

**Anpassung der Unter- und Außenelbe
an die Containerschiffahrt
- Beweissicherung Makrozoobenthos -
Statistische Analyse zur Ermittlung der
Anzahl notwendiger Parallelproben**

BfG-1227

Bundesanstalt für Gewässerkunde

Anpassung der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt - Beweissicherung Makrozoobenthos - Statistische Analyse zur Ermittlung der Anzahl notwendiger Parallelproben

Auftraggeber: Wasser- und Schiffsamt Hamburg
Vorgang: Jap BfG 2639

Aufgestellt: Referat U4, Tierökologie
Bearbeiter:
Dr. Stefan Nehring
Dr. Michael Kinder

Koblenz, 14.02.2000
1227

BfG-

Vervielfältigungen oder Veröffentlichungen des Berichtes – auch auszugsweise – bedürfen der schriftlichen Genehmigung der Bundesanstalt für Gewässerkunde.

Inhalt

Seite

Fehler! Es wurden keine Einträge für das Inhaltsverzeichnis gefunden.

8	Anhang.....	75
---	-------------	----

0 Zusammenfassung

Im Rahmen der Beweissicherung zur WSV-Maßnahme „Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt“ wurde im April 1999 in Ergänzung zu den Untersuchungen der Umweltverträglichkeitsstudie eine zusätzliche Nullmessung zum Schutzgut Makrozoobenthos im marinen (Strom-km 732-738) und limnischen (Strom-km 647-653) Gebiet der Außen- und Unterelbe durchgeführt.

Im Planfeststellungsbeschluß ist vorgegeben (s. Ziff. 3.2.2.1), dass anhand einer wissenschaftlichen Auswertung dieser zusätzlichen Messung exemplarisch geprüft werden soll, ob 3 oder bis zu 6 Parallelproben bei den künftigen Folgebeprobungen (nach Abschluß der Fahrrinnenanpassung) zu entnehmen sind.

Als Eingangsvoraussetzung zur Klärung dieser Fragestellung ist festzustellen, dass die notwendige Anzahl von Parallelproben nur für eine ganz konkrete Fragestellung mit einem entsprechenden Datensatz bestimmt werden kann.

- ⇒ Allgemein soll die Beweissicherung zeigen, ob maßnahmebedingte Auswirkungen vorlie- ⇐
gen oder nicht. Dafür geeignete Daten liegen aber erst mit der ersten Beprobung nach
Abschluß der Maßnahme vor. Daher können noch keine Auswirkungen nachgewiesen
werden und der hierfür notwendige Probenumfang noch nicht exakt bestimmt werden.
- ⇒ Die im vorliegenden Bericht durchgeführten statistischen Analysen (u.a. Arten-Areal- ⇐
Kurve, Ordinationsverfahren) der Daten aus der Nullmessung ergeben aber einen groben
Anhaltspunkt, in welchem Maße und mit wie viel Parallelproben mögliche Auswirkungen
der Elbeanpassung nachgewiesen werden könnten.

Die Datengrundlage bestand in den für diese Analyse im Rahmen der Sitzungen der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Beweissicherung Makrozoobenthos“ festgelegten Stationen. Es handelte sich hierbei um je 8 Stationen im marinen und limnischen Bereich der Elbe, die jeweils Eingriffs- (Baggerstrecke, Klappstelle) und potentielle Auswirkungs- (sekundär beeinflusst durch Eingriff) und Referenzbereiche (unbeeinflusst durch Maßnahme) umfaßte.

Prinzipiell sind zwei verschiedene Ansätze für eine Datenanalyse zur notwendigen Anzahl an Parallelproben möglich. Neben dem Vergleich einzelner Stationen kann auch ein Vergleich von Flächen (Zusammenfassung bestimmter Stationen, die z.B. alle im Eingriffs- bzw. im Referenzbereich liegen) durchgeführt werden. Aufgrund der höheren Datenmenge beim Flächenvergleich ist als Ergebnis der Analyse eine geringere Anzahl an Parallelproben pro Station im Vergleich zum reinen Stationsansatz sehr wahrscheinlich. Aufgrund der geringen Anzahl an Stationen im vorliegenden Bericht wurde eine derartige Flächenanalyse aber nicht durchgeführt.

Das Grundprinzip der durchgeführten Berechnungen lag vor allem in der Darstellung von Unterschieden in der Besiedlung der einzelnen Stationen untereinander (mit Rückschlüssen auf Ähnlichkeiten), wobei sehr seltene Arten (Einzelfunde) weitestgehend unberücksichtigt blieben.

Die wichtigsten Ergebnisse sind:

Elbe-km 733 - 740 (mariner Bereich)

Bestimmte Unterschiede zwischen einzelnen Stationen sind bereits mit 3 Parallelproben nachzuweisen, andere mit 4 bis 6 Parallelproben. Nur zum abgesicherten Nachweis für den möglicherweise vorhandenen Unterschied zwischen der Eingiffsstation M35 (Fahrrinne) und der potentiellen Auswirkungs- bzw. Referenzstation M7 sind 6 Proben nicht ausreichend.

Elbe-km 647 - 653 (limnischer Bereich)

Von den 8 untersuchten Stationen im limnischen Bereich unterscheidet sich die Besiedlung der Station L1 sehr deutlich von allen anderen. Um diesen Unterschied signifikant nachweisen zu können, sind nur 3 Parallelproben notwendig. Um die Unterschiede innerhalb der übrigen 7 Stationen zu verdeutlichen, sind allerdings mindestens 5, teilweise auch mehr als 6 Parallelproben notwendig.

Fazit

Ergebnis

Auf der vorliegenden Datenbasis können keine eindeutigen Angaben zur Minimalanzahl der notwendigen Parallelproben gemacht werden. Über den geeigneten Probenumfang zur Erfassung möglicher Auswirkungen der Elbeanpassung auf das Schutzgut Makrozoobenthos können daher keine qualifizierten Einschätzungen vorgenommen werden.

Empfehlung

Es wird empfohlen, bei der ersten Folgeuntersuchung auch wieder jeweils 6 Parallelproben pro Station zu nehmen und dann die Untersuchungen über einen geeigneten Probenumfang fortzusetzen.

1 Veranlassung

Gemäß den Anordnungen im Planfeststellungsbeschluß zur WSV-Maßnahme „Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt“ müssen im Rahmen der Beweissicherung u.a. umfangreiche Untersuchungen zum Schutzgut Makrozoobenthos vorgenommen werden. Dabei handelt es sich um Untersuchungsbereiche im marinen (Strom-km 733-740) und limnischen (Strom-km 647-653) Gebiet der Außen- und Unterelbe.

Im Rahmen der Sitzungen der Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Beweissicherung Makrozoobenthos“ wurde ein Untersuchungskonzept erarbeitet. Methodik zur Erhebung der Bestände des Makrozoobenthos mit einem Van-Veen-Greifer (0,1 m²), erforderliche Zeitintervalle und räumliche Dichte der Erfassung wurden einvernehmlich beschlossen. Hinsichtlich der erforderlichen Genauigkeit kam man überein, dass an allen Stationen in den beiden Teilgebieten (marin und limnisch) bei der Nullmessung im April 1999 eine Beprobung mit 6 Parallelproben durchzuführen ist. Es wurde vereinbart, dass anhand einer wissenschaftlichen Auswertung exemplarisch an je 8 festgelegten Stationen der beiden Teilgebiete geprüft werden soll, ob 3 oder bis zu 6 Parallelproben bei den künftigen Folgebeprobungen im Rahmen der Beweissicherung Makrozoobenthos zu entnehmen sind. Die AG beschloß einvernehmlich, dass die Bundesanstalt für Gewässerkunde in Koblenz diese Auswertung vornehmen kann. Im Februar 1999 erfolgte die diesbezügliche Beauftragung der BfG durch das Wasser- und Schiffsamt Hamburg.

Im nachfolgenden wird die durch die BfG, Referat Tierökologie erarbeitete statistische Analyse zur Ermittlung der Anzahl notwendiger Parallelproben an Einzelstationen im Rahmen der Beweissicherung Makrozoobenthos zur o.g. Maßnahme in der Elbe vorgestellt. Die gewonnenen Erkenntnisse werden ausgeführt und als Empfehlungen für die Folgebeprobungen jeweils getrennt für den marinen und limnischen Bereich dargelegt.

2 Problemstellung

Die Frage nach einem geeigneten oder gar optimalen Probenumfang für die Beweissicherung Makrozoobenthos an der Elbe läßt sich nicht allgemein beantworten. Grundsätzlich gilt, je schwächer ein Effekt, eine Auswirkung oder ein Besiedlungsunterschied zu Tage tritt und je besser eine Aussage abgesichert sein soll, desto mehr Proben werden benötigt. Umgekehrt kann mit der gleichen Sicherheit ein deutlicher Effekt, wie etwa ein Einbruch bei der Besiedlung auf Grund einer großflächigen Sedimententnahme, mit wenigen Proben nachgewiesen werden.

Weiter ist zu beachten, je größer die Heterogenität der Besiedlung in einem Bereich ist, desto größer kann der notwendige Probenumfang sein, um Unterschiede zwischen verschiedenen Bereichen nachweisen zu können.

Für die Ermittlung einer notwendigen Parallelprobenzahl sind folgende Aspekte zu beachten:

- 1) Es muß zu Anfang eine ganz konkrete Fragestellung formuliert werden, die mit quantitativen Methoden beantwortet werden kann. Tatsächlich ergibt sich bei einer wissenschaftlichen Untersuchung wie dem Beweissicherungsverfahren ein ganzes Spektrum von Fragestellungen. Für jede einzelne, konkret formulierte Frage kann zu einer gesicherten Antwort ein anderer Probenumfang notwendig sein. So kann etwa die mittlere Abundanz einer stetigen Art an einer Station bereits mit wenigen Proben gut bestimmt sein. Um mit der gleichen Sicherheit die mittlere Abundanz einer sehr seltenen Art zu bestimmen, werden dagegen viel mehr Parallelproben benötigt.
- 2) Die Methodik zur Bearbeitung der Fragestellung und die Toleranzgrenzen für statistische Fehler müssen vorher festgelegt werden. Jedes statistische Verfahren stellt seine eigenen Anforderungen an das Datenmaterial.
- 3) Die Besiedlungsdaten sollten in etwa bekannt sein. Je näher die für die Analyse vorliegenden Daten (hier: Nullmessung) an den zukünftigen Daten (hier: z.B. 1. Folgeuntersuchung nach Abschluß der Maßnahme) liegen, desto präzisere Aussagen über einen optimalen Probenumfang (der Beweissicherung) werden erwartet.
- 4) Im Hinblick auf die Fragestellung, Methodik und Datenlage muß ein Rohdatensatz in geeigneter Weise aufbereitet werden. Dabei sind statistische *und* ökologische Kriterien anzulegen.

Im Hinblick auf das Beweissicherungsverfahren zur Elbeanpassung könnten die oben genannten Kriterien wie folgt erfüllt werden:

- zu 1) Eine wichtige Fragestellung bei einer Beweissicherung ist, ob es an einer von der Maßnahme betroffenen Station einen Unterschied in der Besiedlung vor und nach dem Eingriff gibt. Ein möglicher Unterschied wird in Relation zur Besiedlung an anderen Stationen insbesondere an Referenzstationen gesetzt. Da zunächst nur die Daten der Nullaufnahme vorliegen, muß

die Fragestellung modifiziert werden. Es wird die notwendige Parallelprobenzahl bestimmt, mit der die Besiedlungsunterschiede der Stationen in einem Gebiet deutlich gemacht werden können. Eine damit in direktem Zusammenhang stehende Frage ist, welche der nachgewiesenen Arten zu einer statistisch abgesicherten Aussage beitragen können, bzw. wie viele Parallelproben zur abgesicherten Bestimmung eines gewissen Artenspektrums notwendig sind.

- zu 2) In der quantitativen Ökologie kommen zunehmend sogenannte Ordinationsverfahren zur Besiedlungsanalyse zum Einsatz. Hierbei sind vor allem die Hauptkomponentenanalyse (PCA) und Korrespondenzanalyse (COA) zu nennen. Bei diesen Verfahren werden die einzelnen Stationen miteinander verglichen und wesentliche Ähnlichkeiten und Unterschiede aufgezeigt. Damit wird die Besiedlungsstruktur der jeweils 8 Stationen im marinen und limnischen Bereich analysiert. Die Ergebnisse der Ordination werden ergänzend auf signifikante Unterschiede geprüft. Betrachtet wird auch die Güte von Schätzungen zur mittleren Art-Abundanz. Außerdem kommt ein neuerer, modellgestützter Ansatz zur Bestimmung von Arten-Areal-Kurven zum Einsatz, womit der zum Nachweis eines definierten Artenspektrums notwendige Probenumfang abgeschätzt werden kann.
- zu 3) Die zur Beweissicherung notwendigen Untersuchungen nach Durchführung der Elbeanpassung stehen noch bevor. Entsprechende Daten, mit denen mögliche maßnahmebedingte Auswirkungen aufgezeigt werden könnten liegen daher noch nicht vor. Aus diesem Grunde kann zum jetzigen Zeitpunkt für keine Fragestellung genau berechnet werden, wie viele Parallelproben für eine Beweissicherung benötigt werden. Zur Charakterisierung der bei der Beweissicherung in Zukunft anfallenden Besiedlungsdaten liegen hier jedoch die Untersuchungsergebnisse der Nullaufnahme an einigen, ausgewählten Stationen vor. Diese Daten können einen Anhaltspunkt dafür bieten, wie viele Parallelproben bei bestimmten statistischen Methoden der Beweissicherung benötigt werden.
- zu 4) Die im Rahmen der Nullmessung durch BIOCONSULT erhobenen faunistischen Daten müssen unter verschiedenen Gesichtspunkten geprüft bzw. für die anstehenden statistischen Analysen angepaßt werden: Sind alle aufgeführten Arten dem Makrozoobenthos zuzurechnen? Sollen Arten, die mit dem verwendeten Probenahmegerät nicht statistisch absicherbar erfaßt wurden, Berücksichtigung finden? Auf welche Art sind Unterproben (Stechrohre) sowie Abundanzangaben juveniler Organismen in den Datensatz zu integrieren? Sollen seltene Arten zur Bearbeitung der Fragestellung besonders, wenig oder gar nicht berücksichtigt werden?

Die wesentliche Aufgabe der Beweissicherung ist es, zu untersuchen, ob maßnahmebedingte Auswirkungen vorliegen. Dazu wird die Besiedlungsstruktur vor und nach dem Eingriff mit der genannten Methodik verglichen. Dieser Vergleich, insbesondere der zwischen einer von der Anpassung betroffenen Stelle und einer von der Maßnahme unbeeinträchtigten Stelle läßt Schlüsse auf mögliche Auswirkungen zu. Aufgrund der geringen Anzahl an Stationen im vorliegenden Bericht wurde eine

derartige Analyse auf Stationsebene durchgeführt. Daher richtet sich das Hauptaugenmerk hier auf den Unterschied oder die Ähnlichkeit der Besiedlung zwischen den einzelnen Stationen. Es wird heraus gearbeitet, welche Besiedlungsunterschiede zwischen den Stationen mit 6 oder weniger Parallelproben als signifikant festgestellt werden können.

Anmerkung: Diese Angaben zu der notwendigen Anzahl an Parallelproben geben aber nur einen ersten Anhalt wieder. Es ist möglich, dass, wenn die Analysen über einen Vergleich von Flächen (Zusammenfassung bestimmter Stationen, die z.B. alle im Eingriffs- bzw. im Referenzbereich liegen) durchgeführt werden, eine geringere Anzahl an Parallelgreifern pro Station notwendig sind.

Um die statistische Auswertung von großen zufälligen Anteilen frei zu halten, bleiben die sehr seltenen Arten, insbesondere die Einzelfunde unberücksichtigt. Es ist davon auszugehen, dass man an einer Station unabhängig von der Parallelprobenzahl, stets ein Artenspektrum erhält, dass sehr seltene Arten oder Einzelfunde aufweist. Unabhängig vom Stichprobenumfang besteht also generell das Problem, dass nur ein Teil der Arten für eine gesicherte Analyse geeignet ist, wogegen der andere Teil des Artenspektrums eine zu große Zufallskomponente aufweist und daher grundsätzlich unberücksichtigt bleiben muß. Es ist deshalb unabhängig vom Probenumfang nicht möglich, das komplette Artenspektrum an einer Station mit einem für alle Arten geringen statistischen Fehler zu bestimmen.

Es werden einige Unterschiede zwischen Stationen festgestellt, die jedoch nicht so deutlich sind, dass sie mit 6 Parallelproben als signifikant nachgewiesen werden können. So ein Unterschied (oder Effekt) ist entweder in der Realität nicht vorhanden, hier also durch die natürliche Variation zufällig entstanden, oder der gewählten Stichprobenumfang ist zu klein um diesen Unterschied als signifikant auszuweisen. Dann wird gesagt, er liegt unter der *signifikanten Nachweisgrenze*. Diese Grenze ist kein absoluter Wert, sondern ergibt sich jeweils aus den relativen Unterschieden der Stationsdaten zueinander.

Ob dann später maßnahmenbedingte Auswirkungen (Unterschiede) mit entsprechender Sicherheit festgestellt werden können hängt u.A. sehr davon ab, wie stark eine Auswirkung ausfällt bzw. wie deutlich er sich von der natürlichen Dynamik abhebt. Ein Effekt wird nur als abgesichert nachgewiesen werden können, wenn er oberhalb der signifikanten Nachweisgrenze liegt.

Weiterhin wird es wichtig sein, Auswirkungen, die auf die Fahrrinnenanpassung zurückgehen, von anderen Effekten zu trennen. Andere, sich möglicherweise auf die Besiedlung auswirkende Gegebenheiten, sind u.A. Unterhaltungsmaßnahmen, natürliche Besiedlungsdynamik oder außerordentliche (Natur-)Ereignisse. Dazu ist es notwendig zu den von der Maßnahme betroffenen Stationen Referenzstationen zu beproben.

Diese Referenzstationen müssen die gleiche oder eine sehr ähnliche Besiedlungsstruktur wie die zu referenzierenden Stationen aufweisen und ansonsten den gleichen Ausprägungen der abiotischen Parametern unterliegen. Der Besiedlungsunterschied zwischen einer Station und seiner Referenzstation gibt einen Hinweis auf die Größenordnung einer sinnvoll gewählten signifikanten Nachweisgrenze.

ze. Es ist für eine Beweissicherung wahrscheinlich wenig hilfreich durch einen erhöhten Probenumfang an einer beeinträchtigten Station Besiedlungsunterschiede signifikant nachweisen zu wollen, die geringer ausfallen als der zwischen Station und Referenzstation zum Zeitpunkt der Nullaufnahme. Daher wird hier auch angemerkt, in wie weit sich Stationen als Referenz für vom Eingriff betroffene Stationen eignen.

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass Ökosysteme zu einem hochgradig nichtlinearen Verhalten neigen können. Das bedeutet, dass sich die Besiedlungen von zwei sehr ähnlichen Stationen auch ohne anthropogene Eingriffe trotz gleicher Umweltbedingungen sehr unterschiedlich entwickeln können (u.a. JETSCHKE 1989, RICHTER 1985, WISSEL 1989).

Begriffsklärung

<i>Abundanz</i>	Anzahl der Organismen in Bezug auf eine Flächen- oder Raumeinheit
<i>Arten-Areal-Kurve</i>	Quantitative Beziehung zwischen Flächeneinheit und nachgewiesener Artenzahl
<i>COA</i>	Englische Abkürzung für das statistische Verfahren der Korrespondenzanalyse (Korrespondence Analysis), weitere Hinweise im Abschnitt 3.3
<i>Eingriff/Maßnahme</i>	Als Eingriff bzw. Maßnahme wird stets die im Rahmen der Elbeanpassung anstehende Vertiefung der Fahrrinne und die anschließende Verbringung dieses ausgebaggerten Materials auf die ausgewiesenen Klappstellen verstanden. Unterhaltungsmaßnahmen bzw. Maßnahmen Dritter gehören nicht dazu.
<i>Einzelfund</i>	Unter Einzelfund wird in der Regel der Nachweis eines einzigen Individuums an einer Station, hier also in sechs Parallelproben, verstanden. Bei einer Gruppe von Stationen wird unabhängig der Parallelprobenzahl als Einzelfund der einzelne Nachweis einer Art bezogen auf alle betrachteten Proben verstanden.
<i>Greifer/Probe</i>	Die Begriffe Greifer und (Parallel-)Probe werden synonym gebraucht.
<i>Makrozoobenthos</i>	Sammelbegriff für alle am Gewässerboden lebenden Tiere etwa ab 2 mm Länge, speziell in der vorliegenden Studie nur Arten mit eingeschränkter Mobilität.
<i>Nullmessung</i>	Im Rahmen der Elbeanpassung im April 1999 durchgeführte zusätzliche Untersuchung vor Beginn der Fahrrinnenvertiefung.
<i>Ordination(-sverfahren)</i>	Statistisches Verfahren zur Berechnung und Darstellung der wesentlichen Eigenschaften von Besiedlungsproben (siehe Abschnitt 3.3)

<i>PCA</i>	Englische Abkürzung für das statistische Verfahren der Hauptkomponentenanalyse (Principle Component Analysis), weitere Hinweise im Abschnitt 3.3
<i>Probenumfang</i>	Mit (Stich-)Probenumfang ist stets die Anzahl der Parallelproben pro Station gemeint.
<i>Signifikanz(-test)</i>	Begriff (Verfahren) der schließenden Statistik (siehe Abschnitt 3.3)

3 Material und Methoden

3.1 Datenerhebung

Die in der vorliegenden Studie verwendeten Daten zum Makrozoobenthos der Unter- und Außenelbe wurden im Rahmen der Beweissicherung zur Anpassung der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt durch das Ingenieurbüro BIOCONSULT, Bremen im Auftrag des WSA Hamburg erhoben.

Es wurden zwischen dem 06.-12.04.99 in der Außenelbe (mariner Bereich, Abb. 3.1-1) und zwischen dem 27.-29.04.99 in der Unterelbe (limnischer Bereich, Abb. 3.1-2) an jeweils 8 Stationen mit einem Van-Veen-Greifer (0,1 m²) die anstehenden Sedimente beprobt. An jeder Station wurden 6 Parallelproben mit jeweils mindestens $\frac{3}{4}$ Füllungsgrad (Ausnahmen: $\frac{1}{2}$ Füllungsgrad bei Greifer L1-1, L1-2, L41-4) entnommen. Aus jedem Greifer wurde mit einem Stechrohr (15,9 cm²) je eine Unterprobe gewonnen und mit einer Sieb-Maschenweite von 0,250 mm gesiebt. Der restliche Greiferinhalt wurde in eine Wanne überführt und mit einer Sieb-Maschenweite von 1 mm gesiebt. Die Siebrückstände wurden sofort in 70-80% Alkohol fixiert.

Die Stationskennwerte sind in Tabelle 3.1-1 dargelegt. Die in der Laboranalyse ermittelten faunistischen Daten sind dem Anhang beigelegt. Eine umfassende Beschreibung der Probenahme und -aufarbeitung wird durch das Ingenieurbüro BIOCONSULT vorbereitet.

Tab. 3.1-1: Stationskennwerte (Alle Angaben nach BIOCONSULT).

	Station	Bereich	Wassertiefe (ca. m)	Sediment	Abkürzungserklärung		
Mariner Bereich	M 3	U	4	1	Bereich	F	Fahrrinne
	M 7	U	10	2		K	Klappstelle
	M 9	U	14	2		U	Umgebung
	M 16	K	12	2	Wassertiefe		
	M 27	U	13	2			
	M 35	F	14	3			
	M 37	U	9	2	Sediment	1	Schlick
	M 42	F	18	2		2	Feinsand
Limnischer Bereich	L 1	U	6	1		3	Mittelsand
	L 17	U	4,5	3		4	Grobsand
	L 18	F	11	1		5	Schill
	L 19	U	9	2-4			
	L 26	F	12	1			
	L 32	F	11	1-3			
	L 41	F	13	3			
	L 48	F	12	2			

Die für die vorliegende Sonderuntersuchung analysierten Stationen im marinen und limnischen Bereich der Elbe wurden durch die Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Beweissicherung Makrozoobenthos“ unter folgenden Gesichtspunkten ausgewählt:

- jeweils mindestens eine Station im jeweiligen Eingriffsbereich
- jeweils mehrere Stationen, die als potentielle Referenz dienen oder aber mögliche flächige Auswirkungen der Eingriffe dokumentieren können.

In Tab. 3.1-2 wird hierzu eine Übersicht gegeben.

Tab. 3.1-2: Stationszuordnung im Rahmen des Sonderuntersuchungsprogrammes: Eingriffsbereich - potentieller Auswirkungsbereich - potentieller Referenzbereich (nur **fett** gesetzte Stationsnummern waren eindeutig zuzuordnen).

Eingriffsstation	pot. Auswirkungsstation	pot. Referenzstation
<i>mariner Bereich</i>		
M16 (Klappstelle)	M3 M7 M9 M27	M3 M7 M9 M27
M35 (Fahrrinne)	M9 M37	M9 M37 M42
<i>limnischer Bereich</i>		
L18, L26, L32 (Fahrrinne)	L1 L17 L19	L41 L48

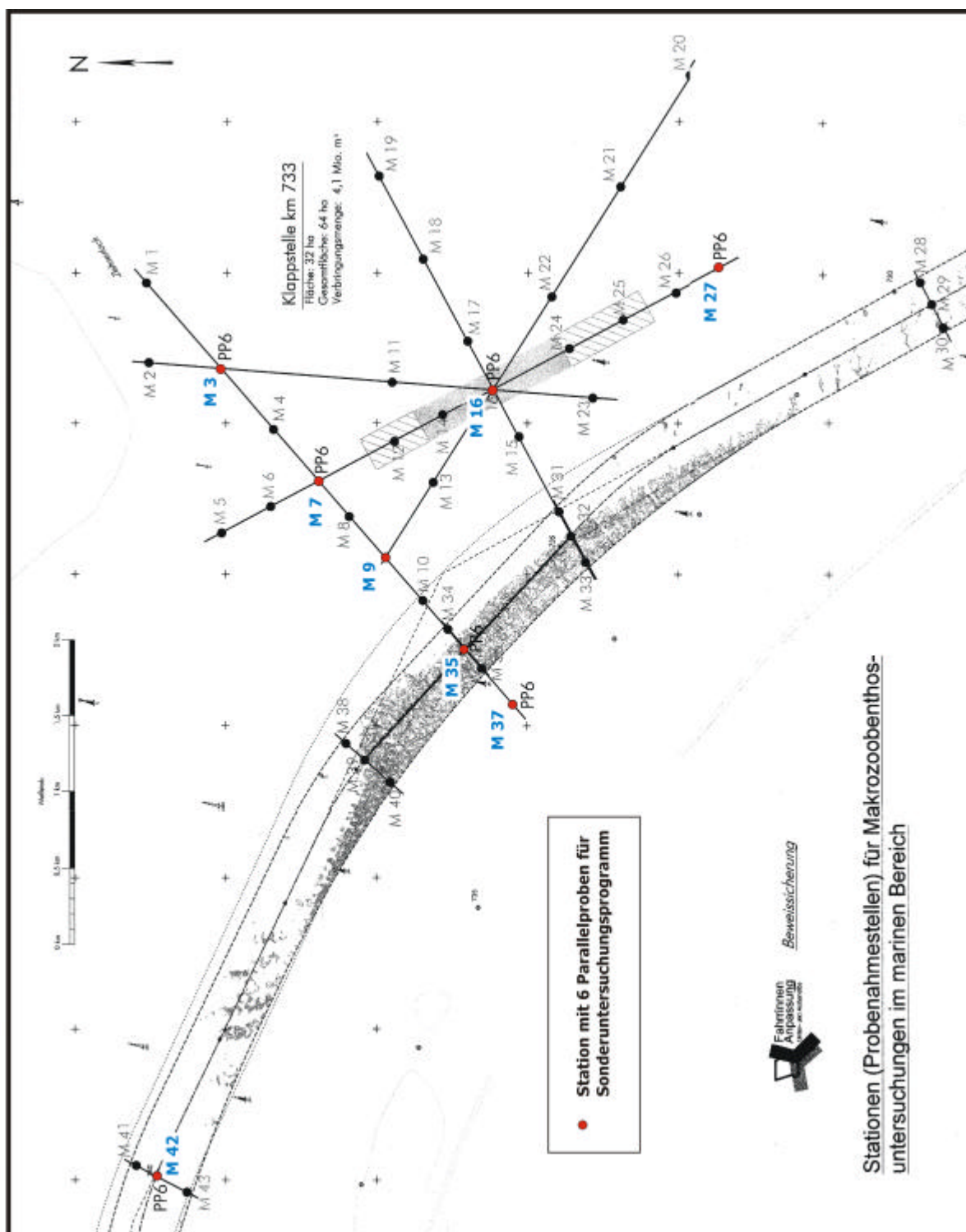


Abb. 3.1-1: Lage der 8 Stationen mit 6 Parallelproben für das Sonderuntersuchungsprogramm „Anzahl notwendiger Parallelproben“ im Bereich der Außenelbe (Strom-km 733-740).

