

Wasserflöhe (*Cladoceren*) in Tümpeln und Teichen einer versauernden Bachaue des Burgdorfer Holzes, Kr. Hannover

von
Jörg Behling, Silvia Mangold
und Meertinus P.D. Meijering

Einleitung

Die Cladocerenfauna in Tümpeln von Flußauen ist durchweg auch Flüssen angepaßt, wie etwa in der versalzten Werra-Aue gezeigt werden konnte (MUNDKOWSKI & MEIJERING 1989). Diesen Ökotypus findet man nach Angaben von HRBÁČEK, KOŘÍNEK & FREY (1978) bei 65 von 154 europäischen Cladoceren-Arten; 2 weitere Arten, *Simocephalus vetulus* und *Scapholeberis mucronata* sind noch hinzuzurechnen (eigene Beobachtungen). Von den 154 europäischen Cladoceren-Arten sind nach HRBÁČEK, KOŘÍNEK & Frey (s.o.) 24 auch (oder nur) in Moorgewässern vertreten, diese Anzahl läßt sich nach Angaben von LUNDBECK (1954), HERBST (1962), FLÖSSNER (1972), NOTENBOOM-RAM (1981), NEGREA (1983) und JURASZ (1991) zumindest auf 43 erweitern.

Gewässerversauerung führt zu Artenreduktion (siehe u.a. MATTHIAS 1983). Dies wurde auch bei Cladoceren beobachtet (MEIJERING 1970, BREHM & MEIJERING 1982, FRANCE 1982) und mit Änderungen der Rahmenbedingungen für die Atmung in Verbindung gebracht.

Eine akute Versauerung führte 1990 zu einem Fischsterben in einem Teich in der Seebeck-Aue östlich von Burgdorf bei Hannover. Sie gab Anlaß zu vergleichender Untersuchung von insgesamt 17 Tümpeln und Teichen der näheren Umgebung, wobei neben wichtigen abiotischen Parametern insbesondere die Cladocerenfauna aufgenommen und bewertet wurde (BEHLING & MANGOLD 1991, BEHLING 1992).

Material und Methoden

Die insgesamt 17 untersuchten Gewässer wurden mit den Buchstaben A-Q gekennzeichnet, die 3 Probestellen am größten Teich H zusätzlich mit Indices x-z versehen. In Teich H hatte sich am 29.7.1990 ein Fischsterben ereignet. So wurde er, ebenso wie der Nachbarteich I, der nicht betroffen war, mit einem Planktonnetz (Öffnungsweite 28 cm, Maschenweite 150 µm) am 8.11.90 und am 11.4.91 zur Klärung der Ursache des Fischsterbens beprobt. Später wurden weitere 15 Teiche und Tümpel mit einbezogen und am 27./28.9.91 sowie 6./7.11.91 besammelt. Ergänzende Proben wurden am 16.7.91 in Tümpeln A, B, D und J, am 20.10.91 in Teich I sowie am 3.12.91 in B, G, K, L, M, N, O, P und Q genommen. Das Netz wurde jeweils etwa 8 m weit ins Wasser geworfen und dann - mal mit, mal ohne Grundberührung - langsam ans Ufer gezogen. Bei kleinen Tümpeln wurde der Durchmesser befischt. Auch die Wasseroberfläche wurde in die Befischung einbezogen, was sich bei kleinen und flachen Tümpeln ohnehin ergab.

Das fixierte Material wurde mit Hilfe der Schlüssel von HERBST (1962), NOTENBOOM-RAM (1981) und SCOURFIELD & HARDING (1958) bestimmt und ökologisch nach Angaben von HRBÁČEK, KOŘÍNEK & FREY (1978), FLÖSSNER (1972), NOTENBOOM-RAM (1981) und NEGREA (1983) eingeordnet.

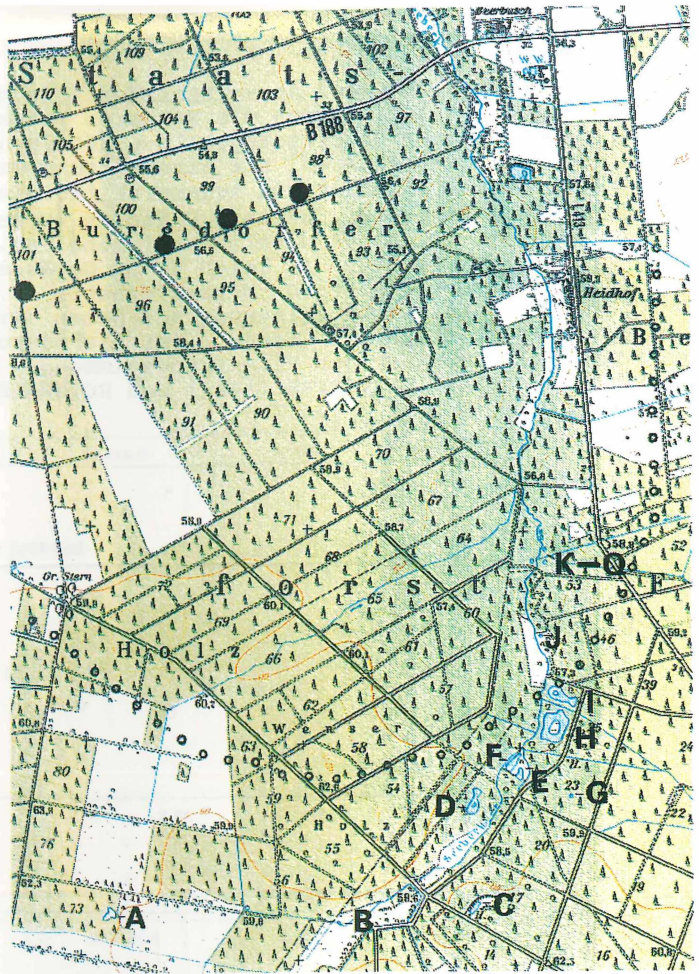


Abb. 1:
 Lage der Gewässer A-Q im
 Untersuchungsgebiet an der
 Seebeck.
 ● = Förderbrunnen
 Wasserwerk
 ○○○ = Ausdehnung
 Grundwasserabsenkung
 um 1 m (nach LÜTTMANN &
 SCHMIDT-LÜTTMANN,
 1980).
 Top Karte 1:25 000,
 Niedersächs. Landes-
 verwaltungsamt (1991).



