

Zur Bewertung und Typisierung der Auen und Umfeldstrukturen naturnaher und überformter Tiefland-Fließgewässer mit Hilfe der Laufkäfer

Norbert HENKEL

Abstract: The assessment and classification of floodplains and lowland streams using carabid coenoses. - In 1996 and 1997 the carabid faunas of 11 lowland streams in North-Rhine-Westphalia were investigated through the use of pitfall traps, light traps and malaise traps. 10860 individuals belonging to 134 species were determined. 86.8 percent of the individuals belong to 20 species, 14.9 percent are endangered according to the Red Data Book of North-Rhine-Westphalia. The results of the investigations were used to classify and assess the different streams. Watercourses that remain in a near natural condition show considerable differences in their carabid beetle communities compared to those that have been altered by man. For example, the diversity of species is clearly higher in altered lowland streams than in near natural streams, but, because of the "Type-Location-Index", there is a lack of specific and stenotopic species in channelled and exposed streams. With regard to dominance activities, large and near-natural streams with sandy substratum are very similar. Differences between temporal and permanent lowland streams are not reflected in their carabid beetle communities.

1 Einleitung

Die Untersuchung wurde im Rahmen eines dreijährigen Projektes zur "Weiterentwicklung der Fließgewässerbewertung auf der Grundlage regionalspezifischer Leitbilder für die glazialen und postglazialen Landschaften der Norddeutschen Tiefebene" im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) in Nordrhein-Westfalen und Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt (Förderkennzeichen 0339563). Die Federführung lag beim Institut für Ökologie, Abt. Hydrobiologie, der Universität Esen.

Da die Laufkäfer zu den dominierenden Tiergruppen in ripicolen Lebensräumen gehören (HERING 1995), wurden in diesem Projekt neben den aquatischen Organismen Carabiden und Lepidopteren zur Bewertung des Gewässerumfeldes erhoben. Im Gegensatz zum Mittelgebirge (HÖPPNER & HERING 1997; HUGENSCHÜTT 1997) liegen fast keine zusammenhängenden Arbeiten zur Uferfauna kleinerer Fließgewässer im Tiefland vor. Deshalb soll diese Arbeit außerdem einen Beitrag zur Kenntnis der Carabidenzönosen in diesen Habitaten leisten und Veränderungen der Zönosen durch anthropogene Beeinflussungen aufzeigen.

2 Untersuchungsgebiet und Methode

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich vom Niederrheinischen Tiefland mit silikatischen Sanden (Bosbeek, Schaagbach, Gartroper Mühlenbach, Steinbach, Issel, Schermbecker Mühlenbach) über die karbonatischen Sandgebiete des Kernmünsterlandes und Ostmünsterlandes (Wienbach, Stever, Eltingmühlenbach) bis zu den karbonatischen Lößgebieten am Hellweg (Frölicher Bach, Ahse). Die Lage der untersuchten Fließgewässer ist in Abbildung 1 dargestellt. Bis auf Issel, Schermbecker Mühlenbach und Stever sind die Gewässer in ihrer Morphologie, ihrem Chemismus und in ihrem Umfeld, das überwiegend bewaldet ist, naturnah.

Die Gewässermorphologie wie Größe, Verlauf und Einschnittstiefe ist in Abbildung 2 dargestellt. An den 11 Fließgewässern wurden 1996 und 1997 jeweils 5 Bodenfallen (vgl. GREENSLADE 1964) bachparallel, möglichst auf vegetationsfreien, also vom Gewässer beeinflussten Stellen von April bis Oktober jeweils monatlich 14 Tage exponiert. Zusätzlich wurden 5 Bodenfallen als Transsekt vom Gewässer in die Aue hineinreichend exponiert (Feuchtegradient). Als Fallen dienten weiße glattwandige Kunststoffbecher mit einem Volumen von

