

**Department Ökologie
Lehrgebiet Ökotoxikologie**

**Zooplanktonuntersuchungen an einem natürlichen Seelitoral und die
Effekte von Cypermethrin auf aquatische Mikro- und Mesokosmen**

Markus Funk

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für
Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur
Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Agrarwissenschaften (Dr. agr.)

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender:

Univ.-Prof. Dr. A. Melzer

Prüfer der Dissertation:

1. Univ.-Prof. Dr. W. Huber
2. Univ.-Prof. Dr. Dr. h. c. (RO) A. Kettrup
3. Priv.-Doz. Dr. K.-W. Schramm

Die Dissertation wurde am 06.04.2004 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 26.07.2004 angenommen.

Für alle, die mich auf meinem Weg begleitet, unterstützt und ertragen haben.

1	EINLEITUNG	11
2	MATERIAL UND METHODEN	15
2.1	Geographische Lage der untersuchten Freilandssysteme	15
2.1.1	Ammersee	15
2.2	Beschreibung der Probestellen	15
2.2.1	Schondorf	15
2.2.2	Aidenried	16
2.3	Modellsysteme	16
2.3.1	Technische Daten	16
2.3.2	Beckenausstattung	18
2.4	Probenahmen	19
2.4.1	Ammersee/Mesokosmos/Split-ponds	19
2.4.1.1	Physikalisch-chemische Untersuchungen	19
2.4.1.2	Biologische Untersuchungen	19
2.5	Mess- und Entnahmegereäte	19
2.5.1	Abiotische Parameter	19
2.5.2	Zooplankton	20
2.5.3	Physikalisch-chemische Messungen	21
2.5.4	Chemische Parameter	21
2.5.5	Biologische Parameter	22
2.5.5.1	Chlorophyll a	22
2.5.5.2	Zooplankton	22
2.5.5.3	Makrophyten	23
2.5.5.4	Cypermethrin	24
2.5.6	Statistik	25
2.5.6.1	Clusteranalyse	25
2.5.6.2	Artenzahl, Diversität und Evenness	26
2.5.6.3	Datentransformation	26
2.5.6.4	Principal Response Curves; PRC Analyse	26
2.5.6.5	NOEC-Berechnungen	27
3	ERGEBNISSE UND DISKUSSION	29
3.1	Ammersee	29
3.1.1	Physikalisch-chemische Parameter	29
3.1.1.1	Temperatur	29
3.1.1.2	Sauerstoff	30
3.1.1.3	pH-Wert	32
3.1.1.4	Leitfähigkeit	32
3.1.1.5	Stickstoffverbindungen	33
3.1.1.6	Phosphor	36
3.1.1.7	Silizium	39
3.1.1.8	Zusammenfassung der physikalisch-chemischen Parameter	40

3.1.2	Biologische Parameter.....	41
3.1.2.1	Chlorophyll a.....	41
3.1.2.2	Zooplanktonuntersuchungen im Litoral.....	42
3.1.2.2.1	Artenliste.....	42
3.1.2.2.2	Gesamtabundanzen und Biomasseverteilung.....	44
3.1.2.2.3	Statistische Auswertung des Zooplanktons der Probestellen mittels Clusteranalysen.....	47
3.1.2.2.4	Rotatoria.....	50
3.1.2.2.5	Clusteranalysen mit den wichtigsten Rotatorienarten.....	58
3.1.2.2.6	Copepoda.....	63
3.1.2.2.7	Phyllopoda.....	68
3.1.3	Ostracoda.....	75
3.1.3.1	Enclosureeffekte.....	75
3.2	Mikro- und Mesokosmosstudie mit Cypermethrin.....	77
3.2.1	Makrophyten.....	77
3.2.2	Physikalische und chemische Parameter der Testsysteme.....	81
3.2.2.1	Temperatur.....	81
3.2.2.2	Sauerstoff.....	82
3.2.2.3	pH-Wert.....	84
3.2.2.4	Leitfähigkeit.....	85
3.2.3	Biologische Parameter.....	87
3.2.3.1	Chlorophyll a.....	87
3.2.3.2	Zooplankton.....	88
3.2.3.2.1	Artenanzahl.....	88
3.2.3.2.2	Biodiversität und Evenness.....	90
3.2.3.2.3	Principal Response Curves.....	94
3.2.3.2.4	Rotatoria.....	99
3.2.3.2.5	Copepoda.....	109
3.2.3.2.6	Phyllopoda.....	114
3.2.3.3	Diptera.....	124
3.2.3.4	Ostracoda.....	127
3.2.4	Analytik und Abbau der Testsubstanz.....	129
4	SCHLUSSDISKUSSION.....	132
4.1	Können die funktionalen und strukturellen Parameter eines natürlichen Seelitorals mit Mikro- und Mesokosmos abgebildet werden?.....	132
4.2	Wie wirkt das Pyrethroid Cypermethrin auf das Zooplankton bei der Präsenz unterschiedlicher Makrophytendichten in den untersuchten Testsystemen?.....	133
5	ZUSAMMENFASSUNG.....	136
5.1	Summary.....	137
6	DANKSAGUNG.....	138

7	LITERATURVERZEICHNIS	139
----------	-----------------------------------	------------

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Mesokosmos.....	16
Abbildung 2: Lageplan der Versuchsanlage Gut Grünschwaige.....	17
Abbildung 3: Split-ponds.....	18
Abbildung 4: Entnahmegesetz nach Zieris, 1986.....	20
Abbildung 5: Kunstsubstrat (Kieskorb).....	21
Abbildung 6: Temperatur.....	29
Abbildung 7: Sauerstoff.....	31
Abbildung 8: pH-Wert.....	32
Abbildung 9: Leitfähigkeit.....	33
Abbildung 10: Nitrat.....	34
Abbildung 11: Ammonium.....	35
Abbildung 12: Nitrit.....	36
Abbildung 13: Gesamtphosphor.....	37
Abbildung 14: Gesamtphosphor, gelöst.....	38
Abbildung 15: Gelöster reaktiver Phosphor (SRP).....	38
Abbildung 16: Silizium.....	39
Abbildung 17: Chlorophyll a.....	41
Abbildung 18: Abundanz Schondorf.....	45
Abbildung 19: Relative Abundanz Schondorf.....	46
Abbildung 20: Abundanz Aidenried.....	46
Abbildung 21: Relative Abundanz Aidenried.....	47
Abbildung 22: Dendrogramme der Zooplanktongruppen für die Probestelle Schondorf	48
Abbildung 23: Dendrogramme der Zooplanktongruppen für die Probestelle Aidenried	49
Abbildung 24: <i>Polyarthra dolichoptera</i>	50
Abbildung 25: <i>Synchaeta pectinata</i>	51
Abbildung 26: <i>Keratella cochlearis</i>	52
Abbildung 27: <i>Kellicottia longispina</i>	53
Abbildung 28: <i>Lecane forma monostyla</i>	54
Abbildung 29: <i>Lecane ludwigi</i>	55
Abbildung 30: <i>Trichotria pocillum</i>	55
Abbildung 31: <i>Lepadella patella</i>	56
Abbildung 32: <i>Testudinella patina</i>	57
Abbildung 33: Dendrogramme der wichtigsten Rotatorien für die Probestelle Schondorf (1998).....	59
Abbildung 34: Dendrogramme der wichtigsten Rotatorien für die Probestelle Schondorf (1999).....	59
Abbildung 35: Dendrogramme der wichtigsten Rotatorien für die Probestelle Schondorf (1998/1999).....	60
Abbildung 36: Dendrogramme der wichtigsten Rotatorien für die Probestelle Aidenried (1998).....	60
Abbildung 37: Dendrogramme der wichtigsten Rotatorien für die Probestelle Aidenried (1999).....	61

Abbildung 38: Dendrogramme der wichtigsten Rotatorien für die Probestelle Aidenried (1998/1999)	61
Abbildung 39: Rotatoria sonstige; Schondorf	62
Abbildung 40: Rotatoria sonstige; Aidenried	63
Abbildung 41: Nauplia	64
Abbildung 42: <i>Cyclops abyssorum</i>	65
Abbildung 43: <i>Attheyella crassa</i>	66
Abbildung 44: <i>Eudiaptomus gracilis</i>	67
Abbildung 45: <i>Alona costata</i>	68
Abbildung 46: <i>Sida cristallina</i>	69
Abbildung 47: <i>Acroperus harpae</i>	70
Abbildung 48: <i>Bosmina longicornis kessleri</i>	71
Abbildung 49: <i>Chydorus sphaericus</i>	71
Abbildung 50: <i>Alonella nana</i>	72
Abbildung 51: Cladocera sonstige; Schondorf	73
Abbildung 52: Cladocera sonstige; Aidenried	74
Abbildung 53: Ostracoda spec.	75
Abbildung 54: Artenanzahl der unterschiedlichen Systeme	76
Abbildung 55: Diversität nach SHANNON and WEAVER und EVENNESS	77
Abbildung 56: Kontrollen Mesokosmos/ Vergleich Biomasse/Gesamtfläche	78
Abbildung 57: Behandlungen Mesokosmos/ Vergleich Biomasse/Gesamtfläche	79
Abbildung 58: Kontrollen Split-ponds/ Vergleich Biomasse/Gesamtfläche	79
Abbildung 59: Behandlungen Split-ponds/ Vergleich Biomasse/Gesamtfläche	80
Abbildung 60: Temperatur (Mesokosmos)	81
Abbildung 61: Temperatur (Split-ponds)	82
Abbildung 62: Sauerstoffsättigung (Mesokosmos)	83
Abbildung 63: Sauerstoffsättigung (Split-ponds)	83
Abbildung 64: pH-Wert (Mesokosmos)	84
Abbildung 65: pH-Wert (Split-ponds)	85
Abbildung 66: Leitfähigkeit (Mesokosmos)	86
Abbildung 67: Leitfähigkeit (Split-ponds)	86
Abbildung 68: Chlorophyll a (Mesokosmos)	87
Abbildung 69: Chlorophyll a (Split-ponds)	88
Abbildung 70: Artenanzahl (Mesokosmos)	89
Abbildung 71: Artenanzahl (Split-ponds)	90
Abbildung 72: Diversität (Mesokosmos)	91
Abbildung 73: Diversität (Split-ponds)	91
Abbildung 74: Evenness (Mesokosmos)	92
Abbildung 75: Evenness (Split-ponds)	92
Abbildung 76: NOEC Indices Mesokosmos	93
Abbildung 77: NOEC Indices Split-ponds	93
Abbildung 78: PRC-Zooplankton alle Arten (Mesokosmos)	96
Abbildung 79: PRC-Zooplankton alle Arten (Split-ponds)	97

Abbildung 80: PRC Summary Zooplankton (Mesokosmos)	98
Abbildung 81: PRC Summary Zooplankton (Split-ponds)	99
Abbildung 82: Rotatoria (Mesokosmos)	101
Abbildung 83: Rotatoria (Split-ponds)	101
Abbildung 84: <i>Keratella quadrata</i> (Mesokosmos)	102
Abbildung 85: <i>Keratella quadrata</i> (Split-ponds)	102
Abbildung 86: <i>Polyarthra remata</i> (Mesokosmos)	103
Abbildung 87: <i>Polyarthra remata</i> (Split-ponds)	103
Abbildung 88: <i>Hexarthra mira</i> (Mesokosmos)	104
Abbildung 89: <i>Hexarthra mira</i> (Split-ponds)	104
Abbildung 90: <i>Lecane</i> ssp. (Mesokosmos)	105
Abbildung 91: <i>Lecane</i> ssp. (Split-ponds)	105
Abbildung 92: <i>Cephalodella</i> spec. (Mesokosmos)	106
Abbildung 93: <i>Cephalodella</i> spec. (Split-ponds)	106
Abbildung 94: NOEC Rotatoria (Mesokosmos)	107
Abbildung 95: NOEC Rotatoria (Split-ponds)	108
Abbildung 96: Nauplia (Mesokosmos)	110
Abbildung 97: Nauplia (Split-ponds)	110
Abbildung 98: Cyclopoidae (Mesokosmos)	111
Abbildung 99: Cyclopoidae (Split-ponds)	111
Abbildung 100: <i>Eudiaptomus gracilis</i> (Mesokosmos)	112
Abbildung 101: <i>Eudiaptomus gracilis</i> (Split-ponds)	112
Abbildung 102: NOEC Copepoda (Mesokosmos)	113
Abbildung 103: NOEC Copepoda (Split-ponds)	113
Abbildung 104: Cladocera (Mesokosmos)	116
Abbildung 105: Cladocera (Split-ponds)	116
Abbildung 106: <i>Simocephalus vetulus</i> (Mesokosmos)	117
Abbildung 107: <i>Simocephalus vetulus</i> (Split-ponds)	117
Abbildung 108: <i>Chydorus sphaericus</i> (Mesokosmos)	118
Abbildung 109: <i>Chydorus sphaericus</i> (Split-ponds)	118
Abbildung 110: <i>Alona costata</i> (Mesokosmos)	119
Abbildung 111: <i>Alona costata</i> (Split-ponds)	119
Abbildung 112: <i>Alonella nana</i> (Mesokosmos)	120
Abbildung 113: <i>Graptoleberis testudinaria</i> (Mesokosmos)	120
Abbildung 114: <i>Daphnia longispina</i> (Split-ponds)	121
Abbildung 115: <i>Scapholeberis mucronata</i> (Split-ponds)	121
Abbildung 116: NOEC Cladocera (Mesokosmos)	122
Abbildung 117: NOEC Cladocera (Split-ponds)	123
Abbildung 118: <i>Chaoborus crystallinus</i> (Mesokosmos)	125
Abbildung 119: <i>Chaoborus crystallinus</i> (Split-ponds)	125
Abbildung 120: NOEC <i>Chaoborus crystallinus</i> (Mesokosmos)	126
Abbildung 121: NOEC <i>Chaoborus crystallinus</i> (Split-ponds)	126
Abbildung 122: Ostracoda (Split-ponds)	127

Abbildung 123: NOEC Ostracoda (Split-ponds)	128
Abbildung 124: Abbau von Cypermethrin 100 ng/L (Mesokosmos)	129
Abbildung 125: Abbau von Cypermethrin 100 ng/L (Split-ponds)	130
Abbildung 126: Abbau von Cypermethrin 1000 ng/L (Mesokosmos)	130
Abbildung 127: Abbau von Cypermethrin 1000 ng/L (Split-ponds)	131
Tabelle 1: Mittelwerte der Litoralprobestellen, des Pelagials und des Mesokosmos	40
Tabelle 2: Kenndaten der Zooplanktongesellschaften	76
Tabelle 3: Monte Carlo-Permutationen für Zooplankton species (Split-ponds)	95
Tabelle 4: Species-Scores Mesokosmos	95
Tabelle 5: Species-Scores Split-ponds	96

Abkürzungen

ANOVA	Varianzanalyse
BLfW	Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft
cdt	kanonischer Koeffizient
DOC	dissolved organic carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)
EAC	Environmental Acceptable Concentration
EC	Effect Concentration
Encl.	Enclosure / Enclosures
EU	European Union
Ind.	Individuum / Individuen
Kontr.-Beh.	Kontroll-Behandlung
KK	Kieskorb
MW	Mittelwert
n.s.	nicht signifikant
NOEC	No Observed Effect Concentration
PE	Polyethylen
PEC	Predicted Environmental Concentration
ppm	parts per million
PRC	Principle Response Curve / Principle Response Curves
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SRP	Soluble reactive phosphorous
STABW	Standardabweichung
TER	Toxicity Exposure Ratio
TDP	Total dissolved phosphorous
TP	Total phosphorous

1 Einleitung

Die aquatische Ökotoxikologie beschäftigt sich mit den Auswirkungen von toxischen Substanzen auf Lebensgemeinschaften in Gewässern. Diese Ökosysteme können unter anderem durch industrielle und kommunale Abwässer, durch Unfälle und durch Pflanzenschutzmittel beeinträchtigt werden; der Eintrag letzterer in die Gewässer kann über Drift, Oberflächen-Run-Off, Drainage und illegale Reinigungsprozeduren der Ausbringungsgeräte erfolgen.

Laut EU-Directive 91/414 muß die Sicherheit eines Pflanzenschutzmittels für die Umwelt gewährleistet sein. Die Abschätzung des Risikos eines Pflanzenschutzmittels auf die belebte Umwelt basiert primär auf den Ergebnissen von akuten und chronischen Standardlabortests (Fische, aquatische Invertebraten, Algen und Wasserpflanzen).

Die Nachteile der Standardtestsysteme sind:

- Die Dauer eines Effekts kann in einem Standardlabortest nicht abgeschätzt werden. Kurzzeitige funktionale und strukturelle Änderungen ohne größere Störungen des Ökosystems könnten akzeptiert werden (KERSTING, 1994).
- Nur wenige Arten können im Labor getestet werden; sensitive Organismen bzw. Lebensstadien würden nicht erfasst werden.
- Das Verbleiben und der Um- bzw. der Abbau einer Substanz in der belebten Umwelt können im höherstufigen Testsystem zu einer veränderten Bioverfügbarkeit und daraus resultierend zu einem veränderten Toxizitätspotential führen (ERNST et al., 1991).
- In Single-Species-Tests können keine integrierten und indirekten Effekte auf Multi-Species-Populationen beobachtet werden (CAIRNS, 1983).

Die erhobenen EC/NOEC (Effect-Concentration / No-Observed-Effect-Concentration) – Werte der Standardtests werden mit der relevanten Umweltkonzentration PEC (predicted environmental concentration) verglichen, und ein sogenannter TER (Toxicity-Exposure-Ratio) wird ermittelt.

Wenn dieser TER für einen akuten Test <100 und für einen chronischen <10 ist, reicht diese Art der Risikoabschätzung nicht aus, um das potentielle Risiko einer Substanz mit genügender Sicherheit abzuschätzen.

Um diese Einschränkungen zu umgehen bzw. um realistischere Risikoabschätzungen durchführen zu können, bieten sich sogenannte „Indoor“- oder „Outdoor“-Modellökosysteme an.

In der Literatur werden verschiedene Ökosysteme beschrieben, die in Größe und Design variieren (HILL et al., 1994). Das Wasservolumen variiert von 1 m³ bis 15 m³ (Mikrokosmos) bis zu 500 m³ (Mesokosmos).

Generell werden zwei verschiedene Designs angetroffen:

- Gleich große Becken, die mit Leitungen untereinander und/oder einem Zentralteich verbunden sind, um mittels Schneckenpumpe eine gleichmäßige Verteilung des Arteninventars zu ermöglichen.
- Ein großes Becken, das in die für ein bestimmtes Versuchsdesign benötigten Einheiten (Enclosures) unterteilt wird.

Die Systeme werden in der Regel mit natürlichem Seewasser und –sediment befüllt und mit Organismen angeimpft. Dies empfiehlt sich, um ein möglichst stabiles Ökosystem in bezug auf Funktion und Struktur zu generieren (HOWICK et al., 1992).

Nach einer Stabilisierungsphase unterschiedlicher Dauer (6 bis 12 Wochen) werden die funktionalen und strukturellen Endpunkte der Systeme vor und nach Applikation untersucht und die Kontrollbecken mit den behandelten Becken verglichen.

Voraussetzung für die Validität von Mikro- und Mesokosmosstudien ist die Übertragbarkeit der sich in Testsystemen gebildeten Ökosysteme auf die freie Natur (GIDDINGS, 1983). Laut ODUM (1984) sollen Mikro- und Mesokosmossysteme das Litoral eines natürlichen Gewässers darstellen, das durch Pflanzenschutzmitteleinträge über Drift-, Run-Off- und Drainage-Einträge meist am stärksten beeinträchtigt wird.

Um den allgemeinen Gütezustand eines Sees zu untersuchen, werden an der tiefsten Stelle im Pelagial physikalisch-chemische Parameter erhoben und Phytoplankton- und Zooplanktonproben entnommen. Weiterhin stellt der Makrophytenindex nach MELZER (1988) ein wichtiges Untersuchungskriterium dar. Hierbei werden die Makrophyten im Uferbereich eines Sees kartiert und je nach Nährstoffanspruch und Nährstofftoleranz in 9 Kategorien eingeteilt. Die Einteilung der Makrophyten ergibt eine Korrelation mit dem Gesamtphosphorgehalt des Sees während der Vollzirkulation und der jeweiligen Sichttiefe.

Das Seelitoral dagegen ist insbesondere im Hinblick auf das Zooplankton oder die Makroinvertebratengesellschaften (SANDMANN, 2000) immer noch ein Stiefkind

limnologischer Untersuchungen. Kenntnisse über die Bedeutung des Zooplanktons im Litoral sind kaum vorhanden (SCHABER, 1986). Bei EINSLE (1977) wurde hingegen auf die herausragende Bedeutung des Zooplanktons im Litoral bei der Wiederbesiedelung des Pelagials hingewiesen. Angaben über Abundanzen, saisonale Verläufe und Biomasseangaben sind ebenfalls selten zu finden.

Für die Mikro- und Mesokosmosversuche wurde das synthetische Pyrethroid Cypermethrin verwendet, das seit 1977 als Insektizid eingesetzt wird (ELLIOTT, 1989). Es wird hauptsächlich gegen saugende und beißende Insekten in der Landwirtschaft, im Obst-, Garten- und Waldbau genutzt und entfaltet seine Giftwirkung als Fraß- und Berührungsgift. Im privaten Haushalt werden Pyrethroide zur Holzschutzbehandlung, zur Imprägnierung von Teppichen und Textilien und zur Schädlingsbekämpfung in Wohnräumen verwendet. Außerdem dient es der Bekämpfung von Ektoparasiten an Nutz- und Haustieren (PERKOW, 1988).

Pyrethroidinsektizide sind neurotoxische Substanzen mit hoher Wirksamkeit gegenüber Arthropoden und Fischen und gehören heute in den westlichen Industrieländern zu den am häufigsten verwendeten Gruppen von Insektiziden (FENT, 2003).

Sie bewirken eine Verzögerung bei der Schließung der Natriumkanäle, wodurch eine Dauererregung in den Nervenfasern einen Zusammenbruch der Signalweiterleitung bei fehlenden Impulsen hervorruft. In den Synapsen werden magnesium- und calciumhaltige Enzyme gehemmt; der Überschuss sogenannter Neurotransmitter führt zu verschiedenen neurotoxischen Wirkungen und schließlich zum Tod.

Vögel und Säuger sind um den Faktor 10^4 – 10^5 unempfindlicher gegenüber Pyrethroiden als Arthropoden und Fische (FENT, 2003).

Technisches Cypermethrin besteht aus acht verschiedenen Isomeren, wobei das Verhältnis cis/trans etwa 1:1 beträgt (ETOXNET, 1996; PERKOW, 1988). Die cis-Isomere sind hauptsächlich für die Giftwirkung verantwortlich (DAVIES, 1985).

Durch seinen hohen $\log P_{ow}$ besitzt Cypermethrin ein hohes Adsorptionsvermögen und bindet größtenteils am Sediment (HAMER, unveröffentlicht). Cypermethrin wird in Laborstudien schneller in lehmigen Sandböden und sandigen Lehmböden abgebaut als in reinen Lehmböden. Des weiteren beschleunigt das Fehlen von organischem Material den Abbau (MAUND, unveröffentlicht).

Der Metabolismus im Boden erfolgt im aeroben Bereich mit einer Halbwertszeit von 4 Tagen bis zu 8 Wochen relativ schnell. Im anaeroben Medium verläuft der Abbau langsamer. Der photolytische Abbau ist mit einer Halbwertszeit von 8-16 Tagen schnell

beendet. Cypermethrin unterliegt auch dem mikrobiellen Abbau im aeroben Bereich. Es bindet sehr stark an Sediment- und Bodenpartikeln bzw. an Klärschlamm und gelangt deshalb selten in das Grundwasser.

In Oberflächengewässern mit neutralem oder saurem pH-Wert erfolgt der Abbau langsamer als im neutralen Bereich. Ab pH 9 erfolgt der Abbau schneller. Cypermethrin absorbiert sehr rasch am Sediment und ist somit schnell aus der Wassersäule verschwunden. Laut AGNIHOTRI (1989) waren bei einer Aufwandsmenge von 150 g/ha in der Wassersäule nach einem Tag 56% der Substanz verschwunden, nach 7 Tagen 99,6% und nach 15 Tagen wurde nichts mehr nachgewiesen. Am Sediment wurden nach drei Tagen 0,12 ppm nachgewiesen, nach 15 Tagen noch 0,03 ppm.

Zielsetzung der Arbeit

Diese Arbeit besteht aus zwei Teilen: einem beschreibenden und einem experimentellen Teil.

Im beschreibenden Teil wird ein Seelitoral an zwei trophisch unterschiedlichen Probenahmestellen über zwei Vegetationsperioden untersucht. Besonderer Wert wurde hierbei auf die Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter, des Zooplanktons und der Makroinvertebraten (SANDMANN, 2000) gelegt.

Im experimentellen Teil der Arbeit wurde parallel dazu ein Mesokosmos mit Seesediment und –wasser angelegt, um den jahreszeitlichen Verlauf beider Probestellen mit der Entwicklung des künstlichen Systems vergleichen zu können.

Im zweiten Untersuchungsjahr wurde der Mesokosmos bei der Präsenz unterschiedlicher Makrophytendichten mit dem Pyrethroid Cypermethrin belastet.

Im Rahmen von zwei Diplomarbeiten wurden parallel dazu Mikrokosmen (Split-ponds) etabliert, um einen entsprechenden Versuch in einem verkürzten Aufbau durchzuführen.

Folgende Fragestellungen wurden bearbeitet:

- Können die funktionalen und strukturellen Parameter eines natürlichen Seelitorals mit Mikro- und Mesokosmos abgebildet werden?
- Wie wirkt das Pyrethroid Cypermethrin auf das Zooplankton bei der Präsenz unterschiedlicher Makrophytendichten in den untersuchten Testsystemen?

2 Material und Methoden

2.1 Geographische Lage der untersuchten Freilandsysteme

2.1.1 Ammersee

Der Ammersee, ein Relikt der letzten Eiszeit, ist mit 46,6 km² Bayerns drittgrößter natürlicher See. Das in Nord-Süd-Richtung verlaufende Becken des Ammersees ist bis auf die Herrschinger Bucht weitgehend ungegliedert. Das Ostufer besitzt breitere und flachere Uferbereiche, wohingegen das Westufer durch steiler abfallende Uferbänke gekennzeichnet und durch kleinere Zuflüsse stärker gegliedert ist. Am Süden des Sees befinden sich das Delta und der Hauptzufluß, die Ammer, mit einer durchschnittlichen Zuflussmenge von 18,8 m³/s. Hauptabfluß ist die Amper am Nordende des Sees mit einer durchschnittlichen Abflussmenge von 20,9 m³/s (BLfW, 1986).

Kenndaten des Ammersees (GRIMMINGER, 1982):

Höhe	33 m üNN
Oberfläche	6,6 km ²
Volumen	750 x 10 ⁶ m ³
max. Tiefe	81,1 m
mittl. Tiefe	37,55 m
theoret. Erneuerungszeit	2,7 Jahre
Mischungsverhalten	dimiktisch

2.2 Beschreibung der Probestellen

2.2.1 Schondorf

Die Litoralprobestelle befindet sich am Westufer des Ammersees zwischen Schondorf und Utting. Dominierend ist der sandig-schlammige Seegrund mit einer steil abfallenden Uferbank. Neben *Chara aspera*- und *Chara fragilis*-Wiesen ist *Phragmites australis* bestandsbildend.

2.2.2 Aidenried

Die Litoralprobestelle befindet sich am südlichen Teil des Ostufers und weist eine flache und schlammige Uferbank mit zahlreichen Totholzanschwemmungen auf. Dominierend bis zu 1 m Tiefe sind dichte *Potamogeton pectinatus*-Bestände, durchsetzt mit *Chara fragilis* und *Potamogeton pusillus*. Danach folgen dichte *Nuphar lutea*-Bestände, die mit *Scirpus lacustris* und *Potamogeton perfoliatus* durchsetzt sind.

2.3 Modellsysteme

Die Modellsysteme befinden sich im Naturraum der Münchner Schotterebene. Das Klima ist mäßig kühl bis mild mit ca. 800 mm Jahresniederschlag (Freising). Der Mesokosmos befindet sich auf dem Versuchsgelände des Versuchsgutes Grünschwaige 13 km östlich von Freising. Die Split-ponds befinden sich in Freising Weihestephan auf dem Gelände des Departments für Ökologie in Freising Weihestephan (Abbildung 2).

2.3.1 Technische Daten

Beim Mesokosmos handelt es sich um ein handelsübliches Gartenschwimmbad der Firma MTH-Wassertechnik (Gilching) mit einem 0,8 mm dicken Stahlmantel und einer 1 mm dicken schwarzen Innenfolie, die einer handelsüblichen Teichfolie entspricht. Das Beckenvolumen beträgt ca. 30 m³. Zur besseren Temperaturkonstanz wurde das Becken zu zwei Drittel im Erdreich versenkt.

Die Enclosures (Firma Schorb, Moosburg) bestehen aus 0,8 mm V2A-Edelstahl mit einer Höhe von 1,5 m und einem Durchmesser von 0,95 m. Das Volumen beträgt ca. 700 L.



Abbildung 1: Mesokosmos

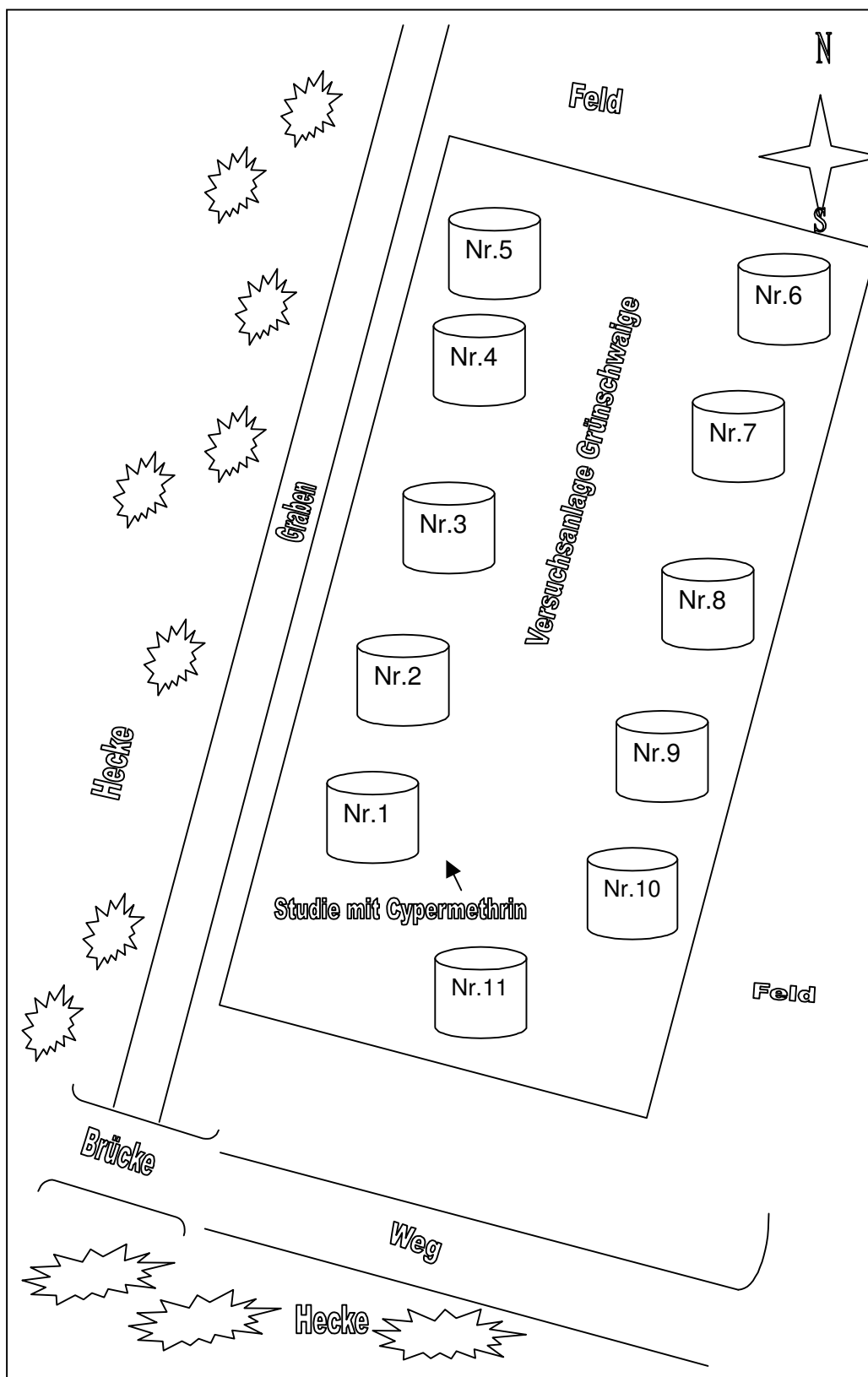


Abbildung 2: Lageplan der Versuchsanlage Gut Grünschwaige

Die Split-ponds stammen aus der Herstellung der Firma Kraller (Waging am See). Sie bestehen aus glasfaserverstärktem Polyester und sind mit einer glatten, grünen Innenlackierung versehen. Sie wurden ebenfalls zwecks Temperaturkonstanz und aus statischen Gründen in den Boden eingesenkt. Das Volumen eines Beckens beträgt ca. 2,2 m³. Das Einzelkompartiment hat eine Größe von ca. 0,7 m³. Eine genaue Beschreibung der Testsysteme findet sich bei ZIERIS (1986). Die Split-ponds befinden sich in der Nähe des Departments für Ökologie, Am Hochanger 6, 85354 Freising.



Abbildung 3: Split-ponds

2.3.2 Beckenausstattung

Im April 1998 wurde der Mesokosmos mit 3 m³ Sediment und 26 m³ Wasser von der Litoralstelle Schondorf angeimpft. Des weiteren wurden in den Mesokosmos in Töpfen vorgezogene Makrophyten der Arten *Potamogeton natans*, *Myriophyllum spicatum*, *Chara contraria* und *Nuphar lutea* eingepflanzt.

Im April/Mai 1999 wurden sechs Split-ponds mit je 0,4 m³ Sediment und 400 L Wasser von der Litoralstelle Schondorf befüllt. Das fehlende Wasser wurde mit Regenwasser aus der institutseigenen Zisterne ergänzt. In die Split-ponds wurden ebenfalls folgende in Töpfen vorgezogen Makrophyten eingesetzt: *Potamogeton natans*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum* und *Chara contraria*.

2.4 Probenahmen

2.4.1 Ammersee/Mesokosmos/Split-ponds

2.4.1.1 Physikalisch-chemische Untersuchungen

Temperatur

Sauerstoffgehalt/Sättigung

Leitfähigkeit

pH-Wert

Stickstoffverbindungen: Nitrat, Nitrit und Ammonium

Phosphorverbindungen: Gesamtphosphor (TP), gelöster Gesamtphosphor (TDP) und gelöster reaktiver Phosphor (SRP)

Silizium

2.4.1.2 Biologische Untersuchungen

Chlorophyll a

Zooplankton

Makrophyten

2.5 Mess- und Entnahmeggeräte

2.5.1 Abiotische Parameter

Für die Entnahme der Wasserproben am Ammersee und der Testsysteme wurden 1000 mL-Schottflaschen verwendet, die mit einem Gummistöpsel, der an einem Draht befestigt war, verschlossen waren. Je nach Probenahme kann so in gewünschter Tiefe der Stöpsel gezogen werden und eine Probe tiefenintegriert oder in einer bestimmten Tiefe gezogen werden.

2.5.2 Zooplankton

In den Split-ponds und in dem Mesokosmos wurde das Zooplankton mit dem Entnahmegesetz für Wasserproben nach ZIERIS (1986) entnommen. Dieses Gesetz, das mit einem speziellen Schließmechanismus ausgestattet ist, ermöglicht die fast turbulenzfreie Entnahme von Wassersäulen von der Wasseroberfläche bis zum Beckensediment.

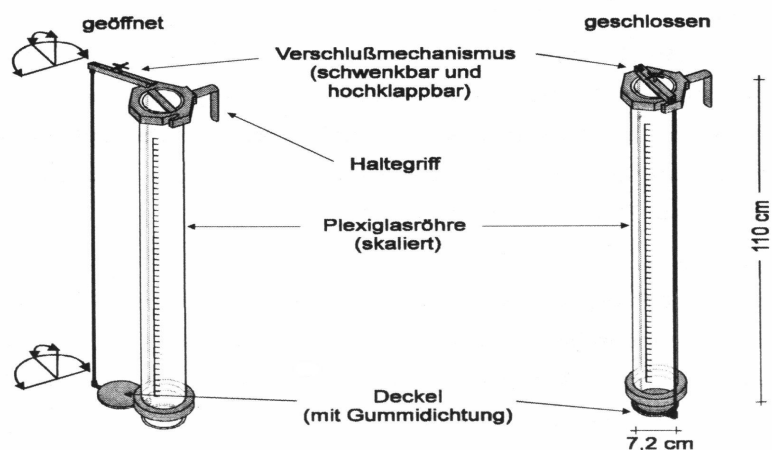


Abbildung 4: Entnahmegesetz nach Zieris, 1986

Die Entnahme des Zooplanktons im Transsekt des Ammersees erfolgte mit einem Normalnetz nach Wagler (SCHWOERBEL, 1994).

Kunstsubstrate (Kieskörbe) wurden mit Hilfe eines Keschers entnommen, um die sich an Substrat anhaftenden Zooplankter, inklusive der in sich in der Wassersäule darüber befindlichen, zu erfassen.



Abbildung 5: Kunstsubstrat (Kieskorb)

2.5.3 Physikalisch-chemische Messungen

Temperatur, Sauerstoffgehalt und –sättigung (Oxi 320)

Leitfähigkeit (LF 96)

pH-Wert (pH 220)

Die verwendeten Messgeräte stammen von der Firma WTW, Weilheim. Die Messungen wurden zwischen 10⁰⁰ Uhr und 13⁰⁰ Uhr durchgeführt.

2.5.4 Chemische Parameter

Alle verwendeten wasserchemischen Parameter der beiden Ammerseeprobstellen sowie die des Mesokosmos wurden nach Methoden des Wasserwirtschaftsamtes Weilheim erhoben.

2.5.5 Biologische Parameter

2.5.5.1 Chlorophyll a

Der Chlorophyll a-Gehalt im Wasser wurde mit einem Chlorophyll-Kinetik-Photometer (Dr. V. Gerhardt, Fakultät Physik, Universität Regensburg) bestimmt. Der Messbereich des Gerätes liegt zwischen 0,2 und 1000 µg/L Chlorophyll a. Die Bestimmung des Chlorophyll a erfolgt mittels Detektion der verzögerten Fluoreszenz mit einem Sekundärelektronenvervielfacher durch Photonen-zählung.

2.5.5.2 Zooplankton

Entnahme und Aufbereitung

Litoral

Zur Untersuchung des Zooplanktons wurde an den beiden Litoralstellen mit einem Zooplanktonnetz mit jeweils drei Zügen das gesamte Transsekt in einer Länge von ca. 10 m abgegriffen. Die gefangenen Organismen wurden mit Leitungswasser in eine Polyethylenflasche überführt und sofort mit 37%igem Formaldehyd zu einer Endkonzentration von ca. 3% fixiert.

Außerdem wurden je sechs Kieskörbe pro Probestelle mit einem Kescher entnommen, ausgespült, dekantiert und durch ein Prüfsieb, Maschenweite 63 µm, geschüttet. Die im Sieb vorhandenen Organismen wurden in eine PE-Flasche überführt und wie oben fixiert.

Mesokosmos/Split-ponds

Das Zooplankton der Modellökosysteme wurde mit zwei verschiedenen Methoden erfasst. Die vorwiegend in der Wassersäule lebenden Organismen wurden mit dem Entnahmegerät nach ZIERIS (1986) erfasst. Das Entnahmegerät wurde über einem Prüfsieb mit einer Maschenweite von 63 µm entleert und die darin enthaltenen Organismen in eine PE-Flasche überführt und fixiert. Daneben wurden ebenfalls Kunstsubstrate (Kieskörbe) beprobt, um die am Substrat anhaftenden Zooplankter zu erfassen.

Auszählung der Proben

Die mit Hilfe einer Gaze (0,63 µm) ausgespülten Proben wurden in eine Zählchale überführt, die mit einem Millimeterraster versehen wurde. Die Probe wurde mit einer Präpariernadel möglichst gleichmäßig verteilt. Unter dem Binokular (Wild M3, Firma Wild, Heerburg) wurden bei 25-40facher Vergrößerung in der Regel zwei gegenüberliegende Viertel ausgezählt und das Zählergebnis mit zwei multipliziert. In den Fällen, in denen eine Art bzw. Kategorie den Faktor 100 überschritt, wurde diese mit der Restfläche der Zählchale multipliziert.

Die Zählergebnisse wurden auf Individuen pro Liter bzw. pro Kieskorb hochgerechnet.

Copepoda wurden nach den Entwicklungsstadien Nauplie, Copepodit, Adult und Eipakete unterschieden.

Die Gruppe der Cladocera wurde in drei verschiedene Größenklassen eingeteilt, die Eier der adulten Weibchen wurden zusätzlich detektiert.

Die Ostracoden wurden in drei unterschiedlichen Größenklassen ausgezählt.

Die Dipterenlarven wurden ebenfalls in drei Gruppen eingeteilt, wobei zusätzlich das Puppenstadium erfasst wurde.

Die Rotatorien und andere Tiergruppen wurden nur auf Individuenzahlen hin untersucht.

Als Bestimmungsliteratur dienten folgende Werke: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1990), FLÖSSNER (1972), HERBST (1976), KIEFER (1973, 1978), LÖFFLER (1972), RUTTNER-KOLLISKO (1972), SAUER (1985), VOIGT und KOSTE (1978), EINSLE (1993) und LIEDER (1996).

2.5.5.3 Makrophyten

Da bei den beiden künstlichen aquatischen Systemen die Wirkung eines synthetischen Pyrethroids bei der Präsenz unterschiedlicher Makrophytendichte untersucht werden sollte, wurden zwecks besseren Anwachsens und eventuellen Austausches die Makrophyten in Töpfen in einem Gewächshaus vorgezogen und nach dem Befüllen der Systeme je nach gewollter Dichte verteilt.

Split-ponds

Die unterschiedlichen Makrophytendichten wurden in den Split-ponds dadurch erreicht, indem eine bestimmte Anzahl an Makrophyten, die sich in PE-Töpfen befanden, in die Systeme eingebracht wurden.

Mesokosmos

Die Makrophyten entwickelten sich in der ersten Vegetationsperiode im Mesokosmos sehr gut. Die gewünschte Makrophytendichte wurde im Belastungsjahr durch Auslichten erreicht. Zu Beginn und zum Ende der Belastungsphase wurden die Makrophyten kartiert. Nachdem die beiden Belastungsversuche beendet waren, wurden die Makrophyten aus den Enclosures zur Frisch- und Trockengewichtsbestimmung entnommen.

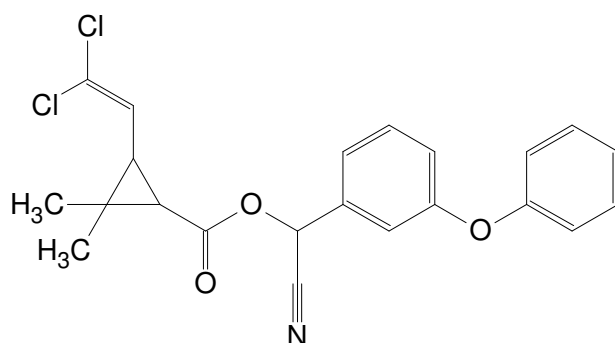
2.5.5.4 Cypermethrin

Die physikalischen und chemischen Eigenschaften von Cypermethrin sind nach ZENECA (1997) zusammengestellt.

Chemische Bezeichnung:

(RS)- α -Cyano-3-phenoxybenzyl-(1R,1S)-cis, trans-3-(2,2-dichlorvinyl)-2,2-dimethylcyclopropan-carboxylat

Strukturformel:



Summenformel:



Molekulargewicht:

416,3g/mol

Physikalische Beschaffenheit:	dunkelbraune, viskose Flüssigkeit
Löslichkeit:	unlöslich in Wasser, pH 7 (0,004mg/L); löslich in/mit Kohlenwasserstofflösungsmittel
Schmelzpunkt:	nicht bestimmbar
Siedepunkt:	188 °C
Dampfdruck bei 20 °C:	4 mm Hg
Stabilität:	stabil im schwach saurem bis neutralem Medium

Für die beiden Belastungsstudien wurde das im Handel erhältliche Pyrethroid Cymbush[®] von ZENECA Agrochemicals verwendet. Der aktive Bestandteil beträgt 250 g Cypermethrin pro Liter. Die übrigen Bestandteile sind Lösungsvermittler mit je 50 g/L Agrilan und Superonic NP13 und 450 g/L Aromasol H als Lösungsmittel (WARINTON, persönlich).

2.5.6 Statistik

Für die statistischen Berechnungen wurden die Softwareprogramme Microsoft Excel Microcal „Origin“, ToxStat 3.5, SPSS 11.0 und Canoco 4.0 für Windows verwendet. Die Berechnung der Mittelwerte und Standardabweichungen erfolgte nach KREYSZIG (1996).

2.5.6.1 Clusteranalyse

Die Clusteranalyse wurde verwendet, um qualitative Unterschiede in der Zusammensetzung der Zooplanktonpopulationen beider Probestellen über je ein Untersuchungsjahr und den gesamten Untersuchungszeitraum zu erfassen.

Für die Cluster - Dendrogramme wurden quadrierte Euklidische Distanzen in Kombination mit der Ward-Methode verwendet (HENRION et al., 1988). Die jeweiligen Zooplanktongruppen bzw. -arten, die zu einem hohen Grad gleichzeitig vorkommen,

wurden in Form eines Dendrogrammes nahe der Grundlinie verbunden (Euklidische Distanzen).

2.5.6.2 Artenzahl, Diversität und Evenness

Als beginnende Verfahren zur Analyse der Zooplanktonpopulationen wurden die Artenzahl, als Index für die Abundanz der Diversitätsindex nach Shannon and Weaver (TOWNSEND, 1996) und als Dominanzindex die Evenness verwendet.

Berechnung des Shannon-Weaver-Index H_s :

$$H_s = - \sum p_j \ln(p_j)$$

p_j : Relative Abundanz der Species j

Berechnung der Evenness:

$$E = H / H_{max} = H_s / \ln(n)$$

n = Anzahl der Species

2.5.6.3 Datentransformation

Für die PCA-Analysen und die ANOVA-Berechnungen wurden die Daten In-transformiert, um eine bessere parametrische Verteilung zu erhalten. Folgende Formel nach VAN DEN BRINK (1995) wurde verwendet:

$$Y' = \ln(a \cdot y + 1)$$

Y = Original Abundanz

Y' = ln transformierte Abundanz

A = Skalierungsfaktor ; z. B. 1, so dass $a \cdot \text{Min}(y) = 2$

2.5.6.4 Principal Response Curves; PRC Analyse

Um Effekte von Behandlungen auf Populationsebene unter Berücksichtigung der Zeit detektieren zu können, wurden spezielle multivariate Verfahren wie zum Beispiel die Principle Response Curves (VAN DEN BRINK & TER BRAAK, 1998, 1999) eingesetzt. Die PRC ist eine spezielle Form der Redundanzanalyse und verwendet die

Probenahmeterminen als Kovariablen, wobei das Augenmerk auf der Abweichung zur Kontrolle liegt. Die Analyse passt jeder einzelnen Art und Behandlungsgruppe und jedem Termin eine prinzipielle Wirkung aller Arten an. Zusätzlich wird das Maß der Übereinstimmung jeder einzelnen Art mit der Gewichtung dieser speziellen Art festgelegt. Als Auswertung werden Principle Response Curves und die Species-Scores der einzelnen Taxa für die einzelnen Komponenten ermittelt. Mittels Monte Carlo - Simulation wurden die durchgeführten PRCs auf Signifikanz überprüft.

Um signifikante Unterschiede der Makrophytendichten auf die Populationen infolge der Behandlungen festzustellen, wurden Hauptkomponentenanalysen für jeden Termin zur Bestimmung der „Sample scores“ durchgeführt. Die NOEC-Community der Sample scores wurde zu jedem Probenahmetag mit dem Williams-Test bestimmt.

Für die PRC-Analyse wird bei Verwendung des gesamten Datensatzes folgende Formel verwendet:

$$y_{d(i)tk} = y_{0tk} + b_k c_{dt} + \epsilon_{d(i)tk}$$

$y_{d(i)tk}$ = Log-transformierte Abundanz von Taxon k, zum Zeitpunkt t, in Dosis d und Replikate i

y_{0tk} = Mittlere Abundanz von Taxon k zur Zeit t in der Kontrolle (otk)

b_k = Gewicht des Taxons k (= Affinität der Species k mit den PRCs)

c_{dt} = Principal Response Curves der Dosis d zum Probenahmezeitpunkt t

$\epsilon_{d(i)tk}$ = Fehlerterm für Probe i der Behandlung d zum Zeitpunkt t für Taxon k

2.5.6.5 NOEC-Berechnungen

Für die NOEC-Berechnungen der Abundanzen wurde eine einfaktorielle ANOVA mit den vorher ln-transformierten Daten angewandt und auf Signifikanz zur Kontrolle getestet. Für die NOEC-Berechnungen wurden die multiplen Test von DUNNETT (1964) und WILLIAMS (1971) verwendet ($p < 0.05$). Beide Tests sind dem t-Test ähnlich, verwenden aber spezielle Tafeln für die kritischen Werte unter Verwendung der Gesamtvarianz. Vorher wurden die Daten mit dem Kolmogorv-Smirnov-Test auf Normalverteilung und mit dem Bartlett-Test auf Varianzhomogenität überprüft.

Die Bezeichnung „no monotony“ beim Dunnett-Test bedeutet, dass die Effekte von der Pflanzendichte „high“ zu „low“ nicht monoton signifikant sind; zum Beispiel „high“ und

„low“ sind signifikant, „medium“ nicht. Es wurde die Annahme getroffen, dass Effekte bei abnehmender Makrophytendichte zunehmen.

Im Gegensatz dazu erzeugt der Williams-Test eine monotone Dosis-Wirkungskurve durch Bildung von gleitenden Mittelwerten.

Die Behandlungen wurden jeweils in drei Gruppen zusammengefasst, wobei „low“ als die drei niedrigsten, „medium“ als die drei mittleren und „high“ als die drei höchsten Makrophytendichten der Einzelbecken bestimmt wurden. Die Abundanzdaten wurden in versuchsrelevante Perioden zusammengefasst:

- pre treatment: Probenahmen bis zur ersten Applikation
- post treatment I: Probenahmen nach der ersten bis zur zweiten Applikation
- post treatment II: Probenahmen nach der zweiten Applikation bis recovery
- recovery: Probenahmen der letzten drei Wochen.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Ammersee

3.1.1 Physikalisch-chemische Parameter

In diesem Abschnitt wurden die erhobenen physikalisch-chemischen Parameter der Litoralstellen vom Ammersee mit den Daten vom Pelagial 0-5m Tiefe und dem Mesokosmos bis zum Einsetzen der Enclosures im Juni 1999 verglichen.

3.1.1.1 Temperatur

Die Temperatur ist für den Ablauf von chemischen und physiologischen Vorgängen von entscheidender Bedeutung. Laut der Van't – Hoffschen - Regel bewirkt eine Temperaturerhöhung um 10°C eine erhöhte Reaktionsgeschwindigkeit um den Faktor 1,5 bis 4. Ist das Temperaturoptimum überschritten, nimmt diese wieder ab (LAMPERT und SOMMER, 1999).

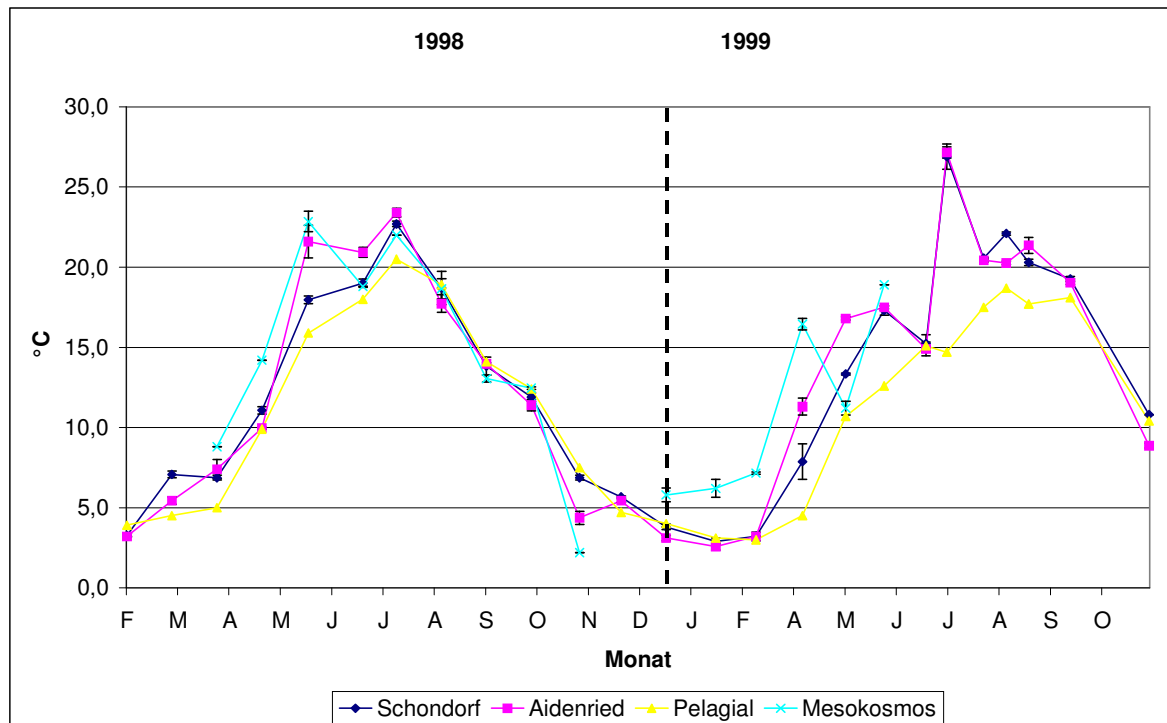


Abbildung 6: Temperatur

In Abbildung 6 ist der Verlauf der Wassertemperatur über den zweijährigen Untersuchungszeitraum dargestellt. Wie aus der Grafik ersichtlich, erfolgt ab April 1999 eine Erwärmung des Sees mit einem Temperaturmaximum im Juli, wobei Temperaturen über 20°C im Pelagial 1999 nicht erreicht werden. Das Abfallen der Wassertemperatur im Juni 1999 ist auf das Jahrhunderthochwasser zu Pfingsten zurückzuführen. Zusätzlich erkennt man, dass sich das Pelagial etwas langsamer erwärmt und auch im Herbst leicht verzögert abkühlt. Der Mesokosmos verhält sich ähnlich; er erwärmt sich etwas schneller und kühlt im Spätherbst wegen des geringeren Wasservolumens auch schneller wieder ab.

3.1.1.2 Sauerstoff

Der Sauerstoffgehalt eines Sees ist von mehreren Faktoren abhängig. Bedeutsam ist vor allem der Sauerstoffeintrag durch die Atmosphäre; gegebenenfalls ist auch der hypolimnische Eintrag durch Flüsse zu nennen. Durch die Photosynthese von Makrophyten und Algen wird zusätzlich Sauerstoff produziert. Durch Atmung, Destruktion und Abgabe an die Atmosphäre erfolgt eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes im Gewässer (SCHWOERBEL, 1993).