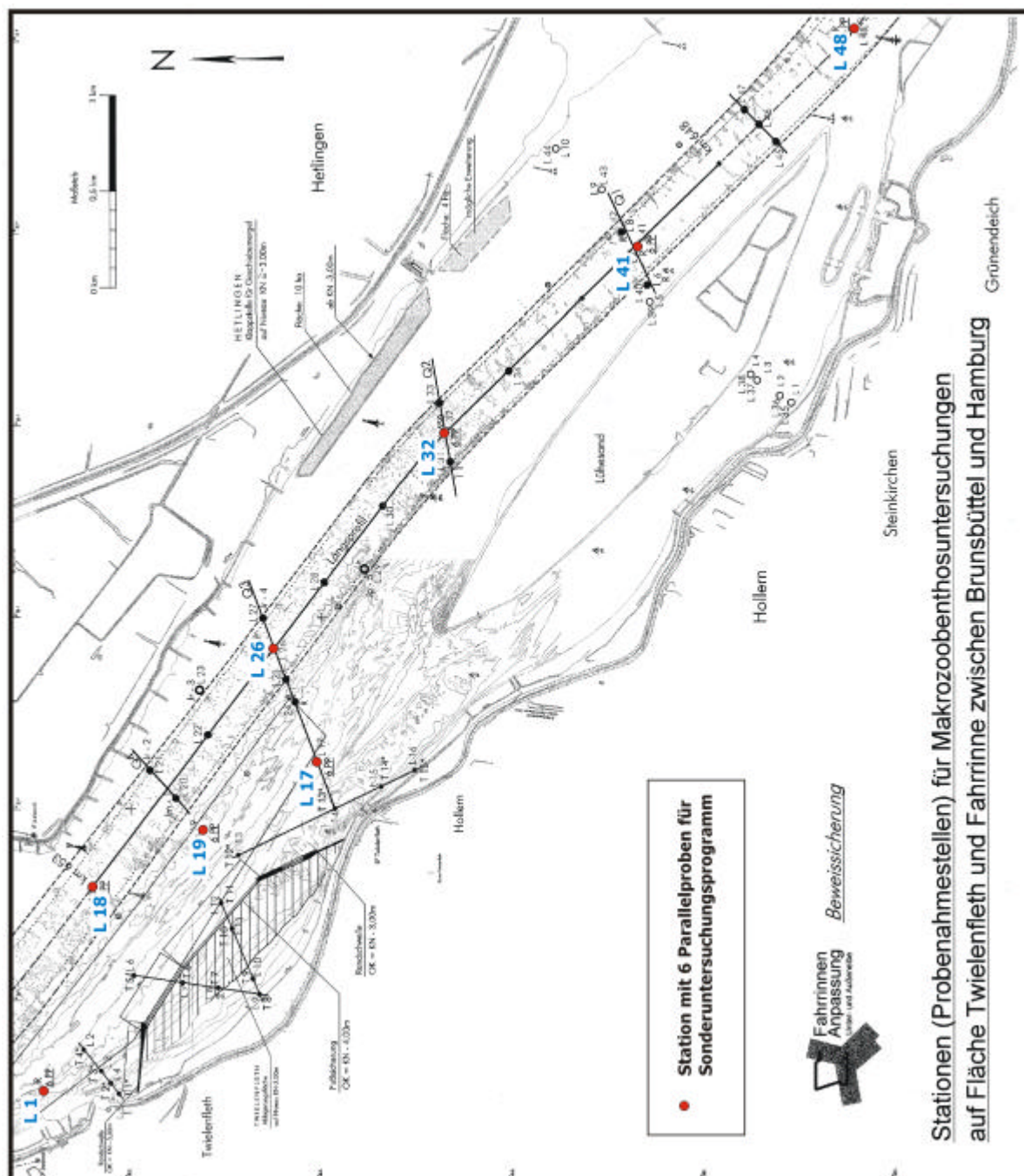


Abb. 3.1-2: Lage der 8 Stationen mit 6 Parallelproben für das Sonderuntersuchungsprogramm „Anzahl notwendiger Parallelproben“ im Bereich der Unterelbe (Strom-km 674-653).

3.2 Datenbearbeitung

Die vorliegenden faunistischen Daten (siehe Anlage 8-2 und 8-3) müssen für eine sachgerechte Analyse im Rahmen des wissenschaftlichen Sonderuntersuchungsprogrammes zur Ermittlung der Anzahl notwendiger Parallelproben in der Beweissicherung Makrozoobenthos unter verschiedenen Gesichtspunkten aufbereitet werden. Es handelt sich hierbei um folgende Themenkomplexe:

Makrozoobenthos-Arten

Da die Beweissicherung das Schutzgut Makrozoobenthos umfaßt, ist es für eine abgesicherte Aussage daher notwendig, den ermittelten faunistischen Artenbestand auf Nicht-Makrozoobenthosarten hin zu überprüfen. Entsprechend dem selektiven Charakter der Beprobung mit einem Van-Veen-Greifer (0,1 m²) sind nur bei den rein benthischen Formen statistisch absicherbare Artnachweise und Abundanzen zu erwarten (vgl. HOLME & MCINTYRE 1971, SCHLIEPER 1968) und damit in die räumliche Auswertung einzubeziehen.

Sowohl im marinen als auch im limnischen Bereich konnten mehrere Arten gefangen werden, die für die statistische Analyse nicht zu berücksichtigen sind. Neben meiobenthischen Formen und Fischen handelt es sich hierbei vor allem um einige Crustacea-Arten aus der Klasse der Malacostraca (Höhere Krebse). In Tabelle 3.2-1 bzw. Tabelle 3.2-2 sind die betreffenden Arten grau hinterlegt; zusätzlich sind die Greiferfelder grau hinterlegt, an denen die Art nachgewiesen werden konnte. Es handelt sich hierbei um folgende Taxa:

Mariner Bereich

Foraminifera indet.	Dieses Taxon gehört auf Grund ihrer Körpergröße zum Meiozoobenthos.
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	Diese Crustacea-Art gehört zur Ordnung der Mysidacea (Schwebgarnelen). <i>Gastrosaccus</i> ist eine litorale, euryhaline (> 10‰ S) und eurytherme Art. Die Garnele bewegt sich frei über den Grund und unternimmt ausgedehnte Ausflüge in die Wassersäule (KÖHN & GOSSELCK 1989). Aufgrund dieser ausgeprägten mobilen Lebensweise sind Artnachweise und Abundanzangaben mit dem verwendeten Probenahmegerät rein zufällig und damit für die anstehende Fragestellung nicht zu berücksichtigen (vgl. auch KÜHL 1964). Allgemein werden bei qualitativen und quantitativen Untersuchungen an Mysidacea und anderen freibeweglichen Crustacea-Arten, die dem Hyperbenthos zuzurechnen sind, Ringtrawls oder ähnliche Netzfanggeräte bzw. spezielle Hyperbenthoschlitten eingesetzt (z.B. HOLME & MCINTYRE 1971, FIEDLER 1991, KÖPCKE & KAUSCH 1996, SCHLIEPER 1968, TÜMLING & FRIEDRICH 1999).

Tab. 3.2-1: Makrozoobenthos-Artenliste und -Abundanz in Individuen / m² der Beprobung in der Außenelbe (Strom-km 732-738, 06.-12.04.99).
(**grau** hinterlegte Felder und Abundanzangaben siehe Erläuterungen im Text; Angaben zu Bereich und Sediment siehe Tab. 3.1-1; Fo. = Foraminifera, Ne. = Nemertina)

Anmerkung: Tabelle ist als Extra-WORD97-file "Tabelle3.2-1" abgespeichert!

Tab. 3.2-2: Makrozoobenthos-Artenliste und -Abundanz in Individuen / m² der Beprobung in der Unterelbe (Strom-km 647-653, 27.-29.04.99).

(**grau** hinterlegte Felder und Abundanzangaben siehe Erläuterungen im Text; Angaben zu Bereich und Sediment siehe Tab. 3.1-1; Bi. = Bivalvia, Cn. = Cnidaria, In. = Insecta, Pi. = Pisces, Po. = Polychaeta)

Anmerkung: Tabelle ist als Extra-WORD97-file "Tabelle3.2-2" abgespeichert!

Neomysis integer Diese Crustacea-Art gehört ebenfalls zur Ordnung der Mysidacea (Schwebgarnelen). *Neomysis* ist eine genuine, eurytherme Brackwasserart. In flachen Küstengewässern und speziell auch im Elbeästuar tritt sie in riesigen Schwärmen auf (FIEDLER 1991, KÖPCKE & KAUSCH 1996). Aufgrund der ausgeprägten mobilen Lebensweise sind Artnachweise und Abundanzangaben mit dem verwendeten Probenahmegerät rein zufällig und damit für die anstehende Fragestellung nicht zu berücksichtigen.

Crangon crangon

Diese Crustacea-Art gehört zur Ordnung der Decapoda (Zehnfüßige Krebse), Unterordnung Natantia (Garnelen). *Crangon* ist eine litorale, euryhaline Art, die im Sommer oft weit in das Brackwasser der Flußmündungen eindringt. An der deutschen Nordseeküste kommt die Art in Massen vor und ist fischereiwirtschaftlich von großer Bedeutung. Die Art bewegt sich frei über den Grund, kann sich aber auch in Sand eingraben. (KÖHN & GOSSELCK 1989, SCHELLENBERG 1928, STRESEMANN 1983). Aufgrund dieser ausgeprägten mobilen Lebensweise sind Artnachweise und Abundanzangaben mit dem verwendeten Probenahmegerät rein zufällig und damit für die anstehende Fragestellung nicht zu berücksichtigen.

Schistomysis kervillei

Diese Crustacea-Art gehört zur Ordnung der Mysidacea (Schwebgarnelen). *Schistomysis* bewegt sich frei über den Grund (HAYWARD & RYLAND 1995). Aufgrund dieser ausgeprägten mobilen Lebensweise sind Artnachweise und Abundanzangaben mit dem verwendeten Probenahmegerät rein zufällig und damit für die anstehende Fragestellung nicht zu berücksichtigen.

Limnischer Bereich

Cnidaria sp.

Dieses nicht näher bestimmte Taxon gehört zum Stamm der Cnidaria (Nesseltiere). Nach SCHOLLE, BIOCONSULT (pers. Mitt.) betrug die Körpergröße der gefundenen Individuen maximal 1 mm. Es ist daher dem Meiozoobenthos zuzuordnen.

Copepoda indet.

Dieses nicht näher bestimmte frei lebende Taxon aus der Klasse der Crustacea gehört zur Ordnung der Copepoda (Ruderfüßer). Sowohl auf Grund ihrer geringen Körpergröße als auch ihrer vermeintlichen planktischen Lebensweise (nur eine genauere taxonomische Einordnung könnte das Taxon möglicherweise als meiobenthische Form ausweisen) ist das Taxon nicht dem Makrozoobenthos zuzurechnen.

Neomysis integer

Diese Crustacea-Art ist unter Mariner Bereich abgehandelt.

Palaemon longirostris Diese Crustacea-Art gehört zur Ordnung der Decapoda (Zehnfüßige Krebse), Unterordnung Natantia (Garnelen). *Palaemon* besiedelt Ästuar- und Brackwasserbereiche. Als adultes Tier tritt es auch im Süßwasser auf, muß aber zum Ablaichen Brackwasser aufsuchen. Die Garnele bewegt sich frei über den Grund (SCHNAKENBECK 1933). Aufgrund dieser ausgeprägten mobilen Lebensweise sind Artnachweise und Abundanzangaben mit dem verwendeten Probenahmegerät rein zufällig und damit für die anstehende Fragestellung nicht zu berücksichtigen.

Pisces indet. Dieses nicht näher bestimmte Taxon gehört zur Klasse der Osteichthyes (Knochenfische). Aufgrund der ausgeprägten mobilen Lebensweise sind Artnachweise und Abundanzangaben mit dem verwendeten Probenahmegerät rein zufällig und damit für die anstehende Fragestellung nicht zu berücksichtigen. Allgemein werden bei qualitativen und quantitativen Untersuchungen an bodenlebenden Fischen vor allem Schleppnetze eingesetzt (z.B. SCHLIEPER 1968, TÜMLING & FRIEDRICH 1999).

Adult - juvenil

Im Rahmen der Erhebungen zur Beweissicherung wurde die Abundanz (Ind./m²) getrennt nach adulten und juvenilen Individuen pro Taxon aufgeführt (siehe Anhang). Für die Ermittlung der notwendigen Parallelprobenanzahl wird diese Unterscheidung als nicht notwendig erachtet. Die Dichten wurden daher addiert (Anmerkung: Im marinen Bereich wurden bei keinem der insgesamt 19 Makrozoobenthostaxa juvenile Individuen gefunden; im limnischen Bereich wurden bei 8 von insgesamt 25 Makrozoobenthostaxa juvenile Individuen gefunden).

sp., spp. und indet.

Bei der Laboranalyse der untersuchten Stationen konnten vor allem juvenile Individuen teilweise nicht auf Artniveau bestimmt werden. Diese Taxa wurden in der vorliegenden Analyse immer als „Art“ gewertet (worst case), auch wenn aus der gleichen Gattung adulte Individuen auf Artniveau bestimmt werden konnten.

Nicht quantifizierbarer Artnachweis

Im limnischen Bereich wurde an Station L 1 und L 48 die Hydrozoe *Cordylophora caspia* nachgewiesen. Aufgrund ihrer Wuchsform in Kolonien wurde, wie in Makrozoobenthosuntersuchungen allgemein üblich, auf eine Abundanzangabe verzichtet (siehe Anhang). Damit die Art in den statistischen Analysen berücksichtigt werden kann, wurde eine Abundanz von 10 Ind./m² angesetzt (in

Tab. 3.2-2 sind die entsprechenden Greiferfelder grau hinterlegt).

Stechrohrprobe

Im Rahmen der Beweissicherung wurde aus jedem Greifer eine Stechrohrprobe als Unterprobe entnommen. Die Abundanz (Ind./m²) wurde daher getrennt nach Stechrohrprobe und restlicher Greiferinhalt aufgeführt (siehe Anhang). Für die Ermittlung der notwendigen Parallelprobenanzahl wird eine Differenzierung in Greifer- und Stechrohrprobe aber als nicht notwendig erachtet, da in den Stechrohren vergleichsweise sehr viel weniger Individuen gefunden wurden als in den Greiferproben. Außerdem liefern die Stechrohrproben in fast keiner Probe zusätzliche Artinformationen. Die vollständige Gesamtindividuenzahl ergibt sich für das Makrozoobenthos aus der Summe der Individuenzahlen aus Stechrohr und Greifer. Eine einfache Aufsummierung der Ind/m²-Werte wird aber für Makrozoobenthostaxa als nicht sinnvoll erachtet, da die Abundanzangaben in den Stechrohren aufgrund des äußerst geringen Probenvolumen (ca. 0,1 bis 0,2 Liter) im Allgemeinen als extrem über- oder unterschätzt anzusehen sind. Aus diesen Gründen wurden daher die reinen Rohdaten aus dem jeweiligem Stechrohr zu den Rohdaten aus dem Greifer addiert und dann auf 1 m² hochgerechnet (Anmerkung: die Stechrohre waren bei der Probenahme jeweils als Unterprobe aus der Greiferprobe entnommen worden). In Tab. 3.2-1 bzw. Tab. 3.2-2 sind die entsprechend korrigierten Tabelleneinträge grau hinterlegt (Anmerkung: Im marinen Bereich wurde bei 9 von insgesamt 130 von Null verschiedenen Einträgen sowie im limnischen Bereich bei 27 von insgesamt 200 belegten Einträgen diese Rechenoperation durchgeführt).

3.3 Statistische Methoden

3.3.1 Mittlere Abundanz

Zur quantitativen Beschreibung des Vorkommens einer Art an einer Station wird häufig deren mittlere Abundanz, d.h. die Abundanz arithmetisch gemittelt über alle Proben einer Station, angegeben. Die auf die Fläche bezogene Heterogenität der Besiedlung ist durch die Standardabweichung gegeben. Die Standardabweichung der Besiedlung an einer Station ist ein fester, von Null verschiedener Wert und kein Maß für die Güte der Mittelwertbestimmung. Es kann also nicht das Ziel eines erhöhten Probenumfangs sein, die Standardabweichung einer Art in der Stichprobe zu reduzieren.

Die Schwankungsbreite der Mittelwertschätzung spiegelt sich im Standardfehler

$$SF = \frac{SA}{\sqrt{n}},$$

mit SA Standardabweichung und n Umfang der Stichprobe, wider. Bei einer annähernd normalverteilten Schätzung MW , Mittelwert der Stichprobe, liegt der wahre Mittelwert der Besiedlung mit etwa 70% Wahrscheinlichkeit zwischen den Werten $MW \pm SF$.

Ein Maß für die Güte (Präzision, Genauigkeit) der Mittelwertbestimmung ist der relative Standardfehler (index of precision, siehe ELLIOT 1977)

$$D = \frac{SF}{MW} = \frac{SA}{MW\sqrt{n}}.$$

Bei einer größeren Heterogenität der Besiedlung, also einer größeren Standardabweichung, sind daher mehr Proben nötig, um die gleiche Präzision bei der Mittelwertschätzung zu erhalten.

Wie nachzurechnen ist, ist der relative Standardfehler ein Wert zwischen 0 und 1, bzw. 0 und 100%. Fehlerwerte von über 100%, wie z.B. bei KOLBE (1995), beruhen möglicherweise auf einem anderen Ansatz. Nach ELLIOT (1977) ist ein relativer Standardfehler von 20% häufig eine vernünftige Grenze für einen noch zu tolerierenden Fehler bei der Mittelwertbestimmung. Bei einer mittleren Abundanz von beispielsweise 40 Individuen pro Quadratmeter (Ind/m^2) bedeutet eine Abweichung von 20%, daß die mittlere Abundanz auch 32 oder 48 Ind/m^2 betragen kann. Allerdings werden von ELLIOT (1977) für diese Fehlerschranke keine Gründe oder Zitate ins Feld geführt.

Für manche ökologischen Aussagen reicht sicher bereits ein relativer Standardfehler von 50%. Damit wäre zumindest die Größenordnung einer mittleren Art-Abundanz zuverlässig bestimmt. Bei einer gemessenen mittleren Abundanz von beispielsweise 40 Ind/m^2 läge der wahre Wert dann mit hoher Wahrscheinlichkeit zwischen 20 und 60 Ind/m^2 .

Allerdings hängt die Aussagekraft des relativen Standardfehlers vom Stichprobenumfang und von der Verteilung der Mittelwertschätzung ab. So kann der relative Standardfehler u.U. erst bei einem Stichprobenumfang ≥ 30 vernünftig interpretiert werden (siehe auch ELLIOT 1977). Für einen kleinen Stichprobenumfang, gerade wenn die Arten, wie häufig zu verzeichnen ist, einer gehäuften oder

geklumpten Verteilung unterliegen, besitzt dann der Standardfehler nur eine geringere Aussagekraft.

Eine gute Alternative zur Berechnung des Standardfehlers stellt die Bestimmung von Konfidenzintervallen für die Mittelwertschätzung dar (siehe ELLIOT 1977, BORTZ 1993 oder PFEIFER ET AL. 1996b). Da dies allerdings auch nur bei größeren Stichproben sinnvoll ist, wird dieser Weg hier nicht weiter verfolgt. Es sei jedoch erwähnt, daß das oben erwähnte Intervall $[MW - SF, MW + SF]$ als Konfidenzintervall aufgefaßt werden kann.

Der Median ist als Mittelwert zur Charakterisierung der Artabundanzen bei den schwach besiedelten Proben in der Elbe eher ungeeignet. Wird eine Art an einer Station in weniger als der Hälfte der Proben nachgewiesen, so ist der Median stets 0.

Die mittlere Gesamtabundanz pro Probe einer Station liefert eine Zahl, die einen groben Überblick über die Besiedlung an einer Station liefert. Die Überlegungen zu den statistischen Eigenschaften der Schätzung gelten hier analog, wie bei der mittleren Abundanz einer Art. Da die Gesamtabundanz einer Probe eine Summe von ähnlich verteilten Artenabundanzen ist, ist bei der mittleren Gesamtabundanz jedoch ein kleinerer relativer Standardfehler zu erwarten.

Wenn die mittlere Gesamtabundanz mit varianzanalytischen Methoden zum Vergleich von Stationen herangezogen wird, so ist ein tolerierbarer Standardfehler abhängig von dem Verhältnis der Varianzen an den Stationen zu den Differenzen der Stationsmittelwerte. Da jedoch die mittlere Gesamtabundanz nur zur Deduktion von größeren Veränderungen geeignet ist und eine Veränderung des Artenspektrums bei gleichbleibender Individuenzahl gar nicht indizieren kann, wird auf eine weitergehende Betrachtung dieser Größe verzichtet.

3.3.2 Arten-Areal-Kurve

Die Aussagekraft einer Besiedlungsanalyse drückt sich auch in ihrer Reproduzierbarkeit aus. Stützt sich eine Analyse auf ein gewisses Arteninventar, so sollte bei einer weiteren Beprobung dieses Arteninventar mit einer gewissen Sicherheit ebenfalls nachgewiesen werden können. Die Frage, welche Fläche im Mittel mindestens beprobt werden muß, um ein bestimmtes Artenspektrum nachzuweisen, wird in PFEIFER ET AL. (1996a) behandelt.

Dort wird ein modellgestützter Ansatz behandelt, der von der realitätsnahen Annahme ausgeht, dass die Individuen einer Art nicht gleichmäßig über die Fläche verteilt sind, sondern räumlich Poissonverteilt sind (siehe auch PFEIFER ET AL. 1992). In dieses Modell gehen als wesentliche Parameter die geschätzten mittleren Abundanzen der einzelnen Arten ein.

Modellhaft nachgestellt wird eine Beprobung, bei der die beprobte Fläche (Anzahl der Proben) sukzessive solange vergrößert wird, bis ein vorher definiertes Artenspektrum vollständig nachgewiesen werden kann. Diese *minimale Beprobungsfläche* (minimal area) ist selber eine Zufallsgröße. Der Erwartungswert dieser Zufallsgröße gibt an, wie groß im Mittel die minimal zu beprobende Fläche ist, um die vorgegebenen Arten zu finden.

Wird dieser Ansatz bei den vorliegenden Elbe-Daten auf eine einzelne Station bezogen, wird die in MINAREA dimensionslose Beprobungsfläche 1 hier mit 0.6 m² bzw. 6 Parallelproben identifiziert. Wird dagegen etwa eine Gruppe von beispielsweise 5 Stationen betrachtet, so ist die Bezugsfläche 5 x 0.6 m² = 3 m², bzw. wieder 6 Parallelproben. Wegen dieses direkten Zusammenhangs wird die minimale Beprobungsfläche im Folgenden auch *notwendiger Probenumfang* genannt.

Der Zusammenhang von Artenzahl und beprobter Fläche wird durch eine sogenannte Arten-Areal-Kurve beschrieben. Diese Kurven weisen zum Teil die gleiche Charakteristik auf, wie rein empirische Arten-Areal-Kurven (siehe PFEIFER ET AL. 1996a).

Die notwendigen Berechnungen werden mit dem Programm MINAREA (PFEIFER 1997) durchgeführt, eine von den Autoren PFEIFER und BÄUMER verbesserte Version, des in PFEIFER ET AL. (1996a) dokumentierten Algorithmus. Dieses Programm wurde der BfG von den genannten Autoren dankenswerterweise für diese Untersuchung zur Verfügung gestellt.

Eine Anwendung dieses Ansatzes im Zusammenhang mit Besiedlungsanalysen des Makrozoobenthos findet sich in PFEIFER ET AL. (1998).

Das Programm MINAREA erzeugt für die Abundanzen von 8 fiktiven Arten

Art	1	2	3	4	5	6	7	8
Abundanz	2	34	1	14	156	26	6	4

eine wie in Abbildung 3.3-1 dargestellte Ausgabe.

