisse zeigen, daß viele Arten der Chironomiden auf Änderungen der Umweltbedingungen sensibel reagieren und daher als Indikatoren geeignet sind. Dies läßt eine Ermittlung von Abhängigkeiten zwischen Biozönose und Umwelt mit guten Korrelationen als wahrscheinlich erscheinen.

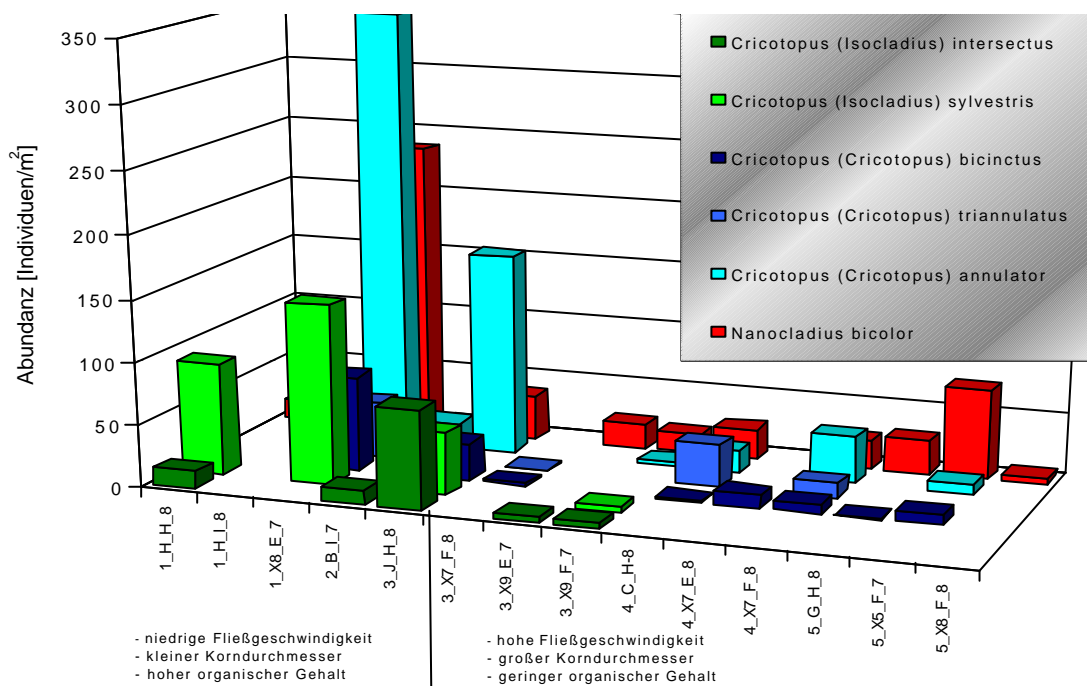


Abbildung 23: Besiedlung des Weichsubstrats durch Orthoclaadiinae

2.5.2.4 Interpretationsansatz der Scatter und Biplots der PCA

Zur Darstellung und Analyse der Ergebnisse wurden Hauptkomponentenanalysen mit dem Programm CANOCO durchgeführt. Die (Haupt-) Achsen stellen für die Zusammensetzung der Biozönose imaginäre Umwelt-Gradienten dar. Die Abstände der Punkte sind proportional der Unähnlichkeit der Fallen in Bezug auf

deren Artenzusammensetzung: Proben (bzw. die Zusammensetzung der Arten in dieser Probe), die nahe beieinander liegen, sind ähnlich, während Proben, die weiter entfernt voneinander liegen, unähnlich sind. (s.a. Abschnitt Methodik).

2.5.2.5 Korrelationsanalyse Benthos des Weichsubstrats

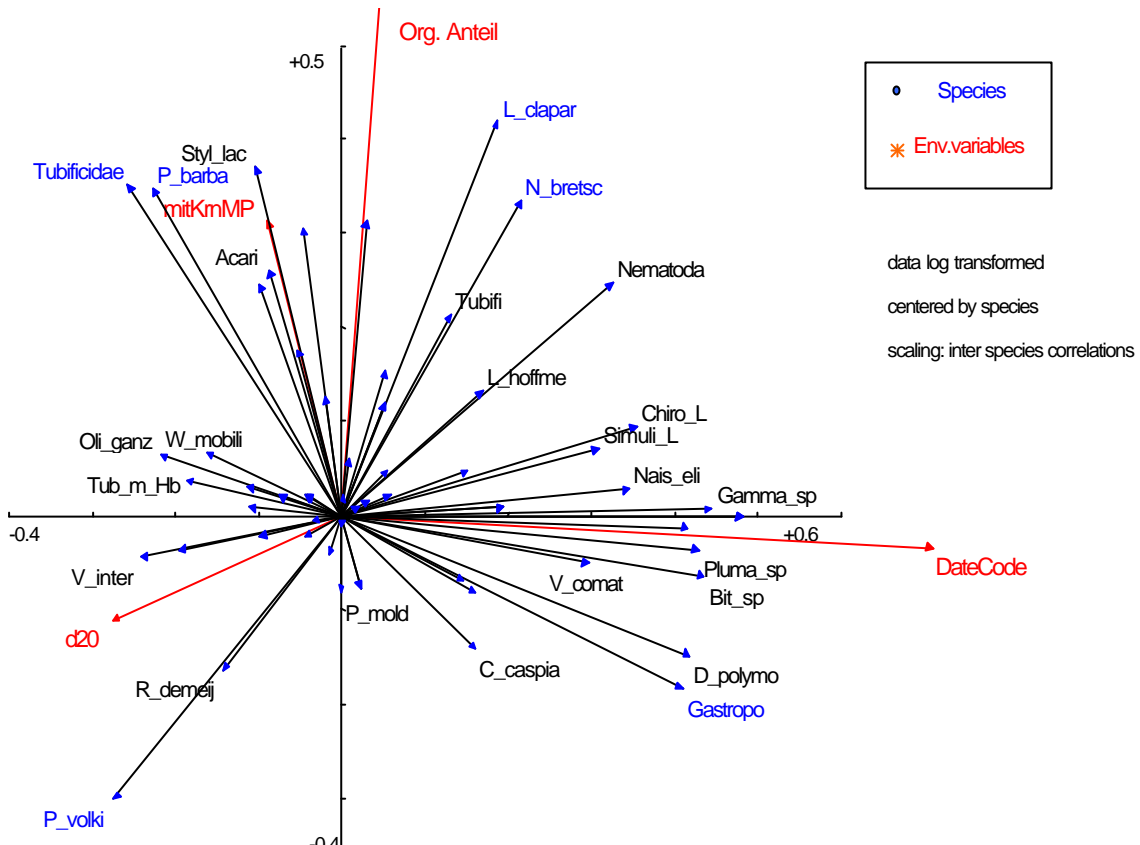


Abbildung 24: RDA (1.2. HA) der Benthozönose der Weichsubstrate der Elbe

Tests ergaben eine geringere Varianz in dem Datensatz der **aquatischen** Biozönose als in demjenigen der terrestrischen. Daher wurde die Korrelationsanalyse mittels RDA durchgeführt (Abbildung 24, s.a. Methodik). Die Faktoren Zeit (DateCode) und organischer Gehalt (org. Anteil) zeigten sich als dominierende Einflußgrößen. Von untergeordneter Bedeutung erwiesen sich die Substratparameter des mittleren Korndurchmessers nach Meyer-Peter-Müller (mitKrnMP) und die Korngrößenklassen d10 bis d90 (nur d20 dargestellt, da die weiteren Klassen sich als covariant erweisen). Der Oligochaet *Limnodrilus claparedeanus* (L_clapar) sowie Tubificidae (Tubificida) werden als Taxa geclustert, welche Substrate mit höherem organischem Gehalt bevorzugen. Dagegen meidet der Oligochaet *Propappus volki* (P_volki) Substrate mit höherem organischem Anteil, ebenso wie die Chironomide *Robackia demeijerei* (R_demei). Die angesprochenen Korrelationen werden ebenfalls in der Auftragung eines

Umweltfaktors (organischer Gehalt) gegen die Abundanz deutlich (Abbildung 25). *Nais bretscheri* (N_bretsc) kommt hier bei intermediärem organischem Gehalt des Substrats vor.

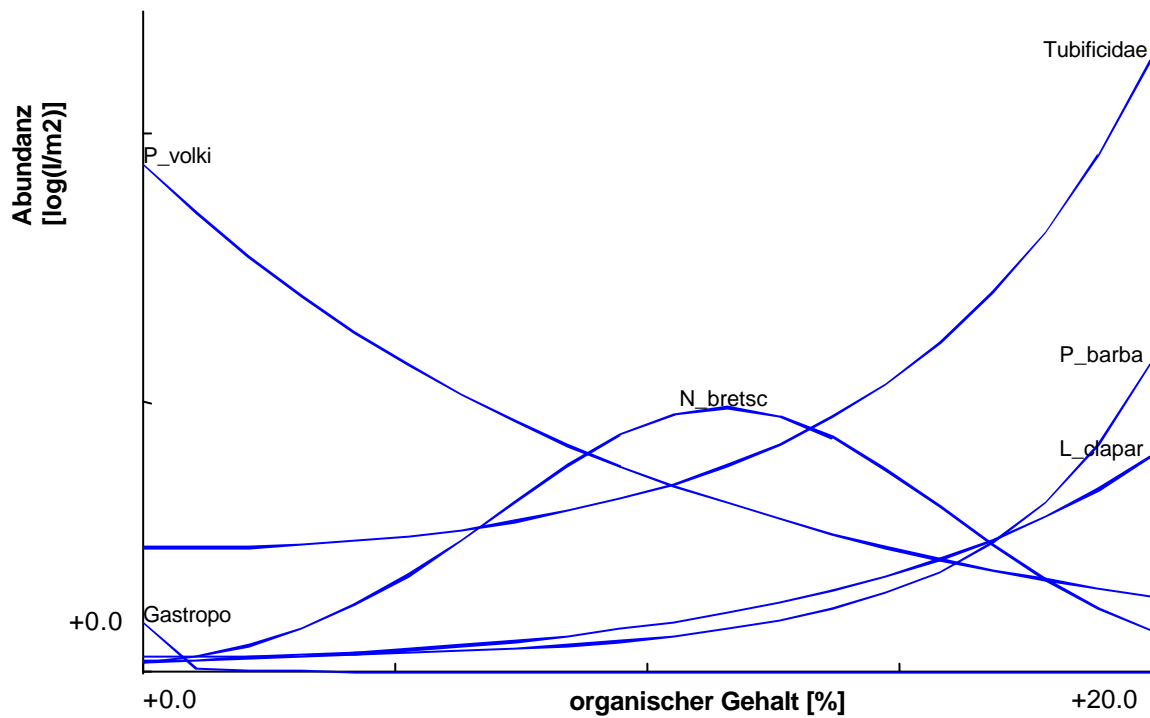


Abbildung 25: Modell responses; Umgebungsfaktor organischer Gehalt

In Abbildung 25 sind die graphischen Auftragungen der in der folgenden Tabelle (Tabelle 7) dargestellten Funktionen zu sehen.

	TERM	ESTIMATE	STD.ERROR
Model Summary for Tubificidae	b0	0.8345	0.11633
	b1	-0.005922	0.0035022
	b2	0.004289	0.067892
link function: log deviance = 352.3, DF = 56 Model signif. P= 0.0025			
Model Summary for P_barba	b0	-1.244	0.24827
	b1	--	--
	b2	0.00747	0.33537
link function: log deviance = 125.4, DF = 57 Model signif. P= 0.0000			
Model Summary for N_bretsc	b0	-1.835	0.32981
	b1	0.5948	0.10238
	b2	-0.02582	0.0054805
link function: log deviance = 134.7, DF = 56 Model signif. P= 0.0000			
Model Summary for L_clapar	b0	-1.701	0.30852
	b1	0.154	0.024041
	b2	--	--
link function: log deviance = 111.7, DF = 57 Model signif. P= 0.0000			
Model Summary for P_volki	b0	2.243	0.052356
	b1	-0.09544	0.019326
	b2	--	--
link function: log deviance = 268.6, DF = 57 Model signif. P= 0.0016			

Tabelle 7: Beziehungen zwischen Umweltfaktor „organischer Gehalt“ und Abundanz

Die kumulierte **Varianzerklärung** (Tabelle 8) des Datensatzes durch alle Umweltvariablen ist bei den benthischen Analysen wesentlich geringer als bei den terrestrischen Analysen. Dies ist durch den noch nicht in die Analyse eingegangenen, doch bedeutenden Faktor Strömung, sowie die große Toleranz der euryöken Benthozönose gegenüber Varianzen in den Umwelteinflüssen zu erklären. Die Strömung wird in weiteren Analysen Eingang finden.

