

Wiss. Mitt. Niederösterr. Landesmuseum	22	25-44	St. Pölten 2011
----------------------------------------	----	-------	-----------------

Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) in den March-Auen: Veränderungen der Zönosen in Abhängigkeit von der Hydrodynamik in den Jahren 1986 bis 2009

Klaus Peter Zulka

Zusammenfassung

Die Carabidenzönose eines häufig überfluteten Hartholzaustandorts (Leucojo-Fraxinetum) der Unteren March-Auen wurde zwischen 1986 und 2009 regelmäßig beprobt. Die Laufkäfer wurden per Handaufsammlung der Winterquartiere im November oder Dezember des jeweiligen Jahres erhalten. Die Renkonen-Zahl diente als Maß der Zönosenähnlichkeit und des Arten-Turnovers zwischen den Jahren. Ordinationsdiagramme wurden mittels Nonmetrischer Multidimensionaler Skalierung (NMDS) und Korrespondenzanalyse (DCA) berechnet. Die Ordinationsachsen und die Anteile einzelner Arten an der Artengemeinschaft wurden mittels Spearmans Rangkorrelationsindex mit hydrologischen Parametern in Beziehung gesetzt. Die Renkonen-Zahlen zwischen Artengemeinschaften verschiedener Jahre waren selbst im Vergleich mit interannuellen Ähnlichkeitsvergleichen aus anderen Flussauen durchwegs niedrig. NMDS und DCA lieferten ähnliche Ordinationsdiagramme. Die erste Ordinationsachse konnte als zeitlicher Gradient interpretiert werden, der von Jahren mit langen Winter- und Frühsommerhochwässern zu Jahren mit hoher Spätsommerhochwasserwahrscheinlichkeit führt. Im Zuge dieses zeitlichen Wandels ersetzten nach und nach euryöke Feuchtgebietsarten wie *Carabus granulatus* oder *Panagaeus cruxmajor* spezialisierte Flussau- und Uferarten wie *Agonum micans* und *Notaphus dentellus*. Die hydrologischen Trends und die daraus resultierenden Veränderungen in der Artengemeinschaft werden zum Teil den hydrologischen Auswirkungen des Staudamms bei Nové Mlýny zugeschrieben, der seit 1989 in Betrieb ist. Zum anderen Teil können sie als Folge des globalen Klimawandels, der mit wärmeren Wintern, kürzeren Schneebedeckungsphasen und heftigen Starkregenereignissen im Hochsommer einhergeht, erklärt werden. Trotz der Veränderungen in den hydrologischen Bedingungen und einer gewissen Verschlechterung der Carabidenzönosen hinsichtlich ihres Naturschutzwerts beherbergen die March-Auen noch immer Arten, die auf das Gebiet essenziell angewiesen sind. Dies könnte mit der hohen Artengemeinschaftsdynamik erklärt werden, die immer wieder Möglichkeiten für wenig konkurrenzstarke Arten eröffnet. Die genauen Ansprüche dieser Arten müssen noch näher untersucht werden; in Managementkonzepten müssen diese Arten eine besondere Rolle spielen.

Abstract

Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the Morava floodplains: assemblage variation in relation to hydrodynamics from 1986 to 2009

The carabid assemblage of a frequently inundated hardwood forest (Leucojo-Fraxinetum) of the Morava River floodplains has been sampled annually between 1986 and 2009. Carabids were obtained by hand collection in overwintering sites once a year in November or December. Renkonen's number served as a measure for assemblage similarity and species turnover between the years. Ordination plots were calculated by non-metric multidimensional scaling (NMDS) and detrended correspondence analysis (DCA). Ordination axes and percentages of single species within the assemblage were correlated with inundation-characterising variables for the sampling year and the year before (Spearman rank correlation). Renkonen numbers between assemblages of different years were consistently low, even in comparison with between-year assemblage similarities from other floodplains. NMDS and DCA produced similar ordination results. The first ordination axis could be interpreted as a temporal gradient, leading from years with long inundations in winter and early summer to years with a high probability of inundation in late summer. In the course of this transition over time, eurytopic wetland species such as *Carabus granulatus* and *Panagaeus cruxmajor* have gradually replaced specialised floodplain or river bank species such as *Agonum micans* and *Notaphus dentellus*. The hydrological changes and the resulting species assemblage conversion are tentatively explained with the hydrological impacts of the Nové Mlýny dam on the Dyje River, built in 1989, and with global climate change that led to warmer winters with less persistent snow cover and an increased probability of heavy precipitation events in the warmest summer months. Despite the changes in hydrological conditions and the deterioration of carabid assemblages with respect to conservation value, the Morava floodplains are still home to a number of species that are highly dependent on this area. This could be explained with the assemblage dynamics that open windows of opportunity for less competitive species. The particular requirements of such species need to be studied in more detail and incorporated into management concepts for the region.

Keywords: Species turnover, assemblage composition, hydrology, ordination, DCA, NMDS, Carabidae, Morava-Dyje floodplains

Súhrn: Bystrušky (Coleoptera: Carabidae) v luhoch Moravy: Zmeny v závislosti na hydrodynamike v rokoch 1986 až 2009

Spoločenstvá bystrušiek v často zaplavovaných tvrdých luhoch (Leucojo-Fraxinetum) dolnej Moravy boli v rokoch 1986 až 2009 pravidelne predmetom výskumu. Bystrušky boli ručne zbierané v novembri alebo decembri v miestach ich prezimovania. Renkonenov index slúži ako merítka podobnosti spoločenstva a zmeny jeho druhov v porovnaní jednotlivých rokov. Ordinačné diagramy boli vypočítané metódami nemetrickeho viacrozmerného škálovania (NMDS) a detrendovanej korešpondenčnej analýzy (DCA). Osi ordinačných diagramov a podiely jednotlivých druhov na spoločenstve boli do vzťahu s hydrologickými parametrami uvedené prostredníctvom Spearmanovho korelačného koeficientu. Renkonenove indexy jednotlivých spoločenstiev v rôznych rokoch boli celkovo nízke aj pri porovnaní so spoločenstvami v luhoch iných riek. NMDS a DCA poskytli podobné ordinačné diagramy. Prvá ordinačná os môže byť interpretovaná ako časový gradient, ktorý vedie od rokov s dlhými povodňami v zimnom období a na začiatku leta, k rokom s vysokou pravdepodobnosťou povodní na konci leta. V rámci tejto chronologickej premeny nahradili postupne mokrad'ové druhy s vysokou ekologickou potenciou ako napr. *Carabus granulatus* alebo *Panagaeus cruxmajor* špecializované druhy ako *Agonum micans* a *Notaphus dentellus* žijúce na brehoch a riečnych luhoch. Hydrologické trendy a z nich vyplývajúce premeny druhového spoločenstva sa pripisujú čiastočne hydrologickým vplyvom haťového systému pri Nových Mlýnoch, ktorý je v prevádzke od roku 1989. Z časti je možné ich vysvetliť aj ako následky globálnych klimatických zmien, ktoré prinášajú teplejšie zimy, kratšie fázy snehovej pokrývky a prudké dažde v letnom období. Napriek zmenám v hydrologických podmienkach a určitému zhoršeniu spoločenstiev bystrušiek s ohľadom na ich hodnotu pre ochranu prírody, poskytujú lužné lesy Moravy ešte stále životný priestor pre druhy, pre ktoré je táto oblasť nenahraditeľná. To je možné vysvetliť vysokou dynamikou druhového spoločenstva, ktorá znovu a znovu otvára možnosti pre menej konkurencieschopné druhy. Presné nároky týchto druhov musia byť bližšie preskúmané; tieto druhy musia hrať zvláštnu rolu v programoch manažmentu.

Shrnutí: Střevlík (řád Coleoptera; čeleď Carabidae) v nivách Moravy: změny biocenózách vyvola né hydrodynamickými aktivitami v průběhu let 1986 až 2009

Společenstva střevlíkovitých žijící na hojně zaplavovaném území tvrdých luhů (populace Leucojo-Fraxinetum) na dolním toku Moravy byla pravidelně zkoumána v letech 1986 až 2009. Každoročně v listopadu nebo v prosinci byly populace střevlíků ručně sbírány na jejich zimovištích. Míra podobnosti nalezených cenóz a výskyt druhů podle sledovaných roků byly určeny podle Renkonena (Renkonen-Zahl, Re).