Abb. 2:
 Teich H. Probestelle Hx,
 im April 1990,
 vor einer schweren
 Versauerung.

Abiotische Parameter wurden an verschiedenen Terminen (siehe Abb. 3-5, . Legenden) erfaßt. Dabei wurden die Faktoren Temperatur, elektrolytische Leitfähigkeit, pH und Sauerstoffgehalt (-sättigung) mit tragbaren Geräten der Fa. WTW vor Ort gemessen. Zur Einschätzung der Säurekapazität der Gewässer wurde der SBV-Test von Aquamerck (acidimetr. Titration gegen Mischindikator) angewandt. Weitere Faktoren wurden im Labor mit einem Autoanalyzer von Technicon untersucht (siehe Tab. 4). Einige Daten wurden kurz nach dem Fischsterben im Teich H vom Gewässerschutzbeauftragten des Landkreises Hannover, Herrn D. Meyer, erhoben (3.8.1990). Sie werden hier mit aufgeführt. Für die Überlassung der Daten sei herzlich gedankt! Ebenso danken wir Herrn Sturm, St. Wendel, für die mikroskopische Identifizierung des Torfmooses. Die übrigen Pflanzenbestimmungen erfolgten nach den Exkursionsfloren von OBERDORFER (1983) und ROTHMALER (1988).

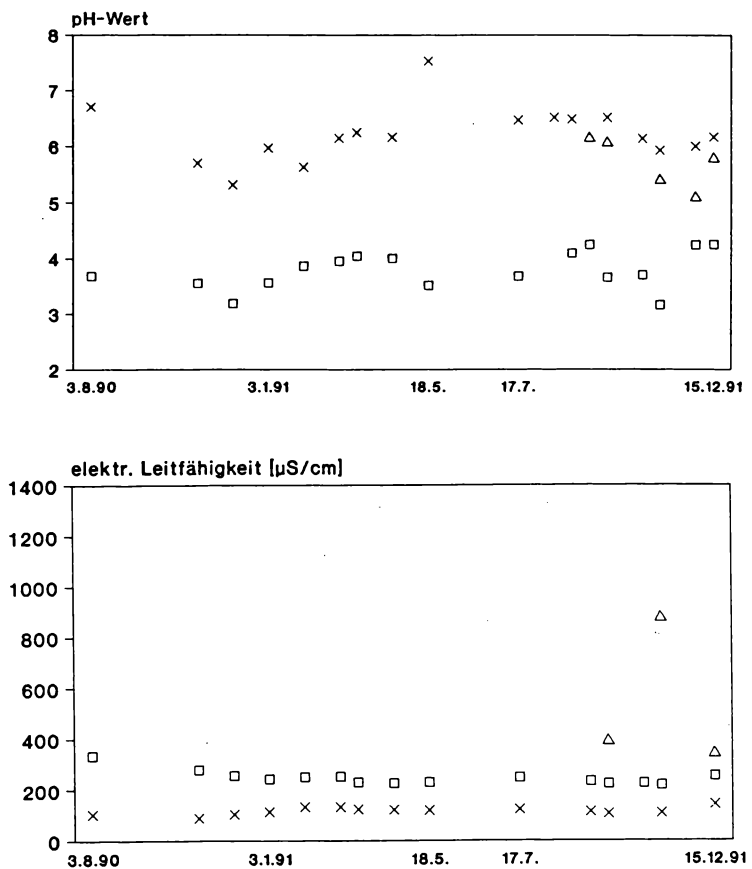


Abb. 3: Säuregrad und elektrolytische Leitfähigkeit von Teich H (□) und Teich (x) an der Seebeck. (Δ) = Probestelle Hz (siehe Text).

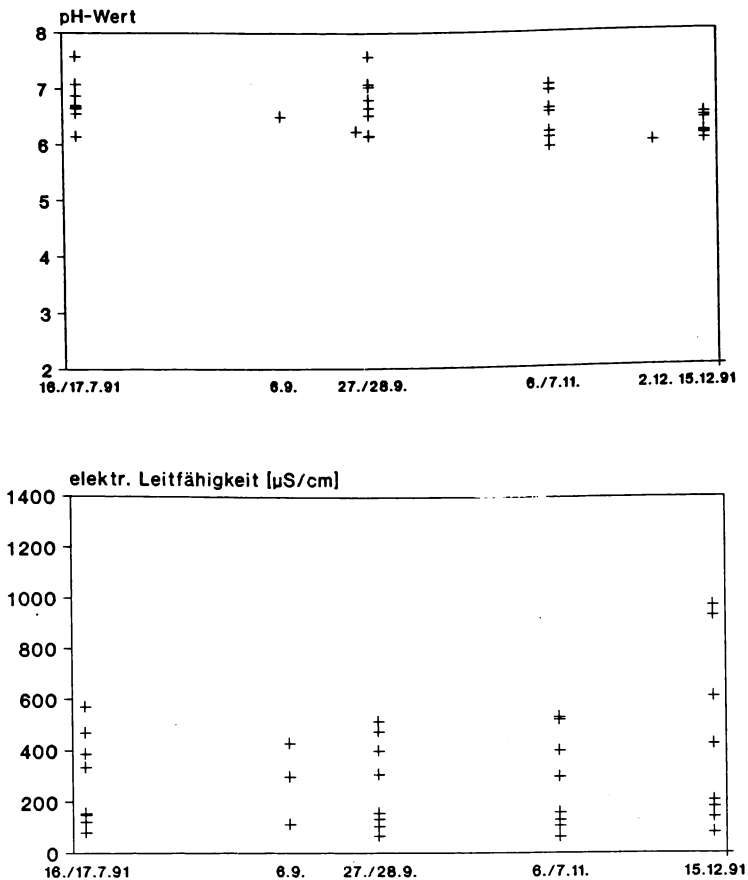


Abb. 4: Säuregrad und elektrolytische Leitfähigkeit der Gewässer A, B, C, G, I, J, P und Q (neutral bis schwach sauer) an der Seebeck.

