

# Gewässervernetzung Altarmsystem zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn: Limnologische Status-Quo-Erhebung. Untersuchungsjahr 1995 — Zwischenbericht

Die Gewässervernetzung Maria Ellend—Regelsbrunn wurde im Auftrag der Wasserstraßendirektion Wien durchgeführt und von der Universität Wien fachlich begleitet. Ein umfangreiches ökologisches Begleitprogramm hat den Zustand und die Veränderungen dokumentiert.

**Fritz Schiemer, Klement Tockner, Christian Baumgartner (Hrsg.)**





Abteilung für Limnologie  
Institut für Zoologie der Universität Wien  
Leiter: Univ. Prof. Dr. F. Schiemer

Gewässervernetzung: Altarmsystem zwischen Maria-  
Ellend und Regelsbrunn (Strom-km 1905.5 - 1895.5)

Limnologische Status-Quo Erhebung

Untersuchungsjahr 1995  
(Zwischenbericht)

(Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion Wien)

Projektleitung: F. Schiemer

Koordination: K. Tockner

Redaktion: K. Tockner & C. Baumgartner

Februar 1996

Abteilung für Limnologie, Institut für Zoologie der Universität Wien, Althanstraße 14,  
A-1090 Wien

# Inhaltsverzeichnis

<u>Kapitel</u>	<u>Seite</u>
Allgemeine Einleitung (K. Tockner)	1
Hydrochemische Untersuchungen (T. Hein, G. Heiler)	23
Primärproduktion, Phytoplankton (M. Schagerl)	42
Makrophyten (G. Kum, N. Gätz)	75
Amphibien (C. Baumgartner)	106
Makrozoobenthos (K. Tockner)	142
Mollusken (E. Weigand, F. Stadler)	164
Libellen (E. Chwala, R. Raab)	193
Bodenfische (I. Zweimüller)	208
Jungfische (I. Zweimüller, S. Moidl, H. Nimmervoll)	251
Morphologie & Sedimentaufbau (K. Tockner, D. Penetzdorfer)	266
Zusammenfassung	280
Anhang	287

## Einleitung

Klement TOCKNER

Im gesamteuropäischen Raum sind in den letzten beiden Jahrhunderten fast alle großen Flußsysteme durch menschliche Eingriffe grundlegend verändert worden (u.a. ADMIRAAL et al., 1993; IKSAR-CIPR, 1993; DYNESIUS & NILSSON, 1994; VAN DIJK, 1994; GHETTI & SAMOIRAGHI, 1994). Begradigungen und Abdämmungen zum Hinterland im Zuge eines umfassenden Hochwasserschutzes und für den Landgewinn, Errichtung von Stauketten zur besseren Schiffbarmachung und zur Erzeugung von Energie, und die punktuelle und diffuse Schadstoff- und Nährstoffbelastung zählen zu den tiefgreifendsten Eingriffen, die die Ökologie dieser Flußlandschaften zumeist unwiederbringlich verändert haben. Abbildung 1 zeigt die Veränderungen des Gewässernetzes der Donau in Höhe der Stadt Wien während der letzten Jahrhunderte. Zu den kontinentweit letzten Resten naturnaher Flußlandschaften zählt noch das Donau-Ausystem zwischen Wien und der slowakischen Grenze (SCHIEMER & WAIDBACHER, 1992 & 1994; DISTER, 1994). Im Kontext der gesamten Donaustrecke spielt dieser 45 km lange Abschnitt eine fundamentale Rolle als "stepping stone" für die Aufrechterhaltung einer biologischen Vielfalt. Mit den Donau- und Marchauen liegt östlich von Wien zusätzlich ein bedeutender Kreuzungspunkt eines Ost-West und Nord-Süd ausgerichteten Landschaftskorridors, der überregionale Ausbreitungs- und Austauschvorgänge von Lebensgemeinschaften in einer ansonsten weitgehend ausgeräumten Landschaft ermöglicht. Die Artenmannigfaltigkeit ist im Vergleich mit abgetrennten Auabschnitten (im Staubeereich der Donau) als außerordentlich hoch einzustufen (LÖFFLER, 1990; MOOG et al., 1994). Für die langfristige Aufrechterhaltung eines funktionierenden flußbegleitenden Auenökosystems müssen aber zukünftig umfangreiche Maßnahmen ergriffen werden (u.a. BETRIEBSGESELLSCHAFT MARCHFELDKANAL, 1991; SCHIEMER, 1995). Innerhalb dieses Maßnahmenpaketes ("Flußbauliches Gesamtkonzept") stellt die Sicherstellung und Verbesserung des Wasseraustausches zwischen Strom und Aue - über den begleitenden Grundwasserkörper und über oberflächige Kommunikationsmöglichkeiten - das prioritäre Ziel dar.

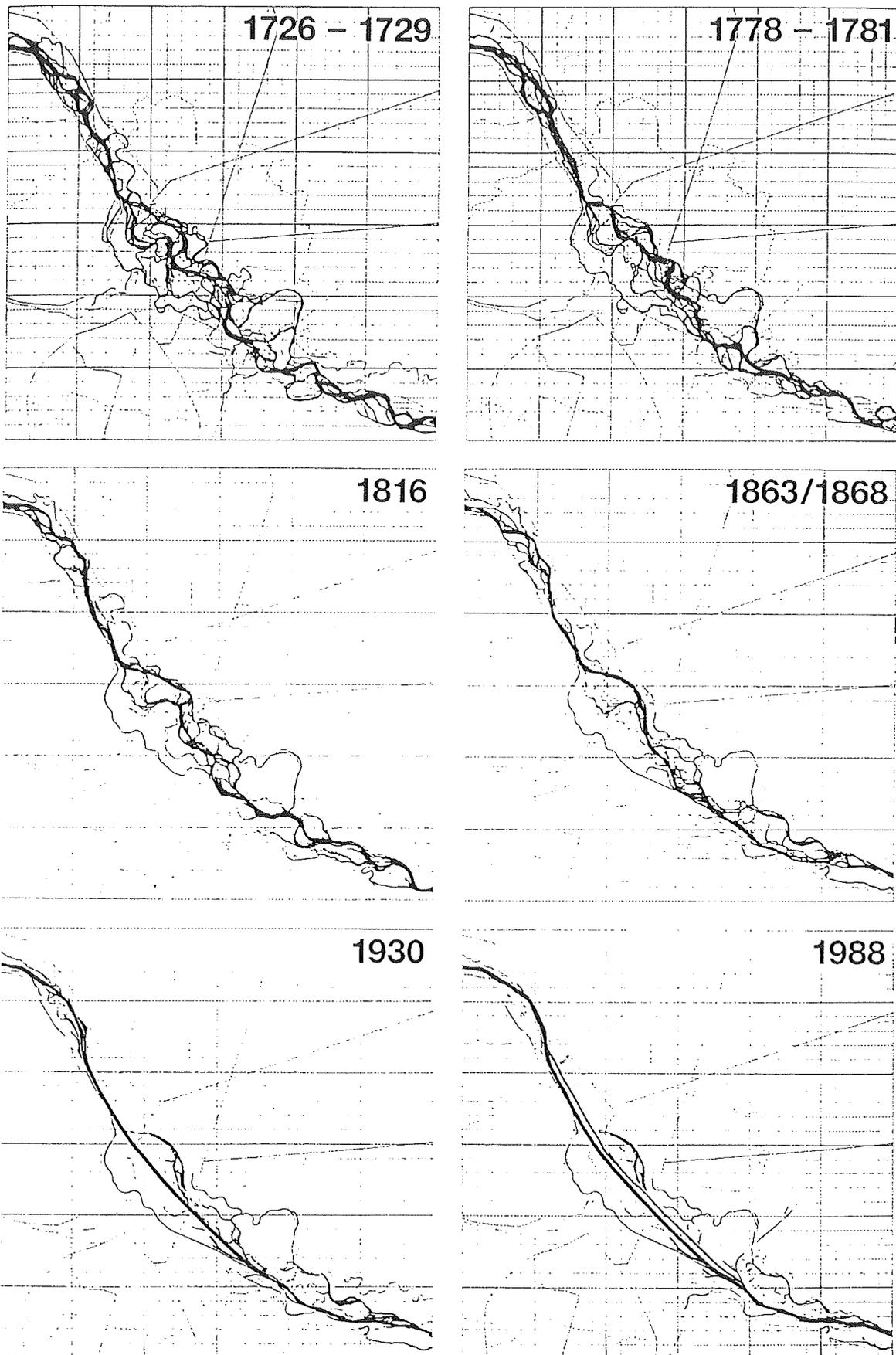


Abbildung 1: Veränderung der Stromlandschaft bei Wien in den letzten 250 Jahren (nach MOHILLA & MICHLMAYR, 1996).

Das Gesamtkonzept setzt sich aus vier aufeinander abgestimmten Teilprojekten zusammen:

1. Vernetzung von Strom und Nebengewässern
2. Niederwasserregulierung
3. Uferstrukturierung
4. Sohlstabilisierung

Das Gewässervernetzungsprojekt im Bereich der Regelsbrunner Au ist als Großversuch zu verstehen, der es uns ermöglicht frühzeitig Optimierungen für vergleichbare Folgeprojekte vorzunehmen. Zu betonen ist gleichfalls, daß sich ein merkbarer und für das Gesamtgebiet wirksamer ökologischer Erfolg erst aus dem Zusammenwirken und der gegenseitigen Abstimmung unterschiedlicher Maßnahmen (s.o.) ergeben kann.

#### Flußauen: Definition und ökologische Funktion

Vereinfacht können Flußauen als Bereiche der Talsohle, die regelmässig überflutet werden, bezeichnet werden (JUNK & WELCOMME, 1990). Viele auenbewohnende Organismen können aufgrund morphologischer, anatomischer, physiologischer oder ethologischer Anpassungen auf den überflutungsbedingten Wechsel zwischen terrestrischen und aquatischen Phasen, man spricht von einem "moving littoral", optimal reagieren. Ökologisch läßt sich daher eine Aue durch das Vorkommen von Lebensgemeinschaften, die an Überflutungen angepasst sind, räumlich begrenzen. Hydrologisch umschreibt die Aue jenes Areal, das während eines Hochwassers (zum Beispiel während eines 100-jährigen Hochwassers) überflutet wird, und geomorphologisch wird sie durch die Ausdehnung alluvialer Sedimentablagerungen beschrieben.

Die lateralen Austauschvorgänge zwischen Fluß, begleitendem Aquifer und der Aue überlagern longitudinale Prozesse im Sinne des "River Continuum Concept" (VANNOTE et al., 1980). Die wichtigste treibende Kraft für alle biologischen Prozesse in Fluß-Ausystemen ist der „Hochwasserimpuls“, als Folge der aperiodischen Fluktuationen im Abflußgeschehen und der starken Wasserstandschwankungen (JUNK et al., 1989; STANFORD & WARD, 1993). Die

Intaktheit und Dynamik der Augewässerbiozönosen hängt hierbei in erster Linie von der Frequenz und dem Grad der oberflächigen hydrologischen Vernetzung, der Dauer der Anbindung und der Höhe der Überflutung ab. Hochwässer "verjüngern" aufgrund ihrer erosiven Kraft Teile der Aue, und lagern anderorts Geschiebe und Schweb ab. Unterschiedliche Sukzessionsstadien und Teillebensräume wechselnder Größe und unterschiedlichen Alters treten räumlich eng vernetzt auf. Diese mosaikartige Verflechtung von Teillebensräumen, die zeitlich inkonsistent ist, ist für die hohe Biodiversität in natürlichen Fluß-Aulandschaften ausschlaggebend und erhält das Ökosystem im Zustand einer Metastabilität. Ganz allgemein zählen zu den wesentlichen Funktionen, die Augewässerökosysteme wahrnehmen (AMOROS & ROUX, 1988; NAIMAN & DECAMPS, 1990; SCHIEMER, 1985; SCHIEMER, 1994):

- Hochwasserrückhalt (Ausgleichsfunktion für das hydrologische Regime, Verminderung der Sohlschubspannung im Hauptgerinne)
- Regulierung von Nährstoff- und Energiekreisläufen (Rückhalt an Schwebstoffen, Erhöhung der Abbaukapazität von organischen Substanzen, Funktion als Nährstoffpuffer)
- Orte hoher Produktion an Biomasse (Plankton, Benthos, Fische, Vegetation u.a.); Nahrungsproduktionszonen für Fische und benthische Organismen der Augewässer und des Donaustromes (Bereicherung der aquatischen und semiaquatischen Nahrungsnetze).
- Teillebensraum für eine Reihe an Flußfischen
- Refugialbereiche für die Fließgewässerbiozönosen der Donau (genetisches Reservoir; z.B. nach Verschmutzungen oder nach Hochwässern)
- Lebensraum für eine äußerst vielfältige, zum Teil gefährdete Fauna und Flora (GEPP et al., 1985)

Auen sind aufgrund ihrer hohen Produktivität wesentliche Quellen für gelösten und partikulären organischen Kohlenstoff, und sie versorgen die weitgehend heterotrophen<sup>1</sup> Nahrungsnetze im Hauptstrom mit Nährstoffen und organischem Material (MULHOLLAND, 1981; ROUX, 1991). Bei niedrigen Wasserständen (< MW) ist der Transfer von partikulärem organischem Material hauptsächlich auf den unmittelbaren Uferbereich beschränkt (Laubfall, Ufereintrag). Zusätzlich spielen einsickernde Grund- und Bodenwässer eine wichtige Rolle bei der Versorgung mit gelösten und feinstem partikulärem Material, wobei sich erst wenige

Untersuchungen mit dieser Frage beschäftigen (FIEBIG, 1995). Der wesentlichste Teil organischer Substanzen wird aber durch Hochwässer, während sie Teile oder die gesamte Aue überfluten, verfrachtet (JUNK et al., 1989). Im Gegensatz zu kleinen Fließgewässern, in die der Hauptteil des partikulären organischen Materials passiv eingetragen wird, "holen" sich große Flüsse ihr organisches Material quasi aktiv während der Überflutungen. Bei kurzen Hochwasserspitzen, wie sie für regulierte Flußläufe kennzeichnend sind, ist die Nutzbarkeit aufgrund der geringen hydraulischen Retentionskapazität des Flußkanals zum Zeitpunkt der Überflutung gering. Der Fluß transportiert eingeschwemmtes organische Material rasch ab. Abgetrennte Altarme, die kaum in das Hochwasserregime eingebunden sind, andererseits akkumulieren partikuläres organisches Material. Der Zusammenhang zwischen Gehalt und Konzentrationen organischen Materials und der hydrologischen Vernetzung mit dem Hauptstrom ist in Abbildung 2 gut dargestellt (TOCKNER & BRETSCHKO, in press).

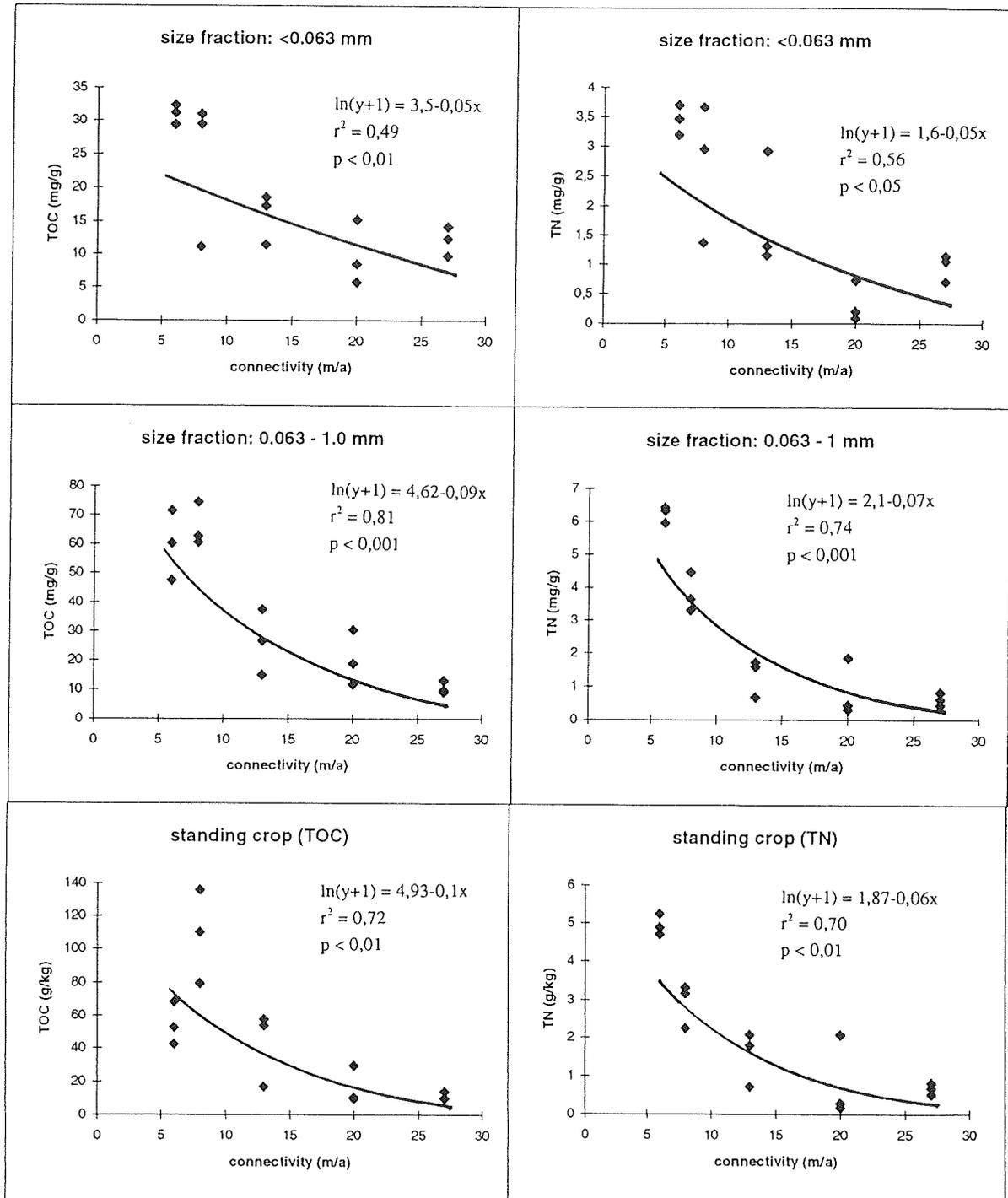


Abbildung 2: Augewässersedimente (nördlich der Donau, Hainburg - Orth): Hydrologischer Vernetzungsgrad von Augewässern (connectivity: Pegelweg in m/Jahr) in Relation zur Konzentration (mg/g) und zum Gehalt (g/kg) des organischen Kohlenstoff (TOC) und Gesamtstickstoff (TN) in den Bettsedimenten.

## Ausgangssituation

Aufgrund ihres Gefälles, ihrer mittleren Strömungsgeschwindigkeiten, ihres Transportvermögens an Geschiebe und ihres Temperaturregimes ist die österreichische Donau als Gebirgsfluß zu definieren (HERZIG, 1984). In den alluvialen Beckenlandschaften kam es zu einer großräumigen Aufspaltung in Haupt-, Neben- und Altläufe, deren Abflußkapazität wechselte (Furkationstypus). Dieser ursprüngliche Zustand wird am Beispiel des Regelsbrunner Flußabschnittes gezeigt (Abbildung 3). Die Donau umfloß in mehreren Armen große Schotterbänke and bewachsene Inseln ("island braided"- Typus, *sensu* SCHUMM, 1985).

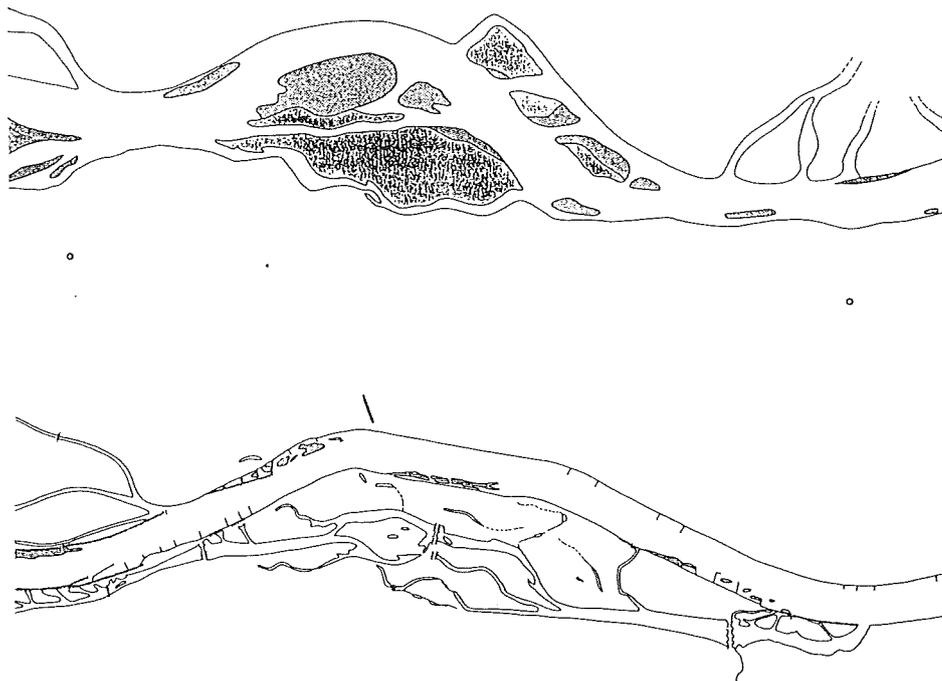


Abbildung 3: Donauabschnitt im Bereich des Untersuchungsgebietes (Fischmündung - Altarmmündung): Darstellung des Gewässernetzes vor der großen Donauregulierung und im jetzigen Zustand (SCHIEMER, unveröff.). Schraffiert: Schotterbänke; Dunkle Bereiche: Inselbildungen.

Bis zur Mitte des letzten Jahrhunderts bestand dieses geomorphologische Gleichgewicht zwischen der Neu- und Umbildung und dem Verschwinden von unterschiedlichen alluvialen Gewässertypen. Diese Prozesse fanden in Zeitabständen von Jahren bis Jahrzehnten (Jahrhunderten) statt (mesoforme und makroforme Gestaltungsprozesse, SALO, 1989). Mit Beginn der großen Donauregulierung in der zweiten Hälfte des 19. Jh. kam es zu einer grundlegenden Verschiebung dieses Gleichgewichtszustandes. Die Festlegung eines einzigen, weitgehend gestreckten und stabilisierten Hauptbettes und die Aufschüttung eines flußbegleitenden Uferdamms (Treppelweg) nahmen dem Fluß weitgehend seine formende Kraft. Die aquatischen Flächen reduzierten sich um etwa 45% (WÖSENDORFER & LEBERL, 1987; WEBER, 1989; Abbildung 2), und gleichzeitig begannen in den meisten Augewässern unumkehrbare Alterungsvorgänge (Verlandung). Durch die fortschreitende Eintiefung des Hauptstromes wird die Entkoppelung der Augewässer noch zusätzlich unterstützt. Gemittelt über die letzten 45 Jahre kann eine Abnahme des Wasserspiegels der Donau um etwa 2 cm pro Jahr festgestellt werden (Abbildung 4). Nach Fertigstellung der Staustufe Wien wird mit einer Beschleunigung der Eintiefungstendenz gerechnet.

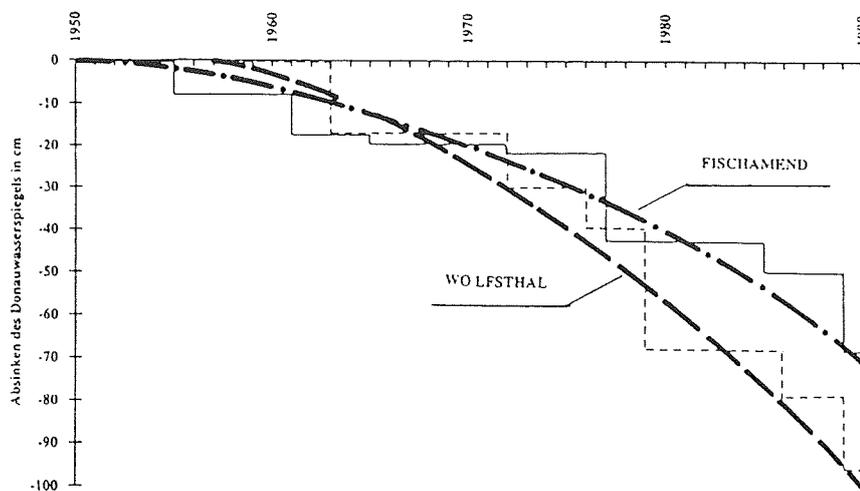


Abbildung 4: Absinken des Donauwasserspiegels (in cm) bei  $Q = 1000 \text{ m}^3 \cdot \text{sec}^{-1}$  im Bereich Wolfsthal und Fischamend zwischen 1950 - 1990; aus REISMANN, 1995).

Allogene Sedimentationsprozesse (Ablagerungen von eingeschwemmten Donasedimenten) werden zunehmend von autogenen Terrestrifikationsprozessen abgelöst (Akkumulation von pflanzlicher Biomasse). Abtrennung und Verlandung führen zu einer zunehmenden Fragmentierung und einem weiteren Flächenverlust des aquatischen Lebensraumes. Die "Überalterung" des Ausystems (zwischen Wien und der Staatsgrenze) läßt sich am Beispiel der derzeitigen Verteilungsmuster von Augewässertypen gut dokumentieren (Tab.1). Als einziges fließendes Gewässer (Eupotamon) nimmt der Hauptstrom 76 % der gesamten aquatischen Fläche ein (1 400 ha, auf einer Lauflänge von 45 km). Numerisch hingegen dominieren mit mehr als 50 % stark verlandende Gewässer (Palaepotamon).

Tabelle 1: Anzahl und Gesamtfläche (in ha) unterschiedlicher geomorphologischer Gewässertypen (entsprechend der Klassifikation von AMOROS et al., 1987) zwischen Wien und der Staatsgrenze (Daten: KOVACEK et al., 1991; aus TOCKNER & SCHIEMER, in Druck).

Geomorphologischer Typus	Anzahl	Gesamtfläche (ha)
Eupotamon	1	1400 ha (davon 165ha Schotterbänke)
Parapotamon	32	98,5 ha
Plesiopotamon	80	244,4 ha
Palaepotamon	130	200,3 ha
Schottergruben, etc.	3	10,6 ha

Die regulierungsbedingte Abtrennung der Augewässer und die fortschreitende Eintiefung des Hauptkanals veränderten grundlegend die Überflutungsdynamik im Ausystem. Kurzdauernde Überflutungen - die durchschnittliche Überflutungsdauer des Regelsbrunner Ausystems beträgt 3 Tage je Hochwasserereignis - sind derzeit charaktergebend. Die Auswirkungen veränderter hydrologischer Bedingungen auf die Auenökologie wird in Abbildung 5 schematisch dargestellt (aus: WARD & STANFORD, 1995b).

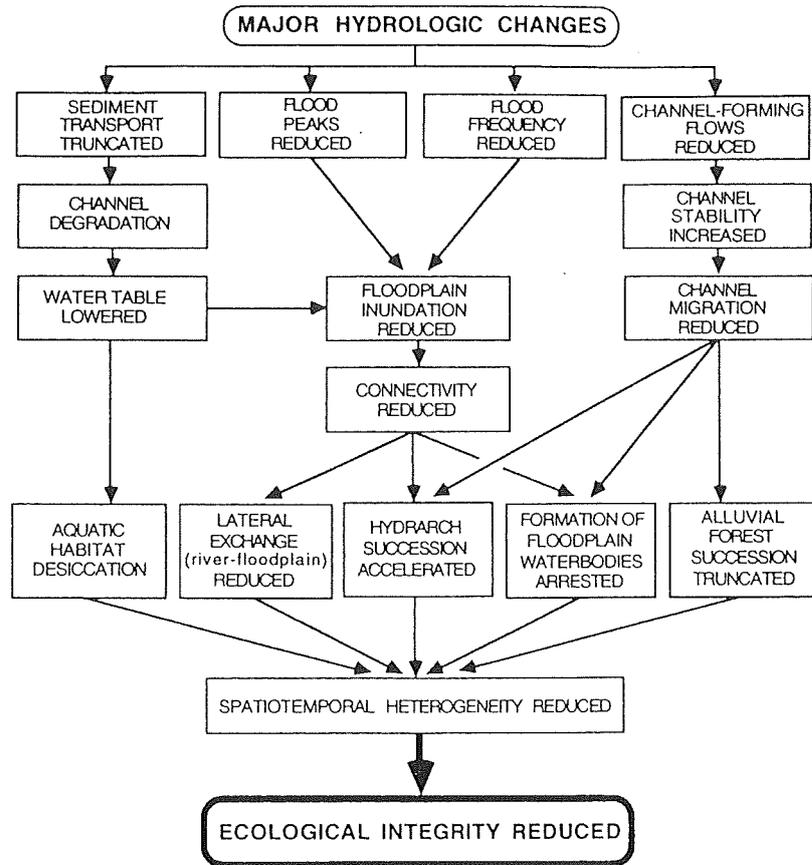


Abbildung 5: Zusammenhangsdiagramm: Auswirkungen von veränderten hydrologischen Bedingungen auf die Hydrologie, Geomorphologie und Ökologie eines Ausystems (aus: WARD & STANFORD, 1995 b).

Trotz dieser tiefgreifenden Veränderungen, welche die Flußauen während der letzten 120 Jahren geprägt und verändert haben, zählt die Donaustromlandschaft östlich von Wien zu den letzten großflächigen Resten dieses Typus in Europa (DISTER, 1994). Bereits jetzt erfüllt diese Gebiet weitgehend die strengen IUCN Kriterien eines Nationalparks. Eine Inventur der Fauna und Flora unterstreicht die Bedeutung dieser Stromlandschaft als Zentrum einer hohen genetischen Vielfalt und als international wichtige Korridorlandschaft (Tabelle 2).

Tabelle 2: Mindestzahl an Arten ausgewählter Gruppen, die im Fluß-Augebiet östlich von Wien bis zur Staatsgrenze bisher nachgewiesen sind (BETRIEBSGESELLSCHAFT MARCHFELDKANAL, 1995).

<u>Gruppe</u>	<u>Arten(Taxa-)zahl</u>
Gefäßpflanzen	623
Hydro- und Helophyten	57
Vögel	164
(davon Brutvögel	86 - 94)
Reptilien	7
Amphibien	12
Fische	54
Mollusken (semiterrestrisch & aquatisch)	68
Odonata (Libellen)	49
Trichopteren (Köcherfliegen)	77
Wasserkäfer	34

WARD & STANFORD (1995a) postulieren für den Furkationstypus eine ursprünglich geringere Biodiversität als für Flüsse niedriger Ordnungszahl oder für mäandrierende Flüsse. In Furkationsabschnitten ist die häufige Verlagerung der Gerinne Ursache einer reduzierten Biodiversität. Die derzeit hohe Biodiversität kann daher als Artefakt bezeichnet werden. Sie kann als ein vorübergehendes Phänomen zwischen einer ursprünglich geringeren Artenmannigfaltigkeit und einer zukünftig noch geringeren Artenzahl. angesehen werden. Durch die Regulierung des Hauptgerinnes und der Abtrennung der Aue ist jedoch nicht nur die Artenzusammensetzung sondern auch die Faunenstruktur grundlegend verändert worden. Während ursprünglich aufgrund der häufigen Umlagerungen und Verlagerungen des Gewässerbettes eine hohe alpha-Diversität (hohe Artenmannigfaltigkeit innerhalb eines Gewässers) gegeben war, ist im regulierten Zustand die beta-Diversität (Artenvielfalt zwischen einzelnen Gewässertypen) hoch (vgl. WHITTAKER, 1973; CASTELLA et al., 1991 und GREENWOOD et al., 1991). Demnach ist, da großflächige Umlagerungen und Verschwenkungen der Altarme nicht mehr gegeben sind, die Erhaltung von möglichst unterschiedlichen Gewässertypen vorrangiges Naturschutzziel. Im Donauraum östlich von Wien werden ohne menschliche Eingriffe viele dieser palaeopotamalen Gewässer, die derzeit für die hohe Artenmannigfaltigkeit ausschlaggebend sind, in einigen Jahrzehnten verschwinden. Durch die fehlende Neubildung und die Unterbindung von natürlichen Sukzessionsabläufen kann dieser Verlust jedoch nicht kompensiert werden. Die zeitliche Variabilität geomorphologischer Vorgänge muß zunehmend durch die Konservierung der noch

vorhandenen räumlichen Vielfalt ersetzt werden. Dafür sind permanente menschliche Eingriffe notwendig.

Die Gefährdung der biologischen Vielfalt in der Flußaue östlich von Wien läßt sich auf folgende Ursachen rückführen: (1) die hohen Nährstoffkonzentrationen der Donau, die eutrophierend auf die Altarme wirken, (2) die fortschreitenden Terrestrifikationsprozesse, die zum Verlust an Gewässern führen und (3) die weitgehende Beschränkung rheophiler Artgemeinschaften auf einen einzigen Hauptkanal (Fehlen von Refugialbereichen).

### Renaturierung

Die Planung und Durchführung von Renaturierungsmaßnahmen an großen Flüssen erfordert eine sorgfältige Planung, da Referenzwerte fast vollständig fehlen. Die Rahmenbedingungen für die Maßnahmen zur Erreichung der vorgegebenen Ziele sind:

- die Funktion der Donau als internationale Schifffahrtsstraße zu erhalten
- den Hochwasserschutz für die angrenzenden Gebiete sicherzustellen
- die Bedürfnisse der örtlichen Bevölkerung hinsichtlich der Naherholung zu berücksichtigen
- bestehende Rechte wie Grundeigentum, Wassernutzung, Fischerei, Servitute, in ihrem Bestand zu garantieren .....

Es ist schwierig, das Gewässervernetzungsprojekt als ein Renaturierungsprojekt zu klassifizieren, da (1) kein ursprünglicher Zustand hergestellt werden kann und (2) zwar eine Erhöhung der hydrologischen Austauschvorgänge gewährleistet wird, aber die an sich korrespondierenden morphologischen Veränderungen weitgehend unterbunden bleiben. Nach der Definition von REGIER et al. (1989) könnte der Begriff "Melioration" zutreffender sein.

Es kann hierbei die Einführung eines neuen ökologischen Merkmals, welches zwar keine natürliche Entsprechung hat, aber aus ökologischer Sicht durchaus sinnvoll erscheint, verstanden werden. Aus dieser Sicht erscheint es sinnvoller, das Vernetzungsprojekt als eine Schutzstrategie zur Erhaltung eines auch derzeit noch äußerst wertvollen Ökosystems zu bezeichnen.

Grundsätzliche Fragen, die im Rahmen der limnologischen Beweissicherung zu stellen sind, können wie folgt formuliert werden:

- Inwieweit wird eine Neubildung von aquatischen Lebensräumen durch die Altarmvernetzung ermöglicht?
- Wie lange wird es dauern, bis eine "Regeneration" stattfindet (Reaktionsgeschwindigkeit)?
- In welche Richtung wird eine Systemveränderung erfolgen? Wie groß werden die zu erwartenden Veränderungen sein?

#### Projektgebiet

Auf Grund der herrschenden hydrologischen und flußmorphologischen Bedingungen bietet sich das Regelsbrunner Altarmsystem für ein Revitalisierungsprogramm besonders an (Karte, siehe Planbeilagen). Über den Grundwasserkörper steht dieser Auabschnitt derzeit noch in enger Verbindung mit dem Hauptstrom. Die Grundwasserpegel folgen mit einer geringen zeitlichen Verzögerung den Spiegelschwankungen der Donau (HEIN, 1993; HEILER, 1993; HEILER et al., 1994). Über das Unterwasser ist der Regelsbrunner Altarm bereits bei Mittelwasserstand oberflächlich an das Hauptgerinne angebunden. Der Altarm ist über Traverseneinbauten in mehrere aufgestaute Becken untergliedert und in seiner Kontinuität unterbrochen. Eine Dotation über Einströmbereiche im strombegleitenden Treppelweg (Haslauer Bereich) erfolgt nur während weniger Tage im Jahr. Dann besteht eine durchgehende offene Kommunikation zwischen Donau und Altarm. Im Regelsbrunner Altarmsystem sind vergleichsweise geringe

bauliche Maßnahmen notwendig, um eine ökologisch sinnvolle Reintegration und Vernetzung der Augewässer zu erreichen.

Das Projektgebiet umfaßt das Altarmsystem im Bereich Ma.Ellend-Regelsbrunn am rechten Donauufer zwischen Strom-km 1895,5 und Strom-km 1905 (Abb. 6). Das Altarmsystem wird von einem ehemaligen Donauarm dominiert, dessen offene Kommunikation mit dem Hauptgerinne im Zuge der großen Donauregulierung vor mehr als 100 Jahren oberstromig unterbunden wurde. Unterstromig kommuniziert der Altarm derzeit bereits bei MW - 0,5 m frei mit der Donau. Das Altarmsystem wird über Traverseneinbauten in mehrere Abschnitte untergliedert.

Wichtige Kriterien, die für die Auswahl dieses Gebietes als Testfläche für dieses groß angelegte Pilotprojekt entscheidend waren, sind:

- weitgehend intakte Kommunikation zwischen Donau und Grundwasserkörper
- fundierter empirischer Kenntnisstand hinsichtlich der Ökologie
- Erfordernis vergleichsweise geringer technischer Maßnahmen

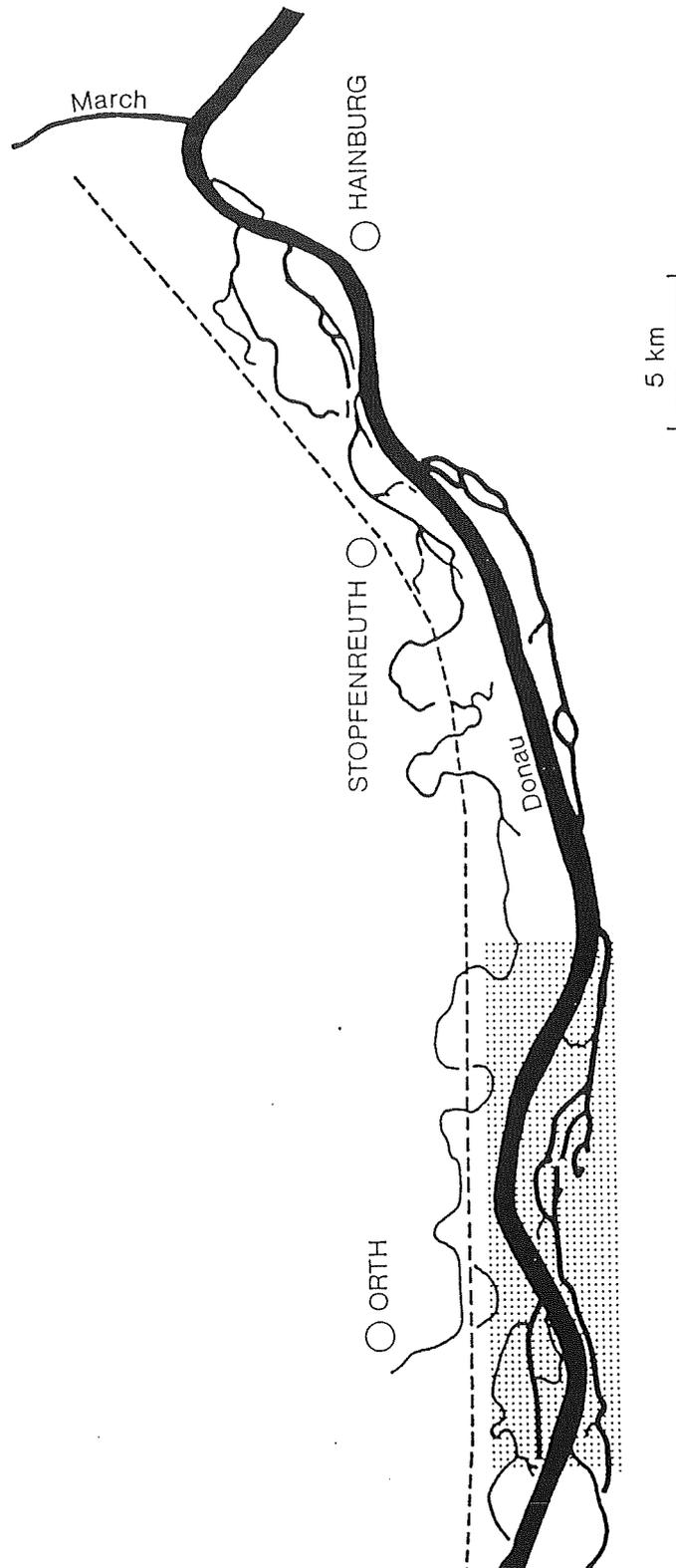


Abbildung 6: Lage des Untersuchungsgebietes (schraffierte Fläche) im Donauabschnitt zwischen Wien und der Staatsgrenze.

---

## Limnologische Beweissicherung

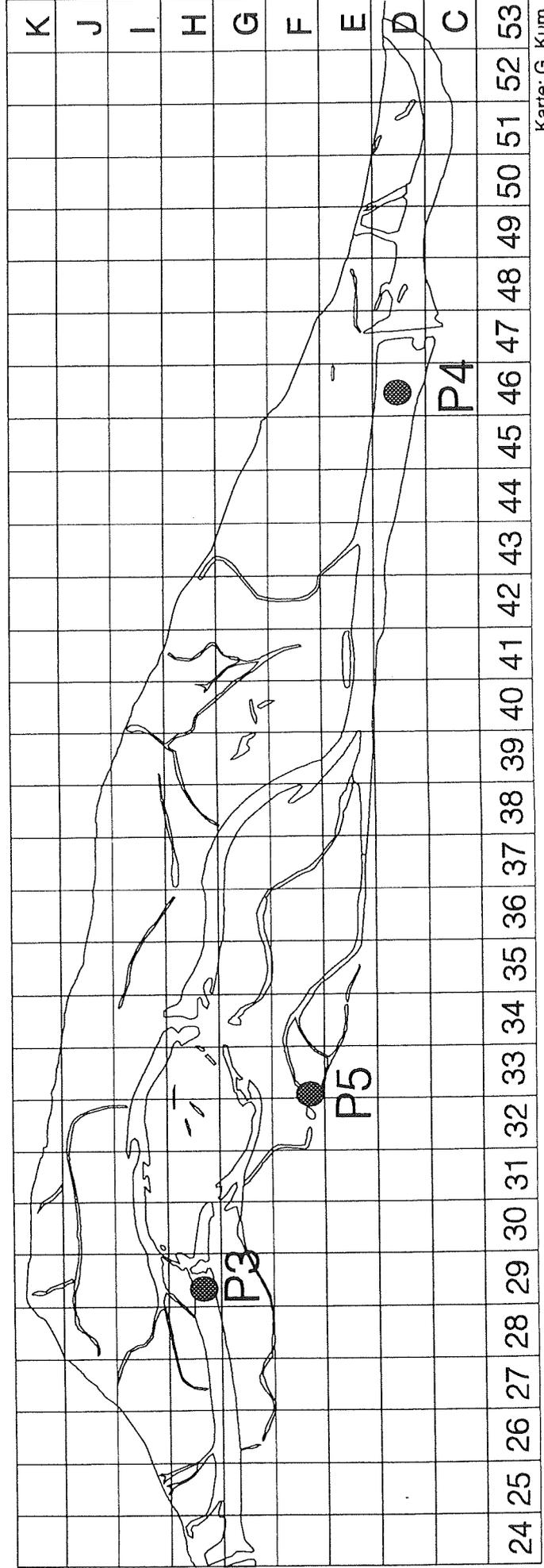
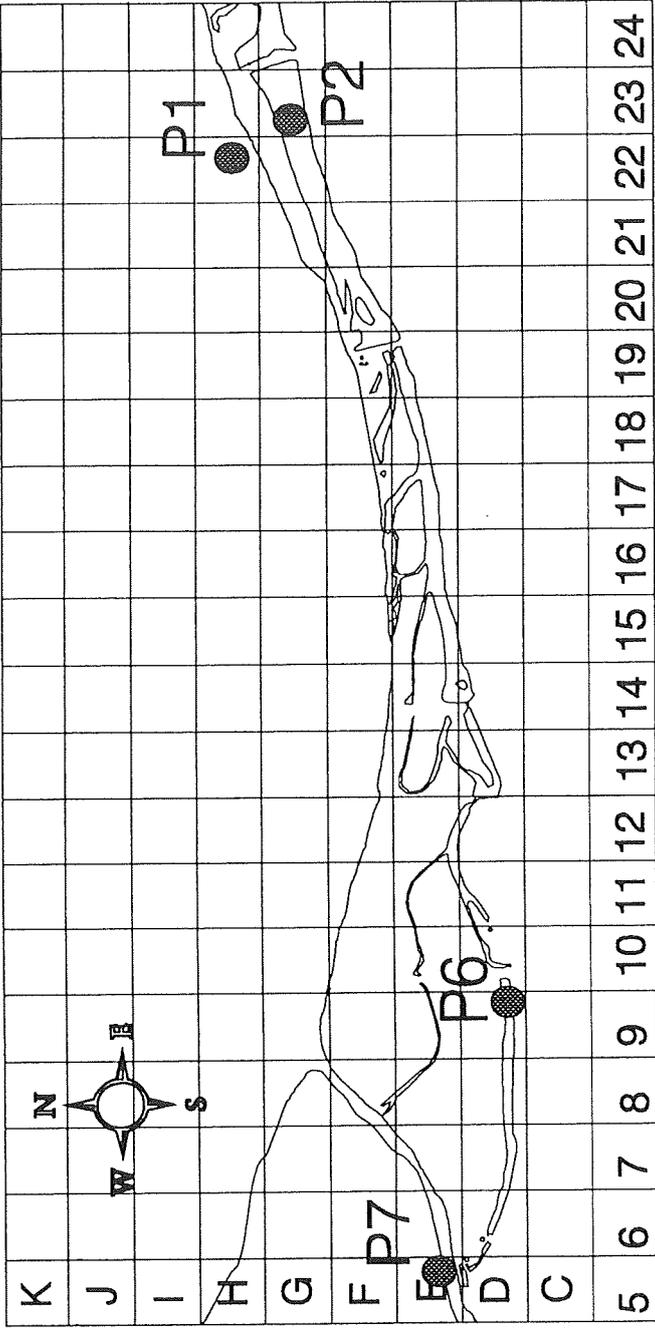
Für die Überprüfung und Bewertung des ökologischen „Erfolges“ dieses Revitalisierungsprojektes ist ein komplexes Indikatorsystem erforderlich. Es soll die wesentlichen augewässertypischen funktionellen Prozesse (Nährstoffkreisläufe, Produktions- und Dekompositionsprozesse, Austauschvorgänge, Feststoffdynamik) und die spezifischen Lebensraumbedürfnisse für charakteristische Lebensgemeinschaften beschreiben. Es werden jene Parameter, Kenngrößen und Organismengruppen für die Indikation des Gesamtökosystems herangezogen, die sich bereits bei vergleichbaren Projekten, wie dem Dotationsprojekt „Lobau“, als geeignet erwiesen haben (IMHOF et al., 1992; SCHIEMER et al., 1992b; SCHIEMER, 1994). Die ausgewählten organismischen Indikatorgruppen geben dabei als sogenannte „functional descriptors“ Informationen integrativ über die an sich komplexen ökosystemaren Vorgänge wieder (CASTELLA & AMOROS, 1988). Anhand dieser Organismengruppen kann deshalb der ökologische „Wert“ von Struktur, Funktion und Potential des Auenökosystems überprüft werden. In der kombinierten Anwendung von abiotischen, biotischen und funktionellen Indikatoren kann eine bestmögliche Dokumentation und Interpretation der prognostizierten Veränderungen erwartet werden.

Der derzeitige ökologische Status Quo des Regelsbrunner Altarmsystems ist in einer Reihe an Arbeiten beschrieben (u.a. BIFFL et al., 1988; BRETSCSKO & TOCKNER, 1989; SPINDLER, 1991 u. 1993; KOVACEK, MANN & ZAUNER, 1991; SCHIEMER et al., 1992a, 1993, 1994; HEIN, 1993; HEILER, 1993; TOCKNER, 1993; GÄTZ et al., 1994). In vielen limnologischen Teilgebieten besteht jedoch noch erheblicher Untersuchungsbedarf. Das begleitende limnologische Untersuchungsprogramm dient daher einerseits der Ergänzung des derzeitigen Kenntnisstandes und andererseits der Überprüfung und Bewertung der prognostizierten Auswirkungen der Gewässeröffnung und -vernetzung.

Gewässervernetzung:  
 Maria-Ellend  
 Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

● Hauptprobenstellen



Karte: G. Kum

Abbildung 7

Sieben Hauptstellen wurden zur Dokumentation des ökologischen Status-Quo ausgewählt (Abbildung 7). Das sind im Vergleich zum ursprünglichen Projektentwurf zwei zusätzliche Probenstellen, da sich das Projektgebiet um den Abschnitt Haslau - Fischafluß erweitert hat. Neben den Untersuchungen, die an den Hauptprobenstellen durchgeführt wurden - in erste Linie die Dokumentationen funktioneller Aspekte der Augewässer - wurden flächendeckende Aufnahmen (Makrophyten, Libellen, Amphibien, Sedimentparameter) im Herbst 1995 durchgeführt. Der Hydrograph (Pegel Orth/Donau) für das erste Untersuchungsjahr 1995 ist in der Abbildung 8 dargestellt (bis Oktober). Ein Teil der Untersuchungen wird bei geänderten hydrographischen und saisonalen Bedingungen im laufenden Jahre fortgeführt. Ein Schlußbericht wird mit Oktober 1996 vorliegen.

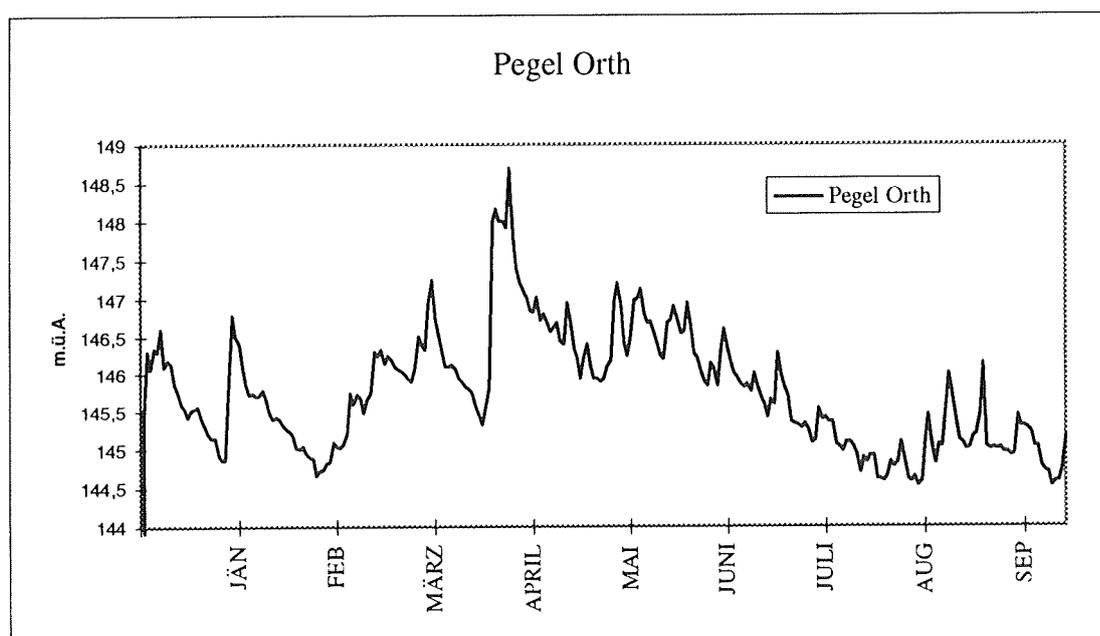


Abbildung 8: Hydrograph für das Jahr 1995 (bis Oktober, Daten: Wasserstraßendirektion Wien).

## Literatur

- ADMIRAAL, W., VAN DER WELDE, G. AND CAZEMIER, W.G. (1993): The rivers Rhine and Meuse in The Netherlands: present state and signs of ecological recovery.- *Hydrobiologia* **265**: 97:128.
- AMOROS, C., ROUX, A.L. & REYGROBELLET, J.L. (1987): A method for applied ecological studies of fluvial hydrosystems.- *Regulated Rivers* **1**: 17-36.
- AMOROS, C. & ROUX, A.L. (1988). Interaction between waterbodies within the floodplains of large rivers: function and development of connectivity. pp.125-130.- In: K.-F. SCHREIBER (ed.): *Connectivity in Landscape Ecology Proceedings of the 2nd "International Seminar of the International Association of Landscape Ecology"*.- Münstersche Geographische Arbeiten **29**, Münster.
- BETRIEBSGESELLSCHAFT MARCHFELDKANAL (1991): Nationalparkplanung Donau-Auen. Grobkonzept (unveröffentlichte Unterlagen). Wien.
- BETRIEBSGESELLSCHAFT MARCHFELDKANAL (1995). Nationalparkplanung Donau-Auen. Grobkonzept (unveröffentlichte Unterlagen). Wien.
- BIFFL, M.; JUNGWIRTH, M. & MOOG, O. (1988): Die Beurteilung der limnologischen, insbesondere trophischen und saprobiellen Entwicklung des Aussystems zwischen Fischamend und Bad Deutsch-Altenburg.- Gutachten im Auftrag des ÖWWV, Wien, 369pp.
- BRETSCHKO, G. & TÖCKNER, K. (1989). Sedimentuntersuchung in Donauufer- und Augewässer bei Hainburg. pp. 233-260. In: *Interdisziplinäre Studie Donau*. Eigenverlag des ÖWWV, Wien.
- CASTELLA, E. & AMOROS, C. (1988). Freshwater macroinvertebrates as functional describers of the dynamic of former river beds. *Verh.Internat.Verein.Limnol.* **23**:1299-1305.
- CASTELLA, E.; RICHARDOT-COULE, M.; ROUX, A.L. & RICHOUX, P. (1991): Aquatic macroinvertebrate assemblages of two contrasting floodplains: the Rhone and Ain Rivers, France.- *Regulated Rivers* **6**: 289-300.
- DISTER, E. (1994): The function, evaluation and relicts of near-natural floodplains, pp.317-329. In: Kinzelbach (Hg): *Limnologie aktuell Band 2: Biologie der Donau*.- Gustav Fischer Verlag, N.Y.
- DYNESIUS, M. & NILSSON, C. (1994): Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world.- *Science* **266**: 753-762.
- FIEBIG; D.M. (1995): Groundwater discharge and its contribution of dissolved organic carbon to an upland stream.- *Arch.Hydrobiol.* **134**: 129-155.
- GÄTZ, N.; HEILER, G.; HEIN, T. & SCHIEMER, F. (1994): Limnologisch-ökologische Pilotstudie im Auegebiet zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn.- Bericht im Auftrag der Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal, 47pp.
- GEPP, J.; BAUMANN, ; KAUSCH, E.P.; & LAZOWSKI, W. (1985): Augewässer als Ökozellen.- Grüne Reihe des BMUJF, 337pp. Wien.
- GHETTI, P.F. & SALMOIRAGHI, G. (1994): Macroinvertebrate communities and changing Italian rivers.- *Boll.Zool.* **61**: 409-414.
- GREENWOOD, M.T., BICKERTON, M.A., CASTELLA, E.; LARGE, A.R.G. & PETTS, G.E. (1991): The use of Coleoptera (Arthropoda: Insecta) for floodplain characterization on the River Trent, U.K.- *Regulated Rivers* **6**: 321-332.
- HERZIG, A. (1984): Zur Limnologie von Laufstauen alpiner Flüsse.- *Die Donau in Österreich*.- Österreichische Wasserwirtschaft **36**: 95-103.

HEILER, G. (1993): Hochwasserdynamik und hydrologische Vernetzung als steuernde Faktoren für die Ökologie von Augewässern.- Diplomarbeit, Univ.Wien, 96pp.

HEIN, T. (1993): Hydrologische Vernetzung - Schlüsselfaktor für Augewässer? Hydrochemische und zooplanktische Kennzeichnung der Regelsbrunner Au in Abhängigkeit zur Vernetzung der Donau und dem Grundwasser.- Diplomarbeit, Univ.Wien, 114pp.

HEILER, G.; HEIN, T., SCHIEMER, F. & BORNETTE, G. (1995): Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system.- *Regulated Rivers* **11**: 351-361.

HEILER, G.; HEIN, T. & SCHIEMER, F. (1994). Hydrology - Keyfactor for backwater limnology.- *Verh.Internat.Verein.Limnol.* **25**:

HUMPESCH, U.H. & MOOG, O. (1994). Flora und Fauna der österreichischen Donau, pp.81-108. In: Kinzelbach, R.. (ed.). *Limnologie aktuell. Bd.2: Biologie der Donau.* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

IKSR-CIPR (1993): Statusbericht Rhein.- Internationale Kommission zum Schutze des Rheins.- Koblenz, 120pp.

IMHOF, G.; SCHIEMER, F. AND JANAUER, G. (1992): Lobau - Begleitendes ökologisches Versuchsprogramm. *Österreichische Wasserwirtschaft* **44**: 287-246.

JUNK, W.J.; BAYLEY, B.P. & SPARKS, R.E. (1989): The flood pulse-concept in river-floodplain systems. pp. 110-127. In: (D.P. DODGE, ed.): *Proceedings of the International Large River Symposium.- Can.Spec.Publ.Fish.Aquat.Sci.* **106**.

JUNK, W.J. UND WELCOMME, R.L. (1990): Floodplains, pp. 491-524. In: PATTEN, B.C.: *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies, Vol. 1, Natural and Human Relationships.- SPB Publ., The Hague.*

KOVACEK, H.; MANN, M. & ZAUNER, G. (1991): Flächendeckende Biotopkartierung des aquatischen Lebensraumes im Aubereich des zukünftigen Nationalparks Donau-Auen.- Im Auftrag von AULAND und Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal, 49pp.

LÖFFLER, H. (1990): Danube backwaters and their response to anthropogenic alteration, pp. 127-130.. In: Patten, B.C.: *Wetlands and Shallow Continental Water Bodies, Vol. 1.- Natural and Human Relationships.- SPB Publ. The Hague.*

MOHILLA, P. & MICHLMAYR, F. (1995): *Donauatlas Wien.- Österreichischer Kunst- und Kulturverlag, Wien.*

MOOG, O.; KONAR, M. & HUMPESCH, U.H. (1994): The macrozoobenthos of the River Danube in Austria (Das Makrozoobenthos der österreichischen Donau). *Lauterbornia* **15**: 25-51.

MULLHOLLAND, P.J. (1981): Deposition of riverborne organic carbon in floodplain wetlands and deltas.- In: Flux of organic carbon by rivers to the oceans.- U.S. Department of Energy, Springfield, National Technical Information Service, pp. 142-172.

NAIMAN, R.J. & DECAMPS, H. (1990, eds.) *The ecology and management of aquatic terrestrial ecotones.- Publ. by Unesco, Paris, 301 pp.*

REGIER, H.A.; WELCOMME, R.L.; STEEDMAN, R.J. AND HENDERSON, H.F. (1989): Rehabilitation of degraded river ecosystems, pp. 86-97. In: (D.P. Dodge, ed.): *Proceedings of the International Large River Symposium.- Can.Spec.Publ.Fish.Aquat.Sci.* **106**.

REISMANN, W. (1995): Die Donau im Osten Österreichs im Wandel der Zeit.- *Österreichische Wasserwirtschaft* **47**: 59-67.

SCHIEMER, F. (1994): Monitoring of floodplains: Limnological indicators, pp.95-107. In: AUBRECHT, G., DICK, G. & PENTRICE, C. (eds. ).- Monitoring of Ecological Change in Wetlands of Middle Europe. *Stapfia* 31, Linz.

SCHIEMER, F. (1995): Revitalisierungsmaßnahmen für Augewässer - Möglichkeiten und Grenzen.- *Arch.Hydrobiol. Suppl.* 101: 163-178.

SCHIEMER, F., KUSEL, E. & WARINGER, J. (1992, eds.): Limnologische Projektstudie "Ökologie von Augewässern".- Unveröffentl. Projektbericht, Institut für Zoologie, Univ.Wien, 125pp.

SCHIEMER, F. & WAIDBACHER, H. (1992): Strategies for the Conservation of the Danube Fish Fauna, pp. 363-384. In: P.J. BOON, P.CALOW & G.E. PETTS (eds.). *River Conservation and Managment.* Wiley & Sons, N.Y.

SCHIEMER, F. & WARINGER, J. (1993, eds.): Limnologische Projektstudie "Ökologie von Augewässern". - Unveröffentl. Projektbericht, Institut für Zoologie, Univ.Wien, 125pp.

SCHIEMER, F. & WARINGER, J. (1994, eds.): Limnologische Projektstudie "Ökologie von Augewässern".- Unveröffentl. Projektbericht, Institut für Zoologie, Univ.Wien.

SCHIEMER, F. & WAIDBACHER, H. (1994): Naturschutzerfordernisse zur Erhaltung einer typischen Donau-Fischfauna. pp.247-266.- In: KINZELBACH R. (ed.). *Limnologie aktuell. Bd.2: Biologie der Donau.* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

SCHIEMER, F., JUNGWIRTH, M. & IMHOF, G. (1994): Die Fische der Donau - Gefährdung und Schutz.- *Grüne Reihe des BMUJF, Wien. Band 5,* 160pp.

SCHUMM, S.A. (1985): Patterns of alluvial rivers.- *Ann.Rev.Earth Planet Sci.* 13:5-27.

SPINDLER, T. (1991): Fischökologische Untersuchungen im Altarmsystem der Donau im Bereich von Haslau und Regelsbrunn (Revier I/13a). Teil I: Fischereimanagement.- *WWF-Forschungsbericht 3/1991,* 36pp.

SPINDLER T (1993): Populationsdynamische Untersuchungen im Altarmsystem und der Donau im Bereich von Regelsbrunn und Haslau.- *WWF Forschungsbericht 9/1993,* 80pp.

STANFORD, J.A. & WARD, J.V. (1993): An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor.- *J.N.Am.Benthol.Soc.* 12: 46-60.

TOCKNER, K. (1993): Ein Beitrag zur Ökologie der Uferbereiche der österreichischen Donau (Stauraum Altenwörth, Wiener Donaukanal und Freie Fließstrecke).- *Dissertation, Uni. Wien,* 331pp.

TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. (1996): Restoration strategy for a river-floodplain system on the Danube River in Austria: Ecological aspects.- *Global Ecology and Biogeographical Letters,* in press.

TOCKNER, K. & BRETSCHKO, G. (in press): Spatial distribution of particulate organic matter (POM) and benthic macroinvertebrates in a river-floodplain transect (Danube, Austria): the importance of hydrological connectivity.- *Arch.Hydrobiol. Suppl.,* in press.

VAN DIJK, G.M.; VAN LIERE, L.; ADMIRAAL, W; BANNINK, B.A. AND CAPPON, J.J. (1994): Present state of the water quality of European rivers and implications for management.- *The Science and the Total Environment* 145: 187-195.

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W., CUMMINS, K.W., SEDELL, J.R. & CUSHING, C.E. (1980): The river continuum concept.- *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 37: 103-137.

WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1995a): Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation.- *Regulated Rivers* 11: 105-119.

WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1995b): The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers.- *Regulated Rivers* **10**: 159-168.

WEBER, E. (1989): Studien über die Entwicklung der Donaufischerei von Wien bis zur Marchmündung vor und nach der Donauregulierung in den Jahren 1880 bis 1900.- unveröffentl. Manuskript.

WHITTAKER, R.H. (1973, ed.): *Ordination and Classification of Communities*, Handbook of Vegetation Science, Vol.1.- W.Junk, The Hague, The Netherlands.

WÖSENDORFER, H. & LEBERL, S. (1987): Uferzonen der Donau von Wien bis zur Marchmündung. Landschaftsökologische Untersuchung von Stromkilometer 1920 bis 1880.- Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion Wien.

---

<sup>1</sup> Heterotrophie: Verwertung organischer Kohlenstoffquellen für den Aufbau eigener Körpersubstanz

## Hydrochemische Untersuchungen

Thomas HEIN und Gudrun HEILER

### 1. Einleitung und Fragestellung

Die wechselnde hydrologische Vernetzung zwischen Donau und Ausystem ist der Schlüsselfaktor, der die funktionellen Vorgänge in den Augewässern steuert (JUNK et al., 1989; SCHIEMER, 1993; HEILER et al., 1995). Die Donau bringt bei Hochwasser bedeutende Nährstoff- und Schwebstoffmengen in das Ausystem ein (VAN DEN BRINK et al., 1993; HEILER et al.; 1995, HEIN et al., 1996). Mit sinkendem Donaupegel, oberflächiger Isolierung (Abkoppelung) von der Donau und abnehmender Fließgeschwindigkeit kommt es zur Sedimentation der Schwebstoffe und zur Ankurbelung der Produktion. Diese internen Prozesse führen zu einem raschen Einbau der anorganischen Nährstoffe in Biomasse. Im Rahmen der hydrochemischen Untersuchungen sollten die komplexen Interaktionen zwischen Nährstoffkonzentrationen, Schwebstofffrachten, hydraulischer Retention und Trophie erfaßt werden. Dazu wurde einerseits eine großflächige **hydrochemische Kartierung** durchgeführt. Andererseits wurde an den 7 Hauptprobepunkten eine **spätsommerliche, früh-herbstliche Mittel- bis Niederwassersituation** bezüglich Chemie, Schwebstoffe und Kohlenstofffraktionen beschrieben und mit den Licht- und Primärproduktionsdaten (SCHAGERL, dieser Bericht), sowie mit Bakteriendichten und -sekundärproduktionen (unveröffentlichte Daten von HEILER & HEIN, 1995) in Beziehung gebracht.

Mit Hilfe der hydrochemischen Charakterisierung zahlreicher Augewässer und Grundwasserbrunnen wurden die hydrologischen Verhältnisse und generelle Trends im Durchflußregime während einer Mittelwassersituation im Augebiet beschrieben. Zusätzlich wurde eine grobe Klassifikation der Augewässer bezüglich ihrer Verbindung zur Donau vorgenommen. Die wöchentliche Beprobung bei sinkendem Pegel im September/Oktober erlauben Aussagen über das Ausmaß der Dotation, die nachfolgende Abkoppelung der verschiedenen Augewässer und Einbauprozesse auf unterschiedlichen trophischen Niveaus.

Aus den gesetzten Fragestellungen über **“Funktionelle Vorgänge“** wurden in unserem Arbeitskreis folgende Bereiche behandelt:

- Nährstoffdynamik (Eintrag und Umsetzung von Nährstoffen)
- Energiekreisläufe (Produktionsprozesse)
- Feststoffdynamik (Schwebstoffeintrag und Frachten)

## 2. Material und Methoden

Das Programm umfaßte neben physikalischen Parametern im Freiland auch Analysen der Nährstoffe, ausgewählter geochemischer Parameter, des gelösten und partikulären Kohlenstoffs und der Schwebstofffraktionen. In Tabelle 1 sind die den Analysen zugrunde liegenden Methoden angeführt.

Tab. 1: untersuchte Parameter und deren Grundlage

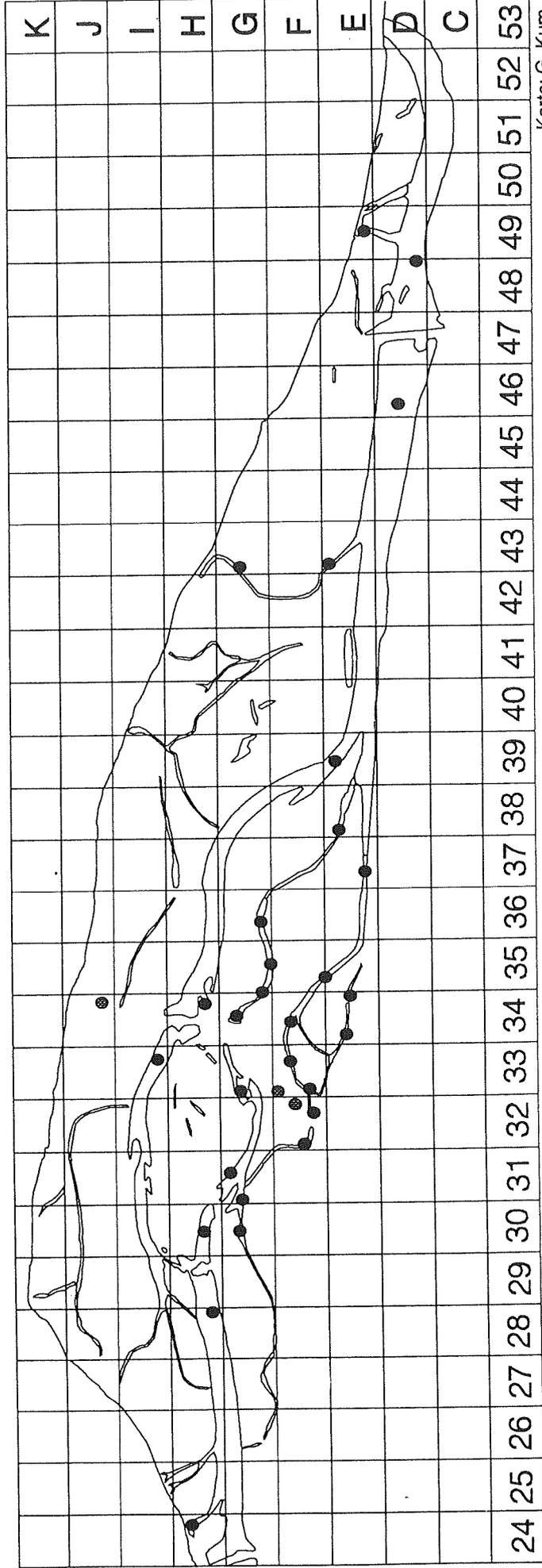
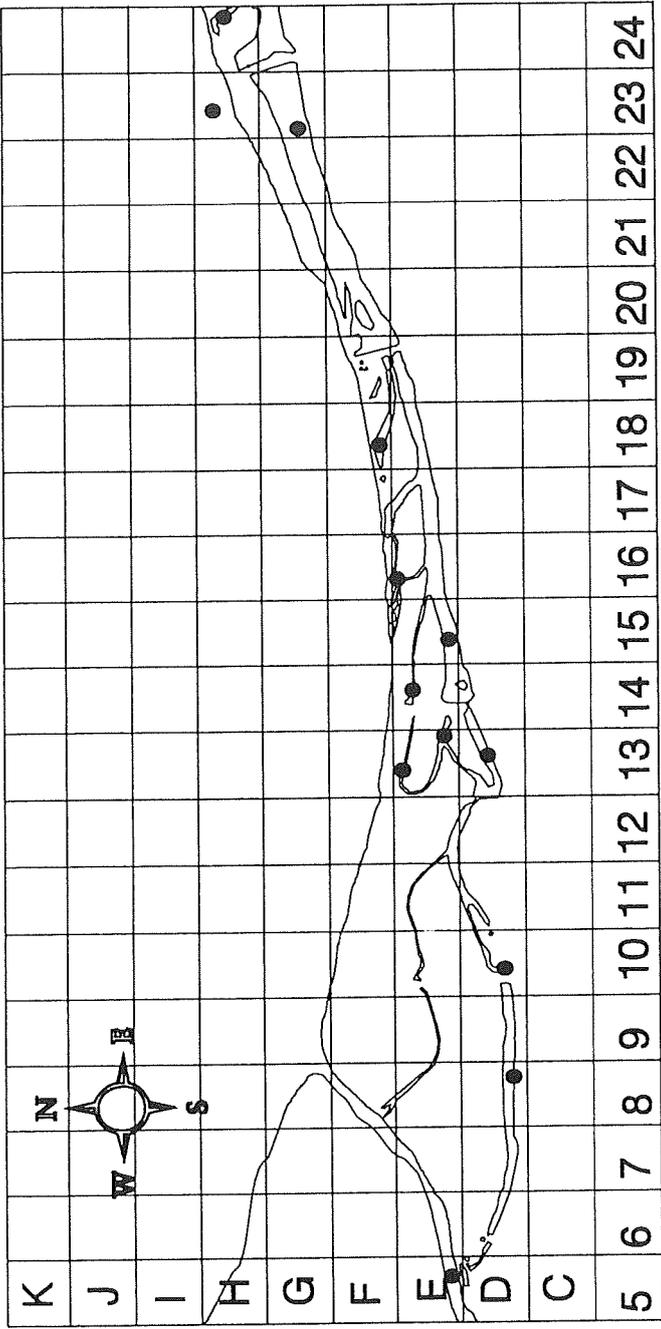
Parameter	Methode	Angabe in:
Temperatur	Schöpfthermometer (bzw. Oximeter)	°C
Schwebstoffe	gravimetrisch über Filtration (GF/F-Whatman Filter)	mg.l <sup>-1</sup>
Organischer Gehalt	gravimetrisch als Glühverlust (490°C, 4.5h)	% (mg.l <sup>-1</sup> )
Sauerstoff	potentiometrisch (WTW-Sonde OXI96)	mg.l <sup>-1</sup> ; % Sättigung
pH-Wert, Alkalinität	pH-Meter und potentiometrischer Endpunktbestimmung	
Phosphorfraktionen	photometrisch (als Phosphormolybdänsäure) gelöster Phosphor und Totalphosphor (Schwefelsäure-Peroxid Aufschluß) (STRICKLAND & PARSONS 1972)	µg.l <sup>-1</sup> Po <sub>4</sub> -P, P <sub>gel</sub> , P <sub>tot</sub>
Nitrat	photometrisch (als Nitrosalicylat) (MÜLLER & WIDEMANN, 1955)	µg.l <sup>-1</sup> No <sub>3</sub> -N
Nitrit	photometrisch (als Azofarbstoff) (GES. D.C., 1980)	µg.l <sup>-1</sup> No <sub>2</sub> -N
Ammonium	photometrisch (als Indophenolblau) (Bertelot-Reaktion)	µg.l <sup>-1</sup> NH <sub>4</sub> -N
Kjeldahl-N-Fraktionen	photometrisch (als Indophenolblau) (nach Schwefelsäure-Peroxid Aufschluß) (MÜHLHAUSER, 1986)	µg.l <sup>-1</sup> N <sub>gel</sub> , N <sub>tot</sub>
Silikat	photometrisch als Silicomolybdat	mg.l <sup>-1</sup> SiO <sub>4</sub> -Si

**Gewässernetzung:**  
 Maria-Ellend  
 Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

**Probenstellen**  
**Chemie:**

- Oberflächenwasser
- Grundwasser



Karte: G. Kum

Abbildung 1

Für die **hydrochemische Kartierung** wurden neben physikalischen nur ausgewählte Parameter mit hydrologischem Indikatorwert (Anhang 1) an 50 Probenpunkten (inkl. Donau und Grundwasser) analysiert (Abb.1). Die Probennahme erfolgte am 26. März 1995. Die Daten wurden einer hierarchischen Clusteranalyse unterzogen (Anhang 2). Es wurde die Ward - Methode mit einer fix vorgegebenen Anzahl von Gruppen für eine schematische Auftrennung anhand der hydrochemischen Situation einzelner Augewässer verwendet. So wurden generelle Trends in der Hydrologie festgestellt.

Für die **Mittel- und Niederwassersituationen** wurden die 7 Hauptprobenpunkte gewählt. Der Schwerpunkt lag im September und Oktober mit wöchentlichen Beprobungen (Tab. 2), parallel mit SCHAGERL, dieser Bericht.

Tabelle 2: Termine der Probennahmen und Wasserstand der Donau (Pegel Orth)

10. September	146,16 m.ü.A.
17. September	146,20 m.ü.A.
24. September	145,76 m.ü.A.
01. Oktober	145,38 m.ü.A.
08. Oktober	145,04 m.ü.A.
16. Oktober	144,62 m.ü.A.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Hydrologie, hydrologische Vernetzung

Abbildung 7, Einleitung, zeigt die Pegelschwankungen der Donau während des Jahres 1995.

Die Messungen der Durchflußraten durch die Kastendurchlässe der Traversen im Verhältnis zum Donaupegel (Abb. 2) zeigen folgendes Bild:

Der mittlere Durchlaß der Traverse in Regelsbrunn wird auch noch bei niedrigen Pegelständen durchflossen. Die hohe Vernetzung, unterstromige Anbindung über den Ausrinn führt jedoch

zu Rückstauphänomenen, welche wiederum die größere Streuung der Durchflüsse bedingen (Korrelationskoeffizient:  $r^2 = 0,75$ ).

Bei sehr niedrigen Donaupegeln fallen die Kastendurchlässe der Traversen "Haslau" und "Mitterhaufen" trocken. In Haslau gibt es eine hohe Korrelation ( $r^2 = 0,99$ ) zwischen steigendem Pegel und Durchfluß. An der Traverse Mitterhaufen findet sich bei niedrigen Pegelständen keine Korrelation zwischen Durchfluß und Pegel, mit steigendem Wasserstand kommt es jedoch zu einem sprunghafter Anstieg des Durchflusses.

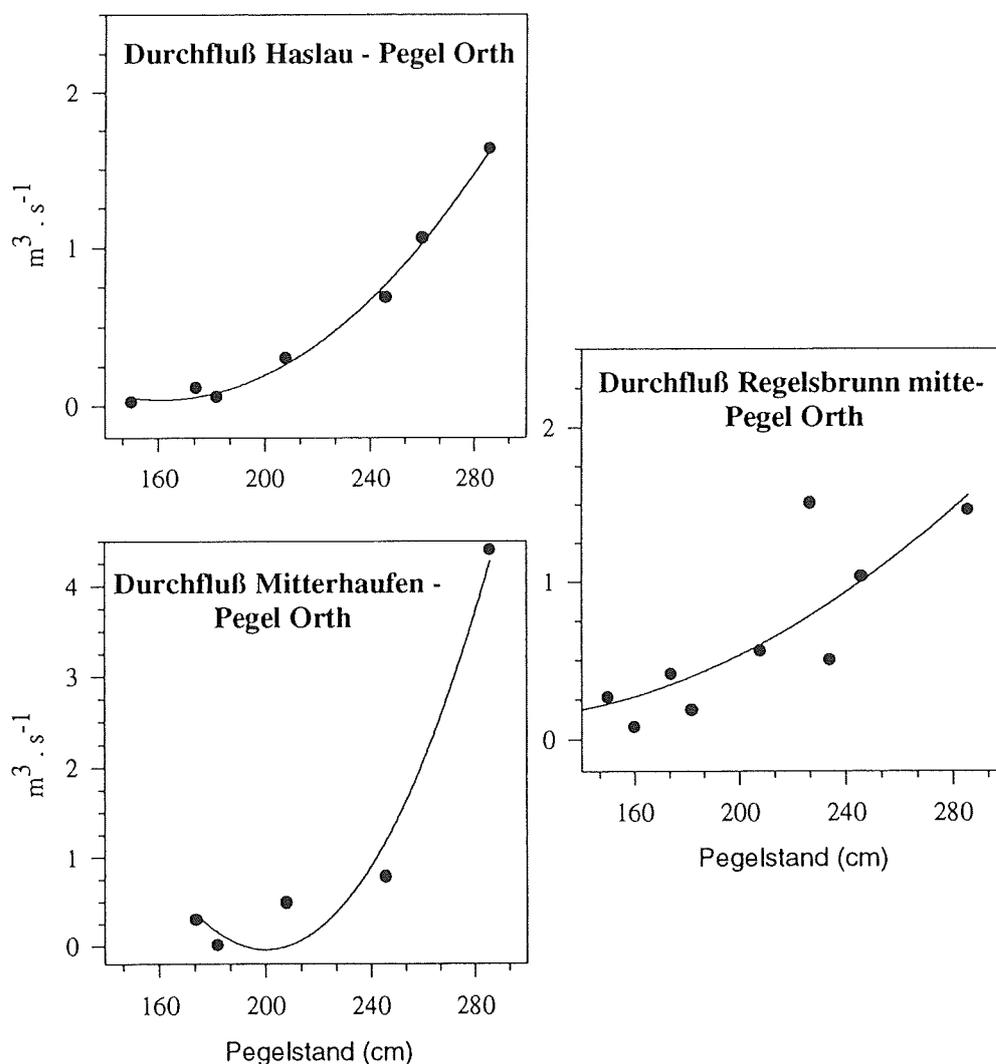


Abbildung 2: Quadratische Regression zwischen dem Donauwasserstand (Pegel Orth) und dem Durchfluß einzelner Kastendurchlässe der Traversen in Haslau, Mitterhaufen und Regelsbrunn.

### 3.2. Hydrochemische Kartierung

Die durchgeführte hierarchische Clusteranalyse (Anhang 2) ermöglicht eine Klassifizierung anhand der Kombination der untersuchten Parameter. Dabei wurde die Anzahl der zu differenzierenden Gruppen auf fünf festgelegt, um generelle Aussagen über die Hydrologie bei Mittelwasser treffen zu können (Abb. 3). Die erste Gruppe besteht aus der Donau, der Fische und massiv dotierten Einströmbereichen. Die nächsten Gruppen nach der Clusteranalyse sind die Gruppen zwei und fünf. In der zweiten Gruppen liegen die Hauptarmstandorte mit angeschlossenen Seitenverzweigungen, die stark von der Donau beeinflusst sind. Die Gruppe fünf ist neben erhöhten Nitratkonzentrationen auch durch geringere Alkalinitäten in Verbindung mit höheren Sauerstoffsättigungen charakterisiert. Der Eintrag eutrophierten Donauwassers bei höheren Retentionszeiten hat hier eine gesteigerte Produktivität autotropher Biota zur Folge. In der dritten Gruppe, gekennzeichnet durch geringere Nitratkonzentrationen, finden sich isoliertere Bereiche, die nicht in das Abflußgeschehen integriert sind. Die vierte Gruppe zeigt den stärksten Isolationsgrad vom Fluß. Der unterschiedliche Chemismus wird durch Eintrag phreatischen Grundwassers noch verstärkt. In diesen Aubereichen ist auch noch bei Mittelwasser der landseitige Zufluß von Bedeutung.

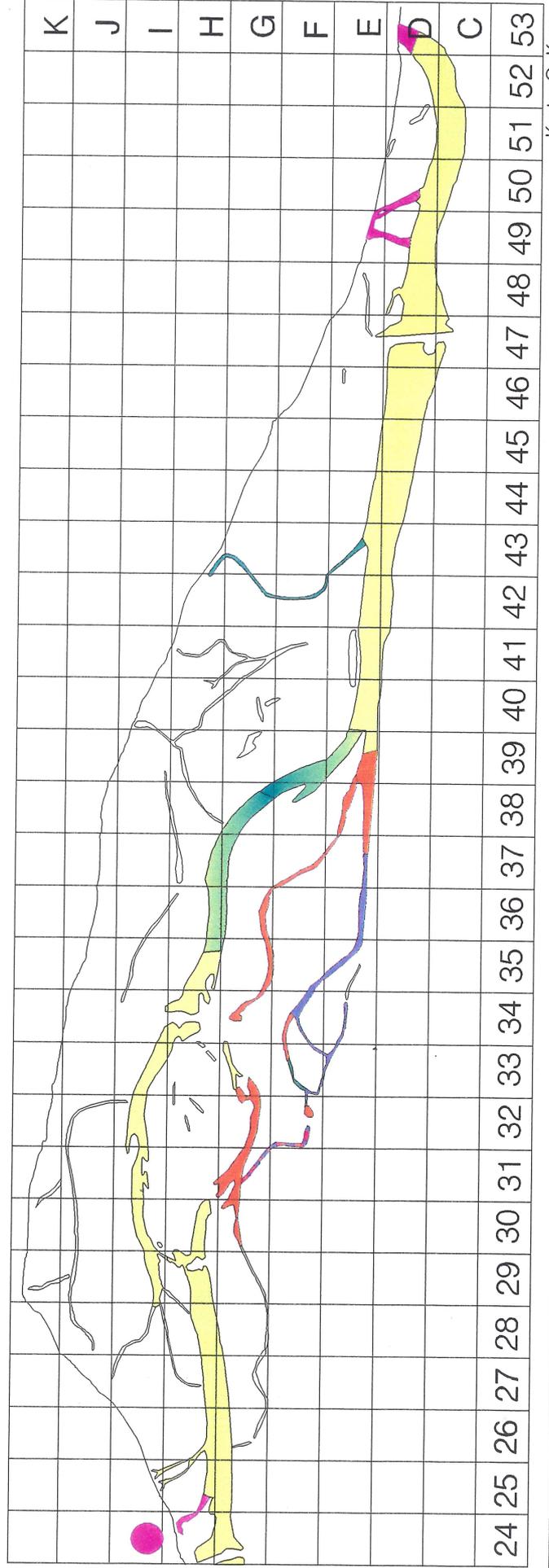
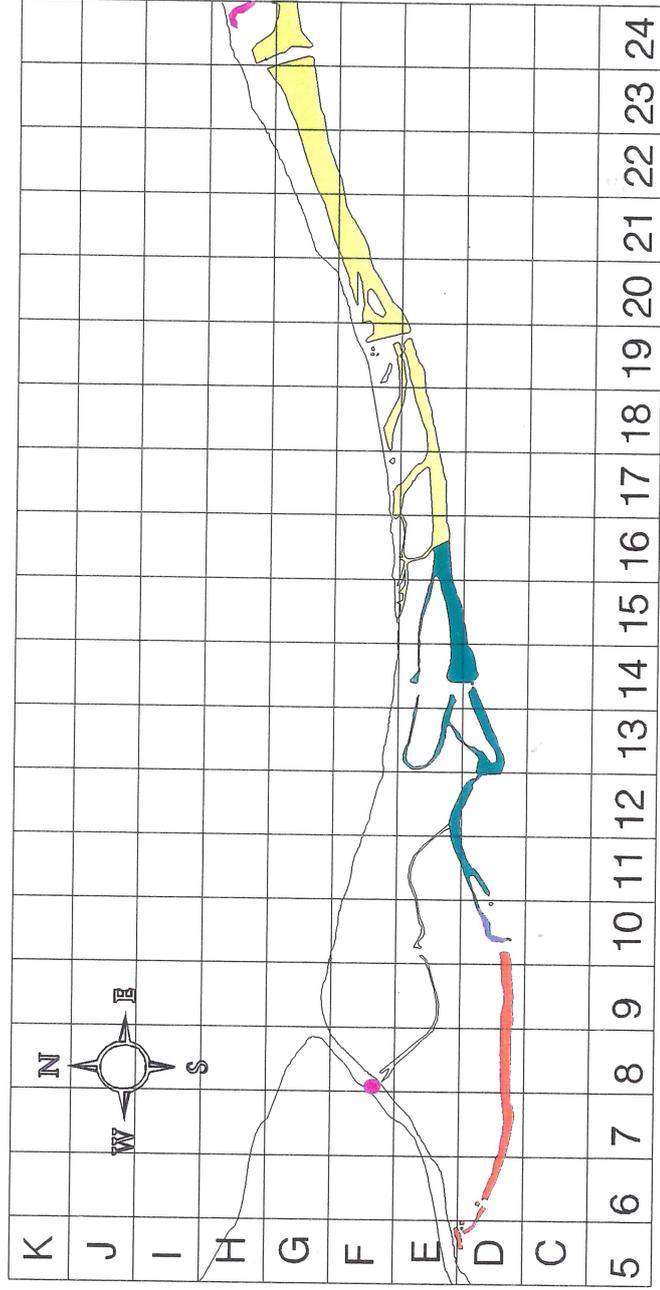
Die Verteilung der einzelnen Gruppen über das Untersuchungsgebiet gibt Aufschluß über die Orientierung der wesentlichen Durchflußrichtung. Ausgehend von der Dotation des Augebietes bei den Einströmbereichen ober- und unterhalb der Haslauer Traverse (Strkm 1901,8) funktioniert der Hauptarm mit seinen angeschlossenen Seitenverzweigungen und der begleitende Grundwasserstrom (vgl. G33c und J34d) bis hin zum Ausrinn (Strkm 1895,5) als Hauptdurchfluß. Seitlicher Eintrag von der Donau im Bereich des Mitterhaufens spielt bei Mittelwasser noch eine untergeordnete Rolle. Im Randbereich der Au stellt das phreatische Grundwasser eine wichtige Wasserzufuhr dar.

# Gewässervernetzung: Maria-Ellend Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

## Gewässertypen Chemie

- Gruppe 1
- Gruppe 2
- Gruppe 3
- Gruppe 4
- Gruppe 5



Karte: G. Kurn

Abbildung 3:

### 3.3. Spätsommerlich/herbstliche MW-NW Phase

Zur Abschätzung von gelösten und partikulären Frachten an den verschiedenen Standorten wurden Mittelwertvergleiche (Abb. 4) gemacht.

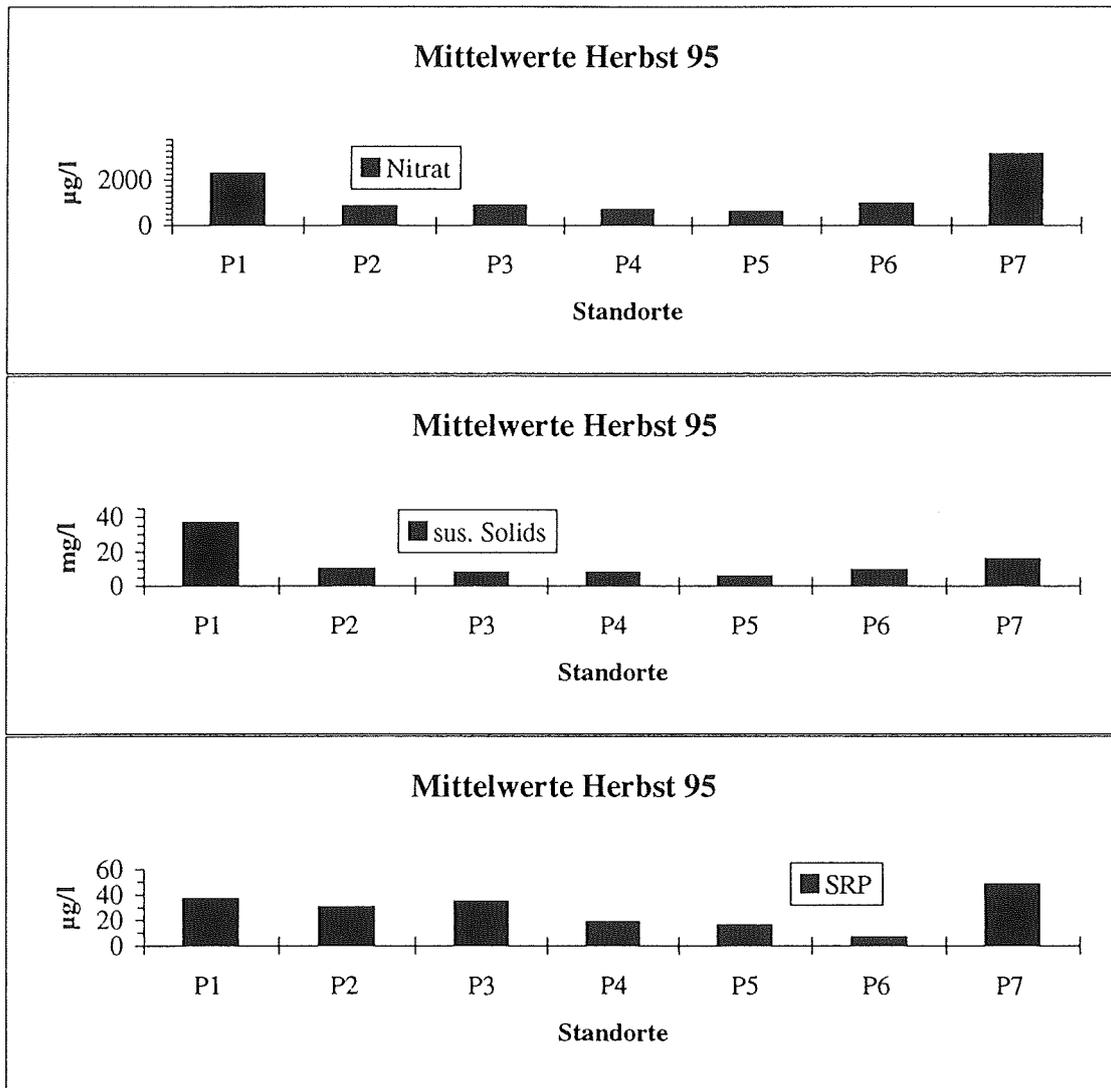


Abbildung 4: Mittelwerte der herbstlichen Probenserie: a) des Parameters Nitrat, b) des Parameters sus. solids und c) des Parameters SRP - Orthophosphat.

Die Standorte in Fischa (P7) und Donau (P1) weisen die höchsten Nitratkonzentrationen (Abb. 4a) auf, wobei die Fischa mit 3084 µg N-NO<sub>3</sub>/l deutlich höher liegt als die Donau (2240 µg N-NO<sub>3</sub>/l). Der im Vergleich mit den anderen Auspendorten höhere Mittelwert am Standort in Maria Ellend (P6) (950 µg N-NO<sub>3</sub>/l) läßt sich durch die Dotation mit Fischawasser bei höheren Wasserständen erklären. Im Auspendbiet schwanken die Mittelwerte ansonsten zwischen 578 und 852 µg N-NO<sub>3</sub>/l, wobei der isolierte Standort P5 am Mitterhaufen die niedrigsten Konzentrationen aufweist.

Auch bezüglich der gelösten reaktiven Phosphors (Orthophosphat) (Abb. 4c) liegen die Konzentrationen in der Fischa am höchsten (48 µg P-PO<sub>4</sub>/l). Den niedrigsten Wert weist der Standort P6 auf (6 µg P-PO<sub>4</sub>/l). Die Standorte in der Donau und in Haslau (P2 und P3) liegen mit 30-36 µg P-PO<sub>4</sub>/l deutlich höher als am Mitterhaufen (P5) (16 µg P-PO<sub>4</sub>/l) und Regelsbrunn (P4) (18 µg P-PO<sub>4</sub>/l).

Die Donau transportiert die höchsten Mengen an Schwebstoffen (37 mg/l) (Abb. 4b). Im Ausystem schwanken die Mittelwerte zwischen 5 und 10 mg/l, wobei der isolierteste Standort P5 die niedrigsten Konzentrationen hat. Die Fischa weist mit 15 mg/l höhere Werte als in der Au auf, liegt jedoch deutlich unter der Donau.

Donau und Fischa weisen bezüglich der gelösten und partikulären Phosphor-, Kj-Stickstoff- und organischen Kohlenstofffrachten (Abb. 5) sehr ähnliche Mittelwerte auf. Sie weisen etwas höhere Werte als die Gewässer im Ausystem auf. Eine Ausnahme bildet der Standort P6 in Maria Ellend, der höhere POC und Kj-Stickstoffkonzentrationen hat. Bezüglich der anderen Fraktionen (Ausnahme gel. P) weist dieser Probenpunkt die höchsten Werte im Ausystem auf. Geringste Mittelwerte in allen Fraktionen sind für den isolierten Standort P5 charakteristisch. Die Standorte in Haslau (P2 und P3) und Regelsbrunn (P4) unterscheiden sich nur geringfügig in ihren Frachten. Auffällig ist der Trend, daß sich gelöste und partikuläre Frachten im P/N - Verhältnis unterscheiden.

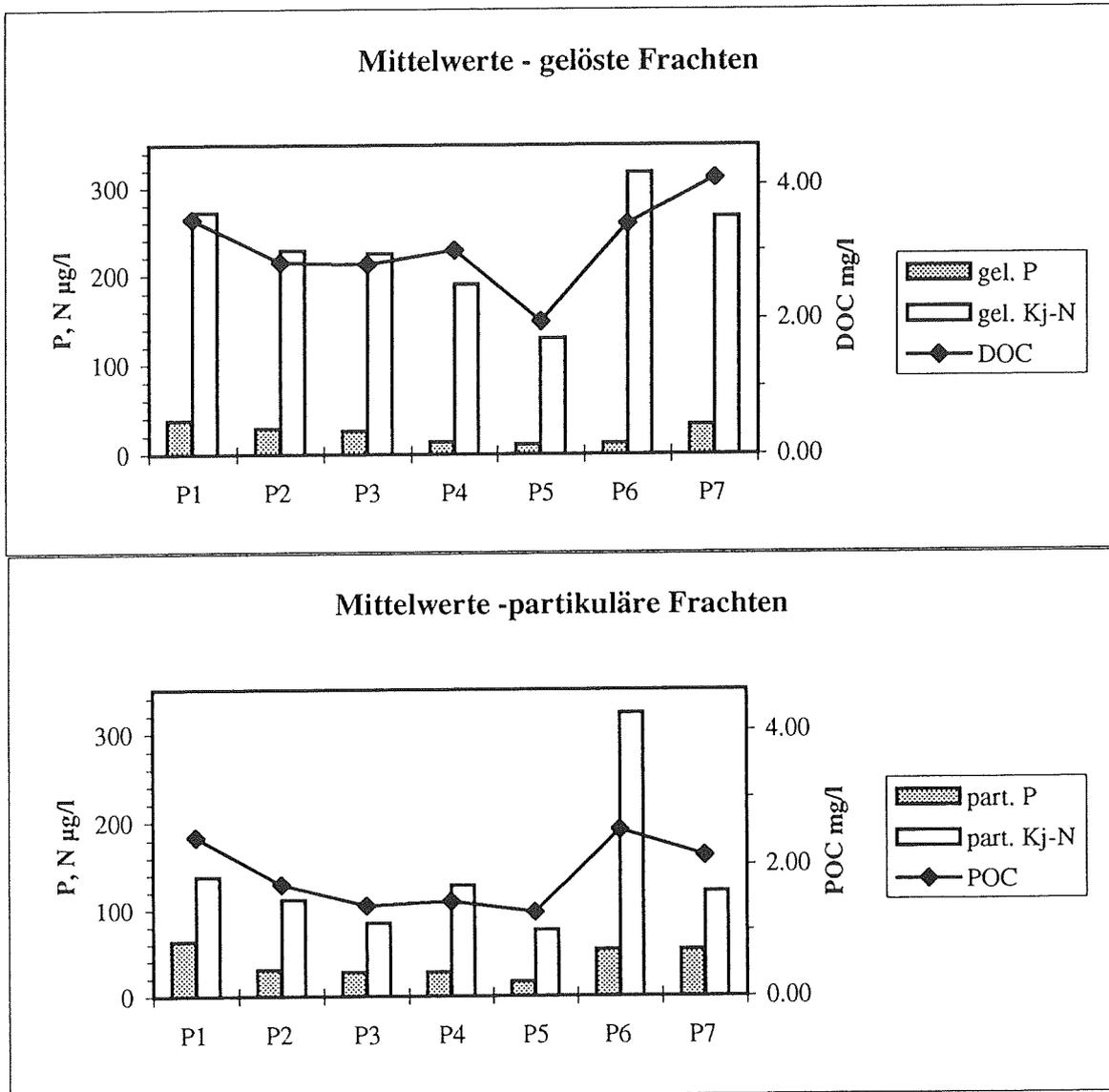


Abbildung 5: Mittelwerte des gelösten und partikulären Kohlenstoffs, Phosphors und Stickstoffs.

Um detailliertere Aussagen über das Ausmaß der Dotation, der Abkoppelung der Augewässer bei sinkendem Pegel und über Einbauprozesse machen zu können, wurden die **zeitliche Verläufe** zweier chemischer Indikatorparameter, der Kohlenstofffraktionen und der Bakteriendichten/Bakteriensekundärproduktionen während der spätsommerlich/herbstlichen MW-NW Phasen dargestellt.

Die Nitratkonzentrationen (Abb. 6) der Donau (P1) bewegen sich während des Probenzeitraumes zwischen 2000 und 2500  $\mu\text{g N-NO}_3/\text{l}$  und liegen damit deutlich höher als in den Gewässern des Ausystemes. Dort nehmen die Konzentrationen mit Fortdauer der Beprobung deutlich ab, wobei die Werte im Hauptarm (P4) zu Beginn der Probennahme deutlich höher liegen als im isolierteren Seitenarm (P5) (aufgrund längerer Verbindung mit der Donau). Das rasche Absinken läßt sich mit zunehmender Isolierung von der Donau, Einbau des Nitrats in Biomasse und Denitrifikation erklären.

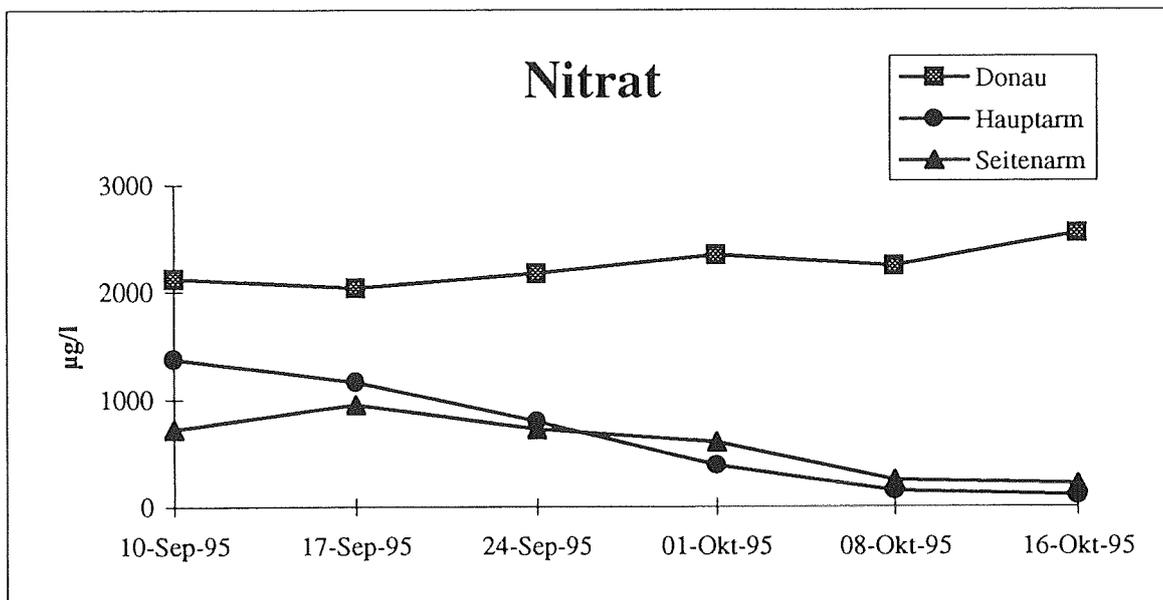


Abbildung 6: Nitratkonzentrationen an drei Standorten über den Probenzeitraum.

Die Donau (P1) ist durch sehr geringe, der Standort im Seitenarm (P5) durch sehr hohe Alkalinitäten (Abb. 7) charakterisiert. Die Werte im Hauptarm (P4) nehmen eine intermediäre Stellung ein. Schwankungen in den Werten hängen mit wechselnder Verbindung zwischen Donau und Ausystem zusammen, wobei hohe Konnektivität ein Absinken der Werte bedingt und umgekehrt. Niedrige Alkalinitäten können jedoch auch durch ein Ansteigen der Primärproduktion verursacht werden.

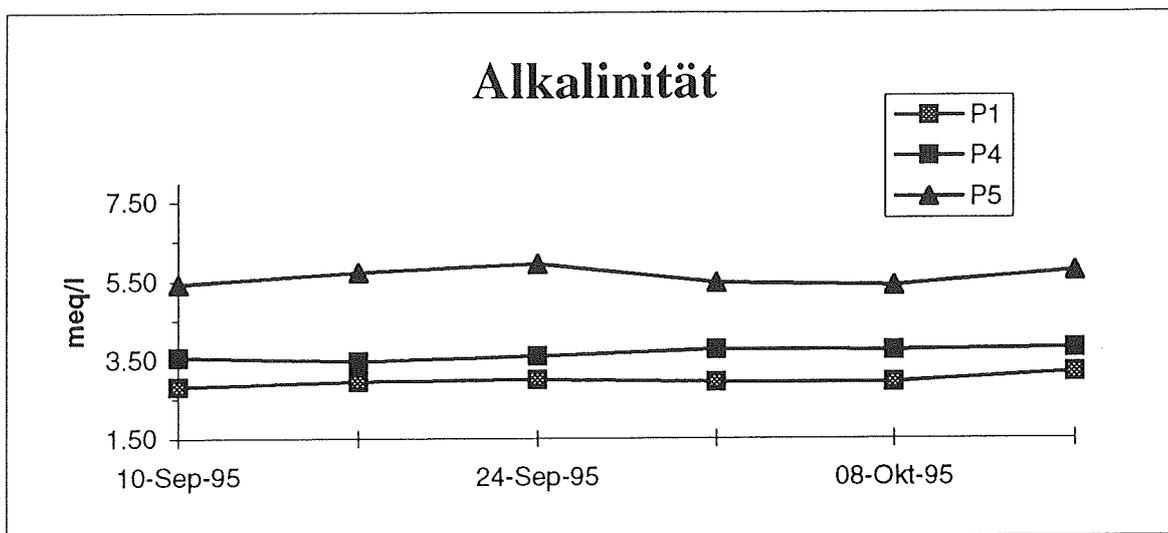


Abbildung 7: Alkalinitäten an drei Standorten über den Probenzeitraum

Die größten Schwankungen in den Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) und des Verhältnisses zwischen DOC und POC (partikulären organischen Kohlenstoff) finden sich in der Donau und der Fischa (Abb. 8). Im Augebiet liegen die Werte am Beginn der Probenserie (ersten 3 Wochen) niedrig und steigen dann an, wobei die Werte am isolierten Standort P5 durchwegs niedriger sind (1,27-2,61 mg C/l) als am Hauptarmstandort P4 (2,20-5,04 mg C/l). Die DOC Konzentrationen lassen aber zum jetzigen Zeitpunkt keinen Zusammenhang mit dem Abflußregime der Donau erkennen, die gelösten Kohlenstofffrachten liegen auf einem vergleichbaren Niveau anderer europäischer Flüße (CELLOT & ROSTAN, 1993). Mit steigender räumlicher und zeitlicher Isolation nimmt der relative Anteil des organischen Gehaltes der Schwebstoffe zu.