Variable (critical value for t-statistics: 1,96)	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Varianzerklärung durch die Umwelt-variable allein (lamda1)
OrgGehalt	n.s.	+0,60	n.s.	+0,24	14
MitKrnMP	n.s.	+0,25	+0,67	-0,15	3
DateCode	+0.88	n.s.	n.s.	n.s.	2
D20	-0.25	-0,09	+0,57	+0,32	0,02
Eigenvalues	0,049	0,024	0,019	0,014	
Species-environment correlations	0,903	0,687	0,754	0,564	
Cumulative percentage variance of species data	5,3	7,8	9,8	11,3	
Cumulative percentage variance of species-environment relation	46,5	68,9	86,9	100	

Tabelle 8: Korrelation der Achsen der RDA mit den Umgebungsvariablen und Varianzerklärung des Datensatzes durch die Umgebungsvariablen (n.s. = nicht signifikant)

2.5.3 Vegetationskundlich-floristische Untersuchung

Die Aufnahmen ergaben folgendes Arteninventar.

Agrostis capillaris	Rotes Straußgras
Agrostis stolonifera	Weißes Straußgras
Alisma lanceolatum	Lanzett-Froschlöffel
Alopecurus aequalis	Roter Fuchsschwanz

<i>Alopecurus pratensis</i>	Wiesen-Fuchsschwanz
<i>Amaranthus blitum</i>	Aufsteigender Fuchsschwanz
<i>Artemisia annua</i>	Einjähriger Beifuß
<i>Artemisia vulgaris</i>	Gemeiner Beifuß
<i>Atriplex prostrata</i>	Spieß-Melde
<i>Atriplex sagittata</i>	Glanz-Melde
<i>Bidens frondosa</i>	Schwarzfrüchtiger Zweizahn
<i>Bidens radiata</i>	Strahlen-Zweizahn
<i>Bromus inermis</i>	Unbewehrte Trespe
<i>Calamagrostis epigeios</i>	Land-Reitgras
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Hirtentäschelkraut
<i>Carex acuta</i>	Schlanke Segge
<i>Carex praecox</i>	Frühe Segge
<i>Carex vulpina</i>	Fuchs-Segge
<i>Chenopodium album</i>	Weißer Gänsefuß
<i>Chenopodium glaucum</i>	Grauer Gänsefuß
<i>Chenopodium polyspermum</i>	Vielsamiger Gänsefuß
<i>Chenopodium rubrum</i>	Roter Gänsefuß
<i>Chrysanthemum vulgare</i>	Rainfarn
<i>Cirsium arvense</i>	Acker-Kratzdistel
<i>Convolvulus arvensis</i>	Acker-Winde
<i>Conyza canadensis</i>	Kanadischer Katzenschweif
<i>Corrigiola litoralis</i>	Hirschsprung
<i>Cuscuta europaea</i>	Nessel-Seide
<i>Cuscuta spec.</i>	
<i>Cyperus fuscus</i>	Braunes Cypergras
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Rasen-Schmiele
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Hühnerhirse
<i>Elymus repens</i>	Kriechende Quecke
<i>Epilobium spec.</i>	Weidenröschen
<i>Equisetum arvense</i>	Acker-Schachtelhalm
<i>Eragrostis albensis</i>	Elb-Liebesgras
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	Acker-Schöterich
<i>Euphorbia esula</i>	Esels-Wolfsmilch
<i>Glechoma hederacea</i>	Gundermann
<i>Gnaphalium uliginosum</i>	Sumpf-Ruhrkraut
<i>Herniaria glabra</i>	Kahles Bruchkraut
<i>Inula britannica</i>	Wiesen-Alant
<i>Juncus bufonius</i>	Kröten-Binse
<i>Juncus compressus</i>	Zusammengedrückte Binse
<i>Leontodon autumnale</i>	Herbst-Löwenzahn
<i>Leonurus marrubiastrum</i>	Andorn-Löwenschwanz
<i>Lepidium ruderales</i>	Weg-Kresse
<i>Limosella aquatica</i>	Schlammling
<i>Lotus corniculatus</i>	Gewöhnlicher Hornklee
<i>Lycopus europaeus</i>	Sumpf-Wolfstrapp
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Gewöhnlicher Gelbweiderich
<i>Lythrum salicaria</i>	Blut-Weiderich
<i>Malva neglecta</i>	Gänse-Malve
<i>Matricaria perforata</i>	Geruchlose Kamille
<i>Medicago lupulina</i>	Hopfenklee
<i>Melilotus spec. juv.</i>	Steinklee
<i>Mentha arvensis</i>	Acker-Minze
<i>Myosoton aquaticum</i>	Wasserdarm
<i>Oenanthe aquatica</i>	Wasserfenchel
<i>Panicum capillare</i>	Fingergras
<i>Phalaris arundinacea</i>	Rohr-Glanzgras
<i>Plantago lanceolata</i>	Spitz-Wegerich
<i>Plantago intermedia</i>	Kleiner Wegerich
<i>Poa prat. ssp. Angustifolia</i>	Schmalblättriges Rispengras
<i>Poa annua</i>	Einjähriges Rispengras
<i>Poa palustris</i>	Sumpf-Rispengras

Poa pratensis	Wiesen-Rispengras
Poa trivialis	Gewöhnliches Rispengras
Polygonum amphibium	Wasser-Knöterich
Polygonum aviculare agg.	Vogel-Knöterich
Polygonum hydropiper	Wasserpfeffer
Polygonum lapathifolium	Ampfer-Knöterich
Populus spec.	Pappel
Portulaca oleracea	Gemüse-Portulak
Potentilla norvegica	Norwegisches Fingerkraut
Pulicaria vulgaris	Kleines Flohkraut
Ranunculus repens	Kriechender Hahnenfuß
Ranunculus sceleratus	Gift-Hahnenfuß
Rorippa amphibia	Wasserkresse
Rorippa sylvestris	Wildkresse
Rubus caesius	Kratzbeere
Rumex acetosella	Kleiner Sauerampfer
Rumex maritimus	Strand-Ampfer
Rumex obtusifolius	Stumpfbblätteriger Ampfer
Rumex stenophyllus	Schmalblättriger Ampfer
Rumex thyrsiflorus	Strauß-Ampfer
Salix alba	Silber-Weide
Salix spec. juv.	
Solanum dulcamara	Schwarzer Nachtschatten
Sonchus arvensis	Acker-Gänsedistel
Spergularia echinosperma	Igelsamige Schuppenmiere
Spergularia rubra	Rote Schuppenmiere
Stachys sylvatica	Wald-Ziest
Stellaria media	Vogel-Miere
Taraxacum officinale agg.	Löwenzahn
Trifolium hybridum	Schweden-Klee
Trifolium repens	Weiß-Klee
Urtica dioica	Große Brennessel
Vicia tetrasperma	Viersamige Wicke
Xanthium albinum	Elb-Spitzklette

Tabelle 9: Artinventar der Ufer im Untersuchungsgebiet (1998)

Die Aufnahmen stellen meistens Ausschnitte aus den Vegetationsbändern dar, die sich auf Spülsäumen beim Absinken des Wasserspiegels entwickeln konnten. Je nach Beschaffenheit des Substrats, also in Abhängigkeit von Körnung, Nährstoffgehalt und Strömungsexposition können diese Spülsäume ganz unterschiedlich besiedelt sein. Die im Gebiet erfaßten Vegetationsaufnahmen lassen sich grob in fünf verschiedene Pflanzengesellschaften untergliedern (vgl. auch Vegetationstabelle):

1. Elbspitzkletten-Gesellschaft (*Xanthio albini-Chenopodietum rubri*)
2. Gänsefuß-Hirschsprung-Gesellschaft (*Chenopodio polyspermi-Corrigioletum litoralis*)
3. Beifuß-Gesellschaft (*Artemisia annua*-Gesellschaft)
4. „Flutrasen“ im weiteren Sinne (*Agrostietea stoloniferae*)
5. Halbruderale Gesellschaften (*Artemisietea vulgaris*)

Die Elbspitzkletten-Gesellschaft, die Gänsefuß-Hirschsprung-Gesellschaft und die Beifuß-Gesellschaft sind Pionier-Gesellschaften aus der Klasse der Bidentetea

tripartitae (Zweizahn- und Melden-Ufergesellschaften). Sie besiedeln an den Ufern fließender Gewässer die erst im Spätsommer bei Niedrigwasser trockenfallenden nährstoffreichen Flächen und bestehen hauptsächlich aus einjährigen Arten (z.B. POTT 1995).

Xanthio albin-Chenopodietum rubri (Elbspitzkletten-Gesellschaft)

1.1 Xanthio-Chenopodietum rumicetosum maritimi

1.1a typische Variante

1.1b nährstoffreiche Variante mit *Chenopodium rubrum* und *Ch. glaucum*

1.1c Variante mit *Limosella aquatica*

1.2 Xanthio-Chenopodietum corrigioletosum litoralis

1.2a typische Ausprägung

1.2b verarmte Ausprägung

Das Xanthio-Chenopodietum ist im untersten Uferbereich auf humushaltigem, sandigem Substrat anzutreffen, das oberflächlich austrocknen kann (WISSKIRCHEN 1995). Die Gesellschaft wird durch das stete Vorkommen von *Xanthium albinum*, *Polygonum hydropiper*, *P. lapathifolium* agg. und der verschiedenen Gänsefuß-Arten (*Chenopodium album*, *Ch. polyspermum* u.a.) charakterisiert. Man kann hier zwei Subassoziationen unterscheiden:

1.1 Das **Xanthio-Chenopodietum rumicetosum** mit *Rumex maritimus* als Trennart ist auf den tiefsten Uferstandorten mit ständig nassem, humos-sandigem Boden angesiedelt (WISSKIRCHEN 1995). Bezeichnend sind hier auch andere Arten (*Juncus compressus* u. *J. bufonius*), die vor allem auf Standorten mit gleichmäßig feuchtem, feinkörnigem Substrat wachsen, an denen sie bei Hochwasser nicht der Strömung ausgesetzt sind. Weiterhin kann man in dieser Subassoziation drei verschiedene Varianten unterscheiden. Neben einer typischen Variante (1.1a in obiger Tabelle) ist eine Ausprägung zu erkennen, die sehr artenreich ist und besonders durch das Vorkommen von *Chenopodium glaucum* und *Ch. rubrum* gekennzeichnet ist (1.1b in der Tabelle). Diese beiden Gänsefußarten sind nitrophil. Ihr steter Anteil am Aufbau dieser Gesellschaft zeigt an, daß diese Standorte besonders stickstoffreich sind. Der Deckungsgrad der Vegetationsaufnahmen der typischen Variante sowie der Variante mit *Chenopodium* ist fast immer sehr hoch (meist über 70%), wohingegen Aufnahmen der Variante mit *Limosella aquatica* sehr lückig bestanden sind (Deckungsgrad

meist unter 25%; 1.1c in der Tabelle). Möglicherweise ist dies der Grund, daß der sehr kleine, lichtbedürftige Schlammling nur hier zu finden ist. Diese Vegetationsaufnahmen sind mit durchschnittlich 13 Arten im Vergleich zu den anderen beiden Varianten mit 18 bzw. 28 Arten sehr artenarm. Da diese Flächen zumeist nur knapp über der Fluß-Wasserlinie zum Aufnahmezeitpunkt liegen, also auf Flächen, die erst vor kurzer Zeit trocken gefallen sind, ist anzunehmen, daß es sich bei dieser Gesellschaft um ein frühes Entwicklungsstadium der einen oder anderen Variante handelt, die noch nicht so stark zugewachsen ist.

1.2 Neben der Subassoziation von *Rumex maritimus* lassen sich andere Aufnahmen der Subassoziation des Hirschsprunges (**Xanthio-Chenopodietum corrigioletosum litoralis**) zuordnen. Diese Gesellschaft ist auf höher gelegenen Uferpartien zu finden, die sandig und nur wenig humos sind. In der Regel bedeutet die mit der geringen Wasserkapazität des Sandes verbundene Trockenheit dieser Standorte eine schlechtere Nährstoffversorgung (WISSKIRCHEN 1995). In dieser Subassoziation läßt sich eine artenreiche (durchschnittlich 19 Arten), weniger lückige Ausprägung mit *Panicum capillare* (1.2a in der Tabelle) von einer verarmten (durchschnittlich 11 Arten), nur spärlich geschlossenen Ausprägung unterscheiden (1.2b in der Tabelle). Auch an diesen Wuchsorten, die analog den Flächen der Gesellschaft 1.1b meist nahe der Wasserlinie liegen, ist zu vermuten, daß der relativ kurze Zeitraum seit dem Freiwerden von Überflutung die Artenarmut dieser Variante bedingt. Womöglich reichte der Zeitraum noch nicht zur Ansiedlung aller Arten der Gesellschaft aus.