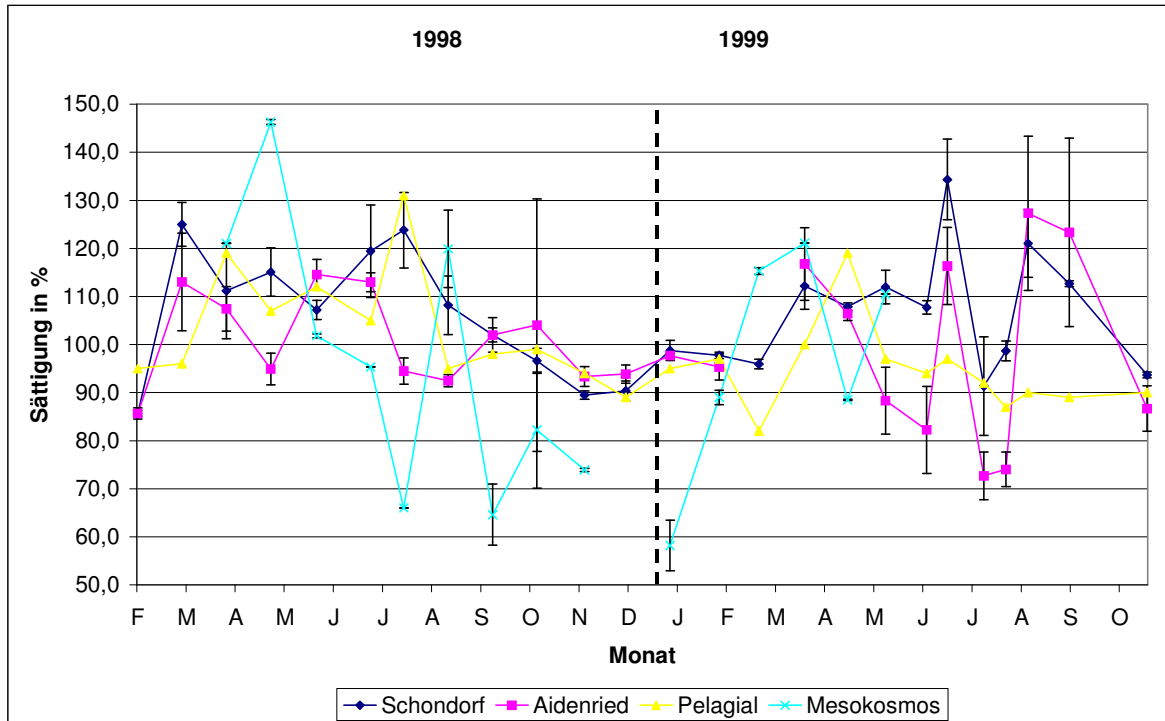


Abbildung 7: Sauerstoff

Der zeitliche Verlauf der Sauerstoffsättigungswerte für die beiden untersuchten Jahre (Abbildung 7) weist infolge des Pfingsthochwassers 1999 ein unterschiedliches Bild auf. Besonders auffallend sind die niedrigeren Werte sowohl für die Aidenried- als auch für die Pelagialmessung nach dem Hochwasser. Dies ist durch eine erhöhte Trübung dieser beiden Bereiche und insbesondere bei Aidenried durch die enorme Anschwemmung von organischem Material und dem darauf einsetzenden Abbau dieser zu erklären. Das Maximum beider Litoralstellen im Juli 1999 ist auf eine Diatomeenblüte zurückzuführen. Kurz danach fallen die Sauerstoffwerte wiederum und steigen dann im August wieder an. Der Mesokosmos weist grössere Schwankungen auf.

3.1.1.3 pH-Wert

Da der Ammersee ein sehr karbonathaltiges Gewässer ist und dadurch ein sehr gutes Pufferungsvermögen hat, weisen die pH-Werte eine geringe Schwankungsbreite auf und fallen im Untersuchungszeitraum nie unter einen Wert von 7,5 (Abbildung 8). Das Pelagial und der Mesokosmos verhalten sich ähnlich.

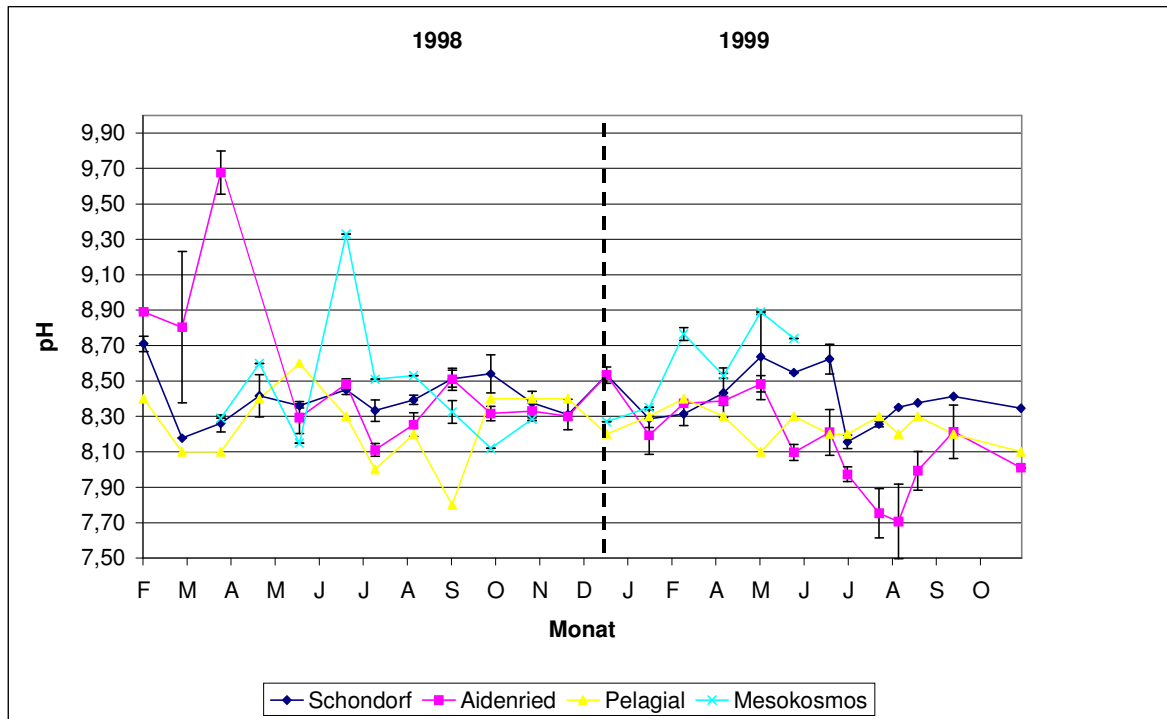


Abbildung 8: pH-Wert

3.1.1.4 Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit war an den beiden Litoralstellen in der Regel höher als im Pelagial (Abbildung 9). Die Leitfähigkeitswerte folgen dem saisonalen Rhythmus. Durch die Schneeschmelzen im Frühjahr steigen die Werte an und sinken dann im Sommer aufgrund biologischer Aktivität ab, um dann im Herbst wegen verlangsamter biologischer Aktivität wieder anzusteigen. Die im Durchschnitt höheren Werte in Aidenried lassen sich durch den Nährstoffeintrag der Ammer erklären, der sich hier am stärksten auswirkt (BLfW, 2000). Deutlich erkennbar ist der kontinuierliche Abfall der

Leitfähigkeit im Mesokosmos. Dies ist wohl darauf zurückzuführen, dass in diesem geschlossenen System keine Nährstofflieferung wie etwa im Ammersee durch die Ammer erfolgt. Des weiteren werden Nährstoffe durch die im Verhältnis große Anzahl von Makrophyten gebunden (EBKE, 1999).

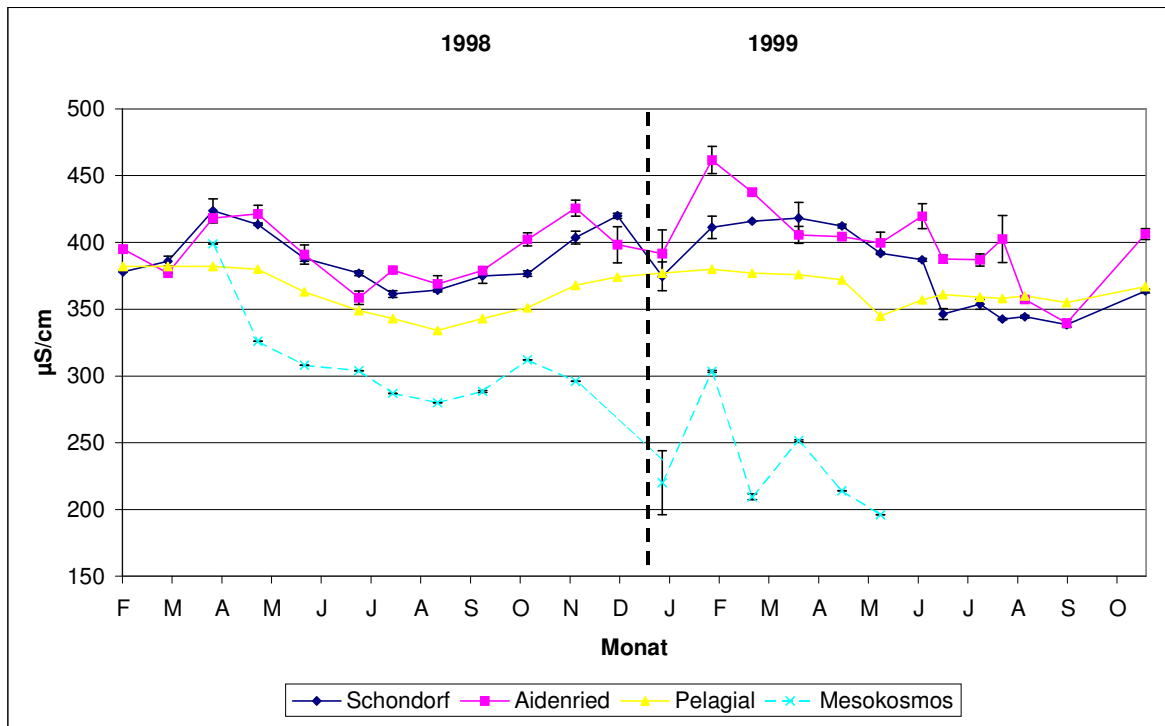


Abbildung 9: Leitfähigkeit

3.1.1.5 Stickstoffverbindungen

Wichtige anorganische Stickstoffverbindungen für autotrophe Organismen (Nitrat, Nitrit und Ammonium) sollen im folgenden Abschnitt behandelt werden. Sie werden von außen in das Gewässer eingetragen. Durch den Abbau organischer Substanz entsteht Ammonium, das von vielen Algen und Makrophyten aufgenommen werden kann (SCHWOERBEL, 1993). Zooplankter scheiden im Unterschied zu Wirbeltieren ebenfalls Ammonium aus, was die Stickstofffraktionen eines Gewässers ebenfalls beeinflussen kann. Zwischen den oben beschriebenen Stickstoffverbindungen finden auch diverse mikrobielle Umsetzungen statt (SCHWOERBEL, 1993).

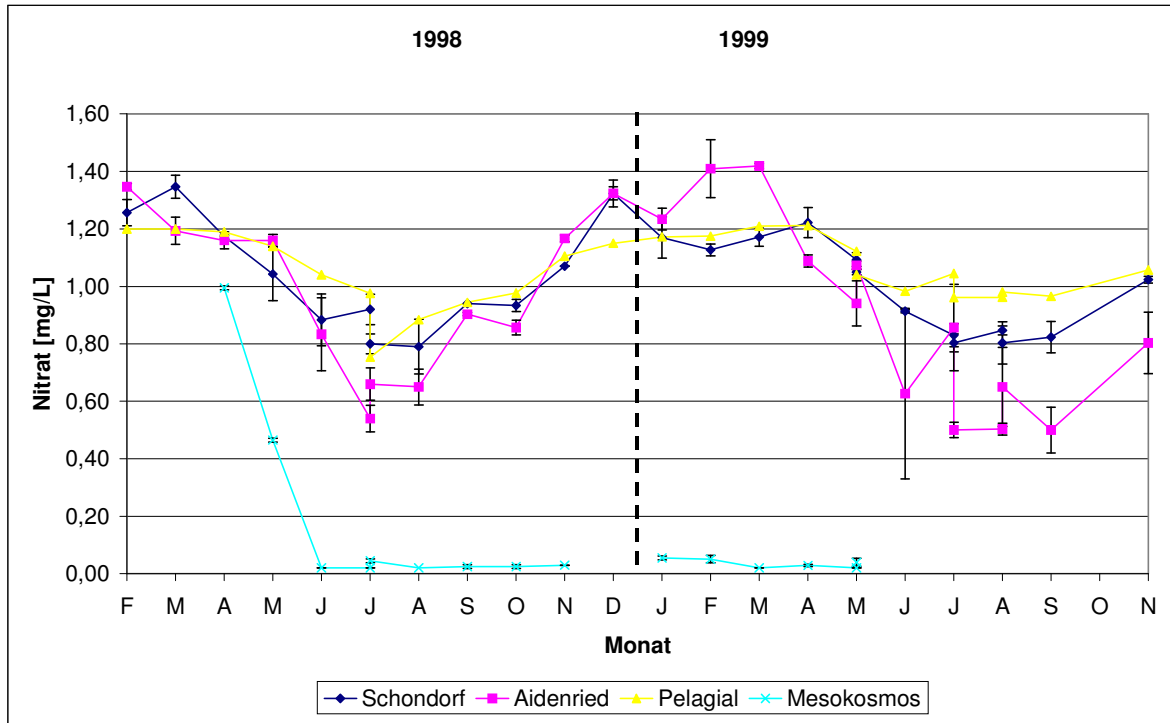


Abbildung 10: Nitrat

Die gemessenen Nitratwerte zeigen, dass in den Sommermonaten infolge erhöhter Primärproduktion die Werte niedriger sind als in den Wintermonaten. Die Jahresdurchschnittswerte von Nitrat betragen in Schondorf 1,01 mg/L, in Aidenried 0,94 mg/L und im Pelagial 1,06 mg/L (Abbildung 10). Im Mesokosmos wurde vorhandenes Nitrat mit dem Wachsen der Makrophyten aufgenommen und war somit nach zwei Monaten praktisch nicht mehr nachweisbar.

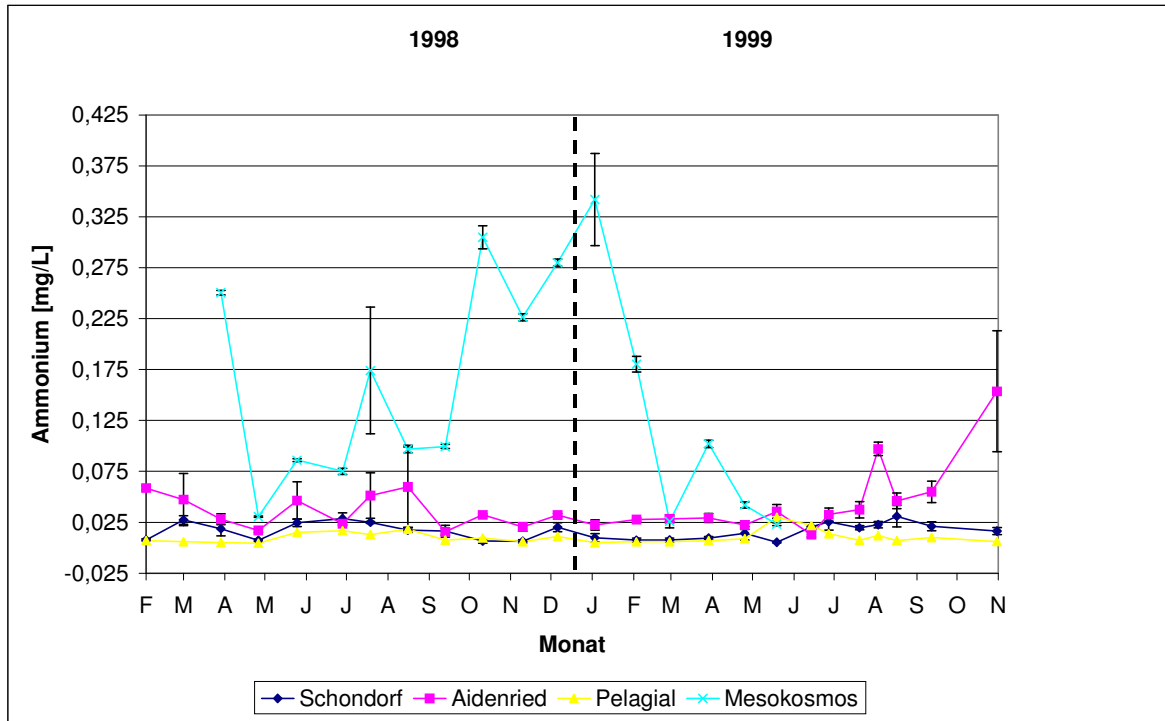


Abbildung 11: Ammonium

Die meist höheren Werte beider Litoralstellen weisen auf eine höhere Freisetzungsrates durch organische Substanz hin. Besonders nach dem Pfingsthochwasser 1999 steigen die Werte der Probestelle Aidenried, die im Mündungsdelta der Ammer liegt, durch den hohen Eintrag von organischem Material stark an. Jahresdurchschnittswerte liegen in Schondorf bei 0,17 mg/L, in Aidenried bei 0,41 mg/L und im Pelagial bei 1,0 mg/L (Abbildung 11). Ammonium war im Mesokosmos zu Beginn der Messungen und in den Wintermonaten durch die Zersetzung der Wasserpflanzen mit höheren Werten als im Pelagial nachweisbar.

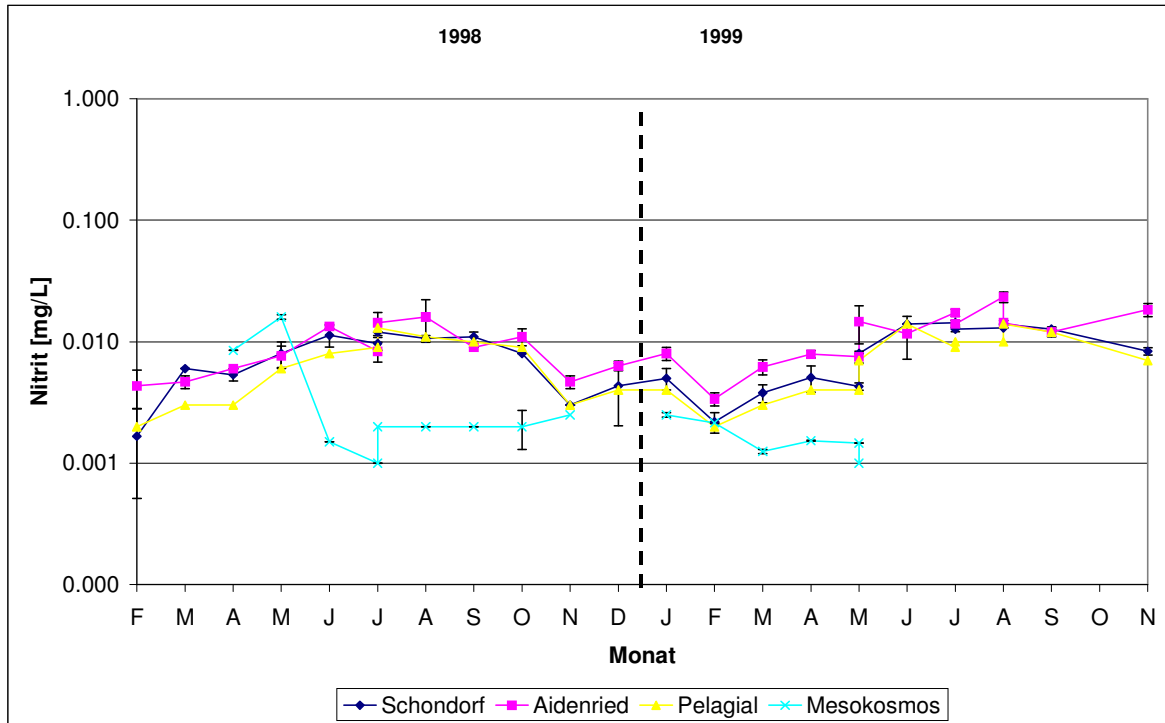


Abbildung 12: Nitrit

Nitrit, das nur als schnell durchlaufende Zwischenstufe bei der Nitrifikation vorkommt und zudem von Mikroorganismen relativ schnell aufgenommen wird, weist oft die niedrigsten Werte der drei gemessenen Stickstoffkomponenten auf (LAMPERT und SOMMER, 1999). Gut erkennbar sind die höheren Werte während der Sommermonate; hier ist infolge erhöhter Stoffumsätze mehr Nitrit im Wasser nachweisbar. Die Durchschnittswerte beider Jahre liegen in Schondorf bei 0,008 mg/L, in Aidenried bei 0,011 mg/L und im Pelagial bei 0,007 mg/L. Im Mesokosmos war die Zwischenstufe Nitrit zu Beginn der Probenahme in höheren Werten als im Ammersee nachweisbar, ab Mai wurden jedoch permanent niedrigere Werte als im Ammersee gemessen (Abbildung 12).

3.1.1.6 Phosphor

Wird durch anthropogene Einflüsse die Phosphatfracht nicht künstlich erhöht ist, bildet Phosphor oft den Minimumfaktor im Nährstoffhaushalt eines Gewässers (LAMPERT und SOMMER, 1999). Das Litoral spielt hierbei neben dem Epipelagial die größte Rolle, da Phosphor von den dort lebenden Organismen aufgenommen und somit in die Nahrungskette integriert wird (SCHWOERBEL, 1993).

Im folgenden sollen nun die drei wichtigsten Phosphatfraktionen im Gewässerhaushalt eines Sees beschrieben werden. In Abbildung 15 ist der Verlauf des gelösten reaktiven Phosphors (SRP) zu sehen. Diese Phosphatfraktion beschreibt den für Algen und Bakterien sofort verfügbaren Anteil. In Abbildung 14 ist der gelöste Gesamtphosphor beschrieben. Diese Fraktion enthält neben dem tatsächlich gelösten Anteil den kolloidal gelösten Phosphor. Diese beiden Anteile bilden zusammen mit dem partikulären Anteil das Gesamtphosphat (Abbildung 13).

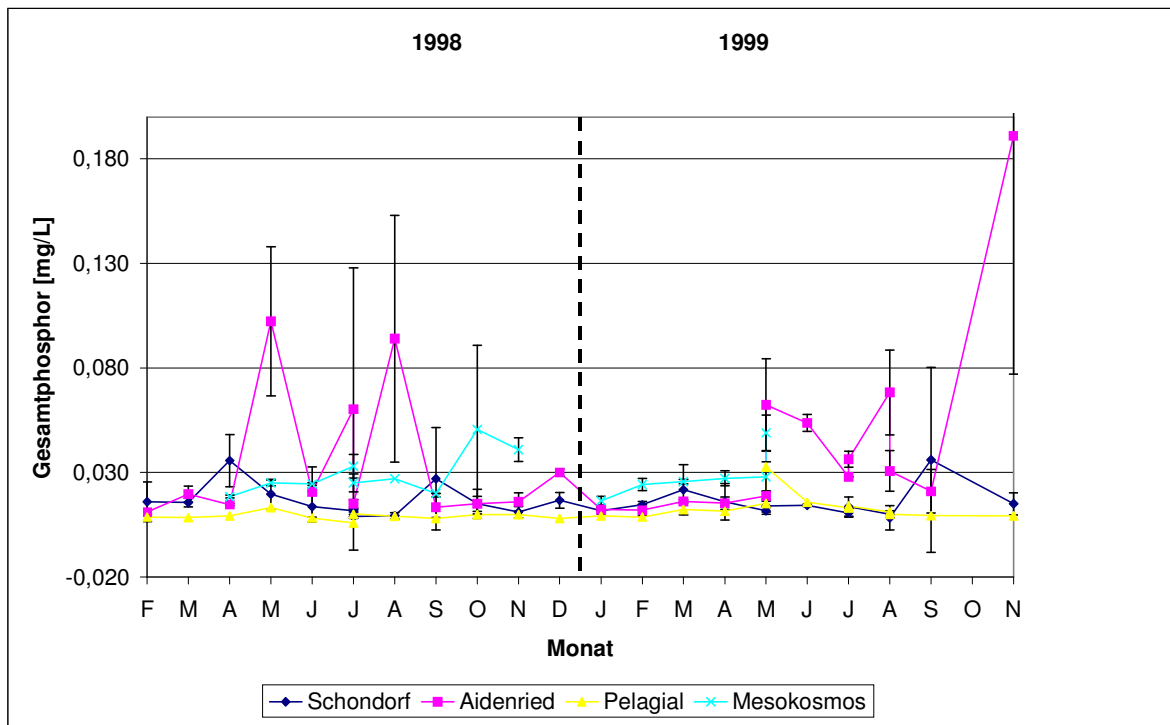


Abbildung 13: Gesamtphosphor

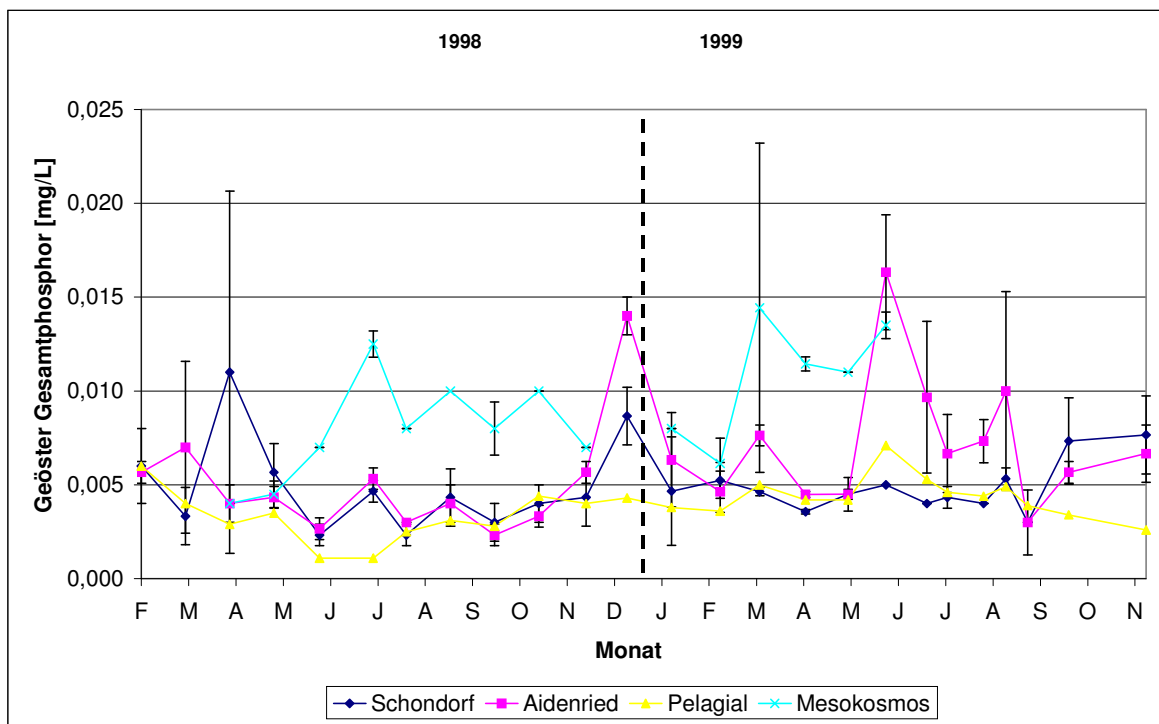


Abbildung 14: Gesamtphosphor, gelöst

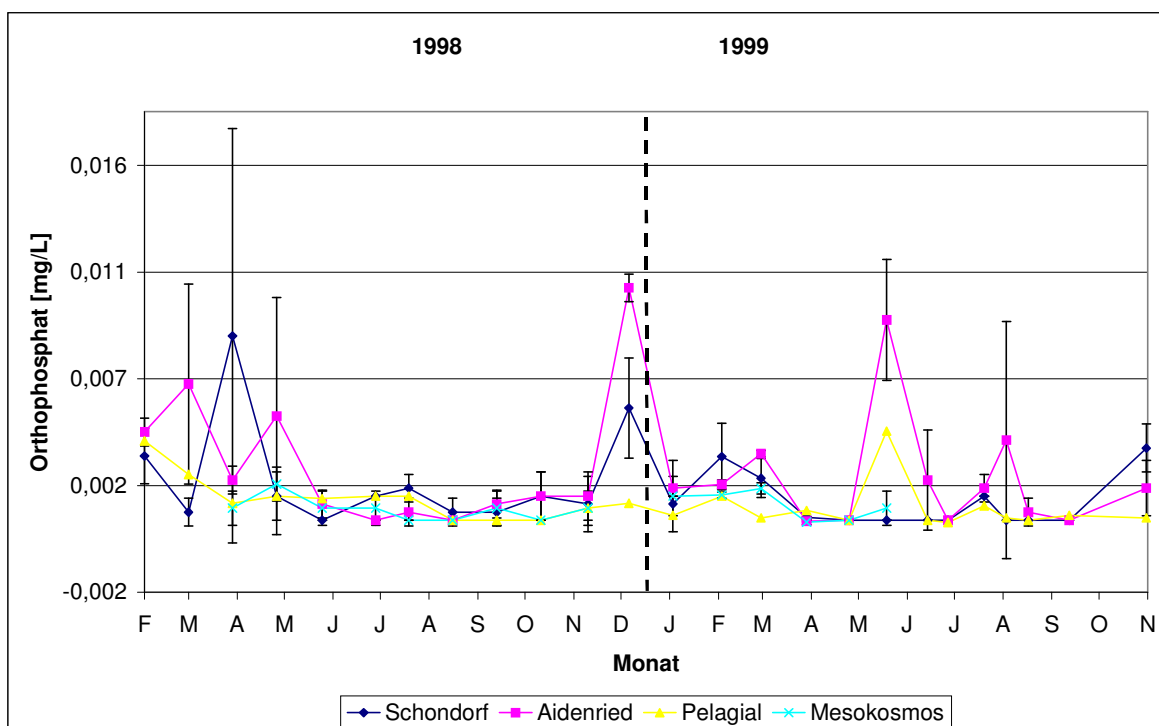


Abbildung 15: Gelöster reaktiver Phosphor (SRP)

Die Jahresdurchschnittswerte des SRP lagen in Schondorf bei 0,002 mg/L, in Aidenried bei 0,003 mg/L und im Pelagial bei 0,002 mg/L (Abbildung 15). Gut erkennbar sind die höheren Werte in der jeweils kühleren Jahreszeit, in welcher die biologische Aktivität eingeschränkt ist, und die hohen Werte im Frühsommer 1999 nach dem Hochwasser.

Einen annähernd gleichen Verlauf weist der TDP auf. Die Jahresdurchschnittswerte lagen hier in Schondorf bei 0,005 mg/L, in Aidenried bei 0,006 mg/L und im Pelagial bei 0,004 mg/L (Tabelle 1). Der Gesamtphosphor wiederum weist im Laufe der beiden Jahre nur in Aidenried größere Schwankungen im Vergleich zu den beiden anderen Probestellen auf. Dies ist auf die Lage der Probestelle im Ammermündungsdelta zurückzuführen und auch auf die oft stark mit Partikeln verunreinigten Proben infolge hohen Wellenganges. Die Durchschnittswerte lagen in Schondorf bei 0,016 mg/L, in Aidenried bei 0,039 mg/L und im Pelagial bei 0,011 mg/L (Abbildung 13). Im Mesokosmos lag der gelöste Gesamtphosphor besonders im ersten Untersuchungsjahr oberhalb der Werte vom Ammersee, die beiden übrigen Phosphatfraktionen liegen im Wertebereich des Ammersees.

3.1.1.7 Silizium

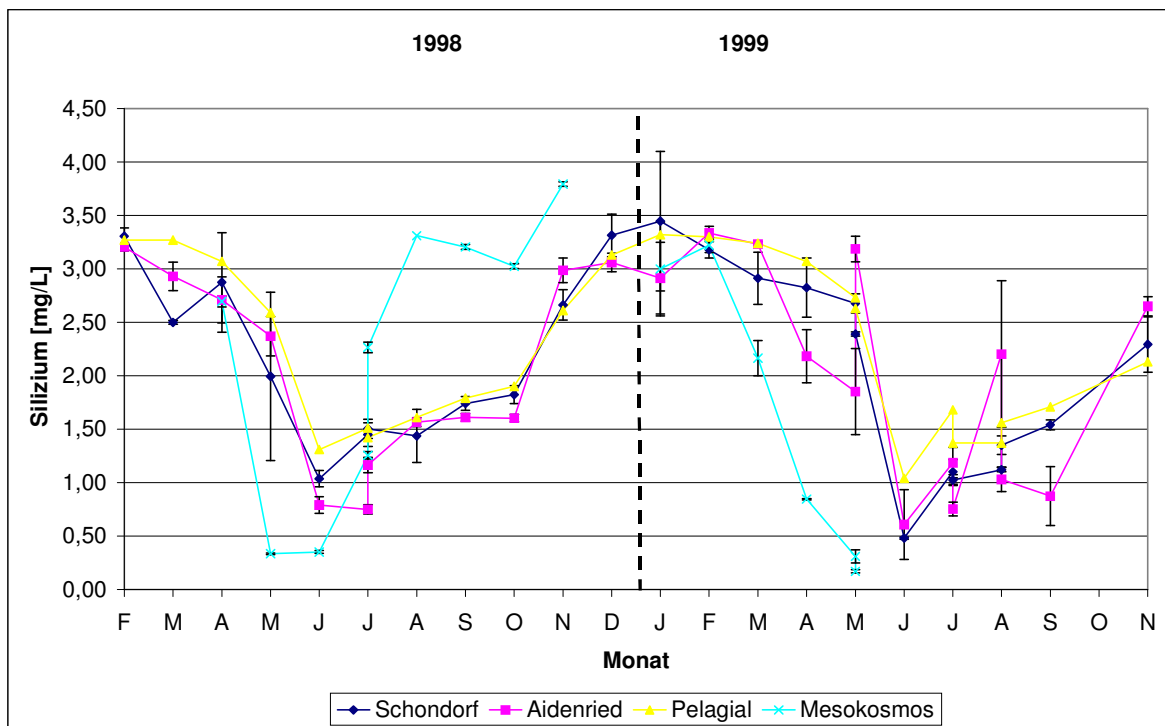


Abbildung 16: Silizium

Silizium ist an allen drei Probestellen während der Messperiode annähernd gleichmäßig vorhanden. Wie aus Abbildung 16 ersichtlich, finden sich an der Probestelle Aidenried die größten Schwankungen. Grundsätzlich sinkt mit steigender Temperatur der Gewässer die Siliziumkonzentration im Wasser durch die hohe Aufnahme der Bacillariophyceen immer mehr ab, um nach dem Zusammenbruch der Kieselalgenpopulation im Laufe des restlichen Jahres wieder langsam anzusteigen. Die Werte lagen im Winter zwischen 2,5 und 3,5 mg/L und fielen dann im Sommer auf bis zu 0,5 mg/L. Erwähnenswert ist die im Jahresverlauf deutlich sichtbare kurze Kieselalgenblüte nach dem Pfingsthochwasser 1999. Im Mesokosmos liegen die Werte für Silizium meist im unteren Bereich der Werte des Ammersees.

3.1.1.8 Zusammenfassung der physikalisch-chemischen Parameter

Mittelwert	Schondorf	Aidenried	Pelagial	Mesokosmos
pH-Wert	8,40	8,32	8,25	8,51
Leitfähigkeit $\mu\text{S}/\text{cm}$	383	396	364	280
Temperatur $^{\circ}\text{C}$	13,1	13,8	11,4	13,2
Sauerstoff mg/L	10,6	9,9	10,3	9,7
Gesamt P mg/L	0,02	0,04	0,01	0,03
Gel. Gesamt P mg/L	0,005	0,006	0,004	0,009
Gel. Reaktiver P mg/L	0,002	0,003	0,002	0,002
Ammonium mg/L	0,017	0,042	0,011	0,139
Nitrat mg/L	1,014	0,934	1,058	0,128
Nitrit mg/L	0,008	0,011	0,007	0,003
Silizium mg/L	15,53	15,19	14,70	5,83

Tabelle 1: Mittelwerte der Litoralprobestellen, des Pelagials und des Mesokosmos

Betrachtet man die Mittelwerte über den gesamten Probenahmezeitraum, so nahm die Leitfähigkeit als Summenparameter für die Ionen im Mesokosmos ab. Ausserdem konnte ein starker Rückgang des Siliziums im Mesokosmos nachgewiesen werden. Ammonium war im Mesokosmos in höheren Mengen verfügbar, Nitrat war im Ammersee in deutlich höheren Mengen vorhanden.

3.1.2 Biologische Parameter

3.1.2.1 Chlorophyll a

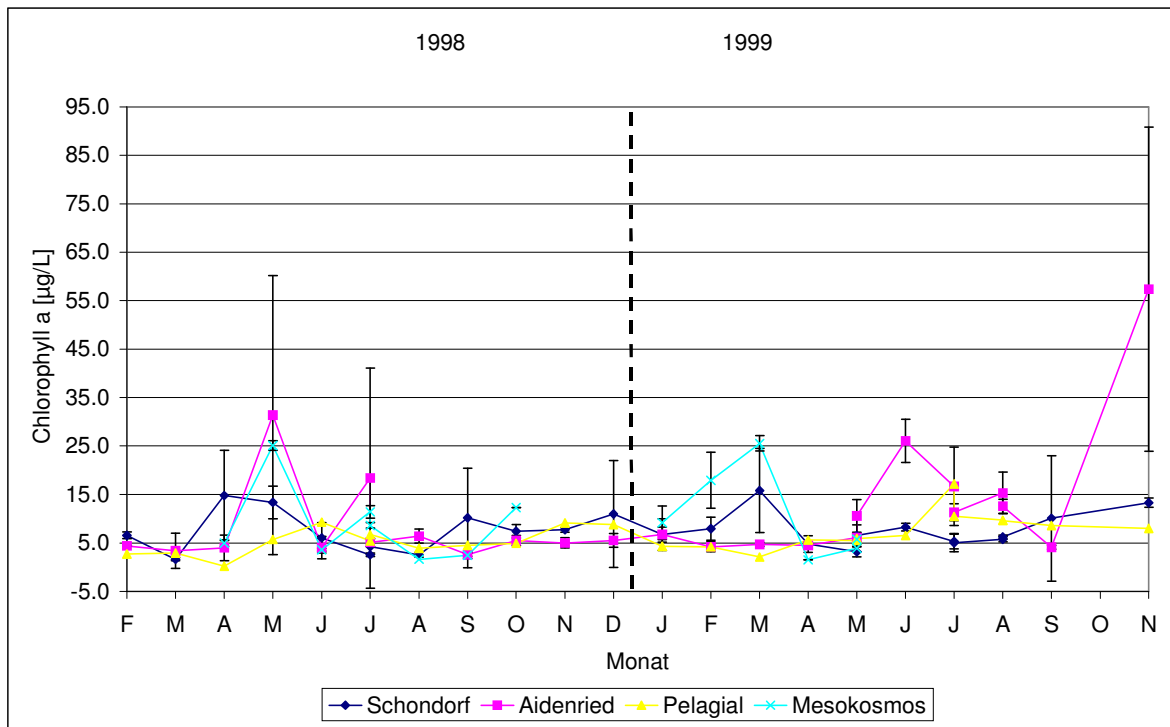


Abbildung 17: Chlorophyll a

Chlorophyll a, das primäre Photosynthesepigment von allen sauerstoffproduzierenden Organismen (WETZEL, 1983), dient als Summenparameter für die Entwicklung des Phytoplanktons in aquatischen Systemen. Zahlreiche Untersuchungen führten zu einer nachweislichen Korrelation zwischen Biovolumen der Algen und Chlorophyll a-Konzentration (VÖRÖS und PADISAK, 1991). Wie in Abbildung 17 zu sehen ist, schwankten die Werte in Aidenried besonders stark und erreichten hier auch die höchsten Werte. Ansonsten bewegten sich die Werte zwischen 5 µg/L und 15 µg/L. Der Jahresdurchschnitt der Chlorophyll a-Konzentrationen im Ammersee liegt seit Anfang der neunziger Jahre unter 15 µg/L (LENHART, 2000). Die beiden gemessenen Maxima im Frühjahr spiegeln die Frühjahrsblüte des Phytoplanktons wieder.

3.1.2.2 Zooplanktonuntersuchungen im Litoral

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Zooplanktonuntersuchungen der Jahre 1998 und 1999 erläutert. Wie bereits in vorhergehenden Kapiteln beschrieben, sind beide Jahre wegen des Jahrhunderthochwassers zu Pfingsten 1999 nur begrenzt miteinander vergleichbar.

Insgesamt wurden an beiden Probestellen im Verlauf beider Jahre 70 Arten bestimmt; sie werden im nächsten Absatz aufgelistet. Im folgenden soll im besonderen auf die Hauptarten (fettgedruckt) eingegangen werden, die eine Stetigkeit von über 50% haben oder aber mindestens rezedent vorkommen, was einer Dominanz von mindestens 0,5% in allen Aufnahmen entspricht (KLOFT und GRUSCHWITZ, 1998).

3.1.2.2.1 Artenliste

Rotatoria

Ascomorpha ecaudis

Asplanchna priodonta

Brachionus angularis

Fillinia longiseta passa

Gastropus stylifer

Kellicottia longispina

Keratella cochlearis

Keratella quadrata

Lecane forma monostyla

Lecane ludwigi

Lepadella patella

Mytilinia spec.

Notholca spec.

Philodinia spec.

Platyas quadricornis

Polyarthra dolichoptera

Rotaria spec.

Squamula spec.

Synchaeta pectinata

Testudinella patina*Trichocerca spec.****Trichotria pocillum*****Branchiopoda*****Acroperus harpae****Alona costata****Alona costata****Alona rectangula****Alonella nana******Bosmiona longicornis kessleri****Camptocerus rectirostris**Ceriodaphnia quadrangula**Ceriodaphnia reticulata**Chydorus globosus****Chydorus sphaericus****Daphnia rosea**Diaphanosoma brachyorum**Disparalona rostrata**Eurycercus lamellatus**Graptoleberis testudinaria**Leydigia acanthocercoides**Macrothrix laticornis**Monospilus dispar**Peracantha truncata**Polyphemus pediculus**Pleuroxus uncinatus**Scapholeberis mucronata****Sida cristallina****Simocephalus vetulus***Copepoda**

Calanoida

Eudiaptomus gracilis

Canthocamptidae

Attheyella crassa

Cyclopoidae

Cyclops abyssorum

Mesocyclops leukartii

Ostracoda

Heterocypris incongruens

Cypridopsis vidua

3.1.2.2.2 Gesamtabundanzen und Biomasseverteilung

In Abbildung 18 bis Abbildung 21 werden die Abundanzen und die prozentuale Verteilung der wichtigsten Gruppen dargestellt. Gegenstand der Untersuchungen waren das Crustaceenzooplankton und die Rotatorien; die Einteilung erfolgte nach Rotatorien, Copepoda, Cadoceren und Ostracoden. Der Probenahmezeitraum umfasst die Jahre 1998 und 1999. Die Mengenangaben beziehen sich auf Individuen pro Kieskorb, die Verteilung der Gruppen wurde im prozentualen Verhältnis grafisch verarbeitet.

Betrachtet man die Gesamtabundanzen beider Probestellen, so kann man feststellen, dass das Pfingsthochwasser 1999 zu einem großen Anstieg der Populationen an der Probestelle Aidenried geführt hat.

Gründe dafür sind unter anderem in einer großen Zunahme von Nährstoffen durch den unmittelbaren Einfluß der Ammer auf diese Probestellen zu suchen. Die Auswirkung des Hochwassers wird ab Mitte August schwächer, die Abundanzen beider Probestellen zeigen wieder die Trends von 1998.

Die Gruppe der Rotatorien weist durchwegs hohe Abundanzen an beiden Probestellen auf, wobei besonders nach dem Pfingsthochwasser 1999 in Aidenried ein großer Anstieg dieser Gruppe zu verzeichnen ist.

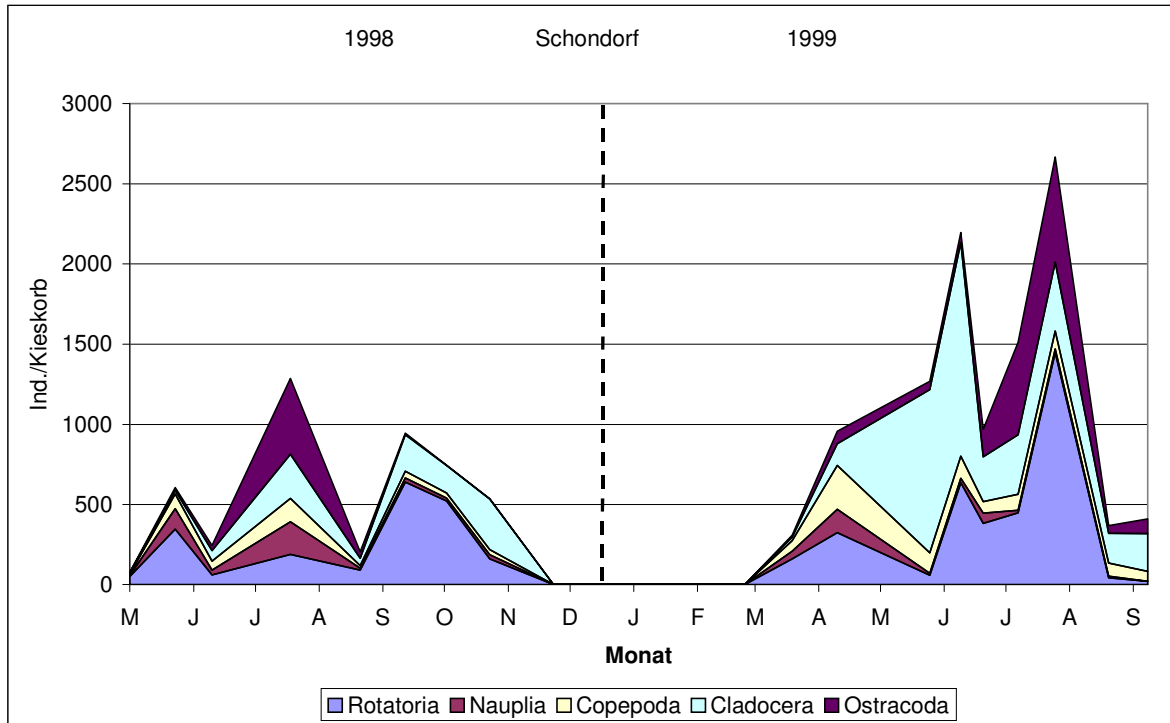


Abbildung 18: Abundanz Schondorf

Betrachtet man die Gruppe der Nauplien, so kann man ebenfalls einen deutlichen Anstieg der Abundanzen nach dem Pfingsthochwasser in Aidenried feststellen.

Die Gruppe der Copepoda weist für beide Probestellen einen ähnlichen Verlauf während beider Probejahre auf.

Bei den Cladoceren wiederum ist ein auffallender Anstieg an der Probestelle Schondorf nach dem Hochwasser zu verzeichnen.

Die Gruppe der Ostracoden ist an der Probestelle Schondorf in etwas größeren Dominanzen anzutreffen, generell ist der Verlauf an beiden Probestellen ähnlich. Auffallend ist die zögerliche Entwicklung im Frühjahr mit einem Maximum im August, das zum Ende der Vegetationsperiode sukzessive abnimmt. Dies ist sowohl 1998 als auch 1999 festzustellen.

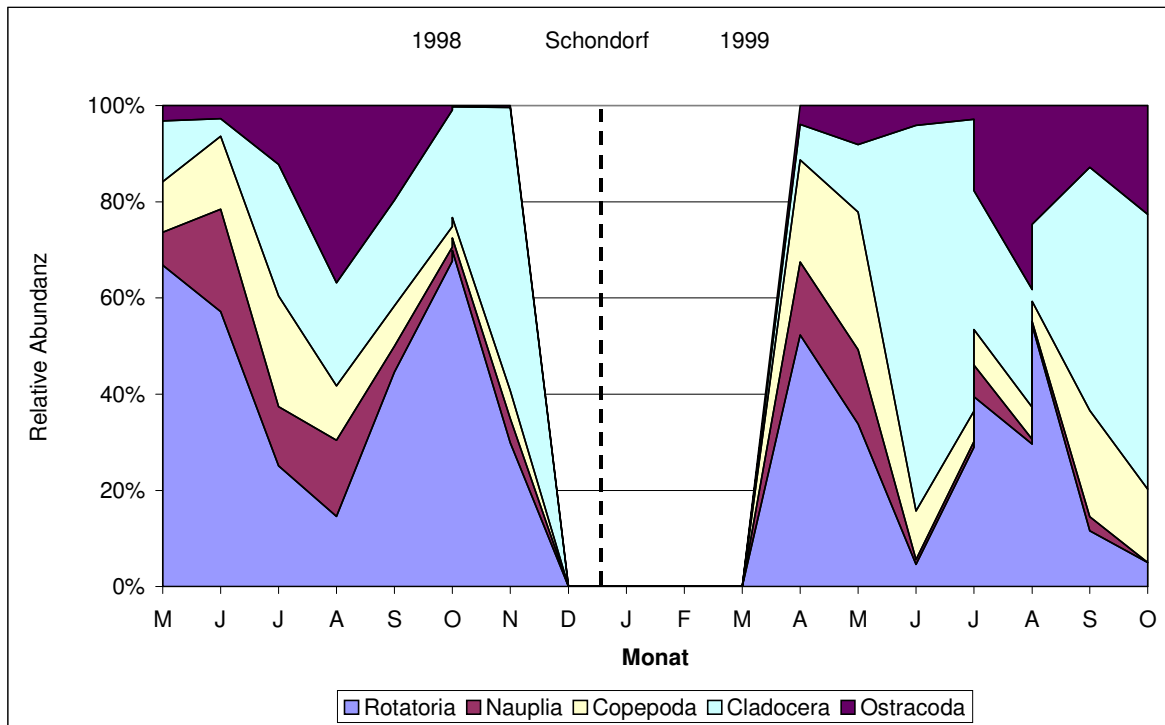


Abbildung 19: Relative Abundanz Schondorf

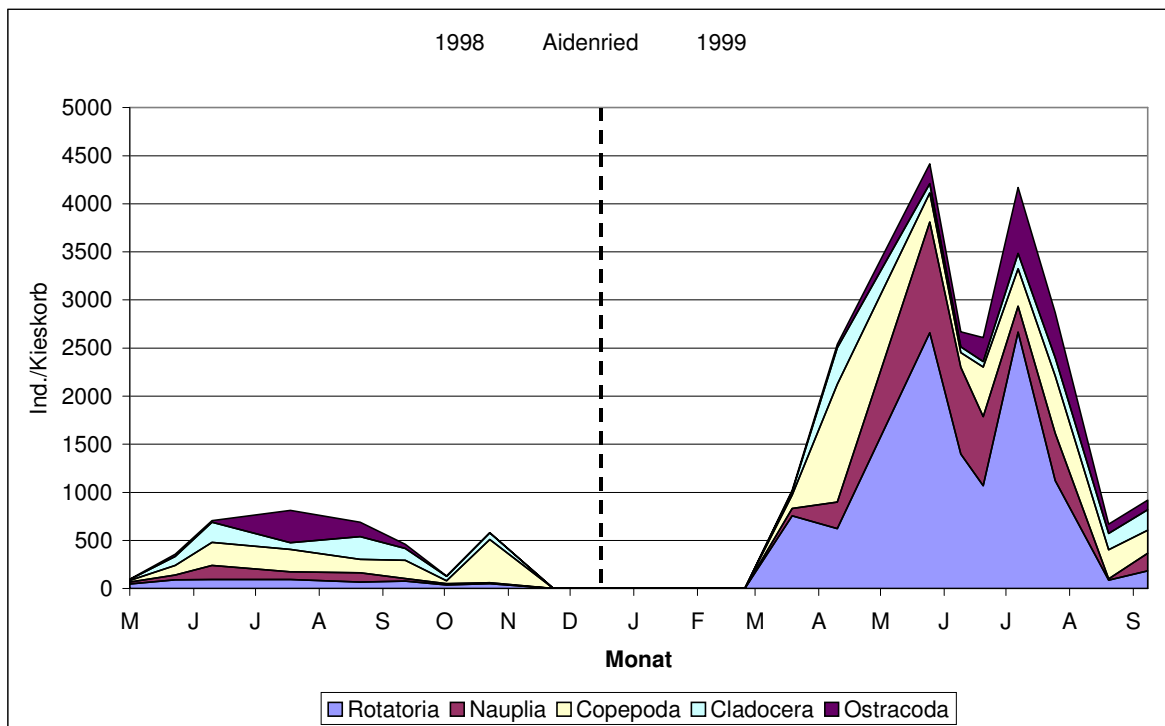


Abbildung 20: Abundanz Aidenried

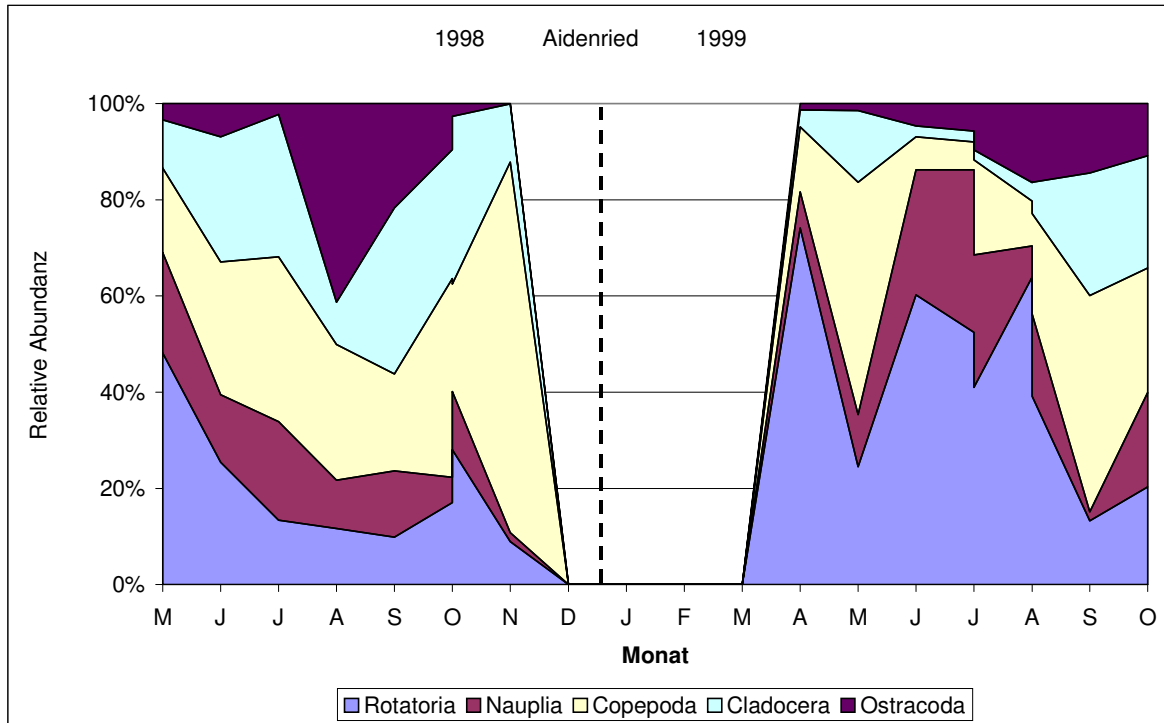


Abbildung 21: Relative Abundanz Aidenried

3.1.2.2.3 Statistische Auswertung des Zooplanktons der Probestellen mittels Clusteranalysen

Für die Cluster - Dendrogramme wurden quadrierte Euklidische Distanzen in Kombination mit der Ward-Methode verwendet (HENRION et al., 1988). Die jeweiligen Zooplanktongruppen bzw. -arten, die zu einem hohen Grad gleichzeitig vorkommen, wurden in Form von Dendrogrammen, die auch als „Eiszapfendiagramme“ bezeichnet werden (Abbildung 22, Abbildung 23), nahe der Grundlinie verbunden (Euklidische Distanzen). Gruppen, die ähnliche Abundanzschwerpunkte haben, bilden Cluster zwischen der Distanz von 0 – 25. Je ähnlicher sich Gruppen sind, umso näher sind die Verbindungslinien bei der Null, je weiter sie sich von der Null entfernen, umso unähnlicher sind sie.

Mit der Clusteranalyse wurden qualitative Unterschiede in der Zusammensetzung der Zooplanktonpopulationen beider Probestellen über je ein Untersuchungsjahr und den gesamten Untersuchungszeitraum erfasst.

Bei der Auswertung der Probestelle Schondorf sind sich 1998 und 1999 die Nauplien und Copepoden am ähnlichsten, gefolgt von den Nauplien und Ostracoden. Das

Dendrogramm beider Untersuchungsjahre weist wiederum die grösste Ähnlichkeit bei Nauplien und Copepoden, gefolgt von Nauplien und Ostracoden, auf (Abbildung 22).