Ordinační diagramy byly vypočítány za pomoci NMDS (non-metric multidimensional scale) a korespondenční analýzy (DCA). Ordinační osy a podíly jednotlivých druhů v celkovém společenstvu byly porovnány za použití Spearmanova korelačního indexu a hydrologických parametrů. Počty jedinců v jednotlivých společenstvech a v jednotlivých sledovaných letech byly podle Renkonena a i v porovnání s podobnými každoročně naměřenými hodnotami z jiných říčních niv vesměs nízké. NMDS a DCA vykázaly podobné ordinační diagramy. První ordinační osu lze interpretovat jako časový gradient, který probíhá od roků, kdy bývá daná oblast v zimě a časně na jaře dlouho zaplavena k těm rokům, kdy dochází k pravděpodobnému zaplavení v době pozdního léta. Následkem těchto proměn dochází k postupnému vytlačení specializovaných pobřežních a říčních druhů jako *Agonum micans* (střevlíček) a *Nothapus dentellus* z jejich biotopu a jejich nahrazení mimořádně odolnými druhy z vlhkých biotopů jako jsou *Carabus granulatus* (střevlík zrnitý) nebo *Panagaeus cruxmajor* (střevlíček velkokřížný). Poslední hydrologické trendy s sebou přinesly změny ve společenstvech. Tyto změny mohou být na jedné straně připisovány hydrologickým důsledkům rezultujícím z vybudování přehrad u Nových Mlýnů, které jsou v provozu od roku 1989, a na druhé straně lze tyto změny vysvětlit jako důsledek globálních klimatických změn charakterizovaných teplejšími zimami, sněhem ležícím kratší dobu a prudkými dešti na vrcholu léta. Ovšem navzdory změnám v hydrologických podmínkách a jistému zhoršení kvality společenstva střevlíkovitých z hlediska jejich ochrany, zůstávají moravské říční nivy nadále důležitým biotopem pro určité druhy, které jsou na toto prostředí bezpodmínečně odkázány. Toto je pravděpodobně zdůvodnitelné existencí vysoké mezidruhové dynamiky, která vždy a znovu poskytuje možnost usídlení pro druhy s nízkou konkurenceschopností. Konkrétní nároky na přežití takových druhů jsou ještě předmětem zkoumání; a v konceptech managementu musejí být tyto druhy bezpodmínečně zohledněny.

Einleitung

Lebensräume können als Filter verstanden werden, die aus dem Artenpool eines bestimmten Gebietes jene Arten auswählen, die den jeweiligen edaphischen, mikroklimatischen oder strukturellen Gegebenheiten des Standorts am besten entsprechen (z. B. ANGERMEIER & WINSTON 1998). Aus diesem Grund sind Artengemeinschaften keine zufälligen Zusammenwürfelungen von Arten, sondern regelhaft gebildet und beschreibbar. Aus den ökologischen Charakteristika des Standorts kann die Artengemeinschaft mit gewisser Sicherheit vorausgesagt werden; umgekehrt können aus den nachgewiesenen Arten Schlussfolgerungen über die Lebensraumeigenschaften und die Standortqualität getroffen werden.

Üblicherweise werden Artengemeinschaften mit ihren Dominanzstrukturen aus Momentaufnahmen abgeleitet. In der Pflanzensoziologie und bei der Beschreibung von Tierzönosen wird auf die Jahr-zu-Jahr-Fluktuation der Dominanzverhältnisse und auf einen etwaigen Arten-Turnover normalerweise nicht eingegangen. Für praktische Zwecke, etwa in der Umweltbegutachtung (KAULE 1991), ist so eine Vorgangsweise meistens ausreichend.

In dynamischen Flussauen kann der Arten-Filter, der durch die spezifischen Lebensraumbedingungen definiert wird, von Jahr zu Jahr aber sehr unterschiedliche Eigenschaften haben. In Jahren ohne Hochwässer präsentieren sich Hartholzauwälder oft als mäßig trockene Waldstandorte, die mesophilen Waldarten günstige Bedingungen bieten. In Jahren mit langer Hochwasserperiode erscheint ein Überleben von Arten, die mit aquatischen oder semiaquatischen Bedingungen nicht zurande kommen, dagegen kaum vorstellbar. Eintritt und Dauer des Hochwassers können beeinflussen, welche Arten sich in einem bestimmten Jahr erfolgreich reproduzieren und welche nicht. So könnte erwartet werden, dass Artengemeinschaften von mobilen Flussauen-Organismen zwischen den Jahren Veränderungen der Artenzusammensetzung und der Dominanzstruktur zeigen, die weit über das Maß von Artengemeinschaften anderer Lebensräume hinausgehen.

Am ehesten müssten solche zönotischen Variationen bei Organismengruppen erwartet werden, die vom Hochwasser stark betroffen sind und die so mobil sind, dass sie den Umweltschwankungen in gewissem Umfang folgen können, also etwa die Laufkäfergemeinschaften der Bodenoberfläche. Können die Bodenoberflächenbewohner den schwankenden Bedingungen dagegen nicht folgen, dann wären eher Generalisten und Allzweckgenotypen (LYNCH 1984) in der Artengemeinschaft zu erwarten, also Arten, die sowohl Hochwasser- als auch Trockenzeit leidlich zu überstehen vermögen.

Die Beschreibung von Flussau-Artengemeinschaften beruhte bislang meistens auf Momentaufnahmen von einem oder allenfalls wenigen Jahren Studiendauer. In diesen Arbeiten müssen die Artengemeinschaften notgedrungen in Artenlisten ohne eine Zeitachse (z. B. LEHMACHER 1978, LEHMANN 1965, NELLES & GERKEN 1990) aufscheinen. Dementsprechend ist über die Fluktuationen von überflutungsbeeinflussten epigäischen Arthropodenzönosen nicht allzu viel bekannt (vgl. jedoch WOHLGEMUTH-VON REICHE & GRUBE 1999).

In der vorliegenden Studie wird ein Monitoring der epigäischen Laufkäferfauna der March-Auen bei Marchegg beschrieben, das 1986 begonnen wurde, also inzwischen fast ein Vierteljahrhundert andauert. Folgende Fragen sollten dabei geklärt werden: (1) Wie groß ist die zönotische Ähnlichkeit der Artengemeinschaften zwischen den Jahren mit unterschiedlicher Hochwasserdauer? (2) Welche hydrologischen

Parameter (Hochwasserdauer, Jahreszeit, Länge der durchgehenden Überstauung) beeinflussen die Zusammensetzung der Laufkäfergemeinschaften am meisten? (3) Lässt sich ein zeitlicher Trend feststellen? Wenn ja, wie verändert dieser Trend die Qualität und Spezifität der Artengemeinschaften? (4) Welche Arten werden durch extreme Hochwasserjahre besonders gefördert, welche geraten ins Hintertreffen? Von welchen Hochwasser-Parametern hängt die Existenz hochspezifischer, auf das Gebiet angewiesener Arten in entscheidendem Maße ab?

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen fanden am Standort „Herrschaftsau“ im WWF-Gebiet Marchegg-March-Auen nahe Marchegg (WGS-Koordinaten 16,89803° E, 48,28407° N, 140 m Seehöhe) statt. Es handelt sich um einen tief gelegenen Hartholzaustandort (Leucojo-Fraxinetum) mit häufigen Hochwässern. Der Standort liegt im Mittel auf Pegellage 380 cm (Pegel Marchegg), einzelne Flutmulden füllen sich bereits bei Pegel 350 cm, bei Pegel 420 cm ist der Waldboden zur Gänze überstaut; nur die Bäume und einzelne Baumstümpfe ragen aus der Wasseroberfläche heraus (für nähere Details zur Charakterisierung der Untersuchungsfläche vgl. ZULKA 1991, für eine nähere Charakterisierung der Hochwasserdynamik siehe ZULKA & LAZOWSKI 1999).

