

**ÖKOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN AN  
WASSERSCHNECKEN  
IN SCHILFBESTÄNDEN UNTERSCHIEDLICHEN ALTERS  
AM NEUSIEDLER SEE**

DIPLOMARBEIT

*Zur Erlangung des Magistergrades*

*an der  
formal- und naturwissenschaftlichen Fakultät  
der  
Universität Wien*

*Eingereicht  
von*

**Anita Eschner**

*Wien, Juni 1992*

## INHALTSVERZEICHNIS

|  |    |
|--|----|
| 1. EINLEITUNG .....  | 1  |
| 2. MATERIAL UND METHODEN .....                                       | 5  |
| 2.1 Allgemeines zum Untersuchungsgebiet .....                        | 5  |
| 2.2 Untersuchungsflächen .....                                       | 6  |
| 2.3 Untersuchungszeitraum .....                                      | 8  |
| 2.4 Sammelmethoden .....   | 9  |
| 2.4.1 Sammeltechnik für den Frühjahrs- und<br>Hochsommeraspekt ..... | 9  |
| 2.4.2 Sammeltechnik für den Herbstaspekt .....                       | 10 |
| 2.5 Auswertungsmethoden .....  | 10 |
| 2.5.1 Bildung von Größenklassen .....                                | 10 |
| 2.5.2 Statistische Verfahren .....                                   | 11 |
| 2.5.2.1 U - Test nach MANN & WHITNEY .....                           | 11 |
| 2.5.2.2 H - Test nach KRUSKAL & WALLIS .....                         | 11 |
| 2.5.2.3 Chiquadrat - Mehrfeldertest .....                            | 12 |
| 3. ERGEBNISSE .....  | 13 |
| 3.1 Überblick über die gefundenen Arten und ihre Ökologie .....      | 13 |
| 3.1.1 Bithynia tentaculata (LINNE 1758) .....                        | 13 |
| 3.1.2 Bithynia leachii (SHEPPARD 1823) .....                         | 13 |
| 3.1.3 Physa fontinalis (LINNE 1758) .....                            | 14 |
| 3.1.4 Planorbis planorbis (LINNE 1758) .....                         | 14 |
| 3.1.5 Stagnicola palustris (O.F.MÜLLER 1774) .....                   | 14 |

|  |    |
|--|----|
| 3.2 Vergleich der drei Untersuchungsgebiete .....  | 15 |
| 3.2.1 Untersuchungsflächen während der jahres-<br>zeitlichen Aspekte .....                     | 15 |
| 3.2.2 Artendiversität und Abundanz im Gesamtüberblick .....                                    | 17 |
| 3.2.3 Überblick über die Größenklassen bei <i>Planorbis planorbis</i> ..                       | 20 |
| 3.2.4 Vergleich der einzelnen Aspekte .....  | 21 |
| 3.2.4.1 Frühjahrsaspekt 1990 .....   | 21 |
| 3.2.4.2 Hochsommeraspekt .....   | 24 |
| 3.2.4.3 Herbstaspekt .....   | 26 |
| 3.2.4.4 Frühjahrsaspekt 1991 .....   | 28 |
| 4. DISKUSSION .....  | 30 |
| 4.1 Allgemeines .....  | 30 |
| 4.2 Kritik zur Sammeltechnik .....   | 30 |
| 4.3 Vergleich des Artenbestandes .....   | 31 |
| 4.3.1 Allgemein .....  | 31 |
| 4.3.2 Mögliche Gründe für den Artenrückgang .....  | 32 |
| 4.3.3 Unterschiede in der Abundanz und der Artenvielfalt auf den<br>Untersuchungsflächen ..... | 35 |
| 4.4 Betrachtung der Größenklassen .....  | 38 |
| 4.4.1 Populationsdynamische Aspekte bei <i>Planorbis planorbis</i> ....                        | 38 |
| 4.4.2 Vergleich der Populationen auf den 3 Untersuchungs-<br>flächen .....                     | 39 |
| 4.5 Einfluß des Schilfschnittes .....  | 45 |
| 5. ZUSAMMENFASSUNG .....   | 47 |
| 6. LITERATURVERZEICHNIS .....  | 48 |

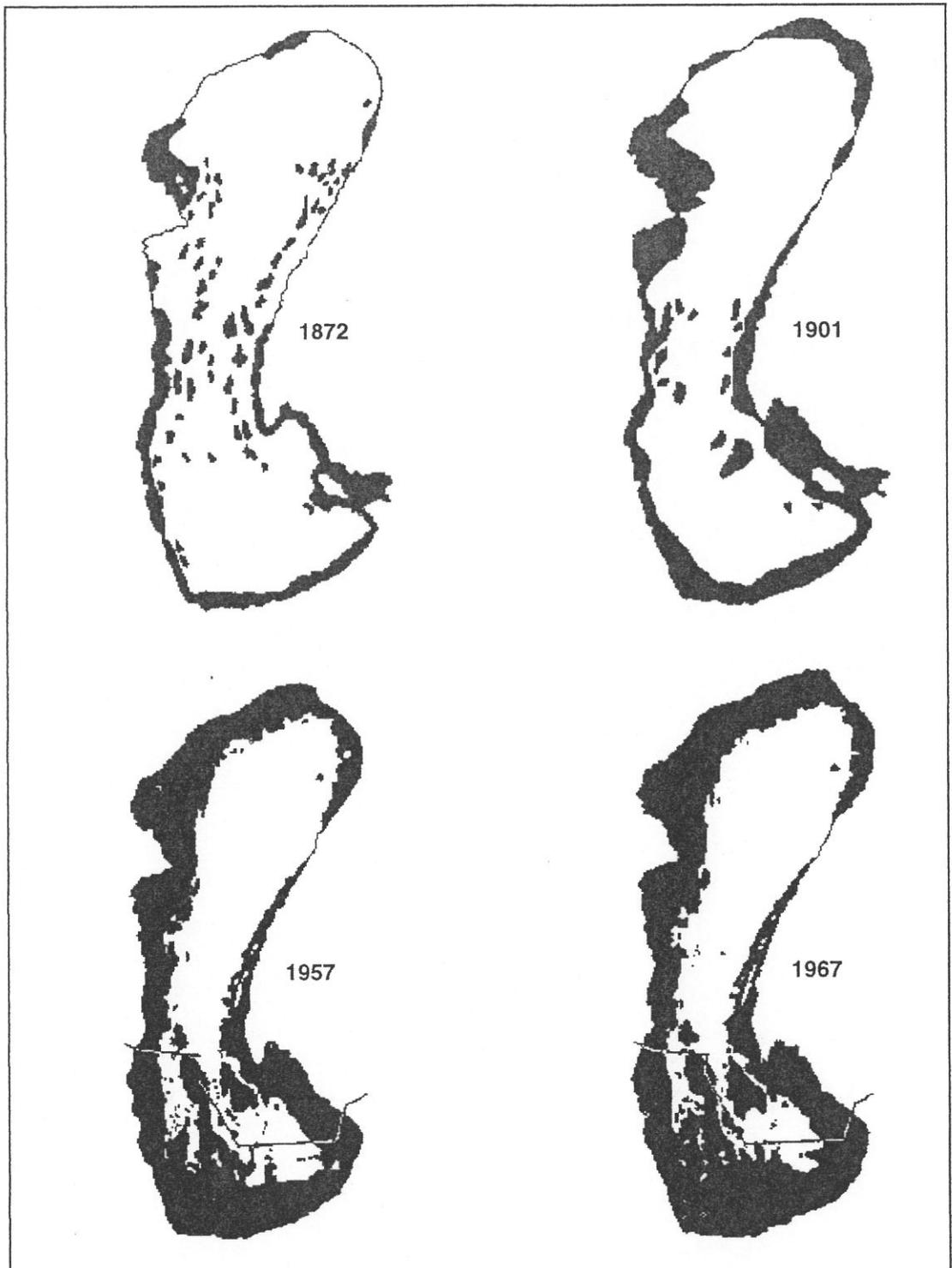
## 1. EINLEITUNG

Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees nimmt mit einer Gesamtfläche von 178 km<sup>2</sup> (davon nach CSAPLOVICS 1984: 103 km<sup>2</sup> österreichischer und 75 km<sup>2</sup> ungarischer Anteil) mehr als die Hälfte des gesamten Neusiedler See Gebietes ein (Gesamtanteil von 321 km<sup>2</sup> nach CSAPLOVICS 1984). Dieses Ökosystem ist vor allem durch monospezifische Horste von *Phragmites australis* TRIN. charakterisiert, dessen Bestände 95% der gesamten Litoralzone bedecken. Während sich das Schilf im Osten und Südwesten des Sees nur auf schmale Uferbereiche beschränkt, dehnen sich im Nordwesten 6 - 7 km breite und im Süden 8 - 11 km breite Schilfbestände aus (GUNATILAKA 1984). Somit stellt der Vegetationsgürtel des Neusiedler Sees das größte geschlossene Schilfareal Mitteleuropas dar.

Schilf zählt zu den am weitesten verbreiteten Pflanzenarten der Erde und kann besonders in den gemäßigten Breiten zu den produktivsten Pflanzengemeinschaften gerechnet werden (WESTLAKE 1963). Ein Grund für die weite Ausdehnung des Schilfes ist sicherlich durch die großteils vegetative Vermehrung gegeben, die über Rhizomausläufer erfolgt (SIEGHART und MAIER 1984). Einen weiteren Vorteil in der Konkurrenz mit anderen Pflanzen erhält *Phragmites australis* durch seine Fähigkeit auf anaeroben Böden zu wachsen. Die anaeroben Verhältnisse im Boden und die Bildung von Schwefel-Wasserstoffen, die für die meisten Pflanzenarten einen limitierenden Parameter darstellen, überlebt das Schilf dadurch, daß Sauerstoff von oben in die Rhizome transportiert wird (GUNATILAKA 1984).

Vor allem im eutrophierten Milieu vieler Flachseen ist das mehrjährige Schilf dominant, wobei aber zu starke Eutrophierung an einigen Seen Europas (vgl. Zürichsee oder Bodensee) mit ein Grund war, daß fast der gesamte Schilfgürtel zerstört wurde (vgl. BURNAND 1979, GRÜNING 1975, GRÜNING 1979, SCHRÖDER 1979, GRYSEELS 1989). Am Neusiedler See ist vom Phänomen des Schilfsterbens jedoch nichts zu bemerken. Im Gegenteil - betrachtet man z.B. das Wachstum des Schilfgürtels ab der Mitte des 19. Jhdt. bis 1967 (vgl. KOPF 1966, 1967, 1968 und RIEDMÜLLER 1965), so zeigt sich eine ungeheure Zunahme der Verschilfung (Abb. 1. 1).

Die Frage nach der möglichen wirtschaftlichen Nutzung der Schilfbestände ist deshalb in letzter Zeit sehr häufig diskutiert worden (CSAPLOVICS 1982). Auch ein eigenes Forschungsprogramm der AGN (= Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See) sollte von 1981 - 1984 wissenschaftliche Grundlagen für Vorschläge und Empfehlungen zur bestmöglichen Nutzung des Neusiedler See Raumes erarbeiten (GROSINA 1984).



**Abb. 1..1 :** Entwicklung des Schilfgürtels zwischen 1872 - 1967  
(nach LÖFFLER 1979; verändert)

Im Rahmen dieses Forschungsprogrammes wurde auch eine technisch-ökonomische Studie durchgeführt, die sich mit den Schilfernteproblemen und der Verwertung des Rohstoffes Schilf beschäftigte (SCHUSTER 1984).

Obwohl eine verstärkte Bewirtschaftung des Schilfgürtels vorgeschlagen wurde, konnten bis jetzt noch keine positiven Ergebnisse verzeichnet werden (GROSINA 1984). Großflächigere Winterernten von *Phragmites* könnten z.B. als Maßnahme zur verstärkten Entfernung von Nährstoffen aus dem Schilfsystem herangezogen werden (LÖFFLER und GUNATILAKA 1991).

Auch die vorliegende Arbeit, die im Rahmen einer Projektstudie für den geplanten Nationalpark "Neusiedler See" durchgeführt wurde, beschäftigt sich im weiteren Sinn mit dem winterlichen Schilfschnitt. Seine möglichen qualitativen und quantitativen Einflüsse auf die im überfluteten Schilfbereich lebenden Wassermollusken sollte festgestellt werden.

Die Bedeutung welche die Wasserschnecken im Stoffkreislauf einnehmen, liegt vor allem in der Produktion und Transformation von Detritus (DVORAK 1970, IMHOF 1971, BURIAN und IMHOF 1972, SOSZKA 1975, ODUM 1983, KOLODZIEJCZYK 1984, MENDEZ CARDOS 1987). Betrachtet man den Großteil des produzierten Pflanzenmaterials im Schilfgürtel, so bricht dieses zusammen, bevor es von Tieren angegriffen werden kann und liefert genügend Substrat für Dekompositionsprozesse unter Wasser (IMHOF und BURIAN 1972). Tierfraß durch Evertebraten an der äußeren Zellschicht tritt kaum auf, mit Ausnahme der Blattläuse oder Gallenbildner - alle anderen phytophagen Insekten leben endophag im Inneren der Schilfhalme vor allem als Minierer (WAITZBAUER 1969, WAITZBAUER 1970, WAITZBAUER 1972, WAITZBAUER, PRUSCHA und PICHER 1973, PRUSCHA 1973).

Auch für die Wasserschnecken stellt das abgestorbene Schilf in ihrer Ernährung ein gewisses Problem dar. Wie die meisten Detritivoren können sie die Zellulose nicht verdauen, sondern sie beziehen ihre Nahrungsenergie im wesentlichen aus dem Verzehr von Mikroorganismen (ODUM 1983).

Trotzdem ist ihre Rolle beim Abbau des Detritus ganz entscheidend. Durch das teilweise Zerstückeln und Zerkleinern des pflanzlichen Detritus beim Abraspeln der äußeren Zellschichte (inklusive Bakterien- und Pilzaufwuchs), vergrößern sie die Oberfläche, die dann dem vermehrten Angriff von Mikroorganismen zur Verfügung steht (ODUM 1973, KOLODZIEJCZYK 1984, MENDEZ CARDOS 1987). Die Wirkung auf die Abbaurate des Schilfes ist, wie die Untersuchungen von MENDEZ CARDOS (1987) zeigen, artspezifisch und nicht direkt vom Zerkleinerungseffekt abhängig. Aus

ihren Ergebnissen geht hervor, daß bei Anwesenheit von *Stagnicola palustris* der Abbau von Detritus schneller erfolgt als bei Anwesenheit von *Bithynia tentaculata* oder *Planorbis planorbis*. Generell war der Beschleunigungseffekt beim Abbau von organischem Detritus durch das Vorhandensein von Schnecken siebenmal größer als bei Versuchen ohne Makroinvertebraten.

Ein großer Teil der aufgenommenen Nahrung wird von den Schnecken nicht verwertet (IMHOF und BURIAN 1972, KOLODZIEJCZYK 1984). Dieser unverbrauchte Detritus (v.a. abgestorbene Makrophyten, Aufwuchs und Detritus aus Bodensedimenten) wird beim Durchgang durch den Verdauungstrakt der Detritivoren in eine andere Form transformiert, die dann weiter genutzt und abgebaut werden kann und somit den Dekompositionsprozeß weiter beschleunigt (KOLODZIEJCZYK 1984). Diese Tatsache zeigt die Wichtigkeit der Wechselwirkungen zwischen Mikro- und Makrofauna für den Abbau der Pflanzenreste (MENDEZ CARDOS 1987).

Interessant scheint auch die Feststellung, daß die Lebenszyklen der Detritivoren mit den Mengen vorhandenen Detritus übereinzustimmen scheinen. Im Winter, wo sich durch den herbstlichen Blattwurf eine besonders große Menge an pflanzlichem Detritus ansammelt, sind vor allem die größeren Individuen meist sehr zahlreich vertreten. Im Sommer, wenn der pflanzliche Abfall bereits halb abgebaut ist, können die kleinen Individuen, die nun in maximaler Abundanz auftreten, den restlichen, feineren Detritus abbauen. Offensichtlich ist auch der Abbau des unterschiedlich zerkleinerten Detritus mit dem Wechsel von "Grobpartikelfressern" und "Feinpartikelfressern" im jahreszeitlichen Verlauf gekoppelt.

Die z.T. großen Abundanzen der Detritusfresser (besonders der Wassermollusken) charakterisieren die Evertebratenzusammensetzung im Schilfgürtel des Neusiedler Sees und sind für den Stoffkreislauf dieses Ökosystems sehr wichtig (IMHOF und BURIAN 1972, MENDEZ CARDOS 1987).

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, beim Vergleich dreier Schilfbestände, die aufgrund unterschiedlicher Schilfbewirtschaftung verschiedene Altersstrukturen aufwiesen, mögliche Unterschiede hinsichtlich der Abundanzen und Artenvielfalt bei Wasserschnecken festzustellen, die mit dem winterlichen Schilfschnitt in Zusammenhang stehen könnten.

## 2. MATERIAL UND METHODEN

### 2.1. Allgemeines zum Untersuchungsgebiet

Der Neusiedler See im nördlichen Burgenland ist der größte See Österreichs. Aufgrund der durch die geologische Lage bedingten Besonderheiten, zählt der Bereich des Neusiedler Sees zu einem der ökologisch wie faunengeografisch interessantesten Gebiete Europas (SAUERZOPF und TAUBER 1959).

Zwei völlig unterschiedliche Lebensgemeinschaften treffen hier aufeinander: Die Tier- und Pflanzengemeinschaften der Ostalpen und die des pannonischen Tieflandes. Dementsprechend vielfältig sind die Lebensformen in diesem Gebiet.

Der Neusiedler See ist ein typischer Steppensee, wie sie etwa auch in der pannonischen Steppe Ungarns oder im asiatischen Bereich vorkommen (RUTTNER-KOLISKO und RUTTNER 1959). Charakteristisch für einen Steppensee sind: die Zusammensetzung des Salzgehaltes (hoher Anteil an Magnesium, Natrium, Hydrokarbonat und Sulfat nach RUTTNER-KOLISKO und RUTTNER 1959), die geringe Tiefe (durchschnittlich nur 0,5 - 0,8 m nach MENDEZ CARDOS 1987), das Fehlen eines natürlichen Abflusses, die enormen Wasserstandsschwankungen, die bis zur völligen Austrocknung führen können (zuletzt, 1868 vgl. GROSINA 1984) und die Mächtigkeit der Schilfbestände.

Geologisch betrachtet, stellt die Landschaft des Neusiedler Sees ein junges Einbruchsbecken dar, das mit tertiären und quartären Sedimenten gefüllt ist (CSAPLOVICS 1982). Die Begrenzungen dieses sehr flachen Seebeckens bilden:

im NO die Parndorfer Platte

im NW das Leithagebirge

im W das Rusterhügelland und das Ödenburger Gebirge

im SO und S die kleine ungarische Tiefebene

Bezüglich der Wasserbilanz ist die Situation am Neusiedler See sehr kritisch. Der ehemals abflußlose See wird vor allem aus NO unterirdisch gespeist. Oberirdisch bildet die Wulka den einzigen größeren Zufluß. Diese beiden Zuflüsse würden allerdings nicht ausreichen, um die Verdunstung des Neusiedler Sees auszugleichen. Vor allem die Menge der Jahresniederschläge spielt für die Wasserbilanz eine entscheidende Rolle. Doch zeigt sich die kritische Situation der Wasserbilanz sehr deutlich an den - in Abhängigkeit von den Jahresniederschlägen - schwankenden Wasserständen (STALZER 1984).

Generell kann man den Neusiedler See in zwei große Lebensräume unterteilen: das Gebiet der freien Seefläche und des Schilfgürtels.

Im offenen See fällt die ständig vorhandene graue, anorganische Trübung des Wassers auf. Die Ursachen hierfür liegen einerseits in der starken Verbreitung sehr feinkörniger Sedimente, andererseits in der geringen Tiefe des Neusiedler Sees, wo schon der geringste Wellenschlag ausreicht, um die Wassermassen in ausreichende Turbulenz zu versetzen. Das ständig aufgewühlte feintonige Sediment bedingt auch die herabgesetzte Strahlungsdurchlässigkeit.

Im Schilfgürtel ist der Chemismus dem offenen See zwar sehr ähnlich (vgl. GROSINA 1984), doch ist hier das klare Wasser sehr auffällig. Der Grund hierfür liegt in der Abbremsung der Wellen an den Schilfhalmern. Die typische Braunfärbung des klaren Wassers ist auf organische Abbauprodukte zurückzuführen. Auch das Wasser schilffreier Teile innerhalb des Schilfgürtels - sogenannte Blänken - ist klar. Vor allem in den unteren Wasserschichten tieferer Blänkensysteme kommt es infolge der geringen Durchmischung der Wasserschichten und großer Mengen v.a. an pflanzlichem Detritus zu starker Sauerstoffzehrung. Werden diese Wasserschichten durchmischt, z.B. beim Durchschreiten solcher Blänken, werden Methan und Schwefelwasserstoff als die Produkte eines anaeroben Abbauprozesses freigesetzt (IMHOF 1971).

