



Institut Biowissenschaften
Biodiversitätsforschung
Allgemeine & Spezielle Botanik
Rostock

**Untersuchungen zu Beutespektren und Ökologie aquatischer
Utricularia-Arten (Lentibulariaceae) unter besonderer
Berücksichtigung planktischer Algen**

-Inaugural Dissertation-
Zur Erlangung des akademischen Grades
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)
der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Rostock

Vorgelegt von
Dipl. Biol. Imad Aldeen Alkhalaf
geb. am 01.01.1977 in Aleppo
aus Syrien

Rostock, September 2010

Die vorliegende Arbeit wurde von April 2005 bis März 2010 unter der Leitung von Herr Prof. Dr. Stefan Porembski am Institut Biowissenschaften, Abteilung Allgemeine & Spezielle Botanik, an der Universität Rostock angefertigt.

1. Gutachter **Prof. Dr. Stefan Porembski**, Universität Rostock

2. Gutachter **Prof. Dr. Eberhard Fischer**, Universität Koblenz.Landau

Wissenschaftliches Kolloquium: **21.02.2011**

*In Dankbarkeit
meinen Eltern
gewidmet*

Inhaltsverzeichnis

	Abkürzungsverzeichnis	
1	Einleitung	1
1.1	Karnivore Pflanzen	1
1.1.1	Systematik	2
1.2	<i>Utricularia</i>	3
1.2.1	Biomasse	3
1.2.2	Photosynthese	4
1.2.3	Fallen	4
1.3	Stand der Forschung	8
1.3.1	Falleninhalt – Zooplankton	8
1.3.2	Falleninhalt – Phytoplankton	9
1.3.3	Nährstoffe	10
1.4	Zielsetzung der Arbeit	12
2	Material und Methoden	13
2.1	Untersuchungsgebiet	13
2.1.1	Geographische Lage	13
2.1.2	Klima	15
2.1.3	Vegetation	15
2.2	Material	17
2.2.1	Pflanzenmaterial	17
2.2.1	Planktonmaterial	18
2.2.3	Verwendete Geräte für die ¹⁵ N-Isotopenmarkierungsexperimente	20
2.2.4	Das Stickstoff - Isotop ¹⁵ N	20
2.2.5	Aktivkohle	20
2.3	Methoden	21
2.3.1	Messung physikalischer Parameter	21
2.3.1.1	Wassertemperatur und Leitfähigkeit	21
2.3.1.2	Sauerstoffgehalt	21
2.3.1.3	pH-wert	21
2.3.2	Messung chemischer Parameter	21

2.3.3	Freilanduntersuchungen.....	22
2.3.3.1	Bestimmung des Phyto- und Zooplanktons.....	23
2.3.3.2	Dominanz.....	24
2.3.3.3	Bestimmung des Phytoplanktonbiovolumens.....	24
2.3.3.4	Berechnungen von C-, N- und P- Gehalt des Phytoplanktons.....	24
2.3.3.5	Nährstoffberechnung des Zooplanktons.....	24
2.3.4	Methodik der ¹⁵ N-Isotopenmarkierungsexperimente.....	25
2.3.4.1	Versuche mit markierten Mikroalgen.....	25
2.3.4.1.1	Anzucht der Mikroalgen.....	25
2.3.4.1.2	Markierung der Mikroalgen.....	25
2.3.4.1.3	Aufbau des Experiments.....	27
2.3.4.2	Versuche mit markiertem Zooplankton und markierten Mikroalgen.....	28
2.3.4.2.1	Markierung des Zooplanktons und Aufbau des Experiments.....	28
2.3.4.2.2	Verlauf der Versuche.....	29
2.3.4.2.3	Isotopenverhältnis-Massenspektrometrie (IRMS).....	30
2.3.4.2.4	Atom ‰ δ ¹⁵ N.....	30
2.3.4.2.5	N-Aufnahmerate.....	30
2.3.4.2.6	Bestimmung der Isotopenverhältnisse von ^{15/14} N und ^{13/12} C sowie der C- und N-Gehalte.....	30
2.3.5	Statistische Auswertung.....	30
3	Ergebnisse.....	31
3.1	Freilanduntersuchungen.....	31
3.1.1	Physikalische eigenschaften der vier Standorte.....	31
3.1.1.1	Wassertemperatur.....	31
3.1.1.2	Sauerstoffgehalt.....	31
3.1.1.3	pH-Wert.....	32
3.1.1.4	Leitfähigkeit.....	32
3.1.2	Chemische Eigenschaften der vier Standorte.....	34
3.1.2.1	Gesamtphosphor und Orthophosphatgehalt.....	34
3.1.2.2	Gesamt-Stickstoffkonzentration.....	34
3.1.2.3	Nitrat.....	36
3.1.2.4	Nitrit.....	36
3.1.2.5	Ammonium.....	36
3.1.2.6	Gesamthärte.....	36

3.1.2.7	Karbonathärte.....	38
3.1.3	Grösse der untersuchten Fallen.....	39
3.1.3.1	Fallenlänge und Fallenhöhe.....	39
3.1.3.2	Beziehung zwischen Fallenlänge und Fallenhöhe.....	41
3.1.3.3	Fallenvolumen.....	41
3.1.4	Beutespektrum	43
3.1.4.1	Phytoplankton.....	43
3.1.4.2	Artenspektrum.....	43
3.1.4.3	Abundanz, Populationsdichten des Phytoplanktons.....	44
3.1.4.4	Intensität und Extensität.....	46
3.1.4.5	Biovolumen des Phytoplanktons innerhalb der Fallen.....	47
3.1.4.6	Vergleich der Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons und Gesamt Fallenvolumen.	48
3.1.4.7	C-, N- und P-Gehalt des Phytoplanktons innerhalb der untersuchten Fallen.....	49
3.1.4.8	Struktur und Abundanz des Zooplanktons innerhalb der Fallen.....	51
3.1.5	Vergleich zwischen den Phytoplankton-Taxa innerhalb der Fallen und in den Gewässerproben.	54
3.1.5.1	Artenspektrum und Abundanz des Phytoplanktons innerhalb und außerhalb der Fallen.....	54
3.1.5.2	Relative Abundanz, Populationsdichte, Biovolumen des Phytoplanktons innerhalb und außerhalb der Fallen.....	55
3.1.5.3	C-, N- und P-Gehaltes des Phyto- und Zooplanktons innerhalb der Fallen.....	59
3.1.5.4	Gemeinsame Phytoplankton-Taxa innerhalb und außerhalb der Fallen.....	60
3.1.6	Beziehung zwischen der Fallengrösse, der Algenzahl sowie den physikalischen und chemischen Parametern.....	61
3.1.6.1	Beziehung zwischen der Fallenlänge und P- und N-Konzentrationen der Gewässer.....	61
3.1.6.2	Beziehung Zwischen Fallengrößen und Algenanzahl innerhalb der Fallen.....	62
3.1.6.3	Vergleich der Algenzahl innerhalb der Fallen in Verbindung mit pH-Werte der Gewässer	63
3.1.6.4	Vergleich der Algenzahl innerhalb der Fallen in Verbindung mit TP- Konzentration der Gewässer.....	63
3.1.6.5	Vergleich der Algenzahl innerhalb der Fallen in Verbindung mit TN- Konzentration der Gewässer.....	64

3.1.6.6	Vergleich der Algenzahl in Verbindung mit der Leitfähigkeit der Gewässer.....	64
3.2	Isotopenuntersuchung.....	66
3.2.1	Vergleich der Messungen.....	66
3.2.1.1	N-Gehalt.....	66
3.2.1.2	Isotopen-Werte $\delta^{15}\text{N}$	67
3.2.1.3	C-Gehalt.....	67
3.2.1.4	C/N – Verhältnis.....	67
3.2.2	Versuche mit markierten <i>Scenedesmus ecornis</i>	70
3.2.2.1	N-Gehalt.....	70
3.2.2.2	Isotopen-Werte $\delta^{15}\text{N}$	70
3.2.2.3	N-Aufnahmerate.....	71
3.2.2.4	C-Gehalt.....	72
3.2.2.5	C/N – Verhältnis.....	72
3.2.3	Die Versuche mit markierten der planktischen <i>Synechocystis</i> sp.....	74
3.2.3.1	N-Gehalt.....	74
3.2.3.2	Isotopen-Werte $\delta^{15}\text{N}$	74
3.2.3.3	N-Aufnahmerate.....	75
3.2.3.4	C-Gehalt.....	76
3.2.3.5	C/N-Verhältnis.....	76
3.2.4	Die Versuche mit markierten planktischen <i>Euglena gracilis</i>	78
3.2.4.1	N-Gehalt.....	78
3.2.4.2	Isotopen Werte $\delta^{15}\text{N}$	78
3.2.4.3	N-Aufnahmerate.....	79
3.2.4.4	C-Gehalt.....	80
3.2.4.5	C/N – Verhältnis.....	80
3.2.5	Versuche mit markiertem Phyto- und Zooplankton.....	82
3.2.5.1	N-Gehalt.....	82
3.2.5.2	Isotopen-Werte $\delta^{15}\text{N}$	83
3.2.5.3	C-Gehalt.....	83
3.2.5.4	C/N – Verhältnis.....	83
4	Diskussion.....	86
4.1	Freilandsuntersuchungen.....	86
4.1.1	Physikalische Eigenschaften der Untersuchungsgebiete.....	86
4.1.1.1	Wassertemperatur.....	86

4.1.1.2	Sauerstoffgehalt.....	87
4.1.1.3	pH-Wert.....	87
4.1.1.4	Leitfähigkeit.....	88
4.1.2	Chemische Eigenschaften der vier Standorte.....	88
4.1.2.1	Nährstoffkonzentration.....	88
4.1.2.2	Gesamt- und Karbonathärte.....	89
4.1.3	Phytoplankton-Taxa innerhalb der untersuchten Fallen.....	90
4.1.3.1	Wie und warum gelangte das Phytoplankton in die Fallen von <i>Utricularia</i> ?.....	92
4.1.3.2	Vergleich des Phytoplanktons innerhalb und außerhalb der Fallen.....	93
4.1.3.3	Nährstoffgehalt der Beutegruppen - Phytoplankton und Zooplankton.....	94
4.1.3.4	Wie wichtig sind die Nährstoffelemente N, C und P für die <i>Utricularia</i> ?.....	96
4.1.4	Größe der untersuchten Fallen.....	97
4.1.4.1	Fallengröße.....	97
4.1.4.2	Beziehung zwischen Algenzahl, Fallengröße und der Wasserchemie.....	98
4.2	Isotopenuntersuchung.....	99
4.2.1	$\delta^{15}\text{N}\%$ -Werte.....	99
4.2.2	N-Aufnahmerate und N- Gehalt.....	104
4.2.3	C-Gehalt-Werte.....	105
4.2.4	C/N – Verhältnis.....	105
4.3	Beziehung zwischen N-Gehalt von Phyto- & Zooplankton innerhalb der Fallen und dem über markiertes Phytoplankton aufgenommenen N von <i>U. gibba</i>	107
5	Zusammenfassung	109
6	Summary	112
7	Literaturverzeichnis	114
	Abbildungsverzeichnis.....	127
	Tabellenverzeichnis.....	131
	Danksagung.....	132
	Lebenslauf.....	134
	Selbstständigkeitserklärung.....	135
	Anhang.....	CD

Abkürzungsverzeichnis

Abb.	Abbildung
ANOVA.	Varianzanalyse
<i>A. dest.</i>	destilliertes Wasser
bzw.	beziehungsweise
C.	Kohlenstoff
C ₁₄ .	Isotop Kohlenstoff-14
ca.	circa
CaCO ₃ .	Calciumcarbonat
cm.	Centimeter
CO ₂ .	Kohlenstoffdioxid
°C.	Grad Celsius
d.	Tage
d.h.	das heißt
°dH	Grad deutscher Härte
et al.	und andere (lat. et alii)
etc.	et cetera (und so weiter)
FM.	Frischmasse
ggf.	gegebenenfalls
h.	Stunde
Hrsg.	Herausgeber
i. d. R.	in der Regel
Ind..	Individuen
IRMS.	Isotopen-Verhältnis-Massen-Spektrometrie
Kap.	Kapitel
km.	Kilometer
l.	Liter
m.	Meter
<i>matK.</i>	Chloroplasten-Gen
mg.	Milligramm
min.	Minute
mm.	Millimeter
mM.	Millimol
ml.	Milliliter
MW.	Mittelwert
n.	Anzahl (der Proben)
N.	Stickstoff
nmol	Nanomol
ng.	Nanogramm
O₂.	Sauerstoff
P.	Phosphor

p.	Wahrscheinlichkeit
pH.	Konzentrationseinheit für H ⁺ -Ionen in einer Lösung
r.	Korrelationskoeffizient
s.	siehe
S.	Seite (n)
SD.	Standardabweichung
SPSS.	Statistical Package for the Social Sciences
sp.	single species
spp.	plural, several species
Tab.	Tabelle
TG.	Trockengewicht
TN.	Gesamtstickstoff
TP.	Gesamtphosphor
U.	<i>Utricularia</i>
u.a.	unter anderem
Uni.	Universität
usw.	und so weiter
v.a.	vor allem
Vol.	Volumen
z.B.	zum Beispiel
Zellvol..	Zellvolumen
µl.	Mikroliter
µm.	Mikrometer
µmol.	Mikromol
µS.	Mikrosiemens
δ ¹³ C.	relatives Stabilisotopenverhältnis des Kohlenstoffs ¹³ C/ ¹² C bezogen auf V-PDB
δ ¹⁵ N.	bezogen auf das Stickstoffisotopenverhältnis von Luft relatives Stabilisotopenverhältnis des Stickstoffs ¹⁵ N/ ¹⁴ N
%.	Prozent
‰.	Promille

Versuchsansätze- Abkürzungsverzeichnis

A.	<i>Utricularia</i> - Pflanzen mit markiertem Phytoplankton (<i>Scenedesmus ecornis</i>)- und unmarkiertem Zooplankton
A+Z.	<i>Utricularia</i> - Pflanzen mit markiertem Phyto- und Zooplankton
A-Z.	<i>Utricularia</i> - Pflanzen mit markierten Phyto- ohne Zooplankton
K.	Kontroll- Probe

- L. Lösungsmittel- Ansatz
- M. *Utricularia*- Pflanzen mit Fallen
- O. *Utricularia*- Pflanzen ohne Fallen
- Z. *Utricularia*- Pflanzen mit unmarkiertem Phytoplankton und markiertem Zooplankton

1 EINLEITUNG

1.1 Karnivore Pflanzen

Fleischfressende Pflanzen (Karnivoren) weisen spezifische morphologisch-anatomische Anpassungen auf, mit deren Hilfe sie in der Lage sind, kleinere Lebewesen (z.B. Insekten, kleine Säugetiere) anzulocken, zu fangen, zu töten, zu verdauen und Nährstoffe aus ihnen zu absorbieren (Givnish et al., 1984; Juniper et al., 1989; Richards, 2001). Über 600 karnivore Arten sind auf allen Kontinenten mit Ausnahme der Antarktis vertreten. Sie besiedeln nährstoffarme Lebensräume, an denen Nährstoffe (vor allem Stickstoff, Phosphor, Kalium) schwer verfügbar sind wie Moore, Inselberge und nährstoffarme Gewässer. Karnivorie stellt eine Anpassungsstrategie dar, um die Versorgung mit Stickstoff und anderen Nährstoffen zu verbessern (Larcher, 1994). Die gefangenen Beuteorganismen dienen den Karnivoren als N- und P-Quelle. Die Beziehung zwischen Beutefang, Nährstoffversorgung und Pflanzenwachstum fasziniert Botaniker seit der ersten Beschreibung der Karnivoren durch Charles Darwin (1875). Karnivorie (Beutefang, Verdauung) ist mit hohem Energieaufwand verbunden. Aus diesem Grund sind karnivore Pflanzen an nährstoffreicheren Standorten konkurrenzwach gegenüber anderen Pflanzen. Karnivore Pflanzen sind tolerant gegenüber nährstoffarmen Habitaten (Juniper et al., 1989) und niedrigen pH-Werten (Rychnovská-Soudková, 1953; 1954; Juniper et al., 1989; Carow & Fürst, 1990). Die meisten Arten benötigen viel Licht (Pissarek, 1965; Schnell, 1980; Juniper et al., 1989) und eine gute Wasserversorgung. Reichle et al. (1969) fanden heraus, dass der Anteil von sechs wichtigen Elementen in getrockneten Insekten 10,5% Stickstoff, 3,2% Natrium, 2,3% Calcium, 0,6% Phosphor, 0,09% Magnesium und 0,02% Eisen beträgt, welche von den Karnivoren genutzt werden. Karnivore Pflanzen besitzen Chlorophyll und sind, wie andere Pflanzen auch zur C3-Photosynthese befähigt. Sie können bei ausreichender Düngung auch völlig ohne tierische Zusatznahrung leben. Nach der Analyse des Beutespektrums von acht fleischfressenden Gattungen durch Ellison & Gotelli (2009) zeigte sich, dass die meisten Arten in ihren Fangmechanismen auf bestimmte Beutetiere spezialisiert sind (*Brocchinia*, *Nepenthes* und *Sarracenia*). Die Gattungen *Triphyophyllum* und *Utricularia* waren die in Bezug auf ihr Beutespektrum am stärksten generalisierten Gattungen.

Die Anlockung der Beute von karnivoren Pflanzen erfolgt durch chemische wie z.B. Nektarien oder optische Signale (Lloyd, 1942). Olfaktorische Signale werden bei *Nepenthes*-Arten von Nektardrüsen gebildet, die einen süßlichen Geruch absondern (Lüttge, 1966; Moran, 1996; Owen & Lennon, 1999). Einige *Genlisea*- und *Utricularia*-Arten geben lösliche Lockstoffe in den Boden ab und locken so z.B. Protozoen an (Barthlott et al., 1998). Die Blattverzweigungen und filamentösen Sprosse bei aquatischen *Utricularia*-Arten dienen als Wuchsfläche für aufsitzende Mikroorganismen. Dadurch locken die Pflanzen kleine Krebstierchen, die Nahrung suchen, indirekt an (Barthlott et al., 2004). Die Verdauung des Opfers beginnt in den Fallen nach dem Beutefang. Nach Erkennung der Beute in den Fallen werden sofort Enzyme von den Verdauungsdrüsen oder von in den Fallen lebenden Bakterien (Sarraceniern) produziert (Heslop-Harrison, 1978; Plachno et al., 2006) und zum Schluss

bleiben nur die unverdaulichen Teile der Beute übrig. Als Enzyme sind bei den Karnivoren verschiedene Amylasen (*Dionaea*, *Sarracenia*, *Pinguicula*), Phosphatasen (*Utricularia*, *Drosera*, *Genlisea*), Esterasen (*Cephalotus*, *Dionaea*, *Genlisea*) und Proteasen bekannt (Juniper et al., 1989). Die Sekretion der Enzyme bei *Utricularia* und *Genlisea* ist abhängig von der Stimulation durch die Beute (Plachno et al., 2006). In leeren Fallen von *Utricularia* sp. war immer die höchste Aktivität von Phosphatasen und β -Glucosidasen zu verzeichnen. Zwei Tage nach Zugabe der Beute (*Chydorus* sp.) gingen alle enzymatischen Aktivitäten in den untersuchten Fallen von *U. foliosa* und *U. australis* merklich zurück, in den Fallen von *U. vulgaris* stiegen sie jedoch deutlich an (Sirová et al., 2003).

1.1.1 Systematik

Karnivore Pflanzen haben sich unabhängig voneinander in verschiedenen Verwandtschaftskreisen entwickelt. Zwischen 600-700 karnivore Arten aus 10 Familien der Angiospermen (Bromeliaceae, Byblidaceae, Cephalotaceae, Dioncophyllaceae, Droseraceae, Drosophyllaceae, Lentibulariaceae, Nepenthaceae, Roridulaceae und Sarraceniaceae) und 17 Gattungen sind bekannt. Die Lentibulariaceae zählen zu den Lamiales und bilden mit den drei Gattungen *Genlisea* („Reusenfalle“, 21 Arten), *Pinguicula* („Fettkraut“, 86 Arten) und *Utricularia* („Wasserschlauch“, 220 Arten, s. Barthlott et al., 2004) die artenreichste und am weitesten verbreitete Familie der karnivoren Pflanzen. Die Lentibulariaceae schließen drei Fallentypen ein: *Genlisea* mit Reusenfallen, *Pinguicula* mit Klebfallen und *Utricularia* mit Saugfallen (Fischer et al., 2004). *Genlisea* ist die einzige Gattung der fleischfressenden Pflanzen mit einer hochspezialisierten unterirdischen Protozoenfalle (Barthlott et al., 1998). Währenddessen fängt *Pinguicula* fliegende Insekten mit ihren zu Klebfallen ausgebildeten Blättern (Barthlott et al., 2004). Die Fallen von *Utricularia* werden im Folgenden noch ausführlich vorgestellt. Nach der phylogenetischen Analyse von Müller et al. (2000, 2004) wird *Pinguicula* als Schwestergruppe des *Utricularia/Genlisea*-clades betrachtet. Die Genomgrößen bei *Genlisea margaritae*, *G. aurea* und *Utricularia gibba* sind extrem klein. Ihre Chromosomen sind teilweise nicht größer als bakterielle Chromosomen (*Escherichia coli*), damit stellen sie die kleinsten Chromosomen der Angiospermen dar (Greilhuber et al., 2006).

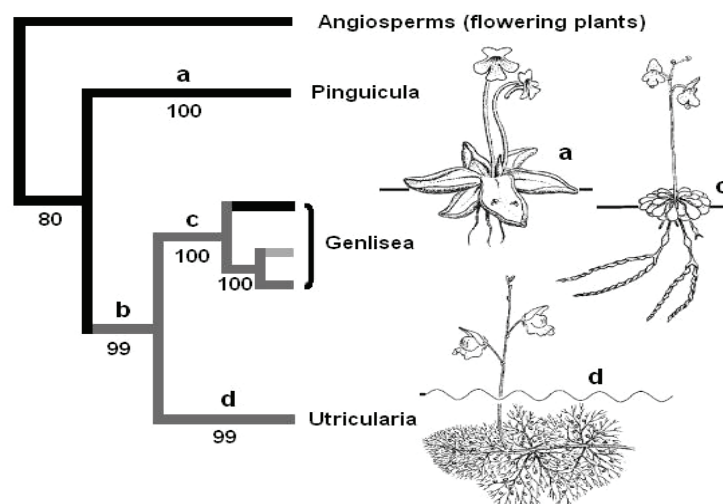


Abb. 1.1: Phylogenie und Entwicklungstendenz der Lentibulariaceae (Müller et al. 2006).

1.2 *Utricularia*

Die Gattung *Utricularia* ist mit 220 Arten (Barthlott et al., 2004) weltweit die größte und am weitesten verbreitete Gattung fleischfressender Pflanzen. Der Name *Utricularia* entstammt dem Lateinischen (*Utriculus*) und bedeutet „kleiner Schlauch“. Die erste Beschreibung der Gattung *Utricularia* erfolgte im Jahre 1753 durch Carl von Linné. Die Gattung *Utricularia* ist mit Ausnahme von ariden Gebieten und der ozeanischen Inselwelt weltweit verbreitet. Die Hauptverbreitungsgebiete finden sich in Südostasien, Australien, Südafrika und Südamerika (Juniper et al., 1989; Taylor, 1989). Die *Utricularia*-Arten kommen terrestrisch z. B. (*U. lateriflora*), lithophytisch z.B. (*U. striatula*), epiphytisch z.B. (*U. humboldtii*), aquatisch z.B. (*U. australis*) und rheophytisch z.B. (*U. rigida*) vor.

Die Gattung *Utricularia* wurde von Taylor (1989) nach den morphologischen Merkmalen der Fallen in 35 Sektionen und in zwei Untergattungen (*Utricularia* und *Polypompholyx*) eingeteilt. Es gibt sieben zentraleuropäische aquatische *Utricularia*-Arten (*Utricularia australis*, *U. bremii*, *U. intermedia*, *U. minor*, *U. ochroleuca*, *U. stygia* und *U. vulgaris*).

Die *Utricularia*-Arten sind wurzellose, krautige, ein- bis mehrjährige Pflanzen. Die Blüten sind teilweise sehr klein und von unterschiedlicher Farbe von gelb über weiß bis lila oder violett. In der Regel bestehen sie aus zwei verwachsenen Kelchblättern, fünf verwachsenen Kronblättern mit einem Sporn und zwei Staubblättern. Die Samenbildung ist durch Fremd- oder Selbstbestäubung möglich.

Die häufigere Form der Vermehrung der Utricularien stellt nach Luther (1951) die asexuelle Produktion neuer Individuen über Fragmentation und Turionenbildung dar. Arten der temperierten Zonen bilden an den Triebsspitze zur kälteren Jahreszeit so genannte Winterknospen, die Turionen. Diese kugeligen Knospen sind bis 2cm lang und sind von kleinen Blättern umgeben. Sie sinken in der kalten Jahreszeit auf den Gewässergrund, im Frühjahr steigen sie wieder auf und entwickeln sich weiter.

1.2.1 Biomasse

Im Allgemeinen ist die Biomasse aquatischer *Utricularia*-Arten größer als bei terrestrischen Vertretern. Stolone, Blätter und Fallen bilden 85% vor allem Strukturen zur Reproduktion (Infloreszenzen) ausbilden (Porembski et al., 2006). Im Hinblick auf die morphologische Interpretation der Vegetationsorgane der Utricularien bestehen nach wie vor Unklarheiten (Brugger & Rutishauser, 1989). Die Kormus-Organisation ist bei Utricularien außer Kraft gesetzt. Sowohl Homologien als auch Analogien der verschiedenen Kormusbestandteile der Utricularien sind ungeklärt (Reifenrath, 2001).

Göbel (1891a) und Brugger & Rutishauser (1989) betrachten die Fangorgane der Utricularien als umgewandelte Laubblätter. Nach Adamec (2006) umfasst die Biomasse der Fallen von aquatischen *Utricularia*-Arten 10-50% der gesamten Biomasse der Pflanzen. Die Biomasse der Fallen von *U. vulgaris* und *U. purpurea* erreichte zwischen 26-60% der Gesamtbio-masse (Friday, 1992; Richards, 2001).

1.2.2 Photosynthese

Die photosynthetische Netto-Aktivität der Fallen ist wesentlich geringer im Vergleich zu den Blättern, da der respiratorische Energieverbrauch der Fallen relativ hoch ist (Knight & Frost, 1991; Adamec, 2006).

Junge Fallen von *Utricularia* sind in der Regel rosa und werden im Alter von Anthocyaninen bläulich gefärbt (Beltz, 1974). Diese Färbung bringt eine Reduktion an Chlorophyllen mit sich und somit eine Verminderung der Kapazität der Photosynthese in den Fallen im Vergleich zur Photosynthese in den Blättern. Die Respiration der Fallen von sechs untersuchten *Utricularia*-Arten war zwischen 75-200% höher als die Respiration der Blätter (Adamec, 2006). Der CO₂-Kompensationspunkt von *U. australis* reicht von 0,7 bis 6,1 µM (MW = 2,6 µM) (Adamec, 2008) und die Sauerstoff-Konzentration in den Fallen von sechs *Utricularia*-Arten war sehr niedrig und lag zwischen 0,0 und 4,7 µM (Adamec, 2007). Karnivore Pflanzen bevorzugen Gewässer mit hoher CO₂-Konzentration, aber sie können auch im Wasser mit sehr niedrigem CO₂-Gehalt wachsen (Moeller, 1978; Adamec, 1997a,b). Sie verwenden nur CO₂ (nicht HCO₃⁻) für die Photosynthese (Moeller, 1978; Adamec, 1995, 1997b; Adamec & Kovářová, 2006), aber dessen Konzentration ist in der Regel gering im Vergleich zu HCO₃⁻, vor allem wenn der pH-Wert des Wassers höher als 6,5 ist (Sand-Jensen, 1983). Die Konfiguration und die relativen Anteile von CO₂ in aquatischen Systemen hängen vom pH-Wert und der Konzentration von Calciumcarbonat ab (Wetzel, 1983; Pott & Remy, 2000). Die Schwankung der δ¹³C-Werte von aquatischen Makrophyten im Süßwasser kann die δ¹³C-Werte der Kohlenstoff-Quelle reflektieren (Osmond et al., 1981). Die δ¹³C-Werte unterscheiden sich, je nach der Kohlenstoffquelle (HCO₃⁻ oder CO₂) (Mook et al., 1974). Das CO₂ der Atmosphäre enthält zu 1,11% das stabile Kohlenstoffisotop ¹³C und zu 98,89% ¹²C. Der genaue Wert sollte bei Landpflanzen, die bei der Photosynthese CO₂ aus der Atmosphäre aufnehmen, um δ¹³C = -25 ‰ von ihm abweichen.

1.2.3 Fallen

Karnivore Pflanzen fangen ihre Beutetiere mit Fallen, die sich aus Blättern entwickelt haben. Diese Fallen sind entweder aktiv wie beispielsweise bei den Saugfallen der *Utricularia*-Arten oder passiv wie bei z.B. den Gleitfallen von *Nepenthes*. Es gibt fünf verschiedene Strategien, die von Karnivoren verwendet werden, um die Beute zu fangen (Barthlott et al., 2004):

Reusenfallen (*Genlisea*): Die Fallen befinden sich in den unterirdischen Blättern und locken ihre Beute, meist Protozoen (z.B. Ciliaten), durch chemische Stoffe an (Barthlott et al., 1998).

Klappfallen (*Dionaea muscipula* und *Aldrovanda vesiculosa*): Diese Fallen fangen aktiv Beute. An der Innenseite befinden sich Fühlborsten und durch mehrmalige Berührung dieser Fühlborsten schließen sich die Fallen schnell und das Beutetier ist gefangen.

Klebfallen (z.B. *Drosera*): An den Blattoberflächen befinden sich zahlreiche Drüsen. Die Beutetiere werden durch Duft oder durch den optischen Reiz des Fangschleims angelockt und kleben fest. Anschließend erfolgt die Verdauung durch Enzyme im Fangschleim.

Gleitfallen (z.B. *Heliamphora*, *Nepenthes*): Umgewandelte Blätter bilden Kannen oder Schläuche mit Verdauungsflüssigkeit in die Beutetiere hineinstürzen und verdaut werden.

Saugfallen (*Utricularia*): Diese Fallen (0,2 - 5 mm lang) sind aktiv und sehr komplex gebaut (Taylor, 1989; Friday, 1991). Die Fallenform, Größe und die Position der Fallenöffnung sind

sehr unterschiedlich von Art zu Art (Juniper, 1989). Jede Falle besitzt eine Öffnung, welche durch eine Klappe und ein Häutchen verschlossen werden kann. Der Fangmechanismus wird durch vier Fühlborsten (Haare) ausgelöst, die sich auf der Klappe befinden.

Das Anlocken der Beute geschieht durch Antennen (Fühlborsten) und vor allem durch kugelige an der Außenwand der Falle sitzende Drüsen, die einen wohlriechenden, zuckerhaltigen Schleim absondern (Lützelburg, 1910). Die Innenwand der Falle ist mit zahlreichen vierarmigen Drüsen ausgestattet. Eine Veränderung der Ultrastruktur in den vierarmigen Drüsen innerhalb der Fallen im Verlauf der Entwicklung wurde von Vintéjoux & Shoar-Ghafari (2005) beobachtet. Diese dienen der Verdauung und Nahrungsaufnahme.

2-armige Drüsen, die sich an der Innenseite der Fallen befinden pumpen das Wasser aktiv aus der Falle, so dass in den Fallen ein Unterdruck herrscht. Sobald ein Beutetier an die Fühlborsten auf der Fallenklappe stößt, öffnet sich diese schnell nach innen und das Opfer wird eingesogen (Lloyd, 1942). Danach schwingt die Klappe wieder zurück in ihre normale, geschlossene Position. Die Dauer des Öffnungs- und Schließvorgangs liegt bei weniger als zwei Millisekunden (Sydenham & Findlay, 1973a) und ist somit die schnellste Bewegung im gesamten Pflanzenreich. Anschließend wird erneut Wasser aus dem Falleninneren gepumpt und die Falle damit für den nächsten Fang vorbereitet. Eine ausgewachsene Falle kann mit Innenwasser, welches ungefähr 75% ihres Gewichtes ausmacht, bis 12 mg wiegen (Nold, 1935). Die Falle verliert während eines Spannaktes im Maximum die Hälfte ihres Innenwassers, d.h. etwa 40% ihres Gesamtgewichtes (Nold, 1935; Sydenham & Findlay, 1973b).

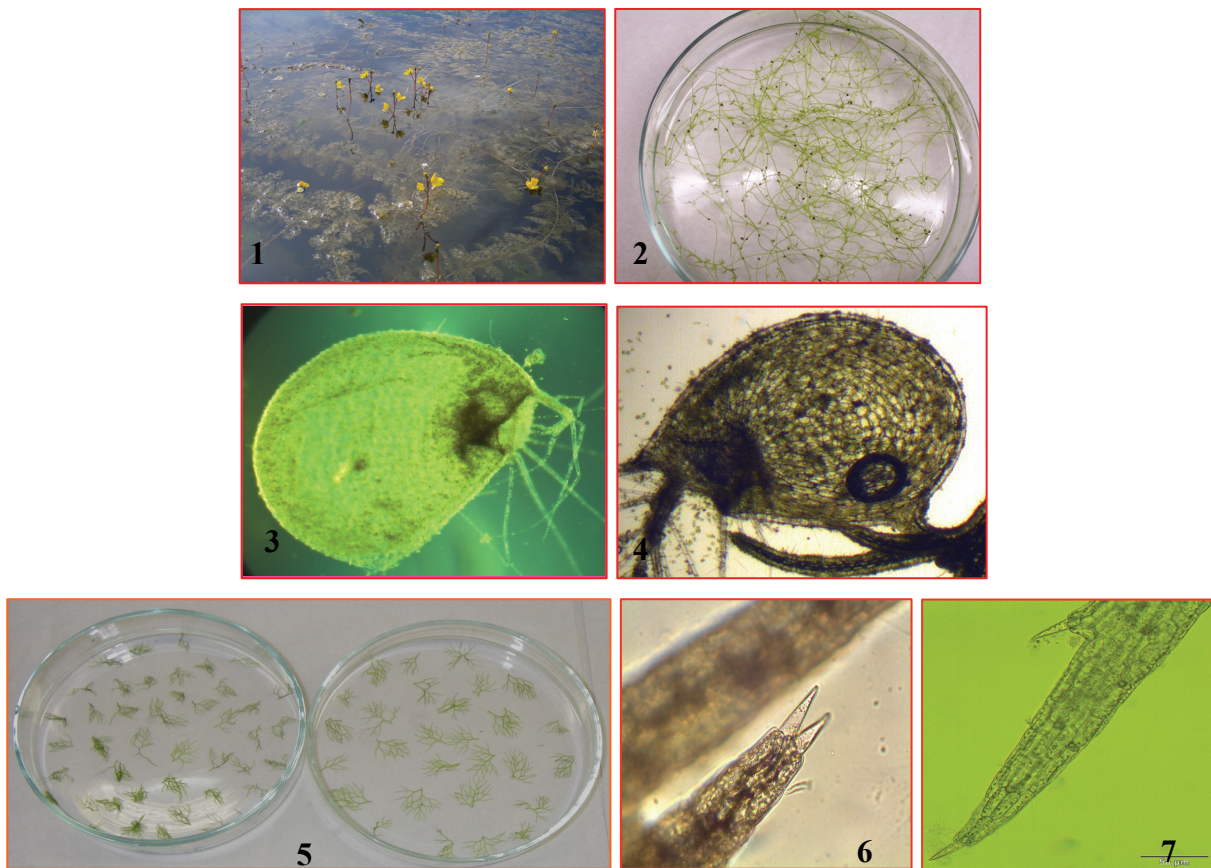


Abb. 1.2: (1) *U. vulgaris*. (2) *U. gibba*. (3) Falle von *Utricularia vulgaris*. (4) Falle von *U. gibba*. (5) Blätter von *U. australis*. (6) und (7) Blattborsten von *U. vulgaris*.

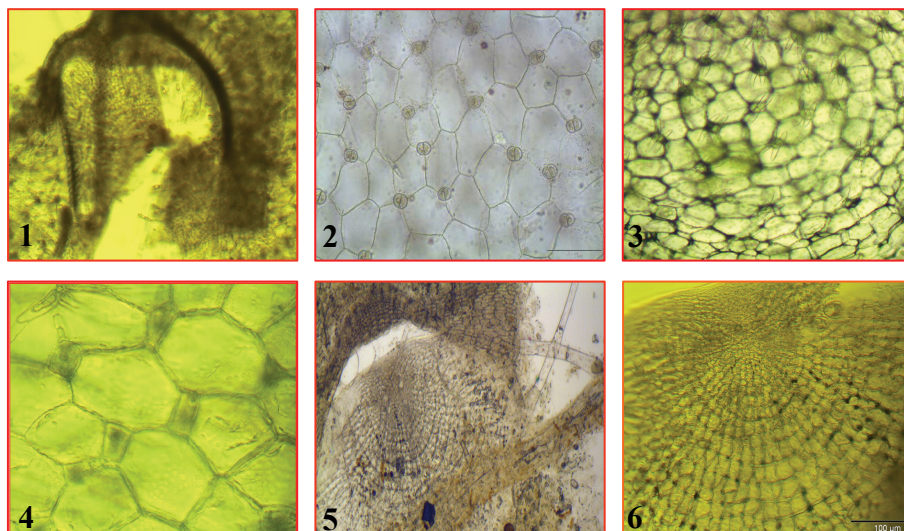


Abb. 1.3: (1) Falleneingang von *U. vulgaris*. (2) Stück der Fallenwand mit knopfartigen Drüsen an der Außenseite der Falle von *U. australis*. (3) von *U. gibba* und (4) von *U. vulgaris*. (5) und (6) Fallenklappe von *U. vulgaris*.

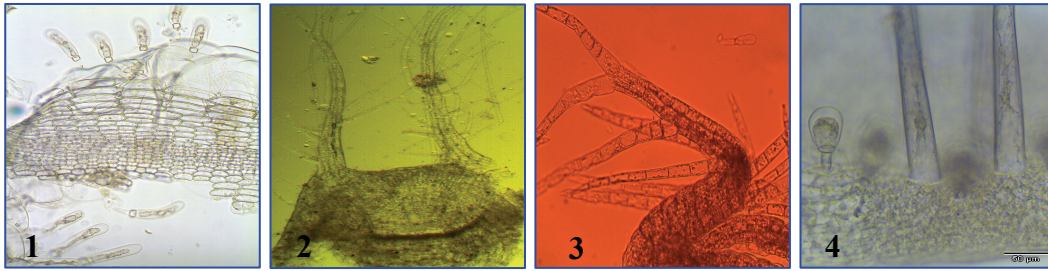


Abb. 1.4: (1) Aufsicht auf die äußere Zone des Pflasterepithels von *U. vulgaris*. (2) und (3) Antenne der Falle von *U. vulgaris*. (4) Vier vorragende Borsten vom unteren Klappenrand von *U. vulgaris*.

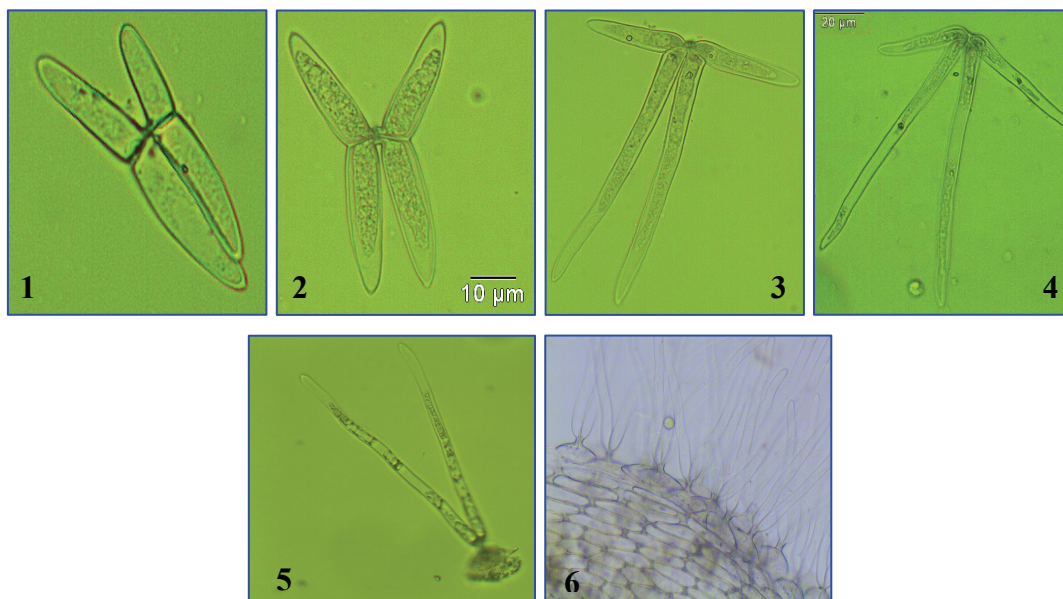


Abb. 1.5: Vergleich der vierarmigen Drüsen, der sog. "quadrifids", von *Utricularia* spp. Der Winkel zwischen den beiden kürzeren Armen in (1) ist (48°), 2 (70°), 3 (188°) und 4 ist (227°). 5 und 6, die zweiarmigen Drüsen von *Utricularia vulgaris*.

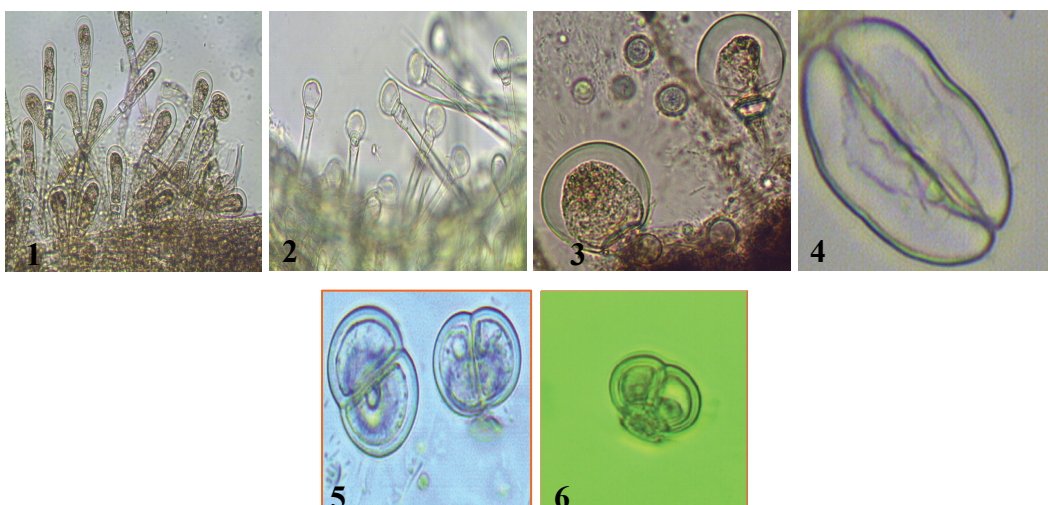


Abb. 1.6: (1) Köpfchen-Drüsen von *Utricularia vulgaris*. (2) bei *U. gibba*. (3) große kugelige Drüsen von *U. vulgaris*. (4) Schleimabsondernde Drüsen von *U. vulgaris*. (5) und (6) knobartige Drüsen von *U. vulgaris*.

1.3 Stand der Forschung

1.3.1 Falleninhalt – Zooplankton

Zur Morphologie und Anatomie der *Utricularien* gibt es Untersuchungen u.a. von Darwin (1875), Cohn (1875), Göbel (1889, 1891b), Meierhofer (1902), Luetzelburg (1910), Czaja (1922), Skutch (1928), Lloyd (1936, 1942), Plachno & Jankun (2004) und Plachno et al. (2005). Taylor (1989) bietet einen Überblick über Verbreitung, Taxonomie und allgemeine Morphologie der Gattung *Utricularia*. Eine vergleichende Studie von Reifenrath et al. (2006) behandelt die Fallencharakterere von 14 *Utricularia*-Arten aus unterschiedlichen Lebensräumen. Auch zum Falleninhalt existieren verschiedene Studien. Das Zooplankton in den Fallen wurde von Nold (1935), Sorenson & Jackson (1968), Andrikovics et al. (1988), Juniper et al. (1989), Friday (1989), Knight & Frost (1991), Pompêo & Bertuga (1996), Harms (1999, 2002), Mette et al. (2000), Guisande et al. (2000, 2004), Jobson & Morris (2001), Seine et al. (2002), Walker (2004), Sanabria-Aranda et al. (2006), Gordon & Pacheco (2007), Ellison & Gotelli (2009) und Sirová et al. (2009) bearbeitet. Speziell an *U. australis* führte Garbini (1899) Untersuchungen durch. Von 610 analysierten Fallen enthielten 504 verschiedene Mikroorganismen wie Rotatoria, Cladocera und Protozoa, nur 62 Fallen waren leer und 44 Fallen enthielten unkenntliche Ablagerungen. Weitere Studien an *U. vulgaris* wurden von Andrikovics et al. (1988) durchgeführt. In 1000 Fallen kamen 19 Arten von Copepoda, Ostracoda und Cladocera vor. Interessanterweise wurden keine Protozoa oder Rotatoria in den untersuchten Fallen gefunden. Sorenson & Jackson (1968) und Gordeev & Sibataev (1995) wiesen nach, dass *Paramecium* sp. von *U. gibba* und die Larven von *Anopheles messeae* von *U. vulgaris* gefangen wurden. Von *U. purpurea*, einer weiteren aquatischen Art aus den USA, wurden 1400 Fallen aus drei verschiedenen Habitaten von Richards (2001) überprüft und dabei in 880 Fallen Beute von z.B. Rotatoria, Cladocera, Copepoda und Chironomiden nachgewiesen. Besonders interessant war, dass auch die terrestrische *U. uliginosa* Zooplankton aus dem Bodenwasser fing. Jobson & Morris (2001) fanden verschiedene Taxa von Zooplankton und Insektenlarven in den Fallen. Allerdings nutzten terrestrische *Utricularia*-Arten vor allem Protozoa (z. B. *Blepharisma americana*) als Beute (Seine et al., 2002). Im Hinblick auf den Beutefang spielt insbesondere die Größe der Fallen eine Rolle für den Fangprozess. Während *U. minor* Beute von unter 1 mm Größe aufnehmen kann, weist das gefangene Zooplankton von *U. intermedia/U. stygia* dagegen eine Größe von 1-4 mm auf. *Utricularia vulgaris* nimmt in Bezug auf die Beutegröße eine intermediäre Stellung ein (Harms, 1999). Der Einfluss der Beutedichte auf das Investment (Fallenanzahl und Fallengröße) in die Karnivorie durch verschiedene *Utricularia*-Arten ist vielfältig. Allgemein wirkt eine hohe Beuteabundanz positiv auf die Ausbildung von Fallen (Sorensen & Jackson, 1968; Jobson et al., 2000), allerdings zeigten Guisande et al. (2000) Hinweise auf einen negativen Einfluss auf das Investment von *U. foliosa* bei hoher Beuteabundanz. Ellison & Gotelli (2009) haben die Beute-Daten von 49 Karnivoren von insgesamt 30 Studien zwischen 1923 und 2007 gesammelt. Die Beuteorganismen wurden in 43 taxonomische Gruppen klassifiziert und die dominanten Beutengruppen bei aquatischen

Utricularien waren Cladocera mit durchschnittlich 37%, gefolgt von Copepoda mit 36% der gesamten Beute.

1.3.2 Falleninhalt – Phytoplankton

Algen stellen im Beutespektrum der Karnivoren eine eher exotische Gruppe dar. Es gibt relativ wenige Studien, die sich mit Mikroalgen in den Fallen der Gattung *Utricularia* beschäftigten. Wichtige Publikationen stammen von Hegner (1926) und Nold (1935) die Bacillariophyceae, Charophyceae und Euglenophyceae in den Fallen von *U. vulgaris* nachgewiesen haben. Im Vergleich des Falleninhalts zwischen drei aquatischen *Utricularia*-Arten (*U. australis*, *U. vulgaris* und *U. macrorhiza*) von fünf verschiedenen Standorten wurden durch Mette et al. (2000) fünf Mikroalgenklassen (Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae und Charophyceae) nachgewiesen. Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae und Charophyceae wurden in den Fallen von *U. purpurea* durch Lemmermann (1914) und Richards (2001) beschrieben. Einen bemerkenswerten Sonderfall stellt die Studie von Wagner & Mshigeni (1986) zur Untersuchung der Stickstoff-fixierenden Cyanobakterien innerhalb und außerhalb der Fallen von *Utricularia inflexa* in Tansania dar. Sie stellten fest, dass vier Gattungen von Cyanobakterien innerhalb der Fallen von *U. inflexa* Stickstoff fixierten. Botta (1976) registrierte in Argentinien ebenfalls Cyanobakterien in den Fallen von *Utricularia* sp. und Mosto (1979) wies zehn Arten von Cyanobakterien in den Fallen von *U. oligosperma* nach. Oft finden sich im Periphyton von *Utricularia* sp. Algenarten mit größerer Abundanz und höherer Diversität als im Vergleich zu anderen Makrophyten (West, 1907; Edmondson, 1944, 1945; Lim & Furtado, 1975; Woelkerling & Gough, 1976). Dieses Periphyton besteht vor allem aus Diatomeen, Bakterien, Pilzen und auch Zooplankton (De Souza & Moreira-Filho, 1999). Der Falleninhalt von *U. gibba* und *U. inflata* aus Venezuela zeigte vier Phytoplanktonklassen: Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanobacteria und Euglenophyceae. *U. inflata* hat kleinere und weniger Fallen im Vergleich zur *U. gibba*, aber eine höhere Abundanz gefangener Algen (Gordon & Pacheco, 2007). Díaz-Olarte et al. (2007) wiesen neun Ordnungen von Phytoplankton (Centrales, Pennales, Oedogoniales, Volvocales, Chlorococcales, Desmidiiales, Euglenales, Chroococcales und Oscillatoriales) innerhalb als auch außerhalb von *Utricularia foliosa* aus Kolumbien nach. 45 Gattungen von Phytoplankton, die meisten von ihnen gehören zu den Desmidiaceae und Zygnemataceae, wurden in den Fallen von vier aquatischen *Utricularia*-Arten nachgewiesen (Peroutka et al., 2008). Phytoplankton-Taxa wurden innerhalb und außerhalb der Fallen von *Genlisea* unter Laborbedingungen untersucht. Plachno & Wolowski (2008) wurden insgesamt 29 Taxa in den Fallen, vor allem Diatomeen, Grünalgen und Chrysophyceae festgestellt. Sirová et al. (2009) untersuchten die Rolle der Mikroorganismen innerhalb der Fallen für die Ernährung drei aquatischer Utricularien. Sie fanden heraus, dass die Fallen von lebendem Phytoplankton, Bakterien, Mikropilzen und einer Mikrofauna kolonisiert werden. Sie wiesen 126 und 132 Phytoplankton-Arten innerhalb der Fallen von *U. foliosa* bzw. *U. purpurea* nach. 58 Cyanobakterien-Arten wurden sowohl innerhalb der Fallen von *U. foliosa*, als auch als Aufwuchs festgestellt.

1.3.3 Nährstoffe

Wasserpflanzen entnehmen ihre Nährstoffe direkt aus dem Wasser über die Blätter oder über die Wurzeln aus dem Sediment auf und stehen in Konkurrenz mit Algen um Nährstoffe im Gewässer. Zu den wichtigsten Nährstoffen zählen Stickstoff (N) und Phosphor (P) wobei im Allgemeinen Phosphor der „wachstumsbegrenzende Nährstoff“ in Fließgewässern ist (Dvhwk, 1993).

Stickstoff ist im Wasser in vielfältigen Formen enthalten: anorganisch als Nitrat, Nitrit und Ammonium; organisch als Zwischenstufen des mikrobiellen Eiweißabbaues, Exkretionsprodukt von heterotrophen Organismen, sowie in freien Verbindungen, Enzymen, Aminosäuren etc.. Das im Wasser gelöste Stickstoffgas hat nur eine geringe Bedeutung im Stoffhaushalt der Gewässer, da es mit Wasser nicht reagiert und nur von wenigen Organismen (Bakterien, Cyanobakterien) unmittelbar verwertet werden kann (Schwoerbel, 1993). Die wichtigsten anorganischen Stickstoffverbindungen im Gewässer sind Nitrat und Ammonium: beide sind Stickstofflieferanten für photoautotrophe Pflanzen. Ammonium kann von vielen Algen und höheren Wasserpflanzen direkt aufgenommen werden (Schwoerbel & Tillmanns, 1977; Melzer & Exler, 1982). Die wurzellosen, aquatischen, fleischfressenden Pflanzen können Nährstoffe aus nährstoffreichem Sediment nicht aufnehmen (Adamec & Kovářová, 2006). Stickstoff ist eines der wichtigsten Elemente überhaupt und spielt bei Pflanzen eine wichtige Rolle. In vielen tropischen Seen wirkt Stickstoff limitierend. Dieses gilt ebenso für extrem nährstoffbelastete Seen der temperierten Zone, in denen aber auch Lichtmangel infolge von Selbstbeschattung bei starken Algenmassenentwicklungen die maximale Biomasse limitieren kann. Stickstoff wirkt als limitierender Faktor für das Investment der karnivoren Pflanzen (Knight, 1992; Guisande et al., 2004). Der Gesamtstickstoffgehalt der *Utricularia*-Arten ist abhängig vom Alter der Pflanzen. Blühende *Pinguicula*-Pflanzen verteilen 17-43% ihres aufgenommenen Stickstoffs in reproduktive Strukturen und 34-71% in die Winterknospen. Bei nicht-blühenden Pflanzen wurden sogar 58-97% des Stickstoffs in die Winterknospen verteilt (Hanslin & Karlsson, 1996). Die Ammonium- und Nitratkonzentrationen an den Standorten der aquatischen Karnivoren sind in der Regel geringer als 150 µg/l, die Konzentration von anorganischem Phosphat ist geringer als 50 µg/l (Komiya, 1966; Kamiński, 1987; Kosiba, 1992, 1993; Akeret, 1993). Die Konzentration von Nährstoffen wie Stickstoff, Phosphat und Kalium ist in den Blättern der Karnivoren geringer als in Blättern von nicht-karnivoren Pflanzen. Der Medianwert des Blattgehaltes vom Stickstoff liegt bei 12,6 mg N/g Blattmaterial, und von Phosphat bei 0,94 P mg/g Blattmaterial (Ellison, 2006). Dabei stammen 10-87% des eingebauten Stickstoffs aus der Beute (Knight, 1988; Ellison & Gotelli, 2001). Z.B. nimmt *U. vulgaris* 51,8% des gesamten Stickstoffs durch die Verdauung der Beute auf (Friday & Quarmby, 1994). Die aus den Beutetieren aufgenommenen Stickstoff- und Phosphor-Verbindungen dienen im Wesentlichen dem Wachstum bzw. der Vermehrung der Biomasse (v.a. Größe und Anzahl der Blätter), der Vermehrung und Überdauerung (Blütenbildung, Bildung und Erhöhung des Nährstoffgehaltes von Samen, Bildung der Turionen) und somit vor allem der Erhöhung der Wettbewerbsfähigkeit gegenüber nicht-karnivoren Pflanzen (Givnish et al., 1984; Wilson, 1985; Thum, 1988; DeRidder & Dhondt, 1992; Friday & Quarmby, 1994; Otto, 1999).

Bei terrestrischen Karnivoren spielen Nährstoffe, die über den Beutefang aufgenommen werden, eine bedeutendere Rolle als Nährstoffe, die direkt aus dem Boden über die Wurzeln aufgenommen werden (Adamec, 2006). *Sarracenia leucophylla* nutzt etwa 60-mal mehr Nährstoffe aus der Beute als aus dem Boden (Gibson, 1983). *Nepenthes mirabilis* deckt 60%, *Cephalotus follicularis* etwa 30% des Stickstoffbedarfs durch die Verdauung von Beutetieren (Schulze et al., 1997). Bei *Drosera rotundifolia* stammen bis 50% (Millett et al., 2003), bei *D. hiliaris* etwa 68% des Stickstoffs aus Beutetieren (Anderson & Midgley, 2003).

Seit der Studie von Dugdale & Göring (1967) benutzten viele Wissenschaftler die ^{15}N Tracer-Technik zur Messung der Stickstoffaufnahme durch das Phytoplankton. Die Messung des Verhältnisses der Stickstoff-Isotope ^{15}N zu ^{14}N ist die neueste Methode in der Pflanzenökologie zur Unterscheidung von Nährstoffen aus verschiedenen Quellen (Syväranta et al., 2006). Friday & Quarmby (1994) markierten Mückenlarven mit ^{15}N und ^{32}P , wobei ^{15}N von *U. vulgaris* rascher aufgenommen wurde. Nach zwei Tagen wurden 30% des aufgenommenen Stickstoffs in jungen Pflanzenteilen nachgewiesen – nach 20 Tagen wurden 75% des markierten Stickstoffs in die Pflanzenbiomasse eingebaut.

Der Mittelwert des Werts $\delta^{13}\text{C}$ wurde bei Karnivoren von Hornibrook et al. (2000) gemessen. Die Werte der Blätter liegen bei *U. vulgaris* zwischen $-18,4\text{‰}$ und $-31,3\text{‰}$ (Osmond et al., 1981). Der Zusatz von Stickstoff kann die Kohlenstoffaufnahme durch das Phytoplankton entweder verstärken oder abschwächen. Das ist abhängig von dem Nährstoffstatus der Zellen, den Algen-Arten, den Stickstoff-Verbindungen und den Bestrahlungsstärken (Falkowski & Stone, 1975; Collos & Slawyk, 1979, 1984; Terry, 1982; Terry & Caperon, 1982; Turpin, 1983; Elrifi & Turpin, 1985, 1987).

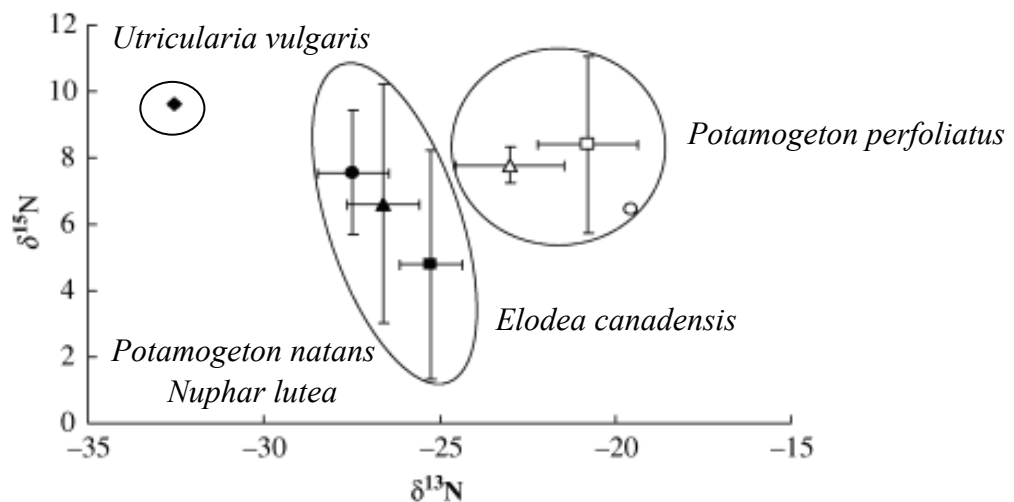


Abb. 1.7: Der Vergleich der $\delta^{13}\text{C}$ ‰ und $\delta^{15}\text{N}$ ‰ Mittelwerte von Makrophyten nach Wahlen (1994).

1.4 Zielsetzung der Arbeit

Die nahezu kosmopolitisch verbreitete Gattung *Utricularia* ist in den temperaten Regionen mit aquatischen Arten vertreten, die mittels komplex gestalteter Saugfallen auf Beutefang gehen. Aus bisher vorliegenden Literaturangaben ist bekannt, dass Zooplankton gefangen wird. Darüberhinaus gibt es Hinweise darauf, dass auch planktische Algen den Öffnungsmechanismus der Fallen auslösen können, wobei hierzu jedoch noch große Kenntnislücken bestehen. Aus diesem Grunde erfolgte die Untersuchung des Beutespektrums aquatischer *Utricularia*-Arten im Nordosten Deutschlands und es wurde von der Elfenbeinküste (Westafrika) und aus Kanada stammendes Material untersucht. Dabei lag der Schwerpunkt auf einer Quantifizierung des Fanges von Phytoplankton. Über Markierungsversuche (^{15}N) sollte die Aufnahme von stickstoffhaltigen Verbindungen aus den gefangenen Algen analysiert werden.

Im Rahmen dieser Arbeit sollten folgende Fragenkomplexe beantwortet werden.

1. In welchem Umfang (Qualität und Quantität) wird das Phytoplankton durch vier aquatische *Utricularia*-Arten gefangen?

- Gibt es eine Beziehung zwischen Fallengröße, Fallenvolumen und Qualität und Quantität der Beute?
- Hat der Standort einen Einfluss auf die Qualität und Quantität der Beute?
- Gibt es bezüglich des Phytoplanktons qualitative oder quantitative Unterschiede zwischen dem Umgebungswasser und dem Falleninneren, die auf eine selektive Auswahl durch *Utricularia* hinweisen?

2. Welche Rolle spielen gefangene Algen für den Nährstoffhaushalt der Wasserschlaucharten?

Könnten sich die karnivoren Pflanzen vegetarisch ernähren d.h. allein durch Fang von Phytoplankton-Arten überleben?

- Welches Verhältnis besteht zwischen Phosphor-, Stickstoff- und Kohlenstoffkonzentration in den gefangenen Algen?
- Gibt es eine Beziehung zwischen der Nährstoffkonzentration am Standort, der Artenanzahl, dem gefangenen Phytoplanktonbiovolumen in den Fallen und der Fallengröße?
- Wie hoch ist der Anteil des über die Algen aufgenommenen Stickstoffes?
- Welcher Unterschied zeigt sich im Stickstoff-, Kohlenstoff- und Phosphorgehalt zwischen dem gefangenen Phytoplankton und Zooplankton?
- Wie groß ist die Menge von ^{15}N die über die Oberfläche der Pflanzen aufgenommen wird?
- Können Mikroalgen den Fangmechanismus der Fallen von *Utricularia*-Arten auslösen?

2 MATERIAL UND METHODEN

2.1 Untersuchungsgebiet

2.1.1 Geographische Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt ca. 20 km westlich der Hansestadt Rostock (Mecklenburg-Vorpommern) im Landkreis Bad Doberan (Abb. 2.1, 2.2). Es wurde vier Kleingewässer (Sölle) untersucht. Sölle sind typische Landschaftselemente in Nordostdeutschland und sind z.T. am Ende der letzten Eiszeit entstanden. Der Begriff „Soll“ leitet sich vermutlich von slawischen Sal (Fischteich) ab (Frielinghaus, 1998). Die Zahl der Sölle wird in Mecklenburg-Vorpommern auf ca. 90,000 geschätzt (Klafs & Schmidt, 1967). Die Kennzeichnung der vier untersuchten Sölle besteht aus „R“ für Retschow mit nachfolgender Nummer des Solls. Das Soll R17 ist vor 20 Jahren stark belastet gewesen, da es nicht nur durch Gülle gefüllt und als Müllhalde benutzt, sondern auch durch die angrenzenden landwirtschaftlich stark genutzten Felder beansprucht wurde. Heute ist dieses Soll durch das massenhafte Vorkommen von *Utricularia australis* und Schwinggras gekennzeichnet. Das Soll R28 (Blanksoll „R28“) liegt etwa 1,2 km nördlich der Dorfkirche von Retschow und befindet sich etwa 200 m östlich im angrenzenden Waldgebiet. Das Soll R29 (Kalmus Senke „R29“) liegt etwa 1,5 km nördlich der Dorfkirche von Retschow und befindet sich ca. 200 m von der zur Fulgenkoppel führenden Straße entfernt. Es handelt sich hier um ein relativ flaches, großes Soll. Es ist zudem von Weideland und Acker umgeben. Das Soll R63 (Amaliensee „R63“) liegt etwa 500 m südöstlich vom Waldeingang der nach Fulgenkoppel führenden Straße direkt im Wald. Durch den großen Bestand an *Stratiotes aloides* (Krebsschere) besitzt es einen besonderen rechtlichen Schutzstatus. *U. australis* R.Br. kommt in den Söllen R17 und R29 vor. *U. vulgaris* L. kommt in den Söllen R28 und R63 vor.

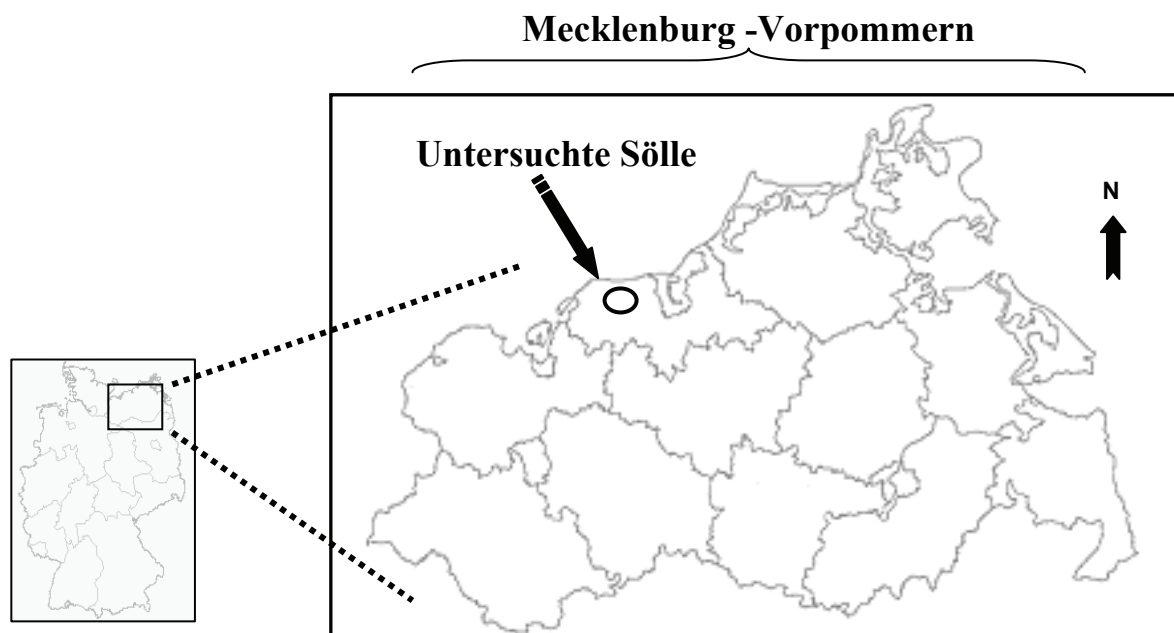


Abb. 2.1: Geographische Position des Untersuchungsgebietes in Nordostdeutschland (Retschow).



Abb. 2.2: Bilder der Sölle R17, R28, R29 und R63.

Länge und die Breite der Kleingewässer wurden durch das Messgerät Laser Yardage pro 500 der Firma Bushnell ermittelt. Zur Ermittlung der Tiefe wurde ein handelsüblicher Zollstock und ein handelsübliches, 5 m langes, Aluminiummaßband verwendet.

Tab. 2.1: Geographische und morphometrische Angaben der vier Untersuchungsgewässer.

