Acta ZooBot Austria **150/151**, 2014, 63–84

# Einfluss von Pflegemaßnahmen auf den Naturschutzwert von Hutweiden, Sandlebensräumen und Trockenbrachen im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel

## Teil 1: Spinnen (Arachnida: Araneae)

Norbert Milasowszky, Martin Hepner & Wolfgang Waitzbauer

Im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel wurden im Zeitraum zwischen 17. April und 6. November 2007 in 42 Untersuchungsflächen mittels jeweils dreier Barberfallen pro Fläche insgesamt 158 Spinnenarten mit 16831 Individuen aus 19 Familien gefangen. Die 42 Unterschungsflächen gehören zu vier Lebensraumtypen: 1) ruderale Wiesenbrachen und Trockenwiesen; 2) Hutweiden auf Neusiedler Schwingel-Sandpuszta (Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae; 3) Hutweiden auf wechselfeuchten Trockenrasen (Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae) sowie 4) Sandlebensräume (Sandpionierrasen und offene *Artemisia campestris*-Fluren). Mittels Hauptkomponentenanalyse konnten zwei Hauptumweltgradienten gefunden werden. Der erste Gradient repräsentiert die Unterschiede in der Vegetativen Biomasse, der zweite jene im Sandgehalt des Boden, der zudem negativ mit dem Organischen Gehalt des Boden korreliert ist. Mittels Kruskal-Wallis H-tests konnten wir zeigen, dass die Sandlebensräume signifikant weniger Spinnenarten, dafür aber signifikant mehr xerothermophile Zielarten im Artenspektrum aufweisen. In den Hutweiden konnten wir mittels Regressionsanalyse zeigen, dass die Gesamtartenzahl der Spinnen mit zunehmender Vegetativer Biomasse quadratisch ansteigt, hingegen die Vegetative Biomasse keinen signifikanten Einfluss auf den Anteil der xerothermophilen Trockenrasenspinnen im Artenspektrum zeigte. Unter Bezugnahme auf die Nischentheorie schließen wir daraus, dass das derzeitige Beweidungsmanagement im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel in den Hutweidegebieten ein günstiges Habitatmosaik schafft, das das Überleben unterschiedlich eingenischter xerothermophiler „Trockenrasenarten" gewährleistet.

**Milasowszky N., Hepner M., & Waitzbauer W., 2014: Influence of grazing management on the conservation value of cattle-grazed pastures, sand habitats and dry ruderal fallows in the National Park Neusiedlersee-Seewinkel. Part 1: Spiders (Arachnida: Araneae).**
In the National Park Neusiedlersee-Seewinkel, we examined 42 study sites belonging to four habitats types: 1) ruderal fallows and meadows; 2) traditional cattle-grazed pastures (Hutweiden) on dry grassland (Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae); 3) traditional cattle-grazed pastures (Hutweiden) on semidry grassland (Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae); and 4) sand habitats (pioneer sand habitats and *Artemisia campestris* sites). From 17 April to 6 November 2007, we collected 158 spider species and 16,831 adult individuals belonging to 19 families by means of three pitfall traps per site. We subjected environmental variables to a principal component analysis and found two main environmental gradients: the first gradient represents the differences in vegetational biomass, the second gradient represents the proportion of sand in the soil, which is negatively correlated with the proportion of organic material in the soil. We determined the total spider species richness and the proportion of "xerothermophilic" dry grassland dependent target-species with regard to the four habitat types using Kruskal-Wallis H-tests. In the sand habitats, we found a significantly lower total species richness, but a significantly higher proportion of dry grassland dependent target-species. We tested the effects of vegetational biomass on the total spider species richness and on the proportion of "xerothermophilic" dry grassland dependent target-species in the traditional cattle-grazed pastures by means of regression analyses. We found a positive quadratic relationship between total species richness and increase in vegetational biomass. However, we found no significant relationship between vegetational biomass and the proportion of dry grassland dependent species. According to niche theory we conclude that the present

grazing management in the Neusiedlersee-Seewinkel National Park provides a suitable mosaic of habitat that guarantees the survival of all target-species.

**Keywords:** spiders, biodiversity, assemblages, grazing, management, National Park Neusiedlersee-Seewinkel.

# Einleitung

Die Aufgabe traditioneller Nutzungen, wie Mahd oder Beweidung, hat in der Vergangenheit des Seewinkels vielerorts zur Verbrachung und Verschilfung einstiger Hutweideflächen geführt (Dick et al. 1994). Während es im zentralen Seewinkel um die Lange Lacke seit Generationen jedoch eine ununterbrochene Hutweidetradition gegeben hat, wurde die Beweidung im westlichen Seewinkel um den Illmitzer Zicksee erst wieder im Jahre 1987 eingeführt und zwar in erster Linie als Instrument bei der Pflege verschilfter Salzlackenufer (Korner et al. 2008).

Bereits vor der Errichtung des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkels im Jahre 1992 wurden die Pflegemaßnahmen im Rahmen von Forschungsprojekten wissenschaftlich begleitet und evaluiert (Rauer & Kohler 1990). Im Jahre 2001 wurde im Auftrag des Nationalparks die Auswirkung der Beweidung durch Rinder (Aberdeen-Angus, Fleckvieh, Graurind), Pferden (Warmblüter, Przewalski) und Weißen Eseln auf die Spinnenfauna verschiedener Lebensräume, wie z. B. Trockenrasen oder Salzflächen, untersucht (Milasowszky & Waitzbauer 2008). Im Jahre 2002 wurde im Rahmen desselben Projekts auch der Seedamm, ein schmales Landschaftselement im westlichen Seewinkel (Nelhiebel, 1980), erstmals arachnologisch inventarisiert (Milasowszky et al. 2008). Dabei konnte das Wissen über die Spinnenfauna durch zahlreiche Neufunde für Österreich und sogar Endemiten (Komposch 2009) vermehrt werden (vgl. dazu auch Zulka & Milasowszky 1998). Der Seewinkel zählt inzwischen zu den arachnologisch bestuntersuchten Gebieten in Österreich (siehe auch Nemenz 1958, Malicky 1972a, b, Milasowszky & Zulka 1994, Jäger 1995, Zulka et al. 1997, Milasowszky 2006).

Aus wissenschaftlicher Sicht kann man das primäre Ziel des Beweidungsmanagements im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel, das sich an der der historischen Nutzungsgeschichte des Gebietes orientiert als die „Wiederherstellung der vom Menschen durch Nutzung geschaffenen Ökosysteme bzw. Landschaftselemente“ (siehe Zerbe & Wiegleb 2009) definieren. Spinnen eignen sich bei der Evaluierung von Naturschutz- Maßnahmen als ausgezeichnete Bio-Indikatoren (für eine Übersicht siehe Milasowszky 2008). Zur Bewertung des ökologischen Zustands eines Lebensraumes ist es von entscheidender Bedeutung, „naturraumspezifische“ Zielarten zu definieren, weil z. B. die Hutweiden nicht nur von lebensraumtypischen Arten, sondern auch von weit verbreiteten Störungs- oder Ruderalarten, Arten des offenen Grünlands und sogar Saumarten besiedelt werden können. Zielarten sind definitionsgemäß Arten, die von höchster Bedeutung für den Naturschutz sind. In den trockenen Hutweideflächen sind dies jene an Trockenheit angepassten (xerobionten/xerophilen) und wärmeliebenden (thermophilen) Spinnenarten (Milasowszky & Waitzbauer 2008). Zudem ist unter dieser xerothermophilen Habitatgilde ein hoher Anteil seltener oder gefährdeter Arten vorhanden (Komposch, im Druck).

In der vorliegenden Studie sollen folgende Fragen beantwortet werden:

Wie hoch ist der Anteil xerothermophiler (Ziel)-Arten in vier ausgewählten Trockenlebensräumen: 1) ruderale Wiesenbrachen und Trockenwiesen, 2) Hutweiden auf Neusiedler

Schwingel-Sandpuszta, 3) Hutweiden auf wechselfeuchten Trockenrasen sowie 4) Sandlebensräume (Sandpionierrasen und *Artemisia campestris*-Fluren).

Welchen Einfluss hat die durch Beweidung bzw. Mahd geschaffene Vegetationshöhe bzw. Vegetative Biomasse auf die Spinnenarten und Spinnengemeinschaften und insbesondere in den Hutweidegebieten?

Wie stark ist der Einfluss substratogener Parameter, wie Kiesgehalt, Sandgehalt und organischer Gehalt des Bodens?

Abschließend sollen die Ergebnisse im Hinblick auf die die naturschutzbiologischen Zielrichtungen des Beweidungsmanagements kritisch diskutiert und Maßnahmen für künftige Managementpläne empfohlen werden.

## Material und Methoden

### Untersuchungsflächen:

Innerhalb des Seewinkels wurden 42 Untersuchungsgebiete ausgewählt. Die Auswahl der Untersuchungsflächen erfolgte in Absprache mit der Nationalparkverwaltung durch ein vegetationskundliches Arbeitsteam (Euller et al., dieser Band), welches im Seewinkel die botanischen Bestandsaufnahmen und das laufende Beweidungsmonitoring seit der Gründung des Nationalparks ständig betreut (Korner et al. 1999, 2008). Folglich wurden in erster Linie bereits bestehende Probepunkte dieses laufenden vegetationsökologischen Monitorings berücksichtigt. Die vegetationskundliche Charakterisierung der Standorte erfolgte ebenfalls durch das vegetationskundliche Arbeitsteam (Tab. 1).

Für die weiteren Auswertungen wurden aufgrund der pflanzensoziologischen Daten vier Lebensräume unterschieden: 1. ruderale Wiesenbrachen und Trockenwiesen („B“), 2. Hutweiden auf Neusiedler Schwingel-Sandpuszta („P“), 3. Hutweiden auf wechselfeuchten Trockenrasen („T“) sowie 4. Sandlebensräume (Sandpionierrasen und *Artemisia campestris*-Fluren) („S“).

### Beprobung:

In jeder Untersuchungsfläche wurden jeweils drei, mit Äthylenglycol gefüllte Joghurtbecher (Öffnungsdurchmesser 5,5 cm) in einer Dreiecksanordnung mit einem Abstand von ca. fünf Metern exponiert. Diese Barberfallen (Barber 1931) wurden im Zeitraum vom 17. April bis 6. November 2007 exponiert und alle drei Wochen geleert. Der Fangzeitraum über die gesamte Vegetationsperiode garantiert, dass alle in den Untersuchungsflächen vorkommenden epigäischen Spinnenarten zu irgendeinem Zeitpunkt im Jahr gefangen werden können (Riecken 1999). Die gefangenen Spinnen wurden im Labor aussortiert und bis zur Determination in 80%-igem Ethanol aufbewahrt.