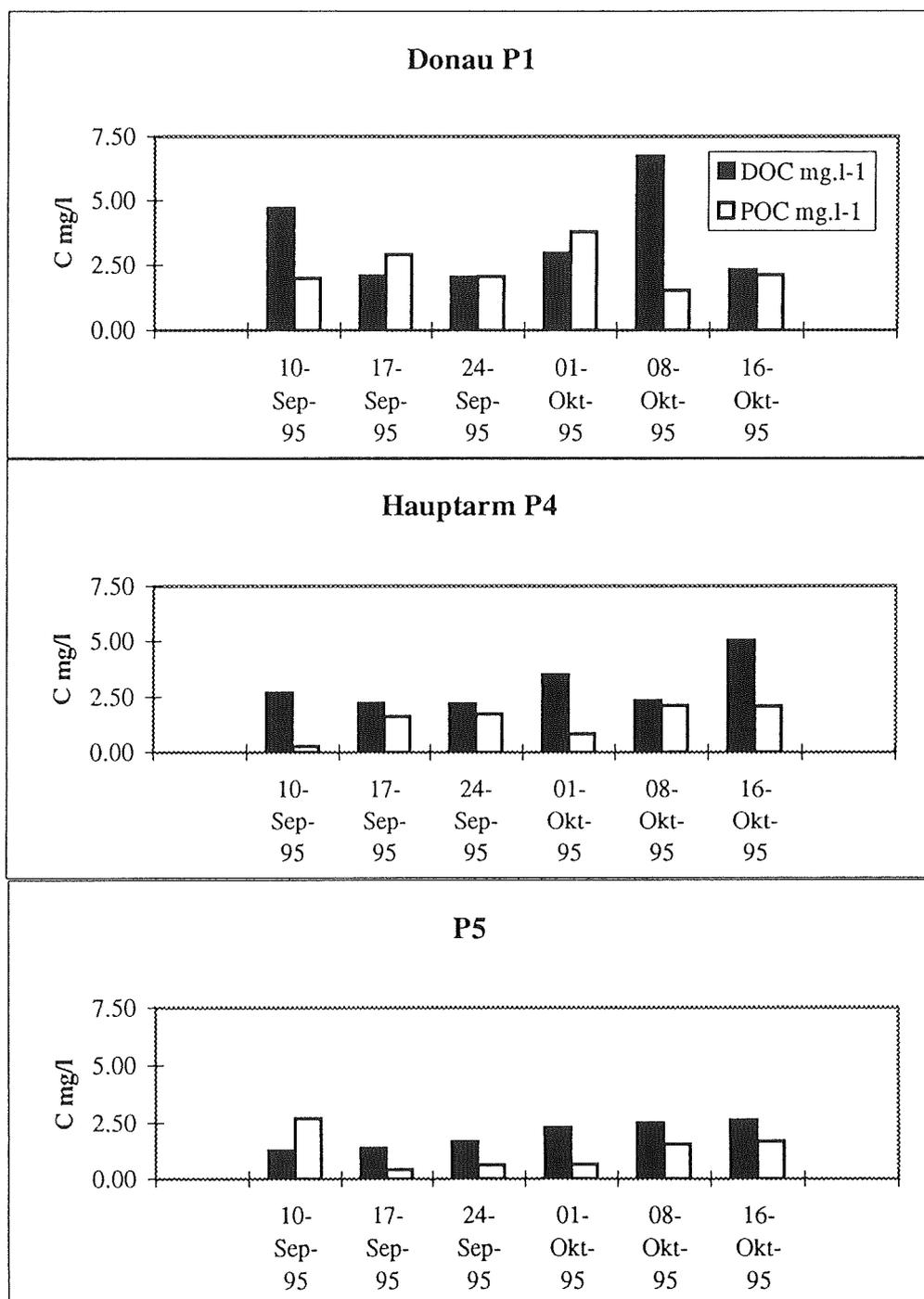


Abbildung 8: gelöste und partikuläre Kohlenstoffgehalte an drei Standorten über den Probenzeitraum.

Die geringe Bakteriensekondärproduktionen in den ersten 3 Wochen der Probenserie und der folgende sprunghafte Anstieg der Produktionswerte an allen 5 Standorten (Abb. 9) lassen auf eine Substratlimitation des Bakterienwachstum zu Beginn der Probennahme schließen. Am Ende der Serie weisen alle Standorte sehr ähnliche Produktionen auf.

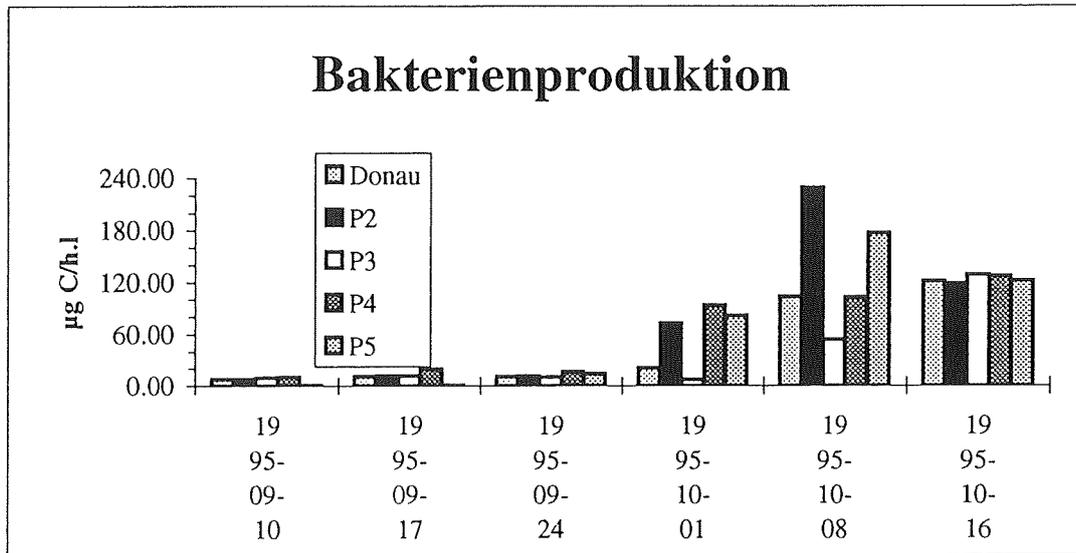


Abbildung 9: bakterielle Sekundärproduktion aller 5 Standorte.

Vergleicht man die Bakteriendichten mit den Produktionen im Verlauf der Probennahmen (Abb. 10), so zeigt sich für die ersten 3 Termine an den 3 dargestellten Standorten, daß die geringe Produktion mit geringerer Bakteriendichte zusammenfällt. In der vierten Woche steigen die Werte für beide Parameter an. Während die Produktion weiter steigt, fällt die Biomasse. Am letzten Termin steigt die Bakteriendichte in der Donau und am isolierten Punkt P5 und sinkt am Hauptortstandpunkt P4. Es zeigt sich aber, daß die Bakteriendichte geringeren Schwankungen auch nach Hochwasserereignissen unterliegen, während hingegen Produktionsraten sehr stark beeinflußt werden.

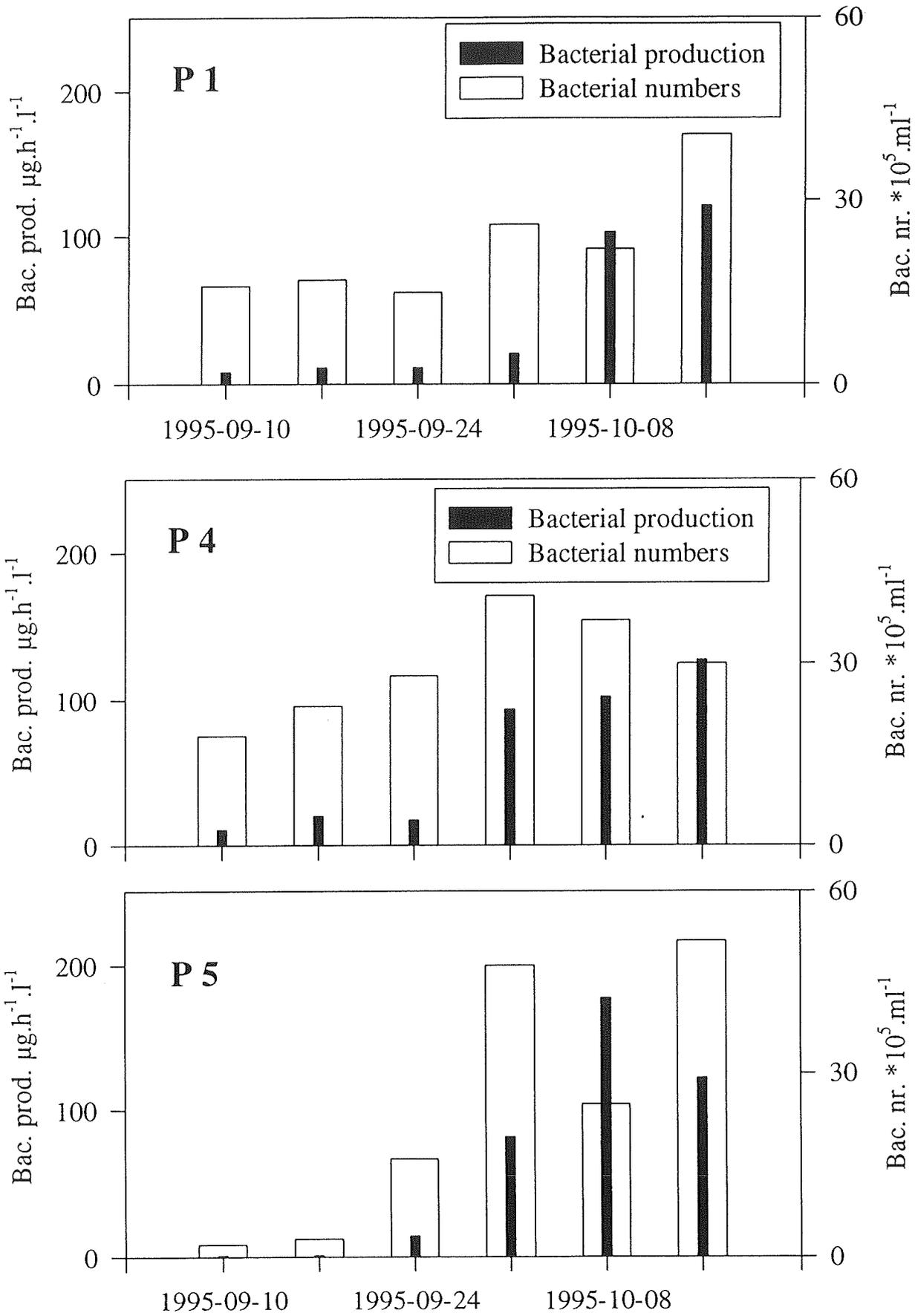


Abbildung 10: Baktiereindichte und -produktion aller 5 Standorte.

Die Aussagen über die hydrologische Vernetzung spiegeln sich auch in den chemischen Daten wider, wobei zwischen 2 wesentlichen Parameter- (Indikator)gruppen unterschieden wird: Bei den geochemischen Parametern hängen höhere Werte mit stärkerem Isolationsgrad von der Donau bzw. mit Hangwasserzufluß zusammen (HEIN, 1993). FORSBERG et al. (1988) benutzten die Alkalinität als hydrologischen Marker. Damit wurde der Einfluß des Amazonas bzw. Wassers anderer Herkunft auf unterschiedlich stark mit dem Strom vernetzte Gewässer zu bestimmten Pegelständen deutlich gemacht. Höhere Nährstofffrachten in den Augewässern sind meist auf Dotation mit Donauwasser zurückzuführen (HEILER, 1993). Biologische Prozesse und interne Austauschvorgänge, wie z.B. Sedimentation und Resuspension von Partikeln, sowie Remineralisation und Freisetzung von Elementen (SCHMIDT, 1973), bedingen eine Modifikation dieser grundsätzlichen Tendenz.

Die Öffnung wird zu einer längerfristigeren Anbindung führen, die mit kürzeren Retentionszeiten einhergeht. Verstärkte Einträge und Einbindung zusätzlicher Seitenarme wird sich positiv auf die bakterielle Aktivität auswirken. Verkürzte Retentionszeiten werden das Eutrophierungspotential langfristig entschärfen. Umsetzungsprozesse werden erhöht und der organische Austrag in die Donau sollte daher steigen.

Literatur

- CELLOT, B. & J.C. ROSTAN (1993): Dissolved organic carbon dynamics in the upper Rhone: the influence of side-arms ? - *Reg. Rivers: Research and Management* **8**: 391-397.
- FORSBERG, B. R., DEVOL, A. H., RICHEY, J. E., MARTINELLI, L. A. & H. DOS SANTOS (1988): Factors controlling nutrient concentrations in Amazon floodplain lakes. - *Limnol. Oceanogr.* **33**: 1: 41-56.
- GESELL. DEUTSCHER CHEMIKER, (1980): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser- Abwasser- und Schlammuntersuchung, - Verlag Chemie.
- HEILER, G., HEIN, T., SCHIEMER F. & G. BORNETTE (1995): Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. - *Regulated Rivers: research and Management.* **11**: 351-361.
- HEIN, T., SCHAGERL, M., HEILER, G. & F. SCHIEMER (1996): Chlorophyll-a and hydrochemical dynamics in a backwater system of the Danube controlled by hydrology. - *Arch. Hydrobiol.*, in press.
- JUNK, W. J., BAYLEY, P. B. & R. E. SPARKS (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems. in: Dodge, D. P. (Ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* **106**: 110-127.
- MÜHLHAUSER, H., L. SOTO & P. ZAHRADNIK, (1986): Improvement of the Kjeldahl method for total nitrogen including acid-hydrolyzable phosphorus in freshwater ecosystems. *Int. j. of Environ Anal. Chem.*, 25f.
- MÜLLER, R. & O. WIDEMANN, (1955): Die Bestimmung des Nitrations in Wasser. - *Vom Wasser* **22**: 247-271.
- SCHIEMER, F. (1993): Monitoring of floodplains: limnological indicators. in Aubrecht, G., Dick, G., and Crawford, P. (Eds.), *International Wetland and Waterfowl Bureau.* **30**: 95-107.
- SCHMIDT, G. W. (1973a): Primary production of phytoplankton in three types of Amazonian waters. - *Amazoniana* **4**: 139-203.
- STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSONS (1972): A practical handbook of seawater analysis. - *Bull* **167**, Fish. Res. Board Can., 310pp.

#### 4. Anhang

## Rescaled Distance Cluster Combine

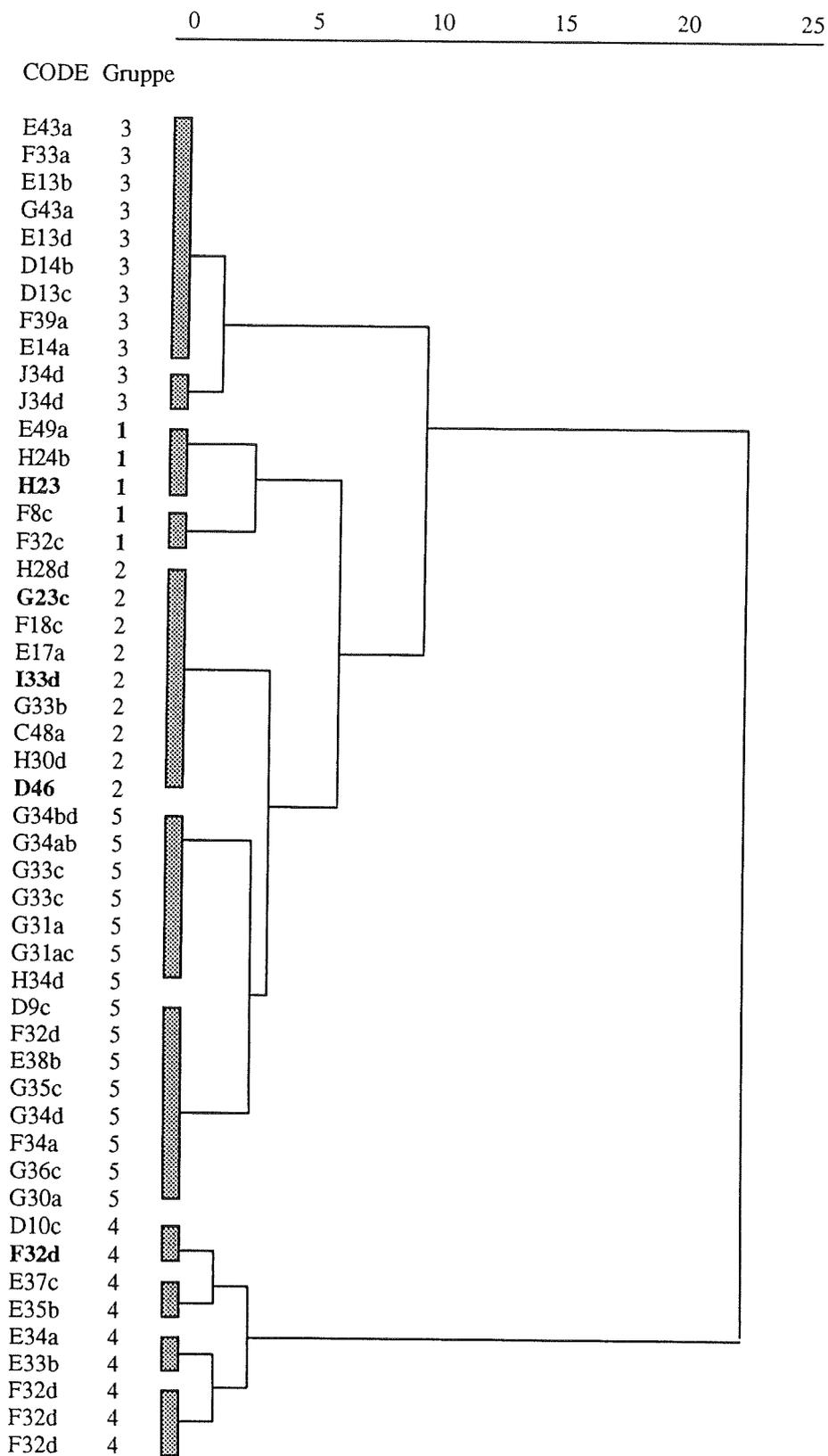


Abbildung 1: Dendrogramm einer hierarchische Clusteranalyse; es wurden 5 Gruppen differenziert, Code laut Tabelle 1, fett gedruckt sind die Hauptstandorte bzw. die Gruppe 1.

all. Bezeichn.	Quadrant	Typus	Datum	Temp °C	Li 25 µS.cm <sup>-1</sup>	O2 mg.l <sup>-1</sup>	O2 %	pH	Alkalinität meq.l <sup>-1</sup>	SRP µg.l <sup>-1</sup>	Silizium mg.l <sup>-1</sup>	Ammonium µg.l <sup>-1</sup>	Nitrit µg.l <sup>-1</sup>	Nitrat µg.l <sup>-1</sup>	gel. P µg.l <sup>-1</sup>	Total P µg.l <sup>-1</sup>	gel. K <sub>2</sub> N µg.l <sup>-1</sup>	tot. K <sub>2</sub> N µg.l <sup>-1</sup>	DOC mg.l <sup>-1</sup>	Sus. Solids mg.l <sup>-1</sup>	Organ. Gehalt mg.l <sup>-1</sup>	Organ. Gehalt %	brutto lara	germufltel ml	Carbonatys +P	+m	-P	Voh.	
P1 (Donau)	H23	F1uB	1 1995-03-26	7,2	441	13,0	11,1	8,2	3,16	39	3,22	98	28	3494	43	157	108	2,69	40,90	6,54	16								
P2 (Has.ob)	G23c	H	2 1995-03-26	8,0	464	14,1	12,1	8,2	3,48	6	2,12	40	18	2063	13	62	67	2,40	10,10	4,84	18								
P3 (Mfl.ob)	B34d	H	3 1995-03-26	8,0	445	15,1	13,1	8,5	3,50	9	1,53	50	7	1711	5	60	73	2,20	13,38	6,90	51								
P4 (Reg.ob)	D46	H	4 1995-03-26	8,1	458	13,7	11,9	9,2	3,50	1	1,46	4	13	1201	5	50	47	2,50	13,48	6,26	46								
P5	F32d	S-TU	5 1995-03-26	7,3	598	17,2	14,6	7,9	5,24	8	5,16	0	0	134	5	12	6	1,66	6,82	4,44	65								
P1 (Donau)	H23	F1uB	1 1995-05-08	13,3	362	11,3	10,8	8,5	2,76	18	1,79	58	14	1924	21	53	92	1,80	24,76	4,98	20								
P2 (Has.ob)	G23c	H	2 1995-05-08	15,4	422	11,6	11,6	8,4	3,24	13	2,24	10	17	1320	16	55	81	1,85	5,88	3,20	54								
P3 (Mfl.ob)	B34d	H	3 1995-05-08	15,7	398	12,4	12,2	8,4	3,06	9	1,79	8	17	1323	17	81	83	1,12	1,71	5,08	45								
P4 (Reg.ob)	D46	H	4 1995-05-08	17,6	381	18,6	19,2	8,5	2,92	1	0,48	26	17	689	7	94	93	1,60	1,96	10,26	41								
P5	F32d	S-TU	5 1995-05-08	10,2	585	7,2	6,5	8,4	4,84	11	5,08	0	12	524	6	16	33	1,61	9,22	3,66	40								
P1 (Donau)	H23	F1uB	1 1995-09-10	13,9	367	9,6	9,4	8,1	2,82	34	2,91	86	17	2120	25	129	290	4,69	75,28	4,00	5								
P2 (Has.ob)	G23c	H	2 1995-09-10	14,8	427	6,1	6,3	7,9	3,46	56	3,52	118	21	1401	45	82	300	2,66	6,28	1,94	31								
P3 (Mfl.ob)	B34d	H	3 1995-09-10	15,2	419	6,4	6,5	7,9	3,46	59	3,59	148	21	1408	28	73	300	2,89	11,44	3,22	28								
P4 (Reg.ob)	D46	H	4 1995-09-10	17,0	436	6,8	7,1	7,9	3,56	41	3,40	147	22	1376	14	71	310	4,10	2,67	0,72	76								
P5	F32d	H	5 1995-09-10	12,3	610	6,7	7,7	5,42	4,2	6,09	25	5	723	16	31	130	140	1,27	13,44	5,40	40								
P6 (Mfl.ob)	D9c	H	6 1995-09-10	16,7	490	12,3	13,0	8,3	3,82	17	2,66	9	27	1944	9	75	240	4,90	2,88	5,12	46								
P7 (Fische)	H23	F1uB	7 1995-09-10	16,6	570	8,6	8,9	8,1	4,52	66	2,88	81	20	2809	13	68	250	1,77	3,84	1,26	33								
P1 (Donau)	H23	F1uB	1 1995-09-17	2	141	377	9,6	9,5	8,1	2,96	38	2,91	78	21	2037	14	104	250	2,08	83,86	5,84	7							
P2 (Has.ob)	G23c	H	2 1995-09-17	2	148	404	8,5	8,2	3,16	44	2,89	101	21	1778	23	68	250	3,60	2,86	2,58	30								
P3 (Mfl.ob)	B34d	H	3 1995-09-17	2	147	410	6,9	7,0	3,30	49	2,95	100	23	1315	25	38	270	4,20	1,89	6,08	31								
P4 (Reg.ob)	D46	H	4 1995-09-17	2	14,8	418	8,6	8,7	8,0	3,46	33	2,95	46	18	1156	13	57	200	2,23	10,00	3,24								
P5	F32d	H	5 1995-09-17	2	12,5	617	1,0	9,0	3,52	2	1,68	45	22	1165	6	59	280	8,00	2,74	10,72	55								
P6 (Mfl.ob)	D9c	H	6 1995-09-17	2	14,3	446	10,1	10,4	8,2	3,52	2	1,68	45	22	1165	6	59	280	8,00	2,74	10,72	55							
P7 (Fische)	H23	F1uB	7 1995-09-17	2	12,7	626	9,8	9,6	8,2	4,44	45	3,15	90	17	2971	18	113	250	5,48	10,72	3,40	32							
P1 (Donau)	H23	F1uB	1 1995-09-24	3	13,4	382	9,9	9,4	8,1	3,00	35	2,76	75	20	2168	46	65	130	2,03	19,04	4,10	22							
P2 (Has.ob)	G23c	H	2 1995-09-24	3	14,2	435	8,2	8,1	3,64	42	2,83	31	22	987	45	56	200	2,10	2,75	2,64	47								
P3 (Mfl.ob)	B34d	H	3 1995-09-24	3	14,3	433	7,8	7,6	8,1	3,54	47	2,91	37	23	1007	34	61	170	2,20	1,80	4,42	50							
P4 (Reg.ob)	D46	H	4 1995-09-24	3	15,0	449	10,9	10,5	8,3	3,60	23	2,78	16	14	793	17	38	80	2,10	2,20	3,44	39							
P5	F32d	H	5 1995-09-24	3	12,0	613	6,0	5,5	8,0	5,4	18	5,52	27	9	722	15	24	110	1,66	2,42	1,26	52							
P6 (Mfl.ob)	D9c	H	6 1995-09-24	3	13,7	512	9,7	9,2	8,2	4,00	3	2,49	8	23	1150	8	49	280	5,00	3,95	5,44	50							
P7 (Fische)	H23	F1uB	7 1995-09-24	3	13,2	619	11,2	10,8	8,2	4,52	44	3,05	69	17	3216	35	63	250	1,56	7,94	3,40	43							
P1 (Donau)	H23	F1uB	1 1995-10-01	4	12,2	393	9,9	9,2	8,1	2,94	50	2,84	205	24	2236	57	168	360	2,96	19,96	7,60	38							
P2 (Has.ob)	G23c	H	2 1995-10-01	4	13,3	436	11,1	10,3	8,0	3,48	22	2,30	18	14	678	27	42	180	2,40	6,36	2,14	34							
P3 (Mfl.ob)	B34d	H	3 1995-10-01	4	12,6	424	9,6	8,9	8,0	3,44	30	2,45	33	16	788	35	48	220	3,93	5,34	1,92	36							
P4 (Reg.ob)	D46	H	4 1995-10-01	4	12,5	461	11,8	10,9	8,1	3,76	6	2,34	51	9	388	21	24	180	2,60	6,44	1,70	26							
P5	F32d	H	5 1995-10-01	4	10,0	626	7,0	6,2	7,7	5,46	2	5,45	1	8	604	9	24	130	2,28	2,42	1,31	54							
P6 (Mfl.ob)	D9c	H	6 1995-10-01	4	10,3	512	10,3	9,1	8,1	4,04	3	2,17	49	2	813	14	33	320	4,02	7,06	2,64	37							
P7 (Fische)	H23	F1uB	7 1995-10-01	4	10,3	597	10,6	9,5	8,2	4,50	41	3,22	40	13	3274	39	61	180	2,70	10,83	3,04	32							
P1 (Donau)	H23	F1uB	1 1995-10-08	5	12,7	394	12,4	11,4	8,2	3,44	26	2,46	55	14	2236	62	82	280	6,72	10,06	3,06	30							
P2 (Has.ob)	G23c	H	2 1995-10-08	5	14,9	435	17,2	16,7	8,4	3,44	10	2,52	2	15	367	25	61	250	3,36	18,90	6,22	33							
P3 (Mfl.ob)	B34d	H	3 1995-10-08	5	14,3	433	11,3	10,8	8,2	3,46	17	1,96	11	17	499	26	40	250	3,54	6,74	3,24	48							
P4 (Reg.ob)	D46	H	4 1995-10-08	5	15,2	457	16,1	15,6	8,3	3,74	1	1,71	14	6	147	7	26	210	2,34	8,32	4,24	51							
P5	F32d	H	5 1995-10-08	5	13,1	635	15,8	14,5	8,1	5,40	3	3,72	0	7	251	10	23	180	2,90	4,62	3,14	68							
P6 (Mfl.ob)	D9c	H	6 1995-10-08	5	14,3	496	14,9	14,1	8,4	3,88	5	1,30	5	2	505	20	69	330	3,03	9,70	6,16	64							
P7 (Fische)	H23	F1uB	7 1995-10-08	5	13,0	607	10,6	9,9	8,3	4,48	43	3,22	36	18	3047	49	88	250	1,89	21,32	6,22	29							
P1 (Donau)	H23	F1uB	1 1995-10-16	6	13,0	427	10,1	9,4	8,2	3,18	35	2,22	115	24	2539	43	79	320	2,32	11,00	4,28	39							
P2 (Has.ob)	G23c	H	2 1995-10-16	6	13,7	428	11,4	10,7	8,2	3,36	3	1,22	13	6	195	9	47	190	3,10	2,67	4,80	38							

# Phytoplankton

Michael SCHAGERL

Gemeinsam mit: David ANGELER  
Clemens PICHLER  
Barbara PRITZ  
Patricia RIEDLER  
Wolfgang SIEGL

## 1. Hydrophysikalische Parameter

An sieben ausgewählten Probepunkten (P1 bis P7) wurden zu sechs Terminen im Freiland die Temperatur, Leitfähigkeit, sowie der Sauerstoffgehalt in % relativer Sättigung und in  $\text{mg.l}^{-1}$  erhoben (Standorte laut Protokoll vom 28.7.1995). Die Werte wurden zur weiteren Interpretation an die Gruppe Hydrochemie weitergeleitet. Zusätzlich wurden zur Abschätzung der Retentionszeiten Durchflußmessungen an den Kastendurchlässen vorgenommen (die Berechnungen erfolgten durch die Gruppe Hydrochemie).

## 2. Lichtmessungen

Im Freiland wurden an den fünf Probepunkten P1 bis P5 zu sechs Terminen Lichtmessungen im Vertikalprofil durchgeführt (Flachkopfsensor). Neben Oberlichtwerten wurde auch das Unterlicht erhoben (Tab. 1 bis 6; die Tabellen sind am Ende des Gesamtberichtes angefügt).

Tendenziell konnte bei verstärkter Wasserführung eine relative Zunahme des Unterlichts festgestellt werden. Die bei erhöhter Wasserführung verstärkte anorganische Partikelfracht führt zu vermehrter Reflexion.

Aus den Lichtdaten wurde der vertikale Extinktionskoeffizient berechnet (Mittelwert):

$$\varepsilon = (\ln(I_0) - \ln(I_z)) \times 1/z$$

$\varepsilon$ ...vertikaler Attenuationskoeffizient,  $I_0$ ...Strahlung an der Oberfläche,  $I_z$ ...Strahlung in der Tiefe  $z$ ,  
 $z$ ..Tiefe

Bei höheren Extinktionskoeffizienten findet eine raschere Abschwächung des Lichtes in der Wassersäule statt.

Abbildung 1 zeigt den Vergleich der mittleren Extinktionskoeffizienten aus dem Donaustrom und dem Regelsbrunner Arm. Die bedeutende Abschwächung des Lichtes an den ersten Terminen wurde durch das abklingende Hochwasser bedingt. Mit Abfallen der Wasserführung wurden weniger Schwebstoffe mitgeführt, was wiederum zu einer Verbesserung der Lichtsituation in der Donau führte.

Im Bereich der Regelsbrunner Au konnten am Beginn der Untersuchungsperiode generell niedrigere Extinktionskoeffizienten als im Donaustrom festgestellt werden (Tab. 1 bis 6). Infolge der geringeren Fließgeschwindigkeit sedimentieren bereits in den flußauf gelegenen Bereichen bedeutende Schwebstoffmengen ab (siehe auch Gruppe Hydrochemie). Ab dem 1.10.1995 konnte im Hauptarm eine deutliche Zunahme von  $\varepsilon$  beobachtet werden. Sie resultierte vornehmlich aus der starken Phytoplanktonentwicklung.

Zwischen Schwebstoffen und den mittleren Extinktionskoeffizienten konnte ein sehr hoher Zusammenhang festgestellt werden ( $r = 0,887$ ,  $n = 29$ ). Da höhere Wasserständen auch größere anorganische Schwebstoffmengen mit sich bringen, beeinflußt der Wasserstand der Donau maßgeblich das Lichtklima. Bei Hochwasserereignissen erfolgt neben einer „Ausspülung“ des Phytoplanktons zusätzlich eine Verschlechterung der Lichtsituation. Dies bedingt eine sehr geringe Produktivität im Wasserkörper.

An den Punkten P2 bis P5 wurden die jeweiligen Sichttiefen ermittelt (Abb. 2). Die geringen Sichttiefen am 10.9. und 17.9.1995 sind auf die hohe anorganische Trübe zurückzuführen (abklingendes Hoch-, Mittelwasser).

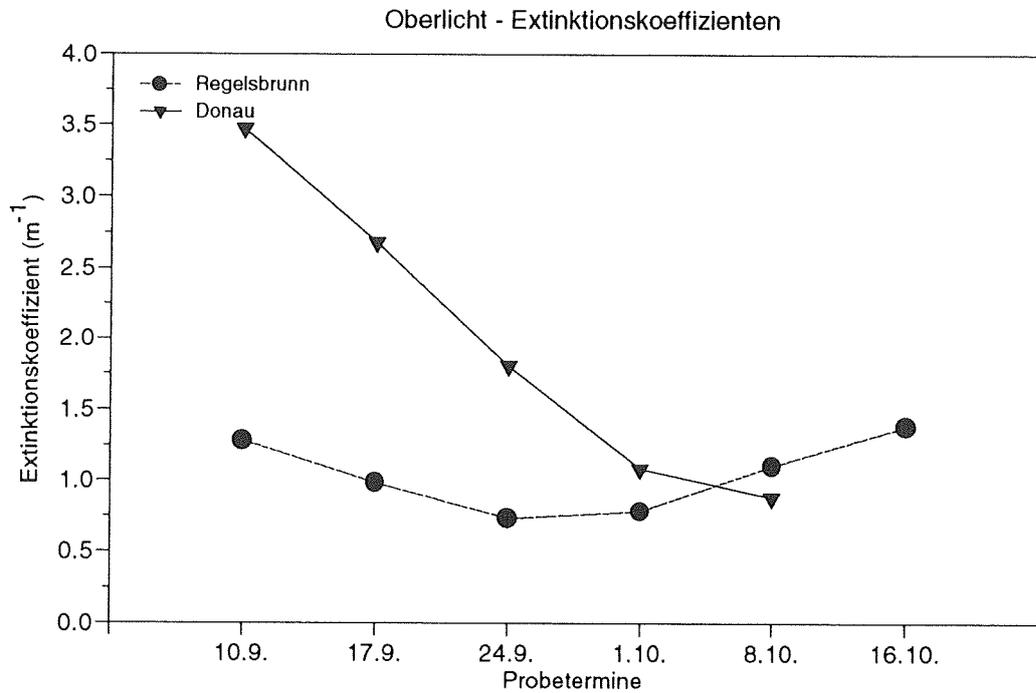


Abb. 1.: Mittlere Extinktionskoeffizienten im Vergleich. In der Donau kommt es infolge des geringeren Schwebstofftransportes mit niedrigerer Wasserführung zu einer deutlichen Verbesserung des Lichtklimas. Der Anstieg der Extinktionskoeffizienten im Hauptarm kann auf die Phytoplanktonentwicklung zurückgeführt werden.

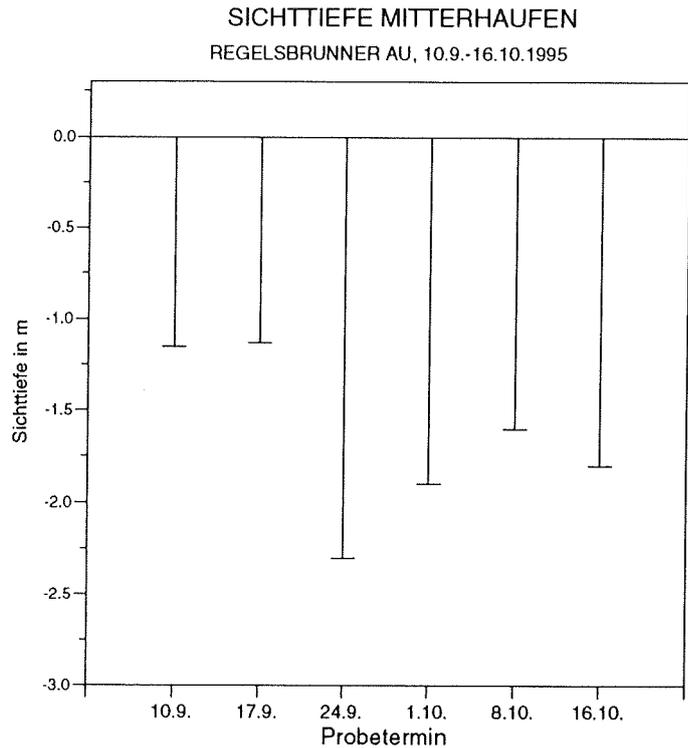


Abb. 2: Sichttiefe des Regelsbrunner Armes Höhe Mitterhaufen vom 10.9.- 17.10.1995

### 3. Primärproduktion

An den fünf Hauptprobepunkten P1 bis P5 wurden an sechs Terminen integrierte Wasserproben entnommen und ins Labor gebracht. Nach Abfüllen in genormte Glasflaschen wurde unter definierten Licht- und Temperaturbedingungen die Primärproduktion ermittelt (WINKLER-Methode, elektrochemische Titration). Die Temperatur in der Klimakammer wurde mit 13°C den Freilandtemperaturen angepaßt. Neben der graphischen Darstellung von P-I-Kurven wurden die ermittelten Produktionsraten in ein nichtlineares Regressionsmodell von JASBY & PLATT (1976) eingesetzt:

$$P = P_{\max} \cdot \tanh(I \cdot \alpha / P_{\max})$$

P...aktuelle Bruttoproduktion,  $P_{\max}$ ...Maximale Produktionsrate, I...aktuelle Einstrahlung,  
 $\alpha$ ...Anfangsanstieg

Aus diesem Modell wurde der Anfangsanstieg  $\alpha$ , der ein aussagekräftiger Parameter für die Lichtausbeute unter niedrigen Lichtintensitäten ist, sowie die maximale Produktionsrate berechnet (Tab. 7 bis 11). Auftretende Lichthemmungen im Labor wurden in der Modellberechnung nicht berücksichtigt. Lichthemmungen im Starklichtbereich stellen Artefakte dar, die durch lange Expositionszeiten entstehen (HENLEY 1993).

Die Division von  $P_{\max} / \alpha$  ergibt  $I_k$ . Die Lichtintensität  $I_k$  kennzeichnet den Übergangsbereich von der Lichtlimitation zur Lichtsättigung.  $I_k$  gibt Auskunft über den Adaptationszustand des Phytoplanktons.

Die Produktionsraten wurden in Kohlenstoff umgerechnet. Die spezifischen Produktionsraten wurden auf Chlorophyll-a bezogen. Nachfolgend werden die Laborergebnisse interpretiert. Für den Endbericht wird aus den Laborergebnissen auch auf das Freiland rückgerechnet und die Primärproduktion der einzelnen Probepunkte dargestellt (Miteinbeziehung der Pegeldata, mittleren Tiefen und Lichtdaten - Globalstrahlung).

Im Untersuchungsverlauf konnte eine starke Zunahme der Bruttoproduktionsraten festgestellt werden (Abb. 3 bis 5, Tab. 7 bis 11). Grund dafür ist die Etablierung des Phytoplanktons nach der spätsommerlichen Hochwasserperiode. So konnte in der Donau am 16.10. eine maximale Produktionsrate von  $164 \mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$  festgestellt werden. Die Raten im Zeitraum vom 10.9. bis 24.9. lagen um  $20 \mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ . Die maximalen Bruttoproduktionsraten im Regelsbrunner Hauptarm zeigten ein ähnliches Muster. Unmittelbar nach dem Hochwasserereignis wurden nur geringe maximale Bruttoproduktionsraten verzeichnet. Im Oktober kam es zu einer starken Zunahme der Raten. Im Gegensatz zur Donau wurden die höchsten Raten nicht am 16.10., sondern bereits am 8.10. ermittelt (Abb. 3). Der Grund dafür ist in der Phytoplanktonmenge zu suchen. Während in der Donau am 16.10. die höchsten Chlorophyll-a-Werte analysiert wurden, fanden sich im Hauptarm am 8.10.1995 die größten Chlorophyll-a-Mengen (Abb. 6). Die höchste maximale Bruttphotosyntheserate im Untersuchungszeitraum konnte am 8.10.1995 im Hauptarm bei Haslau gemessen werden ( $241 \mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ ).

Im abgedämmten Seitenarm konnten an den ersten beiden Terminen 10.9. und 17.9. mit der verwendeten Methode keine zuverlässigen Ergebnisse erzielt werden. Das Phytoplankton war an diesen Terminen in zu geringen Konzentrationen vorhanden.

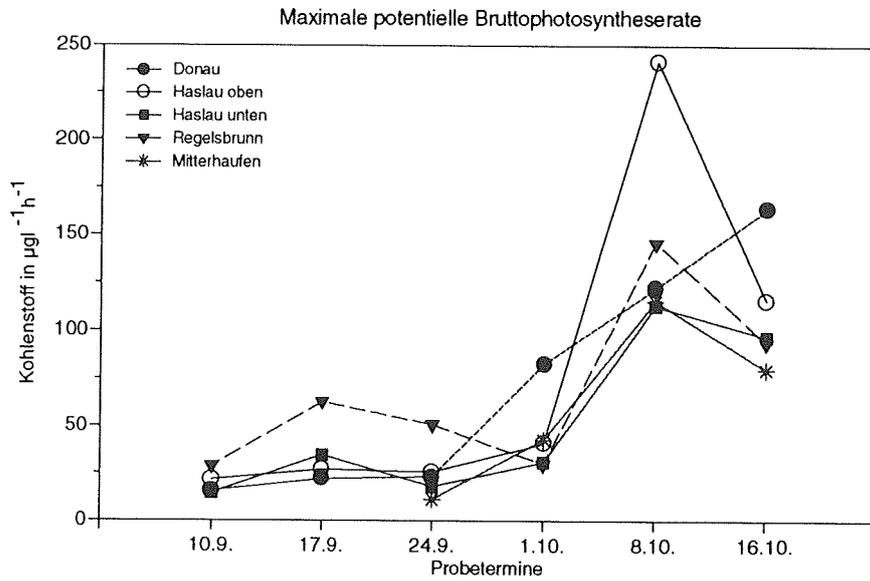


Abb. 3: Maximale potentielle Bruttphotosynthese der untersuchten Standorte

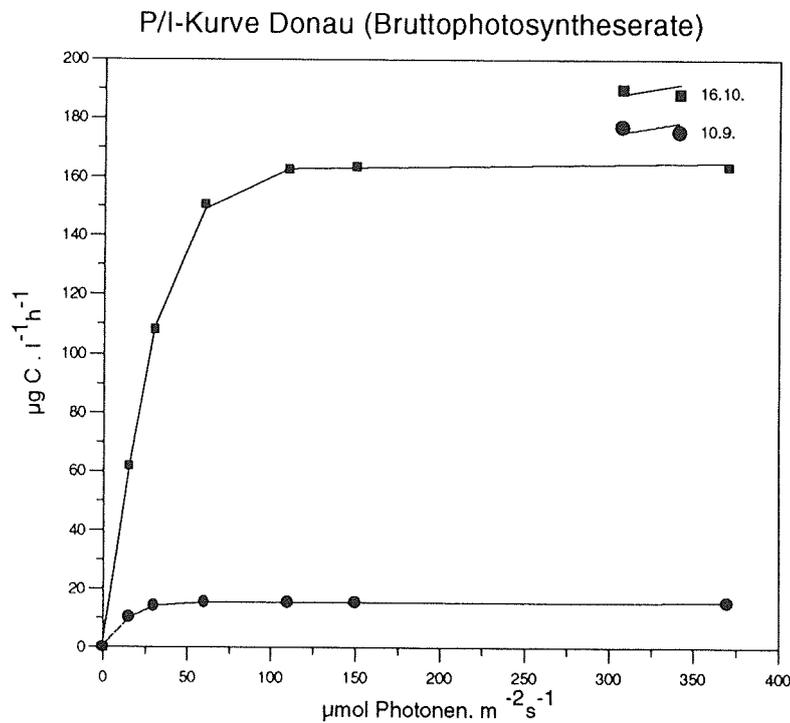


Abb. 4: potentielle Bruttproduktion von Donauplankton am 10.9. und 16.10.

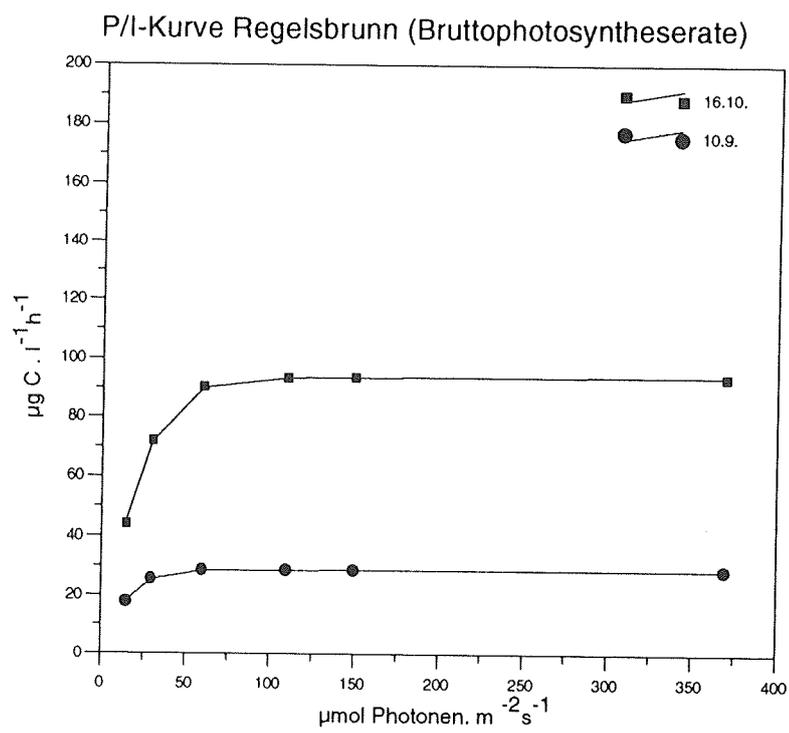


Abb. 5: potentielle Bruttoproduktion von Hauptarmplankton (Höhe Regelsbrunn) am 10.9. und 16.10.

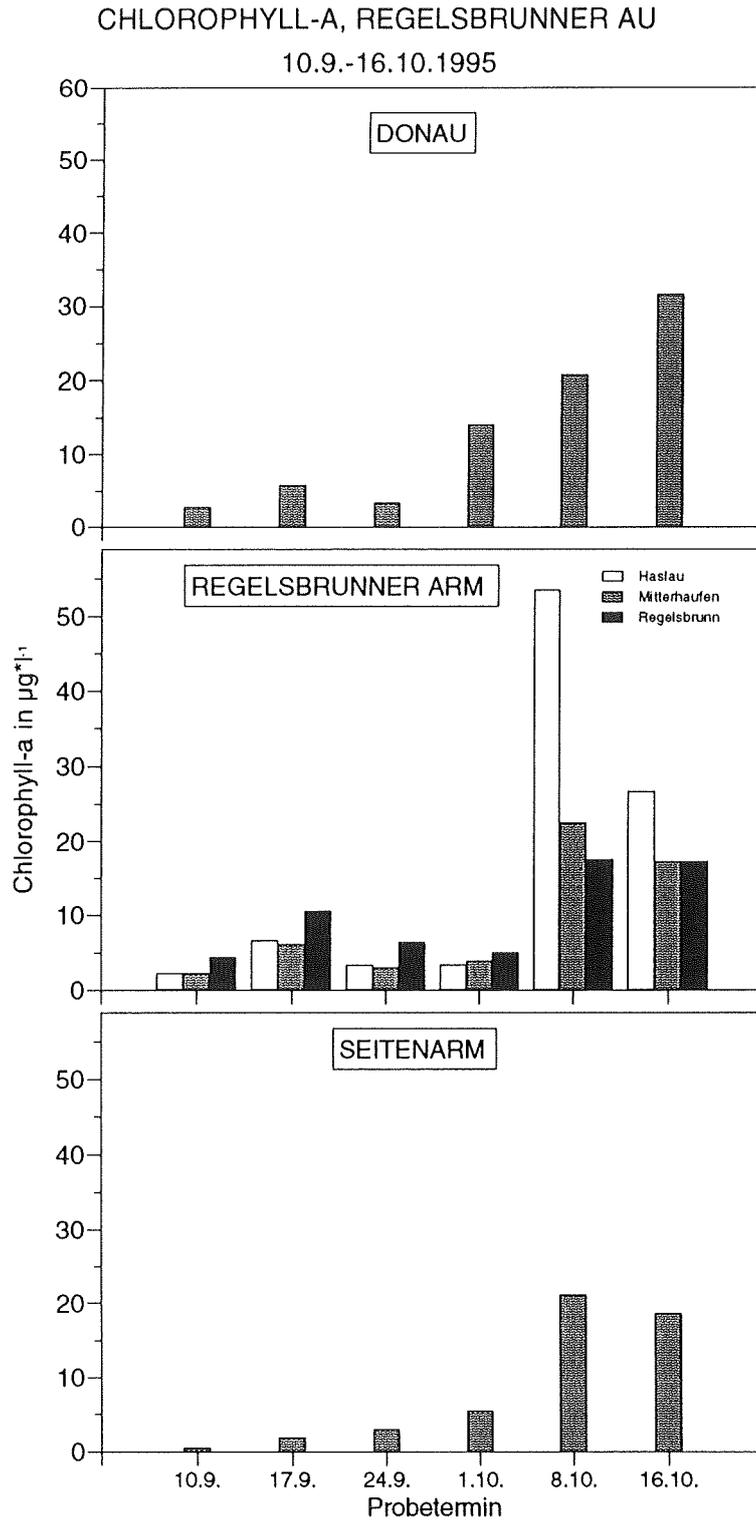


Abb. 6: erhobene Chlorophyll-a-Daten im Untersuchungsgebiet

Zur Abschätzung der Photosyntheseleistung der jeweiligen Phytoplanktongemeinschaft muß eine Bezugsgröße gewählt werden (spezifische Produktion). Die erhobenen Daten wurden auf Chlorophyll-a bezogen. Abbildung 7 zeigt die spezifischen maximalen Bruttophoto-syntheseraten der Untersuchungspunkte im Vergleich. Pro Chlorophyll-a-Einheit wurden im gesamten Untersuchungszeitraum ähnliche Maximalwerte verzeichnet (vergleiche dazu Abbildung 3!). An den ersten beiden Terminen wies dabei das Donauplankton die geringsten Raten auf. Die Werte stimmen sehr gut mit einschlägigen Publikationen überein (LAMPERT & SOMMER 1993, REYNOLDS 1984).

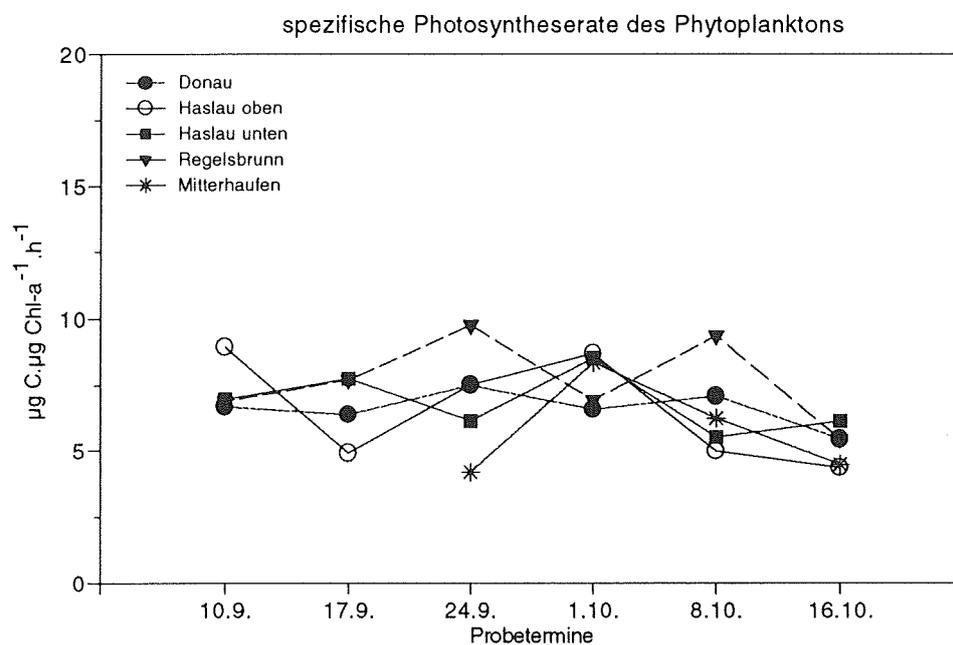


Abb. 7: Spezifische maximale potentielle Bruttophotosynthese der untersuchten Standorte

Die berechneten  $I_k$ -Werte zeigen deutlich an, daß das Phytoplankton schwachlichtadaptiert ist. Die Werte liegen im Bereich von 20 bis 40  $\mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$  (Abb. 8, Tab. 7 bis 11). Das Donauplankton ist bis auf den letzten Untersuchungstermin (16.10.) im untersten Bereich der erhobenen Werte angesiedelt. Der hohe Schwebstofftransport und die damit verbundene schlechte Lichtsituation bedingen eine deutliche Schwachlichtadaptation. Die höchsten  $I_k$ -Werte wurden an fünf Terminen im Hauptarm bei Haslau verzeichnet.

Der berechnete Anfangsanstieg  $\alpha$  - ein Maß für die Lichtnutzung bei geringer Lichtversorgung - zeigt hohe Werte. Das schwachlichtadaptierte Phytoplankton vermochte in der gesamten herbstlichen Untersuchungsperiode geringe Lichtintensitäten äußerst effektiv zu nutzen (Abb. 9).

Aus den Abbildungen 10 und 11 geht hervor, daß die spezifische Bruttoproduktion am 16.10. etwas größer als am 10.9. ist. Die Phytoplankter leisten pro Chlorophyll-a zu Beginn der Untersuchungsperiode mehr. Neben den Anfangsanstiegen deuten auch die  $I_k$ -Werte eine effizientere Lichtnutzung an. Da aber kurz nach dem Hochwasserereignis nur geringe Phytoplanktonmengen anzutreffen waren, wurde trotz der größeren spezifischen Bruttophotosyntheseraten deutlich weniger als gegen Ende des Untersuchungszeitraumes produziert.

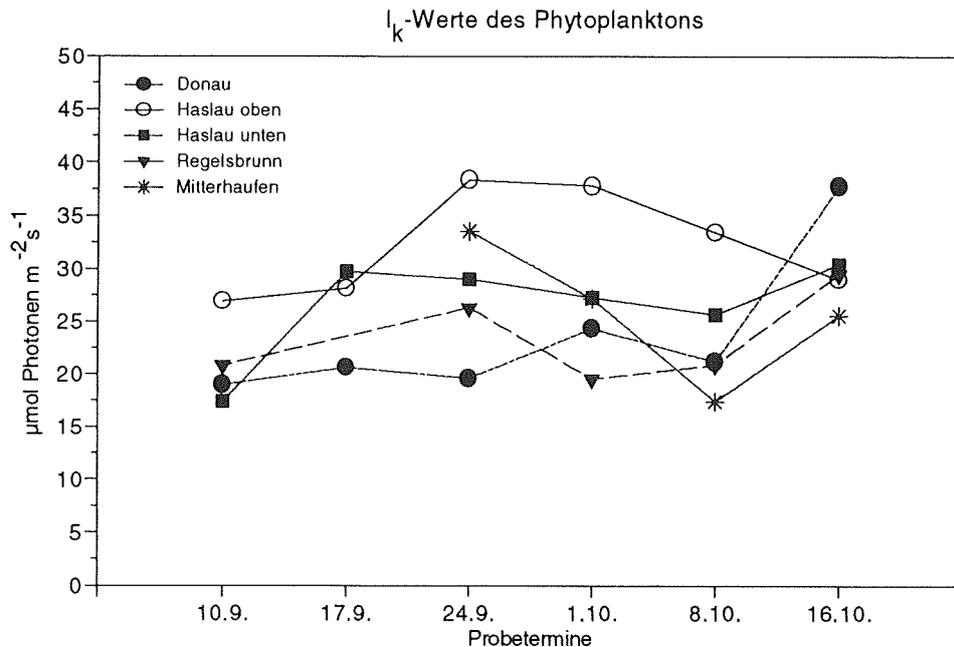


Abb. 8: Die  $I_k$ -Werte des Phytoplanktons während der herbstlichen Untersuchungsperiode zeigen deutlich eine Schwachlichtadaptation an.

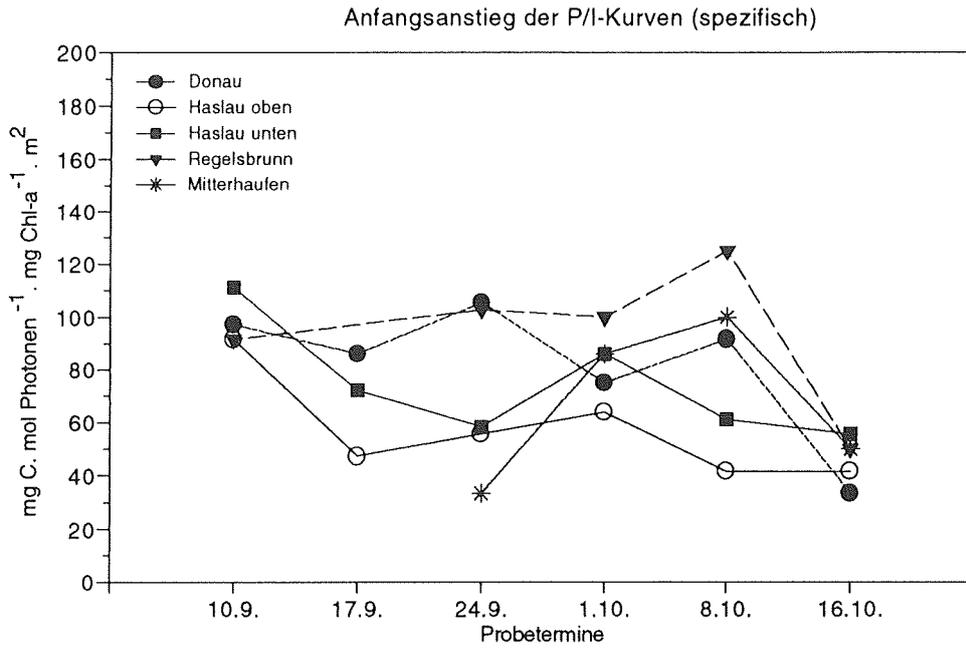


Abb. 9: Berechnete Anfangsanstiege der P-I-Kurven.

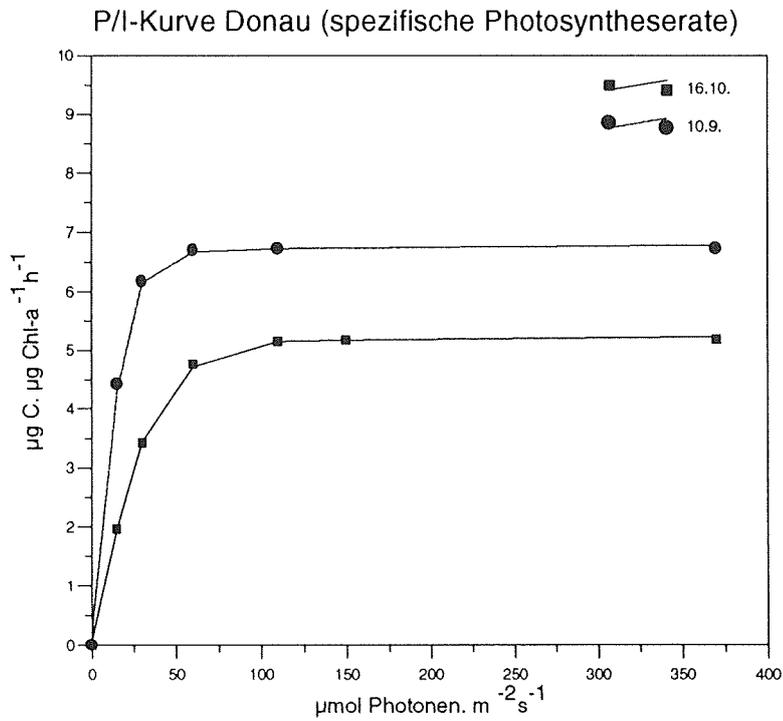


Abb. 10: spezifische Bruttoproduktion von Donauplankton am 10.9. und 16.10.

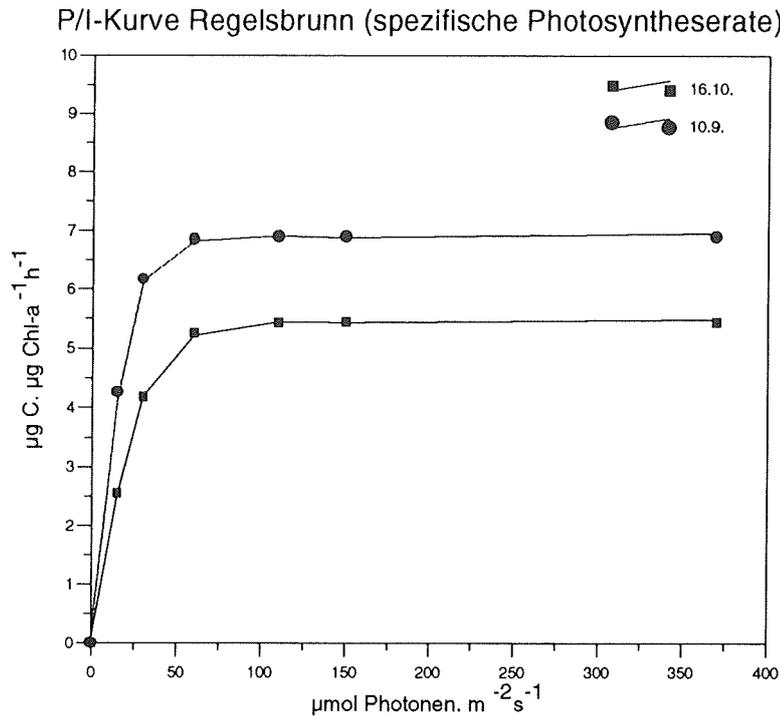


Abb. 11: spezifische Bruttoproduktion von Hauptarmplankton (Höhe Regelsbrunn) am 10.9. und 16.10.

#### 4. Phytoplankton qualitativ & quantitativ

Qualitative Analyse: An den sieben Probepunkten P1 bis P7 wurden zu sechs Terminen Planktonnetzzüge (Maschenweite 30µm) entnommen. Im Labor erfolgte die mikroskopische Analyse des Frischmaterials. Neben der systematischen Auswertung wurden die relativen Abundanzen der einzelnen Arten ermittelt. Zusätzlich wurde im Labor Probenwasser membranfiltriert und anschließend ausgewertet, um auch Organismen unter 30µm berücksichtigen zu können.

Quantitative Analyse: An den fünf Probepunkten P1 bis P5 wurden integrierte Proben entnommen und mit Lugol'scher Lösung fixiert. Im Labor erfolgt die Ermittlung der Algenbiomasse nach der UTERMÖHL-Methode.

Ziel der quantitativen Analyse ist die Bestimmung der Algenbiomasse zu den vorgegebenen Terminen. Das Frischgewicht stellt eine essentielle Größe bei der Beschreibung des status quo dar, dessen Kenntnis es u.a. ermöglicht, Informationen über die Mengenanteile der einzelnen Arten zu erhalten. Weiters können Lebensformteilungen, Größenklasseneinteilungen, usw. durchgeführt werden, um weitere Erkenntnisse dieser Biozönose zu gewinnen.

**P1 (Donau, Tab. 12, 19 bis 21):** Im Untersuchungszeitraum konnten im Donaustrom insgesamt 109 Taxa festgestellt werden. Mit 62 Taxa fanden sich bei den Bacillariophyceae die meisten Vertreter. Neben der pennaten, koloniebildenden Kieselalge *Asterionella formosa* waren vor allem kleine zentrische Formen wie *Cyclotella meneghiniana* oder *Stephanodiscus hantzschii* var. *tenuis* während der gesamten Untersuchungsperiode in großen relativen Häufigkeiten vertreten. Die kettenbildende zentrale Kieselalge *Aulacoseira granulata* wurde mit zunehmender Niedrigwassersituation ab dem 1.10. häufiger angetroffen, *Cyclostephanos dubius* traten ab dem 8.10. in großer Anzahl auf. Mit absinkenden Wasserstand konnten ab dem 1.10. in zunehmenden Maße pennate Kieselalgen aus den Gattungen *Fragilaria*, *Navicula* und *Nitzschia* verzeichnet werden.

Im Donauplankton wurden 37 Grünalgentaxa angetroffen. Bis auf *Gonium pectorale* (8.10.) und *Pandorina morum* (ab dem 1.10.) stammten die Taxa aus der kokkalen Organisationsstufe. Obwohl die Chlorophyceae s.l. nach den Kieselalgen die zweithöchste Taxaanzahl aufwiesen, traten sie in den relativen Häufigkeiten dennoch stark zurück.

Monadale Lebensformen konnten nur vereinzelt nachgewiesen werden. Das Donauplankton wurde während der gesamten Untersuchungsperiode von Bacillariophyceen, die der kokkalen Lebensform angehören, geprägt.

In der Donau wurde der Maximalwert von 2.948 mg.l<sup>-1</sup> am 8.10. erreicht (Tab. 21). Die geringe Biomasse im September (unter 0.5 mg.l<sup>-1</sup>) ist auf das vorangegangene Hochwasser und auf die schlechten Lichtbedingungen zurückzuführen. Die für Algen günstige Niedrigwassersituation im Oktober konnte wegen der suboptimalen Licht-

und Temperaturverhältnisse jedoch nicht mehr voll genützt werden. Die Zählraten zeigen, daß die kokkale Lebensform die bei weitem bedeutendste ist (Abb. 12).

**P2 (Haslau, Tab. 13, 22 bis 24):** Im Regelsbrunner Hauptarm (oberer Abschnitt) konnten 108 Algentaxa bestimmt werden. 68 Taxa entfielen auf die Bacillariophyceae, die wie im Donauplankton die artenreichste Gruppe darstellten. Unmittelbar nach dem Hochwasserereignis wurde eine äußerst geringe Artenanzahl vorgefunden (10.9.: 25 Taxa). Am 17.9. wurden bereits bedeutend mehr Arten angetroffen, die Algengemeinschaft erholte sich sehr rasch von dem Hochwasserereignis. Im Unterschied zur Donau bestimmten mit zunehmender Niedrigwassersituation neben Kieselalgen monadale Lebensformen das mikroskopische Bild. Ab dem 1.10. traten zart gebaute Flagellaten aus der Klasse der Chrysophyceae (*Dinobryon divergens*, *Synura cf. petersenii*) und die Grünalge *Pandorina morum* in hohen relativen Abundanzen auf.

Die im Vergleich zum Donaustrom geringere Strömungsgeschwindigkeit erlaubte mit sinkenden Wasserstand eine zunehmende Etablierung monadaler, zart gebauter Formen. Bedeutende Unterschiede im Auftreten von Arten konnten nicht festgestellt werden, es kam jedoch zu einer Verschiebung der relativen Häufigkeiten.

In der Regelsbrunner Au fand ein kontinuierliches Ansteigen der Biomasse statt. Am 8.10. wurde bei Punkt P2 (Haslau) das Biomassemaximum verzeichnet ( $6.63 \text{ mg.l}^{-1}$ ), davon fielen  $3.8 \text{ mg.l}^{-1}$  auf Bacillariophyceae (Tab. 24). Im Vergleich zum Donaustrom gewannen die Flagellaten quantitativ stark an Bedeutung (Abb. 13). Am 24.9. stellen Flagellaten rund 60% der Algenbiomasse (Tab. 23).

**P3 (Hauptarm Mitterhaufen, Tab. 14, 25 bis 27):** Im Vergleich zu Probepunkt P2 verloren die zentralen Bacillariophyceen an Bedeutung. *Stephanodiscus hantzschii* var. *tenuis* ist die einzige zentrale Form, die in großen relativen Abundanzen auftrat. Einige Taxa der pennaten Diatomeen konnten in größeren relativen Häufigkeiten angetroffen werden (*Asterionella formosa*, *Navicula capitatoradiata*, *N. menisculus*, *N. trivialis*, *Nitzschia linearis* und *N. sublinearis*).

Das massive Auftreten monadaler koloniebildender Algen ab dem 1.10. wurde auch an diesem Standort beobachtet.

Die Algenbiomasse an den Septemberterminen war mit der bei Punkt P2 erhobenen vergleichbar. Am 8.10. wurden jedoch mit  $2.063 \text{ mg.l}^{-1}$  deutlich geringere Werte verzeichnet, die aus niedrigeren Kieselalgenmengen resultierten (Abb. 14).

**P4 (Regelsbrunn, Tab. 15):** Dieser Probepunkt liegt im untersten Bereich des Hauptarmes unmittelbar vor Einmündung in den Donaustrom. Bei höheren Wasserständen kommt es zu einem Rückstau der Donau in das Altarmsystem. Die mikroskopischen Analysen vom 10.9. waren von jenen des Donauplanktons nicht zu unterscheiden. Im Vergleich zu den flußauf gelegenen Probepunkten P2 und P3 waren zentrale Diatomeen wiederum etwas stärker vertreten.

An diesem Standort konnten bereits ab dem 17.9. Chrysophyceen-Flagellaten (*Synura cf. petersenii*) verzeichnet werden. Am 24.9. kam es hier zu einem massiven Auftreten dieser Art. Gute Nährstoffversorgung und Lichtverhältnisse sowie geringe Strömungsgeschwindigkeiten dürften für dieses plötzliche Auftreten ausschlaggebend gewesen sein. Auch *Pandorina morum* trat am 24.9. in hohen relativen Abundanzen auf.

**P5 (Seitenarm - Höhe Mitterhaufen, Tab. 16):** Dieser Probepunkt stellt einen isolierten Seitenarm dar. Mit 71 von insgesamt 87 Taxa waren die Bacillariophyceen am artenreichsten vertreten. Die typischen zentralen Donauarten traten gegenüber pennaten Formen in den Hintergrund. Auffallend sind die geringe Artenzahl an den ersten beiden Terminen und die allgemein niedrigen Abundanzen im September. Erst ab dem 1.10. konnten vor allem bei pennaten Bacillariophyceen höhere relative Häufigkeiten festgestellt werden. Bei den pennaten Formen traten neben planktischen Arten auch benthische auf: *Achnanthes minutissima* und *Gonphonema spp.* konnten in größeren Mengen beobachtet werden.

Gegenüber dem dynamischen Hauptarm traten Flagellaten in nur geringem Umfang auf. Auch bei den Grünalgen wurde mit 7 Taxa eine deutlich geringere Artenanzahl verzeichnet.

Im abgedämmten Seitenarm konnte am 10.9. nur äußerst geringe Algenmengen festgestellt werden (die Zählergebnisse sind dadurch nicht repräsentativ). Die sehr geringen Algenbiomassen spiegelten sich auch in den niedrigen Chlorophyll-a-Werten und den Primärproduktionsraten wider. Im weiteren Untersuchungsverlauf kam es zu einer Erhöhung der Biomasse auf 0.219 mg.l<sup>-1</sup> (24.9.) und 1.343 mg.l<sup>-1</sup> (8.10.). Das Frischgewicht wurde zu rund 75% von kokkalen Vertretern gebildet (Bacillariophyceen, Abb. 16).

**P6 (Maria Ellend, Tab. 17):** Der Probepunkt liegt im Hauptarm flüßauf der Donaueinströmbereiche. In diesem Abschnitt konnten insgesamt 107 Algentaxa bestimmt werden. Im Vergleich mit den bisher beschriebenen, flüßab gelegenen Hauptarmpunkten konnten deutliche Unterschiede in der Abundanz festgestellt werden. Bereits am 10.9. traten Chrysoflagellaten in größeren Häufigkeiten auf. Am 17.9. bestimmten Chrysoflagellaten wie *Dinobryon divergens*, *Mallomonas sp.*, *Synura cf. petersenii* und *Uroglena sp.* das mikroskopische Bild. Die sehr zart gebaute Kolonie *Uroglena sp.* trat nur an diesem Standort auf.

Nicht nur Chrysoflagellaten, sondern auch Cryptophyceae und koloniebildende Grünalgen konnten hier in großen relativen Abundanzen beobachtet werden. Ab dem 17.9. traten die Volvocalen *Eudorina elegans*, *Gonium pectorale* und *Pandorina morum* sehr häufig auf.

Nur an diesem Standort konnten ab dem 17.9. Panzerflagellaten (Dinophyceae) in größeren Mengen festgestellt werden. Panzerflagellaten sind typische K-Strategen und stellen das Ende einer Nahrungskette dar (SOMMER 1994).

Wie bei den anderen Probepunkten konnten innerhalb der Kieselalgen die meisten Taxa bestimmt werden. Neben den pennaten Planktonformen *Asterionella formosa* und *Fragilaria ulna* traten gehäuft kleine zentrische Formen wie *Cyclotella meneghiniana* und *Stephanodiscus hantzschii var. tenuis* auf. Außerdem wurde *Aulacoseira granulata*, die kettenförmige Aggregate bildet, in großer Anzahl angetroffen.

Die Algengemeinschaft bei Punkt P6 deutete auf geringe Strömung und geringen Wasseraustausch mit der Donau hin. Die damit verbundene längere Retentionszeit ermöglicht auch etwas langsamer wachsenden K-Strategen, sich zu etablieren. Bereits unmittelbar nach dem herbstlichen Hochwasserereignis wurde am 10.9. eine ausgebildete Algengemeinschaft vorgefunden. Die hohen Chlorophyll-a-Werte um  $40 \mu\text{g.l}^{-1}$  zeigen, daß es hier zu keinen nennenswerten Verlusten durch „Ausspüleffekte“ kam.

**P7 (Fischa, Tab. 18):** Die monadoide Lebensform tritt stark in den Hintergrund. Zum überwiegenden Teil wurden kokkale Formen vorgefunden. Der Schwerpunkt der Artenzusammensetzung und auch der Abundanz konnte bei den Bacillariophyceen festgestellt werden. Infolge starker Turbulenzen wurde ein gehäuftes Auftreten von Benthosalgen verzeichnet (z.B.: *Cocconeis placentula* und verschiedene Arten aus der Gattung *Navicula*).

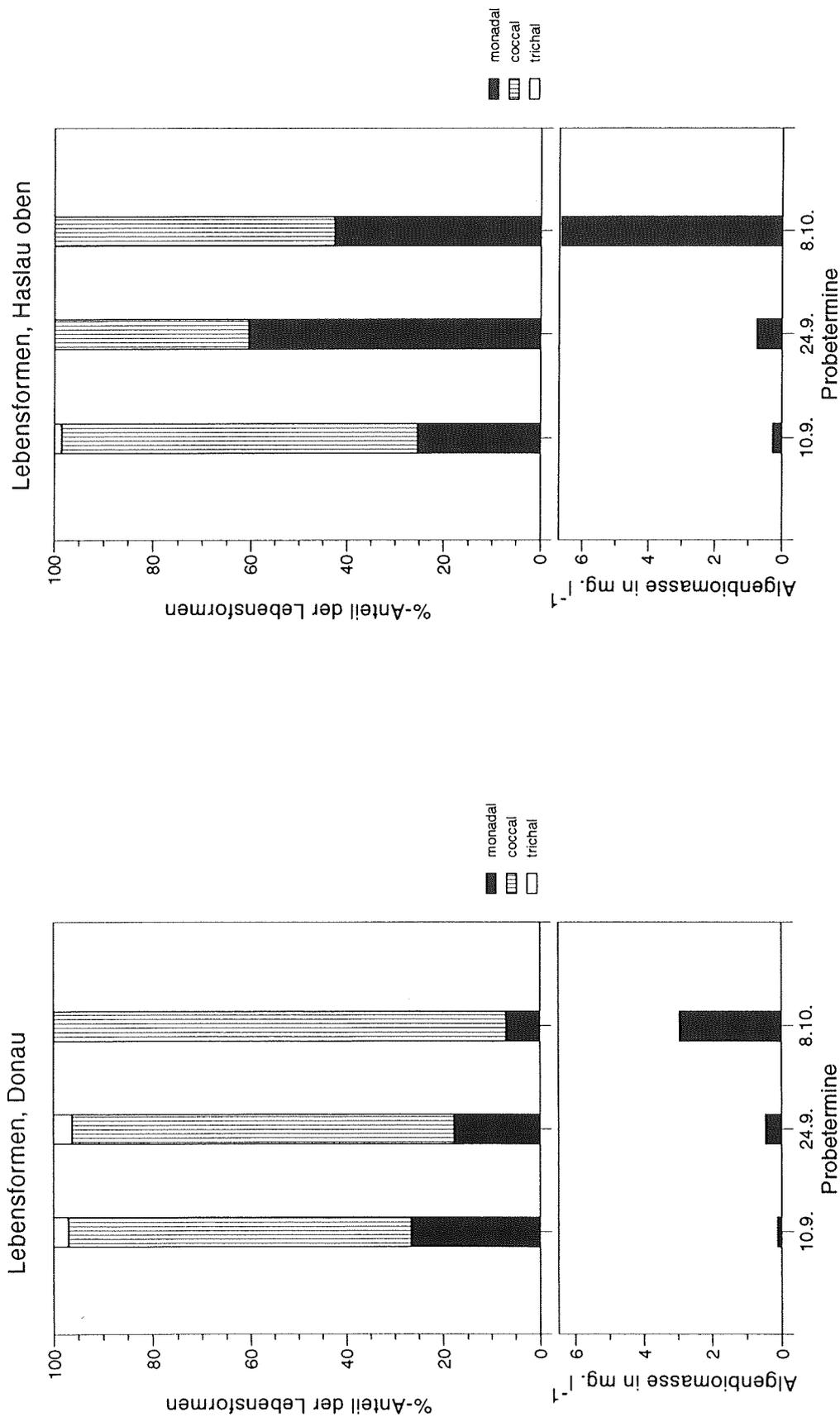


Abb. 12: Lebensformtypen bei P1 (Donau) - Überwiegen der kokkalen Form

Abb. 13: Lebensformtypen bei P2 (Haslau) - in der Au gewinnt die monadale Lebensweise zunehmend an Bedeutung

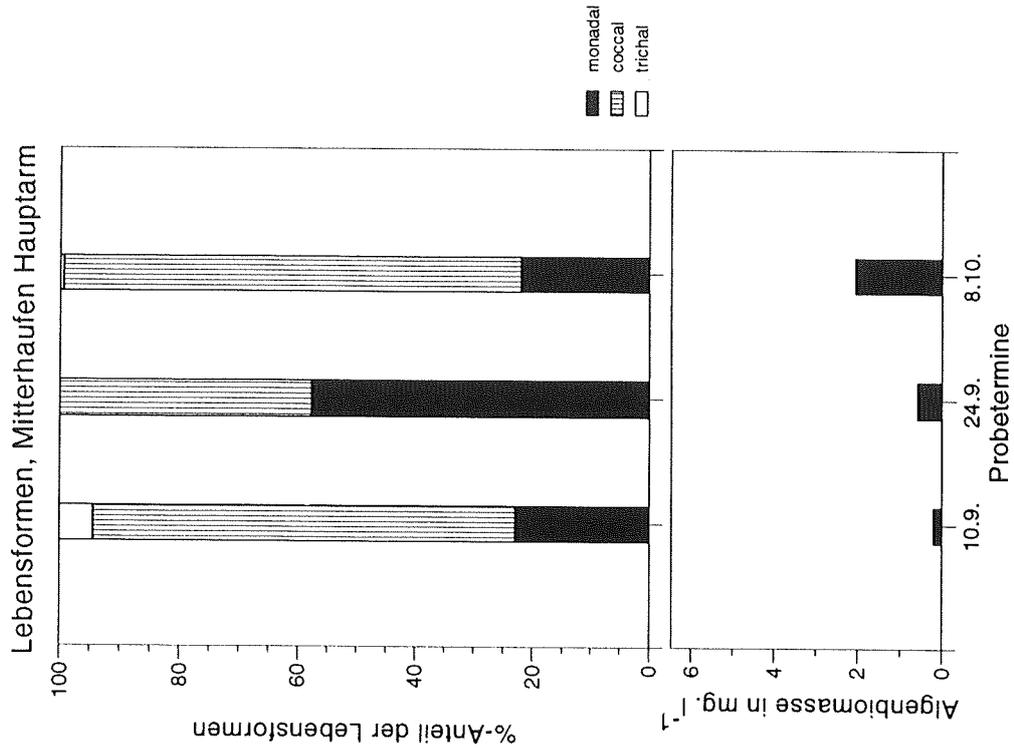


Abb. 14: Lebensformtypen bei P3 (Mitterhaufen - Hauptarm)

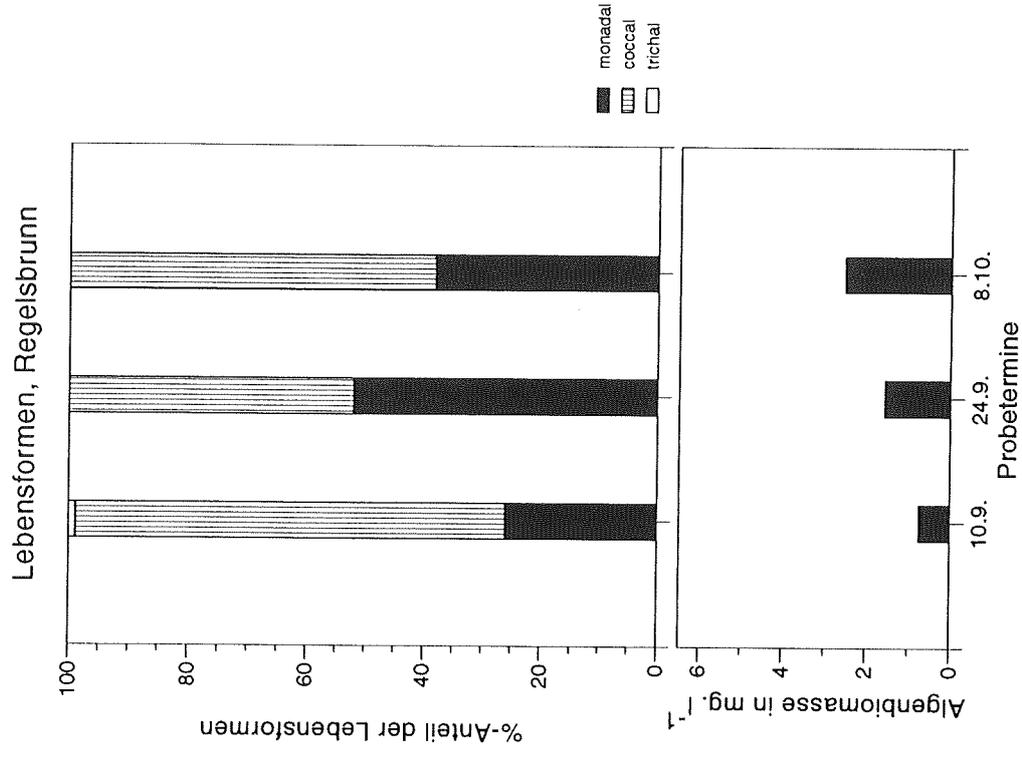


Abb. 15: Lebensformtypen bei P4 (Regelsbrunn)

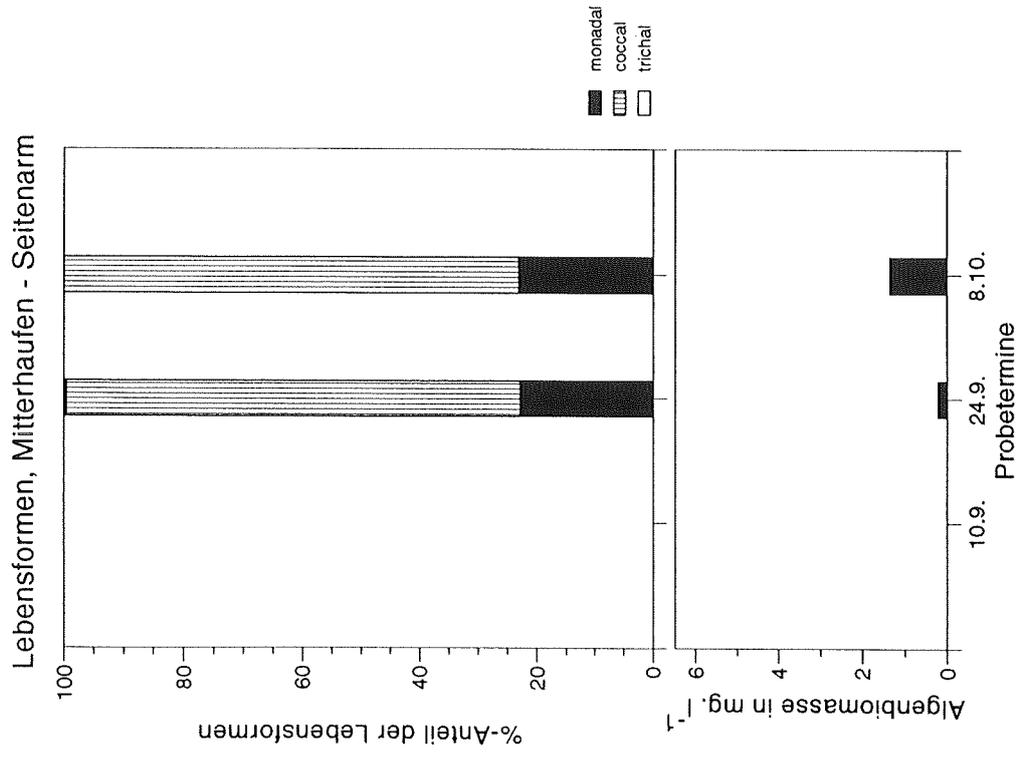


Abb. 16: Lebensformtypen bei P5 (Mitterhaufen - Seitenarm). Im stark isolierten gewässertyp dominiert die kokkale Lebensweise

## 5. Pigmentanalysen mittels HPLC

In der Limnologie wird Chlorophyll-a häufig als einfach zu ermittelnder Ersatzparameter der Algenbiomasse herangezogen (LAMPERT & SOMMER 1993, SCHWOERBEL 1993). Chlorophyll-a kommt in allen Organismen vor, die oxygene Photosynthese betreiben (mit eingeschlossen sind damit auch Cyanobakterien). In einer Literaturübersicht zeigte DONABAUM (1992), daß sich Werte aus Phytoplanktonuntersuchungen zum überwiegenden Teil zwischen 0,3% - 2,0% bewegen. Die Schwankungen lassen sich zum Teil aus methodischen Problemen bei der Algenbiomassebestimmungen erklären. Weiters ist der Chlorophyll-a-Gehalt als Indikator für den physiologischen Zustand der Algengesellschaft aufzufassen, der je nach Alter, Nährstoff- und Lichtverhältnissen variiert.

Für ungefähre Angaben über die Klassenanteile am Gesamtchlorophyll über die Berechnung von klassenspezifischen Tracern erscheint die HPLC-Analyse äußerst sinnvoll (BIANCHI et al 1993, DOWNES et al 1993, GIESKES & KRAAY 1983, 1986, LATASA et al 1992, LEHMAN 1981, MILLIE et al 1993a, b, ROY 1989, SCHAGERL & DONABAUM 1995, SOMA et al 1993, WILHELM et al 1991). Mit vergleichsweise geringem Arbeitsaufwand werden bedeutende Informationen über die Klassenzusammensetzung der Phytoplanktonassoziation oder des Algenaufwuchses gewonnen. Mit wesentlich größerem Zeitaufwand liefert die UTERMÖHL-Zählung (1958) zusätzliche Angaben zum Artenmuster. Die HPLC-Pigmentanalyse stellt somit einen Kompromiß zwischen der spektralphotometrischen Chlorophyll-Analyse und der UTERMÖHL-Zählmethode dar. Die daraus resultierenden Ergebnisse müssen aber mit dem Hintergrund betrachtet werden, daß die Klassenanteile aus physiologischen Parametern hergeleitet wurden und nicht aus tatsächlichen Biomassebestimmungen resultieren.

Zusätzlich zur mikroskopischen Ermittlung der Algenbiomasse, die auf subjektiven Eindrücken beruht und dadurch teilweise zu Über- b.z.w. Unterschätzungen führt, kann mit der Pigmentanalyse in kurzer Zeit wertvolle Zusatzinformation gewonnen werden.

Beide Methoden spiegeln somit auf unterschiedliche Weise gewonnene Ergebnisse wider. Korreliert die Basis der Pigmentanalyse - nämlich Chlorophyll-a - nicht besonders hoch mit der Algenbiomasse, so werden als Folge auch die Klassenanteile nicht zwingend übereinstimmen.

Idealerweise wird mittels HPLC-Pigmentanalysen ein enges Probenraster gelegt. Die daraus gewonnenen Daten werden mit qualitativen mikroskopischen Analysen in Zusammenhang gebracht. Je nach Datenlage werden nun wichtige Proben ausgewählt und deren Frischgewicht mittels UTERMÖHL-Methode bestimmt. Die Basisinformation liefert die schnell durchzuführende und objektive HPLC-Methode, bei Änderungen der Algengemeinschaft wird dann die zeitaufwendigere UTERMÖHL-Methode eingesetzt. Aus ihr werden weitere wichtige Erkenntnisse zur Zusammensetzung innerhalb des Klassenniveaus, zur Größenverteilung der Algen und der Lebensformtypen gewonnen.

Subsamples der quantitativen Proben wurden gefiltert (GF/C-Filter, Fa. Whatman) und bei -30°C gelagert. Die Probenahme und die Filtration wurde von der Gruppe Hydrochemie durchgeführt.

Für die Herstellung des Pigmentextraktes wurden die Filter in 90% Aceton zerrieben und 12 Stunden bei +2°C extrahiert. Am darauffolgenden Tag wurde der Extrakt zentrifugiert, der Überstand abdekantiert und spektralphotometrisch vermessen (Berechnung nach JEFFREY & HUMPHREY 1975, LORENZEN 1968). Ein Teil des Pigmentextraktes wurde mittels HPLC aufgetrennt und quantifiziert (HPLC-System: Fa. Merck-Hitachi; ternärer Lösungsmittelgradient mit A.dest., Methanol und Acetonitril; Vorderivatisierung mit Ammoniumacetat; Säule: Merck-Superspher RP-18 250/4, Vorsäule: Merck-Lichrospher RP-8 endcapped). Die Peakdetektion erfolgte bei 440nm (MANTOURA & LLEWELLIN 1993, SCHAGERL 1993, SCHAGERL & DONABAUM 1995, WRIGHT & SHEARER 1984, WRIGHT et al 1991).

Die Ermittlung der prozentuellen Anteile der einzelnen Algenklassen erfolgte durch Berechnung des jeweiligen Chlorophyll-a-Teiles am Gesamtchlorophyll. Dafür wurden klassenspezifische Pigmentratios, die in Laborversuchen ermittelt wurden oder aus

Freilandergebnissen stammten, herangezogen (Bacillariophyceae + Chrysophyceae: Fucoxanthin; Cyanobacteria: Echinenone; Chlorophyta + Euglenophyta: Chl-b; Dinophyta: Peridinin; Cryptophyceae: Alloxanthin). Abbildung 17 zeigt ein typisches Chromatogramm vom Standort Maria Ellend (P6).

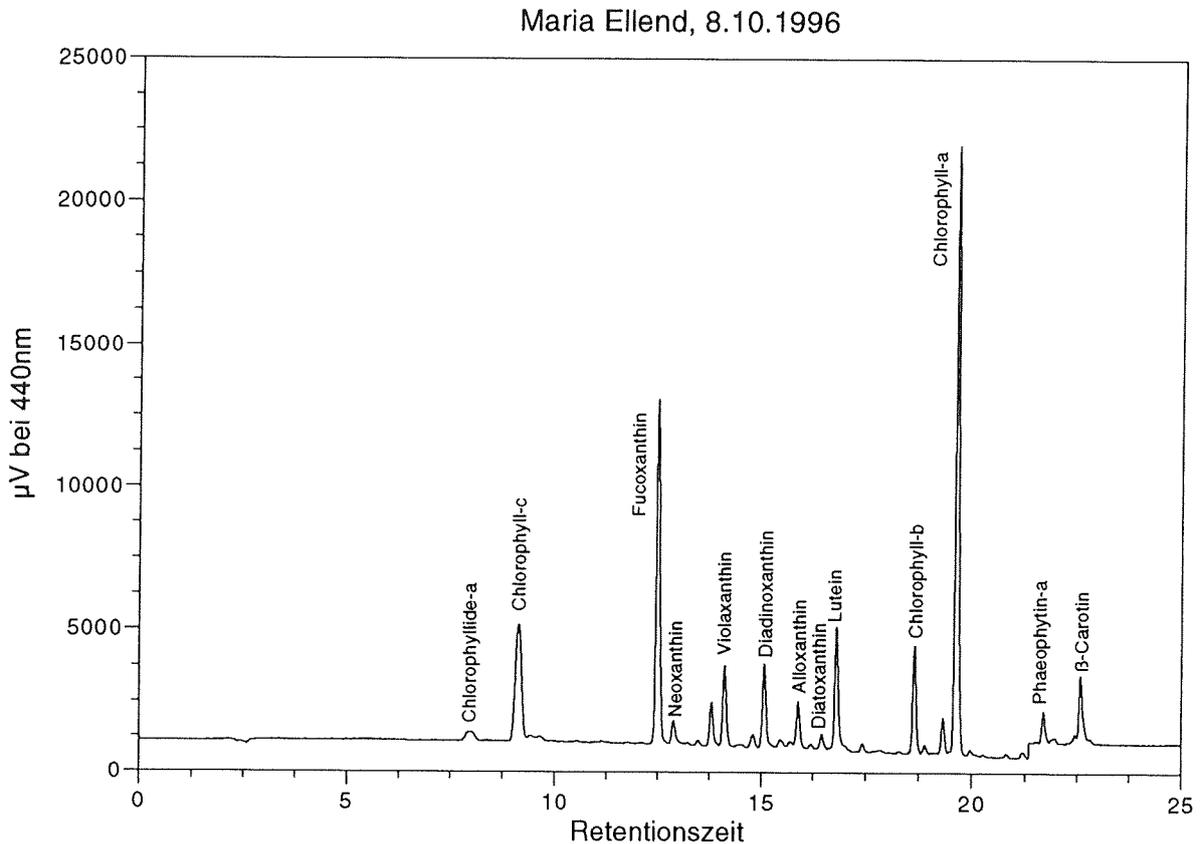


Abb. 17: HPLC-Chromatogramm von P6 (Maria Ellend), 8.10.1996. Bacillariophyceen stellten den Hauptanteil der Algengemeinschaft. Daneben treten gehäuft Chlorophyceae und in geringerem Maße Cryptophyceae auf.

Die spektralphotometrisch erhobenen Chlorophyll-a-Werte stimmen sehr gut mit jenen aus den HPLC-Analysen überein ( $r^2 = 0.99$ ,  $n = 42$ , Abb. 18). Zwischen Chlorophyll-a und Algenfrischgewicht wurde ein hoher signifikanter Zusammenhang berechnet ( $r = 0.960$ ,  $n = 15$ , Abb. 19). Zwischen Chlorophyll-a und Glühverlust konnte kein deutlicher Zusammenhang festgestellt werden. Das Verhältnis von Chlorophyll-a zu Glühverlust ( $\cong$  organischer Schwebstoffanteil) unterlag sehr großen Schwankungen (Abb. 20). Dies bedeutet, daß nicht Algen, sondern andere organische Bestandteile den Großteil der organischen Partikel ausmachten.

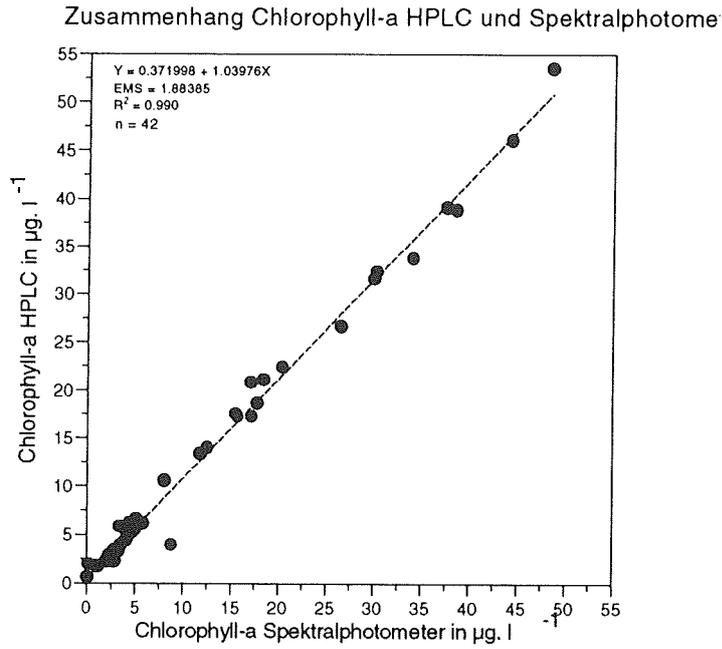


Abb. 18: Zusammenhang der spektralphotometrisch ermittelten Chlorophyll-a-Werte und der HPLC-Mengen

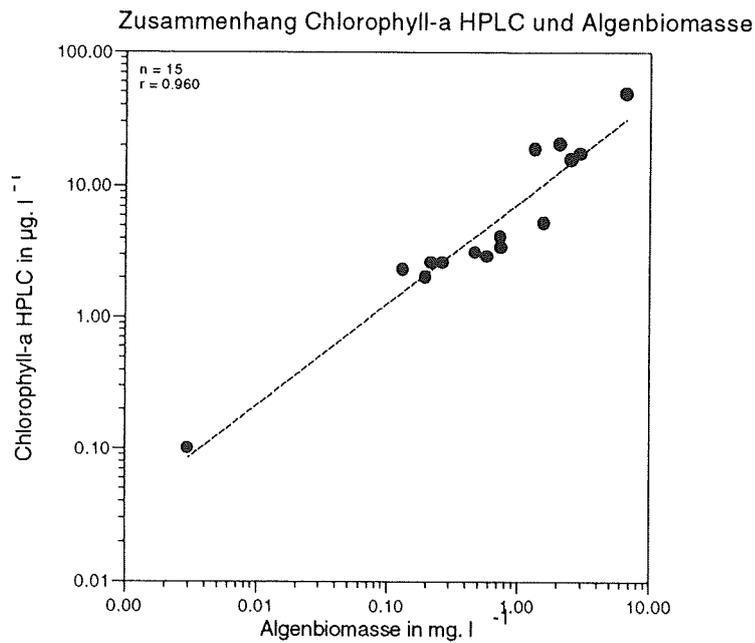


Abb. 19: Zusammenhang Chlorophyll-a und Algenbiomasse

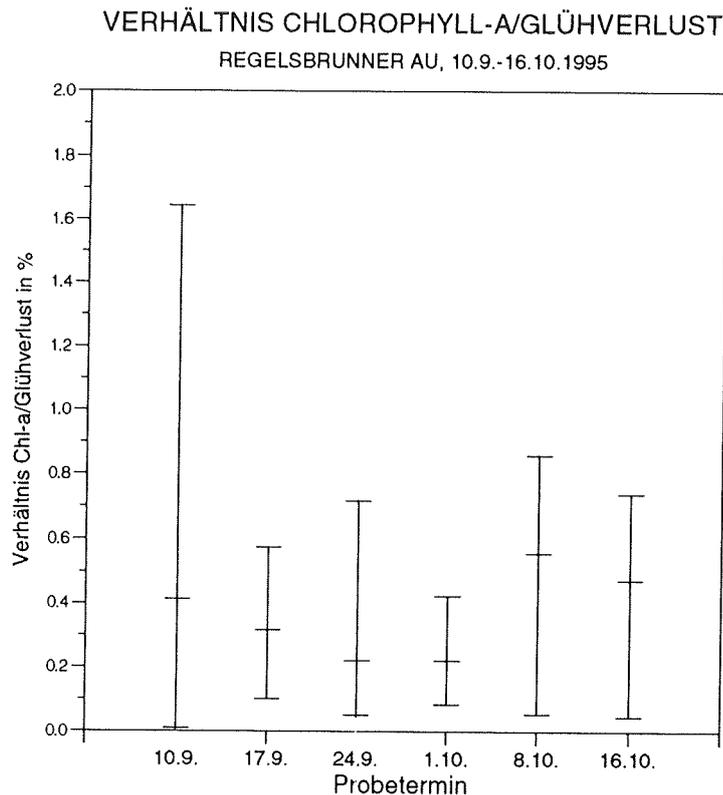


Abb. 20: Verhältnis von Chlorophyll-a zum Glühverlust. Die stark schwankenden Werte deuten darauf hin, daß außer Algen andere organische Partikel maßgeblich am Schwebstoffgehalt beteiligt waren.

**P1 (Donau, Abb. 21):** Im September wurden im Donaustrom Chlorophyll-a-Werte um  $3 \mu\text{g.l}^{-1}$  verzeichnet, ab dem 1.10. kam es zu einem kontinuierlichen Anstieg bis auf  $30 \mu\text{g.l}^{-1}$  (Tab. 34). Die Algengemeinschaft wurde von Bacillariophyceen dominiert, in geringerem Maße traten auch Cryptophyceae und Chlorophyta auf. Das Vorherrschen von Kieselalgen im Donaustrom wurde u.a. auch von NAUSCH (1988) und HOLAREK et al (1996) beobachtet. Zum überwiegenden Teil handelt es sich um autochthones Phytoplankton, daß sich in der fließenden Welle und in Stauhaltungen vermehrt (NAUSCH 1988, KISS & NAUSCH 1987).

**P2 (Haslau):** Bis zum 1.10. wurden nur geringe Chlorophyll-a-Mengen um  $5 \mu\text{g.l}^{-1}$  festgestellt (Tab. 34). An den ersten beiden Terminen konnte im Vergleich zum Donauplankton eine idente Algenassoziatiion beobachtet werden. Bereits am 17.9. wurden Cryptoflagellaten in zunehmenden Maße beobachtet, am 24.9. wurden annähernd gleiche Mengen an Crypto- und Bacillariophyceen verzeichnet. In der Folge kam es wiederum zu einer Verminderung der Cryptoflagellaten, die typische r-

Strategen darstellen (Abb. 22). Es ist anzunehmen, daß sich in diesem Zeitraum das Zooplankton etablieren konnte und durch Fraßdruck die gut verwertbaren Flagellaten dezimierte.

Am 8.10. konnte bei P2 mit rund  $50 \mu\text{g.l}^{-1}$  Chlorophyll-a der Maximalwert der Untersuchungsperiode nachgewiesen werden. Grünalgen, Kieselalgen und Chrysophyceen dominierten in der Planktongemeinschaft.

**P3 und P4 (Hauptarm Mitterhaufen & Regelsbrunn):** Erst ab dem 8.10. konnten Chlorophyll-a-Mengen  $<10 \mu\text{g.l}^{-1}$  festgestellt werden (Abb. 23 und 24, Tab. 34). Die Klassenverteilung am 10.9. ist mit jener des Donaustromes und des Punktes P2 ident, Kieselalgen bestimmten die Assoziation. Mit Absinken des Wasserstandes etablierten sich sehr stark raschwüchsige Cryptoflagellaten, die in weiterer Folge von Kieselalgen und Chrysoflagellaten abgelöst wurden. Bei den Punkten P3 und P4 lagen die maximalen Chlorophyll-a-Werte während der Untersuchungsperiode unter  $20 \mu\text{g.l}^{-1}$  (Tab. 34).