2. Gänsefuß-Hirschsprung-Gesellschaft (Chenopodio polyspermi-Corrigioletum litoralis)

Die Corrigiola-Subassoziation als trockenster, nährstoffärmster Flügel des Xanthio-Chenopodietums leitet zur Gänsefuß-Hirschsprung-Gesellschaft über. Diese Gesellschaft wächst auf noch höher gelegenen, trockeneren und sandigen Standorten als die vorher beschriebene Gesellschaft (WISSKIRCHEN 1995). Im Untersuchungsgebiet ist diese Gesellschaft vor allem durch den Rückgang oder das Ausfallen vieler Arten frischerer Standorte (z. B. *Polygonum spec.*, *Xanthium albinum*, *Limosella aquatica* u.a.) und das stärkere Hervortreten trockenverträglicherer Arten (*Artemisia annua*, *Gnaphalium uliginosum*, *Polygonum aviculare* agg. und *Corrigiola litoralis*) vom Xanthio-Chenopodietum abgetrennt.

3. Beifuß- (*Artemisia annua*)-Gesellschaft

Die *Artemisia annua*-Gesellschaft zeigt sich zum Aufnahmezeitpunkt als dicht geschlossene, über 1,5 m hohe, von Beifuß dominierte Hochstaudenflur. Floristisch scheint sie der nährstoffreichen Variante des Xanthio-Chenopodietums (1.1b in der Tabelle) nahezustehen. Auch hier haben *Xanthium albinum*, *Matricaria perforata*, *Polygonum hydropiper*, *Bidens frondosa* u.a. regelmäßig Anteil am Gesellschaftsaufbau, weshalb die Gesellschaft hier ebenfalls in den Verband Chenopodion rubri gestellt werden soll. Die Arten wirklich nasser Standorte, wie *Cyperus fuscus*, *Juncus compressus*, die in der Spitzkletten-Gänsefuß-Gesellschaft stet sind, gehen hier jedoch deutlich zurück. Dafür gewinnen Arten trockenerer bzw. frischer Standorte, wie *Lotus corniculatus*, *Myosoton aquaticum* an Einfluß. Der Standort der Beifuß-Gesellschaft mit seinem ebenfalls schlammig-humosen Substrat ist somit als trockener einzustufen. Der Rückgang der Nährstoffzeiger *Chenopodium glaucum* und *Ch. rubrum* deutet zudem auf eine niedrigere Trophiestufe des Standortes hin.

Die Gesellschaft ist nicht mit der von WISSKIRCHEN beschriebenen *Xanthium albinum*-Gesellschaft gleichzusetzen, die durch das Fehlen von *Artemisia annua* gekennzeichnet ist und sandigere Standorte besiedelt (vgl. WISSKIRCHEN 1995, Tab. 7).

4. Flutrasen (*Agrostietea stoloniferae*)

Eine Reihe von Aufnahmen läßt sich im weitesten Sinne zu den Flutrasen, und hier in den Verband Agropyro-Rumicion, stellen. Hier treten die in den oben beschriebenen Pionierfluren *Polygonum*- und *Chenopodium*- und andere einjährige Arten weiter zurück, und ausdauernde Flutrasen- und Grünland-Arten (*Agrostis stolonifera*, *Alopecurus aequalis*, *Alopecurus pratensis*, *Trifolium repens*, *Taraxacum officinalis*) kommen hinzu.

Flutrasen schließen landwärts an die Bereiche an, die von den Einjährigen-Pionierfluren der Bidentetea besiedelt werden oder sind auch im Grünland auf zeitweilig überfluteten, verdichteten Böden zu finden. Dennoch sind die Wuchsorte der Flutrasen länger im Jahr wasserfrei als die Standorte der Bidentetea. Für die Ansiedlung von Feuchtwiesen oder Röhrichten trocknen sie im Sommer aber zu stark aus (OBERDORFER 1993). Durch die Überflutung sind die Böden nährstoffreich, schlammig, häufig verdichtet und schlecht durchlüftet.

5. Halbruderale Bestände (Artemisietea vulgaris)

5a. feuchtere Ausprägung mit *Phalaris arundinacea*

5b. typische Bestände

In einer Reihe von Aufnahmen spielen Flutrasen- und Flußuferpionier-Arten überhaupt keine Rolle mehr. Hier dominieren Arten wie *Bromus inermis*, *Elymus repens* und *Calamagrostis epigeios*. Sie verweisen die artenarmen Bestände in die Klasse der Artemisietea vulgaris, in der halbtrockene, halbruderale und Uferstauden-Gesellschaften zusammengefaßt sind. Die Standorte sind basenreich, wechsell trocken und häufig sandig.

5a. Im feuchteren Flügel dieser Bestände hat neben der dominanten Kriechenden Quecke das Rohr-Glanzgras (*Phalaris arundinacea*) großen Anteil. Damit werden die Gesellschaften in die Nähe der Flußufer-Röhrichte (*Phalaridetum arundinacea*, *Phragmitetea australis*) gestellt. Das *Phalaridetum arundinacea* besiedelt an Flußufern natürlicherweise Standorte, die zwar regelmäßig, doch seltener als die Flutrasen überflutet werden. Die im Gebiet dokumentierten Bestände mit Quecke besiedeln trockenere und seltener überschwemmte Standorte als das reine Rohrglanzgras-Röhricht.

5b. Noch weiter das Ufer hinauf fällt das Rohr-Glanzgras ganz aus. Stattdessen treten *Bromus inermis*, *Calamagrostis epigeios* und *Chrysanthemum vulgare* hinzu. Diese Wuchsorte werden kaum mehr überschwemmt.

Zusammenfassung

Abschließend läßt sich damit folgendes Schema für die Abfolge der dargestellten Pflanzengesellschaften am aufsteigenden Elbufer ableiten (1. an der Wasserlinie):

- 6. Artemisietea vulgaris**
- 5. Agrostietea stoloniferae**
- 4. Chenopodio-Corrigioletum**
- 3. Xanthio-Chenopodietum corrigioletosum (auf Sand)**
- 2. Artemisia annua-Gesellschaft (auf Schlick)**
- 1. Xanthio-Chenopodietum rumicetosum**

2.5.4 Terrestrische Untersuchungen

Bisher wurden für die Jahre 1998 und 1999 ca. 98 % der Laufkäfer (ca. 1400 Proben) bestimmt. Für das Jahr 1999 konnten zudem die Spinnen determiniert werden. Die Bestimmungsarbeiten sind voraussichtlich Ende Juni abgeschlossen.

Die bisher determinierten Tiere wurden noch nicht vollständig in die Datenbank eingegeben, so dass die hier vorgestellten Artenlisten als vorläufig anzusehen sind. Die Datengrundlage der hier vorgestellten Ergebnisse ist der Untersuchungszeitraum vom August 1998.

2.5.4.1 Arteninventar

Vorläufige Taxaliste der Carabidae im Untersuchungsgebiet (Elbekm 418,3 (re) - 427,0(li)) Monate April und August:

Gattung	Art	Anzahl1	Dominanz	Dominanzklasse (logarithmisch)
Acupalpus	exiguus	3	0,03	sporadisch
Acupalpus	meridianus	1	0,01	sporadisch
Acupalpus	parvulus	14	0,16	sporadisch
Agonum	lugens	42	0,47	subrezedent
Agonum	marginatum	167	1,88	rezedent
Agonum	micans	27	0,30	sporadisch
Agonum	muelleri	9	0,10	sporadisch
Agonum	piceum	1	0,01	sporadisch
Amara	aenea	1	0,01	sporadisch
Amara	apricaria	5	0,06	sporadisch
Amara	aulica	1	0,01	sporadisch
Amara	bifrons	5	0,06	sporadisch
Amara	communis	2	0,02	sporadisch
Amara	consularis	1	0,01	sporadisch
Amara	fulva	43	0,48	subrezedent
Amara	majuscula	8	0,09	sporadisch
Amara	similata	3	0,03	sporadisch
Anisodactylus	binotatus	15	0,17	sporadisch
Anthracus	consputus	1	0,01	sporadisch
Badister	bullatus	3	0,03	sporadisch
Badister	lacertosus	1	0,01	sporadisch
Badister	unipustulatus	1	0,01	sporadisch
Bembidion	argenteolum	869	9,80	subdominant
Bembidion	biguttatum	63	0,71	subrezedent
Bembidion	dentellum	20	0,23	sporadisch
Bembidion	femoratum	761	8,58	subdominant
Bembidion	gilvipes	7	0,08	sporadisch
Bembidion	guttula	7	0,08	sporadisch
Bembidion	minimum	1	0,01	sporadisch
Bembidion	obliquum	5	0,06	sporadisch
Bembidion	obtusum	1	0,01	sporadisch
Bembidion	octomaculatum	2	0,02	sporadisch
Bembidion	properans	8	0,09	sporadisch
Bembidion	punctulatum	304	3,43	subdominant
Bembidion	quadrimaculatum	4	0,05	sporadisch

Bembidion	quadripustulatum	1	0,01	sporadisch
Bembidion	semipunctatum	197	2,22	rezedent
Bembidion	tetracolum	24	0,27	sporadisch
Bembidion	varium	141	1,59	rezedent
Bembidion	velox	4646	52,40	eudominant
Calathus	melanocephalus	3	0,03	sporadisch
Calathus	mollis	2	0,02	sporadisch
Carabus	auratus	1	0,01	sporadisch
Carabus	granulatus	51	0,58	subrezedent
Carabus	nemoralis	5	0,06	sporadisch
Chlaenius	nigricornis	46	0,52	subrezedent
Chlaenius	spoliatus	1	0,01	sporadisch
Cicindela	hybrida	2	0,02	sporadisch
Clivina	fossor	58	0,65	subrezedent
Demetrias	imperialis	4	0,05	sporadisch
Dyschirius	aeneus	18	0,20	sporadisch
Dyschirius	arenosus	2	0,02	sporadisch
Dyschirius	globosus	5	0,06	sporadisch
Dyschirius	luedersi	13	0,15	sporadisch
Elaphrus	cupreus	3	0,03	sporadisch
Elaphrus	riparius	871	9,82	subdominant
Harpalus	affinis	35	0,39	subrezedent
Harpalus	distinguendus	2	0,02	sporadisch
Harpalus	latus	2	0,02	sporadisch
Harpalus	tardus	1	0,01	sporadisch
Limodromus	assimilis	40	0,45	subrezedent
Limodromus	longiventris	2	0,02	sporadisch
Lionychus	quadrum	4	0,05	sporadisch
Loricera	pilicornis	27	0,30	sporadisch
Masoreus	wetterhalii	1	0,01	sporadisch
Microlestes	minutulus	2	0,02	sporadisch
Oodes	helopioides	6	0,07	sporadisch
Paranchus	albipes	4	0,05	sporadisch
Poecilus	cupreus	35	0,39	subrezedent
Poecilus	versicolor	4	0,05	sporadisch
Pseudoophonus	rufipes	85	0,96	subrezedent
Pterostichus	anthracinus	10	0,11	sporadisch
Pterostichus	gracilis	1	0,01	sporadisch
Pterostichus	melanarius	8	0,09	sporadisch
Pterostichus	niger	1	0,01	sporadisch
Pterostichus	nigrita	2	0,02	sporadisch
Pterostichus	strenuus	49	0,55	subrezedent
Pterostichus	vernalis	2	0,02	sporadisch
Stenolophus	mixtus	39	0,44	subrezedent
Trechus	indet_female	1	0,01	sporadisch
Trechus	obtusus	4	0,05	sporadisch

Somit wurden 81 Laufkäferarten nachgewiesen. Ein für Biotope diesen Typs zu

erwartender Wert.

2.5.4.2 Wiederfund von *Chlaenius spoliatus* (Rossi) 1790 in Deutschland

Besonders bemerkenswert ist der Wiederfund von *Chlaenius spoliatus* für Deutschland. Diese Art konnte mit einem weiblichen Exemplar bei Sandau (Elbkm 418 re) am 19.08.1998 nachgewiesen werden und kommt nach FREUDE et al. (1976) außer in Mittelmeergebiet und Südeuropa nur noch im südöstlichen Mitteleuropa (Neusiedler See, Burgenland, Niederösterreich) und der „Tschechoslowakei“ vor. Neuere Funde in Deutschland sind nicht bekannt. So gibt HORION (1941) folgende letzte Funde für Deutschland an:

1882 Ratibor, Pietsch (Oder-Ufer)

1898 Dessau (Mittelelbe)

Diese Funde von *Ch. spoliatus* galten bisher als umstritten und wurden durch den Neufund verifiziert.



