



Die ökotoxikologische Bewertung multipler Pestizideinträge  
in aquatische Ökosysteme:  
Der Vergleich einer einmaligen mit einer mehrmaligen  
Pyrethroidbelastung

Ursula Dawo

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. W. Höll

Die Dissertation wurde am 21.07.2005 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 13.10.2005 angenommen.



## Abkürzungen

<b>a.i.</b>	active ingredient (Wirksubstanz)
<b>Cdt</b>	erste kannonische Komponente
<b>EAC</b>	Ecologically acceptable concentration
<b>EC<sub>50</sub></b>	Effect concentration
<b>EF</b>	Einfachbelastung, Applikation im Frühjahr
<b>EH</b>	Einfachbelastung, Applikation im Herbst
<b>et al.</b>	und andere Autoren
<b>EU</b>	Europäische Union
<b>GAP</b>	Good agriculture practice
<b>gm-EC<sub>50</sub></b>	Geometrischer Mittelwert verschiedener EC <sub>50</sub> Werte desselben Standardtestorganismus
<b>K</b>	Kontrolle
<b>LOEC</b>	Lowest observed effect concentration
<b>MF</b>	Mehrfachbelastung, Applikation im Frühjahr
<b>NOEAEC</b>	No Observed Ecologically Adverse Effect Concentration
<b>NOEC</b>	No observed effect concentration
<b>NOEC<sub>com</sub></b>	No observed effect concentration für die Gemeinschaft (community)
<b>NOEC<sub>pop</sub></b>	No observed effect concentration für eine Population
<b>OECD</b>	Organisation for Economic Co-operation and Development
<b>PCA</b>	Principal component analysis
<b>PEC</b>	Predicted environmental concentration
<b>PIEC</b>	Predicted initial environmental concentration
<b>PRC</b>	Principal response curve
<b>HC<sub>x</sub></b>	Hazardous Concentration für x% der Arten
<b>RDA</b>	Redundanz analysis
<b>SSD</b>	Species Sensitivity Distribution
<b>STABW</b>	Standardabweichung
<b>TER</b>	Toxicity exposure ratio
<b>TU</b>	Toxic units
<b>TU<sub>gst</sub></b>	TU auf der Basis des empfindlichsten Standardorganismus: Quotient aus der getesteten Konzentration der Wirksubstanz (a.i.) und dem geometrischen Mittelwert des EC <sub>50</sub> des empfindlichsten Standardorganismus von verschiedenen Standardtests für ein Pestizid.

# Inhaltsverzeichnis

<b>Abkürzungen</b> .....	<b>1</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>9</b>
1.1 Pyrethroide.....	16
1.1.1 <i>Alpha-Cypermethrin</i> .....	18
1.2 <i>Chaoborus cristallinus</i> .....	19
<b>2 Material und Methoden</b> .....	<b>20</b>
2.1 Versuchsdesign .....	20
2.2 Alpha-Cypermethrin .....	24
2.2.1 <i>Belastung</i> .....	25
2.3 Probenahme .....	25
2.4 Physikalisch-chemische Parameter .....	25
2.5 Biologische Parameter .....	26
2.5.1 <i>Phytoplankton</i> .....	26
2.5.2 <i>Zooplankton</i> .....	27
2.5.3 <i>Makroinvertebraten</i> .....	27
2.5.4 <i>Biomonitoring</i> .....	28
2.6 Datenaufbereitung .....	29
2.7 Deskriptive Statistik.....	29
2.8 Explorative Statistik.....	30
<b>3 Ergebnisse und Diskussion</b> .....	<b>34</b>
3.1 Biotests .....	34
3.2 Physikalische Parameter.....	37
3.3 Chemische Parameter .....	41
3.4 Biologische Parameter .....	43
3.4.1 <i>Makroinvertebraten</i> .....	43
3.4.1.1 Dominanzen .....	46
3.4.1.2 Abundanzen .....	48
3.4.1.3 Shannon Index und Evenness.....	75
3.4.1.4 Multivariate Statistik - PRC.....	79
3.4.1.5 Univariate Statistik - Williamstest .....	85
3.4.2 <i>Zooplankton</i> .....	88
3.4.2.1 Dominanzen .....	91
3.4.2.2 Abundanzen .....	95
3.4.2.3 Shannon Index und Evenness.....	133
3.4.2.4 Multivariate Statistik - PRC.....	135
3.4.2.5 Univariate Statistik - Williamstest .....	143
3.4.3 <i>Phytoplankton</i> .....	148
3.4.3.1 Dominanzen .....	153

3.4.3.2	Abundanzen .....	155
3.4.3.3	Shannon Index und Evenness.....	186
3.4.3.4	Multivariate Statistik - PRC.....	188
3.4.3.5	Univariate Statistik- Williamstest .....	195
<b>4</b>	<b>Schlussfolgerungen.....</b>	<b>202</b>
<b>5</b>	<b>Zusammenfassung.....</b>	<b>212</b>
<b>6</b>	<b>Abstract.....</b>	<b>215</b>
<b>7</b>	<b>Literatur.....</b>	<b>218</b>
	<b>Dankeschön .....</b>	<b>231</b>

## Abbildungsverzeichnis

<i>Abb. 2.1: Foto des Versuchteiches</i> .....	21
<i>Abb. 2.2: Aufbau des Kunstsubstratsamplers (Kieskorb)</i> .....	28
<i>Abb. 3.1: Verlauf der Leitfähigkeit im Jahr der Belastung</i> .....	38
<i>Abb. 3.2: Artenreichtum Makroinvertebraten im Jahr der Belastung</i> .....	45
<i>Abb. 3.3: Gesamtabundanz Makroinvertebraten im Jahr der Belastung</i> .....	50
<i>Abb. 3.4: Gesamtabundanz der Makroinvertebraten im Jahr nach der Belastung</i> .....	51
<i>Abb. 3.5: Chaoborus cristallinus Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	52
<i>Abb. 3.6: Chaoborus cristallinus Abundanzen im Jahr nach der Belastung</i> .....	55
<i>Abb. 3.7: Zygoptera ssp. Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	57
<i>Abb. 3.8: Zygoptera ssp. Abundanzen in der Mehrfachbelastung im Jahr 2001</i> .....	58
<i>Abb. 3.9: Baetidae ssp. Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	60
<i>Abb. 3.10: Baetidae ssp. Abundanzen im Jahr nach der Belastung</i> .....	61
<i>Abb. 3.11: Cloeon dipterum Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	63
<i>Abb. 3.12: Cloeon dipterum Abundanzen im Jahr nach der Belastung</i> .....	64
<i>Abb. 3.13: Ordnung Ephemeroptera Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	65
<i>Abb. 3.14: Naididae ssp. Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	67
<i>Abb. 3.15: Ordnung Hirudinea Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	69
<i>Abb. 3.16: Hirudinea Abundanzen im Jahr nach der Belastung</i> .....	70
<i>Abb. 3.17: Chironomidae ssp. Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	72
<i>Abb. 3.18: Lymnaea stagnalis Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	74
<i>Abb. 3.19: Lymnaea stagnalis Abundanzen im Jahr nach der Belastung</i> .....	75
<i>Abb. 3.20: Evenness Makroinvertebraten im Jahr der Belastung</i> .....	76
<i>Abb. 3.21: Shannon-Index Makroinvertebraten im Jahr der Belastung</i> .....	78
<i>Abb. 3.22: Makroinvertebraten PRC-Kurven der Einfachbelastung im Jahr der Belastung</i> ..	79
<i>Abb. 3.23: Makroinvertebraten PRC-Kurven der Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung</i>	81
<i>Abb. 3.24 Makroinvertebraten PRC-Kurven der Einfach- und Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung</i> .....	83
<i>Abb. 3.25 Makroinvertebraten PRC-Kurven mit Einfachbelastung als Kontrolle im Jahr der Belastung</i> .....	84
<i>Abb. 3.26: Artenreichtum Zooplankton im Jahr der Belastung</i> .....	90
<i>Abb. 3.27: Gesamtabundanz Zooplankton im Jahr der Belastung</i> .....	97
<i>Abb. 3.28: Gesamtabundanz des Zooplanktons im Jahr nach der Belastung</i> .....	99
<i>Abb. 3.29: Nauplia ssp. Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	100
<i>Abb. 3.30: Nauplia ssp. Abundanzen im Jahr nach der Belastung</i> .....	103
<i>Abb. 3.31: Eudiaptomus gracilis Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	105
<i>Abb. 3.32: Eudiaptomus gracilis Abundanzen im Jahr nach der Belastung</i> .....	107
<i>Abb. 3.33: Familie Cyclopidae Abundanzen im Jahr der Belastung</i> .....	108
<i>Abb. 3.34: Familie Cyclopidae Abundanzen im Jahr nach der Belastung</i> .....	109

Abb. 3.35: Familie Chydoridae Abundanzen im Jahr der Belastung.....	111
Abb. 3.36: Familie Chydoridae Abundanzen im Jahr nach der Belastung.....	112
Abb. 3.37: <i>Simocephalus vetulus</i> Abundanzen im Jahr der Belastung.....	114
Abb. 3.38: <i>Simocephalus vetulus</i> Abundanzen im Jahr nach der Belastung.....	115
Abb. 3.39: <i>Daphnia longispina</i> agg. Abundanzen im Jahr der Belastung.....	117
Abb. 3.40: <i>Daphnia longispina</i> agg. Abundanzen im Jahr nach der Belastung .....	118
Abb. 3.41: Klasse Rotatoria Abundanzen im Jahr der Belastung .....	120
Abb. 3.42: Klasse Rotatoria Abundanzen im Jahr nach der Belastung .....	122
Abb. 3.43: <i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i> agg. Abundanz im Jahr der Belastung .....	124
Abb. 3.44: <i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i> agg. Abundanzen im Jahr nach der Belastung.....	125
Abb. 3.45: <i>Keratella quadrata</i> Abundanzen im Jahr der Belastung .....	127
Abb. 3.46: Abundanz <i>Keratella quadrata</i> im Folgejahr 2001 .....	128
Abb. 3.47: <i>Hexarthra mira</i> Abundanzen im Jahr der Belastung.....	129
Abb. 3.48: <i>Hexarthra mira</i> Abundanzen im Jahr nach der Belastung.....	130
Abb. 3.49: <i>Synchaeta spec.</i> Abundanzen im Jahr der Belastung.....	132
Abb. 3.50: Evenness Zooplankton im Jahr der Belastung.....	134
Abb. 3.51: Zooplankton PRC-Kurven der Einfachbelastung im Jahr der Belastung .....	136
Abb. 3.52: PRC-Kurven der Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung.....	138
Abb. 3.53: Zooplankton PRC-Kurven der Einfach- u. Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung .....	140
Abb. 3.54: Zooplankton PRC-Kurven mit der Einfachbelastung als Kontrolle im Jahr der Belastung .....	141
Abb. 3.55: Zooplankton PRC-Kurven der Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung 2001 .....	142
Abb. 3.56: Artenreichtum Phytoplankton im Jahr der Belastung.....	152
Abb. 3.57: Gesamtabundanz Phytoplankton im Jahr der Belastung.....	157
Abb. 3.58: Gesamtabundanz Phytoplankton im Jahr nach der Belastung.....	158
Abb. 3.59: Chlorophyll a Gehalt im Jahr der Belastung .....	160
Abb. 3.60: Prozentuale Verteilung der Phytoplanktonklassen im Jahr der Belastung ..	165
Abb. 3.61: Prozentuale Verteilung der Phytoplanktonklassen im Jahr nach der Belastung ..	167
Abb. 3.62: <i>Chroomonas acuta</i> Abundanzen im Jahr der Belastung .....	169
Abb. 3.63: <i>Chroomonas acuta</i> Abundanzen im Jahr nach der Belastung .....	170
Abb. 3.64: <i>Cryptomonas erosa et ovata</i> Abundanzen im Jahr der Belastung.....	172
Abb. 3.65: <i>Cryptomonas erosa et ovata</i> Abundanzen im Jahr nach der Belastung.....	173
Abb. 3.66: <i>Uroglena cf. europaea</i> Abundanzen im Jahr der Belastung .....	175
Abb. 3.67: <i>Nephroselmis olivacea</i> Abundanzen im Jahr der Belastung .....	177
Abb. 3.68: <i>Nephroselmis olivacea</i> Abundanzen im Jahr nach der Belastung.....	178
Abb. 3.69: Klasse Chlorophyceae Abundanzen im Jahr der Belastung.....	180
Abb. 3.70: Abundanzen der Klasse Chlorophyceae im Jahr nach der Belastung 2001 .....	181
Abb. 3.71: Klasse Bacillariophyceae Abundanzen im Jahr der Belastung.....	183

<i>Abb. 3.72: Klasse der Cyanophyceae Abundanzen im Jahr der Belastung.....</i>	<i>185</i>
<i>Abb. 3.73: Evenness Phytoplankton im Jahr der Belastung.....</i>	<i>187</i>
<i>Abb. 3.74:Phytoplankton PRC-Kurven der Einfachbelastung im Jahr der Belastung ...</i>	<i>188</i>
<i>Abb. 3.75: Phytoplankton PRC-Kurven der Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung</i>	<i>190</i>
<i>Abb. 3.76: Phytoplankton PRC-Kurven der Einfach- u. Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung .....</i>	<i>193</i>
<i>Abb. 3.77: Phytoplankton PRC-Kurven mit der Einfachbelastung als Kontrolle im Jahr der Belastung .....</i>	<i>194</i>

## Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1: Technische Daten des Modellökosystems .....	20
Tab. 2.2: Versuchsablauf.....	23
Tab. 2.3: Technische Daten von alpha-Cypermethrin .....	24
Tab. 2.4: Methoden der Bestimmung der chemischen Parameter.....	26
Tab. 2.5: Zeitpunkte des Biomonitorings .....	29
Tab. 3.1: Biomonitoring Chaoborus cristallinus mit belastetem Enclosurewasser, Anzahl der lebenden Tiere zu unterschiedlichen Entnahmezeitpunkten des Wassers.....	35
Tab. 3.2: Biomonitoring Gammarus roeseli mit belastetem Enclosurewasser, Anzahl der lebenden Tiere zu unterschiedlichen Entnahmezeitpunkten des Wassers.....	36
Tab. 3.3: Biomonitoring Asellus aquaticus mit belastetem Enclosurewasser, Anzahl der lebenden Tiere zu unterschiedlichen Entnahmezeitpunkten des Wassers.....	37
Tab. 3.4: Physikalische Parameter, Einfach- und Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung .....	39
Tab. 3.5: Chemische Parameter.....	41
Tab. 3.6: Liste der nachgewiesenen Makroinvertebratentaxa in der gesamten Studie...	43
Tab. 3.7: Die zehn dominantesten Taxa der Makroinvertebratengesellschaft in den Kontrollen, der Einfachbelastung und der Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung ...	46
Tab. 3.8: Die zehn dominantesten Taxa der Makroinvertebratengesellschaft im Jahr nach der Belastung .....	48
Tab. 3.9: Makroinvertebratentaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der Einfachbelastung	80
Tab. 3.10: Makroinvertebratentaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der Mehrfachbelastung .	81
Tab. 3.11: NOEC <sub>community</sub> Werte der Makroinvertebratengesellschaft im Jahr der Belastung	82
Tab. 3.12: Makroinvertebratentaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der PRC mit Einfach- und Mehrfachbelastung.....	83
Tab. 3.13: Makroinvertebratentaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der PRC mit der Einfachbelastung als Kontrolle .....	84
Tab. 3.14: NOEC-Werte einzelner Makroinvertebratentaxa der Einfach- und Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung .....	86
Tab. 3.15: NOEC-Werte einzelner Makroinvertebratentaxa der Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung.....	87
Tab. 3.16: Liste der nachgewiesenen Zooplankontaxa in der gesamten Studie.....	89
Tab. 3.17: Die zehn dominantesten Taxa der Zooplanktongesellschaft in den Kontrollen, der Einfachbelastung und der Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung .....	92
Tab. 3.18: Die zehn dominantesten Taxa der Zooplanktongesellschaft in den Kontrollen und der Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung .....	95
Tab. 3.19: Zooplankontaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der Einfachbelastung.....	136
Tab. 3.20: Zooplankontaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der Mehrfachbelastung....	138

Tab. 3.21: NOECcommunity Werte der Zooplanktongesellschaft im Jahr der Belastung .....	139
Tab. 3.22: Zooplanktontaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der PRC mit Einfach- und Mehrfachbelastung .....	140
Tab. 3.23: Zooplanktontaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der PRC mit der Einfachbelastung als Kontrollen .....	141
Tab. 3.24: Zooplanktontaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der Mehrfachbelastung im Jahr 2001 .....	143
Tab. 3.25: NOEC-Werte einzelner Zooplanktontaxa der Einfach- und Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung .....	145
Tab. 3.26: NOEC-Werte einzelner Zooplanktontaxa der Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung .....	146
Tab. 3.27: Liste der nachgewiesenen Phytoplanktontaxa in der Studie 2000 und 2001	149
Tab. 3.28: Dominanzverhältnisse der Phytoplanktongesellschaft in den Kontrollen, der Einfachbelastung und der Mehrfachbelastung im Belastungsjahr .....	153
Tab. 3.29: Dominanzverhältnisse der Phytoplanktongesellschaft in den Kontrollen und der Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung .....	154
Tab. 3.30: Phytoplanktontaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der Einfachbelastung.....	189
Tab. 3.31: Phytoplanktontaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der Mehrfachbelastung..	191
Tab. 3.32: NOEC <sub>community</sub> Werte der Phytoplanktongesellschaft im Jahr der Belastung	192
Tab. 3.33: Phytoplanktontaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der PRC mit Einfach- und Mehrfachbelastung .....	193
Tab. 3.34: Phytoplanktontaxa mit species-scores $\geq \pm 0,5$ in der PRC mit der Einfachbelastung als Kontrollen .....	195
Tab. 3.35: NOEC-Werte einzelner Phytoplanktontaxa der Einfach- und Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung .....	197
Tab. 3.36: NOEC-Werte einzelner Phytoplanktontaxa Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung .....	200
Tab. 4.1: Zusammenfassung der Effekte und Einstufung der Effekte nach BROCK et al. (2000).....	203

# 1 Einleitung

Die Ökotoxikologie untersucht die Auswirkungen von Chemikalien auf die belebte Umwelt (FENT 2003). Sie vereint die Ökologie und die Toxikologie und will die Effekte von Chemikalien auf natürliche Ökosysteme unter realistischen Expositionsbedingungen verstehen und vorhersagen (CHAPMAN 2002). In der Ökotoxikologie treten im Gegensatz zur Toxikologie auch indirekte Wirkungen auf. Daher spielen die Verknüpfung der Wirkungen von Molekülebene über die Organismenebene zur Populationsebene und die Berücksichtigung der ökologischen Wechselwirkungen in der Ökotoxikologie eine wichtige Rolle (FENT 2003).

Die aquatische Ökotoxikologie beschäftigt sich unter anderem mit den Folgen des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in Landwirtschaft und Gartenbau auf aquatische Ökosysteme. Diese können durch Abdrift, Auswaschung, Oberflächenablauf, Deposition aus der Atmosphäre und Unfälle belastet werden (CAPRI und TREVISAN 1998). So kann es zu Schädigungen sogenannter „Nicht-Zielorganismen“ kommen, da aquatische Biozönosen von Organismen bewohnt werden, die mit den Schädlingen, die durch Pflanzenschutzmittel bekämpft werden sollen, verwandt sind (HILL *et al.* 1994), (z.B. Phytoplankton, Makrophyten → Herbizide, Arthropoda → Insektizide).

Im Jahr 2002 sind in Deutschland insgesamt 34.678 t Pflanzenschutzmittelwirkstoffe abgesetzt worden. Davon entfielen 5.889 t auf den Bereich der Insektizide (inklusive Akarizide und Synergisten) (Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft 2003). Mit dem jüngst initiiertem „Reduktionsprogramm chemischer Pflanzenschutz“ der Bundesregierung soll der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln durch Anwendung, Verfahren und Technik sowie gute fachliche Praxis reduziert werden. Betonung wird auf das „notwendige Maß“ insbesondere bei der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel gelegt. Dabei beschreibt das notwendige Maß, diejenige Intensität der Pflanzenschutzmittelanwendung, die notwendig ist, um den Anbau der Kulturpflanzen besonders vor dem Hintergrund der Wirtschaftlichkeit zu sichern. Mit ein Ziel dieses Reduktionsprogrammes ist es die Anwendung, insbesondere chemischer Pflanzenschutzmittel, stärker als bisher auf ein notwendiges Maß zu begrenzen. Unnötiger Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel soll unterlassen werden und die Anwendung nichtchemischer Pflanzenschutzmaßnahmen vorangetrieben werden. Umweltbelastungen durch Pflanzenschutzmittel sollen dadurch zurückgehen.

Um den Schutz aquatischer Ökosysteme zu gewährleisten, haben nationale Regierungsbehörden und die Europäische Union Regeln aufgestellt, die die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln regeln (EU 1997). Das „Guidance document on aquatic ecotoxicology“ (EU 2002) und das „Draft proposal for a Guidance document on simulated freshwater lentic field tests“ (OECD 2004) geben als Leitfäden die zur Zeit geltenden Richtlinien in der Risikoabschätzung an und erläutern deren Handhabung. Es werden

drei Stufen unterschieden: Standard risk assessment, higher tier risk assessment und probalistic risk assessment. Zunächst erfolgen in der ersten Stufe die Expositionsbewertung und Labortests (single species) mit Standardorganismen. Aus diesen Daten werden die sogenannten TER-Werte (toxicity / exposure ratio) ermittelt. Liegen diese Werte für akute Toxizitätsdaten über 100 bzw. für chronische über 10, werden keine Schädigungen der Umwelt erwartet. Die so ermittelten Konzentrationen werden noch mit einem Sicherheitszuschlag versehen (EU 2002; GIDDINGS *et al.* 2002 ; GIRLING *et al.* 2000a, b).

Wenn diese Schwellenwerte bei einer der getesteten Arten unterschritten werden, werden Mikro- oder Mesokosmenversuche notwendig (higher tier risk assessment). Mit einer solchen Studie können weitreichendere Daten erhoben werden, die die Einschätzung des potenziellen Risikos, das möglicherweise von dem zu testenden Pflanzenschutzmittel ausgeht, verbessern können.

Mesokosmenstudien werden von der Industrie auch durchgeführt, um die oben erwähnten Sicherheitsfaktoren zu reduzieren. Labortests können aus verschiedenen Gründen (beispielsweise unterschiedliches Abbauverhalten der Chemikalie im Labor und im Freiland durch Sorption an Sediment und organischem Material) auch die Giftigkeit überschätzen (MAUND *et al.* 2001; BROCK 1998; CRANE 1997; DAY 1991).

Ziel dieser Stufe der Risikobewertung ist die Bestimmung des Endpunktes NOEAEC (No observed ecologically adverse effect concentration). Bei dieser Konzentration werden keine länger andauernden nachteiligen Effekte in der Mikro- oder Mesokosmenstudie beobachtet. Nicht langandauernde Effekte sind definiert, als Effekte auf Organismen, die keine oder nur kurzfristige Effekte auf Populationen oder Gemeinschaften haben und von geringerer ökologischer Relevanz sind. Die NOEAEC wird mit einem variablen, je nach Ergebnis und Ausführlichkeit der Daten, festlegbaren Faktor versehen und ergibt dann die EAC (ecological acceptable concentration). Dies entspricht nun der Konzentration, bei der keine ökologisch nachteiligen Effekte erwartet werden (CAMPBELL *et al.* 1999).

Die NOEAEC wird aus  $NOEC_{population}$ ,  $NOEC_{community}$  (no observed effect concentration) und der benötigten Zeit der Recovery (Wiedererholung) bestimmt.

Zur Erleichterung und besseren Vergleichbarkeit, entwickelten BROCK *et al.* (2000) für die Bewertung von ökologischen Effekten in Toxizitätsstudien Klassifikationskriterien. Dabei werden die ökologischen Effekte, die auf die Applikation des Pestizides zurückzuführen sind, in fünf Stufen eingeteilt. Hierbei wird die Stärke der Reaktion der untersuchten Endpunkte zugrunde gelegt.

Die auch im „Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology“ (2002) aufgeführten Einstufungen lauten wie folgt:

**Stufe 1:** „Ein Effekt kann nicht nachgewiesen werden.“

Es werden keine Effekte als Reaktion auf die Applikation beobachtet.

Beobachtete Unterschiede zwischen Kontrollen und Behandlungen zeigen keine eindeutigen Beziehungen.

**Stufe 2:** „Leichter Effekt“

Effekte werden mit „leicht“, „geringfügig“ oder „kurzfristig“ charakterisiert.

Kurzzeiteffekte und/oder mengenmäßige geringe Reaktion von empfindlichen Endpunkten.

Effekte werden nur an einzelnen Probenahmetagen beobachtet.

**Stufe 3:** „Ausgeprägter Kurzzeiteffekt“

Eindeutige Reaktionen von empfindlichen Endpunkten, aber eine völlige Wiedererholung innerhalb von acht Wochen nach der letzten Belastung.

Effekte werden benannt als „temporäre Effekte verschiedener, empfindlicher Arten“; „temporäres Verschwinden empfindlicher Arten“; „temporäre Effekte auf weniger empfindliche Arten/Endpunkte“.

Effekte werden an einigen aufeinanderfolgenden Probenahmetagen beobachtet.

**Stufe 4:** „Ausgeprägte Effekte in Kurzzeitstudien“

Eindeutige Effekte werden beobachtet (starke Abundanzabnahmen empfindlicher Arten), aber die Studie ist nicht lang genug, um eine Wiedererholung innerhalb von acht Wochen nach der letzten Applikation aufzuzeigen.

**Stufe 5:** „Eindeutige Langzeiteffekte“

Eine deutliche Reaktion empfindlicher Endpunkte ist zu verzeichnen. Eine Wiedererholung hat acht Wochen nach der letzten Applikation noch nicht stattgefunden.

Effekte werden gekennzeichnet als „langandauernde Effekte bei mehreren empfindlichen Arten/Endpunkten“; „Absterben empfindlicher Arten“; „Effekte auf weniger empfindliche Arten/Endpunkte“ und/oder ähnliche Beschreibungen.

Effekte werden an mehreren aufeinanderfolgenden Probenahmetagen beobachtet.

Daraus ergibt sich, dass bei Effekten der Stufe eins, die NOEC gleich der NOEAEC ist. In der Stufe 2 sind die beiden Werte häufig identisch, eine Interpretation der aufgetretenen Effekte ist hier notwendig. Bei Effekten der Stufe drei gibt es Unterschiede in den beiden Werten und für Effekte der Stufen vier und fünf ist die Bestimmung einer NOEAEC nicht möglich (EU 2002).

Um zu entscheiden, wie weit die Schädigung eines Ökosystems gehen darf, muss Einigkeit gefunden werden, welche Effekte akzeptabel sind und welche nicht. GIDDINGS *et al.* (2002) führen dazu im Rahmen des Classic-Workshops nachfolgende Effekte auf, die als nicht akzeptabel angesehen werden:

- Abnahme der Biodiversität
- Einflüsse auf die Funktionalität des Systems
- Verschlechterungen im wahrnehmbaren, ästhetischen Wert und der Erscheinung des Wasserkörpers

Für eine detaillierte Beschreibung dieser Punkte sei auf BROCK und RATTE (2002) und das Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology der EU (2002) verwiesen.

Die Untersuchung und Bewertung der Beeinträchtigungen eines Ökosystems kann in der aquatischen Ökotoxikologie mit den schon erwähnten Mesokosmen erfolgen.

NACH NEWMAN (1995) gibt es drei verschiedene Arten von experimentellen Einheiten, um strukturelle und funktionelle Veränderungen in Gesellschaften, die Giftstoffen ausgesetzt sind, zu untersuchen: Mikrokosmen, Mesokosmen und natürliche Gewässer. In der Ökotoxikologie sind Mikrokosmen Laborsysteme, die ein Ökosystem oder einen Teil eines Ökosystems simulieren. Mesokosmen sind abgegrenzte Versuchssysteme, die im Freiland situiert und auf eine bestimmte Größe begrenzt sind. Mesokosmen stehen also in der Mitte zwischen Mikrokosmen und natürlichen Systemen. *CROSSLAND et al.* unterteilen nach der Größe, wobei sie Mesokosmen eine Größe von mindestens 15 m<sup>3</sup> zuschreiben. Im Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology (EU 2002) wird der Begriff Mesokosmos größeren Systemen im Freiland zugeschrieben.

Wie gut ein Mesokosmos ein natürliches Gewässer nachbilden kann, ist ein weiterer häufig diskutierter Gesichtspunkt. Dabei spielt beispielsweise eine Rolle, ob sich das Artenspektrum, das sich im Mesokosmos ansiedelt, dem eines natürlichen Gewässers entspricht. *WILLIAMS et al.* (2002) bezeichnet nach seinen Untersuchungen diesbezüglich Mesokosmen als gut geeignet, kleinere Wasserkörper nachzubilden. Für große Gewässer wie Seen wären sie nur partiell geeignet.

Nachteile der Mesokosmentests gegenüber Labortests liegen in der schwierigeren Standardisierbarkeit und Kontrollierbarkeit der Systeme, der schlechteren Reproduzierbarkeit, der geringeren Anzahl der möglichen Wiederholungen, der komplizierteren Auswertung der Ergebnisse und der zeitlichen Abhängigkeit von der Vegetationsperiode. Außerdem sind sie zeit- und kostenintensiver (EU 2002; *BOXALL et al.* 2002). Auch die Interpretation und Übertragbarkeit von Ergebnissen verschiedener Studien ist schwierig aufgrund variierender Testdesigns (*MAUND et al.* 1997). Die Bestimmung der NOECs ist abhängig von der Wahl der Testkonzentrationen (*BOXALL et al.* 2002).

Demgegenüber stehen mannigfaltige, wichtige ökologische Vorteile, die von vielen Autoren genannt werden wie beispielsweise *BROCK et al.* (2004), *WENDT-RASCH et al.* (2003a), *FRIBERG-JENSEN et al.* (2003), *MAISE* (2002), EU (2002) und *CAQUET et al.* (1996). Die Vorteile werden nachfolgend kurz zusammengefasst:

Mesokosmenversuche erlauben Aussagen über Struktur- und Funktionsbeziehungen in Ökosystemausschnitten. Es wird eine deutlich höhere Anzahl an verschiedenen Taxa betrachtet. Dies ist wichtig, da für aquatische Ökosysteme keine speziellen Organismen benannt werden können, die indikativ sind für einzelne Gruppen von Insektiziden mit jeweils gleichem Wirkmechanismus (*BROCK et al.* 2000). Es ist nicht möglich, dass eine Art die vollständige Information über die Toxizität und das Gefahrenpotenzial einer bestimmten Substanz auf die Natur abdeckt (*BEKETOV* 2004). Die in jedem Falle empfindlichste Art gibt es nicht (*CAIRNS* 1986). Da in einem Mesokosmos verschiedene trophische Ebenen wie in einem natürlichen Ökosystem interagieren, können

Interaktionen über das Nahrungsnetz untersucht werden. MAISE (2002) beurteilt Mesokosmen als effektive Systeme, um Veränderungen in der Gesellschaftsstruktur aquatischer Ökosysteme aufzuzeigen und um indirekte Effekte zu untersuchen. HANAZATO und HIROKAWA (2004) betonen die Wichtigkeit, dass im Rahmen der Risikoabschätzung Effekte auch auf Populations- und Gemeinschaftsebene erfasst werden, was mit Mesokosmen geleistet werden kann. BROCK *et al.* (2000) bezeichnen direkte oder primäre Effekte als die toxischen Effekte einer Substanz, die beispielsweise das Wachstum, Überleben und die Reproduktion der Organismen beeinträchtigen. Indirekte oder sekundäre Effekte sind ökologische Auswirkungen, die das Ergebnis von Abnahmen in der Aktivität und /oder der Dichte der Organismen sind, die empfindlich gegenüber der toxischen Substanz sind. Pestizidbelastungen können zu einer Kombination direkter und indirekter Effekte führen. Dabei können vor allem die indirekten Effekte noch andauern, wenn das Pestizid schon abgebaut ist (WENDT-RASCH *et al.* 2004). Indirekte Effekte können sogar von größerer Bedeutung sein als direkte Effekte (LAMPERT *et al.* 1989, DEWEY 1986).

Das Vorkommen direkter Effekte ist demzufolge eine Voraussetzung für das Auftreten indirekter Effekte. Letztere haben oft einen studienspezifischen Charakter (WENDT-RASCH *et al.* 2003b; BROCK *et al.* 1993; BROCK *et al.* 1992a; BROCK *et al.* 1992b) und sind daher ohne genaue Beachtung der Testgegebenheiten nicht übertragbar. Zur Bewertung indirekter Effekte sind Kenntnisse über Ökologie, Entwicklungszyklus und Nahrung der verschiedenen Organismen zwingend erforderlich (BROCK 1998). Eine Ausprägung von indirekten Effekten ist, dass die Aufgabe von verschwundenen Arten von weniger empfindlichen Organismen übernommen wird. Dieses Phänomen in gestressten Ökosystemen wird als funktionelle Redundanz bezeichnet (LEVINE 1989). Funktionelle Redundanz wird in aquatischen Gemeinschaften, die toxischen Substanzen ausgesetzt sind, häufig beobachtet (FAIRCHILD 1994). Funktionelle Redundanz ist laut GIDDINGS *et al.* (2001) für die Bewertung ökologischer Effekte verursacht durch toxische Substanzen von großer Bedeutung, weil sie impliziert, dass es unwahrscheinlich ist, dass die Abnahme einiger empfindlicher Arten die Funktionen des Ökosystems nachteilig beeinflusst. Die Aufgaben empfindlicher Arten können oft von anderen Arten übernommen werden. Trotzdem kann es dadurch zu weitreichenderen Effekten kommen, da tolerante Arten nicht gänzlich die Rolle empfindlicher Arten übernehmen können. Dies ist vor allem bei Schlüsselarten von Bedeutung. Beispielsweise führt es zu Veränderungen in der Phytoplanktonzusammensetzung, wenn kleine Zooplankter durch große Zooplankter ersetzt werden, da das Phytoplankton einem anderen Grazingdruck durch diese ausgesetzt ist. Des Weiteren steht durch diesen Austausch den Invertebraten eine andere Nahrung zur Verfügung. Dies drückt sich in Gesamtabundanz, Diversität oder Produktion nicht unbedingt aus. Daher sind diese Parameter zur Aufdeckung funktioneller Redundanz nicht geeignet (GIDDINGS *et al.* 2001).

Mesokosmen stellen ein genaueres Abbild von natürlichen Ökosystemen dar, als Mikrokosmen oder Labortests. Durch die vorhandenen Strukturen (Sediment, Makrophyten) können die in der Natur vorkommenden ökologischen und chemischen Abbauege besser simuliert werden als in Laborsystemen (MAUND *et al.* 1997). Dies gilt vor allem für toxische Stoffe, die an organischem Material adsorbieren und deren Giftigkeit so zum Teil in Labortests überschätzt wird (MAUND *et al.* 2001; BROCK *et al.*, 2000; MAUND *et al.* 1998; CRANE 1997). Andererseits kann die Toxizität von Giften, die stark an die Glaswände von Bechergläsern adsorbieren in Labortests unterschätzt werden (DAY 1989; DAY und KAUSHIK 1987a).

Ein weiterer Vorteil, der auch in der Risikobewertung große Bedeutung erlangt hat, ist die Möglichkeit, die Regenerierung oder Wiedererholung (Recovery) sowohl auf Populationsebene als auch auf Gesellschaftsebene zu messen. Dies bedeutet, dass ein gestörtes System wieder einen Status erlangt, der vergleichbar mit einem ungestörten System ist. Abundanzen von Schlüsselarten und Artenanzahl sollen innerhalb einer zweifachen Standardabweichung des Kontrollmittelwertes liegen bzw. Populationsdichten in der gleichen Größenordnung sein wie in den unbelasteten Kontrollen. Am Ende einer Studie soll eine Recovery an mindestens zwei Probenahmetagen nachgewiesen sein (GIDDINGS *et al.* 2002). Die Recovery ergibt sich aus zwei Mechanismen: Entweder kann die Art wieder aus dem System erwachsen oder es erfolgt eine Wiederbesiedelung von außen (GIDDINGS *et al.* 2002). Die Fähigkeit der Recovery empfindlicher Organismen spielt bei der Zulassung von Pestiziden eine bedeutende Rolle. So werden anfänglich negative Effekte nicht unbedingt als inakzeptabel angesehen, wenn die Wiedererholung der Population in einem akzeptablen Zeitraum demonstriert werden kann (TRASS *et al.* 2004). Allein mit Ergebnissen aus Toxizitätslabortests kann eine Recovery schwerlich vorhergesagt werden (SHERRATT *et al.* 1999). Bei dem Wiederauftreten einer Art spielen verschiedene Faktoren eine Rolle, die vor allem die Ökologie der Art betreffen. Zu nennen seien hier beispielhaft nur die Dauer des Generationszyklus, die Anzahl der Generationen im Jahr, die Fähigkeit aktiver Migration, die Möglichkeit der Bildung von unempfindlichen Überdauerungsstadien, die Nähe von unbelasteten Gewässern als Wiederbesiedlungspotenzial (BROCK *et al.* 2000; GIDDINGS *et al.* 2002). Die Diversität in den Entwicklungszyklen aquatischer Invertebraten ist sehr groß, wesentlich größer als bei Vertebraten. Die Generationszeit variiert von einigen Tagen bis zu zwei Jahren (BARNTHOUSE 2004). Bei Arten, die ausschließlich aquatisch leben, wie z.B. *Gammarus* oder *Asellus*, ist eine Recovery schwierig nachzuweisen (BROCK *et al.* 2000; VAN DEN BRINK *et al.* 1996), da aufgrund ihrer Situierung oder Gestaltung eine Rekolonisierung der Modellsysteme selten möglich ist. Hier müssen andere Verfahren genutzt werden, um eine Recovery nachzuweisen, beispielsweise Bioassays mit Wasser aus den belasteten Modellsystemen oder künstliche Einbringung der betreffenden Arten in Käfigen in die Systeme oder Simulationsmodellierung (GIDDINGS *et al.* 2002).

Auch der Zeitpunkt der Applikation (HANAZATO und YASUNO 1990) und das Design der verwendeten Modellökosysteme sind wichtig. WOIN (1998) berichtet, dass semiaquatisch lebende Insekten ungern Eier ablegen in Gewässern, die sich in einem frühen Sukzessionszustand befinden, da hier Nahrung und räumliche Strukturen (Makrophyten) fehlen. Dies beeinträchtigt natürlich die Möglichkeiten einer Recovery.<sup>1</sup> Oft ist auch der Versuchszeitraum zu kurz gewählt, um eine Recovery zu ermöglichen (GIDDINGS *et al.* 2002; BROCK *et al.* 2000; WOIN 1998). BROCK *et al.* (2000) haben festgestellt, dass viele aquatische Organismen das Potenzial zur Wiederbesiedelung innerhalb von acht Wochen haben.

Diese Arbeit untersucht einen Aspekt, der bei der ökotoxikologischen Bewertung von Insektizideinträgen in Gewässern aufgeworfen wird. In einer Mesokosmenstudie über zwei Jahre wurden die Auswirkungen einer einmaligen Pyrethroidbelastung mit denen einer mehrmaligen verglichen.

Bei der zur Zeit üblichen Risikobewertung von Pflanzenschutzmitteln, die mehrfach angewendet werden, werden nach den EU-Richtlinien (2002) Pflanzenschutzmittel generell einzeln und in einer einmaligen Applikation getestet (VAN WIJNGAARDEN *et al.* 2004). GIDDINGS *et al.* (2002) ziehen das Problem der mehrmaligen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Betracht, sie geben aber keine eindeutigen Empfehlungen, wie dieses Problem in die Tests integriert werden soll. Die Autoren empfehlen das Mehrfachapplikationsdesign nicht, da Schwierigkeiten in der Auswahl relevanter Expositionskonzentrationen und der Applikationsintervalle auftreten. Außerdem führen sie Probleme in der Interpretation der Ergebnisse an. Sie billigen aber zu, dass bei einer mehrfachen Applikation Trends in den ökologischen Reaktionen erkannt werden können. Nichtsdestotrotz empfehlen sie auch bei üblicher mehrmaliger Ausbringung eines Pflanzenschutzmittels eine einmalige Applikation in der Risikobewertung. Bei BROCK *et al.* (2000) finden sich mehrere Studien, bei denen eine mehrfache Applikation vorgenommen wurde. Ein direkter Vergleich zwischen einer einmaligen und mehrmaligen Applikation in einer Studie konnte in der Literatur nicht gefunden werden. Wird ein Gewässer jedoch einem Stressor mehrfach ausgesetzt, sind veränderte Effekte im Vergleich zu einer einmaligen Störung zu erwarten. Direkte toxische Effekte können verstärkt werden. Indirekte, über das Nahrungsnetz verbundene Effekte, können synergistisch, antagonistisch oder gar nicht wirken. Eine Pestizidkonzentration, die einmalig appliziert nicht toxisch wirkt, kann bei mehrmaliger Applikation zu toxischen Wirkungen führen. Die mehrmalige Kontamination eines Ökosystems kann andere Reaktionen hervorrufen als solche, die bei einer einmaligen Störung auftreten. Es ist zu erwarten, dass sich die Recovery empfindlicher Arten verzögert, da die Population öfter geschädigt wird. Das könnte bedeuten, dass kein Erholungspotenzial mehr vorhanden ist

---

<sup>1</sup> Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Mesokosmen waren mit Makrophyten versehen und hatten eine Etablierungsphase von mehreren Jahren.

oder nicht mehr genügend Zeit im Jahresverlauf zur Erholung der Biozönose bleibt. Auch können Effekte, die bei einer einmaligen Belastung im subletalen Bereich liegen und daher schwierig wahrzunehmen sind, bei einer mehrmaligen Gabe die schon angegriffenen Organismen endgültig schädigen. Indirekte Effekte, wie beispielsweise das Aufkommen bestimmter Arten deren Räuber durch das Pestizid dezimiert wurden, können sich bei einer mehrmaligen Applikation verstärken.

BROCK *et al.* (2000) berichten, dass bei Studien mit mehrmaligen Insektizidbelastungen weniger Effekte der Stufe eins vorkommen, als bei Studien mit einmaligen Applikationen. Für Pyrethroide stellten sie fest, dass nach mehrmaliger Exposition mit Konzentrationen größer  $0,1 \text{ TU}_{\text{gst}}$ <sup>2</sup> langandauernde (mehr als 8 Wochen) Effekte insbesondere auf Crustaceen und Insekten nicht ausgeschlossen werden können (bei einmaliger Applikation  $>1\text{TU}_{\text{gst}}$ ). Sie konstatieren in ihrem Review, dass es wünschenswert wäre, für eine adäquate Risikoanalyse zwischen den Resultaten einer einmaligen und mehrmaligen Applikation zu unterscheiden.

Die Untersuchung der mehrfach belasteten Enclosures erfolgte über einen Zeitraum von 2 Jahren, wobei abgesehen von der Winterperiode wöchentlich biologische Proben (Phytoplankton, Zooplankton und Makroinvertebraten) genommen wurden. Der Versuchszeitraum wurde bewusst so lang gewählt, um langfristige Reaktionen aufdecken zu können. BROCK *et al.* (2000) und WOIN (1998) vermerken, dass die Versuchsdauer von Studien oft zu kurz angesetzt ist, um beispielsweise eine vollständige Recovery nachzuweisen.

### 1.1 Pyrethroide

Für die Studie wurde ein Insektizid ausgewählt, das sowohl eine Zulassung für eine mehrmalige Anwendung in einer Kultur, als auch unterschiedliche Einsatzzeitpunkte hat. Alpha-Cypermethrin gehört zur Gruppe der Kontakt- und Fraßinsektizide. Es ist ein Pyrethroidinsektizid, das in Deutschland im Raps-, Winterweizen-, Winterroggen- und im Zuckerrübenanbau, Gemüsebau und Obstbau sowie im Forst eingesetzt wird.

Pyrethroide sind von dem natürlich, in einigen *Chrysanthemum*-Arten, vorkommenden Blütenwirkstoff Pyrethrum abgeleitet (STEINBERG *et al.* 1992). Die Wirkung von Pyrethrum war schon früh bekannt. Hieronymus Bosch hat 1577 den Extrakt aus Chrysanthemenblüten als Mittel gegen Ungeziefer empfohlen (FENT 2003). Da Pyrethrum photolytisch sehr schnell abgebaut wird, seine insektizide Wirkung aber genutzt werden sollte, kam es zur Entwicklung der stabileren und wirksameren (toxischeren) Pyrethroide (FENT 2003). Die Entwicklung der Pyrethroide wurde auch

---

<sup>2</sup> TU (toxic units) werden verwendet, um Toxizitätsdaten von verschiedenen Insektiziden zu normalisieren.  $\text{TU}_{\text{gst}}$  ist der Quotient aus der Wasserkonzentration des Wirkstoffes (a.i.), die in den jeweiligen Tests getestet wurden und dem geometrischen Mittelwert der  $\text{EC}_x$ -Werte des empfindlichsten Standardtestorganismus für das jeweilige Insektizid.

gm- $\text{EC}_{50}$ : geometrischer Mittelwert verschiedener  $\text{EC}_{50}$  Werte desselben Standardtestorganismus

deshalb vorangetrieben, um die preisgünstigen, aber persistenten chlororganischen, phosphororganischen und Methylcarbamat-Insektizide zu ersetzen (STEINBERG *et al.* 1992). Heute gehören Pyrethroide zu den am häufigsten verwendeten Insektiziden in den westlichen Industrieländern. Neben Landwirtschaft, Gartenbau und Forstwirtschaft werden sie auch im Privathaushalt, im Holzschutz und Textilschutz eingesetzt (FENT 2003; PERKOW 1988). Vorteilhaft ist, dass sie gegenüber Säugern und Vögeln nur eine geringe Toxizität zeigen und relativ gut abbaubar sind. Die hohe Toxizität auf aquatische Lebewesen ist problematisch (FENT 2003; STEINBERG *et al.* 1992). In vielen Labortests (z.B. MAUND *et al.* 1998; SOLOMON *et al.* 2000; SCHROER *et al.* 2004; MIAN und MULLA 1992) und higher tier-Studien (SCHROER *et al.* 2004; FRIBERG-JENSEN 2003; WENDT-RASCH *et al.* 2003b; WOIN 1998; FARMER *et al.* 1995) wurde gezeigt, dass Pyrethroide toxisch sind für Fische und aquatische Arthropoden. MAUND *et al.* (2001) geben an, dass marine und estuarine Arthropoden empfindlicher gegen Pyrethroide sind als Süßwasserarthropoden. Dies ist wahrscheinlich auf Effekte auf das osmotische Gleichgewicht zurückzuführen oder auf eine erhöhte Bioverfügbarkeit.

Die Reaktionsweise der Pyrethroide liegt in der Interferenz mit verschiedenen Ionenkanälen der Nervenaxone. In aquatischen Organismen verursacht die Störung von Konzentrationsgradienten in Membranen auch osmotischen Stress (SCHROER *et al.* 2004). Toxizitätssymptome zeigen sich bei aquatischen Arthropoden kurz nach Exposition. Die Exposition initiiert zunächst Hyperaktivität (SCHROER *et al.* 2004).

Die toxische Wirkung der Pyrethroide beruht auf der verzögerten Schließung der Natriumkanäle in den Plasmamembranen der Nervenzellen. Dadurch ist die Signalübertragung in den Nervenaxonen gestört und es kommt zu einer Dauererregung in Abwesenheit eines Signals. In den Synapsen kommt es zur Hemmung der  $Ca^{2+}$ - und  $Mg^{2+}$ -abhängigen ATPasen. Dies führt zu einer Erhöhung der  $Ca^{2+}$ -Konzentration und induziert sekundär eine erhöhte Freisetzung von Neurotransmittern. Es kommt zu Erscheinungsbildern neurotoxischer Natur wie Überempfindlichkeit gegenüber sensorischen Reizen, Muskeltremor, die schon genannte Hyperaktivität, Speichelfluß, Lähmungen und Nervenschädigungen. Längerfristig führt der Zusammenbruch der Signalfortleitung zur Zerstörung der Nervenaxone und somit zum Tod (SCHROER *et al.* 2004; FENT 2003). Mutagenität, Keimschädigungen und Karzinogenität durch Pyrethroide bei Säugern wurde nicht festgestellt (FENT 2003; MILLER und ADAMS 1982). Subletale Effekte wurden beispielsweise bei Cladoceren festgestellt, deren Filtrierrate und Ingestionsrate reduziert war (DAY 1989; DAY und KAUSHIK 1987a, b, c).

Der Effekt von Pyrethroiden ist eng verbunden mit der Art und Weise wie das Pyrethroid ins Wasser gelangt. Arten, die im Labor nur geringe Unterschiede in der Toxizität zeigen, können im Freiland ganz anders reagieren. Dies ist beispielsweise davon abhängig, wo sich die Art im aquatischen Ökosystem bevorzugt aufhält. Wenn Pyrethroide aufgrund einer Abdrift ins Gewässer gelangen, legen sie sich als Film auf das Wasser. Dadurch sind Organismen, die an der Oberfläche leben, gefährdeter

(BROCK *et al.* 2000 ; FARMER *et al.* 1995). Da Pyrethroide, sobald sie im Wasser sind relativ rasch an Sediment, organische Substanz und Makrophyten sorbieren, ist die Bioverfügbarkeit schnell reduziert. Organismen die in der Wassersäule leben, sind einem größeren Expositionsrisiko ausgesetzt, als Organismen im Sediment. Es gibt aber auch empfindliche sedimentbewohnende Arten, z.B. *Asellus aquaticus*. Bisher konnten keine Indikationen gefunden werden, dass adsorbierte Pyrethroide eine chronische Toxizität verursachen (BROCK *et al.* 2000).

### 1.1.1 Alpha-Cypermethrin

Alpha-Cypermethrin (Handelsname Fastac SC), ein Razematgemisch aus zwei cis Isomeren von Cypermethrin, ist ein cyano Pyrethroid, das in der Landwirtschaft gegen ein breites Spektrum von Schädlingen eingesetzt wird (GREULICH und PFLUGMACHER 2003). Es gehört zur Gruppe der Typ II Pyrethroiden, die eine  $\alpha$ -cyano-3-phenoxybenzyl Gruppe haben und bevorzugt Nerven der Motorik angreifen (SPENCER *et al.* 2001). Es ist ein Kontaktinsektizid und wirkt daher nicht systemisch (YILMAZ *et al.* 2004). Im Wasser wird es, wie andere Pyrethroide, durch Photolyse und Adsorption an organischem Material schnell abgebaut. Die Photolyserate ist pH abhängig, unter sauren und neutralen Bedingungen ist der Abbau verlangsamt (LEISTRA *et al.* 2003). Die Halbwertszeit in Wasser wurde mit 2,8 Tagen bestimmt (DUTTON und PEARSON 1987). Alpha-Cypermethrin stellt für Vögel und Säuger kein Gefährdungspotenzial dar, ist aber für aquatische Arthropoden, Fische und Bienen hoch toxisch (YILMAZ *et al.* 2004; GREULICH und PFLUGMACHER 2003). In single species Tests (24 h) ergaben sich folgende NOEC-Werte für aquatische Arthropoden (HUBER *et al.* unveröffentlicht c):

*Chaoborus cristallinus* Larvenstadium IV: 0,001  $\mu\text{g}$  alpha-Cypermethrin/l

*Chaoborus cristallinus* Larvenstadium III: 0,002  $\mu\text{g}$  alpha-Cypermethrin/l

*Chaoborus cristallinus* Larvenstadium II: 0,000011  $\mu\text{g}$  alpha-Cypermethrin/l

*Chaoborus cristallinus* Puppe : 0,09  $\mu\text{g}$  alpha-Cypermethrin/l

*Cloeon dipterum* (0,5 – 1 cm): 0,091  $\mu\text{g}$  alpha-Cypermethrin/l

*Cloeon dipterum* (< 0,5 cm): 0,0011  $\mu\text{g}$  alpha-Cypermethrin/l

*Gammarus roeseli*: 0,01  $\mu\text{g}$  alpha-Cypermethrin/l

*Phryganea grandis*: 0,2  $\mu\text{g}$  alpha-Cypermethrin/l

*Plea leachi*: 0,09  $\mu\text{g}$  alpha-Cypermethrin/l

*Notonecta glauca*: 0,03  $\mu\text{g}$  alpha-Cypermethrin/l

*Zygoptera spec.*: < 2  $\mu\text{g}$  alpha-Cypermethrin/l

HARDT und ANGERER (2003) haben in einer Monitoringstudie festgestellt, dass bei sachgemäßer Anwendung keine gesundheitlichen Probleme bei Anwendern zu erwarten sind.

## 1.2 *Chaoborus cristallinus*

Da die Dipterenlarve *Chaoborus cristallinus* in den fischlosen Enclosures dieser Studie eine große Rolle spielt, seien hier einige Anmerkungen zu Ökologie, Nahrung und Entwicklungszyklus zusammengefasst. *Chaoborus cristallinus* lebt in flachen, kleinen Weihern (MÜLLER 1995; BÜNS und RATTE 1991; PARMA 1969). Im Gegensatz zu anderen *Chaoborus* Arten wird für *Chaoborus cristallinus* keine Koexistenz mit Fischen gefunden (BERENDONK 1999). Die adulten (nicht aquatischen) Weibchen von *Chaoborus cristallinus* sind in der Lage Fischkairomone wahrzunehmen und vermeiden so eine Eiablage in Gewässern mit Fischen (BLAUSTEIN *et al.* 2004; BERENDONK und BONSALL 2002). Als invertebrater Räuber ist für die Teichart *Chaoborus cristallinus* ein größerer Körper vorteilhaft, im Gegensatz zu der Seenart *Chaoborus flavicans*, die durch kleine Körper und periodische Tageswanderungen Anpassungen an die vertebraten Räuber entwickelt hat (BERENDONK *et al.* 2003).

Die Larven und Puppen von *Chaoborus cristallinus* leben aquatisch. Man unterscheidet bezüglich der Größe vier Larvenstadien und ein bewegliches Puppenstadium. Die Adulten leben nur wenige Tage, wohingegen die Larven je nach Wassertemperatur einige Wochen bis Monate leben können (PARMA 1969). *Chaoborus cristallinus* überwintert als Larvenstadium IV, zwischen April und Juni schlüpfen die Adulten. Es folgt eine sofortige Eiablage mit dem Schlupf der Larven nach wenigen Tagen. Die Larvenentwicklung dauert bis August/Oktober. Die optimalen Wassertemperaturen für die Larvenentwicklung liegen zwischen 14°C und 25°C (BÜNS und RATTE 1991; RATTE 1985 und 1979). Die Dauer der Verpuppung ist temperaturabhängig (MÜLLER 1995).

*Chaoborus cristallinus* frisst vor allem Rotatorien, Cladoceren und Nauplien. Hierbei gibt es aber jeweils bevorzugte Arten. Wichtig ist der Durchmesser der Beute. Beute mit Gallerthüllen wird verschmäht, Organismen die Spina oder ungewöhnliche Körperformen haben, werden seltener ingestiert. Auch Bewegungslosigkeit nach Fang, führt häufig dazu, dass die Beuteorganismen wieder freigelassen werden, bzw. erst gar nicht gefangen werden, aber auch sehr schnelle Tiere werden schlechter gefangen. Weichhäutigkeit dagegen macht Organismen verletzlicher gegenüber Chaoborusfraß (SWIFT 1992; LAIR 1990; TOLLRIAN 1995).

Die vorliegende Arbeit soll tiefere Einsicht bei folgende Fragen liefern:

Zeigen sich signifikant andere Effekte bei einer mehrmaligen Applikation des Pyrethroides alpha-Cypermethrin im Vergleich zu einer einmaligen Belastung?

Verstärken sich toxische Effekte durch eine mehrmalige Belastung?

Wie äußern sich indirekte Effekte?

Ist die Dauer der Auswirkung der Effekte bei einer Mehrfachbelastung verlängert?

Sind die Recovery-Zeiten verzögert?

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Versuchsdesign

Das Modellökosystem befindet sich in der Versuchsanlage Grünschwaige der TU-München im Erdinger Moos nahe Freising. Die umliegenden Felder werden von der TU-München für agrarwissenschaftliche Forschungen genutzt, bei denen es zu keinerlei Pestizideinsatz kommt. Die Versuchsanlage liegt in der Münchener Schotterebene, die durch ca. 800 mm Jahresniederschlag (Freising) und eine durchschnittliche Jahrestemperatur von etwa 7,5 °C gekennzeichnet ist. Das Klima ist demnach mäßig kühl bis mild. Kalte Spätwinter, Föhnlagen, sowie häufige Nebelbildung im Bereich des Moores charakterisieren die klimatischen Bedingungen des Gebietes (MEYNEN und SCHMIDTHÜSEN 1962).

Die Versuchsteiche (Gartenschwimmbäder der Fa. MTH-Wassertechnik, Gilching) wurden im Jahr 1993 angelegt. Die Becken sind einen Meter in den Boden eingesenkt, um Temperaturschwankungen zu minimieren. Für weitere Details siehe VOLM (1997). Nach der Definition von HILL *et al.* (1994) handelt es sich um Mesokosmen. Der für diesen Versuch verwendete Mesokosmos wurde vorher nicht für ökotoxikologische Tests genutzt und hatte somit eine Stabilisierungsphase über mehrere Jahre. Die Dauer der Stabilisierungsphase wird kontrovers diskutiert. Laut EU (2000) wirkt sich eine lange Stabilisierungsphase günstig auf die Höhe der Abundanzen aus.

Mittels Enclosures (Fa. Schorb, Moosburg) wurden im Versuchsteich zur Realisierung verschiedener Probenstellen Kompartimente abgetrennt. Detaillierte Informationen zum Versuchsteich und Enclosures finden sich Tab. 2.1 und Abb. 2.1 zeigt den Versuchsteich.

**Tab. 2.1: Technische Daten des Modellökosystems**

	Versuchsteich	Enclosure
Material	0,8 mm starker Stahlmantel; 1 mm dicke Polyethyleninnenfolie	1 mm starkes V2A rost- freies Stahlblech
Volumen	Ca. 29000 l	Ca. 750 l
lichte Höhe	1,5 m	1,3 m
Durchmesser	5 m	0,9 m



**Abb. 2.1: Foto des Versuchsteiches**

Bei der Einrichtung des Mesokosmos wurden die Maßgaben des HARAP- (CAMPELL *et al.* 1999) und des CLASSIC-Workshops (GIDDINGS *et al.* 2002) berücksichtigt. Im Herbst 1999 wurde begonnen den Mesokosmos für den Versuch herzurichten. Der Makrophytenbewuchs, vor allem bestehend aus *Potamogeton natans* und *Myriophyllum spicatum*, wurde auf einen Flächendeckungsgrad von ca. 25 % reduziert. Zusätzlich wurde eine etwa fünf cm dicke Schicht gewaschener Sand zur Verbesserung der Sedimentstruktur im Versuchsbecken verteilt. Im April 2000 wurden für jedes Enclosure

5 *Myriophyllum spicatum*

3 *Potamogeton natans*

2 *Elodea canadensis*

eingesetzt. Die bewurzelten Pflanzen mit je ein bis zwei Sprossen stammten aus Beständen des Fachgebietes und wurden in handelsüblichen Pflanztöpfen gepflanzt. Das verwendete Sediment wurde aus einem kleinen, natürlichen Weiher der Umgebung gesammelt. Zur Biologie dieses Weihers siehe DAWO (1993).

Im April 2000 wurden 19 Enclosures in das Versuchsbecken eingesetzt. Für die Beprobung der mittleren Enclosures wurde eine Brücke verwendet, die über den Versuchsteich geschoben wird. Um eine Kontamination mit von der Brücke ablaufendem Wasser zu vermeiden, wurden die Kontrollen und eine niedrige Konzentration in der Mitte platziert. Die Belegung der äußeren Enclosures erfolgte zufällig.

Das Testdesign verwirklichte vier Kontrollen und fünf Belastungsstufen mit unterschiedlichen Belastungsszenarien:

0,00006 µg alpha-Cypermethrin/l

0,0006 µg alpha-Cypermethrin/l

0,015 µg alpha-Cypermethrin/l

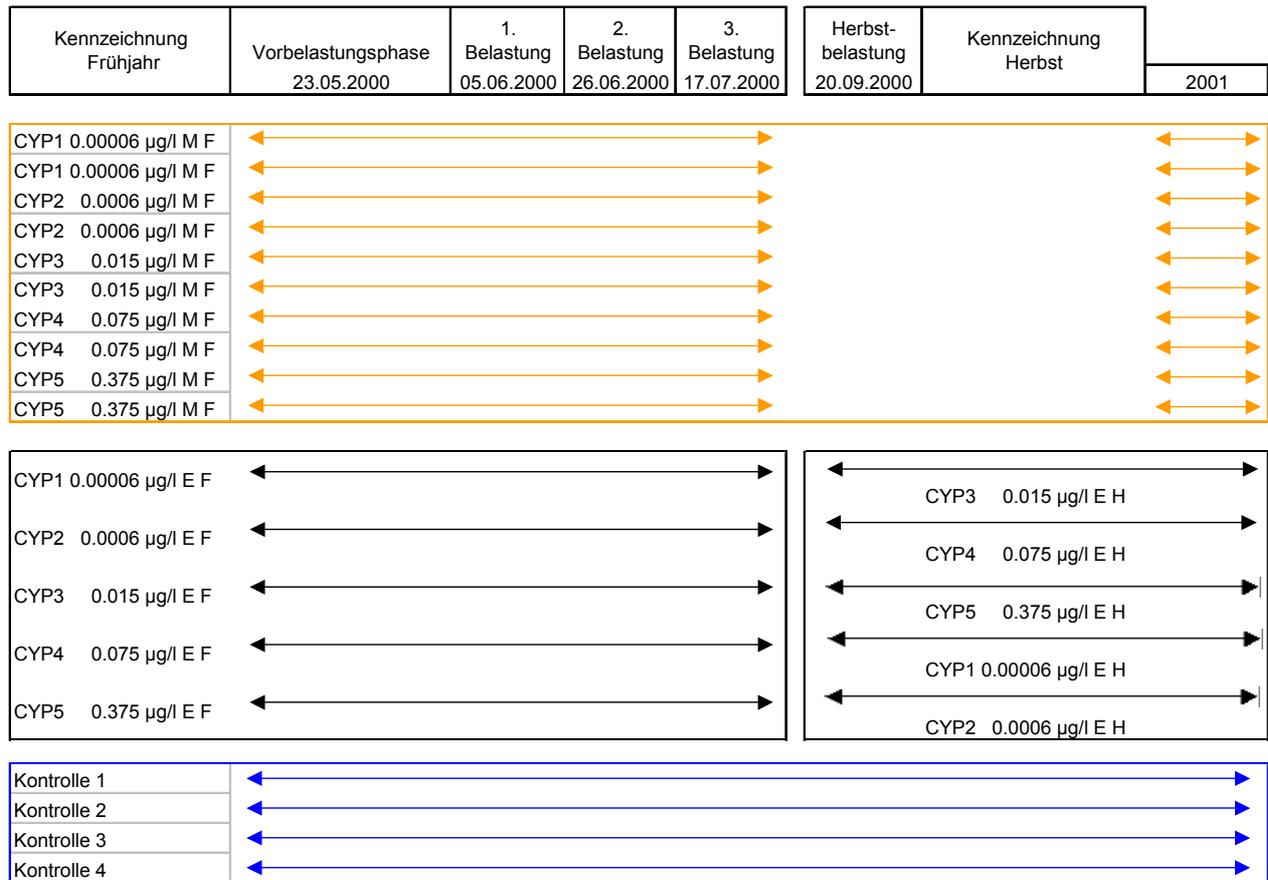
0,075 µg alpha-Cypermethrin/l

0,375 µg alpha-Cypermethrin/l

Die ausgewählten Konzentrationen überdecken die PIEC-Konzentrationen (**p**redicted **i**nitial **e**nvironmental **c**oncentration) (HUBER *et al.* unveröffentlicht a und b) berechnet gemäß dem „German Drift Model“ der „German GAP“ (Ganzelmeier *et al.* 1995). Die beiden niedrigsten Konzentrationen wurden gewählt, um sicher zu stellen, dass eine NOEC-Konzentration (**n**o **o**bserved **e**ffect **c**oncentration) gefunden werden kann. Die nächst höhere Konzentration liegt im Bereich der nach dem „German Drift Model“ der „German GAP“ berechneten PIEC-Werte. Die Konzentration 0,075 µg a.i./l entspricht der 2,5 fachen Konzentration des höchsten PIEC; 0,375 µg a.i./l entspricht der 12,5 fachen Konzentration des höchsten PIEC. Für den Vergleich der Applikationshäufigkeiten wurden fünf Enclosures mit diesen Konzentrationen einmalig belastet. Die verbleibenden zehn Enclosures wurden mit den fünf Konzentrationen dreimal in einem dreiwöchigen Abstand belastet, so dass die mehrfach belasteten Enclosure als Parallelen vorhanden waren. Die Einfachbelastung konnte nicht mit Wiederholungen durchgeführt werden, da nur maximal 20 Enclosure in den Versuchsbecken Platz finden. Zu der Einfachbelastung sind andere Studien (GRÜN WALD 2004; HUBER *et al.* unveröffentlicht b) durchgeführt worden, so dass die Ergebnisse damit abgesichert werden können.

Die Belegung der einzelnen Enclosures und die Belastungszeitpunkte können Tab. 2.2 entnommen werden. Da die einfach belasteten Enclosures für einen weiteren Versuch benötigt wurden, wurde die Beprobung dieser Enclosures nur bis Tag 106 durchgeführt. Die Ergebnisse dieses Versuches, der Vergleich einer Frühjahrs- mit einer Herbstapplikation sollen an anderer Stelle veröffentlicht werden.

Tab. 2.2: Versuchsablauf

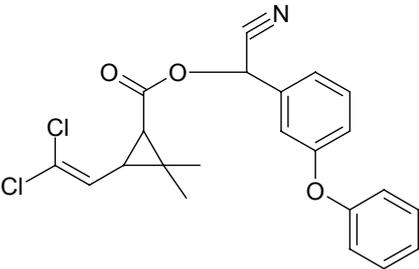


Legende: EF bedeutet Einfachbelastung Frühjahr; MF bedeutet Mehrfachbelastung Frühjahr; EH bedeutet Einfachbelastung Herbst

## 2.2 Alpha-Cypermethrin

Alpha-Cypermethrin wird unter dem Handelsnamen Fastac SC vertrieben und hat eine Zulassung bis 31.12.2015. Zur Wirkungsweise siehe bitte 1.1.1. Technische Daten alpha-Cypermethrins können Tab. 2.3 entnommen werden. Sie stammen vom Hersteller, PERKOW (1988) und TOMLIN (1997)

**Tab. 2.3: Technische Daten von alpha-Cypermethrin**

Produktbeschreibung	Pyrethroidinsektizid
Testsubstanz	FASTAC®OESC Insektizid
Wirksamer Bestandteil (a.i.):	alpha-Cypermethrin, AC 900049
Struktur	
Chemischer Name	(S)-alpha-cyano-3-phenoxybenzyl-(1R,3R)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate und (R)-alpha-cyano-3-phenoxybenzyl-(1S,3S)-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-dimethylcyclopropanecarboxylate
Formel	C <sub>22</sub> H <sub>19</sub> Cl <sub>2</sub> N O <sub>3</sub>
Bezugsquelle	BASF, Gosport, UK
CAS Number:	67375-30-8
Formula Ref:	CF 06677
Chargenr.:	166772
Konzentration a.i.:	101.7g/L
log P <sub>o</sub> /w	6.94 (pH 7)
Farbe:	weiß
Physikalischer Zustand:	Homogene, viskose Flüssigkeit
Dichte:	1.0305 g/mL
Molekularmasse	416,3 g/mol
Schmelzpunkt	78 – 81 °C
Wasserlöslichkeit:	bildet eine Suspension
Löslichkeit	0,01 mg a.i./l in Wasser bei 25 °C
Lagerungsbedingungen:	trocken, bei Raumtemperatur
Risiken	wirkt reizend
Giftigkeit	LD <sub>50</sub> (oral) Ratte: 70-400 mg/kg LD <sub>50</sub> (24 h) Biene: 0.059g/Biene LC <sub>50</sub> (96 h) in Regenbogenforelle: 2.8 µg/L. LC <sub>50</sub> (48 h) <i>Daphnia</i> : 0.1-0.3 µg/L nicht phytotoxisch

### 2.2.1 Belastung

Für die Belastung der Enclosures wurden zwei Stocklösungen hergestellt, eine für die drei höchsten Konzentrationen, die zweite für die beiden niedrigsten Konzentrationen. Die erforderlichen alpha-Cypermethrin Konzentrationen für die einzelnen Enclosures wurden in 50 ml dem Enclosure zugegeben. Um einen vergleichbaren Ansatz mit anderen Studien zu gewährleisten, wurde nach den Empfehlungen von GIDDINGS *et al.* (2002) und HUBER *et al.* (1995) dazu die 50 ml mit einer 50 ml Vollpipette auf der Oberfläche des Enclosures gleichmäßig verteilt.

### 2.3 Probenahme

Die Wasserprobenahme für die Phytoplankton-, Zooplankton- und Wasserchemieproben erfolgte mit einem Entnahmegerät, das bei ZIERIS (1983) detailliert beschrieben ist. Mit diesem Gerät können Wassersäulen bis zu 1 m Tiefe entnommen werden. Aufgrund eines speziellen Schließmechanismus können Wassersäulen bis knapp über dem Sediment genommen werden, ohne dass es zu Sedimentaufwirbelungen kommt.

### 2.4 Physikalisch-chemische Parameter

Die wöchentlichen Messungen (in 2000) von Sauerstoffgehalt und -sättigung, Leitfähigkeit, pH und Temperatur erfolgte mit Geräten der Firma WTW. Die wöchentliche Bestimmung der Alkalinität ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) wurde gemäß SCHWOERBEL (1994) durchgeführt.

#### Chlorophyll a

Während der Versuchsdauer wurde wöchentlich Chlorophyll a mit einem Chlorophyll-Kinetik-Photometer gemessen (entwickelt an der physikalischen Fakultät der Universität Regensburg, Dr. V. Gerhardt). Die Bestimmung des Chlorophyll a -Gehaltes des Enclosurewasser erfolgt durch Detektion der verzögerten Fluoreszenz mit einem Sekundärelektronenvervielfacher durch Photonen-zählung. Der Messbereich liegt zwischen 0,2 und 1000  $\mu\text{g/l}$  (KRAUSE *et al.* 1984).

Die chemischen Parameter Gesamt-Phosphat, Gelöst-Phosphat, Nitrat-Stickstoff, Ammonium-Stickstoff, Silikat, Natrium, Calcium, Kalium und Gesamthärte wurden an den Tagen –20, 8, 51, 85, 113, 156, 302 bestimmt. Die Methoden sind in Tab. 2.4 aufgeführt.

Tab. 2.4: Methoden der Bestimmung der chemischen Parameter

Parameter	Methode	Nachweisgrenze
Gesamthärte	Titration mit Titriplex (Merck)	0,5 °dH
Natrium	Flammenphotometrisch	1 mg/l
Kalium	(Eppendorf, Fa. Netheler & Hinz, Hamburg)	0,1 mg/l
Calcium		1 mg/l
Ammonium, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Kolorimetrisch nach DIN 38 406 Teil5/DEV, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – 12. Lieferung, 1983	0,01 mg/l
Nitrat, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Ionenchromatographisch (Dionex Serie 2000 i/sp) Säule: Dionex AS4A 4 mm (10-32) IonPac Vorsäule: Dionex AG4A 4 mm (10-32) IonPac Eluent: 0,6 mM Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> 0,57 mM NaHCO <sub>3</sub> Regeneration: 25 mM H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> Fließgeschwindigkeit: 1 ml/min	0,01 mg/l
Gelöst-Phosphat	Kolorimetrisch nach DIN 38 405 Teil5/DEV, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – 12. Lieferung, 1983	0,001 mg/l
Gesamt-Phosphat	Kolorimetrisch nach DIN 38 405 Teil5/DEV, Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – 12. Lieferung, 1983	0,001 mg/l
Silikat	Kolorimetrisch, Testset Aquamerck, Art. 8045 (Merck)	0,01 mg/l

## 2.5 Biologische Parameter

### 2.5.1 Phytoplankton

Für die Phytoplanktonproben wurde während der gesamten Versuchsdauer wöchentlich eine Wassersäule mit dem in 2.3 beschriebenen integralen Entnahmegerät entnommen. Davon wurden ca. 200 ml in Polyethylenflaschen abgefüllt, mit ca. 20 ml essigsaurer Lugol'scher Lösung fixiert und im Dunkeln aufbewahrt. Die qualitative und quantitative Auswertung erfolgte nach der in SCHWOERBEL (1994) beschriebenen Methode von Utermöhl an einem Umkehrmikroskop (Diavert, Fa. Leitz) bei 400-facher

Vergrößerung. Zuvor wurde ein Aliquot der Probe in einer Absetzkammer absedimentiert. Nach der Sedimentationsphase wurde ein Streifen von 100 µm Breite und 26 mm Länge ausgezählt. Diese Werte wurden auf Zellszahl/ml umgerechnet. Die Bestimmung der Algen erfolgte nach Möglichkeit bis zur Artebene, ansonsten auf die niedrigstmögliche Taxonomiestufe. Die Systematik wurde soweit möglich nach VAN DEN HOEK *et al.* (1993) erstellt.

### **2.5.2 Zooplankton**

Über die gesamte Versuchsdauer wurden wöchentlich zwei Wassersäulen von ca. 1 m Tiefe mit dem in 2.3 beschriebenen Entnahmegesetz aus jedem Enclosure entnommen (je drei bis fünf Liter). Eine Wassersäule wurde im Bereich der Pflanzen entnommen, die zweite in der pflanzenfreie Zone, um die an verschiedene Aufenthaltsorte assoziierten Zooplanktonarten möglichst alle zu erfassen. Das Volumen des entnommenen Wassers wurde für die quantitative Auswertung vermerkt. Dieses Wasser wurde über ein Analysensieb mit einer Maschenweite von 63 µm nach DIN 4188 filtriert. Die im Sieb aufgefangenen Zooplanktonorganismen wurden in eine 50 ml Polyethylenflasche überführt und mit 37 %igem Formaldehyd fixiert. Die Auswertung der Proben erfolgte an einem Stereomikroskop (M3, Fa. Wild, Hamburg) in einer Zählchale mit Millimeterraster (ZIERIS, 1986). Die Zählergebnisse wurden auf Individuen/l umgerechnet. Es wurde auf die niedrigstmögliche Taxonomieebene bestimmt.

### **2.5.3 Makroinvertebraten**

Die Untersuchung der Makroinvertebraten fand während der Versuchsdauer wöchentlich statt. Die Erfassung der Makroinvertebraten erfolgte auf zwei unterschiedliche Weisen.

Die Organismen des Freiwassers wurden mit einem Kescherzug quer durch das Enclosure erfasst. Die Öffnungsfläche des Keschers beträgt 425 cm<sup>2</sup>. Für die Bespannung des Keschers wurde MOnyl Planktonnetzmaterial mit einer Maschenweite von 250 µm (Fa. Hydrobios) verwendet. Die gefangenen Organismen wurden mit Wasser in eine weiße Fotoschale gespült, lebend ausgewertet und anschließend wieder dem jeweiligen Enclosure zugeführt.

Die eher substratgebundenen Makroinvertebratenarten wurden mit einem Kunstsubstrat erfasst. Zur Konstruktion dieses Keskorbess siehe bitte Abb. 2.2. Um eine Besiedlungszeit von zwei Wochen zu ermöglichen, wurden in jedes Enclosure zwei Keskörbe eingebracht. Die Keskörbe wurden mit Hilfe eines Keschers entnommen, der mit einem Schließmechanismus versehen ist. Der Inhalt der Keskörbe, sowie die im Entnahmekescher verbliebenen Organismen wurden mit Leitungswasser in eine weiße Fotoschale ausgespült. Nach der Auswertung der lebenden Tiere wurden diese wieder in die entsprechenden Enclosure zurückgeführt, um eine Verarmung an Individuen zu vermeiden.

Die Zählergebnisse des Kescherzuges und des Kieskorbes wurden zusammengefasst zu Individuen/Entnahme.

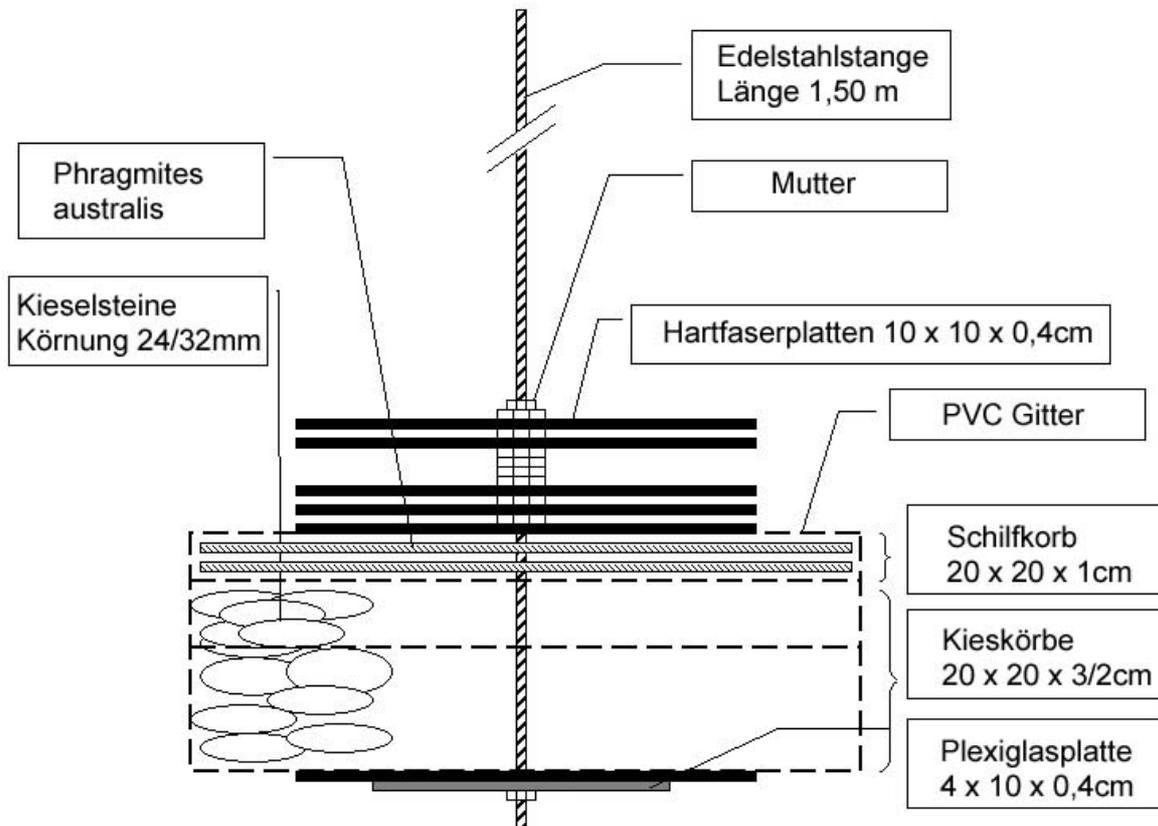


Abb. 2.2: Aufbau des Kunstsubstratsamplers (Kieskorb)

### 2.5.4 Biomonitoring

Nach den Empfehlungen des CLASSIC (2000) wurden zu bestimmten Zeitpunkten nach den Applikationen Bioassays durchgeführt. Damit sollen Erkenntnisse über die potenzielle Wiederbesiedelung von einzelnen Arten gewonnen werden. Für die Durchführung der Tests wurde zu bestimmten Zeiten aus allen Enclosures Wasser mit einer Edelstahlröhre entnommen. Um Zooplankton aus dem Wasser zu entfernen, wurde das Wasser durch ein Analysensieb mit einer Maschenweite von 63  $\mu\text{m}$  gesiebt. Danach wurde das gesiebte Enclosurewasser in 1 l Bechergläser gegeben und fünf oder zehn Organismen einer Art zugesetzt. Es wurden verschiedene Versuchsansätze durchgeführt, bei denen die Arten *Asellus aquaticus*, *Gammarus roeseli* und *Chaoborus cristallinus* verwendet wurden. *Chaoborus cristallinus* wurde ausgewählt als potenziell empfindlichste Art. Da *Gammarus roeseli* in den Mesokosmen nicht etabliert werden konnte, wurden mit dieser Art Bioassays durchgeführt. *Asellus aquaticus* lebt in den Mesokosmen, wurde aber mit den Kieskörben nicht in größeren Abundanzen gefangen, so dass für zusätzliche Informationen diese Art in die Bioassays integriert wurde. Tab. 2.5 sind die Zeitpunkte der Versuche zu entnehmen.

Tab. 2.5: Zeitpunkte des Biomonitorings

		<i>Chaoborus crystallinus</i>	<i>Gammarus roeseli</i>	<i>Asellus aquaticus</i>
1. Belastung	1 h	X		
	24 h	X		
2. Belastung	1 h	X	X	
	24 h		X	
	3 d	X	X	
	8 d	x	x	
	16 d	X	X	
3. Belastung	24 h			X
	3 d			X
	8 d			X

*Chaoborus crystallinus* wurde aus unbelasteten Mesokosmen der Versuchsanlage entnommen, *Asellus aquaticus* und *Gammarus roeseli* aus natürlichen Gewässern der Umgebung. Zur Adaption wurden die Tiere einige Zeit in Pondwasser im Labor gehältert.

## 2.6 Datenaufbereitung

Die erhobenen Daten wurden in Datenbanken verwaltet (Access 2000) und anschließend mit Excel 2000 mathematisch verarbeitet und grafisch dargestellt.

## 2.7 Deskriptive Statistik

In der Darstellung der Ergebnisse der Arbeit werden durchgängig drei Farben verwendet: Blau ist den Kontrollen zugeordnet, orange der Mehrfachbelastung und schwarz der Einfachbelastung.

### Abundanzen

Abundanzdaten wurden gegen die Zeit aufgetragen. Aufgrund der besseren Übersichtlichkeit wurden bei dem Vergleich der Applikationshäufigkeit jeweils die Einfachbelastung und die Mehrfachbelastung in separaten Grafiken dargestellt. Dazu wurde der Bereich der vier Kontrollen dargestellt.

### Dominanz

Für die verschiedenen Szenarien wurden die zehn dominantesten Arten der jeweiligen Gesellschaften bestimmt:

$$\text{Dominanz} = \frac{\text{Summe Individuen einer Art}}{\text{Gesamtindividuenzahl}} * 100 \%$$

### Diversität:

Zur Beschreibung der Diversität wurden Artenreichtum, der Shannon-Index und die Eveness ausgewählt.

Als ein Maß für die Mannigfaltigkeit der Arten wird häufig der **Shannon-Index  $H_s$**  verwendet. Die Vielfalt kann zunächst einfach als Anzahl der Arten definiert werden. Von Bedeutung ist aber auch die relative Häufigkeit oder Dominanz jeder Art. Wenn ein Räuber beispielsweise von 10 Beutearten abhängig ist, die alle über einen langen Zeitraum ungefähr die gleiche Abundanz haben, so haben alle 10 Arten für die Ernährung des Räubers eine vergleichbare Bedeutung. Falls nur eine Art sehr häufig und die anderen neun sehr selten sind, dann spielen die neun seltenen nur eine geringe Bedeutung bei der Regulierung der Räuberpopulation. Sie verhält sich im wesentlichen so, als ob nur eine einzige Art als Beute zur Verfügung stünde. Also muss ein Maß für die Mannigfaltigkeit auch die relative Häufigkeit der Arten berücksichtigen.

$$H_s = - \sum_{i=1}^s p_i * \ln p_i$$

$$P_i = n_i / N$$

$n_i$ : Anzahl der Individuen der i-ten Art von s Arten

N: Gesamtindividuenzahl

$H_s$  gibt den Grad der Ungewissheit an, irgendeine bestimmte Art von den s Arten bei einer Probenahme herauszugreifen (MÜHLENBERG 1976). Ein größeres  $H_s$  bedeutet, dass man beim zufälligen Herausgreifen eines Organismus nicht sicher sein kann, welchen Organismus man erhält. Ist z.B. nur eine Art vorhanden, ist die Ungewissheit über den zufällig herausgegriffenen Organismus gleich 0. Bei einer Art ist  $p_i = 1$ ,  $\ln 1 = 0$ . Die Diversität ist am größten, wenn die Arten alle gleich häufig im betrachteten Ökosystem vorkommen.

Die **Eveness** ist das Verhältnis von  $H_s$  zu  $H_{max}$ , ein Maß für die Gleichverteilung der Arten. Sie liegt zwischen 0 und 1. Da man beim Shannon Index  $H_s$  nicht erkennt, ob der Wert von einer hohen Artenanzahl mit unterschiedlicher Individuenanzahl oder wenigen Arten mit gleichmäßiger Abundanz herrührt, wird die Eveness als Vergleichsmaß berechnet (MÜHLENBERG, 1976). Je stärker die Eveness von eins abweicht, desto mehr weichen die Dominanzverhältnisse verschiedener Arten von der Gleichverteilung ab.  $E=1$ , vollkommene Eveness wird erreicht, wenn alle Arten mit dem gleichen Anteil vertreten sind.

$$E = \frac{H_s}{H_{max}} = \frac{H_s}{\ln S}$$

## **2.8 Explorative Statistik**

Die multivariate Statistik untersucht Zusammenhänge und/oder Unterschiede innerhalb oder zwischen mehr- oder vieldimensionalen Datensätzen. Es werden sehr große, vieldimensionale Datenmengen durch wesentlich kleinere Datenmengen geringerer Dimension abgebildet (Reduktion). Mit einer direkten Gradientenanalyse soll der Anteil der Varianz ermittelt werden, der ausschließlich auf bekannte Umweltfaktoren

zurückführbar ist. Der Vorzug multivariater Methoden gegenüber univariaten Methoden ist, dass sie die gesamten Informationen der untersuchten Populationen gleichzeitig untersuchen, zusammenfassen und so die Effekte von Stressoren auf Gemeinschaftsebene darstellen (VAN DEN BRINK und TER BRAAK 1999; KEDWARDS *et al.* 1999a; KEDWARDS *et al.* 1999b).

Da in Mesokosmenstudien aus ökonomischen und technischen Gründen die Anzahl der Wiederholungen limitiert ist (CAQUET *et al.* 2001), stellen multivariate Methoden eine gute Möglichkeit dar, um die statistische Power für Daten aus Mesokosmenstudien zu gewährleisten (VAN DEN BRINK und TER BRAAK 1999; VAN WIJINGAARDEN *et al.* 1995). Diese Techniken sind weniger anfällig gegen auftretende Variabilität zwischen Mesokosmen und können daher auch genutzt werden, um toxische Effekte bei einer begrenzten Zahl von Replikaten aufzudecken (CAQUET *et al.* 2001). Van den Brink und ter Braak entwickelten aus der RDA (Redundanzanalyse), einer direkten Gradientenanalyse, die einen linearen Zusammenhang zugrunde legt, die PRC (principle response curves) speziell für Mikro- und Mesokosmenversuche, bei denen Kontrollen vorhanden sind und Zeitreihen untersucht werden (VAN DEN BRINK und TER BRAAK 1999). Diese Methode hat sich zur Bewertung der Effekte von Stressoren etabliert und wird von GIDDINGS *et al.* (2002) und von den Richtlinien der EU (EU 2002) empfohlen. Es können hier auch Arten mit geringeren Abundanzen in die statistische Auswertung einbezogen werden. Mit ein großer Vorteil der PRC gegenüber der RDA ist, dass die Effekte und Reaktionen der untersuchten Gemeinschaft in einem leicht verständlichen zweidimensionalen Diagramm dargestellt werden können (VAN DEN BRINK *et al.* 2003).

Hierbei wird die Zeit als Covariable genutzt und die Interaktionen zwischen Zeit und Behandlung als Umweltfaktor betrachtet. Der Focus liegt auf der Abweichung der Behandlung von der Kontrolle. Zeitabhängige Effekte von Stressoren auf Gesellschaftsebene werden in einer gut verständlichen grafischen Form präsentiert. Ziel ist es für jeden Probenstag und jede Dosis eine „principle response“ der Gesellschaft (Cdt-Werte) und für jede Art ein Maß für die „Affinität der Art“ zu allen PRC-Kurven (species score) zu finden. Die Methode bildet die Cdt-Werte (first principal component) der Behandlungseffekte gegen die Zeit ab und stellt damit die Behandlungseffekte als Abweichungen von den Kontrollen dar. Die Kontrollen werden als Nulllinie eingezeichnet, entsprechen folglich der x-Achse.

Die „species scores“ stellen im Zusammenhang mit den Cdt-Kurven die Reaktion der einzelnen Art und deren Stärke auf die Applikation dar. Positive Werte bedeuten, dass die Art sich entsprechend dem Verlauf der Cdt-Kurven verhält; bei negativen Werten verhält sich die Art invers zum Verlauf. Dies bedeutet beispielsweise, dass die Abundanz einer Art mit negativem „species score“ abnimmt, wenn die Kurve ansteigt. Für die „species scores“ gilt, dass Taxa mit Werten, die außerhalb des Intervalls ]-0,5 ; 0,5[ liegen, von Bedeutung für die Reaktion des Systems auf die Belastungssituation sind. Diese Arten können größere Effekte zeigen. Aus dem Produkt der „species scores“ einer

Art und den Cdt-Werten für den jeweiligen Probenahmetermin und der jeweiligen Belastungsstufe erhält man die Veränderung relativ zur Kontrolle. Zu beachten ist, dass von einem geringem „species score“ nicht automatisch auf eine geringe Empfindlichkeit der Art gegenüber dem Stressor geschlossen werden kann. Für weitergehende Details siehe z.B. (VAN DEN BRINK *et al.* 2003; CUPPEN *et al.* 2002; TER BRAAK und SMILAUER 2002; VAN DEN BRINK und TER BRAAK 1999; VAN DEN BRINK *et al.* 1998).

Für den Vergleich zwischen Einfach- und Mehrfachbelastung wurden vier verschiedene PRCs berechnet. Da dies stringent für Makroinvertebraten, Zooplankton- und Phytoplanktongesellschaften durchgeführt wird, wurden die vier Analysen zur besseren Veranschaulichung durchnummeriert. Zunächst wurde eine Analyse mit den einfach belasteten Enclosures und den Kontrollen durchgeführt (Analyse 1). Dementsprechend wurde eine Analyse gerechnet, in die nur die mehrfach belasteten Enclosures mit den Kontrollen einfließen (Analyse 2). Eine dritte PRC wurde mit allen Enclosures durchgeführt, wobei bei der Zuordnung eine Unterscheidung zwischen der Einfach- und Mehrfachbelastung bei den jeweiligen Konzentrationen gemacht wurde (Analyse 3). Für den Versuch, den Effekt der Mehrfachbelastung genauer herauszuarbeiten, wurde eine PRC mit den mehrfach belasteten Enclosures gerechnet, in die als Kontrollen die einfach belasteten Enclosures eingegeben wurden (Analyse 4). Außerdem wurden noch für das Jahr nach der Belastung für die drei verschiedenen Gesellschaften PRCs berechnet.

Für alle diese PRCs wurden, wenn sie die Bedingung der Signifikanz erfüllten, zur Validierung der PRC Monte Carlo-Permutationen für jeden Probenahmetag berechnet (siehe unten). Die  $NOEC_{community}$  wurde für jede Gesellschaft jeweils für die Einfach- und Mehrfachbelastung berechnet (siehe unten).

Ein Permutationstest (Monte Carlo) wurde zur Überprüfung der statistischen Signifikanz der Effekte eingesetzt. Dadurch erhält man aus der PRC nicht nur eine grafische Zusammenfassung der Struktur der Daten, sondern prüft die Ergebnisse auf statistische Validität (Ter Braak und SMILAUER 2002).

Zusätzlich wurden für jeden Probenahmetag Monte Carlo-Permutationen durchgeführt bei denen die In-transformierten Konzentrationen als Covariable genutzt wurden. Damit kann die Signifikanz der Behandlungseffekte für jeden Probenahmetag überprüft werden (CUPPEN *et al.* 2002 ; VAN DEN BRINK *et al.* 1996).

Um genau zu bestimmen, welche Belastungsstufen sich signifikant von den Kontrollen unterscheiden und um eine  $NOEC$  auf Gesellschaftsebene ( $NOEC_{community}$ ) zu bestimmen, wurde nachfolgendes Verfahren durchgeführt. Der univariate Williamstest kann auf einen multivariaten Datensatz angewendet werden, wenn der Datensatz auf eine Variable reduziert wird. Dazu wurde eine PCA für jeden Probenahmetag mit den Abundanzdaten durchgeführt, wenn die PRC signifikant für diese Daten war. Anschließend wurde mit den so gewonnenen „sample scores“ der ersten canonicalen

Achse ein Williamstest durchgeführt (CUPPEN *et al.* 2002; VAN DEN BRINK *et al.* 2002; VAN DEN BRINK *et al.* 1996).

Die Berechnungen wurden mit Canoco 4.5 für Windows durchgeführt.

Die Ermittlung der NOEC auf Artebene wurde mit dem Williamstest durchgeführt (WILLIAMS 1972). Dazu wurden Arten ausgewählt, die in der PRC mit einem „species score“  $> |\pm 0,5|$  auffielen oder aus ökologischen Gründen von Bedeutung sind. Die Abundanzwerte wurden zuvor der gleichen Transformation unterzogen wie bei der PRC (siehe dort), um den Anforderungen der Normalverteilung und Homogenität gerecht zu werden. Der Williamstest wurde mit dem Programm TOXSTAT 3.4 durchgeführt. Der NOEC-Wert ist definiert als die höchste Testkonzentration bei der keine signifikanten Abweichungen ( $p < 0,05$ ) von den Kontrollen auftreten (HANSON und SOLOMON 2002). Dies muss an mindestens zwei aufeinanderfolgenden Messzeitpunkten nachgewiesen werden.

Für PRC, PCA und Williamstest wurden die Daten transformiert. Wie VAN DEN BRINK *et al.* (2000 und 1995) empfehlen, wurde eine ln-Transformation mit der Formel

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

Y: Originalabundanz

Y': transformierte Abundanz

a: Skalierungsfaktor

verwendet, um eine Normalverteilung anzunähern und Extremwerte nicht überzubewerten. Dabei wurde a so gewählt, dass für die niedrigste Abundanz gilt:

$$a \cdot \text{Min}(Y) = 2.$$

## 3 Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Biotests

<sup>3</sup>Die Biotests sind als Screening zu verstehen, um eine Vorstellung zu bekommen, ab wann eine Rekolonisierung von außen im belasteten Enclosurewasser wieder möglich wäre. Es wurde immer die Anzahl der lebenden Tiere erfasst. Eine Auswertung erfolgte jeweils nach 24 h und nach 48 h. Wie aus Tab. 3.1 ersichtlich, zeigt *Chaoborus cristallinus* in den beiden niedrigsten Konzentrationen in Wasser, das eine Stunde bzw. 24 h nach der Belastung entnommen wurde, keine Beeinträchtigungen. Auch die Ergebnisse der Entnahme nach 1 h bei der zweiten Applikation zeigen keine Effekte. In der Konzentration mit 0,15 µg a.i./l zeigt sich bei den beiden Entnahmen innerhalb von 24 h kein eindeutiges Ergebnis. Teilweise überleben alle eingesetzten Tiere, teilweise sterben drei oder vier. Bei den Entnahmen nach drei Tagen bzw. acht Tagen zeigen sich keine Beeinträchtigungen mehr. In den beiden hohen Konzentrationen fiel bei der Auswertung auf, dass nach 24 h die Tiere ein subvitalen Verhalten zeigten d.h. sie schwammen bei vorsichtiger Berührung nicht davon. Nach 48 h wurden dann tote Tiere gefunden. In diesen beiden Konzentrationen überlebten bei der Entnahme des Enclosurewassers drei Tage nach der zweiten Applikation noch nicht genügend (maximal zwei) Tiere. Dies war erst bei der Entnahme acht bzw. 16 Tage nach der zweiten Applikation der Fall. Es überlebten sieben bis neun Tiere. Eine Wiederbesiedelung dürfte folglich nach gut zwei Wochen möglich sein. Bei den Kontrollen überlebten in der Regel immer alle zehn Tiere.

Aus den gezeigten Daten lässt sich vermuten, dass bei einer alpha-Cypermethrin Konzentration von 0,015 µg a.i./l *Chaoborus cristallinus* sich schon kurz nach einer Belastung wieder ansiedeln kann. Bei den beiden hohen Konzentrationen dürfte es nach zwei bis drei Wochen der Fall sein, wenn man berücksichtigt, dass die Larvenstadien I und II empfindlicher sind (HUBER *et al.* unveröffentlicht c).

---

<sup>3</sup> In dieser Arbeit sind Ergebnis und Diskussion zusammengefasst, damit die Abbildungen und die dazugehörigen Interpretationen zusammengestellt sind und so die Handhabung und das Lesen erleichtert wird.

**Tab. 3.1: Biomonitoring *Chaoborus cristallinus* mit belastetem Enclosurewasser, Anzahl der lebenden Tiere zu unterschiedlichen Entnahmezeitpunkten des Wassers.**

1 h/24 h bedeutet: Entnahme des Wassers 1 h nach Applikation, Auswertung nach 24 h;

- bedeutet: es wurde kein Test durchgeführt

**Chaoborus cristallinus**

Konzentration	1. Belastung				2. Belastung							
	1 h/24 h	1 h/48 h	24 h/24 h	24 h/48 h	1 h/24 h	1 h/48 h	3 d/24 h	3 d/48 h	8 d/24 h	8 d/48 h	16 d/24 h	16 d/48 h
K	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
K	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
K	10	10	10	2	10	10	-	-	-	-	-	-
K	10	9	10	6	10	10	-	-	-	-	-	-
0,00006 µg/l EF	10	10	10	10	10	10	-	-	-	-	-	-
0,00006 µg/l MF	9	10	9	10	10	10	-	-	-	-	-	-
0,00006 µg/l MF	10	10	10	8	10	10	-	-	-	-	-	-
0,0006 µg/l EF	10	10	10	10	10	10	-	-	-	-	-	-
0,0006 µg/l MF	10	10	10	10	10	10	-	-	-	-	-	-
0,0006 µg/l MF	9	9	10	9	9	9	-	-	-	-	-	-
0,015 µg/l EF	10	10	10	10	10	10	-	-	-	-	-	-
0,015 µg/l MF	7	7	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
0,015 µg/l MF	10	10	6	6	10	10	9	9	10	10	10	10
0,075 µg/l EF	5	3	5	5	9	9	-	-	-	-	-	-
0,075 µg/l MF	6	5	10	0	10	2	4	2	10	10	10	8
0,075 µg/l MF	3	2	7	0	7	2	3	1	8	7	10	9
0,375 µg/l EF	1	0	0	0	10	10	-	-	-	-	-	-
0,375 µg/l MF	2	1	2	0	2	0	4	0	10	7	8	7
0,375 µg/l MF	0	0	4	0	2	0	4	0	9	8	9	9

Mit *Gammarus roeseli* wurden ebenfalls Biotests durchgeführt, da diese Crustaceae gegenüber Pyrethroiden empfindlich sein kann (BROCK *et al.* 2000), und in den Enclosures keine *Gammarus* Population etabliert werden konnte. *Gammarus roeseli* ist eine Art, die bezüglich der Recovery im Mikro- oder Mesokosmos immer problematisch ist, da sie keine Flugstadien zur Verbreitung hat und deshalb von außen in die Enclosures schwer einwandern kann (z.B. BROCK *et al.* 2000). Im single-species Test mit alpha-Cypermethrin wurde eine NOEC von 0,01 a.i. µg/l bestimmt (HUBER *et al.* unveröffentlicht c). Daher können in dem hier verwendeten Konzentrationsbereich Effekte erwartet werden.

In Vorversuchen mit Käfigen, die in die Enclosures gehängt wurden, haben eigene Beobachtungen gezeigt, dass es zum Teil zu Kannibalismus bei den gefangenen *Gammarus* trotz Zugabe von angerotteten Blättern kam. Daher wurde diese Form des Biomonitoring nicht durchgeführt, um Informationen über ein mögliches Rekolonisierungspotenzial von *Gammarus roeseli* zu erhalten.

Tab. 3.2 zeigt, dass die hier gewählte Methode für *Gammarus roeseli* geeignet ist, da die Tiere in den Kontrollen alle überlebten. Die Biotests mit *Gammarus roeseli* wurden nach der zweiten Belastung durchgeführt. alpha-Cypermethrin der ersten Belastung müsste aufgrund der Halbwertszeit nach 3 Wochen abgebaut sein. Dies bestätigen die erhobenen Daten. In den Tests mit Wasser aus den einfach belasteten Enclosures

überlebten alle Tiere, außer in der niedrigsten Konzentration. Die Tests zeigten in der höchsten Konzentration bei der Wasserentnahme bis drei Tage nach der Applikation noch deutliche Effekte. In der Konzentration 0,075 µg/l überlebten nach drei Tagen 10 bzw. 8 Tiere. Die Ergebnisse zeigen, dass nach zwei Wochen eine Wiederbesiedelung von außen möglich sein müsste.

**Tab. 3.2: Biomonitoring *Gammarus roeseli* mit belastetem Enclosurewasser, Anzahl der lebenden Tiere zu unterschiedlichen Entnahmezeitpunkten des Wassers. 1 h/24 h bedeutet: Entnahme des Wassers 1 h nach Applikation, Auswertung nach 24 h; - bedeutet: es wurde kein Test durchgeführt**

**Gammarus roeseli**

Konzentration	2. Belastung									
	1 h/24 h	1 h/48 h	24 h/24 h	24 h/48 h	3 d/24 h	3 d/48 h	8 d/24 h	8 d/48 h	16 d/24 h	16 d/48 h
			5 Tiere						5 Tiere	
K	10	10	5	5	10	10	10	10	5	5
K	10	9	5	5	10	9	10	10	5	5
K	10	10	5	5	-	-	-	-	-	-
K	10	10	5	5	-	-	-	-	-	-
0,00006 µg/l EF	8	7	5	5	-	-	-	-	-	-
0,00006 µg/l MF	9	6	3	1	-	-	-	-	-	-
0,00006 µg/l MF	9	9	5	5	-	-	-	-	-	-
0,0006 µg/l EF	10	9	5	5	-	-	-	-	-	-
0,0006 µg/l MF	10	10	5	4	-	-	-	-	-	-
0,0006 µg/l MF	10	10	5	5	-	-	-	-	-	-
0,015 µg/l EF	10	10	5	3	-	-	-	-	-	-
0,015 µg/l MF	10	10	3	3	7	6	8	8	5	5
0,015 µg/l MF	10	10	5	5	10	10	10	10	5	5
0,075 µg/l EF	10	10	5	5	-	-	-	-	-	-
0,075 µg/l MF	5	2	2	2	10	8	10	9	5	4
0,075 µg/l MF	8	3	1	0	7	10	7	6	5	5
0,375 µg/l EF	10	10	5	4	-	-	-	-	-	-
0,375 µg/l MF	0	0	0	0	6	0	9	9	5	5
0,375 µg/l MF	0	0	1	0	5	2	8	8	5	5

*Asellus aquaticus* ist, aufgrund ihrer vollständigen aquatischen Lebensweise, eine Art bei der eine Recovery in Mikro- oder Mesokosmenversuchen Probleme aufwerfen kann (z.B. BROCK *et al.* 2000). Diese Art kam zwar in den Enclosures vor, aber nicht in genügend hohen Zahlen mit denen eine statistisch valide Aussage getroffen werden könnte. Daher wurde mit dieser Spezies ein Biomonitoring nach der dritten Applikation durchgeführt. *Asellus aquaticus* zeigte sogar in den Kontrollen Probleme, da sie in den Bechergläsern, die unbelastetes Wasser enthielten, nicht überlebte. *Asellus aquaticus* bevorzugt Habitate aus Pflanzen oder Holz und versteckt sich häufig unter Blättern. Der Stress in den hellen Bechergläsern ohne Rückzugsmöglichkeit führte schon zum Tod. Aus diesem Grund wurden beim zweiten und dritten Test dem Enclosurewasser ein Buchenblatt (*Fagus sylvatica*) und ein Stein zugegeben, um den Tieren einen Unterschlupf zu bieten. Die problematische Hälterung von *Asellus aquaticus* wird auch in Tab. 3.3 bei den Daten der drei niedrigsten Konzentrationen und der Kontrollen ersichtlich. Bei dem Test drei Tage nach der Applikation wurde in der zweiten Kontrolle

beobachtet, dass ein Tier gefressen wurde. Bei der Wasserentnahme 24 h nach der Applikation überlebte in den beiden hohen Konzentrationen maximal ein Tier. Nach acht Tagen waren es drei bis fünf Tiere. Acht Tage nach der dritten Belastung ist daher eine Wiederbesiedelung in den drei höchsten Konzentrationsstufen noch nicht möglich. Bei dieser Spezies sind aufgrund der berichteten Probleme weitere Tests nötig, um durch ein verändertes Testdesign des Biotests befriedigende Ergebnisse zu erhalten.

**Tab. 3.3: Biomonitoring *Asellus aquaticus* mit belastetem Enclosurewasser, Anzahl der lebenden Tiere zu unterschiedlichen Entnahmezeitpunkten des Wassers.**  
 1 h/24 h bedeutet: Entnahme des Wassers 1 h nach Applikation, Auswertung nach 24 h;  
 - bedeutet: es wurde kein Test durchgeführt

**Asellus aquaticus**

Konzentration	3. Belastung					
	24 h/24 h	24 h/48 h	3 d h/24 h	3 d/48 h	8 d/24 h	8 d/48 h
	5 Tiere		10 Tiere mit 1 Blatt und Stein		5 Tiere mit 1 Blatt und Stein	
K	3	5	9	0	4	5
K	2	3	7	7	5	5
K					5	4
K					4	4
0,00006 µg/l EF						
0,00006 µg/l MF	3	2			5	5
0,00006 µg/l MF					2	2
0,0006 µg/l EF						
0,0006 µg/l MF	2	5			4	4
0,0006 µg/l MF					4	5
0,015 µg/l EF						
0,015 µg/l MF					3	4
0,015 µg/l MF	4	4			2	2
0,075 µg/l EF						
0,075 µg/l MF	1	1	3	0	4	4
0,075 µg/l MF			4	3	3	3
0,375 µg/l EF						
0,375 µg/l MF			4	0	3	3
0,375 µg/l MF	1	0	2	0	4	5

### 3.2 Physikalische Parameter

Die gemessenen physikalischen Parameter Temperatur, pH-Wert, Alkalinität, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und Sauerstoffsättigung in den belasteten Enclosures zeigen keine signifikanten Abweichungen von den Kontrollenclosures. Dieses Ergebnis wird bestätigt von GRÜNWALD (2004) und HUBER *et al.* (unveröffentlicht a und b). Beispielhaft wird nur die Leitfähigkeit gezeigt (Abb. 3.1). Auch indirekte Effekte bei funktionellen Parametern sind in Insektizidstudien selten beobachtet worden (BROCK *et al.* 2000). Die jeweiligen Mittelwerte der Kontrollen, Einfachbelastung und der Mehrfachbelastung sind in Tab. 3.4 dargestellt.