Die untersuchten Gewässer liegen 20-25 km ONO von Hannover in dem etwa 2.400 ha großen, zusammenhängenden Burgdorfer Holz (Forst Uetze) zwischen Burgdorf und Uetze (Abb. 1). Das Gebiet gehört zum Weser-Aller Flachland und liegt geographisch im Bereich der Burgdorf-Peiner Geestplatten, die in einer Höhe von etwa 60 m NN eine weite, flachwellige Ebene bilden. Das Ausgangsgestein besteht aus diluvialen Ablagerungen, vorwiegend nährstoffarmen Talsanden. Die Ebene wird durch mehrere Bäche nordwärts zum Aller-Urstromtal hin entwässert. Zu diesen Bächen zählt die Seebeck, die das genannte Waldgebiet in einer nur wenig eingeschnittenen Talsenke durchfließt. In Bereichen mit flach anstehendem, nur langsam fließendem Grundwasser bildeten sich kleine Niedermoore mit geringmächtiger Torfauflage aus.

Über eine Strecke von etwa 3,5 km verteilen sich die Untersuchungsgewässer A-Q entlang der Seebeck, meist nur wenige Meter vom Bach entfernt, in einigen Fällen (A, C, D, G) bis zu 250 m.

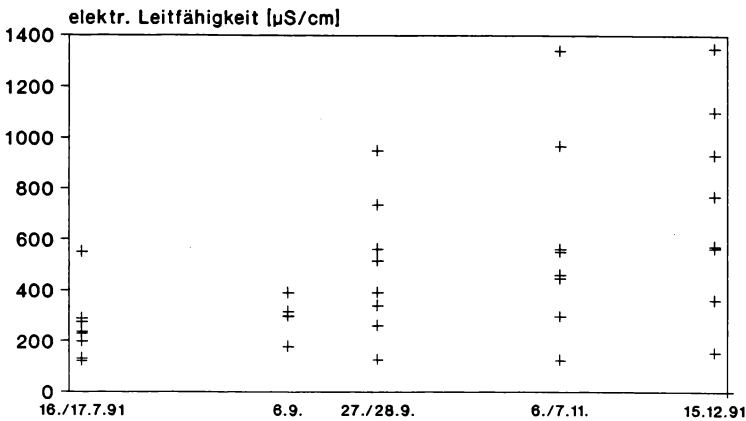
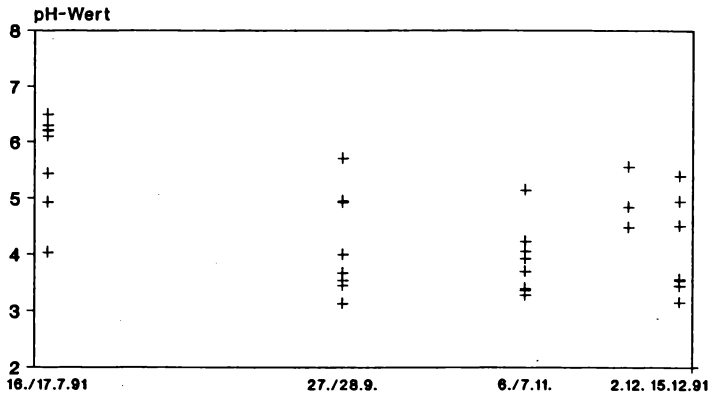


Abb. 5: Säuregrad und elektrolytische Leitfähigkeit der Gewässer D, E, F, K, L, M, N und O (sauer) an der Seebeck.

Etwa 2 km unterhalb der untersten Probestelle Q liegt quer zur Fließrichtung der Seebeck und linksseitig eine Reihe von Förderbrunnen des örtlichen Wasserwerks. Die Wassernentnahmen führten zu einer Absenkung des Grundwasserspiegels, deren räumliche Ausdehnung von LÜTTMANN & SCHMIDT-LÜTTMANN (1980) (Abb. 1) kartiert wurde. Die untersuchten Gewässer A-Q sind von dieser Absenkung mitbetroffen.

Über die Größe der einzelnen Gewässer gibt Tab. 1 Auskunft. Das größte Gewässer ist der Teich H (Abb. 2), in dem sich eine Versauerung ereignete, der zweitgrößte der Teich I in unmittelbarer Nachbarschaft, in dem es keine Versauerung gab. Beide (nach dem örtlichen Forstrevier benannten) "Beerbuschteiche" wurden 1974 in vernästen Wiesen angelegt, sind grundwassergespeist und abflußlos. Sie wurden als Fischteiche genutzt und hauptsächlich mit Karauschen (*Carassius carassius*), Plötzen (*Rutilus rutilus*) und Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*) besetzt. Daneben dienten sie auch Zielen des Naturschutzes sowie der Naherholung (Rastbänke für Wanderer). Die Gewässer D, A, F, E und C sind 900 bis 3.500 m² große Teiche, die 10 restlichen dagegen kleine Tümpel mit Oberflächen von 20 bis 60 m². Einige führten im Herbst 1991 kaum noch Wasser.

Tab. 1: Größe und Tiefe der untersuchten Gewässer.

Gewässer	Wasserfläche (m ²)	Wassertiefe Juli 1991 (m)	Wassertiefe Herbst 1991 (m)
A	2500	1,2	1,0
B	50	0,5	0,2
C	900	1,0	0,8
D	3500	1,0	0,8
E	900	1,2	1,0
F	2000	0,6	0,4
G	50	0,8	0,7
H	9600	1,4	1,2
I	4600	0,8	0,6
J	60	0,5	0,3
K	20	0,5	0,3
L	25	0,7	0,5
M	20	0,4	0,1
N	25	0,5	0,3
O	30	0,5	0,3
P	25	0,5	0,15
Q	60	0,7	0,5

Ergebnisse

Abb. 3 stellt den Säuregrad (oben) und die elektrolytische Leitfähigkeit (unten), letztere ein Ausdruck für den Gesamtsalzgehalt, in den beiden größten Teichen H und I dar. Während der Teich I meist nur schwach sauer war, ergaben sich im Teich H Werte um pH 4, die gelegentlich bis gegen pH 3 absanken. Lediglich in der SW-Ecke des Teiches an der Probestelle Hz war das Wasser nur schwach sauer, ein Umstand, der erst später aufgefallen und dann weiter verfolgt worden war.

Die Leitfähigkeit lag in Teich I um 100 μS und damit niedrig, war im Teich H dagegen etwa doppelt so hoch. Abweichend war wieder die Probestelle Hz, wo deutlich höhere Werte bis 900 μS beobachtet wurden. Die Teiche erwiesen sich also als drastisch verschieden.

In Abb. 4 wurden die neutral bis schwach sauer reagierenden Tümpel zusammengestellt. Es sind die Tümpel A, B, C, G, J, P und Q. Bei ihnen wurden keine Werte unter pH 6 gefunden. In der Leitfähigkeit lagen diese Gewässer zwischen 100 und 600 μS , in zwei Fällen (J, P) stieg sie auf Werte um 1000.