### Determination und Einstufung der Habitatgilden:

Die Determination der Spinnen erfolgt mittels der Bestimmungsschlüssel in Heimer & Nentwig (1991) bzw. Nentwig et al. (2011), die Nomenklatur der Spinnenarten folgt Platnick (2011).

Die Einteilung der einzelnen Spinnenarten nach ihrer Habitataffinität erfolgte aufgrund von Literaturdaten (z. B. Buchar 1992, Buchar & Růžička 2002, Entling et al. 2007,

Tab. 1: Nummer, Flurname, Vegetationsgesellschaft und Geographische Lage der 42 Untersuchungsflächen (UF). O01-O17: Untersuchungsflächen im Osten, W01-W26: Untersuchungsflächen im Westen des Untersuchungsgebiets. NR: Originalbeschriftung der Untersuchungsflächen. Abkürzungen der vier untersuchten Lebensraumtypen: B: ruderale Wiesenbrachen und Trockenwiesen; P: Hutweiden auf Neusiedler Schwingel-Sandpuszta; T: Hutweiden auf wechselfeuchten Trockenrasen; S: Sandlebensräume (Sandpionierrasen und *Artemisia campestris*-Fluren). – Tab. 1: Label, name, plant community and geographical location of the 42 study sites. O01-O17: Study sites situated in the east, W01-W26: Study sites situated in the west of the study area. NR: Original nomenclature of study sites. Abbreviations of the four studied habitat types: B: ruderal fallows and meadows; P: "Hutweiden" (traditional cattle-grazed pastures) on dry grassland; T: "Hutweiden" on semi-dry grassland; S: sandy habitats (open sandy habitats and *Artemisia campestris* sites).

| NR | Flurname | Vegetationsgesellschaft | Lebensraum | VegCode | Nördliche Breite | Östliche Länge |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 | Östliche Wörthenlacke | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°46′45.01″N | 16°52′48.65″E |
| 2 | Östliche Wörthenlacke | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°46′40.05″N | 16°52′42.01″E |
| 3 | Östliche Wörthenlacke | Arrhenateretum | ruderale Wiesenbrache/Trockenwiese | B | 47°46′52.20″N | 16°52′58.56″E |
| 4 | Östliche Wörthenlacke | Arrhenateretum | ruderale Wiesenbrache/Trockenwiese | B | 47°46′55.38″N | 16°52′50.89″E |
| 5 | Langer Luss | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°46′11.60″N | 16°53′46.43″E |
| 6 | Langer Luss | Arrhenateretum | ruderale Wiesenbrache/Trockenwiese | B | 47°46′22.30″N | 16°53′35.13″E |
| 7 | Langer Luss | Arrhenateretum | ruderale Wiesenbrache/Trockenwiese | B | 47°46′24.87″N | 16°53′32.96″E |
| 8 | Langer Luss | Arrhenateretum | ruderale Wiesenbrache/Trockenwiese | B | 47°45′55.58″N | 16°53′25.22″E |
| 9 | Langer Luss | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°45′53.42″N | 16°53′26.70″E |
| 10 | Götschlacke | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae | Neusiedler Schwingel-Sandpuszta | P | 47°44′36.08″N | 16°52′33.08″E |
| 11 | Götschlacke | Arrhenateretum | ruderale Wiesenbrache/Trockenwiese | B | 47°44′39.14″N | 16°52′35.93″E |
| 12 | Westliche Wörthenlacke | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°46′31.24″N | 16°51′45.28″E |
| 13 | Westliche Wörthenlacke | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°46′37.13″N | 16°51′32.89″E |
| 14 | Große Neubruchlacke | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°46′57.59″N | 16°50′55.73″E |
| 15 | Große Neubruchlacke | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°47′00.16″N | 16°50′55.68″E |
| 16 | Xixsee | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae | Neusiedler Schwingel-Sandpuszta | P | 47°45′26.92″N | 16°50′16.18″E |
| 17 | Xixsee | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae | Neusiedler Schwingel-Sandpuszta | P | 47°45′28.47″N | 16°50′16.13″E |
| 18 | Albersee | Equisetetum ramosissimi | Sandlebensraum | S | 47°46′21.33″N | 16°45′59.48″E |
| 19 | Albersee | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae | Neusiedler Schwingel-Sandpuszta | P | 47°46′22.97″N | 16°45′58.90″E |
| 20 | Albersee | Equisetetum ramosissimi | Sandlebensraum | S | 47°46′27.62″N | 16°45′58.88″E |
| 21 | Albersee | Artemisia campestris-Flur | Sandlebensraum | A | 47°46′32.43″N | 16°45′58.90″E |
| 23 | Seedamm West | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae | Neusiedler Schwingel-Sandpuszta | P | 47°46′33.43″N | 16°45′58.18″E |
| 24 | Albersee | Cynodon dactylon-Sandpionierrasen | Sandpionierrasen | S | 47°46′42.28″N | 16°46′04.29″E |
| 25 | Seedamm West | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae | Neusiedler Schwingel-Sandpuszta | P | 47°46′46.24″N | 16°45′58.90″E |
| 26 | Albersee | Artemisia campestris-Flur | Sandlebensraum | A | 47°46′45.06″N | 16°46′05.83″E |
| 27 | Albersee | Arrhenateretum | ruderale Wiesenbrache/Trockenwiese | B | 47°46′49.02″N | 16°46′07.90″E |
| 28 | Biologische Station | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°46′06.01″N | 16°46′05.66″E |

Tab. 1, Fortsetzung

| NR | Flurname | Vegetationsgesellschaft | Lebensraum | VegCode | Nördliche Breite | Östliche Länge |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 29 | Biologische Station | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae | Neusiedler Schwingel-Sandpuszta | P | 47°45'45.66"N | 16°45'48.29"E |
| 30 | Illmitzer Wäldchen | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae | Neusiedler Schwingel-Sandpuszta | P | 47°45'19.25"N | 16°45'36.89"E |
| 31 | Kirchsee West | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°45'29.33"N | 16°46'51.28"E |
| 32 | Krautingsee | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°45'28.26"N | 16°46'49.58"E |
| 33 | Krautingsee | Cynodon dactylon-Sandpionierrasen | Sandlebensraum | S | 47°45'26.76"N | 16°46'50.64"E |
| 34 | Kirchsee Nord | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°45'46.14"N | 16°47'10.70"E |
| 35 | Illmitzer Zicksee West | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°45'51.57"N | 16°46'41.86"E |
| 36 | Illmitzer Zicksee West | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°45'53.26"N | 16°46'44.42"E |
| 37 | Illmitzer Zicksee West | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°45'53.27"N | 16°46'42.67"E |
| 38 | Illmitzer Zicksee West | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°45'58.24"N | 16°46'42.84"E |
| 39 | Illmitzer Zicksee West | Artemisia campestris-Flur | Sandlebensraum | A | 47°45'59.11"N | 16°46'42.99"E |
| 40 | Geiselsteller | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae | Neusiedler Schwingel-Sandpuszta | P | 47°46'28.95"N | 16°47'48.91"E |
| 41 | Geiselsteller | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae | Neusiedler Schwingel-Sandpuszta | P | 47°46'45.23"N | 16°47'39.92"E |
| 42 | Geiselsteller | Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae | Neusiedler Schwingel-Sandpuszta | P | 47°46'29.28"N | 16°47'29.12"E |
| 43 | Geiselsteller | Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae | wechselfeuchter Trockenrasen | T | 47°46'25.42"N | 16°47'29.85"E |

Grimm 1985, 1986, Hänggi et al. 1995, Kreuels & Platen 1999, Matveinen-Huju 2004) sowie eigener Datenbanken.

Zur Vereinfachung wurden zwei Habitatgilden unterschieden:

I: Xerothermophile Arten: diese Arten haben eine hohe Bindung an offene, trockene Lebensräume mit hoher Einstrahlung, wie etwa Magerwiesen, Trocken- und Halbtrockenrasen; xerothermophile Arten sind von besonders hoher Bedeutung für den Naturschutz und dienen in dieser Studie als Zielarten.

II: Alle übrigen stenöken und euryöken Arten, die an Waldstandorte (inkl. Gebüsche, Hecken, Windschutzstreifen und Feldgehölze) und Offenlandstandorte (z.b. Frisch- und Feuchtwiesen, Intensivgrünland, Äcker, Brachen, Gärten sowie Ruderalfluren) gebunden sind.

## Umweltparameter:

Vegetative Biomasse

Als indirektes Maß für Beweidungsintensität wurde die vegetative Biomasse mit Hilfe eines „disc pasture meter" (Bransby & Tainton 1977) gemessen. Diese Methode besteht darin, dass man eine 100g schwere Scheibe/Platte aus 1 m entlang eines Stabes senkrecht auf die Vegetation fallen lässt und den Abstand zwischen Bodenoberfläche und Scheibenhöhe misst. Bei einem vegetationsfreien Boden würde die Scheibe bis zur Bodenoberfläche fallen, bei dichtem, hohem Gras würde sie in entsprechender Höhe über dem Boden gebremst werden.

An drei Zeitpunkten – 8. Mai, 10. Juli und 16. Oktober 2007 – wurden in jeder der 42 Untersuchungsflächen auf einer Fläche von 5 x 5 Meter jeweils zehn Messungen durchgeführt. Für die statistische Analyse wurden Mittelwert und Varianz der Scheibenhöhe verwendet. Zudem wurde der Parameter „Kurzrasige, offene Bodenoberflä-

che“ als Anteil jener Meßpunkte (aus max. 10) berechnet, in denen die Scheibe auf 0 cm fiel.

Bodenparameter

Folgende Bodenparameter wurden erhoben: (i) Anteil von Kies (> 2mm) und (ii) Sand sowie (iii) Organischer Gehalt im Boden. Die Entnahme der Proben im Oberboden (0 – 8 cm) der 42 Untersuchungsflächen erfolgte einmalig am 6. November 2007.

Für die Kies-Fraktionierung (>2mm) wurden die einzelnen bei 105 °C getrockneten Proben mit einem Sieb von 2 mm Maschenweite gesiebt.

Zur Bestimmung der Sand-Fraktionierung (> 2mm, < 0.063 mm) wurden die getrockneten, und mittels 2 mm Maschenweite gesiebeten Bodenproben nass weiterverarbeitet, bis alle Bodenpartikel < 0.063 mm (Schluff, Ton) ausgesiebt waren.

Der organische Gehalt des bei 105 °C getrockneten und gesiebten Bodens wurde mittels Bestimmung des Glühverlusts der organischen Bestandteile bei 500 °C bestimmt.

