

Einfluss der Verbuschung auf die Artengemeinschaften auf Heißländen in der Unteren Lobau

Die vorliegende Untersuchung von Heuschrecken, Laufkäfer, Spinnen und Höheren Pflanzen kann als Grundlage für zukünftige Monitoring- und Managementprojekte dienen. Die durch den Verbuschungsprozess bedingte Veränderung des Artenspektrums wird vom Standpunkt der Erhaltung bewertet und Vorschläge für eine Eingriffsplanung angeführt. Die Untersuchungen wurden im Jahr 1999 und 2001 durchgeführt.

Doris Rotter





Einfluss der Verbuschung auf die Artengemeinschaften auf Heißländern in der Unteren Lobau

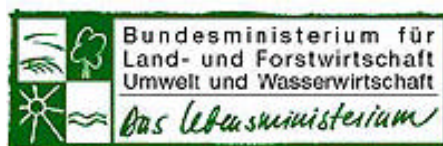
durchgeführt und erstellt von:

DORIS ROTTER

IM AUFTRAG VON

Nationalpark Donauauen GmbH

WIEN 2002



**Einfluß der Verbuschung auf die Zusammensetzung
der Artengemeinschaften (Heuschrecken, Laufkäfer,
Spinnen, Höhere Pflanzen) auf Heißländen der
Unteren Lobau**

durchgeführt und erstellt von:

DORIS ROTTER

Überfuhrstraße 57, 1210 Wien

IM AUFTRAG VON

Nationalpark Donauauen GmbH

WIEN 2002

ZUSAMMENFASSUNG	4
EINLEITUNG	5
MATERIAL UND METHODEN.....	6
ERGEBNISSE.....	10
DISKUSSION.....	19
EMPFEHLUNGEN FÜR ZUKÜNFTIGE MONITORING-PROJEKTE	21
LITERATUR.....	23
DANKSAGUNG.....	27

Zusammenfassung

Rotter D. 2002: Einfluß der Verbuschung auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften von Heuschrecken, Laufkäfern, Spinnen und Höheren Pflanzen auf Heißländen der Unteren Lobau.

Auf den Heißländen der Unteren Lobau wurde der Einfluß der Verbuschung auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften untersucht. Neben der Vegetation und ausgewählten Arthropodengruppen (Laufkäfer, Spinnen, Heuschrecken) wurden die Parameter Strauchdeckung, Vegetationsdichte und Bodentiefe an 50 unterschiedlich stark verbuschten Standorten erfaßt.

Die im Zuge der Sukzession stattfindende Vegetationsentwicklung der Heißländen geht mit einer Veränderung der Artengemeinschaften der untersuchten Arthropoden einher. Standorte ähnlicher floristischer Zusammensetzung zeigen auch Ähnlichkeiten bezüglich ihrer Tiergemeinschaften.

Die durch den Verbuschungsprozeß bedingte Veränderung des Artenspektrums wird vom Standpunkt der Erhaltung solcher Standorte bewertet, und Vorschläge für die Eingriffsplanung angeführt. Die vorliegende Untersuchung kann als Grundlage für zukünftige Monitoring- und Managementprojekte dienen.

Rotter D. 2002: The influence of scrub-invasion on species-communities of ground- beetles, spiders, grasshoppers and vegetation on the dry meadows of the Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen, Vienna).

The influence of scrub-invasion on species-communities was investigated on the dry meadows of the Untere Lobau (Nationalpark Donau-Auen, Vienna). Vegetation and different arthropods (ground-beetles, spiders and grasshoppers) were sampled on 50 sites differently invaded by scrubs. Scrub-coverage, vegetation-density and soil-depth were also measured.

The changing vegetation correlates with a change in the investigated arthropods. Sites which are similar in their floristical composition also show faunistical similarities.

The change in the species communities based on the scrub-invasion are evaluated according to the conservation of such sites. Hints for management are given. The results of this investigation can be used for further monitoring or management-projects.

Key words: scrub invasion, dry meadows, Lobau, floodplains, Danube, Vienna

Einleitung

Das Untersuchungsgebiet „Untere Lobau“ liegt auf Schwemmland der Donau, einer bis zu zwanzig Meter mächtigen alluvialen Schotterterrasse im Südosten Wiens. Die große Donauregulierung am Ende des 19. Jahrhunderts hatte eine seither stetige Grundwasserabsenkung zur Folge (Margl, 1973). Ehemalige Schotterinseln sind heute trockengefallen. Da die Speicherfähigkeit schottriger Böden für Niederschläge sehr gering ist und die Untere Lobau klimatisch zu den trockensten Landschaften Österreichs zählt (Kroucecky 1992), tragen diese Standorte (sogenannte „Heißländern“) heute steppenartige Vegetation. Noch in den 40er Jahren des 20. Jahrhunderts war man der Meinung, daß es sich bei dieser substratbedingten Steppenvegetation um eine Dauergesellschaft handelt. Seit einigen Jahrzehnten sind jedoch Tendenzen zu einer rasch voranschreitenden Verbuschung zu erkennen (Schratt-Ehrendorfer, 2000b).

Anhand des Vergleiches unterschiedlich stark verbuschter Standorte wird in der vorliegenden Arbeit der Einfluß der Verbuschung auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften (Höhere Pflanzen, Heuschrecken, Laufkäfer, Spinnen) analysiert. Die durch die Verbuschungsprozesse bedingte Veränderung des Artenspektrums wird

vom Standpunkt des Naturschutzes solcher Standorte bewertet und Vorschläge für die Eingriffsplanung angeführt. Die Untersuchung kann als Grundlage für Nachuntersuchungen und Erfolgskontrollen von Pflegemaßnahmen im Rahmen des Lebensraum-Managements Heißländern herangezogen werden.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf den Heißländern der Unteren Lobau in den Jahren 1999 bis 2001 durchgeführt. Informationen zu Klima und Geologie des Gebietes, sowie zur Entstehungsgeschichte der Heißländern sind den Publikationen von SCHRATT-EHRENDORFER & ROTTER (1999) und MARGL (1973) zu entnehmen.

Zur Wahl der Untersuchungsflächen (Abb. 1) wurde das Gebiet der Unteren Lobau auf den Wiener Stadtkarten (MAGISTRATSABTEILUNG 41, 1998) in 20 mal 20 Meter große Raster unterteilt. Die Grundgesamtheit für die Untersuchungen bildeten alle Raster, die einen am Luftbild (Farbinfrarotbilder; ÖBIG 1991) erkennbaren Trockenrasen-Anteil, eine Mindestentfernung von 10 Metern zwischen Mittelpunkt und angrenzenden Gehwegen, Forststraßen und Gebäuden, und eine Zugänglichkeit auf dem Landweg aufweisen. Aus dieser Grundgesamtheit wurden 50 Stichproben zufällig ausgewählt. Der Mittelpunkt der Rasterquadrate entspricht dem Mittelpunkt der Untersuchungsflächen. Dieser wurde mittels differentiellem GPS auf +/- 0,5 Meter eingemessen und mit einem 20 cm langen Eisenstab, der in den Boden eingeschlagen wurde, markiert.

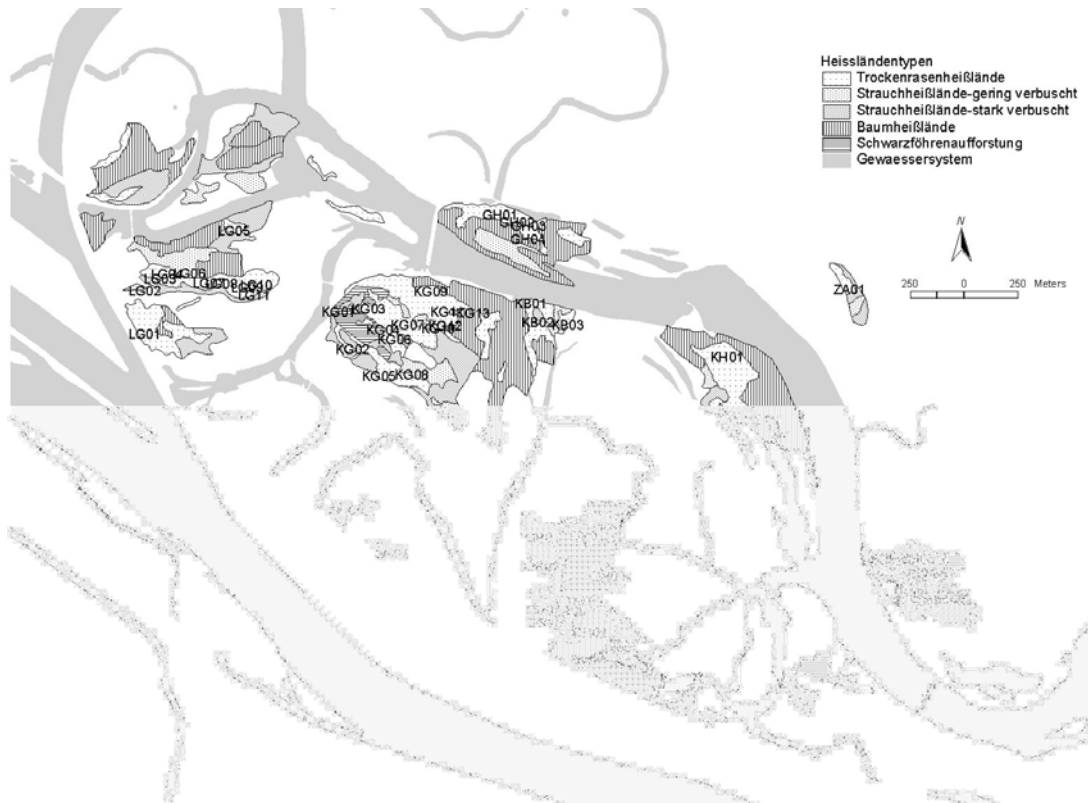


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen (die Einteilung der Heißländer richtet sich nach DOGAN-BACHER & al. 1999). — position of the study sites.