## 2.2. Untersuchungsflächen

Wie aus Abb. 2.1 ersichtlich, befinden sich die 3 Untersuchungsflächen im NW Teil des Neusiedler Sees.

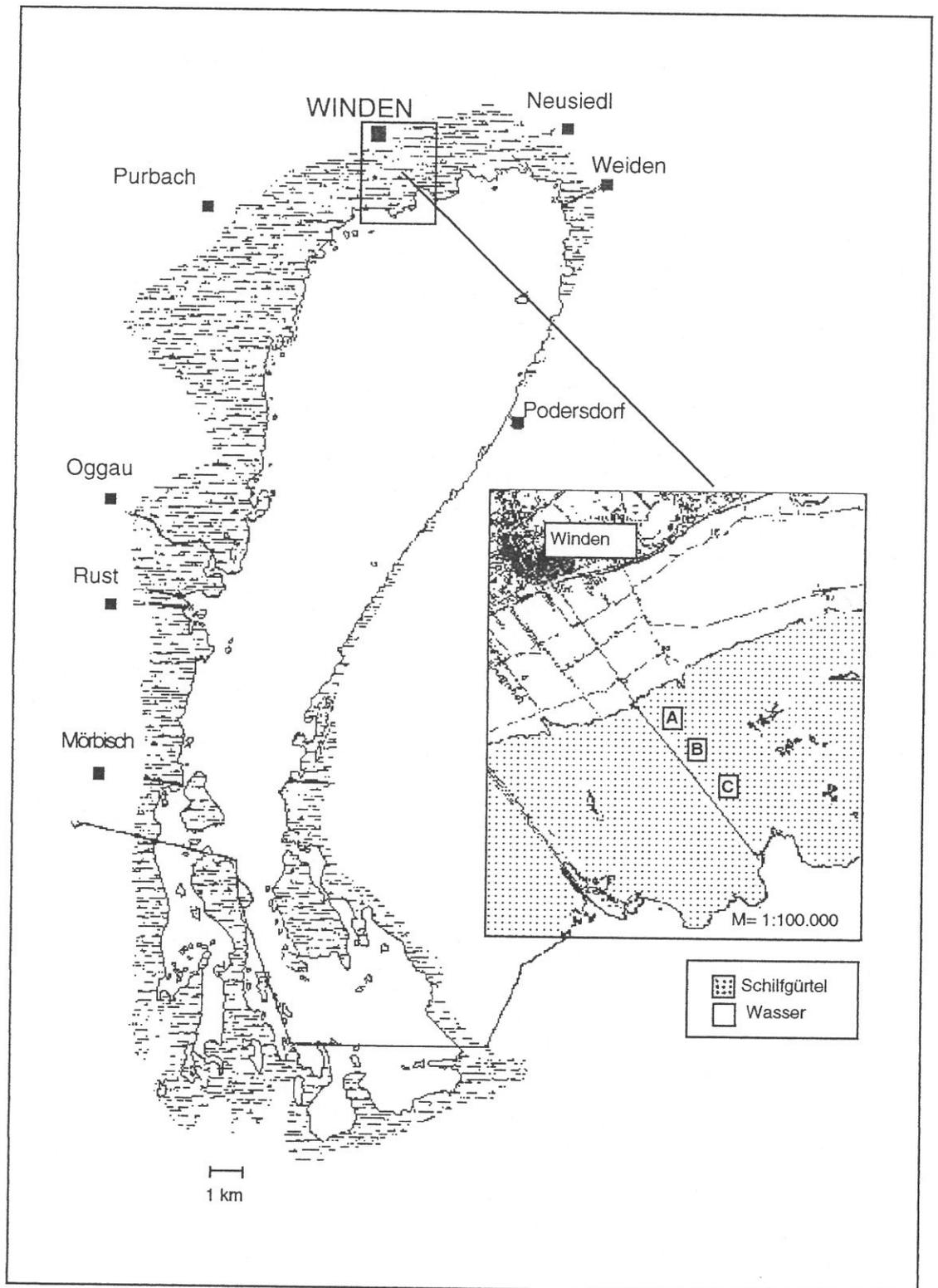
Von Winden erstreckt sich linksseitig eines ca. 2 km langen Schilfkanals ein Damm in den Schilfgürtel, von dem aus die 3 Untersuchungsgebiete über einen je 25 m langen Steg erreicht werden können. Diese Distanz wurde gewählt, um eventuelle Beeinflussungen von Seiten des Dammes möglichst auszuschließen.

Die Größe der einzelnen Untersuchungsflächen beträgt 100 x 200 m.

Alle 3 Flächen liegen nach der Zonierung des Schilfgürtels am Neusiedler See von IMHOF (1966) in der Zone III.

Typisch für diese Zone sind:

- Trockenfallen des Schilfgürtels in Sommer und Herbst
- Unterwuchs kaum vorhanden
- geschlossener Rohrwald mit kräftigen Halmen



**Abb. 2. 1 :** Übersicht über die Lage der Untersuchungsflächen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees (A, B, C ..... Untersuchungsflächen)  
(nach LÖFFLER 1979 und CSAPLOVICS 1984, verändert)

Die 3 Untersuchungsflächen - im folgenden immer als A-, B- und C-Fläche bezeichnet - unterscheiden sich hinsichtlich ihrer unterschiedlichen Zusammensetzung in der Alterstruktur des Schilfes, die auf verschieden intensiv Schilfbewirtschaftung zurückzuführen sind.

Die A-Fläche, am landseitigsten gelegen, besteht ausschließlich aus 1-jährigem Schilf. Diese Fläche wird regelmäßig im Winter bei Eisbedeckung geschnitten.

Die B-Fläche, ist charakterisiert durch Schilf, das zuletzt im Winter 1986/87 geschnitten wurde.

In der C-Fläche, die dem offenen See am nächsten liegt, ist der Schilfbestand seit >10 Jahren nicht mehr geschnitten worden. Dieses älteste Schilf kann am besten zu Vergleichen mit völlig vom Schilfschnitt unbeeinflussten Gebieten herangezogen werden.

Alle Angaben über die Alterstruktur der jeweiligen Schilfbestände sind auf der Schilfschneider HINTERLEITNER (mdl. Mitteilung) zurückzuführen.

### 2.3. Untersuchungszeitraum

Die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit wurden vom April 1990 bis April 1991 durchgeführt.

Die ersten Probenahmen wurden Ende April 1990 vorgenommen und bis Ende September 1990 durchgehend weitergeführt. Wichtig hierbei war die Erfassung und Darstellung der unterschiedlichen Bedingungen in den 3 Schilfbeständen während der verschiedenen jahreszeitlichen Aspekte.

3 Aspekte können unterschieden werden:

Frühjahraspekt: Mit dem Herauswachsen der Schilfhalme über die Wasserlinie etwa Mitte April (PÜHRINGER 1972) beginnt die quantitative Erfassung der Wasserschnecken. Charakteristisch sind die gleichmäßig unter Wasser stehenden Schilfbestände in allen 3 Untersuchungsflächen. 2 Sammeltermine - Ende April und Anfang Juni - fallen in diesen Aspekt.

Hochsommeraspekt: Das Jungschilf ist bereits sehr hoch, die Wasserstandsverhältnisse haben sich stark verändert. Große Teile des überfluteten Rohrwaldes sind trockengefallen. Massenhaftes Auftreten von Algen charakterisiert das Erscheinungsbild zum Sammeltermin Mitte August. Genauere Zonierung siehe Kap. 3.2.1 .

Herbstaspekt: Die Blüten des Jungschilfes sind voll entwickelt und das Schilf ist ausgewachsen. Das Wasserniveau ist im Vergleich zum Frühjahr um 30 - 40 cm abgesunken. Die ehemals grünen Algenmatten des Hochsommers sind völlig ausgetrocknet. Sammeltermin - Ende September.

## **2.4. Sammelmethoden**

Zur Ermittlung der Abundanzen der vorhandenen Wasserschnecken, wurde die Sammelrahmenmethode (IMHOF 1971) angewendet. Aufgrund sehr stark variierender Bedingungen im Schilfgürtel, mußten allerdings zwei verschiedene Arten von Sammelrahmen eingesetzt werden.

### **2.4.1. Sammeltechnik für den Frühjahrs- und Hochsommeraspekt**

Hierfür wurden pro Fläche je 7 weißgestrichene Blechrahmen mit einer Grundfläche von je 1/4m<sup>2</sup> verwendet. Jeweils eine Seitenwand dieser Sammelrahmen war mittels einer Schiene herausnehmbar, um die Rahmen besser aufstellen zu können. Die Standorte für die Sammelquadrate wurden mittels der "stratified random sampling" - Methode ermittelt, d.h. es wurden nur die Zufallskordinaten herangezogen, die im überfluteten Schilfbereich lagen.

Die Sammelquadrate wurden so fest wie möglich in die - bis zu 35 cm dicke - Schilfstreu- und Detritusschichte (MENDEZ CARDOS 1987), die z.T. unter Wasser war, hineingedrückt. Die vorhandenen Schilfhalme wurden so knapp wie möglich über dem festen Grund abgeschnitten. Das Ausklauben der Schilfstreu- und Detritusschichte erfolgte anschließend in mehreren Arbeitsgängen mittels Federpinzette und kleinem Sieb.

Nach dem Durchsehen des Materials wurde der Inhalt der Sammelquadrate nochmals kräftig durchwühlt. Etwa 10 Minuten später konnten dann die restlichen Schnecken, die

zuvor am Bodengrund dem Ausklauben und Aussieben entkommen waren, gut von den Seitenwänden der Sammelrahmen abgenommen werden. Viele Wasserschnecken verlassen bei suboptimalen Lebensbedingungen wie z.B. bei Störungen gerne ihren Lebensraum und heften sich dann z.B. an den Wänden der Sammelrahmen fest (vgl. auch das Herauskriechen aus Aquarien und das Anhaften an den Glaswänden) nach FRÖMMING (1956).

Die aufgesammelten Schnecken wurden anschließend in kleine Proberöhrchen gegeben und in 75%igem Alkohol konserviert.

#### **2.4.2. Sammeltechnik für den Herbstaspekt**

Nach dem starken Absinken des Wasserspiegels im Sommer und der großen Algenblüte, war ein weiteres Besammeln der Flächen mit den großen 1/4 m<sup>2</sup> Rahmen nicht mehr zielführend. Die Schnecken dürften großteils durch passive Verdriftung dem zurückweichenden Wasser gefolgt sein und waren sehr stark aggregiert. Diese z.T. riesigen Ansammlungen waren auf schmale Uferbereiche größerer Blänkensysteme konzentriert.

Mittels eines 1/8 m<sup>2</sup> Aluminiumsammelrahmens, wurden nun Transekte im Uferbereich von Blänken besammelt (Probenanzahl von n=25). Auch die im Frühjahr 1991 durchgeführten Aufsammlungen wurden mit den 1/8 m<sup>2</sup> Rahmen ausgeführt (n=12).

### **2.5. Auswertungsmethoden**

#### **2.5.1. Bildung von Größenklassen**

Um eventuelle Unterschiede hinsichtlich der Größe der verschiedenen Schneckenarten, deren Populationsaufbau und die Verteilung auf den 3 Untersuchungsflächen feststellen zu können, wurden alle aufgesammelten Individuen mit der Schublehre vermessen (vgl. IMHOF 1971). Bei den Planorbidae wurde die maximale Gehäusebreite ermittelt, welche als der senkrecht auf die Tangente der Mündung stehende Durchmesser definiert ist. Die Gehäusehöhe bei den Bithyniidae, Lymnaeidae und Physidae wurde als Entfernung vom Apex bis zum unteren Mündungsrand bestimmt.

Die Einteilung der Größenklassen erfolgte bei allen Arten nach dem gleichen Prinzip: es wurden jeweils Klassen mit 1mm Klassenbreite gebildet. Alle Individuen < 3 mm

Größe wurden zu einer Klasse zusammengefaßt. Gerade Jungschnecken sind ohnehin mit einem gewissen Unsicherheitsfaktor belegt sind, da es nahezu unmöglich ist unter 3 mm große Exemplare quantitativ aufzusammeln, erschwerend wirkt zusätzlich der Faktor der Aggregation.

## 2.5.2. Statistische Verfahren

Im Rahmen dieser Arbeit wurde nur die Art *Planorbis planorbis* statistischen Prüfverfahren unterzogen. Sie wurde auf allen Untersuchungsflächen gefunden und erwies sich sowohl hinsichtlich der Abundanz als auch hinsichtlich der unterschiedlichen Größenklassen zur statistischen Auswertung geeignet.

Bei den restlichen Arten war eine ähnliche Vorgangsweise aufgrund geringer Individuenzahlen nicht zielführend.

### 2.5.2.1 U - Test nach MANN & WHITNEY

Dieser Test dient zum Vergleich **zweier** unabhängiger Stichproben, die Voraussetzung der Normalverteilung muß hierbei nicht erfüllt sein. Der U-Test ersetzt die gegebenen Variablenwerte durch sogenannte Rangplätze (ZÖFEL 1988). Der Vorteil liegt darin, daß nicht mit den absoluten Zahlen gerechnet wird, sondern mit den Rangsummen und vorhandene Ausreißer nicht das Gesamtbild verfälschen. Verglichen wurden jeweils die unterschiedlichen Individuenzahlen von *Planorbis planorbis* auf der B- und C-Fläche zu den verschiedenen Sammelterminen.

Zur grafischen Darstellung dieser Ergebnisse wurden die Box and Whiskers Plots gewählt. Sie beschreiben den Median, die 1. und 3. Quartilen und die Grenzen, innerhalb der sich 95% der Individuen befinden.

### 2.5.2.2 H - Test nach KRUSKAL & WALLIS

Dieser Test ist vom Prinzip her dem U-Test gleich, nur können beim H-Test **mehrere** unabhängige Stichproben miteinander verglichen werden. Im Fall des Frühjahrsaspektes 1990 wurden die Individuenzahlen von *Planorbis planorbis* auf den drei Untersuchungsflächen verglichen.

### 2.5.2.3 Chiquadrat - Mehrfeldertest

Dieser Test dient zum Vergleich mehrerer beobachteter Häufigkeitsverteilungen (ZÖFEL 1988). Im vorliegenden Fall wurden die Häufigkeitsverteilungen der einzelnen Größenklassen von *Planorbis planorbis* verglichen und das jeweilige Signifikanzniveau bestimmt. Aufgrund der meist sehr geringen Individuenanzahl auf der A-Fläche, wurde diese - mit Ausnahme eines Sammeltermins und dem Vergleich über die gesamte Saison - aus dem Test ausgeschlossen. Da bei den einzelnen Tests manche Felder nur schwach oder gar nicht besetzt waren, mußten einzelne Größenklassen zusammengelegt werden, um die Bedingungen des Chiquadrat-Mehrfeldertests zu erfüllen. Diese Tatsache läßt sich an den unterschiedlichen Freiheitsgraden (dF) erkennen.

### 3. ERGEBNISSE

#### 3.1 Überblick über die gefundenen Arten und ihre Ökologie

Systematik nach FECHTER & FALKNER (1989)

Abbildungen aus JANUS (1958) und GIROD et al. (1980)

##### 3.1.1 *Bithynia tentaculata* (LINNE 1758)

*Maximale Höhe:* 10 mm (GLOER 1985)

*Ökologie:* In fließenden, stehenden, auch zeitweilig trockenfallenden Gewässern lebend.

Bis 10 m Tiefe vorkommend, calciphil (FRETTER & GRAHAM 1962)

*Nahrung:* pflanzlicher Detritus, filamentöse Algen, Diatomeen (FRETTER & GRAHAM 1962)

*Verbreitung:* W-Sibirien und Europa, mit Ausnahme von N-Skandinavien und Griechenland, NW-Afrika

*Zoogeographie:* europäisch (KLEMM 1954)

*Gefährdungsstufe:* 5 (REISCHÜTZ & SEIDL 1982)

##### 3.1.2 *Bithynia leachii* (SHEPPARD 1823)

*Maximale Höhe:* 5 mm

*Ökologie:* In pflanzenreichen Stillgewässern (FECHTER & FALKNER 1990)

Im Sommer in 2 - 3 m Tiefe, im Winter im Schlamm vergraben. Calciphil (FRETTER & GRAHAM 1962)

*Nahrung:* pflanzlicher Detritus, Diatomeen

| Gefährdungsstufen der Mollusken nach Reischütz und Seidl (1982) |                                    |
|---|------------------------------------|
| Gef.stufe   | Bestand                            |
| 1,1   | * ausgestorben oder verschollen    |
| 1,2   | unmittelbar vom Aussterben bedroht |
| 2   | stark gefährdet                    |
| 3   | gefährdet                          |
| 4   | potenziell gefährdet               |
| 5   | nicht gefährdet                    |

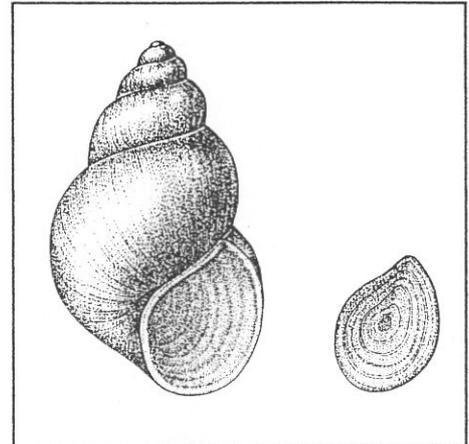


Abb. 3. 1 : *Bithynia tentaculata* (aus: GIROD et al. 1980)

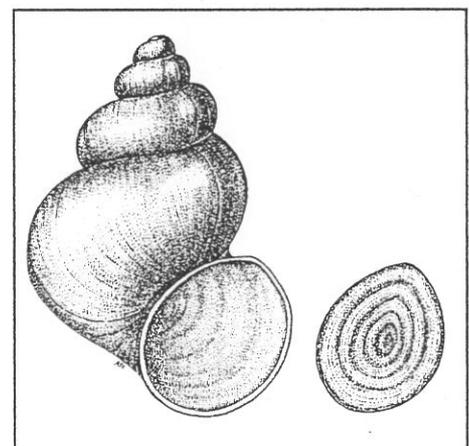


Abb. 3. 2 : *Bithynia leachii* (aus: GIROD et al. 1980)

*Verbreitung:* Mit großen Lücken von N-Afrika über fast ganz Europa bis O-Sibiren. In Süddeutschland und im Alpengebiet weitgehend fehlend.

*Zoogeographie:* palaearktisch (FRETTER & GRAHAM 1962)

*Gefährdungsstufe:* 1,2

### 3.1.3 Physa fontinalis (LINNE 1758)

*Maximale Höhe:* 9 mm (linksgewunden!)

*Ökologie:* In klaren, pflanzenreichen, stehenden und langsam fließenden Gewässern lebend

*Verbreitung:* In Europa mit Ausnahme der höheren Lagen

*Zoogeographie:* europäisch

*Gefährdungstufe:* 2

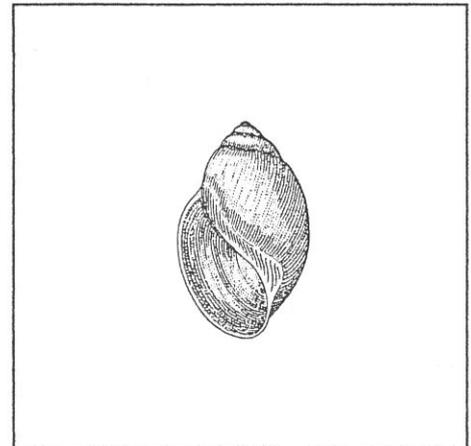


Abb. 3.3: *Physa fontinalis* (aus: JANUS 1958)

### 3.1.4 Planorbis planorbis (LINNE 1758)

*Ökologie:* In stehenden und langsam fließenden Gewässern, auch schlammigen Tümpeln und zeitweilig trockenfallenden Flutmulden lebend. Bis 1m Tiefe vorkommend.

*Nahrung:* 14% der aufgenommenen Makrophyten sind Schilffreste (MENDEZ CARDOS 1987), Algen

*Verbreitung:* In Europa mit geringen Lücken ziemlich allgemein verbreitet.