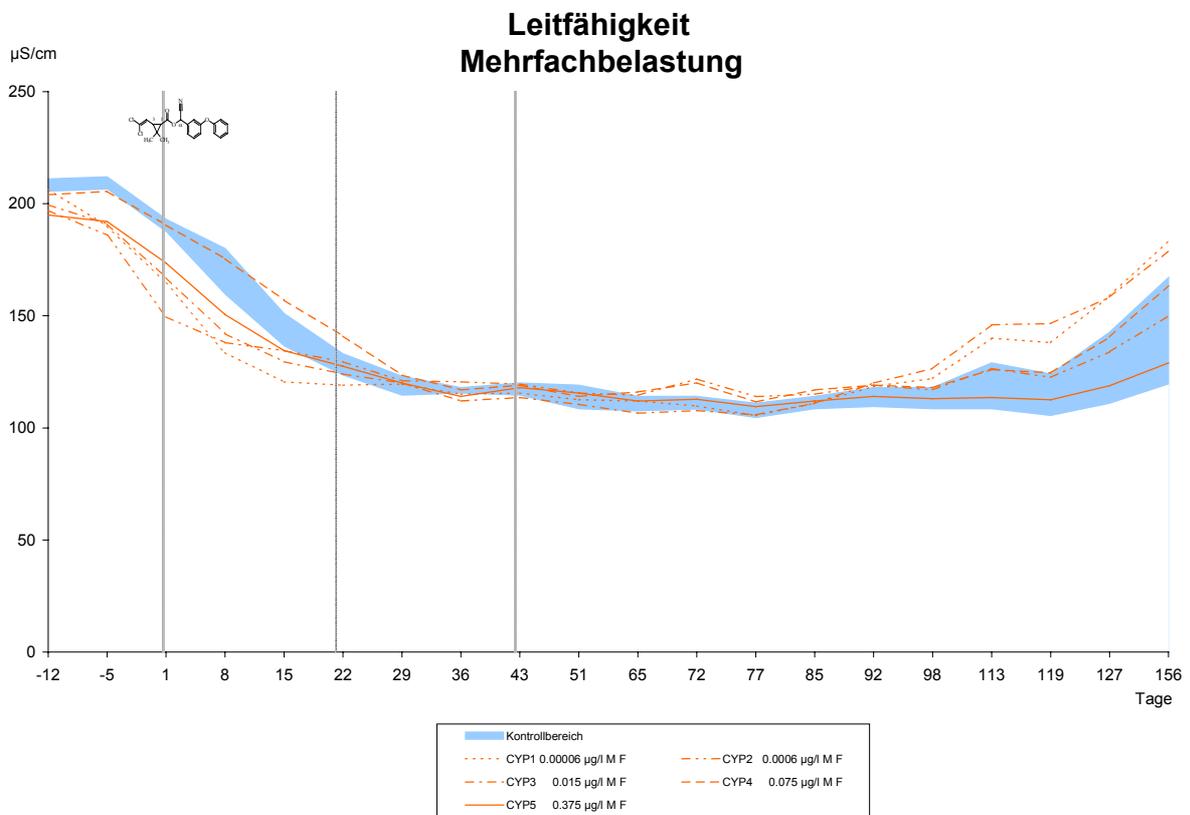
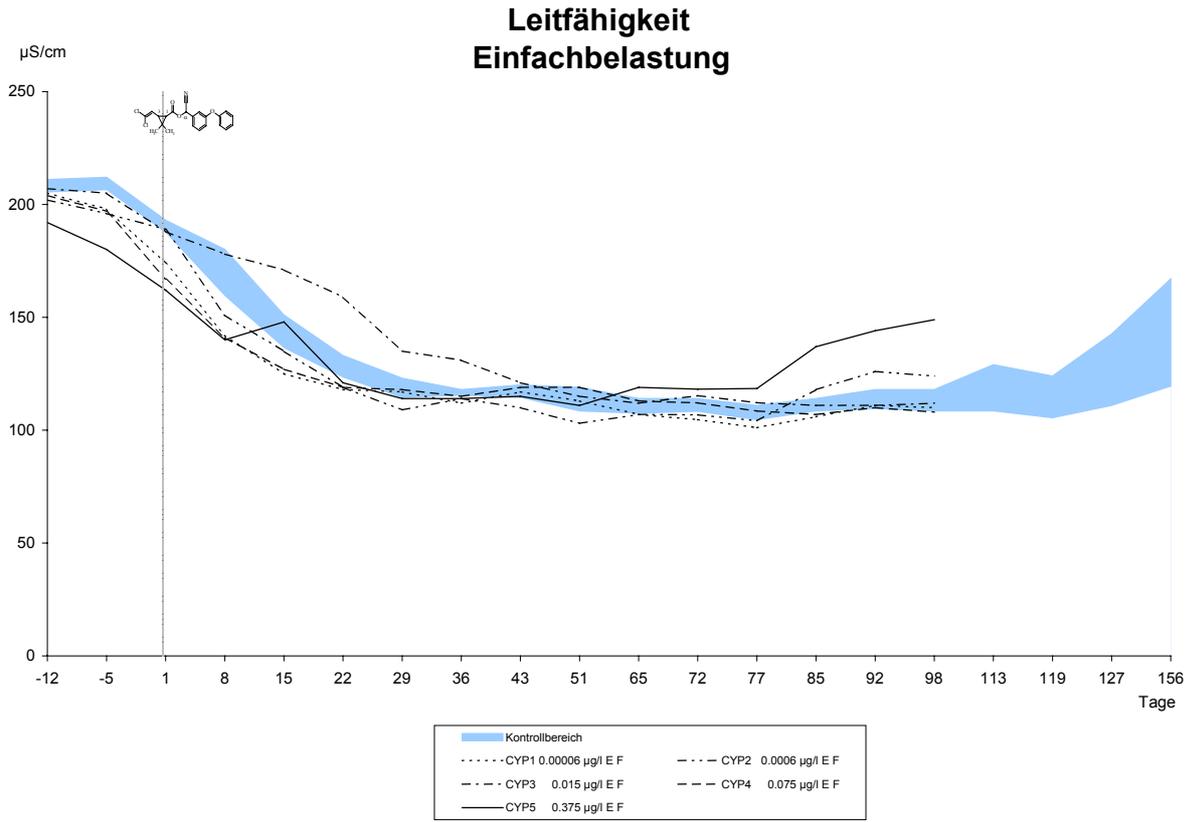


Abb. 3.1: Verlauf der Leitfähigkeit im Jahr der Belastung

**Tab. 3.4: Physikalische Parameter, Einfach- und Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung**

Temperatur in 10 cm Wassertiefe [°C]		Tage	-12	-5	1	8	15	22	29	36	43	51	57	65	72	77	85	92	98	106	113	119	127	141	156
Temperatur in 10 cm Wassertiefe [°C]	Mittelwert K	16.4	15.4	18.9	21.6	20.4	16.8	21.1	16.6	16.1	19.9	18.1	20.3	23.4	21.6	17.6	15.4	15.8	14.4	14.1	15.1	10.2	10.3	7.4	
	STABW K	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.0	0.1	0.6	0.2	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	
	Min K	16.3	15.4	18.8	21.6	20.4	16.8	21.1	16.5	16.0	19.9	18.1	19.8	23.2	21.5	17.6	15.4	15.7	14.4	14.0	15.1	10.2	10.3	7.3	
	Max K	16.5	15.4	19.0	21.6	20.5	16.9	21.1	16.6	16.1	19.9	18.2	21.1	23.6	21.6	17.6	15.4	15.8	14.5	14.1	15.1	10.2	10.3	7.4	
Temperatur in 100 cm Wassertiefe [°C]	Mittelwert EF	16.2	15.4	18.9	21.6	20.6	16.8	21.2	16.6	16.1	19.9	18.1	20.0	23.4	21.6	17.6	15.4	15.7	14.5						
	STABW EF	0.1	0.1	0.1	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0							
	Min EF	16.1	15.4	18.7	21.6	20.4	16.8	21.1	16.6	16.0	19.9	18.0	19.5	23.2	21.5	17.6	15.4	15.7	14.5						
	Max EF	16.4	15.5	19.0	21.6	20.8	16.9	21.4	16.6	16.1	19.9	18.2	20.7	23.5	21.6	17.6	15.5	15.7	14.5						
Temperatur in 100 cm Wassertiefe [°C]	Mittelwert MF	16.1	15.4	18.9	21.6	20.6	16.8	21.2	16.6	16.1	19.9	18.1	20.6	23.7	21.5	17.6	15.4	15.7	14.4	14.0	15.1	10.3	10.3	7.4	
	STABW MF	0.3	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	
	Min MF	15.7	15.4	18.8	21.6	20.5	16.8	21.1	16.6	16.1	19.9	18.1	19.9	23.6	21.5	17.6	15.4	15.7	14.4	14.0	15.1	10.2	10.3	7.3	
	Max MF	16.3	15.4	18.9	21.7	20.8	16.9	21.3	16.6	16.2	19.9	18.2	20.9	23.9	21.6	17.6	15.4	15.7	14.4	14.1	15.1	10.2	10.3	7.5	
Temperatur in 100 cm Wassertiefe [°C]	Mittelwert K	16.2	15.4	18.5	21.6	20.4	16.8	21.1	16.6	16.0	19.9	18.1	18.7	21.5	21.4	17.6	15.4	15.8	14.5	13.9	15.1	10.2	10.3	6.8	
	STABW K	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.1	0.3	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	
	Min K	16.2	15.4	18.5	21.6	20.4	16.8	21.0	16.5	15.9	19.9	18.1	18.6	21.2	21.3	17.6	15.4	15.7	14.4	13.8	15.1	10.2	10.3	6.8	
	Max K	16.2	15.4	18.5	21.6	20.4	16.8	21.1	16.6	16.0	19.9	18.2	18.7	21.8	21.5	17.6	15.4	15.8	14.5	14.0	15.1	10.2	10.3	6.8	
Temperatur in 100 cm Wassertiefe [°C]	Mittelwert EF	16.1	15.4	18.4	21.6	20.4	16.8	21.0	16.6	16.0	19.7	18.1	18.5	21.4	21.2	17.6	15.4	15.7	14.5						
	STABW EF	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.4	0.0	0.0	0.1	0.0						
	Min EF	16.1	15.4	18.3	21.5	20.3	16.8	20.9	16.6	15.9	19.6	18.0	18.4	21.2	20.6	17.6	15.4	15.6	14.5						
	Max EF	16.1	15.5	18.5	21.6	20.4	16.8	21.1	16.6	16.0	19.8	18.2	18.7	21.5	21.5	17.6	15.5	15.8	14.5						
Temperatur in 100 cm Wassertiefe [°C]	Mittelwert MF	16.1	15.4	18.4	21.6	20.4	16.8	21.1	16.6	16.0	19.7	18.1	18.6	21.6	21.3	17.6	15.4	15.7	14.4	13.8	15.1	10.3	10.3	6.8	
	STABW MF	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.2	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	
	Min MF	16.0	15.4	18.4	21.6	20.3	16.8	21.1	16.6	16.0	19.7	18.0	18.6	21.3	20.9	17.6	15.4	15.7	14.4	13.7	15.1	10.3	10.3	6.8	
	Max MF	16.2	15.4	18.5	21.6	20.4	16.8	21.2	16.6	16.1	19.8	18.1	18.7	21.8	21.4	17.6	15.4	15.8	14.5	13.9	15.1	10.3	10.3	6.9	
Sauerstoffgehalt in 10 cm Wassertiefe [mg/l]	Mittelwert K	6.8	7.0	9.0	13.0	11.4	11.2	11.5	11.8	15.1	11.1	14.0	13.7	11.3	10.7	10.4	11.8	11.7	10.4	11.2	11.8	8.3	9.4	9.6	
	STABW K	0.3	0.4	0.4	1.6	1.0	1.2	0.4	0.4	0.7	0.3	0.8	0.6	0.2	0.5	0.6	0.7	0.8	0.8	0.6	0.6	0.4	0.5	0.7	
	Min K	6.3	6.4	8.6	10.7	10.0	9.9	10.9	11.4	14.5	10.7	13.1	13.1	11.0	10.0	9.6	10.9	10.8	9.7	10.4	11.4	7.9	8.9	8.8	
	Max K	7.0	7.3	9.3	14.1	12.3	12.5	11.8	12.2	16.1	11.4	15.0	14.4	11.5	11.1	11.0	12.4	12.8	11.5	11.9	12.6	8.9	10.1	10.4	
Sauerstoffgehalt in 10 cm Wassertiefe [mg/l]	Mittelwert EF	6.8	7.4	10.7	14.7	10.8	9.8	10.1	11.6	14.3	10.5	14.0	12.9	11.3	10.5	9.6	10.1	11.8	10.2						
	STABW EF	0.3	0.4	2.3	1.6	0.9	0.6	0.3	1.0	0.8	0.8	1.6	1.3	0.9	1.2	0.7	0.9	1.2	1.3						
	Min EF	6.4	7.0	8.6	12.3	9.6	8.8	9.8	10.4	13.4	9.5	11.6	11.6	10.3	9.1	9.0	8.9	10.2	8.1						
	Max EF	7.1	7.9	14.7	16.3	11.9	10.3	10.5	13.1	15.4	11.6	15.9	14.3	12.2	12.2	10.8	11.0	13.4	11.3						
Sauerstoffgehalt in 100 cm Wassertiefe [mg/l]	Mittelwert MF	7.1	7.9	9.9	14.7	10.9	10.1	10.4	11.6	14.0	11.0	15.2	13.4	11.5	11.4	10.5	11.0	12.3	10.0	11.9	11.7	8.0	8.5	9.1	
	STABW MF	0.4	0.5	0.8	0.7	1.0	0.7	0.5	0.8	0.7	0.3	1.0	0.6	0.6	0.3	0.7	0.8	0.5	1.0	1.1	0.9	1.2	1.2	1.0	
	Min MF	6.6	7.0	8.5	13.6	9.8	9.1	9.7	10.7	13.2	10.6	13.7	13.0	11.0	11.0	9.5	10.2	12.1	9.8	10.9	11.5	6.8	7.2	8.2	
	Max MF	7.6	8.2	10.4	15.3	12.0	10.9	11.2	12.3	15.0	11.3	16.1	14.4	12.3	11.7	11.3	12.1	13.0	11.4	13.3	12.9	9.8	10.5	10.8	
Sauerstoffgehalt in 100 cm Wassertiefe [mg/l]	Mittelwert K	6.7	7.0	9.0	15.0	12.5	11.4	11.7	12.8	15.5	11.3	14.5	13.8	11.7	10.8	10.6	12.0	12.4	10.8	10.8	12.4	8.3	9.1	9.6	
	STABW K	0.3	0.4	0.5	0.6	1.0	1.1	0.7	0.6	0.5	0.4	1.0	0.5	0.3	0.5	0.5	0.6	0.6	0.9	0.8	0.6	0.4	0.5	0.8	
	Min K	6.3	6.4	8.5	14.4	11.1	10.2	11.1	12.4	15.2	10.8	13.3	13.1	11.3	10.3	10.2	11.1	12.1	10.1	9.5	11.8	7.9	8.7	8.8	
	Max K	6.9	7.3	9.5	15.8	13.1	12.8	12.5	13.6	16.1	11.7	15.8	14.2	12.1	11.4	11.3	12.5	13.3	12.0	11.4	13.1	8.8	9.8	10.4	
Sauerstoffgehalt in 100 cm Wassertiefe [mg/l]	Mittelwert EF	6.7	7.2	9.8	15.3	11.1	10.3	11.1	11.8	14.9	10.7	14.1	11.4	10.7	10.5	9.7	10.1	11.8	10.1						
	STABW EF	0.3	0.3	1.6	1.2	1.0	0.5	0.4	0.9	1.1	1.0	1.6	1.9	1.7	1.7	0.6	0.9	1.4	1.3						
	Min EF	6.3	6.9	8.0	13.4	10.0	9.4	10.6	10.7	13.8	9.5	11.7	9.2	8.5	8.4	9.3	9.1	10.1	7.8						
	Max EF	7.0	7.6	12.3	16.4	12.4	10.7	11.7	13.1	16.4	12.2	16.1	14.0	12.8	13.1	10.6	11.2	13.4	11.1						
Sauerstoffgehalt in 100 cm Wassertiefe [mg/l]	Mittelwert MF	7.0	7.7	9.4	15.5	11.1	10.6	11.5	11.9	14.0	11.1	15.7	12.5	11.0	11.6	10.4	11.1	12.1	9.8	9.4	11.3	7.9	8.5	8.8	
	STABW MF	0.4	0.5	0.8	1.0	1.3	0.8	0.8	0.7	0.7	0.4	1.2	0.5	0.6	0.3	0.7	0.8	0.5	0.9	2.6	1.5	1.2	1.2	1.0	
	Min MF	6.6	6.8	7.9	14.0	9.4	9.3	10.2	11.1	13.2	10.8	13.9	11.8	10.1	11.1	9.3	10.3	11.9	9.5	7.4	9.5	6.6	7.3	7.9	
	Max MF	7.5	8.1	10.0	16.6	12.6	11.4	12.2	12.8	15.0	11.6	16.9	13.1	11.6	11.8	11.3	12.3	12.8	11.1	12.6	13.3	9.8	10.4	10.4	

# Ergebnisse und Diskussion

Sauerstoff sättigung in 10 cm Wassertiefe [%]	Tage																							
	-12	-5	1	8	15	22	29	36	43	51	57	65	72	77	85	92	98	106	113	119	127	141	156	
Mittelwert K	72.4	74.5	100.6	156.6	132.8	120.1	133.9	128.9	159.0	130.9	155.2	156.1	138.5	127.8	113.9	124.9	124.2	108.1	114.5	124.2	79.8	87.8	85.3	
STABW K	3.3	4.2	3.6	12.2	11.8	13.3	4.6	4.6	5.1	3.7	8.7	6.6	3.5	5.6	6.7	6.2	6.9	9.1	7.2	6.2	4.1	5.0	6.0	
Min K	67.7	68.4	96.4	138.5	116.2	106.3	129.5	124.0	154.7	126.0	144.6	148.9	135.0	119.5	106.1	115.7	117.0	101.2	105.0	119.9	75.4	82.6	79.3	
Max K	75.2	77.6	104.0	164.4	143.7	135.6	138.6	133.4	165.8	135.0	165.2	163.5	142.0	132.0	120.6	128.2	133.5	120.7	122.3	133.2	85.2	94.7	92.1	
Mittelwert EF	72.2	78.8	117.1	173.9	125.2	106.1	121.1	125.8	151.4	122.4	154.8	146.3	140.0	124.2	106.1	105.0	124.8	106.5						
STABW EF	3.7	3.7	20.4	21.5	10.1	6.5	3.7	10.7	9.5	8.6	17.2	13.4	8.9	13.7	7.9	8.6	12.8	13.7						
Min EF	67.9	74.7	96.1	142.5	110.5	94.8	117.0	114.1	142.3	111.0	128.7	132.0	129.0	108.3	99.2	94.6	107.4	83.8						
Max EF	77.0	83.8	151.2	202.0	136.8	110.6	125.1	140.8	163.4	135.0	175.6	161.9	150.0	144.0	118.4	115.1	141.6	118.2						
Mittelwert MF	75.5	83.1	110.9	173.9	127.5	109.0	123.5	127.5	149.1	128.6	167.6	153.3	143.1	135.5	115.0	115.3	129.2	104.5	121.8	123.6	76.7	79.8	80.4	
STABW MF	4.2	5.5	9.0	8.2	11.7	6.9	6.6	8.6	6.9	3.0	10.6	6.3	7.0	3.5	8.0	8.6	5.6	10.0	10.9	9.5	11.6	11.2	9.3	
Min MF	70.3	73.6	95.1	162.0	114.3	97.9	115.5	118.1	141.0	124.5	151.5	148.9	138.0	130.1	104.3	106.3	126.6	102.1	113.3	120.4	64.9	67.9	72.2	
Max MF	81.4	87.5	117.0	184.6	139.9	115.8	133.6	136.1	158.6	132.0	178.1	164.5	153.0	139.2	124.9	127.0	137.0	118.6	135.6	136.2	94.5	97.8	95.0	
Sauerstoff sättigung in 100 cm Wassertiefe [%]	Tage																							
	-12	-5	1	8	15	22	29	36	43	51	57	65	72	77	85	92	98	106	113	119	127	141	156	
Mittelwert K	71.5	73.5	100.2	176.1	143.8	122.7	143.3	138.9	163.8	132.5	159.7	153.0	138.8	129.8	116.8	125.4	132.0	112.2	109.2	130.2	79.3	85.8	84.0	
STABW K	3.0	3.8	4.4	6.8	11.0	12.4	6.4	6.7	2.6	5.2	9.7	5.0	4.9	7.2	5.9	6.2	5.8	9.3	9.3	5.6	4.0	4.6	6.6	
Min K	67.3	67.9	95.2	168.5	128.2	109.9	135.0	133.7	160.7	126.0	147.8	147.4	134.0	120.5	111.4	117.0	128.0	104.5	95.7	124.9	75.5	81.1	76.6	
Max K	73.7	76.3	105.3	182.5	151.8	138.6	150.7	146.3	166.7	138.0	171.3	159.5	145.0	137.7	124.1	131.4	140.6	124.8	116.6	137.6	84.6	92.2	91.2	
Mittelwert EF	71.0	76.1	109.7	180.8	127.7	111.0	133.1	129.4	157.0	124.8	155.6	129.7	128.4	122.1	106.2	106.3	122.9	105.1						
STABW EF	3.0	3.0	17.6	16.9	11.3	6.3	5.3	11.5	12.4	11.6	18.0	20.5	20.0	19.6	5.7	9.4	14.2	14.0						
Min EF	67.3	73.1	90.2	151.9	114.7	100.1	126.9	116.3	143.3	111.0	130.4	105.2	102.0	101.0	102.3	94.7	102.9	81.0						
Max EF	74.4	80.1	138.5	193.3	144.0	115.9	141.2	146.5	173.3	142.0	177.0	155.6	154.0	134.3	115.4	117.2	139.9	115.3						
Mittelwert MF	74.6	80.8	104.3	182.0	129.4	114.0	137.4	129.8	148.5	130.3	172.9	138.6	131.5	138.2	113.9	116.7	128.4	101.6	97.4	119.0	75.6	79.2	77.3	
STABW MF	4.0	5.2	9.6	7.3	14.3	7.9	7.9	7.8	7.4	3.4	12.5	5.6	8.6	4.1	8.5	8.6	5.6	9.2	24.3	16.5	11.9	11.2	9.1	
Min MF	70.1	71.9	87.4	170.7	110.1	100.7	124.0	122.1	139.9	125.5	153.7	130.1	118.0	132.0	101.8	108.5	125.4	99.0	82.3	97.0	63.1	67.6	69.5	
Max MF	80.5	84.7	110.5	189.8	146.1	121.2	145.2	139.2	159.3	135.0	185.9	143.5	139.5	143.4	124.8	128.6	136.0	111.0	114.7	131.5	141.0	93.8	97.3	92.0
pH	Tage																							
	-12	-5	1	8	15	22	29	36	43	51	57	65	72	77	85	92	98	106	113	119	127	141	156	
Mittelwert K	8.1	8.2	8.4	8.6	9.0	9.5	9.8	9.9	10.0	9.9	9.8	9.8	9.6	9.6	9.6	9.4	9.4	9.1	9.1	9.2	8.4	8.5	8.6	
STABW K	0.0	0.1	0.2	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.3	0.4	
Min K	8.1	8.1	8.1	8.1	8.9	9.4	9.7	9.8	9.9	9.9	9.7	9.7	9.5	9.5	9.4	9.3	9.2	8.9	8.9	9.0	8.0	8.2	8.2	
Max K	8.1	8.3	8.5	8.9	9.0	9.6	10.0	9.9	10.1	10.0	9.9	9.9	9.7	9.7	9.6	9.5	9.4	9.4	9.5	9.4	8.8	9.0	9.0	
Mittelwert EF	8.0	8.1	8.7	9.1	9.3	9.3	9.6	9.8	10.1	10.1	9.8	9.7	9.7	9.6	9.4	9.2	9.2	8.9						
STABW EF	0.0	0.0	0.1	0.2	0.2	0.4	0.4	0.4	0.3	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5	0.5	0.5	0.6						
Min EF	7.9	8.1	8.6	8.9	9.1	8.6	9.0	9.4	9.8	9.9	9.1	9.1	9.3	9.1	8.5	8.4	8.6	8.0						
Max EF	8.0	8.2	8.8	9.3	9.5	9.7	10.0	10.2	10.4	10.3	10.1	10.1	10.0	10.0	9.8	9.7	9.7	9.5						
Mittelwert MF	8.0	8.3	8.7	9.2	9.4	9.4	9.5	9.8	10.0	10.0	9.8	9.8	9.7	9.7	9.5	9.4	9.4	9.0	9.0	9.1	8.5	8.5	8.5	
STABW MF	0.0	0.1	0.1	0.2	0.1	0.3	0.2	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.4	0.2	0.3	0.3	0.3	
Min MF	8.0	8.1	8.5	8.8	9.2	9.0	9.3	9.4	9.9	9.9	9.7	9.7	9.7	9.6	9.5	9.3	9.3	8.8	8.7	9.0	8.2	8.2	8.3	
Max MF	8.1	8.4	8.9	9.4	9.6	9.7	9.8	10.1	10.3	10.2	10.0	9.9	9.8	9.9	9.7	9.6	9.6	9.5	9.4	9.5	8.9	9.0	9.0	
Alkalinität [mg CO3-I/l]	Tage																							
	-12	-5	1	8	15	22	29	36	43	51	57	65	72	77	85	92	98	106	113	119	127	141	156	
Mittelwert K	94.6	94.6	84.7	74.8	68.2	57.2	60.5	52.8	50.6	50.6	46.2	46.2	46.2	44.0	50.6	52.8	52.8	55.0	56.1	55.0	60.5	63.8	67.1	
STABW K	2.5	4.4	4.2	5.1	5.7	0.0	6.6	0.0	2.5	2.5	2.5	4.4	4.4	0.0	2.5	3.6	7.2	2.5	4.2	2.5	6.6	5.7	6.6	
Min K	92.4	88.0	79.2	70.4	61.6	57.2	57.2	52.8	48.4	48.4	44.0	44.0	44.0	44.0	48.4	48.4	44.0	52.8	52.8	52.8	52.8	57.2	61.6	
Max K	96.8	96.8	88.0	79.2	74.8	57.2	70.4	52.8	52.8	52.8	48.4	52.8	52.8	44.0	52.8	57.2	61.6	57.2	61.6	57.2	66.0	70.4	74.8	
Mittelwert EF	92.4	89.8	77.4	68.6	61.6	61.6	52.8	55.4	49.3	47.5	47.5	49.3	47.5	44.0	56.3	58.1	60.7	57.2						
STABW EF	3.1	3.9	5.0	5.0	8.2	8.8	6.2	3.9	2.0	3.7	2.0	4.8	4.8	6.2	3.7	5.7	9.0	4.4						
Min EF	88.0	88.0	70.4	61.6	52.8	52.8	44.0	52.8	48.4	44.0	44.0	44.0	44.0	35.2	52.8	48.4	52.8	52.8						
Max EF	96.8	96.8	83.6	74.8	74.8	70.4	61.6	61.6	52.8	52.8	48.4	52.8	52.8	52.8	61.6	61.6	70.4	61.6						
Mittelwert MF	90.2	87.6	79.6	69.5	62.0	57.2	55.0	54.6	52.8	49.7	49.3	46.6	44.9	48.4	55.0	56.3	58.5	58.1	62.5	62.0	65.6	71.7	77.9	
STABW MF	10.2	3.6	3.9	5.7	5.5	2.7	4.1	2.9	2.7	1.2	2.5	3.9	3.7	4.4	2.2	2.5	6.5	2.5	5.7	7.5	7.7	9.7	10.7	
Min MF	72.6	81.4	74.8	66.0	55.0	52.8	50.6	50.6	48.4	48.4	48.4	44.0	39.6	44.0	52.8	52.8	50.6	55.0	55.0	52.8	55.0	59.4	63.8	
Max MF	96.8	90.2	85.8	79.2	70.4	59.4	61.6	57.2	55.0	50.6	52.8	52.8	48.4	52.8	57.2	59.4	66.0	61.6	68.2	72.6	74.8	81.4	88.0	
Leitfähigkeit [µS/cm]	Tage																							
	-12	-5	1	8	15	22	29	36	43	51	65	72	77	85	92	98	113	119	127	156				
Mittelwert K	208.8	208.3	189.5	167.3	145.0	127.8	118.3	116.3	117.0	113.3	110.5	111.4	107.7	110.3	112.5	113.3	121.3	117.5	128.8	143.3				
STABW K	2.9	2.6	2.6	10.2	7.0	5.0	3.8	1.5	2.6	4.8	2.9	2.6	2.9	2.6	3.9	4.3	9.3	8.7	13.5	19.6				
Min K	205.0	206.0	187.0	159.0	136.0	123.0	114.0	115.0	114.0	108.0	107.0	107.8	104.1	108.0	109.0	108.0	108.0	105.0	110.4	119.0				
Max K	211.0	212.0	193.0	180.0	151.0	133.0	123.0	118.0	120.0	119.0	114.0	114.0	111.0	114.0	118.0	118.0	129.0	124.0	142.6	167.0				
Mittelwert EF	202.0	195.2	176.0	150.4	141.2	127.2	118.6	117.2	116.4	112.2	111.6	111.4	108.9	115.8	120.4	120.6								

### 3.3 Chemische Parameter

Bei den chemischen Parametern wurden keine Veränderungen festgestellt, die durch die alpha-Cypermethrin Belastung induziert wurden. Daher werden in der folgenden Tabelle die gemittelten Werte jeweils für die einfach und mehrfach belasteten Enclosures aufgeführt. GRÜNWALD (2004) und HUBER *et al.* (unveröffentlicht a und b) konnten bei einer alpha-Cypermethrin Belastung keinen Einfluss auf die chemischen Parameter zeigen. BROCK *et al.* (2000) stellen in ihrem Literaturreview über Modellökosystemstudien ebenfalls fest, dass funktionelle Parameter wesentlich unempfindlicher gegenüber toxischem Insektizidstress sind als strukturelle Parameter.

Die Enclosures sind nach SCHWOERBEL (1999) als oligo- bis mesotroph einzustufen.

**Tab. 3.5: Chemische Parameter**

Tage		-20	8	51	85	113	156	302
Gesamtpond		0.55						
Kalium [mg/l]	Mittelwert Kontrolle		0.15	0.15	0.12	0.00	0.21	0.10
	Standardabweichung Kontrolle		0.12	0.12	0.10	0.00	0.09	0.12
	Mittelwert Einfachbelastung		0.09	0.15	0.02			
	Standardabweichung Einfachbelastung		0.04	0.10	0.03			
	Mittelwert Mehrfachbelastung		0.12	0.20	0.02	0.04	0.18	0.03
	Standardabweichung Mehrfachbelastung		0.04	0.09	0.01	0.05	0.05	0.04
Tage		-20	8	51	85	113	156	302
Gesamtpond		4.09						
Natrium [mg/l]	Mittelwert Kontrolle		4.24	2.87	2.40	3.21	2.83	2.53
	Standardabweichung Kontrolle		0.66	0.45	0.24	0.62	0.43	0.79
	Mittelwert Einfachbelastung		3.90	2.39	2.14			
	Standardabweichung Einfachbelastung		0.28	0.48	0.77			
	Mittelwert Mehrfachbelastung		3.95	2.68	2.09	2.51	2.47	2.21
	Standardabweichung Mehrfachbelastung		0.29	0.43	0.41	0.38	0.10	0.29
Tage		-20	8	51	85	113	156	302
Gesamtpond		22.92						
Calcium [mg/l]	Mittelwert Kontrolle		12.77	1.90	8.91	17.41	4.70	8.51
	Standardabweichung Kontrolle		1.26	0.23	0.69	2.01	0.73	3.79
	Mittelwert Einfachbelastung		10.57	1.76	9.09			
	Standardabweichung Einfachbelastung		1.30	0.26	2.78			
	Mittelwert Mehrfachbelastung		11.01	1.82	8.41	13.49	5.02	9.42
	Standardabweichung Mehrfachbelastung		3.73	0.18	0.39	2.88	1.06	1.39

## Ergebnisse und Diskussion

Tage		-20	8	51	85	113	156	302
Gesamtpond		5.70						
Gesamthärte [°dH]	Mittelwert Kontrolle	4.01	2.86	3.07	3.55	3.80	2.65	
	Standardabweichung Kontrolle	0.20	0.16	0.13	0.21	0.60	0.65	
	Mittelwert Einfachbelastung	3.55	2.63	3.05				
	Standardabweichung Einfachbelastung	0.30	0.21	0.48				
	Mittelwert Mehrfachbelastung	3.03	2.69	3.09	3.54	3.97	2.75	
	Standardabweichung Mehrfachbelastung	0.50	0.17	0.06	0.34	0.56	0.30	
Tage		-20	8	51	85	113	156	302
Gesamtpond		0.06						
Ammonium [mg/l]	Mittelwert Kontrolle	0.01	0.03	0.01	0.02	0.02	0.03	
	Standardabweichung Kontrolle	0.01	0.01	0.00	0.01	0.00	0.04	
	Mittelwert Einfachbelastung	0.02	0.03	0.02				
	Standardabweichung Einfachbelastung	0.01	0.01	0.01				
	Mittelwert Mehrfachbelastung	0.02	0.03	0.03	0.07	0.02	0.05	
	Standardabweichung Mehrfachbelastung	0.01	0.01	0.02	0.03	0.01	0.05	
Tage		-20	8	51	85	113	156	302
Gesamtpond		0.05						
Nitrat [mg/l]	Mittelwert Kontrolle	0.02	0.01	0.01	0.01	0.00	0.02	
	Standardabweichung Kontrolle	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.02	
	Mittelwert Einfachbelastung	0.02	0.01	0.01				
	Standardabweichung Einfachbelastung	0.00	0.00	0.00				
	Mittelwert Mehrfachbelastung	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.01	
	Standardabweichung Mehrfachbelastung	0.00	0.00	0.02	0.01	0.02	0.01	
Tage		-20	8	51	85	113	156	302
Gesamtpond		1.66						
gelöst Phosphat [µg/l]	Mittelwert Kontrolle	8.57	1.90	0.00	2.33	0.22	20.47	
	Standardabweichung Kontrolle	12.77	2.27	0.00	0.81	0.45	4.36	
	Mittelwert Einfachbelastung	4.09	2.89	2.96				
	Standardabweichung Einfachbelastung	2.16	3.24	2.03				
	Mittelwert Mehrfachbelastung	4.63	3.35	3.33	18.64	0.88	23.81	
	Standardabweichung Mehrfachbelastung	1.51	2.67	3.61	2.63	1.27	3.78	
Tage		-20	8	51	85	113	156	302
Gesamtpond		51.53						
Gesamtphosphat [µg/l]	Mittelwert Kontrolle	35.66	22.22	11.63	20.69	15.42	19.02	
	Standardabweichung Kontrolle	23.56	3.42	3.02	2.56	10.84	8.60	
	Mittelwert Einfachbelastung	20.97	25.49	23.82				
	Standardabweichung Einfachbelastung	1.27	2.36	8.94				
	Mittelwert Mehrfachbelastung	24.22	26.62	19.54	26.65	24.14	13.18	
	Standardabweichung Mehrfachbelastung	4.08	0.94	3.45	7.54	3.13	2.84	
Tage		-20	8	51	85	113	156	302
Gesamtpond		65.17						
Silikat [µg/l]	Mittelwert Kontrolle	72.16	69.42	84.90	74.85	51.44	41.14	
	Standardabweichung Kontrolle	62.83	26.36	41.97	78.67	37.87	15.25	
	Mittelwert Einfachbelastung	38.60	99.28	161.41				
	Standardabweichung Einfachbelastung	36.39	42.56	140.24				
	Mittelwert Mehrfachbelastung	49.82	107.67	119.96	106.27	48.09	28.47	
	Standardabweichung Mehrfachbelastung	14.36	86.75	76.34	45.77	33.44	13.20	

### 3.4 Biologische Parameter

#### 3.4.1 Makroinvertebraten

In der Makroinvertebratengesellschaft der Enclosures fanden sich 41 Taxa. 31 Taxa gehören zur Klasse der Insecta, die weiteren gehören zu den Klassen Arachnida, Bivalvia, Clitellata, Crustacea, Gastropoda und Turbellaria. In der nachfolgenden Tabelle sind die gefundenen Taxa aufgeführt, jeweils gekennzeichnet nach ihrem Vorkommen in Kontrollen, Einfachbelastung und Mehrfachbelastung. Ein Großteil der Taxa konnte in allen Enclosures gefunden werden. Taxa, die nur in einer der drei Enclosuregruppen vorkamen, sind entsprechend farblich hervorgehoben. Bei den Taxa, die nicht in allen Enclosures gefunden wurden, handelt es sich bei den Makroinvertebraten um Einzelfunde.

Tab. 3.6: Liste der nachgewiesenen Makroinvertebratentaxa in der gesamten Studie

Stamm	Klasse	Ordnung	Familie	Taxon	2000			2001			
					K	EF	MF	K	MF		
Annelida	Clitellata	Hirudinea	Erpobdellidae	Erpobdellidae ssp.	x	x	x	x	x		
			Glossiphoniidae	Glossiphoniidae ssp.	x	x	x	x	x		
			Oligochaeta	Naididae	Naididae ssp.	x	x	x	x	x	
				Tubificidae	Tubificidae ssp.	x	x	x	x	x	
Arthropoda	Arachnida	Acarina	Hydrachnellae	Wassermilbe ssp.	x	x	x	x	x		
	Crustaceae	Isopoda	Asellidae	Asellus aquaticus	x	x	x	x	x		
		Insecta	Coleoptera	Curculionidae	Eubrychius vetulus	x	x	x	x	x	
	Dytiscidae			Agabus spec.		x		x	x		
				Dytiscidae ssp.	x	x	x	x	x		
				Dytiscus marginalis			x		x		
				Guignotus pusillus		x		x	x		
				Haliplidae ssp.	x		x		x		
				Halipus spec.	x	x	x	x	x		
				Hydroporus spec.	x	x	x	x	x		
				Riolus spec.	x	x					
				Elmidae	Gyrinidae	Gyrinus spec.					
				Hydraenidae	Helophorus spec.	x	x	x	x	x	
	Diptera		Ceratopogonidae	Bezzia spec.	x	x	x	x	x		
			Chaoboridae	Chaoborus crystallinus	x	x	x	x	x		
			Chironomidae	Chironomidae ssp.	x	x	x	x	x		
				Tanypodinae ssp.	x	x	x	x	x		
				Culicidae	Anopheles spec.	x	x	x	x	x	
				Culex spec.	x	x	x	x	x		
				Diptera	Diptera ssp.					x	
				Nematocera	Nematocera ssp.	x	x	x	x	x	
			Ephemeroptera	Baetidae	Baetidae ssp.	x	x	x	x	x	
					Cloeon dipterum	x	x	x	x	x	
					Caenidae	Caenis spec.	x	x	x	x	x
					Ephemeroptera ssp.			x			
			Lepidoptera	Pyrilidae	Elophila nymphaeata	x	x	x	x		
			Odonota	Anisoptera	Anisoptera ssp.	x	x	x	x		
				Zygoptera	Zygoptera ssp.	x	x	x	x	x	
	Rhynchota		Corixinae	Corixinae ssp.	x	x		x			
			Heteroptera	Heteroptera ssp.	x		x	x			
			Hydrometridae	Hydrometra spec.	x						
Nepidae			Ranatra linearis					x			
Notonectidae			Notonecta ssp.	x	x	x	x	x			
Pleidae			Plea leachi	x		x	x	x			
Trichoptera			Phryganeidae	Phryganeidae ssp.	x		x	x	x		
			Trichoptera	Trichoptera ssp.							
Mollusca			Bivalvia	Eulamellibranch	Spaeriidae	Psidium spec.	x	x	x	x	
			Gastropoda	Prosobranchia	Rissoacea	Bithynia tentaculata	x		x	x	x
				Pulmonata	Lymnaeidae	Lymnaea stagnalis	x	x	x	x	x
		Radix spec.			x	x	x	x	x		
		Physidae		Physa fontinalis	x	x	x	x	x		
		Planorbidae	Tellerschnecke spec.	x	x	x	x	x			
Plathelminthes	Turbellaria	Turbellaria	Turbellaria ssp.	x	x	x	x	x			

### **Artenreichtum**

Die Entwicklung des Artenreichtums ist in Abb. 3.2 dargestellt. In der Einfachbelastung ist kein signifikanter Unterschied zu den Kontrollen erkennbar. Bei der Mehrfachbelastung zeigt sich in der höchsten Konzentrationsstufe ein leichter Effekt. Es ist zu sehen, dass nach jeder Belastung, die zuvor erfolgte leichte Erholung wieder rückgängig gemacht wird. Ab Tag 85 verläuft die Kurve wieder im Kontrollbereich. Der Verlauf in MF4 ist ähnlich, tritt jedoch nach der ersten Belastung verzögerter ein. Auch hier findet eine Wiedererholung ab Tag 85 statt.

In beiden Belastungen zeigt sich in den drei niedrigen Konzentrationsstufen vor Ende des Probenahmezeitraumes eine Erhöhung der Artenanzahl über den Kontrollbereich. Am Ende, Tag 106 respektive Tag 162 hat eine Wiedererholung stattgefunden. Die Berechnung der NOEC-Werte ergab für die Einfachbelastung die Konzentration 0,015 µg/l (EF3), für die Mehrfachbelastung 0,0006 µg/l (MF2).

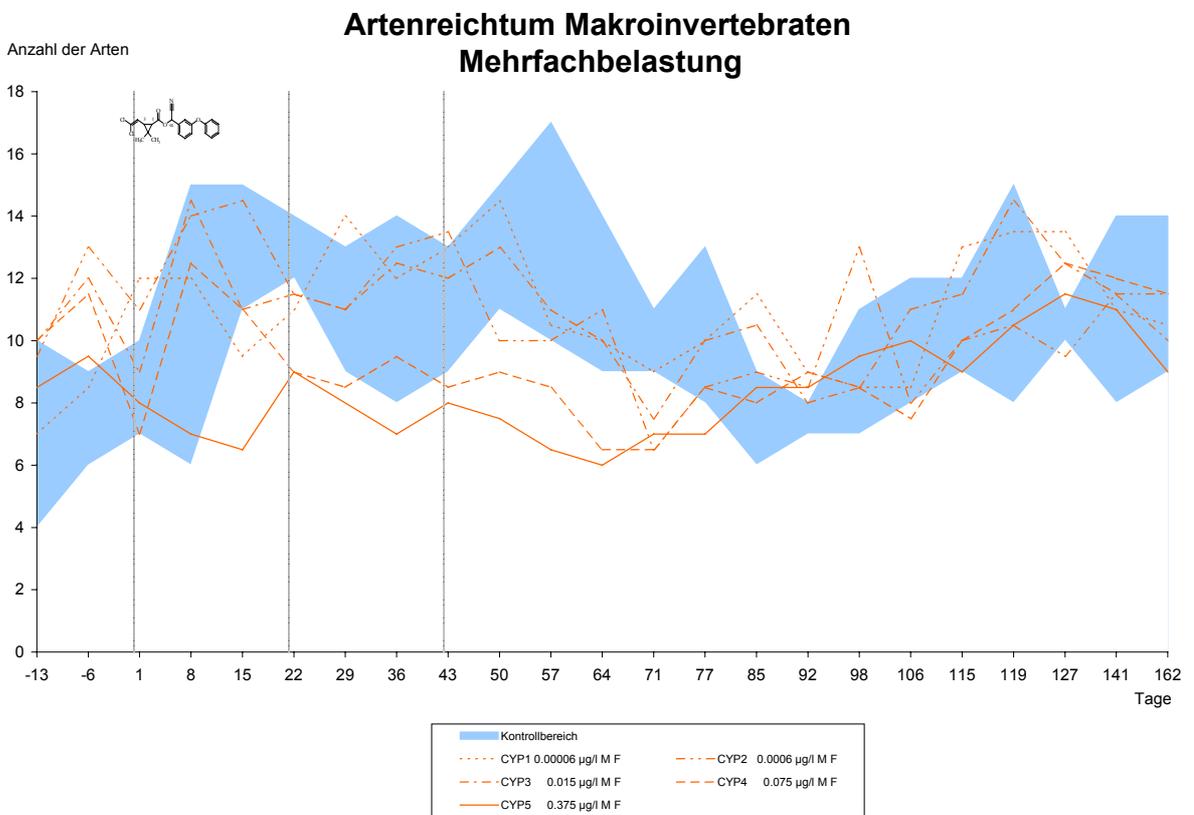
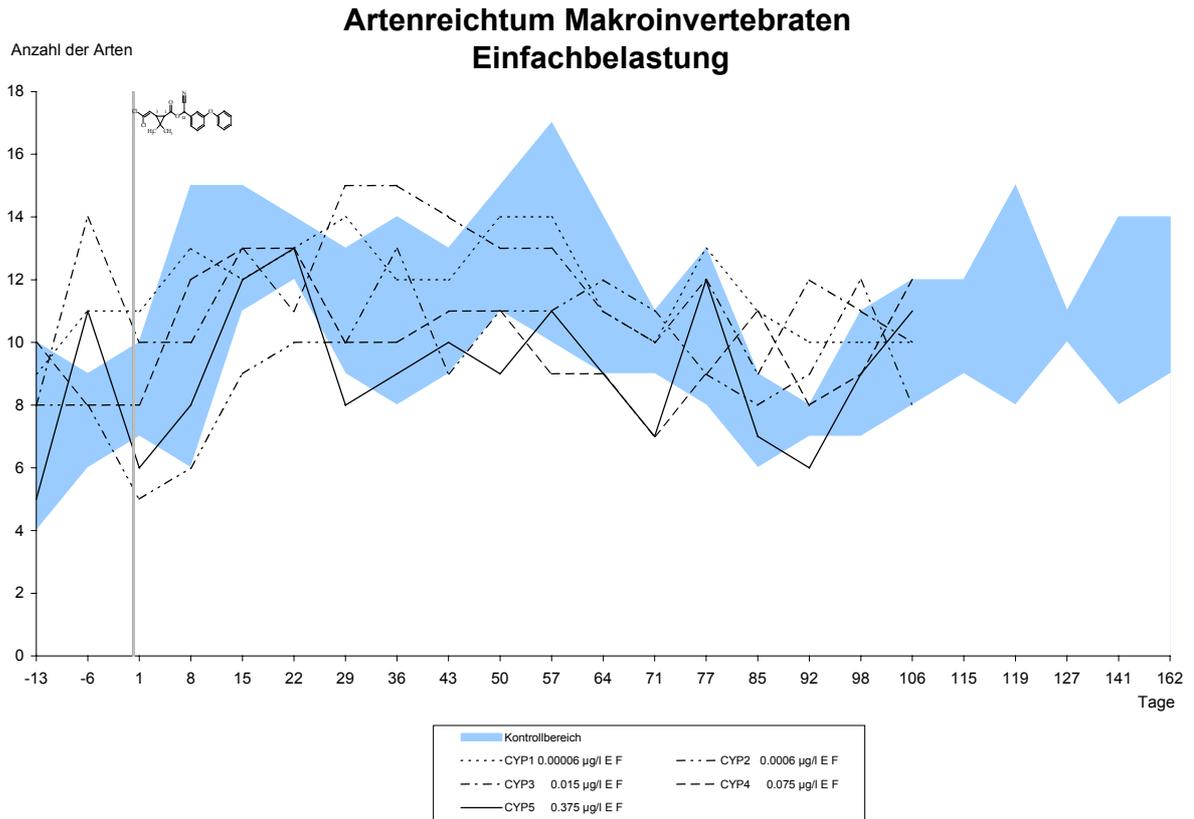


Abb. 3.2: Artenreichtum Makroinvertebraten im Jahr der Belastung

### 3.4.1.1 Dominanzen

Um strukturelle Veränderungen in der Makroinvertebratengesellschaft aufzuzeigen wurde die prozentuale Verteilung der Arten für den Versuchszeitraum Tag –13 bis Tag 106 in den einzelnen Enclosures untersucht. In Tab. 3.7 sind die jeweils zehn dominantesten Taxa der Kontrollen denen der Einfachbelastung bzw. Mehrfachbelastung gegenübergestellt.

**Tab. 3.7: Die zehn dominantesten Taxa der Makroinvertebratengesellschaft in den Kontrollen, der Einfachbelastung und der Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung**

Mittelwert Kontrollen		Mittelwert EF		Mittelwert MF	
Art	Dominanz	Art	Dominanz	Art	Dominanz
Chaoborus cristallinus	68.47	Chaoborus cristallinus	49.96	Chaoborus cristallinus	39.01
Zygotera ssp.	9.03	Zygotera ssp.	13.59	Zygotera ssp.	15.85
Baetidae ssp.	5.39	Lymnaea stagnalis	10.93	Lymnaea stagnalis	11.81
Naididae ssp.	3.90	Naididae ssp.	6.99	Naididae ssp.	10.41
Lymnaea stagnalis	3.41	Erpobdellidae ssp.	3.14	Chironomidae ssp.	3.91
Tellerschnecke spec.	2.08	Baetidae ssp.	2.95	Erpobdellidae ssp.	3.70
Cloeon dipterum	1.89	Chironomidae ssp.	2.69	Turbellaria ssp.	3.21
Chironomidae ssp.	1.09	Tellerschnecke spec.	1.83	Baetidae ssp.	2.65
Turbellaria ssp.	0.87	Turbellaria ssp.	1.79	Cloeon dipterum	2.56
Erpobdellidae ssp.	0.82	Cloeon dipterum	1.48	Tellerschnecke spec.	2.20

*Chaoborus cristallinus* dominiert die Enclosures. Die Eudominanz ist jedoch in den Kontrollen mit 68 % wesentlich höher und sinkt auf fast 50 % in der Einfachbelastung und auf knapp 40 % in der Mehrfachbelastung (jeweils gemittelt über alle Konzentrationsstufen). Einzig in EF2 erreicht *Chaoborus cristallinus* höhere Dominanzwerte als in den Kontrollen mit 74 %. Wenn man die einzelnen Belastungsstufen betrachtet, kann festgestellt werden, dass *Chaoborus cristallinus* in allen Konzentrationen außer in MF5 an erster Stelle steht. In MF5 liegt der prozentuale Anteil von *Chaoborus cristallinus* nur noch bei 11 % und damit an 4. Stelle. In dieser Belastungsstufe ist *Lymnaea stagnalis* mit knapp 22 % in der Mehrfachbelastung am dominantesten, gefolgt von *Naididae* ssp. (19 %) und *Zygotera* ssp. (15 %). In der viert höchsten Konzentration der Mehrfachbelastung ist *Chaoborus cristallinus* nur noch knapp die dominanteste Art mit 25,5 %, *Zygotera* ssp. folgen mit 25,3 %. In dieser Konzentrationsstufe deutet sich bei der Mehrfachbelastung ein Wechsel in der Dominanzstruktur an. Die dritte Konzentration 0,015 µg a.i./l zeigt mit *Chaoborus cristallinus* als dominantester Art und nachfolgend *Zygotera* ssp. noch die Struktur der Kontrollen, aber die Gewichtung hat sich stark verschoben. Sie zeigt ähnliche Werte wie die über die Konzentrationen gemittelten Werte für die Mehrfachbelastung.

In allen einfach belasteten Enclosures bleibt *Chaoborus cristallinus* die dominanteste Art. Ein toxischer Effekt auf *Chaoborus cristallinus* zeigt sich nur in der sinkenden Gewichtung. Daraus ergibt sich, dass die Mehrfachbelastung einen stärkeren Einfluss auf die Struktur der Makroinvertebratengesellschaft hat.

Die Gastropoda können ihren Anteil an der Gesellschaft in der Mehrfachbelastung erhöhen. Der Grund könnte eine verbesserte Nahrungsgrundlage sein. *Lymnaea*

*stagnalis* ist omnivor und profitiert dadurch auch von den durch alpha-Cypermethrin getöteten Tieren (WOIN 1998). Das Periphyton, das in dieser Studie nicht untersucht wurde, könnte durch verändertes Grazing ebenfalls erhöht sein, bzw. es können Arten aufgekommen sein, die von *Lymnaea stagnalis* gut verwertet werden können (ELBER und SCHANZ 1989). Der Chlorophyll a Gehalt des Phytoplankton ist in MF5 zeitweise deutlich über die Kontrollwerte angestiegen (Abb. 3.59). Außerdem treten Nahrungskonkurrenten wie *Cloeon dipterum* (WOIN 1998) in reduzierter Anzahl auf. Diese indirekten Effekte werden häufig bei Pyrethroidbelastungen gefunden (BROCK *et al.* 2000; FARMER *et al.* 1995; LOZANO *et al.* 1992). Auch die *Chironomidae* ssp. profitieren von der Belastung, und zwar stärker von der Mehrfachbelastung als von der Einfachbelastung. Dies ist in dem Fehlen des Räubers *Chaoborus cristallinus* (Lair 1990) begründet.

Eine weitere Möglichkeit, die in Betracht gezogen werden könnte ist eine bessere Nahrungsversorgung. *Chaoborus cristallinus* fliegt normalerweise aus dem System heraus und entzieht diesem somit die von ihm gebundenen Nährstoffe. In den hochbelasteten Enclosures verbleibt *Chaoborus cristallinus* im System, da er durch alpha-Cypermethrin getötet wird. Betrachtet man die Werte der einzelnen Enclosures, zeigt sich, dass der Anteil der Chironomiden der Reihenfolge MF5>MF4>MF3>EF4>EF54>EF3 folgt. In MF5 erreichen die Chironomiden einen prozentualen Anteil von 6,1 % (EF5 3,7 %), in MF4 5,3 % (EF4 3,8 %), in MF3 4,2 % (EF3 2,6 %), in den beiden niedrigen Konzentrationen liegen die Dominanzwerte nur leicht über den Kontrollwerten. Auch FARMER *et al.* (1995) finden indirekte Effekte bei Chironomiden nach einer mehrmaligen Pyrethroidbelastung.

Zusammenfassend lässt sich anmerken, dass sich die hohe Gewichtung verringert, die *Chaoborus cristallinus* in den unbelasteten Enclosures hat. Der prozentuale Anteil der anderen Taxa erhöht sich. Dies ist bei der Spitzschlammschnecke *Lymnaea stagnalis* der Fall. *Baetidae* ssp., die in den Kontrollen die drittdominanteste Art darstellt, verliert an Gewichtung in den belasteten Enclosures und zwar in den mehrfach belasteten Enclosures stärker als in den einfach belasteten Enclosures. Vergleicht man die Einfach- mit der Mehrfachbelastung, zeigt sich bei den vier dominantesten Arten, dass die Reihenfolge dieser gleich ist. Die Werte unterscheiden sich aber dahingehend, dass die Gewichtung von *Chaoborus cristallinus* stärker abnimmt und die nachfolgenden Arten (*Zygoptera* ssp., *Lymnaea stagnalis*) in der Mehrfachbelastung stärker profitieren als in der Einfachbelastung.

Die Evenness (siehe bitte Abb. 3.20) zeigt folglich eine höhere Gleichverteilung der Arten durch den Wegfall bzw. den Rückgang des dominanten *Chaoborus cristallinus*. Es ist wichtig anzumerken, dass dies in einem ökologisch intakten System kein erwünschter Effekt ist.

**Tab. 3.8: Die zehn dominantesten Taxa der Makroinvertebratengesellschaft im Jahr nach der Belastung**

Mittelwert Kontrollen		Mittelwert MF	
Art	Dominanz	Art	Dominanz
<i>Chaoborus cristallinus</i>	61.69	<i>Chaoborus cristallinus</i>	47.93
Zygoptera ssp.	9.06	Zygoptera ssp.	14.00
<i>Cloeon dipterum</i>	7.82	<i>Cloeon dipterum</i>	10.90
Naididae ssp.	5.68	<i>Lymnaea stagnalis</i>	8.95
<i>Lymnaea stagnalis</i>	5.42	Naididae ssp.	5.95
Baetidae ssp.	2.53	Turbellaria ssp.	2.91
Turbellaria ssp.	2.15	Baetidae ssp.	2.30
Tanypodinae ssp.	1.50	Tanypodinae ssp.	1.88
Chironomidae ssp.	0.97	Chironomidae ssp.	0.93
Erpobdellidae ssp.	0.41	Tubificidae ssp.	0.67

Im Jahr nach der Belastung dauern diese Effekte noch an. Die Kontrollen zeigen eine ähnliche Dominanzstruktur wie im Vorjahr. Dies kann sicherlich auch als Zeichen für die Stabilität der Systeme betrachtet werden. In den mehrfach belasteten Enclosures ist der Anteil von *Chaoborus cristallinus* an der Makroinvertebratengesellschaft noch einige Prozentpunkte niedriger als in den Kontrollen. Auch bei *Zygoptera* ssp. ist der indirekte Effekt noch leicht sichtbar. *Cloeon dipterum* hat seinen Anteil erhöht. In den beiden niedrigsten Konzentrationsstufen liegen die Werte von *Chaoborus cristallinus* bei 57 % (MF1) und 53 % (MF2), die beiden mittleren Belastungsstufen liegen im Bereich des Mittelwertes der Mehrfachbelastung. In der höchsten Belastungsstufe ist *Chaoborus cristallinus* wieder die dominanteste Art mit 31 %. Hier folgt *Cloeon dipterum* mit 21 %. *Lymnaea stagnalis*, an vierter Stelle, zeigt hier den höchsten prozentualen Anteil mit 13 %. Die indirekten Effekte reichen demnach bis in das Folgejahr.

### 3.4.1.2 Abundanzen

#### Gesamtabundanz

Die Gesamtabundanz (Abb. 3.3) zeigt bei den beiden höchsten Konzentrationen beider Belastungsszenarien schon an Tag 1 eindeutige toxische Effekte. Bis zum Zeitpunkt der zweiten Belastung haben sich beide Konzentrationen dem Kontrollbereich wieder angenähert. Durch die nächste Applikation in der Mehrfachbelastung fallen die Abundanzwerte in MF4 und MF5 wieder ab. Bis zum Ende des Vergleichs der Einfach- und Mehrfachbelastung bleiben die Werte in beiden Konzentrationen unterhalb des Kontrollbereiches. Erst an Tag 92 (MF4) bzw. an Tag 98 (MF5) findet eine Wiedererholung statt. Für die höchste Belastungsstufe hält diese Wiedererholung nicht an, sondern am letzten Versuchstag (Tag 162) liegen die Gesamtabundanzwerte wieder unter denen der Kontrollen. Der sich wiederholende Effekt einer Mehrfachbelastung wird in abgeschwächter Form in MF3 sichtbar. Während bei der Einfachbelastung in dieser Konzentrationsstufe nach Tag 8 eine anhaltende Wiedererholung festzustellen ist, dauert die Recovery bei der Mehrfachbelastung nur bis zur zweiten Belastung an. Danach

kommt es wieder zu einem Rückgang der Abundanz, der über die dritte Belastung andauert. Eine erste Erholung ist an Tag 71 sichtbar, von einer vollständigen Erholung kann ab Tag 92 gesprochen werden.

In der Einfachbelastung bleiben die Werte von EF5 ab Tag 29 im unteren Kontrollbereich. Die Werte in EF4 zeigen einen etwas schwankenderen Verlauf und fallen zwischen Tag 43 und 71 noch einmal unter das Kontrollniveau. Ein kurzfristiger, leicht toxischer Effekt ist in der dritten Konzentration 0,015 µg a.i./l (EF3) festzustellen. Auch hier zeigt sich, dass die Einfachbelastung sich schnell erholt (Tag 8) und dann im und zeitweise auch über dem Kontrollbereich liegt. Die Werte in EF1 verlaufen zeitweise auch unter dem Kontrollbereich.

In der Mehrfachbelastung zeigt sich dies auch teilweise bei der niedrigsten Konzentration, jedoch nicht so ausgeprägt. Die Abundanzen in EF2 dagegen steigen mehrmals über den Kontrollbereich an. Die für die Gesamtabundanz bestimmten NOEC liegen für die Einfachbelastung bei EF3 (0,015 µg/l) und in der Mehrfachbelastung bei MF2 (0,0006 µg/l). Die Mehrfachbelastung zeigt folglich bei einer niedrigeren Konzentration Effekte und auch die Ausprägung der Effekte ist in den mehrfach belasteten Enclosures verlängert.

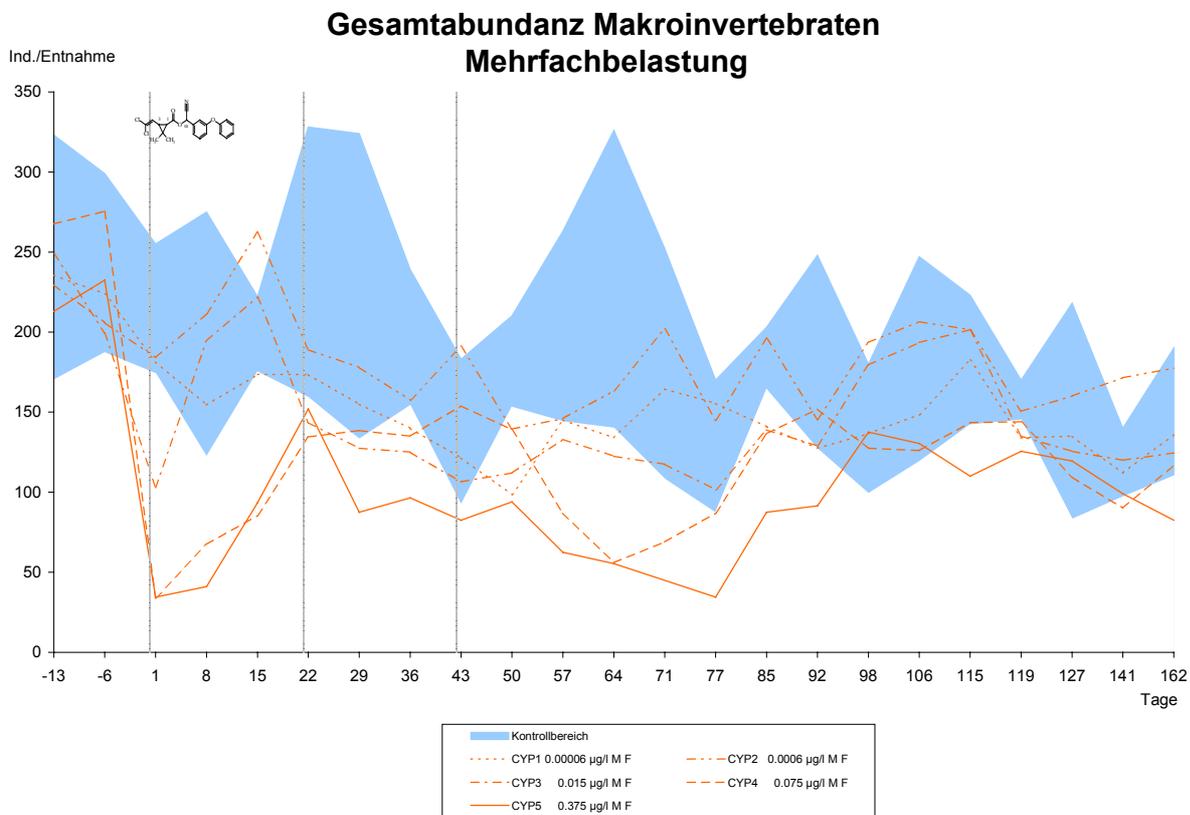
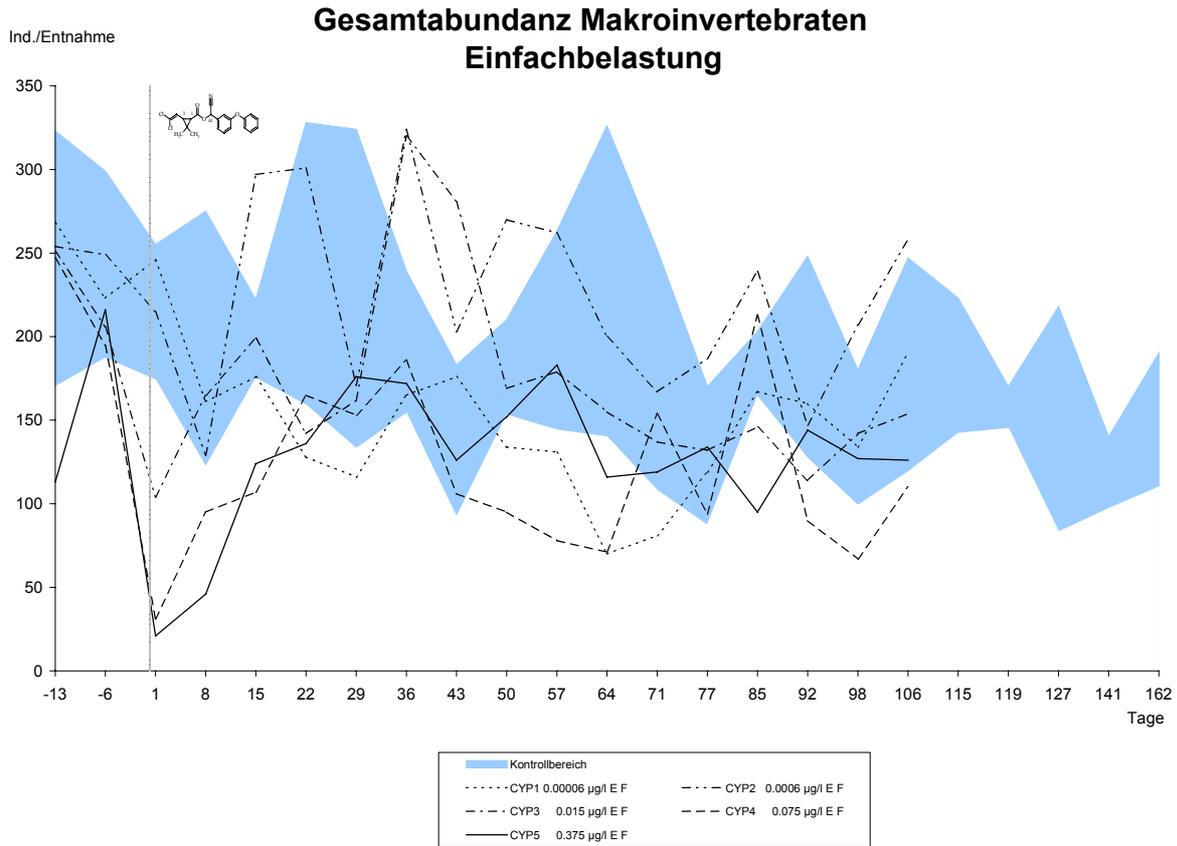
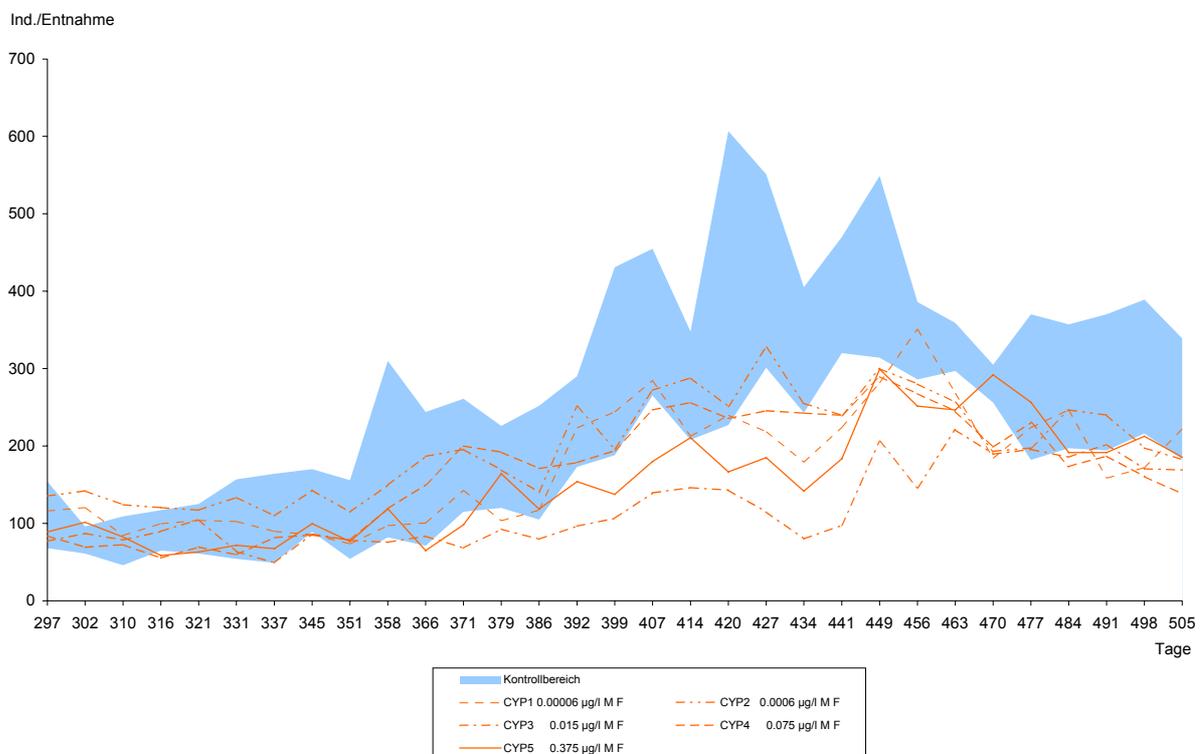


Abb. 3.3: Gesamtabundanz Makroinvertebraten im Jahr der Belastung

Zu Beginn des Jahres 2001 liegen die Kontrollen und die mehrfach belasteten Enclosures eng beieinander in ihren Gesamtabundanzwerten. Die Belastung zeigt aber im weiteren Verlauf ihre Auswirkungen, da ab Tag 366 die Werte in den belasteten Enclosures, zunächst MF3 und MF5, unter den Kontrollbereich zu sinken beginnen. Am stärksten und anhaltendsten erfolgt dies in der 0,015 µg/l Konzentrationsstufe, gefolgt von der höchsten Konzentration. Am Versuchsende liegen alle Belastungsstufen unterhalb des Kontrollbereiches, wie in Abb. 3.4 zu sehen ist. Dies wird vornehmlich durch die Entwicklung von *Chaoborus cristallinus* verursacht. Die NOEC liegt auch im Jahr nach der Belastung bei MF2 (0,0006 µg/l).

Gesamtabundanz Makroinvertebraten  
Abundanzen der mehrfachbelasteten Enclosures im Folgejahr 2001



**Abb. 3.4: Gesamtabundanz der Makroinvertebraten im Jahr nach der Belastung  
*Chaoborus cristallinus***

Der Abundanzverlauf von *Chaoborus cristallinus* ist in Abb. 3.5 dargestellt. In dieser Grafik sind die Individuen der vier Larvenstadien zusammengefasst.

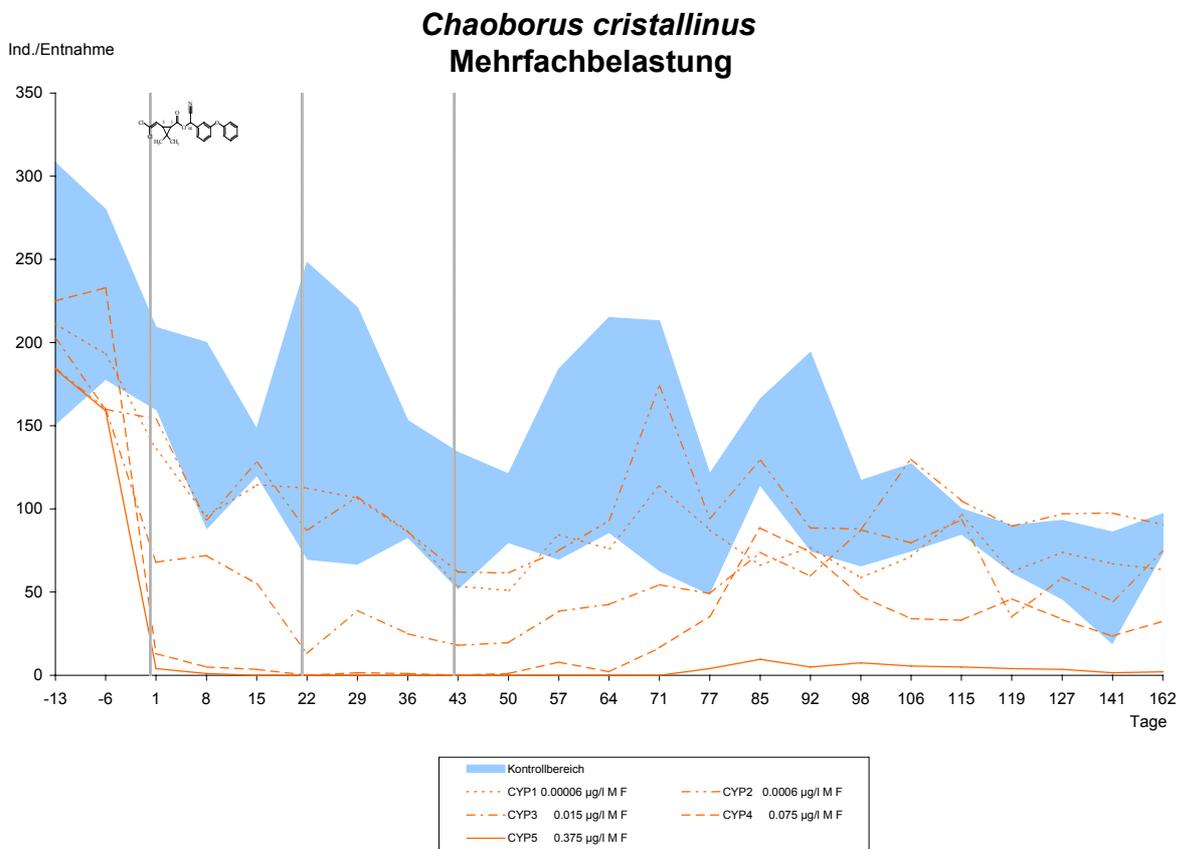
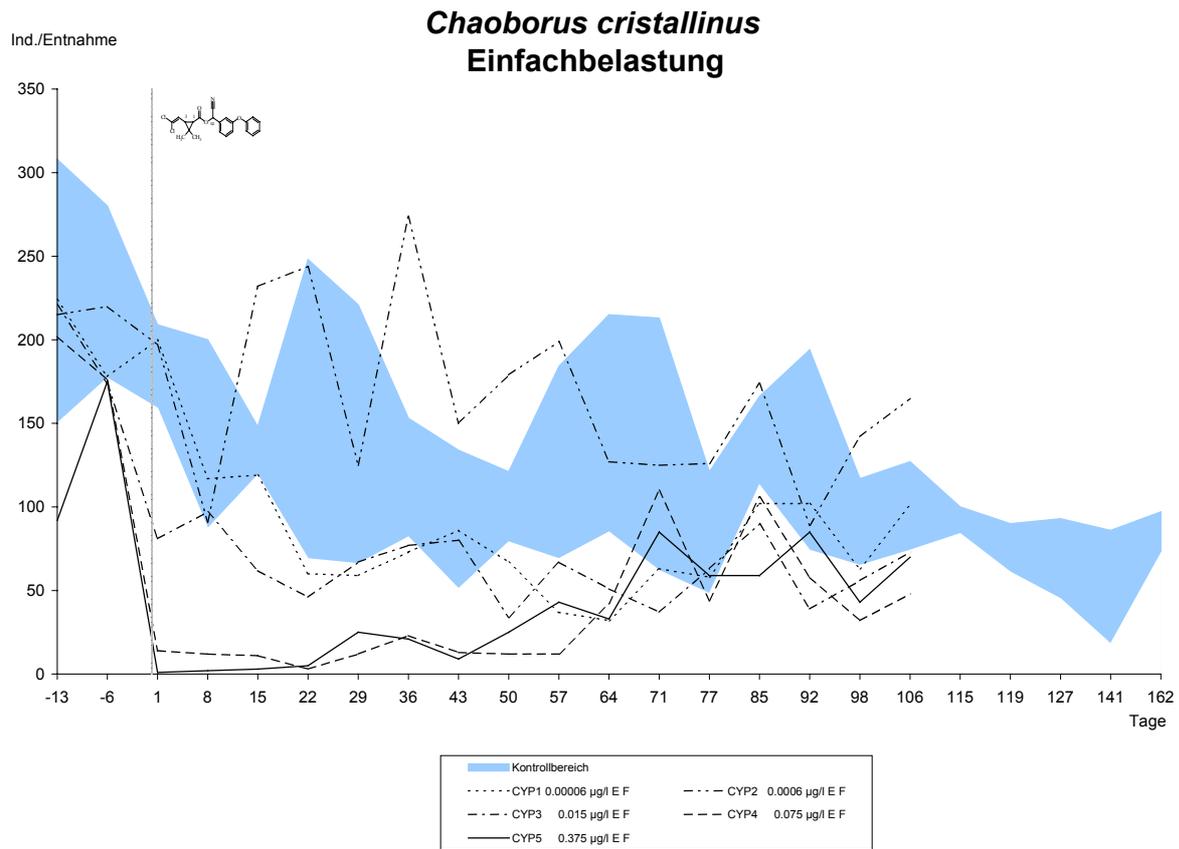


Abb. 3.5: Chaoborus cristallinus Abundanzen im Jahr der Belastung

Vor der Belastung liegen die Abundanzen fast alle im Kontrollbereich, es gibt nur geringe Abweichungen bei MF5 und MF3.

Bei den einmal belasteten Enclosures verlaufen die Abundanzwerte in EF2 oberhalb von EF1. Nur die Werte in EF2 steigen über den Kontrollbereich an. Der leichte Abfall in beiden Konzentrationen nach der ersten Belastung ist höchstwahrscheinlich nicht toxischer, sondern biologischer Natur. Diese Abnahme ist auch in den Kontrollen sichtbar und bedingt sich durch den Schlupf der adulten Tiere aus den *Chaoborus*-Puppen. Dies wird bestätigt durch den Abundanzverlauf der Larvenstadien IV und den erhöhten Werten der *Chaoborus*-Puppen an Tag -1. Die adulten Tiere schlüpfen aus den überwinterten Larven zwischen April und Juni. Die Verpuppung dauert je nach Temperatur zwei bis 30 Tage (MÜLLER, 1995).

Die Individuenzahl in EF3 nimmt nach der ersten Belastung ab und liegt während der gesamten Untersuchungszeit unterhalb des Kontrollbereiches, der zeitweise tangiert wird. An Tag 77 erreichen die Abundanzwerte kurzfristig die der Kontrollen, fallen dann wieder unterhalb des Kontrollbereiches. Am Versuchsende, an Tag 106, wird die untere Grenze des Kontrollbereiches erreicht.

In EF4 und EF5 sind deutliche toxische Effekte sichtbar. Eine Wiedererholung findet ab Tag 71 statt. Diese ist aber noch nicht stabil, sondern die Werte fallen wieder aus dem Kontrollbereich heraus. Am Ende des Versuches liegt die Anzahl der *Chaoborus* Individuen beider Konzentrationen unterhalb der Kontrollen.

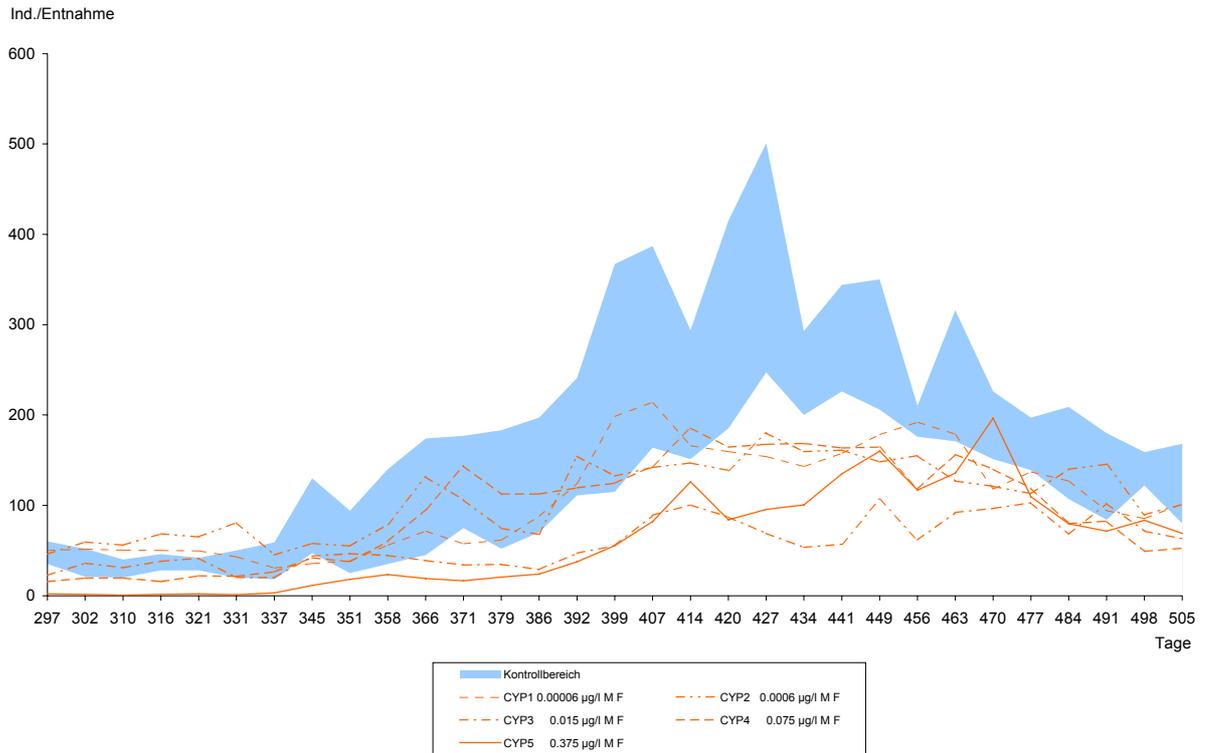
Bei der Mehrfachbelastung zeigen sich diese signifikanten Effekte in MF4 und MF5 noch ausgeprägter. Die Abundanzen nach den Belastungen sind niedriger als bei den einfach belasteten Enclosures. Von Tag 8 bis Tag 64 tritt *Chaoborus cristallinus* gar nicht oder nur in sehr geringer Anzahl in MF4 auf. In MF5 verschwindet *Chaoborus cristallinus* zwischen Tag 15 und 77 durch die wiederholte Belastung gänzlich aus den Enclosures. Erst zum Versuchsende hin tritt *Chaoborus cristallinus* in geringfügiger Anzahl wieder auf.

In MF3 findet ab Tag 98 eine Wiedererholung der *Chaoborus* Abundanzen statt. Am Verlauf der Kurve erkennt man einen Abfall der Abundanzwerte nach der ersten und zweiten Belastung. Mit der dritten Belastung ist diese Reaktion nicht zu sehen. Ab Tag 50 ist ein stetiger leichter Anstieg der Abundanzwerte in MF3 zu vermerken. Dies zeigt sich auch in den Kontrollen bei EF5 und etwas verzögert in EF4 und MF4. Eine Ursache für diesen Anstieg ist die zweite Spitze in der Anzahl der *Chaoborus*-Puppen um Tag 43 und damit dem Schlupf der zweiten Generation mit nachfolgender Eiablage. Dies bestätigt eine dezidierte Betrachtung der einzelnen Larvenstadien von *Chaoborus cristallinus*. Das Larvenstadium IV fällt um Tag 43 und 50 ab und die Werte des Larvenstadiums I und II steigen ab Tag 50. Die zweite Generation von *Chaoborus cristallinus* schlüpft im Zeitraum von August bis Oktober nach MÜLLER (1995). Hier schlüpfen die ersten Tiere Mitte/Ende Juli, dies liegt aber in einem angemessenem Schwankungsbereich bedingt durch saisonale und räumliche Variabilität. Die Eiablage

erfolgt sofort nach Schlupf und Begattung, so dass *Chaoborus*-Larvenstadien I kurz nach Schlupf aus den Puppen gefunden werden können.

Im Jahr nach der Applikation sind die Effekte der alpha-Cypermethrin Applikation noch lange in den *Chaoborus* Populationen zu sehen. Die Abundanzen der zwei höchsten Belastungen sind zum Probenahmebeginn erwartungsgemäß sehr niedrig, da die Wiederbesiedelung des Enclosures nur über eine Eiablage der überwinterten Generation erfolgen kann. In MF5 finden sich dementsprechend an den ersten Probenahmezeitpunkten keine Tiere (vergleiche bitte Abb. 3.5). Das erste *Chaoborus*-Eigelege wurde in der höchsten Konzentrationsstufe am 8.5.2001 (Tag 337) beobachtet. Da auch weitere Gelege im Mai beobachtet wurden, kann davon ausgegangen werden, dass die Eiablage ab Mitte Mai erfolgte. Diese Beobachtung korrespondiert gut mit der Entwicklung der *Chaoborus* Population in Abb. 3.6. Die *Chaoborus* Population beginnt sich ab Tag 337 aufzubauen. Die Werte aller mehrfach belasteten Enclosures liegen ab Ende Juli (Tag 420 bis 463) unter dem Kontrollbereich. Die Konzentrationsabhängigkeit ist in den Abundanzwerten nicht mehr zu erkennen, teilweise zeigt MF4 die höchsten Abundanzen der belasteten Enclosures. In MF4 fallen die Werte ab Tag 410 unter den Kontrollbereich. Erstaunlicherweise zeigen sich Effekte in MF3. Ab Tag 366 sind die Abundanzwerte niedriger als in den Kontrollen, zeitweise haben sie die niedrigsten Werte. In der höchsten Konzentration erreichen die *Chaoborus* Abundanzen nur einmal an Tag 470 die Kontrollwerte. Sonst liegen die Werte während des ganzen Versuchszeitraumes unter dem Kontrollbereich. Die Wiederbesiedelung dieser Enclosures erfolgte im Jahr nach der Belastung nur in begrenztem Umfang, obwohl durch benachbarte Becken ein genügendes „Potenzial“ an adulten Tieren vorhanden war, wie die Höhe der *Chaoborus* Abundanzen in den Kontrollen bestätigen. Die NOEC liegt bei 0,075 µg/l (MF4).

***Chaoborus cristallinus***  
**Abundanzen der mehrfachbelasteten Enclosures im Folgejahr 2001**



**Abb. 3.6: *Chaoborus cristallinus* Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

***Zygoptera* ssp.**

Den Abundanzverlauf der Zygopteren zeigt Abb. 3.7. Zu Beginn des Versuches sind die Abundanzen in allen Enclosures sehr gering und steigen ab Tag 8 an. In den beiden höchsten Konzentrationen der Einfachbelastung steigt die Zygoptera Abundanz weit über den Kontrollbereich an. Dieser sekundäre Effekt erklärt sich durch das Zurückgehen der *Chaoborus cristallinus* Abundanz in diesen Enclosures. Zum einen ermöglicht der Rückgang des Räubers den Anstieg der potenziellen Beuteorganismen. *Chaoborus cristallinus* ist ein „unersättlicher“ Räuber von Invertebraten (LAIR, 1990) und frisst junge Zygoptera-Larven. Gleichzeitig stellt *Chaoborus cristallinus* einen Nahrungskonkurrenten für die Zygopteren dar. Zygopteren fressen andere Invertebraten wie Ephemeropteren, die auch zum Nahrungsspektrum von *Chaoborus cristallinus* gehören. Diese Zusammenhänge bestätigen sich auch, wenn man den weiteren Verlauf der Kurven dieser beiden Konzentrationen betrachtet. Mit dem in Abb. 3.5 beschriebenen erneuten Aufkommen von *Chaoborus cristallinus* um Tag 64 fällt der Rückgang der Zygopteren Abundanz zusammen. Am Versuchsende ist in allen einfach belasteten Enclosures für *Zygoptera* ssp. eine Wiedererholung zu vermerken.

In der Mehrfachbelastung ist der oben beschriebene sekundäre Effekt nur in MF4 zu beobachten. Die Abundanzwerte in MF5 zeigen keinen Anstieg, obgleich hier der Ausfall von *Chaoborus cristallinus* am stärksten ist. Hier scheint ein toxischer Effekt vorzuliegen.

Unter Umständen wurden durch die mehrmaligen Applikationen empfindlichere Entwicklungsstadien getroffen. Im single species Test hat sich *Zygoptera* ssp. als nicht empfindlich herausgestellt. Die LOEC liegt bei 2 µg a.i./l (HUBER *et al.* unveröffentlicht c). In anderen Pyrethroidstudien sind Odonata als nicht empfindliche Organismen eingestuft worden. In hohen Konzentrationen wurde ein verspäteter Anstieg der Abundanzen im Herbst erkennbar und in mittleren Konzentrationsbereichen wurde ein Anstieg der Odonata Abundanzen festgestellt (GIDDINGS *et al.* 2001). Die Höhe der Werte in MF4 zwischen Tag 36 und Tag 57 liegt oberhalb von EF4, offenbar überwiegt hier der Räuber/Beute Effekt durch die mehrmalige Applikation. Dies bestätigt sich auch im Vergleich der *Chaoborus* Abundanzen. Die Abundanzen in EF4 sind höher als in MF4, so dass sich der größere Ausfall des Räubers in MF4 stärker auf die *Zygoptera* Abundanz in MF4 auswirken kann. In den drei niedrigsten Konzentrationen zeigt sich der sekundäre Effekt weder bei der Einfach- noch bei der Mehrfachbelastung. In MF3 ist die Abnahme der *Chaoborus cristallinus* Abundanz anscheinend nicht stark genug, um diesen Effekt auszulösen. Eine Recovery ist am Versuchsende in allen mehrfach belasteten Enclosures eingetreten. Die leichten Anstiege über die Kontrollwerte am letzten Versuchstag sollten nicht überbewertet werden, da die Werte vorher an einigen Tagen im Kontrollbereich lagen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass in der Einfachbelastung indirekte Effekte auftreten, während bei der Mehrfachbelastung neben diesen indirekten Effekten in der höchsten Konzentrationsstufe auch toxische Effekte zu finden sind.

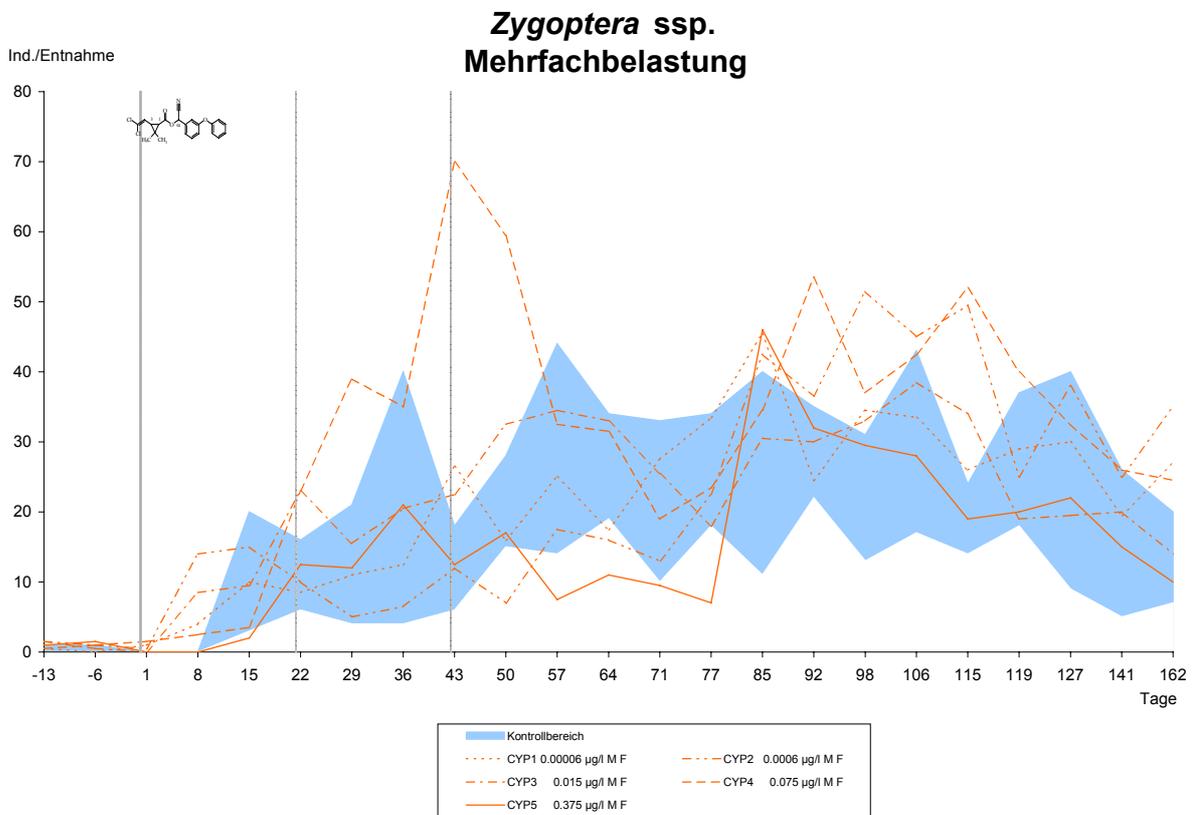
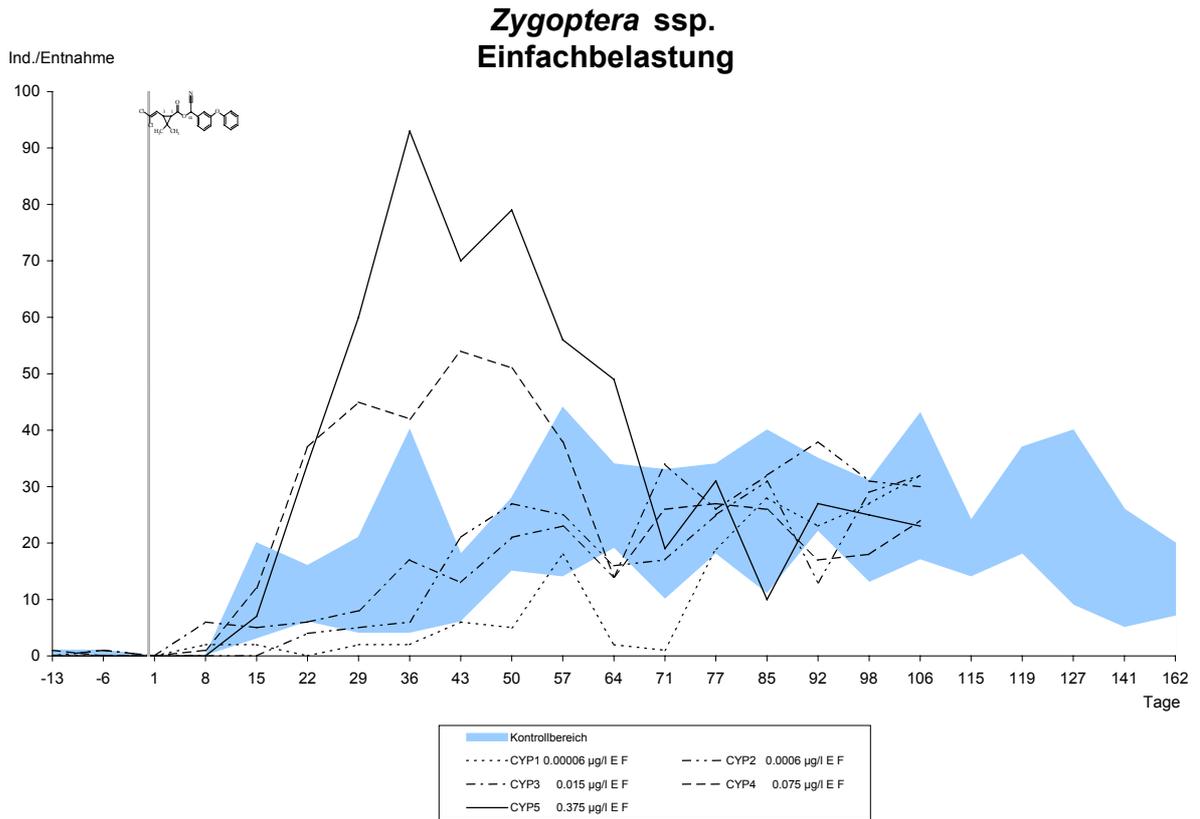
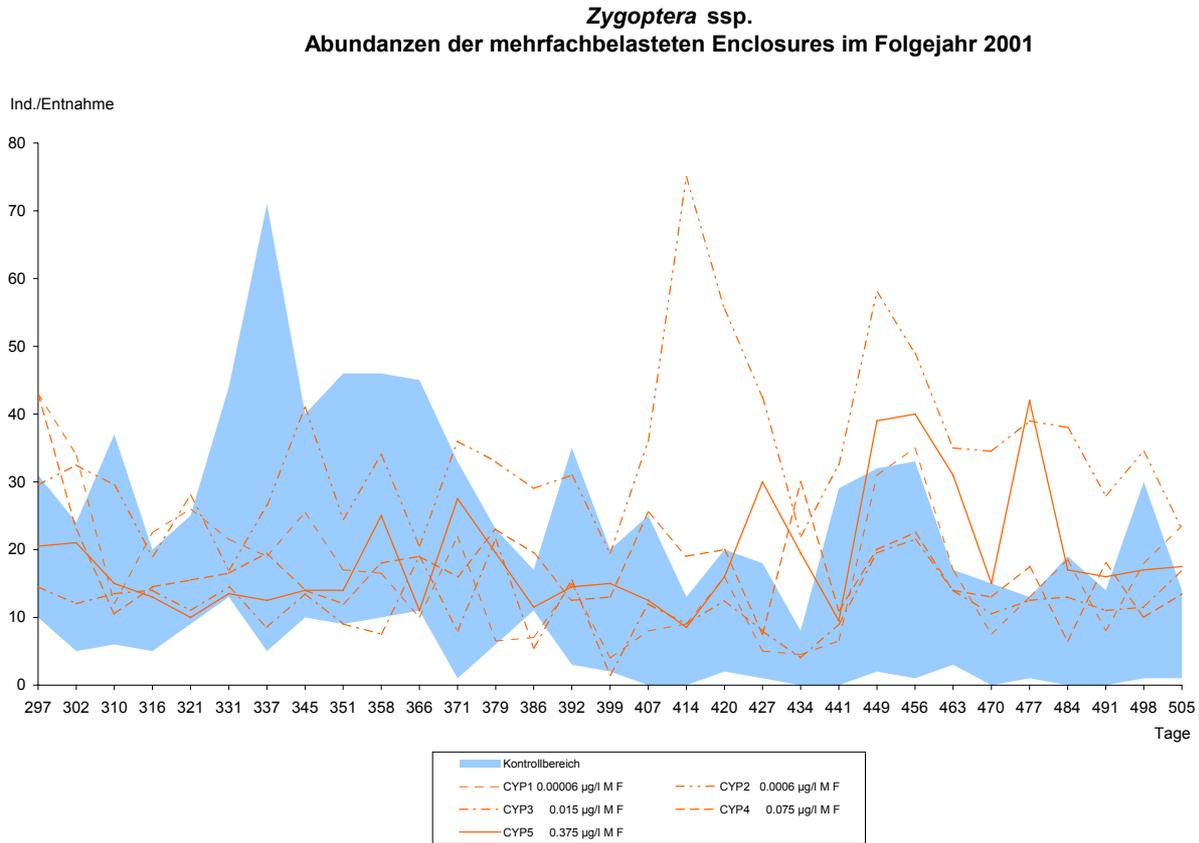


Abb. 3.7: Zygoptera ssp. Abundanzen im Jahr der Belastung

Zwei Konzentrationsstufen sind im Jahr 2001 auffällig. Die Zygoptera Abundanzen in MF2 zeigen einen sehr starken Anstieg an Tag 414 und liegen dann bis zum Versuchsende über dem Kontrollbereich. Die Abundanzen in MF5 erreichen später, an Tag 427 Werte, die höher als die der Kontrollen sind. Danach schwankt diese Konzentrationsstufe sehr stark. Diese Schwankungen können jedoch nicht mehr mit der alpha-Cypermethrin Belastung in Zusammenhang gebracht werden.



**Abb. 3.8: Zygoptera ssp. Abundanzen in der Mehrfachbelastung im Jahr 2001**

**Baetidae ssp.**

Den *Baetidae* ssp. wurden Tiere zugeordnet, die noch zu klein waren, um lebend näher bestimmt zu werden. Es handelt sich vornehmlich um frühe Larvenstadien. In den Kontrollen zeigt sich ein breiter Schwankungsbereich, der aber nicht auf ein bestimmtes Enclosure der Kontrollen zu manifestieren ist. In beiden Belastungsszenarien weisen die beiden höchsten Konzentrationen sehr niedrige Abundanzen auf und steigen erst zum Versuchsende wieder an. Es könnte sich um einen toxischen Effekt handeln, der aber durch den großen Schwankungsbereich der Kontrollen nicht eindeutig nachweisbar ist. Im single species Test (24 h) liegt die LOEC für Baetidae kleiner 0,5 cm bei 0,016 µg a.i./l (HUBER *et al.* unveröffentlicht c), so dass in diesen beiden Konzentrationsstufen toxische Effekte auftreten könnten. Betrachtet man *Baetidae* ssp. und *Cloeon dipterum* zusammengefasst in der Ordnung Ephemeroptera (Abb. 3.13) ist der Effekt deutlicher zu sehen. Auch GIDDINGS *et al.* (2001) finden bei hohen Pyrethroidbelastungen negative Effekte auf Ephemeroptera. Außerdem werden Baetidae von Zygopteren gefressen (eigene Beobachtungen) und unterliegen, bedingt durch deren Anstieg (Abb. 3.7) einem erhöhten Fraßdruck.

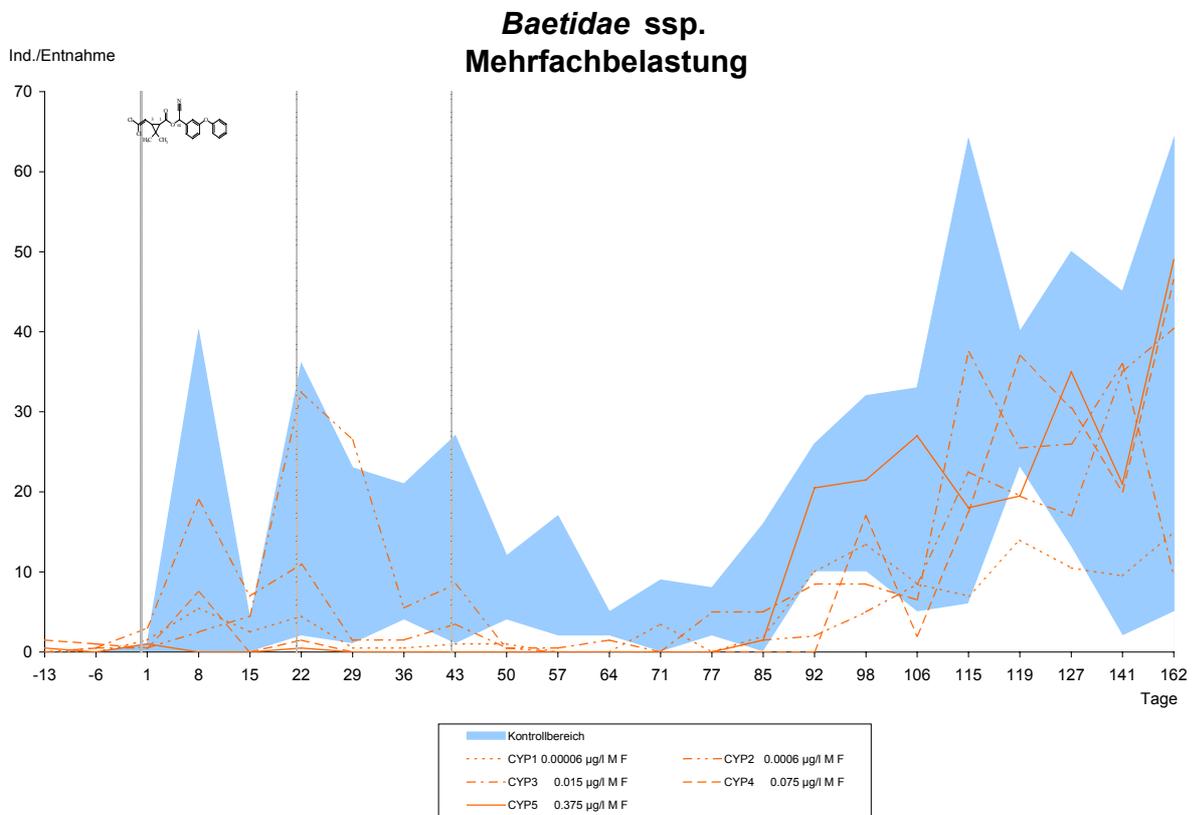
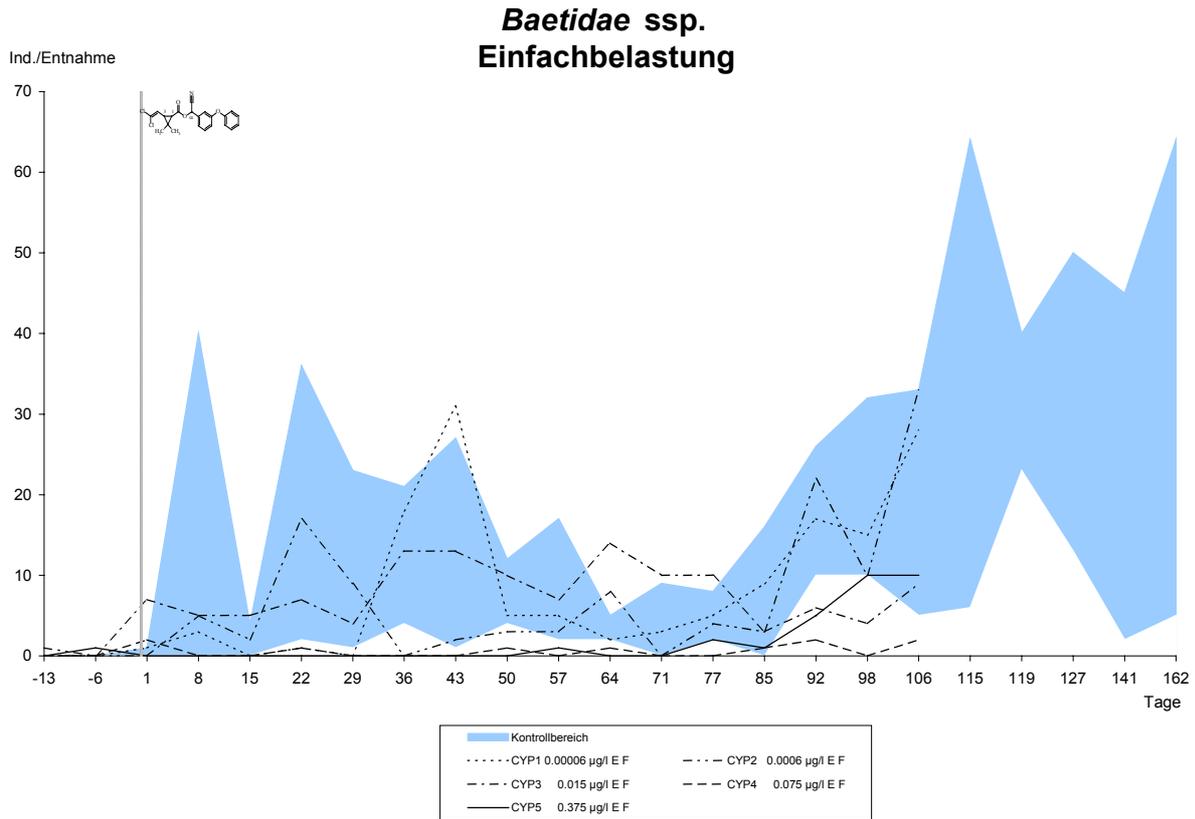
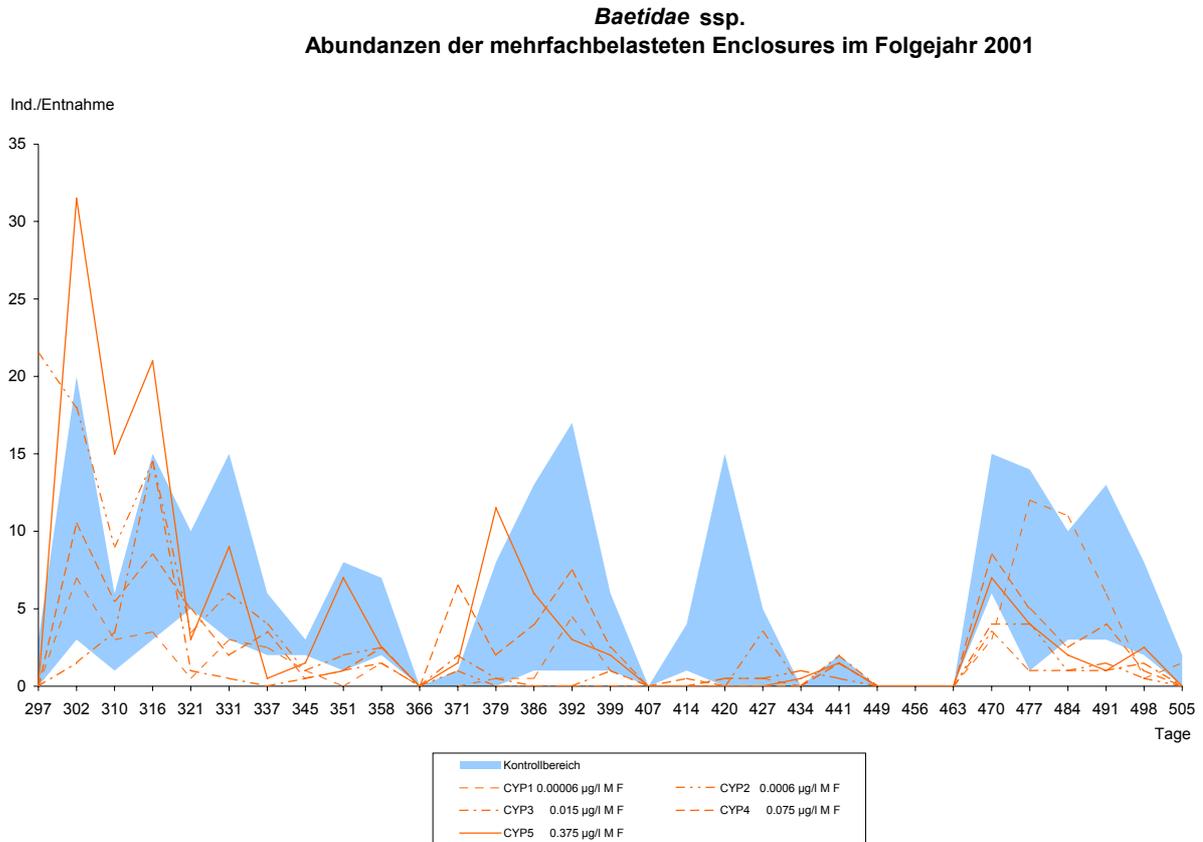


Abb. 3.9: Baetidae ssp. Abundanzen im Jahr der Belastung

Im Jahr 2001 zeigt sich nur zu Beginn in der höchsten Konzentration eine Erhöhung der Abundanzen. Danach verlaufen die Werte im Kontrollbereich (Abb. 3.10).