Parameter	Standort			
	R17	R28	R29	R63
Geogr. Breite (N)	54°2'6"	54°3'21"	54°3'11"	54°3'11"
Geogr. Länge (E)	11°52'23"	11°52'51"	11°53'44"	11°54'34"
Soll-Länge (m)	68	121,5	128	68
Soll-Breite (m)	33	107,5	96,5	51,5
Soll-Tiefe (m)	1,22	3,22	0,69	1,42

2.1.2 Klima

Das Klima von Mecklenburg-Vorpommern ist regional sehr unterschiedlich. Die Temperaturschwankungen sind in dieser Region jedoch geringer als in anderen Bundesländern. Im Nordwesten von Mecklenburg-Vorpommern ist es relativ kühl und niederschlagsreich im Gegensatz zu den wärmeren und niederschlagsärmeren Verhältnissen im Südosten. Das norddeutsche Tiefland, konkret das Untersuchungsgebiet, liegt in einem Übergangsklima zwischen atlantischem Klima im Nordwesten und zunehmendem kontinentalen Einfluss in südöstlicher Richtung (Stüdemann, 1986). Zusätzlich wird die klimatische Vielfalt durch die unterschiedliche Lage zur Ostsee im Norden und zu den Hügel- und Beckengebieten in Richtung Süden beeinflusst. Das Norddeutsche Tiefland, als Ausläufer des osteuropäischen Flachlandes, liegt zwischen der Nord- und Ostseeküste und der Mittelgebirgsschwelle.

Im Zeitraum zwischen 1961-1990 ist der niederschlagsreichste und wärmste Monat der Juli mit 71 mm und 16,8 °C gewesen. Mit einer mittleren Temperatur von 0,2 °C war der Januar für diesen Zeitabschnitt der kälteste Monat und wies die geringste Niederschlagsmenge auf. Die Abbildung 2.3 zeigt den Februar mit 2,4 °C als kältesten und den Juli mit 19 °C als wärmsten Monat im Zeitraum zwischen 2005 und 2008. Als der niederschlagsreichste Monat wird in der Abbildung (2.3) der August mit 102 mm angegeben. Die größten Unterschiede zwischen dem Zeitraum 2005-2008 und den Monatsmittelwerten der Jahre 1961 bis 1990 zeigen sich für die Monate April und August im Bezug auf die Niederschlagshöhe. Dabei lagen die Mittelwerte der Lufttemperatur im Untersuchungszeitraum immer höher als die Werte im Zeitraum zwischen 1961-1990.

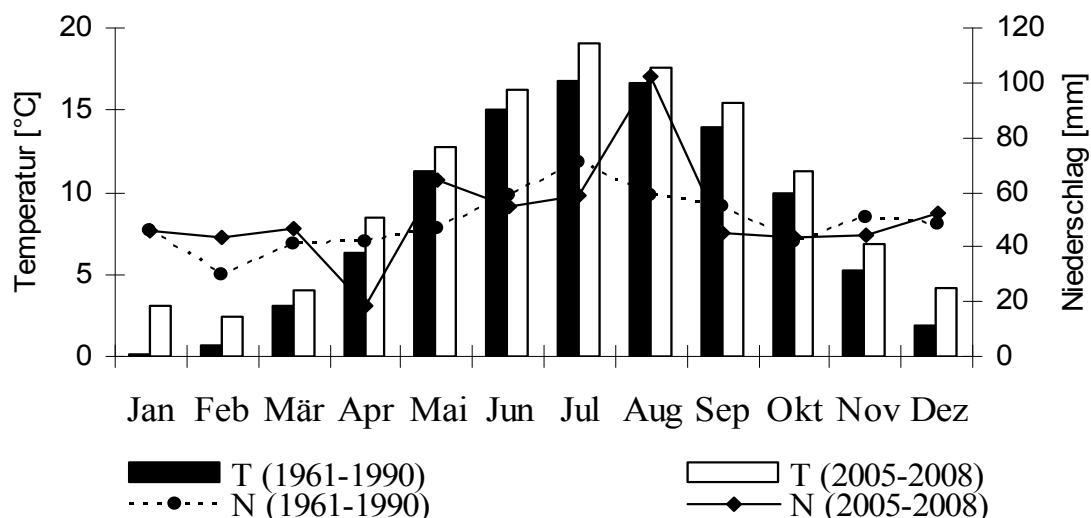


Abb. 2.3: Mittlere Jahrestemperatur [°C] und Niederschlagsmenge [mm] der Wetterstation Rostock-Warnemünde im Zeitraum 1961-1990 und 2005-2008 (Daten: Deutscher Wetterdienst).

2.1.3 Vegetation

Die Flora des Freiwasserbereiches umfasste eine Schwimmblattdecke aus *Potamogeton natans*, *Nymphaea alba*, und *Lemna trisulca* (Tab. 2.2). Als Besonderheit wurde das

Freiwasser des Solls (R17) in den Sommermonaten fast vollständig von *Lemna minor* bedeckt. *Phragmites australis*, *Typha latifolia* und *Acorus calamus* besiedelten vorwiegend die Uferbereiche der Sölle. Die folgende Tabelle gibt eine Übersicht über die wichtigsten vorkommenden Arten in den untersuchten Söllen.

Tab. 2.2: Übersicht über die gefundenen Pflanzenarten im Freiwasser und Uferbereich der vier Sölle.

Artname	R17	R28	R29	R63
<i>Acorus calamus</i>			+	+
<i>Calamagrostis canescens</i>			+	
<i>Calamagrostis epigeios</i>			+	
<i>Carex nigra</i>				+
<i>Carex pseudocyperus</i>	+	+	+	+
<i>Juncus effusus</i>	+	+	+	+
<i>Lemna minor</i>	+	+		
<i>Lemna trisulca</i>	+			+
<i>Lycopus europaeus</i>	+	+	+	+
<i>Lysimachia vulgaris</i>			+	+
<i>Nymphaea alba</i>	+		+	+
<i>Phragmites australis</i>		+		
<i>Potamogeton natans</i>	+		+	
<i>Potentilla palustris</i>	+	+	+	+
<i>Stratiotes aloides</i>				+
<i>Typha latifolia</i>	+	+	+	
<i>Utricularia australis</i>	+		+	
<i>Utricularia vulgaris</i>		+		+

2.2 Material

2.2.1 Pflanzenmaterial

Das Material von *U. vulgaris* und *U. australis* wurde in 4 Söllen (R17, R28, R29, R63) in der Umgebung des Ortes Retschow (ca. 20 km SW von Rostock) gesammelt. *U. vulgaris* stammte aus den Söllen R28 und R63 und *U. australis* aus den Söllen R17 und R29. Die Pflanzen zeigten ein gutes Wachstum in diesen Söllen und blühten von Juli bis Ende August. Das Material von *Utricularia gibba* und *U. foliosa* wurde in der Elfenbeinküste gesammelt (*U. gibba* von Dr. Dethardt Goetze, Universität Rostock; *U. foliosa* von Prof. Dr. Stefan Porembski, Universität Rostock). Der Comoé Nationalpark (8°32' - 9°32'N, 3°01' - 4°24'W) liegt im Nordosten der Elfenbeinküste. Das untersuchte Material (*U. vulgaris* L.) aus Kanada wurde von Dipl. Biol. Nina Hobbhahn (Universität Calgary, Kanada) in den Rocky Mountains gesammelt. Während des Untersuchungszeitraumes von April 2005 bis Februar 2009 wurden insgesamt 545 Fallen aus norddeutschen Gewässern (318 Fallen von *Utricularia vulgaris*, 227 Fallen von *U. australis*), 200 Fallen von der Elfenbeinküste (100 Fallen von *U. gibba*, 100 Fallen von *U. foliosa*) und 105 Fallen von *U. vulgaris* aus Kanada untersucht. In der folgenden Übersicht sind die untersuchten *Utricularia*-Arten vorgestellt.

Die Artbeschreibungen erfolgten nach Meister (1900), Casper & Krausch (1981), Taylor (1989), Braem (1996), Sebald et al. (1996), Haeupler & Muer (2000) und Barthlott et al. (2004).

***Utricularia australis* R. Br.:**

Die Pflanze ähnelt vegetativ *U. vulgaris* und wird häufig mit dieser Art verwechselt. Sie kommt in stehenden oder langsam fließenden Gewässern (z.B. Seen, Teiche, Sümpfe) vor. Die Blätter sind mit 8-75, bis 3 mm großen Fallen an haarfeinen, wimprig gezähnelten Blattzipfeln versehen. Die Pflanzen sind deutlich weniger kräftig als *U. vulgaris*. Der Winkel zwischen den kürzeren Armen der „quadrifids“ beträgt ca. 100-160°. Die Unterlippe ist queroval bis fast kreisförmig, der gaumenfreie Teil ist ziemlich groß, der Sporn ist 5-6 mm lang, der Blütenstiel ist ca. 3-5-mal so lang wie das Deckblatt, sich nach der Blüte streckend. Die Winterknospen (Turionen) sind kugelig bis eiförmig, dunkelgrün, oberflächlich schleimig, behaart, 8-18 mm im Durchmesser. Die Blütenstände (6-16 cm) sind über die Wasseroberfläche gehoben. Verbreitung: Vorwiegend im westlichen und südlichen Europa und auch in der Türkei, Jemen und im Irak.

***U. foliosa* L.:**

Diese Art kommt frei schwimmend in stehenden oder langsam fließenden Gewässern vor. Die Rhizoide fehlen. Die Blütenstände sind 7-45 cm lang und mit 3-20 gelben Blüten besetzt. Die Oberlippe ist rundlich, die Fallen sind 1,2 mm lang. Der Winkel zwischen den kürzeren Armen der „quadrifids“ beträgt ca. 160-350°. Die dicken Fruchtkapseln schließen 4-12 Samen ein. Das Vorkommen erstreckt sich über Afrika, Madagaskar und Amerika.

***U. vulgaris* L.:**

Diese größte der europäischen Arten der Gattung *Utricularia* wird bis zu 2 m lang. Die Pflanze flutet stets frei im Wasser. Die Laubblätter bestehen aus vielen pfriemlichen Zipfeln und sind mit 20-209 Fallen besetzt. Fallen: Die 0,1 mm kleinen Fallen stehen an der Basis der Blätter. Größere, 1,5 bis 5 mm lange Fallen mit zwei wenig verzweigten Anhängseln finden sich seitlich. Der Winkel zwischen den kürzeren Armen der „quadrifids“ (vier armige Schildhaare auf der Innenseite der Fallen) beträgt ca. 90-120°. Blüte und Fruchtsiel sind 8-10 (15) mm lang, etwa 2-3-mal so lang als das an der Basis befindliche Blütendeckblatt. Die Deckblätter sind von gleicher Form wie die Hochblätter. Die Farbe der Blütenstiele ist (im Licht) immer braun. Die Kelchlippen sind ungleich. Die obere ist schmaler als die untere, rundlich oder fast queroval. Die Krone ist 13-20 mm lang und dunkelgelb. Der Gaumen der Unterlippe ist stark entwickelt. Auf dem Gaumen sind braunrote Streifen (einige unregelmäßige dunklere Linien), die aber nicht parallel angeordnet sind wie bei den übrigen Arten der Gattung, sondern winkelig verzweigt. Die Platte der Unterlippe ist ziemlich flach. Der Sporn ist ein kegelförmiger Stumpf, 5-8 meist jedoch 6-7 mm lang. Die Zahl der Blüten beträgt 3-18. Die Fruchtsiele sind relativ dick und ebenso lang wie die Blütenstiele. Die kugeligen, 2-5 cm dicken Fruchtkapseln schließen viele Samen ein. Im Herbst werden die für die aquatischen Arten der gemäßigten Klimate typischen Winterknospen (Turionen) angelegt. Diese Art ist in den gemäßigten Klimazonen Eurasiens, Nordafrikas und im Mittelmeergebiet verbreitet, wie z.B. in Spanien, in der Türkei und in Syrien.

***U. gibba* L.:**

U. gibba ist eine aquatische, ausdauernde Pflanze mit nur wenigen, pfriemförmigen Rhizoiden. Die gestielten und (im Vergleich zu *U. vulgaris*) wenigen Fallen sind durch zwei dorsale, reich verzweigte Anhängsel charakterisiert. Die gelben, oft mit rotbraunen Nerven versehenen zwei bis zwölf Blüten sitzen an aufrechten, 1 bis 30 cm langen Infloreszenzen. Relativ wenige, kaum unterteilte, 0,5 bis 1,5 cm lange Blätter an dünnen, pfriemförmigen Stolonen bilden bis zu 20 cm lange, frei flottierende oder dem überschwemmten Boden anliegende Matten. Die Verbreitung von *U. gibba* erstreckt sich über die gesamten Tropen und Subtropen und strahlt nordwärts bis nach Kanada, Spanien, Portugal, Palästina, Algerien, Ägypten und China aus.

2.2.2 Planktonmaterial

Für die Isotopenuntersuchungen (¹⁵N) wurde Lebendmaterial von *U. gibba* verwendet. Es stammte aus den Botanischen Gärten Bonn und wurde im Botanischen Garten Rostock kultiviert. In diesem Versuch wurden markierte Mikroalgen und Zooplankton als Beute verwendet. Als Vertreter der Euglenophyceae wurde *Euglena gracilis* aus der Sammlung von Algenkulturen (SAG 1224-5/25) der Universität Göttingen bezogen. Die Grünalge *Scenedesmus ecornis*, das Cyanobakterium *Synechocystis* sp. Stamm PCC 6803 und die zooplanktischen Cladocera *Bosmina longirostris*, *Bosmina* sp. wurden vom Lehrstuhl für Ökologie der Universität Rostock bezogen.

Die Kurzbeschreibungen des Planktons erfolgt nach Huber-Pestalozzi (1983, 1955), Pankow (1990), Lieder (1996) und Geitler (1925). Um einen allgemeinen Überblick über die

Phytoplanktonarten, die in dieser Arbeit erwähnt werden, zu geben, werden diese im Folgenden näher vorgestellt:

***Scenedesmus ecornis* Ehrenberg**

Scenedesmus ecornis (Chlorophyceae, Chlorococcales) ist ein Zönobium aus 2, 4, oder 8, seltener 16 oder 32, einjährigen Zellen, welche 3,5 - 20 µm lang, 2 - 10 µm breit, elliptisch bis walzenförmig und durch etwa $\frac{3}{4}$ ihrer Länge miteinander verbunden sind. Die Zellwand ist glatt und ohne jede Strukturen oder Zellwandverdickungen.

***Euglena gracilis* Klebs**

Die Zellen von *Euglena gracilis* (Euglenophyceae) sind lang gestreckt, zylindrisch-spindelförmig bis schmal eiförmig, vorn etwas vorgezogen und schief abgerundet, nach hinten verjüngt, mit kurzer, stumpfer Endspitze oder ganz abgerundet 37-45 µm lang und 6-22,5 µm breit (nach Skuja: 40-68 x 6-12µm). Die Geißel ist etwa körperlang.

***Synechocystis* sp. PCC 6803**

Der *Synechocystis* Stamm Nummer 6803 aus der Pasteur Culture Collection (PCC) ist leicht zu kultivieren. Das einzellige, im Süßwasser vorkommende Cyanobakterium *Synechocystis* sp. Strain PCC 6803 wird im Folgenden als *Synechocystis* PCC 6803 bezeichnet. Die Gattung *Synechocystis* gehört zur Ordnung der Chroococcales, als Cyanobakterium besitzt *Synechocystis* zwar einen prokaryotischen Zellaufbau, aber auch die Fähigkeit zur oxygenen Photosynthese Höherer Pflanzen (Churin et al., 1995).

***Bosmina* sp.**

Die Wasserflohgattung *Bosmina* sp. ist eine Süßwasserform. Die Länge beträgt 0,2-1,7 mm. Hinsichtlich der Ernährung wird *Bosmina* sp. entweder als effektiver Makrofiltrierer bzw. als mittlerer Feinfiltrierer eingestuft. Die Menge an aufgenommener Nahrung pro Tag kann 200-300% des Tiergewichtes betragen. Ebenso wie bei *Daphnia* sp. verändert sich die Zahl der Filterborsten in den Filterkämmen im Laufe der Altersentwicklung nicht. *Bosmina* ist demzufolge ein hochspezialisierte Filtrierer mit der Fähigkeit, Bakterien und sowie Algen von 1,5 bis 40 µm zu filtrieren. Bosminiden sind wie auch andere Planktoncladoceren in erheblichem Umfange zur Nahrungsselektion befähigt. So werden z.B. von *Bosmina longirostris* Algen als Nahrung anstatt Bakterien vorgezogen.

2.2.3 Verwendete Geräte für die ^{15}N -Isotopenmarkierungsexperimente

Die im Rahmen der vorliegenden Arbeit verwendeten Geräte sind in Tabelle 2.3 zusammengestellt.

Tab. 2.3: Typ, Bezeichnung, Hersteller der verwendeten Geräte.

Gerät	Hersteller und Bezeichnung
Autoclav	SANOclav - Wolf, Lam 201
Eppendorf-Pipette	Eppendorf
GPS	III Pilot
IRMS	Beim Institut IOW
Klimschrank	Percival Scientific
Klimschrank	Sanyo
Kochfelder	Schott- Ceran Nr. 654691
Membranpumpe	Vacuubrand
Mikroskop	Zeiss- JENAVAL
Mikrowelle	MIELE ELECTRONIC M688
Muffelofen	Typ. M2C
Pinzette	Inox-Aesculap
Schüttelwasserbad	GFL - 1083
Spitzen 100 μl , 1000 μl	Eppendorf, Deutschland
Stereomikroskope	Zeiss - Stemi DV4
Trockenschrank	Heraus Instruments, T12
Ultraschallbad	Sonorex- RK 100
Waage	SCALTEC
Zentrifuge	Kendro - Megafuge 1. OR

2.2.4 Das Stickstoff - Isotop ^{15}N

Generell sind die schweren Isotope sehr selten im Verhältnis zu den leichteren Isotopen. ^{15}N kommt mit einer natürlichen Häufigkeit von 0,3663 Atom-% in der Luft vor, 99,6337% des natürlich vorkommenden Stickstoffs liegt als ^{14}N vor. In der vorliegenden Arbeit wurde mit stabilem Stickstoff - Natriumnitrat- ^{15}N , 98% (Chemotrade – Leipzig) gearbeitet. Das Isotopenverhältnis einer Probe wird als δ -Wert ($\delta^{15}\text{N}$) in ‰ gegenüber einem bekannten Standard angegeben. Für ^{15}N ist der internationale Standard Luftstickstoff, dessen Isotopenverhältnis gleich Null gesetzt wird. Je größer der δ -Wert, desto stärker ist die Probe mit dem jeweils schweren Isotop gegenüber dem Standard angereichert.

2.2.5 Aktivkohle

Aktivkohle wird als Adsorptionsmittel zur Entfernung unerwünschter Stoffe, z.B. in der Medizin benutzt, um Giftstoffe aus dem Magen-Darmtrakt zu entfernen. Sie wird aus pflanzlichem und tierischem Material hergestellt. Sie wurde als Pulver (Kohle-Pulvis) mit 100 mg/l in den Experimenten verwendet.

2.3 Methoden

2.3.1 Messung physikalischer Parameter

Vor Ort sind die folgenden Parameter außer dem Luftdruck gemessen worden. In der Regel wurden vier Messungen pro Jahr durchgeführt.

2.3.1.1 Wassertemperatur und Leitfähigkeit

Obwohl die Wassertemperatur und die Leitfähigkeit mit Messgeräten (HI 98501) der Firma Hanna Instruments gemessen wurden, wurde zum Bestimmen der Temperatur immer die Elektrode zur Leitfähigkeitsmessung herangezogen, um Fehler aufgrund unterschiedlicher Kalibrierung der einzelnen Temperatursonden auszuschließen.

2.3.1.2 Sauerstoffgehalt

Die Sauerstoffkonzentration [mg/l] als Sättigungswert [%] wurde mit dem Messgerät OxyScan "light" der Firma UMS ermittelt. Der Messbereich dieses Gerätes liegt zwischen 0 und 19,9 mg/l und 0,1-199,9% Sättigung. Am Beginn jeder Beprobung wurde das Messgerät laut Anleitung kalibriert. Um hier vergleichbar zu bleiben war der logistische Ablauf immer derselbe, d.h. alle Standorte wurden in immer der gleichen Reihenfolge zwischen 9 und 12 Uhr angefahren, so dass alle Proben an einem Soll immer zu ca. der gleichen Tageszeit entnommen wurden. Auch der Vergleich zwischen den 4 Söllen ist somit möglich.

2.3.1.3 pH-Wert

Der pH-Wert wurde mit dem Messgerät TDS-HI 98127 der Firma Hanna Instruments gemessen.

2.3.2 Messung chemische Parameter

Die Wasserproben für die chemischen Untersuchungen wurden am Uferbereich der Sölle im Freiwasser, 30 cm unterhalb der Wasseroberfläche entnommen. Nach der Probenahme wurden die Sammelbehälter fest verschlossen, und sofort in einer Kühlbox mit Kühlelementen gelagert und zum Labor transportiert. Zur Bestimmung der Parameter $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ wurden die Wasserproben filtriert. Die Filtration erfolgte nach der Probenahme über Cellulose-Acetat-Filter (Sartorius, Porenweite 0,45 μm). Die unfiltrierten Wasserproben für die Bestimmung von Gesamtphosphat (TP), Gesamtstickstoff (TN), Gesamt-Karbonat und Gesamt-Härte wurden in je eine 100 ml Polyethylen-Flasche gefüllt. Die weitere Bestimmung der Nährstoffe (Nitrat, Nitrit; Ammonium, Gesamtstickstoff, Gesamtphosphor und Orthophosphat) wurden nach dem Deutschen Einheitsverfahren DIN/EN 26777, DIN 38405/D11-1, DIN 38406/E5-1, DIN 38409/H28 mittels photometrischer Messung am Institut für Angewandte Ökologie und an der biologischen Station Zingst, Universität Rostock, durchgeführt. Die Messung der Gesamthärte und Karbonathärte wurden mittels eines titrimetrischen Verfahrens der Firma Merck im Labor des Lehrstuhls für Allgemeine und Spezielle Botanik an der Universität Rostock, gemessen.

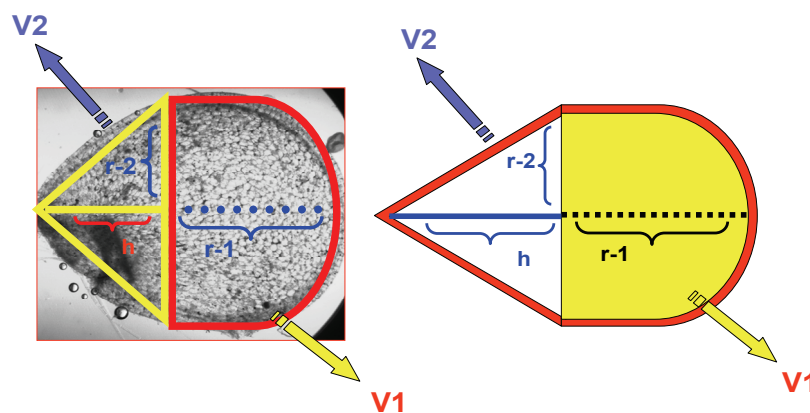
2.3.3 Freilanduntersuchungen

Den Pflanzen wurden am Probenahmeort Kurztriebe verschiedenen Alters und mit jeweils ca. 2-3 Fallen, entnommen und in Lugol-fixiertes, filtriertes Standortwasser überführt. Im Labor wurden die Fallen zum Abspülen lockeren epiphytischen Bewuchses (z.B. Algen, Ciliaten) mit Adest gespült (Abb. 2.4).



Abb. 2.4: Die untersuchten Utricularien-Pflanzen im Labor.

Vor Beginn der Untersuchung der Mikroalgen wurden die Länge und die Höhe der Fallen (Innenseite und Außenseite) an einem Lichtmikroskop (Zeiss Axioplan) unter Verwendung der Software AnalySIS Image Processing 3,1 bei 32-facher Vergrößerung vermessen und anschließend das Fallenvolumen berechnet. Diese Berechnung wurde durch die Teilung einer Falle in zwei Hälften (Halbkugel und Kegelform) durchgeführt (Abb. 2.5). Das Fallenvolumen (μl) wurde als die Summe des Halbkugel- und Kegelvolumens berechnet.



$$V_{Falle} = V_1 + V_2$$

$$V_1 = \text{Halbkugel} = \left(\frac{2}{3}\right) \times \Pi \times r^3$$

$$V_2 = \text{Kegel} = \left(\frac{1}{3}\right) \times \Pi \times r^2 \times h$$

Abb. 2.5: Schema der Messung des Fallenvolumens.

Die untersuchten Fallen in jedem Kleingewässer wurden nach ihrer Fallenlänge in sieben Gruppen eingeteilt: 600-999, 1000-1399, 1400-1799, 1800-2199, 2200-2599, 2600-2999 und 3000-3400 μm nach Sanabria-Aranda et al. (2006). Dann wurden die Fallen mit Hilfe von

Insektennadeln geöffnet. Bei 400-facher Vergrößerung wurde das Zoo- und Phytoplankton (ohne Kieselalgen) aus den Fallen bestimmt und gezählt.

Zur Bestimmung der Kieselalgen wurden die fertigen Fallenproben für zwei Tage auf Objektträgern luftgetrocknet. Danach erfolgte eine Behandlung im Muffelofen bei 550°C (15 min.) sowie ein abschließender Naphrax-Einschluss. In diesen Präparaten erfolgte die Bestimmung der Bacillariophyceae (Kieselalgen) bei 1000-facher Vergrößerung mit einem Öl-Immersionsobjektiv (Apertur 1,35).

2.3.3.1 Bestimmung des Phyto- und Zooplanktons

Zur Bestimmung der Phytoplanktonabundanz und -zusammensetzung wurde Probenwasser in 250 ml fassende Glasflaschen abgefüllt. Die Wasserprobenentnahme erfolgte in 20-50 cm Tiefe in der direkten Umgebung der *Utricularia*-Individuen. Im Labor wurden davon 5 ml untersucht. Die Probenahme erfolgte zeitlich parallel zur Ernte des Pflanzenmaterials. 11 Wasserproben aus den Söllen R17 und R63, 10 Proben aus R28 und 9 Proben aus R29 wurden sofort mit Lugol fixiert. Die qualitative Bestimmung des Planktons und im Wasser befindlicher sonstiger Algen des Aufwuchses erfolgte aus dem Bodensatz nach Sedimentation dieser Probe am Lichtmikroskop bei 400-facher Vergrößerung. Die Kieselalgen wurden wie oben beschrieben in Dauerpräparaten bei 1000-facher Vergrößerung bestimmt. Die quantitative Analyse des Phytoplanktons erfolgte nach Sedimentation in Verbundkammern (2ml Kammervolumen/1cm Kammerhöhe/2 Stunden) mit dem umgekehrten Mikroskop (Axiovert 10, Carl Zeiss) bei 400-facher Vergrößerung nach Utermöhl (1958). Von den dominanten Arten wurden 100-200 Individuen (Lund et al., 1958) ausgezählt.

Zur Bestimmung der Algen wurde die im Folgenden angegebene Literatur verwendet.

Tab. 2.4: Übersicht über die verwendete Standardliteratur zur Bestimmung der Mikroalgentaxa.

Algenklasse	Bestimmungsliteratur
Cyanophyceae	Geitler (1925)
Dinophyceae	Huber-Pestalozzi (1968)
Euglenophyceae	Huber-Pestalozzi (1955)
Bacillariophyceae	Krammer & Lange-Bertalot (1986-1988-1991a-1991b)
Chlorophyceae	Pankow (1990), Pestalozzi (1983)
Charophyceae	Pestalozzi (1983)

Die Bestimmung des Zooplanktons in den untersuchten Fallen erfolgte mit Hilfe der folgend angeführten Literatur.

Tab. 2.5: Übersicht über die verwendete Standardliteratur zur Bestimmung des Zooplanktons.

Zooplankton	Bestimmungsliteratur
Copepoda (Ruderfußkrebse)	Einsle (1993), Kiefer (1978)
Cladocera (Blattfußkrebse)	Flössner (1972, 2000), Fryer (1987)
Ciliata (Wimpertierchen)	Foissner (1994)
Rotatoria (Rädertiere)	Koste (1978)

Bei Phyto- und Zooplanktonelementen, bei denen eine genaue Artbestimmung nicht durchgeführt werden konnte, wurde der Gattungsname mit „sp.“ bzw. mit „spp.“ für mehrere „species“ der Gattung versehen.

2.3.3.2 Dominanz

Die Dominanz (relative Abundanz) wird nach Mühlenberg (1989) über folgende Formel errechnet:

$$Di = \frac{n}{N} \times 100[\%]$$

Di = Dominanz der Art i

ni = Individuenzahl der Art i

N = Gesamtzahl der Individuen einer Artengemeinschaft

2.3.3.3 Bestimmung des Phytoplanktonbiovolumens

Zur Bestimmung des Zellvolumens des Phytoplanktons wurde die Zellform oder Teile der Zelle bzw. der Zellkolonie (Zähleinheit) jeder Art einer geometrischen Form (Kugel, Zylinder etc.) zugeordnet und dementsprechend berechnet. Das gesamte Taxon-Biovolumen ergab sich aus der Summe der Einzelwerte (Biovolumen aller Zellen einer Art in der Probe). Die Bestimmung der Zelhäufigkeiten erfolgte grundsätzlich auf der Basis von Einzelzellen, wobei diese für die anschließende Volumenberechnung selbst vermessen oder aus der Literatur entnommen wurden (Edler, 1979; Reynolds & Bellinger, 1992; Pohlmann & Friedrich, 2001; Vadrucci et al., 2007). Die Ermittlung des mittleren Zellvolumens, bzw. der zugrunde gelegten Zähleinheit (z.B. *Scenedesmus*-Coenobium) erfolgte durch die Vermessung von mindestens 20 Zähleinheiten je Taxon.

2.3.3.4 Berechnungen von Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphatgehalt des Phytoplanktons

Die Kohlenstoff- und Stickstoffkonzentration pro Zelle wurde nach folgender Formel von Menden-Deuer & Lessard (2000) berechnet:

$$\text{Kohlenstoff [pg C Zelle}^{-1}] = 0,216 \times \text{Zellvol.}^{0,939} \quad [\text{Zellvol. in } \mu\text{m}^3]$$

$$\text{Stickstoff [pg N Zelle}^{-1}] = 0,118 \times \text{Zellvol.}^{0,849} \quad [\text{Zellvol. in } \mu\text{m}^3]$$

Für Diatomeen wurde folgende Formel angewandt:

$$\text{Kohlenstoff [pg C Zelle}^{-1}] = 0,288 \times \text{Zellvol.}^{0,811} \quad [\text{Zellvol. in } \mu\text{m}^3]$$

Der Phosphatgehalt wurde nach dem Redfield-Verhältnis (Redfield et al., 1963) von (C: P = 106: 1) ermittelt.

2.3.3.5 Nährstoffberechnung des Zooplanktons

Für die Berechnung des Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehaltes des Zooplanktons wurden Körperlängen gemessen und die Trockengewichtsberechnung entweder basierend auf Längen-Trockengewichts-Regressionsgleichungen von Dumont et al. (1975) durchgeführt oder die Trockengewichtsangaben von Hall et al. (1970), Bottrell et al. (1976), Laybourn & Finlay (1976), Kawabata & Urabe (1998) und Pauli (1989) verwendet.

Die Formel lautet: $W = a \times L^b$.

W = Trockengewicht [μg]; L = Körperlänge [μm]; a, b = Konstanten.

Die Berechnung des Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorgehalts aus dem Trockengewicht der Zooplankter erfolgte nach Khan & Siddiqui (1971), Hessen (1990), Andersen & Hessen (1991), Hessen & Lyche (1991), James et al. (1995) und Walve & Larsson (1999). So konnte der mittlere Kohlenstoffgehalt für jede vorkommende Art in Ansätzen berechnet werden. Das Untersuchungsprogramm zu den *Utricularia*-Beprobungen umfasste die folgenden Parameter: **Biotische Parameter:** Fallengröße, Fallenvolumen und Individuenzahl, Populationsdichte, Artenzusammensetzung, Biovolumen und C-, N-, P-Gehalt des Phytoplanktons sowie Individuenzahl und Artenzusammensetzung des Zooplanktons in den untersuchten Fallen.

Abiotische Parameter: pH-Wert, Sauerstoff, Wassertemperatur, Leitfähigkeit, Nitrat $\text{NO}_3\text{-N}$, Nitrit $\text{NO}_2\text{-N}$, Ammonium $\text{NH}_4\text{-N}$, Gesamt Stickstoff, Ortho-Phosphat, Gesamtphosphat, Gesamt-Härte und Carbonat-Härte wurden viermal pro Jahr gemessen.

2.3.4 Methodik der ^{15}N -Isotopenmarkierungsexperimente

2.3.4.1 Versuche mit markierten Mikroalgen

Die Versuche wurden mit Mikroalgen und *Utricularia gibba* ausgeführt. Für den Versuch wurden 265 Pflanzen mit der markierten *Scenedesmus ecornis*, 229 Pflanzen mit *Euglena gracilis*, 225 Pflanzen mit *Synechococcus* sp. und 140 Pflanzen mit *S. ecornis* und Zooplankton verwendet.

2.3.4.1.1 Anzucht der Mikroalgen

Für die Anzucht von Phytoplankton wurde das BG-11-Medium (Tab. A-1 im Anhang) nach Rippka (1988) verwendet. Makro- und Mikroelemente wurden im Verhältnis 1:1000 gemischt, auf 1 l. Anzucht und die Kultivierung der Mikroalgen wurden unter sterilen Bedingungen durchgeführt. Dafür wurden alle Gefäße, Glasmaterialien und Nährmedium vor den Experimenten sterilisiert und autoklaviert (12 min bei 127°C und 1,5 atm). Die Algen wuchsen bei 16°C in 1 Liter-Röhren, gefüllt mit Nährmedium (1,63 g/l BG11) am Rütteltisch und unter künstlicher Beleuchtung von 1500 Lux, bis zur Erreichung der nötigen Zelldichte, um das Experiment etablieren zu können.

2.3.4.1.2 Markierung der Mikroalgen

Zur Markierung der gewünschten Mikroalgen wurde dem Nährstoffmediumisotopenmarkierter Nährstoff „ ^{15}N “ in Form von NaNO_3 (98%) zugegeben. Die Zudosierung entsprach jeweils 2,5% der gemessenen ^{14}N -Konzentration. Die Inkubation erfolgte über 24-36 Stunden. Anschließend wurden die markierten Mikroalgen in Zentrifugenbecher überführt und 8 min. bei 2500 U/m zentrifugiert. Danach wurde die untere Schicht der Suspension (30 ml angereichert mit markierten Mikroalgen von dem Medium getrennt, isoliert und 270 ml (BG11/10) zugesetzt, um die markierten Mikroalgen nachzuspülen. Diese Isolation und dieser Waschvorgang wurden noch zweimal wiederholt. Anschließend wurden die letzten 30 ml der Suspension zu je 10 ml in drei Ansätzen verteilt.

20 ml der Algensuspension wurden 2 Ansätzen je 10 ml als Beute zugegeben. Die restlichen 10 ml der markierten Mikroalgen wurden durch einen Glasfaserfilter (Whatman GF/F 47mm Durchmesser) filtriert, um die Stickstoff-Isotopenverhältnisse in den markierten Mikroalgen zu bestimmen (Abb. 2.6, 2.7).



Abb. 2.6: Vorbereitung der untersuchten Utricularien.

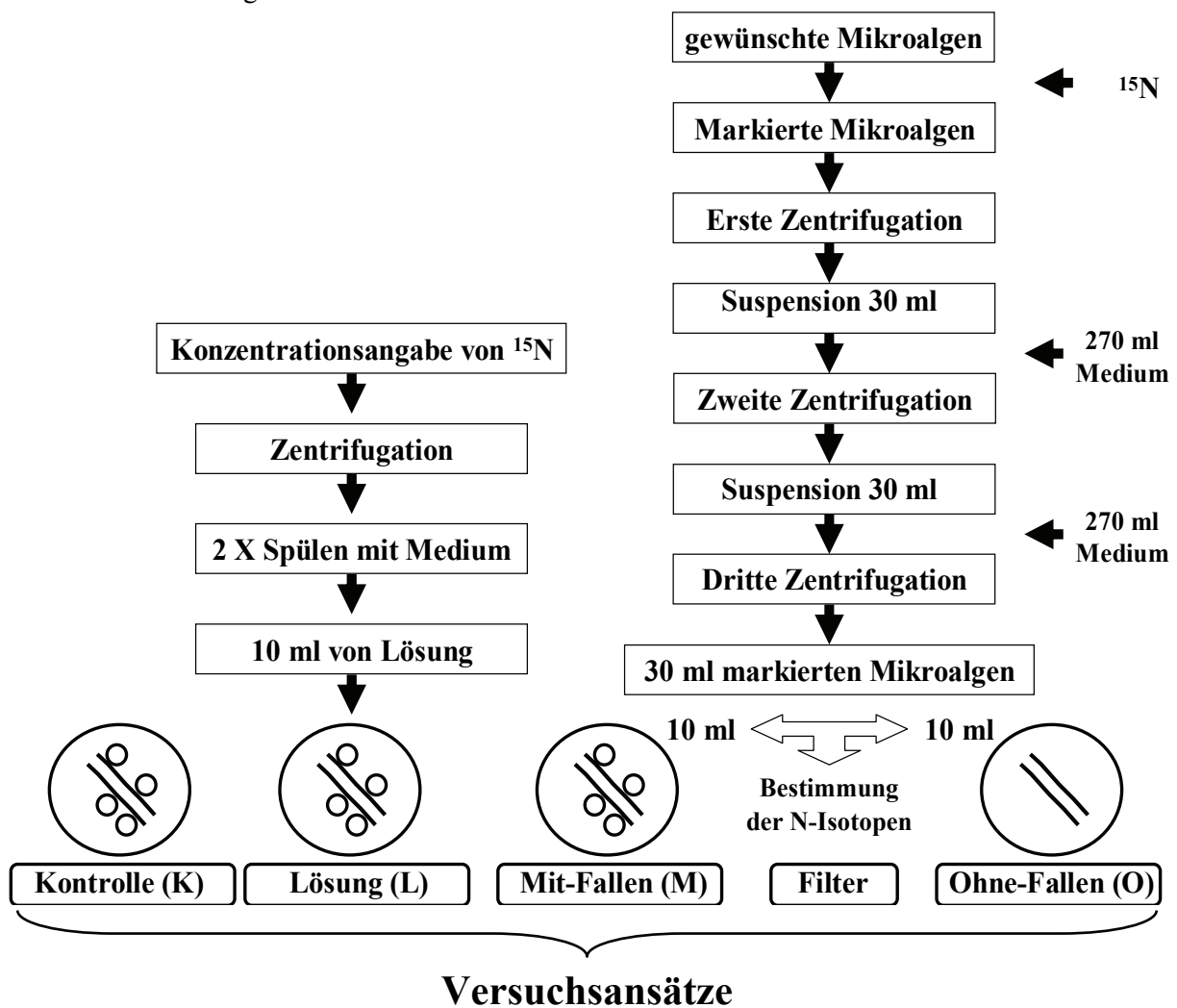


Abb. 2.7: Schema des experimentellen Vorgehens.

2.3.4.1.3 Aufbau des Experiments

Das Pflanzenmaterial (*U. gibba*) wurde in vier verschiedenen Ansätzen in je 500 ml filtriertem Standortwasser inkubiert. Die Beprobung erfolgte im Zeitraum von 0, 6, 12, 24, 48, 96, 196 Stunden. Die Tabelle 2.6 zeigt dem Aufbau der vier Ansätze.

Im ersten Ansatz (mit Fallen) sollte die Aufnahme der markierten Mikroalgen durch die Fallen bestimmt werden. Die Pflanzen des 2. Ansatzes (ohne Fallen) dagegen konnten die markierten Mikroalgen nicht fangen, weil ihre Fallen durch eine Insektennadel entweder abgeschnitten oder zerstört wurden.

In dem dritten Ansatz wurden die Mikroalgen nicht benutzt. Die zugefügte Menge von ^{15}N entsprach einer nach 2 Waschungen im Ansatz mit BG11/10 übrig gebliebene ^{15}N -Konzentration.

Der dritte Ansatz wurde als „Lösungsmittel- Ansatz“ (L) gezeichnet. Im vierten Ansatz (Kontrolle) wurden nur das Pflanzenmaterial von *Utricularia* und das Standortwasser verwendet.

Tab. 2.6: Struktur der vier Versuchsansätze.

Versuchsansätze			
Mit Fallen (M)	Ohne Fallen (O)	Lösungsmittel (L)	Kontrolle (K)
Pflanzen mit Fallen	Pflanzen ohne Fallen	Pflanzen (unmanipuliert)	Pflanzen (unmanipuliert)
+	+	+	+
500 ml Standortwasser	500 ml Standortwasser	500 ml Standortwasser	500 ml Standortwasser
+	+	+	+
10 ml markierte Mikroalgen	10 ml markierte Mikroalgen	10 ml ^{15}N - Lösung (Restkonzentration in Ansatz 1+2)	Keine

2.3.4.2 Versuche mit markiertem Zooplankton und markierten Mikroalgen

Dieser Versuch wurde an *U. gibba* mit Fallen durchgeführt. Als zooplanktische Beute dienten die Cladoceren *Bosmina longistris* und *Bosmina* sp. sowie die Grünalge *Scenedesmus ecornis*. Zur Erstellung einer Zeitreihe erfolgte eine Probennahme von jeweils 2-5 Individuen des Pflanzenmaterials von *Utricularia* alle 0, 6, 12, 24, 48, 96, 196 Stunden. Sechs Ansätze wurden (in diesem Teil) untersucht. Alle Ansätze wurden in 500 ml filtriertem Standortwasser inkubiert.

2.3.4.2.1 Markierung des Zooplanktons und Aufbau des Experiments

1. ^{15}N markierte Zooplankter. Die gewünschten Zooplankter wurden in 250 ml filtriertes Wasser mit 250 ml markiertem Phytoplankton für 7-10 Tage am Rütteltisch inkubiert. Während des Versuchs wurde über die Aufnahme ^{15}N ($\text{Na}^{15}\text{NO}_3$) markierter Algen das schwere Isotop vom Zooplankton aufgenommen und dieses somit markiert.

Im Anschluss wurden die markierten Zooplankter zweimal mit dem Medium (ohne ^{15}N) gewaschen und anschließend durch ein Zooplankton- Netz (65 μm) filtriert.

2. unmarkierte Zooplankter. In einem weiteren Ansatz wurde das unmarkierte Zooplankton 2 Stunden mit Aktivkohle (100 mg/l) kultiviert. Damit sollte im anschließenden Fraßversuch gemeinsam mit dem ^{15}N markierten Phytoplankton ein Fraß derselben verhindert werden. Am Mikroskop wurde überprüft, ob die Aktivkohle im Magen der Cladoceren vorhanden war. Anschließend wurde das Zooplankton zweimal im Medium für 2 Stunden nachgespült. Tabelle 2.7 zeigt den Aufbau der sechs Ansätze.

Im ersten Ansatz wurde das unmarkierte Zooplankton nach Aktivkohleanzucht verwendet, um einzig die Aufnahme von ^{15}N durch den Fang der markierten Mikroalgen zu überprüfen. Im Vergleich dazu diente im zweiten Ansatz nur das markierte Zooplankton als Quelle von ^{15}N (für das Pflanzenmaterial von *Utricularia*). Im dritten Ansatz hatten die Pflanzen das markierte Zooplankton und die markierten Mikroalgen als ^{15}N -Quelle. Im vierten Ansatz waren die markierten Mikroalgen die einzige Beute und Quelle von ^{15}N für die verwendeten Pflanzen. Die Quelle von ^{15}N für das Pflanzenmaterial von *Utricularia* des fünften Ansatzes wurde über die Oberfläche der Pflanzen aus dem Wasser mit ^{15}N (alle Ansätze haben die gleiche Konzentration an ^{15}N) aufgenommen. Im sechsten Ansatz (Kontrolle) wurde das Pflanzenmaterial von *Utricularia* allein im Standortwasser verwendet (Abb. 2.8).

Tab. 2.7: Die Struktur der sechs Ansätze.

Ansätze	Bezeichnung	Wasser	Zooplankton	Mikroalgen	Aktivkohle
1	A	500 ml	unmarkierte	markierte	100 mg /l
2	Z	500 ml	markierte	unmarkierte	keine
3	A+Z	500 ml	markierte	markierte	keine
4	A-Z	500 ml	keine	markierte	keine
5	Lösungs-Probe (L)	500 ml	keine	keine	keine
6	Kontroll-Probe (K)	500 ml	keine	keine	keine

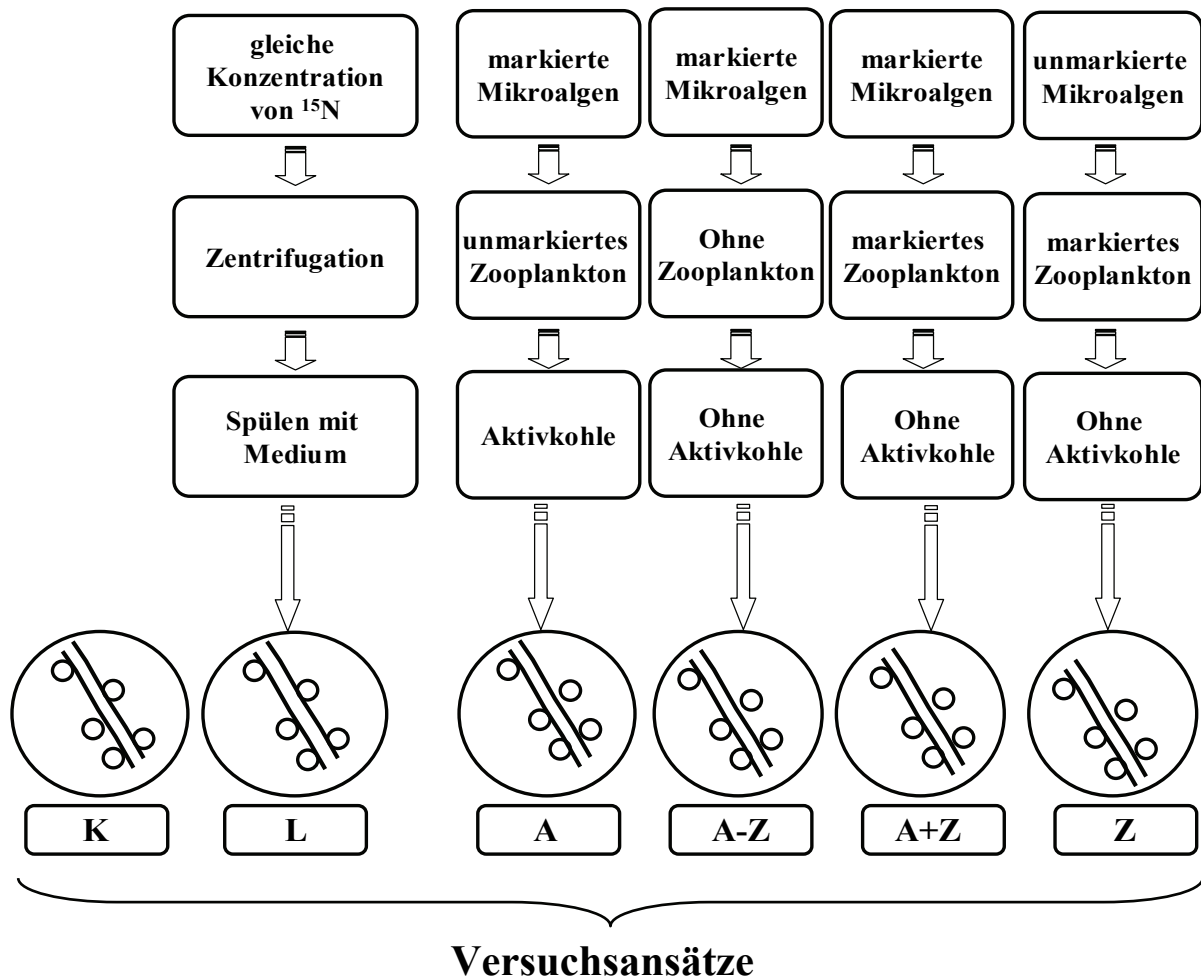


Abb. 2.8: Aufbau der Versuche mit markiertem Phyto- und Zooplankton.

2.3.4.2.2 Verlauf der Versuche

Alle Versuche wurden in einem Klimaschrank (Versatile Environmental Test Chamber, SANYO) durchgeführt. Der Hell-Dunkel Rhythmus betrug 16:8 h bei einer Tagestemperatur von 22°C und einer Nachttemperatur von 20°C. Die Pflanzen-Parallelen (2-4 pro Entnahme) wurden jeweils nach definierten Zeiten aus den Experimentalsystemen herausgenommen und in Wasser/Medium ohne Mikroalgen gewaschen, um anheftende Mikroalgen zu entfernen. Im Anschluss wurden die Pflanzen sofort getrocknet (24h, 80°C), um Atmungsverluste bzw. weiteren Isotopeneinbau zu stoppen (Abb. 2.9). Die getrockneten Pflanzen wurden mit vorbereiteten Zinnschiffchen auf der Mikrowaage eingewogen, welche anschließend zu kleinen Kugeln geformt wurden.



Abb. 2.9: Getrocknete Utricularien.

2.3.4.2.3 Isotopenverhältnis-Massenspektrometrie (IRMS)

Die (Isotopen-Verhältnis-Massen-Spektrometrie, IRMS) „Isotope Ratio Mass Spektrometry“ bedient sich eines hoch spezialisierten Sektorfeld-Massenspektrometers, das nur für die Messung der Isotopenverhältnisse einfacher Gasmoleküle wie CO₂, CO, N₂, H₂, einsetzbar ist (Abb. A-1 im Anhang) und eine Bestimmung der Abweichung des Isotopenverhältnisses der Probe bezogen auf das Isotopenverhältnis des Luftstickstoffs (natürliches Isotopenverhältnis) erlaubt. Als Standard diente ein kalibriertes N₂-Gas. Die Berechnung erfolgte nach folgender Formel:

$$\delta^{15}\text{N} [\text{‰}] = \frac{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{sample}} - (^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{standard}}}{(^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{standard}}} \times 1000$$

Als Standard diente molekularer Luftstickstoff (0,3663 atom % ¹⁵N, Mariotti, 1983).

2.3.4.2.4 Atom%-δ¹⁵N

Bei Experimenten mit angereichertem ¹⁵N rechnet man nicht mit den δ-Werten, sondern wendet die Angaben in atom-% an. Die Berechnung des Atomprozent %-δ¹⁵N-Werts erfolgte nach Gleichung: Atom % = F × 100

$$F = \left[\frac{^{15}\text{N}}{^{15}\text{N} + ^{14}\text{N}} \right]$$

2.3.4.2.5 N-Aufnahmerate

Die Berechnung der absoluten N-Aufnahmeraten [nmol N/h/mg TG] erfolgte nach Dugdale & Wilkerson (1986).

2.3.4.2.6 Bestimmung der Isotopenverhältnisse von ¹⁵N/¹⁴N und ¹³C/¹²C sowie der C- und N-Gehalte

Die Messung der Stickstoff und Kohlenstoffkonzentrationen und der Isotopenverhältnisse und der C/N Gehalte erfolgte mittels Massenspektrometrie (Firma Thermo, Delta S) gekoppelt an die C- und N-Bestimmung am Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW).

Messung von C und N über einen CHN-Analysator, in dem die Feststoffe zu Gasen verbrannt und gereinigt werden, so dass N₂ und CO₂ entstehen. Weiterleitung der Gase in das IRMS. Kalibrierung mit Acetanilid, einer Substanz mit bekanntem C und N-Gehalt.

Die Bestimmung der ¹⁵N Konzentrationen erfolgt indirekt über eine Verhältnismessung, die den δ Wert in Promille ergibt. Nach internationaler Übereinkunft wird das gemessene Isotopenverhältnis (schweres zu leichtem Isotop) des Pflanzenmaterials von *Utricularia* ins Verhältnis zu einem bekannten Isotopenverhältnis eines Standards gesetzt.

2.3.5 Statistische Auswertung

Zur Auswertung der Ergebnisse wurden die Statistik-Programme Excel (2003), Software Minitab, SPSS verwendet. Die Ordinationsverfahren wurden mit den Programmen CANOCO (Version 4) und R. durchgeführt.

3 ERGEBNISSE

3.1 Freilanduntersuchungen

3.1.1 Physikalische Eigenschaften der vier Standorte

3.1.1.1 Wassertemperatur

Abbildung 3.1 zeigt die Werte der Wassertemperatur der vier untersuchten Sölle. Der höchste ($24,2^{\circ}\text{C}$) und niedrigste ($1,2^{\circ}\text{C}$) Messwert wurde im Soll R29 im Juni 2005 bzw. im November 2007 ermittelt. Die Werte der vier Sölle unterschieden sich erwartungsgemäß nicht signifikant voneinander. Die Grafik lässt erkennen, dass sich alle Temperatur-Kurven der vier Sölle in den Jahren 2007 und 2008 ähnlich verhalten. Der stärkste Anstieg der Wassertemperatur der vier Sölle erfolgte jeweils zwischen März und April der Jahre 2007 und 2008. Mit Ausnahme des Solls R29 wiesen die Werte der Sommertemperaturen in etwa das gleiche Niveau auf.

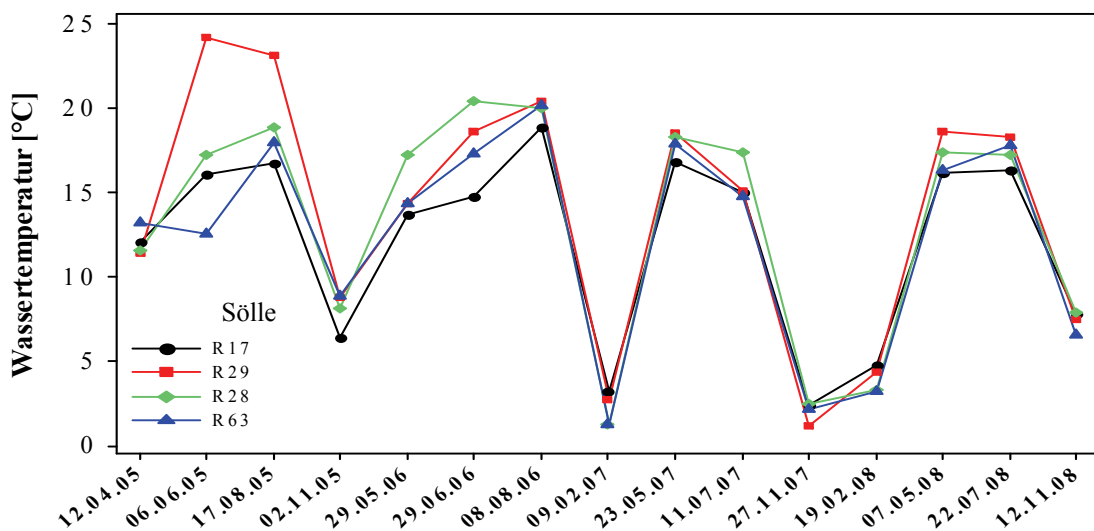


Abb. 3.1: Die Wassertemperatur der Sölle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraums 2005 bis 2008.

3.1.1.2 Sauerstoffgehalt

Alle Proben an einem Soll wurden immer zu ca. der gleichen Tageszeit entnommen und alle Standorte wurden immer in der gleichen Reihenfolge zwischen 9 und 12 Uhr angefahren. Die Werte der Sauerstoffkonzentrationen der vier Sölle variieren von 1,4 bis 56 mg/l (15-344%). Die Werte in dem Bereich zwischen 3 und 18 mg/l machten 90% der gesamten Messungen aus. Die Sauerstoffwerte der vier Sölle unterschieden sich signifikant ($p \leq 0,05$) voneinander. In Abbildung 3.2 zeigt der Verlauf der Sauerstoffkonzentration einen starken Anstieg im Februar 2007. Besonders in den Söllen R28 und R29 erreichten die Konzentrationen hohe Werte von 56 bzw. 30 mg/l (344 bzw. 220%). Mit Beginn des Frühjahrs sanken die O_2 -Messwerte in allen vier Söllen und stiegen danach wieder langsam an. Die absolut geringsten Werte wurden jedoch im Sommer (1,4 mg/l, R63) erreicht. Im Juni und Juli 2007 waren die

Sauerstoffwerte der Sölle R17, R29 und R63 fast gleich. Im Februar 2008 hingegen zeigten sich große Differenzen: im Soll R29 wurden 18 mg/l (139%), in R17 und R28 jedoch nur 9 mg O₂/l (76%) und 10 mg O₂/l (81%) ermittelt. Nach dem Ende des Sommers 2008 näherten sich die Werte der vier Sölle wieder einander an. Die Differenz der Werte zwischen dem Soll R28 und den Söllen R17, R63 ist erheblich und erreichte einen Wert von 45 mg/l.

3.1.1.3 pH-Wert

Die pH-Werte des Wassers der vier Sölle schwankten zwischen 5,7 und 8,7 während des Zeitraums von 2005 bis 2008. Die Mehrzahl der Messwerte lag im Bereich zwischen 6 und 7 (Abb. 3.3). Die Messwerte der Sölle unterschieden sich signifikant ($p \leq 0,05$). Die höchsten Werte zeigten sich im Februar 2007 und betrugen in den Söllen R17, R28, R29 und R63 8,7; 8,4; 8,1 bzw. 7,9. Der niedrigste pH-Wert wurde in Soll R29 im Juli, 2007 mit 5,7 gemessen. Einen ebenfalls niedrigen pH-Wert zeigten die Wasserproben in den Söllen R29 und R17 im Mai bzw. im August mit 5,9. Die pH-Werte der drei Sölle R17, R28 und R63 zeigten keine wesentlichen Veränderungen zwischen den Messzeitpunkten. Der größte Unterschied der Mittelwerte (0,5) lag zwischen dem Soll R28 und dem Soll R17.

3.1.1.4 Leitfähigkeit

Der Leitfähigkeitswert gibt die Gesamtkonzentration aller Ionen in einer wässrigen Lösung an. Der Jahresverlauf der Leitfähigkeit der vier untersuchten Sölle ist in Abbildung 3.4 dargestellt. Die meisten Werte der Leitfähigkeit lagen zwischen 63 und 126 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Die Leitfähigkeitswerte im Soll R28 waren die geringsten im Vergleich der vier Sölle und wiesen eine besonders niedrige Varianz auf. Die Spannweite der gemessenen Leitfähigkeitswerte vom Soll R28 schwankt in einem relativ engen Bereich von 39 bis 85 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Die nächst höheren Werte wurden im Soll R17, jedoch schon mit einzelnen Spitzen ermittelt. Die im Mittel höchsten Werte wurden im Soll R29 nachgewiesen, im Soll R63 wurden die größten Schwankungen mit den absolut höchsten Werten ermittelt. Im Februar 2008 wurde der höchste Wert von 292 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Soll R63 und der niedrigste Wert von 39 $\mu\text{S}/\text{cm}$ im Soll R28 gemessen. Ab August 2008 erhöhten sich die Leitfähigkeitswerte der vier Sölle wieder rasch. Die Leitfähigkeit der drei Sölle R17, R28 und R29 zeigte keine großen Schwankungen und sie unterschieden sich signifikant von Soll R63.

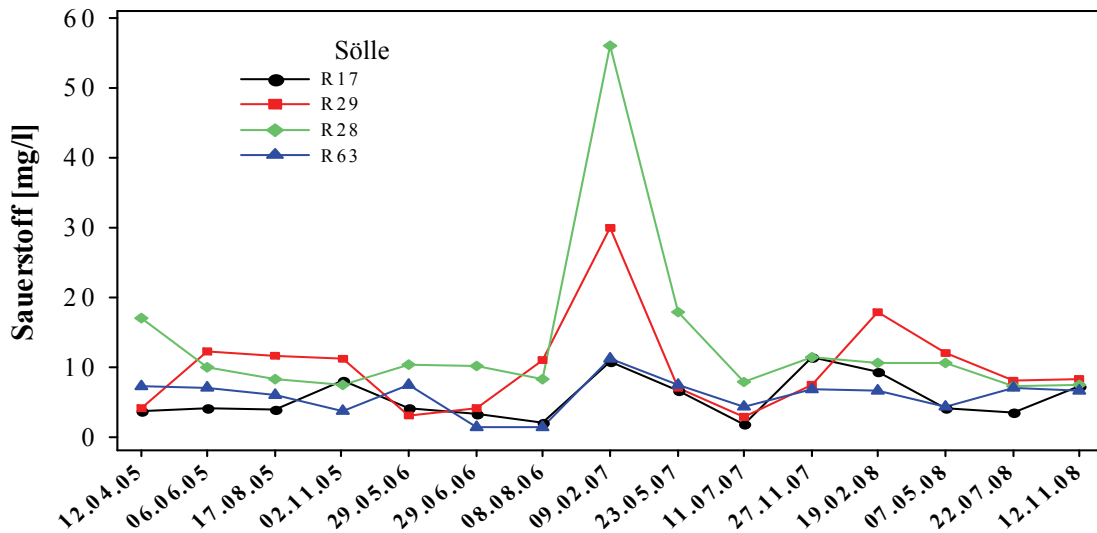


Abb. 3.2: Die Sauerstoffwerte der Sülle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraumes 2005- 2008.

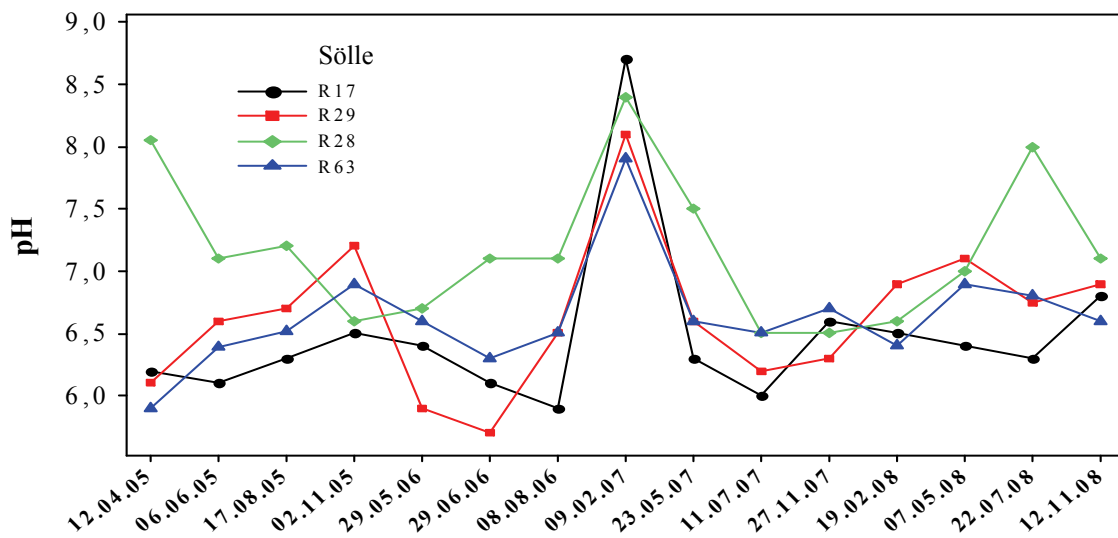


Abb. 3.3: pH-Werte der Sülle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraumes 2005 bis 2008.

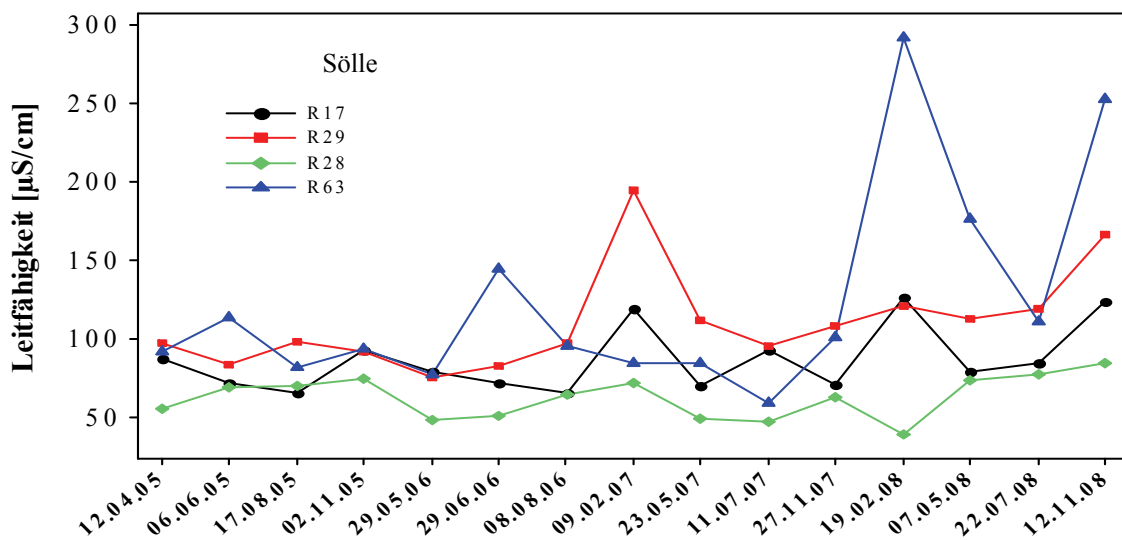


Abb. 3.4: Die elektrolytische Leitfähigkeit der Sülle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraumes 2005 bis 2008.

3.1.2 Chemische Eigenschaften der vier Standorte

Die durchgeführten chemischen Analysen dienten der Charakterisierung der Nährstoffverfügbarkeit im untersuchten Wasserkörper der vier Sölle (R17, R28, R29 und R63). Betrachtet wurden TN, Nitrat, Nitrit, Ammonium, TP und Orthophosphat.

3.1.2.1 Gesamtphosphor- und Orthophosphatgehalt

Die mittleren Gesamt-Phosphorgehalte der vier untersuchten Sölle reichen von 0,02 bis 0,5 mg/l. Die Jahresmittelwerte des TP-Gehaltes sowie die darauf basierende Trophieeinstufung nach LAWA (1998) sind in Tabelle 3.1 dargestellt.

Tab. 3.1: Trophische Bewertung nach LAWA (1998) der Sölle R17, R28, R29 und R63 auf Basis von Mittelwerten

Soll- Nr.	R17	R28	R29	R63
Trophiegrad	eutroph-polytroph 1	eutroph 1	eutroph-polytroph	mesotroph-eutroph

Die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen der vier Sölle unterschieden sich signifikant ($p \leq 0,05$) voneinander. Mit Ausnahme der Messung im November 2007 ergaben die TP-Messungen der Sölle R28 und R63 Werte zwischen 0,02 und 0,12 mg P/l. Im Gegensatz dazu streuen die Sölle R17 sowie R29 relativ stark im Verlauf der Zeit und lagen in einem weiten Bereich von 0,03 bis 0,5 mg/l.

Im August lag die TP-Konzentration der Sölle R17 und R29 relativ hoch bei 0,32 bzw. 0,46 mg/l. Der höchste Wert wurde mit 0,5 mg P/l im Soll R17 (Mai 2008) gemessen (Abb. 3.5). Die gemessenen PO_4 -P-Konzentrationen der vier Gewässer lagen zwischen 0,01 und 0,11 mg/l (Abb. 3.6). Die Messwerte unterschieden sich signifikant ($p \leq 0,05$) voneinander im Verlauf der Zeitreihe. Im August 2006 stieg die PO_4 -P-Konzentration des Solls R17 auf einen extremen Werte von 0,11 mg/l an und war damit um das 10-fache höher als beim Soll R28 und R63. Auffallend war, dass die PO_4 -P-Konzentration des Solls R63 bis Mai 2007 stabil geblieben war. Die PO_4 -P-Konzentration des Kleingewässers R29 nahm auf 0,1 mg/l im August 2006 zu und sie ging auf 0,05 mg/l im Juli langsam zurück.