**P5 (Mitterhaufen - Seitenarm):** An den ersten beiden Terminen lagen die Chlorophyll-a-Mengen an der Nachweisgrenze, eine Klasseneinteilung anhand der spezifischen Pigmente konnte nicht vorgenommen werden. Auch die Algenbiomasse sowie die Primärproduktion und Sekundärproduktion zeigten, daß die pelagische Lebensgemeinschaft nur äußerst schwach ausgebildet war. Am 24.9. und 1.10. waren Chlorophyll-a-Werte um  $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ , am 8.10. und 16.10. um  $18 \mu\text{g.l}^{-1}$  zu verzeichnen. Am 24.9. waren Kieselalgen, Grünalgen und Cryptophyceen zu etwa gleichen Anteilen vertreten. Quantitativ spielten neben Kieselalgen (vor allem pennate Formen) auch Cryptophyceen eine bedeutende Rolle. Ab dem 1.10. nahm diese Flagellatengruppe ständig an Bedeutung zu.

**P6 (Maria Ellend):** Die Chlorophyll-a-Werte und die Klassenanteile weisen diesen Standort als isoliertes Gewässer aus. Die hohen Chlorophyll-a-Mengen, die bereits am 10.9. auftraten (rund  $40 \mu\text{g.l}^{-1}$ ), deuten darauf hin, daß hier ein Auswaschen der Phytoplankter durch die Hochwasserwelle nicht erfolgte. Bis auf den 1.10. konnten stets Werte  $> 30 \mu\text{g.l}^{-1}$  verzeichnet werden.

Neben Kieselalgen stellten auch Chrysoflagellaten einen bedeutenden Bestandteil der Algengemeinschaft dar. Cryptophyceen spielten besonders an den Septemberterminen eine große Rolle. Sie wurden im Oktober von grünen zönobienbildenden Flagellaten abgelöst (Abb. 26).

**P7 (Fischa):** Während an sämtlichen anderen Standorten gegen Ende der Untersuchungsperiode erhöhte Algenmengen festgestellt werden konnten, blieben die Chlorophyll-a-Werte in der Fischa verhältnismäßig gering (Abb. 27, Tab.34).

Im September dominierten Kieselalgen, im Oktober traten sie zugunsten von kokkalen Chlorophyceen deutlich zurück.

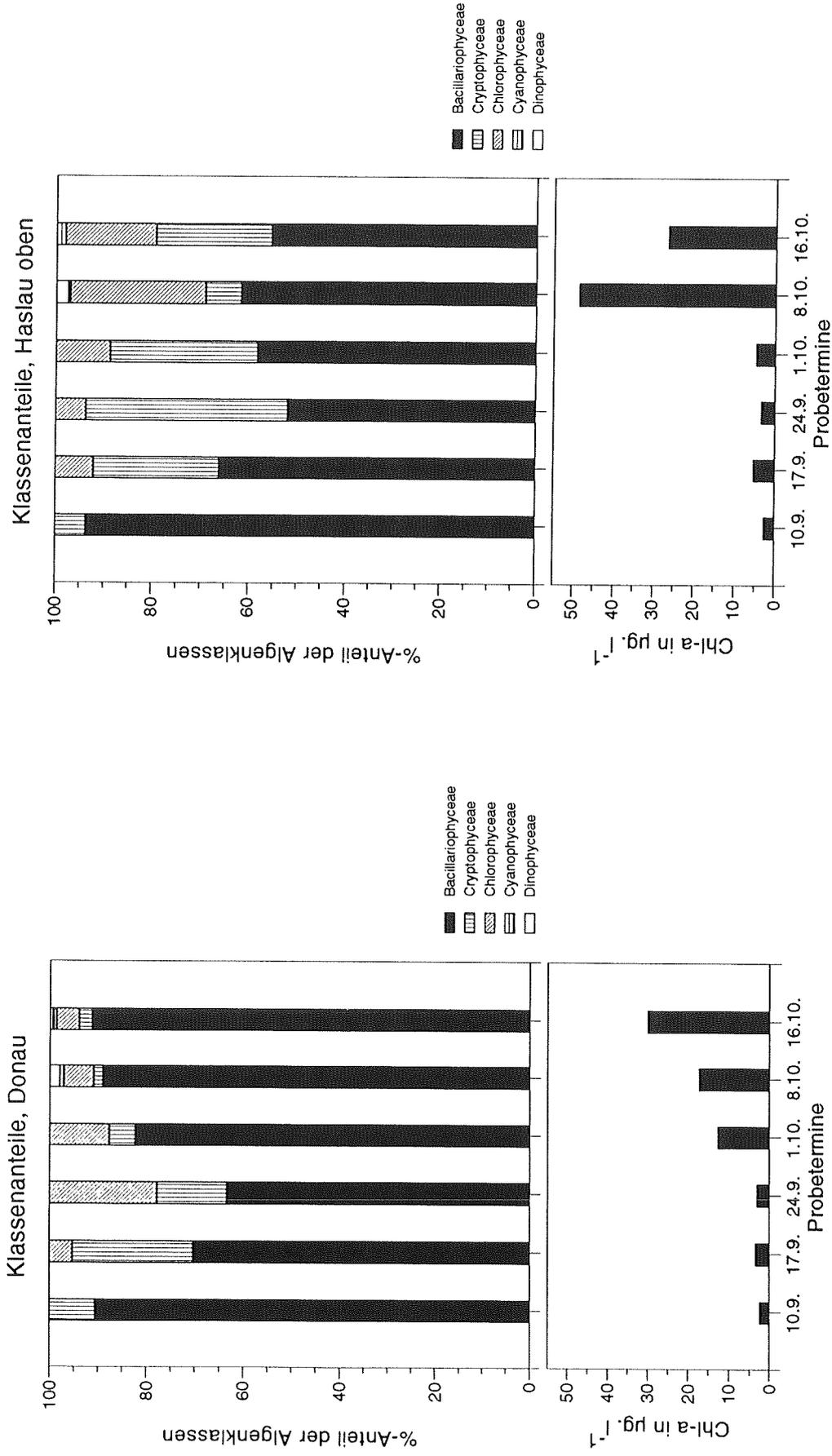


Abb. 21: relative Klassenanteile der Donau (P1) - berechnet aus HPLC-Daten

Abb. 22: relative Klassenanteile bei Haslau (P2) - berechnet aus HPLC-Daten

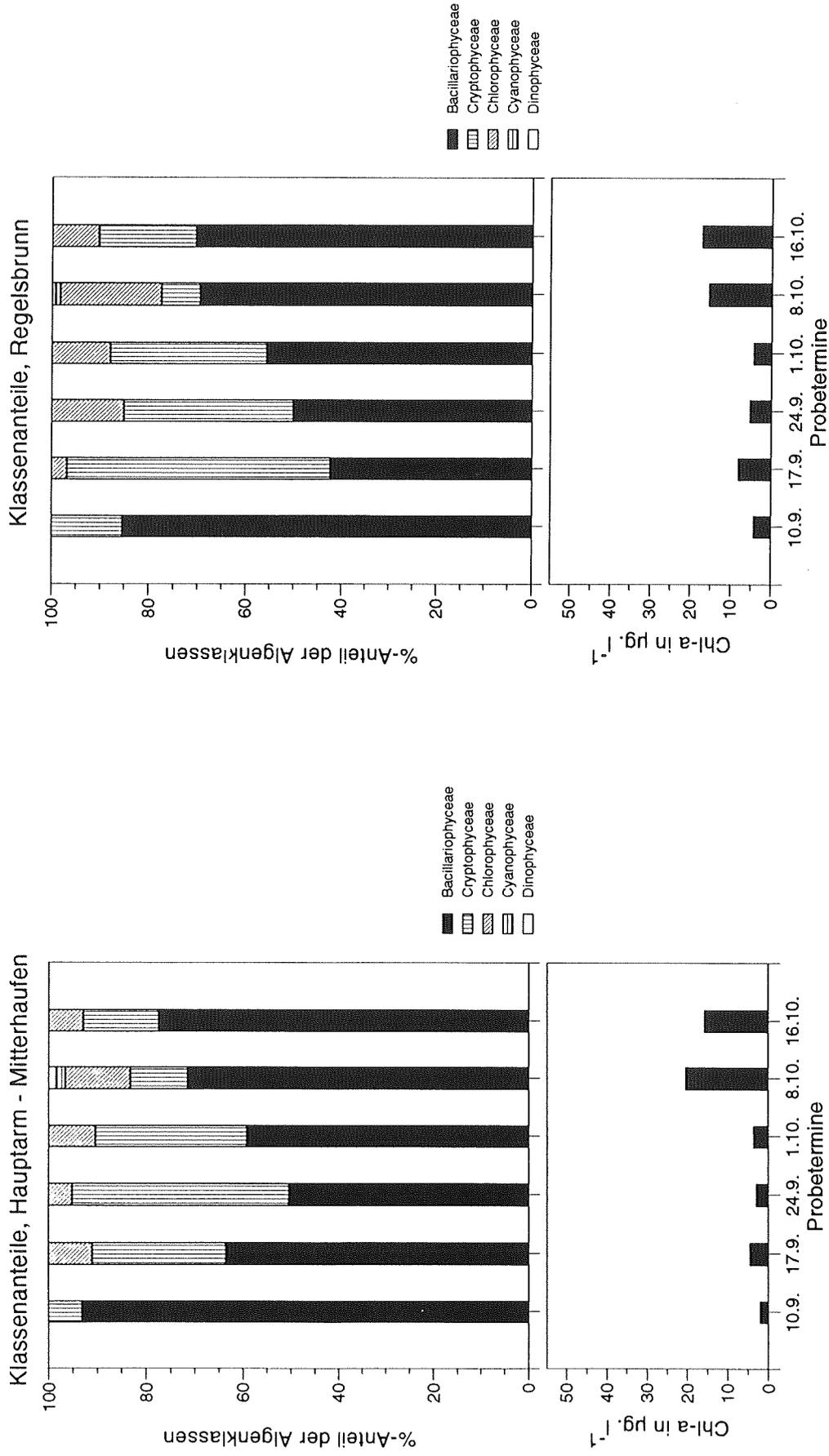


Abb. 23: relative Klassenanteile Hauptarm-Mitterhaufen (P3) - berechnet aus HPLC- Daten  
 Abb. 24: relative Klassenanteile bei Regelsbrunn (P4) - berechnet aus HPLC-Daten

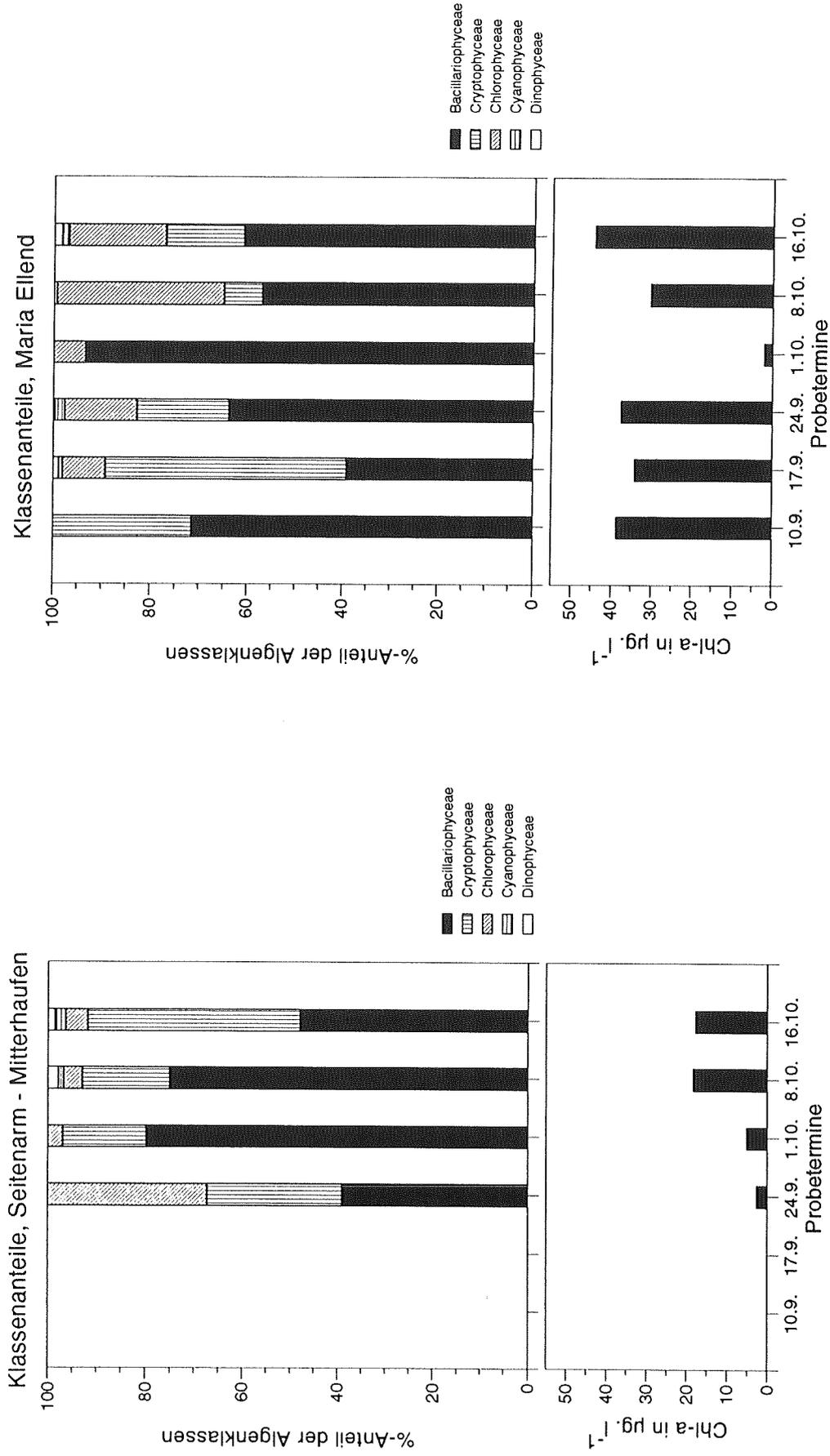


Abb. 25: relative Klassenanteile beim Seitenarm (P5) - berechnet aus HPLC-Daten

Abb. 26: relative Klassenanteile bei Maria Ellend (P6) - berechnet aus HPLC-Daten

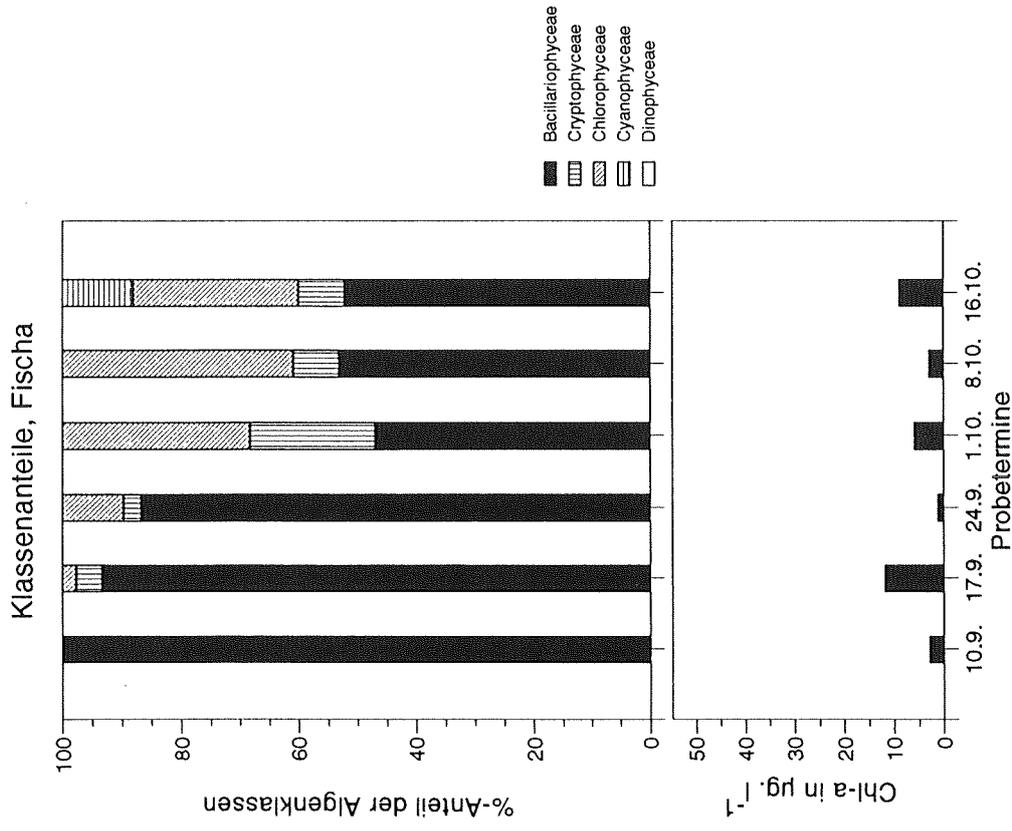


Abb. 27: relative Klassenanteile der Fischa (P7) - berechnet aus HPLC-Daten

---

## 6. Literatur

- BIANCHI, T.S., FINDLAY, S., DAWSON, R. (1993): Organic matter sources in the water column and sediments of the Hudson River Estuary: the use of plant pigments as tracers. - *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.* **36**: 359-376.
- DONABAUM, K. (1992): Der Chlorophyll-a-Gehalt von Planktonalgen. - Diss. Universität Wien, 264pp.
- DOWNES, M.T., HRSTICH, L., VINCENT, W.F. (1993): Extraction of chlorophyll and carotenoid pigments from Antarctic benthic mats for analysis by HPLC. - *J. Appl. Phycol.* **5**: 623-628.
- GÄTZ, N., JURKOWITSCH, K. & OBERNOSTERER, I. (1991): Unterwasserlichtverhältnisse, pelagische Primärproduktion und Phytoplankton. - Projektstudie „Ökologie von Augewässern“: 32-54.
- GIESKES, W.W., KRAAY, G.W. (1983): Dominance of cryptophyceae during the phytoplankton spring bloom in the central North Sea detected by HPLC analysis of pigments. - *Mar. Biol.* **75**: 179-185.
- GIESKES, W.W., KRAAY, G.W. (1986): Analysis of phytoplankton pigments by HPLC before, during and after mass occurrence of the microflagellate *Corymbellus aureus* during the spring bloom in the open Northern Sea in 1983. - *Mar. Biol.* **92**: 45-52.
- HOLAREK, C. RAUSCH, C. & SIKUMBANG, D. (1996): Qualitative und quantitative Veränderungen des Phytoplanktons in der Donau und im Regelsbrunner Altarm bei unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen 1995. - Endbericht der Projektstudie „Ökologie von Augewässern“, 27pp.
- HENLEY, W.J. (1993): Measurement and interpretation of photosynthetic light-response curves in algae in the context of photoinhibition and diel changes. - *J. Phycol.* **29**: 729-739.
- JASSBY, A.D. & PLATT, T. (1976): Mathematical formulation of the relationship between photosynthesis and light for phytoplankton. - *Limnol. Oceanogr.* **21**: 540-547.
- JEFFREY, S.W., HUMPHREY, G.F. (1975): New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. - *Biochim. Physiol. Pflanzen* **167**: 191-194.
- KISS, K. & NAUSCH, M. (1987): Phytoplanktonuntersuchungen an ausgewählten Querprofilen der Donau bei Klosterneuburg und Göd. Intern. Arge Donauforschung. 26. Arbeitstagung, Wissenschaftl. Kurzfref: 379-389.
- LAMPERT, W. & SOMMER, U. (1993): Limnoökologie. 1. Auflage. - G. Thieme Verlag, Stuttgart - New York, 440pp.
- LATASA, M., ESTRADA, M., DELGADO, M. (1992): Plankton-pigment relationships in the Northwestern Mediterranean during stratification. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **88**: 61-73.
- LEHMAN, P.W. (1981): Comparison of chlorophyll-a and carotenoid pigments as predictors of phytoplankton biomass. - *Mar. Biol.* **65**: 237-244.
- LORENZEN, C.J. (1967): Determination of chlorophyll and phaeopigments: spectrometric equations. - *Limnol. Oceanogr.* **12**: 343-346.
- MANTOURA, R.F.C., LLEWELLYN, C.A. (1983): The rapid determination of algal chlorophyll and carotenoid pigments and their breakdown products in natural waters by reverse-phase high-performance liquid chromatography. - *Analyt. Chim. Acta* **151**: 297-314.
- MILLIE, D.F., PAERL, H.W., HURLEY, J.P. (1993a): Microalgal pigment assessments using High-Performance Liquid Chromatography: a synopsis of organismal and ecological applications. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **50**: 2513-2527.

- MILLIE, D.F., PAERL, H.W., HURLEY, J.P., KIRKPATRICK, G.J. (1993b): Algal pigment determinations in aquatic ecosystems: analytical evaluations, application, and recommendations. - *Curr. Topics Bot. Res.* **1**: 1-13.
- NAUSCH, M. (1988): Räumliche und zeitliche Verteilung des Phytoplanktons in der österreichischen Donaustrecke. - Diss. Universität Wien.
- ROY, S. (1989): HPLC-measured chlorophyll-type pigments during a phytoplankton spring bloom in Bedford Basin (Canada). - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **55**: 279-290.
- SCHAGERL, M. (1993): Ausgewählte Untersuchungen an Algen aus den Gebieten der Systematik, Physiologie und Ökologie. - Diss. Universität Wien, 336pp.
- SCHAGERL, M & DONABAUM, K. (1995): Wissenschaftliche Untersuchung von benthischen Algen am rechten Donauufer bei Klosterneuburg. Studie im Auftrag G. BRETSCHKO im Rahmen des Beweissicherungsverfahrens „Donaukraftwerk Freudenau“. 78pp.
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. 7. Auflage. - G. Fischer, Stuttgart - Jena (UTB 31), 387pp.
- SCHWOERBEL, J. (1994): Methoden der Hydrobiologie/Süßwasserbiologie. 4. Auflage. - G. Fischer, Stuttgart - Jena (UTB 979), 368pp.
- SOMA, Y., IMAIZUMI, T., YAGI, K., KASUGA, S. (1993): Estimation of algal succession in lake water using HPLC analysis of pigments. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **50**: 1142-1146.
- SOMMER, U. (1994): Planktologie. 1. Auflage. - Springer Verlag, Berlin, 274pp.
- UTERMÖHL, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. - *Mitt. internat. Ver. Limnol.* **9**: 1 - 38.
- WILHELM, C., RUDOLPH, I., RENNER, W. (1991): A quantitative method based on HPLC-aided pigment analysis to monitor structure and dynamics of the phytoplankton assemblage - A study from Lake Meerfelder Maar (Eifel, Germany). - *Arch. Hydrobiol.* **123**: 21-35.
- WRIGHT, S.W., JEFFREY, S.W., MANTOURA, R.F.C., LLEWELLYN, C.A., BJORNLAND, T. REPETA, D., WELSCHMEYER, N.A. (1991): Improved HPLC method for the analysis of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. - *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **77**: 183-196.
- WRIGHT, S.W., SHEARER, J.D. (1984): Rapid extraction and High-performance liquid chromatography of chlorophylls and carotenoids from marine phytoplankton. - *J. Chromatogr.* **294**: 281-295.

## Makrophytenvegetation

Georg KUM und Norbert GÄTZ

### 1. Einleitung

Bei der Beurteilung von Ökosystemen stellt die Erfassung und Charakterisierung der Vegetation stets eine wichtige Komponente dar, da einerseits die Menge an Pflanzen, also der Primärproduzenten, die Basis für die Entwicklung der nächstfolgenden trophischen Niveaus darstellt, andererseits die Pflanzen in fast allen terrestrischen, aber auch in vielen aquatischen Ökosystemen einen wesentlichen Strukturfaktor darstellen (ELLENBERG 1986). Für limnische Ökosysteme gilt das im wesentlichen für die Makrophyten, die durch ihr üppiges Wachstum, ihre Filterwirkung und ihre Stoffumsetzungen ein Gewässer in mehrere Teillebensräume untergliedern können. Durch die Filtration von Schwebstoffen an ihren Sprossen können sie das Lichtklima verbessern, dadurch zur Temperaturerhöhung im Gewässer beitragen und die Wasserströmung vermindern. Bei starkem Wachstum kann das Lichtklima durch Beschattung aber auch vermindert werden. Sie können Pflanzennährstoffe aus dem freien Wasser und aus dem Sediment eliminieren und dadurch Algenblüten verhindern, aber durch ihren Zerfall und das Freiwerden dieser Nährstoffe im Herbst auch selbst zur Eutrophierung eines Gewässers beitragen. Sie können bei mäßigem Bewuchs eine Vielzahl von Kleinlebensräumen für Tiere schaffen, bei starkem Wachstum aber zu Faulschlamm- und Verlandung eines Gewässers beitragen.

Die semiterrestrische Ufervegetation spielt zusätzlich für jene Tiergruppen eine große Rolle, deren Lebenszyklen auf das Vorhandensein solcher Strukturen, als Jagdrevier, Laichplatz oder Kinderstube abgestimmt ist. Hierzu zählen viele Tiergruppen (z.B. die Amphibien und Libellen), denen bei der Beurteilung des Zustandes eines Ökosystems besondere Indikatorrollen zufallen (IMHOF et al. 1992, WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER 1990).

Makrophyten sind auf Grund ihrer begrenzten Artenzahl und der genauen Kenntnis ihres ökologischen und physiologischen Verhaltens auch selbst eine wichtige Bioindikatorgruppe. Viele Arten können als Zeigerarten für saprobielle Belastungen (JANAUER 1981, WIEGLEB 1979, 1981) oder den trophischen Gewässerzustand dienen (MELZER 1981, KOHLER et al. 1987).

### 1.1. Definition des Begriffes „Makrophyten“

Als Makrophyten bezeichnet man die mit freiem Auge oder einem Binokular bestimmbaren größeren Pflanzen der Uferzone von Gewässern, die den nur mikroskopisch analysierbaren Plankton- und Aufwuchsalgen gegenüberstehen. Zu den Makrophyten zählen in systematischer Hinsicht sowohl alle höheren Pflanzen (Gefäßpflanzen) der Gewässer, als auch die Wassermoose und große thallose Algen. Allerdings werden bei den üblichen Biotopkartierungen nur die Gefäßpflanzen, die Armelechteralgen (Characeen) und einige Wassermoose erfaßt.

(Die meisten Wassermoose und fädigen Algen sind nur von Spezialisten und unter größerem Zeitaufwand auf Artniveau bestimmbar. Da für diese Pflanzen jedoch auch meist nur geringe ökologische Begleitinformationen bekannt sind, ist ihre Erfassung im Zuge einer Biotopbeschreibung aber auch nicht nötig.)

Für ökologische Untersuchungen werden die Makrophyten weniger nach systematischen, als vielmehr nach funktionell-anatomischen Gesichtspunkten einerseits in die Gruppe der Ufer- oder Sumpfpflanzen (Helophyten), die den Landpflanzen anatomisch sehr ähnlich sind, andererseits in die Gruppe der eigentlichen Wasserpflanzen (Hydrophyten), die sich anatomisch und physiologisch von den Landpflanzen stark unterscheiden, untergliedert. Die Hydrophyten lassen sich nach verschiedenen Gesichtspunkten (siehe SCHRATT 1988) weiter untergliedern. Im einfachsten Fall unterscheidet man

1. emerse Hydrophyten ( mit Blättern, die an der Wasseroberfläche schwimmen oder über diese hinausragen) und
2. submerse Hydrophyten (völlig untergetaucht lebend, höchstens ihre Blüten über Wasser). Zu erster Gruppe gehören z.B. die mit Wurzeln verankerten See-

und Teichrosen und die frei auf der Wasseroberfläche treibenden Wasserlinsen, zu zweiter Gruppe die bewurzelten Tausendblatt-Arten und Laichkräuter sowie der frei schwimmende Wasserschlauch.

## 1.2. Fragestellung

Unsere Gruppe hatte die Aufgabe, im Jahre 1995 eine flächendeckende Kartierung der Makrophytenvegetation des gesamten Augewässersystem zwischen Maria Ellend (Einmündung der Fische) und Regelsbrunn (bis zum Ausrinn des Regelsbrunner Altarms) vorzunehmen. Hierbei sollte das Gewässersystem in morphologisch und vegetationskundlich gut definierbare Abschnitte untergliedert und Daten über die Diversität und Abundanz der einzelnen Makrophyten-Arten gewonnen werden. Diese vegetationskundlichen Daten und die bei der Aufnahme zusätzlich erhobenen Daten zur Gewässerstruktur sollen darüber hinaus in eine umfassende Biotopinventarisierung münden, in die auch andere flächendeckend erhobene Daten (Sedimentbeschaffenheit, faunistische Analysen) anderer Arbeitsgruppen integriert werden.

In einem weiteren Schritt wird 1996 versucht werden, an ausgewählten Stellen des Gewässersystems, eine genauere Analyse der Makrophytenstruktur vorzunehmen, um einerseits den Anteil der Makrophyten für die autochthone Primärproduktion im Vergleich zu den anderen Primärproduzentengruppen (Phytoplankton, Mikrophytobenthon) im Altarmsystem beurteilen, und andererseits die Bedeutung der Wasserpflanzen als Strukturparameter messen zu können (SCHIEMER et al. 1992).

### 1.3. Bisherige Untersuchungen der Gewässervegetation im ostösterreichischen Donaauraum

Aus Ostösterreich liegen eine ganze Reihe publizierter, teilweise auch unpublizierter Informationen zur Makrophytenvegetation in Donauebengewässern vor:

Die Donau selbst ist in ihren freien Fließstrecken sehr arm an höheren Wasserpflanzen, nur in ruhigeren Staubeichen kann es zu stärkerem Makrophytenbewuchs (WYCHERA 1989; SCHAFFER in Vorb.) kommen. HUMPESCH & MOOG (1994) nennen nur 5 Arten von Gefäßpflanzen für den österreichischen Donauabschnitt.

Die Augewässer selbst weisen einen großen Reichtum an Makrophyten-Arten auf. WARINGER-LÖSCHENKOHL & WARINGER (1990) informieren über die Vegetationstypen im Augebiet bei Altenwörth. Aus Donau-Nebengewässern in Wien gibt es Daten von WYCHERA et al. (1992) aus der Oberen Lobau, von SCHRATT (1988) aus der Unteren Lobau und von LÖFFLER (1988) aus der Alten Donau. Die Augebiete östlich von Wien sind in den letzten Jahren im Zuge verschiedener großer ökologischer Untersuchungen u.a. von Mitarbeitern der Arbeitsgruppe um Prof. JANAUER untersucht worden. (JANAUER 1989, JANAUER et al. 1993). JUNGWIRTH et al. (1991) führten eine grobe, flächendeckende Kartierung für das gesamte Gebiet des zukünftigen Nationalparks Donau-Auen durch. JANAUER (1981) analysierte die Gewässervegetation der Fischa und ihre Beziehung zur Gewässerbelastung, SEIDL (1992) erforschte die Makrophytenvegetation im WWF-Reservat Marchauen/Marchegg. Bei der überwiegenden Zahl der genannten Untersuchungen handelt es sich jedoch um Forschungen in stark abgedämmten, vom Menschen weitgehend veränderten Augewässern. Das von uns untersuchte Augebiet bei Regelsbrunn stellt aber einen der letzten Vertreter von relativ dynamischen Augewässern an der österreichischen Donau dar. Aus diesem Gebiet liegen eine Analyse der Makrophytenvegetation von EISINGER et al. (1993) vor, die im Zuge einer Lehrveranstaltung im Sommer 1992 an der Universität Wien erbracht wurde, und Daten von KUM (unveröffentlicht), die sich über einen mehrjährigen Kartierungszeitraum erstrecken.

## 2. Methodik

### 2.1. Zeitraum der Untersuchungen und hydrologische Rahmenbedingungen

Die flächendeckende Kartierung der Wasser- und Sumpfpflanzen mit begleitender Erhebung gewässermorphologischer Parameter fand zwischen 3. und 22. August 1995 statt. Der Donauwasserstand zeigte zu Beginn der Untersuchung ein Mittelwasserniveau (Pegel Wien-Reichsbrücke am 3.8.95: 202 cm), fiel im Laufe der Kartierung kontinuierlich und lag am Ende der Untersuchungsperiode im Niederwasserbereich.

### 2.2. Örtlicher Bereich der Untersuchungen und Untergliederung des Untersuchungsgebietes

Das untersuchte rechtsufrige Augewässersystem beginnt unmittelbar stromab der Einmündung der Fische in die Donau bei Maria Ellend und endet beim Ausrinn des Regelsbrunner Altarms in die Donau bei Regelsbrunn. Um eine bestmögliche Integration der Daten verschiedener flächendeckend arbeitender Arbeitsgruppen zu ermöglichen wurde das Gebiet in 200\*200 Meter-Quadranten unterteilt (Quadrantenbezeichnung siehe Karte 1). Dieses über das Untersuchungsgebiet gelegte Raster umfaßt 260 Quadranten, von denen 145 zumindest zeitweilig Gewässer enthalten. Bei der Kartierung wurden alle Quadranten mit potentiellen Gewässern untersucht.

### 2.3. Kartierungsarbeit

Der Großteil der Gewässer wurde mit dem Schlauchboot befahren. Die Pflanzenkartierung erfolgte zeitweise unter Zuhilfenahme eines Rechens, Wurfankers oder des Sichttrichters. Isolierte Tümpel und Auweiher wurden zu Fuß begangen. Im Freiland wurden Aufzeichnungen in tabellarischer und graphischer Form vorgenommen.

### 2.3.1. Tabellarische Aufzeichnungen

Der Aufnahmebogen (siehe Anhang) enthält einerseits eine Liste potentiell vorkommender Wasser- und Sumpfpflanzen, deren Auftreten im Gewässer nach einer fünfstufigen Häufigkeitsskala festgehalten wurde (s.u.), andererseits eine Liste von Parametern zur Gewässerbeschreibung (Tiefe, Breite, Trübe, Beschattung, Ufersteilheit, Ufervegetation, sowie Angaben zur Pflanzenverteilung und prozentuellen Deckung im Gewässer). Die Schätzung der Pflanzenmenge in einem Abschnitt erfolgte nach folgender fünfstufigen Skala (KOHLER 1978):

- 1 = sehr selten
- 2 = selten
- 3 = verbreitet
- 4 = häufig
- 5 = sehr häufig bis massenhaft

### 2.3.2. Graphische Aufzeichnungen vor Ort

In Kopien des Gewässernetzes (M 1:5000) wurden folgende Erhebungen händisch eingezeichnet:

- a) Die Gewässerausdehnung zum Zeitpunkt der Untersuchung, um größere Anlandungen z.B. vor Traversen zu kennzeichnen oder die Zergliederung von Altarmen in Auweiher- oder Autümpelketten.
- b) Die Ausdehnung der Makrophytenbestände bzw. das Fehlen von Wasservegetation.
- c) Die Art der Uferstruktur (v.a. Böschungswinkel und Bewuchs).
- d) Sonstiges: Bacheinrinne, Abwassereinleitungen, seltene Uferpflanzen, große Totholzbestände, etc..

### 2.3.3. Bestimmungsliteratur

Die korrekte Determination der Arten erfolgte mit Hilfe der Bestimmungsschlüssel in CASPER & KRAUSCH (1980 und 1981) für die Gefäßpflanzen, bzw. in KRAUSE (1976) für die Characeen.

### 2.3.4. Abschnittsgrenzen

Bei Verwendung des 200\*200 Meter-Rasters für die Kartierungsarbeit trat sehr oft der Fall ein, daß innerhalb eines Quadranten mehrere voneinander vegetationskundlich und morphologisch isolierte Gewässer zu liegen kamen. Solche Gewässerteile wurden natürlich als getrennte Abschnitte angesehen und aufgenommen, wobei hier den Abschnittsdefinitionen von KOHLER (1978) gefolgt wurde: Abschnitte müssen, zur späteren Vergleichbarkeit durch möglichst auffällige Geländepunkte (Traversen, Einmündungen, ..) begrenzt sein, sollen aber auch in sich „einigermaßen gleiche ökologische Bedingungen aufweisen“. Das genaue Einzeichnen der Abschnittsgrenzen in eine Karte ist jedenfalls notwendig.

Umgekehrt trat aber auch der Fall ein, daß mehrere Quadranten (v.a. im Bereich der Hauptarme) als vegetationsökologisch ident anzusehen waren. Hier wurde aber trotzdem nach jeweils 200 Meter, also bei der Quadrantengrenze, auch eine Kohler-Abschnittsgrenze gezogen, um vor allem im Hinblick auf die integrierte Biotopcharakterisierung keinen Datenverlust hinnehmen zu müssen (Karte 1).

Die Aufnahgearbeit orientierte sich also nach dem 200\*200 Meter-Raster, wobei für jedes in einem Quadranten liegende Gewässer eine eigene Vegetationsaufnahme gemacht wurde und eine eigene Kohler-Abschnittsnummer vergeben wurde. Die Auswertung der Ergebnisse unseres Teilberichtes bezieht sich überwiegend auf die Kohler-Abschnitte. Dies ist auch deshalb sinnvoll, da der überwiegenden Zahl der vegetationsökologischen Untersuchungen im ostösterreichischen Donaauraum v.a. durch Mitarbeiter der Arbeitsgruppe um Prof. JANAUER, die Kartierungs- und Auswertemethoden nach KOHLER (1978) zu Grunde liegen, und dadurch eine bessere Vergleichbarkeit mit diesen Studien gewährleistet ist.

Karte 1 zeigt das in einen 200\*200m Raster unterteilte Untersuchungsgebiet und die für die flächendeckende Makrophytenkartierung getroffene Einteilung in Kohlerabschnitte.

#### 2.3.5. Trockengefallene Standorte

Von den untersuchten 145 Quadranten wiesen 30 Quadranten während unserer Begehung keine Gewässer mehr auf. In diesen trockenen Gewässerteilen wurden nur die häufigsten und charakteristischen Pflanzen aufgenommen. Zur Darstellung der Ergebnisse dieses Teilberichtes wurden diese Gewässerteile nicht herangezogen (Karte 1).

#### 2.4. Auswertungsmethoden

Folgende Parameter wurden zur Beurteilung der Vegetation der einzelnen Abschnitte berechnet: Gesamtartenzahl, höchster (maximaler) Kohlerindex und mittlerer (Median) Kohler-Index. Der Kohler-Index (KI), also die Schätzzahl der Pflanzenmenge eines Abschnittes (KOHLENER 1978), von JANAUER et al. (1993) auch als Mengenindex bezeichnet, steht mit der wirklichen Pflanzenmenge nach JANAUER et al. (1993) in folgender Beziehung:  $y=x^3$ . Hier kommt zum Ausdruck, daß die Pflanzenmenge eines Abschnittes auf das Wasservolumen bezogen gesehen werden muß. Dieser gewichtete Kohler-Index (y) bringt daher die Bedeutung der einzelnen Arten für die Raumerfüllung des Wasservolumens mehr zur Geltung. Die Summe aller gewichteten KI eines Abschnittes dividiert durch die Artenzahl des Abschnittes wird von uns als Mittlerer Mengenindex für den Abschnitt bezeichnet und spiegelt besser als der mittlere KI die durchschnittlichen Bewuchsverhältnisse des Abschnittes wieder.

Als Frequenz der einzelnen Arten wurde das prozentuelle Verhältnis von Zahl der Abschnitte mit dem Auftreten einer Art und der Gesamtzahl der Abschnitte berechnet.

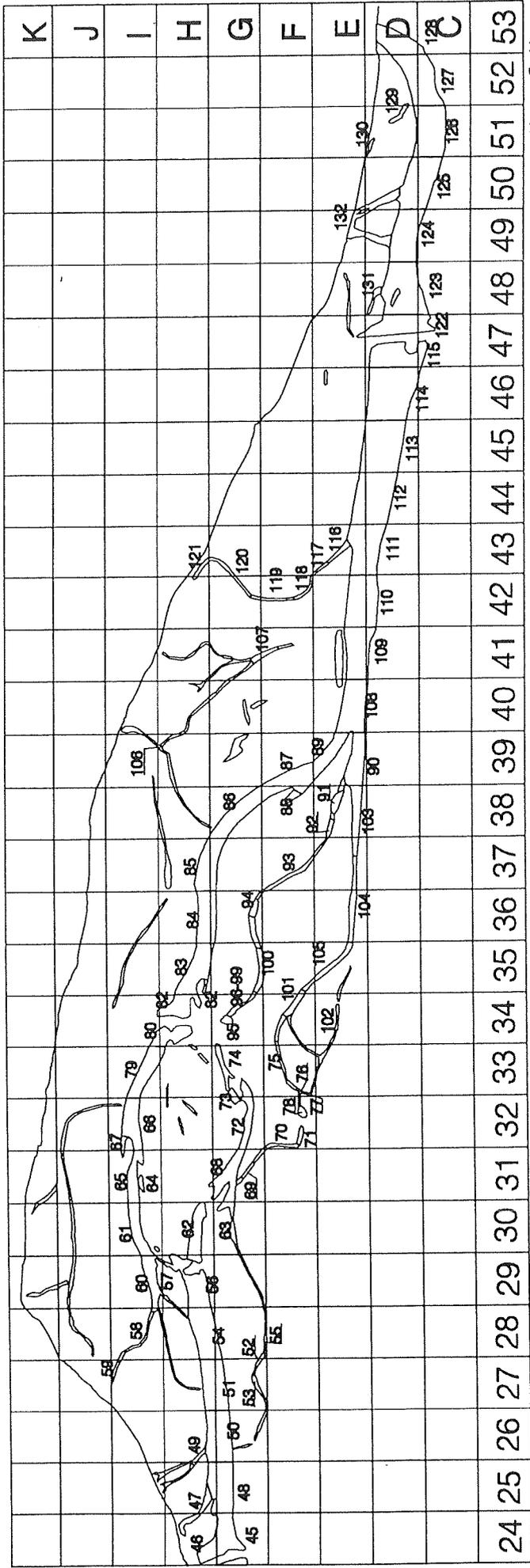
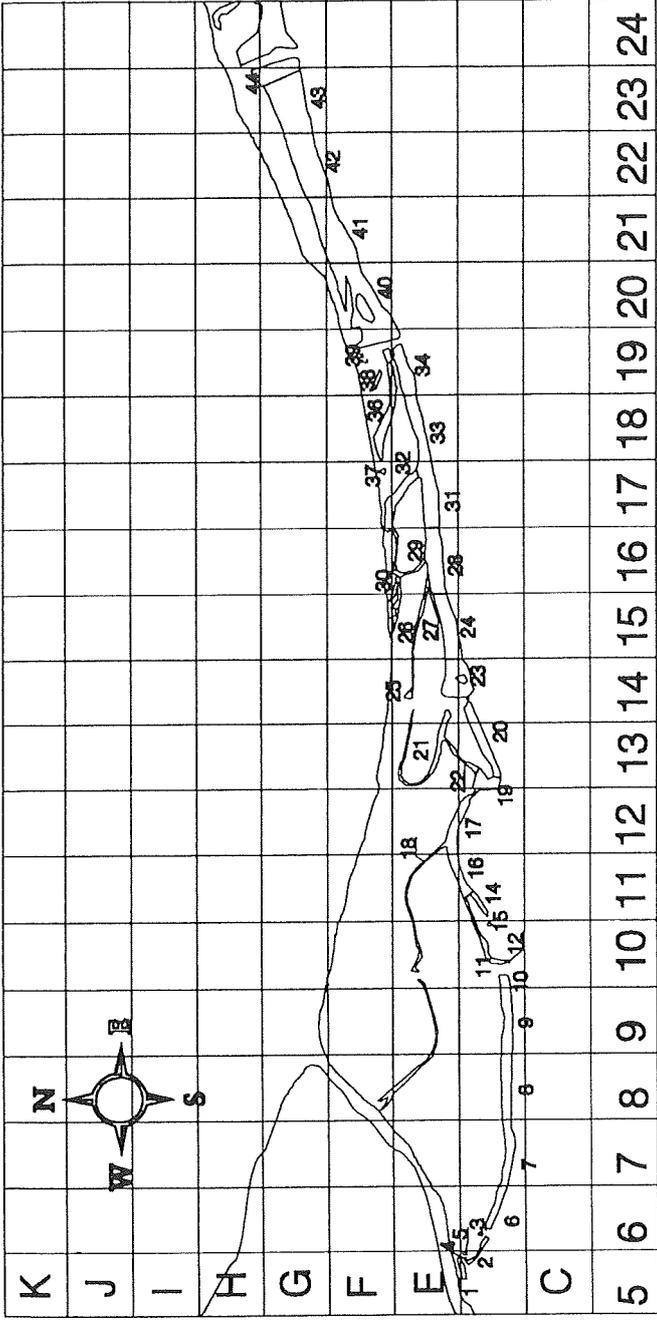
Als % Deckung wird die Deckung aller Hydrophyten in Prozent der Wasserfläche angegeben.

Gewässervernetzung:  
 Maria-Ellend  
 Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

# Makrophyten 1995

Kohlerabschnitte



### 3. Ergebnisse und Diskussion

In den 115 Quadranten mit Gewässern wurden insgesamt 199 Aufnahmen der Wasser- und Sumpflvegetation bzw. der dazugehörigen Gewässermorphologie vorgenommen. 132 Kohler-Abschnitte wurden unterschieden (Karte 1).

#### 3.1. Flora

Tabelle 1 beinhaltet alle Arten von Makrophyten (sowohl Uferpflanzen, als auch Hydrophyten), die 1995 im Untersuchungsgebiet festgestellt wurden und die Frequenz ihres Auftretens bezogen auf alle untersuchte Abschnitte. Die Einteilung in Uferpflanzen und Hydrophyten orientiert sich an der Lebensweise der Arten im untersuchten Gebiet. Einige sonst als Helophyten zu bezeichnende Arten (*Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium emersum* und *Eleocharis acicularis*) wurden daher als Hydrophyten eingestuft.

Im Vergleich zu früheren Untersuchungen blieb die Artenzahl sehr ähnlich. Wenige im Gebiet sehr seltene Pflanzen konnten 1995 nicht entdeckt werden. (z.B. *Nymphoides peltata*, *Najas marina*, *Limosella aquatica*).

#### 3.2. Vegetation

Die erhobenen, aus den Kartierungsbögen entnommenen Grundlagendaten finden sich in der Anhangstabelle.

Alle erhobenen und errechneten Parameter der Vegetationsstruktur wurden herangezogen, um die große Zahl der Abschnitte in Gruppen (Gewässertypen) mit ähnlichen Vegetationsmustern zu ordnen. Das Auftreten bzw. die Menge an Hydrophyten wurde dabei deutlich stärker berücksichtigt, als das Vorkommen der Uferpflanzen. Insgesamt konnten wir im Gebiet acht doch relativ deutlich unterscheidbare Altarmsysteme (Biotoptypen) herausarbeiten. Die für diese Einteilung wesentlichen Parameter sind in den Abbildungen 1-3 sowie in der Tabelle 2

dargestellt. Die Gruppen lassen sich jedoch nicht nur durch ihre unterschiedlichen Vegetationsmuster trennen, sondern sind auch fast identisch mit den Biotopgruppen, die durch die limnochemische Arbeitsgruppe herausgearbeitet wurden.

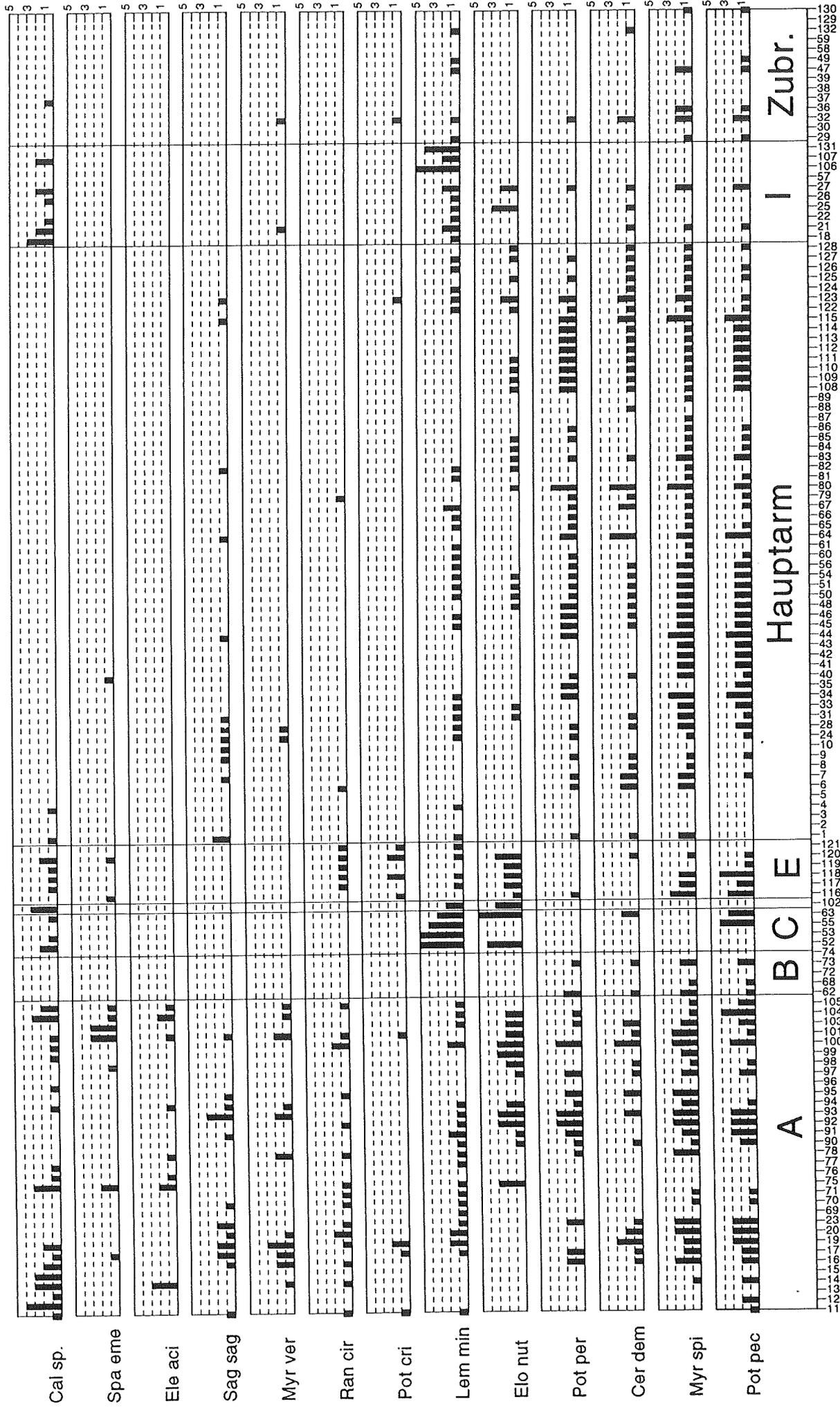
Tabelle 1: Sämtliche im Gebiet vorkommende Makrophyten mit Artnamen, verwendeter Abkürzung sowie Frequenz über alle 132 Abschnitte. Die Einteilung in Hydrophyten und Uferpflanzen erfolgt nach der Lebensweise der Arten im Untersuchungsgebiet.

Hydrophyten	Abkürzung	Frequenz
Lemna minor	Lem min	51,5
Spirodela polyrhiza	Spi pol	36,4
Vaucheria sp.	Vaucheria	7,6
Nymphaea alba	Nym alb	0,8
Ceratophyllum demersum	Cer dem	43,9
Callitriche sp.	Cal sp.	26,5
Chara sp.	Cha sp.	3,8
Elodea canadensis	Elo can	6,8
E. nuttallii	Elo nut	32,6
Hippuris vulgaris	Hip vul	3,0
Wassermoose	Moose	7,6
Myriophyllum spicatum	Myr spi	68,2
M. verticillatum	Myr ver	11,4
Potamogeton crispus	Pot cri	7,6
P. lucens	Pot luc	3,0
P. pectinatus	Pot pec	63,6
P. perfoliatus	Pot per	43,9
	Pot sp.	3,0
Ranunculus circinatus	Ran cir	16,7
	Ran sp	4,5
Ranunculus trichophyllus	Ran tri cf.	0,8
Eleocharis acicularis	Ele aci	6,1
Sagittaria sagittifolia	Sag sag	18,2
Sparganium emersum	Spa eme	7,6

Uferpflanzen	Abkürzung	Frequenz
Agrostis sp.	Agr sp	35,6
Alisma lanceolatum	Ali lan	9,8
A. plantago-aquatica	Ali pla	0,8
Butomus umbelatus	But umb	21,2
Carex sp.	Car sp	3,8
Eleocharis palustris	Ele pal	0,8
Gallium palustre	Gal pal	2,3
Glyceria maxima	Gly max	3,0
Iris pseudacorus	Iri pse	4,5
Lysimachia nummularia	Lys num	8,3
Mentha aquatica	Men aqu	3,8
Myosotis palustre	Myo pal	34,1
Phalaris arundinacia	Pha aru	41,7
Phragmites australis	Phr aus	15,2
Polygonum hydropiper	Pol hyd	1,5
Rorippa sp.	Ror sp.	50,0
Typha latifolia	Typ lat	1,5

Tabelle 2: Frequenzen der wichtigsten Hydrophyten in den 8 Biotopgruppen,

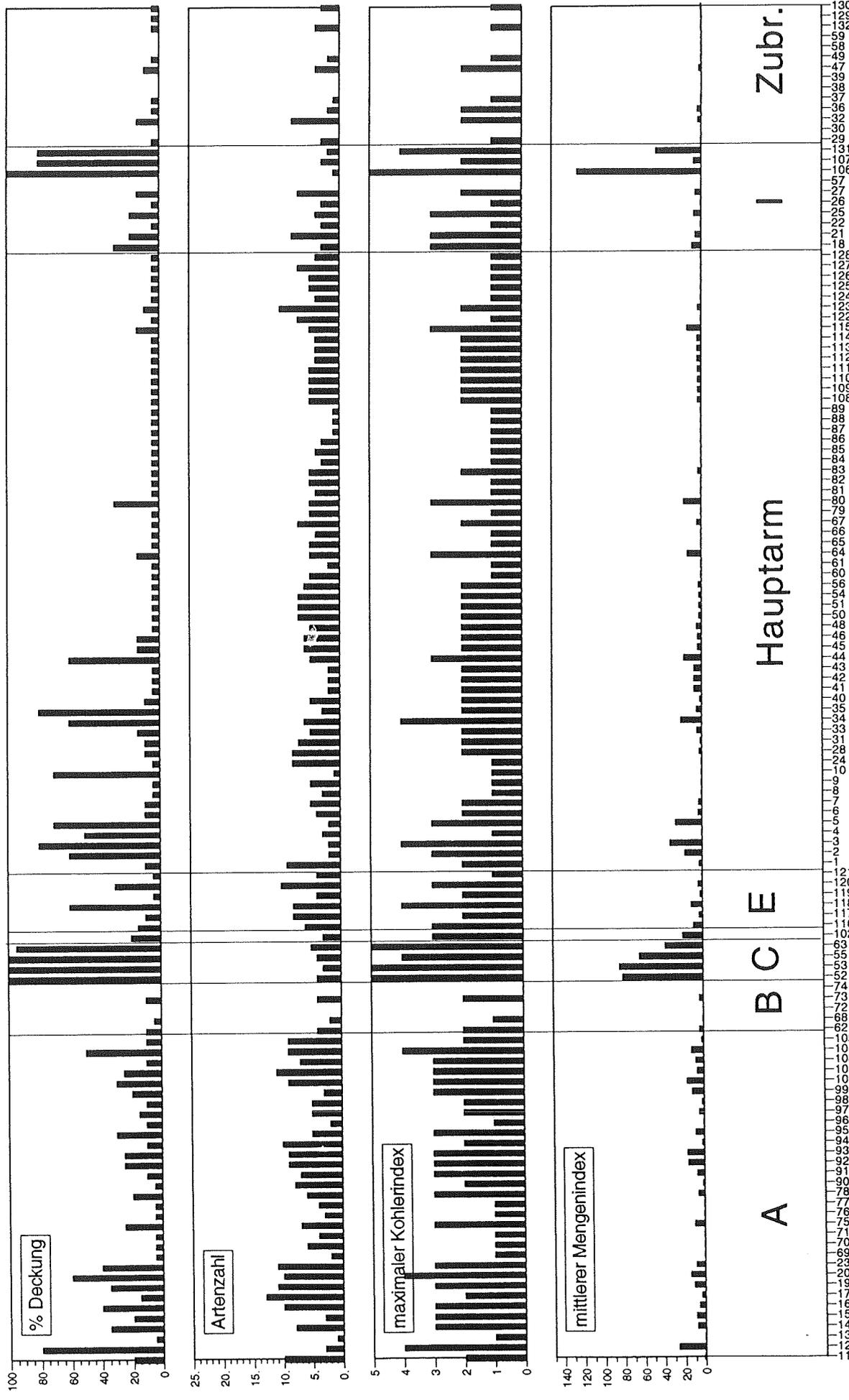
Teilsysteme	A	B	C	E	Haupt.	I	Zubr.
Cal sp.	56,3		75,0	66,7	3,3	5,0	8,3
Myr ver	34,4				3,3	8,3	8,3
Ele aci	25,0						
Sag sag	37,5				2,0		
Spa eme	21,9			33,3	1,7		
Ran cir	46,9			83,3	3,3		
Elo can	18,8		25,0			16,7	
Lem min	62,5		1,0	66,7	41,7	75,0	41,7
Elo nut	4,6		5,0	83,3	33,3	16,7	
Pot cri	12,5			66,7	1,7		8,3
Pot pec	68,8	6,0	5,0	83,3	73,3	25,0	41,7
Pot per	43,8	4,0		16,7	65,0	8,3	8,3
Spi pol	37,5		75,0	66,7	33,3	5,0	25,0
Cer dem	4,6	4,0	25,0	16,7	6,0	25,0	16,7
Myr spi	71,9	6,0		66,7	88,3	25,0	33,3



Kohlerabschnitte

Abbildung 1: Kohler-Indizes mehrerer ausgewählter Hydrophyten für jeweils alle Kohlerabschnitte. Die Kohler-Abschnitte sind nach Biotypen geordnet.

# Makrophyten 1995 ausgewählte Parameter der Hydrophyten



Kohlerabschnitte

Abbildung2: %Deckung, Artenzahl, maximaler Kohler-Index, und mittlerer Mengenindex für jeweils alle Kohler-Abschnitte des Gebietes. Die Kohler-Abschnitte sind nach Biotypen geordnet.

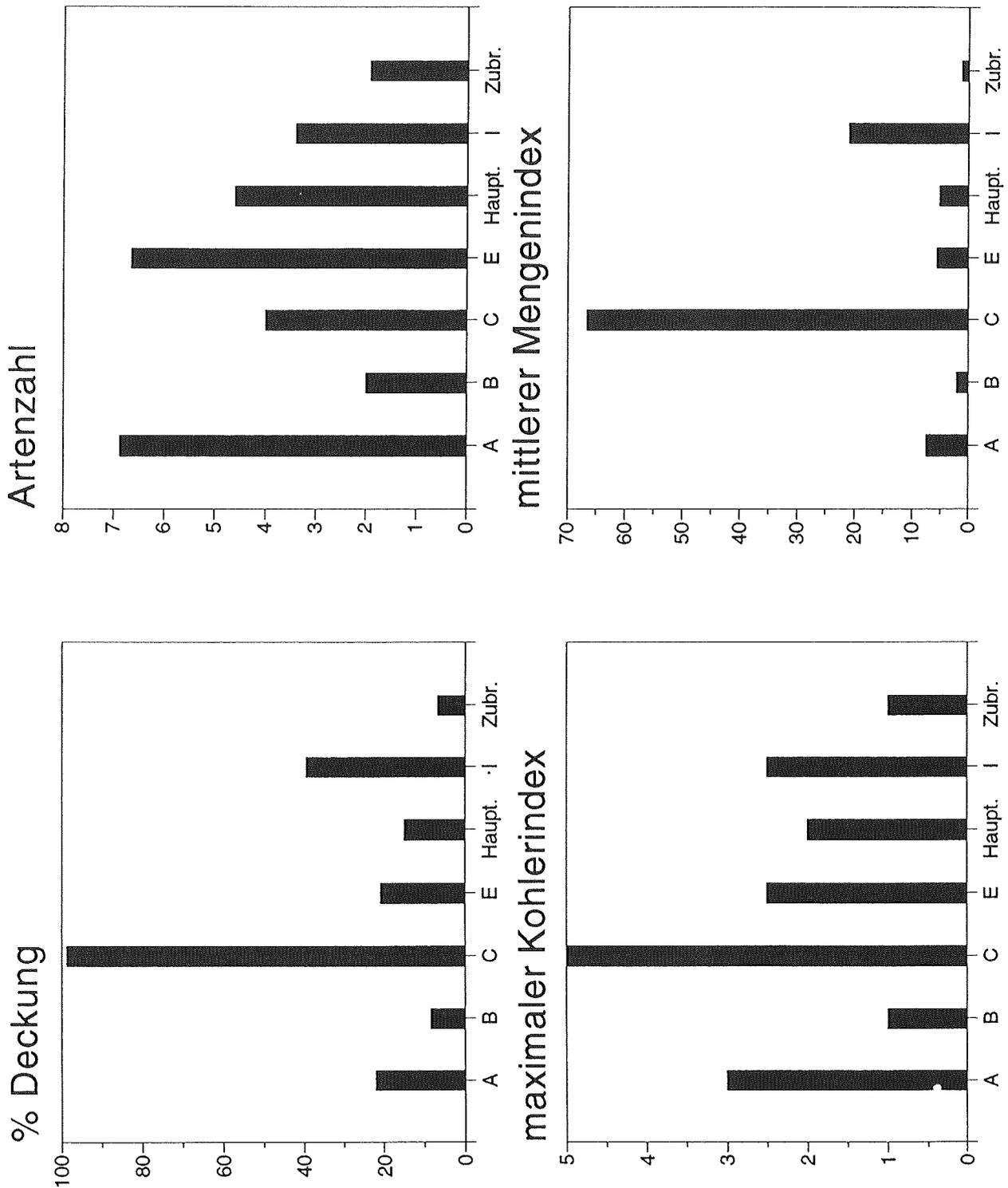


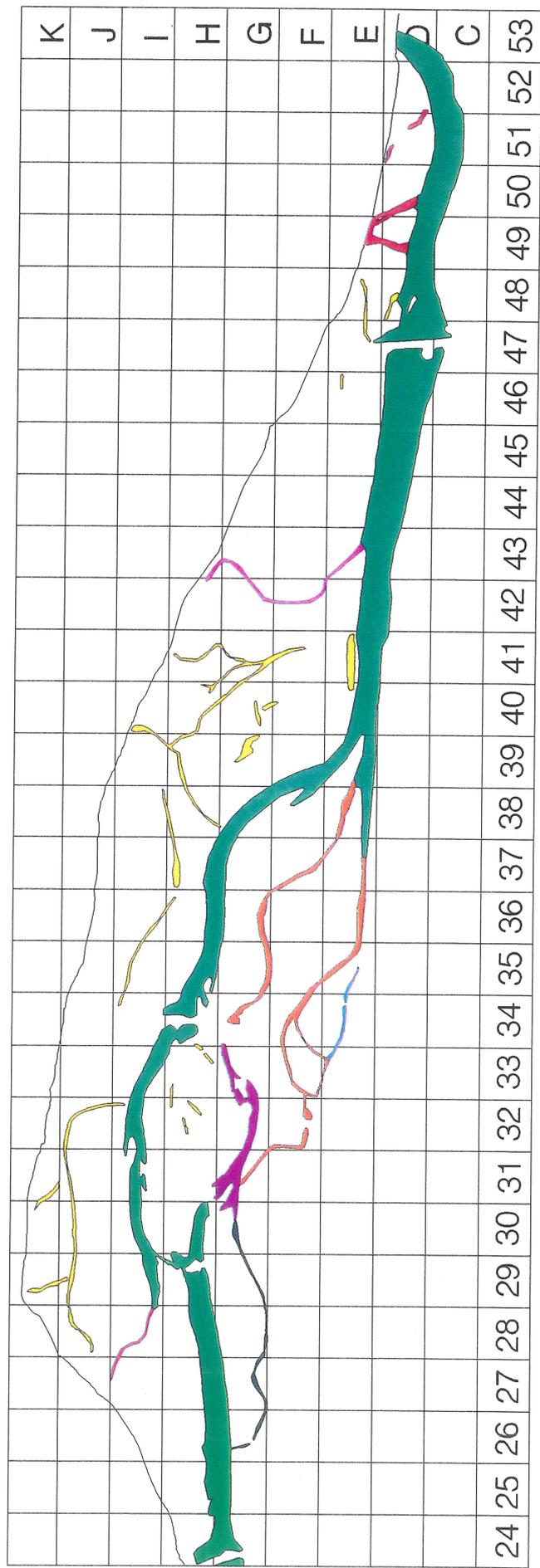
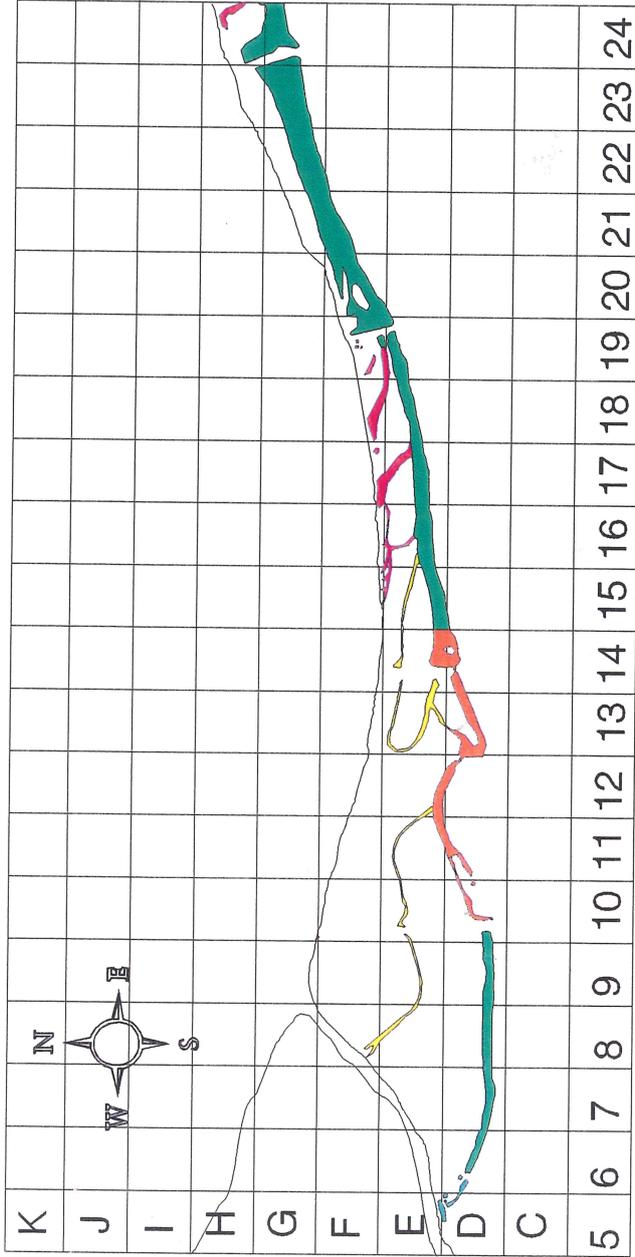
Abbildung 3: integrierte Daten für die einzelnen Altarmsysteme (Biotoptypen): Durchschnittswerte der Parameter prozentuelle Deckung, Artenzahl, Median der maximalen Kohler-Indizes und mittleren Mengenindices. (Anzahl der Abschnitte für die Biotoptypen: A n=32; B n=4; C n=5, E n=5, Haupt. n=60, I n=10; Zubr. n=14)

Gewässernetzung:  
 Maria-Ellend  
 Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

Makrophyten 1995

-  Hauptarmabschnitte
-  Zubringer v. d. Donau
-  Armsystem A
-  Armsystem B
-  Armsystem C
-  Armsystem D
-  Armsystem E
-  Armsystem I



### 3.3. Beschreibung der einzelnen Armsysteme (Biotoptypen)

#### 3.3.1. Hauptarmabschnitte

Diese Biotopgruppe ist die flächenmäßig bedeutsamste und abschnittreichste. Das System zieht sich, mit Ausnahme eines kurzen Bereiches unterhalb der Maria Ellender Traverse (Armsystem A) und eines Hauptarmteiles im Mitterhaufenbereich (Armsystem B), entlang des Hauptarmes durch das gesamte Untersuchungsgebiet. Der Hauptarm ist gekennzeichnet durch relativ trübes Wasser, starke Strömung bei Hochwasser und einen niederen Deckungsgrad der Vegetation. Die Vegetation tritt v.a. in den Randbereichen, sowie etwa 100 m oberhalb der Traversen verstärkt auf. Dort findet man auch für ein Makrophytenwachstum günstigere Bedingungen: Weichsedimentauflagen, geringere Wassertiefen und strömungsgeschützte Bereiche bei Hochwasser. Weite Teile sind aber auch vollkommen vegetationsfrei. Die Kohler-Indices liegen nie über 3, niedere Werte bei den Parametern maximaler Kohler-Index und mittlerer Mengenindex sind typisch. Die mittlere Artenzahl von 5 ist jedoch relativ groß. Charakteristische Arten mit hoher Frequenz sind *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pectinatus*.

#### 3.3.2. Zubringer von der Donau

Bei dieser Biotopgruppe handelt es sich um wenige schmale, meist beschattete Gerinne, die unmittelbar hinter dem Treppelweg beginnend linksseitig in den Hauptarm münden. Ihr Untergrund ist überwiegend schottrig, das Wasser durch Donauqualmwasser trüb, meist sind sie bei höheren Mittelwasserständen bereits an die Donau angebunden. Artenzahl, Kohler-Indices und prozentuelle Deckung sind sehr gering, viele Abschnitte vegetationsfrei. Charakteristische Arten entsprechen denen des Hauptarmes.

### Armsystem A

Dieser Biotyp enthält Abschnitte der Nebenarme im Mitterhaufenbereich und den Hauptarmbereich unterhalb der Maria-Ellender Traverse. Die Nebenarme im Mitterhaufenbereich sind dabei teilweise in Auweiher- und Autümpelketten zerfallen. Wechselnde Sedimentauflagen, mäßige Beschattung, relativ klares Wasser kennzeichnen dieses artenreiche und relativ stark bewachsene Teilsystem. Deckung und mittlerer Mengenindex waren in der Vegetationsperiode 1995 geringer als in den Vorjahren aber doch deutlich höher als im Hauptarm und in den Zubringern. Neben den auch im Hauptarm dominierenden Arten (s.o.) ist diese Gruppe v.a. durch das Auftreten von *Sparganium emersum*, *Eleocharis acicularis*, *Sagittaria sagittifolia* und *Myriophyllum verticillatum* gekennzeichnet.

### 3.3.3. Armsystem B

Im Mitterhaufengebiet spaltet sich der Hauptarm in zwei Äste. Der rechtsseitige Arm (Armsystem B) zeichnet sich durch sehr lockeren, wenig verfestigten Schotter aus. Dies deutet auf starke Umlagerungen bei Hochwasser hin. Die Lebensbedingungen für Makrophyten sind somit äußerst ungünstig und es kommt nicht zur Etablierung dauerhafter Bestände. Dieses Teilsystem ist noch artenärmer als das eigentliche Hauptarmgebiet und weitgehend vegetationsfrei. Nur die Pflanzen des Hauptarmes (s.o.) treten mit Kohler-Indices bis 2 auf.

### 3.3.4. Armsystem C

Beim Armsystem C handelt es sich um einige Tümpel in einem sonst verlandeten Graben südlich des Hauptarmes oberhalb der Mitterhaufentraverse. Die Abschnitte dieses Bereichs weisen die höchsten Durchschnittswerte für Deckung, maximalen Kohlerindex und mittleren Mengenindex auf. Sie stellen somit den am stärksten von Makrophyten geprägten Gewässertyp des Gebiets dar. Die Artenzahl ist allerdings relativ gering es dominieren einige wenige Arten: *Elodea canadensis*, *Lemna minor*, *Spirodela polyrhiza* und *Callitriche* sp.

### 3.3.5. Armsystem D

Dieser Biotyp besteht aus nur einem vom restlichen Altarmsystem stark isolierten Abschnitt und wurde daher in den Abbildungen 1-3 nicht berücksichtigt. Der Arm ist stark beschattet, der Wasserspiegel liegt einige Meter über dem der anderen Altarme, so daß das Gewässer wahrscheinlich vom Hangwasser geprägt ist. Charakteristische Arten sind *Elodea nuttallii*, *Lemna minor* und *Callitriche* sp.

### 3.3.6. Armsystem E

Die Abschnitte dieses Biotyps liegen in einem unmittelbar hinter dem Treppelweg beginnendem Arm der ca. 800m oberhalb der Regelsbrunner Traverse linksseitig in den Hauptarm mündet. Auf Grund dieser Charakteristik wäre das Gewässer zu den Zubringern von der Donau zu rechnen. Eine hohe Artenzahl mit einer mittleren Deckung von ca. 20% und einem durchschnittlichen maximalen Kohlerindex von 2,5 grenzen diesen Typ allerdings deutlich gegen die anderen Zubringer ab und machen ihn zu einem aus Sicht der Makrophyten bedeutenden Standort. Charakteristische Arten sind *Ranunculus circinatus*, *Elodea nuttallii*, *Potamogeton crispus* und *Potamogeton pectinatus*.

### 3.3.7. Armsystem I

Zum diesem Teilsystem wurden im Bereich zwischen Hauptarm und Donau liegende stark isolierte Gewässer zusammengefaßt. Meist handelt es sich um einzelne Tümpel in sonst trockengefallenen Gräben. Die Vegetation ähnelt stark der von Armsystem C ist aber, da viele der Tümpel zumindest zeitweise trockenfallen, stärker von Lemnaceen geprägt.

#### 4. Literatur

CASPER, S.J. & KRAUSCH, H. D. (1980 bzw. 1981): Pteridophyta und Anthophyta. Bd. 23 bzw. Bd. 24. In: Ettl, H. Gerloff, J. & Heynig, H. (Hrsg.): Die Süßwasserflora von Mitteleuropa. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

EISINGER, K., GÄTZ, N., PFLÜGL, C. und WEIGLHOFER, G. (1993): Verbreitung der Makrophytenbestände und allochthoner CPOM-Eintrag im rechtsufrigen Donaualtarmsystem bei Regelsbrunn. - Endbericht der limnologischen Projektstudie „Ökologie von Augewässern“ an der Universität Wien. SS 1992 und WS 1992/93: 35-75.

ELLENBERG, H. (1986): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen (4.Aufl.). - Ulmer, Stuttgart.

HUMPESCH, U. & MOOG, O. (1994): Flora und Fauna der Österreichischen Donau. -Limnologie aktuell 2: 81-107.

IMHOF, G., ZWICKER, E. und CHRISTOF-DIRRY, P. (1992): Charakterisierung anthropogen unterschiedlich beeinflusster Lebensräume an verlandenden Altarmen im Planungsraum des Wasseranreicherungsversuches Obere Lobau. - ÖWW 44: 322-336.

JANAUER, G. A. (1981): Die Zonierung submerser Wasserpflanzen und ihre Beziehung zur Gewässerbelastung am Beispiel der Fischa (Niederösterreich). - Verh. Zoo.-Bot. Ges. Österr. 120: 73-98.

JANAUER, G. A. (1989): Endbericht Fachgruppe Aquatische Vegetation. In: Interdisziplinäre Studie Donau. - Im Auftrag des ÖWWV, Wien: 219-230.

JANAUER, G. A. et al. (1993): Neue Aspekte der Charakterisierung und vergleichenden Beurteilung der Gewässervegetation.-Ber. Inst. Landschaftsökologie Univ. Hohenheim 2: 59-70.

JUNGWIRTH, M. et al. (1991): Flächendeckende Biotopkartierung des aquatischen Lebensraumes im Aubereich des zukünftigen Nationalparks Donau-Auen. - Endbericht. Im Auftrag von AULAND, Betriebsgesellschaft Marchfeldkanal, Nationalpark Donau-Auen.

KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. - Landschaft und Stadt 10: 73-85.

KOHLER,A., ZELLER, M. und ZELTNER,G.-H. (1987): Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene) 1970-1985. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 58: 115-137.

KRAUSE, W. (1976): Characeen aus Bayern. - Ber. Bayer. Bot. Ges. 47: 229-257.

LÖFFLER, H. (1988): Limnologische Projektstudie - Ökosystem Alte Donau. Endbericht an die Wasserstraßendirektion. - Eigenverlag, Wien: 94-125.

MELZER, A. (1981): Veränderungen der Makrophytenvegetation des Starnberger Sees und ihre indikatorische Bedeutung. - Limnologica 13: 449-458.

SCHIEMER, F. et al. (1992): Limnologische Gesichtspunkte bei der Beurteilung von Augewässerdotationen. - ÖWW 44: 300-307.

SCHRATT, A. E. (1988): Geobotanisch - ökologische Untersuchungen zum Indikatorwert von Wasserpflanzen und ihren Gesellschaften in Donaualtwässern bei Wien. - Diss.Univ.Wien, 240S.

SEIDL, C. (1992): Kartierung der Makrophytenvegetation im WWF-Reservat Marchauen/Marchegg. - Unpubl. Endbericht an den WWF, Wien, 55 S.

WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. & WARINGER, J. (1990): Zur Typisierung von Augewässern anhand der Litoralfauna (Evertebraten, Amphibien). - Arch. Hydrobiol. Suppl. **84** (Veröff. Arbeitsgemeinschaft Donauforschung 8): 73-94.

WIEGLEB, G. (1979): Der Zusammenhang zwischen Gewässergüte und makrophytenvegetation in niedersächsischen Fließgewässern. - Landschaft und Stadt **11**: 32-35.

WIEGLEB, G. (1981): Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer. - Limnologica **13**: 427-448.

WYCHERA, U. (1989): Biomasse, Licht und Struktur der Makrophytenbestände im Stauraum Altenwörth. - Diss. Univ. Wien.

WYCHERA, U. et al. (1992): Verbreitung, Struktur und Entwicklung der Makrophytenbestände und ihre Standortbedingungen im Mühlwassersystem. - ÖWW **44**: 314-322.

## 5. Anhang





















# Amphibien

Christian BAUMGARTNER

## 1. Einleitung

Als Indikatorgruppe zur Beurteilung von Umweltveränderungen bzw. der Wertigkeit eines Lebensraumes geraten Amphibien in den letzten Jahren zunehmend in die Arbeitsprogramme der angewandten ökologischen Forschung. Die an Gewässer gebundene Fortpflanzung gestattet eine gute Erfassung der vorhandenen Arten, durch Gelegezählungen sind auch Rückschlüsse auf die Bestandsgröße möglich. Dabei integrieren Amphibien die Lebensbedingungen des weiträumigen Gewässerumlandes (Adultlebensraum der meisten Anuren), der Übergangszonen (Grünfrösche, Molche) und des aquatischen Bereiches (Fortpflanzung und Molche). Die hohe Lebenserwartung mancher Arten (bis über 10 Jahre) erlaubt das Überdauern ungünstiger Zeiträume, die hohe Reproduktionsrate einen raschen Populationsaufbau. Auen bieten die artenreichsten Vorkommen dieser Tiergruppe, welche wie keine andere an die wechselnden Bedingungen dieses Lebensraumes symbolisiert.

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Frühjahrskartierung: Braunfrosch- und Erdkrötengelege

Mitte März bis Mitte April 1995 wurden zur Kartierung der Braunfroschgelege die Ufer aller Gewässer des Projektgebietes begangen und Gelegefunde auf Karten im Maßstab 1:5.000 eingetragen<sup>1</sup>. Eine kürzere Kartierungsphase war wegen des zwischenzeitlichen Hochwassers

---

<sup>1</sup> Kartierungsarbeiten wurden durchgeführt von Dr. Chr. Baumgartner, Mag.Dr. B. Gollmann, Dr. P. Pospisil, Mag.Dr. E. Schweiger-Chwalla, Dr. A. Waringer-Löschenkohl, Mag. K. Wiener.

nicht möglich, dieses kann einen Verlust an Braunfroschgelegen für stark durchströmte Bereiche bedingen. Bei den Begehungen im April konnten auch bereits Erdkrötengelege erfaßt werden. Entsprechend der damaligen geographischen Abgrenzung des Projektgebietes wurden die Gewässer westlich der Traverse im Quadranten D12 im Rahmen der Frühjahrskartierung nicht bearbeitet.

## 2.2. Sommerkartierung der Larven und Gelege

Zur Erfassung der Artenvielfalt wurden sämtliche Gewässer des Projektgebietes im Sommer 1995 (Mitte Juni - Ende Juli) nach Amphibienlarven bekeschert. Bei den Hauptarmen wurden Kescherungen entlang struktur- und vegetationsloser Ufer nur durchgeführt, wenn bei der Begehung flüchtende Larven beobachtet werden konnten; in Ufernähe vegetationsreiche Gewässerbereiche wurden immer bekeschert. Larvenkartierungen wurden jeweils bei sonnigem bis leicht bedecktem Himmel durchgeführt, die Artzuordnung erfolgte entsprechend den von GRILLITSCH et al. (1983) publizierten Merkmalen. Diese Arbeiten wurden im gesamten Gebiet zwischen Fischamündung und Einmündung des Altarmsystems in die Donau durchgeführt.

## 2.3. Kartierung im Herbst

Alle Kleingewässer des Gebietes wurden am 12.8. und 13.8.1995 nochmals zur Bekeschung aufgesucht, diese Begehung diente auch der Einschätzung der Beständigkeit.

## 2.4. Gewässergrenzen und erhobene Parameter

Die Abgrenzung einzelner Gewässer bzw. Gewässerabschnitte erfolgte entsprechend den Kohler-Abschnitten (siehe Anhang), großflächige Gewässer gehen dadurch mit jedem Einzelabschnitt in Gewässerzählungen ein. Diese Einteilung wurde um die temporären Gewässer erweitert. Zur Beurteilung der Beständigkeit wurde auch die

Wasserstandskarte der Makrophytenkartierung herangezogen. Angaben zur Besonnung wurden im Laufe der sommerlichen Larvenkartierung erhoben, die Stärke der Strömung bei Hochwasser anhand des Einflusses auf Vegetation und Gewässerbett kurz nach dem Ende des ersten Frühjahrshochwassers und unmittelbar nach Ende des Hochwassers im Sommer abgeschätzt. Nur in den hangnahen südlichen Bereichen konnten dafür direkte Beobachtungen durchgeführt werden. Die Angaben zur Gewässervegetation entsprechen dem Stand im Juli 1995. In einigen Gewässern erfolgte im Spätsommer und Herbst eine sehr deutliche Zunahme der Vegetationsdichte. Diese wurde nicht berücksichtigt, da sie für Amphibienlarven nur mehr sehr eingeschränkt bedeutungsvoll wäre.

Zur Beurteilung des Gewässerzustandes und -typs wurden weiters erhoben: Ufermorphologie, Besonnung der Ufer und der Wasserfläche, Länge und Breite des Gewässers, maximale Tiefe, ufernahes Substrat und das Vorkommen von Totholz, Flachwasserzonen, submerse Vegetation, Röhricht am Gewässer und in Gewässernähe. Die Beurteilung des Einflusses von Grundwasserkörper der Donau, Hangwasser (nur am südl. Abhang) und oberflächlichen Hochwassern auf den Wasserhaushalt der Laichgewässer entspricht einer vorläufigen Einstufung, da diese Einflußgrößen erst im Laufe dieser Untersuchung ermittelt wurden. Die Stufung der einzelnen Parameter ist in Tabelle 1 angegeben.

#### 2.5. Kriterien für die Beurteilung als Fortpflanzungsgewässer

Molche, Rotbauchunke, Knoblauchkröte und Laubfrosch wurden ausschließlich anhand von Larvenfunden ausgewiesen, Erdkröte, Braunfrösche und Grünfrösche anhand der Gelege und Larven festgestellt. Die Grünfrösche wurden nicht weiter getrennt, da dies an Gelegen und Larven nicht gesichert möglich ist. Für die Einstufung als Fortpflanzungsgewässer bleibt grundsätzlich unberücksichtigt, ob die Larven oder Gelege tatsächlich diesem Gewässer entstammen oder in dieses verdriftet wurden.

Tabelle 1: Stufung der Gewässermerkmale

Flächenstufe:	1.. < 20m <sup>2</sup> 2.. 20-50m <sup>2</sup> 3.. 50-100m <sup>2</sup> 4.. 100-500m <sup>2</sup> 5.. 500-2500m <sup>2</sup> 6.. > 2500m <sup>2</sup>
max. Wassertiefe:	1.. < 50cm 2.. 50-100cm 3.. > 100cm

Die ausgewiesene Wasserfläche und Wassertiefe der Kleingewässer entspricht dem Zustand bei Mittelwasser, einige Wochen nach einem Hochwasser.

Flachwasserzonen, Totholz, subm. Vegetation, Röhricht, Röhricht in Gewässernähe, Uferbesonnung, Wasserbesonnung:

- 0.. nicht vorhanden
- 1.. gering
- 2.. ausgeprägt
- 3.. stark ausgeprägt

Beständigkeit: 1.. permanent  
2.. permanent, aber zur aquatischen Überwinterung ungeeignet (geringe Wassertiefe)  
3.. im Herbst trocken  
4.. im Spätsommer trocken  
5.. auch im Sommer Trockenphasen

Überwiegender Wassereinfluß:

- 1.. Grundwasserkörper der Donau
- 2.. oberflächliche Hochwässer
- 3.. Grund- und Oberflächenwasser des südl. Abhanges (Hangwasser)

Durchströmung bei mittlerem Hochwasser:

- 0.. nicht gegeben
- 1.. gegeben

## 2.6. Zuverlässigkeit der Methode

Während der Gelegekartierung im Frühjahr 1995 kam es zu einer Anhebung des Wasserspiegels, welche eine Unterbrechung der Gelegezählung erforderte. Manche Abschnitte konnten erst wesentlich später aufgesucht werden, der höhere Wasserstand beeinträchtigte die Wahrnehmung nunmehr tief liegender Laichballen. Die in machen Bereichen beträchtliche Strömung während des Hochwassers kann auch die gut befestigten Springfrosch-Gelege losreißen oder mitsamt der als Verankerung genutzten Pflanzenteile, Äste, etc. verdriften. Dies

ist vor allem direkt an den großen Altarmen wirksam, welche jedoch als Braunfrosch-Laichplätze nur untergeordnete Bedeutung besitzen.

Keine sinnvollen Kartierungsdaten waren im Jahr 1995 für die Gelege der Erdkröte erzielbar, da diese Art während einer Hochwasserperiode laichte.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1. Laichgewässer

Im Jahr 1995 konnten für 94 Gewässer bzw. Gewässerabschnitte Fortpflanzungsnachweise erbracht werden (Abb. 1), wichtige Gewässerparameter und sämtliche Fortpflanzungsnachweise sind im Anhang angeführt. Es überwiegen Gewässer mit über 100 m<sup>2</sup> Wasserfläche (siehe Tabelle 2), welche 2/3 aller Laichgewässer darstellen, über 80% werden bei mittleren Hochwässern durchströmt. Für die Hälfte aller Fortpflanzungsgewässer bestimmen oberflächige Überflutungen den Wasserhaushalt, Oberflächen- und Grundwasser des südlichen Abhanges stabilisiert die Wasserstände der direkt angrenzenden Kleingewässer (Quadranten G27-G28 und E33-E35). Die submerse Vegetation ist zumeist gering entwickelt, Wasserfläche und Ufer sind jedoch gut besonnt. Nur wenige Laichgewässer zeigten im Jahr 1995 Trockenphasen während des Sommers oder trockneten bereits im Spätsommer aus.

Im Bereich östlich der Traverse des Quadranten G24 wurden sämtliche Kleingewässer, temporären Gewässer und im Frühjahr als Tümpelkette vorliegenden Altarmabschnitte von Amphibien zur Fortpflanzung aufgesucht. An den Ufern des großen Altarmes fanden sich nur vereinzelt Laichballen des Springfrosches, lediglich eine Bucht im Quadrant G23/33 konnte mehrere Amphibienarten aufweisen. Temporäre Kleingewässer wurden fast immer von mehreren Amphibienarten besiedelt, die Laichplätze in Tümpelketten größerer Gräben hingegen zumeist nur vom Springfrosch genutzt.

Tabelle 2: Fortpflanzungsgewässer der Amphibien, Anzahl der Gewässer nach Ausprägungsstufen der erhobenen Parameter

Parameter	Stufung						
	0	1	2	3	4	5	6
Fläche	-	6	9	13	13	25	28
max. Wassertiefe	-	35	19	39	-	-	-
Flachwasserzonen	4	32	20	37	-	-	-
Totholz	27	41	12	14	-	-	-
subm. Vegetation	40	35	14	5	-	-	-
Röhricht am Gewässer	62	14	6	12	-	-	-
Röhricht in Gewässernähe	67	11	7	9	-	-	-
überwiegender Wassereinfluß	46	46	2	-	-	-	-
durchströmt bei Hochwasser	14	80	-	-	-	-	-
Beständigkeit	-	34	12	31	13	4	-
Uferbesonnung	10	26	21	37	-	-	-
Wasserbesonnung	11	16	19	48	-	-	-

Alle von Amphibien genutzten Gewässerteile zeigten im Uferbereich schlammiges Feinsubstrat und verfügten zumindest zum Zeitpunkt der Laichabgabe über flache Uferabschnitte, diese Parameter werden daher nicht ausgewiesen.

### 3.2. Die Amphibien des Untersuchungsgebietes

Reihung nach der Laichgewässeranzahl:

1. Springfrosch (*Rana dalmatina*, Abb. 2): Nutzt alle vorhandenen Kleingewässer des Frühjahrs sowie in geringem Maße vegetationsreiche Abschnitte größerer Arme. Einige Tiere laichten sogar donauseitig des Hochwasserschutzdammes in den Tümpeln zwischen Biotopschutzgebiet und Damm (Quadrant K33), nach dem ersten Hochwasser konnten jedoch weder Laich noch Larven aufgefunden werden. Das gesamte Projektgebiet weist einen sehr hohen Springfroschbestand auf, insbesondere im Bereich des Mitterhaufens. Bei einer Begehung im Juli konnten am Treppelweg zwischen Regelsbrunner Traverse und der Abzweigung zur Mitterhaufen-Traverse über 100 Tiere gezählt werden.



Abbildung 1: Fortpflanzungsgewässer der Amphibien



Abbildung 2: Fortpflanzungsgewässer der Springfrösche

2. Erdkröte (*Bufo bufo*, Abb. 3): 1995 konnten durch die zeitlich ungünstige Ablage der Laichschnüre bei Hochwasser kaum Gelege nachgewiesen werden, die zahlreichen vertrockneten Laichschnüre im Gewässer des Quadranten G28 deuten aber einen hohen Bestand an. Für die Gewässer in unmittelbarer Nähe zum südlichen Abhang sollte auch die Möglichkeit des „Laichtourismus“ aus angrenzenden Bereichen in Betracht gezogen werden. Die Larven der Erdkröte fanden sich auffällig zahlreich beim groben Blockwurf unmittelbar unterhalb von Traversen (D10, F32, G34), besonders an Stellen mit leichter Strömung.

3. Grünfrösche (*Rana lessonae*, *R. kl. esculenta*, *R. ridibunda*, Abb. 4): Die einzigen Amphibien, welche regelmäßig an den großen Altarmen angetroffen werden - jedoch kann an diesen Lebensräumen nur in wenigen Fällen der Fortpflanzungsnachweis erbracht werden (Verlandungszonen in unmittelbarer Traversennähe). Zum Laichen wurden sonnige Kleingewässer aufgesucht, der Extremfall eines Grünfroschlaichplatzes waren zwei winzige Tümpel (Durchmesser < 2m) im Quadrant H29 in unmittelbarer Nähe zum Hauptarm.

4. Rotbauch-Unke (*Bombina bombina*, Abb. 5): Bevorzugt gut besonnte, mit reichlich Vegetation ausgestattete Gewässer. Rufende Männchen wurden nach Hochwässern regelmäßig an Überschwemmungsbereichen angetroffen, jedoch genügte die Beständigkeit dieser Standorte nicht für einen Fortpflanzungsnachweis. Das Gewässer im Quadranten E46 wurde rasch zum herausragenden Rufplatz des Gebietes, allerdings konnten im Verhältnis zur hohen Rufaktivität der Männchen später nur wenige Larven gefangen werden. Hohe Rufaktivität fand sich auch in einem stark verschilften Gewässer im Quadranten H31a, welches sich dieser Art durch Vegetationsreichtum und vollständige Besonnung anbietet. An einem Hauptarm fand sich die Rotbauch-Unke nur in den verschilften Bereichen der Quadranten E38/39.

5. Laubfrosch (*Hyla arborea*, Abb. 6): Struktureiche, sonnige Gewässer mit besonderer Ufervegetation sind im Untersuchungsgebiet bevorzugte Laichgewässer des Laubfrosches. Diese werden auch angenommen, wenn bei Hochwasser starke Strömungen auftreten, etwa bei den Gewässern der Quadranten I40 und H39. 11 gemeinsame Laichgewässer mit der Rotbauchunke zeigen die beiden Arten eigene Bindung an gut besonnte Lebensräume.



Abbildung 3: Fortpflanzungsgewässer der Erdkröten



Abbildung 4: Fortpflanzungsgewässer der Grünfrösche



Abbildung 5: Fortpflanzungsgewässer der Rothauch-Unken

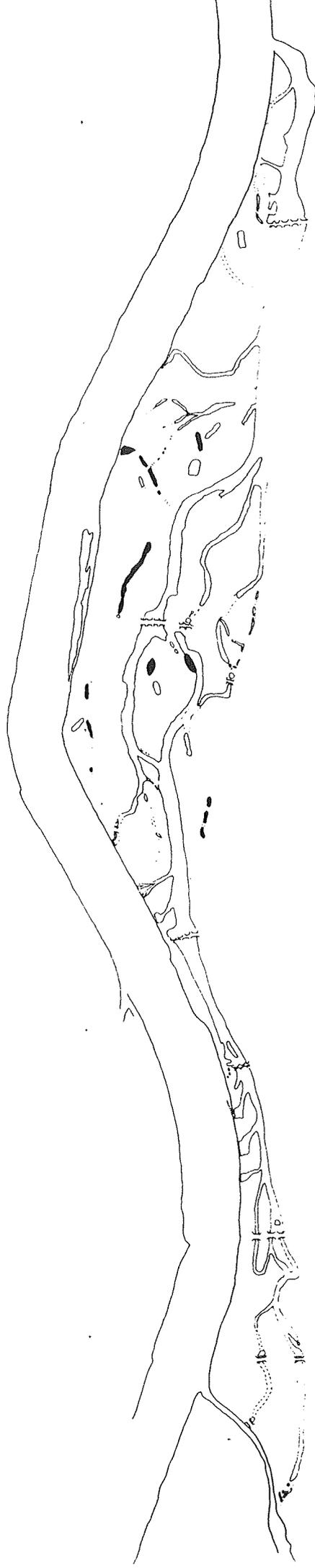


Abbildung 6: Fortpflanzungsgewässer der Laubfrösche

6. Donau-Kammolch (*Triturus dobrogicus*, Abb. 7): Diese stark wassergebundene Art nutzt im Untersuchungsgebiet sonnige, vegetationsreiche Gewässer zur Fortpflanzung. Sehr kleine und stark unbeständige Gewässer werden gemieden, ebenso die großen Altarme. Bei der Kartierung im Herbst wurden an mehreren Kleingewässern noch zahlreiche kleine Kammolchlarven gefunden (Körpergröße < 2 cm).

7. Teichmolch (*Triturus vulgaris*, Abb. 8): mit 11 Laichgewässern eine Art mittlerer Häufigkeit, nur in vier Gewässern gemeinsam mit dem Donau-Kammolch auftretend.

8. Moorfrosch (*Rana arvalis wolterstorffi*, Abb. 9): besiedelt vorwiegend die Bereiche nahe des südlichen Abhanges, nur einmal wurde ein adultes Tier beobachtet.

9. Knoblauchkröte (*Pelobates fuscus*, Abb. 10): die seltenste Art des Gebietes, läßt man den gebietsfremden Grasfrosch unberücksichtigt. Die drei nachgewiesenen Fortpflanzungsgewässer liegen alle zwischen Hauptarm und Donau: dies kann als Hinweis auf die stark grabende Lebensweise verstanden werden, da die Art sandig-lockere Böden bevorzugt. Alle Kleingewässer dieses Bereiches weisen eine geringe Beständigkeit auf, können vom Springfrosch im zeitigen Frühjahr noch nicht massiv genutzt werden und bieten wegen des geringeren Konkurrenzdruckes eventuell bessere Entwicklungschancen. Knoblauchkröten-Larven wachsen sehr rasch und benötigen zum Erreichen der beträchtlichen Größe hohe Futtermengen.

10. Grasfrosch (*Rana temporaria*, Abb. 9): Vereinzelte Nachweise des Grasfrosches liegen aus mehreren Auegebieten der Donau vor (z.B. PINTAR 1984; PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL, 1989), nach SOCHUREK (1978) wurde er in den Doauraum eingeschleppt. Die nächsten bekannten Vorkommen liegen am nördlichen Donauufer, an der Wiener Stadtgrenze und im Wiener Donauraum. Der Bestand des Untersuchungsgebietes beschränkt sich auf Einzeltiere, es wurden lediglich ein laichbereites Weibchen im Quadranten G41 und im Spätsommer ein kleines Exemplar etwas westlich davon gefunden.



Abbildung 7: Fortpflanzungsgewässer der Donau-Kammolche



Abbildung 8: Fortpflanzungsgewässer der Teichmolche



Abbildung 9: Fortpflanzungsgewässer der Moorfrösche

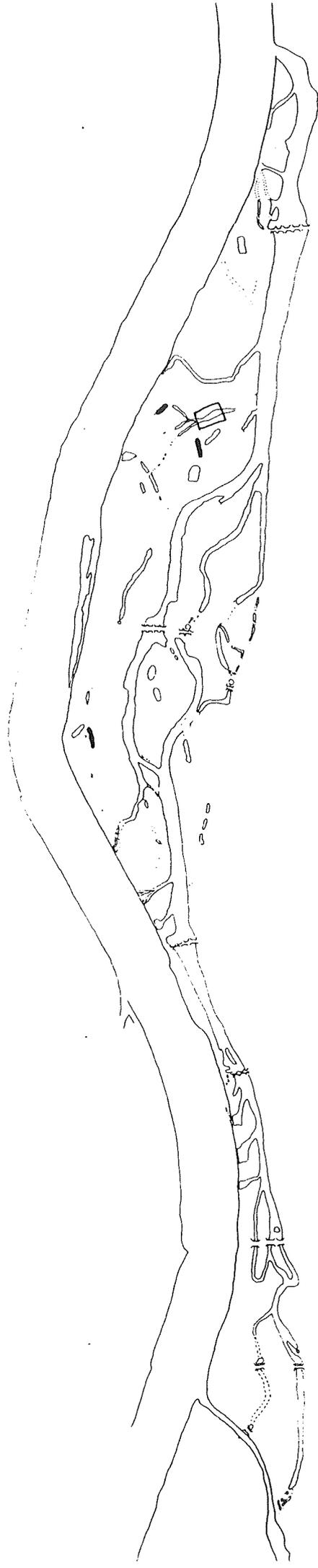


Abbildung 10: Fortpflanzungsgewässer der Knoblauchkröten und Grasfrösche (als Rechteck markiert)

### 3.3. Artenvielfalt der Laichgewässer

Nahezu die Hälfte aller Laichgewässer werden nur von einer Art besiedelt, dies ist großteils auf die weite Verbreitung des Springfrosches zurückzuführen. Viele von dieser Art im zeitigen Frühjahr aufgesuchte Laichplätze waren nach dem Steigen des Wasserspiegels nicht mehr als attraktive Kleingewässer vorhanden, oder sind kaum besonnt, nahezu vegetationsfrei und strukturlos. Derartige Gewässer werden von im Sommer laichenden Arten gemieden, 46 Fortpflanzungsgewässer (etwa 50%) beherbergten daher kein Entwicklungsstadien dieser Artengruppe (Tabelle 3).

Der Artenreichtum aller Fortpflanzungsgewässer wird für die Stufen „1-2 Arten“, „3-4 Arten“ und „5 oder mehr Arten“ in Abb. 11 dargestellt, alle artenreichen Gewässer liegen in abgeschnittenen Teilen des Gewässernetzes.

Tabelle 3: Artenvielfalt der Laichgewässer: eingetragen sind für jede Artenanzahl die Anzahl an derartigen Laichgewässern der beiden Artengruppen und des gesamten Amphibienbestandes.

Artenzahl des Gewässers	Gewässer mit Frühjahrslaichern (4 Arten)	Gewässer mit Sommerlaichern (6 Arten bzw. Taxa)	gesamte Gewässeranzahl
0	16	46	0
1	50	25	45
2	21	6	22
3	7	12	11
4	-	5	2
5	-	-	10
6	-	-	2
7	-	-	2



Abbildung 11: Artenvielfalt der Fortpflanzungsgewässer

1-2 Arten      3-4 Arten      5 oder mehr Arten

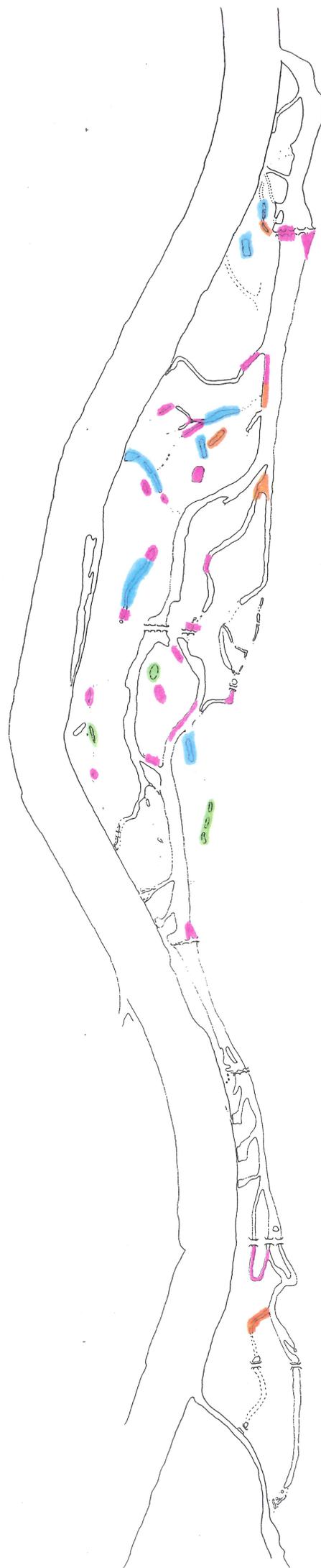


Abbildung 12: Artenvielfalt der Fortpflanzungsgewässer: Sommerlaicher

1 Art      2 Arten      3 Arten      4 Arten

### 3.4. Bedeutende Fortpflanzungsgewässer der Sommerlaicher

Sommerlaicher bevorzugten den Typ des gut besonnten, struktur- und vegetationsreichen Gewässers mit reichlich Flacherwasserzonen, welcher im Untersuchungsgebiet vor allem in temporären Gewässern realisiert wird. Herausragend vielfältige Gewässer dieser Artengruppe liegen in den Tümpelketten oder Gräben, welche nur bei Hochwasser Verbindung zur Donau bzw. den großen Altarmen erlangen (Abb. 12). Die am südlichen Abhang gelegenen Kleingewässer dieses Typs (Quadranten G27-G30) erlangen durch Oberflächen- oder Grundwasser des Hanges große Beständigkeit des Wasserstandes, dennoch zeigen sie ein Artenspektrum, welches dem der oben angeführten temporären Gewässer östlich des Mitterhaufens entspricht.

### 3.5. Bedeutende Laichplätze der Braunfrösche

Die Laichgewässer der Braunfrösche sind in Abb. 13 dargestellt, alle bedeutenden Standorte liegen in eher beständigen Kleingewässern oder im Frühjahr zu Tümpelketten zerlegten Altarmen. Das erste Hochwasser trat im Jahr 1995 erst gegen Ende der Laichperiode des Springfrosches auf, dieser Art standen daher Kleingewässer mit stark temporärem Charakter nur in geringem Maße zur Verfügung.



a.) weniger als 10 Gelege je Gewässer oder weniger als 10 Gelege je 100m Gewässerlänge



b.) mehr als 10 Gelege je Gewässer oder mehr als 10 Gelege je 100m Gewässerlänge



c.) mehr als 100 Gelege je Gewässer oder mehr als 100 Gelege je 100m Gewässerlänge

Abbildung 13: Laichgewässer der Braunfrösche

### 3.6. Häufigkeit und Stetigkeit der Arten

Die dominierende Amphibienart des Untersuchungsgebietes war der Springfrosch, welcher mit 71 Fundorten etwa  $\frac{3}{4}$  aller Fortpflanzungsgewässer nutzte. Er fehlte nur in Gewässern, welche erst nach seiner Fortpflanzungsperiode mit Wasser gefüllt wurden sowie in den großen Altarmen. Die Erdkröte erreichte trotz der ungünstigen Wasserverhältnisse nach ihrer Hauptlaichzeit 32 Fundorte und übertraf damit noch die Grünfrösche. Bemerkenswert gering erscheint die Anzahl der Knoblauchkrötenfunde.