Mediterranengebiet, W + N-Asien

*Zoogeographie:* europäisch

*Gefährdungstufe:* 4

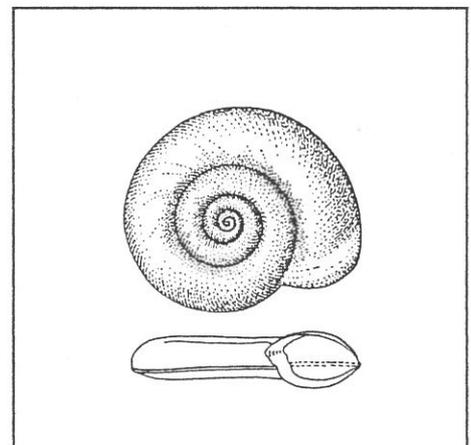


Abb. 3.4: *Planorbis planorbis* (aus: JANUS 1958)

### 3.1.5 Stagnicola palustris (O.F.MÜLLER 1774)

*Maximale Höhe:* 21 mm

*Ökologie:* Im Uferbereich größerer Teiche und stehender Gewässer, auch Brackwasser (GLOER 1985)

*Nahrung:* 12% der aufgenommenen Macrophyten sind Schilffreste (MENDEZ CARDOS 1987), Algen

*Verbreitung:* Europa, Asien, N-Amerika

*Zoogeographie:* holarktisch

*Gefährdungstufe:* 3

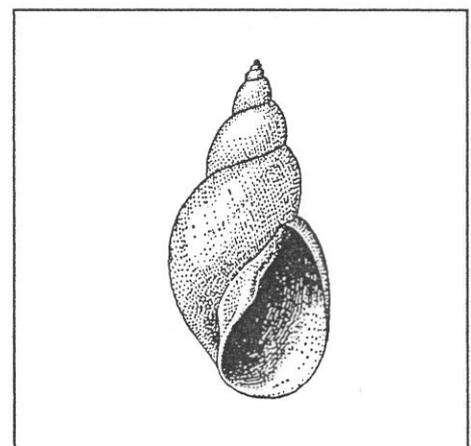


Abb. 3.5: *Stagnicola palustris* (aus: JANUS 1958)

### 3.2 Vergleich der drei Untersuchungsgebiete

#### 3.2.1 Untersuchungsflächen während der jahreszeitlichen Aspekte

Tab. 3.1 gibt einen vergleichenden Überblick über die Verhältnisse auf den drei Untersuchungsflächen im Jahre 1990.

|                               | FRÜHJAHRASPEKT<br>(29.4. und 4.6.1990)  | HOCHSOMMERASPEKT<br>(15.8.1990)   | HERBSTASPEKT<br>(25.9.1990)  |
|-------------------------------|---|---|--|
| <b>Schilfentwicklung</b>      | Ende April: Durchstoßen der Boden- bzw. Wasseroberfläche<br>April-Mai: geringes Höhenwachstum<br>Juni: Wachstumsschub durch Internodialstreckung<br>Juli-August: Abflachen der Wachstumskurve | Mitte August: nochmaliger Wachstums-schub durch Spitzenwachstum und Blütenausbildung  | Beginn des Blattabwurfes<br>kein Höhenwachstum des Schilfes ab September   |
| <b>Macrophyten</b>            | zu Beginn der Saison keine Macrophyten<br>Ende Juni: Beginn der Algenblüte  | massenhaftes Auftreten von Algen<br>völliges Fehlen von Utricularia   | ehemals grüne Algenmatten im Schilfbereich sind völlig ausgetrocknet   |
| <b>Wasserverhältnisse</b>     | Zunahme der Wassertemp.<br>Wasserstand steigt bis April, ab Mai langsamer Rückgang  | höchste Wassertemperaturen<br>starkes Absinken des Wasser-spiegels, Beginn des Trocken-fallens der Schilfflächen                                      | Abnahme der Wassertemp.<br>Schilfflächen völlig ausgetrocknet  |
| <b>Abundanz der Mollusken</b> | <b>A-Fläche:</b><br>geringe Abundanz im April<br>Abundanzmaximum im Juni<br><b>B- und C-Fläche:</b><br>geringe Individuenanzahlen im April, ab Juni Zunahme                                   | <b>A-Fläche:</b><br>starker Rückgang der Individ.anzahl<br><b>B-Fläche:</b><br>sehr viele Jungschnecken<br><b>C-Fläche:</b><br>viele große Individuen | <b>A-Fläche:</b><br>sehr wenige Individuen<br><b>B-Fläche:</b><br>ausgewogener Populationsaufbau<br><b>C-Fläche:</b><br>Abundanzmax. bei allen Arten |

Tab. 3.1 : Überblick über die Veränderungen im Schilfgürtel während der Untersuchungsperiode

- weiße Zone: ausgetrocknete, weiße und harte Algenmatten, die im Verlauf des weiteren Wasserrückganges trockengefallen und ausgedörnt sind; hier finden sich vereinzelt Schnecken, welche die Austrocknung durch Verschließen des Gehäuses mittels Epiphragma und völligem Zurückziehen ins Schaleninnere zu überdauern versuchen.
- braune Zone: trockengefallene Schilfstreu- und Detritusschichte des im Frühjahr noch überfluteten Schilfbestandes; hier treten Schnecken kaum auf, ganz selten finden sich Tiere in Überdauerungsstadien.

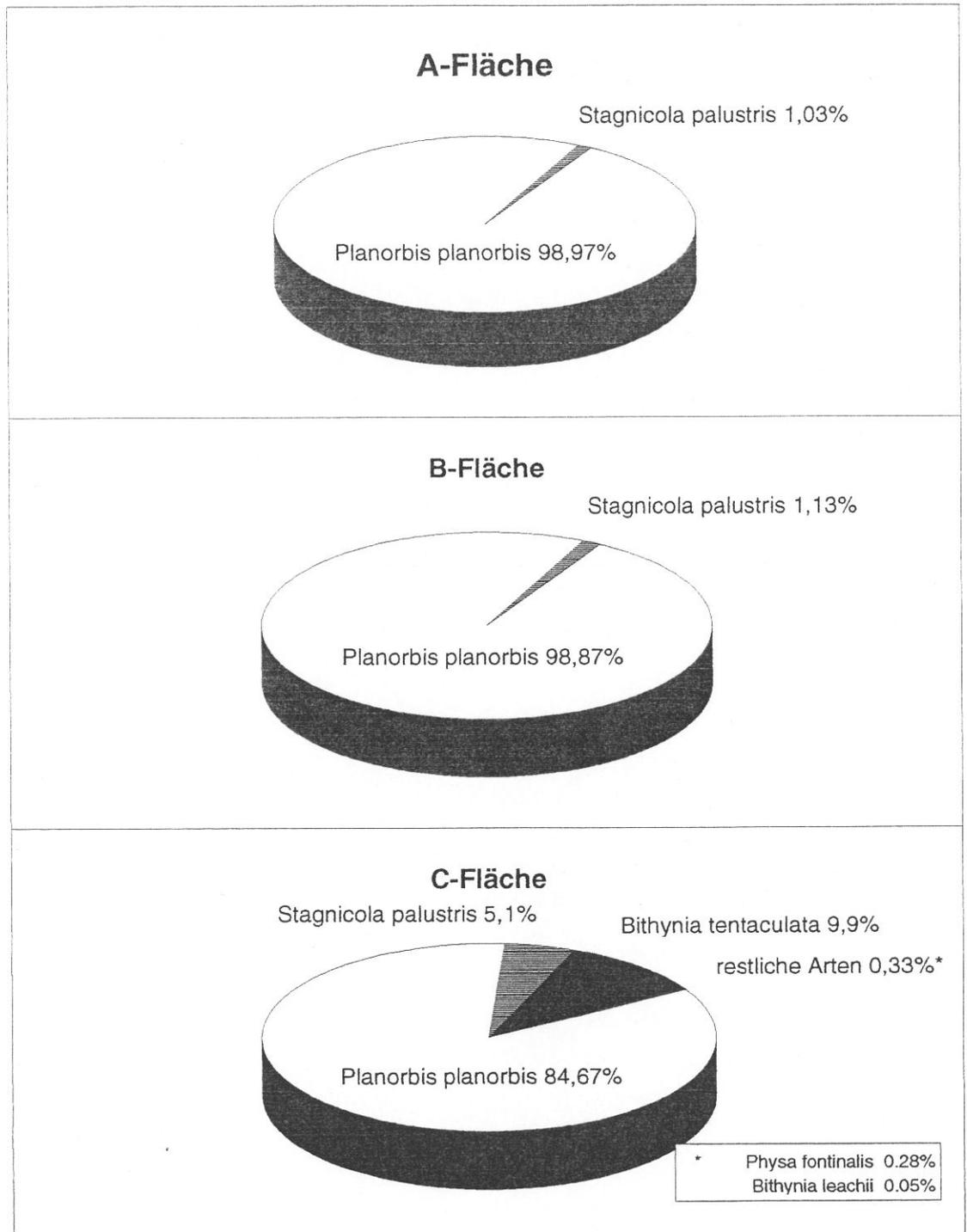
### 3.2.2 Artendiversität und Abundanz im Gesamtüberblick

Tab. 3.2 zeigt die Ergebnisse der Aufsammlungen von April 1990 bis April 1991.

| <b>A-Fläche</b> | Plan.plan.  | Stag.pal.  | Bith.tent. | Bith.leachii | Physa font. | <b>Summe</b> |
|-----------------|-------------|------------|------------|--------------|-------------|--------------|
| 29.4.90         | 5           | 0          | 0          | 0            | 0           | <b>5</b>     |
| 4.6.90          | 124         | 0          | 0          | 0            | 0           | <b>124</b>   |
| 15.8.90         | 8           | 0          | 0          | 0            | 0           | <b>8</b>     |
| 25.9.90         | 20          | 0          | 0          | 0            | 0           | <b>20</b>    |
| 25.4.91         | 36          | 2          | 0          | 0            | 0           | <b>38</b>    |
| <b>Gesamt</b>   | <b>193</b>  | <b>2</b>   | <b>0</b>   | <b>0</b>     | <b>0</b>    | <b>195</b>   |
| <b>B-Fläche</b> | Plan.plan.  | Stag.pal.  | Bith.tent. | Bith.leachii | Physa font. |              |
| 29.4.90         | 35          | 0          | 0          | 0            | 0           | <b>35</b>    |
| 4.6.90          | 192         | 0          | 0          | 0            | 0           | <b>192</b>   |
| 15.8.90         | 61          | 2          | 0          | 0            | 0           | <b>63</b>    |
| 25.9.90         | 134         | 0          | 0          | 0            | 0           | <b>134</b>   |
| 25.4.91         | 280         | 6          | 0          | 0            | 0           | <b>286</b>   |
| <b>Gesamt</b>   | <b>702</b>  | <b>8</b>   | <b>0</b>   | <b>0</b>     | <b>0</b>    | <b>710</b>   |
| <b>C-Fläche</b> | Plan.plan.  | Stag.pal.  | Bith.tent. | Bith.leachii | Physa font. |              |
| 29.4.90         | 44          | 1          | 1          | 0            | 0           | <b>46</b>    |
| 4.6.90          | 165         | 8          | 63         | 1            | 3           | <b>240</b>   |
| 15.8.90         | 86          | 2          | 34         | 0            | 0           | <b>122</b>   |
| 25.9.90         | 1396        | 38         | 100        | 0            | 0           | <b>1534</b>  |
| 25.4.91         | 120         | 60         | 14         | 0            | 6           | <b>200</b>   |
| <b>Gesamt</b>   | <b>1811</b> | <b>109</b> | <b>212</b> | <b>1</b>     | <b>6</b>    | <b>2139</b>  |

Tab. 3.2: Überblick über die Artenstruktur und Abundanzen (je 1/4 m<sup>2</sup>) auf den 3 Untersuchungsflächen während der einzelnen Sammeltermine

Die aufgelisteten Individuenanzahlen stellen absolute Zahlen dar, wobei sich alle - auch nachfolgenden - Angaben auf eine Fläche von  $1/4 \text{ m}^2$  beziehen. Deutliche Unterschiede zwischen den 3 Untersuchungsflächen ergeben sich bereits aus der Summe der Gesamtindividuen, die pro Fläche gesammelt werden konnten. So zeigt sich die A-Fläche, mit insgesamt 195 gefangenen Individuen, als die Untersuchungsfläche mit der



**Abb. 3. 7:** Vergleich der 3 Untersuchungsflächen hinsichtlich der Artenszusammensetzung und ihrer prozentuellen Verteilung. Überblick über den gesamten Untersuchungszeitraum von April 90 bis April 91.

geringsten Abundanz. Auf der B-Fläche (710 Individuen) ist die Individuendichte um mehr als das dreifache größer. Am höchsten ist die Gesamtindividuenzahl auf der C-Fläche (2139 Individuen). Auf dieser Fläche ist die Abundanz um mehr als das 10-fache höher als auf der A-Fläche und um das 3-fache höher als auf der B-Fläche. Die unterschiedliche Artenzusammensetzung auf den 3 Untersuchungsflächen ist in Abb. 3.7 dargestellt.

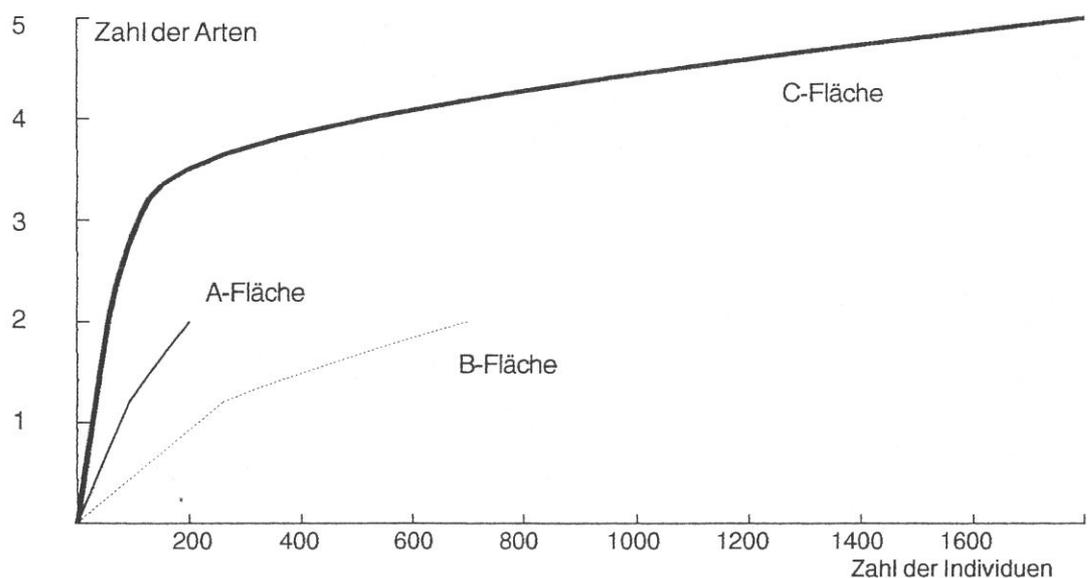
Die Kreisdiagramme zeigen den prozentuellen Anteil der einzelnen Schneckenarten auf der jeweiligen Untersuchungsfläche. Allen drei Flächen gemeinsam ist die hohe Dominanz von *Planorbis planorbis*: Die A-Fläche, mit 98,97%, liegt knapp vor der B-Fläche mit 98,87% gefolgt von der C-Fläche mit 84,67%. Diese Art tritt also eudominant auf, in A beinahe mit absoluter Dominanz.

Neben *Planorbis planorbis* ist *Stagnicola palustris* ebenfalls auf allen drei Untersuchungsflächen zu finden. Auf der A- und B-Fläche liegen die Häufigkeiten bei 1,03% bzw. bei 1,13%. Die C-Fläche weist mit 5,1% den höchsten Anteil an *Stagnicola palustris* auf.

*Bithynia tentaculata* konnte in der vorliegenden Untersuchung nur auf der C-Fläche nachgewiesen werden. Mit einer Häufigkeit von 9,9% ist sie die zweithäufigste Art, die im Verlauf der gesamten Aufsammlungen gefunden wurde.

Die verbleibenden 0,33% auf der C-Fläche verteilen sich auf *Physa fontinalis* mit 0,28% und *Bithynia leachii* (0,05%), von der nur 1 Exemplar gefunden werden konnte.

Wie bereits Tab. 3.2 und Abb. 3.7 erkennen lassen, unterscheiden sich die 3 Untersuchungsgebiete deutlich voneinander. Sowohl was die Artendiversität als auch die



**Abb. 3. 8:** Vergleich der Artendiversität der 3 Untersuchungsflächen unter Verwendung von Abundanzkurven der einzelnen Arten. ("rarefaction"-methode nach ODUM 1983)

Abundanz der einzelnen Arten betrifft, scheint die C-Fläche diejenige zu sein, auf der die besten Bedingungen für die gefundenen Gastropoden herrschen.

Abb. 3.8 zeigt die Unterschiede in der Artenstruktur auf der A-, B- und C-Fläche. Die Summe der Artenanzahl aufgetragen gegen die Anzahl der Individuen gibt für die 3 Flächen sehr unterschiedliche Kurven. Die Anzahl der Arten ist auf der A- und B-Fläche (mit je 2 Arten) zwar gleich, doch liegen hier die Unterschiede in der Anzahl der Individuen (195 und 710). Die C-Fläche weist eindeutig die höchst Artendiversität auf.

### 3.2.3 Überblick über die Größenklassen bei *Planorbis planorbis*

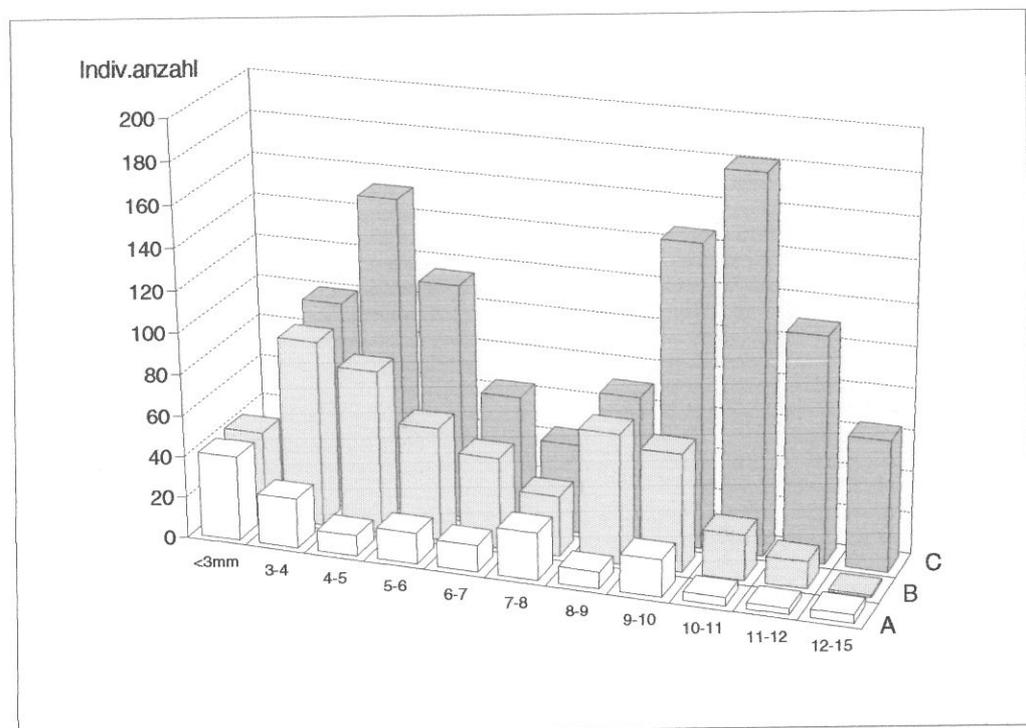


Abb. 3.9 : Vergleich der Größenklassenverteilung von *Planorbis planorbis* auf der A-, B- und C-Fläche, unter Berücksichtigung aller Sammelergebnisse

Die Aufteilung der absoluten Individuenzahlen bei *Planorbis planorbis* je Größenklasse, gibt für die 3 Flächen ein sehr unterschiedliches Bild (siehe Abb. 3.9). Auf der A-Fläche befindet sich der größte Anteil der Tiere in den kleinen Größenklassen. Wirklich große Exemplare (> 10 mm) sind so gut wie nicht vertreten. Auf der B- und C-Fläche gibt es je 2 Gipfel in der Verteilung der Größenklassen: Auf der B-Fläche liegen sie bei ca. 4 mm und bei 9 mm. Auf der C-Fläche sind die meisten Individuen um 5 mm und 10 mm zu finden. 63 Individuen entfallen auf die Klasse mit den größten Gehäusen, während auf der A-Fläche 4, und auf der B-Fläche 1 Individuum dieser Größe nachgewiesen werden konnten.

Tab. 3.3 zeigt, daß sich die drei Untersuchungsflächen hinsichtlich der Häufigkeit der Größenklassen höchst signifikant (auf der 0,1% Stufe !) voneinander unterscheiden.