Material und Methoden

Zwischen 1986 und 2009, mit Ausnahme der Jahre 1989, 1990, 1991 sowie der Jahre 2002 bis 2005, wurden die Laufkäfer-Überwinterungsgemeinschaften dieses Standorts jährlich mittels Handaufsammlung erfasst. Dabei wurden die Winterquartiere der Käfer unter Baumstämmen im morschen Holz in einem bestimmten Zeitintervall von etwa zwei Stunden abgesucht. Die Arten wurden lebend gefangen, in kleinen Dosen ins Labor gebracht, identifiziert, im Kühlschrank überwintert, und, abgesehen von einzelnen Belegexemplaren und Individuen kritischer Arten, im Frühjahr wieder an Ort und Stelle entlassen. Je nach Witterung wurden in manchen Jahren zusätzlich morsche Holzstücke in die Feldstation mitgenommen, dort aufgetaut und zerlegt.

Die Aufsammlungen fanden überwiegend im November oder Dezember statt, auf jeden Fall aber vor dem ersten Winterhochwasser. Am betreffenden Standort leben nur Carabiden des Fortpflanzungstyps Frühjahrsfortpflanzler mit Imagoüberwinterung (ZULKA 1994a), die im November ihre Entwicklung bereits abgeschlossen haben. Die Überwinterungsgemeinschaft ist somit das Ergebnis des Fortpflanzungserfolgs und die Populationsentwicklung aller Arten über das vergangene Jahr.

Da die Sammelbedingungen oft sehr unterschiedlich waren und die Aufnahmeintensitäten über die Jahre leicht variierten, können die jeweiligen absoluten Fangzahlen der Arten zwischen den Jahren nicht miteinander verglichen werden. Wohl aber können die Prozentanteile am Gesamtfang (Dominanzwerte) miteinander in Beziehung gesetzt werden; alle Analysen beziehen sich somit auf diese Prozentunterschiede.

Ein angemessenes Maß für diese Datenstruktur ist der Renkonen-Dominanzidentitätsindex (RENKONEN 1938). Im Gegensatz zum Kulczyński- und Steinhaus-Index (LEGENDRE & LEGENDRE 1998) ist er gegenüber Fangzahlunterschieden unempfindlich. Der Renkonen-Index lässt sich außerdem mittels Array-Formeln in Tabellenkalkulationsprogramme einfach implementieren. Im ersten Schritt wurde also eine Renkonen-Ähnlichkeitsmatrix zwischen den Untersuchungsjahren berechnet. Im nächsten Schritt wurde die Renkonen-Ähnlichkeitsmatrix mittels Nonmetrischer Multidimensionaler Skalierung (NMDS, vgl. LEGENDRE & LEGENDRE 1998: 444) in einer zweidimensionalen Ordination veranschaulicht. Zur Berechnung wurde die Prozedur Proxscal im Statistikprogramm SPSS, Version 10.0 (SPSS Inc.), verwendet. Im mathematischen Sinne handelt es sich bei NMDS um die Lösung eines Optimierungsproblems; dabei kann die Suche nach dem globalen Projektionsoptimum leicht in lokalen Optima hängen bleiben (OKSANEN 2009). In der SPSS-Prozedur Proxscal wurden deswegen 100 verschiedene Zufallsstartwerte verwendet.

Wegen ihrer Komplexität können multivariate Ordinationsmethoden leicht zu Artefakten führen; es ist daher sinnvoll, alternative Techniken zur gegenseitigen Überprüfung einzusetzen. Die Korrespondenzanalyse (DCA, detrended correspondence analysis, JONGMAN et al. 1995) verfolgt wie multidimensionale Skalierung das Ziel, die gegenseitige Beziehung von Artengemeinschaften zu veranschaulichen, geht aber als Eigenvektormethode völlig andere rechnerische Wege (LEGENDRE & LEGENDRE 1998). Die erhaltene Prozentanteilmatrix (Tab. 1) wurde somit einer Korrespondenzanalyse mit dem Programm Canoco 4.0 (TER BRAAK & ŠMILAUER 1998) unterzogen. In den Programmoptionen wurde „segmentweise Detrendierung“ und das „Heruntergewichten seltener Arten“ gewählt.

Die Ordinationsachsen, die bei NMDS erhalten werden, sind willkürlich, sie können beliebig verschoben oder gespiegelt werden (LEGENDRE & LEGENDRE 1998: 445). Zur einfacheren Gegenüberstellung von NMDS und DCA wurden daher die erhaltenen NMDS-Achsenwerte an der y-Achse gespiegelt und in den rechten Orthanten verschoben (Verschiebung [0,9; 0,9]).

Zur Interpretation des Ordinationsdiagramms wurden die Ordinationsachsen mit einer Reihe von Überflutungsparametern (Hochwassertage zu verschiedenen Jahreszeiten im selben Jahr und im Vorjahr, Dauer des längsten Hochwassers) in

Beziehung gebracht. Als Rangkorrelationsmaß diente Spearmans ρ (SOKAL & ROHLF 1995).

Schlussendlich wurde untersucht, ob der Anteil einzelner Arten und Artenpaare an der Artengemeinschaft mit hydrologischen Parametern in einer korrelativen Beziehung steht. Korrelation impliziert dabei nicht notwendigerweise Kausalität; es ging in erster Linie darum, aus der Fülle der hydrologischen Parameter solche auszuwählen, die in einer numerischen Beziehung zum Artanteil stehen und somit möglicherweise auch in einer kausalen funktionalen Beziehung zur Art stehen könnten, was noch experimentell zu prüfen und funktional näher zu untersuchen wäre. Als nichtparametrisches Korrelationsmaß wurde wiederum Spearmans ρ verwendet, als hydrologische Variable fungierten Zahlen zu den Überflutungstagen im jeweiligen Jahr, zum Vorjahr, zu unterschiedlichen Jahreszeiten, zu unterschiedlichen standortrelevanten Pegelhöhen sowie zur Maximaldauer von Hochwasserereignissen (Tab. 4). Als Entscheidungskriterium wurde die testweise Signifikanzschwelle von $P = 0,05$ verwendet, dabei ist zu beachten, dass die experimentweise Signifikanzschwelle wesentlich niedriger liegt, infolge der Testwiederholungen am selben Datenkörper also einige der festgestellten signifikanten Beziehungen zufällig sein können. Von einer Korrektur des Signifikanzniveaus wurde angesichts der Zielsetzung der Analyse aber abgesehen.

Ergebnisse

Insgesamt wurden 1.808 Laufkäferindividuen in den Jahren zwischen 1986 und 2009 gefangen und identifiziert. Die jeweiligen Fangzahlen pro Jahr schwankten dabei in einem weiten Umfang (Tab. 1). Auch die Zusammensetzung der Artengemeinschaft war zwischen den Beobachtungsjahren sehr unterschiedlich. Die charakteristischen Arten der Hartholzau wie *Carabus granulatus*, *Agonum micans* oder *Limodromus longiventris* konnten in manchen Jahren überhaupt nicht festgestellt werden, in anderen Jahren machten einzelne dieser Arten mehr als die Hälfte des Gesamtfangs aus (Tab. 1). Die hohen Jahr-zu-Jahr-Fluktuationen spiegeln sich auch in durchschnittlich niedrigen Renkonen-Zahl-Dominanzidentitätswerten wider (Tab. 2). Diese liegen im Mittel um 0,5, für einzelne Jahre wie 2001, 1997 und 1998 noch weiter darunter.