**Abb. 3.10: Baetidae ssp. Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

### ***Cloeon dipterum***

Abb. 3.11 zeigt den Abundanzverlauf von *Cloeon dipterum*. An Tag 15 zeigen sich in mehreren Enclosures jeweils maximale Werte. Auch hier streut der Kontrollbereich zeitweise sehr stark, vor allem im Bereich des Maximum. Betrachtet man *Baetidae ssp.* und *Cloeon dipterum* zusammengefasst in der Ordnung der Ephemeroptera (Abb. 3.13) ergibt sich ein etwas ausgeglicheneres Bild. Die Schwankungsbreite der Kontrollen am Ende des Probenahmezeitraumes bleibt in derselben Größenordnung. Dies könnte dadurch zu erklären sein, dass zu diesem Zeitpunkt die neu geschlüpfte Sommergeneration hochkommt. Diese zu Beginn sehr kleinen Tiere sind sehr schwierig zu sehen, vor allem wenn eine Probe viel Detritus enthält, so dass hier u.U. Organismen übersehen werden können. In der Mehrfachbelastung erkennt man im Herbst einen signifikanten Anstieg der Abundanzen in MF3, MF4 und am höchsten in MF5. Auch die beiden niedrigen Konzentrationen der Mehrfachbelastung zeigen diesen Anstieg in den Abundanzwerten. Das Ausmaß der Reaktion ist konzentrationsabhängig (bezüglich Stärke und Dauer). Dieser sekundäre Effekt erklärt sich durch die hier noch anhaltende Abwesenheit des Räubers (LAIR 1990) *Chaoborus cristallinus*. Der Grund für das Fehlen an Tag 162 ist im Entwicklungszyklus zu suchen. Da *Cloeon dipterum* als Ei oder junge

Larve überwintert (CIANCIARA 1979), müssen die Larven vorher noch schlüpfen. Der Verlauf der *Baetidae* ssp. (Abb. 3.9) bestätigt dies, da am Ende des Probenahmezeitraumes diese Tiere, bei denen es sich höchstwahrscheinlich um junge Larvenstadien von *Cloeon dipterum* handelt, vorhanden sind. SILINA (1994) und CIANCIARA (1979) berichten, dass *Cloeon dipterum* bivoltin sein kann. Es gibt dabei eine längere, überwinternde Generation und eine kürzer lebende, schnell wachsende Generation, die im August schlüpft und dann nach einer Flugperiode Eier ablegt.

Abschließend soll betont werden, dass die Mehrfachbelastung einen deutlichen indirekten Effekt verursacht, der in der Einfachbelastung nicht auftritt. Toxische Effekte sind aufgrund des großen Schwankungsbereiches der Kontrollen schwer zu identifizieren. Abb. 3.13 zeigt dies etwas besser. Auch der Williamstest (siehe bitte 3.4.1.5) findet nach der Applikation toxische Effekte. Diese treten sowohl in der Einfach- als auch der Mehrfachbelastung auf.

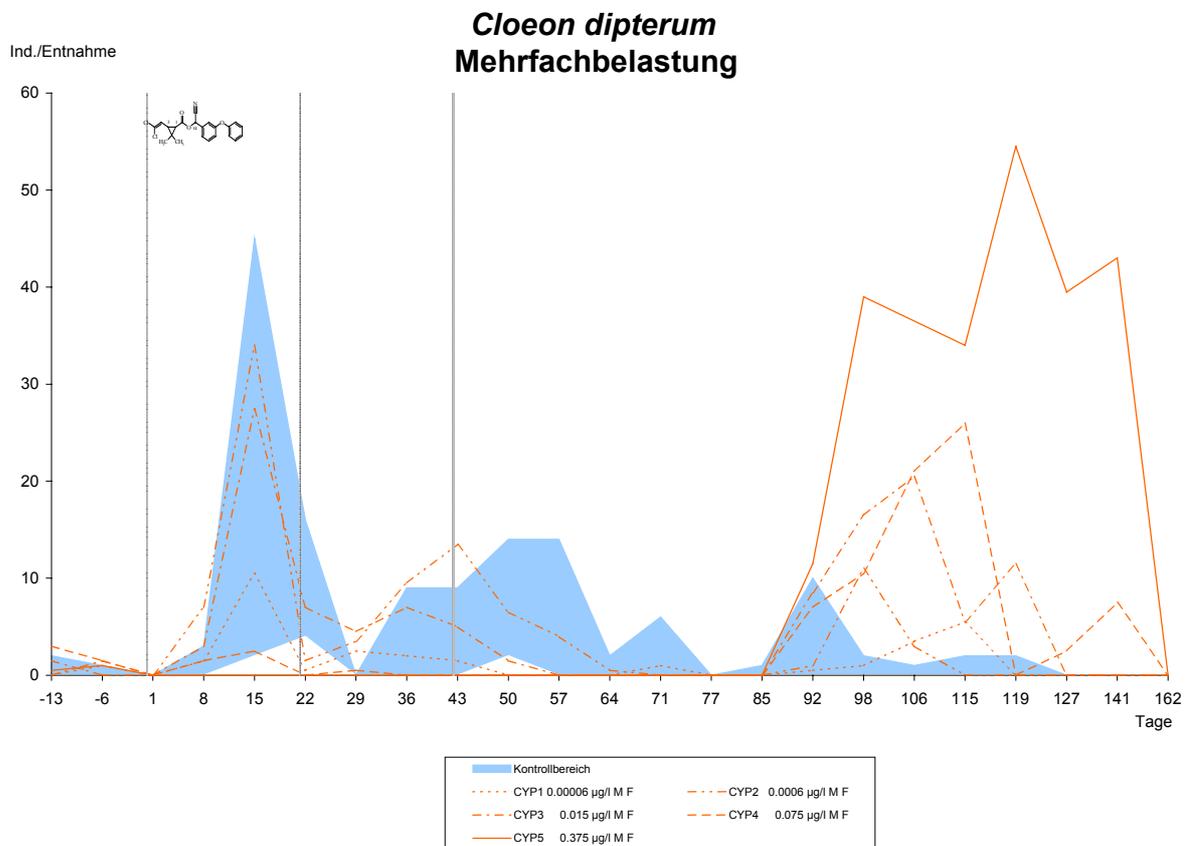
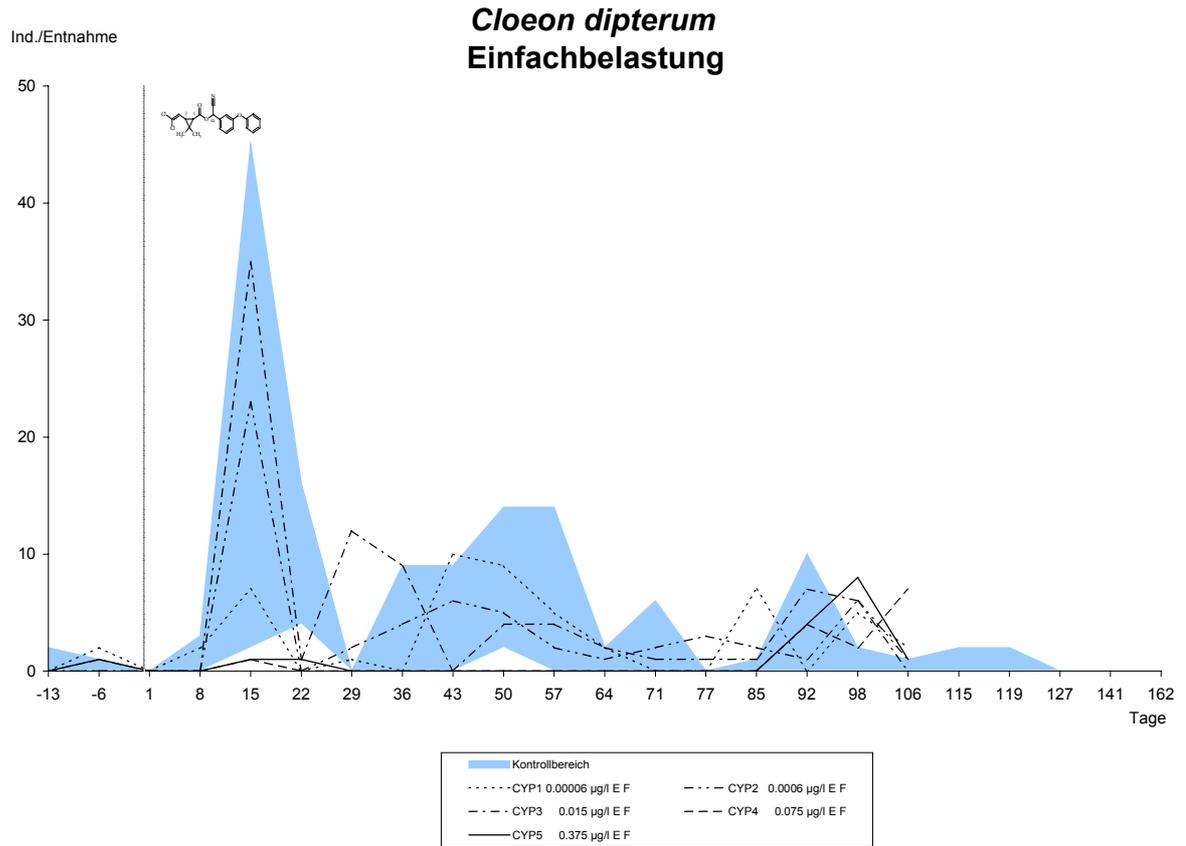
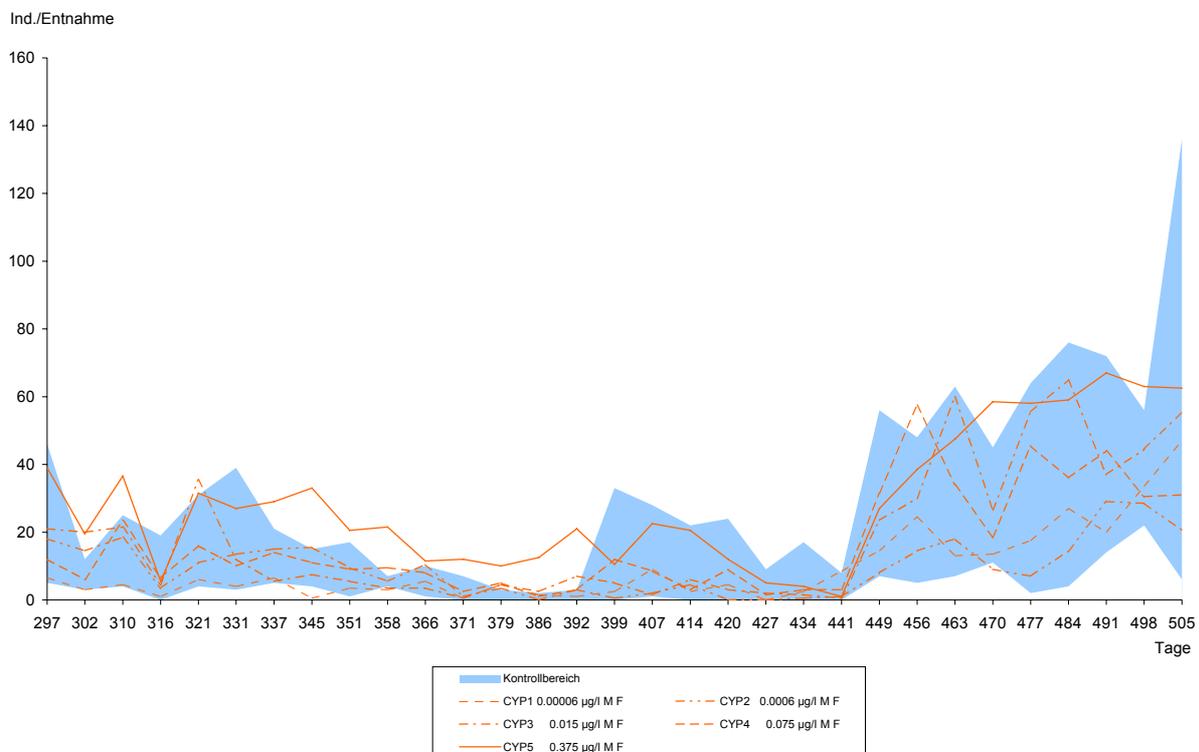


Abb. 3.11: *Cloeon dipterum* Abundanzen im Jahr der Belastung

In Abb. 3.12 sieht man die weitere Entwicklung der mehrfach belasteten Enclosures im Jahr 2001. *Cloeon dipterum* überwintert vornehmlich als junge Larve, es kann auch ein Teil der Eier überwintern (CIANCIARA 1979). Folglich ist zu erwarten, dass der durch die Belastung verursachte indirekte Effekt im Folgejahr andauert, bis es zur ersten Eiablage im neuen Jahr von *Cloeon dipterum* kommt bzw. sich *Chaoborus cristallinus* in den betroffenen mehrfach belasteten Enclosures wieder erholt.

Abb. 3.12 zeigt, dass die Abundanzen in MF5 noch bis Tag 392 oberhalb des Kontrollbereiches verlaufen. Wie in 3.4.1.2-*Chaoborus* gezeigt, tritt die Wiedererholung von *Chaoborus cristallinus* in diesem Enclosure erst an Tag 470 ein, aber ab Tag 386 beginnt ein stetiger Anstieg der *Chaoborus* Abundanz. Ab Tag 407 tritt der Räuber wieder in höheren Konzentrationen im System auf und beginnt dieses zu kontrollieren. Die Abundanzen von *Cloeon dipterum* sinken ab Tag 407 bis Tag 441 ab. Danach kommt es in allen Enclosures bedingt durch die Entwicklung der zweiten Generation wieder zu einem Anstieg der Abundanzen. Hier zeigt die Mehrfachbelastung also einen langanhaltenden Effekt auf die Struktur der Biozönose. Der im Herbst 2000 vorhandene sekundäre Effekt in den Belastungsstufen MF3 und MF4 setzt sich im Folgejahr nicht fort.

***Cloeon dipterum***  
**Abundanzen der mehrfachbelasteten Enclosures im Folgejahr 2001**



**Abb. 3.12: *Cloeon dipterum* Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

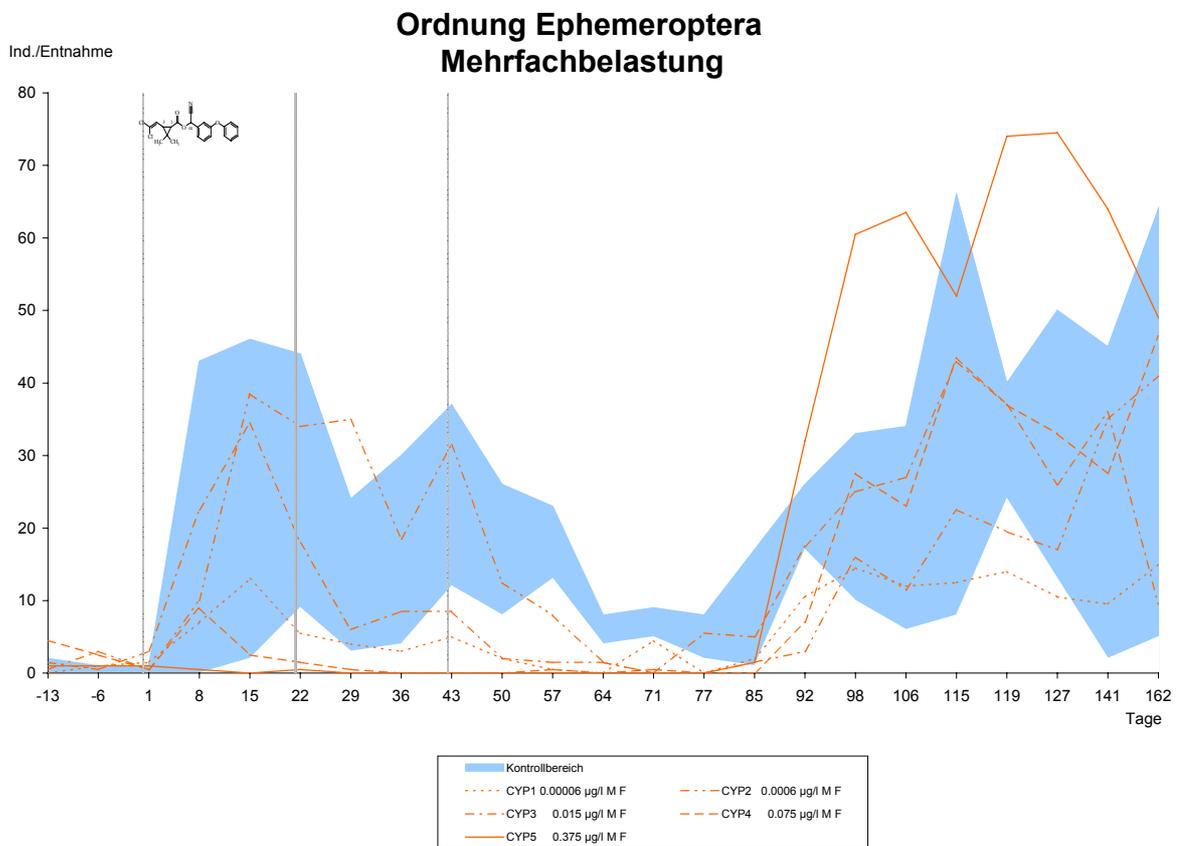
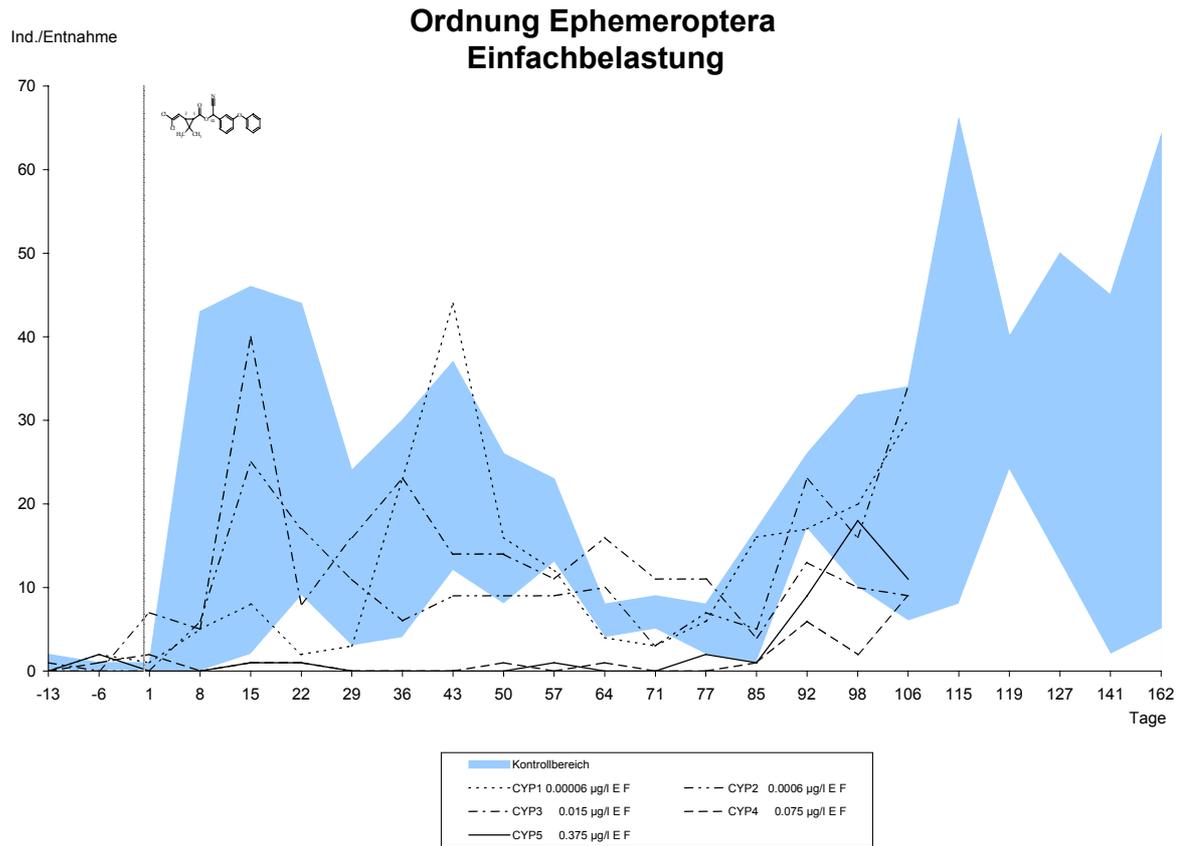


Abb. 3.13: Ordnung Ephemeroptera Abundanzen im Jahr der Belastung

***Naididae* ssp.**

Den *Naididae* ssp. (Abb. 3.14) lässt sich kein lineares Reaktionsmuster zuordnen. In der Einfachbelastung liegen die Werte in EF4 bis Tag 43 oberhalb des Kontrollbereiches und zeigen in diesem Zeitabschnitt auch die maximale Abundanz. Die Abundanzen in EF1, EF2 und EF5 liegen im Kontrollbereich, in EF3 liegen sie zwischen Tag 29 und 50 über dem Kontrollbereich. Die *Naididae* ssp. dürften durch das Fehlen von *Chaoborus cristallinus* bevorteilt sein. In der höchsten Konzentration kommt es vermutlich zu einem leicht toxischen Effekt, der den gewonnenen Vorteil überlagert, so dass es nicht zu einem Anstieg in der Abundanz kommt.

In der Mehrfachbelastung wiederholt sich dieses Muster. Wieder zeigt sich in der vierthöchsten Konzentration MF4 die maximale Abundanz. Hier ist der Anstieg nicht so ausgeprägt wie bei der Einfachbelastung. Die Abundanzen in der höchsten Konzentration (MF5) liegen zwischen Tag 1 und Tag 43 leicht über dem Kontrollniveau. Auch hier kommt es anscheinend zu einer Effektüberlagerung, so dass eine Interpretation schwierig ist. Ein kurzfristiger Anstieg in abgestufter Ausprägung entsprechend der umgekehrten Konzentrationsfolge ist bei den Abundanzen in MF2 und MF3 nach der ersten Belastung zu sehen. Die Abundanzen in MF3 steigen auch nach der zweiten Belastung über den Kontrollbereich an. WÖRN (1998) findet nach einer Pyrethroidbelastung indirekte Effekte bei Oligochaeten und erklärt dies durch das Fehlen der Räuber und der Nahrungskonkurrenten und einer Erhöhung des Nahrungsangebotes durch tote Tiere. VAN DEN BRINK *et al.* (1996) finden nach einer Pyrethroidbelastung ebenfalls eine Zunahme der Abundanzen der Oligochaeten, bedingt durch einen Anstieg im Nahrungsangebot in Form von periphytischen Algen, da arthropodische Grazer durch das Pyrethroid dezimiert worden sind. Auch BROCK *et al.* (2000) beschreiben diese Effekte nach Insektizidbehandlungen. Sie geben zusätzlich an, dass in manchen Studien eine Abnahme der Oligochaeten beobachtet wurde, bedingt durch einen erhöhten Fraßdruck von Egel (Hirudinea). Wenn man die Entwicklung der Ordnung Hirudinea in Abb. 3.15 betrachtet, könnte auch dies für den Nichtanstieg der *Naididae* Abundanzen in EF5 eine Erklärung sein. Oligochaeten werden in den Enclosures von Erpobdelliden, Chironomiden und anderen Insektenlarven gefressen (CHAPMAN 2001).

In der Mehrfachbelastung kommen vermutlich in den beiden hohen Konzentrationen neben den indirekten Effekten, toxische Effekte zum Tragen. Die Werte sinken in MF5 nach der zweiten Belastung und in MF4 nach der dritten Belastung. Diese direkten Effekte zeigen sich in der Einfachbelastung nur in der höchsten Konzentrationsstufe.

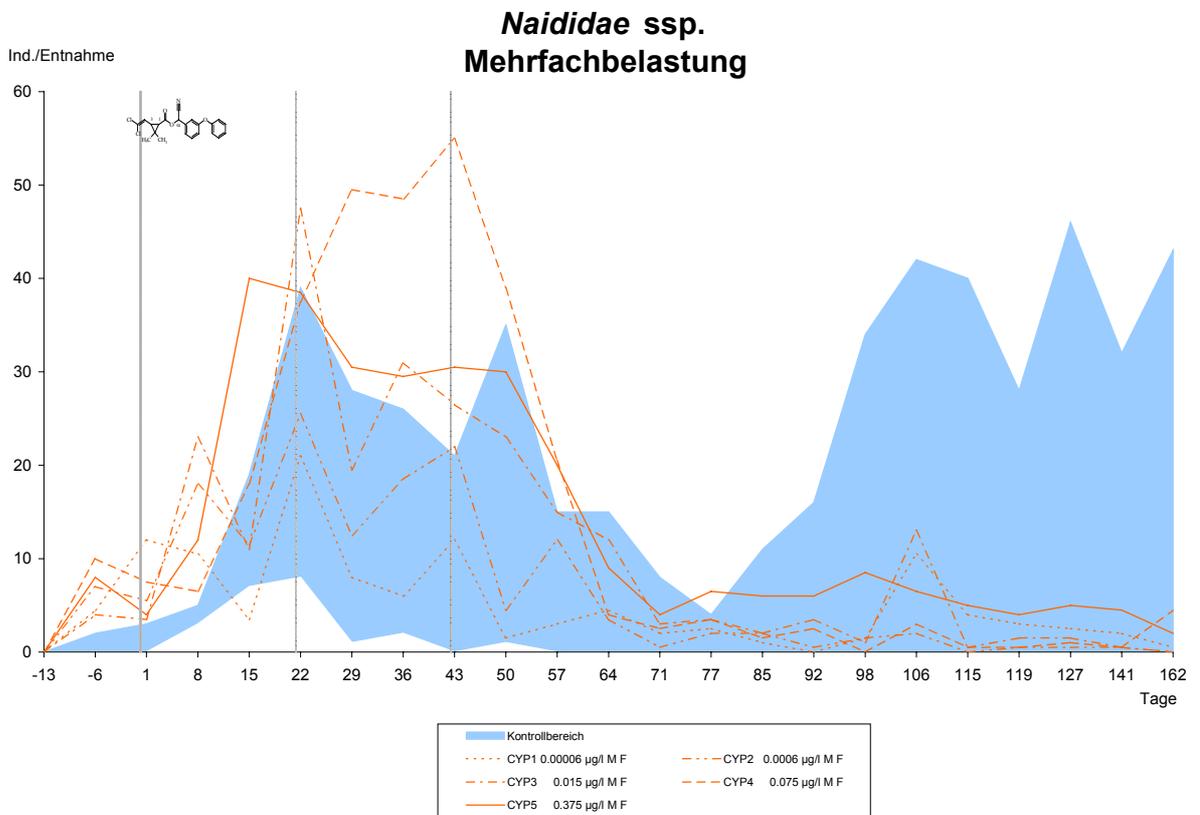
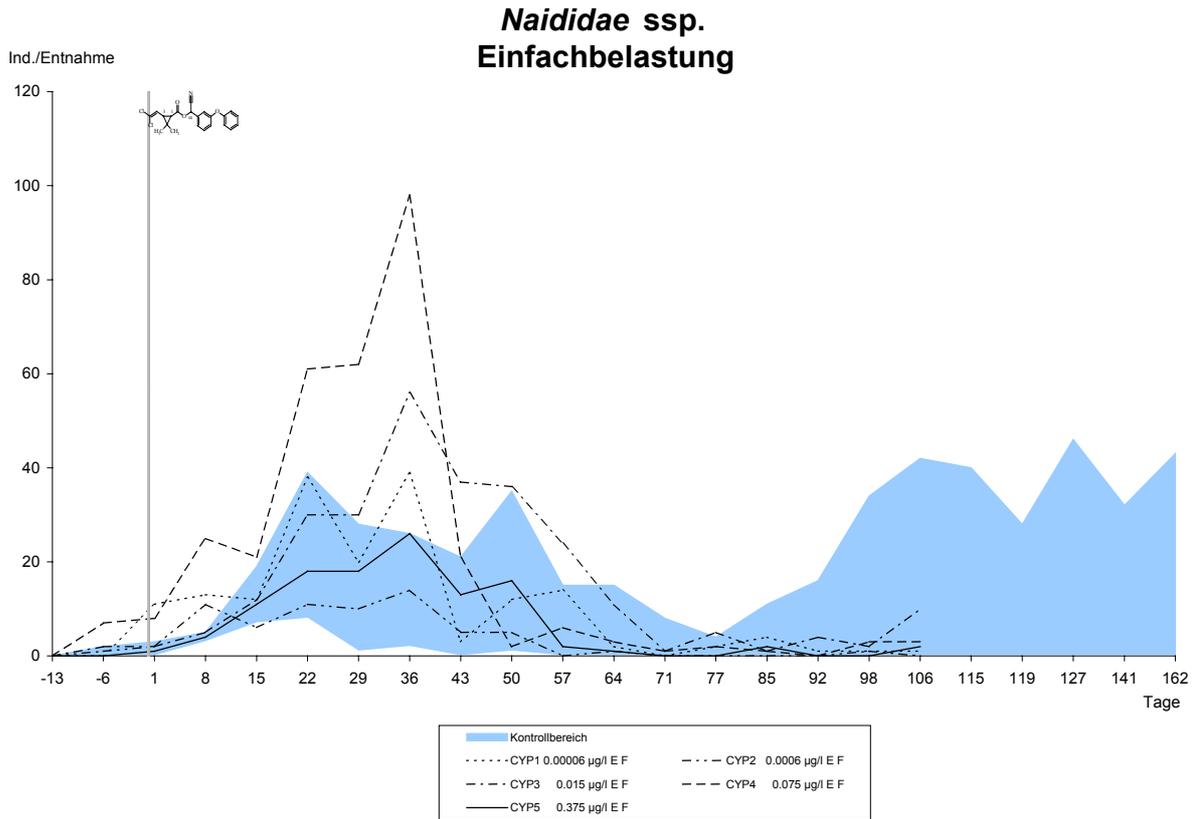


Abb. 3.14: Naididae ssp. Abundanzen im Jahr der Belastung

Im Jahr nach der Belastung zeigen *Naididae* ssp. in den belasteten Enclosures keinerlei Abweichungen von den Kontrollwerten.

### Hirudinea

In der Ordnung Hirudinea wurden vor allem *Erpobdellidae* ssp. und einige *Glossiphonidae* ssp. gefunden, deren Abundanzverlauf in Abb. 3.15 aufgetragen ist. Es zeigt sich, dass in der Einfachbelastung wie auch bei *Zygoptera* ssp., die maximale Abundanz in EF5 gefunden wird. Das Maximum ist mehr als doppelt so hoch wie in den Kontrollen und zeitlich um zwei Wochen nach hinten verschoben. Ein eindeutiges Konzentrationsgefälle ist in der Einfachbelastung nicht zu sehen, da die Abundanzen in EF3 über denen von EF4 liegen und EF1 über EF2. Der Effekt in der Einfachbelastung ist kurzzeitig. Nach Tag 36 kommen in allen Enclosures nur noch geringe Abundanzen vor. *Erpobdellidae* ernähren sich von Kleinkrebsen und Insektenlarven (LUDWIG 1993) und stehen folglich in Nahrungskonkurrenz zu *Chaoborus cristallinus*. Da in EF5 *Chaoborus cristallinus* nach Tag 1 verschwindet, haben die *Erpobdellidae* ssp. einen Nahrungsvorteil. Zieht man jedoch die Entwicklungszeit von Ei zu Larve, die drei bis fünf Wochen dauert (SCHWAB 1995), in Betracht, kann sich das erhöhte Nahrungsangebot so schnell nicht bemerkbar machen. Eine andere Erklärung wäre, dass die Tiere durch das Pyrethroid nicht getötet werden, aber in ihrer Fluchtreaktion verlangsamt sind und dadurch vermehrt gefangen wurden. Subletale Pyrethroidkonzentrationen können Verhaltensänderungen induzieren. ANDERSON (1989) stellte in Versuchen bei Plecoptera Immobilisationen fest. DAY und KAUSHIK (1987b) fanden bei Cladoceren und Copepoda eine verminderte Filtrierrate.

In der Mehrfachbelastung ist ein stärkerer Anstieg bei den beiden höchsten Konzentrationsstufen ebenfalls sichtbar. In der höchsten Konzentration abgeschwächer als in EF5 (nach der zweiten Belastung!), unter Umständen ist eine Effektüberlagerung durch einen leicht toxischen Effekt vorhanden. Dafür spricht auch, dass in MF4 die Abundanzen höher ansteigen als in MF5. Nach der ersten Belastung ist ein geringer Anstieg auch in MF2 und MF3 zu beobachten. In der Mehrfachbelastung dauert der Anstieg der Abundanzen länger an als in der Einfachbelastung. Die Abundanzen erreichen in MF4 an Tag 50 und in MF5 an Tag 64 wieder das Kontrollniveau. Auffällig sind die beiden Spitzen nach der zweiten Belastung. In MF5 könnte zusätzlich ein leicht toxischer Effekt vorliegen, so dass die Abundanzen geringer sind als in MF4. In MF4 könnte die obige Erklärung der langsameren Fluchtreaktion zum Tragen kommen.

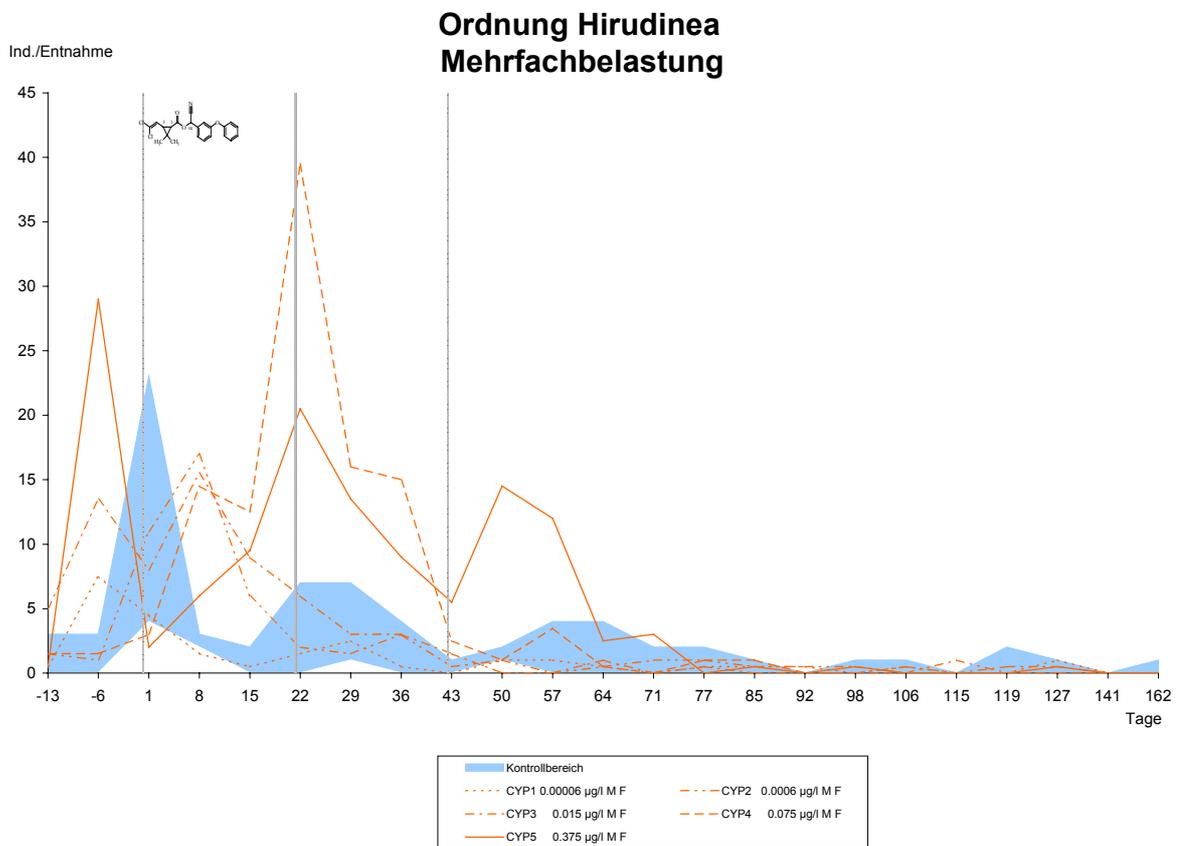
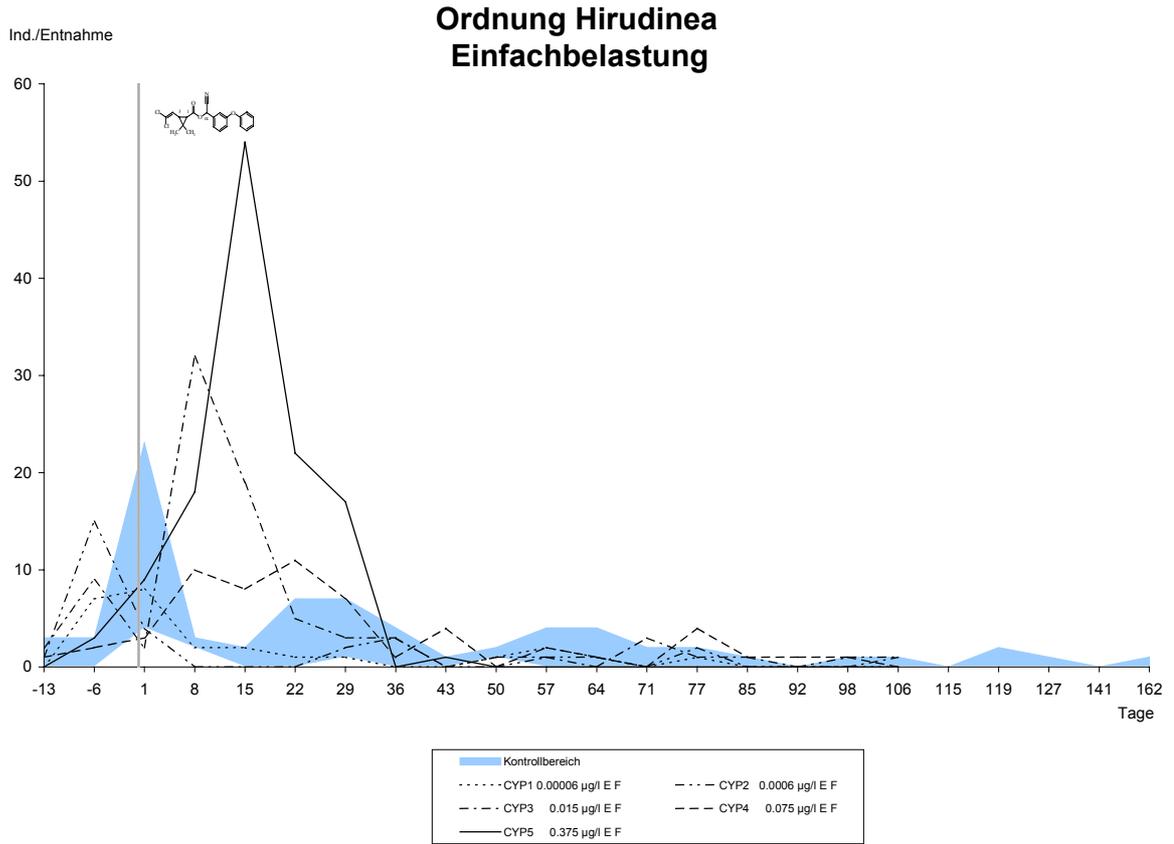
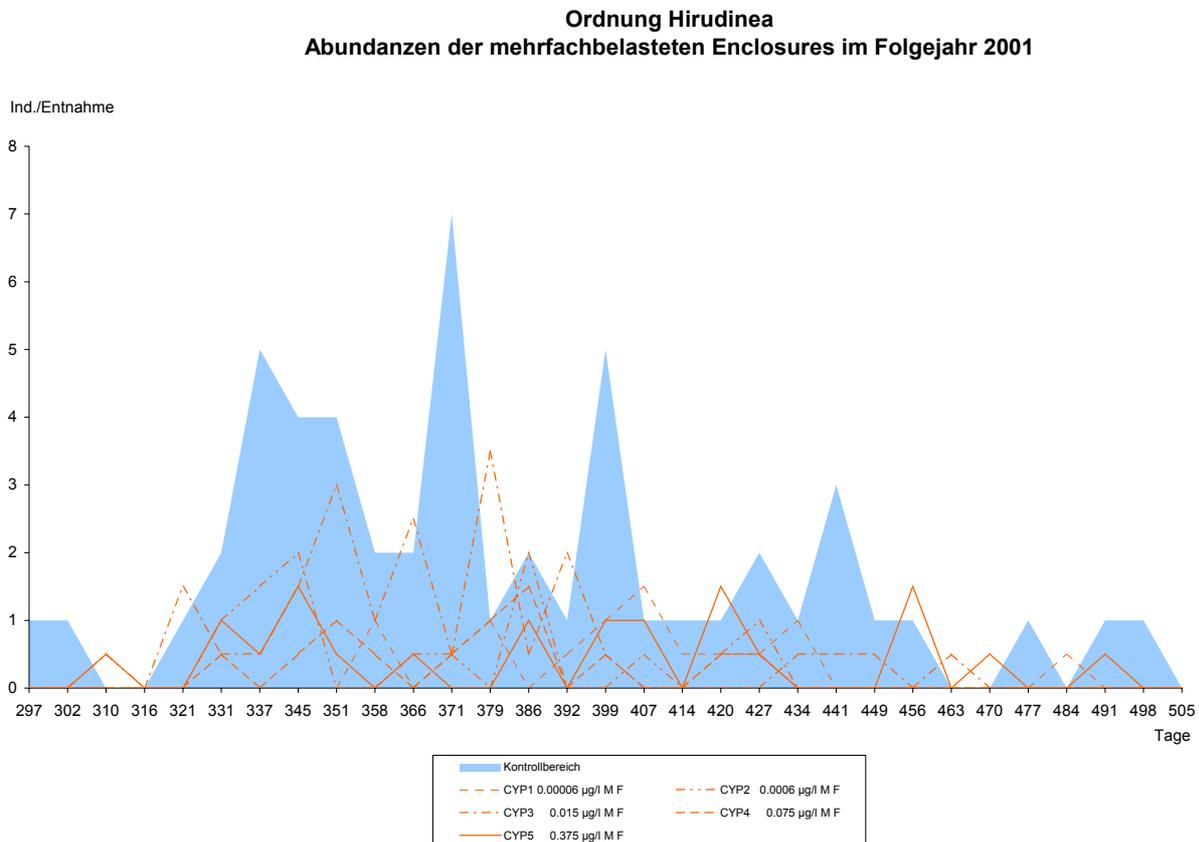


Abb. 3.15: Ordnung Hirudinea Abundanzen im Jahr der Belastung

Im Jahr 2001 sind keine Abweichungen in den Abundanzen der belasteten Enclosures zu erwarten, da im Belastungsjahr schon ab Tag 64 eine Wiedererholung stattgefunden hat. Abb. 3.16 bestätigt das. Dies ist zu gleich auch ein Beweis dafür, dass die Veränderungen in den belasteten Enclosures im Vorjahr ursächlich mit der Belastung zusammenhängen.



**Abb. 3.16: Hirudinea Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

**Chironomidae ssp.**

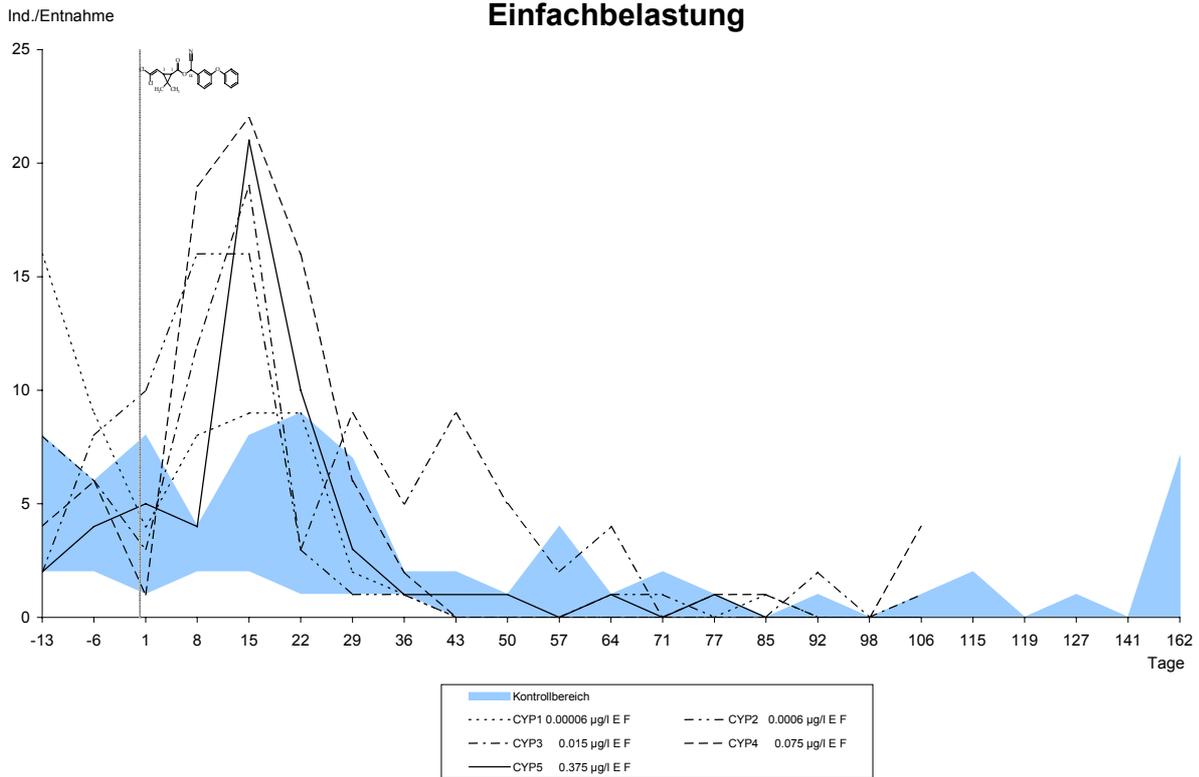
Bei den *Chironomidae* ssp. in Abb. 3.17 zeigt sich, dass in der Zeit von Tag 1 bis 15 teilweise bis Tag 22 die Abundanzen in allen belasteten Enclosures über dem Kontrollbereich liegen.

In der Einfachbelastung steigen die Abundanzwerte mit der Konzentration an. Nur in EF5 sind geringere Abundanzen als in EF4, da hier vermutlich ein leicht toxischer Effekt vorliegt. Dies wird auch durch den leichten Rückgang nach der Belastung bestätigt. Es ist zu beachten, dass die Enclosures in der Vorbelastungsphase bezüglich der Chironomiden Abundanz weiter streuen und zum Teil nicht im Kontrollbereich liegen. Bei der Betrachtung der Dominanzwerte in 3.4.1.1 wurde schon vermerkt, dass die Chironomiden von der Belastung profitieren. Erstaunlich ist, dass die Abundanzen auch in den niedrigen Konzentrationen ansteigen, da hier kein Effekt auf *Chaoborus cristallinus* festzustellen ist. Betrachtet man jedoch Abb. 3.5 genauer, ist zu sehen, dass die *Chaoborus* Abundanzen in MF 1 und MF2 zu dem betreffenden Zeitraum zwar im

Kontrollbereich liegen, aber am unteren Rand. Ähnliches gilt auch für die Werte in EF1 und EF2.

In der höchsten Konzentration der Mehrfachbelastung spielen wie in EF5 toxische Effekte eine Rolle, da die Abundanzen in MF3 und MF4 höher ansteigen als in MF5. Auch FARMER *et al.* (1995) finden nach einer mehrmaligen Pyrethroidbelastung einen Anstieg in den Chironomiden Abundanzen, hervorgerufen durch eine Erhöhung des Nahrungsangebotes (Detritus, tote Organismen, Algen) und eine Reduzierung des Fraßdruckes durch Räuber (hier vor allem Coleoptera und Hemiptera). Auch hier wurde nach der ersten Belastung eine Abnahme der Chironomidenzahl beobachtet (in den Samplern an der Wasseroberfläche), nach der dritten Belastung lagen die Werte im Bereich der Kontrollen oder höher als dieser. In den Samplern am Boden wurde während der ganzen Zeit ein Anstieg der Abundanzen beobachtet, da die Tiere hier nicht so stark dem Pyrethroid ausgesetzt waren, aufgrund des raschen Abbaues des Pyrethroides. GIDDINGS *et al.* (2001) bestätigen ebenfalls kurzfristige toxische Effekte bei Chironomiden, bei denen aber immer eine Recovery stattfand. Chironomiden sind unter den Insekten die fruchtbarsten Tiere, die sich auch am schnellsten fortpflanzen.

**Chironomidae ssp.  
Einfachbelastung**



**Chironomidae ssp.  
Mehrfachbelastung**

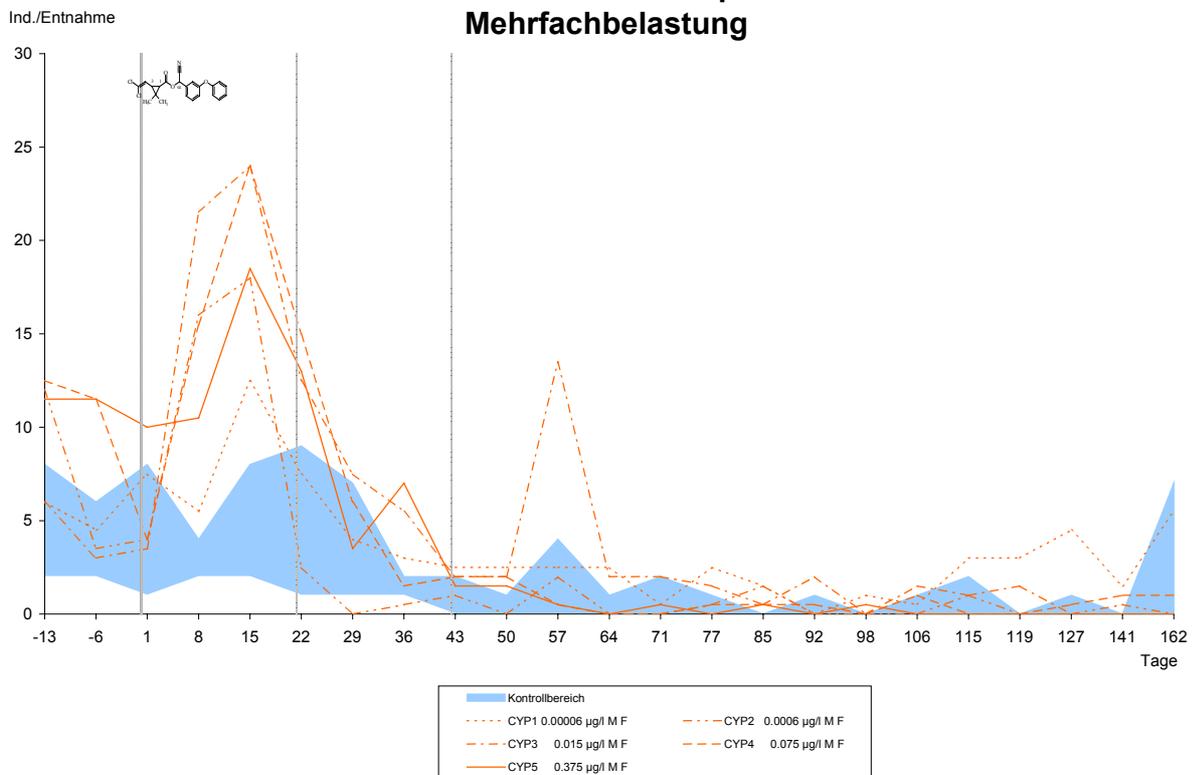


Abb. 3.17: Chironomidae ssp. Abundanzen im Jahr der Belastung

Im Jahr nach der Belastung konnten keinerlei Auswirkungen der Belastung auf die *Chironomidae* ssp. beobachtet werden.

### ***Lymnaea stagnalis***

Wie bei der Untersuchung der Dominanzverhältnisse in der Makroinvertebratengesellschaft schon angemerkt (3.4.1.1), haben die Gastropoda und vor allem ihr Hauptvertreter in dieser Studie, *Lymnaea stagnalis*, von der Mehrfachbelastung profitiert. Dies fanden auch FARMER *et al.* (1995). Eine strikte Dosis-Wirkungs Beziehung ist jedoch nicht zu erkennen. Die sekundären Effekte, verursacht durch den Anstieg der Phytoplanktonabundanzen (Nahrung), sind zwar in MF5 am deutlichsten, dann folgen aber MF3 und MF2. Höhere Werte als in den Kontrollen sind auch in MF1 gegen Versuchsende zu finden (Abb. 3.18). In MF4 liegen die Abundanzen während des gesamten Versuchszeitraumes fast ausschließlich im Bereich der Kontrollen. Diese Verläufe korrespondieren gut mit den Verläufen des Chlorophyll a Gehaltes (Abb. 3.59). Solche indirekten Effekte treten häufig bei Gastropoden nach Pyrethroidbelastungen auf (BROCK *et al.* 2000; LOZANO *et al.* 1992).

In der Einfachbelastung ist die *Lymnaea* Abundanz in EF4 an Tag 85 erhöht. Ansonsten liegen die Werte wie in MF4 im Kontrollbereich. Auch hier zeigen sich erhöhte Abundanzen vor allem in EF5 und in EF3. In der Einfachbelastung konnten keine erhöhten Chlorophyll a Werte beobachtet werden.

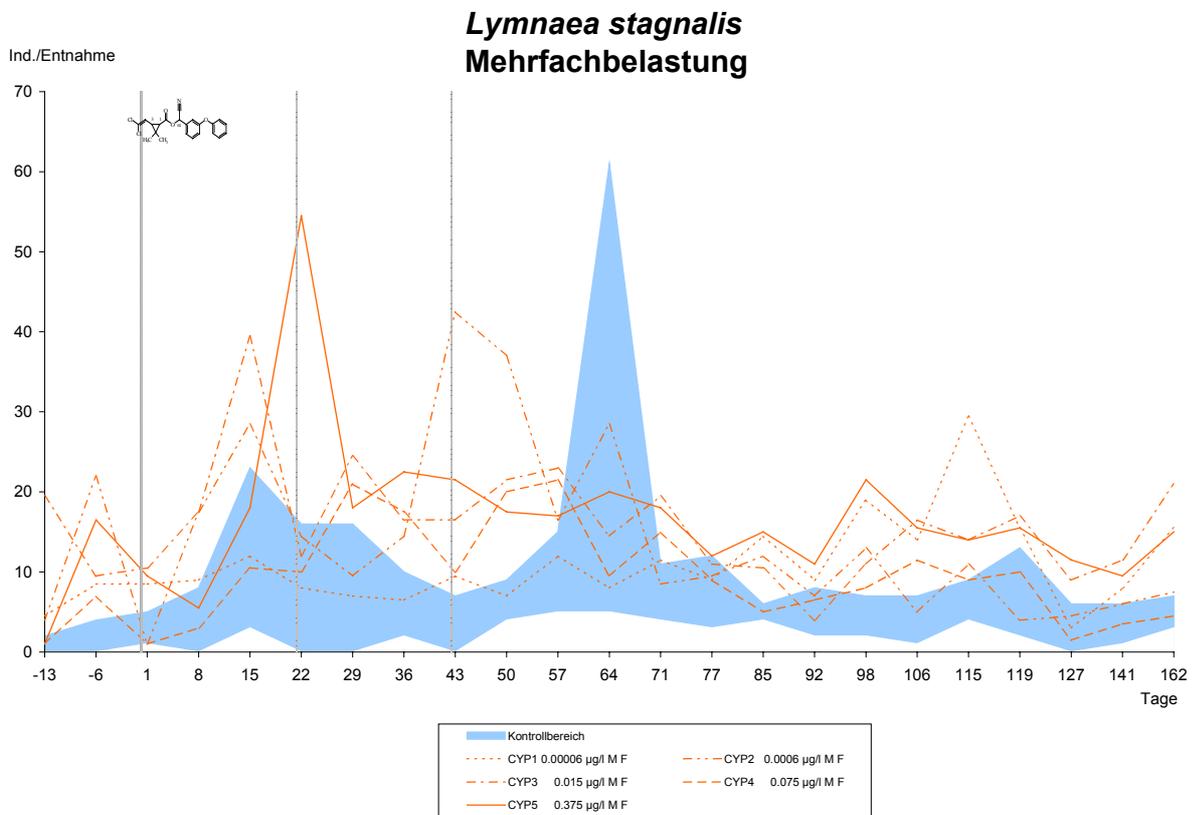
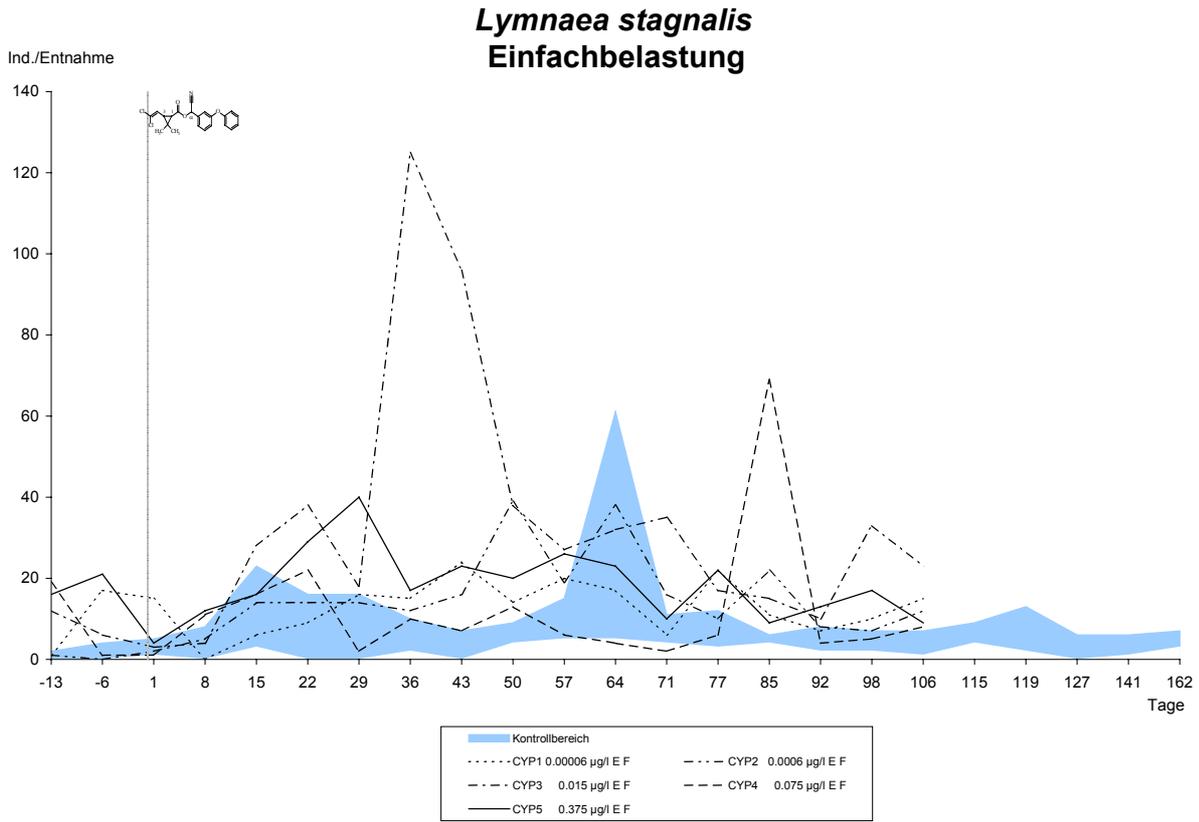
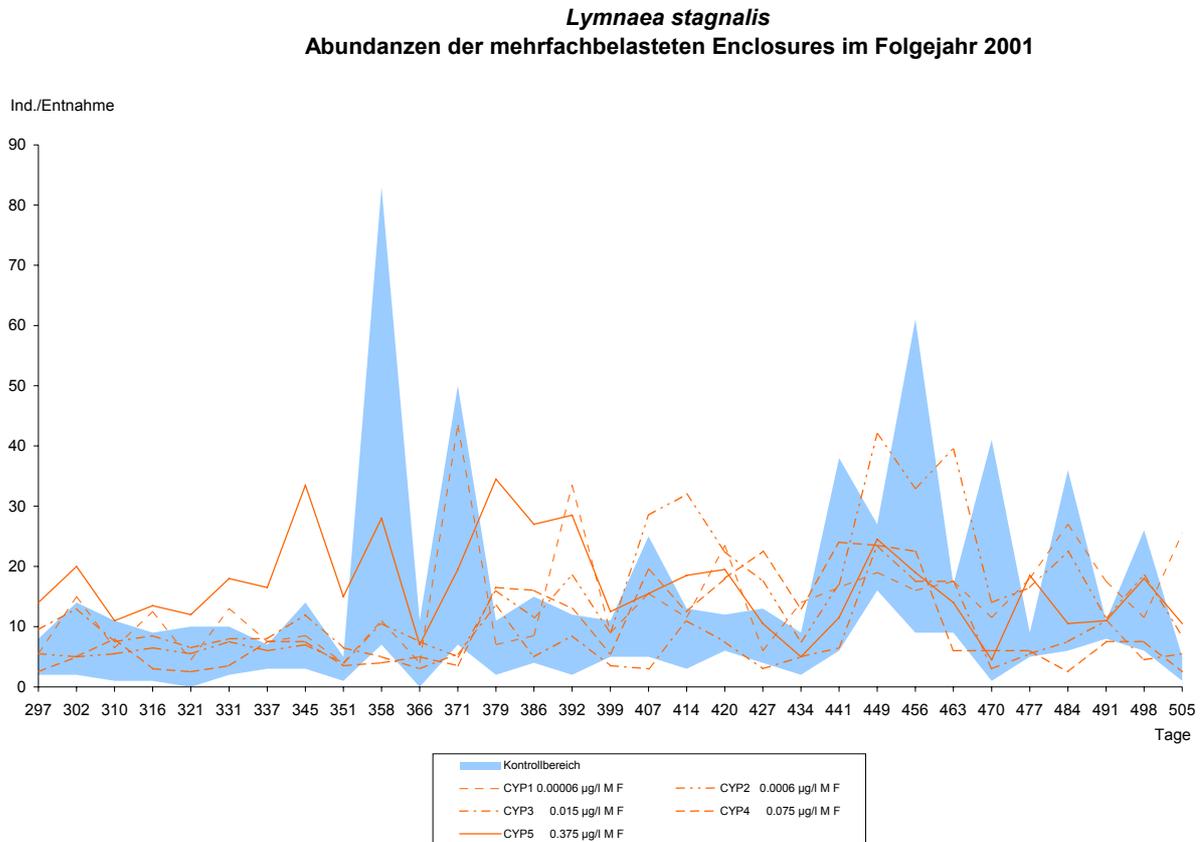


Abb. 3.18: *Lymnaea stagnalis* Abundanzen im Jahr der Belastung

Im Jahr nach der Belastung zeigen sich zeitweise noch in der höchsten Konzentrationsstufe der Mehrfachbelastung höhere Werte als in den Kontrollen (Abb. 3.19).



**Abb. 3.19: *Lymnaea stagnalis* Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

### 3.4.1.3 Shannon Index und Evenness

Die Evenness zeigt, dass durch die Belastung eine größere Gleichverteilung der Arten gegeben ist. Durch die starke Dezimierung von *Chaoborus cristallinus* als eudominante Art in den Kontrollen (siehe 3.4.1.1) sind die Anteile der anderen Arten gleichmäßiger verteilt. In Abb. 3.20 ist ersichtlich, dass dies in MF5 am deutlichsten ist. Auch die Werte in MF4 und MF3 verlaufen über dem Kontrollbereich, wobei in MF4 die Werte nach der zweiten Belastung bis Tag 50 im Kontrollbereich liegen. An Tag 106 wird in MF4 der höchste Wert erreicht. Die Evennesswerte aller mehrfach belasteten Enclosures, außer in MF2 liegen an diesem Tag über dem Kontrollbereich. Die beiden niedrigen Konzentrationen zeigen einen ähnlichen Verlauf bis Tag 15, danach liegen die Werte in MF1 im Kontrollbereich, den sie zum Ende hin wieder verlassen. Die Evenness in MF2 bleibt über den ganzen restlichen Zeitraum im Kontrollbereich. An Tag 162 liegen nur die niedrigste und die höchste Konzentrationsstufe geringfügig über dem Kontrollbereich.

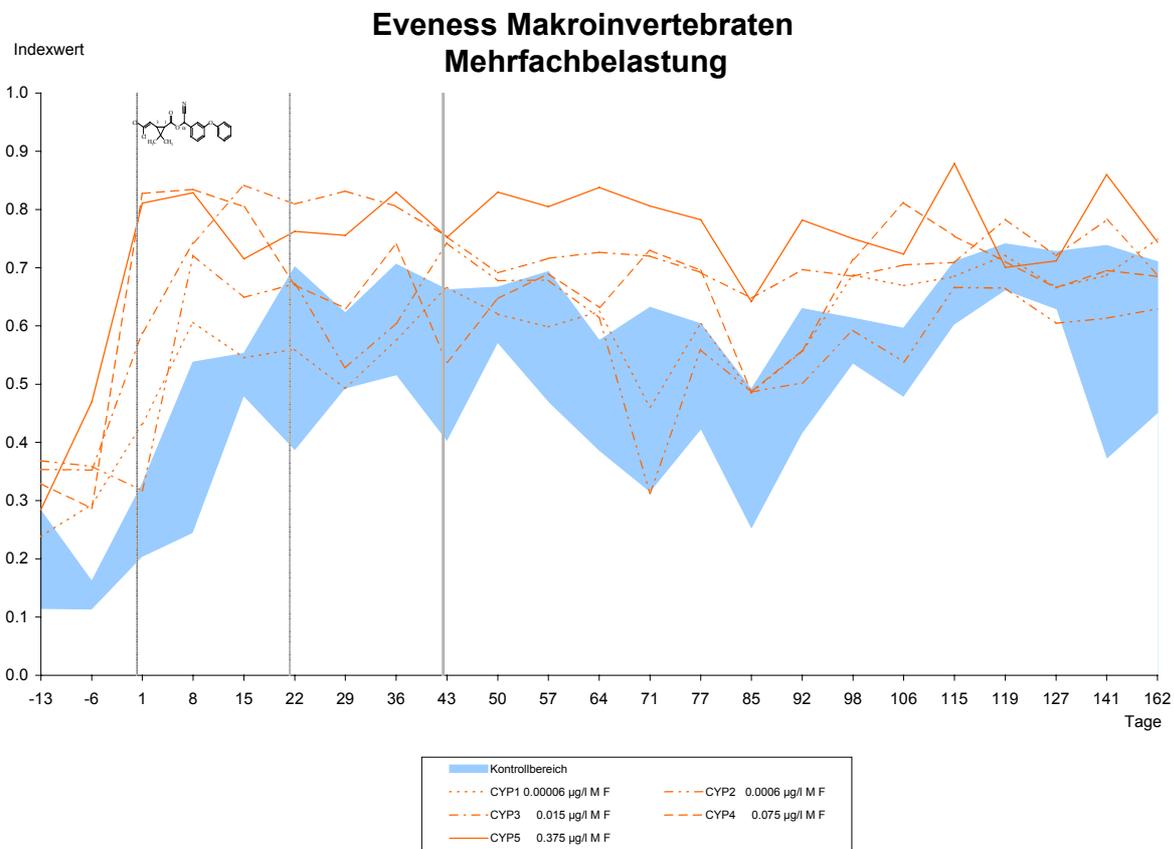
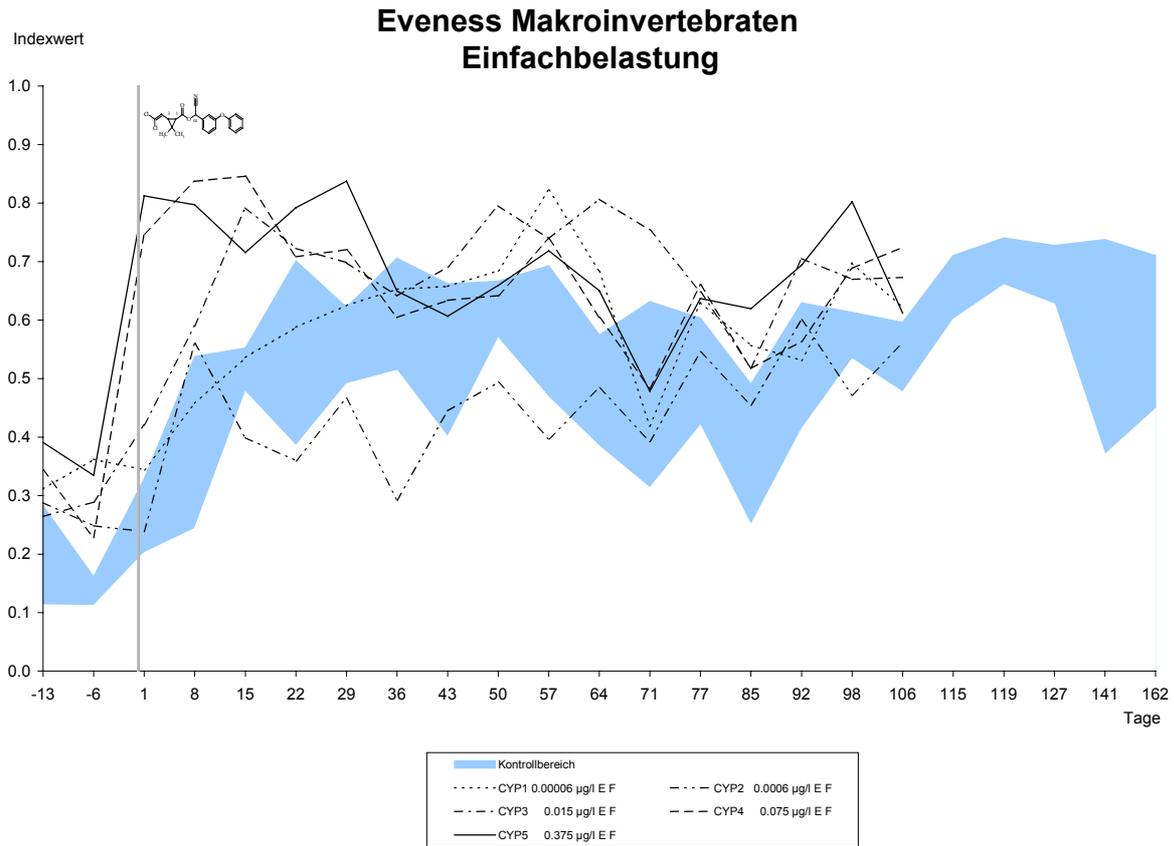


Abb. 3.20: Evenness Makroinvertebraten im Jahr der Belastung

In der Einzelbelastung ist der Effekt nicht so ausgeprägt. Die Werte in EF5 und EF4 liegen bis Tag 29 über dem Kontrollbereich und treten dann ab Tag 77 (EF5) bzw. Tag 98 (EF4) erneut aus dem Kontrollbereich. Der Verlauf der Evenness in EF3 hingegen befindet sich bis auf Tag 36 außerhalb des Kontrollbereiches. An Tag 106 hat die Evenness in MF3 und EF3 das gleiche Niveau. Die Werte in EF2 liegen zwischen Tag 15 und 57 unter dem Kontrollbereich. Wie in 3.4.1.1 gezeigt, ist in EF2 die höchste *Chaoborus* Dominanz zu finden. Es zeigt sich folglich durch die starke Dominanz dieser Art eine ungleichmäßige Verteilung der Arten. Die Werte in EF1 liegen während des größten Teils des Versuches im Kontrollbereich. An Tag 57 und 64 und am Ende liegen die Werte dieser Konzentration leicht über den Kontrollen.

Der Shannonindex bestätigt die Ergebnisse der Evenness und ist in Abb. 3.21 zu sehen.

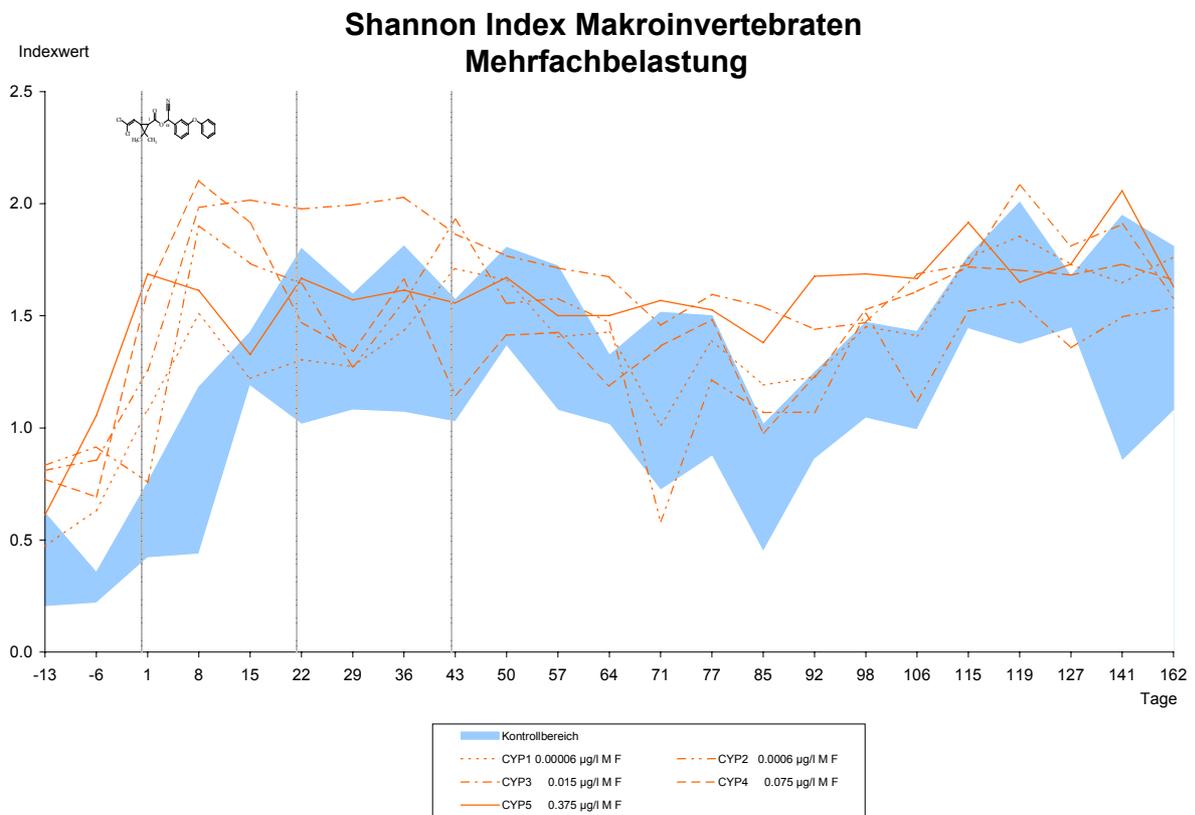
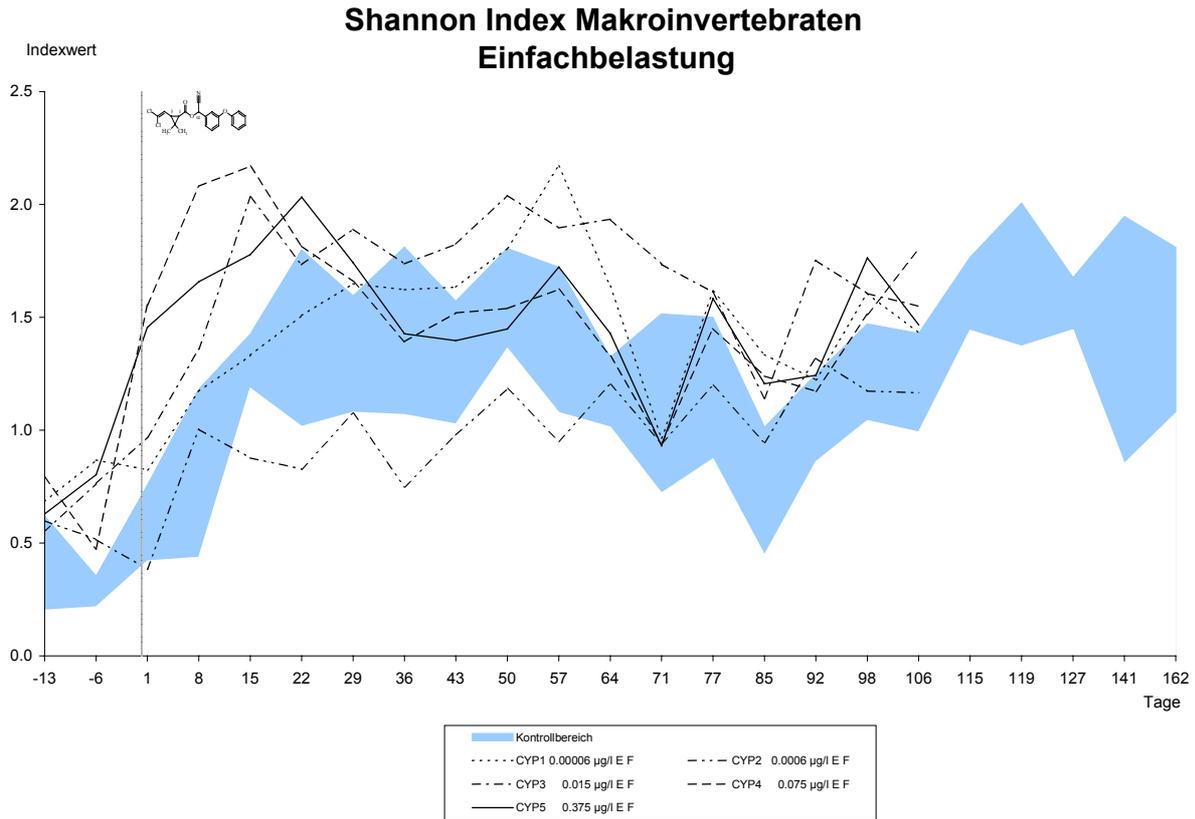


Abb. 3.21: Shannon-Index Makroinvertebraten im Jahr der Belastung

### 3.4.1.4 Multivariate Statistik - PRC

Für den Vergleich zwischen Einfach- und Mehrfachbelastung wurden vier verschiedene PRCs berechnet. Da dies stringent auch bei den Zooplankton- und Phytoplanktongesellschaften durchgeführt wird, sind die vier Analysen zur besseren Veranschaulichung durchnummeriert. Zunächst wurde eine Analyse mit den einfach belasteten Enclosures und den Kontrollen durchgeführt (Analyse 1). Dementsprechend wurde auch eine Analyse gerechnet, in die nur die mehrfach belasteten Enclosures mit den Kontrollen einfließen (Analyse 2). Eine dritte PRC wurde mit allen Enclosures durchgeführt, wobei bei der Zuordnung eine Unterscheidung zwischen der Einfach- und Mehrfachbelastung bei den jeweiligen Konzentrationen gemacht wurde (Analyse 3). Für den Versuch, den Effekt der Mehrfachbelastung genauer herauszuarbeiten, wurde eine PRC gerechnet mit den mehrfach belasteten Enclosures, in die als Kontrollen die einfach belasteten Enclosures eingegeben wurden (Analyse 4).

In Abb. 3.22 ist das Ergebnis der PRC der Einfachbelastung dargestellt. Die PRC ist signifikant ( $p=0,002$ ), 48,2 % der Varianz werden durch die Belastung erklärt, davon sind 37 % auf der vertikalen Achse dargestellt. VAN DEN BRINK *et al.* (1996) geben an, dass für ökologische Daten Werte von 30 bis 40 % normal sind, so dass hier ein großer Anteil der Varianz durch die Belastung erklärt wird. Die Versuchstage erklären 16,9 % der Gesamtvarianz, die auf der horizontalen Achse dargestellt sind.

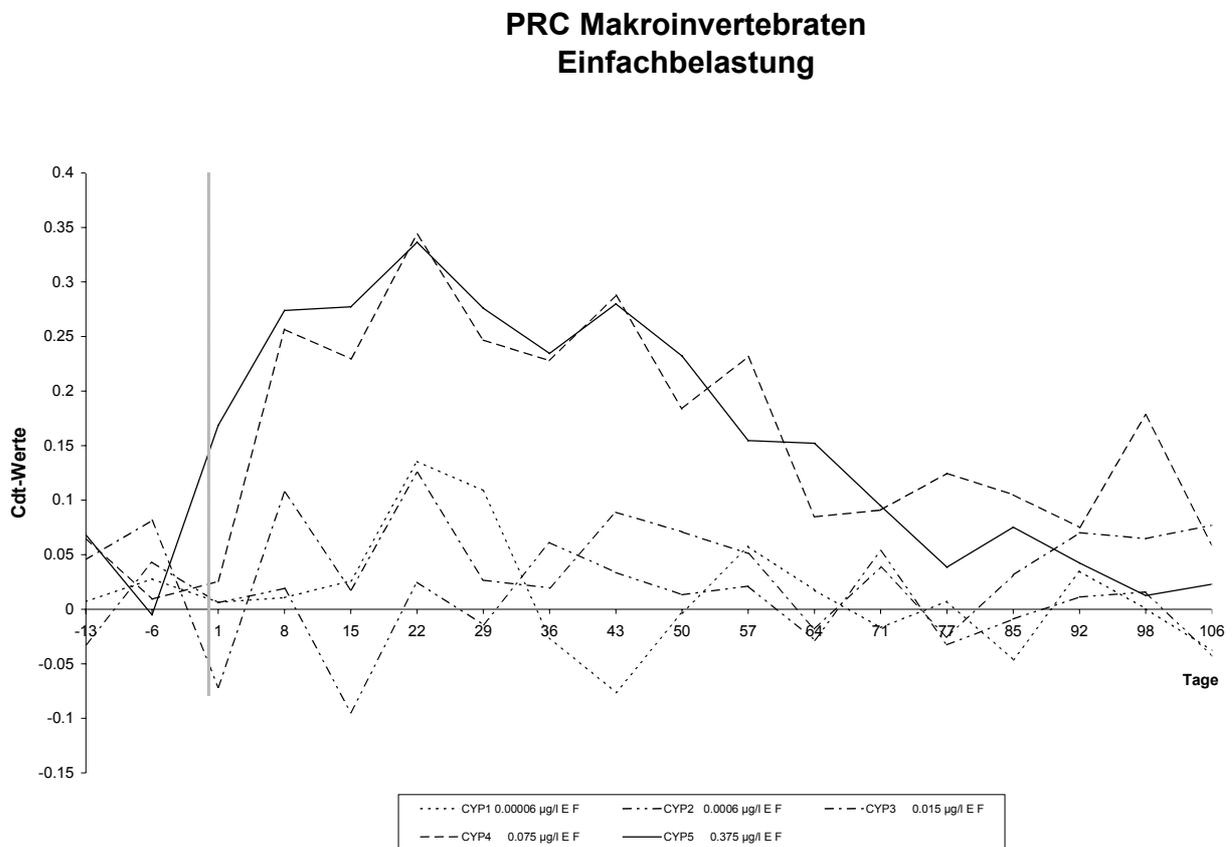


Abb. 3.22: Makroinvertebraten PRC-Kurven der Einfachbelastung im Jahr der Belastung

Die Validierung der PRC-Ergebnisse für jeden Versuchstag mittels eines Permutationstests ergab, dass an den Tagen 1 bis 57 signifikante Behandlungseffekte vorliegen. Eine Recovery kann für alle Einfachbelastungen beobachtet werden. Abb. 3.22 zeigt, dass die Kurven von EF4 und EF5 nach der Belastung bis Tag 57 deutlich von den Kontrollen abweichen. Die drei anderen Konzentrationen zeigen keine größeren Veränderungen zu den Kontrollen. Hier entspricht die Abfolge der Konzentrationsstufen nicht dem Abbild der Cdt-Kurven.

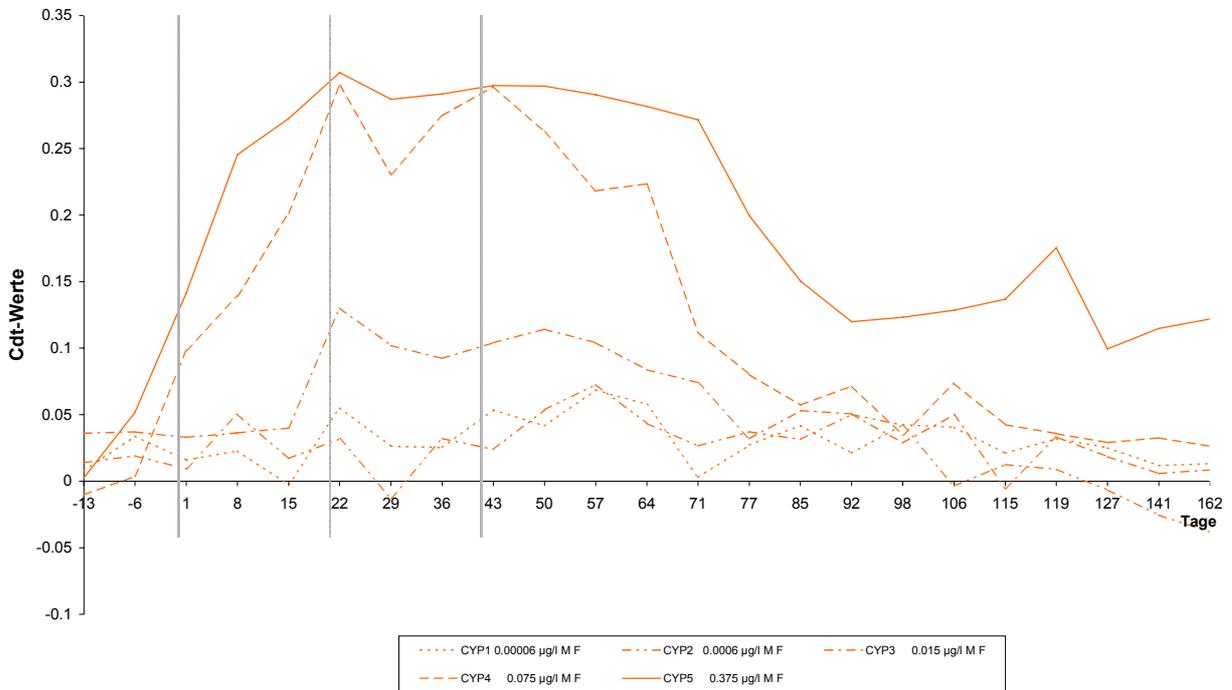
Betrachtet man die dazugehörigen species scores, die in Tab. 3.9 aufgeführt sind, bestätigen sich bei *Zygoptera* ssp. und *Erpobdellidae* ssp., die schon beschriebenen indirekten Effekte und bei den drei Taxa mit negativem species score die toxischen.

**Tab. 3.9: Makroinvertebratentaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der Einfachbelastung**

Taxon	species score
Erpobdellidae ssp.	0.5
Zygoptera ssp.	0.5
Cloeon dipterum	-0.7
Chaoborus cristallinus	-1.0
Baetidae ssp.	-1.1

Betrachtet man nun die Ergebnisse der zweiten Analyse (Abb. 3.23), zeigt sich ebenfalls eine starke Abweichung von den Kontrollen bei dem Verlauf der Kurven von MF4 und MF5 ab der ersten Belastung. Der Einfluss der Mehrfachbelastung zeigt sich dahingehend, dass der Effekt länger anhält. Die Kurve von MF4 liegt bis Tag 64 und die von MF5 bis Tag 77 oberhalb eines Cdt-Wertes von 0,2. Auch die Werte von MF3 verlaufen im Vergleich zu denen von EF3 (Abb. 3.22), die keinerlei eindeutige Richtung in der PRC zeigen, deutlicher von den Kontrollen weg. Die Konzentrationsabfolge ist in den drei höheren Konzentrationen gegeben. In den beiden niedrigen Belastungsstufen ist dies nicht mehr deutlich, die beiden Kurven oszillieren und verlaufen zeitweise durcheinander. Bei der Einfachbelastung ist dieses Verhalten auf die drei unteren Konzentrationen ausgeweitet.

**PRC Makroinvertebraten  
Mehrfachbelastung**



**Abb. 3.23: Makroinvertebraten PRC-Kurven der Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung**

Die PRC der Mehrfachbelastung ist signifikant mit  $p=0,002$ . 36,4 % der Varianz werden durch die Belastung erklärt, davon sind 37,2 % auf der vertikalen Achse dargestellt. Die Variable Versuchstag erklärt 34,8 % der Varianz.

Der Permutationstest für jeden Versuchstag ergab, dass die PRC an allen Tagen, außer Tag 85 und 92 (jeweils  $p= 0,06$ ), signifikant ist.

Die höchste Belastungsstufe zeigt am Ende des Probenahmezeitraumes 2000 noch keine Wiedererholung.

Arten mit einem species score größer  $\pm 0,5$  sind in Tab. 3.10 aufgelistet.

**Tab. 3.10: Makroinvertebratentaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der Mehrfachbelastung**

Taxon	species score
Erpobdellidae ssp.	0.5
Baetidae ssp.	-0.8
Chaoborus crystallinus	-2.1

Die PRC findet bei der Einfach- und Mehrfachbelastung dieselben Arten, nur *Zygoptera* ssp. werden bei der Mehrfachbelastung nicht aufgeführt. Dies zeigte sich auch schon bei der Betrachtung der Abundanzen von *Zygoptera* ssp. in 3.4.1.2-Zygoptera ssp.. Der indirekte Effekt der Belastung tritt bei der Einfachbelastung auf, kommt jedoch bei der Mehrfachbelastung durch vermutlich sich überschneidende toxische Effekte nicht zum Tragen.

In Tab. 3.11 sind die Ergebnisse der NOEC<sub>community</sub> Berechnung der Makroinvertebratengesellschaft für die Einfach- und Mehrfachbelastung zu sehen. Die NOEC<sub>community</sub> liegt bei MF2 mit 0,0006 µg a.i./l. Für die Einfachbelastung wird die NOEC<sub>community</sub> ebenfalls auf EF2 mit 0,0006 µg/l festgelegt. Die Werte an Tag 22 und 29 sind vermutlich ein Artefakt, da kein Einzeltaxon eine so niedrige NOEC aufweist (siehe bitte 3.4.1.5). Außerdem weist die Richtungsänderung der Reaktion von Tag 22 zu Tag 29 auf eine Unsicherheit der Werte hin. Wie schon angesprochen verliefen die Cdt-Kurven in der Einfachbelastung nicht in der Abfolge der Konzentrationen. An Tag 22 und 29 verläuft die Kurve der niedrigsten Konzentrationen oberhalb der Kurven von EF2 und EF3, so dass der Zusammenhang einer zunehmenden Stärke der Reaktion mit ansteigender Konzentration nicht gegeben war.

**Tab. 3.11: NOEC<sub>community</sub> Werte der Makroinvertebratengesellschaft im Jahr der Belastung**

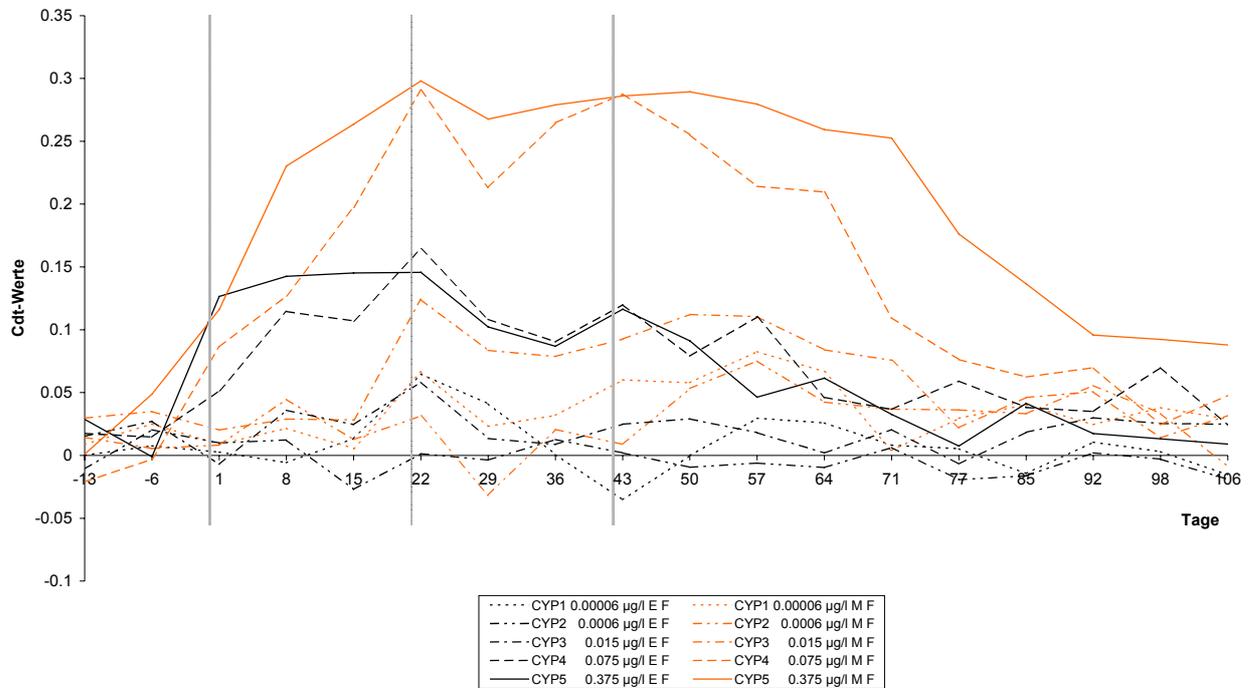
Tag	NOEC <sub>com</sub> Makroinvertebraten	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung
1	EF1 ↑	MF2 ↑
8	EF3 ↓	MF4 ↑
15	EF2 ↑	MF3 ↑
22	<EF1 ↑	MF2 ↑
29	<EF1 ↓	MF2 ↑
36	EF3 ↑	MF2 ↑
43	EF2 ↑	MF2 ↑
50	EF2 ↑	MF2 ↑
57	EF3 ↑	MF3 ↑
64	-	MF3 ↑
71	EF3 ↓	MF2 ↑
77	EF3 ↓	MF3 ↑
85	-	MF4 ↓
92	-	-
98	EF4 ↓	MF4 ↑
106	-	MF2 ↑
115	-	MF4 ↑
119	-	MF2 ↑
127	-	MF4 ↑
141	-	MF3 ↑
162	-	-

EF2
MF2  
0,0006 µg a.i./l
0,0006 µg a.i./l

Bei der dritten Analyse (Abb. 3.24), dem direkten Vergleich der beiden Belastungsszenarien mit der PRC, bestätigt sich das Ergebnis aus den getrennt gerechneten PRCs. In MF5 und MF4 zeigt sich nach der ersten Belastung ein länger anhaltender Effekt. Leichte Abweichungen zeigen wieder die Verläufe von EF5, EF4 und MF3. Eine Konzentrationsabfolge kann mit MF5>MF4>EF5>EF4>MF3 angegeben werden (erkennbar bis Tag 43). Die restlichen Konzentrationen schwanken zu stark und liegen nicht mehr in einer erkennbaren Abfolge. Die PRC ist mit p=0,002 signifikant. Hier werden 44,5 % der Varianz durch die Belastung erklärt, von denen 32,3 % dargestellt sind. 33,5 % der Varianz werden durch die Variable Tag erklärt. Die Permutationstests für jeden Probenahmetag ergaben, dass die PRC an jedem Entnahmetag signifikant war.

Die relevanten species scores mit den dazugehörigen Taxa sind Tab. 3.12 zu entnehmen.

**PRC Makroinvertebraten  
Einfach-Mehrfachbelastung**



**Abb. 3.24 Makroinvertebraten PRC-Kurven der Einfach- und Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung**

**Tab. 3.12: Makroinvertebratentaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der PRC mit Einfach- und Mehrfachbelastung**

Taxon	species score
Erpobdellidae ssp.	0.6
Cloeon dipterum	-0.6
Baetidae ssp.	-1.0
Chaoborus cristallinus	-2.0

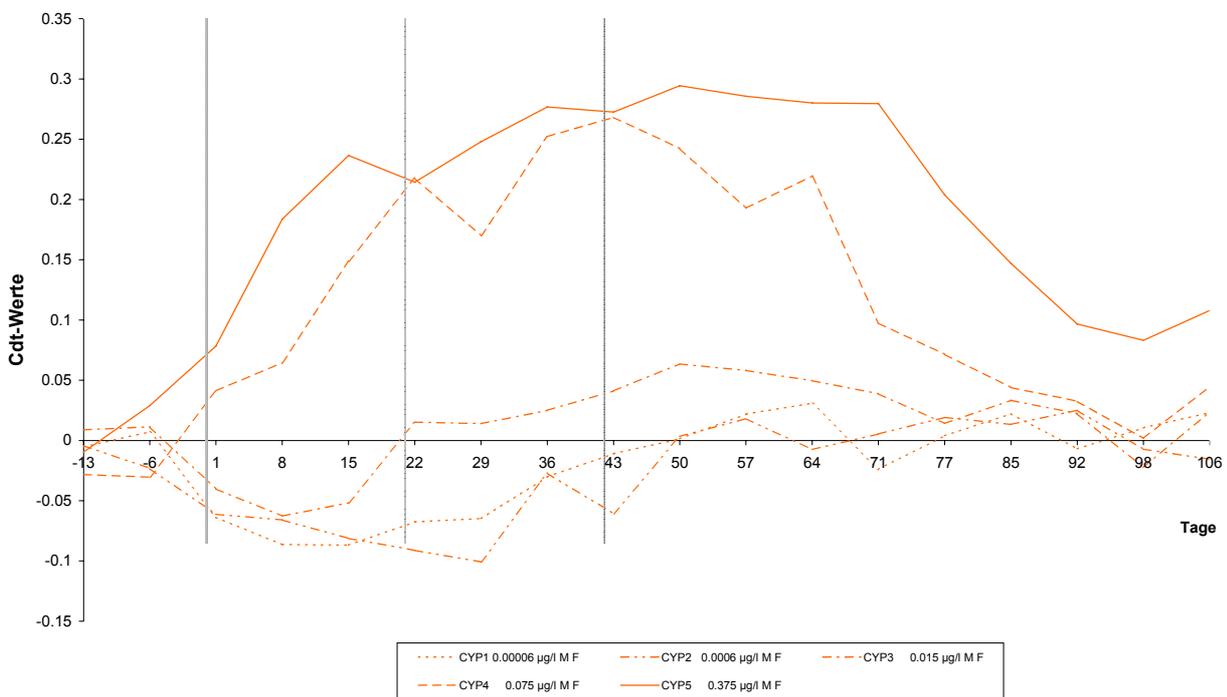
Auch hier findet die PRC wieder dieselben Taxa wie bei den oben aufgeführten Analysen und bestätigt damit die Bedeutung dieser Taxa in dieser Studie. *Zygoptera* ssp. wird wiederum nicht von der PRC gefunden.

Es zeigt sich in der PRC, dass das Ausmaß der Einwirkung der Einfachbelastung geringer ist als das der Mehrfachbelastung. Die Auswirkungen der niedrigeren Konzentration 0,075 µg/l, mehrfach appliziert, sind größer als die der höheren Konzentration 0,375 µg/l einmalig appliziert. Dies konnte in der Reihenfolge der Kurven, wie oben besprochen, gesehen werden.

Selbst wenn nicht die Kontrollenclosures, sondern stattdessen die einfach belasteten Enclosure als Kontrollen gesetzt werden, zeigt sich auch bei den beiden höchsten

Belastungen ein Effekt. Diese vierte Analyse (Abb. 3.25) kann entsprechend dem Versuchsdesign nur bis Tag 106 gerechnet werden. Die Mehrfachbelastung ruft demnach einen deutlichen Effekt hervor. Auch diese PRC ist mit  $p=0,002$  signifikant. Die Belastung erklärt 31 % der Varianz, 39,2 % sind auf der vertikalen Achse dargestellt. Durch den Versuchstag sind 35,6 % der Varianz erklärt. Die Ergebnisse der Permutationstests ergaben, dass von Tag 15 an die PRC signifikant ist (abgesehen von Tag 98).

**PRC Makroinvertebraten  
Mehrfachbelastung mit  
Einfachbelastung als Kontrolle**



**Abb. 3.25 Makroinvertebraten PRC-Kurven mit Einfachbelastung als Kontrolle im Jahr der Belastung**

Auch bei den species scores finden sich wieder dieselben Arten. Es bestätigt sich, dass alpha-Cypermethrin einen großen Einfluss auf diese Taxa hat. Die species scores sind Tab. 3.13 zu entnehmen.

**Tab. 3.13: Makroinvertebratentaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der PRC mit der Einfachbelastung als Kontrolle**

Taxon	species score
Erpobdellidae ssp.	0.5
Cloeon dipterum	-0.5
Baetidae ssp.	-0.6
Chaoborus cristallinus	-1.9

Die PRC konnte für das Jahr nach der Belastung, gerechnet mit den mehrfach belasteten Enclosures und den Kontrollen keine signifikanten Effekte mehr nachweisen.

#### 3.4.1.5 Univariate Statistik - Williamstest

Mit dem Williamstest wurden NOEC-Werte ausgesuchter Arten jeweils für die Einfach- und die Mehrfachbelastung berechnet. Der NOEC-Wert ist als die Konzentration definiert, die unter der niedrigsten Konzentration liegt, bei der an mindestens zwei aufeinanderfolgenden Probenahmetagen ein signifikanter Effekt auftritt. Die Werte sind Tab. 3.14 zu entnehmen. Für *Chaoborus cristallinus* zeigt sich bei beiden Belastungsformen dieselbe Konzentration, bei der keine signifikanten Effekte mehr zu beobachten waren (0,0006 µg alpha-Cypermethrin/l). HUBER *et al.* (unveröffentlicht b) fanden 0,003 µg alpha-Cypermethrin/l als NOEC, eine Konzentration, die in dieser Studie nicht appliziert wurde. Ein LOEC-Wert (lowest observed effect concentration) von 0,015 µg alpha-Cypermethrin/l wurde in beiden Studien gefunden. Auch GRÜNWARD (2004) fand bei dieser Konzentration signifikante Effekte bei *Chaoborus cristallinus*.

Für die indirekten Effekte bei *Zygoptera* ssp. wurde der NOEC-Wert für die einmalige Belastung bei EF3 (0,015 µg alpha-Cypermethrin/l) festgelegt. In der Mehrfachbelastung liegt die NOEC eine Konzentrationsstufe höher. Auffällig ist hier auch, dass ein NOEC-Wert an wesentlich weniger Probenahmetagen bestimmt werden konnte. Dies liegt daran, dass sich bei *Zygoptera* ssp. toxische und indirekte Effekte überlagern und der Williamstest hier die toxischen Effekte findet, wie an der Pfeilrichtung zu erkennen ist.

Bei den *Baetidae* ssp. konnte für die Mehrfachbelastung keine NOEC bestimmt werden, da auch die niedrigste Versuchskonzentration signifikante Abweichungen zeigte. In der Einfachbelastung wurden in EF2 (0,0006 µg alpha-Cypermethrin/l) keine signifikanten Effekte mehr beobachtet. Für *Cloeon dipterum* wurden bei 0,015 µg alpha-Cypermethrin/l (EF3) keine Effekte beobachtet. Die beiden Werte an Tag 92 und 98 wurden nicht berücksichtigt, da hier die Abundanzen sehr gering waren, und es sich höchstwahrscheinlich um ein statistisches Arte-fakt handelt. In der Mehrfachbelastung wurde hier ein NOEC von 0,0006 µg alpha-Cypermethrin/l bestimmt. Die Berechnungen für die Ordnung Ephemeroptera bestätigen die NOEC < 0,00006 µg alpha-Cypermethrin/l (<MF1) für die Mehrfachbelastung und 0,0006 µg alpha-Cypermethrin/l für die Einfachbelastung.

Auch die *Erpobdellidae* ssp. zeigten in der Mehrfachbelastung bei einer niedrigeren Konzentrationsstufe Effekte (NOEC bei 0,00006 µg alpha-Cypermethrin/l) als in der Einfachbelastung (NOEC bei 0,015 µg alpha-Cypermethrin/l).

Bei *Lymnaea stagnalis* bestätigt der Williamstest die indirekten Effekte. Die Effekte werden aber in der Einfachbelastung stärker bewertet als in der Mehrfachbelastung. Für die Einfachbelastung kann keine NOEC bestimmt werden, da auch in der niedrigsten Konzentration signifikante Effekte gefunden werden. Für die Mehrfachbelastung liegt die NOEC bei 0,075 µg alpha-Cypermethrin/l (MF4).