3.1.2.2 Gesamt-Stickstoffkonzentration

Die Gesamt-Stickstoffkonzentrationen der untersuchten Sölle lagen zwischen 0,6 und 20,5 mg/l. Der Vergleich der Werte der vier Sölle zeigte einen signifikanten Unterschied ($p \leq 0,05$). Die höchste TN-Konzentration (20,5 mg/l) wurde im Februar 2007 im Kleingewässer R28 ermittelt, die niedrigste Konzentration wurde mit 0,6 mg/l im Juli 2007 im Soll R63 registriert. Die TN-Werte des Solls R29 schwankten deutlich im Verlauf der Zeit, die des Solls R63 zeigten sehr geringe Schwankungen. Die Gesamt-Stickstoffkonzentration lag im Jahr 2006 im Kleingewässer R17 bei dem hohen Wert von 5,9 mg/l und nahm kontinuierlich bis auf 1,1 mg/l im Jahr 2008 ab (Abb. 3.7).

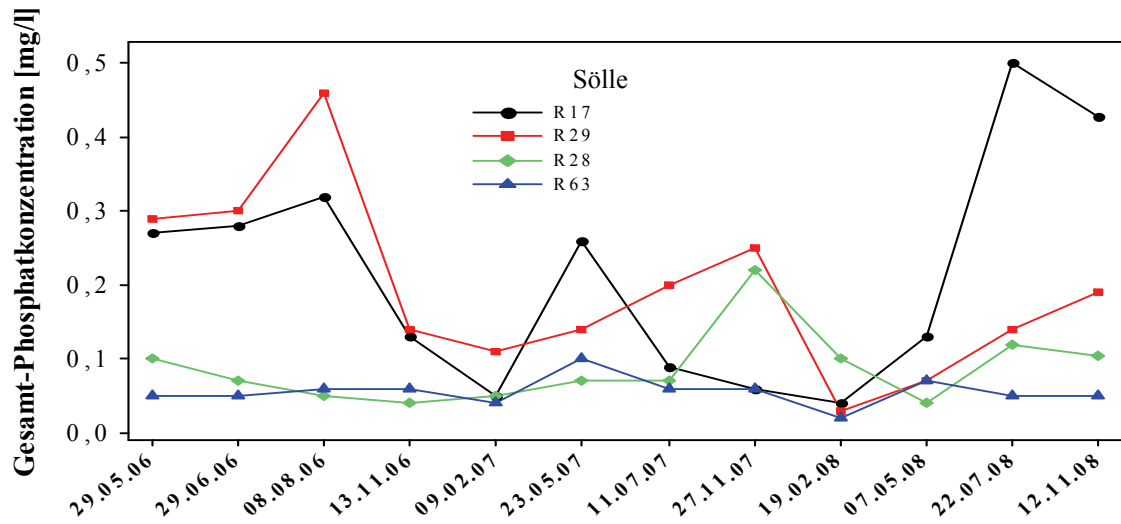


Abb. 3.5: Gesamtphosphorgehalt der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).

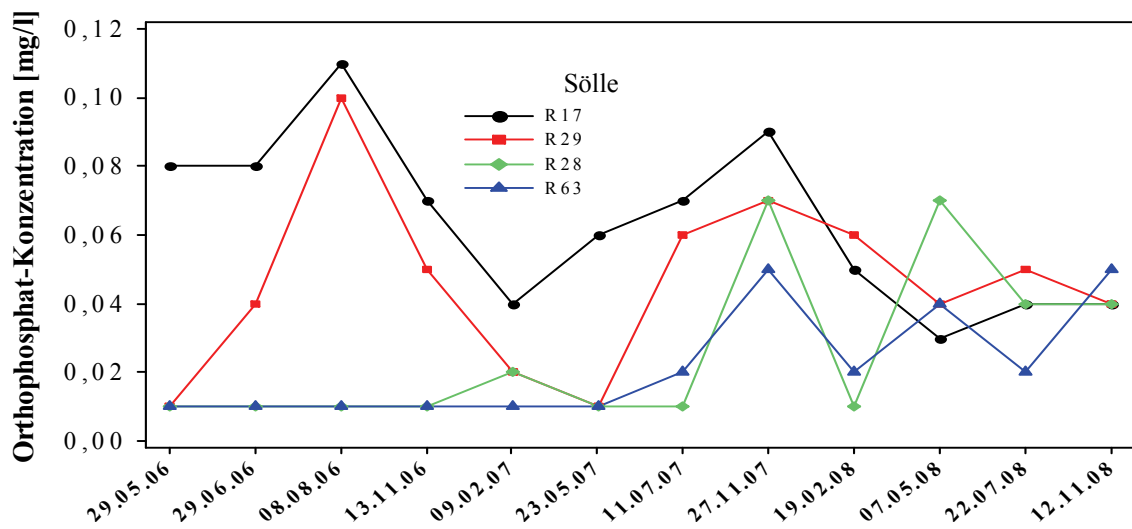


Abb. 3.6: Orthophosphatgehalt (PO₄-P) der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).

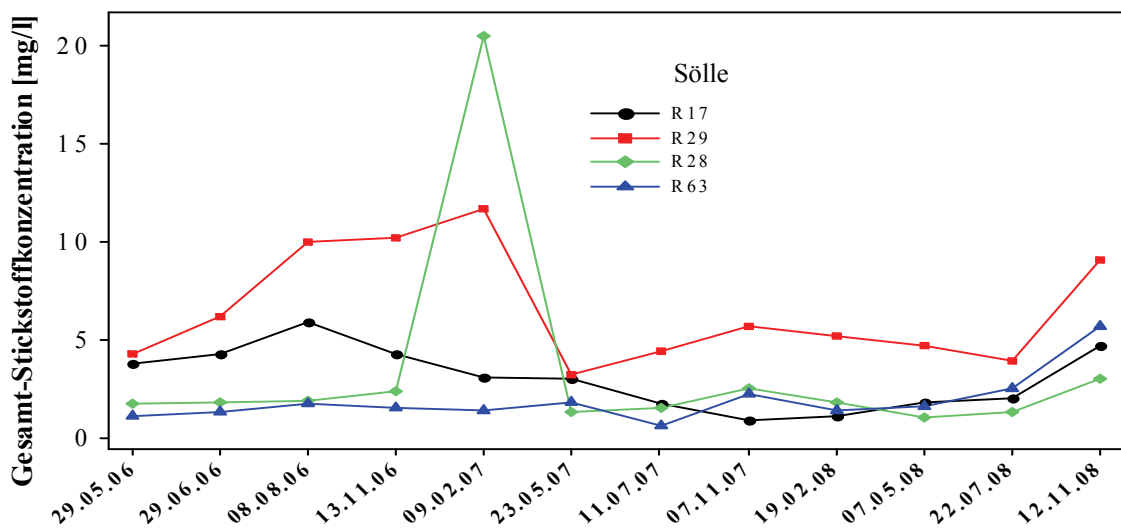


Abb. 3.7: Gesamt-Stickstoffgehalt der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).

3.1.2.3 Nitrat

Die ermittelten Werte der Nitratkonzentration der 4 Untersuchungsgewässer lagen zwischen 0,003 und 4,8 mg/l, jedoch konnte im Vergleich zwischen den Gewässern kein signifikanter Unterschied festgestellt werden. Auffallend war, dass im Februar 2007 in R29 die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration auf einen extremen Wert von 4,8 mg/l anstieg (Abb. 3.8). Damit lag der Maximalwert um das ca. 36-fache höher als die Werte der Sölle R17 und R28. Die restlichen Werte der untersuchten Sölle betragen zwischen 0,003 und 0,7 mg/l und zeigten höhere Werte im Winter und niedrige Werte im Sommer. Es ergab sich ein saisonaler Effekt. Die Werte vom Soll R28 zeigten im November 2007 einen Anstieg auf 0,68 mg/l.

3.1.2.4 Nitrit

Die Nitritkonzentration der Sölle R28 und R29 wiesen 2006 und 2007, die Sölle R17 und R63 nur 2006 einen deutlich saisonalen Verlauf auf (Abb. 3.9). Dieser saisonale Verlauf ist für alle 4 Sölle in Jahr 2008 nicht erheblich, an allen 4 Standorten ergab sich ein kontinuierlicher Rückgang zwischen Februar und November 2008. Es bestand ein signifikanter Unterschied zwischen allen Einzelmesswerten der vier Sölle über die Zeit. Im August 2006 erhöhten sich die Konzentrationen der Kleingewässer R29 und R28 auf 0,025 bzw. 0,008 mg/l. Beim Soll R63 war die Nitritkonzentration dagegen mit 0,003 mg/l um das 8-fache geringer als beim Soll R29. Die Werte der vier Kleingewässer nahmen im Mai 2007 deutlich ab, dann stiegen sie langsam wieder an.

3.1.2.5 Ammonium

Die Abbildung 3.10 zeigt die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration der vier Kleingewässer. Die überwiegende Mehrheit der Messwerte waren $< 0,5$ mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. Nur im Februar 2008 erreichten 3 der 4 Gewässer die jeweiligen Maximalwerte zwischen 0,5 und 2,01 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$. R63 zeigte fast durchgängig die geringsten Werte. Der Maximalwert lag bei 0,4 mg/l im November 2007. Es existiert kein signifikanter Unterschied zwischen den Ammoniumkonzentrationen der untersuchten Kleingewässer.

3.1.2.6 Gesamthärte

Der Gehalt der im Wasser gelösten Salze (vor allem Kalzium und Magnesium, aber auch Sulfate und Chloride) wird als Gesamthärte angegeben. Die Werte der Gesamthärte der untersuchten Sölle sind unterschiedlich und schwanken zwischen 1,5 und 10 °dH. Die vier Sölle unterschieden sich nicht signifikant voneinander und können als Weichwasser-Sölle eingestuft werden, da in 92% der Messungen die Gesamthärte unter 7 °dH lag. Die Sölle R63, R29 und R17 zeigten im Jahr 2005 zunächst deutlich höhere Werte als das Soll R28. Im Verlauf der Untersuchungen zwischen 2006 und 2008 zeigt sich eine deutliche Tendenz des Anstieges der Gesamthärte in allen untersuchten Söllen (Abb. 3.11).

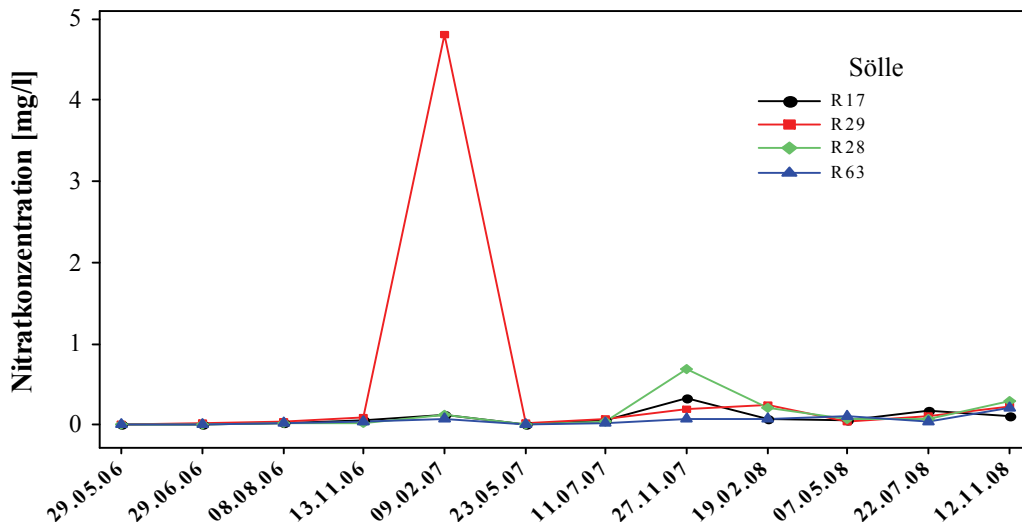


Abb. 3.8: Nitratkonzentration der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).

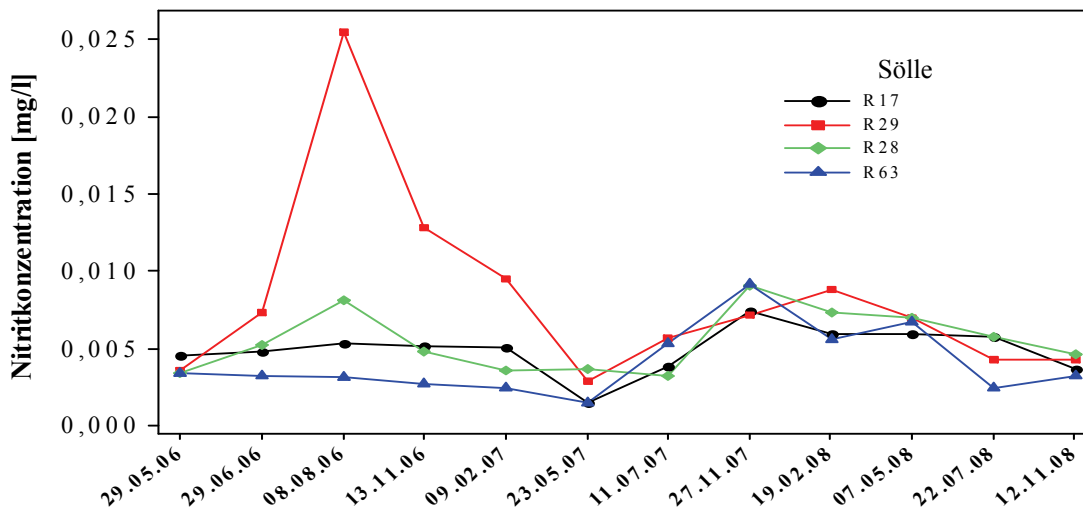


Abb. 3.9: Nitritkonzentration der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).

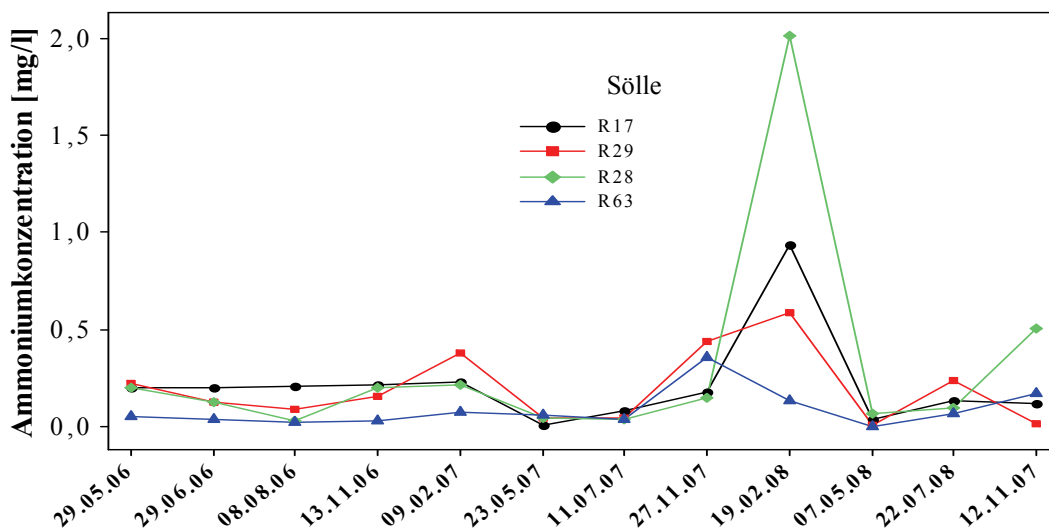


Abb. 3.10: Ammoniumkonzentration der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).

3.1.2.7 Karbonathärte

Die Karbonathärte ist ein Maß für das Puffervermögen von Gewässern gegenüber Veränderungen des pH-Wertes. Die entnommenen Wasserproben aus den untersuchten Söllen zeigen eine Karbonathärte in relativ engen Grenzen zwischen 0,56 und 5,6 °dH. Dazu lagen 92% der gesamten Messungen unter 4 °dH. Die Werte der vier Kleingewässer unterschieden sich signifikant ($p \leq 0,05$) voneinander im Verlauf der Untersuchungszeit (Abb. 3.12). Wie bei der Gesamthärte wurden die geringsten Werte zumeist im Söll R28 gemessen. Die Werte des Solls R28 unterscheiden sich signifikant von den Werten der übrigen Sölle und sie wiesen in den meisten Messungen die niedrigsten Werte auf. Der tiefste Wert wurde bei R28 im Februar 2008 mit 0,56 °dH gemessen. Über die gesamte Untersuchungsperiode fällt der deutliche saisonale Verlauf der Karbonathärte, mit Minimalwerten im Frühjahr und sommerlichen Maximalwerten auf. Im Gegensatz zur Gesamthärte zeigt die Karbonathärte keine generell ansteigende Tendenz im Verlauf der Untersuchungen zwischen 2006 und 2008.

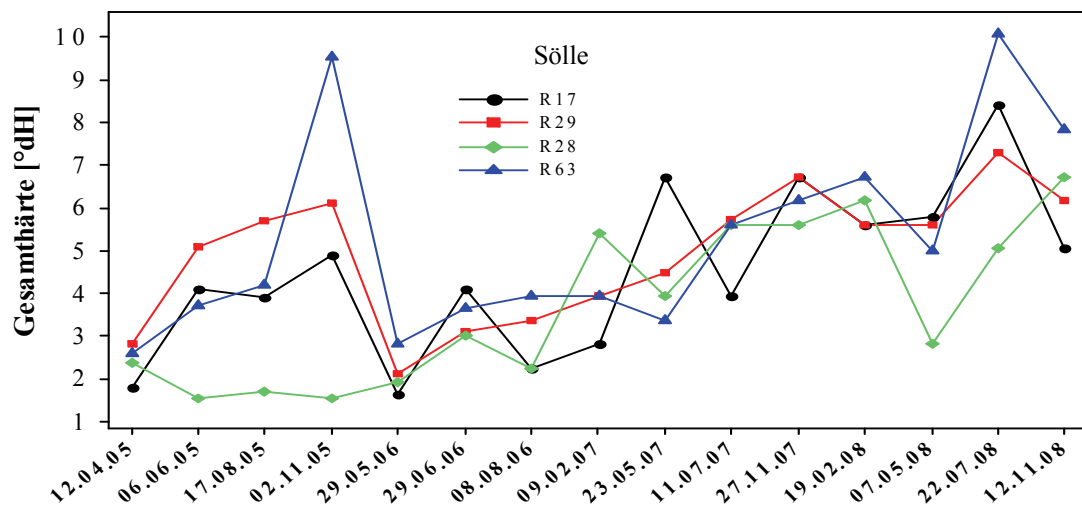


Abb. 3.11: Die Werte der Gesamthärte der Sölle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraums 2005-2008.

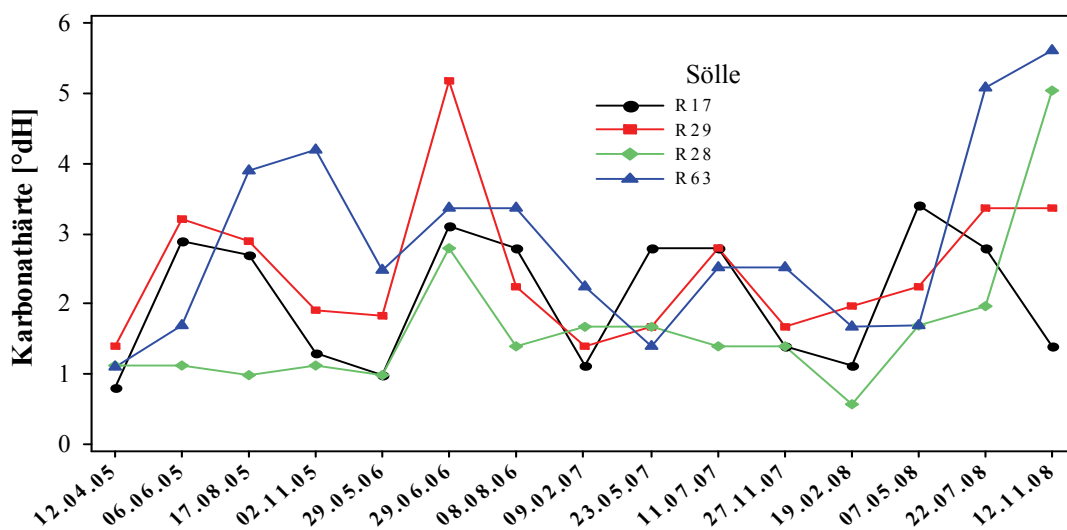


Abb. 3.12: Die Werte der Karbonathärte der Sölle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraums 2005-2008.

3.1.3 Größe der untersuchten Fallen

3.1.3.1 Fallenlänge und Fallenhöhe

Im Box-Plot Abb. 3.13 werden die Werte der Fallenlänge sowie der Fallenhöhe der untersuchten *Utricularia*-Arten gezeigt. Die Fallenlänge aller *Utricularia*-Arten ist dabei generell größer als die Fallenhöhe. Die maximalen und minimalen Werte der Fallenlänge wurden bei *U. vulgaris* mit 460 μm bzw. 4100 μm nachgewiesen. Die Fallenhöhe schwankt zwischen 143 μm bei *U. australis* und 1024 μm bei *U. vulgaris* aus Kanada. Die Länge und Höhe der Fallen von *U. vulgaris* aus Kanada und Deutschland sowie *U. australis* streuen sehr stark.

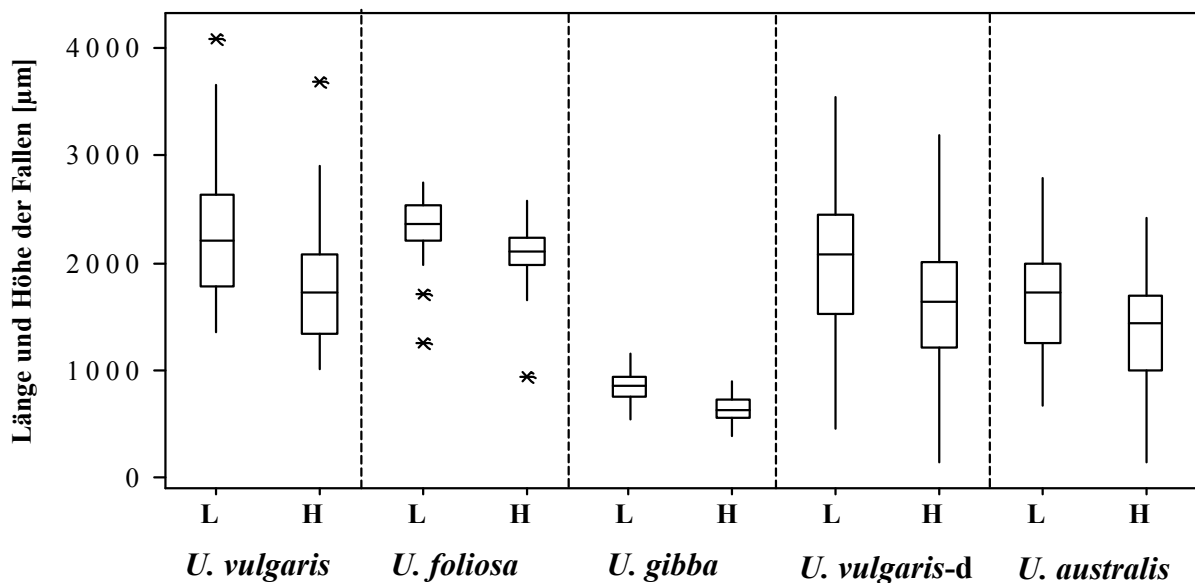


Abb. 3.13: Länge (L) und Höhe (H) der untersuchten Fallen von *Utricularia* spp..

Abbildung 3.14 (A und B) zeigt die Verteilung der Fallengrößen von *U. vulgaris* und *U. australis* aus Deutschland während der Untersuchungszeit von April 2005 bis Ende September 2006. Die ermittelte Fallenlänge und Fallenhöhe der vier Sölle im Mai 2005 und 2006 unterschied sich signifikant ($p \leq 0,05$) von den Fallen im August und September. Besonders außergewöhnlich sind die extrem unterschiedlichen Fallenlängen von *Utricularia vulgaris* in den beiden Söllen R28 und R63. Die größten Fallen wurden im Mai 2005 und 2006 im Soll R63 mit durchschnittlichen Längen von 2712 μm und Höhen von 2226 μm nachgewiesen, gefolgt von den untersuchten Fallen im Kleingewässer R28 mit einer Länge von 2338 μm und einer Höhe von 1971 μm . Die Streuung der Fallenlänge von *Utricularia vulgaris* im August 2005 und 2006 im Soll R28 war sehr stark. Die kleinsten Fallen hatten im August 2005 und 2006 im Soll R17 eine durchschnittliche Länge von 1248 μm . Die Werte der Fallenlängen und Fallenhöhen von *U. australis* im Mai 2005 und 2006 im Soll R29 liegen relativ nahe an den Werten von August 2005 und 2006.

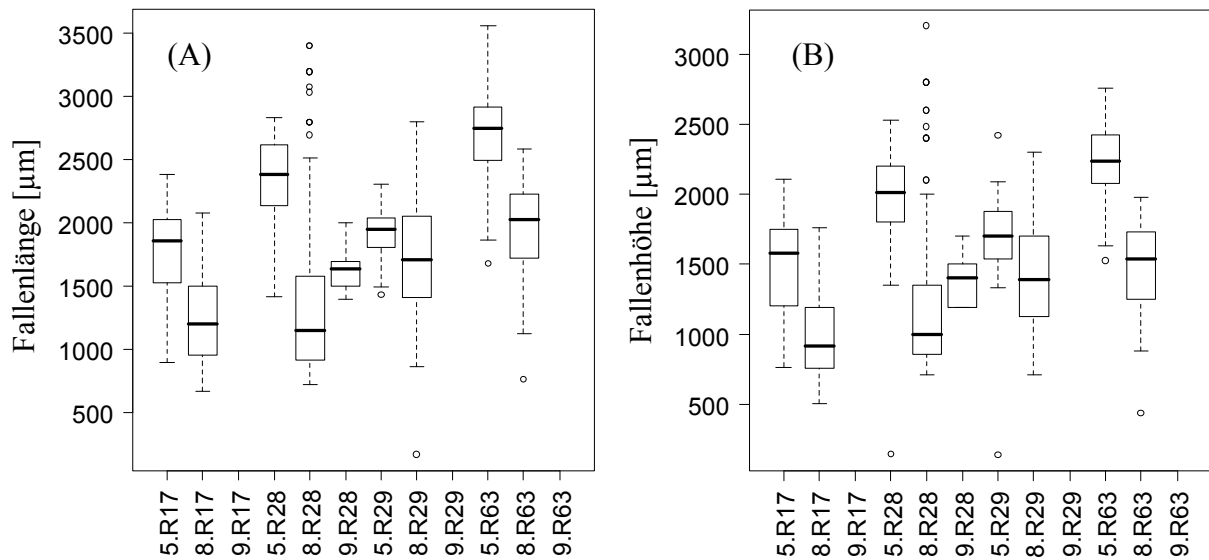


Abb. 3.14: Beziehung zwischen Fallenlänge (A) und Fallenhöhe (B) während der Monate 5-Mai; 8-August; 9-September in den Söllen R17, R28, R29 und R63 in den Jahren 2005-2006.

Die absolute Häufigkeit der einzelnen Werte der Fallenlänge und Fallenhöhe ist in Abbildung 3.15 (A und B) dargestellt. Die Fallen von *Utricularia* verteilen sich unterschiedlich auf verschiedene Größenklassen. Die Werte der Fallenlänge im Bereich von 1900 bis 2100 µm und die Fallenhöhe zwischen 700 und 900 µm kommen mit deutlichem Abstand am häufigsten vor. Die restlichen Fallenlängen-Gruppen bleiben unterschiedlich verteilt. Während die Fallenlänge und Fallenhöhe von *U.gibba* und *U.foliosa* in einem engen Bereich schwanken, lagen die Fallendimensionen von *U.vulgaris* aus Kanada und Deutschland in einer breiten Spanne.

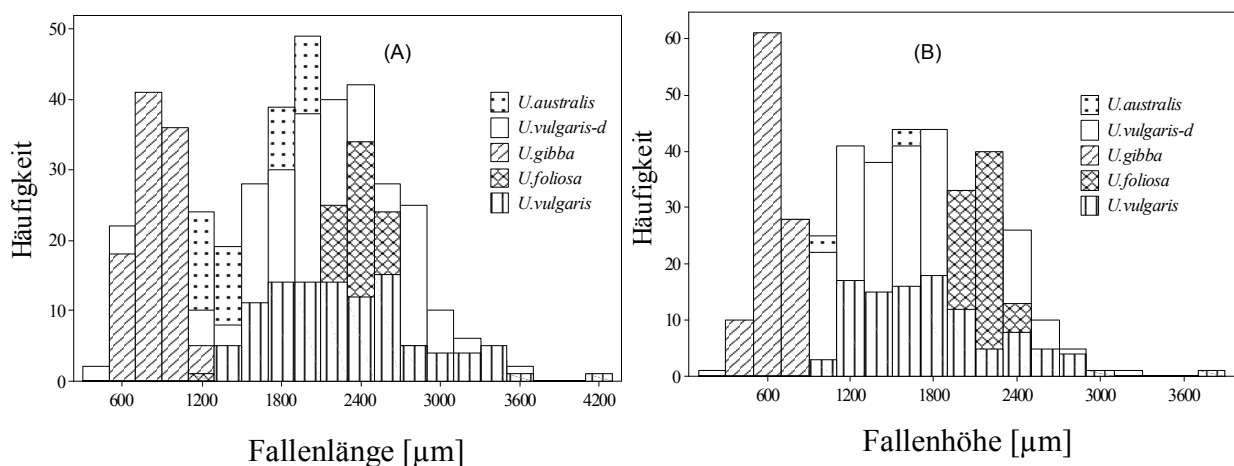


Abb. 3.15: Absolute Häufigkeit der Werte der Fallenlänge (A) und Fallenhöhe (B) von *Utricularia* spp..

3.1.3.2 Beziehung zwischen Fallenlänge und Fallenhöhe

Die linearen Beziehungen zwischen Fallenlänge und Fallenhöhe waren bei allen untersuchten *Utricularia*-Arten positiv korreliert (Abb. 3.16). Ferner unterschieden sich Fallenlänge und Fallenhöhe der einzelnen Arten signifikant voneinander. Die folgende Abbildung zeigt eine homogene Verteilung der Werte von Fallenlänge und Fallenhöhe. Die Fallen von *U. gibba* sind relativ klein und die Werte streuen nur wenig.

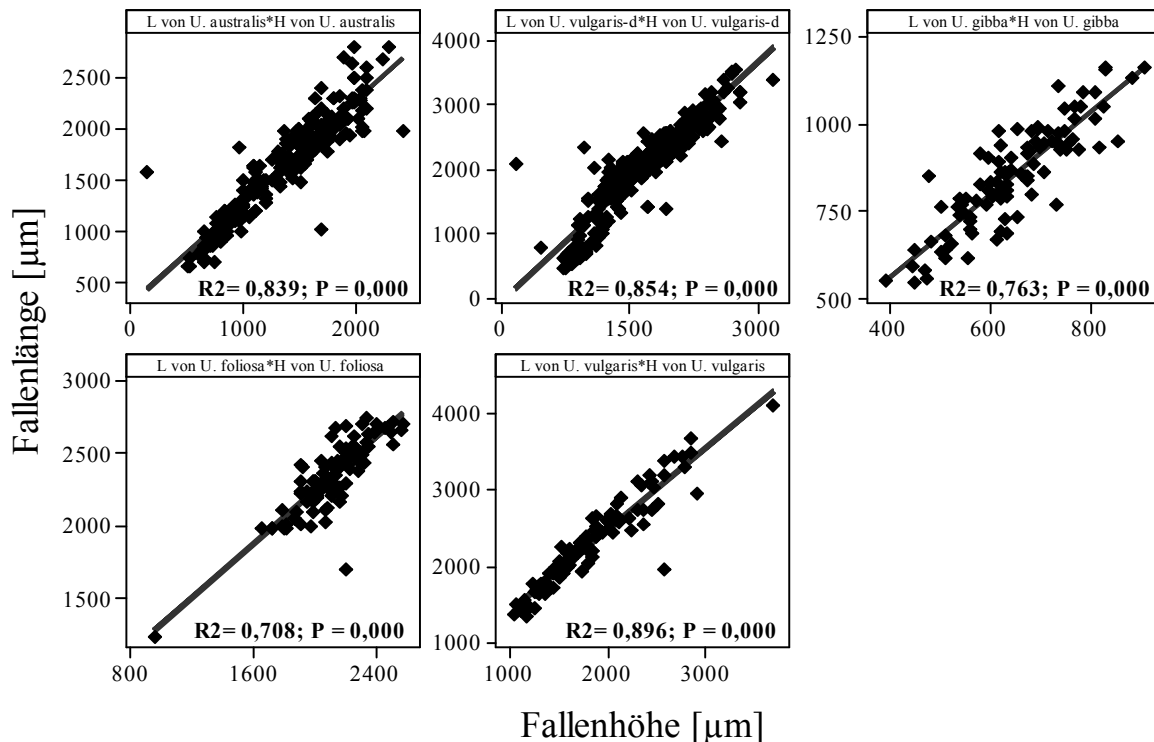


Abb. 3.16: Beziehung zwischen Fallenlänge und Fallenhöhe der *Utricularia*-Arten.

3.1.3.3 Fallenvolumen

Die Volumina der untersuchten Fallen schwankten in einem sehr weiten Bereich von 0,04 μl bei *U. gibba* bis 22 μl bei *U. vulgaris* aus Kanada (Abb. 3.17). Die größten untersuchten Fallen traten mit einem mittleren Volumen von 4 μl bei *U. vulgaris* aus Kanada auf. Die Fallenvolumina von *U. vulgaris* aus Kanada, als auch aus Deutschland streuen sehr stark. Ein wesentliches Ergebnis war die Erkenntnis, dass die Fallenvolumina von *U. gibba* mit einem mittleren Volumen von 0,15 μl (852 μm lang und 643 μm hoch) vergleichsweise gering waren. *U. foliosa* besaß größere Volumina als *U. australis*, blieb aber unter 7 μl . In Abbildung 3.18 sind die absoluten Häufigkeiten dargestellt, es ergibt sich ein deutliches Bild der Streuung der Fallenvolumina. Diese Verteilung ist unterschiedlich je nach *Utricularia*-Art. 96% und 89% aller Fallen von *U. vulgaris* aus Deutschland bzw. von *U. vulgaris* aus Kanada lagen unter 8 μl Volumen, während die meisten untersuchten Fallen von *U. gibba* unter 0,3 μl lagen.

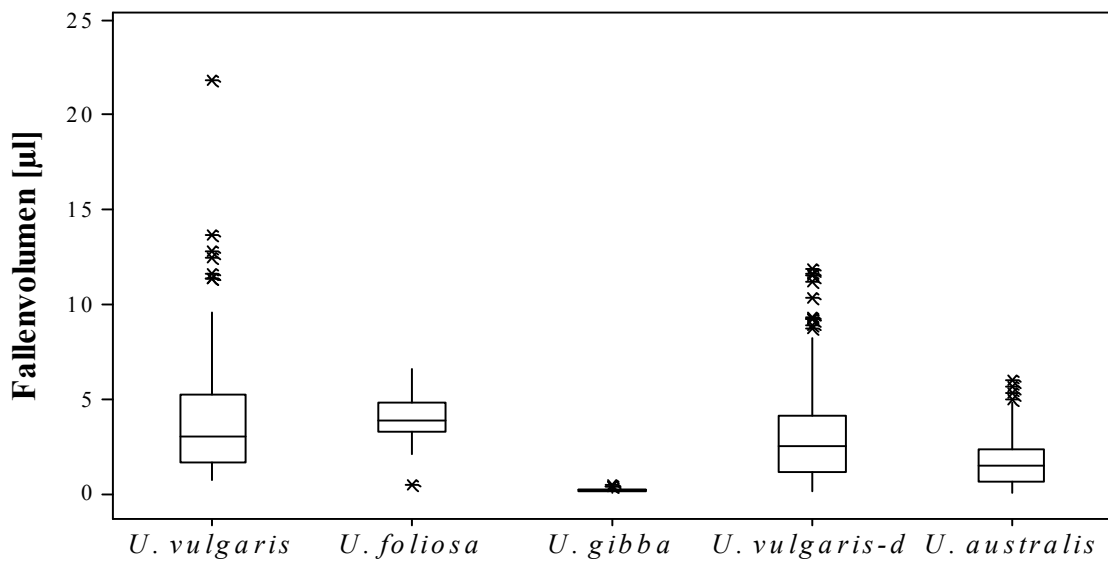


Abb. 3.17: Fallenvolumen der untersuchten *Utricularia*-Arten.

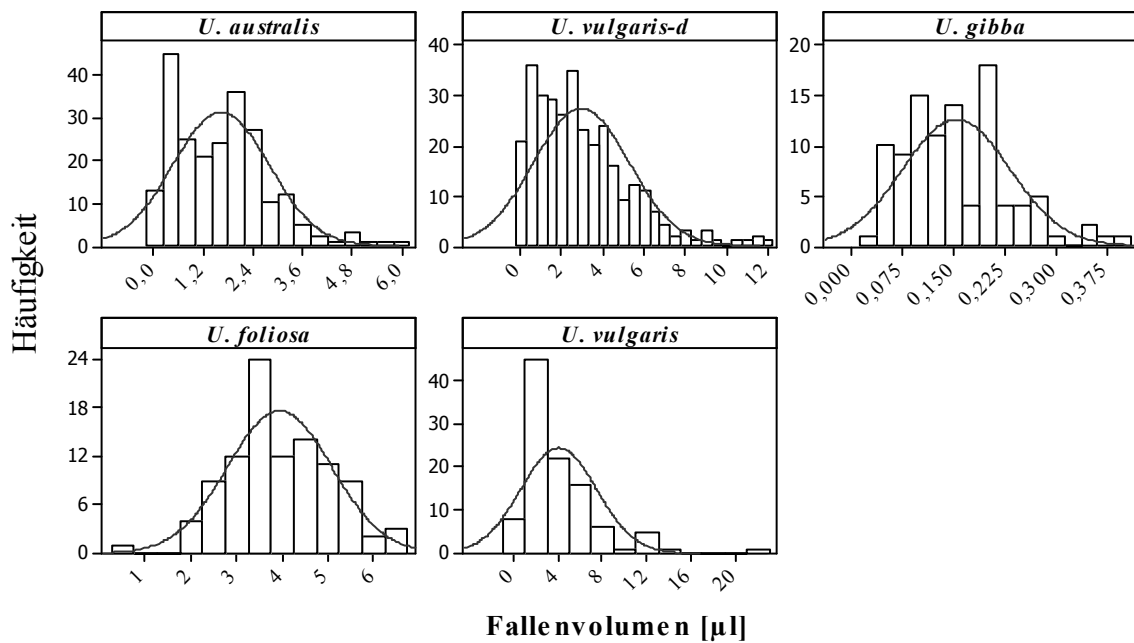


Abb. 3.18: Absolute Häufigkeit der Werte der Fallenvolumina von *Utricularia* spp..

3.1.4 Beutespektrum

3.1.4.1 Phytoplankton

Die Untersuchungen zum Fallengehalt von aquatischen *Utricularia*-Arten stützen sich vor allem auf den Vergleich des Phytoplanktons in den Fallen von vier Wasserschlauch-Arten. Dazu wurde zunächst das Phytoplankton bestimmt und gezählt. Weiterhin wurde das Biovolumen der Mikroalgen ermittelt. Schließlich wurde der Stickstoff-, Kohlenstoff- und Phosphorgehalt in den gefundenen Mikroalgen berechnet und mit den entsprechenden Parametern des parallel ermittelten Zooplanktons verglichen. Die Individuendichten und die Artenvielfalt des Phytoplanktons in den untersuchten Fallen unterlagen örtlichen Veränderungen und hingen von der untersuchten *Utricularia*-Art ab. Die Zusammensetzung des in den Fallen vorhandenen Phytoplanktons wurde analysiert und entsprechenden Taxa zugeordnet. Es wurden insgesamt 302 Phytoplankton-Taxa aus 6 verschiedenen Klassen erfasst, davon gehören 94 Taxa (31%) zu den Chlorophyceae (35 Gattungen), 95 Taxa (31%) zu den Bacillariophyceae (21 Gattungen), 84 Taxa (28%) zu den Charophyceae (13 Gattungen), 21 Taxa (7%) zu den Cyanophyceae (10 Gattungen), 5 Taxa (2%) zu den Euglenophyceae (2 Gattungen) und 3 Taxa (1%) zu den Dinophyceae. Eine Übersicht über die nachgewiesenen Taxa gibt Abbildung 3.19. Eine vollständige Artenliste der nachgewiesenen Phytoplankter ist einschließlich der ermittelten Quantitäten im Anhang II aufgeführt.

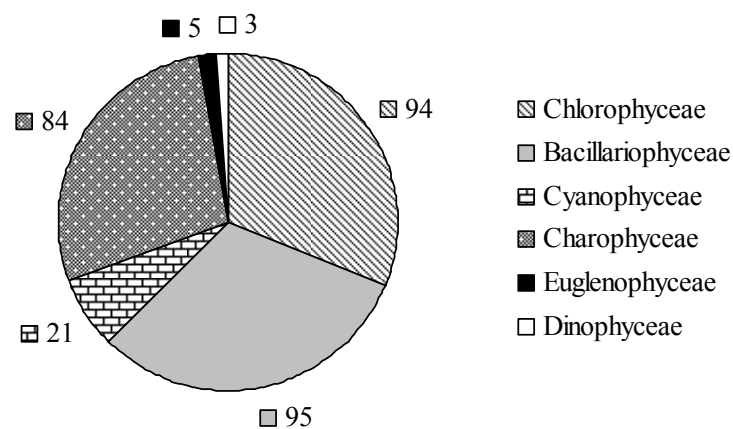


Abb. 3.19: Taxazahl des Phytoplanktons und Zuordnung zu den entsprechenden Klassen.

3.1.4.2 Artenspektrum

Die höchsten Taxazahlen wurden in den Fallen von *U. vulgaris* aus Deutschland mit n=179 und bei *U. australis* mit n=150, die geringste Taxazahl bei *U. gibba* mit n=31 nachgewiesen (Abb. 3.20). Beim Vergleich des Fallengehalts zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Arten (s.o.). Dabei stellten die Chlorophyceae mit 76 Taxa bei *U. australis* und 69 Taxa bei *U. vulgaris* aus Deutschland die größten Anteile. Bacillariophyceae wiesen mit 64 Taxa bei *U. vulgaris* aus Deutschland und 41 Taxa bei *U. australis* den zweithäufigsten Anteil auf. Charophyceae wurden mit 42 Taxa bei *U. vulgaris* aus Kanada festgestellt. 16 Taxa von Cyanophyceae wurden bei *U. australis* und *U. vulgaris* aus Deutschland nachgewiesen. Euglenophyceae waren mit maximalen 4 Taxa bei *U. australis* und Dinophyceae mit 3 Taxa bei *U. vulgaris* aus Deutschland vertreten.

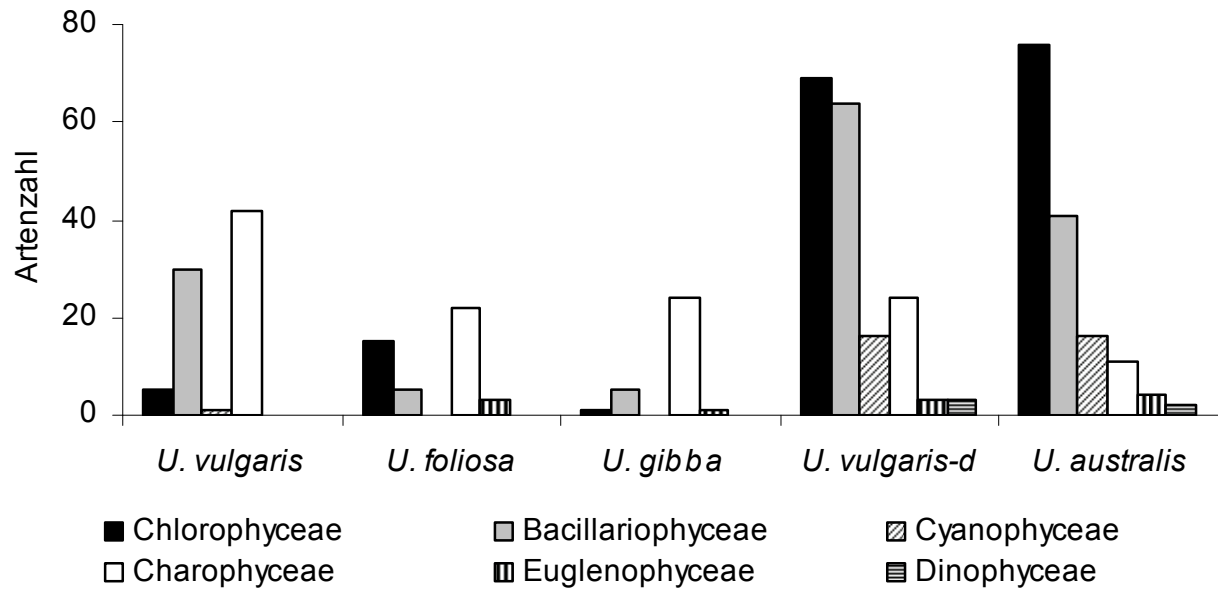


Abb. 3.20: Taxazahl der gefangenen Algenklassen in den untersuchten *Utricularia*-Arten.

Bei dem Vergleich der Phytoplanktontaxa der zwei *Utricularia*-Arten in Nordostdeutschland war der Anteil gleicher Taxa sehr hoch: 115 Taxa (50% Chlorophyceae, 30% Bacillariophyceae) wurden in beiden Arten gefunden. Dies entsprach 76,7% der bei *U. australis* bzw. 64,2% der bei *U. vulgaris* gefundenen Taxa. Nur sechs gleiche Taxa (5 Charophyceae, 1 Euglenophyceae) wurden in den Fällen von *U. gibba* (19,4%) und *U. foliosa* (13,3%) aus der Elfenbeinküste festgestellt. Nur eine einzige Art (*Cosmarium laeve*, Charophyceae) wurde in den Fällen aller untersuchten Arten und Standorte beobachtet.

3.1.4.3 Abundanz und Populationsdichten des Phytoplanktons

Abbildung 3.21 zeigt eine Analyse der relativen Abundanz des gefundenen Phytoplanktons. Chlorophyceae waren dominant bei *U. australis* mit 90%, bei *U. vulgaris* aus Deutschland mit 66% und bei *U. foliosa* mit 41%. Charophyceae erreichten den zweithöchsten Anteil mit 83% bei *U. gibba*, mit 39% bei *U. foliosa* und bei *U. vulgaris* aus Kanada mit 35%. Bacillariophyceae erreichten bei *U. vulgaris* aus Kanada Anteile von 58%, von 15% bei *U. foliosa* und 14% bei *U. vulgaris* aus Deutschland. Cyanophyceae erreichten einen Maximalwert von 15% bei *U. vulgaris* aus Deutschland. In allen untersuchten *Utricularia*-Arten hatten Euglenophyceae und Dinophyceae nur geringe Anteile. Euglenophyceae blieben bei *U. foliosa* unter 5% und Dinophyceae bei *U. vulgaris* aus Deutschland unter 0,2%.

Abbildung 3.22 zeigt alle zehn Ordnungen des nachgewiesenen Phytoplanktons. Die Chlorococcales (Chlorophyceae), Zygnematales (Charophyceae) und Pennales (Bacillariophyceae) dominierten mit unterschiedlichen relativen Anteilen in den Fällen. Dabei dominierten Chlorococcales in den Fällen von *U. australis* mit 90%, in den Fällen von *U. vulgaris-d* mit 66% und bei *U. foliosa* mit 41%. Zygnematales wurden zu 83% in den Fällen von *U. gibba*, zu 39% bei *U. foliosa* und bis zu 34% bei *U. vulgaris* aus Kanada nachgewiesen. In den Fällen von *U. vulgaris* aus Kanada bildeten die Pennales 59% des gesamten Phytoplanktons. Die Ordnung Chroococcales (Cyanophyceae) erreichte in den

Fallen von *U. vulgaris* aus Deutschland einen Anteil von bis zu 14%. Die übrigen Ordnungen erreichten maximale Werte bis 5%.

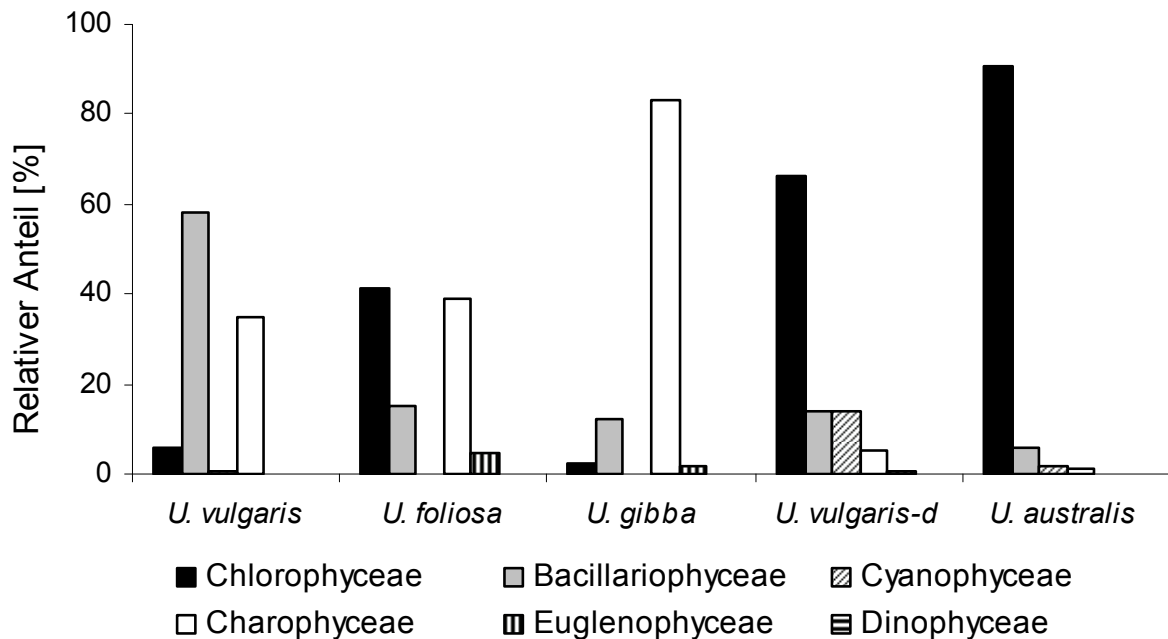


Abb. 3.21: Relative Anteile der Abundanzen der Algenklassen in den untersuchten *Utricularia*-Arten.

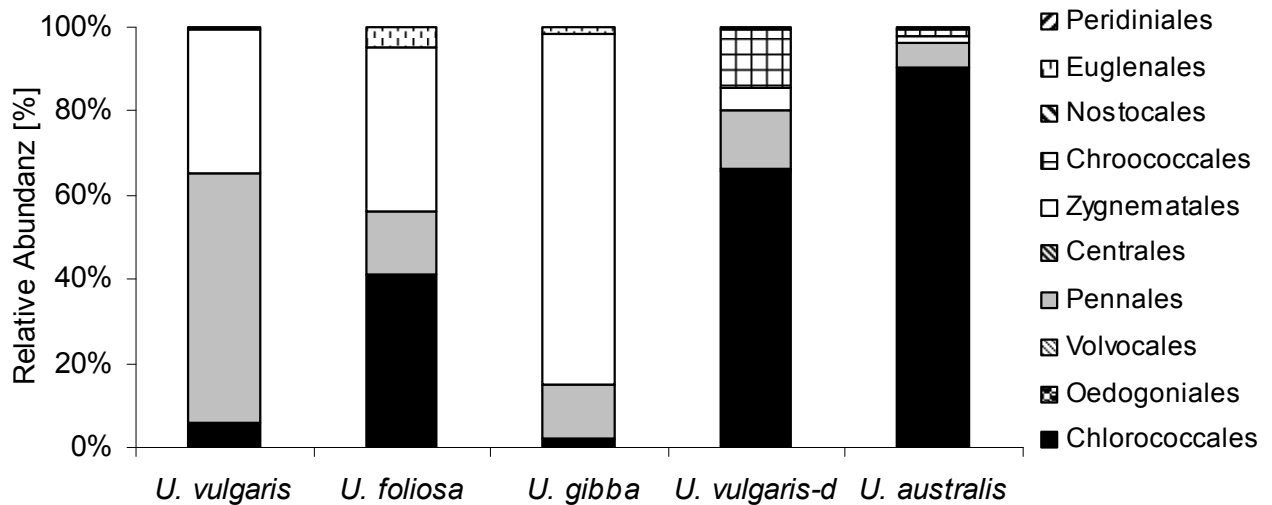


Abb. 3.22: Relative Abundanz der Algenordnungen in den Fallen von *Utricularia*.

Die Populationsdichte des Phytoplanktons zeigte deutlich den Einfluss des Habitats und der Wasserchemie auf das Vorkommen des Phytoplanktons in den Fallen der untersuchten *Utricularia*-Arten (Abb. 3.23). Die Populationsdichte war deutlich unterschiedlich und schwankte von 2552 Zellen/ml bei *U. vulgaris* aus Kanada bis zu 92810 Zellen/ml bei *U. gibba* von der Elfenbeinküste. Die am zahlreichsten vertretene Gruppe der Charophyceae dominierte bei *U. gibba* mit 77386 Zellen/ml, gefolgt von Chlorophyceae mit 37466 Zellen/ml bei *U. australis*. Die geringste Algenanzahl fand sich bei *U. vulgaris* aus Kanada mit 14 Cyanophyceae-Zellen/ml.

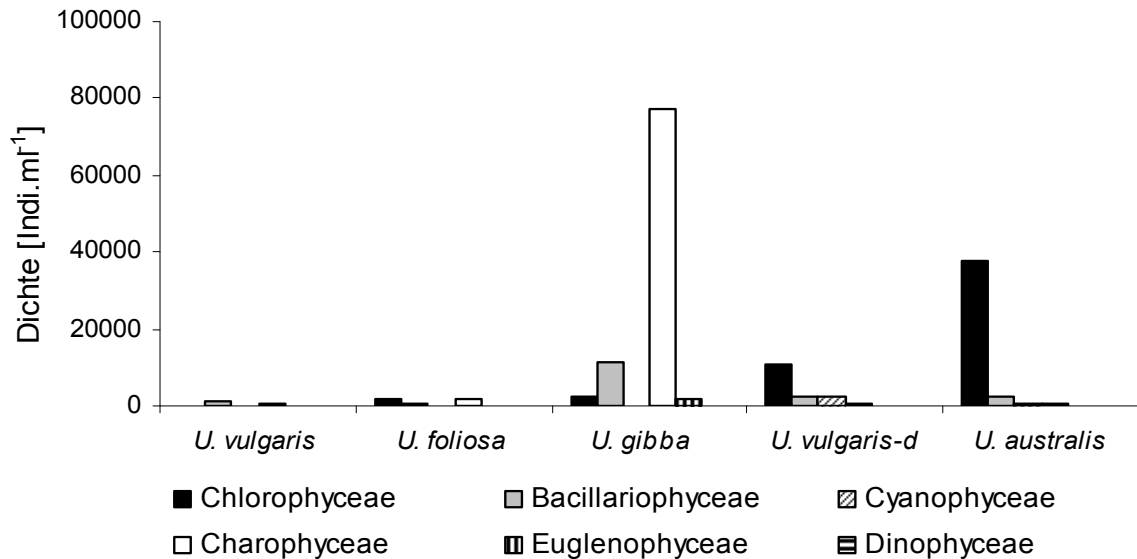


Abb. 3.23: Populationsdichte des gefundenen Phytoplanktons in den Fallen.

3.1.4.4 Intensität und Extensität

Das Verhältnis zwischen den gefundenen Algen in den untersuchten Fallen und der Zahl der Fallen wurde durch die Begriffe Abundanz, Intensität und Extensität bestimmt (Abb. 3.24). Die Mehrzahl der Fallen enthielt Algen. Von insgesamt 318 untersuchten Fallen von *U. vulgaris* aus Deutschland wurden in 310 Fallen Algen nachgewiesen und in 8 Fallen keine Algen festgestellt. Von insgesamt 105 Fallen von *U. vulgaris* aus Kanada wurde nur eine einzige Falle ohne Algen und 104 Fallen mit Algen nachgewiesen. Bei *U. australis* wurden von insgesamt 227 untersuchten Fallen in 15 Fallen keine Algen gefunden. Alle Fallen von *U. gibba* und *U. foliosa* enthielten Algen. In sofern ist die ermittelte Abundanz (mittlere Anzahl der Algen in allen untersuchten Fallen) zumeist identisch mit der Intensität (mittlere Abundanz in den Fallen mit Algen), nur bei *U. vulgaris* (Nordostdeutschland) und *U. australis* ergeben sich geringfügige Abweichungen. Die Abundanzen/Intensitäten von *U. vulgaris* (Kanada), *U. foliosa*, *U. gibba* sind relativ einheitlich, *U. vulgaris* (Deutschland) und *U. australis* zeigen deutlich höhere Abundanzen.

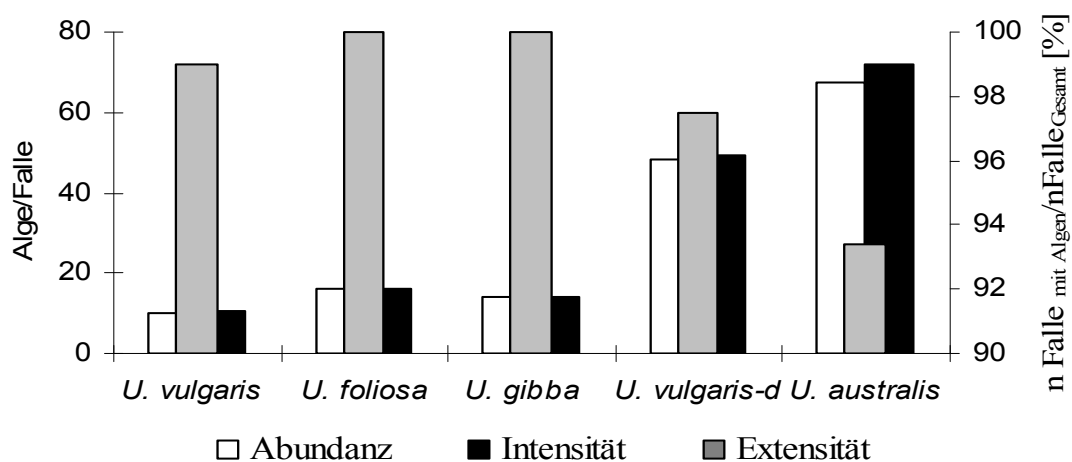


Abb. 3.24: Mittlere Abundanz (Alge/Falle): $n \text{ Algen}_{\text{Gesamt}} / n \text{ Fallen}_{\text{Gesamt}}$. Intensität (Alge/Falle): $n \text{ Algen}_{\text{Gesamt}} / n \text{ Fallen}_{\text{mit Algen}}$. Extensität (%): $n \text{ Fallen}_{\text{mit Algen}} / n \text{ Fallen}_{\text{Gesamt}}$

3.1.4.5 Biovolumen des Phytoplanktons innerhalb der Fallen

Das Phytoplankton in den Fallen der *Utricularia*-Arten setzte sich maßgeblich aus Arten zusammen, die zu den Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Cyanophyceae, Charophyceae, Euglenophyceae und Dinophyceae gehören (Abb. 3.20, 3.21, 3.25).

Das Phytoplanktonbiovolumen erreichte in den Fallen von *U. gibba* einen maximalen Wert von 2,3 mm³/ml. Dabei dominierten Charophyteen mit *Closterium*, *Cosmarium* und *Staurastrum*, der gemeinsame prozentuale Anteil am Gesamtbiovolumen dieser Gattungen lag bei 99%. Der Minimalwert wurde bei *U. vulgaris* aus Kanada und Deutschland mit einem Wert von 0,02 mm³/ml erreicht. Bei *U. australis* erreichte das Biovolumen des Phytoplanktons 0,92 mm³/ml, dabei besaßen die Chlorophyceae mit 89% den größten Anteil, gefolgt von den Bacillariophyceae (6%) und Charophyceae (3%) (Abb. 3.26). Das Biovolumen in den Fallen von *U. foliosa* lag bei 0,03 mm³/ml. Dieses verteilte sich wie folgt auf die taxonomischen Gruppen: Charophyceae 90%, Chlorophyceae 5%, Bacillariophyceae 4% und Euglenophyceae 1%. Dominante Charophyteen-Arten waren *Closterium ehrenbergii* und *Staurastrum teliferum*, bei den Bacillariophyceae traten hauptsächlich *Tabellaria fenestrata* und *Fragelaria ulna* auf. Unter den Chlorophyceae dominierten *Pediastrum duplex* und *Scenedesmus quadricauda*. Cyanophyceae, Euglenophyceae und Dinophyceae erreichten in den untersuchten Fallen zusammen lediglich ein Biovolumen von maximal 9%.

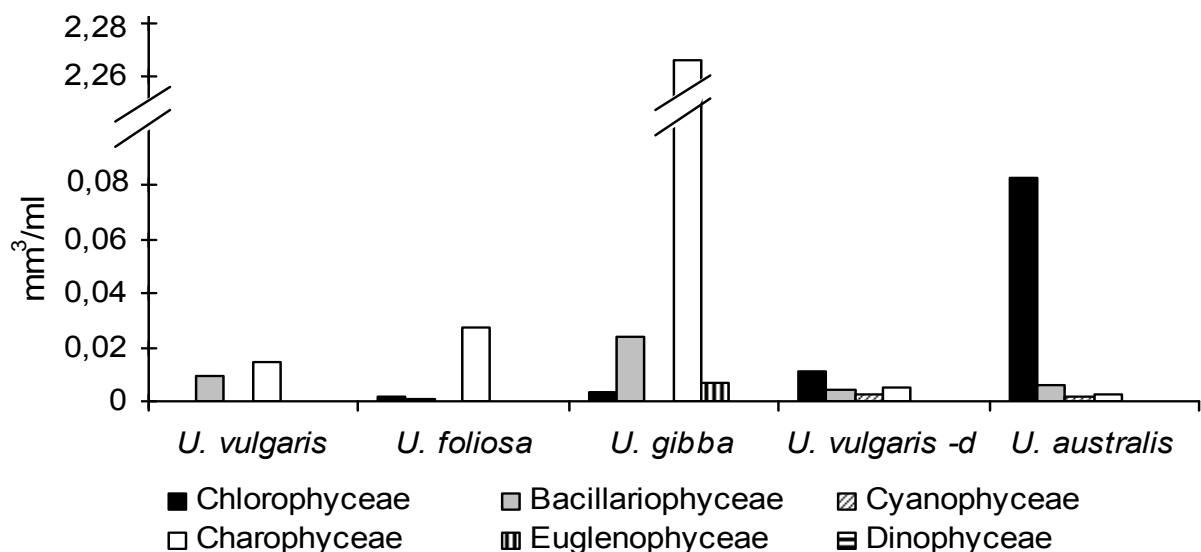


Abb. 3.25: Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons in den Fallen von *Utricularia* spp. in 1 ml Volumen.

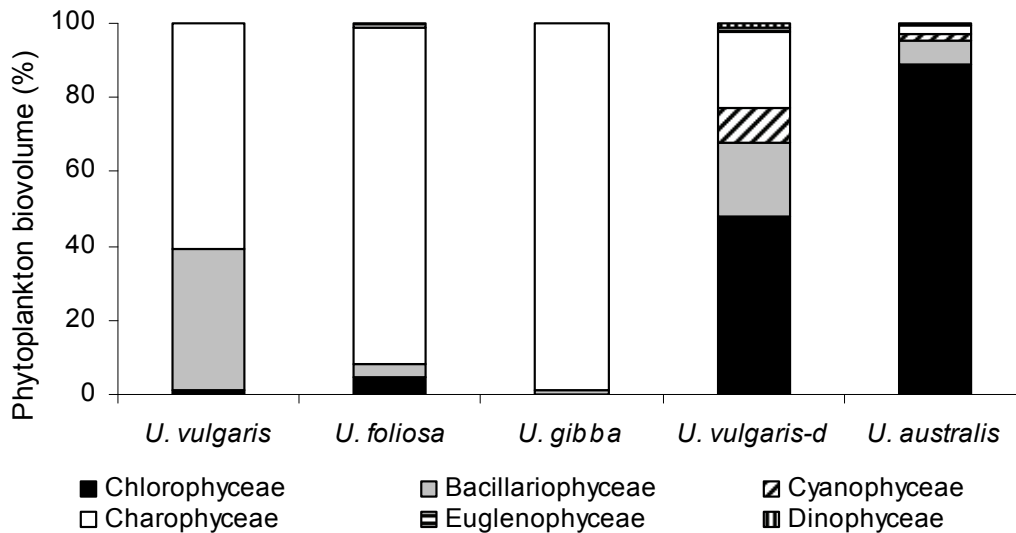


Abb. 3.26: Prozentualer Anteil der Algenklassen am gesamten Biovolumen des Phytoplanktons in den Fallen von *Utricularia* spp..

3.1.4.6 Vergleich der Gesamtbiovolumina des Phytoplanktons und Gesamtfallenvolumina

Die Summe aller Fallenvolumen der *Utricularia*-Arten schwankte zwischen 15 μl bei *U. gibba* und 916 μl bei *U. vulgaris* aus Deutschland (Abb. 3.27). Der Anteil des Phytoplanktonbiovolumens am gesamten Fallenvolumen war mit 0,00002- 0,23% sehr gering. Mit 0,23% hatten die Charophyceae bei *U. gibba* den höchsten Anteil des Phytoplanktonbiovolumens, bei *U. foliosa* bis $3 \times 10^{-3}\%$. Das Chlorophyceae-Biovolumen erreichte bei *U. australis* bis zu 0,0082% und bei *U. vulgaris* aus Deutschland $1 \times 10^{-3}1\%$. Der Beitrag der Bacillariophyceen war $2 \times 10^{-3}\%$ bei *U. gibba* und $9 \times 10^{-4}\%$ bei *U. vulgaris* aus Kanada. Der Biovolumen-Anteil der Cyanophyceae war bei *U. australis* sehr klein, mit $1 \times 10^{-4}\%$ deutlich niedriger als bei *U. vulgaris* aus Deutschland (2×10^{-4}). Den niedrigsten Anteil des Phytoplanktonbiovolumens besaßen die Euglenophyceae bei *U. vulgaris* aus Deutschland mit $2 \times 10^{-5}\%$ (Abb. 3.28).

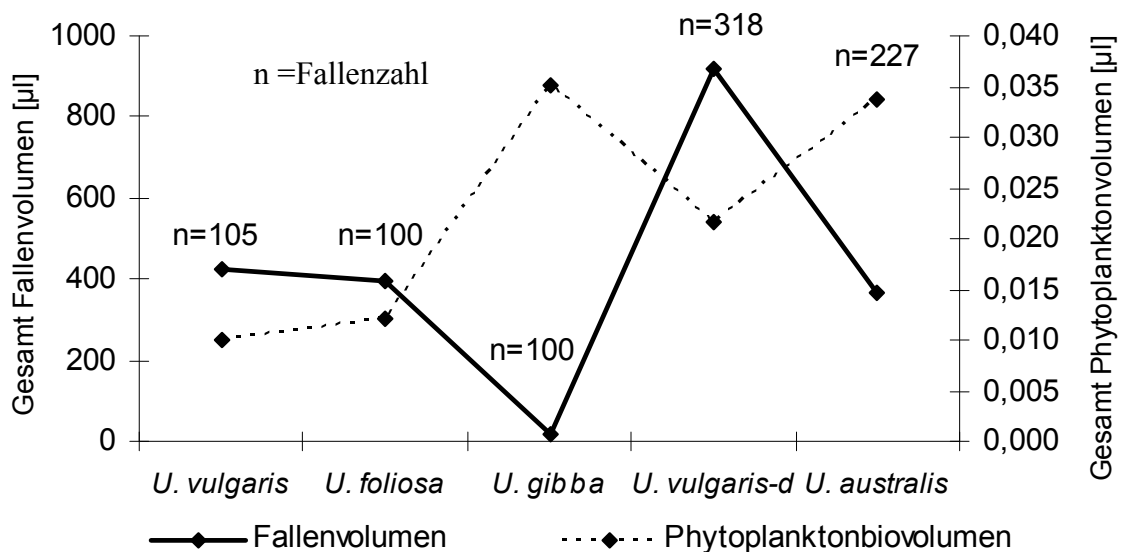


Abb. 3.27: Vergleich des gesamten Fallenvolumens und Phytoplanktonbiovolumens in den Fallen.

