

Tierökologische Bewertung von WF-Rotflächen im Vergleich zu Nicht-WF-Flächen



IM AUFTRAG VON
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft
Umwelt und Wasserwirtschaft
Abteilung II
Stubenring 1
A-1012 Wien

Graz, im Dezember 2008

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND, LÄNDERN UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer Landwirtschaftsfonds
für die Entwicklung des ländlichen
Raums: Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete.

LE 07-13

Entwicklung für ein lebensvolles Markt



lebensministerium.at

Inhaltsverzeichnis

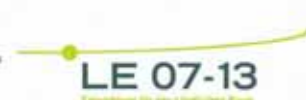
1	Kurzzusammenfassung	5
2	Zusammenfassung	9
2.1	Laufkäfer	9
2.1.1	Einleitung	9
2.1.2	Methodik	9
2.1.3	Ergebnisse und Diskussion	10
2.1.4	Ausblick	14
2.2	Spinnen	15
2.2.1	Methodik	15
2.2.2	Ergebnisse und Diskussion	15
2.2.3	Ausblick	17
2.3	Wanzen	18
2.3.1	Einleitung	18
2.3.2	Methodik	18
2.3.3	Ergebnisse und Diskussion	18
2.3.4	Ausblick	22
2.4	Zikaden	24
2.4.1	Einleitung	24
2.4.2	Methodik	24
2.4.3	Ergebnisse und Diskussion	24
2.4.4	Ausblick	26
2.5	Anhang IV-Arten der FFH-Richtlinie	27
2.5.1	Einleitung	27
2.5.2	Methodik	27
2.5.3	Ergebnisse und Diskussion	27
2.5.4	Ausblick	28
3	Ausgangslage und Rahmenbedingungen	29



4	Projektbeschreibung	30
4.1	Projektteam	30
4.2	Projektkonzept und Projektziele	30
4.3	Innovative Aspekte	33
5	Methodik	34
5.1	Gebiets- und Flächenauswahl	34
5.2	Vegetationskartierung	38
5.3	Zoologische Methoden und Untersuchungsdesign	38
5.4	Indikatorfunktion der Zeigergruppen im Grünland	44
5.4.1	Laufkäfer	44
5.4.2	Spinnen	44
5.4.3	Wanzen	45
5.4.4	Zikaden	47
5.4.5	Anhang IV-Arten der FFH-Richtlinie	49
5.5	Naturschutzfachliche Bewertungsparameter	50
5.5.1	Laufkäfer	50
5.5.2	Spinnen	50
5.5.3	Wanzen	51
5.5.4	Zikaden	53
5.5.5	Anhang IV-Arten der FFH-Richtlinie	53
5.6	Biostatistische Auswerteverfahren	54
5.6.1	Material	54
5.6.2	Auswertung und statistische Analyse	54
5.7	Methodenkritik	56
5.7.1	Allgemeines	56
5.7.2	Freilanduntersuchung	57
5.7.3	Auswertung	57
6	Untersuchungsflächen	58
6.1	Allgemeine Übersicht	58
6.2	Vegetationskartierung	63



6.2.1	Überblick zu den Flächentypen	63
6.2.2	Biotoptypen-Verteilung	64
6.2.3	Rote Liste-Biotoptypen	65
6.2.4	Rote Liste-Pflanzenarten	65
6.2.5	Vergleichende Darstellung der Standortparameter	65
6.2.6	Ranking aller Flächen nach der Pflanzendiversität	67
7	Ergebnisse und Diskussion	69
7.1	Sektorale Ergebnisse	69
7.1.1	Laufkäfer	69
7.1.2	Spinnen	106
7.1.3	Wanzen	151
7.1.4	Zikaden	191
7.1.5	Anhang IV-Arten der FFH-Richtlinie	222
7.2	Tierökologische Gesamt-Bewertung	230
7.2.1	WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich	230
7.2.2	Vergleich der Flächentypen	232
8	Schlussfolgerungen und Ausblick	233
9	Literatur	235
10	Anhang	249
10.1	Flächensteckbriefe	249
10.2	Kumulierte zoologische Rohdatentabellen	328
10.3	Vegetationstabellen	368



1 KURZZUSAMMENFASSUNG

Mit dem neuen Agrarumweltprogramm ÖPUL 04 wird dem nachhaltigen Schutz von Natur und Landschaft in der Entwicklung des ländlichen Raumes noch mehr Gewicht als bisher eingeräumt. Das neue System enthält sowohl streng flächenbezogene Maßnahmen (Rotflächen) als auch Maßnahmen, die die gesamten landwirtschaftlichen Nutzflächen eines Betriebes betreffen können und mehr oder minder räumlich variabel einsetzbar sind (Gelbflächen, im Naturschutzplan).

Die vorliegende Studie ist der erste Teil eines naturschutzfachlichen Evaluierungsprogramms für Rotflächen-Förderungen im Bereich von Mähwiesen und Weiden mit Schwerpunkt Tierökologie und Biodiversität. Im Programm ÖPUL 04 geförderte WF-Maßnahmen-Flächen (Rotflächen) werden hinsichtlich ihrer tierischen Artenvielfalt, ihres naturschutzfachlichen Wertes und ihrer Bedeutung für den Schutz von streng geschützten Tierarten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) der EU beurteilt. Als Referenz werden vergleichbare Nicht-WF-Flächen herangezogen.

Das gegenständliche Projekt verfolgt das Ziel, die Auswirkungen des freiwilligen Vertragsnaturschutzes durch die Landwirtschaft detailliert zu belegen. Die lokale tierische Biodiversität einerseits und die Bedeutung der Flächen für streng geschützte Tierarten andererseits stehen im Vordergrund. Während die bisherige naturschutzrelevante ÖPUL-Evaluierung sich in erster Linie mit der Flora und mit der Vogelfauna beschäftigte, werden damit erstmals tierökologische Analysen auf breiter Basis durchgeführt.

Im Detail hat das Projekt vier inhaltliche Schwerpunkte:

- Vergleich von WF-Flächen (Rotflächen) mit Nicht-WF-Flächen aus naturschutzfachlicher Sicht
- Evaluierung und Verbesserung von einzelnen Auflagen und Auflagenpaketen (im 2. Teil, su.)
- Darstellung der ökologischen Entwicklung auf WF-Flächen über die Zeit (im 2. Teil, su.)
- Darstellung der Bedeutung der WF-Rotflächen für Tierarten der FFH-Richtlinie sowie für den günstigen Erhaltungszustand für Tierarten der FFH-RL in NATURA 2000-Gebieten

Vorgesehen ist, die gleichen Flächen in drei Jahren (2011) nochmals in gleicher Form zu untersuchen und zu bewerten, um die Wirksamkeit der Naturschutz-Maßnahmen (Bewirtschaftungsauflagen) auf „WF-Rotflächen“ vier Jahre nach dem Einstieg in diese Förderung zu überprüfen.

Im Rahmen eines aufwändigen Auswahlprozesses (basierend auf der INVEKOS-Datenbank, verschnitten mit Rasterfeldern des MOBI-e-Projekts sowie mit NATURA 2000-Gebieten) wurden insgesamt 39 Grünland-Parzellen im Südosten Österreichs (Steiermark, Niederösterreich, Burgenland) als Probeflächen ausgewählt. Für jede Fläche wurden verschiedene Standortparameter erhoben und Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet durchgeführt.

Zur tierökologischen Beurteilung von parzellenbezogenen Maßnahmen ist es notwendig, Indikatoren heranzuziehen, für die diese Flächen auch essentielle Lebensräume bzw. Lebensraumteile darstellen. Besonders geeignet sind daher Kleinflächensiedler wie Insekten und Spinnentiere. Diese sind zudem aufgrund ihrer hohen Artenzahlen ein wesentliches Maß für die Beschreibung der lokalen Biodiversität. Im gegenständlichen Projekt wurde versucht, das Spektrum der ökologischen Anspruchstypen möglichst breit zu erfassen. Daher wurden vier artenreiche Indikatorgruppen kartiert: Spinnen als rein zoophage Gruppe, Laufkäfer und Wanzen als gemischt phyto- und zoophage Tiere und Zikaden als rein phytophage Gruppe. Um sowohl Bodenbewohner als auch die Besiedler der Krautschicht gut zu erheben, wurden an zwei Terminen (Frühling/Frühsummer, Spätsommer) einerseits im Boden vergrabene Barberfallen eingesetzt, andererseits auch Saugproben mittels G-Vac durchgeführt.

Kriterien zur Ermittlung des naturschutzfachlichen Wertes der Flächen sind Artenzahl und Artendiversität, Anzahl und Anteil sowie Individuendichten von Rote-Liste-Arten unterschiedlicher Gefährdungskategorien und auch zönotische Parameter wie Körpergrößenklassen-Diversität und Anteile ökologisch spezialisierter (stenöker) Arten. Die Datenauswertung und Flächenbewertung erfolgen sowohl tiergruppenspezifisch als auch zusammenfassend über alle Gruppen hinweg.

Insgesamt wurden auf den untersuchten Flächen 46.850 Individuen erfasst und 501 Tierarten aus den vier Indikatorgruppen zugeordnet. Diese verteilen sich wie folgt:

- 142 Wanzenarten (4.795 Individuen)
- 136 Spinnenarten (12.106 Individuen)
- 118 Zikadenarten (25.016 Individuen)
- 105 Laufkäferarten (4.933 Individuen)

28 der 105 Laufkäferarten sind in der Roten Liste verzeichnet. Die Zusammensetzung der Laufkäferfauna der Grünlandlebensräume ist stark von Feuchteverhältnissen, vom Bodentyp und von der naturräumlichen Lage abhängig. WF-Flächen sind hoch signifikant wertvoller für Laufkäfer als Nicht-WF-Flächen. Weiden haben für Laufkäfer eine wesentlich geringere Bedeutung als Wiesenflächen. Der Unterschied zwischen WF-Wiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten ist nur gering. Insgesamt unterstützen die Befunde die „Intermediate Disturbance Hypothesis“, wonach eine bestimmte, „mittlere“ Bewirtschaftungsintensität die Voraussetzung für maximale Biodiversität ist und sowohl sehr hohe als auch sehr niedrige Intensitäten eine geringere Biodiversität bedingen. Auch zeigen viele gefährdete Arten Verbreitungsschwerpunkte auf WF-Wiesen mit vergleichsweise hoher Bewirtschaftungsintensität.

Insgesamt wurden 136 Spinnenarten nachgewiesen. 78 davon sind in den Roten Listen Österreichs verzeichnet. Auch die Zusammensetzung der Spinnenfauna ist stark von Feuchte und naturräumlicher Lage abhängig. WF-Flächen sind bei Spinnen bereits im ersten Vertragsjahr naturschutzfachlich höherwertiger als Nicht-WF-Flächen. Trotz ähnlicher Diversität sind Wiesenflächen spinnenkundlich wesentlich wertvoller als Weiden, da ihr Anteil an Rote-Liste-Arten beinahe 3 mal so hoch ist wie jener der Weideflächen. Ein verzögerter Mahdzeitpunkt dürfte sich positiv auf das Vorhandensein und die Förderung anspruchsvoller und gefährdeter Spinnengemeinschaften auswirken.

Unter den Wanzen finden sich 44 % Krautschichtbesiedler, 32 % Bodenbewohner, 15 % Grasbesiedler und 9 % indifferente Arten. 30 von 142 Arten gehören einer Rote-Liste-Kategorie an. Für die Wanzendiversität der Untersuchungsflächen spielt die naturräumliche Lage eine wichtige Rolle. WF-Flächen sind bereits aktuell wesentlich wertvoller als Nicht-WF-Flächen. Hier sind sowohl die Anteile der Rote-Liste-Arten als auch der Anteil stenöker, ökologisch spezialisierter Arten deutlich höher. Mähwiesen sind wertvoller als Weideflächen. Bei Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten konnten im Untersuchungsjahr (noch) keine wesentlichen Unterschiede festgestellt werden. Hier wird mit Spannung das Ergebnis vier Jahre nach Umsetzung der Maßnahme erwartet. WF-Weiden zeigen im Vergleich zu Nicht-WF-Weiden einen deutlich erhöhten Anteil an Rote-Liste-Arten und stenöken Arten. Insgesamt können Weiden in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsintensität sehr unterschiedlich wertvoll für Wanzen sein.

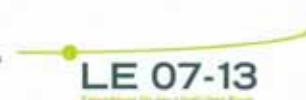
Zikaden kommen auf den Untersuchungsflächen in Dichten von etwa 31-35 adulten Tieren/m² vor. 39 der 118 nachgewiesenen Arten sind in den Roten Liste als gefährdet oder ungenügend bekannt eingestuft. Die Zusammensetzung der Zikadenfauna hängt sehr stark von der naturräumlichen Lage ab, während Seehöhe, Pflanzenartenzahl uä. Faktoren keine wesentliche Rolle spielen. Die Bewirtschaftungsform hingegen ist ein essentieller Faktor,

wobei WF-Flächen bereits im Ist-Zustand im Mittel wertvoller sind als Nicht-WF-Flächen. Mähwiesen mit 42 Tagen Schnittzeitpunkts-Verzögerung haben bereits aktuell deutlich höhere Zikadendichten als Mähwiesen mit traditionellen oder 28 Tage verzögerten Schnittzeitpunkten. Ob dies bereits eine Folge der Maßnahme ist oder auf andere Faktoren zurückgeführt werden kann, werden ua. die Ergebnisse des 2. Teils der Studie zeigen. Weideflächen, insbesondere Dauerweiden, sind weniger wertvoll als nicht beweidete Flächen.

Es hat sich gezeigt, dass WF-Flächen – Mähwiesen wie Weiden – unter Berücksichtigung der Ergebnisse aller vier Zeigergruppen naturschutzfachlich höher einzustufen sind als Nicht-WF-Flächen. Davon abgeleitet darf die fachliche Flächenauswahl durch die ÖPUL-NaturschutzkartiererInnen positiv bewertet werden.

Die untersuchten Grünlandflächen haben in Abhängigkeit von der naturräumlichen Lage und der Bewirtschaftung sehr unterschiedliche Werte erzielt. Dies zeigt sich insbesondere bei Weiden. Fachlich fundierte, auf den Standort abgestimmte und differenzierte Maßnahmenpakete können so den Wert der Flächen für die allgemeine Biodiversität und für das Auftreten gefährdeter oder seltener Arten wesentlich beeinflussen.

Das Projektjahr 2008 liefert Aussagen zum naturschutzfachlichen Wert der Flächen im ersten Jahr der Maßnahmenwirkung. Ein Vergleich aller Standorte mit demselben Freiland- und Auswertedesign kann wesentliche Aufschlüsse liefern, wie die Naturschutzmaßnahmen auf WF-Rotflächen im Zeitraum einiger Jahre wirken.



2 Zusammenfassung

2.1 Laufkäfer

2.1.1 Einleitung

Laufkäfer zählen zu den am besten bekannten Insektengruppen Mitteleuropas. Der hohe Kenntnisstand zur Systematik, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Gefährdung macht sie zu einer regelmäßig eingesetzten Indikator-Tiergruppe im Zuge von Planungen, Monitoring-Untersuchungen und Erfolgskontrollen. Besonders häufigen kommen sie in von dynamischen Prozessen geprägten Lebensräumen wie Auen und Äckern zum Einsatz, während aus dem Grünland vergleichsweise wenige Untersuchungen vorliegen. Die Eignung zur Analyse naturschutzfachlicher Wertigkeiten ist jedoch auch hier hoch, zumal Grünlandlebensräume von einer großen Zahl spezialisierter und gefährdeter Arten besiedelt werden. Allerdings ist nur selten eine Bindung an einzelne Pflanzenarten gegeben oder eine besonders differenzierte Reaktion auf unterschiedliche Bewirtschaftungsintensitäten hinsichtlich Mahdhäufigkeit und Düngung zu erwarten. Vielmehr stehen Laufkäfer in Abhängigkeit von der – durch die Mahd bedingten – grundsätzlichen Biotopstruktur und reagieren sehr sensibel auf Feuchtigkeit und Bodentyp.

2.1.2 Methodik

Die Erfassung der Laufkäferfauna erfolgte überwiegend mit Hilfe von Barberfallen auf insgesamt 39 Untersuchungsflächen. Auf jeder Fläche kamen sechs Fallen über einen Zeitraum von insgesamt 20 Tagen, in zwei getrennten Perioden á 10 Tagen im Frühling und im Sommer, zum Einsatz. Um einzelne Fallenausfälle und geringfügig unterschiedliche Expositionsdauer kompensieren zu können, wurden alle Auswertungen auf der Basis von Arten- und Fangzahlen je Fallentag vorgenommen. Zusätzlich wurden in denselben Zeitperioden durchgeführte Saugproben mit einbezogen.

Zur Bestimmung des naturschutzfachlichen Wertes wurden sechs Parameter herangezogen: Anteil stark gefährdeter Individuen am Gesamtfang, Anteil gefährdeter Individuen am Gesamtfang, Artenzahl der stark gefährdeten Arten, Artenzahl der gefährdeten Arten, Artenzahl sowie Diversität der Körpergrößenklassen.

2.1.3 Ergebnisse und Diskussion

2.1.3.1 Datenbasis und Artenbestand

Die Untersuchung lieferte 105 Laufkäferarten basierend auf 4933 gefangenen Individuen. Davon gehen 4710 (95,5 %) auf den Einsatz von Barberfallen und 223 (4,5 %) auf die Auswertung von Saugproben zurück. Die Barberfallen lieferten mit 103 Arten nahezu das gesamte erfasste Artenspektrum. Bei beiden Methoden waren die Fangzahlen mit 3129 gegenüber 1581 bzw. 170 gegenüber 53 im Frühjahr deutlich höher als im Sommer. Hingegen differierten die Artenzahlen im jahreszeitlichen Vergleich deutlich weniger. So standen 83 im Frühjahr dokumentierten Arten 80 im Sommer festgestellte Arten gegenüber.

Poecilus versicolor stellt mit 26,2 % aller gefangenen Individuen die mit Abstand häufigste Art der Untersuchung. Dahinter liegt *Bembidion properans* mit 11,0 %, gefolgt von *Harpalus rufipes* mit 7,2 %, *Poecilus cupreus* mit 5,1 % und *Calathus fuscipes* mit 4,4 %. Während diese Reihenfolge weitestgehend die Häufigkeitsverteilung der Laufkäfergemeinschaften der Wiesen widerspiegelt, ist jene der Weiden durch deutlich geringere Aktivitätsabundanzen von *Poecilus versicolor* und *Poecilus cupreus* gekennzeichnet, während Arten wie *Bembidion properans* und *Amara aenea* relativ häufiger als in den Wiesen auftreten und höhere Stetigkeiten erreichen. Dabei kommt die Präferenz der letztgenannten Arten für bodenoffene Stellen zum Tragen, die auf den Weiden einen signifikant höheren Anteil als auf den Wiesen einnehmen.

Weitere Unterschiede in der Verteilung der häufigsten Arten zwischen Wiesen und Weiden gehen auf die durchschnittlich höhere Feuchtigkeitszahl der Ersteren zurück. Zwar ist der Unterschied nicht signifikant, doch sind die beiden trockensten Flächen Weiden und die feuchteste eine Wiese. Stellvertretend für eine Reihe weiterer Arten war die feuchtigkeitsliebende *Amara lunicollis* auf Wiesen wesentlich häufiger und stetiger zu finden als auf Weiden, während auf die xerophile (Trockenheit liebende) *Amara aenea* das Gegenteil zutrifft.

Im Vergleich zwischen Wiesen und Weiden fallen außerdem höhere Arten- und Fang- bzw. Individuenzahlen ersterer gegenüber zweiteren auf. Der Unterschied ist bei den mittleren Artenzahlen pro Fallentag hoch signifikant. Hinzu kommt eine deutlich geringe Zahl und Fangzahl gefährdeter Arten. Auch auf der Ebene der Biotoptypen fallen die Intensivweiden und Frischen Fettweiden bei den Fangzahlen bzw. die Intensivweiden bei den Artenzahlen gegenüber allen differenzierten Wiesentypen deutlich ab.

2.1.3.2 Bemerkenswerte Arten

Unter den 105 dokumentierten Arten sind neun als (österreichweit) stark gefährdet und 19 Arten als gefährdet einzustufen. Dies entspricht einem Anteil an gefährdeten Taxa von 26,7 %. Mit *Carabus cancellatus tibiscinus* konnte eine Unterart erstmals, und mit *Syntomus*

obscuroguttatus eine Art erstmals sicher aus der Steiermark nachgewiesen werden. Weitere faunistisch und naturschutzfachlich interessante Funde betreffen österreich- und auch mitteleuropaweit sehr seltene Arten. Hervorzuheben sind *Amara chadoiri incognita* (Chadoirs Kamelläufer), *Amara fulvipes* (Braunfüßiger Kamelläufer), *Amara tibialis* (Zwerg-Kamelläufer), *Harpalus cupreus* (Kupferfarbener Schnellläufer), *Oodes gracilis* (Zierlicher Sumpfläufer), *Ophonus ardosiacus* (Blauer Haarschnellläufer), *Ophonus diffinis* (Nahtwinkel-Haarschnellläufer), *Pterostichus longicollis* (Langhalsiger Grabläufer) und *Pterostichus macer* (Herzhals-Grabläufer).

2.1.3.3 Korrelation mit Umweltvariablen

Die Korrespondenzanalyse ergab eine deutliche Differenzierung der Laufkäferarten. Achse 1 ist am ehesten als Feuchtegradient zu interpretieren. Sie erstreckt sich von trockenen, bodenoffenen, nährstoffärmeren Standorten in den Niederungen bis zu feuchten, dichterwüchsigen, fetteren Wiesen höherer Lagen. Die „trockene Seite“ wird durch Arten wie *Harpalus griseus*, *Harpalus pumilus*, *Harpalus tardus*, *Harpalus tenebrosus* und *Ophonus ardosiacus* repräsentiert, während auf der „feuchten Seite“ *Limodromus assimilis*, *Loricera pilicornis*, *Agonum muelleri* und *Agonum sexpunctatum* stehen.

Die Artenverteilung entlang der Achse 2 basiert weniger auf einer Korrelationen mit gemessenen Umweltvariablen, lässt sich jedoch zT auf den Bodentyp zurückführen. So sind die deutlich isoliert stehenden Arten *Pterostichus macer*, *Pterostichus longicollis* und *Ophonus diffinis* als Bewohner schwerer, wechselfeuchter bis wechselfeuchter, extremer Pseudogleyböden zu charakterisieren.

Für die einzelnen Biotop- und Bodentypen wurden charakteristische Arten, d. h. Arten mit deutlichen Verbreitungsschwerpunkten herausgearbeitet. Dabei konnten nicht nur für die feuchtesten und trockensten Standorte Charakterarten definiert werden, sondern auch für durchschnittlichen Wiesen und Weiden. Eine deutliche Differenzierung erbrachte die Berücksichtigung des Bodentyps. So sind Pseudo- und Hangleye mit wechselfeuchtem bis wechselfeuchtem Regime durch eine besonders charakteristische und auch naturschutzfachlich wertvolle Laufkäferfauna ausgestattet.

2.1.3.4 WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich

Der Vergleich von WF- mit Nicht-WF-Flächen hinsichtlich ihres naturschutzfachlichen Wertes bezogen auf die Laufkäferfauna erbrachte ein sehr deutliches Ergebnis. Demnach sind die WF-Flächen hoch signifikant wertvoller als Nicht-WF-Flächen. Der Rangmittelwert liegt bei WF-Flächen bei 22,12, bei den Nicht-WF-Flächen bei 13,85.

Unter den Hotspots der Wertigkeit bzw. Biodiversität finden sich 11 WF-Mähwiesen, während die Coldspots sowohl durch WF- als auch Nicht-WF-Flächen repräsentiert werden. Hier ist der Umstand auffällig, dass unter den 10 schlechtesten Flächen bis auf zwei Mähwiesen nur Weiden rangieren. Die beste Weide liegt an insgesamt 15. Stelle.

2.1.3.5 WF- und Nicht-WF-Mähwiesen im Vergleich

WF-Flächen sind signifikant wertvoller als die Nicht-WF-Flächen. Der Rangmittelwert liegt bei WF-Flächen bei 14,27, bei den Nicht-WF-Flächen bei 7,90. Besonders deutlich zeigt sich der Unterschied beim Parameter Körpergrößendiversität, einem funktionalen Aspekt der Biodiversität.

Hinsichtlich des Auftretens gefährdeter Arten bestehen ebenfalls signifikante Unterschiede zwischen WF- und Nicht-WF-Wiesen. So waren sowohl Artenzahlen als auch Individuenanteile der gefährdeten Taxa auf den WF-Flächen deutlich höher als auf den Nicht-WF-Flächen. Die stark gefährdeten Arten stammen mit Ausnahme weniger Individuen ausschließlich von WF-Flächen.

Überlagert wird der Einfluss der Bewirtschaftungsintensität (WF versus Nicht-WF) von der naturräumlichen Lage und dem jeweiligen Bodentyp. So fallen die in den Zentralalpen gelegenen Wiesenflächen hinsichtlich ihrer Ausstattung mit gefährdeten Arten sehr deutlich hinter fast alle anderen, auch Nicht-WF-Flächen zurück. Dem Bodentyp kommt bei der Klassifizierung der Laufkäfergemeinschaften im Grünland generell große Bedeutung zu. Nicht nur die Artenspektren zeigen deutlichere Differenzierungen als im Vergleich unterschiedlicher Biotoptypen, sondern auch die naturschutzfachlichen Wertigkeiten korrelieren auffällig mit den Bodentypen. Besondere Bedeutung erlangen wechselfeuchte Pseudogleyböden mit vier dort charakteristischen, stark gefährdeten Laufkäferarten.

Auch bei weiteren, im Zuge der naturschutzfachlichen Bewertung nicht berücksichtigten Parametern treten deutliche Unterschiede zwischen den beiden Flächentypen auf. So sind bei vergleichbarer Fangzahl sowohl Artenzahlen als auch Diversität und Evenness der Laufkäfergemeinschaften der WF-Wiesen signifikant höher als bei jenen der Nicht-WF-Wiesen.

Die Ergebnisse lieferten Argumente für die „Intermediate Disturbance Hypothesis“, wonach eine bestimmte, „mittlere“ Bewirtschaftungsintensität als Voraussetzung für maximale Biodiversität gelten soll und sowohl sehr hohe als auch sehr niedrige Intensitäten geringere Biodiversität bedingen würden. So zeigte eine Vielzahl gefährdeter und auch stark gefährdeter Arten auf WF-Wiesen der Biotoptypen „Frische, artenreiche Fettwiesen der Tieflagen“ und „Intensivwiesen der Tieflagen“ – also Wiesen mit vergleichsweise hoher Intensität – deutliche Verbreitungsschwerpunkte.

2.1.3.6 Vergleich von WF-Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten

Der Unterschied im naturschutzfachlichen Wert zwischen WF-Wiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten ist nur geringfügig. Die Rangmittelwerte von traditionellem Schnitt (11,5) und jene von um 28 Tage verzögertem Schnitt (11,6) sind nahezu identisch, während die Flächen mit 42 Tage verzögertem Schnitt einen Durchschnittsrang von 8,0 einnehmen.

Grundsätzlich könnten zwei Aspekte mit möglicherweise gegenläufiger Wirkung für den Naturschutzwert relevant sein. Früher Schnittzeitpunkt ist gegenüber verzögertem Schnitt bei vergleichbarer Nährstoffversorgung mit offenerer Krautschicht und infolge der intensiveren Befahrung auch mit höherem Anteil an bodenoffenen Stellen verbunden. Dieser Aspekt könnte zur Förderung von Rohbodenbewohnern führen, unter denen sich speziell auf ausgesprochen schweren (Extreme Pseudogleye) als auch ausgesprochen leichten (sandige Kulturohoböden) Böden zahlreiche anspruchsvolle und dementsprechend naturschutzfachlich bedeutende Arten finden. Andererseits werden Wiesen von einer nicht unbeträchtlichen Zahl spermatophager (d. h. Samen fressender) Laufkäferarten, die in unterschiedlichem Ausmaß von ausgereiften Gras- und Kräutersamen abhängig sind, bewohnt. Dies trifft auf einen Großteil der Arten aus den Gattungen *Amara*, *Anisodactylus*, *Harpalus* und *Ophonus* zu, die ebenfalls einen beträchtlichen Anteil gefährdeter Taxa enthalten.

2.1.3.7 WF- und Nicht-WF-Weiden im Vergleich

Obwohl die fünf wertvollsten Weiden WF-Flächen sind, ist der Unterschied im naturschutzfachlichen Wert zwischen WF- und Nicht-WF-Weiden nur geringfügig. So liegt der Rangmittelwert bei WF-Flächen bei 7,88 und bei den Nicht-WF-Flächen bei 6,82. Diese geringen Unterschiede entstehen durch gegenläufige Trends in den Parametern Artenzahl/Fallentag und Körpergrößendiversität auf der einen und den restlichen vier Kriterien auf der anderen Seite. So sind sowohl Arten- und Fangzahlen als auch die Körpergrößendiversität auf den Nicht-WF-Flächen deutlich höher als auf den WF-Flächen. Hingegen sind Artenzahlen sowie Fangzahlen gefährdeter Taxa auf den WF-Flächen deutlich höher. Auf den WF-Weiden wurden durchschnittlich 0,045 Arten/Fallentag/Fläche gefangen und auf den Nicht-WF-Weiden nur 0,028. Deutlicher war der Unterschied bezüglich der Fangzahlen gefährdeter Arten, wobei auf den WF-Weiden 0,147 und auf den Nicht-WF-Weiden 0,058 Individuen/Fallentag/Fläche gefangen wurden; die Unterschiede sind aufgrund der hohen Streuungen jedoch nicht signifikant. Auf den konventionell bewirtschafteten Nicht-WF-Weiden konnte keine einzige stark gefährdete, auf den WF-Weiden hingegen jeweils max. eine Art dieser Kategorie dokumentiert werden.

2.1.4 *Ausblick*

Die aktuellen Ergebnisse belegen die große Bedeutung von WF-Maßnahmen zum Schutz der Laufkäfer-Biodiversität im durchschnittlichen Grünland der tiefen Lagen Ostösterreichs. Auch sind sie geeignet, das in Österreich praktizierte Verfahren zur gutachterlichen Auswahl der ÖPUL-Flächen positiv zu bewerten. Es bleibt mit Spannung abzuwarten, ob sich die Flächen nach länger andauernder extensiver, durch WF-Maßnahmen reglementierter Bewirtschaftung noch besser im Sinne eines erhöhten naturschutzfachlichen Wertes für das Schutzgut Laufkäfer entwickeln werden.



2.2 Spinnen

2.2.1 Methodik

Die epigäische, dh. auf der Bodenoberfläche aktive Spinnenfauna wurde mittels der Barberfallenmethode erhoben. Ergänzend wurden die mittels des Bodensaugers genommenen Proben ausgewertet.

2.2.2 Ergebnisse und Diskussion

2.2.2.1 Datenbasis und Artenbestand

Die Auswertungen basieren auf 9.492 adulten Tieren aus insgesamt 12.106 determinierten Individuen. Mittels der Barberfallen-Methode wurden 117 Arten nachgewiesen, die Bodensauger-Proben ergaben 66 Arten.

Im Zuge der gegenständlichen Untersuchung wurden 136 Spinnenarten aus 19 Familien nachgewiesen. Dies entspricht 13,6 % der Araneenfauna Österreichs.

Der eudominant auftretende Offenlandbewohner *Pardosa palustris* ist dabei die mit Abstand am häufigsten gefangene Spinnenart. Die Ränge zwei und drei nehmen die Dickkieferspinnne *Pachygnatha degeeri* mit 10,6 % aller gefangenen Individuen ein und die ebenfalls subdominant auftretende Wolfspinnne *Trochosa ruricola* ein. Unter den gefährdeten Arten ist das individuenreiche Vorkommen von *Arctosa leopardus* bemerkenswert – die Stetigkeit ihres Auftretens in den Untersuchungsflächen liegt bei 18 %. Ab Rang 16 sind mit den beiden Plattbachspinnen *Drassyllus pusillus* und *Trachyzelotes pedestris*, der Krabbenspinnne *Xysticus bifasciatus* und der Wolfspinnne *Alopecosa trabalis* anspruchsvollere Charakterarten von Magerwiesen anzutreffen.

Die Kombination der Barberfallen- und Bodensauger-Methode lässt bei 136 nachgewiesenen insgesamt 167 Arten erwarten, die diesbezüglichen Maximal- bzw. Minimalwerte betragen 216 bzw. 146. Somit ist davon auszugehen, dass der Erfassungsgrad der epigäische und Krautschicht besiedelnden Spinnenfauna der Untersuchungsflächen des gesamten Untersuchungsgebietes für den Frühsommeraspekt bei knapp 82 % liegt.

2.2.2.2 Bemerkenswerte Arten

Drei Spinnenarten wurden hiermit erstmals für Österreich nachgewiesen: die Kugelspinnne *Robertus insignis* (Steiermark), die Springspinnne *Sibianor tantulus* (Steiermark) und die Krabbenspinnen *Ozyptila sanctuaria* (Burgenland). Weitere bemerkenswerte Arten sind *Atypus piceus*, *Bathypantes parvulus*, *Eperigone trilobata*, *Meioneta mollis*, *Meioneta simplici-*

tarsis, *Notioscopus sarcinatus*, *Arctosa figurata*, *Pardosa cribrata*, *Pardosa fulvipes*, *Pardosa proxima*, *Pirata piscatorius* und *P. uliginosus*, *Zodarion rubidum*, *Zelotes gracilis*, *Thanatus arenarius* und *Th. striatus*, *Xysticus lineatus*, *Pellens tripunctatus* und *Talavera aperta*.

2.2.2.3 Korrelation mit Umweltvariablen und Ähnlichkeitsanalysen

Eine Korrelation mit metrischen Umweltvariablen lässt eine der beiden Achsen klar als einen Feuchtegradienten interpretieren: Hygrobionte und hygrophile Arten wie *Notioscopus sarcinatus*, *Oedothorax* spp. und die Wolfspinnen *Pirata hygrophilus*, *P. latitans*, *Pardosa amentata* und *Arctosa leopardus* nehmen hierbei die eine Seite im Diagramm ein, wohingegen die thermophil-xerophilen Taxa *Trochosa robusta*, *Pardosa hortensis* und *Trachyzelotes pedestris* auf der gegenüberliegenden Seite zu finden sind.

Die naturräumliche Lage der ausgewählten Untersuchungsflächen ist einer der die Spinnenzönosen am stärksten prägenden Faktoren.

Vergleich von Wiesen- und Weidestandorten

Die Spinnenfauna von Wiesen- und Weideflächen ist hinsichtlich ihrer Diversitätswerte sehr ähnlich, auf qualitativer Ebene zeigen sich gravierende Unterschiede: Die Spinnenfauna der Wiesen weist einen beinahe 3-mal höheren Wert an gefährdeten und damit wertbestimmenden Arten auf. Aus sektoral-naturschutzfachlicher Sicht ist somit den Wiesenflächen klare Priorität hinsichtlich ihrer Erhaltung und Förderung einzuräumen.

2.2.2.4 WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich

Die Top-5-Plätze mit den Hotspots 25, 21, 02, 03, 20 sind ausnahmslos WF-Flächen, unter den Top-13-Flächen befindet sich lediglich eine einzige Nicht-WF-Fläche. Unter den 5 „schlechtesten“ Flächen befinden sich zwei Nicht-WF-Flächen, unter den schlechtesten 13 Flächen insgesamt 5 Nicht-WF-geförderte. Unter den Top-13-Flächen befinden sich lediglich 2 Weiden (15,4 %), unter den 13 schlechtesten Flächen hingegen 9 Weiden (69,2 %).

Unterschiede zwischen WF- und Nicht-WF-Spinnengemeinschaften in den untersuchten Flächen sind klar erkennbar. WF-Spinnenzönosen weisen im Mittelwert höhere naturschutzfachliche Werte auf als Nicht-WF-Zönosen: Dies trifft für die Indikatoren Gesamtartenzahl, Arten- und Individuenzahl an Rote-Liste-Arten und naturschutzfachlicher Gesamtwert zu.

Aus naturschutzfachlicher Sicht ist festzustellen, dass sich zum einen innerhalb der ÖPUL-geförderten (WF) Flächen solche befinden, die einen geringen naturschutzfachlichen Wert aufweisen und aus sektoraler Sicht nicht förderwürdig oder prioritär zu behandeln wären, zum anderen im untersuchten Nicht-WF-Pool hochrangige und vorrangig erhaltenswerte Artengemeinschaften und Flächen liegen.

2.2.2.5 Vergleich von WF-Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten

Ein verzögerter Mahdzeitpunkt dürfte sich positiv auf das Vorhandensein und die Förderung anspruchsvoller und gefährdeter Spinnengemeinschaften auswirken. Insbesondere netzbauenden Araneenarten werden damit geeignete Kleinhabitate zur Verfügung gestellt. Die wissenschaftliche Beweisführung hierfür ist für das Folgeprojekt vorgesehen.

2.2.2.6 WF- und Nicht-WF-Weiden im Vergleich

WF-Mähweiden sind tendenziell die naturschutzfachlich wertvolleren Weideflächen. Die Tatsache, dass WF-Dauerweiden die geringste Anzahl an wertbestimmenden Arten zeigen, ist ein Indiz für die Notwendigkeit einer breiteren, auch auf tierökologischen Ergebnissen basierenden Zuweisungen von ÖPUL-Maßnahmen. Zur statistischen Absicherung der festgestellten Unterschiede innerhalb der kartierten Weidetypen bedarf es weiterführender Untersuchungen.

2.2.3 *Ausblick*

- Wahl des Schnittzeitpunktes: Erhöhung der Stichprobenzahl, eine anzustrebende Gleichverteilung von Wiesentypen auf die auszuwertenden Bewirtschaftungsweisen und die Bearbeitung des Herbstaspektes (Transekt-Aufnahmen von Spinnennetzen).
- Methodenvergleich: Korrelation der quantitativen Proben des Bodensaugers mit den semiquantitativen Fängen aus den Barberfallen.
- Tiergruppenauswahl: Ergänzende Bearbeitung der Tiergruppe Weberknechte (Opiliones) neben der Spinnenfauna, zeichnen sich doch einzelne Vertreter und Gilden dieser Spinnentierordnung als wenig mobile Bodenorganismen aus, die ein Spiegelbild der historischen Entwicklung von Landschaftsteilen darstellen.
- Zoologisches Indikatorenset für ÖPUL-Förderungen: Die vorliegende Bearbeitung zeigt vielfach die fachliche Sinnhaftigkeit und Notwendigkeit der Einbeziehung zoologischer bzw. tierökologischer Aspekte im Rahmen der Zuweisung von ÖPUL-Förderungen.

2.3 Wanzen

2.3.1 Einleitung

Die sehr gute Eignung von Wanzen als Zeigergruppe für flächenscharfe, vergleichende Untersuchungen im bewirtschafteten Grünland ergibt sich v.a. aufgrund der hohen ökologischen Bandbreite der Tiergruppe bei gleichzeitig hohem Spezialisierungsgrad vieler Arten, der kleinflächigen Raumnutzung und ihrer Sensibilität gegenüber „Störungen“, wie Mahdhäufigkeit, Mahdtermin oder Beweidungsintensität. Es liegen etliche Arbeiten vor, die sich mit dem Einfluss von Standortfaktoren und unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen auf die Wanzenlebensgemeinschaften diverser Wiesentypen beschäftigen. Ein weiterer Vorteil in der Verwendung dieser Tiergruppe ist der Umstand, dass im Vergleich zur Aussagekraft (hohe Artenzahl) der Erhebungs- und Laborarbeitsaufwand (niedrige Individuenzahlen) gering ist; so wurde in vorliegender Studie unter Berücksichtigung des gesamten Fallenmaterials die höchste Artenzahl bei geringsten Individuenzahlen eruiert.

2.3.2 Methodik

Es wurden alle durch Bodenfallen und Saugproben gefangenen Wanzen bearbeitet. Bei der Qualitätsbemessung konnte die zweite Saugprobenserie aufgrund signifikanter Ergebnisunterschiede der Freilandhebungen durch unterschiedliche FreilandbearbeiterInnen nicht berücksichtigt werden.

Die naturschutzfachliche Bewertung orientiert sich an den Kriterien Rote Liste und Stenökie (geringe ökologische Valenz; dh. anspruchsvolle, spezialisierte Arten). Weiters wurden zur Beschreibung der Flächenzönosen alle Arten einer ökologischen Gilde zugeordnet (Bodenbewohner, Grasbesiedler, Kräuterbesiedler). Bei der Rangstufenermittlung kommen folgende fünf Bewertungskriterien zur Anwendung: Artenanteil hoch gefährdeter Arten (EN, VU), Anzahl gefährdeter Arten (EN, VU, NT, DD), Anzahl stenöker Arten, Artenanteil stenöker Arten sowie Artenanzahl (unstandardisiert).

2.3.3 Ergebnisse und Diskussion

2.3.3.1 Datenbasis und Analyse des Artenbestandes

Die Auswertung ergab aus 4.795 determinierten Individuen in Summe 142 Arten. Das sind knapp 16 % des derzeit bekannten österreichischen Artenbestands von 899 Wanzenarten.

Die Artenzahlen pro Untersuchungsfläche differieren mit dem Höchstwert von 39 und dem Tiefstwert von nur 4 Wanzenarten sehr stark. Insgesamt zeigt sich ein sehr heterogenes Bild

der Artenzahlen wie auch der Individuenzahlen pro Teilfläche in jedem Flächentyp, insbesondere aber bei den Nicht-WF-Flächentypen.

Die jeweils höchsten Werte der durchschnittlichen Arten- und Individuenzahlen erreichen die WF-Mähwiesen mit traditionellem Schnittzeitpunkt. Die jeweils geringsten Werte erzielen die Nicht-WF-Mähwiesen und Nicht-WF-Weiden.

Der Gesamt-Artenbestand weist mit 30 Arten, das sind 21 %, einen geringen Anteil von Rote-Liste-Arten (inklusive Arten der Kategorien DD und NT) auf. Es zeigt sich, dass einerseits stark gefährdete Arten nur in WF-Mähwiesen (Mähweise, trad., Mähwiese, 42 d) vorkommen und andererseits in den Nicht-WF-Weiden keine gefährdeten oder stark gefährdeten Arten auftreten. Auffallend ist, dass gefährdete und stark gefährdete Arten in den meisten Fällen in geringen Abundanzen vorkommen.

Der Anteil stenöker Arten am Gesamtartenbestand beträgt 20 %, ein eher geringer Wert. Die Anteile von stenöken Arten im Vergleich der Flächentypen differieren insgesamt nicht stark, sind aber bei den Mähwiesentypen, insbesondere den Mähwiesen, trad. und Mähwiese, 42 d, erhöht. Den geringsten Anteil zeigen die Nicht-WF-Weiden.

Die festgestellte Wanzenfauna teilt sich wie folgt in ökologische Gilden auf: Krautschichtbesiedler 44 %, Bodenbewohner 32 %, Grasbesiedler 15 %; indifferente Arten 9 %. Im Vergleich der Flächentypen zeigt sich bei den Weiden ein Unterschied in den Anteilen von Arten unterschiedlichen ökologischen Verhaltens: Bodenarten werden hier, bedingt durch den höheren Vertritt, die oftmals stark abgefressene Krautschicht und den geringen Raumwiderstand, gefördert.

Von besonderem Interesse ist, wie sich die naturschutzfachlich bedeutenden Rote-Liste-Arten verhalten. Es zeigt sich, dass 75 % dieser Arten ökologisch spezialisiert, also stenök sind und dass im Vergleich zum Gesamtartenbestand ihr Anteil in der Gilde der Bodenbewohner erhöht ist. In dieser Gilde ist auch der Anteil stenöker Arten am höchsten.

2.3.3.2 Bemerkenswerte Arten

Faunistisch bemerkenswerte, großteils in Österreich sehr seltene Arten sind: *Chartoscirta cocksi*, *Deraeocoris morio*, *Hallodapus montandoni*, *Sphragisticus nebulosus*, *Trapezonotus ullrichi* und *Coriomeris scarbricornis*. Von insgesamt sieben Arten liegen aus der Steiermark bisher keine publizierten Belege vor, eine Art ist neu für die burgenländische Wanzenfauna.

Als österreichweit gefährdet wurden 7 Arten (5 %) eingestuft, 3 Arten (2 %) als stark gefährdet. Alle drei stark gefährdeten Arten – *Peirates hybridus*, *Ulmicola spinipes*, *Pithanus maerkelii* – kommen in WF-Mähwiesen vor. Auffallend sind die sehr geringen Stückzahlen der ersten beiden Arten (insgesamt 1 Exemplar bzw. 2 Exemplare), nur *Pithanus maerkelii* erreicht in manchen Flächen teils höhere Abundanzen. Gefährdete Arten kommen bis auf

Nicht-WF-Weiden in allen Flächentypen vor. Auffällig ist auch hier, dass bis auf *Hallodapus montadoni*, der in teils höheren Dichten vorkommt, von den übrigen sechs Arten eine mit 2 Exemplaren und fünf mit nur je einem Exemplar nachgewiesen werden konnten.

2.3.3.3 Korrelation mit Umweltvariablen

Die Ergebnisse der Korrespondenzanalyse verdeutlichen, dass die meisten Arten sich entlang eines Höhengradienten von schütterten, trockenen Tieflandwiesen zu feuchten, höher gelegenen und dicht bewachsenen Wiesen orientieren. Die Korrelation mit der Meereshöhe ist relativ hoch.

Für die Wanzen Diversität spielt jedoch die naturräumliche Lage eine gewichtige Rolle. Die Grünländer des Südöstlichen Alpenvorlands weisen gegenüber jenen der beiden anderen Teilräume einen deutlich erhöhten Wert auf. Dieser ist etwa im Vergleich zu den Zentralalpen signifikant unterschiedlich. In den Anteilen von Rote-Liste-Arten ergeben sich hingegen keine Signifikanzen innerhalb der drei betroffenen Naturräume.

2.3.3.4 WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich

Unter den ersten 16 Plätzen der Rangmittelwerte findet sich lediglich eine Nicht-WF-Fläche. Die ersten fünf Ränge werden von WF-Mähwiesen belegt. Innerhalb der ersten 10 Ränge kommen neben diesem Typus auch zwei WF-Weiden und eine Nicht-WF-Mähwiese vor. Unter den ersten 20 Rängen finden sich nur drei Nicht-WF-Flächen, diese sind allesamt Mähwiesen. Auffallend ist die Clusterung der Nicht-WF-Weiden am Ende der Rangfolge. Der Rangmittelwert der WF-Standorte ist mit 21,747 höher als jener der Nicht-WF-Standorte mit 14,933, der Unterschied ist signifikant.

Die Anteile von Rote-Liste-Wanzenarten in den WF-Flächen sind höher als in den Nicht-WF-Flächen; stark gefährdete Arten kommen ausschließlich in WF-Flächen vor. Die Unterschiede sind aber nicht signifikant. In den Anteilen stenöker Arten zeigt sich ein deutlicher Unterschied im Artenanteil stenöker Arten zugunsten der WF-Flächen. In diesem Fall ist der Unterschied signifikant.

Prinzipiell werden durch landwirtschaftliche Intensivierung im Grünland immer mehr Wanzenarten gehemmt als gefördert und gerade die stenöken Arten zurückgedrängt. Extensive, ungedüngte Wiesen besitzen generell höhere Pflanzenartenzahlen, was insbesondere trophisch spezialisierte Wanzenarten begünstigt. Die Erhöhung des Anteils an Kräutern bringt auch eine Erhöhung der Wanzenartenzahlen nach sich. Im heutigen Wirtschaftsgrünland dominieren aber unspezifische Grasbesiedler und Arten von nitrophilen Pflanzen. Der signifikant erhöhte Anteil an stenöken Arten in den WF-Flächen ist deshalb von naturschutzfachlicher Relevanz.

Damit haben sich die untersuchten WF-Flächen für Wanzen wertvoller erwiesen als die Nicht-WF-Flächen.

2.3.3.5 WF- und Nicht-WF-Mähwiesen im Vergleich

Unter den ersten 14 von 21 Rängen rangiert nur eine Nicht-WF-Mähwiese. Der Rangmittelwert der WF-Standorte ist mit 21,747 höher als jener der Nicht-WF-Standorte mit 14,933. Der Unterschied ist nicht aber signifikant. Der Anteil an Rote-Liste-Arten ist insgesamt in den WF-Mähwiesen höher und nur hier treten auch stark gefährdete Arten auf. Ebenso verhält es sich mit den Anteilen von stenöken Arten. Beide Werte unterscheiden sich aber nicht signifikant.

Viele Wanzen sind bezüglich des Mahdereignisses (Zeitpunkt und Häufigkeit) aufgrund ihrer Immobilität sehr sensibel und reagieren wenig flexibel auf diese Störung. In mehrschürigen Wiesen kommen nur mehr wenige anspruchslose Wanzenarten vor, Intensivwiesen haben keine eigenständige Wanzenfauna.

Analysiert man im Ranking der Flächen, das neben der Diversität auch auf qualitativen Kriterien fußt, welche Biotoptypen an der Spitze liegen, so fällt auf, dass es die frischen artenreichen Fettwiesen der Tieflagen und die feuchten bis nassen Fettwiesen sind. Extensive, pflanzenartenreiche, mittelintensive Fettwiesen beinhalten aufgrund des reichhaltigen Pflanzenbewuchses und der jahreszeitlich länger zu Verfügung stehenden pflanzlichen Biomasse viele Wanzenarten. Auch können hier noch xerophile, oft bodenbewohnende Graslandarten vorkommen. Gerade offene Bereiche sind in Wiesen von herausragender Bedeutung für seltene und gefährdete Wanzenarten.

2.3.3.6 Vergleich von WF-Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten

Im Ranking der WF-Mähwiesen werden die ersten beiden Ränge von Mähwiesen mit traditionellem Schnittzeitpunkt eingenommen, danach folgen zwei Flächen mit 42 Tagen Schnittzeitpunktverzögerung. Die Unterschiede sind insgesamt zwischen den einzelnen Flächentypen bei Weitem nicht signifikant, sodass sich die Flächentypen am Beginn der Förderperiode im Wert nicht unterscheiden.

Interessant wäre, ob sich in ein paar Jahren Änderungen in diesem Ranking ergeben und – so die Hypothese – die Flächen mit verzögertem Schnittzeitpunkte durch höheren Kräuter- und Samenangebot an Wert für Wanzen gewinnen.

Die Mahdhäufigkeit und der Zeitpunkt der ersten Mahd beeinflussen die Wanzenengesellschaften, aber es ist unklar, welcher Faktor von höherer Bedeutung ist. Die Mahd ist ein massiver Einschnitt in die Lebensbedingungen der Wanzenfauna, insbesondere für die Kräuterbesiedler. Die meisten Arten sind in ihrer Entwicklung an Zweischürigkeit und einen späten ersten

Mähzeitpunkt angepasst. Ein späterer Mahdtermin mit dem damit verbundenen erhöhten Samen- und dem hohen Altgrasbestand drückt sich in höheren Wanzenartenzahlen aus, da viele Arten ihre Entwicklung abschließen können.

2.3.3.7 WF- und Nicht-WF-Weiden im Vergleich

Bei Weiden zeigt sich für Wanzen hinsichtlich der Arten- und Individuenzahl ein sehr differenziertes Bild. Unter den „besten“ acht Flächen findet sich eine Nicht-WF-Weide. Es handelt sich dabei um eine extensive Pferdeweide. Die Unterschiede zwischen WF- und Nicht-WF-Weiden sind knapp nicht signifikant. Die Streuung in den Rangzahlen ist bei Weiden höher als bei Vergleichen anderer Flächentypen, was darauf hindeutet, dass Weiden einen sehr unterschiedlich hohen Wert für Wanzen einnehmen können.

Qualitativ ergeben sich Unterschiede bei den Rote-Liste-Arten. Auf den WF-Weiden kommen im Gegensatz zu den Nicht-WF-Weiden auch gefährdete und stark gefährdete Arten vor. Der Anteil stenöker Arten ist bei WF-Weiden ebenfalls erhöht, aber nicht signifikant unterschiedlich. Im Vergleich der Rankings von Rinder- und Schafweiden ist kein deutlicher Unterschied erkennbar, beide Typen finden sich an unterschiedlichen Positionen wieder.

Beweidung bewirkt durch Fraß eine Abnahme der Pflanzenbiomasse, was die phytophagen Wanzen arten- und individuenmäßig dezimiert. Die Höhe der Pflanzendecke ist für viele Arten wesentlich. Insbesondere bei der Schafbeweidung wird diese sehr kurz. Es kommt zu einem Rückgang unter den Grasbesiedlern und der Samensauger, da Gräser und Kräuter nicht mehr fruchten. Bei extensiver Schafbeweidung werden aber keine negativen Effekte festgestellt.

Durch die Reduktion der Weidetierzahl kommt es zu einer teilweisen Verbrachung, die zu einer Zunahme an störungsempfindlichen Wanzenarten führt. Das kommt auch in vorliegender Studie im Unterschied der Anteile stenöker Arten sowie im Auftreten höherrangiger Rote-Liste-Arten in WF-Weiden zum Ausdruck. Je höher jedoch die Beweidungsintensität ist, desto stärker nehmen die Anteile der genannten Artengruppen ab, es kommt daher zu einer Trivialisierung der Wanzenfauna.

2.3.4 Ausblick

Insgesamt haben sich die untersuchten Wiesen und insbesondere die Weiden als sehr unterschiedlich wertvoll für Wanzen herausgestellt. Die Anteile von Rote-Liste-Wanzenarten und von stenöken Arten sind im Vergleich zu naturnahen Lebensräumen eher gering. Die untersuchten WF-Flächen sind aber signifikant wertvoller als die Nicht-WF-Flächen. Interessant wäre, wie die Maßnahmenwirkung die Anteile naturschutzfachlich wertvoller Arten an den Artengemeinschaften beeinflusst und ob es auf den WF-Flächen zu einer allmählichen

Zunahme der Anteile gefährdeter und stenöker Wanzenarten kommt. Dabei wäre ein erster Vergleich nach einem Zeitraum von 3-4 Jahren von Interesse, da die kleinräumig siedelnden Wanzen schneller und sensibler auf biotische und abiotische Änderungen durch Bewirtschaftungswechsel reagieren als die Vegetation.



2.4 Zikaden

2.4.1 Einleitung

Zikaden sind eine der artenreichsten phytophagen Tiergruppen in Mitteleuropa. Fast 40 % der Arten kommen ausschließlich oder vorwiegend im Grünland vor. Die Mehrzahl der Arten ist eng an Pflanzenarten und/oder abiotische Habitatparameter gebunden; sie reagieren daher relativ rasch und direkt auf Änderungen ua. der Bewirtschaftungsweise. Zikaden sind relativ effizient quantitativ erfassbar, und ihre Verbreitung und Biologie ist gut bekannt. Als Erfolgsindikatoren für die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen im Grünland sind sie aufgrund ihrer Diversität, Habitatbindung, funktionalen Stellung im Ökosystem und der räumlichen und zeitlichen Sensitivität daher gut geeignet und werden auf nationaler und internationaler Ebene regelmäßig hierfür eingesetzt.

2.4.2 Methodik

Die Zikadenfauna von 39 Untersuchungsflächen wurde mittels Bodensauger (G-Vac) quantitativ erfasst. Auf jeder Fläche wurden Ende Mai/Anfang Juni sowie im August 2008 jeweils drei Proben, jede die Fauna von ca. 1,1 m² repräsentierend, entnommen und ausgewertet. Zusätzlich wurden Aktivitätsdominanzen mittels Barberfallen (10 Tage im August 2008) erhoben. Die Bestimmung des naturschutzfachlichen Wertes erfolgte über die Kriterien Artenzahl und Anzahl sowie Abundanz gefährdeter Arten (Rote Liste Österreich).

2.4.3 Ergebnisse und Diskussion

2.4.3.1 Datenübersicht

In Summe wurden 118 Zikadenarten in 25.016 Individuen (davon 10.036 Adulte) gefangen und determiniert. Saugproben erbrachten etwa 80 % der Individuen und 96 % der Arten, während Barberfallen etwa 20 % der Individuen und knapp die Hälfte der Arten lieferten. Frühsommer- und Herbsttermin waren etwa gleich relevant und lieferten jeweils etwa zwei Drittel des lokal nachgewiesenen Artenspektrums.

Die Individuendichten schwankten von Fläche zu Fläche erheblich. Im Mittel lagen sie im Frühsommer bei 35, im Spätsommer bei 31 Tieren/Quadratmeter. Die häufigsten Arten im Grünland sind *Deltocephalus pulicaris* mit 11,5 % der Gesamtindividuenzahl, gefolgt von *Errastunus ocellaris* (7,6%), *Philaenus spumarius* (5,9%), *Turrutus socialis* (5,5%) und *Arthaldeus striifrons* (5,3%). Am weitesten verbreitet ist *Anaceratagallia ribauti* (in 82 % der Flächen), gefolgt von *Deltocephalus pulicaris* (77 %), *Errastunus ocellaris* (74 %), *Recilia*

coronifera (69 %), *Laodelphax striatella* und *Anoscopus serratulae* (beide 67 %). Insgesamt 30 Arten kommen auf zumindest jeder 3. Fläche vor.

Für Grünlandlebensräume der Zentralalpen und für jene des Südöstlichen Alpenvorlands wurden Artenakkumulationskurven erstellt und auf deren Basis Gesamtartenzahlen für Grünlandlebensräume geschätzt. In den Zentralalpen liegt das Artenpotenzial für Zikaden zwischen 66 und 92 Arten (CI 95 %), der Erfassungsgrad ist mit etwa 90 % daher relativ hoch. Im Südöstlichen Alpenvorland hingegen steigt die Artenakkumulationskurve auch nach 129 Proben noch deutlich an, die Gesamtartenzahl wird auf 150 Arten (CI 95 %: 119 - 226 Arten) geschätzt, der Erfassungsgrad liegt unter 70 %.

2.4.3.2 Korrelation mit Umweltvariablen

Innerhalb des (relativ engen) Spektrums der untersuchten Lebensräume wurden keine signifikanten Korrelationen der Zikadenartenzahl mit Nährpflanzenzahl, Feuchtezahl nach Ellenberg, Seehöhe und Flächengröße nachgewiesen. Eine sehr große Rolle spielen hingegen die naturräumliche Großregion und der Lebensraumtyp. Während in den Zentralalpen die Zahl der Rote-Liste-Arten relativ gering ist ($1 \pm 1,4$), beträgt sie im Südöstlichen Alpenvorland bereits $2,9 (\pm 1,7)$ und im Naturraum „Pannonische Flach- und Hügelländer“ sogar $5,4 (\pm 2,3)$. Die geringwertigsten Flächen sind Intensivwiesen, Streuobstbestände und Fettweiden, während Mager- und Halbtrockenrasen besonders wertvoll sind.

2.4.3.3 Clusteranalyse

Eine Clusteranalyse auf Basis der Artenidentität gruppiert WF-Wiesenflächen, die durchwegs höherwertig sind. Ebenfalls eine deutliche Gruppe (mit relativ geringerem naturschutzfachlichen Wert) sind Weiden und Flächen aus der naturräumlichen Region „Zentralalpen“. Isoliert stehen (neben einer artenarmen Weidefläche) vor allem ein artenreichen Halbtrockenrasen mit vielen Rote-Liste-Arten aus der Region „Nordalpen“ und die wechselfeuchte, pannonische Schafweide 80. Letztere ist der einzige derartige Standort im Untersuchungsflächen-Set und erlangt aufgrund des Vorkommens mehrerer typisch pannonischer, in Österreich gefährdeter Zikadenarten den höchsten naturschutzfachlichen Wert.

2.4.3.4 WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich

WF-Flächen sind hinsichtlich der Zikadenfauna im Mittel sowohl pauschal betrachtet als auch bei Differenzierung nach Nutzung (Wiese, Weide) naturschutzfachlich wertvoller als Nicht-WF-Flächen. Der naturschutzfachliche Wert von Zikadenzönosen hängt allerdings sehr stark vom Naturraum ab. Die höchsten Werte erreichen Grünlandlebensräume im pannonischen Raum. Da „Nicht-WF-Flächen“ mit 20 % einen doppelt so großen Anteil pannonischer Probe-

flächen haben als WF-Flächen, ist ein Gesamtvergleich von WF- zu Nicht-WF-Flächen hinsichtlich des Einzelparameters „Rote-Liste-Arten“ nicht sinnvoll. Vergleicht man WF- und Nicht-WF-Flächen unter Ausschluss der Flächen des pannonischen Raumes, so zeigt sich, dass WF-Flächen bei ähnlichen Individuendichten deutlich mehr Rote-Liste-Arten aufweisen als nicht im WF-Programm geförderte Flächen.

Ähnliches trifft bei isolierter Betrachtung des Kriteriums „Rote-Liste-Arten“ auch auf Wiesenflächen zu. Auch hier sind die Unterschiede innerhalb eines Naturraums zwischen WF- und Nicht-WF-Flächen ähnlich groß wie die Unterschiede innerhalb der WF-Flächen zwischen verschiedenen Naturräumen, sodass eine Pauschalbeurteilung über naturräumliche Grenzen hinweg wenig sinnvoll scheint.

Flächen mit um 28 Tage verzögertem Schnitt werden etwas höher bewertet als traditionell bewirtschaftete Flächen und als Flächen mit 42 Tagen Schnittzeitpunkts-Verzögerung. Interessant ist, dass letztere bei der Spätsommer-Kartierung eine wesentlich höhere Individuendichte aufweisen als die beiden ersteren. Ob dies eine Folge der (neuen) Bewirtschaftungsauflage ist, wird eine der zentralen Fragestellungen der Flächenevaluierung einige Jahre nach Umsetzungsbeginn der aktuellen Bewirtschaftungsauflagen sein.

Beweidete Flächen haben in der Regel eine deutlich geringere naturschutzfachliche Bedeutung als gemähte Wiesen.

2.4.4 **Ausblick**

Die Befunde des ersten Untersuchungsjahres belegen bereits die hohe Bedeutung der WF-Flächen zum Schutz der Phytophagen-Biodiversität, repräsentiert hier durch die Zikadenfauna. Mit hoher Wahrscheinlichkeit werden die zeitgleich mit der vorliegenden Untersuchung erstmals umgesetzten Bewirtschaftungsauflagen kurz- bis mittelfristig Wirkungen auf die Zikadenfauna entfalten. Ob dies den erhofften positiven Effekt hat, soll eine Evaluierung im Jahre 2011 auf Basis der aktuellen Referenzdaten zeigen.

2.5 Anhang IV-Arten der FFH-Richtlinie

2.5.1 Einleitung

Die bearbeiteten Anhang-IV-Arten der FFH-Richtlinie können nicht wie die anderen Gruppen als Zeigergruppe zur Bewertung der Standorte und Maßnahmen herangezogen werden. Denn es handelt sich dabei vorwiegend um Arten (va. Schmetterlinge), die aufgrund ihrer europaweiten Gefährdung im Gesamtgebiet der EU zu schützen sind, aber für die gegenständliche Grünland-Maßnahmen-Evaluierung keine Zeigerfunktion übernehmen können. Ziel der Bearbeitung dieser Schutzgüter ist die Frage, inwieweit die ausgewählten Flächen als Habitate für diese Arten und Artengruppen in Frage kommen.

2.5.2 Methodik

Für die Erfassung der Arten wurde pro Fläche eine Begehung durchgeführt. Einige Arten konnten über die Suche nach Präimaginalstadien nachgewiesen werden, aber da die zu erhebenden Arten nicht zur gleichen Zeit im Erwachsenenstadium erscheinen, wurde versucht, anhand der vorhandener Biotopausstattung (Vegetation, Raupennahrungspflanzen, Besonnung etc.) Potenziale für in Frage kommende Arten auszuweisen.

Die Bewertung der Standorte ist nur sehr vorsichtig interpretierbar. Es wurde ein Punktesystem zu Anwendung gebracht, das tatsächliche Nachweise von Rote-Liste-Arten am höchsten bewertet.

2.5.3 Ergebnisse und Diskussion

2.5.3.1 Datenbasis

Insgesamt werden für acht Schmetterlingsarten, 1 Heuschrecken-, 1 Amphibien- und 1 Kriechtierart Nachweise oder Potenziale angeführt. Definitive Nachweise wurden für fünf Arten erbracht.

2.5.3.2 Bemerkenswerte Arten

Herausragend ist der Nachweis der in Österreich stark gefährdeten Breitstirnigen Plumpschrecke (*Isophya costata*) in einer WF-Mähwiese in Niederösterreich. Von Interesse sind weiters die Beobachtungen der gefährdeten Arten Dunkler und Heller Wiesenknopf-Ameisenbläuling (*Maculinea nausithous*, *M. teleius*) sowie der Gelbbauchunke (*Bombina variegata*).

2.5.3.3 WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich

Es kommen sowohl WF- als auch Nicht-WF-Flächen an der Spitze wie am Ende des Feldes vor. Auf eine Signifikanzberechnung wurde aufgrund der vielen nur auf Potenzialen basierenden Daten verzichtet.

Die Flächentypen variieren im naturschutzfachlichen Ranking stark. Generell liegen Weiden vermehrt in der zweiten Hälfte der Reihenfolge. Bei in Summe 17 Flächen (= 44 % aller Flächen) konnten keine Nachweise erbracht und auch keine Potenziale vergeben werden. Darunter finden sich sowohl WF-Flächen, als auch Nicht-WF-Flächen. Es hat sich gezeigt, dass für einige Anhang-IV-Arten die Einbindung bzw. Erhaltung der extensiv genutzten angrenzenden Säume von Bedeutung ist.

Insgesamt wird festgestellt, dass die untersuchten extensiven und mittelintensiven Grünlandflächen nur für wenige Arten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie als Lebensraum in Frage kommen.

2.5.4 *Ausblick*

Für feuchte bis nasse Wiesen mit verspätetem Schnittzeitpunkt wäre zukünftig zu untersuchen, ob die Entwicklung der anspruchsvollen, hinsichtlich des Zeitpunktes der Mahd sensitiven Wiesenknopf-Ameisenbläulinge gehemmt oder gefördert wird und ob nachweisbar ist, dass bei höherem Nektarangebot bei später gemähten WF-Wiesen, geschützte Schmetterlingsarten gefördert werden.

3 Ausgangslage und Rahmenbedingungen

Die neue Verordnung für die Entwicklung des ländlichen Raumes (ELER) betont den naturschutzorientierten Aspekt gleich in mehreren Artikeln (Artikel 38, 46, 57) – wobei dem Schutzgebietsnetzwerk NATURA 2000 besondere Gewichtung zuteil wird.

So sieht die Ländliche Entwicklung in der Periode 2007-2013 eine Reihe diesbezüglicher Maßnahmen in der Achse 2 mit dem neuen Agrarumweltprogramm ÖPUL 04 vor. Aus Sicht des Naturschutzes kommt es in der konkreten Umsetzung zu einem österreichweiten einheitlichen Standard in der Flächenbewertung, Auflagenformulierung und Prämienberechnung. Das neue System orientiert sich einerseits wie bisher auf stark flächenbezogene Maßnahmen (Rotflächen) und als Neuerung auf Maßnahmen, die die gesamten landwirtschaftlichen Nutzflächen eines Betriebes betreffen können und mehr oder minder räumlich variabel einsetzbar sind (Gelbflächen; im Rahmen der Erstellung eines Naturschutzplanes).

Ziel der vorgelegten Studie ist es, einen Teil neu formulierten Maßnahmen in Mähwiesen und Weiden, die in die Rotflächen-Förderung aufgenommen wurden, auf ihre ökologische, insbesondere tierökologische Wirkung hin zu überprüfen. Dabei steht der naturschutzfachliche Vergleich von WF-Flächen und Nicht-WF-Flächen im Vordergrund.

4 Projektbeschreibung

4.1 Projektteam

Die Projektabwicklung erfolgt durch die ÖKOTEAM – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung OG (Graz).

Table 1: Übersicht der beteiligten Institutionen und BearbeiterInnen.

Institutionen	Sachbearbeiter
ÖKOTEAM – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung	MMag. Dr. Helwig Brunner (Lektorat, Qualitätssicherung) Mag. Dr. Thomas Frieß (Projektassistenz, Wanzen, Flächenbetreuung) Mag. Katharina Gesslbauer (Datenrecherche, Koordination) Mag. Dr. Werner Holzinger (Projektleitung, Zikaden) Mag. Jördis Kahapka (Flächenbetreuung) Mag. Dr. Christian Komposch (Spinnen) DI Anton Koschuh (FFH-Arten) Mag. Christian Mairhuber (Flächenbetreuung) Mag. Wolfgang Paill (Laufkäfer) Sowie mehrere WerkvertragnehmerInnen für Freilandarbeiten
Büro Stipa	Mag. MAS (GIS) Helmut Kammerer, Mag. Barbara Emmerer (beide Vegetation)
Universität Wien	Dr. Klaus Peter Zulka (Untersuchungsdesign, Biostatistik)

4.2 Projektkonzept und Projektziele

Das vom ÖKOTEAM – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung entwickelte Konzept mit dem Titel „Evaluierung der ÖPUL 04 Naturschutzmaßnahmen – Tierökologische Auswirkungen der Maßnahme WF“ sieht als Teil 1 die „Ist-Zustands-Aufnahme“ am Beginn der Förderperiode vor. Dabei steht der Vergleich von WF-Flächen mit Nicht-WF-Flächen im Vordergrund. Das Konzept sieht vor, dass in weiterer Folge die Auswirkungen der Naturschutzmaßnahme „WF-Rotflächen“ auf die tierische Artenvielfalt, den naturschutzfachlichen Wert

und den Schutz von Tierarten der FFH-Richtlinie nach einigen Jahren auf denselben Flächen untersucht werden; Teil 2: „Tierökologische Bewertung von WF-Rotflächen im Vergleich ein und vier Jahre nach Einstieg in die WF-Maßnahme“. Diese Untersuchung im Jahr 2011 dient der Überprüfung der Maßnahmenwirksamkeit über den Zeitraum von 4 Jahren.

Die übergeordneten Zielsetzungen des gesamten Projektkonzepts sind:

- Vergleich von WF-Flächen (Rotflächen) mit Nicht-WF-Flächen aus naturschutzfachlicher Sicht
- Evaluierung und Verbesserung von einzelnen Auflagen und Auflagenpaketen
- Darstellung der ökologischen Entwicklung auf WF-Flächen über die Zeit
- Darstellung der Bedeutung der WF-Rotflächen für Tierarten der FFH-Richtlinie sowie für den günstigen Erhaltungszustand in NATURA 2000-Gebieten

Für die Beantwortung der Fragestellungen werden bioindikatorisch geeignete Insekten- und Spinnentiergruppen herangezogen. Diese sind nicht nur aufgrund hoher Artenzahlen ein wesentliches Maß für die Beschreibung der lokalen Diversität, sondern sie spiegeln auch aufgrund unterschiedlichster ökologischer Verhaltensweisen und hoher Sensibilität den Zustand von Lebensräumen differenziert wieder. Weiters bilden sie wegen ihres allgemeinen Individuenreichtums wesentliche Bestandteile in Nahrungsketten und ökosystemaren Komplexen. Zudem sind sie auch durch quantifizierende Methoden leicht erfassbar.

Das Projekt verfolgt das Ziel, einen positiven ökologischen Effekt des freiwilligen Vertragsnaturschutzes durch die Landwirtschaft detailliert zu belegen. Eine auf landwirtschaftliche Einzelflächen bezogene Darstellung der Wirkungen der Maßnahme WF-Rotflächen hinsichtlich der für die lokale Diversität von Grünlandlebensräumen geeigneten zoologischen Indikatorgruppen und von geschützten Tierarten der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) steht im Vordergrund des Projekts. Es kommt zum Vergleich von WF-Flächen (Rotflächen) mit Nicht-WF-Flächen (ÖPUL- und Nicht-ÖPUL-Flächen) aus tierökologisch-naturschutzfachlicher Sicht unter Berücksichtigung von Mähwiesen und Weiden (Beurteilung der Standortqualität).

Tabelle 2: Übersicht Projektkonzept: Flächentypen, Anzahl an Flächen und Methodik.

Grünland – Mähwiesen	Flächenprofile	Zeigergruppen
Wie wirken sich unterschiedliche Schnittzeitpunkte und ein Düngeverzicht auf die Diversität und den naturschutzfachlichen Wert von WF-Rotflächen aus?	WF-Fläche mit zweimaliger Nutzung kombiniert mit Düngeverzicht; Schnittzeitpunkt traditionell → Anzahl 9	Laufkäfer, Spinnen, Wanzen, Zikaden, FFH-Anhang-IV-Arten
	WF-Fläche mit zweimaliger Nutzung kombiniert mit Düngeverzicht; Schnittzeitpunkt 28 Tage später → Anzahl 5	
	WF-Fläche mit zweimaliger Nutzung kombiniert mit Düngeverzicht; Schnittzeitpunkt 42 Tage später → Anzahl 6	
	Kontrollfläche, Nicht-WF-Flächen, mind. zweimähdig, gedüngt → Anzahl 5	
Grünland – Mähweiden und Dauerweiden	Flächenprofile	Zeigergruppen
Wie wirken sich die Beweidung und die Beweidungsintensität auf die Diversität und den naturschutzfachlichen Wert von WF-Rotflächen aus?	WF-Fläche Mähweide oder Dauerweide → Anzahl 9	Laufkäfer, Spinnen, Wanzen, Zikaden, FFH-Anhang-IV-Arten
	Kontrollfläche, Nicht-WF-Flächen, Mähweide oder Dauerweide → Anzahl 5	

Folgende Flächentypen wurden definiert, untersucht und verglichen:

- Mähwiesen: Auswirkungen unterschiedlicher Schnittzeitpunkte und des Düngeverzichts; Vergleich zu nicht WF-Mähwiesen; Bedeutung für FFH-Arten
 - Traditioneller Schnittzeitpunkt = **Typ 1 – 9 Flächen = WF**
 - 28 Tage später = **Typ 2 – 5 Flächen = WF**
 - 42 Tage später = **Typ 3 – 6 Flächen = WF**
 - Nicht-WF-Mähwiesen (Kontrollflächen) = **Typ 4 – 5 Flächen**
- Mähweiden bzw. Dauerweide: Auswirkungen von Beweidungsintensität; Vergleich zu Nicht-WF-Weiden; Bedeutung für FFH-Arten
 - WF-Mähweide = **Typ 5 – 7 Flächen = WF**
 - WF-Dauerweide = **Typ 6 – 2 Flächen = WF**
 - Nicht-WF-Weide (Kontrollflächen) = **Typ 7 – 5 Flächen**

4.3 Innovative Aspekte

Die bisherigen Studien und Projekte der naturschutzrelevanten ÖPUL-Evaluierung beschäftigten sich in erster Linie mit der Flora und mit der Vogelfauna. Die Auswirkungen auf zahlreiche andere bioindikatorisch und für die Bewertung der Diversität wesentlichen Tiergruppen sind bis dato nicht analysiert worden.

- Berücksichtigung eines breiteren Spektrums von bioindikatorisch relevanten Tiergruppen

Klein- und Kleinstflächensiedler (insbesondere Wirbellose Tiere) wurden bei der bisherigen Evaluierung – mit Ausnahme der FFH-Anhang-II-Arten (und diese auch nicht durch konkrete Aufnahmen selbst) – nicht berücksichtigt. Gerade kleinflächig verbreitete, wenig mobile Arten werden durch Änderungen der Bewirtschaftung aber unmittelbar und massiv beeinflusst. Sie verbringen zT ihr ganzes Leben etwa in einer Wiese oder einem Landschaftselement und sind somit zur Gänze von Erfolg oder Misserfolg der Maßnahmenumsetzung betroffen.

- Berücksichtigung von Kleinflächensiedlern

Die Schutzverpflichtungen von Tierarten der FFH-Richtlinie erfordern einen ausreichenden Wissensstand zum regionalen Vorkommen und der Biotopbindung der einzelnen Arten. Die Erforschung der Bedeutung landwirtschaftlicher Nutzflächen und der Bewirtschaftungsweise auf diese Tierarten könnte diesbezügliche Schwächen in der Schutzpraxis ausmerzen.

- Berücksichtigung von Tierarten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie (und damit etlicher auch des Anhangs II)

Im zweiten Projektteil und der Untersuchung im Jahr 2011 kommt es zur flächenbezogenen Bewertung der Maßnahmenwirkung.

- Evaluierung der Maßnahmenwirkung über einen Gesamtzeitraum von 4 Jahren

5 Methodik

5.1 Gebiets- und Flächenauswahl

Es wurden Flächen in mehreren österreichischen Naturräumen und Bundesländern ausgewählt. Dazu kam es im Vorfeld zu detaillierten INVEKOS-Datenabfragen (s. Tabelle 3), auf der Suche nach geeigneten WF-Flächen in den Bezirken Neunkirchen, Wr. Neustadt, Weiz, Hartberg, Feldbach, Bad Radkersburg, Güssing, Jennersdorf und St. Veit. In weiterer Folge kam es zur Überschneidung der erhaltenen Daten mit den Rasterfeldern des MOBI-e-Projekts (MOBI-e-EMS, MOBI-e-PMS). Als letzter Schritt kam es zur Filterung von Flächen, die innerhalb von NATURA 2000-Gebieten liegen.

Tabelle 3: Übersicht Datenprofil und Datenquellen.

	Detail	Anmerkungen	Datenquelle
Typ	ÖPUL 2007, Maßnahme WF-Rotflächen bzw. sonstige (ÖPUL-)Flächen (=Kontrollflächen)		INVEKOS (L008_ÖPUL bzw. L010_Flächen)
Einstieg	Flächen, die im MFA 2007 gemeldet wurden	gilt nicht für Kontrollflächen	INVEKOS (L008_ÖPUL)
Informationen zu den Parzelle	KG-Nr., Parzellen-Nr., Bewirtschafter		INVEKOS (L006_Betriebe)
Kontaktdaten Bewirtschafter	Adressen		INVEKOS (L006_Betriebe)
Flächentyp 1	WF-Rotfläche, zweischürig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt traditionell Codes: GMG04, GMG05 oder GMG06 in Kombination mit GMD07		INVEKOS ? (L008_ÖPUL) NAON
Flächentyp 2	WF-Rotfläche, zweischürig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt 28 d später Codes: GMG04, GMG05 oder GMG06 in Kombination mit GMD07 und GMZ53		INVEKOS ? (L008_ÖPUL) NAON

	Detail	Anmerkungen	Datenquelle
Flächentyp 3	WF-Rotfläche, zweischürig, Dünger verzicht, Schnitzeitpunkt 42 d später Codes: GMG04, GMG05 oder GMG06 in Kombination mit GMD07 und GMZ63		INVEKOS ? (L008_ÖPUL) NAON
Flächentyp 4	Nicht-WF-Fläche, zweimähdig, gedüngt (kann ÖPUL-Fläche sein)	Kontrollfläche	INVEKOS (L010_Flächen)
Flächentyp 5	WF-Rotfläche, Mäh- oder Dauerweide Code: GWG01		INVEKOS ? (L008_ÖPUL) NAON
Flächentyp 6	Nicht-WF-Fläche, Mäh- oder Dauerweide (kann ÖPUL-Fläche sein)	Kontrollfläche	INVEKOS (L010_Flächen)
Bundesländer / Bezirke	va. Ost-Steiermark oder nahe gelegene Gebiete (Südburgenland, niederösterreichisches Grenzgebiet)		INVEKOS (L006_ÖPUL)
Sonstiger geografischer Bezug - MOBI-e-Rasterfelder	Flächen sollen größtenteils in MOBI-e-Rasterfeldern (1x1km) liegen		MOBI-e-Datenbank
Sonstiger geografischer Bezug – NATURA 2000	Flächen sollen möglichst in NATURA 2000-Gebieten liegen		NATURA 2000-shape file
Sonstiges	Möglichst hohe Übereinstimmung der Flächen pro Fragestellung bezüglich Seehöhe, Boden, Exposition, Vornutzung		INVEKOS (L039_Grundstücke Info gesamt) Sonstige DB ?

Die Vorauswahl ergab ca. 50 potenzielle Flächen. In weiterer Folge wurden alle BewirtschafterInnen laut INVEKOS-Daten telefonisch kontaktiert, über das Projekt informiert und gefragt, ob sie bereit wären, Flächen zur Verfügung zu stellen. Etwa zwei Drittel der Angerufenen haben sich mehr oder minder spontan dazu bereit erklärt. Als Aufwandspauschalen kamen für eine Fläche € 80,-, für mehr als eine Fläche € 100,- zur Auszahlung.

Vorort wurden mit den BewirtschafterInnen die Flächen begangen und Details zur Vorgehensweise vereinbart.

Für die Auswahl der Kontrollflächen (keine WF-Flächen, ÖPUL- und Nicht-ÖPUL-Flächen) wurden jeweils im Nahbereich der WF-Flächen BewirtschafterInnen persönlich kontaktiert und informiert.



Abbildung 1: Gemeinsamen Begehung eines ÖKOTEAM-Mitarbeiters mit dem Bewirtschafter zur Besprechung der Projektziele und der praktischen Vorgehensweise. (Foto: ÖKOTEAM)

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND, LÄNDERN UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer Landwirtschaftsfonds
für die Entwicklung des ländlichen
Raums. Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete.