**Tab. 3.14: NOEC-Werte einzelner Makroinvertebratentaxa der Einfach- und Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung**

nicht gerechnet bedeutet, dass der Williamstest sich nicht rechnen ließ;

keine Tiere bedeutet, dass an diesem Tag keine Tiere dieses Taxons gefunden worden sind;

z.B: 1, 4, 5 sig. bedeutet, dass diese Konzentrationsstufen signifikant von den Kontrollen abwichen, ein NOEC aber nicht bestimmt werden konnte, da nicht aufeinanderfolgende Konzentrationsstufen gefunden wurden;

↑ bedeutet Zunahme der Abundanz; ↓ bedeutet Abnahme der Abundanz

Tag	Artenreichtum		Gesamtabundanz		Chaoborus cristallinus		Chironomidae ssp.		Zygoptera ssp.	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung
1	EF1 ↓	MF3 ↓	EF2 ↓	MF2 ↓	EF2 ↓	MF2 ↓	-	-	-	-
8	EF4 ↓	MF4 ↓	EF3 ↓	MF3 ↓	EF3 ↓	MF3 ↓	<EF1 ↑	MF1 ↑	-	<MF1 ↑
15	EF4 ↓	MF3 ↓	EF3 ↓	MF3 ↓	<EF1 ↓	MF2 ↓	EF1 ↑	MF1 ↑	<EF1 ↑	-
22	-	MF3 ↓	EF4 ↓	-	EF2 ↓	MF2 ↓	EF3 ↑	-	<EF1 ↑	-
29	EF3 ↓	MF3 ↓	-	MF4 ↓	EF2 ↓	MF2 ↓	-	-	EF3 ↑	-
36	EF3 ↓	MF3 ↓	1 Sig	MF4 ↓	EF2 ↓	MF2 ↓	EF4 ↑	MF4 ↑	EF3 ↑	-
43	<EF1 ↓	MF3 ↓	-	-	EF3 ↓	<MF1 ↓	-	-	EF3 ↑	-
50	EF3 ↓	MF3 ↓	EF3 ↓	1,5 Sig	EF2 ↓	MF2 ↓	-	MF2 ↑	EF3 ↑	-
57	EF3 ↓	MF3 ↓	EF3 ↓	<MF1 ↓	EF2 ↓	MF3 ↓	EF3 ↓	-	EF3 ↑	MF4 ↓
64	EF3 ↓	MF2 ↓	<EF1 ↓	MF2 ↓	<EF1 ↓	MF2 ↓	-	-	<EF1 ↑	MF4 ↓
71	EF3 ↓	MF1 ↓	-	MF3 ↓	-	MF2 ↓	-	-	nur EF1 sig. ↑	-
77	-	MF4 ↓	-	MF3 ↓	EF3 ↓	MF4 ↓	-	-	-	MF4 ↓
85	1,2,3,4 Sig	-	EF4 ↓	MF4 ↓	EF2 ↓	MF4 ↓	nicht gerechnet	-	EF4 ↑	-
92	1,2,3,5 Sig	-	EF2 ↓	MF4 ↓	EF2 ↓	MF4 ↓	-	-	-	-
98	-	-	EF3 ↓	-	EF2 ↓	MF4 ↓	-	-	-	-
106	-	-	EF3 ↓	-	EF2 ↓	MF3 ↓	-	-	-	-
115	-	-	-	-	-	MF3 ↓	-	-	-	-
119	-	MF4 ↓	-	-	-	MF4 ↓	-	<MF1 ↑	-	-
127	-	-	-	-	-	MF3 ↓	-	-	-	-
141	-	-	-	-	-	MF4 ↓	-	-	-	-
162	-	-	-	-	-	MF3 ↓	-	-	-	-
	EF3 0,015 µg a.i./l	MF2 0,0006 µg a.i./l	EF3 0,015 µg a.i./l	MF2 0,0006 µg a.i./l	EF2 0,0006 µg a.i./l	MF2 0,0006 µg a.i./l	EF1 0,00006 µg a.i./l	MF1 0,00006 µg a.i./l	<EF1 0,00006 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l

Tag	Ordnung Ephemeroptera		Baetidae ssp.		Cloeon dipterum		Erpobdellidae		Lymnea stagnalis	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung
1	1,2,3,4 Sig	3 und 4 sig.	1-4 sig. 5 nicht	3 und 4 sig.	keine Tiere	keine Tiere	-	MF4 ↓	-	-
8	EF3 ↓	MF4 ↓	EF3 ↓	MF4 ↓	-	-	85	MF1 ↑	EF4 ↑	-
15	EF3 ↓	-	EF3 ↓	-	EF3 ↓	-	EF2 ↑	MF1 ↑	-	-
22	<EF1 ↓	MF4 ↓	EF3 ↓	MF4 ↓	<EF1 ↓	<MF1 ↓	EF3 ↑	MF3 ↑	EF2 ↑	MF4 ↑
29	EF3 ↓	MF2 ↓	EF3 ↓	MF2 ↓	-	nur 1 sig.	EF3 ↑	-	EF4 ↑	-
36	EF3 ↓	<MF1 ↓	EF1 ↓	<MF1 ↓	EF3 ↓	-	EF4 ↓	MF3 ↑	<EF1 ↑	-
43	EF3 ↓	MF3 ↓	EF3 ↓	MF3 ↓	EF2 ↓	MF3 ↓	EF3 ↑	MF4 ↑	<EF1 ↑	MF1 ↑
50	EF3 ↓	<MF1 ↓	EF3 ↓	<MF1 ↓	EF3 ↓	MF3 ↓	EF1 ↓	MF4 ↑	<EF1 ↑	-
57	<EF1 ↓	<MF1 ↓	EF3 ↓	<MF1 ↓	EF3 ↓	MF2 ↓	EF4 ↓	MF4 ↑	<EF1 ↑	-
64	EF3 ↓	<MF1 ↓	EF3 ↓	<MF1 ↓	EF3 ↓	MF2 ↓	EF4 ↓	-	-	-
71	<EF1 ↓	MF1 ↓	EF3 ↓	MF1 ↓	-	-	-	MF4 ↑	EF1 ↑	-
77	EF3 ↓	<MF1 ↓	EF3 ↓	<MF1 ↓	-	keine Tiere	-	-	<EF1 ↑	-
85	-	-	-	-	-	-	-	-	<EF1 ↑	MF4 ↑
92	EF2 ↓	-	EF2 ↓	-	-	-	nicht gerechnet	-	EF4 ↑	MF4 ↑
98	EF2 ↓	-	EF2 ↓	-	<EF1 ↑	MF4 ↑	nicht gerechnet	-	<EF1 ↑	<MF1 ↑
106	-	-	EF3 ↓	-	<EF1 ↑	MF2 ↑	-	-	<EF1 ↑	MF4 ↑
115	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
119	-	-	-	-	-	-	-	MF4 ↑	-	-
127	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
141	-	-	-	-	-	-	-	keine Tiere	-	MF4 ↑
162	-	-	-	-	-	keine Tiere	-	MF3 ↑	-	-
	EF2 0,0006 µg a.i./l	<MF1 0,00006 µg a.i./l	EF2 0,0006 µg a.i./l	<MF1 0,00006 µg a.i./l	EF3 0,015 µg a.i./l	MF2 0,0006 µg a.i./l	EF2 0,0006 µg a.i./l	MF1 0,00006 µg a.i./l	<EF1 0,00006 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l

Die NOEC-Berechnungen für das Jahr nach der Belastung ergab nur bei den in Tab. 3.15 aufgelisteten Taxa signifikante Effekte. Bei anderen Taxa konnten mit dem Williamstest keine NOEC-Werte berechnet werden. Im Jahr nach der Belastung wurde für *Chaoborus cristallinus* ein NOEC-Wert von 0,075 µg alpha-Cypermethrin/l (MF4) berechnet. Bis ein Jahr nach der dritten Belastung zeigen sich in der höchsten Konzentration noch Effekte. Der in Abb. 3.4 beobachtete Einbruch der Gesamtabundanz findet sich auch im Williamstest (NOEC: 0,0006 µg alpha-Cypermethrin/l (MF2). Da dies

hauptsächlich durch den Verlauf der *Chaoborus cristallinus* Abundanzen verursacht wird, ist hier die alpha-Cypermethrin Belastung ursächlich, obwohl die Effekte hier zu Beginn des Probenahmezeitraumes in der Gesamtabundanz nicht zu sehen waren. Ansonsten zeigten sich bei *Lymnaea stagnalis* in der höchsten Konzentration indirekte Effekte.

Diese langandauernden Auswirkungen mehrmaliger Pyrethroidbelastungen können nur mit einem langen Untersuchungszeitraum erfasst werden.

**Tab. 3.15: NOEC-Werte einzelner Makroinvertebratentaxa der Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung;**

nicht gerechnet bedeutet, dass der Williamstest sich nicht rechnen ließ;

keine Tiere bedeutet, dass an diesem Tag keine Tiere dieses Taxons gefunden worden sind;

z.B: 1, 4, 5 sig. bedeutet, dass diese Konzentrationsstufen signifikant von den Kontrollen abwichen, ein NOEC aber nicht bestimmt werden konnte, da nicht aufeinanderfolgende Konzentrationsstufen gefunden wurden;

↑ bedeutet Zunahme der Abundanz; ↓ bedeutet Abnahme der Abundanz

Tag	Artenreichtum	Gesamtabundanz	Chaoborus cristallinus	Lymnaea stagnalis
	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung
297	-	-	MF4 ↓	MF4 ↑
302	-	-	MF4 ↓	MF4 ↑
310	-	-	MF4 ↓	-
316	-	-	MF3 ↓	-
321	-	-	MF4 ↓	-
331	MF3 ↓	-	MF4 ↓	-
337	MF4 ↓	-	MF4 ↓	MF4 ↑
345	MF4 ↓	-	MF4 ↓	MF4 ↑
351	MF4 ↓	-	MF4 ↓	MF4 ↑
358	MF4 ↓	-	MF4 ↓	-
366	-	-	MF4 ↓	-
371	-	-	MF4 ↓	-
379	-	-	MF4 ↓	MF4 ↑
386	-	-	-	MF4 ↑
392	-	-	MF4 ↓	1,5 Sig
399	-	-	MF4 ↓	-
407	-	-	MF4 ↓	-
414	MF4 ↓	-	-	-
420	-	MF2 ↓	MF4 ↓	-
427	MF4 ↓	MF2 ↓	MF4 ↓	-
434	-	MF2 ↓	MF4 ↓	-
441	-	MF2 ↓	-	-
449	-	MF2 ↓	-	-
456	-	MF2 ↓	-	-
463	-	-	-	-
470	-	-	-	-
477	-	-	-	-
484	<MF1 ↑	-	-	MF3 ↓
491	-	-	-	-
498	-	-	1,3,4,5 Sig	-
505	-	-	-	1,5 Sig

MF4	MF2	MF4	MF4
0,075 µg a.i.l	0,0006 µg a.i.l	0,075 µg a.i.l	0,075 µg a.i.l

### **3.4.2 Zooplankton**

Die Zooplanktongesellschaft der Enclosures wurde, bezogen auf die Artenanzahl, von den Rotatorien dominiert. Insgesamt wurden während des Versuchszeitraumes 37 Taxa gefunden. Davon gehören 25 der Klasse der Rotatoria an. Die restlichen 12 Taxa sind der Klasse der Crustacea zugeordnet. Hiervon gehören acht zu der Unterordnung Cladocera. Die Ostracoden wurden nicht näher bestimmt, sondern als Unterklasse Ostracoda erfasst. Die restlichen Taxa der Crustacea gehören der systematischen Unterklasse der Copepoda an. Hier wurden bei den Larvenstadien die Naupliusstadien und die Copepoditstadien unterschieden. Bei den adulten Tieren konnte *Eudiaptomus gracilis* bestimmt werden. Außerdem trat ein Vertreter der Familie der Cyclopidae auf, der nicht näher bestimmt wurde. Tab. 3.16 listet die gefundenen Taxa auf und gibt deren Vorkommen an. Taxa, die nur in einer der drei Enclosuregruppen vorkamen, sind entsprechend farblich hervorgehoben. Dies war nur bei einigen Arten der Klasse der Rotatoria der Fall. Je eine Rotatorienart findet sich nur in Kontrollen, Einfachbelastung oder Mehrfachbelastung. *Filinia longiseta* ist im Belastungsjahr nur in den Kontrollen vorgekommen, im Jahr nach der Belastung findet sie sich in den mehrfach belasteten Enclosures. Sowohl *Filinia longiseta* als auch *Cephalodella spec.* und *Squatinella nostrum* waren Einzelfunde. *Asplanchna spec.*, die in beiden Jahren in den mehrfach belasteten Enclosures vorkamen, war im Jahr 2001 häufiger zu finden.

Tab. 3.16: Liste der nachgewiesenen Zooplanktontaxa in der gesamten Studie

Stamm	Klasse	Ordnung	Abteilung	Familie	Taxon	2000			2001					
						K	EF	MF	K	MF				
Arthropoda	Crustacea	Calanoida		Diaptomidae	Eudiaptomus gracilis	x	x	x	x	x				
		Cyclopoida		Cyclopidae	Cyclopidae ssp.	x	x	x	x	x				
	Diplostraca	Eucladocera	Chydoridae	Alona affinis		x	x	x	x	x				
				Alonella nana		x	x	x	x	x				
				Arcoperus harpae		x	x	x	x	x				
				Chydorus sphaericus		x	x	x	x	x				
				Graptoleberis testudinaria		x	x	x	x	x				
				Daphniidae										
				Daphnia longispina agg.		x	x	x	x	x				
				Scapholeberis mucronata		x	x	x	x	x				
				Simocephalus vetulus		x	x	x	x	x				
				Ostracoda ssp.		x	x	x	x	x				
				Ostracoda	-									
				Nemathelminthes	Rotatoria	Bdelloidea		Philodinidae	Rotaria spec.	x	x	x	x	x
								unbekannt	Bdelloidea spec.	x	x	x	x	x
Gnesiotrocha		Collotheceidae	Collotheceidae			x	x	x	x	x				
			Stephanoceros fimbriatus			x	x	x	x	x				
			Conochilidae											
			Conochilus spec.											
			Filiniidae											
			Filinia longiseta											
			Hexathridae											
			Hexarthra mira			x	x	x	x	x				
			Testudinellidae											
			Testudinella patina			x	x	x	x	x				
			Ploimida											
			Asplanchnidae											
			Asplanchna spec.											
Brachionidae														
Brachionus spec.		x	x	x	x	x								
Keratella cochlearis		x	x	x	x	x								
Keratella quadrata		x	x	x	x	x								
Colurellidae														
Colurella spec.														
Lepadella ovalis s.l.		x	x	x	x	x								
Lepadella patella		x	x	x	x	x								
Squatinella rostrum														
Euchlanidae														
Euchlanis spec.														
Gastropodidae														
Ascomorpha spec.		x	x	x	x	x								
Lecanidae														
Lecane diplostyla-Form		x	x	x	x	x								
Lecane monostyla-Form		x	x	x	x	x								
Mytilidae														
Mytilina mucronata		x	x	x	x	x								
Notommatidae														
Cephalodella spec.		x	x	x	x	x								
Proalidae														
Proalidae ssp.														
Synchaetidae														
Polyarthra vulgaris-dolichoptera agg.		x	x	x	x	x								
Synchaeta spec.		x	x	x	x	x								
Trichocercidae														
Trichocerca subgenus Trichocerca		x	x	x	x	x								
Trichotriidae														
Trichotria pocillum		x	x	x	x	x								
Rotatoria 1 (unbestimmt)		x	x	x	x	x								
Rotatoria 2 (unbestimmt)														

### Artenreichtum

Abb. 3.26 zeigt den Verlauf der Artenanzahl in den Enclosures. Zu Beginn des Versuches an Tag -6 liegen die Werte der belasteten Enclosures eng beieinander. In den Kontrollen erkennt man einen leichten stetigen Anstieg der Artenanzahl. In der Einfachbelastung verläuft die Artenanzahl in EF2 und EF5 über einen längeren Zeitraum außerhalb des Kontrollbereiches. Die Werte in EF2 liegen von Tag 36 bis 85 und am letzten Probenahmetag unterhalb der Kontrollen. Der Artenreichtum in EF5 zeigt ab Tag 43 niedrigere Werte als die Kontrollen. Nur an den Tagen 64 und 92 werden Werte im Kontrollbereich gefunden. Zu vermerken ist, dass, obwohl die anderen einfach belasteten Enclosures vornehmlich im Bereich der Kontrollen verlaufen, am letzten Versuchstag alle einfach belasteten Enclosures leicht unterhalb des Kontrollbereiches liegen.

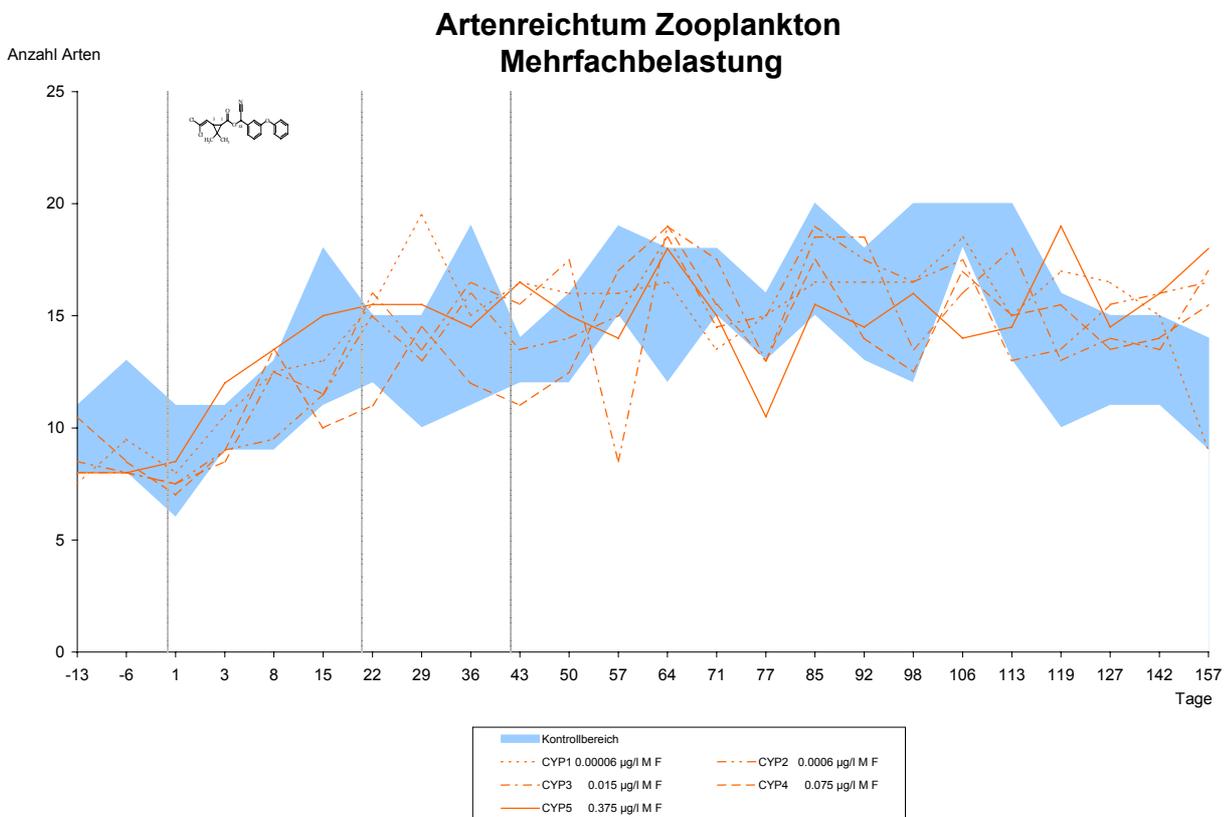
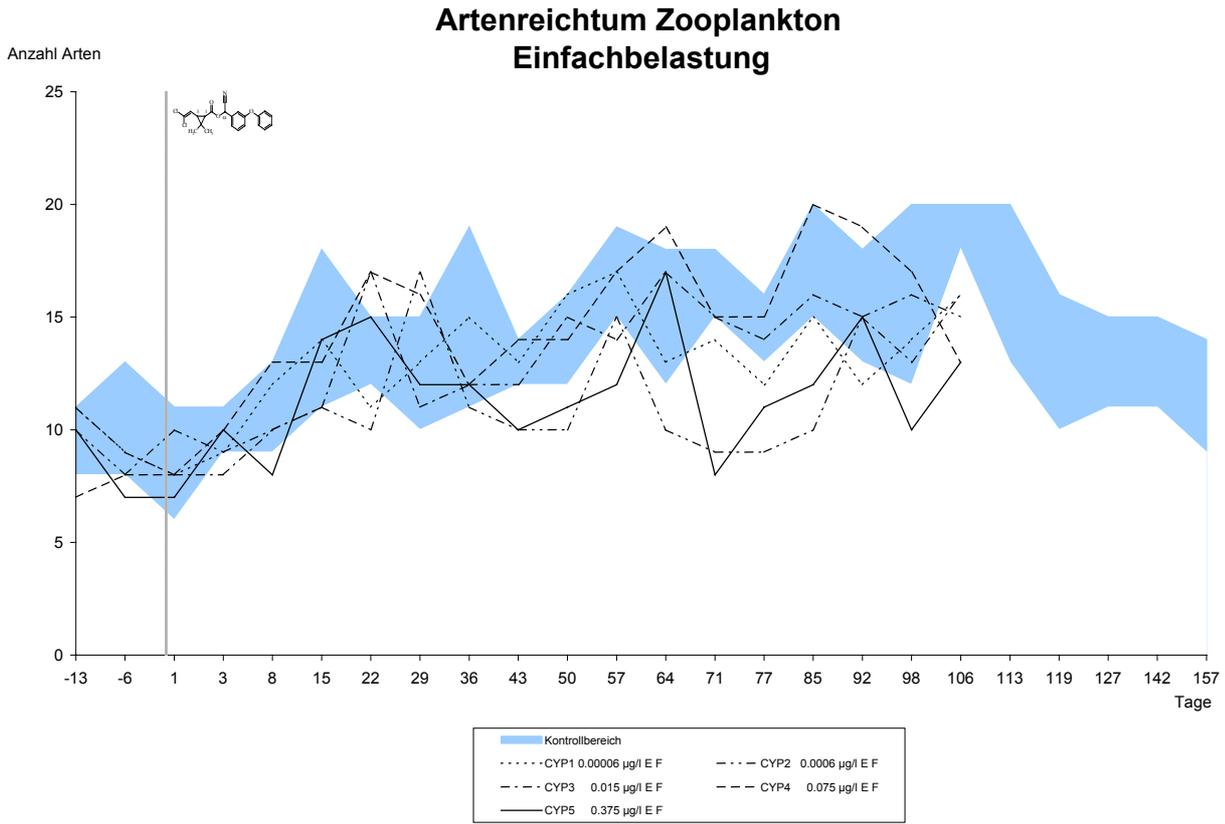


Abb. 3.26: Artenreichtum Zooplankton im Jahr der Belastung

Bei der Mehrfachbelastung ist die Anzahl der Arten an Tag 106 in MF1 im Kontrollbereich, die anderen Konzentrationsstufen weisen Werte auf, die leicht unterhalb des Kontrollbereiches liegen. In MF1 ist an Tag 29 ein Anstieg der Artenanzahl über den Kontrollbereich hinaus sichtbar, ansonsten liegen die Werte im Kontrollbereich. Der Artenreichtum in MF5 liegt an den Tagen 3, 8, 22, 29 und 43 leicht über dem Kontrollbereich. Am letzten Versuchstag zeigen außer der niedrigsten Belastungsstufe alle mehrfach belasteten Enclosures, eine leicht erhöhte Anzahl der Arten gegenüber den Kontrollen. Insgesamt ist kein ausgeprägter Einfluss der alpha-Cypermethrin Belastung erkennbar.

### 3.4.2.1 Dominanzen

Die berechneten Dominanzen der gefundenen Arten (Tab. 3.17) zeigen, dass die Zooplanktongesellschaft von zwei Taxa dominiert wird. *Nauplia* ssp. und *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. haben zusammen einen Anteil von 71 % an der Gesamtabundanz in den Kontrollen, 84 % in der Einfachbelastung und 76 % in der Mehrfachbelastung (jeweils gemittelt über alle Konzentrationsstufen). Die Kontrollen weisen eine Rotatorien dominierte Gesellschaft auf. In natürlichen Gewässern sind planktische Rotatorien häufig abundant, wenn ansonsten nur kleinere Cladoceren vorkommen, aber selten, wenn große Cladoceren wie *Daphnia* auftreten (MACISAAC und GILBERT 1989). Insektizidbelastungen induzieren in vielen Studien Veränderungen in der Zooplanktongemeinschaft von einer Cladoceren/Copepoden dominierten Gesellschaft hin zu einer Rotatorien dominierten Gesellschaft (BROCK *et al.* 1992 b). In den hier untersuchten Mesokosmen findet sich aufgrund der hohen *Chaoborus cristallinus* Abundanzen, die die Cladoceren- und Copepodengesellschaft kontrollieren, natürlicherweise eine Rotatorien dominierte Gesellschaft und der Wechsel vollzieht sich hier zu einer eher Copepoden dominierten Gesellschaft hin. Dies ist in den Enclosures zu erkennen, in denen durch die Pyrethroidbelastung *Chaoborus cristallinus* negativ beeinflusst wird und damit die Copepoda ansteigen.

In den Kontrollen und den Enclosures der Einfachbelastung steht *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. an erster Stelle mit etwa den gleichen Werten. In den mehrfach belasteten Enclosures treten *Nauplia* ssp. an diese Position. Der prozentuale Anteil an der Gesamtabundanz der *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. sinkt auf ca. 35 %. Der mengenmäßige Anteil der *Nauplia* ssp. steigt in beiden Belastungsmustern von 26 % in den Kontrollen auf 38 % (EF) und 42 % (MF). Dies zeigt sich auch bei den adulten Tieren, *Cyclopidae* ssp. und *Eudiaptomus gracilis*, jedoch nicht so deutlich. *Nauplia* ssp. mit ihren weichen Körpern sind eine bevorzugte Beute von *Chaoborus cristallinus* (SWIFT, 1992). Es liegt folglich ein sekundärer Effekt vor, hervorgerufen durch die Dezimierung des Räubers *Chaoborus cristallinus* durch alpha-Cypermethrin. Dieser ist in der höchsten Konzentration der Mehrfachbelastung deutlicher als in der

korrespondierenden Konzentration der Einfachbelastung. In EF5 liegt der Anteil der *Nauplia* ssp. bei 37 %, in MF5 bei 53 %.

**Tab. 3.17: Die zehn dominantesten Taxa der Zooplanktongesellschaft in den Kontrollen, der Einfachbelastung und der Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung**

Mittelwert Kontrollen		Mittelwert EF		Mittelwert MF	
Art	Dominanz	Art	Dominanz	Art	Dominanz
Polyarthra vulgaris-dolichoptera agg.	45.10	Polyarthra vulgaris-dolichoptera agg.	46.03	Nauplia ssp.	42.75
Nauplia ssp.	26.45	Nauplia ssp.	38.33	Polyarthra vulgaris-dolichoptera agg.	34.84
Hexarthra mira	11.06	Cyclopidae ssp.	5.27	Cyclopidae ssp.	6.12
Synchaeta spec.	5.23	Hexarthra mira	4.97	Hexarthra mira	4.27
Cyclopidae ssp.	4.86	Synchaeta spec.	1.54	Synchaeta spec.	2.28
Simocephalus vetulus	1.88	Simocephalus vetulus	0.62	Keratella quadrata	2.01
Lecane monostyla-Form	1.65	Eudiaptomus gracilis	0.55	Eudiaptomus gracilis	1.04
Trichotria pocillum	0.75	Bdelloidea spec.	0.48	Lecane monostyla-Form	0.98
Chydorus sphaericus	0.57	Lecane monostyla-Form	0.41	Trichotria pocillum	0.89
Ostracoda ssp.	0.42	Chydorus sphaericus	0.40	Simocephalus vetulus	0.84

Werden die Konzentrationsstufen einzeln betrachtet, ist zu erkennen, dass *Nauplia* ssp. ab der dritten Konzentrationsstufe (in EF und MF) *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. von der ersten Stelle verdrängt. Nur in EF5 bleiben die Nauplienlarven der Copepoda mit 37 % hinter *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg.. *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. erreicht in EF2 den höchsten prozentualen Anteil mit 73 %. (Zur Erinnerung: *Chaoborus cristallinus* hat seinen höchsten prozentualen Anteil in EF2). Hier folgen *Hexarthra mira* und *Nauplia* ssp. mit jeweils 10 %. Die sich in diesem Enclosure entwickelte Dominanzstruktur weicht von allen anderen ab. Der Grund hierfür dürfte in der sich stark entwickelten *Chaoborus cristallinus* Population in diesem Enclosure liegen, siehe Tab. 3.7 und Abb. 3.5. Die Abundanzen von *Chaoborus cristallinus* haben sich in EF2 ab Tag 8 erhöht. SWIFT (1992) hat in seinen Untersuchungen zum Fang- und Fraßverhalten von *Chaoborus*-Larven gezeigt, dass Tiere mit Spina oder mit harter Körperhülle oder von ungewöhnlicher Körperform weniger gefressen werden, vor allem von kleineren *Chaoborus cristallinus* Larvenstadien. *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. ist aufgrund seiner Schnelligkeit sehr wahrscheinlich für *Chaoborus cristallinus* schlecht zu fangen. Dies bestätigt auch GILBERT (1987 und 1985), der konstatiert, dass *Polyarthra* durch seine Fluchtreaktionen gut geschützt ist vor invertierten Räubern. Die Population der *Nauplia* ssp. war demnach einem stärkeren Fraßdruck durch *Chaoborus cristallinus* ausgesetzt und die weniger ingestierten Rotatorien hatten einen Selektionsvorteil. Auch die Untersuchungen von HANAZATO (1990) und HANAZATO und YASUNO (1989 b) untermauern diese Ergebnisse. Sie haben festgestellt, dass bei Anwesenheit von *Chaoborus cristallinus* sich eine Rotatorien dominierte Gesellschaft aufbaut. Diese positive Beziehung ist in EF2 deutlich zu sehen. In den höher belasteten Konzentrationsstufen zeigt sich die umgekehrte Auswirkung durch die zumindest zeitliche Abnahme der *Chaoborus cristallinus* Abundanzen.

Der Zusammenhang zwischen Rotatorien Abundanz und *Chaoborus* Abundanz zeigt sich auch bei den Rotatorien species *Synchaeta* spec. und *Hexarthra mira*. Mit dem Verschwinden des Predators *Chaoborus cristallinus* in den belasteten Enclosures, sinkt der Anteil an der Gesamtabundanz von *Synchaeta* spec. und *Hexarthra mira* im

Vergleich zu den Kontrollen in beiden Belastungen auf ein anteilmäßig jeweils gleiches Niveau. Der Grund hierfür scheint im verstärkten Auftreten der *Nauplia* ssp. zu liegen. Dies zeigt sich, wenn man die Werte der einzelnen Enclosures betrachtet. Es fällt auf, dass in den Belastungen, in denen sich *Nauplia* ssp. nicht so stark entwickeln (EF2, MF2 und EF5), *Hexarthra mira* und *Synchaeta* spec. stärker vertreten sind. In den Enclosures mit den höchsten *Nauplia* ssp. Anteilen (EF4, MF4 und MF5) sind diese beiden Rotatorien nur geringer vertreten bzw. gar nicht unter den zehn dominantesten Arten (*Hexarthra mira* in EF4). In der niedrigsten Konzentrationsstufe zeigt sich ein auffälliges Absinken des mengenmäßigen Anteils von *Hexarthra mira* sowohl in der Einfach- wie auch der Mehrfachbelastung gegenüber der Kontrolle. *Synchaeta* spec. zeigt dieses Verhalten weniger stark. *Nauplia* ssp. scheint ein effektiverer Nahrungskonkurrent zu sein.

Ein gegensätzliches Verhalten zeigt die Rotatorie *Keratella quadrata*. Sie findet sich in den Mittelwerten der Kontrollen und der Einfachbelastung nicht unter den zehn dominantesten Arten, sondern tritt mit dem Verschwinden von *Chaoborus cristallinus* in Erscheinung. In der Mehrfachbelastung kommt sie an sechster Stelle mit 2 % vor. Dieser Wert rührt vornehmlich vom Vorkommen von *Keratella quadrata* in MF5 her. Hier tritt *Keratella quadrata* mit 9 % an dritter Stelle auf. In allen anderen Enclosures befindet sich diese Rotatorie nicht unter den zehn dominantesten Arten. Wenn man das Auftreten von *Keratella quadrata* dezidiert betrachtet, ist zu erkennen, dass in allen Enclosures diese Art im Frühjahr in höheren Dichten vorkommt und dann verschwindet. In den MF5 Enclosures dagegen kann sich eine stabile Population aufbauen. Da *Keratella quadrata* durch ihre Spina vor Chaoborusfraß vor allem von Larvenstadien I und II gut geschützt ist (SWIFT, 1992), kann der fehlende Räuber nicht der Grund für das Aufkommen sein. Unter Umständen hat *Keratella quadrata* Selektionsvorteile, da *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. in geringeren Mengen vorkommt. Auch FIEDL (1997) findet ein verstärktes Aufkommen von *Keratella quadrata* zu Ungunsten von *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. in Enclosureversuchen. *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. ernährt sich vornehmlich von Algen (POURRIOT 1977; BOGDAN et al. 1980), wohingegen *Keratella quadrata* neben Algen auch Detritus frisst (STARKWEATHER und BOGDAN 1980; BOGDAN et al. 1980). Ein erhöhter Anteil von abgestorbenem organischem Material in MF5 könnte folglich ein Grund für das verstärkte Auftreten von *Keratella quadrata* sein.

Bei Betrachtung der verschiedenen Cladoceren, *Chydorus sphaericus*, *Simocephalus vetulus* und *Daphnia longispina* agg., die sich unter den jeweils zehn dominantesten Arten finden, zeigt sich, dass die mengenmäßige Bedeutung der Cladoceren an der Gesamtabundanz des Zooplanktons gering ist. In den Kontrollen steht an sechster Stelle *Simocephalus vetulus* mit 1,9 % und *Chydorus sphaericus* mit 0,6 % an neunter Stelle. Bei den gemittelten Werten für die Einfachbelastung steht *Simocephalus vetulus* an derselben Stelle, aber der prozentuale Anteil hat sich auf 0,6 % verringert. Der Anteil von *Chydorus sphaericus* an der Gesamtabundanz hat sich leicht

verringert. Bei der Mehrfachbelastung zeigt sich dieses Bild noch etwas deutlicher. *Chydorus sphaericus* befindet sich nicht mehr unter den zehn dominantesten Taxa und *Simocephalus vetulus* mit 0,8 % an letzter Stelle. *Daphnia longispina* agg. findet man nur, wenn man die einzelnen Konzentrationsstufen für sich betrachtet. In den mehrfach belasteten Enclosures tritt *Daphnia longispina* agg. in den drei höchsten Konzentrationen auf (MF3: 1,7 %, MF4: 1,6 % und MF5: 0,6 %). In der Einfachbelastung kommt sie mit 1,1 % in der höchsten Konzentration vor. *Daphnia longispina* agg. tritt in den hier verwendeten Enclosures erst ab Sommermitte auf, so dass kein hoher Anteil an der Gesamtabundanz zu erwarten ist. Außerdem weisen die Rotatorien, die als r-Strategen einen schnelleren Generationszyklus haben, in der Regel höhere Abundanzen auf. Auch die *Nauplia* ssp. treten als Larvenstadien der Copepoda naturgemäß in hohen Abundanzen auf (LAMPERT und SOMMER 1993). Trotzdem zeigt sich in den drei höchsten mehrfach belasteten Konzentrationsstufen ein verstärktes Auftreten von *Daphnia longispina* agg., sowie in der höchsten Konzentrationsstufe der Einfachbelastung. Dies ist wiederum ein sekundärer Effekt bedingt durch die Abnahme der *Chaoborus* Individuen in diesen Enclosures. NEILL (1984, 1985) fand ein ähnliches Beziehungsgeflecht: *Daphnia rosea* dominierte immer dann die Zooplanktongemeinschaft in dem untersuchten See, wenn die *Chaoborus trivittatus* Population niedrig war. Rotatorien und kleine Cladoceren dominierten die Seengemeinschaft, wenn *Chaoborus trivittatus* abundant war. Ein starker Rückgang der *Chaoborus* Population ermöglicht demnach den Aufbau einer *Daphnia* Population.

Abschließend sei betont, dass die mehrmalige Belastung die Struktur der Zooplanktongesellschaft nachhaltiger beeinflusst als die Einfachbelastung. In der höchsten Konzentrationsstufe ist dies bei dem gestiegenen Anteil der *Nauplia* ssp. zu sehen. Der indirekte Effekt tritt hier demnach stärker zu Tage. Auch die anderen besprochenen Veränderungen bei *Daphnia longispina* agg. und *Keratella quadrata* treten in der Mehrfachbelastung deutlicher zu Tage.

Tab. 3.18 zeigt die Entwicklung der Dominanzverhältnisse im Jahr nach der Belastung. Die Gesellschaftsstruktur in den Kontrollen ähnelt bezüglich der dominanten Art derjenigen im Belastungsjahr. Eine Veränderung zeigt sich im starken Aufkommen von *Keratella quadrata*. Ihr Anteil an der Gesellschaft erhöht sich auf 18 %, der Anteil der *Nauplia* ssp. nimmt ab. *Keratella quadrata* hatte sich schon im Jahr der Belastung vor allem in der höchsten Konzentration entwickelt. Diese Art nimmt nun in allen mehrfach belasteten Enclosures einen hohen Anteil an der Gesamtabundanz ein. In MF3 und MF5 ist sie die dominanteste Art. Ansonsten ist dies *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. Auch der Anstieg von *Daphnia longispina* agg. in den beiden höchsten Mehrfachbelastungen setzt sich im Jahr nach der Belastung fort. Die Veränderungen in der Gesellschaftsstruktur sind so im Folgejahr noch zu sehen. HANAZATO und YASUNO (1989 a) zeigten in Versuchen, dass schon wenige überwinterte Daphnien im Frühjahr eine Population aufbauen können. Dadurch können sie vor anderen Arten, die erst aus

überwinternden Eiern schlüpfen müssen, mit einem Populationsaufbau beginnen und so ihren Anteil an der Gesellschaft erhöhen. Dies kann in Folge zur Ausbildung unterschiedlicher Zooplanktongesellschaften führen. Der durch die Belastung induzierte starke Anstieg von *Nauplia* ssp. ist im Jahr nach der Belastung nicht mehr sichtbar.

**Tab. 3.18: Die zehn dominantesten Taxa der Zooplanktongesellschaft in den Kontrollen und der Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung**

Mittelwert Kontrollen		Mittelwert MF	
Art	Dominanz	Art	Dominanz
Polyarthra vulgaris-dolichoptera agg.	47.96	Polyarthra vulgaris-dolichoptera agg.	37.11
Keratella quadrata	17.79	Keratella quadrata	24.54
Nauplia ssp.	15.25	Nauplia ssp.	18.54
Synchaeta spec.	7.43	Synchaeta spec.	6.01
Hexarthra mira	4.56	Cyclopidae ssp.	4.68
Cyclopidae ssp.	3.23	Hexarthra mira	2.67
Chydorus sphaericus	0.91	Daphnia longispina agg.	1.26
Alonella nana	0.52	Chydorus sphaericus	1.11
Simocephalus vetulus	0.52	Simocephalus vetulus	0.84
Lecane monostyla-Form	0.31	Alonella nana	0.69

### 3.4.2.2 Abundanzen

#### Gesamtabundanz

Die Gesamtabundanz des Zooplanktons ist in Abb. 3.27 dargestellt. Es ist zu sehen, dass beim Zooplankton vornehmlich sekundäre Effekte eine Rolle spielen, da die Abundanzen der meisten belasteten Enclosures oberhalb des Kontrollbereiches verlaufen.

In der höchsten Konzentrationsstufe der Einfachbelastung EF5 ist ein temporärer, starker Anstieg der Gesamtabundanz nach der ersten Belastung an Tag 1 und Tag 3 zu sehen. Es folgt eine sofortige Abnahme der Individuenzahlen bis Tag 15. Am Versuchsende liegen die Abundanzen dieser Konzentrationsstufe wieder im Kontrollbereich.

Die Individuenzahlen des Zooplanktons steigen in EF4 an Tag 3 ebenfalls kurzzeitig an, aber wesentlich geringer. Von Tag 8 an erfolgt wieder eine Zunahme bis Tag 43, danach sinken die Abundanzen langsam aber stetig ab bis sie an Tag 106 leicht unter dem Kontrollbereich liegen.

Die Werte in EF3 zeigen am Versuchsbeginn einen ähnlichen Verlauf wie in EF5. Es findet ebenfalls ein kurzzeitiger, starker Anstieg statt. Hier beginnt die Abnahme schon zu Tag 3 hin und geht dann mit zwei kurzfristigen Anstiegen an Tag 15 und 29 bis Tag 50 weiter und liegt nun während der restlichen Versuchsdauer im Kontrollbereich.

Die Werte von EF2 liegen bis Tag 36 im Kontrollbereich. Bis Tag 50 erfolgt eine leichte Zunahme, die sich dann, nach einem kurzzeitigen Einbruch der Werte, in einem starken Anstieg über das Niveau aller anderen Enclosures hinaus, ab Tag 57 fortsetzt. Zum Ende des Versuches liegen die Werte der EF2 Belastung wieder im Kontrollbereich.

Die Gesamtabundanz der niedrigsten Konzentration EF1 verläuft bis Tag 8 sehr ähnlich wie die in EF4. Der Anstieg der Abundanzen an Tag 3 ist sogar höher als in EF4. Ab Tag 8 liegen die Werte dann im Kontrollbereich und nur ab Tag 98 oberhalb dessen.

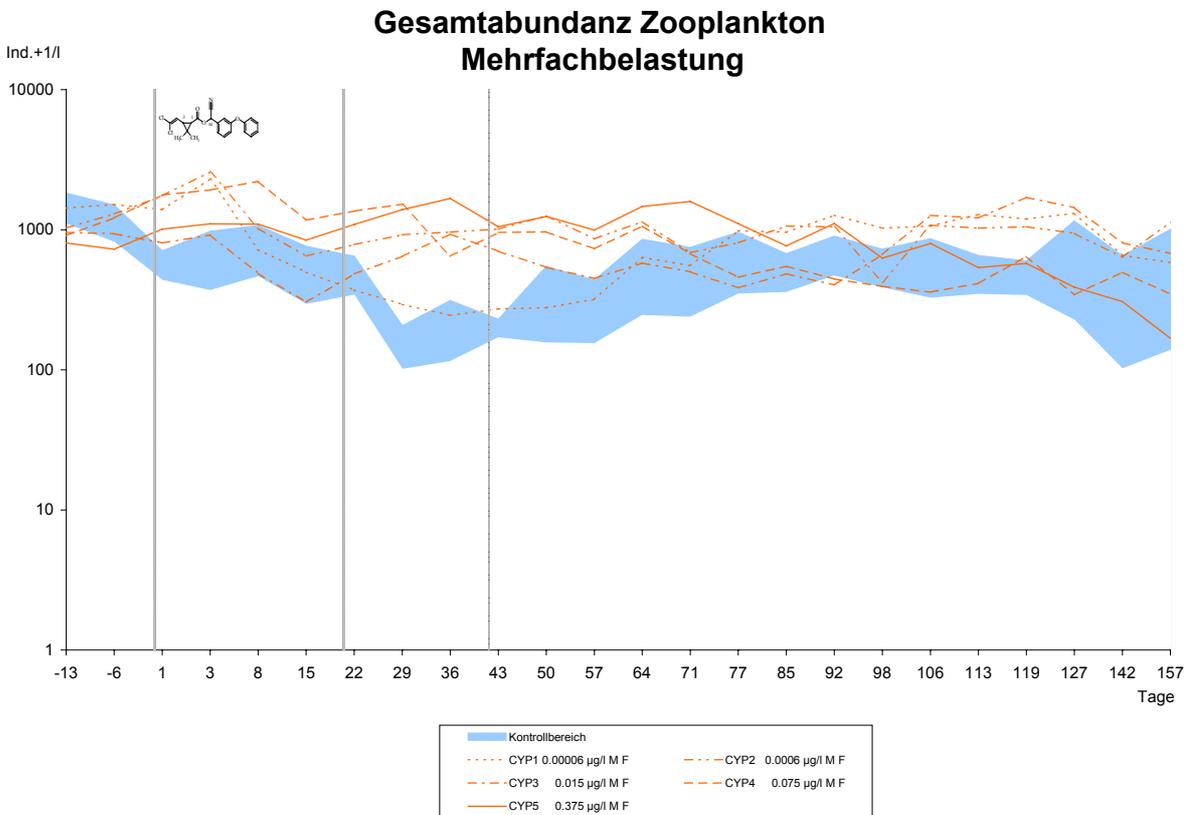
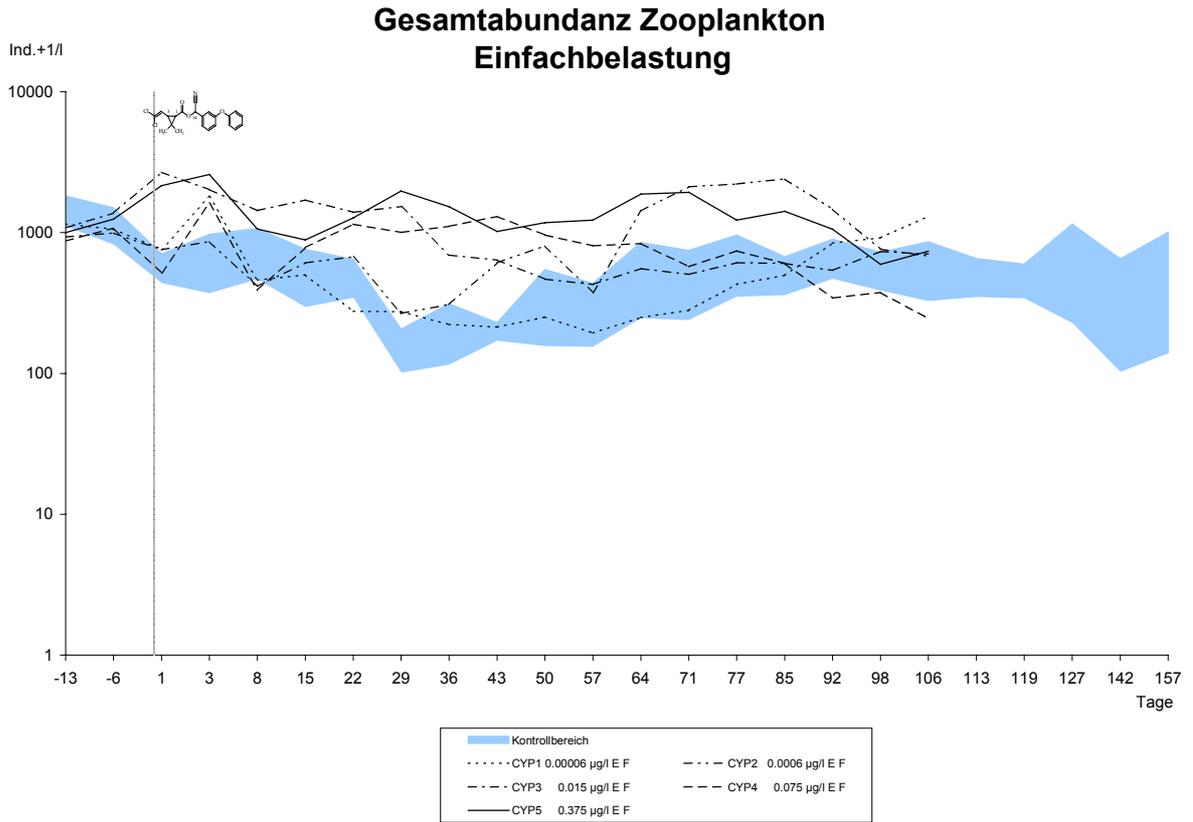


Abb. 3.27: Gesamtabundanz Zooplankton im Jahr der Belastung

Bei der Mehrfachbelastung steigt die Gesamtabundanz in der höchsten Konzentration MF5 nach der ersten Belastung weniger stark an als in EF5. Der Grund hierfür sind die etwas niedrigeren Abundanzen zu Versuchsbeginn. Ein weitere Zunahme der Individuenzahlen erfolgt nach der zweiten Belastung. Mit der dritten Belastung findet dann eine Abnahme statt, die sich bis Tag 71 in einen leichten Wiederanstieg fortsetzt. Danach liegen die Individuenzahlen im Kontrollbereich. Da nach der ersten und zweiten Belastung die Abundanzen jeweils ansteigen, nach der dritten Belastung aber nicht, könnten hier durch die mehrmalige Gabe des Pyrethroids kurzfristig toxische Effekte aufgetreten sein.

Die Gesamtabundanz in MF4 steigt nach der ersten Belastung über den Kontrollbereich und auch über die Abundanzwerte von MF5 an und sinkt dann wieder. Die Werte in MF4 zeigen ein ähnliches Reaktionsmuster bis Tag 36 wie in EF5. Nach der dritten Belastung kommt es dann aber zu einem kurzen Anstieg, während die Werte in EF5 noch abnehmen. Ab Tag 71 liegen die Abundanzwerte von MF4 im Kontrollbereich.

In MF3 steigen die Werte der Gesamtabundanz nach der zweiten Belastung über den Kontrollbereich hinaus an, ab Tag 50 liegen die Werte wieder in der Größenordnung der Kontrollen. Ab Tag 106 sind die Abundanzwerte über das Kontrollniveau erhöht, fallen dann aber zum Versuchsende in den Kontrollbereich.

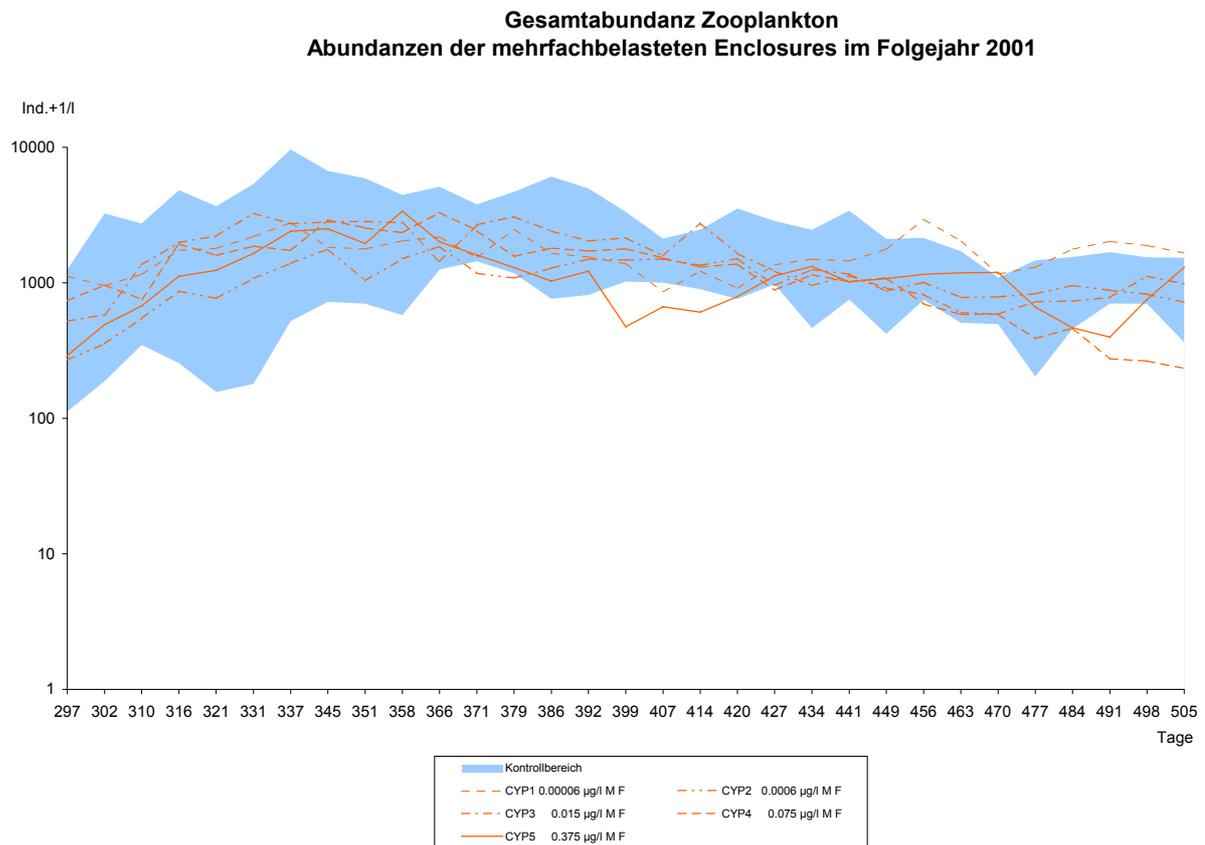
Eine kurzzeitige Spitze der Abundanzwerte nach der ersten Belastung zeigt sich in MF2, die im Vergleich zu den Werten in EF2 etwas verzögert sichtbar wird. Es folgt dann eine Abnahme auf den Kontrollbereich bis zur zweiten Belastung. Ab der zweiten Belastung liegen die Werte oberhalb der Kontrollwerte außer an den Tagen 71 und 77.

Der Werte in MF1 verlaufen bis zur zweiten Belastung ähnlich wie in MF2. Die Werte von MF1 steigen dann aber nicht an, sondern bleiben bis Tag 77 im Kontrollbereich und steigen erst dann wieder über die Kontrollwerte.

Eine Wiedererholung an Tag 157 kann für alle mehrfach belasteten Enclosures festgestellt werden. In der Einfachbelastung liegt die Gesamtabundanz von EF4 am Versuchsende knapp unter den Kontrollen und die von EF1 leicht über den Kontrollwerten, so dass von einer Wiedererholung gesprochen werden kann. Vergleicht man die Gesamtabundanzwerte der Mehrfachbelastung an Tag 106 mit denen der Einfachbelastung, zeigt sich, dass die niedrigen Belastungen MF1, MF2 und MF3 oberhalb der Kontrollen liegen. Die Effekte in den beiden hohen mehrfach belasteten Konzentrationen haben sich zu diesem Zeitpunkt wieder nivelliert.

Die NOEC für Einfach- und Mehrfachbelastung liegen unter  $0,00006 \mu\text{g/l}$  und können daher nicht verifiziert werden. GRÜNWARD (2004) bestimmt eine NOEC von  $0,015 \mu\text{g/l}$ . Hier wurde jedoch das Zooplankton mit einer anderen Methode (Entnahme mit einem Kieskorb) entnommen. Die Anzahl der gefundenen Tiere lag immer unter 1000 Individuen/l. Da in der Studie von GRÜNWARD keine Wassersäule entnommen wurde, liegt die Vermutung nahe, dass die durch den Rückgang von *Chaoborus cristallinus*

induzierten Effekte weniger stark gefunden werden. *Chaoborus cristallinus* ist an freies Wasser assoziiert und frisst vornehmlich hier. Arten, die eher substratgebunden vorkommen, stehen daher nicht so stark unter dem Einfluss von *Chaoborus cristallinus*. Im Jahr nach der Belastung sind keine Effekte der alpha-Cypermethrin Belastung zu sehen (Abb. 3.28).



**Abb. 3.28: Gesamtabundanz des Zooplanktons im Jahr nach der Belastung**

***Nauplia ssp.***

Die Bedeutung der *Nauplia ssp.* wurde schon in 3.4.2.1 herausgearbeitet. In Abb. 3.29 ist nun die Entwicklung der Abundanzen in den verschiedenen Konzentrationsstufen dargestellt. Generell zeigt sich in den belasteten Enclosures eine Erhöhung der Abundanzen.

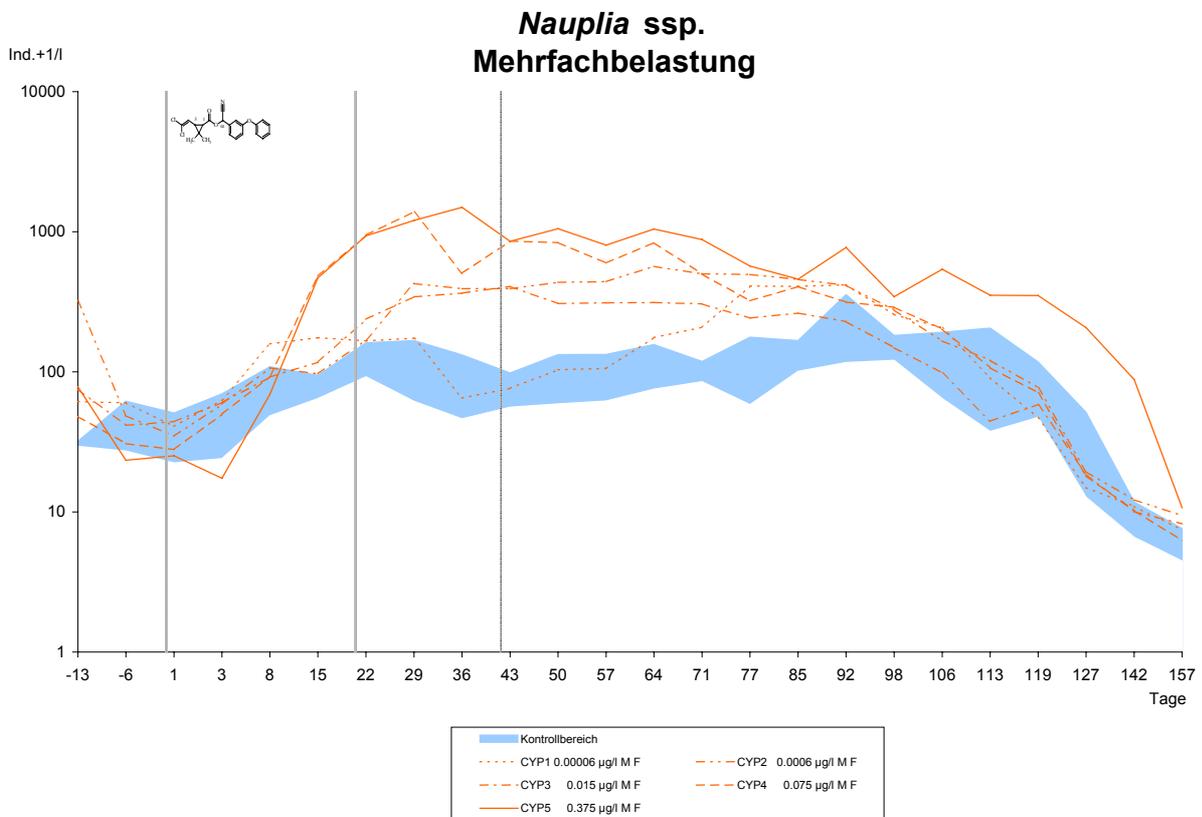
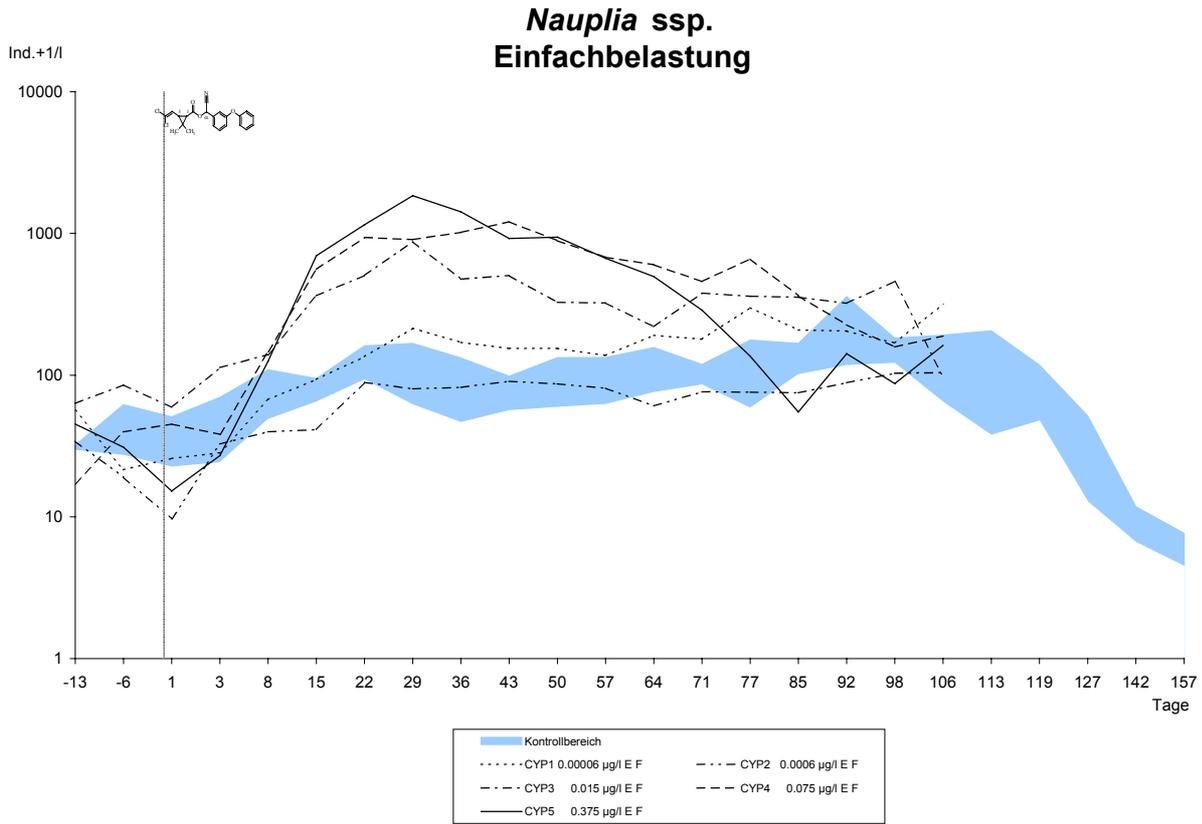


Abb. 3.29: Nauplia ssp. Abundanzen im Jahr der Belastung

Die Werte in EF3 liegen schon bei Versuchsbeginn leicht über dem Kontrollbereich, zeigen aber dann auch den weiteren erhöhten Anstieg der Abundanzwerte in EF4 und EF5, so dass von einem ursächlichem Zusammenhang mit der Belastung gesprochen werden kann. Die Abundanzen der Nauplien in diesen drei höchsten Konzentrationen liegen fast bis zum Versuchsende über dem Kontrollbereich, wobei die Werte in EF5 zuerst das Kontrollniveau erreichen (Tag 77), gefolgt von den Werten in EF4 an Tag 92 und zuletzt EF3 an Tag 106. Die höchsten Abundanzwerte zeigen sich in EF5. Die Abundanzwerte in EF2 steigen ab Tag 1 an und liegen meist im Kontrollbereich während der Versuchsdauer. Die Abundanzwerte der Nauplien in EF1 liegen zu Beginn im Kontrollbereich und dann zumeist etwas oberhalb von diesem.

In der Mehrfachbelastung zeigt sich ein Anstieg der Abundanzwerte in allen Konzentrationsstufen, außer der niedrigsten. Die Werte in MF1 liegen meist im Kontrollbereich und nur kurzfristig leicht darüber. Die Abundanzen in MF2 liegen ab Tag 29 bis Tag 106 oberhalb des Kontrollbereiches. Sie sind höher als in EF2. Nach der zweiten Belastung treten sekundäre Effekte auch in dieser Konzentrationsstufe auf. Die Entwicklung der *Nauplia* ssp. Abundanzen in MF3 verläuft sehr ähnlich, nur mit niedrigeren Werten als in MF2. Eine Wiedererholung findet hier an Tag 92 statt. Die Werte in MF4 und MF5 zeigen nach der ersten Belastung ebenfalls einen Anstieg. Sie bleiben aber mit 1387 Ind./l (MF4, Tag 29) und 1492 Ind./l (MF5 an Tag 36) unter dem maximalen Anstieg von EF5 (1845 Ind./l an Tag 29). Hier können sekundäre Effekte und toxische Effekte zusammenspielen. Der maximale Anstieg fällt in den Zeitraum nach der zweiten Belastung, so dass in den mehrfach belasteten Enclosures der sekundäre Effekt durch den erneuten toxischen Einfluss etwas überdeckt worden sein kann. Auch in der Einfachbelastung ist in EF2, EF3 und EF5 ein kurzes, geringfügiges Absinken der Abundanzwerte an Tag 1 zu beobachten. Unter Umständen spielt ein minimaler toxischer Effekt eine Rolle. GRÜNWARD (2004) findet toxische Effekte oberhalb einer Konzentration von 0,015 µg/l. Die Berechnung des Williamstests ergab an Tag 1 signifikante toxische Effekte in der höchsten Konzentration der Einfachbelastung und für die Mehrfachbelastung an Tag 3 (Tab. 3.25). WENDT-RASCH *et al.* (2003 b) finden bei einer Cypermethrin Konzentration von 0,05 µg/l bei *Nauplia* ssp. anfänglich Abnahmen in den Abundanzen und anschließend Zunahmen. Sie vermuten eine Reaktion auf subletalen Stress, der entweder eine erhöhte Reproduktionsrate zur Folge hat oder ein vermehrtes Schlüpfen aus Dauereiern induziert. In dieser Studie wurden die Makroinvertebraten nicht erfasst, so dass ein Zusammenhang mit den Makroinvertebraten nicht untersucht werden konnte.

Toxische Effekte können daher in den beiden höchsten Konzentration nicht ausgeschlossen werden und werden durch die Ergebnisse des Williamstests für die höchste Konzentration zumindest nach der ersten Applikation unterstützt. Die signifikanten Effekte, die mit dem Williamstest an den späteren Tagen berechnet werden, weisen Zunahmen nach. Für die Einfachbelastung konnte für die indirekten

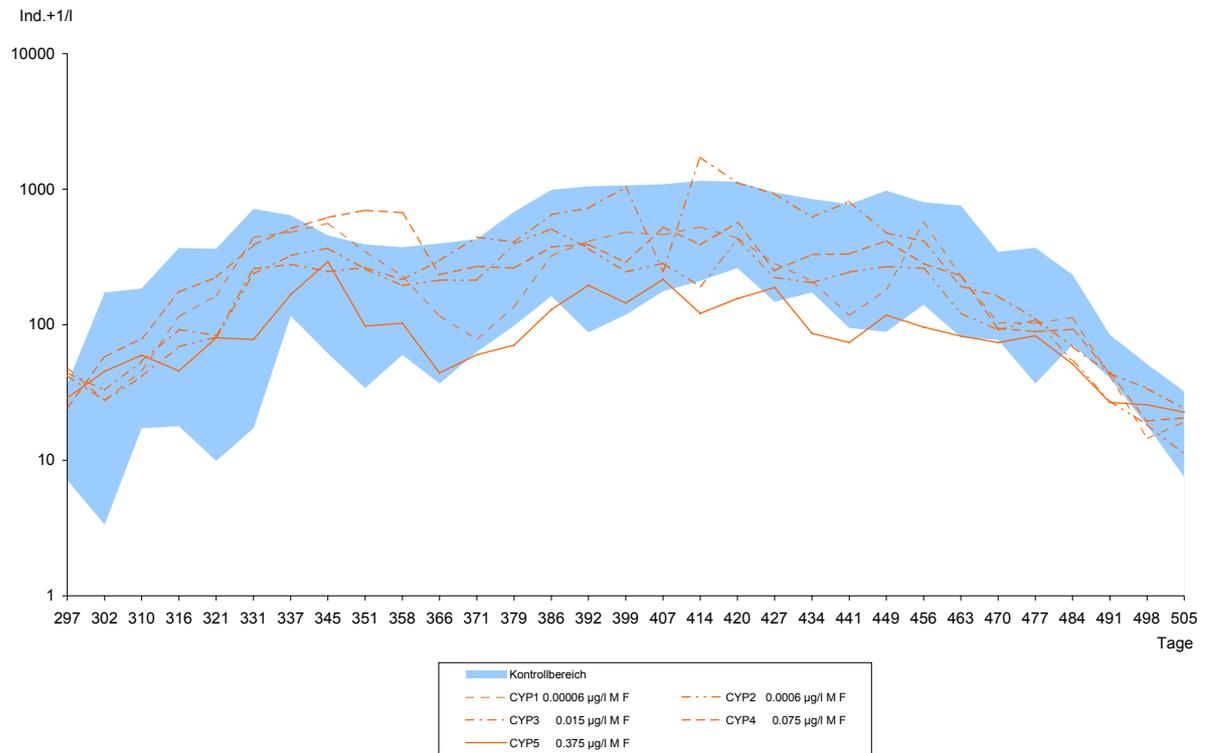
Effekte keine NOEC bestimmt werden, da sie kleiner als die niedrigste eingesetzte Konzentration ist. In der Mehrfachbelastung liegt die bei NOEC 0,00006 µg/l (MF1).

An Tag 106 hat in der Einfachbelastung in allen Konzentrationsstufen eine Wiedererholung stattgefunden. Außer bei den Abundanzen in MF3 halten die indirekten Effekte in den anderen mehrfach belasteten Enclosures noch an. An Tag 157 hat auch in den mehrfach belasteten Enclosures eine Wiedererholung stattgefunden.

Die Pyrethroidbelastung verursachte deutliche sekundäre Effekte durch die Reduzierung des Räubers *Chaoborus cristallinus* in den drei höchsten Konzentrationen der Einfachbelastung und vier höchsten Konzentrationen der Mehrfachbelastung. LAIR (1990) schreibt, dass *Chaoborus cristallinus* große Mengen von *Nauplia* ssp. frisst. Der einzige Schutz der weichhäutigen Nauplius Larven der Copepoda ist ihre relativ geringe Bewegung und niedrige Schwimmggeschwindigkeit, so dass sie schwerer für *Chaoborus cristallinus* zu entdecken sind (STENSON 1990). SARDELLA *et al.* (1983) nennt ebenfalls die zu den adulten Copepoda vergleichbare Bewegungslosigkeit der Nauplien als Schutzfunktion vor Fraß, da *Chaoborus* seine Beute durch Mechanorezeptoren lokalisiert. Wenn die Nauplius-Larven aber einmal von *Chaoborus cristallinus* attackiert worden sind, werden sie immer gefressen. (SWIFT, 1992) In den hohen Belastungsstufen, in denen die *Chaoborus cristallinus* Populationen stark dezimiert waren, konnten sich folglich *Nauplia* ssp. Populationen aufbauen. In der Einfachbelastung (EF5) zeigte sich die höhere Populationsdichte, da in der Mehrfachbelastung vermutlich toxische Effekte mehrmalig mit den indirekten Effekten zusammenkamen. Die indirekten Effekte in der Mehrfachbelastung dauerten wesentlich länger an.

In 2001 zeigt sich dies bei Probenahmebeginn am 29.03.2001 nicht mehr. Die Abundanzwerte in MF5 liegen während des Folgejahres im Kontrollbereich, bzw. eher unterhalb des Kontrollbereiches. Obwohl *Chaoborus cristallinus* in 2001 in geringerer Abundanz (vor allem MF3 und MF5) vorkommt, (siehe 3.4.1.2-*Chaoborus cristallinus*) ruft dies bei den *Nauplia* ssp. keinen sekundären Effekt hervor. Eine Möglichkeit ist, dass die Rotatorie *Keratella quadrata*, die vor allem in MF3 und MF5 eine Population aufbaut gegenüber den *Nauplia* ssp. Konkurrenzvorteile hat.

**Nauplia ssp.**  
**Abundanzen der mehrfachbelasteten Enclosures im Folgejahr 2001**



**Abb. 3.30: Nauplia ssp. Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

**Eudiaptomus gracilis**

Abb. 3.31 zeigt die Entwicklung der Individuenzahlen von *Eudiaptomus gracilis*. Es sind die Copepodit-Stadien und adulte Tiere zusammengefasst. In der Einfachbelastung ist ein Anstieg der Individuenzahlen in den drei höchsten Konzentrationsstufen deutlich zu erkennen. Die Werte von EF4 und EF3 beginnen zwei Wochen nach der Belastung anzusteigen. In EF5 setzt der Anstieg um zwei Wochen verzögert und zunächst weniger stark ein, erreicht dann aber die höchsten Werte. An Tag 98 zeigt sich eine Wiedererholung (außer in EF5), wobei am letzten Versuchstag die Werte wieder über das Kontrollniveau leicht hinaussteigen. Die Individuenzahlen sind hier aber allgemein nicht hoch (unter 10 Ind./l), so dass dies nicht zu hoch bewertet werden darf.

In den mehrfach belasteten Enclosures dieser Konzentrationsstufen zeigt sich ein ähnliches Bild. Hier ist die Reaktion noch ausgeprägter, die Abundanzwerte steigen jeweils stärker an, aber zu einem späteren Zeitpunkt. Dies erklärt sich durch ein Zusammentreffen von direkten und indirekten Effekten. *Eudiaptomus gracilis* ist empfindlich gegenüber alpha-Cypermethrin ( $LC_{50}$  48h: 0,75 µg a.i./l) (GRÜNWARD 2004). Dies erklärt den verzögerten Anstieg in den mehrfach belasteten Enclosures gegenüber den einfach belasteten und in den höherbelasteten Enclosures gegenüber den niedrigeren Konzentrationen. Betrachtet man diesbezüglich Abb. 3.31, ist zu erkennen, dass es nach den Belastungen jeweils zu einem verzögerten kurzen leichten Absinken

der Individuenzahlen in MF4 und MF5 kommt. Der indirekte Effekt zeigt sich im Anstieg der Abundanzwerte über die Kontrollen, wiederum bedingt durch das Fehlen des Räubers *Chaoborus cristallinus*.

NOEC liegt bei 0,0006 µg/l (EF2) für die Einfachbelastung und 0,00006 µg/l (MF1) für die Mehrfachbelastung. GRÜNWARD (2004) findet eine NOEC von 0,015 µg/l für den Anstieg. Sowohl bei Grünwald (2004) als auch in dieser Studie waren die Abundanzen zum Zeitpunkt der Applikation gering, daher müssen die Werte vorsichtig interpretiert werden (MAISE, 2002). Siehe dazu bitte auch 3.4.2.5.

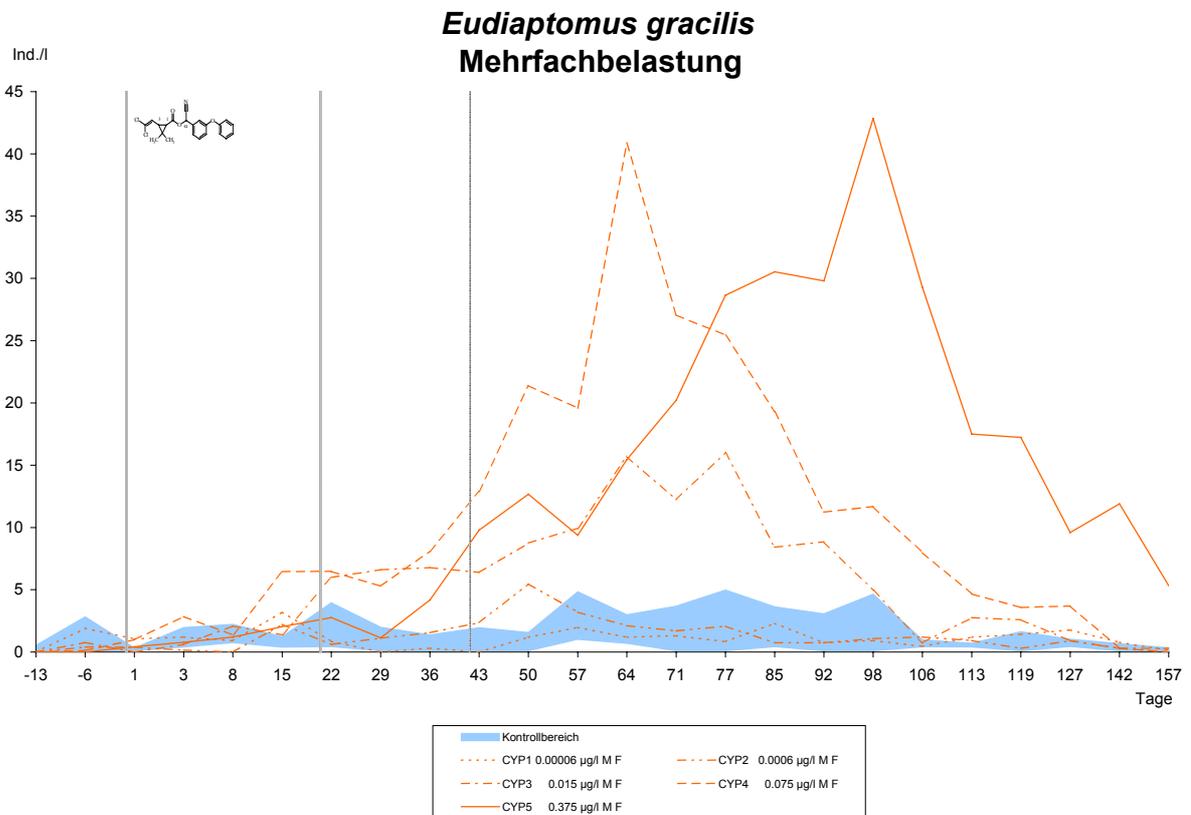
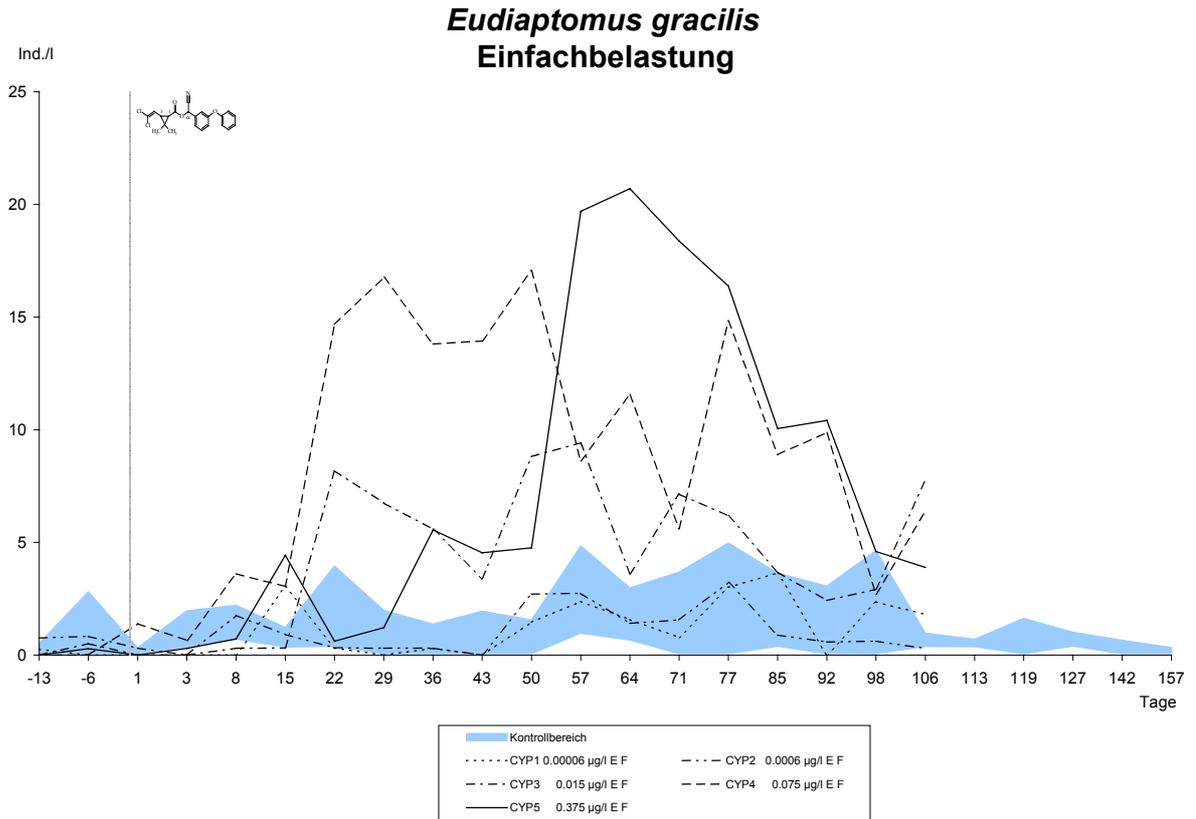
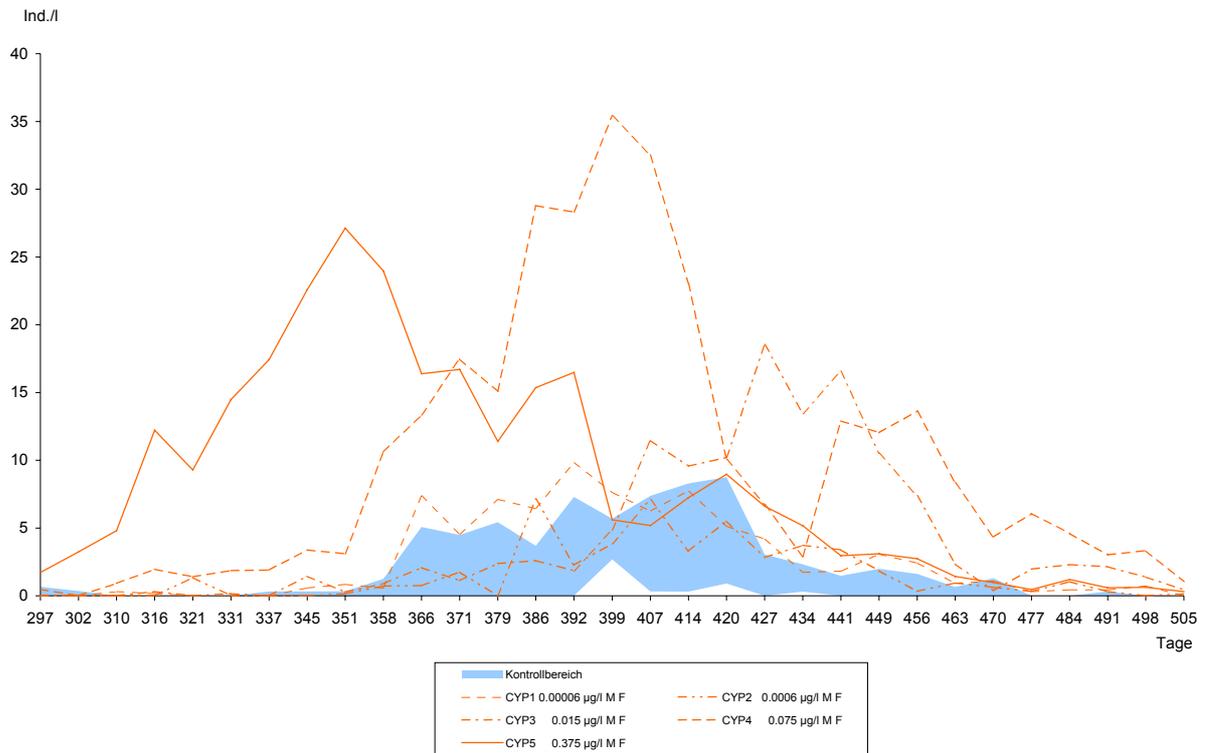


Abb. 3.31: *Eudiaptomus gracilis* Abundanzen im Jahr der Belastung

Der indirekte Effekt setzt sich auch im Jahr nach der Belastung fort, wie Abb. 3.32 zu entnehmen ist. Durch die noch andauernde geringere Anwesenheit von *Chaoborus cristallinus* kann sich in MF4 und MF5 wesentlich früher eine Population aufbauen, die auch höhere Abundanzen erreicht als die der Kontrollen. In MF5 stimmt das Auftreten von *Eudiaptomus gracilis* und von *Chaoborus cristallinus* gut überein. Ab Tag 392 beginnt die Individuenzahl von *Chaoborus cristallinus* in MF5 anzusteigen, zeitgleich setzt die verstärkte Abnahme der *Eudiaptomus gracilis* Individuen ein. In MF4 ist dieses Muster nicht eindeutig zu erkennen. Die Anzahl von *Eudiaptomus gracilis* steigt hier bis Tag 399 am höchsten an. Die Individuenzahl von *Chaoborus cristallinus* in MF4 liegt zu diesem Zeitpunkt im Kontrollbereich und verläuft erst ab Tag 420 unterhalb des Kontrollniveaus. Hier scheinen noch andere Mechanismen eine Rolle zu spielen. Die Abundanz von *Eudiaptomus gracilis* in MF3 steigt ab Tag 413 über das Kontrollniveau hinaus. Vergleicht man dies mit der Individuenzahl von *Chaoborus cristallinus* in MF3, ist ein Rückgang der Individuen ab Tag 413 bis Tag 441 zu sehen (Abb. 3.6). Dies korrespondiert mit dem Verlauf von *Eudiaptomus gracilis*, dessen Individuenzahlen ab Tag 441 wieder sinken. Hier ist folglich der Zusammenhang zwischen Räuber und Beute gut zu erkennen.

Im Jahr nach der Belastung setzen sich die indirekten Effekte in den beiden hohen Konzentrationen fort. In den Kontrollen bleibt die Population wie im Vorjahr niedrig. In der höchsten Konzentration ist der Effekt zu Beginn am deutlichsten, später zeigt er sich in den Abundanzen in MF4 ausgeprägter. Die berechnete NOEC (bis Tag 358) von 0,015 µg/l (MF3) bestätigt die Beobachtungen. Ab Tag 407 zeigt sich auch ein Anstieg der Abundanzen in MF3. Hier kann wieder der Zusammenhang mit der *Chaoborus* Abundanz hergestellt werden (Abb. 3.6). Dessen Abundanzen sind zu diesem Zeitpunkt niedriger.

***Eudiaptomus gracilis***  
**Abundanzen der mehrfachbelasteten Enclosures im Folgejahr 2001**

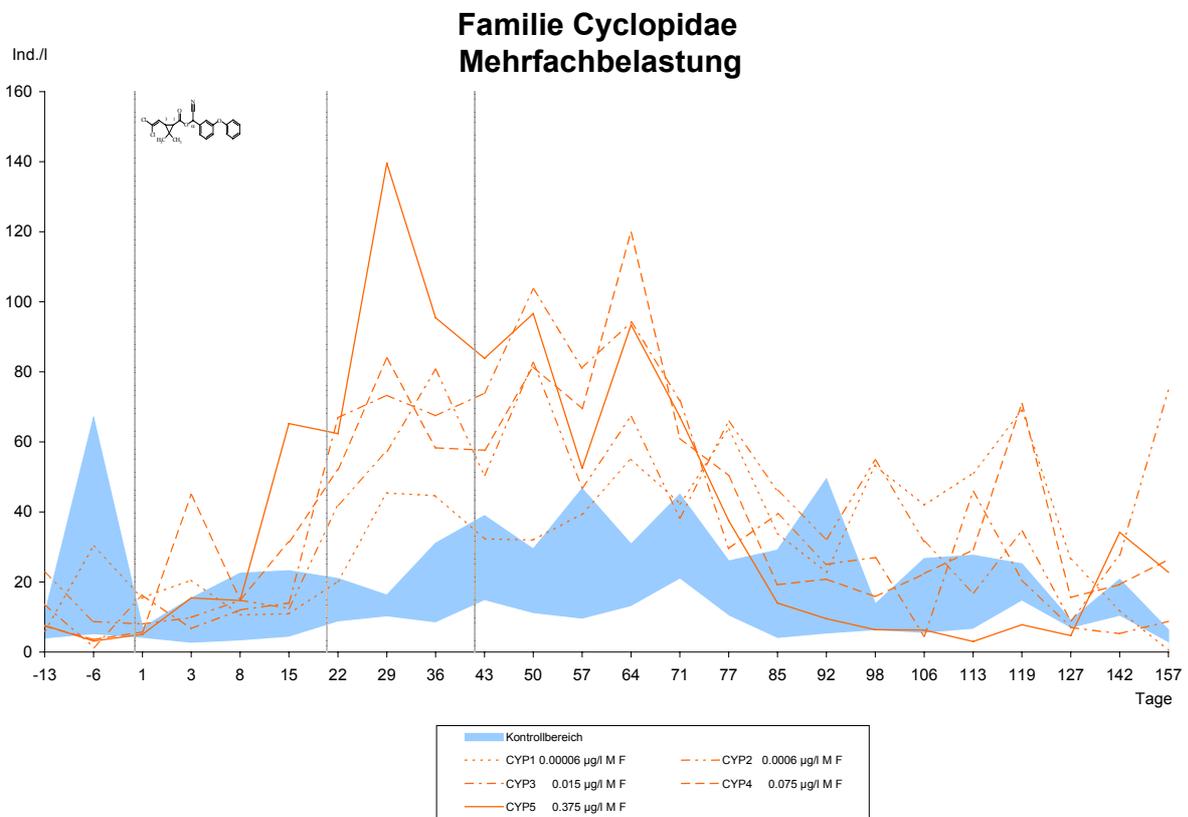
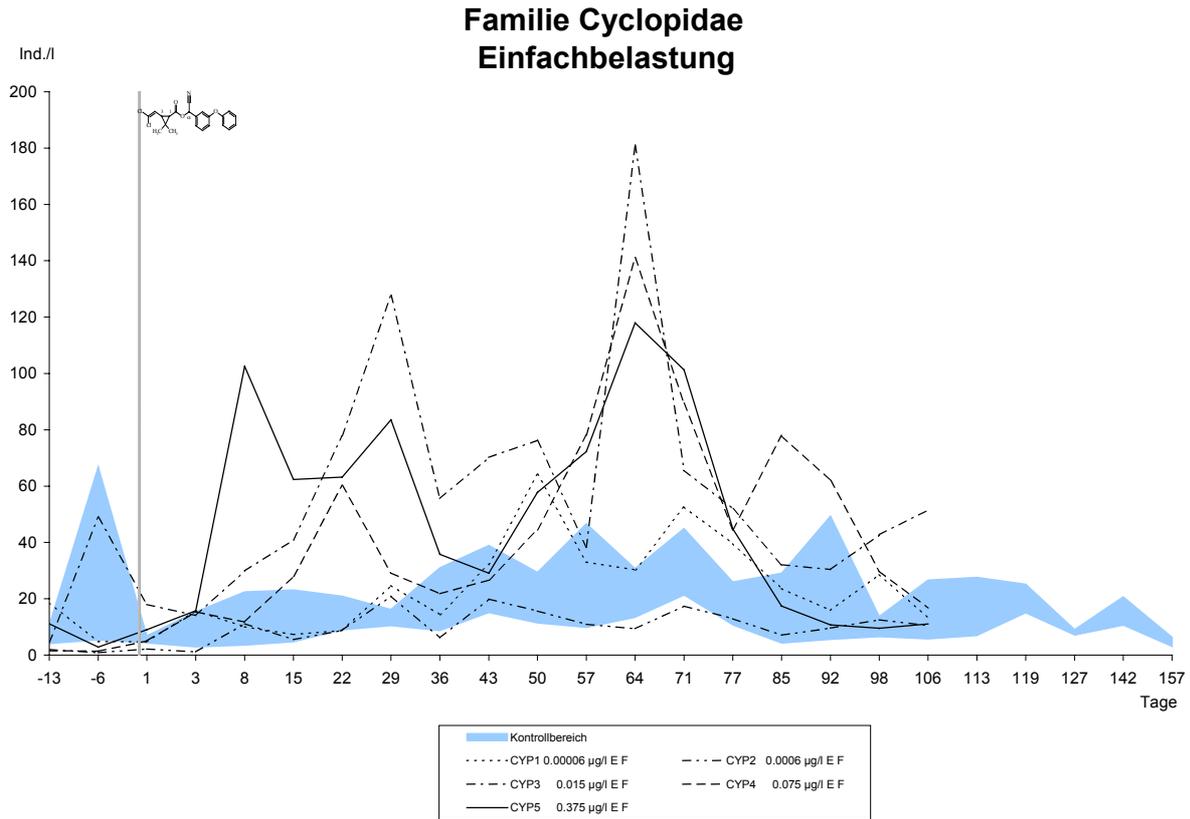


**Abb. 3.32: *Eudiaptomus gracilis* Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

### Familie Cyclopidae

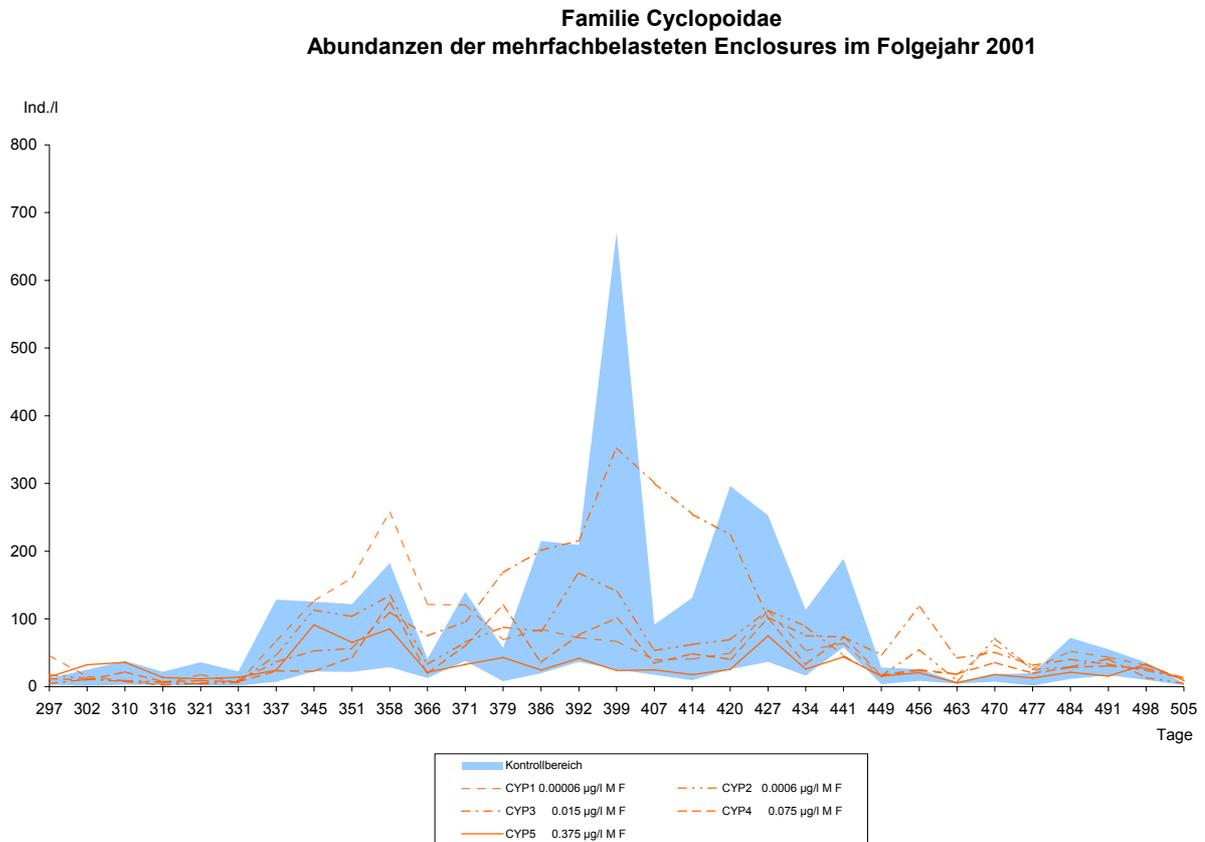
Die Abundanzen der *Cyclopidae* ssp. lagen höher als die von *Eudiaptomus gracilis*. Auch hier zeigen sich, wie bei *Eudiaptomus gracilis*, sekundäre Effekte. Im Vergleich zu *Eudiaptomus gracilis* fällt auf, dass bei diesen Vertretern der Copepoda die erreichten Abundanzen in der Einfachbelastung höher sind als in der Mehrfachbelastung. Die höchsten Werte werden in EF3 erreicht, gefolgt von EF4 und EF5. Da der Anstieg in den drei höchsten Konzentrationen direkt nach der Belastung beginnt, scheinen toxische Effekte keine Rolle zu spielen. Die *Cyclopidae* ssp. sind im Vergleich zu *Eudiaptomus gracilis* weniger empfindlich gegenüber alpha-Cypermethrin. Höchstens in MF5 kann nach der zweiten und dritten Belastung ein kurzzeitiges, leichtes Absinken der Individuenanzahl beobachtet werden. Die Berechnung des Williamstest zeigt nur Anstiege an, so dass toxische Effekte nicht untermauert werden. Eindeutig sind die sekundären Effekte zu erkennen, die in der Einfachbelastung in EF3, EF4 und EF5 auftreten und in der Mehrfachbelastung ebenfalls in diesen Konzentrationsstufen, zusätzlich in MF2 und zeitweise in MF1, zu erkennen sind.

Der Williamstest bestätigt dies mit einer NOEC für die Einfachbelastung von 0,0006 µg/l (EF2) und einer nicht verifizierbaren NOEC für die Mehrfachbelastung (< 0,00006 µg/l). In der Mehrfachbelastung treten die Effekte folglich bereits in niedrigeren Konzentrationen auf als in der Einfachbelastung.



**Abb. 3.33: Familie Cyclopidae Abundanzen im Jahr der Belastung**

Anders als bei *Eudiaptomus gracilis* ist bei den *Cyclopidae* ssp. im Jahr nach der Belastung der indirekte Effekt nicht mehr zu sehen, wie Abb. 3.34 entnommen werden kann.



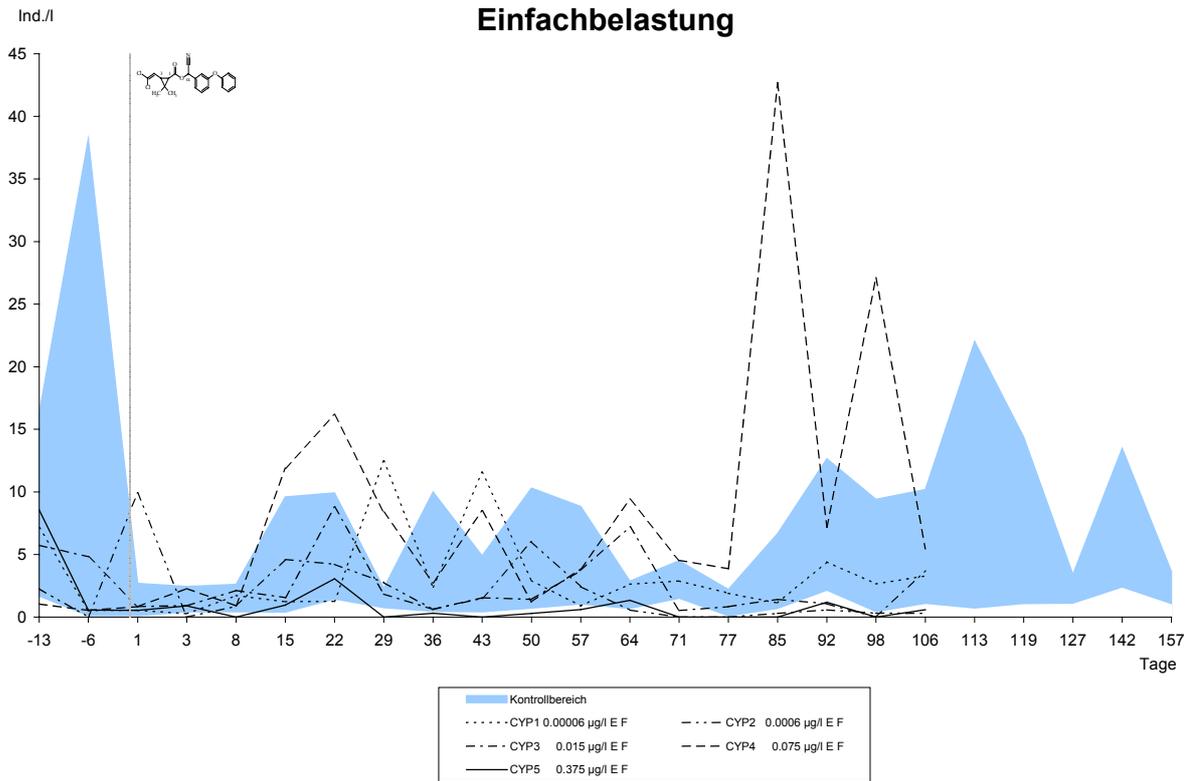
**Abb. 3.34: Familie Cyclopidae Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

### Familie Chydoridae

In der Unterordnung der Cladocera fanden sich Vertreter der Familien Chydoridae und Daphniidae. Im folgenden sind die Abundanzen dieser beiden Familien dargestellt. Der Familie der Chydoridae gehören eher kleinere Organismen an. In dieser Studie wurden *Alona affinis*, *Arcoperus harpae*, *Graptoleberis testudinaria*, *Alonella nana* und *Chydorus sphaericus* gefunden. Zusammenfassend wird der Abundanzverlauf der Chydoridae gezeigt. Abb. 3.35 zeigt die Entwicklung der Individuenzahlen, die zum größten Teil von *Chydorus sphaericus* bestimmt wird. Lediglich der Anstieg in MF3 an Tag 64 und 85 ist vornehmlich durch *Alonella nana* bestimmt. Der Peak in EF4 an Tag 85 ist durch einen einmaligen Anstieg von *Alona affinis* verursacht. Die Abundanz von *Alona affinis* hat in MF5 noch drei kleinere Spitzen an den Tagen 43, 64 und 85, aber jedes Mal mit Werten unter 10 Individuen/l. Bezogen auf die alpha-Cypermethrin Belastung zeigt der Abundanzverlauf der Chydoridae kein eindeutiges Bild. Es sind unspezifische Schwankungen im Verlauf der Werte zu erkennen, die keinem eindeutigen Reaktionsmuster zugeordnet werden können. In EF5 kommen während des gesamten Probenahmezeitraumes keine Vertreter der Chydoridae vor und auch die Population in

MF5 ist sehr niedrig. Es können leichte toxische Effekte eine Rolle spielen. GRÜNWARD (2004) berechnet für *Chydorus sphaericus* eine NOEC von 0,75 µg/l nach einer einmaligen alpha-Cypermethrin Belastung, so dass in der höchsten Konzentration (0,375 µg/l) toxische Effekte möglich wären. Hier konnte für die Mehrfachbelastung nur an zwei aufeinanderfolgenden Tagen eine NOEC berechnet werden. In der Einfachbelastung war dies für mehr Tage möglich (siehe bitte Tab. 3.25). Die NOEC liegt bei 0,075 µg/l (EF4 und MF4) für *Chydorus sphaericus*. Theoretisch wären auch indirekte Effekte denkbar, da die Cladoceren dem Fraßdruck von *Chaoborus cristallinus* weniger bzw. gar nicht mehr ausgesetzt sind. SWIFT (1992) hat in seinen Untersuchungen festgestellt, dass *Chydorus sphaericus* zwar von *Chaoborus*-Larvenstadien II gefangen wird, diese ihn aber wieder frei lassen. *Chydorus sphaericus* hat eine Art „Totstellreflex“ entwickelt bei dem die Antennen in die Carapaxspalte gelegt werden und die Schwimmbewegung unterbrochen wird. Mit diesem Verhalten ist *Chydorus sphaericus* für *Chaoborus*, der sich mechanosensorisch orientiert, schlechter wahrnehmbar (SOMMER 1994). Auf dieses „totes Tier“-Verhalten fallen die *Chaoborus* Larvenstadien III und IV nicht mehr herein, sondern fressen *Chydorus sphaericus*. Da der Fraßdruck der größeren *Chaoborus*-Larven größer ist, könnten indirekte Effekte in den höherbelasteten Enclosures auftreten. Die Höhe der Chydoridae Abundanzen war aber zu gering um valide Aussagen treffen zu können.

### Familie Chydoridae Einfachbelastung



### Familie Chydoridae Mehrfachbelastung

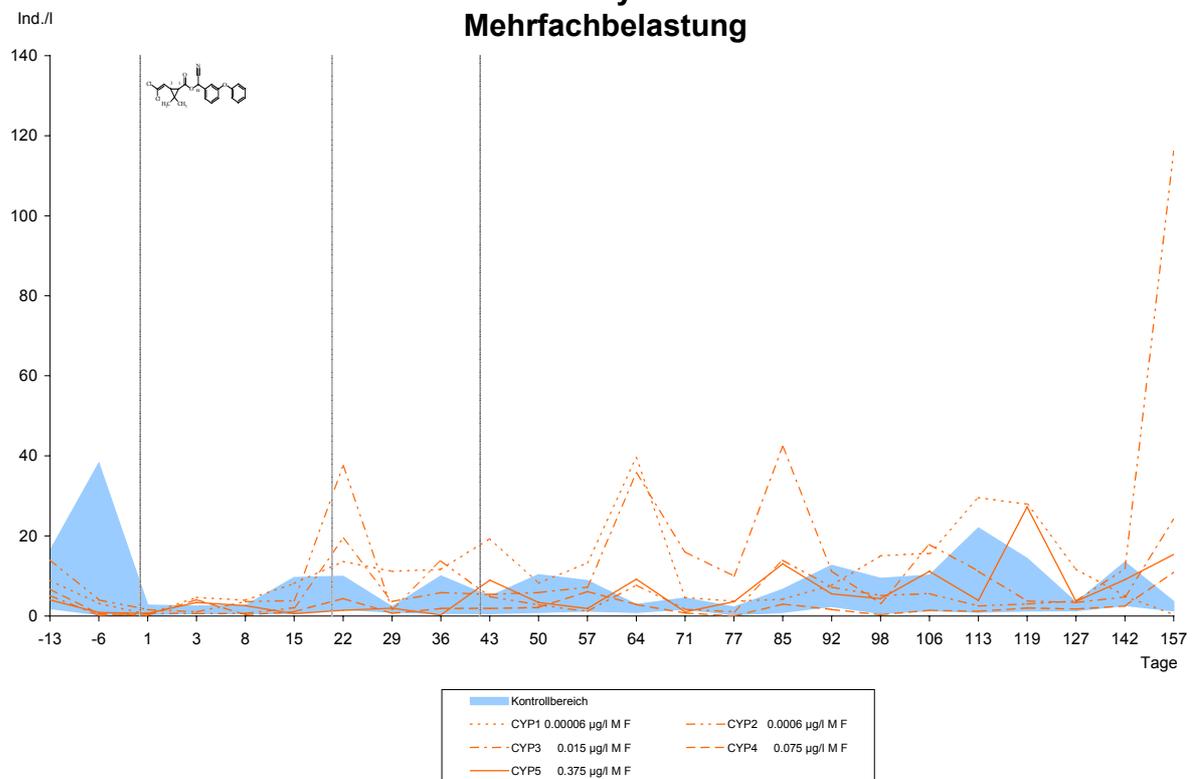
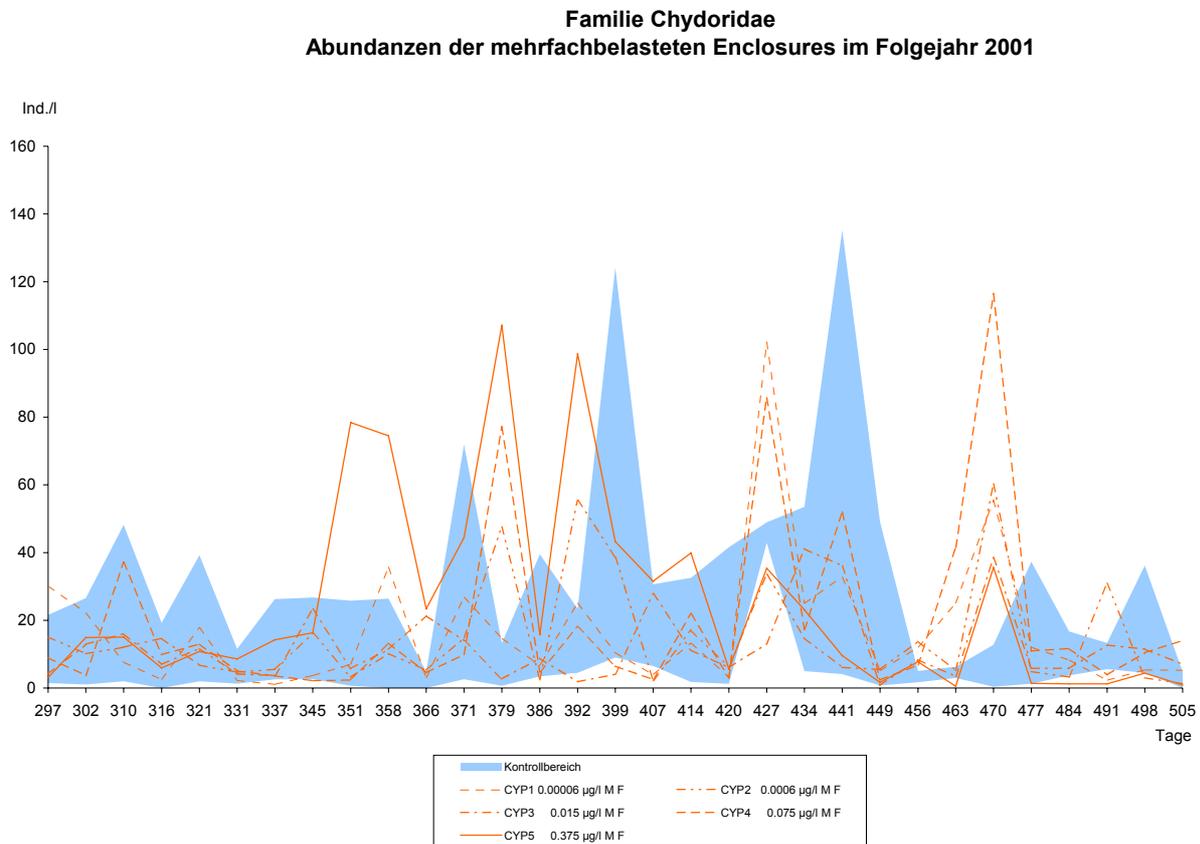


Abb. 3.35: Familie Chydoridae Abundanzen im Jahr der Belastung

Auch die Untersuchung der Abundanzen im Folgejahr erbrachte ein ständig schwankendes Verhaltensmuster. Die Werte liegen generell höher als im Belastungsjahr. Zeitweise kommt es in verschiedenen Konzentrationsstufen zu einzelnen Spitzen. In der höchsten Konzentrationsstufe sind drei solcher Spitzen, die vornehmlich durch *Chydorus sphaericus* und *Alonella nana* gemeinsam verursacht wurden, zu sehen. Dies gilt ebenso für die Spitze in MF4 an Tag 471. Der Peak in MF1 an Tag 427 wurde durch einen alleinigen Anstieg der *Alonella nana* Abundanzen hervorgerufen. Da auf kleine Cladoceren, also Vertreter der hier gefundenen Arten, ein von *Chaoborus cristallinus* verursachter Fraßdruck liegt, könnten die einzelnen Anstiege in MF5 durch die bis Tag 392 andauernde geringe *Chaoborus* Abundanz mit bedingt sein. Wie in Abb. 3.6 gezeigt beginnt die Abundanz von *Chaoborus cristallinus* ab Tag 386 leicht anzusteigen, liegt aber noch längere Zeit unterhalb des Kontrollniveaus.