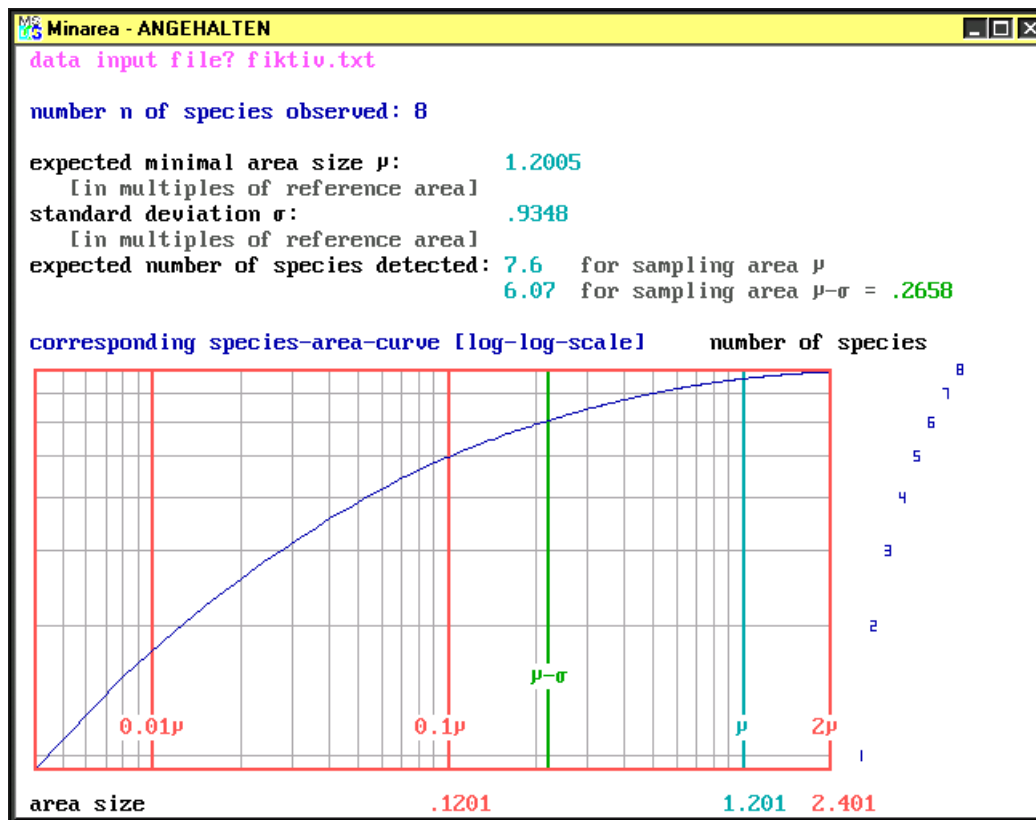


Abb. 3.3-1: Ausgabe des Programms MINAREA (PFEIFER 1997): reference area hier 6 Parallelproben pro Station, expected minimal area size hier $1.2005 \cdot 6 \approx 7.2$ Parallelproben pro Station.

Um die beobachteten 8 Arten wieder zu finden, ist die Beprobungsfläche im Mittel mindestens auf 120,05% (expected minimal area size) der ursprünglichen Beprobungsfläche auszudehnen. Übertragen auf die Anzahl der Proben bedeutet das, dass etwa 20% mehr Parallelproben als zuvor genommen werden müssen, um genau diese 8 Arten wieder zu finden.

Die Arten-Areal-Kurve in doppelter logarithmischer Auftragung gibt an, bei welcher Probenfläche im Mittel wie viele Arten gefunden werden.

Bei diesem Ansatz bleibt unberücksichtigt, dass bei einer erneuten Beprobung evtl. noch weitere, andere Arten gefunden werden.

Bei der Anwendung dieses Ansatzes wird das Modell nicht mit den mittleren Abundanzen in Ind /m² parametrisiert, sondern mit der Gesamtanzahl der gefundenen Individuen einer Art an einer Station oder einer Gruppe von Stationen.

3.3.3 Ordinationsverfahren

Die Besiedlungsdaten werden mit der Hauptkomponentenanalyse (*Principle Component Analysis*, PCA) und der Korrespondenzanalyse (*CO*rrespondence Analysis, COA) analysiert (GAUCH 1982, JONGMAN ET AL. 1995 oder BRAAK & VERDONSCHOT 1995). Bei diesen Methoden wird versucht, die wesentliche Information in den Daten in einigen wenigen Komponenten rechnerisch zusammenzufassen. Oft lassen sich die wichtigsten Charakteristika einer Besiedlungsstruktur bereits mit den beiden ersten, mit dem höchsten Informationsgehalt versehenen rechnerischen Komponenten (Hauptkomponenten bzw. Korrespondenzachsen) darstellen. Ein Ergebnis dieser sogenannten Ordinationsverfahren ist ein 2-dimensionaler Ordinationsplot (oder -diagramm), in dem die einzelnen Proben gemäß den wichtigsten Aspekten ihrer Besiedlung als Punkte bezüglich der Komponenten aufgetragen (ordiniert) sind.

Die Ordinationsergebnisse der Proben einer Station werden gemittelt und als Stationsmittelwert mit in das Ordinationsdiagramm aufgenommen. Über die Stationsmittelwerte können die einzelnen Stationen miteinander verglichen werden. Dabei gilt stets, dass die räumliche Nähe oder Distanz zweier Punkte (Proben oder Stationen), die Ähnlichkeit bzw. Unterschiedlichkeit der Besiedlung dieser Proben ausdrückt. Die Heterogenität der Besiedlung einer Station drückt sich in der Größe des „Sterns“ aus (siehe Abb. 3.3-2).

Die Abstände zwischen den Punkten im Ordinationsdiagramm sind genau wie die Unterschiede von Besiedlungsstrukturen nicht absolut, sondern immer relativ auf die Auswahl der Proben bezogen. Würde man beispielsweise die Proben der fünf limnischen Stationen aus Abbildung 3.3-2 mit Stationen aus dem marinen Bereich vergleichen, so sind die Unterschiede zwischen den fünf limnischen Stationen in Relation zu den ganz anderen marinen Stationen sehr viel kleiner. Die Sterne der limnischen Stationen sind dann wesentlich kleiner und die Abstände zwischen den Mittelwerten der limnischen Stationen geringer (vgl. auch Abb. 4.4-1 mit Abb. 4.4-2).

Beiden Ordinationsverfahren ist gemein, dass sie aus den vieldimensionalen Besiedlungsdaten die Hauptkomponenten bzw. Korrespondenzachsen extrahieren, die am meisten zur Erklärung der Variation in den Daten beitragen. Die maximal mögliche Anzahl der Komponenten (Achsen) ist gerade das Minimum aus Arten- und Probenzahl. Die Achsen sind nach der Größe des Informationsgehalts sortiert. Hier werden stets nur die beiden ersten Hauptachsen betrachtet. Der Informationsgehalt dieser beiden Achsen läßt sich in Prozent der Gesamtvariation ausdrücken. In dem Beispiel in Abbildung 3.3-2 erklären die beiden Komponenten 59% der Variation (= relative Summe der ersten beiden Eigenwerte), der Rest ist auf die in diesem Beispiel vorliegenden 16 übrigen Hauptkomponenten verteilt.

Bei beiden Ordinationsverfahren werden die Abundanzwerte berücksichtigt. Allerdings werden die Rohdaten zur Durchführung von PCA und COA mit der Funktion $\ln(x + 1)$ transformiert, um den Einfluß der überproportional großen Abundanzen zu dämpfen (siehe auch CLARKE ET AL. 1994). Bei der PCA wird die Kovarianzmatrix analysiert.

Ein wesentlicher Unterschied zwischen PCA und COA liegt in der Gewichtung seltener Arten. Seltene und damit i.d.R. auch individuen schwache Arten werden bei der PCA kaum berücksichtigt, das Hauptgewicht liegt bei den individuenreichen Arten. Bei der COA hingegen haben seltene Arten ein viel größeres Gewicht. Einzelfunde können so einen außerordentlich großen Einfluß auf das Ordinationsergebnis haben. Daher muß bei der COA das Artenspektrum sinnvoll eingeschränkt werden, um fundierte Ergebnisse zu erhalten.

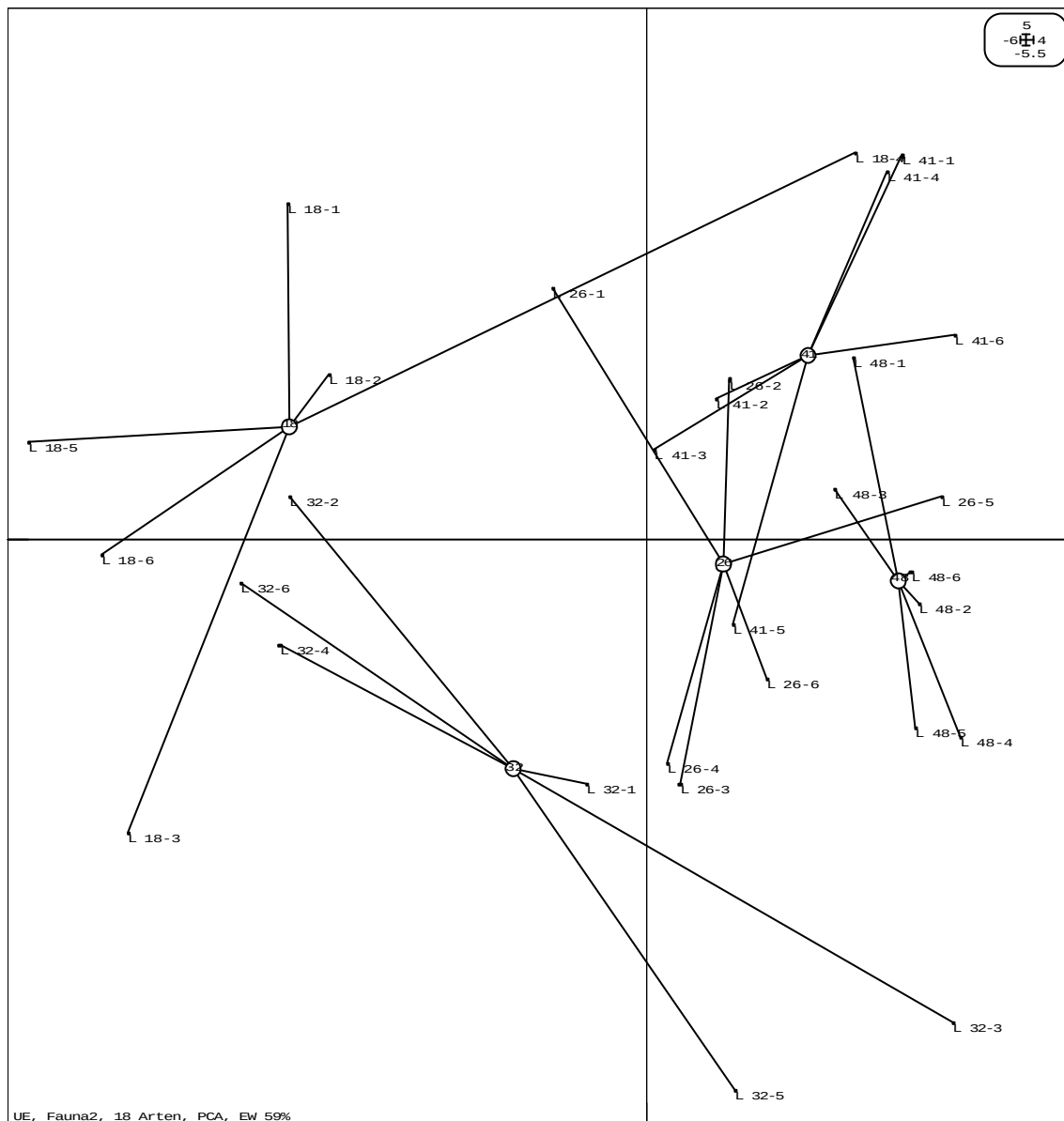


Abb. 3.3-2: Ordinationsplot (Sterndiagramm) der Fahrinnenstationen des limnischen Bereichs: die Ordinationsergebnisse der Proben (kleine Punkte mit der Bezeichnung der Probe) sind mit den Stationsmittelwerten (Kreise mit Stationsnummer) durch Strecken graphisch verbunden (Sterne), weitere Erläuterungen siehe Text.
(UE = Unterelbe, Fauna2 = interne Bezeichnung der Datenquelle, 18 Arten = Anzahl der Arten, die in diese Ordination eingehen, EW 59% = relative Summe der ersten beiden Eigenwerte)

Die hier durchgeführten Berechnungen sowie Erfahrungen bei anderen Untersuchungen zeigen, dass

PCA und COA bei Makrozoobenthosuntersuchungen qualitativ oft sehr ähnliche Ergebnisse liefern. Das lässt den Schluss zu, dass sich Besiedlungsunterschiede genau so in den stetigen wie in den selteneren Arten zeigen. Weiterhin kann daraus geschlossen werden, dass sich Störungen oder Veränderungen der Biocoenose allein an den Abundanzen der „stetigeren“ (mehr als wenige Funde) Arten diagnostizieren lassen.

Die PCA und die COA werden mit dem Programmpaket ADE-4 (THIOULOUSE ET AL. 1999, THIOULOUSE ET AL. 1997) durchgeführt. Hiermit werden auch die wesentliche Bestandteile der Ordinationsplots generiert. Da PCA und COA oft sehr ähnliche Ergebnisse liefern, wurden zur besseren Vergleichbarkeit alle Besiedlungsanalysen mit der PCA durchgeführt. Damit entfallen zum Teil aufwendige Untersuchungen über ein für die COA geeignetes Artenspektrum, da seltene Arten bzw. Einzelfunde einen großen Einfluss auf die Ordination haben. Stichprobenartig wurden jedoch vergleichbare Berechnungen mit der COA durchgeführt, womit dann in etwa die gleichen Resultate wie mit der PCA erzielt werden konnten.

Bei dem Stationsvergleich werden in einem Ordinationsplot die relativen Differenzen der Stationsmittelwerte mit der Streuung (Größe und Form der Sterne) an den einzelnen Stationen in Beziehung zu einander gesetzt. In der Abbildung 3.3-2 beispielsweise sind die Abstände von L26 zu L41 bzw. L32 in etwa gleich. Die Streuungsbereiche (Strahlen der Sterne) zwischen L26 und L41 überschneiden sich jedoch, wogegen das bei L26 und L32 nicht der Fall ist. Daher wird man den Unterschied zwischen L32 und L26 als größer als den zwischen L26 und L41 einstufen.

Signifikanztests

Die oben beschriebene Art des graphischen Mittelwertvergleichs wird rechnerisch durch die Varianzanalyse bewerkstelligt. Daher werden die Ordinationsergebnisse auf den beiden ersten Achsen mittels Varianzanalyse auf eine signifikante Abhängigkeit von der Station untersucht. Dabei werden zwei Stationen als *signifikant* unterschiedlich bezeichnet, wenn die Wahrscheinlichkeit für die Nullhypothese (p-Wert) bei mindestens einer Achse $< 5\%$ beträgt. Das entspricht dem allgemein üblichen Signifikanzniveau (siehe KÖHLER ET AL. 1996). „Innovative Forschungen in einem relativ jungen Untersuchungsgebiet, bei den die Folgen einer fälschlichen Annahme ... vorerst zu vernachlässigen sind“, rechtfertigen durchaus ein höheres (= schwächeres) Signifikanzniveau (siehe BORTZ 1993, SACHS 1978). Daher wird hier in Ergänzung zu einem signifikanten Unterschied der Begriff eines *deutlichen* Unterschieds verwendet, sobald der p-Wert unterhalb der 20% Schranke liegt. Die p-Werte zu den multiplen Mittelwertvergleichen werden mit dem post-hoc-Test von Tuckey berechnet (siehe KÖHLER ET AL. 1996).

Für einen Test auf Ähnlichkeit von Stationen müsste der hier naturgemäß nicht bestimmbare Fehler zweiter Art berechnet werden. Statt dessen wird in diesem Bericht von großer bzw. deutlicher Ähnlichkeit gesprochen, sobald der p-Wert (die Wahrscheinlichkeit dafür, dass zwei Stationen gleich sind) für beide Achsen über 95% bzw. 80% liegt. Es sei jedoch darauf hingewiesen, dass es sich

hierbei nicht um statistische Fachtermini handelt, sondern nur um eine Darstellung von hohen p-Werten, die einen deutlichen Hinweis auf Ähnlichkeiten von Stationen liefern.

Weiterhin sei darauf hingewiesen, dass bei den durchgeführten Varianzanalysen die Voraussetzung der Normalverteilung (Shapiro-Wilks-W-Test, siehe ROYSTON 1982) nicht immer erfüllt ist. Dadurch wird die Genauigkeit einzelner p-Werte beeinträchtigt. Dies stellt aber im Zusammenspiel mit anderen, notwendigen Schritten, die die Komplexität der Besiedlungsdaten reduzieren, keine weitere Einschränkung der Güte der Aussagen dar. Für die alternative Anwendung des nicht parametrischen Kruskal-Wallis-Test in Ergänzung mit dem post-hoc-Test von Nemenyi (siehe KÖHLER ET AL. 1996) bestand daher keine zwingende Notwendigkeit

Tab. 3.3-1: Übersicht über die verwendeten Signifikanzniveaus und Ähnlichkeitsangaben in diesem Bericht.

Angaben für die Unterschiede:		
Hoch (oder sehr) signifikant: $p < 0.01$	signifikant: $p < 0.05$	deutlich: $p < 0.2$
jeweils in mindestens <i>einer</i> Ordinationsachse		
Angaben für die Ähnlichkeiten:		
Sehr groß: $p > 0.99$	Groß: $p > 0.95$	deutlich: $p > 0.8$
jeweils in <i>beiden</i> Ordinationsachsen		

Die Besiedlungsstrukturen wurden mit der PCA und anschließender Varianzanalyse nacheinander mit 3, 4, 5 und 6 Parallelproben untersucht. Dabei wurden in der Reihenfolge der Aufnahme stets die *ersten* 3, 4, bzw. 5 der 6 Parallelproben (siehe Anlage 8-2 und 8-3) berücksichtigt. Damit kann ein Eindruck davon gewonnen werden, wie viele Parallelproben benötigt werden, um Besiedlungsstrukturen signifikant unterscheiden zu können. Zur Durchführung einer Varianzanalyse sind aus mathematischen Gründen mindestens 3 Proben pro Station notwendig.

Wenn zwei Stationen unterschiedlich sind, können bei einer Vergrößerung des Probenumfangs kleinere p-Werte *erwartet* werden, was allerdings nicht zwingend der Fall sein muß. Allerdings erfüllt die hier vorgenommene Variation der Proben genau diese Erwartung. D.h., ein Unterschied, der mit 3 Proben als signifikant nachgewiesen wurde, ist auch bei 4, 5 oder 6 Proben signifikant. Die Ergebnisse liefern daher einen deutlichen Hinweis auf einen notwendigen Probenumfang

Für die Ähnlichkeit von Stationen kann eine solche Erwartung nicht formuliert werden, da es sich hierbei nicht um einen Signifikanztest handelt. Daher kann auch keine Mindestprobenzahl zum

Nachweis von Ähnlichkeiten bestimmt werden.

Es muß auch darauf hingewiesen werden, dass die Ergebnisse für 3, 4 oder 5 Parallelproben von der speziellen Auswahl der Proben abhängen. Eine andere Auswahl könnte z.B. besagen, dass ein bestimmter Unterschied zwischen zwei Stationen nicht erst mit 5 sondern bereits mit 4 Proben signifikant ist. Ein Programm, dass die notwendige Stichprobenanzahl zumindest für Teilaspekte unabhängig von dieser Reihenfolge berechnen kann (z.B. NCSS 1999), stand für die vorliegende Untersuchung noch nicht zur Verfügung.

Alle Berechnungen zur Varianzanalyse wurden mit dem Programm STATISTICA (STATSOFT 1997) durchgeführt.

Eine Alternative zu den oben beschriebenen Testverfahren ist ein Monte Carlo Permutationstest nach (MANLY 1991). Dabei wird ähnlich wie bei der Varianzanalyse untersucht, ob eine signifikante Abhängigkeit der Besiedlung von der Stationszugehörigkeit nachweisbar ist.

Dazu wird die Gesamtvariation zwischen den Stationen berechnet. Dieser Wert wird verglichen mit entsprechenden Gesamtvariationen, die sich ergeben, wenn die Proben zufällig (daher *Monte Carlo Methode*) auf die Stationen verteilt werden. Ergibt die tatsächliche Gesamtvariation eine signifikante Abweichung von den „zufälligen“ Gesamtvariationen, so kann von einer signifikanten Abhängigkeit der Besiedlung von den Stationen gesprochen werden.

Dieses Testverfahren ist inhaltlich nicht an eine Ordination gebunden. Allerdings ist dessen rechen-technischen Durchführung mit dem Programmpaket ADE-4 (THIOULOUSE ET AL. 1999, THIOULOUSE ET AL. 1997) mit der Berechnung einer PCA oder COA gekoppelt. Der Permutationstest wird hier aufgeführt, um die auf den Ordinationen beruhenden Signifikanztests abzusichern.

4 Elbe-km 733 - 740 (mariner Bereich)

4.1 Makrozoobenthos

Für ein besseres Verständnis der vorliegenden faunistischen Daten, wird eine kurze Charakterisierung der Makrozoobenthosbesiedlung gegeben. Eine umfassende Beschreibung der vorgefundenen Biocoenose wird durch das Ingenieurbüro BIOCONSULT vorbereitet.

Im marinen Bereich der Elbe wurden insgesamt 19 verschiedene Taxa des Makrozoobenthos gefunden (Tab. 4.1-1). Sie gehörten den taxonomischen Gruppen Nemertina (1), Bivalvia (3), Polychaeta (9) und Crustacea (6) an (vgl. Tab. 3.2-1). Mit insgesamt 12 Taxa wurden an Station M3 die meisten Arten nachgewiesen, gefolgt von Station M27 mit 11 Taxa. An allen anderen Stationen wurden maximal 7 Taxa gefunden, wobei die Klappstellenstation M16 mit nur 5 Taxa die geringste Anzahl besaß.

Tab. 4.1-1: Makrozoobenthostaxazahl der Beprobung in der Außenelbe (Strom-km 733-740, 06.-12.04.99).
(Angaben zu Bereich, Sediment siehe Tab. 3.1-1)

Station	Bereich	Sediment	Foraminifera	Nemertina	Bivalvia	Polychaeta	Crustacea	Gesamttaxazahl MZB	Gesamttaxazahl MZB	Gesamttaxazahl MZB (excl. M3)
M 3	U	1	-	1	2	8	1	12	19	
M 7	U	2	-	-	1	1	4	6		14
M 9	U	2	-	1	-	4	1	6		
M 16	K	2	-	-	1	-	4	5		
M 27	U	2	-	1	1	4	5	11		
M 35	F	3	-	1	-	1	4	6		
M 37	U	2	-	-	-	3	4	7		
M 42	F	2	-	-	1	1	4	6		

Die Station M 3 hebt sich gegenüber allen anderen Stationen insbesondere durch eine relativ hohe Anzahl an Polychaetata sowie durch den Fund von nur einer endobenthischen Crustaceaart ab. Zudem wurden 5 Arten einzig an dieser Station nachgewiesen. Dieser besondere Status läßt sich auf den im Vergleich zu allen anderen Stationen nur hier vorgefundenen Sedimenttyp (Schlick) bei einer Wassertiefe von nur 4 m zurückführen (vgl. Tab. 3.1-1).

Ein Vergleich der in der vorliegenden Sonderuntersuchung erkennbaren Besiedlungscharakteristika (Artenvorkommen, Individuendichte) mit anderen Erhebungen des Makrozoobenthos im Elbeästuar (u.a. FIEDLER 1991, PÖU 1997, BfG-Ästuarmonitoring NEHRING & LEUCHS 1996, 1997) läßt keine außergewöhnlichen Besonderheiten erkennen. Die Besiedlung repräsentiert polyhaline Verhältnisse, wie sie für diesen Bereich typisch sind. Es bleibt späteren Analysen vorbehalten, ob Baggertätigkeiten in der Fahrrinne kurz vor der Nullmessung (ORTHS, WSA Hamburg pers. Mitt.) die Biocoenose an Station M35 gestört haben könnte. Die vorliegenden faunistischen Daten zeigen jedoch keine Auffälligkeiten (vgl. Tab. 4.2-1).

Das nachgewiesene Artenspektrum (vgl. Tab. 3.2-1) umfaßt aufgrund der hier betrachteten relativ geringen Gesamtgreiferanzahl erwartungsgemäß nicht alle für diesen Gewässerabschnitt innerhalb der letzten 100 Jahre erfaßten Arten. Es ist daher davon auszugehen, dass erst nach mehrjährigen Untersuchungen im Rahmen der Beweissicherung ein relativ vollständiges Artenspektrum für den betrachteten Bereich dokumentiert werden kann. Dies macht es u. E. besonders sinnvoll, in den multivariaten Analysen seltene Arten teilweise auszuklammern (s. Kap. 4.4).

4.2 Mittlere Abundanz

Für alle Stationen im Außenelbebereich sind die mittleren Art-Abundanzen und Gesamtabundanzen in Tabelle 4.2-1 sowie die relativen Standardfehler in Tabelle 4.2-2 aufgelistet.

Tab. 4.2-1: Mittlere Abundanz des Makrozoobenthos in Ind/m² bei sechs Parallelproben in der Außenelbe (Strom-km 733-740).

Art \ Station	M 3	M 7	M 9	M 16	M 27	M 35	M 37	M 42
Nemertini indet.	1.7	0.0	3.3	0.0	3.3	1.7	0	0.0
Corbula gibba	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0
Macoma balthica	16.7	3.3	0.0	0.0	5.0	0.0	0.0	1.7
Petricola pholadiformis	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Eteone longa	3.3	1.7	3.3	0.0	38.3	0.0	0.0	5.0
Goniadella bobretzkii	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0
Heteromastus filiformis	131.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Magelona mirabilis	1.7	0.0	8.3	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0
Neanthes succinea	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Nephtys hombergii	3.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Nephtys longosetosa	5.0	0.0	3.3	0.0	1.7	0.0	3.3	0.0
Scoloplos armiger	1.7	0.0	3.3	0.0	1.7	1.7	1.7	0.0
Spio martinensis	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Bathyporeia elegans	3.3	10.0	0.0	25.0	8.3	13.3	3.3	1.7
Bathyporeia pelagica	0.0	5.0	0.0	1.7	11.7	3.3	1.7	15.0
Bathyporeia pilosa	0.0	10.0	0.0	36.7	11.7	18.3	8.3	0.0
Bathyporeia sarsi	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	6.7
Haustorius arenarius	0.0	21.7	25.0	0.0	10.0	8.3	5.0	8.3
Pontocrates altamarinus	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0
Gesamt	176.7	51.7	46.7	66.7	98.3	46.7	25.0	38.3

Ein Standardfehler von 1 ist gleichbedeutend mit dem Sachverhalt, dass die entsprechende Art nur in einer Probe nachgewiesen wurde. Bei diesen Arten ist die mittlere Abundanz – in der Regel konnte nur ein Individuum gefunden werden – erwartungsgemäß äußerst ungenau bestimmt.

Liegt der Standardfehler zwischen 60 und 70%, so konnte die Art in genau zwei der sechs Parallelproben nachgewiesen werden. Wegen der geringen Besiedlung insgesamt erhält man nur in einigen Fällen eine gute Bestimmung der mittleren Abundanz einer Art (Tab. 4.2-2). Die mittlere Gesamtabundanz ist mit Werten zwischen 0,10 und 0,45 jedoch in der Größenordnung gut bestimmt.

Zur Veranschaulichung der Abhängigkeit der Mittelwertschätzung von der Anzahl der Parallelproben dienen beispielhaft einige Box-Whisker-Plots. Dabei werden Arten betrachtet, die an der betreffenden Station in drei, vier oder fünf der sechs Parallelproben gefunden wurden (die Polychaeten *Magleona mirabilis* und *Eteone longa*, die Crustacee *Haustorius arenarius*, siehe Abb. 4.2-1). Bei selteneren Arten erübrigen sich solche Darstellungen, da hier die Mittelwertbestimmung besonders stark von der Teilauswahl der Proben abhängt und sich eine Reduzierung des

Tab. 4.2-2: Relativer Standardfehler des Makrozoobenthos bei sechs Parallelproben in der Au-

ßanelbe (Strom-km 733-740).