Abbildung 28: *Chlaenius spoliatus* (Rossi) 1790

Der Biotop ist als langes flaches Sandufer (Rohbodenstandort) charakterisierbar. Die Vegetation ist lückig (25 % Deckung) und niedrig (10 cm) und gehört der Gesellschaft des *Xanthio albini*-*Chenopodietum rubri* (Elbspitzkletten-Gesellschaft), Subassoziation des Hirschsprunges (*Xanthio*-*Chenopodietum corrigioletosum litoralis*) in einer verarmten Ausprägung an.

2.5.4.3 Ergebnisse der statistischen Analyse

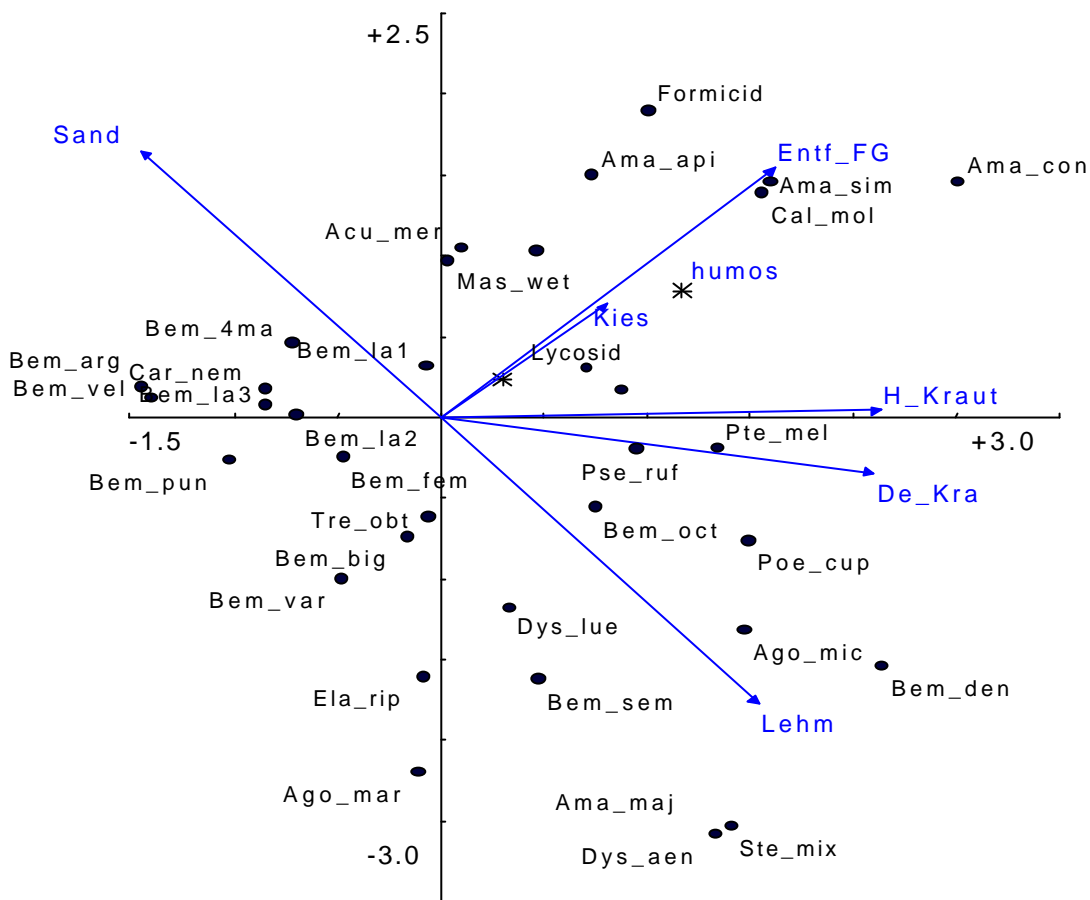


Abbildung 29: CCA 1.-2.HA, Scatter – Diagramm, Arten

Zur Analyse der Beziehungen zwischen **terrestrischer Fauna** und Umwelt wurde eine CCA (Canonische Correspondenzanalyse) durchgeführt. Die Position der Arten im Plot (Abbildung 29) bezeichnet das Zentrum des konzentrischen „Einflußbereichs“ der Art. Die Pfeile repräsentieren die Richtung und die Bedeutung (Länge eines Vektors) der Umweltvariable. Die Anordnung der Umweltfaktoren-Pfeile zeigen die deutlichen Einflüsse der Bodenarten Sand und Lehm. Die Vegetations-Vektoren (De_Kra und H_Kra) verlaufen parallel zur 1. Hauptachse, beschreiben also die größte Varianz im Artenraum und erscheinen als lange Vektoren, d.h. als wichtige Umweltfaktoren. Der Vektor Entf_FG gibt die Entfernung zur Feuchtegrenze an.

Mit der beschriebenen Anordnung der Umweltfaktoren korrespondiert die Position der Arten (Abbildung 29). Es wird z.B. die Vorliebe der Arten *Bembidion argenteolum* (Bem_arg), *B. velox* (Bem_vel) und *B. punctulatum* (Bem_pun) für wasserliniennahe (Vektor Entf_FG), vegetationsfreie Standorte (Vektoren

H_Kraut, De_Kra) deutlich. *B. semipunctatum* (Bem_sem) und *B. dentellum* (Bem_den) sind in vegetationsbestandenen und lehmigen Bereichen nahe des Wassers zu finden. *Calathus mollis* (Cal_mol), diverse Amara-Arten und Ameisen („Formicid“) sind in weit vom Wasser entfernt gelegenen Fallen mit höherer Krautschicht und Bedeckung, i.d.R. an der Böschungskante, zu finden.

Variable (critical value for t-statistics: 1,96)	Axis 1	Axis 2	Axis 3	Axis 4	Varianzerklärung durch die Umwelt-variable allein (lamda1)
H_Kraut	+0.77	n.s.	-0.29	-0.34	0.72
Entf_FG	+0.67	+0.55	n.s.	n.s.	0.70
Entf_WL	+0.62	n.s.	-0.19	+0.34	0.67
Lehm	+0.42	-0.63	n.s.	-0.15	0.57
De_Baum	+0.24	n.s.	+0.88	n.s.	0.51
Kies	-0.04	-0.14	n.s.	+0.72	0.40
Humos	+0.26	-0.14	-0.40	-0.42	0.40
Lehmauflage	+0.07	-0.16	n.s.	+0.01	0.12
Eigenvalues	864	679	501	457	
Species-environment correlations	971	921	962	874	
Cumulative percentage variance of species data	7.6	13.5	17.9	21.9	
Cumulative percentage variance of species-environment relation	26.9	48.0	63.6	77.8	

Tabelle 10: Korrelation der Achsen der CCA mit den Umgebungsvariablen und Varianzerklärung des Datensatzes durch die Umgebungsvariablen (n.s. = nicht signifikant)

Wie oben erwähnt, korreliert die Umgebungsvariable Krauthöhe (H_Kraut) besonders gut mit der 1. Achse der Ordination. Diese Umgebungsvariable allein erklärt bis zu 70% der Varianz des Datensatzes. Weitere wichtige Umweltfaktoren, in der Reihenfolge ihres Einflusses auf den Datensatz sind die Entfernung zur Feuchtegrenze (Entf_FG, mit großem Einfluß auf der 2. HA der zweitgrößten Varianz der Punktwolke) und die Substratparameter Lehm, Kies und „humos“. Insgesamt erklären die Umweltvariablen bis zu 77,8% des Datensatzes. Dies ist ein gutes Ergebnis und ein relativ hoher Wert, welcher noch anhand weiterer Datensätze überprüft und abgesichert werden muß.

Eine andere, zweidimensionale Darstellung des Zusammenhangs von Umweltfaktor und Abundanz der Arten zeigt Abbildung 30. Hier wird beispielhaft die Abhängigkeit ausgewählter Taxa vom Umweltfaktor „Entfernung zur Feuchtegrenze [m]“ gezeigt.

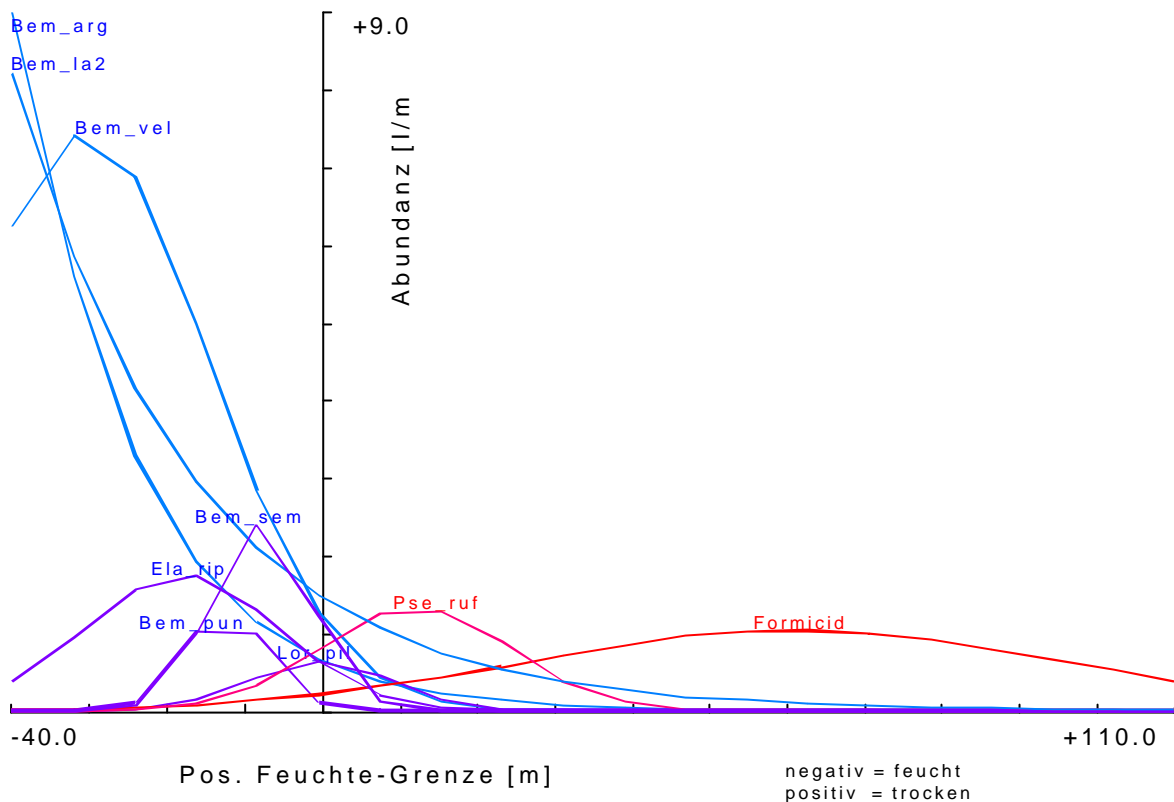


Abbildung 30: Model responses, Umgebungsvariable Feuchtegrenze

Um die Reaktion der z.T. streng hygrophilen Laufkäferarten zu beschreiben, ist die „Entfernung zur Feuchtegrenze“ aussagekräftiger als die „Entfernung zur Wasserlinie [m]“. Die Feuchtegrenze wurde im Gelände gemessen und stellt die Linie dar, bei der das aufsteigende Kapillarwasser auf der einen Seite noch bis an die Bodenoberfläche steigt und auf der anderen Seite der Boden oberflächlich trocken ist. Die Entfernungen der WL von der FG können je nach Geländeprofil (Neigung) und Korngrößen (Kf-Wert) sehr unterschiedlich ausfallen (1-40 m).

Es werden die oben beschriebenen Zusammenhänge zwischen Umweltfaktor und Arten deutlich: Die meisten Ameisen (*Formicid*) bevorzugen trockene, vom Ufer entfernte Bereiche, *Bembidion argenteolum* (*Bem_arg*), *Bembidion velox* (*Bem_vel*) ufernahe, feuchte Bereiche, während z.B. *Bembidion semipunctatum* (*Bem_sem*) eine intermediäre Stellung einnimmt.