Die Probestelle Aidenried (Abbildung 23) zeigt ein leicht verändertes Bild. 1998 ist bei den Nauplien und Ostracoden die grösste Ähnlichkeit, gefolgt von den Copepoda und Cladocera, 1999 haben die Rotatorien und die Nauplien die grösste Ähnlichkeit, wiederum gefolgt von den Copepoda und Cladocera. Bei der Gesamtbetrachtung beider Jahre haben die Cladocera und die Ostracoda die grösste Ähnlichkeit, gefolgt von den Cladocera und den Nauplia. Die insgesamt grösseren Unterschiede in Aidenried sind wohl auf den grösseren Einfluss des Hochwassers an dieser Probestelle zurückzuführen.

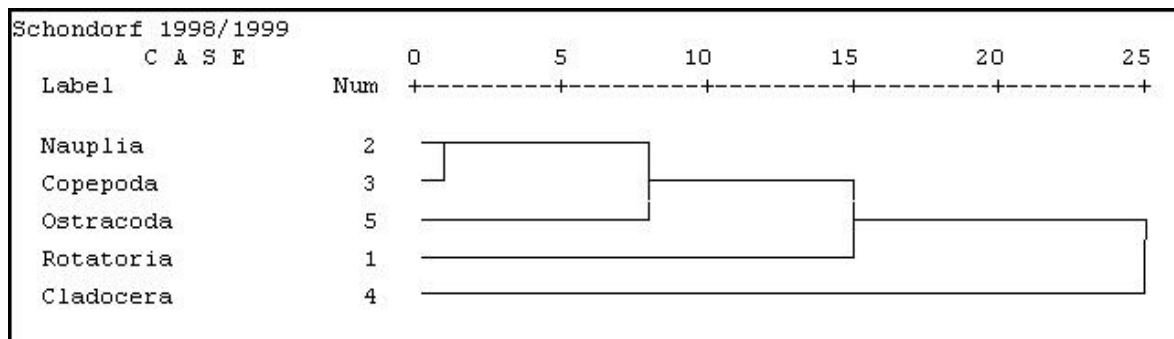
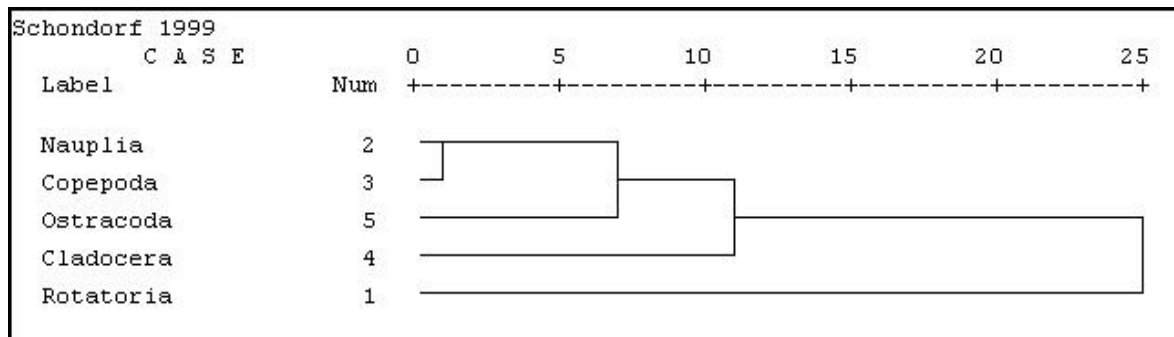
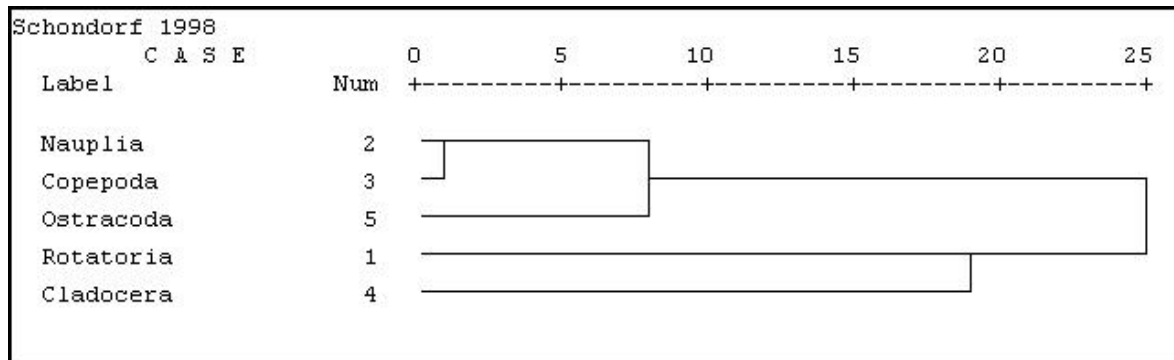


Abbildung 22: Dendrogramme der Zooplanktongruppen für die Probestelle Schondorf

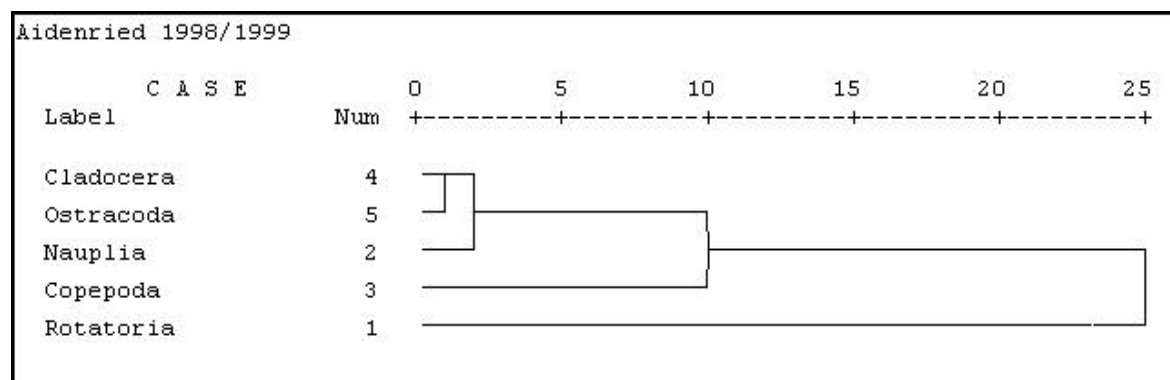
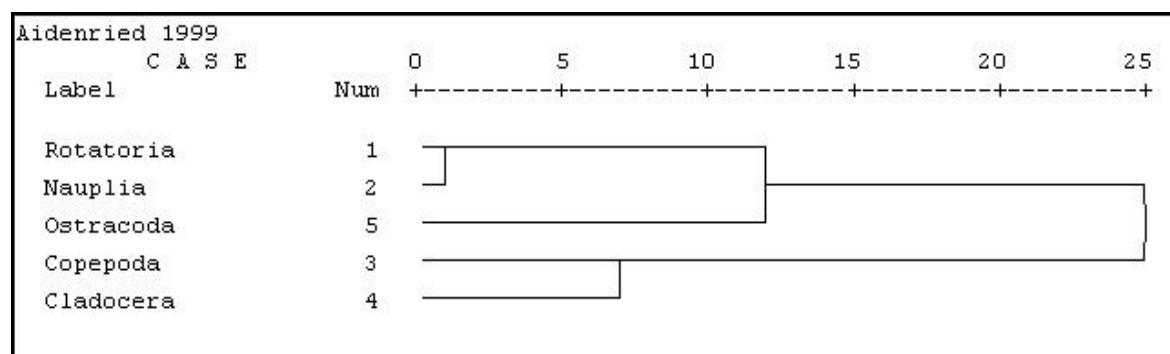
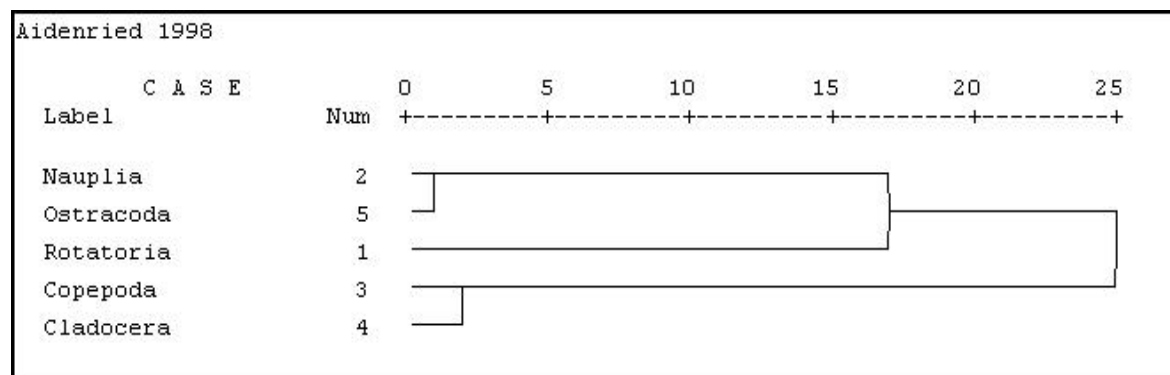


Abbildung 23: Dendrogramme der Zooplanktongruppen für die Probestelle Aidenried

Auf die dominanten Arten beider Probestellen soll in den folgenden Abschnitten eingegangen werden.

3.1.2.2.4 Rotatoria

Die Art *Polyarthra dolichoptera* ist nach SAUER (1995) eine Kaltwasserart, die sich vor allem während kühler Wassertemperaturen an der Wasseroberfläche aufhält. *Polyarthra dolichoptera* ernährt sich von zentralen Diatomeen und Crypto- und Chrysomonaden (POURRIOTT, 1977).

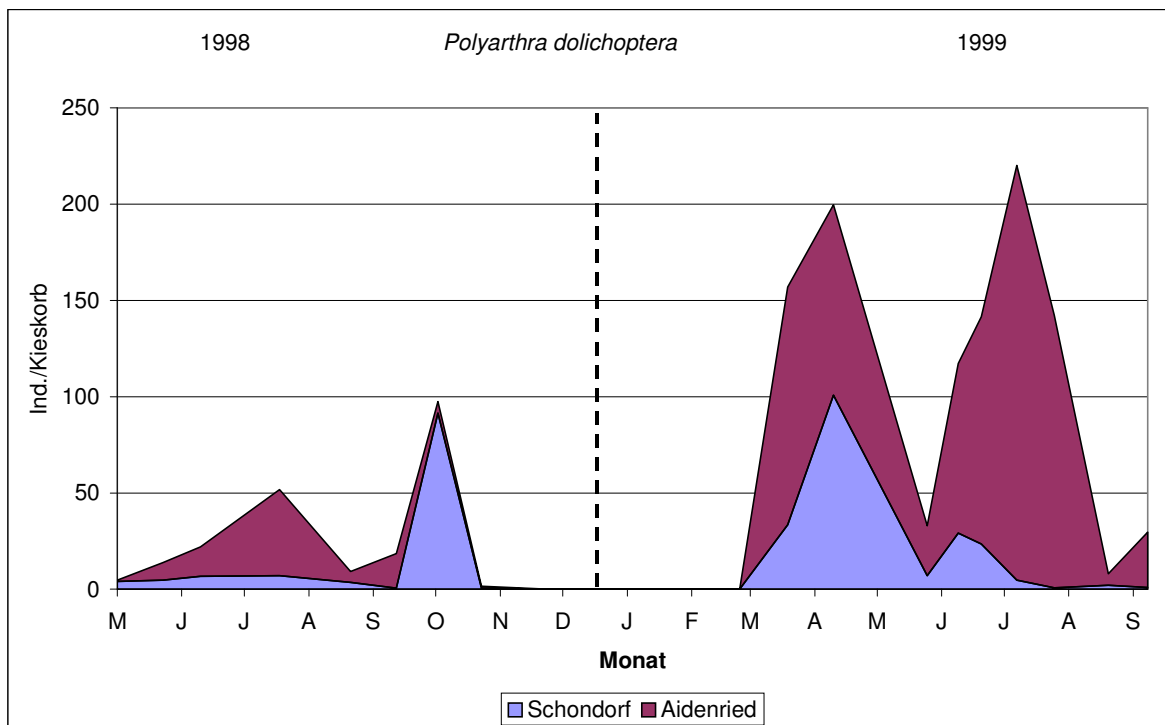


Abbildung 24: *Polyarthra dolichoptera*

Neben *Polyarthra dolichoptera* als Hauptart wurden auch einzelne Individuen der Arten *Polyarthra vulgaris* (diese besonders in den Sommermonaten) und *Polyarthra remata* bestimmt. Letztere traten nur sporadisch und in geringer Anzahl auf. *Polyarthra dolichoptera* hat während der beiden untersuchten Jahre an beiden Probestellen jeweils zwei Maxima, wenn auch an beiden Probestellen unterschiedlich stark und zu leicht verschobenen Zeitpunkten. 1999 waren die Abundanzen insgesamt höher, und

besonders nach dem Hochwasser traten an der Probestelle Aidenried hohe Individuenzahlen auf (Abbildung 24). Laut SAUER (1995) ernährt sich die Art durch aktives Greifen von kleineren Algen des Planktons und ist in den kälteren Monaten häufiger anzutreffen. Sie tritt laut VOIGT und KOSTE (1978) vor allem perennierend im Pelagial oligotropher bis eutropher Süßgewässer auf.

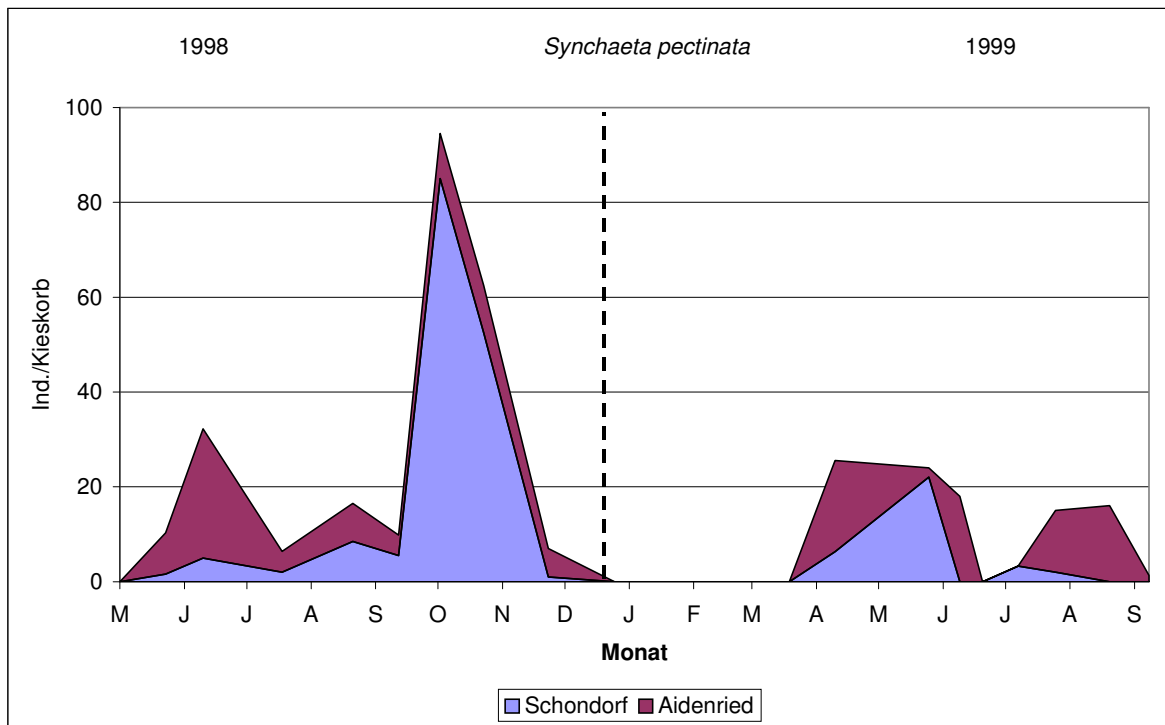


Abbildung 25: *Synchaeta pectinata*

Der jahreszeitliche Verlauf von *Synchaeta pectinata* (Abbildung 25) weist 1998 drei Maxima auf, wobei das Herbstmaximum in Schondorf mit über 70 Individuen pro Kieskorb der höchste Wert war. 1999 bricht die Population nach dem Hochwasser zusammen und steigt dann wieder an. An der Probestelle Schondorf tritt die Art danach noch einmal kurz in Erscheinung und verschwindet dann bis zum Ende der Probenahmen. In Aidenried bildet die Art wiederum drei Maxima im Frühsommer, Spätsommer und Herbst beider Untersuchungsjahre aus.

Keratella cochlearis zeigt 1998 und 1999 drei unterschiedlich hohe Maxima, wobei das extreme Maximum im Frühsommer 1999 an der Probestelle Aidenried auf das Hochwasser zurückzuführen ist. Ansonsten verlaufen die beiden Untersuchungsjahre weitgehend parallel (Abbildung 26). Wie *Polyarthra dolichoptera* ernährt sich auch

Synchaeta pectinata von zentralen Diatomeen und Crypto- und Chrysomonaden, ist aber auch in der Lage, Detritus zu verwerten (POURRIOTT, 1977).

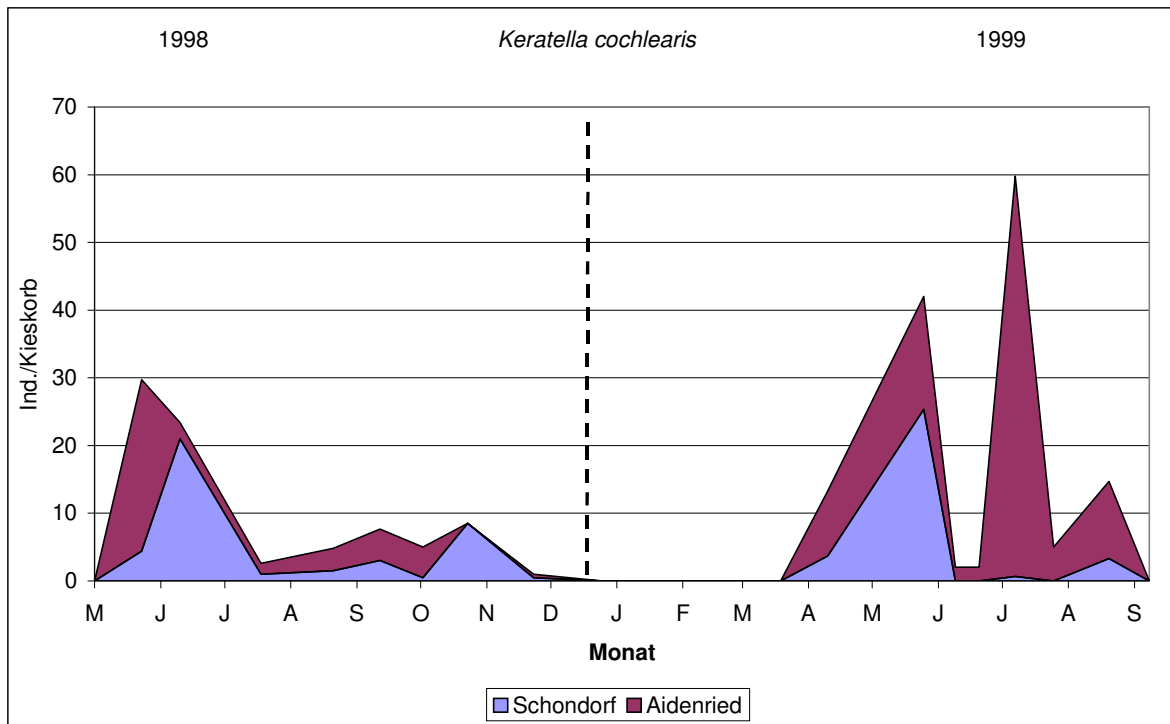


Abbildung 26: *Keratella cochlearis*

Kellicottia longispina ist eine Art, die überwiegend an der Probestelle Schondorf in höheren Abundanzen auftrat. Die Art bildete an der Probestelle Schondorf je drei Maxima aus, wobei 1999 das Frühjahrsmaximum besonders ausgeprägt war. In Aidenried trat *Kellicottia longispina* nur nach dem Hochwasser in höheren Abundanzen als in Schondorf auf (Abbildung 27). Dies bestätigt sich auch laut SAUER (1995); die Art ist in mäßig trüben Seen und Teichen mit einem ausgeprägten Frühjahrsmaximum ganzjährig vorhanden.

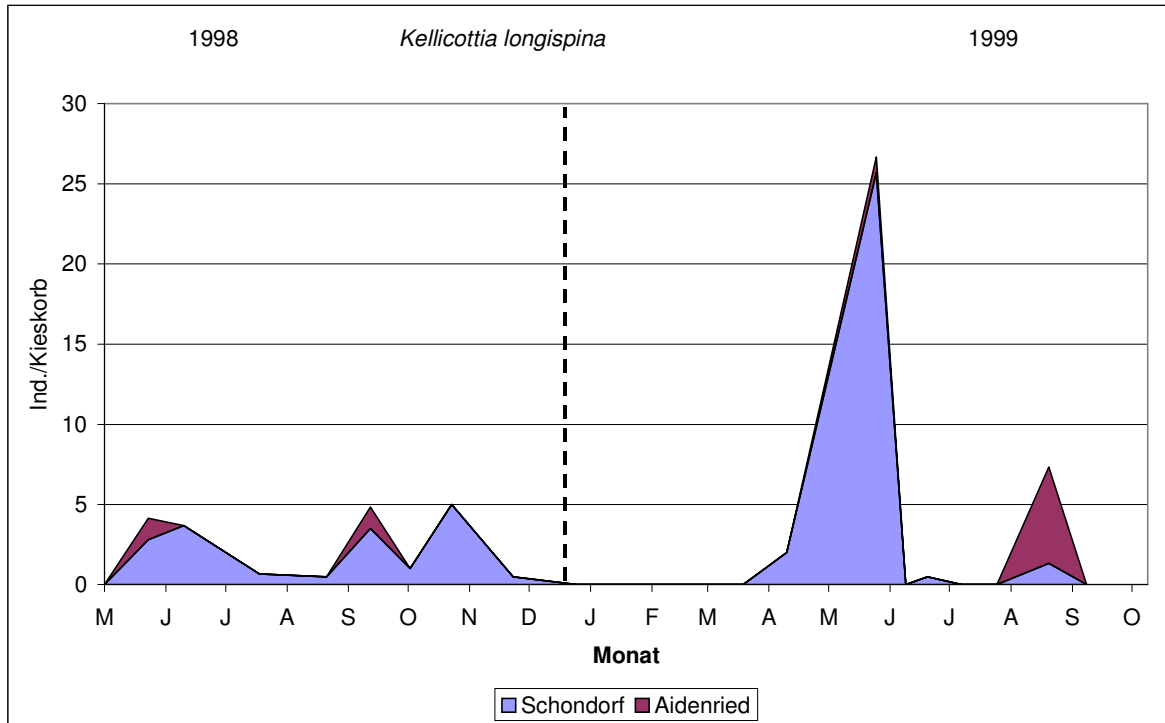


Abbildung 27: *Kellicottia longispina*

Die Art *Lecane forma monostyla*, die sich gern fixiert, um die eigene Achse schwingt und vorwiegend im Periphyton und im Litoral zwischen Wasserpflanzen vorkommt (VOIGT und KOSTE, 1978), bildete während beider Untersuchungsjahre je zwei deutliche Maxima aus, wobei 1998 das Maximum in Schondorf ausgeprägter war. 1999 wurden in Aidenried mehr Individuen gezählt; auch bei dieser Art wirkt sich das Hochwasser in Aidenried durch ansteigende Individuenzahlen über einen längeren Zeitraum aus (Abbildung 28).

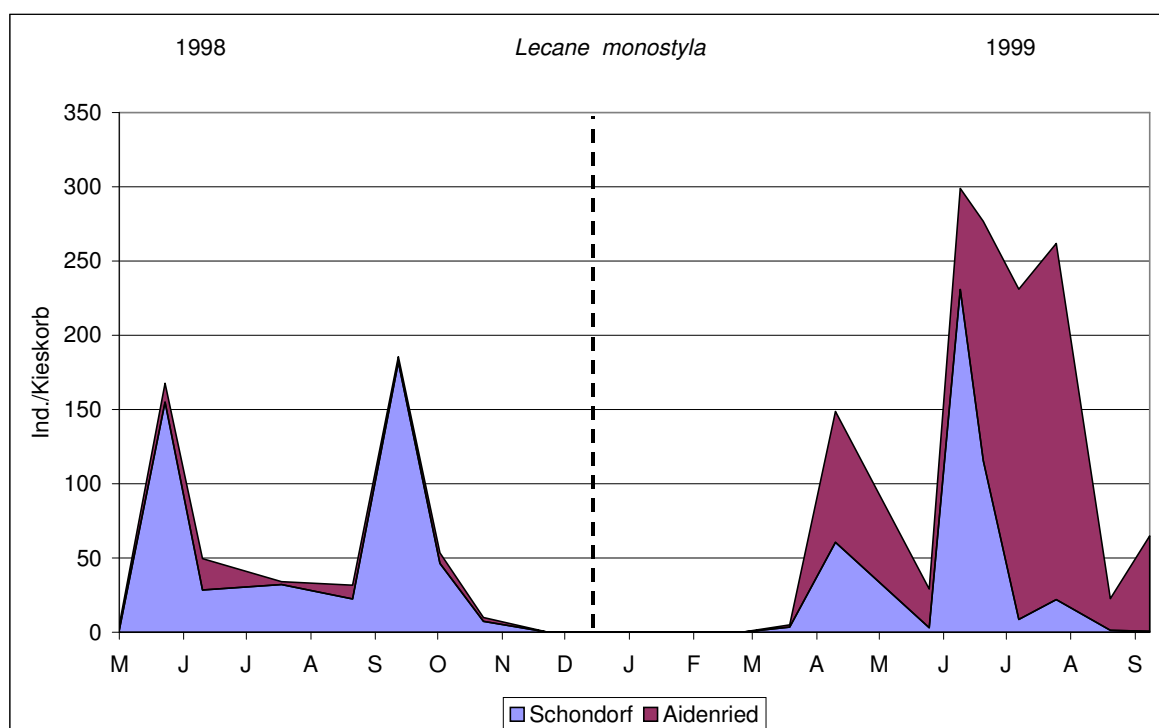


Abbildung 28: *Lecane forma monostyla*

Lecane ludwigi (Abbildung 29) hat ähnliche ökologische Ansprüche wie *Lecane forma monostyla* (VOIGT und KOSTE, 1978) und weist in beiden Untersuchungs Jahren an der Probestelle Schondorf drei ausgeprägte Maxima aus. In Aidenried ist die Art 1999 stärker vertreten als 1998, die Maxima treten aber zu unterschiedlichen Zeitpunkten als in Schondorf auf.

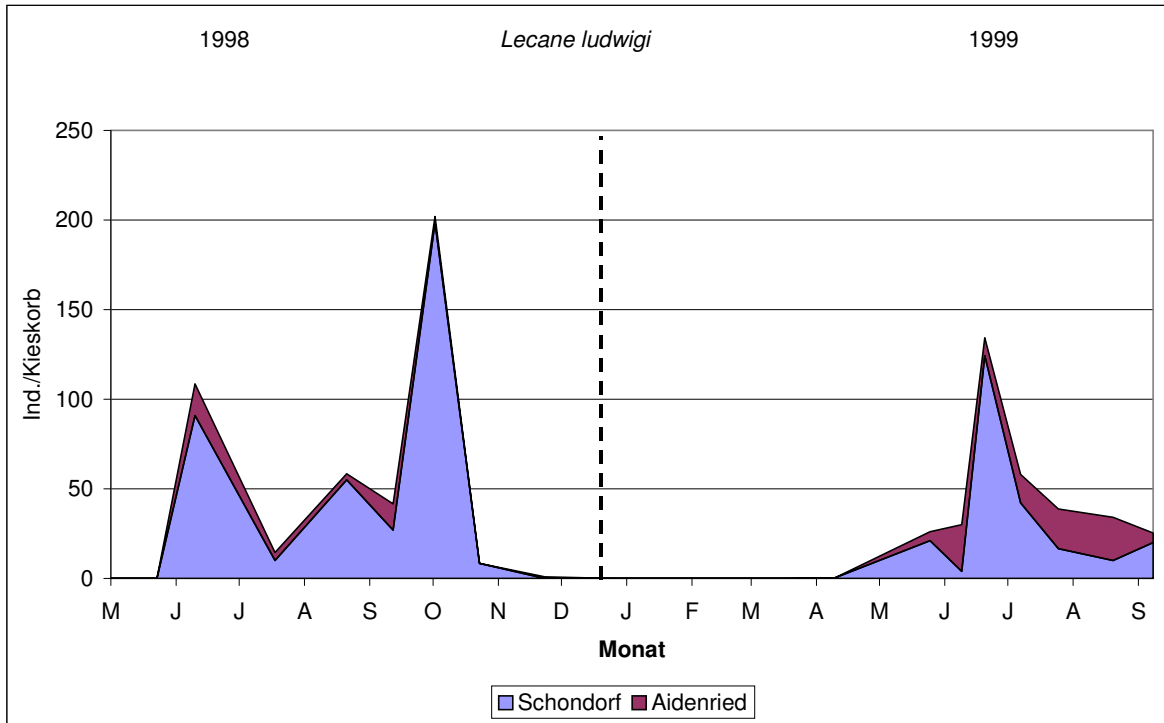


Abbildung 29: *Lecane ludwigi*

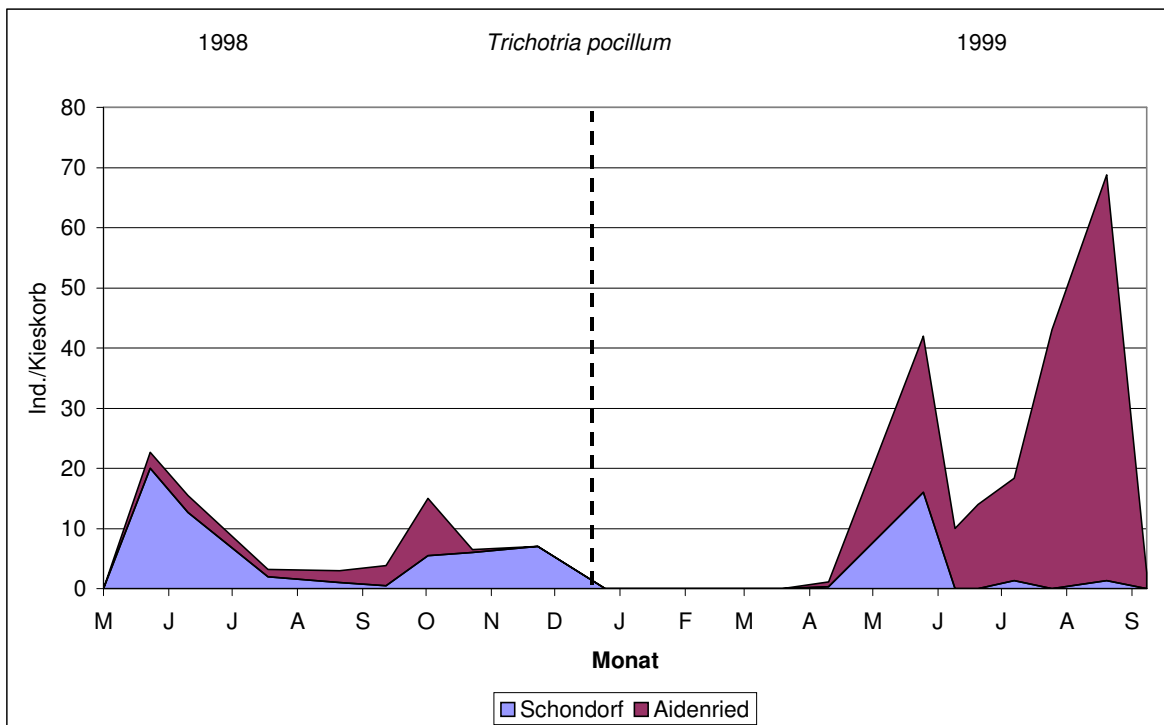


Abbildung 30: *Trichotria pocillum*

Trichotria pocillum (Abbildung 30) hat in beiden Untersuchungsjahren zwei ausgeprägte Maxima im Frühsommer und im Spätsommer/Herbst. 1998 dominiert die Art an der Probestelle Schondorf, 1999 in Aidenried, wobei auch hier nach dem Hochwasser die Abundanzen rapide ansteigen.

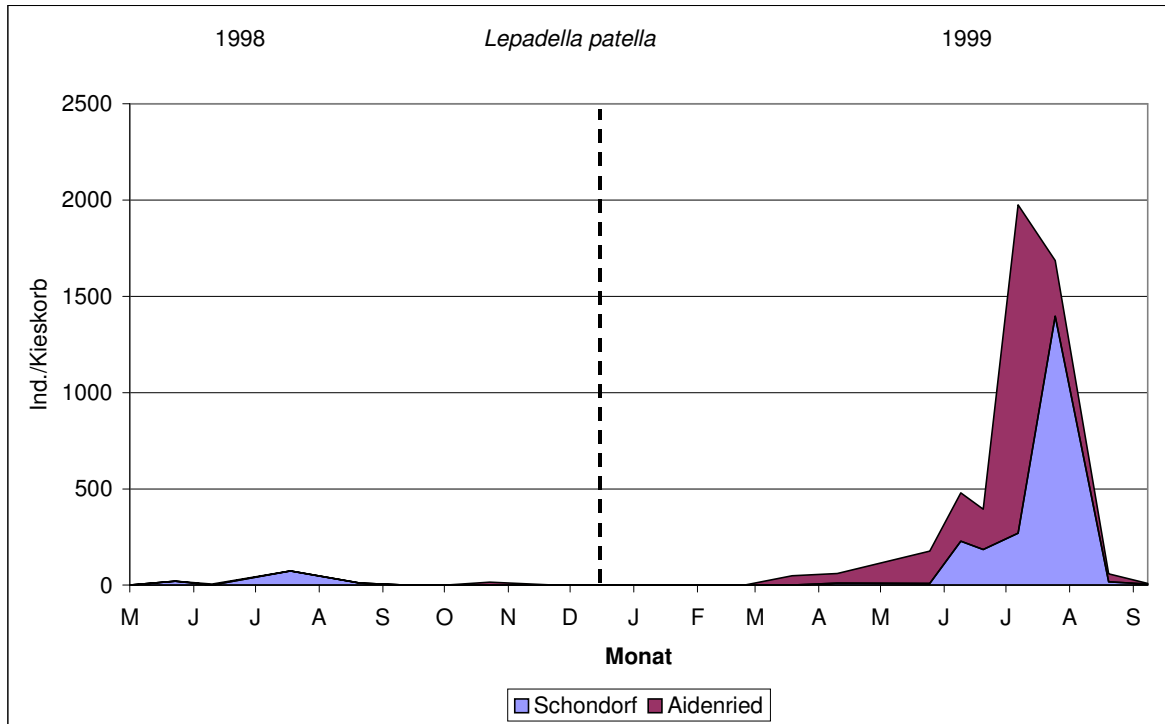


Abbildung 31: *Lepadella patella*

Die Art *Lepadella patella* ist eindeutig durch das Hochwasser von 1999 gekennzeichnet (Abbildung 31). Besonders auffällig ist die gleichmäßige Entwicklung der Art an beiden Probestellen nach dem Hochwasser. Die hohen Abundanzen nach dem Hochwasser sind möglicherweise auf ein erhöhtes Nahrungsangebot durch Bakterien und heterotrophe Nanoflagellaten zurückzuführen (OOMS-WILLIAMS, 1995).

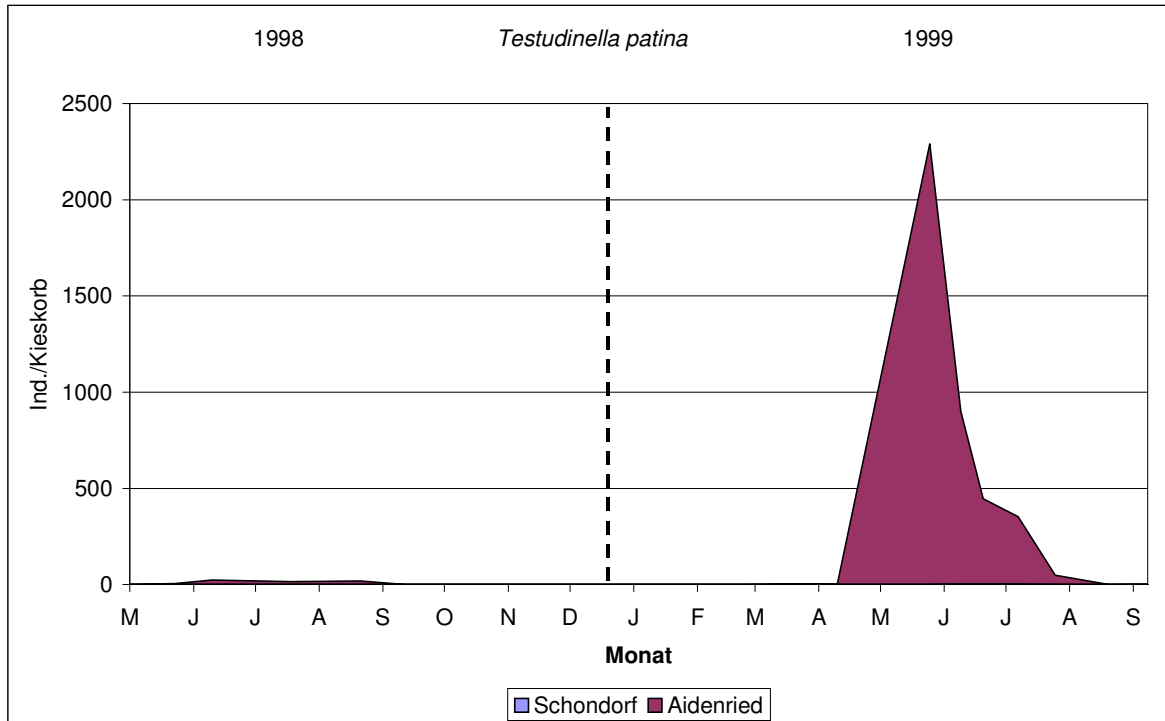


Abbildung 32: *Testudinella patina*

Interessant an *Testudinella patina* ist das alleinige Auftreten in nennenswerten Abundanzen an der Probestelle Aidenried. Die Art trat am Ammersee ausschließlich im Sommer auf, vermehrte sich nach dem Pfingsthochwasser 1999 explosionsartig und verschwand zwei Monate später wieder nahezu vollständig. *Testudinella patina* ist laut VOIGT und KOSTE (1978) eine eurytherme Art, die besonders auf dem Bodenschlamm kleinerer und größerer Gewässer, im Aufwuchs und an submersen Pflanzen auftritt. Durch den extremen Sediment- und Geschiebeeintrag an der Probestelle Aidenried fand die Art wohl ideale Vermehrungsbedingungen, wie in Abbildung 32 zu sehen ist.

3.1.2.2.5 Clusteranalysen mit den wichtigsten Rotatorienarten

Die Dendrogramme für die wichtigsten Rotatorien der Probestelle Schondorf (Abbildung 33 bis Abbildung 35) liefern folgende Ergebnisse: 1998 und 1999 haben *Keratella cochlearis* und *Trichotria pocillum* die grösste Ähnlichkeit, 1999 bilden *Synchaeta pectinata* und *Lecane ludwigi* ein zweites Cluster gleicher Ähnlichkeit. Bei der Betrachtung des gesamten Probenahmezeitraumes haben *Keratella cochlearis* und *Trichotria pocillum* wiederum die grösste Ähnlichkeit.

Die Probestelle Aidenried zeigt andere Ähnlichkeiten auf (Abbildung 36 bis Abbildung 38). 1998 haben *Kellicottia longispina* und *Keratella cochlearis* die grösste Ähnlichkeit, gefolgt von *Polyarthra dolichoptera* und *Synchaeta pectinata*. 1999 ergibt sich folgendes Bild: *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina*, *Synchaeta pectinata* und *Testudinella patina* bilden ein Cluster. Dieses Ergebnis ist mit großer Wahrscheinlichkeit auf die explosionsartige Vermehrung dieser Arten aufgrund genügend verfügbarer Nahrung durch den Nährstoffeintrag des Hochwassers und der darauf folgenden Vermehrung des Phytoplanktons zurückzuführen. Besonders im Pelagial und an der Probestelle Aidenried wurden nach dem Hochwasser hohe Chlorophyll a-Werte gemessen (Abbildung 17). Bei der Gesamtbetrachtung beider Jahre bilden *Keratella cochlearis* und *Testudinella patina* ein Cluster, gefolgt von *Kellicottia longispina* und *Trichotria pocillum*. Insgesamt betrachtet bilden immer die gleichen Arten Cluster, was auf ähnliche ökologische Ansprüche dieser Arten hinweist. Laut GILBERT (1988) haben die Arten *Keratella cochlearis*, *Kellicottia longispina*, *Polyarthra dolichoptera* und *Synchaeta pectinata* die gleiche Nahrungspräferenz. Andererseits berichten EDMONDSON (1968) und DUMONT (1977) von einer direkten Nahrungskonkurrenz der Arten *Keratella cochlearis* und *Kellicottia longispina*. Die Maxima der beiden Arten sind jedoch bei beiden untersuchten Arten zu gleichen Zeiten, was zu dem Schluss führt, dass für beide Arten genügend Nahrung vorhanden war.

Sonstige Rotatorien

An der Probestelle Schondorf (Abbildung 39) wurden 13, an der Probestelle Aidenried (Abbildung 40) 11 zusätzliche Arten gefunden, die aber nur in geringeren Abundanzen oder nur zeitweilig auftraten.

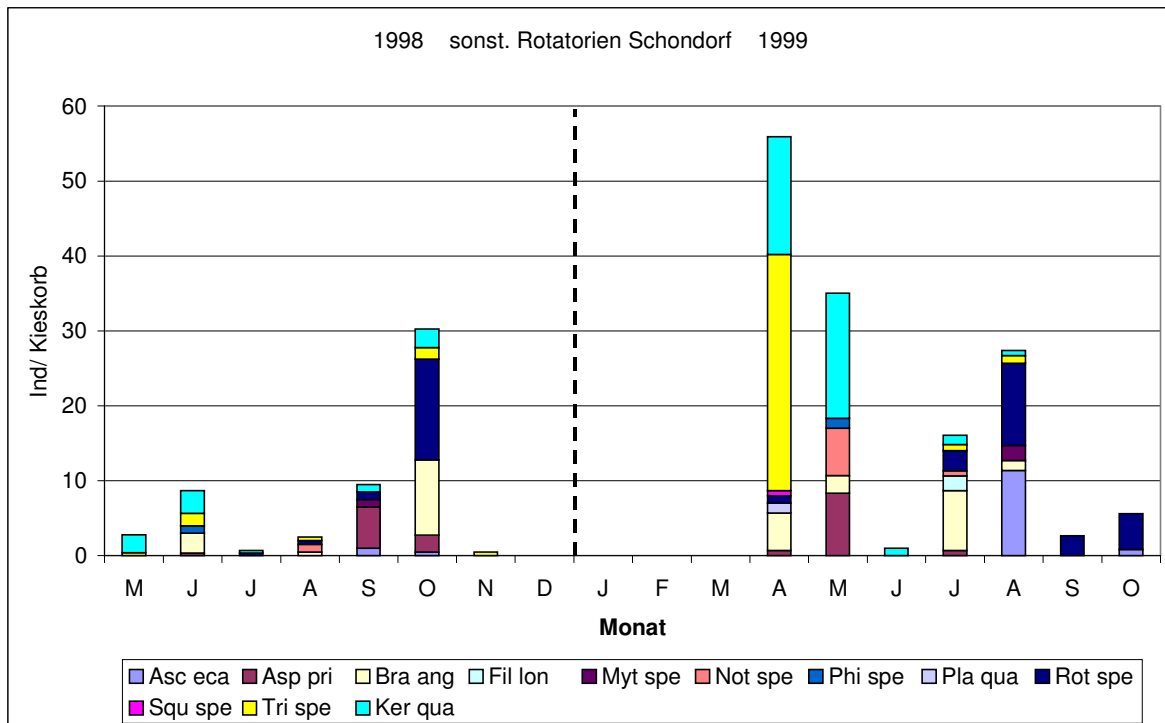


Abbildung 39: Rotatoria sonstige; Schondorf

Asc eca: *Ascomorpha ecaudis*, Asp pri: *Asplanchna priodonta*, Bra ang: *Brachionus angularis*, Fil lon: *Fillinia longiseta passa*, Myt spe: *Mytilinia spec.*, Not spe: *Notholca spec.*, Phi spe: *Philodinia spec.*, Pla qua: *Platyas quadricornis*, Rot spe: *Rotaria spec.*, Squ spe: *Squamula spec.*, Tri spe: *Trichocerca spec.*, Ker qua: *Keratella quadrata*

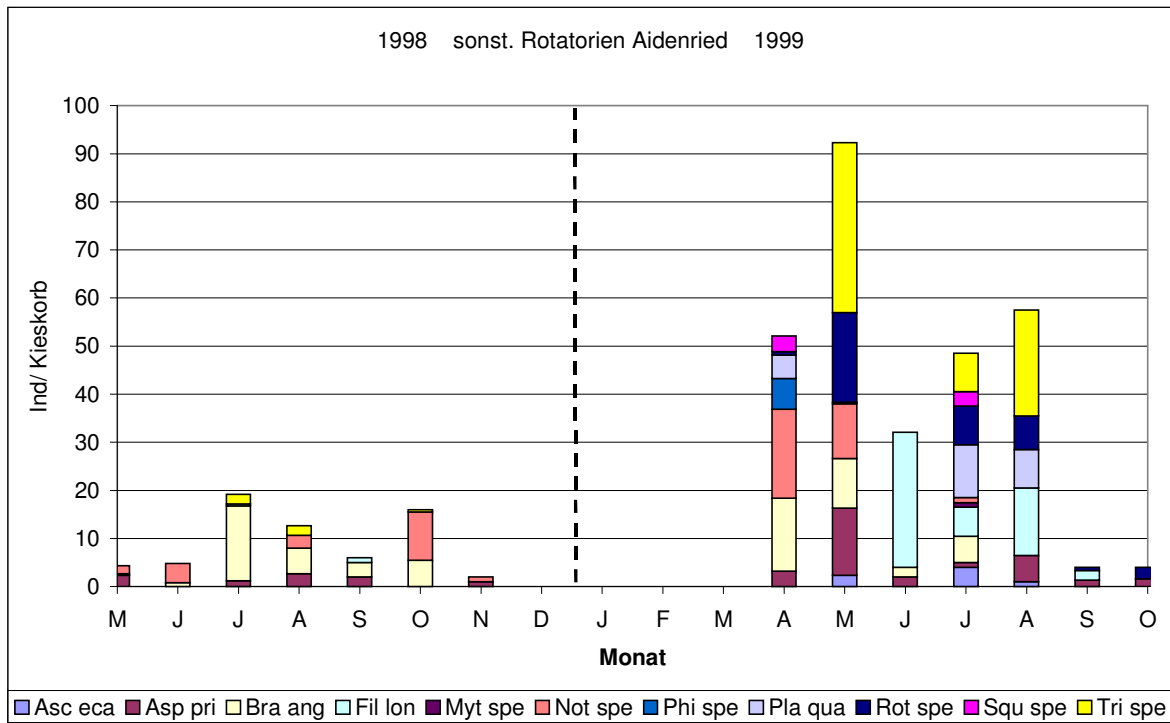


Abbildung 40: Rotatoria sonstige; Aidenried

Asc eca: *Ascomorpha ecaudis*, *Asp pri*: *Asplanchna priodonta*, *Bra ang*: *Brachionus angularis*, *Fil lon*: *Fillinia longiseta passa*, *Myt spe*: *Mytilinia spec.*, *Not spe*: *Notholca spec.*, *Phi spe*: *Philodinia spec.*, *Pla qua*: *Platyas quadricornis*, *Rot spe*: *Rotaria spec.*, *Squ spe*: *Squamula spec.*, *Tri spe*: *Trichocerca spec.*

3.1.2.2.6 Copepoda

Die Nauplien der vorkommenden Copepoden wurden in Abbildung 41 zusammengefasst. Die Entwicklung der Nauplien verläuft an der Probestelle Schondorf mit zwei Abundanzmaxima pro Jahr in beiden untersuchten Jahren weitgehend parallel, wenn auch zeitlich verschoben, während an der Probestelle Aidenried 1999 ein völlig anderes Bild als 1998 vorherrscht. Die hier zu sehende starke Zunahme der Nauplien nach dem Hochwasser, die laut SAUER (1985) Dauerschwimmer und Filtrierer im Plankton sind, kann mit einem erhöhten Nahrungsangebot durch den erfolgten Nährstoffeintrag interpretiert werden.

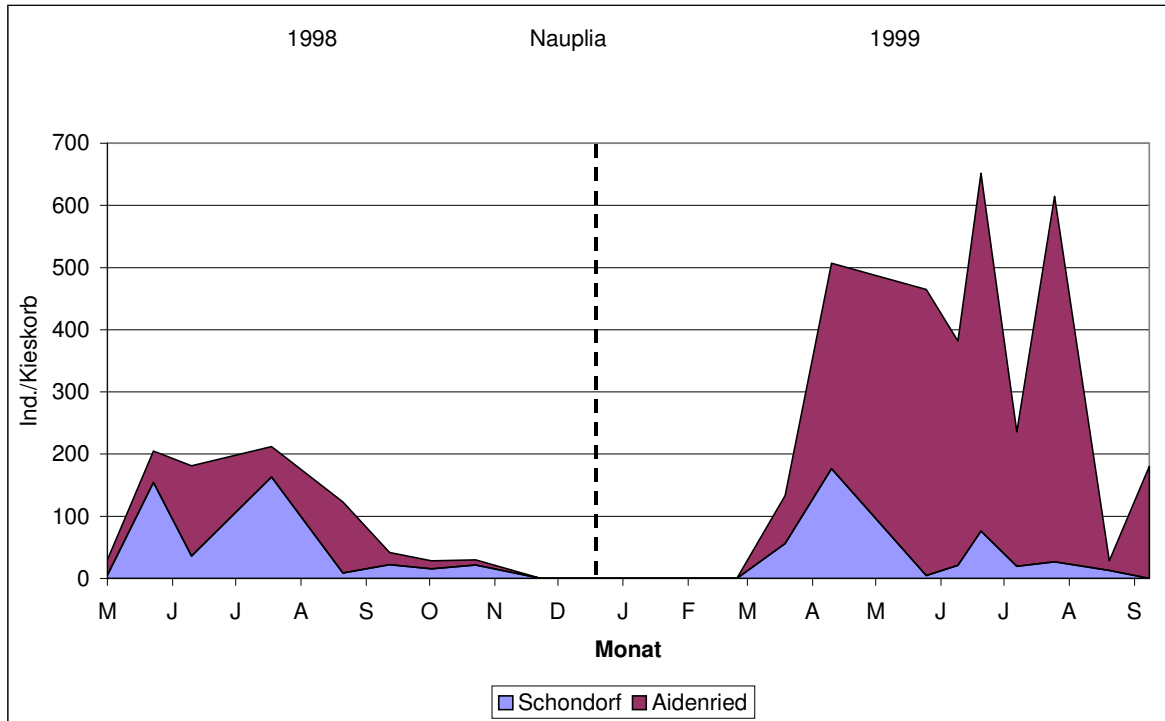


Abbildung 41: Nauplia

Cyclops abyssorum war die dominante cyclopoide Copepodenart an beiden Litoralstellen während beider Untersuchungsjahre. Cyclopoide Copepoden werden nach HANSEN und SANTER (1985) und WICKHAM (1995) als überwiegend omnivor eingestuft, wobei die Abgrenzung zu *Cyclops vicinus*, der im höheren Maße als carnivor eingestuft wird, schwierig ist (SANTER und VAN DEN BOSCH, 1994). Beispiele aus der Literatur zeigen, daß eine bis drei Generationen pro Jahr möglich sind (EINSLE, 1964, und MODER, 1986). Laut HERZIG (1983) sind die Entwicklungsstadien oftmals nicht gleich lang bzw. sie sind stark temperaturabhängig. Das kann in ungleiche Abundanzverhältnisse resultieren. In Abbildung 42 sind die Gesamtabundanzen für *Cyclops abyssorum* an beiden Probestellen dargestellt. Deutlich erkennbar sind die beiden Maxima im Juni bzw. im August 1998. Ausserdem kann wieder der Einfluss des Hochwassers an der Probestelle Aidenried durch steigende Abundanzen diagnostiziert werden. Insgesamt betrachtet sind die Maxima von *Cyclops abyssorum* in beiden untersuchten Jahren zu unterschiedlichen Zeitpunkten unterschiedlich stark ausgeprägt.

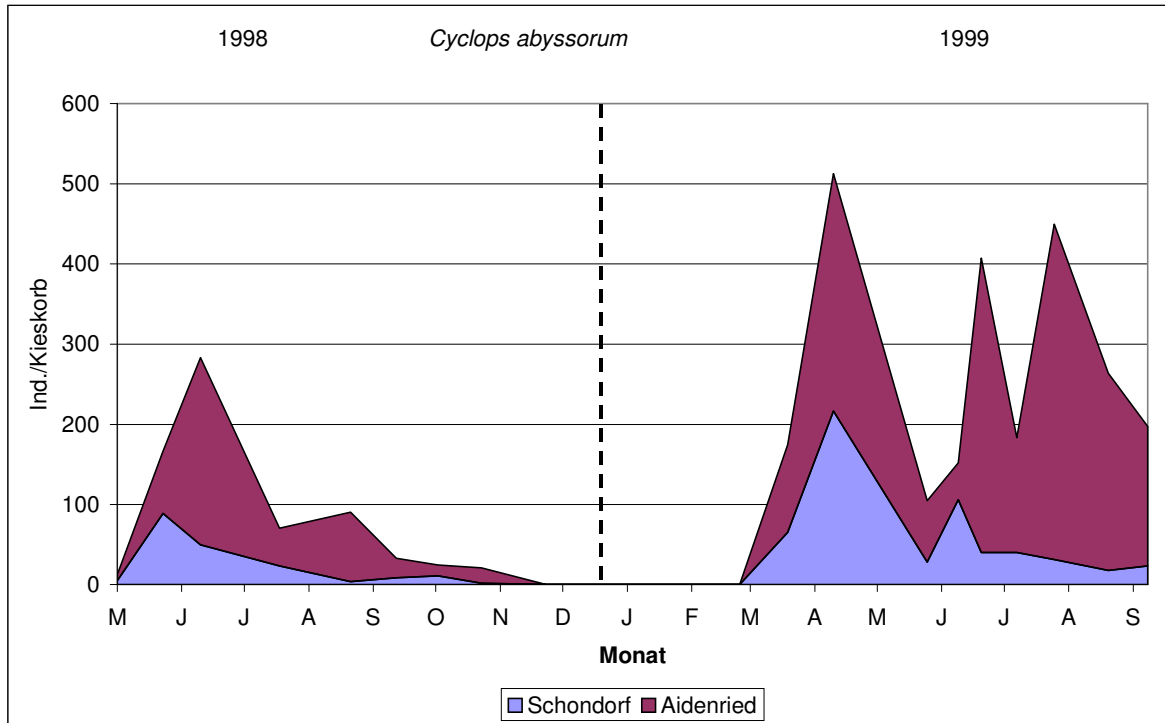


Abbildung 42: *Cyclops abyssorum*

Die zweitwichtigste, an beiden Litoralstellen vorkommende Art, war *Attheyella crassa* aus der Gruppe der Canthocamptidae. Der Lebensraum dieser Art befindet sich im Bodenmulm des Seelitorals (SAUER, 1995). Wie in Abbildung 43 zu sehen ist, sind die Abundanzmaxima an beiden Probestellen zur gleichen Zeit, wenn auch in Aidenried die Abundanzen immer höher waren. Sehr deutlich ist der Einfluß des Hochwassers an der Probestelle Aidenried zu sehen, an der nach dem Fallen der Wasserstände ein kontinuierliches Ansteigen der Population zu sehen war. Gründe dafür können die zusätzlich eingebrachten Nährstoffe sein. Zusätzlich sind durch die Anschwemmungen von Totholz und Sediment in Aidenried neue Mikrohabitate entstanden, die auch genutzt wurden.