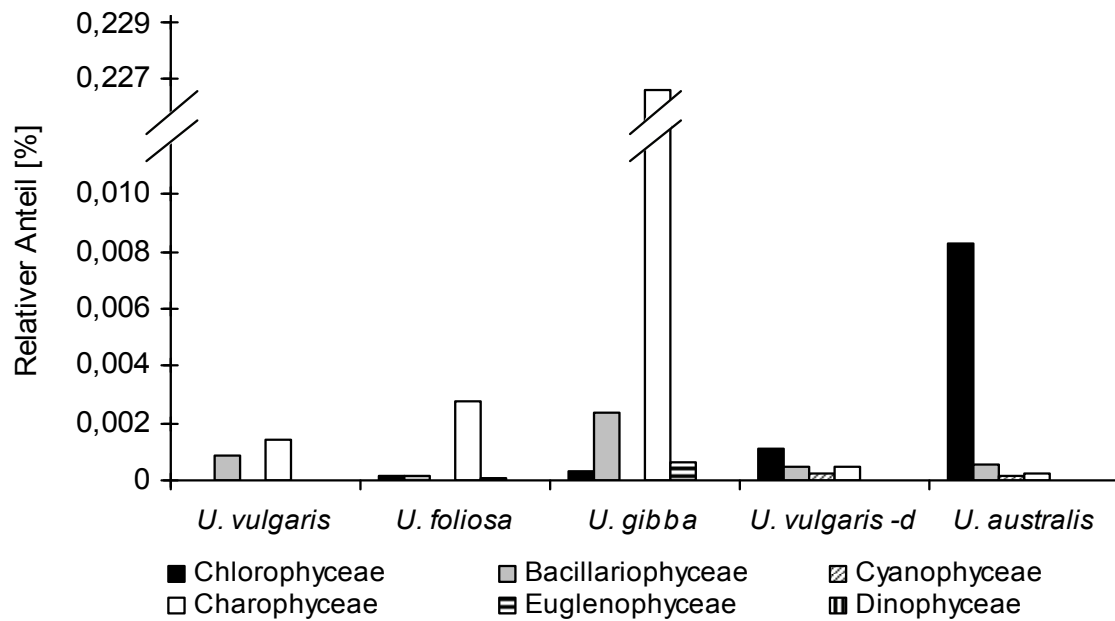


Abb. 3.28: Prozentualer Anteil des Phytoplanktonbiovolumens am gesamten Fallenvolumen von *Utricularia*. spp..

3.1.4.7 C-, N- und P-Gehalt des Phytoplanktons innerhalb der untersuchten Fallen

Der Mittelwert des C-, N- und P-Gehaltes des in den Fallen gefundenen Phytoplanktons lag zwischen 8,2, 2,4 und 0,08 ng C, N und P/Falle bei *U. vulgaris* aus Deutschland und 39, 8 und 0,36 ng C, N und P/Falle bei *U. gibba* (Abb. 3.29 A, B und C). Charophyceen, Chlorophyceen und Bacillariophyceen enthielten die größten Mengen an Stickstoff, Kohlenstoff und Phosphat. Cyanophyceae erreichten einen maximalen Anteil von 10% des gesamten C-, N- und P- Gehaltes in den Fallen von *U. vulgaris* aus Deutschland. Dinophyceen blieben immer unter 1% des Gesamt C-, N- und P-Gehaltes. Bei *U. gibba* betrug der Anteil am gesamten Kohlenstoff- und Phosphatgehalt der Charophyceen 99%, für den gesamten Stickstoff betrug der Anteil 98%. Für die Charophyceen wurde ein Anteil von 58% (1,4 ng N/Falle) des gesamten Stickstoffgehaltes des Phytoplanktons bei *U. vulgaris* aus Kanada sowie 78% (6,5 ng C/Falle) des gesamten Kohlenstoffgehaltes ermittelt, gefolgt von den Bacillariophyceae mit Anteilen von 41% (1 ng N/Falle) und 20% (1,7 ng C/Falle). Mit 12,2 ng C/Falle und 2,6 ng N/Falle erreichten die Charophyceen in den Fallen von *U. foliosa* den höchsten Anteil von 91% und 85% des gesamten Kohlenstoff- und Stickstoffgehaltes des Phytoplanktons, gefolgt von den Chlorophyceae 6%, 0,8 ng C/Falle und 5%, 0,2 ng N/Falle. Euglenophyceae machten 2% des gesamten Kohlen- und Stickstoffgehaltes aus. Bei Chlorophyceae wurde der höchste Anteil vom C- und N- Gehalt in den Fallen von *U. vulgaris* aus Deutschland und *U. australis* registriert. Der C-Gehalt betrug bei *U. vulgaris* aus Deutschland 55% (4,5 ng C/Falle) und bei *U. australis* 92% (17 ng C/Falle). Der N-Gehalt erreichte bis 52% (1,3 ng N/Falle) bei *U. vulgaris* und 89% bei *U. australis* (4,4 ng N/Falle). Die zweite wichtige Gruppe waren die Charophyceae in den Fallen von *U. vulgaris*. Der C-Gehalt lag bei 22% (1,8 ng C/Falle), der N-Gehalt 18% (0,4 ng N/Falle). Die Bacillariophyceae und Cyanophyceae erreichten 10% (1 ng C/Falle) des gesamten C-Gehaltes und 18% (0,5 ng N/Falle) sowie 10% (0,2 ng N/Falle)

des gesamten N-Gehaltes. Für die Charophyceae wurde der gleiche Anteil mit 3% des gesamten C- und N-Gehaltes in den Fallen von *U. australis* bestimmt und betrug 1 ng C/Falle und 0,2 ng N/Falle. Die Bacillariophyceae erreichten einen Anteil von 3% (0,5 ng C/Falle) und 6,2% (0,3 ng N/Falle), gefolgt von den Cyanophyceen 2% (0,3 ng C/Falle) und 2% (0,1 ng N/Falle). Das Verhältnis von Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt des Phytoplanktons lag zwischen 1,6 und 5,4. Bei *U. vulgaris* und *U. australis* lagen die Werte zwischen 1,7 und 4,4, bei den Arten aus der Elfenbeinküste bei 5,4 (*U. gibba*) und 5,3 (*U. foliosa*). Bei *U. vulgaris* aus Kanada lag das C/N-Verhältnis zwischen 1,6 und 5,4 (Abb. 3.30).

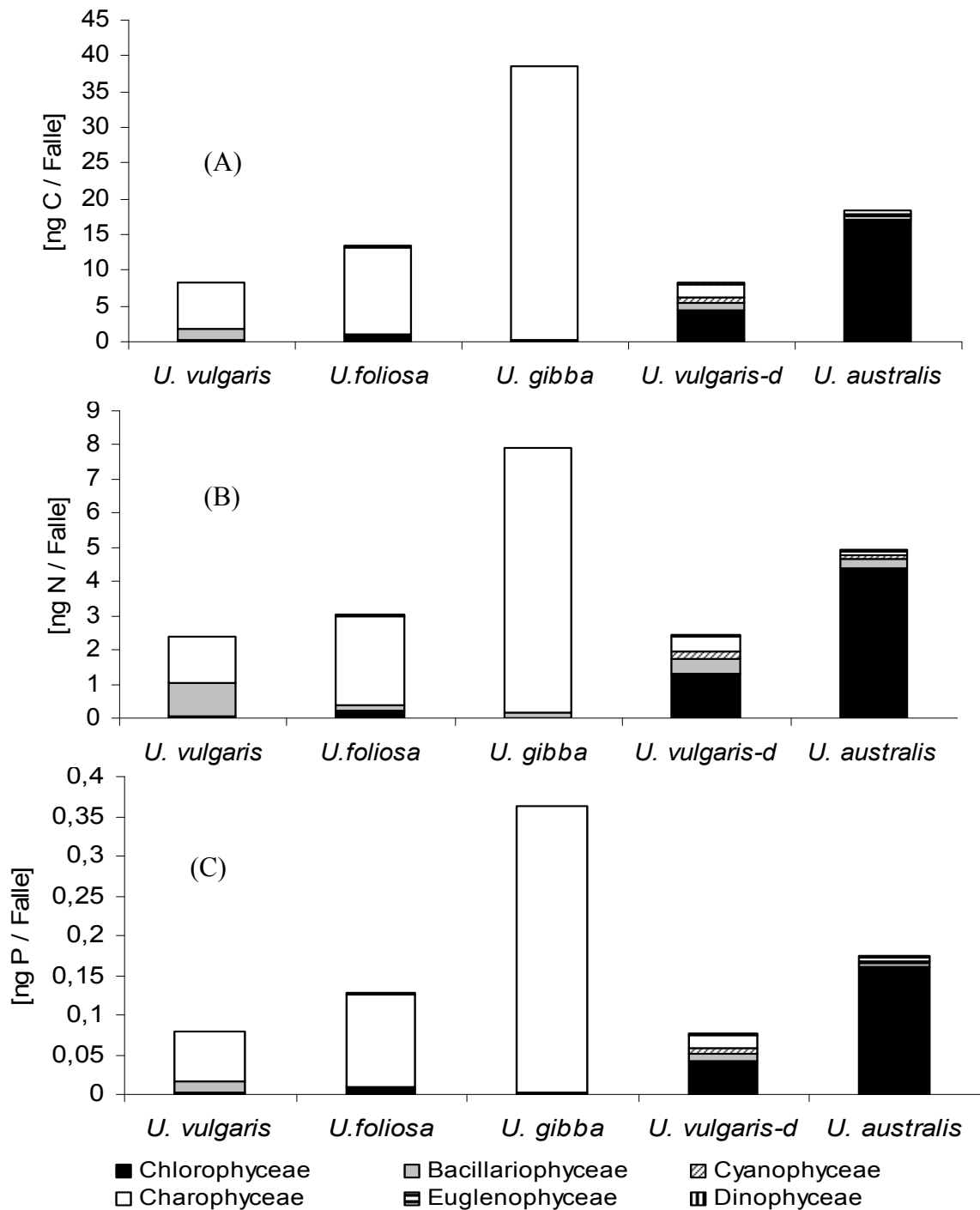


Abb. 3.29: Kohlenstoff- (A), Stickstoff- (B) und Phosphatgehalt (C) des Phytoplanktons innerhalb der Fallen von *Utricularia* spp..

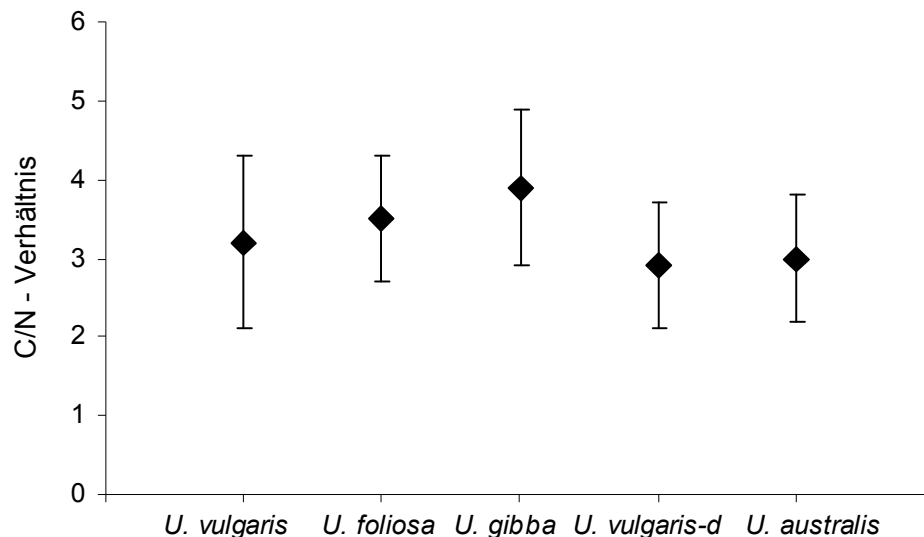


Abb. 3.30: Mittelwert des Verhältnisses zwischen Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt des Phytoplanktons in der Beute.

3.1.4.8 Struktur und Abundanz des Zooplanktons innerhalb der Fallen

Die Zooplankton-Zusammensetzung wurde anhand der Fallen von *U. australis* und *U. vulgaris* aus Deutschland im Detail analysiert. Es wurden 13 Cladocera-Taxa, 11 Copepoden, 17 Rotatorien und 5 Ciliophora aus insgesamt 33 Gattungen identifiziert. Die Gruppen zeigten jedoch beim Vergleich zwischen den Söllen einen beachtlichen Wechsel. Die Gesamt-Zooplankton-Häufigkeit lag in den Jahren 2005-2006 zwischen 42 (R63) und 5619 (R17) Ind./ml bezüglich des Fallenvolumens. Die Untersuchungen des Zooplanktons zeigten, dass im Jahr 2005 mit einem Anteil von 86% im Soll R29 als auch im Soll R28 mit einem Anteil von 85% die Cladoceren die am stärksten vertretene Zooplanktongruppe bildeten (Abb. 3.31). Ihre Dichten erreichten 9-1037 Ind./ml. Cladoceren waren hauptsächlich durch *Alona* spp., *Daphnia* spp., *Bosmina* spp. und *Chydorus* spp. vertreten (Abb. 3.32). Neben Cladoceren waren Copepoden mit 63% im Soll R28 bzw. 56% im Soll R29 die zweithäufigste Zooplanktongruppe. Wichtige Vertreter waren *Cyclops* spp., *Eucyclops* spp. und *Megacyclops* spp.

Im Jahr 2005 waren Ciliophora in Soll R17 dominant und erreichten einen Anteil von 62% und eine Dichte bis 3463 Ind./ml. Die Rotatoria zeigten insbesondere im Jahr 2006 in Soll R63 einen hohen Anteil von 78% mit einer geringen Dichte 32 Ind./ml. Sie erreichten auch in diesem Jahr in Soll R17 einen Anteil von 23% und die höchste Dichte (125 Ind./ml) von der Gesamt-Populationsdichte. Die Rotatoria wurden von unterschiedlichen Vertretern aus bis zu 6 Gattungen gebildet. Dagegen traten die Ciliophora mit der geringsten Gattungszahl innerhalb des Zooplanktons auf. Die Gattung *Vorticella* spp. war die dominante Gattung der Ciliophora - ihr Anteil reichte von 4% in Soll R29 bis 96% in Soll R17.

Die Populationsdichte der Ciliophora schwankte zwischen 45 Ind./ml in Soll R29 und 3463 Ind./ml in Soll R17 (Abb. 3.33). Neben dem Zoo- und Phytoplankton wurden in den Fallen zumeist vereinzelt auch Insektenlarven, Kiefernpollen und Wasserpilze nachgewiesen (Abb. A-15, 16 und 17 im Anhang).

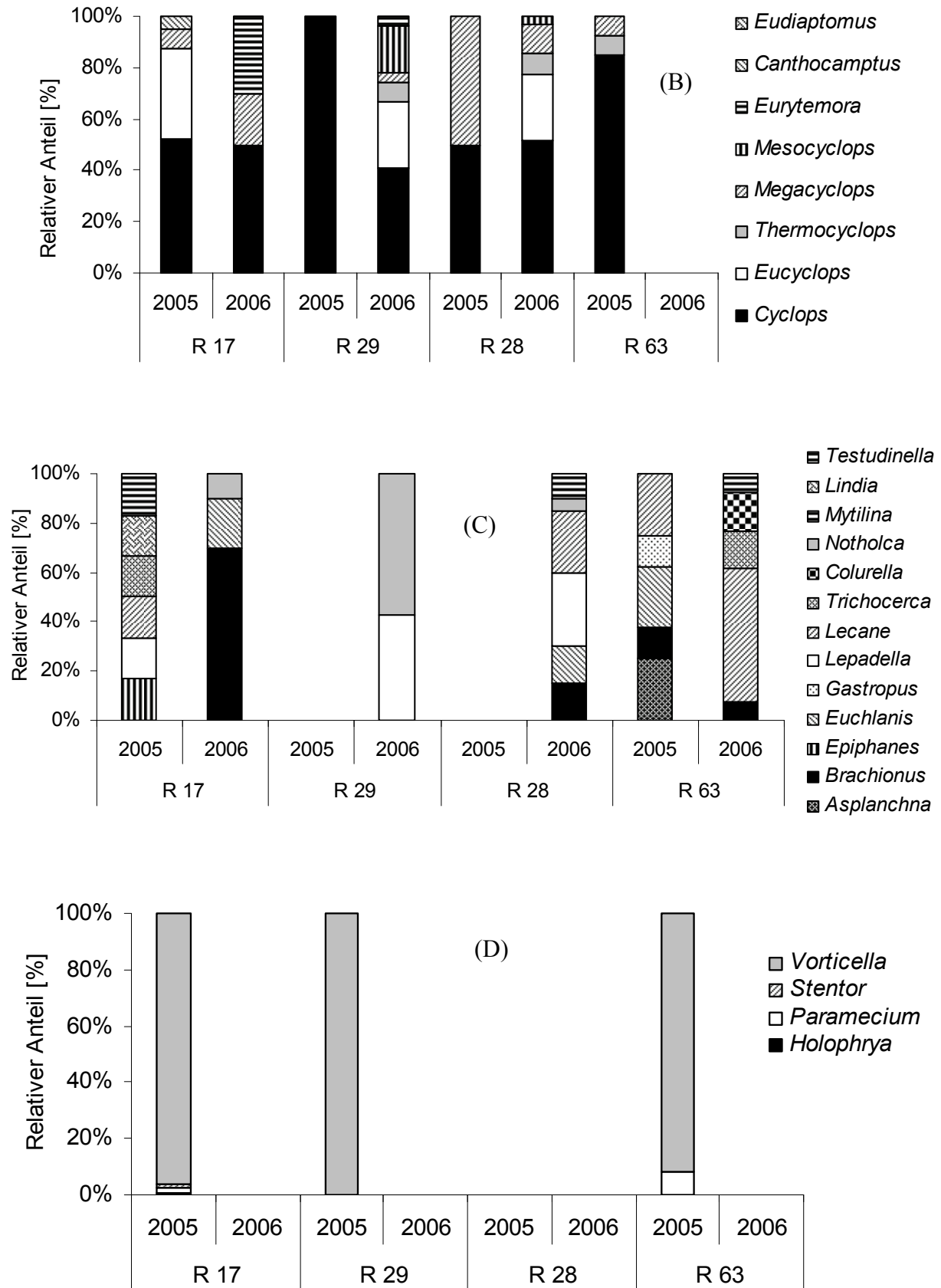


Abb. 3.33: Relativer Anteil [%] der Gattungen von Cladocera (A), Copepoda (B), Rotatoria (C), Ciliophora (D) innerhalb der Fallen von *U. vulgaris* (R28 und R63) und *U. australis* (R17 und R29) aus Deutschland.

3.1.5 Vergleich zwischen den Phytoplankton-Taxa innerhalb der Fallen und in den Gewässerproben

3.1.5.1 Artenspektrum und Abundanz des Phytoplanktons innerhalb und außerhalb der Fallen

Der Vergleich zwischen dem Phytoplankton aus den untersuchten Fallen von *U. vulgaris* und *U. australis* und des Phytoplanktons aus den Gewässerproben, wo die Pflanzen in den Kleingewässern (R17, R28, R29 und R63) vorkamen, wurde im Sommer der Jahre 2005 und 2006 durchgeführt.

Im Phytoplankton der Gewässer (R17, R28, R29 und R63) konnten in beiden Jahren (2005-2006) 51 Gattungen und 155 Taxa aus sechs Klassen erfasst werden. Die höchsten Taxazahlen wiesen die Chlorophyceen (69 Taxa, 23 Gattungen) auf. Daneben sind auch Bacillariophyceen (45 Taxa, 11 Gattungen), Cyanophyceen (23 Taxa, 10 Gattungen), Charophyceen (12 Taxa, 4 Gattungen), Euglenophyceen (5 Taxa, 2 Gattungen) und Dinophyceen (1 Taxa) anzutreffen (Abb. 3.34). Es konnte nur ein geringer Unterschied in der Zahl der Arten in den Gewässern zwischen 2005 (119 Taxa) und 2006 (109 Taxa) registriert werden. 72 Taxa konnten in beiden Jahren nachgewiesen werden. Die artenreichste Gruppe in den beiden Jahren war die der Chlorophyceen mit 54 Taxa im Jahr 2005 und 59 Taxa im Jahr 2006. In den untersuchten Wasserproben dominierten hauptsächlich große koloniebildende Gattungen wie *Scenedesmus* spp., *Kirchneriella* spp., *Monoraphidium* spp., und *Dictyosphaerium* spp.. In den Fallen von *U. vulgaris* und *U. australis* wurden in den Jahren 2005 und 2006 deutlich mehr Taxa (210) festgestellt, davon waren 85 Taxa (40%) Chlorophyceae, 69 Taxa (33%) Bacillariophyceae, 27 Taxa (13%) Charophyceae, 21 Taxa (10%) Cyanophyceae, 5 Taxa (2%) Euglenophyceae und nur 3 Taxa (1%) Dinophyceae.

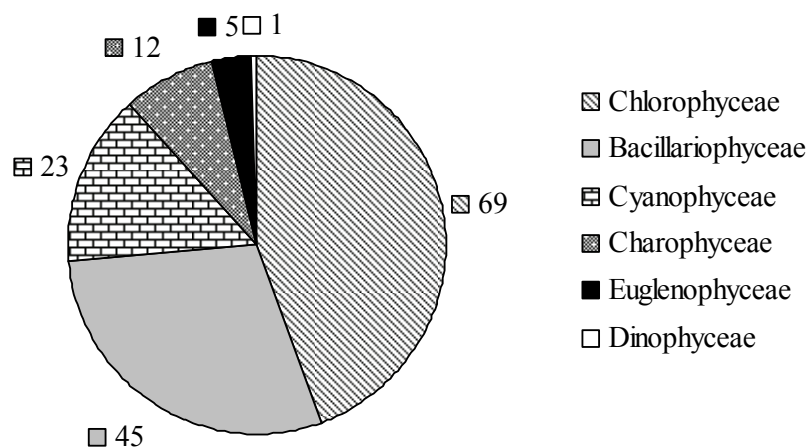


Abb. 3.34: Übersicht über gefundene Phytoplankton-Taxa in den Gewässerproben 2005-2006.

Der Vergleich der Taxazahl innerhalb und außerhalb der Fallen an den vier Fundorten zeigt, dass die Taxazahl innerhalb der Fallen immer größer als in den Wasserproben war und zwischen 36-129 Taxa schwankte (Abb. 3.35). Der maximale Wert der Taxazahl betrug 129 im Jahr 2005 in den Fallen von *U. vulgaris* und in den Wasserproben 84 in R63. Im Vergleich dazu fanden sich 102 Taxa bei *U. australis* und 88 Taxa in den Wasserproben im Jahr 2006 in

R29. Der minimale Wert beträgt 46 Taxa in den Fallen von *U. australis* im Jahr 2005 in R29 und 24 Taxa in den Wasserproben (R17). Im Jahr 2006 wurden 36 Taxa in den Fallen von *U. australis* in R17 und 29 Taxa in den Wasserproben gefunden.

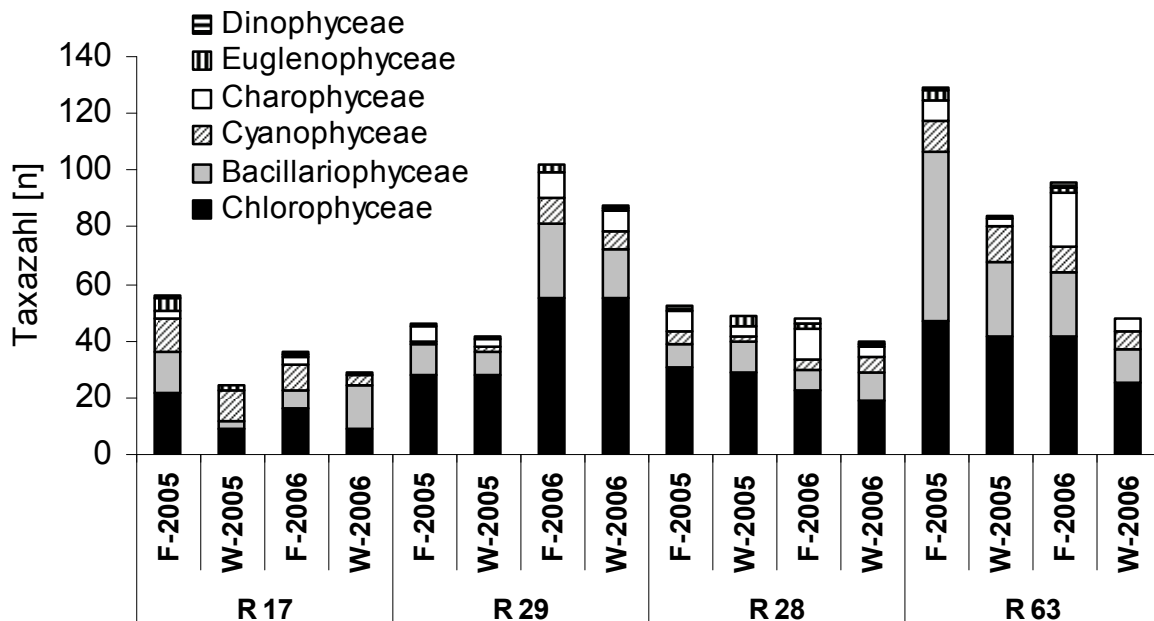


Abb. 3.35: Phytoplankton-Taxazahl innerhalb der Fallen (F) von *U. vulgaris* und *U. australis* und in den Gewässerproben (W) in den Jahren 2005 und 2006.

Die artenreichsten Gruppen und Hauptvertreter des Phytoplanktons innerhalb und außerhalb der Fallen waren Chlorophyceae (9-55) und Bacillariophyceae (3-60), Charophyceae (2-19) und Cyanophyceae (1-12). Euglenophyceae (1-4) und Dinophyceae (1-2) spielten innerhalb und außerhalb der Fallen nur eine untergeordnete Rolle. Es ist auffällig, dass in R29 in den Jahren 2005 und 2006 die gleiche Taxazahl der Chlorophyceen (28 bzw. 55) in den Fallen und im Wasser festgestellt wurde. In Soll R17 nahm die Anzahl der Cyanophyceen im Wasser von 11 Taxa im Jahr 2005 bis auf 4 Taxa 2006 und von 12 Taxa in den Fallen (2005) auf 9 Taxa (2006) ab. Für die Bacillariophyceen nahm die Taxazahl von 3 auf 15 Taxa im Wasser (2006) und von 14 (2005) auf 7 in den Fallen (2006) zu bzw. ab. In R29 und R63 waren Chlorophyceae und Bacillariophyceae in den Fallen und im Wasser dominant. In den Fallen (2006) kamen Charophyceae mit 11 Taxa im Soll R28 vor und mit nur 4 Taxa im Wasser (2006).

3.1.5.2 Relative Abundanz, Populationsdichte, Biovolumen des Phytoplanktons innerhalb und außerhalb der Fallen

Die Abbildung 3.36 zeigt die relative Abundanz der Phytoplanktonklassen in den untersuchten Fallen und in den Wasserproben. Chlorophyceae, Bacillariophyceae und Cyanophyceae waren die Gruppen mit der größten Abundanz. Im Jahr 2005 erreichten die Chlorophyceen maximal relative Anteile von 96% an dem gesamten Phytoplankton im Wasser des Solls R29. Charophyceae, Euglenophyceae und Dinophyceae wiesen geringe Abundanzwerte auf und erreichten nie einen Anteil von über 16% am gesamten Phytoplankton.

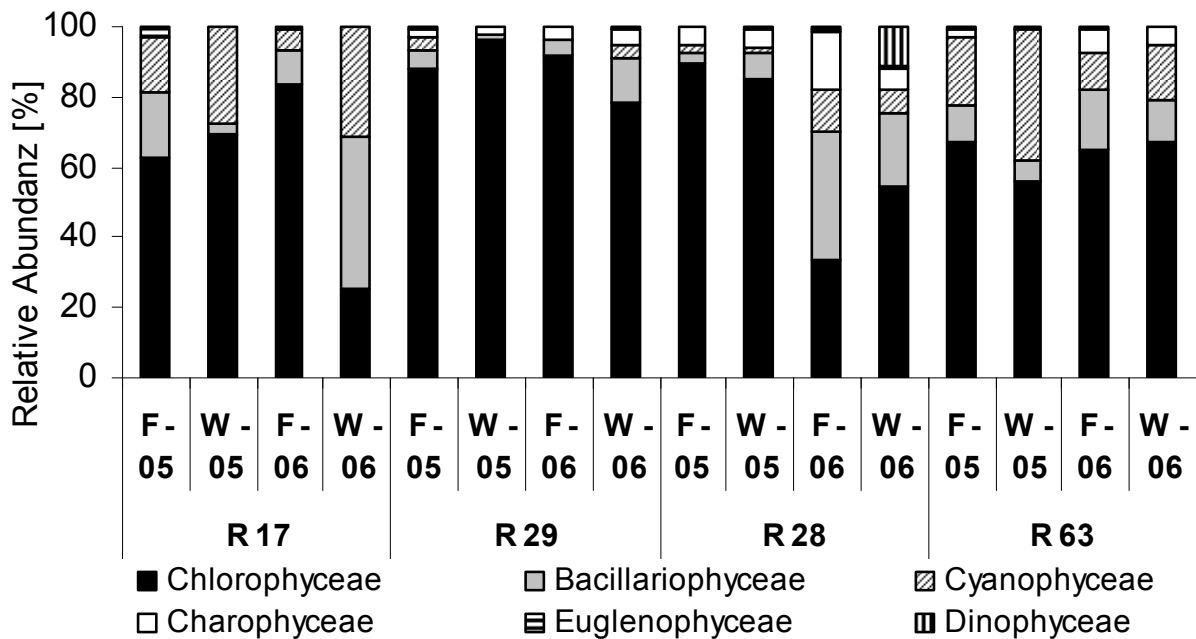


Abb. 3.36: Relative Abundanz [%] des nachgewiesenen Phytoplanktons in den Fallen und in den Wasserproben.

Im Soll R17 waren Chlorophyceen mit 63% des gesamten Phytoplanktons in den Fallen (2005) und mit 69% in den Wasserproben die dominante Gruppe, gefolgt von Bacillariophyceen mit 18% in den Fallen und nur 3% in den Wasserproben. Die Cyanophyceen erreichten einen Anteil von 15% in den Fallen und besaßen einen Anteil von 28% in den Wasserproben. Im Jahre 2006 lag der Anteil der Chlorophyceen bei 83% in den Fallen und bei 25% im Wasser. Bacillariophyceen und Cyanophyceen kamen mit Anteilen von 10% bzw. 6% in den Fallen vor und waren im Wasser mit Anteilen von 43% bzw. 31% vertreten. Der Anteil an Chlorophyceen in den Wasserproben betrug zwischen 78% (2006) und 96% (2005) und in den Fallen 88% (2005) bis 92% (2006) im Soll R29. Die zweithäufigste Gruppe (Bacillariophyceae) war in den Wasserproben mit 13% im Soll R29 (2006) vertreten. In Soll R28 sank der Anteil der Chlorophyceen in den Fallen von 90% (2005) auf 34% (2006) und in den Wasserproben von 85% auf 54%. Einen Anteil von 36% erreichten die Bacillariophyceen im Jahre 2006 in den Fallen und von 21% in den Wasserproben (2006). Der Anteil der Charophyceen lag im Jahr 2005 immer bei 5% in den Fallen und im Wasser und er machte 2006 16% in den Fallen und 6% in den Wasserproben aus. Dinophyceen wurden nur 2006 registriert und erreichten im Wasser bis 11% und in den Fallen 1% Anteil. In Soll R63 traten Cyanophyceen 2005 auf und erreichten einen Anteil von 37% in den Wasserproben und 19% in den Fallen. Chlorophyceen waren mit 67% in den Fallen und 56% im Wasser im Jahre 2005 vertreten. Sie machten einen Anteil von 65% in den Fallen und 67% im Wasser im Jahre 2006 aus.

Die Dichte der Phytoplanktonpopulationen in den Fallen in den Jahren 2005-2006 schwankte stark von 4352 - 79438 Ind./ml (Abb. 3.37). Der Mittelwert der Dichte in den Fallen betrug 26085 Ind./ml. In den Wasserproben konnten maximal 115412 Ind./ml und minimal 3590 Ind./ml gefunden werden. Der Mittelwert betrug 26712 Ind./ml. Die am zahlreichsten vertretene Gruppe, die Chlorophyceae, dominierte in den Fallen und in den Wasserproben der

Jahre 2005-2006. Die maximale Dichte mit einem Wert von 90520 Ind./ml im Jahr 2006 wurde in Soll R29 erreicht und die häufigsten Gattungen waren *Scenedemus*, *Pediastrum*, *Monoraphidium* und *Chlorella*. Die stärkste Entwicklung der Bacillariophyceae in den Wasserproben wurde mit 14960 Ind./ml in R29 (2006) verzeichnet. Cyanophyceen traten in Soll R63 (2005) mit maximal 9054 Ind./ml in den Fallen auf, vor allem *Merismopedia* spp. und *Microcystis* spp. waren stark vertreten. Euglenophyceen und Dinophyceen waren im Phytoplankton eine unregelmäßig auftretende Komponente und erreichten maximale Werte von 477 Ind./ml in den Fallen in Soll R17 (2005) und 832 Ind./ml. in den Wasserproben (2006) in R28.

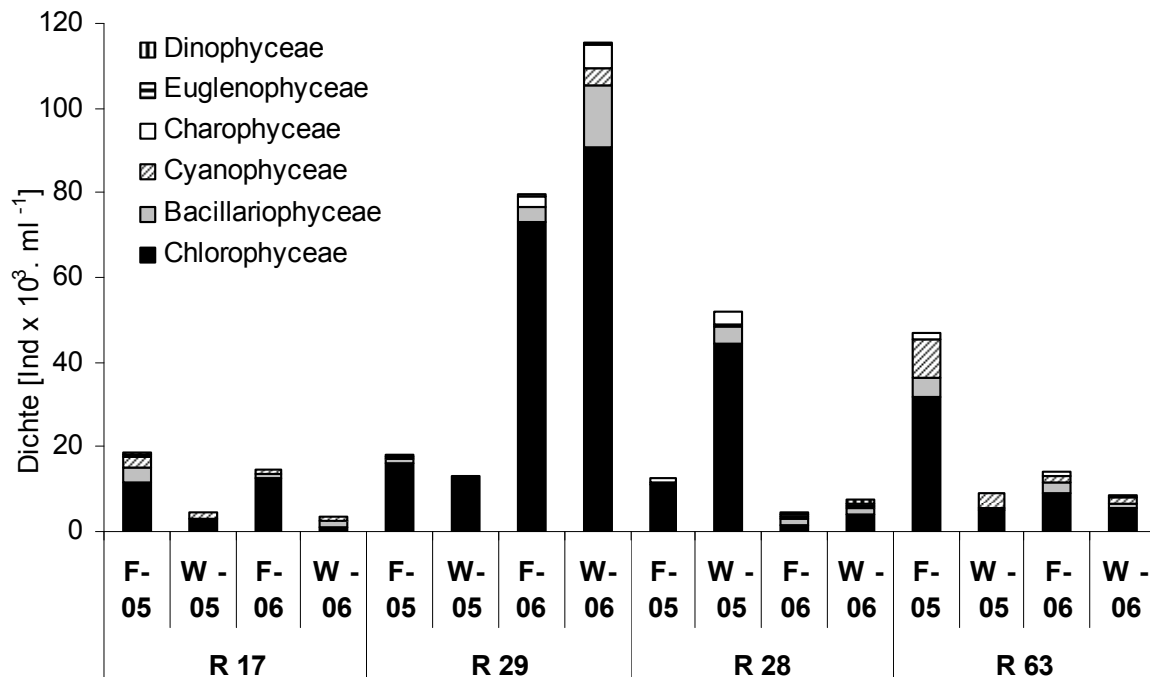


Abb. 3.37: Populationsdichte des gefundenen Phytoplanktons in den Fallen und in den Wasserproben pro ml.

Die Populationsdichte des Phytoplanktons in den Wasserproben betrug 4399 Ind./ml im Jahr 2005 und 3590 Ind./ml im Jahr 2006. Interessant war, dass in Soll R17 die Dichte in den Fallen größer als in den Wasserproben war. Sie erreichte 18423 Ind./ml (2005) und 14850 Ind./ml (2006). Für Soll R29 gab es einen großen Unterschied zwischen den Werten der Dichte in den Jahren 2005 und 2006. Die gesamte Populationsdichte betrug 18281 Ind./ml in den Fallen und 13353 Ind./ml in den Wasserproben im Jahr 2005. Im Jahr 2006 wurden 79438 Ind./ml in den Fallen und 115412 Ind./ml in den Wasserproben gefunden. In Soll R28 war die Dichte des Phytoplanktons in den Wasserproben immer höher als in den Fallen. Im Jahr 2005 betrug die Dichte 52160 Ind./ml in den Wasserproben, im Jahr 7315 Ind./ml. In den Fallen betrug sie 12397 Ind./ml im Jahr 2005 und 4352 Ind./ml im Jahr 2006. Wie in Soll R17 fanden sich im Soll R63 in den Jahren 2005 und 2006 jeweils mehr Individuen in den Fallen als in den Wasserproben, 46892 Ind./ml im Jahr 2005 und 14047 Ind./ml im Jahr 2006. In den Wasserproben waren es nur 8946 Ind./ml im Jahr 2005 und 8520 Ind./ml im Jahr 2006.

Der Maximalwert des Gesamtbiovolumens des Phytoplanktons trat in den Fallen und in den Wasserproben im Jahr 2006 in Soll R29 auf, dabei wurden in den Fallen 0,193 mm³/ml und in den Wasserproben 0,10 mm³/ml erreicht (Abb. 3.38). Der Minimalwert des Gesamtbiovolumens in den Fallen wurde im Jahre 2006 in Soll R28 gemessen und betrug 0,008 mm³/ml. In den Wasserproben trat der Minimalwert 2005 in Soll R17 auf und betrug 0,003 mm³/ml. In Soll R28 wurde ein mittleres Biovolumen von 0,033 mm³/ml beobachtet.

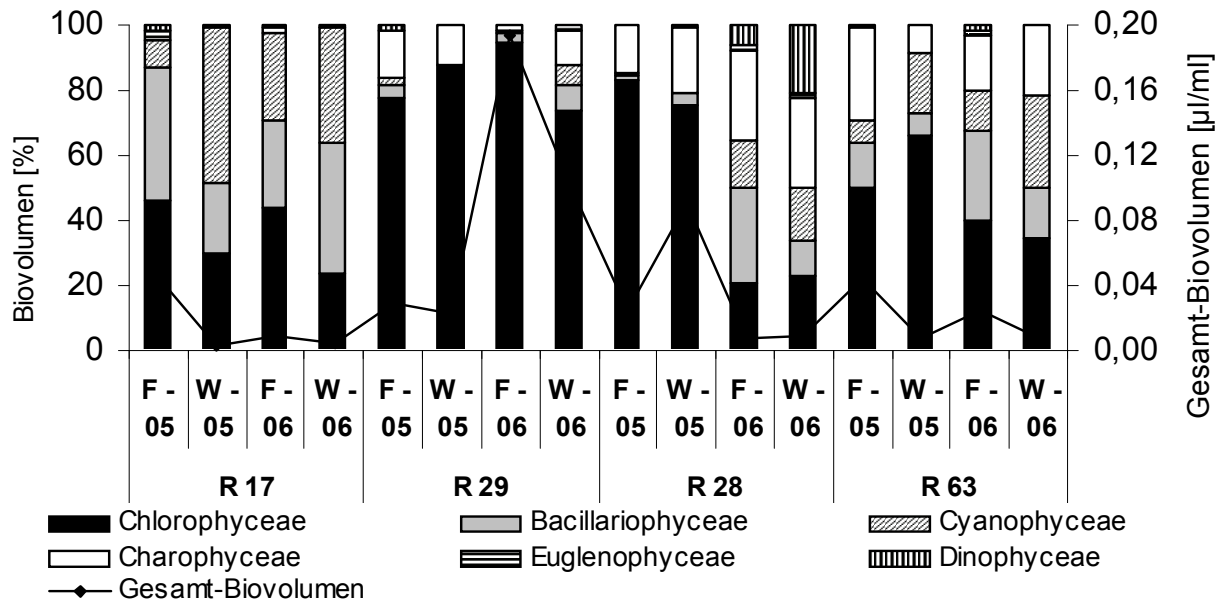


Abb. 3.38: Relativer Anteil des Phytoplanktonbiovolumens in den Fallen (F) und in den Wasserproben (W). Prozentualer Anteil einzelner Algenklassen am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons.

Der prozentuale Anteil der Chlorophyceae am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons betrug in den Fallen im Untersuchungsverlauf zwischen 20% (0,0016 mm³/ml; 2006; R28) und 95% (0,183 mm³/ml; 2006; R29). Bacillariophyceae stellten den zweithöchsten Anteil dar, der zwischen 0,5% (0,00011 mm³/ml) in den Wasserproben (2005, Soll R29) und 41% (0,0188 mm³/ml) in den Fallen (2005, Soll R17) betrug. Drittgrößte Gruppe waren die Charophyceen, die einen Anteil von 28% in den Fallen erreichten (2005, R63 und 2006, R28). Der relative Anteil der Cyanophyceen an der Gesamtbiomasse betrug bis zu 48% in den Wasserproben (2005, R17). Dinophyceae wurden in der Regel nur mit geringem Anteil in den Fallen und in den Wasserproben beobachtet. Nur in R28 (2006) wurde mit 21% (0,0017 mm³/ml) ein erhöhter Wert erfasst, der sich hauptsächlich aus *Perimnidium* zusammensetzte. Euglenophyceae blieben anteilsmäßig stets unter 3%.

3.1.5.3 C-, N- und P-Gehalte des Phyto- und Zooplanktons innerhalb der Fallen

Der Mittelwert des C-Gehaltes des gefangenen Zooplanktons schwankte zwischen 0,023 $\mu\text{g C/Falle}$ in R63 (2006) und 2,23 $\mu\text{g C/Falle}$ in R28 (2006). Im Vergleich dazu betrug der Phytoplankton-C-Gehalt zwischen 0,001 $\mu\text{g C/Falle}$ in R28 (2005) und 0,01 $\mu\text{g C/Falle}$ in R29 (2006). Der Mittelwert des N-Gehaltes des gefangenen Zooplanktons lag zwischen 0,004 $\mu\text{g N/Falle}$ in R63 (2006) und 0,4 $\mu\text{g N/Falle}$ in R28 (2006), während die Konzentrationen des Phytoplankton-N 0,0003 $\mu\text{g N/Falle}$ und 0,002 $\mu\text{g N/Falle}$ in R28 bzw. R29 betragen.

Der Phosphorgehalt des Zooplanktons erreichte einen Maximalwert von 0,03 $\mu\text{g P/Falle}$ in R28 (2006), beim Phytoplankton lag dieser Wert bei 0,0001 $\mu\text{g P/Falle}$ in R29 (2006). Die C-, N- und P-Gehalte zeigten signifikante Unterschiede zwischen den Zooplanktongruppen ($p = 0,002$ für C-Gehalt, $p = 0,002$ für N-Gehalt, $p = 0,003$ für P-Gehalt) (Abb. 3.39). Copepoda waren die dominanten Zooplankter. Sie enthielten hohe Konzentrationen an C (97%), N (97%) und P (96%) in R29 (2006). Im Jahr 2006 fehlten sie in R63 komplett. Die C-, N- und P-Gehalte der Cladocera waren unterschiedlich von Soll zu Soll. Die Minimalwerte traten im R29 (2006) auf und erreichten 2,3% (C-Gehalt und N-Gehalt) bezüglich des gesamten N- und C-Gehalt des gefangenen Zooplankton und 3% (P-Gehalt), die Maximalwerte wurden im Soll R63 gemessen (2006), sie betragen 73% für den C- und N-Gehalt sowie 68% beim P-Gehalt. Der C-, N- und P-Gehalt der Rotatoria und Ciliophora blieb unter 1,3% in den Söllen R17, R28 und R29. Im Jahr 2006 traten bei den Rotatoria im Soll R63 27% des Gesamt-C und N-Gehaltes und 32% des P-Gehaltes auf (Abb. 3.40). Die Mittelwerte von C-, N- und P-Gehalt waren zwischen Zoo- und Phytoplankton signifikant verschieden ($p = 0,000$ für C-, N- und P-Gehalt).

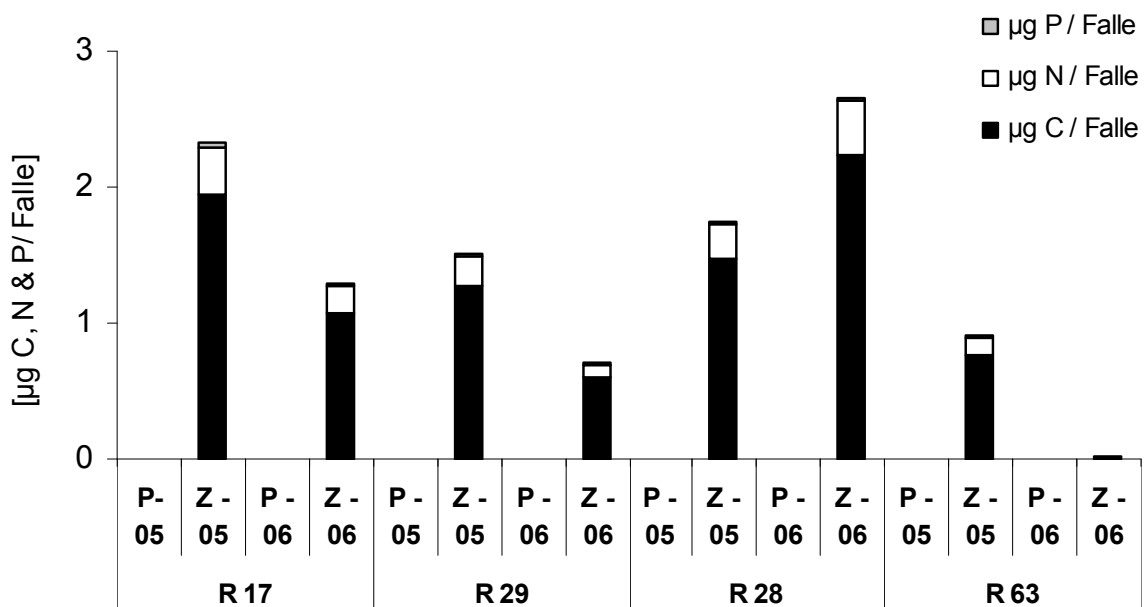


Abb. 3.39: Gesamt-Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphatgehalt des gefangenen Zoo- und Phytoplanktons aus einer Falle von *U. australis* und *U. vulgaris*.

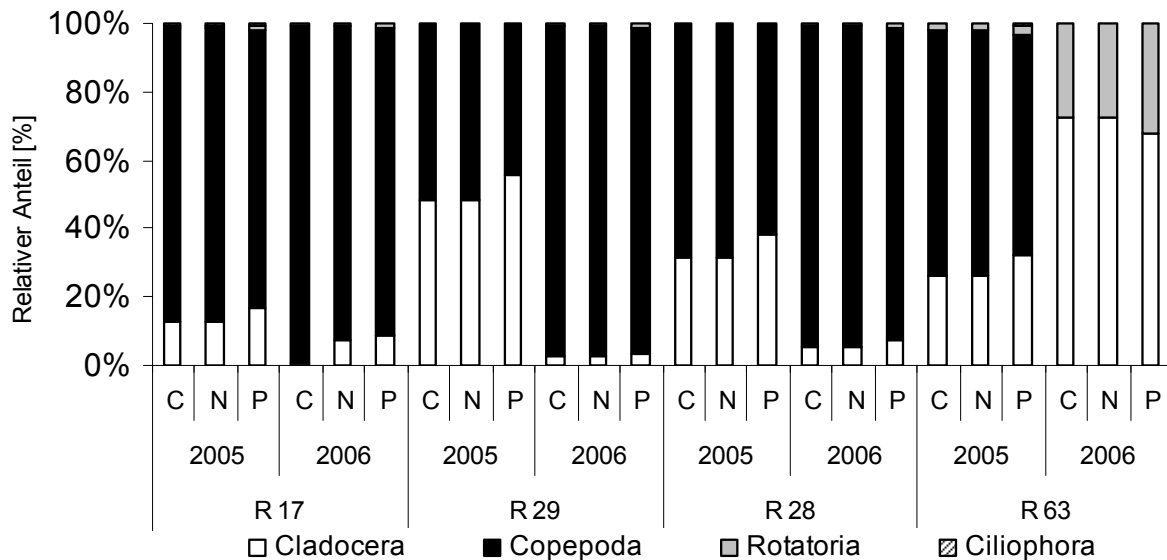


Abb. 3.40: Relative Anteile von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor des gefangenen Zooplanktons innerhalb der Fallen von *U. australis* und *U. vulgaris*.

3.1.5.4 Gemeinsame Phytoplankton-Taxa innerhalb und außerhalb der Fallen

Es wurden 130 gemeinsame Taxa (49 Gattungen) in den Fallen und im Wasser in den Jahren 2005-2006 nachgewiesen (Abb. 3.41). Diese Taxa verteilen sich auf 6 Klassen mit unterschiedlichen Prozentanteilen. Davon bildeten 64 Chlorophyceae-Taxa (22 Gattungen) einen prozentualen Anteil von 93% an den gesamten Chlorophyceen in den Wasserproben und 75% in den Fallen. Insbesondere die Gattung *Scenedesmus* ist artenreich vertreten, gefolgt von *Monoraphidium*, *Kirchneriella*, *Pediastrum* und *Ankistrodesmus*. 30 Taxa aus 10 Gattungen der Bacillariophyceen besaßen einen Anteil von 67% an den gesamten Bacillariophyceen in den Wasserproben und 43% in den Fallen. Die Vertreter der zehn Gattungen waren *Achnanthes*, *Amphora*, *Asterionella*, *Cymbella*, *Eunotia*, *Fragilaria*, *Gomphonema*, *Navicula*, *Nitzschia* und *Tabellaria*.

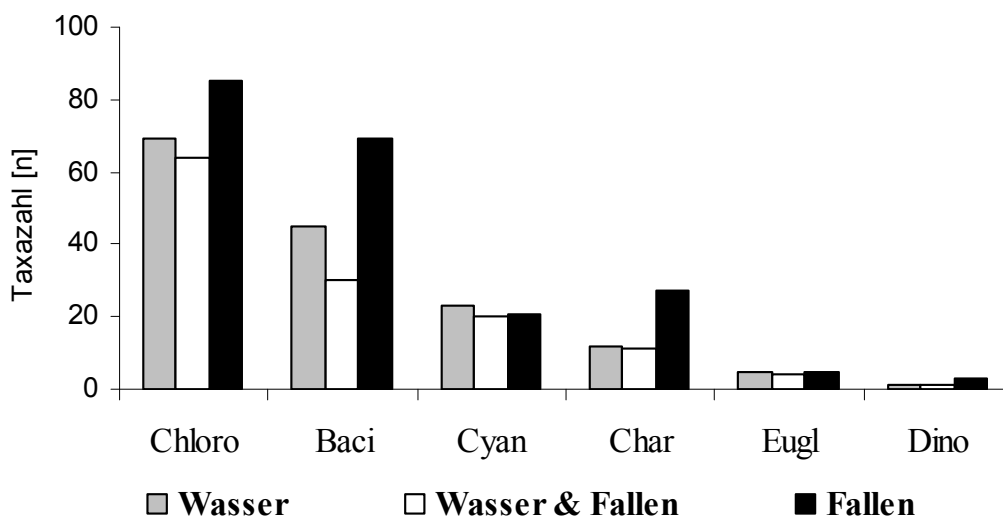


Abb. 3.41: Phytoplankton (Chlo= Chlorophyceae; Baci= Bacillariophyceae; Cyan= Cyanophyceae; Char= Charophyceae; Eugl= Euglenophyceae; Dino= Dinophyceae) in den Fallen und im Wasser und gemeinsame Taxa innerhalb und außerhalb der Fallen in den Jahren 2005-2006.

Interessant war, dass aus den Gattungen *Pinnularia* und *Cymbella* je fünf Arten in den Fallen und nur je eine Art in den Wasserproben vertreten waren. Die Taxa der Cyanophyceen wiesen innerhalb und außerhalb der Fallen die höchste Ähnlichkeit des gemeinsamen Phytoplanktons auf. Sie erreichten mit 20 Taxa (9 Gattungen) einen Anteil von 87% an den gesamten Cyanophyceen der Wasserproben und 95% der Fallen. 11 Taxa (4 Gattungen) der Charophyceen machten einen Anteil von 92% an den gesamten Charophyceae in den Wasserproben und 41% in den Fallen aus. Die Analyse der Taxa lässt deutliche Unterschiede zwischen den Gewässern und den Fallen erkennen. In den Wasserproben wurde die Gattung *Cosmarium* mit nur 5 Vertretern von dreizehn Arten in den Fallen angetroffen. Vier Taxa (80%) von insgesamt fünf der Euglenophyceen wurden in den Wasserproben und in den Fallen festgestellt. Ein einziger Vertreter von drei Dinophyceae in den Fallen wurde in den Wasserproben nachgewiesen.

3.1.6 Beziehung zwischen Fallengröße, Algenzahl sowie den physikalischen und chemischen Parametern

3.1.6.1 Beziehung zwischen der Fallengänge und den P- und N-Konzentrationen der Gewässer

Die Länge der untersuchten Fallen lag zwischen 173 und 3558 μm . Die Konzentrationen an Gesamt-Phosphat und Gesamt-Stickstoff der untersuchten Gewässer in den Jahren 2005 und 2006 wurden mit zwischen 0,02 und 0,5 mg P/l bzw. 1,1 und 10 mg N/l ermittelt (Abb. 3.42, 3.43). Die Konzentrationen von P und N zeigten signifikant inverse Beziehungen zu den Fallengängen ($p \leq 0,05$). Die maximalen Fallengängen wurden im Bereich der minimalen Nährstoffwerte (N- und P-Konzentrationen von 1,1 mg N/l und 0,05 mg P/l) nachgewiesen. Mit Ausnahme der Bereiche zwischen 3,8 und 4,3 mg N/l, 0,05 und 0,1 mg P/l zeigt sich eine deutlich inverse Beziehung zwischen der Fallengänge zu den N- und P-Konzentrationen ($p \leq 0,05$).

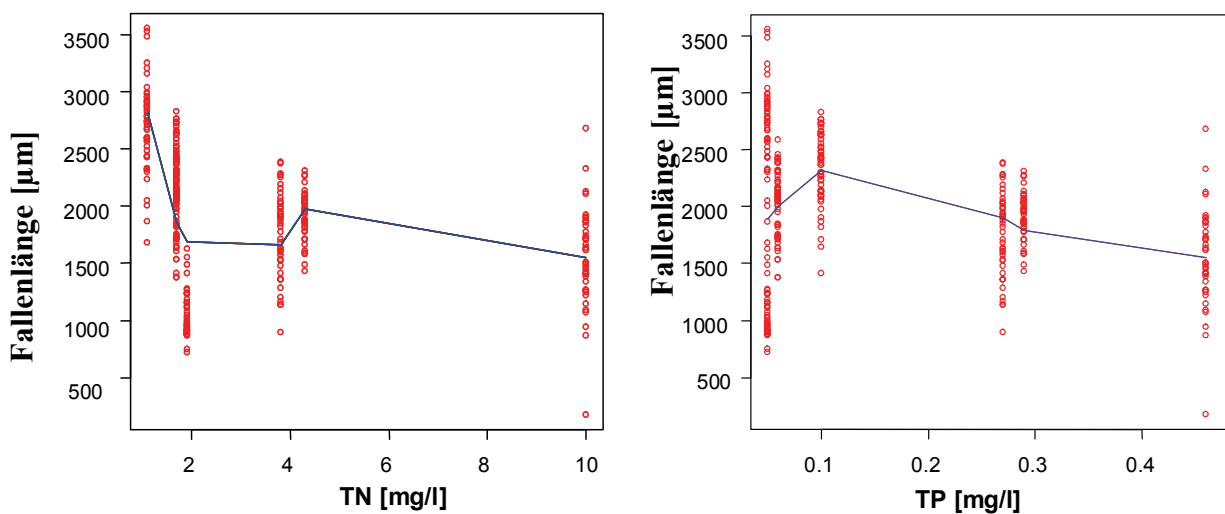


Abb. 3.42, 43: Beziehung zwischen Fallengänge [µm] und TN-, TP-Konzentrationen [mg/l] der untersuchten Sölle (R17, R28, R29 und R63).

3.1.6.2 Beziehung zwischen Fallengröße und Algenanzahl innerhalb der Fallen

Die Abbildungen (3.44 A, B und C) zeigen die Beziehungen zwischen Fallengänge, Fallenhöhe, Fallenvolumen und Algenanzahl innerhalb der Fallen von *Utricularia*-Arten. Länge und Höhe der untersuchten Fallen wurden in jeweils acht Klassen unterteilt (400-4200 μm bzw. 200-3700 μm), die Unterteilung des Volumens erfolgte in neun Klassen (0,03-22 μl). Die Anzahl nachgewiesener Algen innerhalb der Fallen von *U. vulgaris* aus Deutschland und *U. australis* erreichte die höchsten Werte und verteilte sich auf mehrere Größenklassen. Tabelle 3.2 lässt erkennen, dass sich die nachgewiesenen Algenanzahlen im Vergleich dreier Fallengrößen von *U. vulgaris*-Fallen (Deutschland) signifikant unterschieden. Es bestand auch ein signifikanter Unterschied zwischen Algenanzahl und Fallenhöhe von *U. foliosa*. Der maximale Wert der aufsummierten Algenanzahl lag innerhalb der Fallen von *U. vulgaris* (Deutschland) bei 6103 Individuen für Fallengängen im Bereich 2000-2399 μm , gefolgt von *U. australis* mit 5623 Algen nachweisen in der Längen-Klasse 1600-1999 μm . Bei den restlichen *Utricularia*-Arten konnten insgesamt deutlich weniger Algen nachgewiesen werden. Unter 1200 μm Fallengänge wurden nur 2% der gesamten nachgewiesenen Algen innerhalb der Fallen von *U. vulgaris* aus Deutschland registriert.

Die meisten der nachgewiesenen Algen innerhalb der Fallen von *U. foliosa* und *U. vulgaris* aus Deutschland sowie aus Kanada lagen im Bereich zwischen 1000-2600 μm Fallengänge und erreichten bis zu 99%, 94% bzw. 91%. Im Höhenbereich zwischen 2600-3700 μm wurden die geringsten Algenmengen in den Fallen von *U. vulgaris* aus Kanada (9%) und aus Deutschland (4%) beobachtet. Die größte Auffälligkeit in der Beziehung zwischen dem Fallenvolumen und der Algenzahl ist, dass die Algenanzahl innerhalb der Fallen von *U. vulgaris* und *U. australis* bis zu 8282 bzw. 6955 Individuen im Bereich zwischen 1 und 3 μl erreichten, das sind mit deutlichem Abstand die höchsten Werte aller Klassen. Der größte Anteil der Algen (99% bei *U. foliosa*, 92% bei *U. vulgaris* aus Deutschland, 79% bei *U. vulgaris* aus Kanada und 56% bei *U. australis*) befand sich im Bereich zwischen 1-8 μl Volumen. Durch die generell geringeren Fallengängen bei *U. gibba* wurden alle Algen in Fallengängen zwischen 0,03-0,4 μl nachgewiesen, 10% der Algen nachweise in *U. australis* kamen ebenfalls aus diesem Größenbereich.

Tab. 3.2: P und r^2 -Werte des Volumens (V), der Länge (L) und der Höhe (H) der Fallen von *Utricularia*. spp. gegenüber der Algenanzahl innerhalb der Fallen.

Parameter	Werte	<i>U. vulgaris</i>	<i>U. foliosa</i>	<i>U. gibba</i>	<i>U. vulgaris-d</i>	<i>U. australis</i>
(L*n)	p-Wert	0,850	0,341	0,660	0,000	0,654
	r^2 -Wert	0,000	0,009	0,002	0,096	0,001
(H*n)	p-Wert	0,861	0,038	0,212	0,002	0,213
	r^2 -Wert	0,000	0,043	0,016	0,03	0,007
(V*n)	p-Wert	0,959	0,230	0,557	0,001	0,154
	r^2 -Wert	0,000	0,015	0,004	0,037	0,009

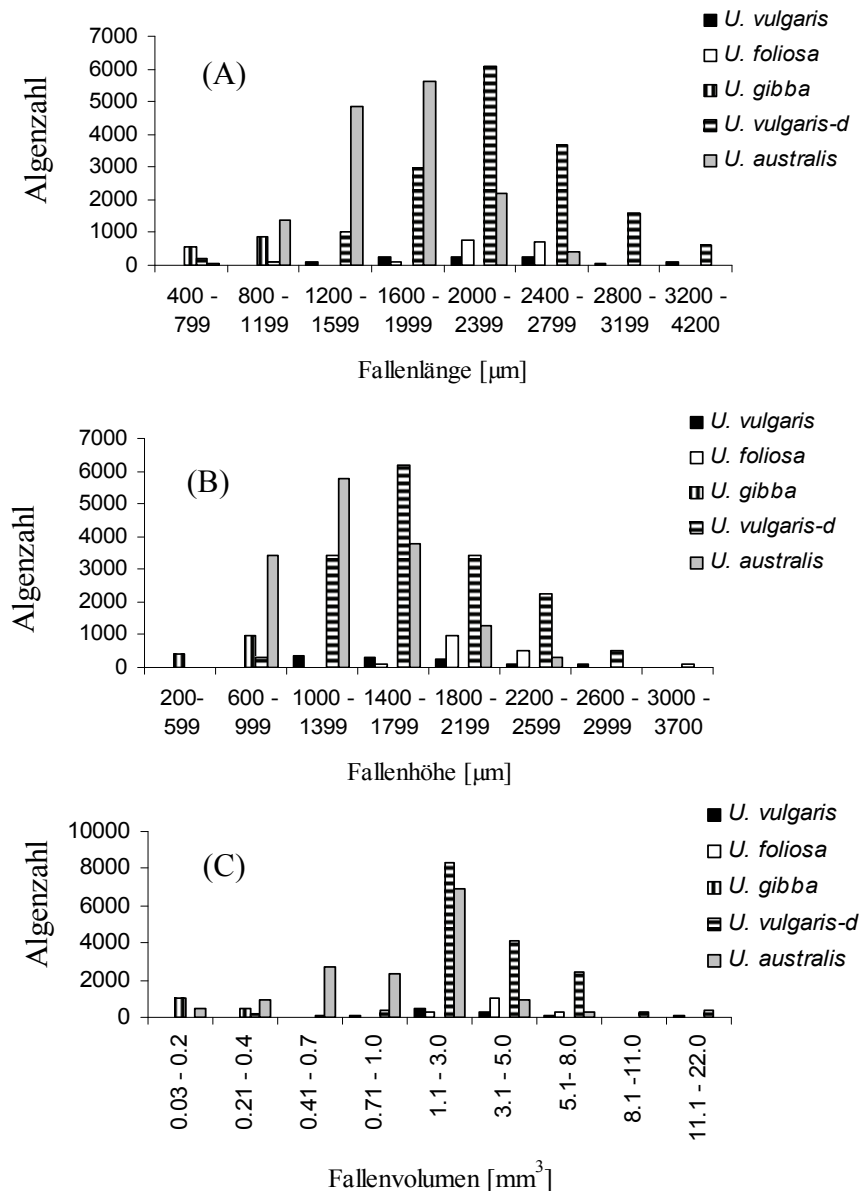


Abb. 3.44: Beziehungen zwischen Länge (A), Höhe (B) und Volumen (C) der Fallen von *Utricularia* spp. und die absolute Anzahl des Phytoplanktons innerhalb der Fallen.

3.1.6.3 Vergleich der Algenzahl innerhalb der Fallen in Verbindung mit den pH-Werten der Gewässer

Die untersuchten Gewässer waren in den Jahren 2005 und 2006 schwach sauer bis schwach alkalisch (vgl. Abschnitt 3.1.1.3). Die Darstellung der Beziehung zwischen den pH-Werten und der Anzahl gefangener Algen zeigt eine signifikante Optimumskurve ($p \leq 0,05$) während des Untersuchungszeitraums. Die Werte der Algenzahl innerhalb der Fallen streuen deutlich im Bereich zwischen 5,8 und 7,2 pH (Abb. 3.45) mit einem deutlichen Maximum bei pH 6,5.

3.1.6.4 Vergleich der Algenzahl innerhalb der Fallen in Verbindung mit den TP-Konzentrationen der Gewässer

Die Konzentration an Gesamtposphat der Sölle lag zwischen 0,02 und 0,5 mg/l (Abb. 3.46). Unter der Phosphatkonzentration von 0,1 mg/l gab es eine negative Korrelation zwischen der

P-Konzentration und der Algenzahl innerhalb der Fallen. Im Bereich zwischen 0,1 und 0,3 mg/l zeigt sich keine Tendenz. Ab einer P- Konzentration der Gewässer von 0,3 mg/l zeigt sich ein positiver signifikanter Einfluss ($p \leq 0,05$) der P-Konzentration auf die Algenzahl innerhalb der Fallen. Im Konzentrationsbereich bis 0,3 mg P/l wurden maximal 140 Algen innerhalb der Fallen ermittelt. Für den Bereich $> 0,3$ mg/l wurde die maximale Algenzahl mit 599 Individuen (0,5 mg P/l) ermittelt.

3.1.6.5 Vergleich der Algenzahl innerhalb der Fallen mit den TN-Konzentrationen der Gewässer

Die Abbildungen (Abb. 3.47, 3.48, 3.49) geben einen Überblick über die Beziehung zwischen der Algenzahl innerhalb der Fallen der Utricularien und der N-Konzentration (TN, NO_3 , NO_2) im Umgebungswasser. Es bestanden signifikante Beziehungen zwischen der Algenzahl und allen drei Stickstoffkomponenten im Verlauf der Untersuchungen. Analog zur Beziehung von Phosphat und der Anzahl gefangener Algen zeigte sich auch hier bei geringen Konzentrationen ($< 2\text{mg TN/l}$; $< 0,006\text{ mg NO}_3/\text{l}$, $< 0,008\text{ mg NO}_2/\text{l}$) eine negative Korrelation und für Konzentrationen ab ca. $> 4\text{ mg TN /l}$, $> 0,020\text{ mg NO}_3/\text{l}$ oder $> 0,008\text{ mg NO}_2/\text{l}$ eine positive Korrelation zwischen allen 3 Stickstoffkomponenten und der Anzahl gefangener Algen. Die Werte des Gesamt-, Nitrat- und Nitritstickstoffs lagen zwischen 1 und 10 mg/l, 0,003 und 0,04 mg/l bzw. 0,003 und 0,03 mg/l. Der Maximale Wert der Algenanzahl betrug 599 Algenindividuen pro Falle.