Im folgenden werden Beziehungen zwischen dem Umweltfaktor „Abstand zur Feuchtegrenze“ und Abundanz eines Tieres/Taxons wiedergegeben (Tabelle 11).

	Term	estimate	std.error
Model Summary for Bem_vel			
	b0	0.1802	0.1415
	b1	-0.1198	0.019201
	b2	-0.001962	0.00070819
link function: log			
deviance = 137.1, DF = 75			
Model signif. P= 0.0000			
Model Summary for Bem_pun			
	b0	-2.473	0.74717
	b1	-0.4422	0.15007
	b2	-0.01772	0.0069597
link function: log			
deviance = 44.03, DF = 75			
Modell signif. P= 0.0000			
Model Summary for Formicid			
	b0	-1.49	0.28762
	b1	0.05006	0.01591
	b2	-0.0004091	0.00017793
link function: log			
deviance = 102.1, DF = 75			
Model signif. P= 0.0000			
Model Summary for Pse_ruf			
	b0	-0.1884	0.17697
	b1	0.07955	0.0010247
	b2	-0.003313	0.024742
link function: log			
deviance = 110.4, DF = 75			
Model signif. P= 0.0000			

Tabelle 11: Beziehungen zwischen Umweltfaktor „Feuchtegrenze“ und Abundanz

2.6 Stand der Arbeiten

Da sich das Jahr 1998 in Bezug auf Abfluß und Benthozönose als „Extremum“ erwies, erfolgte eine erneute Probenahme im Jahr 1999 zur Verifizierung der Daten mit verbesserter Methodik zur Aufnahme der abiotischen Daten. Es wurden von Mai bis September 1999 im Drei-Wochen-Rhythmus die fünf ausgewählten Bühnenfelder und zugehörigen Bühnen nach dem oben beschriebenen Schema untersucht. Beprobt wurden im aquatischen Bereich das Weichsubstrat der Bühnenfelder sowie unterschiedliche Hartsubstrate. Insgesamt wurden ca. 300 Proben genommen. Die Probenahme wurde planmäßig durchgeführt. 150 der Proben wurden ausgewertet, Artinventar und Abundanz der Fauna wurden bestimmt.

Im terrestrischen Bereich wurden von Mai bis September 1999 ca. 1400 Proben genommen. Davon wurden ca. 370 Proben ausgewertet und Artenzusammensetzung und Häufigkeiten planmäßig bestimmt.

Zur Datenaufarbeitung und Ergebnisauswertung wurde eine Datenbank auf der Basis von MS Access erstellt, welche als zentraler Datenpool betrieben wird. Diese ist einsatzbereit und wird ständig aktualisiert.

Die Korrelationsanalysen mittels RDA und CCA zeigen gut deutbare Muster. Es konnten Zusammenhänge zwischen Umweltparametern und Biozönosen (aquatischer und terrestrischer) ermittelt werden, welche aber noch weiter

abgesichert werden müssen. Insbesondere die Korrelationen zwischen Benthozönose und Abiotik müssen unter Einbeziehung weiterer, gemessener Umweltfaktoren weiter abgesichert werden.

2.7 Geplante Arbeiten und Untersuchungen

Bis zum Ende des Jahres 2000 sind folgende Arbeiten geplant (eine Projektlaufzeit bis Dezember 2000 vorausgesetzt)

Mai 2000

Erweiterung der Datenbank „Terrestrik“

Juni 2000

Visualisierung der Ergebnisse

Übergabe folgender Daten vom TP Wasserbau an das TP Biologie zur statistischen Analyse und Übergabe zur weiteren Statistik an das TP Bauinformatik

1. Strömung gemessen
2. Strömung aus Modell
3. Organischer Gehalt gemessen
4. Organischer Gehalt interpoliert aus Substratkarten
5. Korngröße gemessen
6. Korngröße aus Modell (für Monate nach Meßtermin)
7. Korngröße interpoliert aus Substratkarten
8. Wasserstandshöhe aus Modell
9. Abstand der terrestrischen Bodenfallen zur Wasserlinie
10. Überflutungsdauer
11. Abgabe Oligochaeten und Chironomidenlarven zur Determination

Aufbereitung der biologischen Daten und korrespondierender Umweltparameter und Weitergabe an das TP Bauinformatik.

Juli - Oktober 2000

Einarbeiten der Chironomiden und Oligochaetendaten in die Datenbank

Statistische Analyse der Datensätze und Vorbereitung des Endberichts

Übergabe der verbesserten Korrelationen Umweltparameter - Biotik an das TP Wasserbau

Verifizierung der Modellierungs-Ergebnisse

November – Dezember 2000

Erarbeitung des Endberichts

2.8 Kooperation mit anderen Projekten

Zusammenarbeit mit den anderen TP

Die TU Darmstadt erstellt das numerische Prognosemodell, in dem die aufgenommenen biotischen (Univ. Marburg) und abiotischen (TU Darmstadt) Daten zusammenfließen.

Die Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Arten bei unterschiedlicher Kombination und Ausprägung der Umweltparameter wird mittels Kontingenztafel-Analysen und mit Hilfe von Neuronalen Netzen aufgezeigt (BTU Cottbus).

Zusammenarbeit mit den anderen Projekten der Elbe-Ökologie

Im BMBF- Projekt „Retentionsflächenrückgewinnung und Altauenreaktivierung in der Mittel-Elbe“, Teilprojekt „Bodenkunde und Ökologie“ wird u.a. das Makrozoobenthos und die Carabidenfauna (Laufkäferfauna) der Nebengewässer der Elbe untersucht (Beginn 1999). Es fand ein Treffen in Marburg statt. Ein Daten- und Informationsaustausch ist besonders im Hinblick auf potenzielle Elbebesiedler interessant.

Mit Dr. Herbert Reusch, BAL (Projekt Sachsen Anhalt), findet ein Informationsaustausch zur Besiedlung durch Makrozoobenthos, insbesondere Chironomiden, statt.

Mit Dr. M. Brunke, IGB (Projekt Stoffdynamik im Fließgewässer), werden Informationen zur Besiedlung durch Makrozoobenthos ausgetauscht.

Im Projekt der **TU-Braunschweig** wird die Carabidenfauna in einem Gebiet bei Sandau mit Bodenfallen aufgenommen und ein Habitataignungsmodell erstellt. Wissenschaftlicher Austausch und Abstimmungsgespräche finden statt.

3 Teilprojekt Cottbus

Leiter des Teilprojektes: Prof. K.P. Holz
Projektbearbeitung: Dr. M. Holena

Nach der Kürzung der Personalmittel hat sich das Teilprojekt Cottbus folgendes Ziel gesetzt: Durch die Anwendung fortgeschrittener Methoden der explorativen Datenanalyse Voraussetzungen dafür zu schaffen, dass in den Daten weit komplexere und tiefere Zusammenhänge zwischen der Biotik und Abiotik entdeckt werden können, als sie sich mit den traditionellen Methoden der biologischen Datenanalyse entdecken lassen. Da für die Suche nach allgemeinen Zusammenhängen zwischen hydrologischen und biologischen Daten bisher keine bewährte Methodologie existiert, wurde von Anfang an angestrebt, diese Aufgabe mit mehreren unterschiedlichen Ansätzen anzugehen. Insbesondere sollte neben etablierten statistischen Methoden auch ein nichtstatistischer Ansatz verwendet werden. Dadurch sollte die Gefahr, dass die benutzte Methode tendenziös vorgeprägt ist (method bias), möglichst begrenzt werden.

Unter den statistischen Methoden entsprechen der Zielstellung des Teilprojektes am besten die Analyse von mehrdimensionalen Kontingenztafeln mit dem log-linearen Modell, sowie die multidimensionalen Regressionsmethoden. Die Tatsache, dass die biotischen Merkmale nominal, oft sogar dichotom sind, macht die Analyse von mehrdimensionalen Kontingenztafeln zur bevorzugten Wahl. Für diese Wahl spricht außerdem noch das Argument, dass der ausgewählte nichtstatistische Ansatz – künstliche neuronale Netze – auf verwandten Prinzipien wie multidimensionale Regressionsmethoden basiert, und daher auch zu ähnlichen Ergebnissen führt. Leider sind in dem Softwarepaket Matlab, das für das Teilprojekt Cottbus gekauft wurde, keine Methoden für die Analyse von mehrdimensionalen Kontingenztafeln implementiert. Daher werden für diese Analyse selbstprogrammierte fortgeschrittene Algorithmen verwendet, die sich schon bei mehreren Aufgaben mit einer ähnlichen Zielstellung gut bewährt haben. Diese Programme waren Anfang 1999 schon überwiegend vorhanden und mußten vor allem um Prozeduren für die Vorbereitung der Daten und HTML-Ausgabe der Ergebnisse ergänzt werden.

Unter den nichtstatistischen Ansätzen werden für die Wissensextraktion in Daten

überwiegend künstliche neuronale Netze, fuzzy Logik und Entscheidungsbäume verwendet. Da die Cottbuser Projektmitarbeiter mit allen drei gut vertraut sind, richtete sich hier die Wahl vor allem nach dem zusätzlichen Programmieraufwand, das jeder von diesen Ansätzen mit sich bringen würde. Unter diesem Gesichtspunkt wurden künstliche neuronale Netze ausgewählt, konkret das mehrschichtige Perzeptron, für das in der Matlab-Erweiterung „Neural-Networks Toolbox“ eine große Anzahl von vorgefertigten Prozeduren zur Verfügung steht. Hierzu sind jedoch zwei Anmerkungen angebracht:

Die Prozeduren in der Matlab-Erweiterung „Neural-Networks Toolbox“ betreffen vor allem das Trainieren von neuronalen Netzen und die damit zusammenhängende Datenvorverarbeitung. Für die eigentliche Wissensextraktion ist auf jeden Fall eine Reihe zusätzlicher Prozeduren erforderlich, egal welcher Ansatz verwendet wird. Diese Prozeduren wurden zwar überwiegend schon 1999 erstellt, zum Teil wird an ihnen allerdings auch noch im Jahr 2000 gearbeitet.

Einer der beiden anderen erwähnten nichtstatistischen Ansätze, die fuzzy Logik, ist vorgesehen zum Einsatz für die Lösung eines Problems, das bei den ersten praktischen Datenauswertungen Ende 1999 auftauchte (s. dazu 3.1.3 unten)

Im folgenden werden die wichtigsten theoretischen Prinzipien der ausgewählten Ansätze kurz erklärt.

Die im Projekt benutzte Methode für Regelextraktion aus Daten basiert auf der Observationslogik. Ein *monadischer Observationskalkül* besteht aus *unären Prädikaten*, in denen nur eine einzige Objektvariable x vorkommt, und aus *generalisierten Quantifikatoren*. Von Prädikaten können mit den üblichen logischen Konjunktionen (\neg , \wedge , ...) *offene Ausdrücke* gebildet werden, während *geschlossene Ausdrücke* durch das Anwenden *generalisierter Quantifikatoren* an offene Ausdrücke entstehen.

Ein unäres Prädikat legt, im Allgemeinen, einen Wertebereich, oder sogar einen einzigen Wert einer Variablen fest, die eine Eigenschaft individueller Objekte

beschreibt. Zum Beispiel, wenn die betrachteten Objekte die sind, kann ein unäres Prädikat einen Wertebereich eines Umweltfaktors oder einen Wertebereich der Abundanz einer Spezies festlegen,

glühbarer Anteil $< 5 \%$,

Abundanz von Tubificidae > 500 ,

sowie auch nur die Tatsache, dass eine Spezies in der Probe auftrat,

Tubificidae = ja, oder vereinfacht bloß Tubificidae.

Ein offener Ausdruck mit logischen Konjunktionen entspricht demzufolge einer Kombination von mehreren Eigenschaften individueller Objekte, z.B.

glühbarer Anteil $< 5 \%$ \wedge mittlerer Korndurchmesser $= 1-1.5 \text{ mm}$ \wedge \wedge Fließgeschwindigkeit $> 0.2 \text{ m/s}$.

Dagegen legen geschlossene Ausdrücke die Anwesenheit von Eigenschaften fest, mit denen sich die Gesamtheit aller betrachteten Objekte (z.B. aller betrachteten Proben) charakterisieren lässt. So lässt sich die Tatsache, dass alle betrachteten Proben Oligochaeten enthalten, mit $(\forall x)\text{Oligochaeta}$ ausdrücken. Falls ein Quantifikator Q binär ist oder eine noch höhere Arität hat, d.h. falls es sich um einen m -ären Quantifikator mit $m \geq 2$ handelt, legt der geschlossene Ausdruck $(Qx)(\mathbf{j}_1, \dots, \mathbf{j}_n)$ einen Zusammenhang zwischen den Eigenschaften, die den offenen Ausdrücken $\mathbf{j}_1, \dots, \mathbf{j}_n$ entsprechen, fest.