LE 07-13
Erweiterung für den ländlichen Raum



lebensministerium.at

INSTITUT FÜR TIERÖKOLOGIE UND NATURRAUMPLANUNG

Bergmannngasse 22 · A-8010 Graz · Tel ++43 316 / 351650
email office@oekoteam.at · internet www.oekoteam.at



INFORMATIONSBLATT

für teilnehmende Betriebe am Projekt

„Tierökologische Bewertung von WF-Rotflächen im Vergleich zu Nicht-WF-Flächen“

Wir freuen uns, dass Sie sich bereit erklärt haben, Ihre Naturschutzflächen untersuchen zu lassen und möchten Ihnen anbei ein paar Informationen zum Projekt geben. Für Rückfragen stehen wir Ihnen jederzeit gerne zur Verfügung (Kontaktdaten siehe unten).

Auftraggeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Lebensministerium), Sektion II, Nachhaltigkeit und Ländlicher Raum

Fragestellung des Projekts: Wie wirken sich die Naturschutzaufgaben der WF-Rotflächen auf die Artenvielfalt aus? Untersucht werden vor allem Insekten, aber auch die Pflanzenwelt.

Arbeiten auf Ihren Flächen: Dauer pro Begehung ca. 30-60 Minuten

Ende Mai bis Mitte Juni (vor dem 1. Schnitt)

- * 1. Begehung: Setzen von 6 Jogurtbechern (Bodenfallen); Aufsammeln von Tieren (Laubsauger)
- * 2. Begehung: Abbau der Jogurtbecher nach ca. 10 Tagen
- * 3. Begehung: Untersuchung zum Pflanzenbestand

Mitte Juli bis Ende August

- * 4. Begehung: Schmetterlingsuntersuchung
- * 5. Begehung: Aufsammeln von Tieren (Laubsauger)

Was wir von Ihnen benötigen: Mähtermine; Kontonummer für Aufwandspauschale

Aufwandspauschale pro Betrieb: € 80,- bei einer Fläche; € 100,- ab zwei Flächen; der Betrag wird im Laufe des Sommers bis spätestens Ende August überwiesen

Eine Bitte: Die Jogurtbecher (mit Dach), die 10 Tage auf der Fläche verbleiben, nicht ausmähen oder überfahren – danke!

Kontaktpersonen für Rückfragen:

Mag. Christian Mairhuber
Mobil: 0650/3516506
Tel.: 0316/35-16-50 DW 16
E-Mail: mairhuber@oekoteam.at

Dr. Thomas Friess
Mobil: 0650/2362275
Tel.: 0316/35-16-50 DW 20
E-Mail: friess@oekoteam.at

OKOTEAM · Brunner, Holzinger, Komposch, Pall OG · Ingenieurbüro für Biologie

1

Abbildung 2: Informationsblatt für LandwirtInnen, die dem Projekt Flächen zur Verfügung gestellt haben.

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND, LÄNDERN UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer Landwirtschaftsfonds
für die Entwicklung des ländlichen
Raums. Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete.



5.2 Vegetationskartierung

Je Probefläche wird an repräsentativer Stelle eine Vegetationsaufnahme nach der von Wilmanns (1998) erweiterten Methode der Zürich-Montpellier'schen Schule von Braun-Blanquet (1964) ausgeführt. Die Größe der Probefläche liegt im besten Falle bei 5 × 5 m, minimal jedoch bei 10 m². Zusätzlich auftretende Arten wurden der Vegetationstabelle angefügt. Geländeform, Exposition und Inklination werden erhoben. Es erfolgt auch eine Photodokumentation. Die Taxonomie richtet sich nach Fischer et al. (2008).

Zusätzlich wird eine etwaige Schichtenbildung in der Grünlandvegetation festgestellt, wobei die jeweilige Schicht mit Höhe in Zentimeter und Deckung in Prozent dokumentiert wird. Weiters erfolgt eine Angabe zu bodenoffenen Flächen in Prozent Gesamtdeckung und zum etwaigen Auftreten einer Mooschicht (ebenfalls in Prozent).

Die Vegetationsaufnahmen werden hinsichtlich verschiedener Zeigerwerte nach Ellenberg (1992), gewichtet nach Deckung, ausgewertet. Dies betrifft die folgenden Kennwerte: Lichtzahl-L, Temperaturzahl-T, Feuchtezahl-F, Reaktionszahl-R, Stickstoffzahl-N. Jede Fläche wird einem Biotoptyp gemäß Biotopkartierung Steiermark (Amt der Stmk. LR, FA 13C 2008) sowie einem etwaigen FFH-LRT (Ellmauer 2005) zugeordnet.

Damit soll sichergestellt werden, dass die Daten möglichst objektiv erhoben werden und eine statistische Auswertung möglich ist.

5.3 Zoologische Methoden und Untersuchungsdesign

Datenerfassung und Datenverarbeitung

Die Erfassung der botanischen, zoologischen und geographischen Daten erfolgt mittels Freiland- und Recherchearbeiten anhand der beschriebenen Methoden. Datensätze zur Tier- und Pflanzenwelt, zu Lebensräumen und relevanten Strukturen werden dabei entweder über Sichtbeobachtungen vor Ort bzw. nach Bestimmungs- und Verortungsarbeiten entweder im Freiland oder im Büro/Labor gewonnen. Die Bestimmung vor allem von wirbellosen Tieren (Spinnentiere, Insekten etc.) ist vielfach nur mit Hilfe von hoch auflösenden Stereolupen und Mikroskopen durch einen Spezialisten möglich.

Die aufgenommenen Daten werden strukturiert und nach einem einheitlichen, standardisierten Schema in eine Datenbank (Exkursionsdatenbank ÖKOTEAM, HOPPERBASE, BIO-OFFICE etc.) überführt und gespeichert. Die weitere Verarbeitung und Analyse der Daten erfolgt im Allgemeinen mittels Microsoft-Excel. In weiterer Folge werden sämtliche relevanten

Ergebnisse in der eigens hierfür entwickelten und optimierten Natura 2000-Datenbank (Access-Basis) abgelegt.

Literatur

Sämtliche zur Verfügung stehende publizierte und unpublizierte Literatur wurde hinsichtlich projektrelevanter Daten durchforstet und ausgewertet. Die mittels einer Datenbank digital verwaltete Literatursammlung des ÖKOTEAM beinhaltet neben zahlreichen Fachzeitschriftenbänden ca. 5.000 Buchtitel und 15.000 Separata.

Material/Belegexemplare

Das gesammelte Tiermaterial befindet sich in Form von naturschutzfachlich, faunistisch oder wissenschaftlich relevanten Belegexemplaren etikettiert in den Sammlungen der Fachbearbeiter am ÖKOTEAM – Institut für Tierökologie und Naturraumplanung, Graz. Eine Überprüfung von Belegen ist damit möglich, wodurch die Nachvollziehbarkeit der Bestimmung und aller darauf basierenden Aussagen gegeben ist.

Museumsbelege & Privatsammlungen

Ein reger Informations- und Datenaustausch findet mit den jeweiligen Tiergruppenspezialisten im In- und Ausland statt. Durch die hervorragenden Kontakte zur Mehrzahl der mitteleuropäischen Spezialisten ist der Zugang zu privaten Sammlungen und damit unpublizierten Datensätzen möglich. An dieser Stelle sei Dr. Wolfgang Rabitsch (Umweltbundesamt Wien) für die Überprüfung einiger kritischer Wanzentaxa herzlichst gedankt.

Geographische Positions- und Höhenbestimmung

Die Ermittlung der geographischen Koordinaten erfolgt mittels GPS (Garmin GPS 38), die Variationsbreite der horizontalen Genauigkeit beträgt – je nach Empfangsqualität der Satellitensignale – ca. 10-100 m. Die Bestimmung der Seehöhe wird mit dem digitalen Höhenmesser Altiplus A2 (Pretel) durchgeführt, die Messgenauigkeit liegt bei +/- 5m. Zudem wird die Österreichkarte (ÖK) bzw. die Austrian Map (Vers. 2.0) für eine Positions- und Höhenbestimmung genutzt. Das verwendete geodätische Datum ist WGS 84.

Bodensauger (G-Vac)

Saugfänge dienen der quantitativen Erfassung der Besiedler sowohl der Krautschicht als auch der Bodenoberfläche. Die Saugproben werden mit einem modifizierten Laubsauger

(Husqvarna Partner BV 24), in dessen Einsaugöffnung ein Gazebeutel montiert ist, genommen.

Die Fläche der Einsaugöffnung beträgt 112,5 cm². Pro Saugprobe wurden 100 Punkte im Lebensraum besaugt, eine derartige Probe repräsentiert daher die Fauna von 1,12 m². Der Inhalt des Gazebeutels wird nach erfolgter Probenahme entweder vor Ort auf einer weißen Unterlage (Plastikwanne) ausgelesen (2. Saugfallentermin) bzw. in einen Plastikbeutel gefüllt und in einer Kühltasche verwahrt, bis die Probe (nach Abschluss der Geländearbeiten) tiefgefroren werden kann (1. Saugfallentermin).

Zu Anwendung kamen:

- 3x100 Saugproben pro Teilfläche Ende Mai/Anfang Juni
- 3x100 Saugproben pro Teilfläche Mitte/Ende August

Boden- bzw. Barberfallen

Zur Erfassung des Artenspektrums der epigäischen Fauna ist die Barberfallenmethode (pitfall traps) die ökonomischste und aussagekräftigste Kartierungsmethode. Diese seit ca. 25 Jahren standardmäßig verwendete Methode beruht darauf, dass laufaktive Arthropoden zufällig (und im Allg. ohne Anlockung) in die im Boden ebenerdig versenkten Fallenbecher (Joghurtbecher mit einem Öffnungsdurchmesser von 7 bzw. 9 cm) fallen. Die Fallenbecher sind mit einer Fixierungsflüssigkeit (zumeist 1,5-3 % Formalin) gefüllt und mittels eines transparenten Plexiglasdaches vor Regen und allzu starker Verunreinigung geschützt. Diese Methode ist ganzjährig – auch unter der Schneedecke – anwendbar. Barberfallen ermöglichen es, integrierend (dh. unabhängig von kurzfristigen Aktivitätsschwankungen der Arten) zu arbeiten; der Arbeitsaufwand steht in einem sehr günstigen Verhältnis zum Ergebnis. Barberfallenfänge spiegeln die Aktivitätsdichten und nicht immer die tatsächlichen Besiedlungsdichten von Arten wider und können daher nur semiquantitativ ausgewertet werden.

Zu Anwendung kamen:

- 6 Barberfallen in einem linearen Transekt mit ca. 4 m Abstand für ca. 10 Tage pro Teilfläche Ende Mai/Anfang Juni
- 6 Barberfallen in einem linearen Transekt mit ca. 4 m Abstand für ca. 10 Tage pro Teilfläche Mitte/Ende August



Abbildung 3: Bodensauger-Probenahme (links) und Barberfalle mit Orientierungsstab (rechts).

Tabelle 4: Übersicht aller Fallenperioden und -termine pro Teilfläche.

ID	Barberfallen I ausgebracht	Barberfallen I eingeholt	Barberfallen II ausgebracht	Barberfallen II eingeholt	Saugtermin I	Saugtermin II
00	20.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	20.05.2008	12.08.2008
01	20.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	20.05.2008	12.08.2008
02	20.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	20.05.2008	12.08.2008
03	27.05.2008	06.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	27.05.2008	22.08.2008
04	02.06.2008	12.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	27.05.2008	13.08.2008
05	27.05.2008	06.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	27.05.2008	22.08.2008
06	02.06.2008	12.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	27.05.2008	13.08.2008
07	02.06.2008	12.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	27.05.2008	13.08.2008
10	20.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	12.08.2008
11	20.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	12.08.2008
14	20.05.2008	02.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	02.06.2008	13.08.2008
15	21.05.2008	02.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	02.06.2008	13.08.2008

ID	Barberfallen I ausgebracht	Barberfallen I eingeholt	Barberfallen II ausgebracht	Barberfallen II eingeholt	Saug- termin I	Saug- termin II
18	20.05.2008	02.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	02.06.2008	13.08.2008
19	02.06.2008	12.06.2006	12.08.2008	22.08.2008	02.06.2008	12.08.2008
20	02.06.2008	12.06.2006	12.08.2008	22.08.2008	02.06.2008	12.08.2008
21	02.06.2008	12.06.2006	12.08.2008	22.08.2008	02.06.2008	12.08.2008
25	28.05.2008	08.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	28.05.2008	22.08.2008
26	28.05.2008	08.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	28.05.2008	22.08.2008
27	28.05.2008	08.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	28.05.2008	13.08.2008
28	21.05.2008	02.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	02.06.2008	13.08.2008
29	19.05.2008	30.05.2008	13.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	13.08.2008
34	19.05.2008	30.05.2008	13.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	13.08.2008
35	19.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	12.08.2008
36	19.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	12.08.2008
37	19.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	12.08.2008
38	19.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	12.08.2008
50	20.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	12.08.2008
52	20.05.2008	02.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	02.06.2008	13.08.2008
54	21.05.2008	02.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	02.06.2008	13.08.2008
65	20.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	12.08.2008
66	20.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	12.08.2008
67	21.05.2008	02.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	02.06.2008	13.08.2008
71	20.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	30.05.2008	12.08.2008
74	02.06.2008	13.06.2008	14.08.2008	25.08.2008	02.06.2008	14.08.2008
75	02.06.2008	13.06.2008	14.08.2008	25.08.2008	02.06.2008	14.08.2008
80	20.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	20.05.2008	12.08.2008
83	20.05.2008	30.05.2008	12.08.2008	22.08.2008	20.05.2008	12.08.2008
84	27.05.2008	06.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	27.05.2008	22.08.2008
85	28.05.2008	08.06.2008	13.08.2008	22.08.2008	08.06.2008	13.08.2008

In Summe wurden 234 Saugproben und Inhalte von 468 Bodenfallen, das sind zusammen 702 Einzelproben, ausgewertet. Die Probeninhalte der Barberfallen wurden im Labor des ÖKOTEAMS von Formalin in 70 %-igen vergällten Alkohol zur Fixierung überführt und der Fang danach entsprechend der Tiergruppen sortiert. Ähnlich wurde mit den tiefgefrorenen Saugfallenproben verfahren.

Aus zeitlichen und budgetären Gründen wurde die Auswertung des erhaltenen Tiermaterials bei Spinnen auf die ersten Bodenfallen-Fallenperiode eingeschränkt, bei Zikaden wurde nur der zweite Barberfallen-Durchgang determiniert. Bei den übrigen Tiergruppen wurde das gesamte Material bearbeitet.

Boormann-Scheibe

Als Maß für die Vegetationshöhe und Strukturdiversität wurde eine Holzscheibe mit einem Durchmesser von 30 cm, 300 g schwer, aus 1 m Höhe fallen gelassen. Die Höhe über Grund, auf der die Scheibe zu Stillstand kommt, ist ein repräsentatives Maß für die Strukturdiversität der Wiese. Pro Probefläche und Aufnahmezeitpunkt wurden an zwei Terminen je 10 Messungen durchgeführt und der Mittelwert berechnet.

Anhang IV-Arten

Für die Erfassung der Arten wurde pro Fläche eine Begehung durchgeführt (Daten siehe Anhang). Dabei wurden alle Flächen flächendeckend abgesprochen und optisch abgesucht. Heuschrecken wurden zudem durch Verhören registriert und neben dem Hand- bzw. Sichtnachweis im Gelände auch mittels Bodenfallen erfasst. Einige Arten konnten über die Suche nach Präimaginalstadien erhoben werden, aber da die zu erhebenden Arten nicht gleichzeitig im Erwachsenenstadium erscheinen, wurde versucht anhand der vorhandener Biotopausstattung (Vegetation, Raupennahrungspflanzen, Besonnung etc.) Potenziale für in Frage kommende Arten auszuweisen.

5.4 Indikatorfunktion der Zeigergruppen im Grünland

5.4.1 Laufkäfer

Laufkäfer zählen zu den am besten bekannten Insektengruppen Mitteleuropas. Der hohe Kenntnisstand zur Systematik, Verbreitung, Biologie, Ökologie und Gefährdung macht sie zu einer regelmäßig eingesetzten Indikator-Tiergruppe im Zuge von Planungen, Monitoring-Untersuchungen und Erfolgskontrollen (zB Riecken 1997, Trautner 1992, Trautner & Assmann 1998). Besonders häufig kommen sie in von dynamischen Prozessen geprägten Lebensräumen wie Auen und Äckern zum Einsatz, während aus dem Grünland vergleichsweise wenige Untersuchungen vorliegen. Die Eignung zur Analyse naturschutzfachlicher Wertigkeiten ist jedoch auch hier hoch, zumal Grünlandlebensräume von einer großen Zahl an spezialisierten und gefährdeten Arten besiedelt werden. Allerdings ist nur selten eine Bindung an einzelne Pflanzenarten gegeben oder eine besonders differenzierte Reaktion auf unterschiedliche Bewirtschaftungsintensitäten hinsichtlich Mahdhäufigkeit und Düngung zu erwarten. Vielmehr stehen Laufkäfer in Abhängigkeit von der – durch die Mahd bedingten – grundsätzlichen Biotopstruktur und reagieren sehr sensibel auf Feuchtigkeit und Bodentyp.

5.4.2 Spinnen

Die Bedeutung der Spinnen (Araneae) in der angewandten Ökologie ist hoch. Sie stellen einen wesentlichen Teil der Biodiversität, nehmen eine bedeutende Rolle als Prädatoren von Schadinsekten ein und werden als Biotopdeskriptoren und Bioindikatoren zur ökologischen Charakterisierung und naturschutzfachlichen Bewertung von Landschaftsteilen standardmäßig eingesetzt (ua. Blick 1994, Foelix 1992, Gack et al. 1999, Geiser 1998, Komposch & Steinberger 1999, Ökoteam 2005, Samu et al. 1992).

Aus Österreich sind derzeit 1.000 Spinnenarten bekannt (BLICK et al. 2004, Komposch in prep.). Die verschiedenen Arten dieser Tiergruppe – Spinnen sind in allen terrestrischen Biotopen in hoher Arten- und Individuenzahl vertreten – unterscheiden sich in ihrer Autökologie, insbesondere in ihrer Habitatbindung, oft nur in kleinen, aber biologisch bedeutsamen Details. Dabei kommt besonders dem Mikroklima sowie der Struktur(versität) überragende Bedeutung zu: so gibt es beispielsweise Arten, die nur auf Sandböden, Trockenrasen, Schotterflächen an Flüssen, in Feuchtwiesen, Schilfbeständen, auf Felsen oder Rinde, etc. vorkommen. Die differenzierten Anforderungen der einzelnen Arten an ihr Habitat zeigen sich in einer außerordentlich feinen ökologischen Einnischung. Spinnengemeinschaften spiegeln mit hoher Trennschärfe Unterschiede in der Biotopausstattung und -strukturierung sowie im Mik-

roklima wider. Eine genaue Kenntnis des Arteninventars lässt somit eine differenzierte Beurteilung und Bewertung eines Biotopes von Lebensräumen und Strukturen zu.

Auch in Grünlandlebensräumen zählen Spinnen zu den sowohl hinsichtlich ihrer Diversität als auch Dominanzwerte zu den vorherrschenden Tiergruppen. Relevante, die Artenzusammensetzung und Häufigkeit bestimmende Parameter sind neben der geographischen Lage, Seehöhe und Exposition die Bodenfeuchtigkeit, der geologische Untergrund, die Zusammensetzung und Struktur der Vegetationsdecke und das Vorhandensein von Strukturelementen.

5.4.3 Wanzen

Die generelle Eignung von Wanzen als Bioindikatoren für angewandt-naturschutzfachliche Fragestellungen wird von Achtziger et al. (2007) nach dem Bewertungsmodell von Plachter et al. (2002) – unter Berücksichtigung der Kriterien „Kenntnisstand“, „Verfügbarkeit etablierter Erhebungsmethoden“, „Indikatorischer Wert“, „Vorhandensein Roter Listen“ und „Bearbeitungsaufwand“ – als „eher günstig“ bis „günstig“ (= höchste Stufe) eingestuft. Spezifische Defizite bestehen nach Achtziger et al. (2007) in der Verfügbarkeit Roter Listen und dem unterschiedlich weit fortgeschrittenen faunistischen Erforschungsstand in Teilregionen. Im konkreten Projektzusammenhang bestehen diese Defizite nicht. Der faunistische Erforschungsgrad aller drei Bundesländer ist für eine Insektengruppe, gerade auch durch aktuelle Erhebungen, sehr gut. Für Niederösterreich (Rabitsch 2007) und das Burgenland (Rabitsch, im Druck) liegen aktuelle und umfassende Arbeiten über den Artenbestand inklusive Rote Liste vor. Für die Steiermark (Frieß & Rabitsch, unpubl.) bzw. Österreich (Rabitsch 2005) existieren Gesamtverzeichnisse aber keine Roten Listen. Eine gesamtösterreichische Gefährdungseinstufung ist aber in Synthese mit den publizierten Listen, der Roten Liste für Kärnten (Frieß & Rabitsch, im Druck) und den daraus resultierenden Einschätzungen des Bearbeiters möglich.

Bezüglich der Eignung von Wanzen als Grünlandindikatoren liegen etliche fachspezifische Arbeiten vor, die sich mit dem Einfluss von Standortfaktoren und unterschiedlichen Bewirtschaftungsweisen auf die Wanzenlebensgemeinschaften diverser Wiesentypen beschäftigen. Beispielsweise seien dazu folgende wesentliche Arbeiten genannt: Achtziger et al. (1999), Albrecht (1997), Bockwinkel (1988), Boness (1953), Bornholdt (1991), Di Giulio (2000), Di Giulio et al. (2000, 2001), Dorow (1994), Marchand (1953), Morris & Plant (1983), Otto (1996), Otto et al. (1995), Remane (1958), Schäfer (1993), Schäfer et al. (1995), Zurbrügg & Frank (2006).

Die Artendiversität von Wanzen ist im extensiven Grünland sehr hoch, hier nehmen sie neben den Dipteren (Zweiflügler: Fliegen, Mücken) eine dominierende Rolle ein (Remane 1958). Zudem sind Wanzen, gerade im Grünland, sehr gute „Korrelate“ zur allgemeinen Ar-

tendenzdiversität. So zeigt eine Vergleichsstudie über zahlreiche Tiergruppen und Pflanzen eine hoch signifikante Korrelation der Wanzenartenzahl zur Gesamtartenzahl in unterschiedlichen Lebensräumen, obwohl Wanzen nur 5,3 % der Arten und nur 1,1 % der Individuen stellen (Obrist & Duelli 1998).

Solche „Korrelate“ zur organismischen Diversität zeichnet aus, dass sie eine hohe Lebensraumpräsenz besitzen, also wie Wanzen in unterschiedlichen Lebensräumen und Teillebensräumen vorkommen, sowie weiters unterschiedliche Ernährungstypen und Habitatbindungen aufweisen (Duelli & Obrist 2003). Das ist bei Wanzen, wie in kaum einer anderen Tiergruppe, der Fall: 60 % der heimische Arten sind Pflanzensaftsauger, 20 % leben räuberisch, 15 % sind Gemischtköstler und der Rest zeigt weitere Spezialisierungen (an Pilzen oder Detritus, Blutsauger). Von den Wanzen des Grünlandes sind etwa 50 % an Kräuter und 20 % an Gräser gebunden (Achtziger 1991).

Wanzen nutzen im Grünland unterschiedliche Nischen und Straten: Manche sind grabend, viele leben oberflächennah am Boden, die meisten Arten aber saugen an Pflanzenteilen unterschiedlicher Horizonte von den bodennahen Rosettenblättern, über Stängel bis in die Blühhorizonte von Gräsern und Kräutern.

Diese hohe ökologische Bandbreite kann im Zuge der Auswertung in Form der Dominanzverhältnisse unterschiedlicher ökologischer Gilden dargestellt und für Vergleiche herangezogen werden. In vorliegender Studie werden dazu die Standorte und Flächentypen anhand der Gilden der Bodenbewohner, Kräuter- und Grasbesiedler verglichen.

Wanzen sind sehr gut geeignet, um flächenscharfe, das einzelne Feldstück betreffende Aussagen formulieren zu können. Dazu ist die Eigenschaft der meisten Wanzen von Bedeutung, dass die Larven im selben Biotoptyp leben wie die erwachsenen Tiere (Homozönität). Zudem kommt die vielfach bei Wanzen ausgeprägte kleinflächige Raumnutzung zum Tragen. Das Vollhabitat vieler Arten beträgt oft nur wenige Quadratmeter (ua. Bockwinkel 1988, Kawling et al. 1995). Hinzu kommt das geringe Migrationspotenzial (Ausbreitungsmöglichkeit) vieler Wanzenarten.

Ein weiteres, wesentliches (monetäres) Kriterium zu Eignung als Zeigergruppe ist der Bearbeitungsaufwand repräsentativer Fallenfänge. Hier zeigt sich gerade im Grünland, dass Wanzen zwar sehr artenreich, aber in der Regel mit vergleichsweise geringeren Individuenzahlen auftreten. Dies ergibt ein günstiges Verhältnis der Artenzahl (Aussagekraft) zur Individuenzahl (Erhebungs- und Laborarbeitsaufwand). Insbesondere bei der Verwendung von automatischen Fallen – wie im angewandten Erhebungsdesign mit Saug- und Bodenfallen – zeigt sich der schon von Duelli & Obrist (1998) belegte äußerst positive Faktor zwischen (zeitlichem und technischem) Aufwand und Ergebnis (Artenzahlen, Repräsentativität). Wanzen haben auch in der vorliegenden Studie, bei Bearbeitung des gesamten Fallenmaterials, die geringsten Individuenzahlen bei gleichzeitig höchster Artenzahl erbracht.

Bei Grünlanduntersuchungen ist aufgrund der Präsenz von Wanzen in unterschiedlichen Straten immer ein kombinierter Einsatz von Fallentypen notwendig, um eine repräsentative Erfassung sicherzustellen. Ein Hindernis ist, dass viele Arten klein sind und eine versteckte Lebensweise besitzen und Zufallsfunde oft schwer interpretierbar sind.

Zusammenfassend machen folgende Eigenschaften Wanzen zu sehr guten Indikatoren für die einzelflächenbezogene Bewertung von Grünlandstandorten (verändert nach Achtziger et al. 2007):

- es handelt sich um eine der dominanten Tiergruppen im Extensiv-Grünland
- mannigfaltige ökologische Ansprüche an biotische und abiotische Faktoren
- Präsenz in unterschiedlichen trophischen Ebenen; enge Bindung von phyto- und zoophagen Arten an Nahrungspflanzen und -habitate
- sehr günstiges Verhältnis der vorhandenen ökologischen Bandbreite zur Gesamtartenzahl; unterschiedliche Spezialisierungen bei relativ geringer Artenanzahl
- ausgeprägte Korrelation der Wanzendiversität zur allgemeinen Biodiversität, damit hohe Repräsentativität der Wanzen für die Gesamtbiozönose
- viele Kleinflächenbesiedler mit hoher räumlicher Sensitivität; durch kleinräumige Raumnutzung sind „parzellenscharfe“ Aussagen möglich
- Homozönität: Larven leben meist im selben Lebensraum wie Adulte
- sehr störungsempfindlich gegenüber Bewirtschaftungsmaßnahmen, daher hohe Indikationsleistung
- guter biologisch-ökologischer Kenntnisstand zu den meisten Arten
- Artenreichtum bei überschaubarer Individuenzahl ermöglichen eine gute Aussagekraft bei vergleichsweise geringem Erhebungs- und Laborarbeitsaufwand

5.4.4 Zikaden

Zikaden sind eine der artenreichsten phytophagen Tiergruppen; aus Österreich sind gegenwärtig 626 Arten bekannt (Holzinger 2008). Fast 40 % der heimischen Arten kommen ausschließlich oder vorwiegend im Grünland vor. Die Zikaden Mitteleuropas sind mit Hilfe aktueller Bestimmungswerke (va. Biedermann & Niedringhaus 2004, della Giustina 1989, Holzinger et al. 2003, Remane & Wachmann 1993) gut bestimmbar; Verbreitung und Biologie sind gut bekannt (Nickel 2003, Holzinger 2008). Als Erfolgsindikatoren für die Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen im Grünland sind sie aus folgenden Gründen gut geeignet (nach Achtziger 1999, Achtziger & Nickel 1997, Biedermann et al. 2005, Hildebrandt 1990, Hollier et al. 2005, Nickel & Achtziger 2005):

1. Artenreichtum und Lebensraumrepräsentanz: Zikaden kommen auch auf kleinen Flächen oft in hohen bis sehr hohen Abundanzen vor, sodass sie auch für quantitative Untersuchungen gut geeignet sind.
2. Funktionale Stellung im Ökosystem: Als reine Pflanzensaftsauger nehmen sie eine wichtige Stellung im Wirkungsgefüge des Naturhaushalts ein: Sie beeinflussen als zT extrem individuenreiche Organismengruppe einerseits die Zusammensetzung und Dynamik der Vegetation und bilden andererseits eine wichtige Basisgruppe für die Ausbildung von komplexen Nahrungsnetzen und damit für die biologische Vielfalt in terrestrischen Ökosystemen. Neben direkten Wechselbeziehungen mit Nährpflanzen, Fressfeinden und Parasiten sind auch die Wirkungen ihrer Stoffwechselprodukte (vor allem Zuckersaft) und ihre Bedeutung als Vektoren für Pflanzenpathogene zu beachten.
3. Habitatbindung: Viele Zikadenarten zeigen eine äußerst differenzierte Abhängigkeit von Eigenschaften ihres Lebensraums, insbesondere Mikroklima und Vegetationsstruktur, sowie eine ausgeprägte Bindung an bestimmte Pflanzenarten und Vegetationstypen. Fast zwei Drittel der heimischen Arten sind Ernährungsspezialisten, die nur an einer Pflanzenart oder -gattung leben.
4. Räumliche und zeitliche Sensitivität: Viele Zikadenarten reagieren relativ kleinräumig und kurzfristig auf Zustand und Veränderungen ihres Lebensraums. Untersuchungen zur Zikadenfauna liefern damit flächen- bzw. parzellenscharfe Aussagen, wie sie besonders im Vertragsnaturschutz, bei lokalen Eingriffen sowie bei der Schutzwürdigkeitsbewertung von Landschaftselementen notwendig sind. Die Reaktion der Zikadenfauna auf Veränderungen erfolgt in der Regel rascher als die der Vegetation.
5. Erfassbarkeit: Die Zikadenfauna einer einzelnen Untersuchungsfläche ist im Rahmen von zwei bis vier Begehungen relativ vollständig und für vergleichende Studien in ausreichendem Maße quantitativ erfassbar. Je nach Vegetationstyp und Fragestellung erfolgt die Erfassung mittels standardisierter Kescherschläge, Saugapparat, Lichtfang sowie durch ergänzendes Absuchen der Nährpflanzen. Aus dem Vorkommen von Larven und kurzflügeligen (flugunfähigen) Individuen bei Arten mit Flügelpolymorphismus lassen sich zudem Aussagen zur Bodenständigkeit sowie – ähnlich wie bei Laufkäfern – zu Alter und Persistenz von Lebensräumen ableiten. Individuelle Markierungen ermöglichen auch Untersuchungen zur räumlichen Struktur und Dynamik einzelner Zikadenpopulationen.

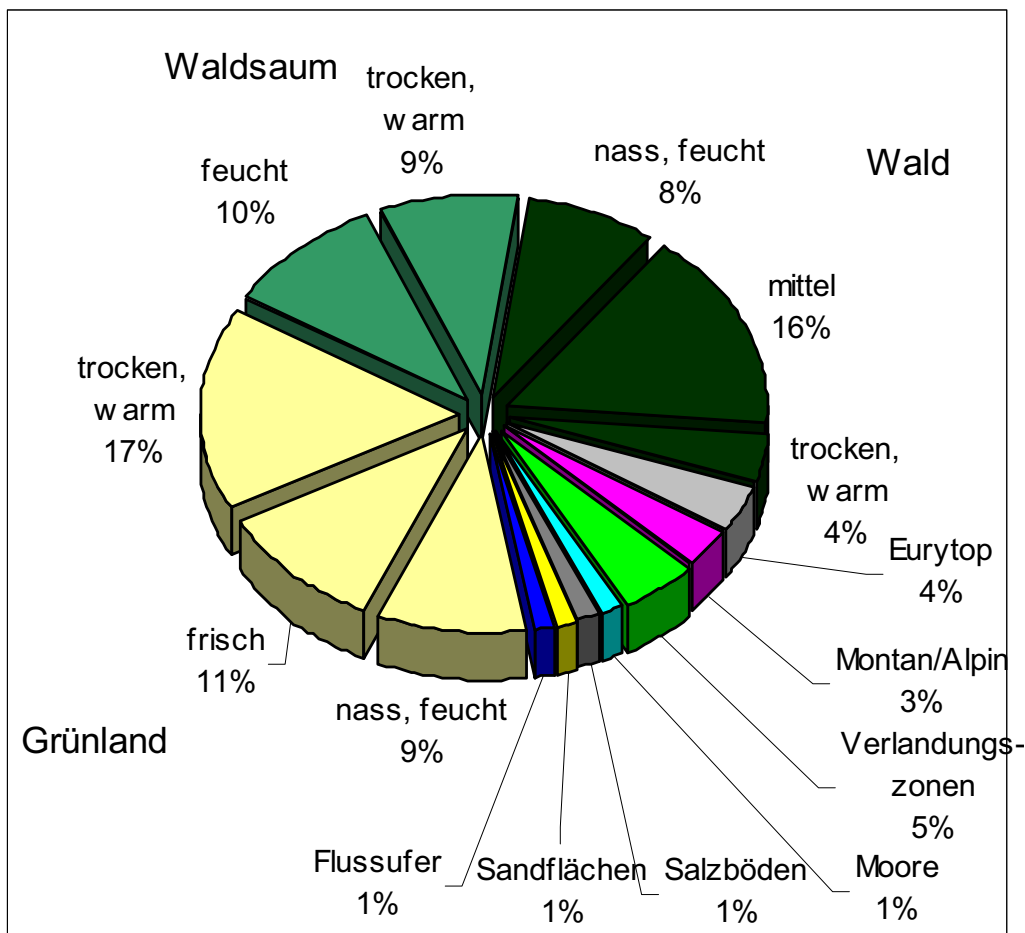


Abbildung 4: Habitatbindung der Zikadenarten Österreichs. 37 % der Arten sind an Grünland gebunden, weitere 19 % kommen vornehmlich oder ausschließlich in Grünland-Wald-Säumen vor (aus Holzinger 2008).

5.4.5 Anhang IV-Arten der FFH-Richtlinie

Die bearbeiteten Anhang IV-Arten der FFH-Richtlinie sind keine geeignete Zeigergruppe zur Bewertung der Standorte und Maßnahmen, es handelt sich vielmehr um Arten (va. Schmetterlinge), die aufgrund ihrer europaweiten Gefährdung im Gesamtgebiet der EU zu schützen sind, aber für die gegenständliche Grünland-Maßnahmen-Evaluierung keine Zeigerfunktion übernehmen können. Ziel der Bearbeitung dieser Schutzgüter ist die Frage, inwieweit die ausgewählten Flächen als Habitate für diese geschützten Arten und Artengruppen in Frage kommen und inwiefern WF-Flächen im Vergleich zu Nicht-WF-Flächen einen Beitrag zur Erhaltung dieser geschützten Arten leisten. Es wird zwar eine Bewertung der einzelnen Flächen vorgenommen, die Ergebnisse sind aber mit Vorsicht zu interpretieren. In die Gesamtbewertung aller Flächen werden die Teilergebnisse der Anhang IV-Arten nicht berücksichtigt.

5.5 Naturschutzfachliche Bewertungsparameter

5.5.1 Laufkäfer

Zur Bewertung der Laufkäfer-Zönosen wurden sechs Parameter herangezogen. Hierbei wird dem Aspekt der Gefährdung insofern große Bedeutung beigemessen, als diese hochaggregierte Information in Form der vier Einzelkriterien „Anteil stark gefährdeter Individuen (SG) am Gesamtfang“, „Anteil gefährdeter Individuen (SG + G) am Gesamtfang“, „Artenzahl der stark gefährdeten Arten (SG) standardisiert nach Fangaufwand“ sowie „Artenzahl der gefährdeten Arten (SG + G) standardisiert nach Fangaufwand“ zur Anwendung gelangt. Hinzu kommt die „Artenzahl standardisiert nach Fangaufwand“ und die "Shannon-Wiener-Diversität H' (ln) der Körpergrößenklassen“. Letzteres Kriterium wurde in der einschlägigen Literatur bislang nicht berücksichtigt, könnte sich jedoch als geeigneter Kriterien zur Abschätzung des Abdeckungsgrades ökologischer Nischen (ausgedrückt durch die neun differenzierten Körpergrößenklassen) entwickeln und damit einen funktionalen Aspekt der Biodiversität repräsentieren.

5.5.2 Spinnen

Zur Bewertung der Spinnengemeinschaften wurden sechs Indikatoren herangezogen. Vorrangige Bedeutung kommt hierbei dem Parameter „Gefährdung“ zu, der über fünf der sechs verwendeten Indikatoren ins Ergebnis einfließt.

- Rote-Liste-Arten: Artenzahl aus den beiden hochrangigen Kategorien CR & EN
- Rote-Liste-Arten: Artenzahl aus RL-Kategorie CR, EN & VU
- Rote-Liste-Arten: Artenzahl aus RL-Kategorie CR, EN, VU & NT
- Artenzahl, Diversität
- Rote-Liste-Arten: Individuenzahl aus hoch- und höherrangigen Kategorien (CR, EN & VU)
- Rote-Liste-Arten: Individuenzahl aus den Gefährdungskategorien CR, EN, VU & NT

Drei Bewertungsindikatoren basieren hierbei auf der Präsenz von Rote-Liste-Arten, zwei weitere auf der Dominanz dieser gefährdeten Taxa. Als sechstes Kriterium wird die Artenzahl (Spinnendiversität) herangezogen. Ein Kompensieren methodischer Defizite (unterschiedliche Teilflächenanzahl, Ausfälle von Barberfallen) wurde durch die Standardisierung des entsprechenden jeweiligen Fangaufwandes erreicht.

5.5.3 Wanzen

In Anlehnung an ähnliche vergleichende Untersuchungen von Wanzengemeinschaften im Grünland (zB Otto 1996, Achtziger et al. 1999) kommen folgende Kriterien für die Bewertung von Wanzenarten bzw. Wanzenzönosen zum Einsatz:

Gefährdung (Rote Liste)

Der Anteil oder die Anzahl von gefährdeten Arten, insbesondere von höherrangig gefährdeten Spezies, ist von übergeordneter Bedeutung für die naturschutzfachliche Flächenbewertung. Für Niederösterreich (Rabitsch 2007) und das Burgenland (Rabitsch, im Druck) liegen aktuelle Rote Listen von Wanzen vor; für die Steiermark und für Österreich keine. Eine gesamtösterreichische Gefährdungseinstufung ist aber in Synthese mit den publizierten Listen, der Roten Liste für Kärnten (Frieß & Rabitsch, im Druck) und den Einschätzungen des Bearbeiters möglich. Es erfolgt die Zuordnung entsprechend der Kriterien der aktuellen zoologischen Roten Listen für Österreich (Zulka et al. 2001), wobei eine Anpassung der „alten“ Kategorien in der Roten Liste für Niederösterreich vorgenommen wurde (2 = EN, 3 = VU, 5 = NT, 6 = DD).

Ökologische Valenz (Stenökologie bzw. Euryökologie)

Neben den Rote-Liste-Arten interessiert, welche Arten ökologische Spezialisierungen aufweisen und somit an bestimmte abiotische oder biotische Umweltfaktoren gebunden sind (Stenökologie). Sie ertragen nur einen kleinen Schwankungsbereich eines bestimmten Umweltfaktors (kleine ökologische Valenz bzw. Potenz). Typisch für stenöke Arten ist, dass ihre Vitalität außerhalb eines bestimmten Werts sehr schnell abfällt und die Individuen der Art daher nicht mehr überleben können, falls der Umweltfaktor vergleichsweise weit von dem für die jeweilige Art idealen Bereich abweicht.

Generell nimmt der Anteil stenöker Arten von natürlichen bzw. naturnahen zu stärker kultivierten Grünlandflächen rapide ab. Das Verhältnis von stenöken zu euryöken (anspruchslösen, große ökologische Valenz bzw. Potenz) Arten ist somit ein weiteres Bewertungskriterium, zumal Stenökologie nur zum Teil mit Gefährdung einhergeht bzw. mit ihr verbunden ist.

Die autökologische Charakterisierung ist bei Wanzen aufgrund des guten biologisch-ökologischen Wissensstands über die allermeisten heimischen Wanzenarten möglich. In gegenständlicher Studie wird eine einfache Einstufung aller Arten zu den Kategorien stenök bzw. euryök vorgenommen. Dies erfolgt nach eigenen Befunden und unter Zuhilfenahme der Fachliteratur (va. Wachmann et al. 2004, 2006, 2007, 2008).

Ökologische Gilden

Aufgrund der großen Bandbreite von Wanzenarten mit unterschiedlichem ökologischen Verhalten im Grünland eignet sich zur Beschreibung eines Zustands und insbesondere für die Bewertung von Veränderungen (über die Zeit) die Einteilung in ökologische Gilden. Dazu bieten sich insbesondere stratenbezogene oder nahrungsökologische Gilden an. Für Wanzen spielen unterschiedliche Vegetationsstraten eine große Rolle, sie sind Nahrungsressource, Überwinterungsplätze und Eiablageorte (vgl. Achtziger 1991, Achtziger et al. 2007). Alle angetroffenen Arten wurden nach dem bevorzugt besiedelten Stratum der Imaginalphase einer der folgenden Gilden zugeordnet:

- Bodenbewohner (Bo)
- Grasbesiedler (Gr)
- Kräuterbesiedler (Kr)
- indifferente Arten (In)

Unter indifferente Arten fallen Irrgäste, die eindeutig anderen Biotoptypen zuordenbar sind (zB Gehölzbewohner), polyphytophage Arten, die ein sehr breites trophisches Spektrum aufweisen und insbesondere räuberische Arten. Teilweise konnten aber auch zoophage Arten einer Gilde zugeordnet werden, da sich etwa bei räuberischen Sichelwanzen (Nabidae) eine sekundäre Pflanzenbindung (Habitatpflanzen) dadurch ergibt, dass sie ihre Eier ausschließlich an Gräsern ablegen.

Artenzahl (S)

Für die gegenständliche Bewertung von Wiesentypen eignet sich der allgemeine Diversitätswert in Form der festgestellten Gesamtartenzahl pro Teilfläche (S) gut. Wie in mehreren wanzenkundlichen Vergleichuntersuchungen von Grünlandstandorten nachgewiesen, hängt die lokale Wanzenartenzahl maßgeblich räumlichen Lage, von der Struktur- und Vegetationsheterogenität und der Nutzungsintensität ab. Außerdem gibt es eine positive Korrelation zwischen Pflanzenarten- und Wanzenartenvielfalt (ua. Munk 1986, Bornholdt 1992, Simon 1992, Albrecht 1997, Achtziger et al. 2007).

Verwendete Parameter für die Qualitätsbemessung (Ranking)

Bei der Bearbeitung von Wanzen werden generell, wie oben dargestellt, die gleichen Bewertungsparameter verwendet, wie in anderen, zT gängigeren Indikatorgruppen. Unter Berücksichtigung von Standardliteratur mit der Beschreibung von Vor- und Nachteile einzelner Kriterien (ua. Riecken 1992, Mühlenberg 1993, Henry & Disney 1994), der projektspezifischen Fragestellungen und des Erhebungsdesigns sowie der Erfahrungen des Autors bei ähnlichen

Vergleichsuntersuchungen wurden folgende, in der Auswertung als gleichwertig behandelte Parameter zur naturschutzfachlichen Rangermittlung der einzelnen Flächen herangezogen:

- Artenanteil hoch gefährdeter Arten (EN, VU)
- Anzahl gefährdeter Arten (EN, VU, NT, DD)
- Anzahl stenöker Arten
- Artenanteil stenöker Arten
- Artenanzahl (unstandardisiert)

Somit fließen insbesondere die beiden Kriterien „Gefährdung“ und „Stenökie“ in die Bewertung ein. Diese sind aus Sicht des Naturschutzes von übergeordneter Bedeutung, weil sie unmittelbar Rückschlüsse auf den Wert der Artengarnituren erlauben. Vorrangiges Ziel von Naturschutzbemühungen im Grünland – und auch in der WF-Rotflächenförderung – ist es, die durch den allgemeinen Wiesenschwund sowie die großflächige Intensivierung großteils gefährdete, ökologisch spezialisierte und biotopspezifische Wiesenfauna zu erhalten. Bei beiden Parametern liegen für die Wanzenfauna schlüssige und nachvollziehbare Datengrundlagen für die Einstufung aller Arten vor.

Hervorzuheben ist, dass im Ranking einerseits rein quantitative Werte (Anzahl gefährdeter bzw. stenöker Arten, Artenanzahl) andererseits auch relative Teilergebnisse (Artenanteil hoch gefährdeter bzw. stenöker Arten) herangezogen werden, dh., dass auch die Dichten gefährdeter und ökologisch spezialisierter Arten und deren Anteil an den Flächenzönosen berücksichtigt werden.

5.5.4 Zikaden

Zur Bestimmung des naturschutzfachlichen Wertes der Zikadenzönosen wurden fünf Parameter herangezogen: Die Artenzahl, die Anzahl der Rote-Liste-Arten (Kategorien NT, VU, EN), die Zahl der höherrangigen Rote-Liste-Arten (Kategorien VU, EN), die Individuendichte der Rote-Liste-Arten und der Parameter Individuenanteil Rote-Liste-Arten.

5.5.5 Anhang IV-Arten der FFH-Richtlinie

Wie oben dargestellt, ist eine detaillierte Bewertung aller Flächen anhand dieser Artengruppen methodisch und fachlich bedingt nicht durchführbar. Dennoch wurde versucht über die tatsächlichen Nachweise bzw. Potenziale für Arten eine Reihung der Standorte zu ermitteln. Dabei kommt ein einfaches Punktesystem zur Anwendung. Für jeden Nachweis oder Potenzial werden pro Teilfläche Punkte vergeben.

- 0 = kein Nachweis, kein Potenzial
- 1 = geringes bis mittleres Potenzial

- 2 = hohes bis sehr hohes Potenzial
- 3 = Nachweis bzw. Nachweis von Rote-Liste-Arten der Kategorien NT (nahezu gefährdet) und VU (gefährdet)
- 8 = Nachweis einer „sehr hochwertigen“ Art = Arten der Rote-Liste-Kategorien stark gefährdet (EN) und vom Aussterben bedroht (CR)

Folgende Rote Listen wurden herangezogen: Heuschrecken (Berg et al. 2005), Tagfalter (Höttinger & Pennerstorfer 2005), Nachtfalter part. (Huemer 2007), Kriechtiere und Lurche (Gollmann 2007).

5.6 Biostatistische Auswerteverfahren

5.6.1 *Material*

Verwendete Zönosendaten

- Laufkäfer: Barberfallen und Saugproben
- Spinnen: Barberfallen, Serie 1
- Wanzen: Barberfallen und Saugproben, Serie 1 und 2 (Serie 2 der Saugproben wegen Inhomogenität bei der Qualitätsbemessung ausgeschlossen)
- Zikaden: Barberfallen und Saugproben, Serie 1 und 2 (Adulte, auf Artniveau identifizierte Individuen verwendet)

Umweltvariablen

Bei den Boormannscheiben-Daten der 2. Serie hat ein Wert gefehlt (FID 38). Für diesen wurde der Wert aus der ersten Serie verwendet. Dies erscheint gerechtfertigt, da sich die Boormann-Vegetationsdeckung meist nur gering zwischen erster und zweiter Serie unterscheidet.

5.6.2 *Auswertung und statistische Analyse*

Interkorrelationen der Umweltvariablen

Im ersten Schritt wurden die Beziehungen der Variablen untereinander untersucht. Üblicherweise sind Standortdeskriptoren mehr oder minder stark miteinander korreliert; hoch korrelierte Variablen können Regressionslösungen destabilisieren und die Interpretation von statistischen Analysen erschweren. Eine Inspektion der Interkorrelationsstruktur von Variablenätzen ist daher nötig. Es wurde eine Korrelationsmatrix berechnet.

Artengemeinschaften der Laufkäfer, Spinnen, Wanzen und Zikaden und die Rolle der Umweltvariablen in der Strukturierung

Die gegenseitige Beziehung der Artengemeinschaften der einzelnen Standorte wurde mittels indirekter Gradientenanalyse erfasst und visualisiert. Mittels Korrespondenzanalyse (detrended correspondence analysis, Akronym DECORANA, DCA) werden hypothetische Umweltachsen errechnet, die eine maximale Auftrennung der Vorkommensmaxima aller Arten erreichen (Jongman et al. 1987). Dabei werden, im Gegensatz zur kanonischen Korrespondenzanalyse, nur die Artvorkommensinformationen ausgewertet. Sowohl Arten als auch Standorte (als gewichtete Mittelwerte der Artscores) können mittels DECORANA in ein zweidimensionales Diagramm projiziert werden. Die errechneten hypothetischen Umweltachsen können dann in einem zweiten Schritt mit den Umweltvariablen korreliert werden und so als reale Umweltgradienten interpretiert werden.

Die Korrespondenzanalysen wurden mit dem Programm CANOCO 4.0 (ter Braak & Šmilauer 1998) berechnet. Anstatt der Trendentfernung mittels Segmenten wurde die Trendentfernung mittels Polynomen 2. Grades verwendet, ansonsten wurden die Defaulteinstellungen des Programms übernommen. Die Individuenzahlen wurden mit der Quadratwurzelfunktion transformiert, da Individuenzahlen üblicherweise mit der ökologischen Bedeutung einer Art nicht linear skalieren.

Im zweiten Schritt wurden die Inter-set-Korrelationen aus dem CANOCO-Output zur Interpretation der Korrespondenzanalyse-Achse verwendet. Außerdem wurde der Centroid der WF-Flächen in das Diagramm projiziert. Wenn dieser Centroid nahe beim Ursprung liegt, dann kann davon ausgegangen werden, dass die WF-Flächen innerhalb des Gesamtsatzes an untersuchten Flächen einen repräsentativen Querschnitt darstellen. Liegt dieser Centroid dagegen weit weg von Ursprung, dann sind die Analysen unter dem Vorbehalt zu lesen, dass sich die WF-Flächen hinsichtlich der Zönosen-relevanten Umweltparameter vom Rest der Flächen unterscheiden.

Qualität der Zönosen

Die Qualitätsbeurteilung einer bestimmten Maßnahme im Freiland, lässt sich grundsätzlich von vielen verschiedenen Parametern ableiten. Wenn das Ziel die Förderung und Stützung der allgemeinen Biodiversität ist, dann steht eine Reihe von Diversitätsmaßen zur Verfügung. Da wäre zunächst die Artenzahl S als Maß für die lokale Diversität der Zönose. Zu beachten ist, dass die gemessene Artenzahl S von der Fangintensität abhängt; die Arten-Fangintensitätskurve beschreibt dabei eine sich abflachende Kurve. In Aufnahmen von Invertebraten mit üblichem Fangaufwandausmaßen ist es normalerweise nicht möglich, in Bereiche zu gelangen, wo sich Unterschiede im Fangaufwand nicht mehr signifikant auf die Artenzahl auswirken, wo also die überwiegende Mehrzahl der Arten bereits erfasst ist. Bei den

Laufkäfern und Spinnen, Gruppen, die fast ausschließlich über Barberfallenfänge erfasst wurden, wurde das Maß S/Fallentage verwendet, um die unterschiedliche Expositionszeit zu berücksichtigen.

Ein weiteres, viel gebrauchtes Maß der lokalen Diversität ist der Shannon-Wiener-Index. Er stellt eine Kombination aus Artenzahlen und Evenness, der Gleichverteilung der Fangzahlen, dar. Dieses Kriterium hat sich aber bei den vorliegenden Datensets meist als nicht aussagekräftig erwiesen.

Biodiversität wird aber nicht nur auf der lokalen Skala gemessen. Von großer Bedeutung ist der Beitrag der Flächen zur Erhaltung der nationalen Biodiversität. Diese Bedeutung lässt sich an der Anzahl, der Individuenzahl oder dem Anteil der Rote-Liste-Arten ablesen, die auf der entsprechenden Fläche leben können. Aus denselben Gründen wie bei der Gesamtartenzahl ausgeführt ist die Artenzahl der Rote-Listen-Arten fangaufwandsabhängig. Günstig erscheint deswegen, den Quotienten Rote-Liste-Arten/Gesamtartenzahl als Qualitätsmaß zu verwenden, da dieser weniger sensibel auf die Fangintensitätsunterschiede reagiert. Die tatsächlich verwendeten Parameter pro Tiergruppe siehe Kapitel 5.5.

Diese Maße werden integriert, indem die jeweiligen Maßzahlen in eine Rangfolge gebracht werden. Der Mittelwert der vier gleichrangigen Rangzahlen ist das Qualitätsmaß für die Zönose. Diese Vorgangsweise erlaubt, Maße verschiedener Skalenqualität und Verteilungseigenschaften miteinander zu verrechnen.

Gesamtqualitätsbeurteilung

Als Zielvariable der Bewertung wurde der Mittelwert aus allen Rangvariablen der vier Zeigergruppen ermittelt. Das Mittel der Rangzahlen für diese Indikatoren bildet das Gesamtmaß, das getestet wird. Da durch die Rangbildung Verteilungsungleichmäßigkeiten weitgehend ausgeglichen werden können, wird ein normaler parametrischer Test für den Vergleich der WF-Standorte und der Nicht-WF-Standorte eingesetzt.

5.7 Methodenkritik

5.7.1 Allgemeines

Die Summe an Einzelflächen pro Flächentyp (zwischen 5 und 9 Teilflächen) liegt in einem unteren kritischen Bereich. Dadurch ergibt sich eine etwas zu geringe Zahl an Flächen bzw. Wiederholungen pro Teilfläche, v.a. unter der Berücksichtigung der hohen Diversität an Naturräumen, Biotop- und Bodentypen.

Die Ergebnisse spiegeln weiters nicht die Wirkungen der aktuellen Bewirtschaftungsweise (Naturschutzmaßnahmen) wider, sondern stehen – da zu Beginn der Wirkung der WF-

Maßnahmen – in hoher Abhängigkeit zur historischen Bewirtschaftung der Flächen. Doch sind die Ergebnisse geeignet, den Auswahlprozess der zu Naturschutzflächen zu bewerten, sprich, ob ausgewählte WF-Flächen tatsächlich lt. Kartierungsanleitung bzw. Projektbestätigung a priori ökologisch wertvoller sind, als nicht WF-Flächen.

5.7.2 Freilanduntersuchung

Einzelne Flächen wurden für die Vegetationserhebungen erst nach der ersten Nutzung (Mahd bzw. Beweidung) begutachtet.

Die Flächen mit den FID-Nummern 14, 15, 28, 52, 54 und 74 wurden am 2.6.2008 mittels Bodensauger beprobt. Aufgrund der schlechten Witterungsbedingungen zum Aufnahmezeitpunkt sind die Ergebnisse dieser Proben allerdings nicht als repräsentativ zu betrachten. Ebenfalls nicht repräsentativ sind die Proben 1 und 2 der FID 67 und die Probe 1 der FID 18. Für die Arten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie fand nur eine Begehung pro Teilfläche statt, sodass die in den Flächen vorkommenden Arten des Anhangs IV der FFH-Richtlinie nicht vollständig erfasst werden konnten. Potenzialeinschätzungen helfen jedoch, dass es zu einer den tatsächlichen Verhältnissen entsprechenden Beschreibung und Grobbewertung kommt.

5.7.3 Auswertung

Ausgewählte Flächen wurden mit mehreren Vegetationsaufnahmen dokumentiert, da standörtliche Unterschiede, meist hinsichtlich der Wasserversorgung, bestanden. Die faunistischen Probenahmestellen decken sich in diesen Fällen nicht mit einer einzelnen, sondern mehreren floristisch-vegetationskundlichen Probestellen.

Für die Qualitätsbemessung (Rangmittelberechnung) der Wanzen wird aufgrund der Heterogenität der Daten der zweiten Saugfallenbeprobung (signifikante Ergebnisunterschiede von unterschiedlichen FreilandbearbeiterInnen) diese Datenreihe ausgeschlossen.

Die Teilflächen-Bewertung der Anhang IV-Arten der FFH-Richtlinie entspricht nicht der üblichen naturschutzfachlichen Bewertungspraxis und ist aufgrund der genannten Einschränkungen nur vorsichtig interpretierbar.

6 Untersuchungsflächen

6.1 Allgemeine Übersicht

Die Untersuchungsflächen liegen alle im Südosten Österreichs (Steiermark, Niederösterreich, Burgenland) in den naturräumlichen Großregionen „Südöstliches Alpenvorland“, „Pannonische Flach- und Hügelländer“, „Zentralalpen“ und „Nordalpen“.

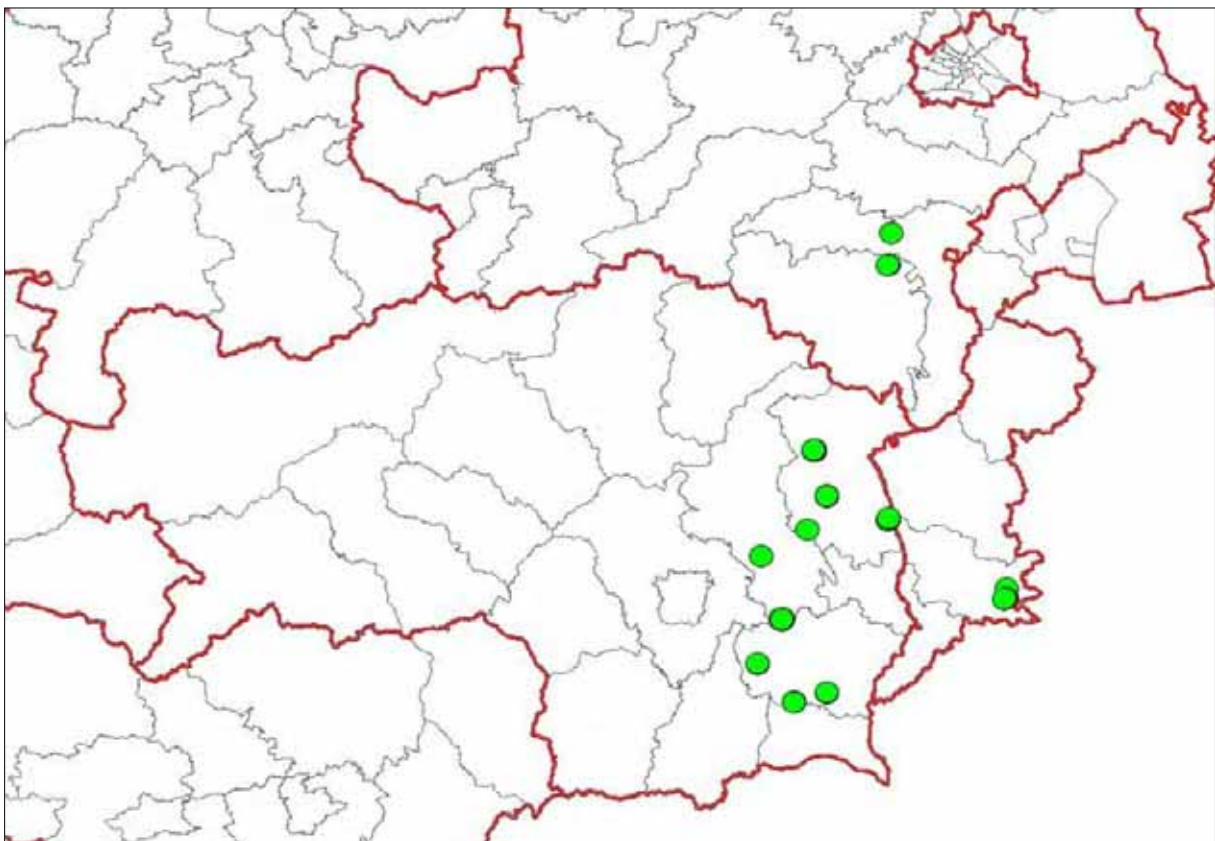


Abbildung 5: Lage der Untersuchungsflächen innerhalb Österreichs. Lagegleiche Flächen sind nur mit einem Eintrag dargestellt.

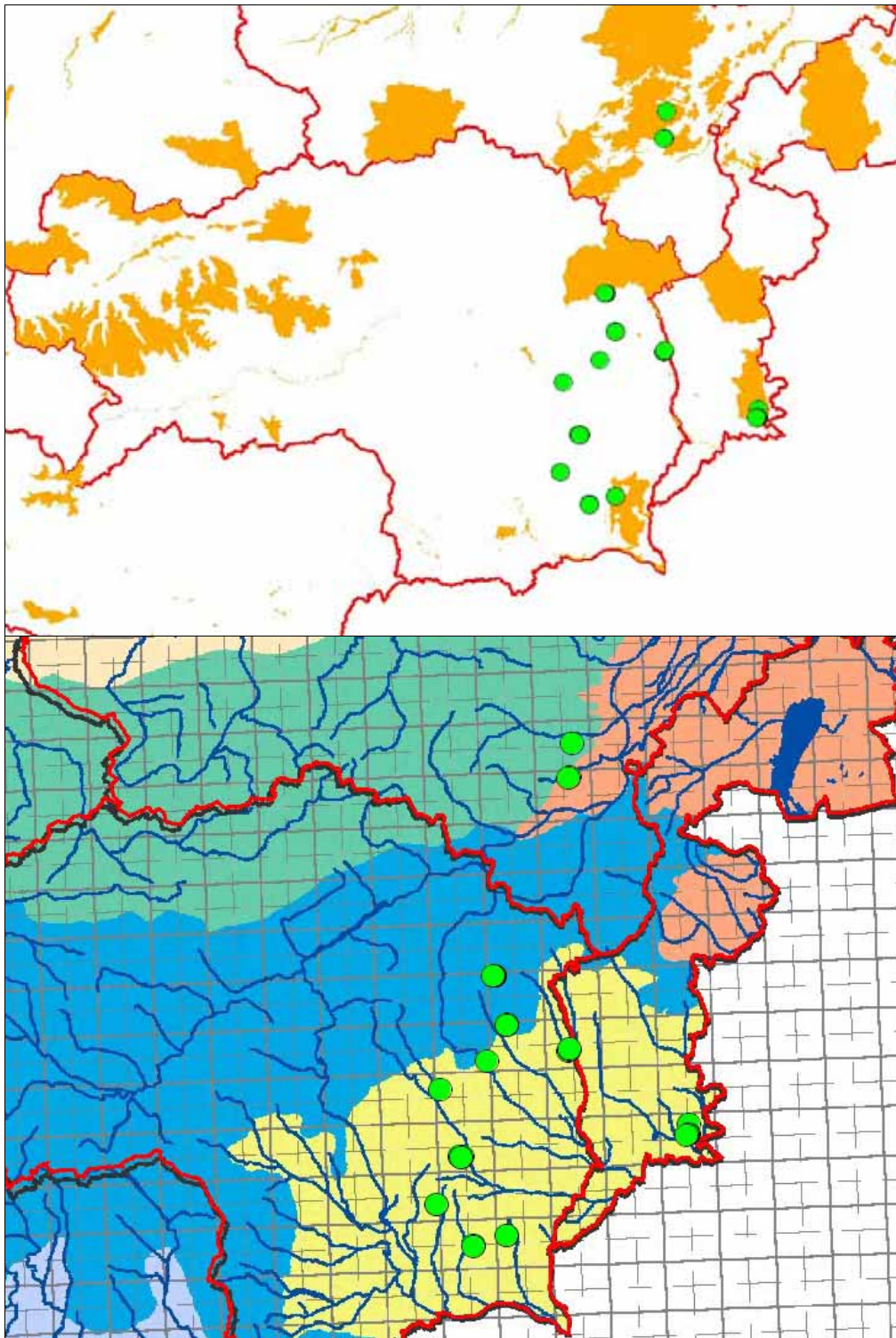


Abbildung 6: Lage der Untersuchungsflächen (grün) innerhalb Österreichs mit Darstellung der NATURA 2000-Gebiete (orange) (oben) und mit Darstellung der Naturräume Österreichs (unten). Lagegleiche Flächen sind nur mit einem Eintrag dargestellt.

Tabelle 5: Liste der ausgewählten Flächen mit Angabe der Flächennummer (FID), des Typs des Biotopnamens und der Lage in Bundesländern bzw. naturräumlichen Einheiten.

Flächen-ID	Flächentyp	Flächentyp-Beschreibung	Biotoptypname	Bundesland	Naturraum
00	5	WF-Mähweide	Streuobstbestand	NÖ	Pannonische Flach- und Hügelländer
01	3	WF, zweimähdig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt 42 d später	Feuchte bis nasse Fettwiese	NÖ	Pannonische Flach- und Hügelländer
02	2	WF, zweimähdig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt 28 d später	Mitteleuropäischer basenreicher Mäh-Halbtrockenrasen	NÖ	Pannonische Flach- und Hügelländer
03	3	WF, zweimähdig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt 42 d später	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	Südöstliches Alpenvorland
04	1	WF, zweimähdig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	Südöstliches Alpenvorland
05	1	WF, zweimähdig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	Intensivwiese der Tieflagen	Stmk	Südöstliches Alpenvorland
06	1	WF, zweimähdig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	Südöstliches Alpenvorland
07	1	WF, zweimähdig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	Intensivwiese der Tieflagen	Stmk	Südöstliches Alpenvorland
10	6	WF-Dauerweide	FrISChe, artenreiche Fettweide der Tieflagen	Bgld	Südöstliches Alpenvorland
11	1	WF, zweimähdig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	FrISChe basenreiche Magerwiese der Tieflagen	Bgld	Südöstliches Alpenvorland
14	1	WF, zweimähdig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt traditionell	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tieflagen	Stmk	Südöstliches Alpenvorland
15	5	WF-Mähweide	Mitteleuropäischer basenarmer Weide-Halbtrockenrasen	Stmk	Südöstliches Alpenvorland
18	2	WF, zweimähdig, Dünger verzicht, Schnittzeitpunkt 28 d später	Streuobstbestand	Stmk	Südöstliches Alpenvorland
19	2	WF, zweimähdig, Dü-	FrISChe, artenreiche	Stmk	Südöstliches Alpen-

Flä- chen- ID	Flä- chen- Typ	Flächentyp- Beschreibung	Biotoptypname	Bun- des- land	Naturraum
		geverzicht, Schnittzeit- punkt 28 d später	Fettwiese der Tiefla- gen		vorland
20	2	WF, zweimähdig, Dün- geverzicht, Schnittzeit- punkt 28 d später	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tiefla- gen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
21	2	WF, zweimähdig, Dün- geverzicht, Schnittzeit- punkt 28 d später	Intensivwiese der Tieflagen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
25	3	WF, zweimähdig, Dün- geverzicht, Schnittzeit- punkt 42 d später	Feuchte bis nasse Fettwiese	Stmk	Zentralalpen
26	3	WF, zweimähdig, Dün- geverzicht, Schnittzeit- punkt 42 d später	Feuchte bis nasse Fettwiese	Stmk	Zentralalpen
27	3	WF, zweimähdig, Dün- geverzicht, Schnittzeit- punkt 42 d später	Feuchte bis nasse Fettwiese	Stmk	Zentralalpen
28	3	WF, zweimähdig, Dün- geverzicht, Schnittzeit- punkt 42 d später	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tiefla- gen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
29	6	WF-Dauerweide	FrISChe, artenreiche Fettweide der Tiefla- gen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
34	5	WF-Mähweide	FrISChe, artenreiche Fettweide der Tiefla- gen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
35	5	WF-Mähweide	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tiefla- gen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
36	5	WF-Mähweide	Mitteleuropäischer basenreicher Weide- Halbtrockenrasen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
37	5	WF-Mähweide	FrISChe basenreiche Magerweide der Tief- lagen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
38	5	WF-Mähweide	Intensivweide der Tieflagen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
50	1	WF, zweimähdig, Dün- geverzicht, Schnittzeit- punkt traditionell	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tiefla- gen	Bgld	Südöstliches Alpen- vorland

Flä- chen- ID	Flä- chen- Typ	Flächentyp- Beschreibung	Biotoptypname	Bun- des- land	Naturraum
52	1	WF, zweimähdig, Dün- geverzicht, Schnittzeit- punkt traditionell	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tiefla- gen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
54	7	Nicht-WF-Weide	Intensivweide der Tieflagen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
65	4	Nicht-WF-Mähwiese	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tiefla- gen	Bgld	Südöstliches Alpen- vorland
66	4	Nicht-WF-Mähwiese	Intensivwiese der Tieflagen	Bgld	Südöstliches Alpen- vorland
67	7	Nicht-WF-Weide	Intensivweide der Tieflagen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
71	1	WF, zweimähdig, Dün- geverzicht, Schnittzeit- punkt traditionell	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tiefla- gen	Bgld	Südöstliches Alpen- vorland
74	7	Nicht-WF-Weide	FrISChe, artenreiche Fettweide der Tiefla- gen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
75	7	Nicht-WF-Weide	FrISChe, artenreiche Fettweide der Tiefla- gen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
80	7	Nicht-WF-Weide	Intensivweide der Tieflagen	NÖ	Pannonische Flach- und Hügelländer
83	4	Nicht-WF-Mähwiese	FrISChe, artenreiche Fettwiese der Tiefla- gen	NÖ	Pannonische Flach- und Hügelländer
84	4	Nicht-WF-Mähwiese	Intensivwiese der Tieflagen	Stmk	Südöstliches Alpen- vorland
85	4	Nicht-WF-Mähwiese	Intensivwiese der Tieflagen	Stmk	Zentralalpen

Die detaillierten Flächen-Steckbriefe finden sich im Anhang (Kap. 10.1).

6.2 Vegetationskartierung

6.2.1 Überblick zu den Flächentypen

Im Folgenden eine zusammenfassende und vergleichende Darstellung der im Projekt unterschiedenen Flächentypen.

Typ 1: WF, zweimähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt traditionell

- in sich homogene Bestände mit üppiger, dichter Krautschicht, grasreich
- Honiggraswiesen, Goldhafer-Knäuelgraswiesen; ein Magerrasen im Burgenland (FID 11)
- ähnlich Typ-2-Wiesen, aber mehr Glatthafer und Scharfer Hahnenfuß, weniger Furchenschwingel
- Magerrasen im Bgld mit von den anderen Typ-1-Wiesen stark abweichendem Arteninventar: Furchenschwingel und Wiesenfuchsschwanz als dominante Gräser.

Typ 2: WF, zweimähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 28 d später

- ähnlich Typ-1-Wiesen (so.)
- in sich homogene Bestände, reich an Goldhafer und/oder Honiggras
- ein Halbtrockenrasen in NÖ mit von restlichen Typ-2-Wiesen stark abweichendem Arteninventar, artenreichste Fläche des Projektes!

Typ 3: WF, zweimähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 42 d später

- tendenziell feuchtere, ebene Flächen mit Ausnahme von FID 28
- im Vergleich zu Typ 1- und Typ 2-Wiesen weniger Goldhafer und Knäuelgras, mehr Wiesenrispengras, Ruchgras, Seggen (Wechselfeuchtezeiger) und Waldbinse.
- FID 25 mit 4 Vegetationsaufnahmen: heterogene Fläche mit feuchten und frischen Teilbereichen
- FID 28: Honiggraswiese an Mittelhang, floristisch ähnlich Typ 1 und 2-Wiesen.

Typ 4: Nicht-WF-Mähwiese

- homogene, artenarme intensiv genutzte Mähwiesen, von Knäuelgras dominiert
- FID 84 wird als Wechselwiese bewirtschaftet.

Typ 5: WF-Mähweide

- grasreich, bodenoffener, mäßig wüchsig, oft in Hanglage
- es dominieren Goldhafer, Knäuelgras, Wiesenschwingel und Englisches Raygras
- FID 00 ist ein beweideter Streuobstbestand

Typ 6: WF-Dauerweide

- artenarm (va. FID 29), von Ubiquisten geprägt: Wiesen-Rispengras, Flaum-Trespe und Kriechender Hahnenfuß dominieren

Typ 7: Nicht-WF-Weide

- rel. artenarm, geprägt von Englischem Raygras, Knäuelgras, Wiesenrispengras, Wiesenklees, Spitzwegerich
- Flächen in unterschiedlichem Zustand, zT ruderal überprägt, zT eutrophiert

6.2.2 *Biotoptypen-Verteilung*

Die folgende Tabelle gibt einen Überblick über die auf den Projektflächen dokumentierten Biotoptypen:

Tabelle 6: *Biotoptypen-Verteilung. Namen und Codes nach Ellmauer (2005).*

Anzahl	Code	Name
4	3.1.2.1	Feuchte bis nasse Fettwiese
1	3.2.1.1.1	Frische basenreiche Magerwiese der Tieflagen
1	3.2.1.1.3	Frische basenreiche Magerweide der Tieflagen
13	3.2.2.1.1	Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen
6	3.2.2.1.2	Intensivwiese der Tieflagen
5	3.2.2.1.3	Frische, artenreiche Fettweide der Tieflagen
4	3.2.2.1.4	Intensivweide der Tieflagen
1	3.3.1.1.1	Mitteuropäischer basenreicher Mäh-Halbtrockenrasen
1	3.3.1.1.3	Mitteuropäischer basenreicher Weide-Halbtrockenrasen
1	3.3.1.2.3	Mitteuropäischer basenarmer Weide-Halbtrockenrasen
2	8.10.1	Streuobstbestand

6.2.3 Rote Liste-Biototypen

In jeder der im Projekt unterschiedenen Flächentypen kommt zumindest ein Bestand vor, welcher einem österreichweit gefährdeten Biototyp zugeordnet werden kann. In drei der sieben Flächentypen kommt sogar zumindest ein Bestand vor, welcher einem österreichweit stark gefährdeten Biototyp zugeordnet werden kann

Tabelle 7: Übersicht gefährdeter Biototypen pro Flächentyp.

Flächentyp	Zahl der Aufnahmen von gefährdeten BT / Gesamtaufnahmezahl	Prozentueller Anteil gefährdeter Biototypen
1	7 / 9	78 %
2	4 / 5	80 %
3	6 / 6	100 %
4	2 / 5	40 %
5	6 / 7	86 %
6	2 / 2	100 %
7	2 / 5	40 %

6.2.4 Rote Liste-Pflanzenarten

Wirtschaftswiesen und -weiden sind arm an gefährdeten Pflanzenarten: So kommen nur auf drei Flächen Arten vor, welche österreichweit als „gefährdet“ eingestuft werden.

Tabelle 8: Festgestellte Rote-Liste-Pflanzenarten in den Flächen und Flächentypen.

FID	Flächentyp	Rote-Liste-Pflanzenart(en)
02	2	<i>Onobrychis arenaria</i> , <i>Potentilla alba</i> , <i>Pulsatilla pratensis</i> ssp. <i>nigricans</i>
11	1	<i>Galium wirtgenii</i>
65	4	<i>Galium wirtgenii</i>

6.2.5 Vergleichende Darstellung der Standortparameter

Die folgenden Tabellen geben einen Überblick zu Kenngrößen der im Projekt unterschiedenen Flächentypen.

Tabelle 9: Kennzeichnende Parameter pro Flächentyp.

Typ	n	Ges.Deckung (%)	Gräser (%)	Kräuter (%)	Moose (%)	off. Boden (%)	Artenzahl
1	9	92.0 ± 6.9	18.6 ± 10.7	88.7 ± 9.0	4.4 ± 9.8	6.9 ± 5.3	27.8 ± 6.5
2	5	82.0 ± 7.6	9.0 ± 4.2	82.0 ± 7.6	3.0 ± 6.7	18.0 ± 7.6	30.8 ± 12.1
3	6	94.7 ± 5.2	8.2 ± 8.2	91.7 ± 7.5	9.2 ± 20.0	4.8 ± 5.3	24.0 ± 5.7
4	5	84.6 ± 11.7	4.0 ± 4.2	84.6 ± 11.7	0.6 ± 1.3	15.4 ± 11.7	23.0 ± 2.6
5	7	66.9 ± 18.4	2.1 ± 1.6	65.7 ± 18.6	12.7 ± 29.7	31.4 ± 19.9	31.1 ± 7.1
6	2	85.0 ± 14.1	5.5 ± 6.4	72.5 ± 3.5	12.5 ± 10.6	15.0 ± 14.1	24.5 ± 6.4
7	5	90.6 ± 8.9	1.0 ± 0.7	85.6 ± 10.2	6.4 ± 8.7	10.0 ± 9.2	22.6 ± 2.8

Hinsichtlich Artenzahlen weisen die Nicht-WF-Flächen die niedrigsten Werte auf (Typen 4, 7), knapp darauf folgen die sehr spät gemähten WF-Wiesen und die WF-Dauerweiden (Typen 3, 6), die höchsten Artenzahlen wurden in den WF-Mähweiden (Typ 5) vorgefunden, knapp gefolgt von den WF-Mähwiesen mit um vier Wochen verzögertem Schnittzeitpunkt (Typ 2), danach folgen die traditionell gemähten WF-Mähwiesen (Typ 1).

Die offensten Böden finden sich in den WF-Mähweiden, die geschlossenste Vegetationsdecke in den WF-Mähwiesen mit um vier Wochen verzögertem Schnittzeitpunkt, also in den eher frischen bis feuchten Wiesen.

Tabelle 10: Ellenberg'sche Zeigerwerte pro Flächentyp.

Typ	n	L	T	F	R	N
1	9	7.0 ± 0.2	5.8 ± 0.3	5.2 ± 0.4	5.9 ± 0.6	4.2 ± 1.2
2	5	7.3 ± 0.2	4.2 ± 1.8	5.9 ± 0.9	6.0 ± 0.5	5.0 ± 1.3
3	6	7.0 ± 0.3	5.5 ± 0.5	5.8 ± 0.7	5.5 ± 0.7	4.2 ± 1.3
4	5	7.3 ± 0.3	6.0 ± 0.2	5.8 ± 0.7	6.2 ± 0.6	5.7 ± 0.4
5	7	7.4 ± 0.3	6.0 ± 0.3	4.9 ± 0.8	6.7 ± 0.6	4.7 ± 1.1
6	2	7.4 ± 0.1	6.0 ± 0.1	5.1 ± 0.2	6.1 ± 0.4	4.9 ± 0.3
7	5	7.3 ± 0.2	5.7 ± 0.5	5.7 ± 1.0	6.7 ± 0.5	5.5 ± 0.5

Die eher frischen bis feuchten Standortsverhältnisse beim Flächentyp 3 kommen durch die Ellenberg'schen Feuchtezahl (F) nicht zum Ausdruck, jedoch wird die tendenzielle Bodenversauerung aufgrund der sehr guten Wasserversorgung durch die niedrigste durchschnittliche Reaktionszahl im Vergleich aller Flächentypen angezeigt.

Eindeutig ist die Aussagekraft der Stickstoffzahl (N): hier weisen die Nicht-WF-Flächen die höchsten Durchschnittswerte auf und liegen einen halben bis deutlich über einem Wertepunkt über denjenigen der anderen Flächen. Damit wird die höhere Nährstoffbeaufschlagung dieser Flächen gut abgebildet.

6.2.6 Ranking aller Flächen nach der Pflanzendiversität

Die nachfolgende Tabelle reiht die Probeflächen nach absteigender Pflanzenartenzahl.

Tabelle 11: Ranking der Flächen nach der Pflanzenartenzahl sortiert von der artenreichsten zur artenärmsten.

FID	Flächentyp	WF	Anzahl Pflanzenarten	Anzahl Rote-Liste-Pflanzenarten
02	2	ja	45	2
20	2	ja	39	0
52	1	ja	39	0
35	5	ja	38	0
34	5	ja	37	0
36	5	ja	35	0
38	5	ja	35	0
71	1	ja	34	0
18	2	ja	33	0
01	3	ja	31	0
14	1	ja	31	0
10	6	ja	29	0
37	5	ja	29	0
11	1	ja	28	1
27	3	ja	28	0
04	1	ja	27	0
06	1	ja	27	0
28	3	ja	27	0
07	1	ja	26	0
65	4	nein	26	0
74	7	nein	26	0
15	5	ja	25	0
54	7	nein	25	0

FID	Flächentyp	WF	Anzahl Pflanzenarten	Anzahl Rote-Liste-Pflanzenarten
66	4	nein	24	0
83	4	nein	24	0
03	3	ja	23	0
75	7	nein	22	0
84	4	nein	22	0
21	2	ja	21	0
50	1	ja	21	0
29	6	ja	20	0
67	7	nein	20	0
80	7	nein	20	0
00	5	ja	19	0
26	3	ja	19	0
85	4	nein	19	0
05	1	ja	17	0
19	2	ja	16	0
25	3	ja	16	0



7 Ergebnisse und Diskussion

7.1 Sektorale Ergebnisse

7.1.1 Laufkäfer

7.1.1.1 Datenübersicht

Die Untersuchung lieferte 105 Laufkäferarten basierend auf 4.933 gefangenen Individuen. Davon gehen 4.710 Individuen (95,5 %) auf den Einsatz von Barberfallen und 223 (4,5 %) auf die Auswertung von Saugproben zurück. Die Barberfallen lieferten mit 103 Arten nahezu das gesamte Artenspektrum. Bei beiden Methoden waren die Fangzahlen mit 3.129 gegenüber 1.581 bzw. 170 gegenüber 53 im Frühjahr deutlich höher als im Sommer. Hingegen differierten die Artenzahlen im jahreszeitlichen Vergleich deutlich weniger. So standen 83 im Frühjahr dokumentierten Arten 80 im Sommer festgestellte Arten gegenüber. Auffällig ist nur der Umstand, dass die relative Bedeutung der Saugproben im Sommer trotz geringerer Fangzahl deutlich höher als im Frühjahr ausfiel, indem der Anteil an mittels Barberfallen nicht dokumentierten Arten etwas erhöht (5 gegenüber 2 Arten) war.