Im Untersuchungsjahr 1999 wurden an allen Standorten neben Vegetation und Bodenarthropoden die Parameter Strauchdeckung, Bodentiefe über dem Grobschotter und Vegetationsdichte der Krautschicht erfaßt. 2001 wurde die Vegetationsdichte erneut erhoben und die für frühe Sukzessionsstadien typischen Pflanzenarten *Orchis morio* und *Sedum sexangulare* quantitativ genauer erfaßt.

Zur Erfassung der Vegetation wurden die Untersuchungsflächen nach BRAUN-BLANQUET (1964) pflanzensoziologisch kartiert. Alle Höheren Pflanzen wurden nach ADLER & al. 1994 identifiziert und gemäß ihrer Häufigkeit einer der 7 Artmächtigkeitsklassen nach BRAUN-BLANQUET zugeordnet. Die Aufnahmen erfolgten innerhalb eines Radius von 3 m rund um den Mittelpunkt der Standorte. Als quantitatives Maß wurde die während des Untersuchungszeitraumes (Anfang April bis Ende September) maximal erreichte Deckung herangezogen.

Zur quantitativen Erfassung von *Sedum sexangulare* wurden die Untersuchungsflächen nach den Haupthimmelsrichtungen in vier Sektoren unterteilt und in jedem Sektor ein Kunststoffring mit 10,7 cm Innendurchmesser 25 mal an zufälliger Stelle fallengelassen. Die Häufigkeit, mit der *Sedum sexangulare* innerhalb des Ringes zu liegen kam, ist ein quantitatives Maß für das Vorkommen dieser Art am jeweiligen Standort. Zur quantitativen Erfassung der Orchideen wurden ihre Blühtriebe zur Zeit der Hauptblüte gezählt.

Die Parameter Strauchdeckung, Vegetationsdichte und Bodentiefe wurden innerhalb eines Radius von 8 Metern rund um den Mittelpunkt der Standorte erfaßt.

Zur Ermittlung der Strauchdeckung (Verbuschungsgrad) wurden mit Hilfe eines Kompasses und eines Maßbandes Position, Höhe und Durchmesser aller Sträucher, Bäume und Gebüschgruppen erfaßt, von jedem Standort ein Verbuschungsschema erstellt (siehe ROTTER 2002) und der Deckungsgrad der Strauchsicht in Prozent berechnet.

Zur Abschätzung der Vegetationsdichte wurde die Vegetationshöhe der Krautschicht nach der Methode von BRANSBURY & TAINTON 1977 ermittelt (siehe

TRAXLER 1997). Ein Meterstab wurde aufrecht in den Bestand gestellt, eine runde Scheibe (Durchmesser 20 cm, Gewicht 95 g) mit einem Loch in der Mitte auf den Stab gesteckt und von 40 cm Höhe fallengelassen. Die Höhe, in der die Scheibe auf der Vegetation zu liegen kam, ist ein Maß für die Vegetationsdichte. Auf jeder Untersuchungsfläche wurden 20 Stichproben ermittelt und für weitere Analysen der Mittelwert der erhobenen Daten herangezogen.

Zur Höhenmessung der Bodentiefe über dem Grobschotter diente ein 30 cm langer Metallstab (Durchmesser = 5 mm), der bis zum spürbaren Widerstand (maximal 30 cm) in den Boden gesteckt wurde. Die erhaltenen Werte wurden in 3 Größenklassen unterteilt (nach \log^4), wobei Bodentiefen über 30 cm den Wert 3 erhielten. Auf jedem Standort wurden 20 Stichproben genommen und für weitere Analysen der Median der erhobenen Daten herangezogen.

Zur Erfassung der Arthropoden wurde im Mittelpunkt jedes Standortes jeweils eine Barberfalle aufgestellt (verschließbare Glasgläser, Durchmesser = 51 mm, Fangflüssigkeit: Ethylenglykol). Diese wurden in drei Perioden zu jeweils 2 Wochen im Frühling (April/Mai), Sommer (Juni) und Spätsommer (September) exponiert. In einwöchigem Abstand erfolgte eine Kontrolle der Fallen, wobei nicht mehr fängige Fallen erneut exponiert wurden. Spätestens drei Wochen nach der ersten Fallenaufstellung endete die Fangperiode. Die Adulttiere der gefangenen Spinnen, Laufkäfer und Heuschrecken wurden bis auf Artniveau bestimmt. Als Bestimmungsliteratur dienen: BELLMANN (1993), DETZEL (1998), HARZ (1957) und WENDLER & al. (1994) für die Heuschrecken, AUKEMA (1990), FREUDE (1976), HURKA (1996), SCIAKY (1987) und TRAUTNER & GEIGENMÜLLER (1987) für die Laufkäfer. Die Nomenklatur der Spinnen richtet sich nach PLATNICK (1993) & (1997).

Die Beziehung zwischen Standorten, Arten und Umweltfaktoren (Strauchdeckung, Vegetationsdichte, Flurabstand bei Hochwasser) wurde mit der kanonischen Korrespondenzanalyse CANOCO (CCA, TER BRAAK 1988) analysiert. Die Vegetationsdaten wurden der numerischen Vegetationsanalyse TWINSpan (HILL

1979) unterworfen. Für weitere Analysen (Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman, Diversitätsindex nach Shannon) wurde das Programm SPSS Version 8.0 herangezogen.

Ergebnisse

Nach den Ergebnissen der Kanonischen Korrespondenzanalyse erweist sich die Strauchdeckung als die wesentliche Einflußgröße auf die Ausprägung der Artengemeinschaften bei Pflanzen und Bodenarthropoden. Die Korrelation mit der ersten Hauptachse der CCA ist unter den berücksichtigten Umweltparametern am größten. Sie beträgt zwischen 0,69 bei den Laufkäfern und 0,85 bei den Pflanzen und ist signifikant ($p=0,01$). Mit zunehmender Strauchdeckung steigen auch die Werte der Vegetationsdichte und Bodentiefe deutlich an. Keine Korrelationen bestehen jedoch zwischen dem Flurabstand und den übrigen Parametern (Tab. 1). Auf die Ausprägung der Gemeinschaftsstruktur hat dieser Faktor laut CCA keinen nennenswerten Einfluß.

Tab. 1: Korrelation der Umweltfaktoren. V: Vegetationsdichte der Krautschicht, B: Bodentiefe, S: Strauchdeckung, F: Flurabstand des Grundwassers bei Hochwasser. **: Korrelation signifikant ($p=0,01$).—correlation between vegetation density (V), soil depth (B), scrub-coverage (S) and groundwater level (F). **: correlation is significant at the 0,01 level.

	V	B	S	F
V	1,000	,406**	,463**	-,224
B	,406**	1,000	,506**	,091
S	,463**	,506**	1,000	-,050
F	-,224	,091	-,050	1,000

In Abb. 2 ist das Ergebnis der CCA bei den Pflanzen dargestellt. Bei den Bodenarthropoden ist die Anordnung der Standorte sehr ähnlich (nicht dargestellt). Standorte ähnlicher floristischer Zusammensetzung weisen somit auch ähnliche Tiergemeinschaften auf.

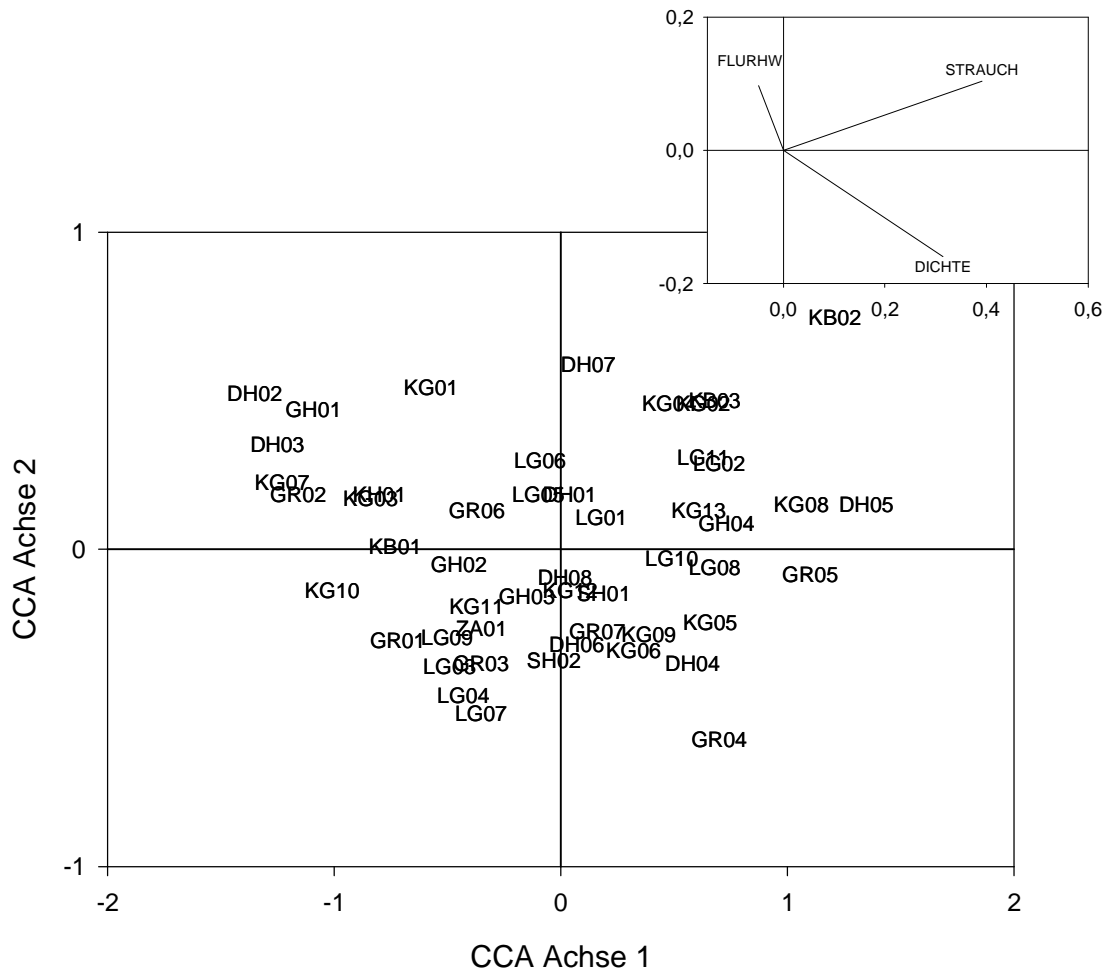


Abb. 2: Kanonische Korrespondenzanalyse der Vegetation. Anordnung der Standorte (Rasterquadrate) und ihre Beziehung zu den Umweltvariablen Strauchdeckung, Vegetationsdichte und Flurabstand.— Canonical correspondence analysis. Ordination diagram of the study sites with environmental variables represented as arrows.