Durch eine geeignete Definition von generalisierten Quantifikatoren können durchaus verschiedene, selbst sehr komplizierte, Zusammenhänge zwischen den Eigenschaften von betrachteten Objekten festgelegt werden. Im Projekt werden Quantifikatoren für zwei wichtige Arten von Zusammenhängen verwendet:

Zusammenhänge, die hinter zufälligen Einflüssen verborgen sind, d.h. Zusammenhänge, die mit statistischen Hypothesentests entdeckt werden können;

Zusammenhänge, die sich von Abbildungen ableiten lassen, die aus Trainieren von neuronalen Netzen resultieren.

Auf eine Erklärung der Methodik der Regelextraktion für diese beiden Arten von

Zusammenhängen wird in diesem Zwischenbericht verzichtet, sie wird jedoch im Abschlußbericht des Projektes enthalten sein.

3.1 Durchgeführte Auswertungen

Die eigentlichen Auswertung wurden 1999 durch Mangel an Daten gehindert, da für sie nur Daten von jenen Proben benutzt werden können, bei denen die Analyse biologischer Inhalte durchgeführt wurde, und bei benthischen Proben auch die Strömungsgeschwindigkeit und Wasserhöhe im Simulationsmodell berechnet wurden. Im 3. Quartal wurden für die Suche nach Zusammenhängen zwischen hydrologischen und biologischen Daten die folgenden zwei Datenbanken freigegeben:

Die Datenbank „BIODAT10“ mit benthischen Daten aus dem Jahr 1998. Sie enthielt Daten von 613 Proben, von denen allerdings nur bei 35 Proben sowohl die Analyse biologischer Inhalte durchgeführt, als auch Strömungsgeschwindigkeit und Wasserhöhe berechnet worden waren. Für die Auswertungen konnten also nur Daten von diesen 35 Proben benutzt werden.

Die Datenbank „COLDAT“ mit terrestrischen Daten aus dem Jahr 1998. Sie enthielt Daten von 78 Proben mit durchgeführter Analyse biologischer Inhalte, so dass alle Daten aus dieser Datenbank für die Auswertung benutzt werden konnten.

Die Ergebnisse der durchgeführten Auswertungen wurden auf dem Elbe-Server abgelegt. Die Inhalte der Ergebnisdateien können deren Bezeichnung entnommen werden, die im folgenden erklärt wird. Die Bezeichnungen der Ergebnisdateien wurden bei beiden Datenbanken nach denselben Prinzipien gebildet, daher werden sie nur bei der Datenbank „BIODAT10“ detailliert beschrieben.

3.1.1 Datenbank „BIODAT10“

Die Ergebnisse der Auswertung der Daten aus der Datenbank „BIODAT10“ liegen auf dem Elbe-Server, im Verzeichnis "Mitabeiter/Holena/biodat10". Hier wird nun die Bezeichnungen der einzelnen Ergebnisdateien erklärt.

Kontingenztafelanalyse :

Ihre Ergebnisse befinden sich in den Dateien "alle_...", "laengste_..." und

"bonferroni_:". Der mittlere Teil des Dateinamens jeder solcher Datei (nach dem ersten "_") verweist auf den angewendeten Ansatz, der letzte Teil (nach dem zweiten "_") auf das Signifikanzniveau, bei dem die Analyse durchgeführt wurde. Alle diese Dateien sind HTML-Dateien (Erweiterung ".html"), lassen sich also mit jedem Web-Browser lesen.

Bei den Ansätzen heißt die Anfangszahl 4, dass Zusammenhänge zwischen höchstens 4 Umweltfaktoren (und je einer Spezies) gesucht wurden. Die folgenden Ansätze wurden benutzt:

lower critical implication with $p = 1/2$ ("4l50") - testet, ob unter der Kombination der Umweltfaktoren die Wahrscheinlichkeit, dass die Spezies vorkommt, zumindest so hoch ist wie die Wahrscheinlichkeit, dass sie nicht vorkommt (s. als Beispiel die Datei „laengste_4l50_05.html“ in Abbildung 31);

lower critical implication with $p = 2/3$ ("4l66") - testet, ob unter der Kombination der Umweltfaktoren die Wahrscheinlichkeit, dass die Spezies vorkommt, zumindest so doppelt so hoch ist wie die Wahrscheinlichkeit, dass sie nicht vorkommt;

Fisher quantifier ("4f") - testet positive Korrelation zwischen der Kombination von Umweltfaktoren und dem Vorkommen der Spezies (s. als Beispiel die Datei „alle_4f_05.html“ in Abbildung 32);

"4l50f" - gleichzeitige Anwendung von "4l50" und "4f";

"4l66f" - gleichzeitige Anwendung von "4l66" und "4f".

Das Signifikanzniveau ist entweder 5% ("_05") oder 10% ("_10").

Die Dateien "alle_..." enthalten immer alle beim angewendeten Ansatz nachweisbare Zusammenhänge zwischen ausgewählten Umweltfaktoren und dem Vorkommen ausgewählter Spezies, während die Dateien "laengste_..." nur solche Zusammenhänge enthalten, die beim vorgeschriebenen Signifikanzniveau nicht durch einen Zusammenhang zwischen einer längeren Kombination von Umweltfaktoren und derselben Spezies überdeckt sind.

Sowohl die in den Dateien "alle_..." , als auch die in den Dateien "laengste_..." enthaltenen Zusammenhänge halten das vorgeschriebene Signifikanzniveau lokal ein, d.h. ohne Bezug auf die anderen Zusammenhänge. Eine Stärkere Anforderung ist das globale Einhalten des Signifikanzniveaus in Bezug auf alle in Frage kommenden Zusammenhänge, entsprechend entweder dem Kriterium von Bonferroni, dem Kriterium

Elbe river groyne fields ecology - DB "biodat10"

lower critical implication: test of the conditional probability $p = 1/2$ on the significance level 5 %

lower critical implication	Species	Ecological factors	
0.026	Cladocera	glowable proportion = below 10 %	
0.00076	Copepoda	glowable proportion = below 10 %	
0.0096	Propappus	glowable proportion = below 10 %	
2.5e-005	Tubificidae	glowable proportion = below 10 %	
0.031	Cladocera	glowable proportion = below 10 %	flow velocity = 50-70 cm/s
0.031	Copepoda	glowable proportion = below 10 %	flow velocity = 50-70 cm/s
0.031	Nais	glowable proportion = below 10 %	flow velocity = 50-70 cm/s
0.033	Propappus	glowable proportion = below 10 %	water level = below 0.4 m
0.035	Propappus	grain diameter - Meyer's method = above 1.5 mm	water level = below 0.4 m
0.031	Robackia	glowable proportion = below 10 %	flow velocity = 50-70 cm/s
0.033	Tubificidae	glowable proportion = below 10 %	water level = below 0.4 m
0.0032	Tubificidae	glowable proportion = below 10 %	grain diameter - Meyer's method = above 1.5 mm
0.016	Tubificidae	glowable proportion = below 10 %	grain diameter - Führböter's method = 0.4-0.6 mm

von Holm, oder der Kriterium von Simes. Globale Signifikanz lässt sich allerdings nur für einen einzigen Zusammenhang und nur bei dem Ansatz "4I50" nachweisen. Da für den Fall eines einzigen Zusammenhangs alle 3 Kriterien äquivalent sind, wurde die Datei als "bonferroni_..." bezeichnet.

Neuronales Netz:

Alle Dateien enthalten Grafiken, entweder als Postscript (".ps") oder als Tiff (".tif"). Die Dateien "1d1.ps" - "1d10.ps" dokumentieren die Abhängigkeit der Sicherheit des

Elbe river groyne fields ecology - DB "biodat10"

1-4 ecological factors: Fisher quantifier, significance level 5%

Fisher quantifier	Species	Ecological factors		
0.0019	Pristina	water level = below 0.4 m		
0.036	Robackia	flow velocity = 50-70 cm/s		
0.00042	Pristina	glowable proportion = below 10 %	water level = below 0.4 m	
0.02	Pristina	grain diameter - Meyer's method = above 1.5 mm	water level = below 0.4 m	
0.036	Robackia	glowable proportion = below 10 %	flow velocity = 50-70 cm/s	
0.011	Pristina	glowable proportion = below 10 %	grain diameter - Meyer's method = above 1.5 mm	water level = below 0.4 m

Abbildung 32

Vorkommens von 10 ausgewählten Spezies auf den Werten einzelner ausgewählter Umweltfaktoren (s. als Beispiel die Datei „1d1.ps“ in Abbildung 33).

Die Dateien "2d1.ps" - "2d9.ps" dokumentieren für 9 Kombinationen von je zwei ausgewählter Umweltfaktoren die Abhängigkeit der Sicherheit des Vorkommens der Spezies auf den Werten der Umweltfaktoren (s. als Beispiel die Datei „2d4.ps“ in Abbildung 34).

Die Dateien "3d1.tif" - "3d3.tif" und "3d4.ps" - "3d6.ps" zeigen an 6 Beispielen die Abhängigkeit der Sicherheit des Vorkommens der Spezies auf den Werten der Kombinationen von je drei ausgewählter Umweltfaktoren (s. als Beispiel die Datei „3d1.tif“ in Abbildung 35).

3.1.2 Datenbank „COLDAT“

Die Ergebnisse der Auswertung der Daten aus der Datenbank „COLDAT“ liegen auf dem Elbe-Server, im Verzeichnis "Mitarbeiter/Holena/coldat". Die Bezeichnungen der Dateien in diesem Verzeichnis wurden nach denselben Regeln gewählt wie bei der Datenbank „BIODAT10“, so dass für die Inhalte dieser Dateien das Gleiche gilt wie für die Inhalte der Dateien im Verzeichnis "~/Mitarbeiter/Holena/biodat10" (s. als Beispiel die Datei „2d1.ps“ in Abbildung 36).

3.1.3 Methodologische Einschränkungen der durchgeführten Auswertungen

Wegen der kleinen Anzahl der Proben im Verhältnis zur Vielfalt möglicher Kombinationen der Umweltfaktoren läßt sich nicht die Abhängigkeit konkreter Abundanzwerte von den Werten der Umweltfaktoren untersuchen. Bei der Auswertungen im Jahr 1999 wurde wegen der sehr kleiner Anzahl der zur Auswertung benutzbaren Datensätze nur zwischen dem Vorhandensein und Nichtvorhandensein jeder einzelner Spezies unterschieden. Bei den Auswertungen im Jahr 2000