In Abb. 5 wurden die Tümpel D, E, F, K, L, M, N und O als saure Gewässer zusammengefaßt, die im Laufe der Untersuchungszeit auf Werte zwischen pH 5 und pH 3 abgesunken waren. Bei ihnen wurden Leitfähigkeitswerte zwischen 100 und 1400 μS gefunden, wobei höhere Werte der Leitfähigkeit gleichzeitig mit niedrigen pH-Werten im Herbst und Winter 1991 auftraten.

Das Säurebindungsvermögen (SBV) (Tab. 2) ist ein Maß der Pufferkapazität des Wassers gegenüber Säurezufuhr bis zum pH-Wert 4,3. Es wird zur Beurteilung der Sensitivität gegenüber Versauerung herangezogen. Nach WIEGLEB (1984) wiesen ungepufferte saure Klarwasser-Teiche oder -Seen in Niedersachsen SBV-Werte von 0-0,05 mmol/l und pH-Werte unter 4,8 auf, schwach gepufferte dagegen SBV-Werte von 0,1-0,54 mmol/l und pH-Werte von 4,6-7,2. Von den hier untersuchten Gewässern können 8 als gut gepuffert, neutral bis schwach sauer reagierend bezeichnet werden mit SBV-Werten zwischen 0,25 und 1,75 mmol/l, 4 weitere Gewässer als schwach gepuffert und sauer reagierend sowie etwa 5 Tümpel als ungepuffert und stark versauert.

Tab. 2: Das Säurebindungsvermögen (SBV) in mmol/l von 17 Teichen und Tümpeln nahe der Seebeck.

Datum: 27./28.9. 6./7.11.				
Gewässer:	A	- 0,25	- 0,25	Gruppe 1: neutrale bis schwach saure Gewässer
	B	- 2,25	- 1,25	
	C	- 0,5	- 0,5	
	G	- 1,5	- 1,5	
	I	- 0,25	- 0,5	
	J	- 0,5	- 0,5	
	P	- 1	- 1,75	
	Q	- 0,75	- 1	
(x,y) (z)	D	- 0	0	Gruppe 2: saure Gewässer
	E	- 0,25	0	
	F	0-0,25	0-0,25	
	H	0	0	
	(z) H	- 0,5	- 0,25	Gruppe 3: stark versauerte Gewässer
	K	- 0,25	0	
	L	0	0	
	M	0	0	
	N	0	0	
	O	0	0	

Tab. 3: Minima und Maxima der Sauerstoffgehalte und -sättigungen in 17 Teichen und Tümpeln nahe der Seebeck.

Gewässer	Sauerstoffgehalt (mg/l)	Sauerstoffsättigung (%)
A	5,7 - 6,3	52 - 58
B	3,8 - 7,1	38 - 61
C	10,8 - 13,7	87 - 96
D	10,3 - 12,5	84 - 99
E	5,6 - 8,3	35 - 68
F	6,1 - 8,4	51 - 70
G	4,0 - 6,0	24 - 60
H	7,8 - 12,0	83 - 99
I	3,9 - 9,7	28 - 106
J	4,2 - 8,0	35 - 80
K	13,0 - 19,0	122 - 145
L	6,2 - 7,0	53 - 62
M	2,0 - 4,1	16 - 40
N	9,2 - 10,0	68 - 90
O	13,4 - 15,5	100 - 156
P	2,0 - 10,2	16 - 98
Q	7,3 - 10,2	57 - 95

Die Schwankungsbreiten der Sauerstoffgehalte und -sättigungen sind in Tab. 3 angegeben. Sie lagen zwischen 2,0 und 19,0 mg/l bzw. zwischen 16 und 156 %. Besonders stark schwankten die Werte der kleineren Tümpel. Auffällig ist, daß Teich H, der versauerte, im O₂-Gehalt stabiler war als der nicht versauerte Nachbarteich I.

In Tab. 4 sind von verschiedenen chemischen Faktoren arithmetische Mittel von jeweils 4 Meßwerten aus dem 2. Halbjahr 1991 aufgeführt. In kleinen Tümpeln fand sich vermehrt NH₄, mit Ausnahme von Tümpel L, auf dessen Grund kaum zersetztes organisches Material gefunden wurde. Das bei der Oxidation des Ammoniums auftretende Nitrit war selten nachweisbar und wurde offensichtlich bei ausreichender O₂-Versorgung rasch zu Nitrat weiteroxidiert. In stark sauren Gewässern ist ohnehin kaum mit Nitrit zu rechnen, da es vollständig in undissoziierte salpetrige Säure umgewandelt wird (BREHM & MEIJERING 1990). Die Nitratwerte lagen alle unter 1 mg/l. Nach den Ammonium- und Nitratgehalten können die Gewässer A, E, H (alle Probestellen) und L als oligotroph bis mäßig eutroph eingestuft werden, B, C und I als mäßig eutroph, D als eutroph und alle weiteren als stark eutroph.

Das hier gemessene Ortho-Phosphat war durchgängig nachweisbar. Hiernach wären die zwischen 0,0 und 0,04 mg/l Ortho-Phosphat enthaltenden Gewässer B, E, F, H, J, K, L und N als oligotroph zu bezeichnen, A, C, D, G, I, M, O, P und Q mit 0,05 bis 0,30 mg/l als mäßig eutroph.

Die mittleren Sulfatgehalte lagen zwischen 37 und 805 mg/l, teilweise also sehr hoch. Niedrige Werte fanden sich nur in neutralen bis schwach sauren Gewässern (A, C, G, I, Q), die höchsten in stark sauren (M, N). Besonders hingewiesen sei auf die hohen SO₄-Werte im großen Teich H. Sie lagen im 2. Halbjahr 1991 um 170 mg/l. Im November 1990 waren dort erst 3,27 mg/l gemessen worden, im Februar 1991 schon 26,46 mg/l und schließlich

Tab. 4: Arithmetische Mittel von jeweils 4 Meßwerten verschiedener chemischer Faktoren in 17 Tümpeln der Seebeck-Aue.