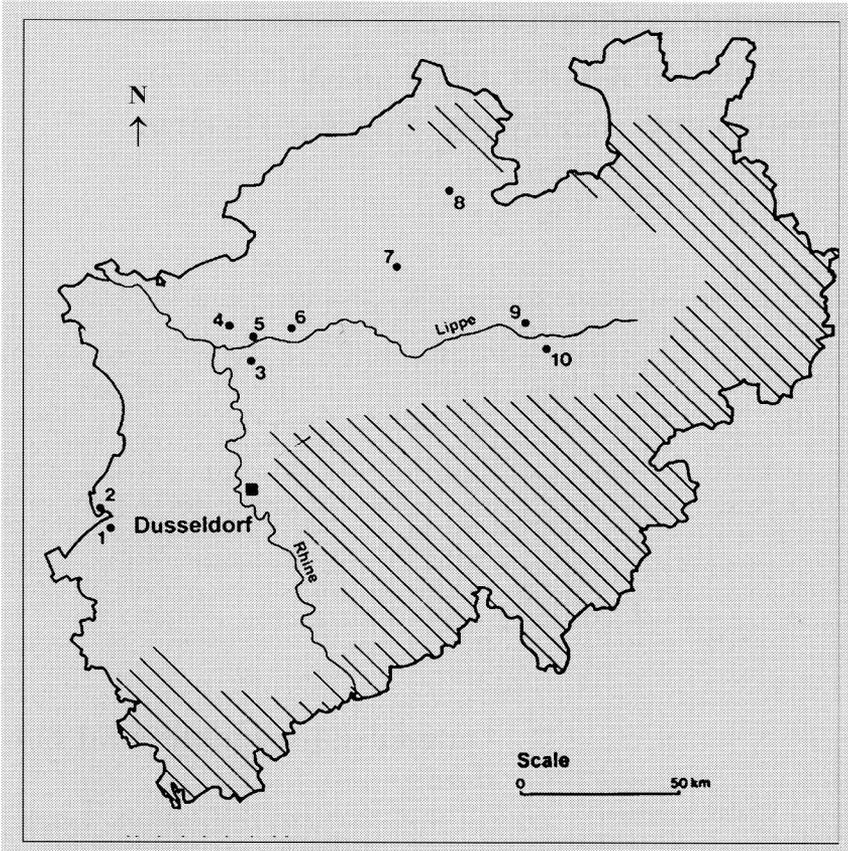


Abb. 1: Lage der untersuchten Fließgewässer: Schraffierter Bereich = Mittelgebirge; un-schraffierter Bereich = Tiefland (Untersuchungsgebiet).
 1 Schaagbach; 2 Bosbeek; 3 Gartroper Mühlenbach, Steinbach; 4 Issel; 5 Schermbecker Mühlenbach; 6 Wienbach; 7 Stever, 8 Elting Mühlenbach; 9 Frölicher Bach; 10 Ahse

pillus, *Badister* mit 2 Arten, *Dromius* mit 3 Arten und *Anthracus consputus*. Die Malaisfallen fingen keine exklusiven Arten und nur wenige Individuen. Die häufigsten 20 Arten stellen 86,8 % der Individuen. 20 Arten sind in der Roten Liste NordrheinWestfalens (TERLUTTER & SCHÜLE 1998) als stark gefährdet und gefährdet aufgeführt oder stehen auf der Vorwarnliste (14,9 %). Bemerkenswert ist die

580 ml, einer Höhe von 12,5 cm, einem Öffnungsumfang von 26 cm und einem Bodendurchmesser von 6,5 cm. Die Becher wurden ebenerdig eingegraben und zur Verhinderung des möglichen Herauskletterns von Laufkäfern wurden flache Ringe von 1 cm Breite eingelegt, wodurch die eigentliche Fallenöffnung auf einen Durchmesser von 6,5 cm reduziert wurde. Zum Schutz gegen Regen und angewehtes Pflanzenmaterial wurden über die Fallen Plexiglasdeckel in ca. 1 cm Abstand angebracht. Außerdem konnte ich von den im Rahmen des Forschungsvorhabens durchgeführten Lichtfängen, die einmal im Monat bei geeigneter Witterung stattfanden, und von den Malaisefängen, partizipieren.

3 Ergebnisse

Insgesamt wurden in den zwei Jahren 10.860 Laufkäfer aus 134 Arten gefangen (Tab. 2). 9 % der Arten konnten nur mit Lichtfängen nachgewiesen werden, dies sind die Gattungen *Acupalpus* mit 2 Arten, *Bradycellus* mit 3 Arten, *Demetrius atrica-*

große Population von *Elaphrus aureus* (Rote Liste: stark gefährdet) am Eltingmühlenbach mit 392 Individuen.

Es zeigen sich sehr große Unterschiede in den Individuendichten: Die beiden großen Sandbäche (Wienbach und Elting Mühlenbach) haben die höchsten Individuendichten und auch die flächenmäßig größten Sandbänke. Die naturfernen Gewässer (Issel, Stever, Schermbecker Mühlenbach) besitzen eine niedrige Individuendichte, aber die höheren Artenzahlen. Arten, die obligatorisch an allen Gewässern vorkamen, waren *Carabus granulatus* (fast überall dominant), *C. nemoralis*, *Loricera pillicornis*, *Agonum afrum*, *Nebria brevicollis* (überall dominant), *Patrobus atrorufus*, *Platynus assimilis*, *Pterostichus niger* und *P. nigrita*.