#### Chi-Quadrat-Test

$$X^2 = 363,8 \quad dF = 20 \quad p = 0,00 \quad ***$$

Vergleich der A-, B- und C-Fläche

Tab. 3.3 : Überblick über die Häufigkeitsverteilung von *Plan. plan.* auf die einzelnen Größenklassen von April 90 - April 91

### 3.2.4 Vergleich der einzelnen Aspekte

#### 3.2.4.1 Frühjahrsaspekt 1990

Frühjahrsaspekt 1990 (n=14)

|                                    | A-Fläche |        |      |      | B-Fläche |        |      |      | C-Fläche |        |      |      |
|------------------------------------|----------|--------|------|------|----------|--------|------|------|----------|--------|------|------|
|                                    | Indiv.   | Median | Min. | Max. | Indiv.   | Median | Min. | Max. | Indiv.   | Median | Min. | Max. |
| <i>Planorbis planorbis</i>         | 129      | 3,5    | 0    | 35   | 227      | 7,5    | 0    | 78   | 209      | 7      | 0    | 44   |
| <i>Bithynia tentaculata</i>        | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    | 64       | 3      | 0    | 14   |
| <i>Bithynia leachii</i>            | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    | 1        | -      | -    | -    |
| <i>Stagnicola palustris</i>        | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    | 9        | -      | -    | -    |
| <i>Physa fontinalis</i>            | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    | 3        | -      | -    | -    |
| Gesamtsumme der Individuen absolut | 129      |        |      |      | 227      |        |      |      | 286      |        |      |      |
| %                                  | 20,1     |        |      |      | 35,36    |        |      |      | 44,5     |        |      |      |
| Anzahl der Arten                   | 1        |        |      |      | 1        |        |      |      | 5        |        |      |      |

Tab. 3.4 : Vergleich der A-, B- und C-Fläche im Frühjahrsaspekt 1990 (n=14). Verteilung der Gesamtindividuen und Artenvielfalt je Untersuchungsfläche

Tab. 3.4 zeigt die Ergebnisse der beiden Sammeltermine vom 29.4. und 4.6.90, die zwecks besserer Übersichtlichkeit als Frühjahrsaspekt 90 zusammengefaßt wurden. Der Vergleich der A- und C-Fläche zeigt eindeutige Unterschiede, sowohl bezüglich der Artenvielfalt (A-Fläche: 1 Art, C-Fläche: 5 Arten), als auch hinsichtlich der Gesamtsumme der Individuen. Die Probe-Entnahme-Flächen im Schilfbestand A enthielten mit 129 Individuen um 50% weniger als im Bestand C (286 Indiv.). A- und B-Fläche unterschieden sich nur hinsichtlich der Abundanz der Art *Planorbis planorbis*, die auf der B-Fläche mit 227 Individuen etwas häufiger vorkam.

Um festzustellen, ob hinsichtlich der Individuenanzahl von *Planorbis planorbis* signifikante Unterschiede zwischen den 3 Flächen bestehen, wurde ein H-Test nach KRUSKAL & WALLIS durchgeführt (Tab. 3.5).

Wie das Testergebnis zeigt, bestehen keine signifikanten Unterschiede.

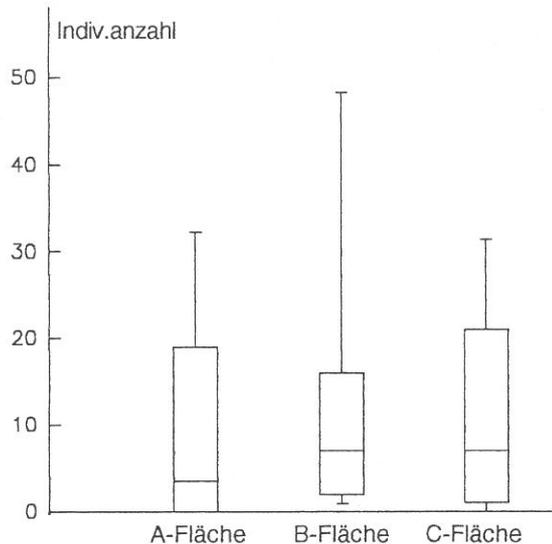
Die Box and Whiskers Plots ( Abb. 3.10 ) zeigen die grafische Darstellung der Ergebnisse.

**H - Test nach KRUSKAL & WALLIS**

|   |                 |             |
|---|-----------------|-------------|
| <b>H=1,674</b>  | <b>p=0,4363</b> | <b>n.s.</b> |
| Variable: Individuenanzahl von <i>Planorbis planorbis</i> |                 |             |
| A-Fläche (n=14)   | Rangsumme =     | 253,00      |
| B-Fläche (n=14)   | Rangsumme =     | 329,00      |
| C-Fläche (n=14)   | Rangsumme =     | 321,00      |

**Tab. 3. 5:** Vergleich der 3 Untersuchungsflächen bezüglich der Individuenanzahl von *Plan. plan.* im Frühjahrsaspekt 1990

Beim Vergleich der Größenklassen für *Planorbis planorbis* wurde nur der Sammeltermin vom 4.6.90 näher betrachtet. Die



**Abb. 3. 10:** Gesamtindividuenanzahlen von *Plan.plan.* im Frühjahrsaspekt 90

vom 4.6.90 näher betrachtet. Die Individuenanzahlen vom 29.4.90 waren für ähnliche Auswertungen zu gering. Abb. 3.11 zeigt die unterschiedliche Verteilung der Individuen auf die einzelnen Größenklassen je Fläche sehr deutlich. Auf der A-Fläche sind fast 50% der Tiere (61 von 124) in den ersten beiden Klassen (zwischen < 3 - 3,9 mm) zu finden - ein extrem hoher Anteil an Jungschnecken verglichen mit der B- und C-Fläche. Die B-Fläche zeigt die größten Individuendichten in

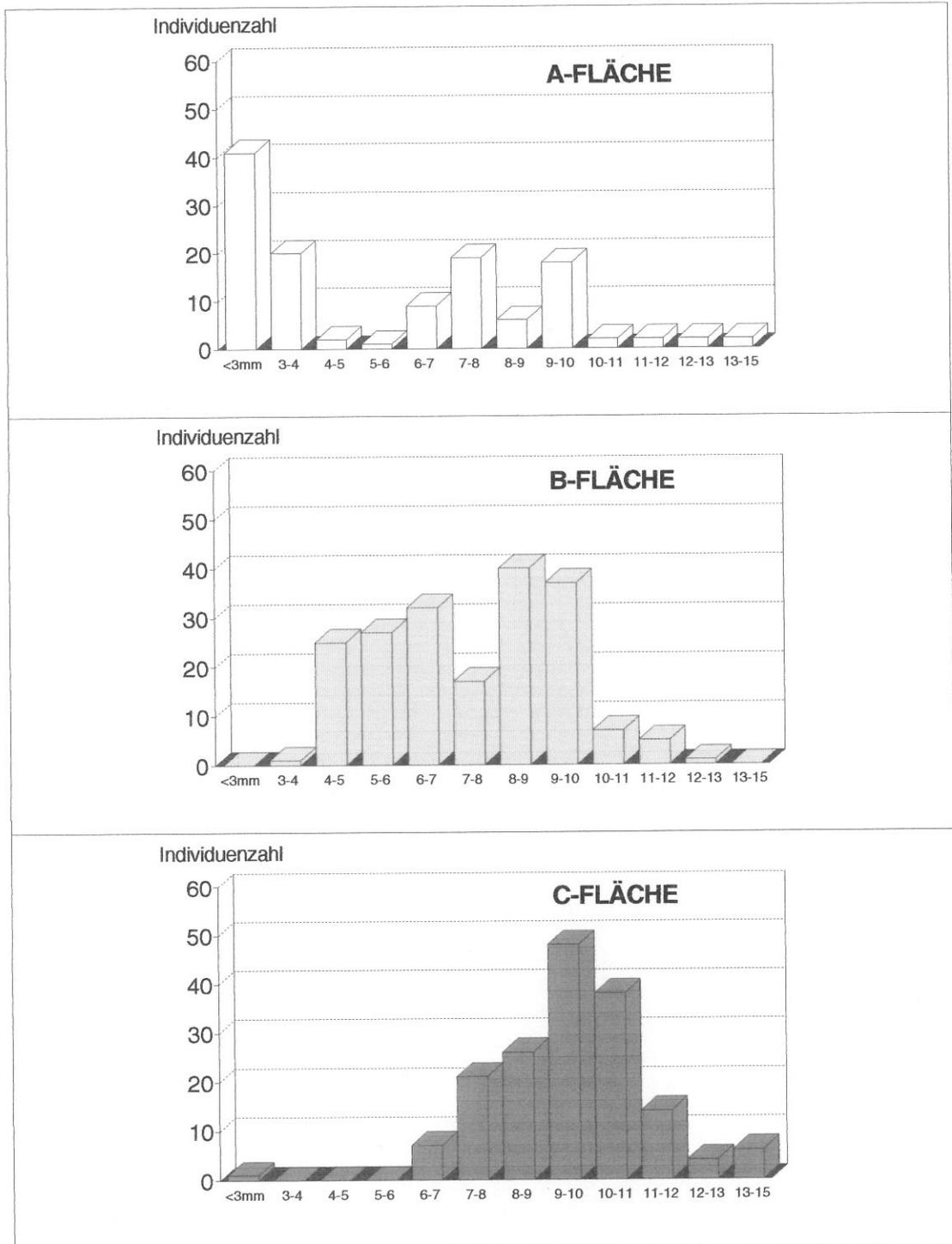
den mittleren Größenklassen zwischen 4 - 9 mm. 80% aller Individuen auf der C-Fläche sind zwischen 7 - 11 mm groß. Hier sind also von allen 3 Flächen die großen Individuen am häufigsten vertreten.

Der Chiquadrat - Test in Tab. 3.6 zeigt beim Vergleich der 3 Flächen, daß hinsichtlich der Verteilung der Individuen auf die Größenklassen ein höchst signifikanter Unterschied besteht.

**Chiquadrat-Test**

|   |
|---|
| <b><math>\chi^2 = 338</math>   <math>df = 22</math>   <math>p = 0,00</math>   ***</b> |
| Vergleich der A- , B- und C-Fläche  |

**Tab. 3. 6:** Vergleich der Häufigkeitsverteilung bei *Plan.plan.* im Frühjahr 1990



**Abb. 3.11** : Vergleich der Größenklassenverteilung von *Plan. plan.* auf der A-, B- und C-Fläche während des Frühjahr 1990 (Sammeltermin vom 4.6.1990)

### 3.2.4.2 Hochsommeraspekt

Hochsommeraspekt 1990 (n=7)

|  | A-Fläche |        |      |      | B-Fläche |        |      |      | C-Fläche |        |      |      |
|--|----------|--------|------|------|----------|--------|------|------|----------|--------|------|------|
|  | Indiv.   | Median | Min. | Max. | Indiv.   | Median | Min. | Max. | Indiv.   | Median | Min. | Max. |
| <i>Planorbis planorbis</i>               | 8        | 1      | 0    | 3    | 61       | 6      | 2    | 18   | 86       | 5      | 1    | 36   |
| <i>Bithynia tentaculata</i>              | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    | 34       | 2      | 0    | 18   |
| <i>Stagnicola palustris</i>              | 0        | -      | -    | -    | 2        | -      | -    | -    | 2        | -      | -    | -    |
| <i>Physa fontinalis</i>                  | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    |
| Gesamtsumme<br>der Individuen<br>absolut | 8        |        |      |      | 63       |        |      |      | 122      |        |      |      |
| %  | 4,15     |        |      |      | 32,64    |        |      |      | 63,21    |        |      |      |
| Anzahl der Arten                         | 1        |        |      |      | 2        |        |      |      | 3        |        |      |      |

Tab. 3. 7: Vergleich der 3 Untersuchungsflächen im Hochsommeraspekt 1990 (n=7). Überblick über die jeweilige Gesamtindividuenzahl und Artenvielfalt auf den einzelnen Flächen

Tab. 3.7 gibt einen Überblick über die Verhältnisse Mitte August 90. Auffallend sind die relativ geringen Individuenzahlen auf allen 3 Flächen. Dies hängt sicherlich mit der sehr unterschiedlichen Verteilung der Tiere bei den einzelnen Probenahmen (n=7, 1/4 m<sup>2</sup> Rahmen) zusammen. So sind auf der C-Fläche von den insgesamt 86 Individuen bei *Planorbis planorbis* in nur 2 Proben 68 Tiere zu finden. Ein zusätzlicher erschwerender Faktor sind die bereits vorhandenen Jungschnecken. Diese sind, wie in Kap.2.5.1 erwähnt, quantitativ schwer zu erfassen. Hinsichtlich der Artenanzahl zeigt sich der gleiche Trend, wie schon im Frühjahrsaspekt. Auf der C-Fläche (3 Arten) findet man die

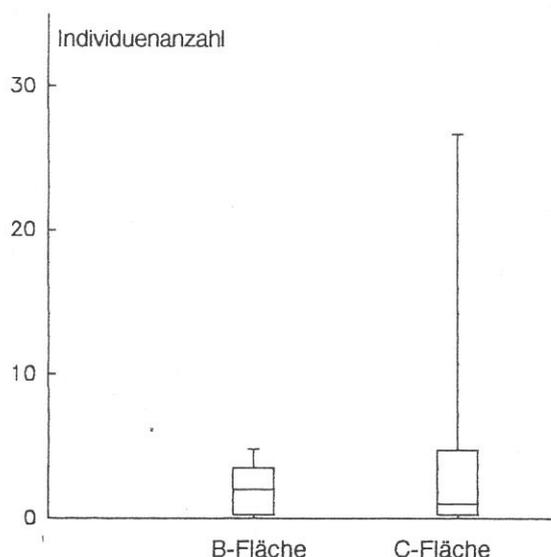


Abb. 3. 12: Hochsommeraspekt 1990. Vergleich der Individuenanzahl bei *Plan.plan.*

größte Artenvielfalt, gefolgt von der B-Fläche (2 Arten) und zuletzt die A-Fläche mit der einzigen Art *Planorbis planorbis*. Bezüglich der Gesamtindividuenzahl bestehen noch deutlichere Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen, als im Frühjahr (A-Fläche: 8, B-Fläche:63 und C-Fläche:122). Wie schon im Frühjahr, zeigt sich bezüglich der Individuendichte von *Planorbis planorbis* kein signifikanter Unterschied zwischen der B- und C-Fläche. Die A-Fläche wurde aufgrund der geringen Individuenanzahl bei diesem statistischen

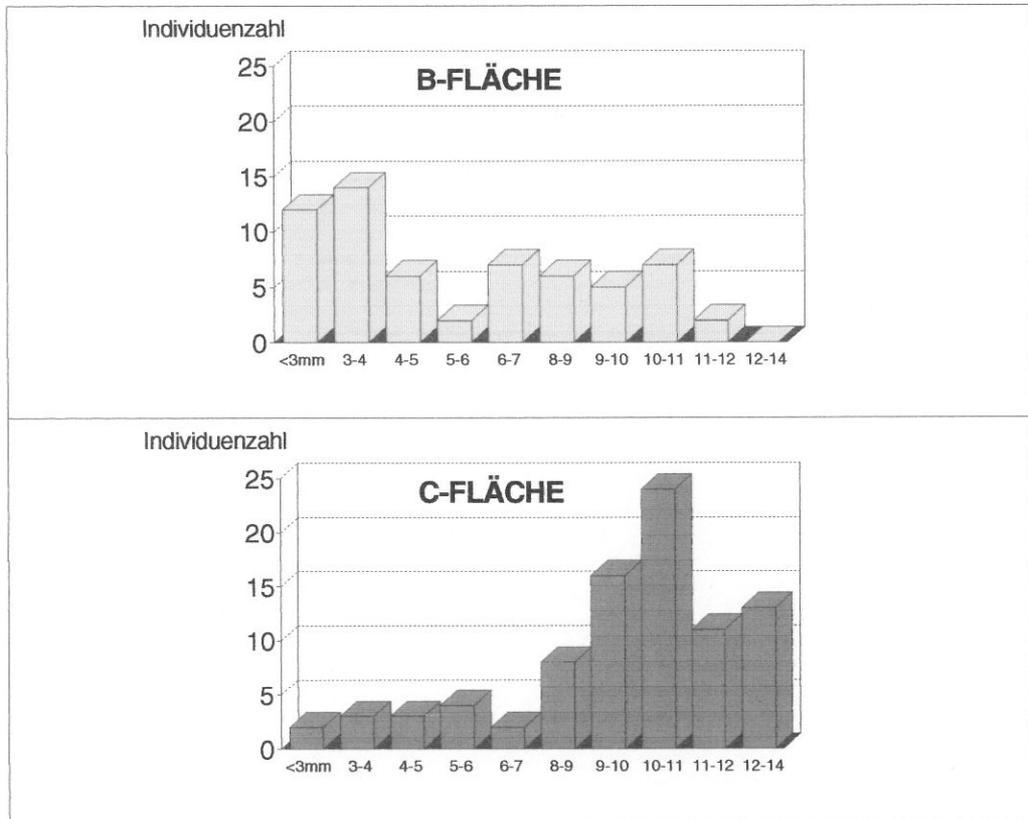
Test nicht berücksichtigt. Wie der U-Test zeigt (Tab. 3.8), sind die Rangsummen beider Flächen fast gleich. Auch die beiden Mediane unterscheiden sich nicht wesentlich voneinander (Abb. 3.12).

**U - Test nach MANN & WHITNEY**

|   |                 |                 |             |
|---|-----------------|-----------------|-------------|
| <b>U=23,0</b>   | <b>Z=-0,192</b> | <b>p=0,8274</b> | <b>n.s.</b> |
| Variable: Individuenanzahl von <i>Planorbis planorbis</i> |                 |                 |             |
| B-Fläche (n=7)  |                 | Rangsumme =     | 51,00       |
| C-Fläche (n=7)  |                 | Rangsumme =     | 54,00       |

**Tab. 3.8:** Vergleich der B- und C-Fläche bezüglich der Individuenanzahl von *Plan. plan.* im Hochsommer 1990

Beim Vergleich der einzelnen Größenklassen von *Planorbis planorbis* zeigen sich deutliche Unterschiede (Abb. 3.13). Auf der B-Fläche finden sich zu dieser Zeit wesentlich mehr Jungschnecken als beim Frühjahrsaspekt. Auf der C-Fläche dominieren noch



**Abb. 3.13:** B- und C-Fläche im Hochsommeraspekt 1990. Vergleich der Größenklassen bei *Plan. plan.*

immer die größeren Individuen. Der Chi-Quadrat-Test (Tab. 3.9) zeigt auch im Hochsommeraspekt einen höchst signifikanten Unterschied zwischen der B- und C-Fläche.