Tabelle 12: Artenzahlen und Fangzahlen im Vergleich zwischen den Methoden.

Parameter	Barberfallen	Saugproben	Gesamt
Fangzahl gesamt	4.710	223	4.933
Fangzahl Frühjahr	3.129	170	3.299
Fangzahl Sommer	1.581	53	1.634
Artenzahl gesamt	103	41	105
Artenzahl Frühjahr	81	30	83
Artenzahl Sommer	75	23	80

Im Vergleich zwischen Wiesen und Weiden fallen höhere Arten- und Fang- bzw. Individuenzahlen der Ersteren gegenüber den Zweiteren auf. Der Unterschied ist bei den mittleren Artenzahlen pro Fallentag hoch signifikant ($U = 284$, $p = 0,001$; Tabelle 13). Hinzu kommt eine deutlich geringe Zahl und Fangzahl gefährdeter Arten. Auch auf der Ebene der Biotoptypen fallen die Intensivweiden und Frischen Fettweiden bei den Fangzahlen bzw. die Intensivwei-

den bei den Artenzahlen gegenüber allen differenzierten Wiesentypen deutlich ab (Tabelle 14).

Tabelle 13: Artenzahlen und Fangzahlen im Vergleich zwischen Wiesen und Weiden.

Parameter	Wiesen	Weiden	Gesamt
Fangzahl gesamt	3730	1203	4933
Mittlere Fangzahl	149,2 +/- 92,9	85,9 +/- 41,3	126,5 +/- 83,6
Mittlere Fangzahl/Fallentag	2,5 +/- 1,6	1,5 +/- 0,7	2,1 +/- 1,4
Artenzahl gesamt	95	61	105
Mittlere Artenzahl	21,5 +/- 6,7	14,0 +/- 3,3	18,8 +/- 6,8
Mittlere Artenzahl/Fallentag	0,36 +/- 0,11	0,24 +/- 0,06	0,31 +/- 0,11
Anzahl gefährdeter (SG + G) Arten	25	12	28
Mittlere Zahl gefährdeter (SG + G) Arten/Fallentag	0,06 +/- 0,04	0,04 +/- 0,02	0,05 +/- 0,03
Mittlere Fangzahl gefährdeter (SG + G) Arten/FT	0,20 +/- 0,16	0,12 +/- 0,16	0,17 +/- 0,16

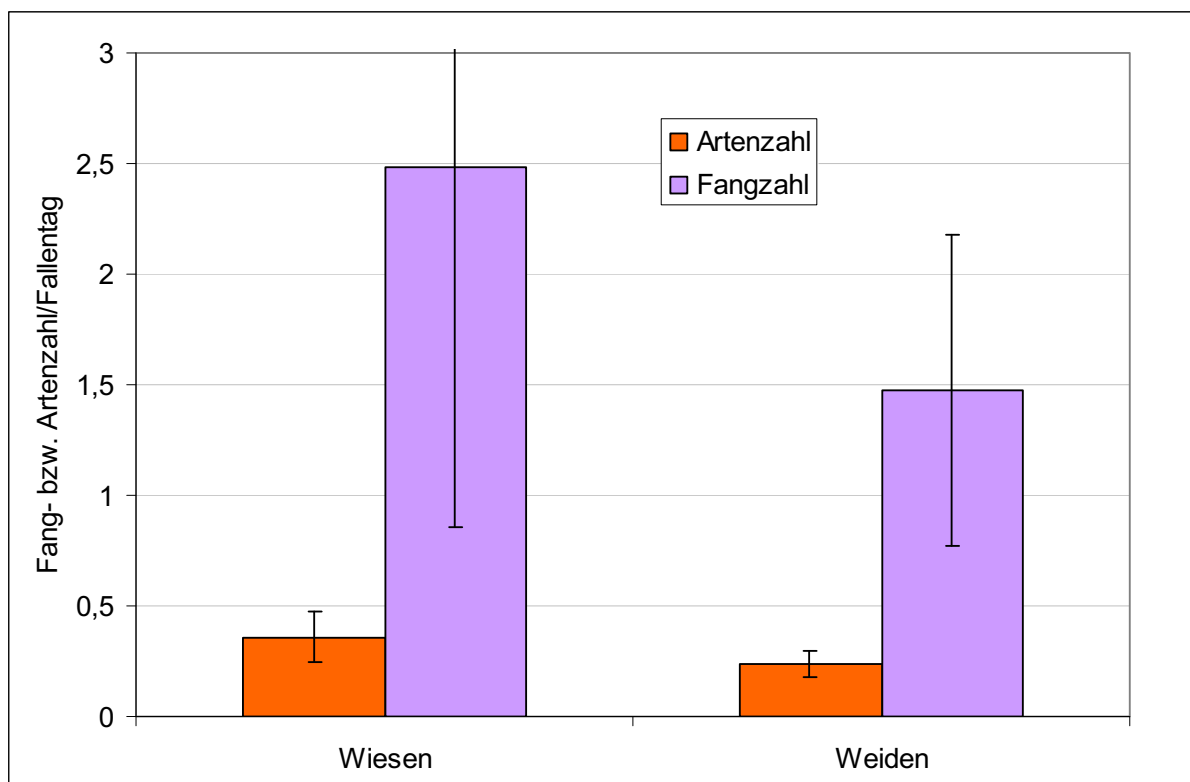


Abbildung 7: Artenzahlen und Fangzahlen (mittlere Werte/Fallentag) im Vergleich zwischen Wiesen und Weiden. Bei den mittleren Artenzahlen pro Fallentag ist der Unterschied hoch signifikant ($U = 284, p = 0,001$).

Tabelle 14: Fangzahlen und Artenzahlen im Vergleich zwischen den Haupt-Biotoptypen. Die Typen „Frische basenreiche Magerwiese der Tieflagen“, „Mittleuropäischer basenreicher Mäh-Halbtrockenrasen“, „Frische basenreiche Magerweide der Tieflagen“ und „Mittleuropäischer basenarmer Weide-Halbtrockenrasen“ wurden zur Einheit „Magerweide & -wiese“ zusammengezogen; auf eine vergleichende Darstellung der Daten zum Biototyp „Streuobstwiese“ wurde aufgrund der geringen Flächenzahl verzichtet.

Parameter	Feuchte bis nasse Fettwiese (n = 4)	Frische Fettwiese, artenreich (n = 13)	Intensivwiese (n = 6)	Frische Fettweide, artenreich (n = 5)	Intensivweide (n = 4)	Magerweide & -wiese (n = 5)
Mittlere Fangzahl/FT	3,4 +/- 2,5	2,2 +/- 1,3	1,9 +/- 1,0	1,4 +/- 0,5	1,2 +/- 0,9	2,5 +/- 1,9
Mittlere Artenzahl/FT	0,4 +/- 0,1	0,3 +/- 0,1	0,3 +/- 0,1	0,3 +/- 0,1	0,2 +/- 0,1	0,3 +/- 0,1
Mittlere Fangzahl gefährdeter (SG + G) Arten/FT	0,09 +/- 0,15	0,24 +/- 0,19	0,17 +/- 0,19	0,14 +/- 0,07	0,05 +/- 0,02	0,17 +/- 0,19
Mittlere Zahl gefährdeter (SG + G) Arten/FT	0,04 +/- 0,04	0,05 +/- 0,03	0,06 +/- 0,05	0,06 +/- 0,03	0,04 +/- 0,02	0,05 +/- 0,04

Tabelle 15: Fangzahlen und Artenzahlen im Vergleich zwischen den Haupt-Bodentypen.

Parameter	entwäss-erter Gley (n = 5)	Pseudo-gley (n = 4)	Hang-gley (n = 3)	vergleyte Braunerde (n = 3)	Fels-braunerde (n = 3)	Kultur-rohboden (n = 12)
Mittlere Fangzahl/FT	2,51 +/- 1,42	1,91 +/- 1,18	1,23 +/- 0,35	3,12 +/- 1,59	2,88 +/- 1,51	2,09 +/- 1,66
Mittlere Artenzahl/FT	0,39 +/- 0,09	0,32 +/- 0,12	0,23 +/- 0,02	0,24 +/- 0,05	0,31 +/- 0,04	0,31 +/- 0,12
Mittlere Fangzahl gefährdeter (SG + G) Arten/FT	0,11 +/- 0,16	0,34 +/- 0,12	0,19 +/- 0,13	0,10 +/- 0,07	0,01 +/- 0,01	0,19 +/- 0,17
Mittlere Zahl gefährdeter (SG + G) Arten/FT	0,04 +/- 0,03	0,08 +/- 0,03	0,03 +/- 0,03	0,05 +/- 0,03	0,01 +/- 0,01	0,06 +/- 0,04

7.1.1.2 Arteninventar

7.1.1.2.1 Verzeichnis der nachgewiesenen Arten

Im Zuge der Untersuchung konnten 105 Laufkäferarten festgestellt werden. Bei einem Österreich-Bestand von etwa 780 Taxa entspricht dies einem Anteil von 13,5 % an der heimischen Laufkäferfauna.

Tabelle 16: Kommentierte Artenliste Laufkäfer. RL = Gefährdung nach eigener Einschätzung (SG = stark gefährdet, G = gefährdet), KG = Körpergröße (Klasse 1 = unter 3,9 mm, 2 = 3,49 bis 4,9 mm, 3 = 5 bis 7,49 mm, 4 = 7,5 bis 9,9 mm, 5 = 9,9 bis 12,49, 6 = 12,49 bis 14,49, 7 = 14,49 bis 17,49, 8 = 17,49 bis 19,9, 9 = über 20 mm).

Nr.	Art	RL	KG
1.	<i>Abax carinatus porcatus</i> (Duftschmid, 1812)		6
2.	<i>Abax parallelepipedus</i> (Piller & Mitterpacher, 1783)		8
3.	<i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812)		7
4.	<i>Acupalpus flavicollis</i> (Sturm, 1825)		2
5.	<i>Acupalpus meridianus</i> (Linné, 1761)		2
6.	<i>Agonum muelleri</i> (Herbst, 1784)		4
7.	<i>Agonum sexpunctatum</i> (Linné, 1758)		4
8.	<i>Agonum viduum</i> (Panzer, 1796)		4
9.	<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)		4
10.	<i>Amara aulica</i> (Panzer, 1797)		6
11.	<i>Amara chaudiroi incognita</i> Fassati, 1946	SG	4
12.	<i>Amara communis</i> (Panzer, 1797)		3
13.	<i>Amara convexior</i> Stephens, 1828		4
14.	<i>Amara equestris</i> (Duftschmid, 1812)	G	4
15.	<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)		3
16.	<i>Amara fulvipes</i> (Audinet-Serville, 1821)	SG	5
17.	<i>Amara lucida</i> (Duftschmid, 1812)	G	3
18.	<i>Amara lunicollis</i> Schiödte, 1837		4
19.	<i>Amara montivaga</i> Sturm, 1825		4
20.	<i>Amara nitida</i> Sturm, 1825		3
21.	<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)		3
22.	<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)		4
23.	<i>Amara tibialis</i> (Paykull, 1798)	SG	3
24.	<i>Amara tricuspidata</i> Dejean, 1831	G	4

Nr.	Art	RL	KG
25.	<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pontoppidan, 1763)		3
26.	<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabricius, 1787)		5
27.	<i>Anisodactylus nemorivagus</i> (Duftschmid, 1812)	G	4
28.	<i>Anisodactylus signatus</i> (Panzer, 1796)		6
29.	<i>Badister bullatus</i> (Schränk, 1798)		3
30.	<i>Badister sodalis</i> (Duftschmid, 1812)	G	2
31.	<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)		2
32.	<i>Bembidion obtusum</i> Audinet-Serville, 1821	G	1
33.	<i>Bembidion properans</i> (Stephens, 1828)		2
34.	<i>Bembidion quadrimaculatum</i> (Linné, 1761)		1
35.	<i>Brachinus crepitans</i> (Linné, 1758)		4
36.	<i>Brachinus explodens</i> Duftschmid, 1812		3
37.	<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)		5
38.	<i>Calathus melanocephalus</i> (Linné, 1758)		3
39.	<i>Carabus cancellatus</i> Illiger, 1798		9
40.	<i>Carabus convexus</i> Fabricius, 1775		7
41.	<i>Carabus germarii</i> Sturm, 1815		9
42.	<i>Carabus granulatus</i> Linné, 1758		8
43.	<i>Carabus scheidleri</i> Panzer, 1799		9
44.	<i>Chlaenius nitidulus</i> (Schränk, 1781)		5
45.	<i>Clivina collaris</i> (Herbst, 1784)		3
46.	<i>Clivina fossor</i> (Linné, 1758)		3
47.	<i>Cylindera germanica</i> Linné, 1758	G	4
48.	<i>Demetrias atricapillus</i> (Linné, 1758)	G	2
49.	<i>Diachromus germanus</i> (Linné, 1758)	G	4
50.	<i>Drypta dentata</i> (P. Rossi, 1790)		4
51.	<i>Dyschirius globosus</i> (Herbst, 1784)		1
52.	<i>Harpalus affinis</i> (Schränk, 1781)		5
53.	<i>Harpalus atratus</i> Latreille, 1804		5
54.	<i>Harpalus calceatus</i> (Duftschmid, 1812)	G	6
55.	<i>Harpalus cupreus</i> Dejean, 1829	SG	5
56.	<i>Harpalus dimidiatus</i> (Rossi, 1790)	G	5
57.	<i>Harpalus distinguendus</i> (Duftschmid, 1812)		4
58.	<i>Harpalus griseus</i> (Panzer, 1796)		5



Nr.	Art	RL	KG
59.	<i>Harpalus latus</i> (Linné, 1758)		4
60.	<i>Harpalus luteicornis</i> (Duftschmid, 1812)		4
61.	<i>Harpalus pumilus</i> Sturm, 1818		3
62.	<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)		5
63.	<i>Harpalus rufipes</i> (De Geer, 1774)		6
64.	<i>Harpalus signaticornis</i> (Duftschmid, 1812)	G	3
65.	<i>Harpalus subcylindricus</i> Dejean, 1829	G	3
66.	<i>Harpalus tardus</i> (Panzer, 1796)		4
67.	<i>Harpalus tenebrosus</i> Dejean, 1829	G	5
68.	<i>Licinus depressus</i> (Paykull, 1790)	G	5
69.	<i>Limodromus assimilis</i> (Paykull, 1790)		5
70.	<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)		3
71.	<i>Microlestes maurus</i> (Sturm, 1827)		1
72.	<i>Microlestes minutulus</i> (Goeze, 1777)		1
73.	<i>Molops elatus</i> (Fabricius, 1801)		7
74.	<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)		5
75.	<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)		3
76.	<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)		3
77.	<i>Oodes gracilis</i> A. & J.B. Villa, 1833	SG	4
78.	<i>Ophonus ardosiacus</i> (Lutshnik, 1922)	SG	5
79.	<i>Ophonus azureus</i> (Fabricius, 1775)		4
80.	<i>Ophonus diffinis</i> (Dejean, 1829)	SG	5
81.	<i>Ophonus puncticeps</i> Stephens, 1828		4
82.	<i>Oxypselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784)		3
83.	<i>Panagaeus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)	SG	4
84.	<i>Parophonus maculicornis</i> (Duftschmid, 1812)	G	3
85.	<i>Poecilus lepidus</i> (Leske, 1785)		5
86.	<i>Poecilus cupreus</i> (Linné, 1758)		6
87.	<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)		5
88.	<i>Pterostichus longicollis</i> (Duftschmid, 1812)	SG	3
89.	<i>Pterostichus macer</i> (Marsham, 1802)	G	6
90.	<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)		7
91.	<i>Pterostichus melas</i> (Creutzer, 1799)		7
92.	<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)		8



Nr.	Art	RL	KG
93.	<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)		5
94.	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)		5
95.	<i>Pterostichus ovoideus</i> (Sturm, 1824)	G	3
96.	<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1796)		3
97.	<i>Pterostichus transversalis</i> (Duftschmid, 1812)		7
98.	<i>Pterostichus vernalis</i> (Panzer, 1796)		3
99.	<i>Stenolophus teutonius</i> (Schrank, 1781)		3
100.	<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)		4
101.	<i>Syntomus obscuroguttatus</i> (Duftschmid, 1812)	G	1
102.	<i>Syntomus truncatellus</i> (Linné, 1761)		1
103.	<i>Trechoblemus micros</i> (Herbst, 1784)		2
104.	<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781)		2
105.	<i>Trichotichnus laevicollis</i> (Duftschmid, 1812)		4

7.1.1.2.2 Häufigkeiten und Stetigkeiten

Poecilus versicolor stellt mit 26,2 % aller gefangenen Individuen die mit Abstand häufigste Art der Untersuchung. Dahinter liegt *Bembidion properans* mit 11,0 %, gefolgt von *Harpalus rufipes* mit 7,2 %, *Poecilus cupreus* mit 5,1 % und *Calathus fuscipes* mit 4,4 %. Während diese Reihenfolge weitestgehend die Häufigkeitsverteilung der Laufkäfergemeinschaften der Wiesen widerspiegelt, ist jene der Weiden durch deutlich geringe Aktivitätsabundanzen von *Poecilus versicolor* und *Poecilus cupreus* gekennzeichnet, während Arten wie *Bembidion properans* und *Amara aenea* relativ häufiger als in den Wiesen auftreten und höhere Stetigkeiten erreichen. Dabei kommt die Präferenz der letztgenannten Arten für bodenoffene Stellen zum Tragen, die auf den Weiden (durchschnittlich 21,3 %) einen signifikant höheren Anteil als auf den Wiesen (10,3 %) einnehmen ($t = 2,54$; $p = 0,02$).

Weitere Unterschiede in der Verteilung der häufigsten Arten zwischen Wiesen und Weiden gehen auf die durchschnittlich höhere Feuchtigkeitszahl der Ersteren zurück. Zwar ist der Unterschied nicht signifikant, doch sind die beiden trockensten Flächen Weiden und die feuchteste eine Wiese. Stellvertretend für eine Reihe weiterer Arten (zB *Loricera pilicornis*, *Stenolophus teutonius*) war die feuchtigkeitsliebende *Amara lunicollis* auf Wiesen wesentlich häufiger und stetiger zu finden als auf Weiden, während auf die xerophile (Trockenheit liebende) *Amara aenea* das Gegenteil zutrifft (Tabelle 17).

Tabelle 17: Aktivitätsabundanzen und Stetigkeiten der 10 häufigsten Laufkäferarten.

Art	Gesamt	Wiesen			Weiden		
	FZ (%)	FZ	FZ (%)	Stetigkeit (%)	FZ	FZ (%)	Stetigkeit (%)
<i>Poecilus versicolor</i>	26,2	1221	32,7	76,0	73	6,1	35,7
<i>Bembidion properans</i>	11,0	226	6,1	76,0	315	26,2	71,4
<i>Harpalus rufipes</i>	7,2	249	6,7	76,0	104	8,6	92,9
<i>Poecilus cupreus</i>	5,1	223	6,0	80,0	27	2,2	35,7
<i>Calathus fuscipes</i>	4,4	148	4,0	80,0	70	5,8	71,4
<i>Pterostichus melanarius</i>	3,5	110	2,9	84,0	64	5,3	64,3
<i>Amara lunicollis</i>	1,9	90	2,4	64,0	3	0,2	7,1
<i>Amara aenea</i>	3,9	86	2,3	56,0	105	8,7	78,6
<i>Harpalus luteicornis</i>	1,7	85	2,3	44,0	0	0	0,0
<i>Amara plebeja</i>	1,6	79	2,1	36,0	0	0	0,0

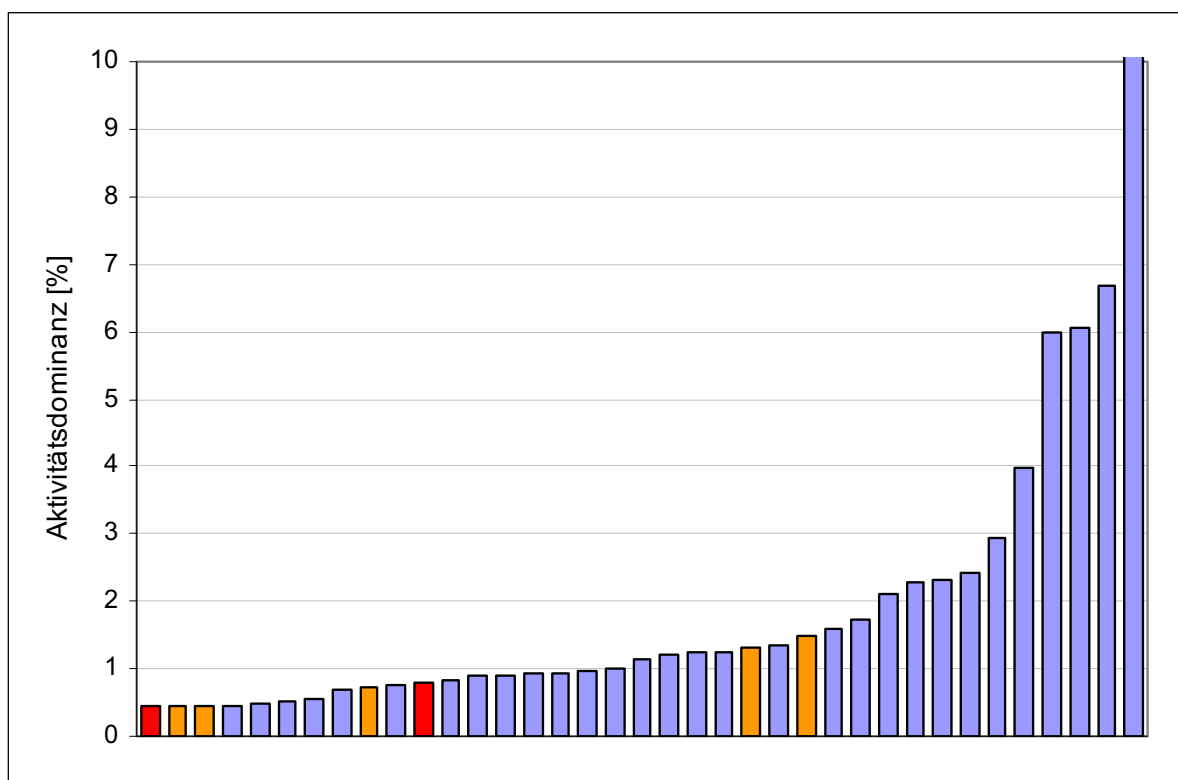


Abbildung 8: Aktivitätsdominanzmuster der Wiesen-Zönosen mit allen Arten > 0,5 %. Gefährdete Arten sind orange, stark gefährdete rot hervorgehoben.

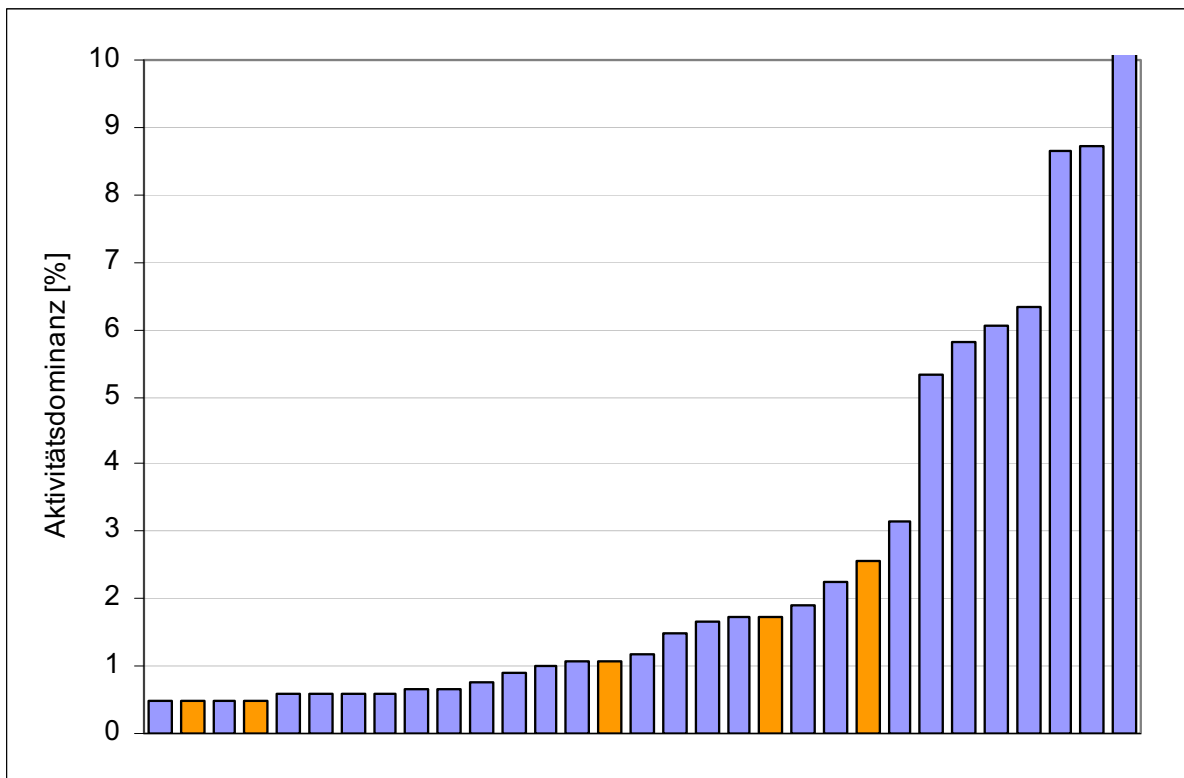


Abbildung 9: Aktivitätsdominanzmuster der Weiden-Zönosen mit allen Arten > 0,5 %. Gefährdete Arten sind orange, stark gefährdete rot hervorgehoben.

7.1.1.2.3 Kommentare zu ausgewählten Arten

Gemäß eigener Einschätzung enthält das Gesamtartenspektrum 9 stark gefährdete und 19 gefährdete Arten. Dies entspricht einem Anteil an gefährdeten Taxa von 26,7 %. Mit *Carabus cancellatus tibiscinus* konnte eine Unterart erstmals, mit *Syntomus obscuroguttatus* eine Art erstmals sicher aus der Steiermark nachgewiesen werden. Weitere faunistisch und natur-schutzfachlich interessante Funde betreffen österreich- und auch mitteleuropaweit sehr sel-tene Arten. Die bedeutendsten werden in Folge kurz kommentiert.

***Amara chadoiri incognita*, Chadoirs Kamelläufer**

Die zentraleuropäisch-westsibirische Art ist innerhalb Österreichs auf die Bundesländer Nie-derösterreich, Wien und Burgenland beschränkt (zB Hieke 1970, Zettel 1993), aus der Zeit nach 1980 liegt jedoch keine Meldung vor. Sie besiedelt feuchtes bis nasses Auengrünland und konnte auf einer nassen Fettwiese bei St. Egyden (Niederösterreich) sowie einer fri-schen, artenreiche Fettwiese im Stremtal (Burgenland) festgestellt werden. In Österreich wird sie als stark gefährdet eingeschätzt.

***Amara fulvipes*, Braunfüßiger Kamelläufer**

Die eurosibirische Art ist im gesamten Mitteleuropa selten, innerhalb Österreichs nur aus den östlichen Bundesländern bekannt (zB Hieke 1970, Paill et al. 2000, Schillhammer 1994) und für das Burgenland lediglich durch zwei alte Funde belegt (Franz 1964, Kaszab 1937). Die aktuelle Untersuchung lieferte acht Nachweise, wovon jene aus St. Johann bei Herberstein, Winzenberg und Wörth (jeweils Steiermark) sowie Steinfurt (Burgenland) als individuenreich hervorgehoben werden können. Im Gebiet zeigt *Amara fulvipes* einen deutlichen Schwerpunkt für schwere Pseudogleyböden, kommt jedoch in unterschiedlichen Wiesen-Biototypen vor. In Österreich wird sie als stark gefährdet eingeschätzt.

***Amara tibialis*, Zwerg-Kamelläufer**

Die eurosibirische Art ist wie die zuvor genannten ebenfalls weitgehend auf die östlichen Bundesländer Niederösterreich, Wien und Burgenland beschränkt (zB Franz 1970, Legorsky 2007). Aus der Steiermark wurde bislang lediglich ein Einzelfund dokumentiert (Paill unpubl.). Die aktuellen Erhebungen erbrachten vier steirische und einen burgenländischen Nachweis. Letzterer stammt von einer feuchten bis nassen Fettwiese an der Strem und bildet den mit Abstand individuenreichsten. Gut vergleichbar mit *Amara fulvipes* tritt auch *Amara tibialis* auf verschiedenen Wiesen-Biototypen auf, bevorzugt jedoch Pseudogleyböden mit wechselfeuchten Bedingungen (siehe Kapitel 7.1.1.4.2). In Österreich wird sie als stark gefährdet eingeschätzt.

***Carabus cancellatus tibiscinus*, Feld-Laufkäfer**

Carabus cancellatus ist ein in Österreich weit verbreiteter, in allen Bundesländern meist häufig vorkommender Laufkäfer. Die Unterart ssp. *tibiscinus* ist jedoch auf die östlichen Länder Niederösterreich, Wien und Burgenland beschränkt (zB Mandl 1956). Im Zuge der aktuellen Bearbeitung konnte diese morphologisch deutlich charakterisierte Form nun erstmals für die Steiermark nachgewiesen werden. Die Funde stammen aus Wiesen im Steirischen Randgebirge (Zentralalpen) bei Vorau.

***Harpalus cupreus*, Kupferfarbener Schnellläufer**

Die eurosibirische Art ist im gesamten Mitteleuropa sehr selten und innerhalb Österreichs aus den östlichen Bundesländern, aktuell nur aus der Steiermark bekannt (zB Drovenik (1996, Paill et al. 2000, Schweiger 1970, 1979). Im Zuge der aktuellen Erhebungen wurde *Harpalus cupreus* an sieben Standorten mit in Summe acht Individuen nachgewiesen. Mit Ausnahme eines Tieres aus Niederösterreich sowie eines Individuums aus den steirischen

Zentralalpen stammen alle weiteren aus dem Südöstlichen Alpenvorland der Steiermark. Hier zeigt die Art Präferenzen für mäßig feuchte Wiesen auf vergleyten Böden (siehe Kapitel 7.1.1.4.2). In Österreich wird *Harpalus cupreus* als stark gefährdet eingeschätzt.

***Oodes gracilis*, Zierlicher Sumpfläufer**

Die westpaläarktische, wärmeliebende Art ist innerhalb Österreichs auf die östlichen und südlichen Bundesländer beschränkt (zB Franz 1970, Legorsky 2007, Paill & Holzer 2006, Paill 1998). Im Burgenland regelmäßig nachgewiesen und am Neusiedlersee relativ häufig vorkommend (zB Agnezy 2003), stammen die letzten niederösterreichischen Funde der hygrobionten Art aus der ersten Hälfte des vergangenen Jahrhunderts (zB Franz & Beier 1948). Im Zuge der aktuellen Untersuchungen wurde ein Einzeltier auf einer nassen Fettwiese bei St. Egyden (Niederösterreich) festgestellt. *Oodes gracilis* wird in Österreich als stark gefährdet eingeschätzt.

***Ophonus ardosiacus*, Blauer Haarschnellläufer**

Der europäisch-mediterrane Laufkäfer kommt in Österreich nur in den Bundesländern Niederösterreich, Wien, Burgenland, Steiermark und Oberösterreich vor. Mit Ausnahme der Steiermark, wo *Ophonus ardosiacus* erst jüngst erstmals sicher festgestellt worden ist (Holzer 2004), und Wiens (Legorsky 2007), liegen die aktuellsten Funde zumindest 50 Jahre zurück (zB Franz 1970, Franz & Beier 1948, Schweiger 1960). Im Untersuchungsgebiet gelangen zwei steirische Funde, einer von einer frischen, artenreichen Fettwiese (Fläche 14) und ein weiterer, individuenreicher von einer frischen, artenreichen Fettweide (Fläche 34). Jeweils handelte es sich um Kulturrohböden mit hohem Sandgehalt. *Ophonus ardosiacus* wird in Österreich als stark gefährdet eingeschätzt.

***Ophonus diffinis*, Nahtwinkel-Haarschnellläufer**

Die europäisch-kaukasische Art ist in Österreich sehr selten und nur aus den östlichen Bundesländern bekannt (zB Zettel 1993). Aktuelle Funde beschränken sich auf die exklusivsten Trockenlandschaften des Burgenlandes und Niederösterreichs (Wurth 2002, Truxa 2004). Umso überraschender sind die Ergebnisse der aktuellen Erhebungen, wonach *Ophonus diffinis* an vier Standorten in durchaus beträchtlicher Individuenzahl festgestellt werden konnte. Allerdings handelt es sich dabei nicht – wie in der Literatur meist angegeben – um ausgesprochen trockenwarme Stellen, sondern um wechsellrockene Wiesen auf extremen Pseudogleyböden. Alle Funde der in Österreich als stark gefährdet eingeschätzten Art stammen aus dem Südburgenland.

***Pterostichus longicollis*, Langhalsiger Grabläufer**

Die europäisch-kaukasische Art ist innerhalb Österreichs nur aus Oberösterreich, Niederösterreich und dem Burgenland bekannt (zB Franz 1970, Marggi et al. 1999, Schatzmayr 1942/43). Die aktuellste Meldung stammt von Zettel (1993) aus den Marchauen. Im Untersuchungsgebiet gelang der Fund eines Einzeltieres auf einem auch von *Ophonus diffinis* bewohnten, wechselfeuchten Pseudogleyboden (Nicht-WF-Fläche 66). Auch *Pterostichus longicollis* wird in Österreich als stark gefährdet eingeschätzt.

***Pterostichus macer*, Herzhals-Grabläufer**

Die eurosibirische Art ist wie *Pterostichus longicollis* auf die östlichsten Bundesländer, in diesem Fall Niederösterreich, Wien und Burgenland beschränkt. Die Großteil der aktuellen Funde stammt aus der Neusiedlersee-Region (zB Agnezy 2003, Truxa 2004, Zulka 2006). Auch ökologisch stimmt *Pterostichus macer* mit *Pterostichus longicollis* weitgehend überein. Die Funde im Gebiet stammen von zwei wechselfeuchte Pseudogleyböden im Südburgenland (Nicht-WF-Flächen 65 und 66; siehe auch Kapitel 7.1.1.4.2). Die Art wird in Österreich als stark gefährdet eingeschätzt.

***Syntomus obscuroguttatus*, Gefleckter Zwergstreuläufer**

Die paläarktisch verbreitete Art fehlt im Westen Österreichs, ist im Osten jedoch weit verbreitet und gebietsweise relativ häufig (zB Drapela 2004, Kromp 1989, Kromp & Nitzlader 1995, Pflügl 1996). Dabei zeigen die Funde aus Wien wie auch jene aus der aktuellen Untersuchung eine relativ weite Streuung über unterschiedliche offene Lebensraumtypen. Eine gewisse Vergleyung scheint die Art jedoch zu benötigen (siehe auch Kapitel 7.1.1.4.2). Aus der Steiermark – bisher erst durch einen zweifelhaften Fund von Franz (1970) dokumentiert – liegen nun mehrere individuenreiche Nachweise vor. Hier zeigt sich die Einbeziehung der Saugproben bedeutend, nachdem mittels dieser Methode deutlich mehr Individuen als per Barberfallenfang dokumentiert werden konnten. Die möglicherweise kletternde Art wurde im Zuge klassischer Barberfallen-Untersuchungen bisher offenbar unterrepräsentiert gefangen. *Syntomus obscuroguttatus* wird in Österreich als gefährdet eingestuft.

7.1.1.3 Korrelation mit metrischen Umweltvariablen

Abbildung 10 zeigt die Laukäfer-Gesellschaften entlang der beiden wichtigsten hypothetischen Gradienten, die die Korrespondenzanalyse (DCA) errechnet hat. Achse 1 ist am ehesten als Feuchtegradient zu interpretieren. Sie erstreckt sich von trockenen, bodenoffenen, nährstoffärmeren Standorten in den Niederungen bis zu feuchten, dichterwüchsigen, fetteren Wiesen höherer Lagen. Die „trockene Seite“ wird durch Arten wie *Harpalus griseus* (harp

gris), *Harpalus pumilus* (harp pumi), *Harpalus tardus* (harp tard), *Harpalus tenebrosus* (harp tene) und *Ophonus ardosiacus* (opho ardo) repräsentiert, während auf der „feuchten Seite“ *Limodromus assimilis*, *Loricera pilicornis* (lori pili), *Agonum muelleri* (agon muel) und *Agonum sexpunctatum* (agon sexp) stehen.

Die Korrelationen der Umweltvariablen mit Achse 2 sind nur schwach. Mit den real gemessenen Variablen sind sie daher kaum zu interpretieren. Um eine Kausalität der Artenverteilungen zu finden, wurde daher versucht, Korrelationen mit nicht metrischen Umweltparametern, nämlich den Biotop- und Bodentypen, herzustellen (siehe nachfolgendes Kapitel).



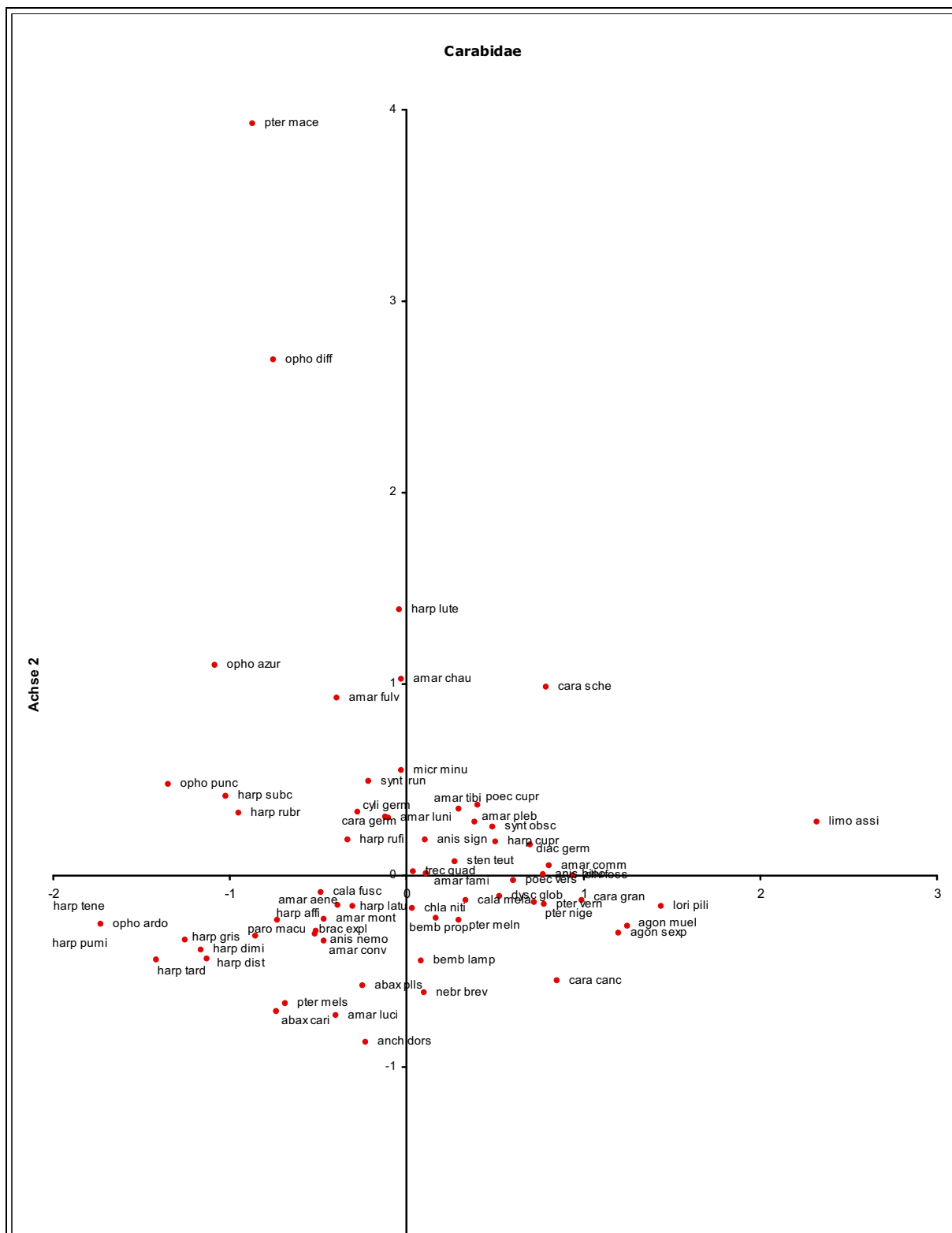


Abbildung 10: Ordination der Laufkäfer (Artenscores) mittels DECORANA. Der besseren Übersichtlichkeit halber wurden nur Arten mit Individuenzahlen ≥ 5 Individuen dargestellt.

7.1.1.4 Korrelation mit nicht-metrischen Umweltparametern

7.1.1.4.1 *Biotoptypen*

Die Arten wurden hinsichtlich ihrer Vorkommensschwerpunkte in den einzelnen Biotoptypen ausgewertet. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf Arten gelegt, die zumindest 40 % des Gesamtfanges in einem der hier differenzierten Typen („Feuchte bis nasse Fettwiese“, „Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen“, „Intensivwiese der Tieflagen“, „Frische, artenreiche Fettweiden der Tieflagen“, „Intensivweiden der Tieflagen“, Magerwiesen & Magerweiden („Frische basenreiche Magerwiese der Tieflagen“ und „Mittleuropäischer basenreicher Mäh-Halbtrockenrasen“, „Frische basenreiche Magerweide der Tieflagen“ und „Mittleuropäischer basenarmer Weide-Halbtrockenrasen“) und Streuobstwiesen) erreichen. Taxa, die insgesamt in weniger als vier Individuen gefangen wurden, blieben mit Ausnahme bekanntermaßen anspruchsvoller Arten (zB *Oodes gracilis*) unberücksichtigt.

In weiterer Folge werden Arten mit deutlichen Vorkommensschwerpunkten als „Charakterarten“ bezeichnet. Dies hat jedoch nur mit Einschränkung allgemeine Gültigkeit, da es sich häufig um Arten handelt, die innerhalb der Grünlandlebensräume Südostösterreichs zwar charakteristische Lebensraum-Schwerpunkte zeigen, jedoch zT auch in anderen, hier nicht untersuchten Lebensräumen wie Wäldern, Äcker oder Feuchtgebieten vorkommen können.

Feuchte bis nasse Fettwiesen

Dieser Biotoptyp ist durch eine relativ hohe Zahl an Charakterarten gekennzeichnet. Großteils handelt es sich allerdings um Arten, die auch unterschiedliche andere Feucht- und Nasslebensräume (zB *Acupalpus flavicollis*, *Agonum viduum*, *Pterostichus nigrita*) sowie mäßig feuchte Waldstandorte (zB *Carabus scheidleri*, *Limodromus assimilis*) besiedeln. Einzig *Oodes gracilis* ist als anspruchsvoller Bewohner offener Nasswiesen zu charakterisieren. Als weitere, überwiegend in diesem Biotoptyp aufgefundene Arten sind *Agonum muelleri* (58,4 %), *Clivina fossor* (57,2 %), *Dyschirius globosus* (45,4 %), *Loricera pilicornis* (65,1), *Pterostichus strenuus* (43,0 %) und *Pterostichus vernalis* (50,1 %) anzuführen. Deutliche Unterschiede waren zwischen den untersuchten Probeflächen feststellbar. So blieben die eigentlichen Charakterarten (mit Individuenanteilen von 100 %) weitestgehend auf die deutlich feuchteren Standorte 1 und 25 (6,4 und 6,7) beschränkt, während die weniger feuchten Wiesen 25 und 26 (Ellenberg Feuchtezahlen 5,4 und 6,1) nur 7,7 % des Gesamtfanges dieser Arten stellten.

Frische, artenreiche Fettwiesen der Tieflagen

Trotz vergleichbarer Artenzahl sind frische, artenreiche Fettwiesen der Tieflagen durch eine gegenüber den feuchten bis nassen Fettwiesen geringere Zahl charakteristischer Laufkäferarten gekennzeichnet. Hervorzuheben sind jedoch *Amara lunicollis* und *Anisodactylus nemorivagus* zu. Sie erreichen bei insgesamt relativ hoher Fangzahl auch hohe Stetigkeiten mit Präsenzen auf mehr als 50 % der Flächen. Beide können außerdem generell als typische

Wiesenarten gelten, die in hier nicht untersuchten Biotoptypen kaum vorkommen. Die dokumentierte Präferenz von *Anisodactylus nemorivagus* für frische, artenreiche Fettwiesen der Tieflagen ist auch von wissenschaftlichem Interesse, da die Ökologie der Art im mitteleuropäischen Raum mangelhaft bekannt ist (zB Marggi 1992).

Amara chaudiiri incognita vermittelt zu den feuchten bis nassen Fettwiesen, während *Amara equestris* und *Amara fulvipes* zusätzliche Verbreitungsschwerpunkte auf mageren Trockenwiesen zeigen. Die meisten Übereinstimmungen bestehen jedoch mit den Artenspektren der Intensivweisen des Tieflandes (su.).

Intensivwiesen der Tieflagen

Bei vergleichbarer Artenzahl wie die feuchten bis nassen Fettwiesen sowie frischen, artenreichen Fettwiesen der Tieflagen sind die Intensivwiesen der Tieflagen durch eine in ähnlichem Maße eigenständige Laufkäferfauna ausgezeichnet.

Vorkommensschwerpunkte wurden beispielsweise für *Amara familiaris* (42,9 %), *Amara montivaga* (60,3 %), *Anisodactylus binotatus* (50,6 %), *Harpalus luteicornis* (57,7 %), *Microlestes minutulus* (50,1 %), und *Syntomus obscuroguttatus* (42,1 %) festgestellt.

Mit *Amara plebeja* und *Diachromus germanus* erreichen zwei Arten mehr als 80 % der Aktivitätsdominanz am Gesamtfang, doch wurden beide Arten fast ausschließlich auf der Fläche 5 gefangen und können somit nicht als charakteristisch für den Biotoptyp im Allgemeinen gelten.

Weitere Arten sind gleichermaßen auf Intensivwiesen der Tieflagen wie auf frischen, artenreichen Fettwiesen der Tieflagen verbreitet und erreichen hier in Summe sehr deutliche Vorkommensschwerpunkte. Dies trifft insbesondere auf *Amara tibialis* (in Summe 100 %), *Amara similata* (100 %), *Anisodactylus signatus* (100 %), *Chlaenius nitidulus* (100 %), *Harpalus luteicornis* (85,8 %), *Pterostichus macer* (100 %) und *Stenolophus teutonius* (96,0 %) zu.

FrISCHE artenreiche Fettweiden der Tieflagen

Fettweiden sind mit einer nur wenig charakteristischen Laufkäferfauna ausgestattet. Zwar entspricht der Verbreitungsschwerpunkt von *Calathus melanocephalus* den Erwartungen hinsichtlich der bekannten Ökologie der Art, doch sind die hohen Aktivitätsdominanzen von *Harpalus tenebrosus* (100 %), *Ophonus ardosiacus* (87,6 %), *Ophonus puncticeps* (63,9 %) und *Poecilus lepidus* (68,9 %) auf die Eigenart eines einzigen, relativ trockenen (Ellenberg-Feuchtezahl 4,8), sandigen und extrem bodenoffenen (50 % offener Boden) Standortes, der Fläche 34, zurückzuführen. Die genannten Arten können somit nicht als charakteristisch für den Biotoptyp im Allgemeinen gelten.

Tabelle 18: Vorkommensschwerpunkte ausgewählter Laufkäferarten in verschiedenen Biotoptypen mit Angabe der Aktivitätsdominanzen bezogen auf den Gesamtfang. Nur Arten mit Aktivitätsdominanzen > 40 % in einem der Biotoptypen sind aufgelistet (40-59,9 % = hellgrau unterlegt, 60-79,9 % = mittelgrau, 80-100 % = dunkelgrau). Die unterschiedliche Zahl an Probeflächen ist durch eine Relativierung auf der Basis von Fal-lentagen berücksichtigt. Gefährdete Arten sind in Rotschrift hervorgehoben.

Art	Feuchte Fett-wiese (n = 4)	Frische Fett-wiese (n = 13)	Intensiv wiese (n = 6)	Frische Fett-weide (n = 5)	Inten-siv-weide (n = 4)	Mager-weide & -wiese (n = 5)	Streu obst wiese (n = 2)
<i>Acupalpus flavicollis</i>	100 %						
<i>Agonum muelleri</i>	58,4 %		20,4 %	21,2 %			
<i>Agonum viduum</i>	100 %						
<i>Carabus scheidleri</i>	100 %						
<i>Clivina fossor</i>	57,2 %	3,5 %	31,9 %				7,4 %
<i>Drypta dentata</i>	90,7 %	9,3 %					
<i>Dyschirius globosus</i>	45,4 %	21,0 %	18,1 %	2,8 %			12,7 %
<i>Limodromus assimilis</i>	100 %						
<i>Loricera pilicornis</i>	65,1 %	2,0 %	27,2 %	5,7 %			
<i>Oodes gracilis</i>	100 %						
<i>Pterostichus nigrita</i>	100 %						
<i>Pterostichus strenuus</i>	43,0 %		15,0 %				42,0 %
<i>Pterostichus vernalis</i>	50,1 %	4,9 %	18,4 %	16,0 %	8,5 %	2,1 %	
<i>Amara chaudiroi incognita</i>	39,4 %	60,6 %					
<i>Amara convexior</i>		42,8 %	32,4 %		24,8 %		
<i>Amara equestris</i>		54,0 %				46,0 %	
<i>Amara fulvipes</i>	6,7 %	42,9 %	13,9 %			36,5 %	
<i>Amara lunicollis</i>	18,6 %	50,1 %	13,0 %			9,1 %	9,1 %
<i>Amara tibialis</i>		51,4 %	48,6 %				
<i>Anisodactylus nemorivagus</i>		76,0 %	6,3 %			17,7 %	
<i>Chlaenius nitidulus</i>		63,8 %	36,2 %				
<i>Demetrias atricapillus</i>		100 %					
<i>Harpalus signaticornis</i>		100 %					
<i>Amara familiaris</i>		27,6 %	42,9 %	4,1 %	5,1 %	11,1 %	9,2 %
<i>Amara montivaga</i>		8,9 %	60,3 %		30,8 %		
<i>Amara plebeja</i>	1,9	2,3	95,8 %				
<i>Amara similata</i>		30,6	69,4 %				
<i>Anisodactylus binotatus</i>	29,8 %	19,6 %	50,6 %				

Art	Feuchte Fett-wiese (n = 4)	FrISCHE Fett-wiese (n = 13)	Intensiv wiese (n = 6)	FrISCHE Fett-weide (n = 5)	Intensiv-weide (n = 4)	Mager-weide & -wiese (n = 5)	Streu obst wiese (n = 2)
<i>Anisodactylus signatus</i>		46,8 %	53,2 %				
<i>Diachromus germanus</i>	12,1 %	3,7 %	84,2 %				
<i>Harpalus luteicornis</i>	8,9 %	28,1 %	57,7 %			5,3 %	
<i>Microlestes minutulus</i>		30,1 %	57,1 %			12,8 %	
<i>Pterostichus macer</i>		22,7 %	77,3 %				
<i>Stenolophus teutonius</i>		26,2 %	69,8 %		4,0 %		
<i>Syntomus obscuroguttatus</i>	28,5 %	20,5 %	42,1 %	5,5 %	3,4		
<i>Brachinus explodens</i>		17,7 %	11,5 %	42,7 %	8,8 %	19,3 %	
<i>Calathus melanocephalus</i>		7,5 %		92,5 %			
<i>Harpalus tenebrosus</i>				100 %			
<i>Ophonus ardosiacus</i>		12,4 %		87,6 %			
<i>Ophonus puncticeps</i>		16,9 %		63,9 %		19,2 %	
<i>Poecilus lepidus</i>				68,9 %		31,1 %	
<i>Amara aenea</i>	5,3 %	6,3 %	19,8 %	18,3 %	40,0 %	10,3 %	
<i>Harpalus distinguendus</i>				18,8 %	81,2 %		
<i>Harpalus pumilus</i>					100 %		
<i>Harpalus rubripes</i>		27,1 %	3,8 %		64,8 %	4,3 %	
<i>Harpalus tardus</i>		6,3 %			81,7 %	12,0 %	
<i>Nebria brevicollis</i>	20,7 %	2,1 %		6,0 %	44,3 %		26,9 %
<i>Carabus cancellatus</i>	25,4 %	3,9 %	13,3 %			45,0 %	12,4 %
<i>Harpalus dimidiatus</i>		25,4 %			9,8 %	64,8 %	
<i>Microlestes maurus</i>		28,1 %				71,9 %	
<i>Ophonus azureus</i>		10,8 %		7,6 %	9,4 %	72,2 %	
<i>Ophonus diffinis</i>		12,9 %	29,3 %			57,8 %	
<i>Panagaeus bipustulatus</i>		28,1 %				71,9 %	
<i>Abax carinatus porcatus</i>		32,3 %		4,0 %	4,9 %	14,3 %	44,5 %
<i>Abax parallelepipedus</i>		13,6 %					86,4 %
<i>Abax parallelus</i>	23,0 %	14,1 %				18,1 %	44,8 %
<i>Bembidion lampros</i>	19,8 %	8,6 %	1,2 %	4,3 %	5,3 %	2,6 %	58,1 %
<i>Cylindera germanica</i>		2,6 %	14,8 %				82,6 %
<i>Harpalus latus</i>		39,7 %	6,2 %			10,5 %	43,5 %

Intensivweiden der Tieflagen

Erwartungsgemäß sind auch Intensivweiden durch wenige charakteristische Laufkäferarten gekennzeichnet. Hierzu zählen lediglich *Harpalus distinguendus* und *Harpalus rubripes*, zwei anspruchslose Bewohner offener, trockener Böden. *Harpalus pumilus* wurde zwar ebenfalls (nur) hier festgestellt, doch gehen alle Individuen auf einen Standort (Fläche 54) zurück, so dass von keiner Biotopcharakteristik im allgemeinen gesprochen werden kann. Das Schwerpunkt-vorkommen von *Harpalus tardus* (71,4 %) beruht auf Fänge von demselben Standort. Hinsichtlich Vorkommen und Häufigkeiten bestehen gegenüber den Fettweiden nur wenige Übereinstimmungen. Eine Ausnahme bildet der auch auf Ackerrändern und Brachen häufige *Harpalus griseus* mit 69,1 % des Gesamtfanges in diesen beiden Biotoptypen.

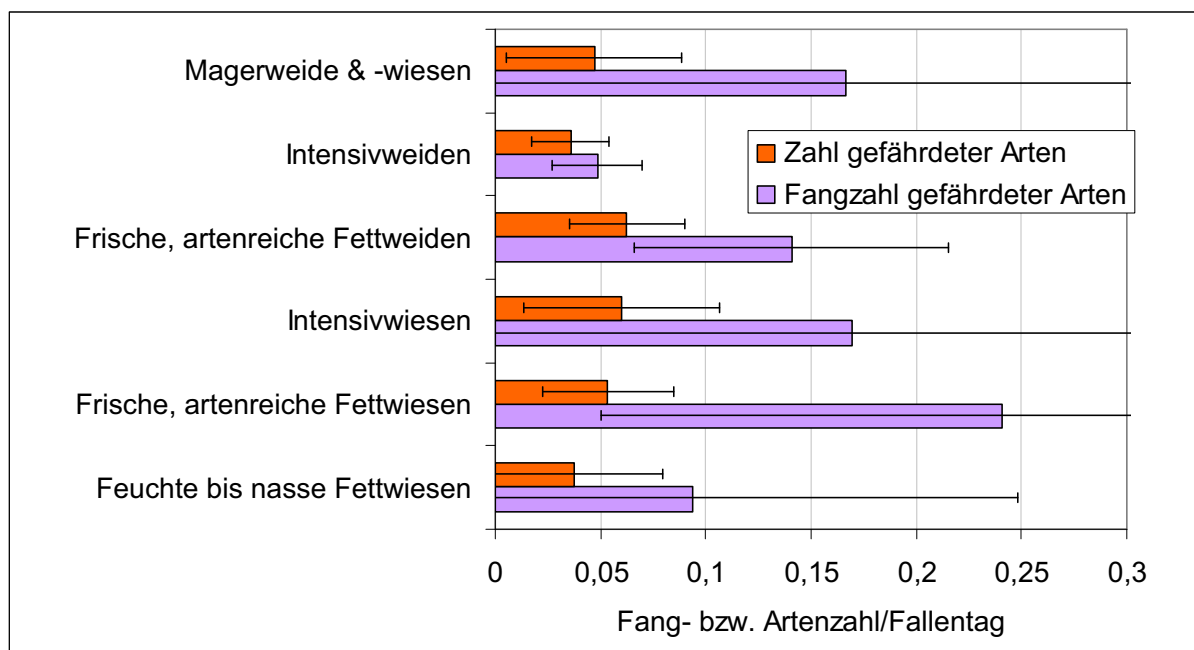


Abbildung 11: Gefährdete Arten im Vergleich zwischen den Biotoptypen.

Magerweiden und Magerwiesen

Überraschenderweise lieferten die untersuchten mageren Wiesen und Weiden eine relativ geringe Zahl an charakteristischen Arten. Die geringe Zahl anspruchsvoller xerothermophiler Arten kann nur durch die „Mittelmäßigkeit“ der untersuchten Flächen erklärt werden, finden sich doch einzelne Individuen dieser Arten (zB *Harpalus calceatus*, *Harpalus tenebrosus*, *Licinus depressus*, *Ophonus ardosiacus*) auch in anderen Flächen. Größere Bedeutung erlangen nur *Harpalus dimidiatus* (64,8 %), *Microlestes maurus* (71,9 %), *Ophonus azureus* (72,2 %), *Ophonus diffinis* (57,8 %) und *Panagaeus bipustulatus* (71,9 %).

Streuobstwiesen

Als teilbeschattete Flächen sind Streuobstwiesen gegenüber baumfreien Wiesen durch das gehäufte Auftreten von Waldarten gekennzeichnet. So wurden die drei Arten der Gattung *Abax* überwiegend in diesem Biotoptyp gefangen. *Bembidion lampros* bringt sein gegenüber der Zwillingart *Bembidion properans* etwas erhöhtes Feuchtigkeitsbedürfnis zum Ausdruck. Das Schwerpunktorkommen von *Cylindera germanica* ist hingegen auf die spezifischen Eigenheiten eines der beiden untersuchten Standorte zurückzuführen.

7.1.1.4.2 Bodentypen

Neben den Biotoptypen wurden die Laufkäferarten auch hinsichtlich ihrer Vorkommensschwerpunkte auf einzelnen Bodentypen ausgewertet. Besonderes Augenmerk wurde dabei auf Arten gelegt, die zumindest 40 % des Gesamtfanges in einem der hier differenzierten Typen (Entwässerte, kalkfreie Gleyböden, Pseudogley- und Hanggleyböden, Vergleyte Lockersediment-Braunerdeböden, Kalkfreie Felsbraunerdeböden und Kalkfreie Kulturrohböden) erreichen. In Einzelindividuen gefangene Taxa wurden nur dann berücksichtigt, wenn es sich bekanntermaßen um anspruchsvolle Arten (zB *Pterostichus longicollis*) handelt. Die wenigen aussagekräftigen Analysen zu den restlichen Bodentypen (zB entkalkte Felsbraunerde) werden hier nicht dargestellt.

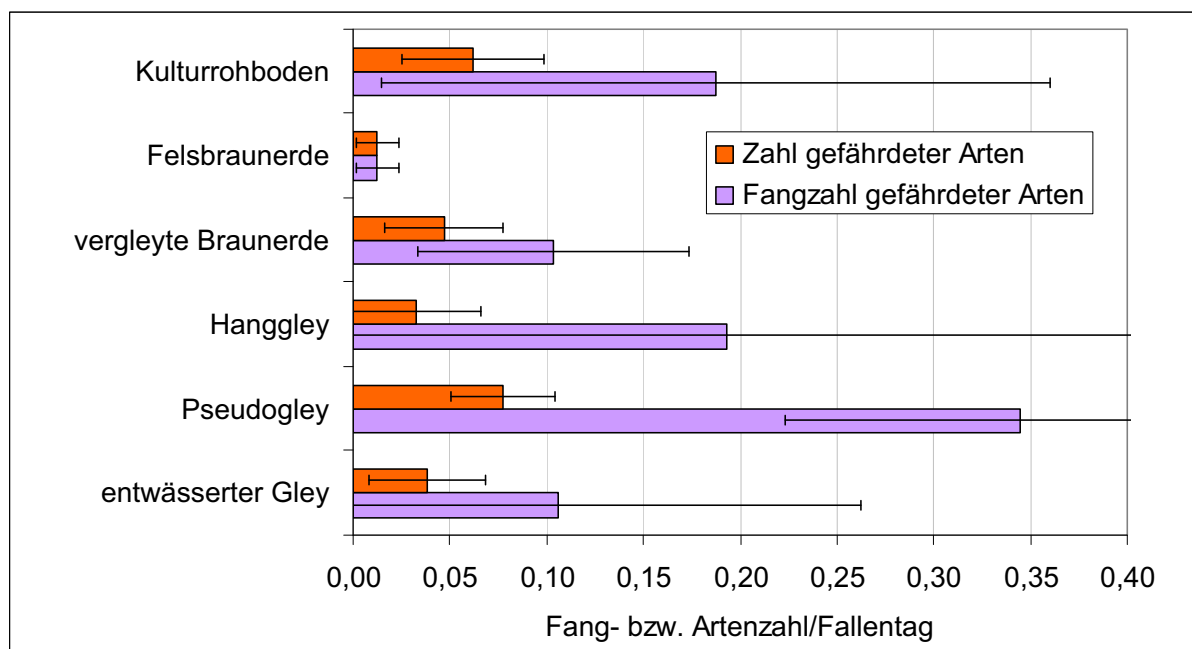


Abbildung 12: Gefährdete Arten im Vergleich zwischen den Bodentypen.

Entwässerte, kalkfreie Gleyböden

Die auf entwässerten, kalkfreien Gleyböden vorkommenden Lebensgemeinschaften harmonisieren sehr deutlich mit jenen des Biotoptyps feuchte bis nasse Fettwiesen. Auffallende Abweichungen bestehen nur für *Amara similata* und *Microlestes minutulus*, die beide Vorkommensschwerpunkte auf entwässerten, kalkfreien Gleyböden zeigen, feuchte bis nasse Lebensräume hingegen meiden.

Die im Boden grabenden Arten *Clivina fossor* und *Dyschirius globosus* bilden ein Beispiel für die geringen Überlappungen der Laufkäfergemeinschaften zwischen grundwasserbeeinflussten (Gleye) und tagwassergeprägten Böden (Pseudogleye). Auf den Ersteren zeigen sie einen deutlichen Verbreitungsschwerpunkt, während sie auf Zweiteren vollständig ausfallen.

Pseudogley- und Hanggleyböden

Pseudo- und Hanggleye sind durch eine besonders charakteristische Laufkäferfauna ausgestattet. So stammten 14 der insgesamt an vier Standorten gefangenen Individuen von *Ophonus diffinis* von Extremen Pseudogleyen und ein weiteres Tier von einem Hanggleyboden. Ähnliches gilt für *Pterostichus longicollis* und *Pterostichus macer*. Erstere Art stammte ebenfalls (in einem Einzelindividuum) von einem Extremen Pseudogley und zweitere zum einen von derselben Fläche wie *Pterostichus longicollis* und andererseits von einem Hanggleyboden, wo auch *Ophonus diffinis* nachgewiesen wurde. Besondere Schwere und Kompaktheit des Bodens in Verbindung mit Wechselfeuchtigkeit scheint für das Vorkommen dieser Arten ausschlaggebend zu sein. Diese Aspekte sind jedenfalls aus der Fachliteratur für *Pterostichus macer* zu entnehmen, der oftmals für „schwere Böden“ angegeben wird (zB Horion 1941) und aufgrund seiner abgeflachten Körpermorphologie besonders geeignet scheint, in schmale Spalten aufbrechende Lehmböden trotz nicht vorhandener spezifischer Graborgane zu besiedeln. Für den im gesamten Mitteleuropa sehr seltenen *Ophonus diffinis* liefert die gegenständliche Untersuchung wertvolle ökologische Daten. Wie wichtig die Berücksichtigung des Bodentyps für die kausale Begründung der Verbreitung dieser hoch spezialisierten Arten ist, lässt der Umstand erkennen, dass die vier besiedelten Flächen drei unterschiedlichen Biotoptypen (Frische basenreiche Magerwiese der Tieflagen, Frische, artenreiche Fettwiese der Tieflagen, Intensivwiese der Tieflagen) zuzuordnen sind. Zusammenfassend können *Pterostichus longicollis* und *Pterostichus macer* als Charakterarten wechselfeuchter Wiesen auf schweren Böden und *Ophonus diffinis* sowie *Amara fulvipes* und *Amara tibialis* (zwei weitere Art mit Verbreitungsschwerpunkt auf Pseudogley- und Hanggleyböden) als Charakterarten wechsellückiger Wiesen auf ebenfalls schweren Böden bezeichnet werden. Ihre Vorkommen innerhalb Österreichs sind allerdings auf die Pannonischen Flach- und Hügelländer sowie den südöstlichsten, überwiegend burgenländischen Teil des Südöstlichen Alpenvorlandes beschränkt.

Vergleyte Lockersediment-Braunerdeböden

Dieser Bodentyp zeigt wenige charakteristische Laufkäferarten; fast alle überwiegend hier festgestellten Arten durch eurytopes ökologisches Verhalten gekennzeichnet. Ausnahmen bilden der hygrobionte *Oodes gracilis* sowie *Harpalus cupreus*. Auf vergleyten, weitgehend entwässerten Böden (entwässerter, kalkfreier Gley, vergleyter Lockersediment-Braunerdeboden und vergleyter, kalkfreier Grauer Auboden) zeigt dieser in Mitteleuropa sehr seltene Wiesenbewohner offenbar einen sehr deutlichen Verbreitungsschwerpunkt mit 94,4 % der festgestellten Individuen. Dies ist insofern von Interesse, als über die Ökologie der Art bislang nur sehr wenig bekannt war. Eine bemerkenswerte Verbreitung zeigt auch *Syntomus obscuroguttatus*. Zwar konnte weder ein Schwerpunkt in einem Biotoptyp, noch auf einem bestimmten Bodentyp dargestellt werden, doch stammten alle gefangenen Individuen von vergleyten Böden (entwässerter, kalkfreier Gley, Extremer Pseudogley, vergleyte Lockersediment-Braunerde und vergleyter, kalkfreier Grauer Auboden).

Kalkfreie Felsbraunerdeböden

Verbreitungsschwerpunkte auf diesem Bodentyp werden ebenfalls von Laufkäferarten mit eurytopem, tendenziell hygrophilem ökologischem Verhalten gebildet.

Kalkfreie Kulturröhböden

Die hohe Zahl an für diesen Bodentyp charakteristischen Laufkäferarten ist nicht nur durch die mit Abstand höchste Probeflächenzahl zu erklären. Vielmehr konzentrieren sich hier Arten mit ausgeprägt Trockenheit und Sand liebendem ökologischem Verhalten (Xerophilie und Psammophilie). Hierzu zählen *Amara equestris*, *Amara plebeja*, *Ophonus ardosiacus*, *Panagaeus bipustulatus*, *Parophonus maculicornis*, *Poecilus lepidus* sowie eine größere Zahl an Arten der Gattung *Harpalus* (zB *Harpalus griseus*, *Harpalus pumilus*, *Harpalus signaticornis* und *Harpalus tenebrosus*).

Tabelle 19: Vorkommensschwerpunkte ausgewählter Laufkäferarten auf verschiedenen Bodentypen mit Angabe der Aktivitätsdominanzen bezogen auf den Gesamtfang. Nur Arten mit Aktivitätsdominanzen > 40 % in einem der Biotoptypen sind aufgelistet (40-59,9 % = hellgrau unterlegt, 60-79,9 % = mittelgrau, 80-100 % = dunkelgrau). Die unterschiedliche Zahl an Probeflächen ist durch eine Relativierung auf der Basis von Fallentagen berücksichtigt. Gefährdete Arten sind in Rotschrift hervorgehoben. Weitere vorkommende Bodentypen wurden nicht differenziert.

Art	entwässerter Gley (n = 5)	Pseudogley (n = 4)	Hanggley (n = 3)	vergleyte Braunerde (n = 3)	Felsbraunerde (n = 3)	Kulturohboden (n = 12)
<i>Acupalpus flavicollis</i>	100 %					
<i>Agonum viduum</i>	100 %					
<i>Amara similata</i>	53,3 %	31,6 %				
<i>Carabus granulatus</i>	49,5 %				31,8 %	3,8 %
<i>Clivina fossor</i>	43,9 %			14,0 %	32,0 %	5,1 %
<i>Dyschirius globosus</i>	50,9 %			16,2 %	4,6 %	6,6 %
<i>Limodromus assimilis</i>	100 %					
<i>Microlestes minutulus</i>	52,8 %	12,5 %				4,6 %
<i>Pterostichus nigrita</i>	100 %					
<i>Pterostichus strenuus</i>	53,3 %	31,6 %				
<i>Pterostichus vernalis</i>	45,2 %	6,7 %		12,0 %	30,9 %	4,1 %
<i>Abax parallelepipedus</i>		67,6 %				
<i>Amara fulvipes</i>		70,4 %		5,6 %		12,1 %
<i>Amara tibialis</i>	17,8 %	70,3 %				5,1 %
<i>Anisodactylus signatus</i>	7,6 %	53,7 %	12,8 %			13,1 %
<i>Chlaenius nitidulus</i>	19,5 %	69,4 %				
<i>Harpalus latus</i>	7,3 %	43,0 %				18,8 %
<i>Harpalus luteicornis</i>	20,3 %	52,5 %	2,0 %	7,6 %		0,5 %
<i>Ophonus azureus</i>		76,6 %	9,9 %			5,1 %
<i>Ophonus diffinis</i>		90,8 %	9,2 %			
<i>Pterostichus longicollis</i>		100 %				
<i>Pterostichus macer</i>		51,3 %	48,7 %			
<i>Syntomus truncatellus</i>	10,1 %	47,9 %	17,1 %	16,1 %		8,7 %
<i>Calathus melanocephalus</i>			70,2 %		22,7 %	
<i>Harpalus subcylindricus</i>		22,8 %	48,8 %	7,7 %		12,5 %
<i>Microlestes maurus</i>		41,2 %	58,8 %			
<i>Carabus germarii</i>	1,6 %	18,6 %	8,0 %	50,0 %	5,7 %	2,7 %
<i>Carabus scheidleri</i>				100 %		

Art	entwässerter Gley (n = 5)	Pseudogley (n = 4)	Hanggley (n = 3)	vergleyte Braunerde (n = 3)	Felsbraunerde (n = 3)	Kulturohboden (n = 12)
<i>Drypta dentata</i>			26,1 %	73,9 %		
<i>Harpalus cupreus</i>	38,7 %			41,1 %		5,6 %
<i>Oodes gracilis</i>				100 %		
<i>Poecilus cupreus</i>	12,9 %	9,1 %	2,9 %	43,3 %	17,8 %	5,9 %
<i>Agonum muelleri</i>	42,0 %			5,1 %	52,9 %	
<i>Agonum sexpunctatum</i>	14,0 %				84,7 %	0,8 %
<i>Loricera plicornis</i>	42,9 %				54,7 %	42,9 %
<i>Pterostichus melanarius</i>	14,5 %	3,1 %	11,3 %	8,2 %	45,1 %	8,9 %
<i>Abax parallelus</i>	34,9 %					45,3 %
<i>Amara equestris</i>						69,5 %
<i>Amara montivaga</i>						100 %
<i>Amara plebeja</i>	7,6 %	3,0 %	4,3 %		4,6 %	77,7 %
<i>Diachromus germanus</i>	31,6 %					68,4 %
<i>Harpalus affinis</i>		3,1 %	4,4 %	28,9 %		60,6 %
<i>Harpalus griseus</i>	4,8 %		8,2 %			82,8 %
<i>Harpalus pumilus</i>						100 %
<i>Harpalus rubripes</i>		12,3 %	35,2 %			49,5 %
<i>Harpalus signaticornis</i>						100 %
<i>Harpalus tardus</i>						82,8 %
<i>Harpalus tenebrosus</i>						100 %
<i>Ophonus arduus</i>						100 %
<i>Ophonus puncticeps</i>		33,3 %				54,7 %
<i>Panagaeus bipustulatus</i>						43,2 %
<i>Parophonus maculicornis</i>	10,3 %	8,1 %	11,6 %			56,4 %
<i>Poecilus lepidus</i>						100 %
<i>Pterostichus melas</i>	1,8 %	6,6 %	3,1 %	5,9 %		40,7 %

7.1.1.4.3 *Naturräumliche Lage*

In Abhängigkeit von der naturräumlichen Lage differieren die Laufkäfer-Zönosen zT erheblich. Bei ähnlichen Arten- und Fangzahlen pro Fläche (Tabelle 20) liegen va. die Anzahl gefährdeter Arten ($U = 115,5$; $p = 0,03$) sowie die Fangzahlen gefährdeter Arten ($U = 122$; $p = 0,01$) der Zentralalpen-Zönosen signifikant unter den Zönosen der anderen beiden (summarisch betrachteten) Naturräume (Abbildung 13).

Tabelle 20: Gegenüberstellung mehrere Parameter im Vergleich zwischen den Naturräumlichen Regionen.

Parameter	Pannonisches Flachland	Südöstliches Alpenvorland	Zentralalpen
Artenzahl/Fallentag	0,36 +/- 0,15	0,30 +/- 0,11	0,33 +/- 0,11
Fangzahl/Fallentag	2,42 +/- 2,47	2,10 +/- 1,30	1,89 +/- 1,34
Anzahl gefährdeter (SG+G) Arten/Fallentag	0,05 +/- 0,04	0,06 +/- 0,03	0,02 +/- 0,01
Fangzahl gefährdeter (SG+G) Arten/Fallentag	0,18 +/- 0,19	0,19 +/- 0,17	0,03 +/- 0,02

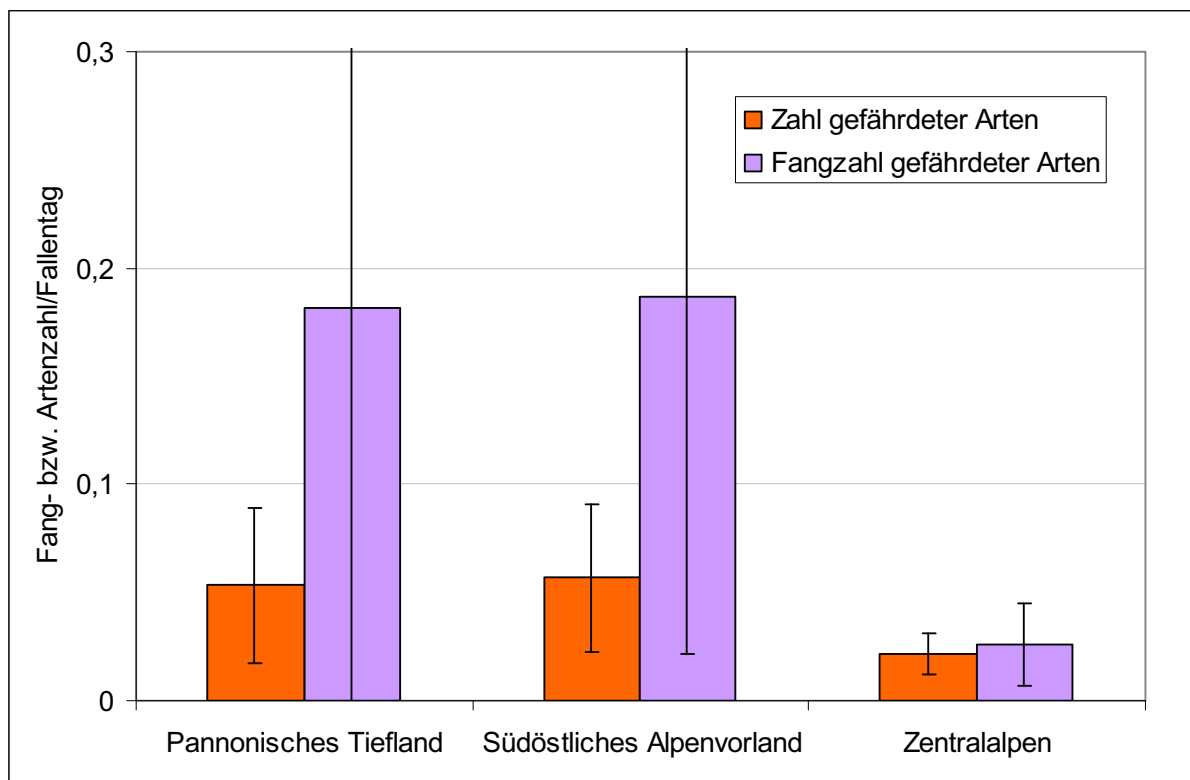


Abbildung 13: Gefährdete Arten im Vergleich zwischen den Naturräumlichen Regionen. Anzahl gefährdeter Arten ($U = 115,5$; $p = 0,03$) sowie die Fangzahlen gefährdeter Arten ($U = 122$; $p = 0,01$) der Zentralalpen-Zönosen liegen signifikant unter den Zönosen der anderen beiden Naturräume .

7.1.1.5 WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich

Der Vergleich von WF- mit Nicht-WF-Flächen hinsichtlich ihres naturschutzfachlichen Wertes bezogen auf die Laufkäferfauna erbrachte ein sehr deutliches Ergebnis. Demnach sind die WF-Flächen hoch signifikant wertvoller als die Nicht-WF-Flächen (Varianzanalyse, $F = 11,35$, $p = 0,00177$). Der Rangmittelwert liegt bei WF-Flächen bei 22,12, bei den Nicht-WF-Flächen bei 13,85.

Unter den Hotspots der Wertigkeit bzw. Biodiversität finden sich 11 WF-Mähwiesen, während die Coldspots sowohl durch WF- als auch Nicht-WF-Flächen repräsentiert werden. Hier ist jedoch der Umstand auffällig, dass unter den 10 schlechtesten Flächen bis auf zwei Mähwiese nur Weiden rangieren. Die beste Weide liegt an insgesamt 15. Stelle (Tabelle 21).

Tabelle 21: Ranking (sortiert nach höchstem „Rang-Mittelwert“) der Flächen nach ihrem naturschutzfachlichen Wert bezogen auf die Laufkäferfauna. S/FT = Artenzahl/Fallentag, $S(SG)/FT$ = Anzahl stark gefährdeter Arten/Fallentag, $S(SG+G)/FT$ = Anzahl stark gefährdeter und gefährdeter Arten/Fallentag, $N(SG) \%$ = Individuenanteil stark gefährdeter Arten, $N(SG+G) \%$ = Individuenanteil stark gefährdeter und gefährdeter Arten, $H'(ln) KG$ = Shannon-Wiener-Diversität $H'(ln)$ der Körpergrößenklassen. Angaben zum Flächentyp: trad. = traditioneller Schnitzeitpunkt, 28 d = Schnitzeitpunkt-Verzögerung um 28 Tage, 42 d = Schnitzeitpunkt-Verzögerung um 42 Tage.