3.1 Typisierung

Zum Vergleich der Ähnlichkeitsstrukturen wurden die Clusteranalyse und der Renkonenkoeffizient angewendet. Die Clusteranalyse des Gesamtgeb-

Abb. 2: Übersicht zur Physiogeographie der untersuchten Gewässer.

Bachquerschnitte / Laufentwicklung	OB [m]	ET [m]	SB [m]
Bosbeek	1,8	0,4	0,8
Schaagbach	3,7	0,3	1,1
Gartroper Mühlenbach	5,0	1,1	2,6
Wienbach	9,0	1,0	5,3
Eltingmühlenbach	17,0	2,3	6,4
Frölicher Bach	4,2	0,9	1,5
Ahse	7,0	1,5	3,6
Schermerbecker Mühlenbach	3,2	0,5	1,0
Issel	11,0	2,6	4,6
Steuer	5,0	1,3	2,3
OB = obere Breite ET = Einschnittstiefe SB = Wasserspiegelbreite			

nisse (Abb. 3) zeigt 3 Ähnlichkeitsblöcke und ein Individuum, die drei naturfernen unbewaldeten Gewässer (Issel, Schermerbecker Mühlenbach und Steuer) bilden einen Cluster, ebenso die bewaldeten naturnahen Gewässer. Der Eltingmühlenbach hat nur auf sehr geringem Niveau Ähnlichkeit mit den anderen Gewässern.

Beim Aktivitätsdominanzvergleich nach Renkonen zeigt sich ein etwas anderes Bild (Abb. 4). Die großen Sandbäche (Eltingmühlenbach, Wienbach) sowie die beiden Bäche mit einer Birken-Erlenau (Bosbeek, Gartroper Mühlenbach) zeigen hier Ähnlichkeiten über 60 %. Die naturferneren Gewässer sind untereinander relativ ähnlich, aber im Gegensatz zu den naturnahen Gewässern auf geringerem Niveau.

3.2 Bewertung

Die Bewertung der Fließgewässerumfeldstrukturen erfolgt mit dem von MEHL & THIELE (1995) beschriebenen Standorttypieindex. Dazu werden die erhobenen Laufkäferarten drei Kategorien zugeordnet. Die Einteilung basiert auf diversen Untersuchungen aus der Region (z.T. aus unveröffentlichten Dipl.-Arbeiten der Universität Essen) und auf Literaturangaben, insbesondere KOCH (1989),

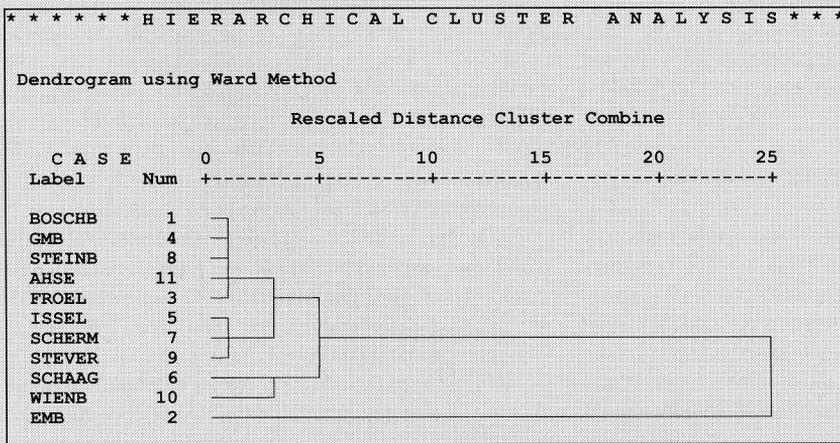


Abb. 3: Clusteranalyse des Gesamtergebnisses.