(- = kein Artnachweis an dieser Station)

Art \ Station	M 3	M 7	M 9	M 16	M 27	M 35	M 37	M 42
Nemertini indet.	1.00	-	0.63	-	0.63	1.00	-	-
Corbula gibba	-	-	-	1.00	-	-	-	-
Macoma balthica	0.25	1.00	-	-	0.68	-	-	1.00
Petricola pholadiformis	1.00	-	-	-	-	-	-	-
Eteone longa	0.63	1.00	1.00	-	0.34	-	-	0.68
Goniadella bobretzkii	-	-	-	-	-	-	1.00	-
Heteromastus filiformis	0.20	-	-	-	-	-	-	-
Magelona mirabilis	1.00	-	0.57	-	0.63	-	-	-
Neanthes succinea	0.68	-	-	-	-	-	-	-
Nephtys hombergii	1.00	-	-	-	-	-	-	-
Nephtys longosetosa	0.68	-	0.63	-	1.00	-	1.00	-
Scoloplos armiger	1.00	-	0.63	-	1.00	1.00	1.00	-
Spio martinensis	1.00	-	-	-	-	-	-	-
Bathyporeia elegans	1.00	1.00	-	0.54	0.37	0.54	1.00	1.00
Bathyporeia pelagica	-	1.00	-	1.00	0.47	1.00	1.00	0.23
Bathyporeia pilosa	-	1.00	-	0.42	0.56	0.33	0.20	-
Bathyporeia sarsi	-	-	-	1.00	-	-	-	0.32
Haustorius arenarius	-	0.40	0.42	-	0.52	0.65	0.68	0.37
Pontocrates altamarinus	-	-	-	-	0.63	-	-	-
Gesamt	0.18	0.40	0.32	0.45	0.17	0.37	0.31	0.10

Probenumfangs ohnehin nicht empfiehlt. Zur mittleren Gesamtabundanz werden je eine besiedlungsstarke (M27) und eine besiedlungsschwache (M37) Station aufgeführt (Abb. 4.2-2) . Der relative Standardfehler hängt erwartungsgemäß stark von der Stetigkeit der Art ab. Bei einer Stetigkeit von 50% oder weniger erhält man i.d.R. einen relativen Standardfehler von mehr als 50%. Hier sollte zur Mittelwertbestimmung eine Reduzierung der Probenzahl nicht erfolgen. Wird die Art in mindestens 2/3 Proben gefunden, so hängt die Güte der Mittelwertbestimmung nur wenig vom Probenumfang zwischen drei und sechs Parallelgreifern ab.

Sobald eine Art nur in 2/3 oder weniger der Parallelproben nachgewiesen wird (Stetigkeit $\leq 67\%$), ist die Standardabweichung erwartungsgemäß größer als der Mittelwert, das Intervall $[MW - SA, MW + SA]$ reicht bis an die Null oder darüber hinaus.

Tab. 4.2-3: Stetigkeit und Abundanz in Ind/m² ausgewählter Arten an ausgewählten Stationen der Außenelbe, vgl. Abb. 4.2-1.
(MW = Mittelwert, rel. SF = relativer Standardfehler)

Art	Station	Probe						Stetigkeit	MW	rel. SF
		1	2	3	4	5	6			
Magelona mirabilis	9	0	0	0	10	30	10	50%	8.3	0.57
Haustorius arenarius	7	30	40	10	0	0	50	67%	21.7	0.40
Eteone longa	27	50	20	20	50	90	0	83%	38.3	0.34

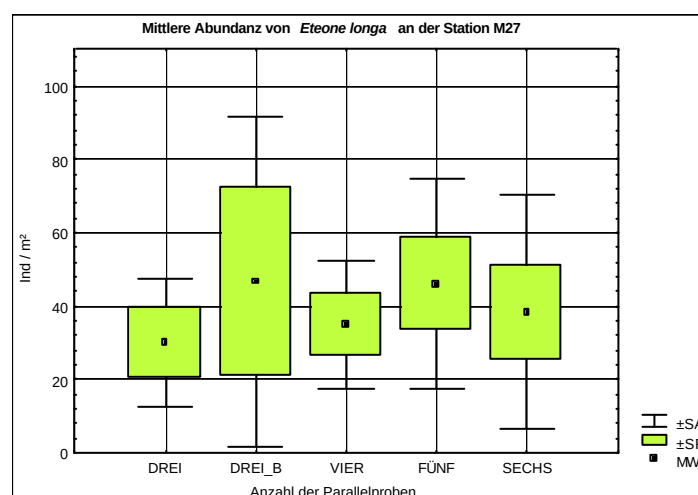
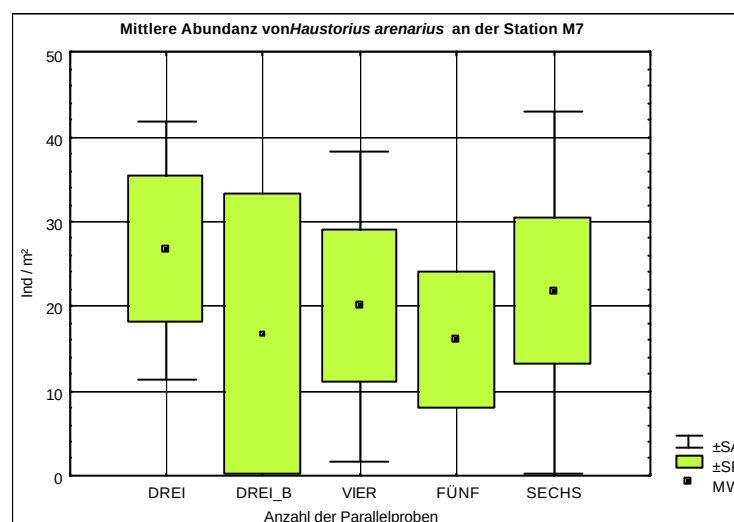
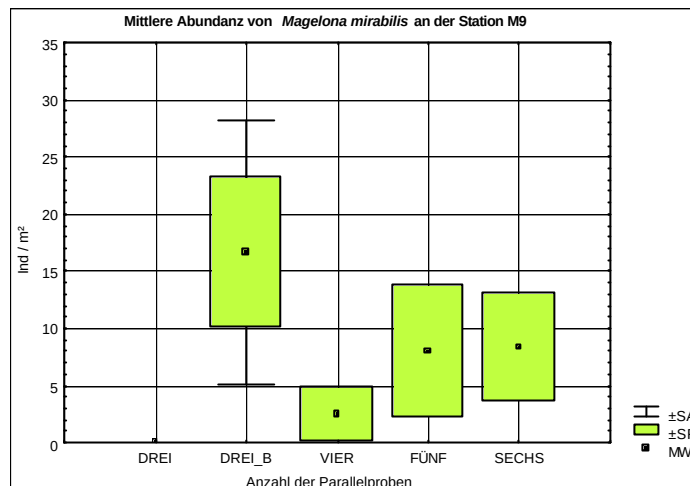


Abb. 4.2-1: Box-Whisker-Plot – Makrozoobenthosarten: Es sind die jeweils n ersten Proben berücksichtigt (Ausnahme: Bei DREI_B wurden die letzten drei Proben berücksichtigt), die Standardabweichung der Stationen wird nicht angezeigt, falls $MW - SA < 0$ gilt. In den ersten drei Proben an der Station 9 wurden keine Individuen von *Magelona mirabilis* gefunden.

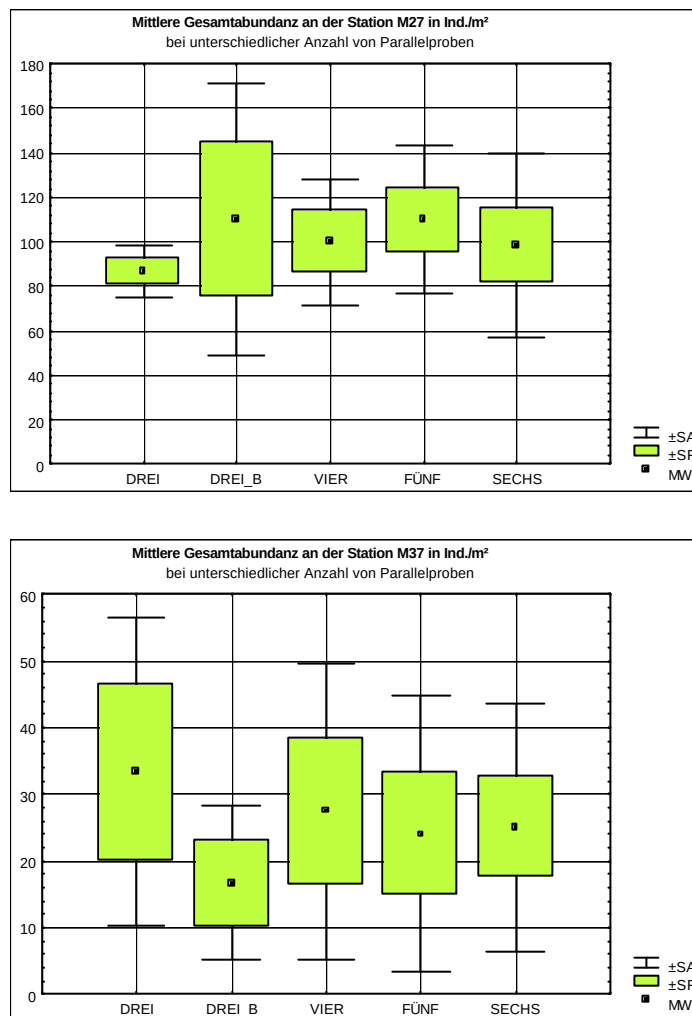


Abb. 4.2-2: Box-Whisker-Plot – Stationen (M27 besiedlungsstark, M37 besiedlungsschwach): Es sind die jeweils n ersten Proben berücksichtigt (Ausnahme: Bei DREI_B wurden die letzten drei Proben berücksichtigt).

Bis auf die Ausnahme bei Station M9 ist die Größenordnung der mittleren Abundanz bereits mit drei Proben bestimmbar. Eine deutliche Verringerung des relativen Standardfehlers bei Vergrößerung des Stichprobenumfangs ist nicht auszumachen, nur bei der mittleren Gesamtabundanz an Station 37 als Trend. Daher bleibt festzustellen, dass die in diesen Diagrammen (Abb. 4.2-1 und 4.2-2) dargestellten Resultate kaum konkrete Anhaltspunkte zur Bestimmung eines geeigneten Probenumfangs bei der Berechnung der mittleren (Gesamt-) Abundanz liefern.

4.3 Arten-Areal-Kurve

Für ausgewählte Stationen in der Außenelbe (Eingriffsbereiche Klappstelle M16 und Fahrinne M35, Referenz- bzw. Auswirkungsbereich M37) sind Arten-Areal-Kurven mit und ohne Einzelfunde in den Abbildungen 4.3-1 bis 4.3-3 errechnet.

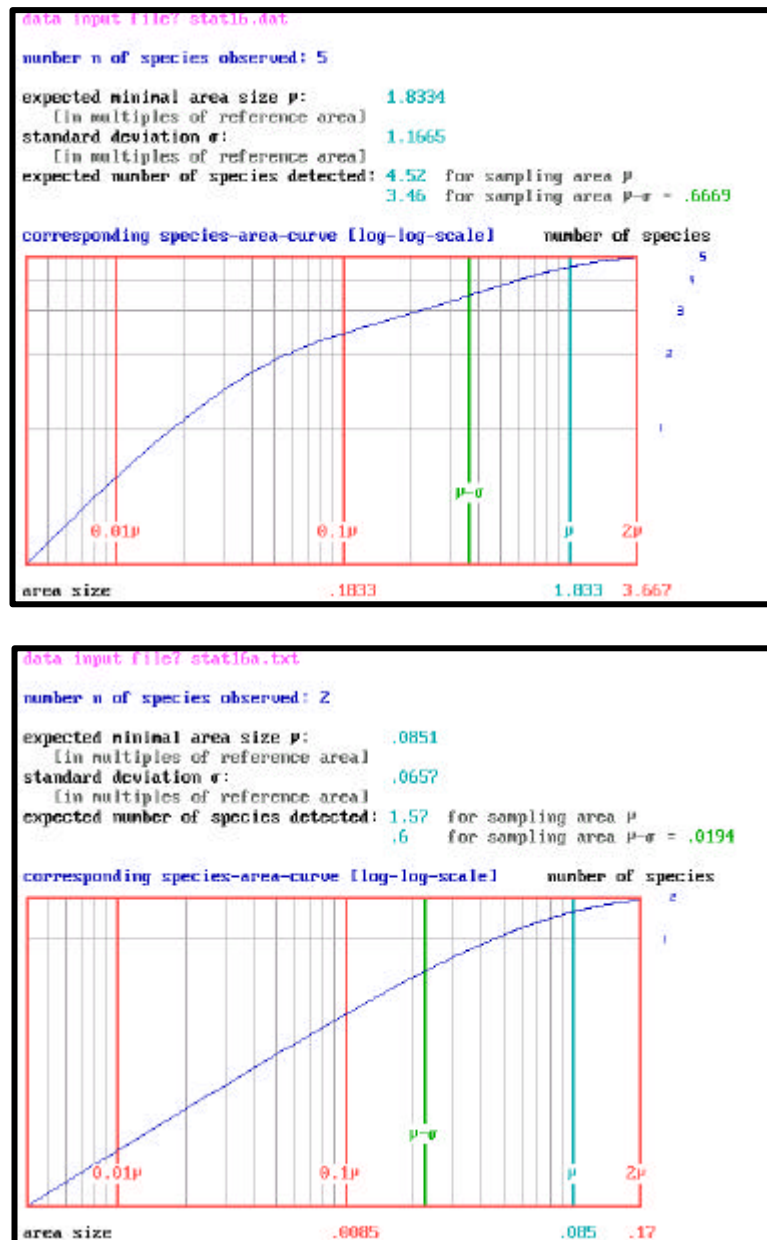


Abb. 4.3-1: Arten-Areal-Kurven für die Station M16 (mit und ohne Einzelfunde) im Bereich der Außenelbe (Strom-km 733-740).

Wie in der Abbildung 4.3-1 zu erkennen ist, werden im Mittel an der Station M16 etwa 11 Proben benötigt, um alle 5 Arten nachzuweisen. Werden die drei Einzelfunde nicht berücksichtigt, so reicht im Mittel bereits eine Probe, um die zwei häufigeren Arten nachzuweisen.

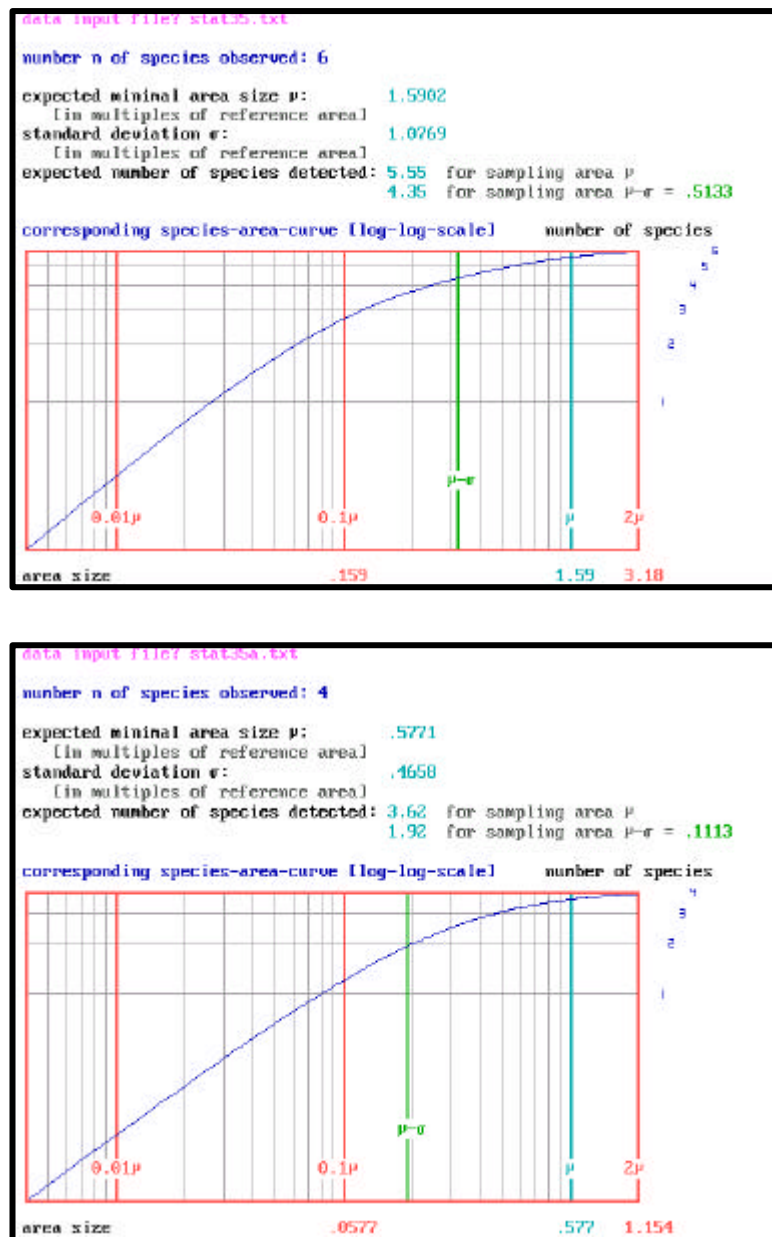


Abb. 4.3-2: Arten-Areal-Kurven für die Station M35 (mit und ohne Einzelfunde) im Bereich der Außenelbe (Strom-km 733-740).

Wie die Abbildung 4.3-2 zeigt, werden an der Station M35 im Mittel 9-10 Proben benötigt, um alle 6 Arten nachzuweisen. Werden die drei Einzelfunde nicht berücksichtigt, so reichen im Mittel 3-4 Proben aus, um die 4 „häufigeren“ Arten nachzuweisen.

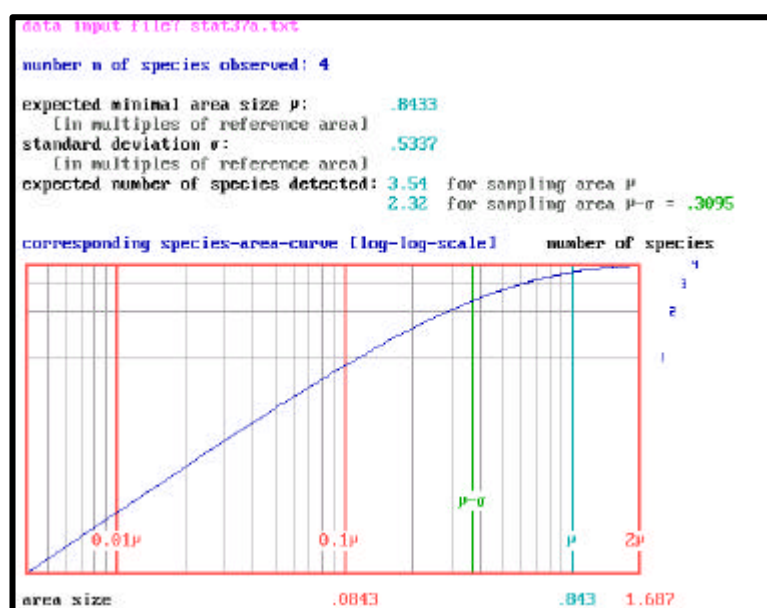
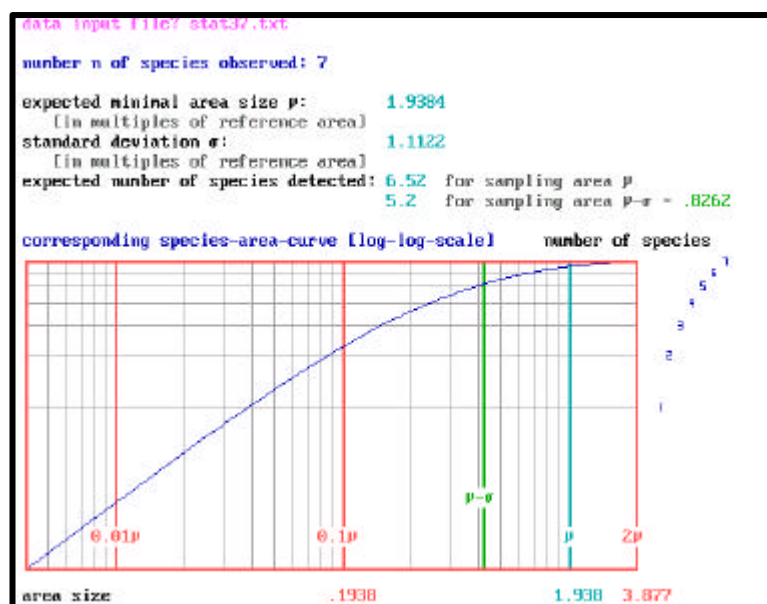


Abb. 4.3-3: Arten-Areal-Kurven für die Station M37 (mit und ohne Einzelfunde) im Bereich der Außenelbe (Strom-km 733-740).

Die Abbildung 4.3-3 für die Station M37 zeigt, dass im Mittel 11-12 Parallelproben benötigt werden, um alle 7 Arten an dieser Station nachzuweisen. Werden die 3 Einzelfunde nicht berücksichtigt, so reichen im Mittel etwa 5 Proben aus, um die 4 „häufigeren“ Arten nachzuweisen.

In Abbildung 4.3-4 sind alle Artnachweise im Bereich der Außenelbe (excl. Station M3) als Arten-Areal-Kurven mit und ohne Einzelfunde dargestellt. Aufgrund des hoch signifikanten Unterschiedes der Station M3 gegenüber allen anderen Stationen, wurde diese Station in der Analyse nicht berücksichtigt (vgl. Kap. 4.4).

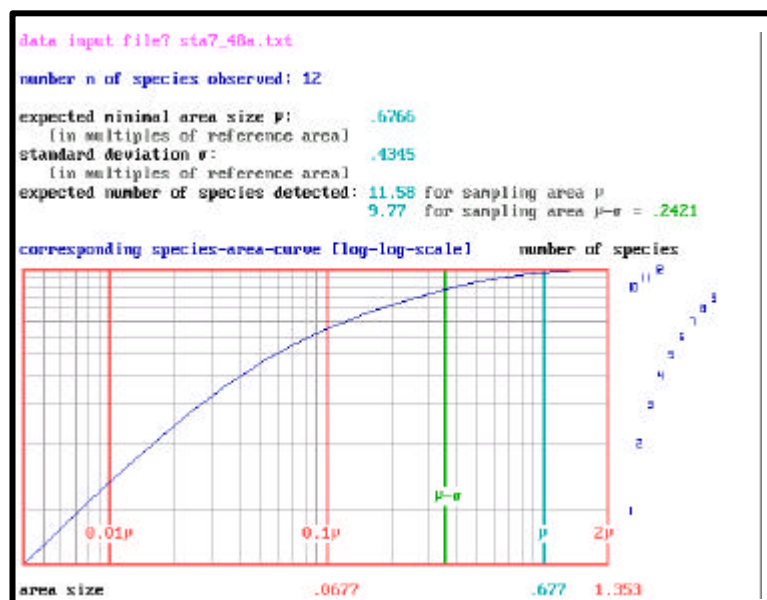
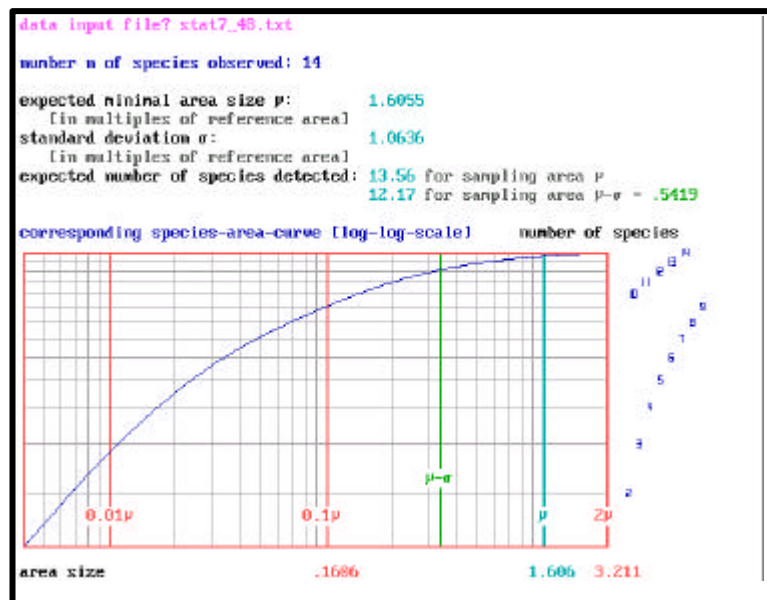


Abb. 4.3-4: Arten-Areal-Kurven zusammengefaßt für alle Stationen (mit und ohne Einzelfunde; excl. Station M3) im Bereich der Außenelbe (Strom-km 733-740).

Wie in der Abbildung 4.3-4 zu erkennen ist, werden im Mittel im Bereich der Außenelbe (excl. Station M3) etwa 9-10 Proben pro Station benötigt, um insgesamt alle 14 Arten wieder nachzuweisen. Um die 12 Arten, von denen an den 7 Stationen mehr als ein Individuum gefunden wurde, nachzuweisen, sind im Mittel nur noch 4 Parallelproben pro Station notwendig.

Aus den Analysen zu den Arten-Areal-Kurven lassen sich folgende relevante Einzelergebnisse zusammenfassen:

Je nach Station werden etwa 9 bis 12 Parallelproben benötigt, um die in den 6 Proben einer Station nachgewiesenen Arten erneut zu finden (siehe auch Tab. 4.3-1). Dagegen werden z.T. deutlich weniger als sechs Parallelproben benötigt, um die Arten erneut nachzuweisen, von denen an einer Station mehr als ein Individuum gefunden wurde. Betrachtet man das Gesamtartenspektrum (excl. Station M3), werden im Mittel etwa 9-10 Proben pro Station benötigt, um insgesamt alle 14 Arten wieder nachzuweisen. Werden nur Arten berücksichtigt, von denen an den 7 Stationen mehr als ein Individuum gefunden wurde, sind im Mittel nur noch 4 Parallelproben pro Station notwendig.

Tab. 4.3-1: Erwartete Anzahl der Proben zum Nachweis der Arten an einer Station bzw. an allen Stationen im Bereich der Außenelbe (Strom-km 733-740).

	mit Einzelfunden		ohne Einzelfunde	
Station	Arten	Proben	Arten	Proben
M16	5	11	2	1
M35	6	9-10	4	3-4
M37	7	11-12	4	5
alle (excl. M3)	14	9-10	12	4

4.4 Ordinationsverfahren

Aufgeführt werden Ordinationsdiagramme, die, wenn nicht anders angegeben, auf einer PCA beruhen. Weiterhin werden die Ergebnisse der multiplen Mittelwertvergleiche und die zu Vergleichszwecken durchgeführten COA-Ordinationen aufgeführt.