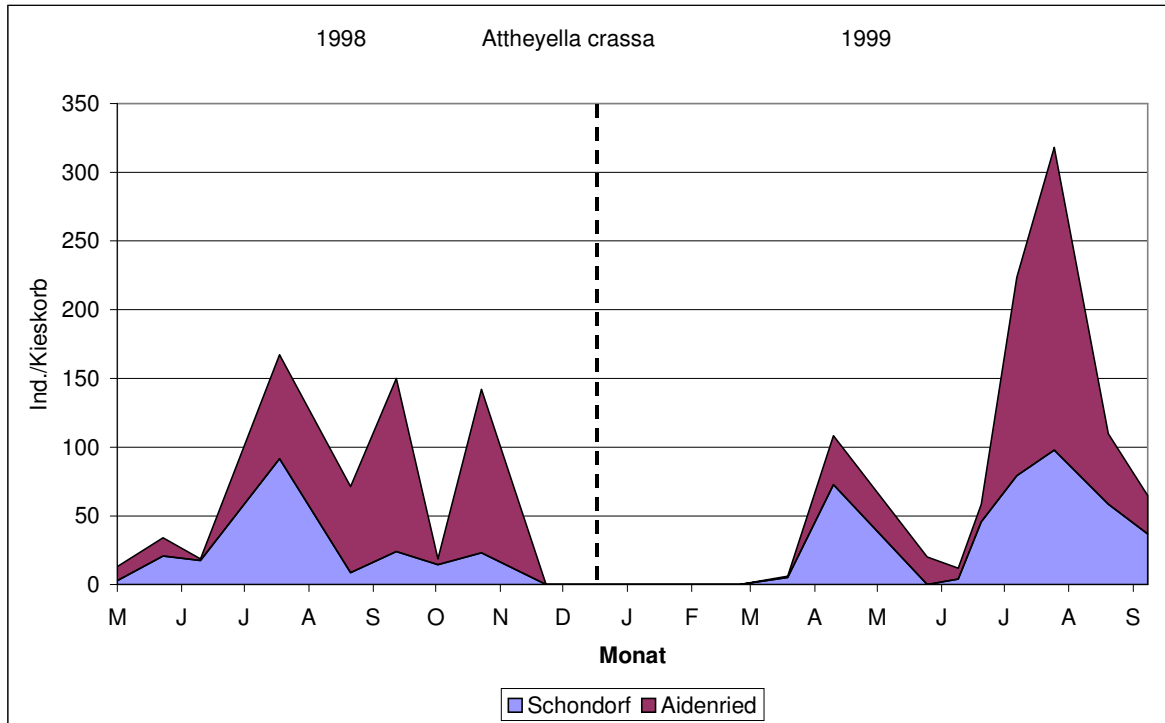


Abbildung 43: *Attheyella crassa*

Eudiaptomus gracilis wurde im Litoral generell seltener und meist auch in geringeren Abundanzen gefunden (Abbildung 44). Die geringen Abundanzen könnten darauf hinweisen, dass sich *Eudiaptomus gracilis* generell mehr im Pelagial aufhält oder aber auch generell seltener im Ammersee anzutreffen ist, und deshalb seltener im Litoral gefunden wird. Bemerkenswert auch die hohen Schwankungen zwischen 1998 und 1999. Nach dem Hochwasser war *Eudiaptomus gracilis* die einzige calanoide Art, die im Litoral gefunden wurde.

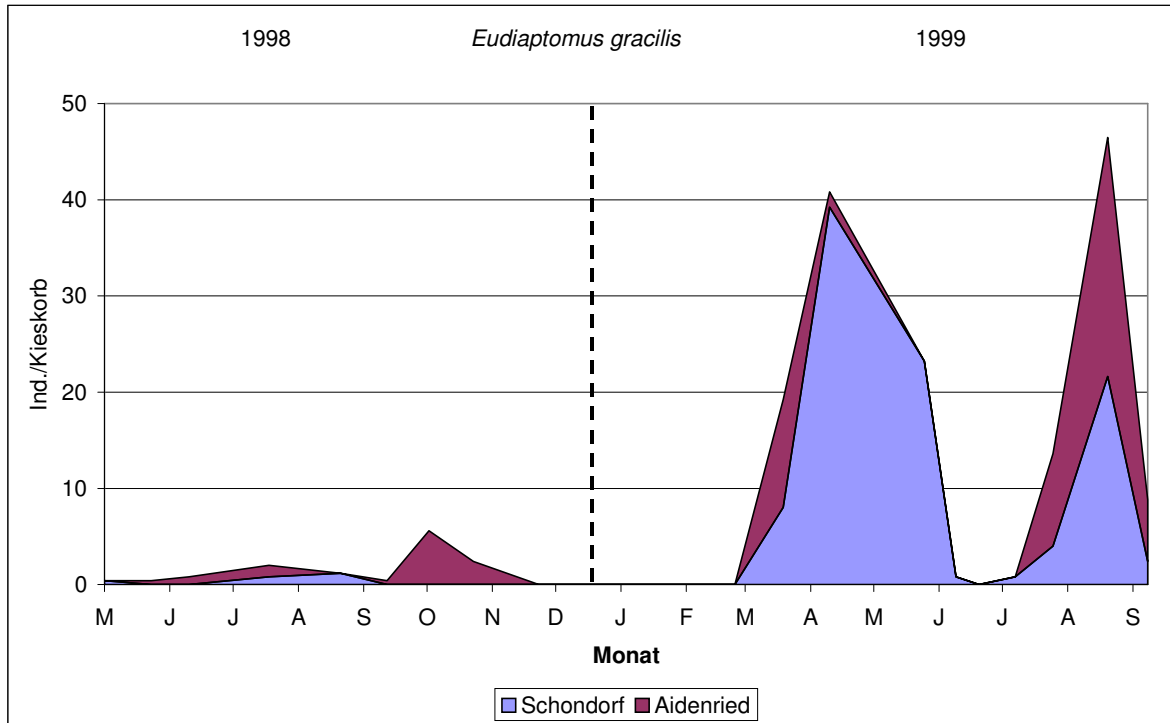


Abbildung 44: *Eudiaptomus gracilis*

Auch *Eudiaptomus gracilis* weist eine stark temperaturabhängige Entwicklung auf (HERZIG, 1983). Grob auszumachen sind Maxima im Herbst und im Frühjahr, dies deutet auf eine Überwinterung der adulten Calanoiden hin. Auch die orangefarbenen Öltröpfchen der Individuen weisen laut EINSLE (1993) auf mögliche Energiereserven für den Winter hin.

3.1.2.2.7 Phyllopoda

Die Klasse Phyllopoda umfasst verschiedene Familien der sogenannten Wasserflöhe (Cladocera); diese erfüllen eine Reihe ökologischer Schlüsselfunktionen im Süßwasserökosystem. Cladoceren sind wichtige Primärkonsumenten und Fischnährtiere im Gewässer. Insgesamt wurden an beiden Litoralabschnitten 24 Arten detektiert, wovon im folgenden Abschnitt die sechs Hauptarten genauer betrachtet werden sollen.

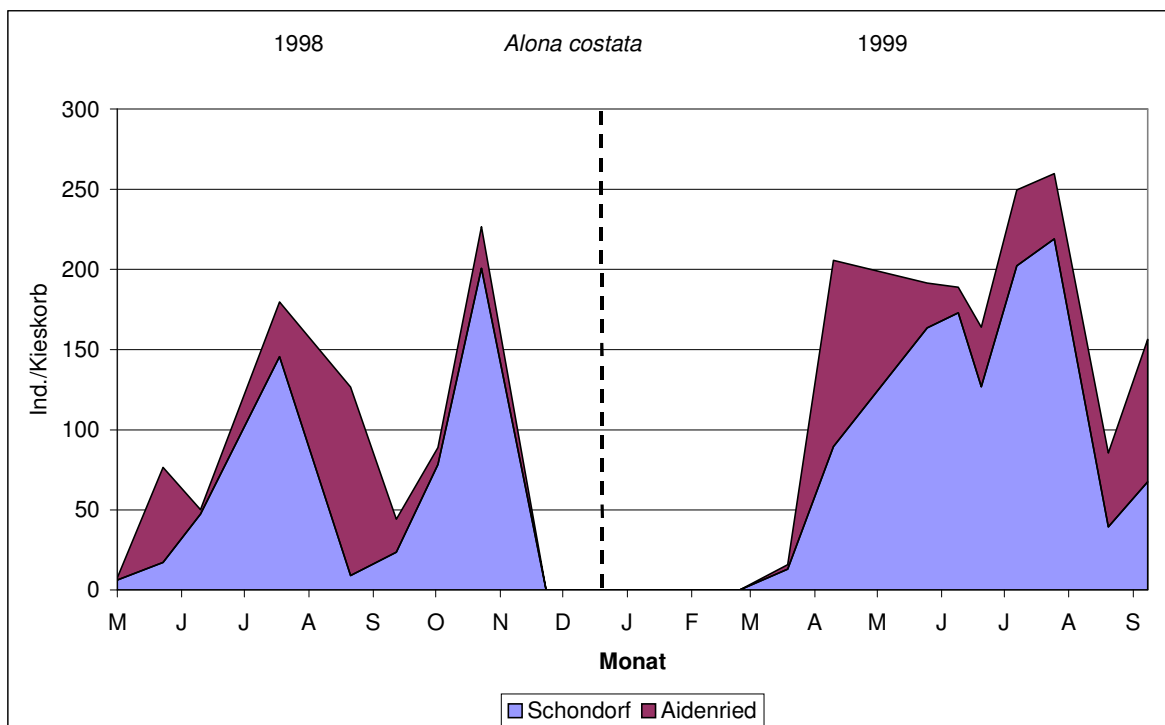


Abbildung 45: *Alona costata*

Alona costata ist ein typischer Vertreter des Litorals und die Art, die an der Probestelle Schondorf meist in höheren Abundanzen als in Aidenried anzutreffen war (Abbildung 45). Die Art bildete 1998 und 1999 jeweils zwei Maxima aus. 1999 waren die Maxima durch den Einfluss des Hochwassers leicht verändert.

Sida cristallina bietet für beide Probestellen ein ähnliches Bild. 1998 und 1999 zeigt die Art je zwei ausgeprägte Maxima, wobei an der Probestelle Schondorf die Individuenzahlen meist höher waren (Abbildung 46). Die Art hat im Ammersee zwei

Maxima, wobei das erste im Juni / Juli beider Untersuchungsjahre auftrat, und das zweite von September bis November. Dies entspricht auch Angaben aus der Literatur (FLÖSSNER, 1973). Diese Maxima konnten auch an den beiden untersuchten Litoralstellen nachgewiesen werden. Die Art befestigt sich mit ihrem dorsalen Anheftungsapparat mit Vorliebe an breitblättrigen Pflanzen und an Brandungsufern, aber auch an am Boden liegenden Blättern, Steinen, etc.. Die meist durch den Sediment- und Geschiebeeintrag organisch stärker belastete Probestelle Aidenried, eine durch breitblättrige Wasserpflanzen dominierte Probestelle, wird wohl dennoch gemieden, da der feine Filterapparat von *Sida cristallina* gegen Verstopfungen äusserst empfindlich ist (FLÖSSNER, 1973).

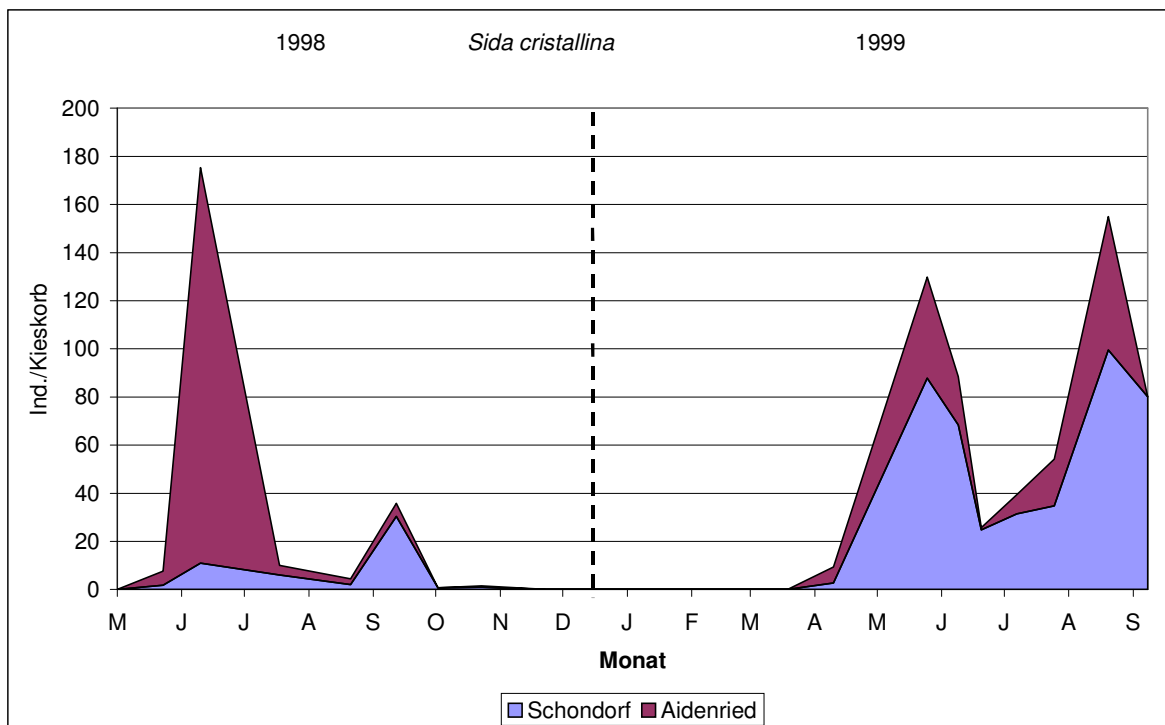


Abbildung 46: *Sida cristallina*

Acroperus harpae hat in den beiden untersuchten Jahren jeweils ein ausgeprägtes Abundanzmaximum, wobei das Maximum 1999 später als 1998 auftrat (Abbildung 47). Laut FLÖSSNER (1973) bevorzugt die Art entweder starken Pflanzenbewuchs, insbesondere dichte Makrophytenbestände, oder aber auch pflanzenarme, aber detritusreiche Uferregionen. Diese Merkmale treffen für beide Probestellen zu, wobei 1999 die Probestelle Schondorf bevorzugt wurde. Schmale Anheftungsflächen wie die

Blätter von *Myriophyllum spicatum* oder die Sprossen von Characeen, die an der Probestelle Schondorf vertreten waren, werden von der Art zur Körperstabilisierung bevorzugt.

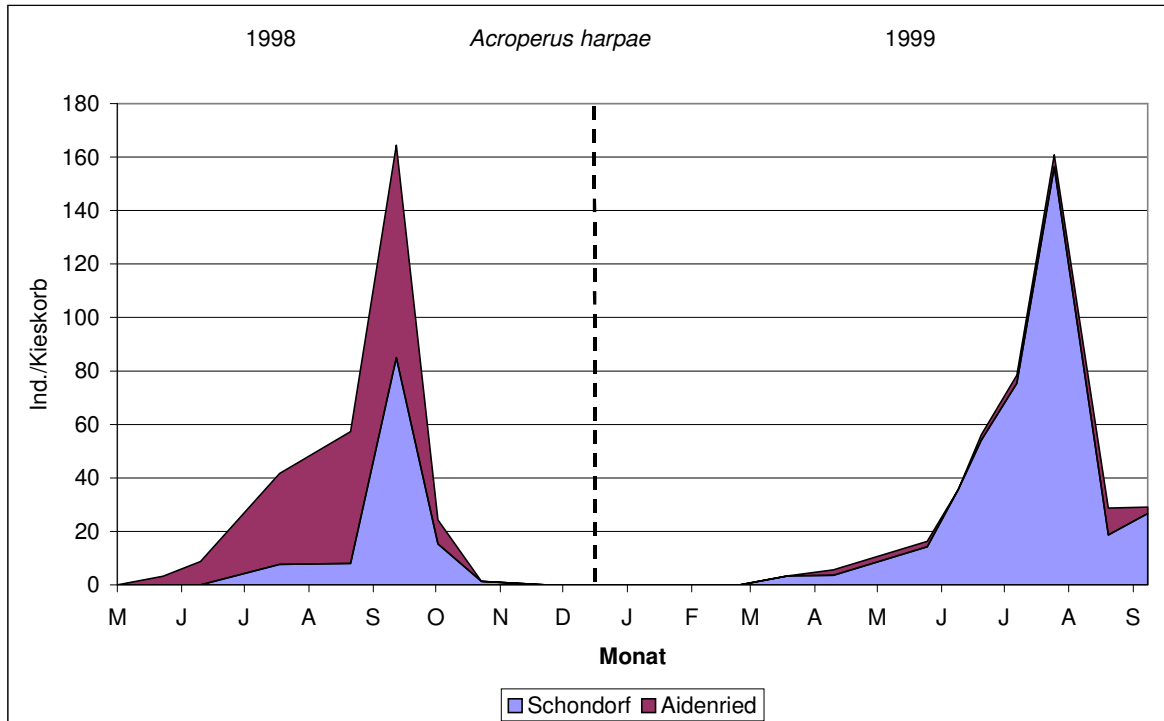


Abbildung 47: *Acroperus harpae*

Bosmina longicornis kessleri, heute ein typischer Vertreter in Alpenrandseen, hat die früher für diese Seen typische *Bosmina longispina*, die oligotrophe Gewässer bevorzugt, verdrängt (FLÖSSNER, 1973). Wie in Abbildung 48 zu erkennen ist, wurde die Art an der Probestelle Schondorf 1998 nur im Frühjahr gefunden, während in Aidenried 1998 ein Spätsommermaximum mit knapp 20 Individuen pro Kieskorb auftrat. 1999 bietet sich ein anderes Bild: Unmittelbar nach dem Zurückgehen des Hochwassers bildet die Art an der Probestelle Schondorf ein Maximum aus, während in Aidenried ein Maximum vier Wochen später und dann im Spätherbst nochmals ein Maximum mit ca. 20 Individuen pro Kieskorb auftritt. Vergleicht man die beiden Jahre insgesamt, so wird die Probestelle Aidenried bevorzugt.

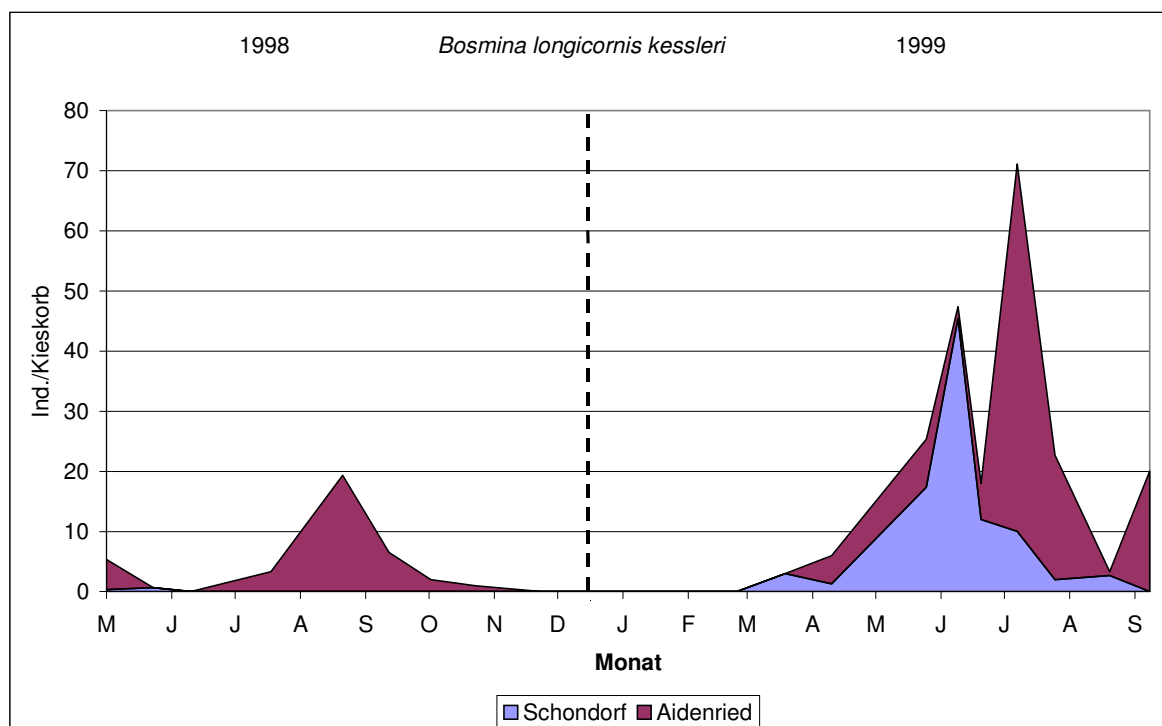


Abbildung 48: *Bosmina longicornis kessleri*

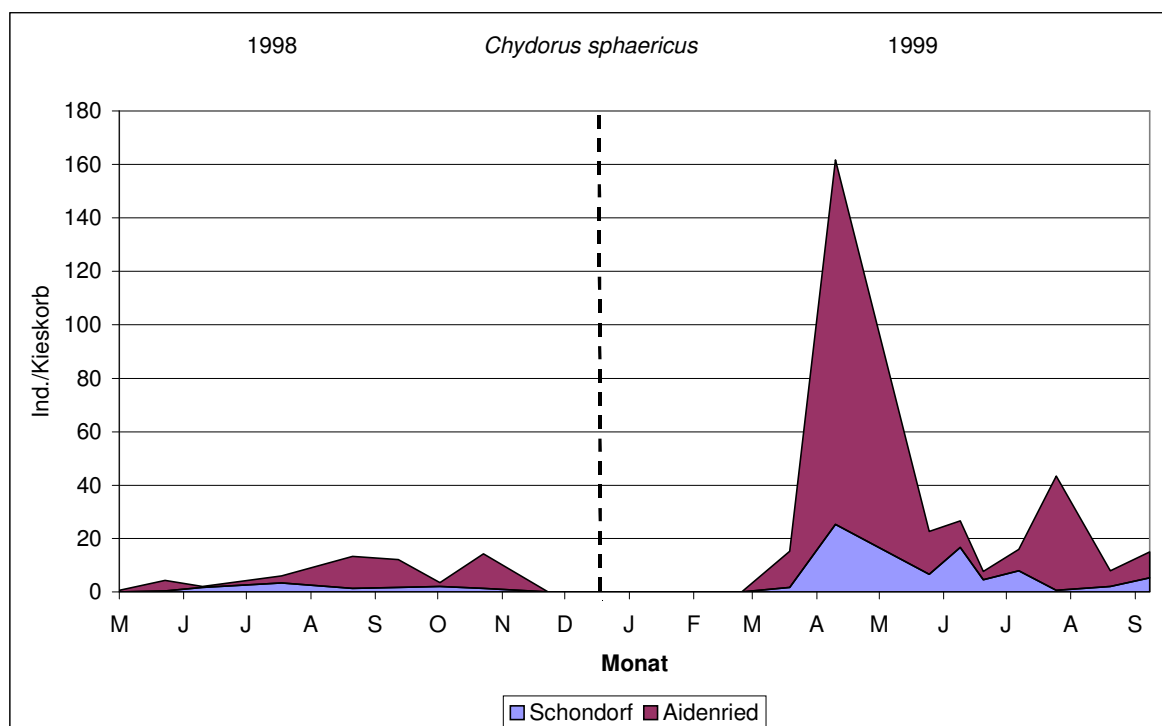


Abbildung 49: *Chydorus sphaericus*

Chydorus sphaericus lebt ausschließlich im Litoral in submersen Pflanzenbeständen oder direkt auf dem Sediment. Die Art besitzt einen aktiven Filterapparat und ernährt sich hauptsächlich von Bakterien, Blaualgen und Diatomeen (FLÖSSNER, 1972). In Abbildung 49 lässt sich erkennen, dass die Probestelle Aidenried generell bevorzugt wird, wobei die Art auch in Schondorf ständig in den Proben zu finden war. *Chydorus sphaericus* bildete in den beiden Untersuchungsjahren jeweils drei Maxima aus, die aber jeweils unterschiedlich stark ausgeprägt waren. 1999 waren die Abundanzen generell höher, wobei ein Einfluss des Hochwassers speziell auf diese Art nicht eindeutig erkennbar ist.

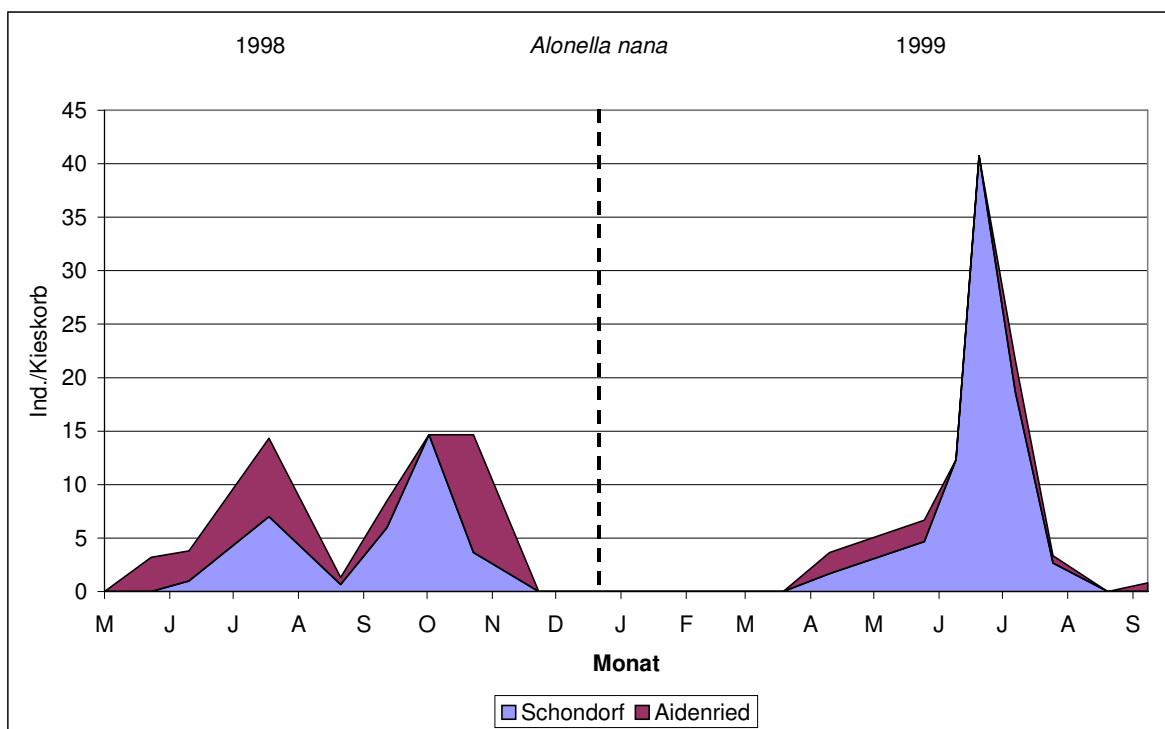


Abbildung 50: *Alonella nana*

Alonella nana ist ein sehr anpassungsfähiger Wasserfloh und tritt praktisch in allen Gewässertypen auf. Diese kleine Cladocerenart kommt praktisch überall vor, wo sich Substrat- und Detritusschichten befinden. Die Art lebt nicht ausschliesslich im Litoral, sondern nutzt auch das Habitat des Bodenschlammes im Profundal (FLÖSSNER, 1973). Bezüglich der Probestellen am Ammersee lässt sich feststellen, dass die Art 1999 zwei Maxima ausbildete, und zwar im Sommer und im Herbst (Abbildung 50). Das bestätigt sich auch durch Angaben aus der Literatur (FLÖSSNER, 1973). Das Jahr 1999

bildet dahingehend eine Ausnahme, dass in Schondorf das Sommermaximum stark ausgeprägt war. An der Probestelle Aidenried fanden sich nach dem Hochwasser nur noch vereinzelte Individuen dieser Art.

Sonstige Cladoceren

An der Probestelle Schondorf (Abbildung 51) wurden 14, an der Probestelle Aidenried (Abbildung 52) 18 zusätzliche Arten gefunden, die aber nur in geringeren Abundanzen oder nur zeitweilig auftraten.

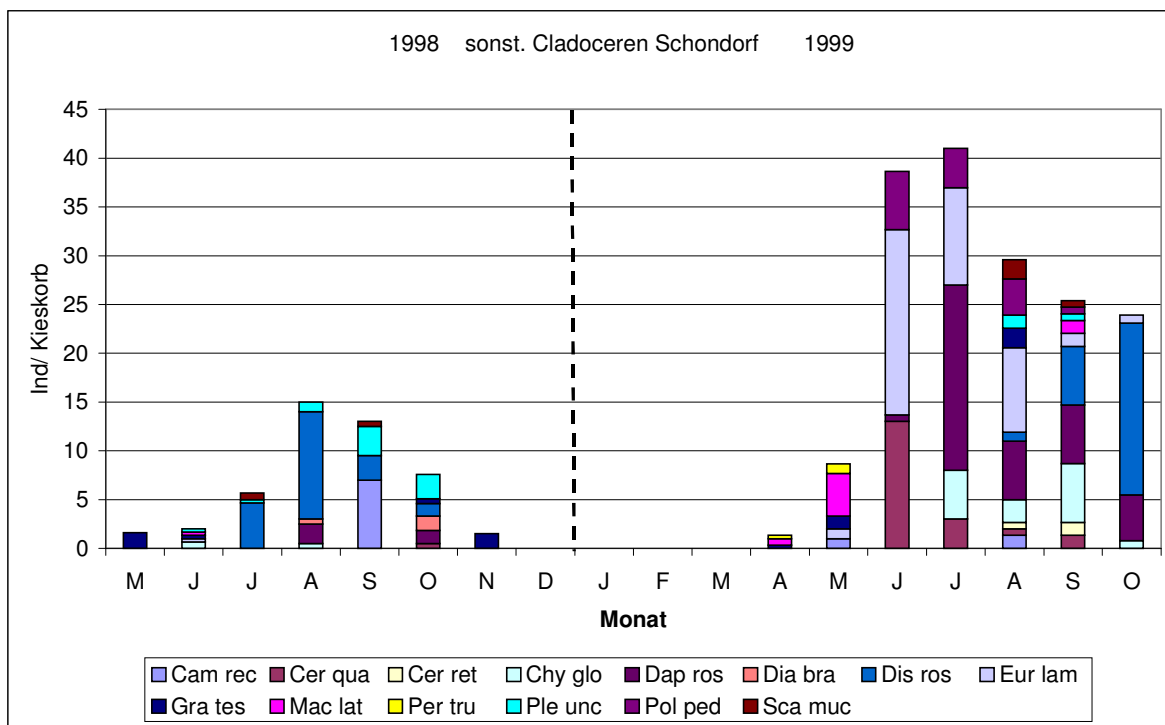


Abbildung 51: Cladocera sonstige; Schondorf

Cam rec: *Camptocerus rectirostris*, Cer qua: *Ceriodaphnia quadrangula*, Cer ret: *Ceriodaphnia reticulata*, Chy glo: *Chydorus globosus*, Dap ros: *Daphnia rosea*, Dia bra: *Diaphanosoma brachyorum*, Dis ros: *Disparalona rostrata*, Eur lam: *Eurycerus lammelatus*, Gra tes: *Graptoleberis testudinaria*, Mac lat: *Macrothrix laticornis*, Per tru: *Peracantha truncata*, Ple unc: *Pleuroxus uncinatus*, Pol ped: *Polyphemus pediculus*, Sca muc: *Scapholeberis mucronata*

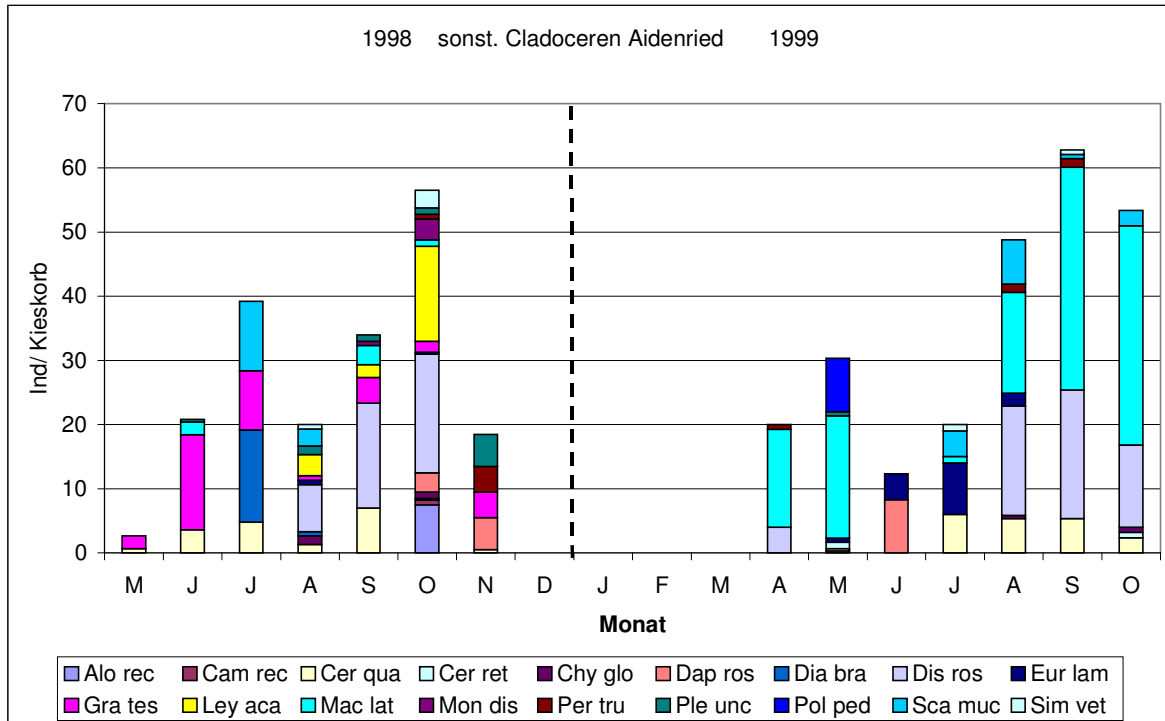


Abbildung 52: Cladocera sonstige; Aidenried

Alo rec: *Alona rectangularis*, Cam rec: *Camptocerus rectirostris*, Cer qua : *Ceriodaphnia quadrangula*, Cer ret: *Ceriodaphnia reticulata*, Chy glo: *Chydorus globosus*, Dap ros: *Daphnia rosea*, Dia bra: *Diaphanosoma brachyorum*; Dis ros: *Disparalona rostrata*; Eur lam: *Eurycerus lammelatus*, Gra tes: *Graptoleberis testudinaria*, Ley aca: *Leydigia acanthocercoides*, Mac lat: *Macrothrix laticornis*, Mon dis: *Monospilus dispar*; Per tru: *Peracantha truncata*, Ple unc: *Pleuroxus uncinatus*, Pol ped: *Polyphemus pediculus*, Sca muc: *Scapholeberis mucronata*, Sim vet: *Simocephalus vetulus*

3.1.3 Ostracoda

Die Gruppe der Ostracoda war mit zwei Arten (*Heterocypris incongruens*, *Cypridopsis vidua*) vertreten, die für die Auswertung zusammengefasst wurden (Abbildung 53). Die beiden Probestellen zeigen vergleichbare Abundanzmaxima in beiden Untersuchungs Jahren. Im Jahr 1999 wurden deutlich mehr Individuen detektiert, was mit dem zusätzlichen Nährstoffangebot durch das Hochwasser zu erklären ist.

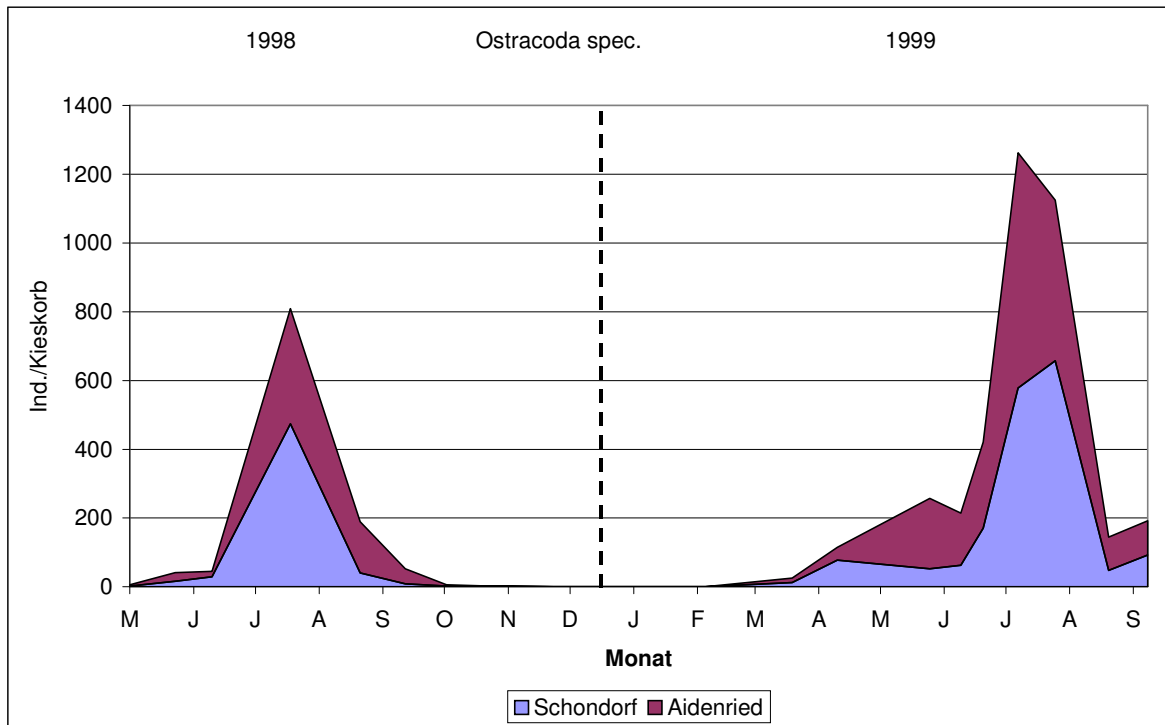


Abbildung 53: Ostracoda spec.

3.1.3.1 Enclosureeffekte

Wie aus Tabelle 2 und Abbildung 54 ersichtlich, nimmt die Artenanzahl im Mesokosmos im Vergleich zum Ammersee um ca. 50 % ab. Das Einsetzen von Enclosures bewirkte sowohl im Ammersee als auch im Mesokosmos einen weiteren Artenrückgang. Der Artenrückgang zeigte sich am Ammersee mit einem Rückgang von durchschnittlich 37 Arten auf 14,3 Arten im Enclosure deutlicher als im Mesokosmos, bei dem sich die Artenanzahl von durchschnittlich 18 auf 10 Arten reduzierte (Abbildung 54). Der Diversitätsindex nach Shannon und Weaver war im Ammersee am höchsten. Die beiden Enclosures und der Mesokosmos zeigten keine signifikanten Unterschiede

bezüglich der Diversität (Abbildung 55). Die Evenness zeigte keine relevanten Unterschiede zwischen den Systemen (Tabelle 2 und Abbildung 55). Wie diese Daten zeigen, ist für eine hohe Artenanzahl und Diversität ein möglichst großvolumiges System nötig, um dies zu gewährleisten.

		Asee	Encl.Asee	Mesokosmos	Encl. Mesokosmos
Arten	MW	36,8	14,3	17,5	9,8
	STABW	9,0	5,0	6,4	2,2
Diversität	MW	1,81	1,17	1,28	1,40
	STABW	0,52	0,45	0,36	0,36
Evenness	MW	0,64	0,59	0,55	0,83
	STABW	0,16	0,19	0,14	0,49

Tabelle 2: Kenndaten der Zooplanktongesellschaften

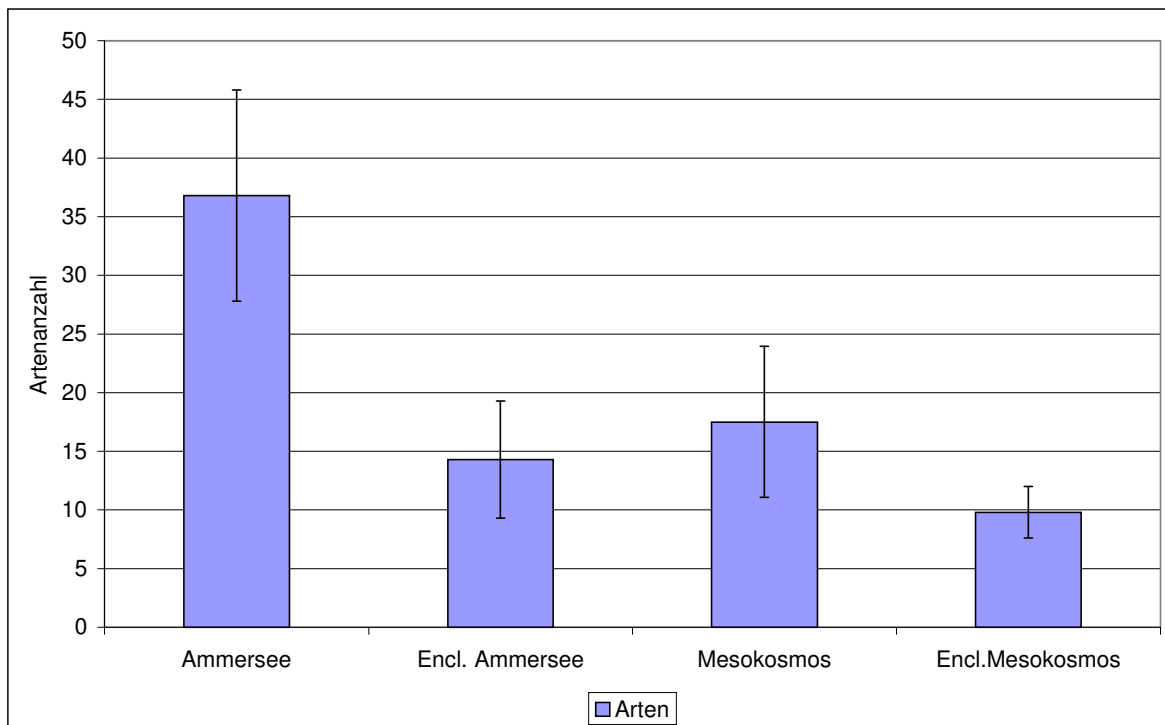


Abbildung 54: Artenanzahl der unterschiedlichen Systeme

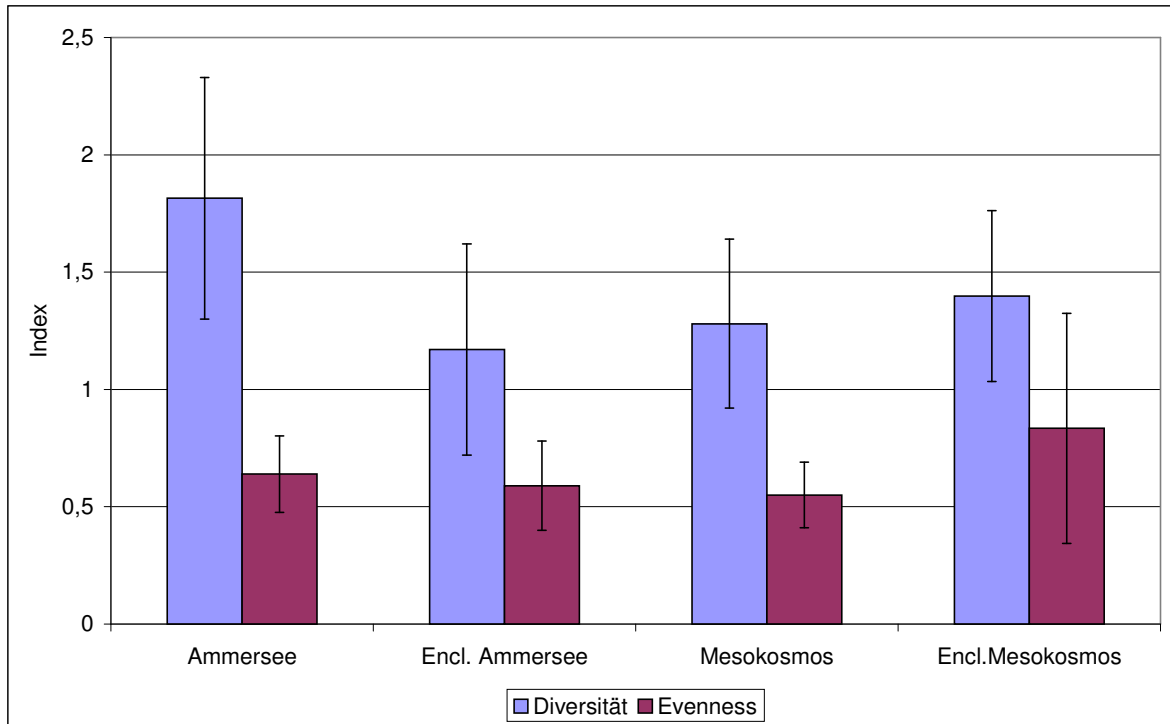


Abbildung 55: Diversität nach SHANNON and WEAVER und EVENNESS

3.2 Mikro- und Mesokosmosstudie mit Cypermethrin

Für die Pflanzenschutzmittelbelastung wurden in den Mesokosmos 18 Enclosures eingesetzt, parallel dazu wurden die Split-ponds in 18 Kompartimente eingeteilt. Die Applikation mit 100 ng/L und 1000 ng/L Cypermethrin wurde in beiden Systemen gleichzeitig durchgeführt. Der Abstand zwischen beiden Applikationen betrug 4 Wochen.

3.2.1 Makrophyten

Mesokosmos

Im Mesokosmos waren die Arten *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton natans* dominierend. Durchschnittlich betrug der Anteil dieser beiden Arten in allen Enclosures ca. 90%. Die übrigen 10% waren *Chara fragilis*, *Chara intermedia*, *Elodea canadensis*, *Nuphar lutea*, *Potamogeton pusillus* und *Potamogeton perfoliatus*. Da bei diesen Experimenten unterschiedliche Makrophytendichten erwünscht waren, wurden die

beiden Testsysteme entsprechend bepflanzt und bei Bedarf vor Belastungsbeginn zurückgeschnitten. Die Testsysteme wurden in drei unterschiedliche Pflanzdichten eingeteilt. Nach dem Beenden der Studien wurden die Makrophyten der einzelnen Kompartimente gewogen und die Oberfläche bestimmt. Wie in Abbildung 56 und Abbildung 57 zu sehen ist, betrug das Nassgewicht in allen Enclosures ca. 700 g bis 1500 g, die Pflanzenoberfläche ca. 16300 cm² bis zu 45600 cm². In den Split-ponds (Abbildung 58 und Abbildung 59) betrug das Nassgewicht in den einzelnen Kompartimenten ca. 190 g bis zu 1200 g und die Pflanzenoberfläche ca. 3400 cm² bis 40500 cm².

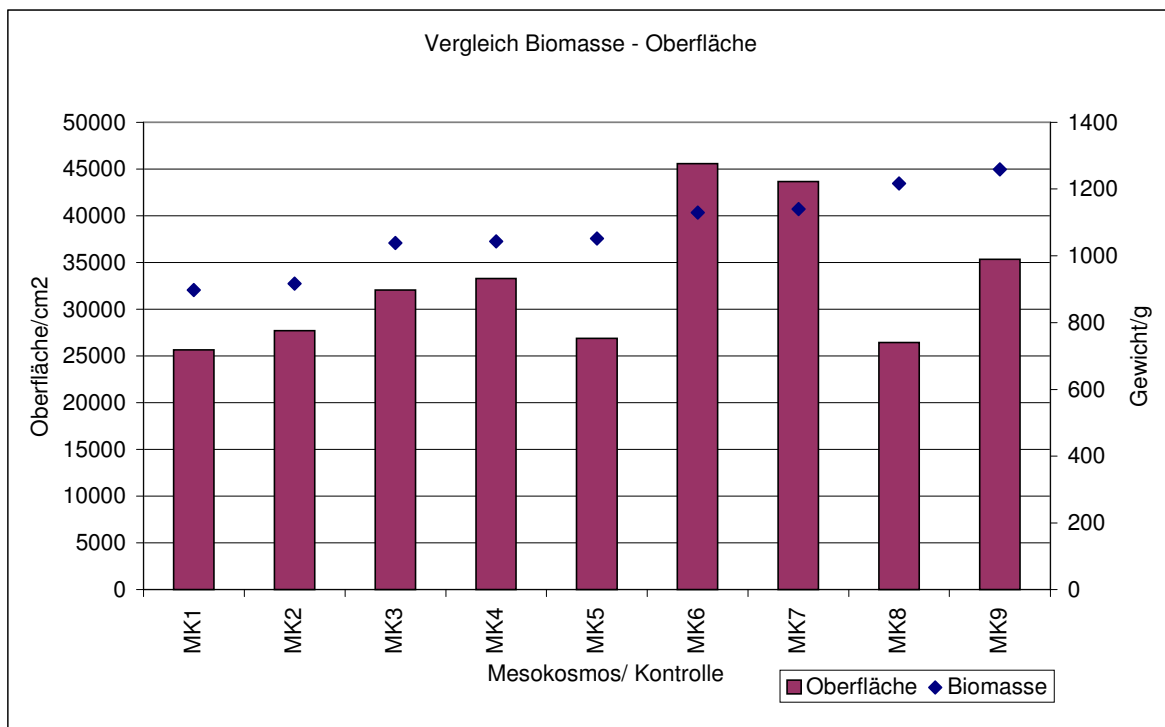


Abbildung 56: Kontrollen Mesokosmos/ Vergleich Biomasse/Gesamtfläche

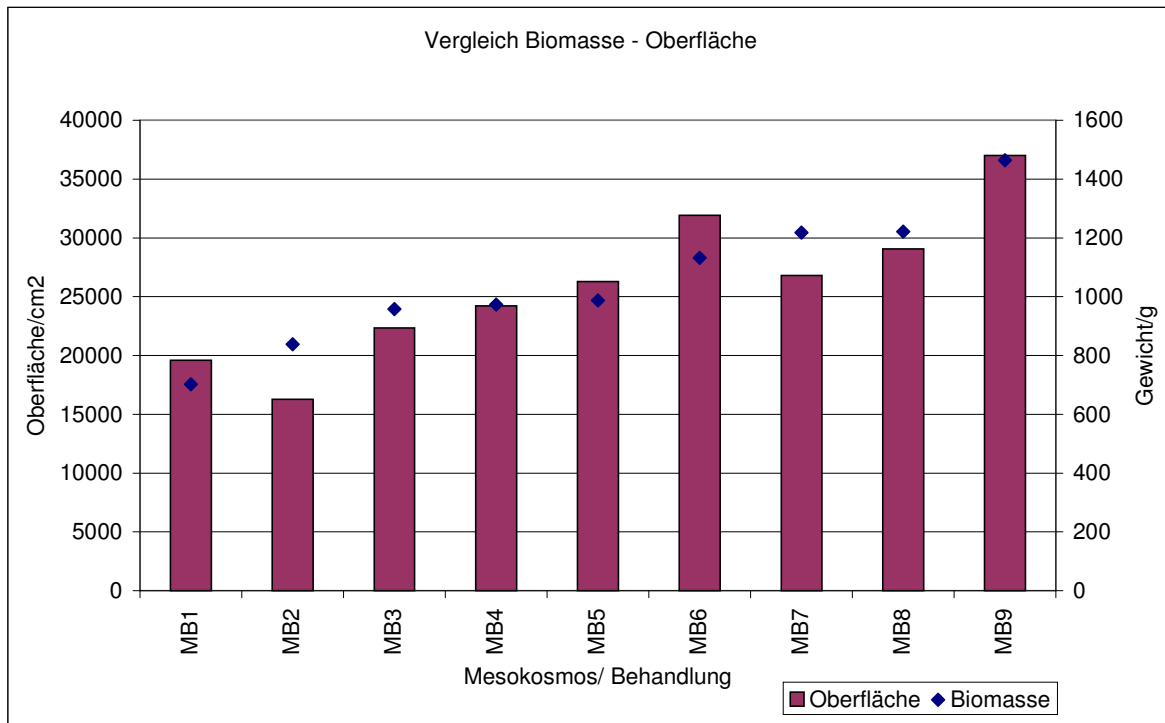


Abbildung 57: Behandlungen Mesokosmos/ Vergleich Biomasse/Gesamtfläche

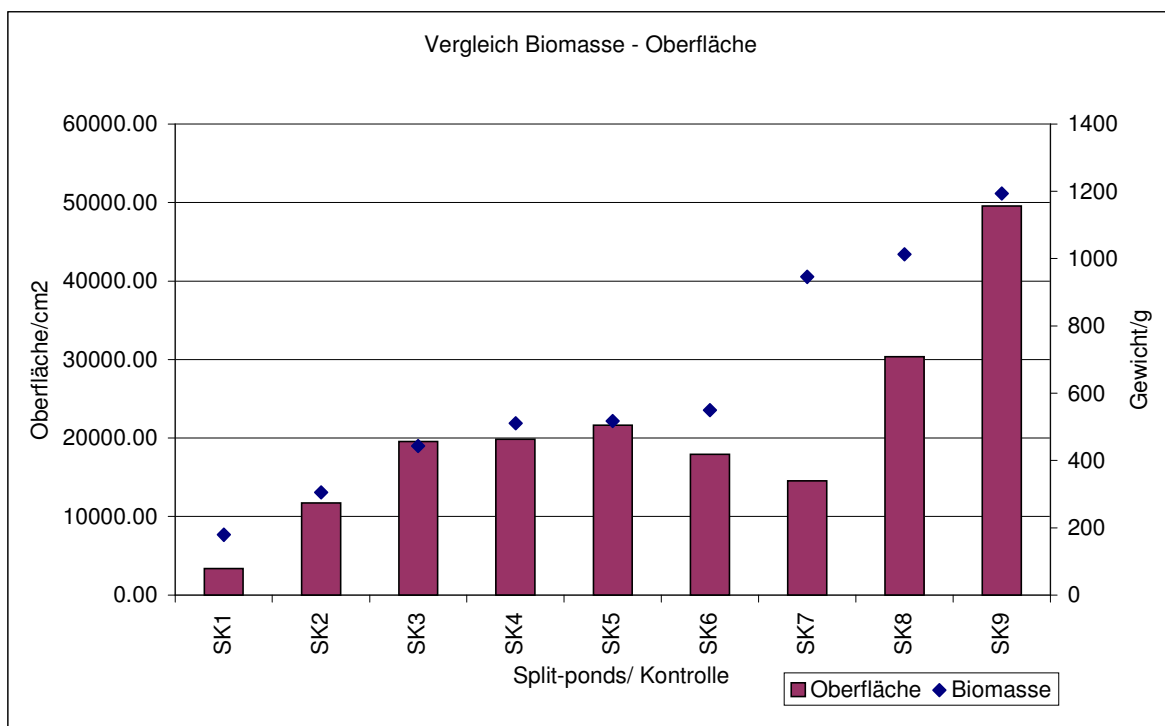


Abbildung 58: Kontrollen Split-ponds/ Vergleich Biomasse/Gesamtfläche

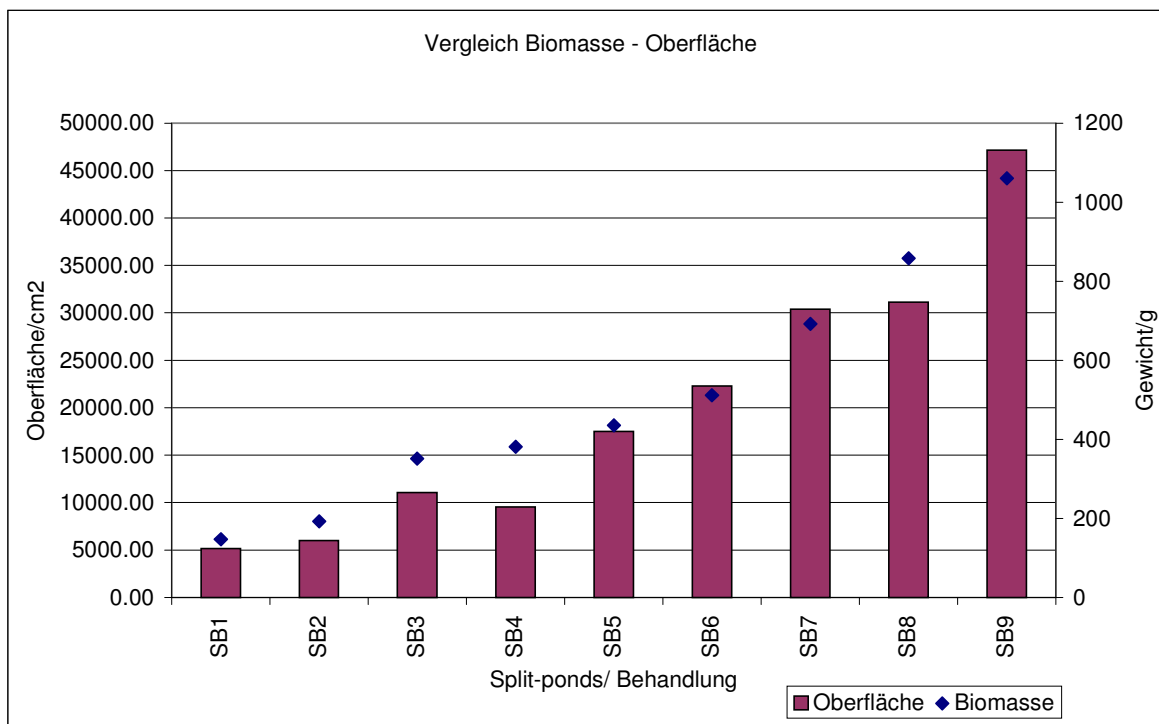


Abbildung 59: Behandlungen Split-ponds/ Vergleich Biomasse/Gesamtfläche

3.2.2 Physikalische und chemische Parameter der Testsysteme

3.2.2.1 Temperatur

Die Temperatur verlief in den Kontrollen und den behandelten Enclosures während des gesamten Versuchszeitraumes weitgehend parallel. Die Durchschnittstemperatur betrug bis zur ersten Belastung 22°C und sank bis zur zweiten Applikation in allen Enclosures auf 21°C. Bis zum Versuchsende sank die Durchschnittstemperatur in allen Enclosures auf 17°C (Abbildung 60). Auch in den Split-ponds verlief die Temperatur in den einzelnen Becken annähernd parallel (Abbildung 61). Die Werte spiegeln den saisonalen Temperaturverlauf wieder.