Ordination

Korrespondenzanalyse (DCA) und Nonmetrische Multidimensionale Skalierung (NMDS) lieferten unter den im Methodenteil geschilderten Programmeinstellungen trotz völlig unterschiedlicher Algorithmen sehr ähnliche Resultate (Abb. 1). In beiden Ordinationsdiagrammen liegen die Jahreszönosen aus den Jahren nach der

Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) in den March-Auen

33

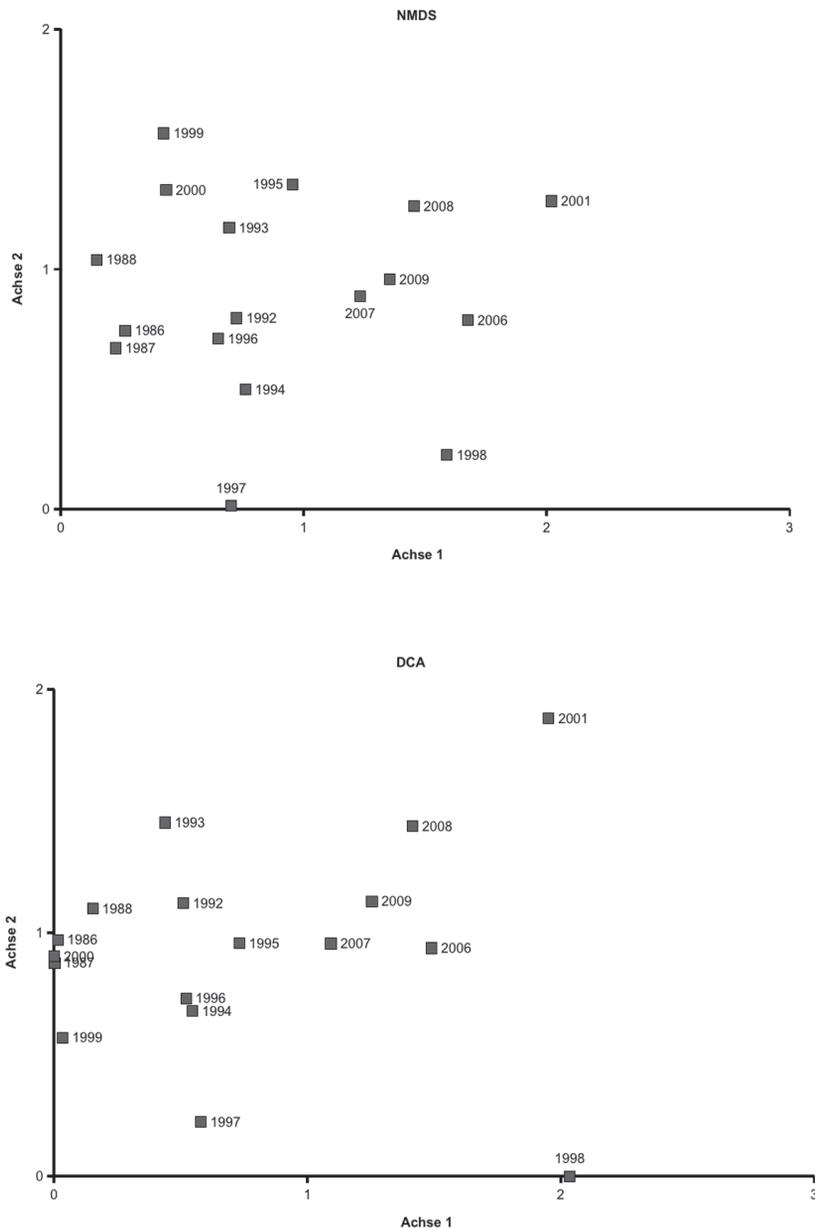


Abb. 1: Ordination der Laufkäferzönosen für die jeweiligen Untersuchungsjahre (1986 bis 2009 mit Ausnahme der Jahre 1989 bis 1991 und 2002 bis 2005). Obere Grafik: Ordination mittels Nonmetrischer Multidimensionaler Skalierung (NMDS). Unterer Teil: Ordination mittels Korrespondenzanalyse (DCA). Die Achsenwerte der NMDS-Ordination wurden so transponiert, dass eine einfache Gegenüberstellung mit der DCA-Ordination möglich wurde.

Tab. 1: Laufkäferzöosen in der Herrschaftsrau in den 1986 bis 2009 (ohne die Jahre 1989 bis 2001 und 2002 bis 2005). Angegeben sind Prozentanteile der Gesamtindividuenanzahl pro Jahr. Die Nomenklatur folgt Fauna Europaea Version 1.3, *Trepantes*, *Notaphus* und *Philochthus* werden im deutschsprachigen Raum normalerweise als Untergattungen von *Bembidion* aufgefasst.

Artname	Jahr														Σ			
	1986	1987	1988	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2006		2007	2008	2009
<i>Acupalpus exiguus</i>			0,8															1
<i>Agonum dolens</i>							0,7	0,4										2
<i>Agonum dufschmidti</i>	1,3	11,0	2,9	3,2	5,8	17,3	6,6		4,6					3,5	10,0	11,9	11,1	88
<i>Agonum fuliginosum</i>	16,3	26,1	28,0	11,4	17,2	9,3	1,9	13,1	3,0	3,1	5,4	4,7	4,5		1,4	2,2	6,7	168
<i>Agonum micans</i>	26,0	37,6	9,3	25,7	11,8	34,9	13,5	28,5	64,6	9,8	16,2	18,6		17,4	14,3	16,4	13,3	462
<i>Agonum piceum</i>	1,0		1,7					0,4										7
<i>Agonum viduum</i>	1,0																	1
<i>Amara chaudirovi incognita</i>				2,9														1
<i>Amara familiaris</i>									4,3									14
<i>Amara plebeja</i>				2,9														1
<i>Amara similata</i>			0,8						0,9									4
<i>Badister collaris</i>					1,2		0,7											2
<i>Badister dilatatus</i>	1,0		0,8						0,4									3
<i>Badister dorsiger</i>			4,2											1,4				6
<i>Badister lacertosus</i>	3,8												4,5					5
<i>Badister meridionalis</i>	4,8		0,8															6
<i>Badister peltatus</i>								0,4										1
<i>Badister sodalis</i>				2,9	2,2		2,2	0,4						1,2	4,3			11
<i>Badister unipustulatus</i>							1,9	2,9	0,8									7
<i>Carabus granulatus</i>	1,9	0,6		8,6	16,1	2,3	3,8	6,6	0,8	9,2	10,8	7,0	50,0	27,9	10,0	47,8	24,4	190
<i>Limodromus assimilis</i>	5,8	2,5	4,2	11,4	5,4	16,3	9,6	8,0	14,8	18,4		4,7	18,2	44,2	27,1	6,7	22,2	235
<i>Limodromus longiventris</i>			2,5				1,9	4,4	5,3	43,6	5,4		4,5					169
<i>Loricera pilicornis</i>						1,2												1
<i>Notaphus dentellus</i>	12,5	7,0	5,9		2,2	1,2	9,6	4,4	6,1	0,3	5,4	7,0		5,7	0,7	2,2		73
<i>Notaphus semipunctatus</i>	1,0				1,1					2,7								3
<i>Oodes helopioides</i>		1,3	0,8	2,9			3,8		0,3					2,9	0,7	4,4		12

Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) in den March-Auen

35

<i>Oxyselephus obscurus</i>	8,7	14,0	16,9	20,0	36,6	11,6	19,2	8,8	1,1	3,1	10,8	23,3	4,5	8,6	7,5	4,4	170
<i>Panagaeus cruxmajor</i>					2,3	5,8			0,3		2,3			11,4	4,5	8,9	25
<i>Philochthus biguttatus</i>	11,5	6,4	7,6	2,9	2,2	1,2		5,1	1,1		32,4	27,9	4,7	1,4		2,2	75
<i>Philorhizus sigma</i>						1,9											1
<i>Platysus livens</i>	1,9	0,6	0,8	2,9			3,6				1,2	1,4					12
<i>Pterostichus anthracinus</i>							0,7	0,4	0,6	2,7				0,7			6
<i>Pterostichus macer</i>									0,3								1
<i>Pterostichus melanarius</i>	1,0			2,9													2
<i>Pterostichus niger</i>									0,6								2
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>							5,8		0,3								4
<i>Pterostichus strenuus</i>					1,1	11,6	1,9	2,9						0,7			17
<i>Pterostichus vernalis</i>					1,1				0,3		4,7						5
<i>Trepanes assimilis</i>						1,2	1,9	0,7									3
<i>Trepanes doris</i>	1,9	1,9	0,8														6
<i>Trepanes octomaculatus</i>		0,6	1,7							8,1							6
Σ Individuen	104	157	118	35	93	86	52	137	263	326	37	43	22	86	70	134	45 1808

Jahrtausendwende im rechten Teil. Die Zönosen aus den 1980er-Jahren sind einander sehr ähnlich und weisen durchwegs geringe Scores entlang der ersten Achse auf. Die Artengemeinschaften der Jahre 1997 und 1998 sind in beiden Diagrammen in der Peripherie weit unterhalb der restlichen Punktwolke angeordnet, repräsentieren also außergewöhnliche Artenzusammensetzungen.