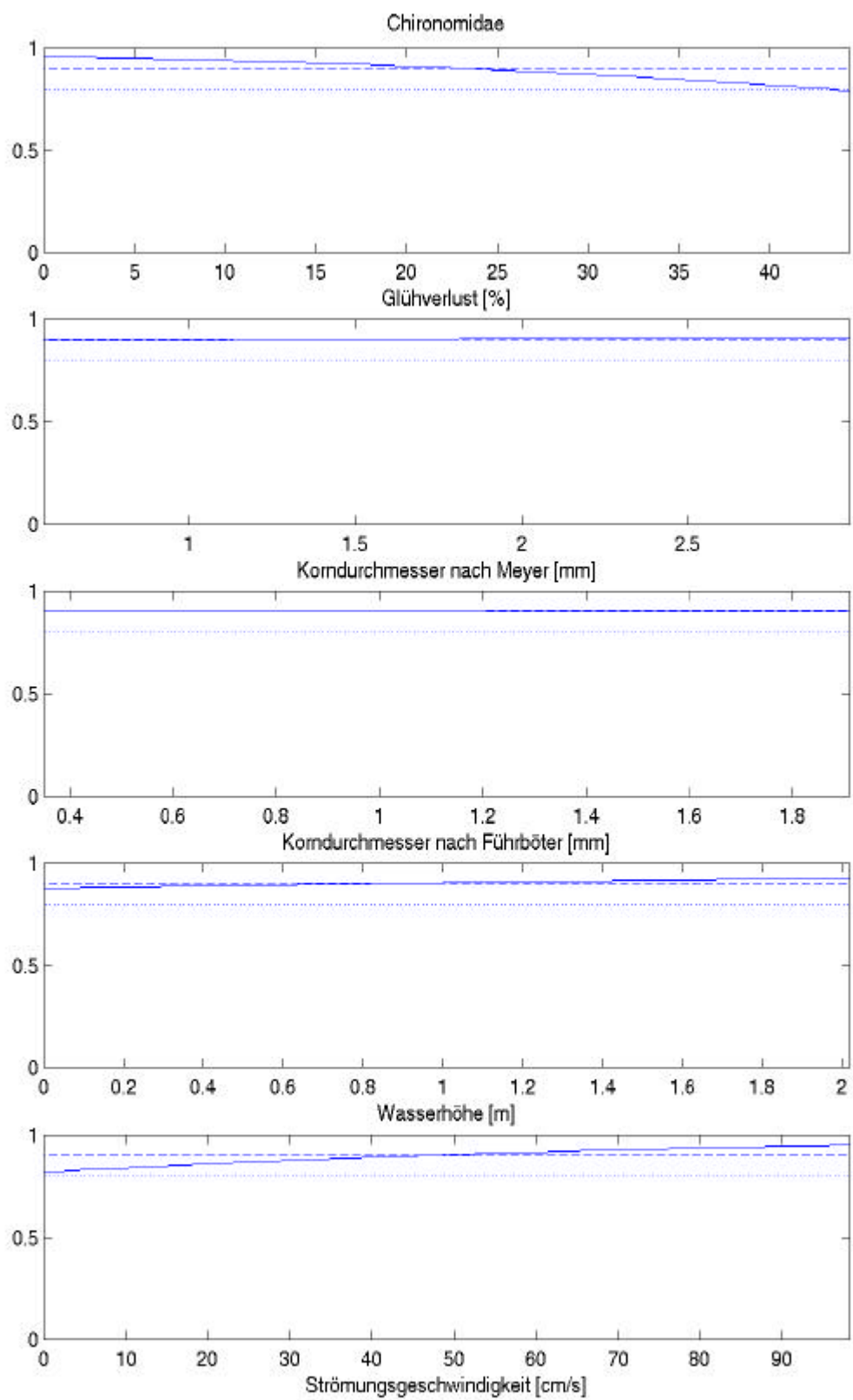


Abbildung 33

wird die Abhängigkeit von den Werten der Umweltfaktoren für die wichtigsten Wertebereiche der Abundanzen untersucht, wie z.B. "niedrige Abundanz", "hohe Abundanz", "sehr hohe Abundanz" usw. Dabei entsteht allerdings die Frage, wie solche Wertebereiche zu definieren. Eine scharfe Abgrenzung (z.B. die Abundanz 10 zählt noch als "klein", die Abundanz 11 schon als "groß") ist unnatürlich und schließt viel Subjektivität und Willkür ein. Wesentlich plausibler ist ein stufenweiser Übergang zwischen den Wertebereichen, bei dem ein Abundanzwert zu mehreren Wertebereichen gleichzeitig gehören kann, zu jedem mit einem gewissen Zugehörigkeitsgrad. Die Auswertung solcher Abundanzwerte kann mit den Methoden der Analyse unscharfer Daten angegangen werden, die auf der fuzzy Logik basiert. Die Programme für die Auswertung der Abundanzwerte mit den Methoden der Analyse unscharfer Daten werden im Jahr 2000 erstellt.

Die Ergebnisse der Auswertungen der Datenbanken „BIODAT10“ und „COLDAT“ mit neuronalen Netzen enthalten nur Abhängigkeiten, die direkt als Projektionen der durch das Netz realisierten Funktion dargestellt werden können. Die hyperpolyedrische und hyperrechteckige Bereiche, die sich im Umweltparameterraum finden lassen, sind in diesen Ergebnissen nicht vorhanden, weil das Erstellen der Prozeduren zum finden solcher Bereiche erst im Jahr 2000 abgeschlossen wurde. Im Augenblick des Schreibens dieses Zwischenberichts sind allerdings diese Prozeduren schon fertig, daher werden nun zur Illustration der Methoden in Abbildung 37 die Polygone (= zweidimensionale hyperpolyedrische Bereiche) in einer zweidimensionalen Projektion des Umweltparameterraumes gezeigt, und in Abbildung 38 dann jene rechteckigen Bereiche, durch die sich die in Abbildung 37 gezeigten Polygone unter Anwendung der gewichteten empirischen Verteilung ersetzen lassen.

3.2 Bisherige Erfahrungen aus den Auswertungen

Da die Reihenfolge der Ermittlung des biologischen Inhalts der Proben im Wesentlichen von der Reihenfolge der Probenahme abhängt, stellen die bisher für die Auswertungen verfügbaren Proben keine Zufallsauswahl aus der Menge aller genommenen Proben dar. Deshalb, sowie wegen des ziemlich kleinen Anteils dieser auswertbaren Proben an der Gesamtanzahl aller Proben ist die Aussagekraft der Ergebnisse der bisherigen Auswertungen nur sehr begrenzt. Trotzdem bestätigen diese Ergebnisse, dass sowohl

statistische Methoden als auch künstliche neuronale Netze interessante und neuartige Einblicke in die Zusammenhänge zwischen Abiotik und Biotik in den Bühnenfeldern bieten können.

Daraus ergibt sich einerseits der Bedarf, in der Abschlußphase des Projektes wesentlich mehr Proben für die Auswertungen zur Verfügung zu stellen, andererseits die Schlußfolgerung, dass es durchaus nützlich und sinnvoll wäre, die Ergebnisse der durchgeführten Auswertungen bei künftigen wasserbaulichen Entscheidungen zu berücksichtigen. Dazu wäre es allerdings notwendig, diese Ergebnisse zuerst in ein Inferenzsystem einfließen zu lassen, das bei künftigen wasserbaulichen Vorhaben den Entscheidungsträgern zur Verfügung stehen wird. Solche Entscheidungsunterstützungssysteme werden heute für umweltgerechte Lösungen verschiedener Probleme immer häufiger verwendet. Da insbesondere die trainierten neuronalen Netze ziemlich direkt in ein Entscheidungsunterstützungssystem überführt werden können, wäre es vorteilhaft, ein solches System mit Matlab zu entwickeln. Dadurch können beträchtliche Kosten für spezielle Entwicklungssoftware erspart werden, und vor allem kann ein weitgehend flexibles Entscheidungsunterstützungssystem erstellt werden, das sich einfach erweitern und auf andere Flüsse übertragen lassen wird.