**Statistik:**

Mittels Hauptkomponentenanalyse wurden die autokorrelierten Umweltvariablen zu unkorrelierten Faktoren (Hauptkomponenten, „principal components“, PC) reduziert. Die Ermittlung der optimalen Faktorenanzahl erfolgte anhand des Kaiser-Guttman-Kriteriums, das nur Faktoren mit Eigenwerten > 1 berücksichtigt. Für die Rotation der Faktoren (Hauptkomponenten) wurde das Varimax-Verfahren, dessen Berechnung auf der Korrelationsmatrix basiert, herangezogen.

Da die Fangergebnisse von Barberfallen grundsätzlich die spezifische Aktivität der einzelnen Spinnenarten widerspiegeln und nicht deren tatsächliche Populationsdichten, wurden, wie in der Literatur empfohlen (z. B. Bonte et al. 2002, 2003), für die statistischen Auswertungen binäre (Präsenz-Absenz) Daten (1,0) verwendet. Die Gemeinschaften wurden mittels Nicht-Metrischer Multidimensionaler Skalierung (NMDS) analysiert. Die Distanzen wurden aus den binären Daten erzeugt. Als Unähnlichkeitsmaß wurde das Distanzmaß nach „Lance and Williams“ verwendet. Als Abbruch- und Gütekriterien wurden die Standardeinstellungen in SPSS herangezogen, als Gütekriterien wurden STRESS und $R^2$ berechnet. In der Praxis gelten STRESS-Werte < 0,2 als ausreichend und $R^2$-Werte > 0,9 als akzeptabel.

Für oben genannte statistischen Auswertungen wurde das Programm SPSS, Version 15.0 für Windows verwendet (SPSS 2006).

Um Spinnenarten zu finden, die an jeweils einen der untersuchten Lebensraumtypen gebunden sind, wurde das IndVal Verfahren angewendet (Dufrene & Legendre 1997). Diese Analyse wurde mit Hilfe des Computerprogramms PC-ORD für Windows 4.10 durchgeführt (McCune & Mefford 1995) durchgeführt.

## Ergebnisse

### Faunistik

In den 42 Untersuchungsflächen wurden insgesamt 158 Spinnenarten mit 16831 adulten Individuen aus 19 Familien gefangen (Tab. 2). Zwei Arten kamen auf allen 42 Untersuchungsflächen vor: die Lycoside *Pardosa agrestis* (Westring, 1861) und die Thomisidae *Xy-*

*sticus kochi* Thorell, 1872 (Tab. 3). Insgesamt konnten 23 Arten in mehr als der Hälfte der Untersuchungsflächen nachgewiesen werden. Neun Arten kamen in allen Trockenbrachen, vier in allen Puszta-Hutweiden, drei in allen Trockenrasen-Hutweiden und sechs in allen Sandlebensräumen vor.

Tab. 2: Liste der Spinnenarten und Anzahl der adulten Individuen (Männchen/Weibchen) in den 42 Untersuchungsflächen. – Tab. 2: List of species of spiders and number of adult individuals (males/females) collected in the 42 study sites.

| **Araneae** | **Männchen** | **Weibchen** |
|---|---|---|
| **Dysderidae** | | |
| *Harpactea rubicunda* (C. L. Koch, 1838) | | 1 |
| **Theridiidae** | | |
| *Asagena phalerata* (Panzer, 1801) | 6 | 2 |
| *Crustulina guttata* (Wider, 1834) | 1 | 4 |
| *Crustulina sticta* (O. P.-Cambridge, 1861) | 1 | |
| *Dipoena melanogaster* (C. L. Koch, 1837) | 3 | |
| *Enoplognatha mordax* (Thorell, 1875) | 1 | |
| *Enoplognatha thoracica* (Hahn, 1833) | 4 | |
| *Euryopis flavomaculata* (C. L. Koch, 1836) | | 1 |
| *Euryopis quinqueguttata* Thorell, 1875 | 8 | 2 |
| *Lasaeola prona* (Menge, 1868) | 2 | 4 |
| *Robertus arundineti* (O. P.-Cambridge, 1871) | 1 | |
| *Robertus lividus* (Blackwall, 1836) | 5 | 2 |
| *Steatoda albomaculata* (De Geer, 1778) | 6 | 3 |
| **Linyphiidae** | | |
| *Anguliphantes tripartitus* (Miller & Svaton, 1978) | | 1 |
| *Araeoncus humilis* (Blackwall, 1841) | 115 | 15 |
| *Bathyphantes gracilis* (Blackwall, 1841) | 14 | 4 |
| *Diplostyla concolor* (Wider, 1834) | | 2 |
| *Erigone dentipalpis* (Wider, 1834) | 55 | 12 |
| *Gongylidiellum murcidum* Simon, 1884 | 6 | 4 |
| *Meioneta affinis* (Kulczyński, 1898) | 1 | |
| *Meioneta rurestris* (C. L. Koch, 1836) | 89 | 39 |
| *Meioneta simplicitarsis* (Simon, 1884) | 41 | 11 |
| *Metopobactrus prominulus* (O. P.-Cambridge, 1872) | | 1 |
| *Micrargus subaequalis* (Westring, 1851) | | 2 |
| *Microctenonyx subitaneus* (O. P.-Cambridge, 1875) | 1 | |
| *Microlinyphia pusilla* (Sundevall, 1830) | | 2 |
| *Oedothorax apicatus* (Blackwall, 1850) | 2 | |
| *Oedothorax retusus* (Westring, 1851) | 1 | |
| *Ostearius melanopygius* (O. P.-Cambridge, 1879) | 1 | |
| *Palliduphantes pillichi* (Kulczyński, 1915) | 6 | 4 |
| *Pelecopsis parallela* (Wider, 1834) | 8 | 3 |
| *Pocadicnemis juncea* Locket & Millidge, 1953 | 1 | |
| *Porrhomma microphthalmum* (O. P.-Cambridge, 1871) | 3 | 2 |
| *Prinerigone vagans* (Audouin, 1826) | 2 | |
| *Silometopus bonessi* Casemir, 1970 | 1 | |
| *Styloctetor romanus* (O. P.-Cambridge, 1872) | 1 | |
| *Syedra apetlonensis* Wunderlich, 1992 | 6 | 1 |
| *Syedra gracilis* (Menge, 1869) | 5 | 4 |
| *Tallusia vindobonensis* (Kulczyński, 1898) | 1 | |
| *Tapinocyboides pygmaeus* (Menge, 1869) | 6 | 2 |
| *Tenuiphantes tenuis* (Blackwall, 1852) | 1 | 1 |

Tab. 2, Fortsetzung

| **Araneae** | **Männchen** | **Weibchen** |
|---|---|---|
| *Trichoncoides piscator* (Simon, 1884) | 7 | 4 |
| *Trichoncus hackmani* Millidge, 1955 | 51 | 25 |
| *Trichoncus vasconicus* Denis, 1944 | 4 | |
| *Trichopterna cito* (O. P.-Cambridge, 1872) | 5 | 7 |
| *Walckenaeria capito* (Westring, 1861) | 1 | |
| *Walckenaeria obtusa* Blackwall, 1836 | | 1 |
| *Walckenaria nodosa* O. P.-Cambridge, 1873 | | 3 |
| **Tetragnathidae** | | |
| *Pachygnatha clercki* Sundevall, 1823 | 1 | |
| *Pachygnatha degeeri* Sundevall, 1830 | 297 | 148 |
| *Tetragnatha extensa* (Linnaeus, 1758) | 1 | |
| **Araneidae** | | |
| *Cercidia prominens* (Westring, 1851) | | 1 |
| *Hypsosinga pygmaea* (Sundevall, 1831) | 2 | |
| *Hypsosinga sanguinea* (C. L. Koch, 1844) | 5 | 1 |
| **Lycosidae** | | |
| *Alopecosa accentuata* (Latreille, 1817) | 35 | 66 |
| *Alopecosa cuneata* (Clerck, 1757) | 51 | 38 |
| *Alopecosa mariae* (Dahl, 1908) | 95 | 77 |
| *Alopecosa pulverulenta* (Clerck, 1757) | 351 | 104 |
| *Alopecosa schmidti* (Hahn, 1835) | 13 | 4 |
| *Alopecosa sulzeri* (Pavesi, 1873) | | 1 |
| *Alopecosa trabalis* (Clerck, 1757) | 1 | |
| *Arctosa figurata* (Simon, 1876) | 46 | 5 |
| *Arctosa leopardus* (Sundevall, 1833) | 5 | 8 |
| *Arctosa lutetiana* (Simon, 1876) | 200 | 49 |
| *Aulonia albimana* (Walckenaer, 1805) | 123 | 31 |
| *Lycosa singoriensis* Laxmann, 1770 | 1 | 2 |
| *Pardosa agrestis* (Westring, 1861) | 3963 | 2186 |
| *Pardosa bifasciata* (C. L. Koch, 1834) | 115 | 64 |
| *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802) | 1 | 1 |
| *Pardosa maisa* Hippa & Mannila, 1982 | 4 | |
| *Pardosa palustris* (Linnaeus, 1758) | 679 | 357 |
| *Pardosa prativaga* (L. Koch, 1870) | 105 | 35 |
| *Pardosa proxima* (C. L. Koch, 1847) | 125 | 37 |
| *Pardosa pullata* (Clerck, 1757) | 71 | 16 |
| *Pirata latitans* (Blackwall, 1841) | 1 | |
| *Pirata piraticus* (Clerck, 1757) | 7 | 4 |
| *Pirata piscatorius* (Clerck, 1757) | | 2 |
| *Pirata tenuitarsis* Simon, 1876 | 1 | |
| *Trochosa robusta* (Simon, 1876) | 103 | 36 |
| *Trochosa ruricola* (De Geer, 1778) | 72 | 48 |
| *Xerolycosa miniata* (C. L. Koch, 1834) | 935 | 577 |
| **Pisauridae** | | |
| *Pisaura mirabilis* (Clerck, 1757) | 21 | 5 |
| **Zoridae** | | |
| *Zora armillata* Simon, 1878 | 11 | 3 |
| *Zora parallela* (Sundevall, 1833) | 12 | 2 |
| *Zora spinimana* (Sundevall, 1833) | | 1 |