3.1.6.6 Vergleich der Algenzahl innerhalb der Fallen in Verbindung mit der Leitfähigkeit der Gewässer

Die Werte der Leitfähigkeit der Sölle in den Jahren 2005 und 2006 lagen zwischen 48 und 98 $\mu\text{S/cm}$. Im Vergleich der Leitfähigkeit zur Algen- und Artenzahl ergibt sich ein signifikant positiver Bezug ($p \leq 0,05$), hauptsächlich durch starke Zunahmen der Arten- und Gesamtalgenzahl zwischen 65 und etwa 80 $\mu\text{S/cm}$ (Abb. 3.50, 3.51).

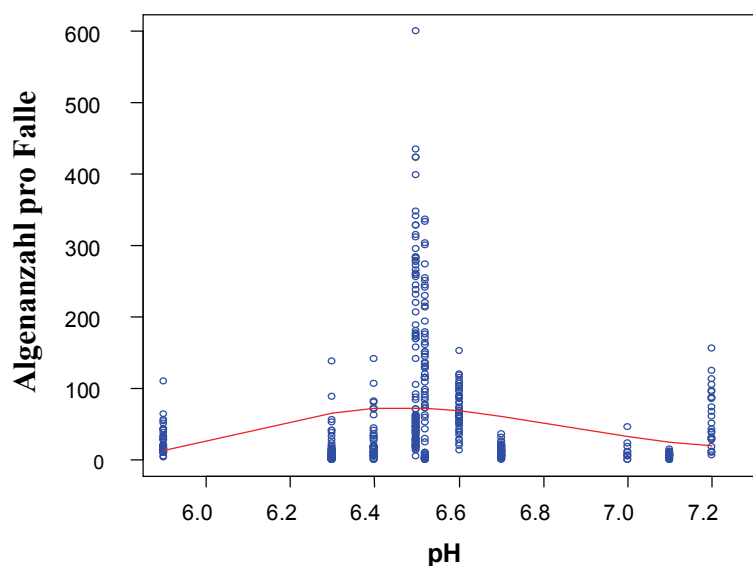


Abb. 3.45: Die Beziehung zwischen der Algenzahl innerhalb der Fallen und dem pH-Wert.

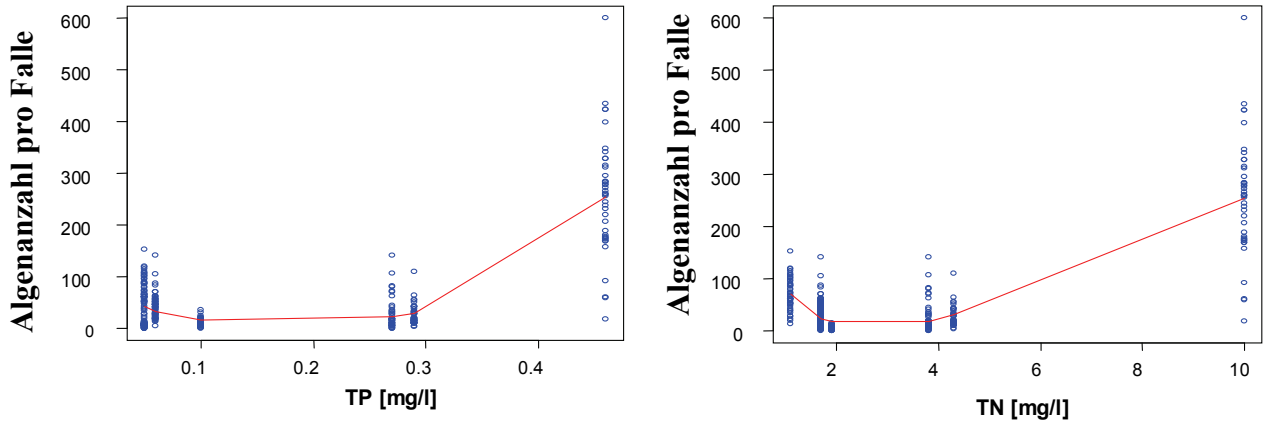


Abb. 3.46, 47: Die Beziehung zwischen der Algenzahl innerhalb der Fallen und der TP-, TN-Konzentrationen.

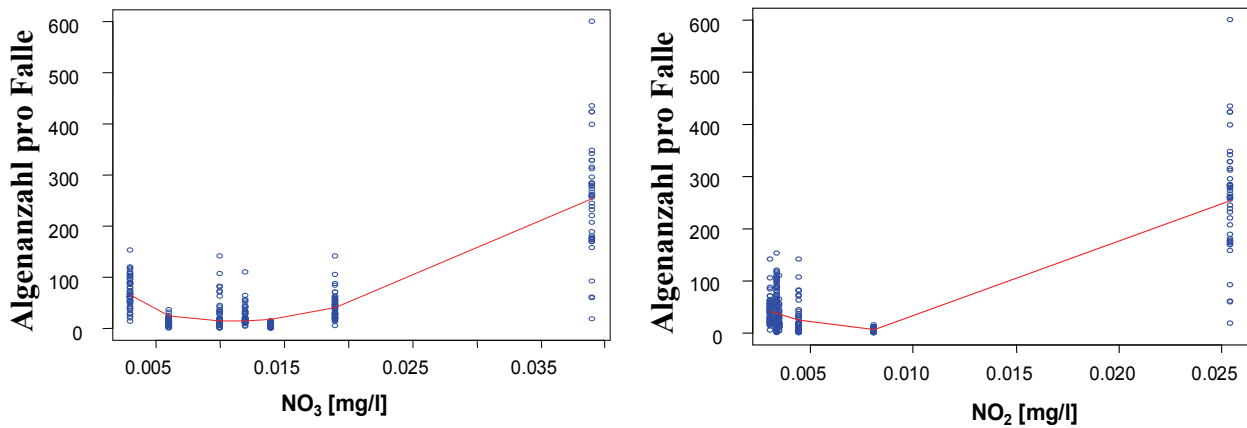


Abb. 3.48, 49: Die Beziehung zwischen der Algenzahl innerhalb der Fallen und der NO₃⁻, NO₂⁻-Konzentrationen.

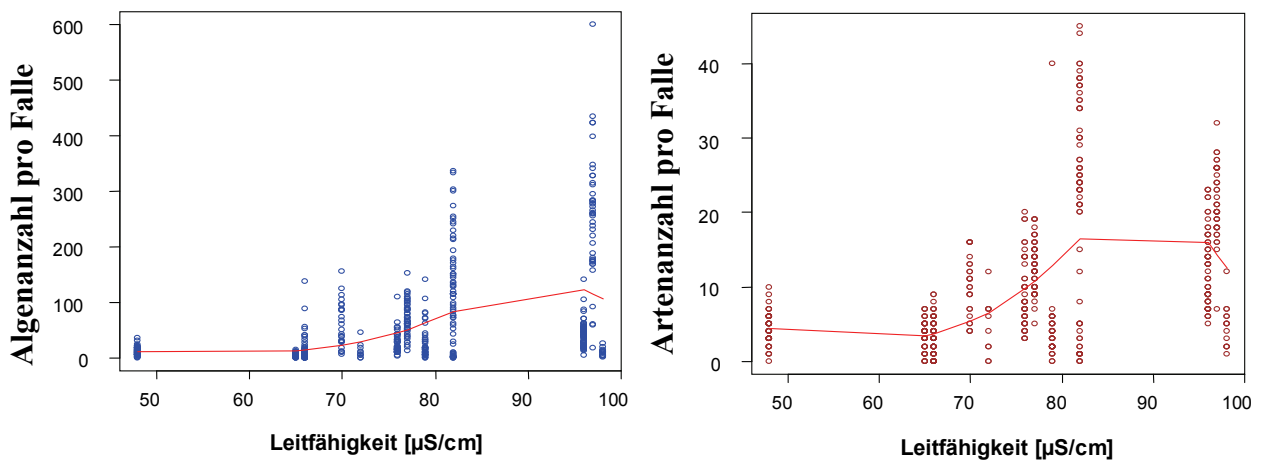


Abb. 3.50, 51: Die Beziehung zwischen der Algenzahl und Artenzahl innerhalb der Fallen und der Leitfähigkeit des Wassers.

3.2 Isotopenuntersuchung

3.2.1 Vergleich der Messungen

Es wurden in 23 Versuchsansätzen zur ^{15}N Markierung mit vier verschiedenen Beutegruppen (*Scenedesmus ecornis*, *Synechocystis* sp., *Euglena gracilis* sowie ein Mischansatz Phyto- (*Scenedesmus ecornis*) & Zooplankton (*Bosmina* sp.) insgesamt 859 *Utricularia*-Pflanzen markiert und analysiert. Zusammenfassende Ergebnisse zu den Parametern N-, C-Gehalt, C/N-Verhältnisse und die Isotopenwerte dieser 859 Versuchspflanzen sind in der Tabelle 3.3 dargestellt. Die Abb. 3.52, 53, 54 und 55 zeigen box-plots für die 4 Beutegruppen, geordnet nach den einzelnen Parametern.

Tab. 3.3: Mittelwerte, Median, Maximum und Minimum der Werte von N- Gehalt, $\delta^{15}\text{N}$, C-Gehalt, und C/N-Verhältnis für 23 Versuchsansätze mit 4 Beutegruppen von insgesamt 859 Versuchspflanzen (*Utricularia gibba*).

	Mittelwert	\pm SD	Minimum	Maximum	Median
	$\delta^{15}\text{N}$ [‰]				
<i>Scenedesmus ecornis</i>	25,9	29,8	0,7	180,5	15,2
<i>Synechocystis</i> sp.	29,5	41,6	2,3	239,2	13,5
<i>Euglena gracilis</i>	201,4	349,1	3,1	1385,1	34,1
Phyto & Zooplankton	255,1	347,0	6,3	1513,2	92,0
	N-Gehalt				
<i>Scenedesmus ecornis</i>	1,9	0,6	0,5	4,2	1,8
<i>Synechocystis</i> sp.	1,7	0,6	0,5	4,1	1,8
<i>Euglena gracilis</i>	1,7	0,3	1,0	2,7	1,7
Phyto & Zooplankton	1,6	0,4	0,7	2,9	1,5
	C-Gehalt				
<i>Scenedesmus ecornis</i>	34,2	8,0	8,6	63,5	33,3
<i>Synechocystis</i> sp.	32,9	7,1	18,5	64,1	32,3
<i>Euglena gracilis</i>	30,7	5,0	17,8	50,2	30,3
Phyto- & Zooplankton	28,2	6,7	11,1	55,5	27,6
	C/N				
<i>Scenedesmus ecornis</i>	25,6	19,4	4,3	158,2	20,3
<i>Synechocystis</i> sp.	24,5	23,9	4,3	158,2	17,0
<i>Euglena gracilis</i>	15,6	4,2	6,5	29,2	15,8
Phyto & Zooplankton	15,5	4,8	5,7	27,3	14,7

3.2.1.1 N-Gehalt

Der Gesamt N-Gehalt der untersuchten *Utricularien* lag generell unter 5 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG. Es zeigte sich jedoch ein signifikanter Unterschied ($p \leq 0,05$) zwischen den Versuchsansätzen der vier Beutegruppen. Insgesamt wurden in den Markierungsversuchen mit *Scenedesmus ecornis* und *Synechocystis* sp. absolut höhere und stärker streuende Werte der N-Gehalte, als in den für die Fraßversuche mit *Euglena gracilis* und dem Mischansatz Phyto- und Zooplankton eingesetzten Pflanzen gefunden (Abb. 3.52). Bei den vier Beutegruppen schwankten die Werte des N-Gehaltes zwischen 0,5 in den Pflanzen mit *Scenedesmus* und

Synechocystis und 4,2 $\mu\text{mol/mg}$ TG in den Pflanzen mit *Scenedesmus*. Die Mehrzahl der N-Werte der vier Beutegruppen lag zwischen 1 und 3 $\mu\text{mol/mg}$ TG, 93% der gesamten Werte der Pflanzenproben mit *Scenedesmus*, 86% bei *Synechocystis*, 99% bei *Euglena* und 97% bei Phyto- & Zooplankton.

3.2.1.2 Isotopen-Werte $\delta^{15}\text{N}$

Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte zeigten für alle 4 Versuchsgruppen signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$, $F = 46,4$). Insgesamt wurden in den Pflanzenproben mit markierten *Euglena gracilis* und Phyto- & Zooplankton höhere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte, als in den Pflanzenproben mit markierten *Scenedesmus* und *Synechocystis* gefunden (Abb. 3.53). Utricularien der Fraßversuche mit *Scenedesmus* und *Synechocystis* zeigen bezüglich $\delta^{15}\text{N}$ eine deutlich geringere Variabilität als Pflanzen der Fraßversuche mit *Euglena* bzw. Phyto- und Zooplankton. Die Gesamtspannweite der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte aller Pflanzenproben umfasste einen sehr weiten Bereich und lag zwischen 0,7 und 1513‰ ($\delta^{15}\text{N}$). Der Median von Pflanzenproben mit *Scenedesmus ecornis* und *Synechocystis* erreichte 15,2‰ bzw. 13,5‰, der von *Euglena gracilis* und Phyto- & Zooplankton 34 bzw. 92‰. Die Mittelwerte der 4 Versuchsgruppen erreichten bei *Scenedesmus* und *Synechocystis* (25,2 bzw. 29,5) bei *Euglena* und Phyto- & Zooplankton jedoch 201 und bzw. 255‰.

3.2.1.3 C-Gehalt

Der Vergleich des Gesamt C-Gehaltes von *Utricularia gibba* zwischen den vier Beute-Versuchsgruppen ergab ebenfalls signifikante Unterschiede ($p \leq 0,05$), auch wenn die Boxplots sehr ähnlich aussehen. Insgesamt waren die Mediane und die Mittelwerte (MW) des *Utricularia*- C-Gehaltes von vier Beutegruppen relativ ähnlich und lagen zwischen 28 und 34 $\mu\text{mol/mg}$ TG. Mittelwert und Standardabweichung lagen bei den Fraßversuchen mit *Scenedesmus* mit $34,2 \pm 8$ $\mu\text{mol/mg}$ TG höher als bei den anderen Gruppen (Tab. 3.3). Die Bestimmung des gesamten Kohlenstoffs in *Utricularia gibba* ergab, dass die meisten Werte im Bereich zwischen 20 und 40 $\mu\text{mol/mg}$ TG lagen (93% der gesamten Messwerte in den Pflanzenproben mit *Euglena gracilis*, 90% beim Mischansatz Phyto- & Zooplankton, 87% bei *Synechocystis* und 80% bei *Scenedesmus ecornis*). In dem Pflanzenmaterial mit *Scenedesmus ecornis* lagen 17% der Messwerte über 40 $\mu\text{mol/mg}$ TG (Abb. 3.54).

3.2.1.4 C/N – Verhältnis

Das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N-Verhältnis) in dem Pflanzenmaterial wies eine sehr hohe Gesamtstreuung auf (min: 4,3, max: 158,2). Die höchsten Streuungen wiesen die Versuchsansätze mit *Scenedesmus* und *Synechocystis* auf, die C/N Verhältnisse der Pflanzenproben mit markierten *Euglena* und Phyto- & Zooplankton lagen etwas enger beieinander. Für alle vier Versuchsgruppen lagen die meisten Messwerte jedoch im Bereich von 10 bis 30. Der höchste Anteil der Messwerte in dem Bereich 10-30 wurde in den Pflanzenproben mit Phyto- & Zooplankton mit 93% erreicht. *Scenedesmus ecornis* zeigte mit nur 75% der Werte in diesem Bereich die größte Streuung (Abb. 3.55).

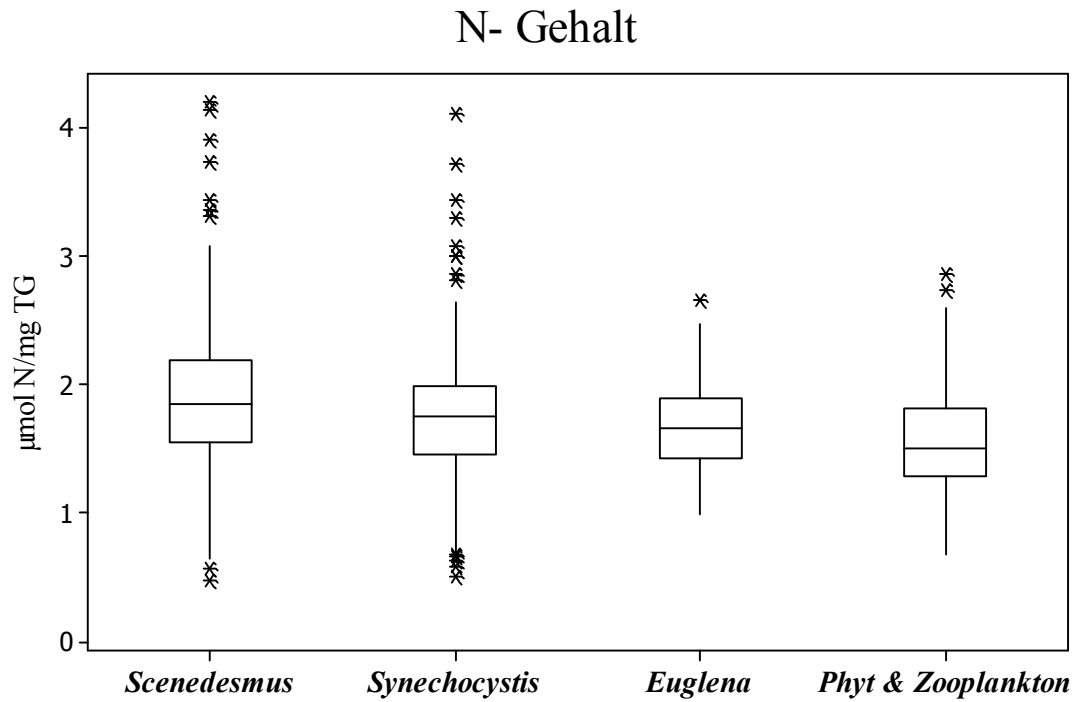


Abb. 3.52: Vergleich des N-Gehaltes $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG in den *Utricularia*-Pflanzen zwischen vier Beutegruppen.

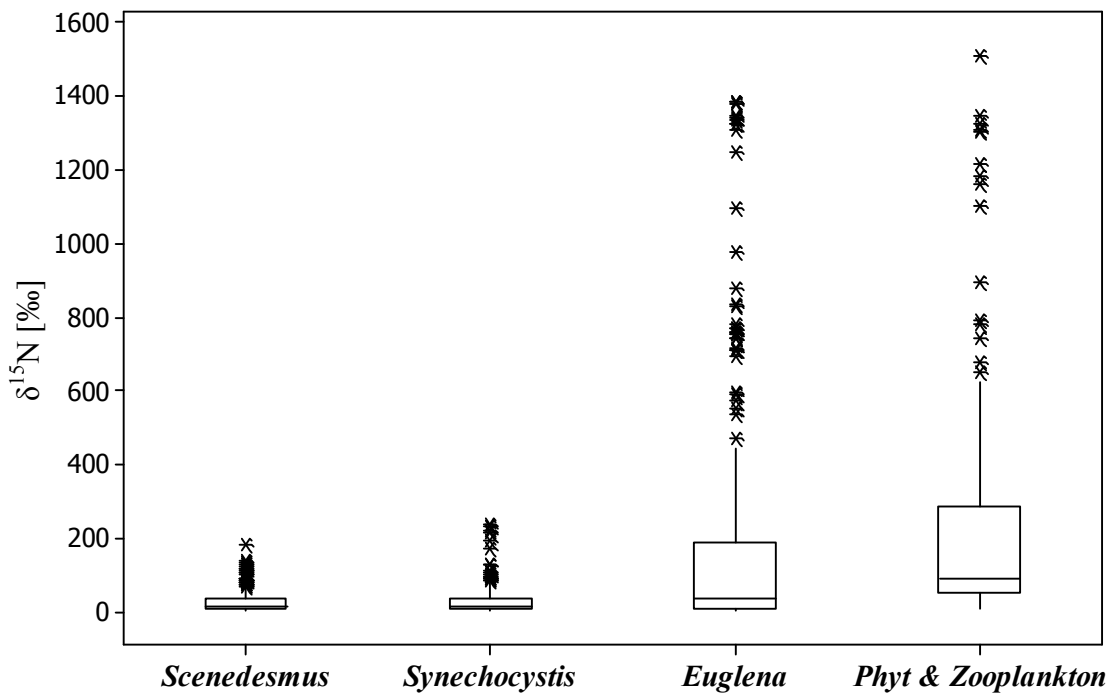


Abb. 3.53: Vergleich des $\delta^{15}\text{N}$ -Wertes in den *Utricularia*-Pflanzen zwischen vier Beutegruppen.

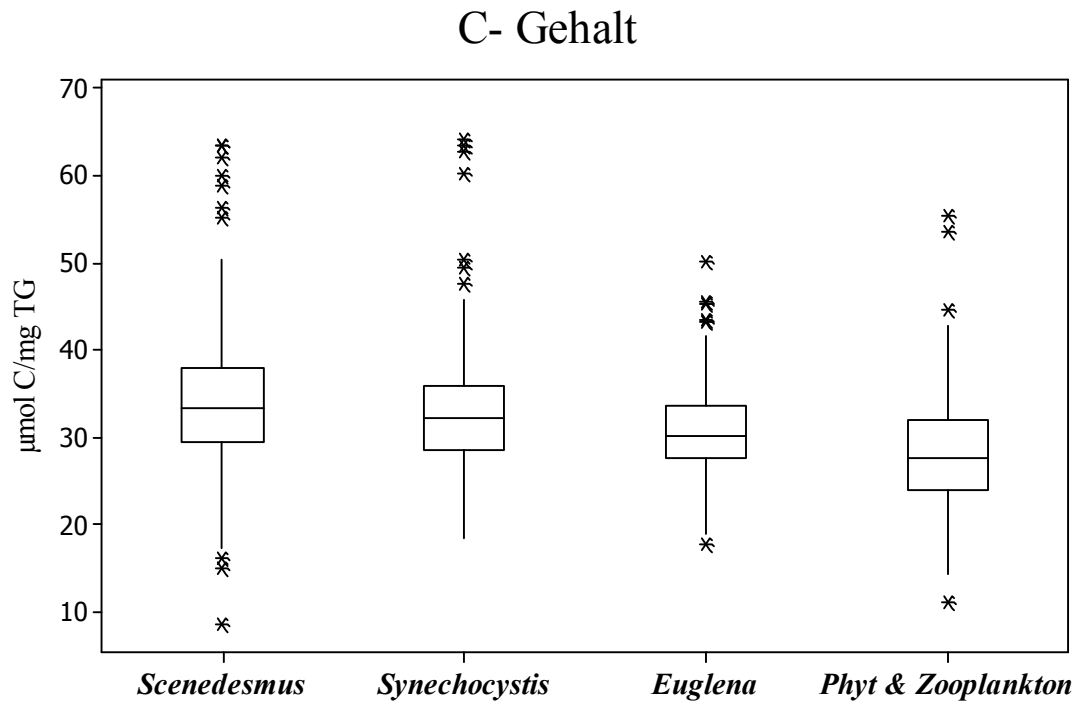


Abb. 3.54: Vergleich des C-Gehaltes [$\mu\text{mol}/\text{mg TG}$] in den *Utricularia*-Pflanzen zwischen vier Beutegruppen.

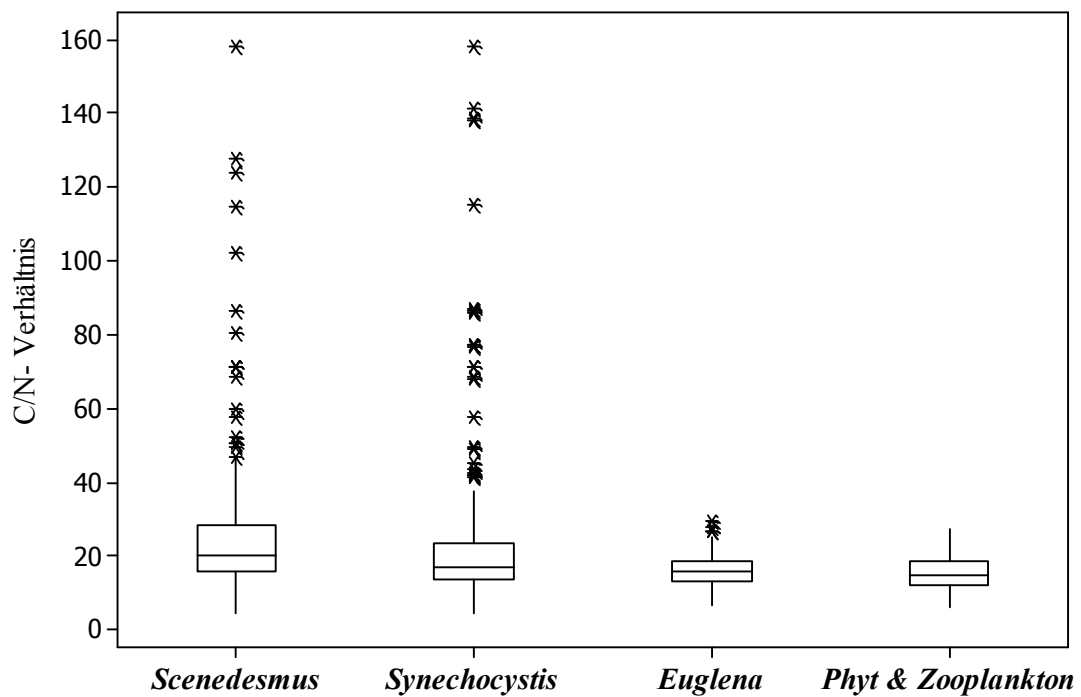


Abb. 3.55: Vergleich des C/N-Verhältnisses in den *Utricularia*-Pflanzen zwischen vier Beutegruppen.

3.2.2 Versuche mit markierten *Scenedesmus ecornis*

Die Versuche mit markierten *Scenedesmus ecornis*-Kulturen wurden mit 265 *Utricularia*-Pflanzen durchgeführt. In Tabelle 3.4 sind die p-Werte zwischen vier Ansätzen (K, L, ohne und mit Fallen) von Pflanzenproben für verschiedene Mess-Parameter dargestellt.

Tab. 3.4: Die p-Werte in den Versuchen mit *Scenedesmus ecornis* zwischen vier Gruppen: Kontrolle (K), dem Lösungsmittel-Ansatz (L), mit Fallen (M) und ohne Fallen (O) alle Messungen über insgesamt 192h.

Versuchsgruppen	N-Gehalt	$\delta^{15}\text{N}$ [‰]	C-Gehalt	C/N
K*L*M*O	0,013	0,000	0,028	0,189
L*M*O	0,160	0,542	0,154	0,134
K*L	0,012	0,000	0,322	0,831
M*O	0,099	0,626	0,502	0,054
K*M	0,228	0,000	0,033	0,458
K*O	0,007	0,000	0,019	0,111
L*M	0,205	0,522	0,184	0,678
L*O	0,461	0,243	0,071	0,144

3.2.2.1 N-Gehalt

Es wurde festgestellt, dass alle Werte des N-Gehaltes der vier Ansätze (K, L, mit und ohne Fallen) unter 5 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG blieben und sich signifikant ($p = 0,013$) voneinander unterscheiden (Tab. 3.4). Die Werte des N-Gehaltes der Kontrollpflanzen schwankten zwischen 0,5 und 4,2 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, des Ansatzes (L) zwischen 1,2 und 3 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, des Ansatzes mit Fallen 0,6 und 4,1 und des Ansatzes ohne Fallen zwischen 0,7 und 3 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG. Innerhalb der einzelnen Ansätze ergaben sich signifikante Unterschiede in den Zeitreihen nur im Vergleich der Werte "mit Fallen,, (Abb. 3.56). Im Vergleich der N-Konzentrationen der Kontrollpflanzen gegenüber den restlichen Gruppen (L, mit und ohne Fallen) ergab sich ein signifikanter Unterschied (0,005). Dabei stieg der MW innerhalb der Zeitreihe zunächst von 2,2 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG (0 h) auf 2,4 (nach 6h) an. Im weiteren Verlauf sank der Wert auf 2,2 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG (48 h) bzw. 1,8 nach 192 Stunden der Inkubation. Die Werte des N-Gehaltes von Pflanzen mit Fallen und ohne Fallen zeigten keine statistische Signifikanz ($p = 0,099$).

In beiden Fällen wurden die geringsten N-Werte am Ende der Zeitreihe nach 192 h ermittelt.

3.2.2.2 Isotopen-Werte $\delta^{15}\text{N}$

Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Kontrollpflanzen blieben bis auf einzelne Ausreißer während des gesamten Versuches (192h) stabil zwischen 2,6 und 20,1‰. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der drei Ansätze (L, mit und ohne Fallen) unterscheiden sich signifikant ($p \leq 0,05$) von denen der Kontrollpflanzen (Abb. 3.57). Innerhalb der Zeitreihe zeigten die drei Ansätze (L, mit und ohne Fallen) jeweils deutliche Zunahmen der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte. Im Vergleich dieser 3 Ansätze ergab sich jedoch kein signifikanter Unterschied zwischen den einzelnen Ansätzen ($p = 0,542$).

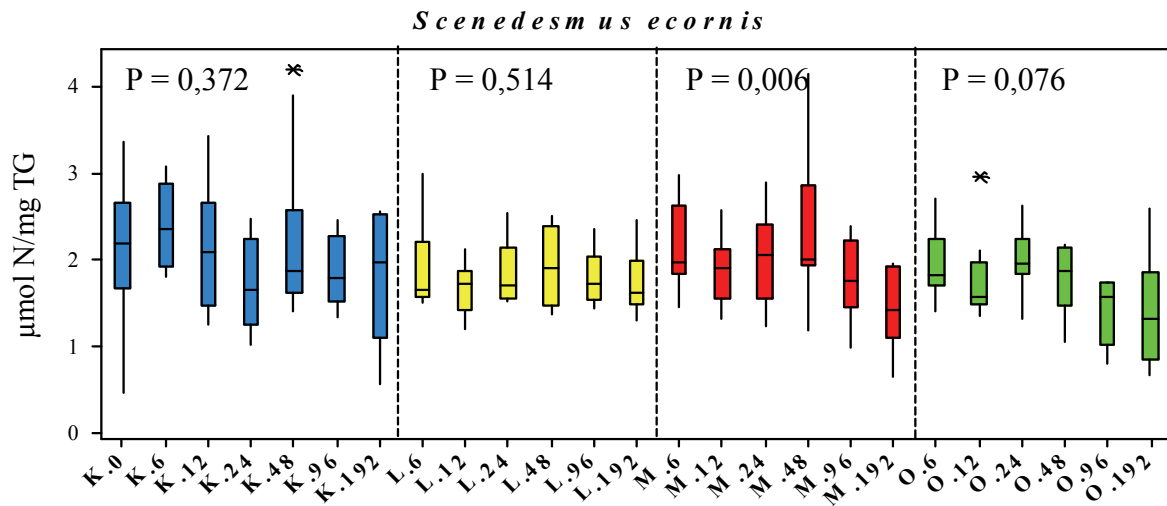


Abb. 3.56: N-Gehalt der Kontrolle (K-Blau), des Ansatzes (L-Gelb) Pflanzen mit Fallen (M-Rot) und Pflanzen ohne Fallen (O-Grün) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

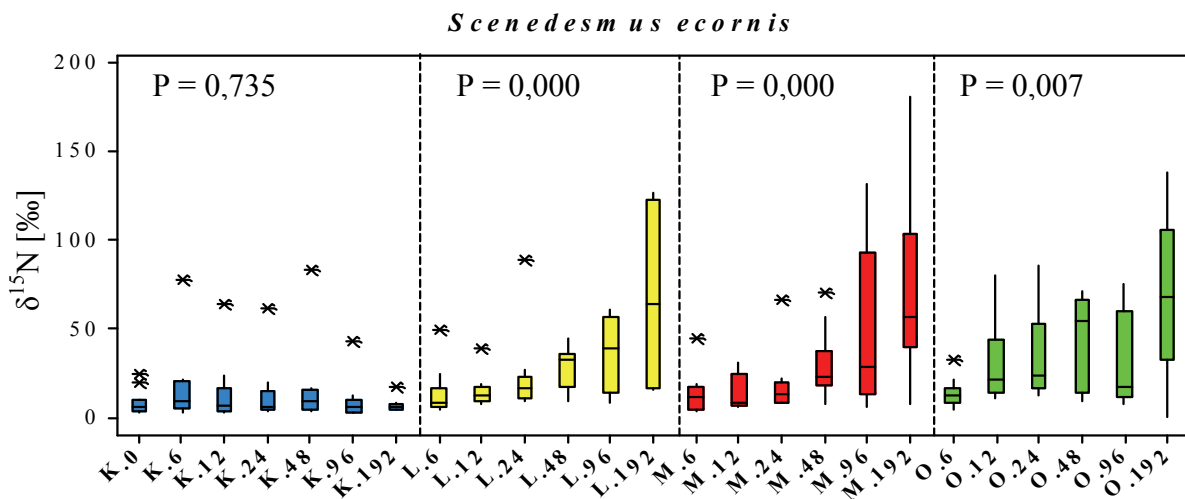


Abb. 3.57: Die δ¹⁵N-Werte der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

3.2.2.3 N-Aufnahmerate

Die Werte der N-Aufnahmerate mit markiertem *Scenedesmus ecornis* variieren zwischen 0,001 bis 5,2 [nmol N/ h/ mg TG]. Es gab sowohl zwischen den drei Ansätzen (L, mit und ohne Fallen), als auch innerhalb der der einzelnen Gruppen (Abb. 3.58) keine signifikante Differenz. Die Werte der Utricularien mit und ohne Fallen waren gleich oder höher als die der Lösungsmittelpflanzen. Die Werte der Kontrolle und der Lösungsmittelpflanzen gingen im Verlauf der Zeit langsam in einem engen Bereich zwischen 0,001 bis 0,8 [nmol N/ h/ mg TG] bzw. 0,14 und 1,4 [nmol N/ h/ mg TG] zurück, während der Unterschied der Ansätze mit und ohne Fallen groß war. Die N-Aufnahmerate der Utricularien mit Fallen erreichte nach 12 Stunden mit 5,2 [nmol N/ h/ mg/ TG] ihren Höhepunkt.

3.2.2.4 C-Gehalt

Beim Vergleich des C-Gehaltes aller vier Ansätze ergaben sich signifikante Unterschiede ($p = 0,028$). Innerhalb der 4 Zeitreihen ergab sich ein signifikanter Unterschied nur bei Pflanzen mit Fallen. Die Werte des C-Gehaltes der Kontrolle lagen im Bereich zwischen 8,6 und 64 $\mu\text{mol/mg TG}$, des Ansatzes (L) zwischen 24 und 59 $\mu\text{mol/mg TG}$, der Pflanzen mit Fallen zwischen 16,2 und 56 $\mu\text{mol/mg TG}$ und der Pflanzen ohne Fallen zwischen 15 und 44,3 $\mu\text{mol/mg TG}$ (Abb. 3.59). Der höchste Wert (64 $\mu\text{mol/mg TG}$) sowie der niedrigste (9 $\mu\text{mol/mg TG}$) Kohlenstoffgehalt wurden in den Kontrollproben gemessen. Nach anfänglich relativ stabilen Werten (bis 12h) sanken die C-Gehalte in der Kontrollgruppe kontinuierlich. In der Zeitreihe des Lösungsmittel-Ansatzes (L) ergab sich keine große Veränderung für den C-Gehalt. Der Mittelwert des C-Gehaltes stieg innerhalb der ersten sechs bis zwölf Stunden nach der Inkubation von 35 auf 38 $\mu\text{mol/mg TG}$ und nahm zum Zeitpunkt 24h auf 33 $\mu\text{mol/mg TG}$ ab. Im Vergleich der Werte des C-Gehaltes in dem Pflanzenmaterial der Gruppen mit und ohne Fallen ergab sich kein signifikanter Unterschied ($p = 0,502$). Die Mittelwerte der Pflanzen ohne Fallen waren bis 48h zunächst relativ stabil, bei den Pflanzen mit Fallen konnten bis 96h deutliche Schwankungen nachgewiesen werden. In beiden Gruppen sanken die C-Gehalte zum Ende der Zeitreihe deutlich ab.

3.2.2.5 C/N – Verhältnis

Die vier Ansätze unterscheiden sich im Vergleich der C/N Konzentration nicht signifikant voneinander ($p = 0,189$). Mit Ausnahme der Pflanzen ohne Fallen lag die Mehrzahl der Werte des C/N-Verhältnisses bei leichten Schwankungen in einem engen Bereich zwischen 10 und 30. Dabei schwanken die Werte innerhalb der einzelnen Gruppen im Verlauf der Zeitreihenversuche relativ stark, bei den Kontrollpflanzen von 4,3 bis 86, bei den Pflanzen des Lösungsmittel-Ansatzes (L) zwischen 9 und 158, bei Pflanzen mit Fallen von 9 bis 124 und Pflanzen ohne Fallen zwischen 7,2 und 128 (Abb. 3.60). Zu den Zeitpunkten 6, 12, 48 und 96h war der Mittelwert des C/N-Verhältnisses der Kontrolle höher als der Mittelwert des Ansatzes (L), aber es gab keinen signifikanten Unterschied ($p = 0,831$) zwischen den beiden Ansätzen. Die Ausgangswerte der Ansätze mit und ohne Fallen sind zunächst sehr ähnlich (32 bzw. 30). Im weiteren Verlauf stieg das C/N-Verhältnis bei den Pflanzen ohne Fallen sehr deutlich (12, 48h). Zum Ende ergaben sich wieder sehr ähnliche C/N-Verhältnisse, so dass insgesamt kein signifikanter Unterschied der Zeitreihen nachweisbar war ($p = 0,054$).

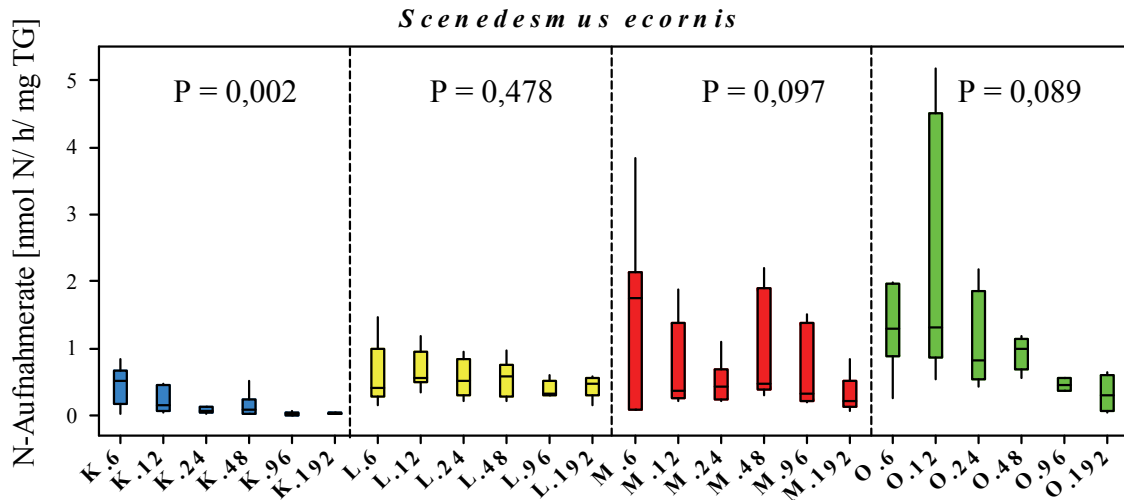


Abb. 3.58: N-Aufnahmerate der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) mit markiertem *Scenedesmus ecornis* während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

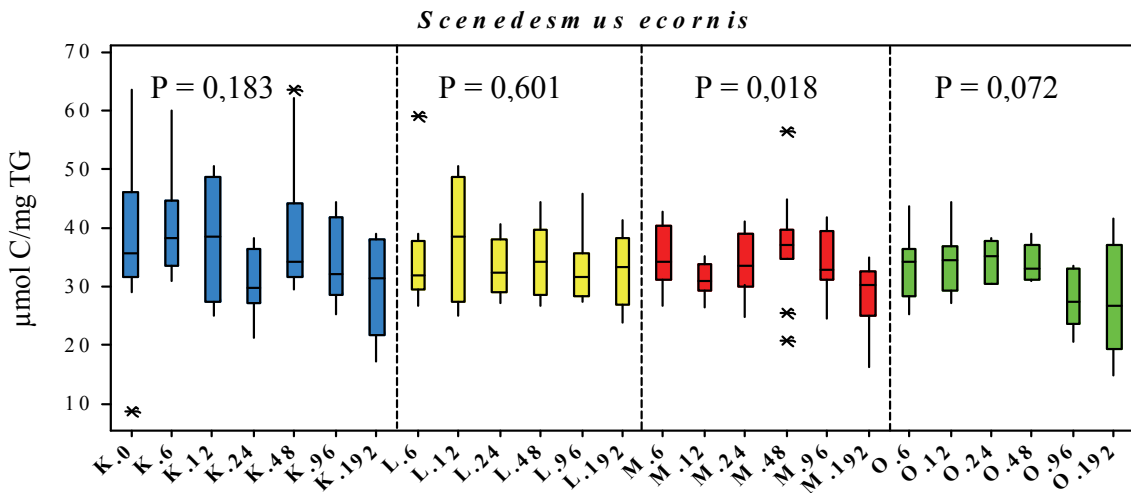


Abb. 3.59: C-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

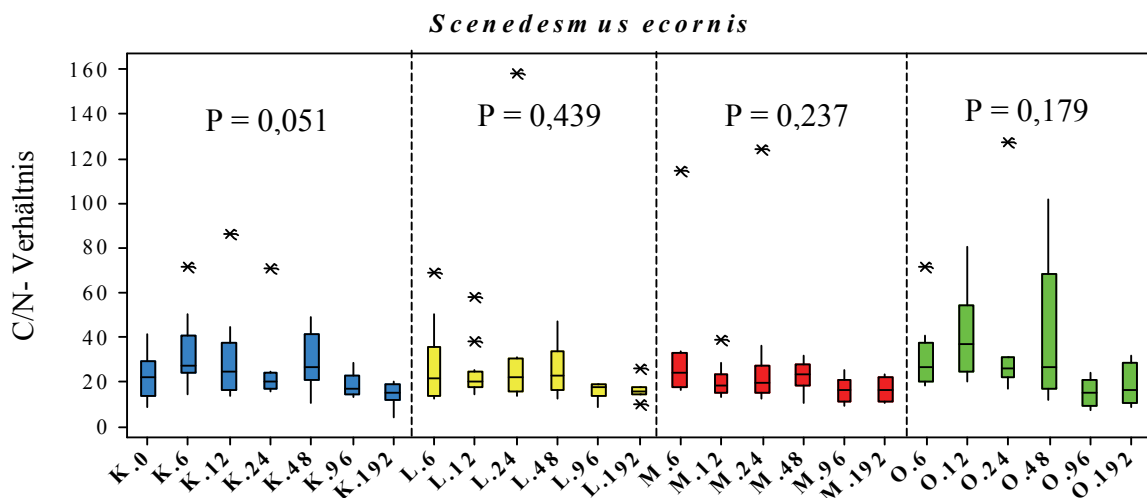


Abb. 3.60: C/N-Verhältnis der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

3.2.3 Versuche mit markierten *Synechocystis* sp.

Für die Versuche mit *Synechocystis* sp. wurden 225 Pflanzen verwendet. Die in der Tabelle (3.5) angegebenen Daten zeigen die p-Werte zwischen den vier Ansätzen (K, L, mit und ohne Fallen) und innerhalb der einzelnen Gruppen für verschiedene Messparameter während der Versuchszeit.

Tab. 3.5: Die p-Werte in den Versuchen mit *Synechocystis* der vier Gruppen Kontrolle (K), dem Lösungsmittel-Ansatz (L), mit Fallen (M) und ohne Fallen (O) alle Messungen über insgesamt 192h.

Versuchsgruppen	N-Gehalt	$\delta^{15}\text{N}$ [‰]	C-Gehalt	C/N
K*L*M*O	0,447	0,002	0,924	0,791
L*M*O	0,336	0,852	0,789	0,774
K*L	0,157	0,001	0,789	0,307
M*O	0,855	0,709	0,465	0,919
K*M	0,792	0,000	0,869	0,67
K*O	0,693	0,000	0,649	0,79
L*M	0,161	0,830	0,642	0,557
L*O	0,261	0,587	0,877	0,538

3.2.3.1 N-Gehalt

Insgesamt lagen die Messwerte des N-Gehaltes wie bei den Versuchen mit markierten *Scenedesmus* unter 5 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG. Die Unterschiede zwischen den vier Ansätzen (K, L, mit und ohne Fallen) waren nicht signifikant ($p = 0,447$). Mit Ausnahme der Kontrollpflanzen unterschieden sich die Ansätze innerhalb der einzelnen Gruppen in den Zeitreihenversuchen nicht (Abb. 3.61). Die Werte des N-Gehaltes der Kontrolle lagen zwischen 0,6 und 4,1 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, beim Lösungsmittel-Ansatz (L) zwischen 0,6 und 3 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, bei Pflanzen mit Fallen zwischen 0,5 und 3,8 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG und bei Pflanzen ohne Fallen zwischen 0,7 und 3 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG. Insgesamt ließen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Ansätzen feststellen (Abb. 3.61). Die N-Gehalts-Mittelwerte aller Gruppen gingen nach 24 Stunden Inkubation wieder zurück. Der Mittelwert der Kontrolle lag bei 1,3 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG (192h), der des Lösungsmittel-Ansatzes bei 1,2 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, der Pflanzen mit und ohne Fallen bei 1,4 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG.

3.2.3.2 Isotopen-Werte $\delta^{15}\text{N}$

Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der vier Ansätze (K, L, mit und ohne Fallen) unterschieden sich signifikant ($p = 0,002$) voneinander. Mit Ausnahme der Kontrollpflanzen stiegen die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der drei Ansätze (L, mit und ohne Fallen) deutlich während der Zeitreihenversuche (Abb. 3.62). Innerhalb der drei Zeitreihen ergaben sich ebenfalls signifikante Unterschiede. Zwischen den Zeitpunkten 24h und 48h gingen die Mittelwerte der vier Ansätze zurück und nach dem Zeitpunkt 48h stiegen die $\delta^{15}\text{N}$ -Mittelwerte der Ansätze L, mit und ohne an und streuten stark zu den letzten Zeitpunkten (96, 192h). Die Mehrzahl der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Kontrollpflanzen lag zwischen 2,3 und 23 ‰ und unterschied sich somit deutlich von den drei weiteren Ansätzen (L, mit und ohne Fallen; $p \leq 0,05$). Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte des Lösungsmittel-Ansatzes lagen

zwischen 6 und 239‰, der Pflanzen mit Fallen zwischen 4,3 und 230‰ und der Pflanzen ohne Fallen zwischen 4,2‰ und 218‰. Im Verlauf der Versuche zeigten die Werte der Pflanzen mit und ohne Fallen keine signifikanten Unterschiede ($p = 0,709$).

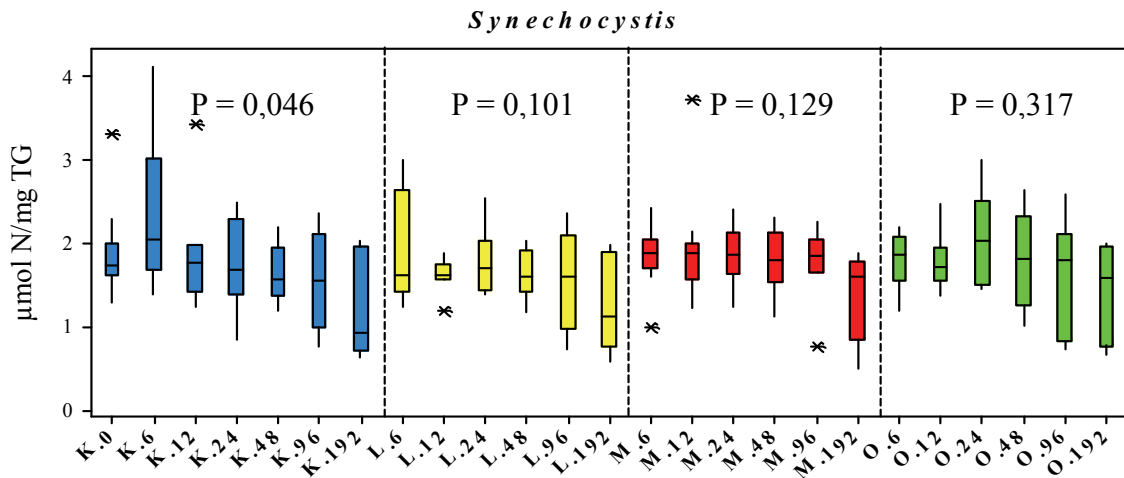


Abb. 3.61: N-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

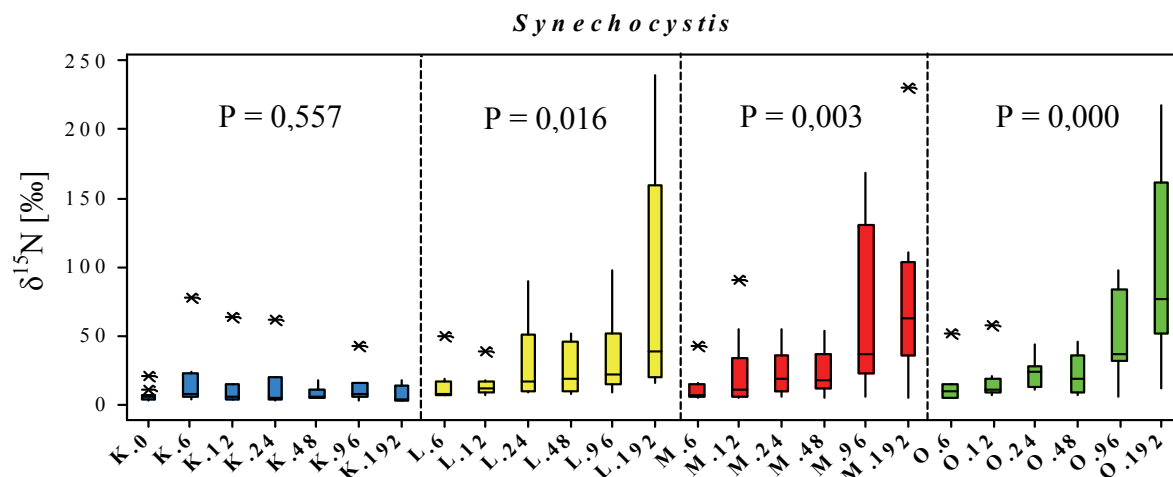


Abb. 3.62: Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

3.2.3.3 N-Aufnahmerate

Die N-Aufnahmeraten mit markiertem *Synechocystis* sp. lagen zwischen 0,0006 und 4,4 [nmol N/ h/ mg TG]. Die N-Aufnahmerate der drei Ansätze (L, mit und ohne Fallen) ist im Verlauf der Untersuchung leicht fallend. Innerhalb der einzelnen Gruppen traten keine Differenzen auf (Abb. 3.63). Es bestanden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Ansätzen mit und ohne Fallen. Für den Ansatz mit Fallen lagen die Werte relativ höher als beim Ansatz ohne Fallen. Nach 24 Stunden waren die Werte der Lösungsmittelpflanzen aber rasch um bis zu 4,3 [nmol N/ h/ mg TG] erhöht. Im Messverlauf sanken die Werte stetig ab. Die Werte der Kontrolle waren im anfänglichen Verlauf der Messungen relativ hoch, gingen dann jedoch deutlich zurück.

3.2.3.4 C-Gehalt

Im Hinblick auf den C-Gehalt zeigten sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den vier Ansätzen (K, L, mit und ohne Fallen) sowie zwischen den vier Zeitreihen (Tab. 3.5, Abb. 3.64). Die Werte des C-Gehaltes der Kontrolle lagen zwischen 19 und 63,5 $\mu\text{mol/mg TG}$, des Lösungsmittel-Ansatzes zwischen 21 und 63 $\mu\text{mol/mg TG}$, der Pflanzen mit Fallen zwischen 18,4 und 64 $\mu\text{mol/mg TG}$ und der Pflanzen ohne Fallen zwischen 20 und 45,3 $\mu\text{mol/mg TG}$. Im Verlauf der Versuche variierten die Mittelwerte des C-Gehaltes aller vier Ansätze stark. Mit Ausnahme des Zeitpunkts 24h waren die Mittelwerte der Pflanzen mit Fallen zwar immer höher als die Mittelwerte der Pflanzen ohne Fallen, aber auch hier ergaben sich keine signifikanten Unterschiede ($p = 0,465$). Die niedrigsten Werte der vier Ansätze wurden immer nach 192 Stunden Inkubation gemessen. Der höchste (46 $\mu\text{mol /mg TG}$) und auch der niedrigste Wert (18,4 $\mu\text{mol/mg TG}$) wurde in den Pflanzen mit Fallen in den Zeitreihen 12h bzw. 192h ermittelt.

3.2.3.5 C/N-Verhältnis

Die Werte der vier Ansätze unterschieden sich nicht eindeutig ($p = 0,791$) voneinander und innerhalb der vier Zeitreihen zeigten sich ebenfalls keine signifikanten Differenzen. Bei den Kontrollpflanzen schwankten die Werte des C/N-Verhältnisses zwischen 4,3 und 86, des Lösungsmittel-Ansatzes zwischen 9,7 und 158, der Pflanzen mit Fallen zwischen 6,4 und 115 und der Pflanzen ohne Fallen zwischen 9,6 und 139 (Abb. 3.65). Besonders interessant war die starke Streuung der Messwerte des Lösungsmittel-Ansatzes (158) nach 24 Stunden und der Kontrolle (77) nach 6 Stunden Inkubation. Das Maximum des Mittelwertes bei dem Lösungsmittel-Ansatz betrug 49 (24h) und sank nach 48 Stunden deutlich auf 17 ab. Der Mittelwert des C/N-Verhältnisses der Kontrolle erhöhte sich nach sechs Stunden auf 35, verringerte sich allerdings nach 48 Stunden wieder auf 19. Ein Anstieg auf 24 lag nach 96 Stunden vor und schließlich nahm der Mittelwert des C/N-Verhältnisses auf 11 ab. In den Zeitreihen 24h, 48h und 96h waren die Mittelwerte des C/N-Gehaltes von den Pflanzen mit Fallen höher als die Mittelwerte der Pflanzen ohne Fallen, sie zeigten aber keine statistische Signifikanz ($p = 0,919$). Das C/N-Verhältnis erreichte einen maximalen Wert von 32 (12h) bei den Pflanzen mit Fallen, bevor es auf 22 (48h) sank und danach blieb der Mittelwert bei 25 konstant. Anschließend nahm er auf 18 (192h) ab. Wie aus Abb. 3.68 ersichtlich verringerte sich das C/N-Verhältnis der Pflanzen ohne Fallen bis auf ein Minimum von 15 nach 96h.

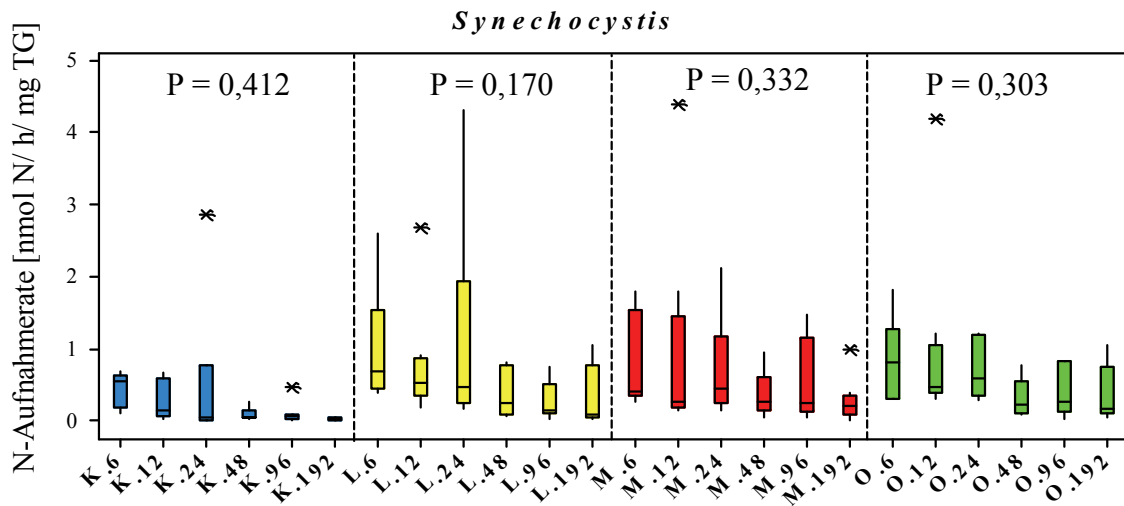


Abb. 3.63: N-Aufnahmerate der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) mit markiertem *Synechocystis* sp. während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

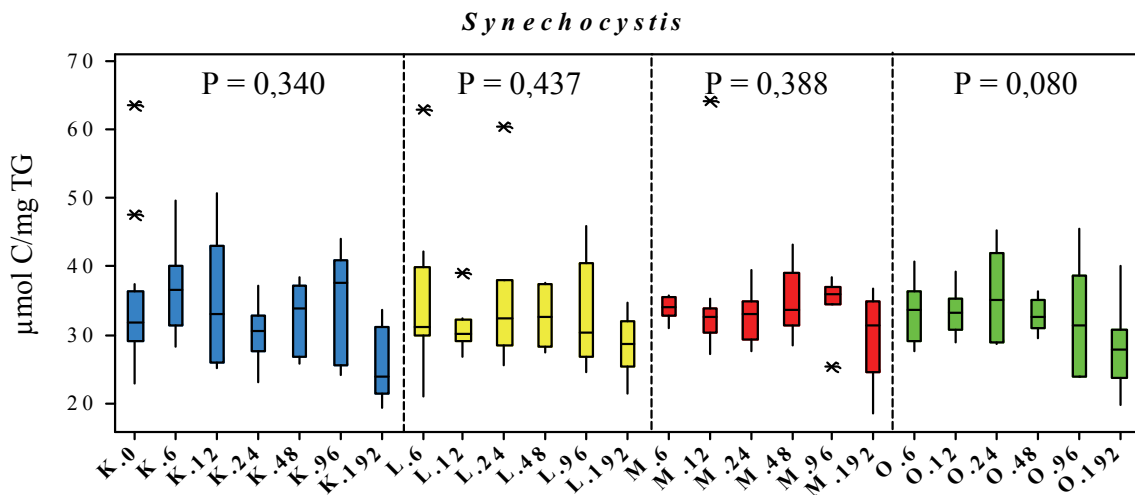


Abb. 3.64: C-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

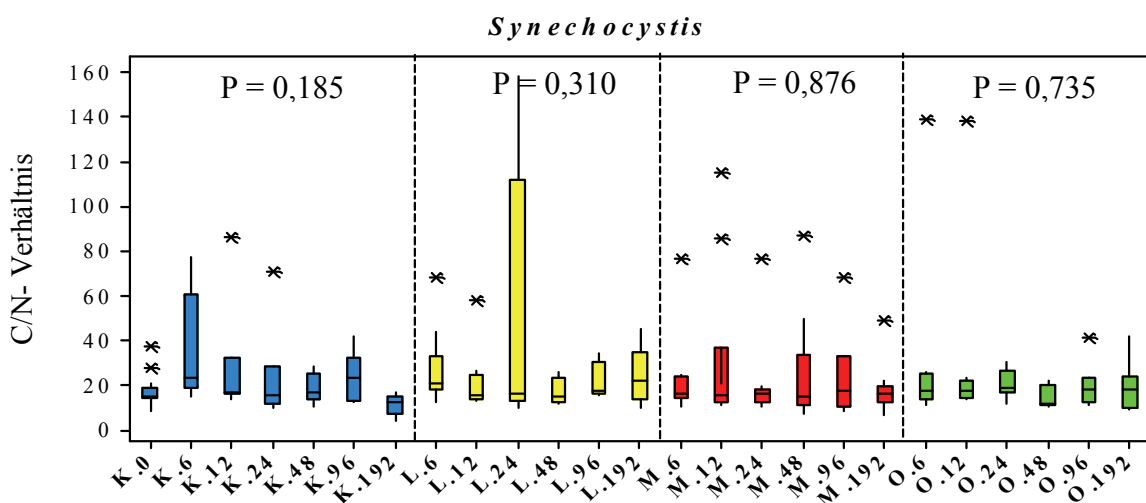


Abb. 3.65: C/N-Verhältnis der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

3.2.4 Versuche mit markierten *Euglena gracilis*

Für die Versuche mit *Euglena gracilis* wurden 229 Pflanzen verwendet. Die in der Tabelle 3.6 und (Abb. 3.66, 3.67, 3.68, 3.71) angegebenen Daten zeigen die p-Werte zwischen den vier Gruppen (K, L, mit und ohne Fallen) und innerhalb der einzelnen Gruppen während der Versuchszeit.

Tab. 3.6: Die p-Werte in den Versuchen mit *Euglena gracilis* der vier Gruppen Kontrolle (K), dem Lösungsmittel-Ansatz (L), mit Fallen (M) und ohne Fallen (O), alle Messungen über insgesamt 192h.

Versuchsgruppen	N-Gehalt	$\delta^{15}\text{N}$ [‰]	C-Gehalt	C/N
K*L*M*O	0,002	0,000	0,027	0,000
L*M*O	0,003	0,882	0,013	0,023
K*L	0,071	0,000	0,383	0,078
M*O	0,001	0,936	0,007	0,058
K*M	0,003	0,000	0,111	0,006
K*O	0,865	0,000	0,186	0,000
L*M	0,289	0,687	0,505	0,356
L*O	0,033	0,627	0,044	0,009

3.2.4.1 N-Gehalt

Die Messwerte des N-Gehaltes der Pflanzenproben mit *Euglena* erreichten einen Maximalwert von 2,7 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG und sind geringer als die Messwerte der Pflanzen mit *Scenedesmus* und *Synechocystis*. Zwischen den vier Gruppen (K, L, mit und ohne Fallen) bestand ein signifikanter Unterschied ($p = 0,002$), aber aus Abb. 3.66 wird deutlich, dass innerhalb der einzelnen Gruppen keiner signifikanter Unterschied festzustellen ist. Der Median und der Mittelwert waren identisch (1,7 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG) und die Werte der vier Gruppen streuten stark.

Die Werte des N-Gehaltes der beiden Kontrollen und der Pflanzen ohne-Fallen bewegten sich zwischen 1 und 2,5 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, bei Lösungsmittelpflanzen zwischen 1,5 und 2,7 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, bei Pflanzen mit-Fallen zwischen 1,2 und 2,3 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG. Die Mittelwerte des N-Gehaltes der Pflanzen mit-Fallen waren immer höher als die Mittelwerte der Pflanzen ohne-Fallen. Im Verlauf der Zeitreihe ergab sich für beide Gruppen ein signifikanter Unterschied ($p \leq 0,05$). Mit Ausnahme der Zeitpunkte 48h und 96h erreichten die Mittelwerte der Lösungsmittelpflanzen höhere Werte als die der Kontrollpflanzen. Diese Differenz war jedoch nicht signifikant ($p = 0,071$).

3.2.4.2 Isotopen Werte $\delta^{15}\text{N}$

Die Analyse der stabilen Isotope des $\delta^{15}\text{N}$ Stickstoffs ergab für die drei Gruppen (L, mit und ohne Fallen) im Vergleich zu den Versuchen mit *Scenedesmus* und *Synechocystis* sehr hohe Werte (bis 1385‰). Alle vier Gruppen (K, L, mit und ohne Fallen) unterschieden sich hochsignifikant voneinander und es ergab sich auch innerhalb der einzelnen Gruppen ein statistisch signifikanter Unterschied im Verlauf der Zeitreihe (Abb. 3.67). Der Median der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte war 34‰, während der Mittelwert 201‰ erreichte. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der

Kontrollpflanzen waren die geringsten Werte im Vergleich zu allen anderen Gruppen im gesamten Verlauf von 0 bis 192 Stunden. Diese Werte lagen im Bereich zwischen 3,1‰ und 29,4‰. Zwischen der Kontroll- und Lösungsmittelpflanzen bestand ein hochsignifikanter Unterschied ($p = 0,000$), nicht jedoch zwischen der Gruppe mit und ohne Fallen ($p = 0,936$).

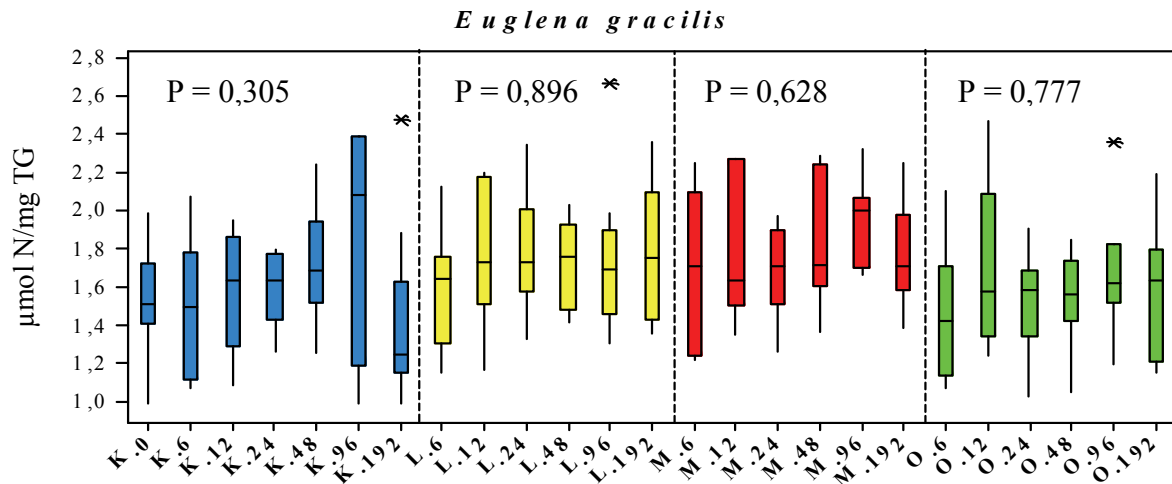


Abb. 3.66: N-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L) Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

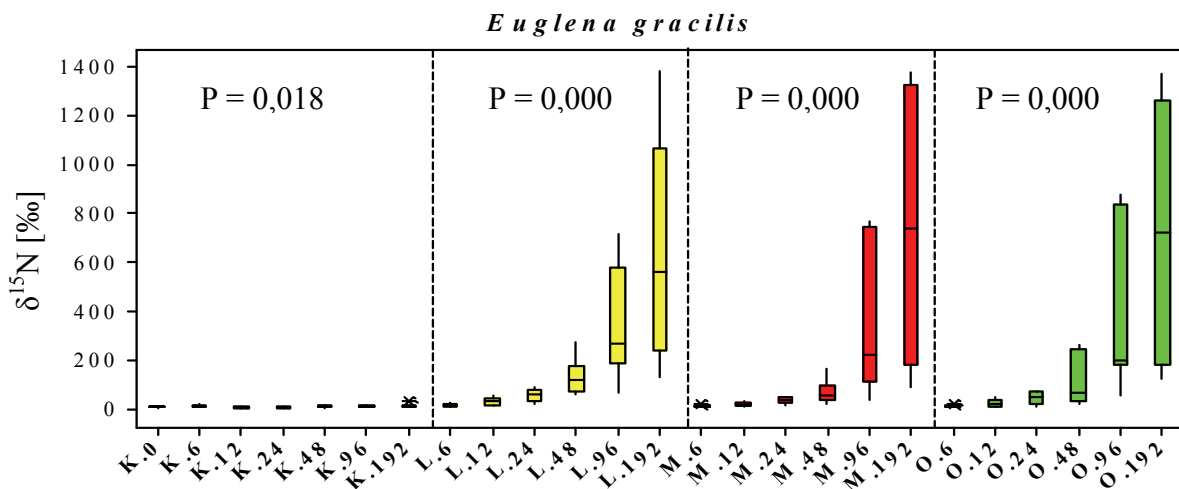


Abb. 3.67: Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

3.2.4.3 N-Aufnahmerate

Beim Fraßversuch mit *Euglena gracilis* streuten die Werte der drei Ansätze (L, mit und ohne Fallen) stark. Im Verlauf der Untersuchung zeigten sich deutliche Anstiege der Werte (Abb. 3.68). Die Werte der drei Gruppen (L, mit und ohne Fallen) unterschieden sich nicht signifikant voneinander. Die Werte der Kontrolle wiesen signifikante Differenzen innerhalb der einzelnen Gruppen im Verlauf der Zeit auf. Es existierte ein signifikanter Unterschied innerhalb des Ansatzes mit Fallen, während sich innerhalb der anderen Ansätze (L, ohne Fallen) keine signifikante Differenz ergab. Die Werte des Ansatzes mit Fallen stiegen nach 96

Stunden abermals an und erreichten einen Maximalwert von 8 [nmol N/ h/ mg TG]. Die Werte der weiteren Ansätze (L und ohne Fallen) stiegen zum Ende des Versuchsverlaufs auf 7,7 bzw. 6,6 [nmol N/ h/ mg TG].