Das Ergebnis der Vegetationsanalyse TWINSPAN ist in Abb. 3 schematisch dargestellt. Die Anordnung der Standorte in der TWINSPAN-Tabelle entspricht im wesentlichen der Anordnung entlang der ersten Hauptachse der CCA und spiegelt sehr gut die Abläufe während der Sukzession wider, wobei die rechts angeordneten Standorte die frühesten Sukzessionsstadien repräsentieren.

Bezüglich der floristischen Zusammensetzung gibt es deutliche Unterschiede zwischen stark und schwach verbuschten Standorten. In den stark verbuschten Bereichen bilden die Sträucher zum Großteil bereits zusammenhängende Gebüschgruppen aus. Einzelstehende und meist kleinwüchsige Sträucher sind für die schwach verbuschten Standorte ebenso typisch wie *Orchis morio*. Je nach Vegetationsdichte und Bodentiefe ist in diesen Bereichen wiederum eine eigenständige Artengemeinschaft ausgebildet. *Erophila verna* agg., *Saxifraga tridactylites* und *Sedum sexangulare* sind typisch für diese Rohbodenstandorte. Im Zuge der Sukzession und damit einhergehender Erhöhung der Vegetationsdichte, Bodentiefe und Strauchdeckung verschwinden zunächst diese Arten, schließlich auch *Orchis morio*. Das Verschwinden dieser Arten ist mit dem starken Aufkommen mesophiler Krautarten (*Calamagrostis epigejos*, *Viola hirta*) und Sträucher (*Crataegus monogyna*, *Ligustrum vulgare*) verbunden. Für die am stärksten verbuschten Bereiche ist *Arrhenatherum elatius* typisch.

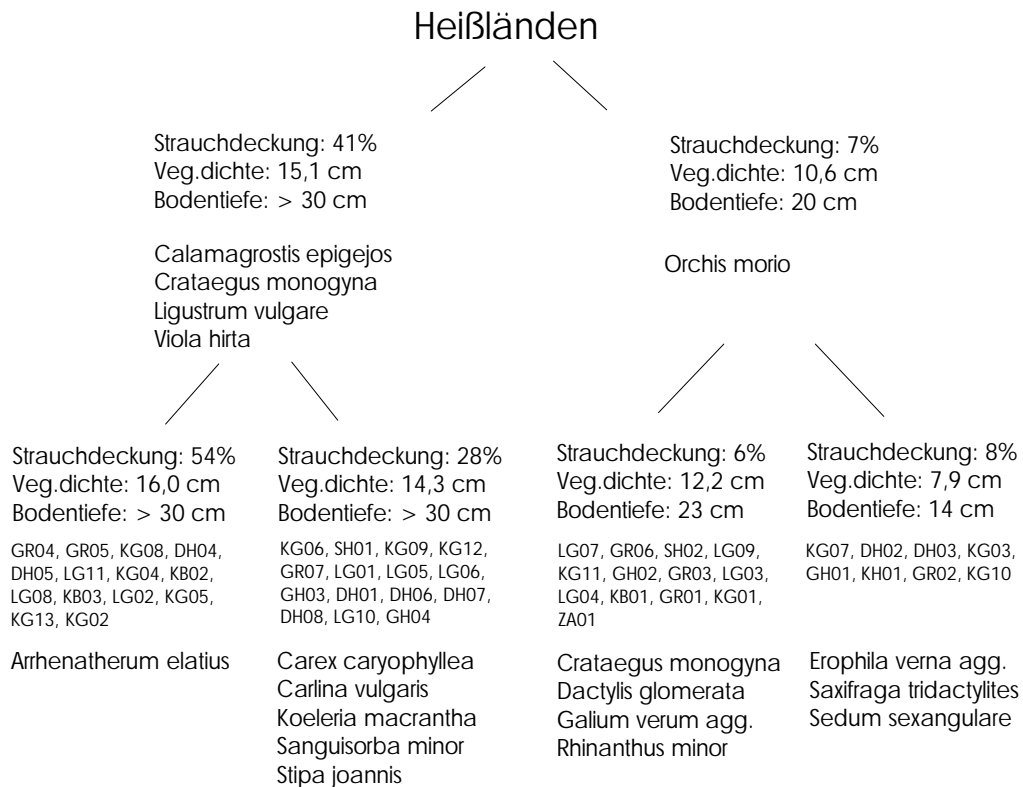


Abb. 3: Schema der TWINSpan-Vegetationstabelle. Hierarchische Gliederung der Standorte in vier Gruppen mit Darstellung ihrer Zeigerarten und Werte der Umweltparameter (Mittelwert der Strauchdeckung und Vegetationsdichte, Median der Bodentiefe). — overview of the TWINSpan vegetation table.

Auch bei den Bodenarthropoden weisen die Standorte in frühen Sukzessionsstadien typische Arten und Artengemeinschaften auf.

Um typische Arten für die am schwächsten bzw. stärksten verbuschten Standorte aufzuzeigen, wurde deren Häufigkeit mit den Umweltparametern Strauchdeckung und Vegetationsdichte korreliert (siehe Anhang). In den Abb. 4-6 ist das Vorkommen entlang der Umweltachse Strauchdeckung all jener Bodenarthropoden dargestellt, die mit diesen Faktoren signifikant ($p=0,05$) korrelieren.

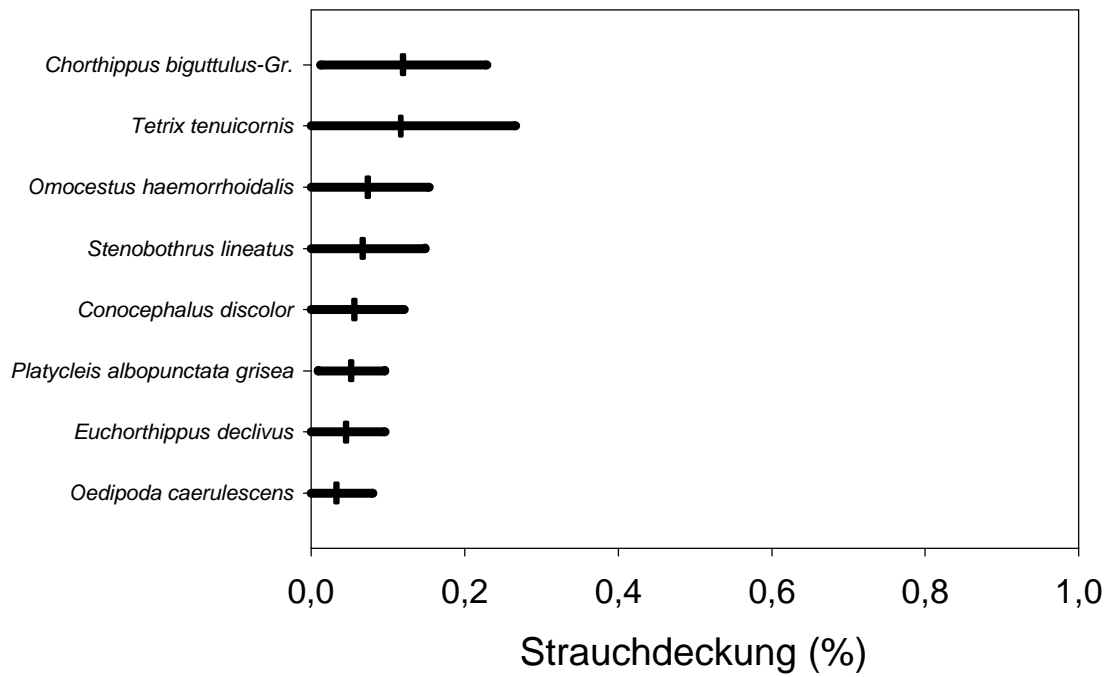


Abb. 4: Vorkommen ausgewählter Heuschrecken entlang der Umweltachse Strauchdeckung. Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung der Strauchdeckung. — observation of some grasshopper species along the scrub coverage gradient (mean and standard deviation).