□□	NH ₄ (mg/l)	NO ₂ (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	PO ₄ (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	Fe (mg/l)	Ges. härte (dH°)
A	0,26	0	0,22	0,10	37,66	14,93	2,24	n.n.	2,6
B	1,37	0,01	0,25	0,09	211,09	53,69	9,33	n.n.	9,7
C	0,34	0,01	0,30	0,16	39,27	18,87	4,45	n.n.	3,7
D	0,21	n.n.	0,49	0,02	90,20	20,16	4,28	n.n.	3,8
E	0,18	n.n.	0,09	0,07	185,40	35,60	10,15	n.n.	7,4
F	1,70	n.n.	0,09	0,03	422,23	52,49	12,56	n.n.	10,3
G	4,75	0,01	0,39	0,30	44,57	25,93	5,93	n.n.	5,0
H x	0,15	n.n.	0,16	0,01	167,69	29,64	7,29	n.n.	5,9
H y	0,12	n.n.	0,17	0,02	172,00	29,82	7,26	n.n.	5,9
H z	0,22	n.n.	0,13	0,08	176,79	38,97	8,57	n.n.	7,5
I	0,38	0,01	0,27	0,28	37,37	15,71	3,78	n.n.	3,1
J	2,60	0,01	0,18	0,10	387,97	55,77	14,61	0,02	11,2
K	7,62	n.n.	0,34	0,04	218,64	69,12	12,93	1,16	12,7
L	0,14	n.n.	0,14	0,01	133,83	34,16	13,48	2,49	7,9
M	13,63	n.n.	0,94	0,07	805,42	139,01	20,98	46,32	24,4
N	5,53	n.n.	0,18	0,01	500,25	46,67	16,30	12,93	10,3
O	10,33	n.n.	0,40	0,05	351,69	41,07	13,24	15,39	8,8
P	5,97	n.n.	0,11	0,14	124,95	46,74	11,95	0,01	9,3
Q	2,27	0	0,21	0,19	70,63	40,07	11,11	0,06	8,2

im März 1991 148,63 mg/l. Hier konnte also ein erheblicher Säureschub nachgewiesen werden, der allerdings erst in einem zeitlichen Abstand von mehreren Monaten nach dem Fischsterben (Juli 1990) eintrat!

Die Ca-Konzentrationen lagen zwischen etwa 15 und 70 mg/l, wobei Tümpel M mit 140 mg/l herausragte. Innerhalb der einzelnen Meßwerte war bei K und M die Ca-Konzentration drastisch angestiegen. Die Werte im Teich H lagen im unteren und mittleren Bereich. Ergänzend zum Calcium wurde Magnesium aufgeführt. Hier lagen die Mittelwerte der Tab. 4 zwischen 2,24 und 20,98 mg/l, letzterer Extremwert wiederum im Tümpel M. Die Werte des Teiches H lagen auch hier im unteren bis mittleren Bereich.

Aus den Ca- und Mg-Gehalten läßt sich die Gesamthärte des Wassers bestimmen. Danach können die Gewässer A und I als sehr weich, C und D als sehr weich bis weich, E, H (Hx, Hy) und G als weich, H' (Hz), L, O und Q als weich bis mittelhart, B, F, N und P als mittelhart, J als mittel bis ziemlich hart und schließlich M als ziemlich bis sehr hart eingestuft werden, wobei die hier nicht aufgeführten Schwankungen mit berücksichtigt wurden.

Gelöstes Eisen wurde in den kleinen Tümpeln J-Q nachgewiesen, wobei es in einigen Tümpeln gegen Schluß der Untersuchungszeit sehr stark anstieg; maximale Werte wurden in Tümpel M erreicht.

Tab. 5 gibt einen Überblick über die im Sommer 1991 vorgefundene Vegetation der Teiche H und I, soweit sie im Wasser oder unmittelbaren Uferbereich ansiedelte. Von insgesamt 20 gefundenen Pflanzenarten gab es 17 am oder im unversauerten Teich I, im sauren Teich H dagegen 11. Nur 8 Arten waren an beiden Teichen vertreten. Auffällig war das massenhafte Auftreten von *Juncus bulbosus* L. und *Sphagnum auriculatum* SCHIMP. im Teich H, letztere Art als Unterwasserform, die im Jahre 1990 erstmalig auftrat, sich explosionsartig vermehrte und über den größeren Teil des Teichbodens verbreitete. Auch *Juncus bulbosus* breitete sich erst seit 1990 stark aus.

Tab. 5: Wasser- und Uferpflanzen der Tümpel I (neutral) und H (versauert) an der Seebeck. xxx = Massenvorkommen, x = zahlreich, r = sporadisch, k = kümmernd.

	Teich I	Teich H
<i>Ajuga reptans</i>	x	
<i>Equisetum fluviatile</i>	r	
<i>Glyceria fluitans</i>	x	x
<i>Glyceria maxima</i>		r
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	x	x
<i>Iris pseudacorus</i>	x	k
<i>Juncus acutiflorus</i>	x	x
<i>Juncus bulbosus</i>	x	xxx
<i>Juncus effusus</i>	x	
<i>Lycopus europaeus</i>	x	x
<i>Lysimachia vulgaris</i>	x	
<i>Mentha aquatica</i>	x	
<i>Nymphaea alba</i>	x	x
<i>Phragmites australis</i>	r	
<i>Ranunculus reptans</i>	x	
<i>Rumex palustris</i>	x	
<i>Sagittaria sagittifolia</i>		r
<i>Solanum dulcamara</i>	r	
<i>Sphagnum auriculatum</i>		xxx
<i>Sphagnum spec.</i>	x	x

Tab. 6: Vorkommen von 25 Cladocerenarten in 17 Gewässern nahe der Seebeck. z = nur bei Probestelle Hz.