Tabelle 4: Anzahl der Laichgewässer und Stetigkeit (in %) der Amphibienarten. Die Stetigkeit wurde berechnet als Zahl der frequentierten Laichplätze in Prozent der gesamten Laichplätze.

Art	Anzahl Fortpflanzungsgewässer bzw. Gewässerabschnitte	Stetigkeit
<i>Triturus dobrogicus</i>	14	14,9%
<i>Triturus vulgaris</i>	11	11,7%
<i>Bombina bombina</i>	19	20,2%
<i>Pelobates fuscus</i>	3	3,2%
<i>Bufo bufo</i>	32	34,0%
<i>Hyla arborea</i>	18	19,1%
<i>Rana arvalis w.</i>	9	9,6%
<i>Rana dalmatina</i>	71	75,5%
<i>Rana temporaria</i>	1	1,1%
<i>Rana les/escriid</i>	28	29,8%

### 3.7. Gemeinsame Fortpflanzungsgewässer

Der prozentuelle Anteil gemeinsamer Fortpflanzungsgewässer ist für alle möglichen Artenpaare in Tabelle 5 ausgewiesen. Bemerkenswert erscheinen der geringe Anteil gemeinsamer Gewässer der beiden Molcharten, sowie die hohe Übereinstimmung in den Fortpflanzungsgewässern der Frühjahrslaicher und der Kombinationen Rotbauchunke-Laubfrosch, Kammolch-Erdkröte und Teichmolch-Grünfrösche.

Tabelle 5: Gemeinsame Laichgewässer der Amphibien: angegeben sind die Gesamtanzahl der Laichgewässer jeder Art und für alle möglichen Artenpaare der prozentuelle Anteil gemeinsamer Laichgewässer in Prozent der waagrecht angeführten Art.

	Gewässeranzahl	<i>Triturus dobrogicus</i>	<i>Triturus vulgaris</i>	<i>Bombina bombina</i>	<i>Pelobates fuscus</i>	<i>Bufo bufo</i>	<i>Hyla arborea</i>	<i>Rana arvalis w.</i>	<i>Rana dalmatina</i>	<i>Rana temporaria</i>	<i>Rana rid/esc/les</i>
Gewässeranzahl		14	11	19	3	32	18	9	71	1	28
<i>Triturus dobrogicus</i>	14		28,6	50	7,1	64,3	57,1	7,1	78,6	7,1	50
<i>Triturus vulgaris</i>	11	36,4		54,5	0	45,5	36,4	36,4	72,7	9,1	63,6
<i>Bombina bombina</i>	19	36,8	31,6		5,3	52,6	57,9	15,8	63,2	0	36,8
<i>Pelobates fuscus</i>	3	33,3	0	33,3		0	66,7	0	33,3	0	33,3
<i>Bufo bufo</i>	32	28,1	15,6	31,2	0		28,1	18,8	78,1	3,1	28,1
<i>Hyla arborea</i>	18	44,4	22,2	61,1	11,1	50		16,7	88,9	0	33,3
<i>Rana arvalis w.</i>	9	11,1	44,4	33,3	0	66,6	33,3		100	0	44,4
<i>Rana dalmatina</i>	71	15,5	11,2	16,9	1,4	35,2	22,5	12,7		1,4	23,9
<i>Rana temporaria</i>	1	100	100	0	0	100	0	0	100		100
<i>Rana rid/esc/les</i>	28	25	25	25	3,6	32,1	21,4	14,3	60,7	3,6	

### 3.8. Artenvielfalt - Gewässermerkmale

Alle Abbildungen dieses Themenkomplexes (Abb. 14 - 20) trennen die Frühjahrs- und Sommerlaicher, da manche der erhobenen Gewässermerkmale auf diese beiden Artengruppen unterschiedlich wirken. Diese Trennung setzt lediglich in der zeitlichen Abfolge des Erscheinens am Laichgewässer eine Zäsur, keinesfalls darf sie als ökologische Klassifizierung gewertet werden.

Die durchschnittlichen Artenzahlen der einzelnen Flächenstufen (Abb.14) zeigen ein deutliches Maximum bei Gewässern mit 100-500 m<sup>2</sup>, welche nahezu 4 Arten beherbergen. Hingegen kann in beiden Extremgruppen nur mit weniger als 2 Arten gerechnet werden. Die kleinste Flächengruppe enthält vor allem kleine Kolke entlegener Grabensysteme und zwei winzige Tümpel auf dem Schotterfeld im Quadranten H29, die großflächigen Gewässer sind Abschnitte der großen Hauptarme.

Die Beständigkeit der Fortpflanzungsgewässer (Abb. 15) erlangte im Jahr 1995 nur geringe Bedeutung für den Artenreichtum der Amphibien, dies kann bei stark zur Unbeständigkeit neigenden Gewässerbereichen an der sehr guten Wasserversorgung dieses Jahres gelegen haben. Nahezu alle Gewässer waren im Jahr 1995 vom zeitigen Frühjahr bis in den Spätsommer wasserführend, und damit für alle Arten nutzbar.

Nur gering erscheint der Einfluß des Besonnungsgrades der Wasserfläche (Abb. 16), die artenarmen großen Altarme vermindern den durchschnittlichen Artenbestand der Gewässer mit starkem Lichteinfall auf die Wasserfläche. Daß die tendenziell weniger submerse Vegetation aufweisenden, lichtarmen Gewässer eine geringere Artenzahl der strukturliebenden Sommerlaicher beherbergen, scheint dennoch leicht angedeutet.

Besonnung der Ufer (Abb. 17) geht nicht unbedingt mit gesteigertem Artenreichtum einher, die Stufe der Gewässer mit sehr stark besonnten Ufern zeigt deutlich geringere Artenzahlen. Auch hier reduzieren die stark besonnten Ufer der artenarmen Großgewässer den Durchschnittswert der höchsten Besonnungsstufe.

Der Zusammenhang Gewässervegetation-Artenreichtum (Abb. 18) könnte für Arten, welche ihre Laichgewässer erst jahreszeitlich spät wählen, kaum deutlicher ausgeprägt sein. Für die Frühjahrslaicher ist ein derartiger Zusammenhang kaum erkennbar, der Einbruch in der höchsten Stufe erklärt sich für diese Artengruppe durch das Fehlen dieses Gewässertyps zum Zeitpunkt der Laichablage.

Gewässer, deren Wasserhaushalt vom oberflächlichen Hochwasser bestimmt wird, zeigen beträchtlich höhere Artenzahlen der Sommerlaicher (Abb. 19), hingegen kann für die Frühjahrslaicher kein derartiger Trend festgestellt werden.

Bei Hochwasser nicht durchströmte Gewässer zeigen bei den Sommerlaichern höhere Artenzahlen (Abb. 20). Diese Gewässer sind durch die geringere Anbindung zumeist stärkeren Schwankungen ihres Wasserhaushaltes unterworfen.

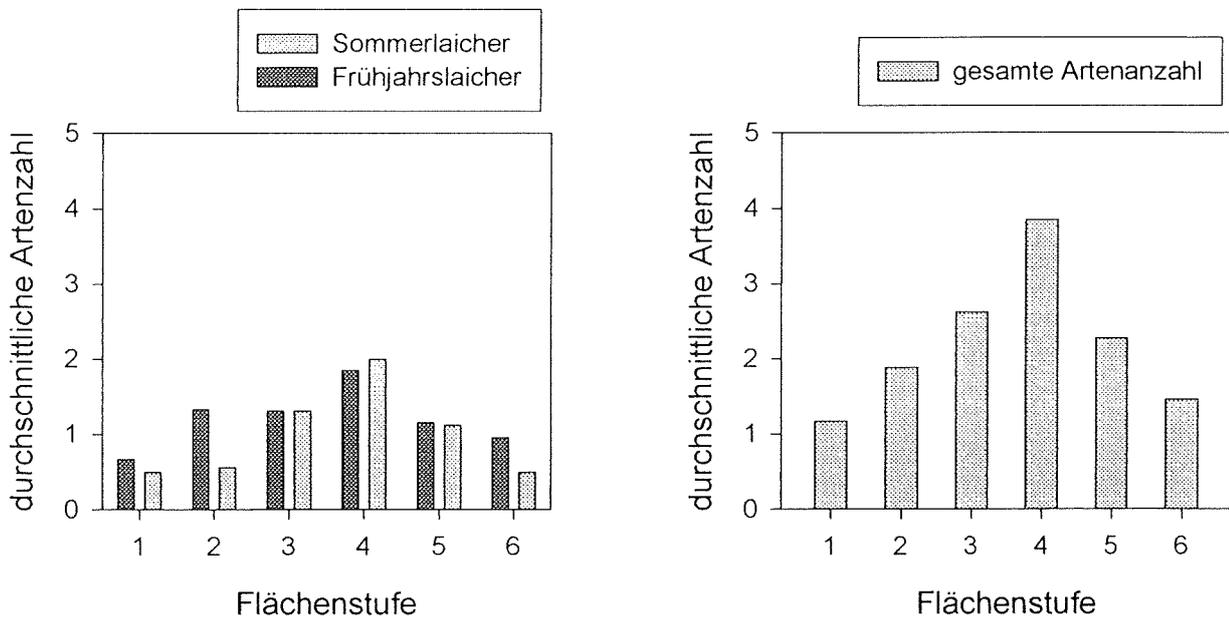


Abbildung 14: Durchschnittliche Artenzahlen der Flächenstufen

Flächenstufe: 1.. < 20m²      2.. 20-50m²      3.. 50-100m²  
 4.. 100-500m²      5.. 500-2500m²      6.. > 2500m²

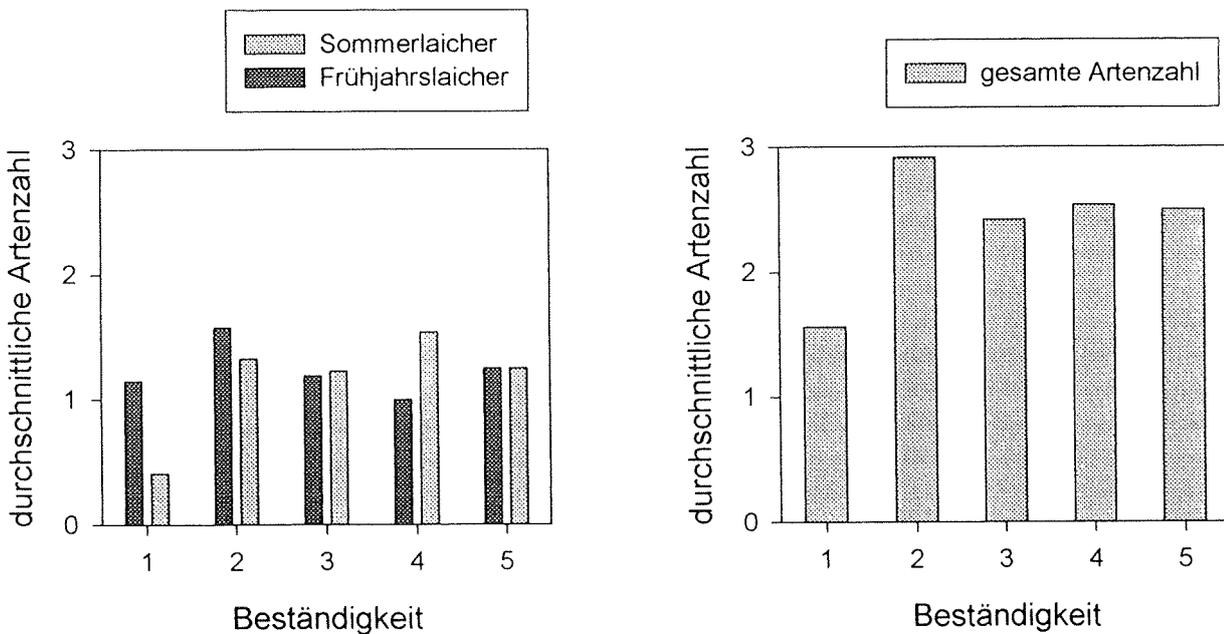


Abbildung 15: Durchschnittliche Artenzahlen nach Beständigkeit des Gewässers

Beständigkeit: 1.. permanen      2.. permanent, aber zur aquatischen Überwinterung ungeeignet  
 3.. im Herbst trocken      4.. im Spätsommer trocken      5.. auch im Sommer Trockenphasen

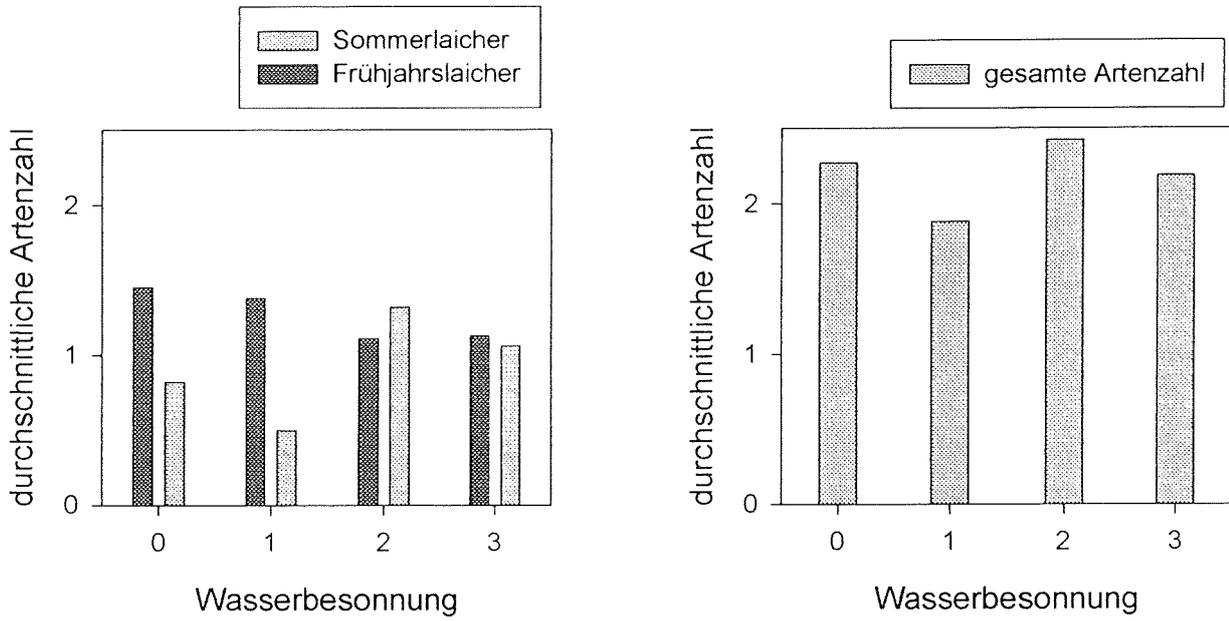


Abbildung 16: Durchschnittliche Artenzahlen nach Besonnung der Wasserfläche  
 Besonnung der Wasserfläche: 0.. nicht vorhanden 1.. gering 2.. ausgeprägt 3.. stark ausgeprägt

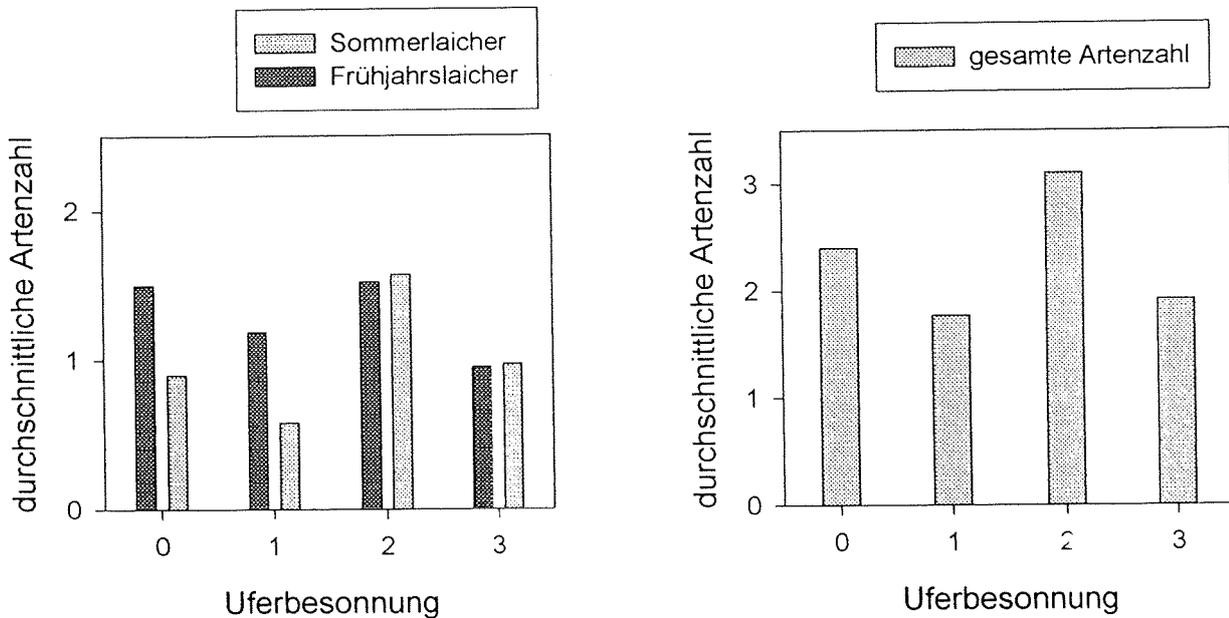


Abbildung 17: Durchschnittliche Artenzahlen nach Besonnung der Gewässerufer  
 Besonnung der Ufer: 0.. nicht vorhanden 1.. gering 2.. ausgeprägt 3.. stark ausgeprägt

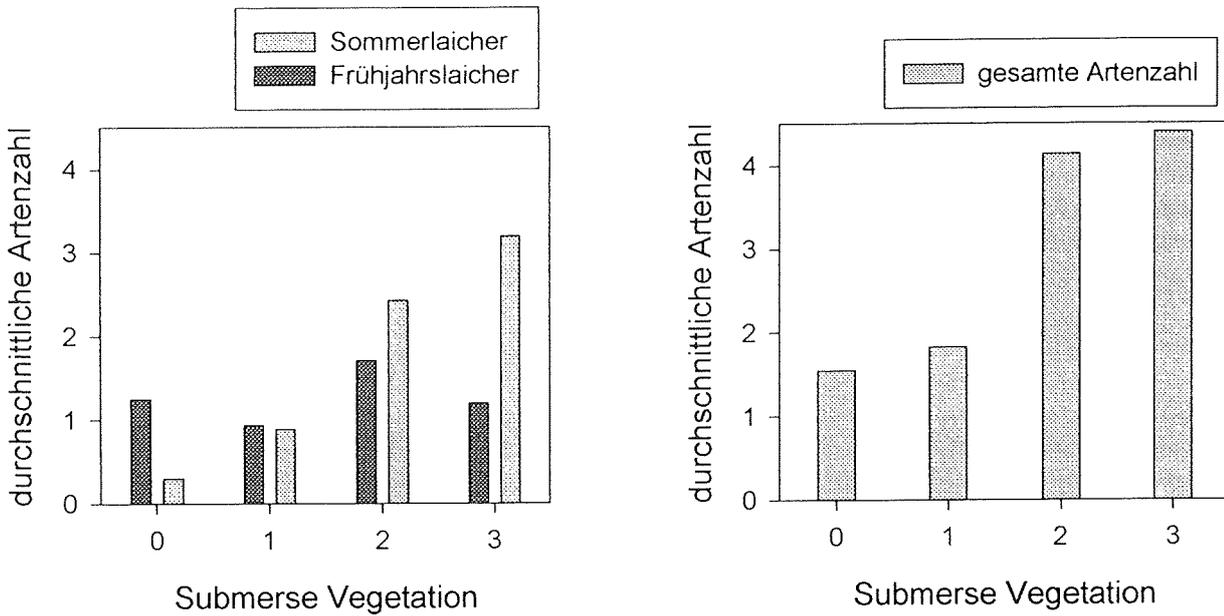


Abbildung 18: Durchschnittliche Artenzahlen nach Ausbildung der submersen Vegetation  
 Submersed Vegetation: 0.. nicht vorhanden 1.. gering 2.. ausgeprägt 3.. stark ausgeprägt

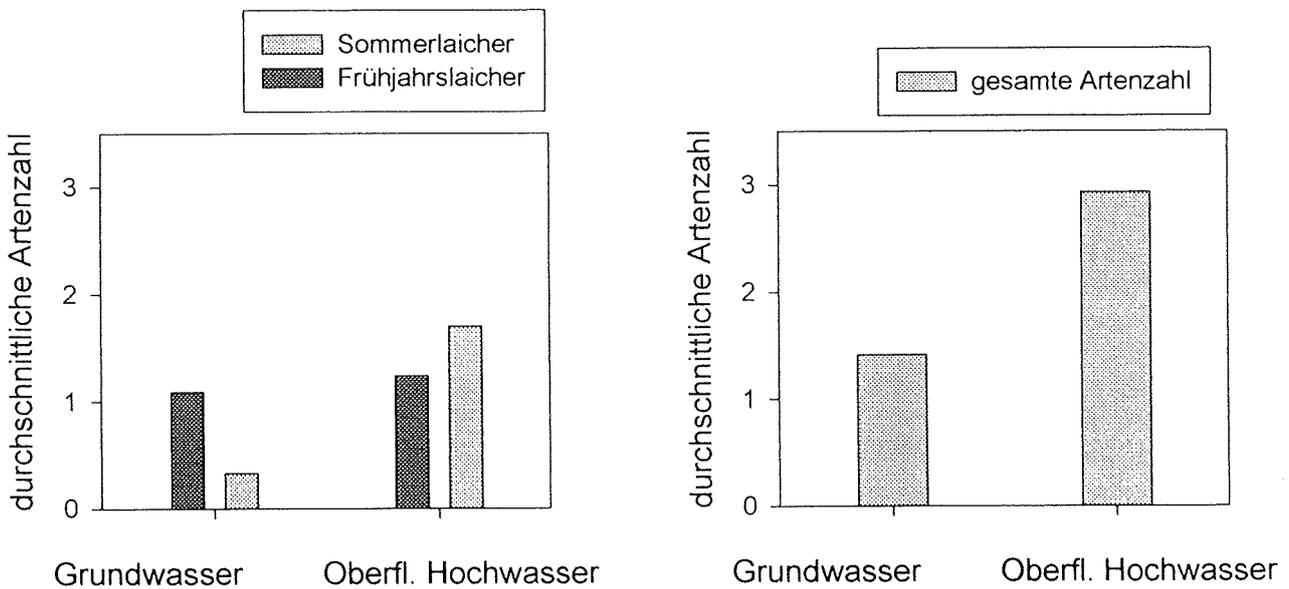


Abbildung 19: Durchschnittliche Artenzahlen nach dominierendem Wassereinfluß  
 Überwiegender Wassereinfluß: 1.. Grundwasserkörper der Donau 2.. oberflächliche Hochwässer  
 (Durch Hangwasser geprägte Gewässer sind in der Grafik nicht dargestellt)

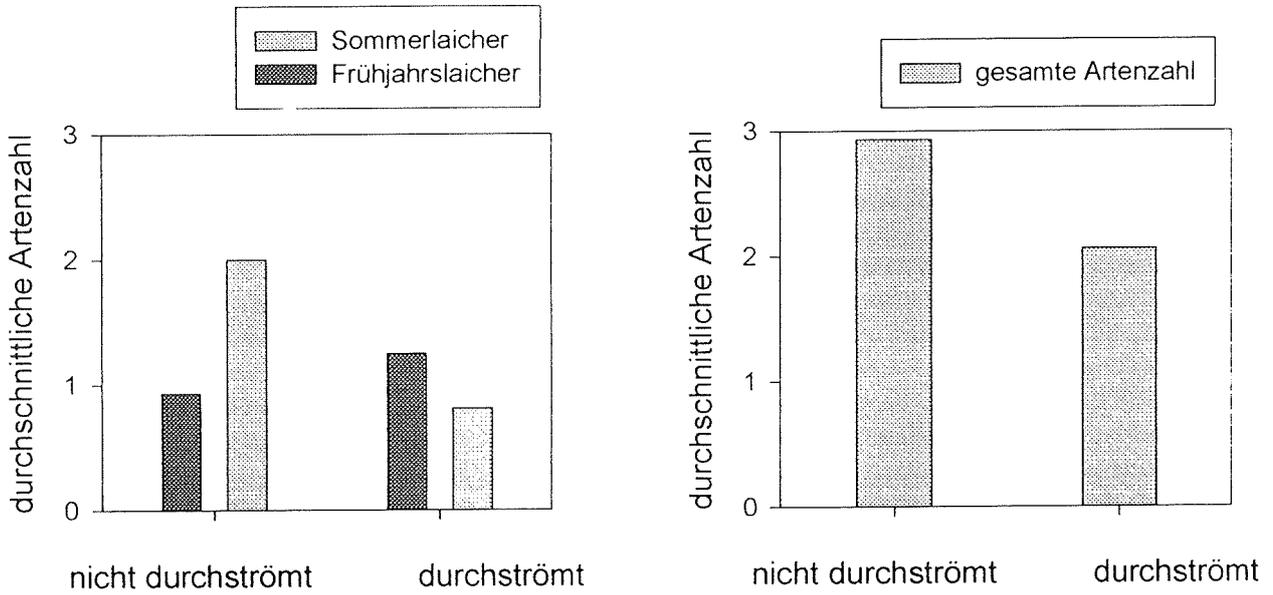


Abbildung 20: Durchschnittliche Artenzahlen nach Durchströmung bei Hochwasser  
 Durchströmung bei mittlerem Hochwasser: 0.. nicht gegeben 1.. gegeben

#### 4. Diskussion

132 Gewässerabschnitte wurden bei der herbstlichen Makrophyten-Kartierung (siehe Abschnitt „Makrophyten“) ausgewiesen, für 51 davon konnte die Nutzung als Fortpflanzungsgewässer nachgewiesen werden (39%). Zusätzlich wurden, bei vergleichbaren Gliederungskriterien, 43 temporäre Gewässer oder Gewässerabschnitte genutzt. Entsprechend dieser Unterteilung kann 94 von 175 Gewässerabschnitten eine reproduktive Bedeutung zuerkannt werden, das sind etwa 55% des gesamten Gewässerbestandes.

Werden die Gewässergrenzen der großen Altarme an den Traversen angenommen und bei niedrigem Mittelwasser verbundene Wasserflächen grundsätzlich als eine Einheit betrachtet, so können anstelle der 132 Gewässerabschnitte nur 52 im Herbst 1995 wasserführende Gewässer unterschieden werden<sup>2</sup>. Von diesen würden lediglich 19 ohne Fortpflanzungsnachweis verbleiben. Die Anwendung des strengen Einteilungsschemas läßt die Anzahl der temporären Fortpflanzungsgewässer von 43 auf 36 sinken, es ergeben sich daher 69 Fortpflanzungsgewässer bei einer Gesamtzahl von 88 Gewässern: 78% des Gewässerbestandes werden reproduktiv genutzt.

Im Gegensatz zum großen Altarmsystem nutzen die Amphibien das Angebot an Klein- und Temporärgewässern nahezu vollständig, lediglich im Bereich des Quadranten F19 wurden mehrere Tümpel nicht angenommen. Dies muß nicht unbedingt der Vegetations- und Strukturarmut angelastet werden, sondern könnte auch als Ausdruck des geringen terrestrischen Lebensraumangebotes in diesem Bereich gewertet werden.

Die im Frühjahr durch geringen Wasserstand ausgezeichneten Seitenarme (G34 - E39, E43 - H43) wurden von früh laichenden Amphibienarten durchaus angenommen (ca. 20% der Springfroschlaichballen), es konnten aber im Sommer nur vereinzelt Larven gefunden werden. Die strukturarmen Ufer bieten wohl nur unzureichenden Schutz vor räuberischen Fischen (CLAUSNITZER, 1983) und bei Hochwasser.

---

<sup>2</sup> Bei sehr radikaler Anwendung oder beim Kriterium „durchschnittliches Mittelwasser“ sinkt diese Zahl auf etwa 47.

Die beträchtliche Fortpflanzungsleistung, welche insbesondere der Springfrosch 1995 in derartig „ungeeigneten“ Laichgewässer erbrachte, kann wohl nur als Ausdruck der hohen Ungewißheit über die weitere Entwicklung des Wasserstandes gewertet werden: in wasserreichen Jahren scheinen die Entwicklungschancen aller Gelege im großen Altarmsystem sehr gering, in trockenen Sommern könnten sie jedoch die einzigen ausreichend beständigen Gewässer sein. Weiters unterliegen Larven in den „optimalen“ Laichgewässern einem beträchtlichen innerartlichen Konkurrenzdruck und sind der räuberischen Invertebratenfauna stärker ausgesetzt.

Springfroschlarven besitzen auch in struktur- und vegetationsfreien Gewässern mit steilen, feinsubstratigen Ufern gute Lebensmöglichkeiten, sofern die Strömung bei Hochwasser gering bleibt und keine räuberischen Fische einzudringen vermögen: im Gewässer 77a (Quadrant F33) wurden im Mai etwa 50 Springfrosch-Larven gefunden, im Juli konnten noch 20 gut entwickelte Quappen angetroffen werden. Derartig hohe Überlebensraten wären in den „optimalen“ Fortpflanzungsgewässern kaum vorstellbar.

Nach PINTAR & STRAKA (1990) zeigte der Springfrosch die gleichmäßigste Verbreitung aller Amphibien der Donau-Auen. Von den erfaßten 296 Amphibienlaichplätzen waren 85% auch durch den Springfrosch besetzt, welcher die am wenigsten differenzierten Ansprüche an das Laichgewässer stellte. Die größte Bedeutung besaßen temporäre Gewässer, auch Fließgewässer wurden angenommen, sofern Flachwasserzonen oder Buchten vorhanden waren. Fehlende Vegetation und strukturelle Armut wurden weitgehend toleriert. Als einzige Amphibienart besiedelte der Springfrosch sogar die donauanahen, bei Hochwasser stark durchströmten Gräben in größerem Ausmaß.

Dieses Verbreitungsbild kann direkt auf das Haslauer Augebiet übertragen werden, im Auengebiet bei Haslau wird die räumliche Verbreitung durch die zeitliche Verfügbarkeit der Gewässer bestimmt. Das breite Laichgewässerspektrum des Springfrosches konnten WARINGER-LÖSCHENKOHL et al. (1986) auch in den Donauauen von Schönau feststellen.

Amphibien des Aubereiches zeigen eine verhältnismäßig hohe Plastizität des Laichzeitpunktes (PINTAR & STRAKA, 1990) und können dadurch die Ungewißheit der Wasserführung

teilweise kompensieren: dies zeigte sich auch beim Springfrosch, welcher die temporären Gewässer östlich des Mitterhaufens zur Laichabgabe nutzte, obwohl diese erst nach Ende seiner Hauptlaichzeit entstanden waren.

Tabelle 3: Stetigkeit (Zahl der frequentierten Laichplätze in % der gesamten Laichplätze) der Amphibien in österreichischen Donauauen: 1= PINTAR & STRAKA (1990), 2= WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989) ; 3= PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989); 4= WARINGER-LÖSCHENKOHL et al. (1986); 5= WARINGER-LÖSCHENKOHL & WANZENBÖCK-ENDEL (1989); 6= WARINGER-LÖSCHENKOHL & WANZENBÖCK-ENDEL (1992); 7= BAUMGARTNER & WARINGER-LÖSCHENKOHL (in Vorb.)

Art	M. Ellend - Regelsbrunn 1995	Stopfeneuth 1982-1983 (1)	Petronell 1982-1983 (1)	Korneuburg 1976-1986 (1)	Althenwörth 1985 (2)	Althenwörth 1988 (2)	Melk 1987 (3)	Emmersdorf 1987 (3)	Rossatz 1987 (3)	Schönau 1986 (4)	Obere Lobau 1989 (5)	Obere Lobau 1990 (6)	Obere Lobau 1994 (7)
<i>Triturus dobrogicus</i>	14,9	13,5		28,6	6,7		10,0	25,0		8,3			25,8
<i>Triturus vulgaris</i>	11,7	48,7	41,2	35,7	13,3	13,6	10,0	12,5	18,0	33,3	14,3	46,7	48,4
<i>Bombina bombina</i>	25,2	52,7	35,3	39,3	13,3					25,0	7,1	13,3	48,4
<i>Pelobates fuscus</i>	3,2	16,2	5,9	21,4	26,7	4,5	10,0	12,5	66,7	25,0	21,4	6,7	16,1
<i>Bufo bufo</i>	34,0	43,2	17,7	64,3	53,3	59,1	60,0	62,5	55,6	58,3	7,1	26,7	12,9
<i>Hyla arborea</i>	19,1	36,5	52,9	42,9	26,7	18,2	0,0	12,5	33,3	41,7	7,1	26,7	35,5
<i>Rana arvalis w.</i>	9,6	16,2		50,0						8,3		60,0	25,8
<i>Rana dalmatina</i>	75,5	98,7	88,2	82,1			70,0	100,0	100,0	66,7	100,0	80,0	38,7
<i>Rana temporaria</i>	1,1	1,4		67,9			80,0	62,5	66,7				
Braunfrösche gesamt					80,0	100,0							
<i>Rana les/esc/rid</i>	29,8	75,7	41,2	17,9	46,7	45,5	10,0			33,3		100,0	54,8
Gewässeranzahl	94	74	17	28	15	22	10	8	9	12	14	15	31

Im Vergleich zu anderen Auegebieten lag die Stetigkeit des Springfrosches in der Haslauer Au 1995 niedriger: einige der temporären Kleingewässer waren erst nach seiner Hauptlaichperiode entstanden. Auch die sehr niedrige Stetigkeit in der Wiener Lobau 1994 war durch die sehr späte Entstehung der Kleingewässer bedingt (Dotation des Mühlwassers Ende April). Der Donaupegel erreicht im Untersuchungsgebiet statistisch Ende März einen Höhepunkt, dies liegt wohl in den meisten Jahren knapp vor der Hauptlaichzeit des Springfrosches, sodaß diesem dann sämtliche Kleingewässer zur Verfügung stehen.

Der Moorfrosch besiedelte vor allem die hangnahen, zur Verlandung tendierenden Gewässer, welche teilweise gut besonnt waren. Derartige Ansprüche an Laichgewässer wurden auch für

andere Auegebiete festgestellt, PINTAR & STRAKA (1990) definieren für diese Art die Ansprüche an Laichgewässer im Auegebiet als sonnige Flachwasserbereiche mit ausgeprägter Verlandungstendenz, gelegentlich werden auch beschattete Kleingewässer angenommen.

Die Erdkröte besitzt die weiteste Verbreitung aller Amphibien der Donau-Auen (PINTAR & STRAKA, 1990), permanente und temporäre Gewässer werden als Laichplatz angenommen, Fließgewässer nur selten. Im Haslauer Auegebiet zeigt diese Art ebenfalls sehr hohe Verbreitung, allerdings findet sie sich auch in Gewässerbereichen, welche über beträchtliche Zeiträume Fließgewässercharakter aufweisen. Die Affinität der Larven zu leichten Strömungszonen unterhalb der Traversen war auffällig und über Wochen beobachtbar, dies kann aber nicht als Hinweis auf Laichplatzansprüche gewertet werden.

Die geringe Besiedlung der Donauauen durch die Knoblauchkröte wird auch von PINTAR & STRAKA (1990) betont, ebenso ihre sehr starke Bindung an temporäre Gewässer und die Toleranz gegenüber geringer Struktur und Beschattung.

Nach PINTAR & STRAKA (1990) zählt der Donau-Kammolch zu den seltenen Arten der Donau-Auen, sein Verbreitungsbild zeigt lokalen Charakter. Als Laichgewässer werden ausschließlich temporäre Gewässer angenommen. Im Haslauer Auegebiet findet sich diese Art mit 14 Laichgewässern sehr zahlreich, dies kann auf die weitgehend unberührte Vielfalt temporärer Kleingewässer des Gebietes deuten.

Alle hinsichtlich Artenvielfalt herausragenden Laichplätze liegen in abgeschnittenen, vielfach temporären Kleingewässern oder Tümpelketten. Dies bestätigt die Befunde von PINTAR & WARINGER-LÖSCHENKOHL (1989) für die Donauauen bei Melk und Emmersdorf: Teichmolch, Donau-Kammolch und Laubfrosch sind in diesem Gebiet nur in derartigen Gewässern anzutreffen. Die Verteilung der Arten im Untersuchungsgebiet entspricht auch den Angaben von PINTAR & STRAKA (1990) für die Stopfenreuther und Korneuburger Au: etwa 70% der von den Amphibien genutzten Laichplätzen waren temporäre Gewässer, besonders relevant zeigte sich dieser Gewässertyp für Donau-Kammolch, Teichmolch, Rotbauchunke, Knoblauchkröte und Laubfrosch; nur Braunfrösche nahmen auch Fließgewässer als Laichplatz in Anspruch. Die geringe Besiedlung größerer Gewässer durch Teichmolch, Donau-

Kammolch, Rotbauch-Unke, Knoblauchkröte und Laubfrosch wurde auch von WARINGER-LÖSCHENKOHL et al. (1986) für die Auen bei Schönau angeführt.

Das Artenspektrum des Untersuchungsgebietes weist alle im Gebiet zu erwartenden Amphibien auf, es entspricht dem der Wiener Lobau (WARINGER-LÖSCHENKOHL & WANZENBÖCK-ENDEL, 1992; BAUMGARTNER & WARINGER-LÖSCHENKOHL, in Vorb.), der Auen bei Schönau (WARINGER-LÖSCHENKOHL et al., 1986), Altenwörth (WARINGER-LÖSCHENKOHL, 1989), im Tullner Feld, Wiener Becken (PINTAR & STRAKA, 1990) und Wiener Prater (SEHNAL & TIEDEMANN, 1990).

#### Beurteilung des Projektgebietes und der geplanten Anbindung

Im Untersuchungsgebiet finden sich neben den großen Altarmen noch zahlreiche abgeschnittene Tümpel, nur im Hochwasserfall (gering) durchströmte Tümpelketten und trockene Gräben. Diese strukturelle Vielfalt bietet Laichplätze für unterschiedlichste Ansprüche, sodaß alle zu erwartenden Amphibienarten auch tatsächlich nachgewiesen werden konnten.

Da diese Kleingewässer nicht im unmittelbaren Einflußbereich der großen Altarme liegen, bleiben sie auch im Fall einer Anbindung der großen Altarme an den Hauptstrom weitgehend unbeeinflusst. Bei einer Hebung des Grundwasserspiegels könnte ein Teil der Kleingewässer tendenziell vorteilhafte, geringfügige Ausweitungen der Wasserflächen aufweisen. Im Gebiet liegen zahlreiche derzeit trockene Gräben und Senken, sodaß bei einer Hebung des Grundwasserspiegels bzw. bei stärkeren oder häufigeren Überflutungen neue Kleingewässer zu erwarten sind. Die weitgehend ungestörte Morphologie des Untersuchungsgebietes garantiert solcherart den Erhalt der derzeitigen Vielfalt an Gewässern und Feuchtlebensräumen im Falle einer Anbindung. Mögliche Veränderungen sind daher aus Sicht der Amphibienkunde keinesfalls als nachteilig zu beurteilen.

## 5. Literaturverzeichnis

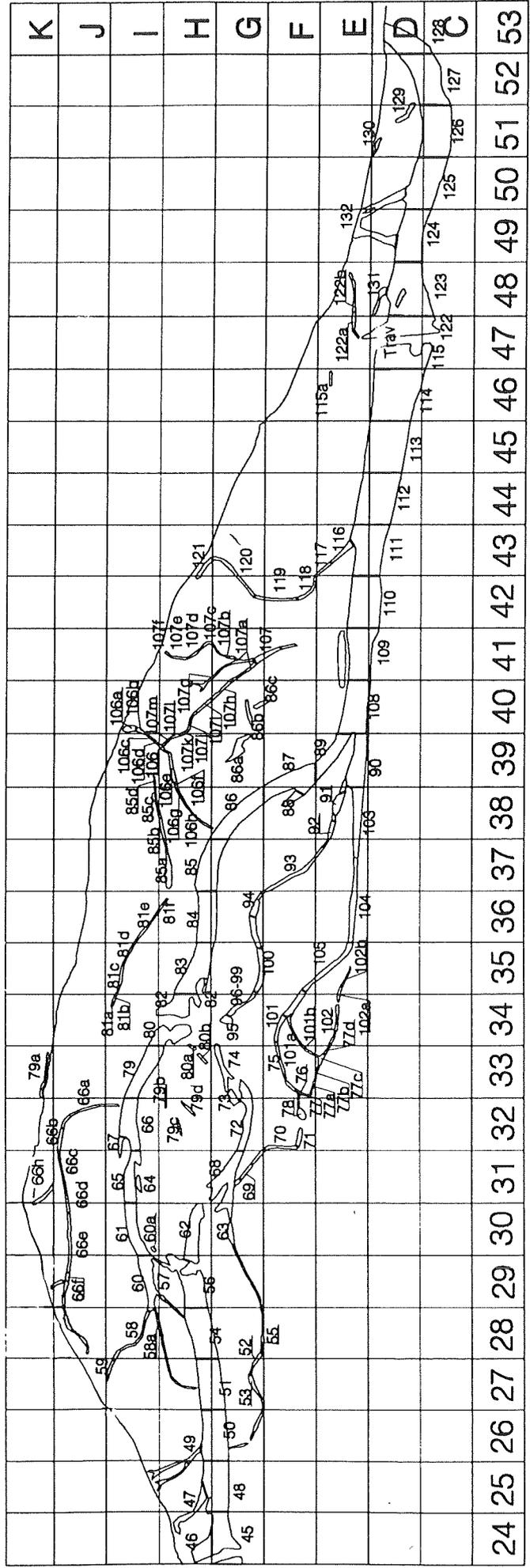
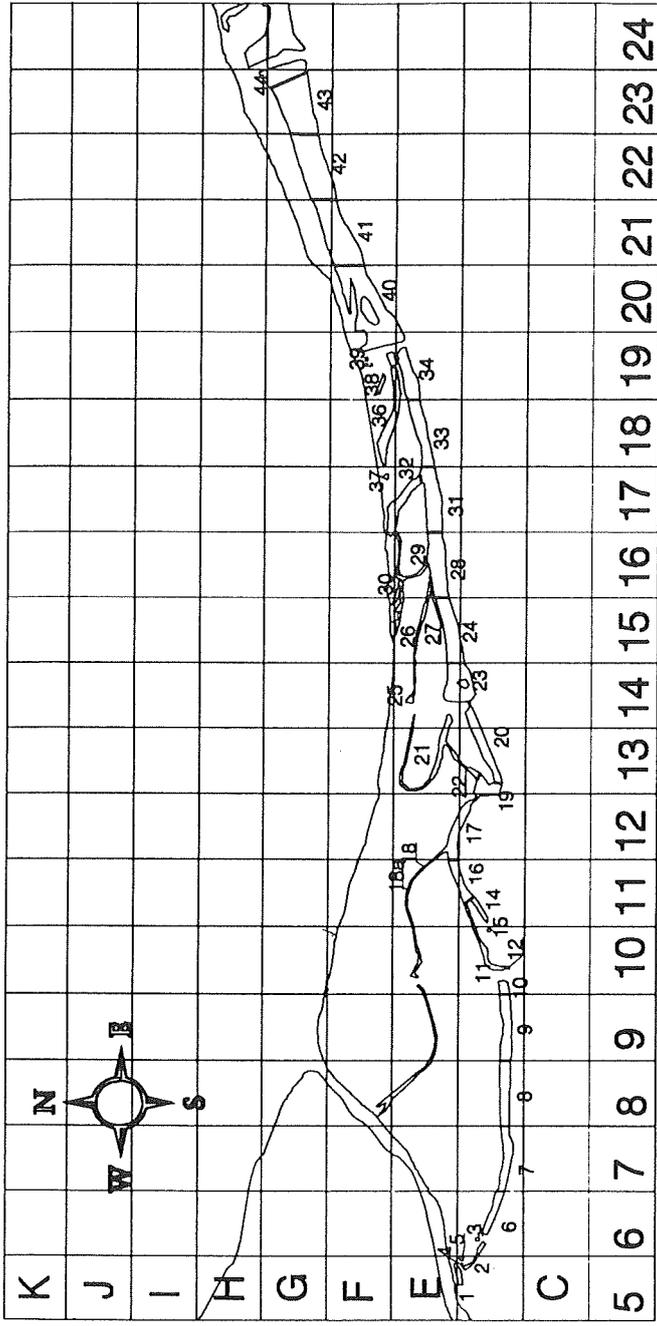
- BAUMGARTNER, C. & WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (in Vorb.): Dotation Lobau, Begleitendes ökologisches Versuchprogramm, Kartierung der Amphibienfauna. - Magistrat der Stadt Wien, MA 45
- CLAUSNITZER, H.J. (1983): Zum gemeinsamen Vorkommen von Amphibien und Fischen. - *Salamandra* **19**: 158-162
- GRILLITSCH, B., GRILLITSCH, H., HÄUPL, M. & TIEDEMANN, F. (1983): Lurche und Kriechtiere Niederösterreich. - Facultas Verlag, Wien
- PINTAR, M. (1984): Die Ökologie von Anuren in Waldlebensräumen der Donau-Auen oberhalb Wiens (Stockerau, Niederösterreich). - *Bonn. zool. Beitr.* **35**: 185-212
- PINTAR, M. & STRAKA, U. (1990): Beitrag zur Kenntnis der Amphibienfauna der Donau-Auen im Tullner Feld und Wiener Becken. - *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* **127**: 123-146
- PINTAR, M. & WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1989): Faunistisch-ökologische Erhebungen der Amphibienfauna in den Auegebieten der Wachau. - *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* **126**: 77-96
- SEHNAL, P. & TIEDEMANN, F. (1990): Zur Bestandssituation der Lurche und Kriechtiere im Wiener Prater (Österreich). - *Herpetozoa* **2**: 117-130
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A., LENGAUER, R., SCHWEIGER, E. & SLAPA, C. (1986): Aufnahme der Amphibienfauna in den Donauauen bei Schönau (Niederösterreich). - *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* **124**: 115-120
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. (1989): Zwischenergebnisse zur Situation der Amphibien in den nördlichen Altenwörther Donauauen nach Errichtung eines Dotationssystems („Hinterlandprojekt Nord“). - *Österr. Wasserwirtschaft* **41**: 213-214,
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. & WANZENBÖCK-ENDEL, S. (1989): Dotation Lobau, Begleitendes ökologisches Versuchprogramm, Kartierung der Amphibienfauna. - Magistrat der Stadt Wien, MA 45
- WARINGER-LÖSCHENKOHL, A. & WANZENBÖCK-ENDEL, S. (1992): Dotation Lobau, Begleitendes ökologisches Versuchprogramm, Kartierung der Amphibienfauna. - Magistrat der Stadt Wien, MA 45

6. Anhang

Gewässernetzung:  
 Maria-Ellend  
 Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

Gewässerabschnitte



Karte: G. Kurn





Laichgewässer der Amphibien

Faulschlamm	Fallaub	Totholz	subm. Pflanzen	Röhricht	Röhricht in Gewässernähe	Grundwasserkörper d. Donau	Oberfl. Hochwasser	Hangwasser	Speisungstyp	bei Hochwasser durchströmt	Beständigkeitsstyp	Ufer	Wasserfläche	Kohler-Abschnitt	betroffene Quadranten		
0	0	0	0	0	0		1		2	1	5	3	3	Trav	d47		
0	0	0	3	1	0		1		2	1	3	3	3	122b	e48		
0	0	3	3	1	0		1		2	1	3	3	3	122a	e47		
0	0	1	2	1	0		1		2	0	5	2	2	115a	f46		
0	0	1	1	0	0	1			1	1	1	3	3	122	d47	c47	e47
0	0	0	0	0	0	1			1	1	1	1	2	119	f42	g42	
0	0	1	1	0	0	1			1	1	1	2	3	118	f42		
0	0	1	1	0	0	1			1	1	1	2	3	117	e43	f43	
0	0	1	1	3	3	1			1	1	1	3	3	111	e43	d43	
0	0	1	1	0	2	1			1	1	1	3	3	116	e43		
0	0	3	1	3	3		1		2	1	1	3	3	109	e41	d41	
0	0	3	1	3	3		1		2	1	1	3	3	110	e42	d42	
0	0	3	2	1	2		1		2	1	3	2	3	107	f41	g41	
0	0	2	2	0	0		1		2	1	3	1	1	107a	g41		
0	0	1	0	0	0		1		2	1	3	1	1	107c	g41	h41	
0	0	1	1	0	0		1		2	1	4	1	1	107e	h41		
0	0	2	1	3	3		1		2	0	4	1	2	86c	g40		
0	0	2	1	3	3		1		2	0	4	3	3	86b	g40		
0	0	1	0	0	0		1		2	1	5	1	1	107h	g40		
0	0	0	0	2	2		1		2	0	4	1	1	86a	g39		
0	0	2	0	0	0		1		2	1	3	1	1	107m	h39		
0	0	2	0	0	0		1		2	1	3	1	1	107k	h40		
0	0	0	0	0	0		1		2	0	4	2	2	85c	i72		
0	0	1	0	0	0		1		2	1	4	0	0	106g	h38		
0	0	3	2	2	1		1		2	1	3	1	1	106	h39		
0	0	2	2	0	0		1		2	1	3	2	2	106c	i39		
0	0	1	2	2	1		1		2	1	4	2	2	106a	i40		
0	0	1	0	1	0	1			1	1	1	2	2	105	e35	f35	
0	0	0	1	3	1	1			1	1	1	3	3	104	e37	e36	
0	0	0	1	3	1	1			1	1	1	3	3	103	e37	e38	
0	3	1	0	0	0			1	3	1	4	1	1	102b	e35		
0	2	3	1	0	0			1	3	1	1	0	0	102	e34		
0	0	1	0	0	0	1			1	1	4	1	1	101a	f34		
0	0	1	0	1	0	1			1	1	2	1	2	100	g35		
0	0	1	1	0	0	1			1	1	3	1	0	99	g34		
0	0	1	0	0	0	1			1	1	3	2	1	98	g34		
0	0	0	1	0	0	1			1	1	3	2	3	97	g34		
0	0	0	1	0	0	1			1	1	3	2	2	96	g34		
0	0	0	1	0	0	1			1	1	1	3	3	95	g34		
0	0	0	0	0	0	1			1	1	3	1	2	94a	g36		
0	0	1	0	1	1	1			1	1	1	1	2	94	g36		
0	0	1	0	2	1	1			1	1	1	1	2	93	e37	f37	
0	0	0	0	0	0	1			1	1	1	1	3	92	e38		
0	0	0	0	1	1	1			1	1	1	1	2	91	e38		
0	0	0	1	2	2	1			1	1	1	3	3	90	e39		
0	0	1	0	0	0	1			1	1	1	3	3	85	h37	g37	
0	0	1	0	0	0	1			1	1	1	3	3	84	g36	h36	



# Makrozoobenthos

Klement TOCKNER

## 1. Einleitung

Das Makrozoobenthos ist ein wesentliches faunistisches Element in Fließ- und Augewässern und nimmt als Verbindungsglied zwischen unterschiedlichen trophischen Ebenen eine Schlüsselfunktion hinsichtlich des Transportes und der Nutzung organischen Materials ein. Im Rahmen von aquatischen Beweissicherungen stellen makrozoobenthische Organismen die am häufigsten verwendete Indikatorgruppe dar. Benthostiere besiedeln sämtliche aquatischen Lebensräume, treten zumeist in hohen Abundanzen und Artenzahlen auf und sind durch Bewirtschaftungsformen (Besatz etc.) kaum bis gar nicht beeinflussbar. Aufgrund ihrer Lebenszyklen, sind sie zur Indikation schwankender Umweltsituationen besonders befähigt (MOOG, 1993).

Mit Ausnahme gesondert angeführter Gruppen - Odonaten und Mollusken - ist der derzeitige Kenntnisstand der Artenzusammensetzung und Verteilung makrobenthischer Arten noch sehr lückenhaft. HUMPESCH und MOOG (1994) führen für die österreichische Donau (Hauptstrom) 515 Zoobenthen (ohne Protozoa, Rotatorien und Nematoda) an. Ein Vergleich hierzu: In einem besonders gut untersuchten kleinen Bach, dem Breitenbach, konnten alleine 643 Insektenarten nachgewiesen werden (ZWICK, 1993). Von einer zufriedenstellenden Dokumentation der Artenvielfalt der Donau, insbesondere der angrenzenden Augewässer, sind wir demnach noch weit entfernt. Im Auengebiet Regelsbrunn-Petronell wurden von JANECEK (zitiert in BIFFL et al., 1988) in einer einmaligen Aufnahme 150 Chironomidenarten nachgewiesen, wobei die größte Vielfalt an Arten im relativ ungestörten Mischbereich von Donaustrom und Auegebiet auftritt. WEISSMAIR (1994) zeigt, daß die beiden Sisyridenarten *Sisyra fuscata* und *S. terminalis* sympatrisch fast ausschließlich in dynamischen Donaualtarmen vorkommen. Eine besonders reichhaltige Evertabratenfauna muß für mature und abgeschlossene Altarme und Tümpel erwartet werden, da in diesen die Land/Wasser

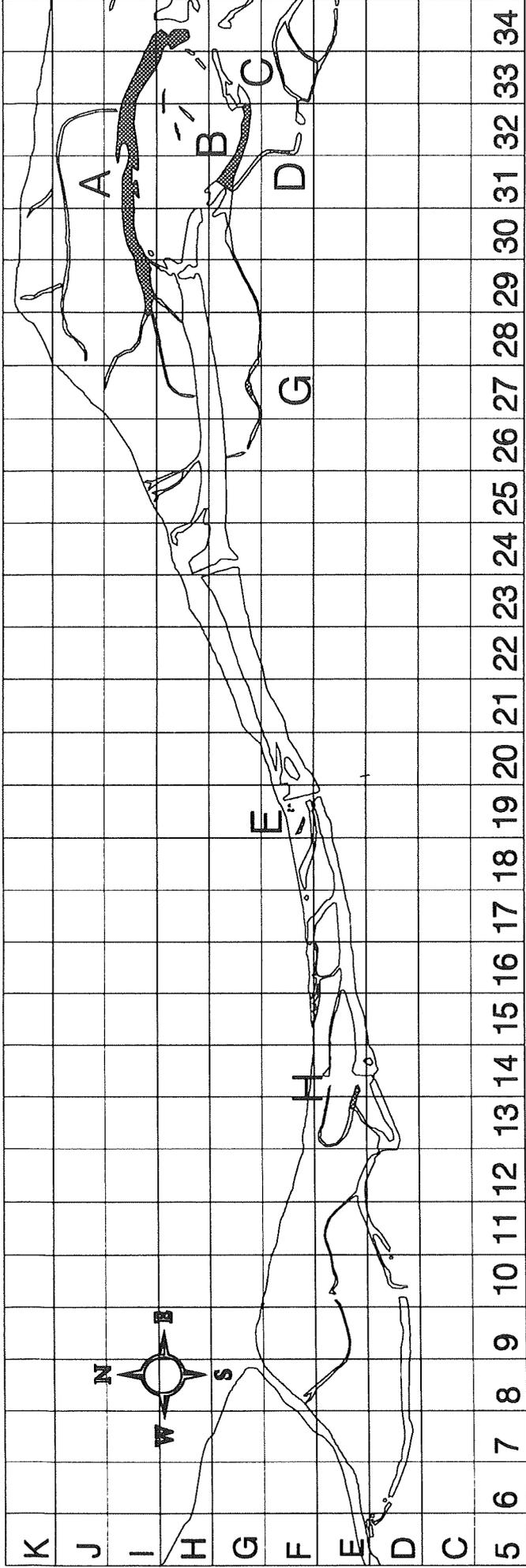
Vernetzung intensiv und der Komplexitätsgrad ausgeprägt sind (u.a. CASTELLA & AMOROS, 1988).

Rheophile Arten zählen auch unter den Makrozoobenthen zu den stark gefährdeten Gilden, die durch die Errichtung einer beinahe durchgehenden Staukette den Großteil ihres Lebensraumes verloren haben. Die Blockwurfzonen in den Staubereichen sind nur für eine sehr verarmte rheophile Rumpfbiozönose Ersatzlebensraum. In der freien Fließstrecke östlich von Wien hängt die Sicherung des Bestandes vieler rheophiler Arten von der Präsenz von Refugialarealen ab. Neben den verbliebenen Schotterbänken und Buchten im Hauptkanal erfüllen besonders die häufig durchflossenen Seitenarme eine Refugialfunktion, durch die eine rasche Wiederbesiedelung der Donau nach Störereignissen (Hochwässer oder besonders starke Verschmutzungen) ermöglicht wird (DISTER, 1994). Durch die Reaktivierung flußnaher Altarme kann die ökologische Stabilität (die Elastizität) donautypischer Populationen erhöht werden (vgl. Fische).

Eine Zufuhr nährstoffreichen Donauwassers in stärker abgeschlossene Altarme ist im Sinne der Erhaltung einer hohen Biodiversität hingegen nicht wünschenswert. VAN den BRINK et al. (1994) zeigen, daß die dotationsbedingte verstärkte Eutrophierung von Altwässer zur Verarmung der Benthalfauna führt. Eine Eutrophierung muß durch eine Reduktion der hydraulischen Retention kompensiert werden. Insgesamt erscheint die Schaffung eines transversalen Überflutungsgradienten als anstrebenswert.

## 2. Untersuchungsstellen und Untersuchungszeit

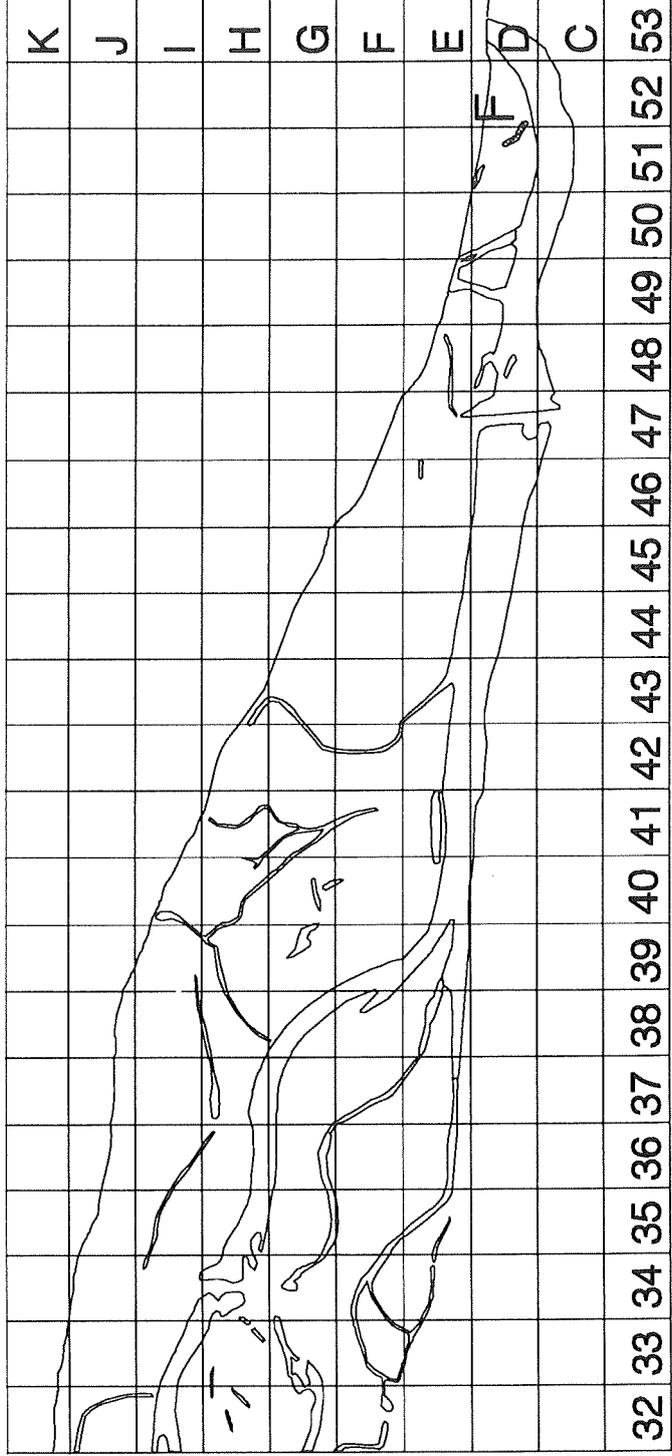
Zwischen Mitte November und Mitte Dezember 1995 wurden acht Gewässer - zwei Einströmbereiche sowie sechs Augewässer abnehmender Größe und unterschiedlichen Isolationsgrades - intensiv beprobt. Die exakte Lage der Probenflächen ist der Abbildung 1, eine Kurzbeschreibung den Tabelle 1a und 1b zu entnehmen. Die Sammelstellen innerhalb der acht Gewässer wurden nach einem Zufallsverfahren ("stratified random") festgelegt. Abbildung 2 zeigt die räumliche Verteilung der Einzelprobenstellen am Beispiel des Gewässers "A".



Gewässernetzung:  
 Maria-Ellend  
 Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

■ Probenstellen  
 Makrozoobenthos



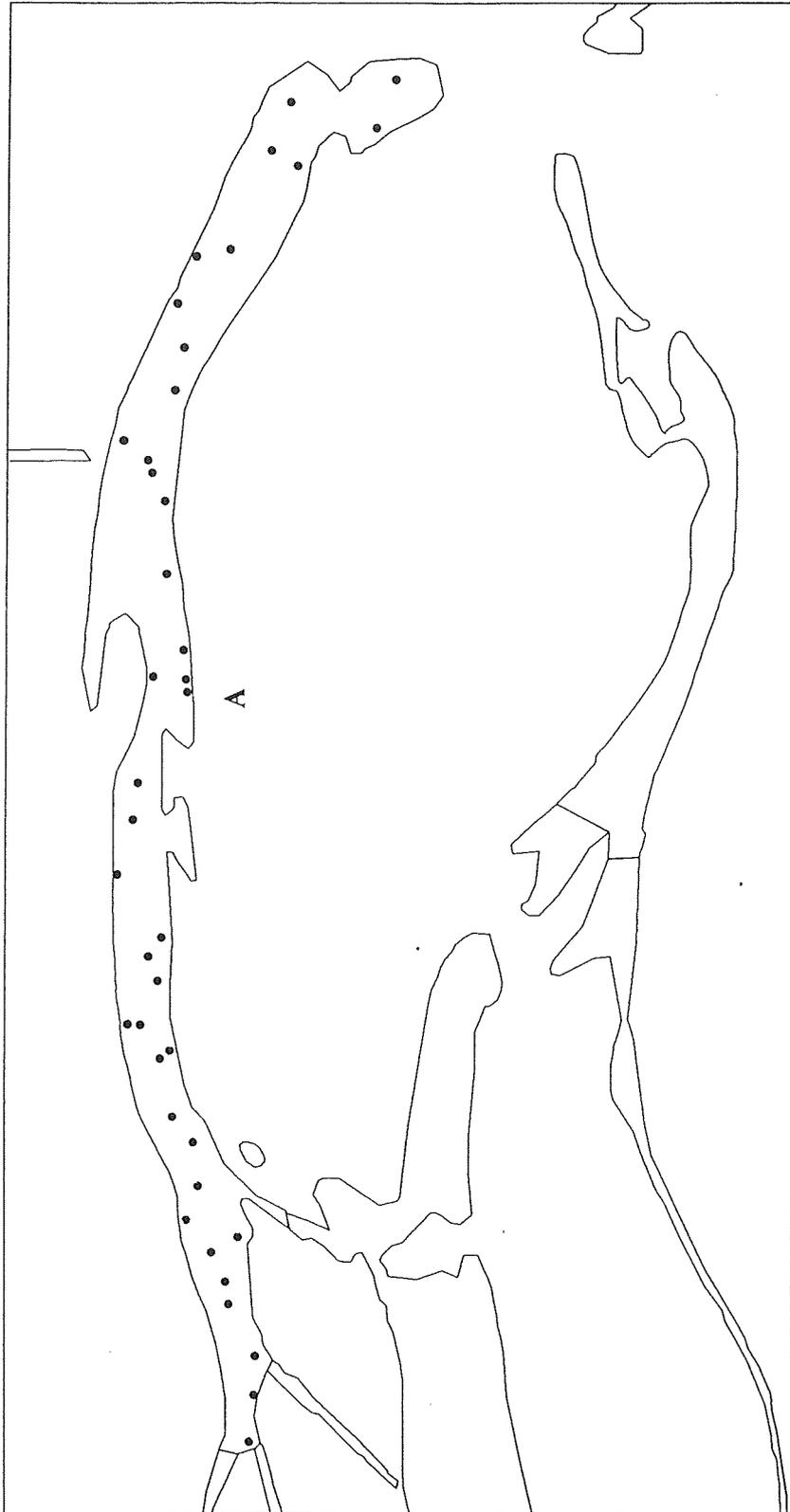


Abbildung 2: Lage der Einzelprobenstellen im Hauptarm (Probenfläche A).

Tabelle 1a: Kurzbeschreibung der beprobten Augewässer (Position: Rastercodierung, Abb. 1).

Stelle	Position	Kurzbeschreibung
A	I29-I34	Hauptarm westlich der Mitterhaufen Traverse
B	G31/G32	Seitenarm, südwestlich der Mitterhaufen Traverse
C	F33	Erstes großes Altarmbecken östlich des "Schwarzen Loches"
D	G31d	kleiner permanent gefüllter Altarmtümpel westlich der Schütteltraverse
E	F18	Einströmbereich westlich der Steintraverse
F	D51	Einströmbereich östlich der Regelsbrunner Traverse
G	G27	isolierter Autümpel
H	E13d	permanent wassergefüllter Grabenabschnitt westlich der Ebentraverse

Tabelle 1b: Kurzcharakteristik der beprobten Augewässer: mittlere Wassertiefe (Wt, in cm) , maximale Wt (in cm) und Fläche (in m<sup>2</sup>). Die Angaben beziehen sich jeweils auf den Zeitpunkt der Probennahme; n = Anzahl der Parallelproben. Untere Tabellenteil: Kurzcharakterisierung ausgewählter Probestellen anhand hydrochemisch-physikalischer Parameter (Daten: HEIN & HEILER, dieser Bericht).

Stelle	mittlere Wt (cm)	maximale Wt (cm)	Fläche	n
A	110	310	30 000	40
B	83	265	6 700	21
C	53	105	2 500	16
D	32	60	350	10
E	31	55	550	8
F	35	50	500	8
G	35	55	350	8
H	62	120	500	8

Proben- stelle	°C	µS	% O <sub>2</sub>	NO <sub>3</sub> -N mg/l	SiO <sub>2</sub> mg/l
A	8,0	445	131	1,71	1,53
B	7,0	436	83	1,48	1,63
C	8,8	500	71	0,24	3,25
E	7,3	438	130	0,84	0,73
H	8,6	463	92	0,98	2,81

### 3. Methodik

Die quantitative Beprobung erfolgte mit Hilfe eines "Gilsen-Corers". Die Sammelfläche je Einzelcore betrug 20 cm<sup>2</sup>, die beprobte Sedimenttiefe im Mittel 10 cm (8 - 15 cm). Seichte Areale konnten vom Ufer aus beprobt werden. Bei größeren Wassertiefen (> 1,0 m; in den Gewässern A und B, Abbildung 3a) war der Einsatz von Gerätetauchern notwendig (Abbildung 3b). Von jeder Probenstelle wurden vor Ort die aktuelle Wassertiefe und die

Entfernung vom Ufer bestimmt. Die Sedimentkerne der insgesamt 120 Einzelproben wurden in vorbereitete Gefäße überführt und zur sofortigen Aufbereitung ins Labor transportiert.

Die Proben wurden durch ein Netz mit einer Maschenweite von 0,1 mm gewaschen. Um auch den organischen Gehalt der feinen Fraktion < 0,1 mm bestimmen zu können, wurde das ablaufende Wasser aufgefangen, homogenisiert und in fünf gleich große Teile getrennt. Eine Teilprobe wurde eingetrocknet (bei 60 °C), gewogen und bei 490 °C (4,5 h) verbrannt. Die Gewichts Differenz ergibt den verbrennbaren organischen Anteil. Von den eingegangenen Proben wurden die Organismen unter Zuhilfenahme einer Stereolupe quantitativ gezählt und für eine genaue Bestimmung taxaspezifisch konserviert.

Die ausgezählten Proben (organismenfreie Restproben) wurden getrocknet und über einen Siebvorgang (Siebanlage der Fa. Retsch) in einzelne Kornfraktionen zerlegt. Quartilwerte, Sortierungskoeffizienten und Schiefekoeffizienten wurden errechnet, die graphische Darstellung erfolgt als Histogramme und Summenkurven. Der organische Gehalt wurde durch Verbrennung bei 490 °C (4, h) für jeweils vier Fraktionsklassen getrennt bestimmt (< 0,1 mm; 0,1 - 1,0 mm; 1,0 - 10 mm; > 10mm).

Die zu erwartende Artenvielfalt wurde für das Gesamtgebiet und für die Einzelgewässer nach dem "Jackknife"-Verfahren errechnet (mit Angabe der Vertrauensbereiche; HELTSHE & FORRESTER, 1983).

$$S = s + ((n-1)/n)^k$$

wobei S = Schätzwert der Artenzahl; s = Anzahl der beobachteten Artenzahl, n = Probenzahl, k = Anzahl jener Arten, die nur in einer Probe vorkommen.



Abbildung 3: A: Probenstelle B bei niedrigem Wasserstand (ähnlich wie zum Zeitpunkt der Probennahme; Photo: Tockner); B: Probennahme an der Probenstelle B (Einsatz von Gerätetauchern; Photo: Baumgartner).

## 4. Ergebnisse

### 4.1. Organischer Gehalt

In Tabelle 2 sind die gemittelten POM-Gehalte ( $\text{g} \cdot 20\text{cm}^{-2}$ ) für drei Kornfraktionen angeführt. Die Angaben sind aufgrund des derzeitigen Auswertungsstandes vorläufige.

Tabelle 2: CPOM ( $> 1,0 \text{ mm}$ ); SPOM ( $0,1 - 1,0 \text{ mm}$ ) und FPOM ( $< 0,1 \text{ mm}$ ): Mittlerer Gehalt (AFDW  $\text{g} \cdot 20\text{cm}^{-2}$ ) je Probenstelle. In Klammer: Standardabweichung (Anzahl der Parallelproben: Tab. 1b).

Proben- stelle	Kornfraktion		
	$< 0,1 \text{ mm}$	$0,1 - 1,0 \text{ mm}$	$> 1,0 \text{ mm}$
A	0,39 (0,63)	0,084 (0,067)	0,134 (0,194)
B	0,91 (0,64)	0,035 (0,024)	0,741 (0,161)
C	3,10 (0,97)	0,168 (0,049)	0,616 (0,324)
D	2,44 (0,76)	0,144 (0,007)	0,286 (0,272)
E	5,05 (1,40)	0,378 (0,149)	0,338 (0,132)
F	1,69 (0,66)	0,136 (0,050)	0,078 (0,018)
G	4,23 (0,94)	0,416 (0,113)	0,747 (0,355)
H	2,19 (0,91)	0,399 (0,175)	0,694 (0,330)

Der relative Anteil organischen Materials an der biologisch wesentlichen Sedimentfraktion  $< 0,1 \text{ mm}$ , bewegt sich im Mittel zwischen 5,4 % und 20,5 %. Im Quertransekt beim "Mitterhaufen" kann eine deutliche Zunahme des organischen Anteils in Relation zum Isolationsgrad des untersuchten Gewässers beobachtet werden (Abbildung 4). Die Streuung der Einzelwerte innerhalb der jeweiligen Testflächen ist jedoch beträchtlich. Ähnlich ist das Muster des Gesamtgehaltes in dieser feinen Fraktion (Abbildung 5). Größere Fraktionen zeigen zwar insgesamt ebenfalls höhere Werte in den stärker isolierten Probenstellen, ihr relativer Anteil am partikulären organischen Material nimmt zugleich ab (Abbildung 5).

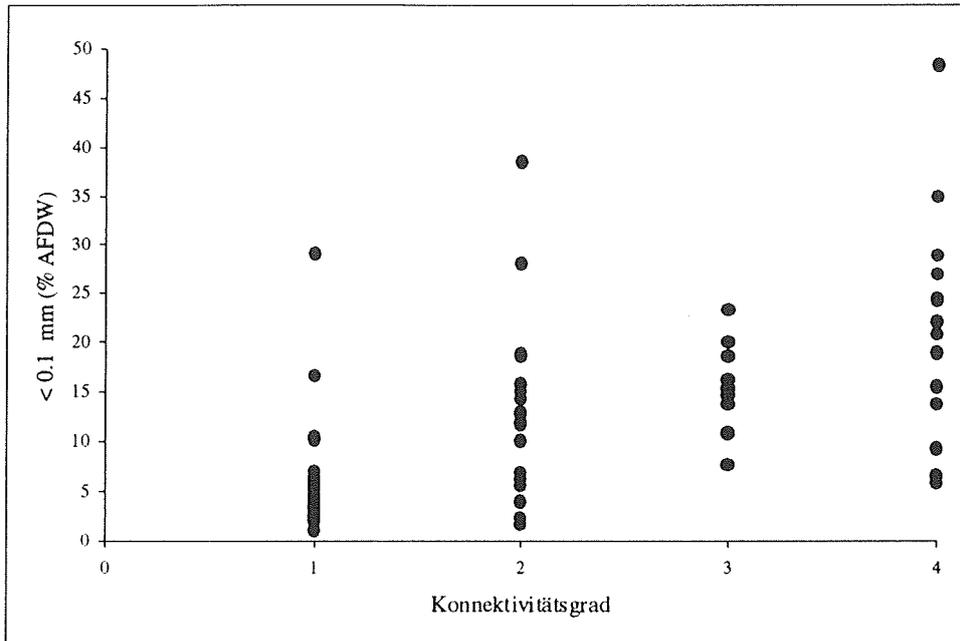


Abbildung 4: Relativer organischer Gehalt (%) in der Kornfraktion <math>< 0,1 \text{ mm}</math> in Abhängigkeit vom Konnektivitätsgrad (Entfernung vom Hauptstrom; 1: Stelle A; 2: Stelle B; 3: Stelle D; 4: Stelle C).

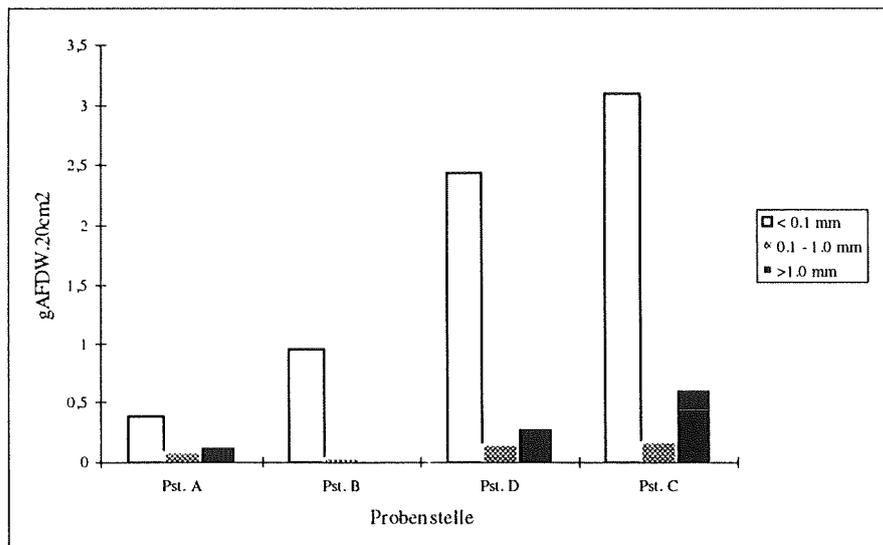


Abbildung 5: Benthisches organisches Material (gAFDW, Probenfläche:  $20\text{cm}^2$ , 0-10 cm Sedimenttiefe) im Quertransekt beim Mitterhaufen, Fraktionen: SPOM (<math>< 0,1 \text{ mm}</math>), SPOM (0,1 - 1,0 mm), CPOM (> 1,0mm).

#### 4.2. Gesamtabundanzen, Großgruppenverteilung

Transekt beim Mitterhaufen: Die bettbildenden Sedimente werden hauptsächlich von Oligochaeten, Copepoden (Microcrustacea) und Chironomiden besiedelt. Lokal können auch Nematoden oder Ostracoden (Microcrustacea) bedeutend sein. Im Bereich Mitterhaufen nimmt der relative Anteil der Chironomiden vom Hauptarm südwärts ab (Tabelle 4). Ostracoden und Nematoden sind hingegen in den entlegeneren Altarmabschnitten (Probenstellen D und C) verstärkt vertreten. Die Anzahl der Taxa (Großgruppen) ist mit 17 gleichfalls im Hauptarm (Probenstelle A) am höchsten. In den Gesamtdichten können hingegen keine signifikanten Unterschiede zwischen den vier Probenstellen festgestellt werden (Kruskal-Wallis-Test,  $p > 0,05$ ). Im Mittel liegen die Dichten bei etwa 50 000 Individuen je  $m^2$  Sedimentoberfläche. Dies entspricht den Werten, wie sie etwa von Augewässern nördlich der Donau bekannt sind (TOCKNER, 1996).

Einströmbereiche: Zwei Einströmbereiche wurden miteinander verglichen (Tabelle 5). Probenstelle E ist ein ehemaliger Einströrmarm, der derzeit als "Absetzbecken" von Donauschweb während Hochwasserereignissen wirkt. Mächtige Feinsedimentauflagen mit geringem organischen Gehalt kennzeichnen diese donanahe Probenstelle. Die "jungen" Sedimente werden hauptsächlich von Oligochaeten und Nematoden besiedelt ( $> 90$  % der Invertebraten). Vertreter der Insekten fehlen weitgehend ( $< 0,2$  %). Probenstelle F, ein häufig angebundener Einströmbereich mit schottrigen Sedimenten, weist im Vergleich eine größere Anzahl an Taxa auf, wobei Oligochaeten und Nematoden ebenfalls dominieren ( $> 70$  %). Vertreter der Insekten sind hier mit fast 10 % der Gesamtindividuen vertreten.

Autümpel: Auch die beiden untersuchten Autümpel, die durch eine zum Teil mächtige Feinsedimentauflage (Probenstelle G: Feinsedimentauflage 2 m Mächtigkeit) gekennzeichnet sind, werden von Oligochaeten, Copepoden und Nematoden dominiert. Insekten sind kaum vertreten. Der relativ hohe Anteil der Trichopteren an Stelle G ist Folge einer kleinräumigen Massenansammlung (Tabelle 5).

Tabelle 4: Relative Verteilung (%) der Großgruppen in vier Augewässern (Anordnung nach der Konnektivität, arithmetische Mittel und Standardabweichung). Gesamtabundanz: geometrisches Mittel mit Konfidenzbereiche. Sammelfläche: 20 cm<sup>2</sup>.

Gruppe	Probenstelle			
	A	B	D	C
Hydrozoa	0,15 (0,53)	-	-	-
Nematoda	4,80 (5,13)	2,58 (1,89)	6,31 (2,20)	14,41 (11,39)
Oligochaeta	32,59 (21,02)	59,18 (10,27)	54,48 (14,02)	33,38 (11,13)
Hirudinaea	0,13 (0,36)	0,29 (0,67)	-	0,62 (0,76)
Rotatorien	1,21 (2,92)	2,70 (2,46)	-	-
Molluska	0,13 (0,45)	-	0,95 (1,00)	2,47 (2,60)
Tardigrada	0,30 (1,05)	0,11 (0,26)	-	-
Copepoda	24,99 (18,43)	10,08 (5,41)	19,04 (8,64)	23,81 (9,99)
Cladocera	2,79 (3,20)	1,15 (1,60)	-	2,20 (1,84)
Ostracoda	0,67 (1,12)	0,64 (0,78)	4,38 (3,44)	13,23 (6,80)
Isopoda	-	-	-	1,05 (2,11)
Amphipoda	0,03 (0,10)	0,10 (0,23)	-	-
Hydracarina	0,05 (0,16)	0,21 (0,46)	-	-
Ephemeroptera	0,42 (0,65)	-	-	0,80 (1,60)
Heteroptera	0,23 (0,54)	-	0,81 (1,02)	-
Trichoptera	0,08 (0,26)	-	-	0,21 (0,41)
Ceratopogonidae	0,57 (1,19)	-	1,60 (1,36)	-
Tabanidae	-	-	0,29 (0,50)	-
Chironomidae	30,90 (13,60)	22,96 (7,28)	11,51 (5,27)	6,99 (6,90)
restl. Taxa	-	-	0,63 (1,08)	-
<b>N (20 cm<sup>-2</sup>)</b>	<b>86,7</b>	<b>136,4</b>	<b>90,0</b>	<b>95,6</b>
(95 % CFI)	(49 - 152)	(90 - 206)	(70 - 116)	(54 - 168)

Tabelle 5: Relative Verteilung (%) der Großgruppen in zwei Einströmbereichen (Pst, E und F) und zwei Autümpeln (Pst, G und H). Angegeben sind das arithmetische Mittel (in Klammer: Standardabweichung). Angaben der Gesamtabundanz (log(x+1)-transformierte Werte) und der Konfidenzbereiche (95% CFI). Probenfläche: 20 cm<sup>2</sup>.

Gruppe	Einströmbereiche		Autümpel	
	E	F	G	H
Hydrozoa	-	-	-	-
Nematoda	18,71 (12,18)	12,84 (8,80)	23,28 (14,98)	56,65 (26,86)
Oligochaeta	72,26 (15,70)	58,29 (8,15)	18,85 (17,32)	34,98 (28,51)
Hirudinaea	0,54 (1,44)	-	-	-
Rotatorien	7,37 (10,50)	2,51 (4,18)	0,13 (0,30)	-
Molluska	-	7,73 (5,42)	-	0,47 (0,76)
Tardigrada	-	-	-	0,04 (0,11)
Copepoda	0,90 (1,40)	6,47 (4,18)	44,22 (33,19)	6,06 (5,27)
Cladocera	0,06 (0,15)	0,73 (1,56)	-	-
Ostracoda	-	1,33 (1,62)	0,16 (0,36)	0,87 (1,01)
Isopoda	-	-	-	-
Amphipoda	-	-	-	-
Hydracarina	0,04 (0,11)	0,28 (0,73)	-	-
Ephemeroptera	-	-	0,13 (0,30)	-
Heteroptera	-	0,75 (1,11)	-	-
Trichoptera	-	0,34 (0,89)	12,68 (28,35)	-
Ceratopogonidae	0,06 (0,15)	0,47 (0,82)	-	0,13 (0,32)
Tabanidae	-	0,10 (0,27)	-	-
Chironomidae	0,06 (0,15)	7,57 (3,89)	0,22 (0,23)	0,79 (0,85)
Megaloptera	-	-	0,09 (0,20)	-
restl. Taxa	-	0,60 (1,57)	0,63 (1,08)	-
<b>N (20 cm<sup>2</sup>)</b>	<b>90,2</b>	<b>48,0</b>	<b>173,0</b>	<b>78,0</b>
(95 % CFI)	(38 - 213)	(28 - 82)	(122- 244)	(37 - 165)

#### 4.3. Artverteilungsmuster

Derzeit sind 60 von 120 Einzelproben taxonomisch bearbeitet. Die abundanzmäßig wichtigen Gruppen, Oligochaeta, Chironomidae, Molluska und Microcrustacea wurden auf niedrigstes taxonomisches Niveau bestimmt. Im Folgenden werden die Einzelgruppen kurz besprochen und, soweit es möglich ist, Trends aufgezeigt.

## Copepoda und Cladocera

17 Arten innerhalb der Copepoden und Cladoceren sind bisher eindeutig nachzuweisen (Tabelle 6). Es finden sich unter diesen Arten einige Vertreter des Planktons, die im bodennahen Freiwasser vorkommen (*Moina*, *Bosmina*, *Cyclops* und *Megacyclops*). Zu diesen Arten zählt auch *Eurytemora grimmi*, welche laut Kieffer (Das Zooplankton - Binnengewässer 2. Teil) ein typischer Bestandteil des Planktons des Kaspischen Meeres ist. Womöglich breitet sich diese Art (passiv), ähnlich wie manche Amphipoden und Isopoden, auch auf den Donauroaum aus. Es dürfte der Erstdnachweis für Mitteleuropa sein. Die benthischen Vertreter der Copepoden und Cladoceren sind Arten mit einer breiten ökologischen Valenz. Einzig *Eucyclops serrulatus* wird als "Pionierart", die neu entstandene Gewässer rasch besiedelt, angesehen. Trotzdem läßt sich diese Art in fast allen untersuchten Gewässern nachweisen.

Tabelle 6: Auflistung der bislang nachgewiesenen Vertreter der Copepoden und Cladoceren.

## Copepoda

*Eurytemora grimmi* (G.O.Sars 1897)  
*Macrocyclus albidus* Jurine (1820)  
*Eucyclops macruroides* (Lilljeborg 1901)  
*E. serrulatus* (Fischer 1851)  
*Paracyclops fimbriatus* (Fischer 1853)  
*Cyclops abyssorum* G.O.Sars 1876  
*Cyclops* sp. juv.  
*Diacyclops charon* (Kiefer 1931)  
*Diacyclops languidoides* (Lilljeborg 1901)  
*Mesocyclops leuckarti* (Claus 1857)  
*Canthocamptus staphylinus* (Jurine 1820)

## Cladocera

*Diaphanosoma brachyurum* Lièvin 1848  
*Moina macropa* Straus 1820  
*Bosmina longirostris* O.F.Müller 1785  
*Disparalona rostrata* Koch 1841  
*Alona affinis* Leydig 1860  
*Chydorus ovalis* Kurz 1874  
*Acropercus elongatus* Sars 1862

## 4.3.1. Oligochaeta

Zum derzeitigen Auswertungsstand sind 29 Arten eindeutig für das Untersuchungsgebiet nachweisbar, was in etwa dem Gesamtinventar des Probengebietes entsprechen dürfte (Abschätzung nach der "jackknife"-Methode; Tabelle 7). Die mittlere Artenzahl je Einzelprobe bewegt sich zwischen einer Art und neun Taxa (Oligochaeta ist das einzige Taxon, das in allen Proben nachzuweisen ist). Die höchste durchschnittliche Artenzahl weist die Probenstelle B mit 7,3 Taxa je Probe auf. In allen anderen Probenstellen schwankt die Zahl zwischen 3,2 Taxa (Probenstelle H) und 4,9 Taxa (Probenstelle F) je Einzelcore. Verschiebungen in diesen Werten sind bei Vorliegen des gesamten Datenmaterials noch zu erwarten. Daher bleibt eine Interpretation zum gegenwärtigen Auswertungsstand aus.

Tabelle 7: Oligochaetentaxa, die beim derzeitigen Auswertungsstand für das Gesamtuntersuchungsgebiet eindeutig nachzuweisen sind.

## Lumbriculidae

*Stylodrilus heringianus* Claparède, 1862

## Haplotaxidae

*Haplotaxis gordioides* (Hartmann, 1821)

## Naididae

*Amphichaeta lydigii* Tauber, 1879  
*Chaetogaster diastrophus* (Gruithuisen, 1828)  
*Nais bretscheri* (Michaelson, 1899)  
*Nais elinguis* Müller, 1773  
*N. pardalis* Piguët, 1906  
*N. pseudobtusa* Piguët, 1906  
*N. simplex* Piguët, 1906  
*N. varabilis* Piguët, 1906  
*Slavina appendiculata* (d'Udekem, 1855)  
*Stylaria lacustris* (Linnè, 1767)  
*Uncinaiis uncinata* (Orsted, 1842)  
*Vajdovskyella comata* (Vejdovsky, 1883)  
*V. intermedia* (Bretscher, 1896)

## Tubificidae

*Tubifex ignotus* (Stolc, 1886)  
*T. tubifex* (Müller, 1774)  
*Potamothrix hammoniensis* (Michaesen, 1901)  
*P. moldaviensis* (Vejdovsky & Mrazek, 1902)  
*P. vejdoskyi* (Hrabe, 1941)  
*Psammoryctides barbatus* (Grube, 1861)  
*Limnodrilus hoffmeisteri* Claparède, 1862  
*L. claparedeanus* Ratzel, 1868  
*L. udekemianus* Claparède, 1862  
*Spirosperma multisetosus* (Smith, 1900)

Tabelle 7: Fortsetzung

## Propappidae

*Propappus volki* Michaeson, 1916

## Enchytraeidae

*Marionina argentea* (Michaelson, 1916)*Cognettia* sp.?

Enchytraidae indet sp. .

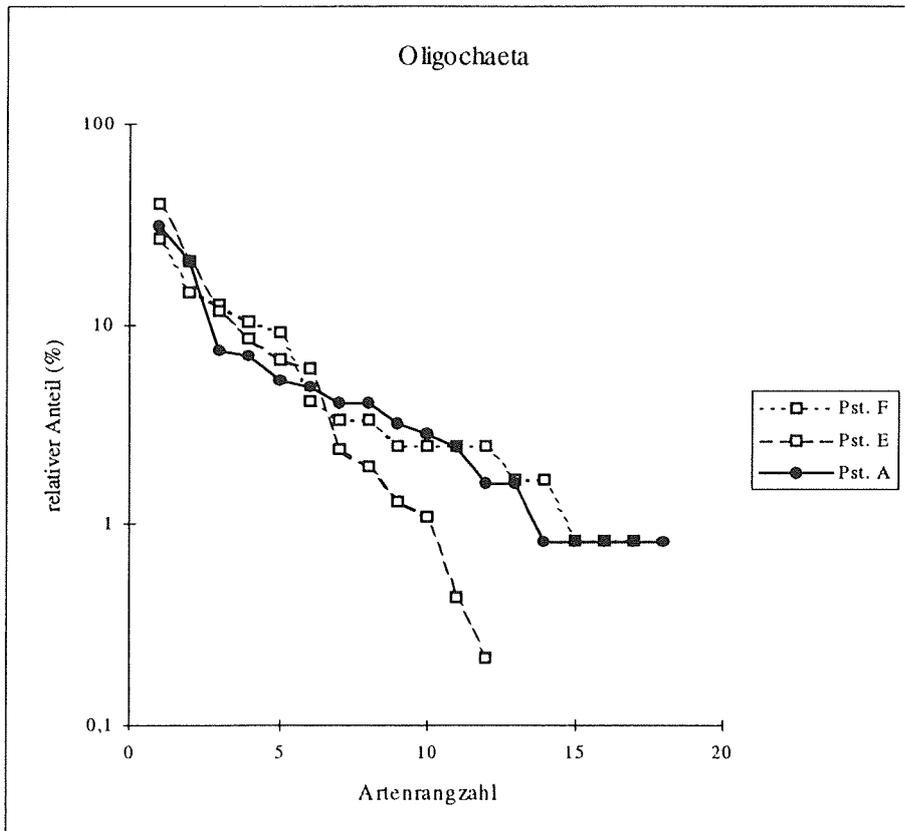


Abbildung 4: Whittaker-Plot (Artenrank-Abundanz-Relation): Oligochaeta (gepoolte Daten) von drei Probenflächen (2 Einströmbereiche: E und F, und Hauptarm: A),

Abbildung 4 zeigt die unterschiedlichen Dominanzverhältnisse am Beispiel zweier Einströmbereiche und des Hauptarmes. An der Probenstelle E ist die Artenzahl (Oligochaeta) vergleichsweise geringer (13 Arten), die Gemeinschaft wird von wenigen Arten eindeutig dominiert. Bemerkenswert ist der hohe Anteil juveniler und embryonaler Tubificiden, die diese

“jungen” Sedimente kolonisieren. In kaum einer anderen Probenstelle finden sich proportional so viele immature Oligochaeten (Tabelle 8).

Tabelle 8: Relative Verteilung (%) der Einzeltaxa der Oligochaeten an der GesamtTaxozönose (Oligochaeta): gepoolte Daten.

Taxon	Probenstelle							
	A	B	D	C	E	F	G	H
<i>Stylodrilus heringianus</i>	0,8	1,5	-	8,1	-	14,6	-	-
Lumbriculidae juv.	-	3,0	-	6,5	-	9,2	-	-
<i>Haplotaxis gordioides</i>	1,6	-	-	-	-	-	-	-
<i>Amphichaeta lydigii</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,2
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nais bretscheri</i>	-	6,0	-	-	-	-	-	-
<i>Nais elinguis</i>	0,8	11,3	2,3	-	-	4,2	-	-
<i>N. pardalis</i>	-	-	-	1,6	0,4	-	-	-
<i>N. pseudobtusa</i>	2,8	12,8	-	-	-	-	-	-
<i>N. simplex</i>	4,8	15,8	1,1	1,6	1,9	0,8	-	-
<i>N. varaibilis</i>	-	2,3	-	-	-	-	-	-
<i>Slavina appendiculata</i>	0,8	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stylaria lacustris</i>	-	0,8	-	-	-	3,3	-	-
<i>Uncinaiis uncinata</i>	0,8	-	-	-	-	-	-	1,1
<i>Vajdovskya comata</i>	7,3	18,0	-	-	-	2,5	-	-
<i>V. intermedia</i>	4,0	5,3	-	-	-	3,3	-	-
<i>Tubifex ignotus</i>	0,8	-	-	-	-	-	-	-
<i>T. tubifex</i>	-	-	3,4	4,8	6,7	0,8	4,3	5,9
<i>Potamotheix hammoniensis</i>	-	-	11,4	-	0,6	-	1,1	1,2
Pot./Tub. juvenil	20,6	8,3	43,2	29,8	8,4	12,5	6,5	17,8
<i>P. moldaviensis</i>	5,2	1,5	-	-	1,1	-	6,5	2,4
<i>P. vejnovskyi</i>	0,8	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psammoryctides barbatus</i>	2,4	2,3	20,5	7,3	1,3	10,4	1,1	1,2
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	4,0	1,5	-	1,6	6,0	0,8	10,9	0,8
<i>L. claparedeanus</i>	-	-	1,1	-	11,4	-	9,8	-
<i>L. udekemianus</i>	-	-	2,3	1,6	2,4	1,7	7,6	5,9
<i>Spirosperma multisetosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1,2
bifid Tubificidae juv.	30,6	9,8	12,5	19,4	39,1	26,7	50,0	46,7
Embryonen	6,9	-	1,1	0,8	20,3	2,5	-	14,2
<i>Propappus volki</i>	-	-	1,1	-	0,2	1,7	1,1	-
<i>Marionina argentea</i>	1,6	-	-	1,6	-	2,5	-	-
<i>Cognettia</i> sp.?	-	-	-	11,3	-	2,5	-	-
Enchytraeidae indet sp.	-	-	-	4,0	-	-	-	-

#### 4.3.2. Mollusken

Mollusken sind nur an den Probenstellen C und F mit einem abundanzmäßigen Anteil von > 1,0 % in den quantitativen Aufnahmen nachzuweisen. Sie lassen sich in 11 Arten - in erster Linie sind es Vertreter der Gattung *Pisidium* - auftrennen, was in etwa einem Viertel der Arten, die im Zuge der Molluskenkartierung für das Gesamtgebiet beobachtet wurden, entspricht (WEIGAND & STADLER, dieser Bericht, Tabelle 9).

Tabelle 9: Vertreter der Mollusken, die in den quantitativen Benthosproben nachgewiesen wurden (derzeitiger Auswertungsstand).

##### Bivalvia

*Pisidium henslowanum*  
*Pisidium moitessierianum*  
*P. supinum*  
*Pisidium cf. casertanum*  
*P. nitidum*  
*Pisidium subtruncatum*  
*P. sp. juvenil*  
*Sphaerium corneum*  
*Unio pictorum*

##### Gastropoda

*Lymnaea stagnalis*  
*Bithynia tentaculata*  
*Valvata piscinalis*

#### 4.3.3. Chironomidae

Zum derzeitigen Auswertungstand sind 36 Taxa (juvenile, nicht näher bestimmbare Arten werden ebenfalls als Taxon gezählt) eindeutig determinierbar (Tabelle 10). In allen Gewässern dominieren Vertreter der Unterfamilie der Chironominae, insbesondere *Cladotanytarsus* und *Tanytarsus*. Diese beiden Gattungen repräsentieren 64,5 % aller Chironomidae (Tabelle 11). Die höchste mittlere Artenzahl je Einzelprobe weist der Hauptarm (Probenstelle A) auf (7,2; SD: 3,2). Die Gesamtartenzahl beträgt hier 27. Sowohl die mittlere Artenzahl als auch die Gesamtzahl nehmen mit zunehmender Entfernung von der Donau ab. Für die Probenstelle B beträgt die Zahl 6,2 Arten (+/- 2,4), für die Probenstelle D 4,5 (+/- 0,5) und für die

Probenstelle C 2,0 (+/- 0,9). In den Gewässern E - H spielen Chironomiden numerisch keine Rolle. Einzig in der Probenstelle F, einem Einströmbereich mit häufiger Verbindung zur Donau, kommen 2,8 (+/- 0,7) Taxa je Einzelcore vor.

Von einer zufriedenstellenden Dokumentation des Arteninventars kann noch nicht ausgegangen werden. In allen Probenstellen ist noch mit einem deutlichen Anstieg der Artenzahlen zu rechnen (Abbildung 5). Auf Basis der derzeit bearbeiteten Probenzahl sind zumindest 49 Taxa für dieses Ausystem zu erwarten (Abschätzung nach der "jackknife-Methodik).

Tabelle 10: Chironomidentaxa, die bisher für in dieser Studie eindeutig nachgewiesen sind (n = 60),

#### Tanypodinae

*Procladius* sp.  
*Psectrotanypus varius*  
*Ablabesmyia longistyla*  
*Thienemannimyia*-Gruppe

#### Prodiamesinae

*Prodiamesa olivacea*

#### Orthoclaadiinae

*COP* (*Cricotopus*, *Orthocadius*, *Paratrichocladus*)  
*Cricotopus annulator*  
*C.gr.sylvestris*  
*Parakiefferiella bathophila*

#### Chironominae

*Chironomus acutiventris*  
*Chironomus cf. riparius/piger*  
*Chironomus annularius/cingulatus*  
*Chironomus plumosus*  
*Chironomus* sp.  
*Cryptochironomus* sp.  
*Dicrotendipes nervosus*  
*Dicrotendipes* sp.  
*Endochironomus albipennis*  
*Glyptotendipes* sp.  
*Harnischia* sp.  
*Microtendipes pedellus*  
*Paratendipes albimanus*  
*Phaenopsectra* sp.  
*Polypedilum scalaenum*  
*Polypedilum* sp.  
*Cladotanytarsus dissimilis*  
*Paratanytarsus cf. lauterborni*  
*Tanytarsus* sp.

Tabelle 11: Relativer Anteil (%) der häufigsten Chironomidentaxa an der GesamtTaxozönose, gepoolte Daten (n = 46, N = 675),

Taxon	relativer Anteil (%)
<i>Cladotanytarsus</i> sp.	31,1
<i>Tanytarsus</i> sp.	25,6
<i>Tanytarsinii</i> juv.	7,8
<i>Polypedilum nubeculosum</i>	6,9
<i>Procladius</i> sp.	3,2
<i>Dicrotendipes</i> sp.	3,0
<i>Chironomus</i> sp.	3,0
<i>Microtendipes pedellus</i>	2,9
<i>Chironomini</i> juv.	2,4
<i>Chironomus acutiventris</i>	2,3
<i>Cryptochironomus</i> sp.	1,7
Orthocladiinae juv.	1,5
<i>Harnischia</i> sp.	1,1
COP	1,1

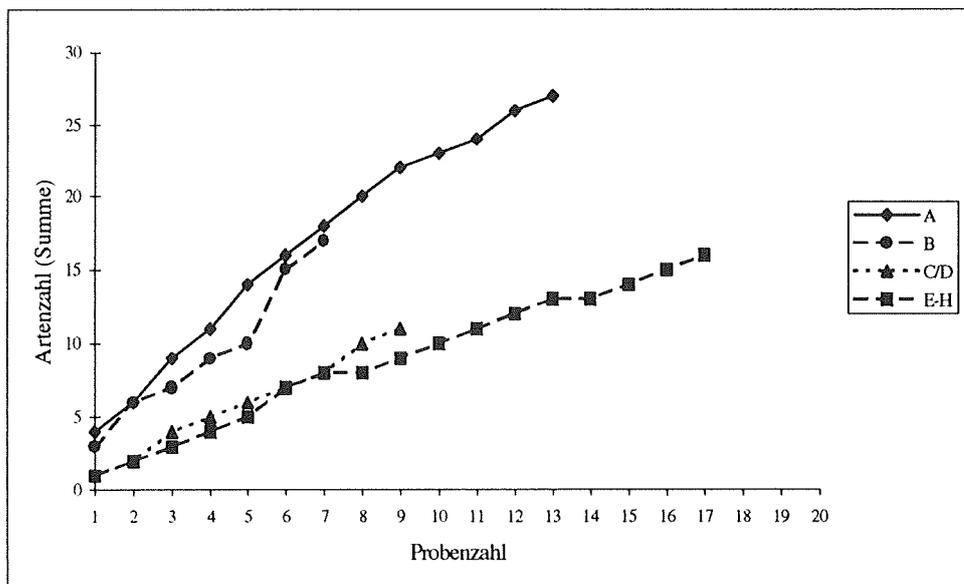


Abbildung 5: Chironomidae: Artensummenkurven im Hauptarm (A), in Seitenarmen (B-D) und in Kleingewässern (E-H),

## 5. Diskussion und Zusammenfassung

Bereits beim derzeitigen Auswertungsstand lassen sich einige Trends erkennen beziehungsweise erwarten:

(1): Die höchste mittlere und auch absolute Artenzahl (alle Gruppen) ist im Hauptarm beobachtbar. Diese Ergebnisse stehen im Widerspruch zu Ergebnissen am unteren Rhein und der Meuse, wo die Artenvielfalt mit der Entfernung, und somit der hydrologischen Anbindung, abnimmt (VAN den BRINK et al., 1994). Eine Erklärungsmöglichkeit sind einerseits die doch deutlich geringere Nährstoff- und Schadstofffracht der Donau, andererseits die ausgeprägtere Hydrodynamik im Regelsbrunner Altarmsystem. Auch die Makrophyten oder die Mollusken sind im Hauptarm in einer großen Artenvielfalt vertreten (KUM & GÄTZ; WEIGAND & STADLER, dieser Bericht). Artenarme Abschnitte sind hingegen die isolierten und von Feinsedimenten dominierten Altwässer. Dort dominieren numerisch Oligochaeten und Microcrustacea. In den isolierten Abschnitten dürften schlechte Sauerstoffbedingungen die geringen Artenzahlen bedingen. Im Einströmbereich E hingegen ist es die Mobilität der Feinsedimente und der geringe organische Gehalt der jungen Sedimente, die für das Fehlen wichtiger Gruppen verantwortlich sein dürften. Zugleich ist dieser Bereich wichtiges Entwicklungszentrum für eine Reihe an Oligochaetenarten, wie der proportional hohe Anteil embryonaler und juveniler Tubificiden zeigt.

(2): Es fehlen im Hauptarm die typischen Vertreter des Hauptstroms (Trichoptera, Amphipoda etc.). Die kurzen lotischen Phasen reichen zweifelsfrei für eine Etablierung donautypischer Artassoziationen im Hauptarm nicht aus. Korngrößenverteilungen und organische Gehalte in den Bettsedimenten entsprechen hingegen den Werten von der Donau (BRETSCSKO & TOCKNER, 1989).

Hochwasserereignisse vermögen zwar eine Akkumulierung an Feinsedimenten weitgehend zu unterbinden, morphologische Veränderungen unterbleiben jedoch weitgehend.

(3): Im Quertransekt Mitterhaufen zeigen die Artenassoziationen große Ähnlichkeiten im Quertransekt. Die geringen artmässigen Unterschiede zwischen den einzelnen Altarmen sind

offensichtlich Indiz für den ursprünglichen Furkationscharakter (hohe alpha-Diversität) in diesem Gebiet. Dieser Typus ist in Ansätzen offensichtlich noch gegeben. Bei Hochwasser teilt sich der Fluß in die einzelnen Arme auf. Schotteredimente kennzeichnen alle vier Probenstellen (A - D), der organische Gehalt in den Sedimenten zeigt jedoch beträchtliche Unterschiede. Dieser dürfte im Gegensatz zur Korngrößenverteilung und der regelmässigen Durchflutung eine geringere Rolle für die Artverteilungsmuster spielen. Die Auswertung des gesamten Probenmaterials und die Einbeziehung der Ergebnisse aus anderen Fachgruppen werden deutlich differenzierte Aussagen ermöglichen.