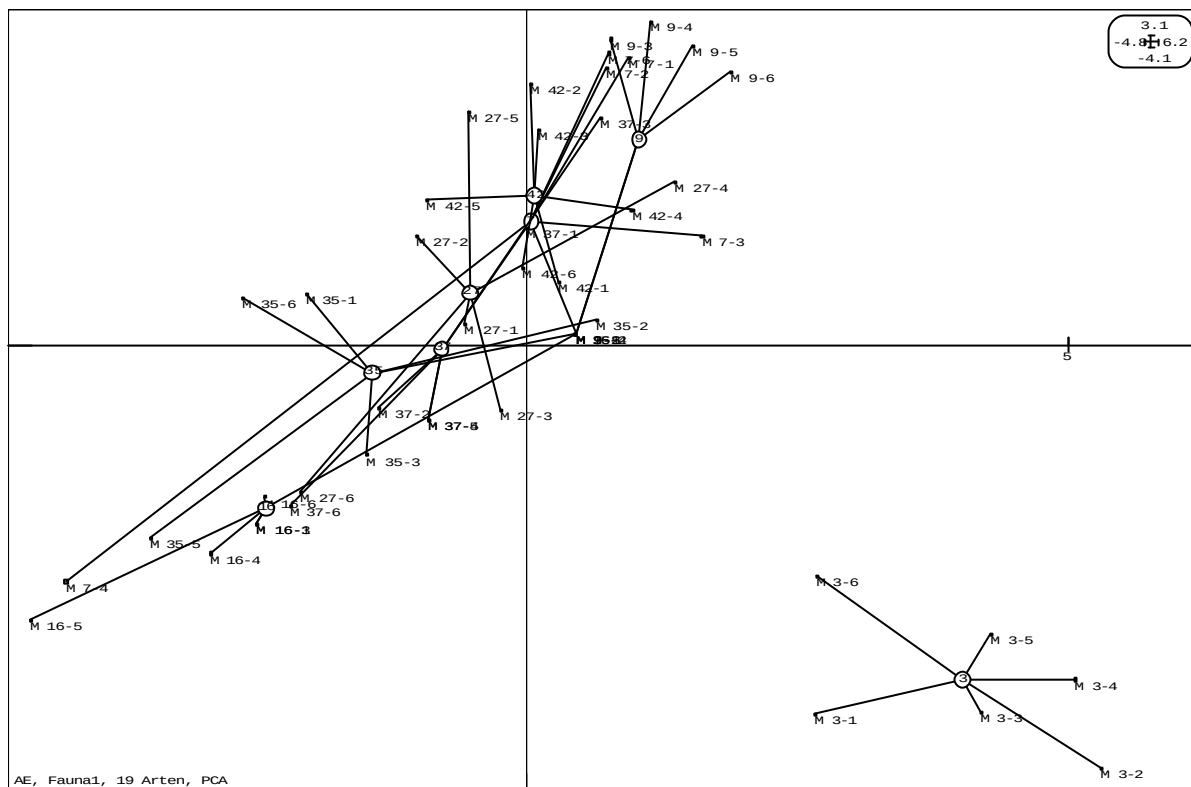


Abb. 4.4-1: Ordinationsdiagramm aller 8 Stationen im Bereich der Außenelbe (Strom-km 733-740).

Die Station M3 unterscheidet sich ganz deutlich von allen anderen Stationen (Abb. 4.4-1). Dieser Unterschied ist in jedem Fall hoch signifikant. Dieser signifikante Unterschied lässt sich auch bereits mit drei Proben nachweisen. Dadurch treten die Unterschiede zwischen den anderen 7 Stationen weniger zu Tage. Die weiteren Berechnungen zu einem geeigneten Probenumfang werden daher ohne Berücksichtigung der Station M3 durchgeführt.

Die Eigenwertanteile der ersten beiden Hauptkomponenten liegen bei allen PCA-Ordinationen etwa bei 50%. Damit kann die Aussagekraft der Ergebnisse als relativ hoch eingeschätzt werden.

Die Angabe zu den Unterschieden der in Abbildung 4.4-2 verglichenen Stationen finden sich in der Tabelle 4.4-1. Auf die Tabellierung weiterer p-Werte in diesem Bericht wurde verzichtet.

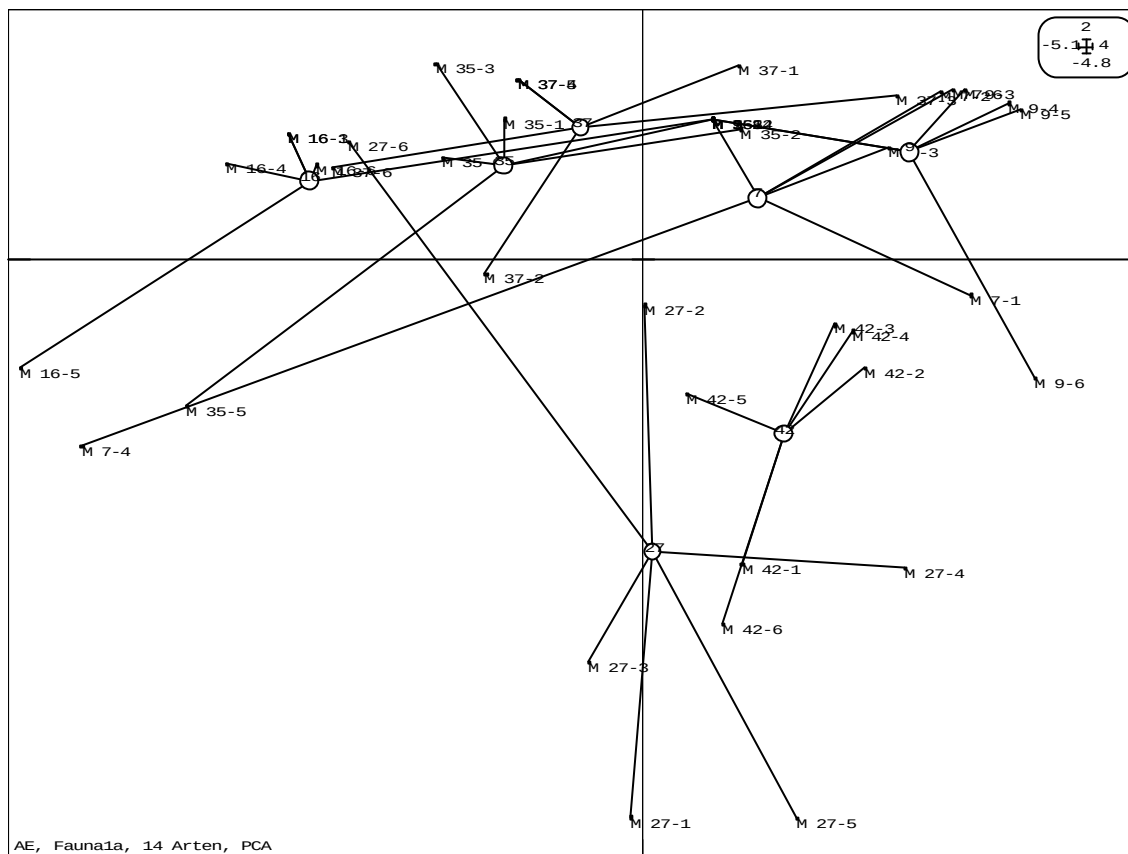


Abb. 4.4-2: PCA aller Stationen (excl. Station M3) im Bereich der Außenelbe (Strom-km 733-740).

Tab. 4.4-1: p-Werte des multiplen Mittelwertvergleichs mit dem post-hoc-Test nach Tuckey.

Achse 1

Station	M7	M9	M16	M27	M35	M37	M42
M7							
M9	0.878						
M16	0.014	0.001					
M27	0.976	0.381	0.106				
M35	0.394	0.033	0.692	0.887			
M37	0.779	0.138	0.313	0.997	0.995		
M42	1.000	0.946	0.008	0.932	0.283	0.654	

Achse 2

Station	M7	M9	M16	M27	M35	M37	M42
M7							
M9	0.998						
M16	1.000	1.000					
M27	0.004	0.001	0.002				
M35	1.000	1.000	1.000	0.001			
M37	0.981	1.000	0.996	0.000	0.999		
M42	0.117	0.035	0.075	0.816	0.050	0.017	

Die COA (Abb. 4.4-3) zeigt im Vergleich zur PCA (Abb. 4.4-2) ein sehr ähnliches Bild. Lediglich die Position der Station M27 ist unterschiedlich.

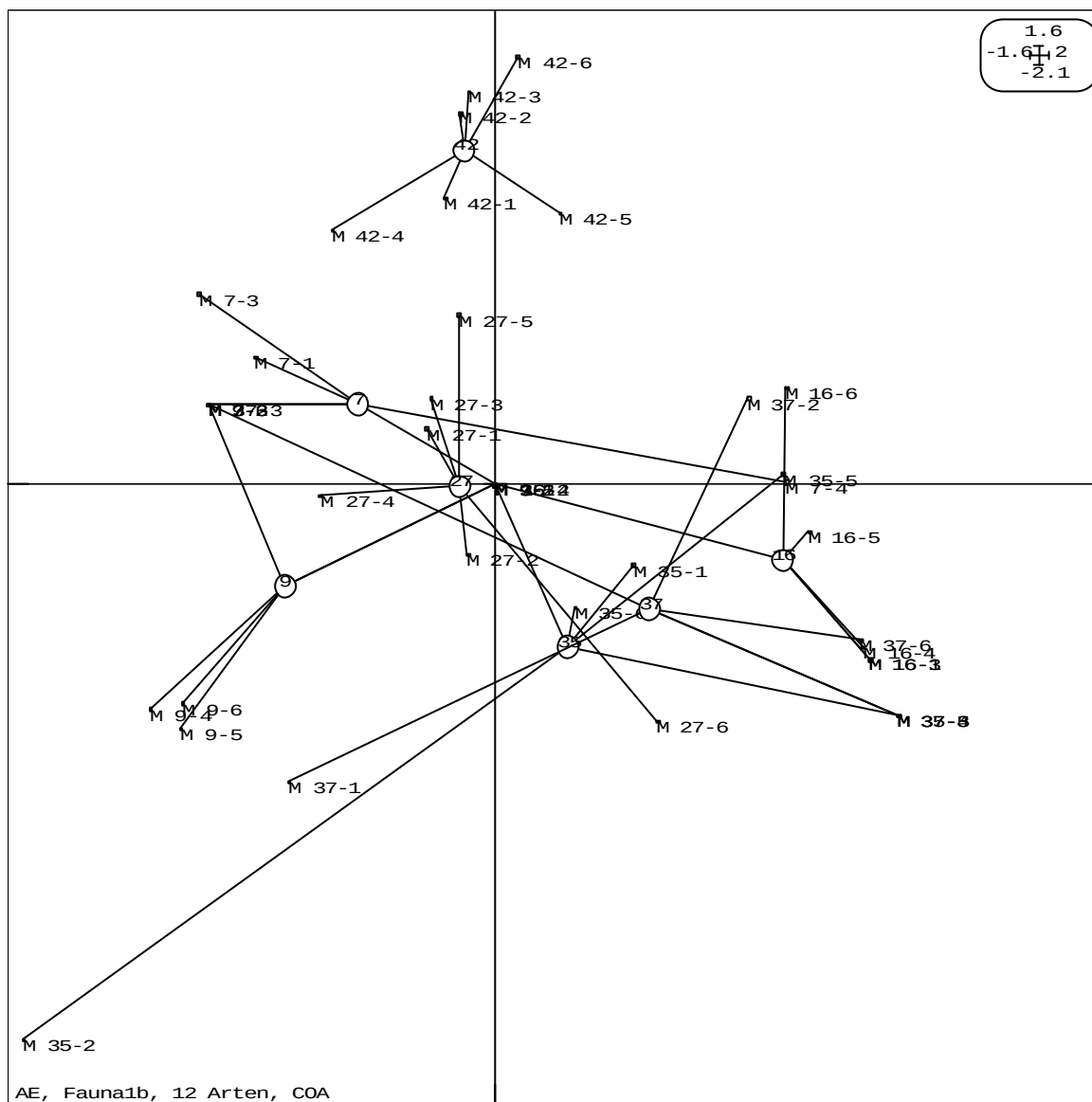


Abb. 4.4-3: COA aller Stationen (excl. Station M3) im Bereich der Außenelbe (Strom-km 733-740), zwei Einzelfunde wurden nicht berücksichtigt.

Die PCA wurde auch für 3, 4 und 5 Parallelproben pro Station durchgeführt. Die wesentlichen Ergebnisse zu Unterschieden bzw. Ähnlichkeiten sind in den Tabellen 4.4-2 und 4.4-3 aufgeführt. Da die Ordinationsergebnisse für 3, 4 oder 5 Parallelproben von der Auswahl dieser Proben abhängig sind, werden Zahlenangaben unter 6 nur gemacht, wenn der entsprechende Unterschied in mindes-

tens der entsprechenden Stärke auch bei 6 Parallelproben nachgewiesen werden kann.

Für ein besseres Verständnis der Tabelle 4.4-2 wird ein Lesebeispiel gegeben: Der Besiedlungsunterschied zwischen der potentiellen Auswirkungs- bzw. Referenzstation M7 und der Klappstellenstation M16 kann mit 6 Parallelproben pro Station signifikant auf dem Niveau von 5% und bereits mit 5 Parallelproben signifikant auf dem Niveau von 20% (hier *deutlicher* Unterschied genannt) nachgewiesen werden. Mit weniger als 5 Parallelproben kann kein deutlicher Unterschied zwischen diesen beiden Stationen nachgewiesen werden.

Tab. 4.4-2: Signifikant und deutlich unterschiedliche Stationen im Bereich der Außenelbe, Anzahl der notwendigen Parallelproben um signifikante ($p \leq 5\%$; Zahl in fett) bzw. deutliche ($p \leq 20\%$) Unterschiede nachzuweisen.

Leere Felder bedeuten, daß keine abgesicherten Aussagen über Unterschiede gemacht werden können oder sogar Ähnlichkeiten bestehen, s. Tab. 4.4-3. (sig = signifikant, deu = deutlich).

Station	M7		M9		M16		M27		M35		M37		M42	
	sig	deu	sig	deu	sig	deu	sig	deu	sig	deu	sig	deu	sig	deu
M7														
M9														
M16	6	5	5	4										
M27	3	3	3	3	4	3								
M35			6	5			5	5						
M37				6			5	5						
M42			4	4	3	3			3	3	4	3		

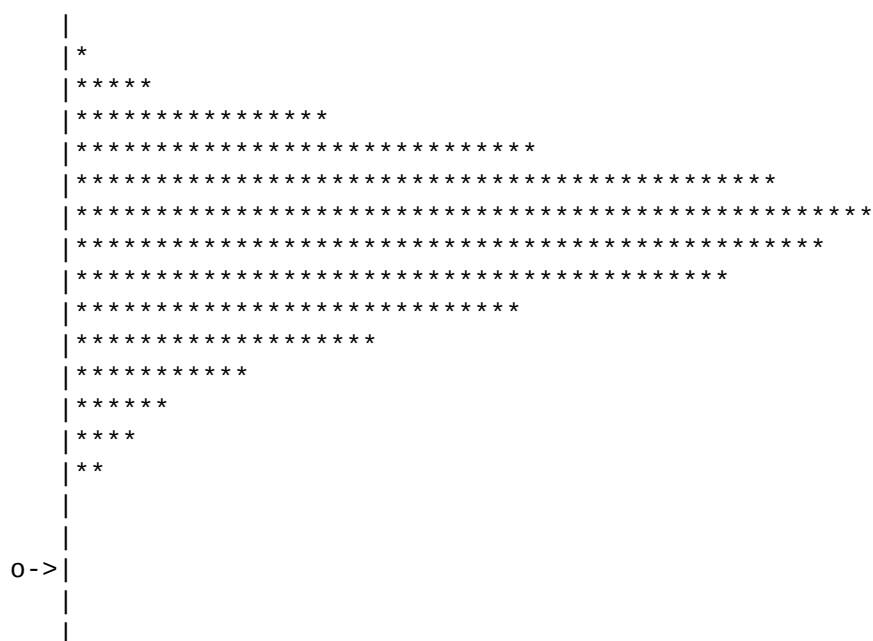
Diese Ergebnisse zeigen, dass sich einige wesentliche Besiedlungsunterschiede bereits mit 3 Parallelproben abgesichert werden können. Andere, etwas weniger deutliche Unterschiede können erst mit 4 bis 6 Parallelproben abgesichert nachgewiesen werden. Zum Nachweis weiterer, feinerer Besiedlungsunterschiede ist ein höherer Probenumfang nötig.

Tab. 4.4-3: Ähnliche Stationen im Bereich der Außenelbe, Auftreten großer ($p \geq 95\%$; x) bzw. deutlicher ($p \geq 80\%$; x) Ähnlichkeiten (= Wahrscheinlichkeit für die Gleichheit der Besiedlung der Stationen) in mindestens einem der 4 post-hoc-Tests

Leere Felder bedeuten, daß keine deutliche Hinweise über Ähnlichkeiten gemacht werden können oder Hinweise auf Unterschiede bestehen, s. Tab. 4.4-2.

Station	M7	M9	M16	M27	M35	M37	M42
M7							
M9	x						
M16							
M27							
M35			x				

Die Berechnungen über die Permutationstests liefern das gleiche Resultat. Danach kann für die sieben Stationen aus Tabelle 4.4-2 festgestellt werden, daß eine signifikante Abhängigkeit der Besiedlung von den Stationszugehörigkeit bereits bei drei Parallelproben vorliegt, also die wesentlichen Aspekte der Besiedlungsstruktur schon mit drei Parallelproben nachgewiesen werden können (siehe auch Abbildung 4.4-4).



Die Ordinationsergebnisse (und damit auch die Untersuchung zum notwendigen Probenumfang) können auch von der Anzahl der in die Ordination eingehenden Stationen abhängen, wie am Beispiel der Station M3 extrem deutlich wird. Vergleichsweise wurden daher auch die 4 Stationen M7, M9,

M16 und M27 gemeinsam analysiert (Abb. 4.4-5). In diesem Fall ergeben sich allerdings Resultate, die identisch sind zu den auf der Basis von 7 Stationen erzielten Ergebnisse (Abb. 4.4-2).

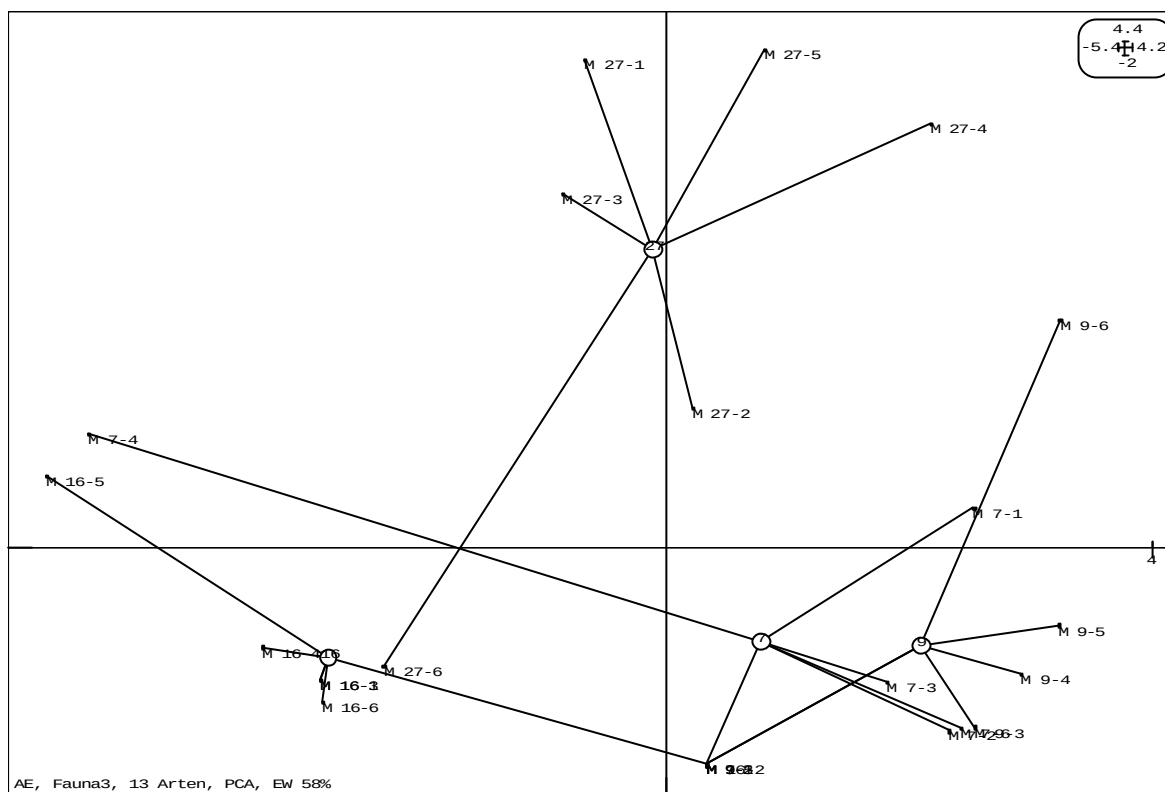


Abb. 4.4-5: PCA der Stationen M7, M9, M16 und M27 im Bereich der Außenelbe (Strom-km 733-740).

5 Elbe-km 647 - 653 (limnischer Bereich)

5.1 Makrozoobenthos

Wie für den marinen Bereich (s. Kap. 4.1) wird auch hier für ein besseres Verständnis der vorliegenden faunistischen Daten eine kurze Charakterisierung der Makrozoobenthosbesiedlung gegeben. Eine umfassende Beschreibung der vorgefundenen Biocoenose wird durch das Ingenieurbüro BIOCONSULT vorbereitet.

Im limnischen Bereich der Elbe wurden insgesamt 25 verschiedene Taxa des Makrozoobenthos gefunden (Tab. 5.1-1). Sie gehörten den taxonomischen Gruppen Cnidaria (1), Bivalvia (1), Oligochaeta (14), Polychaeta (2), Crustacea (6) und Insecta (1) an (vgl. Tab. 2.2-2). Mit insgesamt 16 Taxa wurden an Station L 1 die meisten Arten nachgewiesen, wobei 5 Arten einzig an dieser Station vorkamen. Bei den Stationen L 18, L 19 und L 32 wurden 10 bis 12 Taxa gefunden. Bei allen übrigen Stationen lag die Taxazahl zwischen 5 und 9.

Tab. 5.1-1: Makrozoobenthostaxazahl der Beprobung in der Unterelbe (Strom-km 647-653, 27.-29.04.99).
(Angaben zu Bereich, Sediment siehe Tab. 3.1-1)

Station	Bereich	Sediment	Cnidaria	Bivalvia	Oligochaeta	Polychaeta	Crustacea	Insecta	Pisces	Gesamttaxazahl MZB	Gesamttaxazahl MZB	Gesamttaxazahl MZB (excl. L 1)
L 1	U	1	1	-	8	1	5	1	-	16	25	
L 17	U	3	1	-	4	1	3	-	-	9		20
L 18	F	1	-	-	8	1	3	-	-	12		
L 19	U	2-4	-	-	6	1	3	-	-	10		
L 26	F	1	-	1	3	1	3	1	-	9		
L 32	F	1-3	-	-	5	2	3	-	-	10		
L 41	F	3	-	-	3	1	3	-	-	7		
L 48	F	2	1	-	1	-	3	-	-	5		

Die in der vorliegenden Sonderuntersuchung erkennbaren Besiedlungscharakteristika (Artenvorkommen, Individuendichte) lassen im Vergleich mit anderen Erhebungen des Makrozoobenthos im Elbeästuar (u.a. FIEDLER 1991, PÖU 1997) keine außergewöhnlichen Besonderheiten erkennen. Die beiden Stationen L41 und L48 zeigen jedoch im Vergleich zu den anderen Fahrrinnenstationen L18, L26 und L32 ein reduziertes Artenvorkommen (vgl. Tab. 5.1-1) und eine stark verringerte Individuendichte (vgl. Tab. 5.2-1). Es bleibt späteren Analysen vorbehalten, ob hierfür Baggertätigkeiten in der Fahrrinne kurz vor der Nullmessung (NEUMANN, WSA Hamburg pers. Mitt.) verantwortlich sind.

Wie auch beim marinen Bereich (s. Kap. 4.1) umfaßt das in diesem Gewässerabschnitt nachgewiesene Artenspektrum (vgl. Tab. 3.2-2) erwartungsgemäß nicht alle für diesen Bereich innerhalb der letzten 100 Jahre in vielzähligen Untersuchungen dokumentierten Arten. Aufgrund der relativ hohen Anzahl an Greiferproben, die in den nächsten Jahren im Rahmen der Beweissicherung entnommen werden, ist aber auch hier mit der Dokumentation eines relativ vollständigen Artenspektrums zu rechnen.

Es bleibt anzumerken, dass der im Rahmen der Beweissicherung Makrozoobenthos und auch in der vorliegenden Studie verwendete Begriff „limnischer Bereich“ für den hier betrachteten Elbeabschnitt von km 647 bis 653 eigentlich nicht zutrifft. Das bei der Nullmessung nachgewiesene Artenspektrum des Makrozoobenthos charakterisiert z.B. durch das häufige Vorkommen der Crustaceen *Bathyporeia elegans* und *Gammarus zaddachi* (s. Tab. 2.2-2) eindeutig oligohaline Verhältnisse. Auch im Rahmen der UVU zur Elbeanpassung wurde auf Grundlage von Untersuchungen der Bundesanstalt für Wasserbau Karlsruhe der Elbeabschnitt von Strom-km 645 bis 680 zum Oligohalinikum gerechnet und durch Untersuchungen zum Makrozoobenthosbestand bestätigt (PÖU 1997).

5.2 Mittlere Abundanz

Für alle Stationen im Bereich der Unterelbe sind die mittleren Art-Abundanzen und Gesamtabundanzen in Tabelle 5.2-1 sowie die relativen Standardfehler in Tabelle 5.2-2 aufgelistet.

Tab. 5.2-1: Mittlere Abundanz des Makrozoobenthos in Ind/m² bei sechs Parallelproben in der Unterelbe (Strom-km 647-653).

Art \ Station	L 1	L 17	L 18	L 19	L 26	L 32	L 41	L 48
<i>Cordylophora caspia</i>	5.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7
<i>Dreissena polymorpha</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	5.0	0.0	0.0	0.0
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	3.3	0.0	58.3	3.3	8.3	20.0	0.0	0.0
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	1.7	0.0	1.7	3.3	0.0	1.7	0.0	0.0
<i>Limnodrilus profundicola</i>	0.0	3.3	31.7	96.7	3.3	8.3	1.7	0.0
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	0.0	0.0	10.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Limnodrilus</i> spp.	0.0	0.0	3.3	1.7	0.0	5.0	0.0	0.0
<i>Potamothenix hammoniensis</i>	6.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Potamothenix moldaviensis</i>	8.3	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Potamothenix</i> spp.	5.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Psammoryctides barbatus</i>	1.7	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
juv. Tubificidae indet.	6.7	3.3	30.0	30.0	3.3	10.0	3.3	0.0
<i>Aelosoma</i> cf. <i>hemprichi</i>	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Enchitraeus</i> sp.	1.7	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7
Enchitraeidae indet.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0
<i>Oligochaeta</i> indet.	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Hediste diversicolor</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.0
<i>Marenzelleria</i> cf. <i>viridis</i>	11.7	1.7	6.7	3.3	1.7	8.3	6.7	0.0
<i>Bathyporeia elegans</i>	0.0	10.0	3.3	13.3	10.0	85.0	5.0	20.0
<i>Bathyporeia pilosa</i>	5.0	40.0	38.3	123.3	65.0	256.7	15.0	40.0
<i>Corophium lacustre</i>	8.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Corophium volutator</i>	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Gammarus zaddachi</i>	253.3	8.3	1.7	6.7	16.7	3.3	3.3	3.3
<i>Eriocheir sinensis</i>	8.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Chironomidae indet.	1.7	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	0.0
Gesamt	330.0	71.7	188.3	283.3	116.7	400.0	36.7	66.7

Wie schon in Kap. 4.2 ausgeführt, ist ein Standardfehler von 1 gleichbedeutend mit dem Sachverhalt, dass die entsprechende Art nur in einer Probe nachgewiesen wurde. Bei diesen Arten ist die mittlere Abundanz – in der Regel konnte nur ein Individuum gefunden werden – erwartungsgemäß äußerst ungenau bestimmt.