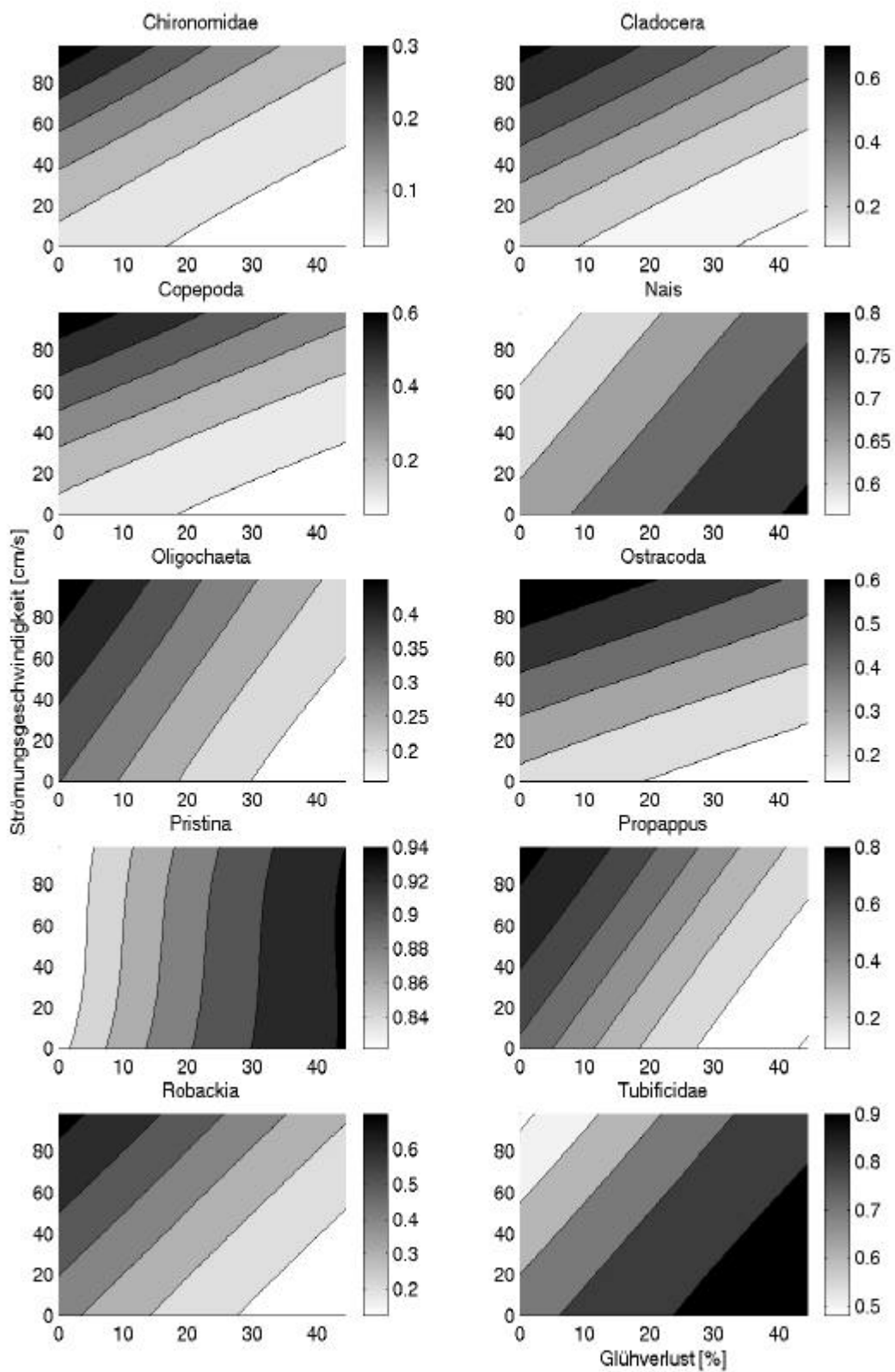


Abbildung 34

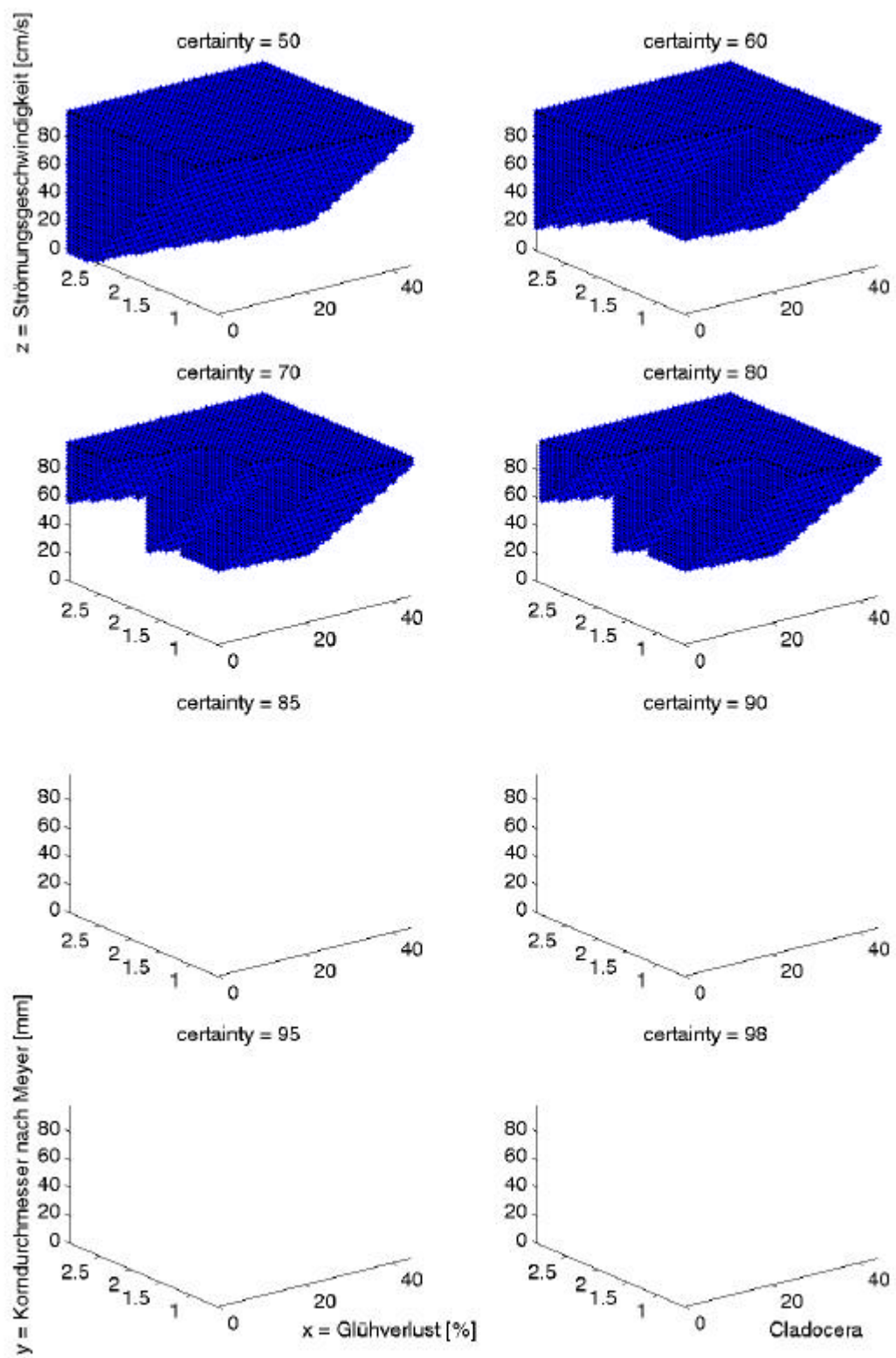


Abbildung 35

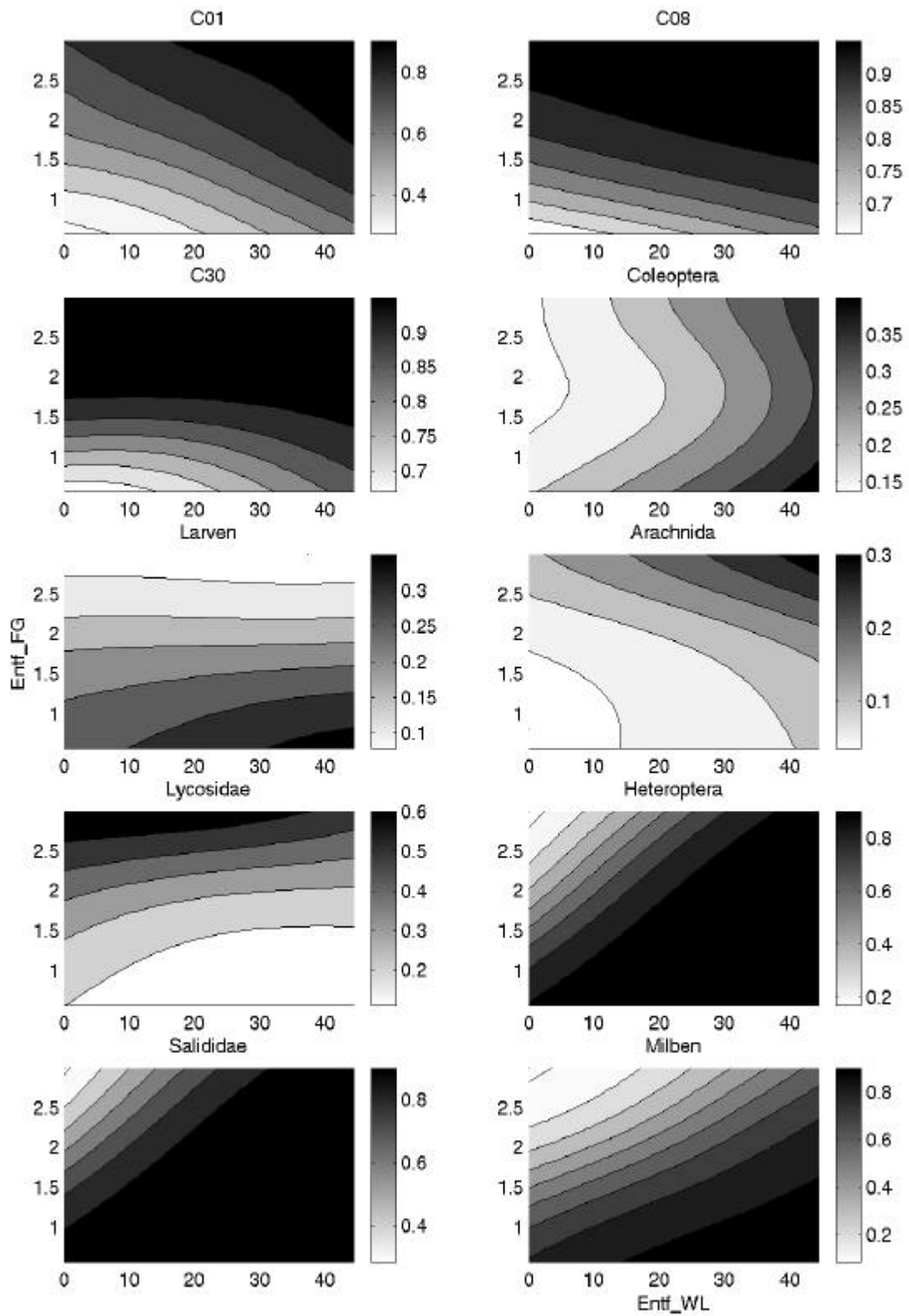


Abbildung 36

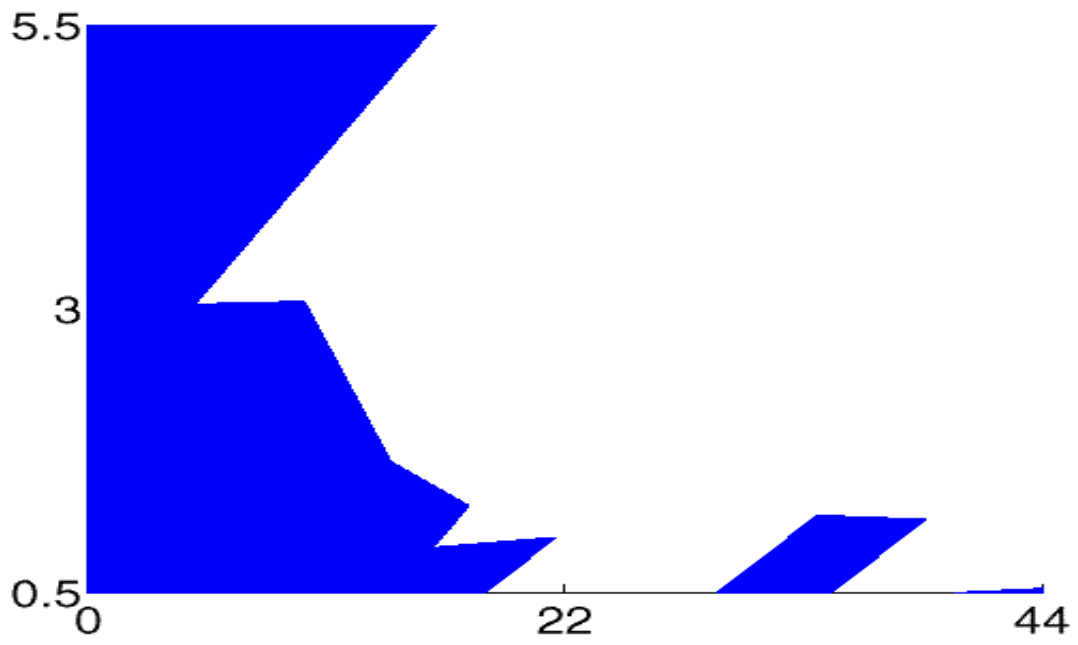


Abbildung 37

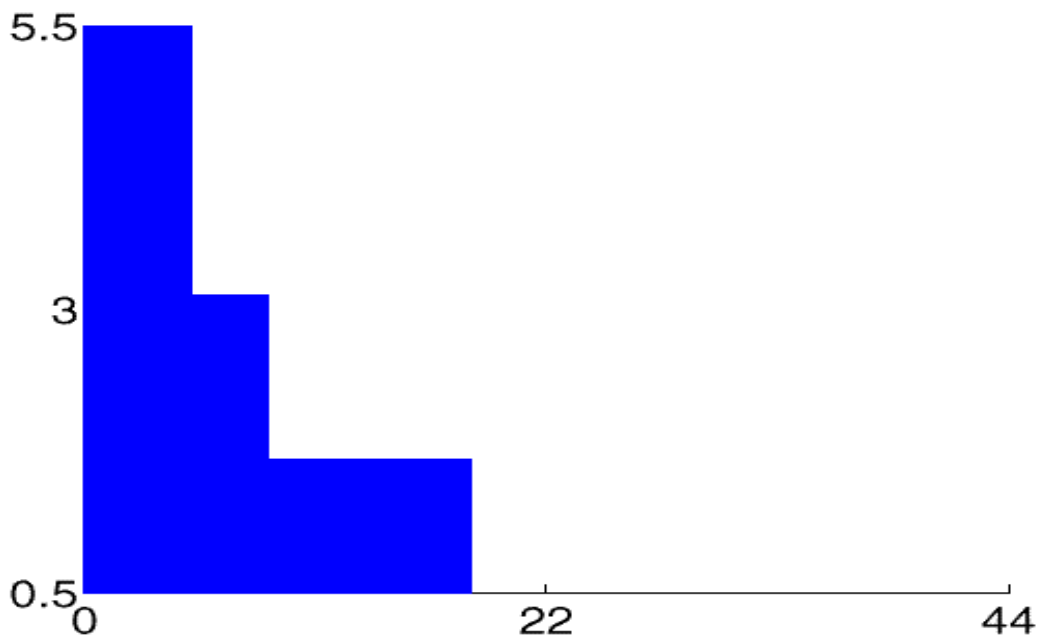


Abbildung 38

4 Literatur

- ABMUTH, T. (1992): Uferbewohnende Laufkäfer (Carabidae) und Blütenkäfer (Anthicidae) in Abhängigkeit vom Wassergang des Rheins. Diplomarbeit, TU-Darmstadt, unveröffentlicht.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BLFW) (1996): Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. - Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, Heft 4/1996: 543 S., München.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. - Springer-Verlag Wien, New York.
- CASPERS, H. (1952): Bodengreiferuntersuchungen über die Tierwelt in der Fahrrinne der Unterelbe und im Vormündungsgebiet der Nordsee. Verh. Dt. Zool. Ges. Wilhelmshaven.
- JÄHRLING 1995, 1996:
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. - Ulmer Verlag Stuttgart.
- ENGELMANN, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden.- Pedobiologia 18: 378-380.
- FREUDE, H. ET AL. (1976) Die Käfer Mitteleuropas, 2.
- 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.
- HORION, A. (1941) Faunistik der deutschen Käfer, 1, Adephaga – Caraboidea.
- JÄHRLING, K.-H. (1996): Die flußmorphologischen Veränderungen an der Mittelelbe 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.
- KLAPP, E, OPITZ VON BOBERFELD, W. (1990): Taschenbuch der Gräser. - Paul Parey Verlag Berlin, Hamburg.
- KOCH, K. (1989): Ökologie 1-3. - Die Käfer Mitteleuropas.
- MOOG (1995): Fauna Aquatica Austriaca, Lieferung Mai/95. - Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- OBERDORFER, E (1993b): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil III. - G. Fischer Verlag Jena, Stuttgart, New York..
- OBERDORFER, E (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Verlag Eugen Ulmer Stuttgart.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Ulmer Verlag Stuttgart.
- ROTHMALER, W. (1994): Exkursionsflora von Deutschland: Gefäßpflanzen Atlasband. - G. Fischer Verlag Jena, Stuttgart.
- ROTHMALER, W. (1995): Exkursionsflora von Deutschland: Gefäßpflanzen Kritischer Band. - G. Fischer Verlag Jena, Stuttgart.
- SCHMEIL, O., FITSCHEN, J. (1993): Flora von Deutschland. – Quelle & Meyer Verlag Heidelberg, Wiesbaden.

- SCHÖLL, F., BALZER, I. (1998): Das Makrozoobenthos der deutschen Elbe 1992 - 1997. *Lauterbornia* 32: 101-112. Dinkelscherben.
- WILDI, O. (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. Geobotanisches Institut der ETH Zürich, Heft 90, 272 S.
- WILMANN, O. (1989): Ökologische Pflanzensoziologie. – Quelle & Meyer Verlag Heidelberg, Wiesbaden.
- WISSKIRCHEN, R. (1995): Verbreitung und Ökologie von Flußufer-Pioniergesellschaften (*Chenopodium rubri*) im mittleren und westlichen Europa. - *Dissertationes Botanicae* Bd. 236, J. Cramer Verlag Berlin, Stuttgart.

5 Anhang