Tab. 2, Fortsetzung

| **Araneae** | **Männchen** | **Weibchen** |
|---|---|---|
| **Hahniidae** | | |
| *Hahnia nava* (Blackwall, 1841) | 39 | 8 |
| **Dictynidae** | | |
| *Argenna subnigra* (O. P.-Cambridge, 1861) | 35 | 2 |
| *Dictyna arundinacea* (Linnaeus, 1758) | | 1 |
| **Miturgidae** | | |
| *Cheiracanthium pennyi* O. P.-Cambridge, 1873 | 2 | 3 |
| *Cheiracanthium punctorium* (Villers, 1789) | 5 | |
| *Cheiracanthium virescens* (Sundevall, 1833) | 18 | 14 |
| **Liocranidae** | | |
| *Agroeca cuprea* Menge, 1873 | 7 | 7 |
| *Liocranoeca striata* (Kulczyński, 1882) | 2 | |
| **Clubionidae** | | |
| *Clubiona diversa* O. P.-Cambridge, 1862 | 10 | 3 |
| *Clubiona pseudoneglecta* Wunderlich, 1994 | 14 | 10 |
| *Clubiona similis* L. Koch, 1867 | | 1 |
| *Clubiona trivialis* C. L. Koch, 1843 | 1 | |
| **Corinnidae** | | |
| *Phrurolithus festivus* (C. L. Koch, 1835) | 26 | 23 |
| *Phrurolithus minimus* C. L. Koch, 1839 | 1 | |
| **Zodariidae** | | |
| *Zodarion rubidum* Simon, 1914 | 11 | |
| **Gnaphosidae** | | |
| *Berlandina cinerea* (Menge, 1872) | 33 | 8 |
| *Drassodes lapidosus* (Walckenaer, 1802) | 6 | 1 |
| *Drassodes pubescens* (Thorell, 1856) | 60 | 10 |
| *Drassyllus lutetianus* (L. Koch, 1866) | 3 | |
| *Drassyllus praeficus* (L. Koch, 1866) | 112 | 46 |
| *Drassyllus pusillus* (C. L. Koch, 1833) | 92 | 28 |
| *Gnaphosa lucifuga* (Walckenaer, 1802) | 8 | 1 |
| *Haplodrassus bohemicus* Miller & Buchar, 1977 | 5 | 6 |
| *Haplodrassus dalmatensis* (L. Koch, 1866) | 139 | 41 |
| *Haplodrassus minor* (O. P.-Cambridge, 1879) | 10 | 3 |
| *Haplodrassus signifer* (C. L. Koch, 1839) | 166 | 80 |
| *Haplodrassus silvestris* (Blackwall, 1833) | 1 | |
| *Micaria albovittata* (Lucas, 1846) | 39 | 45 |
| *Micaria dives* (Lucas, 1846) | 13 | 5 |
| *Micaria formicaria* (Sundevall, 1831) | 3 | 1 |
| *Micaria guttulata* (C. L. Koch, 1839) | 9 | 3 |
| *Micaria pulicaria* (Sundevall, 1831) | 3 | |
| *Phaeocedus braccatus* (L. Koch, 1866) | 2 | 1 |
| *Trachyzelotes pedestris* (C. L. Koch, 1837) | 52 | 22 |
| *Zelotes aeneus* (Simon, 1878) | | 1 |
| *Zelotes electus* (C. L. Koch, 1839) | 84 | 58 |
| *Zelotes gracilis* (Canestrini, 1868) | 90 | 16 |
| *Zelotes latreillei* (Simon, 1878) | 7 | 6 |
| *Zelotes longipes* (L. Koch, 1866) | 212 | 58 |
| *Zelotes mundus* (Kulczyński, 1897) | 8 | 2 |
| **Philodromidae** | | |
| *Philodromus histrio* (Latreille, 1819) | 10 | 5 |
| *Thanatus arenarius* L. Koch, 1872 | 434 | 104 |

Tab. 2, Fortsetzung

| **Araneae** | **Männchen** | **Weibchen** |
|---|---|---|
| *Thanatus formicinus* (Clerck, 1757) | 4 | 6 |
| *Tibellus oblongus* (Walckenaer, 1802) | 3 | 1 |
| **Thomisidae** | | |
| *Heriaeus melloteei* Simon, 1886 | | 2 |
| *Ozyptila atomaria* (Panzer, 1801) | 41 | 10 |
| *Ozyptila claveata* (Walckenaer, 1837) | 38 | 5 |
| *Ozyptila praticola* (C. L. Koch, 1837) | 1 | |
| *Ozyptila pullata* (Thorell, 1875) | 43 | 13 |
| *Ozyptila scabricula* (Westring, 1851) | 59 | 20 |
| *Ozyptila simplex* (O. P.-Cambridge, 1862) | 137 | 17 |
| *Thomisus onustus* Walckenaer, 1805 | 1 | 2 |
| *Xysticus acerbus* Thorell, 1872 | 4 | 18 |
| *Xysticus cristatus* (Clerck, 1757) | 13 | 2 |
| *Xysticus erraticus* (Blackwall, 1834) | 22 | 10 |
| *Xysticus kochi* Thorell, 1872 | 653 | 161 |
| *Xysticus luctuosus* (Blackwall, 1836) | | 1 |
| *Xysticus ninnii* Thorell, 1872 | 867 | 22 |
| *Xysticus striatipes* L. Koch, 1870 | 49 | |
| *Xysticus ulmi* (Hahn, 1831) | 2 | |
| **Salticidae** | | |
| *Aelurillus v-insignitus* (Clerck, 1757) | 83 | 54 |
| *Euophrys frontalis* (Walckenaer, 1802) | 17 | |
| *Evarcha arcuata* (Clerck, 1757) | 1 | 1 |
| *Evarcha falcata* (Clerck, 1757) | | 1 |
| *Heliophanus flavipes* (Hahn, 1832) | 6 | 3 |
| *Neon rayi* (Simon, 1875) | 1 | |
| *Phlegra fasciata* (Hahn, 1826) | 8 | 2 |
| *Sibianor aurocinctus* (Ohlert, 1865) | 7 | 1 |
| *Sitticus saltator* (O. P.-Cambridge, 1868) | 3 | 1 |
| *Sitticus zimmermanni* (Simon, 1877) | | 1 |
| *Talavera aequipes* (O. P.-Cambridge, 1871) | 7 | 4 |
| *Talavera aperta* (Miller, 1971) | 3 | |
| *Talavera thorelli* (Kulczyński, 1891) | | 1 |
| **Gesamt** | 11771 | 5060 |

## Hauptkomponentenanalyse der Umweltparameter

Die ausgewählten Umweltvariablen lassen sich zu zwei Hauptkomponenten reduzieren, die rund 78% der Gesamtvarianz erklären (Tab. 4). Die erste Hauptkomponente erklärt 50,84% der Varianz. Dieser Umweltgradient repräsentiert die Vegetative Biomasse; den zweite Gradienten, der 27,06% der Varianz erklärt, bildet der Sandgehalt im Boden, der signifikant negativ mit dem Organischen Gehalt des Bodens korreliert ist. Entlang dieser beiden Gradienten lassen sich Trockenbrachen und Sandlebensräume eindeutig voneinander trennen; hingegen zeigen die Untersuchungsflächen der Hutweideflächen eine große Überlappung hinsichtlich der gemessenen Umweltparameter (Abb. 1).

Tab. 3: Spinnenarten mit der höchsten Präsenz insgesamt und in den vier untersuchten Lebensraumtypen. – Tab. 3: Most frequent species of spiders in all study sites as well as in each of the four investigated habitat types.

| **Araneae** | **Präsenz** | **B (7)** | **HP (11)** | **HT (17)** | **S (7)** |
|---|---|---|---|---|---|
| Pardosa agrestis (Westring, 1861) | 42 | **x** | **x** | **x** | **x** |
| Xysticus kochi Thorell, 1872 | 42 | **x** | **x** | **x** | **x** |
| Pardosa palustris (Linnaeus, 1758) | 40 | **x** | **x** | | |
| Zelotes longipes (L. Koch, 1866) | 40 | **x** | **x** | | **x** |
| Haplodrassus signifer (C. L. Koch, 1839) | 38 | **x** | | **x** | |
| Thanatus arenarius L. Koch, 1872 | 37 | **x** | | | |
| Xysticus ninnii Thorell, 1872 | 37 | **x** | | | **x** |
| Xerolycosa miniata (C. L. Koch, 1834) | 36 | | | | |
| Zelotes electus (C. L. Koch, 1839) | 35 | | | | |
| Meioneta rurestris (C. L. Koch, 1836) | 34 | | | | **x** |
| Drassyllus praeficus (L. Koch, 1866) | 33 | | | | |
| Alopecosa pulverulenta (Clerck, 1757) | 32 | | | | |
| Araeoncus humilis (Blackwall, 1841) | 31 | **x** | | | |
| Zelotes gracilis (Canestrini, 1868) | 30 | | | | |
| Alopecosa accentuata (Latreille, 1817) | 29 | | | | |
| Drassyllus pusillus (C. L. Koch, 1833) | 29 | | | | |
| Haplodrassus dalmatensis (L. Koch, 1866) | 29 | | | | **x** |
| Alopecosa mariae (Dahl, 1908) | 27 | | | | |
| Pachygnatha degeeri Sundevall, 1830 | 25 | **x** | | | |
| Alopecosa cuneata (Clerck, 1757) | 23 | | | | |
| Drassodes pubescens (Thorell, 1856) | 23 | | | | |
| Pardosa prativaga (L. Koch, 1870) | 23 | | | | |
| Micaria albovittata (Lucas, 1846) | 22 | | | | |

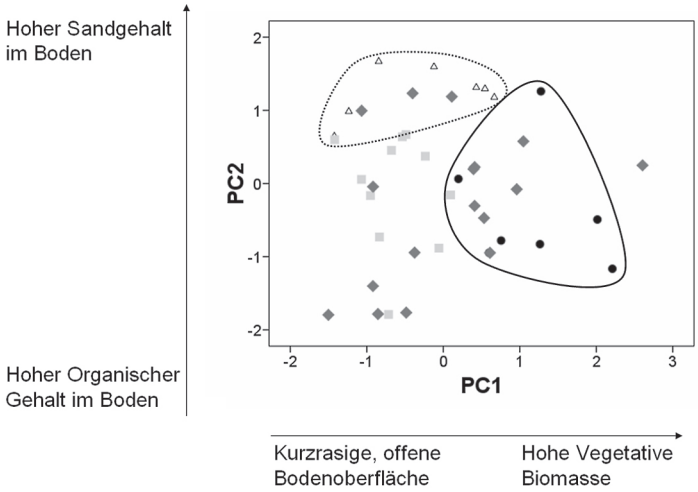


Abb. 1: Lage der Untersuchungsflächen entlang der beiden Hauptumweltgradienten. Symbole: Offene Dreiecke: Sandlebensräume (Sandpionierrasen und *Artemisia campestris*-Fluren); hellgraue Quadrate: Hutweiden des Vegetationstyps Potentillo arenariae – Festucetum pseudovinae (Neusiedler Schwingel-Sandpußta); dunkelgraue Deltoide: Hutweiden des Vegetationstyps Centaurea pannonici – Festucetum pseudovinae; schwarze Kreise: ruderale Wiesenbrachen und Trockenwiesen. – Fig. 1: Position of the two main environmental gradients. Symbols: Open triangles: sandy habitats; light grey squares: "Hutweiden" (traditional cattle-grazed pastures) on dry grassland; dark grey diamonds: "Hutweiden" on semi-dry grasslands; black circles: ruderal fallows and meadows.