Art	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q
<i>Daphnia pulex</i>	x	x					x			x	x				x	x	
<i>Daphnia longispina</i>						x			x								
<i>Ceriodaphnia dubia</i>				x					x								
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	x				x				x	x							
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>																x	
<i>Simocephalus exspinosus</i>		x								x	x				x	x	
<i>Simocephalus vetulus</i>					x						x						
<i>Scapholeberis mucronata</i>	x			x				x		x	x				x	x	
<i>Bosmina longirostris</i>		x	x			x			z	x							
<i>Iliocryptus sordidus</i>					x	x			z								
<i>Iliocryptus agilis</i>								x	x								
<i>Acroperus harpae</i>										x							
<i>Leydigia leydigi</i>										x							
<i>Oxyurella tenuicaudis</i>	x																
<i>Alona affinis</i>					x	x			x								
<i>Alona costata</i>									x								
<i>Alona guttata</i>		x		x	x		x		x	x							
<i>Alona quadrangularis</i>						x			x								
<i>Alona rectangula</i>		x	x						x	x	x						
<i>Disparalona rostrata</i>	x								x								
<i>Alonella excisa</i>		x															
<i>Alonella exigua</i>									x								
<i>Alonella nana</i>									x	x							
<i>Pleuroxus truncatus</i>	x	x		x					x	x							x
<i>Chydorus sphaericus</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x				x		x

Tab. 6 gibt die Verbreitung der Cladoceren in allen 17 untersuchten Tümpeln und Teichen wieder. Es handelte sich insgesamt um 25 Arten, von denen 17 in Teich I auftraten, der damit am artenreichsten war, in den Tümpeln L, M, N und Q kamen keine Cladoceren vor, in den übrigen Gewässern 1-9 Arten. Häufigste Art war *Chydorus sphaericus*, der in 12 Tümpeln und Teichen gefunden wurde, gefolgt von *Daphnia pulex* und *Scapholeberis mucronata* mit je 7 Vorkommen.

Tab. 7 zeigt schließlich die ökologische und geographische Verbreitung der hier gefundenen 25 Cladoceren-Arten in Europa und deren Siedlungstypus. Mit Ausnahme von *Daphnia pulex* sind alle Arten auch Flüssen (F) angepaßt; das gleiche gilt für die Anpassung an Seen (S). Mit Ausnahme von *Alonella exigua* sind alle Arten auch kleinen stehenden Gewässern, Tümpeln (T) angepaßt. Auch in Brackwässern (Br) kommen 16 der 25 Cladoceren-Arten vor, 13 auch in Mooren und sauren Gewässern (M). Anpassungen an Grundwasser (G), Quellen (Q), Bäche (B) und Sümpfe (Su) betreffen dagegen jeweils nur 1 oder 2 Arten.

Die hier gefundenen Arten sind in Europa alle weit verbreitet. Sie sind in mindestens 23 der insgesamt 27 Regionen (sensu ILLIES 1978) Europas vertreten.

Von den hier festgestellten 25 Arten sind 6 pelagisch, 4 benthisch und pelagisch, 14 benthisch und 1 neustisch, es überwiegen also benthische Formen.

Diskussion

Anlaß zur vorliegenden Untersuchung gab ein Fischsterben am Ende einer Trockenperiode an einem sehr warmen Tag bei einsetzendem Regen. Im betroffenen Teich wurden in den nachfolgenden Tagen extrem niedrige pH-Werte

Tab. 7: Ökologische und geographische Verbreitung in Europa sowie Siedlungstypus der 25 in Tümpeln an der Seebeck gefundenen Cladocerenarten. G = Grundwasser, Q = Quellen, B = Bäche, F = Flüsse, S = Seen, T = Tümpel, Br = Brackwasser, M = Moore, Su = Sümpfe (nach HRBACEK, KORINEK & FREY 1978); (M) = ergänzende Angaben über Vorkommen in Mooren oder (m) in schwach sauren Gewässern nach weiteren Autoren (siehe Text).

Art	Biotope	Anzahl Regionen	Siedlungs- typus
<i>Daphnia pulex</i>	T, Br, (M)	23	pelagisch
<i>Daphnia longispina</i>	F, S, T, Br, (M)	25	pelagisch
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	F, S, T, (m)	25	pelagisch
<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	F, S, T, Br, (M)	26	pelagisch
<i>Ceriodaphnia laticaudata</i>	F, S, T, (M)	24	pelagisch
<i>Simocephalus exspinosus</i>	F, S, T, Br, M, Su	27	pel.-benth.
<i>Simocephalus vetulus</i>	G, F, S, T, Br, (m)	27	pel.-benth.
<i>Scapholeberis mucronata</i>	F, S, T, Br, Su, (M)	27	neustisch
<i>Bosmina longirostris</i>	F, S, T, Br, (m)	27	pelagisch
<i>Iliocryptus sordidus</i>	G, B, F, S, T, (M)	27	benthisch
<i>Iliocryptus agilis</i>	F, S, T, (M)	24	benthisch
<i>Acroperus harpae</i>	F, S, T, (m)	26	benthisch
<i>Leydigia leydigi</i>	F, S, T, Br	25	benthisch
<i>Oxyurella tenuicaudis</i>	F, S, T, Br	24	pel.-benth.
<i>Alona affinis</i>	F, S, T, Br, M	24	benthisch
<i>Alona costata</i>	F, S, T, (m)	25	benthisch
<i>Alona guttata</i>	Q, F, S, T, Br, M	27	benthisch
<i>Alona quadrangularis</i>	Q, F, S, T, Br, M	25	benthisch
<i>Alona rectangula</i>	F, S, T, Br, (M)	27	benthisch
<i>Disparalona rostrata</i>	F, S, T, (m)	25	benthisch
<i>Alonella excisa</i>	F, S, M	27	benthisch
<i>Alonella exigua</i>	F, S, T, (M)	23	benthisch
<i>Alonella nana</i>	F, S, T, Br, M	26	benthisch
<i>Pleuroxus truncatus</i>	F, S, T, Br, M	24	benthisch
<i>Chydorus sphaericus</i>	F, S, T, Br, M	27	benth.-pel.

gemessen, verbunden mit erhöhten Werten der Konduktivität und stark erhöhten Konzentrationen von zweiwertigem Eisen. Dieses weist auf eine Versauerung hin, die ihren Ausgang in anmoorigen Böden der nahen Gewässerumgebung nehmen konnte. Bei niedrigen Grundwasserständen und Zutritt von Luftsauerstoff werden dabei Eisensulfide oxidiert. Anschließend können bei einsetzendem Regen die dabei freigesetzten Stoffe wie zweiwertiges Eisen, Sulfat und Schwefelsäure ausgeschwemmt und Vorflutern zugeführt werden (OHLE 1936, BREHM 1980). Das Zusammenspiel von Versauerung und wärmebedingtem Sauerstoffschwund löste das Fischsterben aus, zumal erhöhte H-Ionen-Konzentrationen die Atmungsrahmenbedingungen für Wassertiere verschlechtern (s. BREHM & MEIJERING 1982).