Der unmittelbare Eindruck, Achse 1 repräsentiere einen zeitlichen Trend, wird durch die Spearman-Rangkorrelationsanalyse zwischen Umweltparametern und Achse-1-Werten bestätigt (Tab.3). Die höchsten Absolutwerte von Spearman-Rangkorrelationen zwischen Zönosen-Ordinations-Scores und Umweltvariablen ergeben sich entlang der Achse 1 für die Variablen „Dauer des längsten Hochwassers mit Beginn zwischen November und Februar bezogen auf Pegel 380“, „Jahr“ sowie „Überschreitungstage im Vorjahr in den Monaten Mai und Juni“ (Tab.3). Während der Untersuchungsperiode von 1986 bis 2009 nahm also die maximale Winterhochwasserdauer ab, die Frühsummerhochwasserwahrscheinlichkeit nahm ebenfalls ab, dagegen nahm die Hochwasserwahrscheinlichkeit im Hochsommer zu; alle drei Faktoren beeinflussten die Zönosen. Schwieriger ist dagegen die Interpretation der zweiten Ordinations-

Tab. 2: Renkonen-Ähnlichkeitsmatrix der Zönosen für die jeweiligen Untersuchungsjahre

Jahr	1986	1987	1988	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2006	2007	2008	2009	Mittel
1986	1,00	0,70	0,56	0,59	0,49	0,54	0,41	0,67	0,45	0,24	0,50	0,57	0,22	0,31	0,41	0,35	0,37	0,49
1987	0,70	1,00	0,69	0,60	0,52	0,63	0,42	0,65	0,52	0,21	0,45	0,54	0,12	0,27	0,38	0,32	0,35	0,49
1988	0,56	0,69	1,00	0,49	0,56	0,43	0,52	0,55	0,28	0,29	0,43	0,50	0,18	0,23	0,44	0,36	0,41	0,46
1992	0,59	0,60	0,49	1,00	0,64	0,64	0,54	0,71	0,44	0,39	0,44	0,58	0,29	0,45	0,56	0,45	0,52	0,55
1993	0,49	0,52	0,56	0,64	1,00	0,47	0,49	0,56	0,26	0,34	0,44	0,57	0,31	0,40	0,46	0,48	0,52	0,50
1994	0,54	0,63	0,43	0,64	0,47	1,00	0,51	0,69	0,57	0,40	0,37	0,47	0,28	0,41	0,53	0,45	0,54	0,52
1995	0,41	0,42	0,52	0,54	0,49	0,51	1,00	0,53	0,36	0,36	0,37	0,52	0,22	0,30	0,61	0,52	0,56	0,49
1996	0,67	0,65	0,55	0,71	0,56	0,69	0,53	1,00	0,53	0,40	0,52	0,53	0,28	0,43	0,55	0,48	0,50	0,56
1997	0,45	0,52	0,28	0,44	0,26	0,57	0,36	0,53	1,00	0,36	0,33	0,35	0,25	0,35	0,40	0,28	0,36	0,42
1998	0,24	0,21	0,29	0,39	0,34	0,40	0,36	0,40	0,36	1,00	0,31	0,28	0,38	0,41	0,47	0,37	0,49	0,40
1999	0,50	0,45	0,43	0,44	0,44	0,37	0,37	0,52	0,33	0,31	1,00	0,72	0,24	0,32	0,41	0,38	0,38	0,45
2000	0,57	0,54	0,50	0,58	0,57	0,47	0,52	0,53	0,35	0,28	0,72	1,00	0,21	0,34	0,45	0,41	0,41	0,50
2001	0,22	0,12	0,18	0,29	0,31	0,28	0,22	0,28	0,25	0,38	0,24	0,21	1,00	0,46	0,34	0,61	0,52	0,35
2006	0,31	0,27	0,23	0,45	0,40	0,41	0,30	0,43	0,35	0,41	0,32	0,34	0,46	1,00	0,59	0,55	0,66	0,44
2007	0,41	0,38	0,44	0,56	0,46	0,53	0,61	0,55	0,40	0,47	0,41	0,45	0,34	0,59	1,00	0,56	0,77	0,53
2008	0,35	0,32	0,36	0,45	0,48	0,45	0,52	0,48	0,28	0,37	0,38	0,41	0,61	0,55	0,56	1,00	0,68	0,49
2009	0,37	0,35	0,41	0,52	0,52	0,54	0,56	0,50	0,36	0,49	0,38	0,41	0,52	0,66	0,77	0,68	1,00	0,53

achse. Die einzige signifikante Spearman-Rangkorrelation besteht zu den Hochwassertagen im Vorjahressommer (Tab. 3).

Tab.3: Rangkorrelationen (Spearman ρ) zwischen Ordinationsachsen und hydrologischen Parametern (Überflutungstage im Jahresabschnitt inklusive des Vorjahrs, Dauer des längsten Hochwassers pro Jahreszeit inklusive des Vorjahrs). Signifikante Korrelationen (testweises Signifikanzniveau $P = 0,05$; zweiseitig) sind fett markiert. * Bei Pegel 350 beginnt die Überstauung der tieferen Mulden des Standorts, bei Pegel 380 ist der größte Teil der Fläche überstaut, bei Pegel 420 ist die Fläche vollständig überflutet. ** Nach Transponierung der Ordination

	NMDS		DECORANA	
	**Achse 1	Achse 2	Achse 1	Achse 2
Jahr	0,70	0,30	0,63	0,10
Überschreitungstage Pegel 350*				
Jänner bis Februar	-0,40	0,13	-0,53	-0,15
März bis April	-0,41	0,17	-0,50	-0,05
Mai bis Juni Vorjahr	-0,50	-0,26	-0,36	-0,16
Juli bis August	0,53	-0,34	0,65	-0,33
September bis Oktober	0,46	-0,04	0,55	-0,11
Überschreitungstage Pegel 380*				
Jänner bis Februar	-0,59	0,08	-0,69	-0,26
Mai bis Juni Vorjahr	-0,59	-0,32	-0,43	-0,24
Juli bis August	0,57	-0,25	0,64	-0,25
September bis Oktober	0,46	-0,03	0,54	-0,11
November bis Dezember Vorjahr	-0,58	0,24	-0,47	-0,06
Überschreitungstage Pegel 420*				
Jänner bis Februar	-0,59	0,08	-0,69	-0,26
Mai bis Juni Vorjahr	-0,59	-0,32	-0,43	-0,24
Mai bis August Vorjahr	-0,32	-0,57	-0,12	-0,42
Juli bis August	0,57	-0,25	0,64	-0,25
September bis Oktober	0,46	-0,03	0,54	-0,11
November bis Dezember Vorjahr	-0,58	0,24	-0,47	-0,06
Maximale Hochwasserdauer (Pegel 380), Beginn des Hochwassers in den Monaten				
November bis Februar	-0,71	-0,03	-0,73	-0,28
November bis Februar Vorjahr	-0,51	-0,08	-0,43	-0,20
Mai bis Juni Vorjahr	-0,67	-0,10	-0,59	-0,04

Rangkorrelation der Umweltparameter mit den Prozentanteilen bestimmter Arten in der Artengemeinschaft

Agonum micans ist die typische überflutungstolerante Hartholzauenwaldart des Gebietes (vgl. auch ZULKA 1994a). Die höchsten Spearman-Rangkorrelationswert-Beträge zwischen Dominanzprozentwert und Überflutungsparameter wurden bei dieser Art für die Parameter „Überschreitungstage Jänner bis Februar“ (Pegel 380 und 420) registriert, in geringerem Ausmaß ist der Prozentanteil der Art auch mit der Anzahl von Sommerhochwassertagen positiv korreliert (Tab. 4).