Tab. 4: Korrelationen zwischen Umweltparametern und Hauptkomponenten (PC) basierend auf einer Hauptkomponentennanalyse. Rotationsmethode: Varimax mit Kaiser-Normalisierung. – Tab. 4: Correlation between environmental parameters and principal components (PC) based on a principal components analysis. Rotation method: Varimax with Kaiser-normalization.

| Parameter | PC 1 | PC 2 |
|---|---|---|
| Boden: Organisches Material [%] | -0,16 | -0,87 |
| Boden: Kies [%] | -0,03 | 0,69 |
| Boden: Sand [%] | -0,17 | 0,91 |
| Vegetative Biomasse: Mittelwert [cm] | 0,97 | -0,09 |
| Vegetative Biomasse: Standardabweichung [cm] | 0,92 | 0,18 |
| Vegetative Biomasse: Varianz [cm] | 0,87 | 0,14 |
| Vegetative Biomasse: Median [cm] | 0,91 | -0,18 |
| Kurzrasige, offene Bodenoberfläche [%] | -0,81 | 0,11 |
| % erklärte Varianz | 50,84 | 27,06 |

## Indicator species value analysis (IndVal)

Für die Trockenbrachen und Sandlebensräume konnten jeweils sechs Indikatorarten ermittelt werden, die sich aus jeweils drei Habitatgilden zusammensetzen (Tab. 5). Hingegen konnte in den beiden Hutweide-Lebensräumen bis auf eine xerothermophile Spinnenart keine weitere Indikatorart ermittelt werden. Für den Lebensraumtyp Hutweide-Pußta. d. h. für die für den Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel typischen Lebensraumtyp „Neusiedler Schwingel-Sandpuszta“ konnte überhaupt keine Indikatorart gefunden werden.

Tab. 5: IndVal Werte (P<0,05) und Habitataffinität* der Indikatorarten für jede der vier untersuchten Lebensraumtypen**. *OG: offenes Grasland; RD: ruderale- und agrarische Störungsflächen; WS: Waldsaum; XT: xerotherme Lebensräume (Trocken- und Halbtrockenrasen, Magerwiesen). ** Für den Lebensraumtyp Hutweide Pußta konnte keine Indikatorart gefunden werden. – Tab. 5: IndVal values and habitat affinity* of indicator species for each of the four investigated habitat types**. OG: open grassland; RD: ruderal sites and arable land; WS: forest edge; XT: xerothermic habitats (dry and semi-dry grassland, oligotrophic meadows). ** For the habitat type “Hutweide Pußta” no indicator species was found.

| Lebensraumtyp/Species | Habitataffinität | Indval | P |
|---|---|---|---|
| **Brachen** | | | |
| *Trochosa robusta* | XT | 46,8 | 0,003 |
| *Pachygnatha degeeri* | RD | 41,3 | 0,005 |
| *Gnaphosa lucifuga* | XT | 42,9 | 0,007 |
| *Asagena phalerata* | XT | 30,4 | 0,019 |
| *Araeoncus humilis* | RD | 33,9 | 0,034 |
| *Meioneta simplicitarsis* | OG | 31,4 | 0,047 |
| **Hutweide Trockenrasen** | | | |
| *Micaria guttulata* | XT | 23,5 | 0,040 |
| **Sandlebensräume** | | | |
| *Philodromus histrio* | WS | 46,2 | 0,004 |
| *Haplodrassus bohemicus* | XT | 49,3 | 0,005 |
| *Berlandina cinerea* | XT | 45,2 | 0,006 |
| *Sitticus saltator* | XT | 37,7 | 0,006 |
| *Aelurillus v-insignitus* | XT | 41,8 | 0,008 |
| *Oedothorax apicatus* | RD | 28,6 | 0,044 |

## Gesamtartenzahl versus xerothermophile Spinnenarten

Die Artenanzahl der Spinnen (Abb. 2a), als auch der Prozentsatz der xerothermophilen Arten (Abb. 2b) in den Untersuchungsflächen unterscheidet sich signifikant zwischen den vier untersuchten Lebensräumen (Kruskal-Wallis H-Test, P = 0,001 bzw. P = 0,015). Die meisten Arten findet man durchschnittlich in den Hutweide-Trockenrasen (Abb. 2a), während der Anteil der xerothermophilen Arten in den Sandlebensräumen am höchsten ist (Abb. 2b). Zudem ist in den Sandlebensräumen die Artenzahl deutlich geringer ist als in den übrigen Lebensräumen. Kurz gesagt: Sandlebensräume weisen zwar weniger Arten, dafür aber einen signifikant höheren Anteil von xerothermophilen „Zielarten" im Artenspektrum auf. Trockenbrachen und Hutweide-Lebensräume unterscheiden sich hinsichtlich des Anteils xerothermophiler Arten nicht voneinander.

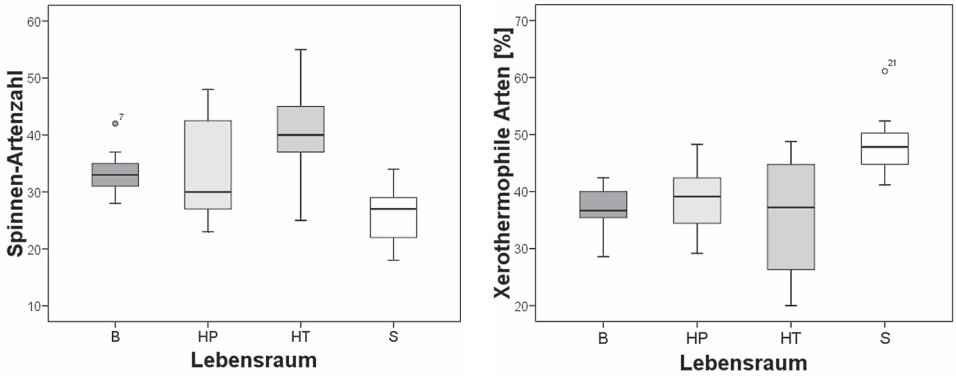


Abb. 2: Boxplots zeigen (a) die Gesamtartenzahl der Spinnenarten bzw. (b) den Anteil xerothermophiler Spinnenarten in den vier untersuchten Lebensräumen. Abkürzungen: B: ruderale Wiesenbrachen und Trockenwiesen; HP: Hutweiden des Vegetationstyps Potentillo arenariae – Festucetum pseudovinae; HT: Hutweiden des Vegetationstyps Centaurea pannonici – Festucetum pseudovinae; S: Sandlebensräume (Sandpionierrasen und *Artemisia campestris*-Fluren). – Fig. 2: Boxplots showing (a) the total number of spider species and (b) the proportion of xerothermophilic spider species in the four investigated habitat types. Abbreviations of the four habitat types: B: ruderal fallows and meadows; HP "Hutweiden" on dry grassland; HT: "Hutweiden" on semi-dry grassland; S: sandy habitats (open sandy habitats and *Artemisia campestris* sites).

## Zusammenhang zwischen vegetativer Biomasse und xerothermophilen Spinnenarten im Hutweidegebiet

Da Trockenbrachen in der Regel gemäht statt beweidet werden und in die offenen Sandlebensräumen aufgrund der geringen Biomasse für Beweidung weniger geeignet sind, konzentrieren wir uns in den folgenden Auswertungen auf die für das Beweidungsmanagement prioritären Hutweiden bzw. auf die Auswirkung der Vegetativen Biomasse auf die Zielarten in diesen Flächen (Abb. 3). Im Hutweidegebiet gibt es keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Vegetativer Biomasse und dem Anteil xerothermophiler Arten im Artenspektrum (P = 0,652). Betrachtet man den Zusammenhang zwischen der Vegetativen Biomasse und der Gesamtartenzahl der Spinnen (Abb. 4), so zeigt sich im Regressionsmodell ein deutlich signifikanter Zusammenhang (P = 0,001). Den höchsten Erklärungswert (rund 40%) erreicht eine quadratische Funktion, was auf ein Optimum der Artenzahl bei

mittlerer Störung hindeutet (Abb. 4). Allerdings fehlen Daten stark vernachlässigter Bereiche, um diesen Zusammenhang stärker abzusichern.

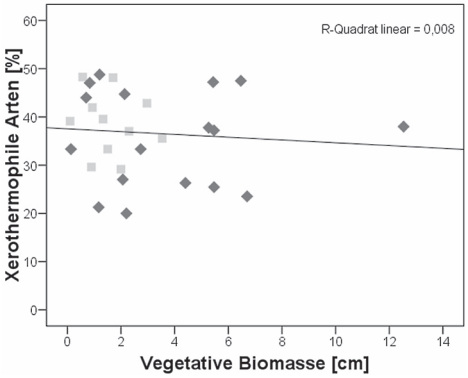


Abb.3: Zusammenhang zwischen Vegetativer Biomasse und dem prozentuellen Anteil xerothermophiler Arten im Artenspektrum. Hellgraue Quadrate symbolisieren Hutweiden des Vegetationstyps Potentillo arenariae – Festucetum pseudovinae, dunkelgraue Deltoide solche des Vegetationstyps Centaurea pannonici – Festucetum pseudovinae. – Fig. 3: Regression between "vegetational biomass" and the proportion of xerothermophilic spider species. Symbols: light grey squares: "Hutweiden" on dry grassland; dark grey diamonds: "Hutweiden" on semi-dry grasslands.

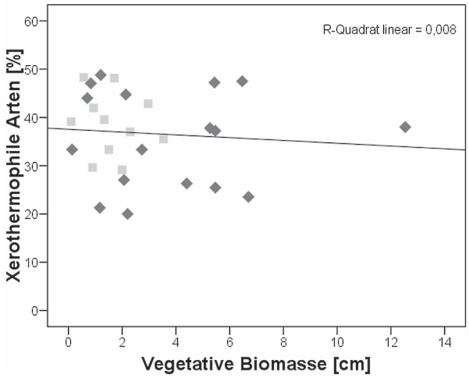


Abb. 4: Zusammenhang zwischen Vegetativer Biomasse und der Gesamtzahl der Spinnenarten. Symbole: Hellgraue Quadrate symbolisieren Hutweiden des Vegetationstyps Potentillo arenariae – Festucetum pseudovinae, dunkelgraue Deltoide solche des Vegetationstyps Centaurea pannonici – Festucetum pseudovinae. – Fig. 4: Regression between "vegetational biomass" and the total number of spider species. Symbols: light grey squares: "Hutweiden" on dry grassland; dark grey diamonds: "Hutweiden" on semi-dry grasslands.