**Chi-Quadrat-Test**

|                                    |               |                 |            |
|------------------------------------|---------------|-----------------|------------|
| <b><math>\chi^2 = 50,52</math></b> | <b>dF = 9</b> | <b>p = 0,00</b> | <b>***</b> |
| Vergleich der B- und C-Fläche      |               |                 |            |

**Tab. 3.9:** Vergleich der Häufigkeitsverteilung von *Plan. plan.* auf die einzelnen Größenklassen im Hochsommer 1990

### 3.2.4.3 Herbstaspekt

Durch die stark veränderten Bedingungen, verursacht durch das Absinken des Wasserspiegels, kommt es besonders im Herbstaspekt zu großen Unterschieden

Herbstaspekt 1990 (n=25)

|                                    | A-Fläche |        |      |      | B-Fläche |        |      |      | C-Fläche |        |      |      |
|------------------------------------|----------|--------|------|------|----------|--------|------|------|----------|--------|------|------|
|                                    | Indiv.   | Median | Min. | Max. | Indiv.   | Median | Min. | Max. | Indiv.   | Median | Min. | Max. |
| Planorbis planorbis                | 20       | 0      | 0    | 16   | 134      | 2      | 0    | 42   | 1396     | 38     | 0    | 206  |
| Bithynia tentaculata               | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    | 100      | 2      | 0    | 22   |
| Stagnicola palustris               | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    | 38       | 0      | 0    | 14   |
| Physa fontinalis                   | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    |
| Gesamtsumme der Individuen absolut | 20       |        |      |      | 134      |        |      |      | 1534     |        |      |      |
| %                                  | 1,18     |        |      |      | 7,94     |        |      |      | 90,88    |        |      |      |
| Anzahl der Arten                   | 1        |        |      |      | 1        |        |      |      | 3        |        |      |      |

Tab. 3. 10: Vergleich der 3 Flächen im Herbstaspekt 1990. Überblick über die jeweilige Gesamtindividuenanzahl und die Artenvielfalt der 3 Untersuchungsflächen

zwischen den 3 Flächen (Tab. 3.10). Die gesammelten Schnecken waren aufgrund der sehr inhomogenen Verteilung in den unterschiedlichsten Häufigkeiten an den Blänkenrändern (grüne Zone) der 3 Untersuchungsflächen zu finden. Auf der C-Fläche wurden insgesamt 1534 Individuen gefunden. Eine Individuenanzahl, die bei keinem der anderen Sammeltermine annähernd erreicht wurde. Über 90 % der zu diesem Termin aufgesammelten Tiere stammen nur von der C-Fläche. Im Vergleich dazu befanden sich

Individuenzahl

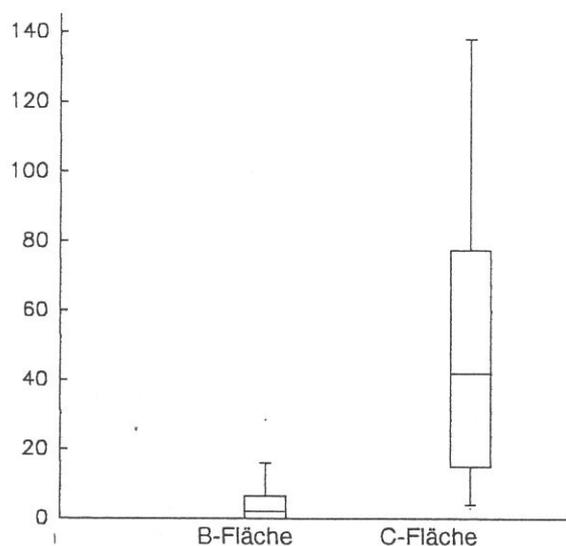


Abb. 3. 14: Herbstaspekt 1990. Vergleich der Indiv.anzahl von *Plan.plan.*

auf der B-Fläche mit 134 Individuen und der A-Fläche mit 20 Individuen deutlich weniger Schnecken. Die 20 Individuen der A-Fläche verteilen sich auf 3 der insgesamt 25 Proben. Der Vergleich der B- und C-Fläche hinsichtlich der Individuenanzahl von *Planorbis planorbis* zeigt deutliche Unterschiede. Die beiden Flächen unterscheiden sich höchst signifikant voneinander (Tab. 3.11 und Abb. 3.14).

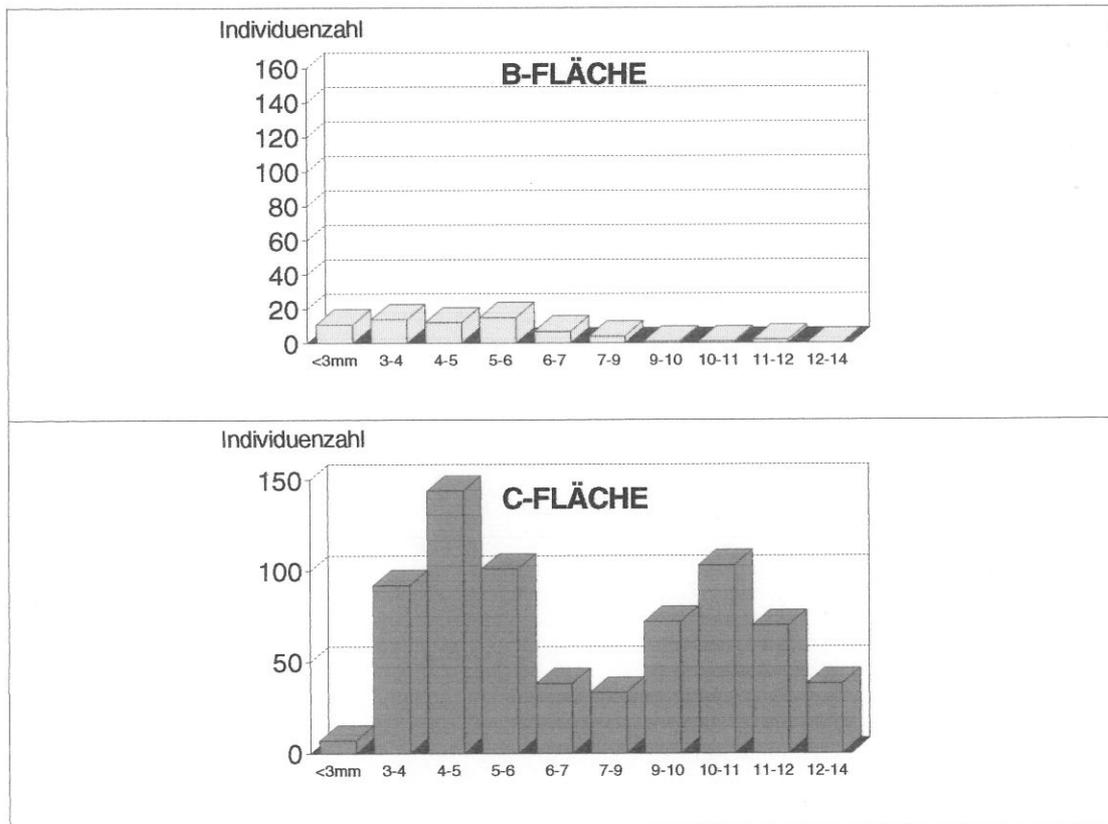
Im Herbstaspekt zeigen sich große Unterschiede hinsichtlich der Größenklassenverteilung von *Planorbis plan-*

orbis (Abb. 3.15). Auf der B-Fläche fehlen fast alle großen Individuen. Im Unterschied zum Hochsommeraspekt finden sich auf der C-Fläche beachtliche Individuendichten auch in den

**U - Test nach MANN & WHITNEY**

|   |                    |                 |            |
|---|--------------------|-----------------|------------|
| <b>U=63,5</b>   | <b>Z=-4,831</b>    | <b>p=0,0000</b> | <b>***</b> |
| Variable: Individuenanzahl von <i>Planorbis planorbis</i> |                    |                 |            |
| B-Fläche (n=25)   | Rangsumme = 388,50 |                 |            |
| C-Fläche (n=25)   | Rangsumme = 886,50 |                 |            |

**Tab. 3. 11** : Individuenanzahl von *Plan.plan.* im Herbst 1990. Vergleich der B- und C-Fläche



**Abb. 3. 15** : Vergleich der Größenklassenverteilung von *Plan.plan.* auf der B- und C-Fläche im Herbst 1990

kleineren Größenklassen (3- 6 mm). Aber auch die Individuenanzahlen bei den 9- 12 mm großen Tieren liegen weit höher als vergleichsweise während des Hochsommeraspektes. Die hohen Individuenzahlen scheinen ein Hinweis auf starke Aggregation an bestimmten Stellen zu sein, die vor allem auf die große Trockenheit zurückzuführen ist. Der Chiquadrat - Test (Tab. 3.12) zeigt wieder höchst signifikante Unterschiede zwischen der B- und C-Fläche.

**Chiquadrat-Test**

|                                    |               |                 |            |
|------------------------------------|---------------|-----------------|------------|
| <b><math>\chi^2 = 89,68</math></b> | <b>df = 9</b> | <b>p = 0,00</b> | <b>***</b> |
| Vergleich der B- und C-Fläche      |               |                 |            |

**Tab. 3. 12** : Vergleich der Häufigkeitsverteilung von *Plan.plan.* auf die einzelnen Größenklassen im Herbst 1990

## 3.2.4.4 Frühjahrsaspekt 1991

Frühjahrsaspekt 1991 (n=12)

|  | A-Fläche |        |      |      | B-Fläche |        |      |      | C-Fläche |        |      |      |
|--|----------|--------|------|------|----------|--------|------|------|----------|--------|------|------|
|  | Indiv.   | Median | Min. | Max. | Indiv.   | Median | Min. | Max. | Indiv.   | Median | Min. | Max. |
| Planorbis planorbis                      | 36       | 0      | 0    | 14   | 280      | 13     | 4    | 116  | 120      | 9      | 0    | 22   |
| Bithynia tentaculata                     | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    | 14       | -      | -    | -    |
| Stagnicola palustris                     | 2        | -      | -    | -    | 6        | -      | -    | -    | 60       | 6      | 0    | 12   |
| Physa fontinalis                         | 0        | -      | -    | -    | 0        | -      | -    | -    | 6        | -      | -    | -    |
| Gesamtsumme<br>der Individuen<br>absolut |          |        |      |      |          |        |      |      |          |        |      |      |
| %  | 38       |        |      |      | 286      |        |      |      | 200      |        |      |      |
| Anzahl der Arten                         | 7,25     |        |      |      | 54,58    |        |      |      | 38,17    |        |      |      |
|  | 2        |        |      |      | 2        |        |      |      | 4        |        |      |      |

Tab. 3. 13: Vergleich der 3 Untersuchungsflächen im Frühjahrsaspekt 1991 (n=12). Überblick über die Gesamtindividuenanzahl und die Artenvielfalt pro Fläche

Wieder etwas anders präsentieren sich die 3 Flächen zum letzten Sammeltermin Ende April 91 (Tab. 3.13). Auf der C-Fläche sind mit 200 Individuen deutlich we-

## U - Test nach MANN &amp; WHITNEY

|  |                    |                 |             |
|--|--------------------|-----------------|-------------|
| <b>U=55,0</b>                                      | <b>Z=-0,981</b>    | <b>p=0,3279</b> | <b>n.s.</b> |
| Variable: Individuenanzahl von Planorbis planorbis |                    |                 |             |
| B-Fläche: (n=12)                                   | Rangsumme = 167,00 |                 |             |
| C-Fläche: (n=12)                                   | Rangsumme = 133,00 |                 |             |

Tab. 3. 14: Individuenanzahl von *Plan.plan.* im Frühling 1991. Vergleich der B- und C-Fläche

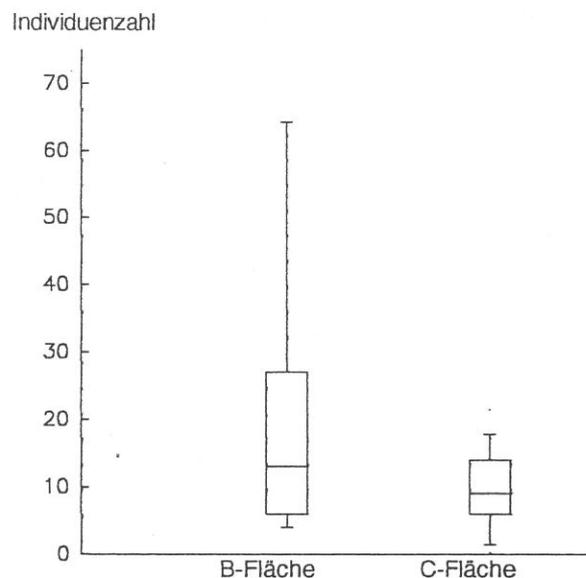
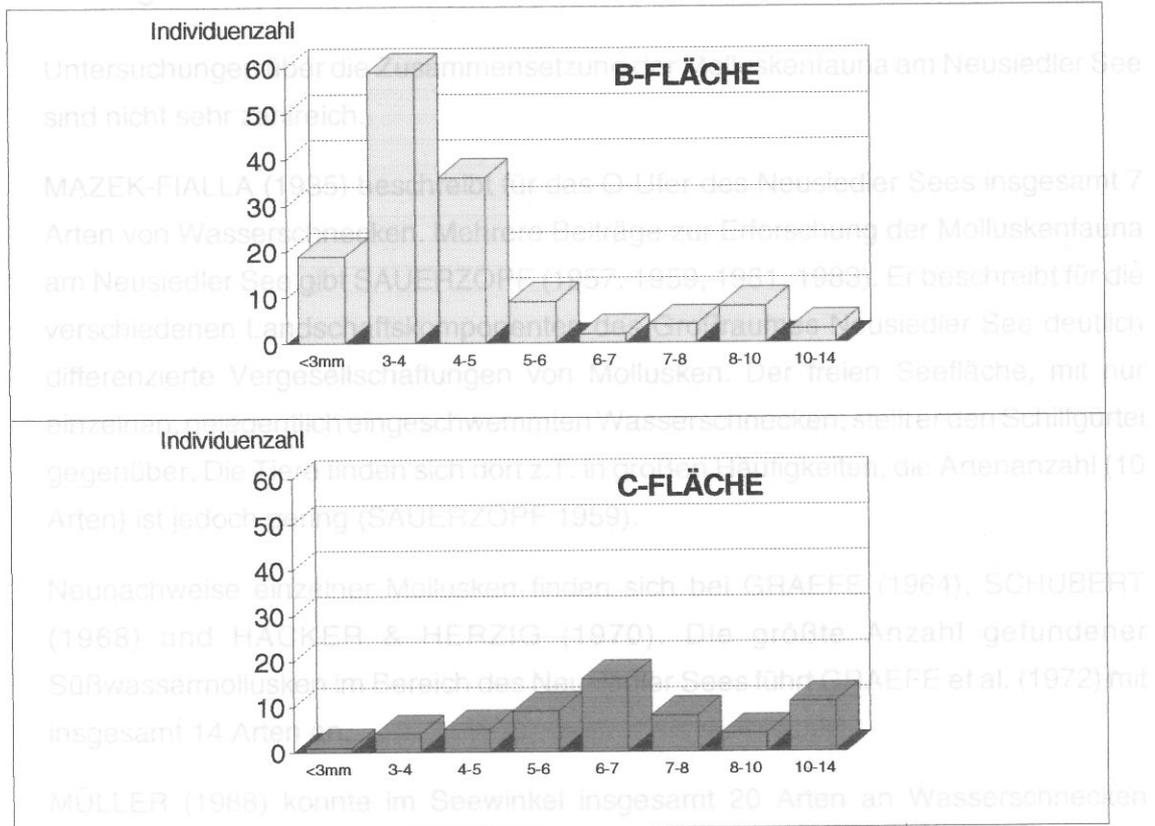


Abb. 3. 16: Frühjahr 1991. Vergleich der Individuenanzahl von *Plan.plan.* auf der B- und C-Fläche

niger Tiere als im Herbst 90 zu finden. Zum ersten Mal fanden sich auch auf der C-Fläche weniger Individuen als auf der B-Fläche (286 Individuen). Auf der A-Fläche (38 Individuen) zeigt sich der selbe Trend wie bei den vorangegangenen Sammelterminen: Die Individuenzahl ist hier am geringsten. Erstmals konnte bei diesem Sammeltermin *Stagnicola palustris* auf der A-Fläche nachgewiesen werden. Der U-

Test (Tab. 3.14) zeigt, was die Individuenanzahl von *Planorbis planorbis* betrifft, keinen signifikanten Unterschied zwischen der B- und C-Fläche (Abb. 3.16).

#### 4.1 Allgemeines



**Abb. 3.17:** Größenklassenverteilung von *Plan.plan.* im Frühling 1991. Vergleich der B- und C-Fläche

Bezüglich der Verteilung von *Planorbis planorbis* auf die einzelnen Größenklassen zeigen sich allerdings eindeutige Unterschiede (Abb. 3.17). Auf der B-Fläche sind bereits große Mengen an Jungschnecken (um 4 mm) zu finden. Über 80% der gefundenen Individuen sind zwischen < 3 mm und 5 mm.

Auf der C-Fläche sind im Vergleich dazu nur sehr wenige Jungschnecken. Die meisten Individuen konnten in der Größe zwischen 5 - 14 mm gefunden werden (48 Individuen von insgesamt 58). Auch im Frühjahr 91 ergibt sich ein höchst signifikanter Unterschied hinsichtlich der Größenklassenverteilung von *Planorbis planorbis* zwischen der B- und C-Fläche (Tab. 3.15).

#### Chiquadrat-Test

$$\chi^2 = 86,69 \quad dF = 7 \quad p = 0,00 \quad ***$$

Vergleich der B- und C-Fläche

**Tab. 3.15:** Vergleich der Häufigkeitsverteilung von *Plan.plan.* auf die Größenklassen

sammlungen möglichst vollständig durchzuführen, liegt großteils in der bis zu 35 cm dicken Detritusschicht (MENDEZ CARDOS 1987). Schon beim Aufstellen der Sammelrahmen gibt es immer wieder Schwierigkeiten die Bodenkanten des Auszählrahmens möglichst schnell bis zum festen Untergrund hinunter zu drücken. Alte Schilfhalm- und Rhizomstücke müssen mit Schere und Spaten durchtrennt werden. Bei der dadurch verursachten Störung kann ein aktives Flüchten oder passives Verdriften einzelner Individuen nicht verhindert werden. Auch beim Aussortieren des Sammelrahmeninhaltes kann eine gewisse Fehlerquote nicht ausgeschlossen werden. Besonders kleine Arten und Jungschnecken können beim Durchsehen des Pflanzen- und Detritusmaterials und beim Aussieben nicht absolut erfaßt werden. Dennoch war diese Sammeltechnik für die vorliegende Arbeit ausreichend, da weniger die absoluten Individuenzahlen, als vielmehr der Vergleich der 3 Untersuchungsflächen im Vordergrund standen. Die Fehlerquoten bei den Aufsammlungen bestehen aufgrund der gleichen Sammelmethode demnach auf allen drei Flächen.

### 4.3 Vergleich des Artenbestandes

#### 4.3.1 Allgemein

Tab. 4.1 gibt einen vergleichenden Überblick über die Ergebnisse der Untersuchungen bei IMHOF, MENDEZ CARDOS und der vorliegenden Arbeit bezüglich der Zusammen-

| gefundene Arten:       | Autor             | 1967 - 1968 | 1983 - 1984 | 1990 - 1991 |
|------------------------|-------------------|-------------|-------------|-------------|
|                        |                   | IMHOF       | MENDEZ      | ESCHNER     |
| Valvata cristata       | (O.F.MÜLLER 1774) | -           | +           | -           |
| Valvata piscinalis     | (O.F.MÜLLER 1774) | -           | ++          | -           |
| Bithynia tentaculata   | (LINNE 1758)      | -           | +           | ++          |
| Bithynia leachii       | (SHEPPARD 1823)   | +           | -           | +           |
| Lymnaea stagnalis      | (LINNE 1758)      | ++          | +           | -           |
| Radix peregra          | (O.F.MÜLLER 1774) | ++          | +           | -           |
| Stagnicola corvus      | (GMELIN 1791)     | -           | +           | -           |
| Stagnicola palustris   | (O.F.MÜLLER 1774) | ++          | +           | ++          |
| Physa fontinalis       | (LINNE 1758)      | ++          | +           | +           |
| Planorbium corneum     | (LINNE 1758)      | ++          | -           | -           |
| Planorbium planorbis   | (LINNE 1758)      | ++          | ++          | ++          |
| Anisus spirorbis       | (LINNE 1758)      | +           | -           | -           |
| Gyraulus crista        | (LINNE 1758)      | ++          | -           | -           |
| Segmentina nitida      | (O.F.MÜLLER 1774) | -           | ++          | -           |
| Acroloxus lacustris    | (LINNE 1758)      | +           | +           | -           |
| vorhandene Artenanzahl |                   | 10          | 11          | 5           |

- ..... nicht vorhanden  
 +..... vorhanden  
 ++.....häufig vorhanden

Tab. 4. 1 : Vergleich der Artenzusammensetzung im Schilfgürtel des Neusiedler Sees zwischen 1967 - 1991

setzung des Artenbestandes. Nur insgesamt 3 Arten - *Stagnicola palustris*, *Physa fontinalis* und *Planorbis planorbis* - wurden in allen drei Untersuchungen nachgewiesen.

Die von IMHOF als häufig vorhanden beschriebene Art *Lymnaea stagnalis* ist bei MENDEZ CARDOS bereits deutlich im Rückgang begriffen. *Planorbarius corneus*, von Imhof auch als cha-

arakteristische Art beschrieben, konnte von MENDEZ CARDOS nicht mehr nachgewiesen werden. In der vorliegenden Arbeit setzt sich der rückläufige Trend weiter fort. Von *Lymnaea stagnalis* oder *Planorbarius corneus* konnte kein einziges lebendes Exemplar gefunden werden.

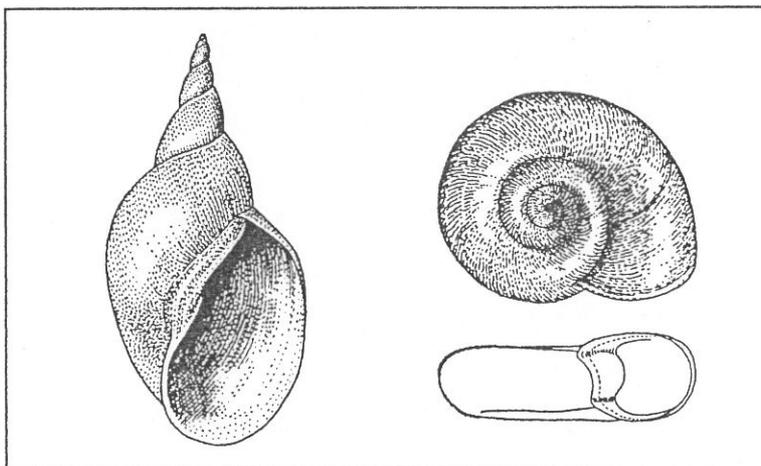


Abb. 4.1 : Gehäuse von *Lymnaea stagnalis* und *Planorbarius corneus* (aus: JANUS 1958)

Nur leere, subfossile Gehäuse großteils ausgewachsener Tiere waren im Schwemmgut zu finden (Abb. 4.1).