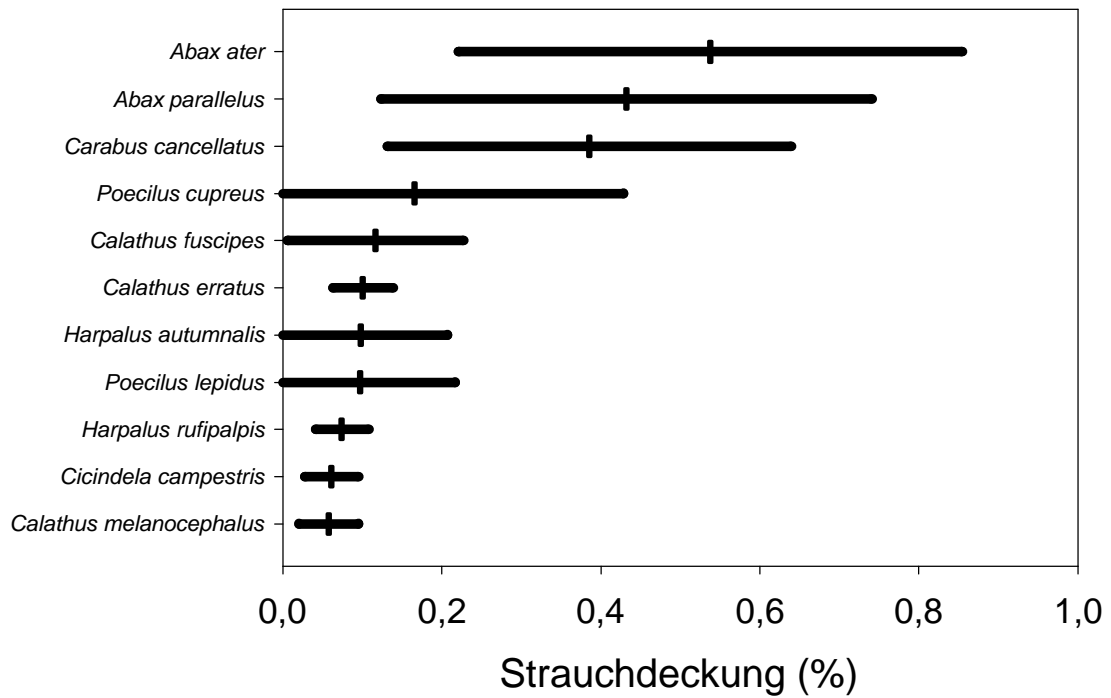


Abb. 5: Vorkommen ausgewählter Laufkäfer entlang der Umweltachse Strauchdeckung. Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung der Strauchdeckung. — observation of some carabid species along the scrub coverage gradient (mean and standard deviation).

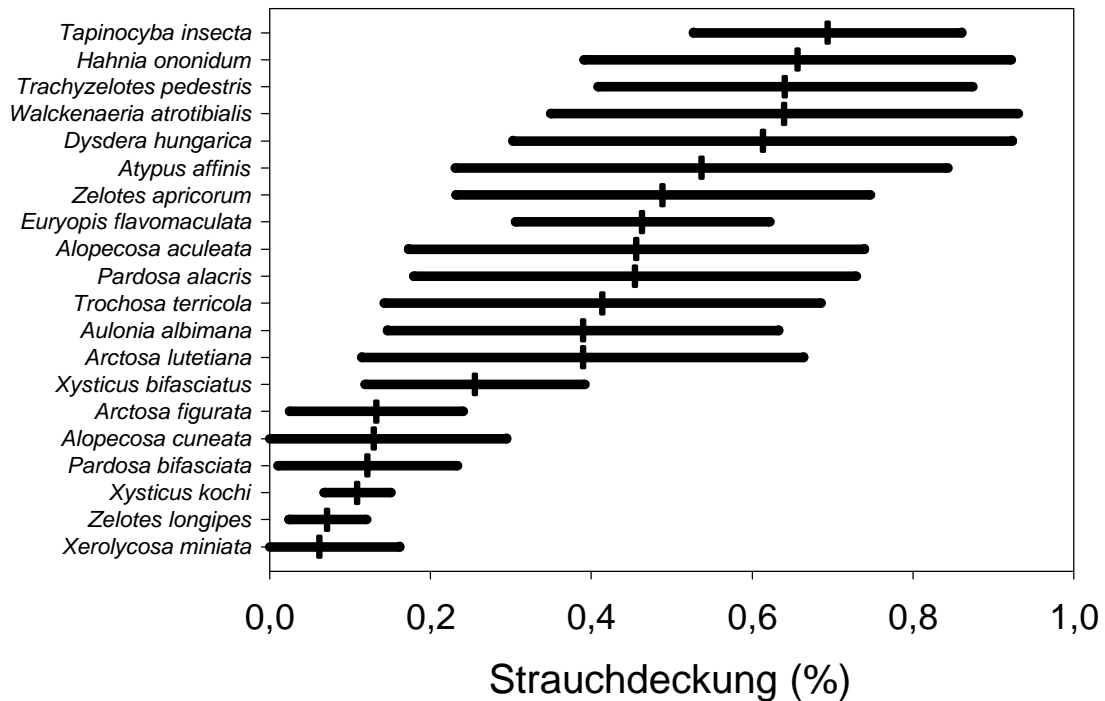


Abb. 6: Vorkommen ausgewählter Spinnen entlang der Umweltachse Strauchdeckung. Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung der Strauchdeckung. — observation of some spider species along the scrub coverage gradient (mean and standard deviation).

Im folgenden werden all jene Arten näher erläutert, bei denen hochsignifikante Korrelation ($p=0,01$) mit den Faktoren Strauchdeckung und Vegetationsdichte bestehen.

Eindeutig negativ auf die Zunahme des Strauchdeckung reagieren die Laufkäfer *Calathus fuscipes*, *Harpalus rufipalpis*, die Spinnen *Alopecosa cuneata*, *Pardosa bifasciata* sowie die Heuschrecken *Conocephalus discolor*, *Euchorthippus declivus*, *Omocestus haemorrhoidalis* und *Stenobothrus lineatus*. Auf stark verbuschten Standorten sind die Laufkäfer *Abax ater*, *Carabus cancellatus*, die Spinnen *Arctosa*

lutetiana, *Atypus affinis*, *Aulonia albimana*, *Hahnia ononidum*, *Pardosa alacris*, *Trachyzelotes pedestris* und *Trochosa terricola* typisch.

Innerhalb der schwach verbuschten Standorte weisen auch bei den Tieren die Rohbodenstandorte eigenständige Lebensgemeinschaften auf. Typisch für diesen Lebensraum ist *Oedipoda caerulescens*, deren Häufigkeit mit der Vegetationsdichte hochsignifikant negativ korreliert. Fehlen offene Bodenstellen, kommt diese Art selbst auf unverbuschten Standorten nicht vor. *Euchorthippus declivus*, die Vertreter der *Chorthippus biguttulus*-Gruppe und *Calathus fuscipes* reagieren ebenfalls deutlich negativ auf die Zunahme der Vegetationsdichte.

Das Verbreitungsbild dieser Offenlandarten deckt sich im wesentlichen mit dem von *Sedum sexangulare*, die unter den Pflanzen eine Zeigerart für kaum bewachsene Bodenstellen ist (siehe Abb. 3). Die Korrelationen zwischen Anzahl der gefangenen Arthropoden und Frequenz von *Sedum* ist hochsignifikant positiv. Das Vorkommen der meisten auf Verbuschung negativ reagierenden Tierarten korreliert dagegen mit *Orchis morio* (Tab. 2).

Tab. 2: Korrelation zwischen Quantität von *Sedum sexangulare*, Anzahl der Blühtriebe von *Orchis morio* und Individuenanzahl und Zeigerarten schwach verbuschter Standorte unter den Arthropoden. *: Korrelation signifikant (p=0,05), **: Korrelation hoch signifikant (p=0,01). — correlation between frequency of *Sedum sexangulare*, *Orchis morio* and some arthropods. *: correlation is significant at the 0,05 level, **: correlation is significant at the 0,01 level.

	<i>Orchis morio</i>	<i>Sedum sexangulare</i>
<i>Chorthippus biguttulus-Gr.</i>	0,426**	0,547**
<i>Conocephalus discolor</i>	0,139	0,263
<i>Euchorthippus declivus</i>	-0,072	0,487**
<i>Oedipoda caerulea</i>	0,045	0,565**
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	0,484**	0,318*
<i>Stenobothrus lineatus</i>	0,385**	0,263
<i>Calathus fuscipes</i>	0,493**	0,392**
<i>Harpalus rufipalpis</i>	0,704**	0,342*
<i>Alopecosa cuneata</i>	0,189	0,267
<i>Pardosa bifasciata</i>	0,418**	0,329*

Diskussion

Auf den Heißländern der Unteren Lobau kann seit einigen Jahrzehnten eine Tendenz zur Verbuschung und damit verbundener Monotonisierung des vielfältigen Standortmosaiks beobachtet werden (Schratt-Ehrendorfer 2000b). Je nach Ausgangssituation ist die Sukzession heute unterschiedlich stark fortgeschritten. Nach der Donauregulierung trocken gefallene schottrige Bereiche weisen im Gegensatz zu tiefgründigeren Standorten noch einen geringen Pflanzenbewuchs auf. Die fortschreitende Bodenbildung führt jedoch in allen Bereichen zur Zunahme der Vegetationsdichte und Strauchdeckung.

Diese Vegetationsentwicklung hat auch auf die Zusammensetzung der Tiergemeinschaften einen Einfluß. Sowohl bei Pflanzen als auch bei Tieren sind je nach Verbuschungsgrad und Vegetationsdichte eigenständige Lebensgemeinschaften ausgebildet. Standorte ähnlicher floristischer Zusammensetzung weisen auch bezüglich ihrer Tiergemeinschaften große Ähnlichkeiten auf. Das Verbreitungsbild der Zeigerarten für offene und kaum verbuschte Standorte deckt sich im wesentlichen bei Pflanzen und Tieren. Das Vorkommen von *Sedum sexangulare* und *Orchis morio* kann somit Hinweise auf das Vorkommen xerothermer Artengemeinschaften bei den Bodenarthropoden liefern. Schützt man den Lebensraum dieser Pflanzen, so ist damit auch der Schutz von Offenlandarten unter den Tieren verbunden.

Aus der Sicht des Naturschutzes ist es wichtig, die offenen Heißländerbereiche zu schützen. Ist der Wert der Rohbodenstandorte für den Schutz seltener Pflanzen bzw. Pflanzengemeinschaften bereits umfassend dokumentiert (siehe SCHRATT-EHRENDORFER, 2000a), so können die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit nun auch aus zoologischer Sicht weitere Argumente für den Schutz dieser Pionierstadien liefern.