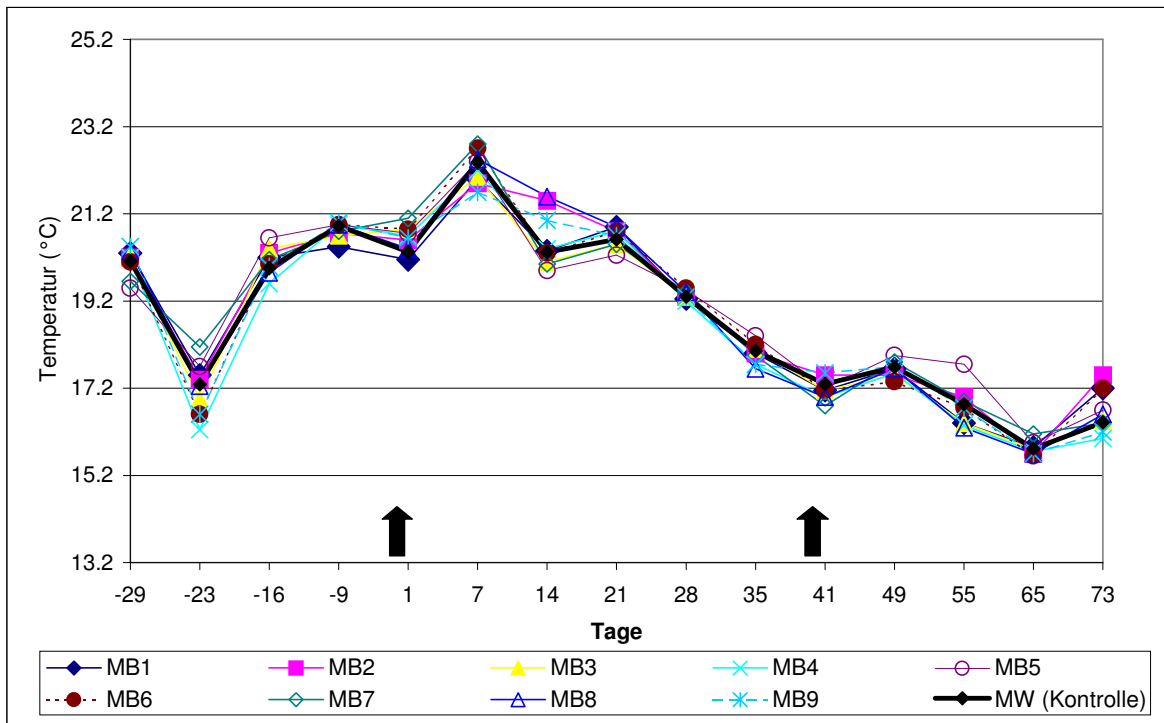


Abbildung 60: Temperatur (Mesokosmos)

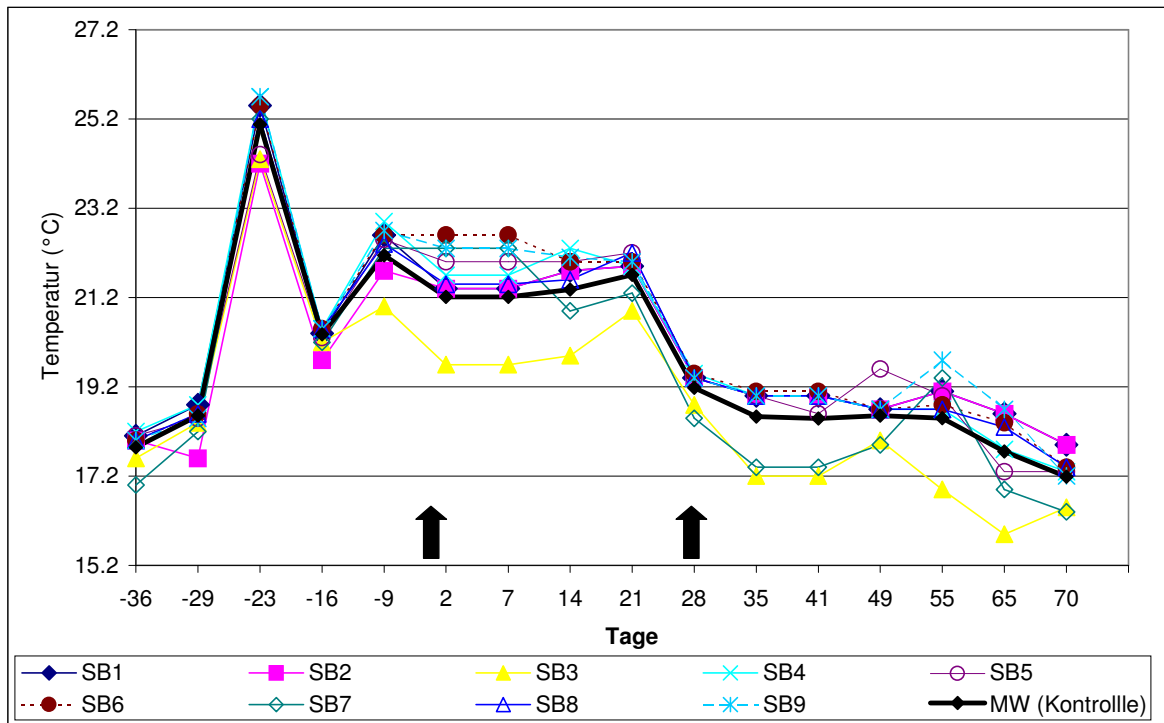


Abbildung 61: Temperatur (Split-ponds)

3.2.2.2 Sauerstoff

Generell hat der Sauerstoff beim Abbau von Substanzen eine Schlüsselfunktion und ist ein Indikator für die Primärproduktion (KERSTING, 1994). In einigen Studien wurde ein Rückgang der Sauerstoffkonzentrationen bei Applikation mit phytotoxischen Stoffen, u.a. bei Herbiziden, beobachtet (NEUGEBAUR et al., 1991). Die Sauerstoffsättigung schwankte während des gesamten Versuchs zwischen 45% und 100% in allen Enclosures (Abbildung 62). Die Schwankungen waren in den behandelten Enclosures teilweise etwas ausgeprägter, wobei eine Abhängigkeit von der Makrophytendichte nicht erkennbar war. In den Split-ponds betrug die Sauerstoffsättigung während der gesamten Versuchsdauer im Durchschnitt 87% (Abbildung 63). Ein Unterschied zwischen belasteten und unbelasteten Becken war nicht erkennbar.

Die Belastung mit Cypermethrin hatte somit keine Auswirkung auf den Sauerstoffgehalt in den belasteten Systemen.

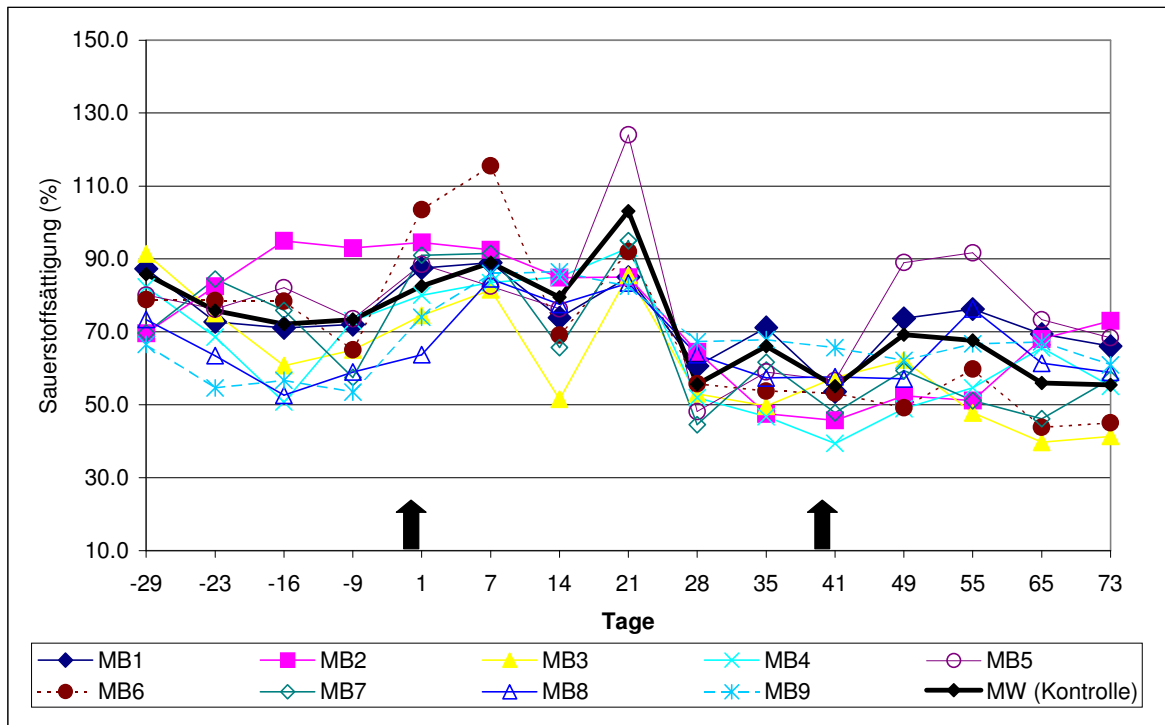


Abbildung 62: Sauerstoffsättigung (Mesokosmos)

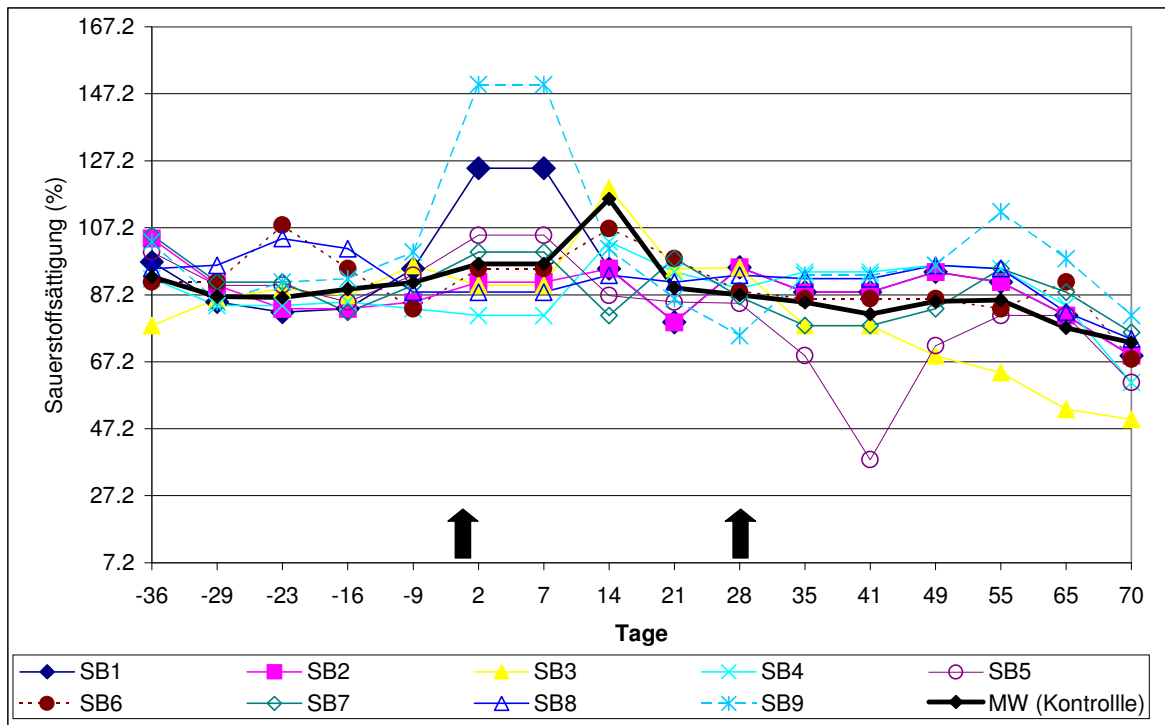


Abbildung 63: Sauerstoffsättigung (Split-ponds)

3.2.2.3 pH-Wert

Der pH-Wert in einem Gewässer korreliert mit der Menge an gelöstem CO₂ und ist somit ein Anzeiger für die photosynthetische Aktivität des Systems (SCHWOERBEL, 1999). Bei hoher photosynthetischer Reaktion kann der pH-Wert relativ stark ansteigen, insbesondere dann, wenn das System wenig Pufferkapazität besitzt, z.B. beim Vorhandensein von weichem Wasser. Im Mesokosmos variierte der pH-Wert in allen Enclosures zwischen 7,5 und 9,2 (Abbildung 64) und in den Split-ponds zwischen 7,7 und 8,5 (Abbildung 65). Das Becken mit der höchsten Pflanzendichte hatte bei den Split-ponds meist höhere pH-Werte. Auch die Leitfähigkeitswerte waren hier niedriger als bei den übrigen Becken (Abbildung 67). Ursache hierfür ist möglicherweise die hohe Makrophytendichte und demzufolge ein höherer Nährstoffverbrauch. Durch die Behandlung mit Cypermethrin wurden die pH-Werte beider Systeme nicht beeinflusst.

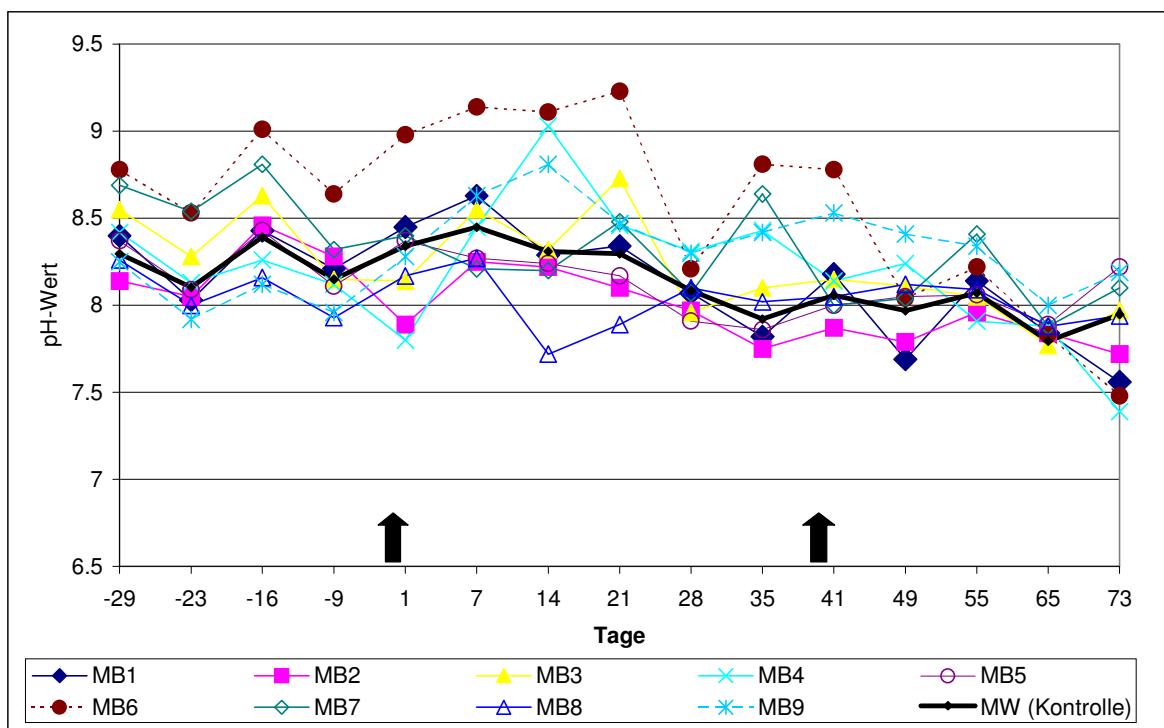


Abbildung 64: pH-Wert (Mesokosmos)

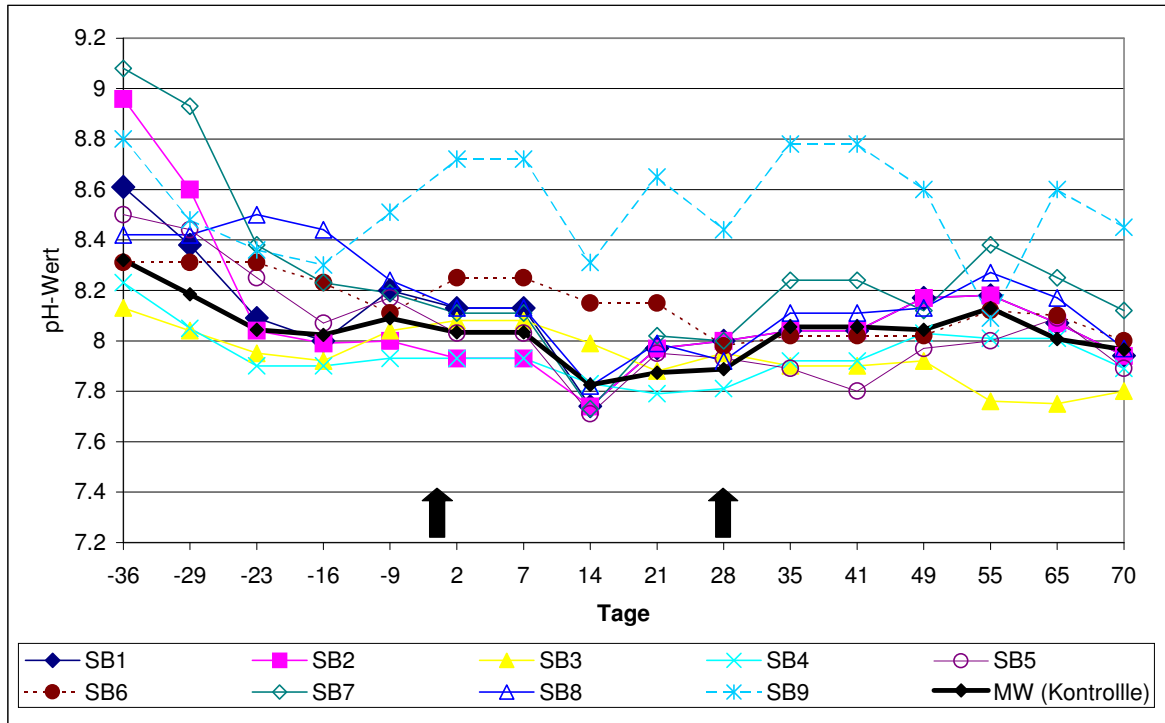


Abbildung 65: pH-Wert (Split-ponds)

3.2.2.4 Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit im Mesokosmos schwankte zwischen 180 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$, wobei die Entwicklung in allen Enclosures weitgehend parallel verlief (Abbildung 66). Ein ähnliches Bild zeigt sich bei der Betrachtung der Split-ponds. Die Werte lagen hier in einem Bereich zwischen 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und 275 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Abbildung 67). Das Insektizid und die unterschiedlichen Makrophytendichten hatten keinen Einfluss auf die Leitfähigkeit.

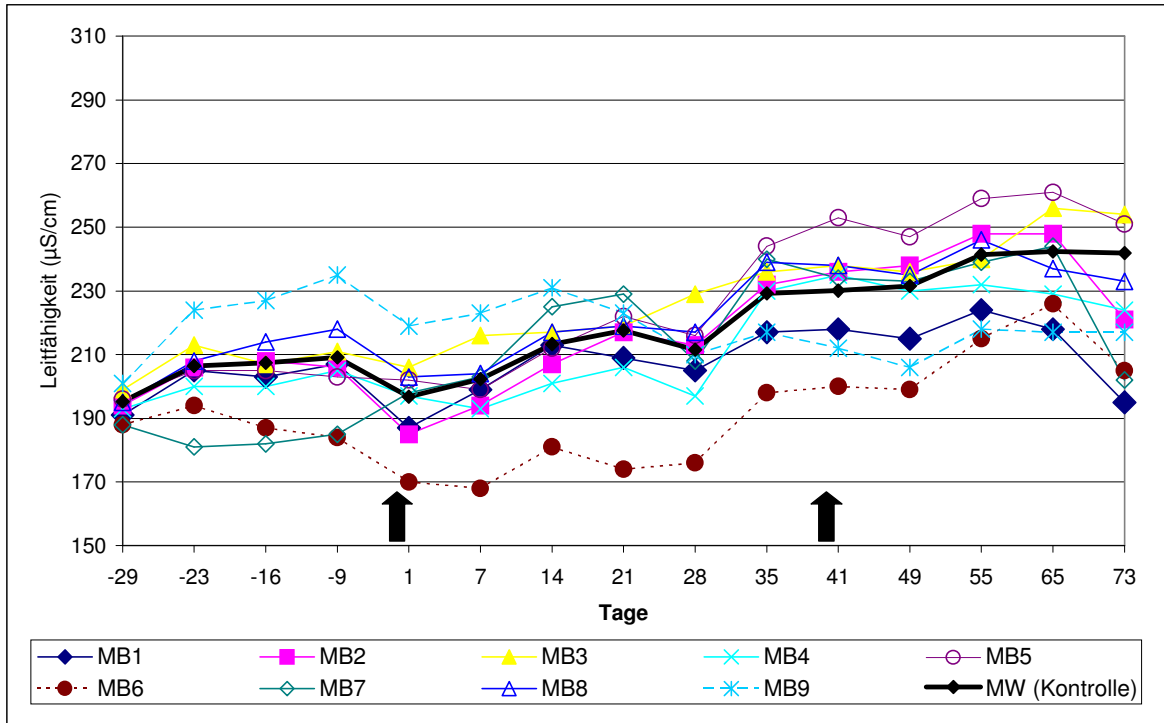


Abbildung 66: Leitfähigkeit (Mesokosmos)

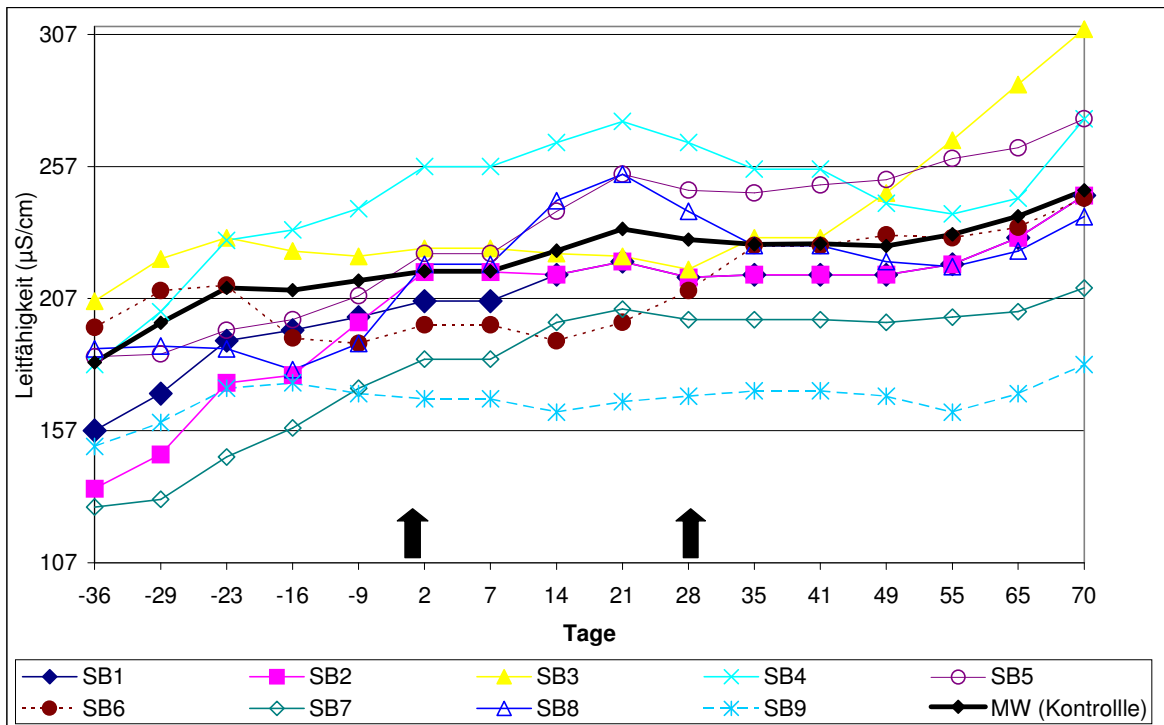


Abbildung 67: Leitfähigkeit (Split-ponds)

3.2.3 Biologische Parameter

3.2.3.1 Chlorophyll a

Der Chlorophyll a – Gehalt in den einzelnen Enclosures gibt Aufschluss über die Gesamtmenge des vorhandenen Phytoplanktons. Betrachtet man die Kontrollen und die Behandlungen in beiden Systemen, gibt es keine signifikanten Effekte zwischen Behandlung und Kontrollen. Auch die unterschiedlichen Makrophytendichten haben keinen Einfluss auf das Chlorophyll a (Abbildung 68, Abbildung 69).

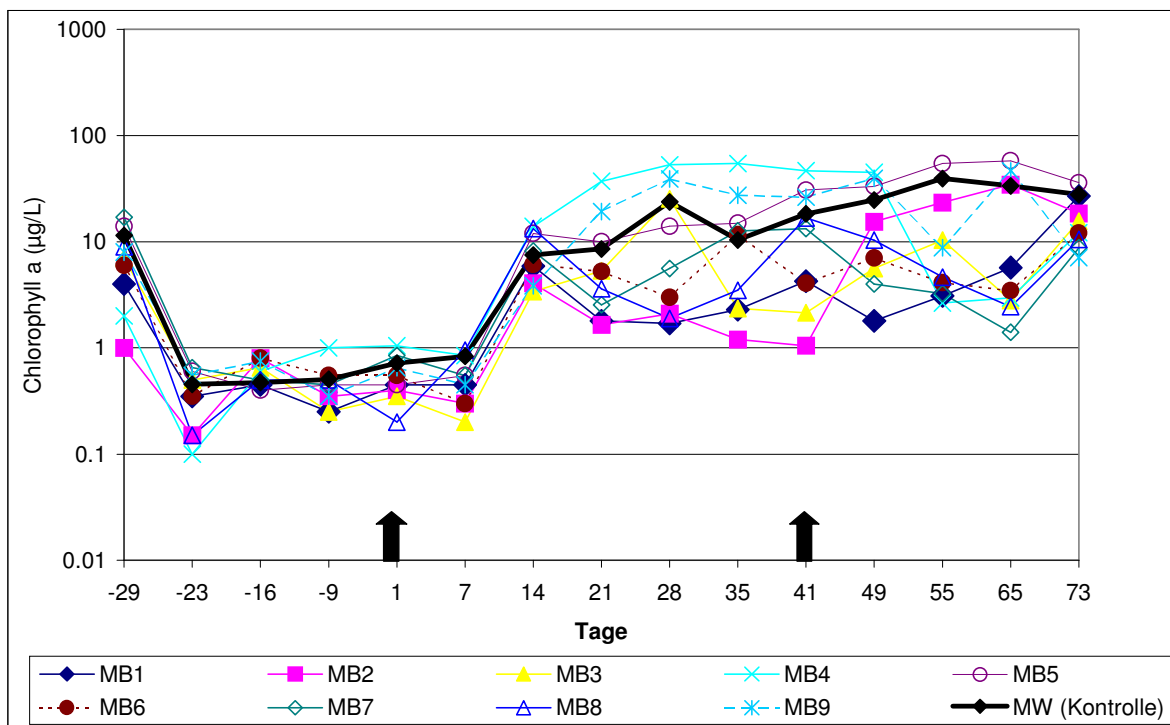


Abbildung 68: Chlorophyll a (Mesokosmos)

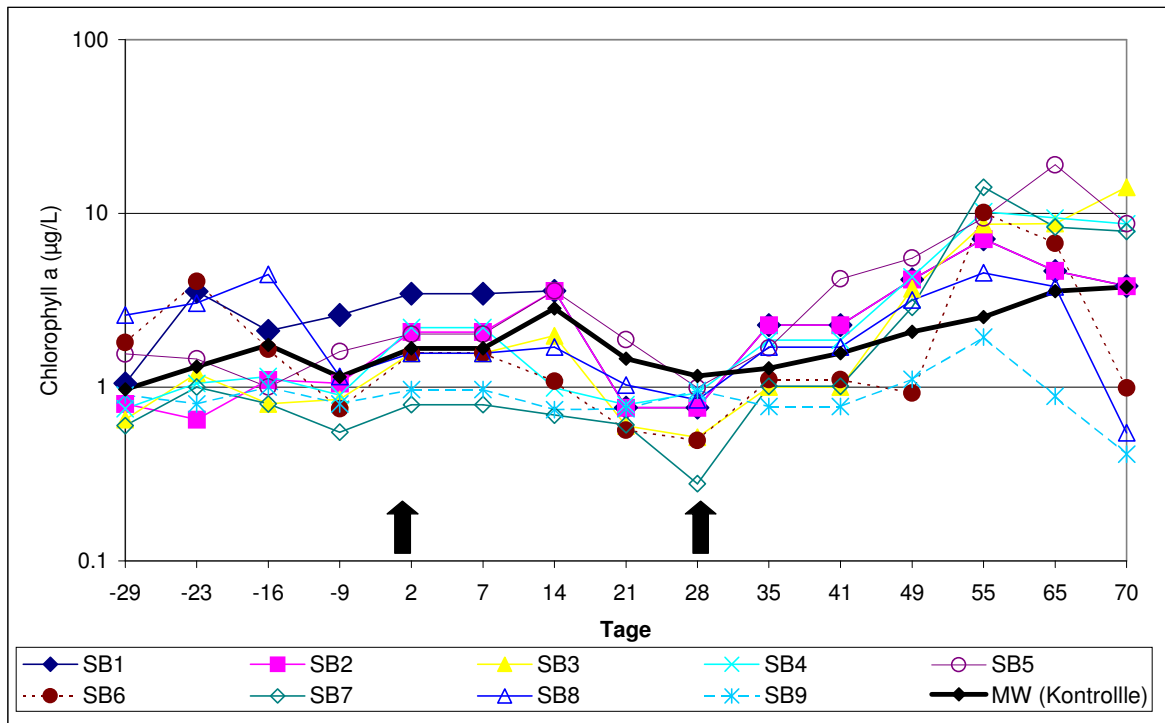


Abbildung 69: Chlorophyll a (Split-ponds)

3.2.3.2 Zooplankton

Die Zooplanktonprobenahmen wurden in regelmäßigen Intervallen, wie in Anhang 1 beschrieben, durchgeführt. Bei beiden Pondstudien waren die bedeutendsten Gruppen des Crustaceenzooplanktons in ausreichenden Individuenanzahlen vorhanden. Von den aquatischen Insekten wurden nur die Larven der Diptere *Chaoborus cristallinus* berücksichtigt, die in beiden Testsystemen in hohen Abundanzen anzutreffen war. Des weiteren wurde die Gruppen der Ostracoda in den Testsystemen in nennenswerten Abundanzen detektiert.

3.2.3.2.1 Artenanzahl

Wie in Abbildung 70 zu sehen ist, sank die Artenanzahl in den Kontrollbecken des Mesokosmos im Verlauf der Studie leicht ab, wobei die Artenanzahl in den Split-ponds (Abbildung 71) während der gesamten Studiendauer fast gleich blieb. Nach der zweiten Applikation mit 1000 ng/L Cypermethrin wurden signifikante Effekte auf die Artenanzahl in beiden Systemen festgestellt. In Abbildung 70 ist zu sehen, dass unabhängig von den

Makrophytendichten signifikante Abnahmen der Artenzahlen nach der Applikation mit 1000 ng/L Cypermethrin und während der Recoveryphase feststellbar waren. Die Splitponds (Abbildung 71) reagierten ähnlich, wobei hier während der Phase der Recovery keine Signifikanzen mehr auftraten.

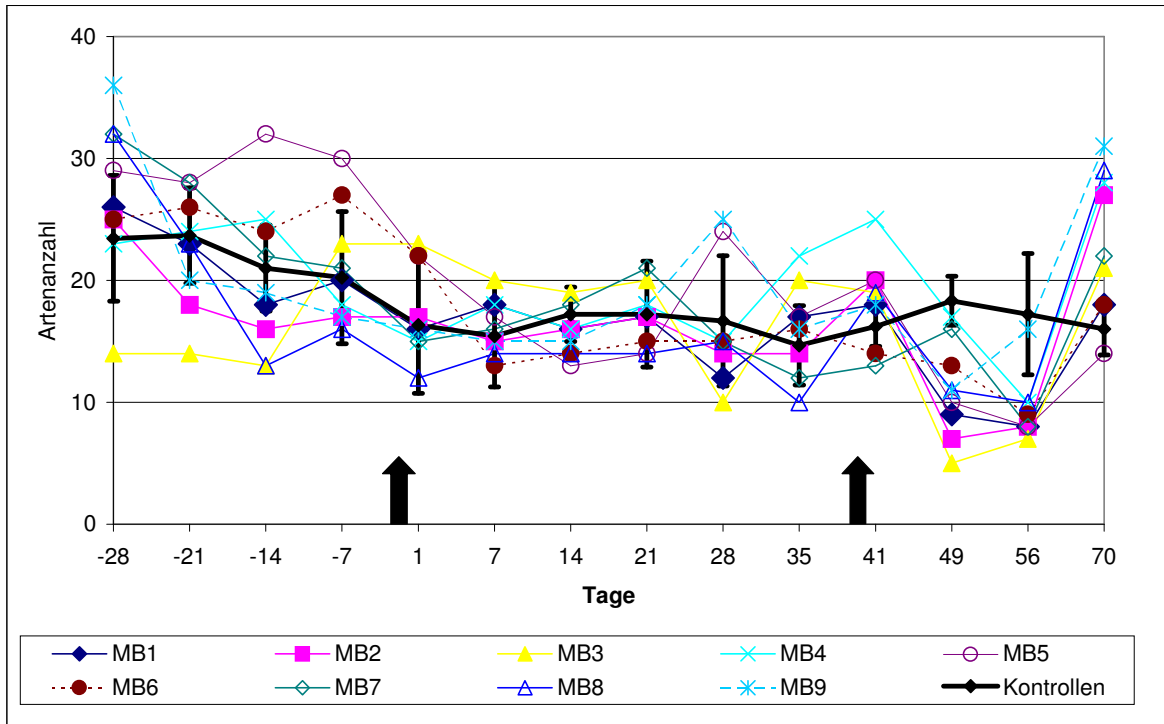


Abbildung 70: Artenzahl (Mesokosmos)

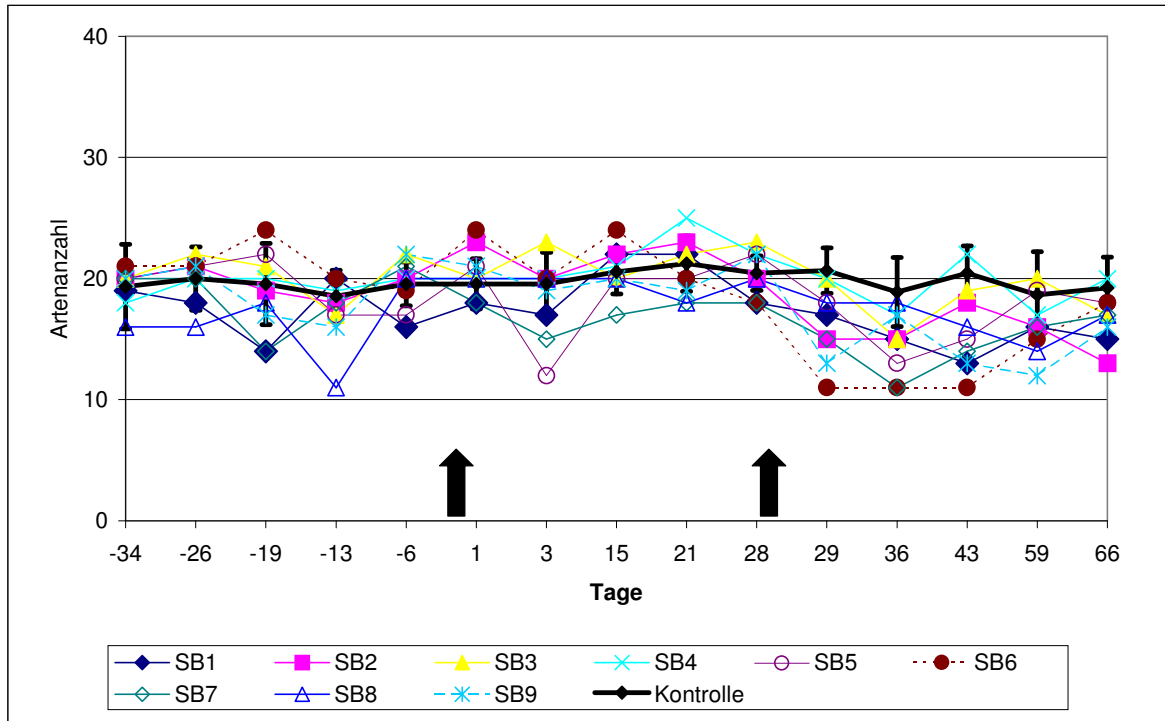


Abbildung 71: Artenanzahl (Split-ponds)

3.2.3.2.2 Biodiversität und Evenness

Die Diversität des Zooplanktons (Abbildung 72 und Abbildung 73) wurde in beiden Testsystemen mit dem Shannon-Weaver-Index ermittelt. Die Indexwerte zeigen in beiden Testsysteme einen vergleichbaren Verlauf. Behandlungen mit 100 bzw 1000 ng/L Cypermethrin scheinen die Diversität beider Testsysteme nicht zu beeinflussen (Abbildung 76, Abbildung 77).

Die Gleichmäßigkeit (Evenness) ist vom Shannon-Weaver-Index abhängig: $H_s = (E = H/H_{max})$; der Kurvenverlauf der Evenness kann deshalb mit dem Verlauf des Shannon-Weaver-Index verglichen werden. Wie in Abbildung 74 erkennbar, nimmt zum Ende der Studie in einigen Becken im Mesokosmos im Vergleich zu den Kontrollbecken die Evenness ab, was sich auch in der Statistik (Abbildung 76) als signifikanter Effekt ab der mittleren Pflanzendichte abzuzeichnen scheint. Die Evenness bei den Split-ponds (Abbildung 75) zeigt keine signifikanten Effekte in Abhängigkeit von den Makrophytendichten (Abbildung 77).

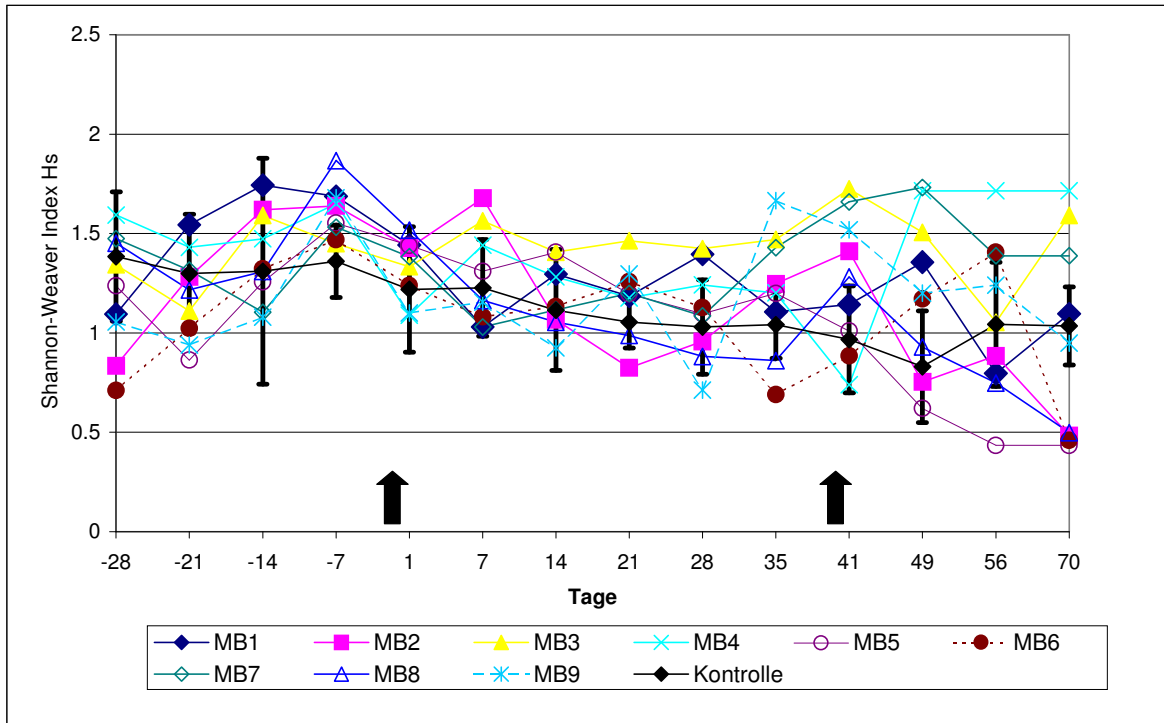


Abbildung 72: Diversität (Mesokosmos)

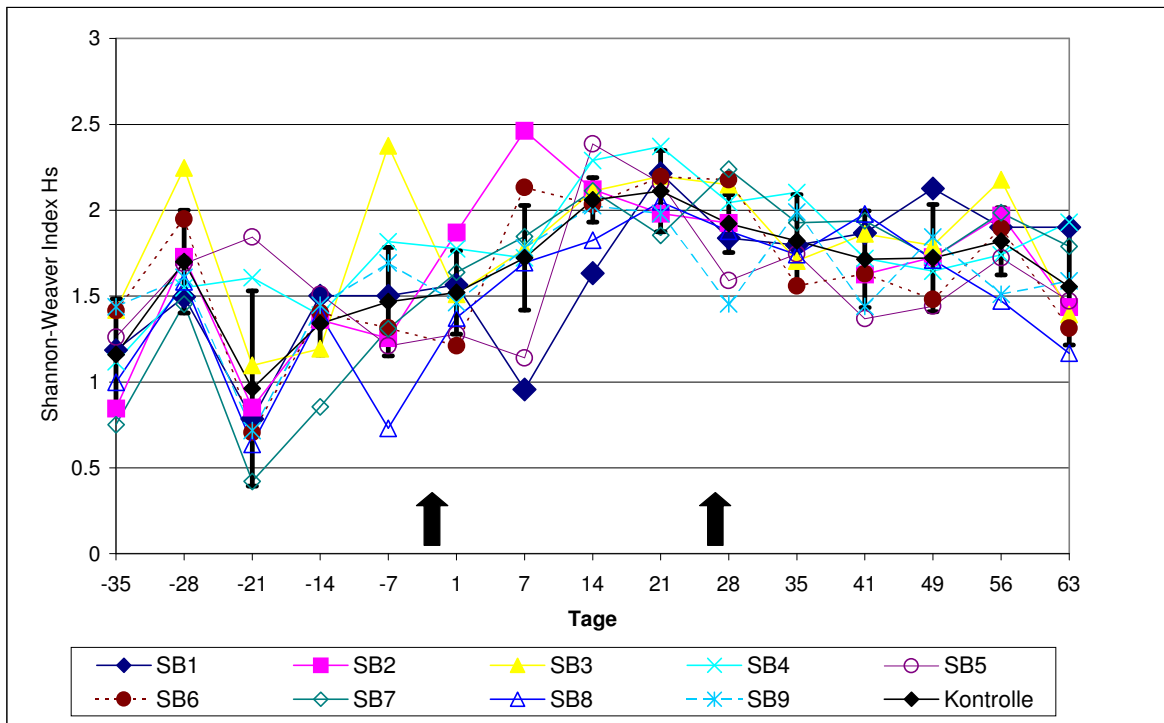


Abbildung 73: Diversität (Split-ponds)

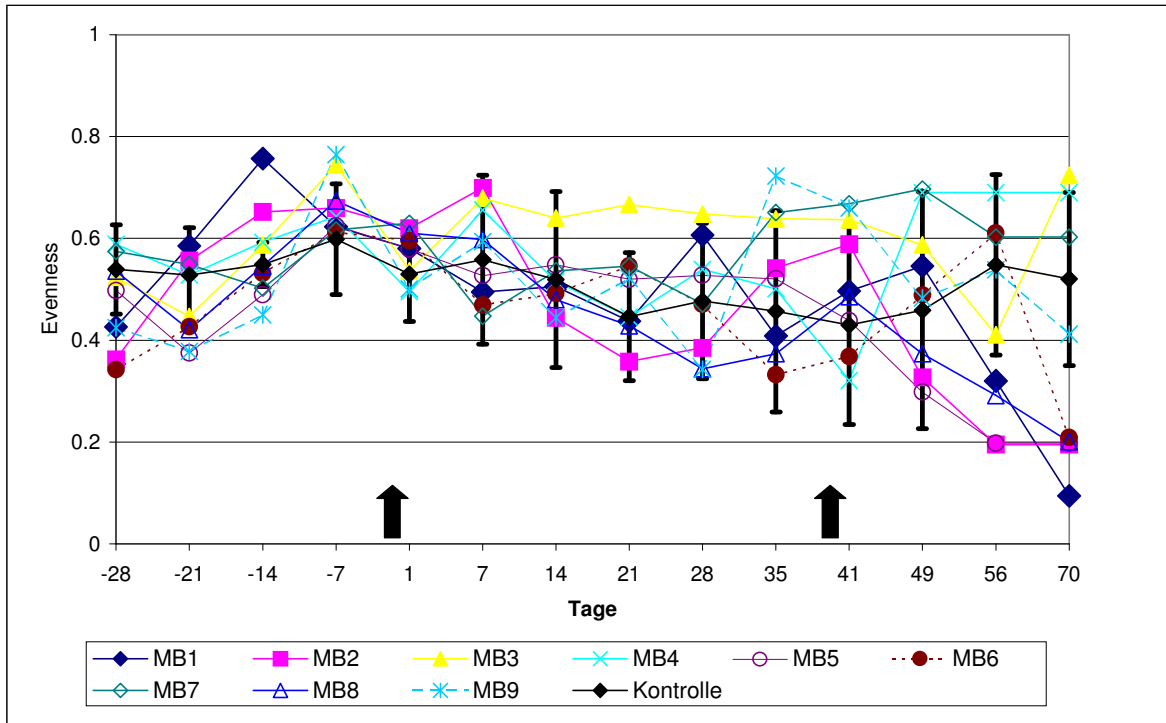


Abbildung 74: Evenness (Mesokosmos)

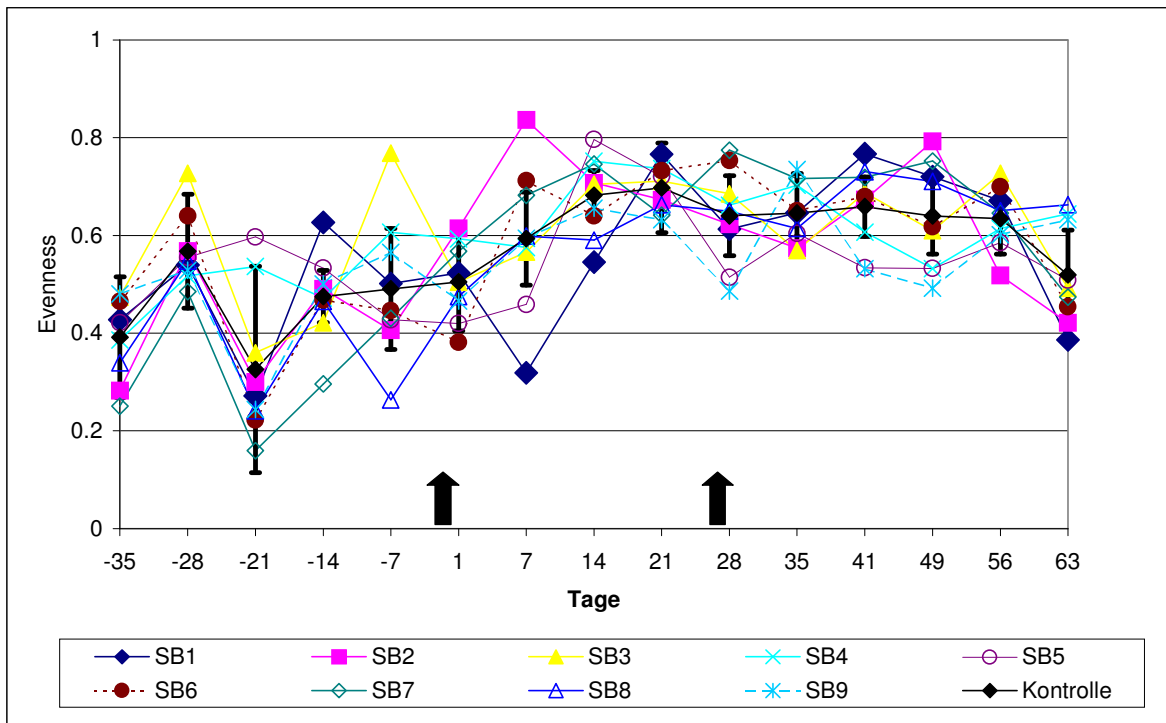


Abbildung 75: Evenness (Split-ponds)

NOEC-Berechnungen zu den Indices:

Artenanzahl				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 0.9305 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.4309 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
post II	*F(ANOVA)= 5.967 >Fcrit.= 4.0662		NOEC=control	NOEC=control
recover	F(ANOVA)= 0.7436 <Fcrit.= 4.0662		NOEC=control (no monotony)	NOEC=control

Shannon				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 2.1136 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 0.7233 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.3103 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 0.0821 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.

Evenness				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 2.3623 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.0237 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.6819 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 3.5194 <Fcrit.= 4.0662		NOEC=high	NOEC=high

Abbildung 76: NOEC Indices Mesokosmos

Artenanzahl				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 3.3696 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
postI	F(ANOVA)= 0.5479 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
post II	*F(ANOVA)= 5.1905 >Fcrit.= 4.0662		NOEC=control	NOEC=control
recover	F(ANOVA)= 0.8747 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.

Shannon				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 0.7305 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.5753 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.3103 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 0.0821 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.

Evenness				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 1.3079 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 0.9727 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.2629 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 0.3149 <Fcrit.= 4.0662		n.s.	n.s.

Abbildung 77: NOEC Indices Split-ponds

Notiz: Abundanzdaten wurden ln-transformiert, bevor der Williams- und der Dunnetttest angewendet wurden. Weitere Erläuterungen siehe Punkt 2.5.6.5.

Legende: **n.s.:** nicht signifikant

NOEC: no observed effect concentration

no monotony: Dosis-Wirkungsbeziehung nicht monoton steigend

high, medium, low: Makrophytendichten

pre, post I, post II, recover: Applikationsphasen

3.2.3.2.3 Principal Response Curves

Mit den multivariaten Verfahren der Principal Response Curves (VAN DEN BRINK und TER BRAAK, 1999) wurden Effekte einer zweifachen Applikation (100 ng/L und 1000 ng/L Cypermethrin) auf Zooplanktonpopulationen in zwei unterschiedlichen Testsystemen analysiert und dargestellt. Die schwarzen Pfeile zeigen die beiden Belastungsereignisse an, der cdt-Wert bezeichnet den canonischen Koeffizienten. Signifikante Veränderungen zur Kontrolle treten erst dann auf, wenn der cdt-Wert grösser $\pm 0,2$ ist.

Mit Hilfe der ermittelten Species-scores (Tabelle 4, Tabelle 5) für die beiden Testsysteme kann man Abundanzunterschiede einzelner Arten in den belasteten Kompartimenten von den Kontrollen unterscheiden. Je weiter ein Species-score von 0 entfernt ist, umso besser eignet sich dieser Wert zur Erklärung der Varianz. Bei den Mesokosmos-PRCs wurden die Varianzen am deutlichsten durch die Rotatorien *Polyarthra remata*, *Hexarthra mira* und *Keratella quadrata* erklärt, gefolgt von der Gruppe der Copepoda. Die Varianzen bei den Split-ponds wurden am deutlichsten durch *Cephalodella spec.*, *Lepadella patella* und *Testudinella patina*, ebenfalls Rotatorien, erklärt. Von den Cladoceren hatten *Simocephalus vetulus* und *Daphnia longispina* die höchsten Species-scores, gefolgt von der Diptere *Chaoborus cristallinus*. Die berechneten Principal Response Curves (Abbildung 78, Abbildung 79) waren in beiden Testsystemen über den gesamten Kurvenverlauf signifikant ($p < 0.05$), dies wurde mit durchgeführten Monte-Carlo-Permutationstests bewiesen. Der p-Wert lag bei der Mesokosmos-PRC bei 0.015 (Abbildung 80); bei den Split-ponds wurde ein p-Wert von 0.03 errechnet (Abbildung 81).

Von der gesamten Varianz waren 33% (Mesokosmos) und 17% (Split-ponds) auf den Probenahmetag zurückzuführen. 29% (Mesokosmos) und 48% (Split-ponds) der Gesamtvarianz können mit der Behandlung erklärt werden.

Da mittels Monte Carlo-Simulation nur eine Aussage über die generelle Signifikanz der PRCs über den gesamten Kurvenverlauf ermittelt werden kann, wurden Redundanzanalysen für jeden Tag durchgeführt, um festzustellen, ob die Behandlungen mit Cypermethrin auf die Zooplanktonpopulationen signifikante Wirkungen zeigen. Die logarithmierten Pflanzendichten dienten hier als Umweltvariable. Die Ergebnisse der Redundanzanalyse waren für den Mesokosmos nicht signifikant, bei den Split-ponds

wurden signifikante Wirkungen ab Tag 15 nach der ersten Applikation bis Tag 59 festgestellt (Tabelle 3).

Für die Split-ponds wurde anschließend die NOEC-Community zu signifikanten Probenahmetagen ermittelt. Dazu wurden die mittels einer Principal-Component-Analysis errechneten Species-Score-Werte einem Williams-Test unterworfen, und die NOECs in Abhängigkeit von der Pflanzendichte (low, medium, high) bestimmt. Eine NOEC bezüglich Pflanzendichte konnte nicht bestimmt werden; die Effekte waren unabhängig von der jeweiligen Pflanzendichte signifikant.