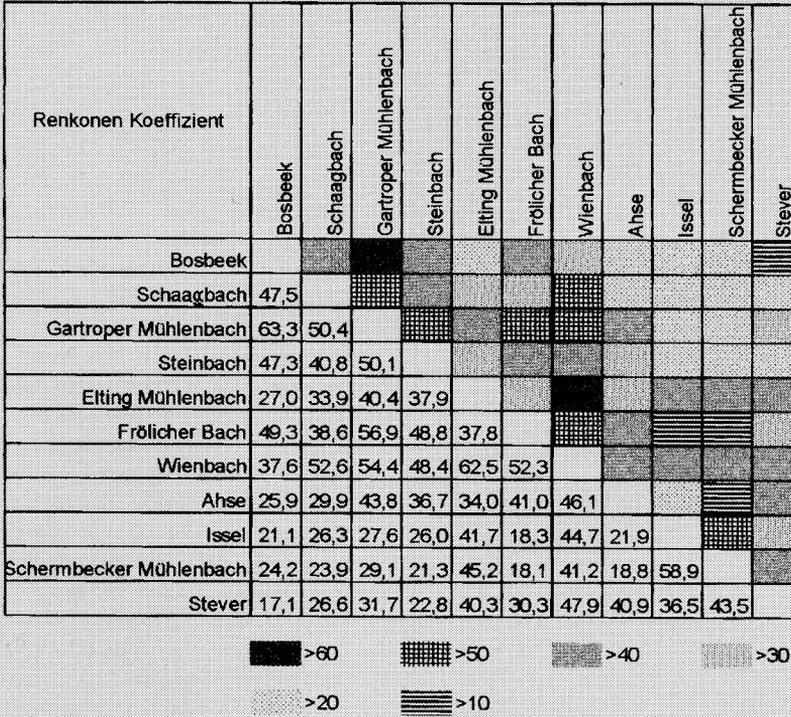


Abb. 4 (oben): Ähnlichkeit der Aktivitätsdominanz nach Renknoten.

Tab. 1 (unten): Standorttypie-Werte der untersuchten Fließgewässer, getrennt berechnet unter Berücksichtigung der Aktivitätsindividuen-dichte (STI quantitativ) und des Artenspektrums (STI qualitativ).

benachbarten trockeneren Randbereichen (Äcker, Wiesen) eingewanderte Arten (wie z.B. *Amara*-Arten, *Antisodactylus binotatus*, *Poecilus versicolor*).

Kategorie 2: Fakultativ hygrophile Arten, die aber auch ähnliche Habitate, z.B. Wälder und feuchtes Grünland besiedeln (eurytopye Arten), die auch an Mittelgebirgsbächen vorkommen (wie *Paranichus albipes*) und Arten, deren Zuordnungen zu Fließgewässern nicht genau bestimmbar sind (wie *Bembidion t. illigeri*, *Elaphrus cupreus*).

Kategorie 3: Relativ stenöke und obligat hygrophile, insbesondere ripicole Arten, die typisch für die naturnahen Fließgewässer im Tiefland sind (*Europhi-*

Begleitgehölze	Wasserführung	Bach	STI quantitativ	STI qualitativ
bewaldet	permanent	Boschbeek	1,80	1,75
		Schaagbach	1,92	1,67
		Elting Mühlenbach	1,61	1,59
		Ahse	1,56	1,62
		Wienbach	1,55	1,72
	sommertrocken	Gartroper Mühlenbach	1,58	1,72
unbewaldet	permanent	Steinbach	1,67	1,59
		Frölicher Bach	1,76	1,60
	sommertrocken	Issel	1,26	1,45
		Steuer	1,27	1,42
		Schermbecker Mühlenbach	1,39	1,51

STUMPF (1997), DEN BOER et al. (1986), ASSMANN (1991), BERNHARDT & HANDKE (1989).

Kategorie 1: Eurytopye Arten mit breiter ökologischer Potenz, die nicht spezifisch an den Lebensraum Fließgewässer angepaßt sind (wie z.B. *Bembidion tetracolum*, der im Tiefland von Nordrhein-Westfalen auf fast allen vegetationsarmen Standorten wie Industriebrachen und sogar auf absoluten Wärmestandorten wie südexponierten Abraumhalden des Bergbaus vorkommt; s. HENKEL 1995) oder aus

lus fuliginosus, *Platynus livens*, *Antbracus consputus*, *Elaphrus aureus*, *Omophron limbatum* u.a.)

Die Arten der Kategorie 3 und eingeschränkt auch die Arten der Kategorie 2 können als "Charakterarten", (s. TISCHLER 1993) bezeichnet werden, da sie den Lebensraum der Ufer von Fließgewässern am besten charakterisieren.

Mit den zugeordneten Arten wird dann für jedes Gewässer ein Standorttypie-Index wie folgt berechnet:

$$Sti = \frac{\sum_{i=1}^n Bk_i}{n}$$

Sti = Standorttypieindex, Bki =
Bewertungskategorie der i-ten Art
n = Gesamtzahl der nachgewies.
Taxa, i = i-tes Taxon

Damit ergeben sich für die Standorte Werte zwischen 1 und 3. Je höher der Wert, um so mehr typische Arten und desto weniger Störarten (z.B. Feldubiquisten) sind vorhanden.

Die naturfernen Gewässer besitzen deutlich niedrigere Werte als die naturnahen, bewaldeten Gewässer. Der etwas höhere Wert der Stever (1,6) ist mit dem Vorhandensein einer Erlengalerie zu erklären, höchste Werte erreichen diejenigen Gewässer, die in ausgedehnten Wäldern liegen (Bosbeek, Schaagbach, Frölicher Bach). Die anderen Gewässer sind zwar bewaldet oder einseitig bewaldet (Ahse), aber landwirtschaftliche Flächen sind in der Nähe, so daß euryöke Feldarten leicht einwandern können.