Fläche	WF	Typ	S/FT	S(SG)/FT	S(SG+G)/FT	N(SG) %	N(SG+G) %	H'(ln) KG	Rang-MW
50	ja	Mähwiese, trad.	33	32,5	37,5	35	30	22	31,7
21	ja	Mähwiese, 28 d	37	32,5	33	27	23	37	31,6
11	ja	Mähwiese, trad.	25,5	35,5	22	38	34	28	30,5
3	ja	Mähwiese, 42 d	34	29	29	34	33	20	29,8
20	ja	Mähwiese, 28 d	39	32,5	35,5	30	17	24	29,7
6	ja	Mähwiese, trad.	20	27,5	27	37	38	27	29,4
19	ja	Mähwiese, 28 d	38	32,5	37,5	22	18	25	28,8
5	ja	Mähwiese, trad.	36	37	31	23	14	31	28,7
14	ja	Mähwiese, trad.	29	30	39	29	27	16	28,3
71	ja	Mähwiese, trad.	25,5	35,5	30	36	26	17	28,3
7	ja	Mähwiese, trad.	30	27,5	27	25	19	38	27,8
66	nein	Mähwiese	4,5	38	35,5	39	37	7	26,8
2	ja	Mähwiese, 28 d	14	24	20,5	32	25	39	25,8
1	ja	Mähwiese, 42 d	23,5	39	33	28	15	8	24,4
34	ja	Mähweide	14	24	33	33	35	6	24,2

Fläche	WF	Typ	S/FT	S (SG)/FT	S (SG+G)/FT	N (SG) %	N (SG+G) %	H'(ln) KG	Rang-MW
4	ja	Mähwiese, trad.	31	10	27	10	29	36	23,8
29	ja	Dauerweide	11	24	20,5	26	16	30	21,3
15	ja	Mähweide	21	10	24	10	36	18	19,8
36	ja	Mähweide	2	20,5	18,5	31	31	11	19
18	ja	Mähwiese, 28 d	19	10	11	10	24	33	17,8
35	ja	Mähweide	18	20,5	24	20	11	10	17,3
25	ja	Mähwiese, 42 d	32	10	9,5	10	8	32	16,9
28	ja	Mähwiese, 42 d	8	10	24	10	39	9	16,7
27	ja	Mähwiese, 42 d	17	24	5	21	4	26	16,2
26	ja	Mähwiese, 42 d	35	10	5	10	3	29	15,3
74	nein	Weide	22	10	8	10	6	35	15,2
80	nein	Weide	12	10	15	10	20	23	15
65	nein	Mähwiese	14	24	12,5	24	12	3	14,9
52	ja	Mähwiese, trad.	10	10	17	10	28	13	14,7
75	nein	Weide	28	10	9,5	10	5	21	13,9
54	nein	Weide	16	10	18,5	10	22	5	13,6
0	ja	Mähweide	1	10	12,5	10	32	14	13,3
84	nein	Mähwiese	27	10	7	10	10	12	12,7
10	ja	Dauerweide	4,5	10	1,5	10	1,5	34	10,3
38	ja	Mähweide	3	10	16	10	21	2	10,3
85	nein	Mähwiese	23,5	10	1,5	10	1,5	15	10,3
37	ja	Mähweide	9	10	14	10	13	4	10
67	nein	Weide	6	10	3	10	9	19	9,5
83	nein	Mähwiese	7	10	5	10	7	1	6,7



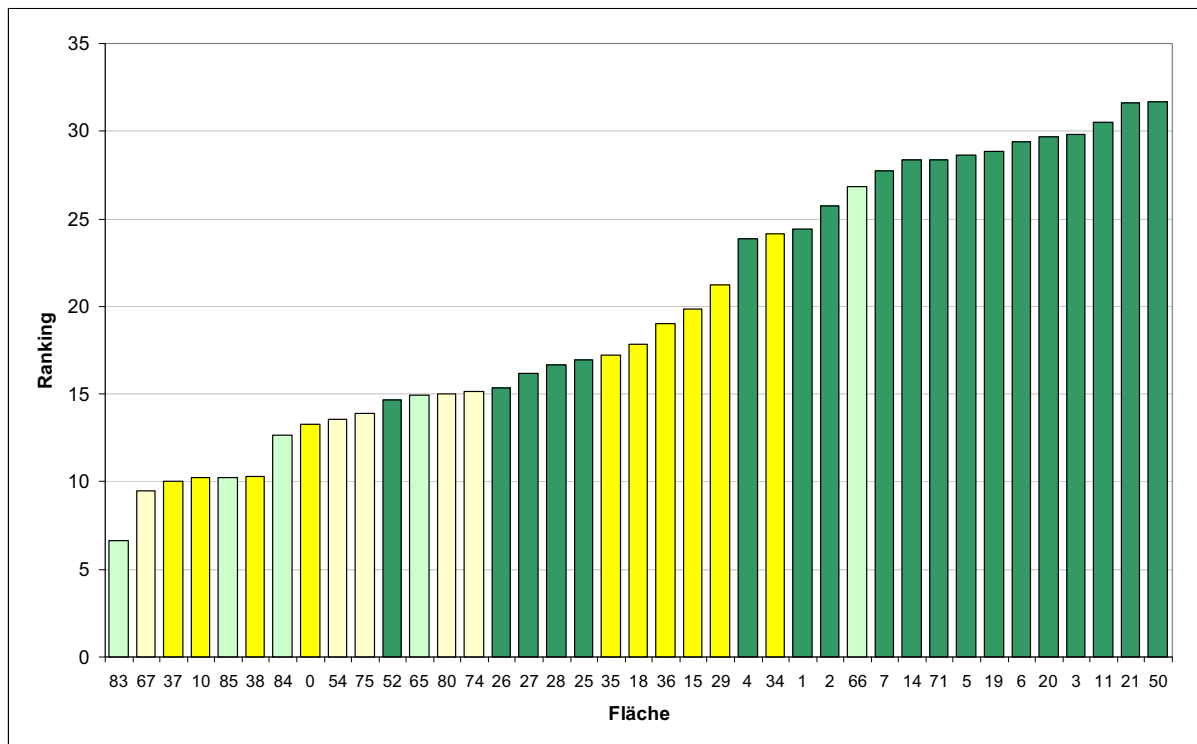


Abbildung 14: Ranking (sortiert von rechts nach links nach dem höchstem „Rang-Mittelwert“) der Flächen nach ihrem naturschutzfachlichen Wert bezogen auf die Laufkäferfauna. Dunkelgrün = WF-Wiesen, hellgrün = Nicht-WF-Wiesen, dunkelgelb = WF-Weiden, hellgelb = Nicht-WF-Weiden.

7.1.1.5.1 Diskussion

Hinsichtlich der gemessenen Umweltvariablen ist kein Unterschied im Vergleich von WF- mit Nicht-WF-Flächen darstellbar. Der in das Diagramm projizierte Centroid der WF-Flächen zeigt durch seine zentrale Lage, dass die WF-Flächen innerhalb des Gesamtsatzes an untersuchten Flächen einen repräsentativen Querschnitt darstellen (Abbildung 15).

Eine detaillierte Analyse des Vergleichs zwischen WF und Nicht-WF-Flächen erfolgt in den nachfolgenden Kapiteln unter separater Betrachtung von Wiesen und Weiden.

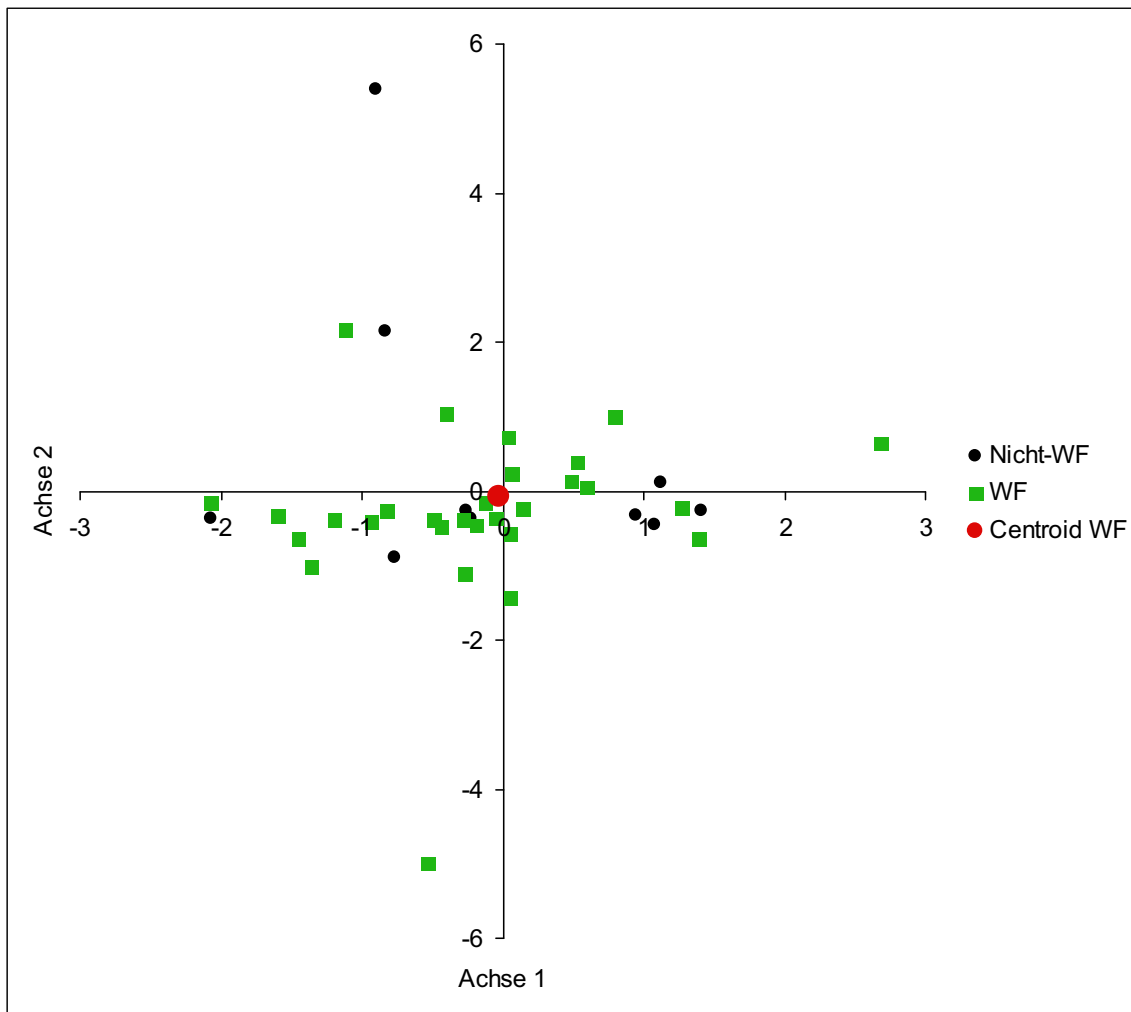


Abbildung 15: Ordination der Carabiden-Gesellschaften im DECORANA-Plot.

7.1.1.6 WF- und Nicht-WF-Mähwiesen im Vergleich

7.1.1.6.1 Naturschutzfachlicher Wert

Der Vergleich von WF- mit Nicht-WF-Mähwiesen hinsichtlich ihres naturschutzfachlichen Wertes bezogen auf die Laufkäferfauna erbrachte ein sehr deutliches Ergebnis. Demnach sind die WF-Flächen signifikant wertvoller als die Nicht-WF-Flächen (Varianzanalyse, $F = 9,81$, $p = 0,0047$). Der Rangmittelwert liegt bei WF-Flächen bei 14,27, bei den Nicht-WF-Flächen bei 7,90. Besonders deutlich zeigt sich der Unterschied überraschenderweise beim Parameter Körpergrößendiversität.

Tabelle 22: Durchschnittliches Ranking verschiedener Wert-bestimmender Parameter im Vergleich zwischen WF- und Nicht-WF-Wiesen (N-WF-Wiesen). Grau unterlegte Zeilen markieren signifikante Unterschiede.

Parameter	WF-Wiesen	N-WF-Wiesen	ANOVA
Artenzahl/Fallentag	25,8	19,4	F = 1,52; p = 0,23
Anzahl stark gefährdeter Arten/Fallentag	25,1	17,9	F = 1,70; p = 0,21
Anzahl stark gefährdeter und gefährdeter Arten/Fallentag	25,3	11,2	F = 6,64; p = 0,02
Individuenanteil stark gefährdeter Arten	14,1	9,1	F = 1,91; p = 0,18
Individuenanteil stark gefährdeter und gefährdeter Arten	14,6	6,8	F = 5,21; p = 0,03
Shannon-Wiener-Diversität H' (ln) der Körpergrößenklassen	25,0	9,6	F = 10,17; p = 0,004
Gesamt-Ranking	14,27	7,9	F = 9,81; p = 0,005

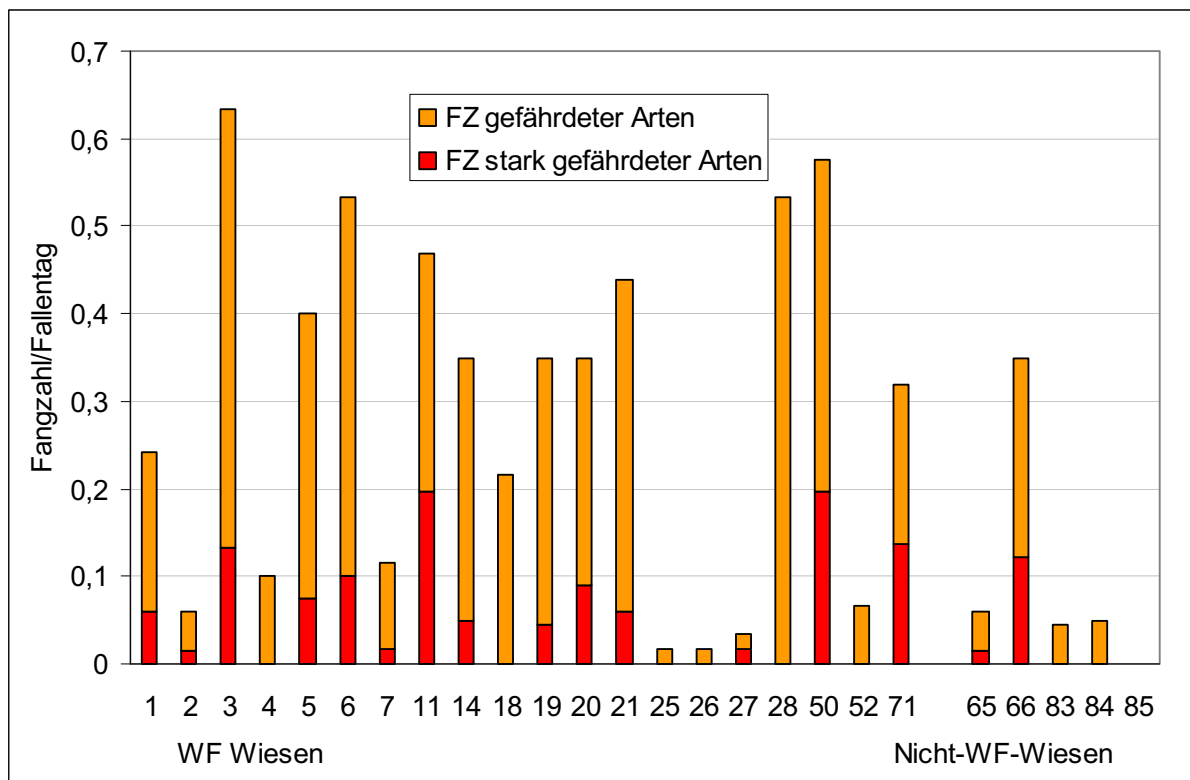


Abbildung 16: Fangzahlen (FZ) gefährdeter Laufkäferarten im Vergleich zwischen WF- (Flächen 1 bis 71) und Nicht-WF-Wiesen (Flächen 65 bis 85).

Hinsichtlich des Auftretens gefährdeter Arten bestehen ebenfalls signifikante Unterschiede zwischen WF- und Nicht-WF-Wiesen. So waren sowohl Artenzahlen als auch Individuenanteile der gefährdeten Taxa (SG- und G-Arten) auf den WF-Flächen deutlich höher als auf den Nicht-WF-Flächen (Tabelle 22). Die stark gefährdeten Arten (*Amara chaudiroi incognita*, *Amara fulvipes*, *Amara tibialis*, *Harpalus cupreus*, *Oodes gracilis*, *Ophonus ardosiacus*, *Ophonus diffinis*, *Panagaeus bipustulatus*) stammen mit Ausnahme weniger Individuen von *Amara fulvipes* und *Ophonus diffinis* sowie eines Einzeltieres von *Pterostichus longicollis* ausschließlich von WF-Flächen.

Überlagert wird der Einfluss der Bewirtschaftungsintensität (WF versus Nicht-WF) von der naturräumlichen Lage und dem jeweiligen Bodentyp. So fallen die in den Zentralalpen gelegenen Wiesenflächen 25, 26 und 27 hinsichtlich ihrer Ausstattung mit gefährdeten Arten sehr deutlich hinter fast alle anderen, auch Nicht-WF-Flächen zurück (Abbildung 16). Außerdem ist bezeichnend, dass nahezu alle auf Nicht-WF-Wiesen festgestellten stark gefährdeten Arten von einer einzigen Fläche (66), einer im Südburgenland (Südöstliches Alpenvorland) gelegenen Intensivwiese auf Extremem Pseudogleyboden stammen.

Der Bodentyp scheint bei der Klassifizierung der Laufkäfergemeinschaften im Grünland generell große Bedeutung zu haben (siehe Ausführungen im Kapitel 7.1.1.4.2). Nicht nur die Artenspektren zeigen deutlichere Differenzierungen als im Vergleich unterschiedlicher Biotoptypen (siehe Kapitel 7.1.1.4.1), sondern auch die naturschutzfachlichen Wertigkeiten korrelieren auffällig mit den Bodentypen. Besondere Bedeutung erlangen wechselfeuchte Pseudogleyböden mit vier dort charakteristischen, stark gefährdeten Laufkäferarten. Ihre Verbreitung innerhalb Österreichs ist jedoch auf die östlichsten Flachländer (Niederösterreich und Burgenland) beschränkt.

Auch bei weiteren, im Zuge der naturschutzfachlichen Bewertung nicht berücksichtigten Parametern treten deutliche Unterschiede zwischen den beiden Flächentypen auf. So sind bei vergleichbarer Fangzahl sowohl Artenzahlen als auch Diversität und Evenness der Laufkäfergemeinschaften der WF-Wiesen signifikant höher als bei jenen der Nicht-WF-Wiesen (Tabelle 23).

Tabelle 23: Weitere, nicht bewertungsrelevante Parameter im Vergleich zwischen WF- und Nicht-WF-Wiesen (N-WF-Wiesen). Grau unterlegte Zeilen markieren signifikante Unterschiede.

Parameter	WF-Wiesen	N-WF-Wiesen	Statistik
Artenzahl/Fallentag	0,38 +/- 0,11	0,25 +/- 0,07	U = 85,0; p = 0,02
Fangzahl/Fallentag	2,47 +/- 1,62	2,57 +/- 1,76	U = 45,0; p = 0,76
Shannon-Wiener-Diversität	2,37 +/- 0,33	1,72 +/- 0,55	t = 3,48; p = 0,002
Evenness	0,77 +/- 0,10	0,62 +/- 0,19	t = 2,42; p = 0,02

7.1.1.6.2 *Diskussion*

Der Einfluss der Bewirtschaftungsintensität auf Wiesen bewohnende Laufkäfer ist wenig untersucht. Dabei wurde den Auswirkungen auf spezifische Anspruchstypen auf Artniveau bisher mehr Augenmerk geschenkt, als der vergleichenden Betrachtung der Gesamt-Biodiversität bzw. des naturschutzfachlichen Wertes (zB Deuschle & Glück 2008, Haysom et al. 2004). Erfolgskontrollen naturschutzbedingter Extensivierungsmaßnahmen zeigten keine (Schäfer et al. 1995) bis signifikant positive Wirkungen (Jeanneret et al. 2003, 2004). Obwohl grundsätzlich ein negativer Zusammenhang zwischen Intensität und Biodiversität – analog zu den eigenen Ergebnissen – zu vermuten ist, steht der in montanen Schweizer Wiesen festgestellte positive Zusammenhang der beiden Faktoren in keinem grundsätzlichen Widerspruch zu den aktuellen Daten. Grandchamp et al. (2005) interpretieren ihren Befund als Untermauerung der Intermediate Disturbance Hypothesis, wonach eine bestimmte, „mittlere“ Bewirtschaftungsintensität als Voraussetzung für maximale Biodiversität gelten sollte und sowohl sehr hohe als auch sehr niedrige Intensitäten geringere Biodiversität bedingen würde. Dass eine Vielzahl gefährdeter und auch stark gefährdeter Arten auf WF-Wiesen der Biotoptypen, „Frische, artenreiche Fettwiesen der Tieflagen“ und „Intensivwiesen der Tieflagen“ – also Wiesen mit vergleichsweise hoher Intensität – deutliche Verbreitungsschwerpunkte zeigen, ist als Bestätigung der Schweizer Befunde zu werten. Sie zeigen die große Bedeutung von WF-Maßnahmen zum Schutz der Laufkäfer-Biodiversität im durchschnittlichen Grünland der tiefen Lagen Ostösterreichs. Auch sind die Ergebnisse geeignet, das in Österreich praktizierte Verfahren zur gutachterlichen Auswahl der ÖPUL-Flächen positiv zu bewerten. Es bleibt jedenfalls mit Spannung abzuwarten, ob sich die Flächen nach länger andauernder extensiver, durch WF-Maßnahmen reglementierter Bewirtschaftung noch besser im Sinne eines erhöhten naturschutzfachlichen Wertes für das Schutzgut Laufkäfer entwickeln werden.

7.1.1.7 **Vergleich von WF-Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten**

7.1.1.7.1 *Naturschutzfachlicher Wert*

Der Unterschied im naturschutzfachlichen Wert zwischen WF-Wiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten ist nur geringfügig. So liegt der Rangmittelwert bei Flächen mit einer Schnittzeitpunktverschiebung (28 und 42 Tage) bei 9,59 und bei Wiesen mit traditionellem Schnittzeitpunkt bei 11,61. Bei differenzierter Betrachtung der beiden Schnittzeitpunktverzögerungen fällt auf, dass die Rangmittelwerte von traditionellem Schnitt (11,5) und jene von 28 Tage verzögertem Schnitt (11,6) nahezu identisch sind, während die Flächen mit 42 Tage verzögertem Schnitt einen Durchschnittsrang von 8,0 einnehmen. Auch hier ist jedoch kein signifikanter Unterschied gegeben.

Bei Betrachtung der Fangzahlen gefährdeter Arten ist ebenfalls kein Unterschied zwischen den Varianten feststellbar. Mit Werten zwischen 0,21 bis 0,22 Individuen/Fallentag/Fläche sind diese sogar mehr oder weniger identisch. Deutlich mehr Individuen stark gefährdeter Arten lieferten hingegen die traditionellen geschnittenen Flächen (0,086 Individuen/Fallentag/Fläche) gegenüber den verzögert geschnittenen (0,038), wobei der Unterschied aufgrund der großen Streuung jedoch auch nicht signifikant ist.

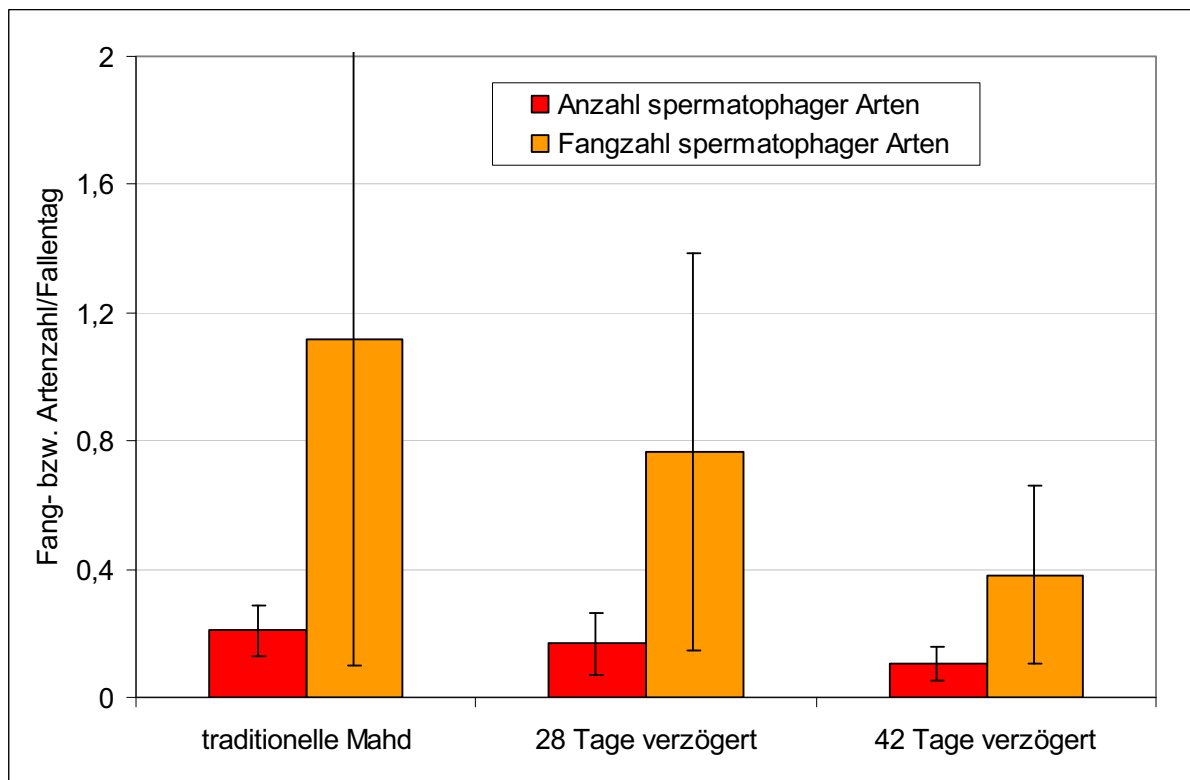


Abbildung 17: Fang- bzw. Artenzahlen spermatophager Laufkäferarten im Vergleich zwischen WF-Wiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten.

7.1.1.7.2 Diskussion

Zur Auswirkung von Schnittzeitpunkten auf die Laufkäferfauna existieren keine Untersuchungen. Es kann jedoch vermutet werden, dass zwei Aspekte mit möglicherweise gegenläufiger Wirkung für den Naturschutzwert relevant sein könnten.

Früher Schnittzeitpunkt ist gegenüber verzögertem Schnitt bei vergleichbarer Nährstoffversorgung mit offenerer Krautschicht und infolge der intensiveren Befahrung auch mit höherem Anteil an bodenoffenen Stellen verbunden. Dieser Aspekt könnte zur Förderung von Rohbodenbewohnern führen, unter denen sich speziell auf ausgesprochen schweren (Extreme

Pseudogleye) als auch ausgesprochen leichten (sandige Kulturrehböden) Böden zahlreiche anspruchsvolle und dementsprechend naturschutzfachlich bedeutende Arten finden (siehe hierzu Ausführungen zu den Charakterarten der Bodentypen in Kapitel 7.1.1.4.2).

Andererseits werden Wiesen von einer nicht unbeträchtlichen Zahl spermatophager (d. h. Samen fressender) Laufkäferarten, die in unterschiedlichem Ausmaß von ausgereiften Gras- und Kräutersamen abhängig sind, bewohnt. Dies trifft auf einen Großteil der Arten aus den Gattungen *Amara*, *Anisodactylus*, *Harpalus* und *Ophonus* zu (zB Honek et al. 2006, 2007, Tooley & Brust 2002), die ebenfalls einen beträchtlichen Anteil gefährdeter Taxa enthalten. Doch auch hier konnte kein eindeutiges Ergebnis in Hinblick auf einen höheren Anteil spermatophager Arten bzw. Individuen auf später gemähten Wiesen erbracht werden. Vielmehr ist sogar ein umgekehrter Trend ablesbar, was durch einen signifikant höhere Zahl an spermatophagen Arten auf traditionell gemähten, gegenüber Wiesen mit 42-tägiger Schnittzeitverzögerung zum Ausdruck kommt ($U = 48$, $p = 0,01$). Die Kausalität hierfür bleibt jedoch fraglich. So kann weder die ausgesprochene Artenarmut dreier Flächen aus den Zentralalpen (25, 26, 27) mit 42-tägiger Schnittzeitpunktverzögerung – wo keine geringere Zahl spermatophager Arten festgestellt wurde – eine Erklärung liefern, noch die Bodenoffenheit. Letztere war zwischen den Varianten „traditionelle Mahd“ und „Schnittzeitverzögerung um 42 Tage“ zwar tendenziell, aber nicht signifikant unterschiedlich.

Monitoring-Untersuchungen mehrere Jahre nach Etablierung der neuen WF-Bewirtschaftungsauflagen sollten bessere Daten zur Einschätzung der Auswirkungen unterschiedlicher Schnittzeitpunkte auf die Laufkäferfauna liefern. Dabei wäre es jedoch notwendig, Flächen im selben naturräumlichen Umfeld und unter ähnlichen Bedingungen hinsichtlich Biotop- und va. Bodenausstattung miteinander zu vergleichen.



Abbildung 18: Der Feinpunktierte Haarschnellläufer (*Ophonus puncticeps*) als Beispiel für einen ernährungsbiologisch spezialisierten (Spermatophagie), aber ungefährdeten Laufkäfer. (Foto: Paill/ÖKOTEAM)

7.1.1.8 WF- und Nicht-WF-Weiden im Vergleich

7.1.1.8.1 Naturschutzfachlicher Wert

Obwohl die fünf wertvollsten Weiden WF-Flächen sind, ist der Unterschied im naturschutzfachlichen Wert zwischen WF- und Nicht-WF-Weiden nur geringfügig. So liegt der Rangmittelwert bei WF-Flächen bei 7,88 und bei den Nicht-WF-Flächen bei 6,82. Diese geringen Unterschiede entstehen durch gegenläufige Trends in den Parametern Artenzahl/Fallentag und Körpergrößendiversität auf der einen und den restlichen vier Parametern auf der anderen Seite. So sind sowohl Arten- und Fangzahlen als auch die Körpergrößendiversität auf den Nicht-WF-Flächen deutlich höher als auf den WF-Flächen. Hingegen sind Artenzahlen sowie Fangzahlen gefährdeter Taxa auf den WF-Flächen deutlich höher. Auf den WF-Weiden wurden durchschnittlich 0,045 Arten/Fallentag/Fläche gefangen und auf den Nicht-WF-Weiden nur 0,028. Deutlicher war der Unterschied bezüglich der Fangzahlen gefährdeter (SG und G) Arten, wobei auf den WF-Weiden 0,147 und auf den Nicht-WF-Weiden 0,058 Individuen/Fallentag/Fläche gefangen wurden; die Unterschiede sind aufgrund der hohen Streuungen jedoch nicht signifikant (Tabelle 24). Einen knapp signifikant besseren Rangwert der WF-Weiden gegenüber den Nicht-WF-Weiden ($F = 5,24$; $p = 0,04$) erhält man jedoch dann, wenn lediglich die „Gefährdungs-Parameter“ 2-5 (Anzahl stark gefährdeter Arten/Fallentag, Anzahl stark gefährdeter und gefährdeter Arten/Fallentag, Individuenanteil stark gefährdeter Arten und Individuenanteil stark gefährdeter und gefährdeter Arten) für den Vergleich herangezogen werden und außerdem eine ausgesprochen extensiv bewirtschaftete Pferdeweide (Fläche 54), die keine WF-Fläche ist, aus der Wertung nimmt.

Auf den konventionell bewirtschafteten Nicht-WF-Weiden konnte keine einzige stark gefährdete, auf den WF-Weiden hingegen jeweils max. eine Art dieser Kategorie dokumentiert werden. Allerdings geht letzterer Befund auf Einzelfunde zurück. Nur auf der am höchsten bewerteten Fläche, einem sandigen und extrem bodenoffenen Sonderstandort (Fläche 34), wurden mehrere Individuen des stark gefährdeten *Ophonus ardosiacus* sowie gute Populationen der gefährdeten Arten *Harpalus tenebrosus* und *Parophonus maculicornis* festgestellt (siehe auch Kapitel 7.1.1.4.1).

7.1.1.8.2 Diskussion

Für Laufkäfer konnte bereits mehrfach gezeigt werden, dass sich extensive Beweidung positiv auf die Artenvielfalt (Grandchamp et al. 2005, Morris 1969, Thiery & Kelka 1998, Zahn et al. 2007) und das Vorkommen seltener Arten auswirkt (Walther et al. 1996). Auf der anderen Seite sind auch negative Auswirkungen intensiver Beweidung auf die Laufkäfer-Artenvielfalt gut bekannt (Dennis et al. 1997, Desender & Pollet 1986, Gardner et al. 1997, Heydemann

et al. 1998, Luff & Rushton 1989). Differenzierte, allgemein gültige ökologisch-biologische Schlüsse wurden jedoch bislang nicht gezogen.

Tabelle 24: Durchschnittliches Ranking verschiedener Wert bestimmender Parameter im Vergleich zwischen WF- und Nicht-WF-Wiesen. Signifikante Unterschiede sind nicht gegeben.

Parameter	WF-Wiesen	N-WF-Wiesen	ANOVA
Artenzahl/Fallentag	9,28	16,80	F = 3,05; p = 0,11
Anzahl stark gefährdeter Arten/Fallentag	8,61 +/- 3,76	5,50 +/- 0	F = 3,31; p = 0,09
Anzahl stark gefährdeter und gefährdeter Arten/Fallentag	8,84 +/- 4,24	5,10 +/- 3,09	F = 2,97; p = 0,11
Individuenanteil stark gefährdeter Arten	8,81 +/- 3,77	5,50 +/- 0	F = 3,28; p = 0,10
Individuenanteil stark gefährdeter und gefährdeter Arten	8,67 +/- 4,27	5,40 +/- 3,44	F = 2,13; p = 0,17
Shannon-Wiener-Diversität H' (ln) der Körpergrößenklassen	6,44 +/- 4,1	9,40 +/- 4,4	F = 1,69; p = 0,22
Gesamt-Ranking	7,88 +/- 2,49	6,82 +/- 0,95	F = 0,82; p = 0,38

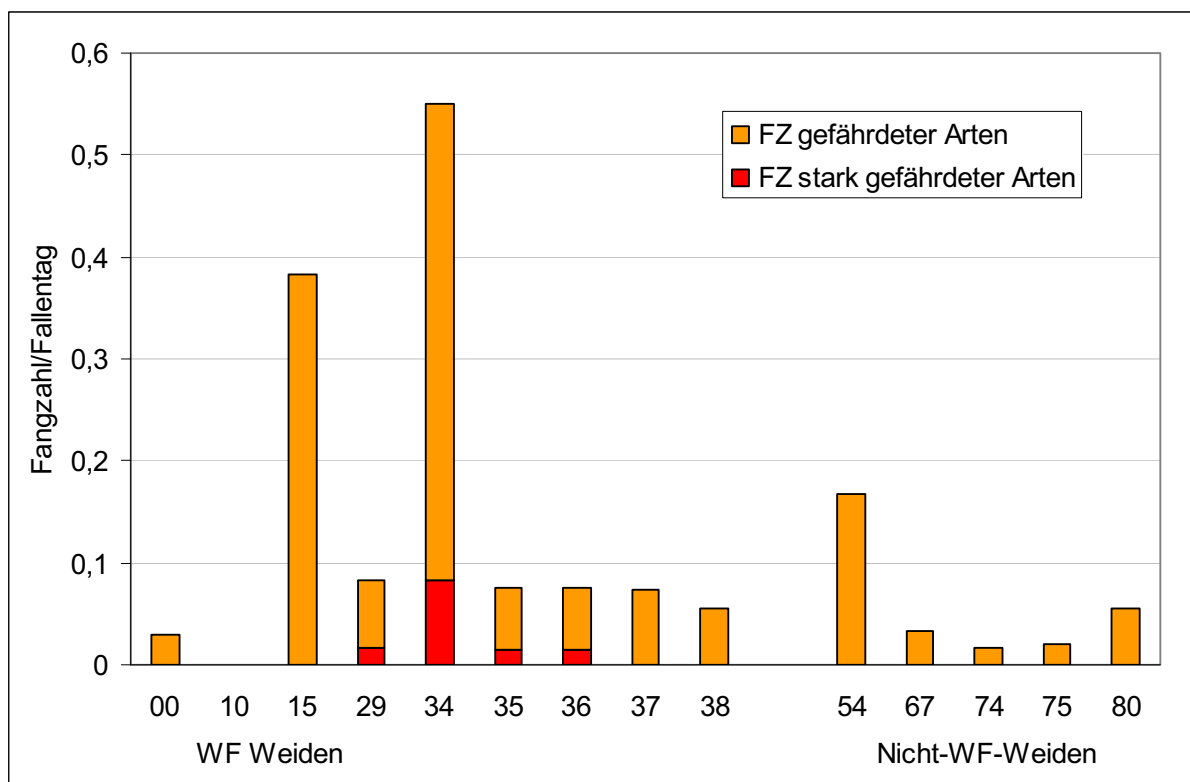


Abbildung 19: Fangzahlen (FZ) gefährdeter Laufkäferarten im Vergleich zwischen WF und Nicht-WF-Weiden. Die ausgesprochen extensiv bewirtschaftete Pferdeweide 54 fällt im Vergleich zu den anderen Nicht-WF-Flächen durch eine deutlich höhere Zahl gefährdeter Arten auf.

Grundsätzlich ist bei intensiver Beweidung infolge häufigen Betritts bzw. regelmäßiger Störung ein Rückgang großer, ausbreitungsschwacher, flügelloser Laufkäferarten gegenüber kleinen, mobilen Arten zu erwarten (zB Ribera et al. 2001). So konnten Grandchamp et al. (2000) einen negativen Zusammenhang zwischen Körpergröße und Betrampelungsintensität zeigen. Einen schwachen Hinweis darauf ergab auch die Auswertung der eigenen Daten. Beispielsweise wurden auf den WF-Weiden im Durchschnitt 0,68 Individuen/Fallentag/Fläche der Körpergrößeklassen 1 bis 4 gefangen, während dieser Wert bei den Nicht-WF-Weiden bei 1,02 lag. Der Unterschied ist jedoch nicht signifikant. Auch wäre damit noch nicht zwingend eine Verringerung des naturschutzfachlichen Wertes verbunden. Ähnliches gilt für die Parameter Körpergrößendiversität und Diversität der Artenspektren.

Eine ungleichmäßigere Verteilung der Körpergrößeklassen und der Häufigkeitsverteilung – wie in letzterem Fall von Grandchamp et al. (2000) belegt – auf durch Störungen stärker beeinträchtigten Flächen (Nicht-WF-Weiden gegenüber WF-Weiden) wurde als Hypothese auch an den eigenen Daten geprüft. Hier zeigte sich jedoch ein eher gegenteiliger Effekt (Tabelle 24).

Wie im Falle der Mähwiesen sollten Monitoring-Untersuchungen mehrere Jahre nach Etablierung der neuen WF-Bewirtschaftungsauflagen bessere Daten zur Einschätzung der Auswirkungen unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf die Laufkäferfauna liefern. Dabei wäre es jedoch notwendig, die Beweidungsintensität zu messen sowie Flächen im selben naturräumlichen Umfeld und unter ähnlichen Bedingungen hinsichtlich Biotop- und va. Bodenausstattung miteinander zu vergleichen.

7.1.2 Spinnen

7.1.2.1 Material und Methode

Die epigäische, dh. auf der Bodenoberfläche aktive Spinnenfauna wurde mittels der Barberfallenmethode erhoben. Aufgrund der bereits in der ersten Fangperiode (Mai und Juni 2008) nachgewiesenen hohen Anzahl an Tieren (>12.000 Individuen) wurde auf die Auswertung der zweiten Fangperiode im Herbst verzichtet. Ergänzend wurden die mittels des Bodensaugers genommenen Proben ausgewertet.

Die Bestimmung des Tiermaterials erfolgte durch Dr. Christoph Muster, Putbus (Deutschland). Das Tiermaterial befindet sich – abgesehen von wenigen Belegexemplaren in Coll. Muster, Putbus – im Besitz des Verfassers am Institut für Tierökologie und Naturraumplanung in Graz.

7.1.2.2 Datenübersicht

Die vorliegenden Auswertungen basieren auf 9.492 adulten Tieren aus insgesamt 12.106 determinierten Individuen. Mittels der Barberfallen-Methode wurden 117 Arten nachgewiesen, die Bodensauger-Proben ergaben 66 Arten; in Summe wurden mittels dieser beiden Methoden in den Fangmonaten Mai und Juni 136 Spinnenarten erfasst.

Die Individuen- und Geschlechterverteilung ist der folgenden Tabelle zu entnehmen.

Tabelle 25: Individuen- und Geschlechterverteilung auf die beiden Sammelmethode Barberfallen und Bodensauger.

Parameter	MM	WW	Jungtiere	Gesamt
Individuenzahl Barberfallen	6.542	2.441	1.370	10.353
Individuenzahl Bodensauger	177	332	1.244	1.753
Individuenzahl gesamt	6.719	2.773	2.614	12.106

Auffallend ist der hohe Anteil an Jungtieren (71 %) in der Bodensauger-Ausbeute gegenüber nur 13 % bei der Barberfallen-Methode.

7.1.2.3 Arteninventar

7.1.2.3.1 Verzeichnis der nachgewiesenen Spinnenarten

Im Zuge der gegenständlichen Untersuchung wurden 136 Spinnenarten aus 19 Familien nachgewiesen. Dies entspricht 13,6 % der Araneenfauna Österreichs.

Tabelle 26: Liste der nachgewiesenen Spinnenarten mit Gefährdungseinstufung (RL Ö = Rote Liste gefährdeter Spinnen Österreichs, KOMPOSCH 2009/in prep.) und Individuenzahl (Ind.). Abkürzungen: Rote-Liste-Österreich: CR – Critically Endangered, EN – Endangered, VU – Vulnerable, NT – Near Threatened, LC – Least Concern, DD – Data Deficient, NE – Not Evaluated. Die Nomenklatur richtet sich nach PLATNICK (2008).

Nr.	Familie	Art	RL Ö	Ind.
1.	Atypidae	<i>Atypus piceus</i>	VU	3
2.	Dysderidae	<i>Harpactea lepida</i>	LC	2
3.	Theridiidae	<i>Achaearana riparia</i>	LC	1
4.	Theridiidae	<i>Enoplognatha thoracica</i>	NT	11
5.	Theridiidae	<i>Neottiura bimaculata</i>	LC	28
6.	Theridiidae	<i>Robertus arundineti</i>	VU	1
7.	Theridiidae	<i>Robertus insignis</i>	CR	2
8.	Theridiidae	<i>Robertus neglectus</i>	NT	3
9.	Theridiidae	<i>Steatoda phalerata</i>	NT	33
10.	Linyphiidae	<i>Araeoncus humilis</i>	NT	8
11.	Linyphiidae	<i>Bathypantes gracilis</i>	LC	2
12.	Linyphiidae	<i>Bathypantes parvulus</i>	VU	1
13.	Linyphiidae	<i>Centromerita bicolor</i>	NT	2
14.	Linyphiidae	<i>Centromerus sylvaticus</i>	LC	1
15.	Linyphiidae	<i>Ceratinella brevipes</i>	LC	2
16.	Linyphiidae	<i>Ceratinella brevis</i>	LC	2
17.	Linyphiidae	<i>Cnephalocotes obscurus</i>	VU	17
18.	Linyphiidae	<i>Collinsia inerrans</i>	LC	3
19.	Linyphiidae	<i>Dicymbium brevisetosum</i>	LC	52
20.	Linyphiidae	<i>Dicymbium tibiale</i>	NT	3
21.	Linyphiidae	<i>Diplostyla concolor</i>	LC	14
22.	Linyphiidae	<i>Entelecara acuminata</i>	NT	1
23.	Linyphiidae	<i>Eperigone trilobata</i>	NE	23
24.	Linyphiidae	<i>Erigone atra</i>	LC	68
25.	Linyphiidae	<i>Erigone dentipalpis</i>	LC	336

Nr.	Familie	Art	RL Ö	Ind.
26.	Linyphiidae	<i>Erigonella hiemalis</i>	LC	2
27.	Linyphiidae	<i>Erigonella ignobilis</i>	EN	4
28.	Linyphiidae	<i>Gongylidium rufipes</i>	VU	2
29.	Linyphiidae	<i>Meioneta affinis</i>	NT	13
30.	Linyphiidae	<i>Meioneta mollis</i>	VU	36
31.	Linyphiidae	<i>Meioneta rurestris</i>	LC	26
32.	Linyphiidae	<i>Meioneta saxatilis</i>	LC	5
33.	Linyphiidae	<i>Meioneta simplicitarsis</i>	EN	1
34.	Linyphiidae	<i>Micrargus herbigradus</i>	LC	2
35.	Linyphiidae	<i>Micrargus subaequalis</i>	LC	13
36.	Linyphiidae	<i>Microlinyphia pusilla</i>	NT	1
37.	Linyphiidae	<i>Minyriolus pusillus</i>	LC	1
38.	Linyphiidae	<i>Notioscopus sarcinatus</i>	EN	8
39.	Linyphiidae	<i>Oedothorax agrestis</i>	NT	5
40.	Linyphiidae	<i>Oedothorax apicatus</i>	LC	30
41.	Linyphiidae	<i>Oedothorax fuscus</i>	NT	109
42.	Linyphiidae	<i>Oedothorax retusus</i>	NT	39
43.	Linyphiidae	<i>Pelecopsis parallela</i>	NT	10
44.	Linyphiidae	<i>Pocadicnemis pumila</i>	LC	4
45.	Linyphiidae	<i>Porrhomma microphthalmum</i>	LC	1
46.	Linyphiidae	<i>Stemonyphantes lineatus</i>	LC	1
47.	Linyphiidae	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	LC	5
48.	Linyphiidae	<i>Tenuiphantes zimmermanni</i>	VU	1
49.	Linyphiidae	<i>Tiso vagans</i>	LC	41
50.	Linyphiidae	<i>Walckenaeria dysderoides</i>	LC	1
51.	Tetragnathidae	<i>Pachygnatha degeeri</i>	LC	1002
52.	Tetragnathidae	<i>Tetragnatha pinicola</i>	LC	18
53.	Araneidae	<i>Cercidia prominens</i>	VU	1
54.	Araneidae	<i>Cyclosa oculata</i>	VU	1
55.	Araneidae	<i>Hypsosinga pygmaea</i>	VU	1
56.	Araneidae	<i>Mangora acalypha</i>	NT	7
57.	Lycosidae	<i>Alopecosa accentuata</i>	NT	1
58.	Lycosidae	<i>Alopecosa cuneata</i>	NT	3
59.	Lycosidae	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	LC	227



Nr.	Familie	Art	RL Ö	Ind.
60.	Lycosidae	<i>Alopecosa trabalis</i>	NT	49
61.	Lycosidae	<i>Arctosa figurata</i>	EN	2
62.	Lycosidae	<i>Arctosa leopardus</i>	VU	65
63.	Lycosidae	<i>Arctosa lutetiana</i>	NT	9
64.	Lycosidae	<i>Aulonia albimana</i>	LC	33
65.	Lycosidae	<i>Pardosa agrestis</i>	LC	113
66.	Lycosidae	<i>Pardosa alacris</i>	LC	24
67.	Lycosidae	<i>Pardosa amentata</i>	LC	113
68.	Lycosidae	<i>Pardosa cribrata</i>	CR	1
69.	Lycosidae	<i>Pardosa fulvipes</i>	EN	10
70.	Lycosidae	<i>Pardosa hortensis</i>	NT	45
71.	Lycosidae	<i>Pardosa lugubris</i>	LC	34
72.	Lycosidae	<i>Pardosa paludicola</i>	VU	23
73.	Lycosidae	<i>Pardosa palustris</i>	LC	4741
74.	Lycosidae	<i>Pardosa prativaga</i>	LC	23
75.	Lycosidae	<i>Pardosa proxima</i>	EN	12
76.	Lycosidae	<i>Pardosa pullata</i>	LC	411
77.	Lycosidae	<i>Pardosa riparia</i>	LC	7
78.	Lycosidae	<i>Pirata hygrophilus</i>	LC	46
79.	Lycosidae	<i>Pirata latitans</i>	NT	211
80.	Lycosidae	<i>Pirata piscatorius</i>	EN	1
81.	Lycosidae	<i>Pirata uliginosus</i>	EN	7
82.	Lycosidae	<i>Trochosa robusta</i>	VU	11
83.	Lycosidae	<i>Trochosa ruricola</i>	LC	452
84.	Lycosidae	<i>Xerolycosa miniata</i>	NT	138
85.	Pisauridae	<i>Pisaura mirabilis</i>	LC	1
86.	Zoridae	<i>Zora spinimana</i>	LC	3
87.	Agelenidae	<i>Histoipona torpida</i>	LC	1
88.	Hahniidae	<i>Antistea elegans</i>	LC	1
89.	Hahniidae	<i>Hahnia nava</i>	NT	30
90.	Dictynidae	<i>Argenna subnigra</i>	VU	40
91.	Clubionidae	<i>Clubiona diversa</i>	NT	3
92.	Clubionidae	<i>Clubiona neglecta</i>	NT	4
93.	Corinnidae	<i>Phrurolithus festivus</i>	LC	9



Nr.	Familie	Art	RL Ö	Ind.
94.	Zodariidae	<i>Zodarion germanicum</i>	VU	1
95.	Zodariidae	<i>Zodarion rubidum</i>	VU	2
96.	Gnaphosidae	<i>Callilepis schuszteri</i>	NT	2
97.	Gnaphosidae	<i>Drassodes lapidosus</i>	LC	5
98.	Gnaphosidae	<i>Drassodes pubescens</i>	NT	2
99.	Gnaphosidae	<i>Drassyllus lutetianus</i>	VU	6
100.	Gnaphosidae	<i>Drassyllus praeficus</i>	NT	42
101.	Gnaphosidae	<i>Drassyllus pusillus</i>	NT	63
102.	Gnaphosidae	<i>Drassyllus villicus</i>	VU	1
103.	Gnaphosidae	<i>Haplodrassus minor</i>	CR	1
104.	Gnaphosidae	<i>Haplodrassus signifer</i>	LC	15
105.	Gnaphosidae	<i>Haplodrassus silvestris</i>	LC	1
106.	Gnaphosidae	<i>Haplodrassus umbratilis</i>	VU	1
107.	Gnaphosidae	<i>Micaria pulicaria</i>	LC	6
108.	Gnaphosidae	<i>Trachyzelotes pedestris</i>	NT	63
109.	Gnaphosidae	<i>Zelotes electus</i>	VU	1
110.	Gnaphosidae	<i>Zelotes exiguus</i>	VU	3
111.	Gnaphosidae	<i>Zelotes gracilis</i>	EN	2
112.	Gnaphosidae	<i>Zelotes latreillei</i>	LC	4
113.	Gnaphosidae	<i>Zelotes petrensis</i>	NT	1
114.	Philodromidae	<i>Thanatus arenarius</i>	EN	13
115.	Philodromidae	<i>Thanatus formicinus</i>	NT	1
116.	Philodromidae	<i>Thanatus striatus</i>	EN	1
117.	Philodromidae	<i>Tibellus oblongus</i>	LC	1
118.	Thomisidae	<i>Ozyptila claveata</i>	NT	9
119.	Thomisidae	<i>Ozyptila sanctuaria</i>	CR	1
120.	Thomisidae	<i>Ozyptila simplex</i>	LC	87
121.	Thomisidae	<i>Ozyptila trux</i>	LC	24
122.	Thomisidae	<i>Xysticus bifasciatus</i>	NT	50
123.	Thomisidae	<i>Xysticus cristatus</i>	LC	25
124.	Thomisidae	<i>Xysticus erraticus</i>	NT	18
125.	Thomisidae	<i>Xysticus kochi</i>	LC	78
126.	Thomisidae	<i>Xysticus lanio</i>	NT	1
127.	Thomisidae	<i>Xysticus lineatus</i>	EN	1



Nr.	Familie	Art	RL Ö	Ind.
128.	Thomisidae	<i>Xysticus ulmi</i>	VU	1
129.	Salticidae	<i>Euophrys frontalis</i>	LC	2
130.	Salticidae	<i>Evarcha arcuata</i>	LC	1
131.	Salticidae	<i>Heliophanus flavipes</i>	LC	1
132.	Salticidae	<i>Pellenes tripunctatus</i>	EN	1
133.	Salticidae	<i>Phlegra fasciata</i>	NT	4
134.	Salticidae	<i>Sibianor tantulus</i>	EN	1
135.	Salticidae	<i>Talavera aequipes</i>	NT	12
136.	Salticidae	<i>Talavera aperta</i>	EN	4

7.1.2.3.2 Häufigkeiten und Stetigkeiten

Die Wolfspinne *Pardosa palustris* ist die mit Abstand am häufigsten gefangene Spinnenart der gegenständlichen Untersuchung. Der eudominant (50 %) auftretende Offenlandbewohner ist eine Charakterart von Feuchten und Frischen Wiesen sowie von Magerwiesen, dringt aber auch in Äcker, Gärten und Niedermoore vor (Hänggi et al. 1995).

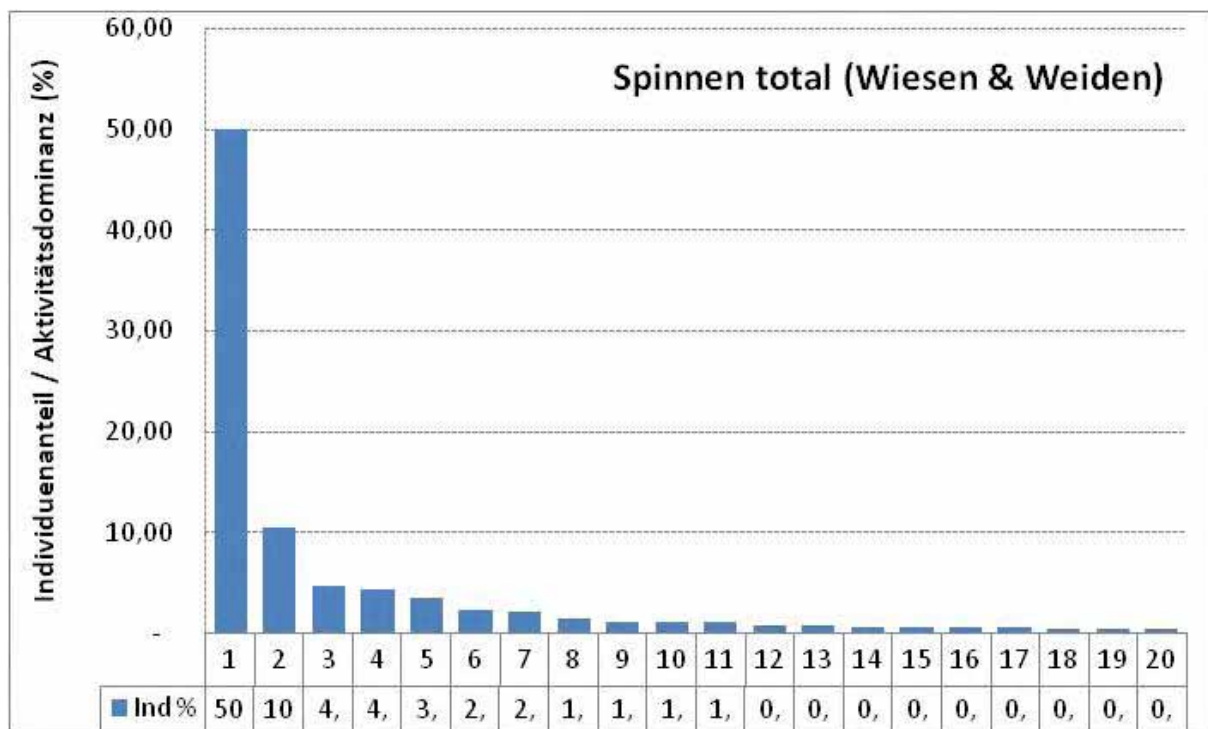


Abbildung 20: Nachweishäufigkeiten (Fangzahlen) adulter Spinnen. Gesamtauswertungen der 20 häufigsten Arten aller Teilflächen (Wiesen- und Weideflächen).

Rang 2 nimmt die subdominante (Klassifikation nach Engelman 1978) Dickkieferspinne *Pachygnatha degeeri* mit 10,6 % aller gefangenen Individuen ein. Es handelt sich hierbei um eine weit verbreitete, häufige und eurytope Spezies, die lediglich Waldbiotope meidet (Hänggi et al. 1995). Für die ebenfalls subdominant auftretende Wolfspinne *Trochosa ruricola* an dritter Position gilt ähnliches. Die Stetigkeiten der drei häufigsten Arten liegen in Bezug auf das gesamte Untersuchungsgebiet zwischen 90 und 97 %.

Tabelle 27: Nachweishäufigkeiten (Aktivitätsdominanzen) und Stetigkeiten der 20 häufigsten Spinnenarten. Differenziert nach Wiesen- und Weideflächen. RL Ö = Rote Liste gefährdeter Spinnen Österreichs (Komposch 2009a); Ind. = Individuen; Stet. = Stetigkeit des Auftretens in den einzelnen Probeflächen. Arten der Roten Liste sind rot gesetzt.

Nr.	Spezies	RL Ö	Total (adult)			WEIDEN			WIESEN		
			Ind.	Ind. %	Stet.	Ind.	Ind. %	Stet.	Ind.	Ind. %	Stet.
73	<i>Pardosa palustris</i>	LC	4.741	50,05	97,44	584	30,61	92,86	4.157	54,95	100
51	<i>Pachygnatha degeeri</i>	LC	1.002	10,58	89,74	438	22,96	85,71	564	7,46	92
83	<i>Trochosa ruricola</i>	LC	452	4,77	92,31	67	3,51	92,86	385	5,09	92
76	<i>Pardosa pullata</i>	LC	411	4,34	51,28	11	0,58	21,43	400	5,29	68
25	<i>Erigone dentipalpis</i>	LC	336	3,55	71,79	172	9,01	85,71	164	2,17	64
59	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	LC	227	2,40	76,92	63	3,30	71,43	164	2,17	80
79	<i>Pirata latitans</i>	NT	211	2,23	20,51	2	0,10	7,14	209	2,76	28
84	<i>Xerolycosa miniata</i>	NT	138	1,46	53,85	88	4,61	57,14	50	0,66	52
65	<i>Pardosa agrestis</i>	LC	113	1,19	48,72	18	0,94	57,14	95	1,26	44
67	<i>Pardosa amentata</i>	LC	113	1,19	28,21		-	-	113	1,49	44
41	<i>Oedothorax fuscus</i>	NT	109	1,15	17,95	3	0,16	7,14	106	1,40	24
120	<i>Ozyptila simplex</i>	LC	87	0,92	43,59	26	1,36	42,86	61	0,81	44
125	<i>Xysticus kochi</i>	LC	78	0,82	64,10	22	1,15	57,14	56	0,74	68
24	<i>Erigone atra</i>	LC	68	0,72	25,64	2	0,10	14,29	66	0,87	32
62	<i>Arctosa leopardus</i>	VU	65	0,69	17,95		-	-	65	0,86	28
101	<i>Drassyllus pusillus</i>	NT	63	0,67	53,85	11	0,58	42,86	52	0,69	60
108	<i>Trachyzelotes pedestris</i>	NT	63	0,67	51,28	22	1,15	57,14	41	0,54	48
19	<i>Dicymbium brevisetosum</i>	LC	52	0,55	30,77	24	1,26	28,57	28	0,37	32
122	<i>Xysticus bifasciatus</i>	NT	50	0,53	20,51	22	1,15	14,29	28	0,37	24
60	<i>Alopecosa trabalis</i>	NT	49	0,52	17,95	11	0,58	14,29	38	0,50	20

Subrezedente sind die beiden häufigen Taxa *Erigone dentipalpis* und *Alopecosa pulverulenta* (mit Stetigkeiten von jeweils über 70 %) sowie die beiden Wolfspinnenarten der Vorwarnstufe (Kategorie NT) *Pirata latitans* und *Xerolycosa miniata*. Unter den gefährdeten Arten ist das vergleichsweise individuenreiche Vorkommen der Wolfspinne *Arctosa leopardus* bemerkenswert – die Stetigkeit ihres Auftretens in den Untersuchungsflächen liegt bei 18 %. Ab Rang 16 sind mit den beiden Plattbachspinnen *Drassyllus pusillus* und *Trachyzelotes pedestris*, der Krabbenspinne *Xysticus bifasciatus* und der Wolfspinne *Alopecosa trabalis* anspruchsvollere Charakterarten von Magerwiesen anzutreffen.

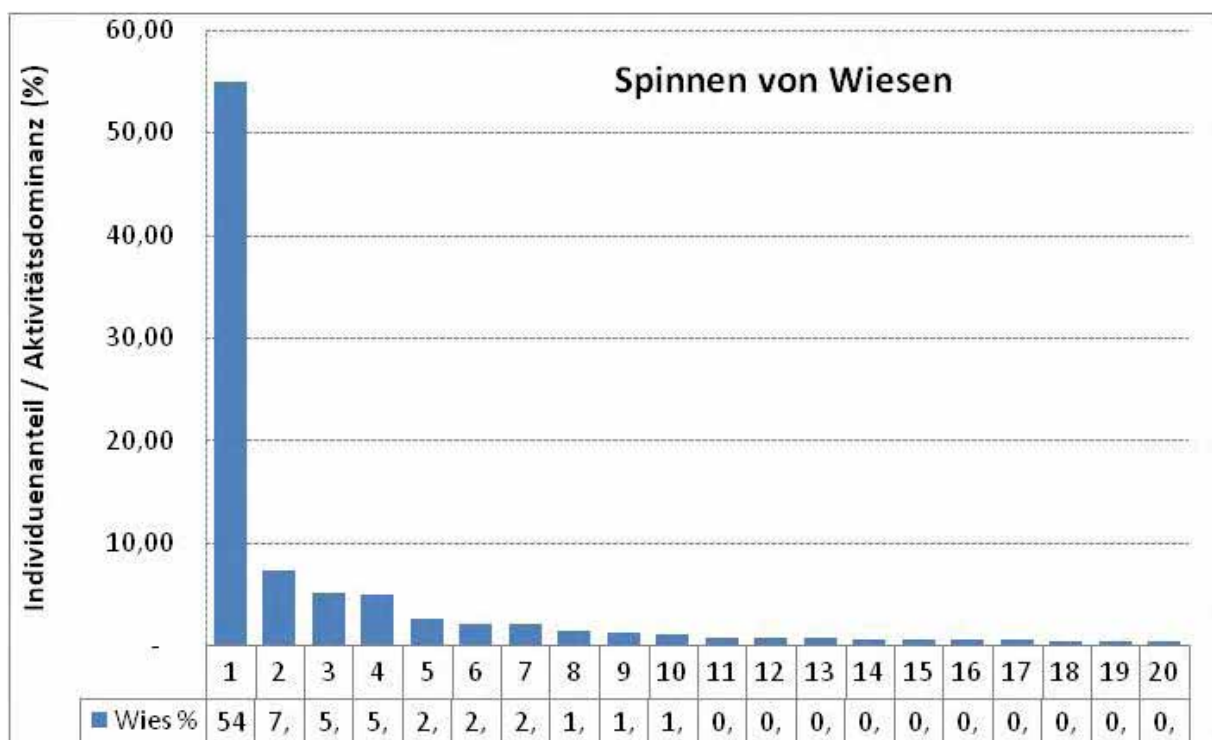


Abbildung 21: Nachweishäufigkeiten (Fangzahlen) adulter Spinnen. Auswertungen der 20 häufigsten Arten der Wiesenflächen.

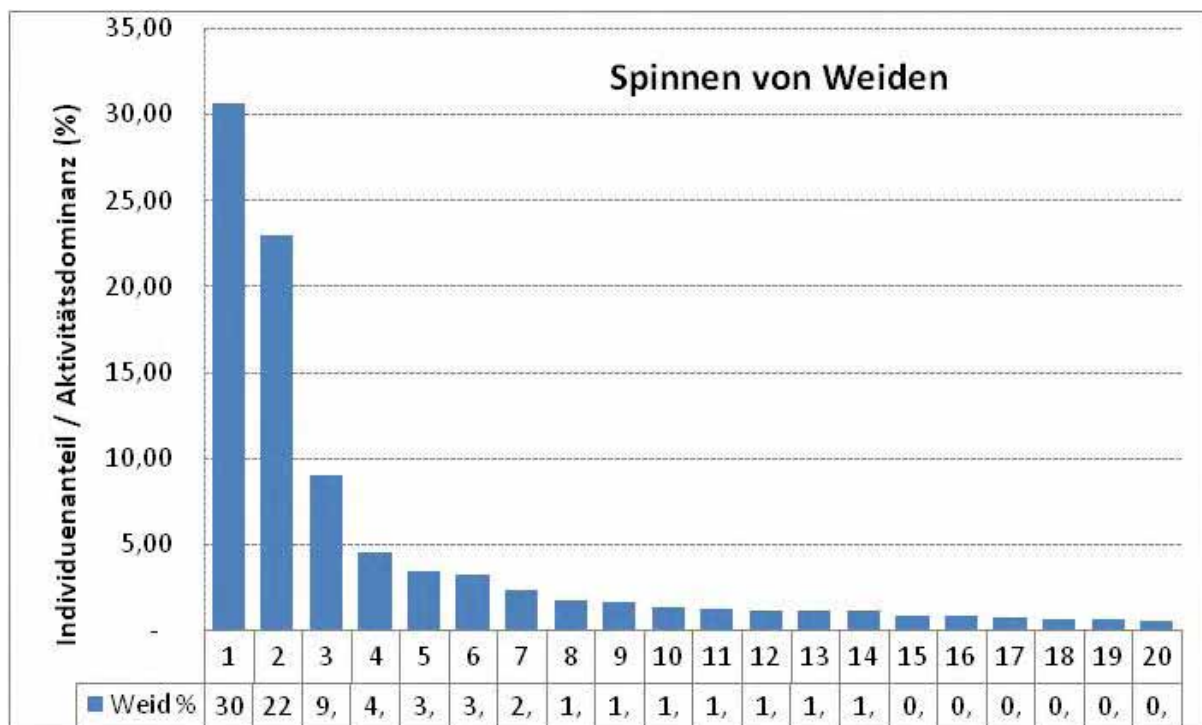


Abbildung 22: Nachweishäufigkeiten (Fangzahlen) adulter Spinnen. Auswertungen der 20 häufigsten Arten der Weideflächen.

Die beiden häufigsten Spinnenarten sind sowohl in den Wiesen- als auch Weideflächen dieselben: *Pardosa palustris* und *Pachygnatha degeeri*. Auch innerhalb der nächst häufigen Arten zeigt sich bei beiden Grünlandflächentypen ein ähnliches Bild.

Hinsichtlich der Dominanzstruktur der einzelnen Taxa zeigt sich – unter dem Vorbehalt des kurzen Fangzeitraumes und der kumulativen Auswertung aller Teilflächen desselben Biotop-Großtyps – für die Spinnenfauna der Weiden ein ausgeglicheneres Bild als für die Wiesenflächen mit ihrer eudominanten *Pardosa palustris*.

Tabelle 28: Nachweishäufigkeiten (Aktivitätsdominanzen) und Stetigkeiten jener ausgewählten Spinnenarten, die deutliche Unterschiede in der Stetigkeit des Auftretens oder der Abundanz zwischen Wiesen- und Weideflächen zeigen. RL Ö = Rote Liste gefährdeter Spinnen Österreichs (Komposch 2009a); Ind. = Individuen; Stet. = Stetigkeit des Auftretens in den einzelnen Probeflächen. Arten der Roten Liste sind rot gesetzt. Die Unterscheidung von Feuchte- und Trockenzeigern basiert auf den Arbeiten von Hänggi et al. (1995), Bucher & Thaler (1997) sowie den Erfahrungswerten des Verfassers.

Nr.	Spezies	RL Ö	Total (adult)			WEIDEN			WIESEN		
			Ind.	Ind. %	Stet.	Ind.	Ind. %	Stet.	Ind.	Ind. %	Stet.
	Feuchtezeiger										
76	<i>Pardosa pullata</i>	LC	411	4,34	51,28	11	0,58	21,43	400	5,29	68
79	<i>Pirata latitans</i>	NT	211	2,23	20,51	2	0,10	7,14	209	2,76	28

67	<i>Pardosa amentata</i>	LC	113	1,19	28,21		-	-	113	1,49	44
41	<i>Oedothorax fuscus</i>	NT	109	1,15	17,95	3	0,16	7,14	106	1,40	24
62	<i>Arctosa leopardus</i>	VU	65	0,69	17,95		-	-	65	0,86	28
78	<i>Pirata hygrophilus</i>	LC	46	0,49	10,26		-	-	46	0,61	16
42	<i>Oedothorax retusus</i>	NT	39	0,41	10,26		-	-	39	0,52	16
121	<i>Ozyptila trux</i>	LC	24	0,25	12,82		-	-	24	0,32	20
52	<i>Tetragnatha pinicola</i>	LC	18	0,19	23,08	1	0,05	7,14	17	0,22	32
69	<i>Pardosa fulvipes</i>	EN	10	0,11	12,82		-	-	10	0,13	20
Trockenzeiger											
70	<i>Pardosa hortensis</i>	NT	45	0,48	5,13	45	2,36	14,29		-	0
66	<i>Pardosa alacris</i>	LC	24	0,25	15,38	9	0,47	28,57	15	0,20	8
75	<i>Pardosa proxima</i>	EN	12	0,13	12,82	11	0,58	28,57	1	0,01	4
Feuchtigkeitsindifferente und fragile Arten											
30	<i>Meioneta mollis</i>	VU	36	0,38	30,77	2	0,10	14,29	34	0,45	40
71	<i>Pardosa lugubris</i>	LC	34	0,36	5,13	34	1,78	14,29		-	0
89	<i>Hahnina nava</i>	NT	30	0,32	33,33	5	0,26	14,29	25	0,33	44
123	<i>Xysticus cristatus</i>	LC	25	0,26	33,33	1	0,05	7,14	24	0,32	48

Eine Analyse der Artvorkommen von Spinnen der Wiesen- und Weideflächen (Tabelle 28) zeigt eine deutliche Gruppierung von feuchtigkeits- und trockenheitsliebenden Formen. Während die Feuchtezeiger innerhalb der Wiesenflächen clustern, finden sich drei Charakterarten von Mager- und Trockenwiesen in den Weideflächen.

Aus diesen arachnologischen Datensätzen kann somit abgeleitet werden, dass es sich bei den untersuchten Wiesenflächen vielfach um Frische Wiesen und Feuchtwiesen handelt und innerhalb der Weiden halbtrockenrasenartiges Grünland vorherrscht. Dieser Umstand ungleich verteilter Feuchtigkeitswerte innerhalb der Flächen könnte bei der Unterscheidung der Spinnengemeinschaften zwischen Wiesen- und Weideflächen von größerer Bedeutung sein als die unterschiedliche Bewirtschaftung.

7.1.2.4 Methodenvergleich

Im Zuge der Bearbeitung der Spinnenfauna der Wiesenbiotope kam die Barber- oder Bodenfallenmethode als Standard- und Hauptmethode zur Anwendung (vgl. Stammer 1949). Zur Erweiterung des Artenspektrums wurde das Material aus den Bodensauger-Proben mit ausgewertet.

Die Barberfallenmethode stellt mit 117 Spezies oder 86 % des Artenspektrums erwartungsgemäß den Großteil der erfassten Spinnenarten. Bemerkenswert hoch liegt dennoch die Ausbeute mittels der Bodensauger-Methode, gelang hiermit doch der Nachweis von insgesamt 66 Arten oder knapp 49 % des Spektrums.

Von methodischem Interesse wäre ein Vergleich des Frühsommer- und Herbstaspektes der Wiesen-Spinnenfauna, der in gegenständlichem Projekt aus budgetären Gründen nicht umsetzbar war. Damit fehlen zum einen klassische Herbstformen wie Radnetzspinnen im dokumentierten Artenspektrum, zum anderen sind phänologische Aussagen nur sehr eingeschränkt möglich.

- ☑ Die Barberfallenmethode gilt als die Standardmethode zur Erfassung epigäischer Spinnen und ist für die Bearbeitung der aufgeworfenen Fragestellungen unverzichtbar. Bei vorhandener budgetärer Situation ist eine ergänzende Auswertung der Bodensaugerfänge sinnvoll; überaus lohnend wäre eine Vergleich der erhobenen Aktivitätsdichten mittels der semiquantitativ fangenden Barberfallen mit den absolute Abundanz liefernden Ergebnissen durch die Bodensauger-Methode.

7.1.2.5 Erfassungsgrad und geschätzte Gesamtartenzahl

Mit insgesamt 136 erhobenen Spezies gelang die Dokumentation eines repräsentativen Spektrums der epigäischen (und krautschichtbesiedelnden) Spinnenfauna. Dass dieser Wert nach Bearbeitung einer einzigen 10-tägigen Barberfallenperiode im Frühsommer und der zur selben Jahreszeit genommenen Saugproben keinesfalls die Gesamtheit des in den bearbeiteten Wiesen lebenden Artenpools widerspiegelt, liegt auf der Hand.

Das nachgewiesene Spektrum mittels der Barberfallenmethode alleine umfasst 117 Arten, die errechnete Diversität der Spinnenfauna sollte bei 146 Spezies (128 bis 190) liegen. Für die Saugproben betragen die korrespondierenden Werte 66 (nachgewiesene Arten) und 106 hochgerechnete (80 bis 175 Arten).

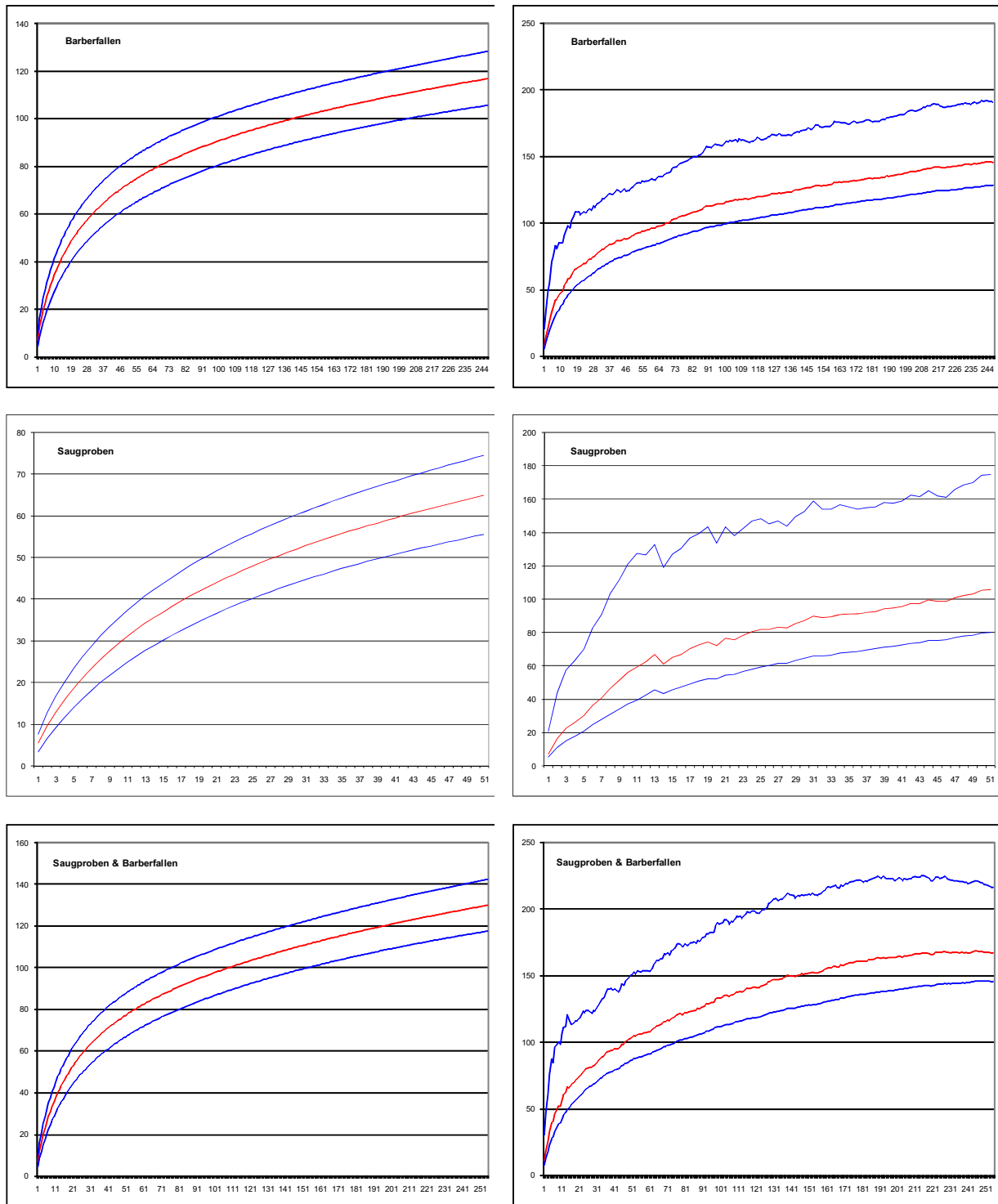


Abbildung 23, Abbildung 24, Abbildung 25, Abbildung 26, Abbildung 27, Abbildung 28.: Artenakkumulationskurven (sample-based rarefactions curves, links) und Gesamtarten-Schätzungen (rechts) für Spinnen in Grünlandlebensräume für das gesamte Untersuchungsgebiet: 1. Reihe: Barberfallenmethode, 2. Reihe: Bodensauger-Methode, 3. Reihe: Barberfallen- und Saugproben-Methode. Erstellt mittels Ostinates 7.5.2 (Colwell 2006).

Die Kombination beider Methoden lässt bei 136 nachgewiesenen insgesamt 167 Arten erwarten, die diesbezüglichen Maximal- bzw. Minimalwerte betragen 216 bzw. 146.

Somit ist davon auszugehen, dass der Erfassungsgrad der epigäische und Krautschicht besiedelnden Spinnenfauna der Untersuchungsflächen des gesamten Untersuchungsgebietes für den Frühsommeraspekt bei knapp 82 % liegt.

7.1.2.5.1 **Kommentare zu ausgewählten wertbestimmenden Arten**

Erstnachweise für Österreich

***Robertus insignis* (Fam. Theridiidae, Kugelspinnen)**

Diese Kugelspinne war bislang aus Österreich nicht bekannt (Knoflach & Thaler 1998, Blick et al. 2004), aus dem zentralen Mitteleuropa erst aus Deutschland (Blick et al. 2002) und aktuell auch aus der Schweiz nachgewiesen (Hänggi 2003). Wenige weitere Funde liegen aus England, Estland und Schweden vor (Roberts 1993). Die Art scheint auf sehr feuchte, offene Lebensräume beschränkt zu sein (Hänggi 2003); dieser Autor nennt sie vom Uferbereich eines Sees in einem teilweise gemähten Röhricht.

Im Untersuchungsgebiet gelangen Barberfallenfänge in beiden Geschlechtern in je einer Wiese und einer Weide der Tieflagen des Südöstlichen Alpenvorlandes in der Steiermark (Flächen-IDs: 5, 67).

***Sibianor tantulus* (Fam. Salticidae, Springspinnen)**

Nach der Revision dieser Artengruppe durch Logunov (2001) sind alle mitteleuropäischen Funde von *Sibianor* zu prüfen. Logunov (2001) nennt Funde dieser trans-paläarktischen Art ua. aus Deutschland (Bayern), Frankreich, Jugoslawien und Polen. Als Habitate werden Steppen-Wiesen und junge Eichenwälder genannt.

Im Untersuchungsgebiet wurde ein Männchen und ein Weibchen mittels des Bodensaugers am 27. Mai 2008 in der Tieflandwiese Flattendorf I (WF, Flächen-ID: 5) im Südöstlichen Alpenvorland in der Steiermark gefangen. In derselben Wiese gelang der Erstnachweis von *Robertus insignis*!

***Ozyptila sanctuaria* (Fam. Thomisidae, Krabbenspinnen)**

Die über ganz Europa verbreitete und aus Belgien, den Niederlanden, Deutschland und der Schweiz (Blick et al. 2004) gemeldete Krabbenspinne war für die Fauna Österreichs zu erwarten. Aktuellere Meldungen stammen aus Bayern (Blick & Scheidler 1991) sowie aus der Schweiz (Hänggi 1993). Letztgenannter Autor publizierte Barberfallenfunde von einer südexponierten Magerwiese nahe Chiasso aus 300 m Seehöhe.

Alte Meldungen aus Österreich liegen durch Kritscher (1955), der sich auf eine alte Meldung Kulczynski's bezieht und Wiehle & Franz (1954) (Bestimmung durch Wang nach Roewer nicht möglich) vor. Thaler & Knoflach (2004) reihen diese Nennungen unter Fehlmeldungen und Dubiosa ein; vergleiche dazu auch Kropf & Horak (1996) sowie Freudenthaler (2002).

Im Untersuchungsgebiet gelang der Nachweis in einer frischen basenreichen Magerwiese der Tieflagen im Südöstlichen Alpenvorland in Steinfurt (Burgenland) mittels Barberfallen (Flächen-ID: 11).

Weitere bemerkenswerte Arten

***Atypus piceus* (Fam. Atypidae, Tapezierspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 4, 6, 84 (Tieflandwiesen, Südöstliches Alpenvorland, Steiermark). Methode: Barberfallen.

Diese Tapezierspinne ist die in der Steiermark am häufigsten nachgewiesene Art der Gattung (Kropf & Horak 1996 mit Verbreitungskarte); Nachweise liegen aus Trockenrasen, Felsenheiden, von Wiesenrainen und wärmebegünstigten Waldrändern vor (Komposch & Steinberger 1999, Thaler & Knoflach 2002).

***Bathyphantes parvulus* (Fam. Linyphiidae, Baldachin- und Zwergspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 2 (Mäh-Halbtrockenrasen, Pannonische Flach- und Hügelländer, Niederösterreich). Methode: Bodensauger.