(4): Die Individuendichten zeigen keine signifikanten räumlichen Unterschiede. Die höchsten Biomassen sind jedoch für den Hauptarm erwartbar (aufgrund des relativ hohen Anteils der Chironomidae and Oligochaeta). Die Abundanzen liegen etwa um das 5-fache über den Dichten von Donauuferzonen (TOCKNER, 1996). Die Gesamtdichten spiegeln nicht die unterschiedlichen Gehalte organischen Materials wider. Der höchste organische Gehalt findet sich erwartungsgemäß in stärker isolierten Altarmabschnitte.

Danksagung: Bei der Probennahme war insbesondere Harald Wintersberger (Taucheinsatz) eine unschätzbare Hilfe. Zusätzlich halfen Doris Penetzdorfer, Barbara Köfler, Heinz Jaksch und Christian Baumgartner bei der Probennahme. Die taxonomischen Bearbeitungen wurden von Wolfgang Lechthaler (Chironomidae), Verena Kovarc (Microcrustacea) und Elisabeth Gaviria (Oligochaeta) durchgeführt. Für die mühsame Arbeit der Auszählung der MZB-Proben gebührt Frau Britta Möbes-Hansen ein spezieller Dank.

## 6. Literatur

BIFFL, M.; JUNGWIRTH, M. & MOOG, O. (1988): Die Beurteilung der limnologischen, insbesondere trophischen und saprobiellen Entwicklung des Aussystems zwischen Fischamend und Bad Deutsch-Altenburg,- Gutachten im Auftrag des ÖWWV, Wien, 369pp.

BRETSCHKO, G. & TOCKNER, K. (1989): Sedimentuntersuchung in Donauufer- und Augewässer bei Hainburg. pp. 233-260.- In: Interdisziplinäre Studie Donau. Eigenverlag des ÖWWV, Wien.

CASTELLA, E. & AMOROS, C. (1988): Freshwater macroinvertebrates as functional descriptors of the dynamic of former river beds.- *Verh.Internat.Verein.Limnol.* **23**: 1299-1305.

DISTER, E. (1994): The Function, Evaluation and Relicts of Near-Natural Floodplains. pp. 317-330.- In: KINZELBACH, R. (ed.): *Limnologie aktuell, Bd.2: Biologie der Donau.*- Gustav Fischer, Stuttgart.

HELTSHE, J.F. & FORRESTER, N.E. (1983): Estimating species richness using the jackknife procedure.- *Biometrics* **39**: 1-11.

HUMPESCH, U.H. & MOOG, O. (1994): Flora und Fauna der österreichischen Donau. pp. 81-108.- In: KINZELBACH, R. (ed.): *Limnologie aktuell, Bd.2: Biologie der Donau,* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

MOOG, O. (1993): Makrozoobenthos als Indikator bei ökologischen Fragestellungen.- In: 14. Sem. Landschaftswasserbau, TU, Wien, pp.103-143.

TOCKNER, K. (1996): Colonization experiments for biomonitoring riparian communities in a alrge regulated river (Danube, Austria).- *Arch.Hydrobiol.Suppl.*, in press.

VAN den BRINK, F.W.B.; BELJAARDS, M.J.; BOOTS, N.C.A. & VAN der VELDE, G. (1994): Macrozoobenthos abundance and community composition in three lower Rhine floodplain lakes with varying inundation regimes.- *Regulated Rivers* **9**: 279-293.

WEISSMAIR, W. (1994): Zur Verbreitung der Schwammfliegen (Neuroptera: Sisyridae) in Österreich.- *Lauterbornia* **19**: 71-78.

ZWICK, P. (1993): Ökologie von Fließgewässern.- *Biologie in unserer Zeit* **23**: 316-321.

## Mollusken (Gastropoda und Bivalvia)

Erich WEIGAND & Franz STADLER

### 1. Einleitung und Zielsetzung

Im vorliegenden Zwischenbericht werden die ersten Ergebnisse von den dynamischen Gewässerabschnitten des Untersuchungsgebietes dargestellt. Stark isolierte Altarme, Tümpel und Weiher gehen in diesem Bericht nicht ein. Genaue Angaben über die Auswirkungen und die Bedeutung der Altarmöffnung werden im Rahmen des Abschlußberichtes unter Beziehung der Ergebnisse aus den anderen Fachgruppen und erstellter hydrologischer Modelle erfolgen.

### **Eignung von Wassermollusken zur Gewässercharakterisierung**

In Mitteleuropa besiedeln die Wassermollusken mit rund 70 Schnecken- (Gastropoda) und 30 Muschel- (Bivalvia) arten die verschiedensten Gewässer (KLEMM 1960, MODELL 1965, DUDICH 1967, BOTHAR 1976, FRANK 1981, 1982, 1987, REISCHÜTZ 1981, 1985, GLOER 1992, FRANK & REISCHÜTZ 1994, NESEMANN & REISCHÜTZ 1995). Sie eignen sich aus folgenden Gründen ausgezeichnet zu deren Charakterisierung (BLESS 1980, JUNGLUTH et al. 1986, FALKNER 1990, FOECKLER 1990, FOECKLER et al. 1991, 1994, IMHOF et al. 1992, NESEMANN & REISCHÜTZ 1995):

1. Biologie, Ökologie, Systematik und Habitatansprüche sind gut bekannt;
2. gut bestimmbar anhand von Gehäuse und Schalen;
3. großräumige Verbreitung der einzelnen Arten gut bekannt;
4. ganzjährig anzutreffen, geringe Populationsschwankungen, oft in hohen Individuenzahlen vertreten;
5. kleines Minimumareal, geringer Aktionsradius, genau abgegrenzte Biotope;
6. wenig vagil - können sich verändernden Biotopbedingungen durch Abwanderung kaum entziehen;

7. sterben wegen "mangelnder ökologischer Valenz" bei sich verschlechternder Lebensqualität aus - außer wenigen euryöken Arten mit hoher Anpassungsfähigkeit;
8. Mehrzahl der Arten stenök an enges Mikroklima gebunden;
9. sehr langsame Wiederbesiedler nach "Katastrophen";
10. Gehäuse und Schalen bleiben nach dem Tod der Tiere lange Zeit erhalten, was - mit Einschränkungen - die Rekonstruktion früherer Besiedlung ermöglicht;
11. Sukzession und Ausfall durch Totfunde belegbar;

### Gewässercharakterisierung und Bewertung der Augewässer

Die geplante Charakterisierung der Augewässer basiert einerseits auf einer detaillierten faunistischen Analyse und andererseits auf der Erfassung der bedeutendsten Standortfaktoren und nachfolgender Zuordnung von Gewässergruppen und Leitfaktoren (Abb. 1). Die so erfolgte Gewässercharakterisierung soll in Zusammenarbeit mit den anderen Fachgruppen eine allgemeine Gewässerbewertung ermöglichen und Prognosen über Maßnahmen, die eine Veränderung im Augebiet nach sich ziehen, anstellen lassen.

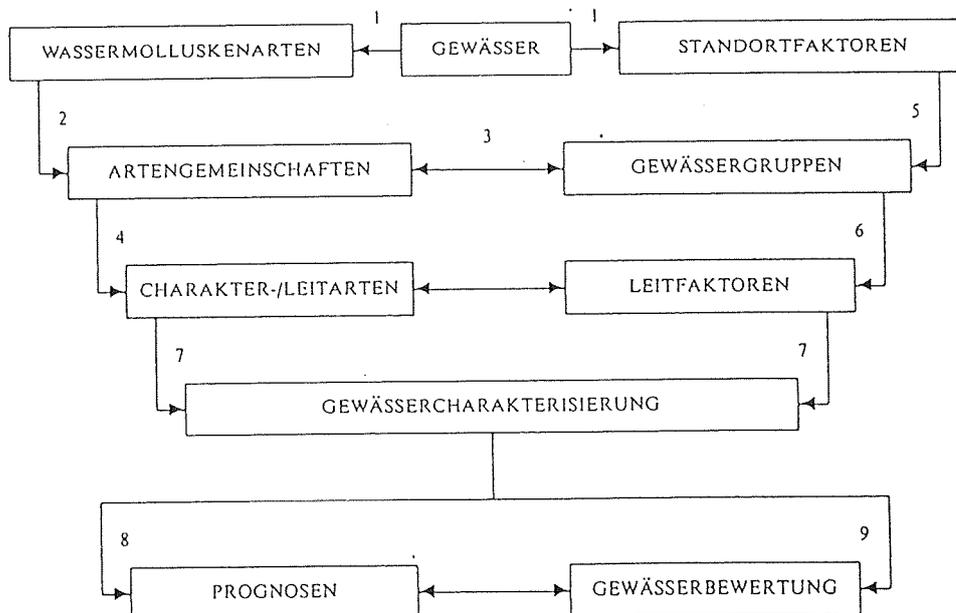


Abb. 1. Schema zur Charakterisierung und Bewertung von Augewässern (nach FOECKLER 1990). Die Zahlen geben in etwa die Reihenfolge des Ablaufs wieder.

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Untersuchte Gewässerabschnitte

Die für die Untersuchung beprobten Gewässerabschnitte wurden in Hinsicht auf die geplante Gewässervernetzung und nach Rücksprache mit den einzelnen Fachgruppen ausgewählt (Probenstandorte siehe Anhang, Abb. 9). Alle Probenstandorte wurden kartographisch festgelegt und fotodokumentiert.

Folgende "Hauptgewässertypen" wurden definiert: (1) Donau-Fluß, (2) Fließgewässer Fische, (3) Hauptarm der Au, (4) Zubringer - Verbindungsgewässer zwischen Donau-Fluß und Hauptarm, (5) dynamische, aber isolierte Hinterlandgewässer, (6) stark isolierte Hinterlandgewässer (Tümpel, Weiher) und (7) diverse Sonderstandorte (Gewässer mit Hangwassereinfluß, besondere Refugialgewässer etc.). Die Hauptgewässertypen 6 und 7 werden in diesem Zwischenbericht noch nicht, und der Typ 5 nur zum Teil behandelt.

In bezug auf das Bodensediment des Gewässers wurde für jede Probenstelle eine Zuweisung in (1) Grobsubstrat (Schotter), (2) Feinsediment (Schluff, Schlamm, Sand), (3) Grobsubstrat mit Feinsedimenteinlage und (4) Feinsediment mit Grobsedimenteinlage durchgeführt. Zudem wurde eine Abschätzung über die Stärke und Lokalisation von sauerstoffreduzierten Sedimentschichten vorgenommen.

Weiters wurden im Freiland folgende Umwelt-Variablen erhoben: (1) Abschätzung der wasserbedeckenden Fläche und Tiefe des untersuchten Gewässers, (2) Ufermorphologie (Geländeneigung), (3) Algen, Moose, submerse und emerse Vegetation, (4) semiquantitative und semiquantitative Abschätzung von CPOM (Totholz, Laub), (5) horizontale und vertikale Lage der "Bankfull"-Linie, (6) Angabe über gewässerbegleitende Bäume (Beschattung, Bedeckungsgrad), (7) Begleitfauna (Odonaten-Larven, detritivore Amphipoden, hämoglobinhältige Chironomiden).

## 2.2. Probennahme und Auswertung

Die Freilandaufnahme wurde im Herbst 1995 bei Niederwasserführung der Donau (Pegelstand Reichsbrücke < 140 cm) durchgeführt. Arten, die ohne Mikroskop bestimmt werden konnten, wurden im Freiland determiniert und ins Gewässer zurückgegeben. Bei den einzelnen Individuen wurde zusätzlich eine Zuordnung in (1) Individuen mit lebend-frischer Schale und Weichkörper, (2) Individuen mit lebend-frischer Schale und ohne vollständig erhaltenem Weichkörper und (3) Individuen mit verwitterter Schale (s. Abb. 8). Für die Darstellung der Häufigkeit und Stetigkeit der Fauna (s. Tab. 2, 3 und 4) wurden nur Individuen mit lebend-frischer Schale herangezogen (1 und 2).

Für jedes ausgewählte Gewässer wurden jeweils 4 Proben mit folgender Aufnahmemethodik entnommen:

*a) Semiquantitative Probenaufsammlung* - Erfolgte mit Hilfe eines dredgenartigen Schöpfgerätes (Breite des Gerätes = 30 cm, Zuglänge ca. 100 cm, Materialvolumen eines Zuges = ca. 8 Liter) (Abb. 2). Für jede Probe wurde an 2 gewässertypischen Standorten des untersuchten Gewässerabschnittes jeweils 2 Probenzüge eingeholt. Das gewonnene Material wurde durch ein 2000 µm Nylon-Netz gesiebt, das Siebgut eingeholt und im Labor bis zur Auswertung tiefgekühlt. Bei der semiquantitativen Probenaufsammlung wurde zwischen der Ufer- und Tiefenzone des untersuchten Gewässerabschnittes differenziert:

**Probe 1: Semiquantitative Probe aus der Uferzone / Litoral** (0 bis max. 3 m von Uferanschlagslinie; mit Berücksichtigung der vorangegangenen Bewegung der Wasseranschlagslinie (Pegelgang))

**Probe 2: Semiquantitative Probe aus der Tiefenzone / Pelagial** (Entnahme in Gewässermitte bzw. bei hoher Tiefe in  $t = 150 - 200$  cm; bei einem flachen und/bzw. kleinen Gewässer keine Differenzierung von Pelagial und Litoral)

b) *Makroskopische Aufsammlung* - Punktueller Absuchen des gesamten definierten Gewässerabschnittes:

**Probe 3: Substratspezifische Aufsammlung** (Aufsammlung der Molluskenfauna auf großflächigen Kolonisationssubstraten, wie Totholz, Makrophyten, großen Steinblöcken, angeschwemmten Kunststoffteilen etc.; auch aquatische Individuen, die unmittelbar im Bereich der Wasseranschlagslinie leben, wurden berücksichtigt)

**Probe 4: Najaden** (qualitative Aufsammlung mit semiquantitativer Abschätzung der Großmuscheln im definierten Gewässerabschnitt; die Suche erfolgte bis zu einer Wassertiefe von etwa 1 m).



Abbildung 2: Freilandhebung mit semiquantitativen Probenentnahmegesetz (Foto Weigand)



Abbildung 3: Die donautypische und in Österreich vom Aussterben bedrohte Flußmuschelart *Unio tumidus* PHILIPSSON 1788 (Foto Weigand)

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Liste der nachgewiesenen Arten

##### Gastropoda (Wasserschnecken)

*Acrolocus lacustris* (LINNAEUS, 1758)  
*Ancylus fluviatilis* O.F.MÜLLER, 1774  
*Anisus (Disculifer) vortex* (LINNAEUS, 1758)  
*Anisus (Disculifer) vorticulus* (TROSCHER, 1834)  
*Bithynia tentaculata* (LINNAEUS, 1758)  
*Galba truncatula* (O.F.MÜLLER, 1774)  
*Gyraulus acronicus* (FERUSSAC, 1807)  
*Gyraulus albus* (O.F.MÜLLER, 1774)  
*Gyraulus crista* (LINNAEUS, 1758)  
*Gyraulus laevis* (ADLER, 1838)  
*Hippeutis complanatus* (LINNAEUS, 1758)  
*Musculium lacustre* (O.F.MÜLLER, 1774)  
*Lithoglyphus naticoides* (C. PFEIFFER, 1828)  
*Lymnaea stagnalis* (LINNAEUS, 1758)  
*Physella acuta* (DRAPARNAUD, 1805)  
*Planorbis planorbis* (LINNAEUS, 1758)  
*Planorbis carinatus* O.F.MÜLLER, 1774  
*Potamopyrgus antipodrum* (GRAY, 1843)  
*Radix ampla* (HARTMANN, 1821)  
*Radix ovata* (DRAPARNAUD, 1805)  
*Radix peregra* (O.F.MÜLLER, 1774)  
*Stagnicola corvus* (GMELIN, 1791)  
*Stagnicola palustris* (O.F.MÜLLER, 1774)  
*Valvata cristata* O.F.MÜLLER, 1774  
*Valvata piscinalis* (O.F.MÜLLER, 1774)

##### Bivalvia (Muscheln)

*Anodonta anatina* (LINNAEUS, 1758)  
*Dreissena polymorpha* (PALLAS, 1771)  
*Musculium lacustre* (O.F.MÜLLER, 1774)  
*Pisidium casertanum* (POLI, 1791)  
*Pisidium casertanum ponderosum* (STELFOX, 1918)  
*Pisidium henslowianum* (SHEPPARD, 1823)  
*Pisidium moitessierianum* (PALADILHE, 1866)  
*Pisidium nitidum* JENYNS, 1832  
*Pisidium obtusale* (LAMARCK, 1818)  
*Pisidium subtruncatum* MALM, 1855  
*Pisidium supinum* A.SCHMIDT, 1851  
*Pseudanodonta complanata* (ROSSMAESSLER, 1835)  
*Sphaerium corneum* (LINNAEUS, 1758)  
*Sphaerium rivicola* (NORMAND, 1844)  
*Unio pictorum* (LINNAEUS, 1758)  
*Unio tumidus* PHILIPSSON, 1788

Insgesamt konnten im Untersuchungsgebiet 25 Wasserschnecken- und 15 Muschelarten (zusätzlich eine Unterart) nachgewiesen werden. Wie aus der Artensummenkurve nachvollziehbar ist, sind im Hauptarm und in den Zubringern bei Erhöhung der Probenzahl noch einige weitere Arten zu erwarten. Die tatsächliche Artenzahl im Untersuchungsgebiet wird sich vor allem durch die Auswertung der wenig dynamischen Gewässer (isolierte Hinterlandgewässer) noch deutlich erhöhen.

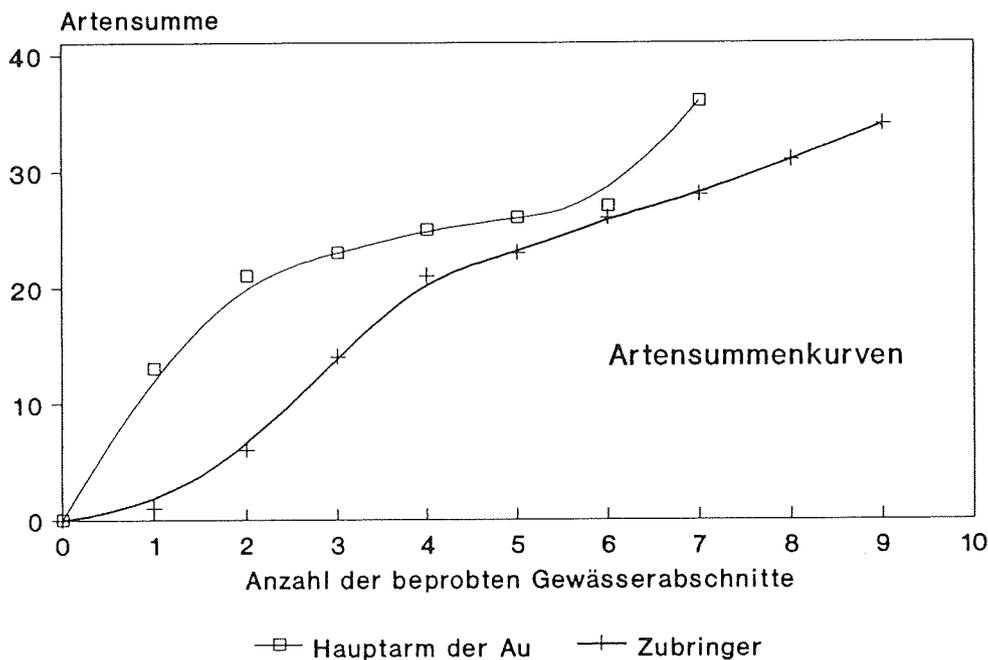


Abbildung 4. Artensummenkurve im Hauptarm der Au (7 untersuchte Gewässerabschnitte) und in den Verbindungsgewässern zwischen Donau und Hauptarm (9 untersuchte Gewässerabschnitte).

Mit der semiquantitativen Probenentnahmemethodik (Litoral und Profundal) wurden insgesamt 33 Taxa erfaßt. Weitere 7 im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten wurden nur mit Hilfe der substratspezifischen Aufsammlung nachgewiesen (Tab.3).

Nach den bisher vorliegenden Ergebnissen scheint im Hauptarm des Auegebietes die "Verarmte *Theodoxus*-Gesellschaft der Donau" vorzuliegen. Diese Gesellschaft charakterisiert die Fließgewässer der rezenten Aue (FOECKLER 1990). Die Charakterarten dieser Gesellschaft sind die Najaden *Unio pictorum* und *Anodonta anatina*, die Leitarten sind *Sphaerium rivicola*, *Pisidium supinum*, *Dreissena polymorpha*, *Radix auricularia* und *Lithoglyphus naticoides* und

die Begleitarten sind *Ancylus fluviatilis*, *Radix ovata* und *Valvata piscinalis*. Bei einigen Untersuchungsstellen gibt es möglicherweise Tendenzen bzw. Übergänge zur "*Radix auricularia*-*Gyraulus albus*-Gesellschaft der Altwässer". In den Zubringer-Gewässern ist ohne detaillierte Analysen eine definierte Molluskengesellschaft nicht klar abgrenzbar. Eine gesicherte Zuordnung soll nach Einbeziehung aller erhobenen Freilanddaten erfolgen und im Endbericht dargestellt werden.

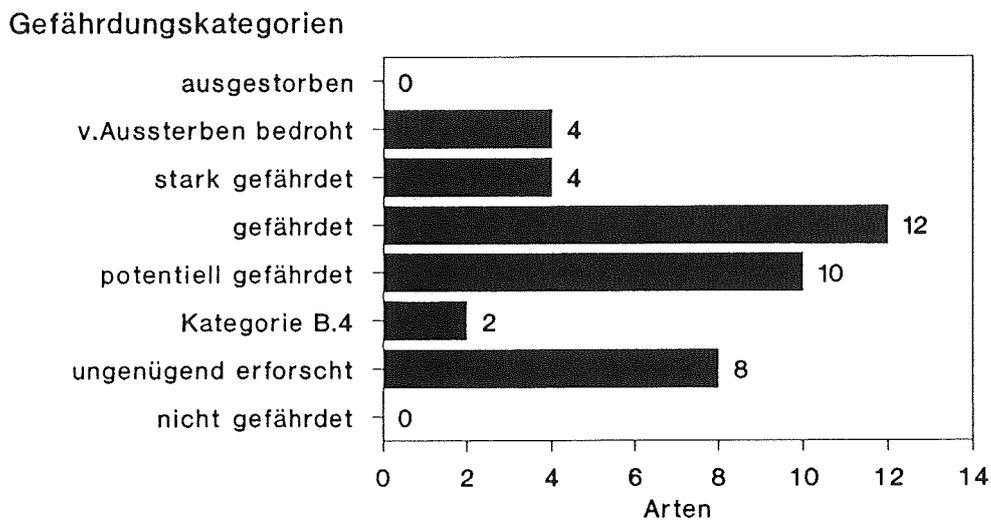


Abbildung 5: Gefährdete Molluskenarten in Österreich (Rote Liste nach FRANK & REISCHÜTZ, 1994): Kat. 0 = ausgestorben, ausgerottet oder verschollen, Kat. 1 = vom Aussterben bedroht, Kat. 2 = stark gefährdet, Kat. 3 = gefährdet, Kat. 4 = potentiell gefährdet, Kat. B.4 = faunengeographische Fremdart.



### 3.2. Relative Verteilung der Arten

Um einen Vergleich der 5 definierten Gewässertypen anstellen zu können wurde zuvor die Häufigkeit der Arten innerhalb der einzelnen Gewässertypen gebildet und nachfolgend in Relation zu allen untersuchten Gewässertypen gestellt (Tab. 1 und 2). Als häufigste Art erweist sich hierbei die Schnecke *L. naticoides*, eine Art, die gegenüber starker Wasserverschmutzung empfindlich ist und noch vor 15 Jahren in Österreich als ausgestorben bzw. verschollen gemeldet wurde (FRANK 1983; HABERLEHNER 1986). Berücksichtigt man die Gewässerfläche im Untersuchungsgebiet, so ist die Art mit dem größten Individuenreichtum im Augebiet die sessil lebende Muschel *Dreissena polymorpha*.

Die größte Stetigkeit weist *V. piscinalis* auf, die in 90 % der untersuchten Gewässer nachgewiesen wurde. Es folgen *P. henslowanum*, *Physella acuta* und *P. casertanum*. Arten, die einen höheren Anteil an der Gesamttaxozönose haben, aber mit einer geringen Stetigkeit auftreten, sind *Ancylus fluviatilis* (vorwiegend in der Donau und z.T. in den dynamischen Zubringern), die phytophilien Arten *Anisus vortex*, *A. vorticulus*, *Planorbis carinatus* und *Radix peregra*.

Bemerkenswert ist, daß die Molluskenfauna im unmittelbaren Bereich der Wasseranschlagslinie im Vergleich zur Studie ÜBL et al. (1995) in sehr geringer Besiedlungsdichte beobachtet wurde und *Planorbarius corneus* überhaupt nicht nachgewiesen werden konnte.

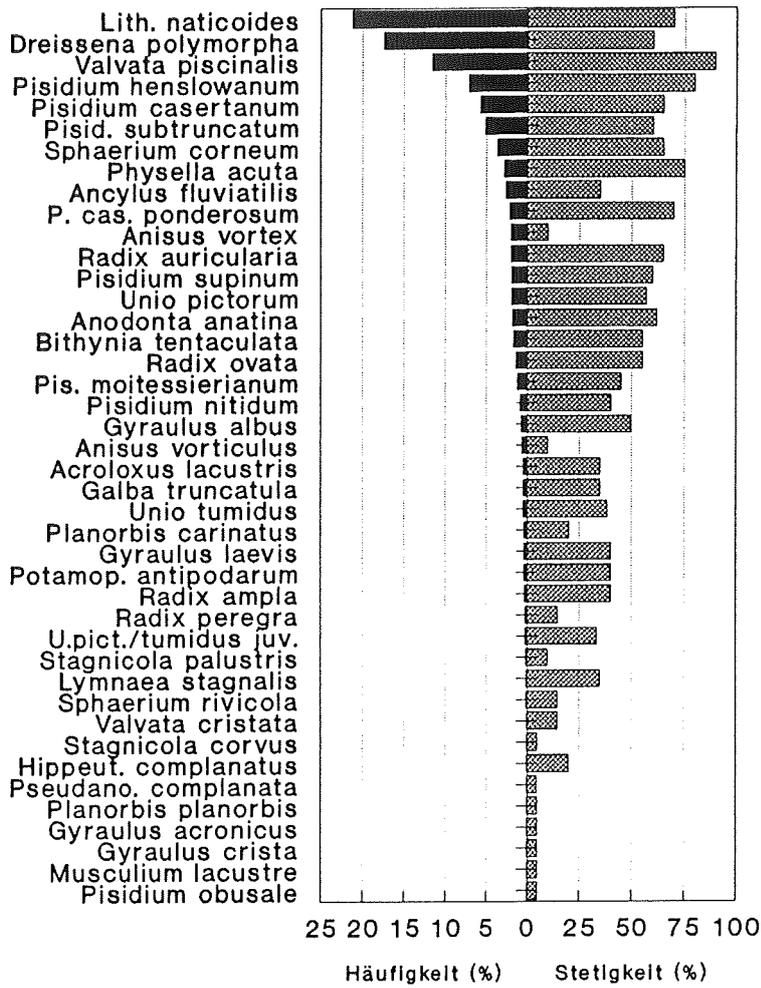


Abbildung 6. Mittlere relative Häufigkeit und Stetigkeit

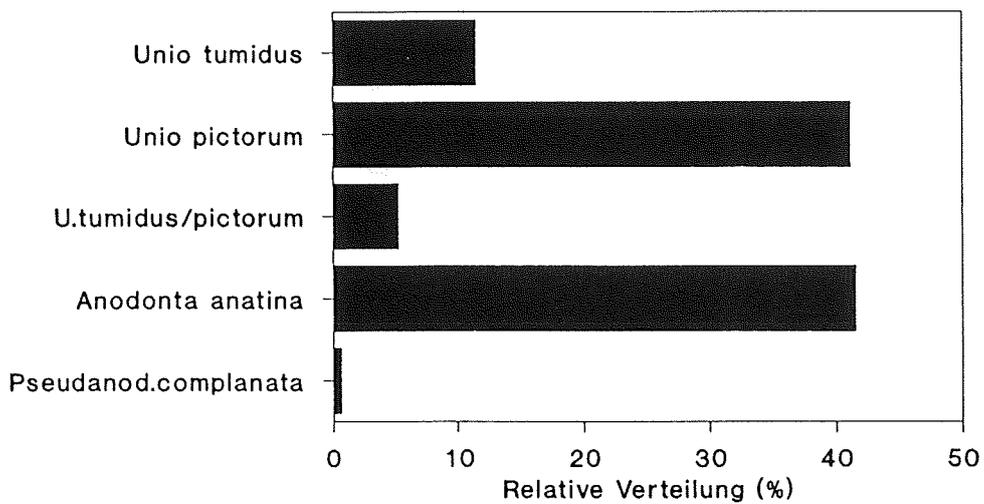


Abbildung 7: Relative Verteilung der Najaden (Großmuscheln)

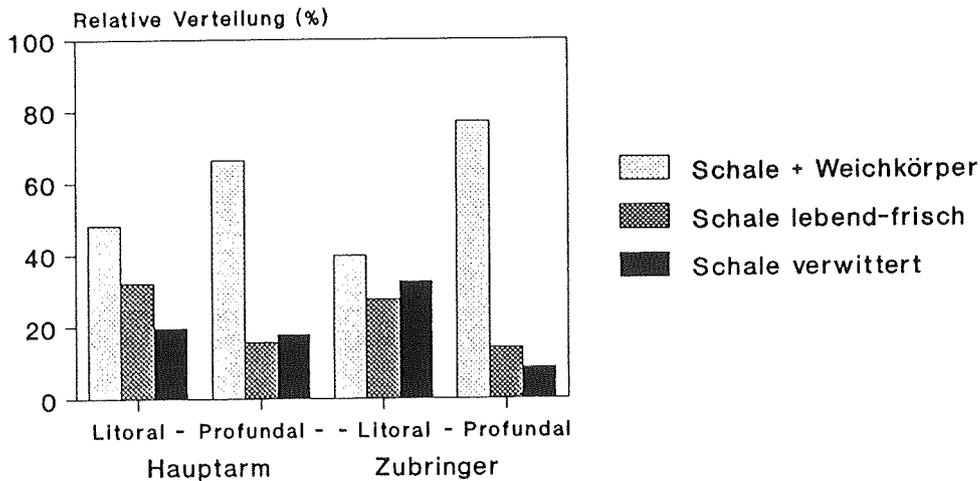


Abb. 8. Relative Verteilung der Mollusken (semiquantitative Proben aus dem Litoral und Pelagial). L = lebende Individuen mit Schale und Weichkörper, LF = Individuen mit lebend-frischer Schale aber ohne vollständig erhaltendem Weichkörper, V = bereits verwitterte Schale und ohne Weichkörper.

### 3.3. Verteilung der Fauna in den diversen Gewässertypen

**Hauptarm im Augebiet:** Von den dynamischen Gewässerabschnitten im Augebiet erweist sich der Hauptarm als der artenreichste Gewässertyp (insgesamt 37 von 41 nachgewiesenen Taxa). Es dominiert die Wandermuschel *Dreissena polymorpha*, wobei sie fast dreimal so häufig vorkommt als die zweithäufigste Art *Lithoglyphus naticoides* und dritthäufigsten *Valvata piscinalis* (Tab. 2). Während das Vorkommen der Wandermuschel sich im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich auf den Hauptarm beschränkt, treten die beiden anderen Arten auch in der Fische und in den Zubringer-Gewässern häufig auf. Von besonderer Bedeutung ist der Hauptarm der Au für die **Najaden**, die im gesamten Untersuchungsgebiet nur in den Feinsubstratzonen des Hauptarmes in hoher Anzahl siedeln. Die beiden häufigsten Arten sind *Unio pictorum* und *Anadonata anatina* (Abb. 7) und kommen nach ÜBL et al. (1995) nebeneinander bis zu einer Wassertiefe von etwa 1,5 - 2,0 m in oft hoher Besiedlungsdichte vor (etwa 20 - 50 Ind./m<sup>2</sup>). In den tieferen Gewässerabschnitten (ca. > 1,5 m) - auch wenn das Bodensubstrat sich aus Feinmaterial zusammensetzt - leben nur mehr sehr vereinzelt adulte Muscheln (die durchschnittliche Besiedlungsdichte liegt deutlich unter 1 Ind./m<sup>2</sup>). In den seichteren Gewässerabschnitten mit einem Bodensubstrat aus Schotter und etwas eingelagertem Feinmaterial (z.B. Verlandungszone oberhalb der Regelsbrunner Traverse) tritt vorwiegend *Anodonata anatina* auf. Die donautypische und in Österreich vom

Aussterben bedrohte Großmuschelart *Unio tumidus* findet man auch im kompakten Grobsubstrat eines dynamischen Seitenarmes (Mitterhaufen), wenngleich sie in höherer Individuenzahl wohl nur im litoralen Feinsubstrat des Hauptarmes vorkommt. Besonders kritisch scheint der Bestand von *Pseudanodonta complanata* zu sein, welche nur an einem Standort mit drei lebenden Individuen nachgewiesen werden konnte.

**Zubringer:** Die Anzahl und Zusammensetzung der Arten in den Zubringern (Verbindungsgewässern zwischen Donau und Hauptarm) gleicht jener des Hauptarmes. Deutliche Unterschiede lassen sich jedoch in bezug auf die relative Verteilung der Arten und Stetigkeit ihres Vorkommens erkennen (Tab. 2 und Abb. 6). So dominiert in den Zubringern die Schneckenart *L. naticoides*, die rund dreimal so häufig vorkommt als die Kleinmuschel *Pisidium henslowanum*. Weiters ist der Anteil von rheophile Formen, wie *Ancylus fluviatilis*, *Sphaerium corneum*, *Bithynia tentaculata*, *Radix ovata*, im Vergleich zum Hauptarm deutlich höher. Wiederum fehlen in die Najaden in den stark dynamischen Abschnitten der Zubringer zumeist völlig, lediglich in breiteren Gewässerabschnitten sind sie in geringer Besiedlungsdichte zu beobachten.

**Donau-Fluß:** Das von der Wellschlagswirkung stark beeinflusste und aus dynamisch sich umlagerndem Grobsediment bestehende Litoral der Donau ist außerordentlich arten- und individuenarm. Lediglich die rheophile Art *Ancylus fluviatilis* konnte vereinzelt nachgewiesen werden. Auch in den ufernahen und seichten Stillwasserbereichen (isoliert vom Fließgewässer), bestehend aus reinem Schottersubstrat und gut entwickeltem epilithischem Aufwuchs, ist eine geringe Artenzahl zu beobachten, doch mit einer hohen Besiedlungsdichte von *A. fluviatilis*. Im Gegensatz dazu ließ sich in einer kleinen Hafenanlage im Bereich des Uferblockwurfs, in welchem reichlich Feinsediment eingelagert ist, eine deutlich höhere Arten- und Individuenzahl von Mollusken (durchwegs rheophile Formen) beobachten (Tab. 2).

Tab. 2. Relativer Anteil (Rel.A.) der Arten in den 5 untersuchten Gewässertypen; Mw.= mittlere Individuenanzahl des jeweiligen Gewässertyps; mittlere relative Verteilung und Stetigkeit des Auftretens der Arten im gesamten Untersuchungsgebiet.

Taxa	Relativer Vergleich (%) des Vorkommens der Arten in den 5 Gewässertypen										Gesamt- Häufigkeit Sum.Gewä. (%)	Anteil besiedelter Gewässer (%)
	Hauptarm		Zubringer		Isoliert.Gewä.		Donau-Fluß		Fischa-Bach			
	Rel.A. (%)	Mw. (abs.)	Rel.A. (%)	Mw. (abs.)	Rel.A. (%)	(Mw.) (abs.)	Rel.A. (%)	Mw. (abs.)	Rel.A. (%)	(Mw.) (abs.)		
1 Lithoglyphus naticoides	18,2	58,4	32,6	104,5					49,2	158	21,23	70,0
2 Dreissena polymorpha	94,9	251,1	2,8	7,4			2,3	6,1			17,51	60,0
3 Valvata piscinalis	22,9	40,1	17,0	29,8	2,3	4			57,7	101	11,58	90,0
4 Pisidium henslowanum	11,9	12,7	33,1	35,5	5,6	6	1,9	2,0	47,6	51	7,09	80,0
5 Pisidium casertanum	3,6	3,1	15,0	13,1	13,8	12			67,7	59	5,77	65,0
6 Pisidium subtruncatum	12,1	9,3	9,9	7,6	6,5	5			71,5	55	5,09	60,0
7 Sphaerium comeum	3,8	2,1	20,2	11,3			72,3	40,4	3,6	2	3,69	65,0
8 Physella acuta	45,6	19,6	40,4	17,3	14,0	6					2,84	75,0
9 Ancyclus fluviatilis	1,1	0,4	8,5	3,3			90,4	35,3			2,59	35,0
10 Pisidium cas. f. ponderosum	26,6	8,6	23,6	7,6	3,1	1			46,6	15	2,13	70,0
11 Anisus vortex	0,9	0,3			99,1	30					2,00	10,0
12 Radix auricularia	42,4	12,7	14,3	4,3					43,3	13	1,98	65,0
13 Pisidium supinum	47,7	13,9	52,3	15,2							1,92	60,0
14 Unio pictorum	64,1	18,1	35,9	10,1							1,87	57,1
15 Anodonta anatina	71,7	20,0	26,5	7,4			1,8	0,5			1,85	61,9
16 Bithynia tentaculata	20,9	5,3	53,2	13,4			25,9	6,6			1,67	55,0
17 Radix ovata	3,5	0,7	46,4	9,4			45,1	9,1	5,0	1	1,33	55,0
18 Pisidium moitessierianum	41,1	7,3	36,3	6,4					22,6	4	1,17	45,0
19 Pisidium nitidum	7,3	1,0	92,7	12,7							0,90	40,0
20 Gyraulus albus	42,1	4,6	39,5	4,3	18,4	2					0,72	50,0
21 Anisus vorticulus	10,0	1,0			90,0	9					0,66	10,0
22 Acroloxus lacustris	16,3	1,3	19,8	1,6	12,7	1	51,2	4,0			0,52	35,0
23 Galba truncatula	1,8	0,1	47,2	3,7	12,7	1			38,2	3	0,52	35,0
24 Unio tumidus	84,0	6,1	16,0	1,2							0,48	38,1
25 Planorbis carinatus	4,2	0,3	8,5	0,6	87,3	6					0,45	20,0
26 Gyraulus laevis	47,3	3,1	52,7	3,5							0,44	40,0
27 Potamopyrgus antipodarum	57,6	3,7	42,4	2,7							0,43	40,0
28 Radix ampla	70,9	3,9	10,7	0,6	18,4	1					0,36	40,0
29 Radix peregra	13,7	0,6	14,1	0,6	72,2	3					0,27	15,0
-- Unio pictorum/tumidus (juv.)	59,1	2,3	40,9	1,6							0,25	33,3
30 Stagnicola palustris			6,1	0,2	93,9	3					0,21	10,0
31 Lymnaea stagnalis	76,1	1,9	23,9	0,6							0,16	35,0
32 Sphaerium rivicola	74,6	1,1	25,4	0,4							0,10	15,0
33 Valvata cristata	42,3	0,4	57,7	0,6							0,07	15,0
34 Stagnicola corvus					100	1					0,07	5,0
35 Hippeutis complanatus	52,4	0,4	47,6	0,4							0,05	20,0
36 Pseudanodonta complanata	100	0,4									0,03	4,8
37 Planorbis planorbis			100	0,2							0,01	5,0
38 Gyraulus acronicus			100	0,2							0,01	5,0
39 Gyraulus crista	100	0,1									0,01	5,0
40 Musculium lacustre	100	0,1									0,01	5,0
41 Pisidium obtusale	100	0,1									0,01	5,0
Individuen pro Gewässer (%)	34,2		22,4		6,0		6,9		30,6		100	
Anzahl der Taxa (absolut)	37		34		16		8		11			
Anzahl der Taxa (Mittelwert)		19,6		15,4		16		4,5		11		
Anzahl der Probenstellen		7(8)		9		1		2		1		

**Fließgewässer Fische:** Das Bodensubstrat dieses ruhig fließenden Gewässers wird von einer mächtigen Feinsedimentschicht gebildet, welche über weite Bereiche sehr einheitlich ausgebildet ist und im untersuchten Gewässerabschnitt keine Sonderstrukturen wie Makrophyten, Totholz etc. aufweist. Dieser Lebensraum beherbergt von allen untersuchten Gewässertypen die höchste Besiedlungsdichten von Kleinmuscheln (mehrere Arten der Gattung *Pisidium*) und der beiden Schnecken *L. naticoides* und *V. piscinalis*. Die Gesamtbesiedlungsdichte liegt ähnlich hoch wie im Hauptarm. Auffällig ist das Fehlen aller Großmuschelarten und jenen Formen, die ein stabiles Kolonisationssubstrat benötigen (z.B. *D. polymorpha*, *A. fluviatilis*, *A. lacustris*). Auch typische Fließgewässerformen und phytophile Arten kommen im Vergleich zum Hauptarm und besonders zu den Zubringern in deutlich geringerer Anzahl vor.

**Isoliertes Hinterlandgewässer:** Im Rahmen dieses Zwischenberichtes geht nur die Untersuchung eines Gewässers in die Auswertung ein. Es handelt sich um einen Extremstandort, welcher zum Probennahmezeitpunkt eine vollständig O<sub>2</sub>-reduzierte Sedimentschicht aufwies. Der Gewässerabschnitt beherbergt reichlich angelandetes Totholz und in bezug auf das Bodensediment liegt im Litoral Feinsediment und im Profundal Schotter vor. Die Faunenzusammensetzung dieses Gewässers ist im Vergleich zu den anderen Gewässertypen sehr unterschiedlich. In der Artenzusammensetzung überwiegen jene Formen, die an eine feste Substratunterlage (Totholz) gebunden sind (Tab. 2).

#### 3.4. Verteilung der Fauna in bezug auf das Bodensubstrat

Für den relativen Vergleich der Arten in bezug auf das Bodensediment werden ausschließlich die semiquantitativen Proben (siehe Kap. 2.2), mit welchen insgesamt 33 Taxa nachgewiesen werden konnten, herangezogen. Aus Tab. 3 ist ersichtlich, daß alle 33 Taxa im Feinsubstrat des Untersuchungsgebietes vorkommen, während es in den aus Grobsubstrat bestehenden Gewässerabschnitten 9 Taxa weniger sind.

Tab. 3. Relativer Individuenanteil der Arten in bezug auf das Bodensubstrat des Gewässers (Schotter Feinsubstrat); semiquantitative Proben im Litoral/Uferzone (u) und Profundal/Tiefenzone (t); exkl. Donau und Fische.

Bodensubstrat	Feinsubstrat			Fein- & Grob-Substrat			Grobsubstrat			Summe
	Uferz.	Tiefenz.	u+t	Uferz.	Tiefenz.	u+t	Uferz.	Tiefenz.	u+t	
Gewässerbereich	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	Individuen
Relative Verteilung (Mittelwert)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	%(Mw.)	(absolut)
TAXA										
Anisus vortex	100	0	100	0	0	0	0	0	0	3
Anisus vorticulus	100	0	100	0	0	0	0	0	0	2
Gyraulus crista	100	0	100	0	0	0	0	0	0	1
Hippeutis complanatus	100	0	100	0	0	0	0	0	0	3
Musculium lacustre	100	0	100	0	0	0	0	0	0	1
Pisidium obtusale	100	0	100	0	0	0	0	0	0	1
Sphaerium rivicola	64,9	35,1	100	0	0	0	0	0	0	10
Planorbis carinatus	31,6	68,4	100	0	0	0	0	0	0	2
Valvata cristata	11,2	6,8	18,0	82,0	0	82,0	0	0	0	4
Radix ampla	25,7	46,4	72,1	0	0	0	27,9	0	27,9	14
Unio pictorum/tumidus juv.	71,1	0	71,1	0	0	0	19,3	9,6	28,9	19
Unio tumidus	58,1	0	58,1	0	0	0	0	41,9	41,9	4
Unio pictorum	48,0	4,0	52,0	0	0	0	8,0	40,0	48,0	39
Physella acuta	71,6	8,3	80,0	0	1,7	1,7	15,0	3,3	18,4	109
Pisidium moitessierianum	40,9	36,9	77,8	0	2,5	2,5	7,4	12,3	19,7	59
Anodonta anatina	67,5	5,4	72,9	0	10,8	10,8	0	16,3	16,3	33
Sphaerium corneum	22,4	40,4	62,8	29,1	1,6	30,7	6,5	0	6,5	59
Pisidium subtruncatum	25,0	37,5	62,5	0	4,9	4,9	31,6	1,0	32,5	127
Pisidium cas. f. ponderosum	25,1	34,8	59,8	19,5	5,4	25,0	8,7	6,5	15,2	98
Lithoglyphus naticoides	8,7	44,9	53,6	0,6	11,7	12,3	16,3	17,8	34,1	956
Radix auricularia	20,3	30,5	50,8	20,3	0	20,3	15,3	13,6	28,8	61
Acroloxus lacustris	13,3	28,9	42,2	0	28,9	28,9	0	28,9	28,9	3
Pisidium casertanum	12,3	28,4	40,6	16,0	3,5	19,5	39,0	0,9	39,9	108
Gyraulus albus	23,5	15,7	39,2	23,5	3,9	27,5	29,4	3,9	33,3	51
Pisidium supinum	24,5	12,0	36,5	4,5	7,5	12,0	33,6	17,9	51,6	161
Valvata piscinalis	22,9	7,3	30,2	32,0	9,6	41,6	17,6	10,7	28,2	386
Radix ovata	10,1	19,1	29,1	16,4	0	16,4	24,5	30,0	54,5	35
Pisidium henslowanum	15,6	13,4	29,0	2,4	3,5	5,9	64,3	0,8	65,0	289
Gyraulus laevis	16,0	7,3	23,3	54,8	0	54,8	20,1	1,8	21,9	35
Galba truncatula	5,6	15,2	20,8	54,8	0	54,8	24,4	0	24,4	17
Bithynia tentaculata	9,9	7,1	17,0	61,7	0,8	62,5	15,0	5,5	20,6	62
Potamopyrgus antipodarum	12,0	2,6	14,5	31,1	12,9	44,0	31,1	10,4	41,4	27
Pisidium nitidum	8,1	4,4	12,5	8,8	0	8,8	78,8	0	78,8	69
Ancylus fluviatilis	10,3	0	10,3	53,8	0	53,8	13,4	22,4	35,9	13
Dreissena polymorpha	7,6	0,1	7,7	0	2,3	2,3	0,7	89,3	90,0	1685
Planorbis planorbis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyraulus acronicus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lymnaea stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stagnicola palustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stagnicola corvus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Radix peregra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudanodonta complanata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Summe Individuen (%)	14,1	16,5	30,6	9,3	5,4	14,7	15,8	38,9	54,7	4546
nachgewiesene Arten	34	27	34	18	16	23	23	21	25	34
Stichprobenmenge (n)	n=11	n=6	n=17	n=1	n=3	n=4	n=4	n=6	n=10	n=31

(File: AU95T3b3.xls)

In der relativierten Berechnung wird die Wandermuschel *D. polymorpha* als die am stärksten auf Grobsubstrat angepaßte Art ausgewiesen. Sie besiedelt aggregiert das im Profundal liegende Schottersubstrat und bildet hierbei z.T. ausgedehnte Muschelbänke aus. Man findet diese Art aber auch häufig in den Feinsubstratbereichen des Hauptarmes als Kolonist auf lebende Najaden und auf submersem Totholz (ÜBL et al. 1995). Eine starke Präferenz zum Grobsubstrat ist bei den rheophilen Arten (im besonderen *P. nitidum*, *P. henslowanum* und *R. ovata*) zu beobachten.

Im Untersuchungsgebiet häufig vorkommende Arten, die eine starke Affinität für das Feinsediment erkennen lassen, sind die artgeographisch fremde Art *Physella acuata*, weiters *A. anatina*, *P. moitessierianum* und *Sphaerium corneum*. Hinsichtlich der Najaden ist zu erwähnen, daß die angewandte semiquantitative Erfassung problematisch und eine Unterschätzung zu erwarten ist. Die makroskopische Aufsammlung wiederum berücksichtigt bevorzugt den aus Feinsediment bestehenden Litoralabschnitt bis zu einer Wassertiefe von etwa 1 m. Dennoch geht klar hervor, daß Großmuscheln auch im Sedimentbereich welches vorwiegend aus Schotter besteht anzutreffen sind (Tab. 3). Juvenile Najaden wurden ausschließlich im Feinsubstrat vorgefunden. Diese Ergebnisse werden durch die quantitativen Najadenstudie von ÜBL et al. (1995) bestätigt.

Zu den Arten, die im Fein- und im Grobsediment gleichermaßen häufig vorkommen, gehören mit *L. naticoides* (bevorzugt in den tieferen Gewässerzonen) und *V. piscinalis* - zwei der häufigsten Arten im Untersuchungsgebiet. Weiters zählen hierzu *P. casertanum*, *P. subtruncatum* und *Gyraulus albus*.

Darüber hinaus lassen sich einige Arten differenzieren, die bevorzugt in Gewässerabschnitten mit Mischsubstrat (Grob- und Feinmaterial) vorkommen (z.B. *B. tentaculata*, *G. laevis*, *G. truncatula*).

Detaillierte Aussagen über die Sedimentspezifität der einzelnen Arten werden nach Einbeziehung der isolierten Hinterlandgewässer und mit Hilfe statistischer Analysen im Rahmen des Endberichtes wiedergegeben werden.

#### 4. Literatur

- BLESS, R. (1980): Bestandsentwicklungen der Mollusken-Fauna heimischer Binnengewässer und die Bedeutung für Naturschutz und Landschaftspflege - Biologische Abhandlungen **5**: 59-60.
- BOTHAR, A. (1966): Beiträge zur Kenntnis der Weichtierfauna der ungarischen Donau. - Opusc. zool., **6**: 93-107, Budapest.
- DUDICH, (1967): 1. Systematisches Verzeichnis der Tierwelt der Donau mit einer zusammenfassenden Erläuterung. - In: LIEPOLT, R. (ed.): Limnologie der Donau, Stuttgart, **3**: 4-69.
- FALKNER, G. (1990): Vorschlag für eine Neufassung der Roten Liste der in Bayern vorkommenden Mollusken (Weichtiere). - Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz **97**: 61-112.
- FOECKLER, F. (1990): Charakterisierung und Bewertung von Augewässern des Donauraums Straubing durch Wassermolluskengesellschaften. - Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL), Bericht **7**, 150 pp.
- FOECKLER, F., DIEPOLDER, U. & DEICHNER, O. (1991): Water Mollusc Communities and Bioindication of Lower Salzach Floodplain Waters. - Regulated Rivers: Research & Management **6**: 301-312.
- FOECKLER, F., ORENDT, C., KRETSCHMER, W. & SCHMIDT, H. (1994): Gewässertypisierung und -bewertung im Bereich der Donau-Aue bei Straubing (Bayern) anhand von Weichtiergemeinschaften. - Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum **8**: 119-125.
- FRANK, C. (1981): Aquatische und terrestrische Molluskenassoziationen der niederösterreichischen Donau-Auengebiete und der angrenzenden Biotope - Teil I. - Malakologische Abhandlungen, Bd. **7**: Nr. **5**.
- FRANK, C. (1982): Aquatische und terrestrische Molluskenassoziationen der niederösterreichischen Donau-Auengebiete und der angrenzenden Biotope - Teil II. - Malakologische Abhandlungen, Bd. **8**, Nr. **8**: 95-124.
- FRANK, C. (1983): *Lithoglyphus naticoides* (C. PFEIFFER, 1828) (Hydrobiidae) in Österreich erneut lebend nachgewiesen, sowie ein neuer Standort von *Perforatella (P.) bidentata* (GMELIN, 1788) (Helicidae) in Österreich (Gastropoda). - Malakolog. Abhandlungen. **9/4**.
- FRANK, C. (1987): Aquatische und terrestrische Mollusken der niederösterreichischen Donau-Auengebiete und der angrenzenden Biotope - Teil VII. - Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmus. **5**: 13-121.
- FRANK, C. & REISCHÜTZ, P.L. (1994): Rote Liste gefährdeter Weichtiere Österreichs (Mollusca: Bivalvia und Gastropoda). In: GEPP, J. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie; Styria-Verlag, pp. 283-316..
- GLOER, P., MEIER-BROOK, C. & OSTERMANN, O. (1992): Süßwassermollusken. - 10.Aufl., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtungen, Hamburg.
- HABERLEHNER, E. (1986): Zweiter Wiederfund von *Lithoglyphus naticoides* (C. PFEIFFER 1828) in Österreich (Gastropoda, Prosobranchia). Mit einer vergleichenden Zusammenstellung der Molluskenarten aus den niederösterreichischen Donau-Augewässern bei Stopfenreuth, Altenwörth und Greifenstein. - Haldia **1(4)**: 139-142.
- IMHOF, G., ZWICKER, E., & CHRISTOF-DIRRY, P. (1992): Charakterisierung anthropogen unterschiedlich beeinflusster Lebensräume an verlandenden Altarmen im Planungsraum des Wasseranreicherungsversuches Obere Lobau - Wassermollusken (auf Grundlage der Bearbeitung von E. KÖHLER-HABERLEHNER). - ÖWW **44**: H. 11/12, 287-346.

JUNGBLUTH, J.H., FALKNER, G. & SCHMALZ, K.V. (1986): Kartierung der Mollusken (Weichtiere). - Ornithologische Arbeitsgemeinschaft Ostbayern (Hrsg.): Ökologische Grundlagenermittlung Stauhaltung Straubing: S. 457-501, Laufen.

KLEMM, W. (1960): Catalogus Faunae Austriae. Teil VIIa Mollusca. Springer Verl., Wien, 59 pp.

MODELL, H. (1965): Die Najadenfauna der oberen Donau. - Veröffent. Zool. Staatssamml. München **9**: 159-304.

NESEMANN, H. & REISCHÜTZ, R.L. (1995): Mollusca: Gastropoda und Bivalvia. In: MOOG, O. (ed.) (1995): Fauna Aquatica Austriaca - Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

REISCHÜTZ, R.L. (1981): Die rezenten Wasserschneckenarten Österreichs (Moll., Gastropoda). - Mitt. Abt. Zool. Landesmus. Joanneum, Jg. **10**: H. 2, 127-133.

REISCHÜTZ, P.L. (1985): Das Tierleben an und in Auengewässern. In: GEPP, J., (Ed.): Auengewässer als Ökozellen. Grüne Reihe des BM. f. Gesundheit und Umweltschutz, Wien. **4**: 249-252.

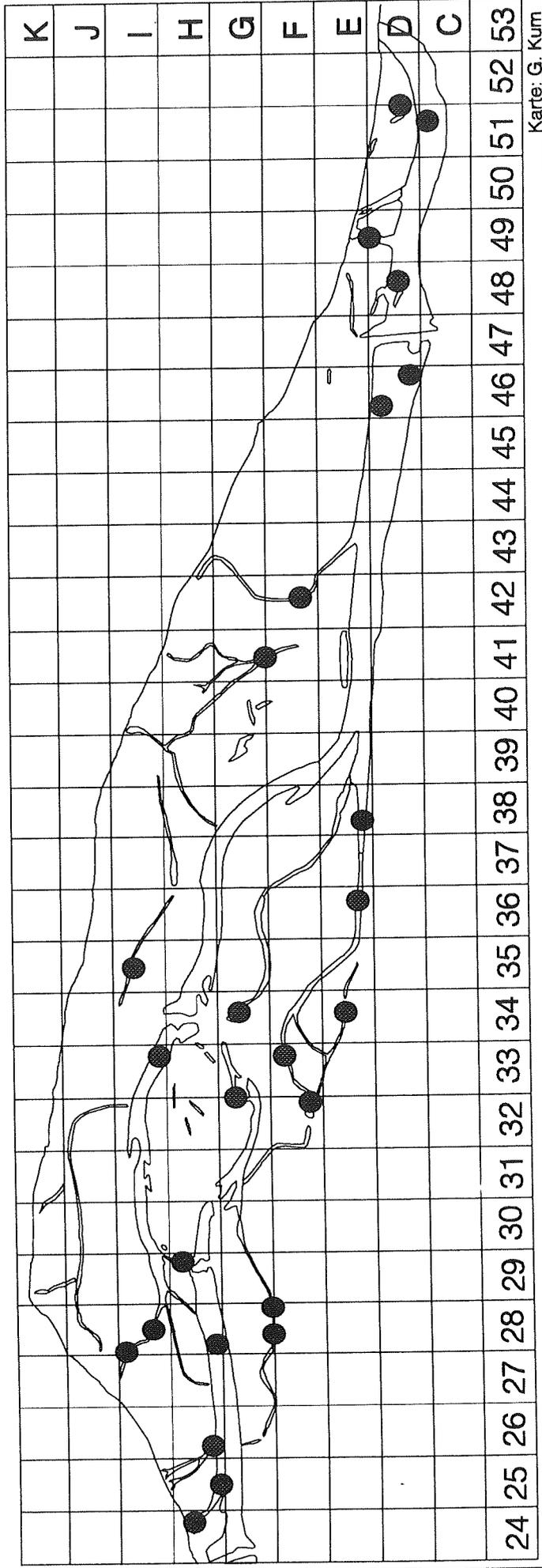
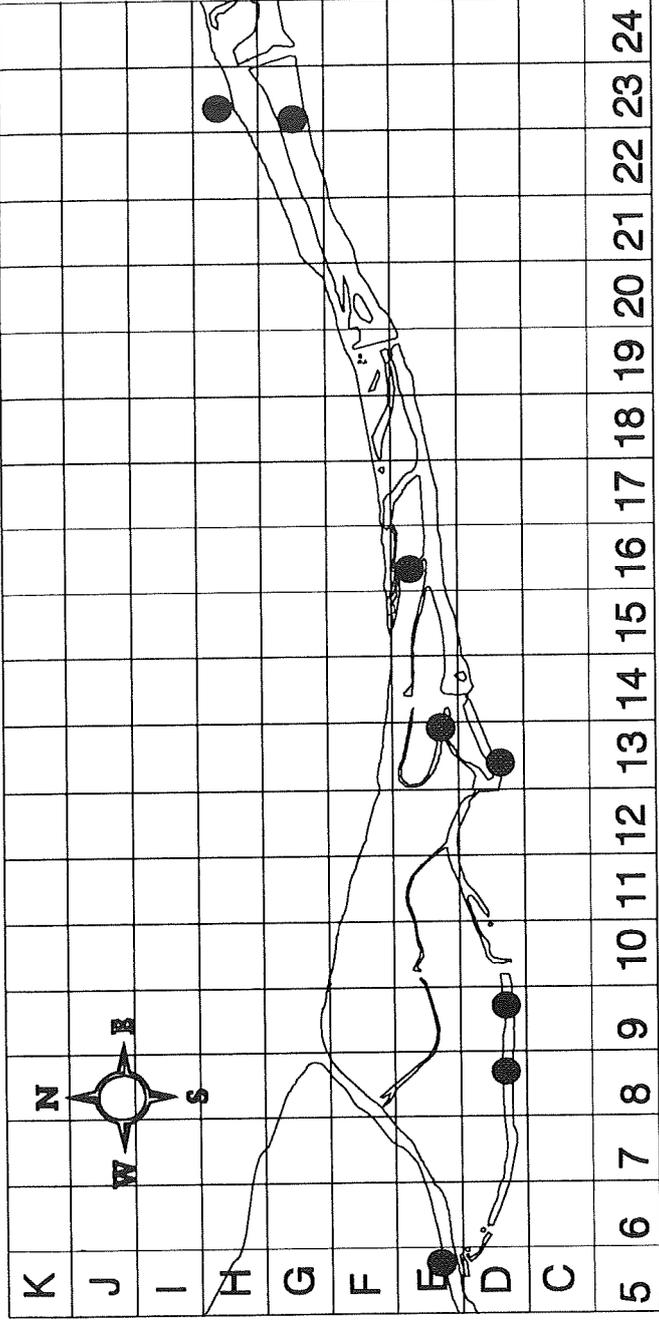
ÜBL, C., WAGNER, F. & WEIGAND, E. (1995): Verteilung der Großmuscheln (Najaden) und begleitende Erhebung der Wasserschnecken im Donauarm bei Regelsbrunn. - Unveröff. Bericht der Formal- und Naturwiss. Fakultät der Univ. Wien.

## 5. Anhang

Gewässervernetzung:  
 Maria-Ellend  
 Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

● Probenstellen:  
 Mollusken





Tab. 4. Absolute Individuenanzahl der einzelnen Molluskenarten in den dynamischen Gewässerabschnitten im Untersuchungsgebiet (Individuen mit lebend-frischer Schale, L und LF).

	H23bd (Donau)					i28a (Zubringer)					i28a (Zubringer)				
	P03u	P03t	P03s	P03m	P03	P04u	P04t	P04s	P04m	P04	P05u	P05t	P05s	P05m	P05
					Sum					Sum					Sum
<b>Taxa</b>															
Val cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Val pis	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	24	0	0	0	24
Pot ant	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Lit nat	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Bit ten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	13
Acr lac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
Phy acu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pla plan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pla car	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Ani vor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ani vor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr alb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Gyr lae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	5
Gyr acr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hip com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anc flu	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Lym sta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sta pal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sta cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ga tru	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3
Rad aur	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Rad amp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rad ova	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Rad per	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uni pic	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uni tum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uni p/t	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ano ana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pse com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dre pol	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sph riv	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sph cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3
Mus lac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis hen	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Pis sup	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Pis sub	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Pis nit	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	3
Pis obt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis cas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	7	0	10
Pis cas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3
Pis moi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Summe</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>69</b>	<b>0</b>	<b>13</b>	<b>0</b>	<b>82</b>
<b>Legende / Abkürzungen:</b>															
L = Individuen mit lebend-frischer Schale und Weichkörper; LF = Individuen mit lebend-frischer Schale aber ohne Weichkörper; u = Uferzone (Litoral); t = Tiefenzone (Pelagial); s = substratspezifische Aufsammlung; m = Najaden (Großmuscheln)															

Tab. 4. Absolute Individuenanzahl der einzelnen Molluskenarten in den dynamischen Gewässerabschnitten im Untersuchungsgebiet (Individuen mit lebend-frischer Schale, L und LF).

	D24d (Hauptarm)					D24ab (Zubringer)					D51d (Hauptarm)				
	P06u	P06t	P06s	P06m	P06	P07u	P07t	P07s	P07m	P07	P08u	P08t	P08s	P08m	P08
					Sum					Sum					Sum
<b>Taxa</b>															
Val cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Val pis	39	26	0	0	65	0	1	0	0	1	53	20	2	0	75
Pot ant	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Lit nat	14	33	0	0	47	12	1	3	0	16	29	104	1	0	134
Bit ten	0	1	9	0	10	2	3	9	0	14	3	3	0	0	6
Acr lac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phy acu	8	0	5	0	13	0	2	7	0	9	32	0	21	0	53
Pla plan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pla car	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ani vor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ani vor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr alb	1	0	0	0	1	0	2	1	0	3	0	0	0	0	0
Gyr lae	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	18	0	0	0	18
Gyr acr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hip com	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anc flu	0	0	0	0	0	2	5	3	0	10	0	0	0	0	0
Lym sta	0	0	4	0	4	0	0	1	0	1	0	0	2	0	2
Sta pal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sta cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ga tru	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rad aur	3	6	2	0	11	0	0	1	0	1	3	2	4	0	9
Rad amp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	8	0	9
Rad ova	0	0	0	0	0	5	11	8	0	24	0	0	0	0	0
Rad per	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uni pic	4	8	0	16	28	0	0	0	0	0	7	2	0	11	20
Uni tum	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	0	1	0	18	19
Uni p/t	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	15	1	0	0	16
Ano ana	4	3	0	9	16	0	0	2	0	2	12	0	3	15	30
Pse com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dre pol	6	769	2	30	807	0	23	0	0	23	29	50	0	0	79
Sph riv	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sph cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3
Mus lac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis hen	12	0	0	0	12	0	0	1	0	1	12	1	0	0	13
Pis sup	5	3	0	0	8	0	0	1	0	1	6	21	0	0	27
Pis sub	6	0	0	0	6	0	0	0	0	0	3	1	0	0	4
Pis nit	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis obt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis cas	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Pis cas	7	4	0	0	11	0	0	0	0	0	6	1	0	0	7
Pis moi	3	1	0	0	4	0	0	0	0	0	5	2	0	0	7
<b>Summe</b>	<b>116</b>	<b>855</b>	<b>23</b>	<b>60</b>	<b>1054</b>	<b>21</b>	<b>48</b>	<b>38</b>	<b>0</b>	<b>107</b>	<b>237</b>	<b>210</b>	<b>41</b>	<b>44</b>	<b>532</b>
<b>Legende / Abkürzungen:</b>															
L = Individuen mit lebend-frischer Schale und Weichkörper; LF = Individuen mit lebend-frischer Schale aber ohne Weichkörper; u = Uferzone (Litoral); t = Tiefenzone (Pelagial); s = substratspezifische Aufsammlung; m = Najaden (Großmuscheln)															

Tab. 4. Absolute Individuenanzahl der einzelnen Molluskenarten in den dynamischen Gewässerabschnitten im Untersuchungsgebiet (Individuen mit lebend-frischer Schale, L und LF).

	D24d (Zubringer)					D48b	G23c (Hauptarm)					H25c (Zubringer)					
	P09u	P09t	P09s	P09m	P09		P10m	P11u	P11t	P11s	P11m	P11	P12u	P12t	P12s	P12m	P12
					Sum	HA					Sum					Sum	
<b>Taxa</b>																	
Val cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Val pis	77	0	1	0	78	0	46	1	0	0	47	14	4	0	0	18	18
Pot ant	7	0	0	0	7	0	6	1	3	0	10	1	0	0	0	1	1
Lit nat	145	0	1	0	146	0	39	34	0	0	73	23	112	1	0	136	136
Bit ten	17	0	7	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	3
Acr lac	0	0	6	0	6	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Phy acu	7	0	7	0	14	0	8	0	7	0	15	3	0	0	0	3	3
Pla plan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pla car	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ani vor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ani vor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr alb	15	0	0	0	15	0	3	0	0	0	3	1	0	0	0	1	1
Gyr lae	11	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr acr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hip com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anc flu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lym sta	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0
Sta pal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sta cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ga tru	8	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rad aur	4	0	2	0	6	0	11	0	8	0	19	5	4	3	0	12	12
Rad amp	2	0	0	0	2	0	2	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0
Rad ova	4	0	4	0	8	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Rad per	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uni pic	1	0	1	0	2	9	11	0	0	18	29	1	0	0	39	40	40
Uni tum	0	0	0	0	0	21	3	0	0	0	3	0	0	0	2	2	2
Uni p/t	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2
Ano ana	0	0	0	0	0	37	5	0	0	21	26	1	0	0	21	22	22
Pse com	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dre pol	6	0	0	0	6	0	219	562	0	0	781	0	2	0	0	2	2
Sph riv	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0
Sph cor	4	0	6	0	10	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	2
Mus lac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis hen	163	0	0	0	163	0	15	1	0	0	16	3	0	0	0	3	3
Pis sup	45	0	0	0	45	0	14	0	0	0	14	12	7	0	0	19	19
Pis sub	32	0	0	0	32	0	19	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0
Pis nit	54	0	0	0	54	0	4	0	0	0	4	0	1	0	0	1	1
Pis obt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis cas	44	0	0	0	44	0	10	0	0	0	10	1	0	0	0	1	1
Pis cas	8	0	0	0	8	0	18	1	0	0	19	5	5	0	0	10	10
Pis moi	3	0	0	0	3	0	1	2	0	0	3	2	2	0	0	4	4
<b>Summe</b>	<b>659</b>	<b>0</b>	<b>35</b>	<b>0</b>	<b>694</b>	<b>70</b>	<b>441</b>	<b>603</b>	<b>22</b>	<b>39</b>	<b>1105</b>	<b>72</b>	<b>139</b>	<b>7</b>	<b>62</b>	<b>280</b>	<b>280</b>

**Legende / Abkürzungen:**  
L = Individuen mit lebend-frischer Schale und Weichkörper; LF = Individuen mit lebend-frischer Schale aber ohne Weichkörper; u = Uferzone (Litoral); t = Tiefenzone (Pelagial); s = substratspezifische Aufsammlung; m = Najaden (Großmuscheln)

Tab. 4. Absolute Individuenanzahl der einzelnen Molluskenarten in den dynamischen Gewässerabschnitten im Untersuchungsgebiet (Individuen mit lebend-frischer Schale, L und LF).

	H26ac (Zubringer)					i29c (Zubringer)					H29b (Hauptarm)				
	P13u	P13t	P13s	P13m	P13	P14u	P14t	P14s	P14m	P14	P15u	P15t	P15s	P15m	P15
					Sum					Sum					Sum
<b>Taxa</b>															
Val cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Val pis	1	0	0	0	1	15	5	1	0	21	1	0	0	0	1
Pot ant	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	0	0	8
Lit nat	1	0	0	0	1	33	59	0	0	92	1	0	0	0	1
Bit ten	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Acr lac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	6
Phy acu	5	0	0	0	5	1	1	29	0	31	2	0	2	0	4
Pla plan	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Pla car	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
Ani vor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ani vor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr alb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr lae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Gyr acr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hip com	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Anc flu	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2	0	3
Lym sta	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0
Sta pal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sta cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ga tru	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Rad aur	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	5	0	22	0	27
Rad amp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	6	0	7
Rad ova	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rad per	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0
Uni pic	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2
Uni tum	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	1	1
Uni p/t	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	1	1
Ano ana	0	0	0	0	0	2	0	0	6	8	0	0	0	12	12
Pse com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dre pol	0	0	0	0	0	0	0	0	5	5	5	9	0	0	14
Sph riv	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sph cor	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1
Mus lac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis hen	0	0	0	0	0	5	3	0	0	8	0	0	0	0	0
Pis sup	0	0	0	0	0	5	6	0	0	11	0	0	0	0	0
Pis sub	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5	0	0	0	0	0
Pis nit	0	0	0	0	0	3	1	0	0	4	0	0	0	0	0
Pis obt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis cas	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10	0	0	0	0	0
Pis cas	0	0	0	0	0	4	12	0	0	16	0	0	0	0	0
Pis moi	0	0	0	0	0	15	11	0	0	26	0	0	0	0	0
<b>Summe</b>	<b>10</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>10</b>	<b>85</b>	<b>115</b>	<b>40</b>	<b>14</b>	<b>254</b>	<b>22</b>	<b>12</b>	<b>39</b>	<b>14</b>	<b>87</b>
<b>Legende / Abkürzungen:</b>															
L = Individuen mit lebend-frischer Schale und Weichkörper; LF = Individuen mit lebend-frischer Schale aber ohne Weichkörper; u = Uferzone (Litoral); t = Tiefenzone (Pelagial); s = substratspezifische Aufsammlung; m = Najaden (Großmuscheln)															

Tab. 4. Absolute Individuenanzahl der einzelnen Molluskenarten in den dynamischen Gewässerabschnitten im Untersuchungsgebiet (Individuen mit lebend-frischer Schale, L und LF).

	H28c (Hauptarm)					D12b (Hauptarm)					E16a (Zubringer)				
	P16u	P16t	P16s	P16m	P16	P17u	P17t	P17s	P17m	P17	P18u	P18t	P18s	P18m	P18
					Sum					Sum					Sum
<b>Taxa</b>															
Val cri	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Val pis	36	38	0	0	74	12	2	0	0	14	3	2	0	0	5
Pot ant	1	5	2	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lit nat	27	105	1	0	133	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Bit ten	7	1	2	0	10	9	2	0	0	11	0	0	0	0	0
Acr lac	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0
Phy acu	2	0	19	0	21	24	2	4	0	30	1	0	13	0	14
Pla plan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pla car	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0
Ani vor	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Ani vor	0	0	0	0	0	2	0	5	0	7	0	0	0	0	0
Gyr alb	1	1	0	0	2	19	7	0	0	26	0	0	0	0	0
Gyr lae	1	0	0	0	1	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0
Gyr acr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr cri	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Hip com	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Anc flu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lym sta	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0
Sta pal	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sta cor	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ga tru	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
Rad aur	4	0	2	0	6	0	8	5	0	13	0	0	0	0	0
Rad amp	1	0	2	0	3	1	4	0	0	5	0	1	0	0	1
Rad ova	0	0	1	0	1	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0
Rad per	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	0	0	0	0	0
Uni pic	0	0	0	27	27	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Uni tum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Uni p/t	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Ano ana	0	0	1	26	27	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Pse com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dre pol	4	37	0	0	41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sph riv	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sph cor	1	1	0	0	2	1	3	1	0	5	1	0	0	0	1
Mus lac	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Pis hen	14	4	0	0	18	16	6	0	0	22	2	0	0	0	2
Pis sup	29	5	0	0	34	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0
Pis sub	7	0	0	0	7	18	9	0	0	27	1	0	0	0	1
Pis nit	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3	1	0	0	0	1
Pis obt	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Pis cas	2	3	0	0	5	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0
Pis cas	8	1	0	0	9	1	8	0	0	9	1	0	0	0	1
Pis moi	10	1	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Summe</b>	<b>156</b>	<b>202</b>	<b>30</b>	<b>53</b>	<b>441</b>	<b>119</b>	<b>61</b>	<b>24</b>	<b>0</b>	<b>204</b>	<b>10</b>	<b>3</b>	<b>15</b>	<b>0</b>	<b>28</b>
<b>Legende / Abkürzungen:</b>															
L = Individuen mit lebend-frischer Schale und Weichkörper; LF = Individuen mit lebend-frischer Schale aber ohne Weichkörper; u = Uferzone (Litoral); t = Tiefenzone (Pelagial); s = substratspezifische Aufsammlung; m = Najaden (Großmuscheln)															

Tab. 4. Absolute Individuenanzahl der einzelnen Molluskenarten in den dynamischen Gewässerabschnitten im Untersuchungsgebiet (Individuen mit lebend-frischer Schale, L und LF).

	E13d/14c (Isoliertes Gewässer)					D9c (Hauptarm)					E5d (Fischa)				
	P19u	P19t	P19s	P19m	P19	P20u	P20t	P20s	P20m	P20	P21u	P21t	P21s	P21m	P21
					Sum					Sum					Sum
<b>Taxa</b>															
Val cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Val pis	2	2	0	0	4	2	3	0	0	5	83	18	0	0	101
Pot ant	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lit nat	0	0	0	0	0	2	8	11	0	21	16	142	0	0	158
Bit ten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Acr lac	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phy acu	4	1	1	0	6	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Pla plan	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pla car	0	0	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ani vor	1	0	29	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ani vor	0	0	9	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr alb	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr lae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr acr	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyr cri	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hip com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anc flu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lym sta	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Sta pal	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sta cor	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ga tru	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2	0	1	0	3
Rad aur	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	7	6	0	0	13
Rad amp	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Rad ova	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Rad per	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uni pic	0	0	0	0	0	3	0	0	26	29	0	0	0	0	0
Uni tum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uni p/t	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ano ana	0	0	0	0	0	1	2	0	9	12	0	0	0	0	0
Pse com	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dre pol	0	0	0	0	0	0	0	23	0	23	0	0	0	0	0
Sph riv	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sph cor	0	0	0	0	0	2	0	2	0	4	0	2	0	0	2
Mus lac	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis hen	5	1	0	0	6	3	4	1	0	8	28	23	0	0	51
Pis sup	0	0	0	0	0	7	5	0	0	12	0	0	0	0	0
Pis sub	1	4	0	0	5	1	1	0	0	2	31	24	0	0	55
Pis nit	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis obt	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pis cas	12	0	0	0	12	0	1	0	0	1	39	20	0	0	59
Pis cas	0	1	0	0	1	0	3	2	0	5	9	6	0	0	15
Pis moi	0	0	0	0	0	26	0	0	0	26	2	2	0	0	4
<b>Summe</b>	<b>27</b>	<b>11</b>	<b>53</b>	<b>0</b>	<b>91</b>	<b>48</b>	<b>27</b>	<b>45</b>	<b>35</b>	<b>155</b>	<b>218</b>	<b>243</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>462</b>
<b>Legende / Abkürzungen:</b>															
L = Individuen mit lebend-frischer Schale und Weichkörper; LF = Individuen mit lebend-frischer Schale aber ohne Weichkörper; u = Uferzone (Litoral); t = Tiefenzone (Pelagial); s = substratspezifische Aufsammlung; m = Najaden (Großmuscheln)															

## Libellen

Eva CHWALA & Rainer RAAB

### 1. Libellen als Bioindikatoren

Trotz guter Flugfähigkeit der adulten Libellen zeigen diese zumindest zur Zeit der Paarung und Eiablage eine relativ enge Bindung an den für die Larvenentwicklung geeigneten Gewässertyp, indem spezifische Ansprüche etwa in bezug auf Sonneneinstrahlung, räumliche Strukturen am Ufer oder innerhalb des Gewässers erfüllt sein müssen. Das regelmäßige und reichliche Auftreten von Libellen an einem Gewässer widerspiegelt einen ganzen Komplex von Struktureigenschaften eines Gewässers. Das Indikationspotential von Libellen bezieht sich vor allem auf die Habitatstrukturen am und im Gewässer und seines Umlandes (CHOVANEC, 1994).

### 2. Material und Methoden

#### 2.1. Exkursionen

Für die gegenständliche Erhebung wurden - an möglichst sonnigen und windstillen Tagen - insgesamt 14 ganztägige Exkursionen (am 9.6.95, 20.6.95, 21.6.95, 2.7.95, 7.7.95, 10.7.95, 11.7.95, 24.7.95, 25.7.95, 26.7.95, 12.9.95, 18.9.95, 23.9.95 und 24.9.95) von jeweils zwei Personen ins Untersuchungsgebiet unternommen.

Zwischen 9.6.1995 und 26.7.1995 wurden im Verlauf von 10 Exkursionen sämtliche Gewässer des Untersuchungsgebietes - je nach Zugänglichkeit - entweder entlang des Ufer begangen oder mit einem Schlauchboot befahren. Da eine flächendeckende zweite Begehung im Rahmen der gegebenen Rahmenbedingungen aus Kostengründen nicht möglich war, dienten vier weitere Exkursionen zwischen 12.9.1995 und 24.9.1995 der Kartierung der Libellenfauna

ausgewählter Gewässerabschnitte. Die begangenen Quadranten sind in Abb. 6 im Anhang gekennzeichnet.

## 2.2. Erhebungsmethode

Für diese Untersuchung wurden die Adulttiere im Untersuchungsgebiet kartiert. Für die Bestimmung wurden die Imagines - sofern dies erforderlich und auch möglich war - mit einem Kescher (Durchmesser 50 cm) gefangen, vor Ort bestimmt und anschließend wieder freigelassen. Es wurden die Bestimmungsschlüssel von BELLMANN (1987) und von WENDLER & NÜß (1991) verwendet. Im übrigen wurden die adulten Fluginsekten entweder mit dem freiem Auge oder unter Verwendung eines Fernglases (8 x 25 bzw. 10 x 40) beobachtet und bestimmt. Zum Nachweis der Bodenständigkeit einer Art am Gewässer wurde auch beobachtetes Fortpflanzungsverhalten (Paarung, Tandembildung, Eiablage) sowie frisch geschlüpfte Individuen registriert, wobei letztere einen sicheren Bodenständigkeitsnachweis darstellen.

Die auf diese Weise gewonnenen Daten wurden vor Ort - den jeweiligen Aufnahmequadranten zugeordnet - handschriftlich festgehalten und anschließend in einer EDV-Datenbank zur weiteren Bearbeitung erfaßt.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

In 86 Aufnahmequadranten konnten Libellen nachgewiesen werden. Es wurden insgesamt 7091 Imagines (darin enthalten 32 nur bis zur Gattung bestimmbare Exemplare) aus 21 Arten registriert. Für 15 Arten liegen Bodenständigkeitsnachweise vor (Tab. 1). Als bodenständig wurden Arten mit Nachweis von frisch geschlüpfen Individuen bzw. mit Beobachtung von Fortpflanzungsverhalten (Kopula, Tandem, Eiablage) bewertet. Die Artenzahlen pro Aufnahmequadrant sind in Abb. 7 im Anhang eingetragen.

Die bei weitem individuenreichste Art im Untersuchungsgebiet ist *Platycnemis pennipes* mit 4193 Nachweisen, gefolgt von *Erythromma viridulum* mit 1749 Nachweisen. Auf die -

einschließlich der beiden bereits erwähnten - acht festgestellten Zygopteren-Arten entfallen insgesamt 6522 Nachweise. Die 13 registrierten Anisopteren-Arten weisen 537 Nachweise auf, die meisten davon, nämlich 274 entfallen auf *Orthetrum cancellatum*. Aufgrund von Unerreichbarkeit konnten 32 Individuen nur bis zur Gattung bestimmt werden.

Tab. 1: Die nachgewiesenen Libellenarten der Donauau zwischen Maria Ellend und Haslau aus den Aufnahmen 1995; n = n der Individuenfunde, % = relative Häufigkeit, Bodenst. = Bodenständigkeit. Die Reihung der Libellenarten erfolgte nach WENDLER et al. (1995)

Art	n	%	Bodenst.
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1782)	53	0,75	
<i>Lestes viridis</i> (Vander Linden, 1825)	120	1,69	ja
<i>Platynemesis pennipes</i> (Pallas, 1771)	4193	59,13	ja
<i>Coenagrion puella</i> (Linné, 1758)	80	1,13	ja
<i>Coenagrion</i> sp.	1	0,01	
<i>Erythromma najas</i> (Hansemann, 1823)	12	0,17	ja
<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840)	1749	24,67	ja
<i>Erythromma</i> sp.	3	0,04	
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	314	4,43	ja
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	1	0,01	
<i>Aeshna grandis</i> (Linné, 1758)	2	0,03	
<i>Aeshna cyanea</i> (Müller, 1764)	9	0,13	ja
<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	36	0,51	ja
<i>Aeshna affinis</i> Vander Linden, 1820	23	0,32	ja
<i>Anax imperator</i> Leach, 1815	22	0,31	ja
<i>Anax parthenope</i> Selys, 1839	5	0,07	
Aeshnidae	3	0,04	
<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)	17	0,24	
Corduliidae	1	0,01	
<i>Libellula depressa</i> Linné, 1758	2	0,03	
<i>Libellula</i> sp.	1	0,01	
<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys, 1848)	50	0,71	ja
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linné, 1758)	274	3,86	ja
<i>Orthetrum</i> sp.	4	0,06	
<i>Sympetrum vulgatum</i> (Linné, 1758)	21	0,30	ja
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	13	0,18	ja
<i>Sympetrum sanguineum</i> (Müller, 1764)	63	0,89	ja
<i>Sympetrum</i> sp.	19	0,27	
Arten insgesamt: 21	7091	100,00	

Immature Individuen konnten nur von *Platycnemis pennipes* (1984 Ex.) zahlreich festgestellt werden, von *Orthetrum cancellatum* (33 Ex.) und *Ischnura elegans* (30 Ex.) wurde nur eine wesentlich geringere Anzahl vorgefunden. Aufgrund des fehlenden Frühjahrsaspektes konnte der Schlupfzeitraum von einigen Arten nicht erfaßt werden, wodurch eine abschließende Interpretation nicht möglich ist. In Abb. 1 wurden nur die Adultfunde berücksichtigt, da es sonst zu einer Überbewertung von *Platycnemis pennipes* kommt. Vergleicht man nur die Adultfunde zeigt sich, daß *Platycnemis pennipes* und *Erythromma viridulum* bei weitem weniger unterschiedliche Häufigkeiten aufweisen, als bei Betrachtung der Gesamtindividuenanzahl.

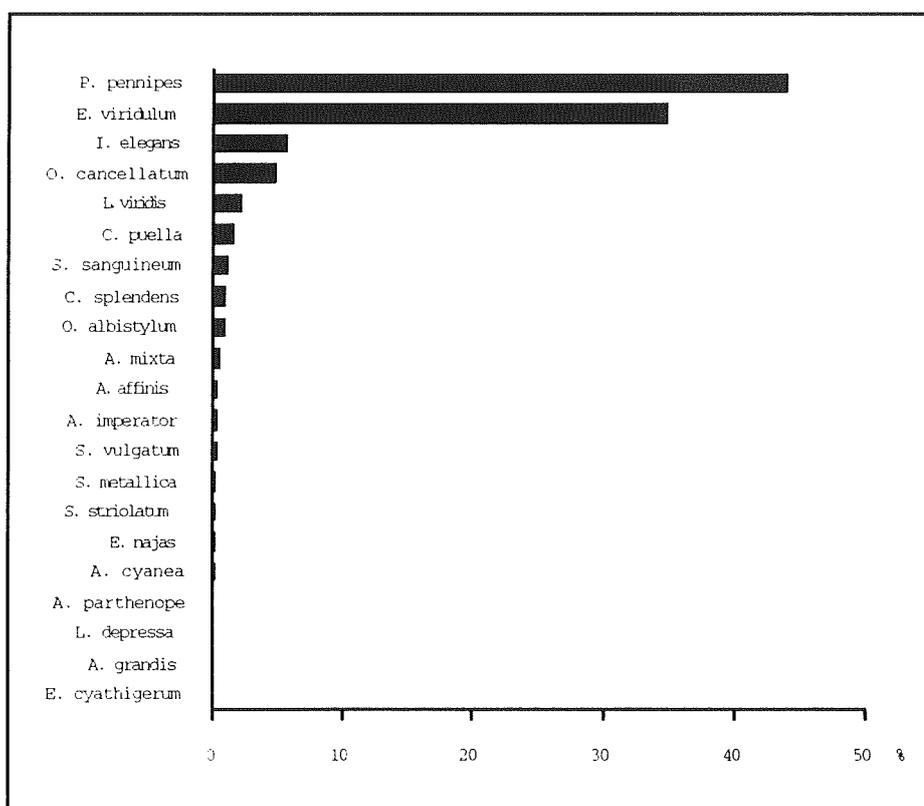


Abbildung. 1: Prozentanteil der jeweiligen Art an der Gesamtanzahl der Adulttiere.

Die 3 verbreitetsten Arten in den 86 Aufnahmequadranten, von denen Libellenfunde vorliegen, sind *Platycnemis pennipes* (90,7 %), *Ischnura elegans* (64,0 %) und *Orthetrum cancellatum* (58,1 %) (Abb. 2). Die höchste Stetigkeit zeigt *Platycnemis pennipes* (Abb. 3), eine Art stehender neutraler Stillgewässer mit schmalen Verlandungsgürtel sowie langsam fließender

Gewässer mit reichlich Vegetation (SCHORR, 1990), gefolgt von der ubiquitären Art *Ischnura elegans*. *Erythromma viridulum* (Abb. 4), die zweithäufigste Art im Untersuchungsgebiet hat hingegen eine relativ geringe Stetigkeit (29,1 %).

Relativ hohe Stetigkeiten weisen die Art *Orthetrum cancellatum* (Abb. 5), die Gewässer mit vegetationsarmen Uferstellen und Schotterbänke besiedelt, sowie die rheophile Art *Calopteryx splendens* (44,2 %) auf. Vor allem diese beiden Arten zeigen die noch vorhandene Fließgewässerdynamik im Untersuchungsgebiet an. Die restlichen Arten, mit Ausnahme von *Orthetrum albistylum*, die von ihren Lebensraumsprüchen her ähnlich *Orthetrum cancellatum* ist, bevorzugen vor allem die flachen, verlandenden Altarme mit reichlicher Vegetation.

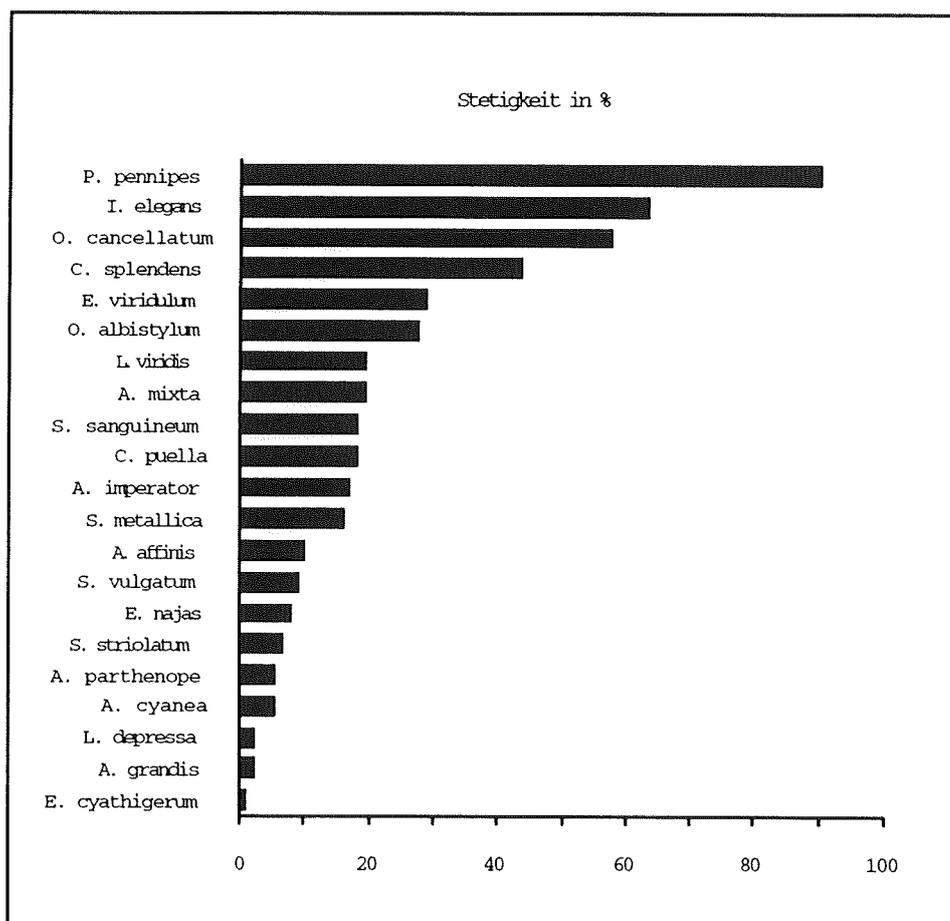


Abbildung. 2: Die Stetigkeit = der in Prozent ausgedrückte Anteil der Aufnahmequadranten mit Vorkommen der jeweiligen Art an der Gesamtzahl der Aufnahmequadranten mit Libellennachweisen.



Abbildung. 3: *Platycnemis pennipes*, Paarungsrade; diese Art weist im Untersuchungsgebiet die größte Häufigkeit und Stetigkeit auf.

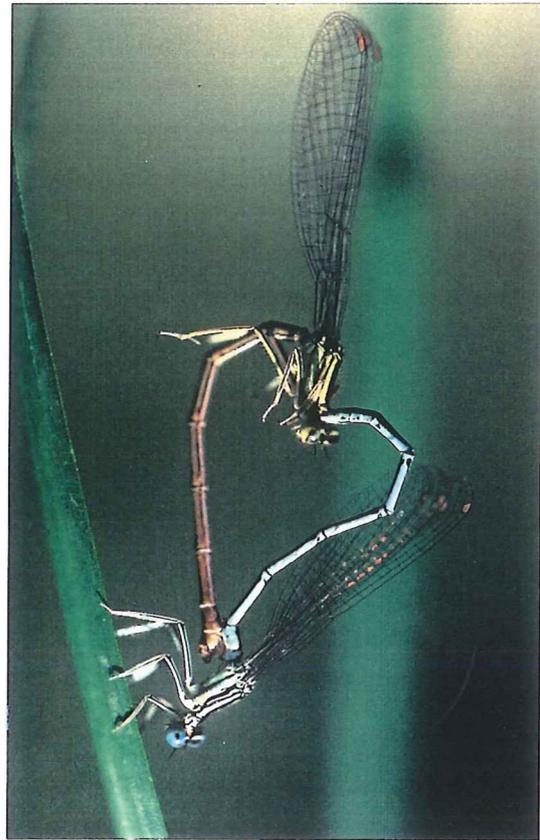


Abbildung. 4: *Erythromma viridulum*, Tandem bei der Eiablage in *Myriophyllum*; die zweithäufigste Art im Untersuchungsgebiet.



Abbildung. 5: *Orthemtrum cancellatum*, Männchen; die häufigste Großlibelle im Untersuchungsgebiet.

Die ARBEITSGEMEINSCHAFT BIFFL-JUNGWIRTH-MOOG (1988) wies im Oktober 1987 folgende 6 Arten als Larven nach: *L. viridis*, *P. pennipes*, *E. cf. najas*, *Ischnura elegans*, *A. affinis*. BATTIN & SAUBERER (1991) konnten am 28.6., 6.7., 22.8. u. 21.9.1991 im Untersuchungsgebiet folgende 16 Arten als Imagines nachweisen: *L. viridis*, *P. pennipes*, *C. puella*, *Coenagrion pulchellum* (1 Männchen), *E. viridulum*, *I. elegans*, *A. grandis*, *A. cyanea*, *A. mixta*, *A. affinis*, *A. imperator*, *S. metallica*, *O. cancellatum*, *Sympetrum pedemontanum* (8 Männchen), *S. vulgatum* und *S. sanguineum*. Ende April 1995 wurde von WEIGAND (mündl. Mitt.) ein frisch geschlüpftes *Gomphus vulgatissimus* Exemplar und ein adultes Weibchen von *L. depressa* fotografiert. Somit sind im Untersuchungsgebiet im Zeitraum zwischen 1987 und 1995 insgesamt 24 Arten nachgewiesen.

Verglichen mit anderen Donauauegebieten (z. B. Lobau (SCHWEIGER-CHWALA, 1994), Altenwörth (WARINGER 1989)) fällt die relativ geringe Artenzahl auf. Im Untersuchungsgebiet besitzen die meisten Altarme steile Ufer mit dichtem Baumbewuchs. *Calopteryx splendens* (Abb. 8) und *Platycnemis pennipes* (Abb. 9) gehören zu den wenigen Arten, die auch die über das Wasser hängenden Äste der großen Bäume als Sitzwarten nutzen können, weshalb sie auch im Untersuchungsgebiet mit großer Stetigkeit vertreten sind.

Insbesondere an Gewässerabschnitten mit flacheren und sonnigen Ufern, nämlich im westlichen Endabschnitt des Donaunebenarmes in Maria Ellend, an Stillwasserzonen im Nahbereich der Traversen in Haslau und der Mitterhaufentraverse sowie an verlandenden Altarmen bzw. Kleingewässern im Bereich Schüttelau, liegen die Quadranten mit den höchsten Artenzahlen.

An diesen "ruhigen" Gewässerabschnitten trat vor allem *Erythromma viridulum* mit großer Individuenzahl auf (Abb. 10). Diese Art benützt schwimmende Algenwatten bzw. die Wasseroberfläche erreichende submerse Vegetation als Eiablagesubstrat.

Gut ausgeprägte, großteils besonnte, flache Verlandungszonen von Stillgewässern mit dichtem Röhrichtgürtel sind im Untersuchungsgebiet kaum vorhanden. *Aeshna affinis* (Abb. 11) und die *Sympetrum*-Arten (Abb. 14 u. 15) waren deshalb nur an wenigen Abschnitten in geringen Abundanzen vertreten und manche Stillwasserarten mit enger Bindung an Verlandungszonen (z.B. *Lestes sponsa*, *Lestes virens*) fehlten im Untersuchungsgebiet überhaupt.

Durch die noch immer vorhandene Dynamik entstehen immer wieder vegetationslose Schlamm- oder Schotterflächen, die bevorzugt von der Pionierart *Orthetrum cancellatum* (Abb. 13) zum Teil gemeinsam mit ihrer "Schwesterart" *Orthetrum albistylum* (Abb. 12) besiedelt werden.

Da das Jahr 1995 überdurchschnittlich reich an Hochwässern war, ist anzunehmen, daß die vorgefundene Anzahl und Abundanz der Libellenarten nicht den langjährigen Durchschnitt repräsentiert.

### 3.1. Ausblick:

Da die einzelnen Libellenarten unterschiedliche Flugzeiten aufweisen, sind zur vollständigen Erfassung des Artenspektrums des Untersuchungsgebietes mehrere Begehungen zu unterschiedlichen Zeiten notwendig (vgl. SCHMIDT, 1985). Im Rahmen der bisherigen Erhebungen konnten daher nur jene Arten erfaßt werden, deren Flugzeit im Sommer bzw. Spätsommer/Herbst liegt. Zur Erfassung auch der Frühsommerarten wäre zumindest eine weitere Begehung im Mai/Juni erforderlich.

## 4. Literatur:

- Arbeitsgemeinschaft Biffl-Jungwirth-Moog (1988): Beurteilung der limnologischen, insbesondere trophischen und saprobiellen Entwicklung des Ausystemes zwischen Fischamend und Bad Deutschaltenburg. - Studie im Auftrag des Österr. Wasserwirtschaftsverbandes, Wien.
- Battin, T. & Sauberer, N. (1991): Die Libellenfauna. In: Schiemer, F., Kusel, E. & Waringer, J. (Hrsg.). - Limnologische Projektstudie "Ökologie von Augewässern: 95-102.
- Bellmann, H. (1987): Libellen beobachten - bestimmen. - JNN-Naturführer. Neumann-Neudamm, Melsungen. 268 pp.
- CHOVANEC, A. (1994): Libellen als Bioindikatoren. *Anax* **1**: 1-9.
- SCHMIDT, E. (1985): Habitat inventarization, characterization and bioindication by a "representative spectrum of Odonata species (RSO)". - *Odonatologica* **14**: 127-133.
- SCHORR, M. (1990): Grundlagen zu einem Artenhilfsprogramm Libellen der Bundesrepublik Deutschland. Hrg.: KIAUTA, B. - Ursus scientific publishers, Bilthoven. 512 pp.
- SCHWEIGER-CHWALA, E. (1994): Die Odonatenfauna der Oberen Lobau in Wien. - Diss. Univ.-Wien. 176 pp.

WARINGER, J. (1989): Gewässertypisierung anhand der Libellenfauna am Beispiel der Altenwörther Donauau (Niederösterreich). - *Natur und Landschaft* **64**: 389-392.

WENDLER, A., MARTENS, A., MÜLLER, L. & SUHLING, F. (1995): Die deutschen Namen der europäischen Libellenarten (Insecta: Odonata). - *Entomol. Z., Essen*, **105**: 97-116.

WENDLER, A. & NÜß J.-H. (1991): *Libellen*. - 1. Aufl., Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung. 129 pp.

## 5. Anhang











## Bodenfische

Irene ZWEIMÜLLER

### 1. Einleitung

In der österreichischen Donau treten 22 Bodenfischarten auf, von denen 17 auch angebundene Altarme nutzen. Gerade diese Arten könnten bei intensiver Donauanbindung das Untersuchungsgebiet verstärkt besiedeln. Über den Indikatorwert der Bodenfischfauna liegen bis jetzt keine detaillierte Untersuchungen vor. Neben einer Ist-Zustandserhebung soll daher im folgenden der Versuch unternommen werden, einzelne Bodenfischarten auf ihren potentiellen Wert als Indikatorgruppe zu behandeln. Folgende ökologische Bedingungen könnten durch die Bodenfischfauna indiziert werden:

- \* ökologische Funktionalität der Vernetzung Donau-Altarm für größere, mobile Organismen, vor allem in Hinblick auf
- \* Gestaltung der Einströmbereiche
- \* zeitlicher Verlauf (Dauer und/oder Zeitpunkt) der Vernetzung
- \* Intensität von Schotterumlagerungen

Eine Aufnahmeserie im Oktober 1995 sollte sowohl die großräumige als auch die kleinräumige Verteilung dieser Arten im Altarmsystem dokumentiert werden. Die großräumige Verteilung der Bodenfische (Makrohabitatnutzung) soll Aufschluß über die Reaktion der Tiere auf den unterschiedlichen Vernetzungsgrad mit der Donau geben. Die Mikrohabitatnutzung der untersuchten Arten kann allerdings Makrohabitateffekte überlagern, d.h. wenn in einem Makrohabitat viele günstige Mikrohabitate auftreten, können auch höhere Besiedlungsdichten von Fischen beobachtet werden, ohne daß ein Effekt des Vernetzungsgrades vorliegt. Daher wurde versucht, beide Aspekte getrennt zu behandeln. Sowohl die Makro- als auch die Mikrohabitatnutzung können jahreszeitlichen Änderungen unterliegen. Die Aufnahme erfolgt im Herbst, um eine spätsommerliche Einwanderung von Donauarten feststellen zu können und das Aufkommen der 0+ Fische in den unterschiedlich angebotenen Standorten dokumentieren zu können. Aufgrund der hydrologischen Charakteristik

des Untersuchungsjahres repräsentiert die Bodenfischaufnahme höchstwahrscheinlich die derzeit maximal mögliche Nutzung des Altarmes durch Bodenfische. Weiters wurden auch die Ergebnisse der Jungfischaufnahmen, mehrerer Projektpraktika und einer Befischungsserien von SPINDLER (1991) verwertet. Für die Artnachweise (Tab. 1.) wurden auch die Informationen aus SPINDLER (1993) hinzugenommen. Diese Angaben ergänzen das Verteilungsbild der Bodenfische räumlich und auch zeitlich.

## 2. Material und Methoden

### 2.1. Uferzugnetz

Mit einem Uferzugnetz (1m hoch, 11m lang) wurden uferparallel Proben genommen. Die Probenahme erfolgte nachts, am Standort Regelsbrunn wurden zusätzlich tagsüber Proben genommen. Der Standort Nebengewässer, bei dem der gesamte Tümpel befischt wurde, wurde tagsüber beprobt. Die Nachtbefischung wurde gewählt, da nachts am Ufer höhere Fischdichten auftreten.

### 2.2. Langleinen

Es wurden zwei Langleinen (50m lang, 50 Haken der Stärke 14 und 16) im rechten Winkel zum Ufer exponiert und zweimal (Regelsbrunn unten einmal) beprobt. Als Köder kamen Fliegenmaden zum Einsatz. Die Kontrolle erfolgte 2 mal pro Tag. Aufgrund der Tageslänge konnte die erste Kontrolle der Langleinen nicht immer bei Tageslicht abgeschlossen werden, sodaß keine Zuordnung nach Tag/Nachtfang getroffen wurde.

### 2.3. Umweltparameter

Bei den Uferzugfängen wurde befischte Fläche, Substrat (Schlamm, Kies mit Schlammauflage, Kies), Totholz in unmittelbarer Nähe des Probepunktes, Makrophyten (die allerdings nur an 2 Probepunkten eine auftraten und daher nicht ausgewertet wurden), minimale und maximale Wassertiefe am Probepunkt, an einem Standort Wassertemperatur am Ufer und in 1m Wassertiefe (Oberfläche und über Grund).

Bei den Langleinen konnte anhand der Hakenummer die ungefähre Distanz zum Ufer festgehalten werden. Weiters wurden die Ufer nach Depositions- und Erosionsufer unterschieden.

Zur genaueren Analyse der Mikro- und Makrohabitatnutzung der einzelnen Arten war eine Aufteilung der Tiere in 0+ (Jungfische, die im selben Jahr geschlüpft waren), 1+ (Fische, die ihren 2. Sommer erleben) und größere Tiere (> 1+) unumgänglich, da sich die Habitatansprüche einer Art ontogenetisch deutlich ändern können. Dazu wurden einerseits die Längenfrequenzhistogramme der gefangenen Fische, andererseits Erfahrungen aus den Vorjahren (Projektpraktika 1992 & 1994) herangezogen.

#### 2.4. Mathematische Auswertung

Transformation: Die Fischdichten wurden außer bei den Box-plots logarithmisch transformiert (Logarithmus zur Basis 2 von (Ausgangswert + 1)), um den verzerrenden Effekt hoher Dichten zu vermeiden.

Spearman's Rangkorrelationskoeffizient: zur Dokumentation des Zusammenhanges Umweltfaktoren - Fischdichten. Die Variablen maximale Wassertiefe und Entfernung vom Ufer wurden untransformiert verwendet, die Variablen Substrat, Uferbeschaffenheit, Heterogenität des am Standort auftretenden Substrates, Dominanz des Schotters, Anbindungsgrad an die Donau, wurde ordinal skaliert kodiert (siehe Tab. 8). Diese Umweltparameter weisen allerdings eine starke Kollinearität (wechselseitigen Zusammenhang) auf und die Trennung von Mikro- und Makrohabitatnutzung ist bei dieser Analyse nicht möglich.