Tage	-6	1	3	15	21	28	29	36	43	59	66
Split-ponds	0.96	0.46	0.34	0.2	0.02	0.01	0.01	0.03	0.03	0.03	0.05

Legende: signifikant, wenn p-Wert < 0.05 (fett gedruckt), nicht signifikant, wenn p-Wert > 0.05

Tabelle 3: Monte Carlo-Permutationen für Zooplankton species (Split-ponds)

<i>Synchaeta pectinata</i>	0.1823
<i>Daphnia longispina</i>	0.0221
<i>Alonella nana</i>	-0.0216
<i>Chaoborus crystallinus</i>	-0.0618
<i>Alona costata</i>	-0.0759
<i>Chydorus sphaericus</i>	-0.08
<i>Cephalodella spec.</i>	-0.1205
<i>Simocephalus vetulus</i>	-0.1343
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	-0.2899
<i>Cyclopoidae ssp.</i>	-0.5069
<i>Nauplia ssp.</i>	-0.6079
<i>Keratella quadrata</i>	-0.6394
<i>Hexarthra mira</i>	-0.6556
<i>Polyarthra remata</i>	-0.9798

Tabelle 4: Species-Scores Mesokosmos

Species	scores
<i>Lecane ludwigi</i>	0.1409
<i>Keratella quadrata</i>	0.1163
<i>Keratella cochlearis</i>	0.1141
<i>Polyarthra remata</i>	-0.0981
<i>Ostracoda ssp.</i>	-0.1035
<i>Hexarthra mira</i>	-0.1093
<i>Nauplia ssp.</i>	-0.1202
<i>Lecane forma monostyla</i>	-0.1223
<i>Synchaeta pectinata</i>	-0.1294
<i>Diaphanosoma brachyorum</i>	-0.1403
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	-0.1575
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	-0.2889
<i>Chaoborus crystallinus</i>	-0.3537
<i>Daphnia longispina</i>	-0.4002
<i>Simocephalus vetulus</i>	-0.5165
<i>Testudinella patina</i>	-0.5227
<i>Lepadella ovalis</i>	-0.6921
<i>Cephalodella spec.</i>	-0.9584

Tabelle 5: Species-Scores Split-ponds

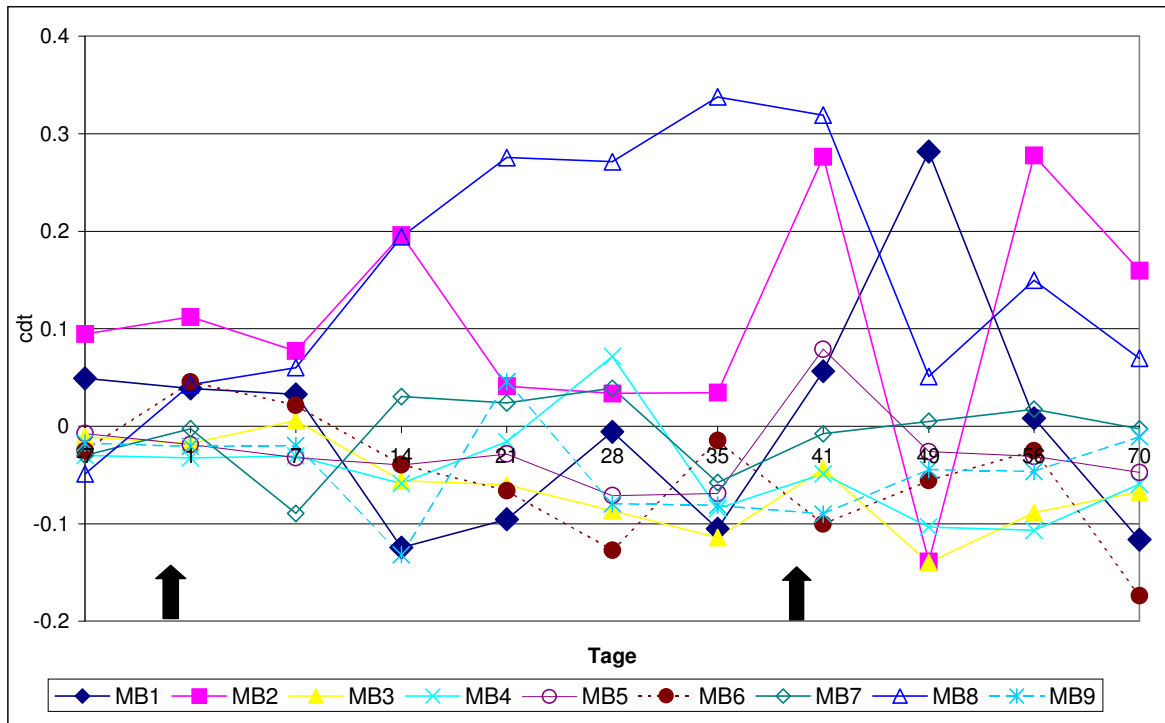


Abbildung 78: PRC-Zooplankton alle Arten (Mesokosmos)

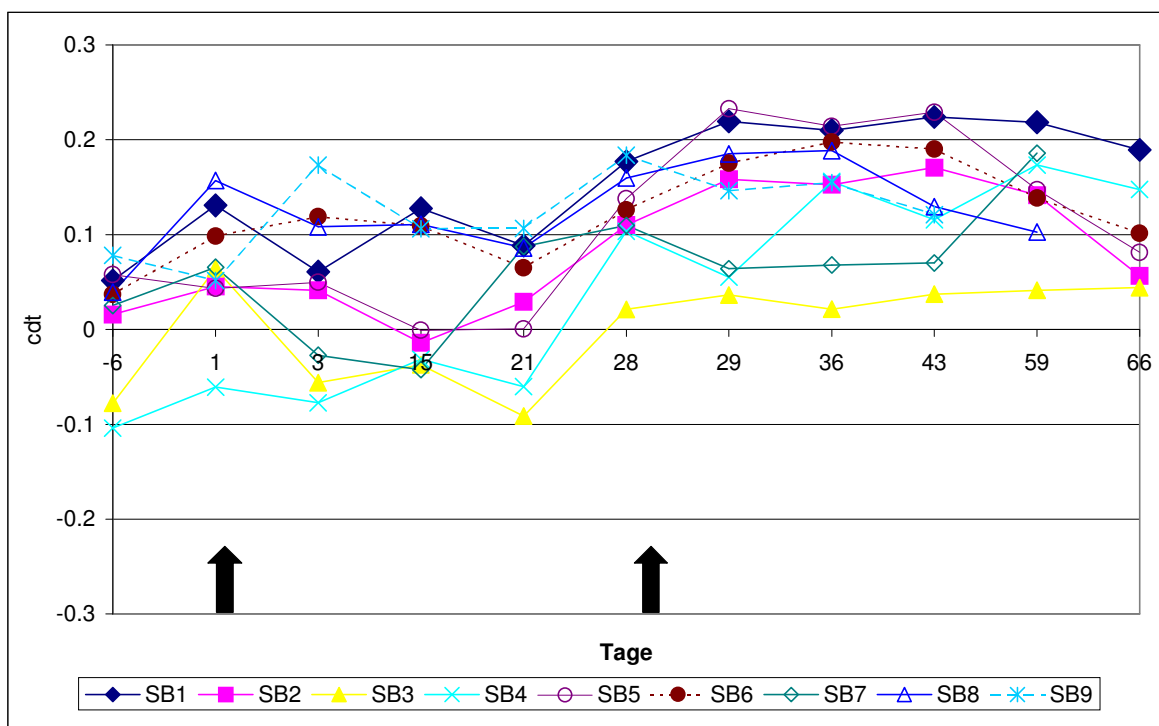


Abbildung 79: PRC-Zooplankton alle Arten (Split-ponds)

PRC Summaries beider Testsysteme:

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues :	0.073	0.042	0.027	0.02	1
Species-environment correlations :	0.728	0.768	0.686	0.748	
Cumulative percentage variance					
of species data :	11	17.3	21.4	24.4	
of species-environment relation:	25.5	40.2	49.7	56.7	
Sum of all unconstrained eigenvalues					0.666
Sum of all canonical eigenvalues					0.287
The sum of all unconstrained eigenvalues is after fitting covariables					
Percentages are taken with respect to residual variances					
i.e. variances after fitting covariables					
**** Summary of Monte Carlo test ****					
Test of significance of first canonical axis: eigenvalue = .073					
	F-ratio = 15.941				
	P-value = .0150				
(199 permutations under reduced model)					
PRC Summary					
33% of total variance explained by time					
29% of total variance explained by treatment					
26% of the variance by treatment captured by the PRC					
0.0150: p-value of PRC					
17% of the variance explained by treatment captured by second axis					
40% of the variance explained by treatment captured by axis 1 and 2 together					

Abbildung 80: PRC Summary Zooplankton (Mesokosmos)

**** Summary ****					
Axes	1	2	3	4	Total variance
Eigenvalues :	0.147	0.07	0.052	0.046	1
Species-environment correlations :	0.845	0.764	0.751	0.81	
Cumulative percentage variance					
of species data :	17.7	26.2	32.4	38	
of species-environment relation:	30.9	45.6	56.5	66.2	
Sum of all unconstrained eigenvalues					0.829
Sum of all canonical eigenvalues					0.475
The sum of all unconstrained eigenvalues is after fitting covariables					
Percentages are taken with respect to residual variances					
i.e. variances after fitting covariables					
**** Summary of Monte Carlo test ****					
Test of significance of first canonical axis: eigenvalue = .147					
	F-ratio = 17.888				
	P-value = .0300				
(199 permutations under reduced model)					
PRC Summary					
17% of total variance explained by time					
48% of total variance explained by treatment					
30.9% of the variance by treatment captured by the PRC					
0.03: p-value of PRC					
26% of the variance explained by treatment captured by second axis					
46% of the variance explained by treatment captured by axis 1 and 2 together					

Abbildung 81: PRC Summary Zooplankton (Split-ponds)

3.2.3.2.4 Rotatoria

Die Gruppe der Rotatorien trat mit hohen Individuenzahlen und grossen Schwankungsbreiten auf. Rotatorien haben generell kurze Entwicklungszyklen, und so können in beiden Systemen grosse Abundanzunterschiede in den einzelnen Kompartimenten festgestellt werden (Abbildung 82 und Abbildung 83). Die Schwankungen waren in den Split-ponds geringer als im Mesokosmos. Betrachtet man die einzelnen Arten, können aber doch Effekte, meist indirekter Art, festgestellt werden. Signifikante Effekte in bezug auf die Makrophytendichten „high“, „medium“ und „low“

konnten bei der Betrachtung der Gesamtindividuenzahl in beiden Testsystemen nicht festgestellt werden (Abbildung 94, Abbildung 95).

Die Art *Keratella quadrata* war in beiden Systemen mit hohen Individuenzahlen vorhanden. Während die Art im Mesokosmos auf beide Belastungen indifferent reagierte (Abbildung 84), war in den Split-ponds zu beobachten, dass nach der zweiten Applikation in den belasteten Becken höhere Individuenzahlen als in den Kontrollkompartimenten auftraten (Abbildung 85). Dies ist durch den Ausfall der Prädatoren, insbesondere *Chaoborus crystallinus*, die dominierende Dipterenart in beiden Testsystemen, zu erklären. Statistisch signifikante Effekte konnten nicht festgestellt werden.

Polyarthra remata, ebenfalls mit hohen Individuenzahlen in beiden Systemen anzutreffen, war im Mesokosmos (Abbildung 86) besonders in den beiden Becken mit den niedrigsten Pflanzendichten anzutreffen. Dies war auch nach beiden Applikationen zu beobachten. In den Split-ponds trat nach der ersten Applikation, der „post I“-Phase, ein signifikanter Effekt unabhängig von der Pflanzendichte auf, der nach der zweiten Applikation nicht mehr feststellbar war (Abbildung 87, Abbildung 95). Dieser Effekt kann auf erhöhte Nahrungskonkurrenz der im System vorkommenden Zooplankter zurück geführt werden. Beim Mesokosmos konnte dieser Effekt nicht festgestellt werden (Abbildung 94).

Bei den Rotatorien *Hexarthra* (Abbildung 88 und Abbildung 89) und *Lecane ssp.* (Abbildung 90 und Abbildung 91) wurden keine signifikanten Effekte festgestellt.

Bei *Cephalodella spec.* (Abbildung 92 und Abbildung 93) konnten signifikante Auswirkungen in der Recovery-Phase bei den Split-ponds beobachtet werden. Da Rotatorien aber kurze Entwicklungszyklen haben und der signifikante Effekt erst in der Wiedererholungsphase auftrat (Abbildung 95), kann nicht von einem direkten Effekt, verursacht durch die Applikationen, ausgegangen werden.

Betrachtet man diese Ergebnisse bei den Rotatorien und vergleicht sie mit anderen Pondstudien mit Pyrethroiden (FARMER et. al., 1995; DAY et al., 1987), so kann man ebenfalls eine direkte Wirkung von Cypermethrin auf Rotatorien ausschließen, jedoch eine Steigerung der Individuenzahlen durch das Fehlen von Prädatoren und/oder Nahrungskonkurrenten feststellen.

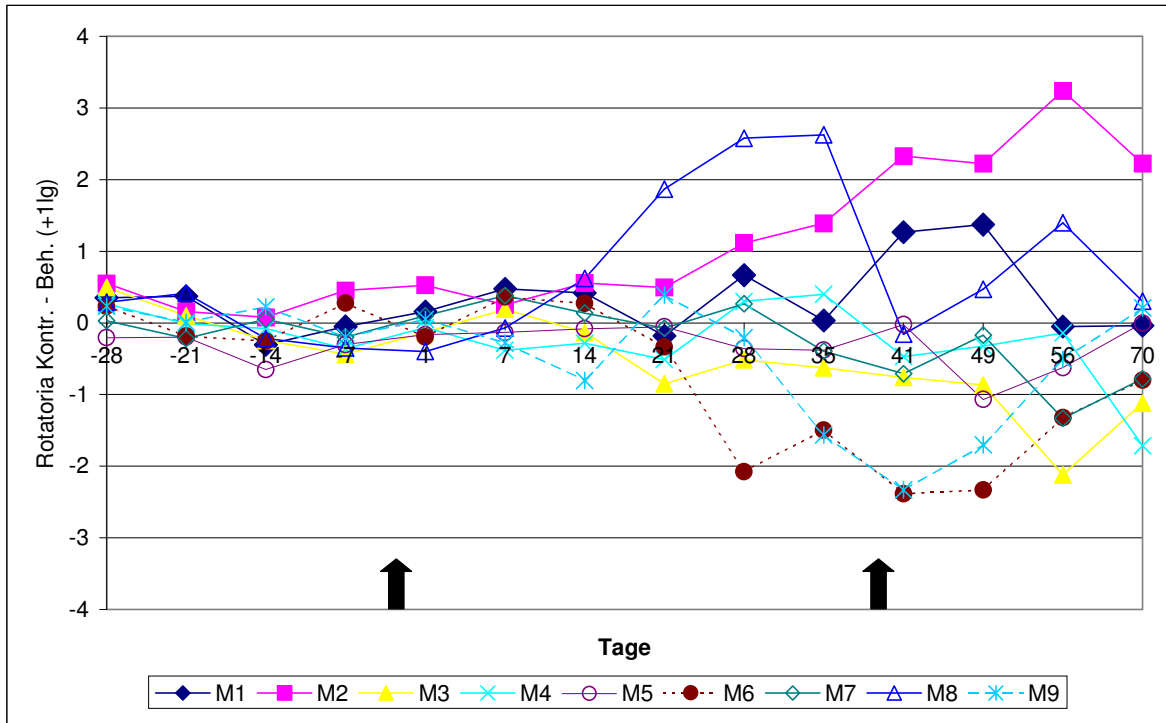


Abbildung 82: Rotatoria (Mesokosmos)

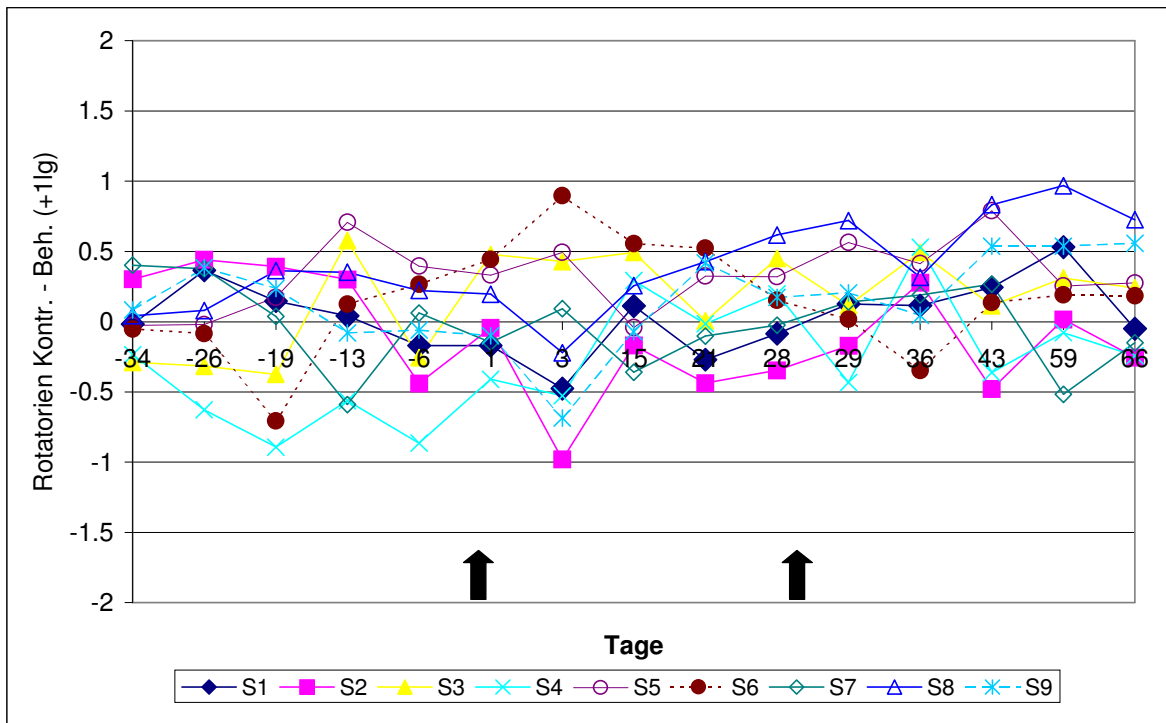


Abbildung 83: Rotatoria (Split-ponds)

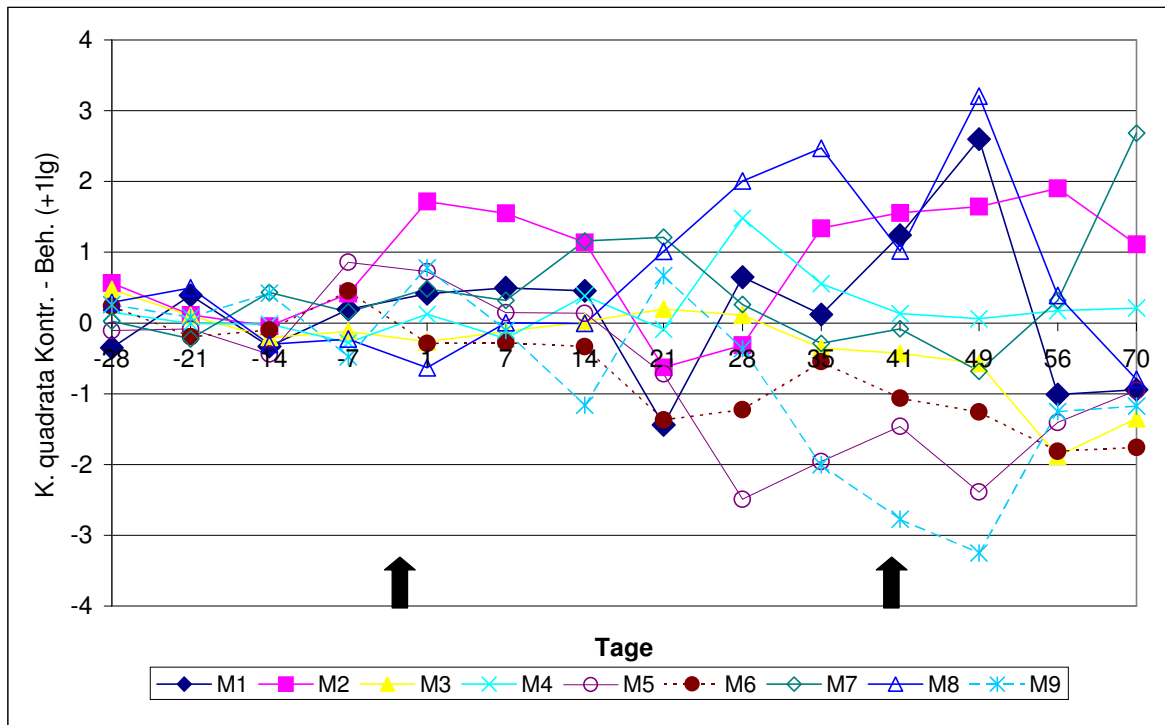


Abbildung 84: *Keratella quadrata* (Mesocosmos)

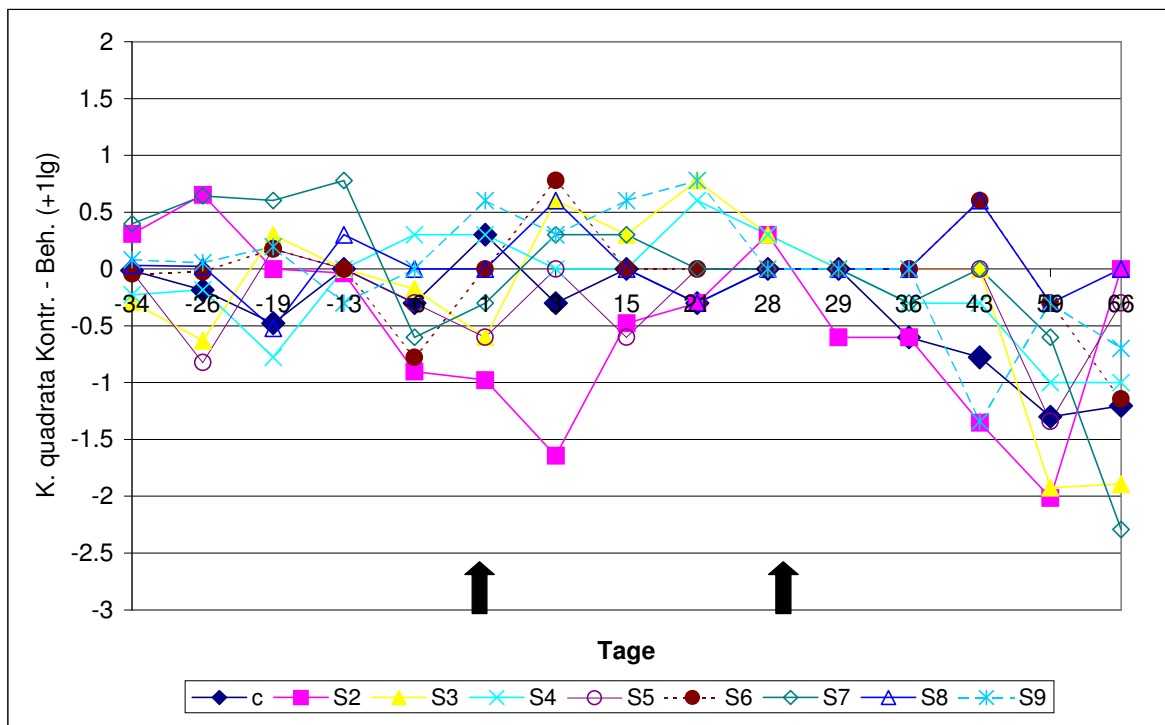


Abbildung 85: *Keratella quadrata* (Split-ponds)

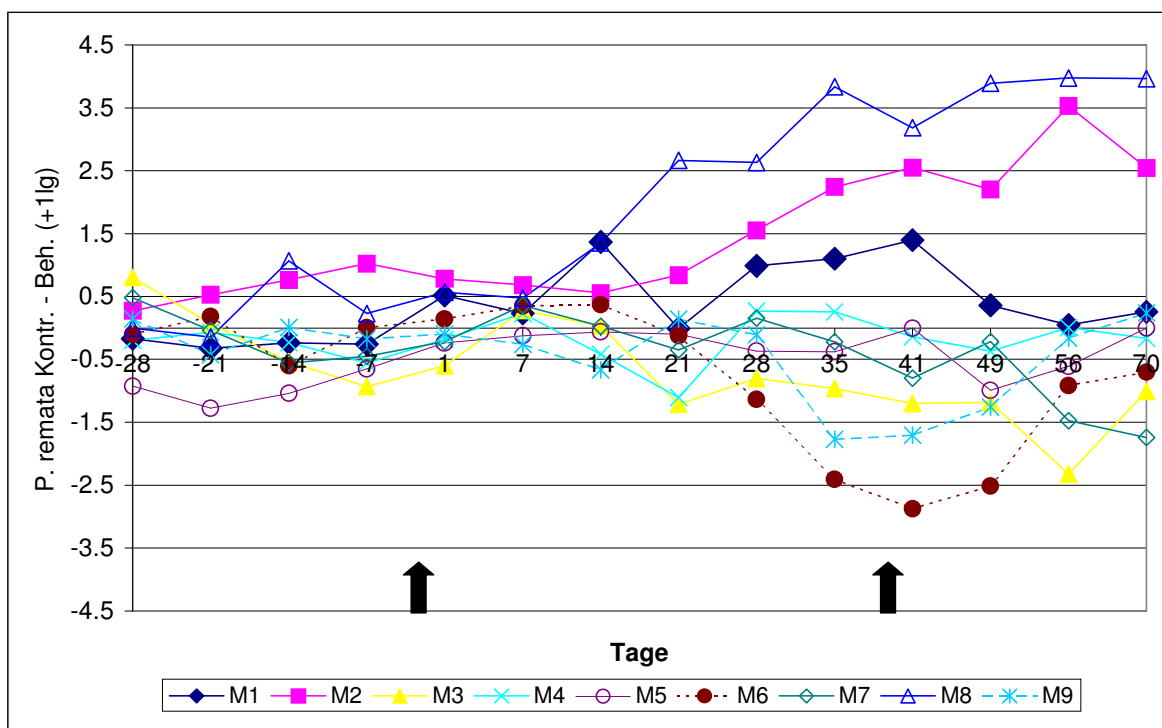


Abbildung 86: *Polyarthra remata* (Mesokosmos)

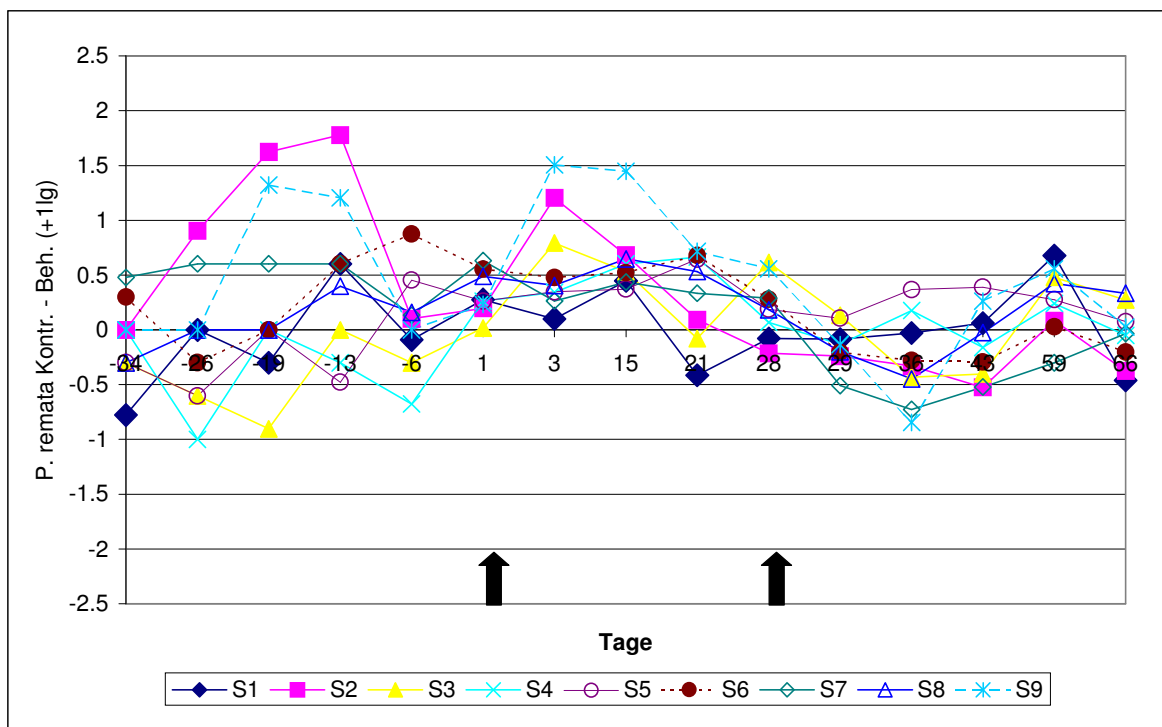


Abbildung 87: *Polyarthra remata* (Split-ponds)

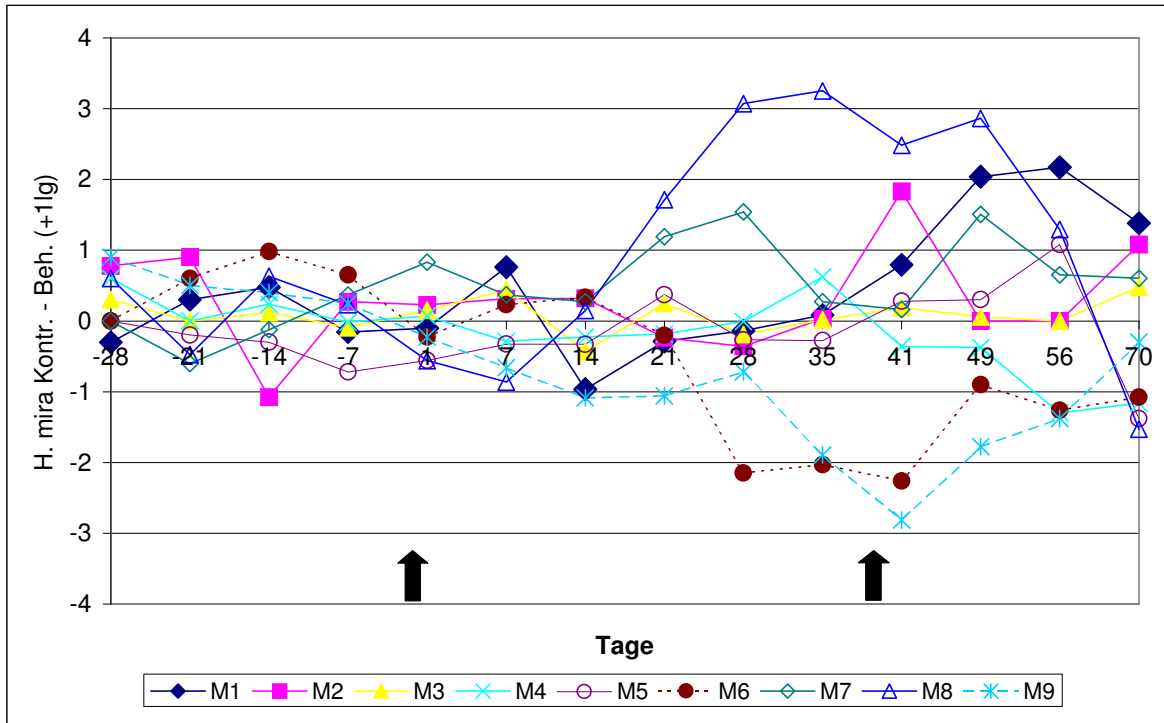


Abbildung 88: *Hexarthra mira* (Mesokosmos)

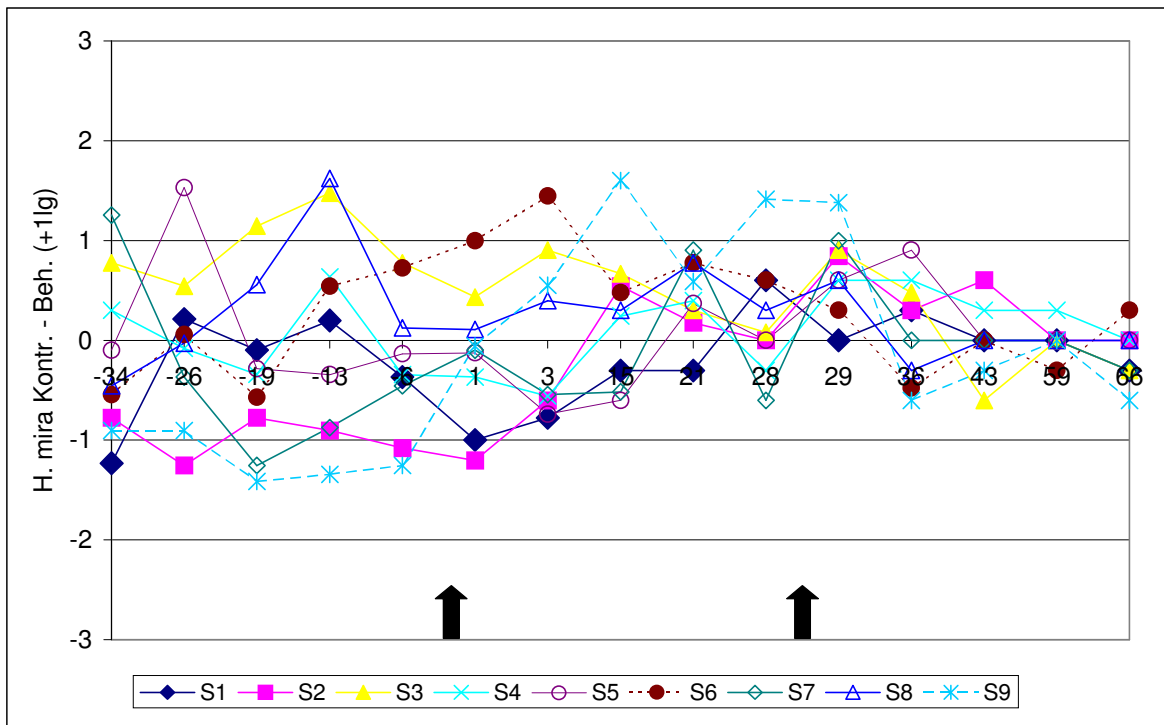


Abbildung 89: *Hexarthra mira* (Split-ponds)

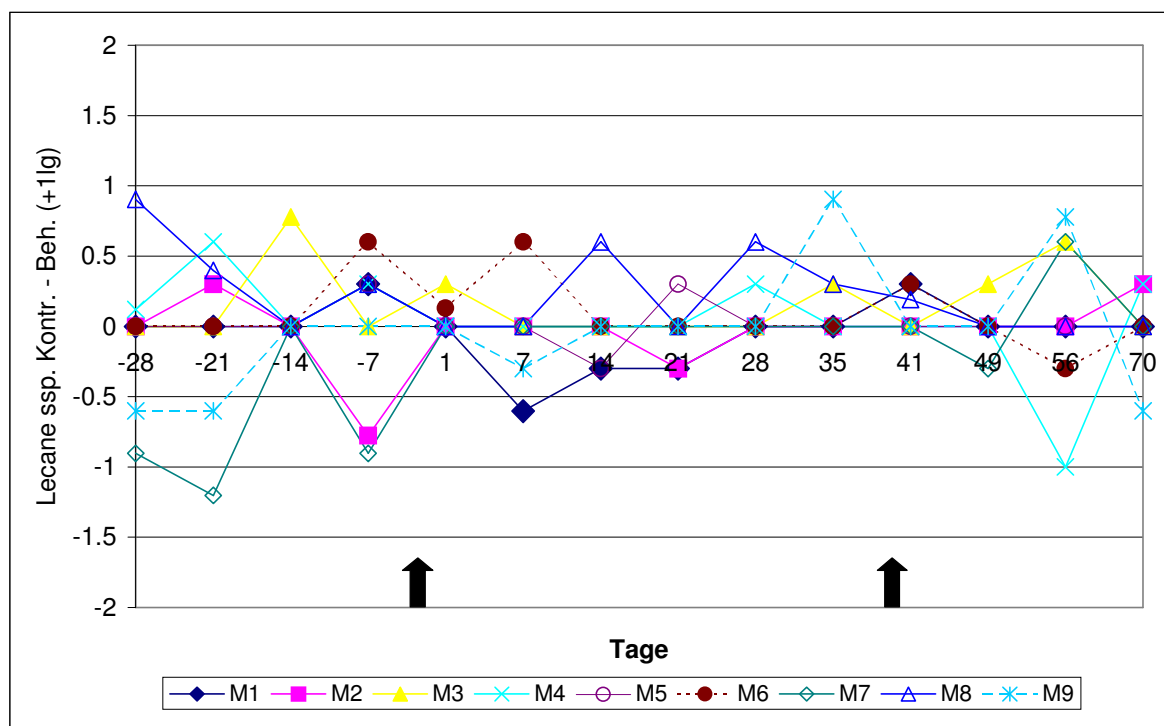


Abbildung 90: *Lecane* ssp. (Mesokosmos)

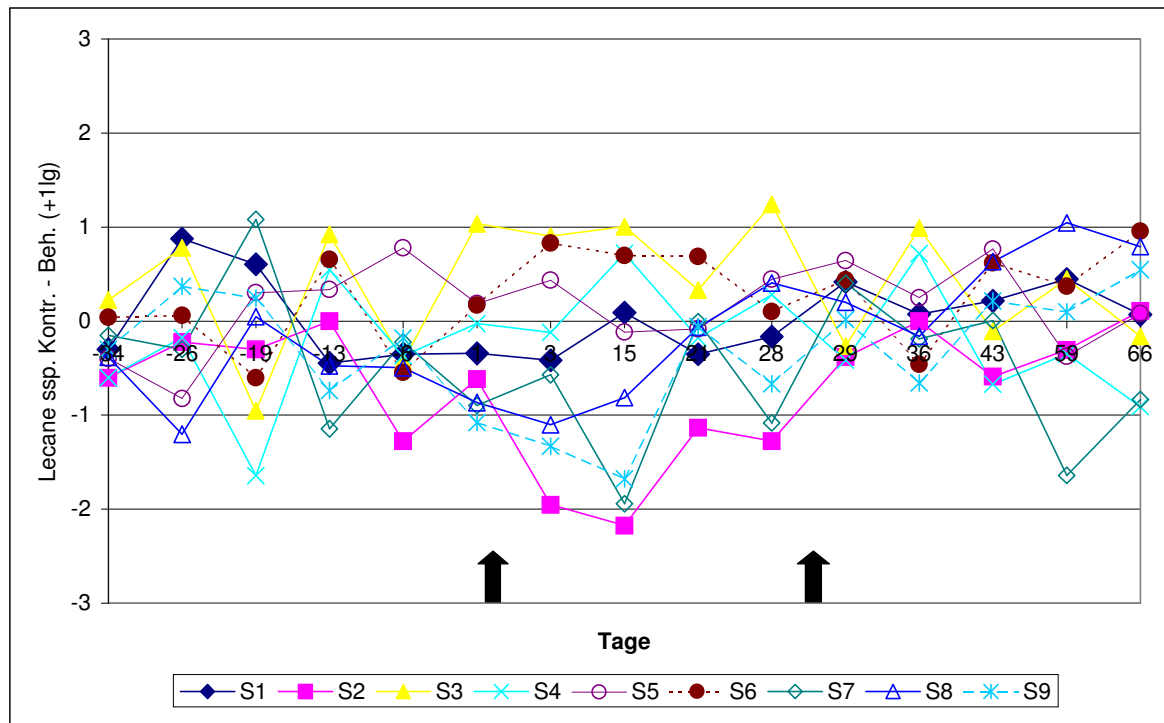


Abbildung 91: *Lecane* ssp. (Split-ponds)

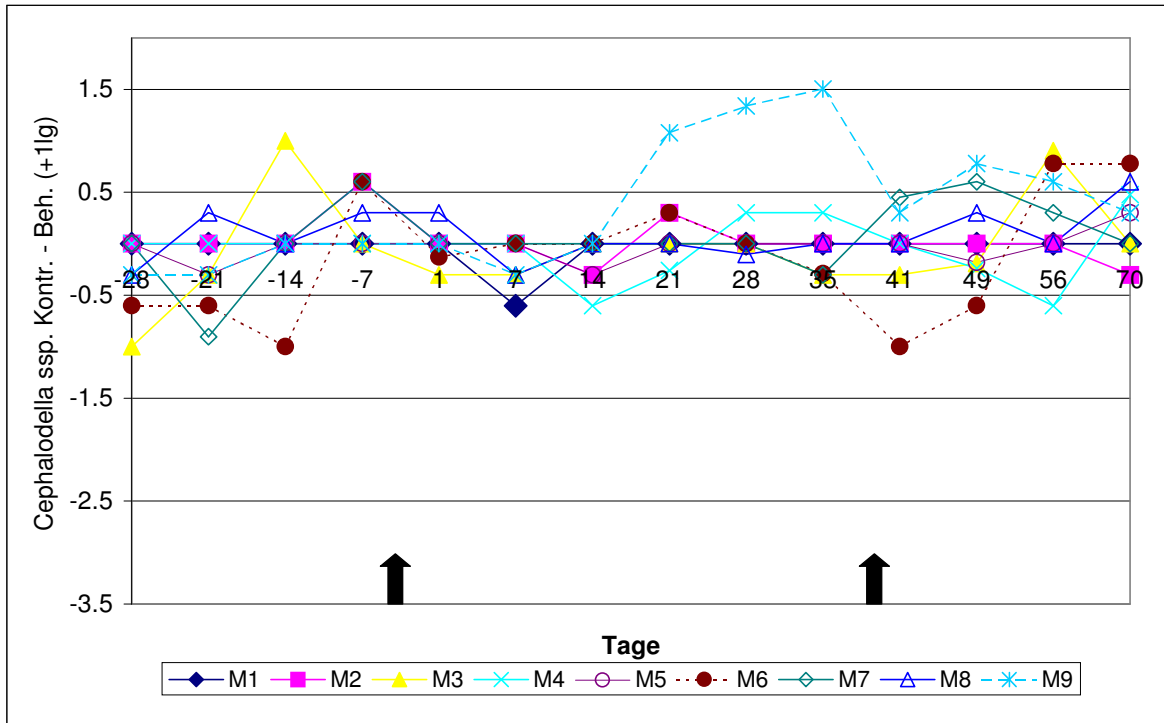


Abbildung 92: *Cephalodella spec.* (Mesocosmos)

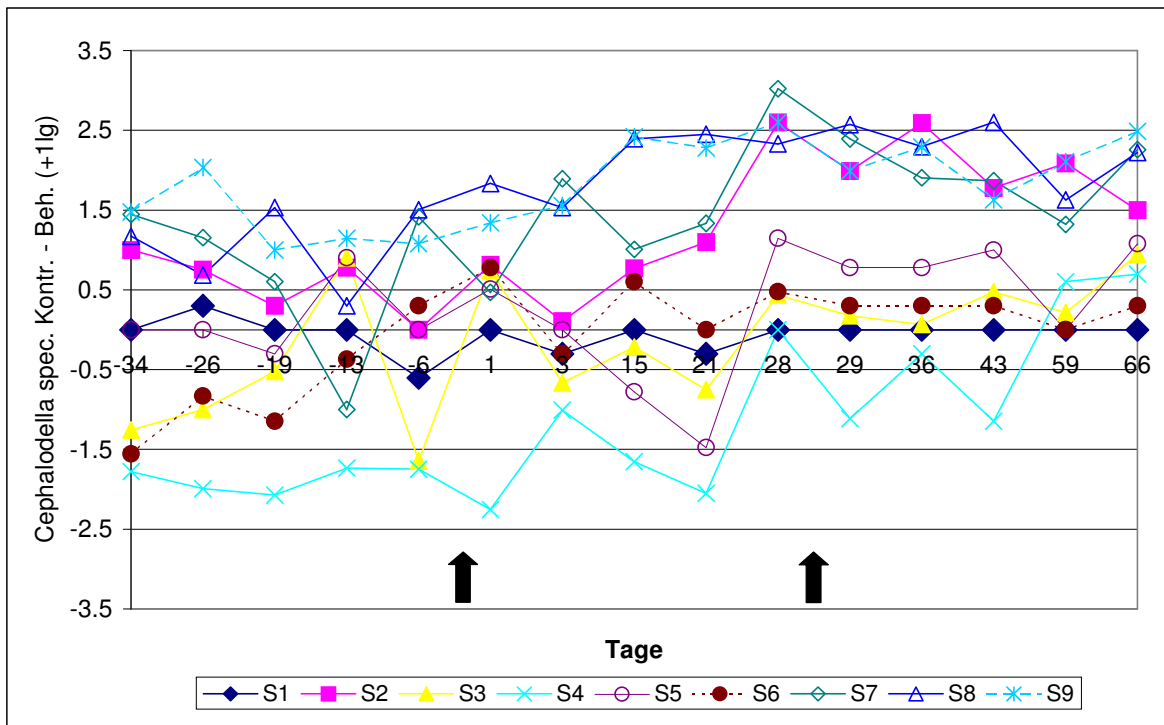


Abbildung 93: *Cephalodella spec.* (Split-ponds)

Ergebnisse der NOEC-Berechnungen zu Rotatoria:

Rotatoria				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)=	1.7626 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)=	0.8472 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)=	0.8133 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)=	0.3731 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Keratella quadrata				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)=	1.5128 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)=	0.3069 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)=	0.6121 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)=	0.5429 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Polyarthra remata				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)=	1.7626 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)=	0.8472 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)=	0.8173 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)=	0.3731 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Hexarthra mira				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)=	1.2624 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)=	0.2343 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)=	0.4065 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)=	2.8135 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Lecane ssp.				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)=	1.1125 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)=	0.4909 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)=	0.7046 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)=	1 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Cephalodella spec.				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)=	0.0233 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)=	1.0985 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)=	2.5238 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)=	1.3081 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.

Abbildung 94: NOEC Rotatoria (Mesokosmos)

Notiz: Abundanzdaten wurden ln-transformiert, bevor der Williams- und der Dunnetttest angewendet wurden. Weitere Erläuterungen siehe Punkt 2.5.6.5.

Legende: **n.s.:** nicht signifikant

NOEC: no observed effect concentration

no monotony: Dosis-Wirkungsbeziehung nicht monoton steigend

high, medium, low: Makrophytendichten

pre, post I, post II, recover: Applikationsphasen

Rotatoria			
Appl.phase	ANOVA	Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 0.5265 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.1891 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 1.6881 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 1.8823 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Keratella quadrata			
Appl.phase	ANOVA	Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 0.5163 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 2.096 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 1.5334 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	*F(ANOVA)= 5.5672 >Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Poyarthra remata			
Appl.phase	ANOVA	Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 1.409 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	*F(ANOVA)= 5.4539 >Fcrit.= 4.0662	NOEC=control	NOEC=control
post II	F(ANOVA)= 1.8216 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 0.336 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Hexarthra mira			
Appl.phase	ANOVA	Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 1.0864 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 0.4156 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 1.9779 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 1.3187 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Lecane ssp.			
Appl.phase	ANOVA	Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 2.4345 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.4737 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 1.791 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 1.095 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Cephalodella spec.			
Appl.phase	ANOVA	Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 1.0985 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 0.7469 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 1.8895 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 3.2588 <Fcrit.= 4.0662	NOEC=high	NOEC=control

Abbildung 95: NOEC Rotatoria (Split-ponds)

Notiz: Abundanzdaten wurden ln-transformiert, bevor der Williams- und der Dunnetttest angewendet wurden. Weitere Erläuterungen siehe Punkt 2.5.6.5.

Legende: **n.s.:** nicht signifikant

NOEC: no observed effect concentration

no monotony: Dosis-Wirkungsbeziehung nicht monoton steigend

high, medium, low: Makrophytendichten

pre, post I, post II, recover: Applikationsphasen

3.2.3.2.5 Copepoda

Nauplia

Die Nauplius-Larven wurden nicht bis zur Art bestimmt und sind deshalb für die folgenden Auswertungen zusammengefasst. Die Nauplien traten in beiden Testsystemen in hohen Individuenzahlen auf (Abbildung 96, Abbildung 97); statistisch signifikante Effekte auf Nauplien konnten nur bei den Split-ponds nach beiden Applikationen festgestellt werden (Abbildung 103). Bei der Auswertung der Mesokosmosdaten konnten keine signifikanten Auswirkungen auf Nauplien nach beiden Applikationen festgestellt werden (Abbildung 102).

Cyclopoida

Bei den in den Testsystemen vorkommenden Cyclopoida (*Cyclops abyssorum*, *Macrocyclops albidus*, *Eucyclops serrulatus*) konnten ebenfalls keine direkten Effekte im Zusammenhang mit der Insektizidbelastung festgestellt werden (Abbildung 98, Abbildung 99). Abundanzzunahmen konnten in einigen belasteten Kompartimenten des Mesokosmos 14 bis 21 Tage nach der ersten Applikation festgestellt werden (Abbildung 98). Dieser Effekt beruht womöglich auf vermindertem Beutedruck durch die Diptere *Chaoborus crystallinus*, die nach der ersten Applikation im Testsystem nur noch in geringen Abundanzen auftrat. Signifikante Abundanzrückgänge der Species aufgrund der Behandlungen mit Cypermethrin und Wirkungen aufgrund unterschiedlicher Makrophytendichten konnten in beiden untersuchten Testsystemen nicht festgestellt werden (Abbildung 102, Abbildung 103).

Calanoida

Der calanoide Copepod *Eudiaptomus gracilis*, der ebenfalls in beiden Testsystemen vorkam (Abbildung 100, Abbildung 101), zeigte signifikante Abundanzabnahmen nach der zweiten Applikation bei den Split-ponds. Eine leichte Wiedererholung in der Recoveryphase trat auf, wo nur bei der niedrigsten Makrophytendichte „low“ eine Signifikanz gegenüber den anderen Makrophytendichten detektiert wurde (Abbildung 103). Im Mesokosmos konnten keine signifikanten Unterschiede zu den Kontrollbecken festgestellt werden (Abbildung 102). Die im Litoral des Ammersees vorkommende Art *Attheyella crassa* wurde in den beiden Testsystemen nicht identifiziert.