Österreichweit war diese Art bislang nur aus der Schütt bei Warmbad Villach bekannt (Komposch unpubl.), wo sie in einer verschliffenen Hochstaudenflur erbeutet werden konnte sowie aus Barberfallenfängen von Trockenrasen und verbuschenden Trockenrasen auf der Parnsdorfer Platte durch Steinberger (2004). Nach Thaler (1995) gilt die Art als Faunenelement des nördlichen Europa und West-Sibiriens, die aktuellen Funde deuten allerdings auf ein komplexeres Verbreitungsmuster hin.

Die Untersuchungsfläche im Gebiet rangiert aus spinnenkundlicher Sicht auf Platz 3.

Neu für Niederösterreich!

***Eperigone (Memessus) trilobata* (Fam. Linyphiidae, Baldachin- und Zwergspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 3, 4, 5, 6, 14, 15, 18, 19, 34, 37, 74, 84. Methoden: Barberfallen und Bodensauger.

Der Erstdnachweis dieser adventiven Art (Komposch 2002) für Österreich erfolgte durch Breuss (1999) in einer niederen Pfeifengraswiese im NSG Gsieg – Obere Mähder in Vorarlberg. In der aktuellen Untersuchung gelang der Nachweis von 23 Tieren in einem Dutzend Flächen des Südöstlichen Alpenvorlandes in der Steiermark.

Neu für die Steiermark!

***Meioneta mollis* (Fam. Linyphiidae, Baldachin- und Zwergspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 2, 4, 5, 6, 14, 15, 19, 20, 21, 26, 67, 84. Methoden: Barberfallen und Bodensauger.

Einzelfänge gelangen zuletzt Steinberger (2004) in der Parndorfer Platte (Burgenland). Im Untersuchungsgebiet ist die Art weit verbreitet und häufig: es liegen 36 Individuen von 12 Untersuchungsflächen aus Niederösterreich und großteils aus der Steiermark vor.

***Meioneta simplicitarsis* (Fam. Linyphiidae, Baldachin- und Zwergspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 2 (Mäh-Halbtrockenrasen, Pannonische Flach- und Hügelländer, Niederösterreich). Methode: Bodensauger.

Aktuelle Funde aus Österreich stammen aus dem Burgenland durch Steinberger (2004) und aus Kärnten (Komposch unpubl.).

Neu für Niederösterreich!

***Notioscopus sarcinatus* (Fam. Linyphiidae, Baldachin- und Zwergspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 25 (Feuchtwiese, Zentralalpen, Steiermark). Methode: Barberfallen.

Ein aktueller Fund dieser gefährdeten Art gelang dem Verfasser im Pöllauer Tal aus einem Seggenried.

***Arctosa figurata* (Fam. Lycosidae, Wolfspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 6 (Artenreiche Wiese der Tieflagen, Südöstliches Alpenvorland, Steiermark).
Methode: Barberfallen.

Diese Bärin ist eine sehr versteckt lebende und gefährdete Art von Trockenrasen ohne Beweidung und anderen Wärmestandorten (Buchar & Thaler 1995).

***Pardosa cribrata* (Fam. Lycosidae, Wolfspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 38 (Weide der Tieflagen, Südöstliches Alpenvorland, Steiermark). Methode: Barberfallen.

Bislang war die südeuropäisch verbreitete Wolfspinne *Pardosa cribrata* nur von den Lacken des Seewinkels im Burgenland bekannt (Buchar & Thaler 1997).

Neu für die Steiermark!

***Pardosa fulvipes* (Fam. Lycosidae, Wolfspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 1, 5, 19, 20, 21 (Niederösterreich & Steiermark). Methode: Barberfallen.

Diese Wolfspinne ist ein stenotoper Feuchtgebietsbewohner (vgl. Komposch Steinberger 1999). Im Untersuchungsgebiet gelangen Nachweise in Feuchtwiesen und frischen Fettwiesen.

***Pardosa proxima* (Fam. Lycosidae, Wolfspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 15, 29, 34, 50, 67 (Steiermark, Burgenland). Methode: Barberfallen.

Diese holomediterran-expansive Wolfspinne war bislang nur von den Salzlacken-Ufern aus dem Seewinkel bekannt (Buchar & Thaler 1997). Die aktuellen Funde stammen von Halbtrockenrasen und Mähwiesen.

***Pirata piscatorius* und *P. uliginosus* (Fam. Lycosidae, Wolfspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: *P. piscatorius*: 1 (Feuchtwiese, Niederösterreich). *P. uliginosus*: 15, 21 (Weide-Halbtrockenrasen und Intensivwiese der Tieflagen, Steiermark). Methode: Barberfallen.

Diese beiden Piratenspinnen sind gefährdete Feuchtgebietsbewohner (Komposch & Steinberger 1999).

***Zodarion rubidum* (Fam. Zodariidae, Ameisenjäger)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 0 (Streuobstbestand, Niederösterreich). Methode: Barberfallen.

Der Status dieses sowohl urban als auch regelmäßig in Trockenrasen auftauchenden Ameisenjägers als Neozoon ist fraglich (Komposch 2002).

***Zelotes gracilis* (Fam. Gnaphosidae, Plattbauchspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 80 (Weide der Tieflagen, Niederösterreich). Methode: Barberfallen.

Zelotes gracilis ist eine österreichweit nur aus dem Pannonischen Raum (Niederösterreich, Burgenland) bekannte Plattbauchspinne (Thaler & Knoflach 2004), wo sie selten in Hutweiden und lichten Föhrenwäldern gefunden wurde. Steinberger (2004) wies sie in Trockenrasen der Parndorfer Platte nach.

***Thanatus arenarius* und *Th. striatus* (Fam. Philodromidae, Laufspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: *Th. arenarius*: 2, 83 (Mäh-Halbtrockenrasen, Mähwiese, Niederösterreich); *Th. striatus*: 66 (Mähwiese, Burgenland). Methoden: Barberfallen und Bodensauger.

Diese beiden Laufspinnen sind stenotope Trockenrasenbewohner; Steinberger (2004) wies *Thanatus arenarius* in hohen Abundanzen auf der Parndorfer Platte im Burgenland nach.

***Xysticus lineatus* (Fam. Thomisidae, Krabbenspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 50 (Mähwiese, Burgenland). Methode: Barberfallen.

Besonders in Feuchtgebieten, Kleinseggenriedern, Pfeifengraswiesen und anderen Moorstandorten aber auch in Glatthaferwiesen und Halbtrockenrasen (diplo-stenök?) auftretende Krabbenspinne (Thaler & Knoflach 2004).

***Pellens tripunctatus* (Fam. Salticidae, Springspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 20 (Frische Fettwiese der Tieflagen, Steiermark). Methode: Bodensauger.

Diese Springspinne ist ein stenotoper Trockenrasenbesiedler (Thaler 1997, Komposch & Steinberger 1999); in Nordtirol rezent sehr selten gefangen.

***Talavera aperta* (Fam. Salticidae, Springspinnen)**

Untersuchungsgebiet: Flächen-ID: 1, 3, 14, 83 (Feuchtwiese, Frische Fettwiese; Niederösterreich, Steiermark). Methode: Barberfallen.

Der bislang einzige Nachweis für Österreich erfolgte durch Roth (1999) von Ennsinseln in Oberösterreich. Neu für Niederösterreich, neu für die Steiermark!

Fotodokumentation ausgewählter Spinnenarten



Abbildung 29: Die Tapezierspinne *Atypus piceus* ist eine der wenigen Vogelspinnen-Verwandten unserer Heimat. Als Trockenrasenbewohner ist sie österreichweit gefährdet (Vulnerable). (Foto: Ch. Komposch)



Abbildung 30: Die Kugelspinne *Steatoda phalerata* ist an sonnigen und vegetationsoffenen Stellen des Untersuchungsgebietes regelmäßig anzutreffen. (Foto: Ch. Komposch)



Abbildung 31: Die Fischende Piratenspinne (*Pirata piscatorius*) ist eine stenotop-hygrobionte Art der Gewässer-
ufer.

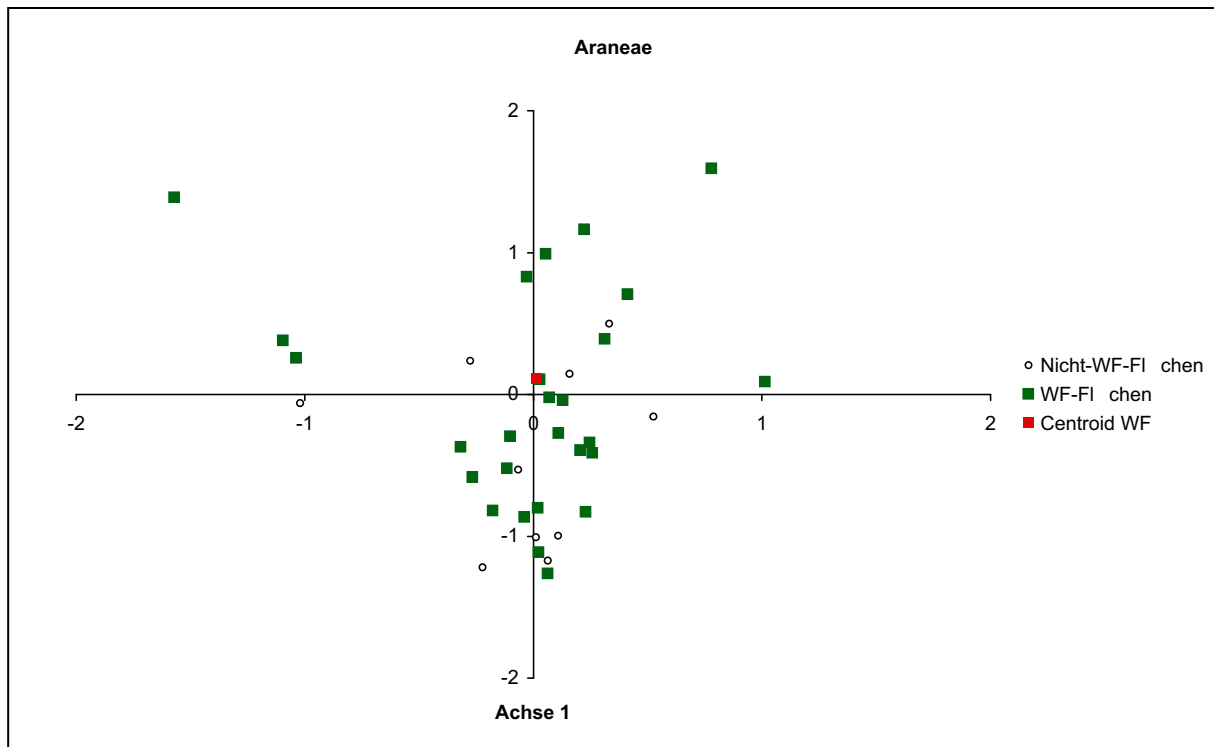


Abbildung 32: Der Ameisenjäger *Zodarion rubidum* tritt sowohl urban als auch in Trockenrasen auf. (Foto: Ch.
Komposch)

7.1.2.6 Korrelation mit metrischen Umweltvariablen

Die Korrelation von Spinnenarten und -gemeinschaften mit metrischen Umweltvariablen erfolgt mittels einer Korrespondenzanalyse (DCA); die Ergebnisse sind in Abbildung 33 und Abbildung 34 dargestellt.

Die Beziehungen der Spinnengemeinschaften der einzelnen Wiesenstandorte mit der Unterscheidung zwischen WF- und Nicht-WF-Flächen wird in Abbildung 33 illustriert. Ähnlich wie



bei den Carabiden liegt der Centroid der WF-Standorte nahe dem Ursprung.

Abbildung 33: Spinnengemeinschaften der einzelnen Standorte. Standort-Scores. DECORANA-Ordination.

Die Verteilung der einzelnen Spinnenarten anhand der beiden wichtigsten (hypothetischen) Gradienten (DECORANA-Achsen) zeigt Abbildung 34. Die zur Korrelation herangezogenen Umweltvariablen sind aus Tabelle 29 ersichtlich.

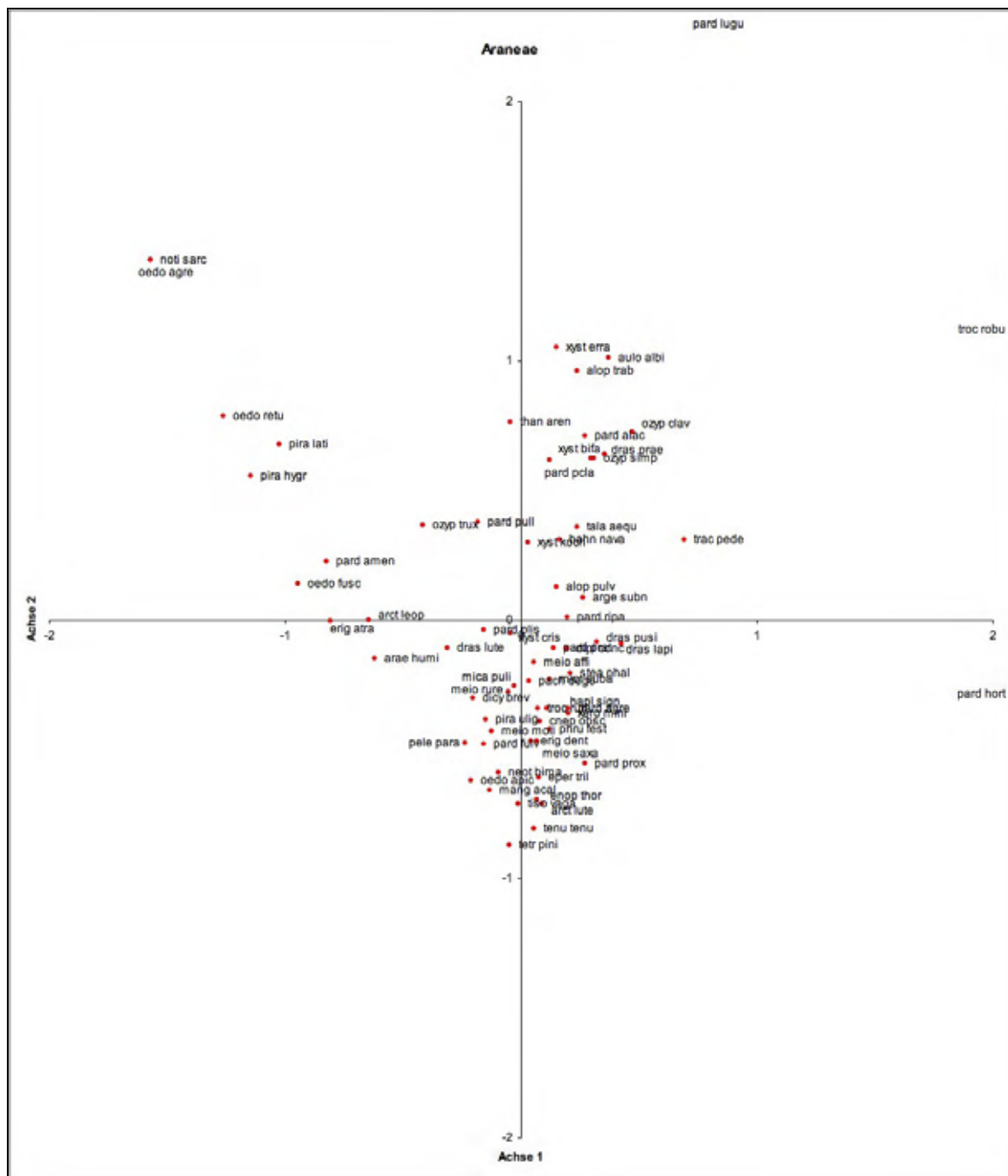


Abbildung 34: Ordination der Artenscores der Spinnen (DECORANA). Der besseren Übersichtlichkeit halber werden Abb. 3 und 4 nicht in ein Diagramm als Biplot gezeichnet und nur Arten mit Individuenzahlen ≥ 5 ausgewiesen.

Achse 2 ist klar als Feuchtgradient zu interpretieren: Hygrobionte und hygrophile Arten wie *Notioscopus sarcinatus*, *Oedothorax agrestis*, *O. retusus*, *O. fuscus* und die Wolfspinnen

Pirata hygrophilus, *P. latitans*, *Pardosa amentata* und *Arctosa leopardus* nehmen hierbei die linke (negative) Seite im Diagramm ein, wohingegen die thermophil-xerophilen Taxa *Trocho-sa robusta*, *Pardosa hortensis* und *Trachyzelotes pedestris* auf der gegenüberliegenden Seite zu finden sind. Die Interpretation von Achse 1 ist schwierig. Wie aus Tabelle 29 hervorgeht, kann Achse 1 als schwacher Gradient von hoch gelegenen, dichten Wiesenstandorten hin zu offenen Standorten mit erhöhter Reaktionszahl interpretiert werden, die Korrelationen sind allerdings nicht hoch, und andere, nicht erfasste Variable sollten zusätzlich in Betracht gezogen werden. Eine Gruppe von Ruderalzeigern und Pionierbesiedlern (von vegetations-offenen Schotterbänken bis hin zu Ackerflächen) wie beispielsweise *Erigone atra*, *Eperigone trilobata*, *Meioneta rurestris* oder *Araeoncus humilis* liegt nahe dem Ursprung.

Tabelle 29: Korrelationen der Umweltvariablen mit den Ordinationsachsen (DECORANA, Spinnen).

Achse 1		Achse 2	
Variable	Korrelation	Variable	Korrelation
R	0,289	OffenB	0,324
OffenB	0,269	Boor2_SD	0,213
L	0,169	M_Höhe	0,169
N	0,137	T	0,096
T	0,131	OGrasH	0,084
Boor2_SD	0,124	Boor2	0,079
OGrasH	0,094	L	0,069
Boor2	0,082	F	-0,014
OGrasCov	0,032	R	-0,077
F	-0,258	OGrasCov	-0,198
Cover	-0,272	N	-0,287
M_Höhe	-0,419	Cover	-0,367

7.1.2.7 Korrelation mit nicht-metrischen Umweltvariablen

Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten zwischen Spinnengemeinschaften der einzelnen Standorte werden mittels der im Folgenden abgedruckten Dendrogramme als Ergebnis einer hierarchischen Clusteranalyse visuell umgesetzt. Die Auswertungen basieren auf der Präsenz und Absenz von Spinnenarten (Art-Identität, Verrechnung mittels des Jaccard-Index; Abbildung 35) bzw. auf dem Vorhandensein und der Abundanzen der einzelnen Arten einer Zönose (Dominanz-Identität, Verrechnung über die Pearson-Korrelation; Abbildung 36).

*****HIERARCHICAL CLUSTER ANALYSIS*****

Spinnengemeinschaften (Flächen-ID)

Art-Identität (Jaccard-Index)

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)
Rescaled Distance Cluster Combine

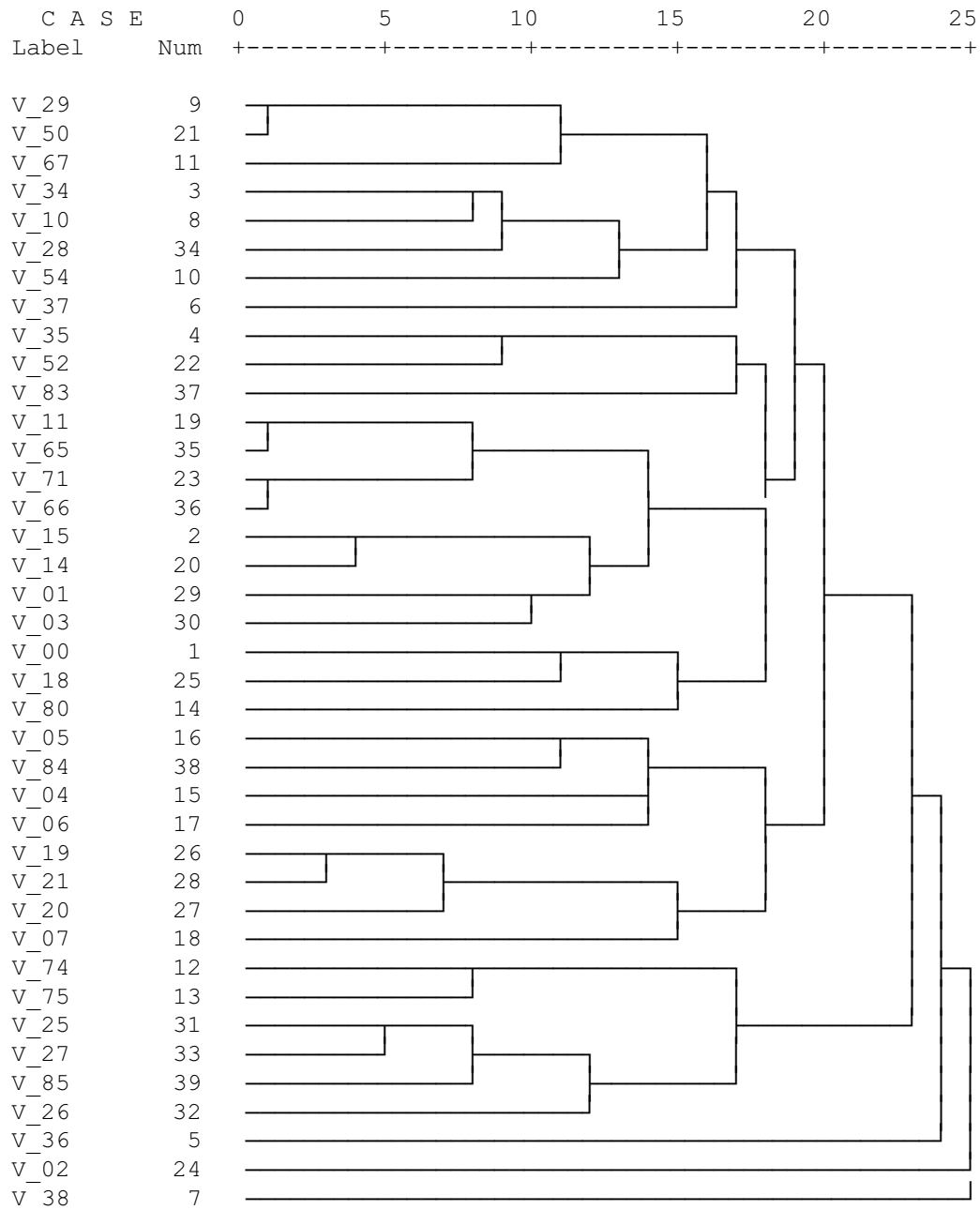


Abbildung 35: Ähnlichkeitsanalyse (Dendrogramm) von Spinnenzönosen: Variablen = Flächen-IDs, Art-Identität (Jaccard-Index). Erstellt mittels SPSS 9.0.

*****HIERARCHICAL CLUSTER ANALYSIS*****

Spinnengemeinschaften (Flächen-ID)

Dominanz-Identität (Pearson-Korrelation)
 Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)
 Rescaled Distance Cluster Combine

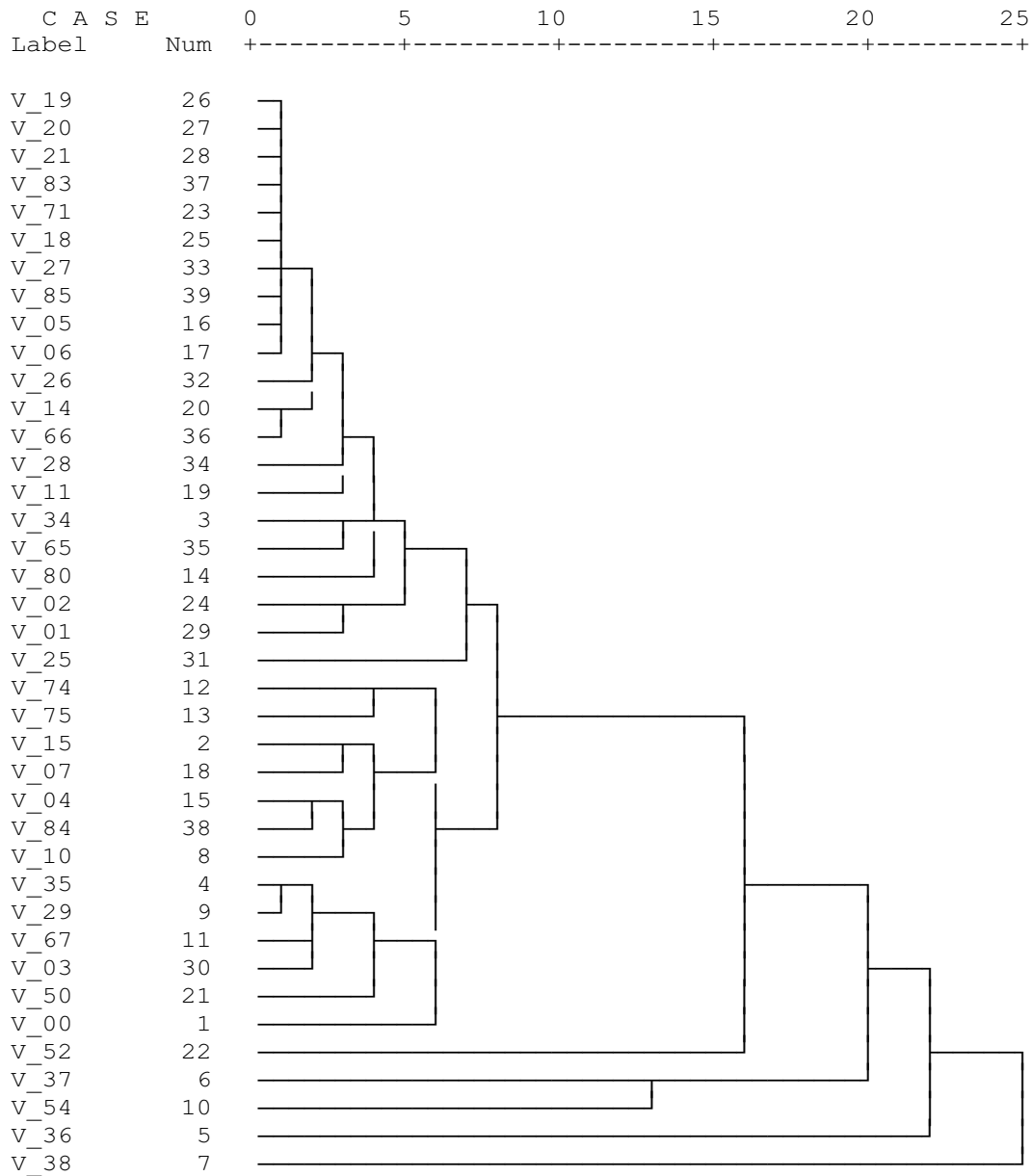


Abbildung 36: Ähnlichkeitsanalyse (Dendrogramm) von Spinnenzönosen: Variablen = Flächen-IDs, Dominanz-Identität (Pearson-Korrelation). Erstellt mittels SPSS 9.0.

7.1.2.7.1 *Naturräume*

Die geographische Lage der Untersuchungsflächen ist für die Zusammensetzung der einzelnen Spinnengemeinschaften von ähnlichen Lebensräumen dann einer der am stärksten prägenden Faktoren, wenn Araneenzönosen von unterschiedlichen Naturräumen Österreichs miteinander verglichen werden.

Im Rahmen der gegenständlichen Untersuchung werden Spinnengemeinschaften von vier verschiedenen Naturräumen Österreichs miteinander verglichen: Südöstliches Alpenvorland, Zentralalpen, Nordalpen, Pannonische Flach- und Hügelländer. Die Lage am Alpenostrand im Übergangsbereich zur Pannonischen Tiefebene verstärkt das vorhin gesagte, verlaufen doch in diesem Bereich zahlreiche Arealgrenzen und treffen sehr unterschiedliche zoogeographische Elemente auf engstem Raum aufeinander.

Abbildung 37 zeigt eine Hierarchische Clusteranalyse auf Basis der Art-Identität – und die Gruppierung der Spinnengemeinschaften ist nahezu lehrbuchhaft. In den beiden Großclustern 1 bis 3 sowie 6 und 8 findet sich ein Großteil der Spinnenzönosen des Südöstlichen Alpenvorlandes wieder. Die Cluster 12 und 15 bis 16 umfassen die Spinnengemeinschaften der Zentralalpen bis auf eine einzige Ausnahme (Teilfläche 07) zur Gänze. Die wenigen untersuchten Zönosen des Pannonikums ähneln jenen des Südöstlichen Alpenvorlandes. Die einzige Aufnahme in den Nordalpen nimmt eine isolierte Stellung ein.

- ☑ Die naturräumliche Lage der ausgesuchten ähnlichen Untersuchungsflächen ist einer der die Spinnenzönosen am stärksten prägenden Faktoren.
- ☑ Fazit dieser Analyse ist der Vorschlag, im Rahmen fortsetzender Untersuchungen eine stärkere Fokussierung auf einen bzw. wenige Naturräume vorzunehmen oder aber die Stichprobenzahl innerhalb der einzelnen Naturräume deutlich zu erhöhen.

*****HIERARCHICAL CLUSTER ANALYSIS*****

Spinnengemeinschaften (Flächen-ID mit Unterscheidung zwischen den einzelnen Naturräumen und Bundesländern)

Art-Identität (Jaccard-Index)

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)
Rescaled Distance Cluster Combine

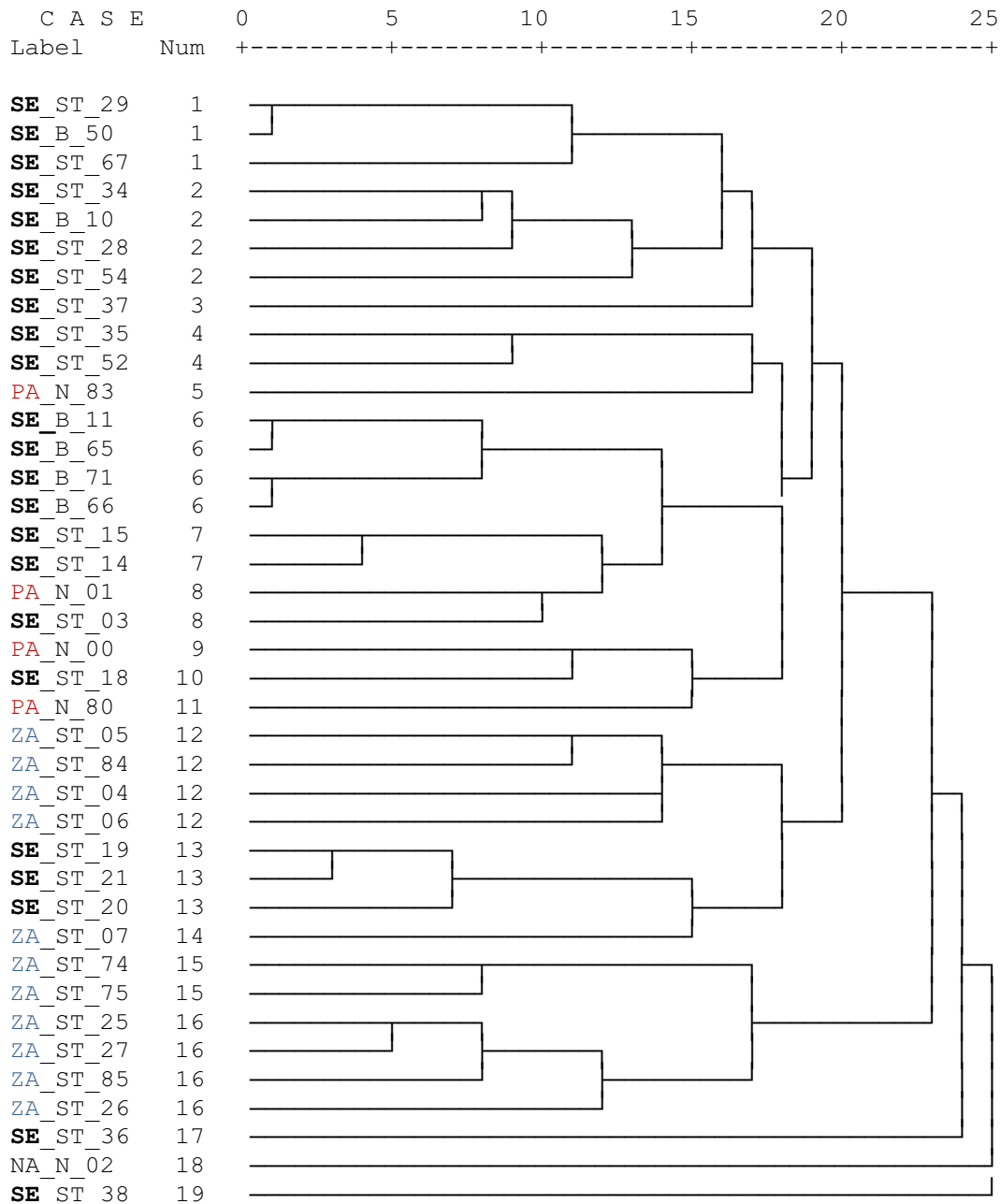


Abbildung 37: Ähnlichkeitsanalyse (Dendrogramm) von Spinnenzönosen: Variablen = Flächen-IDs, Art-Identität (Jaccard-Index). Labels = Naturräume (SE = Südöstliches Alpenvorland, ZA = Zentralalpen, NA = Nordalpen, PA = Pannonische Flach- und Hügelländer). Erstellt mittels SPSS 9.0.

***** HIERARCHICAL CLUSTER ANALYSIS *****

**Spinnengemeinschaften (Flächen-ID mit Unterscheidung zwischen Wiesen- und Weidefläche)
Dominanz-Identität (Pearson-Korrelation)**

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)
Rescaled Distance Cluster Combine

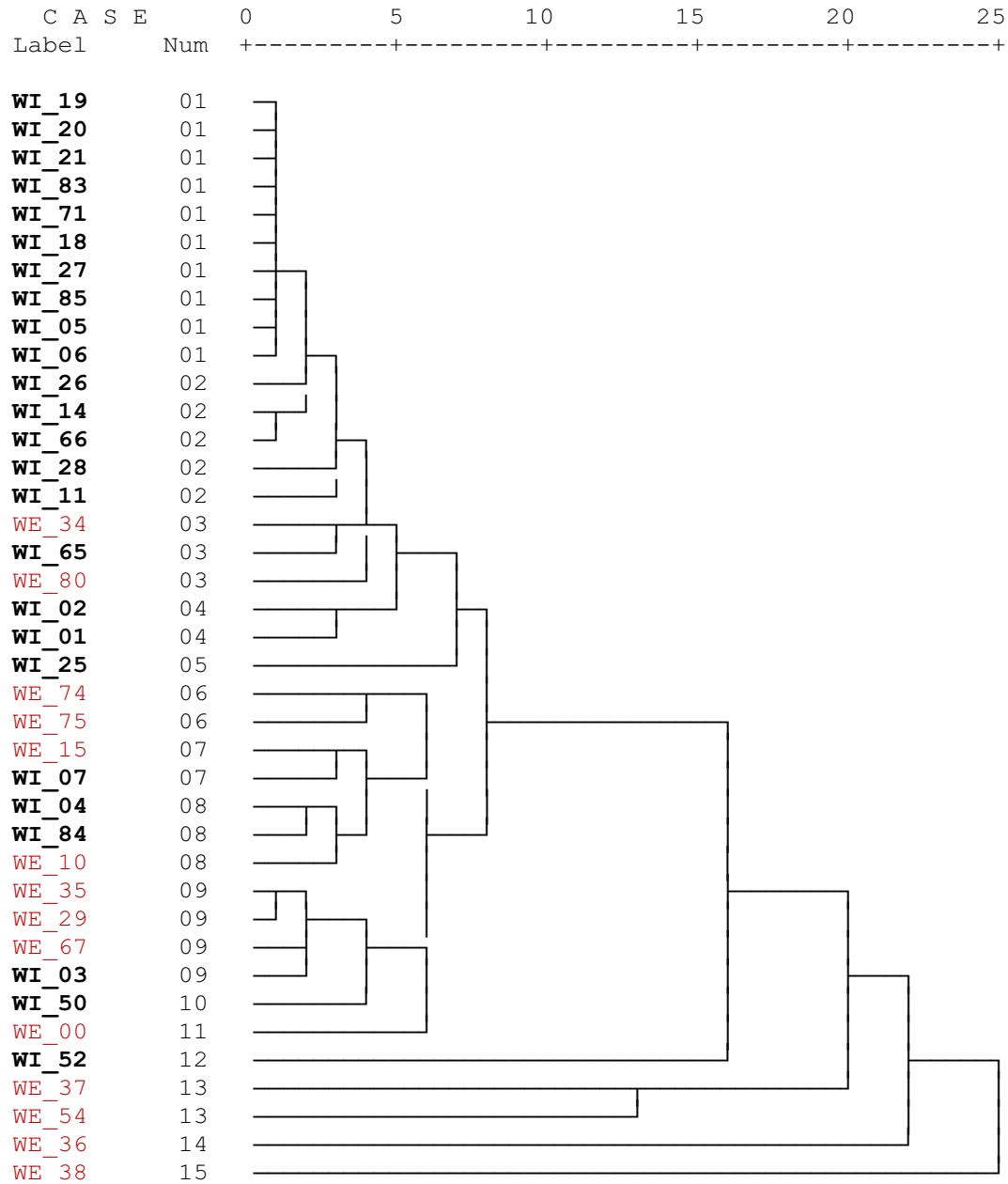


Abbildung 38: Ähnlichkeitsanalyse (Dendrogramm) von Spinnenzönosen: Variablen = Flächen-IDs, Dominanz-Identität (Pearson-Korrelation). Erstellt mittels SPSS 9.0.

7.1.2.8 Vergleich von Wiesen- und Weidestandorten

Der Vergleich der Spinnengemeinschaften zwischen Wiesen- und Weidestandorten zeigt deutliche Unterschiede hinsichtlich verschiedenster Parameter (Tabelle 30). Trotz ähnlich hoher Gesamtartenzahl, ähnlichem Shannon-Wiener-Index-Mittelwert und höherem Evenness-Mittelwert sind sowohl die mittlere Artenzahl (Spinnendiversität) als auch die mittlere Individuenzahl in den Wiesenflächen klar höher. Beeindruckend groß ist der Unterschied hinsichtlich des Auftretens von Rote-Liste-Arten: Die Anzahl an gefährdeten Arten beträgt für die Wiesenflächen 36 (= 46,2 %), in den Weideflächen lediglich etwas mehr als ein Drittel davon (14 spp., 18,7 %). Ähnlich verhält es sich auch mit den Abundanzen gefährdeter Arten.

Tabelle 30: Artenzahlen und Individuenzahlen (Fangzahlen) im Vergleich zwischen Wiesen- und Weideflächen.

Parameter	Wiesen	Weiden	Gesamt
Individuenzahlen total	7565	1907	9472
Mittlere Individuenzahl	302,60	136,21	242,87
Median Individuenzahl	244	112,5	162
Artenzahl total	78	75	136
Mittlere Artenzahl	22,28	16,29	20,13
Median Artenzahl	23	15	19
Anzahl gefährdeter Arten (CR, EN, VU)	36	14	42
Anzahl gefährdeter Individuen (CR, EN, VU)	254	61	315
Mittelwert gefährdeter Arten (CR, EN, VU)	2,84	1,50	2,36
Mittelwert gefährdeter Individuen (CR, EN, VU)	9,44	3,93	7,46
Median gefährdeter Arten (CR, EN, VU)	3	1	2
Median gefährdeter Individuen (CR, EN, VU)	6	3,5	4
Shannon-Wiener Index Mittelwert	1,80	1,87	1,82
Evenness Mittelwert	0,59	0,68	0,62

Die Ergebnisse der Clusteranalyse – vergleiche dazu die beiden folgenden Dendrogramme (Abbildung 39, Abbildung 40) – visualisieren eine subtile Trennung von Wiesen- und Weidezönosen. Hauptgrund hierfür dürfte die Überlagerung der Aussage zu diesen beiden unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen mit zoogeographischen Parametern (siehe Naturraum-Auswertungen) sein. Die Ähnlichkeitsanalyse auf Basis der Artidentität gruppiert die Spinnenzönosen der Weide_29 und Wiese_50 auf hohem Ähnlichkeitsniveau sowie die Weide_15 und Wiese_14. Alle übrigen Spinnenzönosen der untersuchten Standorte clustern hinsichtlich dieser Bewirtschaftungsform oder stehen isoliert von den übrigen.

*****HIERARCHICAL CLUSTER ANALYSIS*****

**Spinnengemeinschaften (Flächen-ID mit Unterscheidung zwischen Wiesen- und Weidefläche)
Art-Identität (Jaccard-Index)**

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)
Rescaled Distance Cluster Combine

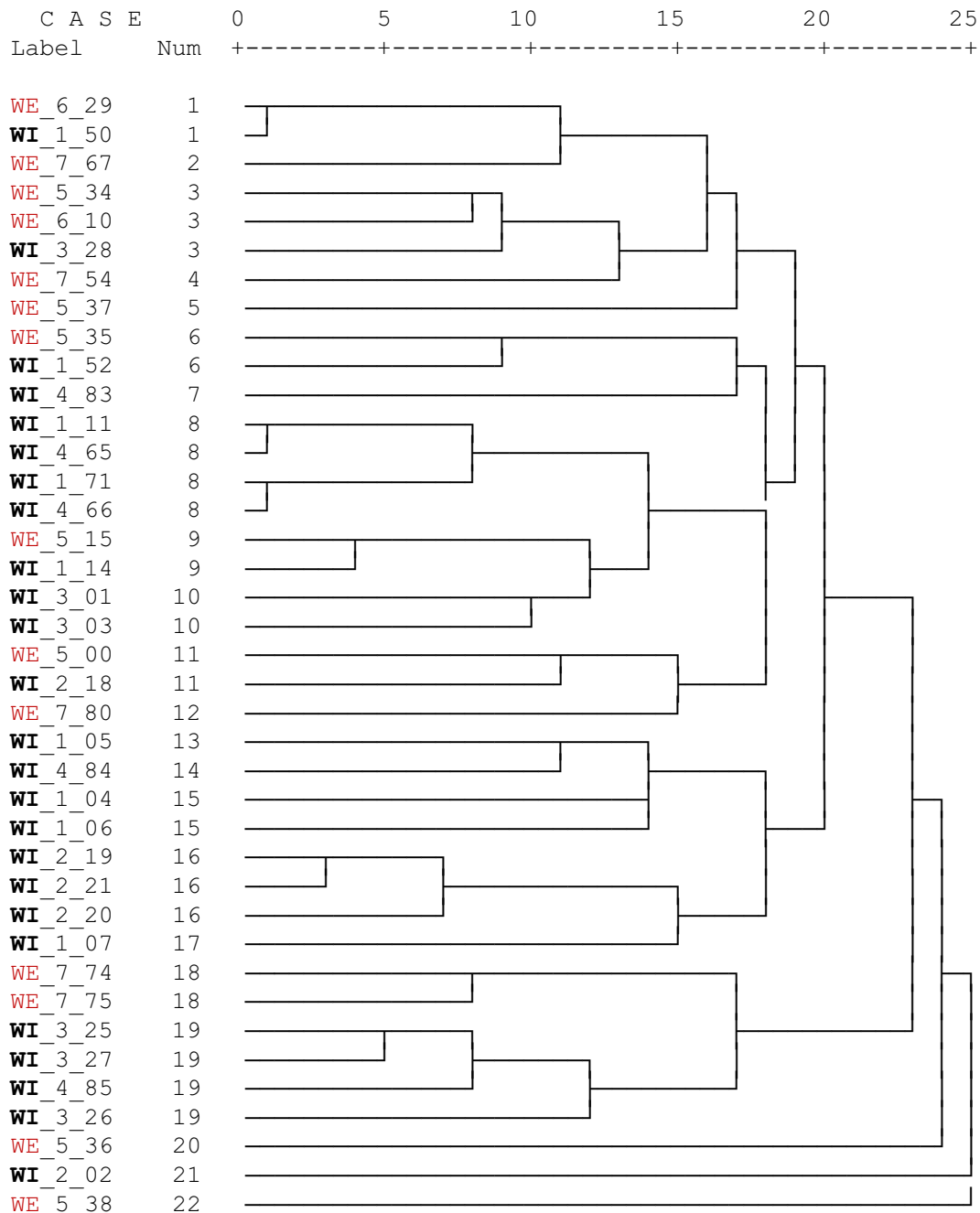


Abbildung 39: Ähnlichkeitsanalyse (Dendrogramm) von Spinnenzönosen: Variablen = Flächen-IDs, Art-Identität (Jaccard-Index). Labels = Wiesen- oder Weideflächen. Erstellt mittels SPSS 9.0.

*****HIERARCHICAL CLUSTER ANALYSIS*****

**Spinnengemeinschaften (Flächen-ID mit Unterscheidung zwischen Wiesen- und Weidefläche)
Dominanz-Identität (Pearson-Korrelation)**

Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)
Rescaled Distance Cluster Combine

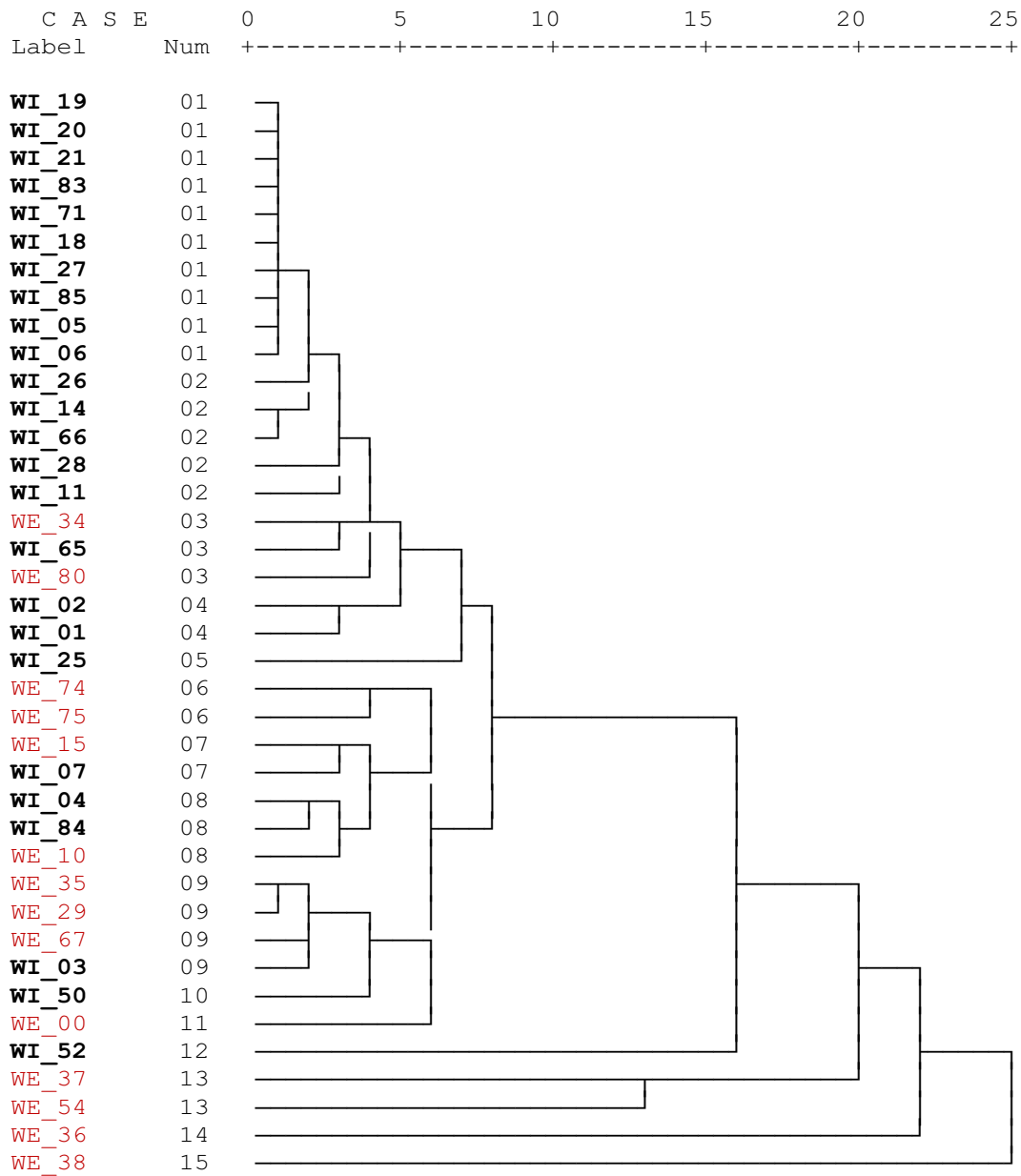


Abbildung 40: Ähnlichkeitsanalyse (Dendrogramm) von Spinnenzönosen: Variablen = Flächen-IDs, Dominanz-Identität (Pearson-Korrelation). Labels = Wiesen- oder Weideflächen. Erstellt mittels SPSS 9.0.

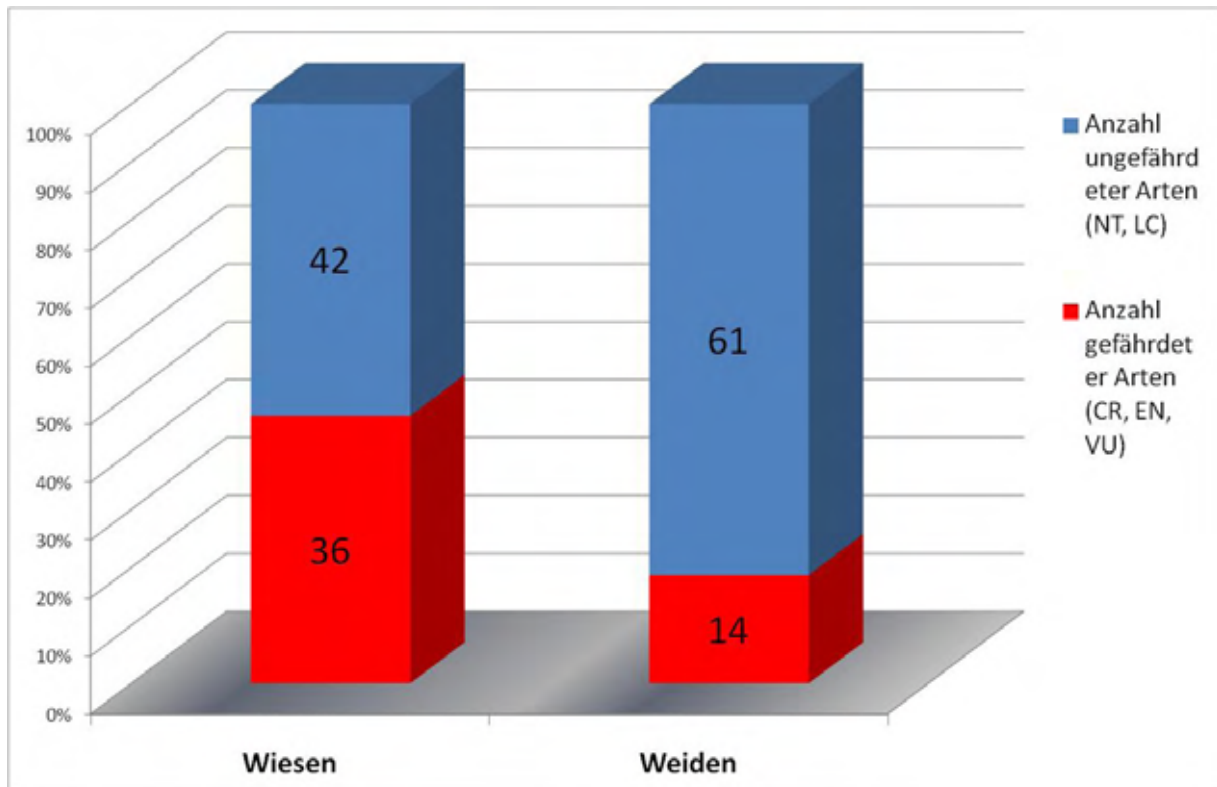


Abbildung 41: Vergleich des Anteils gefährdeter (Rote-Liste-) und ungefährdeter Spinnenarten in Wiesen- und Weideflächen. Gestapelte Werte (Wiesen: $n = 78$, Weiden $n = 75$).

- Die Spinnenfauna von Wiesen- und Weideflächen ist hinsichtlich ihrer Diversitätswerte sehr ähnlich, auf qualitativer Ebene zeigen sich gravierende Unterschiede: Die Spinnenfauna der Wiesen weist einen beinahe 3-mal höheren Wert an gefährdeten und damit wertbestimmenden Arten auf. Aus sektoral-naturschutzfachlicher Sicht ist somit den Wiesenflächen klare Priorität hinsichtlich ihrer Erhaltung und Förderung einzuräumen.

7.1.2.9 Sektoral-naturschutzfachliches Ranking und WF- und Nicht-WF-Spinnengemeinschaften im Vergleich

Aus naturschutzfachlicher Sicht von hohem Interesse ist die Ranking der Wertigkeit der einzelnen Tiergemeinschaften und damit ihrer Lebensräume. Die naturschutzfachliche Bewertung basiert auf dem Vorkommen und den Häufigkeiten von wertbestimmenden Spinnenarten (Rote-Liste-Arten) sowie der Spinnendiversität (Tabelle 31).

Tabelle 31: Rangzahlen –sortiert nach höchstem Rang-Mittelwert (MW) – der Spinnengemeinschaften der untersuchten Flächen für die qualitätsbestimmenden Variablen (Araneae, Spinnen). Hotspots der Biodiversität sind rot unterlegt, Coldspots blau. Abkürzungen: Rote-Liste-Österreich (Komposch 2009): CR – Critically Endangered, EN – Endangered, VU – Vulnerable, NT – Near Threatened, LC – Least Concern, DD – Data Deficient, NE – Not Evaluated. Angaben zum Flächentyp: trad. = traditioneller Schnitzeitpunkt, 28 d = Schnitzeitpunkt-Verzögerung um 28 Tage, 42 d = Schnitzeitpunkt-Verzögerung um 42 Tage. Arten- und Individuenzahlen sind anhand der Fallentage relativierte Werte.

Fläche	WF	Typ	S(CR+EN)	S(CR+EN+VU)	S(CR+EN+VU+NT)	N(CR+EN+VU)	N(CR+EN+VU+NT)	s	Rang-MW
25	ja	Mähwiese, 42 d	39	38	39	38	39	39	38,7
21	ja	Mähwiese, 28 d	34	39	35,5	39	37	36,5	36,8
02	ja	Mähwiese, 28 d	34	35,5	35,5	35	33	33	34,3
03	ja	Mähwiese, 42 d	28	30	35,5	37	28	34	32,1
20	ja	Mähwiese, 28 d	34	35,5	31	30	30	28	31,4
01	ja	Mähwiese, 42 d	37,5	32	35,5	19	25	36,5	30,9
19	ja	Mähwiese, 28 d	25	35,5	35,5	31	19	38	30,7
11	ja	Mähwiese, trad.	29	27,5	29	32	29	28	29,1
80	nein	Weide	25	27,5	35,5	27	26	31	28,7
71	ja	Mähwiese, trad.	25	27,5	26,5	24	27	28	26,3
05	ja	Mähwiese, trad.	37,5	35,5	17	27	9,5	23	24,9
15	ja	Mähweide	30,5	22,5	31	15	18	30	24,5
06	ja	Mähwiese, trad.	25	32	22	27	14	26	24,3
83	nein	Mähwiese	34	32	22	24	16	16,5	24,1
52	ja	Mähwiese, trad.	10	19,5	31	29	31	21	23,6

Fläche	WF	Typ	S(CR+EN)	S(CR+EN+VU)	S(CR+EN+VU+NT)	N(CR+EN+VU)	N(CR+EN+VU+NT)	s	Rang-MW
04	ja	Mähwiese, trad.	10	17	26,5	19	20	35	21,3
14	ja	Mähwiese, trad.	20	19,5	28	12	24	24	21,3
26	ja	Mähwiese, 42 d	10	24,5	20	22	36	15	21,3
34	ja	Mähweide	21,5	24,5	24	16,5	15	20	20,3
65	nein	Mähwiese	10	12,5	22	33	21	18	19,4
84	nein	Mähwiese	10	21	25	13	13	32	19,0
66	nein	Mähwiese	25	27,5	17	19	6	19	18,9
27	ja	Mähwiese, 42 d	10	9	5,5	36	38	13	18,6
35	ja	Mähweide	10	9	14	34	32	9,5	18,1
50	ja	Mähwiese, trad.	34	17	9,5	11	11,5	14	16,2
00	ja	Mähweide	10	17	17	14	11,5	25	15,8
38	ja	Mähweide	10	14	15	9	35	6,5	14,9
67	nein	Weide	30,5	22,5	8	21	4	3	14,8
10	ja	Dauerweide	10	12,5	7	24	5	12	11,8
36	ja	Mähweide	10	15	19	10	7,5	9,5	11,8
54	nein	Weide	10	3,5	12,5	3,5	34	3	11,1
29	ja	Dauerweide	21,5	9	5,5	16,5	7,5	5	10,8
85	nein	Mähwiese	10	9	11	7,5	22	3	10,4
28	ja	Mähwiese, 42 d	10	3,5	12,5	3,5	23	8	10,1
07	ja	Mähwiese, trad.	10	3,5	9,5	3,5	9,5	16,5	8,8
37	ja	Mähweide	10	9	3,5	7,5	17	1	8,0
74	nein	Weide	10	3,5	3,5	3,5	3	22	7,6
18	ja	Mähwiese, 28 d	10	3,5	2	3,5	2	11	5,3
75	nein	Weide	10	3,5	1	3,5	1	6,5	4,3

Die Top-5-Plätze mit den sektoralen Hotspots 25, 21, 02, 03, 20 mit Rangmittelwerten von mehr als 30 belegen ausnahmslos WF-Flächen, unter den Top-13-Flächen befindet sich le-

diglich eine einzige Nicht-WF-Fläche. Umgekehrt ist die Frage nach WF- oder Nicht-WF im mittleren Bereich und am unteren Ende des Rankings keineswegs so klar mit dieser Naturschutzmaßnahme korreliert: unter den 5 „schlechtesten“ Flächen befinden sich zwei Nicht-WF-Flächen, unter den schlechtesten 13 Flächen insgesamt 5 Nicht-WF-geförderte. Dies mag wohl der Grund dafür sein, dass die Rangmittelwerte der WF-Standorte in einer Gesamtbetrachtung nicht signifikant höher liegen als die der Nicht-WF-Flächen (ANOVA, $F = 3,01$, $p = 0,0908 > 0,05$).

Unter den Top-13-Flächen (arachnologische Hotspots) befinden sich lediglich 2 Weiden (15,4 %), unter den 13 schlechtesten Flächen hingegen 9 Weiden (69,2 %).

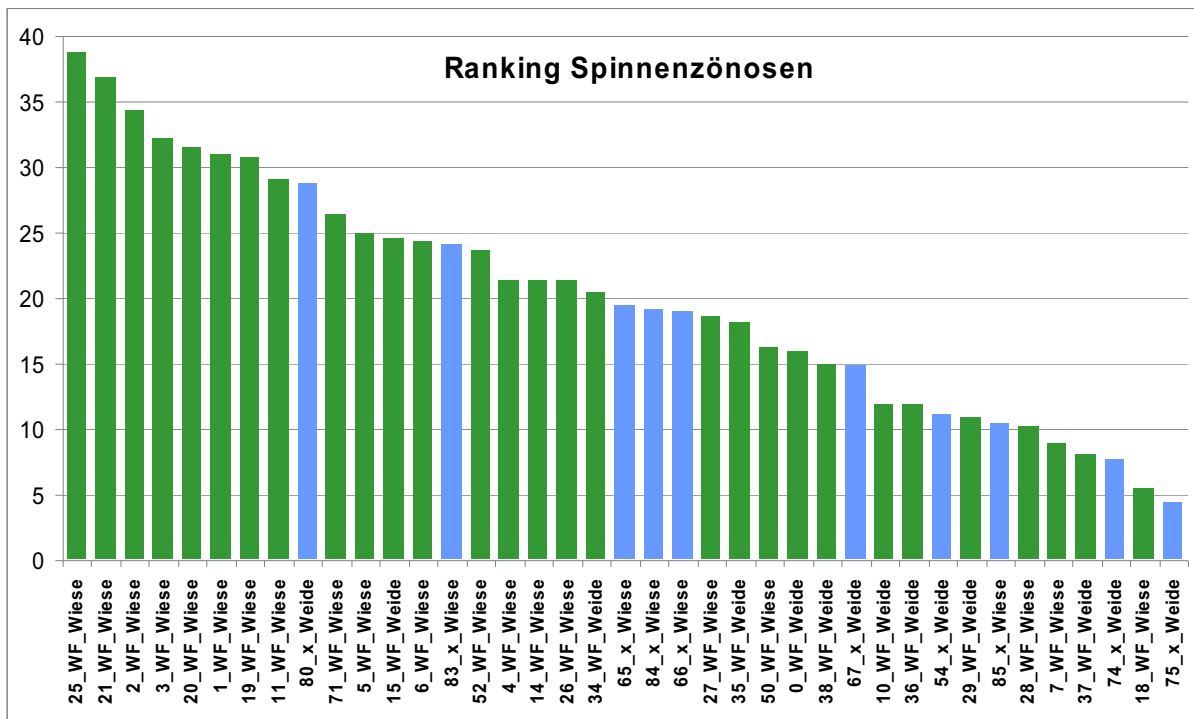


Abbildung 42: Naturschutzfachliches Ranking der einzelnen Spinnengemeinschaften (Teilflächen 00 bis 85), sortiert nach fallenden Rang-Mittelwerten. Grün = WF-Flächen, Blau = Nicht-WF-Flächen.

Hinsichtlich der gemessenen Umweltvariablen ist kein Unterschied im Vergleich von WF- mit Nicht-WF-Flächen feststellbar. Die zentrale Lage des Centroids der WF-Flächen im Diagramm Abbildung 33 zeigt, dass die WF-Flächen innerhalb der Grundgesamtheit an untersuchten Flächen einen repräsentativen Querschnitt darstellen.

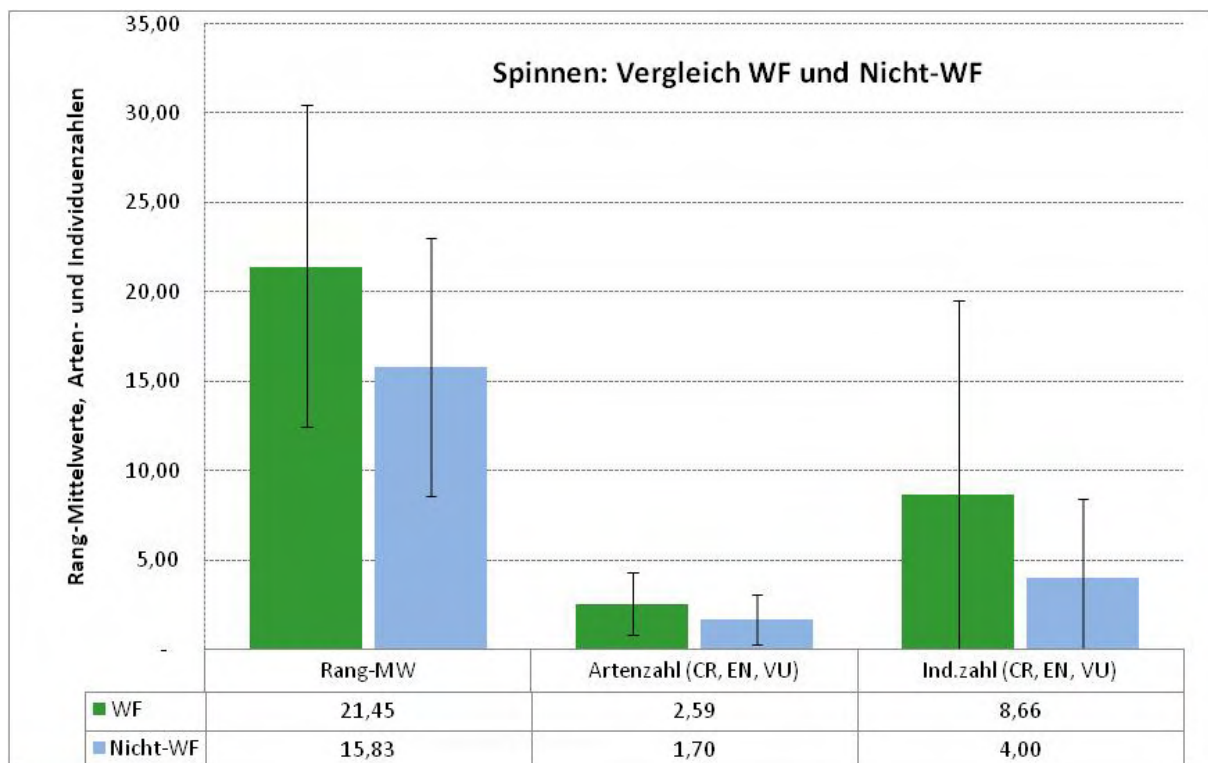


Abbildung 43: Naturschutzfachlicher Vergleich der Spinnengemeinschaften (Teilflächen 00 bis 85), differenziert nach WF (grün) und Nicht-WF (blau).

Eine Gegenüberstellung naturschutzfachlicher Werte von Spinnengemeinschaften von WF- und Nicht-WF zeigt für die Indikatoren Rang-Mittelwert (= naturschutzfachlicher Gesamtwert), Artenzahlen und Individuenzahlen gefährdeter Arten (Gefährdungskategorien CR, EN, VU) jeweils höhere Werte und damit „bessere“ Ergebnisse für die WF-Zönosen (Abbildung 43). Die deutlichsten Unterschiede – wenn auch mit hoher Standardabweichung – liegen für die Individuenzahlen gefährdeter Spinnenarten vor. Der naturschutzfachliche Rang-Mittelwert ist für die WF-Spinnengemeinschaften gegenüber den Nicht-WF-Gemeinschaften um mehr als ein Viertel erhöht.

Die Hierarchische Clusteranalyse auf Basis der Artidentität der Spinnenfauna (Abbildung 44) zeigt, dass sich die Auswahl der WF- bzw. Nicht-WF-Flächen in der Zusammensetzung der Spinnengemeinschaften nicht oder nur bedingt widerspiegelt. So treffen sich beispielsweise jeweils eine WF- und eine Nicht-WF-Fläche im Cluster 8 und 9 (Teilflächen 11 und 65 sowie 71 und 66) auf hohem Ähnlichkeitsniveau. Der Großteil der überwiegenden Nicht-WF-Flächen nimmt allerdings eine von den WF-Flächen recht gut getrennte Position ein. Unter Berücksichtigung der Nachweishäufigkeiten der Spinnenarten (Dominanz-Identität) ist eine Unterscheidung der WF- und Nicht-WF-Flächen auf zönotischer Ebene nicht mehr möglich.

*****HIERARCHICAL CLUSTER ANALYSIS*****

Spinnengemeinschaften
 (Flächen-ID mit Unterscheidung zwischen WF- „ja“ und Nicht-WF-Flächen „nein“)
Art-Identität (Jaccard-Index)
 Dendrogram using Average Linkage (Between Groups)
 Rescaled Distance Cluster Combine

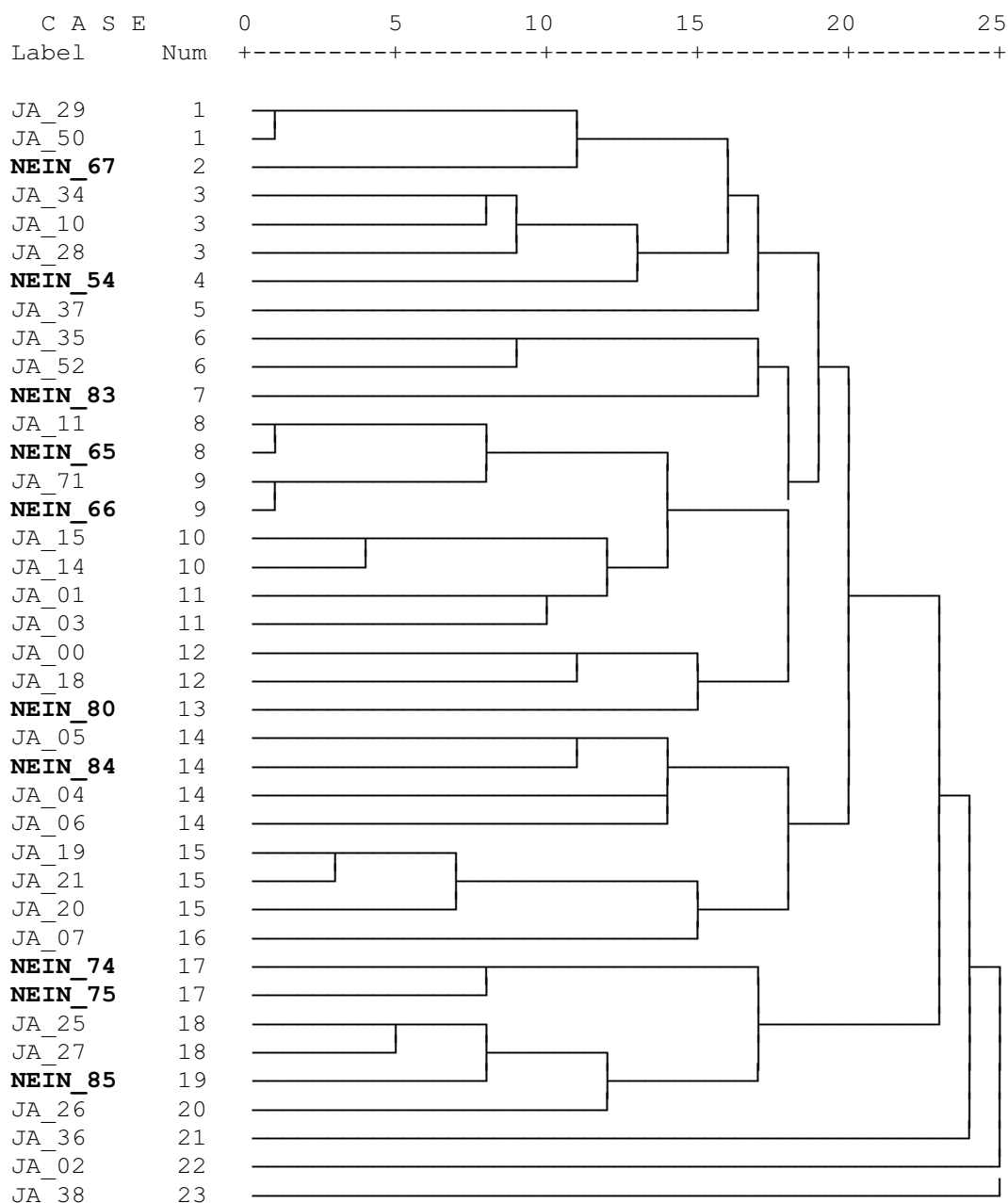


Abbildung 44: Ähnlichkeitsanalyse (Dendrogramm) von Spinnenzönosen: Variablen = Flächen-IDs, Art-Identität (Jaccard-Index). Labels =WF- „ja“ und Nicht-WF-Fläche „nein“. Erstellt mittels SPSS 9.0.

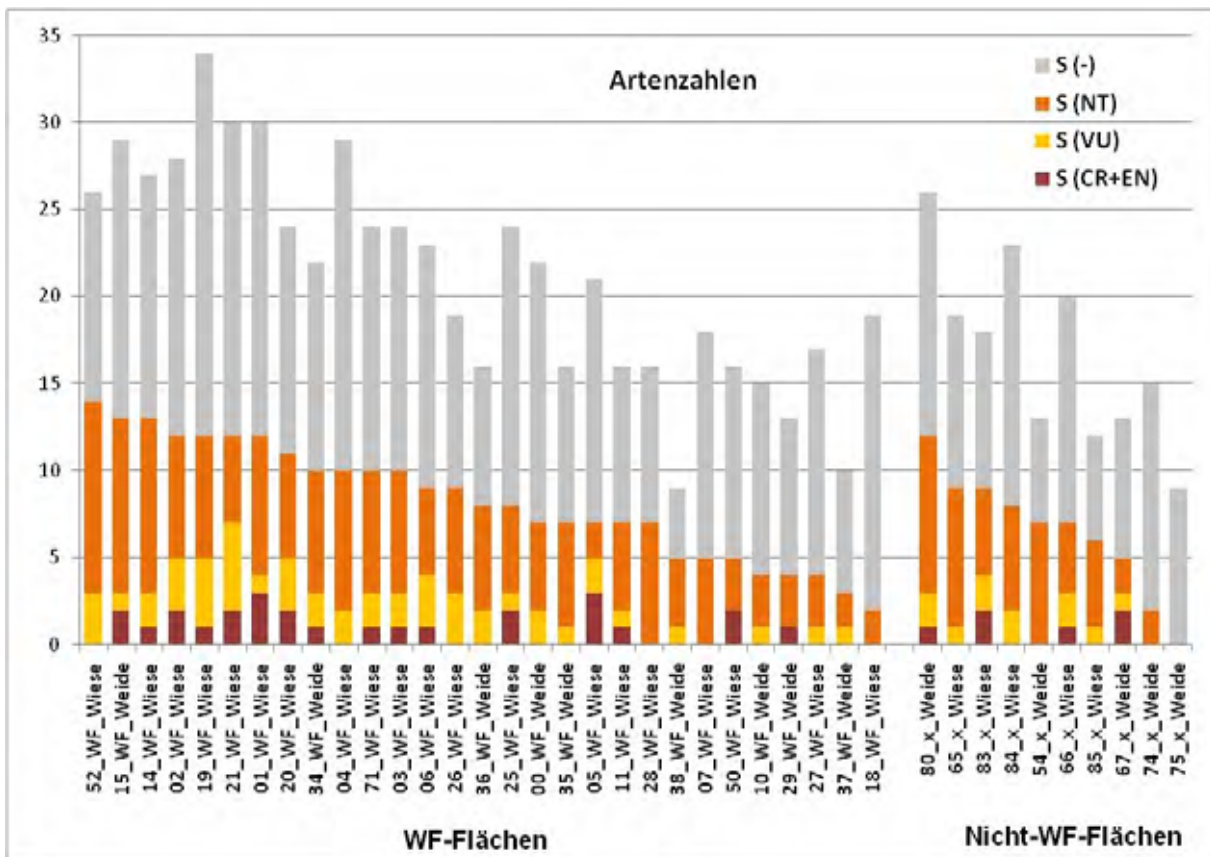


Abbildung 45: Nachweishäufigkeiten von Spinnenarten in den einzelnen Untersuchungsflächen, aufgetrennt nach WF- und Nicht-WF. Differenzierung nach dem Gefährdungsgrad. Rote-Liste-Österreich (Komposch 2009): CR – Critically Endangered, EN – Endangered, VU – Vulnerable, NT – Near Threatened, “-“ = LC – Least Concern, DD – Data Deficient, NE – Not Evaluated.

Ein Vergleich der einzelnen Spinnenzönosen von Teilflächen mit und ohne WF-Maßnahmen zeigt für die einzelnen Artengemeinschaften auf den ersten Blick recht ähnliche Ergebnisse. Sowohl Artenzahlen als auch Absolutwerte und Anteile an Rote-Liste-Arten erreichen in WF- und Nicht-WF-Flächen hohe Anteile. Bemerkenswert hohe Anteile an wertbestimmenden Arten erreichen unter den Nicht-WF-Gemeinschaften die beiden Wiesen 83 und 66 sowie die beiden Weiden 80 und 67. Bei genauerer Betrachtung zeigt sich allerdings eine Verschiebung des Spektrums an hochgradig gefährdeten Arten der WF-Fraktion hin zu Arten der Gefährdungskategorien NT (Near Threatened) und LC (nicht gefährdet).

Unterschiede sind auch bezüglich der Spinnendiversität feststellbar: Spinnengemeinschaften auf WF-Standorten weisen im Mittelwert 21,3 Arten auf, Nicht-WF-Zönosen hingegen nur 16,8.

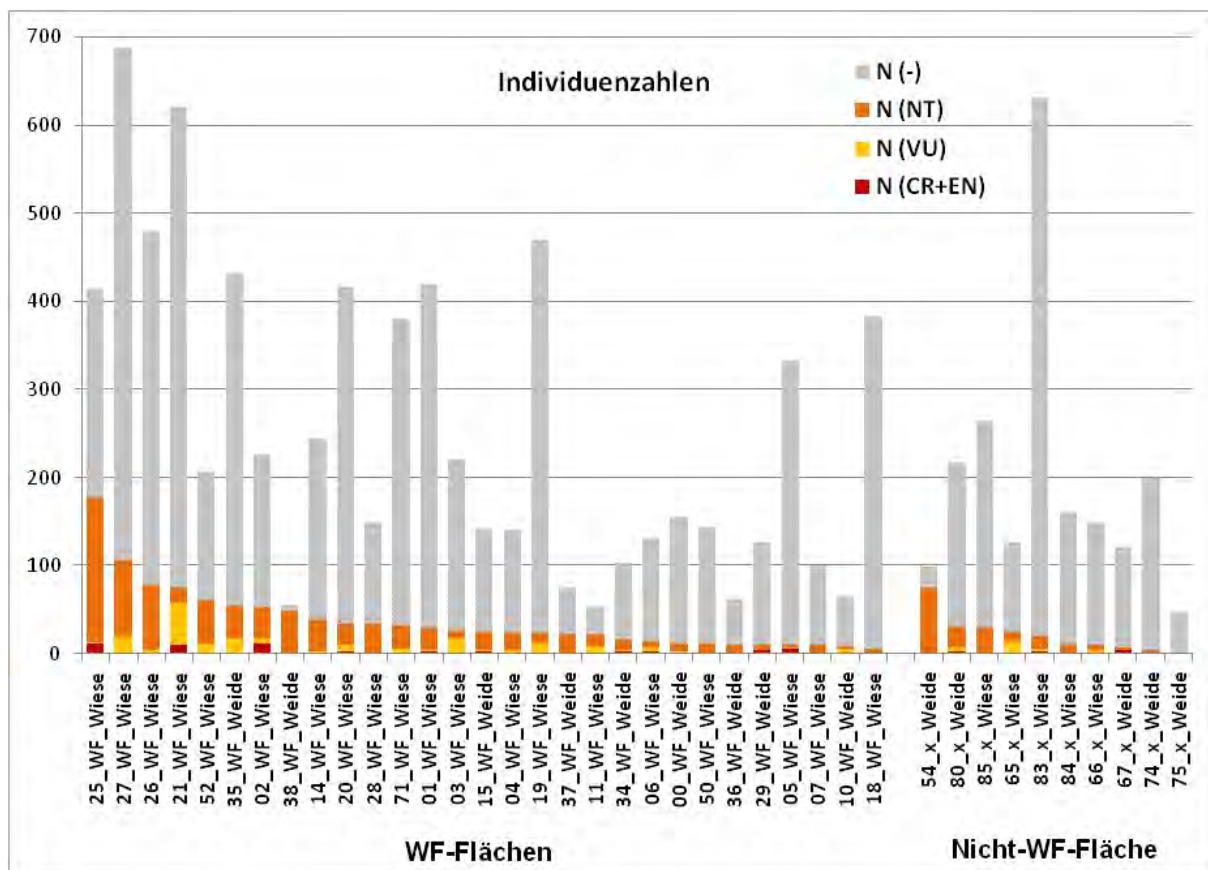


Abbildung 46: Nachweishäufigkeiten von Spinnenindividuen in den einzelnen Untersuchungsflächen, aufgetrennt nach WF- und Nicht-WF-Flächen. Differenzierung nach dem Gefährdungsgrad. Rote-Liste-Österreich (Komposch 2009): CR – Critically Endangered, EN – Endangered, VU – Vulnerable, NT – Near Threatened, “-“ = LC – Least Concern, DD – Data Deficient, NE – Not Evaluated.

Noch deutlicher treten die Unterschiede der Spinnengemeinschaften zwischen WF und Nicht-WF bei der Analyse der Abundanzen gefährdeter Arten hervor. Abgesehen von der Weide 54 mit einem sehr hohen Individuenanteil an Arten der Kategorie NT – Near Threatened sind die Nicht-WF-Spinnengemeinschaften etwas stärker von ungefährdeten Arten geprägt als WF-Zönosen.

Allerdings zeigt sich auch hier wieder innerhalb der WF-Spinnengemeinschaften eine hohe Variabilität des Absolutwertes und prozentuellen Anteils an Rote-Liste-Arten. Diese Streuung wird insbesondere durch die gleichzeitige Betrachtung von Wiesen- und Weideflächen und durch die Lage in unterschiedlichen Naturräumen bedingt.

- ☑ Unterschiede zwischen WF- und Nicht-WF-Spinnengemeinschaften in den untersuchten Flächen sind zwar subtil ausgeprägt, dennoch klar erkennbar. WF-Spinnenzönosen weisen im Mittelwert höhere naturschutzfachlichere Werte auf als Nicht-WF-Zönosen: Dies trifft für die Indikatoren Gesamtartenzahl, Arten- und Individuenzahl an Rote-Liste-Arten und naturschutzfachlicher Gesamtwert zu.
- ☑ Aus naturschutzfachlicher Sicht ist festzustellen, dass sich zum einen innerhalb der ÖPUL-geförderten (WF) Flächen solche befinden, die einen geringen naturschutzfachlichen Wert aufweisen und aus sektoraler Sicht nicht förderwürdig oder prioritär zu behandeln wären, zum anderen im untersuchten Nicht-WF-Pool hochrangige und vorrangig erhaltenswerte Artengemeinschaften und Flächen liegen.