Auch bei Betrachtung der Gesamtanzahl der gefundenen Arten, kann man eine deutliche Abnahme der Artenvielfalt erkennen. Bei IMHOF (10 Arten) und MENDEZ CARDOS (11 Arten) fanden sich doppelt so viele Arten, als in der vorliegenden Arbeit.

#### 4.3.2 Mögliche Gründe für den Artenrückgang

SAUERZOPF (1983) weist auf einen beträchtlichen Rückgang der Malakofauna im Bereich des Neusiedler Sees und seiner Umgebung hin. Er sieht die Ursachen in den meisten Fällen in der Zerstörung und Veränderung der Biotope. Von den bisher im Burgenland nachgewiesenen Mollusken hält Sauerzopf mindestens die Hälfte für akut gefährdet. - In diese Betrachtungen sind natürlich alle Landschnecken miteinbezogen.

REISCHÜTZ & SEIDL (1982) haben den Rückgang vieler Molluskenarten in Österreich, besonders in aquatischen und xerothermen Biotopen, beobachtet und versucht, den Grad ihrer Gefährdung darzustellen. Die Gründe für den Rückgang der Molluskenfauna sind nach ihrem Bericht vielfältig: Biotopvernichtung, Überdüngung, Eutrophierung der Gewässer, Schädlingsbekämpfungsmittel und Schwermetallionen, - vielleicht

aber auch Klimaänderungen, Einfluß der Verbrennungsabgase und die Konkurrenz durch eingeschleppte Arten.

Besonders ergiebig waren die Untersuchungen am Neusiedler See bezüglich der starken Eutrophierung in den letzten Jahren.

SCHIEFERMEYER (1989) zeigt die großen ökologischen Belastungen im Neusiedler See-Gebiet anhand des vermehrten Einsatzes von Spritz- und Düngemitteln - durch Veränderungen in der landwirtschaftlichen Nutzung des Einzugsbereiches - auf. Vor allem die enorme Verbreitung des Weinbaues, die hauptsächlich zwischen 1966 und 1975 stattfand, und die damit einhergehende Intensivierung der Landwirtschaft, dürfte großteils an der Nährstoffzunahme im Neusiedler See mit Schuld sein. Die Möglichkeiten für den Eintrag dieser Stoffe in den See sind vielfältig: von der äolischen Verfrachtung von Bodenpartikeln, über Oberflächeneinspülung und Grundwassereintritt, bis hin zum Eintrag durch direkten Zufluß, z.B. Golser Kanal (SCHIEFERMEYER 1989).

Im Rahmen der Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See wurden zwischen 1981 und 1984 zahlreiche Studien zum "Naturraumpotential Neusiedler See" durchgeführt, u.a. auch zum Problemkreis des Nährstoffeintrages und der Eutrophierung am Neusiedler See. So untersuchten MALISSA & PUXBAUM (1984) den Nährstoffeintrag aus der Atmosphäre, wobei sie u.a. aufgrund der Filterwirkung des Schilfes, den Nährstoffeintrag aus der Aerosolphase im Schilfgebiet um einen Faktor zwei bis drei größer, als in der offenen Seefläche feststellten. STALZER et al. (1984) erfaßte den Nährstoffeintrag durch oberirdische Zuflüsse, die mit etwa 25% den zweitgrößten Anteil (neben den Niederschlägen) an der Positiv-Seite der Wasserbilanz aufweisen.

Ab 1970 wurden Veränderungen in der Artengemeinschaft des Phyto- und Zooplankton (HERZIG 1977) entdeckt und ab ca. 1977 eine eindeutige Zunahme des Trophiegrades des freien Seekörpers, die auf der starken Entwicklung des Phytoplankton und des darauf aufbauenden Zooplankton basierte. So führten HOFBAUER & KUSEL-FETZMANN (1984) Untersuchungen über die Ursachen der Blaualgenblüte im Neusiedler See durch. Sie stellten fest, daß Nitratstickstoff das Wachstum von *Microcystis aeruginosa* deutlich mehr fördert, als Gaben von Orthophosphat. Stickstoff ist - im Vergleich zu Phosphat - eher als Mangelfaktor im Neusiedler See anzusehen. Dies zeigen auch die sinkenden P:N Verhältnisse der letzten Jahre.

Der Einfluß von Phosphor auf das Wachstum der Algen ist als untergeordnet zu betrachten (vgl. HAERTEL 1976).

Betrachtet man die Vegetation im Schilfgürtel, so gibt es im Vergleich zu früheren Untersuchungen auch beachtliche Unterschiede. IMHOF (1966) beschreibt in seiner ökologischen Gliederung des Schilfgürtels am Neusiedler See für die Zone III (und Zone IV) - die mit den Untersuchungsflächen der vorliegenden Arbeit vergleichbar ist - neben *Phragmites australis* und *Typha angustifolia*, die insbesondere an Blänkenrändern und Kanälen geschlossene Gürtel bilden kann, als weitere höhere Pflanze, vor allem *Utricularia vulgaris*. Diese freischwimmende, submerse Phanerogame, die in den Schilfwasserstandorten ab April zur Massenentfaltung kommt (HAMMER 1984), bildet geschlossene Teppiche. Dieses Röhricht mit massenhafter Entwicklung von *Utricularia vulgaris* entspricht ganz dem von TOTH & SZABO (1961) im südlichen Neusiedler See beschriebenen Scirpeto-Phragmitetum utriculariosum (vgl. IMHOF 1966).

IMHOF (1966) sieht in diesem dichten Pflanzenbestand eine ganz wesentliche Bedeutung für die Biologie der Wasserschnecken (und auch aller anderen Evertibraten), wie etwa die ungehinderte Fortbewegung in vertikaler Richtung. Außerdem beschreibt er den *Utricularia*-Teppich als außerordentlich wichtiges Nahrungssubstrat.

HAMMER (1984) zeigt noch eine weitere wichtige Funktion von *Utricularia vulgaris* auf. Ab April/Mai liefert *Utricularia vulgaris* den größten Teil des biogenen Sauerstoffeintrages in die Schilfwasserblänken, gleichzeitig verursacht sie aber zusammen mit der geringen bakteriellen Tätigkeit die nächtliche Sauerstoffgehalt-Erniedrigung. Im Sommer bleibt aber in allen Blänken der biologische Sauerstoffeintrag weit hinter dem, von den biologischen Komponenten benötigte Sauerstoffbedarf, zurück. Es treten in allen Blänken innerhalb dichter Schilfbestände immer längere Perioden der Anaerobie auf, in schütterten Schilfbeständen mit *U. vulgaris*, zeigt sich weiterhin eine deutliche Tag/Nachtrhythmik im Sauerstoffgehalt des Wassers, wobei nur während der Nacht Anaerobie auftritt. In gut belichteten Standorten ist auch während der Sommermonate der Sauerstoffeintrag durch *U. vulgaris* hoch, wobei aber ein erheblicher Teil der Sauerstoffproduktion auf den dichten Epiphytenbewuchs an den *Utricularia*-Pflanzen zurückzuführen sein dürfte (HAMMER 1984).

In der vorliegenden Untersuchung war in keinem der drei Untersuchungsgebiete ein massenhaftes Auftreten von *Utricularia vulgaris* zu beobachten. Nur gelegentlich waren einzelne Pflanzen zu sehen. Während des Hochsommer und Herbstes waren nur die in Kap. 3.2.1 beschriebenen Algent Teppiche massenhaft in den Blänken zu finden.

Dieses auffällige Fehlen von *U. vulgaris* könnte durchaus mit ein Grund für den Artenrückgang bei den Wasserschnecken sein. Wie IMHOF (1967) hinweist, ist *Utricularia*, mit ihrem Epiphytenaufwuchs, ein ganz wichtiger Nahrungsfaktor für die

Mollusken. Weniger anpassungsfähige Arten könnten abgewandert oder ausgestorben sein (siehe subfossile Gehäuse von *Lymnaea stagnalis* und *Planorbarius corneus*). Auch die verlängerten Phasen der Anaerobie während der Sommermonate (HAMMER 1984) könnten sich auf die Artenreduktion bei den Pulmonaten auswirken.

Die Möglichkeiten und Gründe des Artenrückganges sind weitaus komplexer und vielfältiger, als hier angedeutet wurde. Genauere Untersuchungen über das Zusammenwirken der einzelnen abiotischen und biotischen Faktoren, die das Überleben und die Verbreitung limnischer Gastropoden bestimmen, müssen noch erfolgen. Untersuchungen über den Einfluß von ökologischen Faktoren auf das Vorkommen von Süßwasserschnecken gibt es teilweise bereits. HUBENDICK (1958) arbeitete u.a. zwar über den Einfluß von : Temperatur, Licht, Wasserbewegungen, Wasserstandsschwankungen, gelösten Mineralen und Gasen, pH-Wert, Mikroklima, Vegetation und Bodenbeschaffenheit auf die Gastropoden, doch sind diese Betrachtungen sehr verallgemeinernd. Ebenso finden sich etwa bei FRÖMMING (1956) und WESENBERG-LUND (1939) oder FRETTER & GRAHAM (1962) Angaben zur Biologie und Ökologie der Süßwasserschnecken, aber auch diese Ergebnisse reichen noch nicht aus, um das komplizierte Zusammenwirken der einzelnen Faktoren zu klären.

Gerade Ökosysteme, wie etwa der Schilfgürtel des Neusiedler Sees, die einer großen Zahl verschiedenster Umweltfaktoren ausgesetzt sind, müssen auch weiterhin in vielen Detailuntersuchungen möglichst genau erfaßt werden, um daraus die weitreichenden Folgen anthropogener Beeinflussungen, wie etwa dem Einfluß des Schilfschnittes oder einem weiteren, unkontrollierten Nährstoffeintrag, besser abschätzen zu können.

#### 4.3.3 Unterschiede in der Abundanz und der Artenvielfalt auf den Untersuchungsflächen

Die möglichen Gründe für die großen Unterschiede hinsichtlich der Zusammensetzung der Arten und der Häufigkeit der Individuen auf den drei Untersuchungsflächen sind aus der vorliegenden Untersuchung nicht eindeutig ersichtlich. Die große Anzahl, vor allem abiotischer Faktoren und deren Vernetzung, die für das Vorkommen einzelner Schneckenarten eine wichtige Rolle spielen, konnten v.a. aus Zeitgründen nicht eingehend untersucht werden. Aus den vorliegenden Daten scheinen aber im wesentlichen zwei Faktoren das Vorkommen von Wasserschnecken zu beeinflussen. Einerseits spielt die **Zonierung des Schilfgürtels** eine wichtige Rolle: Die drei Untersuchungsflächen sind unterschiedlich weit von der freien Seefläche entfernt. Die jahreszeitlichen Wasserstandsschwankungen wirken sich daher sicherlich unterschiedlich auf die einzelnen Untersuchungsflächen aus. Die A-Fläche - unmittelbar landseitig gelegen - ist am

stärksten von den Wasserstandsschwankungen und der damit verbundenen Austrocknung betroffen. Für die Wasserschnecken bedeutet dies, daß sie sich während der Trockenzeit in ihr Gehäuse zurückziehen und ihre Lebensprozesse einschränken (PRECHT 1939), wobei aber mögliche negative Einflüsse bei langer Trockenheit nicht

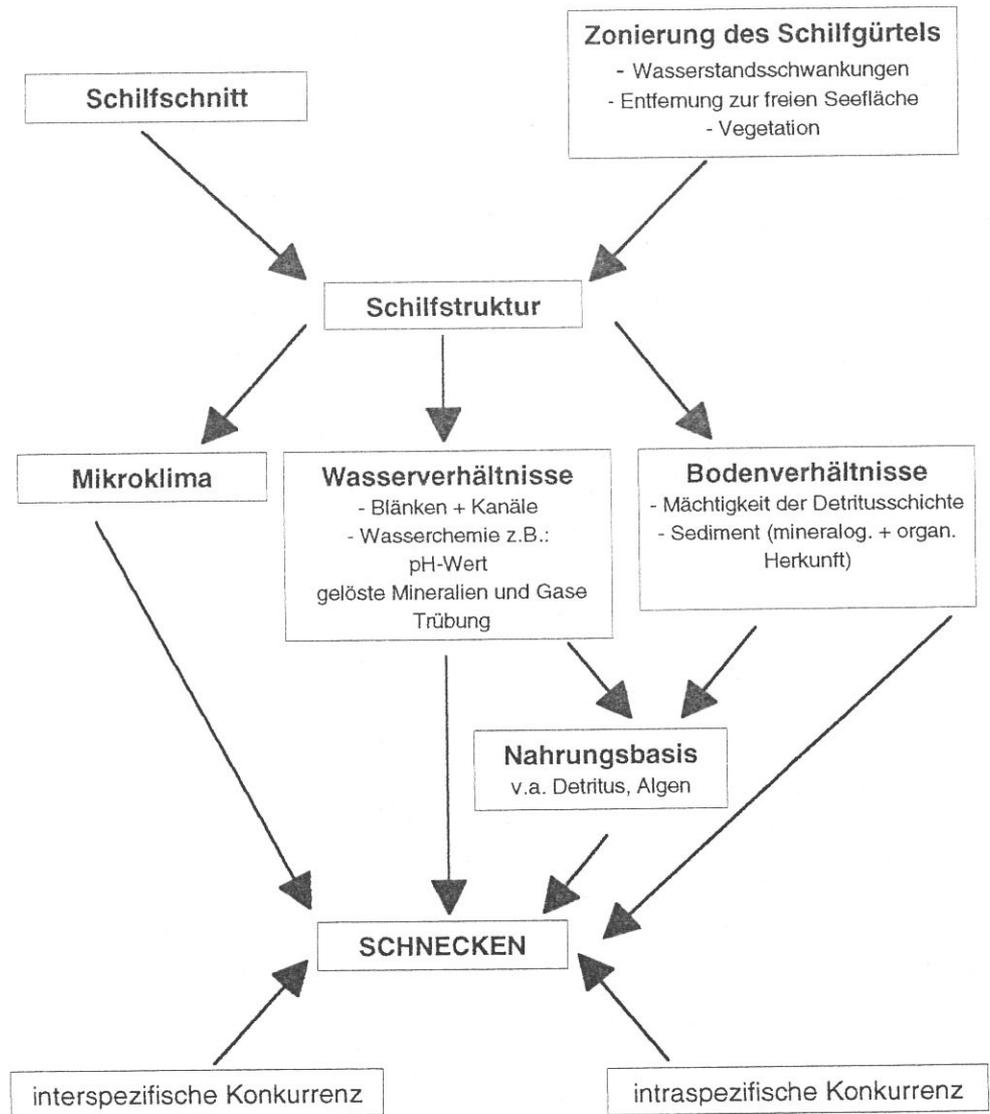


Abb. 4. 2 : Schematische Darstellung einiger Faktoren, die die Artenstruktur der Schnecken bestimmen

auszuschließen sind.

Auf der anderen Seite (siehe Abb. 4.2) beeinflusst auch der jährliche **Schilfschnitt** den Lebensraum der Wasserschnecken auf der A-Fläche. Der Einfluß des Schilfschnittes wird vor allem durch die Veränderungen in der Schilfstruktur (siehe Kap. 4. 5) gut

erkennbar. Der homogenere Jungschilfbestand auf der A-Fläche unterscheidet sich recht deutlich von den Altschilfbeständen der B- und C-Fläche, die wesentlich vielfältiger in ihrem Strukturaufbau sind. Ob allerdings die Zonierung des Schilfgürtels einen stärkeren Einfluß auf die extreme Artenarmut und die geringe Individuendichte auf der A-Fläche ausübt, oder der Schilfschnitt, kann durch die vorliegende Untersuchung nicht geklärt werden. Der Schilfschnitt und die Schilfzonierung beeinflussen die Struktur der Schilfflächen in den drei Untersuchungsgebieten. Viele abiotischen Faktorenkomplexe sind von dieser Schilfstruktur abhängig.

Das **Mikroklima** könnte z.B. über Differenzen bei der Wassertemperatur und der Strahlungsintensität zwischen den drei Untersuchungsflächen auf die Überlebensbedingungen einzelner Arten einwirken.

Ebenso beeinflussen sicherlich unterschiedliche **Wasserverhältnisse** die Abundanz und Artenvielfalt der Mollusken. Homogene Schilfbereiche - wie auf der A-Fläche - scheinen keine so ausgedehnten Blänken- und Kanalsysteme zu besitzen wie die Altschilfbestände auf der B- und C-Fläche (vgl. ZWICKER und GRÜLL 1984), und somit v.a. bei Sommertrockenheit weniger Lebensmöglichkeiten für Wasserschnecken zu bieten. Auch eventuelle Unterschiede in der Wasserchemie, wie pH-Werte, Leitfähigkeit oder Trübstoffgehalt (HUBENDICK 1947, 1958) könnten die Abundanz und Artendiversität beeinflussen.

Zuletzt muß der eventuelle Einfluß unterschiedlicher **Bodenverhältnisse** beachtet werden. So wird z.B. durch den jährlichen Schilfschnitt auf der A-Fläche ein Großteil des Pflanzenmaterials entfernt, was sich auf die Mächtigkeit der Detritusschichte auswirkt. Je geringer der Anteil an Detritus ist, umso ungünstiger sind z.T. die Ernährungsbedingungen für die Schnecken.

Betrachtet man die Sedimentschichten im Schilfgürtel (GUNATILAKA 1984), so finden sich deutliche Unterschiede zwischen seeseitigen und landseitigen Schilfbeständen. Generell gliedern sich die Sedimentschichten in 4 Zonen:

- eine Ablagerungszone
- eine Rhizom- und Wurzelmattezone
- eine dunkelbraun gefärbte Übergangszone (Sapropel)
- und zuletzt tertiäre, graue Sedimentablagerungen

Die Unterschiede in der Sedimentzonierung werden in Tab. 4. 2 verdeutlicht.

| landseitiger Schilfbereich  |  | seeseitiger Schilfbereich   |
|---|--|---|
| nur Pflanzenmaterial<br>keine Seesedimente<br>Mächtigkeit: 40-50 mm | Ablagerungszone                          | Pflanzenmaterial gemischt<br>mit Seesedimenten<br>Mächtigkeit: 100-130 mm |
| stärker ausgebildet   | Rhizom-Wurzelmatte<br>+<br>Übergangszone | geringer ausgebildet  |

Tab. 4. 2 : Grundaufbau des Sedimentes im Schilfgürtel des Neusiedler Sees nach GUNATILAKA (1984)

Auch derartige Verschiedenheiten in der Zonierung des Sedimentes können Auswirkungen auf das Vorkommen von Mollusken haben.

Alle genannten Faktoren, die in ihrer unterschiedlichen Ausprägung auf den drei Untersuchungsflächen die Artendiversität und die Häufigkeit der Individuen beeinflussen, müssen natürlich in speziellen Fragestellungen näher betrachtet werden. Welche Bedeutung jedem einzelnen dieser aufgezählten Faktoren zukommt und inwieweit der Schilfschnitt als maßgebliche Ursache für die Unterschiede bezüglich Artendiversität und Abundanz betrachtet werden kann, konnte im Rahmen dieser Untersuchung nicht eindeutig geklärt werden.

Für die Untersuchungsflächen am Windner Damm scheinen die beschriebenen abiotischen Faktoren, neben Einflüssen wie z.B. interspezifischer und intraspezifischer Konkurrenz, eine wesentliche Rolle für das Vorkommen der Wasserschnecken spielen. Ob es sich dabei nur um einen sehr kleinräumigen Sonderfall handelt, oder ob diese Faktorenkomplexe für den gesamten Schilfgürtel des Neusiedler Sees als theoretische Grundlagen gelten können, muß durch weitere, eingehende Untersuchungen geklärt werden.

#### 4.4 Betrachtung der Größenklassen

##### 4.4.1 Populationsdynamische Aspekte bei *Planorbis planorbis*

Wie schon in Kap.3.2.2 erwähnt, können die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung nur sehr bedingt für Einblicke in den Populationsaufbau auf den einzelnen Untersuchungsflächen herangezogen werden. Besonders auf der A-Fläche, mit ex-

trem niedrigen Individuenzahlen, verzerren die relativen Häufigkeiten der Individuen in den verschiedenen Größenklassen die tatsächlichen Verhältnisse. So kann ein gesamteltes Exemplar in einer Größenklasse - bei einer Gesamtindividuenanzahl von 5 Tieren - 20% der Gesamtanzahl ausmachen. Trotzdem wurde versucht, mit Hilfe von Literaturdaten, ein populationsdynamisches Modell aufzustellen.