Die Spinnen *Alopecosa mariae*, *Drassodes villosus*, *Gnaphosa modestior*, *Pellenes nigrociliatus*, *Sitticus penicillatus*, *Xysticus luctator*, *Zelotes gracilis* sind faunistisch besonders erwähnenswert (Milasowszky mündlich, BUCAR 1992). Mit Ausnahme von

Gnaphosa modestior sind diese sehr seltenen Arten auf beinahe unverbüschte Standorte beschränkt. Auf einem Rohbodenstandort konnte mittels Kescher die Heuschrecke *Chorthippus vagans* nachgewiesen werden, die in BERG & al. (1998) für Wien noch nicht erwähnt ist. Fast alle gefangenen Heuschrecken sind nach der Wiener Artenschutzverordnung 1998 geschützt. Für *Gryllus campestris*, *Platycleis grisea* und *Calliptamus italicus* wird die Verbuschung als wesentlicher Gefährdungsfaktor erwähnt. *Oedipoda caerulescens* und *Omocestus haemorrhoidalis* verschwinden aus ihren Lebensräumen, wenn die Trockenrasen zu dicht werden. Da auf den Heißländern der Unteren Lobau bisher keine umfassenden Untersuchungen der Bodenarthropoden durchgeführt wurden, ist mit weiteren Raritäten zu rechnen.

Der Verlust vegetationsloser Bodenstellen führt zum Verschwinden vieler Trockenrasenarten unter den Tieren. Ist die Sukzession bereits so stark fortgeschritten, daß Gebüschgruppen eindringen, sind selbst häufige Trockenrasenarten, wie *Calathus fuscipes*, kaum mehr vorzufinden.

Im Vergleich zu den offenen Standorten der Heißländern ist der Wert stark verbüschter Standorte im Sinne des Naturschutzes als gering einzustufen. Hier dringen bereits häufige Arten aus den umliegenden Auwäldern ein. So zählen *Abax ater* und *A. parallelus* zu den typischen Arten mitteleuropäischer Wälder (THIELE, 1977). Die Ausweitung der Verbuschung führt somit zu einem Flächenverlust wertvoller Trockenstandorte zugunsten bereits häufiger monotoner Gebüschbestände.

Will man die Heißländern in ihrer Vielfalt erhalten, so muß ein wesentliches Ziel von Managementmaßnahmen die Erhaltung früher Sukzessionsstadien sein. Auentypische Kiesrohböden mit Pioniervegetation sind für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten unentbehrlich und bilden die wichtigste Ausgangsbasis für die xerothermen Biozönosen (FRISCH, A., 1999). Da diese im Laufe der Sukzession verschwinden werden und unter den heutigen flußdynamischen Bedingungen nicht mehr gebildet werden können, ist zur Erhaltung dieser typischen Standorte eine Neuschaffung von Pionierstandorten notwendig. Positive Erfahrungen hierzu liegen aus den Trockenauen am südlichen Oberrhein vor (FRISCH, A., 1999). Durchführung verschiedener Pflegeformen

(Rohbodenherstellung, Entbuschung, Beweidung) mit unterschiedlicher Zeitstruktur wird der Erhaltung der strukturreichen Lebensgemeinschaften am ehesten gerecht (FRISCH, A., 1999).

Ein wesentliches Ziel dieser Arbeit war es eine Grundlage für zukünftige Managementmaßnahmen auf den Heißländen der Lobau zu schaffen. Die genaue Dokumentation des Ist-Zustandes ermöglicht in Zukunft eine effiziente Kontrolle für durchgeführte Managementmaßnahmen. Da die wesentlichen Einflußfaktoren auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften und Zeigerarten für die schützenswerten Pionierstadien erfaßt wurden, steht nun ein Instrumentarium für zukünftige Managementprojekte zur Verfügung.

Im Frühjahr 2001 und 2002 wurde auf den Heißländen der Lobau mit Entbuschungsmaßnahmen begonnen. Da diese ersten Versuche sehr positiv verlaufen sind, ist auf ein umfangreiches Heißländen-Management in näherer Zukunft zu hoffen.

Empfehlungen für zukünftige Monitoring-Projekte

Da aufgrund der im Jahr 1999 erhobenen Daten kein unmittelbarer Einfluß der Grundwasseranhebung im Rahmen des LIFE-Projektes „Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen“ auf die Heißländen zu erwarten ist, wurden die Untersuchungen im Jahr 2001 nicht als Nachuntersuchungen gestaltet. Anstatt einer Wiederholung der Untersuchungen wurden Grundlagen für weiterführende Monitoringprojekte erarbeitet.

Unter den für frühe Sukzessionsstadien typischen Pflanzenarten wurden *Sedum sexangulare* und *Orchis morio* für nähere quantitative Erhebungen ausgewählt. Da die Häufigkeit dieser Arten im Vergleich zu den Zeigerarten unter den Bodenarthropoden exakt und mit sehr wenig Aufwand zu erheben ist, eignen sie sich sehr gut für Beobachtungen im Rahmen von Monitoringprogrammen.

Unter den Tieren eignen sich vor allem die Heuschrecken *Oedipoda caerulescens* und *Euchthorippus declivus* als Zeiger offener Standorte. Ihr Bestand kann mittels akustischer Erfassung auch ohne die zeit- und kostenintensive Barberfallen-Methode kontrolliert werden. Nicht zuletzt aus Gründen des Naturschutzes ist ein Verzicht auf die Verwendung dieser Fallen im Rahmen regelmäßiger Nachuntersuchungen zu empfehlen.

Da sich die Strauchdeckung als wichtiger Einflußfaktor auf die Zusammensetzung der Artgemeinschaften herausgestellt hat, wurde der aktuelle Zustand des Verbuschungsgrades von 1999 mittels Detailkarten genau festgehalten und Fotoaufnahmen erstellt. Weiters wurde die Vegetationsdichte im Jahr 2001 erneut erhoben. Dabei ergaben sich zum Teil große Unterschiede zu den Werten von 1999. Aufgrund der Trockenperiode im Frühjahr 2001 war die Vegetationsdichte auf 37 der insgesamt 50 Standorte geringer als 1999. Aufgrund dieser starken saisonalen Schwankungen werden mehrere Meßreihen empfohlen, um Tendenzen ablesen zu können.

Auch bei der Erhebung der Pflanzen ist mit saisonalen Schwankungen zu rechnen. Aufgrund der enormen Trockenheit im Frühjahr 2001 konnten an 14 Standorten im Gegensatz zum Jahr 1999 keine blühenden Orchideen (v.a. *Orchis militaris*) mehr nachgewiesen werden. Da die Trockenperiode nach der Blühzeit von *Orchis morio* war, ist jedoch ein negativer Einfluß auf diese Art im Untersuchungszeitraum auszuschließen.

Im Falle von Managementmaßnahmen wird empfohlen, die Eingriffe an den eingerichteten Dauerbeobachtungsstandorten vorzunehmen. Es sollte darauf geachtet werden, daß ein Teil ähnlicher Standorte als Kontrollflächen belassen werden.

Allgemeine Empfehlungen zur Durchführung von Monitoringprogrammen sind dem Monitoringkonzept Nationalpark Donau-Auen (RECKENDORFER & al., 1998) zu entnehmen.

Literatur

- ADLER W., OSWALD K. & R. FISCHER (1994) Exkursionsflora von Österreich. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- AUKEMA B. (1990) Taxonomy, life-history and distribution of three closely related species of the genus *Calathus* Bonelli (Coleoptera, Carabidae). Tijdschrift voor Entomologie 133, 121-141.
- BERG H.M., KARNER-RANNER E., RANNER A. & T. ZUNA-KRATKY (1998) Die Heuschrecken- und Fangschreckenfauna Wiens. MA 22-Naturschutzabteilung, Wien, 51 S.
- BRANSBURY D.I. & N.M. TAINTON (1977) The disc pasture meter: Possible applications in grazing management. Proc. Grass. Soc. Sth. Afr. 5, 115–118.
- BRAUN-BLANQUET J. (1964) Pflanzensoziologie, 3. Auflage. Springer, Wien, New York.
- BUCHAR J. (1992) Kommentierte Artenliste der Spinnen Böhmens. Acta Universitatis Carolinae Biologica 36, 383–428.
- BELLMANN H. (1993) Heuschrecken: beobachten – bestimmen, 2. Auflage. Naturbuch-Verlag, Augsburg.
- DETZEL P. (1998) Die Heuschrecken Baden-Württembergs. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- DOGAN-BACHER H., BURGER H., ROTTER D. & L. SCHRATT-EHRENDORFER (1999) Biotoptypenkartierung im Nationalpark Donauauen aus Farbinfrarotbildern. Tagungsband Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XI, 140–147.
- FREUDE H. (1976) Adepaga, 1. Carabidae. In: Freude H., Harde K.W. & Lohse G.A. (eds.): Die Käfer Mitteleuropas, Band 2. Goecke & Evers, Krefeld.

- FRISCH A. (1999) Erstellung und Umsetzung einer Pflegekonzeption im Rahmen des Naturschutzprojektes „Trockenaue Südlicher Oberrhein“. Bezirksstelle für Naturschutz und Landschaftspflege Freiburg.
- HARZ K. (1957) Die Geradflügler Mitteleuropas. Fischer, Jena.
- HILL M.O. (1979) TWINSPAN: a fortran program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. Cornell University, New York.
- HURKA K. (1996) Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Zlín: Kabourek, 1996.
- KROUZECKY N. (1992) Der österreichische Donauraum östlich von Wien. Nationalpark-Institut Donau-Auen. Typoskript.
- MARGISTRATSABTEILUNG 41 (1998) Stadtkarten Wien 1998. Magistratsabteilung 41, Wien.
- MARGGI W.A. (1992) Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz. Neuchatel: Schweizerisches Zentrum für die kartographische Erfassung der Fauna (SZKF).
- MARGL H. (1973) Pflanzengesellschaften und ihre standortgebundene Verbreitung in teilweise abgedämmten Donauauen (Untere Lobau). Verh. Zool.-Bot. Ges. Wien 113, 5-52.
- MÜHLENBERG M. (1993) Freilandökologie, 3. Auflage. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden.
- ÖBIG (1991) Farbibfrarot-Luftbilder. Österreichisches Bundesinstitut für Gesundheitswesen (Bildfreigabenummer 96222/120-IX/6/92). Maßstab 1: 7000.
- PERNER J. (1993) Zur räumlichen und zeitlichen Variabilität ausgewählter Arthropodengemeinschaften in Trockenrasen des mittleren Saaletals. Diss. AFSU Jena.