Im nachfolgenden Jahr vermehrte sich die submerse *Sphagnum auriculatum*-Flora explosionsartig. Torfmoose jedoch entziehen dem Wasser Ca- und Mg-Ionen im Austausch gegen H-Ionen (BREHM 1968) und treiben die Versauerung somit weiter voran. Es muß deshalb mit einer Stabilisierung des sauren Milieus im Teich H gerechnet werden.

Trotz ihrer unmittelbaren Nachbarschaft sind die Teiche H und I sehr verschieden. Der Teich I ist neutral bis schwach sauer, vergleichsweise arm an Sulfat und noch gut gepuffert (siehe SO_4/CaMg -Verhältnis (Tab. 4)). Schon die Ufervegetation reflektiert diese Verhältnisse. Geht man von sonst ähnlichen Bedingungen an beiden Teichen aus, erscheint die Ufervegetation des versauernden Teiches H als reduziert, wobei eine Art, *Juncus bulbosus*, die mäßig saure Standorte bevorzugt, an Teich H im Laufe der Beobachtungszeit sehr stark zunahm, während *Sphagnum auriculatum* überhaupt erst im Jahre 1990 bemerkt wurde und seitdem massenhaft auftritt.

Als Ursache für diesen Unterschied kann nur eine verschiedene Exposition der Teiche gegenüber anmoorigen Böden angenommen werden, die auch insgesamt die Verschiedenheiten zwischen den untersuchten Gewässern erklären würde.

Die Cladocerenfauna des Untersuchungsgebietes läßt sich wie folgt bewerten: Gefunden wurden 25 Cladoceren-Arten, die alle in Europa sehr weit verbreitet und in wenigstens 23 von den 27 limnologischen Regionen (sensu ILLIES 1978) vertreten sind. Da es sich mehrheitlich um kleinere Gewässer handelt, überwiegen benthische Formen, die am Grund und in Ufernähe siedeln. Aber auch teilweise oder ganz an freies Wasser gebundene (pelagische) Arten sind vertreten. Mit Ausnahme von *Daphnia pulex* sind alle diese Arten auch Flüssen angepaßt und als Auentiere zu betrachten (MUNDKOWSKI & MEIJERING 1989, MEIJERING 1990). Alle kommen in Europa auch in Tümpeln vor und fast alle auch in Seen. In Brackwässern wurden 16 dieser Arten beobachtet, 2 auch im Grundwasser. Es handelt sich also bei den Cladoceren, die in den zur Versauerung neigenden Tümpeln entlang der Seebeck gefunden wurden, um mehr oder weniger euryöke (unempfindliche) Arten.

Bemerkenswert ist jedoch, daß in den Tümpeln an der Seebeck eine fast ganz auch Mooren und sauren Gewässern mitangepaßte Cladocerenfauna siedelt. Uneingeschränkt gilt das für 17 der 25 Arten. Weitere 6 Arten wurden auch noch aus schwach bis mäßig sauren Gewässern bis pH 5,2 bekannt (siehe HOLLWEDEL 1978, NEGREA 1983). Nur 2 Arten, *Oxyurella tenuicaudis* und *Leydigia leydigi*, gelten als Bewohner neutraler oder eher schwach alkalischer Gewässer, wobei letztere Art von HOLLWEDEL (1984) im schwach sauren Hammersee auf Juist registriert wurde und damit auch etwas säureresistent sein dürfte. Die stark an saure Milieubedingungen angepaßte Cladocerenfauna der Seebeck-Aue legt nahe, daß das von nieder-moorartigen Bildungen durchsetzte Einzugsgebiet nicht erst kürzlich versauerte, dieser Zustand vielmehr schon früher angelegt war und rezent möglicherweise durch Wasserentnahmen und damit verbundene Grundwasserabsenkungen verstärkt sichtbar wurde.

Niedrige pH-Werte führen bei Cladoceren zu kleinen Artenzahlen und damit zu einer Verarmung der Fauna (FRYER 1980). Als vergleichsweise resistent erwiesen sich *Daphnia pulex* (BREHM & MEIJERING 1982), *Simocephalus expinosus*, *Scapholeberis expinosus* und insbesondere *Chydorus sphaericus*, die häufigste Cladocere im Untersuchungsgebiet wie auch weltweit.

Im akut versauernden Teich H wurde bei der ersten Befischung am 8.11.90 massenhaft *Chydorus sphaericus* festgestellt, ebenso bei der zweiten am 11.4.91. Nach FLÖSSNER (1972) liegen die Toleranzgrenzen dieser Art an natürlichen Standorten zwischen pH 3,2 und 10,6. *Scapholeberis mucronata* wurde gleichzeitig in Teich H gefunden, jedoch nur vereinzelt. Diese Art wurde im Freiland bis pH 3,9 gefunden (LUNDBECK 1954). Ihr Auftreten in Teich H lag bei pH 3,6. Gleiches gilt für am 27.9.91 vereinzelt in H bei pH 3,7 gefundene *Ceriodaphnia dubia*, die bisher bis pH 5,0 (HOLLWEDEL 1984) gefunden wurde und offensichtlich säuretoleranter ist als bisher angenommen. *Iliocryptus agilis* trat am 8.11.90 in Teich H vereinzelt bei pH

3,6 auf; diesen Wert gibt NEGREA (1983) als untere Toleranzgrenze an. Zwei weitere Arten, *Bosmina longirostris* und *Iliocryptus sordidus*, beschränkten sich im Teich H auf den stärker gepufferten Bereich bei Probestelle Hz.

Abschließend kann festgestellt werden, daß es sich bei der Cladocerenfauna stehender Gewässer im Einzugsgebiet der oberen Seebeck um eine hochgradig an Fließgewässer-Auen und zugleich an Moore angepasste Artenkombination handelt, die hier möglicherweise landschaftstypisch ist. Sie unterliegt derzeit einem erhöhten Selektionsdruck durch anthropogenen, also durch Wasserentnahmen verstärkte Versauerungen.

Zusammenfassung

Fischsterben in einem Teich an der Seebeck im Bereich des Burgdorfer Holzes (Aller-Einzugsgebiet) gab Anlaß zur Untersuchung einiger Gewässerfaktoren, Wasser- und Uferpflanzen und insbesondere der Cladocerenfauna in Teichen und Tümpeln der nahen Umgebung. Mehrere dieser Gewässer sind Säureschüben ausgesetzt, die durch Sulfatausträge aus anmoorigen Böden (Eisensulfidabbau) verursacht werden. Die Vegetation eines akut versauernden Teiches änderte sich rasch und wurde nun von acidophilen Arten geprägt. Die Cladocerenfauna ist auentypisch und zugleich sauren oder moorigen Gewässerbedingungen angepaßt. Sie verarmt derzeit unter dem Druck verstärkter Versauerungen, die durch Grundwasserabsenkungen mitbedingt sind.