4 Zusammenfassung und Diskussion

Die Laufkäferfauna von 11 Tiefland-Fließgewässern in Nordrhein-Westfalen wurde 1996 und 1997 mittels Bodenfallen, Lichtfängen und Malaisefallen untersucht. Es wurden 10.860 Individuen aus 134 Arten nachgewiesen, 86,8 % der Individuen gehören zu den 20 häufigsten Arten. 14,9 % sind in der Roten Liste des Bundeslandes vermerkt. Die Gewässer wurden anhand der Laufkäferzönose typisiert und bewertet. Die naturnahen Gewässer unterscheiden sich deutlich von den anthropogen beeinflussten. Die naturfernen Gewässer haben deutlich höhere Diversitäten, aber wenige spezifische stenotope Arten, was sich im Standorttypie-Index widerspiegelt. Die großen Sandbäche (Eltingmühlenbach, Wienbach) ähneln sich sehr in den Dominanzaktivitäten. Unterschiede zwischen den bachnahen und den Transektfallen waren nur bei den sehr stark eingeschnittenen Profilen (Elting Mühlenbach, Issel, vergleiche Abb.:2) zu erkennen, an den anderen Gewässern wurden die Arten des Transekts auch in den bachnahen Fallen nachgewiesen. Bei weiteren Untersuchungen könnte man sich also auf die Ufer beschränken. Zieht man nur das Artenspektrum in Betracht, dann können wichtige Informationen unterdrückt werden, wie zum Beispiel beim naturnahen Schaagbach (sehr breite Erlenaue), der auf Artniveau einen geringen Standorttypiewert besitzt, aber bei Einbeziehung der Ak-

tivitätsdominanzen den höchsten Wert aller Gewässer zeigt. Dieser Trend bestätigt sich auch umgekehrt bei den naturfernen Gewässern, die bei Berücksichtigung der Individuenzahlen den niedrigeren Wert annehmen. Ein Unterschied zwischen sommertrockenen und permanent fließenden Bächen konnte im vorliegenden Fall über die Laufkäferzönosen nicht dargestellt werden.

Literatur

- ASSMANN, T. (1991): Die ripicole Carabidenfauna der Ems zwischen Lingen und Dollart. - Osnabrücker naturw. Mitt. 17: 95-112.
- BERNHARD, K.G. & HANDKE, K. (1989): Untersuchungen zur Erstbesiedlung von Boden-atropodengemeinschaften (Col., Carabidae Het., Salicidae) sandig-kiesiger Pionierstandorte im Emsland. - Natur und Landschaft 64 (4): 146-152.
- BOER, P.J. DEN, LUFF, M.L., MOSSAKOWSKI, D. & WEBER, F. (1986): Carabid Beetles. Their Adaptions and Dynamics. - 551 S.; G Fischer, Stuttgart, New York.
- FREUDE, H., HARDE, K.W. & LOHSE, G. A. (1976): Die Käfer Mitteleuropas, 2: 302 S.; Goecke & Evers, Krefeld.
- GREENSLADE, P. J. M. (1964): Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). - Journal of Animal Ecology 33: 301-310.
- HENKEL, N. (1995): Daten zur Besiedlung einer frischen Bergehalde durch epigäische Tiere - Langzeituntersuchung an der Versuchshalde Waltrop unter besonderer Berücksichtigung der Laufkäfer und Asseln. - Dipl.-Arbeit am Institut für Ökologie UNI Essen (unveröffentlicht).
- HÖPPNER, J. & HERING, D. (1997): Uferbewohnende Laufkäfer auf Schotterbänken von Fließgewässern des östlichen Rheinischen Schiefergebirges (Coleoptera: Carabidae). - Entomol. Z. 107(11): 465-481.
- HUGENSCHÜTT, V. (1997): Bioindikationsanalyse von Uferzonationskomplexen der Spinnen- und Laufkäfergemeinschaften (Arach.: Araneidae, Col.: Carabidae) an Fließgewässern des Drachenfelsner Ländchen. - Archiv zoologischer Publikationen 2: 350 S.; Wiehl.
- KOCH, K. (1989): Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie E1. - Goecke & Evers, Krefeld.
- MEHL, D. & THIELE, V. (1995): Ein Verfahren zur Bewertung norddeutscher Fließgewässer und deren Niederungen unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna. - Nachrichten entomol. Verein Apollo, Suppl. 15.
- SCHMIDT, J. (1994): Revision der mit *Agonum* (s. str.) *viduum* (PANZER, 1797) verwandten Arten (Coleoptera, Carabidae). - Beitr. Ent. Berlin 44 (1): 3-51.
- SCHÜLE, P. & TERLUTTER, H. (1998): Rote Liste der in Nordrhein-Westfalen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera; Cicindelidae, Carabidae). - Angewandte Carabidologie 1: 51-62.
- STUMPF, T. (1997): Neue Wege in der Bioindikation. Ein ökologisches Zeigersystem für Käfer. - LÖBF Mitteilungen 2/97.
- TISCHLER, W. (1993): Einführung in die Ökologie. - 528 S.; G. Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- TRAUTNER J. & GEIGENMÜLLER, K. (1987): Sandlaufkäfer, Laufkäfer .II-lustrierter Schlüssel zu den Cicindeliden und Carabiden Europas. - 488 S.; Margraf Verlag, Aichtal.
- TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. (1995): Ökologischer Bearbeitungsstand, Gefährdung und Checkliste der Laufkäfer - eine Übersicht für die Bundesländer Deutschlands. - Naturschutz und Landschaftsplanung, 27 (3): 96-105.