Allgemeine lineare Modelle: dabei werden unabhängige Variable, die nicht mit metrischen Daten erfaßt wurden (werden können) durch sogenannte Indikatorvariable kodiert. Ein Umweltparameter z.B. Anbindungsgrad wird durch mehrere Variablen dargestellt, bei denen jeweils zwei Gruppen von Beobachtungen verglichen werden. So wurde z.B. die am stärksten vernetzte Stelle Regelsbrunn unten einmal mit der lateral am weitesten von der Donau entwerteten Stelle (Maria Ellend) verglichen, dann mit der stromaufwärtsgelegenen Verbindungsstelle zur Donau (Haslau) und schließlich mit den von der oberen Anbindungsstelle entferntesten Stellen (Mitterhaufen und Regelsbrunn oben). Mit Hilfe dieser Methode wurde versucht, die Abhängigkeit der Fischdichten von den Mikrohabitatparametern Uferbeschaffenheit, Wassertiefe und Vorhandensein von Totholz zu belegen und der Abhängigkeit von Makrohabitatparametern (Anbindungsgrad, Substratheterogenität, Schotterdominanz) gegenüberzustellen. Konnten klare Abhängigkeiten der Fischdichte von Mikrohabitatparametern festgestellt werden, so wurde eine (multiple) lineare Regression errechnet und die Residuen dieser Regression wurden gespeichert. Diese Residuen stellen die Streuung der Werte dar, die nicht durch die Mikrohabitatpräferenzen erklärt werden kann. Sie wurde anschließend auch für die Berechnung der Regression Fischdichten - Makrohabiatparameter herangezogen (mikrohabiatkorrigierte Lösung).

### 2.5. Probestellen

- a) **Maria Ellend:** ca. 100 bis 200m oberhalb der Ebentraverse
- b) **Haslau:** ca. 100 bis 400m oberhalb der Haslauer Traverse, eine Probe ca. 20m vor der Traverse (Schotterbank)
- c) **Nebengewässer:** 2. Tümpel hinter dem Schwarzen Loch
- d) **Mitterhaufen:** ca. 700 bis 1000m unterhalb der Mitterhaufen Traverse
- e) **Regelsbrunn oben:** ca. 150 m bis 400m oberhalb der Regelsbrunner Traverse, eine Probe ca. 50m vor der Traverse (Schotterbank)
- f) **Regelsbrunn unten:** ca. 200m bis 500m unterhalb der Regelsbrunner Traverse, eine Probe auf der Schotterinsel ca. 70m von der Traverse entfernt.

### 3. Ergebnisse

Im Untersuchungsgebiet wurden bisher 17 Bodenfischarten nachgewiesen, davon 2 erstmals im Zuge der vorliegenden Untersuchungen. Beide Arten, der Donaukaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*) und Kesslers Grundel (*Neogobius kessleri*, nicht zu verwechseln mit dem Kessler Gründling), könnten auch aus methodischen Gründen nicht früher festgestellt worden sein.

Die Ergebnisse der Langleinenbefischung und der Uferzugnetzfänge ergänzen sich im gefangenen Größen- und Artenspektrum: mit dem Uferzugnetz wurden hauptsächlich 0+ Fische und eher Cypriniden (Gründlinge, Rußnase) gefangen. Die Langleinen zeigten dagegen die Verteilung der Adulttiere, besonders der beiden Kaulbarscharten, im Altarmsystem auf.

**Tabelle 1.:** Bodenfische im Haslauer Altarm: erfaßte Arten und deren Bodenbindung

<i>BB</i>	<i>BF</i>	<i>JF</i>	<i>SP</i>	
1	x	x	x	<i>Blicca björkna</i> (Güster)
1	x	x	x	<i>Perca fluviatilis</i> (Barsch)
2	x	x	x	<i>Abramis brama</i> (Brachse)
2	x	x	x	<i>Rutilus rutilus</i> (Rotaugen)
3		x	x	<i>Barbus barbus</i> (Barbe)
3	x	x	x	<i>Gobio gobio</i> (Gründling)
3	x			<i>Gymnocephalus baloni</i> (Donaukaulbarsch)
3	x	x	x	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Kaulbarsch)
3		x	x	<i>Gymnocephalus schraetser</i> (Schrätzer)
3	x	x	x	<i>Vimba vimba</i> (Rußnase)
4	x	x		<i>Neogobius kessleri</i> (Kesslers Grundel)
4		x	x	<i>Barbatula barbatula</i> (Bachschmerle)

zusätzliche Donauarten:

3				<i>Gobio uranoscopus</i> (Steingreßling)
3		p		<i>Gobio kessleri</i> (Kesslergründling)
3		p		<i>Zingel zingel</i> (Zingel)
3		p		<i>Zingel streber</i> (Streber)
4				<i>Cottus gobio</i> (Koppe)

p = potentielle Nutzung des Altarmes

## Bodenbindung

1	frißt gelegentlich am Boden
2	frißt hauptsächlich am Boden
3	hält sich meist am Boden auf, frißt hauptsächlich
4	wie 3, Schwimmblase reduziert

**Tabelle 2:** Ergebnisse Langleinen: Prozentverteilung der gefangenen Arten, Diversität und Evenness im Längsverlauf des Haslauer Altarms

BB	Maria Ellend	Haslau	Mitter- haufen	Reg elsbrunn oben	Reg elsbrunn unten	Summe
0 <i>Alburnus alburnus</i>	0	2	0	4	0	2
0 <i>Leuciscus cephalus</i>	0	0	0	4	0	1
1 <i>Blicca björkna</i>	8	20	0	4	14	14
1 <i>Perca fluviatilis</i>	40	12	29	13	18	26
2 <i>Abramis brama</i>	0	0	0	4	0	1
2 <i>Rutilus rutilus</i>	36	22	14	21	9	27
3 <i>Gymnocephalus baloni</i>	0	2	0	0	11	4
3 <i>Gymnocephalus cernuus</i>	12	37	57	46	43	46
3 <i>Gobio gobio</i>	4	0	0	0	0	1
3 <i>Vimba vimba</i>	0	2	0	0	5	2
4 <i>Proterorhinus marmoratus</i>	0	2	0	4	0	2
n	25	41	14	24	22	126
Artenzahl	5	8	3	8	6	
Diversität	1,32	1,64	0,96	1,61	1,52	
Evenness	0,82	0,79	0,87	0,77	0,85	

Tabelle 3: Ergebnisse Uferzugbefischung: beprobte Flächen, Probenanzahl, Fischdichte, Artenvielfalt im Längsverlauf

BB	Art	Beprobte Fläche (m²) Anzahl Fänge	Nebengewässer	Maria Ellend	Haslau	Mitterhaufen	Regelsbrunn	
							oben	unten
0	<i>Alburnus alburnus</i>	135,0	1,0	362	446	602	974	654
0	<i>Esox lucius</i>	0,0		3,65	10,64	56,15	5,63	249,97
0	<i>Leuciscus cephalus</i>	0,7		0,00	0,43	0,00	0,00	0,15
0	<i>Rhodeus sericeus</i>	0,0		0,00	0,00	0,09	0,00	0,22
0	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	0,0		22,46	2,09	0,09	0,22	0,00
0	<i>Stizostedion lucioperca</i>	0,0		5,87	0,00	0,00	0,00	0,00
1	<i>Blicca björkna</i>	0,0		0,00	0,43	0,26	0,10	0,12
1	<i>Perca fluviatilis</i>	0,0		18,17	0,12	1,39	0,19	1,51
2	<i>Abramis brama</i>	0,0		8,88	2,00	0,26	0,37	1,57
2	<i>Rutilus rutilus</i>	0,0		1,79	0,00	0,00	0,00	0,00
3	<i>Gobio albipinnatus</i>	0,0		44,59	19,43	11,72	1,05	3,38
3	<i>Gobio gobio</i>	0,0		2,05	0,00	0,09	0,07	0,00
3	<i>Gobio sp.</i>	0,0		2,67	0,00	1,39	0,00	0,00
3	<i>Gymnocephalus baloni</i>	0,0		0,00	0,00	0,28	0,00	0,00
3	<i>Gymnocephalus cernua</i>	0,0		0,62	0,60	0,00	0,00	0,00
3	<i>Leuciscus leuciscus</i>	0,0		1,31	1,19	0,00	0,19	0,23
3	<i>Vimba vimba</i>	0,0		0,37	0,00	0,18	0,00	0,00
4	<i>Neogobius kessleri</i>	0,0		5,19	0,00	2,38	0,00	0,38
4	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	0,0		0,00	0,00	0,00	0,00	0,69
	nicht bestimmt	0,0		1,11	2,86	5,50	2,70	9,15
	Summe	0,7		126,36	39,80	79,79	10,52	267,39
	Artenzahl	1		15	10	13	9	11
	Diversität			1,91	1,34	1,11	1,34	1,42 (exkl. A.alb.)
	Evenness			0,70	0,58	0,43	0,61	0,62
	Artenzahl stark+sehr stark benthisch	0		8	3	6	3	4

### 3.1. Befischungsstandorte

Die Befischungsstandorte unterscheiden sich etwas in Hinblick auf die Diversität der der festgestellten Fischarten (Tab. 2, 3): die höchste Diversität wies der Standort Maria Ellend auf, weil dort rheophile und stagnophile Faunenelemente nebeneinander auftraten. Am Mitterhaufen, ein Standort, der hauptsächlich aus einer flachen Schotterbank besteht, traten die geringsten Diversitätswerte auf. „Regelsbrunn unten“ wies zwar die größte Anzahl donauspezifischer Arten auf, die Diversität unterschied sich aber nicht deutlich von den anderen Hauptarm-Standorten.

### 3.2. Artenassoziationen

Anhand von Korrelationsmatrizen sollte - nach Größenklassen getrennt - das gemeinsame Vorkommen der häufigeren Arten aufgezeigt werden. Bei den 0+-Fischen ist aus den Jungfischaufnahmen bekannt, daß starke jahreszeitliche Veränderungen der Korrelationen auftreten können, die Befunde gelten also nur für den Herbst.

Bei den 0+ Fischen traten mehrere Arten hochkorreliert auf: Güster und Barsch, Gründling und Weißflossengründling sowie Rußnase und Bitterling aber auch Rußnase, Güster und Barsch. Marmorierte Grundel, Rotaugen, Lauben und Kaulbarsch traten nicht gehäuft in Verbindung mit einer der anderen Arten auf.

Bei den 1+ Fische traten Bitterling, Rotauge und Barsch gemeinsam auf, Laube und Marmorierte Grundel waren mit keiner anderen Art vergesellschaftet.

Bei den größeren Fische wiesen nur die Güster und der Kaulbarsch signifikante - positive - Korrelationen untereinander auf, obwohl die angeführten Arten in den Uferzugnetzproben recht konstant angetroffen wurden.

Die geringen Korrelationen zwischen den meisten Bodenfischarten weisen bereits auf deren unterschiedliche ökologische Einnischung hin. Dagegen weisen die nah verwandten Arten Gründling und Weißflossengründling offensichtlich als 0+ Fisch keine klare räumliche Einnischung

auf. Auch der Donaukaulbarsch wurde immer gemeinsam mit dem gewöhnlichen Kaulbarsch gefangen, was allerdings aufgrund der weiten Verbreitung dieser Art zu keiner signifikanten Korrelation der beiden Arten führte. Diese beiden Artenpaare weisen darauf hin, daß interspezifische Konkurrenzphänomene anscheinend zum Untersuchungszeitpunkt eine geringe Rolle spielen.

Nach ihrem Verteilungsmuster im Altarm wurden folgende Arten(gruppen) unterschieden:

- 1) Arten, die sich im unteren Bereich mit langandauerndem direkten Donaueinfluß aufhalten (Abb. 4): Kesslers Grundel (*Neogobius kessleri*) und die Bachschmerle (*Barbatula barbatula*).
- 2) Art, die in der Nähe der Donauanbindungsstellen vorkommt (Abb. 2): Donaukaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*).
- 3) Art, die spezielle, donauähnliche Habitate im Altarmsystem nutzen (Abb. 2): Schrätzer (*Gymnocephalus schraetser*)
- 4) Arten, die im Frühsommer einen nicht unbeträchtlichen Teil der 0+ Fischfauna darstellen und anschließend (aus dem Altarmsystem) verschwinden: Nase (*Chondrostoma nasus*) und Barbe (*Barbus barbus*).
- 5) Arten, die beinahe überall vorkommen (Abb. 2, 5): Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus*) und - mit Ausnahme der sehr stark isolierten und grundwasserdominierten Standorte - der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*).

### 3.3. Detailergebnisse

#### 3.3.1. Stark benthisches orientierte Arten

##### 3.3.1.1. Nase (*Chondrostoma nasus*)

Die wichtigsten Ergebnisse zur Habitatnutzung der Art wurden im Projektteil Jungfische festgestellt und sollen auch dort präsentiert werden.

##### 3.3.1.2. Barbe (*Barbus barbus*): siehe Nase

##### 3.3.1.3. Gründling (*Gobio gobio*)

3.3.1.4. Mikrohabitatwahl: bei den 0+Fischen konnten keine klaren Präferenzen festgestellt werden. In kleineren Fließgewässern bevorzugt der Gründling sandiges Substrat und benötigt längere ununterbrochene Fließabschnitte als etwa die Bachschmerle (Zweimüller, 1995).

Makrohabitatnutzung: Standorte mit einem hohen Schotteranteil scheinen bevorzugt zu werden, ein signifikanter Trend konnte allerdings nicht dokumentiert werden.

Indikatorwert: die Jungfische dieser Art ertragen nur geringe Strömungen. Das verstärkte Auftreten dieser Art würde auf Standorte mit Fließwassercharakter ohne hohe Strömungen und eine Diversifikation der Sedimente sprechen.

##### 3.3.1.5. Weißflossengründling (*Gobio albipinnatus*)

Mikrohabitatwahl: weder die Korrelationskoeffizienten noch die Regressionsanalyse erbrachte signifikante Zusammenhänge.

Makrohabitatwahl: bei den 0+ Fischen konnte ein Zusammenhang mit dem Vernetzungsgrad abgesichert werden. Anscheinend braucht diese Art die Vernetzung mit der Donau, die hohe Dichte treten an lateral donaufernen Standorten auf. Dieser Befund wird auch durch das Gesamtverbreitungsbild im Untersuchungsgebiet bestätigt.

Indikatorwert: Die Art weist die klarste Abhängigkeit vom Vernetzungsgrad auf und dürfte sich als Indikatorart für eine ausreichende Anbindung von Nebenarmen besonders gut eignen.

#### 3.3.1.6. Rußnase (*Vimba vimba*)

Mikrohabitatwahl: die Art weist eine Tendenz zu schottrigen Mikrohabitaten auf. Im Jahr 1994 zeigten die gefangenen Rußnasen im Herbst keine deutliche Bevorzugung schottriger Stellen.

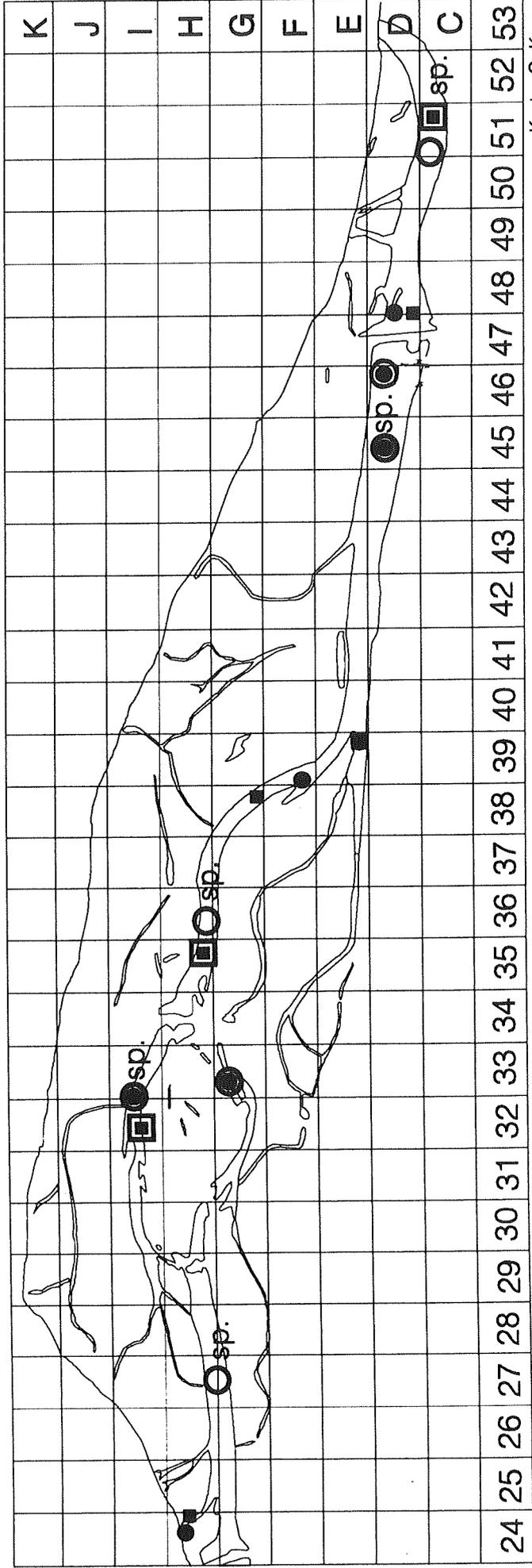
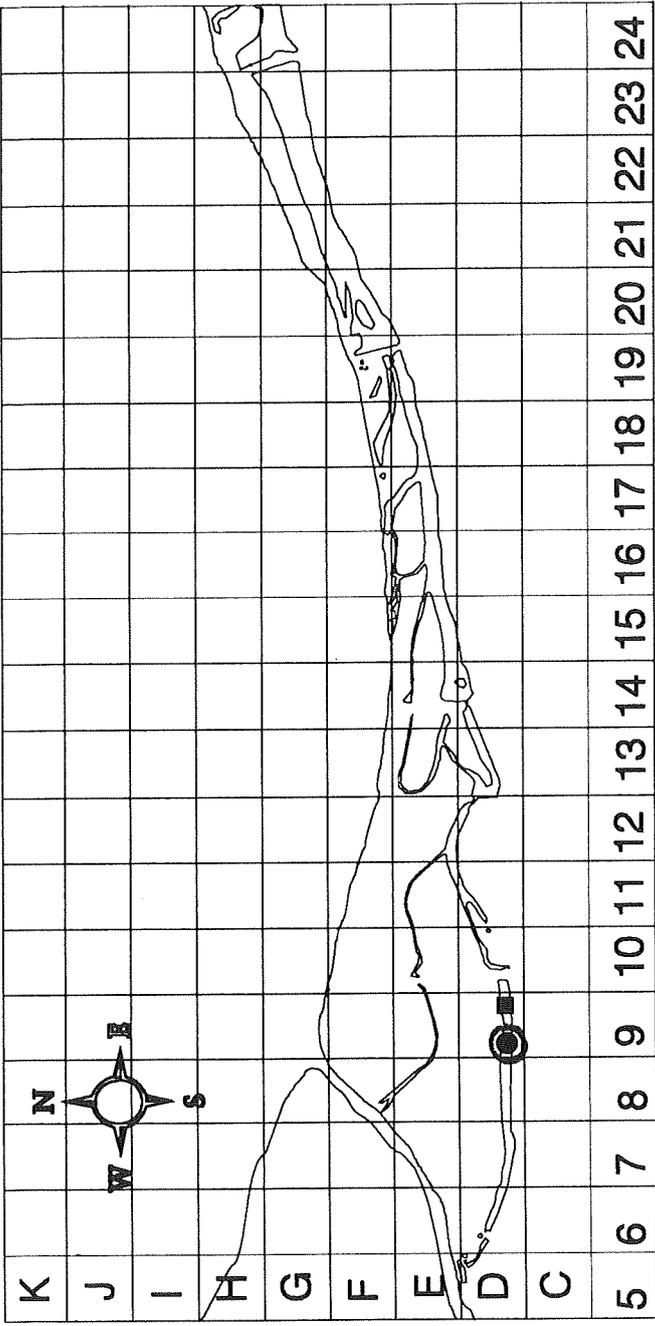
Makrohabitatwahl: es wurde vor allem der stark schotterdominierte Standort Mitterhaufen genutzt (Tab. 2, 7). Allerdings traten Jungfische dieser Art zu anderen Zeitpunkten auch an anderen Stellen auf, vor allem in Gebieten, die im jeweiligen Untersuchungsjahr an das Abflußgeschehen der Donau angebunden waren (Abb. 1). 1994 konnten im Herbst nur wenige Rußnasen, hauptsächlich unterhalb der Regelbrunner Traverse, gefangen werden. Die Verteilung dieser Art weist besonders deutliche Unterschiede zwischen den Jahren auf. Wahrscheinlich spielen Verdriftungsphänomene bei Jungfischen dieser Art eine stärkere Rolle (d.h. sie sind in der Lage, an Stellen zu überleben, die sie durch Verdriftung erreicht haben). Die Jungfische dieser Art dürften vor allem den im jeweiligen Jahr aufgetretenen Vernetzungsgrad indizieren. Möglicherweise laichten die Rußnasen im Jahr 1995 aufgrund der günstigen Einwanderungsmöglichkeiten und der stärkeren Durchströmung des Mitterhaufengebietes dort ab und die Jungfische verblieben zum Teil bis zum Herbst in der Nähe Laichgründe, während ein anderer Teil verdriftet wurde.

Indikatorwert: die Verbreitung der 0+ Fische dürfte die jeweilige hydrologische Situation des Untersuchungsjahres zur Laichperiode widerspiegeln.

Gewässervernetzung:  
 Maria-Ellend  
 Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

-  *Gobio gobio*  
Gründling
-  *Gobio albipinnatus*  
Weißflossengründling

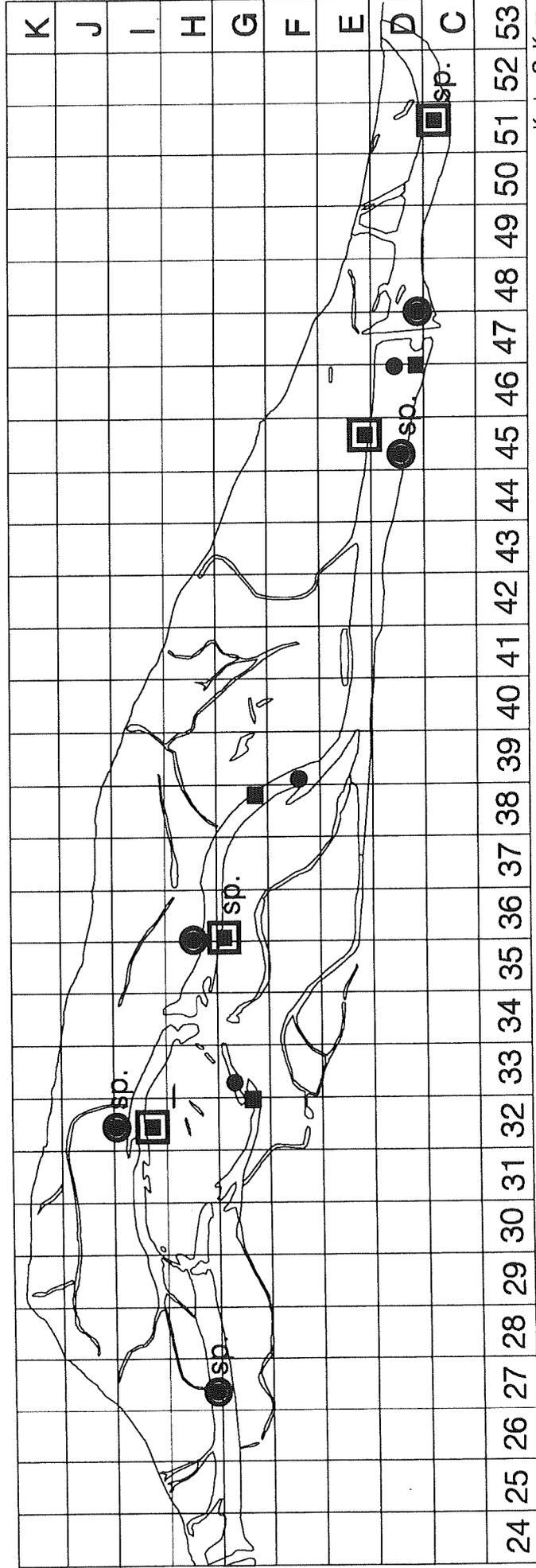
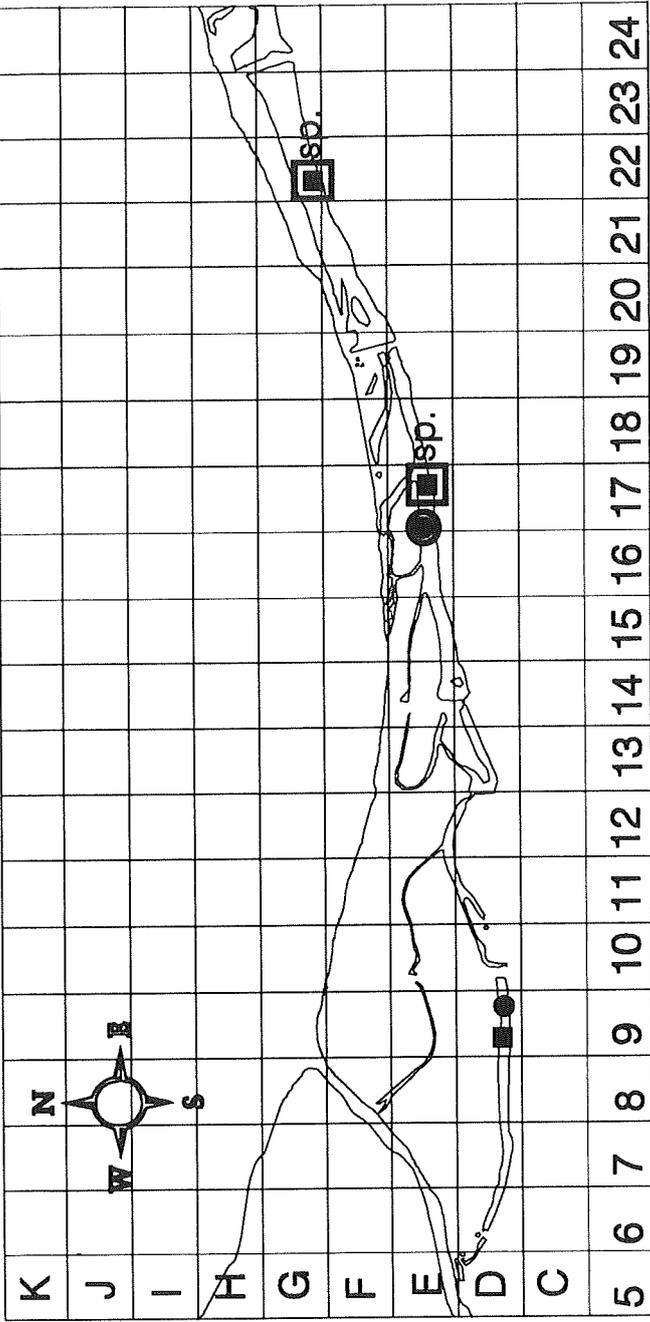


Gewässervernetzung:  
 Maria-Ellend  
 Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

 *Leuciscus leuciscus*  
 Hasel

 *Vimba vimba*  
 Rußnase



### 3.3.1.7. Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*)

Mikrohabitatwahl: außer einem nichtsignifikanten Trend zur Besiedlung tieferer Bereiche (Tab. 7) konnte keine Mikrohabitatbevorzugung bei den Jungfischen festgestellt werden. Auch 1994 bevorzugten die kleinen Kaulbarsche tiefere Bereiche. Die adulten Kaulbarsche halten sich nach den Ergebnissen der Langleinenbefischungen hauptsächlich an den Erosionsufern des Hauptarmes auf (Tab. 9).

Makrohabitatwahl: eine statistische Untersuchung war bei den Jungfischen nicht möglich. Nach den Ergebnissen der Jungfischaufnahmen 1994, fehlen juvenile Kaulbarsche nur an den sehr stark isolierten oder durchgehend sehr flachen Bereichen des Altarmsystems. Auch die adulten Kaulbarsche zeigten keine klare Zuordnung nach Vernetzungsgrad des Gewässers.

Indikatorwert: Die Art dürfte in mäßig angebundenen Altarmsystemen ihren Verbreitungsschwerpunkt haben, innerhalb dieser Systeme aber keine eindeutigen Präferenzen aufweisen.

### 3.3.1.8. Donaukaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*)

Von dieser Art konnte in Maria Ellend ein Jungfisch nachgewiesen werden. Größere Individuen traten in Haslau und in Regelsbrunn unten auf. Bei den Jungfischaufnahmen 1994 konnte kein einziger Donaukaulbarsch nachgewiesen werden, obwohl wesentlich öfter mit Uferzugnetz gefischt wurde. Ob dies mit der starken hydrologischen Vernetzung des Altarmes 1995 oder methodische Unterschiede (die meisten Donaukaulbarsche wurden mit den Langleinen gefangen), kann nicht entschieden werden.

Mikrohabitatnutzung: Uferstruktur und Distanz zum Ufer konnten das Auftreten der adulten Kaulbarsche nicht erklären (Tab. 9)

Makrohabitatnutzung: Adulte Donaukaulbarsche scheinen bei Verbindungen zwischen Hauptstrom und Altarm vor allem die unmittelbar Umgebung der Einströmbereiche zu nutzen (Tab. 9). So wurde in Regelsbrunn unten die Mehrzahl der Donaukaulbarsch auf einer Langleine gefangen, die in

unmittelbarer Nähe eines Einströmbereiches exponiert wurde. Diese Art könnte vor allem zur Beurteilung der ökologischen Wirkung der unmittelbaren Einströmbereiche herangezogen werden.

Indikatorwert: Der Donaukaulbarsch nutzt anscheinend (bei langfristigerer Vernetzung?) die Umgebung der Einströmbereiche. Die Art könnte für die ökologische Bewertung der Gestaltung der Einströmbereiche herangezogen werden.

#### 3.3.1.9. Schrätzer (*Gymnocephalus schraetser*)

Diese Art konnte bei den Jungfischaufnahmen 1994 regelmäßig als Jungfische, besonders im Mitterhaufenbereich, nachgewiesen werden. Auch ein Adulttier dieser Art konnte in diesem Gebiet in tieferem, kühlem Wasser nachgewiesen werden. Allerdings fehlte die Art auch 1994 in den Oktoberproben, sodaß ihr Fehlen bei der Bodenfischaufnahme 1995 als jahreszeitliche Verteilungsverschiebung interpretiert werden kann.

Mikrohabitatnutzung: Ich vermute, daß der Schrätzer großflächige schottrige Standorte mit tieferen Bereichen benötigt, die infolge von Auswaschungs- und Umlagerungsprozessen keiner Verdichtung unterliegen. Der Bereich Mitterhaufen wird wohl auch in Zukunft die einzige geeignete Stelle für diese Fischart sein.

Makrohabitatnutzung: Die gefundenen Tiere wurden im Hauptarm der Augewässer nachgewiesen.

Indikatorwert: Möglicherweise könnte sich diese Art als Indikatorart für Schotterumlagerungsprozesse herausstellen.

**Gewässernetzung:**

Maria-Ellend

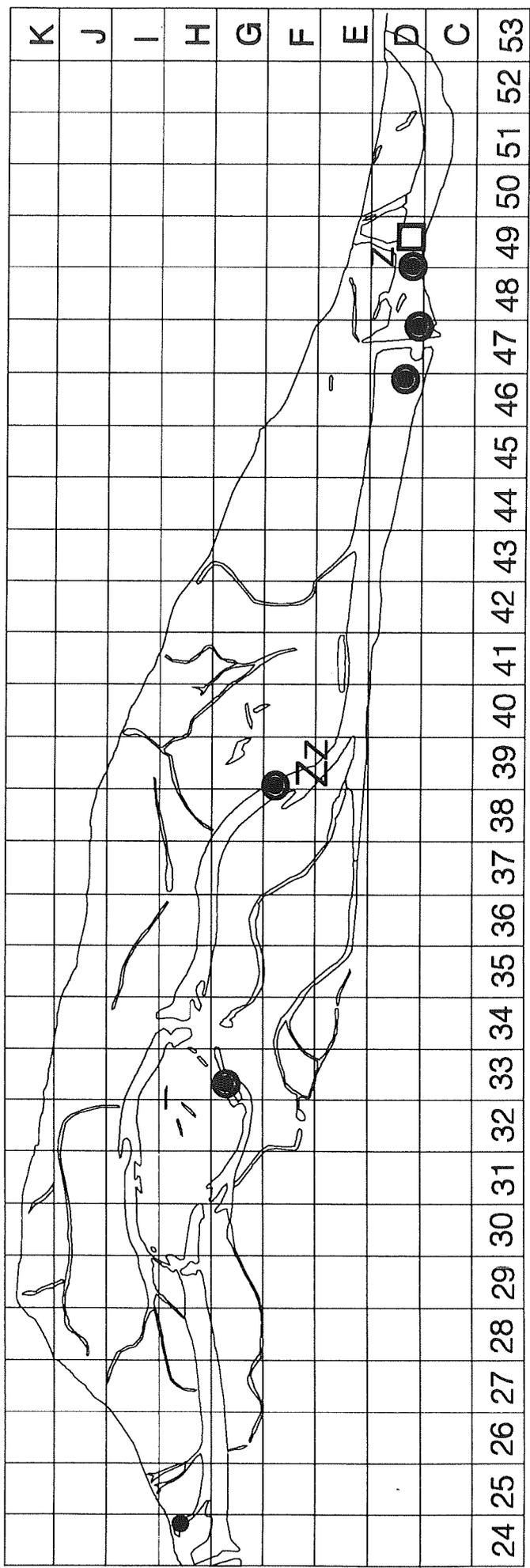
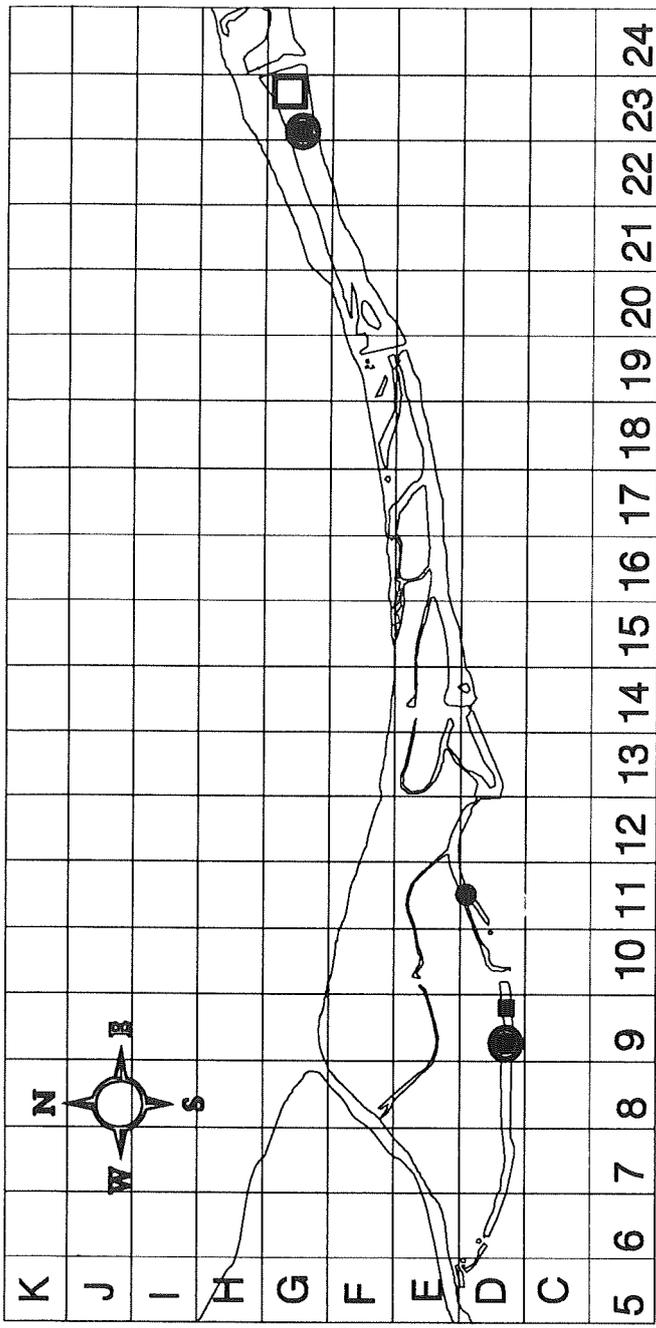
Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

● Gymnocephalus cernuus  
Kaulbarsch

■ Gymnocephalus baloni  
Donaukaulbarsch

ZZ Gymnocephalus schraetser  
Schrätzer



#### 3.3.1.10. Kessler's Grundel (*Neogobius kessleri*)

Diese Art wurde im Zuge der Jungfischaufnahmen als reproduzierende Art im Altarm neu (auch für Österreich) nachgewiesen. Bei der Bodenfischaufnahme konnte in Regelsbrunn unten wieder mehrere Exemplare gefunden werden. Höchstwahrscheinlich wurde die Art nicht bis jetzt übersehen, sondern wanderte erst in letzter Zeit in die österreichische Donau ein.

Die Verbreitung der Art innerhalb des Altarmsystems dürfte sich noch nicht stabilisiert haben. Aufgrund der Literaturangaben über die breite ökologische Valenz dieser Art (z.B. OLIVIA, 1960) ist mit einer weiteren Verbreitung innerhalb des Altarmes zu rechnen, daher wird die Habitatnutzung und der mögliche Indikatorwert dieser Art hier nicht besprochen.

#### 3.3.1.11. Marmorierte Grundel (*Proterorhinus marmoratus*)

Mikro- und Makrohabitatwahl: Diese Art weist weder eindeutige Mikrohabitatpräferenzen auf, noch kann ihre Verbreitung mit der Makrohabitatbeschaffenheit erklärt werden. Sie kommt in allen beprobten Standorten häufig vor und fehlt nur an einem durch niedrige Sauerstoffwerte charakterisierten Nebengewässerstandort.

Indikatorwert: Sie weist keinen Indikatorwert auf.

Allerdings könnte sie aufgrund der erreichten Dichten und der Konstanz des Vorkommens einen Einfluß auf die Makrozoobenthosgemeinschaft aufweisen bzw. für manche Räuber als Nahrungsgrundlage dienen. Die Marmorierte Grundel könnte so eine Rolle bei den Stoffumsetzungsprozessen der Benthosbiozönose spielen.

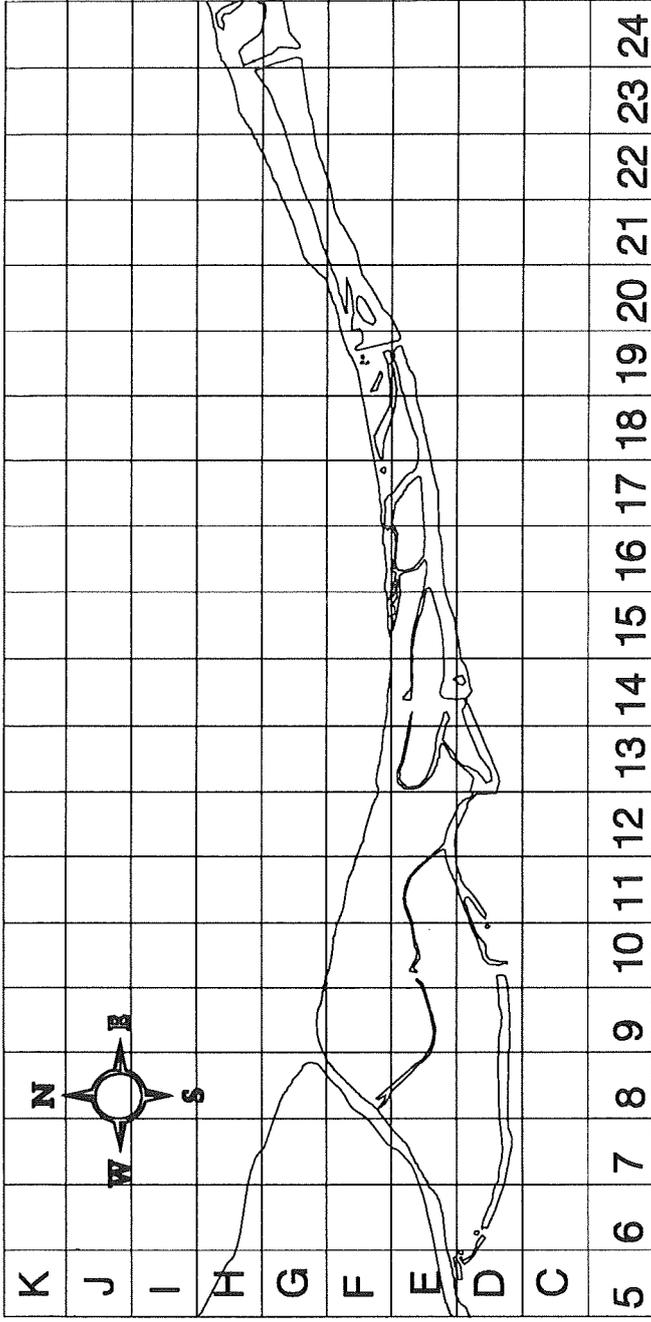
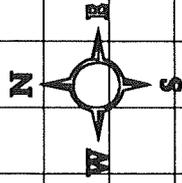
Gewässervernetzung:

Maria-Ellend  
Regelsbrunn

Rasterfelder 200 x 200m

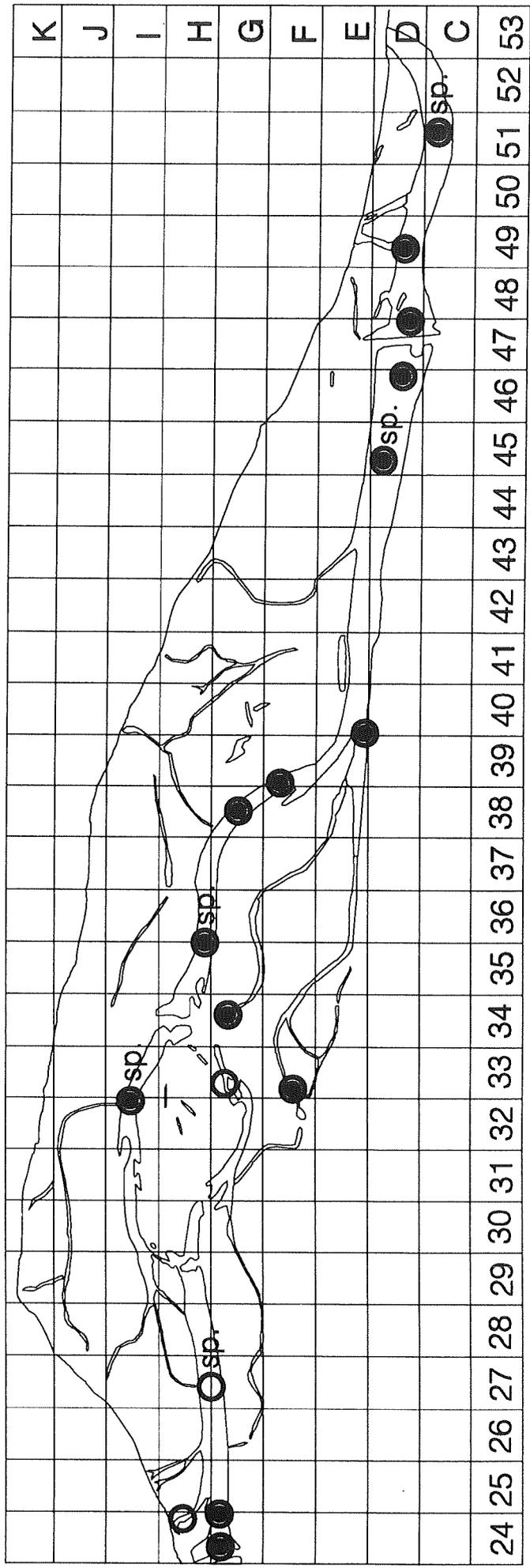
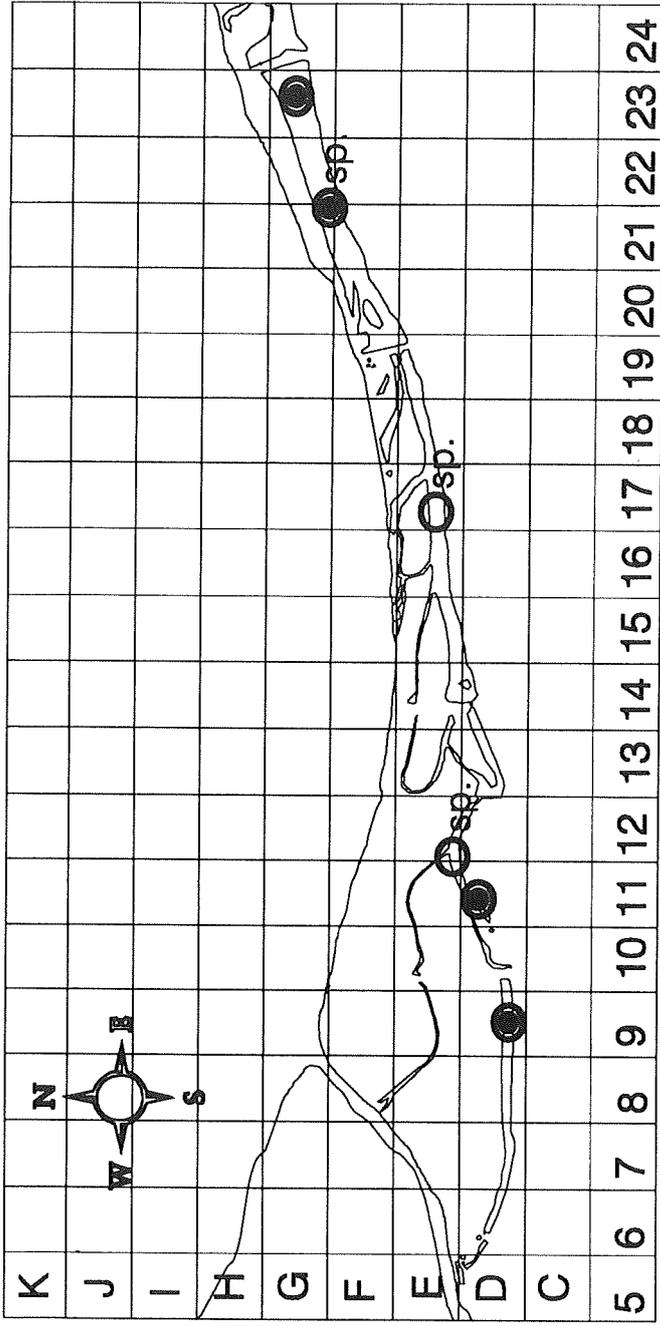
 *Barbatula barbatula*  
Bachschmerle

 *Neogobius kessleri*  
Kesslers Grundel



Gewässernetz:  
 Maria-Ellend  
 Regelsbrunn  
 Rasterfelder 200 x 200m

● *Proterorhinus marmoratus*  
 ○ Marmorgrundel



### 3.3.2. Schwach benthisch orientierte Arten

#### 3.3.2.1. Rotauge (*Rutilus rutilus*)

Mikrohabitatwahl: bei den Jungfischen (0+, 1+) konnte keine klare Mikrohabitatwahl festgestellt werden. Bei den größeren Tieren (> 1+) bestand ein signifikanter Zusammenhang zwischen Fischdichte und dem Vorhandensein von Totholz am Probepunkt (Tab. 8).

Makrohabitatwahl: die 0+ und 1+ Rotaugen traten verstärkt auf schotterdominierten Standorten auf (Tab. 7). Dieses Ergebnis steht im deutlichen Gegensatz zum 1994 gefundenen Verteilungsmuster dieser Art. Bei den größeren Tieren traten höhere Dichten in größerer lateralen Distanz zur Donau auf. Korrigiert man die Fischdichten auf die Mikrohabitatwahl (Vorhandensein von Totholz), so stellt sich die Substratheterogenität als wichtigster Makrohabitatparameter heraus (Tab. 8).

Beim Rotauge konnte 1995 eine zweite Kohorte an Jungfischen festgestellt werden. Im allgemeinen laicht die Art nur einmal, wie auch 1994 im Untersuchungsgebiet festgestellt. Möglicherweise ist der hohe Wasserstand der Donau für einen zweiten Laichschub verantwortlich.

#### 3.3.2.2. Barsch (*Perca fluviatilis*)

Mikrohabitatwahl: Bei allen 0+ und 1+ Fischen weist die maximale Wassertiefe den höchsten Erklärungswert für die Mikrohabitatwahl der Tiere auf. Je größer die Wassertiefe, desto mehr Barsche wurden gefangen. Die größeren Tiere weisen wurden vor allem vor Steiluferabschnitten gefangen (Tab. 8), wie die Regression mit den Uferstrukturparametern zeigt.

Makrohabitatwahl: Bei den 0+ und > 1+ Tieren konnte keinerlei signifikanter Zusammenhang mit der Makrohabitatparametern festgestellt werden, weder mit noch ohne Mikrohabitatkorrektur. Bei den 1+ Fischen trat ein komplexes Zusammenwirken von Anbindungsgrad und Substratheterogenität auf die tatsächlichen Fischdichten auf. Die mikrohabitatkorrigierte Analyse zeigte nur mehr einen Zusammenhang von Fischvorkommen und Anbindungsgrad. Die Bedeutung

der Substratheterogenität für die 1+-Barsche ist anscheinend durch die Mikrohabitatverfügbarkeit (Steilufer!) bedingt.

### 3.3.3. pelagische Arten

#### 3.3.3.1. Laube (*Alburnus alburnus*)

Mikrohabitat: Bei den 0+ Lauben zeigte sich neben einem klarem Vermeiden von ufernahen Zonen, der auch im Jahr 1994 festgestellt werden konnte, ein nicht signifikanter Trend zu flacheren Uferzonen. 1+ Lauben traten vor allem in seichterem Wasser auf und für größere Lauben können aufgrund der geringen Individuenzahlen keine Aussagen getroffen werden.

Makrohabitat: Nur bei den 0+ Lauben zeigte sich ein klarer Trend zur Bevorzugung großräumiger Schottergebiete. Dies stimmt mit den Ergebnissen der Jungfischaufnahmen überein und dürfte auf die Laichgewohnheiten dieser Art (Schotterlaicher) zurückzuführen sein.

Danksagung:

Bedanken möchte ich mich vor allem bei den Kollegen, die die aufwendige Freilandarbeit mitgetragen habe: Mag. G. Winkler, M. Schabuss, Mag. W. Reckendorfer.

#### 4. Literatur:

OLIVIA, O. (1960): Remarks on the distribution of *Neogobius kessleri* (Günther) and *Neogobius fluviatilis* (Pallas) (Osteichthyes, Gobiidae). *Acta Universitatis Carolinae - Biologica* **1**: 45-54.

SPINDLER, T. (1991): Fischereimanagement im Altarmsystem der Donau im Bereich von Maria Ellend und Regelsbrunn. WWF-Forschungsbericht, 36pp.

SPINDLER, T. (1993): Populationsdynamische Untersuchungen im Altarmsystem und in der Donau im Bereich von Regelsbrunn und Haslau. WWF-Forschungsbericht, 80pp.

ZWEIMÜLLER, I (1995): Microhabitat use by two benthic stream fish in a 2nd order stream. *Hydrobiologia*, **303**: 125-137.

## 5. Anhang

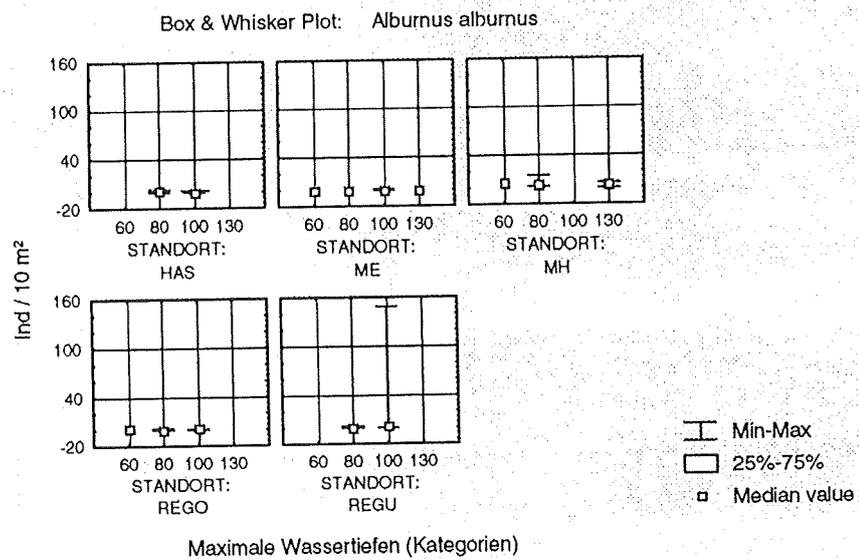
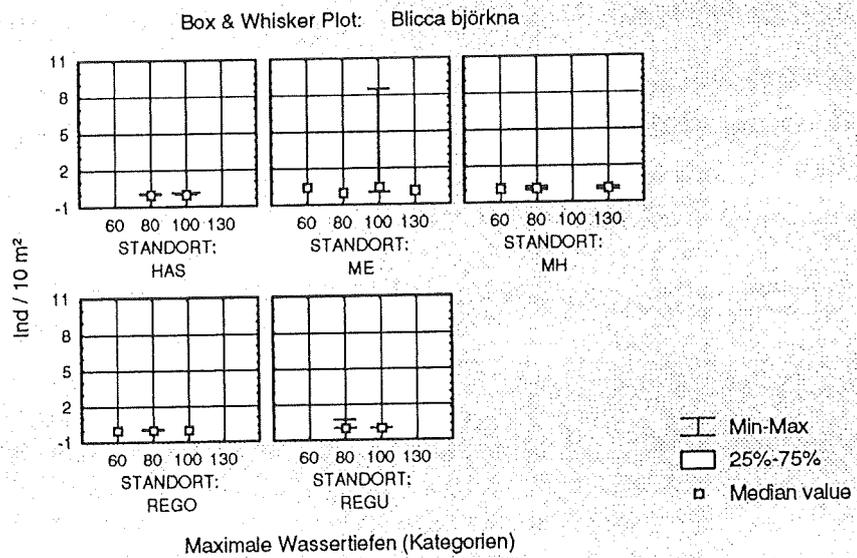


Abbildung 6a: Median, Quartile, sowie Maximal- und Minimalwert der Besiedlungsdichte häufiger Arten (0+ Fische, Uferzugnetzfüge), bei verschiedenen maximalen Wassertiefen, nach Probestellen getrennt

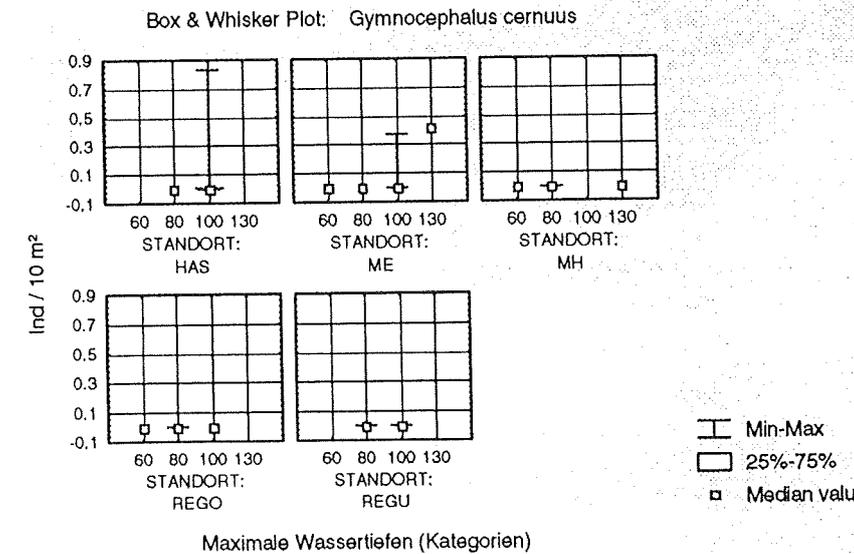
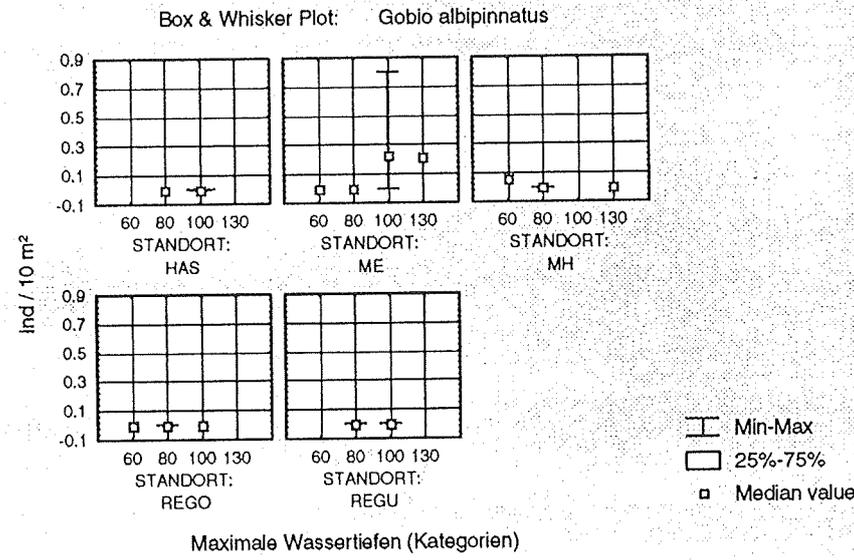
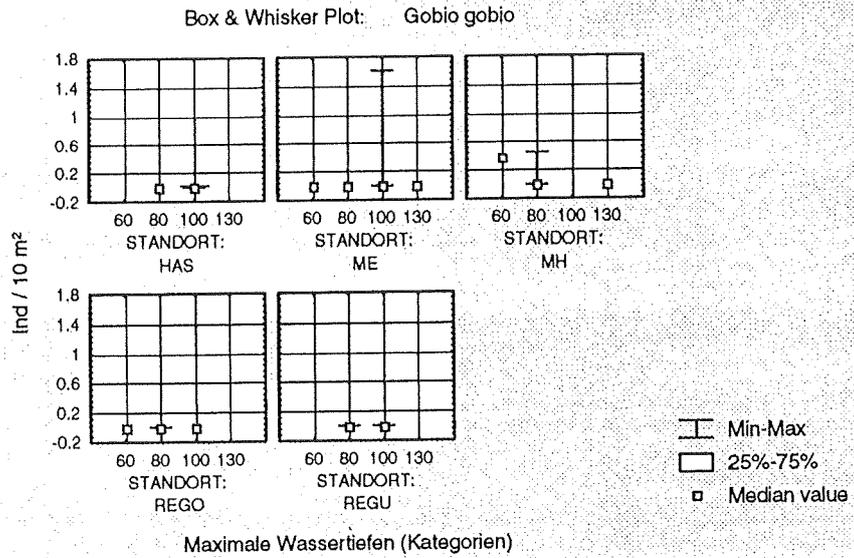


Abbildung 6b:

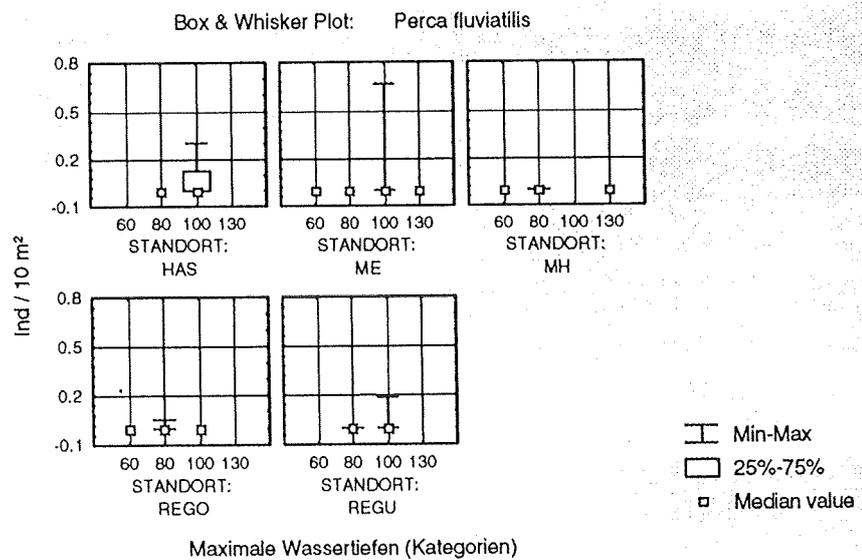
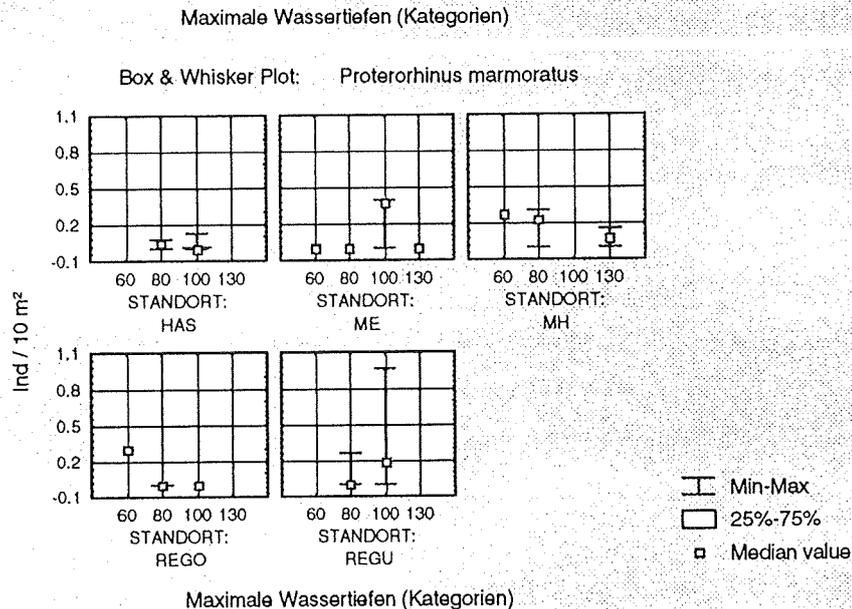
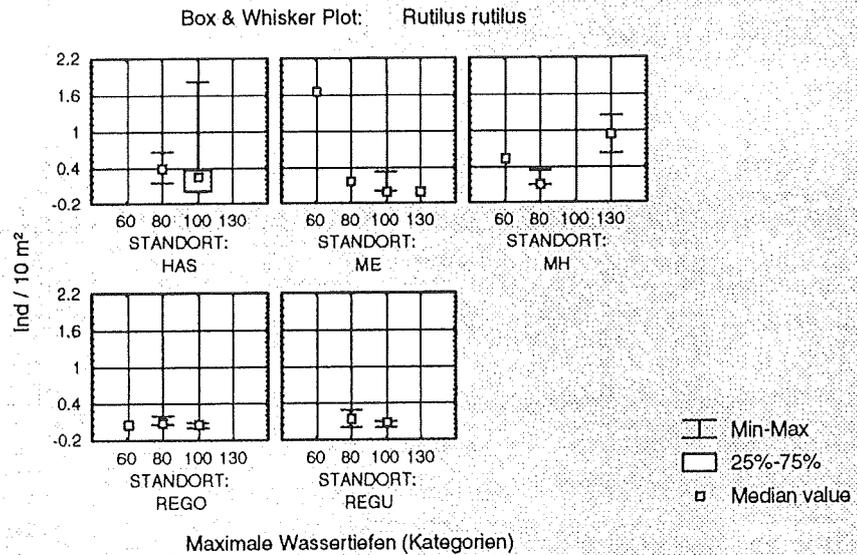


Abbildung 6c:

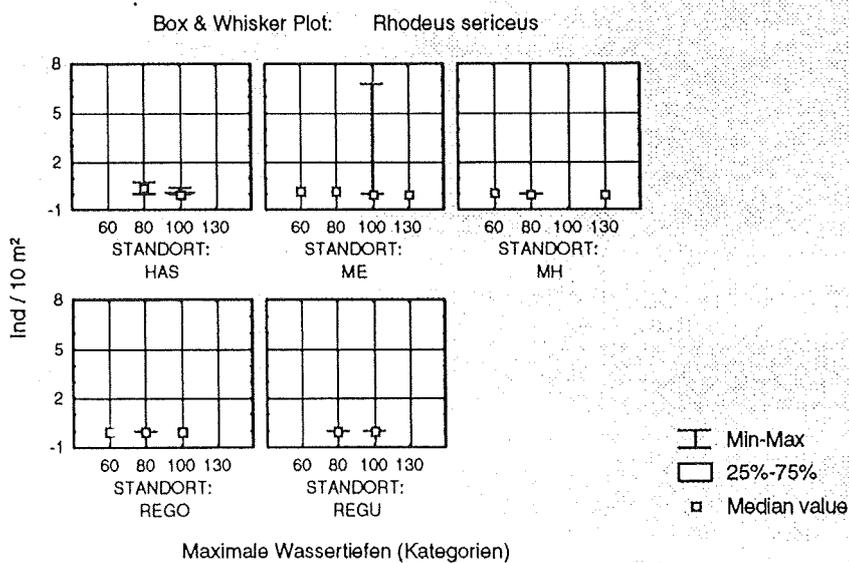
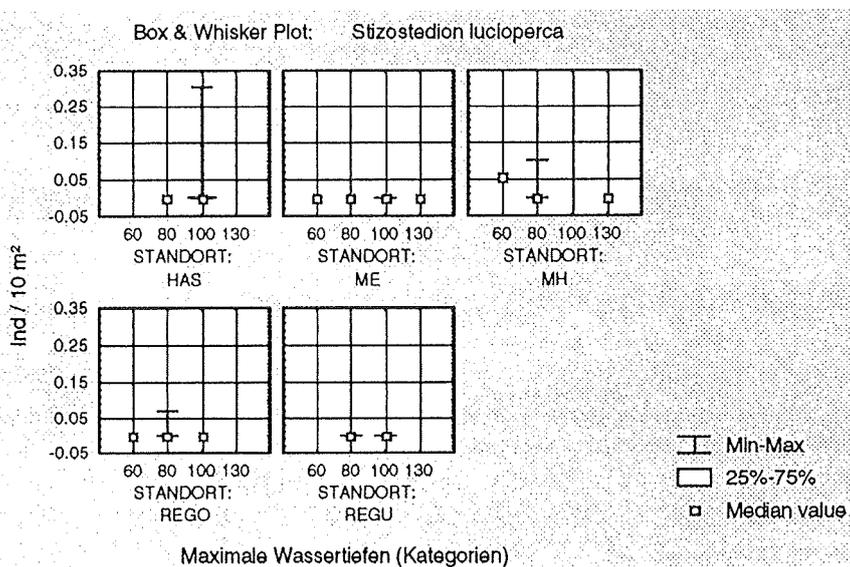
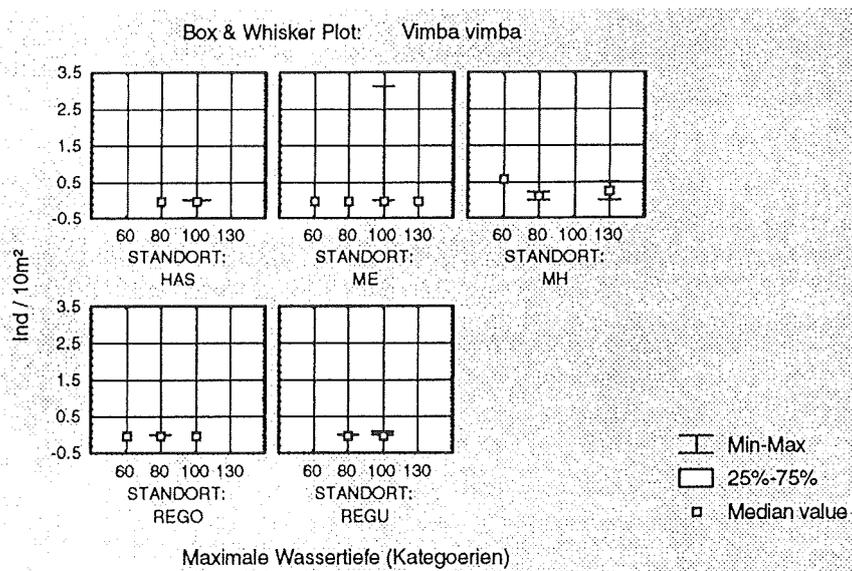


Abbildung 6d:

Uferstrukturcode

1: flaches Schotterufer

2: flaches Schlamm-  
bzw. Übergangs-  
Ufer

3: mittlere Steilheit

4: Steilufer

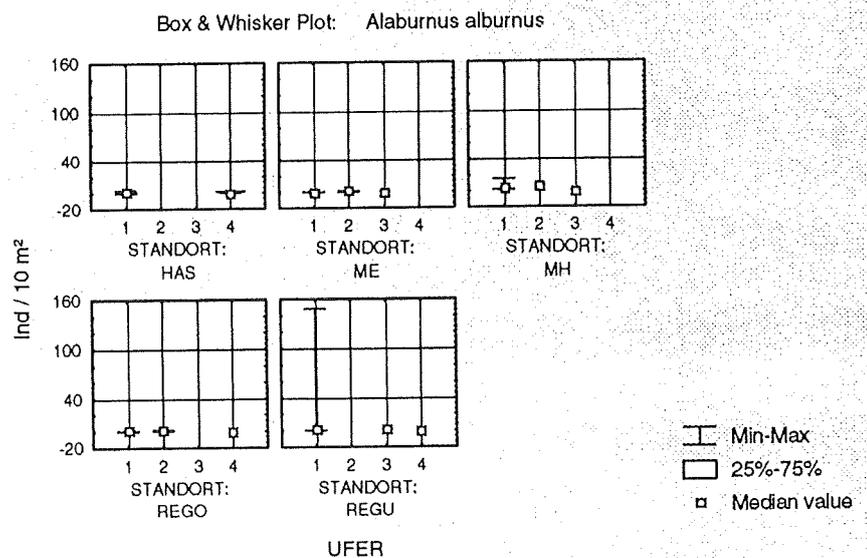
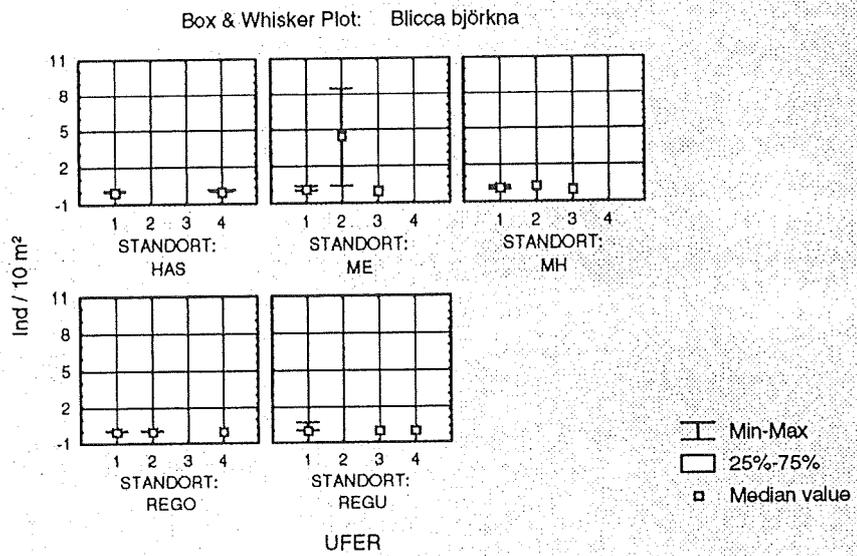


Abbildung 7a: Median, Quartile, Maximal- und Minimalwerte der Besiedlungsdichten häufiger Arten (0+ Fische, Uferzugnetzfänge) bei verschiedener Uferstruktur, nach Probestellen aufgetrennt

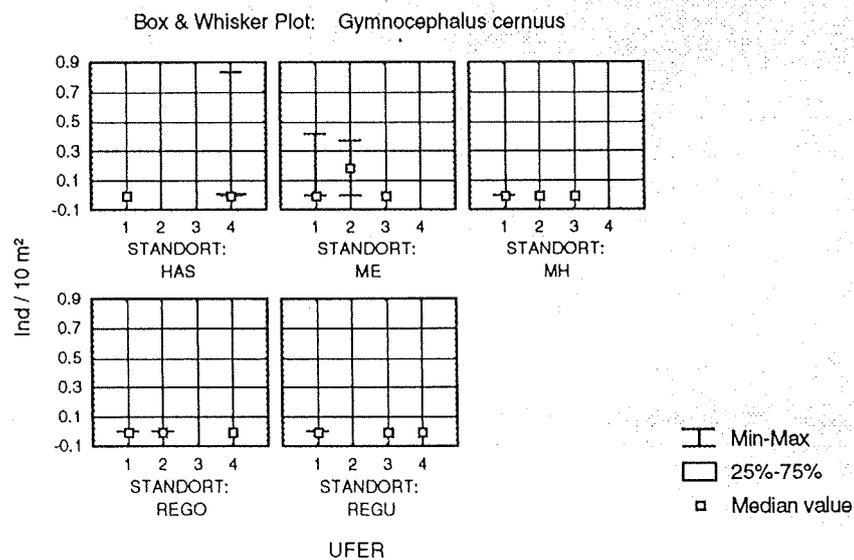
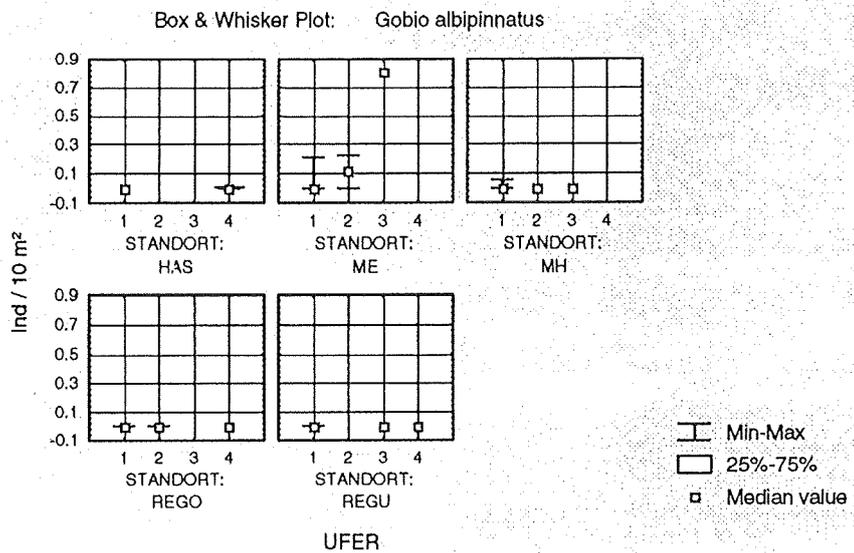
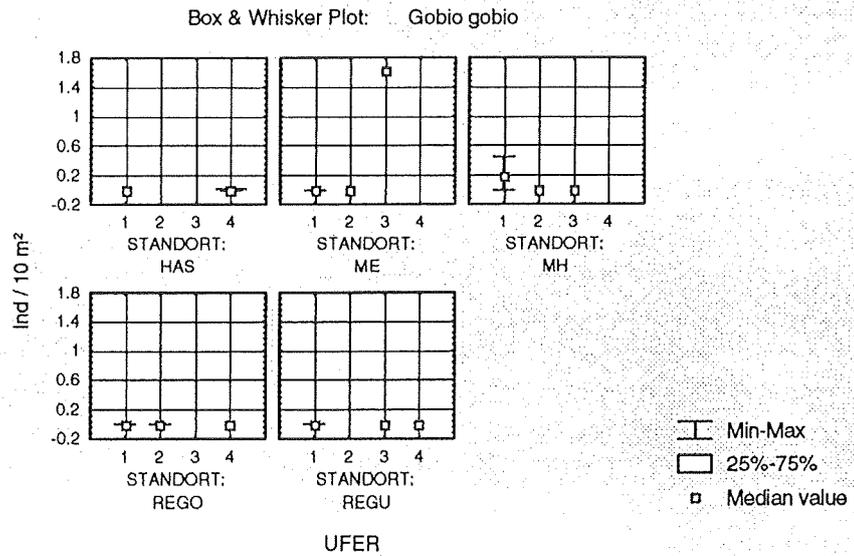


Abbildung 7b:

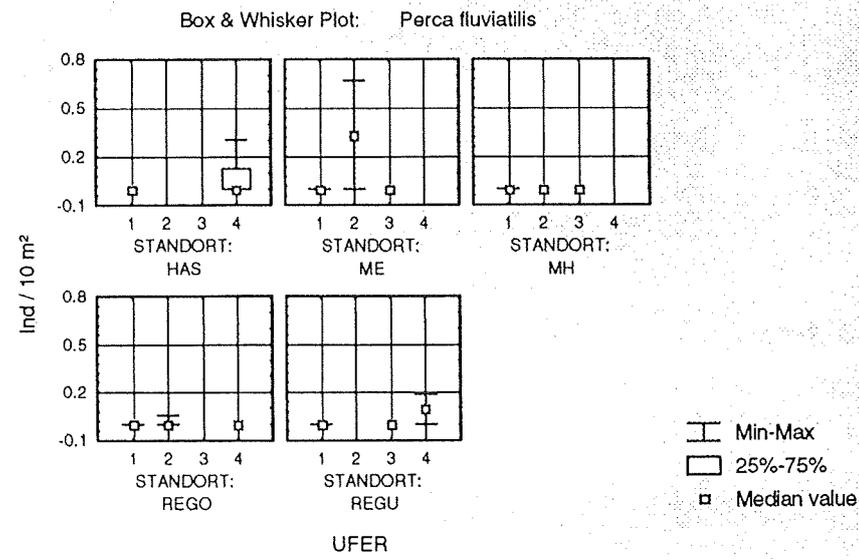
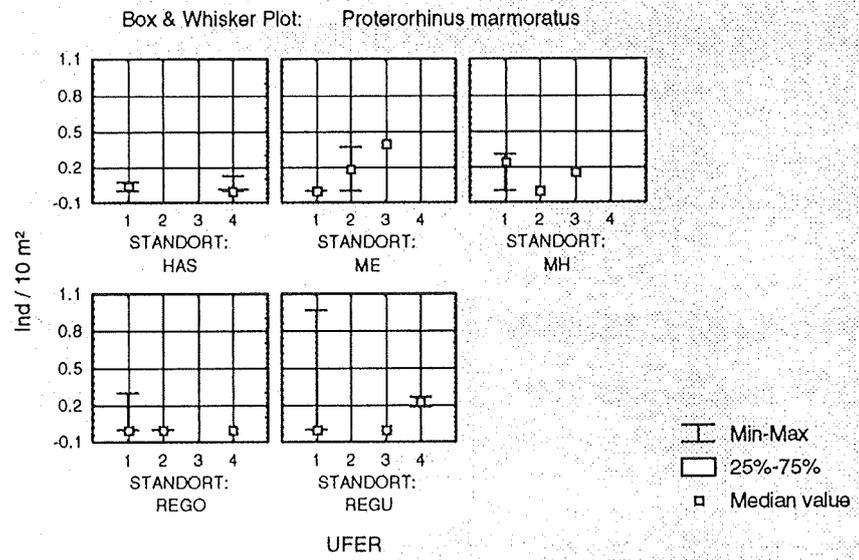
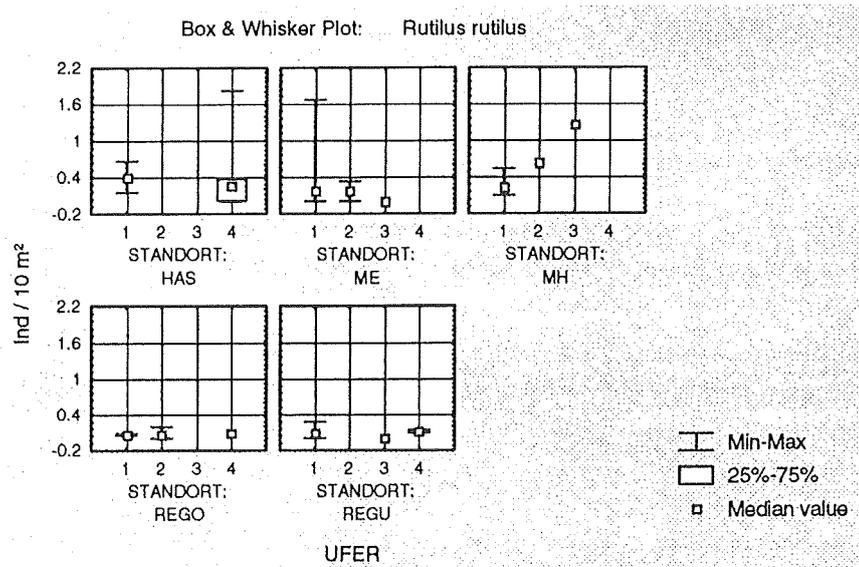


Abbildung 7c:

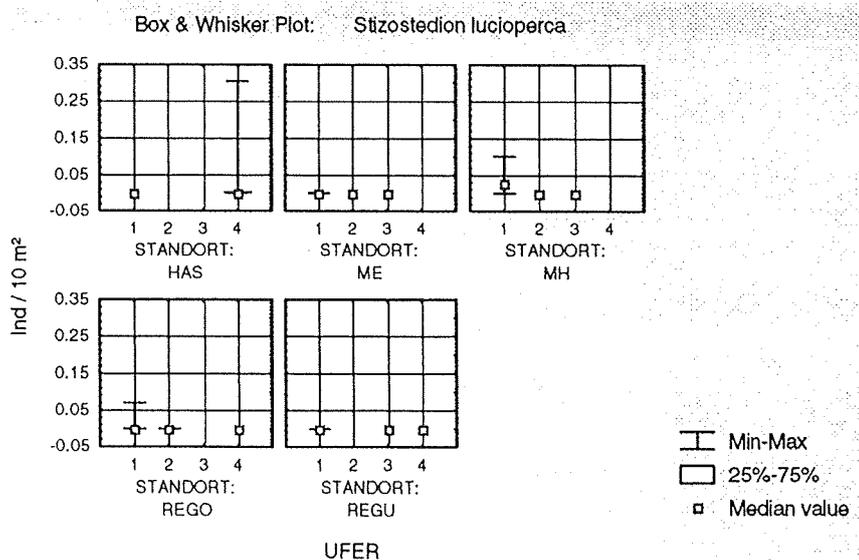
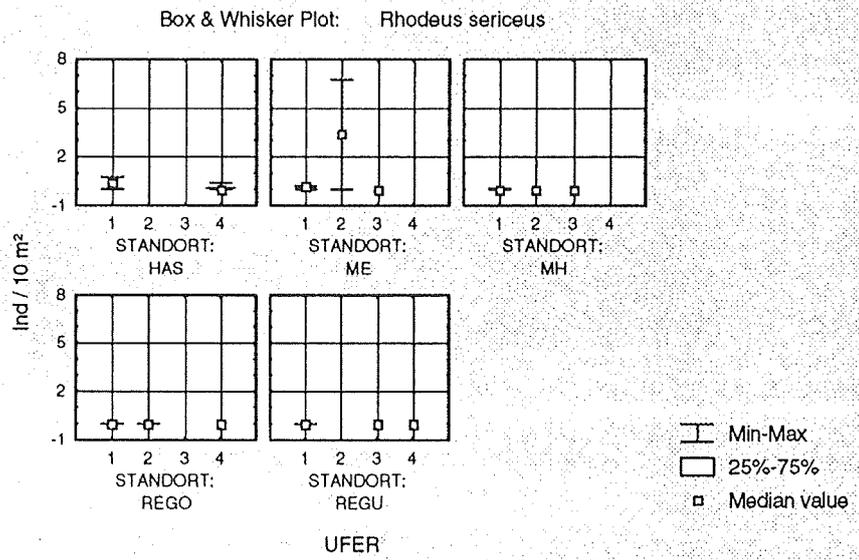
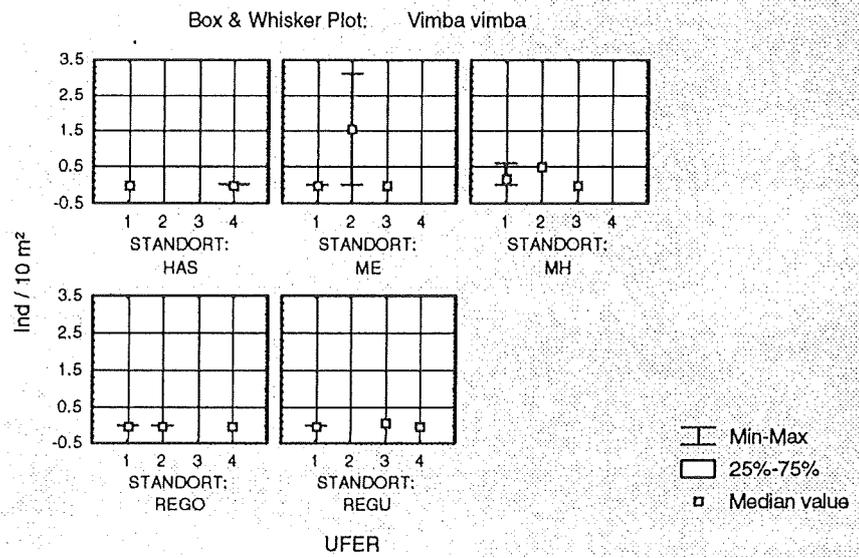


Abbildung 7d:

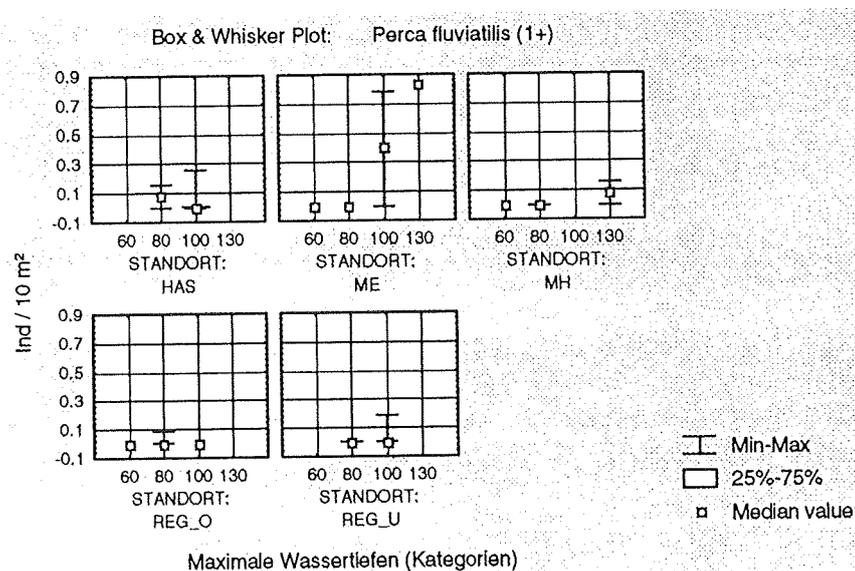
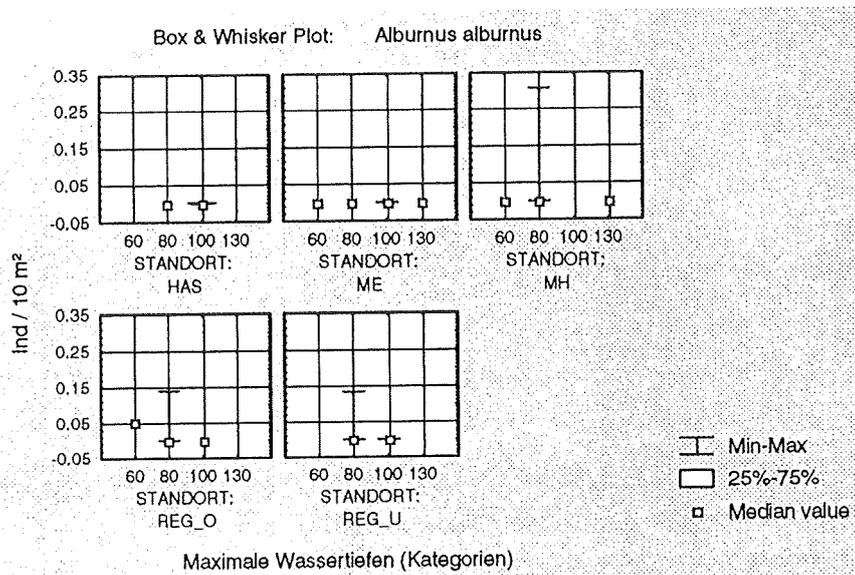


Abbildung 8a: Median, Quartile, Maximal- und Minimalwerte der Besiedlungsdichten häufiger Arten (1+ Fische, Uferzugnetzfüge) bei verschiedener maximaler Wassertiefe, nach Probestellen aufgetrennt

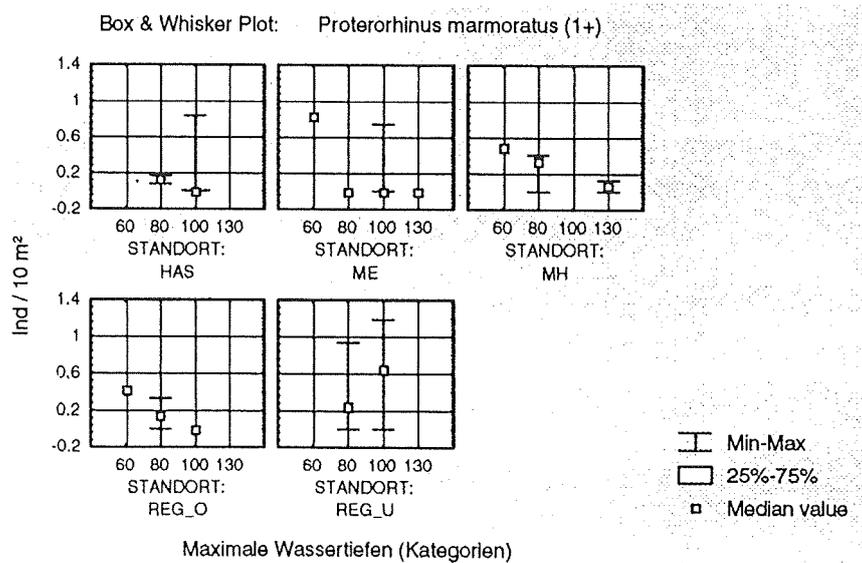
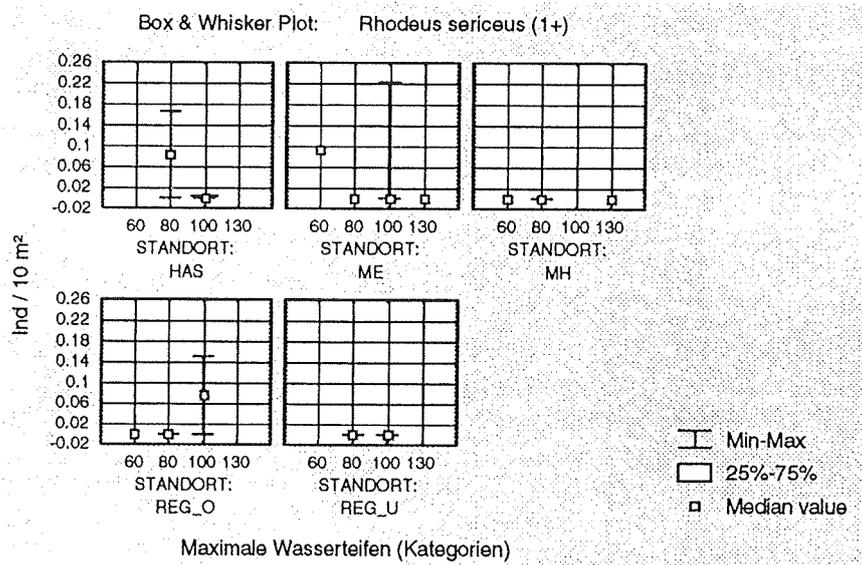
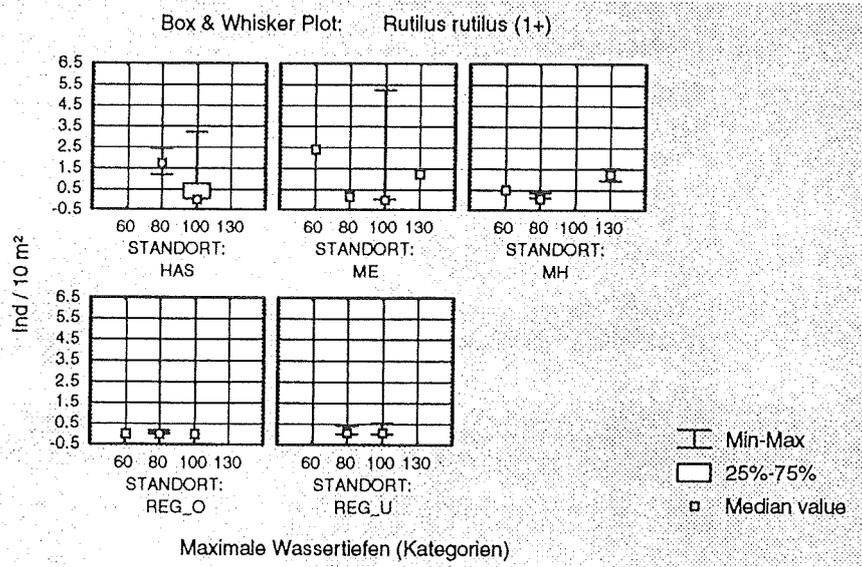


Abbildung 8b:

- Uferstrukturcode
- 1: flaches Schotterufer
  - 2: flaches Schlamm- bzw. Übergangs- Ufer
  - 3: mittlere Steilheit
  - 4: Steilufer

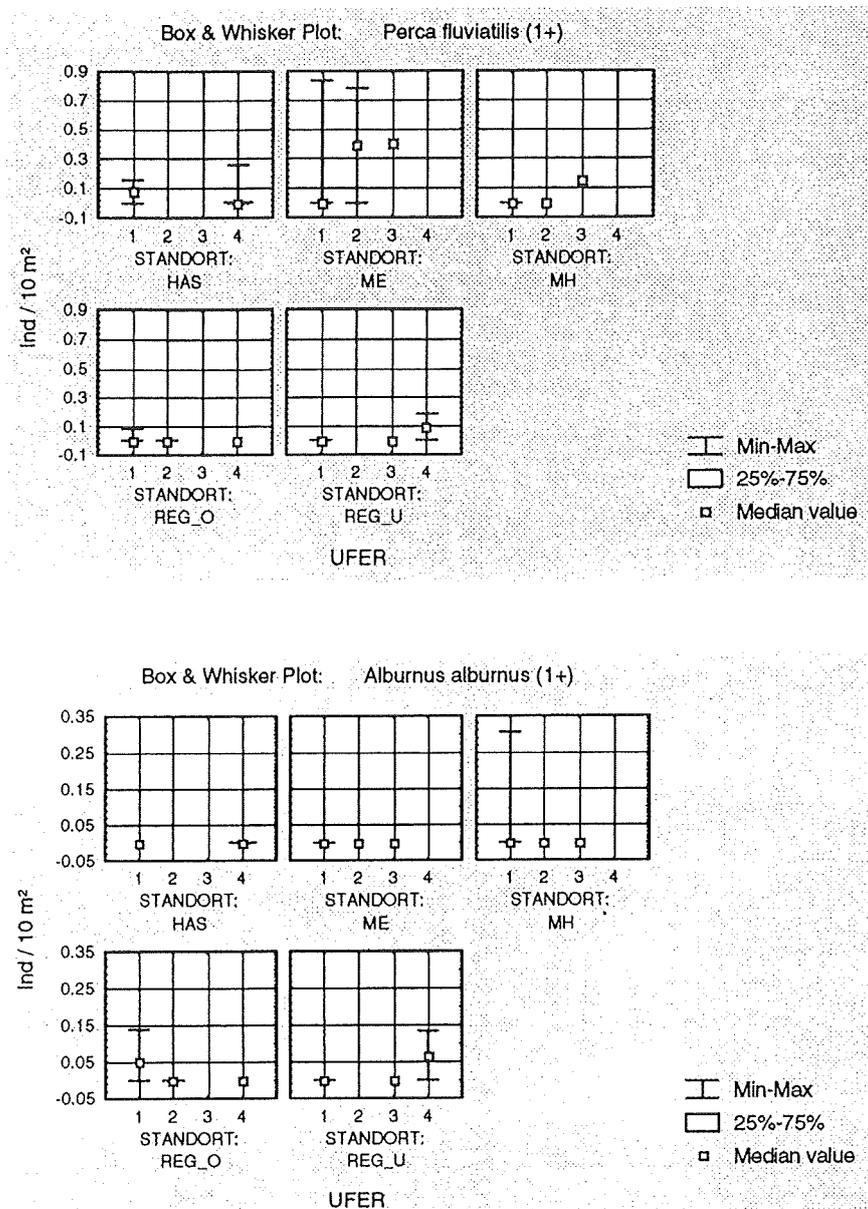


Abbildung 9a: Median, Quartile, sowie Maximal- und Minimalwerte der Besiedlungsdichte häufiger Arten (1+, Uferzugnetzfüge) bei verschiedener Uferstruktur, nach Probestellen aufgetrennt

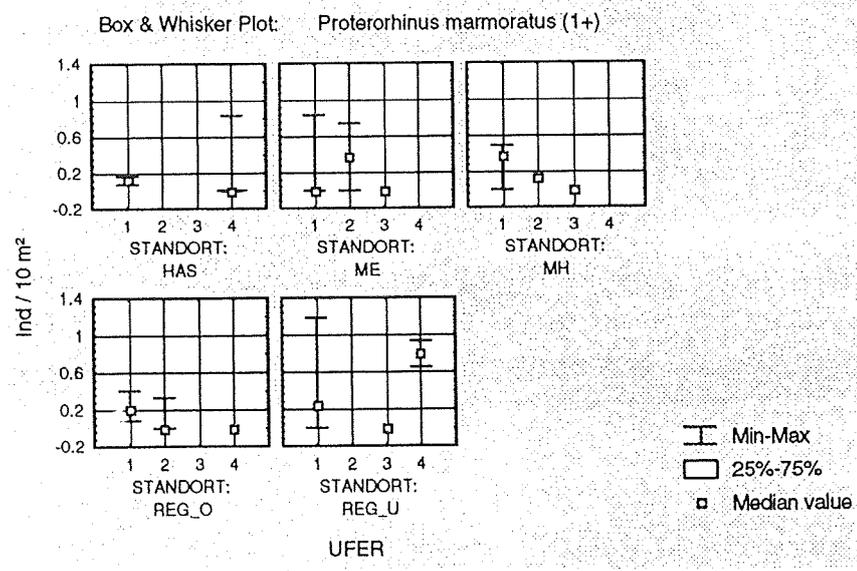
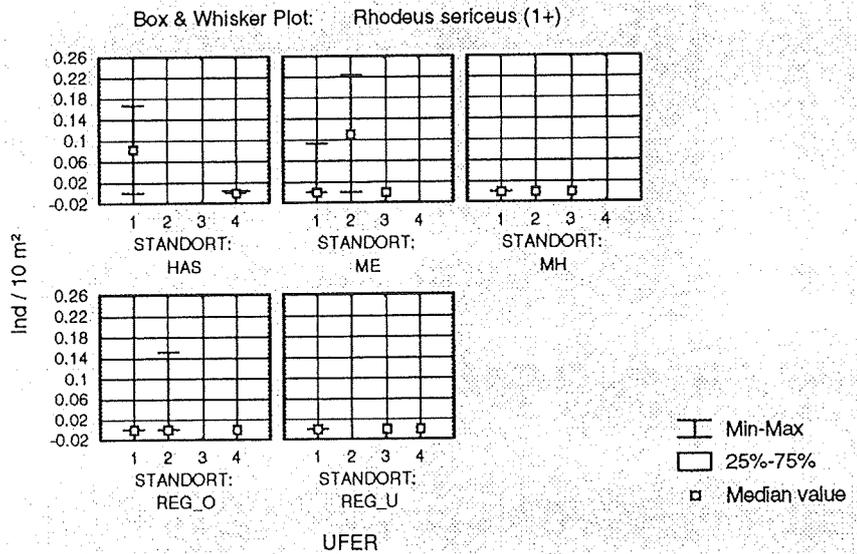
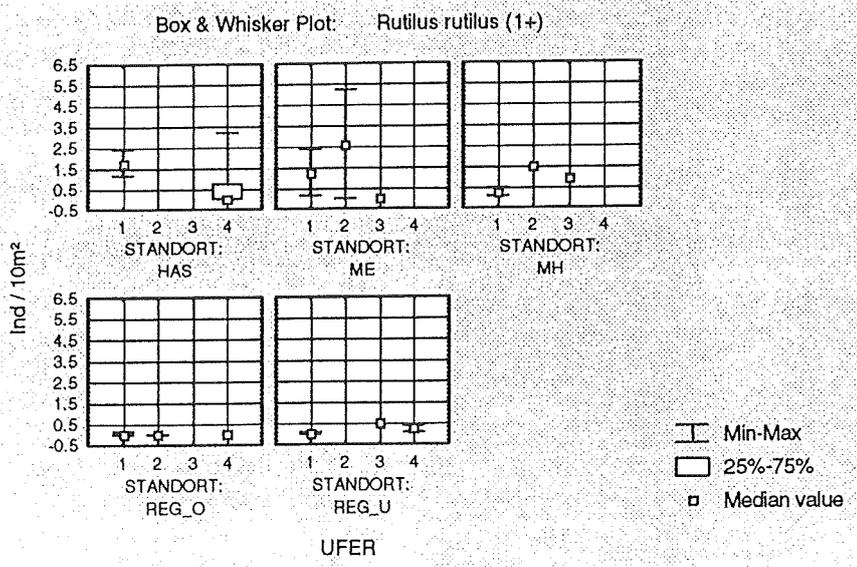


Abbildung 9b:

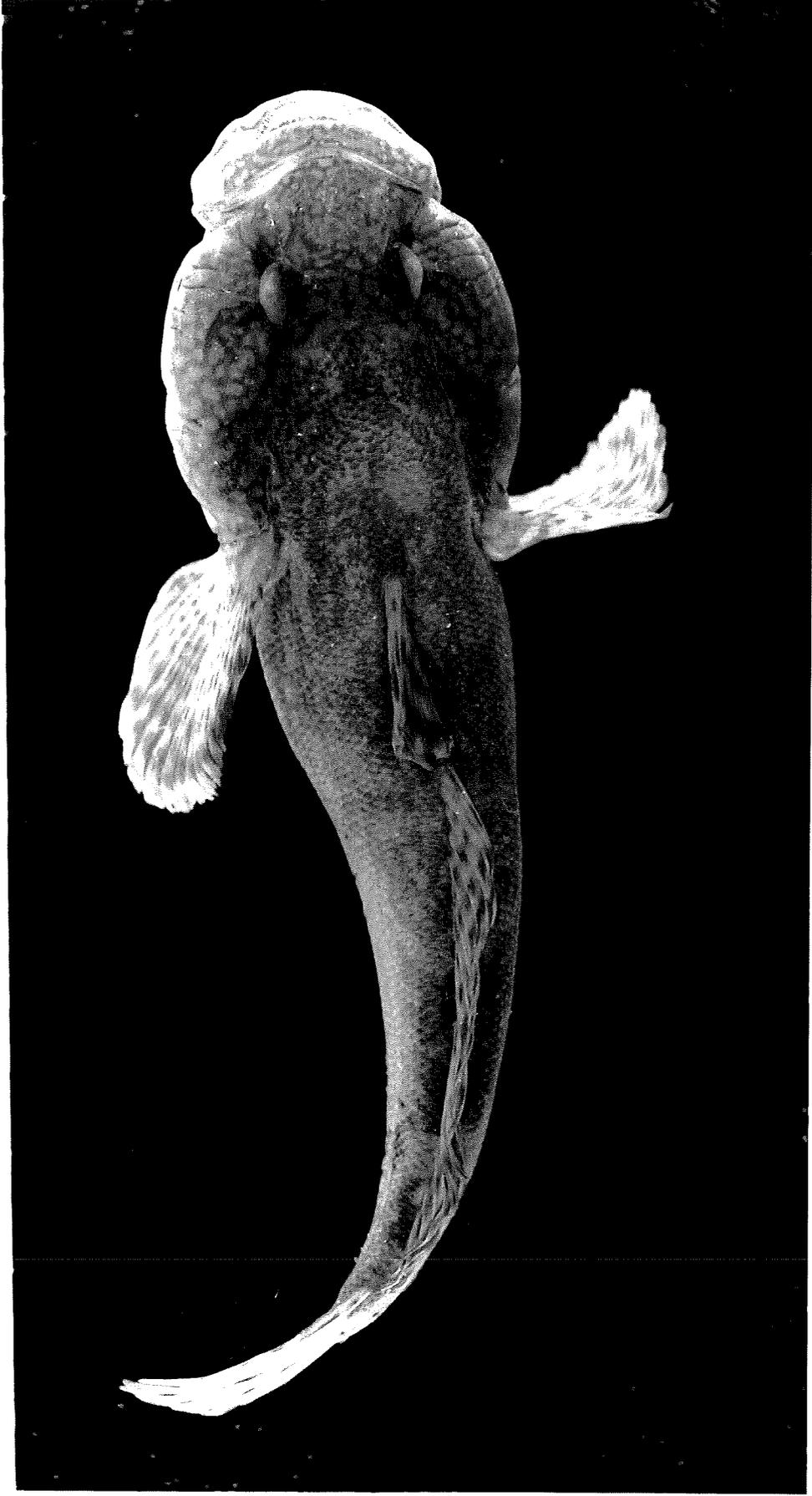


Abbildung 10: Dorsalansicht von *Neogobius kessleri*

Aufnahme: Grillitsch

Tabelle 4.: Korrelationsmatrix der häufigen Arten (0+, Uferzugnetz)

	<i>Alburnus alburnus</i>	<i>Rhodeus sericeus</i>	<i>Stizostedion luciperca</i>	<i>Blicca björkna</i>	<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Gobio albipinnatus</i>	<i>Gobio gobio</i>	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	<i>Vimba vimba</i>	<i>Proterorhinus marmoratus</i>
<i>Alburnus alburnus</i>	1	0,020 P=,907	0,012 P=,945	0,032 P=,854	-0,099 P=,567	0,122 P=,479	-0,114 P=,508	-0,007 P=,966	-0,188 P=,274	0,150 P=,382	0,075 P=,665
<i>Rhodeus sericeus</i>	1		-0,070 P=,684	0,903 P=,000	0,730 P=,000	0,125 P=,466	0,242 P=,154	-0,062 P=,718	0,061 P=,725	0,854 P=,000	-0,096 P=,577
<i>Stizostedion luciperca</i>	1			-0,035 P=,840	0,310 P=,066	0,473 P=,004	-0,062 P=,721	-0,017 P=,921	-0,081 P=,637	-0,003 P=,985	-0,050 P=,774
<i>Blicca björkna</i>	1				0,716 P=,000	0,121 P=,481	0,255 P=,133	-0,051 P=,769	0,003 P=,987	0,897 P=,000	-0,083 P=,630
<i>Perca fluviatilis</i>	1					0,251 P=,140	0,176 P=,306	-0,089 P=,607	-0,096 P=,577	0,690 P=,000	-0,087 P=,615
<i>Rutilus rutilus</i>	1						-0,125 P=,467	-0,091 P=,599	-0,216 P=,206	0,128 P=,459	-0,173 P=,312
<i>Gobio albipinnatus</i>	1							0,813 P=,000	0,064 P=,711	0,247 P=,147	0,036 P=,837
<i>Gobio gobio</i>	1								-0,076 P=,659	0,068 P=,694	0,089 P=,606
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	1									-0,085 P=,622	-0,052 P=,765
<i>Vimba vimba</i>	1										-0,061 P=,725

Pearsons Korrelationskoeffizient, P = Irrtumswahrscheinlichkeit

Tabelle 5.: Korrelationmatrix der häufigen Arten (1+ , Uferzugnetz)

<i>Alburnus alburnus</i>	<i>Rhodeus sericeus</i>	<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	
1	-0,104 P= ,547	-0,131 P= ,448	-0,114 P= ,508	0,268 P= ,114	<i>Alburnus alburnus</i>
	1	0,306 P= ,069	0,483 P= ,003	-0,057 P= ,740	<i>Rhodeus sericeus</i>
		1	0,543 P= ,001	-0,233 P= ,172	<i>Perca fluviatilis</i>
			1	-0,110 P= ,524	<i>Rutilus rutilus</i>
					<i>Proterorhinus marmoratus</i>

Pearsons Korrelationskoeffizient, P = Irrtumswahrscheinlichkeit

Tabelle 6a.: Korrelationmatrix der häufigen Arten (> 1+, Uferzugnetz)

<i>Blicca björkna</i>	<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Proterorhinus marmoratus</i>	
1	-0,093 P= ,592	-0,103 P= ,550	-0,155 P= ,368	<i>Blicca björkna</i>
	1	0,167 P= ,331	0,188 P= ,272	<i>Perca fluviatilis</i>
		1	0,237 P= ,165	<i>Rutilus rutilus</i>
			1	

Tabelle 6b.: Korrelationsmatrix der häufigen Arten (> 1+, Langleinen)

<i>Blicca björkna</i>	<i>Perca fluviatilis</i>	<i>Rutilus rutilus</i>	<i>Gymnocephalus baloni</i>	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	
1	0,280 P= ,185	-0,041 P= ,848	0,005 P= ,980	0,529 P= ,008	<i>Blicca björkna</i>
	1	-0,109 P= ,611	0,083 P= ,699	-0,086 P= ,691	<i>Perca fluviatilis</i>
		1	0,002 P= ,991	-0,016 P= ,941	<i>Rutilus rutilus</i>
			1	-0,129 P= ,550	<i>Gymnocephalus baloni</i>
				1	

Pearsons Korrelationskoeffizient, P = Irrtumswahrscheinlichkeit

Tabelle 7: Korrelation Umweltparameter - Fischdichten (Uferzug)

	Schotter	Heterogenität	Uferstruktur	Uferdistanz	Max. Tiefe	Substrat	Totholz
<b>0+ Fische</b>							
<i>A. alburnus</i>	r -0,329	0,412	-0,339	0,536	-	-	-
	p 0,066	0,019	0,058	0,010			
<i>Blicca björkna</i>	r -	-	-0,416	-	-	-	-
	p		0,018				
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	r -	-	-	-	0,347	-	-
	p				0,052		
<i>Gobio gobio</i>	r -0,339	-	-	-	-	-	-
	p 0,058						
<i>Perca fluviatilis</i>	r -	-	0,397	-	-	-	-
	p		0,025				
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	r -0,308	-	-	-	-	-	-
	p 0,086						
<i>Rutilus rutilus</i>	r -0,435	-	-	-	-	-	-
	p 0,013						
<i>Rhodeus sericeus</i>	r -	-	-	0,395	-	0,434	-
	p			0,069		0,013	
<i>Stizostedion lucioperca</i>	r -	-	-	-	0,300	-	-
	p				0,096		
<i>Vimba vimba</i>	r -0,519	-	-	0,378	-	0,405	-
	p 0,002			0,083		0,022	
Gobio albipinnatus ohne sign. Korrelation							
<b>1+ Fische</b>							
<i>Alburnus alburnus</i>	r -	-	-	-	-0,400	-	-
	p				0,023		
<i>Perca fluviatilis</i>	r -	-	-	-	0,395	-	-
	p				0,025		
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	r -	-	-	-	-0,338	-	-
	p				0,058		
<i>Rutilus rutilus</i>	r -0,462	-	-	-	-	0,299	-
	p 0,008					0,097	
<i>Rhodeus sericeus</i>	r -	-	-	0,404	-	-	-
	p			0,062			
<b>&gt; 1+ Fische</b>							
<i>Blicca björkna</i>	r -	-0,373	-	-	-	-	-
	p	0,036					
<i>Perca fluviatilis</i>	r -	-	-0,612	-	-	-	-
	p		0,002				
<i>Rutilus rutilus</i>	r -	-0,353	-	-	0,330	-	0,344
	p	0,048			0,065		0,054

r = Spearmans Rangkorrelationskoeffizient, p = Irrtumswahrscheinlichkeit

Tabelle 8.: Fischdichten und Umweltvariable (Uferzug)

Mikrohabitat						Makrohabitat					
Uferstruktur1	Uferstruktur2	Uferstruktur3	Totholz	Max. Tiefe	p gesamt	Anbindungsgrad1	Anbindungsgrad2	Anbindungsgrad3	Heterogenität	Schotterdominanz	p gesamt

**0+ Fische**

<i>Alburnus alburnus</i>	b	-	-	-	-	-	-	-	-	-0,352	0,048
	p									0,048	
<i>Gobio albipinnatus</i>	b	-	-	-	-	-0,241	0,663	-0,191	-	-	0,018
	p					0,216	0,002	0,331			
<i>Perca fluviatilis</i>	b	-	-	-	-	-0,353	0,047	-	-	-	a)+b)
	p					0,047					

*Blicca björkna*, *Proterorhinus marmoratus*, *Rutilus rutilus*, *Rhodeus sericeus*, *Stizostedion lucioperca*, *Vimba vimba* keine signifikanten Regressionen

**1+ Fische**

<i>Perca fluviatilis</i>	b	-	-	-	-	-0,401	0,023	-0,176	0,678	-0,197	-	-	a)	
	p					0,023		0,339	0,001	0,269				
	b							-0,084	0,482	n.i.	-0,320	-	b)	0,012
	p							0,666	0,013		0,067			

*Alburnus alburnus*, *Proterorhinus marmoratus*, *Rutilus rutilus*, *Rhodeus sericeus* keine sign. Regression

**> 1+ Fische**

<i>Perca fluviatilis</i>	b	-0,149	-0,197	-0,301	-	-	0,023	-	-	-	-	-	a)+b)	
	p	0,455	0,329	0,132										
<i>Rutilus rutilus</i>	b	-	-	-	0,423	-	0,016	-	-	-	-0,389	-	a)	0,028
	p				0,016						0,028			
	b							0,111	0,541	-0,447	-	-	b)	0,011
	p							0,546	0,007	0,017				

*Proterorhinus marmoratus* keine signifikante Regression

- b) standardisierter Anstiegskoeffizient beta
- p) Irrtumswahrscheinlichkeit
- a) auf Mikrohabitatnutzung korrigiert
- b) nicht auf Mikrohabitatnutzung korrigiert

Anbindungsgrad 1	Regelsbrunn unten: -1, Haslau: 1, Rest: 0
Anbindungsgrad 2	Regelsbrunn unten: -1, Maria Ellend: 1, Rest: 0
Anbindungsgrad 3	Regelsbrunn unten: -1, Mitterhaufen+Regelsbrunn oben: 1, Rest: 0
Heterogenität	Regelsbrunn unten+Maria Ellend: -1, Mitterhaufen+Regelsbrunn oben: 1, Rest: 0
Schotterdominanz	Mitterhaufen: -1, Regelsbrunn oben: 1, Rest: 0
Uferstruktur 1	Steilufer: -1, flaches Schotterufer: 1, Rest 0
Uferstruktur 2	Steilufer: -1, flaches, schlammiges Ufer: 1, Rest 0
Uferstruktur 3	Steilufer: -1, mittelsteiles Ufer: 1, Rest 0
Totholz	Totholz fehlend: -1, Totholz vorhanden: 1
Max. Wassertiefe	>= 100cm: -1, 40-70cm: 1, 80-90cm: 0

Tabelle10

Tabelle 9.: Fischdichten und Umweltvariable (Langleinen)

	Mikrohabitat		Makrohabitat
	Uferstruktur	Uferdistanz	Anbindungsgrad
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	-0,496 0,014	-	-
<i>Gymnocephalus baloni</i>	-	-	-0,475 0,019
<i>Blicca björkna</i>	-	-	-0,501 0,004

Uferstruktur: Erosionsufer: -1, Depositionsufer: 1

Uferdistanz: 1. Drittel: 1, 2. Drittel: 0, 3. Drittel: -1

Anbindung: Regelsbrunn unten, Haslau: -1, Mitterhaufen, Regelsbrunn oben: 1

## Jungfische

Irene ZWEIMÜLLER, Stefan MOIDL & Helmut NIMMERVOLL

### 1. Einleitung

Aus Voruntersuchungen ist bekannt, daß das Regelsbrunner Altarmsystem eine größere Anzahl rheophiler Jungfische aufweist, als von schwächer angebundenen Altarmen bekannt ist (SPINDLER, 1991; Projektpraktika, Zool. Inst. d. Univ. Wien). Da gerade die rheophile Fischfauna der Donau in ihrem Bestand gefährdet ist (Tab. 1), stellt eine Verbesserung ihrer Reproduktionsmöglichkeiten eine Verbesserung der ökologischen Funktionsfähigkeit des Ausystems dar. Darüber hinaus wurden Jungfischassoziationen bereits in Ausystemen zur biozönotischen Charakterisierung von Habitaten mit unterschiedlichem Vernetzungsgrad herangezogen (COPP, 1989).