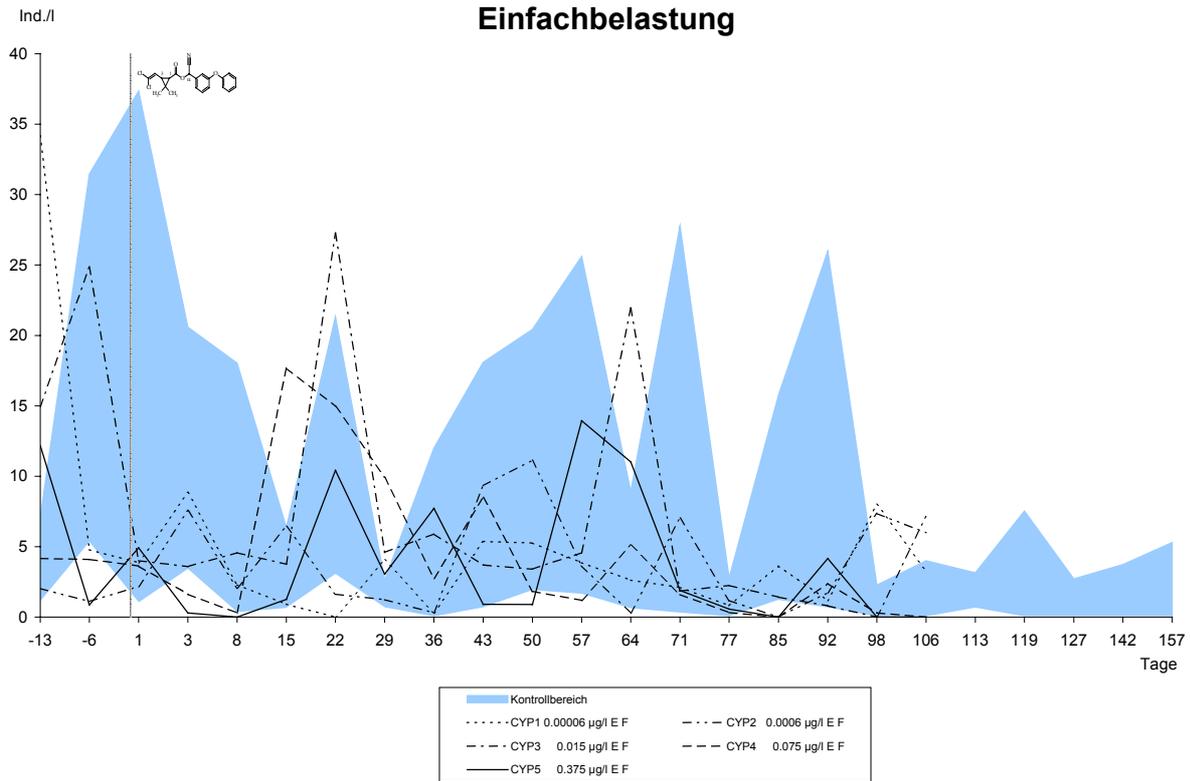
**Abb. 3.36: Familie Chydoridae Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

### **Familie Daphniidae**

Drei Vertreter der Familie Daphniidae wurden in den Enclosures gefunden, *Daphnia longispina* agg., *Simocephalus vetulus* und *Scapholeberis mucronata*. Bei diesen drei größeren Cladoceren war *Scapholeberis mucronata* bis Tag 50 nur in einem Enclosure der Belastungsstufe MF4 zu finden. Danach wurde das Taxon auch in anderen Enclosures gefunden. Da es aber nur in geringen Abundanzen und nicht in allen Enclosures auftrat, wird auf die Darstellung der Grafik hier verzichtet. Die

Individuenzahlen von *Simocephalus vetulus* sind Abb. 3.37 zu entnehmen. Bedingt auch durch die zeitweise große Schwankungsbreite der Kontrollen treten kaum Reaktionsmuster in Erscheinung.

**Simocephalus vetulus**  
Einfachbelastung



**Simocephalus vetulus**  
Mehrfachbelastung

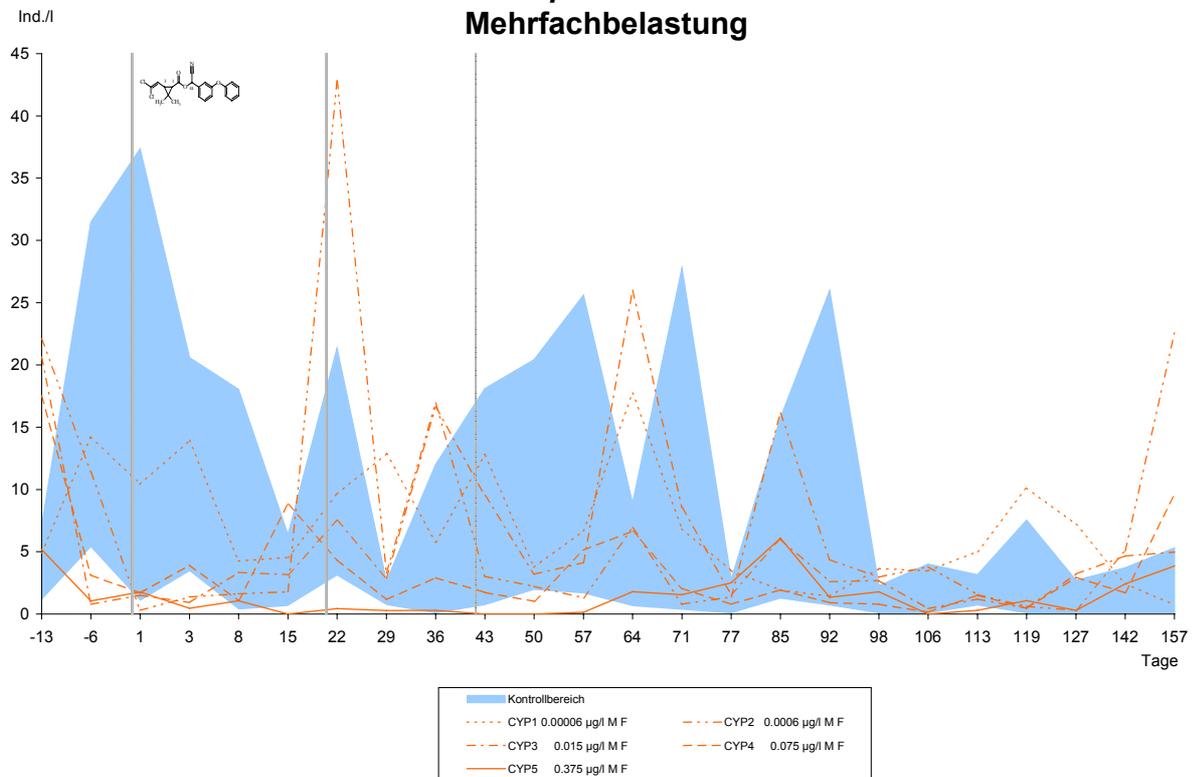
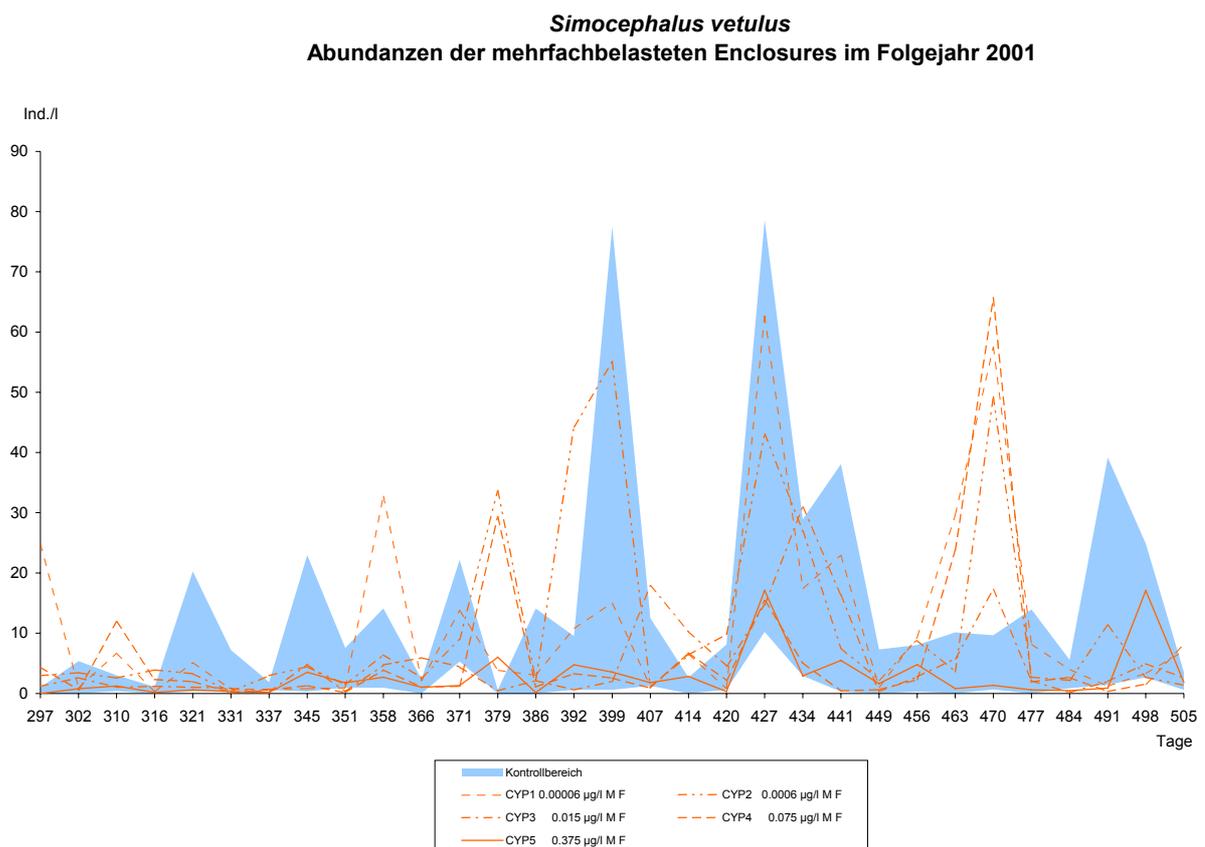


Abb. 3.37: *Simocephalus vetulus* Abundanzen im Jahr der Belastung

Der von GRÜNWARD (2004) gefundene toxische Effekt von alpha-Cypermethrin auf *Simocephalus vetulus* kann nicht bestätigt werden. Da in der Studie von GRÜNWARD eine NOEC von 0,075 µg/l bestimmt wurde, wären also in der höchsten Konzentrationsstufe dieser Studie Effekte zu erwarten. Betrachtet man die beiden höchsten Konzentrationsstufen in Abb. 3.37, ist gut zu erkennen, dass in der höchsten Konzentrationsstufe der Mehrfachbelastung nach jeder Belastung die minimalen Abundanzen sinken. Nach der dritten Belastung wurden bis Tag 64 keine Tiere gefunden. In EF5 traten Tiere schon ab Tag 15 wieder auf. Da die Schwankungsbreite der Kontrollen aber bis auf Null geht, kann der Effekt nicht validiert werden. Die niedrigen Abundanzwerte der Kontrollen sind auch nicht nur einem Kontrollenclosure zuzuordnen, sondern schwanken untereinander.

Abb. 3.38 zeigt die weitere Entwicklung von *Simocephalus vetulus* in den mehrfach belasteten Enclosures im darauffolgenden Jahr. In den Kontrollen und in den niedrig belasteten Enclosures zeigen sich einzelne Spitzen mit höheren Abundanzen als im Belastungsjahr. Im Zusammenhang mit der Belastung sind keine Effekte mehr sichtbar.



**Abb. 3.38: *Simocephalus vetulus* Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

### ***Daphnia longispina* agg.**

Obwohl sich eine *Daphnia longispina* agg. Population erst nach der zweiten Belastung aufbaute, können toxische und sekundäre Effekte gezeigt werden. Nach FLÖßNER (1972) hat *Daphnia longispina* agg. ihr Hauptmaximum häufig im Herbst.

STEINER und ROY (2003) geben an, dass das saisonale Vorkommen von *Daphnia* in fischlosen Gewässern sehr unterschiedlich ist.

Abb. 3.39 zeigt, dass in der Einfach- und Mehrfachbelastung direkte und indirekte Effekte auftreten. Die indirekten Effekte zeigen sich im Anstieg der *Daphnia* Abundanzen in EF4 und EF5. Die toxischen Effekte zeigen sich, da die Abundanzen in dem niedriger belasteten Enclosure eher ansteigen als in dem höher belasteten Enclosure. In der Mehrfachbelastung kommt dies noch deutlicher zum Ausdruck. Hier sind die toxischen Effekte schon in der Konzentrationsstufe MF3 (0,015 µg/l) zu sehen. Zunächst entwickelt sich in der niedriger belasteten Konzentrationsstufe MF3 eine Population, dann folgt die Entwicklung in MF4 und zuletzt in MF5. Wenn nur indirekte Effekte eine Rolle spielen würden, müssten die Effekte zuerst in den höherbelasteten Enclosures sichtbar werden, die Reihenfolge des Auftretens der Effekte also umgekehrt sein.

Auf den indirekten Effekt ist zurückzuführen, dass die Anstiege der Abundanzen in den höchsten Konzentrationen EF5 und MF5 am stärksten sind. Die Anfälligkeit von *Daphnia longispina* agg. auf *Chaoborus* Fraß hängt von ihrem Entwicklungsstadium ab. Juvenile Tiere werden vermehrt von *Chaoborus* gefressen, adulte Tiere selten (SWIFT und FEDERENKO 1975). SWIFT (1992) und LAIR (1990) bestätigen ebenfalls, dass Jungtiere von *Chaoborus cristallinus*-Larven IV gefressen werden können und die adulten Tiere durch ihre Größe und Spina vor Fraß geschützt sind. Da die Jungtiere von *Daphnia longispina* agg. in EF5 und den höherbelasteten Konzentrationsstufen der Mehrfachbelastung vom Fraßdruck befreit sind, können sie in diesen Enclosures eine größere Population aufbauen.

Die verstärkte Auswirkung der mehrfachen alpha-Cypermethrin Applikation kommt bei *Daphnia longispina* agg. deutlich zum Ausdruck.

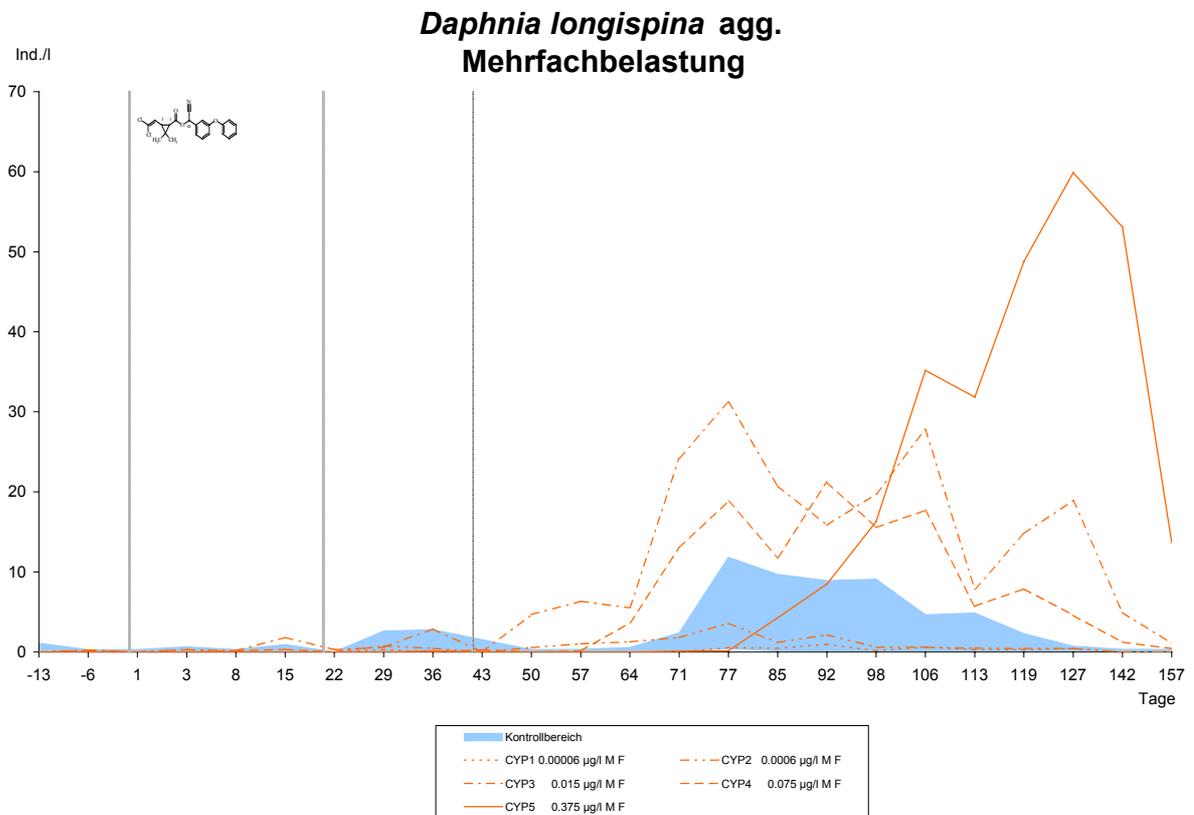
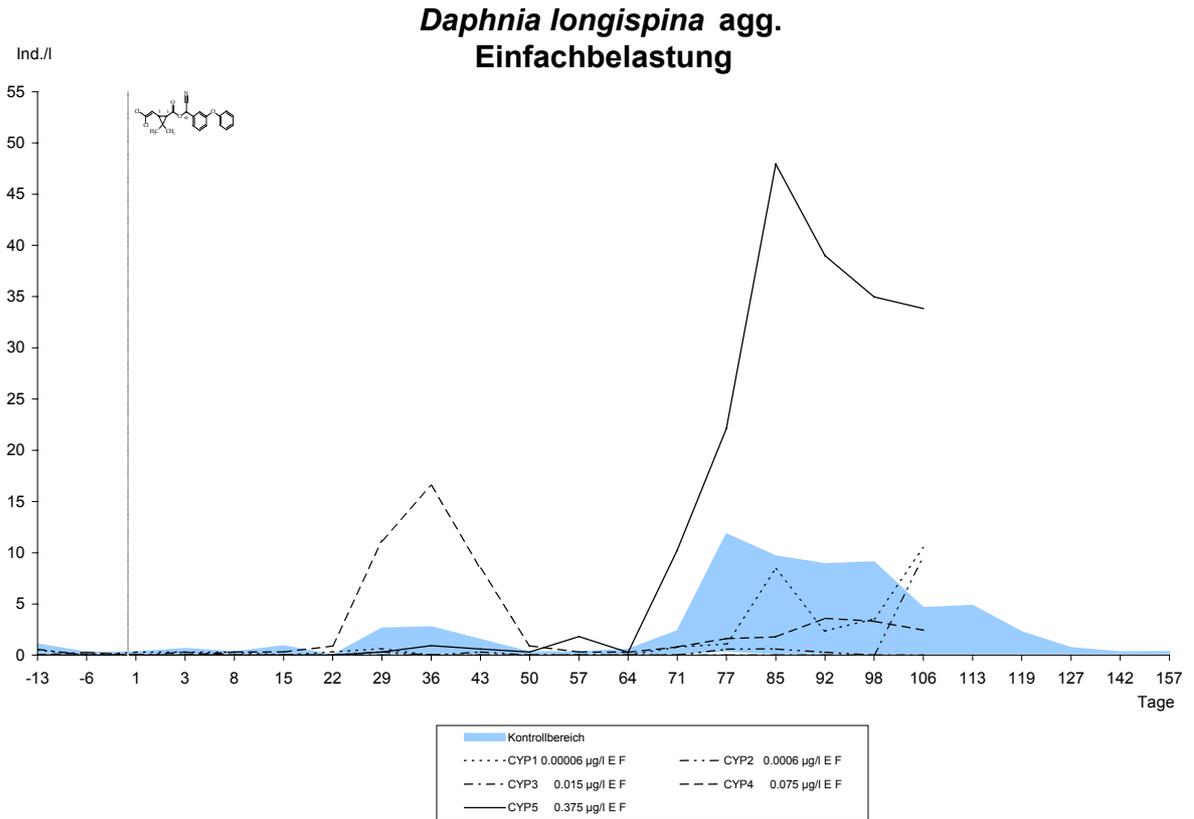
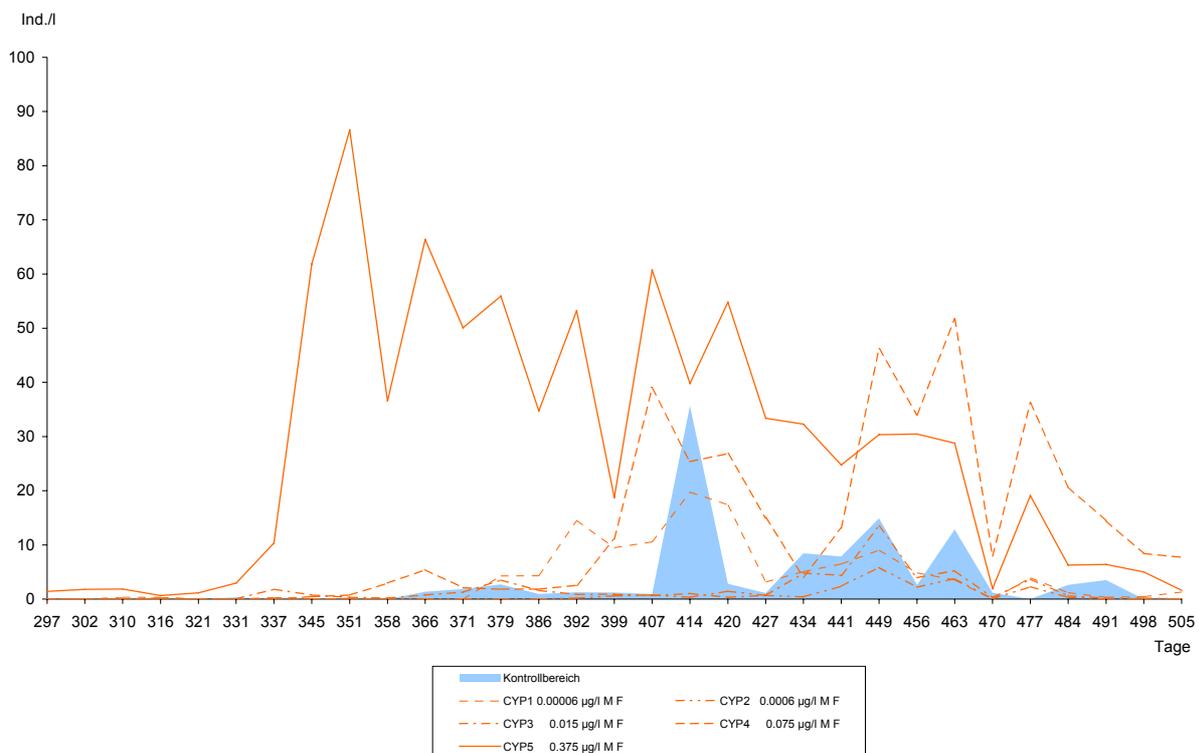


Abb. 3.39: *Daphnia longispina* agg. Abundanzen im Jahr der Belastung

Im Gegensatz zu *Simocephalus vetulus* zeigt *Daphnia longispina* agg. auch im Jahr nach den Belastungen ein von den Kontrollen abweichendes Verhalten in den Abundanzen. Abb. 3.40 zeigt, dass sich in MF5 schon wesentlich früher eine Population aufbaut als in den anderen Enclosures. Dies ist sicherlich in dem stark erhöhten Vorkommen im Herbst des Vorjahres mit begründet. Damit ist naturgemäß auch eine höhere Anzahl von Ehippien zu erwarten, die sicher einen besseren und schnelleren Populationsstart ermöglichen. FLÖßNER (1972) gibt an, dass *Daphnia longispina* agg. selten als adultes Tier überwintert. HANAZATO und YASUNO (1989 a) finden außerdem in Versuchen über den Einfluss überwinternder Daphnien, dass diese, auch wenn es nur wenige sind, in der Lage sind eine Population aufzubauen. Damit haben sie einen Selektionsvorteil und können früher eine Population aufbauen als die Arten, die erst aus überwinterten Eiern schlüpfen müssen. Dies zeigt sich auch hier in den Enclosures. Die Population in den Kontrollenclosures beginnt sich später aufzubauen als in MF5. Auffällig sind auch die hohen Abundanzen in MF5. Diese Werte wurden im Belastungsjahr nur einmalig gegen Ende erreicht. Die Abundanzen dieser Belastungsstufe liegen während des gesamten Probenahmezeitraumes also bis 23.10.2001 oberhalb der Kontrollwerte, so dass hier von einem lang andauernden sekundären Effekt gesprochen werden muss. Auch in MF4 zeigt sich dieser Effekt noch in abgeschwächter Form.

***Daphnia longispina* agg.  
Abundanzen der mehrfachbelasteten Enclosures im Folgejahr 2001**



**Abb. 3.40: *Daphnia longispina* agg. Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

### Klasse Rotatoria

Für die Klasse der Rotatoria wird neben der Gesamtabundanz exemplarisch die Abundanz von *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg., *Synchaeta* spec., *Hexarthra mira* und *Keratella quadrata* gezeigt. Toxische Effekte sind in dem gewählten Konzentrationsbereich zumindest bei der Einfachbelastung nicht zu erwarten (MEDINA *et al.* 2004; DAY *et al.* 1987). Da *Chaoborus cristallinus*, vor allem die Larvenstadien I und II, sich stark von Rotatorien ernährt (BERENDONK, 2002; SWIFT, 1992; CHRISTOFFERSEN, 1990), sind sekundäre Effekte zu erwarten. Abb. 3.41 zeigt, dass dies in den einmal belasteten Enclosures, außer in EF2, kurzzeitig der Fall ist. Ein Anstieg der Abundanzen ist an Tag 3 sichtbar. Anschließend kommt es vor allem in EF5 zu einer starken Abnahme bis unter das Kontrollniveau. Ab Tag 22 nehmen die Werte in EF5 wieder zu. Zwischen Tag 57 und 98 liegen hier die Abundanzen oberhalb der Kontrollwerte. In EF4 dagegen kommt es nicht zu einem Wiederanstieg der Abundanz, sondern die Rotatorienanzahl bleibt unter den Kontrollwerten. Diesen Verlauf zeigen auch die Werte in EF1 über einen großen Anteil des Versuchszeitraumes. Die Werte in EF2 dagegen liegen bis Tag 22 im Kontrollbereich und weisen dann höhere Individuenzahlen auf, als die Kontrollen. Es sei daran erinnert, dass in EF2 die *Chaoborus cristallinus* Abundanz hoch war (Abb. 3.5). Dadurch sind die Abundanzen von *Nauplia* ssp. niedrig geblieben, so dass die Abundanzen der Rotatorien *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. und *Hexarthra mira* nicht absanken. Die Abundanzen in EF3 wechseln zwischen den Tagen 36 und 43 von Werten oberhalb des Kontrollniveaus zu Werten unterhalb der Kontrollen.

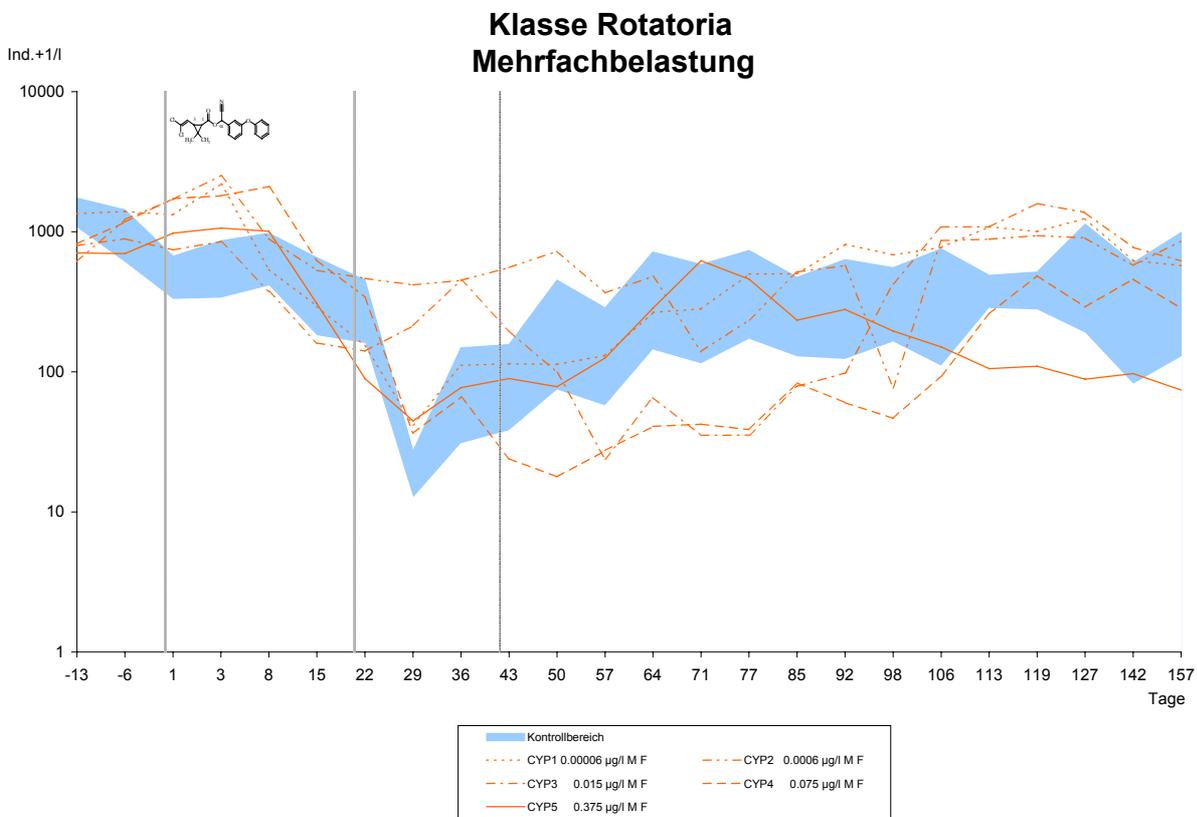
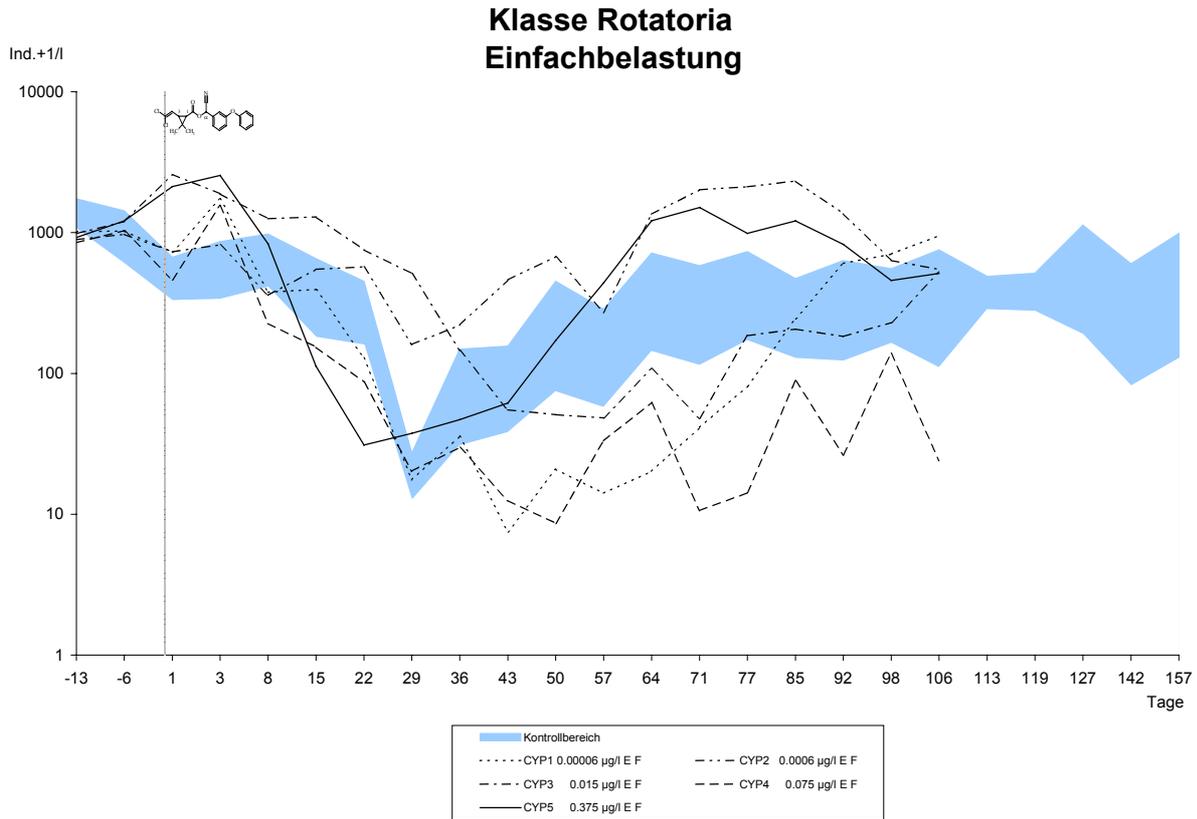


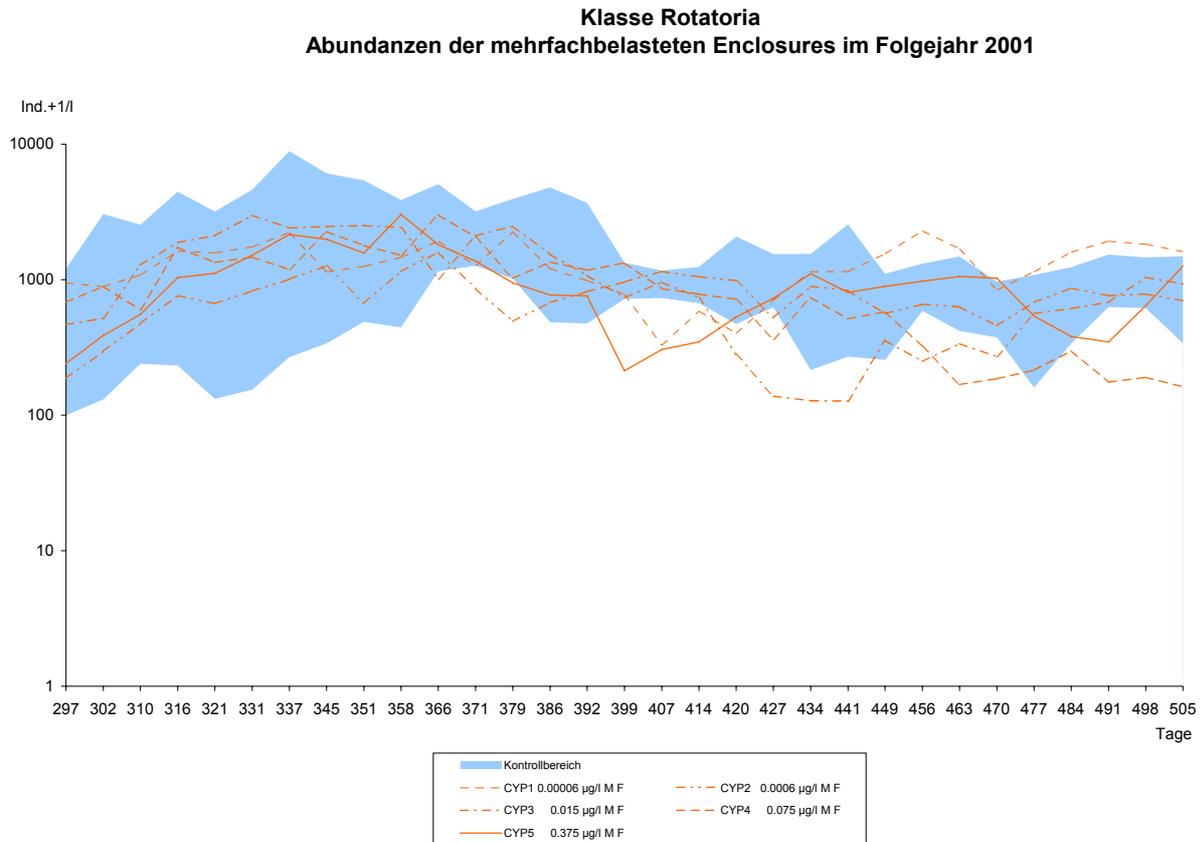
Abb. 3.41: Klasse Rotatoria Abundanzen im Jahr der Belastung

In den mehrfach belasteten Enclosures zeigt sich ein ähnliches Reaktionsmuster. Hier ist aber der Wiederanstieg der Werte in MF5 ab Tag 29 nicht so stark. Die Werte bleiben im Kontrollbereich. Die Werte in MF4 verlaufen sehr ähnlich wie in EF4, sie bleiben auch über längere Zeit unter dem Kontrollbereich und erreichen erst an Tag 119 wieder das Kontrollniveau. Grund für das Absinken der Abundanzen: *Chaoborus cristallinus* kontrolliert die Nahrungskonkurrenten der Rotatorien, *Nauplia* ssp., Copepoda und Cladoceren nicht mehr, so dass diese stark ansteigen können (siehe Abb. 3.29, Abb. 3.31, Abb. 3.33, Abb. 3.35, Abb. 3.39). Ein ähnliches Reaktionsmuster wurde auch bei HUBER *et al.* (unveröffentlicht a) gefunden.

Die Rotatorienabundanzen in MF5 liegen über einen langen Zeitraum im Kontrollbereich. Es ist jedoch zu erkennen, dass sie von Tag 71 an kontinuierlich absinken. Nach GILBERT (1989, 1988 und 1985 a), GILBERT und MACISAAC (1989), MAC ISAAC und GILBERT (1989) und JACK und GILBERT (1994) können große Cladoceren wie *Daphnia* Rotatorien unterdrücken, da sie mit ihnen um die Algen als gemeinsame Futterquelle konkurrieren. Außerdem kann es zu mechanischer Interferenz kommen, indem Rotatorien mit dem Wasserstrom in den Filterapparat von *Daphnia* gelangen. Diese Interferenz kann bei empfindlichen Rotatorien zu hohen Mortalitätsraten schon bei geringen *Daphnia* Abundanzen (1 bis 5 Ind./l) führen (GILBERT 1988). Hier ist bei *Daphnia longispina* agg. (Abb. 3.39) ein zeitgleicher Anstieg der Abundanzen in MF5 zu beobachten mit der die beschriebene Abnahme der Rotatorienabundanz in MF5 erklärt werden kann. In EF5 ist dieser Zusammenhang ebenfalls angedeutet. In dieser Enclosure kann der Verlauf der Rotatorien Abundanz zusätzlich gut mit dem Verlauf der Nauplien Abundanz (Abb. 3.29) verglichen werden. Es ist zu sehen, dass die Abundanzen gegengleich verlaufen. Die Abundanzen der Rotatorien nehmen ab, während die der Nauplien zunehmen und umgekehrt. Dies erklärt sich durch die oben erwähnten Zusammenhänge mit den *Chaoborus* Abundanzen. Gegen Versuchsende spielt dann in EF5 auch die *Daphnia* Population eine Rolle. Die Abgleiche mit den Verläufen der Abundanzen der Nauplien und Daphnien erklären auch den Abundanzverlauf der Rotatorien in MF4 und MF3. Zunächst führen die höheren *Nauplia* ssp. Abundanzen, bedingt durch die Abnahme von *Chaoborus cristallinus*, zu einer Abnahme der Rotatorienwerte. Der in MF5 beobachtete Anstieg der Rotatorien Abundanzen ab Tag 29, zeigt sich in MF4 nicht, da sich hier die *Daphnia longispina* agg. Population schon früher aufbaut und es zu den erwähnten Beeinflussungen der Rotatorien Population kommt. Da die *Daphnia* Population weniger stark ansteigt wie in MF5 und sie außerdem ab Tag 98 wieder abnimmt, kann die Rotatorien Population in MF4 sich ab diesem Tag wieder erholen. Dies ist in dem Anstieg der Populationen sichtbar.

Obwohl in der hohen Mehrfachbelastungsstufe bei *Daphnia longispina* agg. im Jahr nach der Belastung noch deutlich erhöhte Abundanzen auftraten, zeigen sich die oben aufgezeigten Zusammenhänge in der Gesamtabundanz der Rotatorien im Jahr 2001

nicht mehr. Abb. 3.42 zeigt, dass im Jahr nach der Belastung keine Effekte bei den Rotatorien mehr zu sehen waren.



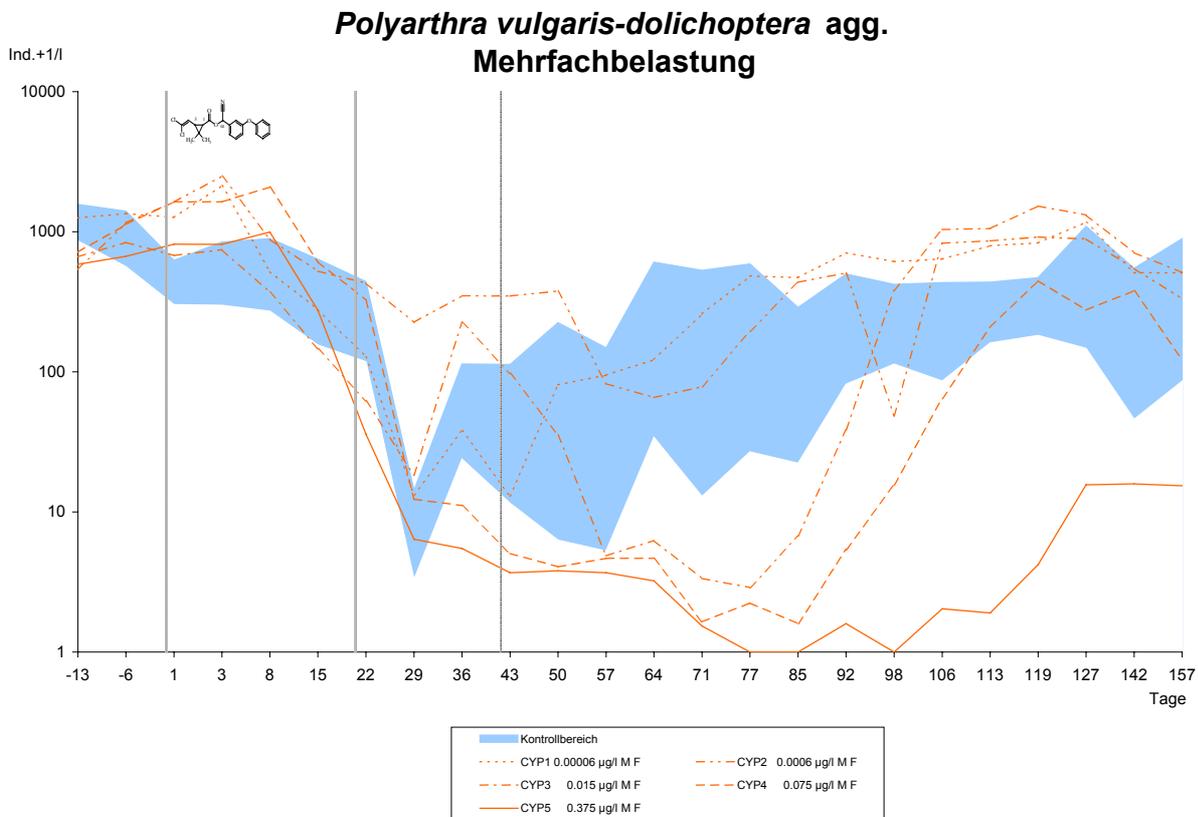
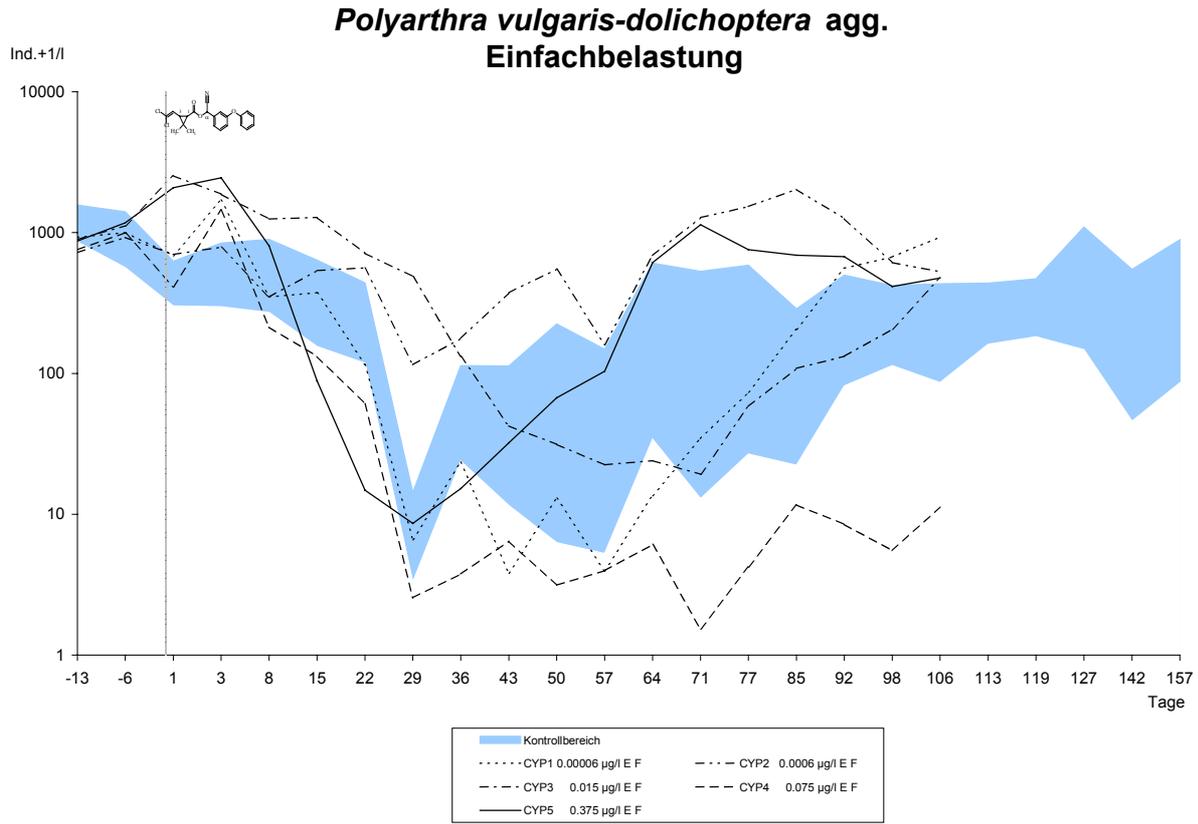
**Abb. 3.42: Klasse Rotatoria Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

***Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg.**

Wie die Eudominanz (3.4.2.1) der Rotatorie *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. in dieser Studie vermuten lässt, ist der Verlauf der Abundanz dem Bild der Klasse der Rotatoria sehr ähnlich. In der Einfachbelastung bestimmen *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. den Verlauf der Rotatorien. Bei der Mehrfachbelastung zeigen sich in den beiden höchsten Konzentrationsstufen klare Abweichungen von den Abundanzen der Klasse der Rotatoria. Abb. 3.43 stellt dar, dass die Abundanzen in MF5 nicht wieder ab Tag 29 ansteigen, sondern bis Tag 98 stark absinken. An den Tagen 77, 85 und 98 sind gar keine *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. gefunden worden. In MF4 sinken die Individuenzahlen auf ein etwas niedrigeres Niveau ab. In der Konzentrationsstufe MF5 sind folglich andere Rotatorien aufgekommen und zeitweise an die Stelle von *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. getreten. Durch das mehrmalige Belasten des Systems ist es zu Verschiebungen in der Rotatoriengesellschaft gekommen. In MF5 fehlt *Chaoborus cristallinus*, dadurch kommt es zu einem Anstieg der Abundanzen von *Nauplia* ssp., *Eudiaptomus gracilis* und *Cyclopidae* ssp.. *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. hat dann anscheinend Selektionsnachteile, so dass ihre Population zusammenbricht. Auch das Auftreten von *Daphnia longispina* agg. in dieser Belastungsstufe spielt mit eine

Rolle. JACK und GILBERT (1994) haben festgestellt, dass *Polyarthra* von *Daphnia* unterdrückt werden kann. *Polyarthra* entkommt zwar durch ihre Fluchtreaktionen häufig dem Einsaugen in den Filtrierapparat, wenn sie jedoch in die Filterkammer gelangt ist, ist sie sehr empfindlich aufgrund ihrer geringen Größe und weichen Haut (GILBERT 1989). In der Mehrfachbelastung ist dieser Zusammenhang deutlich zu sehen, da sowohl die zeitliche Abfolge der Abundanzverläufe als auch die Höhe der Abundanzen in den drei höchsten Konzentrationsstufen mit denen von *Daphnia longispina* agg. zusammenpasst (Abb. 3.39). *Daphnia longispina* agg. beeinflusst den Wiederaufbau der *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. Population. In MF3 und MF4 können sich die Populationen aufbauen, da *Daphnia* sich in diesen Enclosures nicht so stark entwickelt und ab Tag 77 bzw. 98 die Abundanzen von *Daphnia longispina* agg. langsam abnehmen. In der höchsten Konzentrationsstufe dagegen entwickelt sich bis zum Probenahmeende des Belastungsjahres eine *Daphnia* Population mit hohen Abundanzen, so dass *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. bis Tag 157 von *Daphnia longispina* agg. beeinflusst werden kann.

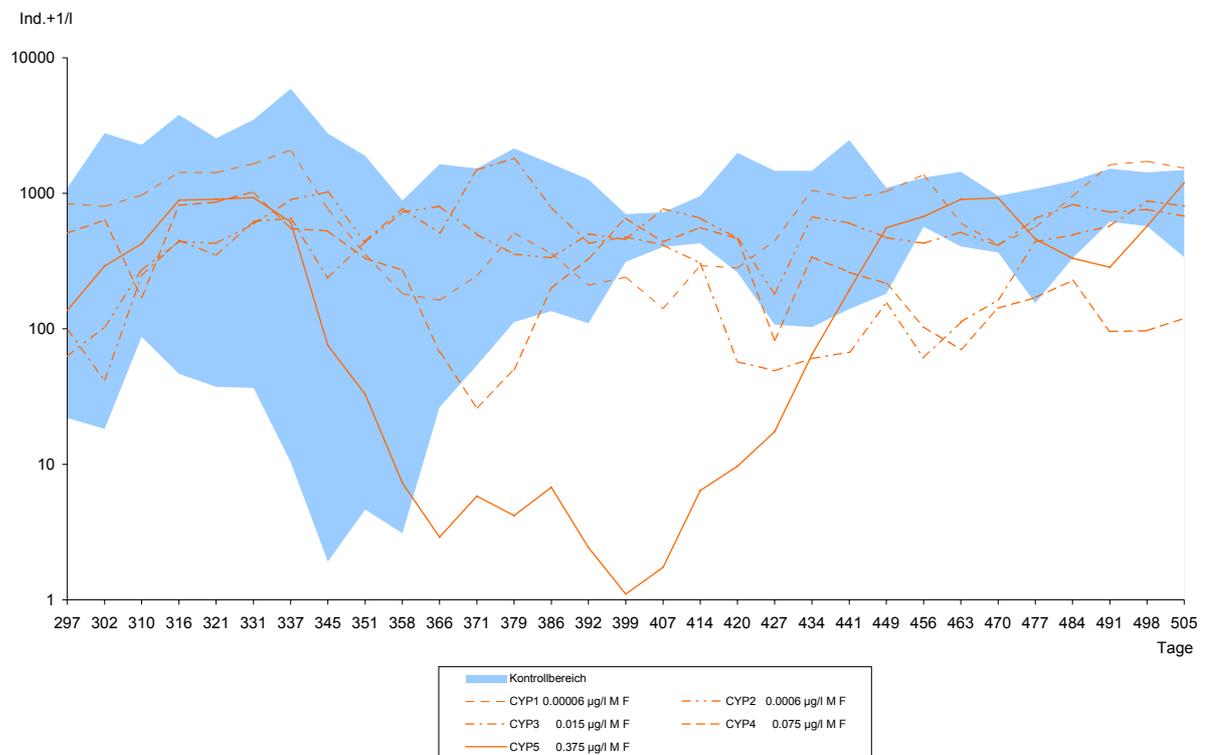
Eine NOEC kann für die Einfachbelastung nicht bestimmt werden, da sie unter der niedrigsten hier getesteten Konzentration liegt. Für die Mehrfachbelastung liegt die NOEC bei 0,0006 µg/l (MF2)



**Abb. 3.43: *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. Abundanz im Jahr der Belastung**

Im Jahr nach der Belastung zeigen sich zunächst keine Abweichungen von der Kontrolle. Im Zeitraum von Tag 358 bis 441 ist die Individuenzahl von *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. in der höchsten Belastungsstufe deutlich unter den Kontrollbereich abgesunken. Ab Tag 399 findet eine kontinuierliche Zunahme der Abundanz statt. Dies könnte auf den zu diesem Zeitpunkt stattfindenden Aufbau der *Chaoborus cristallinus* Population zurückzuführen sein. Wie schon mehrmals gesehen, scheint *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. gut mit *Chaoborus cristallinus* koexistieren zu können, da sie nicht von *Chaoborus cristallinus* gefressen wird und dieser ihre Nahrungskonkurrenten reduziert. Die NOEC bleibt bei 0,0006 µg/l (MF2), allerdings lässt sich bis Tag 358 keine NOEC berechnen.

***Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg.**  
Abundanzen der mehrfachbelasteten Enclosures im Folgejahr 2001



**Abb. 3.44: *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

### ***Keratella quadrata***

Abb. 3.45 zeigt, dass in der höchsten Konzentrationsstufe der Mehrfachbelastung MF5 die Rotatorie *Keratella quadrata* aufkommt. Wegen ihrer Gestalt (Dornen) ist sie vor *Chaoborus*-fraß gut geschützt (SWIFT 1992). Trotzdem taucht sie in den anderen Enclosures während der Abwesenheit von *Chaoborus cristallinus* nicht auf. Eine Population baut sich nur in der höchsten Konzentration der Mehrfachbelastung im Herbst auf (*Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. ist zu diesem Zeitpunkt fast verschwunden). Anscheinend entsteht *Keratella quadrata* hier ein Selektionsvorteil, der in den anderen Enclosures nicht gegeben ist. *Keratella quadrata* ernährt sich von Algen und Detritus

(STARKWEATHER und BOGDAN 1980; BOGDAN *et al.* 1980). *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. ernährt sich vornehmlich von größeren Algen (POURRIOT 1977; BOGDAN *et al.* 1980). Ein erhöhter Anteil von abgestorbenem organischem Material in MF5 könnte folglich ein Grund für das verstärkte Auftreten von *Keratella quadrata* sein.

In der Mehrfachbelastung wird ein deutlicher sekundärer Effekt sichtbar, der in der Einfachbelastung nur schwach angedeutet ist. Auch die Berechnung der NOEC bestätigt den stärkeren Einfluss der Mehrfachbelastung (3.4.2.5).

NOEC in der Einfachbelastung konnte nur an vereinzelten Tagen berechnet werden und liegt bei 0,075 µg/l (EF4). In der Mehrfachbelastung wurde die NOEC mit 0,0006 µg/l (MF2) festgelegt.

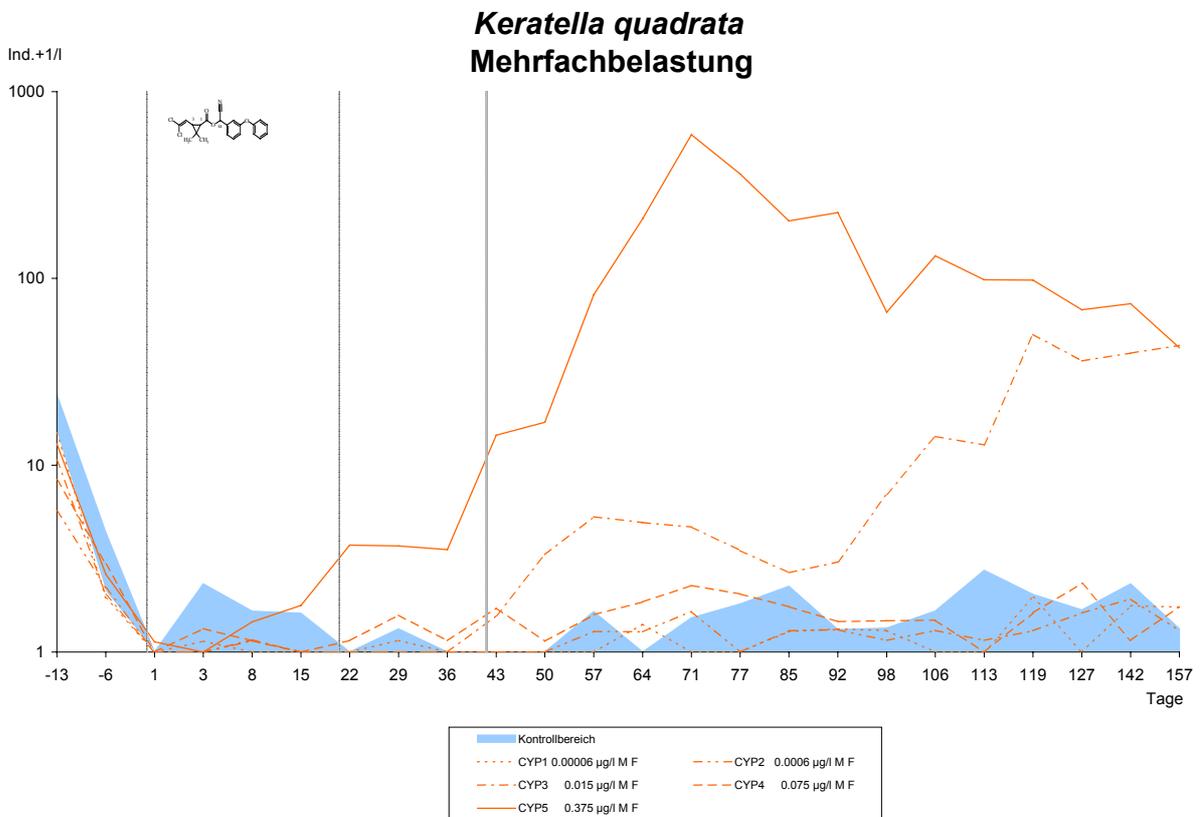
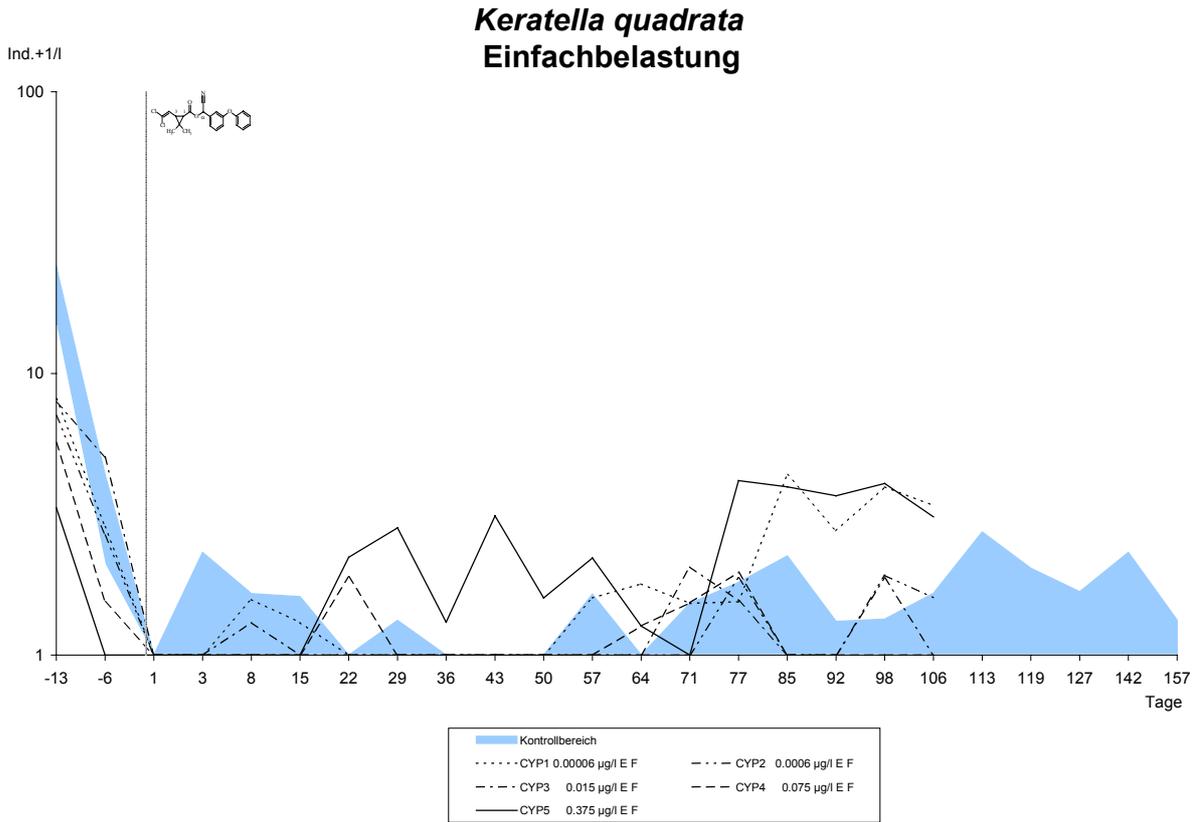
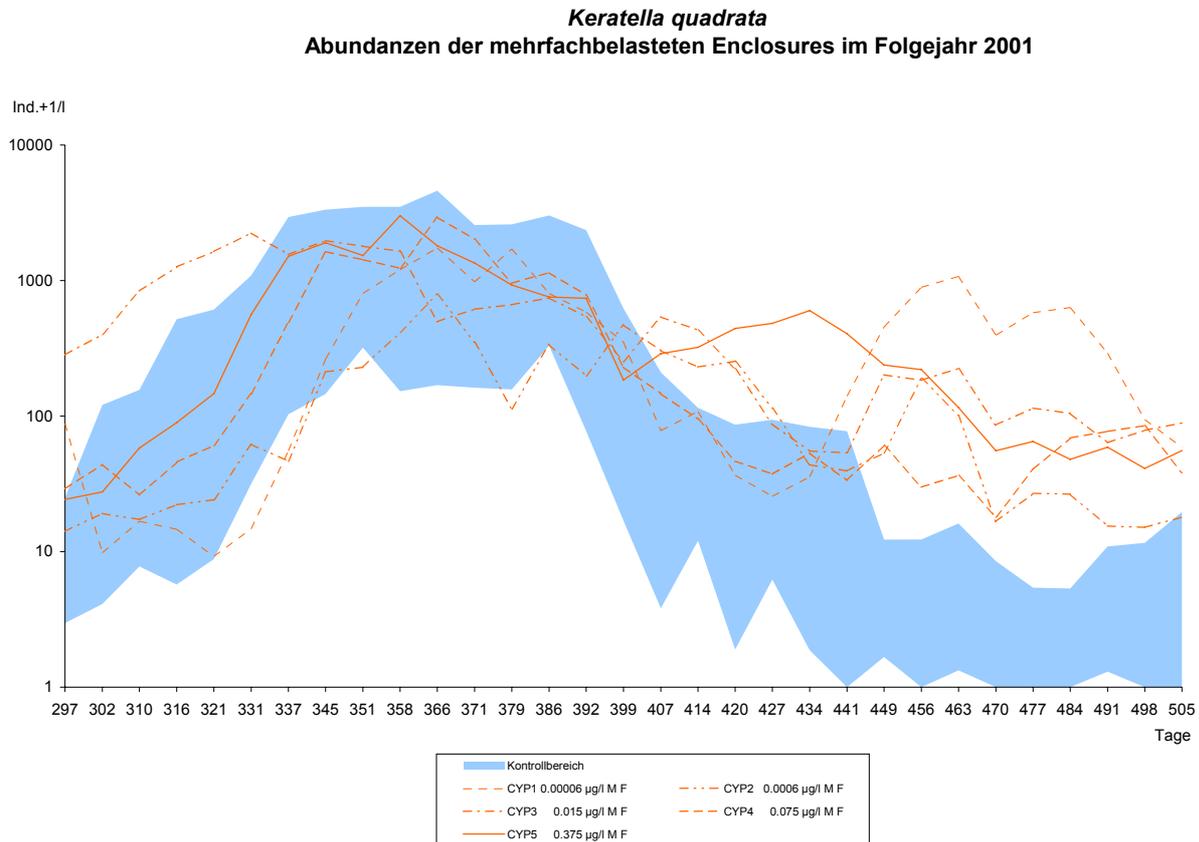


Abb. 3.45: Keratella quadrata Abundanzen im Jahr der Belastung

Im Jahr nach der Belastung baut sich in allen Enclosures eine größere Population auf als im Belastungsjahr. In den Kontrollen beginnt ab Tag 392 eine Abnahme der Individuenzahlen. In den mehrfach belasteten Enclosures bleiben die Populationen über dem Kontrollniveau. Auch FIEDL (1997) hat in einem Enclosureversuch einen deutlichen Anstieg der *Keratella quadrata* Abundanzen im zweiten Jahr der Beobachtungen festgestellt.



**Abb. 3.46: Abundanz *Keratella quadrata* im Folgejahr 2001**

### ***Hexarthra mira***

Tiere der Art *Hexarthra mira* kommen erst ab Tag 1 in den Enclosures auf. Die Werte in den einfach belasteten Enclosures folgen, außer in EF1 und EF4, dem Verlauf der Kontrollwerte. Die Abundanzen in EF1 und EF4 liegen zeitweise unter dem Kontrollbereich.

In der Mehrfachbelastung werden in den Kontrollen die höchsten Abundanzwerte erreicht. Die Werte aller Konzentrationsstufen liegen zum Teil unter den Kontrollwerten.

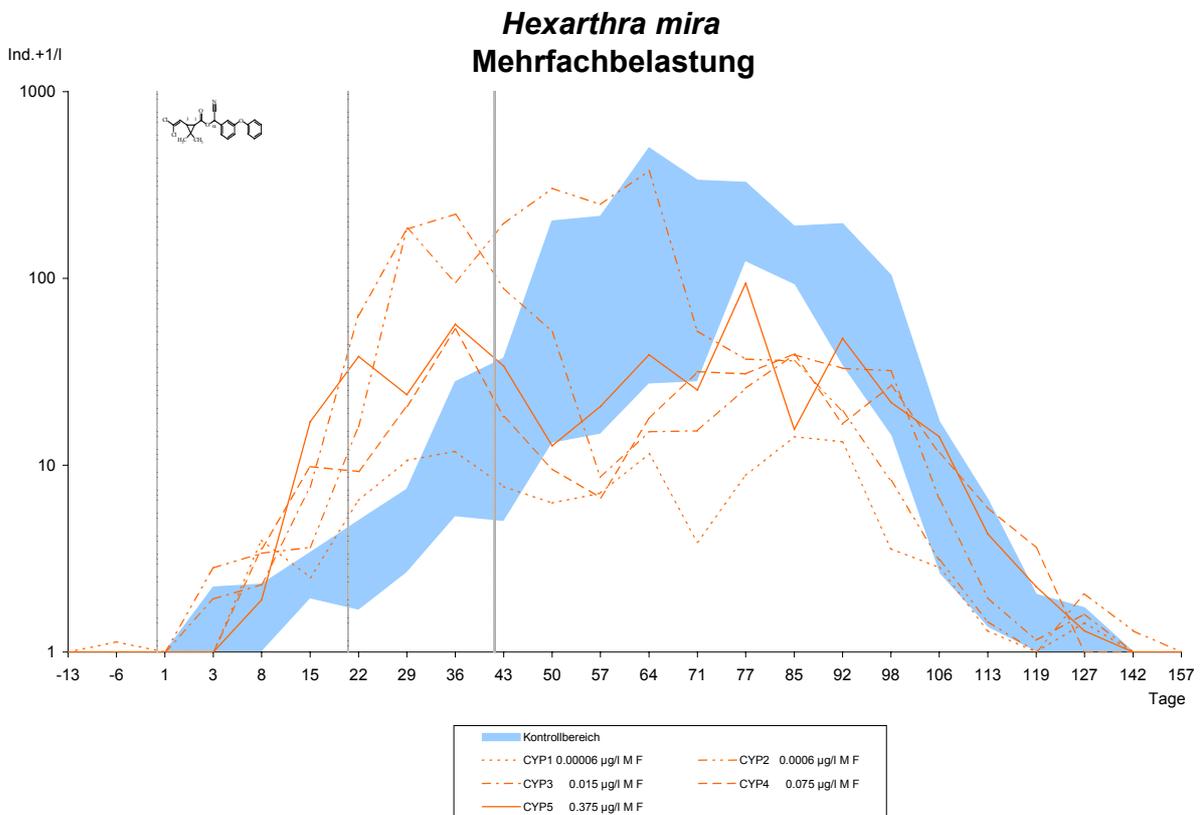
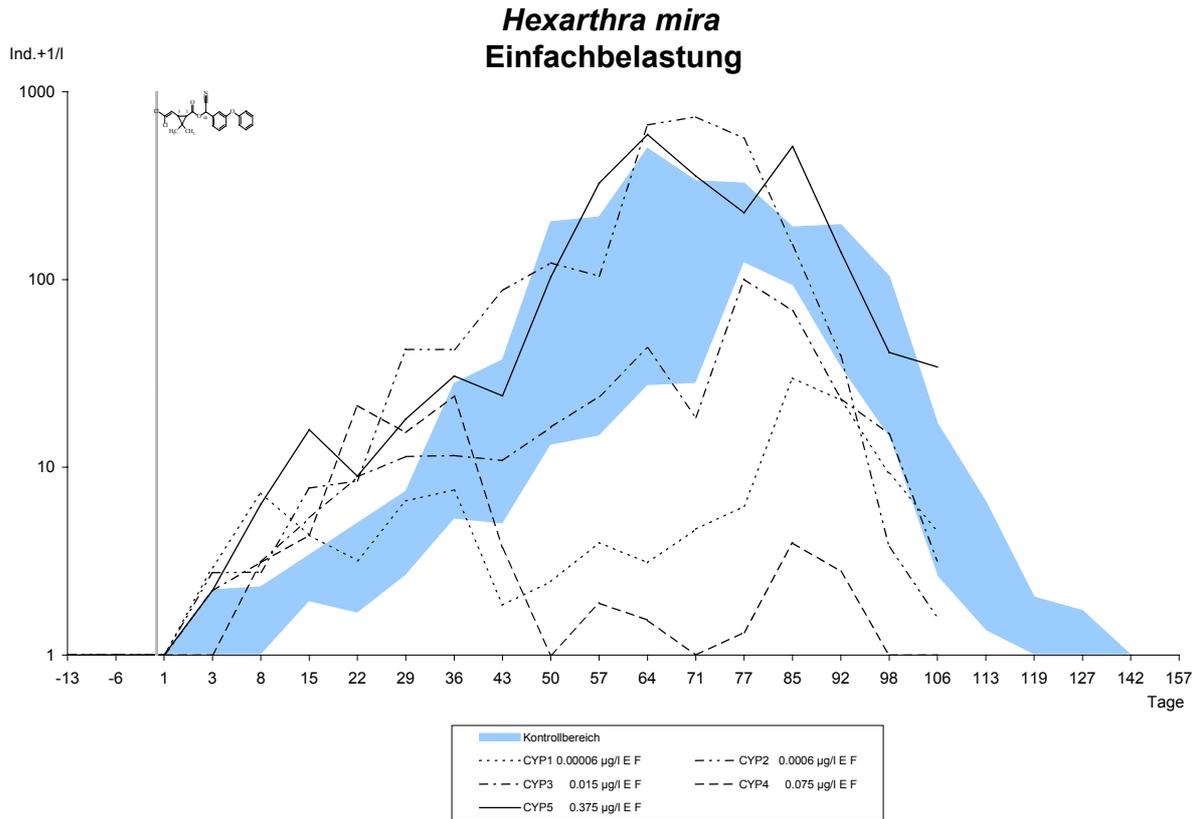
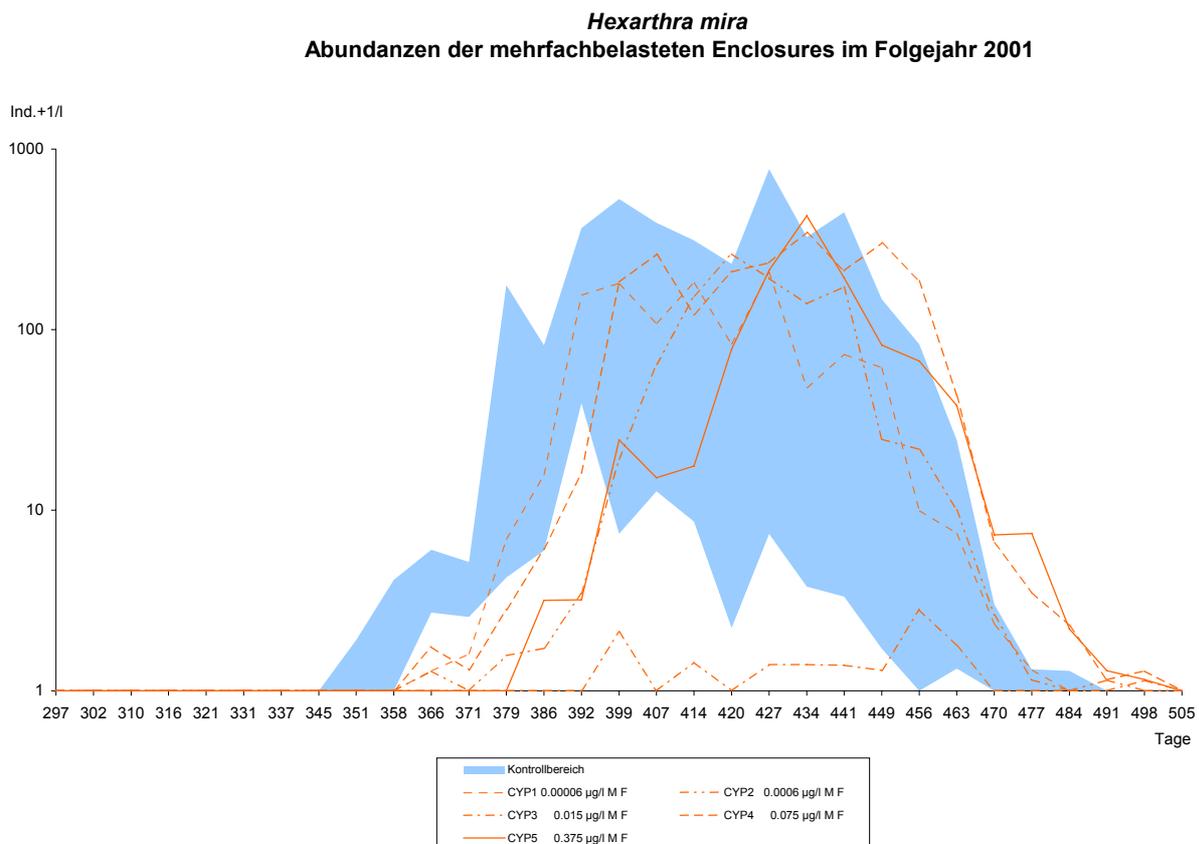


Abb. 3.47: Hexarthra mira Abundanzen im Jahr der Belastung

Im Jahr nach der Belastung zeigen sich nur in MF3 Auffälligkeiten (Abb. 3.48). In dieser Konzentrationsstufe bleiben die Abundanzen von *Hexarthra mira* niedrig. Es sei erinnert, dass die *Chaoborus cristallinus* Abundanzen in dieser Konzentrationsstufe in dem Zeitraum, in dem sich in den restlichen Enclosures eine *Hexarthra mira* Population aufbaut, am niedrigsten sind. *Hexarthra mira*, als weichhäutige Rotatorie könnte gegenüber *Chaoborus* Fraß empfindlich sein (SWIFT 1992). In der Literatur konnten aber keine Angaben über diese Rotatorie gefunden werden und der auf die Belastung bezogene unspezifische Verlauf der Abundanzen in den einzelnen Reaktionsstufen lässt keine Schlussfolgerungen zu.



**Abb. 3.48: Hexarthra mira Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

### **Synchaeta spec.**

Abb. 3.49 zeigt, dass in den belasteten Enclosures *Synchaeta spec.* ein Maximum an Tag 3 hat. In den Kontrollen erhöhen sich die Abundanzen erst an Tag 8. Die höchsten Werte an Tag 3 finden sich in MF5, gefolgt von MF4, MF3=EF4, EF5. An Tag 8 sinken die Individuenzahlen von *Synchaeta spec.* in fast allen belasteten Enclosures wieder auf fast Null und bleiben dann niedrig. Während sich ab Tag 57 in den Kontrollen eine *Synchaeta spec.* Population wieder aufbaut, bleiben die Abundanzen in den drei höheren Konzentrationen der Einfach- und Mehrfachbelastung bis zum Versuchsende sehr niedrig. Der in EF4, EF5, MF3, MF4 und MF5 beobachtete Anstieg der Abundanzen nach der ersten Applikation, konnte nach den späteren Applikationen nicht mehr

beobachtet werden. Der Anstieg in diesen Enclosures kann wiederum mit der Abnahme von *Chaoborus cristallinus* in Verbindung gebracht werden. Aufgrund der weichen Textur (SWIFT 1992), dürfte *Synchaeta* spec. für *Chaoborus cristallinus* eine geeignete Beute sein. MOORE und GILBERT (1987) beobachteten, dass *Synchaeta* spec. aufgrund der weichen Kutikula von *Chaoborus* bevorzugt ingestiert wird. Da in den betroffenen Konzentrationen ein Rückgang der *Chaoborus* Abundanzen zu verzeichnen ist, ist *Synchaeta* spec. von diesem Fraßdruck befreit. Die folgenden Abnahmen der Abundanzen sind wahrscheinlich wieder mit dem verstärktem Auftreten der *Nauplia* ssp. zu erklären, die anscheinend in Abwesenheit von *Chaoborus cristallinus* Selektionsvorteile haben. Nach der zweiten und dritten Applikation kommt es unter Umständen nicht zu erneuten Anstiegen in der *Synchaeta* spec. Abundanz, da die Populationsdichte zu diesen Zeitpunkten schon zu niedrig ist. NOEC liegt in der Einfachbelastung bei 0,0006 µg/l (EF2) und in der Mehrfachbelastung bei 0,00006 µg/l (MF1).

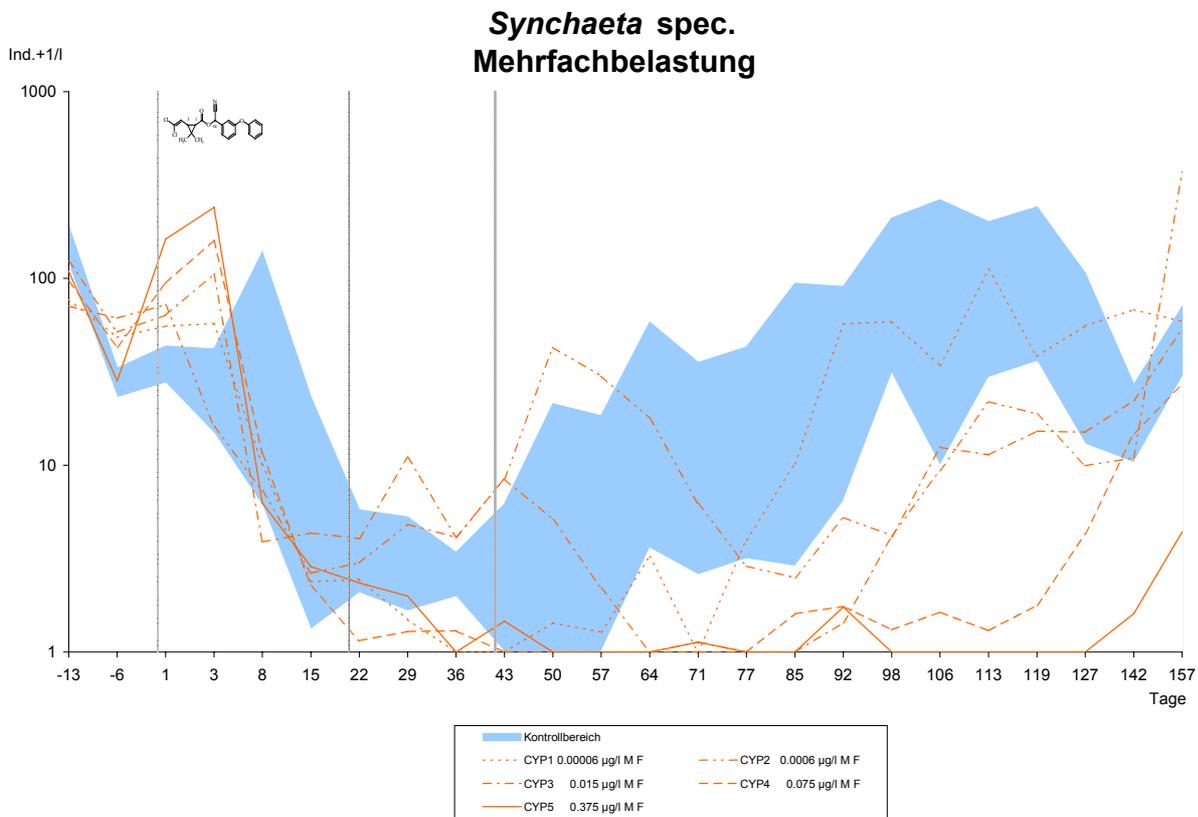
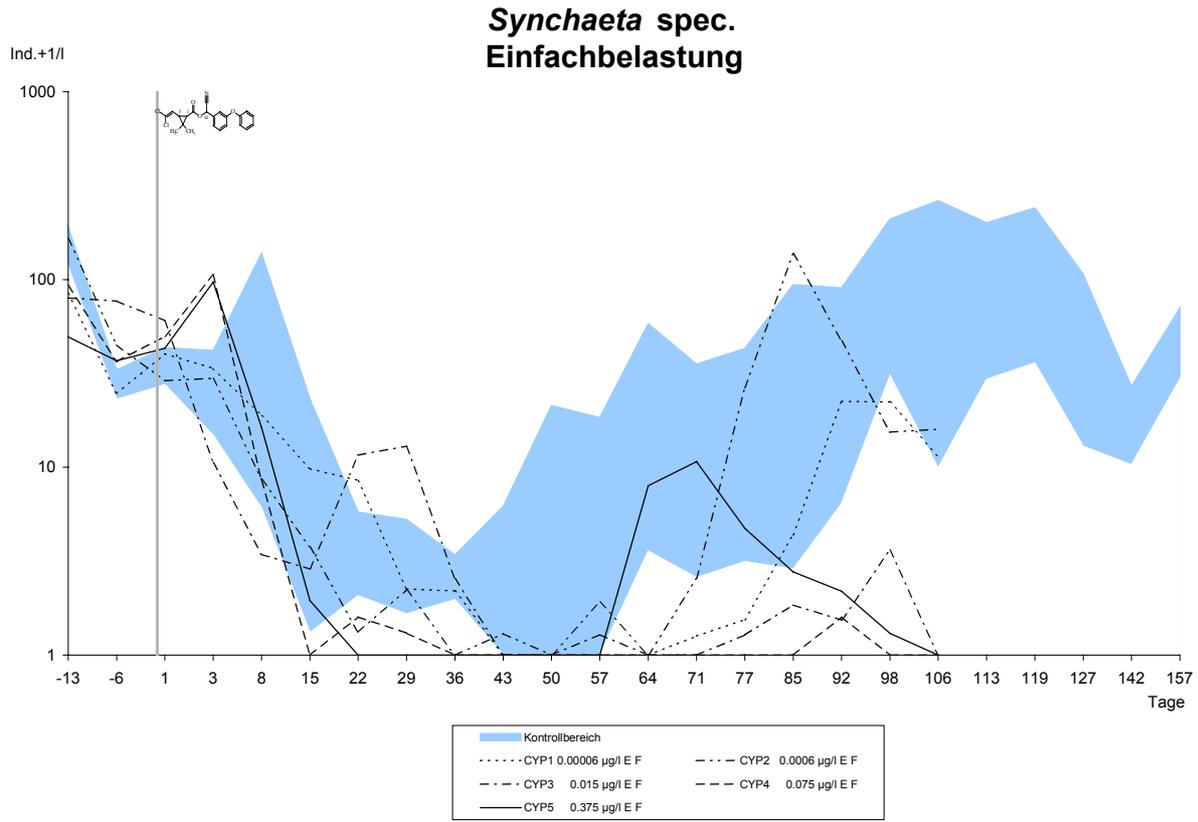


Abb. 3.49: Synchaeta spec. Abundanzen im Jahr der Belastung

Im Jahr nach der Belastung zeigen sich keine Effekte. Daher wird auf die Darstellung der Daten hier verzichtet.

### 3.4.2.3 Shannon Index und Evenness

Da Shannon Index und Evenness ein ähnliches Reaktionsmuster zeigen, wird hier exemplarisch die Evenness dargestellt. Bei Betrachtung von Abb. 3.50 ist eine Abnahme bei den zwei höchsten Konzentrationen in der Einfachbelastung ab Tag 8 ersichtlich. Die Evenness in EF5 nimmt ab Tag 29 wieder zu und liegt ab Tag 57 wieder im Kontrollbereich. In EF4 verläuft sie zunächst ähnlich, bleibt aber bis Tag 84 meist unter der Evenness der Kontrollenclosures. Auffällig ist auch, dass zwischen Tag 29 und 57 alle einfach belasteten Enclosures niedrigere Evennesswerte zeigen als die Kontrollen. Die Mehrfachbelastung scheint in der höchsten Konzentration eine Auswirkung zu zeigen. Nach der dritten Belastung ist der stärkere Anstieg von EF5 zu diesem Zeitpunkt bei MF5 nicht zu beobachten. Die Evennesswerte bleiben niedriger und erreichen erst an Tag 98 das Kontrollniveau und damit auch die Werte von EF5. Zwischen Tag 106 und 127 liegt die Evenness in MF2 und MF3 unterhalb des Kontrollniveaus und die höchste Konzentrationsstufe hat am letzten Versuchstag ihren höchsten Wert. Diese Höhe der Evenness ist nur einmal (Tag 50) in den Kontrollen erreicht worden.

Die bei den Makroinvertebraten beobachtete größere Gleichverteilung der Arten durch die Abnahme der *Chaoborus cristallinus* Dominanz (siehe bitte 3.4.1.3), führt in der niedrigeren trophischen Ebene zu einer Abnahme der Evenness. Die Zooplanktongesellschaft reagiert auf die Störungen vor allem jeweils in den beiden höchsten Belastungsstufen. In der Mehrfachbelastung dauern diese Effekte länger an.

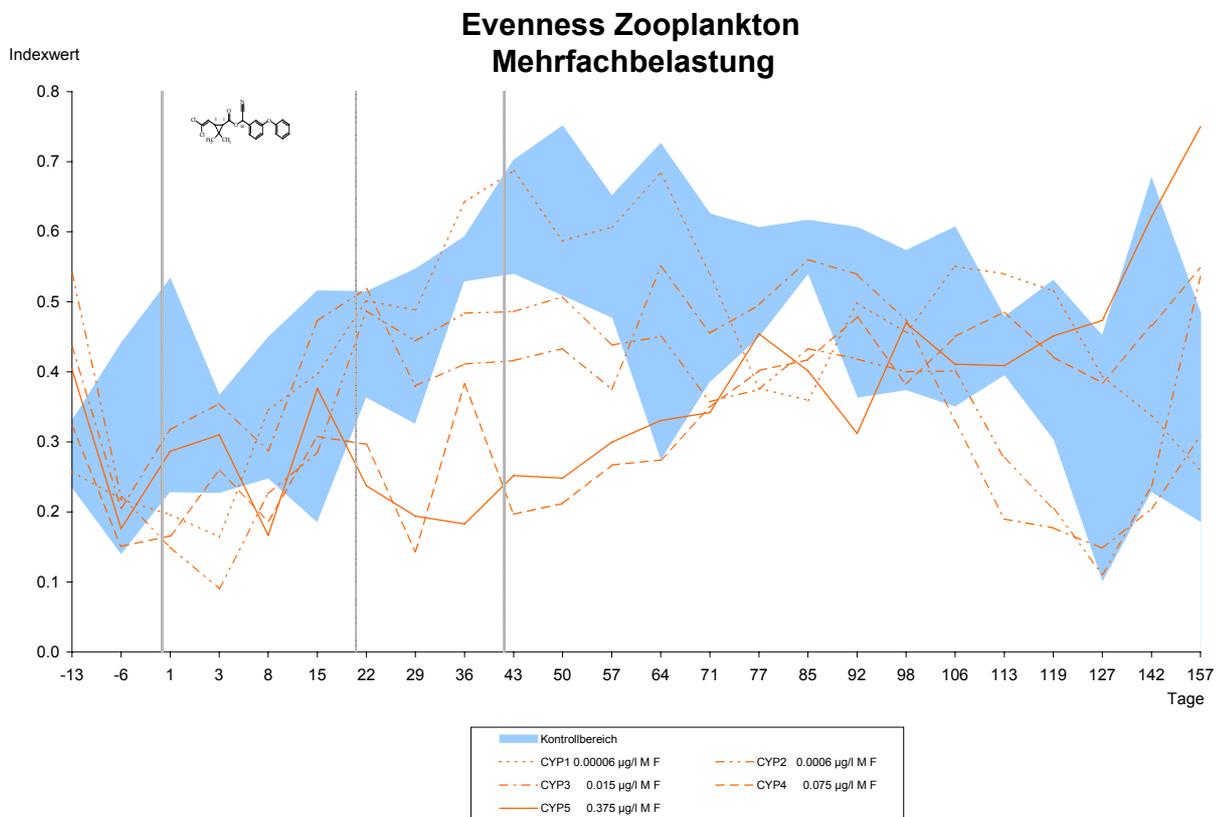
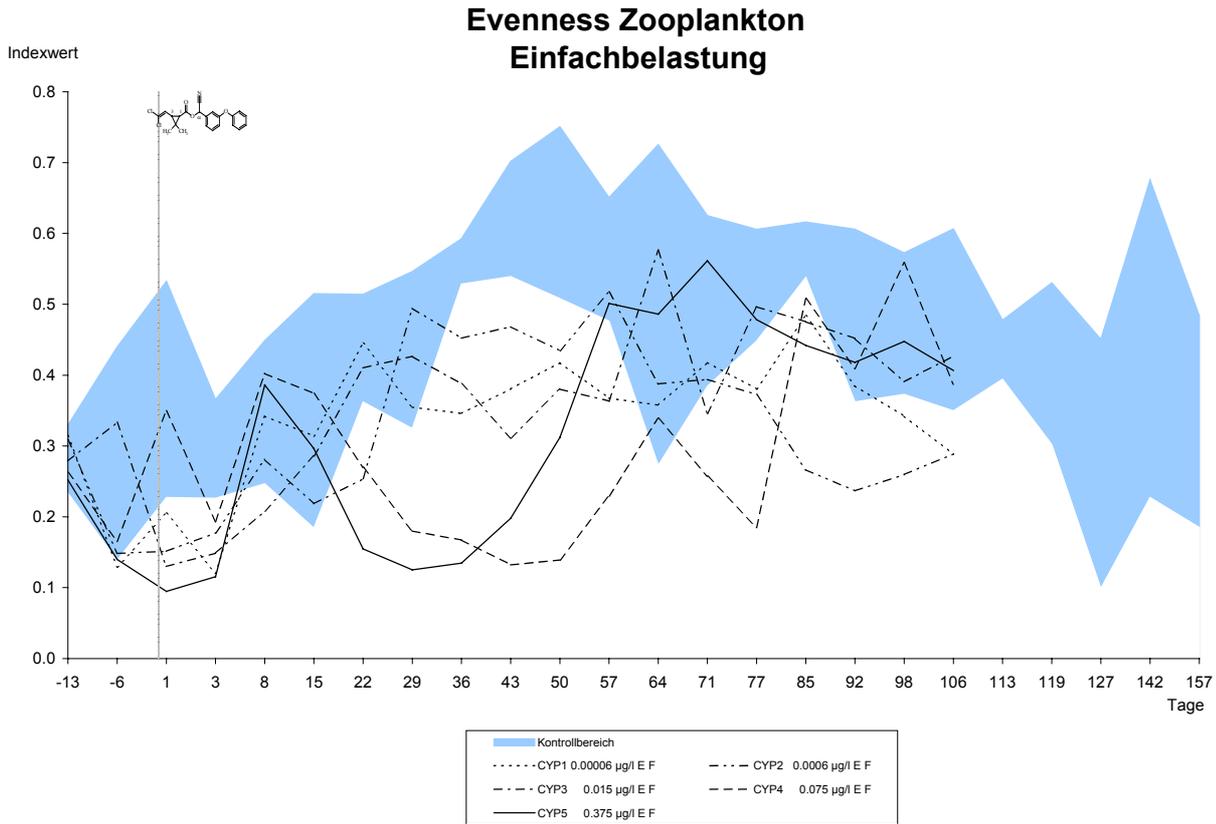


Abb. 3.50: Evenness Zooplankton im Jahr der Belastung

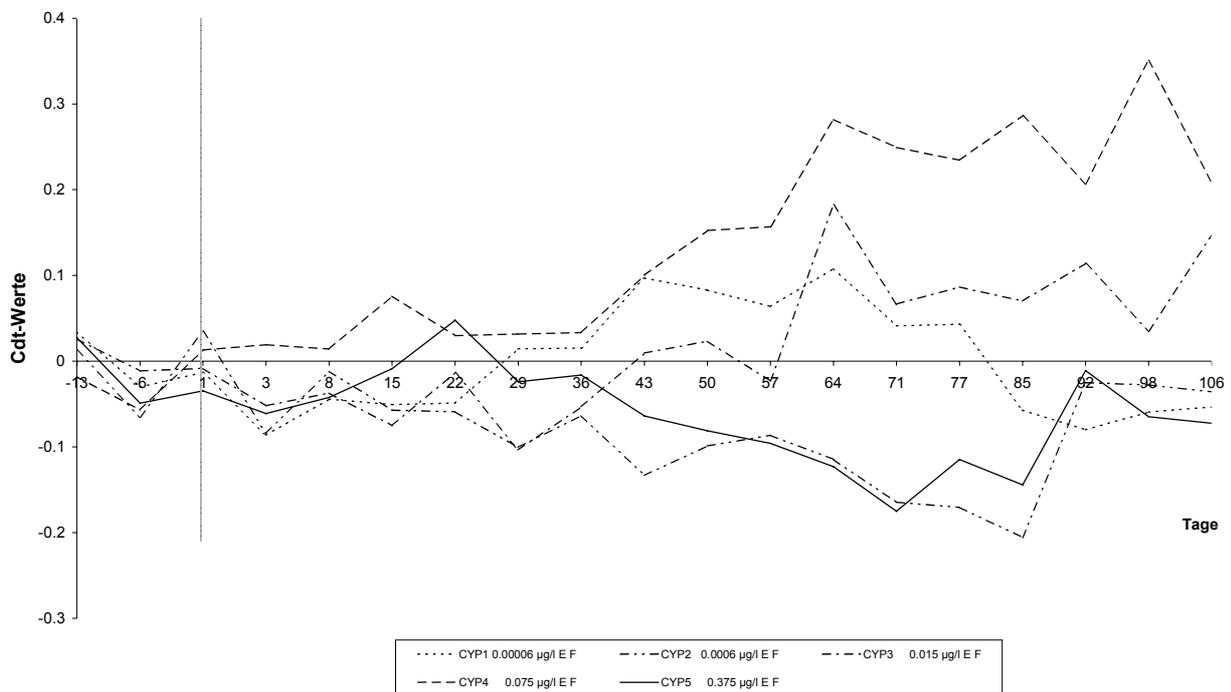
### 3.4.2.4 Multivariate Statistik - PRC

Wie bei den Makroinvertebraten wurden vier verschiedene PRC-Analysen berechnet. In Analyse 1 wurde der Einfluss der Einfachbelastung untersucht. Abb. 3.51 zeigt das Ergebnis mit dem Verlauf der „Response-Kurven“. Die PRC ist mit  $p=0,01$  signifikant. 42,4 % der Gesamtvarianz werden durch die Belastung erklärt, davon sind 27,7 % auf der vertikalen Achse dargestellt. Durch die Versuchstage werden 38,1 % erklärt, die auf der horizontalen Achse dargestellt sind.

Die Validierung des Ergebnisses der PRC mit einem Permutationstest an jedem Tag ergab ab Tag 8 bis Tag 43 und an Tag 106 ein signifikantes Ergebnis.

Dies erklärt sich bei Betrachtung der PRC-Kurve. Die Kurven spiegeln nicht die steigende Konzentrationsabfolge wieder. Ab Tag 43 laufen die Kurven der beiden hohen Belastungsstufen auseinander. Dieses auseinander divergierende Verhalten hat sich bei den Rotatorien bei *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. und *Hexarthra mira* gezeigt (Abb. 3.43, Abb. 3.47) und bestätigt sich jetzt hier in der PRC in den Kurven und dem negativen species score. In EF4 zeigt sich am Versuchsende noch keine Recovery. Da es beim Zooplankton teilweise zur Überlagerung von direkten und indirekten Effekten gekommen ist, kann es sein, dass mit der multivariaten Analyse kein eindeutiger Effekt zu finden ist. ROESSINK *et al.* (2005) finden nach einer mehrmaligen Pyrethroidapplikation beim Zooplankton keine eindeutige Dosis-Wirkungsbeziehung. In dieser Studie gilt dies für die Einfachbelastung, in der Mehrfachbelastung ist die Beziehung deutlicher.

PRC Zooplankton  
Einfachbelastung



**Abb. 3.51: Zooplankton PRC-Kurven der Einfachbelastung im Jahr der Belastung**

Der Verlauf der Kurven zeigt aber, dass es in EF4 ab Tag 57 zu größeren Abweichungen kommt, sowie in EF5 zu etwas geringeren. Tab. 3.19 zeigt die Taxa, die laut PRC-Analyse einen größeren Einfluss in den Mesokosmen hatten.

**Tab. 3.19: Zooplanktontaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der Einfachbelastung**

Taxon	species score
Trichotria pocillum	0.6
Lecane monostyla-Form	0.6
Chydorus sphaericus	0.5
Bdelloidea spec.	0.5
Synchaeta spec.	-0.7
Polyarthra vulgaris-dolichoptera agg.	-0.9
Hexarthra mira	-1.0

Bis auf *Chydorus sphaericus* gehören alle gefundenen Taxa der Klasse der Rotatoria an. Der Verlauf der Abundanzen der drei Rotatorien mit den negativen Vorzeichen wurde in Absatz 3.4.2.2 dargestellt. Stellt man nun den Zusammenhang zwischen species score von beispielsweise *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. und Cdt-Kurvenverlauf her und vergleicht dies mit dem Abundanzverlauf, zeigt sich, dass die PRC-Kurven diese Ergebnisse wiederfinden. Der negative species score bedeutet, dass sich die Entwicklung der Art gegenläufig zu den PRC-Kurven verhält. Bei Untersuchung derer zeigt sich, dass *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. in EF5 später eine Zunahme zeigt,

während dies in EF4 nicht der Fall ist. Der auffällige unterschiedliche Verlauf von EF4 und EF5 in der PRC-Kurve ist demnach „richtig“. Die Kurve hält auch der Überprüfung der anderen Taxa stand. Die drei Rotatorien mit dem positiven species score kamen nur in geringeren Abundanzen vor. *Trichotria pocillum* und *Bdelloidea spec.* zeigten lediglich in EF4 einen größeren Anstieg der Abundanzen wie von dem Verlauf der PRC-Kurven erwartet werden konnte. In EF5 kamen diese beiden Arten nur an einzelnen Tagen und dies in sehr geringen Abundanzen vor. Da aber die Kontrollwerte eine größere Varianz zeigten und in den Kontrollen teilweise auch keine Individuen gefunden wurden, können toxische Effekte nicht abgesichert werden. Die Ergebnisse der species scores zeigt hier eine der Stärken der PRC. Die PRC „findet“ auch empfindliche Arten, die in geringen Abundanzen vorkommen. *Nauplia ssp.* hatte interessanterweise nur einen species score von 0,2, obwohl dieses Taxon einen NOEC von 0,0006 µg/l in der Einfachbelastung hat und damit zu den stärker reagierenden Taxa gehört. Dies bestätigt den Hinweis von VAN DEN BRINK und TER BRAAK (1999), dass ein Taxon mit niedrigem species score nicht automatisch eine geringe Empfindlichkeit bzw. Reaktion zeigt. Es ist wichtig den Focus nicht nur auf die statistischen Ergebnisse zu legen, sondern auch die anderen Ergebnisse im Blick zu haben. In die umgekehrte Richtung wird diese Anmerkung auch von dem Ergebnis für *Lecane monostyla-formae* unterstützt. Die Berechnung der species scores führt zu einem relativ hohen Wert für dieses Taxon. Die Betrachtung der Abundanzen zeigt aber keinerlei Einwirkung der alpha-Cypermethrin Belastung.

Der Einfluss der Mehrfachbelastung wurde in Analyse 2 multivariat untersucht. In Abb. 3.52 sind die PRC-Kurven zu sehen. Die Analyse ist mit  $p=0,002$  signifikant. 37,1 % der Gesamtvarianz werden durch die Belastung erklärt, davon sind 37,5 % auf der vertikalen Achse dargestellt. Durch die Versuchstage werden 34,4 % der Varianz erklärt, die auf der horizontalen Achse dargestellt sind. Es ist zu sehen, dass die verschiedenen Konzentrationsstufen vor der Belastung beieinander liegen, ab Tag 3 beginnen sie auseinander zu divergieren. Dies bestätigt sich auch bei den Permutationstests, die für jeden Probenahmetag berechnet wurden. Von Tag 3 an bis zum Versuchsende konnten die Ergebnisse der PRC für alle Versuchstage validiert werden.

In der höchsten Konzentration zeigt die PRC-Kurve ab Tag 29 Veränderungen, MF4 verläuft etwas niedriger. Im Vergleich zur Einfachbelastung verlaufen hier MF4 und MF5 ähnlich, so dass auch das Abundanzverhalten der Taxa hier ähnlich sein muss. Ein Blick auf die Abundanzabbildungen in 3.4.2.2 bestätigt dies. Die Mehrfachbelastung zeigt in der PRC-Kurve ein deutlicheres Bild als die Einfachbelastung. Die konzentrationsabhängige Wirkung ist hier klarer, bestätigt auch durch die Ergebnisse der Permutationstests. Eine Recovery kann in der höchsten Konzentrationsstufe nicht festgestellt werden.

PRC Zooplankton  
Mehrfachbelastung

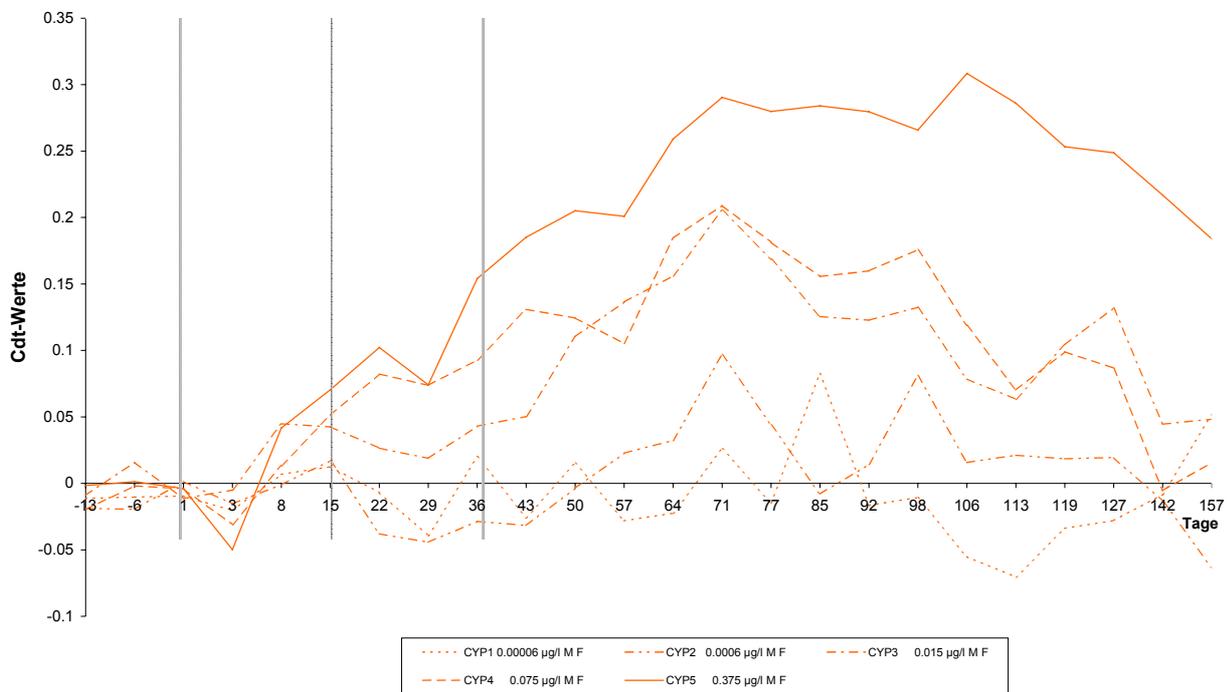


Abb. 3.52: PRC-Kurven der Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung

Die in der PRC gefundenen Taxa, die in der Mehrfachbelastung von Bedeutung waren, sind in Tab. 3.20 zu finden. Wieder zeigt sich ein Teil der Taxa, die schon durch ihren Abundanzverlauf aufgefallen sind und in 3.4.2.2 besprochen wurden. Die PRC findet wie in der Einfachbelastung vermehrt Rotatorien, mit *Keratella quadrata* eine Art, die nur in der Mehrfachbelastung stärker in Erscheinung getreten ist. Die Bedeutung von *Eudiaptomus gracilis* und *Daphnia longispina* agg. ist in der Mehrfachbelastung größer als in der Einfachbelastung. Die Diskussion der Abundanzverläufe dieser beiden Arten hat gezeigt, dass die Effekte der Mehrfachbelastung deutlicher waren als der Einfachbelastung (siehe bitte Abb. 3.31 und Abb. 3.39)

Tab. 3.20: Zooplanktontaxa mit species-scores  $\geq$  +/- 0,5 in der Mehrfachbelastung

Taxon	species score
<i>Keratella quadrata</i>	1.1
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	0.7
<i>Daphnia longispina</i> agg.	0.5
<i>Synchaeta spec.</i>	-0.9
<i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i> agg.	-1.1

Die NOEC<sub>community</sub> Werte in der Einfach- und Mehrfachbelastung liegen bei 0,0006 µg/l (EF/MF2) (Tab. 3.21). GRÜN WALD (2004) kann bei einer einmaligen alpha-Cypermethrin Belastung für Zooplankton keine NOEC<sub>community</sub> bestimmen, da in der dort

niedrigsten Konzentration (0,015 µg/l) noch Effekte gefunden werden. Bei dieser Konzentration zeigen sich in der hier besprochenen Arbeit ebenfalls signifikante Effekte, wie sich aus den errechneten NOEC<sub>community</sub> Werten ergibt.

**Tab. 3.21: NOEC<sub>community</sub> Werte der Zooplanktongesellschaft im Jahr der Belastung**

Tag	NOEC <sub>com</sub> Zooplankton	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung
1	-	-
3	<EF1 ↓	-
8	-	-
15	-	MF4 ↑
22	EF2 ↑	-
29	<EF1 ↑	-
36	EF2 ↑	-
43	EF4 ↑	MF3 ↓
50	-	MF4 ↑
57	-	-
64	EF4 ↓	MF2 ↑
71	EF4 ↓	MF1 ↑
77	EF4 ↓	MF2 ↑
85	EF4 ↓	MF4 ↑
92	EF2 ↓	MF2 ↑
98	-	MF2 ↑
106	EF3 ↓	MF2 ↑
115	-	MF4 ↓
119	-	MF4 ↑
127	-	MF2 ↑
141	-	MF4 ↑
162	-	MF1 ↑

EF2                      MF2  
0,0006 µg a.i./l      0,0006 µg a.i./l

In Analyse 3 wurden die Enclosures beider Belastungsszenarien in einer PRC verrechnet. Abb. 3.53 zeigt bei diesem direkten Vergleich, dass die Abweichungen in den 3 höchsten mehrfach belasteten Enclosures nach der dritten Belastung stärker sind als in den beiden höchsten Einfachbelastungen. Die Mehrfachbelastung ruft also wesentlich stärkere Auswirkungen auf die Zooplanktongesellschaft hervor als die Einfachbelastung. In dieser Analyse bestätigt sich der Effekt, dass die EF4 Kurve über einen längeren Zeitraum oberhalb der EF5 Kurve verläuft (siehe bitte Abb. 3.51).