TRAUTNER, J., MÜLLER-MOTZFELD, G. & BRÄUNICKE, M. (1997): Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands. - Naturschutz und Landschaftsplanung, 29 (9): 261-273.

Anschrift des Verfassers

Norbert HENKEL
Institut für Ökologie
Abteilung Hydrobiologie
Universitätsstraße 5
D-45117 Essen.

Tab. 2 (folgende Seiten): Gesamtartenliste mit Angaben zur gefangenen Individuenzahl je untersuchtem Gewässer, Gefährdungsstatus sowie dem zugeordneten Standorttypie-Wert. Die Nomenklatur folgt weitgehend TRAUTNER & MÜLLER-MOTZFELD (1995).

D = Gefährdungseinstufung nach der Roten Liste Deutschland (TRAUTNER et al. 1997).

NRW = Gefährdungseinstufung nach der Roten Liste Nordrhein-Westfalen (SCHÜLE & TERLUTTER 1998).

Ind = Anzahl insgesamt gefangener Individuen

STI = Standorttypie-Wert

FQ = Anzahl der Bäche, an denen die Art jeweils nachgewiesen wurde

1-10 = Nummern der Bäche (s. Abb. 1); 3a - Gartroper Mühlenbach, 3b - Steinbach

Arten	D	NRW	Ind	STI	FQ	1	2	3a	3b	4	5	6	7	8	9	10
Cicindela campestris L.,1758		V	11	1	2			2		9						
Calosoma inquisitor L., 1758	3		1	1	1							1				
Carabus coriaceus L.,1758			7	2	3	2									1	4
Carabus violaceus L.,1758			62	1	5			11	20	3		8		20		
Carabus auronitens F., 1792			6	1	1								6			
Carabus problematicus Hbst.,1786			53	1	6		2	13	31	2		1		4		
Carabus granulatus L.,1758			418	2	11	138	78	125	14	3	26	3	3	12	14	2
Carabus cancellatus Ill.,1798	V	V	24	2	2					23				1		
Carabus nemoralis Müll.,1764			300	1	11	6	6	81	31	6	14	58	29	9	12	48
Cychrus caraboides L.,1758			16	1	6	1			4	1	1	4		5		
Leistus rufomarginatus Duft., 1812			10	1	6	1				1		4	1	2		1
Leistus terminatus Hellwig in Panzer 1793			49	1	8	3	12			1	2		17	5	7	2
Leistus ferrugineus L.,1758			14	1	6		2			7	1	2	1			1
Nebria brevicollis F.,1775			1022	1	11	195	28	56	93	70	75	202	8	271	18	6
Nebria salina Fairm.Lab.,1854			4	1	1								4			
Nothophilus aesthuans Motschul.,1864			4	2	3					2			1			1
Nothophilus palustris Duft., 1812			1	2	1					1						
Nothophilus hypocrita Curt.,1829	3	3	1	1	1						1					
Nothophilus substriatus Waterh.,1833		V	1	2	1						1					
Nothophilus rufipes Curtis, 1829			1	2	1									1		
Nothophilus biguttatus F.,1779			25	1	6	2		6				5		10	1	1
Omophron limbatum F.,1776	V	3	8	3	1					8						
Elaphrus cupreus Duft., 1812			249	2	9	141	18	21	4		2	31		23	6	3
Elaphrus riparius L.,1758			5	3	1							5				
Elaphrus aureus Müll.,1821	2	2	395	3	2			3						392		
Loricera pillicornis F.,1775			365	2	11	89	10	21	12	4	13	41	41	85	26	23