Die Erfahrungen vorangegangener Untersuchungen hat gezeigt, daß die hydrologische Situation des Untersuchungsjahres die Jungfischassoziation wesentlich prägt, wobei die zeitliche Abfolge unterschiedlicher Vernetzungszustände jedes Jahr andere Arten fördern kann. Um voraussagen zu können, welche Bedingungen welche Art(en) fördern, müssen die Mikro- und Makrohabitatwahl einer Art im ontogenetischen Verlauf bekannt sein, weiters die Laichzeiten und die Entwicklungsdauer der Eier und Larven, da Eier und Larven unterschiedlich empfindlich gegenüber Auswaschungsphänomene sind (PAVLOV, 1994).

Die Jungfischaufnahmen sollten folgende Frage beantworten:

- derzeitige Nutzung des Altarmsystems durch rheophile Jungfische und eine Prognose der künftigen Entwicklung
- Unterschiede in der Jungfischassoziation in unterschiedlich stark angebundenen Altarmabschnitten mit dem Versuch einer Prognose
- Voraussagemodell der Jungfischdichten für wichtige Arten anhand hydrologischer Parameter.

Auf die ersten beiden Punkte wird im folgenden eingegangen. Das Voraussagemodell für Jungfischdichten wurde bereits für 5 Arten erstellt (ZWEIMÜLLER et al., in Vorbereitung), soll aber erst nach Fertigstellung präsentiert werden. Weiters ist eine detaillierte Darstellung der MiKro- und Makrohabitatwahl der häufigen Arten nach Auswertung der kommenden Frühsommernautnahme vorgesehen.

Die Jungfischaufnahmen erstreckten sich über einen Zeitraum von fünf Monaten (Juni - Oktober 1994) und umfaßten sowohl Standorte im Hauptaltarm, in Einströmbereichen als auch Nebenarmbereiche. Das Untersuchungsjahr war im Frühsommer durch die charakteristische hohe Vernetzung mit der Donau gekennzeichnet. Sommerhochwässer oder eine herbstliche Periode mit erhöhten Wasserständen und starker Vernetzung Altarm-Donau traten nicht auf.

## 2. Material und Methoden

Die Jungfische wurden durch uferparallele Ufernetzzüge gefangen. Dabei kamen zwei Netzgrößen zum Einsatz:

- Uferzugnetz (11 m lang, 1 m hoch)
- hohes Uferzugnetz (11 m lang, 4 m hoch)

Das Uferzugnetz kam in Tiefen bis zu 1 m, das hohe Uferzugnetz zur Beprobung des Freiwasserkörpers in Tiefen ab 1 m zur Anwendung.

## 2.1. Umweltparameter

Die befischten Flächen wurden mittels Rollmaßband vermessen. Die Wassertiefen am Probenpunkt, die Entfernung vom Ufer, Deckungsgrad an Makrophyten und/der überflutete Ufervegetation, Deckungsgrad von Totholz, Substratcharakteristik, Temperatur in Ufernähe und in ein Meter Wassertiefe (Oberfläche und über Grund) wurden protokolliert. Zusätzlich wurde ab Juli von jedem Probenpunkt ein Profil senkrecht zum Ufer in die Gewässermitte gelegt, die Uferdistanz in 30, 60 und 100 cm Wassertiefe ermittelt (Rollmaßband) und die Strukturparameter für 3 Tiefenstufen getrennt (0-30, 30-60, 60-100 cm) aufgenommen. Diese Parameter sollten Hinweise auf die Mikrohabitatnutzung bei verschiedener Strukturierung der näheren Umgebung (Mesohabitate) geben.

## 2.2. Befischungsstandorte

### Hauptarm:

- Haslau: ca. 100m unterhalb der Haslauer Traverse wurde ein Altarmabschnitt von ca. 400 m Länge erfaßt.
- Mitterhaufen: ca. 700 m unterhalb der Mitterhaufen Traverse wurde ein Altarmabschnitt von ca. 500 m Länge bis 100 m vor dem Schüttelauer Spitz erfaßt.
- Regelsbrunn: ca. 200 m unterhalb der Regelsbrunner Traverse wurde ein Altarmabschnitt von ca. 400 m Länge erfaßt.

### Einströmbereiche:

- Süßes Loch in Haslau Das Süße Loch (auch Haslauer Gumpen genannt) wurde direkt hinter dem Treppelweg befischt.
- Regelsbrunner Einströmbereich Der Regelsbrunner Einströmbereich wurde an drei Stellen befischt.

### Nebenarm:

- Nebenarm vom Schüttelauer Spitz Der Nebenarm an der Hochkante, der beim Schüttelauer Spitz mündet, wurde in einem Abschnitt von ca. 500 m beprobt.
- Rotes Loch liegt im Hochwasserabfluß des Nebenarms im Mitterhaufenbereich (abgeschlossenes Gewässer).

Tabelle 1: Habitatbindung, Reproduktionsstrategien und Gefährdung der festgestellten 0+ Fische

	Habitatbindung	Reproduktionsstrategien	Gefährdung in Österreich	Gefährdung Donau
	Schiemer&Waidbacher 1992	Balon 1975, 1981	Herzig-Straschil 1994	Schiemer et al. 1991
<i>Salmo trutta</i>	rhithral	lithophil (brood hiders)	gefährdet	
<i>Chondrostoma nasus</i>	rheophil A	lithophil	nicht gefährdet	gefährdet
<i>Barbus barbus</i>	rheophil A	lithophil	nicht gefährdet	gefährdet
<i>Leuciscus leuciscus</i>	rheophil A	phytolithophil	nicht gefährdet	gefährdet
<i>Leuciscus cephalus</i>	eurytop	lithophil	nicht gefährdet	nicht gefährdet
<i>Vimba vimba</i>	rheophil A	lithophil	potentiell gefährdet	nicht gefährdet
<i>Gobio albipinnatus</i>	rheophil A	psammophil	gefährdet	--
<i>Barbatula barbatula</i>	rheophil A	psammophil	nicht gefährdet	--
<i>Gymnocephalus schraetser</i>	rheophil A	lithophil	potentiell gefährdet	nicht gefährdet
<i>Leuciscus idus</i>	rheophil B	phytolithophil	potentiell gefährdet	stark gefährdet
<i>Aspius aspius</i>	rheophil B	Lithophil	gefährdet	gefährdet
<i>Gobio gobio</i>	rheophil A	psammophil	nicht gefährdet	--
<i>Esox lucius</i>	eurytop	phytophil	nicht gefährdet	gefährdet
<i>Rutilus rutilus</i>	eurytop	phytolithophil	nicht gefährdet	nicht gefährdet
<i>Alburnus alburnus</i>	eurytop	phytolithophil	nicht gefährdet	nicht gefährdet
<i>Blicca bjoerkna</i>	rheophil B	phytolithophil	nicht gefährdet	nicht gefährdet
<i>Abramis brama</i>	eurytop	phytolithophil	nicht gefährdet	nicht gefährdet
<i>Carassius auratus gibelio</i>	eurytop	phytophil	nicht gefährdet	nicht gefährdet
<i>Perca fluviatilis</i>	eurytop	phytolithophil	nicht gefährdet	nicht gefährdet
<i>Stizostedion lucioperca</i>	eurytop	phytophil (Nest spawners)	gefährdet	nicht gefährdet
<i>Proterorhinus marmoratus</i>	eurytop	speleophil (Nest spawners)	gefährdet	nicht gefährdet
<i>Gymnocephalus cernua</i>	eurytop	phytolithophil	nicht gefährdet	nicht gefährdet
<i>Cyprinus carpio</i>	eurytop	phytophil	nicht gefährdet	nicht gefährdet
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	stagnophil	phytophil	nicht gefährdet	nicht g. / Wildk. v.A.b.
<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	stagnophil	ostracophil (brood hiders)	nicht gefährdet	nicht gefährdet
<i>Tinca tinca</i>	stagnophil	phytophil	gefährdet	gefährdet
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	stagnophil	ariadophil (Nest spawners)	nicht gefährdet	--
<i>Neogobius kessleri</i>	rheophil A	Nest spawners		

### 3. Ergebnisse

Es wurden insgesamt 248 Uferzüge und 48 hohe Uferzüge ausgewertet, wobei eine Fläche von 11.586,5 m<sup>2</sup> befischt wurde. In den Proben waren insgesamt 40.934 Fische enthalten. Diese teilten sich wie folgt auf die einzelnen Monate auf.

Juni	15.992
Juli	15.095
August	4.382
September	3.692
Oktober	1.774

#### 3.1. Arten:

Es wurden 28 Arten als Jungfische nachgewiesen (Tab. 1), der Karpfen (*Cyprinus carpio*), die Schmerle (*Barbatula barbatula*), der Schrätzer (*Gymnocephalus schrätzer*) und der Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) erstmals juvenil in diesem Altarmsystem. Im Zuge dieser Befischungen wurde auch erstmals in Österreich Kesslers Grundel (*Neogobius kessleri*) nachgewiesen (siehe auch Kapitel Bodenfische).

Die höchste Artenzahl (25, Abb. 1) wurde im Bereich Regelsbrunn unterhalb der Traverse festgestellt, gefolgt vom stark schotterdominierten Mitterhaufen (20) und dem Nebengewässer (19). Die Einströmbereiche weisen im Vergleich zum Haslauer Hauptarmbereich hohe Artenzahlen auf (14 und 15 gegenüber 16 in Haslau). Im saisonalen Verlauf blieben die Artenzahlen in Haslau und am Mitterhaufen wesentlich stabiler als in Regelsbrunn, wo die Artenzahl von 20 im Juli auf 8 im Oktober fiel (Abb. 2).

Die rheophilen Arten überwiegen in der Assoziation an allen direkt am Hauptarm gelegenen Probepunkten (Abb. 1). An sämtlichen am Hauptarm gelegenen Probestandorten machen Rheophile ungefähr die Hälfte der gefundenen Arten aus. Erst im abgeschlossenen Standort Rotes Loch sinkt der Anteil rheophiler Arten deutlich. Indifferente und stagnophile Elemente

treten im gesamten Untersuchungsbereich auf. Besonders hervorgehoben sei hier der Bitterling, der österreichweit als gefährdet eingestuft ist (Tab. 1; HERZIG-STRASCHIL, 1994). Neben der reichen Großmuschelfauna im Untersuchungsgebiet (der Bitterling legt seine Eier in Großmuscheln, die die Larven erst mit relativ gut entwickelten Flossen verlassen) dürfte auch der Strukturreichtum der Standorte für die hohe Dichte an Bitterlingen verantwortlich sein (siehe Mikrohabitatwahl). Auch drei eher dem rhithralen Bereich zugeordnete Arten (Gründling, *Gobio gobio*; Bachschmerle, *Barbatula barbatula* und Forelle, *Salmo trutta*) traten als 0+-Fische im Altarmsystem auf. Gänzlich fehlen hingegen die in den linksufrigen der Donau gelegentlich auftretenden Verlandungszeiger wie der Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) oder der wiederentdeckte Hundsfisch (*Umbra krameri*).

Die Jungfischfauna bestätigt die Charakterisierung des Altarmsystems als stark ins hydrologische Geschehen der Donau eingebundenen Altarm.





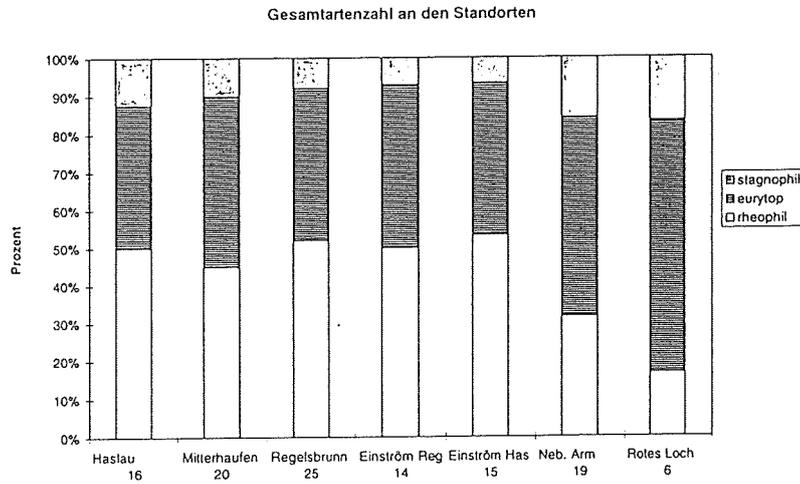


Abbildung 1: Prozentuale Aufteilung der festgestellten Fischarten (0+) auf ökologische Gruppe  
Gesamtartenzahlen sind unterhalb der Standortsbeschriftung angeführt

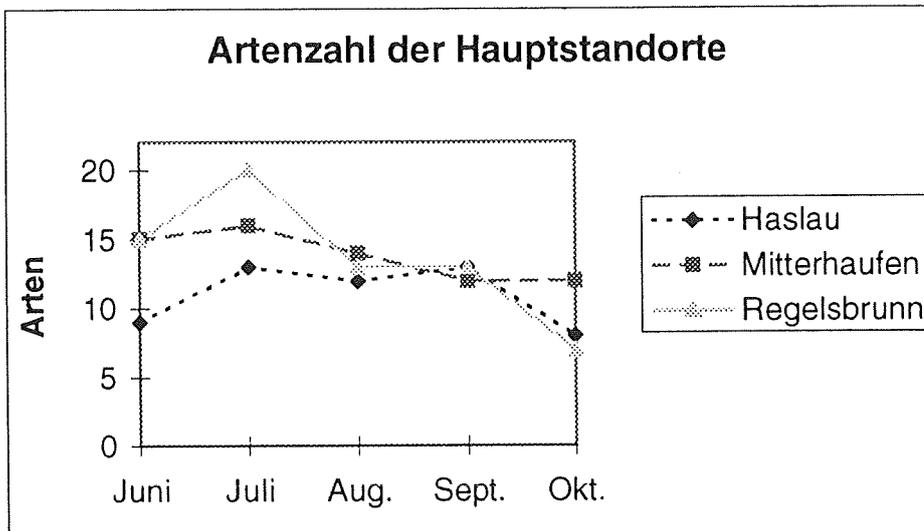


Abbildung 2: Saisonale Entwicklung der Gesamtartenzahlen an den drei Standorten des Hauptarmes

### 3.2. Mikrohabitatnutzung

In Bezug auf die Mikrohabitatnutzung konnten folgende Typen unterschieden werden:

- Ufergebundene Fische: die Rheophilen Nase und Barbe sowie die indifferente Laube konnten im Frühsommer überwiegend in unmittelbarer Ufernähe gefunden werden.
- an Struktur (hauptsächlich Vegetation) gebundene Fische: die Rotaugen und Bitterlinge kommen im Sommer außerhalb strukturreicher Bereiche kaum vor. Diese Ergebnisse erklären die geringen Dichten an 0+ Rotaugen, die nach Sommern mit erhöhter Wasserführung zu beobachten sind. Offensichtlich ist ein Massenaufreten dieser Art an eine dichte Makrophytenentwicklung gebunden.
- Strukturliebende Fische: die Marmorierte Grundel weist an den meisten Befischungsterminen in strukturreichen Bereichen höhere Dichten auf, kommt allerdings auch in anderen Bereichen in mittleren Dichten vor.
- uferferne Fische: Die Familie der Perciden (Barschartige) zeichnet sich durch pelagische Stadien während der Frühentwicklung aus. Der Zander und der Kaulbarsch wurde während Beobachtungszeitraums vor allem in tieferen Gewässerbereichen (Abb. 3) gefangen, im Herbst gehören die meisten 0+ Fische diesem Typ an. Der Barsch kommt auch in tieferen Bereichen vor, die höchsten Dichten erreicht er allerdings im Frühsommer und Sommer am Ufer.

#### 3.2.1. Saisonalität

Diese Mikrohabitatpräferenzen und ihre ontogenetische Veränderung führt zu von Monat zu Monat wechselnden Korrelationen zwischen Fischarten (Abb. 4):

- Im Juni dominiert eine stark ufergebundene Gruppe (Nase, Barbe, Marmorierte Grundel)

- Im Juli tritt diese stark ufergebundene Gruppe wieder auf, wobei auch der Bitterling dieser Gruppe angehört. Daneben bilden Lauben, Rotaugen und Barsche eine strukturliebende zweite Gruppe.
- Im August tritt der Barsch nicht mehr in der strukturliebenden Gruppe auf, dafür wechseln die Bitterlinge von der ufergebundenen zur strukturliebenden Gruppe. Der beginnende Wechsel der Laube in tiefere Gewässerabschnitte wird durch die geringer Signikanz der Korrelation mit dem Rotauge angedeutet.
- Im September konnte nur eine strukturliebende Gruppe beobachtet werden, zu der neben Bitterling, Rotauge und Barsch auch die Marmorierte Grundel kommt, die im August noch eher uferorientiert war.
- Im Oktober treten die Arten Laube, Barsch und Bitterling wieder hochkorreliert auf, allerdings diesmal in tieferen Bereichen. Die weiterhin zahlreich auftretende Marmorierte Grundel weist keine signifikanten Korrelationen mit den häufigeren Arten auf.

Durch diese jahreszeitlichen Wechsel in den Korrelationen treten die Jungfische jeden Monat in Gemeinschaft mit anderen Arten auf. Dadurch verringert sich die Wahrscheinlichkeit von interspezifischer Konkurrenz. Obwohl jede Art ihre spezifische ontogenetische und/oder saisonale Entwicklung der Mikrohabitatansprüche aufweist, kann doch ein gemeinsamer Trend festgestellt werden: die unmittelbaren Uferbereiche sind im Frühsommer und Sommer für die frühen Entwicklungsstadien wichtig (Abb. 3).

Abbildung 3: Mikrohabitatwahl ausgewählter Arten im saisonalen Verlauf

<b>Vorkommen einzelner Arten in den Tiefenstufen</b>					
<b>JUNI</b>					
	0-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	>100 cm	0-60 cm
<i>G. schraetser</i>	+			+	+
<i>St. lucioperca</i>		+	+	****	****
Abramis/Blicca	****	+	+		+
Gobio sp.	****		+	+	****
Im Juni unter 3 Proben: <i>S. trutta</i> , <i>L. cephalus</i> , <i>B. barbatula</i> , <i>C.a. gibelio</i> , <i>G. cernuus</i>					
<b>JULI u. AUGUST</b>					
	0-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	>100 cm	0-60 cm
<i>L. leuciscus</i>	+	+			****
<i>L. cephalus</i>	****	+			****
<i>V. vimba</i>	****	+			****
<i>G. schraetser</i>	+	+	****	+	+
<i>L. idus</i>					****
<i>A. aspius</i>	****	+			
<i>B. björkna</i>	****	+	+		
<i>A. brama</i>	****	****			+
<i>C. a. gibelio</i>	****				****
<i>G. cernuus</i>		+	+	****	+
<i>St. lucioperca</i>	+	+	****	****	
<i>G. aculeatus</i>	****				
Gobio sp.	****	+	+	+	****
Im Juli u. August unter 3 Proben: <i>B. barbatula</i> , <i>Neogobius kessleri</i>					
<b>SEPTEMBER u. OKTOBER</b>					
	0-30 cm	30-60 cm	60-100 cm	>100 cm	0-60 cm
<i>L. cephalus</i>	****	****	+		+
<i>V. vimba</i>	+	+	+	+	+
<i>G. albipinnatus</i>	****	+		****	+
<i>G. gobio</i>	+	+		****	+
<i>B. bjoerkna</i>	+	+	****		
<i>A. brama</i>		****	+		+
<i>C.a. gibelio</i>	+	+	+		
<i>G. cernuus</i>				****	+
Gobio sp.	+	+		****	+
Im September u. Oktober unter 3 Proben: <i>Ch. nasus</i> , <i>E. lucius</i> , <i>C. carpio</i> , <i>S. erythrophthalmus</i> , <i>T. tinca</i> , <i>G. aculeatus</i>					
+ kennzeichnet jene Tiefenklassen, in den die Art auftritt					
**** kennzeichnet jene Tiefenklassen, in denen mindestens ein Drittel der Proben mit dieser Art enthalten sind.					

<b>JUNI</b>							
	Ch. n.	B. ba.	R. r.	A. alb.	P. f.	P. m.	R. s. a.
Chondrostoma nasus (L.)		***				***	
Barbus barbus (L.)				***			
Rutilus rutilus (L.)						**	
Alburnus alburnus (L.)						***	
Perca fluviatilis L.							
Proterorhinus marmoratus (PALLAS)							
Rhodeus sericeus amarus (BLOCH)							
<b>JULI</b>							
	Ch. n.	B. ba.	R. r.	A. alb.	P. f.	P. m.	R. s. a.
Chondrostoma nasus (L.)		***				***	***
Barbus barbus (L.)						**	**
Rutilus rutilus (L.)				***	***		
Alburnus alburnus (L.)					**		
Perca fluviatilis L.							
Proterorhinus marmoratus (PALLAS)							***
Rhodeus sericeus amarus (BLOCH)							
<b>AUGUST</b>							
	Ch. n.	B. ba.	R. r.	A. alb.	P. f.	P. m.	R. s. a.
Chondrostoma nasus (L.)		***				**	
Barbus barbus (L.)						***	
Rutilus rutilus (L.)				*			***
Alburnus alburnus (L.)							
Perca fluviatilis L.							
Stizostedion lucioperca (L.)							
Proterorhinus marmoratus (PALLAS)							
Rhodeus sericeus amarus (BLOCH)							
<b>SEPTEMBER</b>							
	Ch. n.	B. ba.	R. r.	A. alb.	P. f.	P. m.	R. s. a.
Chondrostoma nasus (L.)							
Barbus barbus (L.) ---							
Rutilus rutilus (L.)						***	***
Alburnus alburnus (L.)							
Perca fluviatilis L.						*	
Proterorhinus marmoratus (PALLAS)							***
Rhodeus sericeus amarus (BLOCH)							
<b>OKTOBER</b>							
	Ch. n.	B. ba.	R. r.	A. alb.	P. f.	P. m.	R. s. a.
Chondrostoma nasus (L.)							
Barbus barbus (L.)							
Rutilus rutilus (L.)				***	***		***
Alburnus alburnus (L.)							**
Perca fluviatilis L.							
Proterorhinus marmoratus (PALLAS)							
Rhodeus sericeus amarus (BLOCH)							

Abbildung 4: Signifikante Korrelationen zwischen den häufigsten Fischarten (0+ Fische) im saisonalen Verlauf

Bei der iteroparen (mehrfach ablaichenden) Art Laube konnte am Standort Mitterhaufen eine klare Differenzierung der Mikrohabitatnutzung nach Fischgröße dokumentiert werden: beim gemeinsamen Auftreten zweier Kohorten hielten sich die kleineren Tiere im unmittelbaren Uferbereich auf, die größeren Individuen waren überwiegend in der Freiwasserzone anzutreffen. Mögliche Ursache dieser Verteilung sind die überaus hohen Vorzugstemperaturen, die bei sehr kleinen Cyprinidenjungfischen zu beobachten sind und die mit zunehmender Größe deutlich sinken. Im Laufe des Herbstes wandern alle Arten aus dem unmittelbaren Uferbereich aus, sodaß die Uferzone beinahe fischfrei wird. Eine mögliche Erklärung dieses Phänomens liegt in einer Aktivitätsverringering im Herbst, wie sie bei Cypriniden feststellbar ist. Bei geringerer Aktivität bieten die tieferen, uferfernen Bereiche des Altarmes mehr Schutz vor ungünstigen Bedingungen (extreme Kälte, Winterhochwässer) als die Uferbereiche.

### 3.3. Makrohabitatnutzung

An der Probenstelle Regelsbrunn unterhalb der Traverse konnten die meisten Arten gefunden werden, ein Großteil davon war rheophil (Abb. 1). Neben häufigen Donauförmern, wie der Nase (*Chondrostoma nasus*) oder der Barbe (*Barbus barbus*) wurden auch Einzeltiere von in der Donau seltenen Arten gefunden, so etwa die Bachschmerle (*Barbatula barbatula*), Kesslers Grundel (*Neogobius kessleri*), und die Forelle (*Salmo trutta*). Trotz der geringen Zahl könnten diese Tiere für die Donaufauna wichtig sein. Überraschend erscheint das Auftreten der stagnophilen Schleie (*Tinca tinca*) in diesem Altarmabschnitt. Daß es sich dabei nicht um einen Zufallsfund handelt, bestätigt eine im November an dieser Probenstelle durchgeführte Serie, bei der ebenfalls 0+ Schleien gefunden wurden.

Vier der sechs anderen Probestellen unterscheiden sich in ihrer Artengemeinschaft nicht qualitativ, jedoch im prozentuellen Anteil der einzelnen Arten. Auch der stark isolierte Bereich „Rotes Loch“ weist im wesentlichen eine verarmte Artenassoziation des Hauptarmes (vor allem Bitterling und Marmorierter Grundel) auf. Die dominanten Arten im Altarm sind Nase, Barbe, Rotaugen (*Rutilus rutilus*), Laube (*Alburnus alburnus*), Barsch (*Perca fluviatilis*), Marmorierter Grundel (*Proterorhinus marmoratus*) und Bitterling (*Rhodeus sericeus*).

Die Probestelle Mitterhaufen besteht im wesentlichen aus einer großflächigen Schotterbank, an die tiefere Bereiche und ein Steilufer anschließen. An dieser Probestelle traten mehrere Fischarten auf, die Schotter als Laichsubstrat benötigen (Lithophile): Lauben, Rußnase und Schrätzer. Es fällt auf, daß diese Arten relativ spät ablaichen, während die frühlaichende lithophile Nase diesen Standort nicht nutzt. Der Schrätzer, der im restlichen Altarmsystem nur vereinzelt gefunden wurde, tritt am Mitterhaufen mit großer Regelmäßigkeit in mittleren Dichten bis zu 0.6 Ind / 10 m<sup>2</sup> auf. Da diese Art auch zu den Perciden gehört, dürfte das räumliche Nebeneinander von Laichsubstrat und tieferem Freiwasserkörper für ihr Aufkommen wesentlich sein.

Im abgelegensten Abschnitt der Probestelle Nebenarm kommen hauptsächlich Stichling, Brachse (*Abramis brama*) und Giebel (*Carassius auratus gibelio*) vor. Der Stichling ist für den Nebenarmbereich typisch, die Brachse tritt auch - wenn auch in meist geringerer Dichte - in Haslau auf, der Giebel in Regelsbrunn. Offensichtlich stellt für bestimmte Arten der Nebenarmbereich eine Refugialzone dar.

### 3.3.1. Saisonalität

Die jahreszeitlichen Änderungen in der Jungfischassoziation spiegeln im wesentlichen die Staffelung der Laichtermine und Verteilungsverschiebungen wider. Früh laichende Arten, wie die Nase verlieren im Laufe des Sommers rasch an Bedeutung, während die relativ spät laichende Laube ab Juli einen hohen Prozentsatz der Jungfischfauna stellt. Die deutlichste Veränderung tritt von Juli auf August auf: die rheophilen Donaufische sind nur mehr in geringen Prozentsätzen vorhanden. Die Abwanderung der Nasen und Barben führt - neben der mortalitätsbedingten Abnahme - zu einem deutliche Absinken der Fischdichten und der insgesamt gefangenen Individuen. Während der restlichen Monate dominieren neben der bereits erwähnten Laube die Marmorierte Grundel, der Bitterling und das Rotauge.

Das Verschwinden der Nasen und Barben ist höchstwahrscheinlich auf eine Auswanderungstendenz in die Donau zurückzuführen. Bereits im Juli treten diese beiden Arten an den Einströmbereichen Haslau und Regelsbrunn dichter auf als im jeweiligen

Hauptarmabschnitt (Tab. 2). Dieser Trend hielt auch im August an. Die Differenz zwischen der Fischdichte im Hauptarm und dem Einströmbereich ist in Haslau wesentlich deutlicher und zwar bei beiden Arten. Höchstwahrscheinlich gelang den Fischen des Regelsbrunner Bereiches die Abwanderung in die Donau, in Haslau dagegen „stauen“ sich die Tiere im nicht vernetzten Einströmbereich. Die Barbe nützt den Altarm zeitlich und räumlich weniger intensiv zur Reproduktion als die Nase: die Barbe erreicht in Haslau und im Mitterhaufen nur niedrige Dichten (0.2- 2 Fische / 10 m<sup>2</sup>). Nur der Standort Regelsbrunn wird wirklich von den Barbenjungfischen besiedelt (1- 10 Fische / 10m<sup>2</sup>). Die höchsten Besiedlungsmittelwerte der Nasen im Hauptarmbereich treten im Juni in Regelsbrunn auf (111 Fische / 10 m<sup>2</sup>), bereits im Juli sanken die Dichten auf 12, im August auf 0.2 Ind / 10 m<sup>2</sup>. Die Nasen verbleiben wesentlich länger im Altarm als die Barben: Barben laichen später als Nasen, verlassen aber bereits im Juli das Altarmsystem. Da Barben jedoch geringere Eizahlen als Nasen haben, könnte der Altarm trotzdem eine Bedeutung für die Donaupopulation aufweisen.

#### 4. Literatur:

COPP, G. (1989): The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems. - *Environ. Biol. of Fishes* **26**: 1-27.

PAVLOV, D.S. (1994). The downstream migration of young fishes in rivers: mechanisms and distribution. - *Folia zoologica* **43(3)**: 193-208.

SCHIEMER, F, SPINDLER, T., WINTERSBERGER, H., Schneider, A. & A. CHOVANEC (1991): Fish fry associations: important indicators for the ecological status of large rivers. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **24**.

SPINDLER, T. (1991): Fischereimanagement im Altarmsystem der Donau im Bereich von Maria Ellend und Regelsbrunn. - WWF-Forschungsbericht, 36pp.

## Morphologie und Sedimentaufbau

Klement TOCKNER und Doris PENETZDORFER

### 1. Einleitung

Die Morphologie der Gewässer, die kleinräumigen und großflächigen Sedimentverteilungen, der Sedimentaufbau und der organische Gehalt der Sedimente sind wesentliche Parameter, die die Lebensgemeinschaften in aquatischen Lebensräumen beeinflussen. Diese Kenngrößen werden deshalb als sogenannte 'functional descriptors' zur Indikation des Lebensraumes herangezogen. Zugleich ermöglichen diese Parameter auch Aussagen zur Hydrologie, zur Hydraulik in einem Gewässers, zeigen Verlandungsvorgänge oder weisen wertvolle Übergangszonen und räumliche Gradienten aus.

### 2. Methodik

Die morphologischen Aufnahmen wurden im Rahmen von spätherbstlichen Begehungen durchgeführt. Im Hauptarm wurden Transekte gezogen (im Abstand von 100 m oder 200 m) und mit einem Seil markiert. Die aktuellen Wassertiefen und die Feinsedimentauflagen wurden mittels Meßplatten im Quertransekt erfaßt (2 m Abstände). Die Seitengewässer wurden in ihrer flächenmäßigen Ausdehnung, in ihren mittleren und maximalen Tiefen beschrieben, und die Sedimentzusammensetzung dokumentiert. Im gesamten Auegebiet wurden Sedimentcores gezogen, zum Teil in einzelne Tiefenschichten zerteilt, getrocknet, und in die einzelnen Kornfraktionen getrennt. Der organische Gehalt von vier Einzelfraktionen (< 0,1 mm; 0,1 - 1,0 mm; 1,0 - 10 mm und > 10 mm) wurde über den Glühverlust bestimmt (Verbrennung bei 490 °C, 4,5 h). Insgesamt wurden etwa 200 Einzelproben gezogen, die Auswertung erfolgt derzeit noch. Einerseits wurde das Gesamtgebiet flächendeckend erfaßt, andererseits wurden im Zuge der Erhebungen des Makrozoobenthos Detailaufnahmen in ausgewählten Gewässern durchgeführt.

Seit Anfang Oktober 1995 werden im Bereich Regelsbrunner Traverse und in der Donau regelmäßig (wöchentlich bis 14-tägig) die Schwebstoffkonzentrationen, die Korngrößenzusammensetzung der Schwebstoffe und der organische Anteil am Seston bestimmt. Die Auftrennung der Korngrößen erfolgt einerseits mit Hilfe eines 'Coulter-Counters' (Partikel < 100 µm), andererseits werden Partikel > 30 µm direkt vermessen (Bildanalyse, Softwarepaket: 'Optimas').

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Gewässerinventur

Die Gewässerinventur wurde bei Niederwasser durchgeführt. Abbildung 1 zeigt am Beispiel 'Mitterhaufen' die flächenmäßige Ausdehnung der Gewässer und die entsprechenden Wassertiefen. Diese Angaben sind noch unstandardisiert, d.h. noch nicht auf einen einheitlichen Wasserstand bezogen. Diese Ergebnisse werden mit den Erhebungen, die während der Erfassung der Amphibienfauna (> MW) und der Makrophytenvegetation (MW bis RNW + 0,5 m) durchgeführt wurden, verglichen. Die wichtigsten Veränderungen, die bei Absinken des Wasserspiegels erfolgen sind: (1) das Austrocknen einzelner Gewässer und Gräben, (2) eine Abnahme der Gewässerfläche und (3) eine Fragmentierung des Gewässernetzes.

Ein Teil der Gewässer trocknet vollständig aus. Dies gilt in erster Linie für die donauseitigen Gewässer beim Mitterhaufen (astatische Gewässer). Diese weitgehend fischfreien Gewässer sind aber als wesentliche Lebensräume für die Amphibien ausgewiesen (BAUMGARTNER, dieser Bericht). In den Hauptarmabschnitten hingegen bewirken Wasserspiegeländerungen nur geringe Veränderungen in der Flächenausdehnung. Im Hauptarmabschnitt westlich der Mitterhaufen Traverse (Abbildung 1) sind bei Niederwasser noch 80 % der Gesamtfläche bedeckt, im Hauptarmabschnitt östlich der Haslauer Taverse bis Mitterhaufen (Abbildung 2) sind es noch 95 %. Der Hauptarm ist beinahe in seiner gesamten Länge durch steile Ufer geprägt. Nur im Bereich Mitterhaufen und Ma.Ellend sind einseitig Flachwasserzonen vorhanden. Diese bei Niederwasser freiliegenden Schotterbänke sind aus ökologischer Sicht

besonders wertvolle Habitate (z.B. Libellen, CHWALA & RAAB, dieser Bericht). In den meisten Gräben beträgt die Flächenabnahme bei NW jedoch zwischen 40 % (erster Seitenarm beim Mitterhaufen; Abbildung 1) und mehr als 80 % (Graben westlich des 'Schwarzen Loches'; Anhang: Gewässerinventur).

Die meisten Altarmabschnitte sind bei MW bzw. MW+0,5 m durchgehend mit Wasser gefüllt (Gesamtkarte des Untersuchungsgebietes, Einleitung). Bei niedrigen Wasserständen trennen sich diese Altarme aber in eine Reihe von Einzelgewässer auf, die Gesamtzahl der Gewässer steigt damit erwartungsgemäß deutlich an (Anhang). Die größten Änderungen in der Flächenbilanz treten zwischen Mittelwasser (bzw. MW + 0,5 m) und Niederwasser auf. Abbildung 1 zeigt die Auftrennung der Gewässer am Beispiel des ersten Seitenarms beim Mitterhaufen. In stärker isolierten Gewässern ist die Auftrennung noch wesentlich deutlicher. Bei lange andauernder Trennung zweier Gewässer innerhalb eines Grabens kommt es zu Bodenbildungen und der Entwicklung von Pioniervegetation. Dies führt mit der Zeit zu Aufhöhungen, und aus zeitlich begrenzten Auftrennungen der Gewässer werden permanent abgeschlossene Einheiten (Bildung von 'alluvial plugs').

Aufgrund des porösen Untergrundes reagiert der Wasserspiegel im Altarmsystem unmittelbar auf Spiegeländerungen der Donau. Bereits bei geringen Anstiegen des Donauwasserspiegels kommt es zu ausgeprägten Zunahmen der benetzten Fläche im Ausystem. Im Hauptarm führen hingegen Spiegeländerungen in erster Linie zu großen Änderungen im Wasservolumen. So führt ein Pegelanstieg von RNW auf RNW + 0,5 m, solche Spiegeländerungen kommen innerhalb eines Tages vor, zu einer Verdopplung des Wasservolumens im Hauptarmabschnitt westlich der Steintraverse. Diese kurzfristigen und dramatischen Veränderungen im Wasserhaushalt bestimmen und kontrollieren die limnologischen Prozesse im Hauptarm (Produktion, Nährstoffkreisläufe, etc.).

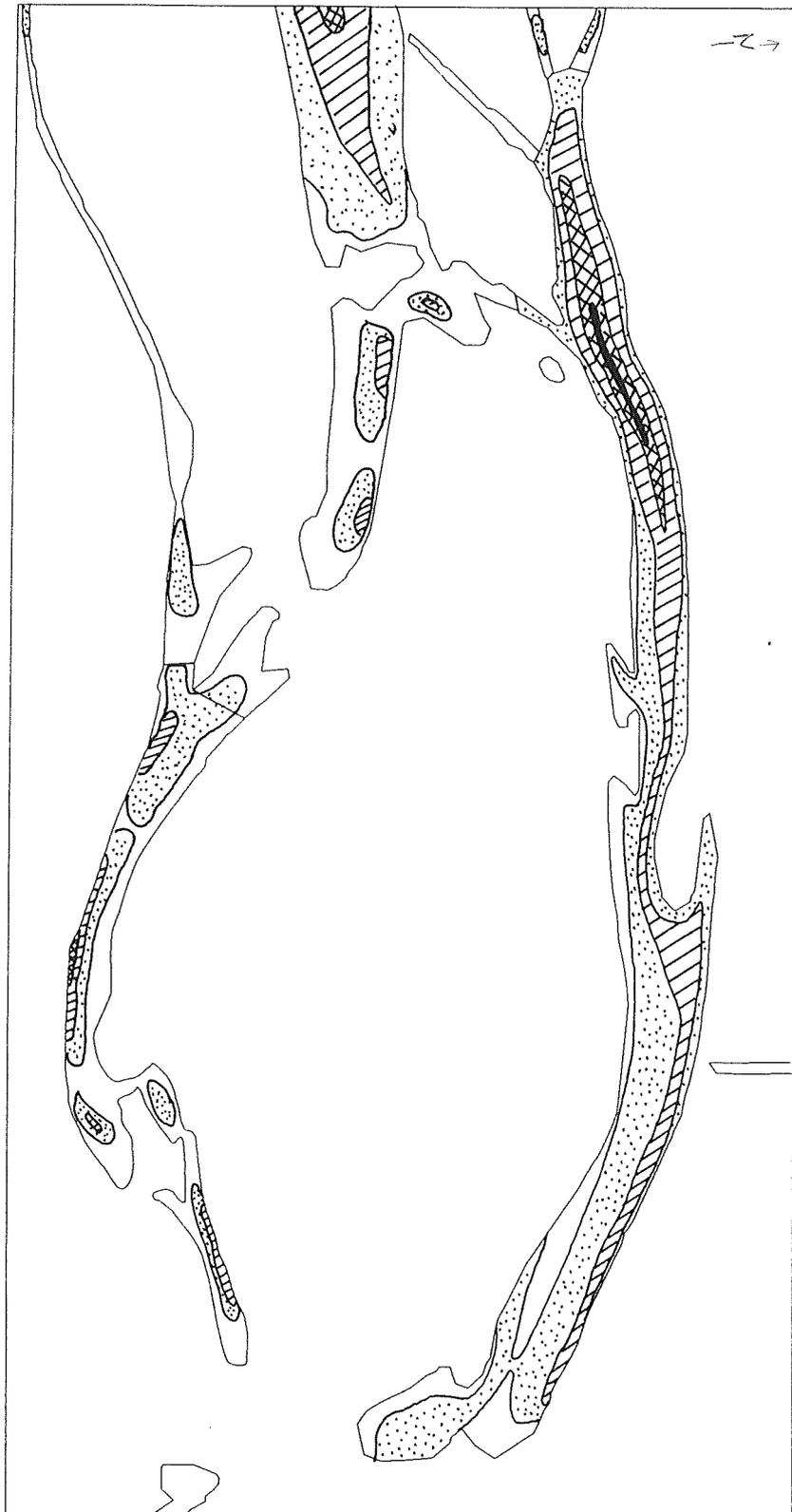


Abbildung 1: Gewässerausdehnung bei niedrigem Wasserstand (Bereich Mitterhaufen; Aufnahme datum: 9.11.1995). Wassertiefen: punktiert: 0 - 1 m; einfach schraffiert: 1 - 2 m; doppelt schraffiert; 2 - 3 m; ausgefüllt: > 3 m.

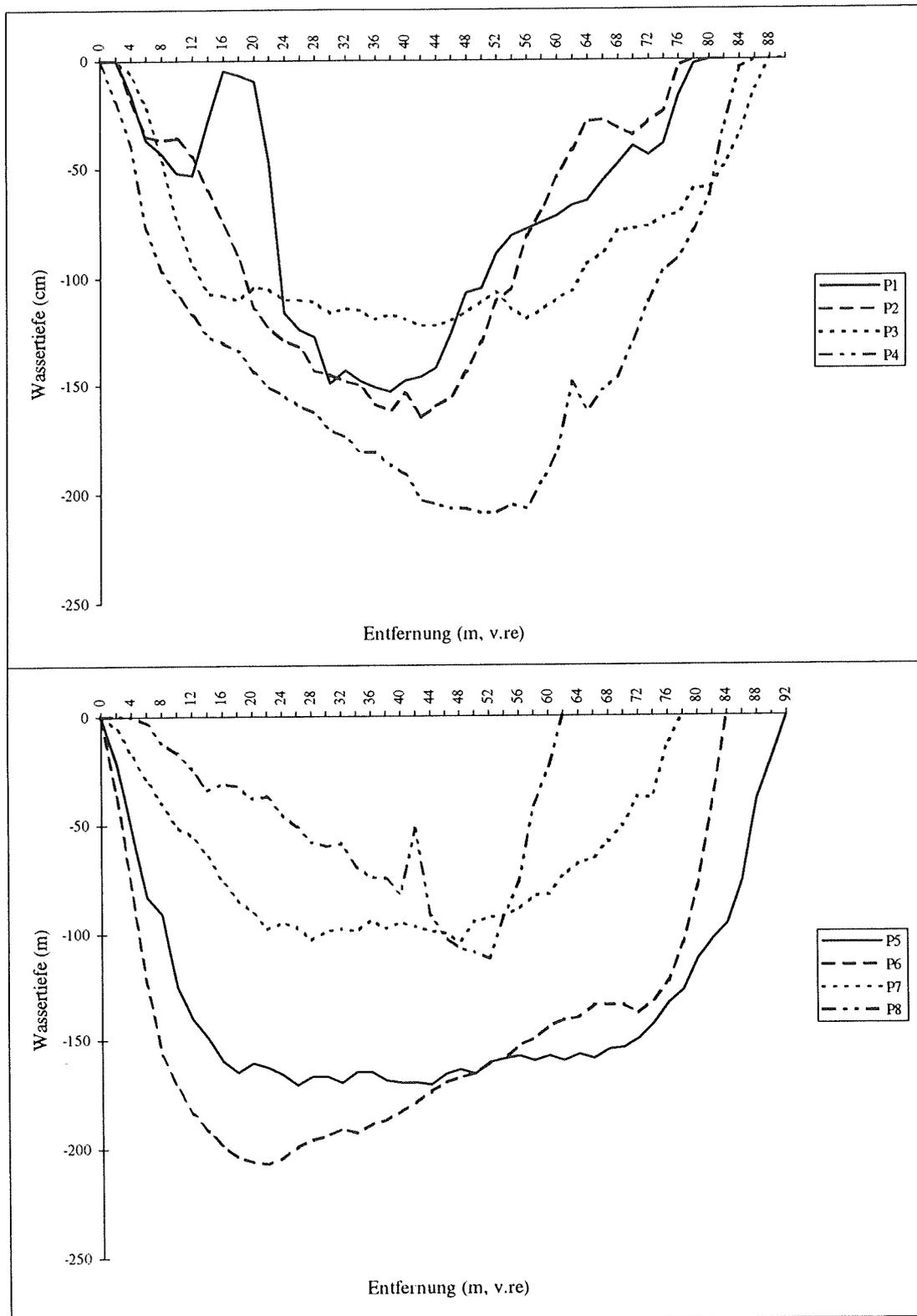


Abbildung 2: Haslauer Traverse - Mitterhaufen (G22 - G/H29; Aufnahmedatum: 30.10.1995): Quertransekte, beginnend bei der Haslauer Traverse (Abstand 100 - 200 m).

### 3.2. Schwebstofftransport

In der Tabelle 2 sind die Konzentrationen (mg/l) und der organische Gehalt (%) für den Zeitraum Oktober - Dezember 1995 angeführt. Der organische Anteil ist im Altarmausrinn höher als in der Donau. Steigt der Pegel in der Donau, so steigt zugleich die mittlere Konzentration an Schwebstoffen, der organische Anteil nimmt ab (21.11.: Pegel Reichsbrücke: 227 cm). Im Altarm sind diese Änderungen geringer. Werte bei > MW fehlen derzeit noch.

Tabelle 2: Sestonkonzentration (mg/l) und relativer organischer Anteil (%) in der Donau und im Regelsbrunner Altarm (Regelsbrunner Traverse)

Datum	Donau		Regelsbrunn	
	mg/l	%	mg/l	%
03.10.	19,96	38,08	6,44	26,40
11.10.	10,06	30,42	8,32	53,13
17.10.	11,00	38,91	10,44	40,04
24.10.	7,52	32,71	5,54	41,85
30.10.	5,81	38,73	4,31	48,03
09.11.	9,96	25,90	13,93	25,77
14.11.	7,25	28,14	14,38	25,59
21.11.	33,40	14,58	7,04	35,94
30.11.	11,41	32,95	5,48	56,20
11.12.	6,73	33,14	9,81	54,33
21.12.	13,80	25,87	9,63	47,77

Bei Niederwasser ist der mittlere Korndurchmesser des Sestons in der Donau und den Altarmen sehr ähnlich ( $M_d = 9,5 - 12,7 \mu\text{m}$ ). Hingegen setzt sich das Seston der Donau aus unterschiedlichen Größenklassen zusammen, während im Altarm die Größenverteilung ausgesprochen homogen ist (Abbildung 2). Der Sortierungskoeffizient, als Maß der Verteilungsheterogenität, beträgt in der Donau  $S_o = 1,6 - 1,8$ , im Regelsbrunner Altarm nur  $S_o = 1,1 - 1,2$  (Abbildung 2). Bei höheren Wasserständen ist mit einer deutlichen Diversifikation der Kornklassen, insbesondere im Altarmsystem, zu rechnen. Durch die zusätzliche Flutung von Uferzonen und trockenen Altarmabschnitten wird partikuläres (und gelöstes) Material mobilisiert und abtransportiert. Auch im saisonalen Verlauf sind ausgeprägte Unterschiede zu erwarten (Laubfall, Weidenblüte, etc.)

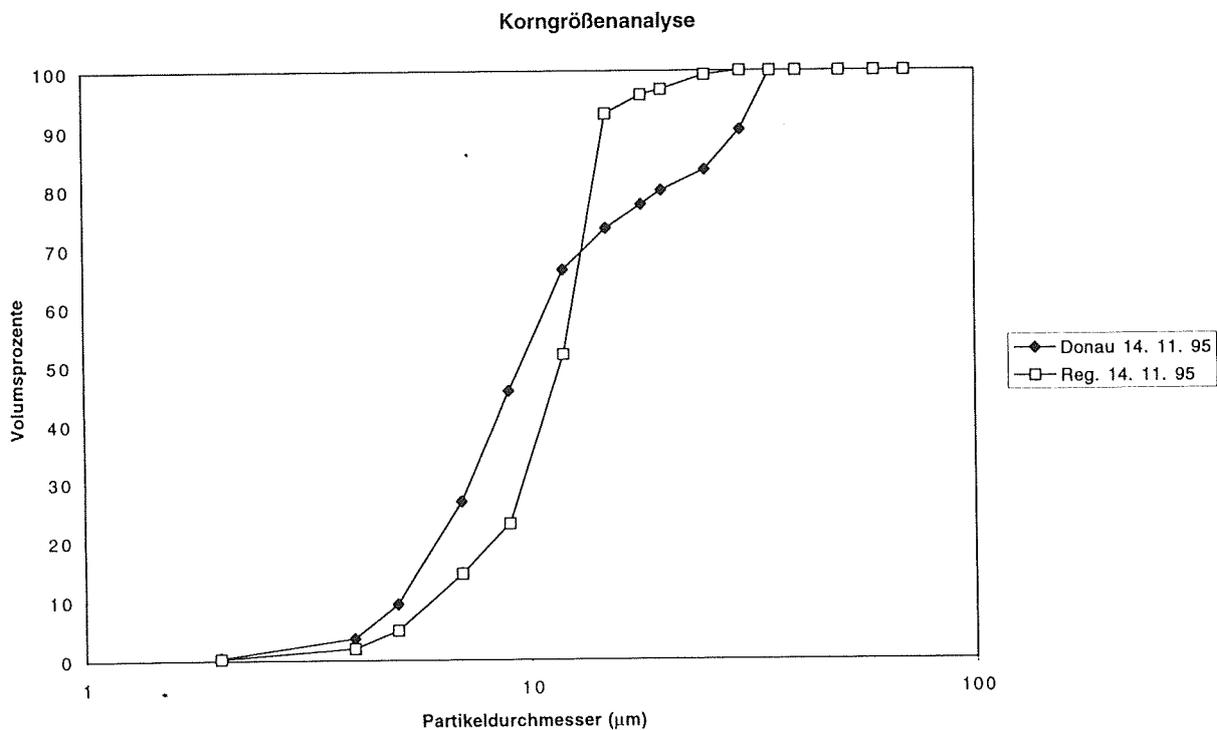
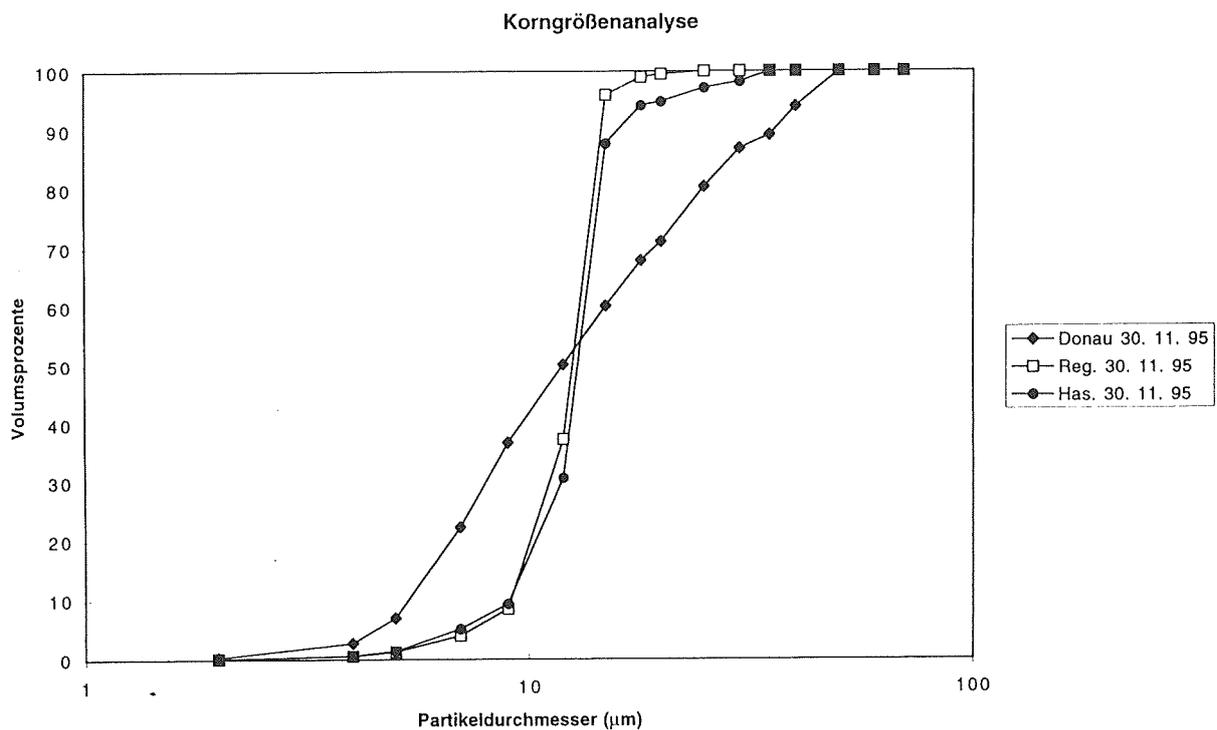


Abbildung 2: Korngrößenverteilung (Summenkurve) des Sestons zu zwei unterschiedlichen Probestermeninen (Donau, Regelsbrunner und Haslauer Traverse)

### 3.3. Sedimentaufbau

Tabelle 2 listet die Kennwerte für die Probenstelle F (siehe TOCKNER, dieser Band) auf. Auffällig ist der hohe organische Anteil in der Fraktion < 0,1 mm. Dieser Anteil ist deutlich höher als in abgetrennten, verlandenden Altarmen (Probenstelle E34a, Tabelle 3) oder im Hauptarm selbst (Probenfläche A, Tabelle 3). Hingegen ist erwartungsgemäß der organische Anteil in der Kornfraktion > 1,0 mm in schottrigen Sedimenten gering, in isolierten Altarmen hoch. Dort besteht die Sedimentfraktion > 1,0 mm hauptsächlich aus CPOM, sprich Äste, Blattreste oder abgestorbene Makrophytenteile (Tabelle 3 und 4).

Tabelle 2: Probenstelle F (Einströmbereich östlich der Regelsbrunner Traverse): Quartilwerte (Q1, Md, Q3, in mm), Sortierungskoeffizient (So), Anteil der Fraktion < 1,0 mm (%), relativer organischer Anteil (%) im Gesamtsediment und in den drei Fraktionen < 0,1 mm; 0,1 - 1,0 mm; > 1,0 mm.

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8
Q1 (mm)	3,3	2,23	1,80	2,77	3,16	3,20	6,93	3,25
Md (mm)	11,1	8,60	9,95	10,01	10,05	10,10	15,20	11,40
Q3 (mm)	16,0	13,34	19,90	15,90	16,02	20,25	35,10	19,74
< 1.0 mm (%)	13,6	15,30	18,5	15,35	13,8	13,73	4,76	16,06
So	2,20	2,45	3,32	2,40	2,25	2,52	2,25	2,46
organ.Gehalt								
Gesamt (%)	1,27	1,23	1,77	1,40	1,21	0,81	0,65	1,31
< 0,1 mm (%)	12,24	11,44	13,93	14,15	15,33	8,68	14,93	12,17
0,1 - 1,0 mm (%)	3,33	2,29	3,04	2,60	0,52	2,10	2,63	3,41
1,0 mm (%)	0,41	0,65	0,48	0,40	0,21	0,23	0,29	0,40

Tabelle 3: Probenstelle 34a (Entlegener Tümpel südlich des 'Schwarzen Loches') und Probenstelle A (Hauptarm westlich der Mitterhaufen Traverse): Quartilwerte (Q1, Md, Q3, in mm), Sortierungskoeffizient (So), Anteil der Fraktion < 1,0 mm (%), relativer organischer Anteil (%) im Gesamtsediment und in den drei Fraktionen < 0,1 mm; 0,1 - 1,0 mm; > 1,0 mm.

	E34a (0-5)	E34(5-10)	E346(10-15)	E34(15-24)	A23	A33	A24
Q1 (mm)	0,004	0,009	0,005	0,008	4,62	7,20	2,05
Md (mm)	0,020	0,068	0,021	0,055	10,10	11,70	6,80
Q3 (mm)	0,068	0,120	0,070	0,085	19,50	33,32	13,70
< 1,0 mm (%)	99,60	99,68	99,41	98,87	5,77	9,07	9,59
So	4,12	3,65	3,74	3,26	2,05	2,14	2,59
organischer Gehalt							
Gesamt (%)	3,97	3,40	3,67	3,62	0,16	0,34	0,19
< 0,1 mm (%)	3,22	2,79	2,93	2,99	6,36	3,04	2,00
0,1 - 1,0 mm (%)	9,19	8,26	4,30	4,60	0,29	1,40	0,35
> 1,0 mm (%)	58,33	56,84	58,25	37,23	0,14	0,13	0,15

Tabelle 4: Probenstelle E15ba (Einströmbereich bei Ma-Ellend) und Probenstelle C (erster großer Tümpel östlich vom 'Schwarzen Loch', siehe TOCKNER, dieser Bericht): Quartilwerte (Q1, Md, Q3, in mm), Sortierungskoeffizient (So), Anteil der Fraktion < 1,0 mm (%), relativer organischer Anteil (%) im Gesamtsediment und in den drei Fraktionen < 0,1 mm; 0,1 - 1,0 mm; > 1,0 mm.

	E15b(0-5)	E15b(5-10)	E15b(10-15)	E15b(15-25)	C11	C12
Q1 (mm)	0,005	0,004	0,008	0,003	0,68	3,70
Md (mm)	0,031	0,019	0,063	0,014	6,30	12,80
Q3 (mm)	0,085	0,070	0,089	0,057	9,95	21,50
< 1,0 mm (%)	99,80	99,61	99,90	99,99	20,34	14,81
So	4,03	4,47	3,34	4,36	3,83	2,41
Organischer Gehalt						
Gesamt (%)	2,63	3,69	1,98	2,12	3,20	1,49
< 0,1 mm (%)	2,24	3,18	1,64	1,94	24,08	20,61
0,1 - 1,0 mm (%)	5,01	7,06	3,79	4,90	0,76	0,87
> 1,0 mm (%)	36,73	68,28	30,00	-	0,98	0,35

Die Korngrößen im Hauptarm entsprechen in etwa jenen der Donauuferbereiche (z.Bsp. Abbildung 3, B1, F32d). Der Anteil der Lückenraumsedimente (< 1,0 mm) liegt ebenfalls in einer Größenordnung, wie sie für die Uferzonen der Donau (Freie Fließstrecke) bekannt sind. Die kurzen Hochwässer, die den Hauptarm und viele der Seitenarme durchfließen, verhindern die Akkumulation von Feinsedimenten. Einzig in den Uferbereichen können teils mächtige Feinsedimentauflagen beobachtet werden (Abbildung 3, D7d und E5d). In den kleineren

Seitenarmen führen diese Feinsedimentanlandungen im Uferbereich zu einer Einengung des Gewässerquerschnittes. Zum Teil kommt es zu Verfestigungen diese Uferzonen (durch Pioniervegetation), die Verlandung wird beschleunigt. Unterstützt wird dieser Vorgang durch die Ausbildung von "alluvial plugs", die die erosive Wirkung der Hochwasserwellen zusätzlich dämpfen. Nach Altarmöffnung wird eine Verbesserung der Wasserbilanz in den Gräben erwartet, die Verlandung, d.h. das Zuwachsen der Altarme von den Ufern, verzögert.

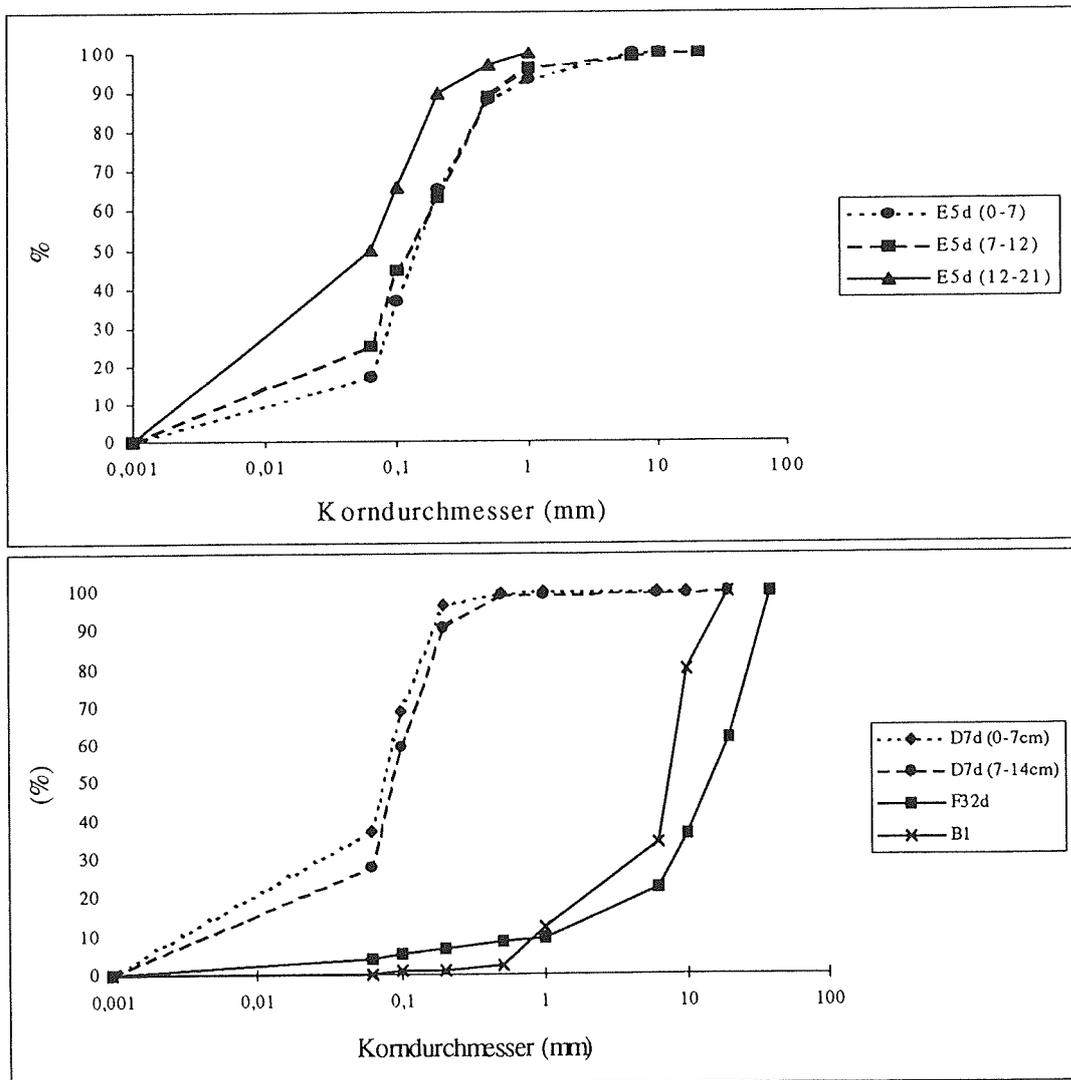


Abbildung 3: Korngrößensummenkurven in unterschiedlichen Altarmabschnitten (siehe Karte, Einleitung).

Anhang

## Gewässerinventur (bezogen auf aktuelle Wasserstände)

Gesamtfläche HSW-1	Datum	Code	Fläche		maxWt	FS	FSmax	FS aver	Anmerkung	
			m2	cm						cm
Graben H27/H28H128	1995-10-17	I28d	60	15		100	50	45	Core Graben trocken, z.T. bewachsen ("alluvial plugs") (FS: 70-100cm, in den Senken)	
Einstrombereich (I27/I29)	1995-10-17	I27c	120	30	75	0	0	0		
	1995-10-17	I27d	75	20	35	50	28	20		
	1995-10-17	I27b/I28a	350	18	68	0	0	0	Core Kolkabsbildung	
	1995-10-17	I28a	50	15		0	0	0		
	1995-10-17	I28a	70	15	28	0	0	0		
	1995-10-17	I28a/c	200	31	35	0	0	0		
	1995-10-17	I28c	480	20	35	0	0	0	Totholz	
	1995-10-17	I28d	350	20	25	0	0	0	Core	
	1995-10-17	I27c	150	15		0	0	0		
	1995-10-17	I29c	150	15		0	0	0		
Süßes Loch H24/25	1995-10-17	H24/25	2500	25	50	40	150	50	Core abnehmende FS-Auflage zum Core Hauptarm hin	
	1995-10-17	H24/25								
Einstrombereich I25/H26	1995-10-17	H26c	500	25	30	60	25	20	Großteil des Einstrombereiches trocken weitgehend Schotter-sedimente	
	Einstrombereich D51	1995-10-17	D51d	600	20	50	10	26	15	Core Einstrombereich (bei MW+0,5m an die Donau angeschlossen), z.T. ausgetrocknete Kolke
		1995-10-17	D51a	300	40	65	50	30	15	Core
		1995-10-17	D51a	60	40	85	0	0	0	Kolk
		1995-10-17	E51c/D51a	80	35	45	100	65	40	Kolk
Einstrombereich D50	1995-10-17							trocken, z.T. Bodenbildung		
Graben E47/E48	1995-10-17	E47d	140	10	29	100	40	50	Core verlandenden Altarm, Phalarisbestände,	
	1995-10-17	E48c	40	3	5	100	40	50	Wildschweinsuhlen	

## Gewässerinventur (bezogen auf aktuelle Wasserstände)

	Gesamtfläche HSW-1	Datum	Code	Fläche m2	xWt cm	maxWt cm	FS %	Fsmx cm	FS aver cm	Anmerkung
Tümpelkette westl. Schütteltraverse G31/F32	6300 m2	1995-10-16	G31d	150	10	15	0	0	0	Core flacher Tümpel, 75% Beschattung, steile
		1995-10-16	G31d	400	25	40	10	2	1	Core Ufer, Core in einem austrockn. Tümpel
		1995-10-16	F32a	40	5	10	0	0	0	Core
		1995-10-16	F32c	1200	65	130	30	7	3	
Schwarzes Loch F32d	900 m2	1995-10-16	F32d	800	120	250	0	0	0	Core
Tümpelkette östlich vom Schwarzen Loch F33/-E36	28000	1995-11-02	E32d	100	40	70	0	0	0	Kolk
		1995-11-02	E33b	30	20	32	40	5	14	
		1995-11-02	E34a	750	30	60	90	40	100	Core
		1995-11-02	F33c							
		1995-10-16	F33c	200	65	100	0	0	0	Kolk
		1995-10-16	F33c	50	5	15	0	0	0	Kolk
		1995-10-16	F33a/b	3000	60	95	50	75	25	Core beidseitig flach auslaufender Altarm,
		1995-10-16	F34a/b	1000	50	105	30	80	20	
		1995-10-16	F35a/b	3800	30	130	10	10	5	Core
		1995-10-16	E35d		70	165	50	50	40	Core
Rotes Loch G34a/b	500	1995-10-16	E36c/d	2100	12	30	20	5	2	Core
		1995-10-16	E37/E38cd	6000						
		1995-10-16	G34a/b	450	120	200	20	10	20	Core



## Zusammenfassung

### Hydrochemie

Die Klassifizierung der Augewässer nach hydrochemischen Kriterien zeigt starke Ähnlichkeiten mit den Ergebnissen der Makrophyten-Kartierung. Der Hauptarm mit den seitlichen Verzweigungen und dem Grundwasserstrom wirkt als Hauptdurchfluß, bei Mittelwasser spielt seitlicher Eintrag von der Donau noch eine untergeordnete Rolle. In den südlichen Randgebieten stellt das phreatische Grundwasser eine wichtige Wasserzufuhr dar. Höhere Nährstofffrachten in den Augewässern sind meist auf Dotation mit Donauwasser zurückzuführen.

Bei Altarmöffnung wird es zu einer verstärkten und länger dauernden Anbindung mit der Donau kommen. Verstärkte Einträge und die Einbindung zusätzlicher Seitenarme werden sich positiv auf die bakteriellen Aktivitäten im Freiwasserkörper auswirken. Verkürzte Retentionszeiten werden das Eutrophierungspotential langfristig entschärfen, Umsetzungsprozesse werden erhöht und der organische Austrag in die Donau steigt.

### Makrophyten

Der flächenmäßig dominierende Hauptarm sowie die Zubringer von der Donau weisen für die Ausbildung einer für das Gesamtsystem bedeutenden Wasserpflanzenvegetation ungünstige abiotische Faktoren, vor allem die bei Hochwasser sehr hohen Strömungsgeschwindigkeiten, auf. Nur in den Bereichen oberhalb der Traversen können sich größere Makrophytenbestände etablieren.

In den Seitenarmen hingegen spielen die Wasserpflanzen eine für die Struktur des Gesamtsystems wesentliche Rolle. Die Vegetation ist gut etabliert, sowohl was Diversität, als auch die Menge der Pflanzen betrifft. In den stärker isolierten Tümpeln (Armsysteme C und I)

ist eine Massenentwicklung von Makrophyten zu beobachten, allerdings sind diese Arme mittelfristig von Verlandung bedroht. Die hydrologisch stärker an den Hauptarm angebundenen Teilsysteme A und E weisen eine für nicht abgedämmte Augewässer sehr reichhaltige Makrophytenvegetation auf. Durch die großen Artenzahlen und die relativ hohe Deckung wird der Wasserkörper dieser Arme von den Hydrophyten räumlich gut strukturiert und somit Lebensraum für viele andere Organismen geschaffen. Aus Sicht der höheren Wasserpflanzen sind diese Standorte als die wertvollsten des Untersuchungsgebiets zu betrachten.

## Amphibien

Alle hinsichtlich Artenvielfalt oder Anzahl der Braunfroschlaichballen herausragenden Laichplätze liegen in abgeschnittenen Kleingewässern oder Tümpelketten, welche auch bei mittleren Hochwässern geringe oder keine Strömung aufweisen. Die Hauptarmabschnitte haben als Laichgewässer nur Bedeutung, wo strukturreiche Ufer vorhanden sind oder solange sie durch den niedrigen Frühjahrswasserstand seichte Tümpelketten bilden. Die bedeutsamen Fortpflanzungsgewässer der Amphibien bleiben von der beabsichtigte Anbindung an die Donau unberührt. Im Gebiet konnten alle für diesen Lebensraum zu erwartenden Amphibienarten nachgewiesen werden.

## Mollusken

Insgesamt konnten 25 Wasserschnecken- und 15 Muschelarten nachgewiesen werden. Die tatsächliche Artenzahl im Untersuchungsgebiet wird sich mit den Auswertungen der wenig dynamischen Gewässer noch deutlich erhöhen. Die häufigsten Molluskenarten sind *Lithoglyphus naticoides*, *Dreissena polymorpha*, *Valvata piscinalis* und die Erbsenmuscheln *Pisidium henslowanum* und *P. casertanum*.

Mit der größten Stetigkeit kommt *V. piscinalis*, die in 90 % der untersuchten Gewässer nachgewiesen wurde, vor. Es folgen *P. henslowanum*, *Physella acuta* und *P. casertanum*.

Arten, die einen höheren Anteil an der Gesamttaxozönose haben, aber mit einer geringen Stetigkeit auftreten, sind *Ancylus fluviatilis* (vorwiegend in der Donau und z.T. in den dynamischen Zubringern) und die phytophilien Formen *Anisus vortex*, *A. vorticulus*, *Planorbis carinatus* und *Radix peregra*.

Die 4 vorgefundenen Najaden-Arten leben bevorzugt in den Feinsubstratzenen des Hauptarmes der Au, kommen aber als Adulttiere in geringer Besiedlungsdichte auch im Grobsubstrat der großen Augewässer vor. Die beiden häufigsten Arten sind *Unio pictorum* und *Anodonta anatina*; die donautypische Art *Unio tumidus* tritt bereits in deutlich geringerer Häufig- und Stetigkeit auf. Besonders kritisch scheint der Bestand von der in Österreich vom Aussterben bedrohten Art *Pseudanodonta complanata* zu sein, welche im Untersuchungsgebiet nur an einem Standort und in geringer Individuendichte nachgewiesen werden konnte.

Die einzelnen Hauptgewässertypen im Untersuchungsgebiet (Hauptarm, Zubringer, Donau-Fluß, Fische) weisen in bezug auf ihre Artenverteilung z.T. deutlich erkennbare Unterschiede auf. Die höchste Artenmanigfaltigkeit findet man in den litoralen Feinsubstratzenen, die geringste in den ausnahmslos aus Schotter sediment gebildeten sehr dynamischen Gewässern (fließender Abschnitt der Donau und in Auskolkungen von Zubringern).

Alle nachgewiesenen Molluskenarten sind in der Rote Liste gefährdeter Weichtiere Österreichs (FRANK & REISCHÜTZ 1994) ausgewiesen, womit die hohe Bedeutung des untersuchten Lebensraumes bezüglich des Naturschutzes deutlich aufgezeigt wird.

## Libellen

21 Libellenarten konnten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden, für 15 Arten liegen Bodenständigkeitsnachweise vor. Die häufigste Art, *Platycnemis pennipes*, weist auch die größte Stetigkeit des Vorkommens auf. Sie kommt an Stillgewässern mit schmalen Verlandungsgürtel sowie langsam fließenden Gewässern mit reichlich Vegetation vor. *Erythromma viridulum* tritt trotz ihres häufigen Vorkommens nur mit geringer Stetigkeit, also

geklumpt, auf. Diese Art ist auf schwimmende Algenwatten bzw. die Wasseroberfläche erreichende submerse Vegetation als Eiablagesubstrat angewiesen.

Im Vergleich mit anderen Donauabschnitten (z. B. Lobau, SCHWEIGER-CHWALA, 1994) fällt die geringe Artenzahl der Libellen auf, was auf die vorherrschende Geländemorphologie (Steilufer dominieren) zurückzuführen sein dürfte.

Verstärkte Sedimentumlagerungsprozesse, die vegetationlose Flächen schaffen, fördern vor allem das Aufkommen von Pionierarten, wie etwa *Orthetrum cancellatum* oder *Orthetrum albistylum*.

Im Untersuchungsjahr 1995 konnte keine Frühjahrsbegehung durchgeführt werden, mit Abschluß der Arbeiten im Jahr 1996 kann daher eine höhere Gesamtartenzahl erwartet werden.

## Phytoplankton

Die Phytoplanktonzusammensetzung des Altarmes gleicht bei Vernetzung mit der Donau an den Standorten Haslau und Regelsbrunn unterhalb der Traverse stark dem Donauplankton. Es dominieren Individuen mit kokkaler Lebensform, systematisch gesehen zentrische Bacillariophyceae. 14 Tage nach dem Hochwasserereignis machten im Hauptaltarm zarte monadale Formen den Hauptteil des Phytoplankton aus, während in der Donau weiterhin kokkale Formen vorherrschten. Nach weiteren 14 Tagen ohne Donauanbindung, aber auch in einem isolierten Seitenarm überwogen wieder kokkale Formen. Die Algenbiozönose läßt Rückschlüsse auf die Intensität des Wasseraustausches mit der Donau zu.

Das Phytoplankton des Donauhauptstroms und des Ausystems erwies sich bei den herbstlichen Primärproduktionsmessungen als schwachlichtadaptierte Gemeinschaft mit spezifischen Bruttoprimärproduktionsraten, die keine klare räumlich-zeitliche Differenzierung zeigten. Die Primärproduktion der Algengemeinschaft war daher durch die vorherrschende Lichtsituation und die Algenbiomasse gesteuert. Das beobachtete Hochwasserereignis führte zu einer anfänglichen Zunahme der Trübe und einer Auswaschung von Phytoplanktonbiomasse, was zu

stark reduzierten Bruttoprimärproduktionswerten führte. Durch die rascher Zunahme der Sichttiefe im Altarm stieg die Primärproduktion dort rascher wieder an als in der Donau. Nach 14 Tagen erreicht der Extinktionskoeffizient im Altarm sein Minimum, der anschließende Anstieg kann auf die Phytoplanktonentwicklung zurückgeführt werden.

Hochwasserereignisse führen also nach einem kurzfristigen Primärproduktionsausfall zu einem verstärkten Aufbau von Algenbiomasse.

## Makrozoobenthos

Die höchste mittlere und auch absolute Artenzahl (alle Gruppen) sind im Hauptarm feststellbar. Es fehlen im Hauptarm jedoch die typischen Vertreter des Donaustroms (Trichoptera, Amphipoda etc.). Die kurzen lotischen Phasen reichen zweifelsfrei für eine Etablierung donautypischer Assoziationen im Hauptarm nicht aus. Artenarme Abschnitte sind die isolierten und von Feinsedimenten dominierten Altwässer. Dort dominieren numerisch Oligochaeten und Microcrustacea. In den isolierten Abschnitten dürften schlechte Sauerstoffbedingungen die geringen Artenzahlen bedingen.

Beim Mitterhaufen zeigen die Assoziationen große Ähnlichkeiten im Quertransekt. Alle vier Probenstellen weisen schottrige Sedimente auf, der organische Gehalt in den Sedimenten zeigt jedoch beträchtliche Unterschiede. Die Individuendichten zeigen keine signifikanten räumlichen Unterschiede. Die höchsten Biomassen sind für den Hauptarm zu erwarten (aufgrund des relativ hohen Anteils der Chironomidae und Oligochaeta). Die Abundanzen liegen etwa um das 5-fache über den Werten von Donauuferzonen.

## Bodenfische

Die derzeitige Situation zeichnet sich durch eine bemerkenswert Vielfalt an Bodenfischarten aus, die auf die große Diversität an Mikrohabitaten und das Auftreten intermittierender Störungen (hydrologische Ereignisse) zurückzuführen ist. Die festgestellten Fischarten können Hinweise geben, welche Art von Donauanbindung ein Gewässerabschnitt hat, bzw. welche Sedimentbeschaffenheit

vorherrscht. Folgende Gruppen könnten eine ökologische wertvolle Kombination von Anbindungstypen indizieren.

- 0+ -Fische rhithraler Arten, z.B. Bachschmerle -> langandauernde, rückstauende Vernetzung mit dem Hauptarm(?)
- stetiges Auftreten von 0+ Weißflossengründling -> gelegentliche Anbindung, Nebenarmcharakter
- adulte Donaukaulbarsche -> direkte Einströmbereiche (Dauer und Intensität der Anbindung, Gestaltung der Einströmbereiche)
- stetiges Vorkommen von 0+ Schrätzer und / oder 0+ Rußnase -> Schotterumlagerungsprozesse, nicht verfestigte Kiesbereiche (?).

Die beiden mit Fragezeichen versehenen Indikatorgruppen beruhen auf statistisch nicht abgesicherten Vermutungen. Zur Sicherung bzw. zur Erweiterung der bestehenden Bodenfischvielfalt ist zweifelsfrei ein Nebeneinander der verschiedenen Makrohabitate notwendig. Änderungen in der Artenverteilung aufgrund des Einwanderns der Kesslergrundel erscheinen zwar in einem derart von hydrologischen Ereignissen gesteuerten System unwahrscheinlich, sind aber nicht gänzlich auszuschließen.

## Jungfische

Der Regelsbrunner Altarm weist einen hohen Anteil rheophiler Arten in seiner Jungfischassoziation auf. Allerdings konnten auch indifferente und stagnophile sowie eher rhithrale Arten nachgewiesen werden. Für die rheophilen, aber auch die rhithralen Arten ist der bereits derzeit stark ins Abflußgeschehen der Donau integrierte Bereich Regelsbrunn unterhalb der Traverse von besonderer Bedeutung.

Die Nebenaltarmbereiche differieren deutlich in ihrer Bedeutung für die Jungfischassoziation: während ein abgeschlossener Abschnitt („Rotes Loch“) hauptsächlich ein verarmtes Artenspektrum des Hauptaltarms beinhaltet, bildet ein angeschlossener, stark

grundwasserdominierter Abschnitt Refugialbereiche für manche Arten. Nicht nur der Vernetzungsgrad, sondern auch die hydrochemische und thermischen Bedingungen müssen bei der Beurteilung von Nebenaltarmen berücksichtigt werden.

Nach Altarmöffnung wird höchstwahrscheinlich ein größerer Bereich im Hauptaltarm ähnlich genutzt, wie jetzt bereits das Gebiet unterhalb der Regelsbrunner Traverse. Für die Nasenjungfische dürfte vor allem die Altarmöffnung bei Haslau Verbesserungen bringen, da die sommerliche Auswanderung in die Donau für in Haslau aufgewachsene Tiere erleichtert wird.

Der Typus des stark mit dem Hauptarm vernetzten Nebengewässers mit deutlichem Hangwassereinfluß sollte als Refugialraum erhalten bleiben.

## Morphologie und Sedimentaufbau

Im Hauptarm führen Wasserspiegelschwankungen aufgrund der zumeist steilen Ufer zu geringen Änderungen in der Ausdehnung der Gewässer. Bei niederen Wasserständen zergliedern sich hingegen die Seitenarme in einzelne Tümpel, die Gewässerflächen nehmen stark ab. Einige Arme trocknen sogar vollständig aus. Beginnende Bodenbildung, die Entwicklung von 'alluvial plugs' und die Akkumulation von Feinsedimenten in den Seitenrändern beschleunigt den weiteren Flächenverlust vieler Gewässer.

Im Hauptarm bauen sich die Sedimente aus Schotter auf, dessen mittlerer Korndurchmesser jenem der Uferzonen der Donau (Freie Fließstrecke) ähnlich ist. Die kurzen lotischen Perioden reichen zwar aus, eine Ansammlung an Feinsedimenten zu vermeiden, großräumige Sedimentumlagerungen werden aber gleichfalls unterbunden.

Die Kornverteilungen der Schwebstoffe zeigen deutliche Unterschiede zur Donau. Beide zeigen einen sehr ähnlichen Medianwert, Donauschweb setzt sich jedoch aus mehreren Kornklassen zusammen. Bei höheren Wasserständen sind umgekehrte Verhältnisse zu erwarten (größere Partikelheterogenität im Augebiet).