Liegt der Standardfehler zwischen 60 und 70%, so konnte die Art in genau zwei der sechs Parallelproben nachgewiesen werden. Wegen der geringen Besiedlung insgesamt erhält man nur in einigen Fällen eine gute Bestimmung der mittleren Abundanz einer Art (Tab. 5.2-2). Die mittlere Gesamtabundanz ist mit Werten zwischen 0,20 und 0,44 jedoch in der Größenordnung gut bestimmt.

Tab. 5.2-2: Relativer Standardfehler des Makrozoobenthos bei sechs Parallelproben in der Unterelbe (Strom-km 647-653).
(- = kein Artnachweis an dieser Station)

Art \ Station	L 1	L 17	L 18	L 19	L 26	L 32	L 41	L 48
<i>Cordylophora caspia</i>	0.45	1.00	-	-	-	-	-	1.00
<i>Dreissena polymorpha</i>	-	-	-	-	1.00	-	-	-
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	1.00	-	0.39	0.63	0.57	0.37	-	-
<i>Limnodrilus claparedeanus</i>	1.00	-	1.00	1.00	-	1.00	-	-
<i>Limnodrilus profundicola</i>	-	1.00	0.30	0.50	0.63	0.37	1.00	-
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	-	-	0.63	-	-	-	-	-
<i>Limnodrilus</i> spp.	-	-	1.00	1.00	-	0.45	-	-
<i>Potamothenis hammoniensis</i>	1.00	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamothenis moldaviensis</i>	0.78	-	1.00	-	-	-	-	-
<i>Potamothenis</i> spp.	1.00	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psammoryctides barbatus</i>	1.00	-	1.00	-	-	-	-	-
juv. Tubificidae indet.	0.50	0.63	0.24	0.49	0.63	0.52	0.63	-
<i>Aelosoma</i> cf. <i>hemprichi</i>	-	1.00	-	-	-	-	-	-
<i>Enchytraeus</i> sp.	1.00	1.00	-	-	-	-	-	1.00
Enchytraeidae indet.	-	-	-	-	-	-	1.00	-
Oligochaeta indet.	-	-	-	1.00	-	-	-	-
<i>Hediste diversicolor</i>	-	-	-	-	-	1.00	-	-
<i>Marenzelleria</i> cf. <i>viridis</i>	0.34	1.00	0.50	0.63	1.00	0.65	0.74	-
<i>Bathyporeia elegans</i>	-	0.52	1.00	0.42	0.45	0.61	0.68	0.62
<i>Bathyporeia pilosa</i>	0.45	0.42	0.52	0.20	0.43	0.35	0.48	0.27
<i>Corophium lacustre</i>	0.37	-	-	-	-	-	-	-
<i>Corophium volutator</i>	1.00	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gammarus zaddachi</i>	0.29	0.57	1.00	0.50	0.33	0.63	0.63	1.00
<i>Eriocheir sinensis</i>	0.48	-	-	-	-	-	-	-
Chironomidae indet.	1.00	-	-	-	1.00	-	-	-
Gesamt	0.20	0.33	0.31	0.26	0.24	0.32	0.44	0.25

Zur Veranschaulichung der Abhängigkeit der Mittelwertschätzung von der Anzahl der Parallelproben dienen auch für diesen Bereich der Elbe beispielhaft einige Box-Whisker-Plots. Dabei werden Arten betrachtet, die an der betreffenden Station in drei, vier oder fünf der sechs Parallelproben gefunden wurden (die Crustaceen *Gammarus zaddachi* und *Bathyporeia pilosa* sowie der Oligochaet *Limnodrilus hoffmeisteri*, siehe Abb. 5.2-1). Bei selteneren Arten erübrigen sich solche Darstellungen, da hier die Mittelwertbestimmung besonders stark von der Teilauswahl der Proben abhängt und sich eine Reduzierung des Probenumfangs ohnehin nicht empfiehlt. Zur mittleren Gesamtartabundanz werden je eine besiedlungsstarke (L1) und eine besiedlungsschwache (L48) Station aufgeführt (Abb. 5.2-2).

Der relative Standardfehler hängt erwartungsgemäß stark von der Stetigkeit der Art ab. Bei einer Stetigkeit von 50% oder weniger erhält man i.d.R. einen relativen Standardfehler von mehr als 50%. Hier sollte zur Mittelwertbestimmung eine Reduzierung der Probenzahl nicht erfolgen. Wird die Art in mindestens 2/3 Proben gefunden, so hängt die Güte der Mittelwertbestimmung nur wenig vom

Probenumfang zwischen drei und sechs Parallelgreifern ab.

Sobald eine Art nur in 2/3 oder weniger der Parallelproben nachgewiesen wird (Stetigkeit $\leq 67\%$), ist die Standardabweichung erwartungsgemäß größer als der Mittelwert, das Intervall $[MW - SA, MW + SA]$ reicht bis an die Null oder darüber hinaus.

Tab. 5.2-3: Stetigkeit und Abundanz in Ind/m² ausgewählter Arten an ausgewählten Stationen der Unterelbe, vgl. Abb. 5.2-1.
(MW = Mittelwert, rel. SF = relativer Standardfehler)

Art	Station	Probe						Stetigkeit	MW	rel. SF
		1	2	3	4	5	6			
Gammarus zaddachi	17	10	10	0	0	0	30	50%	8.3	0.57
Bathyporeia pilosa	18	0	10	90	0	20	110	67%	38.3	0.52
Limnodrilus hoffmeisteri	18	20	30	150	0	100	50	83%	58.3	0.39

Abb. 5.2-1: Box-Whisker-Plot – Makrozoobenthosarten: Es sind die jeweils n ersten Proben berücksichtigt (Ausnahme: Bei DREI_B wurden die letzten drei Proben berücksichtigt), die Standardabweichung der Stationen wird nicht angezeigt, falls $MW - SA < 0$ gilt.

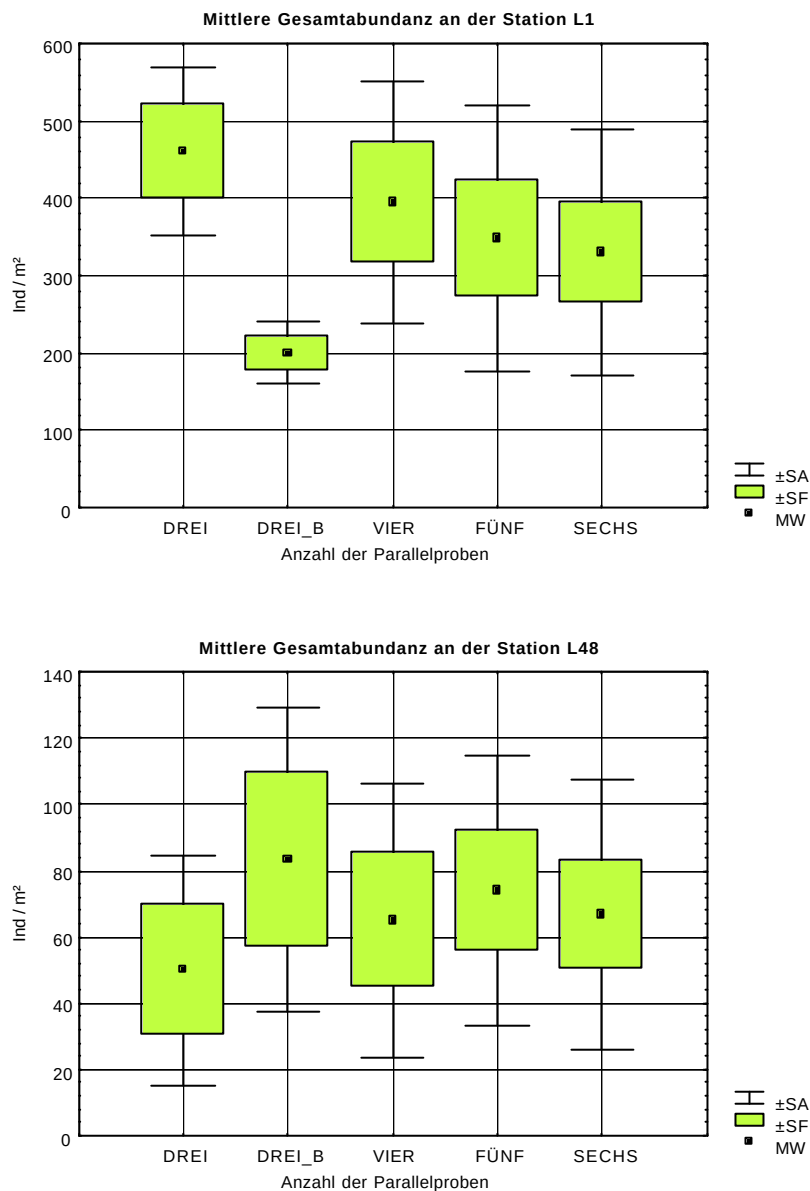


Abb. 5.2-2: Box-Whisker-Plot – Stationen (L1 besiedlungsstark, L48 besiedlungsschwach): Es sind die jeweils n ersten Proben berücksichtigt (Ausnahme: Bei DREI_B wurden die letzten drei Proben berücksichtigt).

Die Größenordnung der mittleren Abundanz ist bei diesen Beispielen bereits mit drei Proben bestimmbar. Eine durchgängige Verringerung des relativen Standardfehlers bei Vergrößerung des Stichprobenumfangs ist nicht erkennbar, sondern nur teilweise als Trend sichtbar. Daher bleibt festzustellen, dass die in diesen Diagrammen (Abb. 5.2-1 und 5.2-2) dargestellten Resultate kaum konkrete Anhaltspunkte zur Bestimmung eines geeigneten Probenumfangs bei der Berechnung der mittleren (Gesamt-) Abundanz liefern.

5.3 Arten-Areal-Kurve

Für ausgewählte Stationen in der Unterelbe (Eingriffsbereich Fahrinne L18 und L26, Auswirkungsbereiche L17 und L19, Referenzbereich L41) sind Arten-Areal-Kurven mit und ohne Einzelfunde in den Abbildungen 5.3-1 bis 5.3-5 errechnet.

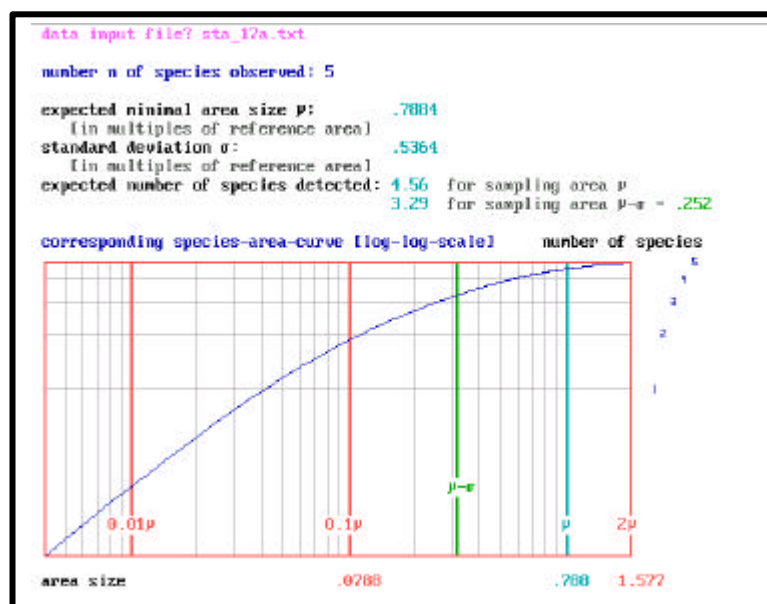
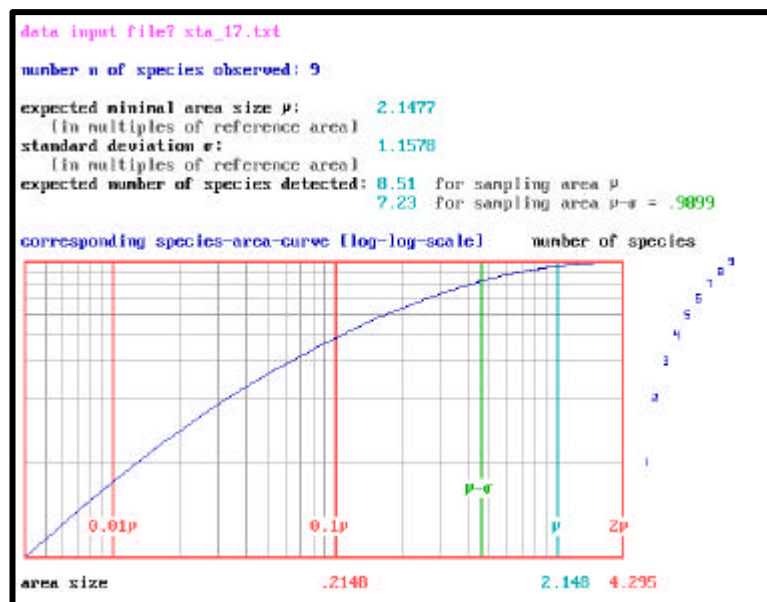


Abb. 5.3-1: Arten-Areal-Kurven für die Station L17 (mit und ohne Einzelfunde) im Bereich der Unterelbe (Strom-km 647-653).

Wie in der Abbildung 5.3-1 zu erkennen ist, werden im Mittel an der Station L17 etwa 13 Proben

benötigt, um alle 9 Arten nachzuweisen. Werden die vier Einzelfunde nicht berücksichtigt, so reichen im Mittel 4 bis 5 Proben, um die fünf häufigeren Arten nachzuweisen.

Wie die Abbildung 5.3-2 zeigt, werden an der Station L18 im Mittel etwa 13 Proben benötigt, um alle 12 Arten nachzuweisen. Werden die 4 Einzelfunde nicht berücksichtigt, so reichen im Mittel 4-5 Proben aus, um die 8 häufigeren Arten nachzuweisen.

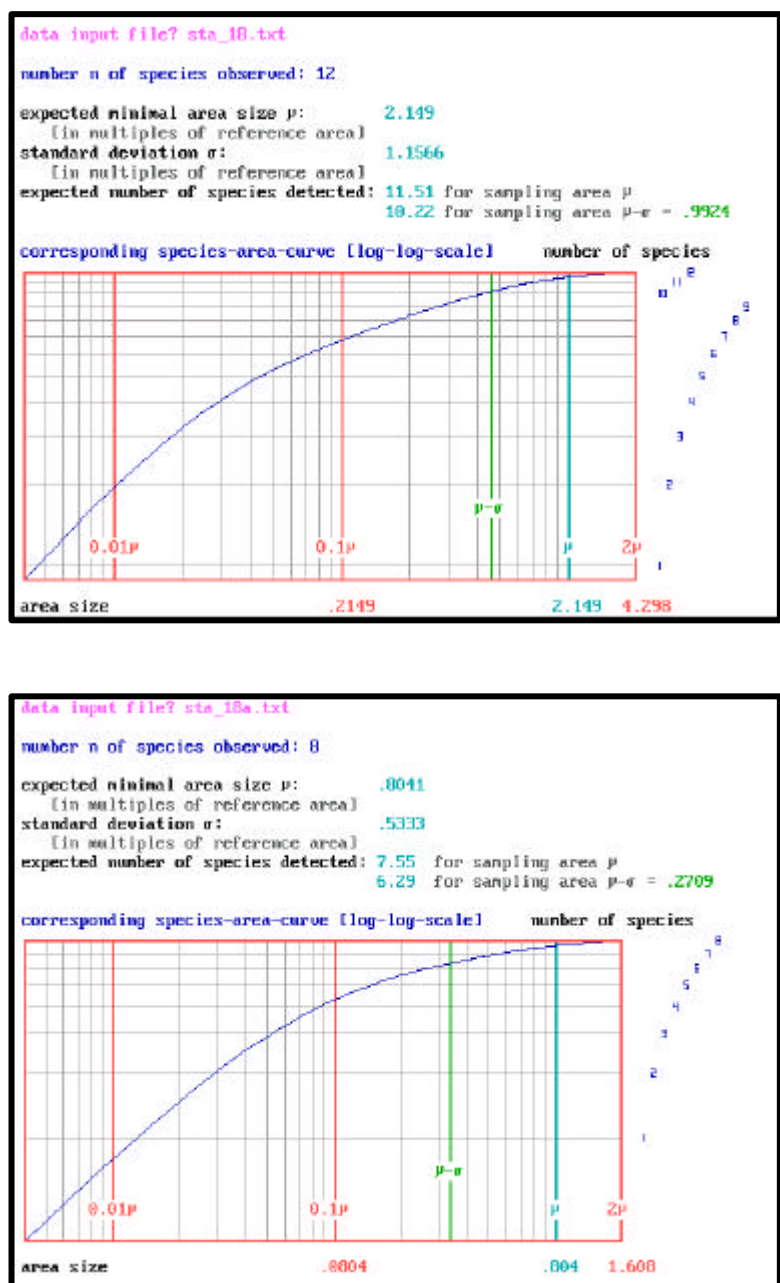


Abb. 5.3-2: Arten-Areal-Kurven für die Station L18 (mit und ohne Einzelfunde) im Bereich der Unterelbe (Strom-km 647-653).

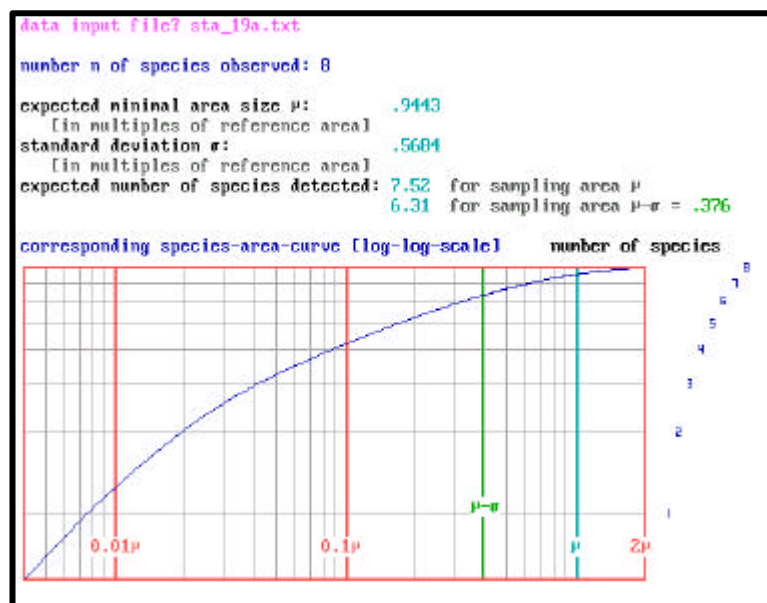
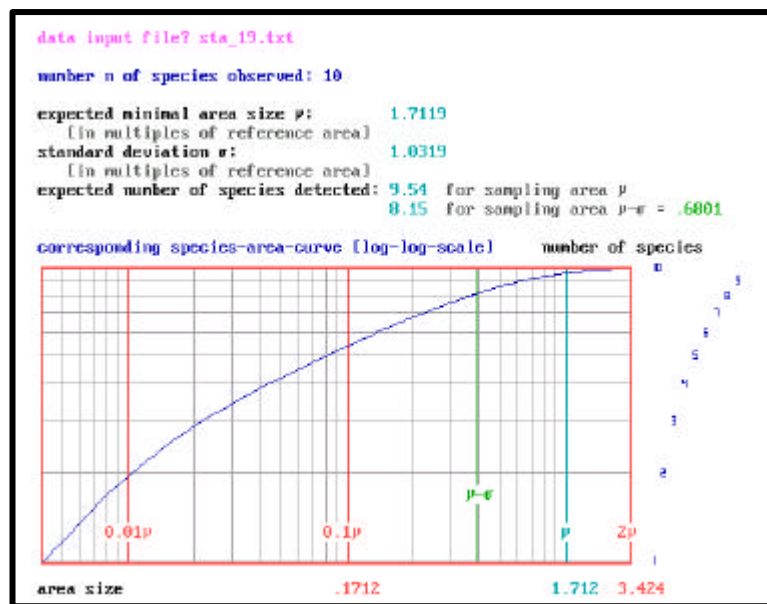


Abb. 5.3-3: Arten-Areal-Kurven für die Station L19 (mit und ohne Einzelfunde) im Bereich der Unterelbe (Strom-km 647-653).

Wie die Abbildung 5.3-3 zeigt, werden an der Station L19 im Mittel 10-11 Proben benötigt, um alle 10 Arten nachzuweisen. Werden die zwei Einzelfunde nicht berücksichtigt, so reichen im Mittel 5-6 Proben aus, um die 8 häufigeren Arten nachzuweisen.

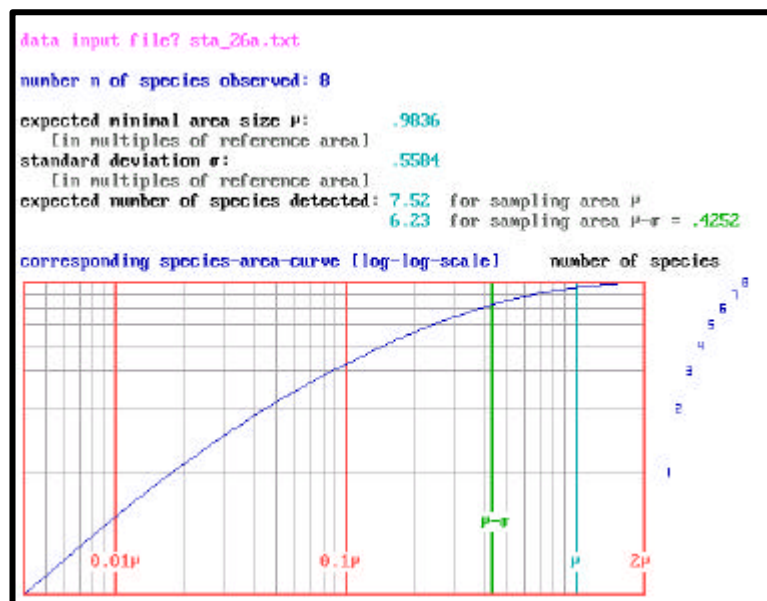
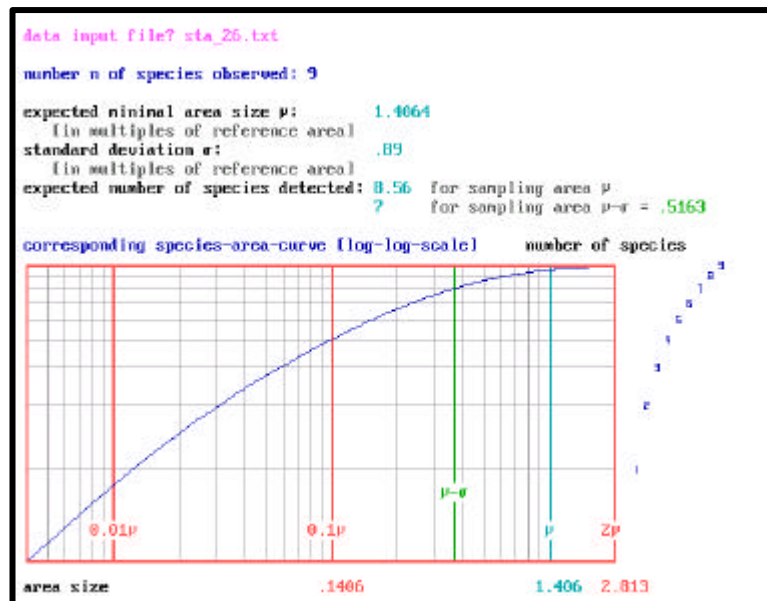


Abb. 5.3-4: Arten-Areal-Kurven für die Station L26 (mit und ohne Einzelfunde) im Bereich der Unterelbe (Strom-km 647-653).

Wie die Abbildung 5.3-4 zeigt, werden an der Station L26 im Mittel 8 bis 9 Proben benötigt, um alle 9 Arten nachzuweisen. Wird der eine Einzelfund nicht berücksichtigt, so reichen im Mittel 6 Proben aus, um die 8 häufigeren Arten nachzuweisen.

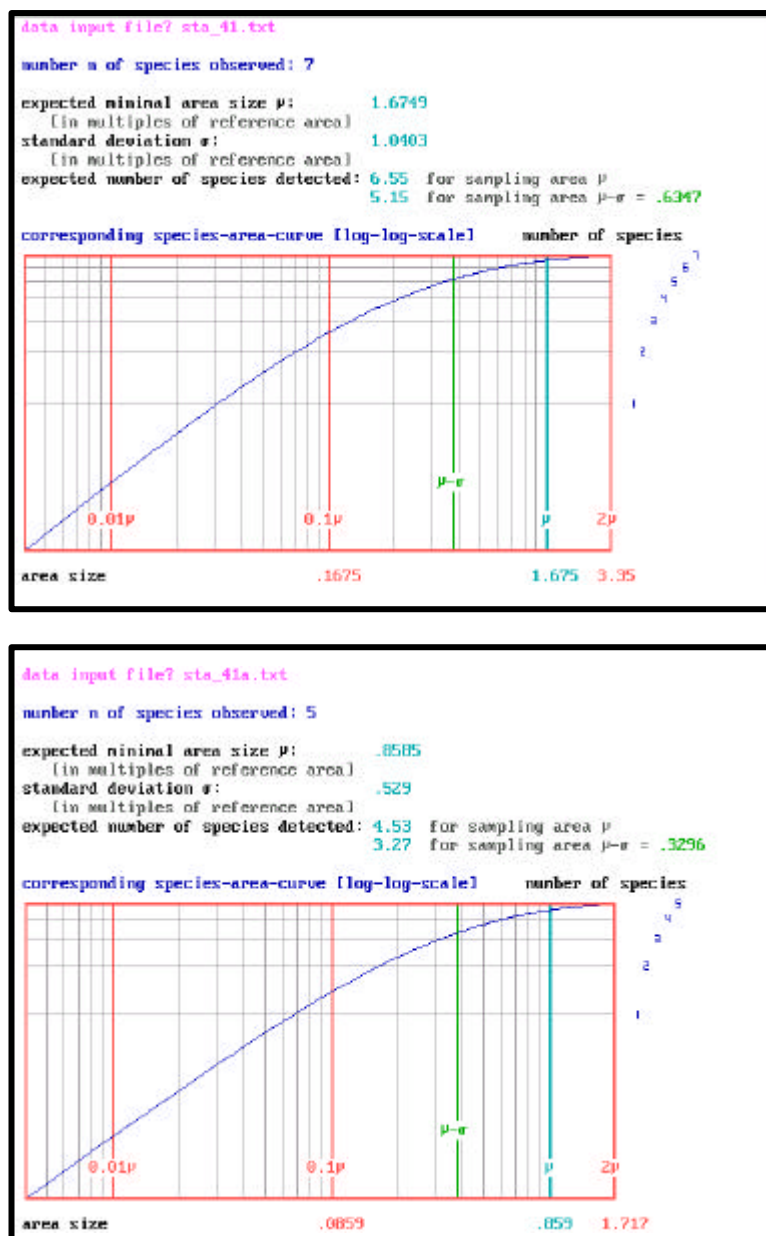


Abb. 5.3-5: Arten-Areal-Kurven für die Station L41 (mit und ohne Einzelfunde) im Bereich der Unterelbe (Strom-km 647-653).