PRC Zooplankton  
Einfach-Mehrfachbelastung

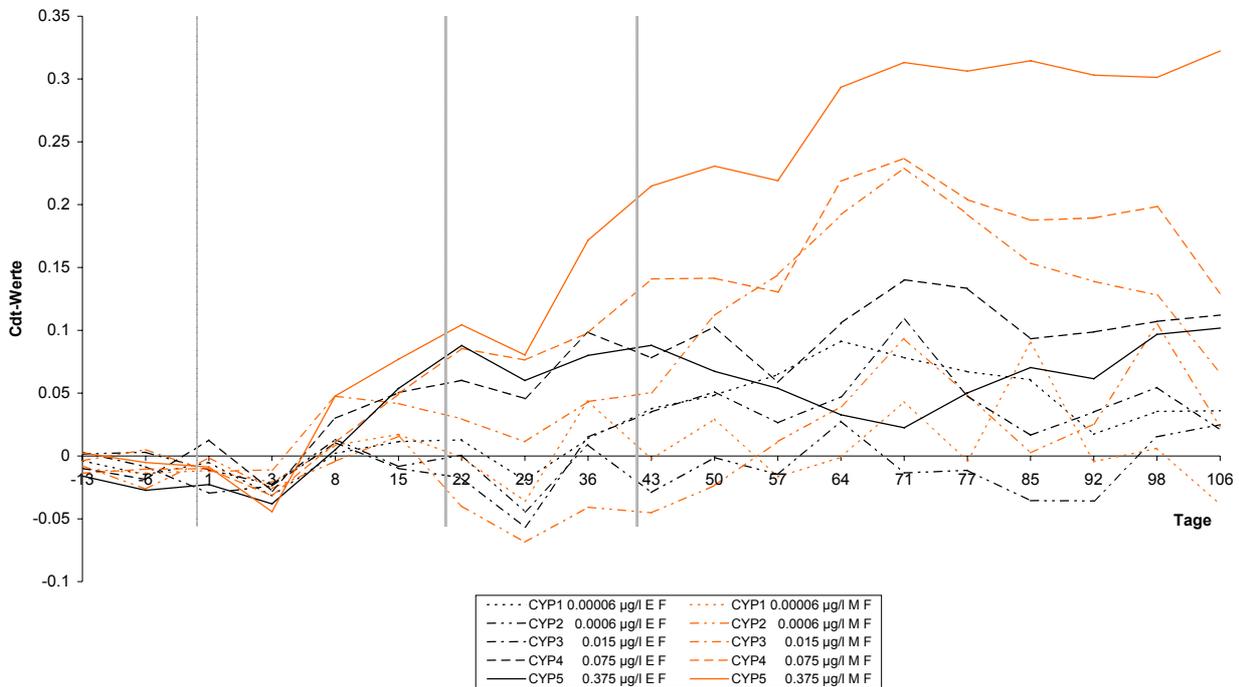


Abb. 3.53: Zooplankton PRC-Kurven der Einfach- u. Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung

Auch diese PRC ist mit  $p=0,002$  signifikant. 43,7 % der Gesamtvarianz werden durch die Belastung erklärt. Davon sind 27,5 % auf der vertikalen Achse ausgedrückt. 34,5 % der Varianz werden durch die Zeit erklärt. Die Permutationstests an jedem Versuchstag ergaben eine Signifikanz für alle Versuchstage von Tag 3 an (einschließlich).

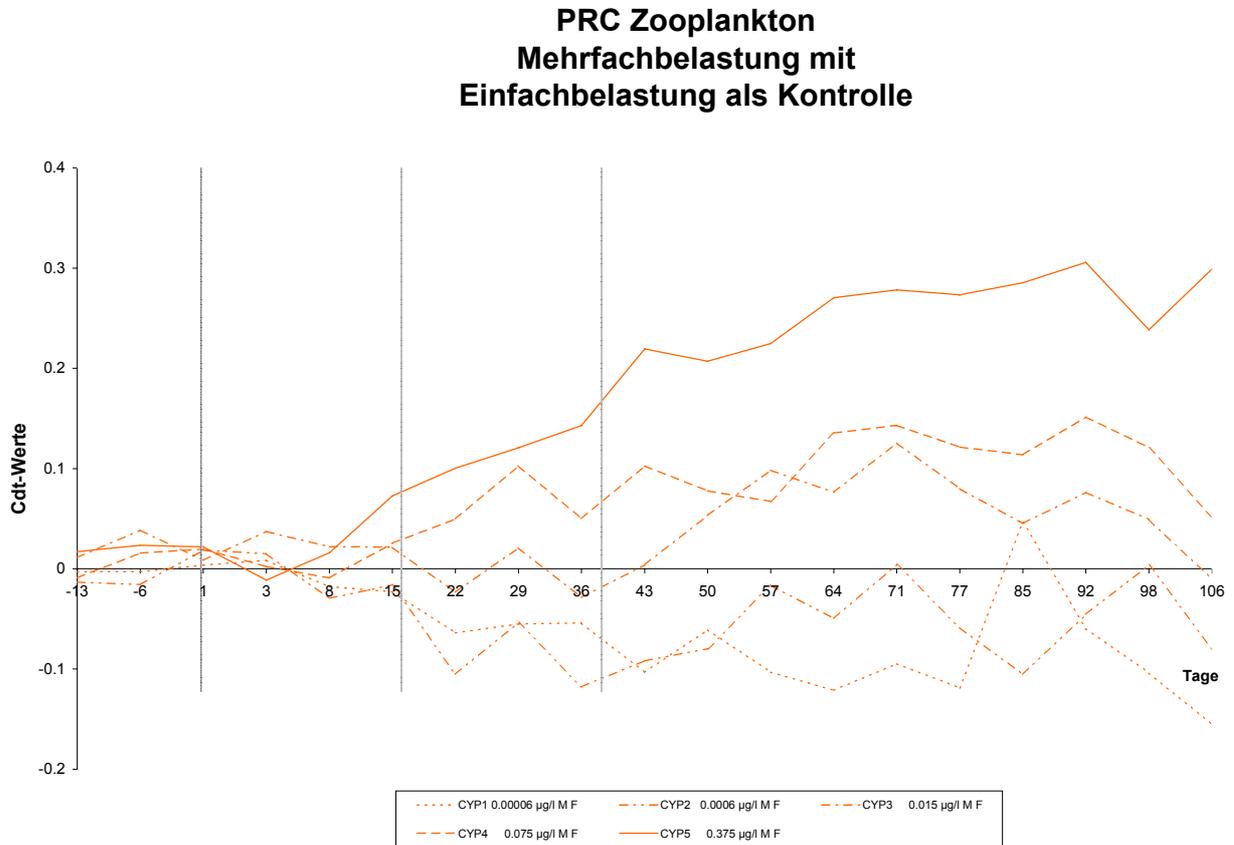
Tab. 3.22: Zooplanktontaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der PRC mit Einfach- und Mehrfachbelastung

Taxon	species score
Keratella quadrata	0.9
Eudiaptomus gracilis	0.7
Synchaeta spec.	-0.9
Polyarthra vulgaris-dolichoptera agg.	-1.2

Die über den species score gefundenen Taxa sind in Tab. 3.22 aufgelistet. Außer *Daphnia longispina* agg. sind es dieselben, die in Analyse 2 (Mehrfachbelastung) gefunden wurden. Dies bestätigt den stärkeren Einfluss der Mehrfachbelastung auf die Zooplanktongesellschaft.

Die größeren Veränderungen in der Mehrfachbelastung gegenüber der Einfachbelastung werden auch in Analyse 4 bestätigt. Hier wurden die Werte der einmalig belasteten Enclosures als Kontrollwerte in die PRC-Analyse eingegeben. Diese PRC ist mit  $p=0,002$  ebenfalls signifikant. 31 % der Gesamtvarianz werden mit der

Belastung erklärt. Die Validierung der PRC mit den für jeden Probenahmetag gerechneten Permutationstests, ergab eine Signifikanz für Tag 8 und alle Versuchstage von Tag 48 an. Abb. 3.54 zeigt, dass in MF5 stärkere und in MF4 noch leichte Abweichungen zu sehen sind.



**Abb. 3.54: Zooplankton PRC-Kurven mit der Einfachbelastung als Kontrolle im Jahr der Belastung**

Entsprechend dem Design dieser PRC finden sich natürlich bei den Taxa, solche die vor allem in den mehrfach belasteten Enclosures auftraten, wie beispielsweise *Keratella quadrata* (Tab. 3.24).

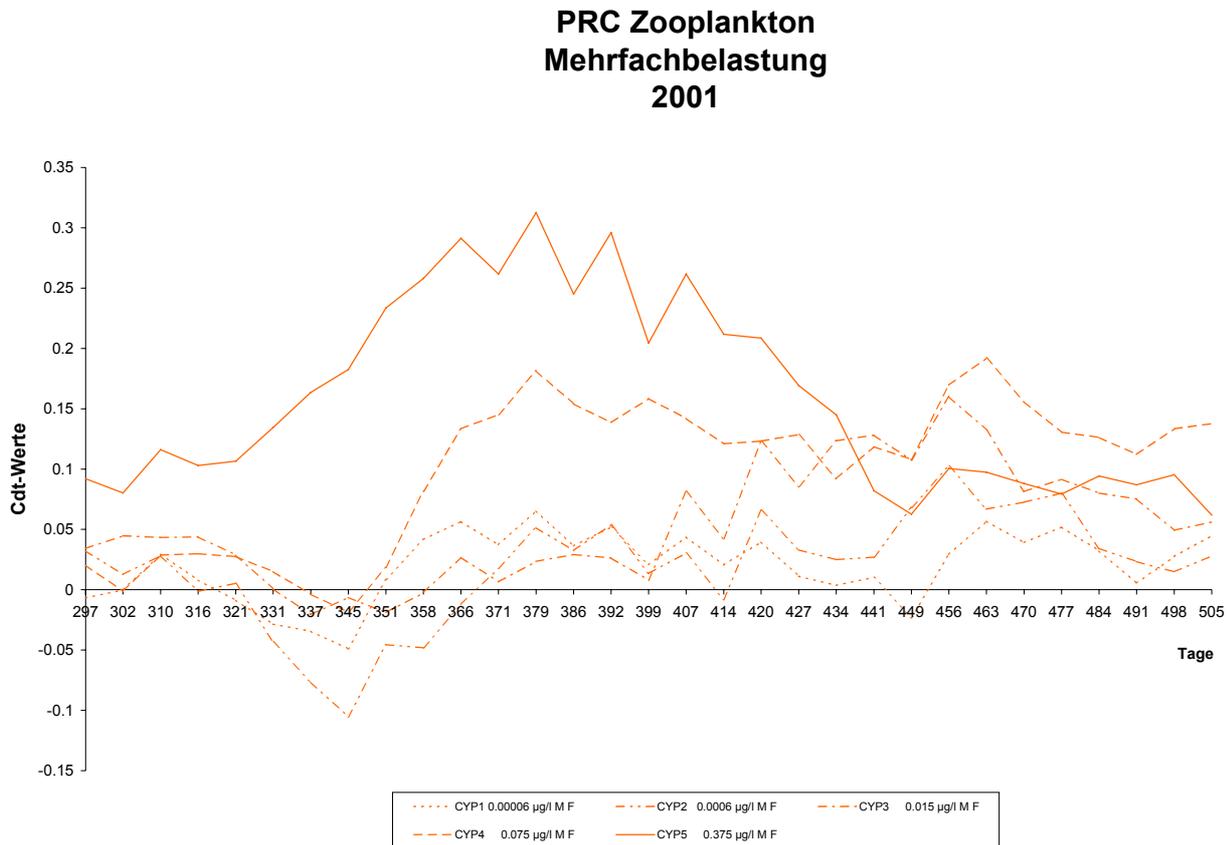
**Tab. 3.23: Zooplanktontaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der PRC mit der Einfachbelastung als Kontrollen**

Taxon	species score
<i>Keratella quadrata</i>	1.0
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	0.6
<i>Chydorus sphaericus</i>	-0.5
<i>Synchaeta spec.</i>	-0.5
<i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera agg.</i>	-1.1

In allen PRC-Berechnungen wurde in *Polyarthra vulgaris-dolichoptera agg.* ein Taxon gefunden, das mit dem höchsten negativen species score vorkam. (Nur in der Einfachbelastung war der species score von *Hexarthra mira* negativer.) In den Absätzen

3.4.2.1 und 3.4.2.2-*Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. wurden die Ergebnisse für dieses Taxon schon ausführlich beschrieben.

Für die Mehrfachbelastung wurde auch für das Jahr nach der Belastung eine PRC gerechnet. Diese PRC war mit  $p=0,002$  signifikant. 29,5 % der Gesamtvarianz werden noch durch die Belastung erklärt; 32 % durch die Zeit. Die Kurven der PRC sind Abb. 3.55 zu entnehmen und die species scores Tab. 3.24.



**Abb. 3.55: Zooplankton PRC-Kurven der Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung 2001**

Die Abbildung zeigt, dass der Kurvenverlauf von MF5 auch im Jahr nach den Belastungen noch Abweichungen über eine größere Zeitspanne zeigt. Für die MF4 Kurve können leichte Abweichungen zwischen den Tagen 351 und 427 beobachtet werden. Die Permutationstest für jeden Versuchstag ergaben ein signifikantes Ergebnis mit  $p<0,05$  für die Tage 331, 351 bis 434, 456 und 484 bis 498. Die Ergebnisse konnten demnach für eine relativ große Zeitspanne auch im Jahr nach der Belastung validiert werden. Da in den drei niedrigen Konzentrationsstufen keine Effekte mehr auftraten und die Kurven daher nicht immer die Konzentrationsabfolge zeigten, konnten nicht für jeden einzelnen Versuchstag signifikante Effekte bestätigt werden.

**Tab. 3.24: Zooplanktontaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der Mehrfachbelastung im Jahr 2001**

Taxon	species score
<i>Daphnia longispina</i> agg.	0.9
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	0.6
<i>Synchaeta</i> spec.	-0.5
<i>Polyarthra vulgaris-dolichoptera</i> agg.	-0.8

Die gefundenen Taxa sind dieselben, die im Jahr 2000 in der Mehrfachbelastung gefunden wurden. Nur *Keratella quadrata* wird als einflussnehmende Rotatorie nicht mehr gefunden, wobei ihr species score mit 0,44 auch im Jahr 2001 noch relativ hoch ist.

### 3.4.2.5 Univariate Statistik - Williamstest

Die berechneten NOECs für ausgewählte Zooplanktontaxa sind in Tab. 3.25 aufgelistet. Bei einigen Taxa konnte keine NOEC bestimmt werden, da auch in der niedrigsten Konzentration Effekte auftraten. Beim Artenreichtum, bei *Lecane monostyla-formae* und *Trichotria pocillum* fand der Williamstest nur in der Einfachbelastung signifikante Effekte zur Bestimmung einer NOEC. Nicht immer zeigt sich eine stärkere Reaktion in der Mehrfachbelastung. Bei *Nauplia* ssp., *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg., *Hexarthra mira* und *Bdelloidea* ssp. sind die NOEC Werte der Einfachbelastung niedriger. Bei *Nauplia* ssp. und *Eudiaptomus gracilis* treten an Tag 1 bzw. Tag 3 zunächst toxische Effekte auf, danach sind es indirekte Effekte. Bei *Eudiaptomus gracilis* wurde der berechnete Wert an Tag 3 und 8 nicht als NOEC genommen, da zu diesem Zeitpunkt die Höhe der Abundanzen sehr gering war. Die Gesamtabundanz und die Tiere der Klasse Copepoda waren die empfindlichsten Parameter. Für die Gesamtabundanz des Zooplanktons konnte in beiden Belastungsszenarien keine NOEC bestimmt werden, da in der niedrigsten Konzentrationsstufe signifikante indirekte Effekte auftraten. Bemerkenswert ist auch das Ergebnis bezüglich der Reaktion der *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. In der Einfachbelastung zeigen sich indirekte Effekte in einem Anstieg, in der Mehrfachbelastung ist dies nur an Tag 1, danach ist eine Abnahme zu verzeichnen.

Für einige Taxa kann im Belastungsjahr keine Recovery gefunden werden, da am letzten Versuchstag des Belastungsjahres noch signifikante Effekte auftraten. *Eudiaptomus gracilis* zeigt an Tag 162 noch signifikante Effekte. Dies bestätigt sich auch in Tab. 3.26. Für *Eudiaptomus gracilis* werden bis Tag 358 noch signifikante Abweichungen von den Kontrollen gefunden. In der Einfachbelastung werden für diese Species an Tag 106 mit dem Williamstest auch signifikante Effekte berechnet. Bei Betrachtung der Abundanzgrafik (Abb. 3.31) wird deutlich, dass die Abundanzen nur noch gering waren und deshalb vorsichtig interpretiert werden müssen (MAISE 2002). Außerdem wurden an Tag 98 keine Effekte mehr gefunden. Die weitere Untersuchung

dieser Enclosures nach der Herbstbelastung zeigte für *Eudiaptomus gracilis* auch keine weiteren indirekten Effekte. Die Werte für die Mehrfachbelastung dagegen werden durch die Ergebnisse im folgenden Jahr unterstützt. Die NOEC in 2001 ist 0,015 µg/l (MF3) für *Eudiaptomus gracilis* .

In der Einfachbelastung wurden mit dem Williamstest noch für drei weitere Taxa (*Keratella quadrata*, *Bdelloidea spec.* und *Trichotria pocillum*) an Tag 106 signifikante Effekte berechnet. Für alle drei Taxa gilt, dass an diesem Tag die Individuendichten in den betreffenden Enclosures unter 5 Ind./l lagen und der Abstand zu den Kontrollwerten marginal ist. Aus diesen Gründen kann bei den drei genannten Taxa in der Einfachbelastung durch die Abundanzwerte eine Recovery interpretiert werden.

Die Population von *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. hat sich in der Mehrfachbelastung bis Tag 162 noch nicht wiedererholt. Im Jahr nach der Belastung treten hier aber erst ab Tag 366 wieder signifikante Abweichungen auf. Hier ist es folglich problematisch zu postulieren, dass die alpha-Cypermethrin Belastung ursächlich dafür ist. Bei *Daphnia longispina* agg. treten von Beginn der Probennahme im Jahr 2001 bis Tag 434 signifikante indirekte Effekte auf. NOEC liegt bei 0,015 µg/l (MF3).

FARMER *et al.* (1995) finden nach einer mehrmaligen Pyrethroidbelastung keine toxischen Effekte auf das Zooplankton. Sie konnten Anzeichen für indirekte Effekte bei Nauplien, Chydoridae und Rotatorien feststellen, die aber nicht signifikant waren. Die alpha-Cypermethrin Belastung hat nach den Ergebnissen der univariaten Statistik in der vorliegenden Studie ebenfalls vor allem indirekte Effekte bei den verschiedenen Taxa induziert. Toxische Effekte traten nur kurzfristig bei den Copepoda auf. In der Regel ist die Richtung der indirekten Effekte (Zunahme oder Abnahme) bei Einfach- und Mehrfachbelastung gleich. Eine Ausnahme bildet hier *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. Bei einigen Taxa hat die Mehrfachbelastung signifikante Langzeiteffekte hervorgerufen.

Tab. 3.25: NOEC-Werte einzelner Zooplanktontaxa der Einfach- und

**Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung;**

nicht gerechnet bedeutet, dass der Williamstest sich nicht rechnen ließ;

keine Tiere bedeutet, dass an diesem Tag keine Tiere dieses Taxons gefunden worden sind;

z.B: 1, 4, 5 sig bedeutet, dass diese Konzentrationsstufen signifikant von den Kontrollen abwichen, ein NOEC aber nicht bestimmt werden konnte, da nicht aufeinanderfolgende Konzentrationsstufen gefunden wurden;

↑ bedeutet Zunahme; ↓ bedeutet Abnahme

Tag	Artenreichtum		Gesamtabundanz		Nauplia ssp.		Eudiaptomus gracilis		Cyclopidae ssp.	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung
1	-	-	<EF1 ↑	<MF1 ↑	EF4 ↓	-	-	-	<EF1 ↑	1,2,3 Sig
3	<EF1 ↓	-	<EF1 ↑	<MF1 ↑	EF4 ↑	MF4 ↓	<EF1 ↓	-	-	-
8	EF4 ↓	-	-	-	EF2 ↑	-	<EF1 ↓	MF1 ↓	EF2 ↑	-
15	-	-	EF2 ↑	-	EF2 ↑	<MF1 ↑	EF3 ↑	-	EF2 ↑	MF3 ↑
22	<EF1 ↑	1 sig	EF1 ↑	MF3 ↑	EF2 ↑	MF2 ↑	-	-	EF2 ↑	MF1 ↑
29	1,2,3,4 Sig	-	<EF1 ↑	<MF1 ↑	EF2 ↑	MF1 ↑	EF2 ↑	-	<EF1 ↑	<MF1 ↑
36	-	-	EF1 ↑	MF1 ↑	EF2 ↑	MF1 ↑	EF2 ↑	MF2 ↑	EF2 ↑	<MF1 ↑
43	EF4 ↓	-	EF1 ↑	MF1 ↑	<EF1 ↑	MF1 ↑	EF2 ↑	MF1 ↑	-	-
50	EF4 ↓	-	EF1 ↑	MF1 ↑	<EF1 ↑	MF1 ↑	EF2 ↑	MF1 ↑	EF2 ↑	MF2 ↑
57	<EF1 ↓	-	EF2 ↑	MF1 ↑	EF2 ↑	MF1 ↑	EF2 ↑	-	EF2 ↑	<MF1 ↑
64	-	-	EF4 ↑	MF4 ↑	EF2 ↑	MF1 ↑	EF2 ↑	MF2 ↑	EF2 ↑	<MF1 ↑
71	EF1 ↓	MF4 ↓	EF1 ↑	MF4 ↑	EF2 ↑	MF1 ↑	EF2 ↑	MF2 ↑	EF2 ↑	MF2 ↑
77	EF1 ↓	-	EF1 ↑	MF4 ↑	EF2 ↑	<MF1 ↑	EF2 ↑	MF2 ↑	EF2 ↑	-
85	EF4 ↓	-	EF1 ↑	-	<EF1 ↑	-	EF2 ↑	MF3 ↑	EF3 ↑	-
92	-	-	EF4 ↑	-	-	-	EF3 ↑	MF3 ↑	-	-
98	EF4 ↓	-	-	-	EF4 ↑	-	-	MF3 ↑	<EF1 ↑	-
106	EF3 ↓	-	-	-	-	-	EF2 ↑	MF3 ↑	-	-
113	-	-	-	-	-	-	-	MF2 ↑	-	-
119	-	MF4 ↑	-	-	-	-	-	MF3 ↑	-	MF4 ↓
127	-	-	-	-	-	-	-	MF3 ↑	-	-
142	-	-	-	-	-	MF4 ↑	-	MF4 ↑	-	-
157	-	MF4 ↑	-	-	-	-	-	MF4 ↑	-	MF1 ↑
	EF1 0,00006 µg a.i./l	-	<EF1 0,00006 µg a.i./l	<MF1 0,00006 µg a.i./l	<EF1 0,00006 µg a.i./l	MF1 0,00006 µg a.i./l	EF2 0,0006 µg a.i./l	MF1 0,0006 µg a.i./l	EF2 0,0006 µg a.i./l	<MF1 0,00006 µg a.i./l

Tag	Chydorus sphaericus		Polyarthra vulgaris-dolichopectera agg.		Hexarthra mira		Synchaeta spec.		Keratella quadrata	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung
1	-	-	<EF1 ↑	<MF1 ↑	keine Tiere	keine Tiere	EF2 ↑	MF4 ↑	keine Tiere	MF4 ↑
3	-	-	<EF1 ↑	-	-	-	EF3 ↑	MF2 ↑	-	-
8	EF4 ↓	-	-	-	<EF1 ↑	-	EF1 ↓	MF4 ↓	-	-
15	-	-	EF3 ↑	-	<EF1 ↑	MF3 ↑	EF3 ↓	-	-	-
22	-	-	EF3 ↑	-	EF1 ↑	MF4 ↑	EF3 ↓	MF3 ↓	nicht gerechnet	MF4 ↑
29	< EF1 ↓	-	EF1 ↑	-	<EF1 ↑	-	EF3 ↓	-	EF4 ↑	MF3 ↑
36	-	-	EF3 ↑	-	EF4 ↑	-	EF1 ↓	MF4 ↓	nicht gerechnet	MF3 ↑
43	EF4 ↓	MF4 ↓	-	MF4 ↓	-	-	-	-	nicht gerechnet	MF2 ↑
50	EF4 ↓	MF4 ↓	-	-	1,2,3,4 sig	-	1 sig	-	nicht gerechnet	MF2 ↑
57	-	-	-	-	EF4 ↑	-	-	-	EF4 ↑	MF2 ↑
64	-	-	EF4 ↑	MF2 ↓	EF4 ↑	-	<EF1 ↓	MF2 ↓	nicht gerechnet	MF2 ↑
71	< EF1 ↓	-	EF4 ↑	MF2 ↓	<EF1 ↑	-	1,2,3,4 Sig	<MF1 ↓	-	MF2 ↑
77	-	-	EF4 ↑	MF2 ↓	1,2,3,4 sig	-	EF2 ↓	MF1 ↓	EF3 ↑	MF4 ↑
85	EF4 ↓	-	EF4 ↑	MF3 ↓	<EF1 ↑	-	EF2 ↓	MF2 ↓	EF4 ↑	MF4 ↑
92	-	-	EF4 ↑	MF3 ↓	1,2,3,4 sig	-	EF2 ↓	MF1 ↓	EF4 ↑	MF4 ↑
98	EF4 ↓	-	EF4 ↑	MF3 ↓	1,2,3,4 sig	-	EF1 ↓	MF1 ↓	<EF1 ↑	-
106	EF4 ↓	-	-	MF4 ↓	<EF1 ↑	-	1,3,4,5 sig	MF1 ↓	EF4 ↑	MF4 ↑
113	-	-	-	MF4 ↓	-	-	-	2,4,5 sig	-	MF4 ↑
119	-	-	-	MF4 ↓	-	-	-	MF3 ↓	-	MF4 ↑
127	-	-	-	-	-	-	-	MF4 ↓	-	MF4 ↑
142	-	-	-	MF4 ↓	-	-	-	MF4 ↓	-	MF4 ↑
157	-	MF1 ↑	-	MF4 ↓	-	keine Tiere	-	-	-	MF2 ↑
	EF4 0,075 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l	<EF1 0,00006 µg a.i./l	MF2 0,0006 µg a.i./l	<EF1 0,00006 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l	EF2 0,0006 µg a.i./l	MF1 0,00006µg a.i./l	EF4 0,075 µg a.i./l	MF2 0,0006 µg a.i./l

Tag	Bdelloidea spec.		Lecane monostyla-Form		Trichotria pocillum	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung
1	keine Tiere	keine Tiere	1 Sig	-	keine Tiere	keine Tiere
3	nicht gerechnet	keine Tiere	-	-	keine Tiere	MF4 ↑
8	keine Tiere	MF2 ↑	-	-	keine Tiere	-
15	EF3 ↑	MF4 ↑	-	-	-	-
22	nicht gerechnet	-	EF3 ↑	-	-	-
29	-	-	EF4 ↑	-	-	-
36	-	-	EF3 ↑	-	EF1 ↑	-
43	-	-	1,2,5 sig	-	-	-
50	EF1 ↓	MF2 ↓	2 sig	-	-	-
57	EF2 ↓	-	-	-	-	-
64	EF2 ↑	-	EF4 ↑	-	EF4 ↓	-
71	EF4 ↓	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-
77	-	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-
85	EF4 ↓	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	MF4 ↓
92	EF2 ↑	-	-	-	1 sig	-
98	-	MF4 ↑	1,5 sig	-	<EF1 ↑	-
106	EF3 ↑	-	EF4 ↓	-	EF4 ↑	-
113	-	-	-	-	-	MF4 ↓
119	-	-	-	-	-	-
127	-	-	-	-	-	-
142	-	-	-	-	-	-
157	-	-	-	-	-	-
	EF2 0,0006 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l	EF4 0,075 µg a.i./l	-	EF4 0,075 µg a.i./l	-

**Tab. 3.26: NOEC-Werte einzelner Zooplanktontaxa der Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung**

nicht gerechnet bedeutet, dass der Williamstest sich nicht rechnen ließ;

keine Tiere bedeutet, dass an diesem Tag keine Tiere dieses Taxons gefunden worden sind;

z.B: 1, 4, 5 sig bedeutet, dass diese Konzentrationsstufen signifikant von den Kontrollen abwichen, ein NOEC aber nicht bestimmt werden konnte, da nicht aufeinanderfolgende Konzentrationsstufen gefunden wurden;

↑ bedeutet Zunahme; ↓ bedeutet Abnahme

Tag	Artenreichtum	Gesamtabundanz	Nauplia ssp.	Eudiaptomus gracilis	Cyclopidae ssp.	Daphnia longispina agg.
	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung
297	-	-	-	MF3 ↑	-	MF4 ↑
302	-	-	-	MF4 ↑	-	MF4 ↑
310	MF4 ↑	-	-	MF4 ↑	-	MF4 ↑
316	-	-	-	MF2 ↑	-	MF4 ↑
321	MF4 ↑	-	-	MF3 ↑	-	MF4 ↑
331	-	-	-	MF3 ↑	-	MF4 ↑
337	MF4 ↑	-	-	MF3 ↑	-	MF4 ↑
345	-	-	-	MF3 ↑	-	MF4 ↑
351	-	-	-	MF3 ↑	-	MF4 ↑
358	-	-	-	MF3 ↑	-	MF3 ↑
366	-	-	-	-	-	MF3 ↑
371	-	-	-	-	-	MF4 ↑
379	-	-	-	-	-	MF4 ↑
386	-	-	-	-	-	MF4 ↑
392	-	-	-	-	-	MF4 ↑
399	-	MF4 ↓	MF4 ↓	-	MF4 ↓	-
407	-	MF4 ↓	-	-	-	MF3 ↑
414	-	MF4 ↓	-	-	-	-
420	-	-	-	-	-	MF3 ↑
427	-	-	-	-	-	MF3 ↑
434	-	-	-	-	-	MF4 ↑
441	-	-	-	-	-	-
449	-	nicht gerechnet	-	-	-	-
456	-	-	-	-	-	-
463	-	-	-	-	-	-
470	-	-	-	-	<MF1 ↑	-
477	-	-	-	-	-	-
484	-	-	-	-	-	-
491	-	MF3 ↓	MF4 ↓	-	-	-
498	-	MF3 ↓	-	-	-	-
505	MF2 ↑	-	-	-	-	-
	-	MF3 0,015 µg a.i./l	-	MF3 0,015 µg a.i./l	-	MF3 0,015 µg a.i./l

	Polyarthra vulgaris-dolichoptera agg.	Hexarthra mira	Synchaeta spec.	Keratella quadrata
Tag	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung
297	-	keine Tiere	-	-
302	-	keine Tiere	-	-
310	-	keine Tiere	-	-
316	-	keine Tiere	-	-
321	-	keine Tiere	-	-
331	-	keine Tiere	-	-
337	-	keine Tiere	-	-
345	-	keine Tiere	-	-
351	-	-	-	-
358	-	<MF1	MF4 ↓	-
366	MF4 ↓	<MF1	MF4 ↓	-
371	MF3 ↓	<MF1	-	-
379	MF3 ↓	MF1	MF1 ↓	-
386	MF4 ↓	MF1	MF3 ↓	-
392	MF4 ↓	MF1	MF3 ↓	-
399	MF4 ↓	-	-	-
407	MF4 ↓	MF2	-	-
414	MF4 ↓	-	-	-
420	MF4 ↓	-	-	-
427	MF2 ↓	-	-	-
434	-	-	<MF1 ↑	MF4 ↑
441	-	-	MF4 ↑	-
449	-	-	MF4 ↑	-
456	MF2 ↓	-	-	MF4 ↑
463	MF2 ↓	-	-	MF4 ↑
470	-	MF3	-	-
477	-	MF4	-	MF4 ↑
484	-	MF3	-	<MF1 ↑
491	MF3 ↓	-	-	MF4 ↑
498	MF3 ↓	-	-	-
505	-	keine Tiere	-	MF2 ↑
	MF2 0,0006 µg a.i./l	<MF1 0,00006 µg a.i./l	MF3 0,015 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l

### **3.4.3 Phytoplankton**

In der Phytoplanktongesellschaft der Enclosures wurden Vertreter 11 verschiedener Klassen gefunden. Mit 53 Taxa waren die Chlorophyceae am stärksten vertreten, gefolgt von Bacillariophyceae (22), Chrysophyceae (21), Cyanophyceae (15), Euglenophyceae (13) und Zygnematophyceae (11). Taxa der Klassen Cryptophyceae, Dinophyceae, Prasinophyceae, Xanthophyceae und Haptophyceae wurden in geringeren Zahlen gefunden. In Tab. 3.27 ist eine Auflistung der gefundenen Taxa zu sehen mit der Angabe, in welchen Enclosures diese jeweils vorkamen. Auch die Weiterentwicklung im Jahr nach der Belastung ist in dieser Tabelle enthalten. Die Arten, die nur in der Einfachbelastung bzw. Mehrfachbelastung gefunden wurden, sind farblich hervorgehoben. Keine dieser Arten kam in hohen Abundanzen oder über einen längeren Zeitraum vor. Zu vermerken ist noch, dass die Anzahl der gefundenen Taxa in den Kontrollenclosure mit 113 am niedrigsten war, gefolgt von 126 Taxa in den einmal belasteten Enclosures. In den mehrmals belasteten Enclosures wurden mit 142 Taxa die meisten Taxa gefunden. Auch im Jahr nach der Belastung wurden mit 186 Taxa in den mehrfach belasteten Enclosures mehr Taxa gefunden als in den Kontrollen mit 135 Taxa. Für diese auffälligen Unterschiede konnte in der Literatur keine Erklärung gefunden werden. Es kann vermutet werden, dass sich in einem mehrfach gestörtem System keine stabile Phytoplanktongesellschaft etablieren kann. Einige Phytoplanktonarten, die aufgrund ihrer Größe, Gallerthülle, Koloniebildung oder eines derben Gehäuses als nicht fressbar gelten, traten nur in den mehrfach belasteten Enclosures auf. Im Jahr nach der Belastung erhöhte sich diese Zahl noch. Dies kann im Zusammenhang mit dem Auftreten von *Daphnia longispina* agg. und den erhöhten Abundanzen der kleinen Cladoceren stehen (LAMPERT 1987 und VANNI 1987).

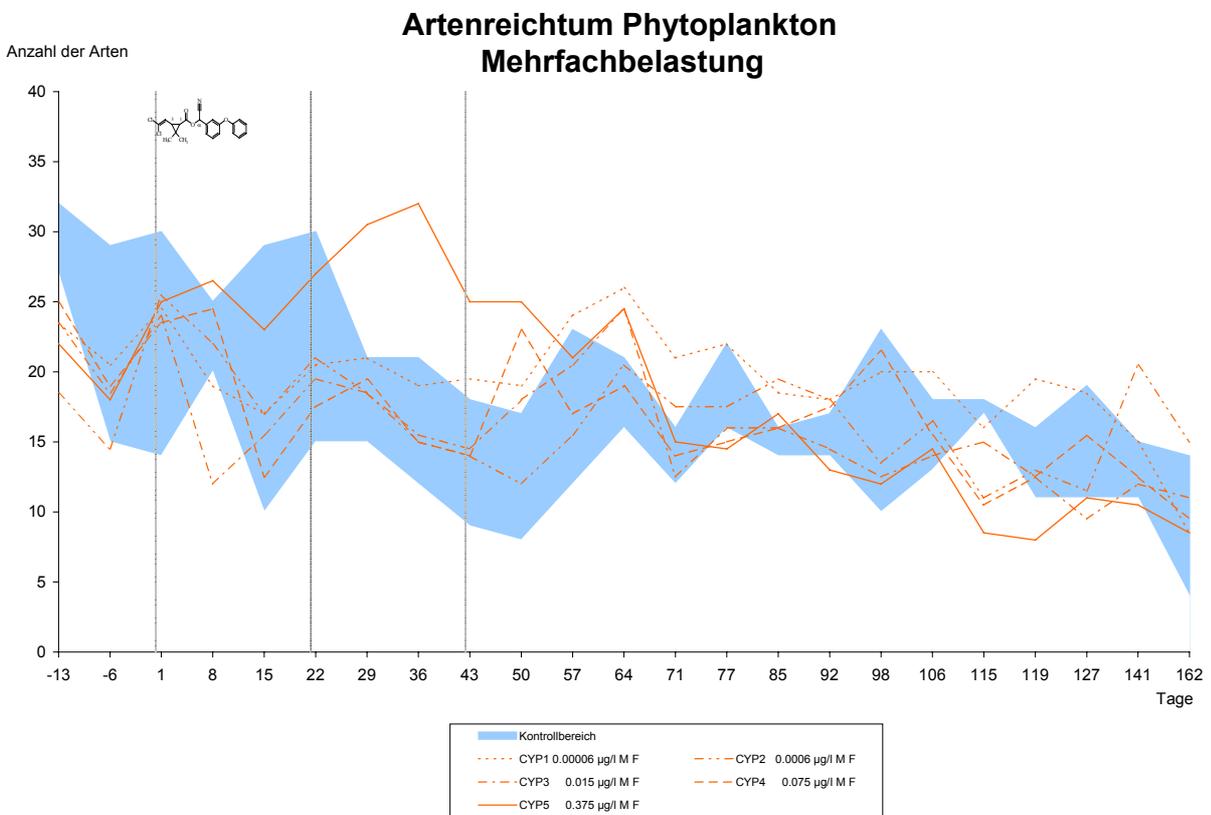
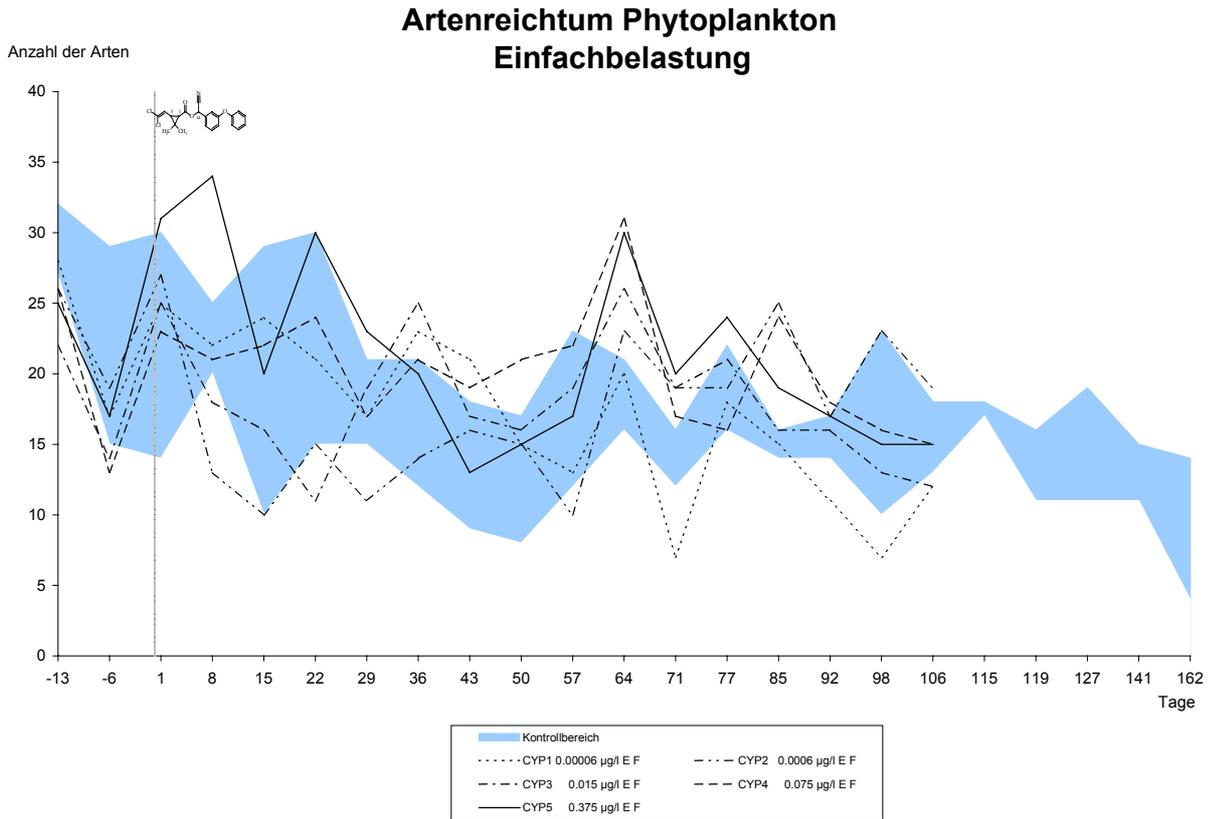


# Ergebnisse und Diskussion

Abteilung	Klasse	Ordnung	Familie	Taxon	2000			2001	
					K	EF	MF	K	MF
			Desmidiaceae	Cosmarium cf. reniforme					
				Cosmarium cf. subcostatum	x	x	x		
				Cosmarium meneghenii	x	x	x	x	x
				Cosmarium praemorsum	x	x	x	x	x
				Cosmarium spec.	x	x	x		x
				Staurastrum spec.	x	x	x	x	x
				Staurastrum spec. 1	x				
		Zygnematales	Zygnemataceae	Mougeotia spec.				x	x
				Spirogyra spec.	x	x	x	x	x
<b>Cryptophyta</b>									
			<b>Cryptophyceae</b>						
		Cryptomonadales	Cryptomonadaceae	Chroomonas acuta	x	x	x	x	x
				Cryptomonas erosa et ovata	x	x	x	x	x
			Cyathomonaceae	Cyathomonas truncata			x		x
			Katablepharidaceae	Katablepharis ovalis	x	x	x	x	x
		Cryptophyceae	Cryptophyceae	Cryptophyceae ssp.				x	x
<b>Cyanophyta</b>									
			<b>Cyanophyceae</b>						
		Chroococcales	Chroococcaceae	Chroococcus minimus					x
				Chroococcus minutus				x	x
				Chroococcus spec.	x	x	x		
				Dactylococcopsis cf. raphidioides			x		
				Dactylococcopsis irregularis			x		x
			Merismopodiaceae	Merismopedia cf. tenuissima	x	x	x	x	x
				Merismopedia glauca					x
				Merismopedia punctata			x		x
				Snowella lacustris	x	x	x	x	x
				Snowella spec.	x	x	x	x	x
		Cyanophyceae	Cyanophyceae	Cyanophyceae 1 ssp.				x	x
		Cyanophyceae	Cyanophyceae	Cyanophyceae ssp.	x	x	x	x	x
		Hormogonales	Rivulariaceae	cf. Gloeotrichia spec.			x	x	x
		Nostocales	Nostocaceae	Anabaena spec.	x	x	x	x	x
		Oszillatoriales	Oszillatoriaceae	Lyngbia cf. limnetica				x	x
				Lyngbia spec.		x		x	x
				Oszillatoria cf. lacustris				x	x
				Oszillatoria cf. limosa				x	x
				Oszillatoria cf. rosea				x	x
				Oszillatoria limnetica	x			x	x
				Oszillatoria planctonica		x	x	x	x
				Oszillatoria spec.	x	x	x	x	x
				Oszillatoria spec. 1	x	x	x		
				Oszillatoria tenuis	x		x		x
<b>Dinophyta</b>									
			<b>Dinophyceae</b>						
		Gymnodiniales	Gymnodiniaceae	Gymnodinium spec.	x	x	x	x	x
		Peridinales	Peridiniaceae	Ceratium hirundinella			x	x	x
				Peridinium spec.	x	x	x	x	x
<b>Euglenophyta</b>									
			<b>Euglenophyceae</b>						
		Euglenales	Euglenaceae	cf. Phacus pleuronectes				x	x
				Colacium mucronatum				x	x
				Euglena acus	x	x	x	x	x
				Euglena cf. clavata	x		x		x
				Euglena cf. minima		x	x	x	
				Euglena cf. platydesma				x	
				Euglena geniculata	x	x	x	x	x
				Euglena spec.	x	x	x	x	x
				Euglenophyceae 1	x	x	x		
				Phacus cf. atraktoides					
				Phacus cf. caudatus					
				Phacus cf. longicauda	x	x	x		x
				Phacus cf. tortus	x	x	x		x
				Phacus spec.		x	x		
				Trachelomonas cf. hispida			x		
				Trachelomonas cf. volovcina	x	x	x	x	x
				Trachelomonas spec.	x	x	x	x	x
			Euglenophyceae	Euglenophyceae ssp.	x	x	x	x	x
		Peranemaceae		Anisonema cf. ovale var. latum				x	x
				cf. Petalomonas spec.				x	x
<b>Haptophyta</b>									
			<b>Haptophyceae</b>						
		Prymnesiales	Prymnesiaceae	Chrysochromulina spec.		x			
<b>Heterokontophyta</b>									
			<b>Bacillariophyceae</b>						
		Bacillariophyceae	Bacillariophyceae	Gürtelband	x	x	x	x	x
		Centrales	Coscinodiscaceae	Cyclotella spec.	x	x	x	x	x
			Achnantheaceae	Achnanthes minutissima	x	x	x	x	x
				Cocconeis cf. placentula	x	x	x	x	x
			Cymbellaceae	Amphora ovalis					x
				cf. Amphora pediculus			x	x	x
				Cymbella cf. falaisensis					
				Cymbella microcephala	x	x	x	x	x
				Cymbella minuta					x
				Cymbella spec.				x	x
			Diatomaceae	Diatoma tenuis					
			Diploneidaceae	cf. Diploneis oblongella				x	x
			Epithemiaceae	Epithemia cf. zebra					x
				Epithemia spec.	x	x	x	x	x
			Fragilariaceae	Fragilaria Gürtelband	x				
				Synedra spec.	x	x	x	x	x
			Naviculaceae	Anomooneis cf. vitrea					x
				Gomphonema cf. angustatum			x	x	x
				Gomphonema cf. angustum				x	x
				Gomphonema cf. olivaceum					x

Abteilung	Klasse	Ordnung	Familie	Taxon	2000			2001	
					K	EF	MF	K	MF
				Gomphonema constrictum				x	x
				Gomphonema Gürtelband ssp.				x	x
				Gomphonema spec.	x	x	x	x	x
				Gyrosigma cf. acuminatum	x	x	x	x	
				Navicula cf. cryptocephala	x	x	x	x	x
				Navicula cf. rhyngocephala	x			x	x
				Navicula gregaria				x	x
				Navicula radiosa	x	x	x	x	x
				Navicula seminulum				x	x
				Navicula spec.	x	x	x	x	x
				Navicula spec.1	x	x	x		
			Nitzschiaceae	Nitzschia acicularis	x			x	x
				Nitzschia closterium					
				Nitzschia gracilis	x	x		x	x
				Nitzschia palea	x	x	x	x	x
<b>Chrysophyceae</b>									
	Chromulinales	Chromulinaceae		Chromulina cf. echinocstis					x
				Chromulina cf. freiburgensis					x
				Chromulina cf. minima				x	x
				Chromulina cf. nebulosa					x
				Chromulina cf. obconica					x
				Chromulina cf. ovaloides				x	x
				Chromulina cf. parvula		x	x		
				Chromulina cf. sphaeridia	x	x	x	x	x
				Chromulina cf. vestita	x	x	x		
				Chromulina nannos					x
				Chromulina spaerica				x	x
				Chromulina spec.	x	x	x	x	x
		Chrysamoebaceae		cf. Chrysamoeba spec.					
		Chrysococcaceae		cf. Chrysococcus rufescens		x		x	
				Kephyrion cupuliforme				x	x
				Kephyrion litorale					x
				Kephyrion spec.	x	x		x	x
	Chrysophyceae	Chrysophyceae		Chrysophyceae ssp.	x	x	x	x	x
	Chrysophyceae	Chrysophyceae		Periphyten an Dinobryon	x	x	x		
	Monosigales	Monosigaceae		cf. Codonosigopsis spec.					x
				Codosiga spec.	x	x	x	x	x
				Desmarella moniliformis		x	x	x	x
				Monosiga spec.	x	x	x		
		Salpingoecaceae		Salpingoeca spec.	x	x	x		x
	Ochromonadales	Dinobryonaceae		Dinobryon divergens	x	x	x		x
				Stokesiella epipyxis					x
				Stoksiella spec.					x
		Ochromonadaceae		Ochromonas cf. margariata				x	x
				Ochromonas cf. sphagnalis				x	x
				Ochromonas spec.	x	x	x	x	x
				Uroglena cf. europaea	x	x	x	x	x
		Synuraceae		Mallomonas akrokomos				x	x
				Mallomonas cf. boarely	x	x	x	x	x
				Mallomonas spec.	x	x	x	x	x
				Mallomonas Vermehrungsstadium					
				Spiniferomonas cf. cornutus	x	x	x	x	x
<b>Xanthophyceae</b>									
	Mischococcales	Characiopsidaceae		cf. Characiopsis spec.	x	x	x	x	x
				Peroniella spec.	x	x	x		
		Ophiocytaceae		Ophiocytium cf. arbuscula					
		Pleurochloridaceae		cf. Goniochloris spec.				x	
				Goniochloris cf. fallax				x	x
				Nephrodiella lunaris					
	Xanthophyceae	Xanthophyceae		Xanthophyceae ssp.					x

Die Entwicklung des Artenreichtums ist in Abb. 3.56 zu sehen. In der Einfachbelastung sind in der höchsten Konzentration Effekte sichtbar. Nach der Belastung steigt die Anzahl der Arten auf ihren Maximalwert. Anschließend liegen die Werte im Bereich der Kontrollen, bis sie von Tag 57 bis 92 noch mal leicht über die Kontrollwerte ansteigen. Die Werte der niedrigeren Konzentrationen der Einfachbelastung verlaufen mehr oder weniger im Kontrollbereich. An Tag 64 steigen die Werte aller Konzentrationen außer EF1 über den Kontrollbereich kurzfristig an. In EF1 sinkt die Artenanzahl gegen Versuchsende stark ab (Tag 71 7 Arten) nach einem kurzfristigen Anstieg liegt sie am Versuchsende knapp unter dem Kontrollbereich.



**Abb. 3.56: Artenreichtum Phytoplankton im Jahr der Belastung**

Auch in der Mehrfachbelastung zeigen sich Veränderungen in der höchsten Konzentrationsstufe. Es fällt auf, dass nach der ersten und zweiten Belastung die Werte in allen Konzentrationsstufen kurzfristig ansteigen, dann wieder absinken. Die Artenanzahl in MF5 steigt dabei nach der zweiten Belastung auf ein wesentlich höheres Niveau an (Maximum bei 32 Arten). Nach der dritten Belastung ist dieser Anstieg der Artenanzahl in MF1, MF3 und MF4 zu sehen. Die Werte in MF5 liegen aber immer noch über allen anderen Enclosures. Ab Tag 64 verliert sich der Effekt und die Werte befinden sich dann im Kontrollbereich. Der Anstieg in der Artenzahl nach der Belastung ist auch in der Einfachbelastung sichtbar. Die Störung des Systems führt anscheinend zu einer raschen Erhöhung der auftretenden Algenarten. Bedingt durch ihre kurzen Generationszeiten können sich beim Phytoplankton schnell Reaktionen zeigen.

### 3.4.3.1 Dominanzen

Obwohl die Klasse der Chlorophyceae am artenreichsten in den Enclosures ist, sind unter den zehn dominantesten Taxa nur zwei Chlorophyceae zu finden (*Ankyra judayi* und *Oedogonium spec.*). Diese haben nur einen geringen Anteil an der Gesamtabundanz. Zwei Cryptophyceae, *Chroomonas acuta* und *Cryptomonas erosa et ovata*, dominieren die Phytoplanktongesellschaft in den Enclosures. Zusammen erreichen sie 50 %, teilweise sogar 60 % am Gesamtvorkommen der Algen.

**Tab. 3.28: Dominanzverhältnisse der Phytoplanktongesellschaft in den Kontrollen, der Einfachbelastung und der Mehrfachbelastung im Belastungsjahr**

Mittelwert Kontrollen		Mittelwert EF		Mittelwert MF	
Art	Dominanz	Art	Dominanz	Art	Dominanz
<i>Chroomonas acuta</i>	28.77	<i>Chroomonas acuta</i>	29.66	<i>Chroomonas acuta</i>	29.29
<i>Cryptomonas erosa et ovata</i>	28.32	<i>Cryptomonas erosa et ovata</i>	24.75	<i>Cryptomonas erosa et ovata</i>	20.32
<i>Dinobryon divergens</i>	7.22	Cyanophyceae	6.62	<i>Nephroselmis spec.</i>	8.73
<i>Nephroselmis spec.</i>	6.61	<i>Nephroselmis spec.</i>	5.16	<i>Oszillatoria spec.</i>	4.89
Cyanophyceae	3.92	<i>Oszillatoria spec.</i>	4.79	<i>Achnanthes minutissima</i>	4.64
<i>Achnanthes minutissima</i>	3.68	<i>Achnanthes minutissima</i>	4.46	<i>Uroglena cf. Europaea</i>	4.42
<i>Oszillatoria spec.</i>	3.55	<i>Ankyra judayi</i>	3.91	Cyanophyceae	4.18
<i>Ankyra judayi</i>	2.01	<i>Dinobryon divergens</i>	2.72	<i>Oedogonium spec.</i>	2.89
<i>Oedogonium spec.</i>	1.81	<i>Snowella spec.</i>	2.56	<i>Ankyra judayi</i>	2.77
<i>Snowella spec.</i>	1.61	Chrysophyceae	1.83	<i>Dinobryon divergens</i>	2.16

Vergleicht man die Kontrollen mit den Mittelwerten der einfach belasteten Enclosures, zeigt sich, dass die prozentualen Anteile der beiden dominantesten Arten vergleichbar sind. Neun, der als dominantesten identifizierten Arten, in Kontrollen und einfach belasteten Enclosures sind identisch. Der Anteil von *Dinobryon divergens* ist in den einfach belasteten Enclosures um fünf Prozentpunkte gesunken (fehlt in EF3 und EF5 unter den „top ten“).

Auch der Vergleich der mehrfach belasteten Enclosures mit den Kontrollen zeigt neun identische Arten. In der Mehrfachbelastung ist die Chrysophyceae *Uroglena cf. europaea* aufgekommen, die in den Kontrollen nicht unter den zehn dominantesten Arten auftaucht. Im Vergleich zu den Kontrollen ist der prozentuale Anteil von *Cryptomonas erosa et ovata* und *Dinobryon divergens* in der Mehrfachbelastung niedriger. Neben

*Uroglena cf. europaea* hat davon die Prasinophyceae *Nephroselmis olivacea* profitiert. Bei den anderen Taxa hat sich der jeweilige prozentuale Anteil gegenüber den Anteilen in den Kontrollen leicht erhöht.

*Chroomonas acuta* dominierte die Algengesellschaft in allen Enclosures, außer in denen, die mit der niedrigsten Konzentration belastet wurden. In MF4 erreichte diese Alge mit 42,8 % den größten Anteil. Auffällig ist die veränderte Dominanzstruktur in der niedrigsten Belastungsstufe. Hier hat *Cryptomonas erosa et ovata* sowohl in der Einfachbelastung wie auch in der Mehrfachbelastung die Position der dominantesten Art übernommen. *Chroomonas acuta* hat hier den niedrigsten Anteil in der Studie von jeweils ca. 12 %.

*Uroglena cf. europaea* ist nur in MF4 und MF5 so stark aufgekommen, dass sie unter den zehn dominantesten Arten gefunden wurde. In MF5 hat *Cryptomonas erosa et ovata* den niedrigsten prozentualen Anteil von allen Enclosures. In diesen Enclosures hat sich vor allem eine Population von *Nephroselmis olivacea* und *Uroglena cf. europaea* aufgebaut. In der korrespondierenden Konzentration der Einfachbelastung steht *Cryptomonas erosa et ovata* zwar noch an zweiter Stelle der dominanten Arten, ihr Anteil ist aber gesunken. In EF5 ist dafür der Anteil der Taxa *Chroomonas acuta*, *Cyanophyceae* ssp., *Nephroselmis olivacea* und *Oszillatoria* spec. gestiegen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Anteil von *Cryptomonas erosa et ovata* in den zwei höchsten Konzentrationsstufen der Mehrfachbelastung zurückgeht. In MF5 kommt dies am stärksten zum Ausdruck, auch in MF4 ist dies noch zu beobachten. Zusätzlich erreicht *Chroomonas acuta* hier ihren größten Anteil von 42,8 %.

In der Einfachbelastung kommt es zu geringeren Verschiebungen in der Dominanzstruktur, die erwartungsgemäß in EF5 am stärksten zum Ausdruck kommen.

**Tab. 3.29: Dominanzverhältnisse der Phytoplanktongesellschaft in den Kontrollen und der Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung**

Mittelwert Kontrollen		Mittelwert MF	
Art	Dominanz	Art	Dominanz
<i>Chroomonas acuta</i>	23.58	<i>Chroomonas acuta</i>	20.87
<i>Cryptomonas erosa et ovata</i>	16.88	<i>Cryptomonas erosa et ovata</i>	16.21
<i>Uroglena spec.</i>	16.50	<i>Trachelomonas cf. volvocina</i>	9.33
<i>Nephroselmis spec.</i>	13.43	<i>Uroglena spec.</i>	8.48
<i>Trachelomonas cf. volvocina</i>	6.09	<i>Nephroselmis spec.</i>	5.89
<i>Snowella spec.</i>	3.48	<i>Snowella spec.</i>	4.24
<i>Chromulina cf. ovaloides</i>	2.74	<i>Oszillatoria limnetica</i>	3.63
<i>Oszillatoria spec.</i>	2.09	<i>Oszillatoria spec.</i>	3.26
<i>Oszillatoria limnetica</i>	1.42	<i>Volvox spec.</i>	3.19
<i>Katablepharis ovalis</i>	1.28	<i>Oszillatoria planctonica</i>	2.60

Verfolgt man die weitere Entwicklung der Dominanzstruktur der mehrfach belasteten Enclosures, ist auffällig, dass im Jahr 2001 keine Bacillariophyceae (2000: *Achnanthes minutissima*) mehr unter den zehn dominantesten Phytoplanktontaxa zu finden sind und die Chlorophyceae nur mit einer Art (*Volvox spec.*) vertreten sind. Die Cryptophyceae

*Chroomonas acuta* und *Cryptomonas erosa et ovata* sind in den Kontrollen und in den gemittelten Konzentrationen der Mehrfachbelastung die beiden dominantesten Arten, wenn auch ihr jeweiliger prozentualer Anteil zurückgegangen ist. In den Kontrollenclosures hat sich im Vergleich zum Vorjahr eine Population von *Uroglena cf. europaea* und *Nephroselmis olivacea* aufgebaut. Diese beiden Arten kamen im Vorjahr vornehmlich in den hohen Konzentrationen der Mehrfachbelastung vor. Auch im Jahr nach der Belastung finden sich in den Kontrollen und den mehrfachbelasteten Enclosures acht identische Species unter den zehn dominantesten Arten. Im Vergleich zum Vorjahr finden sich aber einige andere Taxa unter den zehn dominantesten. In den Kontrollen sind dies : *Uroglena cf. europaea*, *Trachelomonas cf. volvocina*, *Chromulina cf. ovaloides*, *Oszillatoria limnetica* und *Katablepharis ovalis*. In den mehrmals belasteten Enclosures sind *Trachelomonas cf. volvocina*, *Snowella spec.*, *Oszillatoria limnetica*, *Volvox spec.* und *Oszillatoria planctonica* unter den zehn dominantesten Taxa neu aufgetaucht. *Volvox spec.* taucht nur in MF4 und MF5 auf. In der höchsten Belastung ist es ebenfalls zu Verschiebungen in der Dominanzstruktur gekommen. *Nephroselmis olivacea*, im Belastungsjahr noch an zweiter Stelle bezüglich des prozentualen Anteils, hat im Jahr nach der Belastung nur noch einen Anteil von 1 %. Auch *Uroglena cf. europaea*, die sich im Belastungsjahr in MF5 ebenso stärker entwickelte, hat im Jahr 2001 nur noch einen geringen Anteil. In MF4 dagegen hat sich der Anteil der *Uroglena* Population fast vervierfacht, auch *Nephroselmis olivacea* ist mit einem niedrigeren Anteil als im Vorjahr, aber noch mit 5 % vorhanden. In MF2 und MF3 ist *Chroomonas acuta* als die dominanteste Art durch *Cryptomonas erosa et ovata* ersetzt.

Abschließend ist zu vermerken, dass der Anteil der beiden dominantesten Arten zusammen nicht mehr so hoch ist, so dass die weiteren Arten jeweils einen größeren Anteil haben.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich in den einzelnen Enclosures bei den zehn dominantesten Arten eine sehr ähnliche Artenzusammensetzung entwickelt hat. Dies gilt für das Belastungsjahr und das nachfolgende Jahr, da jeweils neun der zehn dominantesten Arten in Kontrollen und belasteten Enclosures vorkamen.

### 3.4.3.2 Abundanzen

#### Gesamtabundanz

Die Entwicklung der Gesamtabundanz des Phytoplanktons ist in Abb. 3.57 zu sehen. In der Einfachbelastung sind Abweichungen vom Kontrollniveau nur in den beiden höchsten Konzentrationen zu sehen. Es ist zu beobachten, dass die Gesamtabundanz in den Belastungsstufen EF1 bis EF4 nach der Belastung mehr oder weniger sinkt. Nur in der höchsten Einfachbelastung EF5 erfolgt ein Anstieg der Gesamtabundanz nach der Belastung. In dieser Belastungsstufe zeigen sich nach der Belastung sekundäre Effekte bis Tag 22 und später zwischen Tag 64 und 98. Die Werte in EF4 zeigen einen

schwankenderen Verlauf. Auffällig ist die Abnahme von Tag 43 an, bis am Tag 77 ein Minimum erreicht wird.

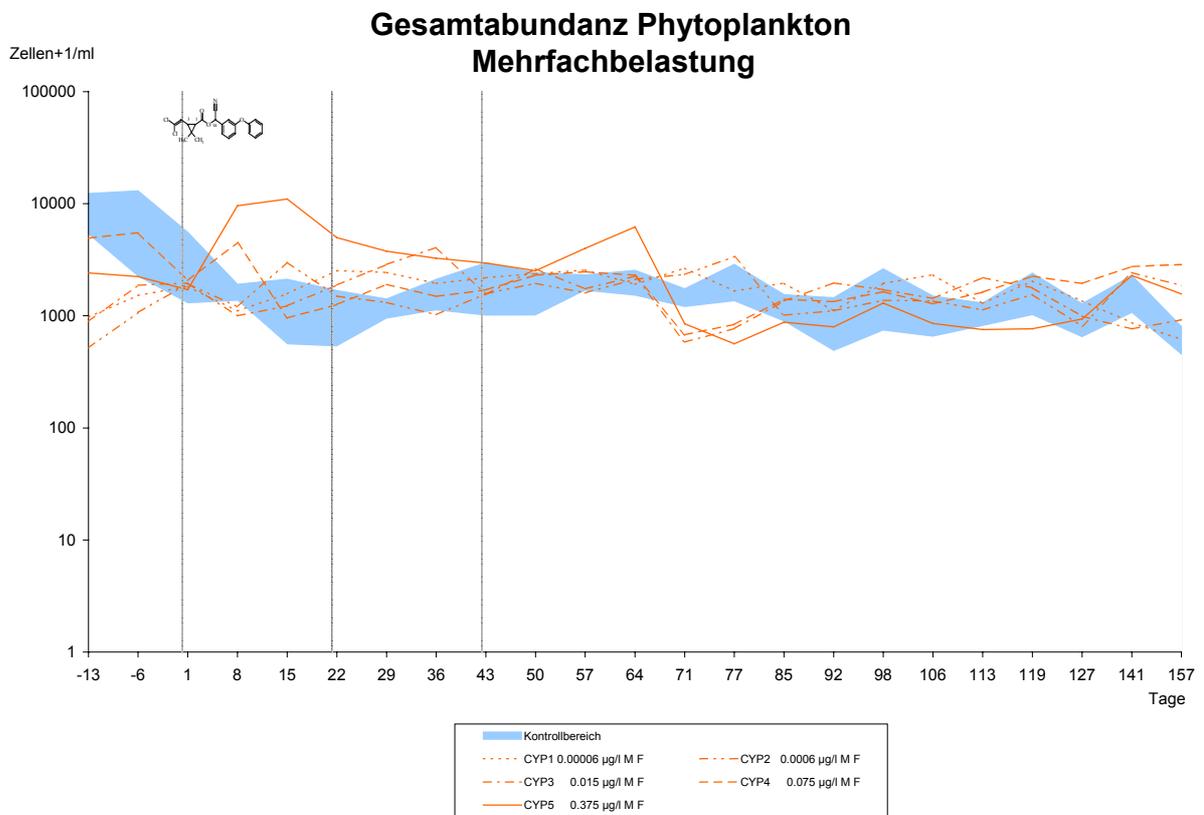
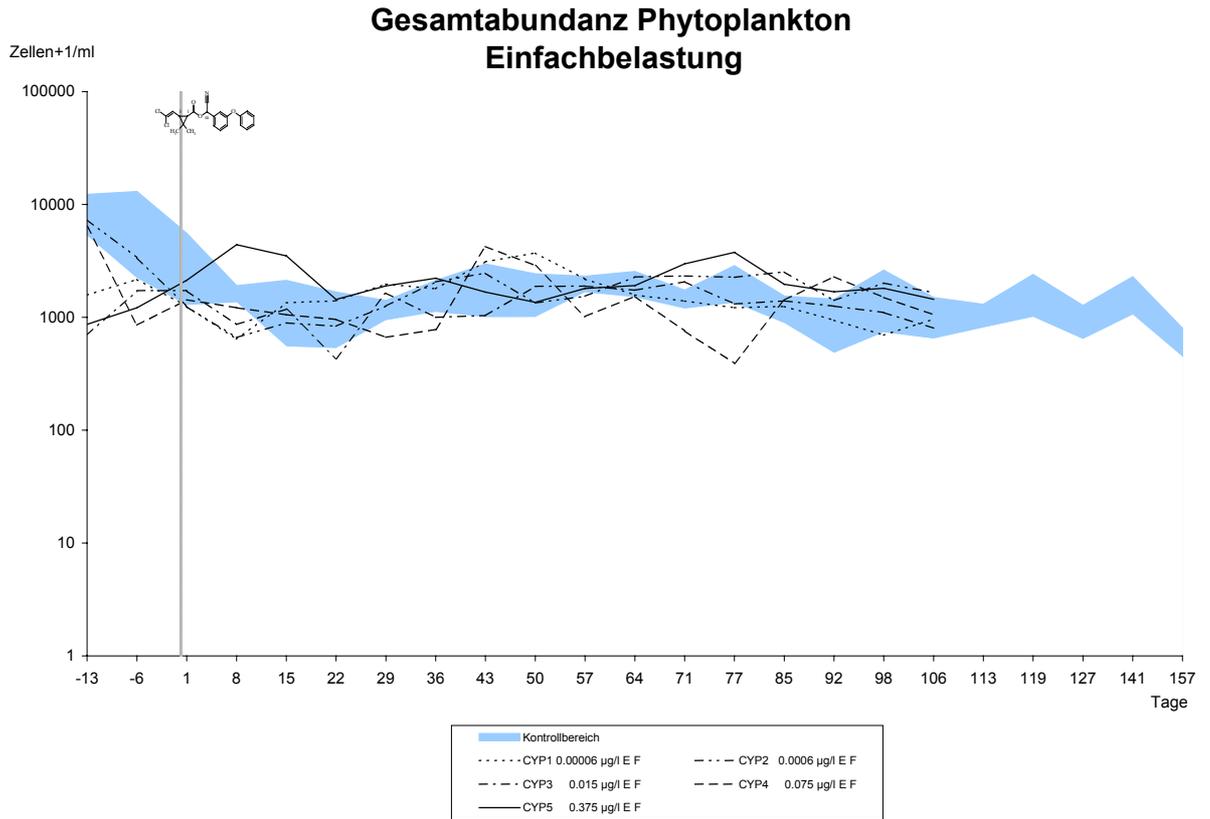
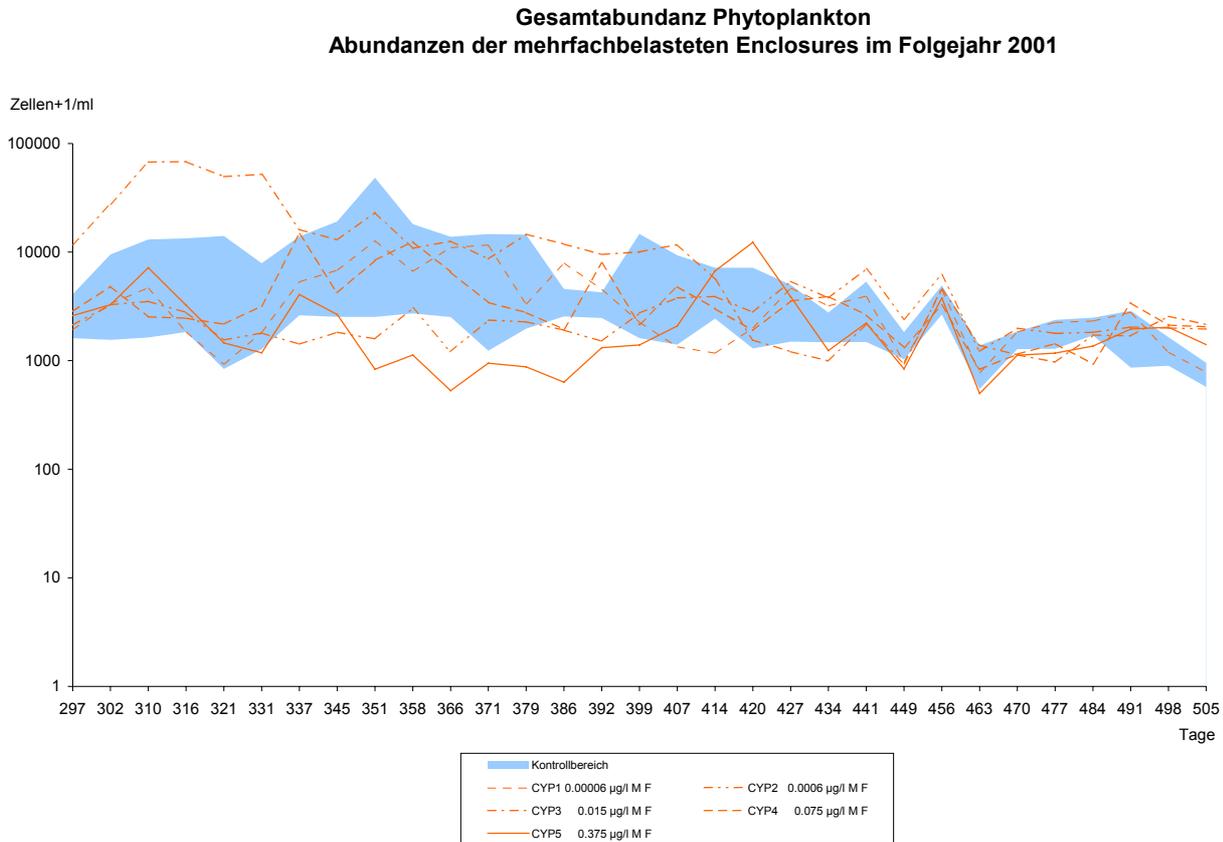


Abb. 3.57: Gesamtabundanz Phytoplankton im Jahr der Belastung

In der Mehrfachbelastung sind die sekundären Effekte ausgeprägter. Hier erfolgt ein Anstieg der Gesamtabundanz nach der ersten Belastung in den beiden höchsten Konzentrationen, in den anderen Konzentrationsstufen nimmt die Gesamtabundanz ab. Die Gesamtabundanz in MF5 liegt bis Tag 64 über dem Kontrollbereich, dann folgt eine starke Abnahme unter die Kontrollwerte (Tag 77). Dem Anstieg nach der ersten Belastung folgt keine weitere Zunahme direkt nach den weiteren Belastungen. Nach der dritten Belastung ist eine Abnahme in MF5 zu verzeichnen. Eine Woche nach der dritten Belastung ist eine verzögerte Zunahme der Gesamtabundanz in MF5 festzustellen. In MF4 ist dagegen auch nach der zweiten und dritten Belastung ein Anstieg der Abundanzen zu beobachten, der aber im Kontrollbereich bleibt. An Tag 157 liegen die Abundanzen von MF5, MF4 und MF2 über den Werten der Kontrollen. Das Minimum von EF4 an Tag 77 ist auch in den drei höchsten Konzentrationen der Mehrfachbelastung zu beobachten. Bei Betrachtung der Gesamtabundanz des Zooplanktons (Abb. 3.27) zeigt sich, dass dem Anstieg in der Phytoplanktonabundanz zeitversetzt ein Anstieg der Zooplanktonabundanz folgt, entsprechendes gilt auch für die Abnahmen.

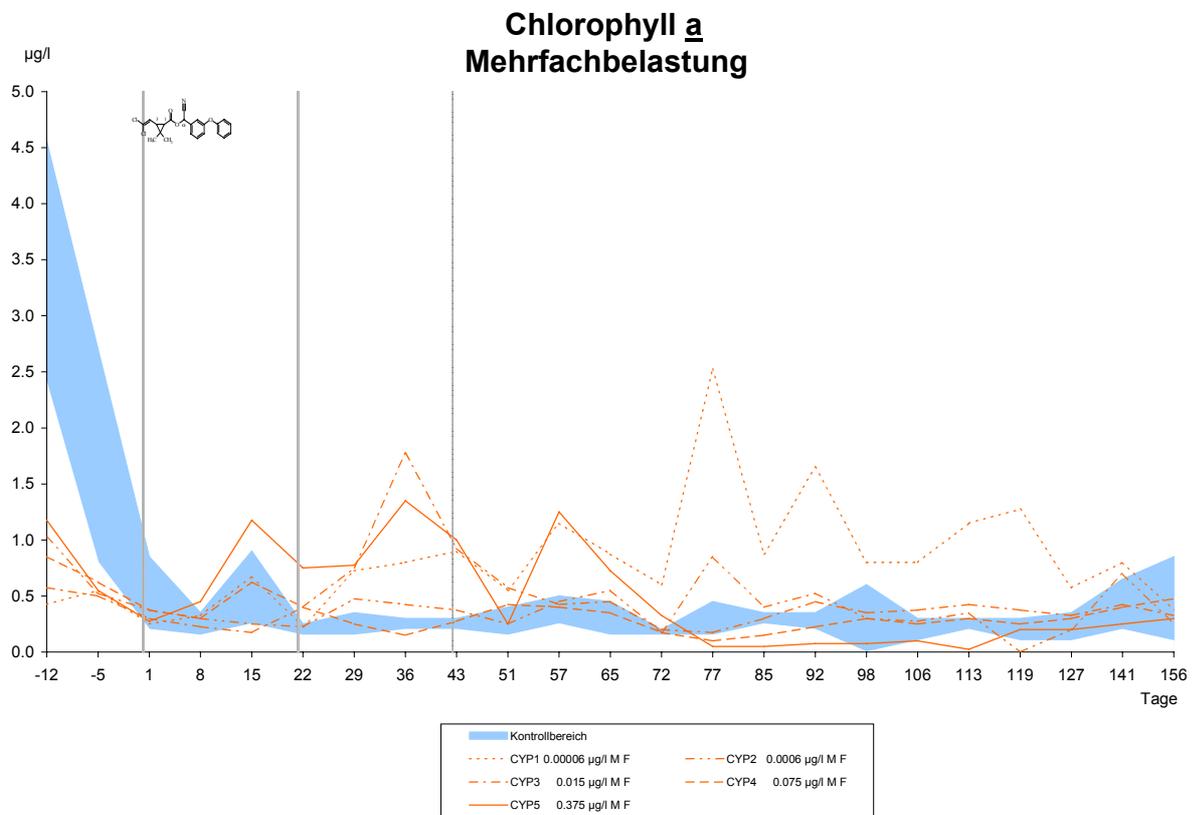
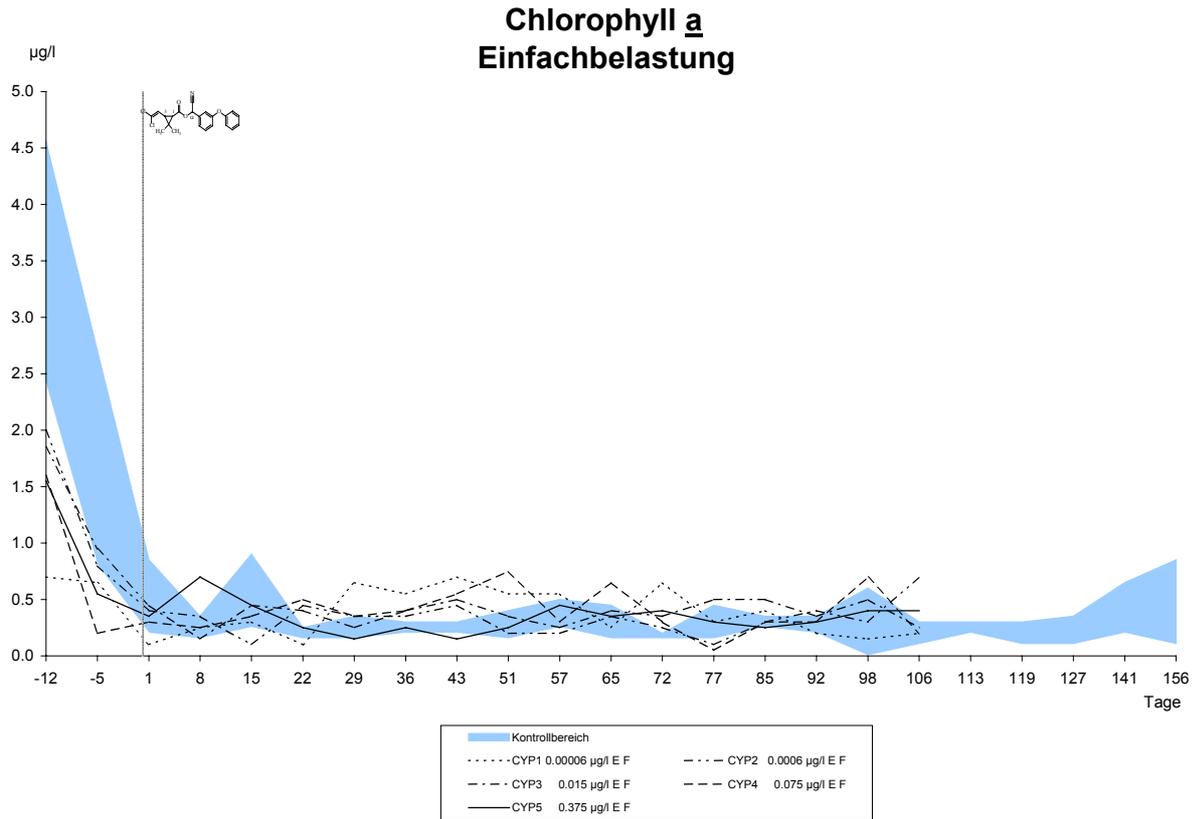
Die Entwicklung der Gesamtabundanz im Jahr nach der Belastung zeigt Abb. 3.58. In zwei Konzentrationsstufen sind kurzzeitige Abweichungen von den Kontrollwerten sichtbar. Zu Beginn sind in MF3 erhöhte Werte. In MF5 liegen während des Zeitraumes von 345 bis 399 die Abundanzen unterhalb des Kontrollbereiches.



**Abb. 3.58: Gesamtabundanz Phytoplankton im Jahr nach der Belastung**

### **Chlorophyll a**

In Abb. 3.59 spiegelt der Verlauf des Chlorophyll a Gehaltes den Verlauf der Gesamtabundanz des Phytoplanktons wieder. Die Anstiege der Gesamtabundanz in der höchsten Belastungsstufe der Einfach- und Mehrfachbelastung zeigen sich auch in einem Anstieg des Chlorophyll a Gehaltes. Die erhöhten Chlorophyll a Werte in MF1 deuten sich in den Gesamtabundanzwerten nicht so ausgeprägt an. Hier scheint es eher zu Verschiebungen bei der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons gekommen zu sein. Solche Verschiebungen zeigen sich nicht immer in einer Veränderung des Chlorophyll a Gehaltes (BROCK *et al.* 1993).



**Abb. 3.59: Chlorophyll a Gehalt im Jahr der Belastung**

### Prozentuale Verteilung der Phytoplanktonklassen

In den folgenden Abbildungen (Abb. 3.60) ist die Entwicklung der Phytoplanktonklassen für jede Belastungsstufe dargestellt. Die Grafiken der einfach belasteten Konzentrationsstufen gehen entsprechend dem Versuchsdesign bis Tag 106, die der mehrfach belasteten bis Tag 157.

In den Kontrollenclosures haben die Cryptophyceae den größten Anteil. Wichtig ist auch der Anteil der Chlorophyceae. Diese haben im Juni ihren maximalen Anteil an der Phytoplanktongesellschaft. Für die Bacillariophyceae gilt ähnliches. Der Anteil der Cyanophyceae erhöht sich mit fortschreitender Zeit und ist Ende August am höchsten. Die Chrysophyceae dominieren mit den Prasinophyceae am Versuchsbeginn die Phytoplanktongemeinschaft. Der Anteil der Chrysophyceae nimmt dann rasch ab und bleibt gering. Die Prasinophyceae, die fast ausschließlich durch die Art *Nephroselmis olivacea* bestimmt sind, zeigen neben dem Maximum Ende Mai noch ab Mitte September einen größeren Anteil an der Gesellschaft. Dieser Anstieg im September wird in keinem der belasteten Enclosures gefunden.

In der niedrigsten Belastungsstufe der Einfachbelastung profitieren die Chlorophyceae von der Belastung. In EF1 kann der größte und anhaltendste Anstieg der Chlorophyceae an der Phytoplanktongesellschaft beobachtet werden. Die Prasinophyceae zeigen einen leichten Anstieg nach der Belastung. In den mehrfach belasteten Enclosures sind durch die wiederholten Eingriffe in das System viel mehr Schwankungen zu vermerken. Die Chlorophyceae zeigen zunächst auch eine Erhöhung ihres Anteils an der Algengesellschaft, aber der zweite höhere Anstieg, wie in EF1 ist in der Mehrfachbelastung nicht zu beobachten. Zu diesem Zeitpunkt haben die Cryptophyceae einen stärkeren Anteil in MF1. Die Anteile der Bacillariophyceae und der Euglenophyceae sind zum Versuchsende höher als in den Kontrollen. Die Euglenophyceae können in keinem anderen Enclosure eine Population in dieser Größenordnung aufbauen. Auch die Zygnematophyceae entwickeln sich etwas stärker, wenn auch ihr Anteil insgesamt gering ist.

Der Anteil der Cryptophyceae an der Phytoplanktongesellschaft bleibt in EF2 stabil hoch. Die Prasinophyceae zeigen zu Versuchsbeginn eine ähnliche Entwicklung wie in den Kontrollen. Gegen Endes des Versuches haben die Cyanophyceae einen etwas größeren Anteil. Die Anteile der Chlorophyceae und der Bacillariophyceae (nach der Belastung) bleiben geringer im Vergleich zur Kontrolle. In den Mehrfachbelastungen sind wiederum stärkere Schwankungen zu beobachten. Die Prasinophyceae haben nach der ersten Belastung eine Spitze in ihrem Anteil an der Gesamtalgenpopulation. Die Chlorophyceae gewinnen Mitte August bis Ende August und die Cyanophyceae haben am Versuchsende einen höheren Anteil als in den Kontrollen.

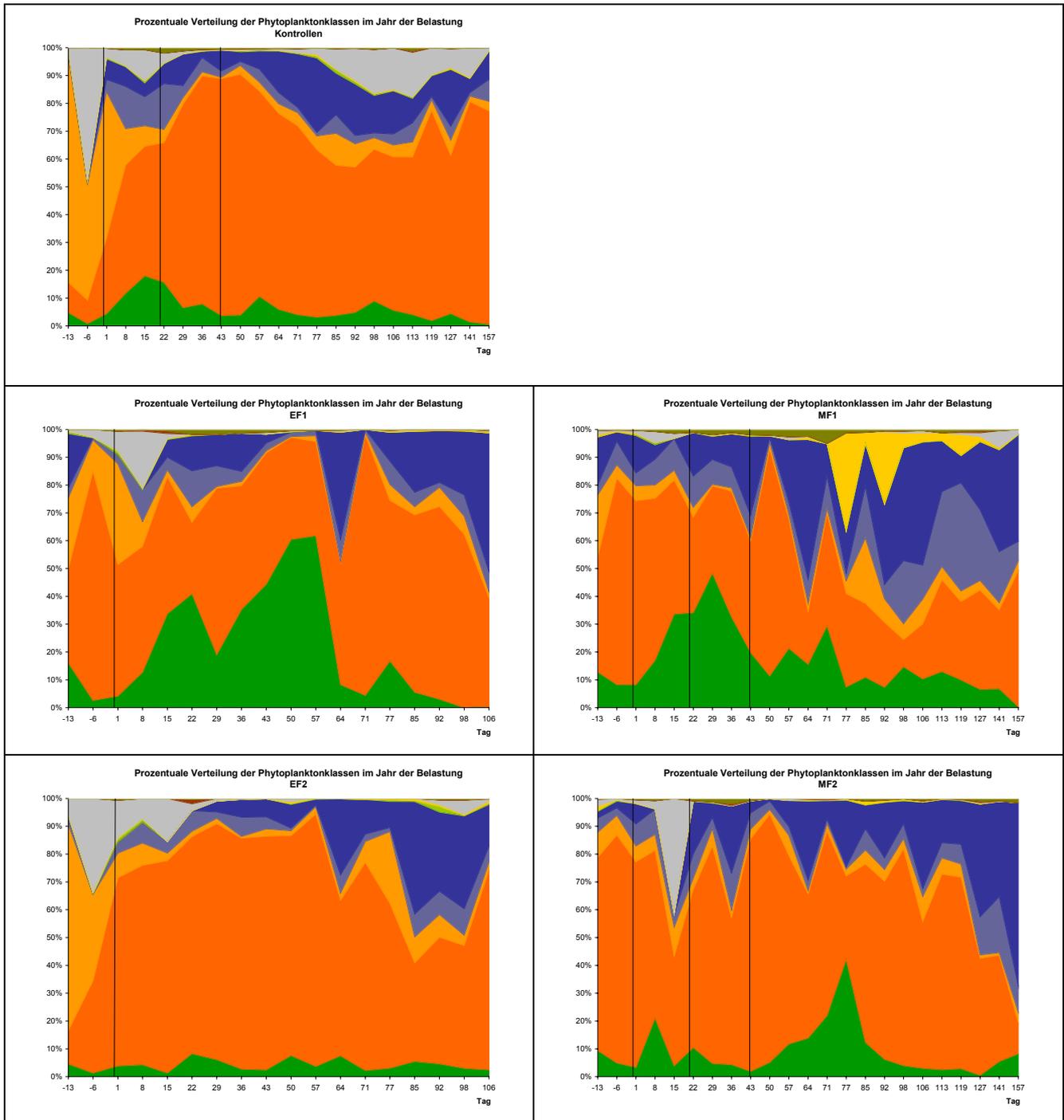
In der mittleren Konzentrationsstufe zeigt sich bei der Einfachbelastung ein auffällig anderes Bild nach der Belastung. Die Prasinophyceae steigen kurz stark an und verdrängen die Cryptophyceae. Die Population der Cryptophyceae kann sich dann

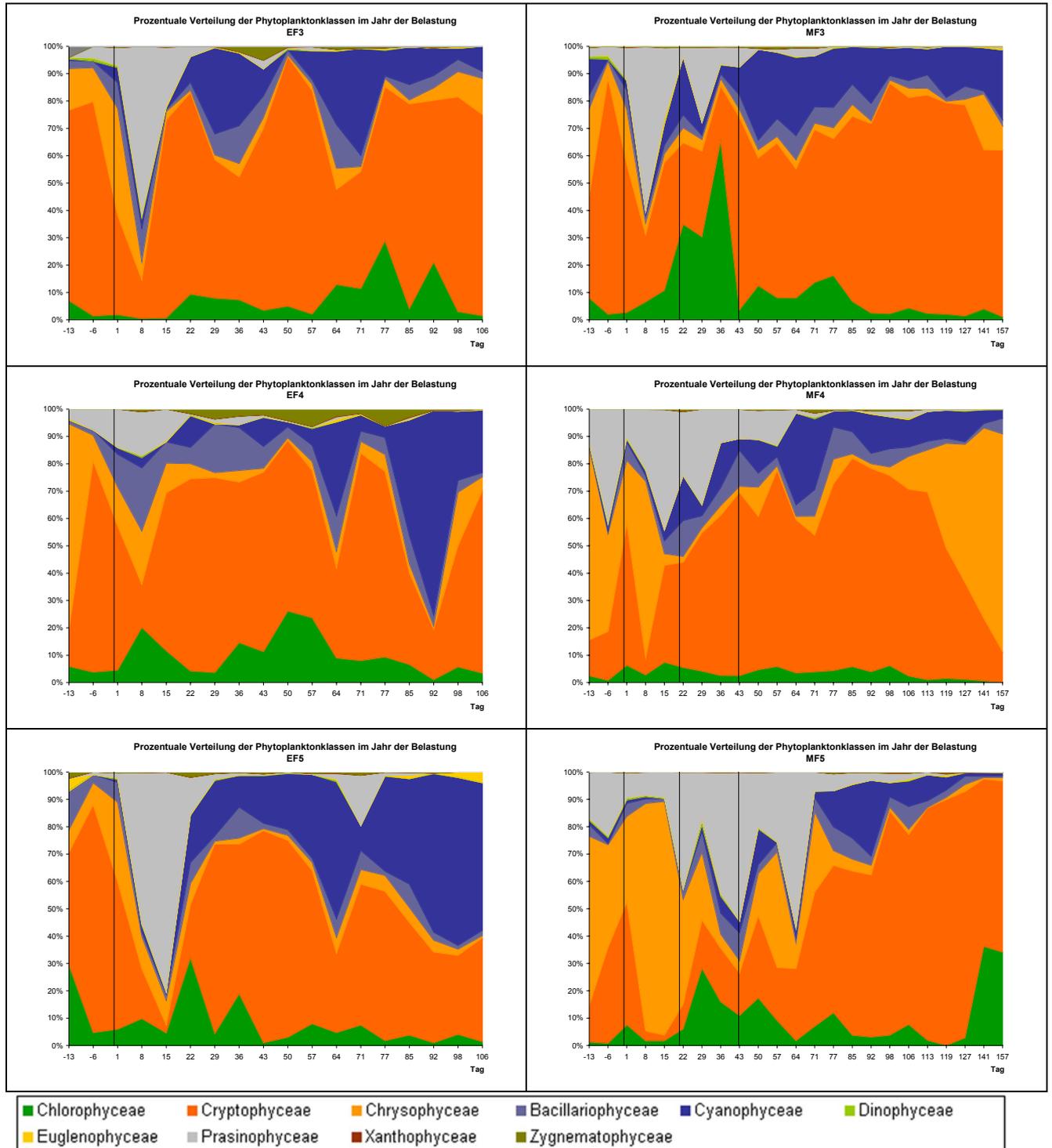
wieder erholen. Sie zeigt im weiteren Verlauf noch zwei kleinere Einbrüche in denen vor allem die Cyanophyceae und weniger die Bacillariophyceae stärker werden. Wie in MF2 kommen Mitte bis Ende August die Chlorophyceae etwas stärker auf. Zwischenzeitlich kann sich auch die Population der Zygnematophyceae anteilmäßig etwas ausbauen. Die Mehrfachbelastung zeigt in dieser Belastungsstufe auch nach der ersten Belastung eine Erhöhung im Anteil der Prasinophyceae. Einfach- und Mehrfachbelastung zeigen hier parallele Reaktionen auf die Belastung. Nach der zweiten Applikation kann eine weitere Erhöhung von geringerem Ausmaß beobachtet werden, nach der dritten Belastung findet diese Reaktion nicht mehr statt. Im Gegensatz zur Einfachbelastung entwickelten die Chlorophyceae nach der zweiten Belastung einen größeren Populationsanteil. Zum Ende des Probenahmezeitraumes sind sich die beiden Belastungsszenarien bezüglich der Verteilung der Phytoplanktonklassen ähnlich.

In der Belastungsstufe mit der 0,075 µg/l-Konzentration kann keine ausgeprägte Reaktion der Prasinophyceae in der Einfachbelastung festgestellt werden. Hier kommt es auch bei den Bacillariophyceae und Chlorophyceae zu einem Anstieg der Anteile. Die Cryptophyceae zeigen zwei Einbrüche (Tag 64 und 92) in der Population, die vor allem von den Cyanophyceae genutzt werden. Die Zygnematophyceae sind in dieser Einzelbelastung über einen längeren Zeitraum mit einem geringen Anteil vorhanden. Die Mehrfachbelastung zeigt vor der Belastung eine sehr ähnliche Verteilung der Phytoplanktonklassen wie die Kontrollen. Nach jeder Belastung ist hier ein Anstieg des Anteils der Prasinophyceae zu verzeichnen, der mit jeder Belastung etwas geringer ausfällt. Auch die Chrysophyceae zeigen einen starken Anstieg im prozentualen Anteil an der Gesamtpopulation der Algen nach der ersten Belastung. Die Cryptophyceae verschwinden zu diesem Zeitpunkt fast ganz aus den MF4 Enclosures, erholen sich aber später wieder. Nur in diesen Enclosures erhöht sich an den letzten Versuchstagen noch einmal der Anteil der Chrysophyceae.

In der höchsten Belastungsstufe ist nach der Belastung bei den einmal belasteten Enclosures der stärkste Anteil der Prasinophyceae an der Phytoplanktongesellschaft in der ganzen Studie zu verzeichnen. Die Chlorophyceae profitieren ebenfalls leicht von der Belastung und ihr Anteil erhöht sich nach dem Maximum der Prasinophyceae. Anschließend baut sich die Cryptophyceae Population wieder auf ein entsprechendes Maß wie vor der Belastung auf, das dann wieder etwas abnimmt. Der Anteil der Cyanophyceae erhöht sich ab Mitte des Versuchzeitraumes ebenso, wohingegen Chrysophyceae- und Bacillariophyceae-Anteile gering bleiben. Anders als in MF4 erhöht sich der prozentuale Anteil der Prasinophyceae am Gesamtvorkommen des Phytoplanktons in MF5 mit jeder Belastung. Ähnlich ist das Verhalten der Chrysophyceae nach der ersten Belastung, das hier nur betonter ausfällt. Nach der zweiten und dritten Belastung wird der Anteil zwar geringer, ist aber größer als bei MF4. Die in MF4 beobachtete Ausbreitung der Chrysophyceae am Versuchsende bleibt hier aus. Die Cryptophyceae Population, die in den Kontrollen ab dem Zeitpunkt der ersten

Belastung die Chrysophyceae Population verdrängt hat, kann sich in MF5 nur langsam etablieren und erreicht erst ab Tag 71 vergleichbare Ausmaße. Die Chrysophyceae scheinen folglich eindeutig von den hohen mehrmaligen alpha-Cypermethrin Belastungen zu profitieren. Die Cryptophyceae verlieren durch die Belastungen ab Konzentrationsstufe drei, wobei dies in der Mehrfachbelastung betonter ist. GRÜNWALD (2004) findet bei höheren alpha-Cypermethrin Konzentrationen leichte toxische Effekte bei *Cryptomonas erosa et ovata*. Hier könnte es durch die mehrmalige Belastung zu toxischen Effekten auf niedrigeren Konzentrationsebenen gekommen sein. Nach der zweiten Belastung kommen die Chlorophyceae auf und zeigen dann einen ähnlichen Verlauf wie in der korrespondierenden Einfachbelastung (bis Tag 106). Der Anteil der Cyanophyceae ist in der Mehrfachbelastung nicht so groß wie in EF5. Am Versuchsende haben die Chlorophyceae einen höheren Anteil an der Phytoplanktongesellschaft als in den Kontrollen und die Cryptophyceae, Chrysophyceae, Bacillariophyceae und Cyanophyceae einen niedrigeren als in den Kontrollen. Die Prasinophyceae zeigen in den höheren Konzentrationsstufen nach den Applikationen eine Erhöhung ihres Populationsanteiles. Dieser Effekt kam durch die mehrmalige Belastung länger vor, da er auch nach der zweiten und dritten Applikation auftrat. Insgesamt hat sich gezeigt, dass die beschriebenen Effekte in der Mehrfachbelastung stärker zu sehen waren und die mehrmaligen Applikationen zu größeren Schwankungen in den Verläufen der Phytoplanktonklassen geführt haben als in der Einfachbelastung.





**Abb. 3.60: Prozentuale Verteilung der Phytoplanktonklassen im Jahr der Belastung**

Die weitere Entwicklung im Jahr nach der Belastung ist in Abb. 3.61 zu sehen. Der prozentuale Anteil der Chlorophyceae ist von ähnlicher Höhe wie im Herbst des Vorjahres. Der Anteil der Chrysophyceae und Prasinophyceae ist höher. Dadurch haben die Cryptophyceae, Cyanophyceae und Bacillariophyceae leicht eingebüßt. Später kommen die Euglenophyceae auf, die im Vorjahr anteilmäßig nur gering in Erscheinung traten. Auffällig ist der sehr geringe Anteil der Bacillariophyceae sowohl in den Kontrollen, als auch in den anderen Enclosures.

Die Verteilung der Algenklassen ist in MF1 mit der der Kontrollen vergleichbar. Hier baut sich die Chrysophyceae Population nur später auf. Dies gilt auch für die Euglenophyceae, die in diesem Jahr in allen Enclosures (außer in MF5) einen wesentlich höheren Anteil haben als im Belastungsjahr. Der Anteil der Prasinophyceae ist in der niedrigsten Konzentrationsstufe zeitweise höher als in den Kontrollen.

In MF2 ist der Anteil der Prasinophyceae an der Phytoplanktongesellschaft nur gering, dafür ist der Anteil der Cryptophyceae größer. Die Chlorophyceae entwickeln sich auch hier stärker, ebenso wie die Euglenophyceae. Diese bauen ihren Anteil zum selben Zeitpunkt wie in den Kontrollen aus, hier nur deutlicher.

In MF3 hat sich vor allem zu Beginn eine völlig andere Verteilung der Phytoplanktonklassen entwickelt. Die Prasinophyceae haben bis Tag 331 einen Anteil von über 90 % an der Gesamtzellzahl. Danach entwickeln sich vornehmlich die Chrysophyceae. Auch die Euglenophyceae kommen hier früher auf, die Chlorophyceae zeigen später auch einen größeren Anteil als in den Kontrollen. Dadurch kann sich eine Cryptophyceae Population nicht etablieren.

Wie schon in den Kontrollen und MF1 nehmen die Chrysophyceae am Anfang über einen längeren Zeitraum einen großen Anteil der Gesamtzellzahlen in MF4 ein. Der Anteil der Cryptophyceae schwankt sehr stark. Es baut sich immer wieder kurzfristig eine Population auf. Der Anteil der Euglenophyceae ist in MF4 am Ende des Probenahmezeitraumes relativ hoch.

In der höchsten Konzentrationsstufe setzt sich das Bild des Vorjahres zu einem gewissen Teil fort. Bis Tag 358 dominieren die Cryptophyceae. Später dominieren die Chlorophyceae und erreichen zeitweise einen Anteil von über 90 %. Dies ist fast ausschließlich auf die kolonienbildende Chlorophyceae *Volvox spec.* zurückzuführen, die an Tag 420 ein Maximum mit über 10.000 Individuen/ml erreicht. Bevor die Chlorophyceae so stark zunehmen, haben die Cyanophyceae hier ihren größten Anteil an der Phytoplanktongesellschaft von allen Enclosures. Auch sonst ist ihr Anteil, ähnlich wie in MF3 relativ hoch. Der Anteil der Euglenophyceae ist in dieser Belastungsstufe am geringsten. Die Prasinophyceae bauen keine Population auf.

Im Jahr nach der Belastung hat sich in der höchsten Belastungsstufe wiederum eine andere Verteilung der Phytoplanktonklassen entwickelt. Bei den Makroinvertebraten sah man im Jahr 2001 bei der Gesamtabundanz (Abb. 3.4) und *Chaoborus cristallinus* (Abb. 3.6) in MF3 und MF5 Effekte. In der nächsten trophischen Ebene beim Zooplankton wurden vornehmlich Effekte in MF5 beobachtet, teilweise auch in MF3 und MF4. In der Stufe des Phytoplanktons ist es schwieriger einen Zusammenhang aufzudecken. Eindeutig sind in MF5 die prozentualen Anteile der Phytoplanktonklassen anders verteilt als in den Kontrollen. Die Chlorophyceae haben einen sehr hohen Anteil in dieser Konzentrationsstufe. DAY und KAUSHIK (1987) fanden nach einer Pyrethroidbelastung einen toxischen Effekt bei *Daphnia*. Die Abnahme der Daphnien Abundanz wiederum führte zu einem Anstieg bei den Chlorophyceae (vor allem kleine, edible Algen) auf

Kosten der Chrysophyceae und Cyanophyceae. Im Belastungsjahr blieben die Anteile der Chlorophyceae in den Enclosures, in denen sich eine *Daphnia longispina* agg. (Abb. 3.39) Population entwickelte, niedrig. Im Jahr nach der Belastung beginnt der allmähliche Aufbau der Chlorophyceae Population mit dem Absinken der *Daphnia* Population (Abb. 3.40), so dass hier ein Zusammenhang vermutet werden kann. Auch andere Autoren bestätigen, dass Cladoceren einen großen Einfluss auf die Zusammensetzung der Phytoplanktongesellschaft haben (z.B. LAMPERT 1987; GILBERT 1985).

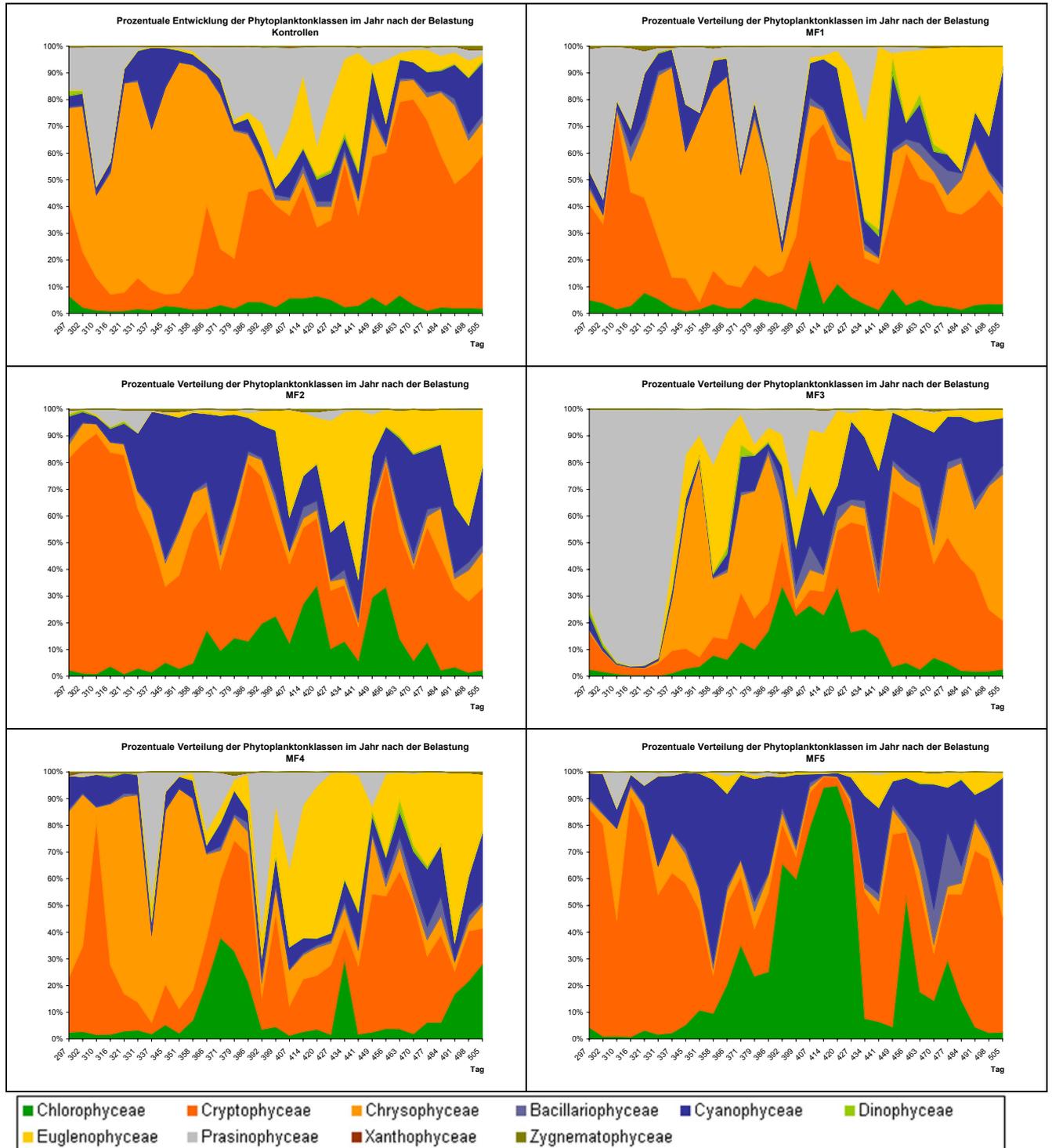


Abb. 3.61: Prozentuale Verteilung der Phytoplanktonklassen im Jahr nach der Belastung

### ***Chroomonas acuta***

In Abb. 3.62 sind deutliche Reaktionen der Cryptophyceae *Chroomonas acuta* in der niedrigsten Konzentration zu sehen. In beiden Belastungsszenarien sinken die Abundanzwerte stark ab. In der Einfachbelastung setzt die Abnahme etwas später ein als bei der Mehrfachbelastung. In der Mehrfachbelastung fängt die Abnahme direkt nach der ersten Belastung an, ab Tag 98 beginnt die Zellzahl der Alge wieder zuzunehmen. An Tag 106 sind die Abundanzen in EF1 und MF1 gleich niedrig. In beiden Belastungsformen findet keine Wiedererholung statt. Ein Grund für die Abnahme der Zellzahlen in der niedrigsten Konzentrationsstufe konnte nicht gefunden werden. Da diese Abnahme in der Gesamtabundanz der Algen aber nicht zu beobachten ist, *Chroomonas acuta* aber wie schon gesehen einen großen Anteil an der Phytoplanktongesellschaft hat, muss die Alge hier von anderen ersetzt worden sein. Die Berechnung der Dominanzen ergab, dass in den Enclosures der niedrigsten Belastungsstufe *Cryptomonas erosa et ovata* an die Stelle von *Chroomonas acuta* getreten ist. Bei den einfach belasteten Enclosures sinkt auch in EF4 zwischen Tag 43 und 92 die Zellzahl unter den Kontrollbereich. Die Werte steigen zu Versuchsende wieder an, erreichen das Kontrollniveau aber nicht. Diese Abnahme ist auch in der Gesamtabundanz partiell zu sehen (an Tag 77). Die Werte von *Chroomonas acuta* nehmen jedoch noch bis Tag 92 weiter ab. In der Gesamtabundanz ist ab Tag 77 wieder ein Anstieg zu beobachten. Dies bedeutet, dass andere Algen einen Selektionsvorteil hatten und „ingesprungen“ sind (u.U. funktionelle Redundanz). Im Vergleich dazu sinken die Zellzahlen in MF4 nicht ab. In der höchsten Konzentrationsstufe der Mehrfachbelastung kommt es nach der ersten Belastung zu einer deutlichen Abnahme der Zellzahlen, nach der zweiten ist ein Anstieg zu beobachten. Ab Tag 36 verlaufen die Werte dann im Kontrollbereich, aber nach der dritten Belastung ist auch eine Abnahme der Zellzahlen zu sehen. Diese Abnahmen sind wahrscheinlich auf die erhöhten Abundanzen des Zooplanktons und damit eines erhöhten Grazings zurückzuführen.