7.1.2.10 Vergleich von WF-Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten

Der Vergleich der Spinnenfauna von WF-Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten lässt interessante Ergebnisse erwarten, wirkt sich doch eine frühere oder spätere Mahd gravierend auf das Struktur- und Kleinhabitatangebot von sowohl laufaktiven als auch netzbauenden Spinnen aus. Die Arbeitshypothese für netzbauende Spinnen (zB Radnetzspinnen/Araneidae, Baldachinspinnen/Linyphiidae part., Kugelspinnen/Theridiidae part., Trichternetzspinnen/Agelenidae part.) wäre, dass ein verspäteter Schnittzeitpunkt all jene Spinnenarten, -gilden und -familien begünstigt, die für ihren Netzbau auf hochwüchsige Gräser und Hochstauden angewiesen sind.

Abbildung 47 zeigt das naturschutzfachliche Ranking der Spinnengemeinschaften von WF-Mähwiesen mit traditioneller Mahd und Schnittzeitpunkt um 28 bzw. 42 Tage verzögert.

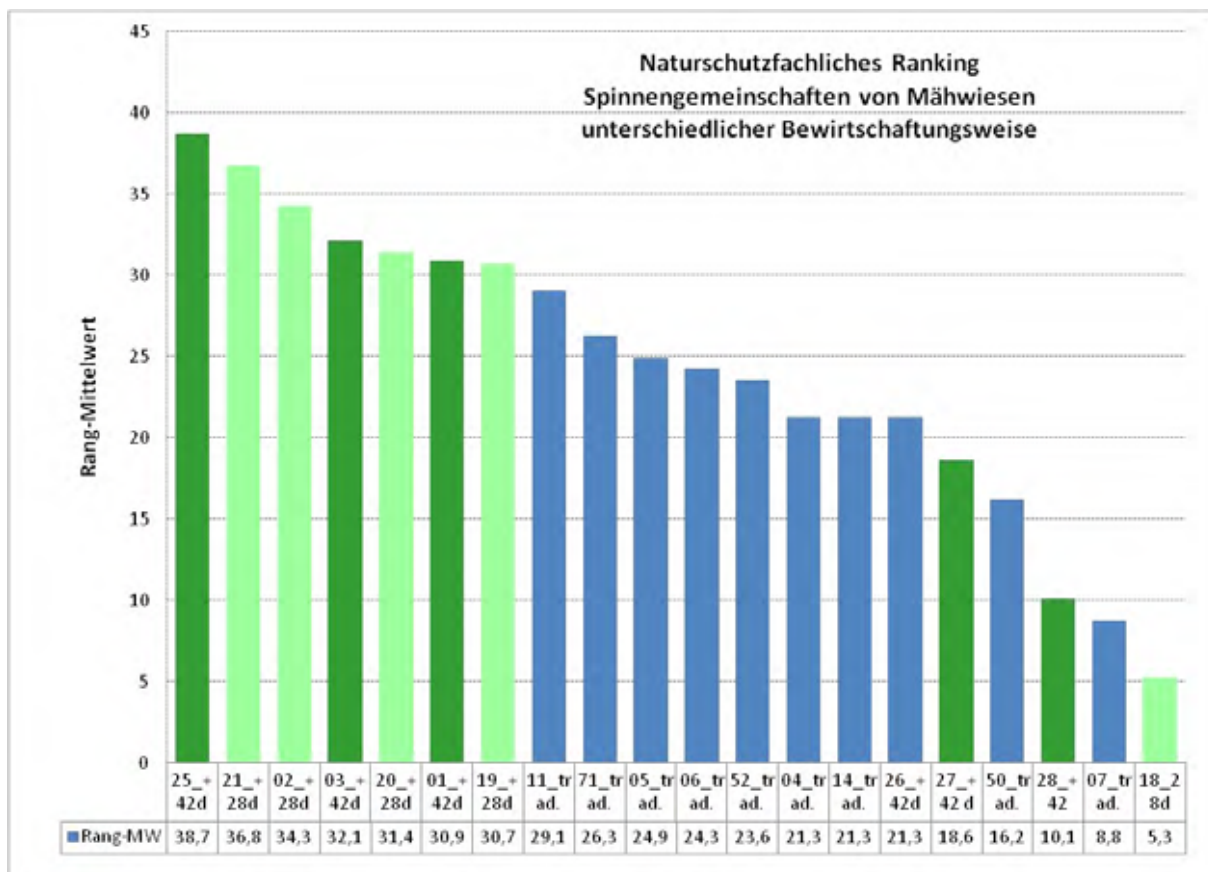


Abbildung 47: Naturschutzfachliches Ranking der Spinnengemeinschaften von Mähwiesen, sortiert nach fallenden Rang-Mittelwerten. Blau = traditionelle Mahd, hellgrün = Mahd um 28 Tage verzögert (+28 d), dunkelgrün = Mahd um 42 Tage (+ 42 d) verzögert.

Auffallend ist, dass die ersten 7 Positionen dieses Rankings von Flächen mit verzögerter Mahd eingenommen werden, im Mittel- und Schlussfeld finden sich traditionell bewirtschaftete Flächen. Die erste traditionell bewirtschaftete Mähwiese liegt aus spinnenkundlicher Sicht an Position 8 und stellt eine frische basenreiche Magerwiese der Tieflagen (Flächen-ID 11) dar. Bei sämtlichen weiteren Spinnenzönosen von geringerer Wertigkeit handelt es sich ausnahmslos um Intensiv- und Fettwiesen, der Streuobstbestand (Flächen-ID 18) belegt in dieser Auswahl den letzten Platz.

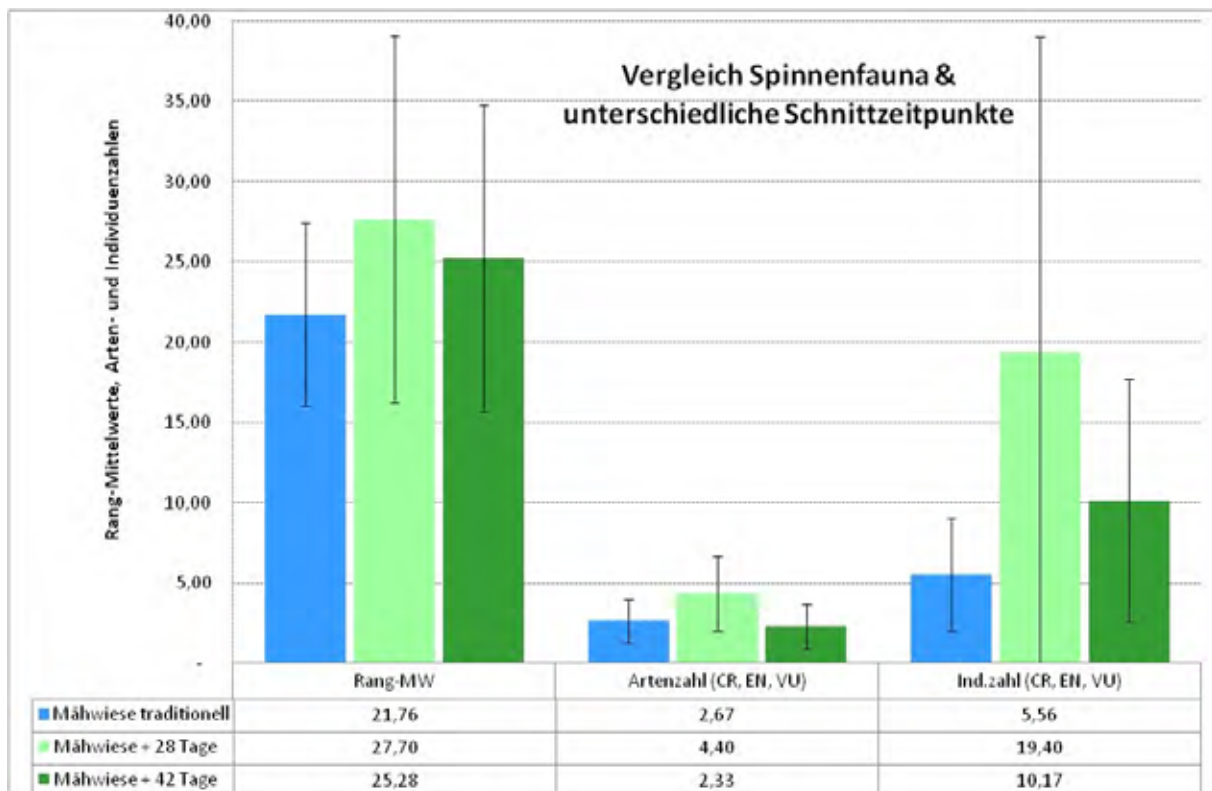


Abbildung 48: Naturschutzfachlicher Vergleich der Spinnengemeinschaften von Mähwiesen. Blau = traditionelle Mahd, hellgrün = Mahd um 28 Tage verzögert (+28 d), dunkelgrün = Mahd um 42 Tage (+ 42 d) verzögert.

Die Darstellung der Mittelwerte naturschutzfachlicher Parameter liefert hinsichtlich der Spinnenfauna ein ähnliches Bild. Die Spinnengemeinschaften von Teilflächen mit verzögertem Schnittzeitpunkt erreichen die höchsten naturschutzfachlichen Werte, allen voran jene Flächen mit einer um 28 Tage verzögerten Mahd (trotz des nur mit größtem Vorbehalt diesem Wiesentyp zuzuordnendem Ausreißers „Streuobstbestand“). Abgeschlagen, vor allem hin-

sichtlich des Indikators Individuenzahlen von Rote-Liste-Arten sind traditionell bewirtschaftete Flächen.

Vorsicht bei der Interpretation dieses Ergebnisses sei deshalb geboten, da die – per se sehr unterschiedlich wertvollen – einzelnen Wiesentypen wie Magerwiesen, Artenreiche Fettwiesen und Intensivwiesen ungleichmäßig auf die drei unterschiedenen Kategorien (traditionelle Mahd, plus 28 Tage, plus 42 Tage) verteilt sind.

Nachdem bei gegenständlicher Untersuchung der Spinnenfauna aufgrund bereits überaus hoher Individuenzahlen gefangener Individuen im Zuge der Fröhsommerbeprobung erfasst wurden, musste auf die zeitaufwändige Auswertung der Spätsommer-/Herbstprobe sowohl bei Barberfallen als auch Saugproben verzichtet werden. Gerade der Spätsommer- und Herbstaspekt lässt aber bezüglich der netzbauenden Spinnen – so sind beispielsweise nahezu sämtliche Radnetzspinnen erst später im Jahr adult (reif) – und ihrer Abhängigkeit von hochwüchsigen Gräsern und Kräutern klare Aussagen zu Schnittzeitpunkt und weiteren Parametern des Mahdmanagements erwarten.

Die Inangriffnahme dieser Auswertungen ist für das ÖPUL-Folgeprojekt vorgesehen.

- Ein verzögerter Mahdzeitpunkt dürfte sich positiv auf das Vorhandensein und die Förderung anspruchsvoller und gefährdeter Spinnengemeinschaften auswirken. Insbesondere netzbauenden Araneenarten werden damit geeignete Kleinhabitate zur Verfügung gestellt. Die wissenschaftliche Beweisführung hierfür ist für das Folgeprojekt vorgesehen. Hinsichtlich des Managements derartiger Mähwiesen wird aus sektoraler naturschutzfachlicher Sicht eine Streifen- bzw. Rotationsmahd und das Belassen von ungemähten Bereichen vorgeschlagen.

7.1.2.11 WF- und Nicht-WF-Weiden im Vergleich

Ein Vergleich der Spinnengemeinschaften zwischen WF- und Nicht-WF-Weiden auf Basis naturschutzfachlicher Wertkriterien, insbesondere dem Vorkommen von Rote-Liste-Arten, ist in Abbildung 49 dargestellt. Den maximalen Rang-Mittelwert erreicht die Nicht-WF-Weide mit der Flächen-ID 80, eine Schafweide mit gelegentlichem Pflegeschnitt bei St. Egidien in Niederösterreich mit einer Vielzahl an gefährdeten Arten.

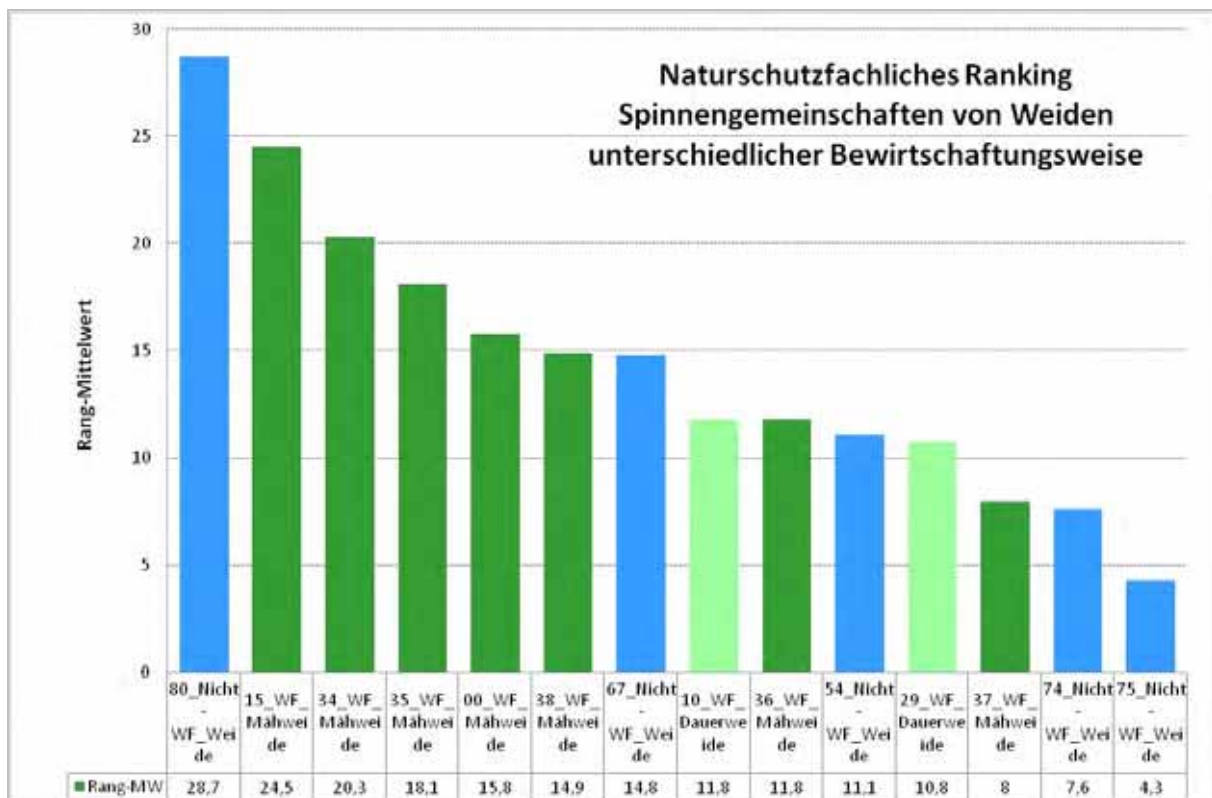


Abbildung 49: Naturschutzfachliches Ranking der Spinnengemeinschaften von Weiden, differenziert nach Bewirtschaftungsweisen bzw. WF und Nicht-WF. Dunkelgrün = WF-Mähweide, hellgrün = WF-Dauerweide, blau = Nicht-WF-Weide.

Rang 2 bis 6 wird von WF-Mähweiden eingenommen, im Mittel- und Schlussfeld kommen WF-Dauerweiden und Nicht-WF-Weiden zum Liegen. Trotz der geringen Anzahl von nur zwei untersuchten WF-Dauerweiden lässt das bisherige Ergebnis (vgl. auch Gesamtranking Abbildung 42) darauf schließen, dass die Förderungswürdigkeit dieser Grünlandflächen stärker zu hinterfragen ist.

Die Darstellung der Mittelwerte naturschutzfachlicher Parameter (Abbildung 50) liefert für die Spinnenzönosen ein ähnliches Bild. Als weiter zu untersuchender Trend ist feststellbar, dass der naturschutzfachliche Wert von WF-Dauerweiden gleich hoch oder geringer als jener vergleichbarer Nicht-WF-Weiden ist. Die ausgewiesenen und kartierten WF-Mähweiden gehen aus dieser Analyse als die naturschutzfachlich wertvollsten Weideflächen hervor.

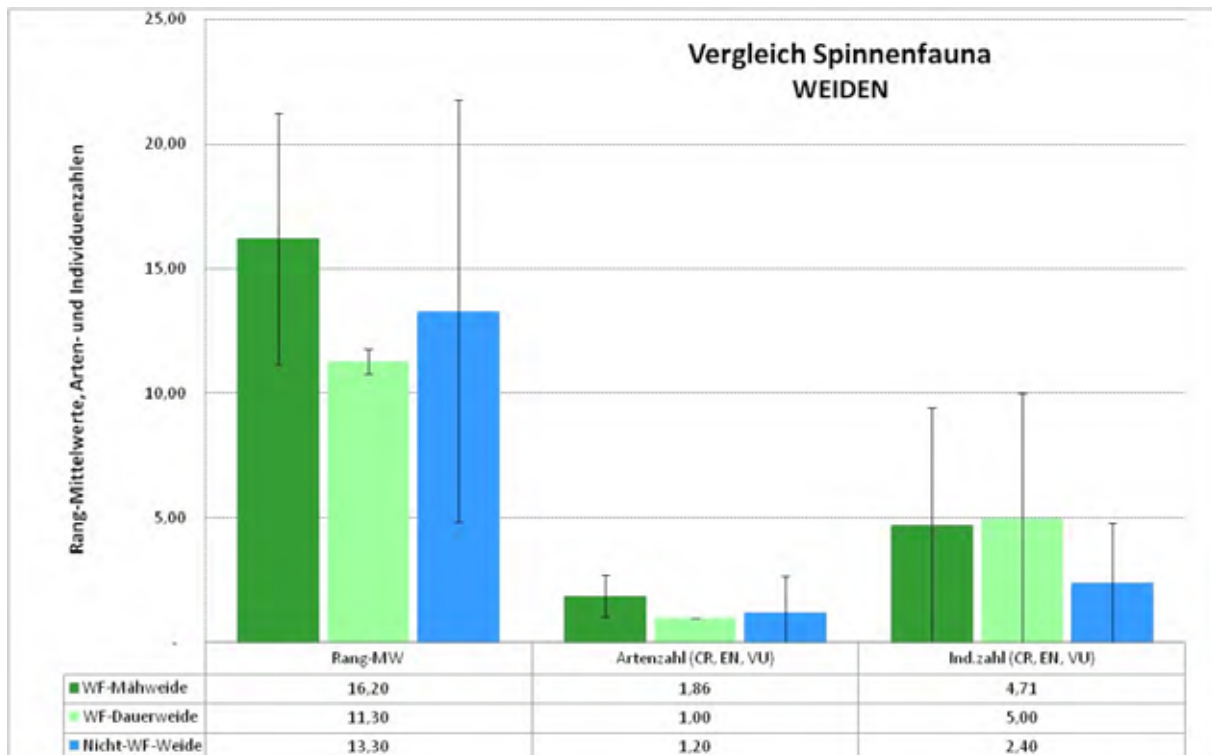


Abbildung 50: Naturschutzfachlicher Vergleich der Spinnengemeinschaften von Mähwiesen. Dunkelgrün = WF-Mähweide, hellgrün = WF-Dauerweide, blau = Nicht-WF-Weide.

- ☑ WF-Mähweiden sind tendenziell die naturschutzfachlich wertvollsten Weideflächen. Die Tatsache, dass WF-Dauerweiden die geringste Anzahl an wertbestimmenden Arten zeigen, ist ein Indiz für die Notwendigkeit einer breiteren, auch auf tierökologischen Ergebnissen basierenden Zuweisungen von ÖPUL-Maßnahmen. Zur statistischen Absicherung der festgestellten Unterschiede innerhalb der kartierten Weidetypen bedarf es weiterführender Untersuchungen.

7.1.2.12 Lohnende ergänzende sektorale Fragestellungen hinsichtlich eines möglichen Folgeprojekts

Neben dem Monitoring des in gegenständlicher Untersuchung bearbeiteten Fragenkomplexes wäre eine weiter- und in die Tiefe führende Bearbeitung folgender Fragestellungen zielführend:

- Wahl des Schnittzeitpunktes: Die vertiefende Bearbeitung der Frage nach den Auswirkungen des Schnittzeitpunktes auf die Spinnenfauna erscheint überaus lohnend. Zu diesem Zweck wird eine Erhöhung der Stichprobenzahl, eine anzustrebende Gleichverteilung von Wiesentypen auf die auszuwertenden Bewirtschaftungsweisen (unterschiedliche Schnittzeitpunkte) und die Bearbeitung des Herbstaspektes – möglichst mittels einer separaten, quantifizierenden Methode (Transekt-Aufnahmen von Spinnennetzen) – vorgeschlagen.
- Methodenvergleich: Korrelation der quantitativen Proben des Bodensaugers mit den semiquantitativen Fängen aus den Barberfallen. Das umfangreiche Material aus vergleichsweise ähnlichen Lebensraumtypen wäre unseres Erachtens dazu geeignet, verlässliche Näherungswerte zur absoluten Besiedlungsdichte der Spinnenfauna in Wiesenbiotopen Ostösterreichs mittels der standardmäßig eingesetzten Barberfallenmethode zu erhalten.
- Tiergruppenauswahl: Ergänzende Bearbeitung der Tiergruppe Weberknechte (Opiliones) neben der Spinnenfauna, zeichnen sich doch einzelne Vertreter und Gilden dieser Spinnentierordnung als sehr konservative und wenig mobile Bodenorganismen aus, die nur langsam oder gar nicht auf rasche Veränderungen von Bewirtschaftungsmethoden oder der Landschaft selbst reagieren und somit ein Spiegelbild der historischen Entwicklung von Landschaftsteilen darstellen. Die Erfassung erfolgt primär über Barberfallen, hierbei werden Synergien mit der Kartierung der Spinnen und Laufkäfer genutzt, die Bestimmung ist vergleichsweise einfach und wenig zeitintensiv.
- Zoologisches Indikatorenset für ÖPUL-Förderungen: Die vorliegende Bearbeitung zeigt vielfach die fachliche Sinnhaftigkeit und Notwendigkeit der Einbeziehung zoologischer bzw. tierökologischer Aspekte im Rahmen der Zuweisung von ÖPUL-Förderungen. Welches einfach handzuhabende zoologische Indikatorenset hierzu Hinweise geben kann, sollte im Zuge weiterer Projektarbeiten geprüft und erarbeitet werden.

7.1.3 Wanzen

7.1.3.1 Arteninventar

7.1.3.1.1 Verzeichnis der nachgewiesenen Arten

Es wurde der gesamte Wanzenfang aus allen Fallen ausgewertet. Das erbrachte aus 4.795 determinierten Individuen in Summe 142 Arten. Das sind knapp 16 % des derzeit bekannten österreichischen Artenbestands von 899 Wanzenarten (Rabitsch 2005, schriftl. Mitt). Von sieben Arten liegen aus der Steiermark keine publizierten Belege vor, eine Art ist neu für die burgenländische Wanzenfauna.

In Tabelle 32 werden alle nachgewiesenen Wanzenarten aufgelistet, mit Angaben zur Roten-Liste-Einstufung, einer möglichen Stenökie, der Zuordnung zur einer der definierten ökologischen Gilden nebst faunistischen Anmerkungen über Bundesländerstrnachweise.

Tabelle 32: Liste der nachgewiesenen Wanzenarten mit Angaben zur Gefährdung (RL Ö = Einstufung entsprechend der Rote-Liste-Kategorien für Österreich), Stenökie und Zugehörigkeit zu einer ökologischen Gilde. Die Reihung der Familien und die Nomenklatur richten sich nach Rabitsch (2005, alphabetische Sortierung innerhalb der Familien). Abkürzungen: RL Ö: LC = nicht gefährdet, DD = Datenlage ungenügend, NT = Gefährdung droht (Vorwarnliste), VU = gefährdet, EN = stark gefährdet; Stenökie: + = stenök; Gilde: Bo = Bodenbewohner, Kr = Kräuterbesiedler, Gr = Grasbesiedler, In = indifferent bzw. Irrgast; Faunistik: * = weitere, unpublizierte Funde aus dem Bundesland in der Sammlung Frieß.

Familien, Arten	RL Ö	Stenökie	Gilde	Faunistik
Familie Ceratocombidae				
<i>Ceratocombus coleoptratus</i> (ZETTERSTEDT, 1819)	DD		Bo	
Familie Hebridae				
<i>Hebrus ruficeps</i> THOMSON, 1871	NT	+	Bo	
Familie Saldidae				
<i>Chartoscirta cocksii</i> (CURTIS, 1835)	VU	+	Bo	
<i>Saldula orthochila</i> (FIEBER, 1859)	DD		Bo	
<i>Saldula saltatoria</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Bo	
Familie Tingidae				
<i>Acalypta carinata</i> (PANZER, 1806)	LC		Bo	Neu für das Bgld
<i>Acalypta marginata</i> (WOLFF, 1804)	LC		Bo	
<i>Campylosteira verna</i> (FALLÉN, 1826)	DD	+	Bo	
<i>Catoplatus fabricii</i> (STÅL, 1868)	LC	+	Bo	
<i>Dictyla humuli</i> (FABRICIUS, 1794)	LC	+	Kr	
<i>Kalama tricornis</i> (SCHRANK, 1801)	LC		Bo	

Familien, Arten	RL Ö	Stenökie	Gilde	Faunistik
<i>Lasiacantha capucina</i> (GERMAR, 1837)	LC	+	Bo	
<i>Tingis reticulata</i> HERRICH-SCHÄFFER, 1835	LC		Kr	
Familie Miridae				
<i>Acetropis carinata</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1841)	LC		Gr	
<i>Adelphocoris lineolatus</i> (GOEZE, 1778)	LC		Kr	
<i>Adelphocoris seticornis</i> (FABRICIUS, 1775)	LC		Kr	
<i>Amblytylus nasutus</i> (KIRSCHBAUM, 1856)	LC		Gr	
<i>Blepharidopterus angulatus</i> (FALLÉN, 1807)	LC		In	
<i>Capsodes gothicus</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Kr	
<i>Capsus ater</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Gr	
<i>Charagochilus gyllenhalii</i> (FALLÉN, 1807)	LC		Kr	
<i>Charagochilus weberi</i> WAGNER, 1953	LC		Kr	
<i>Chlamydatus pulicarius</i> (FALLÉN, 1807)	LC		Gr	
<i>Chlamydatus pullus</i> (REUTER, 1870)	LC		Kr	
<i>Deraeocoris morio</i> (BOHEMAN, 1852)	VU	+	Kr	
<i>Europiella albipennis</i> (FALLÉN, 1829)	DD	+	Kr	
<i>Europiella artemisiae</i> (BECKER, 1864)	LC		Kr	
<i>Globiceps fulvicollis</i> JAKOVLEV, 1877	LC		Kr	
<i>Hallodapus montandoni</i> REUTER, 1895	VU	+	Bo	Neu für die Stmk*
<i>Halticus apterus</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Kr	
<i>Halticus pusillus</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1835)	NT	+	Kr	Neu für die Stmk
<i>Leptopterna dolabrata</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Gr	
<i>Lygus gemellatus</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1835)	LC		Kr	
<i>Lygus pratensis</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Kr	
<i>Lygus punctatus</i> (ZETTERSTEDT, 1838)	LC		Kr	
<i>Lygus rugulipennis</i> POPPIUS, 1911	LC		Kr	
<i>Megaloceroea recticornis</i> (GEOFFROY, 1785)	LC		Gr	
<i>Megalocoleus tanacetii</i> (FALLÉN, 1807)	LC		Kr	
<i>Notostira elongata</i> (GEOFFROY, 1785)	LC		Gr	
<i>Notostira erratica</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Gr	
<i>Oncotylus punctipes</i> REUTER, 1875	NT		Kr	Neu für die Stmk*
<i>Orthocephalus vittipennis</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1835)	LC		Kr	
<i>Orthonotus rufifrons</i> (FALLÉN, 1807)	LC		Kr	



Familien, Arten	RL Ö	Stenökie	Gilde	Faunistik
<i>Orthops kalmii</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Kr	
<i>Orthotylus flavosparsus</i> (C.R. SAHLBERG, 1841)	LC		Kr	
<i>Phytocoris varipes</i> BOHEMAN, 1852	LC		Kr	
<i>Pithanus maerkelii</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1838)	EN	+	Gr	
<i>Plagiognathus arbustorum</i> (FABRICIUS, 1794) 32	LC		Kr	
<i>Plagiognathus chrysanthemi</i> (WOLFF, 1804)	LC		Kr	
<i>Polymerus brevicornis</i> (REUTER, 1879)	VU	+	Kr	
<i>Polymerus unifasciatus</i> (FABRICIUS, 1794)	LC		Kr	
<i>Psallus varians</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1841)	DD		In	
<i>Stenodema calcarata</i> (FALLÉN, 1807)	LC		Gr	
<i>Stenodema laevigata</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Gr	
<i>Stenotus binotatus</i> (FABRICIUS, 1794)	LC		Gr	
<i>Strongylocoris leucocephalus</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Kr	
<i>Systellonotus triguttatus</i> (LINNAEUS, 1767)	LC	+	Bo	
<i>Trigonotylus caelestialium</i> (KIRKALDY, 1902)	LC		Gr	
<i>Tytthus pygmaeus</i> (ZETTERSTEDT, 1838)	DD	+	Gr	
Familie Nabidae				
<i>Himacerus mirmicoides</i> (O. COSTA, 1834)	LC		In	
<i>Nabis brevis</i> SCHOLTZ, 1847	LC		In	
<i>Nabis ferus</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		In	
<i>Nabis pseudoferus</i> REMANE, 1949	LC		Bo	
<i>Nabis punctatus</i> A. COSTA, 1847	LC		Bo	
<i>Nabis rugosus</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		In	
Familie Anthocoridae				
<i>Anthocoris nemoralis</i> (FABRICIUS, 1794)	LC		In	
<i>Orius horvathi</i> (REUTER, 1884)	DD		In	
<i>Orius majusculus</i> (REUTER, 1879)	LC		In	
<i>Orius minutus</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		In	
<i>Orius niger</i> (WOLFF, 1811)	LC		Kr	
<i>Temnostethus pusillus</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1835)	DD		In	
Familie Reduviidae				
<i>Coranus kerzhneri</i> P.V. PUTSHKOV, 1982	NT	+	Bo	
<i>Peirates hybridus</i> (SCOPOLI, 1763)	EN	+	Bo	
Familie Lygaeidae				



Familien, Arten	RL Ö	Stenökie	Gilde	Faunistik
<i>Acompus rufipes</i> (WOLFF, 1804)	DD		Kr	
<i>Beosus maritimus</i> (SCOPOLI, 1763)	NT		Bo	
<i>Cymus aurescens</i> DISTANT, 1883	LC		Gr	
<i>Cymus melanocephalus</i> FIEBER, 1861	LC	+	Gr	
<i>Dimorphopterus spinolae</i> (SIGNORET, 1857)	NT		Gr	
<i>Drymus brunneus</i> (R.F. SAHLBERG, 1848)	NT	+	Bo	
<i>Drymus ryeii</i> DOUGLAS & SCOTT, 1865	LC		Bo	
<i>Drymus sylvaticus</i> (FABRICIUS, 1775)	LC		Bo	
<i>Emblethis verbasci</i> (FABRICIUS, 1803)	LC	+	Bo	
<i>Graptopeltus lynceus</i> (FABRICIUS, 1775)	LC		Bo	
<i>Heterogaster urticae</i> (FABRICIUS, 1775)	LC		Kr	
<i>Ischnodemus sabuleti</i> (FALLÉN, 1826)	NT	+	Gr	
<i>Megalonotus antennatus</i> (SCHILLING, 1829)	LC		Bo	
<i>Megalonotus chiragra</i> (FABRICIUS, 1794)	LC		Bo	
<i>Megalonotus sabulicola</i> (THOMSON, 1870)	LC	+	Bo	
<i>Metopoplax origani</i> (KOLENATI, 1845)	LC		Kr	
<i>Nysius thymi</i> (WOLFF, 1804)	LC		Kr	
<i>Oxycarenus pallens</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1850)	VU	+	Kr	Neu für die Stmk*
<i>Peritrechus geniculatus</i> (HAHN, 1832)	LC		Bo	
<i>Peritrechus gracilicornis</i> PUTON, 1877	LC	+	Bo	
<i>Plinthis pusillus</i> (SCHOLTZ, 1847)	LC		Bo	
<i>Pterotmetus staphyliniformis</i> (SCHILLING, 1829)	LC		Bo	
<i>Raglius alboacuminatus</i> (GOEZE, 1778)	LC		Bo	
<i>Rhyparochromus pini</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Bo	
<i>Rhyparochromus vulgaris</i> (SCHILLING, 1829)	LC		Bo	
<i>Scolopostethus thomsoni</i> REUTER, 1875	LC		Kr	
<i>Sphragisticus nebulosus</i> (FALLÉN, 1807)	NT	+	Bo	Neu für die Stmk
<i>Spilostethus saxatilis</i> (SCOPOLI, 1763)	LC		Kr	
<i>Stygnocoris fuliginus</i> (GEOFFROY, 1785)	LC		Bo	
<i>Stygnocoris rusticus</i> (FALLÉN, 1807)	LC		Bo	
<i>Stygnocoris sabulosus</i> (SCHILLING, 1829)	LC		Bo	
<i>Trapezonotus arenarius</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Bo	
<i>Trapezonotus ullrichi</i> (FIEBER, 1837)	VU		Bo	Neu für die Stmk
Familie Piesmatidae				



Familien, Arten	RL Ö	Stenökie	Gilde	Faunistik
<i>Piesma capitatum</i> (WOLFF, 1804)	LC		Kr	
<i>Piesma maculatum</i> (LAPORTE, 1833)	LC		Kr	
Familie Berytidae				
<i>Berytinus clavipes</i> (FABRICIUS, 1775)	LC		Kr	
<i>Berytinus minor</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1835)	LC		Kr	
<i>Berytinus crassipes</i> (HERRICH-SCHÄFFER, 1835)	NT	+	Kr	
<i>Berytinus signoreti</i> (FIEBER, 1859)	LC	+	Kr	
Familie Pyrrhocoridae				
<i>Pyrrhocoris apterus</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Bo	
Familie Alydidae				
<i>Alydus calcaratus</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Kr	
Familie Coreidae				
<i>Coreus marginatus</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Kr	
<i>Coriomeris scabricornis</i> (PANZER, 1809)	VU		Kr	
<i>Gonocerus acutangulatus</i> (GOEZE, 1778)	LC		In	
<i>Ulmicola spinipes</i> (FALLÉN, 1807)	EN	+	Bo	
Familie Rhopalidae				
<i>Myrmus miriformis</i> (FALLÉN, 1807)	LC		Gr	
<i>Rhopalus parumpunctatus</i> SCHILLING, 1829	LC		Kr	
<i>Rhopalus rufus</i> SCHILLING, 1829	DD		Kr	
<i>Rhopalus subrufus</i> (GMELIN, 1790)	LC		Kr	
<i>Stictopleurus abutilon</i> (ROSSI, 1790)	LC		Kr	
<i>Stictopleurus punctatonervosus</i> (GOEZE, 1778)	LC		Kr	
Familie Cydnidae				
<i>Tritomegas sexmaculatus</i> (RAMBUR, 1839)	LC		Bo	
Familie Scutelleridae				
<i>Eurygaster maura</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Gr	
Familie Pentatomidae				
<i>Aelia acuminata</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Gr	
<i>Carpocoris purpureipennis</i> (DE GEER, 1773)	LC		Kr	
<i>Dolycoris baccarum</i> (LINNAEUS, 1758) 55	LC		Kr	
<i>Eurydema oleracea</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Kr	
<i>Eurydema dominulus</i> (SCOPOLI, 1763)	LC		Kr	
<i>Eysarcoris aeneus</i> (SCOPOLI, 1763)	LC		Kr	



Familien, Arten	RL Ö	Stenökie	Gilde	Faunistik
<i>Graphosoma lineatum</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		Kr	
<i>Holcostethus strictus</i> (WOLFF, 1804)	LC		Kr	
<i>Palomena prasina</i> (LINNAEUS, 1761)	LC		Kr	
<i>Pentatoma rufipes</i> (LINNAEUS, 1758)	LC		In	
<i>Piezodorus lituratus</i> (FABRICIUS, 1794)	LC		Kr	
<i>Podops inunctus</i> (FABRICIUS, 1775)	LC		Bo	
<i>Rubiconia intermedia</i> (WOLFF, 1811)	LC		Kr	
<i>Sciocoris cursitans</i> (FABRICIUS, 1794)	LC		Bo	
<i>Sciocoris distinctus</i> FIEBER, 1851	LC	+	Bo	
<i>Zicrona caerulea</i> (LINNAEUS, 1758)	LC	+	Kr	

7.1.3.1.2 Kommentare zu ausgewählten Arten

***Chartoscirta cocksii* (Curtis, 1835)**

Die Uferwanze *Chartoscirta cocksii* lebt in nassen Sümpfen und Feuchtwiesen und ist generell selten. In Niederösterreich gilt die Art als ungefährdet (Rabitsch 2007), im Burgenland wurde sie, vor über 40 Jahren das letzte Mal festgestellt, in die Kategorie Datenlage ungenügend (DD) eingestuft (Rabitsch, im Druck) und in der Steiermark gelang erst kürzlich der Erstnachweis dieser Art (Frieß 2008). Österreichweit wird sie als gefährdet (VU) und als stenöker (hygrophiler) Bodenbewohner eingestuft.

Fundort: Fläche 83, Nicht-WF-Mähwiese. Die Fläche ist durch einen relativ hohen Wert beim Anteil offenen Bodens (25%) sowie eine vergleichsweise erhöhte Feuchtezahl (6,6) gekennzeichnet.



Abbildung 51: Im Rahmen des Projekts wurde ein Einzelexemplar der in ganz Mitteleuropa verbreiteten aber seltenen Uferwanze *Chartoscirta cocksi* nachgewiesen. (Foto: G. Kunz)

***Acalypta carinata* (Panzer, 1806) – Gekielte Moos-Netzwanze**

Acalypta carinata ist keine typische Wiesenart und kommt an schattigen und feuchten Wäldern und Waldrändern vor. Sie ist nirgends häufig. Es fanden sich in sechs Flächen Funde dieser Netzwanze. Im Burgenland war dieser österreichweit ungefährdete Art bis dato nicht nachgewiesen. Neufund für das Burgenland.

Fundorte: Flächen 01, 11, 35, 52, 74 und 83. Die Art konnte überall nur in geringen Stückzahlen eruiert werden.

***Deraeocoris morio* (Boheman, 1852) – Schwarze Halsringweichwanze**

Von *Deraeocoris morio* liegen aus Österreich nur sehr verstreute Funde vor (Rabitsch 2007). Während die Art in Nordeuropa und in höheren Lagen Mitteleuropas bzw. inneralpin an feuchten Standorten (zB in Mooren) vorkommt, stammen alle Nachweise aus dem Osten Österreichs von trockenen Lebensräumen (Trockenrasen, Brachen). Die räuberische Art wird dabei vorwiegend an Lamiaceae gefunden (sekundäre Nährpflanzenbindung). Aufgrund der isolierten Vorkommen wird die Art in die Kategorie gefährdet (VU) gestellt.

Fundort: Fläche 10, WF-Weide; ein einzelnes Exemplar.

***Hallodapus montandoni* Reuter, 1895**

Diese Weichwanze lebt am Boden in Trockenrasen-Biotopen mit lückiger Gras- und Krautschicht. In Österreich ist die Art auf den außeralpinen und pannonischen Raum beschränkt und überall selten. Die Art konnte im Zuge des Projekts, gemeinsam mit anderen Funden im selben Jahr, erstmals in der Steiermark nachgewiesen werden. Die Art ist möglicherweise in Ausbreitung begriffen. Der stenöke Bodenbewohner ist österreichweit gefährdet (VU). Neufund für die Steiermark.

Fundorte: Flächen 10, 11, 14, 29, 34, 35, 36, 50, 52, 84 und 85; unterschiedliche Flächentypen, aber jeweils mit erhöhtem Anteil bodenoffener Stellen, teilweise in höheren Abundanz.

***Halticus pusillus* (Herrich-Schäffer, 1835) – Kleine Springweichwanze**

Diese kleine Weichwanze ist wärmeliebend und kommt in trockenen Wiesen in tieferen Lagen an *Galium*-Arten (Labkräuter) vor. Neufund für die Steiermark.

Fundort: Fläche 6; ein einzelnes Exemplar, hier an Wiesen-Labkraut.

***Oncotylus punctipes* Reuter, 1875 – Rainfarn-Krummnase**

Die bei uns monophag an Rainfarn lebende Weichwanze *Oncotylus punctipes* war österreichweit bis dato nur im Pannonikum und in Kärnten nachgewiesen (Rabitsch 2005). Es konnte nun eine Lücke im bekannten Areal der Art geschlossen werden, steirische Belege konnten gesammelt werden (dem Bearbeiter liegen weitere, eigene unpublizierte steirische Funde vor). Neufund für die Steiermark.

Fundorte: 19, 39 und 50. WF-Weiden und WF-Mähwiesen. Es handelt sich um eher trockene Standorte.

***Pithanus maerkelii* (Herrich-Schäffer, 1838)**

Pithanus maerkelii lebt an verschiedenen Gräsern an offenen Stellen (Lichtungen, Waldränder) in nassen und feuchten Grünland-Biotopen. Es handelt sich um einen stenökygrophilen Grasbesiedler, der auch in Mooren vorkommt. Die Art wird generell selten gefunden; die Einstufung erfolgt, wie im Burgenland (Rabitsch, im Druck), als stark gefährdet (EN).

Fundorte: 25, 26, 27 und 29; vorwiegend feuchte bis nasse WF-Mähwiesen; in teils höheren Abundanz.



Abbildung 52: Die Weichwanze *Pithanus maerkelii* lebt in feuchten bis nassen Extensivwiesen und Mooren an Gräsern und ist österreichweit stark gefährdet. (Foto: E. Wachmann)

***Polymerus brevicornis* (Reuter, 1879)**

Diese nicht häufige Art lebt in trocken-warmen Magerrasenstandorten auf Sandböden an Pflanzen der Gattung *Galium* (Labkräuter). Sie wird als stenök und gefährdet (VU) eingestuft. Fundort: Fläche 71; artenreiche WF-Mähwiese mit Echtem Labkraut; ein einzelnes Exemplar.

***Peirates hybridus* (Scopoli, 1763)**

Diese Raubwanze ist eine mediterrane Art, die in Österreich zerstreut aus fast allen Bundesländern bekannt ist, häufiger gefunden wird sie aber nur in der pannonischen Zone. Sie besiedelt trocken-warme Standorte, wo sie versteckt auf der Bodenoberfläche lebt. (Rabitsch, im Druck). Sie wird als stark gefährdet (EN) geführt.

Fundort: Fläche 71; artenreiche WF-Mähwiese; zwei Exemplare.

***Oxycarenus pallens* (Herrich-Schäffer, 1850)**

Diese Langwanze lebt an wärmebegünstigten Standorte an *Centaurea*-Arten und war bis dato nur aus Wien, Niederösterreich und Burgenland bekannt. Neufund für die Steiermark.

Fundorte: Flächen 11 und 19; WF-Mähwiesen; jeweils ein Exemplar.

***Sphragisticus nebulosus* (Fallén, 1807)**

Sphragisticus nebulosus besiedelt den Boden offen-warmer Sandstandorte. Die in Österreich nicht häufige Art war bis dato aus der Steiermark nicht bekannt. Neufund für die Steiermark.

Fundort: 54; (Pferde-)Weide; 2 Exemplare

***Trapezonotus ullrichi* (Fieber, 1837)**

Eine mediterrane Art, die bis dato in Österreich aus Niederösterreich, Oberösterreich und dem Burgenland gemeldet wurde. In Niederösterreich zuletzt 1948 am Bisamberg festgestellt und als verschollen eingestuft (Rabitsch 2007). Die Biologie der Art ist wenig bekannt, es werden vermutlich trocken-warme Standorte bevorzugt. Sie wird als in Österreich gefährdet (VU) geführt. Neufund für die Steiermark.

Fundort: Fläche 20; WF-Mähwiese; ein einzelnes Exemplar

***Coriomeris scabricornis* (Panzer, 1809)**

Eine eurosibirisch verbreitete Randwanze, die in Österreich zerstreut aus Niederösterreich, Wien, dem Burgenland, der Steiermark und Tirol bekannt ist. Sie lebt an trockenwarmen, sandigen Offenland-Standorten und auch in Brachen an Fabaceae. Wegen der negativen Bestandsentwicklung wird die Art in Niederösterreich (Rabitsch 2007) und für Österreich als gefährdet (VU) geführt.

Fundort: Fläche 39; WF-Rinderweide; ein einzelnes Exemplar.

***Ulmicola spinipes* (Fallén, 1807)**

Diese boreomontane Randwanze ist zerstreut aus allen Bundesländern gemeldet und nur in der alpinen Region Österreichs häufiger. *Ulmicola spinipes* lebt am Boden an verschiedenen Fabaceae (*Medicago*, *Melilotus*, *Trifolium*) an trockenen bis mäßig feuchten, sonnigen Standorten. Wegen der zerstreuten und isolierten Vorkommen, der kleinen Populationen und der vermutlich negativen Bestandesentwicklung (Rabitsch 2007, im Druck) wird die Art als stark gefährdet (EN) eingestuft.

Fundorte: Fläche 14; WF-Mähwiese; zwei Exemplare. Fläche 71; WF-Mähwiese; ein einzelnes Exemplar

7.1.3.2 Ökologische Analyse des Artenbestandes und der Flächentypen

In Folge werden der Gesamt-Artenbestand bzw. die Ergebnisse der auswertungsrelevanten Flächentypen bezüglich der Bewertungs-Parameter beschrieben. Die Flächentypen werden wie folgt verwendet:

- Mähwiese, traditionell = WF, Mähwiese, ungedüngt (Typ 1); 9 Flächen
- Mähwiese, 28 d = WF, Mähwiese, ungedüngt, Schnittzeitpunktverzögerung um 28 Tage (Typ 2); 5 Flächen
- Mähwiese, 42 d = WF, Mähwiese, ungedüngt, Schnittzeitpunktverzögerung um 42 Tage (Typ 3); 6 Flächen
- Ref.-Mähwiese = Nicht-WF-Mähwiese (Typ 4); 5 Flächen
- Weiden = WF-Weiden, Dauer- und Mähweiden (Typ 5 und Typ 6 zusammen); 9 Flächen
- Ref.-Weiden = Nicht-WF-Weiden (Typ 7); 5 Flächen

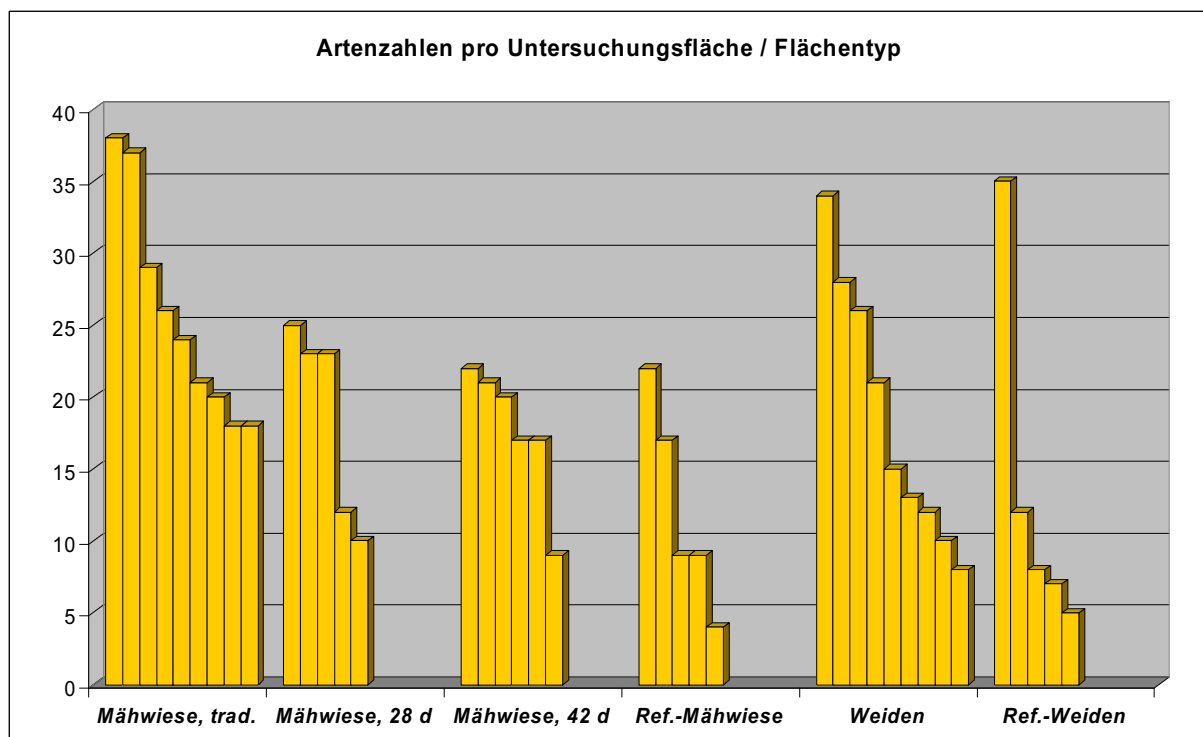


Abbildung 53: Artenzahlen von Wanzen aller Untersuchungsflächen sortiert nach Flächentypen.

Die in den einzelnen Flächen erreichten Artenzahlen sind in Abbildung 53 dargestellt. Die Spanne reicht von 38 bis 4 Arten in einer Fläche. Die höchsten Werte erreichen dabei WF-

Mähwiesen mit traditionellem Schnittzeitpunkt mit 38 bzw. 37 Arten. Danach folgt eine Nicht-WF-Weide (Fläche 54), die im Vergleich zu allen anderen Nicht-WF-Weiden einen extremen Wert erzielt. Eine WF-Weide erzielt mit 34 Arten den vierthöchsten Wert. Die Artenzahlen der WF-Mähwiesen mit 28 bzw. 42 Tagen Schnittzeitpunktverzögerung und der Nicht-WF-Mähwiesen weisen relativ ähnliche Werte auf. Eine Nicht-WF-Mähwiese weist mit nur 4 Arten den niedrigsten Wert auf. Insgesamt zeigt sich ein sehr heterogenes Bild der Artenzahlen pro Teilfläche in jedem Flächentyp, insbesondere aber bei den Nicht-WF-Flächentypen.

Bei den Individuenzahlen (Abbildung 54) zeigt sich ein ähnliches Bild, die Extremwerte von 402 bzw. 8 Individuen pro Fläche liegen sehr weit auseinander. Der Verlauf ist insgesamt steiler als bei den Artenzahlen und auf einige wenige Arten zurückzuführen, die bei ihrem Auftreten starke Eudominanzen in einer Fläche erreichen können. Besonders auffällig sind hier die Individuenzahlen der Gemeinen Springweichwanze (*Halticus apterus*). Sie stellt mit 2.038 Exemplaren knapp 43 % aller erfassten Individuen. In einer Nicht-WF-Weide (Nr. 67) mit in Summe 7 Arten und 198 Exemplaren wurden alleine von *Halticus apterus* 181 Tiere eruiert.

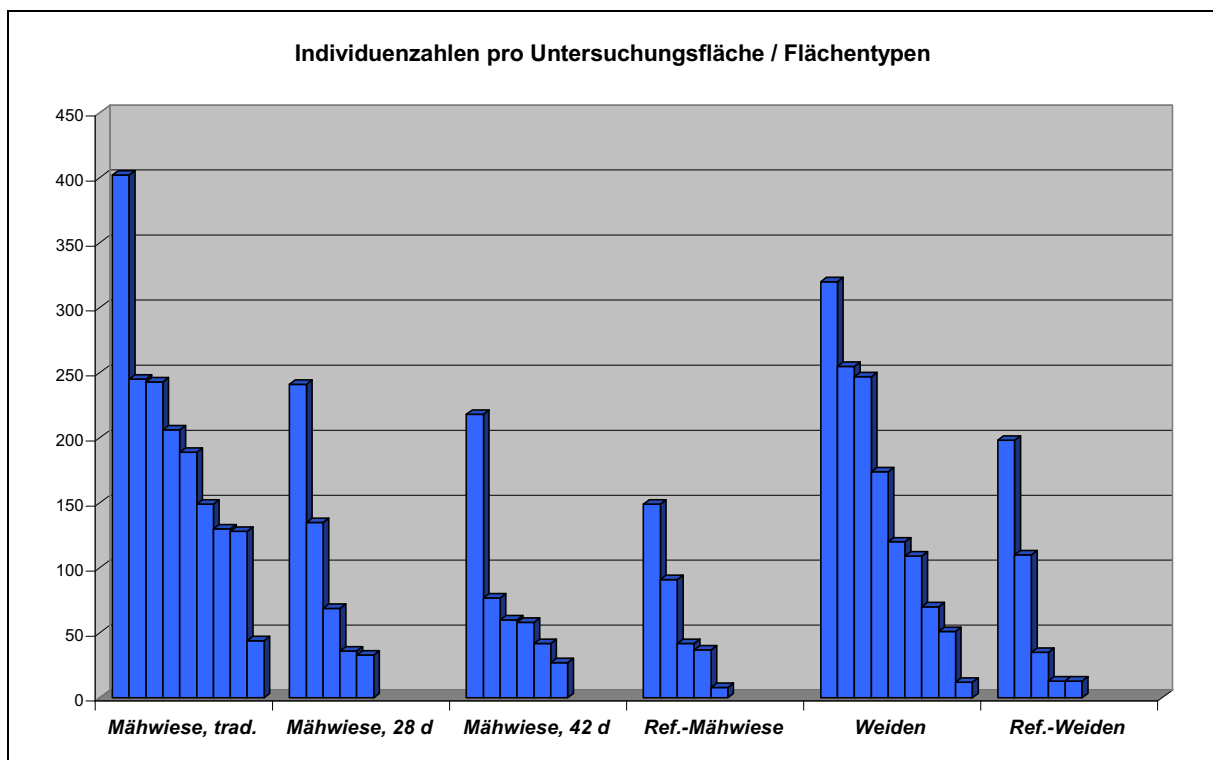


Abbildung 54: Individuenzahlen von Wanzen aller Untersuchungsflächen sortiert nach Flächentypen.

Die durchschnittlichen Arten- und Individuenzahlen der Flächentypen zeigt Abbildung 55. Die jeweils höchsten Werte erreichen WF-Mähwiesen und WF-Weiden, die jeweils geringsten Werte Nicht-WF-Mähwiese und Nicht-WF-Weiden. Die WF-Mähwiesen mit traditionellem Schnittzeitpunkt setzen sich sowohl in der Artenzahl als auch in der Individuenzahl deutlich von allen anderen Flächentypen ab.

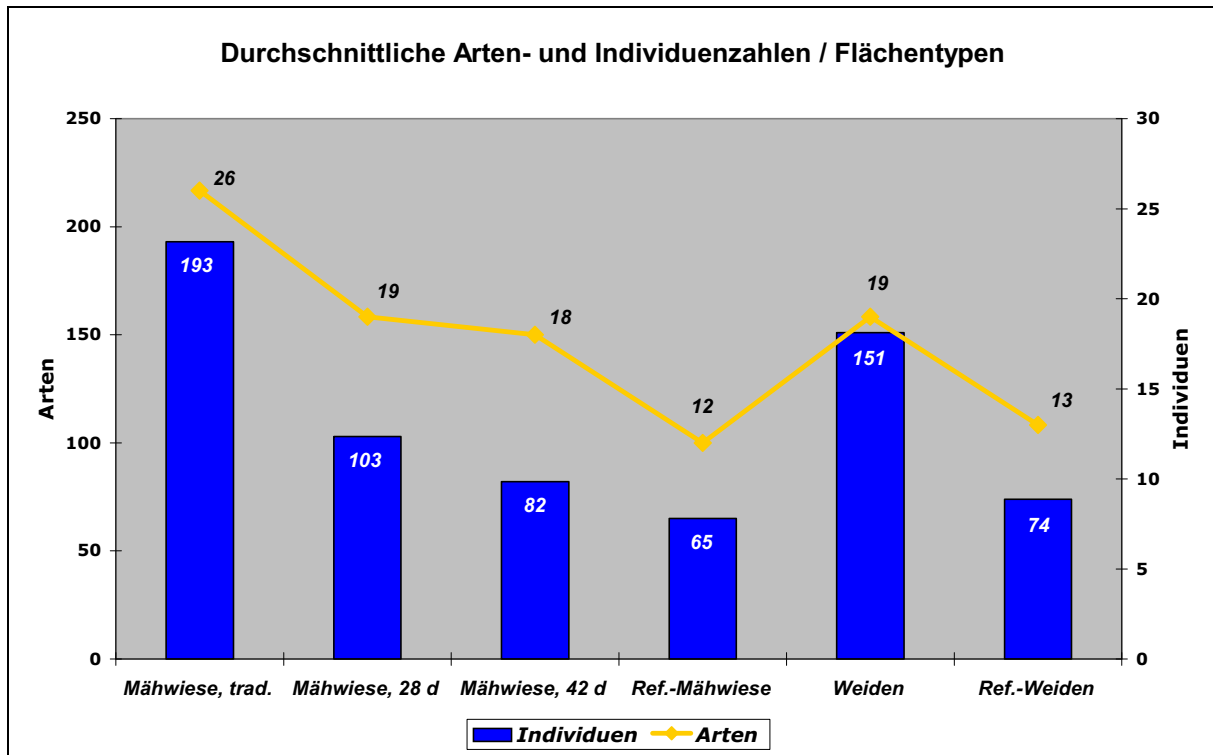


Abbildung 55: Durchschnittliche Artenzahl (gelbe Linie) und Individuenzahl pro Fläche (blaue Balken) von Wanzen der unterschiedlichen Flächentypen.

Der Gesamt-Artenbestand weist mit 30 Arten, das sind 21 %, einen geringen Anteil von Rote-Liste-Arten (inklusive Arten der Kategorien DD und NT) auf (Abbildung 56). Als österreichweit gefährdet wurden 7 Arten (5 %) eingestuft, 3 Arten (2 %) als stark gefährdet.

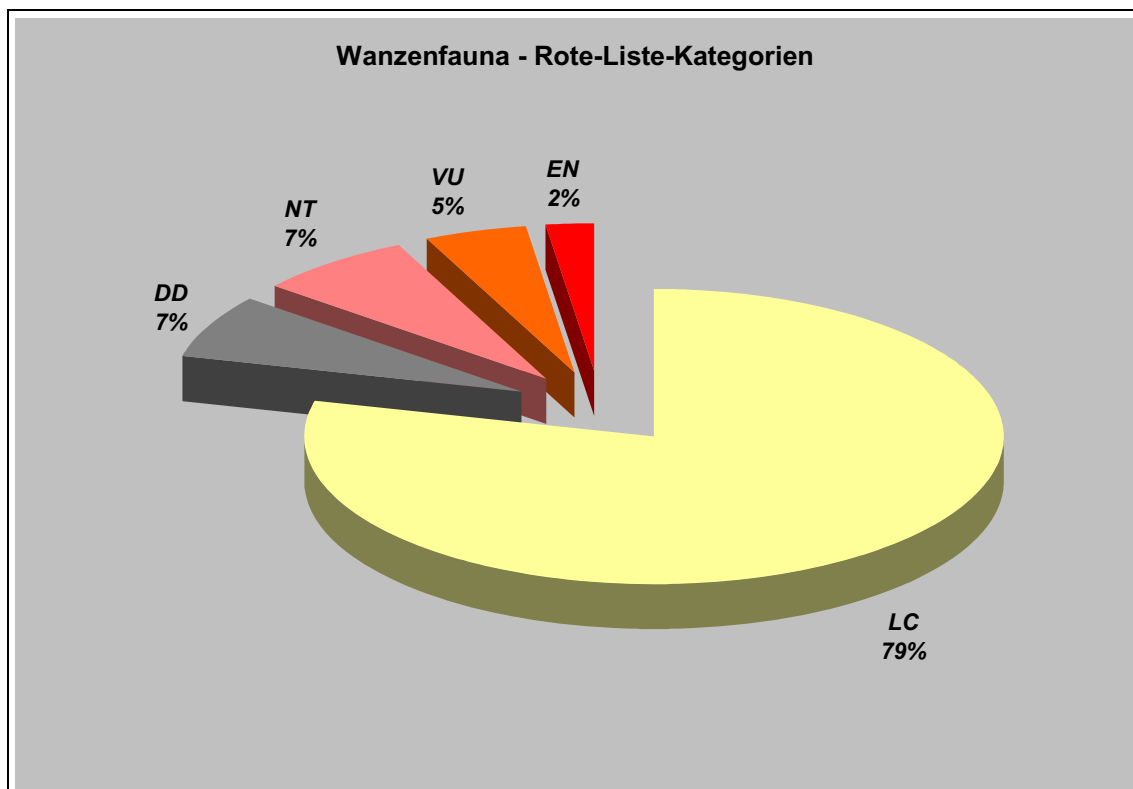


Abbildung 56: Prozentanteile von Arten unterschiedlicher Rote-Liste-Kategorien an der Gesamtwanzenfauna. LC = nicht gefährdet, DD = Datenlage ungenügend, NT = Gefährdung droht (Vorwarnliste), VU = gefährdet, EN = stark gefährdet

In Abbildung 57 und Abbildung 58 sind die Anteile von Arten unterschiedlicher Rote-Liste-Kategorien pro Flächentyp abgebildet. Es zeigt sich, dass einerseits stark gefährdete Arten nur in WF-Mähwiesen (Mähwiese, trad., Mähwiese, 42 d) vorkommen und andererseits in den Nicht-WF-Weiden keine gefährdeten oder stark gefährdeten Arten auftreten. Die jeweiligen Anteile bei den übrigen Flächen (Mähwiese, 28 d; Ref.-Mähwiese, Weide) verhalten sich ähnlich.

Alle drei stark gefährdeten Arten – *Peirates hybridus*, *Ulmicola spinipes*, *Pithanus maerkelii* – kommen in WF-Mähwiesen vor. Auffallend sind die sehr geringen Stückzahlen der ersten beiden Arten (insgesamt 1 Exemplar bzw. 2 Exemplare), nur *Pithanus maerkelii* erreicht in manchen Flächen teils höhere Abundanzen. Gefährdete Arten kommen bis auf Nicht-WF-Weiden in allen Flächentypen vor. Auffällig ist auch hier, dass bis auf *Hallodapus montadoni*, die in teils höheren Dichten vorkommt, von den übrigen sechs Arten eine mit 2 Exemplaren und fünf mit nur je einem Exemplar nachgewiesen werden konnten.

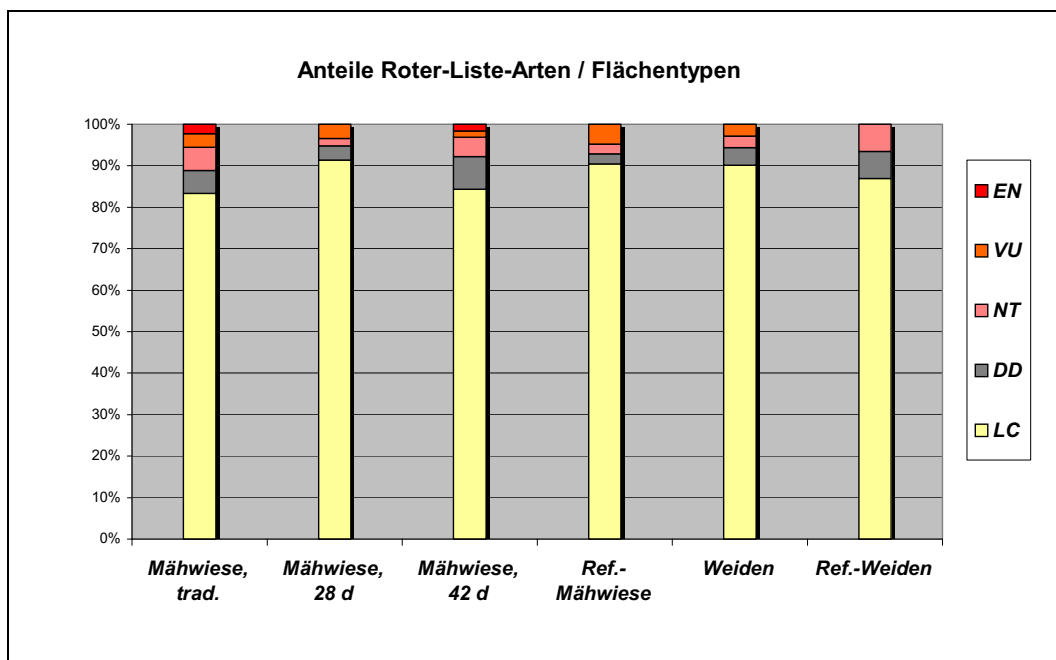


Abbildung 57: Artenanteile von Rote-Liste-Wanzenarten unterschiedlicher Gefährdungskategorien pro Flächentyp in gestapelter Darstellung. LC = nicht gefährdet, DD = Datenlage ungenügend, NT = Gefährdung droht (Vorwarnliste), VU = gefährdet, EN = stark gefährdet.

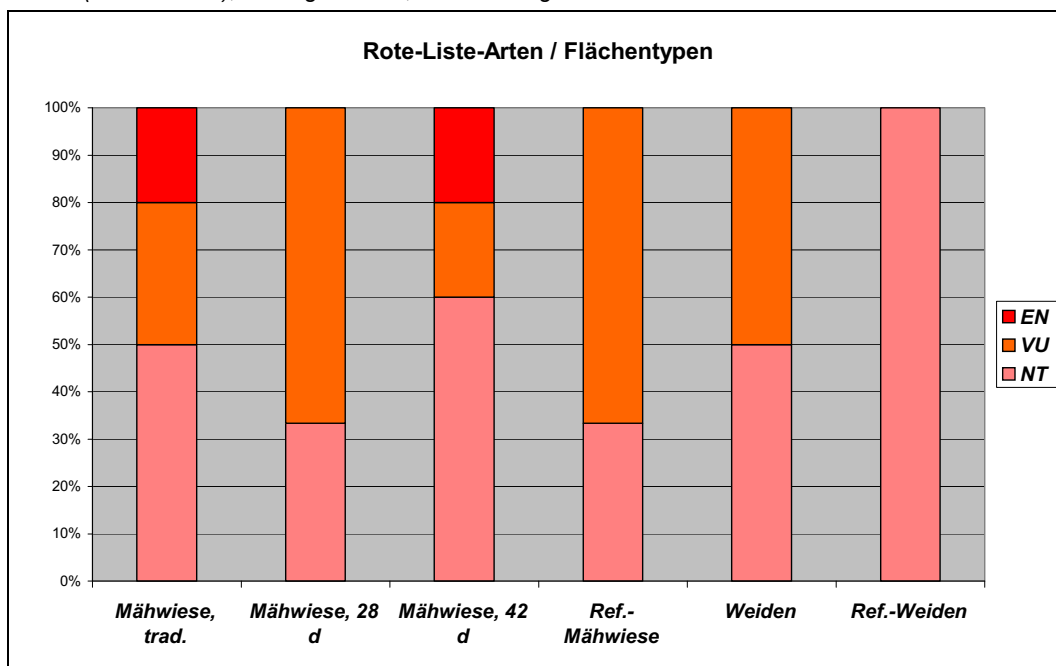


Abbildung 58: Artenanteile von aktuell und potenziell gefährdeten Rote-Liste-Wanzenarten pro Flächentyp in gestapelter Darstellung. NT = Gefährdung droht (Vorwarnliste), VU = gefährdet, EN = stark gefährdet.

Die festgestellte Wanzenfauna teilt sich wie folgt in ökologische Gilden auf: Krautschichtbesiedler 44 %, Bodenbewohner 32 %, Grasbesiedler 15 %; indifferente Arten machen 9 % des Bestands aus.

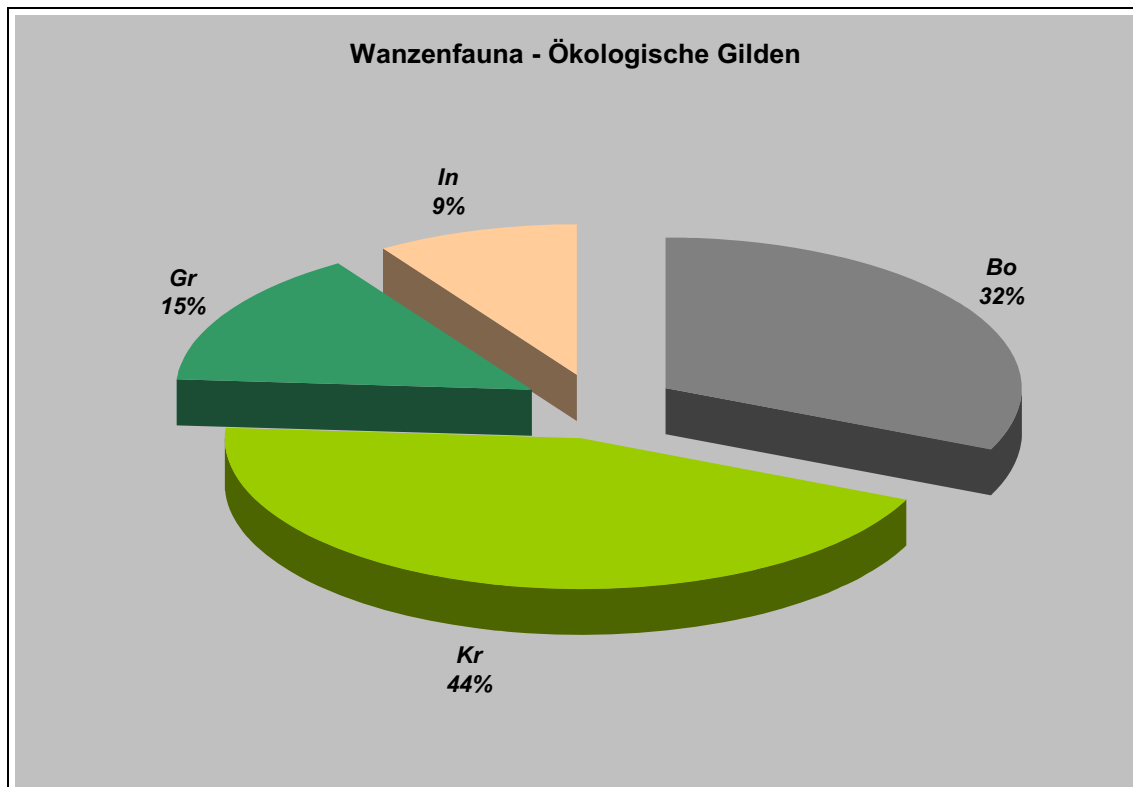


Abbildung 59: Prozentanteile von Arten unterschiedlicher ökologischer Gilden an der Gesamtwanzenfauna. Bo = Bodenbewohner, Kr = Kräuterbesiedler, Gr = Grasbesiedler, In = indifferente, nicht zuordenbare Arten.

Gerade im Grünland existiert bei den Wanzen neben den dominierenden Arten der Krautschicht (Phytalbesiedler) eine ausgeprägte Gilde der Bodenbewohner. Ihre Existenz ist mit der Vegetationsdichte der Bodenoberfläche gekoppelt, wobei dies vom Bodentyp abhängig ist. Auf trockenwarmen Sandböden und feuchten Stellen jeder Bodenart kommen sie in hoher Zahl vor, auf lehmigen Böden trockenerer und mittelfeuchter Art gehen sie stark zurück (Remane 1958).

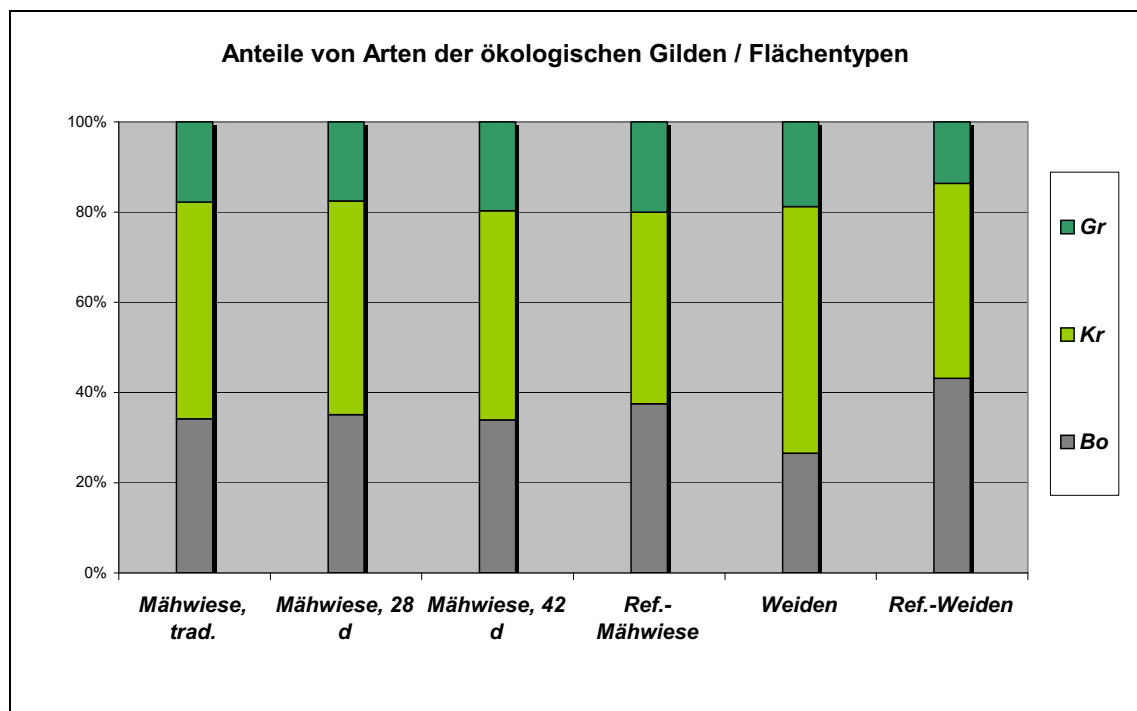


Abbildung 60: Artenanteile von Wanzen unterschiedlicher ökologischer Gilden für die Flächentypen in gestapelter Darstellung. Bo = Bodenbewohner, Kr = Kräuterbesiedler, Gr = Grasbesiedler.

Remane (1958) hat festgestellt, dass je höher der Kultivierungsgrad von Wiesen ist, es desto stärker zu einer Verarmung an Lebensform-Typen (vergleichbar mit den hier verwendeten ökologischen Gilden) bzw. auch zu einer Dominanzverschiebung kommt. In Intensivwiesen dominiert neben eurytopen Arten eine ganz bestimmte Gruppe von polyphagen Wanzen, die nur bei einem gewissen Mindestnährstoffgehalt im Boden vorkommen und meist an Gramineen siedeln (zB *Notostira erratica*). Mit zunehmenden Bewirtschaftungsgrad nehmen andere Phytalbewohner rapide ab (Remane 1958).

In vorliegender Untersuchung kann dieser Trend im Vergleich der Anteile von Grasbesiedlern von WF-Mähwiesen und Nicht-WF-Mähwiesen (Ref.-Mähwiese) nicht abgelesen werden (Abbildung 60). Die Verhältnisse von Anteilen der drei Gilden sind bei den Mähwiesen auf hohem Niveau ähnlich. Bei den Nicht-WF-Weiden zeigt sich ein kleiner Unterschied. Bodenarten werden, bedingt wohl durch den allgemein stärkeren Besatz und damit höheren Vertritt, der oftmals stark abgefressenen Krautschicht und des geringen Raumwiderstands gefördert. Die untersuchten Weiden weisen in Summe einen signifikant höheren Wert an bodenoffenen Stellen auf als die Wiesen. Dies geht in etwa gleichermaßen auf Kosten der Gras- und Kräuterbesiedler. Für sie stehen in intensiveren Weiden generell weniger Nahrungsressourcen (pflanzliche Biomasse) zur Verfügung.

Von Interesse ist, wie sich die naturschutzfachlich bedeutenden Rote-Liste-Arten verhalten. Es zeigt sich, dass 75 % dieser Arten ökologisch spezialisiert, also stenök sind und dass im Vergleich zum Gesamtartenbestand ihr Anteil in der Gilde der Bodenbewohner erhöht ist (Abbildung 61). Unter Beachtung, dass gerade diese Gilde im Rahmen des Untersuchungsdesigns sehr gut abgebildet wurde, scheinen in Grünlandlebensräumen gerade die oft wenig mobilen und unscheinbaren Bodenbewohner naturschutzfachlich interessante Arten zu beinhalten.

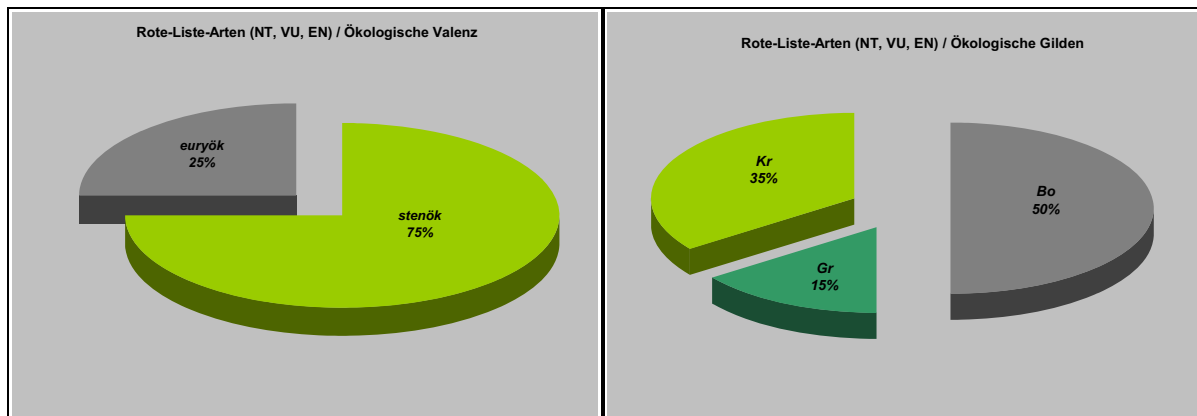


Abbildung 61: Rote-Liste-Arten-Anteile von stenöken und euryöken Arten (links) und von Arten unterschiedlicher ökologischer Gilden (rechts) bei den Wanzen. Bo = Bodenbewohner, Kr = Kräuterbesiedler, Gr = Grasbesiedler.

Der Anteil stenöker Arten im Gesamtartenbestand beträgt 20 %, ein eher geringer Wert. Wie von einigen Autoren nachgewiesen nimmt der Anteil euryöker oder eurytoper Arten mit zunehmender Intensivierung rasch zu, und die ursprünglichen, ökologisch anspruchsvollen werden ab dem mittelintensiven Grünland sowohl in der Artenzahl wie auch in der Besiedlungsdichte stark dezimiert (ua. Remane 1958). Mit zunehmendem Bewirtschaftungsgrad verschwinden zB die Anteile von mono- und oligophytophagen Arten. Dies gilt arten- und individuenmäßig auch für spezialisierte räuberische Arten, wobei die Ursachen dieses Effekts nach Remane (1958) nicht geklärt sind. Neu hinzukommende Arten sind an sich alle polyphytophag und unspezialisiert. Intensivwiesen besitzen keine eigene Wanzenfauna.

Interessant ist die Zuordnung von stenöken und euryöken Arten zu den drei definierten Gilden. Dabei zeigt sich (Abbildung 62), dass die Werte für die Bodenbewohner im Vergleich zu den beiden anderen Gilden erhöht ist. Anteilsmäßig am geringsten ist dieser bei den Krautschichtbesiedlern, unter denen viele oligo- und polyphytophage, teils mobilere und eurytope Wiesenbewohner sind.

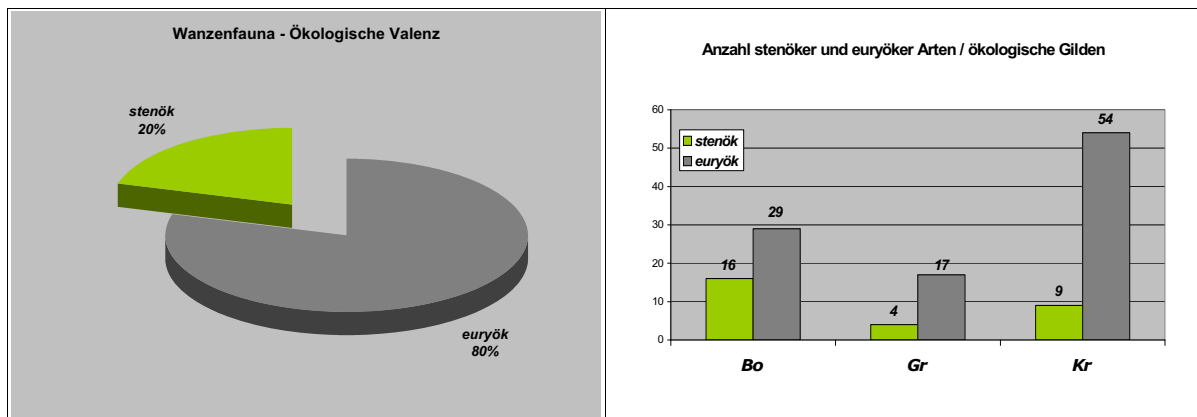


Abbildung 62: Prozentanteile von stenöken und euryöken Arten an der Gesamtwanzenfauna (links) und Anzahl stenöker und euryöker Arten in den ökologischen Gilden (rechts).