- PLATNICK N. I. (1993) *Advances in Spider Taxonomy 1988-1991* New York Entomological Society, ed. by P. Merrett.
- PLATNICK N. I. (1997) *Advances in Spider Taxonomy 1992-1995* New York Entomological Society, ed. by P. Merrett.
- RECKENDORFER W., HEILER G., HEIN T., KECKEIS H., LAZOWSKI W. & P. ZULKA (1998) *Monitoringkonzept Nationalpark Donau-Auen*. Nationalpark Donau-Auen GmbH.
- ROTTER D. (2002) *Einfluß der Verbuschung auf die Zusammensetzung der Artengemeinschaften (Heuschrecken, Laufkäfer, Spinnen, Höhere Pflanzen) auf Heißläänden der Unteren Lobau*. Bericht zum LIFE-Projekt LIFE98 NAT/A/005422, im Auftrag von Nationalpark Donauauen GmbH, Wien 2002.
- SCHRATT-EHRENDORFER L. (2000)a *Historischer und aktueller Zustand der Heißläänden in der Lobau*. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österr.* 137, 127-135.
- SCHRATT-EHRENDORFER L. (2000)b *Entwicklungstendenzen von Vegetationseinheiten an Sonderstandorten der Donauauen bei Wien (Untere Lobau)*. *Verh. Zool.-Bot. Ges. Österr.* 137, 127-135.
- SCHRATT-EHRENDORFER L. & D. ROTTER (1999) *Die Donaualtwässer der Lobau bei Wien im Überblick*. *Stapfia* 64, 1-21.
- SCIACKY R. (1987) *Revisione della specie paleartiche occidentali del genere Ophonus Dejean, 1821*. *Mem. Soc. Ent. Ital., Genova* 65, 29-120.
- TER BRAAK C.J.F. (1987) *CANOCO – a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis*. Wageningen.
- THIELE H.U. (1977) *Carabid Beetles in their environments. A study on habitat selection by adaptations in Physiology and behaviour*. *Zoophysiology and ecology* 10, I-XVII.

- TRAXLER A. (1997) Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Monographien Band 89A, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- TRAUTNER J. & GEIGENMÜLLER K. (1987) Sandlaufkäfer, Laufkäfer. Illustrierter Schlüssel zu den Cicindeliden und Carabiden Europas. J. Margraf, Aichtal.
- WENDLER A., LORENZ C. & J. HORSTKOTTE (1994) Heuschrecken. Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg.

Danksagung

Herzlicher Dank gilt (in alphabetischer Reihenfolge): G. Bieringer für die Unterstützung bei der Bestimmung der Heuschrecken, N. Milasowszky für die Bestimmung der Spinnen, W. Reckendorfer für die Projektkoordination, Aufbereitung der GPS-Daten und Erstellung der Grafiken, S. Rotter für die Bestimmung der Laufkäfer und die Hilfe bei der Aufstellung der Barberfallen, L. Schratt-Ehrendorfer für die zahlreichen Informationen zur Vegetation des Gebietes und K.P. Zulka für methodische Hinweise.

Die Daten über Geländemorphologie und Grundwasserlinien wurden dankenswerter Weise von der Firma Donau-Consult und der Gruppe Wasser (MA 45) zur Verfügung gestellt.

Weiters danke ich allen Mitarbeitern der Nationalpark Donauauen GmbH für die gute Zusammenarbeit.

Die Arbeit wurde finanziert im Rahmen des LIFE-Projektes: LIFE 98 NAT/A/005422 (eingereicht von Nationalpark Donauauen GmbH) und bildet einen Bestandteil meiner Dissertationsarbeit am Institut für Zoologie (Abteilung Evolutionsbiologie, Prof. H.F. Paulus) der Universität Wien.

Anhang: Artenliste der Heuschrecken, Laufkäfer, Spinnen und Pflanzen der Untersuchungsflächen mit Angabe der Korrelation zwischen Individuenzahl (bei Tieren) bzw. Deckung (bei Pflanzen) und prozentueller Strauchdeckung (K-Strauch) bzw. Vegetationsdichte von 1999 (K-Dichte). *: Korrelation signifikant ($p=0,05$), **: Korrelation hoch signifikant ($p=0,01$). N: Individuenanzahl in den Barberfallen bzw. Anzahl der Standorte, an denen die Pflanzenart (Nomenklatur nach ADLER & al. 1994) vorkommt. — Species of the study sites: Correlation between frequency and scrub coverage (K-Strauch) and vegetation density (K-Dichte). *: correlation is significant at the 0,05 level, **: correlation is significant at the 0,01 level. N: number of individuals in the pitfall traps (arthropods) or number of sites where a plant species occurred.

Arten	K-Strauch	K-Dichte	N
Heuschrecken			
<i>Calliptamus italicus</i> (LINNAEUS, 1758)	-0,114	-0,104	1
<i>Chorthippus</i> spp. (<i>biguttulus</i> , <i>mollis</i>)	-0,271	-0,369 **	18
<i>Chorthippus dorsatus</i> (ZETTERSTEDT, 1821)	-0,21	0,045	113
<i>Chorthippus parallelus</i> (ZETTERSTEDT, 1821)	-0,090	0,178	188
<i>Chrysochraon dispar</i> (GERMAR, 1834)	0,118	0,267	5
<i>Conocephalus discolor</i> THUNBERG, 1815	-0,377 **	-0,315 *	13
<i>Euchorthippus declivus</i> (BRISOUT DE BARNEVILLE, 1849)	-0,409 **	-0,362 **	8
<i>Euthystyria brachyptera</i> (OCSKAY, 1826)	0,112	0,263	14
<i>Gryllus campestris</i> LINNAEUS, 1758	-0,121	-0,121	11
<i>Metrioptera bicolor</i> (PHILIPPI, 1830)	-0,125	0,043	6
<i>Oedipoda caerulescens</i> (LINNAEUS, 1758)	-0,261	-0,377 **	17
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (CHARPENTIER, 1825)	-0,555 **	-0,361 *	59
<i>Omocestus rufipes</i> (ZETTERSTEDT, 1821)	0,061	-0,278	7
<i>Pholidoptera griseoptera</i> (DE GEER, 1773)	0,166	0,088	7
<i>Platycleis albopunctata grisea</i> (FABRICIUS, 1781)	-0,149	-0,304 *	2
<i>Stenobothrus lineatus</i> (PANZER, 1796)	-0,516 **	-0,294 *	36
<i>Tetrix subulata</i> (LINNAEUS, 1758)	0,243	-0,045	1
<i>Tetrix tenuicornis</i> SAHLBERG, 1893	-0,334 *	-0,249	19
Laufkäfer			
<i>Abax ater</i> (VILLERS, 1789)	0,374 **	0,120	19
<i>Abax parallelus</i> (DUFTSCHMID, 1812)	0,336 *	0,275	54
<i>Amara aenea</i> (DE GEER, 1774)	-0,202	0,134	8
<i>Amara consularis</i> (cf.) (DUFTSCHMID, 1812)	-0,094	-0,094	1
<i>Amara equestris</i> (DUFTSCHMID, 1812)	0,153	0,144	1
<i>Amara familiaris</i> (DUFTSCHMID, 1812)	-0,021	-0,120	2
<i>Amara ovata</i> (FABRICIUS, 1792)	0,233	0,223	1
<i>Badister meridionalis</i> PUEL, 1925	0,084	0,233	1
<i>Bembidion properans</i> (STEPHENS, 1829)	-0,096	-0,166	3
<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (LINNE, 1761)	-0,005	0,183	1
<i>Calathus cinctus</i> MOTSCHULSKY, 1850	-0,153	-0,183	1
<i>Calathus erratus</i> SAHLBERG, 1827	-0,217	-0,320 *	6
<i>Calathus fuscipes</i> (GOEZE, 1777)	-0,555 **	-0,433 **	74
<i>Calathus melanocephalus</i> (LINNE, 1758)	-0,317 *	-0,184	4
<i>Carabus cancellatus</i> ILLIGER, 1798	0,430 **	0,353 *	55
<i>Carabus violaceus</i> LINNE, 1758	-0,082	0,008	5
<i>Cicindela campestris</i> LINNE, 1758	-0,286 *	-0,317 *	5
<i>Harpalus autumnalis</i> (DUFTSCHMID, 1812)	-0,231	-0,233 *	5
<i>Harpalus rufipalpis</i> (cf.) STURM, 1818	-0,401 **	-0,225	20
<i>Harpalus tardus</i> (PANZER, 1797)	0,153	0,144	1