Tab. 4: Rangkorrelationen (Spearman ρ) zwischen der Dominanz bestimmter Arten/Artenpaaren (summiert) und hydrologischen Parametern. Signifikante Korrelationen (testweises Signifikanzniveau $P = 0,05$; zweiseitig) sind fett markiert. * Bei Pegel 350 beginnt die Überstauung der tieferen Mulden, bei Pegel 380 ist der größte Teil der Fläche überstaut, bei Pegel 420 ist die Fläche vollständig überflutet.

Anteil am Gesamtfang	<i>Agonum micans</i>	<i>Carabus granulatus</i>	<i>Pterostichus strenuus</i> , <i>Pt. oblongo-punctatus</i>	<i>Limodromus longiventris</i> , <i>Agonum dolens</i>
Jahr	-0,41	0,75	-0,11	0,01
Überschreitungstage Pegel 350*				
Jänner bis Februar	0,56	-0,42	-0,08	-0,23
März bis April	0,21	-0,04	-0,56	-0,21
Mai bis Juni	0,41	-0,13	0,18	-0,13
Juli bis August	0,03	0,16	-0,45	0,09
September bis Oktober	-0,34	0,20	0,24	0,47
November bis Dezember	0,14	-0,54	-0,09	0,37
Jahr	0,36	-0,24	-0,46	0,09
Vorjahr	-0,01	-0,37	-0,49	0,33
Summe der beiden Vorjahre	-0,16	-0,22	-0,43	0,37
Überschreitungstage Pegel 380*				
Jänner bis Februar	0,64	-0,56	-0,07	-0,21
März bis April	0,23	-0,10	-0,51	-0,30
Mai bis Juni	0,35	-0,16	-0,01	-0,07
Juli bis August	0,05	0,13	-0,45	0,11
September bis Oktober	-0,33	0,19	0,24	0,46
November bis Dezember	-0,16	-0,41	-0,08	0,28
Jahr	0,36	-0,32	-0,50	0,09
Vorjahr	-0,05	-0,32	-0,51	0,30
Summe der beiden Vorjahre	-0,17	-0,20	-0,38	0,35
Überschreitungstage Pegel 420*				
Jänner bis Februar	0,42	-0,42	-0,33	-0,37
März bis April	0,30	-0,17	-0,35	-0,25
Mai bis Juni	0,29	-0,05	-0,24	-0,15
Juli bis August	0,07	0,11	-0,45	0,11
September bis Oktober	0,14	0,01	0,11	0,04
November bis Dezember	-0,03	-0,21	0,02	0,22
Jahr	0,41	-0,33	-0,49	0,00
Vorjahr	-0,21	-0,20	-0,49	0,23
Summe der beiden Vorjahre	-0,36	-0,02	-0,30	0,32
Maximale Hochwasserdauer (Pegel 380), Beginn des Hochwassers in den Monaten				
November bis Februar	0,62	-0,73	-0,23	-0,08
November bis Februar Vorjahr	0,15	-0,59	-0,20	0,37
März bis April	0,16	-0,06	-0,30	-0,30
März bis April Vorjahr	-0,01	-0,15	-0,36	-0,08
Mai bis Juni	0,18	-0,06	-0,31	-0,25
Mai bis Juni Vorjahr	0,25	-0,59	-0,33	-0,18
Juli bis August	-0,03	0,21	-0,33	0,31
Juli bis August Vorjahr	-0,10	0,05	-0,23	-0,10
Mai bis August	0,26	-0,10	-0,48	0,05
Mai bis August Vorjahr	0,03	-0,47	-0,34	-0,02

Das Gegenteil trifft für die eher unspezifische Feuchtgebietsart *Carabus granulatus* zu. Die Dominanz der Art ist mit der maximalen Hochwasserdauer im Winter negativ korreliert; auch ist die maximale Fröhsommerhochwasserdauer zur Zeit der Larvalentwicklung dieser Art im Vorjahr negativ mit der Dominanz korreliert. Im Gegensatz zu *Agonum micans* hat die Art im Beobachtungszeitraum von 1986 bis 2009 tendenziell sukzessiv Anteile an der Artengemeinschaft dazu gewonnen (Tab. 4).

Die Anteile der beiden unspezifischen Waldarten *Pterostichus oblongopunctatus* und *Pterostichus strenuus* sind negativ mit der Anzahl der Fröhsjahrshochwassertage korreliert, aber auch die Beziehung zu den Gesamtjahres-Hochwassertagen und selbst zu jenen des Vorjahres ist signifikant negativ. *Pterostichus oblongopunctatus* und *Pterostichus strenuus* traten am Standort hauptsächlich Anfang der 1990er-Jahre nach einer Reihe von hochwasserarmen Jahren auf (Tab. 1). Keine signifikante Beziehung besteht zwischen den getesteten hydrologischen Parametern und der Dominanz der extremen Spezialisten *Agonum dolens* und *Limodromus longiventris*.

Diskussion

Im Mittelpunkt der Arbeit stand die Frage, wie sich die Hochwasserdynamik in einer regelmäßig überfluteten Auenlandschaft auf die Artengemeinschaftsdynamik einer Tiergruppe auswirken würde, die von dieser Dynamik entscheidend betroffen ist, die Laufkäfer der Bodenoberfläche. Die gefundenen Renkonen-Ähnlichkeitswerte erwiesen sich dabei als verhältnismäßig niedrig. Beispielsweise fanden SCHULTZ & MÜLLER-MOTZFELD (1995) Renkonen-Zahlenwerte zwischen Zönosen verschiedener Salzgrünlandstandorte mit unterschiedlichen ökologischen und hydrologischen Standortsbedingungen, die zumeist größer als 0,5 waren, also höher als zwischen den hier untersuchten Jahreszönosen ein und desselben Standorts. Aber auch im Vergleich zu anderen Auebietsstandorten sind die Jahr-zu-Jahr-Fluktuationen in den March-Auen hoch: So untersuchten WOHLGEMUTH-VON REICHE & GRUBE (1999) die zönotische Dynamik von Grünlandstandorten im Überflutungsgebiet der Oder und fanden immerhin Jahr-zu-Jahr-Ähnlichkeitszahlen zwischen 0,6 und 0,7. Offensichtlich trägt die tiefe Pegellage der Hartholzauen an der March zu intensiveren Artengemeinschaftsumwälzungen als in anderen europäischen Flusssystemen bei.

Ein Grund für die geringen Ähnlichkeiten könnte hierbei freilich auch in der begrenzten Sammelintensität zu suchen sein: Je kleiner die Stichprobe ist, desto stärker schlagen sich zufällige Probenunterschiede in den Ähnlichkeitsmaßen nieder. Eine Standardisierung nach Individuenzahl statt nach Zeitintervall hätte diesen Effekt zwischen den Jahren homogenisiert und bei ausreichenden Individuenzahlen verringert, in machen Jahren aber unpraktikabel lange Sammelzeiten zur Folge gehabt.

Möglicherweise wird aber die zeitliche Dynamik von Arthropoden-Assoziationen ganz allgemein unterschätzt. So berichten beispielsweise INGRISCH & KÖHLER (1998: 323) auch von sehr hohen zönotischen Fluktuationen einer Feldheuschrecken-Assoziation auf Trockenrasen-Probeflächen des Leutratals. Die begrenzte Aussagekraft einer zönotischen Momentaufnahme von Arthropoden sollte daher insbesondere bei Studien in hochdynamischen Lebensräumen ins Kalkül gezogen werden.