## Anhang

Tabelle 1: Freilandlichtdaten vom 10.9.1995 (E...Extinktionskoeffizient)

Donau										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	1310.0	213.0	1190.0	235.0	-	-	-	-	16.26	
0.10	916.0	168.0	930.0	165.0	3.58	2.37	2.47	3.54	18.34	
0.20	655.0	128.0	710.0	120.0	3.47	2.55	2.58	3.36	19.54	
0.30	505.0	98.0	515.0	88.0	3.18	2.59	2.79	3.27	19.41	
0.40	305.0	69.0	360.0	65.0	3.64	2.82	2.99	3.21	22.62	
0.50	-	47.0	-	47.0	-	3.02	-	3.22	-	
0.55	-	24.0	-	-	-	3.97	-	-	-	
<b>Mittelwert</b>					<b>3.47</b>	<b>2.89</b>	<b>2.71</b>	<b>3.32</b>	<b>19.23</b>	
Haslau oberhalb										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	1435.0	125.0	1342.0	282.0	-	-	-	-	8.71	
0.20	1155.0	104.0	1040.0	208.0	1.09	0.92	1.27	1.52	9.00	
0.40	884.0	83.0	830.0	158.0	1.21	1.02	1.20	1.45	9.39	
0.60	713.0	68.0	650.0	123.0	1.17	1.01	1.21	1.38	9.54	
0.80	561.0	55.0	520.0	97.0	1.17	1.03	1.19	1.33	9.80	
1.00	449.0	45.0	404.0	73.0	1.16	1.02	1.20	1.35	10.02	
1.20	357.0	39.0	328.0	59.0	1.16	0.97	1.17	1.30	10.92	
1.40	281.0	32.0	260.0	47.0	1.16	0.97	1.17	1.28	11.39	
1.60	211.0	26.0	194.0	34.0	1.20	0.98	1.21	1.32	12.32	
1.80	161.0	21.0	152.0	25.0	1.22	0.99	1.21	1.35	13.04	
1.90	56.0	10.0	141.0	21.0	1.71	1.33	1.19	1.37	17.86	
Secchi	115 cm				<b>Mittelwert</b>	<b>1.22</b>	<b>1.03</b>	<b>1.20</b>	<b>1.37</b>	<b>11.09</b>
Haslau unterhalb										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	1133.0	111.0	1050.0	209.0	-	-	-	-	9.80	
0.20	840.0	-	900.0	163.0	1.50	-	0.77	1.24	-	
0.40	640.0	95.0	671.0	120.0	1.43	0.39	1.12	1.39	14.84	
0.60	460.0	81.0	540.0	94.0	1.50	0.53	1.11	1.33	17.61	
0.80	350.0	66.0	422.0	75.0	1.47	0.65	1.14	1.28	18.86	
1.00	277.0	54.0	325.0	58.0	1.41	0.72	1.17	1.28	19.49	
1.20	200.0	45.0	355.0	45.0	1.45	0.75	0.90	1.28	22.50	
1.40	150.0	32.0	177.0	31.0	1.44	0.89	1.27	1.36	21.33	
1.60	105.0	24.0	101.0	21.0	1.49	0.96	1.46	1.44	22.86	
1.70	90.0	-	-	-	1.49	-	-	-	-	
1.80	-	18.0	56.0	14.0	-	1.01	1.63	1.50	-	
2.00	-	11.0	36.0	-	-	1.16	1.69	-	-	
Secchi	115 cm				<b>Mittelwert</b>	<b>1.46</b>	<b>0.78</b>	<b>1.23</b>	<b>1.35</b>	<b>18.41</b>
Regelsbrunn										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	1294.0	138.0	1120.0	259.0	-	-	-	-	10.66	
0.20	1070.0	116.0	930.0	204.0	0.95	0.87	0.93	1.19	10.84	
0.40	779.0	98.0	700.0	143.0	1.27	0.86	1.18	1.48	12.58	
0.60	600.0	84.0	563.0	109.0	1.28	0.83	1.15	1.44	14.00	
0.80	478.0	71.0	444.0	82.0	1.24	0.83	1.16	1.44	14.85	
1.00	360.0	51.0	335.0	60.0	1.28	1.00	1.21	1.46	14.17	
1.20	258.0	39.0	255.0	44.0	1.34	1.05	1.23	1.48	15.12	
1.40	166.0	30.0	185.0	33.0	1.47	1.09	1.29	1.47	18.07	
1.55	-	-	154.0	26.0	-	-	1.28	1.48	-	
1.60	135.0	14.0	-	-	1.41	1.43	-	-	10.37	
Secchi	> 90 cm				<b>Mittelwert</b>	<b>1.28</b>	<b>0.99</b>	<b>1.18</b>	<b>1.43</b>	<b>13.41</b>

Tabelle 1: Freilandlichtdaten vom 10.9.1995 (E...Extinktionskoeffizient)

Seitenarm									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0.00	144.0	-	95.0	26.0	-	-	-	-	-
0.20	114.0	-	78.0	23.0	1.17	-	0.99	0.61	-
0.40	105.0	-	72.0	11.0	0.79	-	0.69	2.15	-
0.60	89.0	-	60.0	13.0	0.80	-	0.77	1.16	-
0.70	-	-	-	10.0	-	-	-	1.37	-
0.80	50.0	-	-	-	1.32	-	-	-	-
Secchi	-		<b>Mittelwert</b>		<b>1.02</b>		<b>0.81</b>	<b>1.32</b>	

Tabelle 2: Freilandlichtdaten vom 17.9.1995 (E...Extinktionskoeffizient)

Donau										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	94.5	21.0	71.0	18.0	-	-	-	-	22.23	
0.10	70.2	16.0	46.0	14.0	2.97	2.72	4.34	2.51	22.79	
0.20	58.5	11.0	35.0	12.0	2.40	3.23	3.54	2.03	18.80	
0.30	-	8.0	32.0	10.0	-	3.22	2.66	1.96	-	
0.40	-	6.0	23.0	8.0	-	3.13	2.82	2.03	-	
					<b>Mittelwert</b>	<b>2.68</b>	<b>3.08</b>	<b>3.34</b>	<b>2.13</b>	<b>21.27</b>
Haslau oberhalb										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	37.8	4.0	32.0	7.8	-	-	-	-	10.63	
0.20	30.5	3.4	26.2	6.0	1.07	0.84	1.00	1.31	11.15	
0.40	23.4	2.8	20.7	4.8	1.20	0.92	1.09	1.21	11.88	
0.60	18.8	2.2	15.6	3.4	1.16	1.00	1.20	1.38	11.70	
0.80	14.1	1.8	13.6	3.0	1.23	1.03	1.07	1.19	12.55	
1.00	11.8	1.5	11.3	2.3	1.16	0.97	1.04	1.22	12.97	
1.20	9.0	1.3	9.2	1.8	1.20	0.97	1.04	1.22	14.06	
1.40	6.9	1.0	6.0	1.4	1.21	1.02	1.20	1.25	14.06	
1.50	-	0.7	-	-	-	1.17	-	-	-	
1.60	4.9	-	4.8	1.2	1.28	-	1.19	1.19	-	
Secchi	115 cm				<b>Mittelwert</b>	<b>1.19</b>	<b>0.99</b>	<b>1.10</b>	<b>1.25</b>	<b>12.38</b>
Haslau unterhalb										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	43.8	4.0	40.0	7.1	-	-	-	-	9.20	
0.20	36.6	3.6	34.0	5.9	0.90	0.59	0.81	0.95	9.78	
0.40	30.5	3.0	27.8	4.4	0.90	0.78	0.91	1.22	9.67	
0.60	22.0	2.4	21.1	3.5	1.14	0.86	1.07	1.16	10.89	
0.80	18.3	2.1	17.0	2.8	1.09	0.81	1.07	1.18	11.48	
1.00	15.1	1.7	14.2	2.3	1.06	0.89	1.04	1.14	10.96	
1.20	12.0	1.4	11.3	1.8	1.08	0.91	1.06	1.17	11.25	
1.40	9.8	1.1	9.3	1.4	1.07	0.92	1.04	1.16	11.33	
1.60	7.4	0.9	7.1	1.1	1.11	0.96	1.08	1.19	11.80	
1.80	6.1	0.7	5.5	0.8	1.10	0.97	1.10	1.19	11.48	
2.00	4.9	0.6	4.4	0.7	1.10	0.98	1.11	1.20	11.63	
2.10	4.4	0.4	3.9	0.6	1.10	1.07	1.10	1.22	9.82	
Secchi	113 cm				<b>Mittelwert</b>	<b>1.06</b>	<b>0.89</b>	<b>1.04</b>	<b>1.16</b>	<b>10.77</b>
Regelsbrunn										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	172.0	8.8	212.0	27.9	-	-	-	-	5.12	
0.20	148.0	7.8	173.3	22.5	0.75	0.60	1.01	1.08	5.27	
0.40	122.1	7.3	128.9	17.6	0.86	0.48	1.24	1.15	5.94	
0.60	96.9	5.4	95.5	11.5	0.96	0.81	1.33	1.47	5.57	
0.80	74.9	4.7	77.1	8.9	1.04	0.79	1.26	1.43	6.26	
1.00	60.4	3.8	67.0	7.2	1.05	0.85	1.15	1.36	6.23	
1.20	48.3	2.9	53.5	5.4	1.06	0.94	1.15	1.37	5.90	
1.40	37.5	2.1	42.5	3.3	1.09	1.02	1.15	1.53	5.60	
1.50	34.0	1.3	39.5	-	1.08	1.27	1.12	-	3.82	
Secchi	130 cm				<b>Mittelwert</b>	<b>0.98</b>	<b>0.85</b>	<b>1.18</b>	<b>1.34</b>	<b>5.52</b>

Tabelle 2: Freilandlichtdaten vom 17.9.1995 (E...Extinktionskoeffizient)

Seitenarm									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0.00	149.0	4.6	155.0	24.0	-	-	-	-	3.09
0.20	132.0	-	144.0	-	-	-	0.37	-	-
0.30	-	4.4	-	-	-	0.15	-	-	-
0.35	-	-	-	20.0	-	-	-	0.52	-
0.40	-	-	142.0	-	-	-	0.22	-	-
0.50	107.0	-	141.0	18.5	0.66	-	0.19	0.52	-
0.60	-	4.2	126.0	16.7	-	0.15	0.35	0.60	-
0.70	92.0	-	116.0	-	0.69	-	0.41	-	-
0.80	-	3.8	101.0	12.1	-	0.24	0.54	0.86	-
0.90	81.0	-	80.0	-	0.68	-	0.73	-	-
1.00	75.0	-	-	9.4	0.69	-	-	0.94	-
1.10	-	2.1	-	-	-	0.71	-	-	-
Secchi	-		<b>Mittelwert</b>		<b>0.68</b>	<b>0.31</b>	<b>0.40</b>	<b>0.69</b>	<b>3.09</b>

Tabelle 3: Freilandlichtdaten vom 24.9.1995 (E...Extinktionskoeffizient)

Donau										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	1178.0	125.0	1200.0	185.0	-	-	-	-	10.61	
0.10	980.0	114.0	950.0	152.0	1.84	0.92	2.34	1.96	11.63	
0.20	820.0	104.0	840.0	131.0	1.81	0.92	1.78	1.73	12.68	
0.30	707.0	95.2	730.0	114.0	1.70	0.91	1.66	1.61	13.47	
0.40	575.0	83.2	585.0	103.0	1.79	1.02	1.80	1.46	14.47	
0.50	470.0	78.0	485.0	89.0	1.84	0.94	1.81	1.46	16.60	
					<b>Mittelwert</b>	<b>1.80</b>	<b>0.94</b>	<b>1.88</b>	<b>1.65</b>	<b>13.24</b>
Haslau oberhalb										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	1000.0	45.2	1150.0	180.0	-	-	-	-	4.52	
0.20	916.0	40.8	1000.0	150.0	0.44	0.51	0.70	0.91	4.45	
0.40	750.0	39.6	880.0	130.0	0.72	0.33	0.67	0.81	5.28	
0.60	650.0	37.6	780.0	110.0	0.72	0.31	0.65	0.82	5.78	
0.80	590.0	35.8	680.0	90.0	0.66	0.29	0.66	0.87	6.07	
1.00	510.0	34.0	580.0	72.0	0.67	0.28	0.68	0.92	6.67	
1.20	460.0	33.0	515.0	65.0	0.65	0.26	0.67	0.85	7.17	
1.40	406.0	31.9	460.0	55.0	0.64	0.25	0.65	0.85	7.85	
1.60	360.0	30.9	410.0	48.0	0.64	0.24	0.64	0.83	8.58	
1.80	320.0	23.0	290.0	41.0	0.63	0.38	0.77	0.82	7.19	
Secchi	>220 cm				<b>Mittelwert</b>	<b>0.64</b>	<b>0.32</b>	<b>0.68</b>	<b>0.85</b>	<b>6.36</b>
Haslau unterhalb										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	1150.0	69.0	1110.0	220.0	-	-	-	-	6.00	
0.20	980.0	63.7	950.0	180.0	0.80	0.40	0.78	1.00	6.49	
0.40	880.0	58.4	860.0	161.0	0.67	0.42	0.64	0.78	6.64	
0.60	740.0	49.0	715.0	126.0	0.73	0.57	0.73	0.93	6.62	
0.80	635.0	43.9	612.0	112.0	0.74	0.57	0.74	0.84	6.91	
1.00	552.0	40.3	540.0	94.9	0.73	0.54	0.72	0.84	7.30	
1.20	479.0	36.5	474.0	75.0	0.73	0.53	0.71	0.90	7.62	
1.40	395.0	30.9	412.0	65.7	0.76	0.57	0.71	0.86	7.82	
1.60	334.0	26.2	334.0	51.7	0.77	0.61	0.75	0.91	7.84	
1.80	290.0	33.0	287.0	42.7	0.77	0.41	0.75	0.91	11.38	
2.00	270.6	19.8	259.0	36.9	0.72	0.62	0.73	0.89	7.32	
2.20	240.0	17.4	215.4	29.7	0.71	0.63	0.75	0.91	7.24	
2.40	216.0	15.3	182.0	24.4	0.70	0.63	0.75	0.92	7.08	
2.60	175.2	12.9	161.0	20.4	0.72	0.65	0.74	0.91	7.35	
2.80	155.7	11.7	141.3	17.2	0.71	0.63	0.74	0.91	7.53	
3.00	136.0	10.8	130.0	14.8	0.71	0.62	0.71	0.90	7.94	
3.20	119.2	-	106.3	12.3	0.71	-	0.73	0.90	-	
3.40	106.0	-	98.3	10.3	0.70	-	0.71	0.90	-	
3.60	87.8	-	82.6	8.1	0.71	-	0.72	0.92	-	
Secchi	230 cm				<b>Mittelwert</b>	<b>0.73</b>	<b>0.56</b>	<b>0.73</b>	<b>0.90</b>	<b>7.44</b>

Tabelle 3: Freilandlichtdaten vom 24.9.1995 (E...Extinktionskoeffizient)

Regelsbrunn									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0.00	1120.0	76.0	420.0	180.0	-	-	-	-	6.79
0.20	1040.0	70.5	335.0	160.0	0.37	0.37	1.13	0.59	6.78
0.40	910.0	65.7	280.0	140.0	0.52	0.36	1.01	0.63	7.22
0.60	780.0	58.3	247.0	120.0	0.60	0.44	0.88	0.68	7.47
0.80	670.0	54.7	208.5	100.0	0.64	0.41	0.88	0.73	8.17
1.00	570.0	52.6	162.0	70.0	0.68	0.37	0.95	0.94	9.23
1.20	-	48.7	137.0	54.0	-	0.37	0.93	1.00	-
1.40	-	43.2	94.0	41.5	-	0.40	1.07	1.05	-
Secchi	> 200 cm			<b>Mittelwert</b>	<b>0.56</b>	<b>0.39</b>	<b>0.98</b>	<b>0.80</b>	<b>7.61</b>
Seitenarm									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0.00	64.0	1.8	68.0	7.6	-	-	-	-	2.83
0.20	59.0	1.6	63.0	7.0	0.41	0.49	0.38	0.41	2.78
0.40	55.7	1.6	58.6	6.4	0.35	0.37	0.37	0.44	2.80
0.60	49.0	1.5	51.1	5.6	0.45	0.32	0.48	0.51	3.04
0.80	42.0	1.4	43.8	4.6	0.53	0.30	0.55	0.63	3.38
Secchi	-			<b>Mittelwert</b>	<b>0.43</b>	<b>0.37</b>	<b>0.44</b>	<b>0.50</b>	<b>2.97</b>

Tabelle 4: Freilandlichtdaten vom 1.10.1995 (E...Extinktionskoeffizient)

Donau									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0	199.6	129.7	203.5	42.5	-	-	-	-	64.98
0.1	180.6	118.0	185.0	31.5	1.00	0.95	0.95	3.00	65.34
0.2	160.0	103.0	166.0	25.1	1.11	1.15	1.02	2.63	64.38
0.3	142.0	97.0	150.0	20.0	1.13	0.97	1.02	2.51	68.31
0.4	122.0	79.0	131.0	16.9	1.23	1.24	1.10	2.31	64.75
<b>Mittelwert</b>					<b>1.12</b>	<b>1.08</b>	<b>1.02</b>	<b>2.61</b>	<b>65.55</b>
Haslau oberhalb									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0	903.0	94.8	861.6	186.8	-	-	-	-	10.50
0.2	757.3	90.8	742.5	150.9	0.88	0.21	0.74	1.07	11.99
0.4	624.7	70.8	617.4	119.3	0.92	0.73	0.83	1.12	11.34
0.6	464.0	52.1	452.9	85.5	1.11	1.00	1.07	1.30	11.23
0.8	388.0	44.8	356.4	66.1	1.06	0.94	1.10	1.30	11.55
1	330.7	35.0	298.9	50.3	1.00	1.00	1.06	1.31	10.59
1.2	258.2	29.3	235.1	41.3	1.04	0.98	1.08	1.26	11.36
1.4	190.7	22.1	189.1	32.4	1.11	1.04	1.08	1.25	11.56
1.6	166.1	7.3	111.5	24.7	1.06	-	1.28	1.26	-
Secchi	150 cm				<b>1.02</b>	<b>0.84</b>	<b>1.03</b>	<b>1.23</b>	<b>11.26</b>
Haslau unterhalb									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0	390.0	25.8	1490.0	194.2	-	-	-	-	6.62
0.2	328.9	24.3	1488.3	175.9	0.85	0.31	0.01	0.49	7.37
0.4	290.0	21.5	1210.0	142.2	0.74	0.46	0.52	0.78	7.40
0.6	244.8	17.8	988.6	111.8	0.78	0.62	0.68	0.92	7.28
0.8	223.8	16.5	783.1	94.6	0.69	0.56	0.80	0.90	7.38
1	182.1	13.9	654.5	70.9	0.76	0.62	0.82	1.01	7.63
1.2	159.4	11.5	558.9	60.2	0.75	0.67	0.82	0.98	7.23
1.4	140.9	10.1	466.8	56.1	0.73	0.67	0.83	0.89	7.19
1.6	90.7	10.8	376.7	40.1	0.91	0.54	0.86	0.99	11.93
1.8	91.5	9.6	391.9	32.9	0.81	0.55	0.74	0.99	10.55
2	76.5	5.4	332.9	28.0	0.81	0.78	0.75	0.97	7.06
2.2	65.3	5.9	260.3	22.3	0.81	0.67	0.79	0.98	9.07
2.4	53.9	4.3	206.5	17.4	0.82	0.74	0.82	1.00	8.05
2.6	45.0	3.3	176.6	13.8	0.83	0.79	0.82	1.02	7.38
2.8	42.2	3.1	158.9	10.4	0.79	0.75	0.80	1.05	7.45
3	37.0	2.6	145.0	9.6	0.78	0.76	0.78	1.00	7.02
Secchi	190 cm				<b>0.79</b>	<b>0.63</b>	<b>0.72</b>	<b>0.93</b>	<b>7.91</b>
Regelsbrunn									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0	1250.0	86.5	1416.0	192.0	-	-	-	-	6.92
0.2	1055.2	80.0	-	185.8	0.85	0.38	-	0.16	7.59
0.4	982.7	70.2	950.3	139.8	0.60	0.52	1.00	0.79	7.14
0.6	785.6	61.8	726.8	108.8	0.77	0.56	1.11	0.95	7.86
0.8	681.5	50.8	614.4	88.5	0.76	0.67	1.04	0.97	7.45
1	559.1	51.2	472.7	57.6	0.80	0.52	1.10	1.20	9.15
1.1	-	49.5	377.6	-	-	0.51	1.20	-	-
1.2	399.0	-	-	62.1	0.92	-	-	0.94	-
Secchi	130 cm				<b>0.78</b>	<b>0.53</b>	<b>1.09</b>	<b>0.84</b>	<b>7.68</b>

Tabelle 4: Freilandlichtdaten vom 1.10.1995 (E...Extinktionskoeffizient)

Seitenarm									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0	34.6	0.9	28.1	3.1	-	-	-	-	2.54
0.1	31.9	0.9	24.5	2.9	0.81	0.23	1.37	0.74	2.70
0.2	30.6	0.9	22.0	2.6	0.61	0.17	1.22	0.84	2.78
0.3	27.7	0.8	19.4	2.4	0.74	0.16	1.23	0.90	3.03
0.4	25.9	0.8	18.8	2.1	0.72	0.24	1.00	0.99	3.09
0.5	24.6	0.8	17.7	2.0	0.68	0.29	0.92	0.89	3.09
0.6	23.6	0.7	16.5	1.8	0.64	0.41	0.89	0.87	2.92
0.7	22.7	0.6	16.3	1.7	0.60	0.50	0.78	0.85	2.73
0.8	-	0.3	-	-	-	1.35	-	-	-
Secchi	-		<b>Mittelwert</b>		<b>0.69</b>	<b>0.42</b>	<b>1.06</b>	<b>0.87</b>	<b>2.91</b>

Tabelle 5: Freilandlichtdaten vom 8.10.1995 (E...Extinktionskoeffizient)

Donau										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	580.0	40.0	550.0	113.0	-	-	-	-	6.90	
0.10	533.0	38.2	515.0	111.0	0.85	0.46	0.66	0.18	7.17	
0.15	510.0	-	-	-	0.86	-	-	-	-	
0.20	480.0	33.8	470.0	94.0	0.95	0.84	0.79	0.92	7.04	
0.25	-	31.2	455.0	92.0	-	0.99	0.76	0.82	-	
0.30	-	29.0	-	-	-	1.07	-	-	-	
					<b>Mittelwert</b>	<b>0.88</b>	<b>0.84</b>	<b>0.73</b>	<b>0.64</b>	<b>7.04</b>
Haslau oberhalb										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	330.6	18.1	340.0	63.0	-	-	-	-	5.48	
0.20	270.7	16.5	256.0	52.1	1.00	0.48	1.42	0.95	6.08	
0.40	205.7	15.8	210.3	40.2	1.19	0.34	1.20	1.12	7.70	
0.60	148.7	14.7	150.0	26.5	1.33	0.35	1.36	1.44	9.87	
0.80	113.2	13.6	116.8	19.7	1.34	0.36	1.34	1.45	12.04	
1.00	88.6	12.2	92.8	14.7	1.32	0.39	1.30	1.46	13.80	
1.20	63.5	7.0	64.0	10.4	1.37	0.79	1.39	1.50	11.01	
1.30	53.6	-	54.5	7.6	1.40	-	1.41	1.63	-	
Secchi	-				<b>Mittelwert</b>	<b>1.28</b>	<b>0.45</b>	<b>1.35</b>	<b>1.37</b>	<b>9.43</b>
Haslau unterhalb										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	437.1	26.6	365.0	72.4	-	-	-	-	6.07	
0.20	370.0	22.2	319.0	62.3	0.83	0.90	0.67	0.75	5.99	
0.40	331.5	18.4	261.3	49.6	0.69	0.92	0.84	0.94	5.55	
0.60	264.0	14.8	197.0	37.8	0.84	0.97	1.03	1.08	5.61	
0.80	202.9	12.3	165.5	28.0	0.96	0.96	0.99	1.19	6.08	
1.00	155.5	10.8	136.2	20.2	1.03	0.90	0.99	1.28	6.94	
1.20	125.6	9.7	115.6	16.7	1.04	0.84	0.96	1.22	7.72	
1.30	115.2	8.1	-	14.3	1.03	0.91	-	1.25	7.03	
Secchi	160 cm				<b>Mittelwert</b>	<b>0.92</b>	<b>0.91</b>	<b>0.91</b>	<b>1.10</b>	<b>6.38</b>
Regelsbrunn										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	571.0	23.8	465.0	90.6	-	-	-	-	4.16	
0.20	453.8	21.9	403.6	73.1	1.15	0.40	0.71	1.07	4.83	
0.40	400.0	19.0	335.0	60.2	0.89	0.55	0.82	1.02	4.76	
0.60	308.2	18.2	260.0	38.5	1.03	0.44	0.97	1.43	5.92	
0.80	224.4	-	184.1	28.3	1.17	-	1.16	1.45	-	
0.90	185.0	-	161.0	23.8	1.25	-	1.18	1.48	-	
Secchi	> 90 cm				<b>Mittelwert</b>	<b>1.10</b>	<b>0.46</b>	<b>0.97</b>	<b>1.29</b>	<b>4.92</b>
Seitenarm										
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O	
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$		
0.00	112.3	2.9	109.5	23.3	-	-	-	-	2.56	
0.10	107.3	2.7	97.9	21.1	0.46	0.76	1.12	0.99	2.48	
0.20	99.0	2.5	94.9	19.0	0.63	0.65	0.72	1.02	2.55	
0.30	91.3	2.4	82.8	17.0	0.69	0.58	0.93	1.05	2.64	
0.40	82.5	2.3	76.4	15.6	0.77	0.51	0.90	1.00	2.84	
0.50	74.4	2.2	68.0	13.9	0.82	0.51	0.95	1.03	2.98	
Secchi	-				<b>Mittelwert</b>	<b>0.67</b>	<b>0.60</b>	<b>0.92</b>	<b>1.02</b>	<b>2.67</b>

Tabelle 6: Freilandlichtdaten vom 16.10.1995 (E...Extinktionskoeffizient)

Donau: zu geringer Wasserstand									
Haslau oberhalb									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0.00	237.0	18.6	228.0	39.0	-	-	-	-	7.85
0.20	188.0	14.9	163.0	29.4	1.16	1.11	1.68	1.41	7.93
0.40	143.5	11.7	123.6	21.0	1.25	1.16	1.53	1.55	8.15
0.60	95.0	7.7	78.2	13.7	1.52	1.47	1.78	1.75	8.11
0.80	64.9	5.6	60.7	9.4	1.62	1.51	1.65	1.78	8.55
1.00	44.4	4.3	45.1	6.9	1.67	1.47	1.62	1.73	9.59
1.20	32.1	2.7	31.8	4.7	1.67	1.60	1.64	1.77	8.54
1.25	-	-	27.1	-	-	-	1.70	-	-
1.30	24.8	-	-	3.6	1.74	-	-	1.83	-
Secchi	90 cm		<b>Mittelwert</b>		<b>1.52</b>	<b>1.39</b>	<b>1.66</b>	<b>1.69</b>	<b>8.39</b>
Haslau unterhalb									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0.00	292.0	11.9	242.0	46.0	-	-	-	-	4.07
0.20	253.7	10.8	208.2	40.8	0.70	0.49	0.75	0.60	4.25
0.40	206.2	9.6	180.0	34.5	0.87	0.53	0.74	0.72	4.66
0.60	157.3	7.9	134.1	27.1	1.03	0.68	0.98	0.88	5.03
0.80	146.3	6.8	115.0	22.5	0.86	0.70	0.93	0.90	4.65
1.00	123.7	6.0	95.7	18.4	0.86	0.68	0.93	0.92	4.87
1.10	-	-	81.2	-	-	-	0.99	-	-
1.20	100.0	4.9	-	14.1	0.89	0.75	-	0.99	4.85
1.30	-	2.7	-	11.8	-	1.14	-	1.04	-
1.40	79.0	-	-	-	0.93	-	-	-	-
1.50	66.0	-	-	-	0.99	-	-	-	-
Secchi	180 cm		<b>Mittelwert</b>		<b>0.89</b>	<b>0.71</b>	<b>0.89</b>	<b>0.86</b>	<b>4.62</b>
Regelsbrunn									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0.00	379.0	39.0	337.4	61.8	-	-	-	-	10.29
0.20	307.7	30.0	265.9	45.5	1.04	1.32	1.19	1.53	9.74
0.40	234.0	24.2	197.8	36.4	1.21	1.19	1.34	1.32	10.34
0.60	150.8	16.3	132.2	19.9	1.54	1.45	1.56	1.89	10.84
0.80	107.6	13.2	95.2	15.8	1.57	1.35	1.58	1.71	12.30
0.85	-	4.7	-	-	-	2.49	-	-	-
0.90	96.4	-	84.9	14.2	1.52	-	1.53	1.64	-
Secchi	90 cm		<b>Mittelwert</b>		<b>1.38</b>	<b>1.56</b>	<b>1.44</b>	<b>1.62</b>	<b>10.70</b>
Seitenarm									
Tiefe	Oberlicht	Unterlicht	Gelbfilter	Rotfilter	E Oberlicht	E Unterlicht	E. Gelbfilter	E. Rotfilter	% U am O
m	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	$\text{m}^{-1}$	
0.00	159.9	2.6	130.3	23.3	-	-	-	-	1.61
0.10	146.4	2.4	118.1	20.2	0.88	0.56	0.98	1.43	1.66
0.20	128.0	2.3	105.4	18.3	1.11	0.47	1.06	1.21	1.83
0.30	114.6	2.3	92.9	16.2	1.11	0.38	1.13	1.21	2.00
0.40	95.2	2.3	79.0	14.0	1.30	0.32	1.25	1.27	2.37
0.50	84.5	2.2	71.8	12.6	1.28	0.31	1.19	1.23	2.60
0.55	-	-	-	11.4	-	-	-	1.30	-
0.60	71.5	2.1	64.5	-	1.34	0.38	1.17	-	2.87
Secchi	-		<b>Mittelwert</b>		<b>1.17</b>	<b>0.40</b>	<b>1.13</b>	<b>1.27</b>	<b>2.13</b>

Tabelle 7: Bruttoproduktionsraten, spezifische Bruttoproduktionsraten und Ergebnisse des nichtlinearen Regressionsmodells; Standort P1 (Donau)

<b>10.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	9.61	15.46	10.18	18.99	4.16	6.69
30	15.23	0.81	14.20		6.59	0.35
60	15.36		15.40		6.65	
110	14.42		15.46		6.24	
150	15.96		15.46		6.91	
<b>17.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	14.01	21.74	13.52	20.61	4.11	6.38
30	18.67	1.05	19.50		5.47	0.31
60	22.14		21.61		6.49	
110	21.65		21.74		6.35	
<b>24.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	14.89	22.96	14.79	19.60	4.87	7.50
30	20.90	1.17	20.91		6.83	0.38
60	21.18		22.86		6.92	
110	24.95		22.96		8.15	
150	22.59		22.96		7.38	
<b>1.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	52.75	82.62	45.39	24.29	4.20	6.58
30	61.18	3.40	69.73		4.87	0.27
60	79.59		81.45		6.34	
110	85.53		82.60		6.81	
150	84.69		82.62		6.74	
<b>8.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	84.16	121.79	74.30	21.16	4.90	7.09
30	92.88	5.76	108.30		5.40	0.33
60	126.36		120.96		7.35	
110	118.94		121.79		6.92	
150	124.80		121.79		7.26	
370	123.96		121.79		7.21	
<b>16.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	85.41	163.62	61.80	47.53	2.84	5.57
30	97.25	9.75	108.18		3.24	0.12
60	137.02		150.55		4.56	
110	167.17		162.66		5.56	
150	165.66		163.51		5.51	
370	167.75		163.62		5.58	

Licht in  $\mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$

BP...Bruttophotosyntheserate in  $\mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$

BP<sub>max</sub>...Maximale Bruttophotosyntheserate

alpha...Anfangsanstieg der P-I-Kurve

BP/Chl-a...spezifische Bruttophotosyntheserate

Tabelle 8: Bruttoproduktionsraten, spezifische Bruttoproduktionsraten und Ergebnisse des nichtlinearen Regressionsmodells; Standort P2 (Haslau)

<b>10.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	13.51	23.51	11.91	26.89	5.14	8.94
30	17.19	0.87	18.95		6.54	0.33
60	23.23		22.98		8.83	
110	23.88		23.51		9.08	
<b>17.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	12.82	25.55	12.47	28.11	2.47	4.91
30	19.53	0.91	20.15		3.76	0.17
60	25.77		24.85		4.96	
110	24.63		25.55		4.74	
150	25.89		25.55		4.98	
<b>24.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	9.43	25.43	9.47	38.36	2.79	7.52
30	16.48	0.66	16.63		4.88	0.20
60	23.97		23.30		7.09	
110	23.47		25.27		6.94	
150	21.99		25.41		6.51	
370	30.13		25.43		8.92	
<b>1.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	20.64	40.59	15.33	37.76	4.42	8.69
30	24.32	1.08	26.83		5.21	0.23
60	34.61		37.34		7.41	
110	39.68		40.35		8.50	
150	41.79		40.56		8.95	
370	42.19		40.59		9.03	
<b>8.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	116.14	241.04	101.43	33.43	2.39	4.97
30	162.05	7.21	172.35		3.34	0.15
60	225.17		228.09		4.64	
110	220.65		240.37		4.55	
150	239.22		240.98		4.93	
370	266.40		241.04		5.49	
<b>16.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	59.38	115.60	55.04	28.96	2.23	4.35
30	85.94	3.99	89.73		3.23	0.15
60	110.29		111.99		4.15	
110	121.03		115.48		4.56	
150	111.87		115.59		4.21	
370	116.30		115.60		4.38	

Licht in  $\mu\text{mol Photonen}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$

BP...Bruttophotosyntheserate in  $\mu\text{g C}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$

BP<sub>max</sub>...Maximale Bruttophotosyntheserate

alpha...Anfangsanstieg der P-I-Kurve

BP/Chl-a...spezifische Bruttophotosyntheserate

Tabelle 9: Bruttoproduktionsraten, spezifische Bruttoproduktionsraten und Ergebnisse des nichtlinearen Regressionsmodells; Standort P3 (Mitterhaufen)

<b>10.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	10.30	14.23	9.92	17.40	5.05	6.98
30	12.74	0.82	13.35		6.24	0.40
60	11.55		14.20		5.66	
110	13.92		14.23		6.82	
150	17.50		14.23		8.58	
<b>17.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	18.41	34.51	16.08	29.72	4.14	7.76
30	24.37	1.16	26.42		5.48	0.26
60	32.79		33.32		7.37	
110	35.46		34.47		7.97	
<b>24.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	10.61	17.78	8.45	29.03	3.67	6.15
30	12.16	0.61	13.78		4.21	0.21
60	15.85		17.22		5.48	
110	16.02		17.76		5.54	
150	18.41		17.78		6.37	
370	20.45		17.78		7.08	
<b>1.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	16.96	30.65	15.35	27.26	4.72	8.54
30	23.84	1.12	24.54		6.64	0.31
60	26.18		29.91		7.29	
110	32.28		30.63		8.99	
150	32.39		30.65		9.02	
<b>8.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	59.95	112.67	59.33	25.62	2.93	5.52
30	91.99	4.40	92.90		4.50	0.22
60	111.65		110.61		5.47	
110	109.98		112.63		5.38	
150	103.29		112.67		5.06	
370	124.10		112.67		6.07	
<b>16.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	46.85	96.67	44.14	30.43	2.97	6.13
30	72.62	3.18	73.05		4.61	0.20
60	86.95		93.00		5.51	
110	97.51		96.53		6.18	
150	96.40		96.66		6.11	
370	100.86		96.67		6.40	

Licht in  $\mu\text{mol Photonen}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$

BP...Bruttphotosyntheserate in  $\mu\text{g C}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$

BP<sub>max</sub>...Maximale Bruttphotosyntheserate

alpha...Anfangsanstieg der P-I-Kurve

BP/Chl-a...spezifische Bruttphotosyntheserate

Tabelle 10: Bruttoproduktionsraten, spezifische Bruttoproduktionsraten und Ergebnisse des nichtlinearen Regressionsmodells; Standort P4 (Regelsbrunn)

<b>10.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	19.08	28.62	17.67	20.81	4.60	6.90
30	23.11	1.38	25.59		5.57	0.33
60	30.93		28.44		7.45	
110	27.07		28.61		6.52	
150	27.28		28.62		6.57	
370	30.36		28.62		7.32	
<b>17.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
30	13.51	23.51	11.91	26.89	1.66	2.89
60	17.19	0.87	18.95		2.11	0.11
110	23.23		22.98		2.86	
150	23.88		23.51		2.94	
370	0.00		0.00		0.00	
<b>24.9.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	25.24	50.63	26.14	26.26	4.86	9.76
30	43.20	1.93	41.28		8.32	0.37
60	45.74		49.59		8.81	
110	50.45		50.61		9.72	
150	48.76		50.63		9.40	
370	55.34		50.63		10.66	
<b>1.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	19.30	29.58	19.11	19.53	4.53	6.94
30	26.93	1.51	26.96		6.32	0.36
60	26.49		29.46		6.22	
110	26.16		29.58		6.14	
150	30.75		29.58		7.22	
370	34.69		29.58		8.14	
<b>8.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	96.22	145.66	89.81	20.85	6.18	9.36
30	119.33	6.99	130.14		7.67	0.45
60	152.71		144.74		9.81	
110	142.21		145.65		9.14	
150	146.89		145.66		9.44	
<b>16.10.</b>						
Licht	BP	BP <sub>max</sub> /alpha	BPgeschätzt	I <sub>k</sub>	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	50.92	93.58	43.92	29.46	2.96	5.44
30	69.17	3.18	71.98		4.02	0.18
60	79.08		90.45		4.59	
110	85.80		93.48		4.99	
150	98.52		93.58		5.72	
370	106.17		93.58		6.17	

Licht in  $\mu\text{mol Photonen}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$

BP...Bruttophotosyntheserate in  $\mu\text{g C}\cdot\text{l}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$

BP<sub>max</sub>...Maximale Bruttophotosyntheserate

alpha...Anfangsanstieg der P-I-Kurve

BP/Chl-a...spezifische Bruttophotosyntheserate

Tabelle 11: Bruttoproduktionsraten, spezifische Bruttoproduktionsraten und Ergebnisse des nichtlinearen Regressionsmodells; Standort P5 (Seitenarm)

<b>24.9.</b>						
Licht	BP	BPmax/alpha	BPgeschätzt	Ik	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	3.25	11.00	4.61	33.56	1.24	4.18
30	9.79	0.33	7.85		3.72	0.12
60	8.44		10.40		3.21	
110	12.01		10.97		4.57	
<b>1.10.</b>						
Licht	BP	BPmax/alpha	BPgeschätzt	Ik	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	29.59	42.66	21.45	27.12	5.80	8.37
30	26.91	1.57	34.25		5.28	0.31
60	37.25		41.65		7.30	
110	42.84		42.64		8.40	
150	48.55		42.66		9.52	
<b>8.10.</b>						
Licht	BP	BPmax/alpha	BPgeschätzt	Ik	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	78.86	115.17	80.28	17.41	4.27	6.24
30	111.22	6.61	108.06		6.02	0.36
60	112.95		114.94		6.12	
<b>16.10.</b>						
Licht	BP	BPmax/alpha	BPgeschätzt	Ik	BP/Chl-a	BPmax/alpha
15	46.21	79.67	42.10	25.51	2.60	4.48
30	59.92	3.12	65.82		3.37	0.18
60	83.80		78.24		4.71	
110	76.87		79.64		4.32	

Licht in  $\mu\text{mol Photonen} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$

BP...Bruttophotosyntheserate in  $\mu\text{g C} \cdot \text{l}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$

BP<sub>max</sub>...Maximale Bruttophotosyntheserate

alpha...Anfangsanstieg der P-I-Kurve

BP/Chl-a...spezifische Bruttophotosyntheserate

Tabelle 12: Relative Häufigkeiten bei Punkt P1 (Donau)

PI - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<b>CYANOPHYTA</b>						
<i>c. f. Coelosphaerium aerugineum</i>		1	1	1	1	1
<i>Microcystis flos-aquae</i>					1	1
<i>Oscillatoria limosa</i>					1	
<i>Oscillatoria sp.</i>	1	1				
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>						
<i>Dinobryon divergens</i>					1	1
<i>Synura c. f. petersenii</i>	1	1			1	1
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>						
<i>Achnanthes lanceolata</i>	1	1		1	1	1
<i>Amphora libyca</i>	1			1		1
<i>Amphora ovalis</i>		1			1	
<i>Amphora pediculus</i>	1	1	1		1	1
<i>Asterionella formosa</i>	2	2	2	3	4	3
<i>Aulacoseira granulata</i>	2	1	1	3	3	3
<i>Caloneis bacillum</i>					1	1
<i>Cocconeis pediculus</i>		1		1		1
<i>Cocconeis placentula</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Cyclotella comta</i>		1		1		
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>		1	1		2	1
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2	2	2	3	3	2
<i>Cyclotella ocellata</i>	1	1	1			1
<i>Cyclotella stelligera</i>			1	1	1	1
<i>Cyclotella sp.</i>			1	2	1	
<i>Cyclotstephanos dubius</i>			1	1	4	2
<i>Cymatopleura elliptica</i>			1			
<i>Cymatopleura solea</i>	1	1	1	1		1
<i>Cymbella minuta</i>	1	1		1	1	1
<i>Diatoma ehrenbergii</i>	1	1		1	1	1
<i>Diatoma hyemalis</i>				1		1
<i>Diatoma tenuis</i>			1			
<i>Diatoma vulgare</i>		1	1	1	1	1
<i>Epithemia c. f. turgida</i>				1		
<i>Fragilaria arcus</i>	1			1	1	
<i>Fragilaria capucina</i>					1	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1	1	1	1	2	3
<i>Fragilaria parasitica var. parasitica</i>					1	
<i>Fragilaria ulna</i>	1	1	1	1	2	2
<i>Gomphonema angustatum</i>			1			1
<i>Gomphonema olivaceum</i>	1					
<i>Gomphonema tergestinum</i>	1					
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Melosira varians</i>	1	1	1	2	1	1
<i>Navicula capitata</i>	1			1		1
<i>Navicula capitatoradiata</i>	1	1	1	2	1	
<i>Navicula c. f. clementis</i>					1	
<i>Navicula cryptotenella</i>				1		
<i>Navicula lanceolata</i>	1		1	2	1	2
<i>Navicula menisculus</i>		1	1	2	2	2
<i>Navicula pupula</i>			1	1		
<i>Navicula pygmaea</i>		1				

Tabelle 12: Relative Häufigkeiten bei Punkt P1 (Donau)

P1 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Navicula rhynchocephala</i>			1	1		
<i>Navicula tripunctata</i>	1	1	1	1	1	3
<i>Navicula trivialis</i>		1		2		
<i>Navicula viridula</i>		1	1	1	1	
<i>Nitzschia acicularis</i>	1		1	2	2	
<i>Nitzschia angustata</i>				1	1	
<i>Nitzschia constricta</i>					1	1
<i>Nitzschia dissipata</i>		1	1	1	1	1
<i>Nitzschia frustulia</i>						1
<i>Nitzschia fruticosa</i>		1	1	1	1	3
<i>Nitzschia linearis</i>			1		1	
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	1				1	
<i>Nitzschia sublinearis</i>	1	1	1	2	2	1
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>				1		1
<i>Skeletonema c. f. subsalsum</i>	1	1	2	1	2	1
<i>Stephanodiscus hantzschii var. tenuis</i>	2	2	2	3	4	4
<i>Stephanodiscus minutulus</i>		1				
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>						2
<i>Surirella brebissonii</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Tabellaria flocculosa</i>	1	1	1	1	1	1
<b>CRYPTOPHYTA</b>						
<i>Cryptomonas sp.</i>	1	1	1	1	1	1
<b>DINOPHYTA</b>						
<i>Ceratium hirundinella</i>	1	1	1		1	
<b>EUGLENOPHYTA</b>						
<i>Phacus helicoides</i>	1					
<i>Phacus sp.</i>					1	
<b>CHLOROPHYTA</b>						
<i>Actinastrum aciculare</i>			1		1	1
<i>Actinastrum gracillimum</i>					1	
<i>Actinastrum hantzschii</i>	1	1	1	1		1
<i>Chlamydomonas sp.</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Closterium moniliferum</i>		1			1	
<i>Closterium sp.</i>	1	1	1			1
<i>Coelastrum astroideum</i>		1	1	1	1	2
<i>Coelastrum microporum</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Cosmarium biretum</i>						
<i>Cosmarium sp.</i>		1	1		1	
<i>Crucigenia fenestrata</i>						1
<i>Crucigeniella crucifera</i>					1	1
<i>Crucigeniella rectangularis</i>		1				
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>		1	1		1	1
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>		1	1	1		1
<i>Didymogenes anomala</i>			1			
<i>Gonium pectorale</i>					1	
<i>Hyalotheka dissiliens</i>		1				
<i>Kirchmeriella contorta</i>				1		
<i>Kirchmeriella irregularis</i>			1			
<i>Micractinium pusillum</i>		1	1	1		1
<i>Nephrocytium limneticum</i>			1	1	1	1

Tabelle 12: Relative Häufigkeiten bei Punkt P1 (Donau)

P1 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Oocystis sp.</i>		1	1	1		1
<i>Pandorina morum</i>				1	1	1
<i>Pediastrum boryanum</i>	1	1	1	1	1	2
<i>Pediastrum duplex</i>	1	1		1	1	1
<i>Pediastrum simplex</i>		1	1	1		1
<i>Pediastrum tetras</i>			1			1
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	1	1	1	1	1	2
<i>Scenedesmus acutus</i>	1				1	
<i>Scenedesmus dimorphus</i>		1	1	1		1
<i>Scenedesmus magnus</i>				1		1
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1	1	1	1	1	2
<i>Sphaerocystis c. f. planctonica</i>	1	1	1	1	1	
<i>Staurastrum c. f. paradoxum</i>		1			1	1
<i>Staurastrum sp.</i>			1			
<i>Tetraedron caudatum</i>	1					

Tabelle 13: Relative Häufigkeiten bei Punkt P2 (Haslau)

P2 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<b>CYANOPHYTA</b>						
<i>c. f. Coelosphaerium aerugineum</i>			1			
<i>Oscillatoria limosa</i>					1	1
<i>Oscillatoria tenuis</i>					1	
<i>Oscillatoria sp.</i>				1		
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>						
<i>Dinobryon divergens</i>	1		1	2	5	4
<i>Mallomonas sp.</i>	1		1	1	1	
<i>Synura c. f. petersenii</i>	1	1	2	2	3	3
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>						
<i>Achnanthes lanceolata</i>				1		
<i>Achnanthes minutissima</i>			1			1
<i>Amphora libyca</i>			1	1	1	
<i>Amphora ovalis</i>		1		1		1
<i>Amphora pediculus</i>	1	1	1	1		1
<i>Asterionella formosa</i>	2	2	3	1	1	3
<i>Aulacoseira granulata</i>	2	1	2	1	1	2
<i>Caloneis amphisbaena</i>			1			
<i>Cocconeis pediculus</i>		1		1		1
<i>Cocconeis placentula</i>		1	1	1		1
<i>Cyclotella comta</i>					1	
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>		2				
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		2	2	1	3	2
<i>Cyclotella ocellata</i>	1	1		1	1	
<i>Cyclotella stelligera</i>						1
<i>Cyclotella sp.</i>			1			
<i>Cyclotstephanos dubius</i>				1	2	2
<i>Cymatopleura elliptica</i>			1	1	1	1
<i>Cymatopleura solea</i>		1	1	1	1	1
<i>Cymbella cistula</i>			1	1		
<i>Cymbella lanceolata</i>			1		1	
<i>Cymbella minuta</i>			1	1		
<i>Cymbella tumida</i>				1		
<i>Diatoma ehrenbergii</i>	1	1			1	1
<i>Diatoma tenuis</i>			1			
<i>Diatoma vulgare</i>			1	1		1
<i>Diploneis oculata</i>			1			
<i>Epithemia c. f. turgida</i>			1			
<i>Fragilaria arcus</i>	1		1			
<i>Fragilaria capucina</i>			1			
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1		1	1	1	1
<i>Fragilaria parasitica var. parasitica</i>				1		
<i>Fragilaria ulna</i>		1	2	1	1	2
<i>Gomphonema angustatum</i>			1			
<i>Gomphonema augur</i>		1				
<i>Gomphonema olivaceum</i>					1	
<i>Gomphonema truncatum</i>				1		
<i>Gyrosigma acuminatum</i>		1	1	1	1	1
<i>Melosira varians</i>	2	2	2	2	1	2
<i>Navicula capitata</i>		1	1	1	1	1
<i>Navicula capitatoradiata</i>	1	2	2	2	2	2

Tabelle 13: Relative Häufigkeiten bei Punkt P2 (Haslau)

P2 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Navicula cuspitata</i>				1		1
<i>Navicula lanceolata</i>	1	1	1	1		
<i>Navicula menisculus</i>	1		1	2	2	2
<i>Navicula pseudolanceolata</i>					1	
<i>Navicula pupula</i>			1	1		1
<i>Navicula pygmaea</i>		1			1	
<i>Navicula radiosa</i>				1	1	1
<i>Navicula rhynchocephala</i>			1	1	2	2
<i>Navicula tripunctata</i>		1	1	1	2	2
<i>Navicula trivialis</i>		2		2	2	
<i>Navicula viridula</i>			1			1
<i>Nitzschia acicularis</i>		1	2	2	2	1
<i>Nitzschia angustata</i>		1	1	1		1
<i>Nitzschia dissipata</i>		1	1	1	1	1
<i>Nitzschia fruticosa</i>		1	2	1	1	1
<i>Nitzschia c. f. levidensis</i>		1				
<i>Nitzschia linearis</i>			2	2	2	2
<i>Nitzschia sigmoidea</i>		1	1	1	1	1
<i>Nitzschia sublinearis</i>		2	2	2	1	2
<i>Pinnularia microstauron</i>		1		1		
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>			1			
<i>Skeletonema c. f. subsalsum</i>	1	1	1	1		1
<i>Stephanodiscus hantzschii var. tenuis</i>	1	2	3	3	4	3
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>						1
<i>Surirella bifrons</i>		1				1
<i>Surirella brebissonii</i>		2	1	1	1	1
<i>Tabellaria flocculosa</i>	1	1	1	1		1
<b>CRYPTOPHYTA</b>						
<i>Cryptomonas sp.</i>	1	1	1	1	1	1
<b>DINOPHYTA</b>						
<i>Ceratium hirundinella</i>	1	1	1			
<i>Peridinium sp.</i>					1	1
<b>EUGLENOPHYTA</b>						
<i>Euglena sp.</i>		1		1		1
<i>Phacus sp.</i>			1			
<b>CHLOROPHYTA</b>						
<i>Actinastrum aciculare</i>			1			
<i>Actinastrum hantzschii</i>		1	1			1
<i>Chlamydomonas sp.</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Closterium ehrenbergii</i>			1	1	1	
<i>Closterium moniliferum</i>		1				
<i>Closterium sp.</i>				1		1
<i>Coelastrum astroideum</i>	1		1			1
<i>Coelastrum microporum</i>	1	1	1			
<i>Crucigeniella crucifera</i>			1			1
<i>Crucigeniella rectangularis</i>		1				
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>			1			1
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	1				1	1
<i>Eudorina elegans</i>						1
<i>Gonium pectorale</i>			1		2	1

Tabelle 13: Relative Häufigkeiten bei Punkt P2 (Haslau)

P2 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Nephrocytium limneticum</i>		1				
<i>Oedogonium sp.</i>		1				
<i>Pandorina morum</i>		1	1	1	4	2
<i>Pediastrum boryanum</i>		1	1	1	1	1
<i>Pediastrum duplex</i>	1	1	1	1		1
<i>Pediastrum simplex</i>		1	1			1
<i>Scenedesmus acuminatus</i>			1			1
<i>Scenedesmus acutus</i>					1	
<i>Scenedesmus dimorphus</i>		1	1		1	
<i>Scenedesmus disciformis</i>		1				
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		1	1	1	1	1
<i>Sphaerocystis c. f. planctonica</i>	1		1			
<i>Staurastrum c. f. paradoxum</i>		1				
<i>Staurastrum sp.</i>			1			

Tabelle 14: Relative Häufigkeiten bei Punkt P3 (Hauptarm Mitterhaufen)

P3 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<b>CYANOPHYTA</b>						
<i>c. f. Coelosphaerium aerugineum</i>		1				
<i>Merismopedia elegans</i>					1	
<i>Oscillatoria limosa</i>					1	1
<i>Oscillatoria tenuis</i>					1	
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>						
<i>Dinobryon divergens</i>		1	1	2	2	4
<i>Mallomonas sp.</i>				1	1	1
<i>Synura c. f. petersenii</i>	1	1	1	4	5	4
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>						
<i>Achnanthes lanceolata</i>		1		1		1
<i>Achnanthes minutissima</i>						1
<i>Amphora libyca</i>		1		1		1
<i>Amphora ovalis</i>		1	1	1		1
<i>Amphora pediculus</i>		1	1	1	1	1
<i>Asterionella formosa</i>	1	2	2	1	1	1
<i>Aulacoseira granulata</i>	1	2	1	1	1	1
<i>Caloneis amphisbaena</i>				1		
<i>Cocconeis pediculus</i>		1	1		1	1
<i>Cocconeis placentula</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Cyclotella comta</i>			1			
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>		2				
<i>Cyclotella meneghiniana</i>		2	1	1	2	1
<i>Cyclotella ocellata</i>		1		1		
<i>Cyclotstephanos dubius</i>					2	1
<i>Cymatopleura elliptica</i>				1		1
<i>Cymatopleura solea</i>		1	1	1	1	1
<i>Cymbella affinis</i>			1			
<i>Cymbella cistula</i>		1				1
<i>Cymbella lanceolata</i>					1	1
<i>Cymbella naviculiformis</i>					1	
<i>Cymbella tumida</i>						1
<i>Diatoma ehrenbergii</i>		1		1		
<i>Diatoma vulgare</i>			1	1		1
<i>Diploneis oculata</i>						1
<i>Fragilaria arcus</i>		1				
<i>Fragilaria capucina</i>			1			
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Fragilaria ulna</i>	1	1	1	1	1	2
<i>Gyrosigma acuminatum</i>		1	1	1		1
<i>Melosira varians</i>	1	2	1	1	1	2
<i>Navicula capitata</i>		1	1	1		
<i>Navicula capitatoradiata</i>		1	2	3	2	1
<i>Navicula cuspidata</i>		1				
<i>Navicula lanceolata</i>			1	1		
<i>Navicula menisculus</i>	1	2	1	2	1	2
<i>Navicula pupula</i>		1	1	1		
<i>Navicula radiosa</i>					1	
<i>Navicula rhynchocephala</i>			1	2	2	2
<i>Navicula tripunctata</i>				1	1	1
<i>Navicula trivialis</i>		1	2	2	1	2

Tabelle 14: Relative Häufigkeiten bei Punkt P3 (Hauptarm Mitterhaufen)

P3 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Navicula viridula</i>		1				
<i>Nitzschia acicularis</i>		2	2	1	1	1
<i>Nitzschia angustata</i>		1		2	1	1
<i>Nitzschia constricta</i>			1	1		1
<i>Nitzschia dissipata</i>		1	1	1	1	1
<i>Nitzschia fruticosa</i>		1	1	1	2	
<i>Nitzschia c. f. levidensis</i>				1		
<i>Nitzschia linearis</i>		2	2	2	2	2
<i>Nitzschia sigmoidea</i>			1	1	1	1
<i>Nitzschia sublinearis</i>		1	2	2		2
<i>Pinnularia microstauron</i>				1	1	
<i>Skeletonema c. f. subsalsum</i>	1	1	1	1		
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> var. <i>hantzschii</i>		1				
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> var. <i>tenuis</i>		2	2	2	4	3
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>		1				
<i>Surirella angusta</i>		1	1			
<i>Surirella brebissonii</i>		1	1	1	1	1
<i>Tabellaria flocculosa</i>	1		1			
<b>CRYPTOPHYTA</b>						
<i>Cryptomonas</i> sp.	1	1	1	1	1	1
<b>DINOPHYTA</b>						
<i>Ceratium hirundinella</i>	1	1	1			1
<i>Peridinium</i> sp.	1			1	1	1
<b>CHLOROPHYTA</b>						
<i>Actinastrum hantzschii</i>		1		1	1	
<i>Chlamydomonas</i> sp.	1	1	1	1	1	1
<i>Closterium ehrenbergii</i>			1			1
<i>Closterium moniliferum</i>		1				
<i>Closterium</i> sp.	1					
<i>Coelastrum astroideum</i>			1	1		
<i>Coelastrum microporum</i>	1	1	1		1	
<i>Crucigeniella rectangularis</i>		1				
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>		1			1	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>			1		1	
<i>Gonium pectorale</i>			1		1	1
<i>Oocystis</i> sp.				1		
<i>Pandorina morum</i>	1	2	2	3	3	1
<i>Pediastrum boryanum</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Pediastrum duplex</i>	1	1	1	1	1	
<i>Pediastrum simplex</i>	1	1	1			
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		1			1	
<i>Scenedesmus acutus</i>		1				
<i>Scenedesmus dimorphus</i>				1		1
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1	1	1	1		1
<i>Sphaerocystis c. f. planctonica</i>	1	1				
<i>Staurastrum c. f. paradoxum</i>		1				

Tabelle 15: Relative Häufigkeiten bei Punkt P4 (Regelsbrunn)

P4 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<b>CYANOPHYTA</b>						
<i>c. f. Coelosphaerium aerugineum</i>		1				
<i>Oscillatoria limosa</i>					5	1
<i>Oscillatoria tenuis</i>	1				2	1
<i>Oscillatoria sp.</i>		1		1		
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>						
<i>Dinobryon divergens</i>	1	1	1	1	2	5
<i>Mallomonas sp.</i>	1	1	1			1
<i>Synura c. f. petersenii</i>	1	2	5	1	2	4
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>						
<i>Achnanthes lanceolata</i>	1		1	1		
<i>Achnanthes minutissima</i>				1	1	
<i>Achnanthes ploenensis</i>				1		
<i>Amphora libyca</i>	1			1	1	1
<i>Amphora ovalis</i>	1		1	1		1
<i>Amphora pediculus</i>	1		1	1	1	1
<i>Asterionella formosa</i>	3	2	2	1	1	1
<i>Aulacoseira granulata</i>	3	1	2	1	1	2
<i>Caloneis amphisbaena</i>			1		1	
<i>Caloneis bacillum</i>			1			
<i>Caloneis silicula</i>			1			
<i>Cocconeis pediculus</i>				1		
<i>Cocconeis placentula</i>	1	1	1	1	1	
<i>Cyclotella comta</i>	2		1	1		
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>		1				
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2	1	1		1	1
<i>Cyclotella ocellata</i>				1		
<i>Cyclotstephanos dubius</i>				1		1
<i>Cymatopleura elliptica</i>	1		1	1	1	
<i>Cymatopleura solea</i>	1	1	1	1	1	
<i>Cymbella ehrenbergii</i>	1					
<i>Cymbella lanceolata</i>				1	1	
<i>Cymbella minuta</i>				1	1	
<i>Cymbella naviculiformis</i>				1		
<i>Diatoma ehrenbergii</i>	1			1		
<i>Diatoma vulgare</i>	1			1		1
<i>Fragilaria arcus</i>	1					
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1	1	1			
<i>Fragilaria parasitica var. subconstricta</i>			1			
<i>Fragilaria ulna</i>	1		2	1		1
<i>Gomphonema acuminatum</i>					1	
<i>Gomphonema augur</i>					1	
<i>Gomphonema clavatum</i>					1	
<i>Gomphonema truncatum</i>				1	1	
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	1	1	1	1	1	
<i>Melosira varians</i>	1	2	1	1	1	
<i>Navicula bacillum</i>				1		
<i>Navicula capitata</i>			1	1	1	1
<i>Navicula capitatoradiata</i>	1	1	2	2	3	
<i>Navicula cuspidata</i>				1	1	
<i>Navicula gregaria</i>					2	

Tabelle 15: Relative Häufigkeiten bei Punkt P4 (Regelsbrunn)

P4 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Navicula lanceolata</i>				1		
<i>Navicula laterostrata</i>				1		
<i>Navicula menisculus</i>	1	1		2	3	1
<i>Navicula pupula</i>	1		1	1	1	1
<i>Navicula radiosa</i>					1	1
<i>Navicula rhynchocephala</i>	1		1	1	3	
<i>Navicula tripunctata</i>			1	1	1	
<i>Navicula trivialis</i>			2	2	3	2
<i>Navicula viridula</i>				1		
<i>Nitzschia acicularis</i>		1	2	2	3	1
<i>Nitzschia angustata</i>				1		
<i>Nitzschia constricta</i>				1	1	
<i>Nitzschia dissipata</i>					1	1
<i>Nitzschia fruticosa</i>	1	1	1	1		1
<i>Nitzschia c. f. levidensis</i>				1		
<i>Nitzschia linearis</i>		1	2	2	4	2
<i>Nitzschia pura</i>				1		
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	1		1	1	1	1
<i>Nitzschia c. f. sinuata</i>						
<i>Nitzschia sublinearis</i>	1		2	2	2	2
<i>Pinnularia microstauron</i>					1	
<i>Skeletonema c. f. subsalsum</i>	3	1	1	1		
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> var. <i>hantzschii</i>			1			
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> var. <i>tenuis</i>	2	1	2	2	4	2
<i>Surirella angusta</i>			1			
<i>Surirella brebissonii</i>			1	1		
<i>Tabellaria flocculosa</i>	1	1	1			
<b>CRYPTOPHYTA</b>						
<i>Cryptomonas</i> sp.	1	1	1	1	1	1
<b>DINOPHYTA</b>						
<i>Ceratium hirundinella</i>	1	1				
<i>Peridinium</i> sp.	1	1				1
<b>EUGLENOPHYTA</b>						
<i>Phacus</i> sp.						1
<b>CHLOROPHYTA</b>						
<i>Actinastrum hantzschii</i>		1	1			
<i>Chlamydomonas</i> sp.	1	1	1	1	1	1
<i>Closterium ehrenbergii</i>					1	
<i>Closterium</i> sp.	1	1				
<i>Coelastrum astroideum</i>		1				
<i>Coelastrum microporum</i>	1		1			
<i>Crucigeniella rectangularis</i>		1				
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>		1	1			
<i>Gonium pectorale</i>					1	1
<i>Micractinium pusillum</i>		1				
<i>Monoraphidium c. f. tortile</i>	1					
<i>Pandorina morum</i>	1	1	4	1	2	1
<i>Pediastrum boryanum</i>	1	1	1			1
<i>Pediastrum duplex</i>	1	1	1	1		

Tabelle 15: Relative Häufigkeiten bei Punkt P4 (Regelsbrunn)

P4 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Pediastrum simplex</i>	1					
<i>Scenedesmus acuminatus</i>		1				
<i>Scenedesmus acutus</i>			1			
<i>Scenedesmus dimorphus</i>		1	1			
<i>Scenedesmus c. f. protuberans</i>		1				
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1	1	1			1
<i>Sphaerocystis c. f. planctonica</i>	1			1		
<i>Spirogyra sp.</i>					1	
<i>Staurastrum c. f. paradoxum</i>		1				

Tabelle 16: Relative Häufigkeiten bei Punkt P5 (Seitenarm beim Mitterhaufen)

P5 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<b>CYANOPHYTA</b>						
<i>Oscillatoria limosa</i>					1	
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>						
<i>Dinobryon divergens</i>				1	1	1
<i>Mallomonas sp.</i>				1		
<i>Synura c. f. petersenii</i>				2	1	2
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>						
<i>Achnanthes lanceolata</i>		1		1	1	1
<i>Achnanthes minutissima</i>	1		1	1	3	3
<i>Amphora libyca</i>	1	1	1		1	1
<i>Amphora ovalis</i>		1		1		
<i>Amphora pediculus</i>		1	1	1	1	1
<i>Asterionella formosa</i>				1		
<i>Aulacoseira granulata</i>	1		1	1	1	1
<i>Caloneis bacillum</i>			1			
<i>Caloneis silicula</i>				1	1	
<i>Cocconeis pediculus</i>			1	1		1
<i>Cocconeis placentula</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1	1	1	2	1	1
<i>Cyclotella ocellata</i>			1	1		
<i>Cyclotella sp.</i>	1	1	1	1	3	2
<i>Cyclotstephanos dubius</i>			1			
<i>Cymatopleura solea</i>				1		1
<i>Cymbella cistula</i>			1			
<i>Cymbella cymbiformis</i>					2	1
<i>Cymbella lanceolata</i>					1	
<i>Cymbella minuta</i>				1	1	1
<i>Diatoma ehrenbergii</i>						1
<i>Diatoma vulgare</i>			1	1	1	
<i>Diploneis oblongella</i>						1
<i>Diploneis oculata</i>			1		1	
<i>Epithemia c. f. turgida</i>			1			
<i>Eunotia sp.</i>					1	1
<i>Fragilaria capucina</i>					1	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1	1	1	1		
<i>Fragilaria parasitica var. parasitica</i>		1		1		
<i>Fragilaria pinnata</i>				1		
<i>Fragilaria ulna</i>		1	1	1	1	2
<i>Gomphonema acuminatum</i>			1	1	2	1
<i>Gomphonema angustatum</i>			1	1		2
<i>Gomphonema angustum</i>	1					
<i>Gomphonema clavatum</i>					2	2
<i>Gomphonema truncatum</i>			1		1	2
<i>Gyrosigma acuminatum</i>						1
<i>Melosira varians</i>			1	1	3	2
<i>Navicula capitata</i>	1		1	1	1	1
<i>Navicula capitatoradiata</i>			1		1	1
<i>Navicula cryptotenella</i>			1			
<i>Navicula cuspidata</i>						1
<i>Navicula c. f. elginensis</i>		1		1		
<i>Navicula c. f. halophila</i>				1		

Tabelle 16: Relative Häufigkeiten bei Punkt P5 (Seitenarm beim Mitterhaufen)

P5 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Navicula lanceolata</i>				1	1	
<i>Navicula menisculus</i>	1	1	1	2	1	2
<i>Navicula pupula</i>		1	1	1	1	
<i>Navicula radiosa</i>			1		1	1
<i>Navicula reinhardtii</i>					1	
<i>Navicula rhynchocephala</i>			1	1	1	
<i>Navicula tripunctata</i>				1	1	
<i>Navicula trivialis</i>			1	1	1	1
<i>Navicula viridula</i>		1				
<i>Neidium affine</i>			1			1
<i>Neidium binodeforme</i>						1
<i>Nitzschia acicularis</i>	1	1	1	2	3	1
<i>Nitzschia angustata</i>				1		1
<i>Nitzschia constricta</i>						1
<i>Nitzschia dissipata</i>	1	1	1	1		
<i>Nitzschia fruticosa</i>				1		
<i>Nitzschia c. f. levidensis</i>				1		
<i>Nitzschia linearis</i>		1	1	2	3	2
<i>Nitzschia sigmoidea</i>				1	1	
<i>Nitzschia sublinearis</i>			1	2	3	2
<i>Pinnularia microstauron</i>			1		1	1
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>			1	1	1	
<i>Stauroneis phoenicenteron</i>				1		
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> var. <i>hantzschii</i>		1				
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> var. <i>tenuis</i>	1	1		2	2	
<i>Stephanodiscus minutulus</i>				1		
<i>Surirella brebissonii</i>		1	1	1		1
<i>Tabellaria flocculosa</i>				1		
<b>CRYPTOPHYTA</b>						
<i>Cryptomonas</i> sp.	1	1	1	1	1	1
<b>DINOPHYTA</b>						
<i>Peridinium</i> sp.				1		
<b>EUGLENOPHYTA</b>						
<i>Euglena</i> sp.		1				
<i>Phacus helicoides</i>		1				
<i>Phacus</i> sp.				1		
<b>CHLOROPHYTA</b>						
<i>Chlamydomonas</i> sp.	1		1	1	1	
<i>Closterium</i> sp.						1
<i>Coelastrum microporum</i>				1		
<i>Pandorina morum</i>				1	1	
<i>Pediastrum boryanum</i>				1	1	
<i>Pediastrum simplex</i>		1				
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		1		1		

Tabelle 17: Relative Häufigkeiten bei Punkt P6 (Maria Ellend)

P6 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<b>CYANOPHYTA</b>						
<i>Anabaena sp.</i>				1		
<i>c. f. Coelosphaerium aerugineum</i>				1		
<i>Merismopedia elegans</i>						1
<i>Oscillatoria tenuis</i>						1
<i>Pseudanabaena catenata</i>	1					
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>						
<i>Dinobryon divergens</i>	2	4	5	5	3	1
<i>Mallomonas sp.</i>		1	4	1		
<i>Synura c. f. petersenii</i>	1	3	5	5	1	1
<i>Uroglena sp.</i>		4		1	3	5
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>						
<i>Acanthoceras zachariasii</i>				1		
<i>Achnanthes lanceolata</i>		1			1	1
<i>Achnanthes minutissima</i>				1		1
<i>Amphora libyca</i>		1		1	1	1
<i>Amphora ovalis</i>					1	1
<i>Amphora pediculus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Asterionella formosa</i>	3	2	2	2	1	
<i>Aulacoseira granulata</i>	3	2	3	2	2	1
<i>Caloneis bacillum</i>				1		
<i>Caloneis silicula</i>					1	
<i>Cocconeis pediculus</i>		1			1	
<i>Cocconeis placentula</i>	1	1	1	1		1
<i>Cyclotella comta</i>	3		1		1	1
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>		3	1		1	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3	3	2	1	2	1
<i>Cyclotella ocellata</i>		1	1	1	1	1
<i>Cyclotella stelligera</i>		1	1	1	1	
<i>Cyclotstephanos dubius</i>		3			1	1
<i>Cymatopleura elliptica</i>		1			1	
<i>Cymatopleura solea</i>		1				
<i>Cymbella lanceolata</i>				1		
<i>Cymbella minuta</i>						1
<i>Cymbella naviculiformis</i>					1	
<i>Denticula c. f. tenuis</i>		1				
<i>Diatoma ehrenbergii</i>		1	1			
<i>Diatoma vulgare</i>			1		1	1
<i>Diploneis oculata</i>		1				
<i>Diploneis sp.</i>				1		
<i>Fragilaria arcus</i>		1				
<i>Fragilaria capucina</i>						1
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1	1		1	1	
<i>Fragilaria pinnata</i>		1				
<i>Fragilaria ulna</i>	3	1	2	1	1	1
<i>Gomphonema acuminatum</i>						
<i>Gomphonema angustatum</i>				1	1	1
<i>Gyrosigma acuminatum</i>				1	1	1
<i>Melosira varians</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Navicula capitata</i>		1		1	1	
<i>Navicula capitatoradiata</i>		2	1	1	2	1

Tabelle 17: Relative Häufigkeiten bei Punkt P6 (Maria Ellend)

P6 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Navicula laterostrata</i>		1				
<i>Navicula menisculus</i>	1	2	1	1	2	1
<i>Navicula pseudolanceolata</i>			1			
<i>Navicula pupula</i>		1		1	1	1
<i>Navicula radiosa</i>				1		
<i>Navicula rhynchocephala</i>		2	1	1	1	1
<i>Navicula tripunctata</i>			1		1	
<i>Navicula trivialis</i>				1	2	1
<i>Navicula viridula</i>					1	
<i>Nitzschia acicularis</i>	1	1			3	1
<i>Nitzschia angustata</i>		1		1	1	
<i>Nitzschia dissipata</i>	1	1			1	1
<i>Nitzschia fruticosa</i>	1	1	1	1	3	
<i>Nitzschia linearis</i>	1	2	1	1	3	2
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	1			1	1	
<i>Nitzschia sublinearis</i>	1		1	1		2
<i>Skeletonema c. f. subsalsum</i>	1					
<i>Stauroneis phoenicenteron</i>			1			
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> var. <i>tenuis</i>	3	3	3	2	2	1
<i>Stephanodiscus minutilus</i>			1	1		
<i>Surirella angusta</i>		1				
<i>Surirella brebissonii</i>		1	1	1		
<i>Surirella linearis</i>					1	
<i>Tabellaria flocculosa</i>	1	1				
<b>CRYPTOPHYTA</b>						
<i>Cryptomonas</i> sp.	1	3	4	1	1	1
<b>DINOPHYTA</b>						
<i>Ceratium hirundinella</i>	1	1	1	2	1	1
<i>Gymnodinium</i> sp.					2	
<i>Peridinium</i> sp.	1	3	3	4	5	1
<b>EUGLENOPHYTA</b>						
<i>Euglena acus</i>	1					
<i>Euglena ehrenbergii</i>			1			
<i>Euglena</i> sp.			1	1		
<i>Phacus</i> sp.			1			
<b>CHLOROPHYTA</b>						
<i>Actinastrum aciculare</i>			1			
<i>Actinastrum hantzschii</i>	1	2	1	1		
<i>Chlamydomonas</i> sp.	1	1	1	1	1	1
<i>Closterium ehrenbergii</i>			1			
<i>Closterium moniliferum</i>		1				
<i>Closterium</i> sp.	1					
<i>Coelastrum astroideum</i>	1	1	1	1		
<i>Coelastrum microporum</i>		1	1	1		
<i>Crucigenia</i> sp.	1					
<i>Crucigeniella crucifera</i>			1			
<i>Crucigeniella rectangularis</i>		1				
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i>	1		1	1		
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	1	2	1	2	1	

Tabelle 17: Relative Häufigkeiten bei Punkt P6 (Maria Ellend)

P6 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Eudorina elegans</i>	1	3	3	5	4	
<i>Gonium pectorale</i>		2	3	1		
<i>Micractinium bornhemiense</i>		1				
<i>Micractinium pusillum</i>	1		1	2		
<i>Monoraphidium c. f. tortile</i>	1					
<i>Pandorina morum</i>	1	3	3	3	3	2
<i>Pediastrum boryanum</i>	1	1	1	1	1	
<i>Pediastrum duplex</i>	1	3	1	1	1	
<i>Pediastrum simplex</i>		1				
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	1	1	1	1		
<i>Scenedesmus dimorphus</i>			1			
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1		1	1	1	1
<i>Staurastrum sp.</i>	1			1		
<i>Tetrastrum c. f. triangulare</i>	1					

Tabelle 18: Relative Häufigkeiten bei Punkt P7 (Fischa)

P7 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<b>CYANOPHYTA</b>						
<i>Anabaena sp.</i>	1					
<i>Microcystis flos-aquae</i>						1
<i>Oscillatoria limosa</i>				1	1	
<i>Oscillatoria tenuis</i>	1					
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>						
<i>Dinobryon divergens</i>	1	1	1	1		1
<i>Mallomonas sp.</i>			1	1		
<i>Synura c. f. petersenii</i>		1		1		1
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>						
<i>Achnanthes lanceolata</i>	1	1			1	1
<i>Achnanthes minutissima</i>			1	1		1
<i>Amphora libyca</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Amphora ovalis</i>	1	1		1	1	
<i>Amphora pediculus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>		1	1		1	1
<i>Asterionella formosa</i>	1		1	1	1	
<i>Aulacoseira granulata</i>	1		1	1		
<i>Caloneis amphisbaena</i>		1	1		1	1
<i>Cocconeis pediculus</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Cocconeis placentula</i>	2	2	2	1	2	2
<i>Cyclotella comta</i>	1		1			1
<i>Cyclotella kuetzingiana</i>		1				
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2	1	1	1	2	1
<i>Cyclotella ocellata</i>			1		1	
<i>Cyclotstephanos dubius</i>					1	1
<i>Cymatopleura elliptica</i>	1		1		1	
<i>Cymatopleura solea</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Cymbella cistula</i>		1			1	
<i>Cymbella cymbiformis</i>	1					
<i>Cymbella lanceolata</i>						1
<i>Cymbella minuta</i>				1	1	1
<i>Diatoma ehrenbergii</i>	1	1		1	1	1
<i>Diatoma hyemalis</i>				1	1	1
<i>Diatoma vulgare</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Diploneis sp.</i>						1
<i>Fragilaria capucina</i>		1	1			
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1	1				
<i>Fragilaria leptostauron</i>			1			
<i>Fragilaria parasitica var. parasitica</i>		1	1			
<i>Fragilaria parasitica var. subconstricta</i>			1			
<i>Fragilaria ulna</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Gomphonema acuminatum</i>	2					
<i>Gomphonema angustatum</i>	2	1	1		1	
<i>Gomphonema olivaceum</i>	1	1			1	1
<i>Gomphonema parvulum</i>	1					
<i>Gomphonema truncatum</i>	1					
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Melosira varians</i>	1	2	1	1	1	1
<i>Meridion circulare</i>						1
<i>Navicula capitata</i>	1	1	1	1	1	1

Tabelle 18: Relative Häufigkeiten bei Punkt P7 (Fischa)

P7 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Navicula capitatoradiata</i>	2	1		1	1	
<i>Navicula cuspidata</i>		1	1			
<i>Navicula lanceolata</i>					2	1
<i>Navicula menisculus</i>		2	1	1	1	2
<i>Navicula pseudolanceolata</i>						1
<i>Navicula pupula</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Navicula pygmaea</i>		1	1			
<i>Navicula rhynchocephala</i>	3	3	2	1	1	
<i>Navicula tripunctata</i>		1	1	1	2	1
<i>Navicula trivialis</i>				1	2	1
<i>Navicula viridula</i>					1	
<i>Neidium ampliatum</i>		1				
<i>Neidium productum</i>						1
<i>Nitzschia acicularis</i>	2		1	1	1	
<i>Nitzschia angustata</i>		1			1	
<i>Nitzschia constricta</i>	1	1	1			1
<i>Nitzschia dissipata</i>	2	1			1	1
<i>Nitzschia linearis</i>	3	2	1	1	1	1
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	1			1	1	
<i>Nitzschia c. f. sinuata</i>	1					
<i>Nitzschia sublinearis</i>		2	1	1	1	1
<i>Pinnularia microstauron</i>	1					
<i>Pinnularia viridis</i>		1				
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Skeletonema c. f. subsalsum</i>	1					
<i>Stephanodiscus hantzschii var. tenuis</i>	2	1	2	1	2	1
<i>Surirella angusta</i>	1					
<i>Surirella bifrons</i>		1				
<i>Surirella brebissonii</i>		1	1	1	1	1
<i>Surirella linearis</i>					1	
<b>CRYPTOPHYTA</b>						
<i>Cryptomonas sp.</i>	1	1	1	1	1	2
<b>DINOPHYTA</b>						
<i>Ceratium hirundinella</i>	1					
<i>Peridinium sp.</i>			1	1	1	1
<b>EUGLENOPHYTA</b>						
<i>Euglena sp.</i>	1	1				
<b>CHLOROPHYTA</b>						
<i>Actinastrum aciculare</i>			1			
<i>Actinastrum hantzschii</i>					1	
<i>Chlamydomonas sp.</i>	1	1	1	1	1	1
<i>Closterium sp.</i>	1	1				1
<i>Cosmarium biretum</i>	1					
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>				1		
<i>Eudorina elegans</i>	1			1		
<i>Eudorina sp.</i>				1		
<i>Micractinium pusillum</i>				1		
<i>Monoraphidium c. f. tortile</i>		1				
<i>Pandorina morum</i>	1		1	1	1	

Tabelle 18: Relative Häufigkeiten bei Punkt P7 (Fischa)

P7 - Artenliste	10.9.	17.9.	24.9.	1.10.	8.10.	16.10.
<i>Pediastrum boryanum</i>	1	1				
<i>Pediastrum duplex</i>	1	1	1		1	
<i>Scenedesmus acuminatus</i>			1			
<i>Scenedesmus c. f. armatus</i>	1					
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	1	1				
<i>Scenedesmus magnus</i>					1	
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1	1	1			
<i>Sphaerocystis c. f. planctonica</i>	1					
<i>Staurastrum c. f. paradoxum</i>		1				
<i>Staurastrum sp.</i>			1			

Tabelle 19: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P1 (Donau) vom 10.9.

	ZELLZAHL	VOLUMEN	BIOMASSE	BIOMASSE	PROZENTE
	l <sup>-1</sup>	µm <sup>3</sup>	mg l <sup>-1</sup>	Klassen	Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	161168	109	0.018		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	19400	1048	0.020		
<i>Nitzschua cf. linearis</i>	1492	4407	0.007		
<i>Nitzschia sp.</i>	8954	765	0.007		
<i>Nitzschia acicularis</i>	2985	145	0.000		
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	4477	740	0.003		
<i>Melosira sp.</i>	4477	432	0.002	0.057	42.9
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	74613	30	0.002		
<i>Chrysoflagellat groß</i>	4477	500	0.002	0.004	3
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	107446	118	0.013		
<i>Cryptomonas erosa</i>	1492	2150	0.003		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	2537	880	0.002		
<i>Cryptomonas sp. klein</i>	2985	416	0.001	0.019	14.20
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Scenedesmus acutus</i>	29846	63	0.002		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	4477	108	0.000		
<i>Scenedesmus cf. quadricauda</i>	131322	91	0.012		
<i>Chlamydomonas sp.</i>	11938	300	0.004		
<i>Monoraphidium minutum</i>	2537	52	0.0001		
<i>Monoraphidium contortum</i>	2537	30	0.0001		
<i>Staurastrum sp.</i>	7462	466	0.003		
<i>Pediastrum duplex</i>	16415	500	0.008		
<i>Pediastrum tertas</i>	7462	400	0.003	0.033	24.8
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>µ-Algen blau</i>	104458	3	0.0003		
<i>Oscillatoria sp.</i>	1492	2830	0.004		
<i>Chroococcus limneticus</i>	49246	145	0.007	0.0117	8.8
<b>DINOPHYCEAE</b>					
<i>Peridinium sp.</i>	1492	5500	0.008	0.008	6
monadal: 26.5% coccal: 70.5% trichal: 3.0%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>0.133</b>	

Tabelle 20: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P1 (Donau) vom 24.9.

	ZELLZAHL	VOLUMEN	BIOMASSE	BIOMASSE	PROZENTE
	l <sup>-1</sup>	µm <sup>3</sup>	mg l <sup>-1</sup>	Klassen	Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	499921	135	0.067		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	91030	1346	0.123		
<i>Melosira varians</i>	1492	4763	0.007		
<i>Aulacoseira granulata</i>	74615	312	0.023		
<i>Melosira sp.</i>	23877	432	0.010		
<i>Navicula sp.klein</i>	1492	182	0.000		
<i>Navicula menisculus/cryptotenella</i>	5969	500	0.003		
<i>Navicula capitatoradiata</i>	2537	1080	0.003		
<i>Nitzschia sp.</i>	4477	765	0.003		
<i>Nitzschia cf. palea</i>	5969	291	0.002		
<i>Nitzschia acicularis</i>	14923	415	0.006		
<i>Nitzschia cf. linearis</i>	10446	4407	0.046		
<i>Skeletonema potamos</i>	64169	182	0.012		
<i>Fragillaria ulna var. acus</i>	10446	1765	0.018	0.324	68.80
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	44769	30	0.001		
<i>Chrysoflagellat groß</i>	25369	500	0.013		
<i>Chrysococcus sp.</i>	11938	50	0.001	0.015	3.20
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	256676	118	0.030		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	4477	880	0.004		
<i>Cryptomonas sp. kl.</i>	10446	416	0.004	0.039	8.30
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Scenedesmus acutus</i>	10446	63	0.001		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	4029	182	0.001		
<i>Scenedesmus sp.</i>	28354	69	0.002		
<i>Scenedesmus cf. quadricauda</i>	141769	91	0.013		
<i>Chlamydomonas sp.</i>	50738	300	0.015		
<i>Monoraphidium minutum</i>	8954	50	0.000		
<i>Monoraphidium contortum</i>	31338	30	0.001		
<i>Koliella longiseta</i>	10446	248	0.003		
<i>Gonium sociale</i>	23877	200	0.005		
<i>Carteria sp.</i>	4477	95	0.000		
<i>Crucigenia sp.</i>	37308	30	0.001	0.042	8.90
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>µ-Algen blau</i>	238760	3	0.001		
<i>Oscillatoria sp.</i>	7462	2387	0.018		
<i>Blaualgenkolonie</i>	99984	11	0.019		
<i>Gomphosphaeria sp.</i>	99984	8	0.001	0.038	8.00
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>					
<i>Phacus sp klein</i>	1492	316	0.000	0.001	0.10
<b>DINOPHYCEAE</b>					
<i>Peridinium aciculiferum</i>	1492	8759	0.013	0.013	2.80
monadal: 17.6% coccal: 78.6% trichal: 3.8%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>0.471</b>	

Tabelle 21: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P1 (Donau) vom 8.10.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	2897116	209	0.605		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	880433	1647	1.450		
<i>Navicula cf. lanceolata</i>	3624	3857	0.014		
<i>Navicula capitatiradiata</i>	2132	1080	0.002		
<i>Navicula menisculus/cryptotenella</i>	10659	500	0.005		
<i>Nitzschia sp.</i>	6395	765	0.005		
<i>Nitzschia acicularis</i>	55427	415	0.023		
<i>Nitzschia fruticosa</i>	27713	450	0.012		
<i>Nitzschia cf. palea</i>	8527	291	0.002		
<i>Surirella sp. klein</i>	3624	2173	0.008		
<i>Asterionella formosa</i>	46900	806	0.038		
<i>Fragillaria crotonensis</i>	53295	500	0.027		
<i>Fragillaria ulna var. acus</i>	6395	1765	0.011		
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	2132	740	0.002		
<i>Melosira sp.</i>	946519	432	0.409		
<i>Melosira varians</i>	6395	4763	0.030		
<i>Aulacoseira granulata</i>	38372	312	0.012		
<i>Amphora ovalis</i>	3624	2000	0.007		
<i>Skeletonema potamos</i>	78877	182	0.014		
<i>Cymbella silesiaca</i>	10659	400	0.004	2.682	91.00
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	164148	30	0.005		
<i>Chrysoflagellat groß</i>	66086	500	0.033		
<i>Chrysococcus sp.</i>	10659	50	0.001	0.039	1.30
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	317638	118	0.037		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	3624	880	0.003		
<i>Cryptomonas sp. kl.</i>	21318	416	0.009		
<i>Cryptomonas erosa</i>	8527	2150	0.018	0.068	2.30
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Chlamydomonas sp.</i>	164149	300	0.049		
<i>Scenedesmus cf. quadricauda</i>	132172	91	0.012		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	25582	108	0.003		
<i>Monoraphidium contortum</i>	19186	30	0.001		
<i>Monoraphidium minutum</i>	34109	50	0.002		
<i>Micractinium pusillum</i>	36241	100	0.004		
<i>Koliella longiseta</i>	8527	248	0.002		
<i>Dictyosphaerium pulchelum</i>	61822	113	0.007		
<i>Lagerheimia genevensis</i>	4264	100	0.000		
<i>Ankistrodesmus bibraianus</i>	27713	83	0.002		
<i>Closterium sp. dünn</i>	3624	164	0.001		
<i>Spirogonium chlorogonioides</i>	8527	250	0.002		
<i>Pediastrum duplex</i>	29845	500	0.015		
<i>Pediastrum tetras</i>	8527	400	0.003		
<i>Carteria sp. groß</i>	6395	1726	0.011		
<i>Tetraedron sp.</i>	2132	143	0.000	0.114	3.90
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>Oscillatoria sp.</i>	6395	546	0.003		
<i>µ-Algen blau</i>	149225	5	0.003		
<i>Blaualgenkolonie</i>	100195	11	0.001	0.008	0.30
<b>DINOPHYCEAE</b>					
<i>Peridinium aciculiferum</i>	4264	8759	0.037	0.037	1.30
monadal: 6.9%					
coccal: 93.0%					
trichal: 0.1%					
			<b>BIOMASSE gesamt:</b>	<b>2.948</b>	

Tabelle 22: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P2 (Haslau) vom 10.9.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg. l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	431275	161	0.069		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	91030	1011	0.092		
<i>Melosira sp.</i>	20892	432	0.009		
<i>Skeletonema potamos</i>	25369	182	0.005		
<i>Cymbella silesiaca</i>	4477	400	0.002	0.177	66.00
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat groß</i>	4477	500	0.002	0.002	0.70
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	101476	118	0.012		
<i>Cryptomonas erosa</i>	8954	2150	0.019		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	1492	880	0.001		
<i>Cryptomonas sp. klein</i>	4477	416	0.002	0.034	12.70
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Scenedesmus acutus</i>	40292	63	0.003		
<i>Scenedesmus sp.</i>	4029	142	0.001		
<i>Scenedesmus cf. quadricauda</i>	43277	91	0.004		
<i>Chlamydomonas sp.</i>	41784	300	0.013		
<i>Chlamydomonas sp. groß</i>	14923	1427	0.021		
<i>Monoraphidium contortum</i>	1492	30	0.000		
<i>Oocystis sp.</i>	41784	244	0.010	0.051	19.00
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>µ-Algen blau</i>	134303	3	0.000		
<i>Oscillatoria sp.</i>	1492	2546	0.004	0.0042	1.60
monadal: 25.4% coccal: 73.1% trichal: 1.5%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>0.268</b>	

Tabelle 23: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P2 (Haslau) vom 24.9.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	467090	110	0.051		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	95507	1264	0.121		
<i>Navicula menisculus/cryptotenella</i>	19400	500	0.010		
<i>Navicula capitatoradiata</i>	4477	1080	0.005		
<i>Nitzschia sp.</i>	4477	765	0.003		
<i>Nitzschia acicularis</i>	16415	415	0.007		
<i>Nitzschia cf. linearis</i>	11938	4407	0.053		
<i>Skeletonema potamos</i>	14475	182	0.003		
<i>Fragillaria ulna var. acus</i>	5969	1765	0.011		
<i>Cymbella silesiaca</i>	1492	400	0.001	0.263	35.10
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	89535	30	0.003		
<i>Chrysoflagellat groß</i>	29846	500	0.015		
<i>Chrysococcus sp.</i>	4477	50	0.000	0.018	2.40
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	595428	118	0.070		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	83569	880	0.074		
<i>Cryptomonas sp. kl.</i>	153707	416	0.064		
<i>Cryptomonas erosa</i>	44769	2150	0.208	0.415	55.00
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Scenedesmus acutus</i>	7462	63	0.000		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	10446	182	0.002		
<i>Scenedesmus cf. quadricauda</i>	4477	91	0.000		
<i>Chlamydomonas sp.</i>	62677	300	0.019		
<i>Monoraphidium contortum</i>	23877	30	0.001		
<i>Crucigenia sp.</i>	4477	30	0.000		
<i>Aktinastrum hantzschii</i>	19400	44	0.022		
<i>Coelastrum microporum</i>	29846	65	0.002		
<i>Pediastrum duplex</i>	10446	500	0.005	0.052	6.90
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>µ-Algen blau</i>	298450	3	0.001	0.0009	0.10
monadal: 60.4% coccal: 39.6% trichal: 0.0%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>0.7489</b>	

Tabelle 24: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P2 (Haslau) vom 8.10.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg. l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	3827801	127	0.486		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	2432482	1203	2.926		
<i>Navicula cf. lanceolata</i>	2612	3857	0.010		
<i>Navicula capitatiradiata</i>	2612	1080	0.003		
<i>Nitzschia acicularis</i>	6342	415	0.003		
<i>Nitzschia cf. palea</i>	18654	291	0.005		
<i>Nitzschia cf. linearis</i>	6342	4407	0.028		
<i>Fragillaria ulna var. acus</i>	7462	1765	0.013		
<i>Melosira varians</i>	55962	4763	0.267		
<i>Melosira sp.</i>	52231	432	0.023		
<i>Skeletonema potamos</i>	67154	182	0.012	3.773	56.90
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	343218	30	0.010		
<i>Chrysoflagellat groß</i>	1555744	500	0.778		
<i>Chrysococcus sp.</i>	74616	50	0.004		
<i>Dinobryon sp.</i>	608120	300	0.182	0.974	14.60
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	626774	118	0.074		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	11192	880	0.010		
<i>Cryptomonas sp. kl.</i>	216386	416	0.090		
<i>Cryptomonas erosa</i>	97001	2150	0.209		
<i>Cryptomonas rostratiformis</i>	39920	10263	0.410	0.792	11.90
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Chlamydomonas sp.</i>	1399050	300	0.420		
<i>Chlamydomonas spp.</i>	1954939	250	0.489		
<i>Scenedesmus cf. quadricauda</i>	26116	91	0.002		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	18654	108	0.002		
<i>Monoraphidium contortum</i>	167886	30	0.005		
<i>Micractinium pusillum</i>	29846	100	0.003		
<i>Koliella longiseta</i>	37308	248	0.009		
<i>Lagerheimia genevensis</i>	7462	100	0.001		
<i>Coelastrum microporum</i>	55962	55	0.003		
<i>Crucigenia sp.</i>	63424	30	0.002	0.936	14.10
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>µ-Algen blau</i>	104458	5	0.001		
<i>Blaualgenkolonie</i>	283541	11	0.003	0.004	0.06
<b>DINOPHYCEAE</b>					
<i>Peridinium aciculiferum</i>	11192	8759	0.098		
<i>Peridinium sp. klein</i>	11192	2074	0.023	0.121	1.80
<b>EUGLENOPHYTA</b>					
<i>Euglena cf. viridis</i>	7462	4000	0.030	0.03	0.50
monadal: 42.6% coccal: 57.4% trichal: 0.0%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>6.63</b>	

Tabelle 25: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P3 (Mitterhaufen-Hauptarm) vom 10.9.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg. l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen	
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>						
<i>Centrales klein</i>	252199	154	0.039			
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	44769	1123	0.050			
<i>Melosira sp.</i>	10446	432	0.005			
<i>Navicula sp. klein + schmal</i>	19400	182	0.004			
<i>Cymbella silesiaca</i>	1492	400	0.001	0.098	49.5	
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>						
<i>Chrysoflagellat klein</i>	37308	500	0.019			
<i>Chrasococcus sp.</i>	7462	50	0.000	0.019	9.6	
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>						
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	76107	118	0.009			
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	7462	880	0.007	0.016	8.1	
<b>CHLOROPHYTA</b>						
<i>Scenedesmus acutus</i>	4477	63	0.000			
<i>Scenedesmus cf. quadricauda</i>	25369	91	0.002			
<i>Chlamydomonas sp.</i>	32831	300	0.010			
<i>Monoraphidium minutum</i>	1492	50	0.000			
<i>Monoraphidium contortum</i>	1492	30	0.000			
<i>Crucigenia sp.</i>	4477	30	0.000			
<i>Coelastrum microporum</i>	13431	65	0.001			
<i>Pediastrum duplex</i>	79092	500	0.040			
<i>Koliella longiseta</i>	1492	248	0.000	0.054	27.0	
<b>CYANOPHYTA</b>						
<i>µ-Algen blau</i>	44768	3	0.000			
<i>Oscillatoria sp.</i>	4477	2454	0.011	0.011	5.6	
monadal: 22.9% coccal: 71.5% trichal: 5.6%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>0.198</b>		

Tabelle 26: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P3 (Mitterhaufen-Hauptarm) vom 24.9.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg. l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	432767	184	0.080		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	44769	1754	0.079		
<i>Navicula menisculus/cryptotenella</i>	16415.3	500	0.008		
<i>Nitzschia sp.</i>	5969.2	765	0.005		
<i>Nitzschia acicularis</i>	2536.91	415	0.001		
<i>Nitzschia cf. palea</i>	11938.4	291	0.003		
<i>Skeletonema potamos</i>	47753.6	182	0.009		
<i>Cymatopleura solea</i>	1492.3	27167	0.041		
<i>Melosira sp.</i>	13430.7	432	0.006	0.230	39.4
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	59690	30	0.002		
<i>Chrysoflagellat groß</i>	22384.5	500	0.011		
<i>Chrysococcus sp.</i>	7461.5	50	0.000	0.013	2.2
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	525289.6	118	0.062		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	16415.3	880	0.014		
<i>Cryptomonas sp. kl.</i>	170122.2	416	0.071		
<i>Cryptomonas erosa</i>	32830.6	2150	0.147	0.294	50.4
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	10446.1	182	0.002		
<i>Scenedesmus sp.</i>	10446.1	91	0.001		
<i>Chlamydomonas sp.</i>	77599.6	300	0.023		
<i>Monoraphidium contortum</i>	7461.5	30	0.000		
<i>Koliella longiseta</i>	4476.9	248	0.001	0.028	4.7
			0.027		
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>µ-Algen blau</i>	193992.5	3	0.001		
<i>Microcystis cf. incerta</i>	1243085.9	10	0.012	0.013	2.3
			0.013		
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>					
<i>Euglena cf. viridis</i>	1492.3	4000	0.006	0.006	1.0
monadal: 57.6% coccal: 42.4% trichal: 0.0%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>0.584</b>	

Tabelle 27: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P3 (Mitterhaufen-Hauptarm) vom 8.10.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	1477337	134	0.198		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	846325	1345	1.138		
<i>Nitzschia acicularis</i>	2132	415	0.001		
<i>Nitzschia cf. linearis</i>	10659	4407	0.047		
<i>Fragillaria ulna var. acus</i>	6395	1765	0.011		
<i>Melosira varians</i>	19186	4763	0.091		
<i>Melosira sp.</i>	123644	432	0.053		
<i>Skeletonema potamos</i>	10659	182	0.002	1.542	74.7
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	179070	30	0.005		
<i>Chrysoflagellat groß</i>	349615	500	0.175		
<i>Chrysococcus sp.</i>	153490	50	0.008		
<i>Dinobryon sp.</i>	57559	300	0.017	0.205	10.0
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nanoplanctica</i>	164149	118	0.019		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	42636	880	0.038		
<i>Cryptomonas erosa</i>	10659	2150	0.023		
<i>Cryptomonas sp. klein</i>	78877	412	0.032	0.112	5.4
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Chlamydomonas sp.</i>	147094	300	0.044		
<i>Chlamydomonas spp.</i>	130040	250	0.033		
<i>Monoraphidium contortum</i>	49031	30	0.001		
<i>Coelastrum microporum</i>	159885	55	0.009		
<i>Tetraedron sp.</i>	6395	143	0.001		
<i>Pediastrum duplex</i>	91667	500	0.046	0.134	6.5
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>µ-Algen blau</i>	89535	5	0.000		
<i>Oscillatoria sp.</i>	17054	780.5	0.013	0.014	0.7
<b>DINOPHYCEAE</b>					
<i>Peridinium aciculiferum</i>	6395	8759	0.056	0.056	2.7
monadal: 21.9% coccal: 77.5% trichal: 0.6%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>2.063</b>	

Tabelle 28: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P4 (Regelsbrunn) vom 10.9.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg. l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	756596	118	0.089		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	167138	1099	0.184		
<i>Melosira varians</i>	22385	4763	0.107		
<i>Aulacoseira granulata</i>	7462	312	0.002		
<i>Melosira sp.</i>	14923	432	0.006		
<i>Navicula sp.klein</i>	5969	182	0.001		
<i>Navicula capitatoradiata</i>	2985	1080	0.003		
<i>Nitzschia cf. palea</i>	2537	291	0.001		
<i>Nitzschia cf. linearis</i>	1492	4407	0.007		
<i>Gomphonema sp.</i>	1492	333	0.000		
<i>Diatoma vulgare</i>	8954	6939	0.062		
<i>Skeletonema potamos</i>	25369	182	0.005	0.467	63.4
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	29846	30	0.001	0.001	0.1
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	395460	118	0.047		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	16415	880	0.014		
<i>Cryptomonas erosa</i>	32831	2151	0.071		
<i>Cryptomonas sp. kl.</i>	40292	416	0.017	0.148	20.0
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Scenedesmus acutus</i>	19400	63	0.001		
<i>Scenedesmus cf. quadricauda</i>	67154	91	0.006		
<i>Chlamydomonas sp.</i>	138784	300	0.042		
<i>Monoraphidium contortum</i>	16415	30	0.000		
<i>Coelastrum microporum</i>	7462	65	0.000		
<i>Pediastrum duplex</i>	119384	500	0.060		
<i>Koliella longiseta</i>	1492	248	0.000		
<i>Chlorogonium sp.</i>	4477	629	0.003	0.113	15.3
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>µ-Algen blau</i>	119380	3	0.000		
<i>Oscillatoria sp.</i>	2985	2687	0.008	0.008	1.1
monadal: 25.9% coccal: 73.0% trichal: 1.1%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>0.737</b>	

Tabelle 29: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P4 (Regelsbrunn) vom 24.9.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg. l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	2293817	142	0.326		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	147094	1531	0.225		
<i>Navicula cf. lanceolata</i>	10659	3857	0.041		
<i>Navicula capitatoradiata</i>	19186	1080	0.021		
<i>Navicula menisculus/cryptotenella</i>	17054	500	0.009		
<i>Nitzschia sp.</i>	20678	765	0.016		
<i>Nitzschia acicularis</i>	27713	415	0.012		
<i>Nitzschia cf. linearis</i>	12791	4407	0.056		
<i>Nitzschia cf. palea</i>	23450	291	0.007		
<i>Melosirta varians</i>	4264	4763	0.020		
<i>Aulacoseira granulata</i>	2132	312	0.001		
<i>Asterionella formosa</i>	10659	806	0.009	0.741	47.2
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	44768	30	0.001		
<i>Chrysoflagellat groß</i>	36241	500	0.018		
<i>Chrysococcus sp.</i>	6395	50	0.000	0.020	1.2
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplantica</i>	2076373	118	0.245		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	49031	880	0.043		
<i>Cryptomonas sp. kl.</i>	57559	416	0.024		
<i>Cryptomonas erosa</i>	46900	2150	0.312		
<i>Cryptomonas spitz</i>	102326	476	0.049	0.673	42.9
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Scenedesmus cf. quadricauda</i>	14923	91	0.001		
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	10659	182	0.002		
<i>Chlamydomonas sp.</i>	275002	300	0.083		
<i>Monoraphidium contortum</i>	19186	30	0.001		
<i>Koliella longiseta</i>	8527	248	0.002		
<i>Ankyra sp.</i>	8527	500	0.004		
<i>Coelastrum microporum</i>	10659	55	0.001		
<i>Crucigenia sp.</i>	14923	30	0.000	0.094	6.0
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>µ-Algen blau</i>	104458	3	0.000	0.000	0.0
<b>EUGLENOPHYCEAE</b>					
<i>Euglena cf. viridis</i>	2132	4000	0.009	0.009	0.6
<b>DINOPHYCEAE</b>					
<i>Peridinium aciculiferum</i>	3624	8759	0.032	0.032	2.0
monadal:52.0% coccal: 48.0% trichal:0.0%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>1.569</b>	

Tabelle 30: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P4 (Regelsbrunn) vom 8.10.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg. l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	1726758	123	0.212		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	961442	1156	1.111		
<i>Nitzschia cf. sigmoidea</i>	6395	20000	0.128		
<i>Nitzschia sp.</i>	2132	765	0.002		
<i>Nitzschia cf. linearis</i>	19186	4407	0.085		
<i>Fragillaria ulna var. acus</i>	10659	1765	0.019	1.557	61.6
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	238760	30	0.007		
<i>Chrysoflagellat groß</i>	336824	500	0.168		
<i>Dinobryon sp.</i>	215312	300	0.065	0.240	9.5
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	368801	118	0.044		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	57559	880	0.051		
<i>Cryptomonas erosa</i>	68218	2150	0.147		
<i>Cryptomonas sp. klein</i>	140699	412	0.058		
<i>Cryptomonas rostratiformis</i>	24089	10263	0.247	0.546	21.6
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Chlamydomonas sp.</i>	108722	300	0.033		
<i>Chlamydomonas spp.</i>	147094	250	0.037		
<i>Monoraphidium contortum</i>	19186	30	0.001		
<i>Micractinium pusillum</i>	68218	100	0.007	0.077	3.0
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>µ-Algen blau</i>	149225	5	0.001	0.001	0.0
<b>EUGLENOPHYTA</b>					
<i>Euglena sp.</i>	25582	4163	0.106	0.106	4.1
monadal: 38.0% coccal: 62.0% trichal: 0.0%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>2.527</b>	

Tabelle 31: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P5 (Mitterhaufen-Seitenarm) vom 10.9.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg. l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	7462	118	0.001	0.001	33.3
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	4477	30	0.000	0.001	33.3
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	4477	118	0.001	0.001	33.3
* Ergebnisse nicht repräsentativ ,da sehr wenig Algen vorhanden			<b>BIOMASSE gesamt:</b>	<b>0.003</b>	

Tabelle 32: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P5 (Mitterhaufen-Seitenarm) vom 24.9.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg. l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein</i>	116399	153	0.018		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	14923	1456	0.022		
<i>Navicula menisculus/cryptotenella</i>	10446	500	0.005		
<i>Nitzschia sp.</i>	8954	765	0.007		
<i>Nitzschia acicularis</i>	37308	415	0.015		
<i>Nitzschia cf. linearis</i>	11938	4407	0.053		
<i>Nitzschia cf. palea</i>	10446	291	0.003		
<i>Surirella sp. klein</i>	17908	2173	0.039		
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	8954	740	0.007	0.168	76.7
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	134303	30	0.004		
<i>Chrysoflagellat groß</i>	1492	500	0.001		
<i>Chrysococcus sp.</i>	1492	50	0.000	0.005	2.3
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	19400	118	0.002		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	1492	880	0.001		
<i>Cryptomonas sp. kl.</i>	40292	416	0.017	0.020	9.0
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Chlamydomonas sp.</i>	83569	300	0.025	0.025	11.4
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>Oscillatoria sp.</i>	1492	546	0.001	0.001	0.4
monadal: 22.8% coccal: 76.8% trichal: 0.4%	<b>BIOMASSE gesamt:</b>			<b>0.219</b>	

Tabelle 33: Algenbiomassen nach der UTERMÖHL-Methode, %-Anteile der Algenklassen und Lebensformen, P5 (Mitterhaufen-Seitenarm) vom 8.10.

	ZELLZAHL l <sup>-1</sup>	VOLUMEN µm <sup>3</sup>	BIOMASSE mg. l <sup>-1</sup>	BIOMASSE Klassen	PROZENTE Klassen
<b>BACILLARIOPHYCEAE</b>					
<i>Centrales klein (tw. sehr klein)</i>	14069880	25	0.352		
<i>Centrales Mi.-Gr.</i>	328297	700	0.230		
<i>Nitzschia sp.</i>	8527	765	0.007		
<i>Nitzschia cf. palea</i>	17054	291	0.005		
<i>Nitzschia acicularis</i>	27713	415	0.012		
<i>Nitzschia cf. linearis</i>	17054	4407	0.075		
<i>Fragillaria ulna var. acus</i>	23450	1765	0.041		
<i>Melosira varians</i>	63954	4763	0.305		
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	1492	740	0.001		
<i>Gomphonema sp.</i>	1492	333	0.000	1.027	76.5
			1.027		
<b>CHRYSOPHYCEAE</b>					
<i>Chrysoflagellat klein</i>	238760	30	0.007		
<i>Chrysoflagellat groß</i>	155621	500	0.078	0.085	6.3
			0.085		
<b>CRYPTOPHYCEAE</b>					
<i>Rhodomonas minuta var. nannoplanctica</i>	106590	118	0.013		
<i>Cryptomonas cf. marsonii</i>	85272	880	0.075		
<i>Cryptomonas erosa</i>	21318	2150	0.046		
<i>Cryptomonas sp. klein</i>	213180	412	0.088	0.221	16.3
			0.221		
<b>CHLOROPHYTA</b>					
<i>Chlamydomonas sp.</i>	10659	300	0.003		
<i>Monoraphidium contortum</i>	36241	30	0.001		
<i>Micractinium pusillum</i>	25582	100	0.003		
<i>Koliella longiseta</i>	10659	248	0.003	0.009	0.7
			0.009		
<b>CYANOPHYTA</b>					
<i>µ-Algen blau</i>	238760	5	0.001	0.001	0.1
monadal: 23.0%					
coccal: 77.0%					
trichal: 0.0%					
			<b>BIOMASSE gesamt:</b>	<b>1.343</b>	

Tabelle 34: Chlorophyll-a, -b und relative Klassenanteile

Punkt	Chl-a Spekt	Chl-a HPLC	Chl-b HPLC	Bacillario	Crypto	Chloro	Cyano	Dino
<b>10.9.</b>								
1	2.8	2.3	0.0	90.6	9.4	0.0	0.0	0.0
2	2.2	2.6	0.0	93.6	6.4	0.0	0.0	0.0
3	2.2	2.0	0.0	93.1	6.9	0.0	0.0	0.0
4	4.4	4.1	0.0	85.3	14.7	0.0	0.0	0.0
5	0.6	0.1	0.0	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.
6	38.8	38.6	0.0	71.4	28.6	0.0	0.0	0.0
7	2.2	2.9	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<b>17.9.</b>								
1	5.8	3.4	0.1	70.2	25.0	4.7	0.0	0.0
2	6.6	5.2	0.1	66.1	26.0	7.9	0.0	0.0
3	6.1	4.4	0.1	63.5	27.5	9.0	0.0	0.0
4	10.5	8.1	0.1	42.2	54.5	3.2	0.0	0.0
5	1.9	0.3	0.0	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.	n.g.
6	33.8	34.1	1.2	39.2	50.2	8.7	0.7	1.2
7	13.3	11.8	0.1	93.3	4.3	2.4	0.0	0.0
<b>24.9.</b>								
1	3.3	3.1	0.3	63.2	14.5	22.3	0.0	0.0
2	3.3	3.4	0.1	51.9	41.9	6.2	0.0	0.0
3	3.0	2.9	0.0	50.3	44.9	4.8	0.0	0.0
4	6.4	5.2	0.3	50.0	35.1	14.9	0.0	0.0
5	3.0	2.6	0.3	39.0	28.1	32.9	0.0	0.0
6	39.1	37.7	2.2	63.8	19.0	14.9	2.0	0.3
7	1.7	1.2	0.0	86.8	3.0	10.2	0.0	0.0
<b>1.10.</b>								
1	14.0	12.6	0.6	82.2	5.5	12.2	0.0	0.0
2	5.1	4.7	0.2	58.1	30.8	11.1	0.0	0.0
3	3.9	3.6	0.1	59.1	31.2	9.7	0.0	0.0
4	5.0	4.3	0.2	55.6	32.4	12.1	0.0	0.0
5	5.5	5.1	0.1	79.8	17.1	3.2	0.0	0.0
6	2.2	2.1	0.0	93.4	0.0	6.6	0.0	0.0
7	6.1	5.8	0.7	46.9	21.3	31.8	0.0	0.0
<b>8.10.</b>								
1	20.8	17.2	0.5	89.0	1.9	6.1	0.9	2.1
2	53.5	48.5	5.7	61.6	7.4	28.2	0.5	2.4
3	22.4	20.4	1.1	71.3	11.8	13.3	1.9	1.6
4	17.5	15.6	1.3	69.4	8.0	20.9	1.0	0.7
5	21.1	18.5	0.3	74.9	17.9	4.0	1.1	2.2
6	32.4	30.3	3.7	56.9	8.0	34.4	0.6	0.0
7	3.3	2.9	0.5	53.1	7.7	39.2	0.0	0.0
<b>16.10.</b>								
1	31.6	30.1	0.6	91.3	2.7	4.6	0.8	0.7
2	26.6	26.6	2.1	55.4	24.0	18.8	1.8	0.0
3	17.2	15.8	0.4	77.4	15.5	7.2	0.0	0.0
4	17.2	17.2	0.6	70.3	20.1	9.6	0.0	0.0
5	18.6	17.8	0.3	47.9	44.0	4.5	2.2	1.4
6	46.0	44.4	2.4	60.8	16.2	20.0	1.3	1.7
7	3.9	3.7	0.4	52.2	7.8	28.2	11.8	0.0

Chl-a, Chl-b in  $\mu\text{g.l}^{-1}$ 

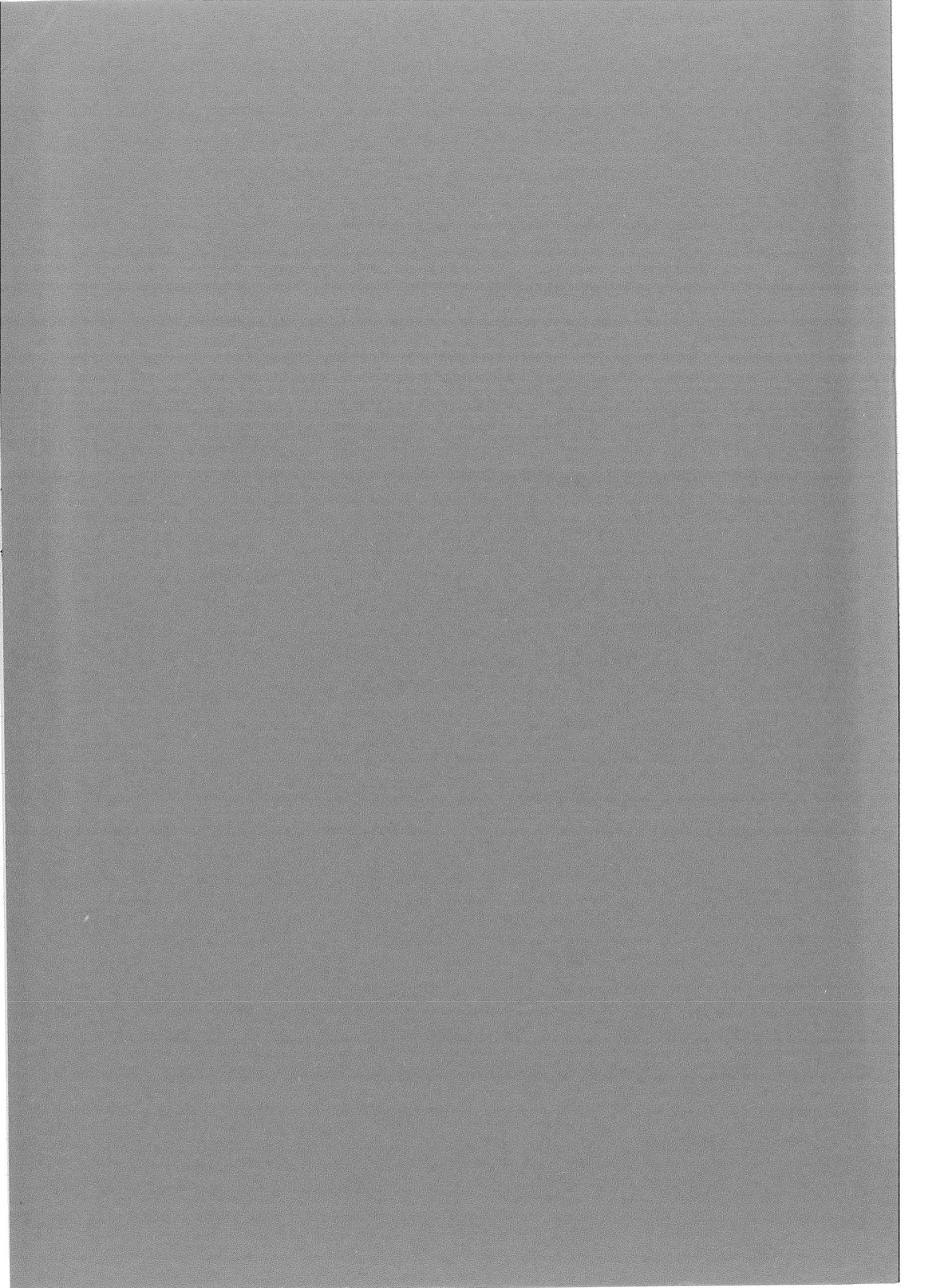
Bacillario...Bacillariophyceae inkl. Chrysophyceae

Crypto...Cryptophyta

Chloro...Chlorophyceae inkl. Euglenophyta

Cyano...Cyanophyceae (=Cyanobacteria)

Dino...Dinophyta





- Herausgeber: Nationalpark Donau-Auen GmbH
- Titelbild: Christian Baumgartner
- Für den Inhalt sind die Autoren verantwortlich
- Für den privaten Gebrauch beliebig zu vervielfältigen
- Nutzungsrechte der wissenschaftlichen Daten verbleiben beim Rechtsinhaber
- Als pdf-Datei direkt zu beziehen unter [www.donauauen.at](http://www.donauauen.at)
- Bei Vervielfältigung sind Titel und Herausgeber zu nennen / any reproduction in full or part of this publication must mention the title and credit the publisher as the copyright owner:  
© Nationalpark Donau-Auen GmbH
- Zitiervorschlag: SCHIEMER, F., TOCKNER, K., BAUMGARTNER, C. (HRSG.) (2024)  
Gewässervernetzung Altarmsystem zwischen Maria Ellend und Regelsbrunn: Limnologische Status-Quo-Erhebung. Untersuchungsjahr 1995 — Zwischenbericht.  
Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donau-Auen, Heft 78