Auf der B- und C-Fläche wurden genügend Individuen gefunden, um die Verteilung der Größenklassen und die daraus resultierenden populationsdynamischen Aspekte diskutieren zu können.

IMHOF (1971) gibt in seiner Rekonstruktion der Lebenszyklen für *Planorbis planorbis* eine Lebensdauer von 2 - 2 1/2 Jahren an. Er stellte fest, daß die Juvenilgeneration bereits bei Wintereinbruch die Reifegröße (8 - 10 mm) erreicht und gleich im Frühjahr, nach der ersten Erwärmung mit der Kopulation und Eiablage beginnt. Da die Reproduktionszeit aber bis in den August andauert, umfaßt jeder Jahrgang eine beträchtliche Größenspanne. Eine echte zweite Generation, die im Spätsommer schlüpft, kann nicht ausgeschlossen werden, da z.T. bereits Mitte August Individuen die Reifegröße erreichen, die selbst erst im Frühjahr geschlüpft sind. MENDEZ CARDOS (1987) gibt an, daß während ihrer Untersuchungen die Anzeichen für das Auftreten zweier Generationen sprechen, nämlich einer Juvenilgeneration im August und einer zweiten möglicherweise Ende Oktober.

Betrachtet man die Besetzung der Größenklassen bei *Planorbis planorbis* über das ganze Jahr (siehe Abb. 3.9), so fallen die großen Individuen auf. Während aller Sammeltermine konnten sie - je nach Fläche in unterschiedlichen Häufigkeiten - gefunden werden. Dies paßt recht gut mit den von IMHOF (1971) untersuchten Lebenszyklen zusammen. Bei einer angenommenen Lebensdauer von 2 Jahren, müssen theoretisch immer sehr große Individuen vorhanden sein. MENDEZ CARDOS (1987) schreibt sogar, daß adulte Tiere, die über 14 mm groß waren, während des gesamten Untersuchungszeitraumes den Hauptteil der Individuen ausmachten. Dies kann ein Zeichen für langsames Wachstum sein und zeigt, daß der Lebenszyklus dieser Tiere sicher über 1 Jahr dauert.

#### 4.4.2 Vergleich der Populationen auf den 3 Untersuchungsflächen

Abb. 4.3 zeigt ein populationsdynamisches Modell von *Planorbis planorbis*, das die vorgefundenen Verhältnisse auf der A-Fläche widerspiegeln soll. Die einzelnen Diagramme zeigen jeweils den Altersaufbau der Population zum betreffenden Sammeltermin. Zu Sammelbeginn - im April 1990 - sind auf der A-Fläche sehr geringe Anzahlen von subadulten Tieren unterhalb der Reifegröße von 8 - 10 mm (IMHOF 1971)

POPULATIONSAUFBAU: A-FLÄCHE

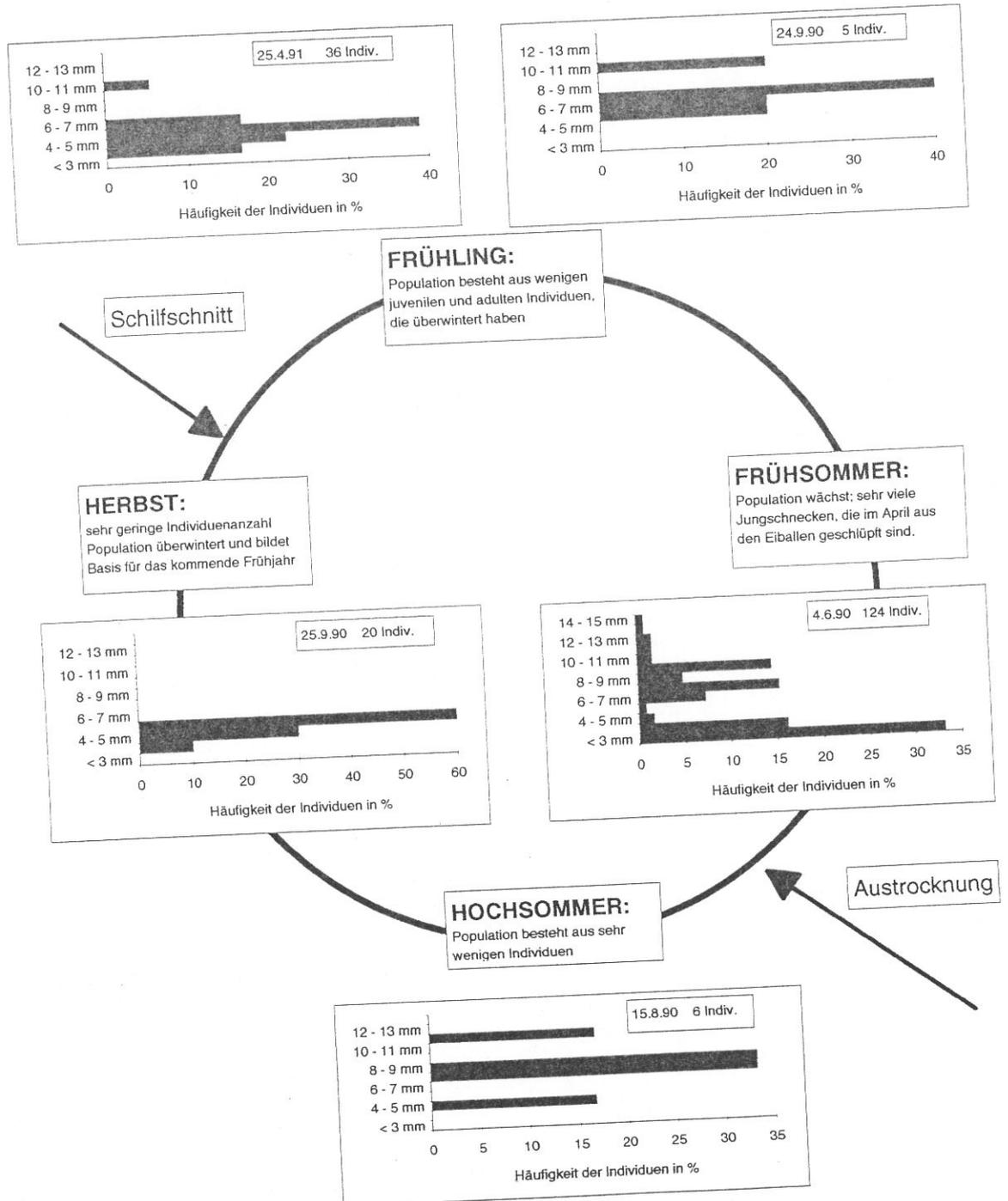


Abb. 4.3 : Populationsdynamik bei *Planorbis planorbis* auf der A-Fläche. Überblick über die relativen Häufigkeiten der Individuen in den einzelnen Größenklassen zu allen Sammeltrminen und mögliche Einflüsse, die auf die Populationsdynamik einwirken

und ganz wenige adulte Tiere zu finden. Im Verlauf des Frühlings werden die Eiballen abgelegt und die Jungschnecken schlüpfen. FRÖMMING (1956) gibt für die Postembryonalentwicklung bei *Planorbis planorbis* folgende Daten: Bei einer Wassertemperatur von 20°C schlüpfen die Jungen bereits 11 - 14 Tage nach der Eiablage. Ihre Gehäuse haben einen Durchmesser von 0,6 - 0,7 mm und sind gelblich - durchsichtig. Individuen dieser Größe sind mit den, in dieser Untersuchung angewendeten Methoden, natürlich nicht erfaßbar, aber bereits 2 Monate nach dem Schlüpfen erreichen die Tiere über 3 mm Größe (FRÖMMING 1956). Die Jungschnecken, die zum Frühsommertermin im Juni gefangen wurden, sind demnach im April geschlüpft und haben zunächst sehr günstige Überlebensbedingungen vorgefunden. Dies wird durch die große Individuenanzahl bestätigt. Mit zunehmendem Absinken des Wasserspiegels im Sommer und dem Austrocknen ehemals überfluteter Schilfflächen, nimmt die Anzahl gefundener Individuen sehr stark ab. Die stark veränderten Umweltbedingungen stellen vor allem für die Jungschnecken ein großes Problem dar und sehr viele scheinen den Trockenfall der Schilfflächen nicht zu überleben. Im Herbst finden sich auf der A-Fläche meist Individuen geringer Größenklassen. Große Exemplare scheinen überhaupt zu fehlen. Dies dürfte aber daran liegen, daß die adulten Tiere großteils in Trockenstadien überdauern und so mit der angewendeten Sammelmethode nicht erfaßt werden konnten. Über den Winter erfolgt kaum eine Größenzunahme und im Frühjahr 1991 zeigt sich ein vergleichbarer Populationsaufbau wie im April 1990. Der Schilfschnitt, der im Winter erfolgt war, scheint, wie die Daten zeigen, keinen direkten Einfluß auf die Wasserschnecken auszuüben. Indirekte Zusammenhänge können hingegen nicht ausgeschlossen werden.

Für die B-Fläche (Abb. 4.4) ergibt sich - verglichen mit der A-Fläche - ein deutlich differenzierter Populationsaufbau. Betrachtet man die Individuen die im April 1990 gefangen wurden, so fällt der große Anteil an adulten Tieren auf. Während des Frühsommers finden sich zahlreiche subadulte und adulte Tiere und erst zum Hochsommeraspekt, im August, können die Jungschnecken erstmals in großen Anzahlen gefunden werden. Berechnet man den ungefähren Schlüpftermin dieser Individuen, so kann man ihn Anfang Juni festlegen. Auch auf der B-Fläche macht sich der Wasserrückgang während des Sommers durch das Trockenfallen großer Schilfflächen bemerkbar. Im Vergleich zur A-Fläche ist aber die Rückzugsmöglichkeit für die Schnecken durch ein sehr gut ausgeprägtes Blänkensystem viel günstiger. Im Herbst finden sich vor allem viele Jungschnecken die bereits deutlich gewachsen sind. Auch adulte Individuen sind vorhanden, allerdings in geringerer Anzahl als im Sommer. Während des Winters erfolgt kaum ein Größenwachstum der Individuen (vgl. MENDEZ CARDOS 1987). Im darauffolgenden Frühjahr 1991 ist der Anteil an subadulten

POPULATIONSAUFBAU: B-FLÄCHE

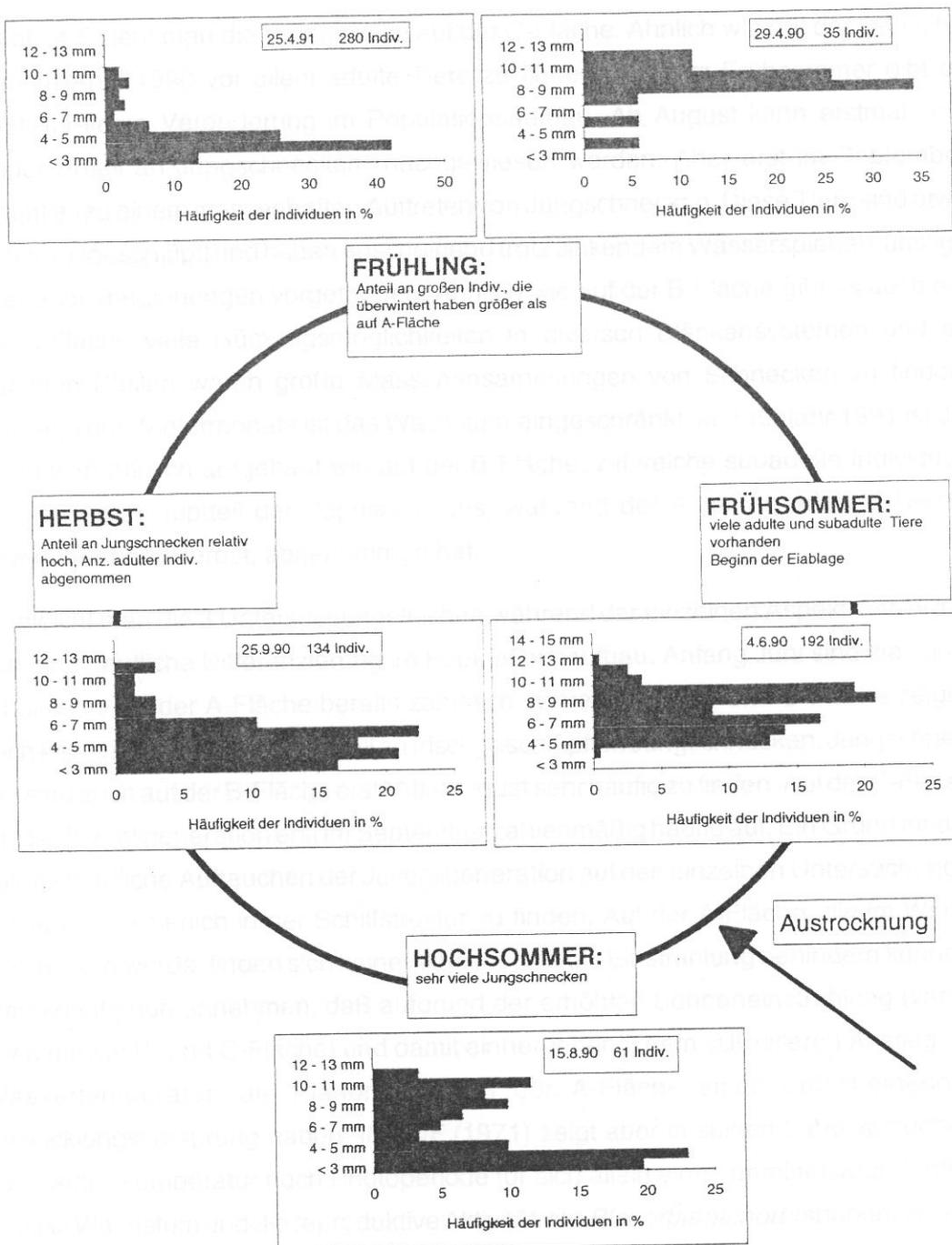


Abb. 4.4 : Populationsdynamik bei *Planorbis planorbis* auf der B-Fläche. Überblick über die relativen Häufigkeiten der Individuen in den einzelnen Größenklassen zu allen Sammelterminen und mögliche Einflüsse, die auf die Populationsdynamik einwirken

POPULATIONSAUFBAU: C-FLÄCHE

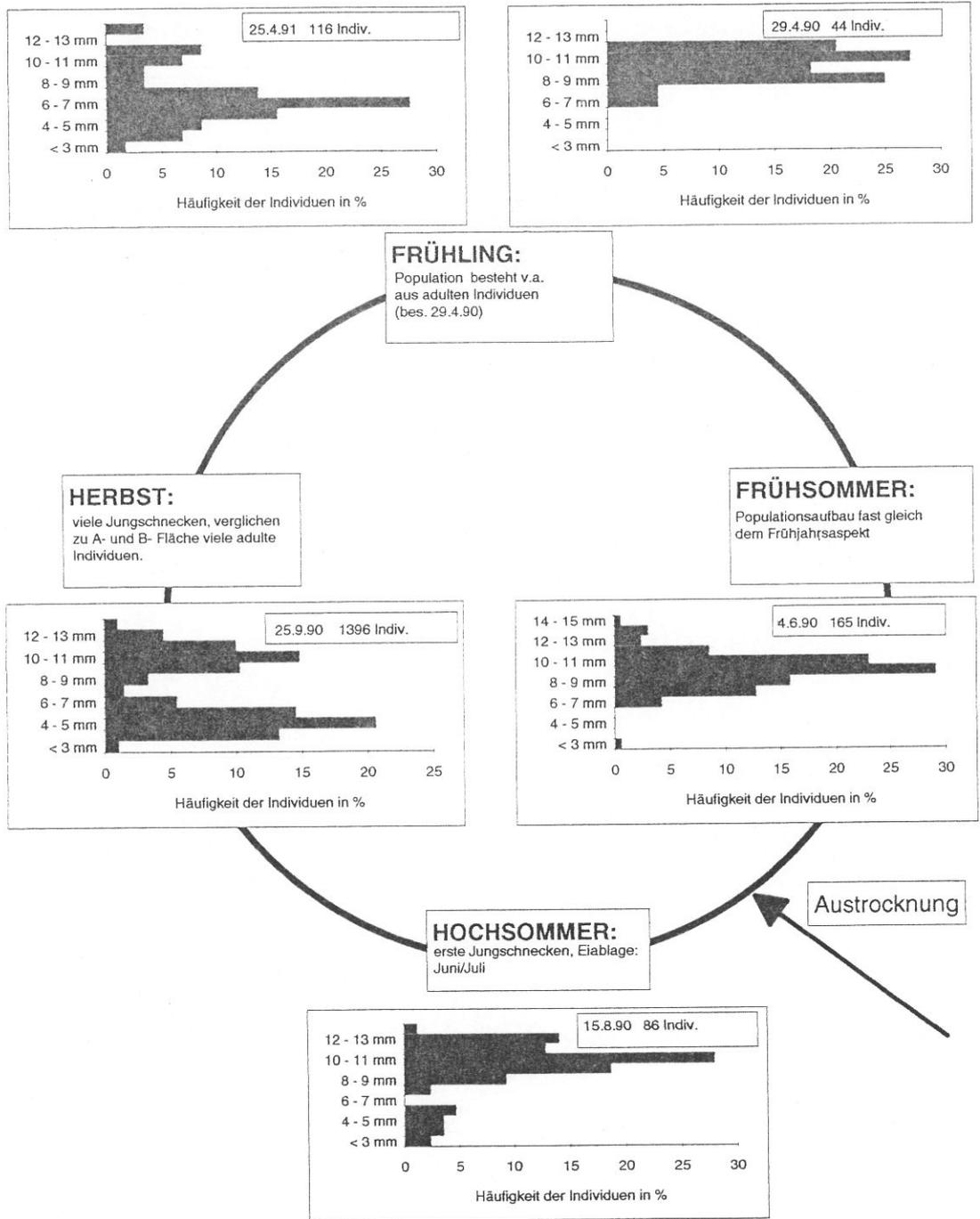


Abb. 4.5 : Populationsdynamik bei *Planorbis planorbis* auf der C-Fläche. Überblick über die relativen Häufigkeiten der Individuen in den einzelnen Größenklassen zu allen Sammelterminen und mögliche Einflüsse, die auf die Populationsdynamik einwirken

großer Sommertrockenheit werden auf derartigen Flächen die Wasserverhältnisse für Wasserorganismen jahreszeitlich schon sehr früh schlecht. Der Wasserspiegel sinkt allmählich ab und läßt die Schilfbereiche, die weit von der offenen Seefläche entfernt liegen, als erste austrocknen. Auch wenn der Wasserstand durch Regenfälle, später im Jahr wieder ansteigt, so liegen diese Schilfbereiche am längsten trocken. Vor allem *Planorbis planorbis* ist in der Lage solche Trockenperioden einige Wochen lang zu überdauern. Das Gehäuse wird mit einem oder mehreren pergamentartigen Häutchen verschlossen (FRÖMMING 1956) und der Weichkörper wird möglichst weit ins Schaleninnere zurückgezogen (WESENBERG - LUND 1939), doch läßt sich diese Überdauerungsphase nicht unbegrenzt fortsetzen. Dies dürfte auf der A-Fläche der Grund für das Absterben vieler Individuen, bei lang anhaltender Trockenheit, sein. Auf der B- und C-Fläche hingegen die ausgedehnten Blänkensysteme, beim Austrocknen der Schilfbestände, den Wasserschnecken bessere Rückzugsmöglichkeiten bieten.

#### 4.5 Einfluß des Schilfschnittes

Wie schon in Kap.4.4.2 erwähnt, konnten in der vorliegenden Untersuchung keine Hinweise auf einen direkten Einfluß des Schilfschnittes bezüglich des Vorkommens und der Häufigkeit von Süßwasserschnecken festgestellt werden. Da der Schilfschnitt im Winter, bei Eisbedeckung erfolgt, können die Erntemaschinen kaum die, vor allem im Bodenschlamm überwinternden Schnecken gefährden. Ob aber der Schilfschnitt indirekt auf die Zusammensetzung der Molluskenfauna einwirkt kann jedoch nicht eindeutig ausgeschlossen werden.