Wie die Abbildung 5.3-5 zeigt, werden an der Station L41 im Mittel etwa 10 Proben benötigt, um alle 7 Arten nachzuweisen. Werden die zwei Einzelfunde nicht berücksichtigt, so reichen im Mittel etwa 5 Proben aus, um die 5 häufigeren Arten nachzuweisen.

In Abbildung 5.3-6 sind alle Artnachweise im Bereich der Unterelbe (excl. Station L1) als Arten-Areal-Kurven mit und ohne Einzelfunde dargestellt. Aufgrund des hoch signifikanten Unterschiedes der Station L1 gegenüber allen anderen Stationen, wurde diese Station in der Analyse nicht berücksichtigt (vgl. Kap. 5.4).

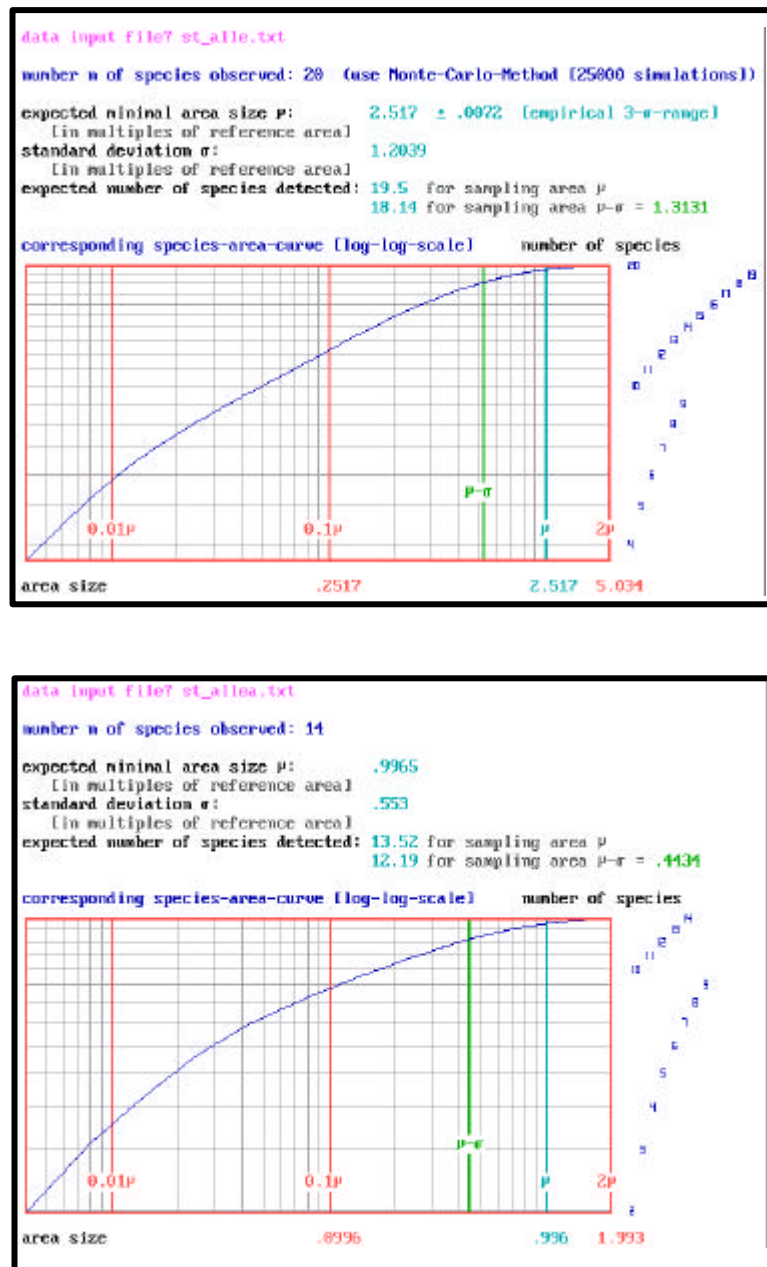


Abb. 5.3-6: Arten-Areal-Kurven zusammengefaßt für alle Stationen (mit und ohne Einzelfunde; excl. Station L1) im Bereich der Unterelbe (Strom-km 647-653).

Wie in der Abbildung 5.3-6 zu erkennen ist, werden im Mittel im Bereich der Unterelbe (excl. Station L1) etwa 15 Proben pro Station benötigt, um insgesamt alle 20 Arten wieder nachzuweisen. Um

die 14 Arten, von denen an den 7 Stationen mehr als ein Individuum gefunden wurde, nachzuweisen, reichen im Mittel 6 Parallelproben pro Station aus.

Aus den Analysen zu den Arten-Areal-Kurven lassen sich folgende relevante Einzelergebnisse zusammenfassen:

Je nach Station werden etwa 8 bis 13 Parallelproben benötigt, um alle die in den 6 Proben einer Station nachgewiesenen Arten erneut zu finden (siehe auch Tab. 5.3-1). Dagegen werden etwa die Hälfte der Proben, etwa 4 bis 6 Parallelproben benötigt, um die Arten erneut nachzuweisen, von denen an einer Station mehr als ein Individuum gefunden wurde. Betrachtet man das Gesamtartenspektrum (excl. Station L1), werden im Mittel etwa 15 Proben pro Station benötigt, um insgesamt alle 20 Arten wieder nachzuweisen. Werden nur Arten berücksichtigt, von denen an den 7 Stationen mehr als ein Individuum gefunden wurde, reichen im Mittel 6 Parallelproben pro Station aus.

Tab. 5.3-1: Erwartete Anzahl der Proben zum Nachweis der Arten an einer Station bzw. an allen Stationen im Bereich der Unterelbe (Strom-km 647-653).

Station	mit Einzelfunden		ohne Einzelfunde	
	Arten	Proben	Arten	Proben
L17	9	13	5	4-5
L18	12	13	8	4-5
L19	10	10-11	8	5-6
L26	9	8-9	8	6
L41	7	10	5	5
alle (excl. L1)	20	15	14	6

5.4 Ordinationsverfahren

Aufgeführt werden Ordinationsdiagramme, die, wenn nicht anders angegeben, auf einer PCA beruhen. Weiterhin werden die Ergebnisse der multiplen Mittelwertvergleiche und die zu Vergleichszwecken durchgeführten COA-Ordinationen aufgeführt.

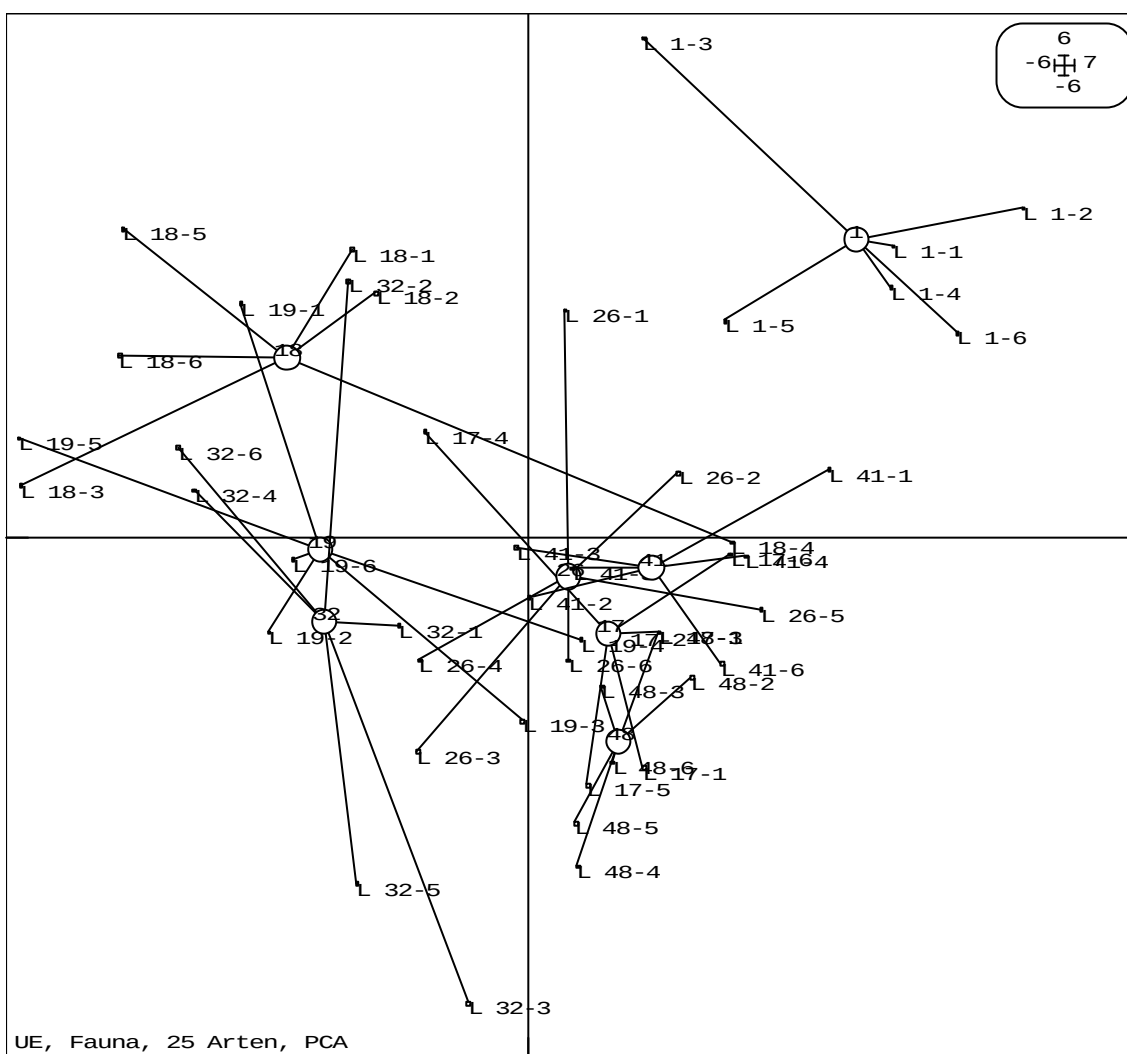
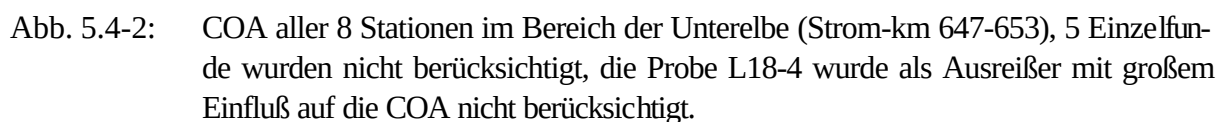


Abb. 5.4-1: Ordinationsdiagramm aller 8 Stationen im Bereich der Unterelbe (Strom-km 647-653).

Die Station L1 unterscheidet sich ganz deutlich von allen anderen Stationen (Abb. 5.4-1). Dieser Unterschied ist in jedem Fall signifikant, in den meisten Fällen sogar hoch signifikant. Dieser (hoch) signifikante Unterschied lässt sich auch bereits mit drei Proben nachweisen. Dadurch treten die Unterschiede zwischen den anderen 7 Stationen weniger zu Tage. Die weiteren Berechnungen zu einem geeigneten Probenumfang werden daher ohne Berücksichtigung der Station L1 durchgeführt.

Die COA (Abb. 5.4-2) zeigt im Vergleich zur PCA (Abb. 5.4-1) ein sehr ähnliches Bild. Auf eine gleichzeitige Berechnung von PCA und COA kann daher verzichtet werden.



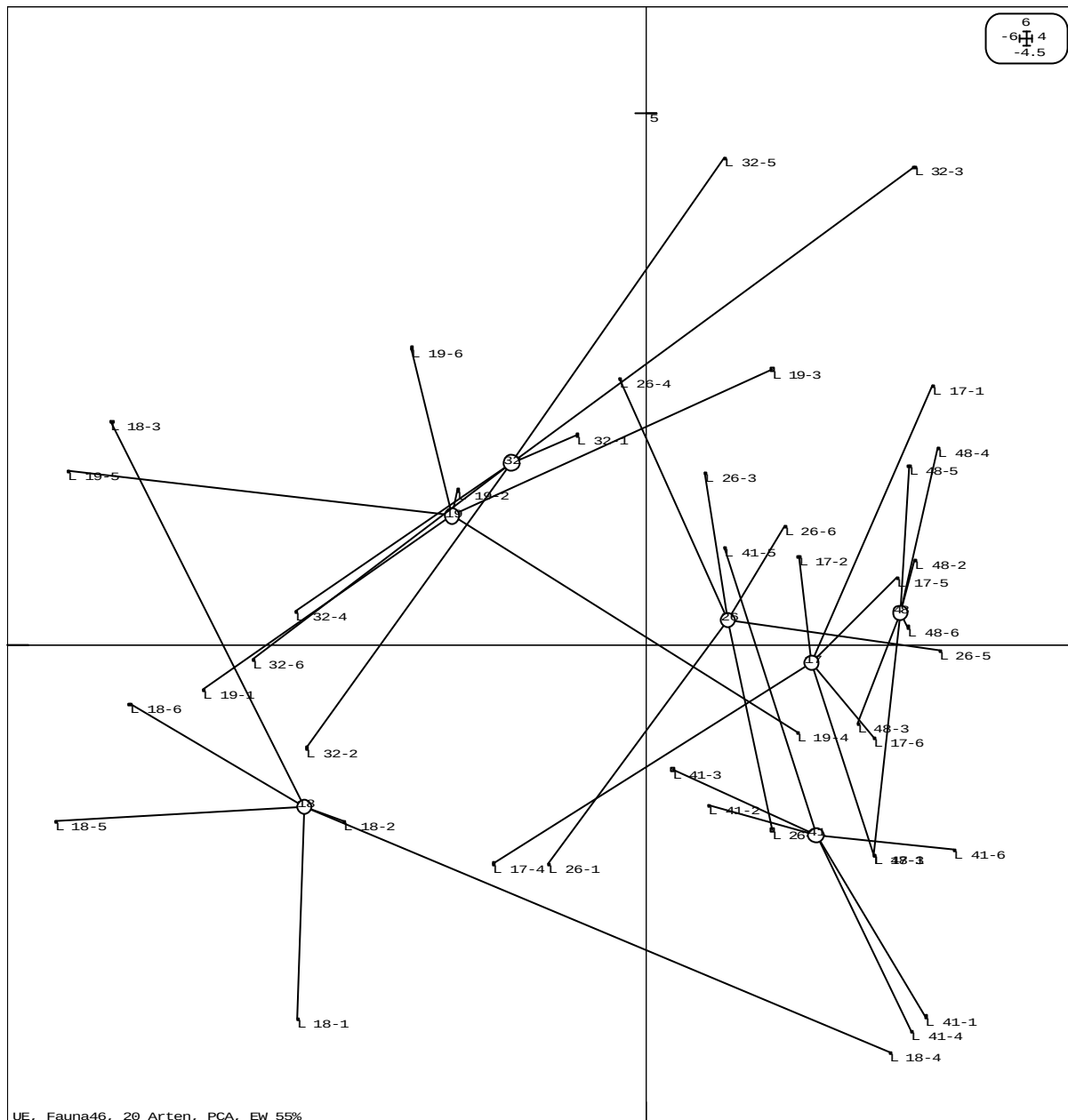


Abb. 5.4-3: PCA aller Stationen (excl. Station L1) im Bereich der Unterelbe (Strom-km 647-653).

Die PCA der limnischen Stationen zeigt, daß sich die Besiedlung der beiden Hangstationen L17 und L19 nicht von der der Fahrrinnenstationen unterscheidet (Abb. 5.4-3). Mit Ausnahme der „vertauschten“ Stationen L26 und L32 bildet die x-Achse in etwa einen Gradienten in der Besiedlung der Fahrrinne ab, was auch in anderen Ordinationsdiagrammen zum Ausdruck kommt.

Die PCA wurde auch für 3, 4 und 5 Parallelproben pro Station durchgeführt. Die wesentlichen Er-

gebnisse zu Unterschieden bzw. Ähnlichkeiten sind in den Tabellen 5.4-1 und 5.4-2 aufgeführt. Da die Ordinationsergebnisse für 3, 4 oder 5 Parallelproben von der Auswahl dieser Proben abhängig sind, werden Zahlenangaben unter 6 nur gemacht, wenn der entsprechende Unterschied in mindestens der entsprechenden Stärke auch bei 6 Parallelproben nachgewiesen werden kann.

Für ein besseres Verständnis der Tabelle 5.4-1 wird ein Lesebeispiel gegeben: Der Besiedlungsunterschied zwischen den Fahrrinnenstationen L48 und L18 ist mit 5 Parallelproben pro Station signifikant auf dem Niveau von 5% und bereits mit 4 Parallelproben signifikant auf dem Niveau von 20% (hier *deutlicher* Unterschied genannt) nachgewiesen werden. Mit weniger als 4 Parallelproben kann kein deutlicher Unterschied zwischen diesen beiden Stationen nachgewiesen werden.

Tab. 5.4-1: Signifikant und deutlich unterschiedliche Stationen im Bereich der Unterelbe, Anzahl der notwendigen Parallelproben um signifikante ($p \leq 5\%$; Zahl in fett) bzw. deutliche ($p \leq 20\%$) Unterschiede nachzuweisen.

Leere Felder bedeuten, daß keine abgesicherten Aussagen über Unterschiede gemacht werden können (oder sogar Ähnlichkeiten bestehen, s. Tab. 5.4-2) (sig = signifikant, deu = deutlich).

Station	L17		L18		L19		L26		L32		L41		L48	
	sig	deu	sig	deu	sig	deu	sig	deu	sig	deu	sig	deu	sig	deu
L17														
L18	5	5												
L19		6		6										
L26			6	6										
L32				6										
L41			6	5		6			5	5				
L48			5	4	6	6			6	6				

Diese Ergebnisse zeigen, dass die wesentlichen Besiedlungsunterschiede im linischen Bereich der Elbe, bei einer Ausnahme, erst mit mindestens fünf Parallelproben abgesichert nachgewiesen werden können. Zum Nachweis weiterer, feinerer Besiedlungsunterschiede ist ein höherer Probenumfang notwendig.

Die Berechnungen über die Permutationstests liefern das gleiche Resultat. Danach kann für die sieben Stationen aus Tabelle 5.4-1 festgestellt werden, daß eine signifikante Abhängigkeit der Besiedlung von den Stationszugehörigkeit erst bei mindestens fünf Parallelproben vorliegt, also die wesentlichen Aspekte der Besiedlungsstruktur nicht mit drei oder vier Parallelproben abgesichert nachgewiesen werden können (siehe auch Abbildung 5.4-4).

Tab. 5.4-2: Ähnliche Stationen im Bereich der Unterelbe, Auftreten großer ($p \geq 95\%$; x) bzw. deutlicher ($p \geq 80\%$; x) Ähnlichkeiten (= Wahrscheinlichkeit für die Gleichheit der Besiedlung der Stationen) in min. einem der 4 post-hoc-Tests
Leere Felder bedeuten, daß keine deutliche Hinweise über Ähnlichkeiten gemacht werden können (oder sogar Unterschiede bestehen, s. Tab. 5.4-1).

Station	L17	L18	L19	L26	L32	L41	L48
L17							
L18							
L19							
L26	x						
L32			x				
L41							
L48	x			x			

number of random matching: 10000 Observed: 4.082320
Histogramm: minimum = 2.791972, maximum = 4.748568
number of simulation $X < \text{obs}$: 9059 (frequency: 0.905900)
number of simulation $X \geq \text{obs}$: 941 (frequency: 0.094100)



Abb. 5.4-4: Ergebnisdarstellung des Permutationstests bei vier Parallelproben für alle Stationen (excl. Station L1) im Bereich der Unterelbe (Strom-km 647-653). Von 10000 (number of random matching) Monte-Carlo-Berechnungen ergeben 941 (number of simulation $X \geq \text{obs}$) eine höhere Gesamtvariation als bei der tatsächlichen (observed) Besiedlung. Das ergibt den (einem p-Wert vergleichbaren) nicht signifikanten Häufigkeitswert (frequency) von 0.0941. Graphisch wird das durch die Gegenüberstellung der „zufälligen“ Berechnungen (****) mit der davon

kaum abweichenden tatsächlichen Gesamtvariation (0 ->) veranschaulicht.

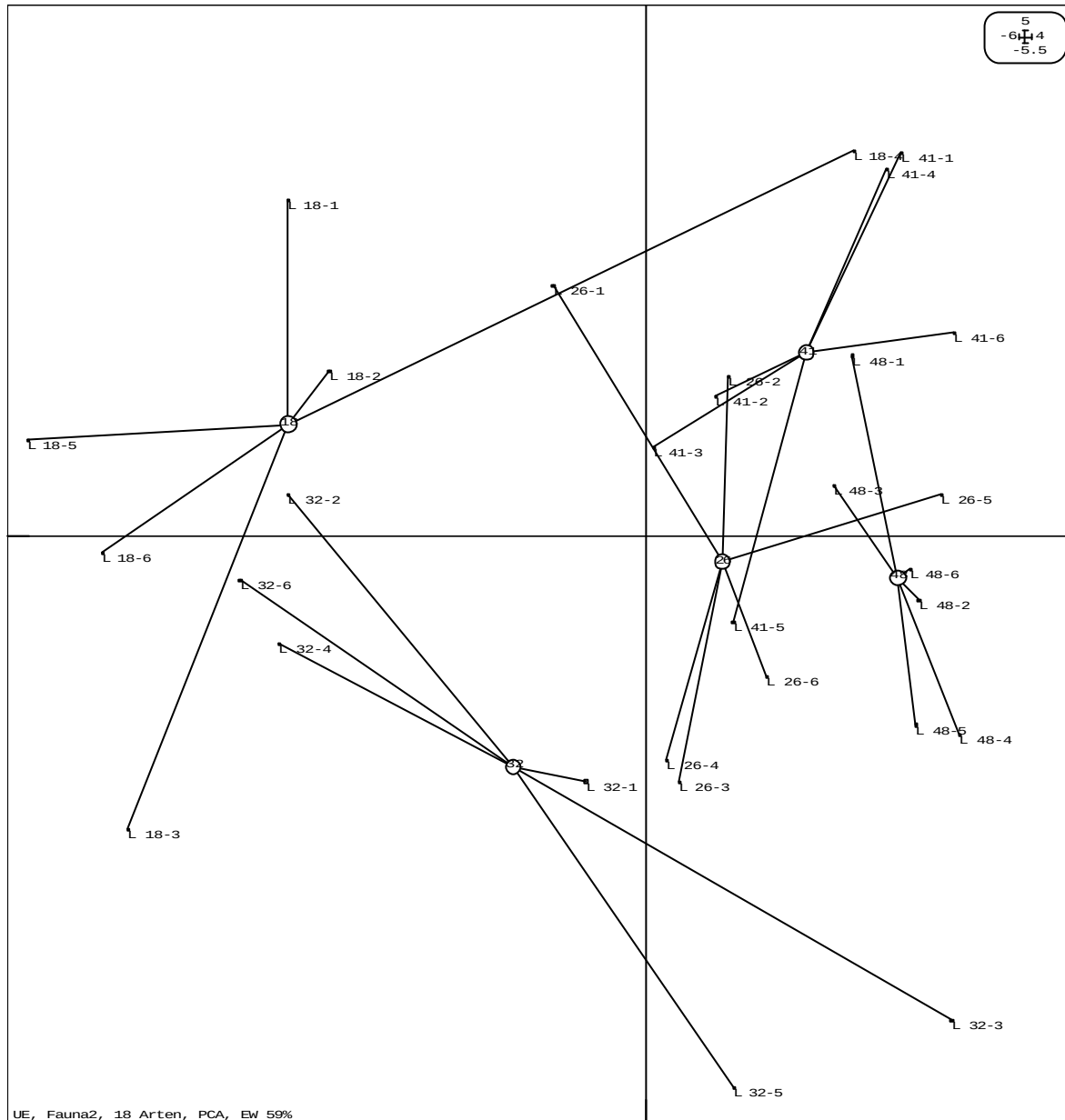


Abb. 5.4-5: PCA der Fahrrinnenstationen L18, L26, L32, L41 und L48 im Bereich der Unterelbe (Strom-km 647-653).

Die Ordinationsergebnisse (und damit auch die Untersuchung zum notwendigen Probenumfang) können auch von der Anzahl der in die Ordination eingehenden Stationen abhängen, wie am Beispiel

der Station L1 sehr deutlich wird. Vergleichsweise wurden daher auch die 5 Stationen der Fahrrinne L18, L26, L32, L41 und L48 gemeinsam analysiert (Abb. 5.4-4). Die auf diesem Weg erzielten Resultate entsprechen denen auf der Basis von 7 Stationen erzielten Ergebnisse (Abb. 5.4-3).

6 Empfehlungen

6.1 Vorbetrachtungen

Die Frage, wie viele Parallelproben an einer Station bei Untersuchungen zu den Makrozoobenthosbeständen für eine wissenschaftlich abgesicherte Aussage erforderlich sind, ist bisher nur ungenügend beantwortet. Erste Annäherungen zeigten, daß diese Problematik neben der Fragestellung vor allem vom Untersuchungsgebiet und den verwendeten Probenahmegeräten abhängt (z.B. HELCOM 1998, KOLBE 1995, VORBERG 1993).

Im Rahmen des HELCOM-Monitorings der Ostsee wird bei Verwendung eines Van-Veen-Greifers (0,1 m²) eine Anzahl von 3 bis 5 Parallelproben für die qualitative und quantitative Erhebung der sublitoralen Makrozoobenthosbestände in diesem Brackwassergebiet als ausreichend erachtet. Eine ausführliche Herleitung der Anzahl wird nicht gegeben.

Untersuchungen durch KOLBE (1995) zum erforderlichen Probenumfang beim Makrozoobenthos-Monitoring im Eulitoral der Wesermündung ergaben, dass bei Beprobungen mit einem Stechrohr (Grundfläche 38 cm²) erst mit 46 Parallelproben der relative Standardfehler der Abundanz aller stetigen Arten auf 20 % gedrückt werden kann (zur Bedeutung der 20 %, siehe Kap. 3.3.1). D.h., dass im vorliegenden Falle die mit Stechröhen zu beprobende Mindestfläche 1448 cm² (entspricht theoretisch 1 ½ Van-Veen-Greifer) umfassen sollte.