Harpalus luteicornis (DUFTSCHMID, 1812)	0,203	0,163	1
Harpalus picipennis (DUFTSCHMID, 1812)	-0,127	-0,198	2
Harpalus progrediens SCHAUBERGER, 1922	0,203	0,163	1
Harpalus rubripes (DUFTSCHMID, 1812)	-0,114	-0,104	1
Harpalus smaragdinus (DUFTSCHMID, 1812)	-0,153	-0,183	1
Harpalus vernalis (DUFTSCHMID, 1812)	-0,124	0,005	1
Leistus ferrugineus (LINNE, 1758)	0,005	0,173	1
Licinus depressus (PAYKULL, 1790)	-0,223	0,054	1
Metoponus puncticollis (PAYKULL, 1798)	0,193	0,064	1
Microlestes sp.	0,074	-0,074	1
Notiophilus rufipes CURTIS, 1829	0,104	-0,163	1
Olisthopus sturmi (DUFTSCHMID, 1812)	0,114	0,153	1
Panagaeus bipustulatus (FABRICIUS, 1775)	0,015	0,084	1
Paroponus maculicornis (DUFTSCHMID, 1812)	-0,198	-0,127	2
Poecilus cupreus (LINNE, 1758)	-0,302 *	-0,072	12
Poecilus lepidus (LESKE, 1785)	-0,314 *	-0,298 *	23
Pseudoponus rufipes (DE GEER, 1774)	-0,025	0,045	1
Pterostichus melas (CREUTZER, 1799)	0,263	0,075	20
Pterostichus melanarius (ILLIGER, 1798)	-0,114	-0,104	1
Pterostichus niger (SCHALLER, 1783)	0,203	0,163	1
Stomis pumicatus (PANZER, 1796)	0,156	0,184	2
Syntomus truncatellus (LINNE, 1761)	-0,041	-0,174	4
Spinnen			
Agroeca brunnea (BLACKWALL, 1833)	0,177	0,219	2
Agroeca cuprea MENGE, 1873	0,150	0,050	7
Agyneta ramosa JACKSON, 1912	0,049	0,035	5
Agyneta subtilis (O.P.-CAMBRIDGE, 1863)	0,153	0,144	1
Alopecosa aculeata (CLERCK, 1757)	0,299 *	0,247	101
Alopecosa cuneata (CLERCK, 1757)	-0,407 **	-0,331 *	28
Alopecosa mariae (DAHL, 1908)	-0,104	-0,144	1
Alopecosa pulverulenta (CLERCK, 1757)	0,088	0,188	8
Arctosa figurata (SIMON, 1876)	-0,317 *	0,043	70
Arctosa lutetiana (SIMON, 1876)	0,584 **	0,438 **	104
Argenna subnigra (O.P.-CAMBRIDGE, 1861)	-0,120	-0,092	4
Atypus affinis EICHWALD, 1830	0,405 **	-0,036	42
Aulonia albimana (WALCKENAER, 1805)	0,473 **	0,170	87
Centromerus sylvaticus (BLACKWALL, 1841)	0,127	0,071	2
Ceratinella brevipipes (WESTRING, 1851)	0,203	0,163	2
Ceratinella brevis (WIDER, 1834)	0,197	0,020	10
Cheiracanthicum virescens (SUNDEVALL, 1833)	-0,163	-0,054	1
Clubiona comta (C. L. KOCH, 1839)	0,223	-0,134	1
Clubiona diversa O.P. CAMBRIDGE, 1862	-0,045	0,025	1
Crustulina guttata (WIDER, 1834)	-0,114	-0,104	1
Diplocephalus cristatus (BLACKWALL, 1833)	-0,153	-0,183	1
Dipoena prona (MENGE, 1868)	-0,194	-0,235	3
Drassodes lapidosus (WALCKENAER, 1802)	-0,054	-0,234	1
Drassodes pubescens (THORELL, 1856)	-0,049	0,039	5
Drassodes villosus (THORELL, 1856)	0,074	-0,074	1
Drassyllus praeficus (L. KOCH, 1866)	-0,020	0,073	3
Drassyllus pusillus (C.L. KOCH, 1833)	-0,263	-0,122	8
Dysdera hungarica KULCZYNSKI, 1897	0,301 *	-0,032	3
Enoplognatha thoracica (HAHN, 1833)	0,223	-0,134	1
Episinus truncatus LATREILLE, 1809	-0,084	-0,153	1
Erigone dentipalpis (WIDER, 1834)	-0,153	-0,183	2
Euryopis flavomaculata (C.L. KOCH, 1836)	0,344 *	0,248	14
Evarcha arcuata (CLERCK, 1757)	0,125	0,003	3
Evarcha falcata (CLERCK, 1757)	0,223	-0,134	1
Gnaphosa modestior KULCZYNSKI, 1897	-0,006	0,067	9
Hahnia nava (BLACKWALL, 1841)	-0,196	-0,068	19
Hahnia ononidum SIMON, 1875	0,472 **	0,178	28
Hahnia pusilla C.L. KOCH, 1841	0,203	0,163	1
Haplodrassus signifer (C.L. KOCH, 1839)	-0,269	-0,235	6
Haplodrassus silvestris (BLACKWALL, 1833)	0,240	0,042	2

Harpactea rubicunda (C.L. KOCH, 1833)	0,009	0,131	3
Lepthyphantes alutacius SIMON, 1884	0,054	0,243	1
Lepthyphantes flavipes (BLACKWALL, 1854)	-0,084	-0,153	6
Lepthyphantes pallidus (O.P.-CAMBRIDGE, 1871)	0,210	0,072	5
Lepthyphantes tenuis (BLACKWALL, 1852)	-0,084	-0,153	1
Meioneta beata (O.P.-CAMBRIDGE, 1906)	-0,183	-0,233	1
Meioneta rurestris (C.L. KOCH, 1836)	-0,257	-0,251	12
Meioneta saxatilis (BLACKWALL, 1844)	-0,205	-0,007	2
Micaria dives (LUCAS, 1846)	-0,163	-0,054	1
Micaria formicaria (SUNDEVALL, 1832)	-0,262	-0,134	2
Micaria fulgens (WALCKENAER, 1802)	0,152	-0,222	4
Micrargus subaequalis (WESTRING, 1851)	0,005	0,173	1
Minyriolus pusillus (WIDER, 1834)	-0,084	-0,153	2
Myrmarachne formicaria (DE GEER, 1778)	0,254	0,248	3
Neriere clathrata (SUNDEVALL, 1830)	-0,183	-0,233	1
Neriere radiata (WALCKENAER, 1841)	0,084	0,233	1
Ozyptila atomaria (PANZER, 1801)	0,031	0,266	4
Ozyptila claveata (WALCKENAER, 1837)	0,197	0,137	6
Ozyptila praticola (C.L. KOCH, 1837)	0,242	0,048	10
Pachygnatha degeeri SUNDEVALL, 1830	-0,233	-0,213	1
Panamomops affinis MILLER&KRATOCHVIL, 1939	0,276	0,017	15
Panamomops mengei SIMON, 1926	0,075	0,082	7
Pardosa agrestis (WESTRING, 1862)	-0,054	-0,243	1
Pardosa alacris (C.L. KOCH, 1833)	0,362 **	-0,096	126
Pardosa bifasciata (C.L. KOCH, 1834)	-0,499 **	-0,174	52
Pardosa hortensis (THORELL, 1872)	-0,007	-0,191	2
Pardosa riparia (C.L. KOCH, 1833)	-0,114	-0,104	1
Pelecopis mengei (SIMON, 1884)	-0,124	0,005	1
Pellenes nigrociliatus (C.L. KOCH, 1875)	-0,035	-0,114	1
Phaeoedus braccatus (L. KOCH, 1866)	-0,262	-0,156	2
Phlegra fasciata (HAHN, 1826)	-0,163	-0,054	1
Phrurolithus festivus (C.L. KOCH, 1835)	0,277	0,049	10
Pisaura mirabilis (CLERCK, 1757)	-0,007	-0,191	2
Pocadicnemis juncea LOCKET&MILLIDGE, 1953	0,183	-0,064	1
Sitticus penicillatus (SIMON, 1875)	-0,233	-0,213	1
Steatoda phalerata (PANZER, 1801)	-0,054	-0,243	1
Tapinocyba insecta (L. KOCH, 1869)	0,336	0,318 *	3
Tapinocyba praecox (O.P.-CAMBRIDGE, 1873)	0,035	0,134	2
Thanatus formicinus (CLERCK, 1757)	-0,030	-0,076	22
Titanoeca schineri L. KOCH, 1872	-0,062	-0,232	19
Trachyzelotes pedestris (C.L. KOCH, 1837)	0,494 **	0,152	11
Trichopterna cito (O.P.-CAMBRIDGE, 1872)	-0,064	-0,173	2
Trochosa terricola THORELL, 1856	0,390 **	0,327 *	50
Walckenaeria atrotibialis (O.P.-CAMBRIDGE, 1878)	0,290 *	0,224	6
Walckenaeria dysderoides (WIDER, 1834)	0,010	-0,185	3
Walckenaeria furcillata (MENGE, 1869)	-0,153	-0,163	4
Xerolycosa miniata (C.L. KOCH, 1834)	-0,237	-0,281 *	5
Xysticus bifasciatus C.L. KOCH, 1837	0,048	0,334 *	7
Xysticus erraticus (BLACKWALL, 1834)	0,193	0,064	1
Xysticus kochi THORELL, 1872	-0,275	-0,285 *	12
Xysticus luctator L. KOCH, 1870	0,213	-0,015	2
Xysticus ninnii THORELL, 1872	-0,114	-0,104	1
Xysticus robustus (HAHN, 1832)	-0,007	0,021	2
Zelotes apricorum (L. KOCH, 1876)	0,327 *	-0,044	13
Zelotes electus (C.L. KOCH, 1839)	-0,171	-0,225	13
Zelotes gracilis (CANESTRINI, 1868)	-0,193	-0,203	2
Zelotes latreillei (SIMON, 1878)	0,070	-0,059	7
Zelotes longipes (L. KOCH, 1866)	-0,349 *	-0,327 *	8
Zora spinimana (SUNDEVALL, 1833)	0,235	0,036	4
Pflanzen			
Achillea millefolium agg.	0,372 **	0,191	24
Acinos arvensis	-0,498 **	-0,156	15
Agrostis gigantea	0,087	-0,109	7