Bei der Bewertung der Folgen des Schilfschnittes auf die Malakofauna erweist sich die enge Bindung zahlreicher anderer abiotischer und biotischer Faktorenkomplexe als besonders problematisch. In der vorliegenden Untersuchung war es - wie bei vielen ökologischen Freilandarbeiten - nicht möglich, andere Umweltfaktoren auszuschließen. In der Folge können daher keine eindeutigen Aussagen bezüglich der alleinigen Wirkung des Schilfschnittes gemacht werden. Betrachtet man jedoch die Schilfstruktur, den Untergrund und die Wasserverhältnisse, so scheint der Schilfschnitt schon eine bedeutende Rolle zu haben.

In der vorliegenden Untersuchung können deutliche Unterschiede zwischen geschnittenen und natürlichen Schilfbeständen festgestellt werden. Wie auch ZWICKER und GRÜLL (1984) bestätigen, fehlt auf geschnittenen Schilfflächen weitgehend eine Knickschicht, die Halme stehen gleichmäßiger, kleine Bestandeslücken kommen nur sporadisch vor und die Detritusschicht ist weniger mächtig ausgeprägt. Generell

scheint es durch den Einfluß des Schilfschnittes zu einer Homogenisierung der Bodenoberfläche und der Schilfbestände zu kommen. Auch MAIER und SIEGHART (1984) stellten in ihren Untersuchungen fest, daß die wichtigsten Unterschiede zwischen geschnittenen und ungeschnittenen Schilfbeständen im stets uniformen Bestandescharakter, der höheren Bestandesdichte pro Flächeneinheit und der höheren oberirdischen Stoffproduktion geschnittener Schilfbestände zu finden sind. Diese Tatsache wird von den Schilfbauern ausgenützt, da der Schilfschnitt gezielt zur Erhöhung der Wuchsdynamik eingesetzt wird (GROSINA 1984), um gutes Qualitätsschilf zu erhalten. Auf den so bearbeiteten Flächen ist ein Artenrückgang einsichtig: ODUM (1983) weist darauf hin, daß umso weniger Arten zu finden sind, je extremer ein Lebensraum ist. Das Ökosystem Schilfgürtel ist ein extremer Lebensraum. Durch Maßnahmen, wie den Schilfschnitt, wird dieses Ökosystem für viele Organismengruppen noch monotoner und nur die wenigsten Arten können sich weiterhin dort behaupten. Auf der A-Fläche, die in der vorliegenden Arbeit als frisch geschnittene Fläche untersucht wurde, ist *Planorbis planorbis* die einzige dominante Schneckenart. Betrachtet man hingegen die nicht geschnittenen Schilfbestände der B- und C-Fläche, so ist die Artenvielfalt und die Individuenanzahl viel größer. Die Gründe liegen sicherlich z.T. in der größeren Strukturvielfalt dieser Flächen. Entscheidend für das Überleben vieler Wasserschnecken dürfte vor allem das reichhaltige Netz an Kanälen und Blänken sein, daß für Altschilfbestände typisch zu sein scheint (ZWICKER und GRÜLL 1984).

Ob diese Aussagen generell auf den gesamten Schilfgürtel des Neusiedler Sees übertragen werden dürfen, muß durch weitere Untersuchungen geklärt werden. Auf den Untersuchungsflächen scheinen aber die Ergebnisse dafür zu sprechen, daß geschnittene Schilfflächen gegenüber Altschilfbeständen eine eindeutig geringere Artendiversität und auch eine geringere Individuendichte aufweisen.

## 5. ZUSAMMENFASSUNG

Die zwischen April 1990 und April 1991 durchgeführten Untersuchungen bezüglich der Verteilung von Wasserschnecken im Schilfgürtel des Neusiedler Sees wurden im NW-Teil des Sees, bei **Winden** (Breite des Schilfgürtels ca. 2 km) durchgeführt.

Verglichen wurden drei verschieden bewirtschaftete Schilfflächen mit unterschiedlicher Altersstruktur.

Das jährlich geschnittene Schilf der **A-Fläche** (nur einjähriges Schilf !) wurde zwei Altschilfbeständen gegenübergestellt. Das Schilf der **B-Fläche** wurde zuletzt vor 3-4 Jahren geschnitten, auf der **C-Fläche** liegt der letzte Schilfschnitt mehr als 10 Jahre zurück.

Da Wasserschnecken als Detritusfresser im Stoffkreislauf des Neusiedler Sees eine bedeutende Rolle spielen, stand die Frage nach eventuellen Unterschieden zwischen den drei Untersuchungsflächen hinsichtlich der **Häufigkeit** und der **Artenvielfalt** im Vordergrund.

Zur Erstellung eines möglichen Schilfmanagement-Planes am Neusiedler See war vor allem der Einfluß des winterlichen Schilfschnittes auf die Wassermollusken von besonderem Interesse.

Wie die Untersuchungsergebnisse zeigen, war der jährlich geschnittene Schilfbestand (A-Fläche) eindeutig am arten- und individuenärmsten. Die größten Individuenanzahlen waren auf der C-Fläche zu finden, auf der auch die meisten Schneckenarten vertreten waren.

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit, zusammen mit Literaturdaten, ergeben sich Hinweise, daß der Schilfschnitt über **Veränderungen der Schilfstruktur** (-einheitlicheres Schilf, dichtere Bestände, geringere Streuschicht, geringere Anzahl wasserführender Blänken oder Änderungen in der Wasserchemie) auf die Wasserschnecken rückwirkt.

Wie weit diese Ergebnisse für den gesamten Schilfgürtel des Neusiedler Sees Gültigkeit haben, muß durch weitreichende Folgeuntersuchungen geklärt werden, bevor mögliche Pflegekonzepte für den Schilfbestand erstellt werden können.

## 6. LITERATURVERZEICHNIS

- BURNAND, J. (1979): Die Entwicklung des Röhrichts am Zürcher Ufer des Zürichsees. - Verband zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee, Jahresbericht 53: 53-69
- CSAPLOVICS, E. (1982): Interpretation von Farbinfrarotbildern. Schilfkartierung Neusiedler See. - Geowiss. Mitt. 23: 42-161, TU Wien
- CSAPLOVICS, E. (1984): Die land- und seeseitige Ausdehnung des Schilfgürtels des Neusiedler Sees. - AGN-Forschungsbericht(1981-1984) Wiss.Arb.Burgenland, Sonderband 72: 631-632
- DVORAK, J. (1970): A quantitative study on the macrofauna of stands of emergent vegetation in a carp pond of south-west Bohemia. - Rozpr.CSAV, 80: 63-108
- FECHTER, R. & FALKNER, G. (1989): Weichtiere (Die farbigen Naturführer). - Mosaik Verlag GmbH, München, 287 S
- FRETTER, V. & GRAHAM, A. (1962): British Prosobranch Molluscs. Their functional anatomy and ecology. - The Ray Society, London
- FRÖMMING, E. (1956): Biologie der mitteleuropäischen Süßwasserschnecken. - Duncker & Humboldt, Berlin, 313 S
- GIROD, A., BIANCHI, I. & MARIANI, M. (1980): Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane : Gastropodi 1. - Consiglio nazionale delle ricerche AQ/1/44/7: 86 S, Verona
- GLOER, P., MEIER-BROOK, C. & OSTERMANN, O. (1985): Süßwassermollusken. Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland. - Dt.Jgbd.f.Nb., 5.erweiterte Auflage, Hamburg; 79 S
- GRAEFE, G. (1964): *Bithynia leachii*, eine für den Neusiedler See neue Schneckenart. - Natur und Land, 50 (3): 66-67
- GRAEFE, G., HOHORST, B., HOHORST, W. & ZILCH, A. (1972): Zur Molluskenfauna des Neusiedler Sees (Burgenland, Österreich). - Mitt.d.D.M.G., 2, 23: 352-354.
- GROSINA, H. (1984): Die Bedeutung des AGN-Forschungsprogrammes und seine Umsetzung im Raum. - AGN-Forschungsbericht(1981-1984), Wiss.Arb.Bgld., Sonderband 72: 619-630
- GRÜNING, A. (1975): Lochbildungen im Röhricht-dargestellt anhand des Rückganges des Schilfbestandes in Altenerhein (Bodensee) von 1926-1974. - Dipl.Arbeit Geobot. Inst. ETHZ, Mskr. 66
- GRÜNING, A. (1979): Unsere Seeufer in Vergangenheit und Gegenwart. - Verband zum Schutze des Landschaftsbildes am Zürichsee, Jahresbericht 53: 13-34

- GRYSEELS, M. (1989): Nature Management Experiments in a Derelict Reedmarsh. I: Effects of Winter Cutting. - *Biol. Conservation*, 47: 171-193
- GUNATILAKA, A. (1984): Nährstoffkreisläufe im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Auswirkungen des Grünschnittes. - AGN-Forschungsbericht (1981-1984) *Wiss.Arb.Burgenland, Sonderband 72*: 223-310
- HACKER, R. & HERZIG, A. (1970): Erstes Auftreten der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* PALLAS im Neusiedler See. - *Anz.Math.-nat.Kl.österr.Akad.Wiss.*, 15: 265-267
- HAERTEL, L. (1976): Nutrient limitation of algal standing crops in shallow prairie lakes. - *Ecology* 57: 664-678
- HAMMER, L. (1984): Das Problem der Eutrophie im Neusiedler See. - AGN - Forschungsbericht (1981-1984), *Wiss.Arb.Bgld., Sonderband 72*: 341-371
- HERZIG, A. (1977): Qualitative und quantitative Veränderungen im Zooplankton des Neusiedlersees 1968-1975. - *Biol.Forsch.Inst.Bgld.Ber.* 24: 28-34
- HOFBAUER, B. & KUSEL-FETZMANN, E. (1984): Untersuchungen über die Ursachen von Blaualgenblüten (Cyanobakterien) im Neusiedler See. - AGN-Forschungsbericht, *Wiss.Arb.Bgld., Sonderband 72*: 373-410
- HUBENDICK, B. (1947): Die Verbreitungsverhältnisse der limnischen Gastropoden in Südschweden. - Sonderabdruck aus *Zool. Bidrag, Uppsala*, 24: 421-559
- HUBENDICK, B. (1958): Factors conditioning the Habitat of Freshwater Snails. - *Bull.Org.mond.Sante & Bull.Wld.Hlth.Org.* 18: 1072-1080
- IMHOF, G. & BURIAN, K. (1972): Energy-flow studies in a wetland ecosystem. Reedbelt of the lake Neusiedler See. - Special publication of the Austrian Academy of Sciences for the Intern.Biolog.Program (IBP), Springer Verlag Wien/New York; 1-15
- IMHOF, G. (1966): Ökologische Gliederung des Schilfgürtels am Neusiedler See und Übersicht über die Bodenfauna unter produktionsbiologischem Aspekt. - *Sb.Österr.Akad.Wiss., Math.-nat.Kl., Abt.I*, 175, 7-8: 219-235
- IMHOF, G. (1971): Untersuchungen über Lebenszyklus und Wachstum einiger Süßwasser-Pulmonaten mit besonderer Berücksichtigung der Bedeutung von Temperatur und Photoperiode. - *Diss. Univ. Wien*, 119 S
- JANUS, H. (1958): *Unsere Schnecken und Muscheln.* - Franckh'sche Verlagsbuchhandlung, W.Keller & Co, Stuttgart
- KLEMM, W. (1954): *Gastropoda und Bivalva.* In: Franz, H.: *Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt.* - Gebietsmonographie, Bd. 1: 210-280, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck

- KOŁODZIEJCZYK, A. (1984): Occurrence of gastropoda in the lake littoral and their role in the production and transformation of detritus. II. Ecological activity of snails. - *Ekol.Pol.*, 32 (3): 469-492
- KOPF, F. (1966): Der Neusiedlersee vor hundert Jahren. - *Bgld.Heimatblätter*, 28, 2: 65-70
- KOPF, R. (1967): Die Rettung des Neusiedlersees. - *Österr.Wasserwirtschaft*, 16, 11-12: 255-262
- KOPF, R. (1968): Der Schilffortschritt im Neusiedlersee. - *Techn.Ber.Wien*
- LÖFFLER, H. & GUNATILAKA, A. (1991): Neusiedler See: A shallow lake and a Phragmites wetland. - In: B.Patten (Ed.), *Ecosysteme dynamics of wetlands and shallow water bodies.*, John Wiley, New York
- LÖFFLER, H. (Ed.) (1979): Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in central europe. - *Dr.W.Junk Pub. The Hague, Monogr. Biol. Vol 37*, 543 S
- MALISSA, H. & PUXBAUM, H. (1984): Untersuchungen des Nährstoffeintrages in den Neusiedler See aus der Atmosphäre. - *AGN-Forschungsbericht (1981-1984), Wiss.Arb.Bgld., Sonderband 72*: 41-89
- MAZEK-FIALLA, K. (1935): Die Molluskenfauna am Ostufer des Neusiedlersees. - *Heimat und Schule, Bd.3*: 124-153, Deutscher Verlag für Jugend und Volk
- MENDEZ CARDOS, M. (1987): The role of the macrofauna in the decomposition processes of Phragmites australis in the Neusiedlersee reed belt. - *D i s s . Univ. Wien*, 143 S
- MÜLLER, C. (1988): Die Molluskenfauna des Seewinkel (Gebiet östlich des Neusiedlersees, Österreich). - *Mitt.dtsch.malakozool.Ges.*, 42: 11-24, Frankfurt a.M.
- ODUM, P.O. (1983): Grundlagen der Ökologie in 2 Bänden. - *Georg Thieme Verlag Stuttgart/New York, 2.Aufl.*, 836 S
- PRECHT, H. (1939): Die Resistenz gegen Austrocknung bei Planorbiden. - *Zool.Anz.* 128: 124-135
- PRUSCHA, H. (1973): Biologie und Produktionsbiologie des Rohrbohrers Phragmataecia castanea Hb. (Lepidoptera, Cossidae). - *Sb.Österr.Akad.Wiss., Math.-nat.Kl., Abt.I*, 181, 1: 111-136
- PÜHRINGER, G. (1972): Zur Faunistik, Populationsdynamik und Produktionsbiologie der Spinnen im Schilfgürtel des Neusiedlersee. - *Diss. Univ. Wien*, 139 S
- REISCHÜTZ, P. & SEIDL, F. (1982): Gefährdungsstufen der Mollusken Österreichs. - *Mitt.Zool.Ges.Braunau*, 4, 4-6: 117-128

- RIEDMÜLLER, G. (1965): Der Schilfgürtel des österr. Anteil des Neusiedler Sees 1938-1958. - *Wiss.Arb.Bgld.*, 32: 58-59
- RUTTNER-KOLISKO, A. & RUTTNER, F. (1959): Der Neusiedlersee. - In: *Landschaft Neusiedlersee*. - *Wiss.Arb.Bgld.*, 23: 195-201, Eisenstadt
- SAUERZOPF, F. & TAUBER, A.F. (1959): *Landschaft Neusiedlersee*. - *Wiss.Arb.Bgld.* 23, Eisenstadt
- SAUERZOPF, F. (1957): Das Neusiedlerseegebiet und seine Malakofauna. - *Wiss.Arb.Bgld.*, 15: 5-47, Eisenstadt.
- SAUERZOPF, F. (1959): Beitrag zur Kenntnis der Molluskenfauna des Neusiedlerseeraumes. - *Wiss.Arb.Bgld.*, 23: 140-143, Eisenstadt.
- SAUERZOPF, F. (1961): Grundriß der Molluskenfauna. - In: Koenig, O., *Das Buch vom Neusiedlersee*: 230-231, Wollzeilenverlag Wien.
- SAUERZOPF, F. (1983): Die Erforschung der Molluskenfauna des Burgenlandes. - *Forum Pannonicum Rer.Nat.*, I: 39-41, Illmitz.
- SCHIEFERMEYER, V. (1989): Der Wandel in der Landwirtschaft und seine Auswirkungen auf die Umwelt im Neusiedler See-Raum. - *Umwelt Burgenland*, 17: 85-92
- SCHRÖDER, R. (1979): Decline of reedswamps in Lake Constance. - *Simp.Bio.Hung.*, 19: 43-48
- SCHUBERT, P. (1968): Die Teichmuschel *Anodonta anatina* (LINNE 1758) (Mollusca, Unionidae) im Neusiedler See. - *Wiss.Arb.Bgld.*, 40: 52-57
- SCHUSTER, J. (1984): Schilfverwertung - Erntestudie. - *AGN-Forschungsbericht (1981-1984)*, *Wiss.Arb.Bgld.*, Sonderband 72: 587-618
- SIEGHART, H. & MAIER, R. (1984): Produktionsbiologische Untersuchungen an Phragmites-Beständen im geschlossenen Schilfgürtel des Neusiedler Sees. - *AGN-Forschungsbericht (1981-1984)* *Wiss.Arb.Burgenland*, Sonderband 72: 189-221
- SOSZKA, G.J. (1975): Ecological relations between invertebrates and submerged macrophytes in the lake littoral. - *Ecol.Pol.*, 23 (3): 393-415
- STALZER, W. et al. (1984): Nährstoffeintrag in den Neusiedler See über die oberirdischen Zuflüsse. - *AGN-Forschungsbericht (1981-1984)*, *Wiss.Arb.Bgld.*, Sonderband 72: 123-187
- STRESEMANN, E. (1970): *Exkursionsfauna von Deutschland, Wirbellose I*. - Volk und Wissen Volkseigener Verlag Berlin 4. Auflage, 494 S

- TOTH, L. & SZABO, E. (1961): Zöologische und ökologische Untersuchungen in den Röhrichten des Neusiedler Sees. - *Annal.Biol.Tihany* 28: 152-168
- VOGEL, M. (1981): Ökologische Untersuchungen in einem Phragmites Bestand. - Diss. Philipps-Univ. Marburg/Lahn, 97 S, Druck: Görlich & Weiershäuser, Marburg
- WAITZBAUER, W. (1969): Lebensweise und Produktionsbiologie der Schilfgallenfliege *Lipara lucens* Mg. (Diptera, Chloropidae). - *Sb.Österr.Akad. Wiss., Math.-nat.Kl., Abt.I*, 178, 5-8: 175-242
- WAITZBAUER, W. (1970): Beitrag zur Morphologie einiger Gallmückenlarven und -puppen (Cecidomyiidae, Diptera). - *Sb.Österr.Akad.Wiss., Math.-nat.Kl.* 11: 212-221
- WAITZBAUER, W. (1972): Produktionsbiologische Aspekte schilffressender Insekten. - *Verhdl.Deutsch.Zool.Ges.*, 65 Jahresvers.: 116-119
- WAITZBAUER, W., PRUSCHA, H. & PICHER, O. (1973): Faunistisch-ökologische Untersuchungen an schilfbewohnenden Dipteren im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. - *Sb.Österr.Akad.Wiss., Math.-nat.Kl., Abt.I*, 181, 1-6: 111-136
- WESENBERG-LUND, C. (1939): Biologie der Süßwassertiere. Wirbellose Tiere. - Verlag Julius Springer.
- WESTLAKE, D.F. (1963): Comparisons of plant productivity. - *Biol.Rex.*, 38: 385-425
- ZÖFEL, P. (1988): Statistik in der Praxis (2.Aufl.). - UTB, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 426 S

## DANKSAGUNG

Den unten angeführten Personen möchte ich ganz besonders für ihre tatkräftige Mithilfe am Zustandekommen dieser Arbeit danken. Allen Freunden, die hier nicht namentlich erwähnt sind, sei ebenfalls herzlich gedankt, ohne Eure Unterstützung wäre vieles schwerer gefallen.

|                                      |   |
|--------------------------------------|---|
| <i>Ausstattung &amp; Produktion:</i> | Edith und Erwin Eschner                 |
| <i>Finanzierung:</i>                 | AGN, Geschäftsstelle Illmitz            |
| <i>Stunts:</i>                       | Peter Kysela                            |
| <i>Kamera:</i>                       | Christa Lethmayer                       |
| <i>Technische Beratung:</i>          | Dr. Erhard Wawra<br>Dr. Helmut Sattmann |
| <i>Regieassistenz:</i>               | Dr. Christian Kampichler                |
| <i>Regie:</i>                        | Doz. Dr. Wolfgang Waitzbauer            |

## LEBENS LAUF

- 16. April 1966*      Geburt in Wien, als Tochter von Edith und Erwin Eschner
- September 1972*      Schuleintritt, VS Sonnenuhrgasse 3, 1060 Wien
- September 1976*      Übertritt ins Bundesrealgymnasium Wien VI,  
Marchettigasse 3, 1060 Wien  
Naturwissenschaftlicher Zweig
- Juni 1984*              Matura
- Oktober 1984*        Immatrikulation an der Universität Wien  
Beginn des Studiums Biologie
- Oktober 1987*        Abschluß des I.Studienabschnittes  
Wahl des Studienzweiges Zoologie
- Oktober 1989*        Beginn der Diplomarbeit an der Abteilung für Terrestrische  
Ökologie unter Doz. Dr. W. Waitzbauer