### Artengemeinschaften

Die Gruppierung der 42 Untersuchungsflächen hinsichtlich der Ähnlichkeit ihrer Spinnengemeinschaften zeigt, dass es innerhalb der Hutweidegebiete eine sehr hohe Variation gibt (Abb. 5). Die Spinnengemeinschaften der Sandlebensräume und der Trockenbrachen überlappen nur in einem geringen Ausmaß. In Bezug auf die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse der Umweltparameter (Abb. 1) kann man Dimension 1 mit dem ersten Hauptgradienten gleichsetzen. Dieser reicht von offener Bodenoberfläche mit kurzrasiger Vegetation bzw. geringer vegetativer Biomasse zu geschlossener Bodenöberfläche mit hochrasiger Vegetation bzw. hoher Vegetativer Biomasse. Dimension 2 entspricht dem zweiten Hauptgradienten der von Flächen mit hohem organischem Gehalt und geringem Sandgehalt im Boden zu Flächen mit geringem organischen Gehalt und hohem Sandgehalt im Boden reicht.

## Diskussion

Offenes Grasland, sei es natürlich, wie in den Eurasischen Steppengebieten, oder semi-natürlich, wie in den mitteleuropäischen Kulturlandschaften als Folge der Rodung von Wäldern entstanden, braucht geeignetes Management (Pärtel et al., 2005). Unter dem Angebot von Pflegemaßnahmen, die von Mahd bis Feuer reichen (siehe Swengel, 2001 für einen Überblick), ist die Beweidung eine Management-Option, die die ursprüngliche Wirkung

natürlicher Weidegänger (z. B. Megaherbivoren) nachweisbar am besten widerspiegelt (Cox & Moore, 1999, Pärtel et al. 2005). Bei der Pflege von Grasland wird im Naturschutz Rinder-Beweidung grundsätzlich als gut geeignetes Management-Werkzeug empfohlen (Stewart & Pullin 2008). Unter den Praktikern, die für die Umsetzung von Pflegemaßnahmen von „lowland heathland" in England verantwortlich sind, beträgt zum Beispiel die Zustimmung zur Beweidung als effektive Management-Option sogar rund 94% (Newton et al. 2009).

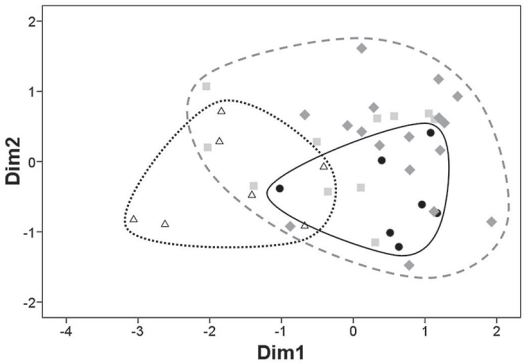


Abb. 5: Metrische Multidimensionale Skalierung auf der Basis von Präsenz-Absenz-Daten und der Verwendung des „Lance & Williams"-Index als Ähnlichkeitsmaß zum Vergleich der Spinnengemeinschaften der 42 Untersuchungsflächen. STRESS = 0,20; $R^2$ = 0,81. Symbole: Offene Dreiecke: Sandlebensräume (Sandpionierrasen und *Artemisia campestris*-Fluren); Symbols: hellgraue Quadrate: Hutweiden des Vegetationstyps Potentillo arenariae – Festucetum pseudovinae (Neusiedler Schwingel-Sandpuszta); dunkelgraue Deltoide: Hutweiden des Vegetationstyps Centaurea pannonici-Festucetum pseudovinae; schwarze Kreise: ruderale Wiesenbrachen und Trockenwiesen. – Fig. 5: Metric multidimensional scaling based on presence-absence data and using the Lance and Williams Index as similarity measure to compare the spider assemblages of the 42 study sites. STRESS = 0.20; $R^2$ = 0.81. Symbols: Open triangles: sandy habitats; light grey squares: "Hutweiden" on dry grassland; dark grey diamonds: "Hutweiden" on semi-dry grasslands; black circles: ruderal fallows and meadows.

Beweidungsintensität hat einen entscheidenden Einfluss auf den Biomasseentzug und auf die Zusammensetzung von Artengemeinschaften. Für den Artenreichtum von Pflanzengemeinschaften in alten Weidegebieten in England spielt dabei die Beweidungsintensität eine wichtigere Rolle als etwa die Wahl der Weidetiere (Rinder oder Schafe) (Stewart & Pullin 2008). Folglich wird in der Praxis als Management eine leichte Beweidung mit Rindern befürwortet, weil dadurch das für den Naturschutz wertvolle Grasland nachweisbar am wenigsten der Gefahr einer Degradierung ausgesetzt wird. Zuviel Beweidung führt oft zu einer Degradation der Weideflächen und zu einem Verlust der Biodiversität, wohingegen zuwenig Beweidung zu einer Sukzession von offenem Grasland über Verbuschung zu Wald führt, womit zugleich ein Verlust der Artenvielfalt des wertvollen Graslandes einhergeht (Watkinson & Ormerod 2001). Optimale Ergebnisse für Pflanzengesellschaften liefern zum Beispiel Weideflächen mit einer kurzen Vegetationshöhe, die auf der einen Seite nicht nur anspruchsvollen Moosarten das Überleben sichert, sondern auf der anderen Seite auch die Abundanz und Frequenz von (Un)kräutern schwächt (siehe Stewart & Pullin 2008, Fig. 3).

Betrachtet man die gesamte Arthropodenfauna in Graslandschaften, wie dies Morris (2000) in Großbritannien getan hat, so kann man feststellen, dass man in hochrasigem Gras mehr Arten, Individuen und auch eine größere Diversität findet, als in kurzrasigem Gras; Gründe dafür sind vor allem das geringe Samenangebot (für Samenfresser) sowie limitierte Jagd- und Versteckmöglichkeiten für viele Invertebraten; jedoch betont Morris (2000), dass es auch für diese kurzrasigen Flächen spezialisierte Arten gibt. Zur selben Erkenntnis gelangen auch Plantureux et al. (2005) in einem Review über die Biodiversität in intensiv

bewirtschafteten Graslandschaften. Plantureux et al. (2005) stellen fest, dass eine intensive Grasproduktion in semi-natürlichem Grasland mit dem Ziel der Aufrechterhaltung eines hohen Grads der Biodiversität nicht vereinbar scheint; es aber dennoch Gegenbeispiele von Organismen gibt, die an intensiv bewirtschaftete Flächen adaptiert und angewiesen sind.

Die Frage, welcher Artenreichtum in einem Lebensraum erhalten bzw. gefördert werden soll, ist im Naturschutz von zentraler Bedeutung; insbesondere auch deshalb, weil das „ökologische Ziel" einer maximalen Artenzahl mit dem Naturschutzziel „einer Maximierung von Zielarten" nicht unbedingt übereinstimmen muss (Duelli & Obrist 2003). Mit anderen Worten: im angewandten Naturschutz ist es besonders wichtig, zwischen der Artenvielfalt per se und der für den Naturschutz relevanten Arten zu unterscheiden.

Als bestes Beispiel einer Spinne, die im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel ein hohes Schutzgut darstellt, kann man die Südrussische Tarantel, *Lycosa singoriensis* (Laxmann 1770), eine seltene röhrengrabende Wolfspinne, anführen. Als größte mitteleuropäische Spinne und typische Bewohnerin der eurasischen Steppengebiete erfüllt sie alle Kriterien sowohl einer „flagship species" (Milasowszky & Zulka, 1996, 1998) als auch einer „focal species" (gemäß der Definition von Lambeck 1997). Da sie aufgrund ihrer Habitatsansprüche zur xerothermophilen Habitatgilde zählt, kann man sie zudem als „Zielart" im Beweidungsmamagement (target species) verwenden. Ihre Eignung als Indikatorart („indicator species, zur Übersicht der Begriffe siehe auch New 1993, Simberloff 1998, Andelman & Fagan 2000) ist ebenfalls bestens aufgrund einer ausführlichen autökologischen Studie wissenschaftlich bestätigt (Milasowszky & Zulka, 1996, 1998). Kurz zusammengefasst: *L. singoriensis* zeigt im Seewinkel insbesondere eine Präferenz für Habitate mit einer lückigen, kurzrasigen Vegetation auf sandigen Boden mit sehr geringem Kiesgehalt. Die präferierten Flächen zeichnen sich darüber hinaus durch hohe Umgebungstemperatur und stabile Feuchtebedingungen im Boden aus. Als geeignete Habitate im Nationalpark kommen für die Tarantel daher zum einen Flächen mit hoher Salzkonzentration im Boden in Frage, und zum anderen Flächen, die als Folge intensiver Beweidung lückig und kurzrasig gehalten werden (Milasowszky & Zulka 1998). Die kurzrasige lückige Vegetation bewirkt zudem eine hohe Sonneneinstrahlung, die sich auf die Tarantel insbesondere während der Brutzeit in der Röhre positiv auswirkt. Weiters ist die Vegetation im südlichen Teil um diese Erdröhren signifikant kürzer als im nördlichen Teil, Röhreneingänge liegen immer in erhöhter Position innerhalb des Mikrohabitats und Röhren in einem Hangrelief sind ausschließlich in Ost-, Süd-, und Westrichtung angelegt. Als Naturschutzmaßnahmen, die das Vorkommen von *L. singoriensis* im Nationalpark gewährleiten sollten, werden daher die Erhaltung offener Salzlackenufer sowie entprechende Beweidungsmaßnahmen empfohlen (Milasowszky & Zulka 1996, 1998). Dies wird insbesondere durch die zwei Funde von *L. singoriensis* in der vorliegenden Studie bestätigt. Die Nachweise wurden am Illmitzer Zicksee West in einer *Artemisia campestris*-Flur, einem Sandlebensraum, und am Geiselsteller in einer Neusiedler Schwingel-Sandpußta (Potentilla arenaria-Festucetum pseudovinae) gemacht. Beide Untersuchungsflächen zeichnen sich durch hohe Sandgehalte (84,2 bzw. 76,3%) und eine sehr kurze Vegetationshöhe aus (3 bzw. 1 cm). Zudem ist der Boden extrem lückig (in 37 bzw. 57% der Messungen fiel die Messscheibe bis zum Boden, d. h. auf 0 cm).

Verschiedene Inverterbraten-Taxa als auch Organismen unterschiedlicher trophischer Ebenen (etwa Generalisten und Spezialisten innerhalb einer Organismengruppe) reagieren sehr unterschiedlich auf Änderungen der Vegetationsstruktur infolge von Beweidung (Dennis 2003, Gibson et al. 1992a, Pöyry et al. 2006). Zum Beispiel sind an Pflanzen gebunde-

ne Organismengruppen, wie etwa Pflanzensaftsauer naturgemäß stärker von einer Intensivierung der Beweidung betroffen als andere Organismengruppen (Kruess & Tscharntke 2002, Dumont et al. 2009). Das Nachlassen des Beweidungsdrucks in intensiv genutzen Flächen und die damit einhergehende Zunahme der Vegetationshöhe für grundsätzlich zu einer Zunahme der Invertebraten-Abundanzen (Dennis et al. 2008, Kruess & Tscharntke 2002) Da sich die Beweidungsintensität auf verschiedene Organismengruppen als auch auf verschiedene Gilden unterschiedlich auswirkt, ist die Auswahl der „Indikatorengruppen" und „Zielarten" von großer Bedeutung für das Naturschutz-Management (Plantureux et al. 2005; siehe auch das Fallbeispiel der Südrussischen Tarantel oben).