In der vorliegenden Studie zur Ermittlung der notwendigen Anzahl an Parallelproben in der Beweissicherung Makrozoobenthos im Rahmen der WSV-Maßnahme „Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt“ wurden verschiedene statistischen Verfahren (Mittlere Abundanz, Arten-Areal-Kurve, Ordinationsverfahren) verwendet.

Daten zu Stationen, deren Besiedlung maßnahmebedingten Auswirkungen unterliegen werden, sind aber noch nicht vorhanden. Daher können noch keine Auswirkungen, bzw. Unterschiede in der Besiedlung verschiedener Jahre an einer Station nachgewiesen werden. Folglich kann der für diese Fragestellung notwendige Probenumfang noch nicht exakt bestimmt werden. Allerdings wurde versucht zu berechnen, wie viele Parallelproben benötigt werden, um die bereits vorliegenden Daten zu analysieren. Daraus ergibt sich ein grober Anhaltspunkt, in welchem Maße und mit welcher Anzahl an Parallelproben mögliche Auswirkungen nachgewiesen werden können.

Die Anzahl der benötigten Parallelproben hängt wesentlich von der Größe des Unterschiedes in der Besiedlung zwischen den Stationen ab. Je deutlicher ein Unterschied zu Tage tritt, desto einfacher kann er nachgewiesen werden.

Die in Kap. 4 und 5 dargelegten Ergebnisse zeigen, dass jedes einzelne statistische Verfahren eine eigene Qualität an Aussagemöglichkeit für die Fragestellung bietet. Dieses stellt sich wie folgt dar.

Mittlere Abundanz

Bei der beispielhaften Bestimmung des relativen Standardfehlers bei der Schätzung der mittleren Abundanz einer Art konnte nur in Einzelfällen eine Reduktion des Fehlers bei erhöhtem Probenumfang festgestellt werden. Diese Aussage gilt für die häufigeren Arten, Stetigkeit $\geq 50\%$. Hier führt ein Umfang von vier, fünf oder sechs Parallelproben zu einer ähnlichen Güte der Schätzung, der Mittelwert ist in der Größenordnung zufriedenstellend bestimmt.

Unabhängig vom Probenumfang werden an einer Station immer Einzelfunde einer Art zu verzeichnen sein, deren Abundanz dann (solange die Besiedlung der Station nicht flächendeckend erhoben wird) immer mangelhaft bestimmt ist. Daher kann der Anspruch, die Abundanz oder auch nur die Präsenz „aller“ Arten zufriedenstellend zu bestimmen, nie erfüllt werden. Deswegen können Aussagen z.B. über Auswirkungen anthropogener Einflüsse immer nur auf Grund eines eingeschränkten Arteninventars wissenschaftlich abgesichert getroffen werden. Aus diesem Grund ist der Fehler bei der Berechnung der mittleren Abundanzen aller Arten kein geeignetes Kriterium zur Bestimmung eines notwendigen Probenumfangs.

Die mittlere Gesamtabundanz ist von der Größenordnung her brauchbar mit sechs Proben bestimmt, eine Verringerung auf fünf oder vier Parallelproben bringt keine nennenswerte Verschlechterung der Mittelwertschätzung mit sich.

Allerdings eignet sich die mittlere Gesamtabundanz eher schlecht als Kriterium zum Stationsvergleich. Große Zahlen, die z.B. auf Grund von phasenweisem exponentiellen Wachstum zu Stande kommen, werden überbewertet. D.h., kleine Änderungen in den Gegebenheiten wirken sich überproportional auf die Besiedlung aus. Überdies können gleiche Gesamtabundanzen durchaus von ganz verschiedenen Besiedlungen herrühren. Nur sehr deutliche Auswirkungen werden bei einem Vergleich zwischen Eingriffsbereich und Referenz mit dieser statistischen Größe nachgewiesen werden können. Zur Bestimmung eines geeigneten Probenumfangs sollte sie nicht herangezogen werden.

Arten-Areal-Kurve

Grundsätzlich läßt sich sagen, daß die Nichtberücksichtigung von sehr seltenen Arten zu einem wesentlich geringeren, notwendigen Stichprobenumfang führt. Bei dem vorliegenden Datenmaterial konnte der notwendige Probenumfang allein schon durch Nichtberücksichtigung der Einzelfunde erheblich reduziert werden.

Ausgehend von dem Artenspektrum, das in sechs Parallelproben gefunden wurde, werden für die Reproduzierbarkeit dieser gesamten Artenliste etwa doppelt so viele Parallelproben benötigt. Lässt man hingegen die Einzelfunde unberücksichtigt, so reichen im Mittel an den Stationen im marinen Bereich der Elbe 4 Parallelproben aus, wogegen im limnischen Bereich eher 6 Parallelproben notwendig sind, um das reduzierte Artenspektrum erneut nachzuweisen.

Dieses Vorgehen reduziert zwar das betrachtete Artenspektrum an einzelnen Stationen z.T. erheblich, die sich darauf gründenden Aussagen besitzen aber sicher eine höhere Sicherheit, als Analysen, die auf dem gesamten, erhobenen Artenspektrum beruhen.

Sobald mehrere Stationen miteinander verglichen werden, ist die Reduzierung des Artenspektrums bei der Analyse bei Nichtberücksichtigung von Einzelfunden nicht mehr erheblich, da der Anteil der Einzelfundarten geringer ist.

Die gewonnenen minimalen Beprobungsflächen liefern einen guten Anhaltspunkt, welche Arten bei einem Stationsvergleich berücksichtigt werden sollten.

Relevant sind diese Angaben für Auswertemethoden, bei denen das gesamte Artenspektrum mit einbezogen wird. Werden beispielsweise Stationsvergleiche auf Grund der *kompletten* Artenliste an- gestellt, so können diese Aussagen nicht als wissenschaftlich abgesichert gelten. Ähnliches gilt für den Parameter Artenzahlen.

Auch bei der COA sollten nicht alle Besiedlungsangaben mit berücksichtigt werden, da gerade bei diesem Verfahren Einzelfunde bzw. seltene Arten stark gewichtet werden. Das gleiche kann auch für andere, hier nicht betrachtete multivariate Verfahren, beispielsweise, je nach Distanzmaß, für die Cluster-Analyse oder die Multidimensionale Skalierung gelten. Bei der PCA der Kovarianzmatrix spielen seltene Arten nur eine untergeordnete Rolle, so dass hierfür auf eine Bearbeitung der Arten- liste verzichtet werden kann.

Ordinationsverfahren

Die PCA ist gut geeignet, die Besiedlungsverhältnisse sowohl im marinen wie auch im limnischen Bereich adäquat darzustellen. Die Ordinationsdiagramme und in Ergänzung dazu die Signifikanztests geben einen guten Hinweis darauf, mit welchem Probenumfang welche Effekte nachgewiesen werden können. Es ist anzumerken, daß sich die auf diesem Wege ermittelten Ergebnisse zur Parallel- probenzahl deutlich mit den Resultaten decken, die mit den Arten-Areal-Kurven (ohne Einzelfunde) gewonnen werden konnten (vgl. dazu Tab. 4.3-1 mit Tab. 4.4-2 und Tab. 5.3-1 mit Tab. 5.4-1), obwohl sie auf einem ganz anderen Ansatz beruhen.

Die Tatsache, dass im marinen Bereich einige Effekte bereits mit 3 Parallelproben nachgewiesen werden können, im limnischen Bereich dagegen dafür mindestens 5 Parallelproben notwendig sind, lässt auch den Schluss zu, dass die Besiedlung an den limnischen Stationen ohne L1 in sich homoge- ner ist, als die der marinen Stationen ohne M3.

Die Ordinationen liefern außerdem deutliche Hinweise darauf, in wie weit Stationen als Referenzen für andere Stationen, die von der Maßnahme betroffen sind, dienen können.

6.2 Empfehlung für Elbe-km 733 - 740 (mariner Bereich)

Im marinen Bereich der Elbe sind bestimmte Unterschiede (und evtl. auch Auswirkungen) bereits mit 3 Parallelproben nachzuweisen, andere mit 4 bis 6 Parallelproben (Tab. 6.2-1). Nur zum abgesicherten Nachweis für den möglicherweise vorhandenen Unterschied zwischen der Eingriffsstation M35 (Fahrrinne) und der relativ weit entfernten potentiellen Auswirkungs- bzw. Referenzstation M7 sind mehr als 6 Proben notwendig. Das deutet an, dass Auswirkungen in der Größenordnung eben dieses Ausmaßes evtl. mit 6 Proben nicht als deutlich oder gar signifikant nachgewiesen werden können. Damit ist das Ausmaß einer eventuellen Auswirkung auf die Station M35, welches mit 6 Proben noch als signifikant nachgewiesen werden kann, ungefähr beschrieben. Zusammenfassend läßt sich feststellen, dass beweissicherungsrelevante Auswirkungen der Elbeanpassung möglicherweise mit 3, sehr wahrscheinlich aber mit 6 Parallelproben nachgewiesen werden können.

Tab. 6.2-1: Außenelbe (Strom-km 733-740): Anzahl der notwendigen Parallelproben um signifikante ($p \leq 5\%$, fettgedruckte Zahlen) bzw. deutliche ($p \leq 20\%$) Unterschiede von potentiellen Auswirkungs- bzw. Referenzstationen zu den Eingriffsstationen M35 (Fahrrinne) und M16 (Klappstelle) nachzuweisen. Zusätzlich Angabe großer ($p \geq 95\%$; x) bzw. deutlicher ($p \geq 80\%$; x) Ähnlichkeiten.

Anmerkung: Die große Ähnlichkeit zwischen M35 und M37 wurde in 4 von 4 post-hoc-Tests errechnet. Leere Felder bedeuten, daß keine abgesicherten Aussagen über Unterschiede gemacht werden können, bzw. keine deutlichen Hinweise auf Ähnlichkeiten vorliegen.

Vergleich der Station	Auswirkungs-/Referenzstation						Referenzstat.	
M35 (Fahrrinne)	M7		M9		M37		M42	
Unterschiede (signifikant/deutlich)			6	5			3	3
Ähnlichkeiten					x			

Vergleich der Station	Auswirkungs-/Referenzstation							
M16 (Klappstelle)	M3		M7		M9		M27	
Unterschiede (signifikant/deutlich)	3	3	6	5	5	4	4	3
Ähnlichkeiten								

Zusätzlich bleibt festzustellen, dass sich von den für diesen Bericht untersuchten Stationen keine als Referenz für die Klappstellenstation M16 und sich nur die Station M37 als Referenz für die im Eingriffsbereich der Fahrrinne liegende Station M35 eignet (Tab. 6.2-1).

Empfehlung

Aufgrund dieser Erkenntnisse kann folgende Empfehlung für die Beweissicherung Makrozoobenthos im marinen Bereich der Elbe ausgesprochen werden:

Da mit der vorliegenden Datenbasis keine eindeutige Angabe zur Minimalanzahl der notwendigen Parallelproben gemacht werden kann und zum wirklichen Ausmaß möglicher Auswirkungen der El-beanpassung noch keine qualifizierten Einschätzungen vorgenommen werden können, wird empfohlen, bei der ersten Folgeuntersuchung auch wieder jeweils 6 Parallelproben pro Station zu entnehmen und dann die Untersuchungen über einen geeigneten Probenumfang fortzusetzen.

Anmerkung: Es sollte geprüft werden, ob unter den anderen, hier nicht untersuchten Stationen der Nullmessung, geeignete Referenzstationen für die Eingriffsbereiche zu finden sind, damit der Aufwand für die Beweissicherung den hohen Ansprüchen einer quantitativen Absicherung der Aussagen besser gerecht werden kann.

6.3 Empfehlung für Elbe-km 647 - 653 (limnischer Bereich)

Von den 8 untersuchten Stationen im limnischen Bereich der Elbe unterscheidet sich die Besiedlung der Station L1 sehr deutlich von allen anderen (Tab. 6.3-1). Um diesen Unterschied signifikant nachweisen zu können, sind nur 3 Parallelproben notwendig. Um die Unterschiede innerhalb der übrigen 7 Stationen zu verdeutlichen sind allerdings mindestens 5 Parallelproben notwendig.

Eventuell vorhandene Unterschiede in der Besiedlung zwischen den Stationen L32 und L17 sowie zwischen L26 und L19 sind nur mit mehr als 6 Parallelproben nachweisbar.

Tab. 6.3-1: Unterelbe (Strom-km 732-738): Anzahl der notwendigen Parallelproben um signifikante ($p \leq 5\%$, fettgedruckte Zahlen) bzw. deutliche ($p \leq 20\%$) Unterschiede von potentiellen Auswirkungs- bzw. Referenzstationen zu den Eingriffsstationen in der Fahrrinne L18, L26 und L32 nachzuweisen. Zusätzlich Angabe großer ($p \geq 95\%$; **x**) bzw. deutlicher ($p \geq 80\%$; **x**) Ähnlichkeiten.
Leere Felder bedeuten, daß keine abgesicherten Aussagen über Unterschiede gemacht werden können, bzw. keine deutlichen Hinweise auf Ähnlichkeiten vorliegen.

Vergleich der Station	Auswirkungs-/Referenzstation									
L18 (Fahrinne)	L1		L17		L19		L41		L48	
Unterschiede (signifikant /deutlich)	3	3	5	5		6	6	5	5	4
Ähnlichkeiten										

L26 (Fahrinne)										
Unterschiede (signifikant /deutlich)	3	3								
Ähnlichkeiten			x						x	

L32 (Fahrinne)										
Unterschiede (signifikant /deutlich)	3	3					5	5	6	6
Ähnlichkeiten					x					

Die Ergebnisse in Tab. 6.3-1 zeigen außerdem, dass sich von den für diesen Bericht untersuchten Stationen keine als Referenz für die von dem Eingriff betroffene Fahrrinnenstation L18 eignet.

Empfehlung

Aufgrund dieser Erkenntnisse kann folgende Empfehlung für die Beweissicherung Makrozoobenthos im limnischen Bereich der Elbe ausgesprochen werden:

Da mit der vorliegenden Datenbasis keine eindeutige Angabe zur Minimalanzahl der notwendigen

Parallelproben gemacht werden kann und zum wirklichen Ausmaß möglicher Auswirkungen der El-beanpassung noch keine qualifizierten Einschätzungen vorgenommen werden können, wird empfohlen, bei der ersten Folgeuntersuchung auch wieder jeweils 6 Parallelproben pro Station zu entnehmen und dann die Untersuchungen über einen geeigneten Probenumfang fortzusetzen.

Anmerkung: Es sollte geprüft werden, ob unter den anderen, hier nicht untersuchten Stationen der Nullmessung, geeignete Referenzstationen für die Eingriffsbereiche zu finden sind, damit der Aufwand für die Beweissicherung den hohen Ansprüchen einer quantitativen Absicherung der Aussagen besser gerecht werden kann.

7 Literaturverzeichnis

Persönliche Mitteilungen:

L. NEUMANN, WSA Hamburg

A. ORTHS, WSA Cuxhaven

J. SCHOLLE, BIOCONSULT Bremen

BORTZ, J. (1993): Statistik für Sozialwissenschaftler. – Springer, Berlin, Heidelberg.

BRAAK, C.J.F. TER, VERDONSCOT, P.F.M. (1995): Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. - Aquatic Sciences 57(3).

CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK (1994): Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. – Natural Environment Research Council, Plymouth, UK.

ELLIOT, J.M. (1977): Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. – Freshwater Biological Association Scientific Publications 25, Ambleside, Cumbria.

FIEDLER, M. (1991): Die Bedeutung von Makrozoobenthos und Zooplankton der Unterelbe als Fischnahrung. – Berichte aus dem Institut für Meereskunde Kiel, Nr. 204, 226 S.

GAUCH, H.G. (1982): Multivariate analysis in community ecology. – Cambridge University Press, Melbourne.

HAYWARD, P.J. & J.S. RYLAND (Hrsg.) (1995): Handbook of the Marine Fauna of North-West Europe. – Oxford University Press, Oxford, 800 S.

HELCOM (1998): Manual for marine monitoring in the Combine Programme of HELCOM. Annex C-8, Soft bottom macrozoobenthos. – The Environment Committee of HELCOM, 3/98 [www.helcom.fi/manual2/anxc8.html], 7 S.

HOLM, N.A. & A.D. MCINTYRE (Hrsg.) (1971): Methods for the Study of Marine Benthos. – IBP Handbook No. 16, Blackwell Oxford, 334 S.

JETSCHKE, G. (1989): Mathematik der Selbstorganisation. – Verlag Harri Deutsch, Berlin.

JONGMAN, R.H.G., C.J.F.T. BRAAK & O.F.R.V. TONGEREN (1995): Data Analysis in Community and Landscape Ecology. – Cambridge University Press, Melbourne.

KÖHLER, W., G. SCHACHTEL & P. VOLESKE (1996): Biostatistik. – Springer, Berlin, Heidelberg.

KÖHN, J. & F. GOSSELCK (1989): Bestimmungsschlüssel der Malakostraken der Ostsee. – Mitt. Zool. Mus. Berlin 65, S. 3-114

KOLBE, K. (1995): Methodische Studie zum erforderlichen Probenumfang beim Benthosmonitoring in den Brackwasserwatten der Wesermündung. – Berichte der Forschungsstelle Küste, Norderney, Band 40, S. 97-100

KÖPCKE, B. & H. KAUSCH (1996): Distribution and variability in abundance of *Neomysis integer* and *Mesopodopsis slabberi* (Mysidacea; Crustacea) in relation to environmental factors in the Elbe estuary. – Arch. Hydrobiol., Suppl. 110, S. 263-282

KÜHL, H. (1964): Die Mysideen der Elbmündung. – Abh. naturwiss. Ver. Hamburg 8, S. 167-178.

- MANLY, B.F.J. (1991): Randomization and Monte Carlo methods in biology. - Chapman and Hall, London.
- NCSS (1999): PASS 6.0 Power analysis and sample size. NCSS Statistical Software, 329 North 1000 East, Kaysville, Utah 84037.
- NEHRING, S. & H. LEUCHS (1996): BfG-Ästuarmonitoring in Ems, Jade, Weser, Elbe - Makrozoobenthos 1995. – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Bericht BfG-1040, 34 S., Anlagen.
- NEHRING, S. & H. LEUCHS (1997): BfG-Ästuarmonitoring in Ems, Jade, Weser, Elbe, Eider - Makrozoobenthos 1996. – Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Bericht BfG-1113, 43 S., Anlagen
- PFEIFER (1997): MINAREA V2.0 - a program to calculate minimal areas in statistical ecology. Institut für Mathematische Stochastik, Universität Hamburg, Bundesstr. 55, D-20146 Hamburg.
- PFEIFER, D. & A. BÄUMER, M. (1992): Spatial Point Processes and their Applications to Biology and Ecology. – Modeling Geo-Biosphere Processes 1, S. 145-161.
- PFEIFER, D., H.-P. BÄUMER, R. DEKKER & U. SCHLEIER (1998): Statistical Tools for Monitoring Benthic Communities. – Senckenbergiana maritima 29(1), S. 63-76.
- PFEIFER, D., H.-P. BÄUMER & U. SCHLEIER (1996a): The "Minimal Area" Problem in Ecology: A Spatial Poisson Process Approach. – Computational Statistics 11, S. 415-428
- PFEIFER, D., H.-P. BÄUMER, U. SCHLEIER & V.D. VALK (1996b): Grundzüge der statistischen Ökologie. - Texte zur statistischen Ökologie, Bericht No. 1/96, Universität Hamburg, Institut für mathematische Stochastik.
- PÖU (1997): UVU zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt, Materialband VII - Tiere und Pflanzen, aquatische Lebensgemeinschaften. – Planungsgruppe Ökologie + Umwelt Nord, 567 S., Anlagen
- RICHTER, O. (1985): Simulation des Verhaltens ökologischer Systeme - Mathematische Methoden und Modelle. – VCH, Weinheim.
- ROYSTON, J.P. (1982): An extension of Shapiro and Wilk's W test for normality to large samples. – Applied Statistics 31, S. 115-124.
- SACHS, L. (1978): Angewandte Statistik Statistische Methoden und ihre Anwendungen. – Springer, Berlin, Heidelberg.
- SCELLENBERG, A. (1928): Krebstiere oder Crustacea. II: Decapoda, Zehnfüßer. – In: DAHL, F. (Hrsg.), Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise, Teil 10. Verlag G. Fischer, Jena, 146 S.
- SCHLIEPER, C. (Hrsg.) (1968): Methoden der meeresbiologischen Forschung. – Verlag G. Fischer Jena, 322 S.
- SCHNAKENBECK, W. (1933): *Leander longirostris* (H. M.-Edw.) in der Unterelbe. – Zool. Anz. 102 (5/6), S. 129–135
- STATSOFT (1997): STATISTICA für Windows, Version 5.1. StatSoft, Inc., 2300 East 14th Street, Tulsa, OK 74104.
- STRESEMANN, E. (Hrsg.) (1983): Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD, Wirbellose I, 6. Aufl. – Volk und Wissen, Berlin, 494 S.

- THIOULOUSE, J., D. CHESSEL, S. DOLÉDEC & J.-M. OLIVIER (1998): ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. – Statistics and Computing 7(1), S. 75-83.
- THIOULOUSE, J., D. CHESSEL & S. DOLÉDEC (1999): ADE-4 - Ecological Data Analysis : Exploratory and euclidean methods in environmental sciences. Université Lyon 1, Bât 401C, 43 Bd du 11 Novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex, France.
- TÜMPLING, W. v. & G. FRIEDRICH (Hrsg.) (1999): Methoden der biologischen Wasseruntersuchung, Band 2: Biologische Gewässeruntersuchung. – Verlag G. Fischer, Jena, 545 S.
- VORBERG, R. (1993): The effects of different corer sizes on the sampling strategy with regard to patchiness in a freshwater tidal-flat area. – Arch. Hydrobiol., Suppl. 75, S. 397-405
- WISSEL, C. (1989): Theoretische Ökologie. – Springer, Berlin Heidelberg.

8 Anhang

Anlage 8-1: Abkürzungsverzeichnis für Anlage 8-2 und Anlage 8-3.

Anlage 8-2: Artenliste und Abundanz in Individuen / m² der Beprobung in der Außenelbe (Strom-km 733-740, 06.-12.04.99).

Anlage 8-3: Artenliste und Abundanz in Individuen / m² der Beprobung in der Unterelbe (Strom-km 647-653, 27.-29.04.99).

Station	Greifer	Bereich	Sediment	Fo.	Ne.	Bivalvia		Polychaeta										Crustacea																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																					
						Corbula gibba	Macoma balthica	Petricola pholadiformis	Eteone longa	Goniadella bobretzkii	Heteromastus filiformis	Magelona mirabilis	Neanthes succinea	Nephtys hombergii	Nephtys longosetosa	Scoloplos armiger	Spio martinensis	Gastrosaccus spinifer	Neomysis integer	Bathyporeia elegans	Bathyporeia pelagica	Bathyporeia pilosa	Bathyporeia sarsi	Hauistorius arenarius	Pontocrates altamarinus	Crangon crangon	Schistomysis kervillei																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																												
M 3	M 3-1	U	1		10	20	10	10	80	20	20	20	20	10	10	10	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20

Abkürzungserklärung		
Probe / Unterprobe	G	Van-Veen-Greifer (0,1 m ²)
	S	Stechrohr (15,9 cm ²)
Sieb	1	1 mm
	2	0,250 mm
Bereich	F	Fahrrine
	K	Klappstelle
	U	Umgebung
Sediment	1	Schlick
	2	Feinsand
	3	Mittelsand
	4	Grobsand
	5	Schill
	Biva.	Bivalvia
	Crust.	Crustacea
	Fora.	Foraminifera
	Insec.	Insecta
	Nemer.	Nemertina
	Oligo.	Oligochaeta
	Pisc.	Pisces
	ad	adult
	juv	juvenil
	x	Art nachgewiesen, nicht quantifizierbar

Tabelle "m²-Außenelbe PP6" enthält Daten der Probenahme vom 06.-12.04. 99 in der Außenelbe
Tabelle "m²-Unterelbe PP6" enthält Daten der Probenahme vom 27.04-29.04.99 in der Unterelbe

Umrechnungsfaktoren aus den Rohdaten:

Greifer: $0,1000 \text{ m}^2 = 10.000 \text{ cm}^2$, Umrechnungsfaktor auf Fläche von 1 m^2 : 10

Stechrohr: $0,00159 \text{ m}^2 = 15,9 \text{ cm}^2$, Umrechnungsfaktor auf Fläche von 1 m^2 : 628,9308

Erklärung zu den Tabellen:

Spalte 1: Station

pro Station liegen 12 Proben vor

Spalte 2: Stationsname

lt. Karte WSA HH, Zusatzbezeichnung für Unterproben G: Greifer, S: Stechrohr

Spalte 3: Proben Nr.

Fortlaufende Numerierung der Greifer, eine gemeinsame Nummer für Greifer und Unterprobe (=Stechrohrprobe)

Spalte 4: Probenname

Proben Nr. mit Zusatz "a" für Greiferprobe" und "b" für Stechrohrprobe

Spalte 5: Sieb

1= Greifer, über $0,1000 \text{ mm}$ Sieb gesiebt, 2= Stechrohr, über $0,0250 \text{ mm}$ Sieb gesiebt

Spalte 6: Bereich

F-Fahrinne

K-Klappstelle

U-Umgebung

Einteilung erfolgte in Anlehnung an Karten des WSA HH

Spalte 7: Status

A-Auswirkungsbereich

E-Eingriffsbereich

R-Referenz

Einteilung erfolgte in Anlehnung an Karten des WSA HH

Spalte 8: Sediment

Sedimentklassen (Angabe des überwiegenden Anteils)

1-Schlick

2-Feinsand

3-Mittelsand

4Grobsand

5-Schill

folgende Spalten:

Abundanz [Ind./m^2] getrennt nach adulten (ad) und juvenilen (juv.) Individuen pro Taxon

Einteilung in adulte und juvenile Individuen:

Macoma balthica juv: Schalenlänge < 5mm

Nephtydae juv: < 2mm Länge

Nereidae juv: < 2mm Länge

Marenzelleria cf. viridis juv: 7 Segment von ventral gemessen incl. Parapodien, ohne Borsten < 2mm breit, Gesamtlänge <100-150 Segmente

Oligochaeta (alle Taxa) juv: nicht geschlechtsreife Tiere

Eriocheir sinensis Carapaxbreite < 15 mm

Gammarus zaddachi juv: < 6 mm Länge

Alle weiteren Taxa wurden der Kategorie "ad" zugeteilt. Auch Chironomidae indet. (Larvenstadium), die aquatisch nicht als adulte Form auftreten, wurden der Kategorie ad zugeteilt

Bitte beachten: Die Stechrohrproben sind Unterproben aus den jeweiligen Greifern. Die vollständige Gesamtindividuen- und Artenzahl eines Greifers ergibt sich für Makrofauna (> 1mm) somit aus der Summe der Individuenzahl (der Rohdaten !) aus Stechrohr (S) und Greifer (G). In den vorliegenden Tabellen [m^2 -Werte] sind die Werte nicht addiert:

Ind.-Zahl (gesamt, pro Greifer) = Ind.-Zahl (S) + Ind.-Zahl (G)

[illegible]