3.2.4.4 C-Gehalt

Die Messwerte des C-Gehaltes der vier Gruppen (K, L, mit und ohne Fallen) zeigten signifikante Unterschiede trotz starker Streuung ($p \leq 0,05$) (Abb. 3.69). Mit Ausnahme der Kontrolle gibt es jedoch innerhalb der einzelnen Gruppen (L, mit und ohne Fallen) keine signifikante Differenz. Der höchste Wert des C-Gehaltes in den Versuchen mit *Euglena gracilis* betrug 50,2 $\mu\text{mol/mg TG}$ in den Pflanzen ohne-Fallen nach 12 Stunden Inkubation. Im Vergleich dazu wurde der höchste Wert des C-Gehaltes der Pflanzen mit-Fallen und der Kontrolle mit 45 $\mu\text{mol/mg TG}$ und der Lösungsmittelpflanzen mit 43,5 $\mu\text{mol/mg TG}$ erreicht. Alle Mittelwerte des C-Gehaltes der Pflanzen mit-Fallen waren höher als die Mittelwerte der Pflanzen ohne-Fallen. Es gab jedoch keinen statistisch signifikanten ($p = 0,319$) Unterschied zwischen beiden Gruppen.

3.2.4.5 C/N – Verhältnis

Die Werte des C/N-Verhältnisses blieben unter 30, sie waren gering im Vergleich zu den Werten der Pflanzenproben mit *Scenedesmus* und *Synechocystis*. Zwischen der vier Gruppen (K, L, mit und ohne Fallen) bestand ein hochsignifikanter Unterschied. Die Werte des C/N-Verhältnisses der Kontrolle schwankten zwischen 9,3 und 29,1, der Lösungsmittelpflanzen zwischen 8 und 27, der Pflanzen mit Fallen zwischen 6,4 und 24,1 und der Pflanzen ohne-Fallen zwischen 7 und 21 (Abb. 3.70). Zu Beginn der Versuche war der Mittelwert der Lösungsmittelpflanzen am höchsten und erreichte 19. Zu allen Zeitpunkten nach der Inkubation waren die Kurven ähnlich und die Mittelwerte der Pflanzen mit-Fallen höher als die Mittelwerte der Pflanzen ohne-Fallen und es lag nur knapp keine statistische Signifikanz vor ($p = 0,058$). Die Mittelwerte der Kontrolle und Lösungsmittelpflanzen waren gleich zu den Zeitpunkten 6, 12, und 24 Stunden, dann stieg der Mittelwert der Kontrolle weiter an, bis er nach 192 Stunden 21 erreichte. Der Mittelwert der Lösungsmittelpflanzen nahm auf 18 zu und schließlich ging er wieder auf 14 zurück. Die beiden Gruppen unterschieden sich nicht signifikant ($p = 0,078$).

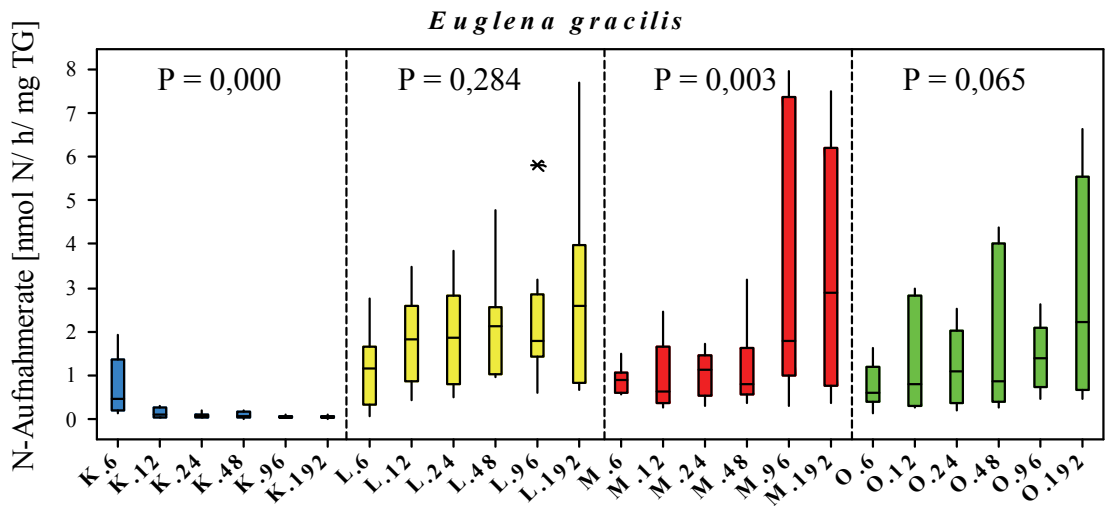


Abb. 3.68: N-Aufnahmerate der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) mit markiertem *Euglena gracilis* während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

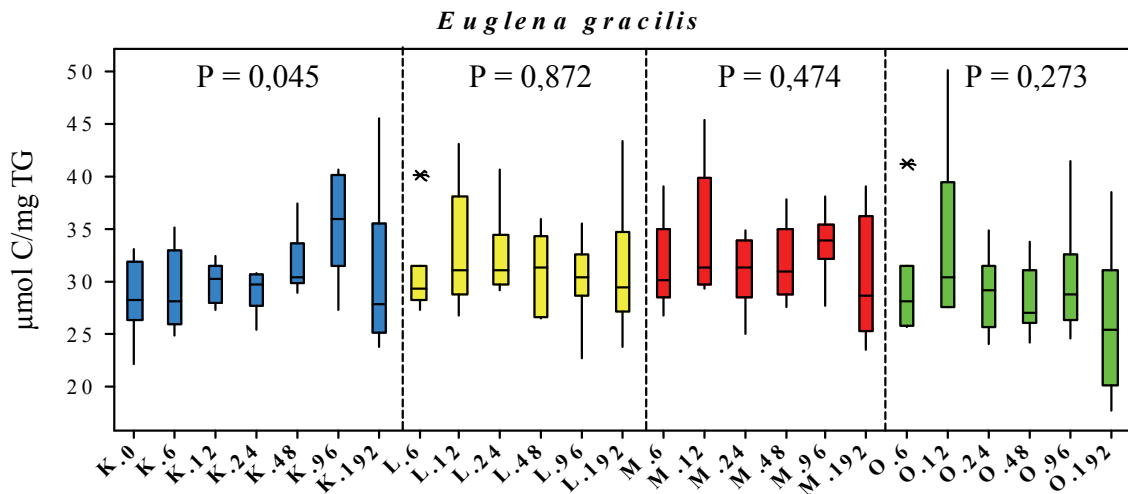


Abb. 3.69: C-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

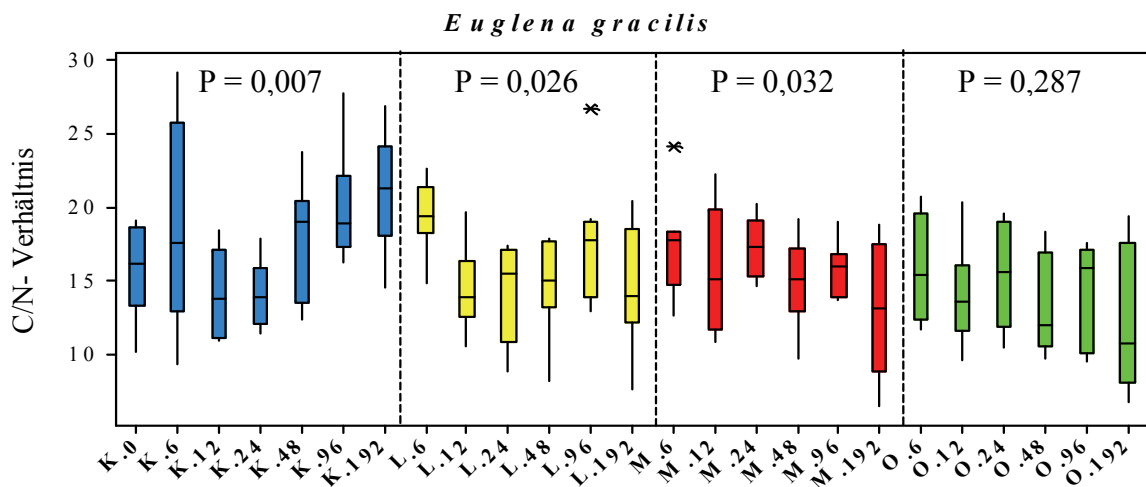


Abb. 3.70: C/N-Verhältnis der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

3.2.5 Versuche mit markiertem Phyto- und Zooplankton

Bei diesen Versuchen wurden die verwendeten Pflanzen in sechs verschiedene Ansätze eingeteilt: Kontrollpflanzen (K), Lösungsmittel-Ansatz (L), *Utricularia*-Pflanzen mit markiertem Phytoplankton (*Scenedesmus ecornis*) und unmarkiertem Zooplankton (A), *Utricularia*-Pflanzen mit unmarkiertem Phyto- und markiertem Zooplankton (Z), *Utricularia*-Pflanzen mit markiertem Phyto- und Zooplankton (A+Z), *Utricularia*-Pflanzen mit markiertem Phytoplankton ohne Zooplankton (A-Z). Die in Tabelle (3.7) und in den Abbildungen (3.71, 3.72, 3.73, 3.74) angegebenen Daten zeigen die p-Werte der Unterschiede zwischen den sechs Ansätzen und innerhalb der einzelnen Gruppen während der Zeitreihenversuche.

Tab. 3.7: Die p-Werte in den Versuchen mit dem Mischansatz Phyto- & Zooplankton zwischen den Gruppen Kontrollprobe (K), Lösungsmittel-Ansatz (L), markierte Algen und unmarkiertes Zooplankton (A), markiertes Zooplankton und unmarkierte Algen (Z), markierte Algen und Zooplankton (A+Z) und markierte Algen ohne Zooplankton (A-Z) alle Messungen über insgesamt 192h.

Versuchsgruppen	N-Gehalt	$\delta^{15}\text{N}$ [‰]	C-Gehalt	C/N
K*L*A*Z*A+Z*A-Z	0,000	0,000	0,001	0,002
K*(alle andere Gruppen)	0,000	0,001	0,155	0,004
L*(alle andere Gruppen)	0,836	0,000	0,995	0,266
A*(alle andere Gruppen)	0,036	0,366	0,001	0,061
Z*(alle andere Gruppen)	0,003	0,004	0,283	0,035
A+Z*(alle andere Gruppen)	0,032	0,677	0,338	0,808
A-Z*(alle andere Gruppen)	0,196	0,286	0,003	0,031
A+Z*A-Z	0,339	0,602	0,480	0,233
A+Z*A-Z*A	0,009	0,086	0,006	0,031
K*L	0,004	0,000	0,190	0,013

3.2.5.1 N-Gehalt

Die Messwerte der sechs Gruppen unterschieden sich stark voneinander ($p = 0,000$), blieben allerdings unter $3 \mu\text{mol}/\text{mg}$ TG (Abb. 3.71). Die Werte des N-Gehaltes der Kontrollpflanzen schwankten zwischen $0,9$ und $1,8 \mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, des Lösungsmittel-Ansatzes von $0,9$ bis $2,9 \mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, der Pflanzen (A) zwischen $0,7$ und $2,3 \mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, der Pflanzen (Z) $1,2$ und $2,6 \mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, der Pflanzen (A+Z) $1,4$ - $2,3 \mu\text{mol}/\text{mg}$ TG und der Pflanzen (A-Z) zwischen $1,2$ und $2,7 \mu\text{mol}/\text{mg}$ TG. Die Werte des Ansatzes (A) stiegen während der Zeitreihenversuche kontinuierlich an und der Mittelwert erreichte $2,4 \mu\text{mol}/\text{mg}$ TG nach 192 Stunden, dagegen nahmen die Werte der Kontrolle deutlich ab. Innerhalb der 2 einzelnen Zeitreihen ergab sich ein signifikanter Unterschied (Abb. 3.74). Der Median der Werte des Ansatzes (A) lag bei $1,5$ zu den Zeitpunkten (6, 12 und 24h) und die Werte der beiden Ansätze (L und A) streuten stark um einen Mittelwert von $1,9$ bzw. $1,2 \mu\text{mol}/\text{mg}$ TG (48h). Der niedrigste und der höchste Wert wurden mit $0,7$ bzw. $2,8 \mu\text{mol}/\text{mg}$ TG ermittelt. Die drei Ansätze A, Z und A+Z unterschieden sich signifikant (Tab. 3.7) von den restlichen Gruppen.

3.2.5.2 Isotopen-Werte $\delta^{15}\text{N}$

Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Kontrolle blieben stabil und unterschieden sich signifikant von den restlichen Ansätzen ($p = 0,001$), welche starken Schwankungen unterlagen. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Ansätze L, A, Z, A+Z und A-Z waren hoch und stiegen während der Zeitreihenversuche an. Im Vergleich der 5 Gruppen innerhalb der Zeitreihen ergab sich ein signifikanter Unterschied (Abb. 3.72). Die Werte der Kontrolle lagen im Bereich zwischen 44 und 92‰, des Lösungsmittel-Ansatzes zwischen 6,3 und 1513‰, der Pflanzen (A) zwischen 26 und 675‰, der Pflanzen (Z) zwischen 14 und 147‰, der Pflanzen (A+Z) zwischen 18 und 743‰ und der Pflanzen (A-Z) zwischen 37 und 653‰. Im Verlauf der Versuche stieg der $\delta^{15}\text{N}$ -Mittelwert des Ansatzes (L) von 101‰ (6h) stark auf 1335‰ (96h) und sank wieder drastisch auf 575‰ (192h).

3.2.5.3 C-Gehalt

Für die entsprechenden Werte des C-Gehaltes ergab sich ein signifikanter Unterschied ($p = 0,001$) zwischen den sechs Ansätzen (Abb. 3.73). Die Werte des C-Gehaltes der Kontrolle lagen zwischen 20 und 34,4 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, des Lösungsmittel-Ansatzes zwischen 20 und 43 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, der Pflanzen (A) zwischen 11,1 und 38,5 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, der Pflanzen (Z) 22 und 39 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG, der Pflanzen (A+Z) zwischen 19,3 und 36 und der Pflanzen (A-Z) zwischen 14,2 und 55 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG. Mit Ausnahme der Kontrolle stiegen die Mittelwerte der fünf Ansätze in der ersten Hälfte der Zeitreihe. Die Werte der Pflanzen mit markiertem Phytoplankton ohne Zooplankton (A-Z) streuten stark um einen Mittelwert von 41 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG (48h) und erreichten den höchsten Wert von 56 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG. Der niedrigste Wert wurde in den Pflanzen mit markiertem Phytoplankton und unmarkiertem Zooplankton (A) mit 11 $\mu\text{mol}/\text{mg}$ TG ermittelt.

3.2.5.4 C/N – Verhältnis

Die C/N-Verhältnisse der sechs Ansätze unterschieden sich signifikant voneinander ($p = 0,002$). Zwischen den 6 Zeitreihen bestand nur für den Lösungsmittel-Ansatz ein signifikanter Unterschied (Abb. 3.74). Die Werte des C/N-Verhältnisses der Kontrolle lagen zwischen 12 und 27, des Lösungsmittel-Ansatzes zwischen 7 und 23, der Pflanzen (A) zwischen 10 und 18, der beiden Pflanzen (Z) und (A+Z) zwischen 7 und 22 sowie der Pflanzen (A-Z) zwischen 6 und 27. Die Werte aller Gruppen variierten stark und zeigten Unterschiede zwischen den Gruppen im Verlauf der Zeit. Die Streuung der Mittelwerte der Pflanzen mit markiertem Phytoplankton ohne Zooplankton (A-Z) war deutlich größer als die Streuung der restlichen Ansätze. Der höchste (27,3) sowie der niedrigste Wert (5,7) wurden zu den Zeitpunkten 96 bzw. 192 Stunden Inkubation ermittelt (Abb. 3.77). Im Vergleich der 6 Zeitreihen ergab sich nur für Ansatz (L) ein signifikanter Unterschied.

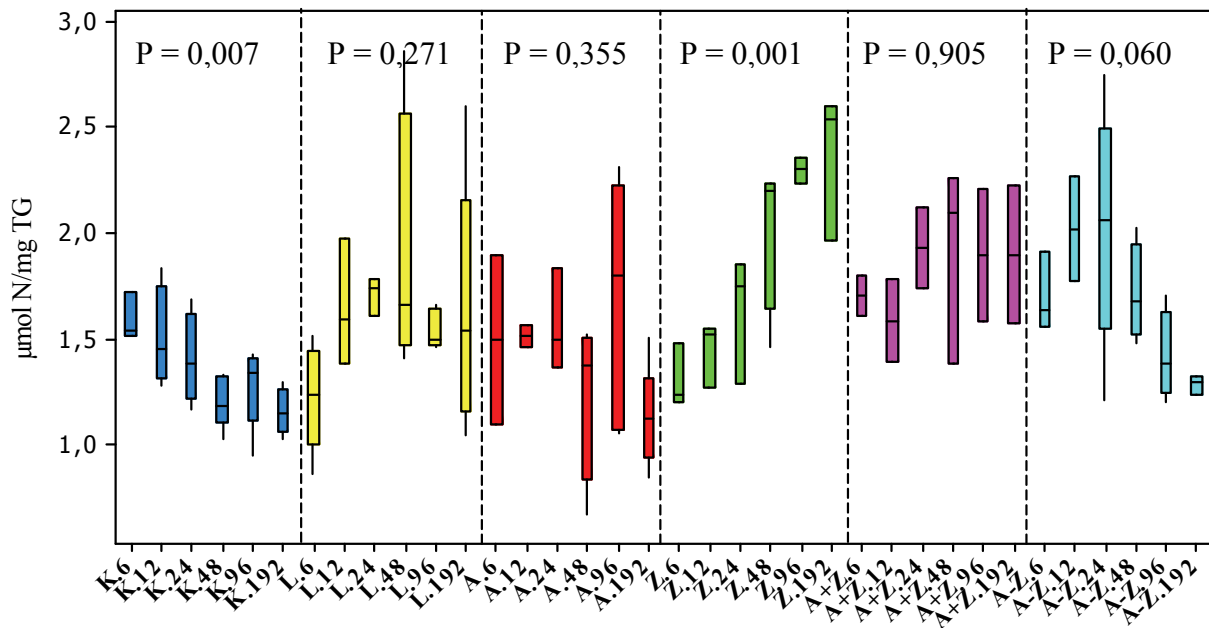


Abb. 3.71: N-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), der Pflanzen mit markiertem Phytoplankton und unmarkiertem Zooplankton (A), der Pflanzen mit markiertem Zooplankton und unmarkiertem Phytoplankton (Z), der Pflanzen mit markiertem Phyto- & Zooplankton (A+Z) und der Pflanzen mit markiertem Phytoplankton ohne Zooplankton (A-Z) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

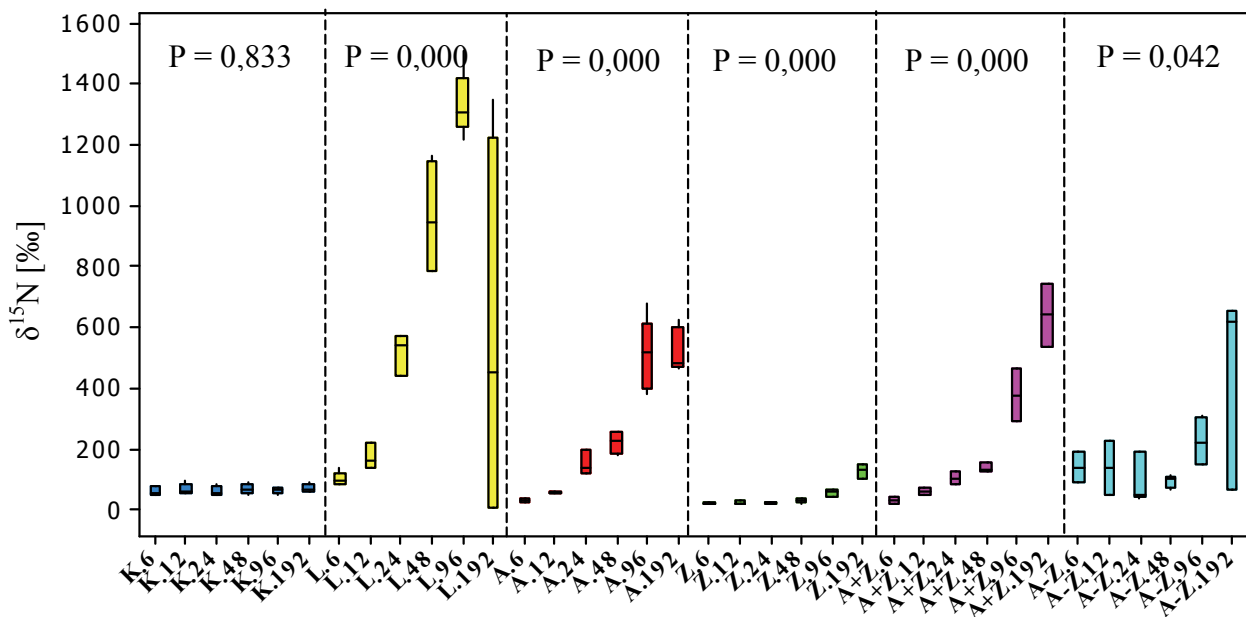


Abb. 3.72: Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), der Pflanzen mit markiertem Phytoplankton und unmarkiertem Zooplankton (A), der Pflanzen mit markiertem Zooplankton und unmarkiertem Phytoplankton (Z), der Pflanzen mit markiertem Phyto- & Zooplankton (A+Z) und der Pflanzen mit markiertem Phytoplankton ohne Zooplankton (A-Z) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

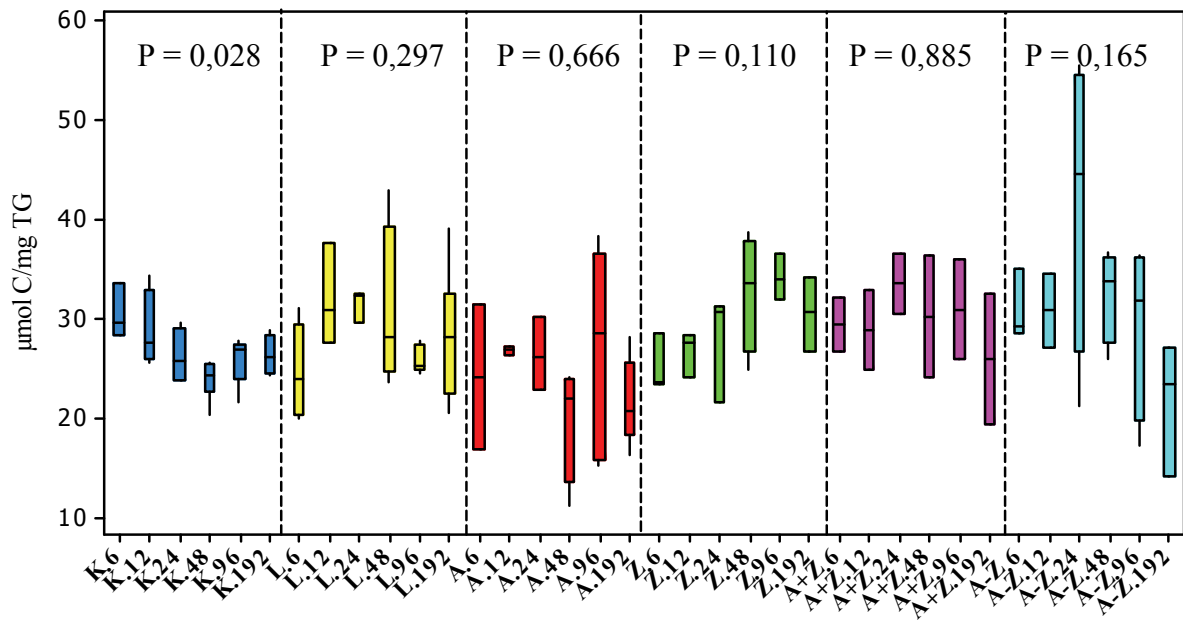


Abb. 3.73: C-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), der Pflanzen mit markiertem Phytoplankton und unmarkiertem Zooplankton (A), der Pflanzen mit markiertem Zooplankton und unmarkiertem Phytoplankton (Z), der Pflanzen mit markiertem Phyto- & Zooplankton (A+Z) und der Pflanzen mit markiertem Phytoplankton ohne Zooplankton (A-Z) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

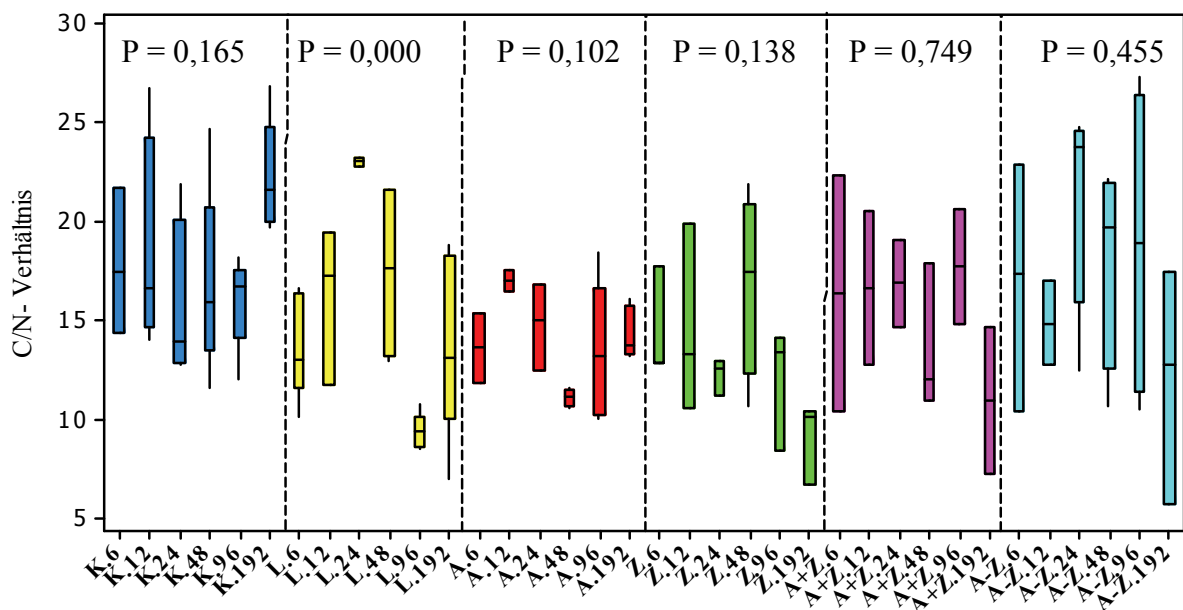


Abb. 3.74: C/N-Verhältnis der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), der Pflanzen mit markiertem Phytoplankton und unmarkiertem Zooplankton (A), der Pflanzen mit markiertem Zooplankton und unmarkiertem Phytoplankton (Z), der Pflanzen mit markiertem Phyto- & Zooplankton (A+Z) und der Pflanzen mit markiertem Phytoplankton ohne Zooplankton (A-Z) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).

4 DISKUSSION

Karnivore Pflanzen wachsen an nährstoffarmen, sonnigen und feuchten Standorten (Givnish et al. 1984). Karnivorie schließt die Beuteverdauung und Aufnahme der ausgelösten Nährstoffe ein (Müller et al., 2004). Die Investitionsmenge in die Karnivorie variiert zwischen den aquatischen, terrestrischen und epiphytischen Gruppen der *Utricularia*-Arten (Porembski et al., 2006). Die deutlichen Unterschiede in der Biomasseverteilung zwischen terrestrischen und aquatischen *Utricularia*-Arten könnten auf die Nährstoffaufnahme und Photosyntheseleistung zurückgehen (Porembski et al., 2006). Aquatische *Utricularia*-Arten investieren zwischen 26 und 60% ihrer gesamten Biomasse in Fallen (Friday, 1992; Richards, 2001), während bei den terrestrischen Arten weniger als 1% ihrer Biomasse als Fallen ausgebildet wird (Porembski et al., 2006). Terrestrische *Utricularia*-Arten sind in der Regel klein. Die reduzierten Blätter könnten ein Hinweis auf teilweise heterotrophe Ernährung dieser Pflanzen sein (Adameca, 1997; Porembski et al., 2006). Ihre Sprosse erreichen eine Länge von einigen Zentimetern. Aquatische Arten haben dagegen bis zu 2 mm dicke und häufig mehr als 1 m lange Sprosse (Barthlott et al., 2007). Die Differenzen der Fallenzahl und Fallenbiomasse von *U. macrohiza* waren eine direkte Reaktion auf Standortbedingungen und keine genetische Variation innerhalb der Populationen (Knight & Frost, 1991).

4.1 Freilandsuntersuchungen

4.1.1 Physikalische Eigenschaften der Untersuchungsgebiete

4.1.1.1 Wassertemperatur

Die saisonale Temperaturverteilung innerhalb eines Kleingewässers ist erwartungsgemäß hauptsächlich an den saisonalen Verlauf der Sonneneinstrahlung gekoppelt. Dies wird von zahlreichen weiteren Faktoren wie z. B. Lage, Morphometrie, Tiefe des Solls und der Beschattung modifiziert. Das Kleingewässer R29 zeigte im Jahr 2005 eine höhere Wassertemperatur als die anderen Kleingewässer aufgrund der Lage des Solls in der offenen Landschaft. Die drei Sölle R17, R28 und R63 sind Waldsölle. Der generelle Verlauf der Wassertemperatur der vier Sölle verhält sich während des Untersuchungszeitraums gleich. Die Oberfläche der vier Sölle war im Februar 2007 mit Eisschichten bedeckt. Für im Eis eingeschlossene Algen und andere Mikroorganismen ist eine Resistenz gegen das Eis erforderlich, damit sie den Einschluss in einer Eiskecke überleben (Uhlmann & Horn, 2001). Die besonders niedrigen Wassertemperaturen der untersuchten Gewässer R28 und R29 im Februar (2007) bewirkten durch eine höhere Löslichkeit und geringere Respirationsaktivität einen in Bezug auf den Rest des Untersuchungszeitraums höheren Sauerstoffgehalt (von 8 bzw. 11 mg/l auf 56 bzw. 30 mg/l). Durch niedrige Wassertemperaturen im Winter 2007 wurden die pH-Werte der Sölle R17 und R29 bis 8,7 bzw. 8,1 sowie die Leitfähigkeit auf 119 und 195 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erhöht.

4.1.1.2 Sauerstoffgehalt

Die Sauerstoffkonzentration erlaubt Aussagen über die im Kleingewässer vorherrschende Dynamik und Produktivität. Der Sauerstoffgehalt ist von der Wassertemperatur, dem Grad der turbulenten Mischung, der Photosynthese lebender Algen und Wasserpflanzen und dem Abbau und der Mineralisation organischer Substanzen abhängig. Bei hohen Abbauraten kann der Sauerstoffgehalt wegen nächtlich fehlender Photosynthese deutlich zurückgehen (Schwoerbel, 1993).

Die Werte der Sauerstoffkonzentration in dem Bereich zwischen 3 und 18 mg/l machten 90% der gesamten Messungen aus. Die höchsten Sauerstoffkonzentrationen wurden im Februar 2007 bei geringen Temperaturen gemessen, die Werte in den Söllen R28 und R29 erreichten 56 bzw. 30 mg/l. Die Sauerstoffkonzentrationen nehmen bei steigender Temperatur ab (Weiss, 1970; Schwoerbel, 1994; Pedersen et al., 1998). In der Messung vom Februar 2007 erreichte die Wassertemperatur niedrige Werte von 1,3 °C bei R28 und R63, 2,7 °C bei R29 und 3,2 °C bei R17. Die Werte der beiden Sölle R17 und R63 wiesen signifikante Zusammenhänge zwischen der Sauerstoffkonzentration und der Wassertemperatur während der Untersuchungszeit auf (Abb. A-2 im Anhang). Die andere Begründung für die extreme Zunahme der Sauerstoffkonzentration der Kleingewässer (R28 und R29) bezieht sich auf die Phytoplanktonproduktion unter der Eisschicht. Das Phytoplanktonwachstum ist im Winter unter der Eisdecke minimal (Phillips & Fawley, 2002). Das winterliche Minimum der Phytoplanktondichte entsteht in den gemäßigten Breiten meist durch Lichtlimitierung, die durch Eis- und Schneedecken verstärkt sein kann (Bohle, 1995). Halsey (1968) bemerkte, dass die Phytoplanktondichte mit dem übersättigten Sauerstoffgehalt unter dem Eis in einigen Seen in British Columbia (Kanada) korreliert. Der Sauerstoff wird unter dem Eis durch die Photosynthese des Phytoplanktons erzeugt (Maeda & Elichimura, 1973) und vermutlich durch der Eisdecke im Wasser zurückgehalten, sodass sich die Konzentration erhöht (Wetzel, 1966).

4.1.1.3 pH-Wert

Die pH-Werte der Kleingewässer lagen zwischen 5,7 und 8,7. Im pH-Bereich zwischen 6 und 7 befindet sich der überwiegende Teil der untersuchten Gewässer (Abb. 3.3). Der pH-Wert hängt direkt mit der Konzentration des Kohlendioxids (CO₂) und der Karbonathärte zusammen. Die Sölle R17, R29 und R63 sind schwach sauer, im Februar 2007 stiegen die pH-Werte der drei Kleingewässer jedoch bis 8,7; 8,1 bzw. 7,9 an. Dieser Anstieg erklärt sich durch die Abnahme der Wassertemperatur und vermindert die Konzentration der Wasserstoffionen. Nach Sommer (1994) können die pH-Werte, die Temperatur, die Photosynthese, die Atmung und die Stickstoffassimilation im Gewässer beeinflussen. Die pH-Werte des Kleingewässers R28 lagen während des Sommers höher als zu den anderen Jahreszeiten (Abb. 3.3). Die Ursache des pH-Anstiegs im Sommer ist der Entzug von HCO₃⁻ bzw. CO₂ durch die Assimilation des Phytoplanktons. Im Soll R28 ist dies mit der Photosyntheseleistung des Phytoplanktons zu erklären. In kalkarmen Gewässern ist der pH-Wert durch die schlechte Pufferung von Calciumhydrogencarbonat meist niedrig, nur zeitweilig kann es in solchen Gewässern photosynthesebedingt zur pH-Erhöhung kommen (Glandt, 2006; Gloede, 2006).

4.1.1.4 Leitfähigkeit

Der Wert der elektrischen Leitfähigkeit für Süßwasser ist insgesamt relativ niedrig und liegt zwischen 20 und 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Schwoerbel, 1994). Die Mehrheit der Messungsergebnisse für die Leitfähigkeit der 4 Sölle lag zwischen 63 und 126 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abb. 3.4). Die Leitfähigkeiten der Sölle R17, R28 und R29 zeigten keine großen Schwankungen und sie unterschieden sich signifikant von der vom Soll R63. Die relativ niedrigen Werte für die elektrolytische Leitfähigkeit aller vier untersuchten Kleingewässer lassen sich mit den relativ kleinen Einzugsgebieten und der Tatsache, dass die Sölle ausschließlich von Niederschlagswasser gespeist werden, erklären. Mit Ausnahme vom Soll R63 nahmen die Leitfähigkeitswerte der übrigen Sölle im Februar 2007 zu, insbesondere im Soll R29. Die Werte der Leitfähigkeit sind von der Temperatur, der Art und Konzentration der Ionen im Wasser abhängig und nehmen mit steigender Temperatur zu. Die Zunahme der Leitfähigkeit könnte durch den Anstieg der pH-Werte im Februar 2007 im Wasser verursacht worden sein, oder durch die Abnahme der Löslichkeit abgeschwächt worden sein. Die Beziehung zwischen den pH-Werten der Sölle R17 und R29 und den beiden Parametern (die Leitfähigkeit und Wassertemperatur) zeigte signifikante Beziehungen ($p \leq 0,05$). Die um ca. 290 und 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ erhöhten Leitfähigkeiten im Kleingewässer R63 im Februar bzw. November 2008 erscheinen sehr ungewöhnlich. Diese Leitwerterhöhungen waren verbunden mit einem Anstieg der Gesamthärte und mit einer Abnahme der Wassertemperatur (Abb. 3.1, 3.11). Wahrscheinlich resultiert die Erhöhung der Leitfähigkeit vom mineralischen Eintrag im Zusammenhang mit erhöhten winterlichen Niederschlägen auf das stark geneigte Gewässerumfeld.

4.1.2 Chemische Eigenschaften der vier Standorte

4.1.2.1 Nährstoffkonzentration

Im Durchschnitt wiesen die untersuchten Sölle mesotrophe bis polytrophe Verhältnisse auf (s. Tab. 3.1). Für einige Zeiträume unterscheiden sich die Gehalte der Nährstoffe Phosphat, Stickstoff, Nitrat, Nitrit, Ammonium zwischen den Waldsöllen (R17, R28, R63) und dem Offenlandsoll (R29). Das Kleingewässer R29 erreicht aufgrund seiner hohen TP-Konzentration knapp den stark polytropheren Bereich. Beim Vergleich der Ergebnisse von 2006 mit den Messungen von 2007-2008 fällt auf, dass die Phosphor- und Stickstoffkonzentrationen in 2006 etwas höher lagen (Abb. 3.5). Im August 2006 betrug die $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration im Kleingewässer R29 jedoch außergewöhnlich hohe 0,1 mg/l. Beim Soll R29 lag die Gesamt-N-Konzentration mit Ausnahme des Februar 2007 stets höher als in anderen Söllen. Verantwortlich für die Konzentrationsunterschiede zwischen dem Soll R29 und den übrigen Söllen könnte der Einfluss der Landwirtschaft (externer Nährstoffeinträge) sein. Der Untersuchungsstandort R29 befindet sich im Tief- und Offenland. Im Gegensatz dazu zeichnete sich das Kleingewässer R63, in der Regel ein meso-eutrophes Kleingewässer, durch geringere Ammonium-, N-, Gesamt-P- und Gesamt-N-Konzentrationen als die übrigen Sölle aus. Das Soll R17 ist nach LAWA (1998) zwischen eu-polytroph anzusetzen. R28 hat eine Tendenz zum eutrophen Zustand und weist höhere Nährstoffkonzentrationen auf. Für die erhöhte Phosphatkonzentration in den Kleingewässern sind folgenden Ursachen verantwortlich: die geringen Sauerstoffkonzentrationen und hohe Wassertemperaturen. Die

TP-Gehalte der Waldsölle (0,02 mg/l – 0,5 mg/l) weisen geringere Werte auf als bei Grünwald et al. (2000) beschrieben (0,05 mg/l - 3,0 mg/l) und bei Jost & Resagk (2004) mit Werten zwischen (0,02-5,3). Die PO₄-P und NO₃-N-Konzentration der vier Sölle zeigten keine klaren Trends im Verlauf der Messungen, da die Werte rasch auf maximale Werte anstiegen, besonders beim Soll R29. Am 19. Februar 2008 war ein Anstieg der Ammonium-N-Konzentration in drei Söllen R17, R28 und R29 zu verzeichnen, bedingt durch die niedrigen Temperaturen und pH-Werten. Die Ursachen dafür könnten oberflächliche Einspülungen durch agrarische Nutzung (N-Düngung, Gülleausbringung, z.T. auf gefrorenen Boden) mit anschließendem Regen oder Tauwetter sein. Von Ende April bis Ende Juli traten sowohl Ammonium als auch Nitrat der vier Sölle in sehr geringen Konzentrationen auf, da es zu einer starken Stickstoffaufnahme durch Pflanzen gekommen war. Der Anstieg der Ammoniumwerte korreliert mit niedrigen Sauerstoffwerten und hohen Wassertemperaturen. Offensichtlich wurde der Sauerstoff durch mikrobielle Umsetzungsprozesse verbraucht, so dass sich Ammonium anreichern konnte. Die um ca. 5 mg/l erhöhten Nitratkonzentrationen im Kleingewässer R29 im Februar 2007 erscheinen sehr ungewöhnlich. Die Konzentrationen der gemessenen Parameter Gesamt- Phosphat, ortho-Phosphat, Nitrit und Ammonium reichen zur Erklärung nicht aus. Für das Kleingewässer R29 kann lediglich für den Februar 2007 ein Zusammenhang zwischen TN-Konzentration und Nitratkonzentration vermutet werden, da beide Konzentrationen gleichzeitig zunahm (Abb. 3.7, 3.8). Über die Ursache der extrem höheren Nährstoffkonzentrationen im Februar 2007-2008 in den Kleingewässern können wir nur spekulieren.

Alle Zustände eines Gewässers stehen stets in Beziehung zur Temperatur und zu den pH-Werten. Die Wassertemperatur ist ein wichtiger ökologischer Faktor für die Gewässer (Kalbe, 1997) und hat einen großen Einfluss auf die chemischen, physikalischen Eigenschaften des Wassers. Die negativen Beziehungen zwischen der Wassertemperatur und pH-Werten, TN-, Nitrat-, Ammonium-Konzentrationen wurde deutlich im Februar 2007 bei den Sölle R28 und R29 und im Februar 2008 für R28 gezeigt. Dort stieg die Stickstoffkonzentration in Zusammenhang mit dem Sinken der Wassertemperatur.

4.1.2.2 Gesamt- und Karbonathärte

Die Härte des Wassers hängt von den geologischen Beschaffenheiten des Bodens ab, deshalb differieren die Werte der Wasserhärte regional. Die Werte der Gesamt- und Karbonathärte der vier untersuchten Söllen sind je nach Gebiet unterschiedlich und schwanken zwischen 1,5 und 10 °dH für die Gesamthärte [GH] und in relativ engen Grenzen zwischen 0,56 und 5,6 °dH für die Karbonathärte [KH]. Die vier Sölle unterschieden sich für KH signifikant ($p \leq 0,05$) während des Untersuchungszeitraums. Sie werden als weiche bis sehr weiche Wässer eingestuft, da 92% der gesamten Messungen unter der Gesamthärte von 7 °dH bzw. unter 4 °dH für KH lagen. Die Gesamt- und Karbonathärte der vier Sölle lagen bei ähnlichen Werten, wie die von Gloede (2006) gemessenen. Die erhöhte Gesamthärte des Kleingewässers R63 im November 2005 und im Juli 2008 auf ca.10 (°dH) muss auf einen einmaligen externen Einfluss zurückgeführt werden, dessen genaue Ursache unbekannt ist. Die drei Sölle R63, R29 und R17 zeigten zwei deutlich hohe Anstiege der Karbonathärte im Verlauf der Untersuchungszeit. Im November nahmen die Werte für die Gesamthärte beim

Soll 63 auf 9,5°dH, beim Soll 29 auf 6,1°dH und beim Soll R17 auf 5°dH zu. Der zweite Anstieg wurde im Juli 2008 festgestellt, dabei erreichte das Soll R63 ein Maximum von 10°dH. Mit Erhöhung der Wasserhärte und Konzentration im November 2005 sinkt die Wassertemperatur deutlich.

4.1.3 Phytoplankton-Taxa innerhalb der untersuchten Fallen

Die nachgewiesenen Phytoplankton-Taxa innerhalb der untersuchten Fallen von *Utricularia*-Arten verteilten sich auf insgesamt 6 Klassen und zehn Ordnungen (Abb. 3.20, 3.22) mit unterschiedlicher Häufigkeit je nach Herkunftsort und zeitlicher Entwicklung des Phytoplanktons. Die unterschiedliche Zusammensetzung des gefangenen Phytoplanktons innerhalb der Fallen von *Utricularia* spp. könnte aus unterschiedlichen Gründen resultieren. Das Vorkommen der Süßwasseralgen richtet sich hauptsächlich nach den chemischen und physikalischen Eigenschaften des Wassers. Die Planktongesellschaften wechseln ihre qualitative und quantitative Zusammensetzung nicht nur im Laufe der Jahreszeiten, sondern gleichzeitig auch in Abhängigkeit von der Temperatur, den Lichtverhältnissen und chemischen Veränderungen (Fott, 1971). Gordon & Pacheco (2007) nehmen an, dass die physikalisch-chemischen Eigenschaften des Wassers wie Makronährstoffe und anderen Ionen, Salzgehalt und pH-Wert einen bedeutenden Einfluss auf die Zusammensetzung und die Abundanz des Phytoplanktons haben. Die Arten *U. gibba* und *U. foliosa* stammten aus temporären Gewässern der Elfenbeinküste. Die Charophyceen spielten eine wesentliche Rolle für den Fallengehalt von *U. gibba* und *U. foliosa* und sie bildeten etwa 83% bzw. 39% des Gesamt-Phytoplanktons in der Falle. Dies entspricht auch den mittleren Dominanzverhältnissen von temporären Gewässern s.o., in denen sich die Algenflora hauptsächlich aus zahlreichen Desmidiaceen (*Cosmarium*, *Staurastrum*, *Arthrodesmus*, *Euastrum*) und einigen Diatomeen zusammensetzt. In weniger sauren Gewässern (pH-Wert 5-6) werden Arten von *Closterium*, *Xanthidium*, *Micrasterias*, *Cosmarium* und Diatomeen häufiger (Ettl, 1980; Round, 1968). Einige der nachgewiesenen Phytoplankter innerhalb der Fallen sind kosmopolitisch verbreitet. Sie sind in fast allen Gewässertypen zu finden und zeichnen sich durch ubiquitäre Formen, große Anpassungsfähigkeit und geringe Ansprüche aus, beispielsweise *Ankistrodesmus falcatus*, *Dictyosphaerium pulchellum* oder *Scenedesmus quadricauda* (Fott, 1971).

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigten ähnliche Phytoplankton-Zusammensetzungen innerhalb der Fallen von *Utricularia* sp. wie in vorangegangenen Studien von Göbel (1891a), Lemmermann (1914), Hegner (1926), Schumacher (1960), Mosto (1979), Wagner & Mshigeni (1986), Mette et al. (2000), Walker (2004), Gordon & Pacheco (2007), Díaz - Olarte et al. (2007), Peroutka et al. (2008) und Sirová et al. (2009).

Einige Algen (*Oedogonium* sp., *Coleochaete* sp., *Protoderma* sp., *Gomphonema* sp. usw.) wachsen als Epiphyten auf der Oberfläche der Fallen von *Utricularia*-Pflanzen. Dabei spielen das Alter, die Lebensdauer und die Oberflächenstruktur der Wirtspflanzen die zentrale Rolle für die Algenentfaltung. Die epiphytischen Algen sind durch die Morphologie ihrer Zellen an diese Lebensweise gut angepasst (Ettl, 1980). *Utricularia* sp. hat höhere Abundanzen und Diversitäten an Periphyton als andere aquatische Makrophyten. Komponenten des Periphyton von *Utricularia* sp. umfassen Algen, Cyanobakterien, Bakterien, Pilze, Rotatorien usw.

(Bosserman, 1983). Nach Peroutka et al. (2008) ist aber der Mechanismus der Falle nicht effizient genug, um epiphytische Algen-Arten zu entfernen. Andererseits verdriften epiphytische Algen vielfach ins Freiwasser rund um die Fallen und gelangen während der Fallenöffnung zusammen mit den Planktern in die Fallen.

Die Algenanzahl pro Falle variierte zwischen den *Utricularia*-Arten. Die Fallen von *U. vulgaris* aus Kanada zeigten die niedrigste Algenabundanz (10 Ind./Falle), erreichten aber gleichzeitig das höchste durchschnittliche Fallen-Volumen von 4 µl. *U. australis* zeigte ein durchschnittliches Fallen-Volumen von 1,6 µl und die höchste Algenabundanz von 67 Ind./Falle. Der Vergleich mit den Ergebnissen von Gordon & Pacheco (2007) zeigt, dass dort die meisten untersuchten Fallen von *U. gibba* und *U. inflata* zwischen 2 und 10 Algen mit einem Durchschnitt von 2 Algen/Falle für *U. gibba* und 5 Algen/Falle für *U. inflata* enthielten. Das niedrigste Vorkommen von Phytoplankton-Taxa wurde bei *U. australis* registriert, wo in nur 93% der untersuchten Fallen Phytoplankton nachgewiesen werden konnte.

Bei untersuchten Utricularien wurde auch Phytoplankton innerhalb der Fallen von *Utricularia* sp. ohne gleichzeitiges Auftreten von Zooplanktern festgestellt. Gordon & Pacheco (2007) und Peroutka et al. (2008) stellten fest, dass *U. gibba* bzw. auch andere aquatische *Utricularia*-Arten in bis zu 53% der Fallen Phytoplankton ohne Zooplankton enthalten. Hegner (1926) wies 512 Individuen von *Euglena* sp. in einer einzigen Falle (durchschnittlich 215 Ind./Falle) bei einer Untersuchung von 10 Fallen von *Utricularia* sp. nach. Es gibt auch beträchtliche Unterschiede in der Anzahl und der Zusammensetzung der Algen innerhalb der Fallen zwischen den gemäßigten und tropischen *Utricularia*-Arten. Die höhere Zahl von Phytoplanktontaxa innerhalb der Fallen aus Kanada und Deutschland könnte in der hohen Anzahl der untersuchten Fallen gemäßigter *Utricularia*-Arten begründet sein. Andere Studien zeigten, dass 45 Gattungen von Phytoplankton innerhalb der Fallen von vier aquatischen *Utricularia* spp. aus Österreich identifiziert wurden (Peroutka et al., 2008). Walker (2004) zeigt in seiner Studie an *U. gibba* aus Brasilien, dass der Fang der Algen signifikant intensiver ist als der Fang von Acari, Oligochaeta, Rotatorien oder Protozoa ($p < 0,025$).

Mehrere untersuchte Fallen waren komplett mit Phytoplankton besetzt, wobei die meisten davon Charophyceae waren. Sirová et al. (2009) haben höhere Phytoplankton-Zahlen innerhalb der Fallen von *U. foliosa* (126) und *U. purpurea* (132) aus Tschechien nachgewiesen. Lewis (1978) berichtete, dass tropische Seen niedrigere Phytoplanktondiversitäten als gemäßigte Seen haben. Kalff & Watson (1986) haben herausgefunden, dass sich die Phytoplankton-Arten in tropischen Seen nicht im großen Maß von denjenigen in der gemäßigten Zone unterscheiden.

Es gibt nur wenige verfügbare Daten über das Phytoplanktonvorkommen innerhalb der Fallen von terrestrischen karnivoren Pflanzen. Gebühr et al. (2006) haben 78 Algentaxa innerhalb der Fallen von *Sarracenia purpurea* aus Deutschland identifiziert. 83% des Kohlenstoff-Gehaltes des Falleninhaltes konnte den Algen zugeordnet werden, so dass Gebühr et al. (2006) vermuten, dass die Algenbiomasse als zusätzliche Nahrungsquelle für *S. purpurea* dienen könnte. Bei *Genlisea* wurden insgesamt 29 Phytoplanktontaxa nachgewiesen (Plachno & Wolowski, 2008). Es gab sowohl Diatomeen wie z.B. *Frustulia crassineria*, als auch

Grünalgen innerhalb der Fallen. Göbel (1891a) berichtet über das Vorkommen von Charophyceen bei *Genlisea aurea*. Auch *Utricularia uliginosa* fing und verdaute in mehreren Experimenten *Euglena* sp. (Jobson et al., 2000).

4.1.3.1 Wie und warum gelangte das Phytoplankton in die Fallen von *Utricularia*?

Alle bisherigen Untersuchungen konnten keinen Aufschluss über den genauen Fangablauf des Phytoplanktons durch *Utricularia* sp. geben. Es wird vermutet, dass aktiv bewegliche Flagellaten, wie *Euglena* sp. sich zum Falleneingang bewegen und anschließend beim Fang der Beutetiere passiv wie das restliche bewegungsinactive Phytoplankton eingesogen werden (Göbel, 1891a; Plachno & Wolowski, 2008). Die Mehrzahl der Mikroalgen ist auf Grund der geringen Größe nicht in der Lage, den Öffnungsmechanismus der Fallen von *Utricularia* auszulösen. Nach Hegner (1926) wählen die Fallen ihre Beute nicht gezielt aus, jedoch wird jeder Mikroorganismus im Bereich des sich öffnenden Falleneinganges eingesogen. Eine weitere Möglichkeit wäre der indirekte Transport der Algen über das Verdauungssystem der Beutetiere (Magen, Darm, Exkrememente) in die Fallen (Cohn, 1875). Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigten jedoch auch, dass die Fallen von *U. gibba* und *U. foliosa* auch Phytoplankton-Taxa enthalten, ohne dass gleichzeitig Zooplankter enthalten sind. Verschiedene Autoren vermuten, dass bestimmte Algenarten das Milieu in den Fallen besser ertragen. So sehen beispielsweise Sirová et al. (2003; 2009) in den geringeren pH-Werten in den Fallen Vorteile für Desmidiales. Palmer (1969) argumentiert mit den günstigen organischen Nährstoffkonzentrationen im Falleninneren für *Euglena* sp. Auch Gordon & Pacheco (2007) erwägen vor allem unter den Bedingungen der CO₂- oder Lichtlimitation in den Fallen Vorteile für die Nährstoffaufnahme der Algen in den Fallen aquatischer, fleischfressender Pflanzen. Wagner & Mshigeni (1986) diskutieren in diesem Zusammenhang sogar synergetische Beziehungen zwischen den Fallen der aquatischen *Utricularia*-Arten und dem gefangenen Phytoplankton.

Die Fallen von *Utricularia* sp. dienen den Algen beispielsweise als Schutz vor Fressfeinden. *Utricularia* sp. könnte dabei den Stickstoff, der durch die Cyanobakterien fixiert wird, nutzen ohne diese zu verdauen. Mette et al. (2000) vermuten, dass autotrophe Mikroorganismen innerhalb der Fallen nicht verdaut werden, sondern dass sie die Fallen als Lebensraum für die Photosynthese und Reproduktion nutzen. Karnivore Pflanzen wiederum nutzen möglicherweise lebende Mikroorganismen innerhalb der Fallen nicht nur zur Aufnahme von Stickstoff und Phosphor, sondern auch für die CO₂-Produktion durch respiratorische Tätigkeit der Gemeinschaft innerhalb der Fallen (Gordon & Pacheco, 2007). Meyers & Strickler (1979) nehmen an, dass die Borsten neben der Fallenöffnung wahrscheinlich zu einer Anreicherung von Algen am Falleneingang beitragen. Das erklärt verschiedene Anreicherungen der inneren Algenkonzentration gegenüber dem Umgebungswasser, wie es in den Proben aus den Sölle R17 und R63 in den Jahren 2005-2006 nachgewiesen wurde (Abb. 3.37). Dort war die Algendichte (Ind./ml) innerhalb der Fallen höher als in den umgebenden Wasserproben.

Die Versuche zu den Falleninhalten und zur N-Aufnahme zeigten, dass alle in den Fallen nachgewiesenen Algen insofern als „Beifang“ interpretiert werden - Algen, die bei Öffnung

der Falle, ausgelöst durch einen Kleinkrebs, passiv eingesaugt wurden. Algen können den Öffnungsmechanismus nicht auslösen.

Bis jetzt ist noch relativ wenig bekannt über den Verdauungsmechanismus der Beute innerhalb der Fallen von *Utricularia*-Arten. Verschiedene Mikroorganismen, hauptsächlich Bakterien, Algen, Protozoa und Rotatorien leben in den Fallen (Skutch, 1928; Jobson & Morris, 2000; Richards, 2001; Sirová et al., 2003, Alkhalaf et al., 2009). Richards (2001) behauptet, dass *Utricularia*-Pflanzen mehr Nutzen aus den Nebenprodukten der lebenden Mikroorganismen innerhalb der Fallen ziehen als durch die Verdauung dieser Organismen. Die Zeit des Verdauungsvorganges variiert jeweils nach der Größe und dem Typ der Beute. Bei *Drosophyllum lusitanicum* dauert der Verdauung einer Mücke 24 Stunden (Quintanilha, 1926), während ein Opfer innerhalb der Kanne von *Nepenthes* sp. zwei Tage bis zur vollständigen Verdauung verweilt (Lloyd, 1942). Von *Utricularia* sp. gefangene Paramecien konnten schon nach 75 Minuten leblos beobachtet werden (Hegner, 1926). Die Bestandteile der Beute von *Utricularia vulgaris* sind bereits nach zwei Tagen in den Pflanzenorganen nachzuweisen (Friday & Quarmby, 1994).

Die Bestimmung der Enzymaktivitäten innerhalb der Fallenflüssigkeit bei der Gattung *Utricularia* hat nachgewiesen, dass diese Enzyme keinen pflanzlichen Ursprung haben (Sirová et al., 2003). Enzyme in den Fallen könnten allerdings auch von Bakterien, Pilzen, Algen und anderen aquatischen Mikroorganismen produziert werden, aber die Rolle dieser Organismen im Verdauungsprozess innerhalb der Fallen steht noch zur Debatte (Plachno et al., 2006). Nach den biochemischen Daten wurden die folgenden Verdauungsenzyme innerhalb der Fallen von *Utricularia*-Arten identifiziert: Proteasen (Parkes, 1980; Vintéjoux, 1973, 1974), saure Phosphatasen und Esterasen (Heslop-Harrison, 1975; Parkes, 1980). Sie werden in den vierarmigen Drüsen lokalisiert (Sirová et al., 2003). Die Resetzeit der Fallen (Zeit zur Regeneration der Fangbereitschaft) beträgt zwischen 10-15 Minuten (Englund & Harms, 2001), nach anderen Angaben 20-60 Minuten (Sydenham & Findlay, 1973a). Während dessen werden Wasser und Ionen wie Na^+ , K^+ und Cl^- aus den Falleninneren aktiv heraustransportiert (Sydenham & Findlay, 1975).

4.1.3.2 Vergleich des Phytoplanktons innerhalb und außerhalb der Fallen

Der Vergleich der Populationsdichte des Phytoplanktons in den Wasserproben der vier Sölle zeigte große Unterschiede (Abb. 3.37). Es kann angenommen werden, dass diese Unterschiede das Resultat unterschiedlicher Nährstoffkonzentrationen darstellen.

Relativ viele gemeinsame Taxa (130) wurden in der vorliegenden Studie sowohl innerhalb der Fallen als auch im Umgebungswasser festgestellt, allerdings gab es Unterschiede in der Populationsdichte und im Artenspektrum des Phytoplanktons zwischen den Fallen und Wasserproben. Im Vergleich der Daten mit Studien von Sanabria-Aranda et al. (2006) und Harms (1999) zeigten sich bei der Zooplanktonzusammensetzung signifikante Unterschiede innerhalb und außerhalb der Fallen.

Nach Auslösung des Öffnungsmechanismus der Falle, wird das Wasser der Fallen durch die zweiarmigen Drüsen wieder nach außen transportiert, die gefangene Beute (Zooplankton und/oder Phytoplankton) bleibt im Inneren. Bei der nächsten Öffnung der Falle kommt

weitere Beute in die Fallen. Im Falle geringerer Verdauungsraten durch erhöhte Fangfrequenz, kann es innerhalb der Falle zu einer Anreicherung des Phytoplanktons im Vergleich zum Umgebungswasser kommen.

Chlorophyceae und Bacillariophyceae waren dominant in den Wasserproben in den Jahren 2005 und 2006. Der Grund für die ähnlichen Funde innerhalb der Fallen war, daß das Spektrum der Beute von der vorhandenen Beute-Gesellschaft des Lebensraums abhängt (Mette et al., 2000). Dabei stammen die Algen in den Fallen der aquatischen *Utricularia*-Arten aus dem Umgebungswasser der Pflanzen, und nicht wie bei anderen Arten (*Sarracenia purpurea*), bei welchen die Kolonisation von Algen aus der Luft, dem Regenwasser oder dem umliegenden Moor erfolgt (Gebühr et al., 2006).

Manche Phytoplankter konnten innerhalb der Fallen oder auf der Oberfläche der Fallen aber nicht im Habitatwasser nachgewiesen werden. Beispielsweise Cyanobakterien sind konstant an *Utricularia inflexa* zu finden, obwohl sie im Umgebungswasser nicht nachgewiesen wurden (Wagner & Mshigeni, 1986). Es gibt dafür zwei mögliche Erklärungen: entweder wurde das Phytoplankton am Ende seiner jahreszeitlichen Entwicklung gefangen und blieb innerhalb der Fallen, während die Individuen aus dem Habitat bereits in ein Ruhestadium wechselten, oder das Phytoplankton des Habitatwassers konnte wegen der sehr geringen Abundanz nicht nachgewiesen werden (z.B. *Keratococcus* sp. und *Monoraphidium indicum* innerhalb der Fallen von *U. australis* in R17, 2005). Viele Phytoplankton-Taxa wurden nur außerhalb der Fallen nachgewiesen und nicht in den Fallen (z.B. *Crucigenia tetrapedia*, *Dictyosphaerium tetrachotomum* und *Oocystis parva*). Dies könnte bedeuten, dass nur Phytoplankton, welches sich direkt neben den Fallen von *Utricularia* befindet, gefangen wurde. Diese Unterschiede ergeben sich jedoch zwangsläufig aus der Tatsache, dass bei der Öffnung der Falle immer nur ein extrem kleiner Anteil des umgebenden Wassers eingesogen wird, in welchem theoretisch zwar jede der nachgewiesenen Algen enthalten sein kann, praktisch sind es jedoch immer nur konkrete, zumeist geringe Anteile der nachgewiesenen Phytoplanktongemeinschaft.

4.1.3.3 Nährstoffgehalt der Beutegruppen - Phytoplankton und Zooplankton

Gründe für die unterschiedlichen Nährstoffgehalte der erbeuteten Algen in den Fallen der verschiedenen *Utricularia*-Arten sind innerhalb der Variationen der Nährstoffkonzentrationen in den Phytoplanktonzellen, im Biovolumen und in der Abundanz des Phytoplanktons innerhalb der Fallen zu finden. Diese Variationen wiederum unterliegen den Habitatbedingungen wie Strahlungsverhältnisse, Temperatur, Fraßdruck vom herbivoren Zooplankton, Konkurrenz und besonders dem Nährstoffangebot: je mehr Nährstoffe vorhanden sind, desto höher ist auch die Zellteilungsrate und somit die Wachstumsrate einer Phytoplankton-Population (Höll & Grohmann, 2002). Die Gesamtgehalte an Nährstoffen des Phytoplanktons innerhalb der Fallen von *U. gibba* erreichten die maximalen Werte. Innerhalb der Fallen von *U. foliosa* waren sie höher als bei *U. vulgaris* aus Deutschland, obwohl der gesamte Wert der Phytoplanktondichte von *U. vulgaris* aus Deutschland mit 16534 Ind./ml höher lag als die Dichte von *U. foliosa* 4063 Ind./ml (Abb. 3.23, 3.29). Der Grund hierfür liegt vermutlich in der Qualität des dominanten Phytoplanktons innerhalb der Fallen. Die Charophyceen (*Closterium* sp., *Cosmarium* sp., *Staurastrum* sp. usw.) sind typische

Gattungen der saueren Moorgewässer. Sie dominierten innerhalb der Fallen von *U. gibba*, *U. foliosa* und *U. vulgaris* aus Kanada. Die Zellen der Charophyceen sind relativ groß und weisen höhere Nährstoffgehalte im Vergleich zu anderen gefangenen Phytoplanktern (Grünalgen: *Scenedesmus* und *Monoraphidium* bei *U. vulgaris* aus Deutschland) aus. Innerhalb der Fallen von *U. australis* fanden sich v. a. Chlorophyceae wie *Botryococcus braunii*, *Pediastrum* spp., *Scenedesmus* spp., *Dictyosphaerium* spp. usw., die ca. 90% des gesamten gefangenen Phytoplanktons ausmachten, wobei die Charophyceae unter 1,5% Anteil an dem gefangenen Phytoplankton hatten.

Der Vergleich zwischen den Nährstoffgehalten des gefangenen Phyto- und Zooplanktons innerhalb der Fallen von *U. vulgaris* und *U. australis* von vier unterschiedlichen Standorten in Norddeutschland (Sölle, s. Kap. 3.1.5.3) der Jahre 2005/2006 zeigte, dass das Zooplankton wesentlich mehr Nährstoffe als das Phytoplankton enthielt und das Zooplankton somit die entscheidende Nährstoffquelle für *Utricularia* sp. darstellt. Der Anteil aus Phytoplanktern aufnehmbarer Nährstoffe blieb zumeist unter 2% (Abb. 3.39). Der Mittelwert der Kohlen- und Stickstoffgehalte des gefangenen Zooplanktons schwankte zwischen 0,023 und 2,23 µg C/Falle bzw. 0,0003 und 0,002 µg N/Falle, im Vergleich zu den Nährstoffgehalten des Phytoplanktons, welche bei 0,001 bis 0,01 µg C/ Falle bzw. 0,0003 bis 0,002 µg N/ Falle lagen. Die Mittelwerte des Phosphors aus Zooplankton lagen unter 0,03 µg P/Falle und aus Phytoplankton unter 0,0001 µg P/Falle. Die maximalen Gesamtgehalte an C, N und P des Phytoplanktons innerhalb der Fallen von *U. gibba* betragen 39, 8 bzw. 0,36 ng/Falle gefolgt von *U. australis* aus Deutschland. *U. vulgaris* aus Kanada und Deutschland zeigte ähnliche Werte.

Copepoden wie *Cyclops* sp. und *Eucyclops* sp. bildeten die dominante Zooplanktongruppe. Sie enthielten hohe Anteile an Kohlenstoff (97%), Stickstoff (97%) und Phosphor (96%) der gesamten Nährstoffgehalte von Zooplankton aus dem Soll R29 (2006). Im Jahr 2006 fehlten sie in Soll R63 vollständig. Die Cladocera waren die nächst-dominante Gruppe der gefangenen Zooplankter. Der prozentuale Anteil ihrer Nährstoffgehalte war von Standort zu Standort unterschiedlich (Abb. 3.40). Der relative Anteil der C-, N- und P-Gehalte des Phytoplanktons am Gesamtnährstoffgehalt der Beute (Zoo- und Phytoplankton) von *U. vulgaris* im Soll R63 zeigte 2006 maximale Werte von 13, 21 bzw. 6%. Der Grund hierfür lag wahrscheinlich in der niedrigen Anzahl des gefangenen Zooplanktons im Vergleich zum Phytoplanktonvolumen (Abb. 3.39). Es wurde nur eine Gattung (*Alona*) der Cladocera und eine geringere Menge von Rotatoria wie *Lecane* sp., *Brachionus* sp. mit insgesamt relativ geringer Biomasse festgestellt. Nur wenige Studien konzentrierten sich auf die Bestimmung und Taxonomie des Phytoplanktons innerhalb und außerhalb der Fallen karnivorer Pflanzen (Wagner & Mshigeni, 1986; Mette et al. 2000; Díaz-Olarte et al. 2007; Gordon & Pacheco, 2007; Peroutka et al. 2008; Plachno & Wolowski, 2008, Sirová et al. 2009), bis heute liegen jedoch kaum detaillierte Ergebnisse über die Bedeutung des gefangenen Phytoplanktons für den Nährstoffhaushalt von karnivoren Pflanzen vor. Zu klären bleibt allerdings, ob das Phytoplankton gezielt gefangen wird, d.h. ob bestimmte Phytoplankter in der Lage sind, den Öffnungsmechanismus der Fallen auszulösen. Ungewiss ist auch, welche Bedeutung Phytoplankter für den Nährstoffhaushalt von *Utricularia* sp. besitzen. In den Untersuchungen mit den markierten Phytoplanktern *Scenedesmus ecornis*, *Synechocystis* sp. und *Euglena*

gracilis mit ^{15}N konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen *Utricularia*-Pflanzen mit Fallen, ohne Fallen und dem Lösungsmittel-Ansatz nachgewiesen werden (s. Kap. 3.2). Demnach spielt zumindest in diesem Konzentrationsbereich des äußerlich angebotenen Stickstoffs die Aufnahme über die Fallen keine nachweisbare Rolle. Die nachweislichen N-Aufnahmen der Pflanzen, sowohl mit als auch ohne Fallen, lassen sich nach Vergleich mit dem Lösungsmittelansatz, in welchem keine Beuteorganismen eingesetzt waren, nur über N-Aufnahmen über die Pflanzenoberfläche erklären.