Spinnenarten bzw. Spinnengemeinschaften sind ein ausgezeichnetes Instrument zur Bewertung von Naturschutzmaßnahmen (z. B. Skerl 1999, Christofoli et al. 2010). Die meisten Spinnenarten haben sehr spezifische ökologische Ansprüche und lassen sich aufgrund der „Nischentheorie" entlang der wichtigsten Umweltgradienten hinsichtlich ihrer Habitataffinität sehr gut charakterisieren (Entling et al. 2007). In den Graslandschaften bildet neben der Bodenfeuchtigkeit (siehe Entling et al. 2007) die Vegetationsstruktur („plant architecture") den wichtigsten Umweltgradienten. Da sich die Beweidung unmittelbar auf die Vegetationsarchitektur auswirkt, steuert sie indirekt also auch die Zusammensetzung der Spinnengemeinschaften (Rushton & Eyre 1989, Gibson et al. 1992b). In ihrem Review über Auswirkungen von Grasland-Management auf Spinnengemeinschaften stellen Bell et al. (2001) fest, dass wenig intensives Management komplexere Gemeinschaften fördert, weil es für Netz-bauende und Krautschicht-bewohnende Arten mehr Nischen gibt. Diese Erkenntnisse decken sich gut mit jenen aus pannonischen Weidegebieten: Zum Beispiel untersuchten Batáry et al. (2008) extensive (0,5 Rinder/ha) und intensive (>1 Rinder/ha) semi-natürliche Weideflächen in Ungarn im Hinblick (i) auf den Gesamtartenreichtum der Spinnen und (ii) auf zwei Spinnengilden: frei jagende und Netz-bauende Spinnen. Insbesondere in extensiven Weideflächen konnten signifikant mehr Individuen seltener Arten nachgewiesen werden. Batáry et al. (2008) befürworten daher vor allem die Wiedereinführung eines traditionellen (extensiven) Beweidungsmanagements in diesen semi-natürlichen Graslandschaften.

Bell et al. (2001) weisen zudem darauf hin, dass das Management immer von den jeweiligen Flächen-spezifischen Umständen abhängig ist und dass ein bestimmtes Management nicht für alle Spinnenarten in allen Situationen in gleicher Weise angemessen sein wird, insbesondere gilt dies für seltene anspruchsvolle Arten. In der vorliegenden Studie wurden die Pflegemaßnahmen vor allem an zwei Kriterien gemessen: (1) Anteil Naturschutzrelevanter Zielarten im Artenspektrum und (2) Vegetationsstruktur bzw. nachhaltiger Biomasseentzug durch die Beweidung in traditionellen Hutweide-Gebieten. Im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel konnten wir zeigen, dass die Sandlebensräume den höchsten Anteil xerothermophiler Arten beherbergen. Die Beweidung wirkt sich hier positiv aus, weil die Weidetiere die bereits offenen Sandstellen erhalten und zudem durch den Tritt und andere mechanische Einwirkungen weitere offene Sandflächen schaffen. Insbesondere ist hier nicht nur der Anteil der xerothermophilen Arten signifikant am höchsten, zudem zeigt die IndVal-Analyse dass etwa drei für den Naturschutz bedeutende Rote Liste-Arten (Einstufung nach Buchar & Růžička 2002, Růžička 2005) tatsächlich auch als Indiaktorarten für diese Lebensräume in Frage kommen: der Subendemit *Haplodrassus bohemicus* Miller & Buchar, 1977 (Komposch 2009; für eine ausführliche Darstellung dieser Art siehe Milasowszky et al. 2008) gilt als CR (critically endangered); *Berlandina cinerea* (Menge,

1872) ist an trockene, sehr sandige Standorte, wie etwa Sanddünen, gebunden, und wird als VU (vulnerable) eingestuft; *Sitticus saltator* (O. P.-Cambridge, 1868) kommt fast ausschließlich in spärlicher Vegetation auf sandigem Boden und in (Fels)-Steppenrasen vor und steht in der Roten Liste in der Kategorie EN (endangered).

In den Hutweidegebieten gibt es hingegen entlang des „Biomasse/Beweidungs-Gradienten" keine Unterschiede im Anteil xerothermophiler Zielarten. Wir schließen daraus, dass das bisherige Management, das sich am traditionellen Hutweidebetrieb orientiert, sich auf das gesamte xerothermophile Zielartenspektrum im Gebiet günstig auswirkt. Zudem zeigen auch die ruderalen Trockenwiesen und Trockenbrachen einen gleich hohen Anteil an xerothermophilen Arten wie die Hutweideflächen, was auf ein günstiges Entwicklungpotential dieser Flächen in der Zukunft schließen lässt. Xerothermophile Indikatorarten in den Trockenbrachen sind in der vorliegenden Studie *Asagena phalerata* (Panzer, 1801), *Gnaphosa lucifuga* (Walckenaer, 1802), und *Trochosa robusta* (Simon, 1876). Keine dieser Arten wird von Buchar & Růžička (2002) bzw. Růžička (2005) in einer Gefährdungskategorie der Roten-Liste geführt, dennoch handelt es sich um typische xerothermophile Arten, die in Trockenrasen durchaus auch hohe Abundanzen erreichen können. Das gilt insbesondere für *Trochosa robusta*, die in der vorliegenden Studie in 17 der 42 Untersuchungsflächen nachgewiesen werden konnte. Die weit verbreitete, d. h. nicht seltene, *Asagena phalerata* ist vornehmlich in naturnahen Trockenstandorten zu finden, wo sie sich an sonnigen Stellen mit spärlichem Pflanzenwuchs unmittelbar am Boden aufhält; zudem kommt sie gelegentlich auch an trockenen Waldrändern oder auf trockenen Stellen innerhalb von Mooren vor (Nentwig et al. 2011). *Gnaphosa lucifuga* hingegen ist an sonnige Trockenrasen, Felssteppen und Heiden gebunden, wo sie sich tagsüber unter Steinen aufhält (Nentwig et al. 2011). Der hohe Anteil xerothermophiler Arten in den Trockenbrachen unterstreicht die Rolle dieser Landschaftselemente innerhalb des durch die Beweidung geprägten Habitatmosaiks im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel. Trockenbrachen weisen auf ertragsärmeren Böden eine überdurchschnittliche hohe Arthropodendiversität auf (Balmer & Erhart 2000) und tragen daher ebenso wie selten gemähtes Grasland zur Aufrechterhaltung der Biodiversität bei, insbesondere in Landschaften wo ein solches Habitatmosaik infolge großflächiger intensiver Beweidung oder intensiver Mahd auf kaum vorhanden ist (Zahn et al. 2010).

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie stehen auch im Einklang mit den in der Fachliteratur empfohlenen Maßnahmen hinsichtlich der Beweidungsintensität. Im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel repräsentieren die traditionellen Hutweiden ein kleinräumiges Habitatmosaik mit intensiven, als auch extensiven Flächen. Im Zusammenwirken mit weiteren starken lokalen Umweltgradienten (z. B. Sand, Salz) findet man in den Weidegebieten daher eine hohe (Mikro)habitatvielfalt, die wiederum eine entsprechend hohe Biodiversität im Nationalpark Neusieldersee-Seewinkel ermöglicht (siehe auch Zulka & Milasowszky 1998).

## Dank

Das Projekt wurde finanziert vom Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel, dessen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern wir herzlich für ihre Unterstützung danken wollen. Einen ganz besonderen Dank wollen wir Herrn Prof. Alois Herzig von der Biologischen Station Illmitz aussprechen, dessen Engagement und Interesse sehr zum Gelingen des gesamten Projekts beigetragen hat. Wir danken Ingo Korner und seinem Team für die vegetationskundliche Charakterisierung der Untersuchungsflächen.

# Literatur

Andelman S.J. & Fagan W.F., 2000: Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? Proc. Natl. Acad. Sci. USA 97, 5954–5959.

Balmer O. & Erhart A., 2000: Consequences of succession on extensivly grazed grasslands for Central European butterfly communities. Rethinking conservation practices. Conserv. Biol. 14, 746–757.

Barber H.S., 1931: Traps for cave-inhabiting insects. J. Elisha Mitchell Sci. Soc. 46, 259–266.

Batáry P., Báldi A., Samu F., Szüts T. & Erdüs S., 2008: Are spiders reacting to local or landscape scale effects in Hungarian pastures? Biol. Cons. 141, 2062–2070.

Bell J.R., Wheater C.P. & Cullen W.R., 2001: The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. J. Zool. 255, 377–387.

Bonte D., Baert L. & Maelfait J.-P., 2002: Spider assemblages structure and stability in a heterogeneous coastal dune system (Belgium). J. Arachnol. 30, 331–343.

Bonte D., Criel P., van Thournout I. & Maelfait J.-P., 2003: Regional and local variation of spider assemblages (Araneae) from coastal grey dunes along the North Sea. J. Biogeogr. 30, 901–911.

Bransby D.I. & Tainton N.M., 1977: The disc pasture meter: Possible applications in grazing management. Proc. Grassl. Soc. South. Afr.12, 115–118.

Buchar J. & Růžička V., 2002: Catalogue of spiders of the Czech Republic. Peres, Praha, 351 pp.

Buchar J., 1992: Kommentierte Artenliste der Spinnen Böhmens (Araneida). Acta Univ. Carol. Biol. 26, 383–428.

Cristofoli S., Mahy G., Kekenbosch R. & Lambeets K., 2010: Spider communities as evaluation tools for wet heathland restoration. Ecol. Indic. 10, 773–780.

Dennis P., 2003: Sensitivity of upland arthropod diversity to livestock grazing, vegetation structure and landform. Food, Agri. Env. 1, 301–307.

Dennis P., Skartveit J., McCracken D.I., Pakeman R.J., Beaton K., Kunaver A. & Evans D.M., 2008: The effects of livestock grazing on foliar arthropods associated with bird diet in upland grasslands of Scotland. J. App. Ecol. 45, 279–287.

Dick G., Dvorak M., Grüll A., Kohler B. & Rauer G., 1994: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Gebiet Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien, 356 pp.

Duelli P. & Obrist M.K., 2003: Biodiversity indicators: the choice of values and measures. Agric. Ecosyst. Environ. 98, 87–98.

Dufrene M. & Legendre P., 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecol. Monogr. 67, 345–366.