Hinsichtlich der technischen Konzepte unterscheiden sich NMDS und DCA tiefgreifend. So baut NMDS auf einer Ähnlichkeitsmatrix auf und übersetzt diese in einer flächige (oder räumliche) Ordination (LEGENDRE & LEGENDRE 1998: 444); die Korrespondenzanalyse zielt dagegen darauf ab, die ökologischen Optima von Arten, wie sie sich aus einer Arten-Standorte-Matrix ableiten lassen, entlang einer hypothetischen Umweltgradientenachse möglichst weit auseinander zu trennen (JONGMAN et al. 1995). Dass beide Ordinationstechniken in dieser Auswertung ein recht ähnliches Ergebnis liefern, lässt den Schluss zu, dass numerische Artefakte als Ursache der gefundenen Muster auszuschließen sind. Als auffallendstes dieser Muster fällt dabei der zeitliche Trend entlang der ersten Achse auf: Die Artengemeinschaften haben sich im Laufe der Untersuchung seit 1986 systematisch verändert. Dafür können mehrere Gründe ausschlaggebend sein; die folgende Aufzählung von Erklärungshypothesen ist nicht erschöpfend: (1) Die Vegetationsstruktur des Standorts verändert sich seit 1986 in einer bestimmten Richtung durch Sukzession; in der Folge verändern sich auch die Laufkäfergemeinschaften. (2) Bestimmte Eingriffe in das hydrologische Gefüge, wie zum Beispiel die Inbetriebnahme des Thaya-Staudamms bei Nové Mlýny, haben die Abflussdynamik verändert und so die Zönosen beeinflusst. (3) Der Trend in der zönotischen Zusammensetzung ist eine Folge überregionaler globaler klimatischer Trends.

Für die Hypothese (1) geben die verfügbaren Daten kaum Anhaltspunkte. Die Vegetationsstruktur wurde nicht mit erfasst, aus der Zusammensetzung der Artengemeinschaft deutet sich aber auch keine besondere Richtung der Veränderungen, etwa eine Abnahme von Offenlandarten, an. Vielmehr treten überflutungstolerante Arten (wie *Agonum micans*, *Notaphus dentellus*) zu Gunsten euryöker Feuchtgebietsbewohner (z. B. *Carabus granulatus*, *Panagaeus cruxmajor*) im Laufe der Jahre zurück. Die Änderungen der Laufkäfergemeinschaften sind somit mit höherer Plausibilität auf hydrologische Veränderungen zurückzuführen.

Nach den vorliegenden Daten ist die Hypothese (2) nicht auszuschließen. Entlang des Umweltgradienten, der von Achse 1 aufgespannt wird, haben jedenfalls die Hochwassertage in den Monaten Mai und Juni im Untersuchungszeitraum abgenommen. Die Auswirkungen der Stauhaltung sollten sich gemäß vorliegender Analysen insbesondere in einer Abmilderung der Fröhsommerhochwasserwellen bemerkbar machen (ZULKA 1999, RIOCOM 2007). Entscheidend für die Zusammensetzung der

Überwinterungszönose ist aber offenbar die hydrologische Situation im Frühsommer des Vorjahres, also die Situation etwa 20 Monate vorher. In dieser Phase entscheidet sich, welche Laufkäferlarven eine erfolgreiche Entwicklung durchmachen, zönotisch wirksam werden aber die Umschichtungen erst bei der Generation des Folgejahres. In ähnlicher Weise baute *Limodromus longiventris* seine zönotische Dominanz erst im Jahr 1998 nach dem langen Augusthochwasser 1997 aus (Tab. 1).

Nach den vorliegenden Befunden und Analysen nicht zu widerlegen ist ferner die Hypothese (3). Eine reduzierte Überflutungswahrscheinlichkeit im Winter bei einer erhöhten Überflutungswahrscheinlichkeit im Hochsommer steht mit den globalen klimatischen Beobachtungen der letzten Jahrzehnte, wie sie im 4. Sachstandsbericht des IPCC (TRENBERTH et al. 2007) beschrieben werden, im Einklang. Demnach sind eine verringerte Schneebedeckungsdauer und eine höhere Starkregenfrequenz im Sommer als Symptome der globalen Erwärmung zu deuten. Die Akkumulation größerer Niederschläge in Form von Schnee und Eis in den Wintermonaten, dazwischen liegendes Tauwetter-Hochwasser und anschließende mechanische Eisgang-Verwerfungen wurden bereits von ZULKA & LAZOWSKI (1999) als potenziell artengemeinschaftsprägende Einschnitte für den Standort im Detail beschrieben; es muss nicht überraschen, wenn solche Ereignisse die Dominanz von Uferarten (weitab vom eigentlichen Marchufer) fördern und umgekehrt das Ausbleiben solcher Ereignisse euryöken Feuchtgebietsubiquisten zu höheren Anteilen an der Artengemeinschaft verhilft.

Treffen diese Interpretationen zu, dann bestehen allerdings für das Gebiet ungünstige Zukunftsaussichten. Flächenschutz alleine, etwa der Schutzstatus als Nationalpark-Kernzone, wäre wohl geboten und zweckmäßig, aber zur Abmilderung der geschilderten Tendenzen noch nicht ausreichend. Eine wichtige Stoßrichtung zur Erhaltung der ökologischen Integrität der March-Auen bestünde in der Modifizierung der Wehrordnung am Stau Nové Mlýny (vgl. RIOCOM 2007).

Trotz dieser negativen Entwicklungen beherbergt das Gebiet immer noch eine ganze Reihe sehr bemerkenswerter Laufkäferarten. Die österreichischen Erstnachweise der Laufkäfer *Agonum dolens* und *Badister dorsiger* stammen vom Marchegger Käfersammler Gotz aus den Unteren March-Auen (KIRSCHENHOFER 1989, SCHUH et al. 1992, vgl. ZETTEL 1993). Seither sind beide Arten auch in den Oberen March-Auen bei Drösing nachgewiesen worden (SCHUH et al. 1992, ZETTEL 1993), aber außerhalb dieser Region wurden die Arten bislang noch nicht angetroffen. ZULKA (1994b) beschreibt eine Massenentwicklung von *Agonum dolens* auf den Auwiesen nach Hochwässern in den Jahren 1986 und 1987; eine ähnliche Entwicklung scheint nach den Hochwässern 1996 und 1997 stattgefunden zu haben (Tab. 1). Anscheinend überwintert die Art aber nur ausnahmsweise in der hier untersuchten Hartholzau und ist deshalb in den Fängen

nur relativ spärlich vertreten. Eine korrelative Beziehung zu einem der getesteten Hochwasserparameter konnte deswegen nicht abgeleitet werden (Tab. 4).

Die ökologisch ähnliche Art *Limodromus longiventris* ist in ihrem Vorkommen nicht auf die March-Auen beschränkt, sondern wurde auch aus anderen österreichischen Bundesländern gemeldet (KIRSCHENHOFER 1989) und hat zumindest ein weiteres Hauptvorkommen am Bodensee (BRANDSTETTER et al. 1993, BRÄUNICKE & TRAUTNER 2002). Meist wurde die Art jedoch in Einzelexemplaren oder in geringen Stückzahlen gefunden; eine artengemeinschaftsumwälzende Massenentwicklung wie 1998 (Tab. 1) wurde von anderen österreichischen Gegenden noch nicht beschrieben. Auch von *Amara chaudiroi incognita* stammen viele der österreichischen Funde aus den March-Auen (vgl. aber z. B. HOLZSCHUH 1977); Arten wie *Badister meridionalis* oder *Acupalpus exiguus* haben ihre Vorkommensschwerpunkte in den March-Auen und im Seewinkel (ZULKA, unveröff. Fundortdatenbank).

Es lag nahe, arealgeografische Gründe, etwa die „Einstrahlung“ aus dem Osten, als Ursache der Bedeutung der March-Auen für diese Arten anzunehmen (ZETTEL 1993). Dagegen spricht, dass beispielsweise *Agonum dolens* und *Limodromus longiventris* auch schon viel weiter westlich in Europa nachgewiesen wurden (HEIJERMAN & KETELAAR 1991, DEN BOER 1962). Denkbar ist, dass diese Arten die konkurrenzschwachen Phasen, wie sie durch die beschriebenen Umwälzungen der Artengemeinschaft als Folge der Hydrodynamik immer wieder neu entstehen, für ihr Überleben brauchen. Wahrscheinlich wäre auch die Bindung an bestimmte ökologische Bedingungen, wie sie nur in der Zeit nach einem Hochwasser auftreten (vgl. ZULKA 1994b). Die genaue Natur dieser Biotopbindung wäre insbesondere bei den sehr seltenen Arten *Badister dorsiger* oder *Amara chaudiroi incognita* allerdings noch näher aufzuklären. Solch eine Schließung von Wissenslücken wäre eine wichtige Voraussetzung für das weitere Naturschutzmanagement dieser Schutzgebiete. Der Erhaltung dieser wertgebenden Faunenelemente sollte auf der Liste der Managementziele auf jeden Fall an prominenter Stelle stehen.