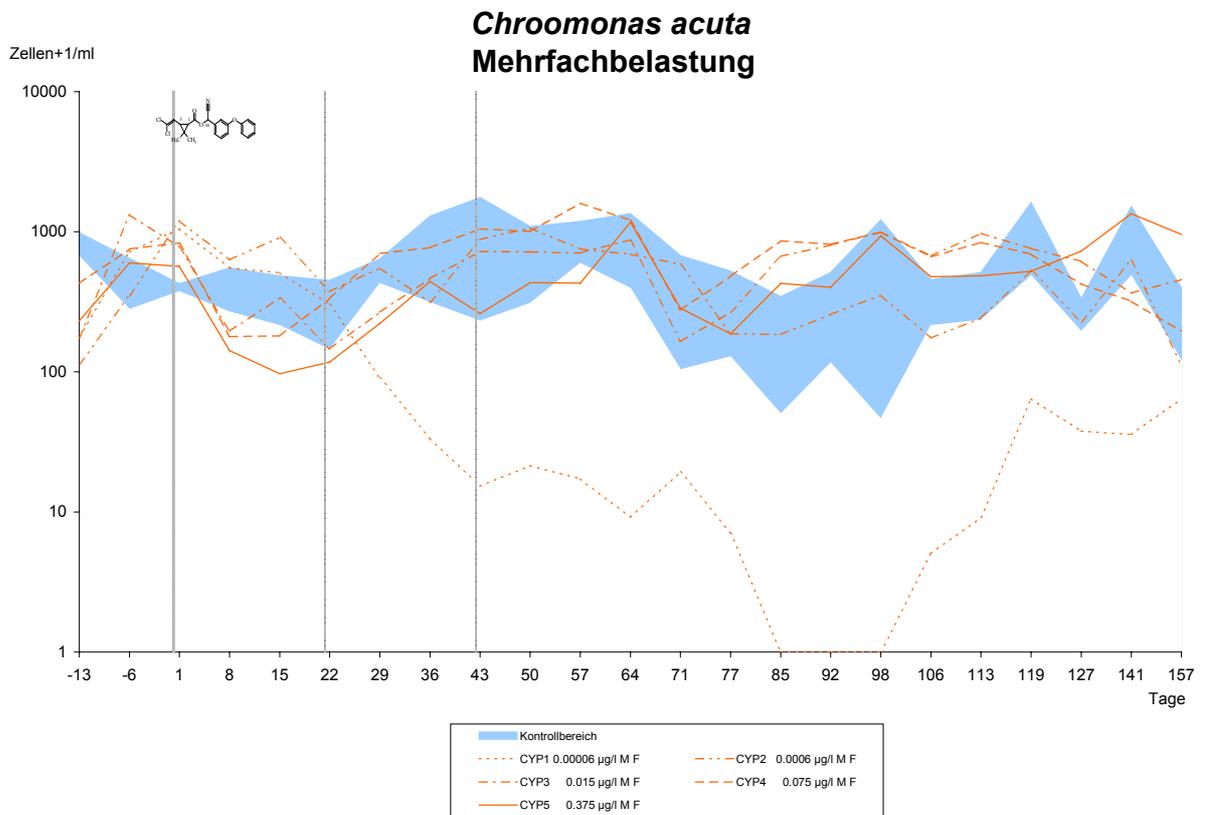
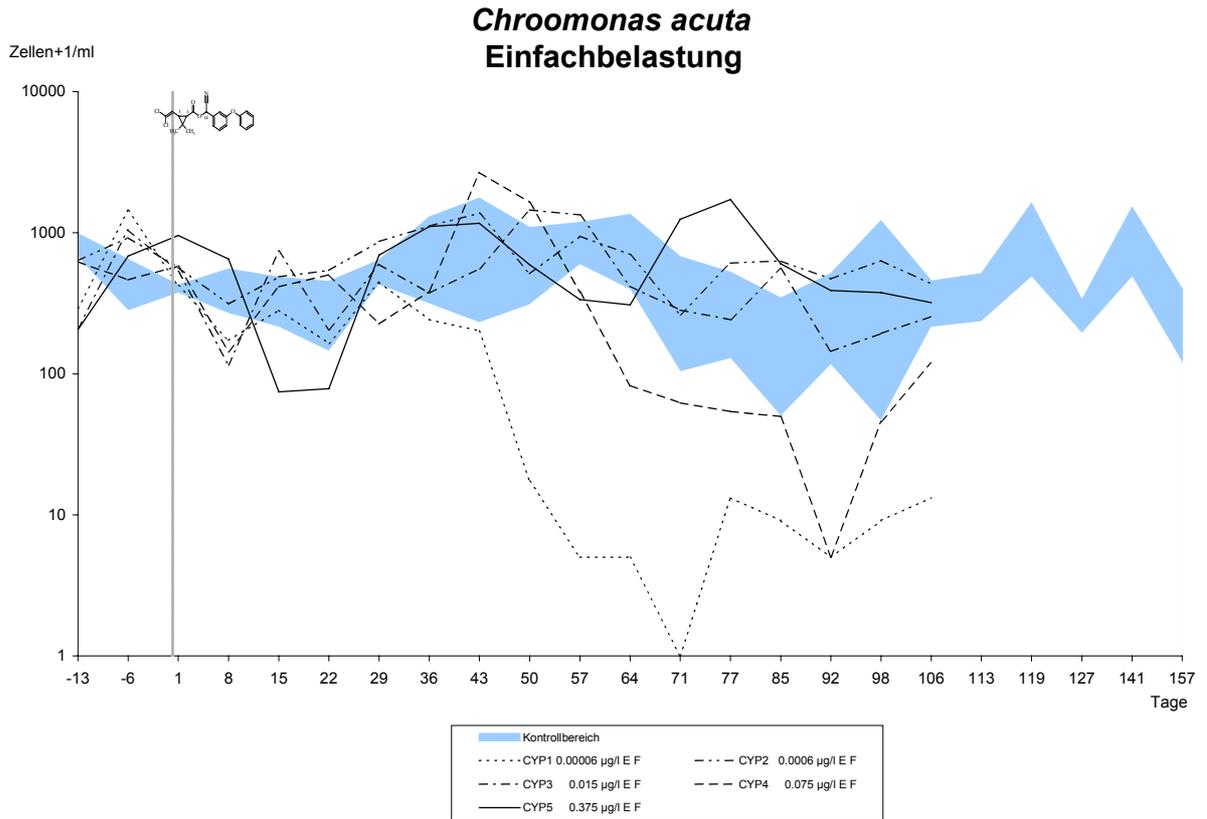
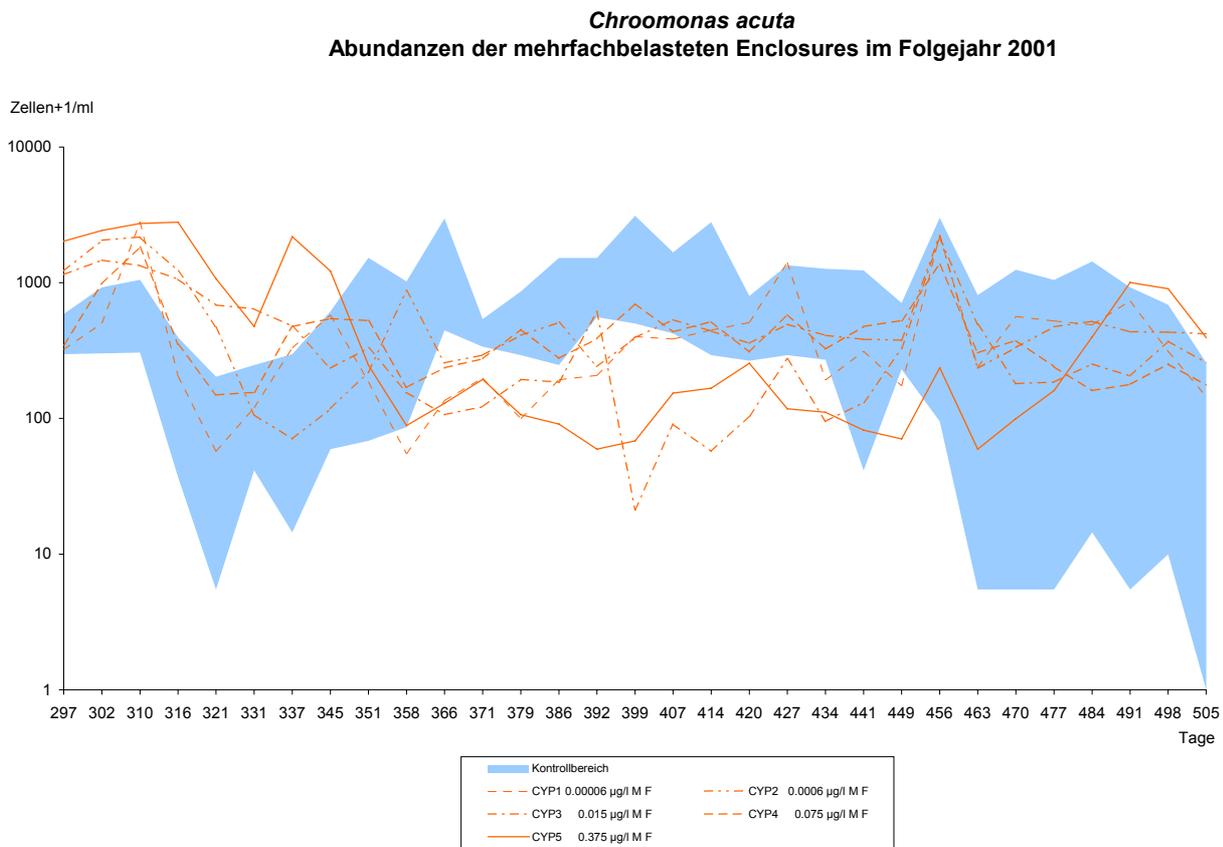


Abb. 3.62: Chroomonas acuta Abundanzen im Jahr der Belastung

Abb. 3.63 zeigt die Entwicklung der Alge im Jahr 2001. Interessanterweise liegen zu Beginn der Probennahme bis Tag 345 alle mehrfach belasteten Enclosure über dem Kontrollbereich. Obwohl die am ersten Entnahmetag im Jahr 2001 (29.3.2001) gefundenen Abundanzen von MF5 (2023 Zellen/ml) wesentlich höher lagen als bei MF1 (322 Zellen/ml), erreichte MF1 zwei Wochen später genauso hohe Werte wie MF5. Nach der etwa zeitgleichen Abnahme der Algenzahl in allen Konzentrationsstufen, kam es in MF5 sehr schnell noch einmal zu einem Anstieg. Anschließend sank das Vorkommen dieser Alge in MF5 unter den Kontrollbereich. Zum Versuchsende lagen die Abundanzen in den belasteten Enclosures wieder im Kontrollbereich (in MF5 leicht darüber).



**Abb. 3.63: *Chroomonas acuta* Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

### ***Cryptomonas erosa et ovata***

Die Entwicklung der Zellzahlen der zweiten dominanten Cryptophyceae *Cryptomonas erosa et ovata* ist in Abb. 3.64 dargestellt. In der Einfachbelastung ist eine Abnahme der Abundanzen nach der Belastung in allen Konzentrationsstufen zu verzeichnen. Anschließend verlaufen die Werte in EF5 schwankend und liegen zeitweise unter den Kontrollwerten. Die Abundanzwerte in EF4 verhalten sich zunächst ähnlich, nur die Spannweite der Schwankungen ist nicht so groß wie in EF5. Ab Tag 85 kommt es dann zu einem Anstieg über den Kontrollbereich. Die Zellzahlen in EF3 liegen nach der Belastung am niedrigsten. Danach ist die weitere Entwicklung ähnlich wie in EF4.

Auch in der Mehrfachbelastung erkennt man nach den Belastungen den Trend einer Abnahme der Zellzahlen. Nach der zweiten und dritten Belastung tritt dieser etwas verzögert ein. In der höchsten Belastung bleiben die Werte ab Tag 29 unter dem Kontrollbereich, eine Wiedererholung findet nicht statt. Die Zellzahlen von *Cryptomonas erosa et ovata* liegen in MF4 bis Tag 77 niedriger als in MF5 und befinden sich dann im Kontrollbereich.

*Cryptomonas erosa et ovata* wird von vielen Rotatorien und Cladoceren gefressen (BOGDAN und GILBERT 1987). Nach den Untersuchungen von INFANTE (1973) wird *Cryptomonas erosa et ovata* von *Daphnia* ingestiert. JACK und GILBERT (1994) bestätigen ebenfalls, dass *Daphnia* *Cryptomonas erosa et ovata* frisst. Auch für Rotatorien (STEMBERGER und GILBERT 1985) und Ciliaten (JACK und GILBERT 1993) ist *Cryptomonas erosa et ovata* als gutes Futter bekannt. Die Abnahme von *Cryptomonas erosa et ovata* in den hohen Konzentrationsstufen ist daher eine Ursache des verstärkten Grazing von Cladoceren in diesen Enclosures. In EF5, MF4 und MF5 steigt vor allem die *Daphnia longispina* agg. Abundanz stark an (Abb. 3.39). In der höchsten Konzentrationsstufe war der Anstieg der Daphnien Abundanz am ausgeprägtesten. Dies zeigt sich auch noch bei den Werten für *Cryptomonas erosa et ovata*.

Auffällig ist, dass in der niedrigsten Konzentrationsstufe der Einfach- und Mehrfachbelastung die Abundanzen von *Cryptomonas erosa et ovata* häufig die höchsten Werte aufweisen und zeitweise leicht über den Kontrollwerten liegen. Im Absatz vorher ist die deutliche Abnahme von *Chroomonas acuta* in dieser Konzentrationsstufe besprochen worden. *Cryptomonas erosa et ovata* scheint hier an die Stelle von *Chroomonas acuta* getreten zu sein. Dies zeigt sich auch in den Dominanzverhältnissen in den betreffenden Enclosures. *Cryptomonas erosa et ovata* ist hier an die erste Stelle gerückt.

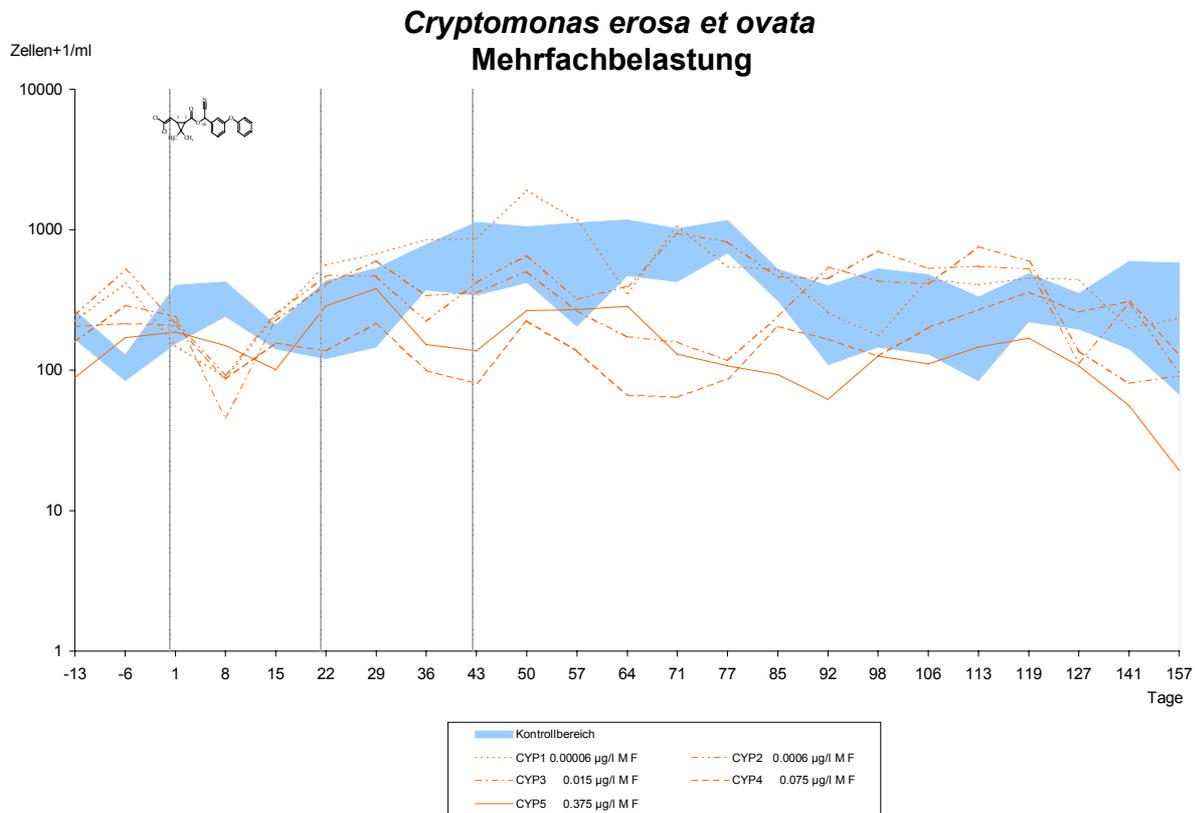
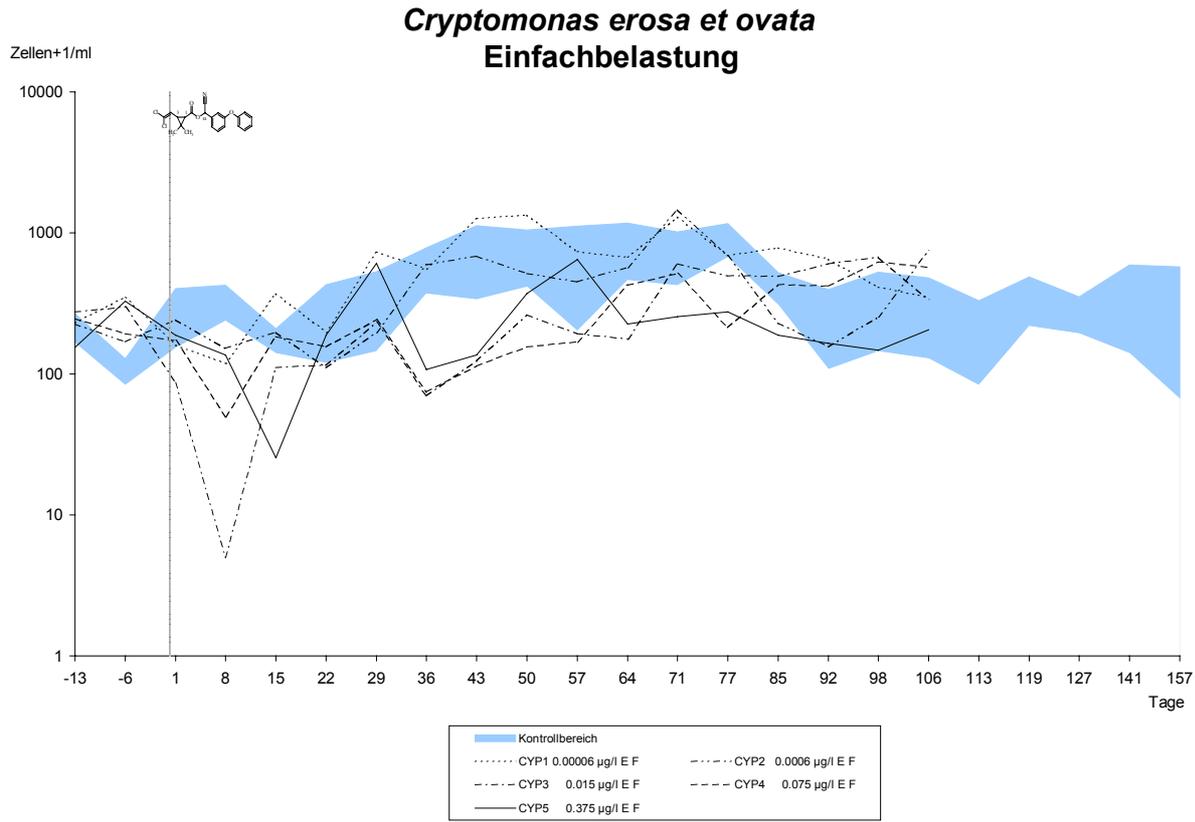
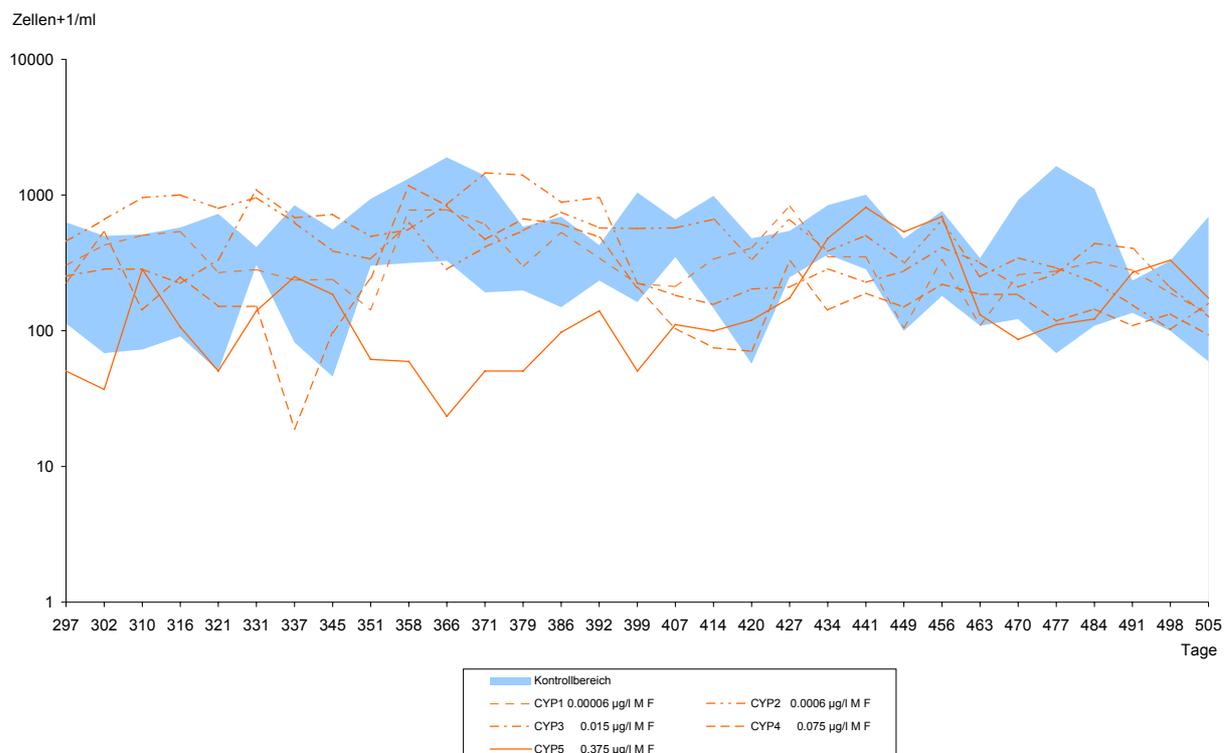


Abb. 3.64: Cryptomonas erosa et ovata Abundanzen im Jahr der Belastung

Im Jahr 2001 sind in der höchsten Konzentration noch Effekte zu sehen, die bis Tag 441 anhalten (Abb. 3.65). Auch hier sei an den Verlauf der *Daphnia longispina* agg. Abundanz in MF5 erinnert (Abb. 3.40) mit der die niedrigeren Werte in MF5 erklärt werden können. Die Effekte der Mehrfachbelastung reichen wiederum bis in das Folgejahr, während in der Einfachbelastung im Jahr der Belastung an Tag 106 in allen Konzentrationen eine Recovery aufgetreten ist. Da *Cryptomonas erosa et ovata* als Futteralge, wie oben schon erwähnt eine große Bedeutung für das System hat, sind Effekte bei dieser Art von weitreichender Auswirkung.

GRÜNWARD (2004) findet eine NOEC von 0,015 µg/l im Jahr der Belastung und im Folgejahr. Hier lag die NOEC im Belastungsjahr bei 0,0006 µg/l (EF/MF2) in Einfach- und Mehrfachbelastung. Für die Klasse der Cryptophyceae wurde für die Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung an Tag 414 und 420 auch 0,0006 µg/l als NOEC errechnet. Wenn man jedoch die errechneten NOEC Werte betrachtet und den Abundanzverlauf mit einbezieht, scheint es plausibler die NOEC auf MF4 (0,075 µg/l) festzulegen. Diese Konzentration zeigte über einen längeren Zeitraum (Tag 366 bis 427) keine signifikanten Effekte (siehe bitte auch 3.4.3.5).

***Cryptomonas erosa et ovata***  
**Abundanzen der mehrfachbelasteten Enclosures im Folgejahr 2001**



**Abb. 3.65: *Cryptomonas erosa et ovata* Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

### ***Uroglena cf. europaea***

Die Entwicklung der kolonienbildenden Chrysophyceae *Uroglena cf. europaea* ist in Abb. 3.66 dargestellt. In den einmalig belasteten Enclosures sind keine Reaktionen zu erkennen, da die Zellzahlen stark schwanken und keinen kontinuierlichen Verlauf zeigen. Dagegen sind in der Mehrfachbelastung ausgeprägte Reaktionen zu vermerken. In den beiden hohen Konzentrationen baut sich jeweils eine *Uroglena cf. europaea* Population auf. Besonders in der höchsten Belastung werden sehr hohe Algendichten für diese Art erreicht. Am Tag 98 bricht die Population zusammen und baut sich nicht mehr nennenswert auf. Bei den Abundanzen in MF4 kommt es ebenfalls nach der ersten Belastung zu einem kurzzeitigen Anstieg. Nach der zweiten Belastung baut sich die Population erneut auf und die Zellzahlen steigen nach der dritten Belastung weiter an. Die Höhe der *Uroglena cf. europaea* Dichte war in dieser Konzentrationsstufe wesentlich niedriger als in MF5, lag aber über den Werten in den Kontrollen. Auch in MF4 sinken die Werte auf Null ab (Tag 84). Im Gegensatz zur Population in MF5 baut sie sich in MF4 wieder auf und erreicht am Ende des Probenahmezeitraumes im Belastungsjahr seine höchste *Uroglena* Dichte. Die Mehrfachbelastung induziert also in den beiden hohen Konzentrationsstufen eindeutige Effekte bei *Uroglena cf. europaea*, die in der Einfachbelastung nicht zu sehen sind. Die Berechnung der NOEC unterstützt diese Beobachtung. Für die Mehrfachbelastung ist die NOEC 0,015 µg/l (MF3).

Im Folgejahr lassen sich keine Reaktionen mehr feststellen, daher wird auf die Abbildung hier verzichtet.

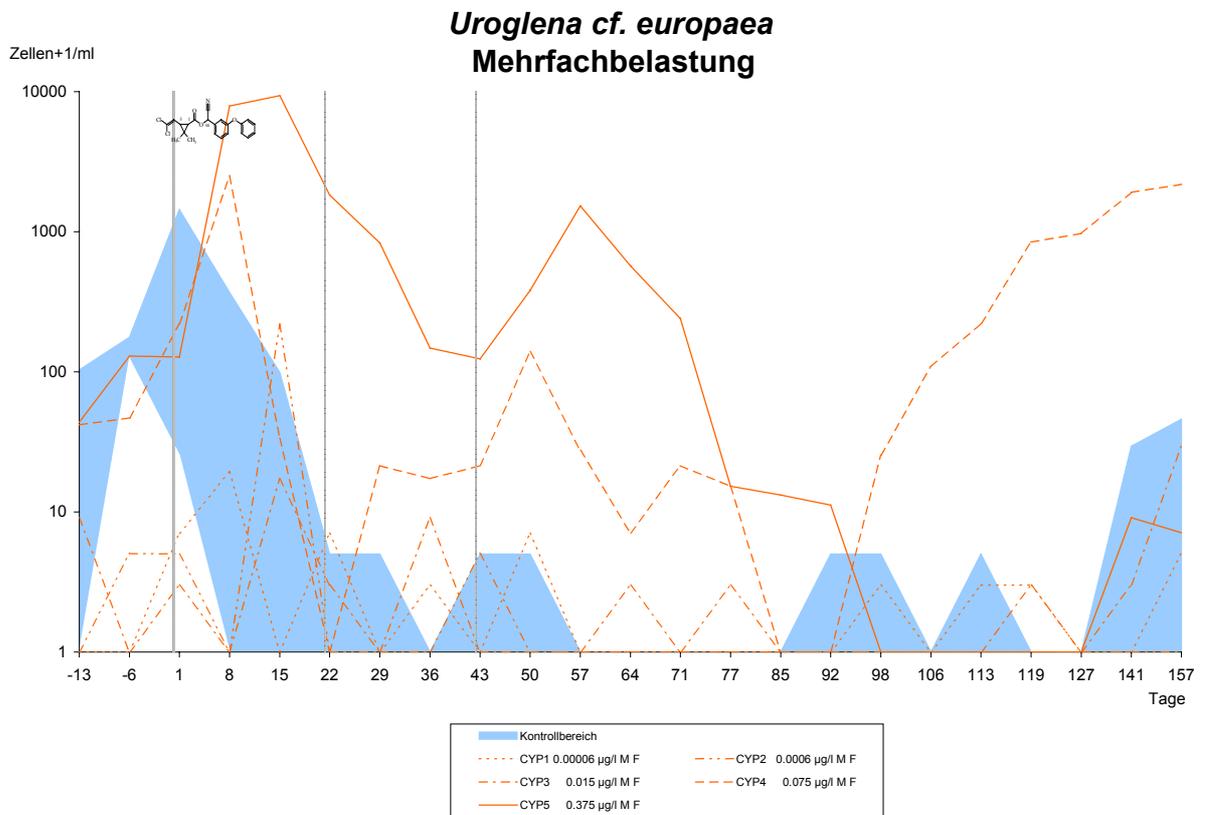
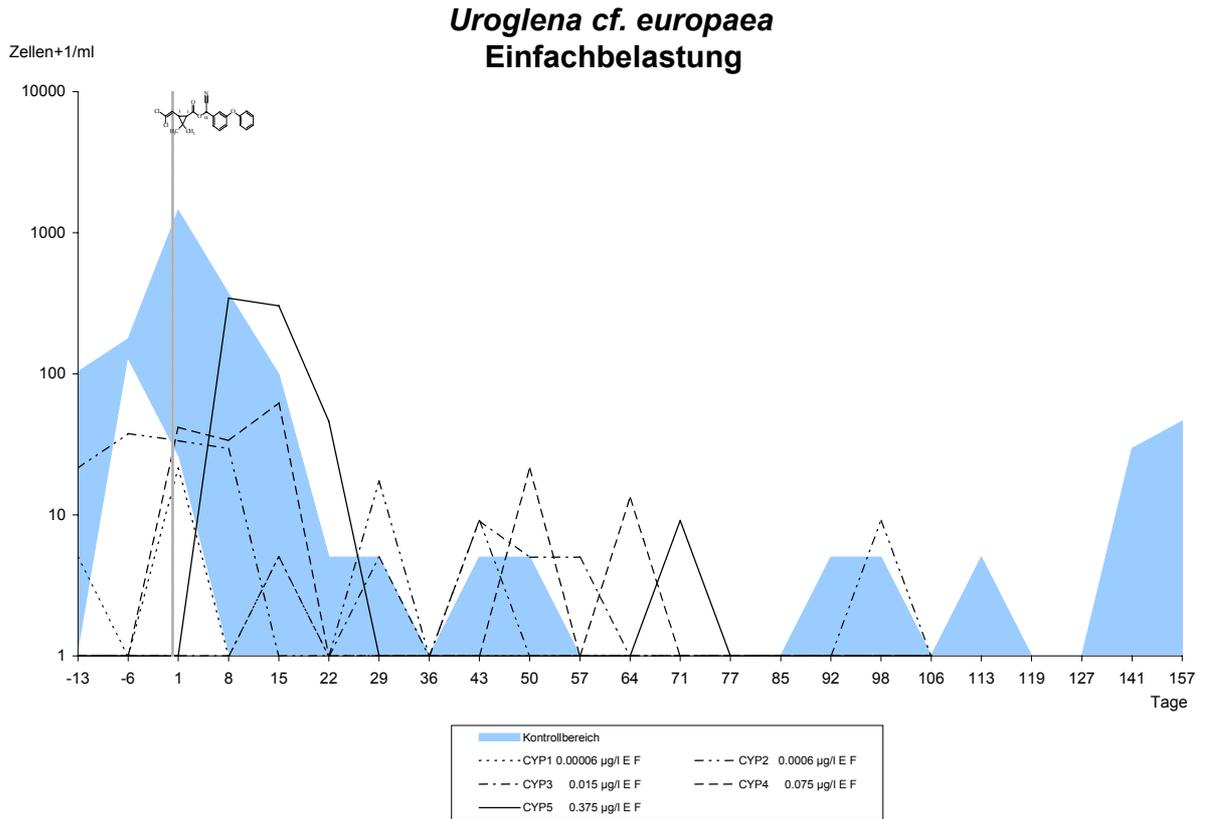


Abb. 3.66: *Uroglena cf. europaea* Abundanzen im Jahr der Belastung

### ***Nephroselmis olivacea***

In 3.4.3.1 hat sich bereits angedeutet, dass die Prasinophyceae *Nephroselmis olivacea* in den belasteten Enclosures einen größeren Stellenwert hat. Abb. 3.67 zeigt den Verlauf der Abundanzen dieser Alge. In der Einfachbelastung zeigen sich nur in der höchsten Konzentration Reaktionen auf die alpha-Cypermethrin-Belastung. Zu Beginn der Probennahme liegt die Algendichte dieser Art unter der der Kontrollen, nach der Belastung steigen die Zellzahlen an und erzielen an Tag 8 und 15 maximale Werte. Anschließend kommt es zu einem stetigen Absinken der *Nephroselmis olivacea* Abundanzen bis sie an Tag 43 auf Kontrollniveau liegen. An Tag 71 kommt es noch einmal zu einer einmaligen Spitze mit Werten die eine Größenordnung über den Werten der Kontrollen liegen.

In der Mehrfachbelastung zeigt sich die Reaktion von *Nephroselmis olivacea* längeranhaltender und bereits in niedrigeren Konzentrationen. In der höchsten Konzentration ist jeweils nach der zweiten und dritten Belastung eine kurzfristige Abnahme der Abundanzen zu vermerken. Ob es sich hier um einen leichten toxischen Effekt handelt, kann nicht geklärt werden. Die Berechnungen des Williamstests zeigen keine toxischen Effekte in der Mehrfachbelastung. In MF5 findet ab Tag 71 eine Wiedererholung statt. Auch die Belastungsstufen MF4 und MF3 zeigen einen Anstieg in den Abundanzen über die Kontrollen (MF4 bis Tag 64, MF3 bis Tag 50). Wenn man den Verlauf des Kontrollbereiches zu Grunde legt, hat *Nephroselmis olivacea* im Frühjahr in den untersuchten Testsystemen ein Maximum. Die Population bricht danach zusammen und verhält sich optional bezüglich eines Wiederaufbaus, da nicht alle Kontrollen eine Population aufbauen.

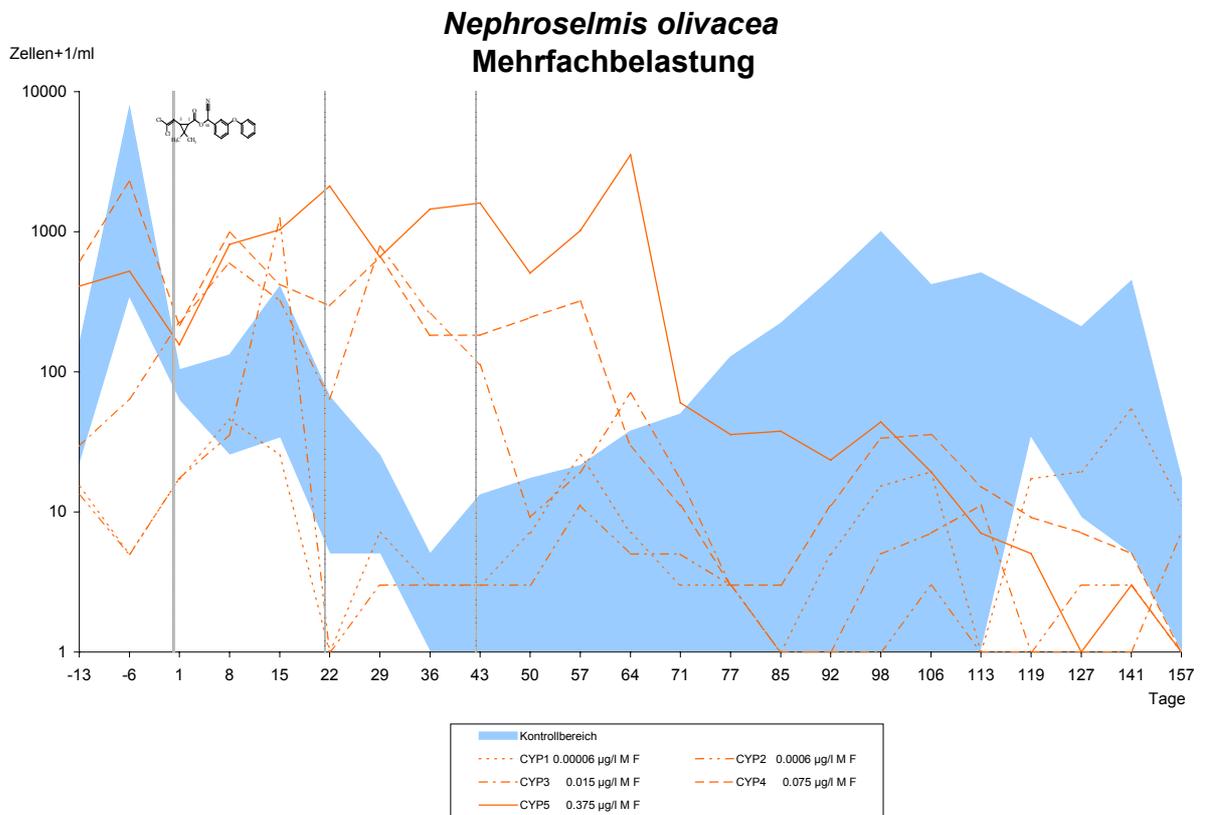
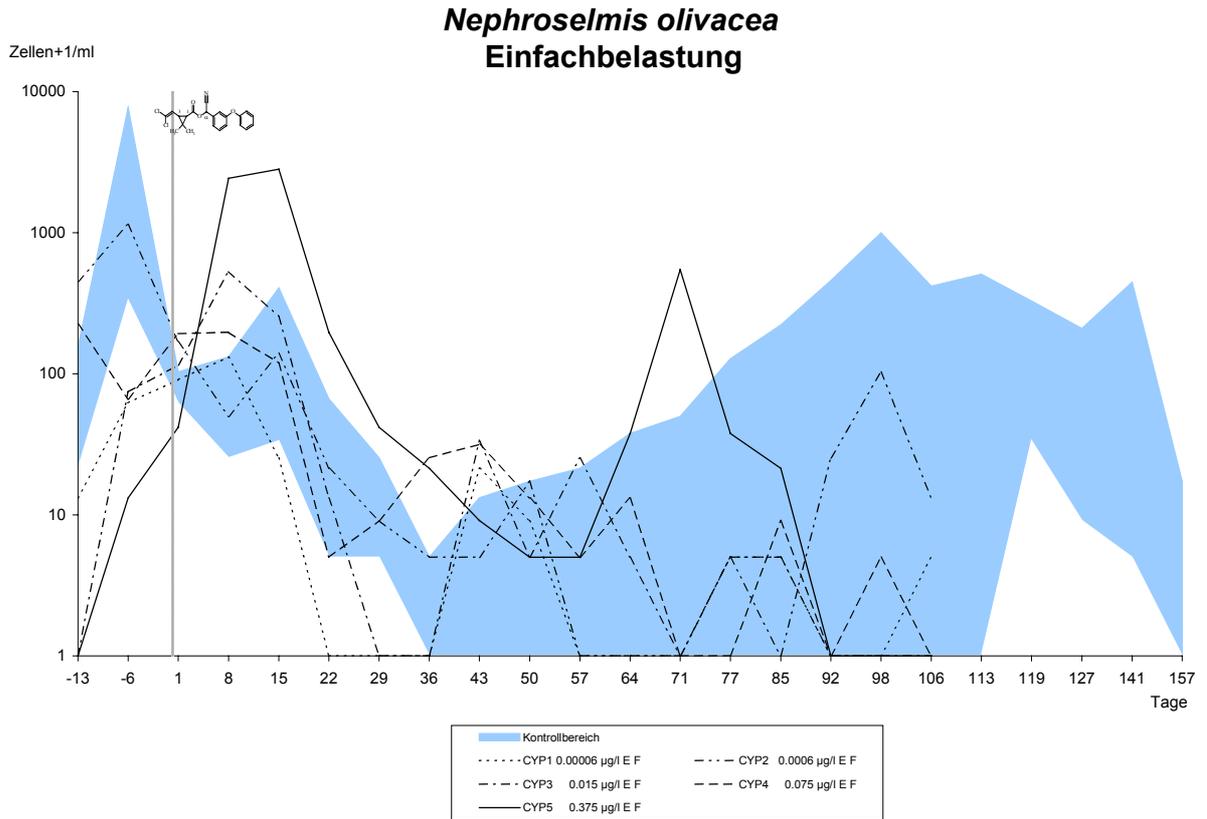
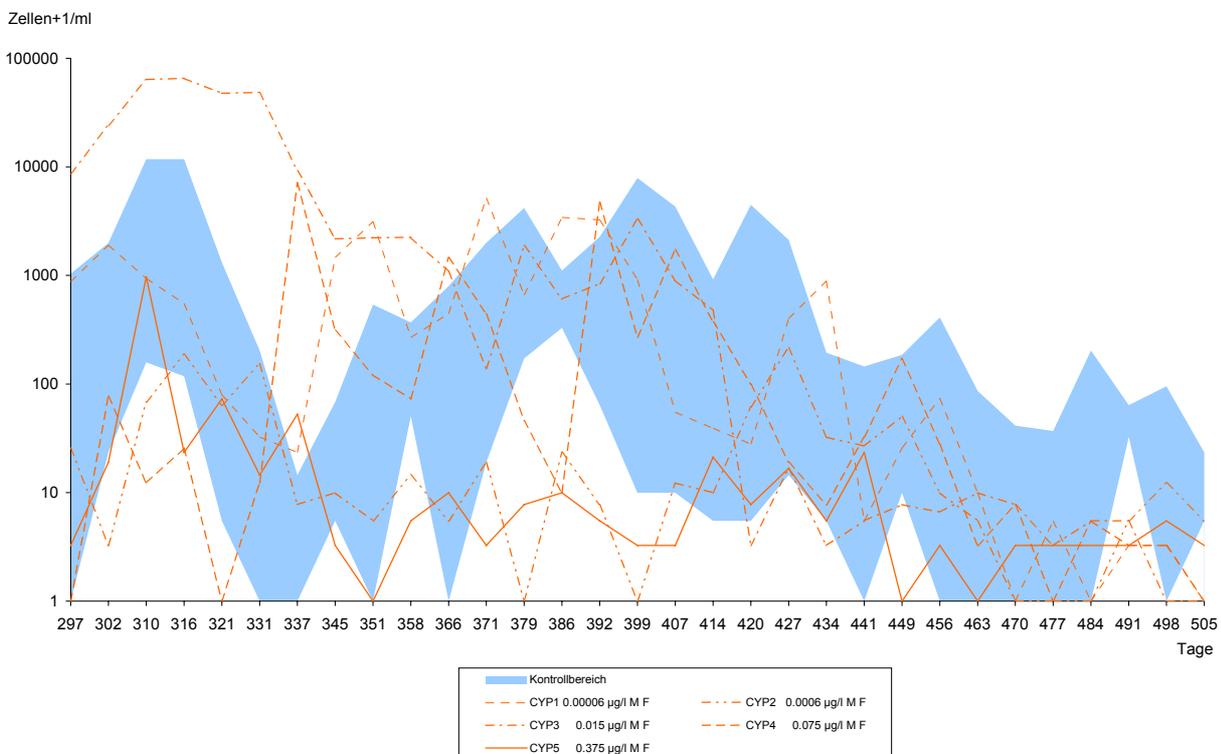


Abb. 3.67: Nephroselmis olivacea Abundanzen im Jahr der Belastung

Auch im Jahr 2001 zeigt sich ein ähnliches Muster in den Kontrollen. In den mehrfach belasteten Enclosures sind im Jahr 2001 keine Auswirkungen der Belastung mehr zu erkennen. Die Kurven sind recht schwankend, die Werte in MF5 liegen eher am unteren Kontrollbereich, kurzfristig auch unter den Kontrollwerten. In MF3 kommt es zu Beginn des Probenahmezeitraumes zu einer *Nephroselmis olivacea* Blüte (90.000 Zellen/ml – sowohl im Jahr 2000 als auch alle Werte des Jahres 2001 erreichen maximal 10.000 Zellen/ml). Ein Zusammenhang der Algenblüte mit der alpha-Cypermethrin Belastung konnte nicht gefunden werden. Der Verlauf der Abundanzen in MF3 spiegelt die großen Amplituden in den Abundanzschwankungen von Algen wieder.

***Nephroselmis olivacea*  
Abundanzen der mehrfachbelasteten Enclosures im Folgejahr 2001**



**Abb. 3.68: *Nephroselmis olivacea* Abundanzen im Jahr nach der Belastung**

**Chlorophyceae**

Die Klasse der Chlorophyceae hat in der niedrigsten Konzentrationsstufe der Einfachbelastung die höchsten und auch niedrigsten Abundanzen. Die Zellzahlen steigen in EF1 zwischen Tag 22 und 57 über den Kontrollbereich an. An Tag 98 wurde keine Alge gefunden, die zur Klasse der Chlorophyceae gehört. Eine Wiedererholung fand nicht statt. Ansonsten konnte nur eine kurzfristiger Anstieg der Abundanzen über den Kontrollbereich in EF4 und EF5 vermerkt werden. Die erhöhten Zellzahlen in EF1 und EF4 wurden durch die Alge *Ankyra judayi* verursacht. Diese Alge gehört aufgrund ihre Größe und Form wahrscheinlich nicht zu den gut essbaren Algen.

In den mehrfach belasteten Enclosures zeigt sich ein länger anhaltender Effekt in den beiden niedrigen Konzentrationsstufen. Hier sind die Abundanzen aller Enclosures außer in MF4 irgendwann über den Kontrollwerten. Nach der ersten Belastung ist noch kein Effekt zu bemerken. Nach der zweiten Belastung steigen die Werte in MF1, MF3 und MF5 an. Nach der dritten Belastung ist in MF5 nur noch ein kurzer, leichter Anstieg zu erkennen. Später fallen die Abundanzen in dieser Belastungsstufe auf Null, um dann am Ende noch einmal stark über den Kontrollbereich anzusteigen. Diese starken Schwankungen könnten ein Hinweis auf Störungen im System sein. Die Zellzahl in MF1 liegt bis Tag 127 über den Kontrollwerten. Bei den Abundanzen in MF3 findet schon ab Tag 50 eine Wiedererholung statt. Die Werte in MF2 steigen erst später, ab Tag 64 bis 92 an, am Versuchsende an Tag 157 liegen sie wieder leicht über den Werten der Kontrollenclosures.

Wenn man sich die einzelnen Algenarten anschaut, die die Anstiege der Zellzahlen in den verschiedenen mehrfach belasteten Enclosures verursachen, zeigt sich folgendes: In MF1 steigt die Zellzahl der fädigen Alge *Oedogonium spec.* stark an. In der Zeitspanne von Tag 106 bis 119 ist in MF1 zusätzlich zu *Oedogonium spec.* auch das Taxon Palmellastadium *Chlamydomonas* in erhöhten Dichten vorhanden. In MF3 erhöht sich, wie in der Einfachbelastung, die Zellzahl von *Ankyra judayi*. Es haben sich folglich in der Regel Arten stärker entwickelt, die aufgrund ihrer Größe oder Form nicht gut fressbar sein dürften. In der höchsten Konzentrationsstufe der Mehrfachbelastung kann die Erhöhung der Chlorophyceae Dichte nicht auf eine einzelne Alge zurückgeführt werden. Hier sind die Zellzahlen mehrerer Arten weniger deutlich erhöht. Es sind teilweise auch kleine, fressbare Arten wie *Monoraphidium minutum*. Zusätzlich fällt auf, dass in diesen Enclosures deutlich mehr verschiedene Chlorophyceae vorkommen als in allen anderen Enclosures. Eine Ausnahme stellt noch der Anstieg der Werte in MF5 am Versuchsende dar (Tag 141, 157). Hier ist die Erhöhung der Abundanzen von einer Art verursacht. Es handelt sich um die Alge *Volvox spec.*, die durch Kolonienbildung gut vor Fraß geschützt ist.

Die Mehrfachbelastung hat vor allem in der höchsten Konzentrationsstufe zu größeren Veränderungen geführt als in der Einfachbelastung, besonders in der Artenzusammensetzung der Chlorophyceae.

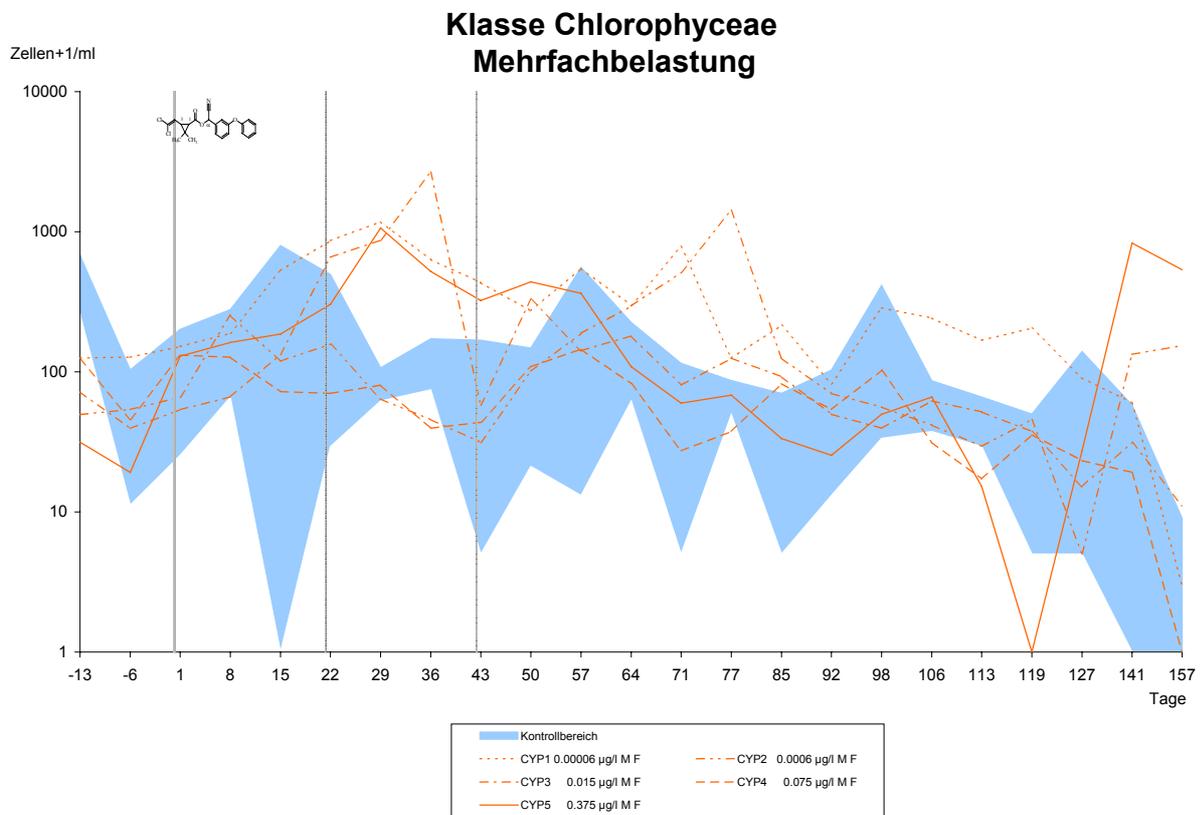
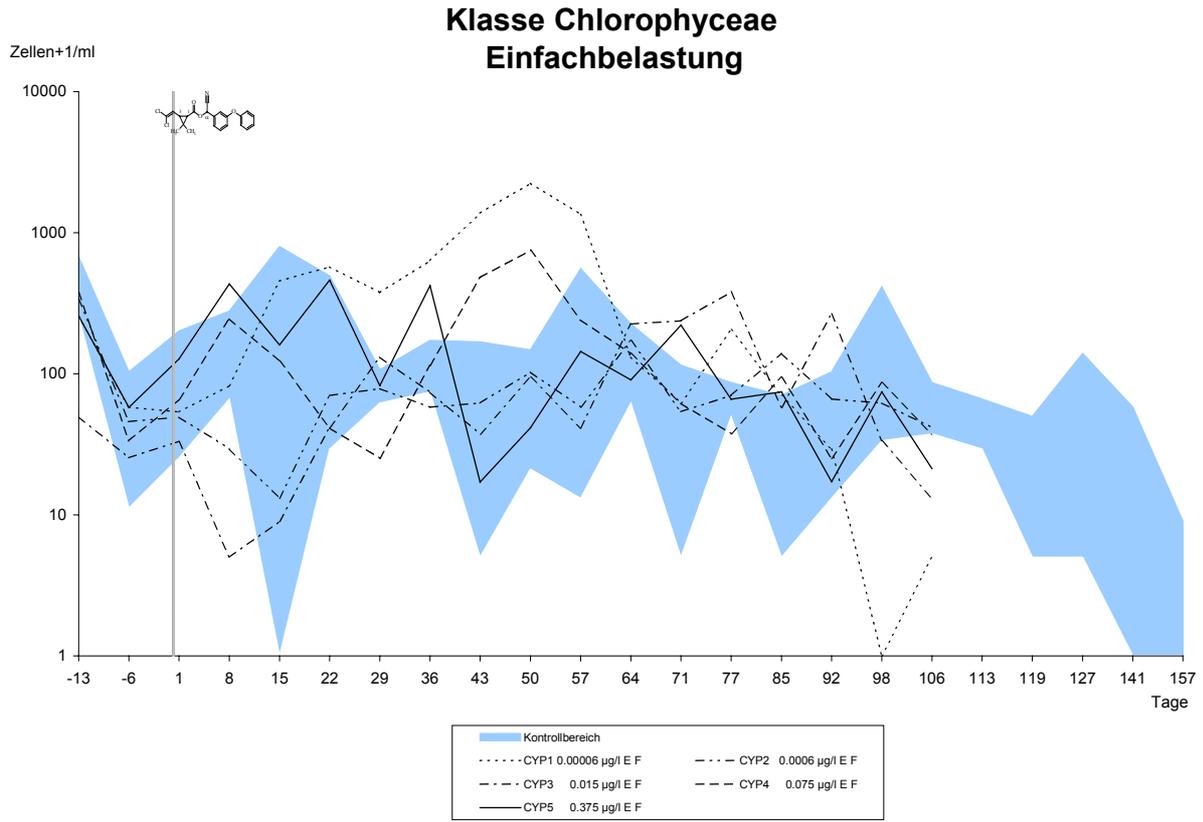
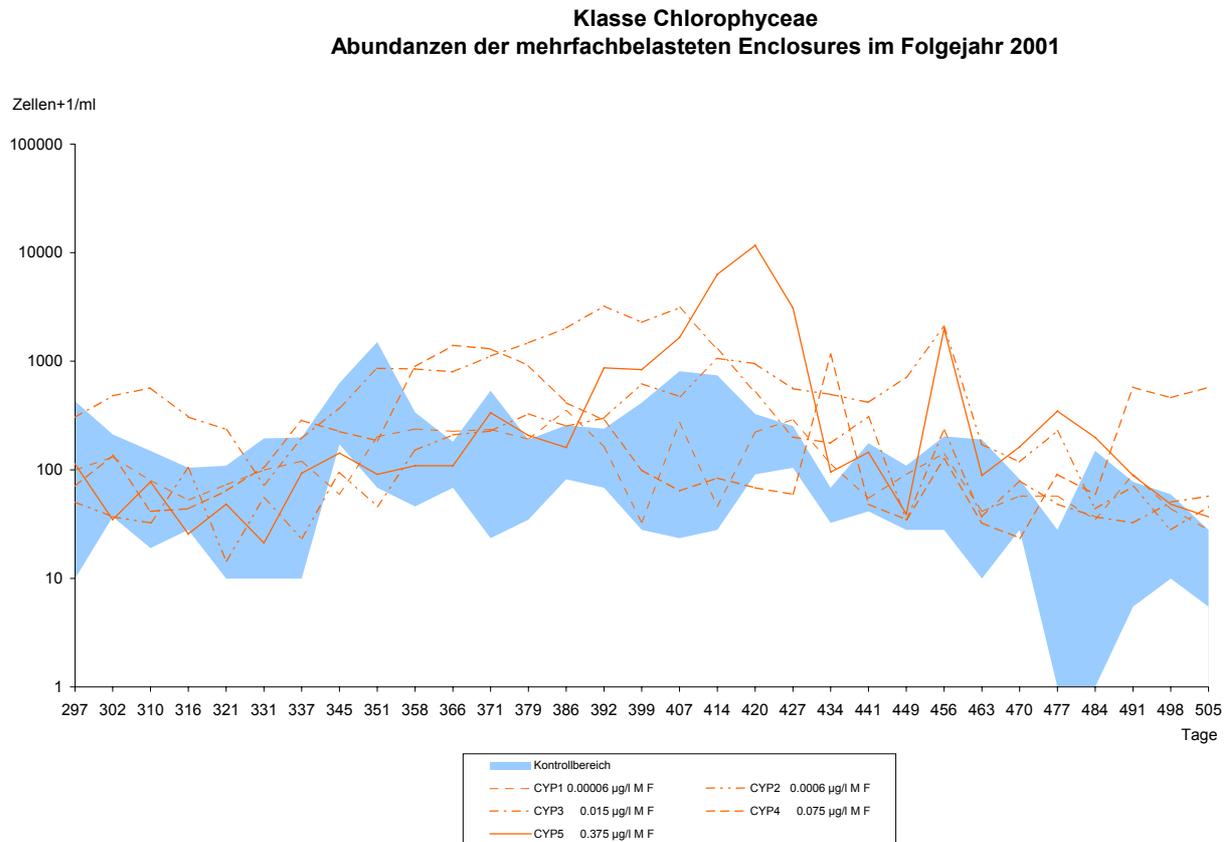


Abb. 3.69: Klasse Chlorophyceae Abundanzen im Jahr der Belastung

Im Jahr nach der Belastung deuten zeitweilige Erhöhungen der Chlorophyceen Zellzahlen in MF3, MF5 und jetzt auch in MF4 auf noch anhaltende Störungen des Systems hin.



**Abb. 3.70: Abundanzen der Klasse Chlorophyceae im Jahr nach der Belastung 2001**

### Chrysophyceae

Die Entwicklung der Abundanzen der Klasse der Chrysophyceae ist sehr stark durch die Alge *Uroglena cf. europaea* geprägt. Daher wird diese Klasse hier nicht mehr explizit dargestellt.

### Bacillariophyceae

Wie auch bei GRÜNWARD (2004) ist beim Abundanzverlauf der Bacillariophyceae in der Einfachbelastung kein deutlicher Effekt erkennbar (Abb. 3.71). In der Mehrfachbelastung dagegen sind in der niedrigsten Konzentrationsstufe Reaktionen zu erkennen. Ab Tag 22 liegt hier die Zellzahl über dem Kontrollbereich bis sie am letzten Tag des Probenentnahmezeitpunktes (Tag 157) wieder das Kontrollniveau erreicht. In der höchsten Belastung kommt es über eine kurze Zeitspanne (Tag 29 bis 50) zu Abundanzwerten, die über den Werten der Kontrollenclosures liegen.

In den Kontrollenclosures fand sich vor allem die pennale Diatomae *Achnanthes minutissima*. Auch die Anstiege der Bacillariophyceae Abundanzen in EF5 an den Tagen 36 und 71 wurden durch diese Kieselalge verursacht. In der Mehrfachbelastung spielten auch andere Bacillariophyceae eine größere Rolle. Der Anstieg der Abundanzen in MF5

ab Tag 29 ist auf die zentrale Kieselalge *Cyclotella* spec. zurückzuführen. In MF1 ist um diese Zeit *Achnanthes minutissima* stärker. Auch an Tag 71 und 85 ist *Achnanthes minutissima* am häufigsten vertreten. Ab Tag 98 spielen vermehrt andere Bacillariophyceae (*Achnanthes minutissima*, *Cyclotella* spec., *Gomphonema* spec. und viele Kieselalgen, die in der Gürtelbandansicht vorlagen und daher nicht weiter bestimmt werden konnten) in der niedrigsten Mehrfachbelastung eine Rolle.

Da im Jahr nach der Belastung keine Effekte mehr sichtbar waren (nur MF3 lag zwischen Tag 358 und 407 über den Kontrollwerten), wird auf die Abbildung der Grafik verzichtet.

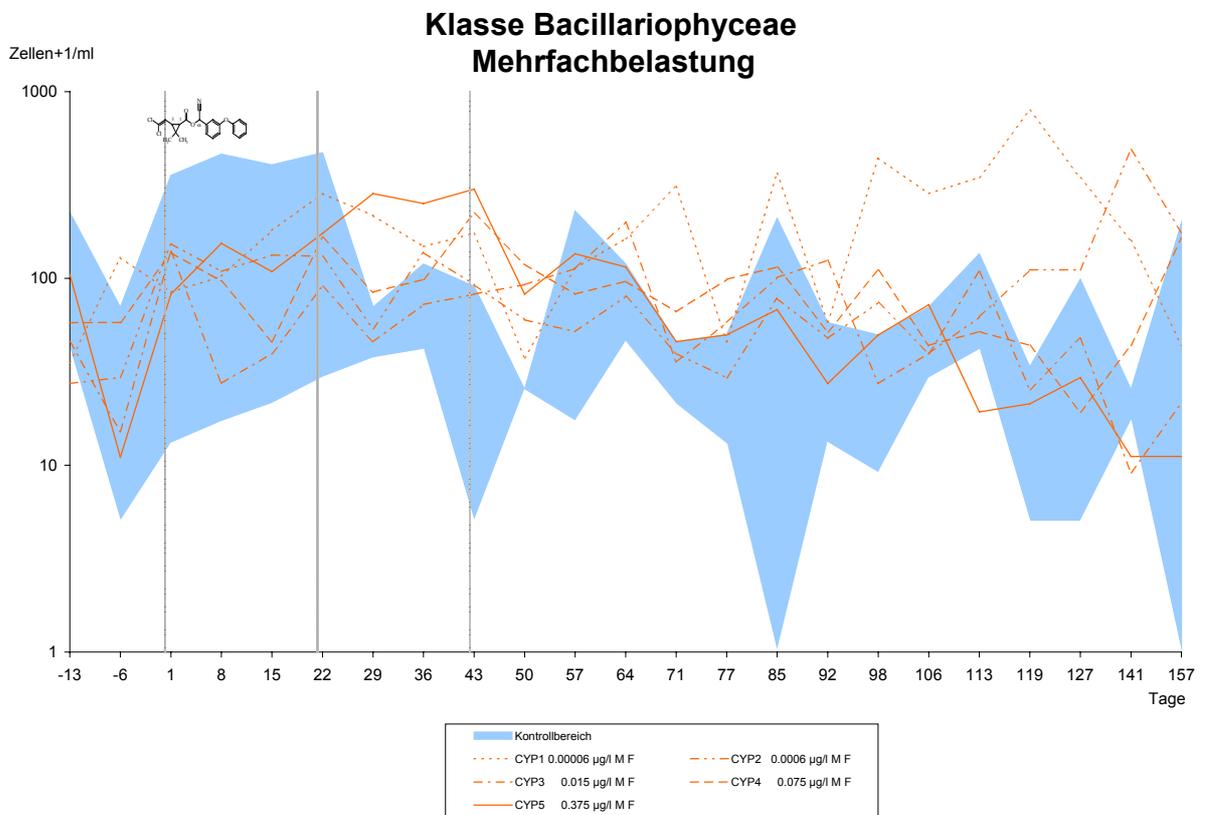
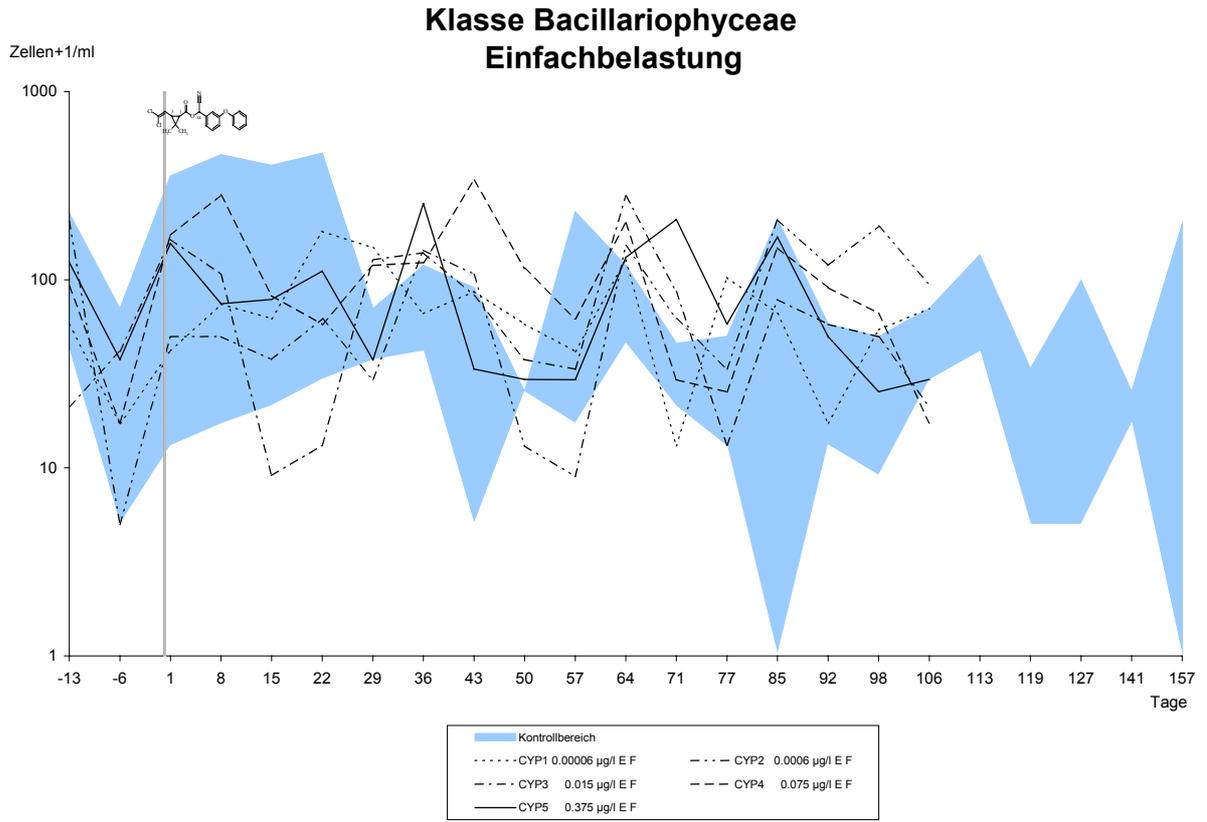


Abb. 3.71: Klasse Bacillariophyceae Abundanzen im Jahr der Belastung

### **Cyanophyceae**

Die Cyanophyceae (Abb. 3.72) zeigen ein sehr unregelmäßiges Bild. Populationen, die über längere Zeitabschnitte bestehen, sind nur in EF4, EF5 und EF2 zu finden. Die Abundanzverläufe in der Mehrfachbelastung verändern zum Versuchsende hin ihr Verlaufsmuster. Die Populationen werden stabiler und vor allem in MF1, MF3 und MF4 sind über einen längeren Zeitraum Cyanophyceae zu finden.

In der Einfachbelastung ist zu vermerken, dass zwei bzw. drei Wochen nach der Belastung es in der höchsten und niedrigsten Belastungsstufe zu einem Anstieg der Algenzahlen kommt. In den Kontrollen treten Cyanophyceae erst ab Tag 29 auf. Die Werte der Cyanophyceae in EF5 verlaufen bis auf Tag 92 am oberen Rand des Kontrollbereiches. In EF4 treten erst ab Tag 85 Cyanophyceae auf. An Tag 106 liegen die Abundanzen in EF4 und EF5 leicht über den Kontrollwerten.

Auch in der Mehrfachbelastung kommt es zu einem Anstieg der Abundanzen in der niedrigsten Konzentration. Dies tritt nach der ersten und nach der dritten Belastung auf. Ab Tag 50 bleibt eine Cyanophyceae Population in MF1 bestehen, deren Werte im oberen Kontrollbereich liegen. In der höchsten Konzentration kommt es hier im Gegensatz zur Einfachbelastung zu keinem Anstieg nach den Belastungen. Die ersten Cyanophyceae treten hier ab Tag 64 auf und anschließend ist der Verlauf schwankend.

Im Jahr nach der Belastung kann sowohl in MF1 wie auch in den anderen Belastungsstufen kein Effekt mehr beobachtet werden. MF3 zeigt etwa zur selben Zeit wie bei den Bacillariophyceae einen Anstieg über den Kontrollbereich (Tag 366 bis 414).

Effekte, die mit der alpha-Cypermethrin Belastung zusammenhängen, können bei den Cyanophyceae nicht gefunden werden.

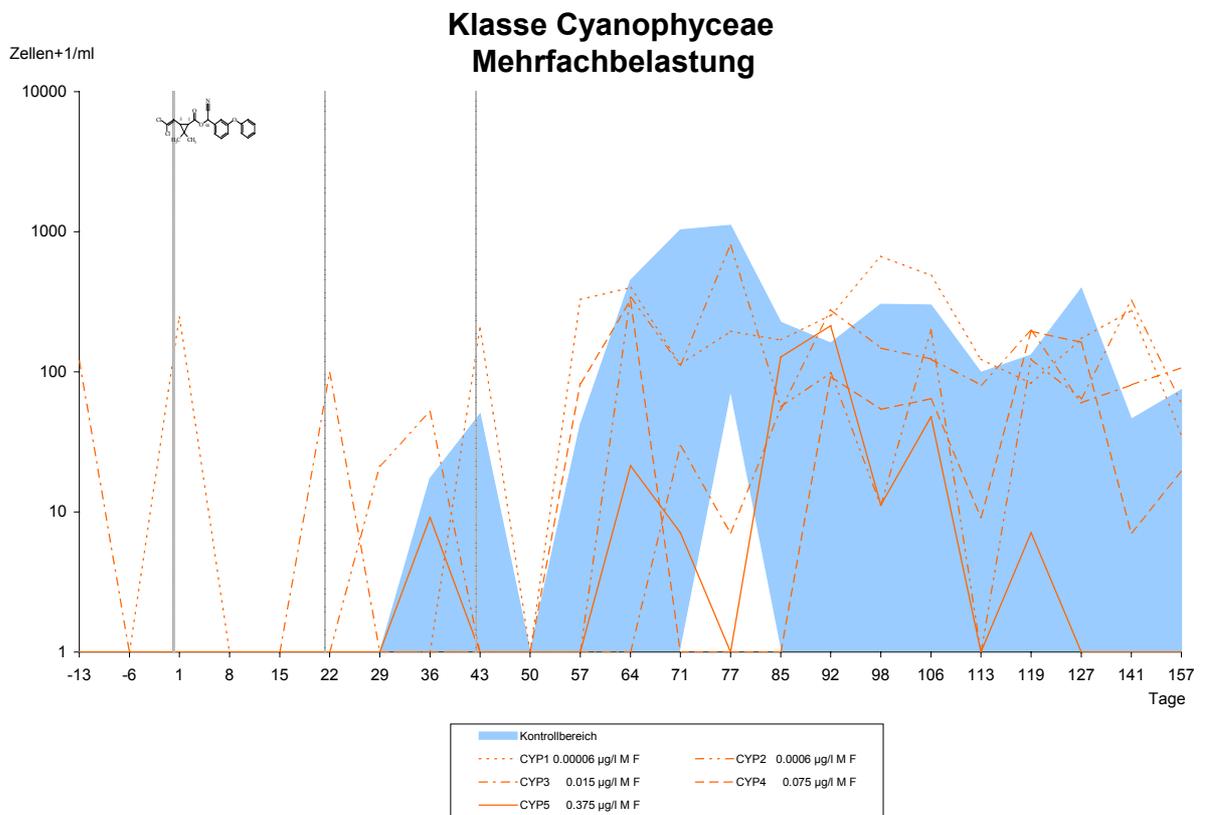
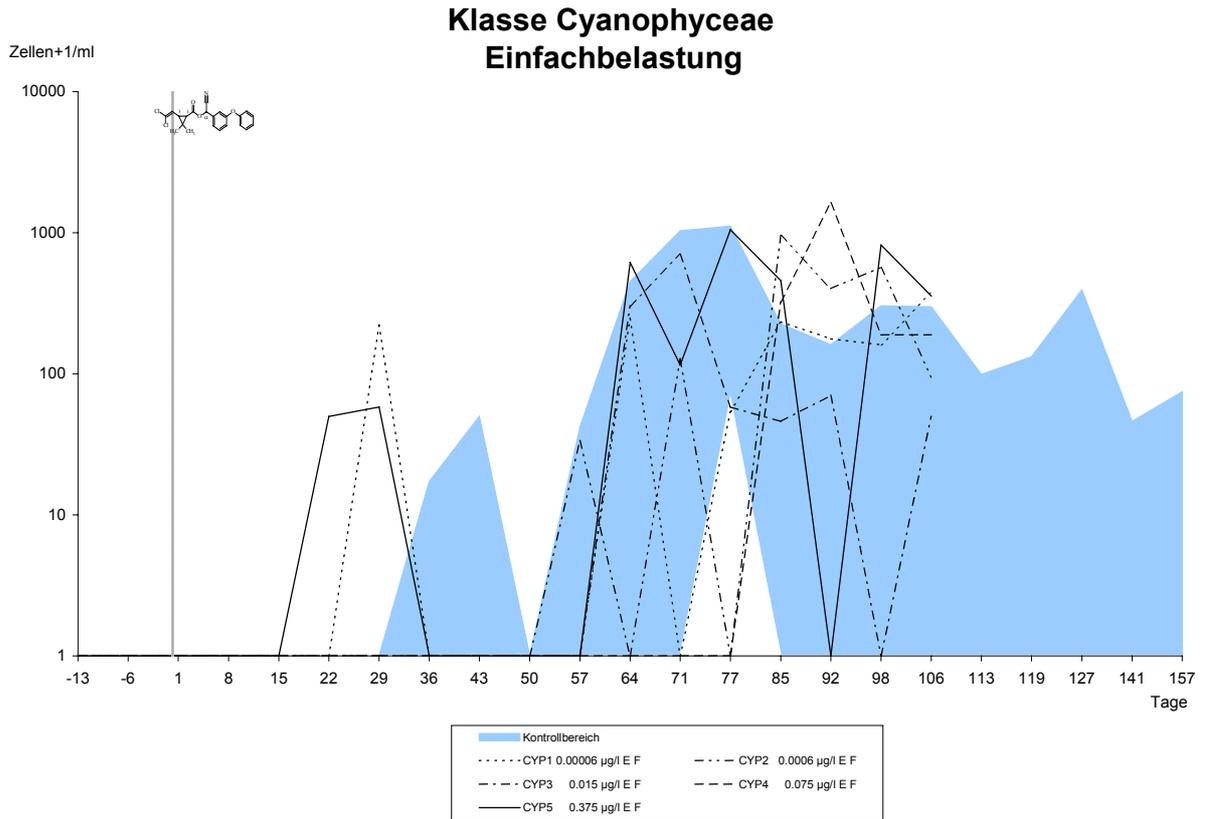


Abb. 3.72: Klasse der Cyanophyceae Abundanzen im Jahr der Belastung

### **3.4.3.3 Shannon Index und Evenness**

Abb. 3.73 zeigt die Entwicklung der Evenness. Bei den einfach belasteten Enclosures fällt auf, dass in der höchsten und niedrigsten Konzentrationsstufe Störungen in der Phytoplanktongesellschaft angezeigt werden. In EF5 sinkt die Evenness nach der Belastung kurzzeitig ab, um dann meist im Kontrollbereich auf und ab zu schwanken. Bei EF1 ist erst später eine starke Abweichung von den Werten der Kontrollen in der Evenness sichtbar.

In der Mehrfachbelastung fällt allgemein auf, dass die Werte der belasteten Enclosures stark um den Kontrollbereich streuen. Die Evenness sinkt neben MF5 hier auch in MF4 nach der ersten Belastung ab. In der höchsten Belastung ist der Effekt jedoch anhaltender. Nach den beiden späteren Belastungen zeigt sich dieser Effekt nicht mehr. In der niedrigsten Konzentration weisen die Werte an Tag 50 auf eine Störung der Gleichverteilung der Arten hin. Um Tag 71 weichen die Werte der drei höchsten Konzentrationsstufen von den Werten der Kontrollen ab. Von diesen Werten oberhalb des Kontrollbereiches sinken sie anschließend wieder unter den Kontrollbereich. Die Evennesswerte der höchsten Konzentrationsstufe erreichen bis zum Versuchsende das Niveau des Kontrollbereiches nicht mehr.

Der Verlauf des Shannon-Index ist sehr ähnlich und wird deshalb nicht gesondert dargestellt. Lediglich in MF5 ist nach der zweiten und dritten Belastung ein erhöhter Indexwert sichtbar, der in der Abbildung der Evenness nicht zum Ausdruck kommt. Ein Blick auf Abb. 3.56 mit dem Artenreichtum des Phytoplanktons zeigt, dass in dem fragten Zeitraum die Artenanzahl in MF5 stark ansteigt. Dies erklärt den erhöhten Shannon-Index, da die Diversität mit zunehmender Artenzahl steigt (PFADENHAUER 1993).

Insgesamt ist in den drei höheren Belastungsstufen der Mehrfachbelastung eine stärkere Beeinträchtigung der Phytoplanktongesellschaft zu beobachten als in der Einfachbelastung.

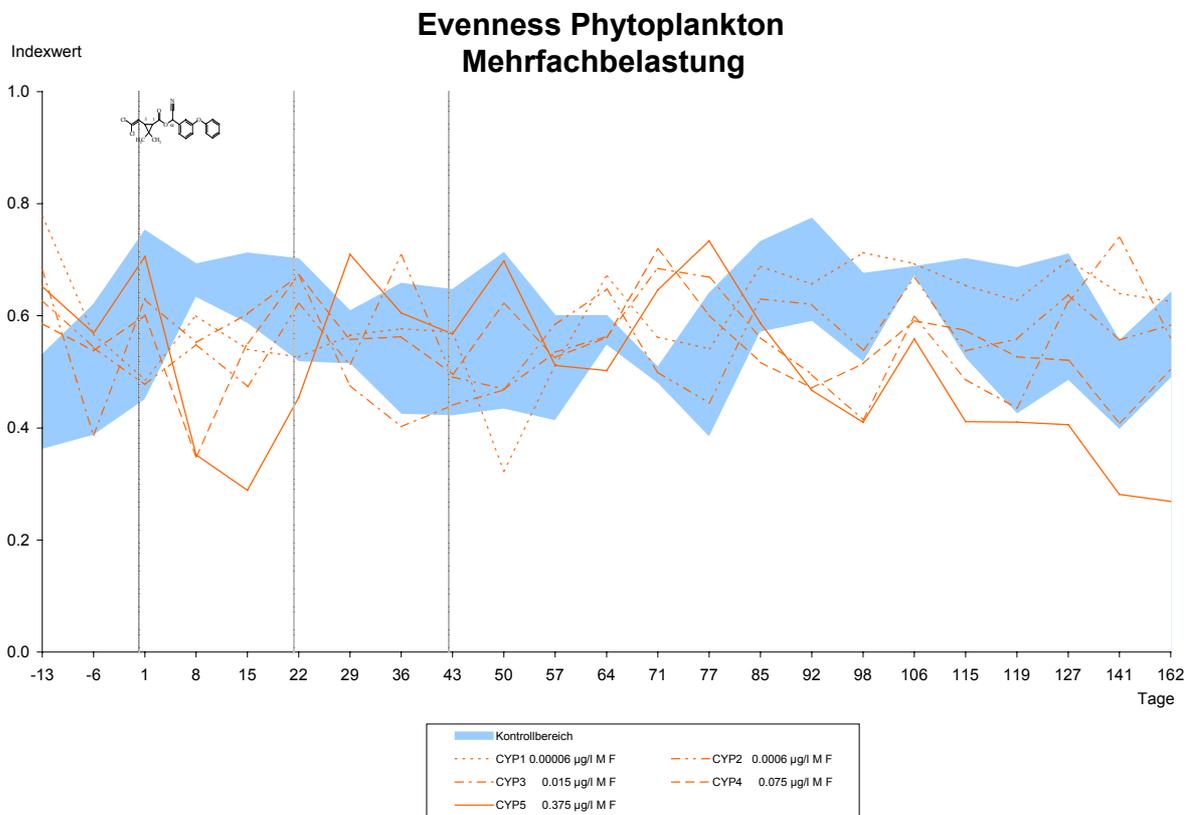
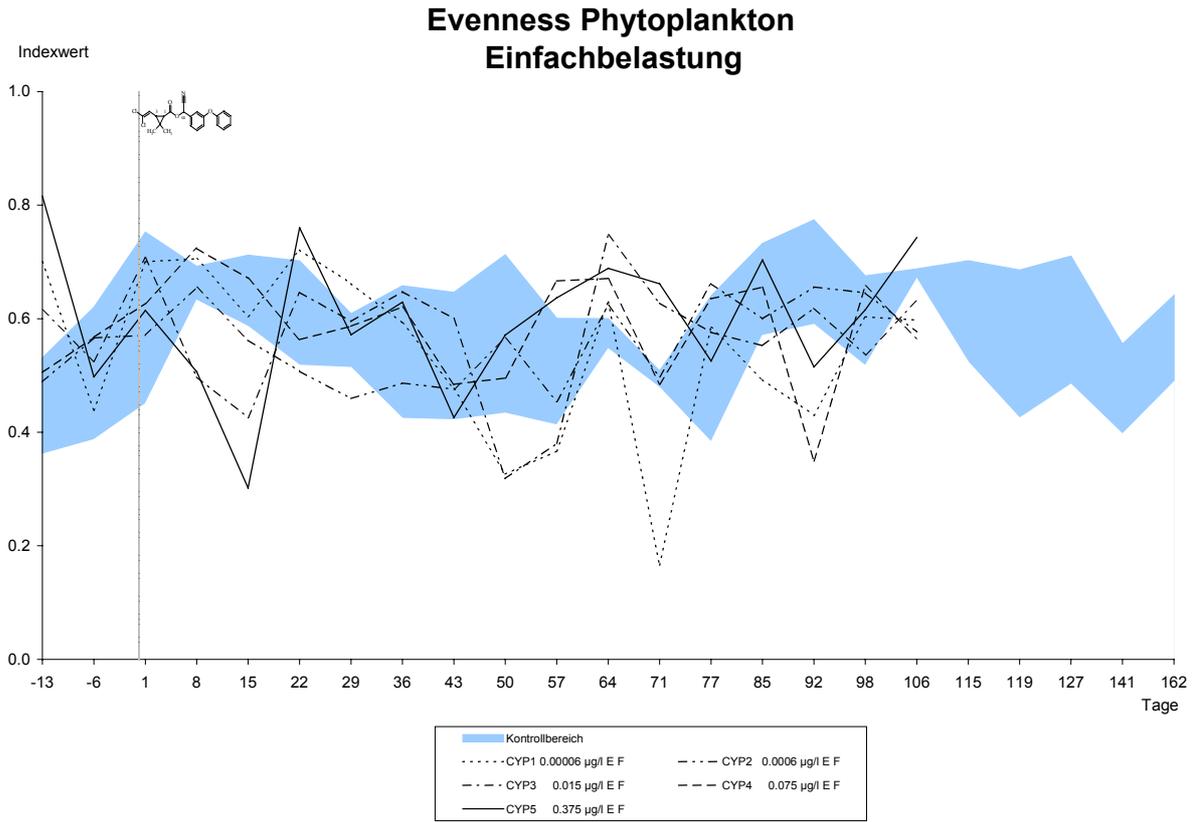


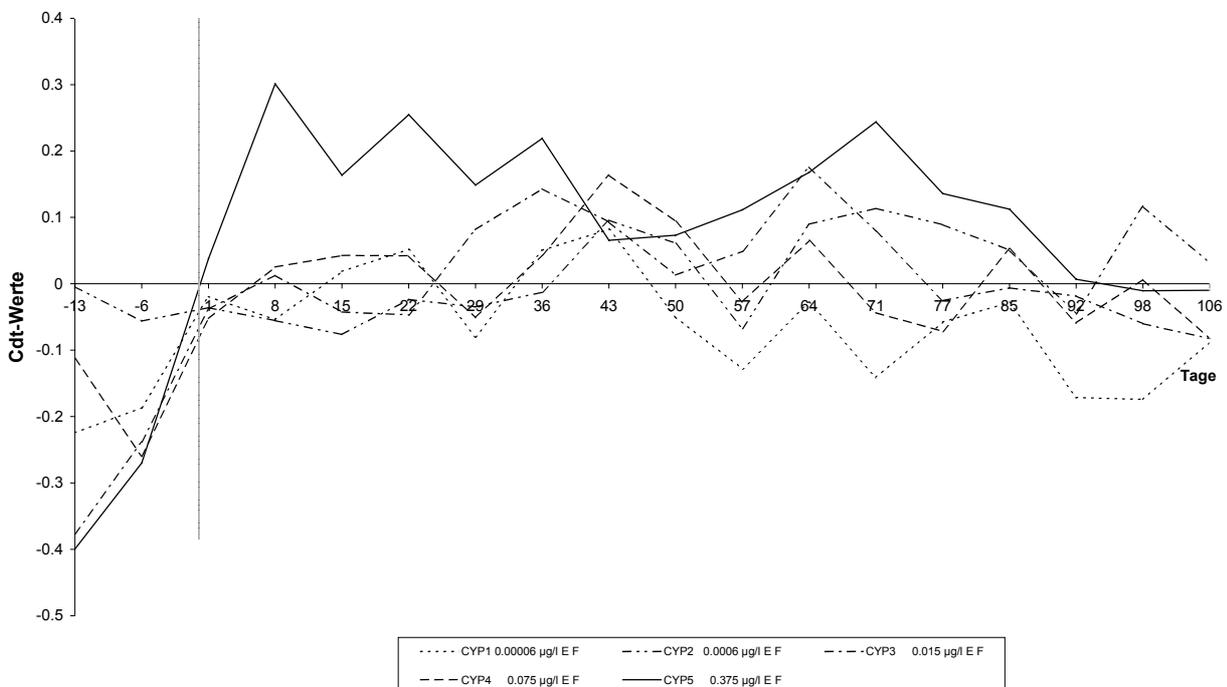
Abb. 3.73: Evenness Phytoplankton im Jahr der Belastung

### 3.4.3.4 Multivariate Statistik - PRC

Wie für die Makroinvertebraten- und Zooplanktongesellschaften wurden vier verschiedene PRC-Analysen für die Gemeinschaft des Phytoplankton berechnet.

In der ersten Analyse wurde die Einfachbelastung untersucht. Die PRC ist mit  $p=0,002$  signifikant. 41,2 % der Gesamtvarianz werden durch die Belastung erklärt. Davon sind 14,2 % auf der vertikalen Achse dargestellt. Der Probenahmetag erklärt 36,4 % der Varianz. Die Permutationstests ergaben nur für Tag 8 und Tag 106 ein signifikantes Ergebnis. In Abb. 3.74 ist zu sehen, dass in der höchsten Belastungsstufe Abweichungen durch die PRC gefunden werden. Ab Tag 43 ist ein Auseinanderbewegen der Kurven zu beobachten: Während EF5 von Tag 43 bis 71 nach oben ansteigt, verlaufen die anderen Belastungsstufen bis Tag 57 in die andere Richtung. Dies bedeutet, dass die Arten in diesem Zeitraum je nach Vorzeichen des species score in EF5 mit einer Zunahme reagieren, in den anderen belasteten Enclosures abnehmen (oder umgekehrt). In der niedrigsten Konzentrationsstufe sind am Versuchsende leichte Abweichungen auszumachen. Eine Recovery an Tag 106 ist aber für alle belasteten Enclosures zu sehen.

**PRC Phytoplankton  
Einfachbelastung**



**Abb. 3.74: Phytoplankton PRC-Kurven der Einfachbelastung im Jahr der Belastung**

Die PRC-Analyse findet 12 Phytoplanktontaxa, die auf die Belastung stärker reagieren. Sie sind in Tab. 3.30 aufgeführt. Alle Taxa haben interessanterweise ein positives Vorzeichen. Dies deutet, bedingt durch den immer wieder ansteigenden Verlauf

der EF5 Kurve, auf eine zumindest zeitweilige Abundanzzunahme bei diesen Arten hin. Die beobachteten indirekten Effekte werden damit bestätigt. Im Gegensatz dazu hat die häufige Art *Cryptomonas erosa et ovata* den höchsten negativen Wert von  $-0,3$ . Die Abnahmen der *Cryptomonas erosa et ovata* Abundanzen in EF5 (Abb. 3.64) sind schon besprochen worden. Diese indirekten Effekte, die sich in einer Abnahme der Abundanzen zeigen, werden von der PRC hier nicht so deutlich gefunden (species score  $< 0,5$ ). Laut Definition der species scores von VAN DEN BRINK (1998) und TER BRAAK und SMILAUER (2002) müssten sich die Abundanzen von *Cryptomonas erosa et ovata* und *Chroomonas acuta*, verglichen zur Kontrolle, gegenläufig verhalten. Dies ist in EF1 und EF4 gut zu sehen, in MF5 zeigt es sich nicht ganz so deutlich. Dies mag damit zusammenhängen, dass die Signifikanz der Ergebnisse nur für wenige Tage bestätigt werden konnte.

**Tab. 3.30: Phytoplanktontaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der Einfachbelastung**

Taxon	species score
Nephroselmis olivacea	1.1
Palmellastadium Chlamydomonas	0.8
Oszillatoria spec.	0.8
Dinobryon divergens	0.7
Snowella spec.	0.7
Uroglena cf. europaea	0.7
Cyclotella spec.	0.6
Chrysophyceae ssp.	0.6
Katablepharis ovalis	0.6
Chroomonas acuta	0.6
Chlorophyceae ssp.	0.5
Chromulina spec.	0.5

In Abb. 3.75 ist der Verlauf der Cdt-Werte der Mehrfachbelastung dargestellt. Auch diese Analyse ist mit  $p=0,002$  hochsignifikant. 39,1 % der Gesamtvarianz werden durch die Belastung erklärt. Davon sind 23,6 % auf der vertikalen Achse dargestellt. Der Parameter Zeit erklärt 22,4 % der Gesamtvarianz. Die Permutationstests, die für jeden Versuchstag durchgeführt wurden, waren für die meisten Tage signifikant mit  $p<0,05$  (Tag 8 bis 77, 92 und 119 signifikant). Die Abweichungen in der höchsten Belastungsstufe sind hier pronanzierter als in der Einfachbelastung. MF4 zeigt zeitweise auch leichte Abweichungen. Eine Wiedererholung liegt ab Tag 85 vor. Im Gegensatz zur Einfachbelastung werden hier die sekundären Effekte der alpha-Cypermethrin Belastung durch die PRC deutlich angezeigt. Dies drückt sich in dem stärker von der x-Achse (entspricht den Kontrollen) abweichenden Verlauf der Cdt-Kurven aus, sowie in der Validitätsbestätigung der signifikanten Effekte über den Zeitraum von Tag 8 bis Tag 77. Außerdem gibt die Abfolge der Kurven die Reihenfolge der Konzentrationen wieder.

PRC Phytoplankton  
Mehrfachbelastung

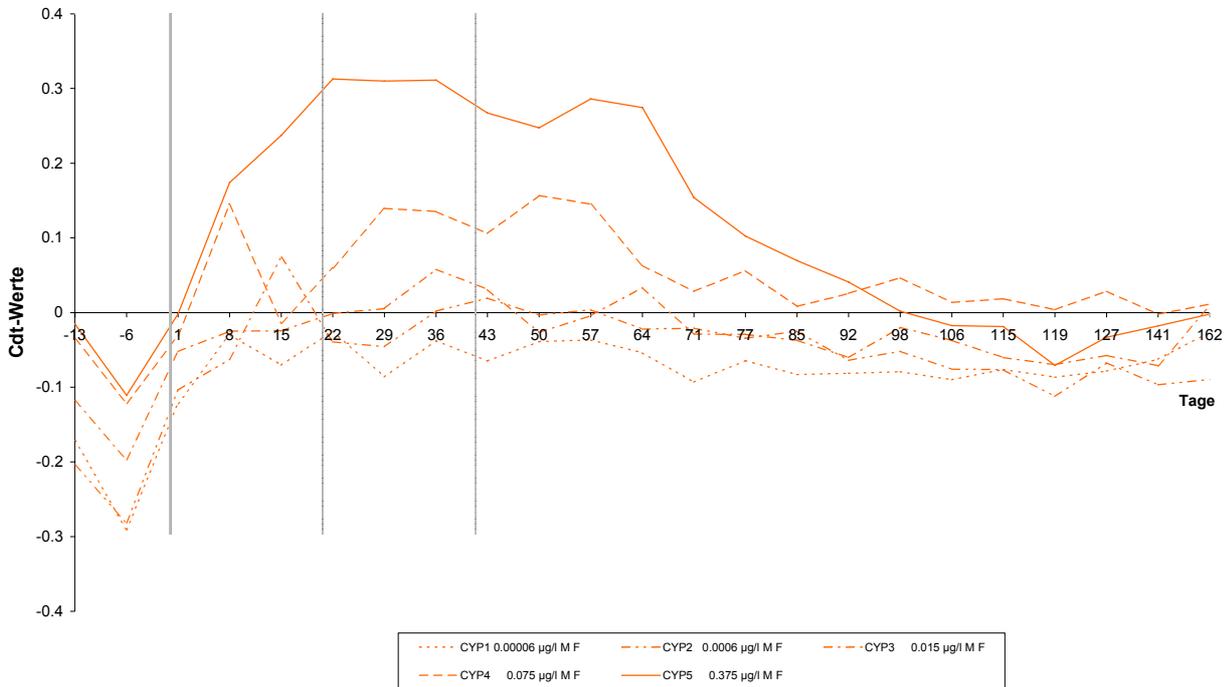


Abb. 3.75: Phytoplankton PRC-Kurven der Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung

Die von der PRC berechneten species scores sind in Tab. 3.31 aufgelistet. Im Vergleich zur Einfachbelastung werden hier auch höhere Werte gefunden, außerdem zum Teil andere Arten. In dieser Analyse finden sich auch Taxa mit einem negativen species score. Es handelt sich um die kokkale Chlorophyceae *Ankyra judayi* und die fädige Chlorophyceae *Oedogonium* ssp.<sup>4</sup> Diese beiden Chlorophyceen wurden schon in 3.4.3.2-Chlorophyceae besprochen. Dies erweist wieder die Tauglichkeit der PRC auch wichtige Taxa zu finden, die nicht in allen Probenstellen in konsistenten Abundanzen vorkommen. Die höchsten species scores weisen *Uroglena* cf. *europaea* und *Nephroselmis olivacea* auf. Die Veränderungen in der *Uroglena* Population scheinen in der Mehrfachbelastung wesentlich ausgeprägter zu sein als in der Einfachbelastung. Abb. 3.66 bestätigt dies. *Dinobryon divergens* ist eine Chrysophyceae, die nur im Frühjahr in Erscheinung getreten ist und zu diesem Zeitpunkt hohe Abundanzen erreichen kann.

<sup>4</sup> *Cryptomonas erosa et ovata* hat einen species score von -0,4.

Tab. 3.31: Phytoplanktontaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der Mehrfachbelastung

Taxon	species score
Uroglena cf. europaea	1.9
Nephroselmis olivacea	1.9
Katablepharis ovalis	0.8
Monoraphidium minutum	0.7
Cyclotella spec.	0.7
Peridinium spec.	0.5
Chroomonas acuta	0.5
Dinobryon divergens	0.5
Ankyra judayi	-0.6
Oedogonium spec.	-0.8

Für die Einfachbelastung ist die Bestimmung der  $NOEC_{community}$  schwierig. Die  $NOEC_{community}$  wäre kleiner EF1 (0,00006  $\mu\text{g/l}$ ), weil an zwei aufeinanderfolgenden Tagen signifikante Abweichungen in allen Konzentrationsstufen gefunden worden sind. Da aber die PRC der Einfachbelastung zwar insgesamt signifikant war, an den einzelnen Tagen aber nur selten eine Signifikanz gefunden werden konnte, stellt sich die Frage, ob diese niedrige  $NOEC_{community}$  richtig ist. GRÜNWALD (2004) findet eine  $NOEC_{community}$  von 0,075  $\mu\text{g/l}$ . Diese Konzentration findet der Williamstest hier ebenfalls an mehreren aufeinanderfolgenden Versuchstagen. In den Werten für die Einfachbelastung fällt zusätzlich auf, dass es sowohl zu Zunahmen wie auch Abnahmen kommt.<sup>5</sup> Daher sind die Berechnungen unter Umständen gestört und die  $NOEC_{community}$  sollte für die Einfachbelastung eher auf 0,075  $\mu\text{g/l}$  (EF4) fest gesetzt werden. In der Mehrfachbelastung liegt die  $NOEC_{community}$  bei 0,015  $\mu\text{g/l}$  (MF3).

<sup>5</sup> Diese häufigen Richtungsänderungen sind bei der Berechnung des  $NOEC_{community}$  für die Mehrfachbelastung nicht aufgetreten.

Tab. 3.32: NOEC<sub>community</sub> Werte der Phytoplanktongesellschaft im Jahr der Belastung

Tag	NOEC <sub>com</sub> Phytoplankton	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung
1	-	-
8	EF4 ↑	MF3 ↑
15	EF4 ↓	MF4 ↑
22	EF4 ↑	MF4 ↑
29	1 u. 5 sig. ↓	MF3 ↑
36	<EF1 ↑	MF3 ↑
43	<EF1 ↑	MF4 ↑
50	1,2,3,4 sig. ↓	MF4 ↑
57	EF4 ↓	MF3 ↑
64	EF4 ↑	MF4 ↑
71	<EF1 ↑	-
77	EF4 ↓	MF2 ↓
85	<EF1 ↓	1 sig.
92	<EF1 ↑	-
98	-	1 sig.
106	EF3 ↓	-
115	-	-
119	-	-
127	-	-
141	-	-
162	-	-

EF4 MF3  
0,075 µg a.i./l 0,015 µg a.i./l

Die dritte PRC-Analyse, in der Einfach- und Mehrfachbelastung direkt miteinander verglichen werden, ist mit  $p=0,002$  signifikant. 47,7 % der Varianz (19,6 % sind auf der vertikalen Achse dargestellt) werden durch die Belastung erklärt und 34,0 % durch die Zeit. Die Permutationstests ergaben von Tag 8 bis Tag 85 (außer Tag 71) Signifikanzen.

Aus Abb. 3.76 werden Abweichungen zum einem in der höchsten Belastungsstufe und zum anderen in MF4 ersichtlich. MF5 zeigt wiederum deutliche, länger andauernde Abweichungen. Die Abweichungen in EF5 sind nach der ersten Belastung vorhanden und ab Tag 29 nicht mehr zu bemerken. MF4 zeigt über einen gewissen Zeitraum nach der zweiten und dritten Belastung Abweichungen. Die Störung der niedrigeren Konzentration, mehrmalig appliziert, ist somit größer, als die der höchsten Konzentration einmalig zugegeben.

PRC Phytoplankton  
Einfach-Mehrfachbelastung

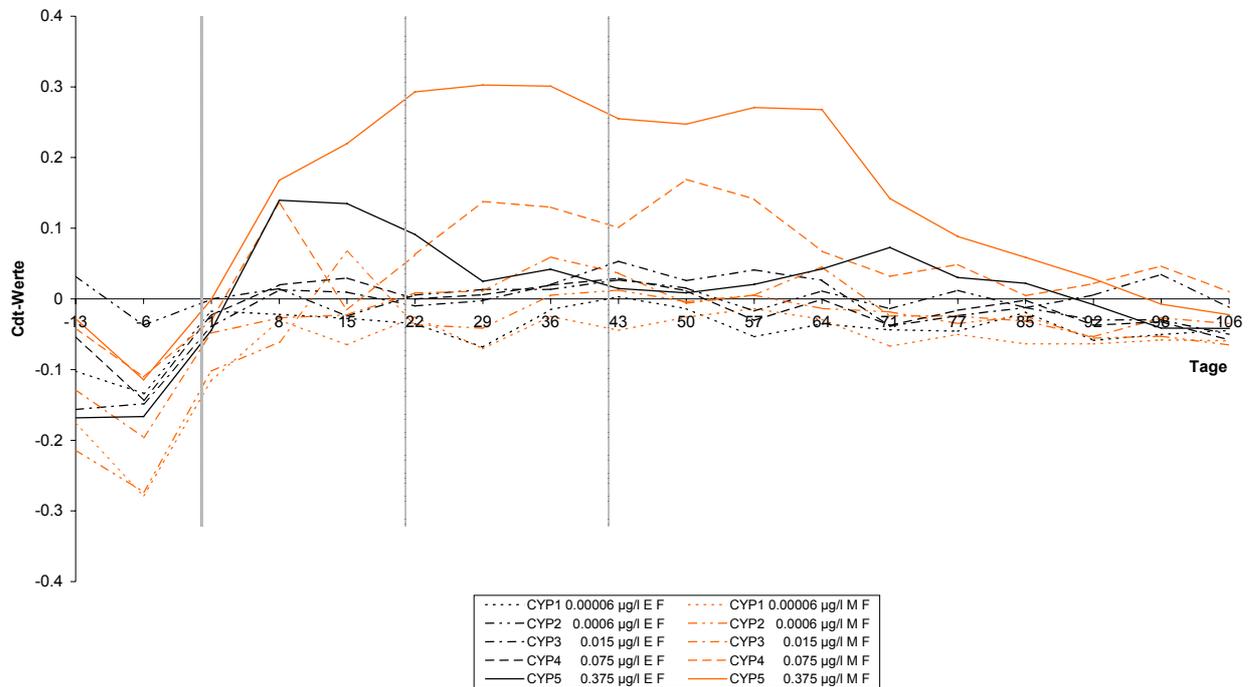


Abb. 3.76: Phytoplankton PRC-Kurven der Einfach- u. Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung

Die in Tab. 3.33 aufgeführten Taxa sind vornehmlich dieselben, die auch in der Analyse der Mehrfachbelastung gefunden wurden. *Uroglena cf. europaea* hat wieder einen sehr hohen species score. *Nephroselmis olivacea* wird in dieser Analyse dagegen nicht gefunden. Dies liegt daran, dass *Nephroselmis olivacea* Veränderungen sowohl in der Einfachbelastung als auch in der Mehrfachbelastung hatte. *Uroglena cf. europaea* dagegen hat vor allem in den mehrfach belasteten Enclosures reagiert.

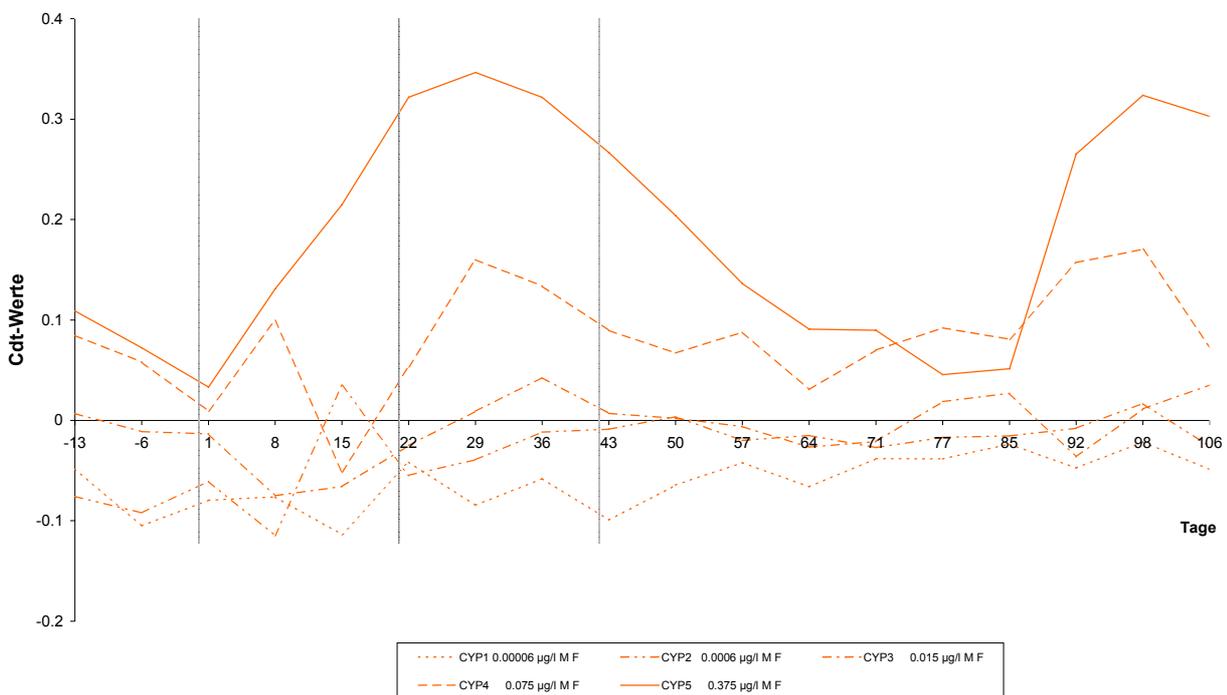
Tab. 3.33: Phytoplanktontaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der PRC mit Einfach- und Mehrfachbelastung

Taxon	species score
<i>Uroglena cf. europaea</i>	1.9
<i>Katablepharis ovalis</i>	0.9
<i>Cyclotella spec.</i>	0.8
<i>Monoraphidium minutum</i>	0.7
<i>Dinobryon divergens</i>	0.6
<i>Palmellastadium Chlamydomonas</i>	0.5
<i>Peridinium spec.</i>	0.5
<i>Ankyra judayi</i>	-0.7
<i>Oedogonium spec.</i>	-0.7

Zuletzt die vierte PRC-Analyse, die ebenfalls mit  $p=0,002$  signifikant ist. Hier werden 35,2 % der Varianz durch die Belastung erklärt und 23,5 % durch die Zeit. Die

Validierung der PRC ergab, dass die Versuchstage 22 bis 98 signifikant waren. In Abb. 3.77 ist ersichtlich, dass auch, wenn die Werte der einfach belasteten Enclosures als Kontrollwerte in die Analyse eingegeben werden, Abweichungen in den höchsten Mehrfachbelastungen aufgezeigt werden können. Sie sind etwas weniger ausgeprägt und von kürzerer Dauer als in Analyse zwei. Zu vermerken ist, dass es ab Tag 85 noch einmal zu größeren Abweichungen kommt. Für MF4 kann von kurzfristigen Abweichungen gesprochen werden.

**PRC Phytoplankton  
Mehrfachbelastung mit  
Einfachbelastung als Kontrolle**



**Abb. 3.77: Phytoplankton PRC-Kurven mit der Einfachbelastung als Kontrolle im Jahr der Belastung**

Tab. 3.34 zeigt wieder hohe species scores für *Uroglena cf. europaea* und *Nephroselmis olivacea*.

Tab. 3.34: Phytoplanktontaxa mit species-scores  $\geq \pm 0,5$  in der PRC mit der Einfachbelastung als Kontrollen

Taxon	species score
<i>Uroglena cf. europaea</i>	1.9
<i>Nephroselmis olivacea</i>	1.8
<i>Katablepharis ovalis</i>	0.8
<i>Monoraphidium minutum</i>	0.8
<i>Cyclotella spec.</i>	0.7
<i>Chroomonas acuta</i>	0.5
<i>Peridinium spec.</i>	0.5
Cyanophyceae ssp.	-0.5
<i>Oedogonium spec.</i>	-0.8
<i>Ankyra judayi</i>	-0.9

Die PRC, die mit den Werten des Jahres 2001 gerechnet wurde, war nicht signifikant und wird daher hier nicht gezeigt.

### 3.4.3.5 Univariate Statistik- Williamstest

Für wichtige Taxa oder die, die in der PRC auffielen wurden mit dem Williamstest NOEC-Werte bestimmt. Die Werte finden sich in Tab. 3.35 und für das Jahr nach der Belastung in Tab. 3.36. Da es beim Phytoplankton häufig vorkam, dass die aufsteigende Konzentrationsabfolge bei den Reaktionen nicht gegeben war, findet der Williamstest dann keine signifikanten Effekte. Dies war in der Mehrfachbelastung häufiger der Fall als in der Einfachbelastung. Daher werden hier häufiger signifikante Abweichungen in der Einfachbelastung gefunden. Auffällig ist, dass in den mehrfach belasteten Enclosures insgesamt mehr verschiedene Arten vorkamen, siehe bitte 3.4.3. Dies drückte sich aber in der Anzahl der Arten am Versuchstag nicht aus (Abb. 3.56). Viele Arten traten demnach nur kurzfristig auf und wurden dann wieder von anderen ersetzt. In anderen Pyrethroidstudien finden sich wenig Aussagen über das Phytoplankton, da es meist nur mit dem Summenparameter Chlorophyll  $a$  erfasst wird.