Dumont B., Farruggia A., Garel J.-P., Bachelard P., Boitier E. & Frain M., 2009: How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? Grass For. Sci. 64, 92–105.

Entling W., Schmidt M.H., Bacher S., Brandl R. & Nentwig W., 2007: Niche properties of Central European spiders: shading, moisture and the evolution of the habitat niche. Global Ecol. Biogeogr.16, 440–448 + Supplement.

Euller K., Zmelik K., Schneidergruber A., Wrbka T. & Korner I., (dieser Band): Auswirkungen der Beweidung in der Bewahrungszone des Nationalparks Neusiedlersee-Seewinkel – Eine statistische Analyse der Vegetationsdaten des Dauerflächenmonitorings.

Gibson C.W.D., Brown V.K., Losito L. & McGavin G.C., 1992a: The response of invertebrate assemblies to grazing. Ecography 15, 166–176.

Gibson C.W.D., Hambler C. & Brown V.K., 1992b: Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. J. Appl. Ecol. 29, 132–142.

Grimm U., 1985: Die Gnaphosidae Mitteleuropas (Arachnida, Araneae). Abh. Nat.wiss. Ver. Hamburg, (NF) 26, 318 pp.

Grimm U., 1986: Die Clubionidae Mitteleuropas: Corrinidae und Liocranidae (Arachnida, Araneae). Abh. Nat.wiss. Ver. Hamburg, (NF) 27, 91 pp.

Hänggi A., E. Stöckli & Nentwig W.,1995: Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. – Miscellanea Faunistica Helvetiae 4, 1–460

Heimer S. & Nentwig W., 1991: Spinnen Mitteleuropas. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg, 544 pp.

Jäger P., 1995: Spinnenaufsammlungen aus Ostösterreich mit vier Erstnachweisen für Österreich. Arachnol. Mitt. 9, 12–25.

Komposch C., 2009: Araneae (Spinnen). In Rabitsch W. & Essl F. (Hrsg): Endemiten - Kostbarkeiten in Österreichs Pflanzen- und Tierwelt. Naturwiss. Ver. Kärnten & Umweltbundesamt, 408–463.

Korner I., Traxler A. & Wrbka T., 1999: Trockenrasenmanagement und -restituierung durch Beweidung im „Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel“. Verh. Zool. Bot. Ges. Österr. 136, 181–212.

Korner I., Wrbka T., Staudinger M. & Böck M., 2008: Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Ergebnisse der vegetationsökologischen Langzeitmontoring – Studie 1990 bis 2007. Abh. Zool.-Bot. Ges. 37, 1–84.

Kreuels M. & Platen R., 1999: Rote Liste der gefährdeten Webspinnen (Arachnida: Araneae) in Nordrhein-Westfalen mit Checkliste und Angaben zur Ökologie der Arten. LÖBF-Schriftenreihe 17, 449–504.

Kruess A. & Tscharntke T., 2002: Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies, and trapnesting bees and wasps. Conserv. biol. 16, 1570–1580.

Lambeck R.J., 1997: Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. Conserv. Biol. 11, 849–856.

Malicky H., 1972a: Spinnenfunde aus dem Burgenland und aus Niederösterreich (Araneae). Wiss. Arb. Burgenland 48, 101–108.

Malicky H., 1972b: Vergleichende Barberfallenuntersuchungen auf den Apetloner Hutweiden (Burgenland) und im Wiener Neustädter Steinfeld (Niederösterreich): Spinnen (Araneae). Wiss. Arb. Burgenland 48, 109–123.

Matveinen-Huju K., 2004: Habitat affinities of 228 boreal Finnish spiders: a literature review. Entomol. Fennica 15, 149–192.

McCune B. & Mefford M.J., 1995: PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data (version 4.25). MJM Software, Oregon, USA.

Milasowszky N. & Waitzbauer W., 2008: Die Spinnenfauna (Arachnida, Araneae) beweideter und unbeweideter Trockenrasen und Salzwiesen im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel (Burgenland, Österreich). Abh. Zool.-Bot. Ges. 37, 107–124.

Milasowszky N. & Zulka K.P., 1994: Arthropodenzönosen der Salzlacken im Seewinkel als Grundlage für die Naturschutzarbeit. Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Wissenschaft und Kunst und dem Amt der Burgenländischen Landesregierung, 174 pp.

Milasowszky N. & Zulka K.P., 1996: Verbreitung und Lebensraumtypen der Südrussischen Tarantel im Seewinkel: Datengrundlagen für ein effektives Zielarten-Management. BFB-Bericht 85, 1–45.

Milasowszky N. & Zulka K.P., 1998: Habitat requirements and conservation of the „flagship species“ *Lycosa singoriensis* (Laxmann 1770) (Araneae: Lycosidae) in the National Park Neusiedler See-Seewinkel (Austria). Z. Ökol. u. Naturschutz, 111–119.

Milasowszky N., 2006: Spinnen. In: Oberleitner I., Wolfram G. & Achatz-Blab A. (Red.): Salzlebensräume in Österreich. Umweltbundesamt, Wien, 127–129.

Milasowszky N., Agnezy S., Hepner M. & Waitzbauer W., 2008: Die Spinnenfauna (Arachnida, Araneae) des Seedammes im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel (Burgenland, Österreich). Abh. Zool.-Bot. Ges. 37, 93–105.

Milasowszky N., 2008: Spinnen (Araneae). In: Sauberer N., Moser D. & Grabherr G. (Hrsg): Biodiversität in Österreich: Räumliche Muster und Indikatoren der Arten-und Lebensraumvielfalt. Bristol-Schriftenreihe 20, 241–248.

Nelhiebel P., 1980: Die Bodenverhältnisse des Seewinkels. BFB-Bericht 37, 41–48.

Nemenz H., 1958: Beitrag zur Kenntnis der Spinnenfauna des Seewinkels (Burgenland, Österreich). Sitzber. Österr. Akad. Wiss. Wien, math.-nat. Kl. I 167, 83–116.

Nentwig W., Blick T., Gloor D., Hänggi A. & Kropf C., 2011: Spinnen Europas. Internet: www.araneae.unibe.ch. Version 6.2011

New T.R., 1993: Angels on a pin: dimensions of the crisis in invertebrate conservation. Am. Zool. 33, 623–630.

Newton A.C., Stewart G.B., Myers G., Diaz A., Lake S., Bullock J.M. & Pullin A.S., 2009: Impacts of grazing on lowland heathland in north-west Europe. Biol. Conserv. 142, 935–947.

Pärtel M., Bruun H.H. & Sammul M., 2005: Biodiversity in temperate European grasslands: Origin and onservation. In: Lillack R. , Viiralt R., Linke A. & Geherman V. (Eds.): Integrating efficient grassland farming and biodiversity. Proceeding of the thirteenth international occasional symposium of the European grassland Federation. Tartu, Estonia, 1–14.

Plantureux S., Peeters A. & McCracken D., 2005: Biodiversity in intensive grasslands: Effect of management, improvement and challenges. Agro. Res. 3, 153–164.

Platnick, N.I., 2011: The world spider catalog, version 11.5. American Museum of Natural History. Internet: http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog/index.html

Pöyry J., Luoto M., Paukkunen J., Pykälä J., Raatikainen K. & Kuussaari M., 2006: Different responses of plants and herbivore insects to a gradient of vegetation height: An indicator of the vertebrate grazing intensity and successional age. Oikos 115, 401–412.

Rauer G. & Kohler B., 1990: Schutzgebietspflege durch Beweidung. Sonderband Wiss. Arb. Burgenland 82, 221–278.

Riecken U., 1999: Effects of short-term sampling on ecological characterisation and evaluation of epigeic spider communities and their habitats for site assessment studies. J. Arachnol. 27, 189–195.

Rusthon S.P. & Eyre M.D., 1989: The spider fauna of intensively managed agricultural grasslands. J. Appl. Entomol. 108, 291–297.

Růžička V., 2005: Araneae (pavouci), In: Farkač J., Král D. & Škorpík M. (Eds.), Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. [List of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates]. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 76–82.

Simberloff D., 1998: Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? Biol. Conserv. 83, 247–257.

Skerl K.L., 1999: Spiders in Conservation Planning: A Survey of US Natural Heritage Programs. J. Insect Cons.3, 341–347.

SPSS, 2006: SPSS Base 15.0 User's Guide. SPSS Inc. Chicago. 591 S.

Stewart G.B. & Pullin A.S., 2008: The relative importance of grazing stock type and grazing intensity for conservation of mesotropic 'old meadow' pasture. J. Nat. Conserv. 16, 175–185.

Watkinson A. & Ormerod S., 2001: Grassland, grazing and biodiversity: editors' introduction. J. Appl. Ecol. 38, 233–237.

Zahn A., Englmaier I. & Drobny M., 2010: Food availability for insectivores in grasslands - Arthropod abundance in pastures, meadows and fallow land. Appl. Ecol. Env. Res. 8(2), 87–100.

Zerbe S. & Wiegleb G., 2009: Einführung in die Restaurationsökologie. In Zerbe S. & Wiegleb G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, 1–21.

Zulka K.P. & Milasowszky N., 1998: Conservation problems in the Neusiedler See-Seewinkel National Park, Austria: an arachnological perspective. In Selden P.A. (ed): Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh 1997, 331–336.

Zulka K.P., Milasowszky N. & Lethmayer C., 1997: Spider biodiversity potential of an ungrazed and a grazed inland salt meadow in the national park 'Neusiedler See-Seewinkel' (Austria): implications for management (Arachnida: Araneae). Biodiv. Conserv. 6, 75–88.

**Eingelangt:** 2012 08 18

**Anschriften:**

Dr. Norbert Milasowszky, Department für Integrative Zoologie, Universität Wien, Althanstraße 14, A-1090 Wien. E-Mail: norbert.milasowszky@univie.ac.at

Mag. Martin Hepner, Department für Integrative Zoologie, Universität Wien, Althanstraße 14, A-1090 Wien. E-Mail: martin.hepner@univie.ac.at

Univ. Prof. Dr. Wolfgang Waitzbauer, Department für Botanik & Biodiversitätsforschung, Rennweg 14, A-1030 Wien. E-Mail: wolfgang.waitzbauer@univie.ac.at

# ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft in Wien. Frueher: Verh.des Zoologisch-Botanischen Vereins in Wien. seit 2014 "Acta ZooBot Austria"

Jahr/Year: 2014

Band/Volume: 150_151

Autor(en)/Author(s): Milasowszky Norbert, Hepner Martin, Waitzbauer Wolfgang

Artikel/Article: Einfluss von Pflegemaßnahmen auf den Naturschutzwert von Hutweiden, Sandlebensräumen und Trockenbrachen im Nationalpark Neusiedlersee-Seewinkel Teil 1: Spinnen (Arachnida: Araneae) 63-84