Danksagung

Die langjährigen Untersuchungen an der March wären ohne die stetige Unterstützung durch Walter Hödl, der die Räumlichkeiten der dortigen biologischen Station zur Nutzung überließ, nicht möglich gewesen. Ihm gebührt größter Dank für seine Hilfe und Toleranz. Die via donau stellte dankenswerterweise hydrologische Daten zur Verfügung, die Voraussetzung für die hydrologischen Auswertungen waren. Diskussionen mit Werner Lazowski, Luise Schratt-Ehrendorfer, Erich Eder und Walter Hödl halfen, offene Punkte in den Auswertungen zu klären, so beispielswei-

se die Rolle der Winterhochwässer. Bernadette Strohmaier sei für ihre wertvolle Unterstützung, für Daten, für Diskussionen, besonders aber für ihre Geduld angesichts des un stetigen Manuskriptfortschritts ganz herzlich gedankt.

Literatur

- ANGERMEIER, P.L. & WINSTON, M.R. (1998): Local vs. regional influences on local diversity in stream fish communities of Virginia. – *Ecology* 79: 911-927
- BRANDSTETTER, C.M., KAPP, A., SCHABEL, F. (1993): Die Laufkäfer von Vorarlberg und Liechtenstein. – Eigenverlag des EVCV: Bürs, 603 pp.
- BRAUNICKE, M. & TRAUTNER, J. (2002): Die Laufkäfer der Bodenseeufer. Indikatoren für naturschutzfachliche Bedeutung und Entwicklungsziele. – Bristol-Stiftung: Zürich, 116 pp.
- DEN BOER, P.J. (1962): Twee nieuwe Loopkeversoorten (Col., Carabidae) voor de Nederlandse fauna. – *Entomologische Berichten Amsterdam* 62: 88-95
- HEIJERMAN, T. & KETELAAR, R. (1991): *Agonum dolens* in Nederland, teruggekert or herontekt? (Coleoptera: Carabidae). – *Entomologische Berichten Amsterdam* 51: 61-63
- HOLZSCHUH, C. (1977): Bemerkenswerte Käferfunde in Österreich II. – *Koleopterologische Rundschau* 53: 27-69
- INGRISCH, S. & KÖHLER, G. (1998): Die Heuschrecken Mitteleuropas. – Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 629, Westarp Wissenschaften: Magdeburg, 461 pp.
- JONGMAN, R.H., TER BRAAK, C.J.F., VAN TONGEREN, O.F.R. (1995): *Data analysis in community and landscape ecology*. New edition. – Pudoc: Wageningen, 299 pp.
- KAULE, G. (1991): *Arten- und Biotopschutz*. 2. Auflage. – Ulmer: Stuttgart, 519 pp.
- KIRSCHENHOFER, E. (1989): Carabidologische Notizen. – *Entomologische Blätter zur Biologie und Systematik der Käfer* 85: 112-113
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. (1998): *Numerical Ecology* (2nd English edition). *Developments in Environmental Modelling*, 20. – Elsevier: Amsterdam, 853 pp.
- LEHMACHER, H. (1978): Faunistisch-ökologische Untersuchung der Carabiden (Coleoptera, Carabidae) im Gebiet der Siegmündung. – *Decheniana (Bonn)* 131: 188-197
- LEHMANN, H. (1965): Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinuferes in der Umgebung von Köln. – *Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere* 55: 597-630
- LYNCH, M. (1984): Destabilizing hybridization, general-purpose genotypes and geographical parthenogenesis. – *Quarterly Review of Biology* 59: 257-290
- NELLES, U. & GERKEN, B. (1990): Zur Carabidenfauna (Coleoptera: Carabidae) einer südostfranzösischen Auenlandschaft - zöologische Charakterisierung hochflutgeprägter Standorte und ihre aktuelle Gefährdung. – *Acta Biologica Benrodis* 2: 39-56
- OKSANEN, J. (2009): Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. – Internet: <<http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf>>, 40 pp.
- RENKONEN, O. (1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. – *Annales Zoologici Societatis Zoologicae Botanicae Fennicae "Vanamo"* 6: 1-231
- RIOCOM (2007): Fachgrundlagen für die österreichische Stellungnahme zur Wehrbetriebsordnung Nové Mlýny. Mit hydrologischen Analysen von Abflussdaten am Pegel Bernhardsthal und Fachbeiträgen zur Ökologie. – Unpubl. Studie im Auftrag des Amtes der NÖ Landesreg, Abt. Wasserbau WA3, 31 pp.

- SCHUH, R., SCHILLHAMMER, H., ZETTEL, H. (1992): Bemerkenswerte Käferfunde aus Österreich (Coleoptera). – *Koleopterologische Rundschau* 62: 219-224
- SCHULTZ, R. & MÜLLER-MOTZFELD, G. (1995): Faunistisch-ökologische Untersuchungen auf Salzstandorten bei Greifswald. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 4: 9-19
- SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. (1995): *Biometry. The principles and practice of statistics in biological research.* 3rd edition. – Freeman: New York, 887 pp.
- TER BRAAK, C. J. F. & ŠMILAUER, P. (1998): *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4).* – Microcomputer Power: Ithaca, NY, USA, 352 pp.
- TRENBERTH, K. E., JONES, P. D., AMBENJE, P., BOJARIU, R., EASTERLING, D., KLEIN TANK, A., PARKER, D., RAHIMZADEH, F., RENWICK, M., RUSTICUCCI, M., SODEN, B., ZHAI, P. (2007): Observations: surface and atmospheric climate change. – In: S. Solomon et al. (eds.), *IPCC, 2007: Climate Change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 235-336*, Cambridge University Press: Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- WOHLGEMUTH-VON REICHE, D. & GRUBE, R. (1999): Zur Lebensraumbindung der Laufkäfer und Webspinnen (Coleoptera, Carabidae; Araneae) im Überflutungsbereich der Odertal-Auen. – *Limnologie aktuell* 9: 147-169
- ZETTEL, H. (1993): Die Käferfauna der niederösterreichischen Marchauen. 1. Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae). – *Koleopterologische Rundschau* 63: 19-37
- ZULKA, K. P. (1991): Überflutung als ökologischer Faktor: Verteilung, Phänologie und Anpassungen der Diplopoda, Lithobiomorpha und Isopoda in den Flußauen der March. – Dissertation Formal- und Naturwiss. Fakultät Univ. Wien, 65 pp.
- ZULKA, K. P. (1994a): Carabids in a Central European floodplain: species distribution and survival of inundations. – In: K. Desender, M. Dufrière, M. Loreau, M. L. Luff, J.-P. Maelfait (eds.): *Carabid beetles. Ecology and evolution*, Series Entomologica Vol. 51, Kluwer: Dordrecht: 399-405
- ZULKA, K. P. (1994b): Überflutungsdynamik als Voraussetzung für das Überleben seltener Laufkäfer-Arten (Coleoptera, Carabidae). – *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 8: 203-215
- ZULKA, K. P. (1999): Flußbauliche Maßnahmen und ihre ökologischen Konsequenzen. – In: J. Kelemen, I. Oberleitner (Hrsg.): *Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen*, 305-314, Umweltbundesamt: Wien
- ZULKA, K. P. & LAZOWSKI, W. (1999): Hydrologie. – In: J. Kelemen, I. Oberleitner (Hrsg.): *Fließende Grenzen. Lebensraum March-Thaya-Auen*, 24-50, Umweltbundesamt: Wien

Anschrift des Verfassers:

Klaus Peter Zulka, Universität Wien, Department für Evolutionsbiologie,
Althanstraße 14, A-1090 Wien
klaus.peter.zulka@univie.ac.at

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum](#)

Jahr/Year: 2011

Band/Volume: [22](#)

Autor(en)/Author(s): Zulka Klaus-Peter

Artikel/Article: [Laufkäfer \(Coleoptera: Carabidae\) in den March-Auen: Veränderungen der Zönosen in Abhängigkeit von der Hydrodynamik in den Jahren 1986 bis 2009. 25-44](#)