Unter diesen ökologischen Bedingungen wäre die Karnivorie bei aquatischen *Utricularia*-Arten möglicherweise nicht erforderlich. Ellison et al. (2005) deuten an, dass die Karnivorie bei Pflanzen ein außergewöhnlicher Weg der Evolution ist, und tritt vor allem dann auf, wenn die N- als auch P-Konzentrationen ihres Habitats extrem niedrig sind. Karnivorie ist nicht weit verbreitet unter den Pflanzen, da die Kosten der Karnivorie unter einigen Bedingungen größer als ihr Nutzen sein können (Benzing, 1987). Bei karnivoren Pflanzen stellt der Tierfang nur eine Ergänzung der Ernährung dar nicht aber eine unerlässliche Bedingung. Sie besitzen stets Chlorophyll, sind zur C3-Photosynthese befähigt und lassen sich bei ausreichender Mineralsalznahrung leicht ohne jede tierische Nahrung kultivieren (Bick, 1989). Harder (1963) deutet darauf hin, dass es sich bei der tierischen Nahrung also nicht um entbehrliche Zusatznahrung handelt, sondern der Tierfang unentbehrlich für eine vollständige Entwicklung der Pflanze ist.

4.1.3.4 Wie wichtig sind die Nährstoffelemente N, C und P für die *Utricularia*-Pflanzen?

Der Nährstoff-Ertrag aus Beuteorganismen kann die Morphologie einiger fleischfressender Pflanzen, sowie die Größe und Anzahl ihrer Fallen beeinflussen (Adlassnig et al., 2005). Die wichtigsten, aus gefangenen Tieren aufgenommenen Nährelemente wie Stickstoff- und Phosphorverbindungen werden von den karnivoren Pflanzen zur Leistungsverbesserung in Bezug auf das Wachstum (Biomasse, Länge der Sprosse, Anzahl und Größe der Blätter), auf die Reproduktion (Anzahl der Samen, Größe und Nährstoffgehalt von Samen und Winterknospen) und für die Erhöhung der Konkurrenzfähigkeit genutzt (Givnish et al., 1984; Wilson, 1985; Thum, 1988; Deridder & Dhondt, 1992; Friday & Quarmby, 1994; Zamora et al., 1997; Otto, 1999). Es ist bekannt, dass die Konzentrationen von Stickstoff und Phosphor im Gewebe von fleischfressenden Pflanzen in der Regel unter 2% (= 20 mg/g) bzw. sogar 0,1% (= 1 mg/g) liegen (Ellison, 2006). Beispielsweise betrug die N:P-Relation nach Moeller (1980) in *U. purpurea* ca. 34:1, d.h. *U. purpurea* ist relativ reich an Stickstoff (2,9% Trockengewicht), aber arm an Phosphor (0,084%). Nach Daten von Kosiba (1992) zeigte sich eine starke Beziehung zwischen Phosphor und dem Wachstum von *Utricularia* sp.. Dagegen stellten Knight (1992), Ellison & Gotelli (2001) und Guisande et al. (2004) fest, dass der Stickstoff für karnivore Pflanzen der wichtigste Nährstoff aus dem Beutefang ist.

Phosphor wird sowohl über die Blätter von *Utricularia* sp. (Hayes & Philips, 1958) wie auch aus der gefangenen Beute aufgenommen (Lollar et al., 1971). *U. foliosa* nahm unter natürlichen Bedingungen nur bis 1,75% seines saisonalen P-Bedarfs und nur 0,44% seines N-Bedarfs durch Tierfang auf (Bern, 1997). Der aus Beutetieren aufgenommene Stickstoff wurde auch von Friday & Quarmby (1994) berechnet. Im Gegensatz zu Bern (1997) wiesen

sie nach, dass ca. 51,8% des gesamten Stickstoffgehalts von *Utricularia vulgaris* aus Insekten stammt. Eine weitere Studie an der gleichen Art zeigte ebenfalls sehr hohe Nährstoffanteile aus den Beuteorganismen: etwa 75% des benötigten Stickstoffs wurde aus gefangenen Tieren gewonnen (Knight, 1988). Auch bei anderen karnivoren Pflanzenarten ist die besondere Rolle des Stickstoffs, der aus der Beute für den Nährstoffbedarf aufgenommen wird, klar zu erkennen. *Nepenthes mirabilis* erhielt ca. 60% ihres Stickstoffs von gefangenen Insekten, *Cephalotus follicularis* dagegen nur 30% (Schulze et al., 1997). In *Drosera rotundifolia* ist etwa 50% des Gesamt-Stickstoffs tierischen Ursprungs (Millett et al., 2003) und in *D. hilaris* etwa 68% (Anderson & Midgley, 2003). Dixon et al. (1980) stellten fest, dass 76% des Beute-Stickstoffs an *Drosera erythrorhiza* transferiert wurde und 15% des saisonalen Stickstoffbedarfs der Pflanzen aus der Beute stammen. Generell können fleischfressende Pflanzen 10 bis 87% des saisonal benötigten Stickstoffs aus der Beute aufnehmen (Ellison & Gotelli, 2001).

4.1.4 Größe der untersuchten Fallen

4.1.4.1 Fallengröße

Die Ergebnisse dieser Arbeit sowie die Daten von Taylor (1989) zeigten, dass die durchschnittliche Länge (0,46 - 4,1mm) und Höhe (0,14 - 3,7mm) der Fallen von *Utricularia vulgaris* aus Deutschland und Kanada stark streuten und in der Regel größer als jene der restliche Arten sind. Ergebnisse anderer Untersuchungen unterscheiden sich kaum von den Daten dieser Arbeit.

Friday (1991) ermittelte Mittelwerte der Fallen von *U. vulgaris* zwischen 0,11 und 8,45 μ l Volumen und von 1 bis 4 mm Länge, während das Fallenvolumen von *Utricularia cf. gibba* aus Brasilien zwischen 0,2 - 1,7 μ l und die Fallengröße von 0,7 bis 1,5 mm erreichte (Walker, 2004). Ähnliche Werte meldeten Taylor (1989), Slack & Gate (2000), Jobson & Morris (2001), Reifenrath et al. (2006), Sanabria-Aranda et al. (2006), Guiral & Rouigier (2007) und Adamec (2009). Die unterschiedliche Frequenz von Längen und Höhen der Fallen von *Utricularia*-Arten kann damit begründet werden, dass die untersuchten Fallen aus verschiedenen Positionen an den Blättern stammten und die Fallen verschiedenen Alters sind. Friday (1989) stellte fest, dass die Fallengröße mit der Position der Fallen am Blatt korreliert. Auch wird ein Zusammenhang zwischen Standortfaktoren und der Fallengröße vermutet (Harms, 1999). Form und Größe der Fallen sowie die Position der Öffnung unterscheiden sich erheblich zwischen den *Utricularia*-Arten und wird oft als Hilfsmittel zur Artbestimmung genutzt (Juniper et al., 1989). Die größeren Fallen besitzen eine breitere Öffnung, ein geräumigeres Lumen. Die Fangfähigkeit der Fallen ändert sich schnell mit dem Alter (Friday, 1989). Der Mittelwert der Fallengröße korreliert nicht mit den Mittelwerten der Körpergröße oder der Körperbreite des Zooplanktons im Gewässer (Guisande et al., 2000).

4.1.4.2 Beziehung zwischen Algenzahl, Fallengröße und der Wasserchemie

Die nachgewiesene Algenzahl innerhalb der Fallen von *Utricularia vulgaris* und *U. australis* in den Jahren 2005 und 2006 zeigte signifikante Beziehungen ($p \leq 0,05$) zu den pH-Werten, der Leitfähigkeit sowie den P- und N-Konzentrationen der vier untersuchten Sölle.

Die höchste Algenzahl innerhalb der Fallen wurde im Bereich des pH-Wertes von 6,3 bis 6,7 und im Bereich der Leitfähigkeit zwischen 65 und 82 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gezählt. Es kann noch nicht sicher gesagt werden, ob diese ökologischen Bedingungen ideal für einen gesteigerten Beutefang von *Utricularia*-Pflanzen sind. Die Menge der gefangenen Algen hängt stark von der elektrischen Leitfähigkeit des Wassers ab (Peroutka et al., 2008). In Habitaten mit sowohl hoher als auch geringer Leitfähigkeit wurden Algen durch die Fallen gefangen, aber in hartem Wasser wurden weniger Algen gefangen. Gordon & Pacheco (2007) haben nur Phytoplankton als Beute in 53% der untersuchten Fallen von *U. inflata* in Wasser mit 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und pH von 6,6 nachgewiesen. In ionenarmen Gewässern wurden viele Algen gefangen, während sie selten in den Fallen in harten oder mesotrophen Gewässern waren (Peroutka et al., 2008). Die Gesamtposphor- und Stickstoffkonzentration sind wichtige Faktoren, die die Phytoplanktonabundanz beeinflussen (Canfield, 1983; 1985). Die Algen vermehren sich demnach unter günstigen (nährstoffreichen) Bedingungen sehr gut. Je mehr Algen im Umgebungswasser von *Utricularia*-Pflanzen vorhanden sind, desto höher ist die Chance, dass diese auch in die Fallen gelangen. Ist die Gesamtposphat-Konzentration im Habitatwasser unter 0,1 mg/l, wirkt sich das negativ auf die Algenabundanz aus, wohingegen hohe Nährstoffgehalte und somit auch hohe P-Konzentrationen einen positiven Einfluss auf die Algenzahl hatten.

Im Gegensatz dazu korreliert die Fallenlänge von *U. vulgaris* und *U. australis* negativ mit der Gesamtposphor- und Stickstoffkonzentration und sie verändert sich mit der Zeit vom Mai bis August 2005-2006. Die angepasste Fallenproduktion von *Utricularia* sp. wird als eine Strategie an nährstoffarmen Standorten verstanden (Knight & Frost, 1991; Guisande et al., 2000). Die Fallenzahl auf dem Blatt, die Fallen- und Blättergröße sind drei Komponenten der investierten Biomasse von *Utricularia* sp.. Die Investition in Karnivorie bei *Utricularia* sp. hängt von der Wasserchemie, dem Licht, den gelösten Nährstoffen und der Verfügbarkeit von Zooplankton im Verlauf des Jahres ab (Friday, 1992). Die *Utricularia*-Pflanzen können die Fallendichte auf ihren Blättern über eine direkte Reaktion auf Umweltbedingungen ändern, d.h. dass die Fallenzahl pro Blatt von *Utricularia* sp. von der Wasserchemie oder der Beuteverfügbarkeit kontrolliert wird (Knight & Frost, 1991). Die Fallenzahl von *Utricularia macrohiza* korreliert positiv mit der Leitfähigkeit des Habitatwassers (Knight & Frost, 1991). Niedrige Nährstoffkonzentrationen des Gewässers, besonders die Gesamtphosphorkonzentration, wurden gut mit der hohen Investition von *Utricularia* sp. in Beziehung gebracht. Eine höhere Investition in Karnivorie wurde auf Grund einer höheren Zahl und Größe der Fallen beobachtet (Guisande et al., 2000). Ein wichtiges Prinzip zur Beurteilung der Wirkung dieser Faktoren auf die Karnivorie ist die Kosten-Nutzen- bzw. „Cost/Benefit“-Analyse. Sowohl die Fallenzahl als auch die Fallengröße sind für Kosten-Nutzen-Analysen relevant (Friday, 1992).

Es gibt vielfältige Literatur über den Nutzen der Karnivorie, wie z.B. für ein erhöhtes Wachstum, Reproduktion und das Überleben der fleischfressenden Pflanzen (Chandler &

Anderson, 1976; Pate & Dixon, 1978; Watson et al., 1982). Jedoch gibt es keine direkten oder quantitativen Schätzungen der Kosten von Karnivorie (Knight, 1992). Eine Hypothese ist, dass diese Kosten eine reduzierte photosynthetische oder erhöhte Atmungsrate im Vergleich zu den nicht karnivoren Pflanzen einschließen können. Die Reaktion von *Utricularia* sp. auf das Nahrungsangebot ihres Habitats wurde von Knight (1992) in der Kosten-Nutzen-Analyse dargestellt. Diese Bilanz verbindet die Ausprägung der Karnivorie mit verschiedenen Bedingungen in Bezug auf Nährstoffkonzentration und Zooplankton-Abundanz des Standortes (Guisande et al., 2000). Studien über die Auswirkungen der Beutedichte auf Investitionen in die Fallen von *Utricularia* sp. zeigten, dass es sowohl eine positive Wirkung (Sorenson & Jackson, 1968; Jobson et al., 2000) als auch negative Effekte (Guisande et al., 2000) oder auch keine Effekt (Knight & Frost, 1991) gab. Nährstoffe aus dem Habitat haben sowohl positive (Guisande et al. 2000) als auch negative Effekte (Knight & Frost, 1991) oder auch keine Auswirkungen (Jobson et al. 2000) auf die Investitionen in die Fallen.

4.2 Isotopenuntersuchung

4.2.1 $\delta^{15}\text{N}$ ‰-Werte

Karnivore Pflanzen sind das beste Beispiel für Studium der Aufnahme und Translokation von Nährstoffen über die Blätter wegen der Abwesenheit der Wurzelaufnahme (Friday und Quarmby, 1994).

Für die vorliegenden Untersuchungen wurden alle untersuchten *Utricularia*- Pflanzen direkt aus mesotrophen Gewässern entnommen und in ^{15}N angereichertem Medium überführt bzw. zu ^{15}N -markierten Algen und Zooplankton gegeben. *Utricularia* sp. ist in der Lage die verwendete ^{15}N -Quelle aufzunehmen (Friday & Quarmby, 1994). Dies zeigt sich in den generell hohen, wenn auch stark schwankenden $\delta^{15}\text{N}$ ‰-Werte der gemessenen *Utricularia*-Pflanzen. Die Pflanzenproben mit markierten *Euglena gracilis* und Phyto- und Zooplankton erreichten besonders hohe $\delta^{15}\text{N}$ Werte. Die verwendeten *Utricularia*-Pflanzen (Lösungsmittel, mit und ohne Fallen) wiesen nach der Inkubation erhöhte ^{15}N -Gehalte auf. Da keine andere ^{15}N -Quelle angeboten wurde, ist die gewählte Methodik geeignet zum Nachweis der ^{15}N -Aufnahme von *Utricularia*- Pflanzen. Auch in Versuchen anderer Autoren (Friday & Quarmby, 1994; Fertig, 2001) hat sich gezeigt, dass sich Stickstoff in Form von ^{15}N -markiertem Ammonium oder ^{15}N -markiertem Nitrat als Substrat für Markierungsversuche mit *Utricularia* eignet. Die mittleren $\delta^{15}\text{N}$ -Werte für Makrophyten-Arten im See Jyväsjärvi (Finnland) waren sehr unterschiedlich zwischen den Arten (*Nuphar lutea*, *Potamogeton natans*, *P. perfoliatus*, *Sagittaria sagittifolia*, *Ceratophyllum demersum*, *Elodea canadensis*). Der höchste $\delta^{15}\text{N}$ -Wert (9,63‰) wurde bei *Utricularia vulgaris* registriert. Syväranta et al. (2006) erklären dies mit der Fähigkeit von *Utricularia* zusätzlichen Stickstoff aus gefangenen Beutetieren anzureichern.

Die ^{15}N -Aufnahme und der Stickstoffgehalt der Utricularien sind sensitiv für viele Umweltfaktoren. Diese können mit dem physiologischen Alter der verwendeten Pflanzen und dem pH-Wert des Mediums verbunden sein. Jüngere Blätter zeigen in der Regel einen geringeren N-Gehalt (McKee, 1962; Schulze et al., 1997). Auch Campbell (1924) berichtet von einer intensiveren N-Absorption bei jungen Pflanzen. Eine Theorie geht davon aus, dass sich die

CO₂-Aufnahme mit dem Anstieg des Stickstoffgehaltes und der Fallenanzahl von *Utricularia macrorhiza* erhöhte (Knight, 1992). Die Fallen haben eine geringere photosynthetische Rate als die Blätter und ältere Fallen enthalten mehr Chlorophyll als jüngere Fallen. Aber die Photosyntheseleistung bei älteren Fallen ist geringer als die jüngerer Fallen (Knight, 1992).

Im Vergleich der N- und C-Konzentrationen der unterschiedlichen Versuchsansätze der Fraßversuche mit markierten *Scenedesmus ecornis*-Kulturen (Lösungsmittel, mit und ohne Fallen) ergab sich kein signifikanter Unterschied im Verlauf der Untersuchungen. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte hingegen zeigten einen deutlichen Anstieg in den L-, mit und ohne Fallen, -Ansätzen im Vergleich zu den Kontrollen. Der Vergleich zwischen den L-, mit und ohne Fallen-Ansätzen zeigt jedoch, dass es keine signifikanten Differenzen zwischen den Versuchsansätzen gibt. Der L-Ansatz simuliert die ¹⁵N-Konzentrationen, die auch in den Fallenversuchen (mit-und ohne Falle) im Nährmedium vorhanden waren. In sofern bedeutet die Tatsache, dass *Utricularia*-Pflanzen gänzlich ohne markiertes Futter (L) genau so viel ¹⁵N wie die in den Ansätzen mit und ohne Fallen aufnehmen, dass die ¹⁵N-Aufnahme vollständig über die Oberfläche erfolgte. Es war kein zusätzlicher Effekt der ¹⁵N-Aufnahme über die Fallen nachweisbar. Ähnlich wie bei Englund & Harms (2003) wird auch aus den Ergebnissen dieser Arbeit vermutet, dass beispielsweise *Utricularia gibba* im eutrophen Gewässermilieu den Großteil des Stickstoffs wie nicht-karnivore Wasserpflanzen über ihre Oberfläche aus dem Umgebungswasser aufnehmen. Bresinsky et al. (2008) begründen dies mit einer fehlenden bzw. sehr durchlässigen Kutikula. Die Nährstoffaufnahme der einzelnen *Utricularia*-Pflanzen wird entscheidend vom Nährstoffangebot der Gewässer in Form von Zooplankton sowie von gelösten Mineralien beeinflusst (Hofmann, 2000). Die aquatischen *Utricularia*-Arten tragen auf der Spross- und Blattepidermis Drüsenhaare, über die eine Nährstoffaufnahme erfolgt (Juniper et al., 1989; Friday & Quarmby, 1994).

Auch für die entsprechenden Versuche mit markierten *Synechocystis* sp. Kulturen zeigte sich bezüglich der N- und C-Gehalte kein signifikanter Unterschied zwischen der Kontrolle und dem Lösungsmittelansatz, so dass es nur geringe über die Oberfläche aufgenommene Mengen des Stick- und Kohlenstoffs von Pflanzen des Lösungsmittelansatzes gab. Auch die Werte der drei Ansätze (L, mit und ohne Fallen) untereinander zeigten keine signifikante Differenz für den N- und C-Gehalt im Verlauf der Versuchzeit. Die Werte von ¹⁵N wiesen keine signifikante Differenz zwischen *Utricularia*-Pflanzen mit und ohne Fallen auf. Auch für die Fraßversuche mit *Synechocystis* sp. lassen sich somit keine signifikanten ¹⁵N-Aufnahmeeffekte über die Fallen nachweisen. Die Lösungsmittelpflanzen unterschieden sich signifikant weder von Pflanzen mit Fallen, noch von Pflanzen ohne Fallen.

Der Vergleich der drei Ansätze (L, mit und ohne Fallen) mit markierten *Euglena gracilis*-Kulturen ergab keine signifikante Differenz bezüglich $\delta^{15}\text{N}$. Der Unterschied von aufgenommenem ¹⁵N war nicht so groß zwischen *Utricularia*-Pflanzen mit Fallen und ohne Fallen. Die Lösungsmittelpflanzen der beiden Fraßversuche mit *Euglena* erreichten wie auch beim kombinierten Phyto- und Zooplankton-Ansatz Werte von 1385‰ bzw. 1513‰. Der Grund könnte sein, dass kleine Algen wie *Scenedesmus* sp. und *Synechocystis* sp. schneller als größere wachsen (Raven, 1984). Sie erreichen auch einen schnellen Nährstofftransport pro Einheit der Biomasse (Hein et al., 1995). Deshalb könnte es sein, dass *Euglena* sp. weniger

Stickstoff. Deshalb könnte es sein, dass *Euglena* sp. weniger Stickstoff aus dem Medium nutzt und daher viel Stickstoff im Medium für *Utricularia* sp. zur Verfügung bleibt.

Hegner (1926) hat durch Verdauung unbeeinträchtigte, sich vermehrende Euglenen innerhalb der Fallen von *Utricularia vulgaris* im Freiland nachgewiesen. *Euglena gracilis* kann sich je nach Licht- und Nahrungsangebot sowohl hetero-, als auch autotroph ernähren (Gudltieri & Barsanti, 2005). Jobson et al. (2000) konnten in Laborexperimenten den Fang und die Verdauung von großen Mengen *Euglena* spp. durch die terrestrische *Utricularia uliginosa* nachweisen, jedoch hatte dies einen negativen Effekt auf das Wachstum von *Utricularia uliginosa*. *Euglena* sp. stellt für *Utricularia uliginosa* ein Konkurrent um den anorganischen Stickstoff innerhalb der Fallen dar.

Alle Fraßversuche mit *Scenedesmus*, *Synechocystis* und *Euglena* zeigten einheitlich keine signifikanten Differenzen im Vergleich der L-Ansätze mit den Ansätzen mit und ohne Fallen. Dies bedeutet, dass die ^{15}N -Aufnahme über die Fallen in den vorgestellten Versuchsansätzen keinen signifikanten Einfluss hatte. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der *Utricularia*-Pflanzen mit und ohne Fallen in den drei Fraßversuchen (*Scenedesmus*, *Synechocystis* und *Euglena*) stiegen im Verlauf der Zeitreihe, vor allem ab 96h stark an. Jedoch ließen sich auch hier keine signifikanten Unterschiede zwischen den Ansätzen mit und ohne Fallen nachweisen. Vereinzelt zeigte sich sogar die Tendenz höherer $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Pflanzen ohne Fallen im Vergleich zu den Pflanzen mit Fallen (Abb. 3.57, 3.62). Der Grund für diese Befunde liegt in der ^{15}N bzw. TN-Konzentration in den L-Ansätzen. Aus methodischen Gründen konnten die markierten Algen nur mit jeweils 10 ml Anzuchtmedium den Versuchen beigefügt werden. Die ^{15}N Konzentrationen wurden in drei Zentrifugationsschritten auf 1/1000 herabgesetzt. Anschließend bei der Zugabe zum *Utricularia*-Medium noch einmal um den Faktor 50 gesenkt (^{15}N -Endkonzentration im Versuch und L-Ansatz). Die NaNO_3 -Konzentration im Versuchsansatz wurde durch den NaNO_3 -Gehalt der 10 ml Algensuspension jedoch um 3 mg/l erhöht. Auf diesem Wege wurden im L-Ansatz ^{15}N und NaNO_3 des Versuchsansatzes hergestellt. Diese N-Konzentration entspricht jedoch nicht den standorttypischen oligotrophen Bedingungen. Unter diesen N-Konzentrationen, die den eutrophen Freiwasserkonzentrationen entsprechen, nimmt *Utricularia* den Stickstoff (sowohl ^{14}N als auch ^{15}N) offensichtlich hauptsächlich über die Oberfläche auf, ein eventuell zusätzlicher Effekt über die Fallen ist somit nicht nachweisbar. Basierend auf im Versuchsansatz markiertem Zooplankton und unmarkiertem Phytoplankton (Z) sind die hier nachgewiesenen ^{15}N -Zunahmen im zeitlichen Verlauf reale ^{15}N -Aufnahmen über die Fallen.

Das Zooplankton beim Ansatz (Z) wurde durch vorherige Fütterung mit markierter Nahrung ohne Kulturmediumreste dem Versuchsansatz zugegeben. Die *Utricularia*-Pflanzen fingen markierte *Bosmina* sp. und ihr ^{15}N -Gehalt stieg im Verlauf der Zeit an.

Guisande et al. (2000) vermuteten, dass die Menge der aus gefangenem Zooplankton gewonnenen Nährstoffe je nach der Nährkonzentration im Wasser variiert.

Die *Utricularia*-Pflanzen konnten in den Versuchsansätzen mit **Phyto- & Zooplankton** ^{15}N aus verschiedenen Quellen aufnehmen (ausschließlich markiertes Zooplankton *Bosmina*,

ausschließlich markiertes Phytoplankton *Scenedemus ecornis*, markierte *Bosmina* und *Scenedemus* oder in den L-Ansätzen und den ohne Fallen-Ansätzen die Aufnahme allein über die Oberfläche. Nach Harms (2002) hatten die *Utricularia*-Pflanzen mit Fallen einen Einfluss auf die Zooplanktondichte im Medium im Verlauf der Zeit. Die Zooplanktondichte nahm während der Versuche mit *Utricularia*-Pflanzen ohne Fallen deutlich zu, und die Dichte nahm im Medium mit *Utricularien* mit Fallen ab. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der *Utricularia*-Pflanzen beim Ansatz (A+Z) stiegen deutlich an. Sie waren höher als in allen anderen Ansätzen außer dem Ansatz (L). Sie nahmen ^{15}N aus drei Quellen auf: entweder das im Nährmedium verbliebene ^{15}N über ihre Oberfläche, den freigesetzten Stickstoff von dem markierten Phyto- und Zooplankton oder Stickstoff aus dem Planktonfang. Die erste Quelle stammt aus markiertem Zooplankton und die zweite aus markiertem Phytoplankton.

Die *Utricularien* beim Ansatz (A) wurden mit markiertem Phytoplankton und unmarkiertem Zooplankton inkubiert. Ihre $\delta^{15}\text{N}$ -Werte stiegen deutlich im Lauf der Zeit an. Zooplankton könnte markiertes Phytoplankton im Medium nicht fressen, weil ihre inneren Organe mit der Aktivkohle ausgefüllt wurden. Die herbivoren Zooplankter, wie Cladoceren ernähren sich filtrierend, d.h., ein Wasserstrom wird durch eine siebartige Strukturen gepresst und die Nahrung herausgefiltert. Das Futterspektrum von *Bosmina longirostris* ist kleiner als 20 μm und besteht hauptsächlich aus Phytoplankton und Rotatorien (Ross & Munawar, 1981; Balcer et al., 1984; Sommer, 1996; Schönborn, 2003). Bei ungünstigen Umweltbedingungen nutzen herbivore Zooplankter statt Phytoplankton eher Bakterien. Der Einfluss des Nahrungsmangels ist einer von mehreren möglichen Faktoren, die zu mehr Bewegung in unterschiedliche Richtungen durch das Zooplankton im Ansatz (A) im Vergleich zum Zooplankton im Ansatz (A+Z) führen. Bei der Nahrungssuche berühren die Zooplankter häufig die Fallen von *Utricularia* sp., wobei neben dem Zooplankton zusätzlich markiertes Phytoplankton mitgefangen werden könnte. Zooplankton wurde als Auslöser der Fallen von *Utricularia*-Pflanzen verwendet.

In der Literatur sind weitere Möglichkeiten der N-Aufnahme genannt. Untersuchte *Utricularien* **ohne Fallen** könnten möglicherweise ^{15}N aus freigesetzten Stickstoffverbindungen (wie NH_4^+ oder gelöste organische Verbindungen) von dem markierten Phytoplankton über ihre Oberfläche absorbieren. Eine andere Möglichkeit könnte sein, dass die Verletzungen der *Utricularia*-Pflanzen durch die Fallenentfernung die Stickstoffaufnahme beeinflusst haben (Lollar et al., 1971). Nährstoffaufnahme durch beschädigte Blätter wird durch die Vernichtung von Ectocythodenstrukturen beschränkt (Marschner, 1995). Im Falle des kompletten Verlustes der Fallen, nutzen *Utricularia*-Pflanzen gespeicherte Nährstoffe zum weiteren Aufbau neuer Blätter. Sie würden folglich einen niedrigeren Stickstoffgehalt aufweisen (Knight, 1992).

In der vorliegenden Studie dauerte die Untersuchungszeit nur acht Tage und der Stickstoff war im Medium vorhanden, deshalb absorbierten die *Utricularien* ohne Fallen den ^{15}N -Stickstoff über die Oberfläche.

Die Ursache für die unterschiedlichen Stickstoff-Gehalte zwischen der Kontrolle und den Lösungsmittelpflanzen liegt in der aufgenommenen Stickstoffmenge allein durch die Oberfläche

während der Versuchszeit. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der **Lösungsmittelpflanzen** von vier Fraßversuchen waren hoch und erreichten hohe $\delta^{15}\text{N}$ -Werte im Vergleich zu den Kontrollpflanzen. Der Grund liegt darin, dass die Pflanzen des Lösungsmittel-Ansatzes eine aktive Aufnahme des Stickstoffs direkt aus dem Medium auszuschliessen. Die Fallen könnten hier als absorbierende Organe, wie die Blätter oder der Spross, und nicht zum Beutefang dienen. *Utricularia gibba* hat keine Wurzeln, dafür sind ihre Blätter oft auf verschiedene Weise modifiziert und dienen möglicherweise als absorbierende Organe. Die beiden Kulturmedien von markiertem Phytoplankton und Lösungsmittel-Ansatz enthielten die gleiche Konzentration von ^{15}N . Die ^{15}N -Werte der untersuchten Utricularien im Lösungsmittel-Ansatz unterschieden sich nicht signifikant zu den Utricularien mit und ohne Fallen bei den drei Beutefraßversuchen. Die unterschiedlichen ^{15}N -Werte der Lösungsmittelpflanzen zu den Utricularien mit Fallen erklären sich durch die verbliebenen ^{15}N -Konzentrationen im Nährmedium und durch die unterschiedliche ^{15}N -Aufnahmefähigkeit der untersuchten Utricularien.

Die Kontrollen zeigen die natürlichen Werte von ^{15}N innerhalb der *Utricularia*-Pflanzen. Sie stiegen nicht ständig im Verlauf der Zeitreihe an, weil es keine zusätzliche Quelle von ^{15}N im Medium gab. Zooplankton als eine wesentliche Quelle von Stickstoff für die Kontrollpflanzen wurde vorher aus dem Medium durch einen Filter (0,45 μm Porengröße) entfernt. Deswegen könnte es sein, dass die Kontrollpflanzen über ihre Oberfläche mehr Stickstoff aus dem Medium absorbierten, um die Entfernung von Beutestickstoff zu verstärken.

Ein wichtiger Gesichtspunkt bei der Bewertung der Karnivorie besteht in der Kosten/Nutzen-Bilanz (Givnish et al., 1984). Die Investition in Fallen von *Utricularia* sp. ändert sich als Reaktion auf die Jahreszeit (Friday, 1992), Beutedichte (Guisande et al., 2000), Periphytondichte und Nährstoffverfügbarkeit (Knight & Frost, 1991). *Utricularia gibba* z.B. vergrößerte Investitionen in Karnivorie mit der zunehmenden Beute-Verfügbarkeit (Sorenson & Jackson, 1968), während *U. macrorhiza* mehr Fallen in nährreicher Umgebung bildet. Das Vorkommen von *U. inflata* und *U. gibba* in eutrophen Gewässern (Gordon & Pacheco, 2007) und nicht, wie für aquatische Karnivore erwartet, in nährstoffarmen Habitaten ist ein umstrittenes Thema zwischen mehreren Autoren (Schulthorpe, 1967; Heslop-Harrison, 1978; Slack, 1980; Friday, 1989; Knight, 1992; Pompêo & Bertuga, 1996). *U. gibba* kann auf einem anorganischen Medium überleben, aber sie wächst sehr langsam (Pringsheim & Pringsheim, 1967). Im Gegensatz dazu können terrestrische Karnivoren auf nährreichen Böden erfolgreich wachsen (Karlsson et al., 1991).

Adamec & Kovářová (2006) weisen für die aquatischen Karnivoren *Utricularia australis* und *Aldrovanda vesiculosa* ein sehr erfolgreiches Wachstum in einem meso-eutrophen Gewässer nach und stufen *Utricularia* sp. als eine "eurytopic-Art" ein. Auch Hofmann (2000) wies *Utricularia australis* und vor allem *Utricularia vulgaris* in stärker eutrophen Gewässern nach. Ceska & Bell (1973) und Christy (2004) dokumentierten *Utricularia minor* in oligotrophen und dystrophen Seen sowie in eutrophen Teichen.

4.2.2 N-Aufnahmerate und N-Gehalt

Die absorbierte Menge ^{15}N über die Oberfläche in den drei Ansätzen (L, mit und ohne Fallen) spielt keine bedeutende Rolle für den Gesamt-N-Gehalt der untersuchten *Utricularia*-Pflanzen mit markierten *Scenedesmus ecornis* und *Synechocystis* sp., da der N-Gehalt und die N-Aufnahmerate im Verlauf der Zeit langsam zurückgingen und am Ende der Zeitreihe nach 192 Stunden in den beiden Fällen die geringsten Werte ermittelt wurden (Abb. 3.56, 3.58, 3.61, 3.63). Die Abnahme der N-Aufnahmerate der drei Ansätze (L, mit und ohne Fallen) mit markierten *Scenedesmus ecornis* und *Synechocystis* sp. war im Verlauf der Untersuchung gering. Es zeigte sich, dass die meisten Werte in einem engen Bereich variierten. Während der Analyse der drei Ansätze mit markiertem *Euglena gracilis* zeigte sich im Verlauf der Zeitreihe ein deutlicher Anstieg der Werte des N-Gehaltes und der N-Aufnahmerate. Der hohe N-Gehalt der drei Ansätze (L, mit und ohne Fallen) deutet auf eine hohe Aufnahme des ^{15}N aus dem Medium hin. Die ^{15}N -Werte der Utricularien mit markiertem *Euglena gracilis* ergaben mit 1385‰ im Vergleich zu den Versuchen mit *Scenedesmus* und *Synechocystis* hohe Werte. Diese N-Aufnahmeraten hatten einen positiven Einfluss auf den N-Gehalt der Utricularien und zeigen somit eine Zunahme des N-Gehaltes im Verlauf der Zeit. Es wurde deutlich, dass das Vorhandensein von Fallen keine besondere Rolle spielt, da keine signifikante Differenz zwischen den drei Ansätzen (L, mit und ohne Fallen) auftrat. Kleine Algen haben sowohl bei niedriger als auch bei hoher N-Konzentration im Substrat eine schnellere N-Aufnahmerate als große Algen (Hein et al., 1995). Deshalb könnte es sein, dass *Scenedesmus* und *Synechocystis* mehr Stickstoff aus dem Medium entnehmen als *Euglena* und somit weniger Stickstoff im Medium für die Utricularien zur Aufnahme verbleibt. Die N-Aufnahmerate aquatischer Pflanzen variiert je nach Pflanzenart deutlich (Wang et al., 2008) und richtet sich nach der N-Konzentration im Wasser und dem Bedarf der Utricularien an Stickstoff. Die N-Aufnahme hängt positiv von der N-Verfügbarkeit im Nährstoffmedium (Gastal & Lemaire, 2002; Gray et al., 2002), von der Pflanzenbiomasse und vom Pflanzenalter (Kuzyakov et al., 1995) ab, sowie negativ von der N-Konzentration in der Pflanze. Das analysierte Trockengewicht enthielt gemischtes Material von Sprossen, Blättern und Fallen der Utricularien. Die Fallen der Pflanzen sind physiologisch sehr aktiv und bilden zwischen 17 und 20% der Gesamtbiomasse der aquatischen Arten *U. gibba*, *U. australis* und *U. reflexa* (Porembski et al., 2006). Ihre Netto-Photosyntheserate ist jedoch deutlich niedriger als die der Blätter (Knight, 1992; Adamec, 2006). Der Stickstoffgehalt von C3-Pflanzen wie *Utricularia* sp. steigt mit zunehmender Photosyntheserate stark an (Evans, 1989). Field & Mooney (1986) wiesen nach, dass es eine lineare Beziehung zwischen der CO_2 -Fixierung und dem Stickstoffgehalt der Pflanzen gibt. Der N-Gehalt von *U. australis* hängt vom Trophieniveau des Wassers (Adamec, 2008) und vom N-Gehalt des gefangenen Zooplanktons ab. Je höher der Stickstoffgehalt des Zooplanktons, desto höher ist auch der Stickstoffgehalt der älteren Blätter von *Utricularia* (Friday & Quarmby, 1994). Der N-Gehalt der Kontrollpflanzen nahm im Verlauf des Versuches langsam ab. Das Wasser wurde während der Untersuchung, wie das der anderen Ansätze (L, mit und ohne Fallen) auch, nicht gewechselt. Zooplankton wurde durch die Filtration von Wasser entfernt und es wurde keine neue Stickstoffquelle hinzugefügt. Diese experimentellen Bedingungen könnten die Gründe

für die Abnahme der Werte der Kontrolle sein. Es wird allerdings vermutet, dass das N-Angebot im Medium möglicherweise nicht ausreichend hoch war.

4.2.3 C-Gehalt–Werte

Die C-Gehalte der vier Beutefraßversuche zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Kontrollen (K) und den Lösungsmittel-Ansätzen (L), da die Utricularien bei den Ansätzen (K, L) unter gleichen ökologischen Bedingungen kultiviert wurden und es keine zusätzliche Kohlenstoffquelle im Nährmedium gab. Bei den Ansätzen (mit und ohne Fallen) haben die *Utricularia*-Pflanzen einen Einfluss auf das markierte Phytoplankton im Medium. Die Makrophyten im aquatischen System unterdrücken das Phytoplankton-Wachstum, da sie eine Konkurrenz für Licht, Nährstoffe und anorganischen Kohlenstoff darstellen oder Substanzen absondern, die das Wachstum des Phytoplanktons verhindert (Janse, 1997; Chang, et al., 2006). Der Kohlenstoff des gefangenen Planktons könnte auch als eine Kohlenstoffquelle für die *Utricularia*-Pflanzen mit den Ansätzen (A, Z und A+Z) sein. Der Wechsel des Trophieniveaus und des vorkommenden markierten Planktons im Medium könnten die Kohlenstoffaufnahme und den Beutefang von *Utricularia* beeinflussen. Wasserpflanzen benötigen als photoautotrophe Organismen neben dem Wasser vor allem anorganischen Kohlenstoff für die Primärproduktion (Pott & Remy, 2000). Der Kohlenstoff bildet einen wesentlichen Bestandteil des organischen Materials von *Utricularia* und erreichte 44,5% und 39,1% des Trockengewichtes von *Utricularia floridana* bzw. *Myriophyllum*. Der absorbierte organische Kohlenstoff aus der Beute spielt ökologisch eine wichtige Rolle für aquatische karnivore Pflanzen, besonders unter bestimmten Bedingungen bezüglich der CO₂-Konzentration oder der Lichtlimitierung (Adamec, 1997b). Manche Karnivoren (vor allem aquatische Arten) haben vor allem wegen ihres vegetativen Wachstums einen hohen CO₂-Bedarf (0,5 bis 2 mM für *Aldrovanda vesiculosa*), den sie neben der Aufnahme aus dem Umgebungswasser auch durch organische Kohlenstoff-Aufnahme aus den Beuteorganismen decken (Adamec, 1995). Der Kohlenstoffgehalt des Zooplanktons liegt zwischen 35 und 45%; 52% bzw. 48,3% der Trockenmasse (Omori, 1969; Gismervik, 1997; Walve & Larsson, 1999). Die Menge des gefangenen Zooplanktons hatte starke Auswirkungen auf die Leistung und das Wachstum der *Utricularia*-Pflanzen (Thum, 1988; Kosiba, 1992; Zamora et al., 1997; Otto, 1999; Englund & Harms, 2003).

4.2.4 C/N – Verhältnis

Das Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff (C/N-Verhältnis) in dem Pflanzenmaterial wies eine sehr hohe Gesamtstreuung auf (min: 4,3, max: 158,2). Die höchsten Streuungen wiesen die Versuchsansätze mit *Scenedesmus* und *Synechocystis* auf, die C/N-Verhältnisse der Pflanzenproben mit markierten *Euglena* und Phyto- & Zooplankton lagen etwas enger beieinander. Der höchste Anteil der Messwerte von vier Versuchsgruppen in dem Bereich 10-30 wurde in den Pflanzenproben mit Phyto- & Zooplankton mit 93% erreicht. *Scenedesmus ecornis* zeigte mit nur 75% der Werte in diesem Bereich die größte Streuung (Abb. 3.60). Die Werte der C- und N-Gehalte von *Utricularia* zeigten bei den Fraßversuchen mit *Scenedesmus* und *Synechocystis* deutlich höhere und mehr Streuungen im Vergleich zu den Fraßversuchen

mit *Euglena* und Phyto- & Zooplankton. Das molare C/N-Verhältnis bezieht sich auf die bioverfügbaren Anteile von Kohlenstoff und Stickstoff in Pflanzen. Je kleiner die Zahl, desto enger ist das C/N-Verhältnis und umso besser ist die Stickstoffverfügbarkeit. Das Alter der *Utricularia*-Pflanzen könnte Grund der unterschiedlichen C/N-Werte in diesen Untersuchungen sein, da das C/N-Verhältnis von Pflanzenmaterial die Art und Wachstumsphase der Pflanze reflektiert. Das C/N-Verhältnis ist eine Möglichkeit der Diskriminierung der Quelle von organischem Material und es wird häufig als Hinweis auf die relativen Anteile der autochthonen und allochthonen Quelle der organischen Substanz genutzt (Thornton & McManus, 1994). Die meisten aquatischen Makrophytenarten haben relativ hohe C/N-Werte zwischen 17 und 50 (Boyd & Goodyear, 1971; Ulanowicz, 1995; Fellerhoff et al., 2003) und das C/N-Verhältnis von Makrophyten kann sehr viel höher als das Redfield-Verhältnis (C:N=106:16) sein.

Ein C/N-Verhältnis von 32-54 bei *Spartina* sp. (Haines et al., 1977). Hornibrook et al. (2000) zeigten, dass die Mittelwerte des C/N-Verhältnisses in den Blättern von *U. vulgaris* und *Sarracenia purpurea* aus Kanada 17 bzw. 52 und in den Wurzeln von *Drosera rotundifolia* 51 betragen. Die Werte von *Utricularia*-Pflanzen mit markierten *Scenedesmus* und *Synechocystis* der vier Ansätze (K, L mit und ohne Fallen) unterschieden sich nicht eindeutig ($p_{\text{Scenedesmus}} = 0,189$; $p_{\text{Synechocystis}} = 0,791$) voneinander, während die Werte mit markierten *Euglena* und Zooplankton signifikante ($p < 0,05$) Unterschiede zeigten. Das hohe C/N-Verhältnis in den *Utricularia*-Pflanzen spiegelt vielleicht eine größere Nutzung von Nährstoffen aus markiertem Phytoplankton und Zooplankton wieder. Proben mit sehr niedrigen N-Gehalten besaßen auch immer ein sehr hohes C/N-Verhältnis. In der Literatur gibt es keine Einigkeit über die "ideale" C/N-Verhältnis, aber höhere CO₂-Konzentrationen erhöhen das C/N-Verhältnis in C3-Pflanzen bedeutend (Guderian & Gunkel, 2001). Die Werte der Kontrollpflanzen waren am Versuchsbeginn mit markierten *Scenedesmus* und *Synechocystis* 22 bzw. 17. Am Ende der Versuche gingen sie auf 14,5 und 11 zurück. Die Abnahme des C/N-Verhältnisses kann in geringerer Abnahme des Kohlenstoffgehaltes durch Aktivität von heterotrophen Bakterien begründet sein, die sich von organischem Kohlenstoff im Wassermedium ernähren. In den Versuchsansätzen (L, mit und ohne Fallen) mit markierten *Scenedesmus* und *Synechocystis* nahmen die Mittelwerte aufgrund der zusätzlichen Stickstoffquelle nach 192 Stunden ab. Mit Ausnahme des Kontrollansatzes mit markierter *Euglena* gingen die C/N-Werte der drei Ansätze (L, mit und ohne Fallen) im Laufe der Zeit zurück. In diesen drei Ansätzen wurde Stickstoff als ¹⁵N zum Medium hinzugefügt und das vorhandene Phytoplankton enthält relativ hohe Stickstoffkonzentrationen und zeigt damit generell ein niedriges C/N-Verhältnis < 10.

Die Werte der beiden Ansätze (Z und A+Z) nahmen nach 192 Stunden ab und der N-Gehalt stieg deutlich im Lauf der Zeit ein. Die *Utricularia*-Pflanzen in diesen Ansätzen nahmen Stickstoff entweder direkt durch den Beutefang oder aus dem freigesetzten Stickstoff von dem markierten Phytoplankton und Zooplankton über ihre Oberfläche auf. Adamec (2008) und Ulanowicz (1995) fanden heraus, dass aquatische karnivore Pflanzen alle benötigte Nährstoffe entweder direkt aus dem Umgebungswasser über ihre Sprosse oder aus den Beutetieren aufnehmen.

Bei hohem C-Gehalt und niedrigem N-Gehalt entstehen Mangelerscheinungen bei Pflanzen (Eckhard et al., 2005) die versuchen mehr Stickstoff aufzunehmen. Die Veränderung der C/N-Werte der Ansätze (L, A, A-Z) in der Zeitreihe ist bedingt durch den C- oder N-Gehalt der Pflanzen. Bei einem C/N-Verhältnis > 25 wird beim Abbau der Biomasse zusätzlich Stickstoff aus dem Wasser durch Mikroorganismen immobilisiert, bei Werten < 10 wird dagegen deutlich Stickstoff freigesetzt (Alexander, 1977).

4.3 Beziehung zwischen N-Gehalt von Phyto- & Zooplankton innerhalb der untersuchten Fallen und dem über markiertes Phytoplankton aufgenommenen N von *U. gibba*

Mit Ausnahme der Fallen von *U. vulgaris* im Soll R63 (2006) lag der Gesamt-N-Gehalt des gefangenen Zooplanktons innerhalb einer Falle von *U. australis* und *U. vulgaris* aus dem UG in Nordostdeutschland zwischen 7,5 und 24,7 bzw. 9,6 und 28,3 nmol N/Falle (Abb. A-4 im Anhang). Ergebnisse aus den Versuchen mit markiertem Phytoplankton zeigen, dass der Mittelwert der N-Oberflächenaufnahmerate für *U. gibba* (L-Ansatz) 1,1 nmol N/ h/ mg TG beträgt. Der N-Gehalt des Zooplanktons innerhalb einer Falle von *U. australis* entspricht somit der von *U. gibba* nach 7 bis 22 Stunden aufgenommenen ^{15}N -Menge. Die für *U. vulgaris* ermittelten N-Gehalte des Zooplanktons zwischen 9,6 und 28,3 N/mg TG werden bei *U. gibba* (L-Ansatz) nach 9 bis 26 Stunden erreicht. Die Fallen von *Utricularia* spp. aus Kanada und Afrika zeigten höhere N-Gehalte des Phytoplanktons. Der berechnete Gesamt-N-Gehalt des Phytoplanktons innerhalb einer Falle von *U. vulgaris*, *U. foliosa*, *U. australis* und *U. gibba* ist genau so groß wie der aufgenommene Stickstoff des L-Ansatzes von *U. gibba* innerhalb von 9, 11, 19 bzw. 30 Minuten unter eutrophen Bedingungen.

Die in den Fallen nachgewiesene N-Menge aus dem Phytoplankton ist sehr gering im Vergleich zu der ermittelten N-Aufnahmerate über die Oberfläche von *U. gibba* während der Vegetationsperiode von Mai bis September. Auch im Vergleich zur N-Aufnahme durch das Zooplankton ergeben sich für das Phytoplankton nur sehr geringe Werte: nur 0,1 bis 1,8% des durch Zooplankton und Phytoplankton aufgenommenen Stickstoffs stammt aus dem Phytoplankton.

Es konnte während der Untersuchung nicht festgestellt werden, ob das nachgewiesene Phytoplankton in den Fallen durch einen einmaligen oder einen mehrmaligem Beutefang in die Fallen gelangte. Die Fallen sind vollkommen verschlossen, wenn sich Phytoplankton innerhalb der Fallen befindet, sodass es nicht entweichen kann. Die ermittelten Nährstoffkonzentrationen des Phytoplanktons bilden praktisch nur einen Teil vom gesamten Phytoplankton innerhalb der untersuchten Fallen. Da die Lebensdauer der Fallen von *U. vulgaris* erreicht maximal 32 Tage. Während dieser Zeit können die Fallen ca. 40 Mal Beute fangen, bevor sie absterben (Friday, 1989), wobei die Verdauung der Beutetiere nur wenige Minuten bis Stunden nach den Fang abgeschlossen und ein erneuter Beutefang möglich ist (Hegner, 1926; Friday, 1991). Zur Abschätzung der Aufnahmeleistung der Fallen sind Untersuchungen von Friday (1988) wichtig. Demnach produziert *Utricularia vulgaris* allein

auf der Hauptachse mehr als 300 neue Fallen pro Tag. Zusätzlich können sich die Fallen von *Utricularia* sp. während ihrer Lebensdauer mehrere Male öffnen und Beute fangen. Dabei ist die Effizienz des Fangens von *U. vulgaris* am größten bei einem Fallenalter zwischen 1 und 6 Tagen. Mit steigendem Fallenalter sinkt die Fangleistung. Nur wenige, mehr als 19 Tage alte Fallen trugen zum Beutefang bei.

Das Vorkommen des Phytoplanktons innerhalb der Fallen von untersuchten Utricularien bedeutet nicht, dass *Utricularia* sp. Phytoplankton frisst, verdaut oder der N-Gehalt des Phytoplanktons von *Utricularia* genutzt wird. Friday & Quarmby (1994) behaupteten, dass nicht der gesamte vorhandene Stickstoff in der Beute für die Utricularien verfügbar ist. So verbleiben z.B. schwerverdauliches Chitin und unverdaulicher Stickstoff innerhalb der Fallen, bis zum Absterben der Fallen. Die Quantität des Phytoplanktons und sein N-Gehalt innerhalb der Fallen hängen von vielen Faktoren wie den physikalischen und chemischen Eigenschaften und der N-Konzentration des Habitats und der Jahreszeit der Untersuchung und die Fangfähigkeit und das Alter der untersuchten Fallen der karnivoren Pflanzen ab. Das Phytoplankton innerhalb der Fallen zeigt einen unterschiedlichen N-Gehalt. Der berechnete theoretische N-Gehalt des Phytoplanktons war sehr hilfreich, um mehr über die Bedeutung des Vorkommens des Phytoplanktons innerhalb der Fallen zu erfahren und zu begründen. Die unterschiedlichen Versuchsbedingungen beeinflussen die Ergebnisse der Arbeit. Während die Pflanzen zur Falleninhaltsanalyse aus dem Freiland stammen, wurde das Material der Versuche mit markiertem ^{15}N im Labor durchgeführt. Die untersuchten Utricularien verhalten sich unter Laborbedingungen anders als unter natürlichen Bedingungen. Unter optimalen Lichtbedingungen können *Utricularia*-Arten auch ohne „Zufütterung“ mit Zooplankton kultiviert und zur Blüte gebracht werden (Pringsheim & Pringsheim, 1962; Dore Swamy & Mohn Ram, 1969). Auch die N- und P-Konzentrationserhöhung im Umgebungswasser hat keinen Einfluss auf das Wachstum von *U. vulgaris* (Kibriya & Jones, 2007). Daher ist auch die Ermittlung der N-Aufnahmerate von *Utricularia gibba* nur als Versuch anzusehen, um zu zeigen, wie viel Stickstoff aquatische Utricularien über ihre Oberfläche im Labor absorbieren können.

5 ZUSAMMENFASSUNG

Gegenstand der vorliegenden Arbeit war die Nahrungsanalyse von vier *Utricularia*-Arten aus Nordostdeutschland (*U. vulgaris*, *U. australis*) sowie Kanada und der Elfenbeinküste (*Utricularia vulgaris*, *U. gibba* und *U. foliosa*). Dabei lag der Schwerpunkt auf dem Beitrag von pro- und eukaryontischen Algen. Dazu wurde der Inhalt von 850 Fallen vom natürlichen Standort analysiert. Ergänzende physikalisch-chemische Analysen dienten der Charakterisierung der Nährstoffverfügbarkeit im untersuchten Wasserkörper. Weiterhin wurden in 23 Versuchsansätzen verschiedene Beutegruppen (*Scenedesmus ecornis*, *Synechocystis*, *Euglena gracilis* sowie ein Mischansatz Phyto- & Zooplankton) insgesamt 859 *Utricularia*-Pflanzen mit ^{15}N markiert und analysiert. Die Ergebnisse dieser Arbeit liefern wichtige Erkenntnisse über die Qualität und Quantität des Phytoplanktons innerhalb der Fallen von aquatischen *Utricularia* spp..

5.1 Freilanduntersuchungen

- Die Volumina der Fallen lagen zwischen 0,03 und 22 μl . Die Fallenlänge schwankte zwischen 460 und 4100 μm . Die Fallenhöhe lag zwischen 143 und 1024 μm .
- Die Mehrzahl der Fallen war mit Algen besetzt. Alle Fallen von *U. gibba* und *U. foliosa* enthielten Algen.
- Es wurden insgesamt 302 Phytoplankton-Taxa aus sechs verschiedenen Klassen in den Fallen der *Utricularia*-Arten erfasst.
- Die höchsten Taxazahlen wurden in den Fallen von *U. vulgaris* aus Deutschland mit $n=179$ und bei *U. australis* mit $n=150$, die geringste Taxazahl bei *U. gibba* mit $n=31$ nachgewiesen.
- In den Fallen waren Chlorophyceae und die Charophyceae dominant. Euglenophyceae und Dinophyceae traten nur in geringen Anteilen auf.
- Das Phytoplanktonbiovolumen erreichte in den Fallen von *U. gibba* einen maximalen Wert von 2,3 mm^3/ml . Der Minimalwert wurde bei *U. vulgaris* aus Kanada und Deutschland mit einem Wert von 0,02 mm^3/ml erreicht.
- Der Anteil des Phytoplanktonbiovolumens am gesamten Fallenvolumen war mit 0,00002- 0,23% sehr gering.
- Die Mittelwerte der C-, N- und P-Gehalte des in den Fallen nachgewiesenen Phytoplanktons lag zwischen 8,2, 2,4 und 0,08 ng C, N und P/Falle bei *U. vulgaris* aus Deutschland und 39, 8 und 0,36 ng C, N und P/Falle bei *U. gibba*.
- Die in den Fallen nachgewiesene N-Menge aus dem Phytoplankton ist sehr gering im Vergleich zu der ermittelten N-Aufnahmerate über die Oberfläche bei *U. gibba*.

5.2 Vergleich des Phytoplanktons und Zooplanktons innerhalb und außerhalb der Fallen

- Der Vergleich der Taxazahl innerhalb und außerhalb der Fallen an den untersuchten Standorten (R17, R28, R29 und R63) in beiden Jahren (2005-2006) zeigt, dass die Taxazahl innerhalb der Fallen stets größer war als in dem Umgebungswasser.
- Im Phytoplankton der Gewässer konnten in beiden Jahren (2005-2006) 155 Taxa erfasst werden. Es konnte nur ein sehr geringer Unterschied in der Zahl der Arten in den Gewässern zwischen 2005 (119 Taxa) und 2006 (109 Taxa) registriert werden. 72 Taxa konnten in beiden Jahren nachgewiesen werden.
- Es wurden 130 gemeinsame Taxa in den Jahren 2005-2006 in den untersuchten Fallen nachgewiesen.
- Es wurden 13 Cladocera-Taxa, 11 Copepoden, 17 Rotiferen-Taxa und 5 Ciliophora aus insgesamt 33 Gattungen innerhalb der Fallen identifiziert.

5.3 Versuche mit markiertem Phyto- und Zooplankton

- Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Utricularien mit und ohne Fallen in den drei Fraßversuchen (*Scenedesmus*, *Synechocystis* und *Euglena*) stiegen im Verlauf der Zeitreihe deutlich im Vergleich zu den Kontrollen. Jedoch ließen sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Ansätzen mit und ohne Fallen nachweisen.
- Alle drei Fraßversuche (*Scenedesmus*, *Synechocystis* und *Euglena*) zeigten einheitlich keine signifikanten Differenzen im Vergleich der L-Ansätze mit den Ansätzen mit und ohne Fallen.
- Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Ansätze L, A, Z, A+Z und A-Z im Versuch mit Zooplankton waren sehr hoch und stiegen während der Zeitreihenversuche an. Im Vergleich der 5 Gruppen innerhalb der Zeitreihen ergab sich ein signifikanter Unterschied.
- Die Werte der N-Aufnahmerate der drei Beuteversuche mit markierten *Scenedesmus*, *Synechocystis* und *Euglena* variieren in einem Bereich von 0,0006 bis 8 [nmol N/ h/ mg TG].
- Der Gesamt N-Gehalt der untersuchten Utricularien lag generell unter 5 $\mu\text{mol}/\text{mg TG}$.

Es gab beträchtliche Unterschiede in der Anzahl und der Zusammensetzung der gefangenen Algen innerhalb der Fallen zwischen den gemäßigten und tropischen *Utricularia*-Arten und es bestanden signifikante Beziehungen zwischen der Algenanzahl innerhalb der Fallen und einigen Parametern wie z. B. Stickstoff (TN, NO_3 , NO_2) und der Leitfähigkeit des Standortwassers.

Es konnte während der Untersuchung nicht festgestellt werden, ob das nachgewiesene Phytoplankton in den Fallen durch einen einmaligen oder einen mehrmaligem Beutefang in die Fallen gelangte. Andererseits bedeutet das Vorkommen des Phytoplanktons innerhalb der Fallen von untersuchten Utricularien nicht, dass *Utricularia* sp. Phytoplankton frisst (aktiv

aufnimmt), verdaut oder der N-Gehalt des Phytoplanktons von *Utricularia* genutzt wird. Aquatische *Utricularia* fangen ihre Beute nicht selektiv, sondern in Abhängigkeit von der verfügbaren Beutegemeinschaft.

Die Falleninhaltsuntersuchungen und die N-Aufnahme Versuche zeigten, dass alle in den Fallen nachgewiesenen Algen als 'Beifang' zu interpretieren sind, die bei Öffnung der Falle, ausgelöst durch einen Kleinkrebs, passiv mit eingesaugt wurden. Algen können offensichtlich den Öffnungsmechanismus nicht auslösen.

6 SUMMARY

Within the scope of the present work, the prey spectrum of aquatic *Utricularia* species includes a large variety of microorganisms (e.g. copepods, cladocerans, crustacea, rotifers, algae). A total of 850 traps of four aquatic bladderwort species (*Utricularia australis*, *U. foliosa*, *U. gibba* and *U. vulgaris*) from tropical (Ivory Coast) and temperate (Canada, Germany) regions has been investigated concerning the phytoplankton captured. The physico-chemical parameters of the four ponds R17, R28, R29 and R63 were studied in this work.

Here we report for the first time on the results of a comparative analysis of the phytoplankton trapped by aquatic species of *Utricularia* in temperate and tropical.

Furthermore were analyzed and marked 859 *Utricularia* plants and different prey groups (*Scenedesmus ecornis*, *Synechocystis* and *Euglena gracilis*) as well as a mixing attempt (phyto- and zooplankton) with ^{15}N .

6.1 Field studies

- The average volume of traps varied widely between individual traps. It was between 0.03 and 22 μL . Trap size ranged from 460-4100 μm in length and 143-1024 μm in height.
- The vast majority of traps of *Utricularia* species contained phytoplankton. All traps of *U. gibba* and *U. foliosa* contained algae.
- Phytoplankton composition of 850 traps of 4 aquatic *Utricularia* species was determined. In total, 302 taxa out of 82 genera belonging to 6 classes could be identified.
- Species richness was highest in traps of *U. vulgaris*/GER (179 taxa). In traps of *U. australis* (150 taxa) were recorded. Lowest numbers were found in traps of *U. gibba* (31 taxa).
- Chlorophyceae and Charophyceae were dominant in the traps of *Utricularia* whereas Euglenophyceae and Dinophyceae had low percentages in traps of all *Utricularia* species.
- Total phytoplankton biovolumes ranged from 0.0236 mm^3/ml (*U. vulgaris*/GER and /CAN) to 2.3 $\text{mm}^3 \text{mL}^{-1}$ in *U. gibba*.
- The percentage ratio of total biovolume of phytoplankton captured/volume of traps ranged between 0.00002 and 0.23%.
- The C, N and P contents of captured phytoplankton varied between 8.2, 2.4 and 0.08 ng C, N and P/trap and 39, 8 and 0.36 ng C, N and P/trap.
- The N contents of captured phytoplankton in the traps of *Utricularia* spp. was smaller than the uptake rate about the surface of *U. gibba*.

6.2 Comparison of the phyto-and zooplankton in- and outside the traps

- The number of phytoplankton taxa found in the traps was higher than the number of taxa recorded in the pond water.
- The phytoplankton analysis of the water samples resulted in a total number of 155 taxa in the years 2005-2006. A total of 72 taxa could be proved in both years in this study.
- The phytoplankton found in the examined traps consisted of 130 taxa.
- The phytoplankton density within the examined traps ranged from 4352 to 79438 Ind./ml. The maximum value in the water samples recorded is around 115412 Ind./ml.
- Within the examined traps different groups of zooplankton were present (cladocerans 13, copepods 11, ciliates 5, rotifers 17).

6.3 Experimental study using ^{15}N -labelled phyto-and zooplankton

- Our study shows, that there were no significant differences between the *Utricularia* treatments with and without traps in three different approaches (*Scenedesmus*, *Synechocystis* and *Euglena*).
- No significant difference was observed in the $\delta^{15}\text{N}$ values between the two treatments (M and O) and the L-treatment.
- The $\delta^{15}\text{N}$ values of the treatments L, A, Z, A+Z and A-Z in the experiments with zooplankton were very high. There was a significant difference between the $\delta^{15}\text{N}$ values of these groups within the time series.
- The uptake rate values of the three attempts (*Scenedesmus*, *Synechocystis* and *Euglena*) ranged from 0.0006 to 8 [nmol N/ h/ mg DW].
- The total N content of the examined *Utricularia* was lower than 5 $\mu\text{mol/mg DW}$.

A significant difference was found between the N and C contents of three attempts (L, M and O) of *Utricularia* ^{15}N -labeled *Euglena*. There were considerable differences in the amount and composition of algae trapped by temperate and tropical *Utricularia* species. Moreover, there were significant relations between the amount of phytoplankton captured and some parameters as for example all three nitrogen components (TN, NO_3 , NO_2) and the conductivity of the kettle hole water.

It cannot be decided from our experiments whether the phytoplankton inside the traps are caught by one or more times of prey catch.

On the other hand, the existence of phytoplankton inside the examined traps does not mean that *Utricularia* sp. catch (actively takes up), digested phytoplankton, or the N content of the phytoplankton cells by *Utricularia* is used. The traps contents researches of phytoplankton and the N uptake experiments showed that all found algae in the traps are trapping with animals stimulating the trap. Algae cannot trigger the trap opening mechanism.

LITERATURVERZEICHNIS

- Adamec, L.**, 1995. Photosynthetic inorganic carbon use by aquatic carnivorous plants. *Carniv Plant Newslett.* 24, 50-53.
- Adamec, L.**, 1997a. Photosynthetic characteristic of the aquatic carnivorous plant *Aldrovanda vesiculosa*. *Aquat. Bot.* 59, 297-306.
- Adamec, L.**, 1997b. Mineral nutrition of carnivorous plants. A review. *Botanical Review.* 63, 273-299.
- Adamec, L.**, 2006. Respiration and Photosynthesis of Bladders and Leaves of Aquatic *Utricularia* Species. *Plant Biol.* 8, 765-769.
- Adamec, L., Kovářová, M.**, 2006. Field growth characteristics of two aquatic carnivorous plants, *Aldrovanda vesiculosa* and *Utricularia australis*. *Folia Geobot.* 41, 395-406.
- Adamec, L.**, 2007. Oxygen concentrations inside the traps of the carnivorous plants *Utricularia* and *Genlisea* (Lentibulariaceae). *Annals of Botany.* 100, 849-856.
- Adamec, L.**, 2008. Mineral nutrient relations in the aquatic carnivorous plant *Utricularia australis* and its investment in carnivory. *Fundamental and Applied Limnology Archiv für Hydrobiologie.* 171(3), 175-183.
- Adamec, L.**, 2009. Photosynthetic CO₂ affinity of the aquatic carnivorous plant *Utricularia australis* (Lentibulariaceae) and its investment in carnivory. *Ecol Res.* 24, 327-333.
- Adlassnig, W., Peroutka, M., Lambers, H., Lichtscheidl, I.K.**, 2005. The roots of carnivorous plants. *Plant and Soil.* 274, 127-140.
- Akeret, B.**, 1993. Ein neuer Fundort von *Aldrovanda vesiculosa* L. in der Nordschweiz und einige Bemerkungen zu *Stratiotes aloides* L. *Bot. Helv.* 103, 193-199.
- Alexander, M.**, 1977. Introduction to soil microbiology. 2. Aufl., Wiley & Sons, New York. 472 S.
- Alkhalaf, I.A., Hübener, T., Porembski, S.**, 2009. Prey spectra of aquatic *Utricularia* species (Lentibulariaceae) in northeastern Germany: the role of planktonic algae. *Flora.* 204, 700-708.
- Andersen, T., Hessen, D.**, 1991. Carbon, nitrogen, and phosphorus content of freshwater zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 36(4), 807-814.
- Anderson, B., Midgley, J.J.**, 2003. Digestive mutualism, an alternate pathway I plant carnivory. *Oikos.* 102, 221-224.
- Andrikovics, S., Forro, L., Zsunics, B.**, 1988. The zoogenic food composition of *Utricularia vulgaris* in the Lake Fertő, Hungary. *Opuscula Zoologica.* 23, 65-70.
- Balcer, M.D., Korda, N.L., Dodson, S.L.**, 1984. Zooplankton of the Great Lakes: A Guide to the Identification and Ecology of the Common Crustacean Species, University of Wisconsin Press. Madison, Wisconsin, 66-69.
- Barthlott, W., Porembski, S., Fischer, E., Gemmel, B.**, 1998. First protozoa-trapping plant found. *Nature.* 392, 447.
- Barthlott, W., Porembski, S., Seine, R., Theisen, I.**, 2004. Karnivoren: Biologie und Kultur fleischfressender Pflanzen. Ulmer, Stuttgart.
- Barthlott, W., Porembski, S., Seine, R., Theisen, I.**, 2007. The Curious World of Carnivorous Plants: A Comprehensive Guide to Their Biology and Cultivation. Timber Press. 224 S.
- Beltz, C.K.**, 1974. The influence of natural environmental conditions on the growth, distribution, and morphological expression of the carnivorous, aquatic plant *Utricularia macrorhiza* Le Conte, with light and electron microscopic observation of bladder ontogeny. Ph D Thesis, Iowa State University
- Benzing, D.H.**, 1987. The origin and rarity of botanical carnivory. *Trends in Ecology and Evolution* 2, 364-369.