Ciivina fossor L.,1758			51	1	6	1		2		2	44		1	1		
Ciivina collaris Herbst,1784	V		55	2	6			1	1	1	2	4		42		5
Dyschirius angustatus Ahr., 1830	3	2	2	2	2					1			1			
Dyschirius globosus Hbst.,1784			54	2	7		27	2	1	1	21		1			1
Epaphius secalis Paykull,1790			1	1	1											1
Trechus rubens F.,1792	3	3	1	2	1									1		
Trechus quadristriatus Schrk.,1781			132	1	6					11	20	2	44	2		53
Trechus obstusus Er.,1837			32	1	6				1			1	20	2	1	7
Lasiotrechus discus F.,1792			6	2	3					1			3	2		
Trechoblemus micros Herbst,1784			4	2	1									4		
Bembidion lampros Hbst.,1784			30	1	6		1	3		1	22		1	2		
Bembidion properans Steph.,1828			16	1	4					6	8		1	1		
Bembidion varium Ol.,1795		V	28	2	5			1		1	13	4				9
Bembidion stephensi Crotch.,1866			1	2	1										1	
Bembidion bruxellense Wesmael 1835			1	2	1						1					
Bembidion tetracolum Say,1823			1440	1	8			11		106	215	206	120	755	5	22
Bembidion femoratum Sturm,1825			6	2	1					6						
Bembidion illigeri Netolitzky, 1914			4	2	1									4		
Bembidion elongatum Dejean, 1831	V	3	5	3	1									5		
Bembidion quadrimaculatum L.,1761			12	2	2					1			11			
Bembidion doris Panzer, 1797	V	3	2	3	1			2								
Bembidion articulatum Panz.,1796			8	3	2					5				3		
Bembidion biguttatum F.,1779			4	2	1											4
Bembidion mannerheimii Sahlb.,1827			20	2	4		4	1			14					1
Bembidion lunulatum Fourc.,1785			7	1	4		3				2			1		1
Asaphidion pallipes Duft.,1812	V	3	2	2	1									2		
Asaphidion flavipes /curtum L.,1761			36	1	6				1	1		7	2	16		9
Patrobus atrorufus Ström,1768			401	2	11	217	15	42	9	1	2	56	4	17	25	13
Perigona nigriceps Dejean 1831			1	2	1						1					
Anisodactylus binotatus F.,1787			32	1	8	1		4		7	3	3	8	3		3
Harpalus latus L., 1758			7	1	4								4	1	1	1
Ophonus puncticeps Steph.,1828			4	1	3					1	1		2			
Pseudophonus rufipes Geer,1774			53	1	4					23	20		9		1	
Pseudophonus griseus Panz.,1797		3	4	1	2					3	1					
Harpalus affinis Schrank, 1781			5	1	1						5					
Harpalus distinguendus Duft.,1812			1	1	1								1			
Harpalus tardus, Panzer, 1763			5	1	2					4			1			
Harpalus serripes (Quensel 1806)	V	1	1	1	1					1						
Ophonus rufibarbis (F. 1792)			7	1	1								7			
Stenolophus teutonius Schrk.,1781			4	2	2	3				1						
Stenolophus mixtus Hbst.,1784			7	2	4			1				1	4	1		
Bradycellus verbasci Duft.,1812			141	1	8	1	5	6		5	90	2	26	6		
Bradycellus harpalinus Serv.,1821			180	1	10	2	2	20	1	69	50	15	8	6		7

HENKEL: Fortsetzung Tab. 2:

Arten	D	NRW	Ind	STI	FQ	1	2	3a	3b	4	5	6	7	8	9	10
Bradycellus csikii Laczko,1912			5	1	3				1	1				3		
Acupalpus parvulus, Sturm 1825	V		1	2	1							1				
Acupalpus dubius Schilsky 1888	V		2	2	1								2			
Anthraxus consputus Duft.,1812	3	2	34	3	5			1	21			2		7		3
Stomis pumicatus Panz.,1796			4	2	2		1						3			
Poecilus cupreus L.,1758			29	2	3									20		
Poecilus versicolor Sturm,1824			23	1	4				2	5	11			5		
Pterostichus strenuus Panz.,1797			114	2	11	9	7	3	2	4	14	10	14	41	9	1
Pterostichus diligens Sturm,1824	V		9	3	1		9									
Pterostichus vernalis Panz.,1797			10	2	5				1	1	5	2				1
Pterostichus nigrita Payk.,1790			701	2	11	180	51	57	22	32	13	134	18	69	99	26
Pterostichus anthracinus Ill.,1798			74	2	4				1				3		66	4
Pterostichus gracilis (Dejean, 1828)	3	2	2	3	2				1			1				
Pterostichus minor (Gyllenhal, 1827)			49	2	7	11	20	8		1	2	4	3			
Pterostichus oblongopunctatus F.,1787			452	1	9	10	22	62	9	1		89	4	192	63	
Pterostichus niger Schall.,1783			602	2	11	60	90	87	177	14	23	21	1	23	105	1
Pterostichus melanarius Ill.,1798			401	1	9			47	2	6	25	41	176	46	56	2
Pterostichus madidus F.,1775			141	2	2	2										139
Molops piceus Panz.,1793			9	2	2				3							6
Abax parallelepipedus Pill.Mitt.,1783			303	1	8	5	27	62	30			22		57	53	47
Abax parallelus Duft.,1812			65	2	5		4		32					3	21	5
Synuchus vivalis Ill.,1798			5	1	3					1			1	3		
Calathus fuscipes Goeze,1777			77	1	4					28	25	7	17			
Calathus melanocephalus L.,1758			10	1	4					5	3			1	1	
Calathus rotundicollis Dejean,1828			12	1	3							2	1	9		
Agonum sexpunctatum L.,1758			2	1	1					2						
Agonum viridicupreum Goeze,1777	3	3	1	3	1						1					
Agonum marginatum Linne, 1758			2	2	1										2	
Agonum mülleri Hbst.,1784			19	1	6				1	3	10	1	2	2		
Agonum viduum Panz.,1797			18	2	4	15					1	1	1			
Agonum afrum Duft.,1812			312	3	10	109	2	18		2	32	59	44	35	7	4
Platynus livens Gyll.,1810	3	3	9	3	1	9										
Europhilus fuliginosus Panz.,1809			13	3	5	1	6			1		1		4		
Europhilus thoreyi Dej.,1828			1	3	1											1
Platynus assimilis Payk.,1790			970	2	10	119	12	54	66		1	222	68	273	114	41
Paranchus albipes F.,1796			369	2	10	16		20	28	7	4	87	21	67	46	73
Anchomenus dorsalis Pont.,1763			8	1	3					1	1		6			
Oxypselaphus obscurus Hbst.,1784			6	3	3		1				1			4		
Amara plebeja Gyll.,1810			9	1	3				1	6	2					
Amara similata Gyll.,1810			2	1	2									1		1
Amara ovata F., 1792			2	1	1									2		
Amara communis Panz.,1797			4	1	2					1	3					
Amara lunicollis Schiödtte, 1837			2	1	2			1		1						
Amara aenea Geer,1774			26	1	5				1	8	13		2	2		
Amara eurynota Panz.,1797		3	20	2	7			1		2	6	1	6		1	3
Amara spreta Dej.,1831		3	1	1	1			1								
Amara familiaris Duft.,1812			9	1	6	1			1	2	3			1		1
Amara anthobia A. & J. B. Villa, 1833			1	1	1									1		
Amara bifrons Gyll.1810			1	1	1						1					
Amara fulva Müll.,1776		3	2	1	1					2						
Amara apricaria Payk.,1790			4	1	2					3	1					
Amara aulica Panzer, 1797			2	1	2					1				1		
Chlaenius nigricornis F., 1787	V	V	1	2	1						1					
Chlaenius vestitus Payk.,1790			2	2	1					2						
Badister bipustulatus F.,1792			1	1	1						1					
Badister lacertosus Sturm, 1815			4	1	1									4		
Badister dilatatus Chaudoir 1837	3	3	4	3	3				1					2		1
Badister anomalus Perris,1866	2	2	6	3	4			1	3			1				1
Panageus crux-major L.,1758	V		9	2	3					1	7		1			
Panageus bipustulatus F.,1775			2	1	1						2					
Demetrias atricapillus L.,1758			2	1	2								1	1		
Dromius schneideri Crotch, 1871			2	2	2					1		1				
Dromius melanocephalus Dej.,1825			1	1	1					1						
Dromius linearis Olivier, 1795			2	2	2									1		1
Syntomus foveatus Fourcr.,1785			10	1	3					8	1		1			
Summe Individuen			10860			1350	465	859	627	556	879	1384	826	2563	920	431
Summe Arten			134			30	28	39	34	71	61	45	64	59	35	39

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Angewandte Carabidologie](#)

Jahr/Year: 1999

Band/Volume: [Supp_1](#)

Autor(en)/Author(s): Henkel Norbert

Artikel/Article: [Zur Bewertung und Typisierung der Auen und Umfeldstrukturen naturnaher und überformter Tiefland-Fließgewässer mit Hilfe der Laufkäfer 95-102](#)