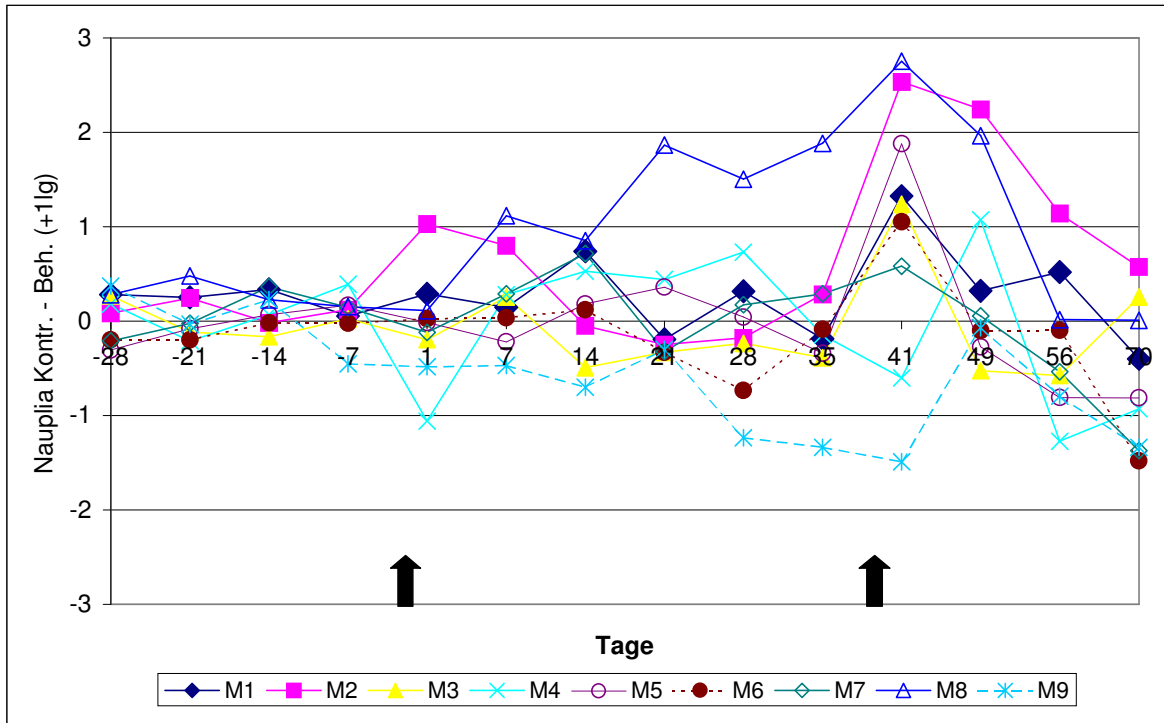


Abbildung 96: Nauplia (Mesocosmos)

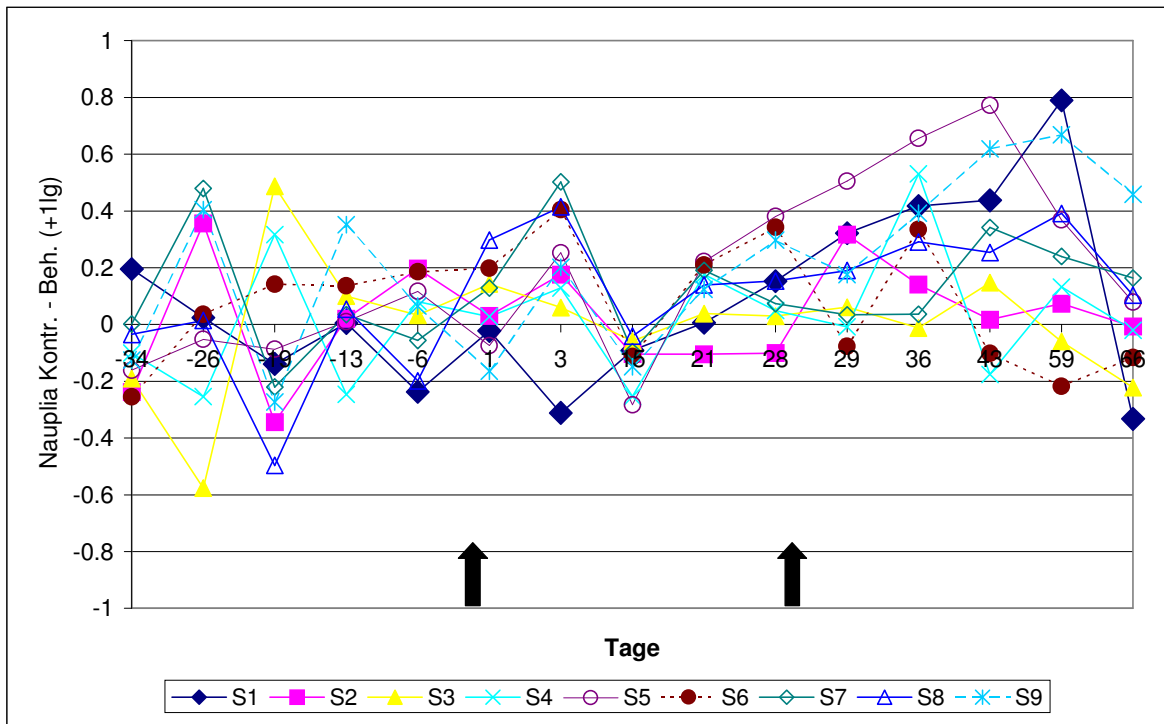


Abbildung 97: Nauplia (Split-ponds)

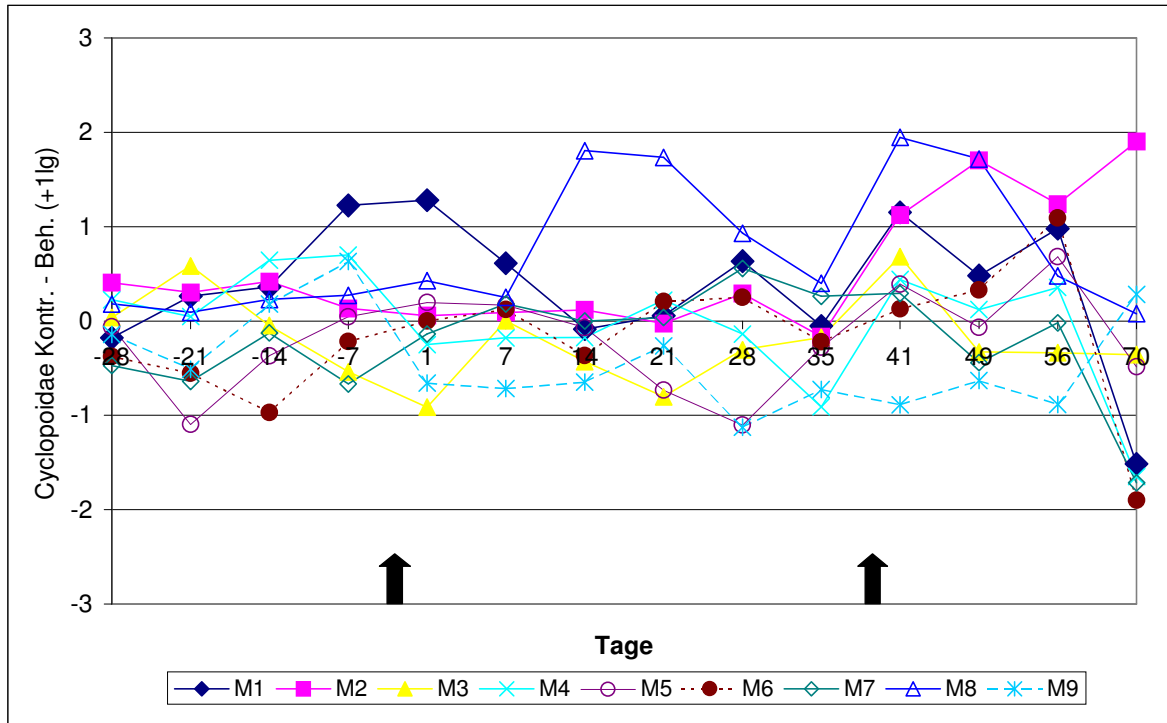


Abbildung 98: Cyclopoidae (Mesokosmos)

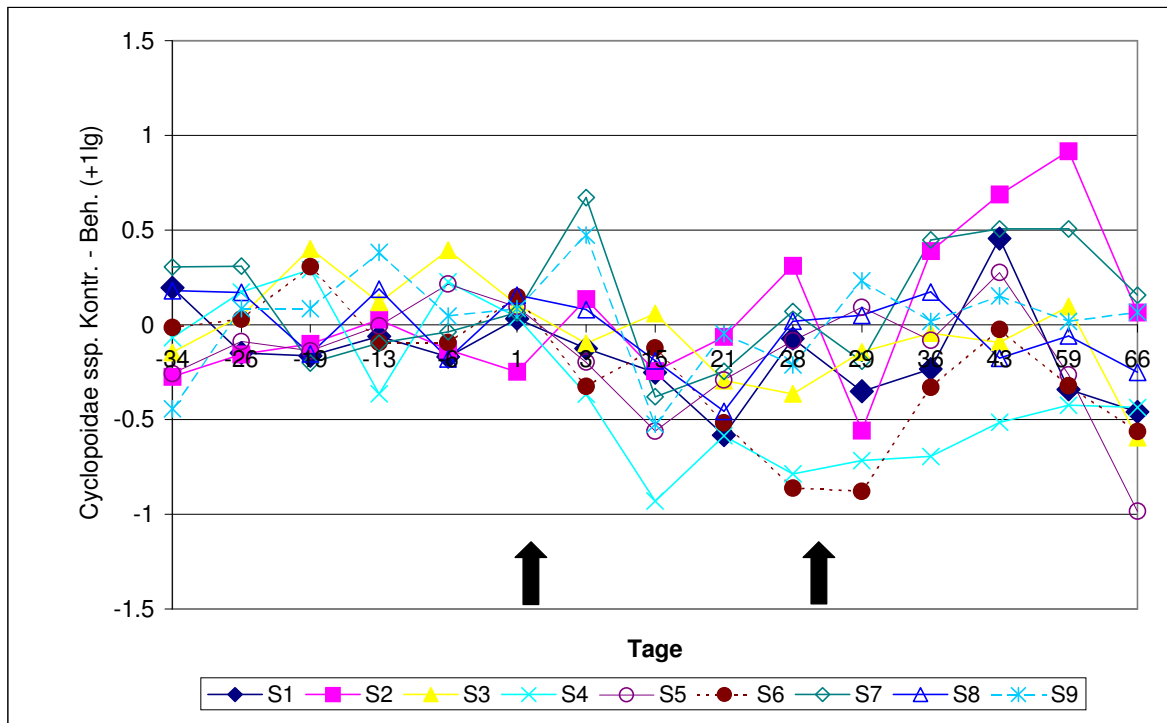


Abbildung 99: Cyclopoidae (Split-ponds)

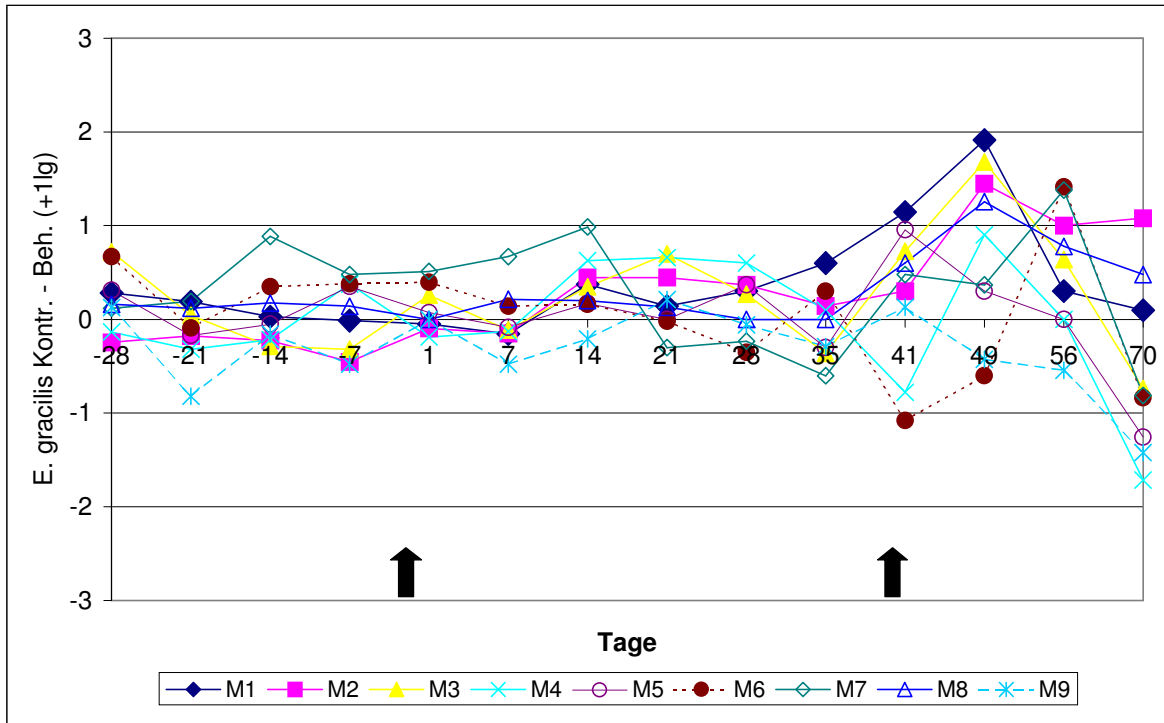


Abbildung 100: *Eudiaptomus gracilis* (Mesokosmos)

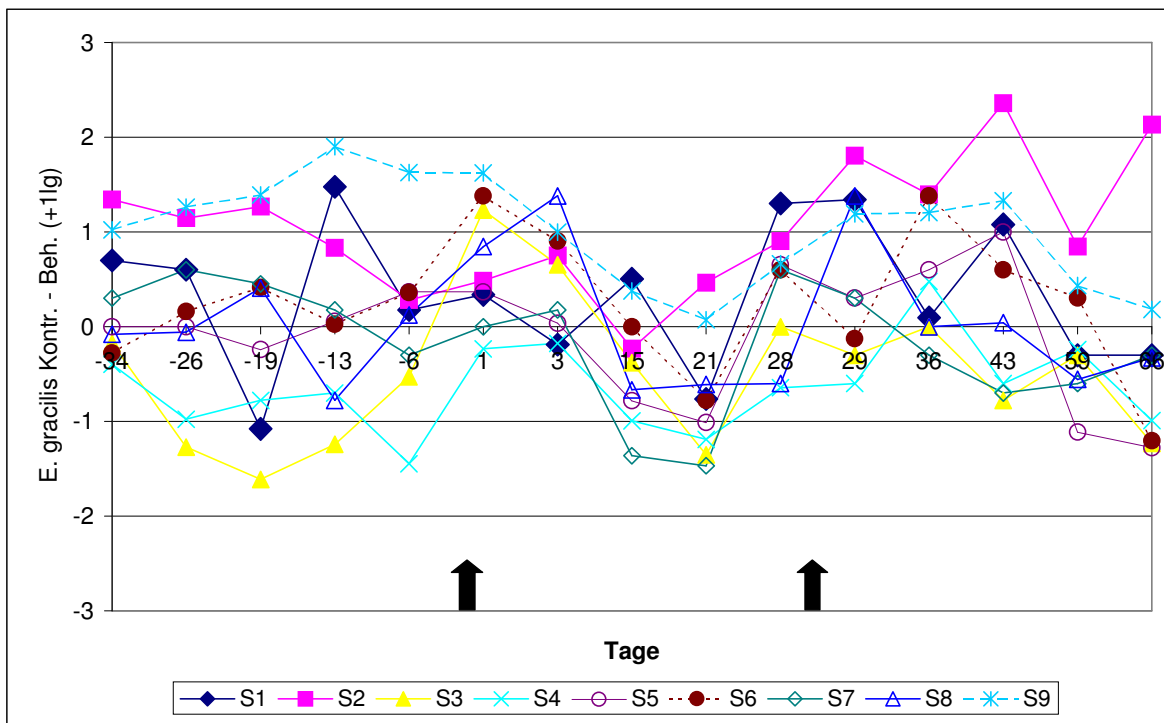


Abbildung 101: *Eudiaptomus gracilis* (Split-ponds)

Ergebnisse der NOEC-Berechnungen zu Copepoda:

Nauplia ssp.				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 0.9681	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.7755	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.3492	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 1.7072	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Cyclopoidae ssp.				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 0.9824	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.2457	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.9466	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 0.8161	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Eudiaptomus gracilis				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	*F(ANOVA)= 5.5537	>Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.1732	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 1.4757	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 0.8394	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.

Abbildung 102: NOEC Copepoda (Mesokosmos)

Nauplia ssp.				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 2.1467	<Fcrit.= 4.0662		n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.765	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 2.8117	<Fcrit.= 4.0662	NOEC=high (no monotony)	NOEC= control
recover	F(ANOVA)= 2.9336	<Fcrit.= 4.0662	NOEC=high (no monotony)	n.s.
Cyclopoidae				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 1.4732	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.7833	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.4666	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 3.0722	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Eudiaptomus gracilis				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 1.3925	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 0.3495	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	*F(ANOVA)= 4.6219	>Fcrit.= 4.0662	NOEC=high	NOEC=control
recover	F(ANOVA)= 3.5613	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	NOEC=medium

Abbildung 103: NOEC Copepoda (Split-ponds)

Notiz: Abundanzdaten wurden ln-transformiert, bevor der Williams- und der Dunnetttest angewendet wurden. Weitere Erläuterungen siehe Punkt 2.5.6.5.

Legende: **n.s.:** nicht signifikant

NOEC: no observed effect concentration

no monotony: Dosis-Wirkungsbeziehung nicht monoton steigend

high, medium, low: Makrophytendichten

pre, post I, post II, recover: Applikationsphasen

3.2.3.2.6 Phyllopoda

Die Klasse Phyllopoda umfasst verschiedene Familien der sogenannten Wasserflöhe (Cladocera); diese erfüllen eine Reihe ökologischer Schlüsselfunktionen im Süßwasserökosystem. Cladoceren sind wichtige Primärkonsumenten und Fischnährtiere im Gewässer. Der Standardorganismus im Labor, *Daphnia magna*, entstammt ebenfalls dieser Gruppe. Der für diese Species im Labor ermittelte 48h EC₅₀-Wert für Cypermethrin lag bei 0,3 µg/L; als NOEC beim chronischen Standardtest wurde 0,1 µg/L ermittelt (MAUND, unpublished). Aus diesen Gründen können Effekte bei dieser Organismengruppe nach der zweiten Applikation mit 1 µg/L Cypermethrin nicht ausgeschlossen werden.

Bei der Betrachtung der Gesamtabundanzen der Cladoceren sind signifikante Effekte nach der zweiten Applikation in beiden Testsystemen feststellbar. Die Recovery erfolgte in den Testsystemen unterschiedlich schnell, wobei bei den Split-ponds im Gegensatz zum Mesokosmos eine Recovery bis zum Versuchsende erkennbar war (Abbildung 104 und Abbildung 105). Auch die statistische Auswertung der Gesamtabundanzen ergab signifikante Effekte in bezug auf die Gesamtanzahl. Nach der zweiten Applikation wurden beim Mesokosmos Effekte in allen behandelten Kompartimenten, unabhängig von der Pflanzendichte, festgestellt, die bis zum Versuchsende signifikant waren (Abbildung 116). Bei den Split-ponds wurden signifikante Auswirkungen bei niedriger und hohen Pflanzendichte festgestellt, die Phase der Recovery war beim Dunnett-Test nicht signifikant. Wurden die Daten aber dem Williams-Test unterworfen, lag die NOEC, wie schon nach der zweiten Applikationsphase, bei der mittleren Pflanzendichte (Abbildung 117).

Simocephalus vetulus war die Cladocere, die in beiden Testsystemen häufig und mit hohen Abundanzen vorkam. Betrachtet man die Abbildungen, kann man im Mesokosmos nach 28 Tagen deutlich höhere Individuenzahlen in den belasteten Enclosures als in den Kontrollen detektieren (Abbildung 106). Dies kann auf indirekte Effekte, wie die Eliminierung von Prädatoren, zurückgeführt werden. Bei den Split-ponds tritt dieser Effekt nicht in Erscheinung (Abbildung 107). Hier wurden allerdings schon vor beiden Applikationen signifikante Unterschiede bei den verschiedenen Pflanzendichten festgestellt. *Simocephalus vetulus* bevorzugt das Vorhandensein von Makrophyten (SAUER 1985) und konnte deshalb bei den Split-ponds in der Kategorie „low“ in geringeren Abundanzen detektiert werden. Nach der zweiten Belastung sind signifikante

Effekte unabhängig von der Pflanzendichte in beiden Testsystemen erkennbar, wobei bei den Split-ponds eine Abhängigkeit von der Pflanzendichte bei der Recovery Phase erkennbar war (Abbildung 117; NOEC= mittlere Pflanzendichte). Beim Mesokosmos waren die Effekte auch während der Recovery-Phase unabhängig von der Makrophytendichte signifikant (Abbildung 116). Der EC₅₀-Wert von *Simocephalus vetulus* wurde im Labor bestimmt und lag bei 0,75 µg/L, womit Effekte bei der Applikation von 1 µg/L Cypermethrin zu erwarten sind (MILLER et al., 1982; DAY et al., 1987).

Chydorus sphaericus war ebenfalls in beiden Testsystemen anzutreffen. Die Art zeigte kaum Effekte auf die Applikationen mit Cypermethrin, wobei kurzzeitig leichte Abnahmen der Abundanzen nach der zweiten Applikation im Mesokosmos feststellbar waren (Abbildung 108). Bei den Split-ponds waren keine direkten Effekte feststellbar, wobei in Becken 6 deutlich mehr Individuen detektiert werden konnten als im parallelen Kontrollbecken (Abbildung 109). Statistisch signifikante Effekte konnten in beiden Testsystemen nicht festgestellt werden (Abbildung 116, Abbildung 117).

Alona costata, ebenfalls in höheren Abundanzen in beiden Testsystemen vorkommend, zeigte keine signifikanten Effekte nach beiden Applikationen (Abbildung 110, Abbildung 111).

Alonella nana und *Graptoleberis testudinaria* wurden nur im Mesokosmos in nennenswerten Individuenzahlen angetroffen und zeigten keine signifikanten Effekte auf die Behandlungen mit Cypermethrin und die Makrophytendichten (Abbildung 112, Abbildung 113, Abbildung 116).

Die Cladoceren *Daphnia longispina* und *Scapholeberis mucronata* wurden nur in den Split-ponds in relevanten Abundanzen gefunden (Abbildung 114, Abbildung 115).

Daphnia longispina reagierte nach der ersten Applikation mit einer Abundanzzunahme, hervorgerufen durch den Ausfall des Hauptprädatoren *Chaoborus crystallinus*. Nach der zweiten Applikation und in der Recovery-Phase war ein statistisch signifikanter Rückgang unabhängig von der Makrophytendichte zu verzeichnen, was bei einem 48h-EC₅₀-Wert von 0.6 µg/L auf eine Sensitivität der Art gegenüber Cypermethrin schließen lässt (Abbildung 117). *Scapholeberis mucronata* reagierte indifferent auf die beiden Insektizidbelastungen, und auch eine Wirkung durch die unterschiedlichen Makrophytendichten war nicht zu erkennen (Abbildung 115).

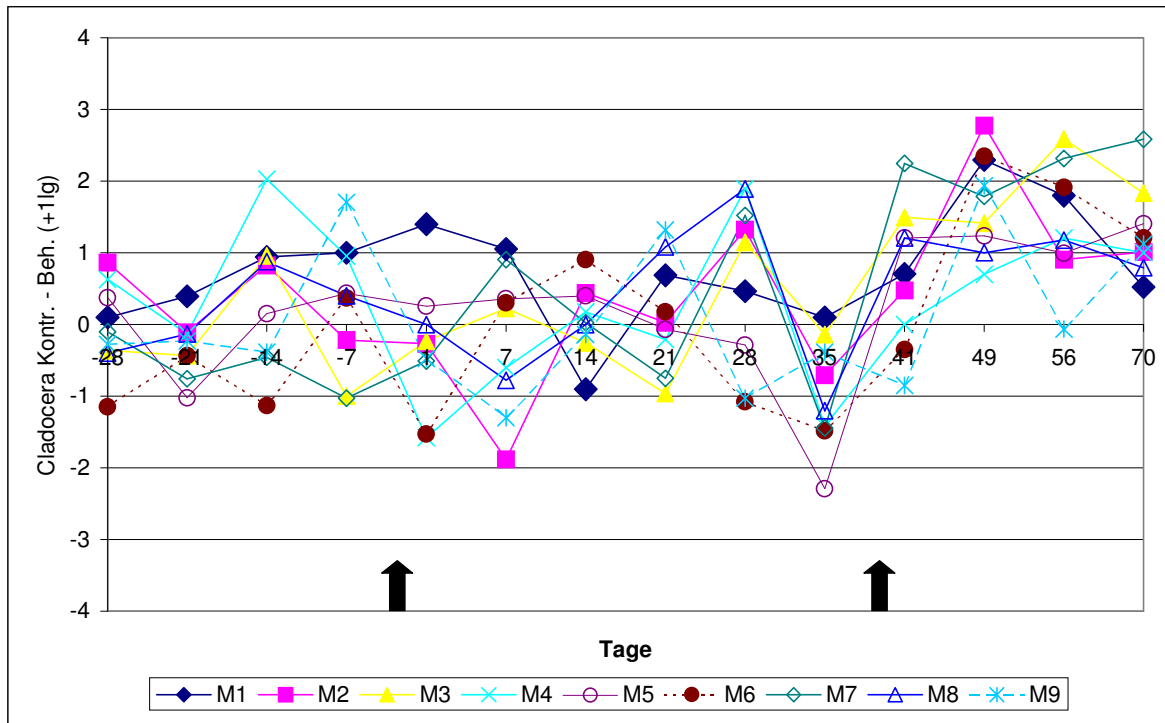


Abbildung 104: Cladocera (Mesokosmos)

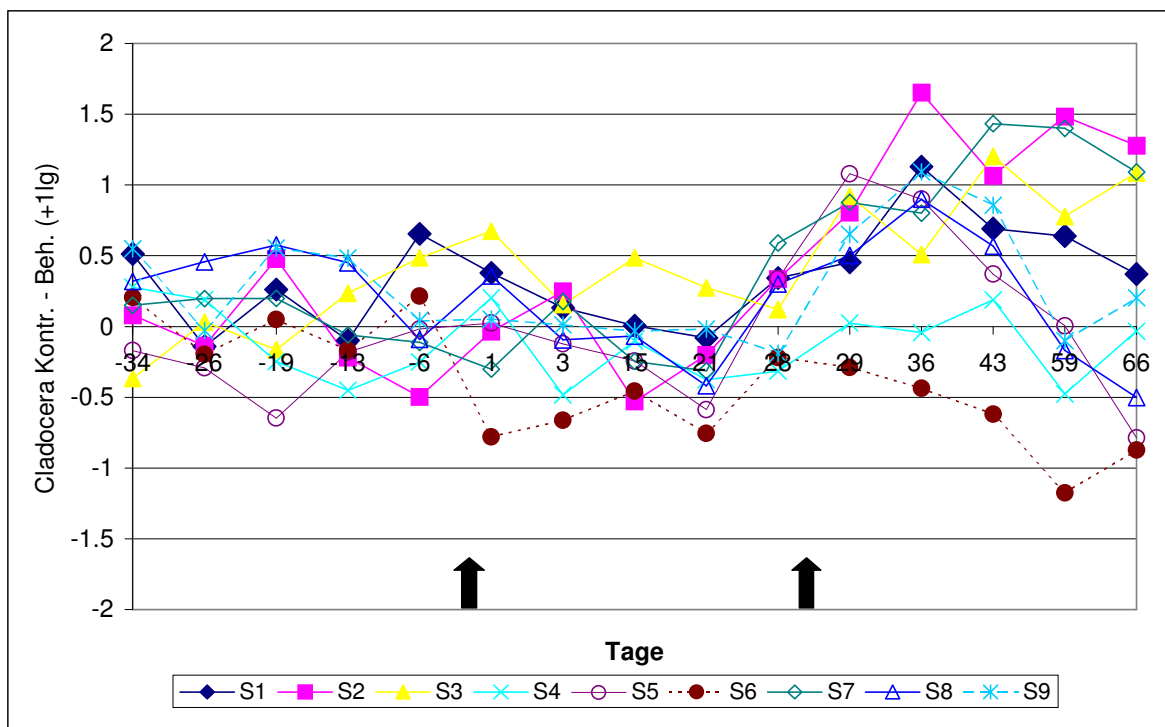


Abbildung 105: Cladocera (Split-ponds)

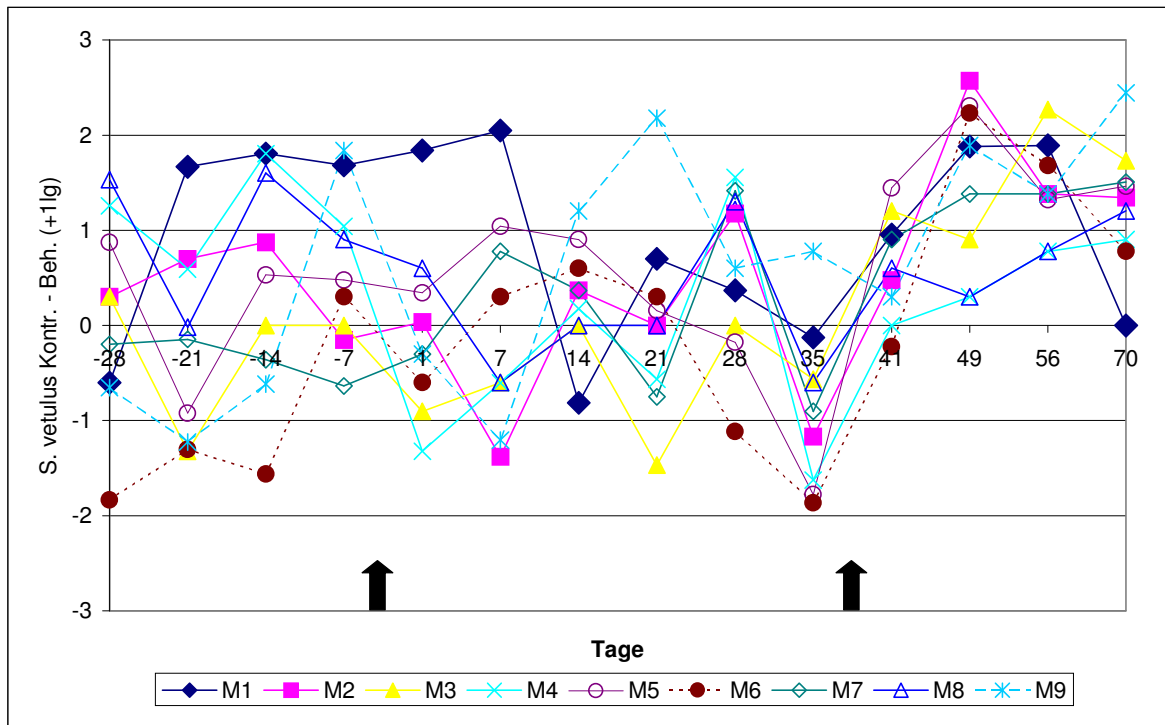


Abbildung 106: *Simocephalus vetulus* (Mesocosmos)

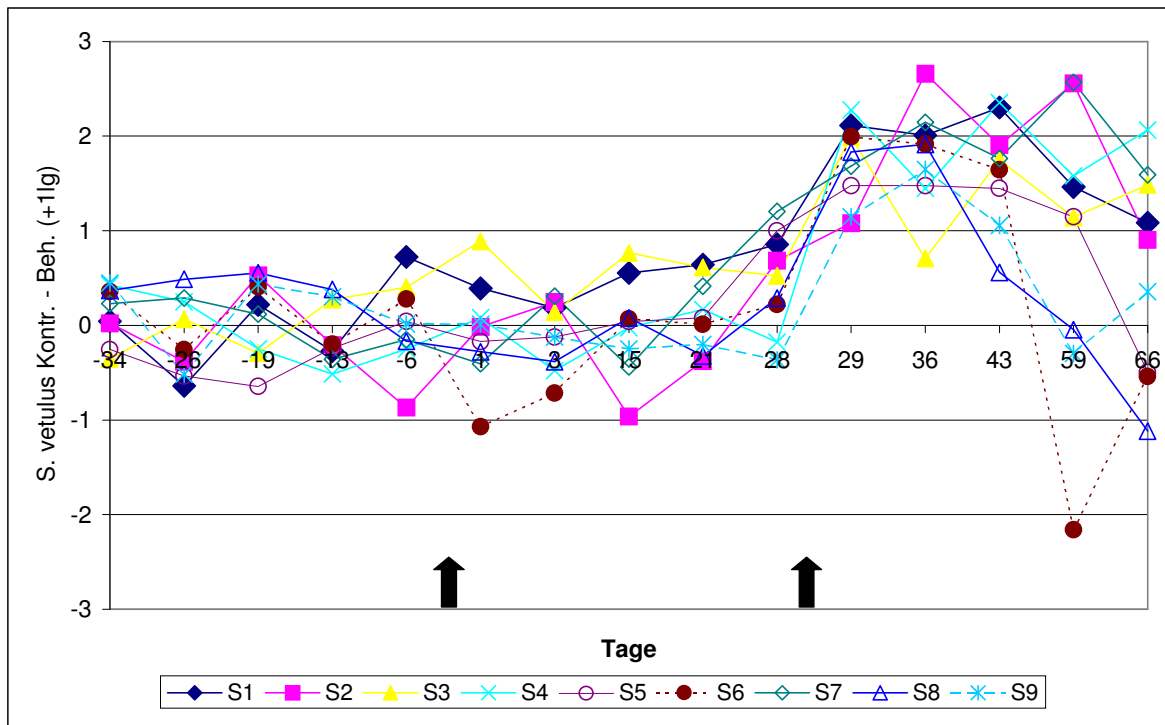


Abbildung 107: *Simocephalus vetulus* (Split-ponds)

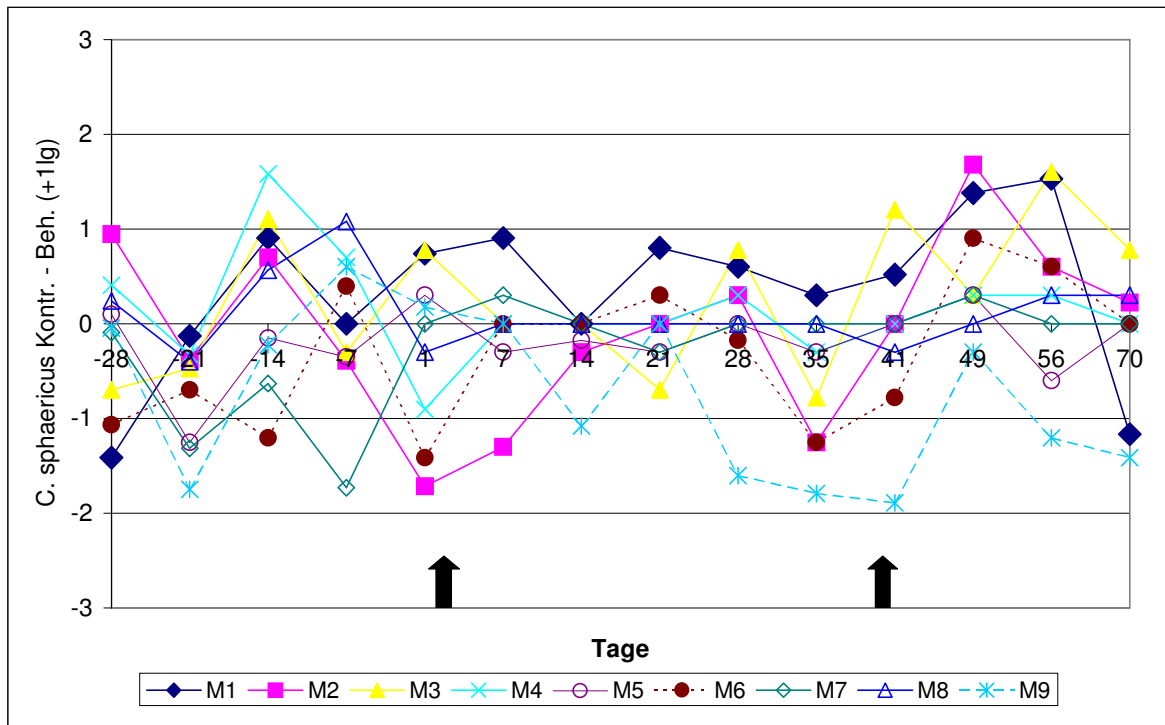


Abbildung 108: *Chydorus sphaericus* (Mesokosmos)

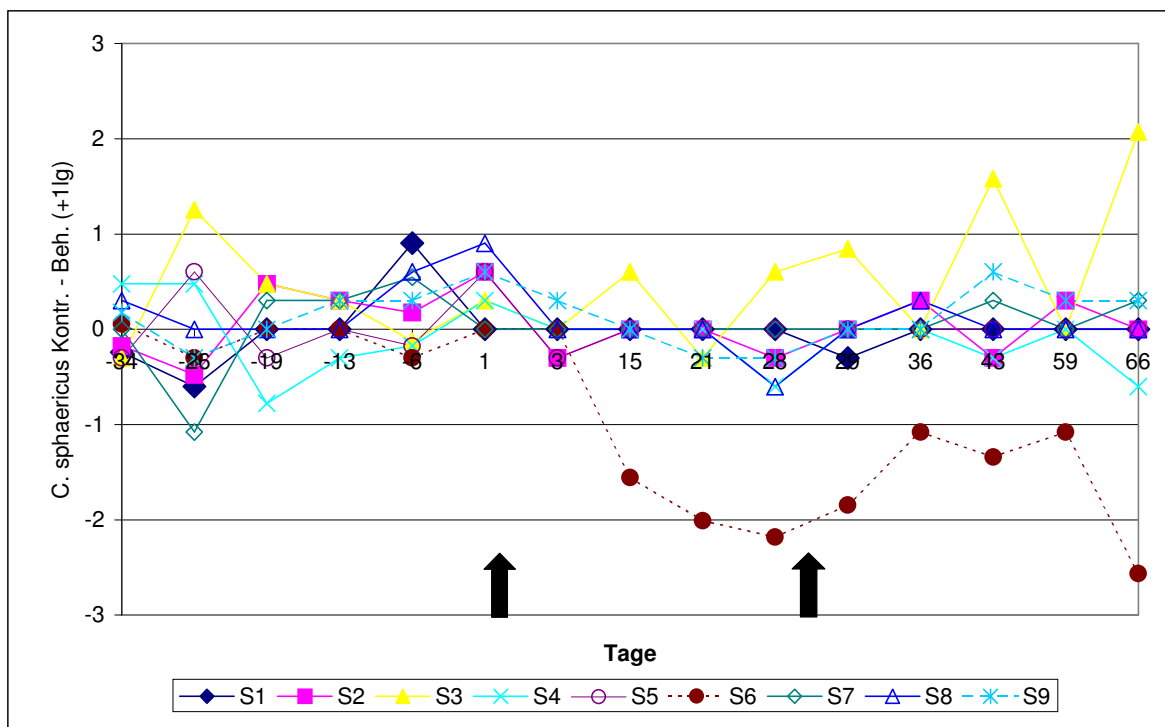


Abbildung 109: *Chydorus sphaericus* (Split-ponds)

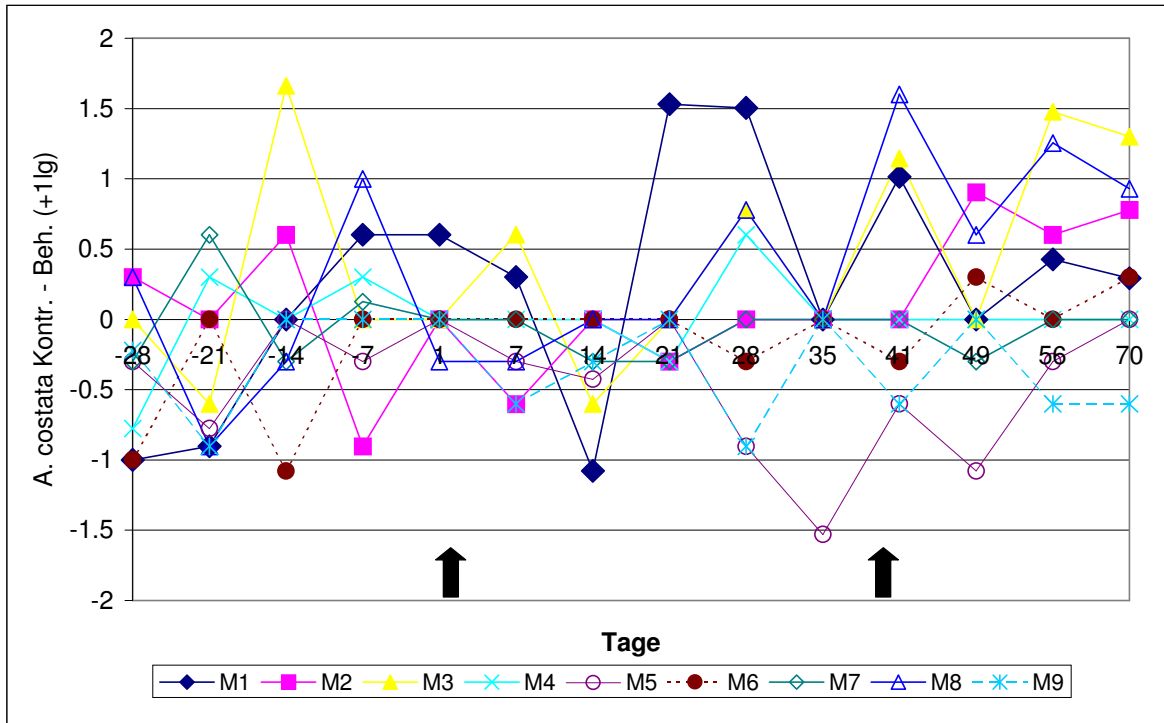


Abbildung 110: *Alona costata* (Mesokosmos)

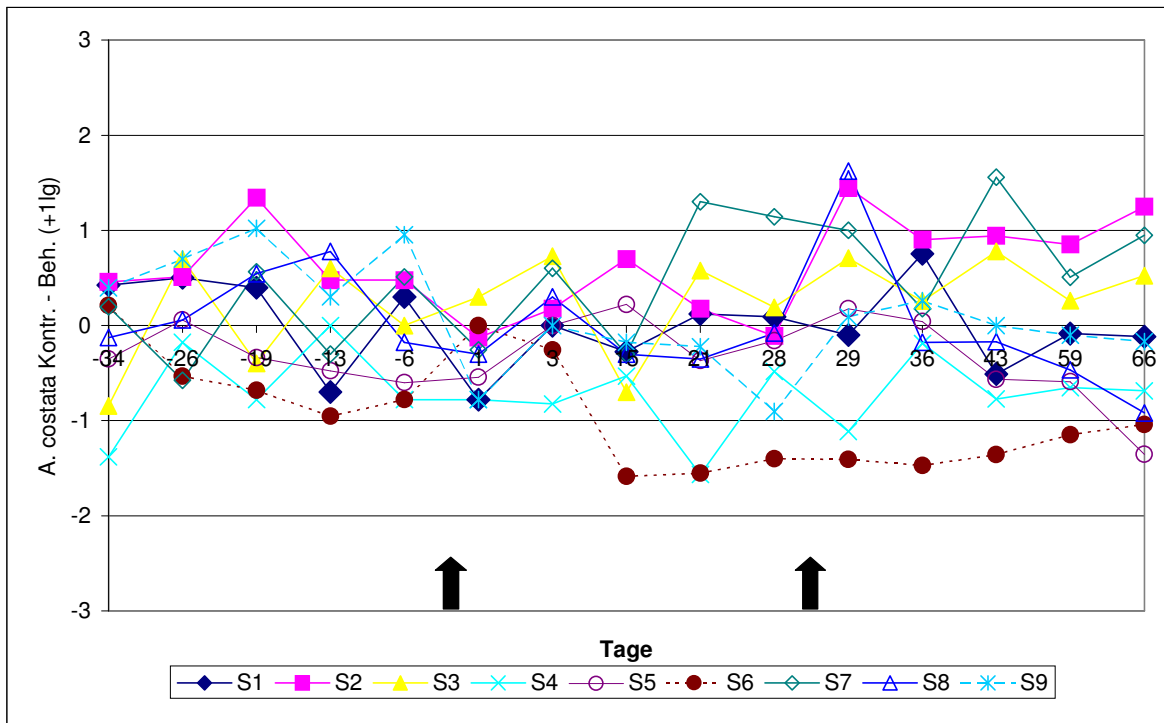


Abbildung 111: *Alona costata* (Split-ponds)

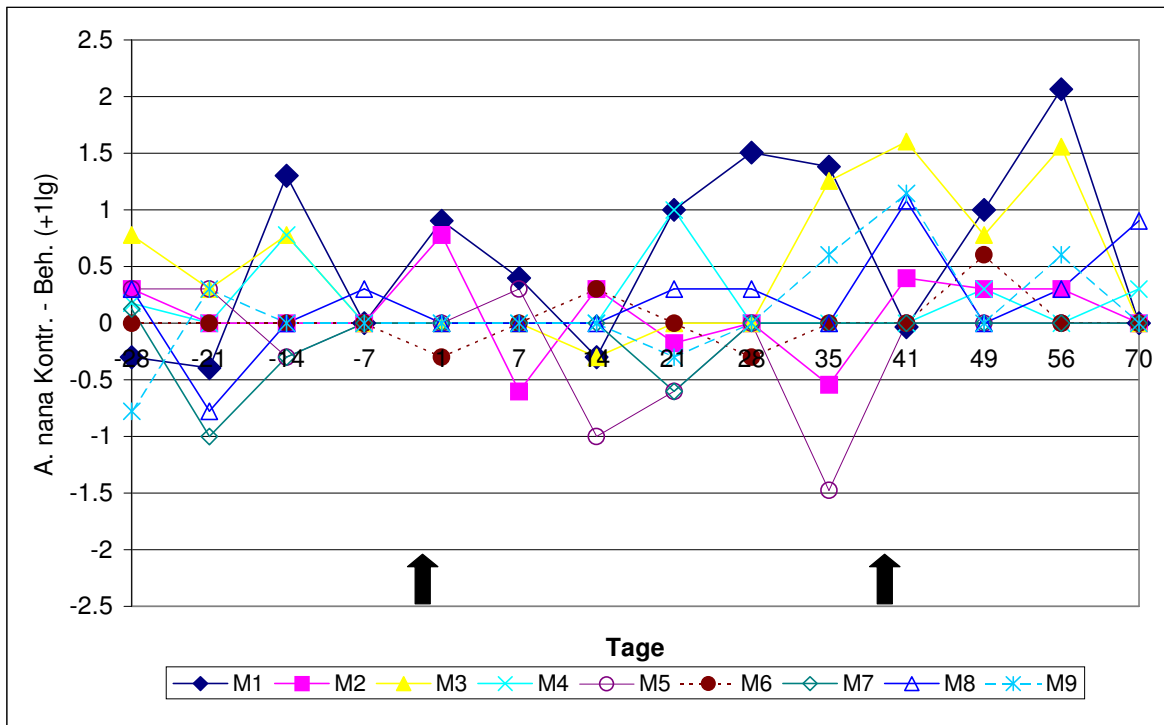


Abbildung 112: *Alonella nana* (Mesokosmos)

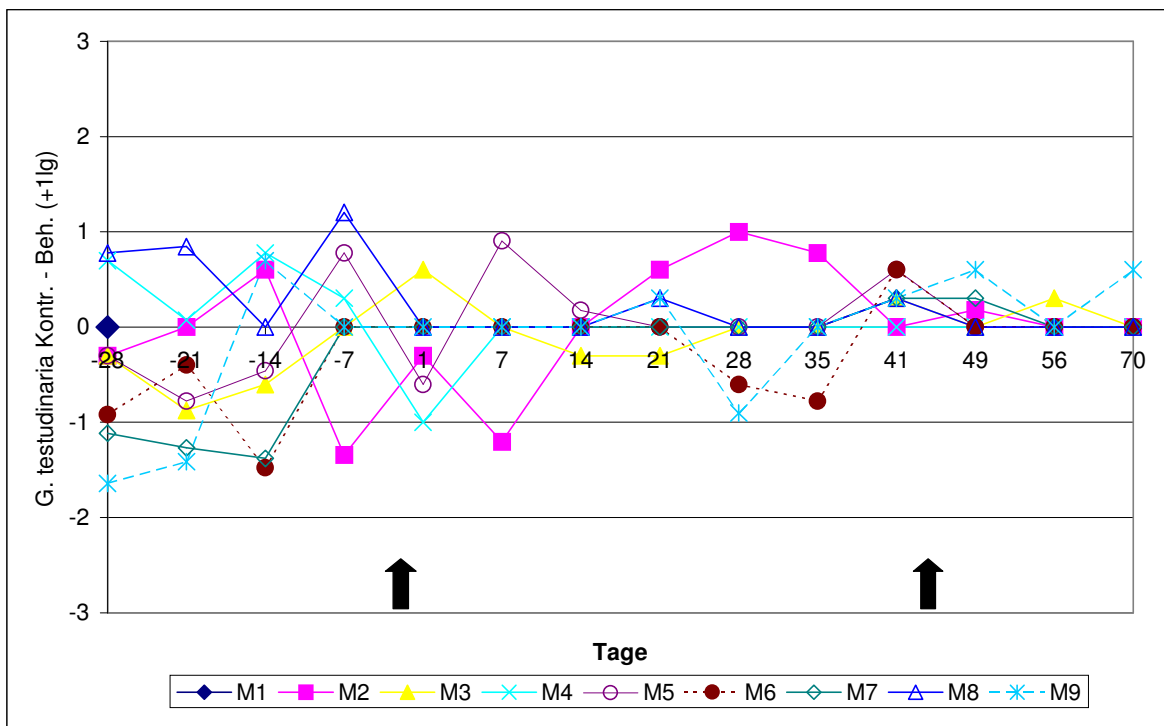


Abbildung 113: *Graptoleberis testudinaria* (Mesokosmos)

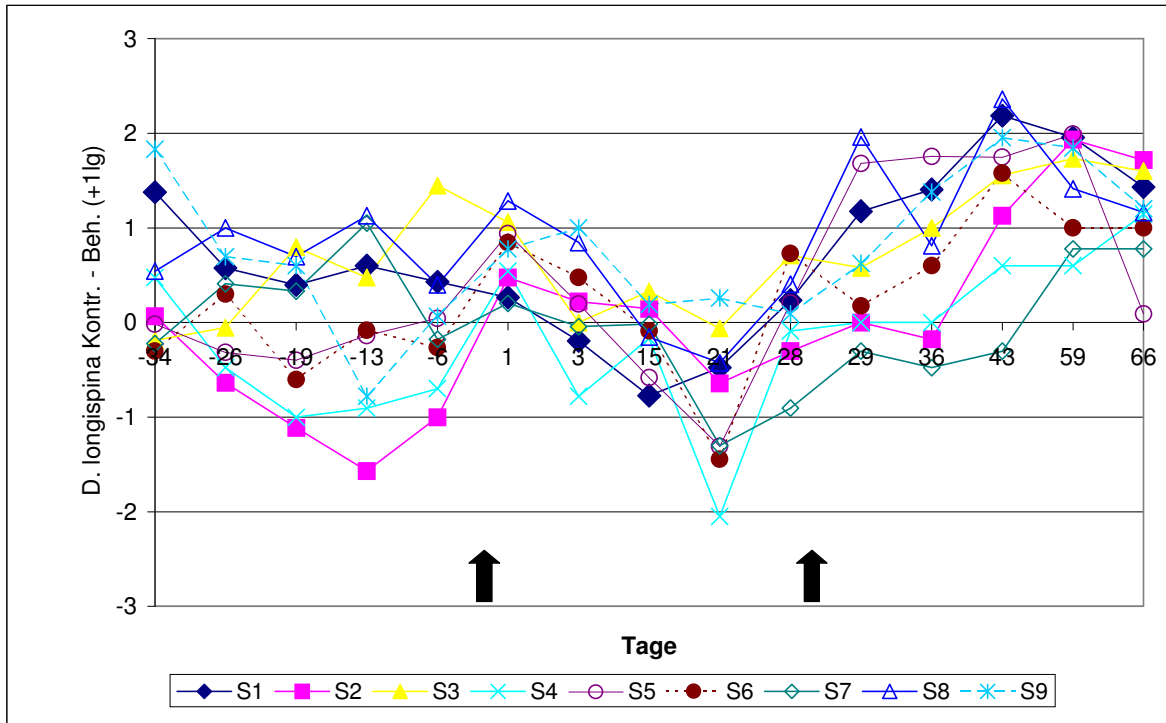


Abbildung 114: *Daphnia longispina* (Split-ponds)

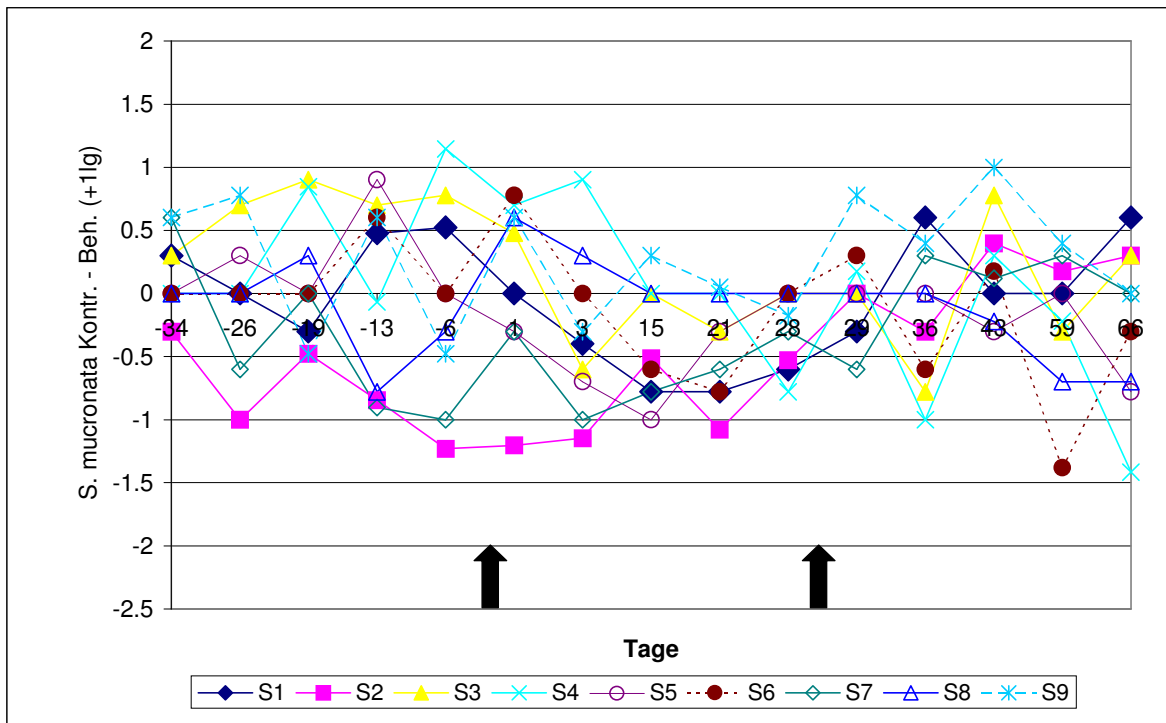


Abbildung 115: *Scapholeberis mucronata* (Split-ponds)

Ergebnisse der NOEC-Berechnungen zu Phyllopora:

Cladocera			
Appl.phase	ANOVA		Dunnett
pre	F(ANOVA)= 2.1437	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.6281	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
post II	*F(ANOVA)= 5.49	>Fcrit.= 4.0662	NOEC=control
recover	*F(ANOVA)= 4.2291	>Fcrit.= 4.0662	NOEC=high
Williams			
			n.s.
			n.s.
			NOEC=control
			NOEC=control
Simocephalus vetulus			
Appl.phase	ANOVA		Dunnett
pre	F(ANOVA)= 3.4966	>Fcrit.= 4.0662	NOEC=medium
post I	F(ANOVA)= 1.4645	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
post II	*F(ANOVA)= 24.51	>Fcrit.= 4.0662	NOEC=control
recover	*F(ANOVA)= 35.711	>Fcrit.= 4.0662	NOEC=control
Williams			
			NOEC=medium
			n.s.
			NOEC=control
			NOEC=control
Chydorus sphaericus			
Appl.phase	ANOVA		Dunnett
pre	F(ANOVA)= 1.4097	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
post I	F(ANOVA)= 0.2812	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.4094	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
recover	F(ANOVA)= 0.8734	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
Williams			
			n.s.
			n.s.
			n.s.
			n.s.
Alona costata			
Appl.phase	ANOVA		Dunnett
pre	F(ANOVA)= 0.6929	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
post I	F(ANOVA)= 0.3436	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.8925	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
recover	F(ANOVA)= 1.1184	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
Williams			
			n.s.
			n.s.
			n.s.
			n.s.
Alonella nana			
Appl.phase	ANOVA		Dunnett
pre	F(ANOVA)= 3.7914	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
post I	F(ANOVA)= 0.1644	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.6573	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
recover	F(ANOVA)= 1	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
Williams			
			n.s.
			n.s.
			n.s.
			n.s.
Graptoleberis testudinaria			
Appl.phase	ANOVA		Dunnett
pre	F(ANOVA)= 0.5592	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
post I	F(ANOVA)= 0.4841	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.3538	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
recover	F(ANOVA)= 1	<Fcrit.= 4.0662	n.s.
Williams			
			n.s.
			n.s.
			n.s.
			n.s.

Abbildung 116: NOEC Cladocera (Mesokosmos)

Notiz: Abundanzdaten wurden ln-transformiert, bevor der Williams- und der Dunnetttest angewendet wurden. Weitere Erläuterungen siehe Punkt 2.5.6.5.

Legende: n.s.: nicht signifikant

NOEC: no observed effect concentration

no monotony: Dosis-Wirkungsbeziehung nicht monoton steigend

high, medium, low: Makrophytendichten

pre, post I, post II, recover: Applikationsphasen

Cladocera				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 1.3215	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	*F(ANOVA)= 4.379	>Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 3.4869	<Fcrit.= 4.0662	NOEC=control (no monotony)	NOEC=medium
recover	F(ANOVA)= 2.9808	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	NOEC=medium
Simocephalus vetulus				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 1.0573	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.4645	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	*F(ANOVA)= 5.5	>Fcrit.= 4.0662	NOEC=control	NOEC=control
recover	F(ANOVA)= 1.6262	<Fcrit.= 4.0662	NOEC=high (no monotony)	NOEC=medium
Chydorus sphaericus				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 0.8289	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 0.8172	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.522	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 1.033	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Alona costata				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 1.0516	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 3.1474	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 2.0021	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	*F(ANOVA)= 5.7735	>Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
Daphnia longispina				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 2.973	>Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.206	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	*F(ANOVA)= 18.434	>Fcrit.= 4.0662	NOEC=control	NOEC=control
recover	*F(ANOVA)= 7.7503	>Fcrit.= 4.0662	NOEC=control	NOEC=control
Scapholeberis mucronata				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)= 1.2922	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 0.5604	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.3526	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 3.0473	<Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.

Abbildung 117: NOEC Cladocera (Split-ponds)

Notiz: Abundanzdaten wurden ln-transformiert, bevor der Williams- und der Dunnetttest angewendet wurden. Weitere Erläuterungen siehe Punkt 2.5.6.5.

Legende: n.s.: nicht signifikant

NOEC: no observed effect concentration

no monotony: Dosis-Wirkungsbeziehung nicht monoton steigend

high, medium, low: Makrophytendichten

pre, post I, post II, recover: Applikationsphasen

3.2.3.3 Diptera

Die Diptere *Chaoborus crystallinus* reagierte auf das Pyrethroid äusserst sensitiv; schon nach der ersten Belastung wurde ein signifikanter Rückgang der Individuenzahlen beim Mesokosmos festgestellt (Abbildung 120). Bei den Split-ponds war ebenfalls ein Rückgang der Art feststellbar, welcher aber nur zwei Wochen nach der ersten Applikation signifikant war (Abbildung 121). Danach trat eine Wiedererholung bis zur nächsten Applikation auf. Der EC_{50} -Wert von *Chaoborus crystallinus* für Cypermethrin wurde im Labor bestimmt und lag im Durchschnitt bei 0,025 µg/L. Nach der erfolgten zweiten Applikation vier Wochen später wurden nur noch einzelne Individuen in den belasteten Kompartimenten beider Testsysteme gefunden. Eine Wiedererholung der Population bis zum Testende konnte nicht mehr beobachtet werden, da die zweite Applikation erst in der dritten Augustwoche erfolgt, und somit eine Recovery bis zum Versuchsende aufgrund der fortgeschrittenen Jahreszeit nicht mehr möglich war (Abbildung 118, Abbildung 119). Die direkte Wirkung von Cypermethrin auf die Diptere *Chaoborus crystallinus* war nach der zweiten Applikation bis zum Versuchsende unabhängig von der Pflanzendichte feststellbar (Abbildung 120, Abbildung 121).