Die Anteile von stenöken Arten im Vergleich der Flächentypen differieren insgesamt nicht stark, sind aber doch bei den Mähwiesentypen, insbesondere den Mähwiesen, trad. und Mähwiese, 42 d, erhöht. Den geringsten Anteil zeigen die Nicht-WF-Weiden (Abbildung 63). Wie auch Zurbrügg & Frank (2006) feststellen, leben in Mähwiesen generell mehr Arten und spezialisierte phytophage Arten als in Weiden.

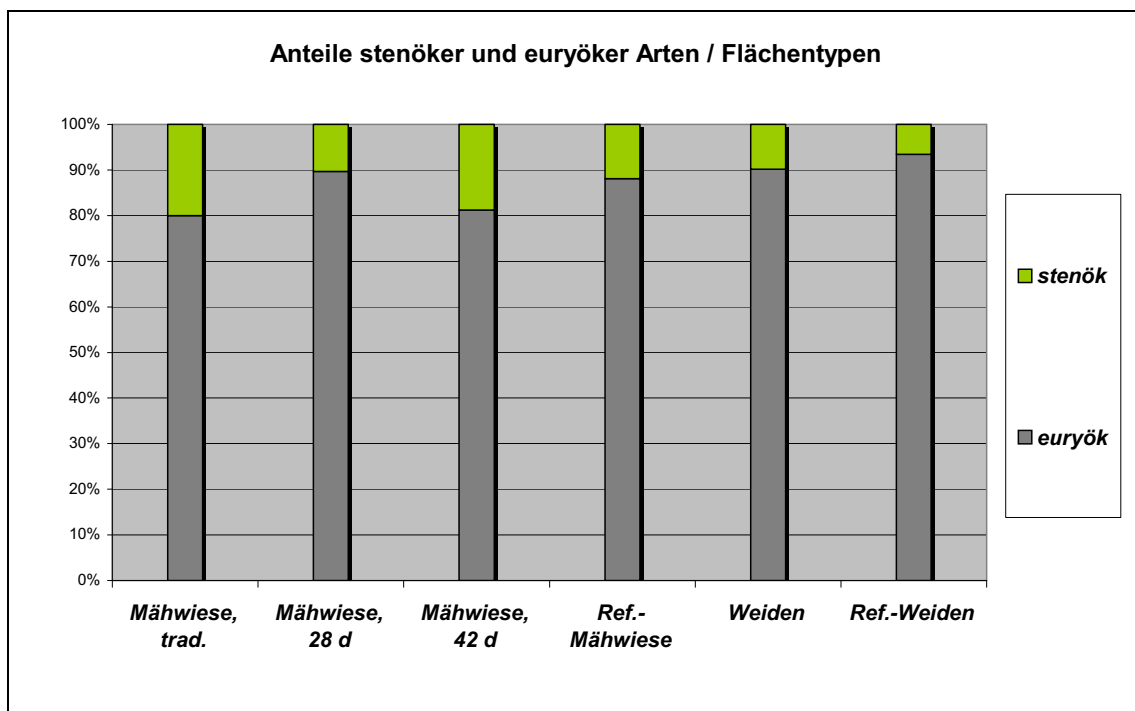


Abbildung 63: Artenanteile stenöker und euryöker Wanzenarten pro Flächentyp in gestapelter Darstellung.

7.1.3.3 Korrelation mit Umweltvariablen

Die Ergebnisse aus der Korrespondenzanalyse (DCA) verdeutlichen (Abbildung 64), dass die meisten Arten entlang der ersten DECORANA-Achse aufgefädelt liegen. Diese Achse ist als Höhengradient von schüttereren, trockenen Tieflandwiesen (untere Diagrammhälfte) zu feuchten, höher gelegenen und dicht bewachsenen Wiesen zu erklären (obere Diagrammhälfte). Die Korrelation zwischen DECORANA-Achse 1 und Meereshöhe ist relativ hoch (Tabelle 33). Typische Tieflandarten sind etwa *Chlamydatius pullus* (chlapull), *Amblytulus nasutus* (ambinasu) und *Beosus maritimus* (beosmari). Am anderen Ende der Skala finden sich mit *Himacerus mirmicoides* (himamirm), *Acalypta carinata* (acalcari) und *Notostira elongata* (notoelon) Arten, die bis in die Montanstufe verbreitet sind.

Die Korrelation der Umweltvariablen mit Achse 2 ist schwach und nicht weiter interpretierbar.



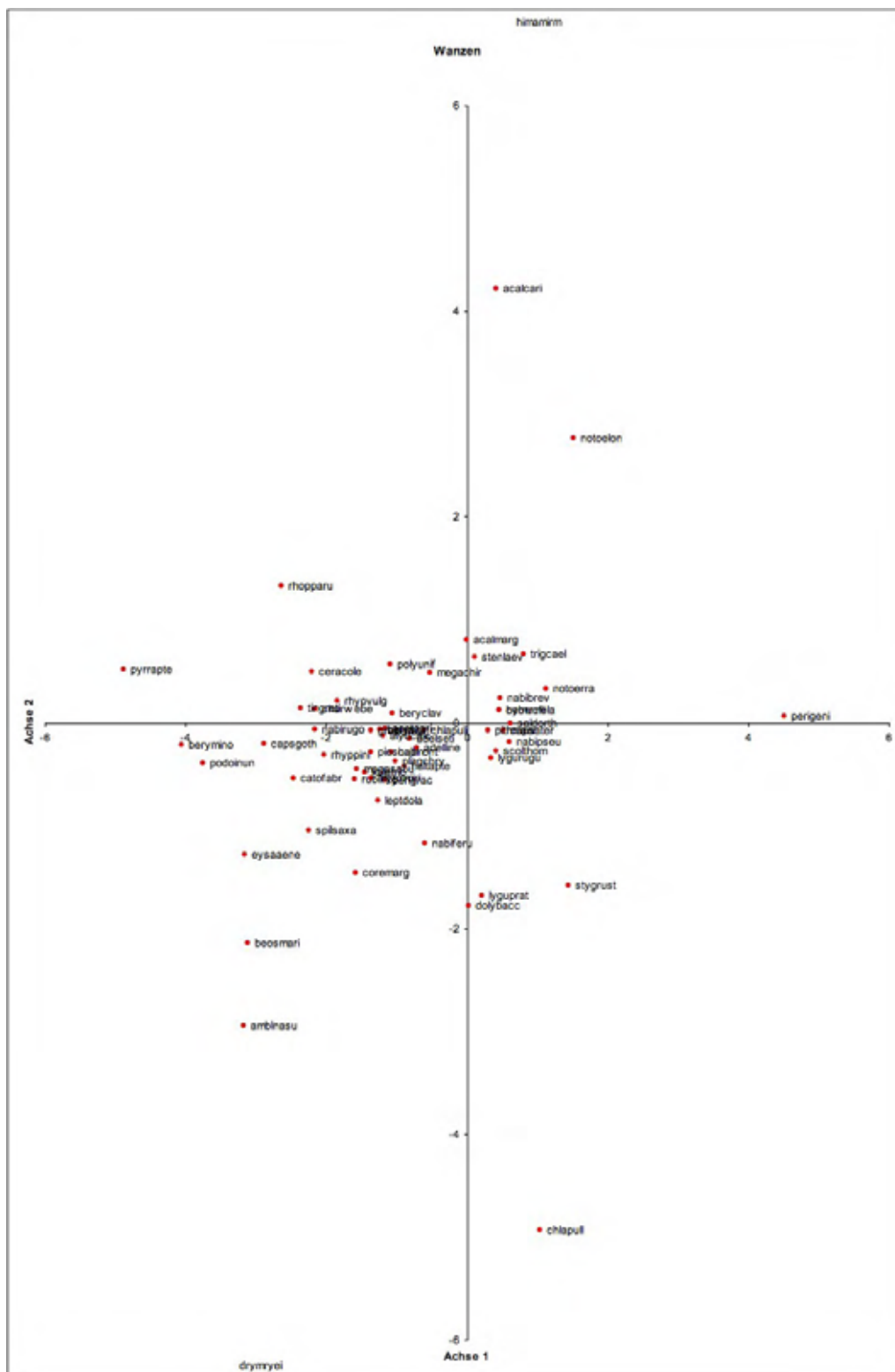


Abbildung 64: Ordination der Wanzen (Artenscores) nach DECORANA. Es werden nur Arten mit Individuenzahlen ≥ 5 ausgewiesen.

Tabelle 33: Intersekt-Korrelationen zwischen Umweltvariablen und DECORANA-Achsen.

Achse 1		Achse 2	
Variable	Korrelation	Variable	Korrelation
Meereshöhe	0,7416	F	0,2273
F	0,3439	L	0,1398
Cover	0,2648	T	0,1165
N	-0,0442	Cover	0,0448
T	-0,1249	Boor2_SD	0,0267
OGrasCov	-0,1299	OffenB	-0,0391
L	-0,1632	Meereshöhe	-0,0837
Boor2_SD	-0,1684	OGrasCov	-0,0967
OffenB	-0,2403	OGrasH	-0,1189
R	-0,2953	Boor2	-0,1214
OGrasH	-0,3051	N	-0,1231
Boor2	-0,3325	R	-0,1738

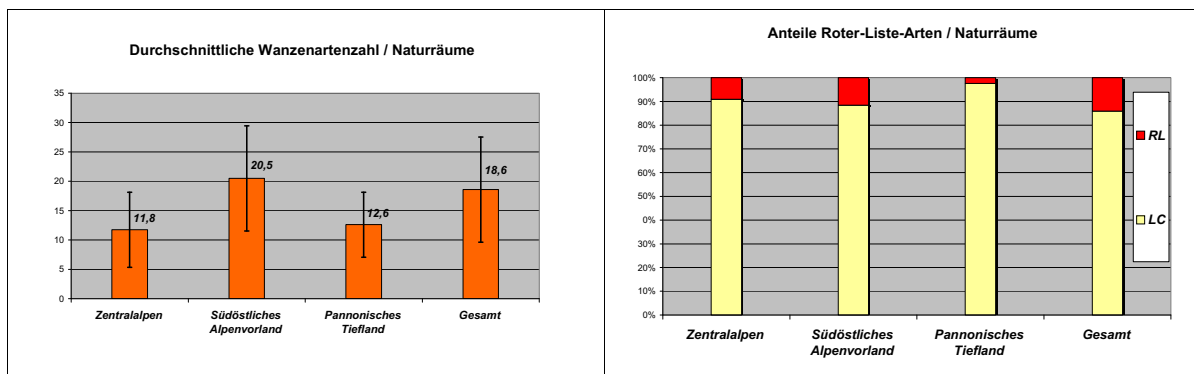


Abbildung 65: Durchschnittliche Wanzenartenzahl pro Naturraum und im Gesamten mit Standardabweichung (links) sowie Anteile der Rote-Liste-Wanzenarten in gestapelter Darstellung (rechts) bezogen auf die Naturräume und im Gesamten. RL = Rote-Liste-Arten (NT, VU, EN), LC = nicht gefährdete Arten.

Zur Fragestellung der wesentlichen Umweltfaktoren, die das Vorkommen von Wanzenarten in einander ähnlichen Grünlandbiotopen bestimmen, liegen einige Arbeiten vor. Bei Otto (1996) und Di Giulio (2000) hat sich gezeigt, dass die räumliche Lage (Region) der wichtigste Umweltfaktor für die Unterschiede in den Wanzenengesellschaften ist. Was die Diversität von Wanzenzönosen betrifft, zeigt auch diese Studie diesbezügliche Differenzen. Die Grünländer des Südöstlichen Alpenvorlands zeigen mit einer durchschnittlichen Wanzenartenzahl von

über 20 gegenüber jenen der beiden anderen Teilräume einen deutlich erhöhten Wert auf. Dieser ist etwa im Vergleich zum Wert der Zentralalpen signifikant unterschiedlich (U: 22,45, $p = 0,004$). In den Anteilen von Rote-Liste-Arten ergeben sich keine Signifikanzen, wobei auffällt, dass die pannonischen Flächen stark abfallen, was jedoch mit der (eingeschränkten) Flächenauswahl, der Bewirtschaftung und der Umlandnutzung zusammenhängen könnte.

So beherbergen Naturräume unterschiedliche Wanzenzönosen; innerhalb gleichartiger Biotope einer Region bestimmt die Bewirtschaftung die Ausprägungen, dann die Pflanzenartenausstattung und dann die Vegetationsstruktur (Otto et al. 1995, Otto 1996), wobei die drei letztgenannten Parameter kausal miteinander verknüpft sind. Di Giulio et al. (2000) haben ebenfalls festgestellt, dass die räumliche Lage und die Nutzung signifikante Effekte auf die Wanzenzönosen zeitigen. Zurbrügg & Frank (2006) zeigen, dass der Wanzenartenreichtum mit der Diversität an Vegetationsstrukturen und dem Pflanzenartenreichtum signifikant positiv korreliert.

7.1.3.4 WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich

7.1.3.4.1 Naturschutzfachlicher Wert

Eine sortierte Auflistung aller Flächen nach ihrer mittleren Rangzahl entsprechend der qualitätsbestimmenden Variablen zeigt Tabelle 34.

Tabelle 34: Ranking der Flächen nach ihrem naturschutzfachlichen Wert bezogen auf die Wanzenfauna. Rang-MW = Mittelwert der Rankings in den einzelnen Parametern. Tabelle sortiert von der besten Fläche zur schlechtesten.

Fläche	WF	Typ	Artenanteil hoch gefährdeter Arten (EN, VU)	Anzahl gefährdeter Arten (EN, VU, NT, DD)	Anzahl stenöker Arten	Artenanteil stenöker Arten	Artenzahl	Rang-MW
71	ja	Mähwiese, trad	33	36	39	38	38,5	37,3
50	ja	Mähwiese, trad	26,5	36	37,5	33,5	34,5	33,2
26	ja	Mähwiese, 42 d	32	39	33	36,5	19,5	31,8
25	ja	Mähwiese, 42 d	34,5	36	33	39	14	31,3
14	ja	Mähwiese, trad	28	29	33	29	33	30,5
35	ja	Mähweide	25	29	33	26	36,5	30,1

19	ja	Mähwiese, 28 d	29	29	27	23	31	28,3
84	nein	Mähwiese	24	29	27	20	38,5	28,3
10	ja	Dauerweide	31	16,5	27	28	22	25,9
20	ja	Mähwiese, 28 d	26,5	29	18	12	34,5	25,2
34	ja	Mähweide	30	29	18	17	23	24,7
11	ja	Mähwiese, trad	12	16,5	37,5	32	36,5	24,4
01	ja	Mähwiese, 42 d	12	29	33	31	27,5	24,1
06	ja	Mähwiese, trad	12	36	27	23	31	23,5
29	ja	Dauerweide	39	16,5	18	30	6,5	23,5
27	ja	Mähwiese, 42 d	37	16,5	18	26	9,5	23,0
65	nein	Mähwiese	37	16,5	18	26	9,5	23,0
83	nein	Mähwiese	34,5	16,5	18	23	14	22,8
03	ja	Mähwiese, 42 d	12	16,5	33	33,5	25	22,0
02	ja	Mähwiese, 28 d	12	16,5	33	36,5	19,5	21,6
54	nein	Weide	12	36	18	15	27,5	20,1
38	ja	Mähweide	37	29	6	6	9,5	19,8
05	ja	Mähwiese, trad	12	16,5	27	35	14	19,4
28	ja	Mähwiese, 42 d	12	29	18	16	25	18,7
21	ja	Mähwiese, 28 d	12	16,5	18	13	31	17,1
36	ja	Mähweide	12	4,5	18	14	29	14,9
37	ja	Mähweide	12	4,5	18	18	19,5	14,0
04	ja	Mähwiese, trad	12	4,5	18	20	16,5	13,8
52	ja	Mähwiese, trad	12	4,5	18	20	16,5	13,8
07	ja	Mähwiese, trad	12	16,5	6	6	25	12,9
80	nein	Weide	12	16,5	6	6	19,5	12,0
00	ja	Mähweide	12	16,5	6	6	4	9,4
74	nein	Weide	12	16,5	6	6	4	9,4
75	nein	Weide	12	16,5	6	6	4	9,4
85	nein	Mähwiese	12	16,5	6	6	2	9,1
15	ja	Mähweide	12	4,5	6	6	12	8,8
66	nein	Mähwiese	12	4,5	6	6	9,5	8,3
18	ja	Mähwiese, 28 d	12	4,5	6	6	6,5	7,8
67	nein	Weide	12	4,5	6	6	1	6,9



Für die Ordination der Wanzen wurden alle erhobenen Daten verwendet. Abbildung 66 illustriert die Standortsbeziehungen der Wanzen, aufgetrennt ins WF- und Nicht-WF-Flächen, wie sie mittels Korrespondenzanalyse (DECORANA) ausgewertet wurden. Es zeigt sich, dass der WF-Centroid zentral liegt und somit bei den WF-Flächen eine gute Abdeckung aus der Grundgesamtheit aller untersuchten Flächen gegeben ist.

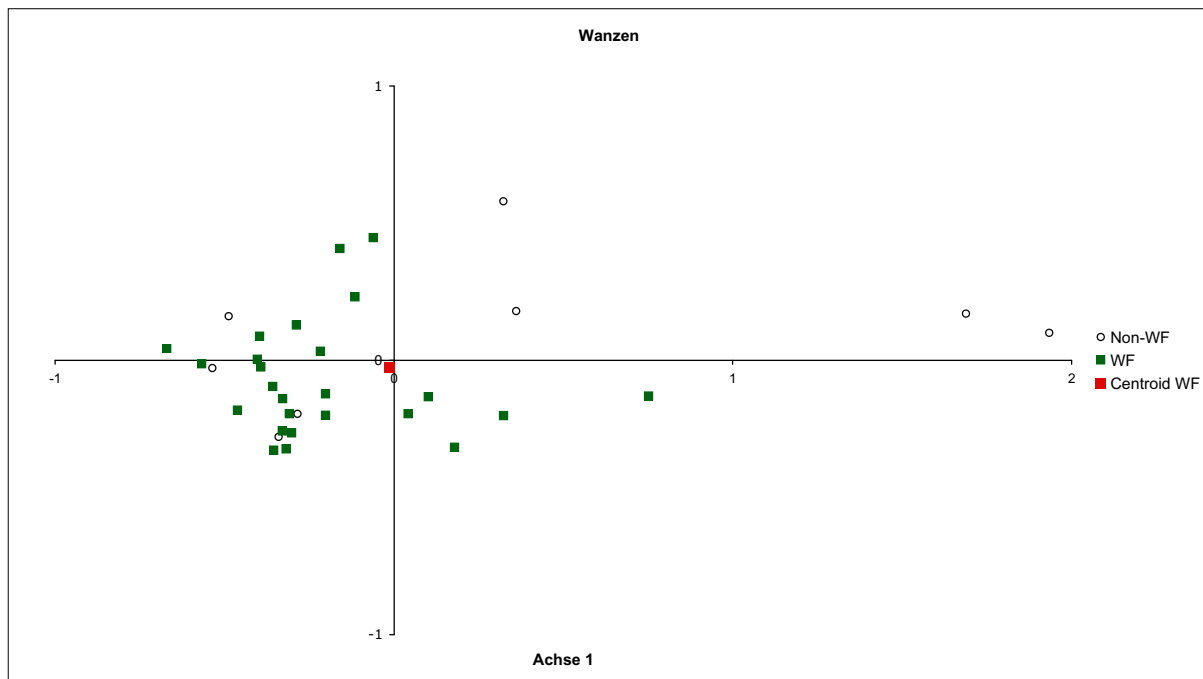


Abbildung 66: Ordination der Standorte anhand ihrer Wanzenfauna.

Tabelle 35: ANOVA, einfaktorielle Varianzanalyse WF- und Nicht-WF-Flächen, Wanzen.

Gruppen	Anzahl	Summe	Mittelwert	Varianz
Non-WF	10	149,333	14,933	60,317
WF	29	630,667	21,747	59,835
Streuungsursache	Quadratsummen (SS)	Freiheitsgrade (df)	Mittlere Quadratsumme (MS)	Prüfgröße (F)
Unterschiede zwischen den Gruppen	345,232	1	345,232	5,758
Innerhalb der Gruppen	2218,24	37	59,952	
Gesamt	2563,472	38		

Tabelle 36: P-Wert und kritischer F-Wert für die Varianzanalyse WF- und Nicht-WF-Flächen, Wanzen.

P-Wert	kritischer F-Wert
0,021	4,105

Die Ränge der jeweiligen Variablen gibt Tabelle 34 wieder. Die Hotspots der Wanzendiversität auf den untersuchten Mähwiesen und Weiden sind die Flächen 71, 50, 26, 25 und 14. Unter den ersten 16 Plätzen findet sich lediglich eine Nicht-WF-Fläche. Der Rangmittelwert der WF-Standorte ist mit 21,747 höher als jener der Nicht-WF-Standorte (14,933), der Unterschied ist signifikant ($F = 5,758$, $p = 0,02155 < 0,05$). Damit haben sich die untersuchten WF-Flächen für Wanzen als signifikant wertvoller erwiesen als die Nicht-WF-Flächen.

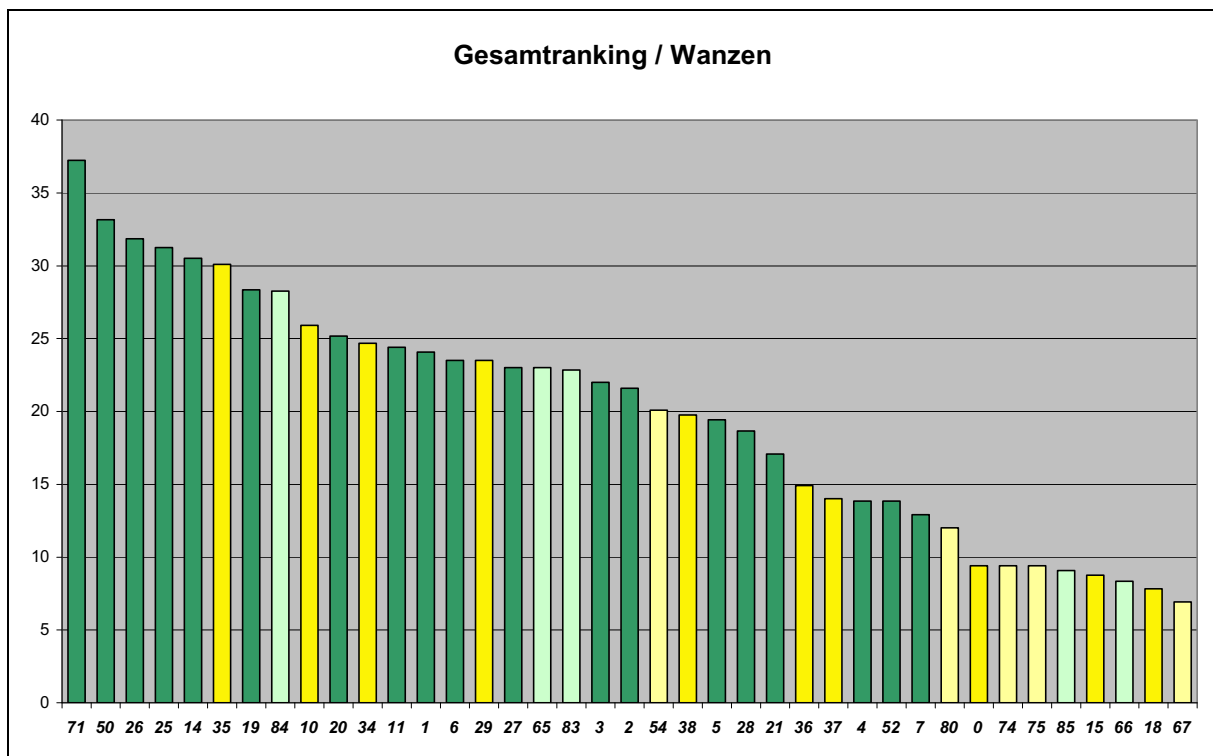


Abbildung 67: Ranking (sortiert von links nach rechts nach dem höchsten „Rang-Mittelwert“) der Flächen nach ihrem naturschutzfachlichen Wert bezogen auf die Wanzenfauna. Dunkelgrün = WF-Mähwiesen, hellgrün = Nicht-WF-Mähwiesen, dunkelgelb = WF-Weiden, hellgelb = Nicht-WF-Weiden.

Die Abstufung der Rangwerte verläuft relativ kontinuierlich, doch ist der erste Rang von Fläche 71 etwas deutlicher abgesetzt. Die ersten fünf Ränge werden von WF-Mähwiesen belegt. Innerhalb der ersten 10 Ränge kommen neben diesem Typus auch 2 WF-Weiden und eine Nicht-WF-Mähwiese vor. Unter den ersten 20 Rängen finden sich nur drei Nicht-WF-Flächen, diese sind allesamt Mähwiesen. Auffallend ist die Clusterung der Nicht-WF-Weiden am Ende der Rangfolge. Nur Fläche 54, eine sehr extensiv geführte Pferdeweide, fällt hinsichtlich dieses Typs aus dem Rahmen und belegt einen der mittleren Ränge.

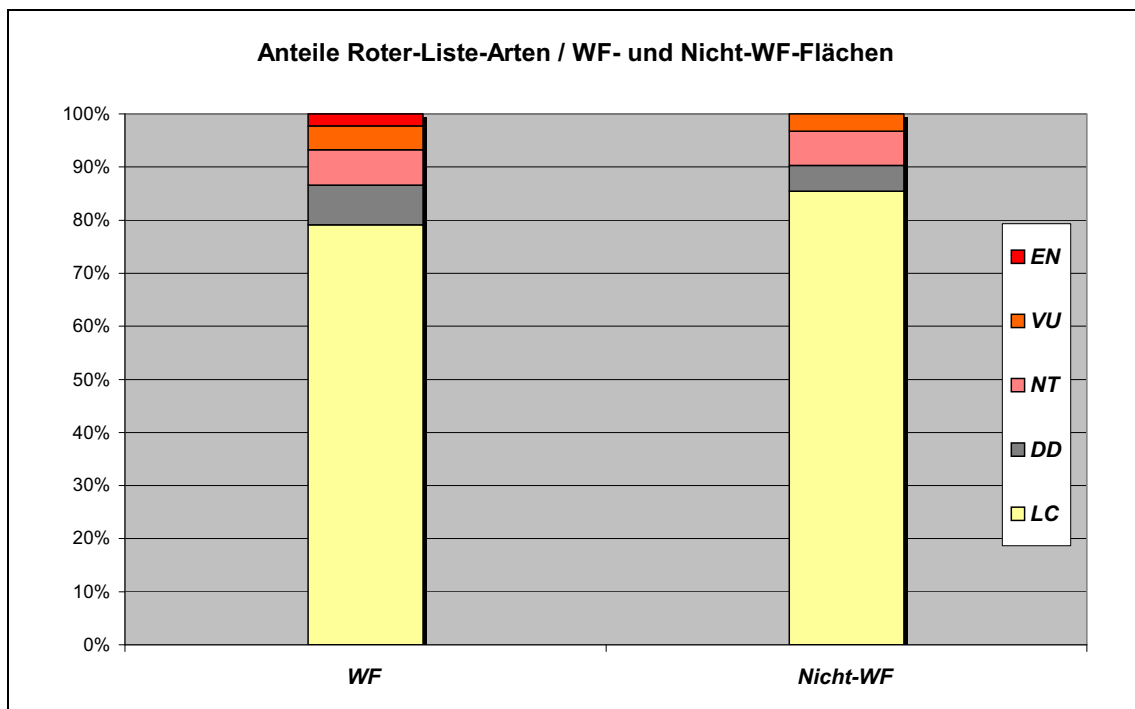


Abbildung 68: Anteile von Wanzenarten der Roter-Liste-Kategorien in gestapelter Darstellung im Vergleich WF- und Nicht-WF-Flächen. LC = nicht gefährdet, DD = Datenlage ungenügend, NT = Gefährdung droht (Vorwarnliste), VU = gefährdet, EN = stark gefährdet.

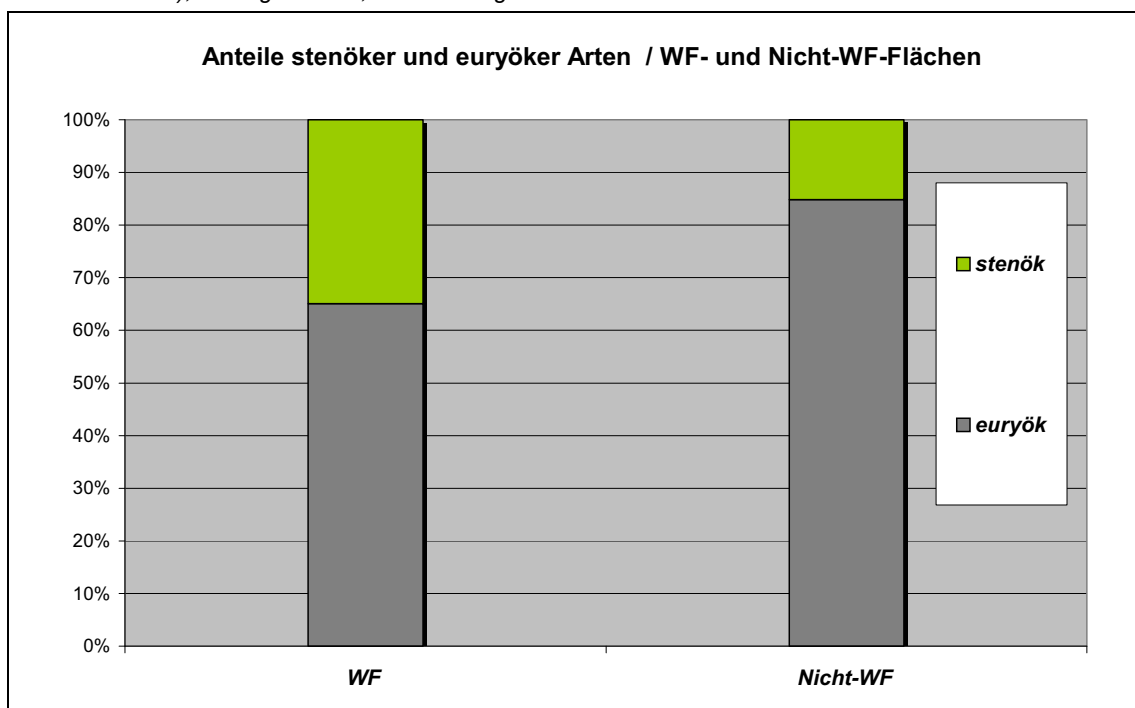


Abbildung 69: Anteile von stenöken und euryöken Wanzenarten in gestapelter Darstellung im Vergleich WF- und Nicht-WF-Flächen.

Die Anteile von Rote-Liste-Wanzenarten in den WF-Flächen sind höher als in den Nicht-WF-Flächen. Außerdem kommen stark gefährdete Arten ausschließlich in WF-Flächen vor (Abbildung 68). Die Unterschiede sind aber nicht signifikant. In Abbildung 69 sind die Anteile stenöker Arten für beiden Flächengruppen dargestellt – es zeigt sich ein deutlicher Unterschied im Artenanteil stenöker Arten zugunsten der WF-Flächen. Der Unterschied ist signifikant ($U = 223,5$; $p = 0,01 < 0,05$).

7.1.3.4.2 *Diskussion*

Wie oben erwähnt werden bei intensiver Bewirtschaftung die stenöken Arten zurückgedrängt. Diesen ist generell zueigen, dass sie ein geringes Migrationspotenzial haben, um von ihrem naturnahen Ursprungshabitaten in andere Flächen einwandern zu können. Im Gegensatz dazu sind euryöke Arten oftmals mobiler (Stöckli & Duelli 1989). Dazu ist anzumerken, dass der Einfluss von Nachbarbiotopen auf die Fauna einer Wiese erheblich sein kann (Boness 1953), also entscheidend ist, wie intensiv die direkte Umlandnutzung ist.

Prinzipiell werden durch landwirtschaftliche Intensivierung im Grünland immer mehr Wanzenarten gehemmt als gefördert, etwa mit dem Faktor 3:1 (Di Giulio et al. 2000). Extensive, ungedüngte Wiesen besitzen generell höhere Pflanzenartenzahlen, was insbesondere trophisch spezialisierte Wanzenarten begünstigt. Die Erhöhung des Anteils an Kräutern bringt auch eine Erhöhung der Wanzenartenzahlen nach sich; im heutigen Wirtschaftsgrünland dominieren aber Grasbesiedler und Arten von nitrophilen Pflanzen (Schäfer et al. 1995). Der signifikant erhöhte Anteil an stenöken Arten in den WF-Flächen ist deshalb von natur-schutzfachlicher Relevanz.

Eine höhere Pflanzenartenzahl bewirkt bei oligophagen Graswanzenarten durch abwechslungsreichere Kost auch eine geringere Mortalität der Larven (Di Giulio 2000). Bei früher Mahd werden Arten, die nur eine Generation pro Jahr haben und im Ei überwintern, aufgrund ihrer verzögerten Entwicklung sehr stark betroffen, sie kommen nur in später gemähten Wiesen oder extensiven Weiden vor (Schäfer et al. 1995). Durch intensivere Nutzung werden auch Bodenwanzen, die in vorliegender Studie einen vergleichsweise hohen Anteil Rote-Liste-Arten sowie stenöker Arten aufweisen, verstärkt beeinträchtigt (Di Giulio 2000).

7.1.3.5 **WF- und Nicht-WF-Mähwiesen im Vergleich**

7.1.3.5.1 *Naturschutzfachlicher Wert*

Eine sortierte Auflistung der Mähwiesen nach ihrer mittleren Rangzahl entsprechend der qualitätsbestimmenden Variablen zeigt Tabelle 37.

Tabelle 37: Ranking der Mähwiesen nach ihrem naturschutzfachlichen Wert bezogen auf die Wanzenfauna. Rang-MW = Mittelwert der Rankings in den einzelnen Parametern. Tabelle sortiert von der besten Fläche zur schlechtesten.

Fläche	WF	Typ	Artenanteil hoch gefährdeter Arten (EN, VU)	Anzahl gefährdeter Arten (EN, VU, NT, DD)	Anzahl stenöker Arten	Artenanteil stenöker Arten	Artenzahl	Rang-MW
71	ja	Mähwiese, trad	21	22,5	25	24	24,5	23,4
50	ja	Mähwiese, trad	16,5	22,5	23,5	19,5	21,5	20,7
26	ja	Mähwiese, 42 d	20	25	19,5	22,5	11,5	19,7
25	ja	Mähwiese, 42 d	22,5	22,5	19,5	25	7	19,3
14	ja	Mähwiese, trad	18	17,5	19,5	16	20	18,2
11	ja	Mähwiese, trad	7,5	9,5	23,5	18	23	16,3
19	ja	Mähwiese, 28 d	19	17,5	14,5	12	18	16,2
84	nein	Mähwiese	15	17,5	14,5	9	24,5	16,1
01	ja	Mähwiese, 42 d	7,5	17,5	19,5	17	16	15,5
06	ja	Mähwiese, trad	7,5	22,5	14,5	12	18	14,9
02	ja	Mähwiese, 28 d	7,5	9,5	19,5	22,5	11,5	14,1
03	ja	Mähwiese, 42 d	7,5	9,5	19,5	19,5	14	14
20	ja	Mähwiese, 28 d	16,5	17,5	8,5	5	21,5	13,8
27	ja	Mähwiese, 42 d	24,5	9,5	8,5	14,5	4	12,2
65	nein	Mähwiese	24,5	9,5	8,5	14,5	4	12,2
05	ja	Mähwiese, trad	7,5	9,5	14,5	21	7	11,9
83	nein	Mähwiese	22,5	9,5	8,5	12	7	11,9
28	ja	Mähwiese, 42 d	7,5	17,5	8,5	7	14	10,9
21	ja	Mähwiese, 28 d	7,5	9,5	8,5	6	18	9,9
04	ja	Mähwiese, trad	7,5	2,5	8,5	9	9,5	7,4
52	ja	Mähwiese, trad	7,5	2,5	8,5	9	9,5	7,4
07	ja	Mähwiese, trad	7,5	9,5	2,5	2,5	14	7,2
85	nein	Mähwiese	7,5	9,5	2,5	2,5	1	4,6
66	nein	Mähwiese	7,5	2,5	2,5	2,5	4	3,8
18	ja	Mähwiese, 28 d	7,5	2,5	2,5	2,5	2	3,4

Die Ränge der jeweiligen Variablen gibt Tabelle 37 wieder. Die Hotspots der Wanzendiversität auf den untersuchten Mähwiesen sind die Flächen 71, 50, 26, 25 und 14. Unter den ersten 14 Plätzen rangiert nur eine Nicht-WF-Mähwiese. Der Rangmittelwert der WF-Standorte ist mit 21,747 höher als jener der Nicht-WF-Standorte (14,933), der Unterschied ist aber nicht signifikant ($F = 2,508$, $p = 0,127 > 0,05$).

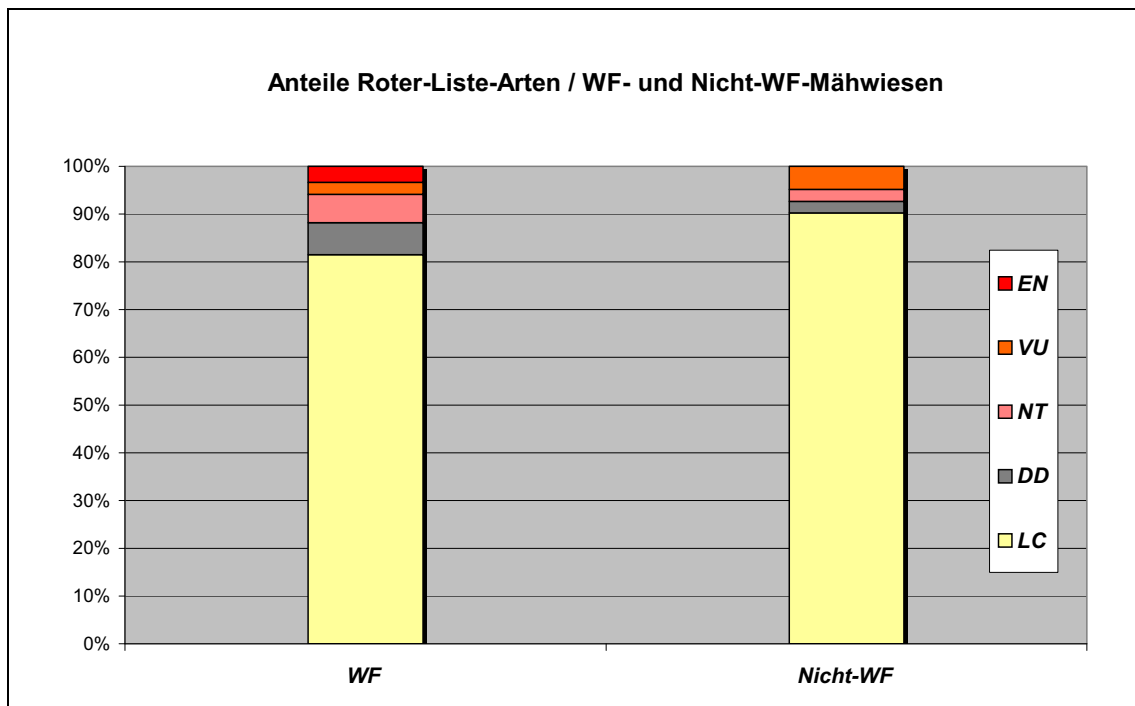


Abbildung 70: Anteile von Wanzenarten der Rote-Liste-Kategorien in gestapelter Darstellung im Vergleich WF- und Nicht-WF-Mähwiesen. LC = nicht gefährdet, DD = Datenlage ungenügend, NT = Gefährdung droht (Vorwarnliste), VU = gefährdet, EN = stark gefährdet

Der Anteil an Rote-Liste-Arten ist insgesamt in den WF-Mähwiesen höher und nur hier treten auch stark gefährdete Arten auf (Abbildung 70). Ebenso verhält es sich mit den Anteilen von stenöken Arten. Beide Werte unterscheiden sich aber nicht signifikant.

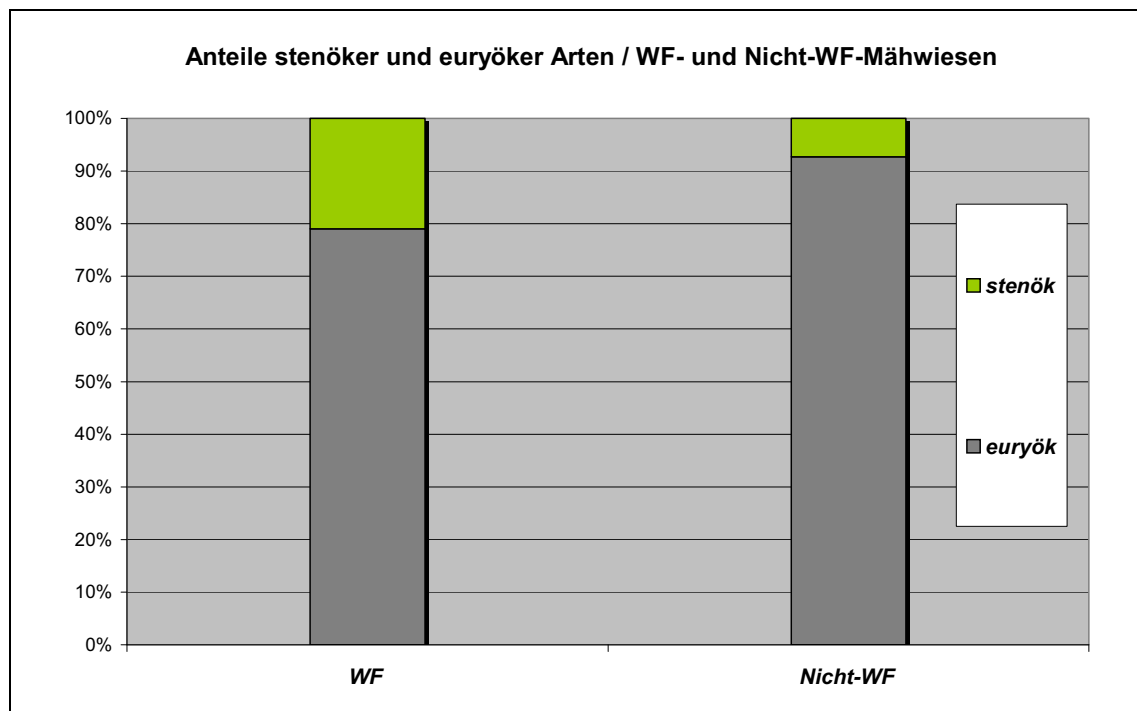


Abbildung 71: Anteile von stenöken und euryöken Wanzenarten in gestapelter Darstellung im Vergleich WF- und Nicht-WF-Mähwiesen.

7.1.3.5.2 Diskussion

Die generell extensiveren WF-Mähwiesen weisen im Schnitt mehr Rote-Liste-Arten und stenöke Arten auf als die Nicht-WF-Mähwiesen. Wie in der Fachliteratur belegt spielt dabei die Mahdhäufigkeit eine wesentliche Rolle. Viele Wanzen sind bezüglich des Mahdereignisses aufgrund ihrer Immobilität sehr sensibel und reagieren wenig flexibel auf diese Störung. In mehrschürigen Wiesen kommen nur mehr wenige anspruchslose Wanzenarten vor (ua. Achtziger et al. 1995, 1999; Gerstmeier & Lang 1996).

Ein Grund ist, dass Wanzen zT ihre ganze Entwicklung von Ei bis zum Imago in der Krautschicht einer Wiese durchmachen. Zudem sind viele der phytophagen Wanzen auf bestimmte Teile einer Pflanze (Blüte, Samen, Stängel, Blattscheiden) angewiesen (Schäfer et al. 1995), die bei mehrmaliger Mahd zT nicht mehr zur Verfügung stehen. Es sei bemerkt, dass sich auch die Art des Mähens auf die Insektenfauna auswirkt. Balkenmäher haben sich im Vergleich zu Kreiselmäher und Mulchgerät als am schonendsten herausgestellt (ua. Gerstmeier & Lang 1996).

Interessant sind Befunde in der Schweiz, wonach zweischürige Magerwiesen, die mit Festmist gedüngt werden, artenreicher sind als ungedüngte, einschürige Magerwiesen (Otto et al. 1995). Analysiert man im Ranking der Flächen, das neben der Diversität auch auf qualitativen Kriterien fußt, welche Biotoptypen an der Spitze liegen, so fällt auf, dass es die frischen

artenreichen Fettwiesen der Tieflagen und die feuchten bis nassen Fettwiesen sind. An sechster Stelle rangiert eine frische basenreiche Magerwiese. Extensive, pflanzenartenreiche Fettwiesen beinhalten aufgrund des reichhaltigen Pflanzenbewuchses und der jahreszeitlich länger zu Verfügung stehenden pflanzlichen Biomasse viele Wanzenarten. Auch können hier noch xerophile, oft bodenbewohnende Graslandarten vorkommen (Otto 1996). Gerade offene Bereiche sind in Wiesen von herausragender Bedeutung für seltene und gefährdete Arten (Bornholdt 1991). Die Mahd zieht eine Erwärmung des Mikroklimas nach sich, die manche Bodenbewohner fördert (Bornholdt 1991).

Insgesamt weisen unterschiedlich intensive Mähwiesen verschiedene Artengarnituren und anderen Dominanzverhältnissen unter den Wanzen auf (Bockwinkel 1990).

7.1.3.6 Vergleich von WF-Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten

7.1.3.6.1 Naturschutzfachlicher Wert

Eine sortierte Auflistung der WF-Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten nach ihrer mittleren Rangzahl entsprechend der qualitätsbestimmenden Variablen zeigt Tabelle 38.

Tabelle 38: Ranking der WF-Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten nach ihrem naturschutzfachlichen Wert bezogen auf die Wanzenfauna. Rang-MW = Mittelwert der Rankings in den einzelnen Parametern. Tabelle sortiert von der besten Fläche zur schlechtesten.

Fläche	WF	Typ	Anteil hoch gefährdeter Arten (EN, VU)	Anzahl gefährdeter Arten (EN, VU, NT, DD)	Anzahl stenöker Arten	Anteil stenöker Arten	Artenzahl	Rang-MW
71	ja	Mähwiese, trad	18	17,5	20	19	20	18,9
50	ja	Mähwiese, trad	13,5	17,5	18,5	14,5	17,5	16,3
26	ja	Mähwiese, 42 d	17	20	14,5	17,5	7,5	15,3
25	ja	Mähwiese, 42 d	19	17,5	14,5	20	3,5	14,9
14	ja	Mähwiese, trad	15	13	14,5	11	16	13,9
11	ja	Mähwiese, trad	6,5	7	18,5	13	19	12,8
19	ja	Mähwiese, 28 d	16	13	10	8,5	14	12,3
01	ja	Mähwiese, 42 d	6,5	13	14,5	12	12	11,6
06	ja	Mähwiese, trad	6,5	17,5	10	8,5	14	11,3
02	ja	Mähwiese, 28 d	6,5	7	14,5	17,5	7,5	10,6

03	ja	Mähwiese, 42 d	6,5	7	14,5	14,5	10	10,5
20	ja	Mähwiese, 28 d	13,5	13	5,5	3	17,5	10,5
27	ja	Mähwiese, 42 d	20	7	5,5	10	2	8,9
05	ja	Mähwiese, trad	6,5	7	10	16	3,5	8,6
28	ja	Mähwiese, 42 d	6,5	13	5,5	5	10	8
21	ja	Mähwiese, 28 d	6,5	7	5,5	4	14	7,4
07	ja	Mähwiese, trad	6,5	7	1,5	1,5	10	5,3
04	ja	Mähwiese, trad	6,5	2	5,5	6,5	5,5	5,2
52	ja	Mähwiese, trad	6,5	2	5,5	6,5	5,5	5,2
18	ja	Mähwiese, 28 d	6,5	2	1,5	1,5	1	2,5

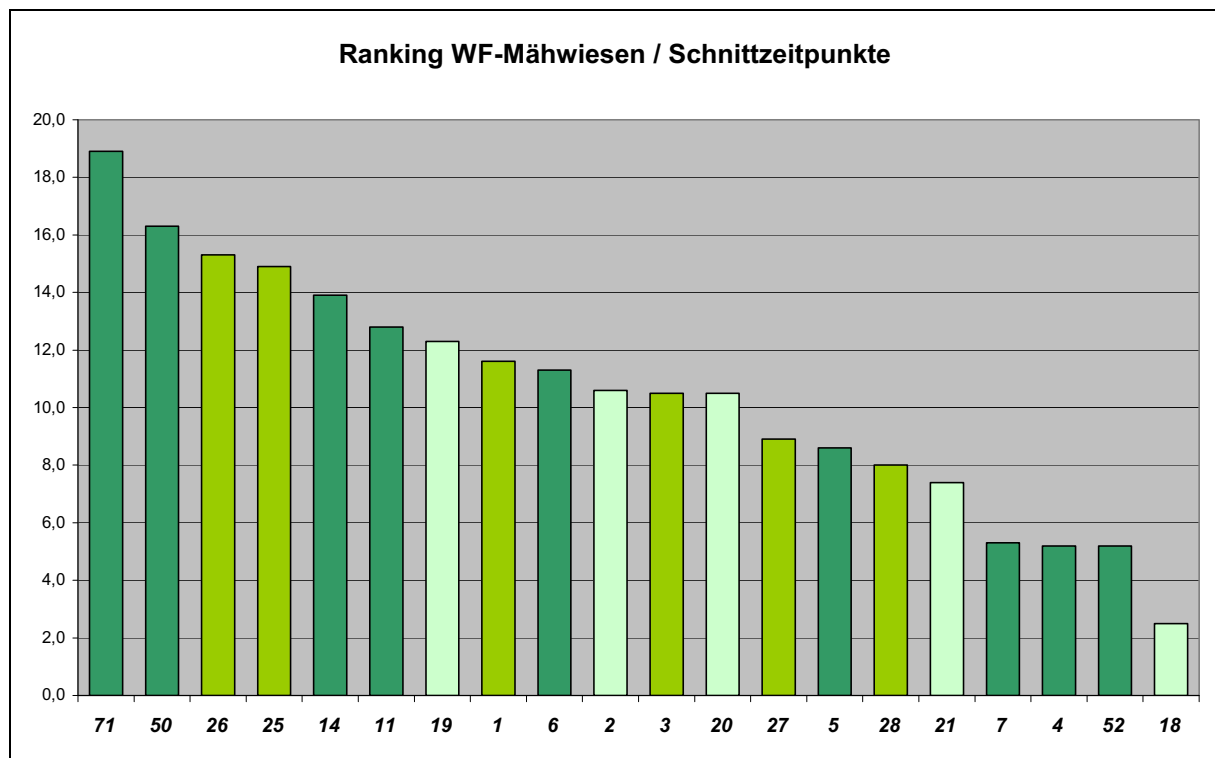


Abbildung 72: Ranking (sortiert von links nach rechts nach dem höchstem „Rang-Mittelwert“) der WF-Mähwiesen nach ihrem naturschutzfachlichen Wert bezogen auf die Wanzenfauna. Dunkelgrün = WF-Mähwiesen trad., grasgrün = WF-Mähwiesen, 42 Tage Schnittzeitpunktverzögerung, hellgrün = WF-Mähwiesen, 28 Tage Schnittzeitpunktverzögerung.

Die erste und die letzte Flächen stechen heraus bzw. fallen im Ranking deutlich ab. Die ersten beiden Flächen sind Mähwiesen mit traditionellem Schnittzeitpunkt, danach folgen zwei Flächen mit 42 Tagen Schnittzeitpunktverzögerung. Die Unterschiede sind insgesamt zwi-

schen den Typen bei Weitem nicht signifikant (F -Wert = 0,097; P -Wert = 0,759 > 0,05). Interessant wäre, ob sich in ein einigen Jahren Änderungen in diesem Ranking ergeben und – so die Hypothese – die Flächen mit verzögertem Schnittzeitpunkt durch höheres Kräuter- und Samenangebot an Wert für Wanzen gewinnen.

7.1.3.6.2 *Diskussion*

Bei den vorliegenden Ergebnissen zeigen sich (noch) keine signifikanten Unterschiede im Wanzenartenbestand der untersuchten Mähwiesen, der Ausgangszustand scheint homogen zu sein. Interessant wären Befunde in 3-4 Jahren, die Auskunft über die Entwicklung der Wanzenzönosen aufgrund der unterschiedlichen Mähzeitpunkte geben.

Die Mahdhäufigkeit und der Zeitpunkt der ersten Mahd beeinflussen die Wanzenengesellschaften, aber es ist nach Di Giulio et al. (2000) unklar, welcher Faktor von höherer Bedeutung ist.

Die Mahd ist ein katastrophaler Einschnitt in die Lebensbedingungen der Wanzenfauna der Krautschicht, insbesondere für die Kräuterbesiedler. Die meisten Arten sind an Zweischürigkeit und späten ersten Mähzeitpunkt angepasst (Bockwinkel 1990). Viele Wanzenarten brauchen die Frucht- und Samenbildung von Gräsern und Kräutern, da sie ernährungsbiologisch daran gebunden sind. Deswegen ist für Wanzen eine spätere Mahd besser (ua. Bornholdt et al 1997). Ein späterer Mahdtermin mit dem damit verbundenen erhöhten Samen- und dem hohen Altgrasbestand drückt sich auch nach Achtziger et al. (1999) in höheren Wanzenartenzahlen aus. Die Regenerationszeit für Wanzen nach der Mahd benötigt nach Bornholdt (1992) 2-3 Wochen. Durch die spätere Mahd können mehrere Arten ihre Entwicklung abschließen (Bornholdt 1992). An einem Beispiel stellen Achtziger et al. (1999) dar, dass ein späterer Mahdtermin mit gleich bleibender Düngung allein nicht ausreicht, um wertvolle Wanzenzönosen zu fördern. Erst nach Aufgabe der Düngung entstehen diversere und ökologisch spezialisierte Artengemeinschaften. Die Kombination der Maßnahmen Schnittzeitpunktverzögerung und Düngungsverzicht ist deshalb sehr günstig für die störungsempfindlichen Wanzen (Achtziger et al. 1999). Größte Erfolge ergaben sich dabei mit differenzierter Mahd (Otto 1996), Düngungsverzicht und dem Belassen von Altgrasstreifen, Saumbiotopen und Brachen als Ausweich-, Refugial- und Wiederbesiedlungshabitate (Achtziger et al. 1999).

7.1.3.7 **WF- und Nicht-WF-Weiden im Vergleich**

7.1.3.7.1 *Naturschutzfachlicher Wert*

Eine sortierte Auflistung der WF-Weiden und Nicht-WF-Weiden nach ihrer mittleren Rangzahl entsprechend der qualitätsbestimmenden Variablen zeigt Tabelle 39.

Tabelle 39: Ranking der WF- und Nicht-WF-Weiden nach ihrem naturschutzfachlichen Wert bezogen auf die Wanzenfauna. Rang-MW = Mittelwert der Rankings in den einzelnen Parametern. Tabelle sortiert von der besten Fläche zur schlechtesten

Fläche	WF	Typ	Anteil hoch gefährdeter Arten (EN, VU)	Anzahl gefährdeter Arten (EN, VU, NT, DD)	Anzahl stenöker Arten	Anteil stenöker Arten	Artenzahl	Rang-MW
35	ja	Mähweide	10	12	14	12	14	12,4
10	ja	Dauerweide	12	7,5	13	13	10	11,1
34	ja	Mähweide	11	12	10	10	11	10,8
29	ja	Dauerweide	14	7,5	10	14	5	10,1
54	nein	Weide	5	14	10	9	12	10,0
38	ja	Mähweide	13	12	4	4	6	7,8
36	ja	Mähweide	5	2,5	10	8	13	7,7
37	ja	Mähweide	5	2,5	10	11	8,5	7,4
80	nein	Weide	5	7,5	4	4	8,5	5,8
00	ja	Mähweide	5	7,5	4	4	3	4,7
74	nein	Weide	5	7,5	4	4	3	4,7
75	nein	Weide	5	7,5	4	4	3	4,7
15	ja	Mähweide	5	2,5	4	4	7	4,5
67	nein	Weide	5	2,5	4	4	1	3,3

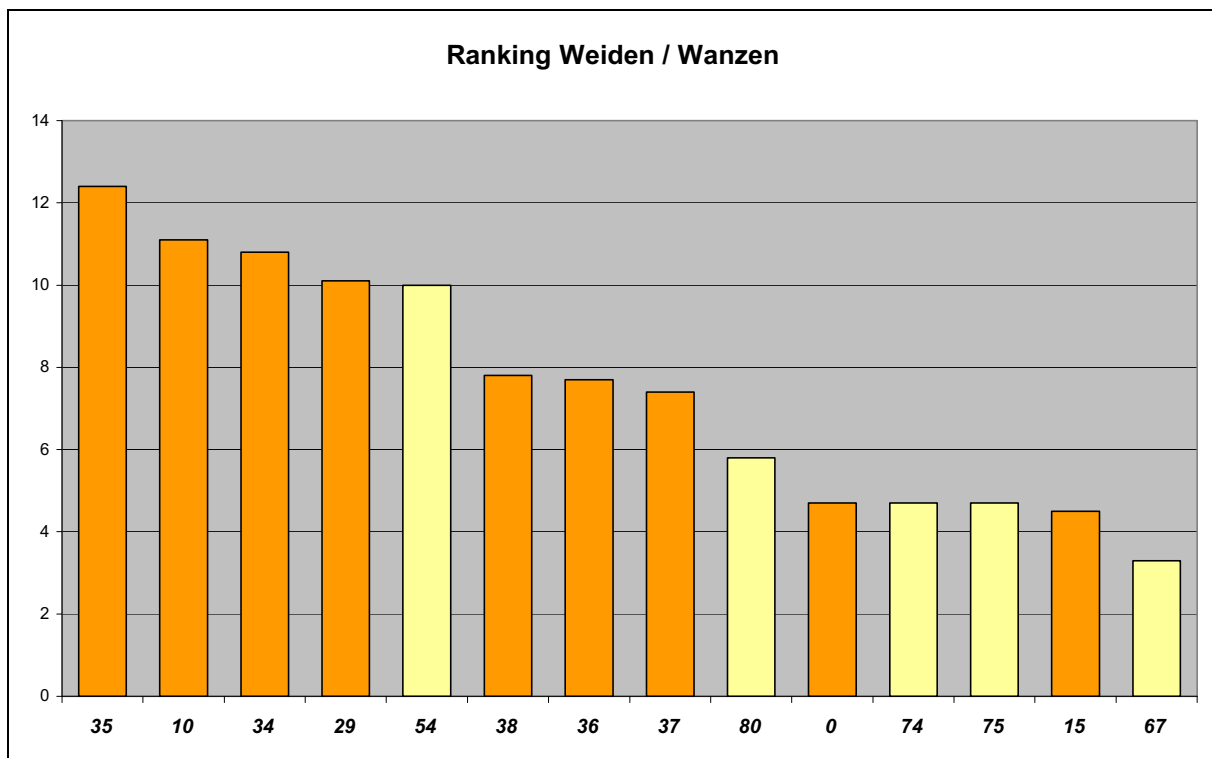


Abbildung 73: Ranking (sortiert von links nach rechts nach dem höchstem „Rang-Mittelwert“) der Weiden nach ihrem naturschutzfachlichen Wert bezogen auf die Wanzenfauna. Orange = WF-Weide, hellgelb = Nicht-WF-Weiden.

Unter den ersten acht Flächenranks findet sich eine Nicht-WF-Weide (Abbildung 73). Es handelt sich um Fläche 54, eine extensive Pferdeweide. Die Unterschiede zwischen WF- und Nicht-WF-Weiden sind knapp nicht signifikant (F -Wert = 3,403; P -Wert = 0,090 > 0,05); es ergibt sich aber ein besserer Zusammenhang als bei Mähwiesen.

Nicht quantitativ und deshalb nicht signifikant, aber deutlich qualitativ ergeben sich Unterschiede bei den Rote-Liste-Arten. Auf den WF-Weiden kommen im Gegensatz zu den Nicht-WF-Weiden auch gefährdete und stark gefährdete Arten vor. Der Anteil stenöcker Arten ist bei den WF-Weiden ebenfalls erhöht, aber nicht signifikant unterschiedlich.

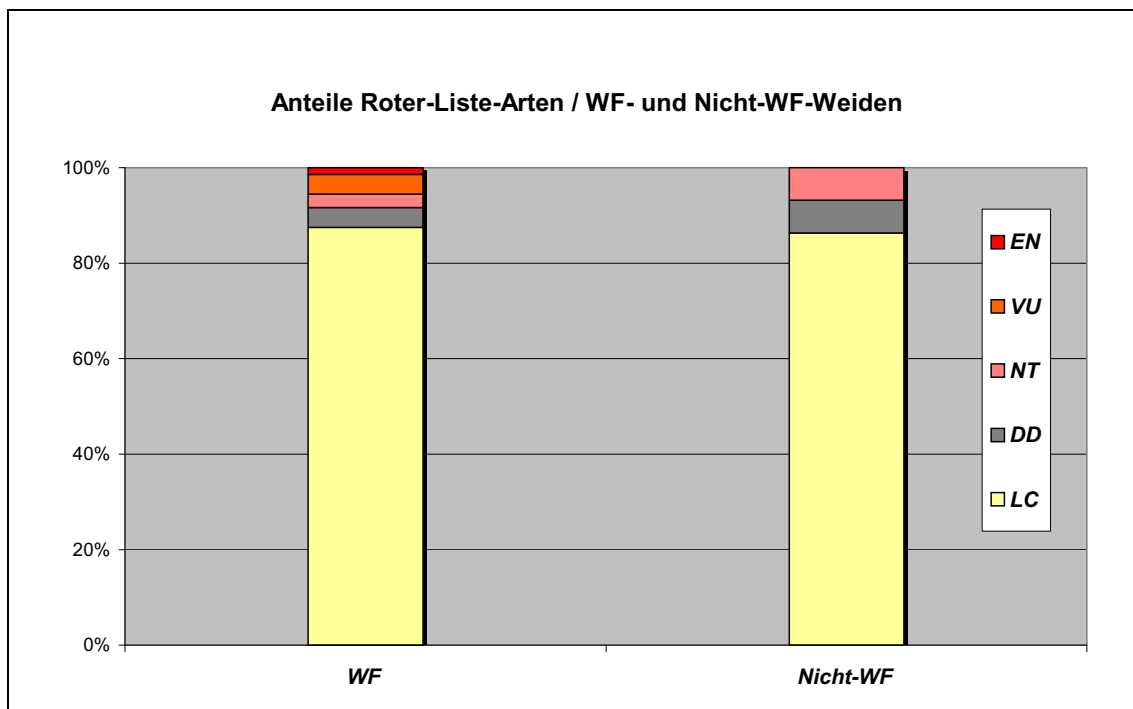


Abbildung 74: Anteile von Wanzenarten der Rote-Liste-Kategorien in gestapelter Darstellung im Vergleich WF- und Nicht-WF-Weiden. LC = nicht gefährdet, DD = Datenlage ungenügend, NT = Gefährdung droht (Vorwarnliste), VU = gefährdet, EN = stark gefährdet

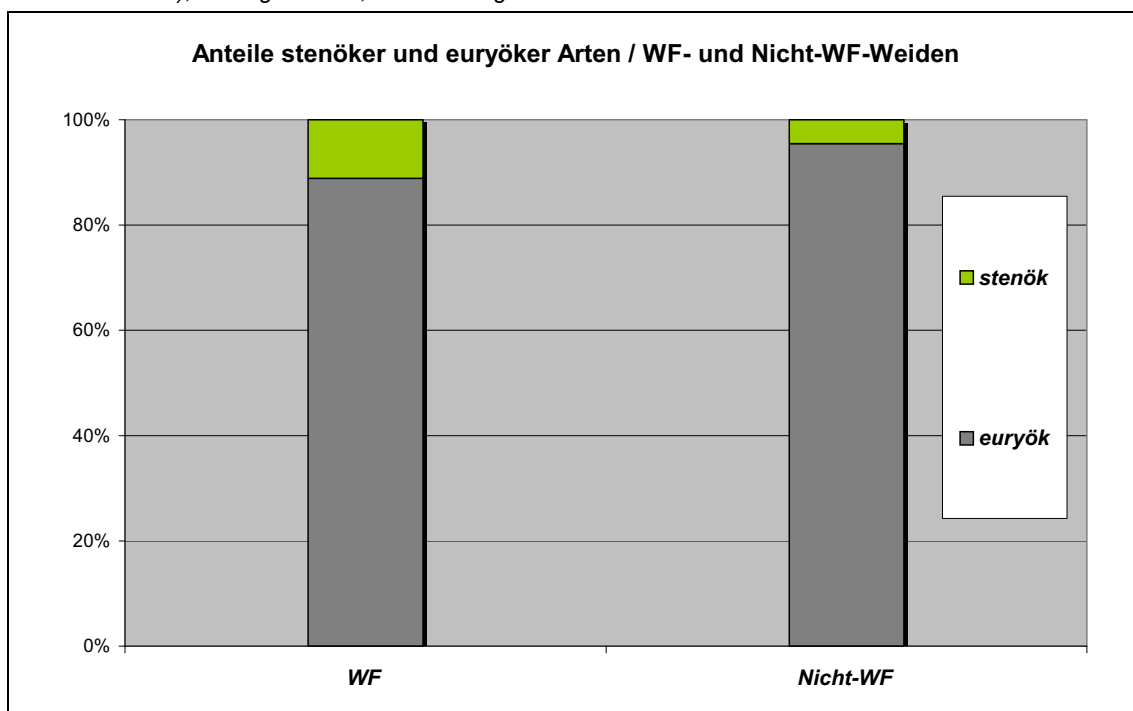


Abbildung 75: Anteile von stenöken und euryöken Wanzenarten in gestapelter Darstellung im Vergleich WF- und Nicht-WF-Weiden.

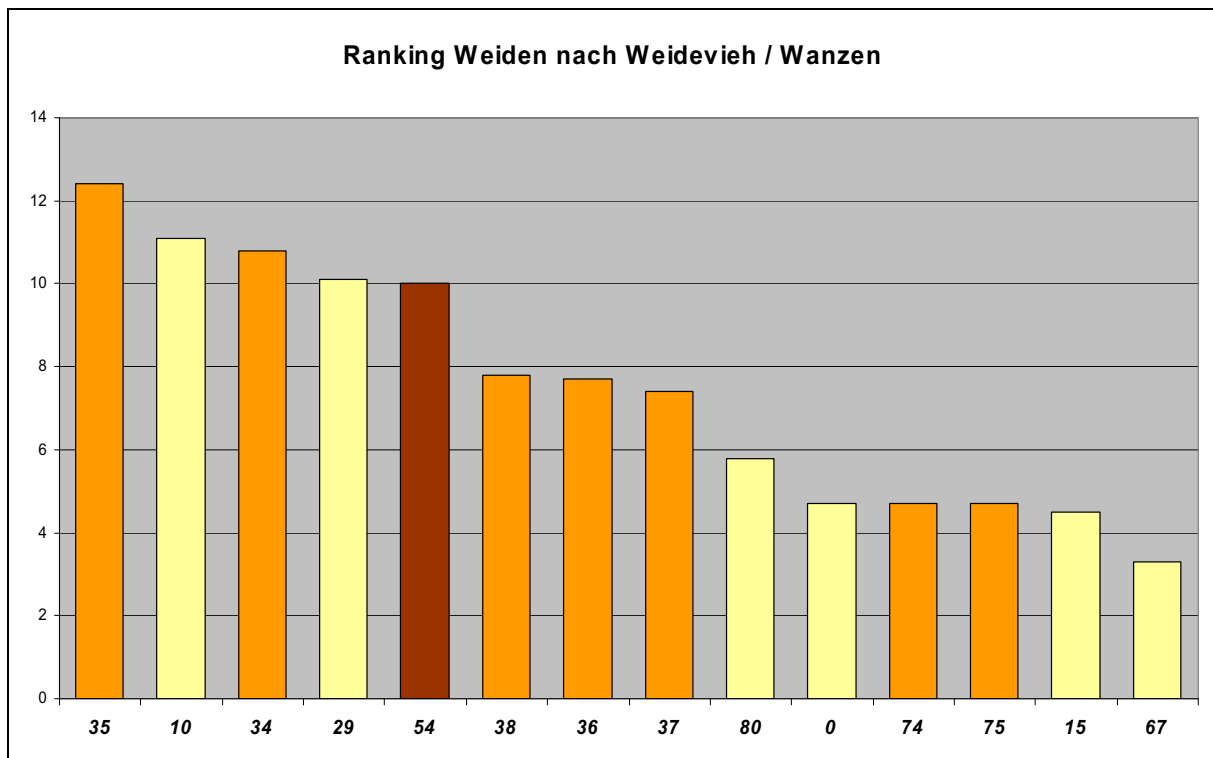


Abbildung 76: Ranking (sortiert von links nach rechts nach dem höchstem „Rang-Mittelwert“) der Weiden mit unterschiedlicher Viehbesatz nach ihrem naturschutzfachlichen Wert bezogen auf die Wanzenfauna. Orange = Rinderweide, hellgelb = Schafweide, braun = Pferdeweide.

Im Vergleich der Reihenfolge der mit unterschiedlichem Vieh bestoßenen Flächen ist kein Trend abzuleiten. Rinder- und Schafweiden finden sich an unterschiedlichen Positionen wieder. Die Pferdeweide rangiert am Ende des vorderen Drittels.

7.1.3.7.2 Diskussion

Die Streuung in den Rangzahlen ist bei Weiden höher als bei Vergleichen anderer Flächentypen, was darauf hindeutet, dass Weiden einen sehr unterschiedlich hohen Wert für Wanzen einnehmen können.

Beweidung bewirkt durch Fraß eine Abnahme der Pflanzenbiomasse, was die phytophagen Wanzen arten- und individuenmäßig dezimiert. Nahrungsressourcen stehen nicht mehr zur Verfügung und es kommt zum Verlust von Eiern, die meist auf oberirdischen Teilen von Pflanzen abgelegt werden.

Die Höhe der Pflanzendecke ist für viele Wanzenarten wesentlich. Insbesondere bei der Schafbeweidung wird diese sehr kurz. Es kommt zu einem Rückgang unter den Grasbesied-

lern und der Samensauger, da Gräser und Kräuter nicht mehr fruchten. Hochgrasbesiedler sind davon besonders betroffen (Bornholdt 1991). Die Trittwirkung dezimiert flugunfähige Wanzenlarven und die allgemein schlecht fliegenden Graswanzen (Kott 1995). Auch bieten Weiden in der Regel schlechtere Überwinterungsmöglichkeiten (Otto 1996). Bei einer Untersuchung von Koppel-Schafweiden, die vormals Mähwiesen waren, stellte Kott (1995) fest, dass von in Summe 52 Arten 17 verschwanden, 14 weitere in Mitleidenschaft gezogen und nur eine Art gefördert wurde. Zu hohe Schaf-Bestockung wirkt sich auch nach Morris (1996) negativ auf Wanzen aus. Schmidt & Melber (2004) sowie Bornholdt 1992) stellen wiederum bei extensiver Schafbeweidung keine negativen Effekte fest. Bei dieser ist eine Reduktion der Wanzenfauna durch unmittelbare Schädigung durch Betritt nicht nachweisbar (Simon 1992, Morkel 2002), anders als bei der Koppel- oder Standschafbeweidung (Bornholdt 1991, Simon 1992, Kott 1995).

Morkel (2002) stellt bei extensiven Schafweiden fest, dass es zu unterschiedlichen Rang-Dominanzspektren in Abhängigkeit von Beweidungsfrequenz, -zeitpunkt und -dauer kommt. Die Regenerationszeit nach der Beweidung ist von signifikanter Bedeutung für die Arten- und Individuenzahlen, insbesondere von herbivoren Arten.

Wie unterschiedlich wertvoll Weiden sein können, zeigen auch Morris (1969) und Schäfer et al. (1995). Im Zuge dieser Untersuchungen waren Extensivweiden arten- und individuenreicher an Wanzen als Intensiv-Standweiden und auch als Intensiv-Mähwiesen. Durch die Reduktion der Weidetierzahl kommt es zu einer teilweisen Verbrachung, die zu einer Zunahme an störungsempfindlichen Wanzenarten führt. Das kommt auch in vorliegender Studie im Unterschied im Anteil stenöcker Arten sowie im Auftreten höherrangiger Rote-Liste-Arten in WF-Weiden zum Ausdruck.

Schafbeweidung scheint auf trockenen Standorten für Wanzen besser zu sein, als Rinderbeweidung. Schafe bewirken durch geringeren Vertritt und selektiven Verbiss, dass höhere Strukturen bestehen bleiben (Bornholdt 1999).

Pferde im steilen Gelände bewirken aufgrund des Gewichts und der Hufe große Schäden in der Grasnarbe und damit eine Dezimierung der Wanzenfauna (Otto 1996). Die untersuchte Fläche (Nr. 54) ist steiles Gelände, doch die Bestockung ist ausgesprochen extensiv, sodass sich hier eine relativ wertvolle lokale Wanzenfauna eingestellt hat.

Generell führt die Beweidung auch zu einer Förderung von Arten, welche das trockene und warme Mikroklima in beweideten Bereichen bevorzugen. Es handelt sich dabei um xero-, helio- und thermophile Offenlandarten (Otto 1996). Je höher jedoch die Beweidungsintensität, desto stärker nehmen auch diese Bestände ab, es kommt zu einer Trivialisierung der Wanzenfauna (Schäfer 1993, Otto 1996). Da lässt sich auch im Unterschied des Anteils stenöcker Wanzenarten im Vergleich der WF- und Nicht-WF-Weiden ablesen.

Bei Mähweiden ist der Einfluss der Beweidung auf die Fauna höher als jener der Mahd. Phytophage und Feuchtlufttiere halten sich in Mähweiden besser als in Weiden durch die zeitweilig bessere Ausbildung einer dichten Pflanzendecke (Boness 1953).

Morris (1978) hat festgestellt, dass die Sommerbeweidung negativer für Wanzen ist als eine Frühlings- und Winterbeweidung (Morris 1978).



7.1.4 Zikaden

7.1.4.1 Datenübersicht

In Summe wurden in 313 Proben 118 Zikadenarten in insgesamt 25.016 Individuen (davon 10.036 Adulte) erfasst. Dies entspricht 3.361 einzelnen Datensätzen, jeweils bestehend aus Art, Ort, Zeitpunkt, Methode und Probepunkt. Bearbeitet wurden hierbei beide Termine der Bodensauger-Aufsammlungen und der 2. Termin der Barberfallenbearbeitung, während der Frühsommeraspekt der Barberfallenaufsammlungen nicht determiniert wurde.

Barberfallen erbrachten insgesamt 1.997 adulte Zikaden aus 55 Arten, Saugproben 8.039 Adulte aus zumindest 113 Arten. *Macustus grisescens*, *Thamnotettix confinis* und *Utecha trivialis* wurden nur mittels Barberfallen nachgewiesen. *Allygus modestus* und *Athysanus argentarius* konnten nur als Larven nachgewiesen werden, da sie typische „Stratenwechsler“ sind und als Adulttiere in Bäumen leben.

Um die Zahl der auf Artniveau auswertbaren Datensätze zu erhöhen, wurden in den Einzelflächen-Vergleichen Individuen, die nicht auf Art- sondern nur auf Artengruppen- oder Gattungsniveau determiniert werden konnten (manche Weibchen und Larven) konkreten Arten zugeordnet, sofern dies möglich war und das Ergebnis plausibel erschien.

Tabelle 40: Übersicht der mit Saugproben und Barberfallen nachgewiesenen Zikadenarten und -individuen (nur Adulte). Pro Termin und Methode waren beide Methoden mit im Mittel 11-12 nachgewiesenen Arten etwa gleich erfolgreich. *Die Flächen mit den FID-Nummern 14, 15, 28, 52, 54 und 74 wurden am 2.6.2008 mittels Bodensauger beprobt, aufgrund der Witterungsbedingungen zum Aufnahmezeitpunkt sind die Ergebnisse aller drei Proben allerdings nicht als repräsentativ zu betrachten. Ebenfalls nicht repräsentativ sind die Proben 1 und 2 der FID 67 und die Probe 1 der FID 18.

Fundort	Saugproben (2 Termine)				Barberfallen (1 Termin)		
	Probenzahl	Artenzahl	Ges. Individ.-zahl	Individuendichte (m ⁻²)	Probenzahl	Artenzahl	Indiv.-zahl
FID 00	6	20	79	11,8	2	3	11
FID 01	7	27	361	46,0	2	5	8
FID 02	6	22	160	23,8	2	7	31
FID 03	6	17	164	24,4	2	19	402
FID 04	6	34	193	28,7	2	3	3
FID 05	6	26	249	37,1	2	6	11
FID 06	6	26	167	24,9	2	6	8
FID 07	6	25	96	14,3	2	8	17
FID 10	6	25	413	61,5	2	3	12
FID 11	6	26	181	26,9	2	6	16

Fundort	Saugproben (2 Termine)				Barberfallen (1 Termin)		
	Proben- zahl	Arten- zahl	Ges.Indiv.- zahl	Individuen- dichte (m-2)	Proben- zahl	Arten- zahl	Indiv.- zahl
FID 14 *	6	21	170	25,3	2	4	8
FID 15 *	6	21	195	29,0	2	7	34
FID 18 *	6	18	80	11,9	2	0	0
FID 19	6	27	420	62,5	2	7	27
FID 20	6	29	387	57,6	2	4	10
FID 21	6	29	351	52,2	2	1	1
FID 25	6	25	175	26,0	2	18	140
FID 26	6	17	262	39,0	2	17	96
FID 27	6	17	96	14,3	2	17	369
FID 28 *	6	25	220	32,7	2	2	3
FID 29	6	20	116	17,3	2	5	6
FID 34	6	29	180	26,8	2	8	17
FID 35	6	31	259	38,5	2	3	4
FID 36	6	32	204	30,4	2	6	27
FID 37	6	24	153	22,8	2	6	13
FID 38	6	24	249	37,1	2	4	8
FID 50	6	25	193	28,7	2	9	23
FID 52 *	6	23	188	28,0	2	1	1
FID 54 *	6	20	222	33,0	2	3	22
FID 65	6	24	214	31,8	2	8	111
FID 66	6	26	274	40,8	2	3	9
FID 67 *	6	17	98	14,6	2	5	18
FID 71	6	32	279	41,5	2	9	20
FID 74 *	6	17	142	21,1	2	4	8
FID 75	6	11	164	24,4	2	4	8
FID 80	6	26	249	37,1	2	6	43
FID 83	6	26	263	39,1	2	4	11
FID 84	6	21	131	19,5	2	20	414
FID 85	6	11	42	6,3	2	9	27
Mittelwert		23,5	206,1	30,5		6,7	51,2



7.1.4.2 Arteninventar

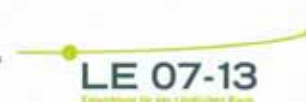
Insgesamt wurden 118 Zikadenarten aus acht Familien nachgewiesen. Nomenklatur und Reihung richten sich nach Holzinger (2008).

Tabelle 41: Systematische Übersicht der nachgewiesenen Zikadenarten, mit Angaben zu ihrer Gefährdung in Österreich (RL Ö, Kategorien LC = ungefährdet, NT = Vorwarnstufe, VU = gefährdet, EN = stark gefährdet; nach Holzinger 2008).