Danksagungen

Dem staatlichen Forstamt Fuhrberg danken wir für die Genehmigung, Tümpel in seinem Gebiet zu untersuchen, sowie für die Bereitstellung von Gebietsunterlagen. Herrn Dr. J. Brehm (Schlitz) danken wir für die kritische Diskussion der chemischen Ergebnisse, Frau E. Zwicker (Witzenhausen) für die Durchführung chemischer Analysen.

Schrifttum

BEHLING, J. (1992): Versauerungen und Cladocerenfauna stehender Gewässer im Einzugsgebiet der Seebeck (Allersystem). Diplomarbeit Univ. Kassel (unveröffentl.). - BEHLING, J., & S. MANGOLD (1991): Auswirkungen von Versauerung auf die Cladocerenfauna zweier Auenteiche der Südeide. Projektarbeit Univ. Kassel (unveröffentl.). - BREHM, J. (1980): Zur anthropogenen Versauerung der Schlitzerländer Buntsandstein-Waldlandschaft. Beitr. Naturkde. Osthesen 16: 133-153. - BREHM, J., & M.P.D. MEIJERING (1982): Zur Säure-Empfindlichkeit ausgewählter Süßwasser-Krebse (*Daphnia* und *Gammarus*, Crustacea). Arch. Hydrobiol. 95: 17-27. - DIES. (1990): Fließgewässerkunde. 2. Aufl. Heidelberg, Wiesbaden. - BREHM, K. (1968): Die Bedeutung des Kationenaustausches für den Kationengehalt lebender Sphagnum. Planta 79: 324-345. - FLÖSSNER, D. (1972): Kiemen- und Blattfüßer, Branchiopoda. Fischläuse, Branchiura. In: Tierwelt Deutschlands 60: 1-501. Jena. - FRANCE, R.L. (1982): Comment on *Daphnia* respiration in low pH water. Hydrobiologia 94: 195-198. - FRYER, G. (1980): Acidity and species diversity in freshwater crustacean faunas. Freshwater Biol. 10: 41-45. - HERBST, H.V. (1962): Blattfußkrebse (Phyllopoden: Echte Blattfüßer und Wasserflöhe). 130 S. Stuttgart. - HOLLWEDEL, W. (1978): Zur Cladoceren-Fauna des Sager Meeres. II. Litorale Cladoceren und eine Mitteilung über Ostracoden-Funde. Oldenburger Jahrb. 75/76: 145-182. - DERS. (1984): Zur Cladocerenfauna des Hammersees auf Juist und deren Bedeutung als Fischnahrung. Drosera 1: 41-50. - HRBÁČEK, J., V. KOŘÍNEK & D.G. FREY (1978): Cladocera. In: Limnofauna europaea (J. ILLIES, Hrsg.), S. 189-195. Stuttgart, Amsterdam. - ILLIES,

J. (1978): Einleitung. In: *Limnofauna europaea*, S. XIII-XVII. Stuttgart, Amsterdam. - JURASZ, W. (1991): Wioślarki (Cladocera) gór Świętokrzyskich. *Act. Univ. Lodziensis, Fol. Limnologica* 4: 45-75. - LÜTTMANN, L., & M. SCHMIDT-LÜTTMANN (1980): Expertise zur Veränderung von Naturhaushalt und schutzwürdigen Bereichen anlässlich stattgefunderer und beabsichtigter Eingriffe in den Wasserhaushalt im Bereich des Burgdorfer Holzes. Unveröfftl. Staatl. Forstamt Fuhrberg. - LUNDBECK, J. (1954): Zur Kenntnis der Lebensverhältnisse in sauren Binnenseen. *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 20: 18-117. - MATTHIAS, U. (1983): Der Einfluß der Versauerung auf die Zusammensetzung von Bergbachbiozöosen. *Arch. Hydrobiol.*, Suppl. 65 (Mon. Beitr.): 407-483. - MEIJERING, M.P.D. (1970): Süßwassercladoceren unter dem Einfluß mariner Sturmfluten. *Arch. Hydrobiol.* 67: 1-31. DERS. (1990): Artendiversität von Cladoceren in Süßwassertümpeln am St. Lorenz-Golf und in anderen waldfreien Landschaften zwischen 47° und 82° nördl. Breite. *Polarforschung* 60: 39-53. - MUNDKOWSKI, E., & M.P.D. MEIJERING (1989): Cladoceren und Copepoden in stehenden Gewässern der unteren Werra-Aue. *Beitr. Naturkde. Osthessen* 25: 137-147. - NEGREA, S. (1983): Cladocera. Crustacea. In: *Fauna Republicii Socialiste România IV* (12): 1-399, Bucuresti. - NOTENBOOM-RAM, E. (1981): Verspreiding en Ecologie van de Branchiopoda in Nederland. RIN-rapport 81/14: 1-95, Leersum. - OBERDORFER, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. 5. Aufl. Stuttgart. - OHLE, W. (1936): Der schwefelsaure Tonteich bei Reinbek. Monographie eines idiotrophen Weiher. *Arch. Hydrobiol.* 30: 604-662. - ROTHMALER, W., E. JÄGER, R. SCHUBERT & K. WERNER (1988): Exkursionsflora für die Gebiete der DDR und der BRD. Bd. 3, Atlas der Gefäßpflanzen. 7. Aufl. Berlin. - SCOURFIELD, D.J., & J.P. HARDING (1958): A key to the British species of Freshwater Cladocera. *Freshwat. Biol. Ass. Publ.* 5: 1-55.

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Ing. J. Behling, Dipl.-Ing. S. Mangold, Prof. Dr. M.P.D. Meijering, Fachgebiet Fließgewässerkunde, Fachbereich Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung der Universität Gesamthochschule Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, D-37213 Witzenhausen.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens](#)

Jahr/Year: 1994

Band/Volume: [47](#)

Autor(en)/Author(s): Behling Jörg, Mangold Silvia, Meijering Meertinus P.D.

Artikel/Article: [Wasserflöhe \(Cladoceren\) in Tümpeln und Teichen einer versauernden Bachaue des Burgdorfer Holzes, Kr. Hannover 72-85](#)