<i>Ailanthus altissima</i>	0,226	0,325 *	2
<i>Allium carinatum</i>	0,292 *	0,356 *	13
<i>Allium scorodoprasum</i>	-0,022	0,126	7
<i>Anagallis arvensis</i>	-0,193	-0,203	1
<i>Anemone sylvestris</i>	0,163	0,124	1
<i>Arabis auriculata</i>	-0,438 **	-0,100	13
<i>Arabis hirsuta</i>	0,163	0,000	8
<i>Arabis sagittata</i>	-0,097	0,133	9
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	-0,299 *	0,122	11
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,520 **	0,370 **	16
<i>Asparagus officinalis</i>	0,169	0,026	4
<i>Asperula cynanchica</i>	-0,364 **	-0,121	30
<i>Aster sp.</i>	0,314 *	0,018	4
<i>Astragalus cicer</i>	0,204	0,199	9
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	0,128	0,145	3
<i>Berberis vulgaris</i>	0,218	0,155	9
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	-0,323 *	-0,366 **	15
<i>Brachypodium pinnatum</i>	0,684 **	0,374 **	36
<i>Briza media</i>	0,089	0,144	18
<i>Bromus erectus</i>	-0,507 **	-0,087	48
<i>Bromus hordeaceus</i>	-0,213	0,114	1
<i>Buglossoides arvensis</i>	0,134	0,021	2
<i>Buglossoides purpureocaerulea</i>	0,434 **	0,322 *	10
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0,533 **	0,461 **	32
<i>Campanula patula</i>	0,158	0,077	4
<i>Carduus crispus</i>	0,233	0,223	1
<i>Carex alba</i>	0,329 *	0,175	3
<i>Carex caryophylla</i>	0,109	0,096	28
<i>Carex cf. tomentosa</i>	0,054	0,243	1
<i>Carex flacca</i>	0,337 *	0,363 **	7
<i>Carex liparocarpus</i>	-0,568 **	-0,470 **	14
<i>Carex ornithopoda</i>	0,218	0,157	2
<i>Carlina vulgaris</i>	-0,013	-0,074	10
<i>Carpinus betulus</i>	0,067	-0,023	2
<i>Centauerea scabiosa</i>	-0,183	-0,233	1
<i>Centaurea jacea</i>	0,204	0,261	4
<i>Centaurea stoebe</i>	-0,223	-0,320 *	11
<i>Centaurium erythraea</i>	0,008	0,047	21
<i>Cerastium arvense</i>	-0,113	-0,127	2
<i>Cerastium glutinosum</i>	-0,458 **	-0,158	32
<i>Cerastium holosteoides</i>	-0,113	0,113	2
<i>Cerastium pumilum</i>	-0,054	-0,243	1
<i>Chondrilla juncea</i>	-0,054	-0,243	1
<i>Cichorium intybus</i>	-0,094	-0,094	1
<i>Cirsium vulgare</i>	0,025	0,074	1
<i>Clematis vitalba</i>	0,351 *	0,128	8
<i>Clinopodium vulgare</i>	0,491 **	0,369 **	14
<i>Colchicum autumnale</i>	0,017	0,098	9
<i>Convallaria majalis</i>	0,074	-0,074	1
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,277	0,263	2
<i>Cornus mas</i>	0,282 *	0,327 *	6
<i>Cornus sanguinea</i>	0,413 **	-0,016	14
<i>Crataegus monogyna</i>	0,717 **	0,469 **	38
<i>Cruciata leavipes</i>	0,184	0,290 *	2
<i>Cruciata pedemontana</i>	-0,277	0,067	3
<i>Dactylis glomerata</i>	0,436 **	0,239	37
<i>Daucus carota</i>	-0,122	-0,006	3
<i>Dianthus pontederiae</i>	0,127	0,043	6
<i>Dorycnium germanicum</i>	-0,466 **	-0,132	28
<i>Draba nemorosa</i>	0,223	-0,134	1
<i>Echium vulgare</i>	-0,402 **	-0,332 *	9
<i>Elymus hispidus</i>	0,260	0,067	14
<i>Elymus repens</i>	0,462 **	0,276	15

Equisetum arvense	-0,074	-0,025	1
Equisetum hyemlae	0,061	0,248	3
Erigeron cf. acris	0,078	-0,028	2
Erophila verna agg.	-0,403 **	-0,505 **	6
Eryngium campestre	-0,421 **	-0,328 *	24
Erysimum sp.	0,195	-0,131	3
Euphorbia cyparissias	-0,139	-0,221	48
Euphorbia seguieriana	-0,259	-0,344 *	9
Euphrasia stricta	-0,445 **	-0,297 *	10
Evonymus europaea	-0,015	0,035	1
Festuca rupicola	-0,346 *	-0,287 *	49
Festuca sp.	0,285 *	0,263	9
Fragaria viridis	0,225	0,131	8
Frangula alnus	0,183	-0,064	1
Fraxinus sp.	-0,052	-0,282 *	2
Galium aparine	0,233	0,223	1
Galium mollugo agg.	0,509 **	0,555 **	14
Galium verum agg.	0,562 **	0,575 **	42
Glechoma hederacea	0,231	0,143	3
Globularia punctata	-0,124	0,005	1
Helianthemum ovatum	-0,200	-0,122	30
Hieracium pilosella/macrantha	-0,232	-0,155	3
Hieracium piloselloides	-0,542 **	-0,517 **	18
Hippophae rhamnoides	0,074	-0,074	1
Holcus lanatus	-0,203	-0,223	1
Hypericum perforatum	-0,038	-0,064	21
Inula britannica	0,094	-0,124	1
Inula salicina	0,219	0,278	4
Juglans regia	0,104	-0,163	1
Knautia arvensis	-0,074	-0,025	1
Koeleria macrantha	-0,666 **	-0,439 **	33
Lathyrus pratensis	0,333 *	0,315 *	8
Leontodon hispidus	0,134	-0,084	1
Leucanthemum vulgare	-0,062	0,060	2
Ligustrum vulgare	0,686 **	0,246	28
Linum catharticum	-0,065	0,202	16
Lonicera xylosteum	0,203	0,163	1
Lotus corniculatus	0,138	0,128	19
Lotus maritimus	0,254	0,201	9
Medicago lupulina	0,083	-0,009	15
Melica nutans	0,213	0,061	2
Mentha arvensis	0,231	0,100	6
Muscari neglectum	-0,271	-0,195	3
Myosotis arvensis	0,004	0,361 **	9
Odontites vulgaris	-0,331 *	-0,124	4
Ophioglossum vulgatum	0,218	0,328 *	3
Orchis coriophora	-0,277	-0,044	3
Orchis militaris	-0,297 *	-0,338 *	14
Orchis morio	-0,511 **	-0,279 *	14
Orchis ustulata	-0,303 *	-0,067	5
Papaver rhoeas	0,223	-0,134	1
Petrorhagia saxifraga	-0,471 **	-0,530 **	13
Pimpinella saxifraga	0,025	0,122	34
Pinus nigra	-0,209	-0,285 *	5
Pinus sylvestris	0,104	-0,163	1
Plantago lanceolata	0,104	-0,217	18
Plantago media	0,106	0,205	2
Poa angustifolia	0,245	0,607 **	37
Poa annua	-0,153	-0,183	1
Polygala vulgaris	0,111	0,034	6
Polygonatum multiflorum	-0,025	0,045	1
Populus alba	0,375 **	0,066	9
Populus nigra	0,045	-0,203	3

Potentilla heptaphylla	0,094	-0,124	1
Potentilla verna agg.	-0,519 *	-0,284 *	40
Prunella vulgaris	0,094	-0,124	1
Prunus spinosa	-0,015	0,035	1
Pyrus pyraeaster	0,165	0,189	3
Quercus robur	0,163	-0,139	4
Ranunculus polyanthemus	0,071	0,134	2
Reseda lutea	-0,163	-0,054	1
Rhamnus cathartica	0,533 **	0,144	12
Rhinanthus minor	-0,257	-0,027	19
Robinia pseudacacia	-0,050	0,233	2
Rosa sp.	0,234	0,207	10
Rubus caesius	-0,094	-0,094	1
Rumex sp.	0,104	-0,163	1
Salix eleagnos	0,094	-0,124	1
Salvia glutinosa	0,223	-0,134	1
Salvia pratensis	0,020	-0,138	4
Sanguisorba minor	-0,209	-0,414 **	19
Saxifraga tridactylites	-0,406 **	-0,424 **	9
Scabiosa columbaria	0,035	-0,026	4
Scabiosa ochroleuca	0,022	0,035	17
Securigera varia	0,274	0,074	17
Sedum sexangulare	-0,392 **	-0,403 **	10
Selaginella helvetica	-0,443 **	-0,559 **	21
Senecio jacobaea	0,285 *	0,111	4
Silaum silaus	0,163	0,124	1
Silene vulgaris	-0,073	0,136	8
Solidago gigantea	0,153	0,144	1
Stachys recta	-0,097	-0,164	3
Stipa joannis	-0,314 *	-0,231	19
Symphytum officinale	0,233	0,223	1
Taraxacum laevigatum agg.	-0,201	-0,081	5
Taraxacum officinale agg.	0,266	0,162	7
Taraxacum sp.	0,114	0,153	1
Tephrosia integrifolia	0,173	0,193	1
Teucrium chamaedrys	0,151	0,006	39
Thesium ramosum	-0,012	0,126	19
Thlaspi perfoliatum	-0,018	0,244	12
Thymus odoratissimus	-0,521 **	-0,409 **	35
Tragopogon sp.	0,018	-0,034	7
Trifolium campestre	-0,303 *	-0,103	8
Trifolium pratense	0,193	0,064	1
Ulmus minor	-0,045	0,066	5
Verbascum lychnitis	-0,338 *	-0,147	15
Veronica chamaedrys s. str.	0,208	0,262	3
Veronica praecox	-0,231	-0,020	3
Veronica prostrata	-0,210	-0,039	5
Viburnum lantana	0,074	-0,074	1
Vicia angustifolia	-0,104	0,365 **	14
Vicia cracca	0,504 **	0,425 **	16
Vicia tetrasperma	0,125	0,210	5
Vincetoxicum hirundinaria	0,242	0,048	2
Viola arvensis ssp. Arvensis	0,267	0,311 *	2
Viola hirta	0,767 **	0,501 **	28
Viola reichenbachiana	0,072	-0,157	4
Viola rupestris	0,225	-0,038	3

- Herausgeber: Nationalpark Donau-Auen GmbH
- Titelbild: Baumgartner
- Für den Inhalt sind die Autoren verantwortlich
- Für den privaten Gebrauch beliebig zu vervielfältigen
- Nutzungsrechte der wissenschaftlichen Daten verbleiben beim Rechtsinhaber
- Als pdf-Datei direkt zu beziehen unter www.donauauen-projekte.at
- Bei Vervielfältigung sind Titel und Herausgeber zu nennen / any reproduction in full or part of this publication must mention the title and credit the publisher as the copyright owner:
© Nationalpark Donau-Auen GmbH
- Zitiervorschlag: RÖTTER, D. (2006) Einfluss der Verbuschung auf Artengemeinschaften auf Heißbländen in der Unteren Lobau. Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donau-Auen, Heft 22