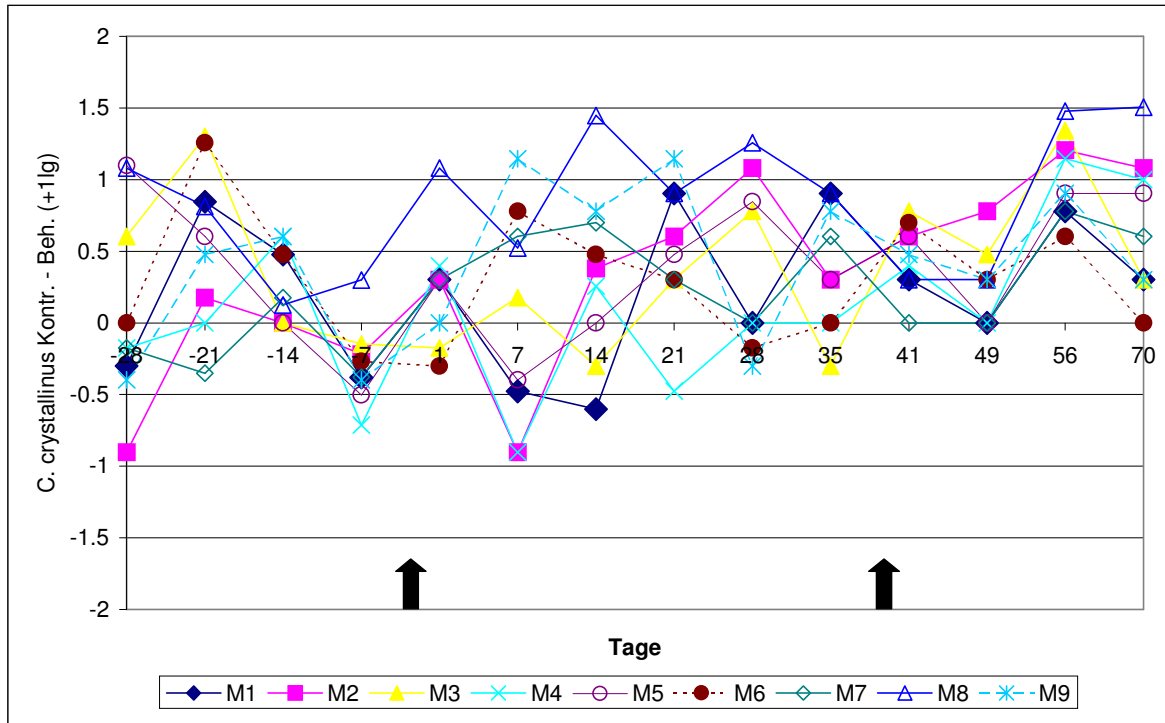


Abbildung 118: *Chaoborus crystallinus* (Mesokosmos)

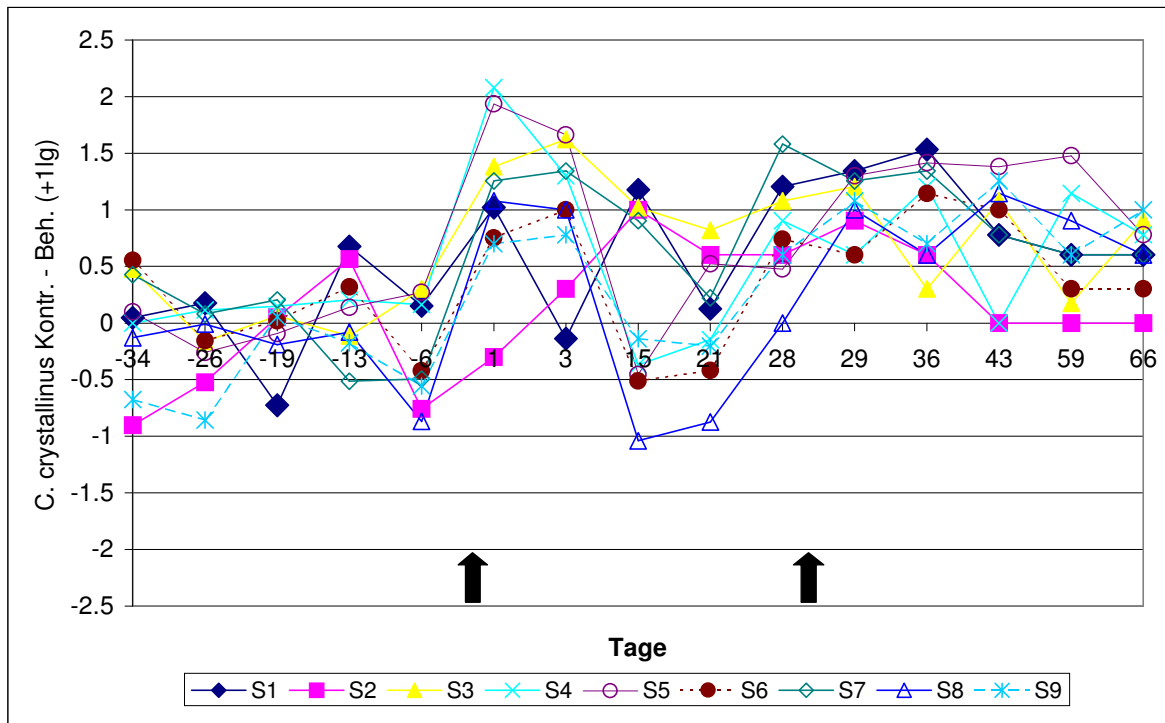


Abbildung 119: *Chaoborus crystallinus* (Split-ponds)

NOEC-Berechnungen zu *Chaoborus crystallinus*:

Chaoborus crystallinus				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	F(ANOVA)=	1.3172 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	*F(ANOVA)=	13.202 >Fcrit.= 4.0662	NOEC=control	NOEC=control
post II	*F(ANOVA)=	56.065 >Fcrit.= 4.0662	NOEC=control	NOEC=control
recover	*F(ANOVA)=	9.6279 >Fcrit.= 4.0662	NOEC=control	NOEC=control

Abbildung 120: NOEC *Chaoborus crystallinus* (Mesokosmos)

Chaoborus crystallinus				
Appl.phase	ANOVA		Dunnett	Williams
pre	*F(ANOVA)=	4.9598 >Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)=	3.047 <Fcrit.= 4.0662	NOEC=control (no monotony)	n.s.
post II	*F(ANOVA)=	9.816 >Fcrit.= 4.0662	NOEC=control	NOEC=control
recover	*F(ANOVA)=	14.804 >Fcrit.= 4.0662	NOEC=control	NOEC=control

Abbildung 121: NOEC *Chaoborus crystallinus* (Split-ponds)

Notiz: Abundanzdaten wurden ln-transformiert, bevor der Williams- und der Dunnetttest angewendet wurden. Weitere Erläuterungen siehe Punkt 2.5.6.5.

Legende: **n.s.:** nicht signifikant

NOEC: no observed effect concentration

no monotony: Dosis-Wirkungsbeziehung nicht monoton steigend

high, medium, low: Makrophytendichten

pre, post I, post II, recover: Applikationsphasen

3.2.3.4 Ostracoda

Die Gruppe der Ostracoden war nur in den Split-ponds in allen Kompartimenten vertreten, im Mesokosmos kam die Gruppe nur sporadisch vor. Auf die Insektizidbehandlung der Freilandtestsysteme zeigten die Ostracoden keinerlei Wirkung, und auch eine Abhängigkeit bezüglich unterschiedlicher Makrophytendichten konnte bei den Ostracoden nicht gezeigt werden (Abbildung 122, Abbildung 123).

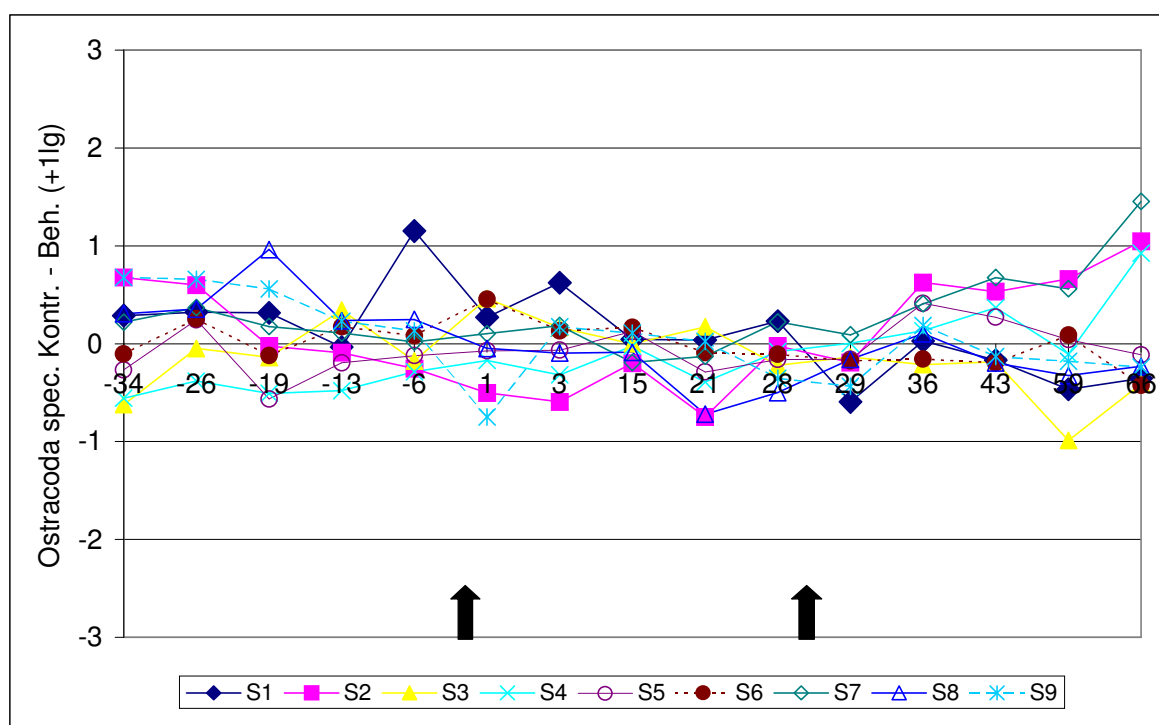


Abbildung 122: Ostracoda (Split-ponds)

NOEC-Berechnungen zu Ostracoda:

Ostracoda ssp.	ANOVA	Dunnnett	Williams
Appl.phase			
pre	F(ANOVA)= 0.8065 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post I	F(ANOVA)= 1.0984 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
post II	F(ANOVA)= 0.6783 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.
recover	F(ANOVA)= 0.7436 <Fcrit.= 4.0662	n.s.	n.s.

Abbildung 123: NOEC Ostracoda (Split-ponds)

Notiz: Abundanzdaten wurden ln-transformiert, bevor der Williams- und der Dunnetttest angewendet wurden. Weitere Erläuterungen siehe Punkt 2.5.6.5.

Legende: **n.s.:** nicht signifikant

NOEC: no observed effect concentration

no monotony: Dosis-Wirkungsbeziehung nicht monoton steigend

high, medium, low: Makrophytendichten

pre, post I, post II, recover: Applikationsphasen

3.2.4 Analytik und Abbau der Testsubstanz

Die Analytik der Testsubstanz erfolgte in jeweils drei Kompartimenten unterschiedlicher Makrophytendichte. Nach der ersten Applikation mit 100 ng/L Cypermethrin wurden nach 1, 3, 24 und 72 h Wasserproben analysiert (Abbildung 124, Abbildung 125). Schon nach einer Stunde wurden nur noch 28-62% vom nominalen Ausgangswert gefunden. Bei den Split-ponds erfolgte der Abbau der Testsubstanz im Becken SB2 mit der niedrigsten Pflanzdichte am langsamsten. Im Mesokosmos wurden im Enclosure MB9 mit der höchsten Makrophytendichte die niedrigsten Werte gemessen (Ausnahme: Probenahme 1h nach Applikation). Bei der Applikation mit 1000 ng/L Cypermethrin wurden im Mesokosmos in dem Becken mit mittlerer Makrophytendichte MB4 bis zum Tag 7 die höchsten Werte gemessen. In den Split-ponds wurden bis auf die erste Probenahme im Becken mit der niedrigsten Makrophytendichte die höchsten Werte gemessen (Abbildung 126, Abbildung 127). Da Cypermethrin durch einen $\log P_{ow}$ von 6,3 eine hohe Adsorptionsfähigkeit an organische Matrices besitzt, ist das schnelle Verschwinden der Substanz in der Wasserphase nicht verwunderlich. Eine direkte Korrelation zwischen Pflanzenoberfläche/Nassgewicht (Abbildung 57, Abbildung 59) und Abbau der Testsubstanz konnte bei diesen Versuchen nicht nachgewiesen werden.

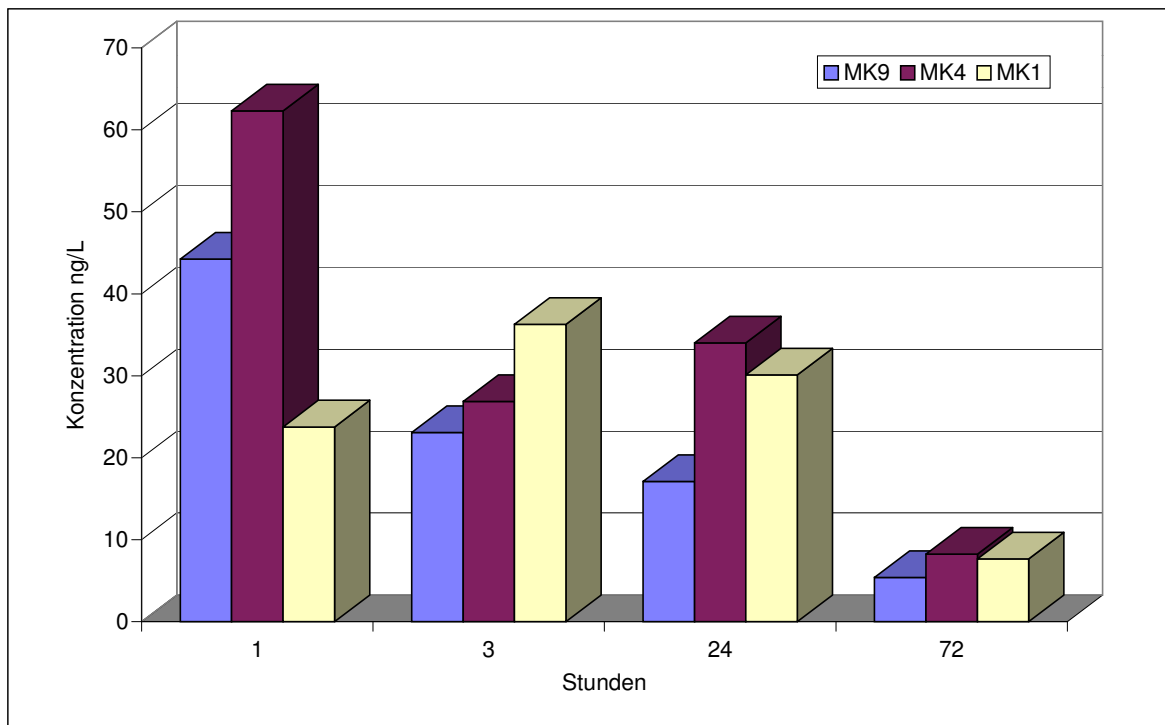


Abbildung 124: Abbau von Cypermethrin 100 ng/L (Mesokosmos)

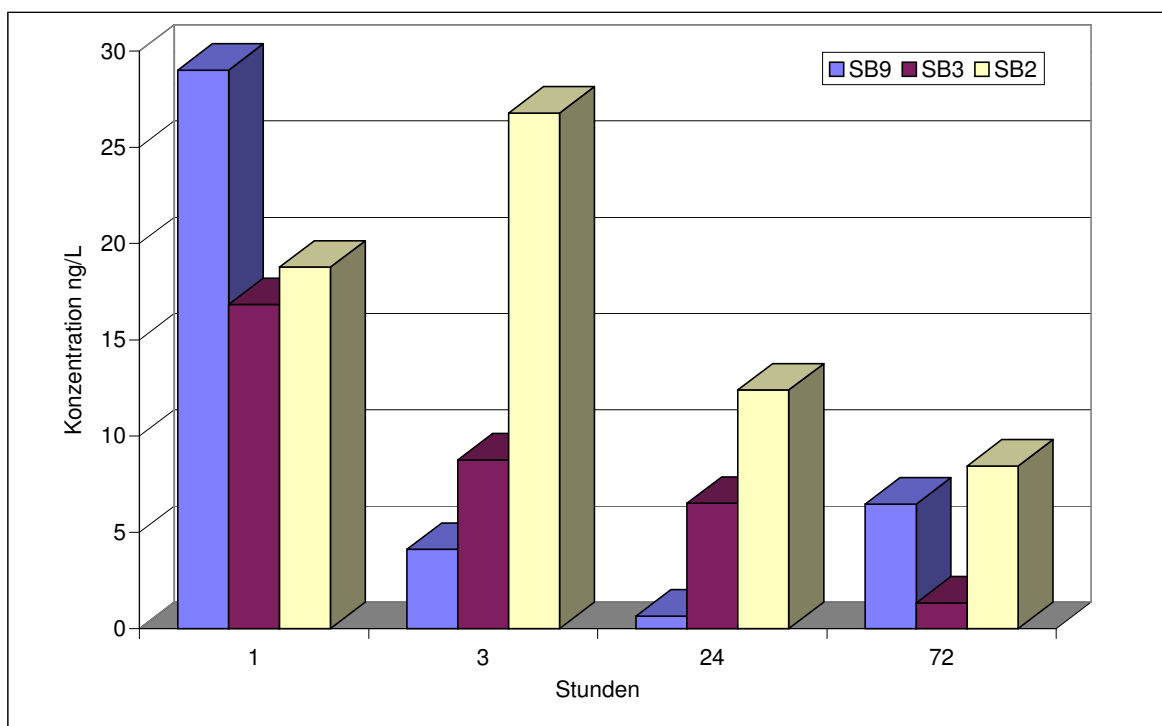


Abbildung 125: Abbau von Cypermethrin 100 ng/L (Split-ponds)

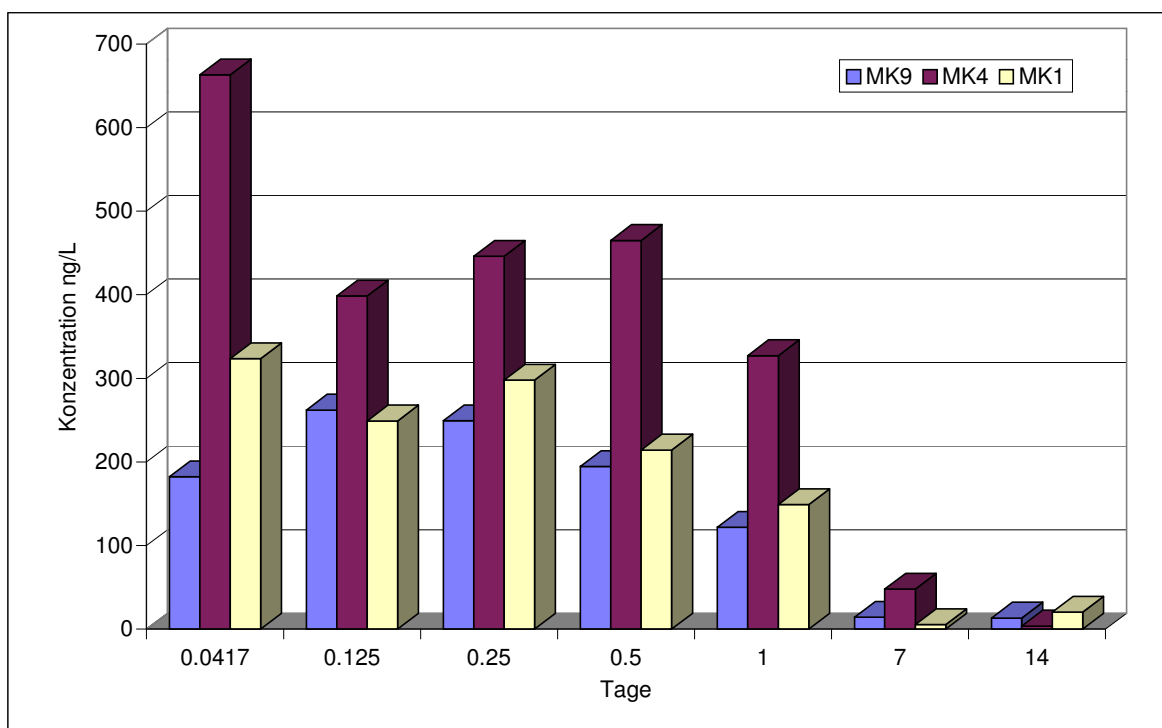


Abbildung 126: Abbau von Cypermethrin 1000 ng/L (Mesokosmos)

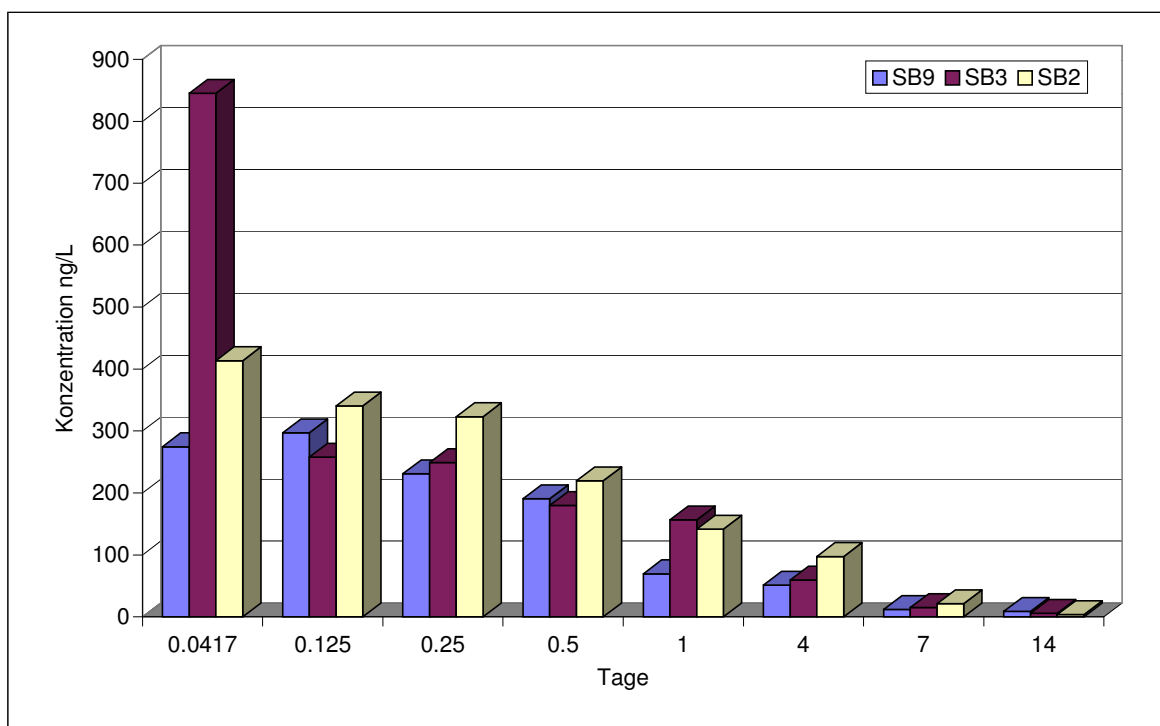


Abbildung 127: Abbau von Cypermethrin 1000 ng/L (Split-ponds)

4 Schlusdiskussion

4.1 Können die funktionalen und strukturellen Parameter eines natürlichen Seelitorals mit Mikro- und Mesokosmos abgebildet werden?

Betrachtet man die Unterschiede der physikalisch-chemischen Parameter des Ammersees mit dem Mesokosmos, so fallen besonders die Sauerstoffschwankungen im Mesokosmos während der wärmeren Sommermonate auf. Dies ist auf sauerstoffzehrende Vorgänge zurückzuführen, wie sie auch im Sommer/Herbst an einigen Seen im Metalimnion durch den Abbau organischer Substanz (SCHWOERBEL, 1993) auftreten; das Licht kann durch die Makrophytendecke und die Stahlwände der Enclosures nicht bis zum Boden des Testsystems durchdringen. Bezogen auf die benthischen Zooplankter kann sich dieses Szenarium durch die Veränderung des Lebensraumes ungünstig auswirken (SAND-JENSEN & BORUM, 1991). Auffällig ist der stete Rückgang der Leitfähigkeit im Mesokosmos. Gründe hierfür sind in der raschen Entwicklung der Makrophyten und des daraus resultierenden Nährstoffverbrauches zu suchen. Auch der fehlende Nährstoffeintrag durch stattfindende Run-Off-Ereignisse führt zu einem schnelleren Ionenabbau in den künstlichen Teichsystemen.

DOC, Nitrit und Nitrat wurden durch das Jahrhunderthochwasser zu Pfingsten 1999 besonders beeinflusst. Solche Effekte aufgrund Zersetzung organischer Substanz treten als Folge von Überschwemmungen auf (SCHETAGNE, 1994). Bezogen auf die Zooplanktongesellschaft der beiden Litoralstellen, wurde die Probestelle Aidenried, wie schon durch die Clusteranalysen im Ergebnisteil festgestellt, durch das Hochwasser stärker beeinflusst. Dies führte zwar zu keinen Artverlusten, aber zu deutlichen Abundanzverschiebungen.

Die Zooplanktongesellschaften im Litoral unterscheiden sich ganz wesentlich von denen des Pelagials. Vergleicht man das Artenspektrum, so finden sich im Pelagial deutlich weniger Arten als im Litoral. Grosse Unterschiede wurden bei den Cladoceren festgestellt, von denen im Pelagial sieben Arten gefunden wurden (MORSCHIED, 1999), im Litoral dagegen 23. Für FLÖSSNER (1972) ist das Litoral der Geburts- und meistbevorzugte Aufenthaltsort der meisten im See vorkommenden Cladoceren. Das Litoral vermindert durch das Vorhandensein von Makrophyten den Frassdruck auf Cladoceren (STANSFIELD et al., 1995; SCHRIVER et al., 1995) und bietet somit vielen Arten Schutz. Auch die typische Makrophytenmeidung der Daphnien (DORGELO & HEYKOOP, 1985) konnte bei den Zooplanktonuntersuchungen im Litoral bestätigt

werden. Die im Pelagial dominierenden Arten *Daphnia hyalina* und *Daphnia galeata* (MORSCHIED, 1999) wurden nur vereinzelt bei wenigen Probenahmen detektiert.

Betrachtet man die Gruppe der Copepoden, so wurde nur die im Bodenum des Uferbereichs lebende *Attheyella crassa* zusätzlich detektiert. Bei den Rotatoria wurden im Litoral immerhin noch 21 Arten zu 16 Arten im Pelagial identifiziert. Auch bei den Rotatorien bevölkern die meisten Arten den Pflanzenbestand des Litorals und hier speziell das Periphyton (KOSTE, 1978). Zusätzlich nutzen einige Rotatorien diverse Makrophyten zur Eiablage (WALLACE, 1980).

Vergleicht man das Zooplankton des Mesokosmos mit dem des Litorals, so wurden knapp 50% der Arten im Mesokosmos etabliert. Das Einsetzen der Enclosures führte zu einem Artverlust von 56%. Gründe hierfür mögen darin liegen, dass die Enclosures einen zu geringen Durchmesser besitzen und die Becken relativ tief sind (ca. 1 m). Die Split-ponds, die nach einer kurzen Stabilisierungsphase im selben Jahr des Anlegens belastet wurden, hatten fast das gleiche Arteninventar und führten zu ähnlichen Ergebnissen. Eine Stabilisierungsphase von 3 bis 4 Monaten erscheint für diese Systeme zur Untersuchung des Zooplanktons daher als ausreichend (SETAC, 1991).

4.2 Wie wirkt das Pyrethroid Cypermethrin auf das Zooplankton bei der Präsenz unterschiedlicher Makrophytendichten in den untersuchten Testsystemen?

Im allgemeinen wird bei der Durchführung von Mesokosmosstudien eine Makrophytenbedeckung • 25% pro Testeinheit empfohlen (SETAC-Europe, 1992). Hier nun wurde untersucht, welche Wirkung Cypermethrin bei der Präsenz unterschiedlicher Makrophytendichten zeigt. Besonders die Wirkung von Substanzen mit hohem $\log P_{ow}$, wie etwa die Substanzgruppe der Pyrethroide, die ein hohes Adsorptionspotential besitzen, könnte durch hohe Makrophytendichten und damit einem generell höheren Adsorptionspotential zu einer geringeren Bioverfügbarkeit im System führen. Die beiden durchgeführten Applikationen mit 100 ng und 1000 ng Cypermethrin/L hatten keinen messbaren Einfluß auf die funktionalen Parameter beider Testsysteme. In bezug auf die Primärproduktion oder –konsumption wurden keine größeren Auswirkungen festgestellt. Wirkungen auf den Summenparameter Chlorophyll a konnten dahingehend festgestellt werden, dass in einigen belasteten Becken mehr Chlorophyll a als in den vergleichbaren Kontrollen war, wobei statistisch signifikante Zu- oder Abnahmen der Werte nicht festgestellt werden konnten.

Direkte Wirkungen auf das Zooplankton konnten bei der Applikation mit 100 ng/L Cypermethrin nicht festgestellt werden; allenfalls indirekte Effekte, wie Abundanzzunahmen durch den teilweisen Ausfall des Haupträubers im System *Chaoborus cristallinus* oder die Abnahme von einzelnen Rotatorien aufgrund von Nahrungskonkurrenz der sich im System befindlichen Cladoceren, wurden beobachtet. Bei einer Applikation mit 100 ng/L Cypermethrin konnten jedoch signifikante Effekte auf Makroinvertebraten festgestellt werden (SANDMANN, 2000). Eine ebenfalls deutliche Wirkung auf die in den Zooplanktonproben vorkommende Diptere *Chaoborus cristallinus* konnte in beiden Testsystemen gezeigt werden. Bis zur zweiten Applikation mit 1000 ng/L konnte sich die Art in den behandelten Split-ponds leicht erholen, verschwand dann aber nach der zweiten Applikation bis zum Ende der Probenahmen fast völlig aus beiden Testsystemen. Diese Effekte konnten mit dem im Labor ermittelten EC₅₀ von 0,03-0,2 µg/L Cypermethrin bestätigt werden (HILL, 1985; DAY, 1989).

Wirkungen auf Rotatorien konnten nach der Applikation mit 1000 ng/L Cypermethrin in beiden Systemen nicht festgestellt werden.

Die Copepoden reagierten nur in den Split-ponds auf die Belastungsereignisse. Die Nauplien und der calanoide Copepode *Eudiaptomus gracilis* reagierten nach der zweiten Applikation mit einem Rückgang der Individuenzahlen in der mittleren Makrophytendichte, der auch noch in der Phase der Recovery zu verzeichnen war.

Nach der zweiten Applikation mit 1000 ng/L Cypermethrin nahm die Abundanz der Cladoceren in beiden Testsystemen signifikant ab. Deutliche Rückgänge der Individuenzahlen konnten bei *Simocephalus vetulus* in beiden Testsystemen abhängig von den Makrophytendichten festgestellt werden. Bei den Split-ponds konnte sich die Art bis zur mittleren Pflanzendichte erholen, beim Mesokosmos konnte die Wiedererholung hingegen nicht beobachtet werden.

Die andere Cladocerenart, die signifikante Abundanzrückgänge zu verzeichnen hatte, war *Daphnia longispina*. Diese Art war nur in den Split-ponds in höheren Abundanzen anzutreffen. Sie verzeichnete signifikante Abundanzrückgänge unabhängig von der Pflanzendichte und konnte sich bis Versuchsende nicht erholen.

Die Gruppe der Ostracoden reagierte nicht auf die Behandlungen mit Cypermethrin.

Die beiden untersuchten Testsysteme lieferten trotz unterschiedlicher Größe und Makrophytendichte insgesamt vergleichbare Ergebnisse.

Die Studie von HAND et al. (2000), die beschreibt, dass bei der Präsenz von mehr Makrophyten und daraus resultierender höherer Biomasse und Oberfläche die Effekte

des Pyrethroids Lambda-cyhalothrin geringer sind, konnte teilweise bestätigt werden. Wie bei den einzelnen Taxa diskutiert, konnte teilweise eine Abhängigkeit der Effekte von den Makrophytendichten beschrieben werden. Dass Makrophyten in Mikro- und Mesokosmen eine entscheidende Rolle für abiotische und biotische Faktoren spielen, ist unbestritten (BLAKE, 1994). Durch die unterschiedlichen Makrophytendichten wurden die Zooplanktonpopulationen in den einzelnen Enclosures bzw. Kompartimenten schon ohne Gifteinwirkung verändert, wodurch die Giftwirkung zum Teil überdeckt oder auch verstärkt wurde. Die Meidung von Makrophyten durch *Daphnia longispina* mittels chemischer Interaktionen wurde bei PENNAK (1973) und DORGELO und HEYKOOOP (1985) festgestellt. Auch sekundäre Pflanzenstoffe zur Abwehr von Fressfeinden sind in Makrophyten enthalten (LODGE, 1991).

Durch die hohe Adsorptionsfähigkeit von Cypermethrin an anorganische und organische Matrices (KENNEDY, 1994) kann nicht mit bestimmter Genauigkeit festgestellt werden, wo und mit welchen prozentualen Anteilen sich die Substanz in den Testsystemen anlagert. Hier wäre die Verwendung radioaktiv markierter Substanz der richtige Weg, um den Verbleib der Substanz im Testsystem zu verfolgen.

5 Zusammenfassung

Zooplanktonuntersuchungen im natürlichen Seelitoral an zwei trophisch und morphologisch unterschiedlichen Probestellen führten zu dem Ergebnis, dass an beiden Probestellen das gleiche Artenspektrum gefunden wurde, wenn auch in unterschiedlichen Abundanzen. Insgesamt wurden 52 Arten detektiert. Im Vergleich zum Pelagial handelt es sich dabei um eine deutlich erhöhte Artenzahl. Die Ergebnisse der beiden Untersuchungsjahre 1998 und 1999 waren an der Probestelle Schondorf jeweils ähnlicher als an der Probestelle Aidenried, die durch das Hochwasser zu Pfingsten 1999 stärker beeinflusst war. Die physikalisch-chemischen Parameter waren an beiden Probestellen vergleichbar.

Das Einsetzen von Enclosures im Ammersee und im Mesokosmos bewirkte eine signifikante Artenreduktion um ca. 50%. Der Diversitätsindex nach SHANNON and WEAVER (1949) war im Ammersee am höchsten.

Die Auswirkungen des Pyrethroids Cypermethrin auf das Zooplankton bei der Präsenz unterschiedlicher Makrophytendichten wurden in zwei unterschiedlichen Testsystemen untersucht. Die Systeme wurden mit natürlichem Sediment und Wasser vom Ammersee bestückt und mit Makrophyten ausgestattet. Beide Systeme wurden in 18 Kompartimente aufgeteilt und mit dem Pyrethroid Cypermethrin zweimal (100 ng/L und 1000 ng/L) im Zeitraum von vier Wochen belastet. Die unterschiedlichen Makrophytendichten hatten keinen sichtbaren Einfluss auf die Wirkung von Cypermethrin, wobei einige Arten bei Abnahme der Makrophytendichten sensibler reagierten. Beim Zooplankton konnten nach der ersten Applikation indirekte Effekte, wie eine Zunahme der Abundanzen durch den Wegfall von Prädatoren und Nahrungskonkurrenten, festgestellt werden. Die zweite Belastung mit 1000 ng/L Cypermethrin resultierte in allen belasteten Kompartimenten unabhängig von den Makrophytendichte mit der Elimination von *Chaoborus crystallinus*. Des Weiteren verzeichneten die Cladoceren *Simocephalus vetulus* und *Daphnia longispina* und der Copepode *Eudiaptomus gracilis* Abundanzrückgänge. Eine Recovery der geschädigten Zooplanktonarten fand teilweise statt.

5.1 Summary

The results of zooplankton sampling at two different locations of a lake littoral concerning trophic state and morphological differences gave similar results concerning species diversity. The abundances of the different species were of different heights. 52 species altogether were detected. In comparison to the pelagic zone of lake Ammersee where significant less different species were found. The results of the years 1998 and 1999 were more similar at the sampling location Schondorf than at Aidenried. This difference was probably caused by the mayor influence of the flood at the sampling location Aidenried on Whitsun 1999. The physical-chemical parameters were comparable at both sampling locations.

The establishment of enclosures at the lake littoral and the mesocosm resulted in 50% reduction of species. The diversity index of SHANNON and WEAVER (1949) gave the highest results at the sampling locations of lake Ammersee.

The effects of the pyrethroid Cypermethrin of the zooplankton community in the presence of different macrophyte densities were determined with two different test systems (mesocosm, microcosm). Both were stocked with natural sediment, water and macrophytes from lake Ammersee. The test systems were treated two times in a four week interval, first with 100 ng Cypermethrin/L and then with 1000 ng Cypermethrin/L. The different macrophyte densities did not influence the effects of Cypermethrin. But some species showed an increasing sensitivity by the presence of less macrophytes. Regarding the zooplankton species indirect effects occurred like the increasing of abundances due to the elimination of predators and food competitors resulted in a increasing zooplankton community. The second treatment with 1000 ng/ Cypermethrin/L resulted in a total breakdown of the *Chaoborus crystallinus* population at all treated units. Furthermore treatment related effects of the cladoceran species *Simocephalus vetulus* and *Daphnia longispina* and the copepod species *Eudiaptomus gracilis* could be observed. Until test end a partial recovery of the affected zooplankton species could be determined.

6 Danksagung

Ich danke allen, die mich bei der Erstellung dieser Arbeit unterstützt haben!

Besonderer Dank gilt Herrn Professor Dr. Wilfried Huber , Herrn Professor Dr. Christoph Künast und Frau Dr. Eva Sandmann.

7 Literaturverzeichnis

AGNIHOTRI, N. P. H., JAIN H. K., SRIVASTAVA, K. P. (1989). "Persistence of some synthetic pyrethroids and organophosphorus insecticides in soil, water and sediment Part II" J. ent. R 13(2): 131 – 136.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1986). LIMNOLOGISCHE STUDIEN AM AMMERSEE, 1984-1986. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (1991). Bestimmungsschlüssel für die Saprobier- DIN- Arten (Makroorganismen). Bearbeitet von U. Schmedtje und F. Kohmann. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2000). Seen – Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte. Band 53, Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

BLAKE, G. (1994). Are aquatic makrophytes useful in field tests? Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. I. R. Hill, F. Leeuwangh, P. Matthiessen, P. Boca Raton, Florida, Lewis Publishers: 183 – 189.

Cairns, J. JR. (1983). Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? Hydrobiologia, 100: 47-57.

CLASSIC WORKSHOP, (1999): Community Level Aquatic System Studies – Interpretation Criteria. Workshop 30.05.99 – 02.06.99, Schmallingberg.

DAVIES, J. H. (1985). The Pyrethroids : An historical introduction. The pyrethroid insecticides. J.P. Leahey, London, Philadelphia, Taylor & Francis Limited.

DAY, K., KAUSHIK, N. K. (1987). Impact of fenvalerate on enclosed freshwater planktonic communities on in situ rates of filtration of Zooplankton. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44: 1714 – 1728.

DAY, K., KAUSHIK, N. K. (1987). Short term exposure of zooplankton to the synthetic pyrethroid fenvalerate and its effects on rates of filtration and assimilation of the alga *Chlamydomonas reinhardtii*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 423 – 432.

- DAY, K. (1989). Acute, chronic and sublethal effects of synthetic pyrethroids on freshwater zooplankton. *Envir. Tox. and Chem.* 8: 411 – 416.
- DORGELO, J., HEYKOOP, M. (1985). Avoidance of macrophyte by *Daphnia longispina*. *Verh. Intern. Verein. Limnol.* 22: 3369 – 3372.
- DUNNETT, C. W. (1964). New tables for multiple comparisons with a control. *Biometrics* 20: 482-491.
- EBKE, K. P. (1999). Einfluss der Gewässereutrophierung auf die Toxizität von Pflanzenschutzmitteln in aquatischen Freiland-Mikrokosmen am Beispiel von Terbutylazin. Lehrstuhl für Botanik, Lehrgebiet Systematik und Ökophysiologie, TUM.
- EINSLE, U. (1964). Die Gattung *Cyclops strenuus* im Bodensee. *Arch. Hydrobiol.* 60(2): 133-199.
- EINSLE, U. (1977). Die Entwicklung des Crustaceenplanktons im Bodensee – Obersee (1962 – 1974) und Rheinsee (1963 – 1973). *IGKB, Bericht* 29: 1 – 241.
- EINSLE, U. (1993). Crustacea, Copepoda; Calanoida und Cyclopoida. Süßwasserfauna von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- ELLIOTT, M. (1989). "The Pyrethroids: Early discovery, recent advances und the future." *Pestic. Sci.* 27: 337-351.
- ERNST, W. K., DOE, P., JONAH, J., YOUNG, G., HENNIGAR, P. (1991): The toxicity of Chlorothalonil to aquatic fauna and the impact of its operational use on a pond ecosystem. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* 21: 1-9.
- EXTOXNET (1996). Cypermethrin.
<http://ace.ace.orst.edu/info.extoxnet/pips/cypermet.htm> Oregon State University.
- FARMER, D. H., MAUND, S. J. (1995). A comparison of the fate and effects of two pyrethroid insecticides (lambda-cyhalothrin and cypermethrin) in pond mesocosms. *Ecotox.* 4 (4): 219 – 244.
- FENT, K. (2003): Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

FLÖSSNER, D. (1972). Krebstiere, Crustacea; Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda; Fischläuse Branchiura. Gustav Fischer Verlag, Jena.

GILBERT, J. J. (1988). Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: A review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. Limnol. Oceanograph. 33: 1286-1303.

GOLDMANN, J. C., MC CARTHY, J. J., PEAHEY, D. G. (1979). Growth rate influence on the chemical composition of phytoplankton in oceanic waters. Nature, 9: 210-279.

GRIMMINGER, H. (1982). Verzeichnis der Seen in Bayern – Teil 1: Text. Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.

GRÜNWARD, H. (2000). Auswirkungen von Cypermethrin auf Zooplanktongesellschaften in aquatischen Teichsystemen unterschiedlicher Makrophytendichte. Diplomarbeit, Lehrstuhl für Botanik, Lehrgebiet Ökophysiologie und Systematik, TU München – Weihenstephan.

HANAZATO, T. (1998). Response of a zooplankton community to insecticide application in experimental ponds: a review and the implications of effects of chemicals on the structure and functioning of fresh water communities. Env. Poll. 101: 361 -373.

HAND, L. H., WARINTON, J. S.; KUET, S. F., LANE, M. C. G., MAUND, S. J., HILL, I. R. (2000). Influences of aquatic plants on the fate of the pyrethroid insecticide Lambda-cyhalothrin in aquatic environments. Poster. Third SETAC World Congress, Brighton U.K..

HANSEN, A. M., SANTER, B. (1995). The influence of food resources on the development, survival and reproduction of the two cyclopoid copepods: *Cyclops vicinus* und *Mesocyclops leuckartii*. Journal Plankton research. 17 (3): 631 – 646.

HEGER, W. (2000). CLASSIC Community level Aquatic System Studies – Interpretation criteria. Workshop 30.05.1999 – 02.06.1999, Schmallingenberg.

HERBST, H. V. (1976). Blattfußkrebse, Phyllopoden. Echte Blattfüßer und Wasserflöhe. Frankh, Stuttgart.

HERZIG, A. (1983). The ecological significance of the relationship between temperature and duration of embryonic development in planktonic freshwater copepods. Hydrobiologia 100: 65 – 91.

HILL, I. R. (1985): Periphyton and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic Botany* 41: 137-175.

HILL, I. R., HEIMBACH, F., LEEUWANGH, P., MATTHIESEN, P. (1994). Review of aquatic field tests with pyrethroid insecticides. Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. I. R. Hill, F. Leeuwangh, P. Matthiessen, P. Boca Raton, Florida, Lewis Publishers: 249 – 271.

HOWICK, G. L., GIDDINGS, J. M., DENOYELLES F. Jr., FERRINGTON L. C. Jr., KETTLE, W. D., BAKER, D. (1992). Rapid establishment of test conditions and trophic-level interactions in 0.04 ha earthen pond mesocosms. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 107-114.

KENNEDY, J. H., JOHNSON, Z. B., JOHNSON, P. C. (1994). Sampling analysis strategy for biological effects in Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. I. R. Hill, F. Leeuwangh, P. Matthiessen, P. Boca Raton, Florida, Lewis Publishers: 159 – 192.

KERSTING, K. (1994). Functional endpoints in field testing. Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. I. R. Hill, F. Leeuwangh, P. Matthiessen, P. Boca Raton, Florida, Lewis Publishers: 57-81.

KIEFER, E. (1973). Ruderfußkrebse, Copepoden. Frankh, Stuttgart.

KIEFER, E. (1978). Freilebende Copepoda. Das Zooplankton der Binnengewässer, 2. Teil. Die Binnengewässer, Band 26, Stuttgart.

KREYSZIG, E. (1996). Statistische Methoden und ihre Anwendung. Vandenhoeck & Ruprecht, Göttingen.

LAMPERT, W., SOMMER, U. (1999). Limnoökologie 2. Auflage. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, New York.

LENHART, B. (2000). Langfristige Entwicklungen – Eutrophierung und Rologitrophierung am Ammersee; in BLfW (2000): Seen – Gewässerschutz, Nutzungen und Zielkonflikte. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie, Bd. 53: 97-114.

LIEDER, U. (1996). Crustacea, Cladocera, Bosminidae. Süßwasserfauna von Mitteleuropa 8/2 – 3, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

LODGE, D. M. (1991). Macrophyte – gastropod associations: observations and experiments on macrophyte choice by gastropods. *Freshwater Biology* 15: 195 – 224.

LÖFFLER, H. (1972). Ostracoda. Das Zooplankton der Binnengewässer. Das Zooplankton der Binnengewässer, 1. Teil. Die Binnengewässer, Band 26, Stuttgart.

MEDINA, M., BARATA, C., TELFER, T., BAIRD, D. J. (2002). Determining demographic effects of Cypermethrin in the marine copepod *Acartia tonsa*: stage-specific short tests versus life-table tests. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 43, 373 – 378.

MELZER, A., HARLACHER, R., HELD, K., VOGT, E. (1988). Die Makrophytenkartierung des Ammer-, Wörth- und Pilsensees sowie des Weßlinger Sees. Informationsbericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1988, Bd. 1. S. 1-266.

MILLER, T., SALGADO, V. L. (1982). Mode of action of pyrethroids. Insecticide mode of action. Academic press, Inc., 3 – 27.

MODER, R. (1986). Das Zooplankton des Grundlsee. Populationsdynamik und Produktion: Dissertation der naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Graz.

MORSCHIED, H. (1999). Entwicklung und Stellung des Zooplanktons im pelagischen Ökosystem des Ammersees nach der Oligotrophierung (1993 – 1997). Dissertation an der Formal- und Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Wien.

NEUGEBAUR, K., ZIERIS, F., HUBER, W. (1991). Ecological effects of atrazine on two outdoor artificial freshwater systems. *Zeitschrift Abwasserforschung*, 23: 11-17.

OOMS-WILLIAMS, A. L., POSTEMA, G., GULATI, R. D. (1995). Evaluation of bacterivory of Rotifera based on measurements of in situ ingestion of fluorescent particles, including some comparisons with Cladocera. *Journal of Plankton Research* 19 (8): 1057-1125.

PENNAK, R. W. (1973). Some evidence for the aquatic macrophytes as repellents for limnetic species of *Daphnia*. *International Review Hydrobiology*. 58: 569 – 576.

PERKOW, W. (1988). Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. 2. Auflage, Paul Parey Verlag, Berlin.

POURRIOTT, R. (1977). Food and feeding habits of Rotifera. *Arch. Hydrobiologie; Beiheft* 8: 243 – 260.

RÜSCHEMEYER, G. (2000). Auswirkungen einer wiederholten Applikation des Insektizids Cypermethrin auf die Makroinvertebratengesellschaften in Freilandmikrokosmen mit unterschiedlichen Makrophytendichten. Diplomarbeit, Lehrstuhl für Botanik, Lehrgebiet Ökophysiologie und Systematik, TU München – Weihenstephan.

RUTTNER-KOLLISKO, A. (1972). Rotatoria. Das Zooplankton der Binnengewässer, 1. Teil. Die Binnengewässer, Band 26, Stuttgart.

SAND-JENSEN, K., BORUM, J. (1991): Interactions among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquatic botany* 41: 137-175.

SANDMANN, E. (2000): Microhabitat Field-Studies in a Natural Lake Litoral And Different Mesocosm Systems For an Ecotoxicological Test with Cypermethrin. Dissertation an der Technischen Universität München.

SANTER, B., VAN DEN BOSCH, F. (1994). Herbivorous nutrition of *Cyclops vicinus* : The effect of a pure algal diet on feeding , development, reproduction and life cycle. *J. Plankton Research*. 16 (2): 171 – 195.

SAUER, F. (1985). Tiere und Pflanzen im Wassertropfen, Fauna – Verlag, 3. Auflage, Karlsfeld.

SCHABER, P. (1999). Literaturerfassung im Auftrag der internationalen Gewässerschutzkommission für den Bodensee. Die Flachwasserzone des Bodensees.

SCHETAGNE, R. (1994). Water quality modifications after impoundment of some large northern reservoirs. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 40: 223-229.

SCHRIVER, P., BOGESTRAND, J., JEPPESEN, E., SONDERGAARD, M. (1995). Impact of submerged macrophytes on fish – zooplankton – phytoplankton interactions : large – scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater Biology* 33: 255 – 270.

SCHWOERBEL, J. (1994). Methoden der Hydrobiologie, UTB.

SCHWOERBEL, J. (1999): Einführung in die Limnologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

SETAC (1991). Guidance Document on Testing Procedures for Pesticides in Freshwater Mesocosms. Monks Wood Experimental Station, Huntingdon, U.K., July 1991.

SHANNON, C. E., WEAVER, W. (1949). The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana.

STANSFIELD, J., PERROW, M. R., TENCH, L. D., JOWITT, A. J. D., TAYLOR, A. A. L. (1995). Do macrophytes act as refuges for grazing Cladocera against fish predation. Water Sci. Technol. 32: 217 – 220.

TOWNSEND, C. R. (1996). Ecology. Individuals, populations and communities. 3. Auflage. Blackwell Science Inc., USA.

VAN DEN BRINK, P. J., TER BRAAK, C. J. F. (1999). Principle response curves: Analysis of time dependent multivariate responses of biological community to stress. Envir. Tox. Chem. 18 (2) : 138 – 148.

VAN DEN BRINK, P. J., VAN DONK, E., GYLSTRA, R., CRUM, S. J. H., BROCK, T. C. M. (1995). Effects of chronic low concentrations of the pesticides chlorpyrifos and atrazine in indoor freshwater microcosms. Chemosphere 31: 3181 – 3200.

VOIGT, M., KOSTE, W. (1978). Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. I. Textband, II. Tafelband. Gebrüder Borntraeger, Berlin.

VÖRÖS, L., PADISAK, J. (1991). Phytoplankton biomass and Chlorophyll a in lakes in Central Europe. Hydrobiologia 215: 111-119.

WALLACE, R. L. (1980). Ecology of sessile rotifers. Hydrobiologia 73: 181-193.

WETZEL, R. G. (1983). Limnology, Saunders College Publishing Fort Worth.

WICKHAM, S. A. (1995). *Cyclops* predation on ciliates: species-specific differences and functional responses. Journal of Plankton research 17 (8): 1633-1646.

WILLIAMS, D. A. (1971). A test for differences between treatment means when several dose levels are compared with a zero dose control. Biometrics 27: 103-117.

ZENECA (1997). Cymbush 25 EC Safety Data Sheet, Cypermethrin technical. Fernhurst, Zeneca Agrochemicals.

ZIERIS, F. J. (1986). Die Eignung von künstlichen aquatischen Ökosystemen im Freiland zur ökotoxikologischen Risikoabschätzung von Umweltchemikalien. Dissertation, Technische Universität München.

Anhang 1: Kalender und Arbeitsplan

12.01.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial
09.02.1998: Wasserchemie Ammerseelitoral; Mesokosmos
10.02.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial
09.03.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral; Mesokosmos
31.03.1998: Einbringen von Sediment in Mesokosmos
02.04.1998: Auffüllen des Mesokosmos mit Wasser
06.04.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral; Mesokosmos
30.04.1998: Einsetzen von Kieskörben im Mesokosmos
04.05.1998: Wasserchemie Ammerseelitoral, Mesokosmos; Einsetzen von Kieskörben im Ammersee
05.05.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial
20.05.1998: Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
27.05.1998: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
02.06.1998: Wasserchemie Ammerseelitoral, Mesokosmos
03.06.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial
10.06.1998: Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
18.06.1998: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
01.07.1998: Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
06.07.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral, Mesokosmos; Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
20.07.1998: Kieskorb und Säule Mesokosmos; Einsetzen von Pflanzen in Töpfen im Mesokosmos
27.07.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral; Mesokosmos
13.08.1998: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
15.08.1998: Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
19.08.1998: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee

24.08.1998: Wasserchemie Ammerseelitoral, Mesokosmos; Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
25.08.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial
01.09.1998: Makrophytenkartierung Litoral
16.09.1998: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
21.09.1998: Wasserchemie Ammerseelitoral, Mesokosmos
23.09.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
08.10.1998: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
19.10.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral; Mesokosmos
26.10.1998: Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
28.10.1998: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
17.11.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial
18.11.1998: Wasserchemie Ammerseelitoral, Mesokosmos; Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
23.11.1998: Mesokosmos zugefroren
14.12.1998: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral; Mesokosmos
11.01.1999: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral; Mesokosmos
08.02.1999: Wasserchemie Ammerseepelagial
11.02.1999: Wasserchemie Ammerseelitoral, Mesokosmos
08.03.1999: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral, Mesokosmos
22.03.1999: Einsetzen von Kieskörben im Ammersee und im Mesokosmos
06.04.1999: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral, Mesokosmos
07.04.1999: Einfüllen von Sediment und Wasser in Split-ponds
12.04.1999: Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
14.04.1999: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
03.05.1999: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral, Mesokosmos

05.05.1999: Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
06.05.1999: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee; Einfüllen von Wasser in Split-ponds
11.05.1999: Einsetzen von Pflanzen in Split-ponds
23.05.1999: Hochwasser im Ammersee
26.05.1999: Wasserchemie Ammerseeepelagial; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
27.05.1999: Wasserchemie Ammerseeelitoral, Mesokosmos
07.06.1999: Wasserchemie Ammerseeepelagial
08.06.1999: Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos; Einsetzen von Enclosures und zusätzlichen Pflanzen im Mesokosmos
17.06.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
18.06.1999: Einsetzen von Enclosures in Split-ponds, Einfüllen von Wasser in Split-ponds
20.06.1999: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
21.06.1999: Wasserchemie Split-ponds; Probenahme Kieskorb Split-ponds
22.06.1999: Wasserchemie Ammerseeepelagial und –litoral
23.06.1999: Wasserchemie Enclosures; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
28.06.1999: Wasserchemie Split-ponds; Probenahme Kieskorb Split-ponds
30.06.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos ; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
05.07.1999: Wasserchemie Ammerseeelitoral und Enclosures Mesokosmos und Split-ponds; Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee, Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos, Probenahme Kieskorb Split-ponds
06.07.1999: Wasserchemie Ammerseeepelagial
07.07.1999: Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
12.07.1999: Wasserchemie Split-ponds; Probenahme Kieskorb Split-ponds
13.07.1999: Belastung Mesokosmos mit 100 ng/L Cypermethrin
14.07.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
16.07.1999: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
19.07.1999: Wasserchemie Split-ponds; Probenahme Kieskorb Split-ponds

21.07.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
26.07.1999: Wasserchemie Ammerseepelagial und Split-ponds; Probenahme Kieskorb Split-ponds
27.07.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos: Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos; Belastung Split-ponds mit 100 ng/L Cypermethrin
28.07.1999: Wasserchemie Ammerseelitoral
02.08.1999: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
03.08.1999: Wasserchemie Split-ponds; Probenahme Kieskorb Split-ponds
04.08.1999: Wasserchemie Enclosures; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
09.08.1999: Wasserchemie Ammerseepelagial und Split-ponds; Probenahme Kieskorb Split-ponds
11.08.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos und Ammerseelitoral; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
16.08.1999: Wasserchemie Split-ponds; Probenahme Kieskorb Split-ponds
18.08.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
20.08.1999: Belastung Mesokosmos mit 1000 ng/L Cypermethrin; Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
23.08.1999: Wasserchemie Ammerseepelagial und Split-ponds; Probenahme Kieskorb Split-ponds
24.08.1999: Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos; Belastung Split-ponds mit 1000 ng/L Cypermethrin
25.08.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos und Ammerseelitoral; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
30.08.1999: Wasserchemie Split-ponds; Probenahme Kieskorb Split-ponds
01.09.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos ; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
06.09.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos und Split-ponds; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos, Probenahme Kieskorb Split-ponds
13.09.1999: Wasserchemie Split-ponds; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
15.09.1999: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
16.09.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
20.09.1999: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral und Enclosures Mesokosmos und Split-ponds; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos und Kieskorb Split-ponds
22.09.1999: Wasserchemie Enclosures Mesokosmos; Probenahme Kieskorb und Säule Mesokosmos
28.09.1999: Entnehmen der Makrophythen aus Mesokosmos und Split-ponds

04.10.1999: Probenahme Kieskorb und Netz Ammersee
08.11.1999: Wasserchemie Ammerseepelagial und –litoral
26.05.2000: Monitoring Mesokosmos
20.06.2000: Monitoring Mesokosmos

Lebenslauf

Persönliche Daten

Name: Markus Funk
Geburtsdatum: 20.12.1968
Geburtsort: Friedberg (Bayern)

Schulbildung

1975 – 1979 Grundschule Fischach-Langenneufnach
1979 – 1988 Gymnasium der Leonhard-Wagner-Schule in Schwabmünchen
1988 Abitur

Studium

1990 – 1997 Studium der Gartenbauwissenschaften an der Technischen Universität München
Diplomarbeit: Wirkungen von Terbuthylazin in aquatischen Enclosure - Systemen

Beruflicher Werdegang

1997 - 2000 Wissenschaftlicher Mitarbeiter des Lehrgebietes Systematik und Ökophysiologie im Forschungsdepartment Ökologie der Technischen Universität München
Promotion: Zooplanktonuntersuchungen an einem natürlichen Seelitoral und die Effekte von Cypermethrin auf aquatische Mikro- und Mesokosmen
2000 Freiberufliche Tätigkeit als Ökotoxikologe bei der Firma Covance - Münster
2001 Produktberater für die Firma Compo - Münster
Seit Juni 2002 Ökotoxikologe im Bereich Pflanzenschutzmittelregistrierung bei der Fa. BASF Agrarzentrum Limburgerhof.

Wehrdienst

1989 – 1990 Grundwehrdienst