- Bern, A.L.**, 1997. Studies on nitrogen and phosphorus uptake by the carnivorous bladderwort, *Utricularia foliosa*, in south Florida wetlands. Master's thesis, Florida International University, Miami, Florida, USA.
- Bohle, H.W.**, 1995. Spezielle Ökologie-Limnische Systeme, Springer.
- Bosserman, R.W.**, 1983. Elemental composition of *Utricularia*-periphyton ecosystems from okefenokee swamp. Ecology. 64 (6), 1637-1645.
- Botta, S.M.**, 1976. Sobre las trampas y las víctimas o presas de algunas especies argentinas del género *Utricularia*. Darwiniana (B. Aires). 20, 127-154.
- Bottrell, H.H., Duncan, A., Gliwicz, Z.M., Grygierek, E. Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P., Weglenska, T.**, 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norwegian Journal of Zoology. 24, 319-456.
- Boyd, C.E. Goodyear, C.P.**, 1971. Nutritive quality of food in ecological systems. Arch. Hydrobiol. 69, 256-270.
- Braem, G.**, 1996. Fleischfressende pflanzen: Arten und Kultur. Verlag Ritschel.
- Bresinsky, A., Körner, C., Kadereit, J.W., Neuhaus, G., Sonnewald, U.**, 2008. Strasburger Lehrbuch der Botanik. 36 Auflage. Spektrum Akademischer Verlag.
- Brugger, J., Rutishauser.**, 1989. Bau und Entwicklung landbewohnender *Utricularia*-Arten. Bot. Helv. 99, 91-146.
- Campbell, E.**, 1924. The nitrogen content of weds. Bot. Gaz. 78, 103.
- Canfield, D.E.**, 1983. Prediction of chlorophyll a concentrations in Florida lakes: The importance of phosphorus and nitrogen. Water Resour. Bull. 19, 255-262.
- Canfield, D.E.**, 1985. Chlorophyll-biomass-nutrient relationships for natural assemblages of Florida phytoplankton. Water Resour. Bull. 21, 381-391.
- Carow, T., Fürst, R.**, 1990. Fleischfressende Pflanzen. Artenübersicht-Kultur-Vermehrung. Verlag Thomas Carow, Nüdlingen 71 S.
- Casper, S.J., Krausch, H.D.**, 1981. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Jena.
- Ceska, A., Bell, M.A.M.**, 1973. *Utricularia* (Lentibulariaceae) in the Pacific Northwest. Madrono. 22, 74-84.
- Chandler, G.E., Anderson, J.W.**, 1976. Studies on the nutrition and growth of *Drosera* species with reference to the carnivorous habit. New Phytol. 76, 129-141.
- Chang, H., Yang, X., Fang, Y., Pu, P., Li, Z., Rengel, Z.**, 2006. In-situ nitrogen removal from the eutrophic water by microbial-plant integrated system. J Zhejiang Univ Sci B. 7(7), 521-531.
- Christy, J.A.**, 2004. Native freshwater wetland plant associations of northwestern Oregon. Oregon Natural Heritage Information Center, Oregon State University, Portland, OR.
- Churin, Y.N., Shalak, I.N., Börner, T., Shestakov, S.V.**, 1995. Physical and genetic map of the chromosome of the unicellular cyanobacterium *Synechocystis* sp. strain PCC 6803. J. Bacteriol. 177 (11), 3337-3343.
- Cohn, F.**, 1875. Ueber die Funktion der Blasen von *Aldrovanda* und *Utricularia*. Cohn's Beitr. Biol. Pfl. 1, 71-92.
- Collos, Y., Slawyk, G.**, 1979. ¹³C and ¹⁵N uptake by marine phytoplankton. I. Influence of nitrogen source and concentration in laboratory cultures of diatoms. J. Phycol. 15, 186-190.
- Collos Y., Slawyk, G.**, 1984. ¹³C and ¹⁵N uptake by marine phytoplankton III. Interactions in euphotic zone profiles of stratified oceanic areas. Mar Ecol Prog Set. 19, 223-231.
- Czaja, A.T.**, 1992. Die Fangvorrichtung der Utriculariablase. Z. Bot. 14, 705-729.
- Darwin, C.**, 1875. Insectivorous plants. John Murray, London.
- DeRidder F., Dhondt A.A.**, 1992. A positive correlation between naturally captured prey, growth and flowering in *Drosera intermedia* in two contrasting habitats. Belgian Journal of Botany. 125, 33-40.

- De Souza, M.G.M., Moreira-Filho, H.,** 1999. Diatoms (Bacillariophyceae) of Two Aquatic Macrophyte Banks from Lagoa Bonita, Distrito Federal, Brazil, II: *Navicula Sensu Lato* and *Pinnularia*. *Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.* 67, 279-288.
- Dvwk.,** 1993. Merkblätter zur Wasserwirtschaft: Aussagekraft von Gewässergüteparametern in Fließgewässern. Essen.
- Díaz-Olarte, J., Valoyes-Valois, V., Guisande, C., Torres, N.N., González-Bermúdez, A., Sanabria-Aranda, L., Hernández, A.M.M., Duque, S.R., Marciales, L.J., Nuñez-Avellaneda, M.,** 2007. Periphyton and phytoplankton associated with the tropical carnivorous plant *Utricularia foliosa*. *Aquatic Botany.* 87, 285-291.
- Dixon, K.W., Pate J.S., Bailey, W.J.,** 1980. Nitrogen nutrition of the tuberous sundew *Drosera erythrorhiza* Lindl. with special reference to catch of arthropod fauna by its glandular leaves. *Aust J Bot.* 28, 283-297.
- Dore Swamy, R., Mohn Ram, H, Y.,** 1969. Studies on growth and flowering in axenic cultures of insectivorous plants I. Seed germination and establishment in cultures of *Utricularia inflexa*. *Phytomorphology.* 19, 1243-1249.
- Dumont, J.H., Van de Velde, I., Dumont, S.,** 1975. The Dry Weight Estimate of Biomass in a Selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the Plankton, Periphyton and Benthos of Continental Waters *Oecologia (Berl).* 19, 75-97.
- Dugdale, R.C., Goering, J.J.,** 1967. Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnol Oceanogr.* 12, 196-206.
- Dugdale, R.C., Wilkerson F.P.,** 1986. The use of ¹⁵N to measure nitrogen uptake in eutrophic oceans; experimental considerations. *Limnol. Oceanogr.* 31, (4), 673-689.
- Eckhard, R.L., Bayrhuber, H., Hildebrandt, K., Lochte, K., Peinert, R., Christiane Queisser, C., Parchmann, I., Schlüter, K., Starke, K.H.,** 2005. *Der Kohlenstoffkreislauf.* Kiel.
- Edler, L.,** 1979. Recommendations on methods for Marine Biological Studies in the Baltic sea: phytoplankton and Chlorophyll *Baltic Marine Biological. Publication.* 5.
- Edmondson, W.T.,** 1944. Ecological studies of sessile Rotatoria. Part I. Factors affecting distribution. *Ecol. Monogr.* 14, 31-66.
- Edmondson, W.T.,** 1945. Ecological studies of sessile Rotatoria. Part 11. Dynamics of populations.
- Einsle, U.,** 1993. *Crustaceae, Copepoda: Calanoida und Cyclopoida; Susswasserfauna von Mitteleuropa.* Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York. 208.
- Ellison, A.M., Farnsworth, E.J.,** 2005. The cost of carnivory for *Darlingtonia californica* (Sarraceniaceae): evidence from relationships among leaf traits. *American Journal of Botany.* 92, 1085-1093.
- Ellison, A.M.,** 2006. Nutrient limitation and stoichiometry of carnivorous plants. *Plant Biology.* 8, 740-747.
- Ellison, A.M., Gotelli, N.J.,** 2001. Evolutionary ecology of carnivorous plants. *Trends in Ecology and Evolution.* 16, 623-629.
- Ellison, A.M., Gotelli, N.J.,** 2009. Energetics and the evolution of carnivorous plants-Darwin's 'most wonderful plants in the world'. *J. Exp. Bot.* 60 (1), 19-42.
- Elrifi, I.R., Turpin, D.H.,** 1985. Transient photosynthetic response of nitrogen limited microalgae to nitrogen addition. *Mar Ecol Prog Ser.* 20, 253-258.
- Elrifi, I.R., Turpin, D.H.,** 1987. Short-Term physiological indicators of N deficiency in phytoplankton: a unifying model. *Mar Biol.* 96, 425-432.
- Englund, G., Harms, S.,** 2001. The functional response of a predatory plant preying on swarming zooplankton. *Oikos.* 94, 175-181.
- Englund, G., Harms, S.,** 2003. Effects of light and microcrustacean prey on growth and investment in carnivory in *Utricularia vulgaris*. *Freshwater Biology.* 48, 786-794.
- Ettl, H.,** 1980. *Grundriß der allgemeinen Algologie.* Gustav Fischer Jena. Leinen. 549.

- Evans, J.R.**, 1989. Photosynthesis and nitrogen relationships in leaves of Ca plants. *Oecologia* 78, 9-19.
- Falkowski, P.G., Stone, D.P.**, 1975. Nitrate uptake in marine phytoplankton: energy sources and the interaction with carbon fixation. *Mar Biol.* 32, 77-84.
- Fellerhoff, C., Voss, M., Wantzen, K.M.**, 2003. Stable carbon and nitrogen isotope signatures of decomposing tropical macrophytes. *Aquatic Ecology.* 37, 361-375.
- Fertig, B.**, 2001. Importance of prey derived and absorbed nitrogen to new growth; preferential uptake of ammonia or nitrate for three species of *Utricularia*. (Independent Paper).
- Field, C., Mooney, H.**, 1986. The photosynthesis-nitrogen relationship in wild plants. In: Givnish, T.J (ed) *On the economy of plant form and function*. Cambridge University Press, London, 25-55.
- Fischer, E., Barthlott, W., Seine, R., Theisen, I.**, 2004. Lentibulariaceae. In: *The families and genera of vascular plants*. Kubitzki, K. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo, Springer. 7, 276-282.
- Flössner, D.**, 1972. *Krebstiere, Crustaceae. Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda. Fischläuse, Branchiura.* Tierw. Deutschl. 60. Gustav Fischer Verlag, Jena. 501 S.
- Flössner, D.**, 2000. *Die Haplopoda und Cladocera Mitteleuropas*. Backhuys Publishers, Leiden. 428 S.
- Foissner, W.**, 1994. *Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems. Band III. Hymenostomata, Protostomatida, Nassulida.* Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft. (Hrsg.): Informationsberichte Heft 1/94.
- Fott, B.**, 1971. *Algenkunde.* 2. Auflage. Gustav Fischer Verlag, Jena. 581 S.
- France, R.L.**, 1995. Stable isotopic survey of the role of macrophytes in the carbon flow of aquatic foodwebs. *KluwerAcademicPublisher.* 124, 67-72.
- Friday, L.E.**, 1988. *Utricularia vulgaris*: an aquatic carnivore at Wicken Fen. *Nature in Cambridgeshire.* 30, 50-54.
- Friday, L. E.**, 1989. Rapid turnover of traps in *Utricularia vulgaris* L. *Oecologia.* 5, 272-277.
- Friday, L.E.**, 1991. The size and shape of traps of *Utricularia vulgaris* L. *Funct. Ecol.* 5, 602-607.
- Friday, L.E.**, 1992. Measuring investment in carnivory: seasonal and individual variation in trap number and biomass in *Utricularia vulgaris* L. *New Phytol.* 121, 439-445.
- Friday, L., Quarmby, C.**, 1994. Uptake and translocation of prey-derived ¹⁵N and ³²P in *Utricularia vulgaris* L. *New Phytol.* 126, 273-281.
- Frielinghaus, M.**, 1998. *Sölle und andere Kleingewässer. Hinweise zur Biotop und Landschaftspflege- Landesumweltamt Brandenburg.* Deutscher Verband für Landpflege. 7 S.
- Fryer, G.**, 1987. A new classification of the branchiopoda Crustaceae. *Zool. J. Linn. Soc.* 91, 357-383.
- Garbini, A.**, 1899. *Le vittime della Utricularia neglecta.* Carlo Ferrari, Venezia.
- Gastal, F., Lemaire, G.**, 2002. N uptake and distribution in crops: an agronomical and ecophysiological perspective *Journal of Experimental Botany, Inorganic Nitrogen Assimilation Special Issue.* 53 (370), 789-799.
- Gebühr, C., Pohlen, E., Schmidt, A.R., Küsel, K.**, 2006. Development of microalgae Communities in the phytotelmata of allochthonous populations of *Sarracenia purpurea* (Sarraceniaceae). *Plant Biol.* 8, 849-860.
- Geitler, L.**, 1925. *Cyanophyceae.* Paschers, A. (ed). *Die Süßwasserflora Deutschlands, Österreichs und der Schweiz.*, Heft. 12, Gustav Fischer Verlag, Jena. 481 S.
- Gibson, T.C.**, 1983. On the cultivation of the giant Malaysin pitcher plant (*Nepenthes rajah*). *Carni. Plant Newslett.* 12, 82-84.

- Gismervik, I.**, 1997. Implications of zooplankton stoichiometry on distribution of N and P among planktonic size fractions. *Journal of Plankton Research*. 19 (3), 343-356.
- Givnish, T., Burkhardt, E., Happel, R., Weintraub, J.**, 1984. Carnivory in the Bromeliad *Brocchinia reducta*, with a cost/benefit model for the general restriction of carnivorous plants to sunny, moist, nutrient-poor habitats. *The American Naturalist*. 124, 479-497.
- Glandt, D.**, 2006. *Praktische Kleingewässerkunde*. Laurenti-Verlag. Bielefeld.
- Gloede, F.**, 2006. Makrophyten der Kleingewässer in der Umgebung Rostocks, als Bioindikatoren für die Lebensbedingungen in Söllen. Diplomarbeit. Universität Rostock.
- Gordeev, M.I., Sibataev, A.**, 1995. Influence of Predatory plant Bladderwort (*Utricularia vulgaris*) on the process of selection in Malaria Mosquito Larvae. *Russian Journal of Ecology*. 26 (3), 216-220.
- Gordon, E., Pacheco, S.**, 2007. Prey composition in the carnivorous plant *Utricularia inflata* and *U. gibba* (Lentibulariaceae) from Paria Peninsula, Venezuela. *Rev Biol Trop*. 55, 795-803.
- Göbel, K.**, 1889. Der Aufbau von *Utricularia*. *Flora*. 72, 291-297.
- Göbel, K.**, 1891a. Morphologische und biologische Studien. V. *Ann. du Jardin bot. de Buitenzorg*. 9, 41-119.
- Göbel, K.**, 1891b. Pflanzenbiologische Schilderungen. N.G. Elwert'sche Verlagsbuchhandlung, Marburg.
- Greilhuber, J., Borsch, T., Müller, K., Worberg, A., Porembski, S., Barthlott, W.**, 2006. Smallest Angiosperm Genomes Found in Lentibulariaceae, with Chromosomes of Bacterial Size. *Plant Biol*. 8, 770-777.
- Grünwald, M., Fuchs, C., Repasi D., Zander, B.**, 2000. Sölle - ein Forschungsthema an der Fachhochschule Neubrandenburg. in Behrens, H. [Hrsg.]: *Landschaftsentwicklung und Landschaftsplanung in der Region „Mecklenburgische Seenplatte“*. Schriftenreihe der Fachhochschule Neubrandenburg, Reihe A. 13, 119-159.
- Guderian, R., Gunkel, G.**, 2001. *Handbuch der Umweltveränderungen und Ökotoxikologie: Band 2a: terrestrische Ökosysteme. Immissionsökologische Grundlagen-Wirkungen auf Boden- Wirkungen auf Pflanzen*. Springer.
- Gudtleri, P., Barsanti, L.**, 2005. *Algae, Biochemistry, Physiology, Ecology, and Biotechnology*. CRC, Press.
- Guiral, D., Rougier, C.**, 2007. Trap size and prey selection of two coexisting bladderwort (*Utricularia*) species in a pristine tropical pond (French Guiana) at different trophic levels *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 43 (3), 147-159
- Guisande, C., Andrade, C., Granado-Lorencio, C., Duque, S.R., Avellaneda, M.**, 2000. Effect of zooplankton and conductivity on tropical *Utricularia foliosa* investment in carnivory. *Aquatic Ecology*. 34, 137-142.
- Guisande C., Aranguren N., Andrade-Sossa C., Prat N., Granado-Lorencio C., Barrios M.L., Bolivar A., Núñez-Avellaneda M. & Duque S.E.**, 2004. Relative balance of the cost and benefit associated with carnivory in the tropical *Utricularia foliosa*. *Aquatic Botany*. 80, 271-282.
- Haeupler, H., Muer, T.**, 2000. *Bildatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Verlag Eugen Ulmer.
- Haines, E., Chalmers, A., Hanson, R., Sherr, B.**, 1977. Nitrogen pools and fluxes in a Georgia salt marsh. In E. Wiley [ed.], *Estuarine processes*. 2, 241-254.

- Hall, J.D., Cooper, W.E., Werner, E.E.,** 1970. An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. *Limnology and oceanography*. 15(6), 838-928.
- Halsey, G.,** 1968. Autumnal and over-winter limnology of three small eutrophic lakes with particular reference to experimental circulation and trout mortality. *J. Fish. Res. Bd. Canada*. 25, 81-99.
- Hanslin, H.M., Karlsson, P.S.,** 1996. Nitrogen uptake from prey and substrate as affected by prey capture level and plant reproductive status in four carnivorous plant species. *Oecologia*. 106, 370-375.
- Harder, R.,** 1963. Blütenbildung durch tierische zusatznahrung und andere Faktoren bei *Utricularia exoleta* R. BRAUN. *Panta*. 59, 459-471.
- Harms, S.,** 1999. Prey selection in three species of the carnivorous aquatic plant *Utricularia* (bladderwort). *Archiv für Hydrobiologie*. 146, 449-470.
- Harms, S.,** 2002. The effect of bladderwort (*Utricularia*) predation on microcrustacean prey. *Freshwater Biology*. 47, 1608–1617.
- Hayes, F.R., Phillips, J.E.,** 1958. Lake water and sediment IV. Radiophosphorus equilibrium with mud, plants, and bacteria under oxidized and reduced conditions. *Limnol. Oceanogr.* 3, 459-475.
- Hein, M., Foldager Pedersen, M., Sand-Jensen, K.,** 1995. Size-dependent nitrogen uptake in micro- and macroalgae. *Marine Ecology Progress Series*. 118, 247-253.
- Hegner, R.W.,** 1926. The interrelations of protozoa and the utricles of *Utricularia*. *Biol. Bull.* 50, 239-270.
- Heslop-Harrison, Y.,** 1975. Enzyme release in carnivorous plants. In: Dingle JT, Dean RT, eds. *Lysozymes in biology and pathology*, Vol. 4. Amsterdam, The Netherlands: North Holland Publishing, 525–578.
- Heslop-Harrison, Y.,** 1978. Carnivorous plants. *Scientific American*. 238, 102-111.
- Hessen, D.O.,** 1990. Carbon, nitrogen and phosphorus status in *Daphnia* at varying food conditions. *Plankton Res.* 12, 1239-1249.
- Hessen, D.O., Lyche, A.,** 1991. Inter- and intraspecific variations in zooplankton element composition. *Arch. Hydrobiol.* 121, 343-353.
- Hofmann, K.,** 2000. Standortsökologie und Vergesellschaftung der *Utricularia*-Arten Nordwestdeutschlands. Dissertation an der Universität Hannover.
- Hornibrook, E.R., Longstaffe, F.J., Fyfed, W.S., Bloom, Y.,** 2000. Carbon-isotope ratios and carbon, nitrogen and sulfur abundances in flora and soil organic matter from a temperate-zone bog and marsh. *Geochemical Journal*. 34, 237-245.
- Höll, K., Grohmann, K.,** 2002. Wasser in Kreislauf, Hygiene, Analyse und Bewertung. PhD-thesis, Univ. Wisconsin, USA.
- Huber-Pestalozzi, G.,** 1955. Die Binnengewässer Band XVI. Das Phytoplankton des Süßwassers: Systematik und Biologie. Stuttgart.
- Huber-Pestalozzi, G.,** 1968. Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Cryptophyceae, Chloromonadophyceae, Dinophyceae. In: Huber-Pestalozzi, G. (ed.): (2. Auflage). Stuttgart.
- Huber-Pestalozzi, G.,** 1983. Das Phytoplankton des Süßwasser. Stuttgart.
- James, M.R., Burns, C.W., Forsyth, D.J.,** 1995. Pelagic ciliated protozoa in two monomictic, southern temperate lakes of contrasting trophic state: seasonal distribution and abundance. *J. Plankton Res.* 17, 1479-1500.
- Janse, J.H.,** 1997. A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiologia*. 342/343, 1-8.
- Jobson, R.W., Morris, E.C., Burgin, S.,** 2000. Carnivory and nitrogen supply affect the growth of the bladderwort (*Utricularia uliginosa*). *Australian Journal of Botany*. 48, 549-560.

- Jobson, R.W., Morris, E.C.,** 2001. Feeding ecology of a carnivorous bladderwort (*Utricularia uliginosa*, Lentibulariaceae). *Austral Ecology*. 26 (6), 680-691.
- Jobson, R.W., Playford, J., Cameron, K.M., Albert, V.,** 2003. Molecular phylogenetics of Lentibulariaceae inferred from plastid rps 16 intron and trnL-F DNA sequences: implications for character evolution and biogeography. *Systematic Botany*. 28, 157-171.
- Jost, K., Resagk, K.,** 2004. Vergleichende Untersuchungen ab Wald- und Offenlandsöhlen im Bereich der Rosenthaler Staffel/ nördliche Uckermark. Diplomarbeit. Uni Greifswald.
- Juniper, B.E., Robins, R.J., Joel, D.M.,** 1989. *The Carnivorous Plants*, Academic Press, London.
- Kalbe, L.,** 1997. *Limnische Ökologie*. B.G. Teubner Verlagsgesellschaft, Stuttgart; Leipzig (Teubner Reihe Umwelt).
- Kamiński, R.,** 1987. Studies on the ecology of *Aldrovanda vesiculosa* L. I. Ecological differentiation of *A. vesiculosa* population under the influence of chemical factors in the habitat. *Ekol. Pol.* 35, 559-590.
- Karlsson, P.S., Nordell, K.O., Carlsson, B.Å., Svensson, B.M.,** 1991. The effect of soil nutrient status on prey utilization in four carnivorous plants. *Oecologia*. 86, 1-7.
- Kawabata, K., Urabe, J.,** 1998. Length-weight relationships of eight freshwater planktonic crustacean species in Japan. *Freshwater Biology*. 39 (2), 199-205.
- Kibriya, S., Jones, J.I.,** 2007. Nutrient availability and the carnivorous habit in *Utricularia vulgaris*. *Freshwater Biology*. 52, 500-509.
- Kiefer, F.,** 1978. Das Zooplankton der Binnengewässer. Freilebende Copepoda. *Die Binnengewässer*, Stuttgart. 26, 1-343.
- Khan, J.A., Siddiqui, A.Q.,** 1971. Water, Nitrogen and Phosphorus in Freshwater Plankton. *Hydrobiologia*. 37, (3-4) 531-536.
- Kalff, J., Watson, J.,** 1986. Phytoplankton and its dynamics in two tropical lakes: a tropical and temperate zone Comparison. *Hydrobiologia*. 138, 161-176.
- Klafs, G., Schmidt, H.,** 1967. Fragen der Reliefmelioration durch Beseitigung von Ackerhohlformen in Mecklenburg. In: Rat für Museumswesen bei der Abteilung des Rates des Bezirkes Neubrandenburg [Hrsg.]: *Heimatkundliches Jahrbuch des Bezirkes Neubrandenburg*. 145-154.
- Knight, S.E.,** 1988. The ecophysiological significance of carnivory in *Utricularia vulgaris*. Dissertation. University of Wisconsin, Madison, Wisconsin, USA.
- Knight, S.E.,** 1992. Costs of carnivory in the common bladderwort, *Utricularia macrorhiza*. *Oecologia*. 89, 348-355.
- Knight, S.E., Frost, T.M.,** 1991. Bladder control in *Utricularia macrorhiza*: Lake-specific variation in plant investment in carnivory. *Ecology*. 72, 728-734.
- Komiya, S.,** 1966. A report on the natural habitat of *Aldrovanda vesiculosa* found in Hanyu City. *Amatores Herb. Kobe, Japan*. 27, 5-13.
- Kosiba, P.,** 1992. Studies on the ecology of *Utricularia vulgaris* L. II. Physical, chemical and biotic factors and the growth of *Utricularia vulgaris* L. in cultures in vitro. *Ekologia Polska*. 40, 193-212.
- Kosiba, P.,** 1993. Ecological characteristics of the population of *Utricularia ochroleuca* Hartman and *Utricularia neglecta* Lehmann as well as their conditions of occurrence in We gliniec. In Polish. *Acta Univ Wratisl No 1443. Prace Bot.* 52, 25-31.
- Koste, W.,** 1978. Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Band I (Textband) und Band II (Tafelband). Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- Krammer K., Lange-Bertalot H.,** 1986 (Nachdr. 1997). Bacillariophyceae 1. Teil Naviculaceae. In Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollenhauer D. (Hrsg.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Band 2/1. Gustav Fisher. Jena, 876.

- Krammer K., Lange-Bertalot H.,** 1988. Bacillariophyceae, Ephithemiaceae, Surirellaceae. In: Ettl, H., J. Gerloff und H. Heyning (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 596 S.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H.,** 1991a. Bacillariophyceae, 3 Teil: Centralts, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: Ettl, H., J. Gerloff und H. Heyning (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 576 S.
- Krammer, K., Lange-Bertalot, H.,** 1991b. Bacillariophyceae, 4 Teil: Kritische Ergänzung zu *Navicula* (Lineolate) und *Gomphonema*. In: Ettl, H., J. Gerloff und H. Heyning (eds), Süßwasserflora von Mitteleuropa, Band 1, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 436 S. Krammer, K., Lange-Bertalot, H., 1988. Bacillariophyceae, 2 Teil: Bacillariophyceae,
- Kuzyakov, Y., Ruhlmann, J., Gutezeit, B., Geyer, B., Wichmann, W.,** 1995. Modelling on the growth and N uptake of leek and broccoli. In: Hahndel, R. (Ed.), Proceedings of the Workshop on the Ecological Aspects of Vegetable Fertilisation in Integrated Crop Production in the Field. Neustadt an der Weinstrasse, Germany, 25-29. Acta-Horticulturae. 428, 181-191.
- Larcher, W.,** 1994. Ökologie der Pflanzen auf physiologischer Grundlage. Ulmer, Stuttgart Fünfte Auflage.
- LAWA-Arbeitskreis.,** 1998. Gewässerbewertung stehender Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstehenden Seen nach tropischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.).
- Laybourn, J., Finlay, J.B.,** 1976. Respiratory Energy Losses Related to Cell Weight and Temperature in Ciliated Protozoa *Finlay Oecologia* (Berl.). 24, 349-355.
- Lemmermann, E.,** 1914. Algologische Beiträge 23. Über das Vorkommen von Algen in den Schläuchen von *Utricularia*. Abh. Nat. Ver. Bremen. 23, 261-267.
- Lewis, W.M.,** 1978. A compositional, phytogeographical and elementary structural analysis of the phytoplankton in a tropical lake: Lake Lanao, Philippines. *Journal of Ecology*. 66, 213-226.
- Lieder, U.,** 1996. Crustaceae: Cladocera / Bosminidae. Gustav Fischer Verlag.
- Lim, R.P., Furtado, J.I.,** 1975. Population changes in the aquatic fauna inhabiting the bladderwort, *Utricularia flexuosa* VAHL., in a tropical swamp, Tasek Bera, Malaysia. *Verhandlungen Internationale Verein Limnologie*. 19, 1390-1397.
- Lloyd, F.L.,** 1936. Struktur und Funktion des Eintrittsmechanismus bei *Utricularia*, *Beih. Bot. Centralbl.* 54, 292-320.
- Lloyd, F.E.,** 1942. The carnivorous Plants. Ronald Press, New York.
- Lollar, A.Q., Coleman, D.C., Boyd, C.E.,** 1971. Carnivorous pathway of phosphorous uptake by *Utricularia inflata*. *Archiv für Hydrobiologie*. 69, 400-404.
- Lund, J.W.G., Kipling, C., Le Cren, E.D.,** 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiol.* 11, 143-170.
- Lüttge, U.,** 1966. Funktion und Struktur pflanzlicher Drüsen. *Naturwissenschaften*. 53, 96-103.
- Lützelburg, P.,** 1910. Beiträge zur Kenntnis der Utricularien, *Flora Bot. Zeit.* 100, 145-212.
- Luther, H.,** 1951. Verbreitung und Ökologie der höheren Wasserpflanzen im Brackwasser der Ekenäs-Gegend in Südfinnland. - *Acta Botanica Fennica*. 49/50, 369 S.
- Maeda, O., Elichimura, S.,** 1973. On the High Density of a Phytoplankton Population Found in a Lake under Ice. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 58 (5), 673-685.
- Mariotti, A.,** 1983. Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural ¹⁵N abundance measurements. *Nature* (London). 303, 685-687.

- Marschner, H.**, 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2 Aufl., 889 S, Academic Press, London.
- McKee, H.S.**, 1962. Nitrogen Metabolism in Plants. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Meierhofer, H.**, 1902. Beiträge zur Anatomie und Entwicklungsgeschichte der *Utricularia*-Blasen. Flora. 90, 84-113.
- Meister, F.**, 1900. Beiträge zur Kenntnis der europäischen Arten von *Utricularia*. Mémoires de l'Herbier Boissier. 12, 1-40.
- Menden-Deuer, S., Lessard, E.J.**, 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. Limnol. Oceanogr. 45(3), 569-579.
- Mette, N., Wilbert, N., Barthlott, W.**, 2000. Food composition of aquatic bladderworts (*Utricularia*, Lentibulariaceae) in various habitats. Beitr. Biol. Pfl. 172, 65-73.
- Meyers, D.G., Strickler, J.R.**, 1979. Capture enhancement in a carnivorous aquatic plant: function of antennae and bristles in *Utricularia vulgaris*. Science. 203, 1022-1025.
- Mezler, A., Exkler, D.**, 1982. Nitrate- and nitrite-reductase activities in aquatic macrophytes. Studies in aquatic vascular plants (ed. J. J. Symoens, S. S. Hooper, P. Compere). Royal Bot. Soc. Belg. Brussels. 128-135.
- Millett, J., Jones, R.I., Waldron, S.**, 2003. The contribution of insect prey to the total nitrogen content of sundews (*Drosera* spp.) determined in situ by stable isotope analysis. New Phytol. 158, 527-534.
- Moeller, R.E.**, 1978. Carbon-uptake by the submerged hydrophyte *Utricularia purpurea*. Aquat Bot. 5, 209-216.
- Moeller, R.E.**, 1980. The temperature-determined growing season of a submerged hydrophyte: tissue chemistry and biomass turnover of *Utricularia purpurea*. Freshwater Biology. 10, 391-400.
- Mook, W.G., Bommerson, J.C., Staberman, W.H.**, 1974. Carbon isotope fractionation between dissolved bicarbonate and gaseous carbon dioxide. 22 (2), 169-176.
- Moran, J.A.**, 1996. Pitcher dimorphism, prey composition and the mechanisms of prey attraction in the pitcher plant *Nepenthes rafflesiana* in Borneo. Journal of Ecology. 84, 515-525.
- Mosto, P.**, 1979. Algas en trampas de *Utricularia oligosperma*. Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica. 18, 89-100.
- Mühlenberg, M.**, 1989. Freilandökologie. 2. Aufl. UTB 595. Heidelberg, Wiesbaden: Quelle & Meyer, 430 S.
- Müller, K., Borsch, T., Legendre, L., Porembski, S., Barthlott, W.**, 2000. A phylogeny of Lentibulariaceae based on sequences of matK and adjacent noncoding regions. Am. J. Bot. 87(6): suppl. 426.
- Müller, K., Borsch, T., Legendre, L., Porembski, S., Theisen, I., Barthlott, W.**, 2004. Evolution of carnivory in Lentibulariaceae and the Lamiales. Plant Biology. 6, 477-490.
- Müller, K.F., Borsch, T., Legendre, L., Porembski, S., Barthlott, W.**, 2006. Recent Progress in Understanding the Evolution of Carnivorous Lentibulariaceae (Lamiales). Plant Biology. 8(6).
- Nold, H.R.**, 1935. Die Funktion der Blase von *Utricularia vulgaris*. 415-446.
- Omori, M.**, 1969. Weight and chemical composition of some important oceanic zooplankton in the North Pacific Ocean. Mar. Biol. 3, 4-10.
- Osmond, C.B., Valaane, N., Haslem, S.M., Uotila, P., Roksandic, J.**, 1981. Comparisons of $\delta^{13}\text{C}$ values in leaves of aquatic macrophytes from different habitats in Britain and Finland; some implications for photosynthetic processes in aquatic plants. Oecologia. 50 (1), 117-124.

- Otto, C.**, 1999. Effects of prey and turion size on the growth and turion production of the carnivorous bladderwort, *Utricularia vulgaris* L. Archiv für Hydrobiologie. 145, 469–478.
- Owen, T.P., Lennon, K.A.**, 1999. Structure and Development of the Pitchers from the Carnivorous Plant *Nepenthes alata* (Nepenthaceae). American Journal of Botany. 86, 1382-1390.
- Palmer, C.M.**, 1969. A composite rating of algae tolerating organic pollution. J. Phycol. 5, 78-82.
- Pankow, H.**, 1990. Ostsee –Algenflora. Gustav Fischer Verlag. Jena. 396 S.
- Parkes, D.M.**, 1980. Adaptive mechanisms of surfaces and glands in some carnivorous plants. MSc thesis. Clayton, Victoria, Australia: Monash University.
- Pate, J.S., Dixon, K.W.**, 1978. Mineral nutrition of *Drosera erythrorhiza* Lindl. with special reference to its tuberous habit. Aust. J. Bot. 26, 455-464.
- Pauli, H.R.**, 1989. A new method to estimate individual dry weights of rotifers. Hydrobiologia. 186/187, 355-361.
- Pedersen, O., Borum, J., Duarte, C.M., Fortes, M.D.**, 1998. Oxygen dynamics in the rhizosphere of *Cymodocea rotundata*, Mar. Ecol. Prog. Ser. 169, 283–288.
- Peroutka, M., Aldassnig, W., Vggler, M., Lendl, T., Url, W.G., Lichtscheidl, I, K.**, 2008. *Utricularia*: a vegetarian carnivorous plant?. Algae as prey of bladderwort in oligotrophic bogs. Plant Ecol. 199, 153-162.
- Pissarek, H.P.**, 1965. Beobachtungen über das Blühen von *Drosera rotundifolia*. Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein. 36, 26-29.
- Phillips, K.A., Fawley M.W.**, 2002. Winter phytoplankton community structure in three shallow temperate lakes during ice cover. Hydrobiologia. 470, 97-113.
- Plachno, B.J., Jankun, A.**, 2004. Transver cell wall architecture in secretory hairs of *Utricularia intermedia* traps. Acta biologic carcoviensia series Botanica. 46, 193-200.
- Plachno, B.J., Świątek, P., Jankun, A.**, 2005. Special placenta structures of *Utricularia sandersonii* Oliver. Abstr 12th Int Conf Plant Embryol. Acta Biol Cracovi Bot. 47, 79.
- Plachno, B.J., Adamec, L., Lichtscheidl, I.K., Peroutka, M., Adlassnig, W., Vrba, J.**, 2006. Fluorescence labelling of phosphatase activity in digestive glands of carnivorous plants. Plant Biol. 8, 813-820.
- Plachno, B.J., Wolowski, K.**, 2008. Algae commensal community in *Genlisea* traps-Acta-Societatis botanicorum poloniae. 77 (1), 77-86.
- Pohlmann, M., Friedrich, G.**, 2001. Determination of phytoplankton volumes-Methods and results exemplified at the Lower Rhine. Limnologica. 21 (3), 229-238.
- Pompêo, M.L., Bertuga, M.**, 1996. Captura de organismos planctônicos pelas plantas carnívoras do gênero *Utricularia* (Angiospermae, Dicotyledonea). Rev. Brasil. Biol. 56, 697-703.
- Porembski, S., Theisen, I., Barthlott, W.**, 2006. Biomass allocation patterns in terrestrial, epiphytic and aquatic species of *Utricularia* (Lentibulariaceae). Flora. 201, 477-482.
- Pott, R., Remy, D.**, 2000. Gewässer des Binnenlandes. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. Ulmer, Stuttgart. 255 S.
- Pringsheim, E.G., Pringsheim, O.**, 1962. Axenic culture of *Utricularia*. American Journal of Botany. 49, 898-901.
- Quintanilha, A.**, 1926. O problema das plantas carnívoras. Boletim Sociedade Broteriana 2a ser, 4, 44-129.
- Raven, J.A.**, 1984. Energetics and transport in aquatic plants. MBL lectures in biology 4. Alan R Liss New York.

- Redfield, A.C., Ketchum, B.H., Richards, F.A.,** 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. In M. N. Hill [ed.]. *The Sea*. 2, 26-77.
- Reifenrath, K.,** 2001. Funktionelle Morphologie und Anatomie der Fangblasen der karnivoren Gattung *Utricularia* (Lentibulariaceae). Diplomarbeit. Uni Bonn.
- Reifenrath, K., Theisen, I., Schnitzler, J., Porembski, S., Barthlott, W.,** 2006. Trap architecture in carnivorous *Utricularia* (Lentibulariaceae). *Flora*. 201, 597-605.
- Reichle, D.E., Shanks, M.H., Crossley, D.A.,** 1969. Calcium, potassium and sodium content of forest floor arthropods. *Ann. Entomol. Soc. Am.* 62, 57-62.
- Reynolds, C.S., Bellinger, E.G.,** 1992. Patterns of abundance and dominance of the Aquatic Sciences. 54, 11-36.
- Richards, J.H.,** 2001. Bladder function in *Utricularia purpurea* (Lentibulariaceae): is carnivory important? *American Journal of Botany*. 88(1), 170-176.
- Ripkka, R.,** 1988. Isolation and purification of cyanobacteria. *Methods Enzymol.* 167, 3-27.
- Ross, P.E., Munawar, M.,** 1981. Preference for nanoplankton size fractions in Lake Ontario zooplankton grazing. *J. Great Lakes Res.* 7, 65- 67.
- Round, F.E.,** 1968. *Biologie der Algen. Eine Einführung. Mit 69 Abbildungen und 8 Tafeln.* Stuttgart. Georg-Thieme-Verlag. 315 S.
- Rychnovská-Soudková, M.,** 1953., Study on mineral nutrition of *Drosera rotundifolia* L. I. Influence of calcium as an important physiological and ecological factor. In *Czech. Preslia* (Prague). 25, 51-66.
- Rychnovská-Soudková, M.,** 1954. Study on mineral nutrition of *Drosera rotundifolia* L. II. Root sorption of inorganic nitrogen. In *Czech. Preslia* (Prague). 26, 55-66.
- Sanabria-Aranda, A., González-Bermúdez, N., Torres, C., Guisande, A., Manjarrés-Hernández, V., Valoyes-Valois, J.J., Díaz-Olarte, C., Andrade-Sossa., Duque, S.R.,** 2006. Predation by the tropical plant *Utricularia foliosa*. *Freshwater Biol.* 51, 1999-2008.
- Sand-Jensen, K.,** 1983. Photosynthetic carbon sources of stream macrophytes. *J. Exp. Bot.* 34, 198-210.
- Schnell, D.E.,** 1980. Note on the biology of *Sarracenia oreophila* (Kearney) Wherry. *Castanea*. 45, 166-170.
- Schönborn, W.,** 2003. *Lehrbuch der Limnologie-1. Aufl.* 588 S. Verlag E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart .S. 216.
- Schulze, W., Schulze, E.D., Pate, J.S., Gillison, A.N.,** 1997. The nitrogen supply from soils and insects during growth of the pitcher plants *Nepenthes mirabilis*, *Cephalotus follicularis* and *Darlingtonia californica*. *Oecologia*. 112, 464-471.
- Schumacher, G.J.,** 1960. Further notes on the occurrence of Desmids in *Utricularia* bladders. *Castanea*. 25, 62-65.
- Schulthorpe, C.D.,** 1967. *The Biology of Aquatic Vascular plants.* Edward Arnold, London, England. 610 S.
- Schwoerbel, J.,** 1993. *Einführung in die Limnologie. 7., vollständig überarbeitete Auflage.* Gustav Fischer. Jena.
- Schwoerbel, J.,** 1994. *Methoden der Hydrobiologie Süßwasserbiologie. 4. Auflage.* Gustav Fischer. Jena.
- Schwoerbel, J., Tillmanns, G.C.,** 1977. Nitrataufnahme aus dem Wasser und Nitratreduktase-Aktivität bei *Fontinalis antipyretica* L. im Hell-Dunkel-Wechsel. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 48, 412-423.
- Sebold, O., Seybold, S., Philippi, G., Wörz, A.,** 1996. Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. 5, 398-416. Ulmer, Stuttgart.

- Seine, R., Porembski, S., Balduin, M., Theisen, I., Wilbert, N., Barthlott, W., 2002.** Different prey strategies of terrestrial and aquatic species in the carnivorous genus *Utricularia* (Lentibulariaceae). *Bot. Jahrb. Syst.* 124, 71-76.
- Sirová, D., Adamec, A., Vrba, J., 2003.** Enzymatic activities traps of four aquatic species of the carnivorous genus *Utricularia*. *New Phytologist.* 159, 669-675.
- Sirová, D., Borovec, J., Černá, B., Rejmánková, E., Adamec, L., Vrba, J., 2009.** Microbial community development in the traps of aquatic *Utricularia* species. *Aquat. Bot.* 90, 129-136.
- Skutch, A.F., 1928.** The capture of prey by the bladderwort: A review of the physiology of the bladders. *New Phytologist.* 27, 261-297.
- Slack, A., 1980.** Carnivorous Plants. MIT, Cambridge MA USA.
- Slack, A., Gate, J., 2000.** Carnivorous plants.
- Sommer, U., 1994.** Planktologie. Springer Verlag, Berlin.
- Sommer, U., 1996.** Algen, Quallen, Wasserfloh: Die Welt des Planktons. Springer.
- Sorenson, D.R., Jackson, W.T., 1968.** The utilization of Paramecia by the carnivorous plant *Utricularia gibba*. *Planta (Berl.)* 83, 166-170.
- Stüdemann, O., 1986.** Eine Klimacharakteristik des Tieflandes der DDR für die landwirtschaftliche Standortbeurteilung; *Akad. Landwirtsch-Wiss. DDR.* 245, 195-202.
- Sydenham, P.H., Findlay, G.P., 1973a.** The rapid movement of the bladder of *Utricularia* sp. *Austr. J. Biol. Sci.* 26, 1115-1126.
- Sydenham, P.H., Findlay, G.P., 1973b.** Solute and water transport in the bladders of *Utricularia*. In: *Ion transport in plants* (W. P. Anderson, ed.), New York: Academic Press. 583-587 S.
- Sydenham, P.H., Findlay, G.P., 1975.** Transport of solutes and water by resetting bladders of *Utricularia*. *Australian Journal of Plant Physiology.* 2, 335-351.
- Syväranta, J., Hämäläinen, H., Jones, R., 2006.** Within-lake variability in carbon and nitrogen stable isotope signatures. *Freshwater Biology.* 51, 1090-1102.
- Taylor, P., 1989.** The genus *Utricularia*: a taxonomic monograph. Kew Bulletin Additional Series XIV. London, UK: HMSO.
- Terry, K.L., 1982.** Nitrate uptake and assimilation in *Thalassiosira weissflogii* and *Phaeodactylum tricornerutum*: interactions with photosynthesis and with the uptake of other ions. *Mar. Biol.* 69, 21-30.
- Terry, K.L., Caperon, J., 1982.** Phytoplankton assimilation of carbon, nitrogen and phosphorus in response to enrichment with deepocean water. *Deep-Sea Res.* 29, 1251-1258.
- Thornton, S.F., McManus, J., 1994.** Application of organic carbon and nitrogen stable isotope and C/N ratios as source indicators of organic matter provenance in estuarine systems: evidence from the Tay Estuary, Scotland. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 38, 219-233.
- Thum, M., 1988.** The significance of carnivory for the fitness of *Drosera* in its natural habitat. 1. The reactions of *Drosera intermedia* and *D. rotundifolia* to supplementary feeding. *Oecologia.* 75, 472-480.
- Turpin, D.H., 1983.** Ammonium induced photosynthetic suppression in ammonium limited *Dunaliella tertiolecta* (Chlorophyta). *J. Phycol.* 19, 70-76.
- Uhlmann, D., Horn, W., 2001.** Hydrobiologie der Binnengewässer. Ulmer. Stuttgart.
- Ulanowicz, R.E., 1995.** *Utricularia*'s secret: the advantage of positive feedback in oligotrophic environments. *Ecological Modelling.* 79, 49-57.
- Utermöhl, H., 1958.** Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik *Mitt. int. Verh. Limnol.* 9, 1-38.

- Vadrucci, M.R., Cabrini, M., Basset, A., 2007.** Biovolume determination of phytoplankton guilds in transitional water ecosystems of Mediterranean Ecoregion. *Transitional Waters Bulletin*. 2, 83-102.
- Vintéjoux, C., 1973.** Études des aspects ultrastructuraux de certaines cellules glandulaires and rapport avec leuc activité sécrétive chez l' *Utricularia neglecta* L. (Lentibulariaceae). *Comptes Rendues*. 277D, 2345-2348.
- Vintéjoux, C., 1974.** Ultrastructural and cytochemical observation on the digestive glands of *Utricularia neglecta* L. (Lentibulariaceae). Distribution of protease and acid phosphatase activities. *Portugaliae Acta Biologica*. 14, 463-474.
- Vintéjoux, C., Shoar-Ghafari, A., 2005.** Digestive glands of *Utricularia*: ultrastructures and functions. *Act. Bot. Gall.* 152, 131-145.
- Wagner, G.M., Mshigeni, K.E., 1986.** The *Utricularia*-Cyanophyta association and its nitrogen-fixing capacity. *Hydrobiologia*. 141, 255-261.
- Wahlen, M., 1994.** Carbon dioxide, carbon monoxide and methane in the atmosphere: Abundance and isotopic composition. In K. Lajtha and R. H. Michener [eds], *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Blackwell. 93-113.
- Walker, I., 2004.** Trophic interactions within the *Utricularia* habitat in the reservoir of the Balbina hydroelectric powerplant (Amazonas, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 16(2), 183-191.
- Wang, C., Yan, X., Wang, P., Chen, C., 2008.** Interactive Influence of N and P on their uptake by four different hydrophytes. *African Journal of Biotechnology*. 7 (19), 3480-3486.
- Walve, J., Larsson, U., 1999.** Carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry of crustacean zooplankton in the Baltic Sea: implications for nutrient recycling. *Journal of Plankton Research*. 21(12), 2309-2321.
- Watson, A.P., Mathiessen, J.N., Springett, B.P., 1982.** Arthropod associates and macronutrient status of the red-ink sundew (*Drosera erythorhiza* Lindl.). *Aust. J. Ecol.* 7, 12-22.
- Weiss, R.F., 1970.** The solubility of nitrogen, oxygen and argon in water and seawater, *Deep-Sea Res.* 17 (4), 721-735.
- West, G.S., 1907.** Report on the freshwater algae, including phytoplankton, of the third Tanganyika expedition. *J. Linn. Soc., Bot.* 38, 81-197.
- Wetzel, R.G., 1966.** Variations in productivity of Goose and hypertrophic Sylvan lakes, India. *Investigations of Indiana Lakes and Streams*. 7, 147-184.
- Wetzel, R.G., 1983.** *Limnology*, 2nd edn. Saunders, Forth Worth, 767 S.
- Wilson, S.D., 1985.** The growth of *Drosera intermedia* in nutrient-rich habitats: the role of insectivory and interspecific competition. *Canadian Journal of Botany*. 63, 2468-2469.
- Woelkerling, W.J., Gough, S.B., 1976.** Wisconsin Desmids. III. Desmid community composition and distribution in relation to lake type and water chemistry. *Hydrobiologia*. 51, 3-32.
- Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., 1997.** Responses of a carnivorous plant to prey and inorganic nutrients in a Mediterranean environment. *Oecologia*. 111, 443-451.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1: Phylogenie und Entwicklungstendenz der Lentibulariaceae (Müller et al. 2006)...	2
Abb. 1.2: (1) <i>U. vulgaris</i> . (2) <i>U. gibba</i> . (3) Falle von <i>Utricularia vulgaris</i> . (4) Falle von <i>U. gibba</i> . (5) Blätter von <i>U. australis</i> . (6) und (7) Blattborsten von <i>U. vulgaris</i>	6
Abb. 1.3: (1) Falleneingang von <i>U. vulgaris</i> . (2) Stück der Fallenwand mit knopfartigen Drüsen an der Außenseite der Falle von <i>U. australis</i> . (3) von <i>U. gibba</i> und (4) von <i>U. vulgaris</i> . (5) und (6) Fallenklappe von <i>U. vulgaris</i>	6
Abb. 1.4: (1) Aufsicht auf die äußere Zone des Pflasterepithels von <i>U. vulgaris</i> . (2) und (3) Antenne der Falle von <i>U. vulgaris</i> . (4) Vier vorragende Borsten vom unteren Klappenrand von <i>U. vulgaris</i>	7
Abb. 1.5: Vergleich der vierarmigen Drüsen, der sog. "quadrifids", von <i>Utricularia</i> spp. Der Winkel zwischen den beiden kürzeren Armen in (1) ist (48°), 2 (70°), 3 (188°) und 4 ist (227°), 5 und 6, die zweiarmigen Drüsen von <i>Utricularia vulgaris</i>	7
Abb. 1.6: (1) Köpfchen-Drüsen von <i>Utricularia vulgaris</i> . (2) bei <i>U. gibba</i> . (3) große kugelige Drüsen von <i>U. vulgaris</i> . (4) Schleimabsondernde Drüsen von <i>U. vulgaris</i> . (5 und 6) knopfartige Drüsen von <i>U. vulgaris</i>	7
Abb. 1.7: Der Vergleich der $\delta^{13}\text{C}$ ‰ und $\delta^{15}\text{N}$ ‰ Mittelwerte von Makrophyten nach Wahlen (1994).....	11
Abb. 2.1: Geographische Position des Untersuchungsgebietes in Nordostdeutschland (Retschow).....	13
Abb. 2.2: Bilder der Sölle R17, R28, R29 und R63.....	14
Abb. 2.3: Mittlere Jahrestemperatur [°C] und Niederschlagsmenge [mm] der Wetterstation Rostock-Warnemünde im Zeitraum 1961-1990 und 2005-2008).....	15
Abb. 2.4: Die untersuchten Utricularien-Pflanzen im Labor.....	22
Abb. 2.5: Schema der Messung des Fallenvolumens.....	22
Abb. 2.6: Vorbereitung der untersuchten Utricularien.....	26
Abb. 2.7: Schema des experimentellen Vorgehens.....	26
Abb. 2.8: Aufbau der Versuche mit markiertem Phyto- und Zooplankton.....	29
Abb. 2.9: Getrocknete Utricularien.....	29
Abb. 3.1: Die Wassertemperatur der Sölle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraums 2005 bis 2008.....	31
Abb. 3.2: Die Sauerstoffwerte der Sölle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraumes 2005- 2008.....	33
Abb. 3.3: pH-Werte der Sölle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraumes 2005 bis 2008.....	33
Abb. 3.4: Die elektrolytische Leitfähigkeit der Sölle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraumes 2005 bis 2008.....	33
Abb. 3.5: Gesamtphosphorgehalt der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).....	35
Abb. 3.6: Orthophosphatgehalt (PO ₄ -P) der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).....	35
Abb. 3.7: Gesamt-Stickstoffgehalt der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).....	35
Abb. 3.8: Nitratkonzentration der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).....	37
Abb. 3.9: Nitritkonzentration der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).....	37

Abb. 3.10: Ammoniumkonzentration der untersuchten Kleingewässer (R17, R28, R29 und R63).....	37
Abb. 3.11: Die Werte der Gesamthärte der Sölle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraums 2005-2008.....	38
Abb. 3.12: Die Werte der Karbonathärte der Sölle R17, R28, R29 und R63 während des Zeitraums 2005-2008.....	38
Abb. 3.13: Länge (L) und Höhe (H) der untersuchten Fallen von <i>Utricularia</i> spp.....	39
Abb. 3.14: Beziehung zwischen Falllänge (A) und Fallhöhe (B) während der Monate 5-Mai; 8-August; 9-September in den Söllen R17, R28, R29 und R63 in den Jahren 2005-2006.....	40
Abb. 3.15: Absolute Häufigkeit der Werte der Falllänge (A) und Fallhöhe (B) von <i>Utricularia</i> spp.....	40
Abb. 3.16: Beziehung zwischen Falllänge und Fallhöhe der <i>Utricularia</i> -Arten.....	41
Abb. 3.17: Fallenvolumen der untersuchten <i>Utricularia</i> -Arten.....	42
Abb. 3.18: Absolute Häufigkeit der Werte der Fallenvolumina von <i>Utricularia</i> spp.....	42
Abb. 3.19: Taxazahl des Phytoplanktons und Zuordnung zu den entsprechenden Klassen.....	43
Abb. 3.20: Taxazahl der gefangenen Algenklassen in den untersuchten <i>Utricularia</i> -Arten.....	44
Abb. 3.21: Relative Anteile der Abundanzen der Algenklassen in den untersuchten <i>Utricularia</i> -Arten.....	45
Abb. 3.22: Relative Abundanz der Algenordnungen in den Fallen von <i>Utricularia</i>	45
Abb. 3.23: Populationsdichte des gefundenen Phytoplanktons in den Fallen.....	46
Abb. 3.24: Mittlere Abundanz (Alge/Falle): $n \text{ Algen}_{\text{Gesamt}} / n \text{ Fallen}_{\text{Gesamt}}$. Intensität (Alge/Falle): $n \text{ Algen}_{\text{Gesamt}} / n \text{ Fallen}_{\text{mit Algen}}$. Extensität (%): $n \text{ Fallen}_{\text{mit Algen}} / n \text{ Fallen}_{\text{Gesamt}}$	46
Abb. 3.25: Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons in den Fallen von <i>Utricularia</i> spp. in 1 ml Volumen.....	47
Abb. 3.26: Prozentualer Anteil der Algenklassen am gesamten Biovolumen des Phytoplanktons in den Fallen von <i>Utricularia</i> spp.....	48
Abb. 3.27: Vergleich des gesamten Fallenvolumens und Phytoplanktonbiovolumens in den Fallen.....	48
Abb. 3.28: Prozentualer Anteil des Phytoplanktonbiovolumens am gesamten Fallenvolumen von <i>Utricularia</i> spp.....	49
Abb. 3.29: Kohlenstoff- (A), Stickstoff- (B) und Phosphatgehalt (C) des Phytoplanktons innerhalb der Fallen von <i>Utricularia</i> spp.....	50
Abb. 3.30: Mittelwert des Verhältnisses zwischen Stickstoff- und Kohlenstoffgehalt des Phytoplanktons in der Beute.....	51
Abb. 3.31: Relativer Anteil [%] des Zooplanktons innerhalb der Fallen von <i>U. vulgaris</i> (Sölle R28 und R63) und <i>U. australis</i> (Sölle R17 und R29) in den Jahren 2005 und 2006 aus Deutschland.....	52
Abb. 3.32: Zooplanktondichte innerhalb der Fallen von <i>U. vulgaris</i> und <i>U. australis</i> in einem ml Volumen.....	52
Abb. 3.33: Relativer Anteil [%] der Gattungen von Cladocera (A), Copepoda (B), Rotatoria (C), Ciliophora (D) innerhalb der Fallen von <i>U. vulgaris</i> (R28 und R63) und <i>U. australis</i> (R17 und R29) aus Deutschland.....	53
Abb. 3.34: Übersicht über gefundene Phytoplankton-Taxa in den Gewässerproben 2005-2006.....	54
Abb. 3.35: Phytoplankton-Taxazahl innerhalb der Fallen (F) von <i>U. vulgaris</i> und <i>U. australis</i> und in den Gewässerproben (W) in den Jahren 2005 und 2006.....	55

Abb. 3.36: Relative Abundanz [%] des nachgewiesenen Phytoplanktons in den Fallen und in den Wasserproben.....	56
Abb. 3.37: Populationsdichte des gefundenen Phytoplanktons in den Fallen und in den Wasserproben pro ml.....	57
Abb. 3.38: Relativer Anteil des Phytoplanktonbiovolumens in den Fallen (F) und in den Wasserproben (W). Prozentualer Anteil einzelner Algenklassen am Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons.....	58
Abb. 3.39: Gesamt-Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphatgehalt des gefangenen Zoo- und Phytoplanktons aus einer Falle von <i>U. australis</i> und <i>U. vulgaris</i>	59
Abb. 3.40: Relative Anteile von Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor des gefangenen Zooplanktons innerhalb der Fallen von <i>U. australis</i> und <i>U. vulgaris</i>	60
Abb. 3.41: Phytoplankton (Chlo= Chlorophyceae; Baci= Bacillariophyceae; Cyan= Cyanophyceae; Char= Charophyceae; Eugl= Euglenophyceae; Dino= Dinophyceae) in den Fallen und im Wasser und gemeinsame Taxa innerhalb und außerhalb der Fallen in den Jahren 2005-2006.....	60
Abb. 3.42, 3.43: Beziehung zwischen Fallenlänge [μm] und TN-, TP-Konzentrationen [mg/l] der untersuchten Sölle (R17, R28, R29 und R63).....	61
Abb. 3.44: Beziehungen zwischen Länge (A), Höhe (B) und Volumen (C) der Fallen von <i>Utricularia</i> spp. und die absolute Anzahl des Phytoplanktons innerhalb der Fallen.....	63
Abb. 3.45: Die Beziehung zwischen der Algenzahl innerhalb der Fallen und dem pH-Wert.....	64
Abb. 3.46, 3.47: Die Beziehung zwischen der Algenzahl innerhalb der Fallen und der TP-, TN-Konzentrationen.....	65
Abb. 3.48, 3.49: Die Beziehung zwischen der Algenzahl innerhalb der Fallen und der NO_3^- -, NO_2^- -Konzentrationen.....	65
Abb. 3.50, 3.51: Die Beziehung zwischen der Algenzahl und Artenanzahl innerhalb der Fallen und der Leitfähigkeit des Wassers.....	65
Abb. 3.52: Vergleich des N-Gehaltes $\mu\text{mol/mg}$ TG in den <i>Utricularia</i> -Pflanzen zwischen vier Beutegruppen.....	68
Abb. 3.53: Vergleich des $\delta^{15}\text{N}$ -Wertes in den <i>Utricularia</i> -Pflanzen zwischen vier Beutegruppen.....	68
Abb. 3.54: Vergleich des C-Gehaltes [$\mu\text{mol/mg}$ TG] in den <i>Utricularia</i> -Pflanzen zwischen vier Beutegruppen.....	69
Abb. 3.55: Vergleich des C/N-Verhältnisses in den <i>Utricularia</i> -Pflanzen zwischen vier Beutegruppen.....	69
Abb. 3.56: N-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L) Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	71
Abb. 3.57: Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	71
Abb. 3.58: N-Aufnahmerate der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) mit markiertem <i>Scenedesmus ecornis</i> während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	73
Abb. 3.59: C-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	73
Abb. 3.60: C/N-Verhältnis der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	73
Abb. 3.61: N-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	75
Abb. 3.62: Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	75

Abb. 3.63: N-Aufnahmerate der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) mit markiertem <i>Synechocystis</i> sp. während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	77
Abb. 3.64: C-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	77
Abb. 3.65: C/N-Verhältnis der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	77
Abb. 3.66: N-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L) Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	79
Abb. 3.67: Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	79
Abb. 3.68: N-Aufnahmerate der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) mit markiertem <i>Euglena gracilis</i> während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	81
Abb. 3.69: C-Gehalt der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	81
Abb. 3.70: C/N-Verhältnis der Kontrolle (K), des Ansatzes (L), Pflanzen mit Fallen (M) und Pflanzen ohne Fallen (O) während der Zeitreihe (0 bis 192 Stunden).....	81
Abb. 3.71: N-Gehalt der Ansätze (K, L, A, Z, A+Z, A-Z).....	84
Abb. 3.72: Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Ansätze (K, L, A, Z, A+Z, A-Z).....	84
Abb. 3.73: C-Gehalt der Ansätze (K, L, A, Z, A+Z, A-Z).....	85
Abb. 3.74: C/N-Verhältnis der Ansätze (K, L, A, Z, A+Z, A-Z).....	85

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Geographische und morphometrische Angaben der vier Untersuchungsgewässer.....	14
Tab. 2.2: Übersicht über die gefundenen Pflanzenarten im Freiwasser und Uferbereich der vier Sölle.....	16
Tab. 2.3: Typ, Bezeichnung, Hersteller der verwendeten Geräte.....	20
Tab. 2.4: Übersicht über die verwendete Standardliteratur zur Bestimmung der Mikroalgentaxa.....	23
Tab. 2.5: Übersicht über die verwendete Standardliteratur zur Bestimmung des Zooplanktons.....	23
Tab. 2.6: Struktur der vier Versuchsansätze.....	27
Tab. 2.7: Die Struktur der sechs Ansätze.....	28
Tab. 3.1: Trophische Bewertung nach LAWA (1998) der Sölle R17, R28, R29 und R63 auf Basis von Mittelwerten.....	34
Tab. 3.2: P und r^2 -Werte des Volumens (V), der Länge (L) und der Höhe (H) der Fallen von <i>Utricularia</i> spp. gegenüber der Algenanzahl innerhalb der Fallen.....	62
Tab. 3.3: Mittelwerte, Median, Maximum und Minimum der Werte von N- Gehalt, $\delta^{15}\text{N}$, C- Gehalt, und C/N-Verhältnis für 23 Versuchsansätze mit 4 Beutegruppen von insgesamt 859 Versuchspflanzen (<i>Utricularia gibba</i>).....	66
Tab. 3.4: Die p-Werte in den Versuchen mit <i>Scenedesmus ecornis</i> zwischen vier Gruppen: Kontrolle (K), dem Lösungsmittel-Ansatz (L), mit Fallen (M) und ohne Fallen (O) alle Messungen über insgesamt 192h.....	70
Tab. 3.5: Die p-Werte in den Versuchen mit <i>Synechocystis</i> der vier Gruppen (K, L, M, O), alle Messungen über insgesamt 192h.....	74
Tab. 3.6: Die p-Werte in den Versuchen mit <i>Euglena gracilis</i> der vier Gruppen (K, L, M, O), alle Messungen über insgesamt 192h.....	78
Tab. 3.7: Die p-Werte in den Versuchen mit dem Mischansatz Phyto- & Zooplankton zwischen den Gruppen (K, L, A, Z, A+Z, A-Z), alle Messungen über insgesamt 192h.....	82

DANKSAGUNG

Für meine Doktorarbeit schulde ich sehr vielen Menschen einen herzlichen Dank.

Besonders möchte ich mich allererst bei meinem Doktorvater **Prof. Dr. Stefan Porembski** bedanken, denn Sie brachten mir sehr viel Geduld entgegen und sorgten mit wertvollen Ratschlägen für das Gelingen der Arbeit. Jede Phase dieser Arbeit wurde von ihm intensiv, professionell und warmherzig Begleitet. Er hat nicht nur in fachspezifischen, sondern auch in privaten Gesprächen immer dafür gesorgt.

Zweitens gebührt mein Dank **Herrn Dr. Thomas Hübener** möchte ich sehr herzlich für sein stetiges Interesse danken sowie für seine freundliche Unterstützung bei der Interpretation der Spektren und seine wertvolle Anregungen. Seine großartige Unterstützung und sein erstklassiges Engagement haben wesentlich zum Gelingen beigetragen.

Ich möchte mich bei **Herrn Prof. Dr. Eberhard Fischer** bedanken für seine Betreuung und für die Bereitschaft diese Arbeit zu begutachten.

Frau Dr. Maren Voß und ihre Arbeitskreis (Institut für Ostsee Forschung IOW, Warnemünde) gilt mein Dank für ihre anregenden fachlichen Diskussionen sowie für die Durchführung ¹⁵N- Messungen und für die Ermöglichung von Arbeiten in Labor.

Ich bin herzlich dankbar bei **Herrn Prof. Dr. Wilhelm Barthlott** (Uni. Bonn), **Prof. Dr. D. Hessen** (Uni. Oslo) und **Dr. L. Adamec** (Czech Republic) für wertvolle wissenschaftliche Ratschläge und für ihre Hilfe bei der Versorgung von Pflanzenmaterial.

Ein großes Dankeschön geht an **Herrn Dr. Sven Adler** für Unterstützung im Bereich der Datenauswertung.

Ganz besonders möchte ich mich auch bei **Herrn Dr. Dethadt Goetze, Frau Fink, Frau Kiehl, Frau Schöley, Frau Paschen, Frau Schneider**, für die tolle Zusammenarbeit in den ganzen Jahren bedanken. Dank ihr, wurde es auch in fachlich nicht so erfolgreichen Momenten nie langweilig.

Mein Dank gilt natürlich auch der gesamten **Arbeitsgruppe** für die tatkräftige Unterstützung und die sehr nette Arbeitsatmosphäre.

Bei den **Mitarbeitern des Ökologie-Labors**, insbesondere bei Frau Buß und Frau Mann für die Messung der Wasserproben.

Bei **Herrn Dr. Heerkloss** bedanke ich mich für seine Hilfe bei der Versorgung von Zooplankton.

Zuletzt gilt mein ganz besonderer Dank **Janine, Anna-Marie und Henni und Birte**, die in jeder Situation für mich da sind. Herzlichen Dank für das mühsame Korrekturlesen, für ihre Freundschaft, womit sie mir stets zur Seite standen und mich immer wieder aufgemuntert haben.

Weiterhin möchte ich mich bei allen, die mich in den letzten Jahren unterstützt haben, bedanken. sowie allen, die mir außer den Genannten ihre Unterstützung zukommen ließen.

Dank auch an meinen geliebten Vater, der die Fertigstellung dieser Arbeit leider nicht mehr miterleben konnte, für seine Liebe, sein Lachen, seine Bettgebet und für seine Seele, die mir immer wieder Mut und Kraft für die Fertigstellung dieser Arbeit Gaben.

Meine Mutter. Sie ist die Sonne meiner Welt und war mir in allen Lebenslagen immer die wichtigste Stütze.

Meinen Geschwistern, die alle auf ihre Weise zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

last but certainly not least: **einem ganz besonders herzlichen Dankeschön gilt meine Frau für ihre Liebe, ihr Vertrauen in mich und ihre Unterstützung in allen Lebenslagen sowie ihr Geschenk „Mohamad-Molham“** waren mir immer eine Basis für meinen Erfolg.

Bei der Aleppo Universität bedanke ich mich für die Finanzierung meiner Promotion durch ein Stipendium.

Die vorliegende Arbeit wurde von der Universität Aleppo /Syrien und der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG), Bonn finanziert. Titel: (Ba/Sp 605/9-3)

LEBENS LAUF

Der Lebenslauf wird in der elektronischen Variante nicht veröffentlicht.

SELBSTÄNDIGKEITSERKLÄRUNG

Erklärung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig angefertigt und ohne fremde Hilfe verfasst habe, keine außer den von mir angegebenen Hilfsmitteln und Quellen dazu verwendet habe und die den benutzten Werken inhaltlich und wörtlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Rostock, den 22 September 2010

Imad Aldeen Alkhalaf