Der Artenreichtum stellt sich hier als kein aussagekräftiger Parameter dar, da nicht an allen Tagen signifikante Effekte gefunden werden können. Die NOEC sollte folglich nicht überbewertet werden.

Die Gesamtabundanz zeigt zu Beginn Zunahmen. Die NOEC ist in der Mehrfachbelastung niedriger (0,0006  $\mu\text{g/l}$  – MF2), an den beiden Versuchstagen 71 und 77 geht die Richtung der Effekte in Abnahmen. In der Einfachbelastung liegt die NOEC bei 0,075  $\mu\text{g/l}$  (EF4). Die Ergebnisse von GRÜN WALD (2004) bestätigen diese NOEC.

In der Klasse der Cryptophyceae mit ihren Vertretern *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas erosa et ovata* und *Katablepharis ovalis* liegen die NOEC der Einfachbelastung niedriger. Es zeigt sich, dass die Art der Reaktion in der

Einfachbelastung sich innerhalb eines Taxon ändert. In der Mehrfachbelastung ist dies nicht der Fall, *Chroomonas acuta* und *Cryptomonas erosa et ovata* zeigen Abnahmen, *Katablepharis ovalis* Zunahmen. Eine NOEC für die Klasse der Cryptophyceae kann nicht benannt werden, da signifikante Effekte auch bei der niedrigsten Konzentrationsstufe auftreten. In der Mehrfachbelastung liegt die NOEC bei 0,0006 µg/l (MF2). *Chroomonas acuta* hat eine NOEC von 0,00006 µg/l (EF1) in der Einfachbelastung. Es wird hier diese Konzentration als NOEC gewählt, da die Effekte an Tag 57 und 64 isoliert sind. Diese niedrige NOEC wird durch die indirekten Effekte an den ersten beiden Versuchstagen verursacht. In der Mehrfachbelastung zeigen sich nur in den ersten drei Wochen signifikante Ergebnisse, NOEC liegt hier bei 0,015 µg/l (MF3). Die Alge *Cryptomonas erosa et ovata* hat in der Einfach- und Mehrfachbelastung die gleiche NOEC (0,0006 µg/l – EF/MF2). Bis auf eine Ausnahme weist die Richtung der Effekte in Abnahme. Im Jahr nach der Belastung kann bei dieser Alge auch eine NOEC bestimmt werden, sie liegt bei MF4 (0,075 µg/l). Zur Festlegung dieses Wertes siehe bitte 3.4.3.1-*Cryptomonas erosa et ovata*.

Bei den Arten der Klasse der Chrysophyceae zeigen sich Unterschiede in der Empfindlichkeit der Arten in Einfach- und Mehrfachbelastung. In der Klasse selbst zeigen sich in der Einfachbelastung nur an wenigen Tagen signifikante Effekte, in der Mehrfachbelastung dagegen kontinuierlich bis Tag 71. Die NOEC liegt in der Mehrfachbelastung bei 0,075 µg/l (MF4). In der Einfachbelastung liegt die NOEC bei 0,0006 µg/l (EF2), ist aber nicht so gut untermauert, da an einer geringeren Anzahl von Tagen Effekte gefunden wurden. *Uroglena cf. europaea* zeigt in der Mehrfachbelastung ein ähnliches Bild wie die Klasse. NOEC ist aber niedriger und liegt bei 0,015 µg/l (MF3) und in der Einfachbelastung bei 0,075 µg/l (EF4), wobei für den Wert der Einfachbelastung gleiches gilt wie bei der Klasse der Chrysophyceae. Die in der PRC gefundenen Taxa (Tab. 3.30) *Chromulina spec.*, *Chrysophyceae ssp.* und *Dinobryon divergens* zeigen nur an vereinzelt Tagen signifikante Effekte und es konnte keine vernünftige NOEC bestimmt werden.

Die Ergebnisse der Klasse Prasinophyceae und *Nephroselmis olivacea* sind identisch, da *Nephroselmis olivacea* der hauptsächliche Vertreter dieser Klasse war. Die NOEC ist in der Einfachbelastung mit 0,0006 µg/l (EF2) niedriger als in der Mehrfachbelastung mit 0,015 µg/l (MF3). In der Mehrfachbelastung fanden sich bei der Klasse der Prasinophyceae auch am Versuchsende noch signifikante Effekte. Im Jahr nach der Belastung wurden keine Effekte mehr gefunden.

Die PRC fand bei einigen Taxa der Chlorophyceae erhöhte species scores. Der Williamstest fand bei diesen Arten nur vereinzelt signifikante Effekte, denen keine größere Bedeutung zugemessen werden kann.

Bei den untersuchten Taxa der Klasse Bacillariophyceae und auch bei der Klasse selbst fanden sich zum Teil im späteren Zeitraum des Versuches Effekte. In der Mehrfachbelastung konnten nur bei *Cyclotella spec.* signifikante Reaktionen

nachgewiesen werden, NOEC liegt bei 0,075 µg/l (MF4) und in der Einfachbelastung bei 0,00006 µg/l (EF1).

Auch bei der Klasse Cyanophyceae wurde nur bei einem Vertreter Effekte in der Mehrfachbelastung gefunden, die im späteren Verlauf des Versuchszeitraumes auftraten. Die NOEC lagen bei den einzelnen Cyanophyceae bei 0,075 µg/l (EF4/MF4).

Die Klasse der Dinophyceae zeigt dagegen Effekte in der Mehrfachbelastung, die NOEC liegt hier bei 0,075 µg/l (MF4). Für die Klasse der Zygnematophyceae konnten nur Effekte in der Einfachbelastung gefunden werden, NOEC bei 0,0006 µg/l (EF2).

Im Jahr nach der Belastung konnten, wie schon erwähnt in der Klasse der Cryptophyceae Effekte nachgewiesen werden. Daneben wurden noch bei *Chromulina cf. ovaloides* an mehreren aufeinanderfolgenden Tagen Effekte gefunden. Diese traten aber so spät auf, dass keine ursächliche Beziehung zur Belastung gesehen werden kann.

**Tab. 3.35: NOEC-Werte einzelner Phytoplanktontaxa der Einfach- und Mehrfachbelastung im Jahr der Belastung**

nicht gerechnet bedeutet, dass der Williamstest sich nicht rechnen ließ;

keine Tiere bedeutet, dass an diesem Tag keine Tiere dieses Taxons gefunden worden sind;

z.B: 1, 4, 5 sig bedeutet, dass diese Konzentrationsstufen signifikant von den Kontrollen abwichen, ein NOEC aber nicht bestimmt werden konnte, da nicht aufeinanderfolgende Konzentrationsstufen gefunden wurden;

↑ bedeutet Zunahme; ↓ bedeutet Abnahme

Tag	Artenreichtum		Gesamtabundanz		Klasse Cryptophyceae		Chroomonas acuta		Cryptomonas erosa et ovata	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Cryptomonas erosa et ovata	Mehrfachbelastung
1	-	-	-	-	EF4 ↑	-	EF1 ↑	-	EF2 ↓	-
8	1,5 Sig	-	<EF1 ↑	MF4 ↑	1,2,3,4 Sig	MF2 ↓	<EF1 ↑	MF2 ↓	<EF1 ↓	<MF1 ↓
15	-	-	EF4 ↑	MF4 ↑	EF4 ↓	MF4 ↓	EF4 ↓	MF4 ↓	1,3,4,5 Sig	-
22	EF4 ↑	-	-	MF4 ↑	EF4 ↓	-	EF4 ↓	MF4 ↓	-	-
29	EF4 ↑	MF4 ↑	EF4 ↑	MF2 ↑	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-
36	EF2 ↑	MF4 ↑	EF4 ↑	-	-	-	-	-	EF2 ↓	MF3 ↓
43	-	MF4 ↑	-	-	-	MF4 ↓	-	-	EF2 ↓	MF2 ↓
50	EF3 ↑	MF3 ↑	-	-	-	-	1,3,4,5 Sig	-	EF2 ↓	MF3 ↓
57	-	-	EF1 ↓	-	<EF1 ↓	-	<EF1 ↓	-	-	MF3 ↓
64	EF1 ↑	-	-	MF4 ↑	<EF1 ↓	-	<EF1 ↓	-	EF2 ↓	<MF1 ↓
71	<EF1 ↑	-	EF4 ↑	MF2 ↓	EF4 ↑	MF2 ↓	1,5 Sig	-	EF4 ↓	MF2 ↓
77	EF4 ↑	-	1,5 Sig	MF2 ↓	<EF1 ↑	MF2 ↓	1,5 Sig	-	EF2 ↓	MF2 ↓
85	EF1 ↑	-	EF1 ↑	-	<EF1 ↑	-	1,5 Sig	-	EF4 ↓	MF4 ↓
92	1,4,5 Sig	-	EF3 ↑	-	-	-	1,2,3,4 Sig	-	-	MF4 ↓
98	-	-	-	-	-	-	-	-	EF4 ↓	MF4 ↓
106	-	-	-	-	-	-	1 Sig	1 Sig	-	-
115	-	MF3 ↓	-	-	-	MF2 ↑	-	1 Sig	-	-
119	-	MF4 ↓	-	MF4 ↓	-	-	-	-	-	-
127	-	-	-	-	-	-	-	-	-	MF4 ↓
141	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
162	-	-	-	-	-	-	-	MF4	-	MF4 ↓

EF1	MF4	EF4	MF2	<EF1	MF2	EF1	MF3	EF2	MF2
0,00006 µg a.i.l	0,075 µg a.i.l	0,075 µg a.i.l	0,0006 µg a.i.l	0,00006 µg a.i.l	0,0006 µg a.i.l	0,00006 µg a.i.l	0,015 µg a.i.l	0,0006 µg a.i.l	0,0006 µg a.i.l

## Ergebnisse und Diskussion

Tag	Katablepharis ovalis		Klasse Chrysophyceae		Uroglena cf. europaea		Chromulina spec.		Chrysophyceae ssp.	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung
1	-	MF2 ↑	-	-	EF2 ↑	-	-	-	-	-
8	EF4 ↑	MF4 ↑	EF4 ↑	MF3 ↑	EF4 ↑	MF4 ↑	EF1 ↓	-	-	-
15	-	-	EF4 ↑	MF4 ↑	EF3 ↑	MF4 ↑	-	-	1,5 Sig	-
22	EF3 ↑	2,4,5 Sig	-	MF4 ↑	EF4 ↑	MF4 ↑	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-
29	EF4 ↑	MF3 ↑	-	MF4 ↑	-	MF3 ↑	nicht gerechnet	MF4 ↑	-	-
36	-	-	EF2 ↑	MF4 ↑	keine Algen	MF2 ↑	nicht gerechnet	keine Algen	-	-
43	EF3 ↓	-	<EF1 ↑	MF1 ↑	-	MF4 ↑	nicht gerechnet	--	<EF1 ↑	-
50	-	MF3 ↑	-	MF4 ↑	-	MF3 ↑	nicht gerechnet	-	-	-
57	EF4 ↑	MF4 ↑	-	MF4 ↑	nicht gerechnet	MF3 ↑	keine Algen	-	-	-
64	-	-	-	MF4 ↑	nicht gerechnet	MF4 ↑	keine Algen	nicht gerechnet	EF2 ↑	-
71	EF4 ↑	-	EF4 ↑	MF4 ↑	nicht gerechnet	MF3 ↑	keine Algen	-	-	-
77	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-	keine Algen	MF3 ↑	EF4 ↑	-	<EF1 ↑	MF4 ↓
85	-	-	-	-	keine Algen	MF4 ↑	EF4 ↑	-	EF2 ↓	-
92	<EF1 ↓	-	-	-	-	-	nicht gerechnet	keine Algen	<EF1 ↑	MF4 ↓
98	EF2 ↓	-	-	MF4 ↓	-	-	keine Algen	keine Algen	-	-
106	EF1 ↓	-	EF4 ↓	-	keine Algen	-	keine Algen	-	EF4 ↓	-
115	-	-	-	MF4 ↓	-	-	-	-	-	MF4 ↓
119	-	MF4 ↓	-	-	-	-	-	-	-	MF2 ↓
127	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
141	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
162	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EF2 0,0006 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l	EF2 0,0006 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l	EF4 0,075 µg a.i./l	MF3 0,015 µg a.i./l	EF4 0,075 µg a.i./l	-	EF2 0,0006 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l

Tag	Dinobryon divergens		Klasse Prasinophyceae		Nephroselmis olivacea		Klasse Chlorophyceae		Chlorophyceae ssp.	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung
1	-	-	<EF1 ↓	-	<EF1 ↓	-	-	-	EF4 ↑	-
8	EF3 ↑	-	EF2 ↑	MF4 ↑	EF2 ↑	MF4 ↑	1,2,3,5 Sig	-	EF4 ↓	-
15	nicht gerechnet	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-	-	-	EF4 ↑	-
22	keine Algen	-	EF4 ↑	MF4 ↑	EF4 ↑	MF4 ↑	EF4 ↑	-	<EF1 ↑	-
29	keine Algen	keine Algen	1,2,3,5 Sig	MF3 ↑	1,2,3,5 Sig	MF3 ↑	-	MF4 ↑	EF1 ↑	-
36	keine Algen	keine Algen	EF3 ↑	MF2 ↑	EF3 ↑	MF2 ↑	EF4 ↑	-	1,2,3,4 Sig	MF4 ↑
43	keine Algen	keine Algen	<EF1 ↑	MF3 ↑	<EF1	MF3 ↑	-	-	nicht gerechnet	-
50	keine Algen	nicht gerechnet	-	MF3 ↑	-	MF3 ↑	1,2,3,4 Sig	MF4 ↑	-	MF2 ↑
57	keine Algen	keine Algen	-	MF3 ↑	-	MF3 ↑	-	-	nicht gerechnet	-
64	keine Algen	keine Algen	EF4 ↑	MF4 ↑	EF4 ↑	MF4 ↑	-	-	-	-
71	keine Algen	keine Algen	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-	-	-
77	keine Algen	keine Algen	-	-	-	-	<EF1 ↑	-	-	-
85	keine Algen	keine Algen	-	-	-	-	-	-	EF3 ↑	-
92	keine Algen	keine Algen	-	-	-	-	-	-	EF1 ↑	-
98	keine Algen	keine Algen	-	-	-	-	-	-	1,5 Sig	-
106	keine Algen	keine Algen	EF2 ↓	-	EF2 ↓	-	<EF1 ↓	-	-	-
115	-	-	-	MF4 ↑	-	-	-	-	-	-
119	-	-	-	-	-	<MF1 ↓	-	MF4 ↑	-	MF3 ↓
127	-	-	-	MF4 ↑	-	3,5 Sig	-	-	-	-
141	-	-	-	MF4 ↑	-	-	-	MF4 ↑	-	-
162	-	-	-	MF4 ↑	-	-	-	-	-	-
	-	-	EF2 0,0006 µg a.i./l	MF3 0,015 µg a.i./l	EF2 0,0006 µg a.i./l	MF3 0,015 µg a.i./l	EF4 0,075 µg a.i./l	-	EF1 0,00006 µg a.i./l	-

Tag	Ankyra judayi		Monoraphidium minutum		Oedogonium spec.		Palmellastad. Chlamydomonas		Klasse Bacillariophyceae	
	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung	Einfachbelastung	Mehrfachbelastung
1	keine Algen	keine Algen	-	-	-	-	-	-	-	-
8	keine Algen	-	-	-	EF1 ↓	-	EF4 ↑	MF4 ↑	-	-
15	keine Algen	-	-	-	-	-	<EF1 ↑	-	-	-
22	-	-	-	-	-	-	EF4 ↑	-	-	-
29	-	-	-	-	-	-	EF4 ↑	MF3 ↑	<EF1 ↓	MF4 ↑
36	<EF1 ↓	-	keine Algen	-	EF4 ↑	-	nicht gerechnet	-	EF1 ↑	-
43	-	-	keine Algen	-	-	-	-	-	-	MF4 ↑
50	1,2,3,4 Sig	-	keine Algen	-	nicht gerechnet	-	keine Algen	MF2 ↑	nicht gerechnet	-
57	-	-	keine Algen	-	-	-	nicht gerechnet	MF3 ↑	-	-
64	-	-	EF4 ↑	-	-	-	-	-	<EF1 ↑	-
71	-	-	EF4 ↑	-	nicht gerechnet	-	EF4 ↑	-	EF1 ↑	-
77	<EF1 ↓	MF3 ↓	keine Algen	-	nicht gerechnet	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	MF2 ↑
85	EF3 ↓	-	keine Algen	-	-	-	nicht gerechnet	-	-	-
92	EF2 ↓	MF3 ↓	keine Algen	-	nicht gerechnet	-	-	-	EF1 ↑	-
98	-	-	-	MF4 ↑	-	-	-	-	EF1 ↑	-
106	EF2 ↓	<MF1 ↓	keine Algen	keine Algen	-	-	-	-	EF2 ↓	-
115	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
119	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
127	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
141	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
162	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EF3 0,015 µg a.i./l	-	EF4 0,075 µg a.i./l	-	-	-	EF4 0,075 µg a.i./l	MF3 0,015 µg a.i./l	EF1 0,00006 µg a.i./l	-

Tag	Cyclotella spec.		Achnanthes minutissima		Klasse Cyanophyceae		Snowella spec.		Oszillatoria spec.	
	Einfach-belastung	Mehrfach-belastung	Einfach-belastung	Mehrfach-belastung	Einfach-belastung	Mehrfach-belastung	Einfach-belastung	Mehrfach-belastung	Einfach-belastung	Mehrfach-belastung
1	EF3 ↓	MF4 ↓	EF2 ↑	-	-	-	nicht gerechnet	-	-	-
8	EF4 ↑	-	-	-	-	-	keine Algen	-	-	-
15	EF4 ↑	MF4 ↑	EF4 ↓	-	-	-	-	-	-	-
22	-	MF4 ↑	-	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-	-	-
29	-	MF4 ↑	-	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-	-	-
36	EF4 ↑	MF4 ↑	EF1 ↑	-	EF4 ↑	-	nicht gerechnet	-	EF4 ↑	-
43	EF3 ↑	MF4 ↑	-	-	EF3 ↑	-	EF4 ↑	-	-	-
50	1,2,3,4 Sig	MF4 ↑	EF3 ↑	-	EF4 ↑	-	-	-	EF3 ↑	MF2 ↑
57	EF3 ↓	MF4 ↑	-	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-
64	-	MF4 ↑	<EF1 ↑	-	1,5 Sig	-	-	-	<EF1 ↑	-
71	-	-	2,5 Sig	-	-	-	nicht gerechnet	MF3 ↑	EF4 ↑	-
77	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-	EF4 ↑	-	-	-	EF4 ↑	MF4 ↓
85	-	-	-	-	EF1 ↑	-	EF4 ↑	-	EF3 ↑	-
92	EF1 ↑	-	EF1 ↑	-	EF3 ↑	-	-	-	1,2,5 Sig	MF4 ↓
98	EF1 ↑	-	1,2 Sig	-	EF4 ↑	-	nicht gerechnet	-	1,5 Sig	MF4 ↓
106	-	-	-	-	EF4 ↑	-	nicht gerechnet	-	EF4 ↑	MF4 ↓
115	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
119	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
127	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
141	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
162	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	EF1 0,00006 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l	-	-	EF3 0,015 µg a.i./l	-	EF4 0,075 µg a.i./l	-	EF4 0,075 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l

Tag	Cyanophyceae ssp.		Klasse Dinophyceae		Peridinium spec.		Klasse Euglenophyceae		Klasse Zygnematophyceae	
	Einfach-belastung	Mehrfach-belastung	Einfach-belastung	Mehrfach-belastung	Einfach-belastung	Mehrfach-belastung	Einfach-belastung	Mehrfach-belastung	Einfach-belastung	Mehrfach-belastung
1	keine Algen	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	keine Algen	keine Algen	EF1 ↑	MF3 ↑	nicht gerechnet	-	nicht gerechnet	MF4 ↑	-	-
15	keine Algen	keine Algen	-	MF4 ↑	-	-	-	-	-	-
22	nicht gerechnet	MF2 ↑	-	MF4 ↑	-	-	EF4 ↑	-	-	-
29	nicht gerechnet	-	EF4 ↑	MF4 ↑	-	-	nicht gerechnet	-	-	-
36	-	-	-	-	keine Algen	-	-	-	-	-
43	-	-	nicht gerechnet	MF4 ↑	keine Algen	-	nicht gerechnet	-	EF2 ↑	-
50	-	keine Algen	-	-	keine Algen	-	EF2 ↓	1,5 Sig	EF4 ↓	-
57	-	-	<EF1 ↓	-	keine Algen	MF4 ↑	-	-	EF3 ↑	-
64	EF4 ↑	-	EF4 ↑	MF4 ↑	keine Algen	keine Algen	EF3 ↑	-	EF2 ↑	-
71	-	-	-	-	keine Algen	keine Algen	nicht gerechnet	nicht gerechnet	EF2 ↑	-
77	<EF1 ↑	MF2 ↓	-	MF3 ↓	-	-	-	-	EF2 ↑	-
85	1,4,5 Sig	-	EF2 ↓	MF4 ↓	-	-	<EF1 ↑	-	EF3 ↑	-
92	EF4 ↓	-	-	-	-	-	EF2 ↓	1 Sig	EF1 ↑	-
98	EF4 ↑	-	-	-	-	-	EF4 ↑	-	-	-
106	-	-	-	-	-	-	EF4 ↑	-	-	-
115	-	-	-	MF4 ↑	-	-	-	-	-	-
119	-	-	-	MF4 ↑	-	-	-	-	-	-
127	-	-	-	MF4 ↑	-	-	-	MF4 ↑	-	-
141	-	-	-	MF4 ↑	-	-	-	MF4 ↑	-	-
162	-	-	-	MF4 ↑	-	-	-	-	-	-
	EF4 0,075 µg a.i./l	-	EF4 0,075 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l	-	-	EF4 0,075 µg a.i./l	MF4 0,075 µg a.i./l	EF2 0,0006 µg a.i./l	-

**Tab. 3.36: NOEC-Werte einzelner Phytoplanktontaxa Mehrfachbelastung im Jahr nach der Belastung**

nicht gerechnet bedeutet, dass der Williamstest sich nicht rechnen ließ;

keine Tiere bedeutet, dass an diesem Tag keine Tiere dieses Taxons gefunden worden sind;

z.B: 1, 4, 5 sig bedeutet, dass diese Konzentrationsstufen signifikant von den Kontrollen abwichen, ein NOEC aber nicht bestimmt werden konnte, da nicht aufeinanderfolgende Konzentrationsstufen gefunden wurden;

↑ bedeutet Zunahme; ↓ bedeutet Abnahme

	Gesamtabundanz	Prasinophyceae	Nephroselmis olivacea	Chrysophyceae	Chromulina cf. ovaloides
Tag	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung
297	-	-	-	-	-
302	-	-	-	-	MF4 ↑
310	-	-	-	-	-
316	-	-	-	-	-
321	-	-	-	-	-
331	-	-	-	-	-
337	-	-	-	-	MF1 ↑
345	-	-	-	-	-
351	MF4 ↓	-	-	MF4 ↓	-
358	MF4 ↓	-	-	MF4 ↓	-
366	MF4 ↓	-	-	-	-
371	-	-	-	-	-
379	-	MF4 ↓	MF4 ↓	-	MF4 ↓
386	MF4 ↓	MF3 ↓	MF3 ↓	MF4 ↓	MF4 ↓
392	-	-	-	-	-
399	-	-	-	-	MF4 ↓
407	-	-	-	-	-
414	-	-	-	MF4 ↓	MF4 ↓
420	-	-	-	-	MF4 ↓
427	-	-	-	-	MF4 ↓
434	-	-	-	-	MF4 ↓
441	-	-	-	-	MF4 ↓
449	-	-	-	-	-
456	-	-	-	-	-
463	-	-	-	-	-
470	-	-	-	-	-
477	-	-	-	-	-
484	-	-	-	-	-
491	-	<MF1 ↓	<MF1 ↓	-	-
498	-	-	-	-	-
505	MF1 ↑	<MF1 ↓	<MF1 ↓	-	-
	MF4 0,075 µg a.i./l				

	Chromulina cf. sphaeridia	Cryptophyceae	Chlorophyceae	Bacillariophyceae
Tag	Mehrfachbelastung	Mehrfachbelastung		
297	-	MF4 ↑	-	-
302	-	MF1 ↑	-	-
310	-	-	-	-
316	-	MF4 ↑	-	-
321	-	-	-	-
331	-	-	-	-
337	-	-	-	-
345	-	-	-	-
351	-	-	-	-
358	-	-	-	-
366	MF2 ↓	MF4 ↓	-	-
371	-	MF4 ↓	-	-
379	-	MF4 ↓	-	-
386	-	MF4 ↓	-	-
392	MF4 ↓	MF4 ↓	-	-
399	-	MF2 ↓	-	-
407	-	MF4 ↓	-	-
414	MF4 ↓	MF2 ↓	-	-
420	MF4 ↓	MF2 ↓	-	-
427	-	MF4 ↓	-	-
434	MF4 ↓	-	-	-
441	-	-	-	-
449	-	-	-	-
456	-	-	-	-
463	-	MF4 ↓	-	<MF1 ↑
470	-	MF1 ↓	-	<MF1 ↑
477	-	MF3 ↓	MF4 ↑	MF4 ↑
484	-	MF3 ↓	MF4 ↑	MF3 ↑
491	-	-	MF3 ↑	-
498	-	MF4 ↑	MF3 ↑	-
505	-	-	MF3 ↑	-
	MF4 0,075 µg a.i.l	MF2 0,0006 µg a.i.l	MF4 0,015 µg a.i.l	<MF1 0,00006 µg a.i.l

## 4 Schlussfolgerungen

In den in dieser Studie verwendeten Enclosures nimmt *Chaoborus cristallinus* eine Schlüsselrolle ein. Er steht neben den Anisopteren, die nur in geringen Abundanzen vorgekommen sind, als Toppredator an oberster Stelle in der Nahrungspyramide. Da *Chaoborus cristallinus* nur in fischlosen Gewässern vorkommt (BERENDONK 1999), nimmt er diese Position auch in so charakterisierten natürlichen Gewässern ein. Effekte auf dieses Tier können daher weitreichende indirekte Effekte nach sich ziehen. Diese indirekten Effekte konnten neben den toxischen Effekten in dieser Arbeit aufgezeigt werden. In Tab. 4.1 sind die aufgetretenen Effekte zusammengefasst und nach der in Kapitel 1 beschriebenen Effektklasseneinteilung von BROCK *et al.* (2000) bewertet. Zusätzlich wurde vermerkt, wenn eine Wiedererholung auftrat, die aber erst nach acht Wochen einsetzte. Effekte der Stufe vier können in dieser Studie nicht auftreten, da der Versuch länger als acht Wochen andauerte.

Tab. 4.1: Zusammenfassung der Effekte und Einstufung der Effekte nach BROCK et al. (2000)

	2000					2001									
	Einfachbelastung					Mehrfachbelastung					Mehrfachbelastung				
	EF1	EF2	EF3	EF4	EF5	MF1	MF2	MF3	MF4	MF5	MF1	MF2	MF3	MF4	MF5
<b>physik. Parameter</b>															
<b>chem. Parameter</b>															
<b>Makroinvertebraten</b>															
Artenreichtum										R					
Gesamtabundanz										R					
Chaoborus cristallinus															
Chironomidae ssp.															
Ordnung Ephemeroptera															
Cloeon dipterum															
Baetidae ssp.															
Zygoptera ssp.															
Naididae ssp.															
Ordnung Hirudinea															
Lymnaea stagnalis															
Evenness															
<b>Zooplankton</b>															
Artenreichtum															
Gesamtabundanz										R					
Nauplia ssp.										R					
Eudiaptomus gracilis										R					
Fam. Cyclopidae										R					
Fam. Chydoridae										R					
Simocephalus vetulus										R					
Daphnia longispina agg.										R					
Klasse Rotatoria										R					
Polyarthra vul.-dol. agg.										R					
Keratella quadrata										R					
Hexarthra mira										R					
Synchaeta spec.										R					
Evenness										R					
<b>Phytoplankton</b>															
Artenreichtum															
Gesamtabundanz															
Chroomonas acuta															
Cryptomonas erosa et ovata															
Uroglena cf. Europaea															
Nephroselmis olivacea															
Klasse Chlorophyceae															
Klasse Bacillariophyceae															
Klasse Cyanophyceae															
Evenness															

Legende:

	Stufe 1: kein Effekt		Stufe 3
	Stufe 2		Stufe 3 indirekter Effekt
	Stufe 2 indirekter Effekt		Stufe 3 direkter und indirekter Effekt
	Stufe 2 direkter und indirekter Effekt		Stufe 5 mit Recovery nach mehr als 8 Wochen
	Stufe 5		Stufe 5 indirekter Effekt mit Recovery nach mehr als 8 Wochen
	Stufe 5 indirekter Effekt		Stufe 5 direkter und indirekter Effekt mit Recovery nach mehr als 8 Wochen
	Stufe 5 direkter und indirekter Effekt		

Aus der Tabelle wird ersichtlich, dass Effekte der Stufe fünf in allen untersuchten Gesellschaften gefunden wurden. In der Mehrfachbelastung sind bei den Taxa *Chaoborus cristallinus*, *Nauplia* ssp. und *Daphnia longispina* agg. Effekte der Stufe fünf schon bei niedrigeren Konzentrationen aufgetreten als in der Einfachbelastung. Bei manchen Taxa kamen in der Mehrfachbelastung Effekte der Stufe fünf vor, bei denen in der Einfachbelastung die Effekte weniger stark waren (Artenreichtum Makroinvertebraten, Gesamtabundanz Makroinvertebraten, Evenness Makroinvertebraten, Gesamtabundanz Zooplankton, Familie *Cyclopidae* ssp., *Synchatea* spec., *Cryptomonas erosa et ovata*, *Uroglena cf. europaea*, Evenness Phytoplankton).

Bei den *Baetidae* ssp. ist es in der Einfachbelastung schon in der Konzentrationsstufe 0,075 µg/l (EF4) zu Effekten der Stärke fünf gekommen. In der Mehrfachbelastung waren dagegen in dieser Konzentrationsstufe Effekte der Stufe drei zu verzeichnen. Jedoch traten in der Mehrfachbelastung schon in der niedrigeren Konzentrationsstufe 0,015 µg/l (MF3) Effekte der Stufe drei auf, in der Einfachbelastung wurden bei dieser Konzentration keine Effekte gefunden. Ansonsten kam es in der Einfachbelastung bei der Klasse der Rotatoria zu stärkeren Effekten als in der Mehrfachbelastung. Bei *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. gilt dies auch bedingt, da hier in der Mehrfachbelastung schon in der niedrigsten Konzentrationsstufe 0,00006 µg/l ein Effekt der Stufe zwei zu verzeichnen war, in der nächsthöheren Belastungsstufe 0,0006 µg/l, aber in der Einfachbelastung ein Effekt der Stufe drei und in der Mehrfachbelastung der Stufe zwei gefunden wurde.

Das empfindlichste Taxon gegenüber alpha-Cypermethrin ist *Chaoborus cristallinus*, sowohl in Labortests (HUBER *et al.* unveröffentlicht c), als auch in der Freilandstudie. Dies wird auch in anderen Studien bestätigt (HUBER *et al.* unveröffentlicht a und b; GRÜNWALD 2004). In der Einfachbelastung kann in der höchsten Konzentration (0.375 µg/l) eine Wiedererholung festgestellt werden, wohingegen die Effekte in der Mehrfachbelastung in der höchsten Konzentrationsstufe über ein Jahr nach der dritten Belastung noch nachzuweisen waren. KERFOOT (1989) bestätigt, dass bei Einflüssen auf invertebrate Räuber wie *Chaoborus* die Dynamiken bis in das nächste Jahr getragen werden können.

Auch bei den Ephemeroptera Larven *Cloeon dipterum* und *Baetidae* ssp. wurden toxische Effekte nachgewiesen. Bei diesen Taxa traten zunächst direkte Effekte auf, später dann indirekte. Der Unterschied in Einfach- und Mehrfachbelastung war hier nicht so ausgeprägt. Weitere sekundäre Effekte in der Makroinvertebratengesellschaft wurden bei den *Chironomidae* ssp., Hirudinea, Oligochaeta und den Gastropoda gefunden. Diese Ergebnisse fanden auch andere Autoren in anderen Pyrethroidstudien (z.B. BROCK *et al.* 2000; FARMER *et al.* 1995; BROCK *et al.* 1992). Die Zunahme bei den Gastropoda, vornehmlich *Lymnaea stagnalis*, ist bei Einfach- und Mehrfachbelastung sehr ähnlich. Die Effekte sind zum Teil schon in den niedrigen Konzentrationsstufen sichtbar. Sie sind zurückzuführen auf eine Erhöhung des Nahrungsangebotes. Eine Erhöhung der Phytoplanktongesamtabundanz ist zwar erst in der vierten Konzentrationsstufe

(0,075 µg/l) sichtbar, unter Umständen wird die erhöhte Algenzahl aber gleich wieder umgesetzt, so dass sie gar nicht erst in Werten messbar wird. Der Chlorophyll *a* Gehalt ist in der Mehrfachbelastung in allen Enclosures (außer in MF4 0,075 µg/l) zumindest zeitweise erhöht. Diese Aussage wird zusätzlich dadurch gestützt, dass die kleinen Cladoceren in den niedrigen Konzentrationen der Mehrfachbelastung leichte indirekte Effekte zeigen. Außerdem ist *Lymnaea stagnalis* omnivor, so dass sie auch von einer Erhöhung der organischen Substanz durch abgetötete Tiere profitiert. Zusätzlich ist *Cloeon dipterum*, als potentieller Nahrungskonkurrent zu Beginn des Versuches durch die Applikation reduziert (WOIN 1998).

Die karnivoren Egel finden nach der Applikation ein erhöhtes Nahrungsangebot vor, da die Abundanzen des Nahrungskonkurrenten *Chaoborus cristallinus* reduziert sind. Die nach der Applikation auftretenden Zunahmen können damit aber nicht in einen Zusammenhang gebracht werden, da die Entwicklungszeit der Hirudinea länger ist als die Zeitspanne zwischen Applikation und erhöhtem Auftreten der Hirudinea. BROCK *et al.* (1992b) erklärt die Zunahme der Hirudinea damit, dass die durch das erhöhte Nahrungsangebot gut gesättigten Egel die Kunstsubstrate als Ruherefugium nutzen und dadurch vermehrt gefangen werden. Eine andere Überlegung ist, dass die alpha-Cypermethrin Belastung zu Veränderungen im Verhalten führt. Die Egel bewegen sich nicht mehr so schnell, sind weniger mobil, dadurch sind die Fluchtreaktionen verzögert und sie werden vermehrt gefangen. Es ist bekannt, dass subletale Konzentrationen von Pyrethroiden zu Verhaltensveränderungen führen können. Beispielsweise wurden bei Plecoptera Immobilisationen (ANDERSON 1989) oder bei Cladoceren und Copepoda eine Verminderung der Filtrierate festgestellt (DAY und KAUSHIK 1987b).

Die Bedeutung der indirekten Effekte sollte nicht unterschätzt werden. Sie können länger andauern als die direkten Effekte, von denen sie verursacht worden sind (ROESSINK *et al.* 2005, WENDT-RASCH 2004) und von größerer Bedeutung sein (LAMPERT *et al.* 1989; DEWEY 1986). Durch die Reduzierung bzw. durch die Eliminierung in den beiden hohen Konzentrationen des Räubers aus dem System, kommt es beim Zooplankton hauptsächlich zu indirekten Effekten. Die alpha-Cypermethrin Belastung rief strukturelle Veränderungen in den belasteten Enclosures hervor. Die Dominanzverhältnisse in den Kontrollen zeigten eine Rotatorien dominierte Gesellschaft, bedingt durch die Anwesenheit von *Chaoborus cristallinus*, der die Cladoceren- und Copepodengesellschaft kontrollierte. In natürlichen Gewässern sind planktische Rotatorien häufig abundant, wenn ansonsten nur kleinere Cladoceren vorkommen, aber selten, wenn große Cladoceren wie *Daphnia* auftreten (MACISAAC und GILBERT 1989). Insektizidbelastungen induzieren in vielen Studien Veränderungen in der Zooplanktongemeinschaft von einer Cladoceren/Copepoden dominierten Gesellschaft hin zu einer Rotatorien dominierten Gesellschaft (BROCK *et al.* 1992 b). In den hier untersuchten Mesokosmen vollzog sich der Wechsel hin zu einer eher Copepoden dominierten Gesellschaft. Dies zeigte sich in den Enclosures in denen durch die

Pyrethroidbelastung *Chaoborus cristallinus* negativ beeinflusst wurde und damit die Copepoda anstiegen. Zusätzlich kam es durch die auftretenden *Daphnia longispina* agg. Populationen in EF5 (0,375 µg/l), MF4 (0,075 µg/l) und MF5 (0,375 µg/l) zu einer Abnahme der Rotatorien Abundanz. HANAZATO (1990) zeigte in Untersuchungen in Ponds bei denen durch Abdeckung *Chaoborus* in einem Teil der Versuchsbecken ausgeschlossen wurde, dass bei Auftreten von *Chaoborus* die Zooplanktongemeinschaft von Rotatorien dominiert wurde. Dies bestätigen auch die Ergebnisse von HANAZATO und YASUNO (1989 b).

In dieser Studie kam es folglich zu einer Abkehr von der Rotatorien dominierten Gesellschaft hin zu einer Nauplien dominierten Gesellschaft. Diese Veränderungen traten in der Mehrfachbelastung in der höchsten Konzentrationsstufe (0,375 µg/l) deutlicher zu Tage. Der positiv korrelierte Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von *Chaoborus cristallinus* und Rotatorien zeigte sich auch in dem Enclosure EF2 (0,0006 µg/l). Hier wurden die höchsten *Chaoborus cristallinus* Abundanz gefunden und die Zooplanktongesellschaft wies mit 84 % den höchsten Rotatorienanteil auf.

Die hier eingesetzten Konzentrationen führten bei *Daphnia longispina* agg. und *Eudiaptomus gracilis* nach der Applikation zu toxischen Effekten. Da aber die Abundanz von *Eudiaptomus gracilis* sehr gering waren zum Zeitpunkt der Applikation ist dies für dieses Taxon nicht sicher nachzuweisen.

Der Anstieg in der Gesamtabundanz des Zooplankton ist vor allem durch einen Anstieg bei den Copepoda, hier besonders bei den *Nauplia* ssp. Larven verursacht. In der Mehrfachbelastung treten diese Effekte zum einen deutlicher hervor als in der Einfachbelastung, außerdem sind sie schon bei niedrigeren Konzentrationen sichtbar geworden. In den mehrfach belasteten Enclosures treten bei den Nauplien bereits in der zweiten Konzentrationsstufe (0,0006 µg/l) sekundäre Effekte auf, die sich nicht wieder innerhalb von acht Wochen auf das Kontrollniveau einpendeln. In der Einfachbelastung treten diese Effekte erst bei der nächsthöheren Konzentration auf. Es konnte jedoch bei allen Konzentrationsstufen der Einfach- und Mehrfachbelastung eine Recovery innerhalb des ersten Versuchsjahres nachgewiesen werden. Bei den adulten Copepoda, *Eudiaptomus gracilis* war dies in den beiden hohen Konzentrationen (0,375 µg/l und 0,075 µg/l) der Mehrfachbelastung nicht der Fall. Hier traten auch im Jahr nach der Belastung noch langandauernde Reaktionen auf. Die Abundanz von *Nauplia* ssp. können ansteigen, da diese vom Fraßdruck durch *Chaoborus cristallinus* befreit sind. Damit haben die Nauplien dann anscheinend einen Wettbewerbsvorteil gegenüber den Rotatorien, da sie in den höher belasteten Enclosures an die Stelle der Rotatorien traten. Die Rotatorien zeigen zwar in ihrer Gesamtabundanz auch Zunahmen. Es kommt aber zu Veränderungen bei den einzelnen Arten. *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg., die in den Kontrollenclosures neben *Chaoborus cristallinus* koexistierte, nimmt in den Enclosures stark ab, in denen die *Chaoborus cristallinus* Abundanz ebenfalls abnahm. Dies also vor allem in den drei hohen Konzentrationen der Mehrfachbelastung. In der

Mehrfachbelastung zeigten sich diese Effekte zum Teil auch noch im Jahr nach der Belastung. In den einfach belasteten Enclosures kam es bei *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. in den niedrigen Konzentrationen zum Teil zu Zunahmen. Diese Zunahmen bestärken die Annahme, dass eine besondere Beziehung zwischen *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. und *Chaoborus cristallinus* zu bestehen scheint, da in EF2 (0,0006 µg/l) der Effekt der Zunahme am stärksten ist. Dies ist das Enclosure, das die höchsten *Chaoborus cristallinus* Abundanzen aufweist. *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg. ist durch seine schnellen Fluchtreaktionen relativ gut gegen Chaoborusfraß geschützt (HAVENS 1990, MOORE und GILBERT 1987). Auch HANAZATO (1990) bestätigt mit seinen Untersuchungen, dass die Rotatorien Population durch Chaoborusfraß nicht reduziert wird. *Chaoborus*-Larvenstadien I fressen zwar bevorzugt Rotatorien, aber ihr Fraßdruck ist nicht groß genug, um die Rotatorien Abundanz zu senken. Die Abundanzen steigen in Anwesenheit von *Chaoborus* an. Dieser Zusammenhang zeigte sich auch hier.

Auffällig sind die Abundanzverläufe von *Keratella quadrata* und *Daphnia longispina* agg.. Die Rotatorie und die Cladocere treten beide in den drei höchsten Konzentrationen der Mehrfachbelastung (und in EF5 (0,375 µg/l)) verstärkt auf. Bei dieser Reaktion spielen bei *Daphnia longispina* agg. neben den indirekten Effekten auch direkte Effekte eine Rolle. Dies ist deutlich erkennbar, da der Anstieg der *Daphnia* Abundanzen in der höchsten Konzentrationsstufe zuletzt eintritt und in der dritten zuerst. Die Zunahme der *Daphnia longispina* agg. Abundanzen kann auf die Abnahme der *Chaoborus cristallinus* Abundanzen in diesen Enclosures zurückgeführt werden. MACISAAC und GILBERT (1989) stellten fest, dass *Daphnia rosea* die Zooplanktongemeinschaft immer dann dominierte, wenn die *Chaoborus trivittatus* Population niedrig war und damit dessen Fraßeinfluss gering war. Rotatorien und kleine Cladoceren dominierten, wenn *Chaoborus* abundant war und damit der Fraßdruck auf *Daphnia* stark. Nach Untersuchungen zur mechanischen Interferenz von GILBERT (1988) wird *Keratella quadrata* durch ihre Größe und ihren Panzer von dieser mechanischen Interaktion (LAMPERT und SOMMER 1993) nur wenig beeinträchtigt. Außerdem tritt mechanische Interferenz bei älteren *Daphnia longispina* agg. nicht so häufig auf, bzw. sie befördern die gefangenen Rotatorien nicht zum Mund und ingestieren sie demnach nicht (GILBERT 1988). Die Beobachtungen von VAN WIJNGAARDEN *et al.* (2004) unterstützen, die hier gemachten, da auch sie nach einer Pyrethroidbelastung einen Anstieg der Abundanzen bei *Keratella quadrata* und *Daphnia* finden. Sie führen den Effekt auf ein erhöhtes Nahrungsangebot zurück.

Die durch den Abundanzanstieg dieser beiden Zooplankter bedingten Effekte pflanzen sich auch auf die nächste untere trophische Ebene fort. Es ist bekannt, dass sich die Zusammensetzung der Phytoplanktongesellschaft ändert, wenn sich der Grazingdruck verändert (STEINER und ROY 2003, VANNI 1987, REYNOLDS 1984). Die kolonienbildende Alge *Volvox spec.* trat beispielsweise nur in MF5 (0,375 µg/l) am Ende des Probenahmezeitraumes auf. Diese Alge ist durch Kolonienbildung gut vor Fraß

geschützt. Auch BROCK *et al.* (1992b) beobachteten ein ähnliches Ergebnis nur mit umgekehrtem Vorzeichen; also einen Rückgang von *Volvox aureus*, als die Daphnien nach einer Applikation abnahmen. Der Konkurrenzvorteil von *Volvox aureus* gegenüber fressbaren Algen griff nicht mehr und diese kleinen Algen konnten wiederum ihren Vorteil des schnelleren Populationswachstums (HURLBERT 1975) ausnutzen. Dieser Zusammenhang wird auch von VANNI (1987) bestätigt. BENNDORF (1990) führt außerdem an, dass solche Veränderungen nicht zwingend zu einer Veränderung im Chlorophyll a-Gehalt führen. In den mehrfach belasteten Enclosures traten einige Phytoplanktonarten, die aufgrund ihrer Größe, Gallerthülle, Koloniebildung oder eines derben Gehäuses als nicht fressbar gelten, auf. Im Jahr nach der Belastung erhöhte sich diese Zahl weiterhin. Beispielhaft zu nennen seien hier: *Pediastrum boryanum*, *Ceratium hirunidella*, *Trachelomonas cf. hispida*, *Nephrocytium cf. agardhianum*, *Treubaria triappendiculata*, *Gonium pectorale* und *Pandorina morum*. STEINER und ROY (2003) fanden bei Untersuchungen über den Einfluss invertebrater Räuber auf die Zooplanktongemeinschaft, dass sich der Anteil grazing-restistenter Algenarten bei einem verstärktem Grazing durch *Daphnia* erhöhte. Die Veränderungen im Phytoplankton waren vor allem struktureller Natur und zeigten sich meist in der Mehrfachbelastung betonter. Die Gesamtabundanz des Phytoplanktons hatte nur in der höchsten Konzentrationsstufe deutlichere Zuwächse. In den mehrfach belasteten Enclosures stieg der prozentuale Anteil der Prasinophyceae, Chrysophyceae, Cyanophyceae an, während der Anteil der Cryptophyceae abnahm. Ein Zuwachs bei den Chlorophyceae war nicht konsistent. In den einfach belasteten Enclosures ist ebenfalls ein deutlicher Zuwachs des prozentualen Anteils der Prasinophyceae in den hohen Konzentrationsstufen zu sehen. Auch der Anteil der Bacillariophyceae und Cyanophyceae erhöhte sich, ein Anstieg bei den Chrysophyceae war nicht so stark wie in der Mehrfachbelastung.

Die Ergebnisse der PRC bestätigen stärkere Einflüsse der Mehrfachbelastung gegenüber der Einfachbelastung bei den Analysen 3. Hier sind die Abweichungen in den beiden höchsten Konzentrationsstufen der Mehrfachbelastung von den Kontrollen größer als in der höchsten Konzentration der Einfachbelastung. Die mehrmalige Gabe einer niedrigeren Konzentration (0,075 µg/l) rief demnach stärkere Effekte hervor als die einmalige Belastung mit einer höheren Konzentration (0,375 µg/l). In der Berechnung der NOEC<sub>community</sub> kommt dies bei den Makroinvertebraten und bei der Zooplanktongesellschaft nicht zum Ausdruck. Für die Makroinvertebraten- und Zooplanktongesellschaft liegt die NOEC<sub>community</sub> in beiden Belastungsszenarien in der zweiten Konzentrationsstufe (0,0006 µg/l). Die NOEC<sub>community</sub> der Phytoplanktongesellschaft liegt in der Mehrfachbelastung bei 0,015 µg/l (MF3), und damit niedriger als in der Einfachbelastung mit 0,075 µg/l (EF4).

Insgesamt treten die meisten Reaktionen in der Mehrfachbelastung stärker auf und teilweise auch bei niedrigeren Konzentrationen als in der Einfachbelastung. In der Einfachbelastung sind bei einer Konzentration von 0,015 µg/l keine länger andauernden

negativen Effekte zu erwarten (NOEAEC). Bei *Nauplia* ssp. und *Eudiaptomus gracilis* kamen in dieser Konzentrationsstufe Effekte der Stufe fünf vor. Beide Taxa zeigten eine Wiedererholung, die erstgenannte an Tag 106 und die zweite an Tag 85. Bei der Schlüsselart für fischlose Gewässer und in den Enclosures *Chaoborus cristallinus* wurden Effekte der Stufe drei (Tab. 4.1) gefunden, d.h. es fand eine Recovery statt. Dies bestätigen auch die Berechnungen des Williamstests, die am Versuchsende in dieser Konzentrationsstufe keine signifikanten Effekte mehr bei *Chaoborus cristallinus* finden. Aus diesen Gründen wird die NOEAEC in der Einfachbelastung auf 0,015 µg/l festgelegt. Diese Konzentration wird auch von den Ergebnissen von GRÜNWALD (2004) und HUBER *et al.* (unveröffentlicht b) bestätigt.

In der Mehrfachbelastung treten bei dieser Konzentrationsstufe (MF3 - 0,015 µg/l) Effekte auf, die der Stufe fünf nach BROCK *et al.* (2000) zugeordnet sind. Da diese Effekte bei *Chaoborus cristallinus* zu sehen sind, muss die NOEAEC herabgesetzt werden. Gegen Ende des hier sehr lang gewählten Probezeitraumes im Belastungsjahr hat zwar eine Wiedererholung der *Chaoborus cristallinus* Abundanzen stattgefunden, aber im Jahr nach der Belastung treten in dieser Konzentrationsstufe wieder Abweichungen gegenüber den Kontrollen bei *Chaoborus cristallinus* auf. Weitere Effekte der Stufe fünf zeigen bei einer Konzentration von 0,015 µg/l die Evenness der Makroinvertebratengesellschaft, *Uroglena cf. europaea*, *Daphnia longispina* agg., *Keratella quadrata*, *Eudiaptomus gracilis* und *Nauplia* ssp. Bei *Nauplia* ssp. zeigen sich diese ausgeprägten Effekte zusätzlich in MF2 (0,0006 µg/l). Wenn man diese Werte zusammen mit den berechneten NOEC<sub>community</sub> Werten in Betracht zieht, muss die NOEAEC auf 0,0006 µg/l für die Mehrfachbelastung festgelegt werden.

Die Enclosures bewiesen sich als gutes Mittel um die Auswirkungen einer Pyrethroidbelastung umfassend zu charakterisieren. Sie ermöglichen eine Bewertung der Effekte auf verschiedenen trophischen Ebenen und die Erfassung einer potenziellen Wiedererholung der Arten und des Systems. Der in jüngerer Zeit für die Risikoabschätzung diskutierte Ansatz der SSD (Species Sensitivity Distribution), der auf Labortests basiert, die mit einem größeren Spektrum an Arten durchgeführt werden und bei dem mit einem statistischen Modell die sogenannten HC<sub>x</sub> (Hazardous Concentration für x% der Arten) berechnet werden, hat den Nachteil, dass indirekte Effekte und Recovery nicht erfasst werden (BROCK *et al.* 2004). Die Auswertungen und Ergebnisse dieser Studie haben aber gezeigt wie wichtig die indirekten Effekte und Informationen über die Recovery sind.

Die von GIDDINGS *et al.* (2002) angeführten Probleme der Interpretation der Ergebnisse traten hier selten auf. Schwierigkeiten zeigen sich, wenn es zu Überlagerungen von toxischen und indirekten Effekten kommt. Diese Probleme können mit Informationen über die Empfindlichkeit der betreffenden Arten minimiert werden. Dazu können Toxizitätstests im Labor durchgeführt werden. Die Ergebnisse der PRC der Zooplanktongesellschaft waren in der Mehrfachbelastung eindeutiger als in der

Einfachbelastung. Hier konnte in der Einfachbelastung keine klare Dosis-Wirkungsbeziehung gefunden werden und die Ergebnisse waren nur an einigen Tagen valide. Auch die aufgetretenen Probleme bei der Interpretation einiger Veränderungen im Phytoplankton waren unabhängig von der Zahl der Belastungen. Die Interpretationen im Bereich des Phytoplankton sind dadurch erschwert, da die Artenvielfalt wesentlich größer ist als bei Zooplankton und Makroinvertebraten und dies durch die natürliche jahreszeitliche Sukzession noch verstärkt wird. Außerdem wird in vielen Insektizidstudien das Phytoplankton nur als Summenparameter Chlorophyll  $a$  Gehalt erfasst. Dadurch gibt es in der Literatur nur wenig Informationen über insektizidinduzierte Veränderungen in der Phytoplanktongesellschaft. Veränderungen in der Artenzusammensetzung zeigen sich aber nicht zwingend im Chlorophyll  $a$  Gehalt (BENNDORF 1990). In dieser Studie konnten die Emergenzen nicht mit erfasst werden. Dies wären zusätzliche nützliche, Informationen. Es gibt nur wenige Pyrethroidstudien, die Emergenzen untersucht haben, so dass es bisher nur unzulängliches Wissen über Effekte auf die Entwicklung von Larve zu schlüpfendem Tier gibt. Auch werden manche Taxa in zu geringen Abundanzen in den Emergenzfallen gefunden. Es gibt Anzeichen dafür, dass Pyrethroide die Larvenentwicklung verzögern können. Dies könnte dazu führen, dass zum Beispiel eine Generation im Jahr fehlt (BROCK *et al.* 2000).

Auch das Vorkommen von *Asellus aquaticus* und *Gammarus roeseli* in den Enclosures wäre wünschenswert, da sich beide Taxa in anderen Studien als empfindlich gegenüber Pyrethroiden gezeigt haben (z.B. ROESSINK *et al.* 2005, VAN WIJINGAARDEN *et al.* 2004; BROCK *et al.* 2000). Eine Veränderung in der Population dieser beiden Zersetzer kann zu einem Anstieg der organischen Masse im System führen und damit indirekte Effekte hervorrufen (BROCK *et al.* 2000).

In der Risikoabschätzung stellen Mikro- oder Mesokosmenstudien einen wichtigen Bestandteil dar. Sie ermöglichen ein umfassendes Bild auf die Reaktionen der aquatischen Biozönose und können die ökologische Relevanz von im Labor beobachteten Effekten untersuchen (OECD 2004). Die gelegentlich auftretende Kritik zur Reproduzierbarkeit der Ergebnisse von Mesokosmenstudien kann durch die deutlich übereinstimmenden Ergebnisse einiger Studien mit dieser Testsubstanz am Fachgebiet für Ökotoxikologie widerlegt werden (GRÜNWALD 2004; HUBER *et al.* unveröffentlicht a und b). Auch GIDDINGS *et al.* (2001) finden eine bemerkenswerte Konsistenz der Ergebnisse verschiedener Pyrethroidmesokosmenstudien. Die sieben verglichenen Studien wurden in einem Zeitraum von 10 Jahren auf zwei verschiedenen Kontinenten durchgeführt.

Bei der Untersuchung einer Mehrfachbelastung spielen auch Applikationsintervalle, sowie Zeitpunkte der Applikation eine Rolle. Pyrethroide können beispielsweise bei kühleren Temperaturen toxischer sein (ANDERSON 1989). Unterschiede in natürlichen Gewässern (z.B. Trophie, pH) können ebenfalls unterschiedlichen Effekte hervorrufen (ROESSINK *et al.* 2005; BROCK *et al.* 1993 und 1992 b).

Die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, dass die mehrmaligen Einwirkungen des Pyrethroides alpha-Cypermethrin anhaltendere Effekte verursachten. Außerdem traten Effekte bereits bei niedrigeren Konzentrationen auf als in der Einfachbelastung. Da es in der Praxis zu vielfältigen Einsätzen von Pestiziden kommt (Mischungen, verschiedene Pyrethroide, verschiedene Anwender spritzen zu unterschiedlichen Zeitpunkten) kann dies das Risiko einer Belastung der aquatischen Biozönose erhöhen. Daher sollte das Problem der Mehrfachbelastung in der Risikoabschätzung von Pflanzenschutzmitteln, die in der Praxis mehrmalig ausgebracht werden, nicht negiert, sondern stärker berücksichtigt werden.

## 5 Zusammenfassung

Im Rahmen des Zulassungsverfahrens für Pflanzenschutzmittel werden Toxizitätstests unterschiedlicher Komplexität durchgeführt, um die Umweltrisiken von Pflanzenschutzmitteln auf Nichtzielorganismen zu erfassen. Insektizide können während der Anwendung in landwirtschaftlichen oder gärtnerischen Kulturen durch Abdrift, Auswaschung oder Oberflächenabfluss in aquatische Lebensräume gelangen und die dortigen Biozönosen nachteilig beeinflussen. Mesokosmenstudien, als höherrangige Testverfahren kommen im Zuge der Risikoabschätzung beispielsweise zum Einsatz, wenn die Ergebnisse der Labortests Probleme für die Umwelt vermuten lassen. In Mesokosmentests können Toxizitätsdaten unter naturnahen Bedingungen auf verschiedenen trophischen Ebenen erhoben werden. Dadurch können neben den toxischen Effekten auch sekundäre Effekte über das Nahrungsnetz erfasst werden. Die Auswirkungen und die Dauer sekundärer Effekte können die der primären Effekte überwiegen. In den zur Zeit gültigen Richtlinien für Mesokosmentests werden auch für Pflanzenschutzmittel, die vom Anwender mehrmalig ausgebracht werden, aus verschiedenen Gründen nur Tests mit einer einmaligen Applikation nachgefragt. Wenn jedoch ein Pflanzenschutzmittel öfter in ein Gewässer gelangt, liegt die Vermutung nahe, dass es zu nachhaltigeren und/oder verstärkten Effekten kommen kann.

In dieser Arbeit werden die Auswirkungen einer einmaligen Pyrethroidapplikation und einer mehrmaligen Applikation in einem direkten Vergleich untersucht. Dazu wurde das Pyrethroid alpha-Cypermethrin (Handelsname Fastac Sc) ausgewählt. In einem Mesokosmos wurden in Enclosures fünf verschiedene Konzentrationen getestet. Dazu wurde ein Teil der Enclosures einmal belastet und ein Teil dreimal mit einem zweiwöchigem Abstand. Vier Enclosures fungierten als Kontrolle. Das Monitoring der einfach belasteten Enclosures erfolgte über eine Freilanduntersuchungsperiode, das der mehrfach belasteten dauerte zwei Perioden an. Von April bis November wurden wöchentlich Phytoplankton, Zooplankton und Makroinvertebraten qualitativ und quantitativ ausgewertet. Physikalische und chemische Parameter wurden im Jahr der Belastung erfasst. Zusätzlich wurde mit drei Taxa (*Chaoborus cristallinus*, *Asellus aquaticus*, *Gammarus roeseli*) ein Biomonitoring durchgeführt, um Erkenntnisse über einen möglichen Wiederbesiedelungszeitpunkt zu gewinnen. Die Auswertung dieser komplexen Datenmenge erfolgte unter anderem mit multivariaten Methoden, wie der PRC. Die PRC erwies sich als gut geeignet, die Unterschiede in der Einfach- und Mehrfachbelastung aufzuzeigen. Der Williamstest wurde zur Bestimmung von NOEC<sub>populations</sub>- und NOEC<sub>community</sub>-Werten eingesetzt. Die Stärke der Effekte betroffener Endpunkte wurde nach der leicht modifizierten Einstufung von BROCK *et al.* (2000) bewertet.

Generell konnte festgestellt werden, dass Effekte in der Mehrfachbelastung anhaltender waren und häufig bei niedrigeren Konzentrationen auftraten als in der Einfachbelastung. Als empfindlichstes Taxon gegenüber alpha-Cypermethrin erwies sich die Dipterenlarve *Chaoborus cristallinus*. *Chaoborus cristallinus* nimmt in fischlosen Gewässern eine wichtige Schlüsselstellung ein, da er in solchen Gewässern zu den Top-Predatoren zählt. Wenn *Chaoborus cristallinus* beeinträchtigt wird, kommt es zu top-down Effekten über die Nahrungskette. In der Einfachbelastung traten bei 0,015 µg/l Effekte der Stufe drei nach BROCK *et al.* (2000) auf und bei den beiden höheren Konzentrationen 0,075 µg/l und 0,375 µg/l Effekte der Stufe fünf. Dagegen kam es in der Mehrfachbelastung schon bei der dritten Konzentrationsstufe 0,015 µg/l zu Effekten der Stufe fünf. In der Einfachbelastung fand in der höchsten getesteten Konzentration (0,375 µg/l) eine Wiedererholung der Abundanzen von *Chaoborus cristallinus* statt. Die Effekte in dieser Konzentrationsstufe dauerten in der Mehrfachbelastung noch im Jahr nach der Belastung an. Weitere toxische Effekte wurden bei *Cloeon dipterum* und *Baetidae* ssp. gefunden. Später traten bei diesen beiden Taxa sekundäre Effekte, bedingt durch den Rückgang der *Chaoborus cristallinus* Abundanzen, auf. Sekundäre Effekte wurden auch bei *Chironomidae* ssp., Hirudinea, Oligochaeta und Gastropoda gefunden. Bei einigen dieser Taxa kam es in der höchsten mehrfach belasteten Konzentrationsstufe durch zusätzliche leichte toxische Effekte zu Überlagerungen der Reaktionen.

Im Zooplankton konnten bei den eingesetzten Konzentrationen vornehmlich sekundäre Effekte aufgezeigt werden. Toxische Effekte können bei *Eudiaptomus gracilis* nur vermutet werden, da die Höhe der Abundanzen zum Zeitpunkt der Applikationen zu gering war. Direkte (Mehrfachbelastung) und indirekte (Einfach- und Mehrfachbelastung) Effekte traten bei *Daphnia longispina* agg. auf. In den drei höchsten Konzentrationen der Mehrfachbelastung und der höchsten Konzentration der Einfachbelastung kam es zu einem Anstieg der Abundanzen, der in der Mehrfachbelastung mit steigender Konzentration verzögert eintrat. Dieser sekundäre Effekt zeigte sich in der Mehrfachbelastung schon bei 0,015 µg/l in der Einfachbelastung erst bei 0,375 µg/l und war in den mehrfach belasteten Enclosures auch im Jahr nach der Belastung noch zu sehen. Die Rotatorien *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg., *Keratella quadrata* und *Synchaeta* spec. zeigten vor allem in der Mehrfachbelastung signifikante Veränderungen in den Abundanzverläufen. In der Zooplanktongesellschaft traten strukturelle Veränderungen auf, die in der Mehrfachbelastung signifikanter zu erkennen waren. Durch die Pyrethroidbelastung kam es in der Zooplanktongesellschaft zu einer Verschiebung von einer Rotatorien dominierten Gesellschaft hin zu einer Copepoden dominierten Gesellschaft.

Verschiebungen im Arteninventar der Phytoplanktongesellschaft traten in der Mehrfachbelastung deutlicher zu Tage als in der Einfachbelastung. Auch die Veränderungen in der Höhe der Gesamtphytoplanktonabundanz waren in der

Mehrfachbelastung signifikanter. Weiterhin wurden bei den Abundanzen der Cryptophyceen *Chroomonas acuta* und *Cryptomonas erosa et ovata* Abweichungen von den Abundanzwerten der Kontrollen gefunden. Bei der Chrysophyceae *Uroglena cf. europaea* und der Prasinophyceae *Nephroselmis olivacea* traten diese Veränderungen vornehmlich in der Mehrfachbelastung auf.

Die Ergebnisse der PRC-Analysen, in denen die Einfach- und Mehrfachbelastung miteinander verglichen wurden, zeigten jeweils folgende Reihung der Abweichungen der Konzentrationsstufen von den Kontrollen: MF5 < MF4 < EF5/EF4 < MF3. Bei Phytoplankton, Zooplankton und Makroinvertebraten waren demnach die Veränderungen in den beiden höchsten mehrfach belasteten Konzentrationsstufen stärker als in der höchsten einfach belasteten Konzentrationsstufe. Demzufolge verursachte die niedrigere Konzentration 0,075 µg/l, mehrfach appliziert, stärkere Effekte als die höhere Konzentration 0,375 µg/l einmalig appliziert.

Die NOEAEC wurde für die Einfachbelastung bei 0,015 µg/l und für die Mehrfachbelastung bei 0,0006 µg/l festgelegt.

Die Ergebnisse haben gezeigt, dass eine mehrmalige Applikation zu stärkeren und längerandauernden Effekten führen kann. Daher sollte bei Pflanzenschutzmitteln, die in der Praxis mehrmalig angewendet werden, die mehrfache Applikation in der Risikoabschätzung der Pestizide Berücksichtigung finden.

## 6 Abstract

As a part of the registration procedure for pesticides, toxicity tests were carried out at different levels of complexity in order to assess environmental risks for non-target organisms. These tests were done as the insecticides applied to agricultural or horticultural crops could possibly reach aquatic habitats, by: the effects of spray drift; drainage or run-off; accidents. And therefore possibly have a negative impact to the existing biocoenosis of the water body.

Mesocosm studies, as higher tier tests can be applied within a risk assessment if, laboratory tests show results towards probable environmental problems. Mesocosm studies are meant to compile toxic data at different trophic levels. Thus, secondary effects can be assessed by the food chain in addition to toxic effects. The impact and duration of secondary effects can even supercede the primary effects. Current valid regulations for mesocosm (tests) only lay down tests with single applications for pesticides, even if the substance is applied several times. In reality, if a pesticide reaches an aquatic biocoenosis more than once, it might be reasonable to conclude that this will result in the negative effects being longer-lasting and/ or greater.

This study assesses the impacts of a single application of pyrethroides compared to multiple applications. For this trial Pyrethroid alpha-Cypermethrin was selected. Five different concentrations were tested in enclosures placed in a mesocosm. Therefore, some of the enclosures were treated once, whilst the others were treated three times with a time interval of two weeks between treatments. Four enclosures served as controls.

The single treated enclosures were monitored over one vegetation period (from April to November), whereas the enclosures which were treated several times were monitored over two periods. From April to November phytoplankton, zooplankton and macroinvertebrates, were assessed on a weekly basis concerning different aspects of quantity and quality. Physical and chemical parameters were assessed during the year of treatment. Additionally, biomonitoring was performed with three species (*Chaoborus cristallinus*, *Asellus aquaticus*, *Gammarus roeseli*) to obtain information about a possible point of recovery or recolonization.

The assessment of this complex amount of data was carried out using multivariate methods, such as PRC. PRC proved to be very suitable to demonstrate the differences between single and multiple applications. The Williamstest was applied for the determination of values for NOEC<sub>population</sub> and NOEC<sub>community</sub>. The intensity of the treatment effects of affected endpoints were classified according to the slightly modified system proposed by BROCK *et al.* (2000).

Generally, the study came to the conclusion that the effects of multiple applications with lower concentrations are more persistent than those of a single stronger application.

The dipteran larvae of *Chaoborus cristallinus* was found to be the most sensitive taxon towards alpha-Cypermethrin. *Chaoborus cristallinus* holds a key role in water bodies without fishstocks, because it is one of the top predators in them. If *Chaoborus cristallinus* is affected, top-down effects in the food chain will evolve. The single treatment with concentrations of 0.015 µg/l resulted in effects of class three according to BROCK *et al.* (2000), and also in effects of class five after treatments with concentrations of 0.075 µg/l and 0.375 µg/l. In contrast, effects of level five were already reached under multiple applications with concentrations of 0.015 µg/l. In the single application approach the highest concentration rate (0.375 µg/l) showed a recovery of abundances of *Chaoborus cristallinus*. The effects of this concentration level in the multiple treatment lasted until one year after the third application. Further toxic effects were found by *Cloeon dipterum* and *Baetidae* ssp. At a later stage both taxa showed secondary effects due to the decrease in the abundances of *Chaoborus cristallinus*. *Chironomidae* ssp., Hirudinea, Oligochaeta and Gastropoda also showed secondary effects. Some of these taxa showed additional toxic effects in the highest multiple application concentration. This led to an overlap of reactions.

Concerning zooplankton the concentrations applied mainly caused secondary effects. Toxic effects on *Eudiaptomus gracilis* could only be presumed, as the amount of abundances were too low at the time of application. *Daphnia longispina* agg. showed both, direct (multiple application) and indirect (single and multiple application) effects. The highest level of single-treatment and the three highest levels of the multiple-treatment showed increases in abundances of *Daphnia*. In the multiple treatment this effect was delayed with increasing alpha-Cypermethrin concentrations. This secondary effect already appeared at the level of 0.015 µg/l in the multiple applications and only at the level of 0.375 µg/l in the single treatment. In the multiple applications approach this effect could still be identified even one year after treatment.

The rotifers *Polyarthra vulgaris-dolichoptera* agg., *Keratella quadrata* and *Synchaeta* spec. particularly showed significant changes in the development of abundances in the multiple application. The zooplankton community showed structural changes, which were particularly significant under multiple applications. The alpha-Cypermethrin application led to a shift within the zooplankton community from a community dominated by rotifers towards a community dominated by copepods.

Shifts within the inventory of species of the phytoplankton community could be more clearly identified under multiple treatments than under a single treatment. Furthermore, the changes concerning the total value of the abundance of phytoplankton were more significant under multiple applications. Additionally, differences in abundances compared to those of the control samples could be stated concerning the abundances of the Cryptophycean *Chroomonas acuta* and *Cryptomonas erosa et ovata*. Changes concerning the abundances of the Chrysophyceae *Uroglena cf. europaea* and the Prasinophyceae *Nephroselmis olivacea* occurred especially in the multiple application.

The PRC analyses, which compared single and multiple applications, resulted in the following row of differences between the different concentrations and the control samples: MF5 < MF4 < EF5/EF4 < MF3.

The results proved that for phytoplankton, zooplankton and macroinvertebrates the changes were more significant under the two highest concentration levels of multiple applications than under the highest concentration level of the single treatment. As a result the multiple applications of the lower concentration 0.075 µg/l produced stronger effects than the single application of the higher concentration (0.375 µg/l).

The NOEAEC were defined as follows: 0.015 µg/l for the single application and 0.0006 µg/l for the multiple application.

Finally the results proved, that multiple applications can lead to stronger and more permanent effects. Therefore multiple applications should be considered in risk assessment, which are applied several times in practice.

## 7 Literatur

- Anderson, R.L. (1989): Toxicity of synthetic pyrethroids to freshwater invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8, 403-410.
- Barnthouse, L.W. (2004): Quantifying population recovery rates for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(2), 500-508.
- Beketov, M.A. (2004): Comparative sensitivity to the insecticides Deltamethrin and Esfenvalerate of some aquatic insect larvae (Ephemeroptera and Odonata) and *Daphnia magna*. *Russian Journal of Ecology* 35(3), 200-204.
- Benndorf, J. (1990): Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia* 200/201, 187-203.
- Berendonk, T.U., Barraclough, T.G., Barraclough, J.C. (2003): Phylogenetics of pond and lake lifestyles in *Chaoborus* midge larvae. *Evolution* 57(9), 2173-2178.
- Berendonk, T.U., Bonsall, M.B. (2002): The phantom midge and a comparison of metapopulation structures. *Ecology* 83(1), 116-128.
- Berendonk, T.U. (1999): Influence of fish kairomones on the ovipositing behaviour of *Chaoborus* imagines. *Limnology and Oceanography* 44(2), 454-458.
- Blaustein, L., Kiflawi, M., Eitam, A., Mangel, M., Cohen, J.E. (2004): Oviposition habitat selection in response to risk of predation in temporary pool: mode of detection and consistency across experimental venue. *Oecologia* 138, 300-305.
- Bogdan, K.G., Gilbert, J.J. (1987): Quantitative comparison of food niches in some freshwater zooplankton. A multi-tracer-cell approach. *Oecologia* 72, 331-340.
- Bogdan, K.G., Gilbert, J.J., Starkweather, P.L. (1980): In situ clearance rates of planktonic rotifers. *Hydrobiologia* 73, 73-77.
- Boxall, A.B.A., Brown, C.D., Barrett, K. L. (2002): Higher-tier laboratory methods for assessing the aquatic toxicity of pesticides. *Pest Management Science* 58, 637-648.
- Brock, T.C.M., Crum, S.J.H., Deneer, J.W., Heimbach, F., Roijackers, R.M.M., Sinkeldam, J.A. (2004): Comparing aquatic risk assessment methods for the photosynthesis-inhibiting herbicides metribuzin and metamiltron. *Environmental Pollution* 130, 403-426.
- Brock, T.C.M., Ratte, T. (2002): Ecological risk assessment of pesticides. In: Community level aquatic system studies- Interpretation criteria. Editors: Giddings et al. Pensacola, Florida, USA: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 60 Seiten.
- Brock, T.C.M., Lahr, J., Van den Brink, P.J. (2000): Ecological risks of pesticides in freshwater ecosystems. Part 2: Insecticides. Alterra-Rapport 089. 142 Seiten, Alterra Green World Research, Wageningen, Niederlande.
- Brock, T.C.M. (1998): Assessing chemical stress in aquatic ecosystems: Remarks on the need of an integrative approach. *Aquatic Ecology* 32, 107-111.
- Brock, T.C.M., Vet, J.J.R.M., Kerkhofs, M.J.J., Lijzen, J., van Zuilekom, W.J., Gijlstra, R. (1993): Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in indoor Elodea-dominated und macrophyte-free freshwater model ecosystems: III. Aspects of ecosystem functioning. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 25, 160-169.

- Brock, T.C.M., Crum, S.J.M. (1992a): Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in indoor Elodea-dominated and macrophyte-free freshwater model ecosystems: I. Fate and primary effects of the active ingredients Chlorpyrifos. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 23, 69-84.
- Brock, T.C.M., Van den Bogaert, M., Bos, A.R., Van Breukles S.W.F., Reiche, R., Terwoert, J., Suykerbuyk, R.E.M., Roijackers, R.M.M. (1992b): Fate and effects of the insecticide Dursban 4E in indoor Elodea-dominated and macrophyte-free freshwater model ecosystems: II. Secondary effects on community structure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 23(4), 391-409.
- Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2004): Reduktionsprogramm chemischer Pflanzenschutz.
- Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (2003) Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.
- Büns, M., Ratte, H.T. (1991): The combined effects of temperature and food composition on body weight, egg production and developmental time in *Chaoborus crystallinus* De Geer (Diptera: Chaoboridae). *Oecologia* 88, 470-476.
- Cairns, J.Jr. (1986) : The myth of the most sensitive species. *BioScience* 36 (10), 670-672.
- Campell, P.J., Arnold, J.S., Brock, T.C.M., Grandy, N.J., Heger, W., Heimbach, F., Maund, S.J., Strelake, M. (1999): Guidance document on Higher-tier Aquatic Risk Assessment for Pesticides (HARAP). Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC Europe), Brussels, Belgium.
- Capri, E., Trevisan, M. (1998): Prediction of environmental concentrations (PECs) by mathematical model application in Europe. *Pesticides Outlook* 9, 26-30.
- Caquet, T., Lagadic, L., Monod, G., Lacaze, J.-C., Coute, A. (2001): Variability of physicochemical and biological parameters between replicated outdoor freshwater lentic mesocosms. *Ecotoxicology* 10, 51-66.
- Caquet, T., Lagadic, L., Jonot, O., Baturu, W., Kilanda, M., Simon, P., Le Bras, S., Echaubard, M., Ramade, F. (1996) : Outdoor experimental ponds (mesocosms) designed for long-term ecotoxicological studies in aquatic environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 34, 125-133.
- Chapman, P.M. (2002): Integrating toxicology and ecology: putting the "eco" into ecotoxicology. *Marine Pollution Bulletin* 44, 7-15.
- Chapman, P.M. (2001): Utility and relevance of aquatic oligochaetes in ecological risk assessment. *Hydrobiologia* 463, 149-169.
- Christoffersen, K. (1990): Evaluation of *Chaoborus* predation on natural populations of herbivorous zooplankton in an eutrophic lake. *Hydrobiologia* 200/201, 459-466.
- Crane, M. (1997): Research needs for predictive multispecies tests in aquatic toxicology. *Hydrobiologia* 346, 149-155.
- Crossland, N.O., Heimbach, F., Hill, I.R., Boudou, A., Leeuwangh, P., Matthiessen, P., Persoone, G. (1993): Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals. Lewis Publishers.
- Cuppen, J.G.M., Crum, S.J.H., Van den Heuvel, H.H., Smidt, R.A., Van den Brink, P.J. (2002): Effects of a mixture of two Insecticides in freshwater microcosms: I. Fate of

- Chlorpyrifos and Lindane and responses of macroinvertebrates. *Ecotoxicology* 11, 165-180.
- Dawo, U. (1993): Limnologische Charakterisierung eines Kleingewässers im Landkreis Freising; Diplomarbeit, Lehrstuhl für Botanik, Technische Universität München (Weihenstephan).
- Day, K.E. (1991): Effects of dissolved organic carbon on accumulation and acute toxicity of fenvalerate, deltamethrin and cyhalothrin to *Daphnia magna* (Straus). *Environmental Toxicology and Chemistry* 10, 91-101.
- Day, K.E. (1989): Acute, chronic and sublethal effects of synthetic pyrethroids on freshwater zooplankton. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8, 411-416.
- Day, K.E., Kaushik, N.K. (1987a): The adsorption of fenvalerate to laboratory glassware and the alga *Chlamydomonas reinhardtii*, and its effect on uptake of the pesticide by *Daphnia galeata mendotae*. *Aquatic Toxicology* 10, 131-142.
- Day, K.E., Kaushik, N.K. (1987b): Short-term exposure of zooplankton to the synthetic pyrethroid, fenvalerate, and its effects on rates of filtration and assimilation of the alga, *Chlamydomonas reinhardtii*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 16, 423-432.
- Day, K.E., Kaushik, N.K. (1987c): An assessment of the chronic toxicity of the synthetic pyrethroid, fenvalerate, to *Daphnia galeata mendotae*, using life tables. *Environmental Pollution* 44, 13-26.
- Day, K.E., Kaushik, N.K., Solomon, K. (1987): Impact of fenvalerate on enclosed freshwater planktonic communities and on in situ rates of filtration of zooplankton; *Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences* 44, 1714-1728.
- Dewey, S.L. (1986): Effects of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence. *Ecology* 67, 148-162.
- Dutton, A.J., Pearson, N. (1987): An outdoor tank experiment to study the fate of "FASTAC" in the aquatic environment. Shell Group Research Report. SBGR.87.125
- Elber, F., Schanz, F. (1989): The causes of change in the diversity and stability of phytoplankton communities in small lakes. *Freshwater Biology* 21, 237-251.
- EU (2002): Guidance document on aquatic ecotoxicology in the context of the Directive 91/414/EEC. Sanco/3268/2001 rev. 4 (final), European Commission. Health & Consumer Protection Directorate E1 – Plant Health. Brussels.
- EU (1997): Council directive 97/57/EC of September 21, 1997; Establishing annex VI to Directive 91/414/EEC concerning the placing of plant production products on the market. *Official Journal of the European Communities* L265, 87-109.
- Fairchild, J.F., LaPoint, T.W., Schwartz T.R. (1994): Effects of an herbicide and an insecticide mixture in aquatic mesocosms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 27(4), 527-533.
- Farmer, D., Hill, I.R., Maund, S.J. (1995): A comparison of the fate and effects of two pyrethroid insecticides (lambda-cyhalothrin and cypermethrin) in pond mesocosms. *Ecotoxicology* 4, 219-244.
- Fent, K. (2003) Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

- Fiedl, S.R. (1997): Zum Verständnis systemarer Effekte bei Herbizidbelastungen: Invertebratengemeinschaften in aquatischen Freiland-Mikrokosmen mit unterschiedlicher Makrophytendichte. Dissertation Technische Universität München.
- Flößner, D. (1972): Krebstiere, Crustacea; Kiemen- und Blattfüßer, Branchipoda, Fischläuse, Branchiura. Jena, Gustav Fischer Verlag.
- Friberg-Jensen, U., Wendt-Rasch, L., Woin, P., Christoffersen, K. (2003): Effects of the pyrethroid insecticide, cypermethrin, on a freshwater community studied under field conditions. I. Direct and indirect effects on abundance measures of organisms at different trophic levels. *Aquatic Toxicology* 63, 357-371.
- Ganzelmeier, H., Rautmann, D., Spangenberg, R., Streloke, M., Herrmann, M., Wenzelburger, H.-J., Friedrich, H.-F. (1995): Studies on the spray drift of plant protection products. Results of a test program carried out throughout the Federal Republic of Germany. *Mitt. Der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Heft 305*: 1 - 111.
- Giddings, J.M., Brock, T.C.M., Heger, W., Heimbach, F., Maund, S.J., Norman, S.M., Ratte, H.T., Schäfers, C., Streloke, M. (Editors) (2002): Community level aquatic system studies- Interpretation criteria. Pensacola, Florida, USA: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). 60 Seiten.
- Giddings, J.M., Solomon, K.R., Maund, S.J. (2001): Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids: II. Aquatic mesocosm and field studies; *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(3), 660-668.
- Gilbert, J.J., Maclsaac, H.J. (1989): The susceptibility of *Keratella cochlearis* to interference from small cladocerans. *Freshwater Biology* 22, 333-339.
- Gilbert, J.J. (1989): The effect of *Daphnia* interference on a natural rotifer and ciliate community: Short-term bottle experiments. *Limnology Oceanography* 34(3), 606-617.
- Gilbert, J.J. (1988): Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: A review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. *Limnology Oceanography* 33, 1286-1303.
- Gilbert, J.J. (1987): The *Polyarthra* escape from response: Defense against interference from *Daphnia*. *Hydrobiologia* 147, 235-238.
- Gilbert, J.J. (1985): Escape response of the rotifer *Polyarthra*: a high-speed cinematographic analysis. *Oecologia* 66, 322-331.
- Gilbert, J.J. (1985a): Competition between Rotifers and *Daphnia*. *Ecology* 66(6), 1943-1950.
- Girling, A.E., Pascoe, D., Janssen, C.R., Peither, A., Wenzel, A., Schäfer, H., Neumeier, B., Mitchell, G.C., Taylor, E.J., Maund, S.J., Lay, J.P., Jüttner, I., Crossland, N.O., Stephenson, R.R., Persoone, G. (2000a): Development of methods for evaluating toxicity to freshwater ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 45, 148-176.
- Girling, A.E., Tattersfield, L., Mitchell, G.C., Crossland, N.O., Pascoe, D., Blockwell, S.J., Maund, S.J., Taylor, E.J., Wenzel, A., Janssen, C.R., Jüttner, I. (2000b): Derivation of predicted no-effect concentrations for Lindane, 3,4-Dichloroaniline, Atrazine and Copper. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 46, 148-162.
- Greulich, K., Pflugmacher, S. (2003): Differences in susceptibility of various life stages of amphibians to pesticide exposure. *Aquatic Toxicology* 65, 329-336.

- Grünwald, H.M. (2004): Effects of a pesticide mixture on plankton freshwater Mesocosms – from single substance studies to combination impacts. Dissertation Technische Universität München.
- Hanazato, T., Hirokawa, H. (2004): Changes in vulnerability of *Daphnia* to an insecticide application depending on the population phase. *Freshwater Biology* 49, 402-409.
- Hanazato, T., (1990): A comparison between predation effects on zooplankton communities by *Neomysis* and *Chaoborus*. *Hydrobiologia* 198, 33-40.
- Hanazato, T., Yasuno, M. (1990): Influence of time of application of an insecticide on recovery patterns of a zooplankton community in experimental ponds. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 19, 77-83.
- Hanazato, T., Yasuno, M. (1989 a): Influence of overwintering *Daphnia* on spring zooplankton communities: An experimental study. *Ecology Research* 4, 323-338.
- Hanazato, T., Yasuno, M. (1989 b): Zooplankton community structure driven by vertebrate and invertebrate predators. *Oecologia* 81 (4), 450-458.
- Hanson, M. L., Solomon, K. R. (2002): New technique for estimating thresholds of toxicity in ecological risk assessment. *Environmental Science and Technology* 36, 3257-3264.
- Hardt, J., Angerer, J. (2003): Biological monitoring of workers after the application of insecticidal pyrethroids. *Int Arch Occup Environ Health* 76, 492-498.
- Havens, K.E. (1990): *Chaoborus* predation and zooplankton community structure in a rotifer-dominated lake. *Hydrobiologia* 198, 215-226.
- Hill, I.A., Heimbach, F., Leeuwangh, P., Matthiesen, P. (Herausgeber) (1994): *Freshwater field tests for hazard assessment of chemicals*. Lewis, Boca Raton, FL, USA.
- Huber, W., Dawo, U. Mitchell, G.C. (unveröffentlicht a): Evaluation of effects of multiple applications of a 100 g/L SC Formulation (FASTAC® OESC, CF06677) of alphacypermethrin (AC 900049) on macroinvertebrates, zooplankton and algae in pond-enclosures.
- Huber, W., Zieris, F.J., Meyer-Tuve, H., Nunn, A., Sandmann, E., Mitchell, G.C. (unveröffentlicht b): Evaluation of Possible Effects of a 100 g/L SC Formulation (CF06677) of AC 900049 (alphacypermethrin) on macroinvertebrates, zooplankton and aAlgae in pond-enclosures and determination of the ecologically acceptable concentration (EAC).
- Huber, W., Funk, M., Mitchell, G.C. (unveröffentlicht c): Acute toxicity of Alphacypermethrin (AC 900049) in a 100 g/L OESC formulation (CF06677) to several aquatic macroinvertebrates.
- Huber, W., Zieris, F.J., Draxl, R., Fiedl, S.R. (1995). *Untersuchung zur Verwendung von künstlichen Teichen als standardisierte Testsysteme zur Abschätzung des Umweltrisikos von Pflanzenschutzmitteln mit Hilfe der Wirkung und des Verbleibs von zwei Herbiziden*. München, Umweltbundesamt.
- Hurlbert, S.H. (1975): Secondary effects of pesticides on aquatic ecosystems. *Residue Reviews* 57, 81-148.
- Infante, A. (1973): Untersuchungen über die Ausnutzbarkeit verschiedener Algen durch das Zooplankton; *Arch. Hydrobiol, Suppl.* 42 (3/4), 340-405.

- Jack, J.D., Gilbert, J.J. (1994): Effects of *Daphnia* on microzooplankton communities. *Journal of Plankton Research* 16(11), 1499-1512.
- Jack, J.D., Gilbert, J.J. (1993): The effect of suspended clay on ciliate population growth rates. *Freshwater Biology* 29, 385-394.
- Kedwards, T.J., Maund, S.J., Chapman, P.F. (1999a): Community level analysis of ecotoxicological field studies: I. Biological monitoring. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18(2), 149-157.
- Kedwards, T.J., Maund, S.J., Chapman, P.F. (1999a): Community level analysis of ecotoxicological field studies: II. Replicated-design studies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18(2), 158-166.
- Kerfoot, W.C., DeAngelis, D.L. (1989): Scale-dependent dynamics: Zooplankton and the stability of freshwater food webs. *Trends in Ecology and Evolution* 4(6), 167-171.
- Krause, H., Gerhardt, V. (1984): Verzögerte Fluoreszenz lebender Pflanzenzellen. *Physik in unserer Zeit* 6, 182-190.
- Lair, N. (1990): Effects of invertebrate predation on the seasonal succession of a zooplankton community: a two year study in Lake Aydat, France. *Hydrobiologia* 198, 1-12.
- Lampert, W. (1987): Predictability in Lake Ecosystems: The role of biotic interactions. *Ecological Studies* 61, 333-346.
- Lampert, W., Sommer, U. (1993) : *Limnoökologie*. Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York.
- Lampert, W., Fleckner, W., Pott, E., Schober, U., Störkel, K.U. (1989): Herbicide effects on planktonic systems of different complexity. *Hydrobiologia* 188/189, 415-424.
- Leistra, M., Zweers, A. J., Warinton, J. S., Crum, S. J. H., Hand, L. H., Beltman, W. H. J., Maund, S. J. (2003): Fate of the insecticide lambda-cyhalothrin in ditch enclosures differing in vegetation density. *Pest Management Science* 60, 75-84.
- Lozano, S.J., O'Halloran, S.L., Sargent, K.W. (1992): Effects of esfenvalerate on aquatic organisms in littoral enclosures. *Environmental Toxicology and Chemistry* 11, 35-47.
- Ludwig, H.W. (1993): *Tiere in Bach, Fluß, Tümpel, See*. BLV
- Maclsaac, H.J., Gilbert, J.J. (1989): Competition between rotifers and cladocerans of different body sizes. *Oecologia* 81, 295-301.
- Maise, S. (2002): Community structure of outdoor aquatic microcosms: natural variability and influence of abiotic factors. Dissertation Technische Universität München.
- Maund, S.J., Travis, K.Z., Hendley, P., Giddings, J.M., Solomon, K.R. (2001): Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids: V. Combining landscape-level exposures and ecotoxicological effects data to characterize risks. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(3), 687-692.
- Maund, S.J., Hamer, M.J., Warinton, J.S., Kedwards, T.J. (1998): aquatic ecotoxicology of the pyrethroid insecticide Lambda-cyhalothrin: Considerations for higher-tier aquatic risk assessment. *Pesticide Science* 54, 408-417.
- Maund, S.J., Sheratt, T.N., Stickland, T., Biggs, J., Williams, P., Shillabeer, N., Jepson, P.C. (1997): Ecological considerations in pesticide risk assessment for aquatic Ecosystems. *Pesticide Science* 49, 185-190.

- Medina, M., Barata, C., Telfer, T., Baird, D.J. (2004): Effects of cypermethrin on marine plankton communities: a simulated field study using mesocosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 58(2), 236-245.
- Meynen, E., Schmidhüsen, J. (1962): Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Band 2. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Selbstverlag Bad Godesberg.
- Mian, L.S., Mulla, M.S. (1992): Effects of pyrethroid insecticides on nontarget invertebrates in aquatic ecosystems. *Journal of Agriculture Entomology* 9, 73-98.
- Miller, T.A., Adams, M.E. (1982): Mode of action of pyrethroids in insecticide mode of action. Academic Press, Inc., 3-27.
- Moore, M.V., Gilbert, J.J. (1987): Age-specific *Chaoborus* predation on rotifer prey. *Freshwater Biology* 17, 223-236.
- Mühlenberg, M. (1976): Freilandökologie. UTB
- Müller, T.V. (1995): Biologie und Bestimmungsschlüssel der Larven der Gattung *Chaoborus* (Diptera: Chaoboridae). Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg 151, 501-506.
- Neill, W.E. (1985): The effects of herbivore competition upon the dynamics of *Chaoborus* predation. *Archives Hydrobiologia* 21, 483-491.
- Neill, W.E. (1984): Regulation of rotifer densities by crustacean zooplankton in an oligotrophic montane lake in British Columbia. *Oecologia* 61, 175-181.
- Newman, M.C. (1995): Quantitative methods in aquatic ecotoxicology. Lewis Publishers.
- OECD (2004): Guidelines for testing of chemicals. Draft proposal for a Guidance document on simulated freshwater lentic field tests. [www.oecd.org/dataoecd/30/10/32612239.pdf](http://www.oecd.org/dataoecd/30/10/32612239.pdf)
- Parma, S. (1969): Notes on the larval taxonomy, ecology, and distribution of the Dutch *Chaoborus* species (Diptera, Chaoboridae). *Beaufortia* 17(225), 21-50.
- Pfadenhauer, J. (1997): Vegetationsökologie -ein Skriptum-. Eching, IHW-Verlag.
- Perkow, W. (1988): Wirksubstanzen der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel. 2. Auflage, Paul Parey Verlag, Berlin, Hamburg.
- Pourriot, R. (1977): Food and feeding habits of Rotifera. *Archiv für Hydrobiologie Beih. Erg. Limnol.* 8, 260-263.
- RATTE, H.T. (1979): Tagesperiodische Vertikalwanderung in thermisch geschichteten Gewässern: Einfluss von Temperatur- und Photoperiodezyklen auf *Chaoborus crystallinus* De Geer (Diptera: Chaoboridae). *Arch Hydrobiol Suppl* 57, 1-37.
- RATTE, H.T. (1985): Temperature and insect development. In: Hoffmann KH (ed) *Environmental physiology and biochemistry of insects*. Springer Verlag Heidelberg, 33-66.
- Roessink, I., Arts, G.H.P., Belgers, D.M., Bransen, F., Maund, S.J., Brock, T.C.M. (2005): Effects of lambda-cyhalothrin in two ditch microcosm systems of different trophic status. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(7), 1684-1696.
- Sardella, L.C., Carter, J.C.H. (1983): Factors contributing to coexistence of *Chaoborus flavicans* and *C.punctipennis* (Diptera, Chaoboridae) in a small meromictic lake. *Hydrobiologia* 107, 155-164.

- Schroer, A.F.W., Belgers, J.D.M., Brock, T.C.M. (2004): Comparison of a laboratory single species and field population-level effects of the pyrethroid insecticide Lambda-Cyhalothrin on freshwater invertebrates. *Archives of environmental contamination and toxicology* 46, 324-335.
- Schwab, H. (1995): Süßwassertiere. Ein ökologisches Bestimmungsbuch. Klett Verlag.
- Schwoerbel, J. (1994). Methoden der Hydrobiologie. UTB.
- Sherratt, T., Roberts, G., Williams, P., Whitefield, M., Biggs, J., Shillabeer, N., Maund, S.J. (1999): A life-history approach to predicting the recovery of aquatic invertebrate populations after exposure to xenobiotic chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18(11), 2512-2518.
- Solomon, K.R., Giddings, J.M., Maund, S.J. (2000): Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids. I. Distributional analyses of laboratory aquatic toxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 652-659.
- Sommer, U. (1994): Planktologie. Springer Verlag
- Spencer, C.I., Yull, K.H., Borg, J.J., Hancox, J.C., Kozlowski, R.Z. (2001): Actions of pyrethroid insecticides on sodium currents, action potentials, and contractile rhythm in isolated mammalian ventricular myocytes and perfused hearts. *The Journal of Pharmacology and Experimental Therapeutics* 298(3), 1067-1082.
- Starkweather, P.L., Bogdan, K.G. (1980): Detrital feeding in natural zooplankton communities: Discrimination between live and dead algal biomass. *Hydrobiologia* 73, 83-85.
- Steiner, C.F., Roy, A.H. (2003): Seasonal succession in fishless ponds: Effects of enrichment and invertebrate predators on zooplankton community structure. *Hydrobiologia* 490, 125-134.
- Stemberger, R.S., Gilbert, J.J. (1985): Assessment of threshold food levels and population growth in planktonic rotifers. *Ergebnisse der Limnologie* 21, 269-275.
- Stenson, J.A.E. (1981): The role of predation in the evolution of morphology, behaviour and life history of two species of *Chaoborus*. *OIKOS* 37, 323-327
- Steinberg, C., Kern, J., Pitzen, G., Traunspurger, W., Geyer, W. (1992): Biomonitoring in Binnengewässern. Grundlagen der biologischen Überwachung organischer Schadstoffe für die Praxis des Gewässerschutzes. Ecomed Verlag.
- Swift, M.C., (1992): Prey capture by the four larval instars of *Chaoborus crystallinus*. *Limnology Oceanography* 37 (1), 14-24.
- Swift, M.C., Fedorenko, A.Y. (1975): Some aspects of prey capture by *Chaoborus* larvae. *Limnology Oceanography* 20, 418-425.
- Ter Braak, C.J.F., Smilauer, P. (2002): Canoco Reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca, New York. 500 Seiten.
- Tollrian, R. (1995): *Chaoborus cristallinus* predation on *Daphnia pulex*: Can induced morphological changes balance effects of body size on vulnerability? *Oecologia* 101, 151-155.
- Traas, T.P., Janse, J.H., Van den Brink, P.J., Brock, T.C.M., Aldenberg, T. (2004): A freshwater food web model for the combined effects of nutrients and insecticide

- stress and subsequent recovery. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (2), 521-529.
- Van den Brink, P., 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 (5), 3181-3200.
- Van den Brink, P.J., Van Wijngaarden, R.P.A., Lucassen, W.G.H., Brock, T.C.M., Leeuwangh, P. (1996): Effects of the insecticide Dursban<sup>R</sup>4E (a.i. chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches. II. Invertebrate community responses. *Environmental Toxicology Chemistry* 15, 1143-1153.
- Van den Brink, P., Ter Braak, C.J.F. (1998): Multivariate analysis of stress in experimental ecosystems by Principal Response Curves und similarity analysis; *Aquatic Ecology* 32; 163-178.
- Van den Brink, P., Ter Braak, C.J.F. (1999): Principal response curves: Analysis of the time- dependent multivariate response of biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 138-148.
- Van den Brink, P.J., Hattink, J., Bransen, F., Van Donk, E., Brock, T.C.M. (2000): Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. II. Zooplankton, primary producers and final conclusions. *Aquatic Toxicology* 48, 251-264.
- Van den Brink, P.J., Hartgers, E.M., Gylstra, R., Bransen, F., Brock, T.C.M. (2002): Effects of a mixture of two insecticides in freshwater microcosms: II. Responses of plankton and ecological risk assessment; *Ecotoxicology* 11(3), 181-197.
- Van den Brink, P.J., Van den Brink, N.W., Ter Braak, C.J.F. (2003): Multivariate analysis of ecotoxicological data using ordination: Demonstrations of utility on the basis of various examples. *Australasian Journal of Ecotoxicology* 9, 141-156.
- Van den Hoek, C. , Jahns, H.M., Mann, D.G. (1993): *Algen*. Georg Thieme Verlag Stuttgart, New York.
- Van Wijngaarden, R.P.A., Cuppen, J.G.M., Arts, G.H.P., Crum, S.J.H., Van den Hoorn, M.W., Van den Brink, P.J., Brock, T.C.M. (2004): Aquatic risk assessment of a realistic exposure to pesticides used in bulb crops: A microcosm study. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23 (6), 1479-1498.
- Vanni, M.J. (1987): Effects of nutrients and zooplankton size on the structure of a phytoplankton community. *Ecology* 68, 624-635.
- Van Wijngaarden, R.P.A., Van den Brink, P.J., Oude Voshaar, J.H., Leeuwangh, P. (1995): Ordination techniques for analysing response of biological communities to toxic stress in experimental ecosystems. *Ecotoxicology* 4, 61-77.
- Volm, C. (1997): *Aquatische Modellökosysteme: Vergleich von aquatischen Modellökosystemen unterschiedlicher Größe und Ausstattung mit einem durch landwirtschaftliche Nutzung beeinflussten Stehgewässer*. Lehrstuhl für Botanik. Verlag Dr. Kovac, Hamburg, Dissertation Technische Universität München. 206 Seiten.
- Wendt-Rasch, L., Van den Brink, P.J., Crum, S.J.H., Woin, P. (2004): The effects of a pesticide mixture on aquatic ecosystems differing in trophic status: responses of the macrophyte *Myriophyllum spicatum* and the periphytic algal community. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 57, 383-398.

- Wendt-Rasch, L., Friberg-Jensen, U., Woin, P., Christoffersen, K. (2003a): Effects of the pyrethroid insecticide cypermethrin on a freshwater community studied under field conditions. II. Direct and indirect effects on the species composition. *Aquatic Toxicology* 63, 373-389.
- Wendt-Rasch, L., Pirzadeh, P., Woin, P. (2003b): Effects of metsulfuron methyl and cypermethrin exposure on freshwater model ecosystems; *Aquatic Toxicology Amsterdam* 63(3), 243-256.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Fox, G., Nicolet, P., Shillabeer, N., Sherratt, T., Maund, S. (2002): How realistic are outdoor microcosms? A comparison of the biota of microcosms and natural ponds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(1), 143-150.
- Williams, D.A. (1972): The comparison of several dose levels with a zero dose control. *Biometrics* 28, 510-531.
- Woin, P. (1998): Short- and long-term effects of the pyrethroid insecticide fenvalerate on an invertebrate pond community. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 41, 137-156.
- Yilmas, M., Gül, A., Erbash, K. (2004): Acute toxicity of alpha-cypermethrin to guppy (*Poecilia reticulata*, Pallas, 1859). *Chemosphere*. 56:381-385.
- Zieris, F.J. (1983): Entwicklung und Vergleich dreier Modellökosysteme während einer Vegetationsperiode anhand der Fauna. Diplomarbeit, Fachgebiet Systematik und Ökophysiologie, Technische Universität München.

#### **Bestimmungsliteratur:**

- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, (1988): Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 2/88, Loseblattsammlung
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, (1990): Biologische Gewässeranalyse in Bayern- Taxaliste der Gewässerorganismen. Informationsberichte Bayer. Landesamt für Wasserwirtschaft 4/90, Loseblattsammlung
- Brohmer, P. (1992): Fauna von Deutschland: ein Bestimmungsbuch unserer heimischen Tierwelt. 18. neu bearbeitete und neu gestaltete Auflage von M. Schaefer. Quelle und Meyer Verlag.
- Donner, J. (1965): Ordnung Bdelloidea, Rotatoria, Rädertiere; Akademie-Verlag, Berlin.
- Engelhardt, W. (1989): Was lebt in Tümpel, Bach und Weiher. Franckh'sche Verlagsbuchhandlung, W. Keller & Co., Stuttgart (Kosmos).
- Ettl, D., Gerloff, J., Heynig, M., Mollenhauer, D. (Hrsg.), (1978-1991): Die Süßwasserflora von Mitteleuropa, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- Bd. 3: Xanthophyceae I (1978)
- Bd. 4: Xanthophyceae II (1980)
- Bd. 9: Chlorophyta I (1983)
- Bd. 16: Conjugatophyceae I (1984)
- Bd. 1: Chrysophyceae und Haptophyceae (1985)
- Bd. 14: Chlorophyta VI (1985)
- Bd. 2/1: Bacillariophyceae I (1986)

- Bd. 2/2: Bacillariophyceae II (1988)  
Bd. 10: Chlorophyta II (1988)  
Bd. 6: Dinophyceae (1990)  
Bd. 19/1: Cyanoprokaryota (1990)  
Bd. 2/3: Bacillariophyceae II (1991)  
Bd. 2/4: Bacillariophyceae IV (1991)
- Flößner, D. (1972): *Krebstiere, Crustacea; Kiemen- und Blattfüßer, Branchipoda; Fischläuse Branchiura*. Gustav Fischer Verlag Jena.
- Germain, H. (1981): *Flore des diatomées. Eaux douces et saumâtres du Massif Américain et des contrées voisines d'Europe occidentale*. Collection « Faunes et Flores actuelles », Société Nouvelles des Éditions Boubée, Paris.
- Herbst, H.V. (1976): *Blattfußkrebse, Phyllopoden. Echte Blattfüßer und Wasserflöhe*. Franckh Verlag, Stuttgart (Kosmos).
- Huber-Pestalozzi, G. (1950-1983): *Das Plankton des Süßwassers. Die Binnengewässer*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Teil 3 (1950): Cryptophyceae, Peridineae  
Teil 4 (1955): Euglenophyceae  
Teil 5 (1961): Chlorophyceae (Volvocales)  
Teil 1 (1962): Blaualgen, Bakterien, Pilze  
Teil 2/1 (1962): Chrysophyceae  
Teil 2/2 (1962): Diatomeae  
Teil 6 (1972): Chlorophyceae (Tetrasporales)  
Teil 8/1 (1982): Conjugatophyceae (Zygnematales und Desmidiiales, excl. Zygnemataceae)  
Teil 7/1 (1983): Chlorophyceae (Chlorococcales)
- Hustedt, F. (1965): *Kieselalgen*. Franckh Verlag, Stuttgart (Kosmos).
- Kiefer, F. (1973): *Ruderfußkrebse, Copepoden*. Franckh Verlag, Stuttgart (Kosmos).
- Kiefer, F. (1978): *Freilebende Copepoda. Das Zooplankton der Binnengewässer, Teil 2*. In: *Die Binnengewässer*, Bd. 26, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Kramer, K. (1986): *Kieselalgen. Biologie, Baupläne der Zellwand, Untersuchungsmethoden*. Franckh'sche Verlagsbuchhandlung, W. Keller & Co., Stuttgart (Kosmos).
- Löffler, H. (1972): *Ostracoda. Das Zooplankton der Binnengewässer, Teil 1*. In: *Die Binnengewässer*, Bd. 26, 235-246. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Ludwig, H.W. (1993): *Tiere in Bach, Fluß, Tümpel, See*. BLV.
- Migula, W. (1897): *Kryptogamenflora. Band II: Algen, Teil 1 a*. Hugo Bermühler Verlag, Berlin.
- Müller, T.V. (1995): *Biologie und Bestimmungsschlüssel der Larven der Gattung Chaoborus (Diptera: Chaoboridae)*; Jahreshefte der Gesellschaft für Naturkunde in Württemberg 151, 501-506.

- Prescott, G.W. (1979): How to know the freshwater algae. The pictured key nature series. Wm. C. Brown Company Publishers Dubuque, Iowa. 3. Auflage
- Ruttner-Kolisko, A. (1972): Rotatoria. Das Zooplankton der Binnengewässer, Teil 1. In: Die Binnengewässer, Bd. 26, 99-234. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Saether, O.A. (1972): Chaoboridae. Das Zooplankton der Binnengewässer, Teil 1. In: Die Binnengewässer, Bd. 26, 257-280. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Saether, O.A. (2002): Insecta: Diptera: Chaoboridae. Vol 21, Issue 10. In: Süßwasserfauna von Mitteleuropa, begr. Von A.Brauer. Hrsg. Von J.Schwoerbel und P.Zwick. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin.
- Schwab, H. (1995): Süßwassertiere. Ein ökologisches Bestimmungsbuch. Klett Verlag.
- Skuja, H. (1965): Grundzüge der Algenflora und Algenvegetation der Fjeldgegenden um Abisko in Schwedisch-Lappland. Nova Acta Regiae Societatis Scientiarum Upsaliensis, Ser. 4, Vol. 18. Nr.3.
- Streble, H., Krauter, D. (2002): Das Leben im Wassertropfen. Stuttgart, Frankh (Kosmos Naturführer).
- Voigt, M., Koste, W. (1978): Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. Ein Bestimmungswerk begründet von Max Voigt; neu bearbeitet von W. Koste. Überordnung Monogonata. Gebrüder Borntraeger, Berlin, Stuttgart. 2. Auflage.



## Dankeschön

Zuerst möchte ich mich bei Herrn Professor Huber bedanken, dass er mir die Möglichkeit gegeben hat diese interessante Arbeit durchzuführen. Durch sein Verständnis und Vertrauen konnte ich diese Arbeit fertig stellen.

Herrn Professor Höll gilt mein Dank für die Zweitkorrektur und Herrn Professor Melzer für den Prüfungsvorsitz.

Diese Arbeit wurde unterstützt durch das Hochschul- und Wissenschaftsprogramm (HWP-II): Fachprogramm "Chancengleichheit für Frauen in Forschung und Lehre".

Für die schnelle und unbürokratische Hilfe bei der Beantragung dieses Stipendiums möchte ich mich bei der Frauenbeauftragten der TU München Frau Professor Lill bedanken.

Viele Freunde und Kollegen habe mich bei der Erstellung dieser Arbeit unterstützt:

An erster Stelle wollte ich ganz herzlich meiner Kollegin Roswitha Rümelin danken. Sie hat mich immer tatkräftig bei vielen anfallenden Arbeiten unterstützt. Leider hast Du den Abdruck der Arbeit nicht mehr erlebt. Ich hoffe Du wusstest wie dankbar ich Dir für Deine Hilfe bin und, dass Du mir immer im Herzen bleiben wirst.

Meiner Freundin Eva Wacker ein sehr herzliches Dankeschön für die Hilfe bei den hartnäckigen Formatierungsproblemen mancher Tabellen und vor allem bei der Unterstützung in den letzten Wochen. Danke vor allem auch für Deine moralische Unterstützung und die spontanen Hilfen zu Hause bei den Kindern.

Meinem früheren Kollegen Herbert Grünwald möchte ich danken für das Korrekturlesen der Arbeit und die vielen anregenden Diskussionen. Danke für Deine ständige Bereitschaft mir, trotz neuem Arbeitsbereich, mit Rat und Tat zur Seite zu stehen!

Herzlichen Dank auch an Joachim Zieris, Claudia Tesch, Peter Ebke und Karin Neugebauer-Büchler für Diskussionen, gute Ratschläge und Korrekturlesen. Danke an Udo Hommen für die Tipps und Hilfen zur multivariaten Statistik.

Weiterhin geht mein Dank an Keya Choudhury für die großartige Hilfe in letzter Sekunde bei der Erstellung des Abstracts.

Für die freien Nachmittage möchte ich mich bei Barbara Gelhaus und Sibylle von Fritsch, sowie den anderen Müttern bedanken, die meine Kinder so liebevoll aufgenommen haben.

Abschließend möchte ich mich ganz besonders bei meinen Kindern Fabian, Sebastian und Linnea und meinem Mann für ihre anhaltende Unterstützung und ihr Verständnis, vor allem in den letzten Monaten bedanken und für die Zeit, die sie mir gegeben haben, diese Arbeit fertig zu schreiben.

Herzlichen Dank an Euch alle!