Nr	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	RL Ö
Fam. Cixiidae		Glasflügelzikaden	
1	<i>Cixius nervosus</i> (Linnaeus, 1758)	Gemeine Glasflügelzikade	LC
2	<i>Reptalus</i> sp.		
Fam. Delphacidae		Spornzikaden	
Unterfam. Asiracinae			
3	<i>Asiraca clavicornis</i> (Fabricius, 1794)	Schaufelspornzikade	NT
Unterfam. Kelisiinae			
4	<i>Kelisia monoceros</i> Ribaut, 1934	Einhorn-Spornzikade	VU
Unterfam. Delphacinae			
5	<i>Acanthodelphax spinosa</i> (Fieber, 1866)	Stachelspornzikade	LC
6	<i>Conomelus anceps</i> (Germar, 1821)	Gemeine Binsenspornzikade	LC
7	<i>Criomorphus albomarginatus</i> Curtis, 1833	Bindenspornzikade	LC
8	<i>Criomorphus williamsi</i> China, 1939	Englische Spornzikade	
9	<i>Delphacodes capnodes</i> (Scott, 1870)	Weißlippen-Spornzikade	EN
10	<i>Delphacodes venosus</i> (Germar, 1830)	Plumpspornzikade	NT
11	<i>Dicranotropis divergens</i> Kirschbaum, 1868	Rotschwengel-Spornzikade	LC
12	<i>Dicranotropis hamata</i> (Boheman, 1847)	Queckenspornzikade	LC
13	<i>Ditropsis flavipes</i> (Signoret, 1865)	Trespenspornzikade	EN
14	<i>Hyledelphax elegantula</i> (Boheman, 1847)	Scheckenspornzikade	LC
15	<i>Javesella dubia</i> (Kirschbaum, 1868)	Säbelspornzikade	LC
16	<i>Javesella obscurella</i> (Boheman, 1847)	Schlammspornzikade	LC
17	<i>Javesella pellucida</i> (Fabricius, 1794)	Wiesenspornzikade	LC
18	<i>Laodelphax striatella</i> (Fallén, 1826)	Wanderspornzikade	LC
19	<i>Megadelphax sordidula</i> (Stål, 1853)	Haferspornzikade	LC
20	<i>Metropis inermis</i> Wagner, 1939	Steppenspornzikade	EN
21	<i>Muellerianella extrusa</i> (Scott, 1871)	Pfeifengras-Spornzikade	DD
22	<i>Muellerianella fairmairei</i> (Perris, 1857)	Amazonenspornzikade	DD
23	<i>Paradelphacodes paludosa</i> (Flor, 1861)	Sumpfspornzikade	EN
24	<i>Ribautodelphax albostrata</i> (Fieber, 1866)	Rispenspornzikade	LC
25	<i>Ribautodelphax angulosa</i> (Ribaut, 1953)	Ruchgras-Spornzikade	EN
26	<i>Ribautodelphax imitans</i> (Ribaut, 1953)	Rohrschwengel-Spornzikade	VU

Nr	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	RL Ö
27	<i>Toya propinqua</i> (Fieber, 1866)	Fieberspornzikade	NT
28	<i>Xanthodelphax flaveola</i> (Flor, 1861)	Gelbe Spornzikade	EN
29	<i>Xanthodelphax straminea</i> (Stål, 1858)	Strohspornzikade	VU
	Fam. Dictyopharidae	Laternenträger	
	Unterfam. Dictyopharinae		
30	<i>Dictyophara europaea</i> (Linnaeus, 1767)	Europäischer Laternenträger	VU
	Fam. Tettigometridae	Ameisenzikaden	
31	<i>Tettigometra impressopunctata</i> Dufour, 1846	Gemeine Ameisenzikade	EN
	Fam. Cercopidae		
32	<i>Cercopis sanguinolenta</i> (Scopoli, 1763)	Bindenblutzikade	LC
	Fam. Aphrophoridae		
33	<i>Aphrophora alni</i> (Fallén, 1805)	Erlenschaumzikade	LC
34	<i>Lepyronia coleoptrata</i> (Linnaeus, 1758)	Wanstschaumzikade	NT
35	<i>Neophilaenus campestris</i> (Fallén, 1805)	Feldschaumzikade	LC
36	<i>Neophilaenus lineatus</i> (Linnaeus, 1758)	Grasschaumzikade	LC
37	<i>Philaenus spumarius</i> (Linnaeus, 1758)	Wiesenschaumzikade	LC
	Fam. Membracidae		
38	<i>Stictocephala bisonia</i> Kopp & Yonke, 1977	Büffelzikade	NE
	Fam. Cicadellidae		
	Unterfam. Agalliinae		
39	<i>Agallia brachyptera</i> (Boheman, 1847)	Streifen-Dickkopfzikade	LC
40	<i>Anaceratagallia ribauti</i> (Ossiannilsson, 1938)	Wiesen-Dickkopfzikade	LC
41	<i>Dryodurgades reticulatus</i> (Herrich-Schäffer, 1834)	Wicken-Dickkopfzikade	EN
	Unterfam. Aphrodinae		
42	<i>Anoscopus albifrons</i> (Linnaeus, 1758)	Braune Erdzikade	LC
43	<i>Anoscopus flavostriatus</i> (Donovan, 1799)	Streifenerdzikade	LC
44	<i>Anoscopus serratulae</i> (Fabricius, 1775)	Rasenerdzikade	LC
45	<i>Aphrodes makarovi</i> Zachvatkin, 1948	Wiesenerdzikade	DD
46	<i>Planaphrodes bifasciata</i> (Linnaeus, 1758)	Bergerdzikade	LC
	Unterfam. Cicadellinae		
47	<i>Cicadella viridis</i> (Linnaeus, 1758)	Binsenschmuckzikade	LC
48	<i>Evacanthus acuminatus</i> (Fabricius, 1794)	Hainschmuckzikade	LC
49	<i>Evacanthus interruptus</i> (Linnaeus, 1758)	Wiesenschmuckzikade	LC
	Unterfam. Macropsinae		
50	<i>Hephathus nanus</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	Zwergmaskenzikade	EN
	Unterfam. Megophthalminae		
51	<i>Megophthalmus scanicus</i> (Fallén, 1806)	Gemeine Kappenzikade	LC
	Unterfam. Typhlocybinae		
52	<i>Chlorita paolii</i> (Ossiannilsson, 1939)	Beifußblattzikade	LC

Nr	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	RL Ö
53	<i>Emelyanoviana mollicula</i> (Boheman, 1845)	Schwefelblattzikade	LC
54	<i>Empoasca pteridis</i> (Dahlbom, 1850)	Grüne Kartoffelblattzikade	LC
55	<i>Eupteryx atropunctata</i> (Goeze, 1778)	Bunte Kartoffelblattzikade	LC
56	<i>Eupteryx aurata</i> (Linnaeus, 1758)	Goldblattzikade	LC
57	<i>Eupteryx austriaca</i> (Metcalf, 1968)	Knautienblattzikade	LC
58	<i>Eupteryx calcarata</i> Ossiannilsson, 1936	Rain-Nesselblattzikade	LC
59	<i>Eupteryx notata</i> Curtis, 1937	Triftenblattzikade	LC
60	<i>Eupteryx tenella</i> (Fallén, 1806)	Schafgarben-Blattzikade	VU
61	<i>Eupteryx urticae</i> (Fabricius, 1803)	Wald-Nesselblattzikade	LC
62	<i>Eupteryx vittata</i> (Linnaeus, 1758)	Wiesenblattzikade	LC
63	<i>Forcipata citrinella</i> (Zetterstedt, 1828)	Riedblattzikade	NT
64	<i>Forcipata forcipata</i> (Flor, 1861)	Zangenblattzikade	LC
65	<i>Forcipata major</i> (Wagner, 1948)	Große Zangenblattzikade	DD
66	<i>Zyginidia pullula</i> (Boheman, 1845) Unterfam. Ulopiinae	Östliche Blattzikade	LC
67	<i>Utecha trivialis</i> Germar, 1821 Unterfam. Deltocephalinae	Triftenzikade	VU
68	<i>Adarrus multinotatus</i> (Boheman, 1847)	Gemeine Zwenkenzirpe	LC
69	<i>Allygidius abbreviatus</i> (Lethierry, 1878)	Südliche Baumzirpe	NT
70	<i>Allygus modestus</i> Scott, 1876	Auenbaumzirpe	LC
71	<i>Arocephalus languidus</i> (Flor, 1861)	Zwerggraszirpe	LC
72	<i>Arocephalus longiceps</i> (Kirschbaum, 1868)	Kandelabergraszirpe	LC
73	<i>Arthaldeus pascuellus</i> (Fallén, 1826)	Hellebardenzirpe	LC
74	<i>Arthaldeus striifrons</i> (Kirschbaum, 1868)	Rohrschwingelzirpe	VU
75	<i>Artianus interstitialis</i> (Germar, 1821)	Stirnbandzirpe	LC
76	<i>Athysanus argentarius</i> Metcalf, 1955	Große Graszirpe	LC
77	<i>Balclutha calamagrostis</i> Ossiannilsson, 1961	Reitgras-Winterzirpe	LC
78	<i>Balclutha punctata</i> (Fabricius, 1775) s. Wagner, 1939	Gemeine Winterzirpe	LC
79	<i>Cicadula persimilis</i> (Edwards, 1920)	Knaulgraszirpe	LC
80	<i>Cicadula quadrinotata</i> (Fabricius, 1794)	Gemeine Seggenzirpe	LC
81	<i>Conosanus obsoletus</i> (Kirschbaum, 1858)	Binsenzirpe	DD
82	<i>Deltocephalus pulicaris</i> (Fallén, 1806)	Wiesenflohzirpe	LC
83	<i>Doratura homophyla</i> (Flor, 1861)	Raindolchzirpe	LC
84	<i>Doratura stylata</i> (Boheman, 1847)	Wiesendolchzirpe	LC
85	<i>Elymana sulphurella</i> (Zetterstedt, 1828)	Schwefelgraszirpe	LC
86	<i>Errastunus ocellaris</i> (Fallén, 1806)	Bunte Graszirpe	LC
87	<i>Eupelix cuspidata</i> (Fabricius, 1775)	Löffelzikade	NT
88	<i>Euscelis incisus</i> (Kirschbaum, 1858)	Wiesenkleezirpe	LC
89	<i>Goniagnathus brevis</i> (Herrich-Schäffer, 1835)	Thymianzirpe	NT



Nr	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	RL Ö
90	<i>Graphocraerus ventralis</i> (Fallén, 1806)	Gefleckte Graszirpe	LC
91	<i>Hardya</i> sp.		
92	<i>Henschia collina</i> (Boheman, 1850)	Ödlandgraszirpe	NT
93	<i>Jassargus flori</i> (Fieber, 1869)	Hain-Spitzkopfzirpe	LC
94	<i>Jassargus obtusivalvis</i> (Kirschbaum, 1868)	Mainzer Spitzkopfzirpe	LC
95	<i>Jassargus pseudocellaris</i> (Flor, 1861)	Wiesen-Spitzkopfzirpe	LC
96	<i>Macrosteles cristatus</i> (Ribaut, 1927)	Kammwanderzirpe	LC
97	<i>Macrosteles horvathi</i> (Wagner, 1935)	Binsenwanderzirpe	NT
98	<i>Macrosteles laevis</i> (Ribaut, 1927)	Ackerwanderzirpe	LC
99	<i>Macrosteles viridigriseus</i> (Edwards, 1922)	Gabelwanderzirpe	LC
100	<i>Macustus griseus</i> (Zetterstedt, 1828)	Maskengraszirpe	LC
101	<i>Metalimnus steini</i> (Fieber, 1869) s. Anuf. & Emeljanov 1988	Gefleckte Marmorzirpe	LC
102	<i>Mocydia crocea</i> (Herrich-Schäffer, 1837)	Safrangraszirpe	LC
103	<i>Mocydiopsis monticola</i> Remane, 1961	Waldmärz zirpe	EN
104	<i>Mocydiopsis parvicauda</i> Ribaut, 1939	Heidemärz zirpe	EN
105	<i>Neoliturus fenestratus</i> (Herrich-Schäffer, 1834)	Trauerzirpe	NT
106	<i>Psammotettix alienus</i> (Dahlbom, 1850)	Wandersandzirpe	LC
107	<i>Psammotettix cephalotes</i> (Herrich-Schäffer, 1834)	Zittergras-Sandzirpe	NT
108	<i>Psammotettix confinis</i> (Dahlbom, 1850)	Wiesensandzirpe	LC
109	<i>Psammotettix helvolus</i> (Kirschbaum, 1868) - Gruppe	Löffelsandzirpe	LC
110	<i>Psammotettix kolosvarensis</i> (Matsumura, 1908)	Östliche Sandzirpe	NT
111	<i>Recilia coronifera</i> (Marshall, 1866)	Kronengraszirpe	LC
112	<i>Rhopalopyx adumbrata</i> (C.Sahlberg, 1842)	Bergschwingelzirpe	LC
113	<i>Stictocoris picturatus</i> (C.Sahlberg, 1842)	Hauhechelzirpe	NT
114	<i>Streptanus aemulans</i> (Kirschbaum, 1868)	Wiesengraszirpe	LC
115	<i>Streptanus sordidus</i> (Zetterstedt, 1828)	Straußgraszirpe	LC
116	<i>Thamnotettix confinis</i> Zetterstedt, 1840	Grüne Waldzirpe	LC
117	<i>Thamnotettix exemtus</i> Melichar, 1896	Eichenzirpe	LC
118	<i>Turrutus socialis</i> (Flor, 1861)	Triftengraszirpe	LC

7.1.4.3 Bemerkenswerte Arten

Unter den 118 nachgewiesenen Arten befinden sich 32 Rote-Liste-Arten (27%), davon 11 österreichweit stark gefährdete Arten, 7 gefährdete Arten, 14 Arten der Vorwarnliste und 7 Arten, zu denen bislang zu wenige Informationen für eine Gefährdungseinstufung vorliegen.

Besonders bemerkenswert ist der Nachweis eines Weibchens von *Criomorphus williamsi* China, 1939 in Fläche FID 20. Diese Art ist neu für Österreich. Sie ist weltweit nur von wenigen Orten bekannt, Funde liegen aus England, der Norddeutschen Tiefebene, Südmähren,

der Slowakei, Ungarn, Mittelrußland und Kasachstan vor. Zur Biologie der Art ist sehr wenig bekannt (vgl. Nickel 2003, Holzinger et al. 2003).

Weiters hervorzuheben ist der Nachweis einer *Hardya*-Art in Fläche FID 02, die bisher nicht determiniert werden konnte. Möglicherweise zählt das Tier zu einer noch unbeschriebenen, bislang nur in Südfrankreich und Südwestdeutschland nachgewiesenen Art.

An stark gefährdeten Arten wurden die Spornzikaden *Delphacodes capnodes*, *Ditropsis flavipes*, *Metropsis inermis*, *Paradelphacodes paludosa*, *Ribautodelphax angulosa* und *Xanthodelphax flaveola*, die Ameisenzikade *Tettigometra impressopunctata* sowie die Zwergzikaden *Dryodurgades reticulatus*, *Hephathus nanus*, *Mocydiopsis monticola* und *M. parvicauda* nachgewiesen.



Abbildung 77: Die Sumpfspornzikade *Paradelphacodes paludosa* (Flor, 1861) ist eine stark gefährdete Zikadenart, die in der WF-Fläche FID 25 vorkommt und auf extensive Bewirtschaftung angewiesen ist (Foto: G. Kunz).

7.1.4.4 Individuendichten, Häufigkeiten, Stetigkeiten

Basierend auf den Saugproben wurden im ersten Durchgang (Mai/Juni) im Mittel 35 Tiere/Quadratmeter nachgewiesen (Standardabweichung 30,8), im zweiten Durchgang (August) waren es 31 Tiere/Quadratmeter (Standardabweichung 18,5).

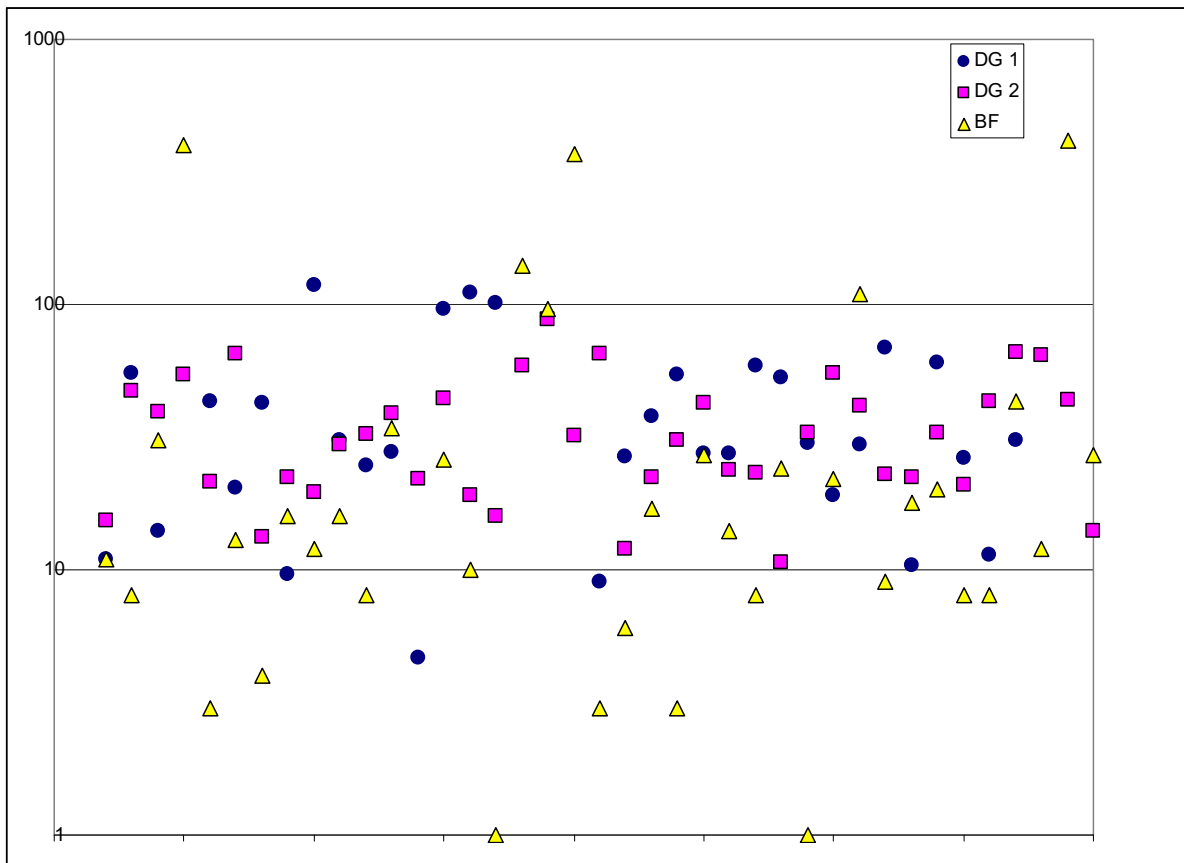


Abbildung 78: Individuendichten adulter Zikaden in den Untersuchungsflächen (DG 1 = Frühsommer-Probenahme, DG 2 = Spätsommer-Probenahme). Ergänzend sind auch die Individuenzahlen der Barberfallen (Aktivitätsdichten) angeführt (BF). Ordinate: Individuenzahl/m², Abszisse: Probefläche.

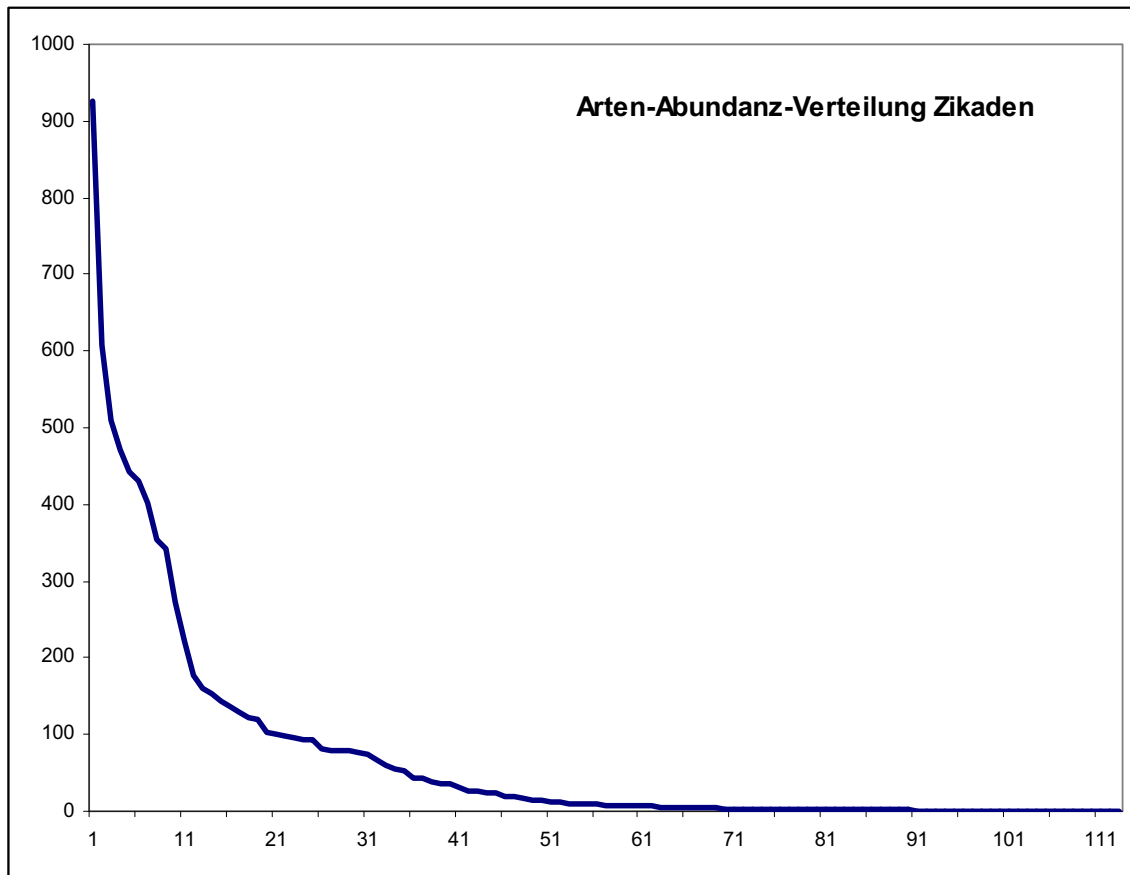


Abbildung 79: Die Gesamt-Dominanzkurve ist relativ steil, relativ wenige Arten dominieren die Zikadenfauna, die allerdings insgesamt mit 118 nachgewiesenen Arten relativ artenreich ist.



Abbildung 80: Die Wiesen-Dickkopfizikade *Anaceratagallia ribauti* ist die stetigste Zikadenart der untersuchten Grünland-Lebensräume, sie wurde in 82 % aller Flächen nachgewiesen (Foto: G. Kunz)

Tabelle 42: Liste der zehn häufigsten Zikadenarten der untersuchten Grünlandlebensräume.

Wiss. Name	Stetigkeit (%)	Stetigkeit (%)
<i>Deltocephalus pulicaris</i> (Fallén, 1806)	76,92	11,50
<i>Errastunus ocellaris</i> (Fallén, 1806)	74,35	7,55
<i>Philaenus spumarius</i> (Linnaeus, 1758)	51,28	5,87
<i>Turrutus socialis</i> (Flor, 1861)	51,28	5,51
<i>Arthaldeus striifrons</i> (Kirschbaum, 1868)	56,41	5,34
<i>Macrosteles cristatus</i> (Ribaut, 1927)	41,02	4,73
<i>Recilia coronifera</i> (Marshall, 1866)	69,23	4,40
<i>Anaceratagallia ribauti</i> (Ossiannilsson, 1938)	82,05	4,26
<i>Macrosteles laevis</i> (Ribaut, 1927)	56,41	3,74
<i>Zyginidia pullula</i> (Boheman, 1845)	56,41	3,37

Abbildung 81: Die Wiesenflohzirpe *Deltocephalus pulicaris* ist die mit Abstand häufigste Zikadenart der untersuchten Grünland-Lebensräume (Foto: G. Kunz)

Tabelle 43: Liste der am weitesten verbreiteten Zikadenarten der untersuchten Grünlandlebensräume. Insgesamt erreichen 30 Arten Stetigkeiten von mind. 30 %, dh. kommen in zumindest etwa jeder 3. Fläche vor.

Wiss. Name	Stetigkeit (%)
<i>Anaceratagallia ribauti</i> (Ossiannilsson, 1938)	82,05
<i>Deltocephalus pulicaris</i> (Fallén, 1806)	76,92
<i>Errastunus ocellaris</i> (Fallén, 1806)	74,35
<i>Recilia coronifera</i> (Marshall, 1866)	69,23
<i>Laodelphax striatella</i> (Fallén, 1826)	66,66
<i>Anoscopus serratulae</i> (Fabricius, 1775)	66,66
<i>Cicadella viridis</i> (Linnaeus, 1758)	61,53
<i>Dicranotropis hamata</i> (Boheman, 1847)	58,97
<i>Arthaldeus striifrons</i> (Kirschbaum, 1868)	56,41
<i>Macrosteles laevis</i> (Ribaut, 1927)	56,41
<i>Zyginidia pullula</i> (Boheman, 1845)	56,41
<i>Euscelis incisus</i> (Kirschbaum, 1858)	56,41
<i>Philaenus spumarius</i> (Linnaeus, 1758)	51,28
<i>Turrutus socialis</i> (Flor, 1861)	51,28
<i>Streptanus aemulans</i> (Kirschbaum, 1868)	48,71
<i>Arthaldeus pascuellus</i> (Fallén, 1826)	46,15
<i>Psammotettix confinis</i> (Dahlbom, 1850)	46,15
<i>Ribautodelphax albostrata</i> (Fieber, 1866)	43,58
<i>Macrosteles cristatus</i> (Ribaut, 1927)	41,02
<i>Chlorita paolii</i> (Ossiannilsson, 1939)	41,02
<i>Forcipata citrinella</i> (Zetterstedt, 1828)	41,02
<i>Arocephalus languidus</i> (Flor, 1861)	41,02
<i>Megophthalmus scanicus</i> (Fallén, 1806)	38,46
<i>Cicadula persimilis</i> (Edwards, 1920)	38,46
<i>Neophilaenus campestris</i> (Fallén, 1805)	35,89
<i>Eupteryx notata</i> Curtis, 1937	35,89
<i>Javesella pellucida</i> (Fabricius, 1794)	33,33
<i>Javesella obscurella</i> (Boheman, 1847)	33,33
<i>Emelyanoviana mollicula</i> (Boheman, 1845)	33,33
<i>Megadelphax sordidula</i> (Stål, 1853)	30,76

7.1.4.5 Zu erwartende Gesamtartenzahl

Das für jede Probefläche dokumentierte Zikadenartenspektrum stellt naturgemäß nur einen Ausschnitt des tatsächlichen Zikadenarteninventars der Fläche dar. Saisonalität, Mobilität und Abundanz der Arten sind ausschlaggebend für die jeweilige Nachweiswahrscheinlichkeit. So werden Frühjahrsarten (wie zB *Asiraca clavicornis*, *Cercopis* spp.) beim angewandten Untersuchungsdesign deutlich unterrepräsentiert sein. Die nachstehenden drei Grafiken stellen Artenakkumulationskurven für einzelne Probeflächen dar, die vierte Grafik zeigt exemplarisch die Fangeffizienz des 1. Durchgangs der Saugproben.

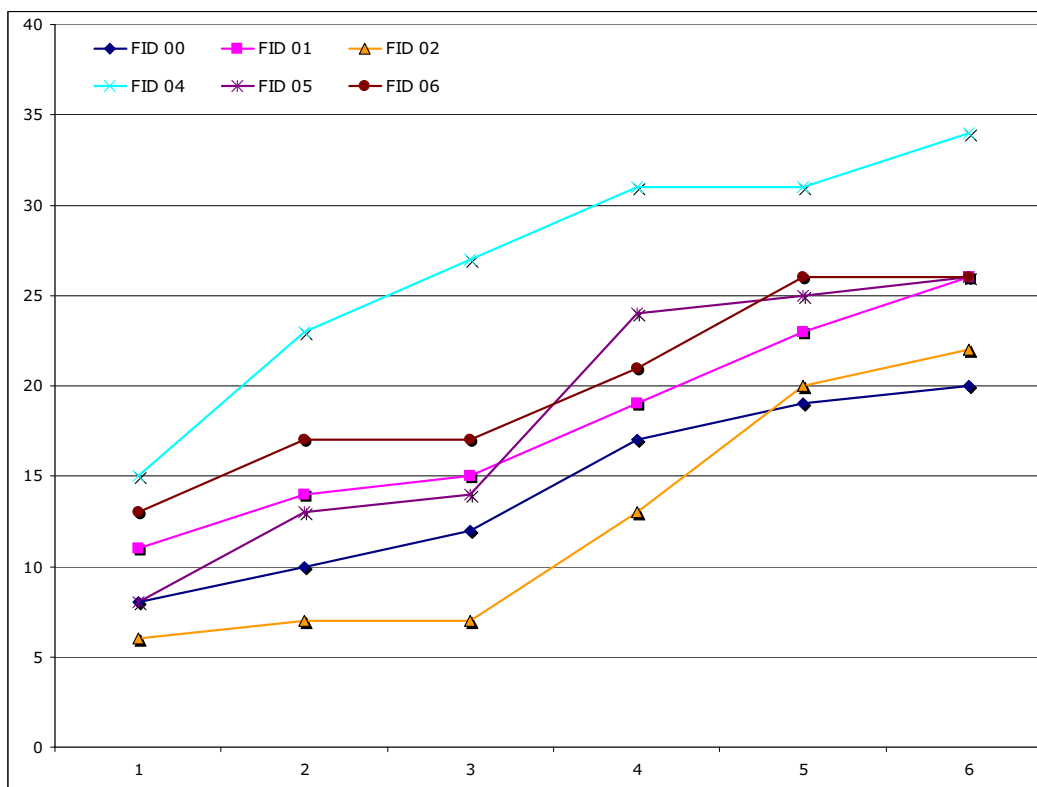


Abbildung 82: Zikaden-Arten-Akkumulationskurve für die Probeflächen 00, 01, 02, 04, 05 und 06 (basierend auf Auswertungen der Saugproben).

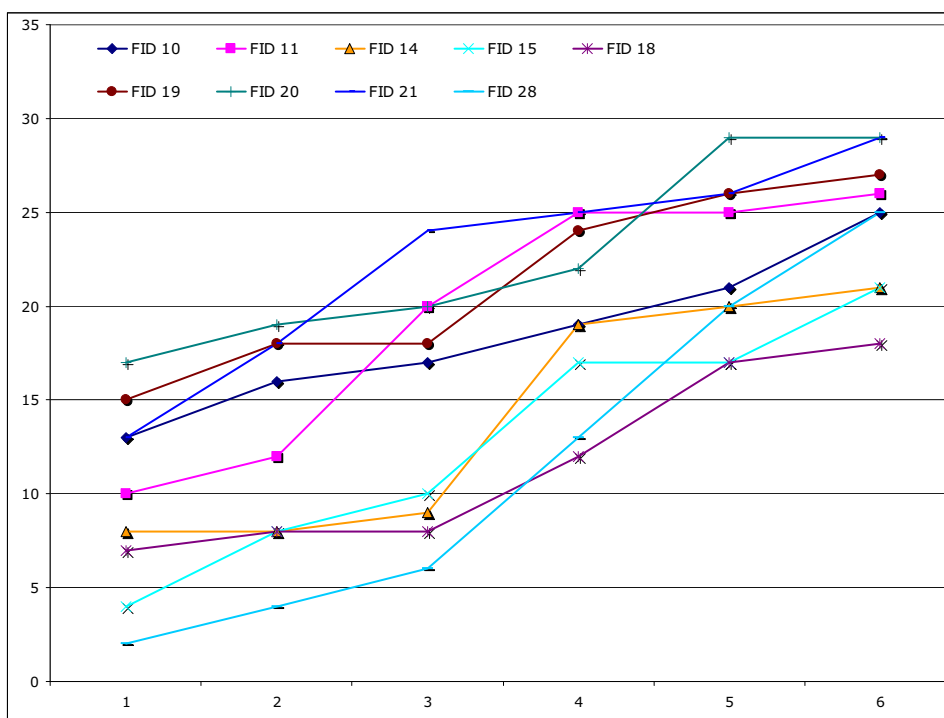


Abbildung 83: Zikaden-Arten-Akkumulationskurve für die Probeflächen 10, 11, 14, 15, 18, 19, 20, 21 und 28 (basierend auf Auswertungen der Saugproben).

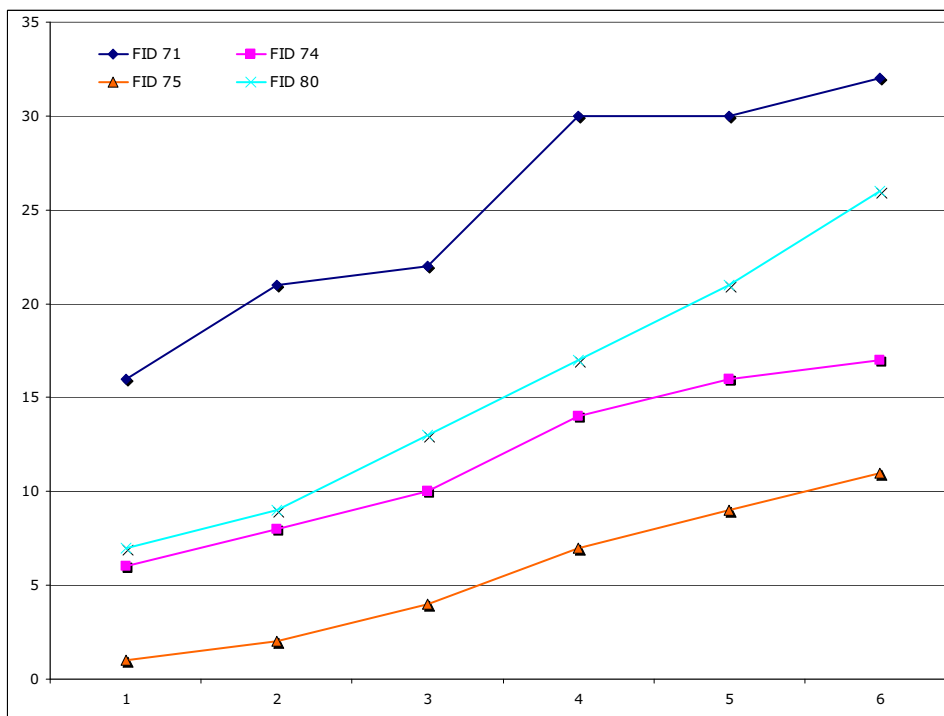


Abbildung 84: Zikaden-Arten-Akkumulationskurve für die Probeflächen 71, 74, 75 und 80 (basierend auf Auswertungen der Saugproben).

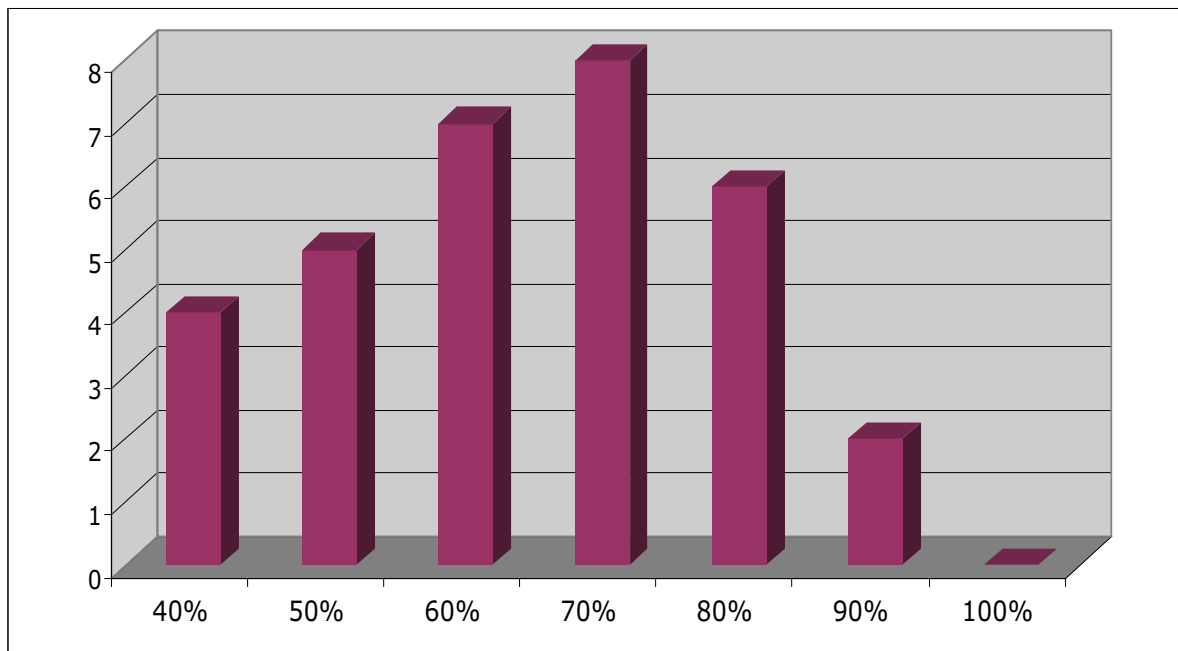


Abbildung 85: Wie hoch war der Zikadenarten-Erfassungsgrad beim 1. Durchgang der Saugproben? Die jeweiligen Erfassungsgrade (in Prozent) für die Einzelflächen wurden in Klassen (30-40 %, 40-50 % usw.) zusammengefasst; jede Säule summiert daher die Zahl der Probeflächen in der jeweiligen Klasse.

Die zu erwartenden Gesamtartenzahlen für Grünlandlebensräume (und für das gewählte Untersuchungsdesign) sind sinnvoller Weise nur für die naturräumlichen Regionen „Südöstliches Alpenvorland“ und „Zentralalpen“ zu ermitteln, da hier ausreichende Flächen- und Stichprobenzahlen vorliegen. Für das Südöstliche Alpenvorland sind es 23 Flächen (FID 03, 10, 11, 14, 15, 18, 19, 20, 21, 28, 29, 34, 35, 36, 37, 38, 50, 52, 54, 65, 66, 67 und 71), für die Zentralalpen 11 Flächen (FID 04, 05, 06, 07, 25, 26, 27, 74, 75, 84 und 85).

Die nachfolgenden Artenakkumulationskurven (sample-based rarefactions curves) und Gesamtarten-Schätzungen wurden nach Colwell et al. (2004) mit dem Programm EstimateS 7.5.2 (Colwell 2006) errechnet. Auf Basis von 129 Proben (mit 100 Arten) ergeben sich für das Südöstliche Alpenvorland eine geschätzte Gesamtartenzahl von etwa 150 Arten (CI 95 %: 119 - 226 Arten), der Erfassungsgrad liegt damit unter 70 %. Für die Zentralalpen werden deutlich weniger Arten erwartet, hier pendeln sich die Schätzungen (bei einer Datengrundlage von 64 Arten in 51 Proben) bei 71 Arten (CI 95% 66 - 92 Arten) ein, der Erfassungsgrad liegt bei rund 90 %.

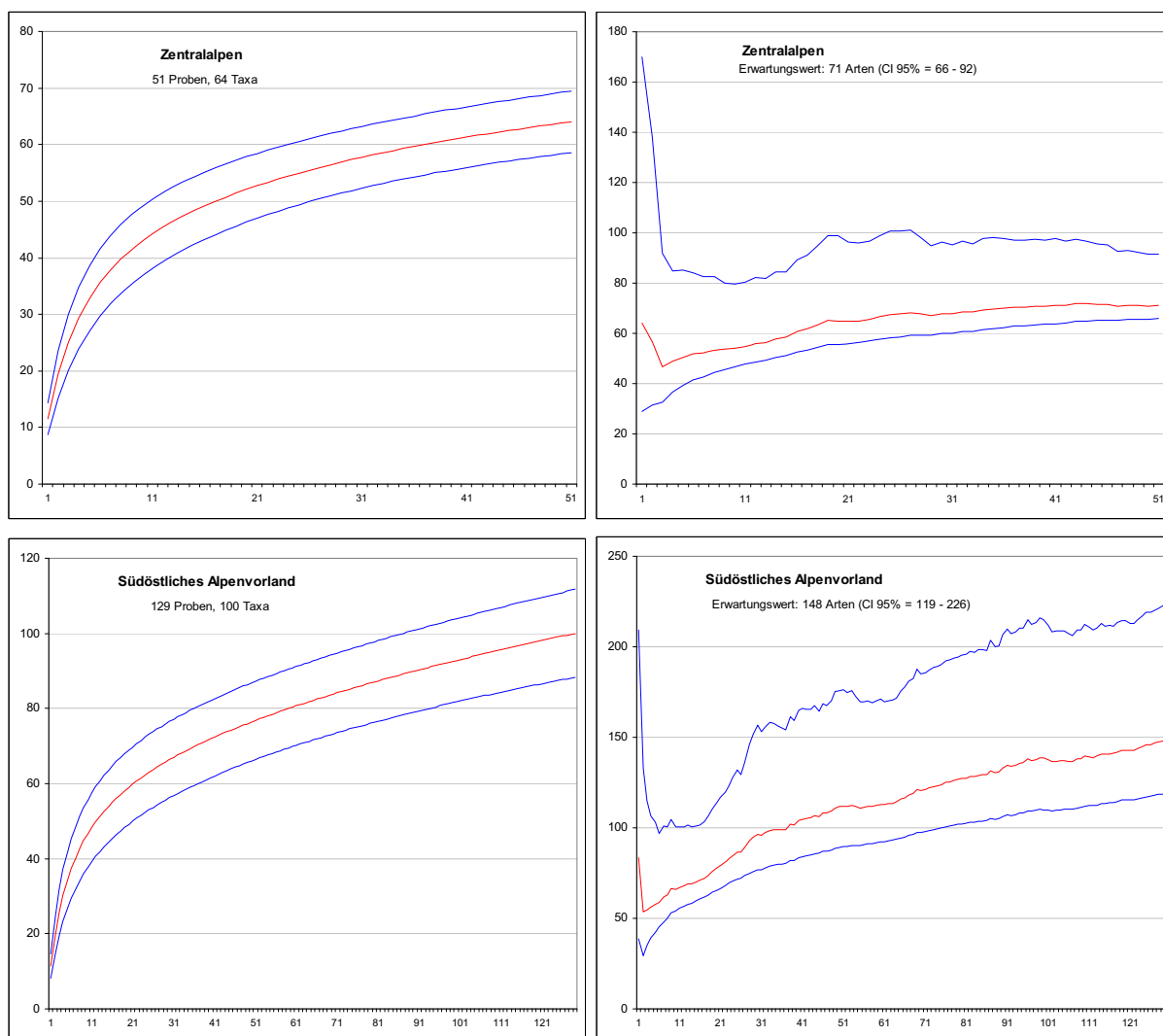


Abbildung 86: Artenakkumulationskurven (sample-based rarefactions curves, links) und Gesamtartenschätzungen (rechts) für Zikaden in Grünlandlebensräume in den Zentralalpen (oben) und im Südöstlichen Alpenvorland (unten), erstellt mittels EstimateS 7.5.2 (Colwell 2006)

7.1.4.6 Naturschutzfachliche Bewertungsparameter für Zikaden

Zur Bestimmung des naturschutzfachlichen Wertes wurden fünf Parameter herangezogen: Die Artenzahl, die Anzahl der Rote-Liste-Arten (Kategorien NT, VU, EN), die Zahl der höherrangigen Rote-Liste-Arten (Kategorien VU, EN), die Individuenzahl der Rote-Liste-Arten und der Individuenanteil von Rote-Liste-Arten. Absolute Werte und Rangzahlen für die qualitätsbestimmenden Variablen sind in der nachstehenden Tabelle dargestellt.

*Tabelle 44: Werte und Rangzahlen für die qualitätsbestimmenden Variablen, bezogen auf Zikadengemeinschaften. Zu beachten ist, dass höhere Rangzahlen einen höheren naturschutzfachlichen Wert darstellen. FID = Flächen-Nummer, S = Artenzahl, R-S = Rangzahl nach Artenzahl, RL-spp = Anzahl Rote-Liste-Arten, R-RL = Rangzahl nach Anzahl Rote-Liste-Arten, HRL = Anzahl höherrangiger Rote-Liste-Arten, R-HRL = Rangzahl nach Anzahl höherrangiger Rote-Liste-Arten, %RL = Anteil Rote-Liste-Individuen, R-%RL = Rangzahl nach Anteil Rote-Liste-Individuen, RL-Ind = Individuenzahl Rote-Liste-Arten, R-RL-Ind = Rangzahl nach Individuenzahl Rote-Liste-Arten, Sum-R = Summe der Rangzahlen der fünf Kriterien, Gesamt = Rangzahl für Sum-R. * Aufgrund von methodischen Problemen beim ersten Durchgang der Bodensauger-Probenahmen sind die Ergebnisse auf den Flächen mit den FID-Nummern 14, 15, 28, 52, 54, 67 und 74 nicht repräsentativ, es ist anzunehmen, dass diese Flächen de facto deutlich höher zu bewerten sind. Hotspots der Biodiversität sind rot unterlegt, Coldspots blau.*

FID	S	R-S	RL-spp	R-RL	HRL	R-HRL	%RL	R-%RL	RL-Ind	R-RL-Ind	Sum-R	Gesamt
00	26	14,5	2	14,5	2	23,5	7	30	5	19	101,5	22
01	37	37	5	32,5	3	30,5	41	38	113	38	176	37
02	32	30,5	7	37	4	38	12	33	19	32	170,5	35,5
03	29	20	4	27,5	3	30,5	6	29	10	27,5	134,5	29
04	36	35,5	5	32,5	3	30,5	4	22	7	25	145,5	31
05	28	17,5	2	14,5	1	14,5	3	20	7	25	91,5	16
06	30	22	2	14,5	1	14,5	3	17	5	19	87	15
07	31	25,5	2	14,5	1	14,5	6	28	4	14	96,5	19
10	31	25,5	2	14,5	1	14,5	1	7	4	14	75,5	14
11	31	25,5	6	35,5	3	30,5	3	16	5	19	126,5	26,5
14 *	22	8	2	14,5	0	3,5	4	24	7	25	75	13
15 *	25	12	3	22	2	23,5	3	18	6	23	98,5	20,5
18	23	9	1	6	1	14,5	1	10	1	6	45,5	8
19	31	25,5	4	27,5	3	30,5	17	36	51	37	156,5	34
20	31	25,5	4	27,5	3	30,5	13	34	49	36	153,5	33
21	32	30,5	2	14,5	1	14,5	10	32	34	33	124,5	25

Fortsetzung Tabelle 44

FID	S	R-S	RL-spp	R-RL	HRL	R-HRL	%RL	R-%RL	RL-Ind	R-RL-Ind	Sum-R	Gesamt
25	33	33	3	22	1	14,5	5	25	5	19	113,5	24
26	28	17,5	0	1,5	0	3,5	0	1,5	0	1,5	25,5	3
27	29	20	1	6	0	3,5	1	8	1	6	43,5	7
28 *	25	12	2	14,5	1	14,5	2	13	5	19	73	12
29	20	4,5	1	6	1	14,5	1	6	1	6	37	5
34	31	25,5	5	32,5	3	30,5	3	19	5	19	126,5	26,5
35	34	34	4	27,5	1	14,5	5	26	11	29,5	131,5	28
36	41	39	8	38,5	4	38	9	31	18	31	177,5	38
37	24	10	3	22	1	14,5	1	4	1	6	56,5	10
38	29	20	2	14,5	1	14,5	1	11	3	11,5	71,5	11
50	27	16	1	6	1	14,5	6	27	11	29,5	93	17
52 *	25	12	3	22	3	30,5	3	15	5	19	98,5	20,5
54 *	20	4,5	1	6	0	3,5	0	3	1	6	23	2
65	26	14,5	4	27,5	3	30,5	1	12	3	11,5	96	18
66	32	30,5	4	27,5	3	30,5	4	23	10	27,5	139	30
67 *	19	3	1	6	1	14,5	1	9	1	6	38,5	6
71	36	35,5	6	35,5	3	30,5	15	35	37	34	170,5	35,5
74 *	21	6,5	2	14,5	1	14,5	1	5	1	6	46,5	9
75	13	1	1	6	0	3,5	2	14	2	10	34,5	4
80	38	38	8	38,5	4	38	24	37	42	35	186,5	39
83	21	6,5	5	32,5	3	30,5	79	39	150	39	147,5	32
84	32	30,5	3	22	1	14,5	3	21	4	14	102	23
85	17	2	0	1,5	0	3,5	0	1,5	0	1,5	10	1

7.1.4.7 Korrelation mit metrischen Umweltvariablen

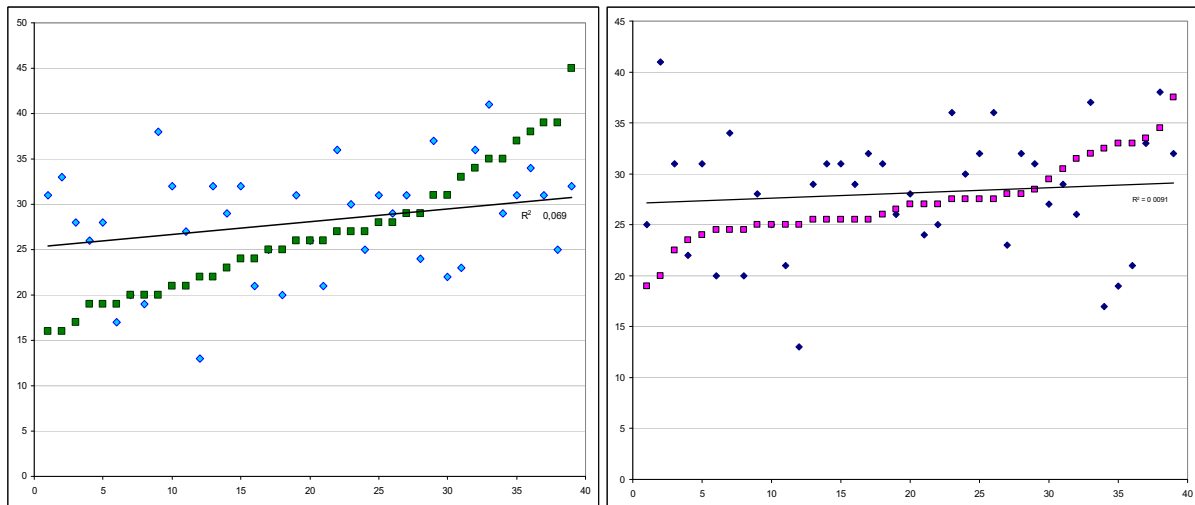


Abbildung 87 (links): Obgleich die Mehrheit der heimischen Zikadenarten mehr oder minder eng an bestimmte Nährpflanzen gebunden ist, kann keine deutliche Korrelation zwischen der Anzahl an Pflanzenarten (grüne Quadrate) mit der Zikadenartenzahl (blaue Rhomben, Trendlinie) nachgewiesen werden (Probeflächen nach steigender Pflanzenartenzahl gereiht aufgetragen).

Abbildung 88 (rechts): Auch zwischen der Feuchtezahl nach Ellenberg (pink) und der Zikadenartenzahl (blau) konnte kein Zusammenhang hergestellt werden (Probeflächen nach zunehmender Feuchtezahl aufgetragen).

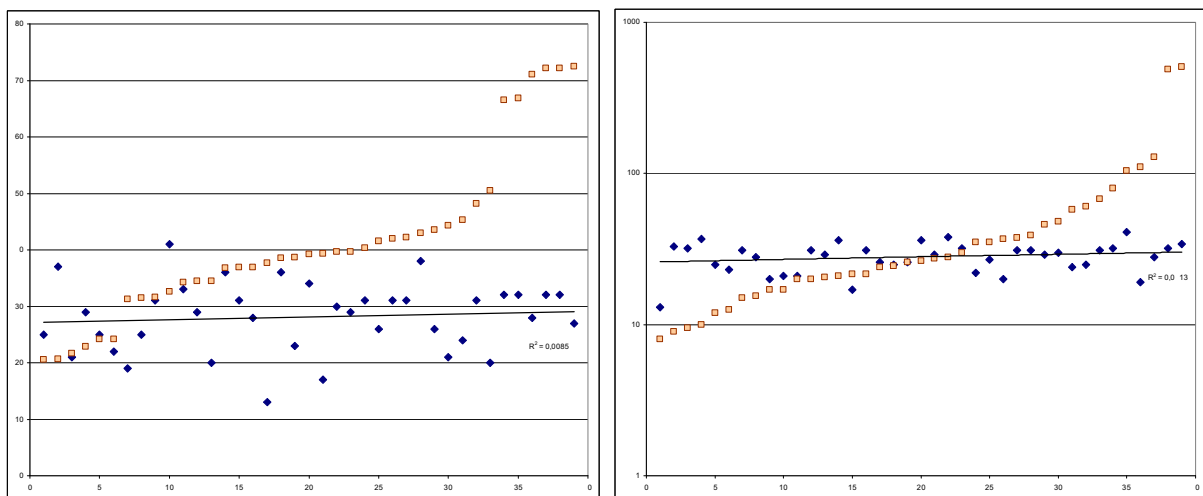


Abbildung 89 (links): Die Zikadenfauna der Weiden und Wiesen ist im gegenständlichen Untersuchungsdesign nicht von der Höhenlage abhängig; die Zikadenartenzahl (blaue Rhomben, Trendlinie) ist nicht mit der Seehöhe der Probefläche (gelbbraune Quadrate) korreliert.

Abbildung 90 (rechts): Auch Flächengröße (gelbbraune Quadrate) und Zikadenartenzahl sind nicht korreliert.

Zikaden sind rein phytophage Insekten und daher insbesondere von den vorkommenden Pflanzenarten (Präsenz, Vitalität) abhängig. Zudem beeinflussen die Struktur des Lebensraums, verschiedene abiotische Parameter (Pflanzenverteilung, Verfügbarkeit vegetationsfreier Stellen, Licht-, Feuchte- und Windverhältnisse, Azidität des Bodens) und die Entfernung zu anderen ähnlichen Lebensräumen die Artenzusammensetzung von Flächen.

Im gegenständlichen Projekt ist die Zikadenfauna konnten aufgrund der relativen Ähnlichkeit der untersuchten Standorte allerdings keine signifikanten Abhängigkeiten von den Parametern Pflanzenartenzahl, Ellenberg'sche Feuchtezahl, Seehöhe und Flächengröße nachgewiesen werden.

7.1.4.8 Korrelation mit nicht-metrischen Umweltparametern

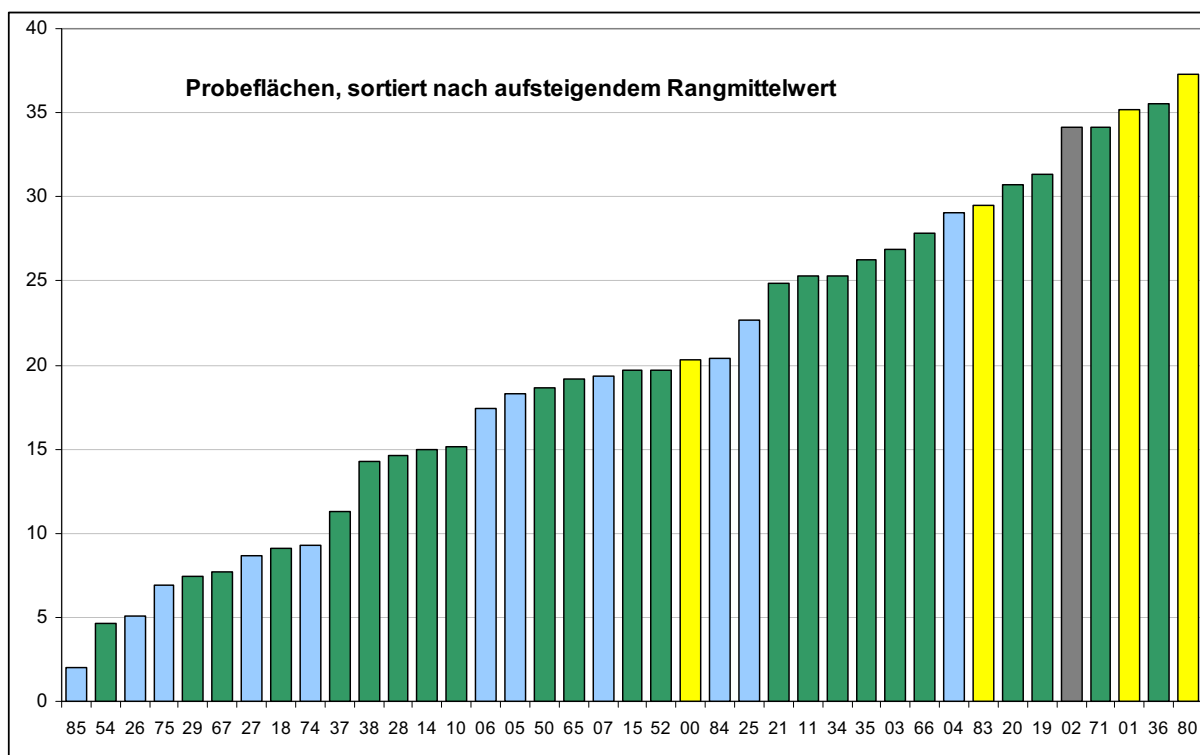


Abbildung 91 Rangmittelwerte (Mittelwert der fünf Kriterien zur naturschutzfachlichen Flächenbewertung; je höher, desto wertvoller) der 39 Probeflächen für Zikaden. Blau = Zentralalpen, grau = Nordalpen, grün = Südtöstliches Alpenvorland, gelb = Pannonische Flach- und Hügelländer.

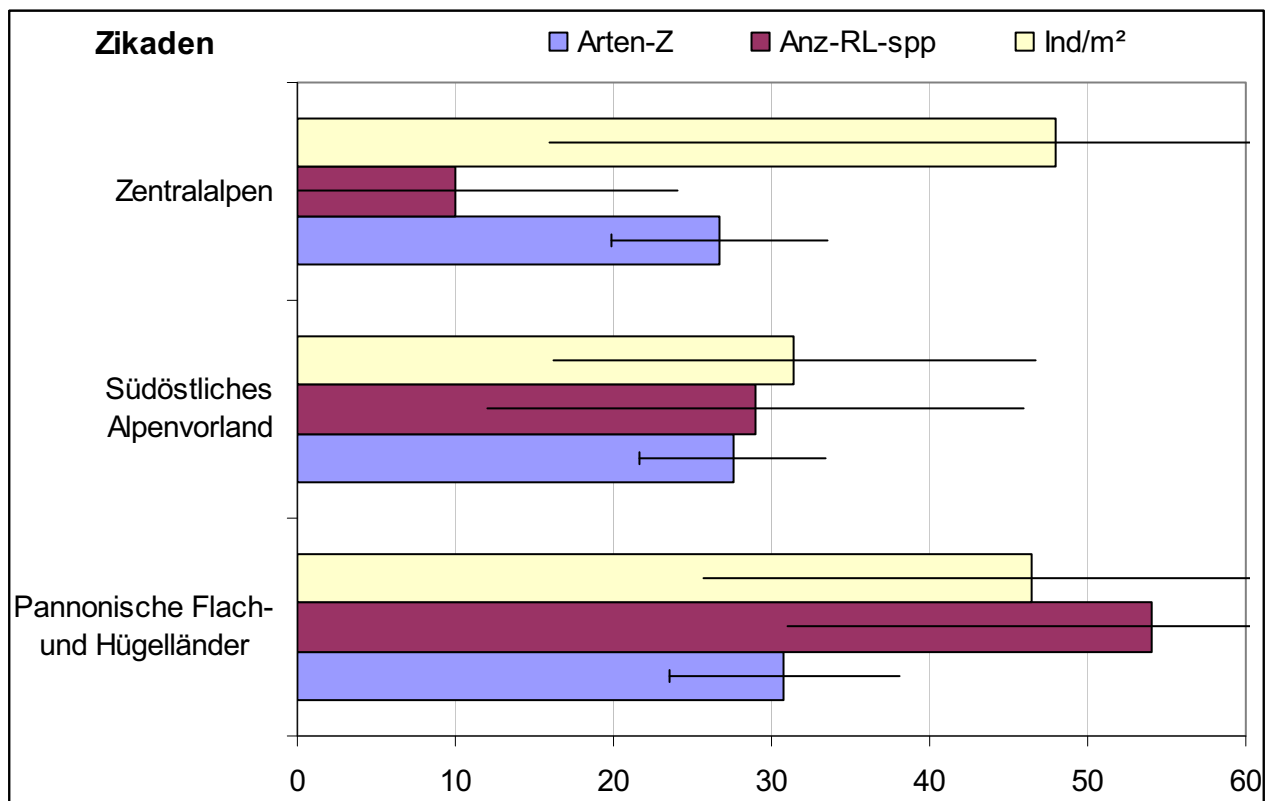


Abbildung 92 Während Individuendichten und Gesamtartenzahl in den drei bearbeiteten naturräumlichen Großregionen relativ konstant bleiben, unterscheidet sich die Anzahl der Rote-Liste-Arten (hier 10-fach erhöht dargestellt) deutlich: Sie ist in den Zentralalpen am geringsten ($1 \pm 1,4$), mittel im Südöstliches Alpenvorland ($2,9 \pm 1,7$) und hoch im Naturraum „Pannonische Flach- und Hügelländer“ ($5,4 \pm 2,3$).

Über alle Naturräume und Lebensraumtypen hinweg sind Gesamtartenzahl und Individuendichte bemerkenswert ähnlich. Lage und Biotoptyp sind dennoch für den naturschutzfachlichen Wert der Zikadenzönose entscheidend, da die Zahl der Rote-Liste-Arten sehr stark schwankt. Die geringwertigsten Flächen sind Intensivwiesen, Streuobstbestände und Fettweiden der Zentralalpen, während Mager- und Halbtrockenrasen im südöstlichen Alpenvorland und vor allem im Pannonikum besonders wertvoll sind. Da der Anteil an pannonischen Flächen in den Nicht-WF-Flächen wesentlich höher ist als bei WF-Flächen (20 % zu 10 %), führt das bei statistischen Auswertungen zu einem höheren „Grundrauschen“ (siehe Kap. „WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich“).

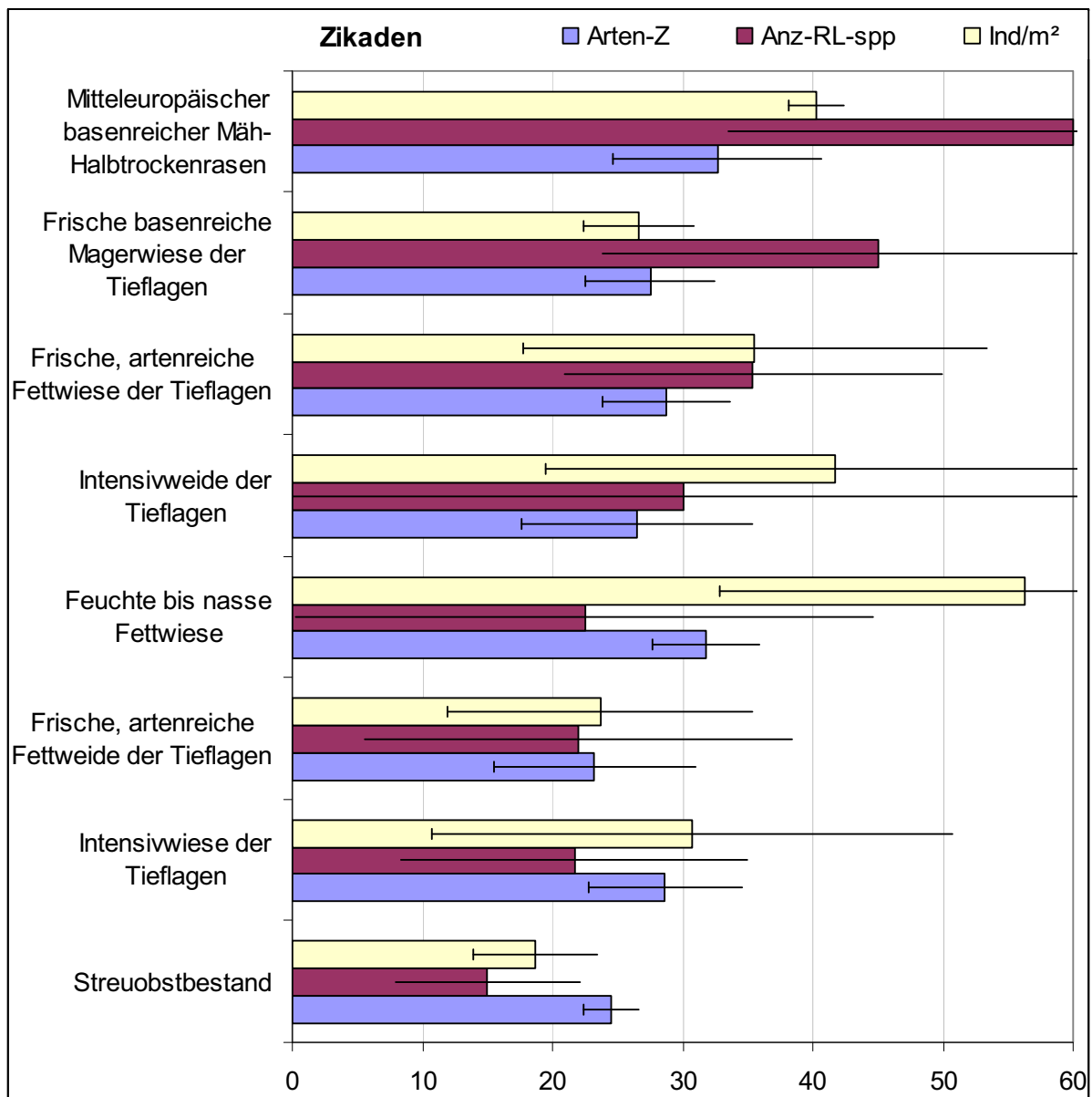


Abbildung 93 Bei wiederum ähnlichen Gesamtartenzahlen hängen Individuendichten und Zahl der Rote-Liste-Arten bei Zikaden sehr vom Biotoptyp ab. Streubstwiesen sind für Zikaden naturschutzfachlich die am wenigsten bedeutenden Lebensräume, während Halbtrocken- und Magerrasen besonders hohe Werte erreichen. Feuchte Wiesen mit üppigem Pflanzenwachstum ermöglichen besonders hohe Individuendichten (wenngleich der naturschutzfachliche Wert damit nicht korreliert).

7.1.4.9 Clusteranalyse

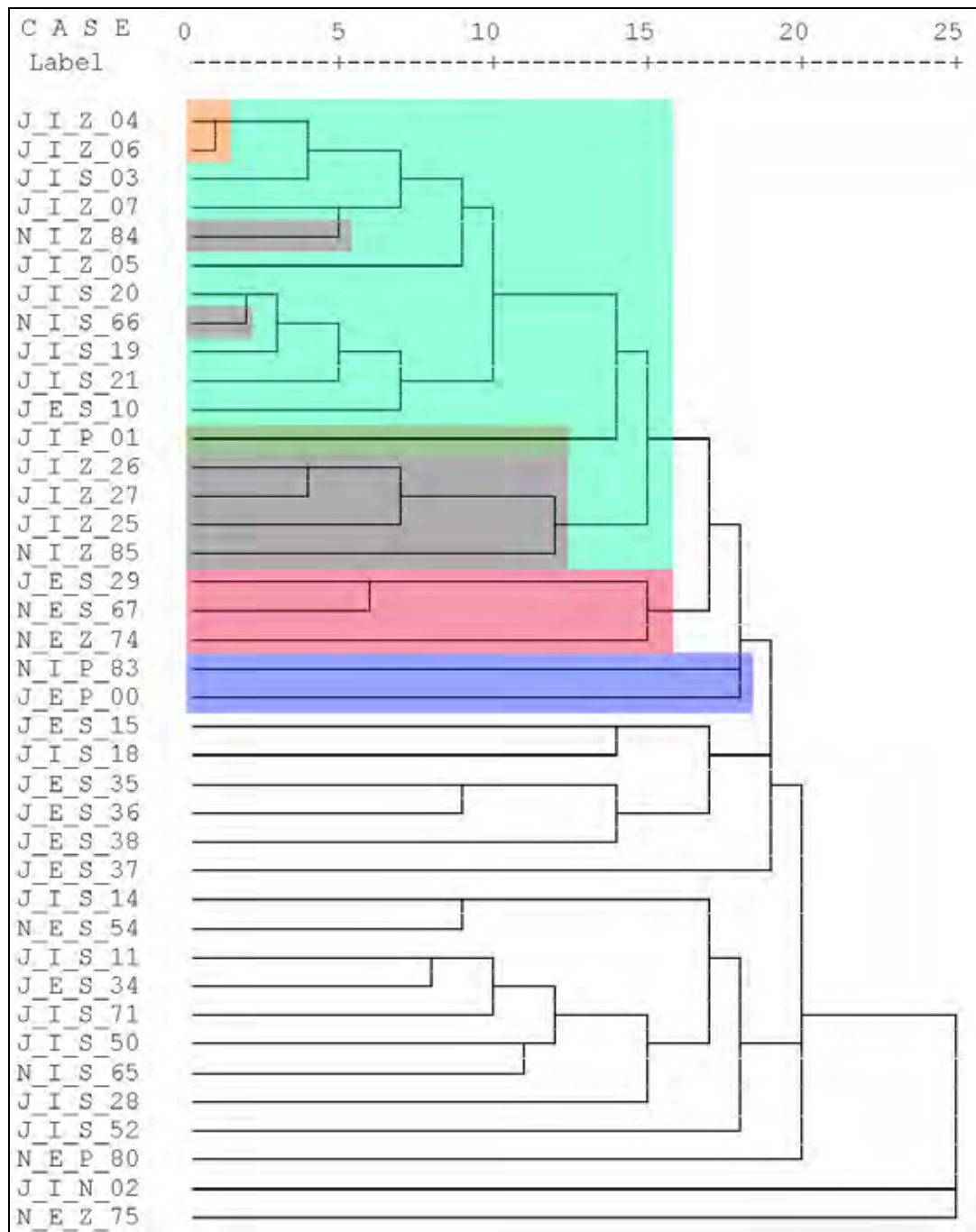


Abbildung 94: Die Clusteranalyse der Daten (Artidentität nach Jaccard-Index, Average Linkage, Rescaled Distance Cluster Combine) löst einige Gruppen von Flächen klar auf. So wird der große türkisgrüne Block aus WF-Wiesenflächen gebildet (mit drei Ausnahmen, FID 66, 84 und 85), wo wiederum jene der Zentralalpen von denen des Südöstlichen Alpenvorlands zu trennen sind. Der folgende rote Block sind Weiden, darunter in Blau zwei Flächen aus dem Pannonikum. Nochmals darunter, nicht farblich hervorgehoben, findet sich wiederum eine Gruppe von beweideten Flächen.

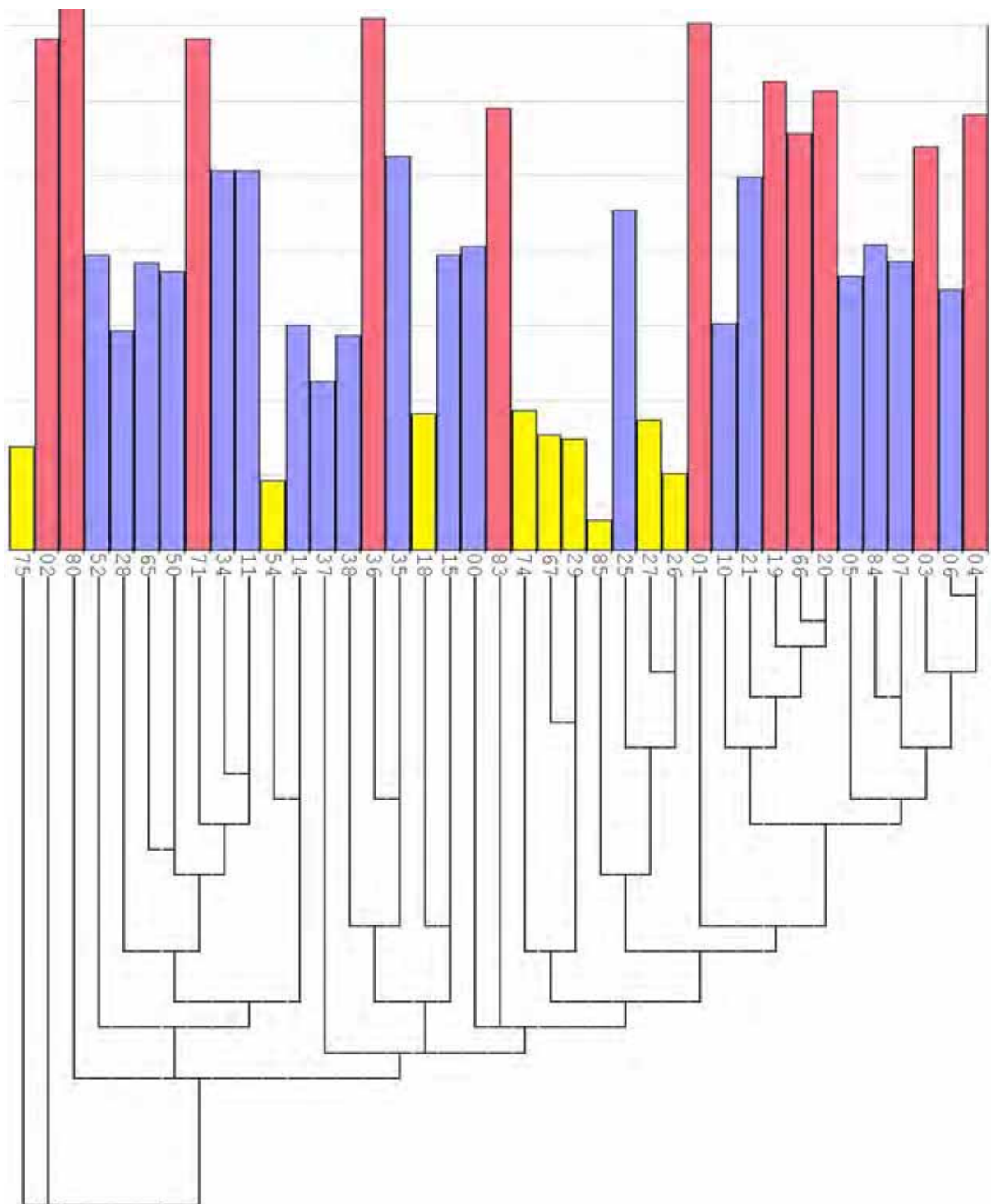


Abbildung 95: Clusteranalyse, kombiniert mit Rangmittelwerten (Mittelwert der fünf Kriterien zur naturschutzfachlichen Flächenbewertung; je höher, desto wertvoller) der 39 Probestellen für Zikaden. Besonders wertvolle Flächen sind rot, „mittlere“ blau, relativ geringwertige gelb eingefärbt.

Betrachtet man die Clusteranalyse unter dem Aspekt der naturschutzfachlichen Flächenbewertung, so fällt zunächst auf, dass mit den Flächen 75, 02 und 80 drei „Extremwerte“ der naturschutzfachlichen Bewertung auch in der Clusteranalyse sehr isoliert positioniert sind. FID 75 ist eine zikadenkundlich sehr artenarme, niedrigwüchsige Weidefläche auf der Leber in Stattegg bei Graz. Fläche 02 ist die einzige untersuchte Fläche der naturräumlichen Region „Nordalpen“. Es handelt sich um eine artenreichen Halbtrockenrasen mit vielen Rote-Liste-Arten. Fläche 80 wird im nachstehenden Kapitel diskutiert.

Die in Abbildung 94 farblich unterlegten Cluster von FID 26 bis FID 74, Flächen der Zentralalpen und Weideflächen, sind durchwegs von relativ geringem naturschutzfachlichen Wert. Der türkisfarbene Cluster hingegen hat viele Flächen mit hohen Wertigkeiten.

7.1.4.10 WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich

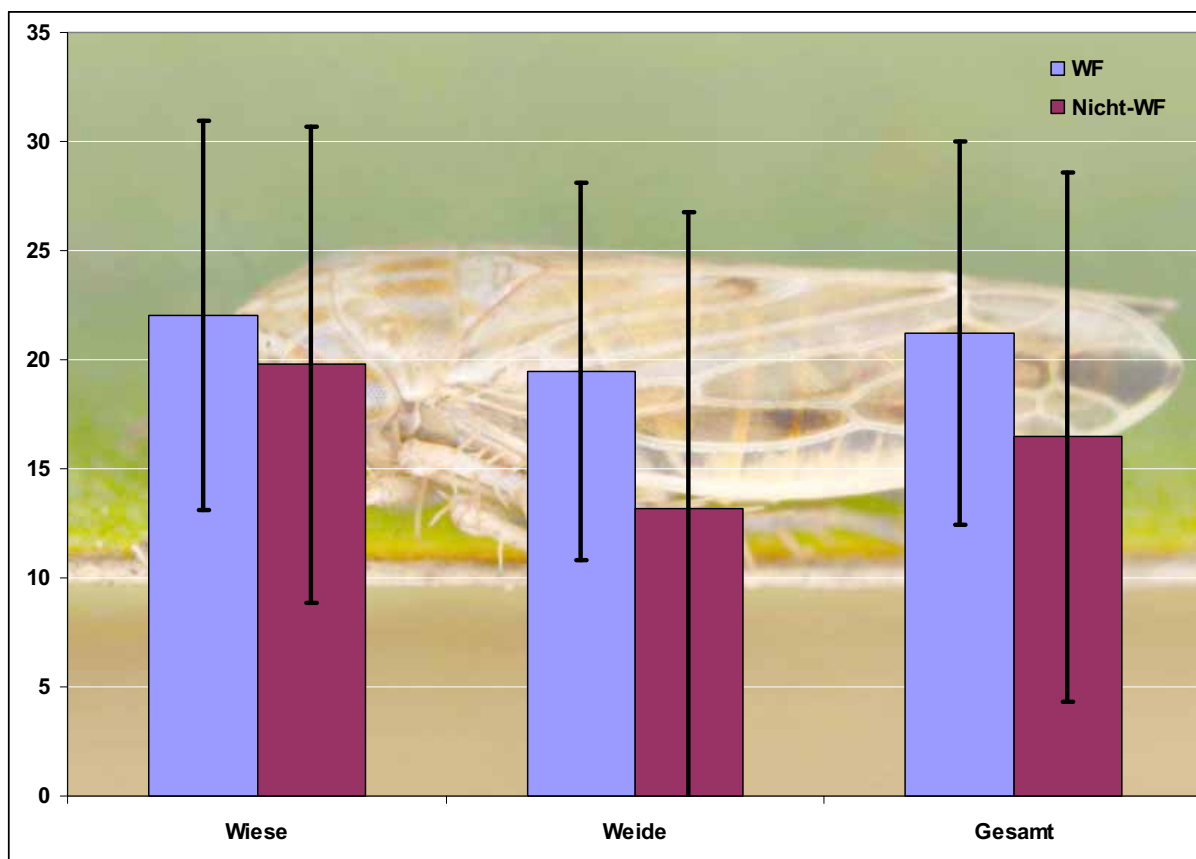


Abbildung 96 Mittelwert und Standardabweichung der Rangmittelwerte (Mittelwert der fünf Kriterien zur naturschutzfachlichen Flächenbewertung; je höher, desto wertvoller) im Vergleich: WF-Wiesen und Nicht-WF-Wiesen, WF-Weiden und Nicht-WF-Weiden, sowie WF-Flächen und Nicht-WF-Flächen insgesamt.

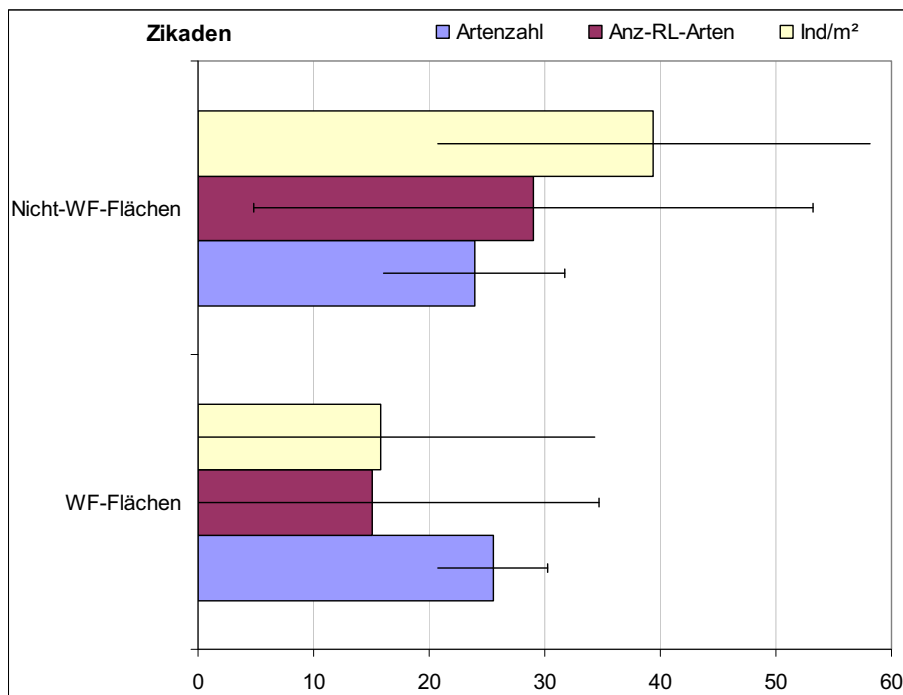


Abbildung 97 Mittelwert und Standardabweichung von Artenzahl, Anzahl der Rote-Liste-Arten (10-fach überhöht) und Individuendichte für alle WF- und Nicht-WF-Flächen. Nähere Erläuterungen dazu im Text.

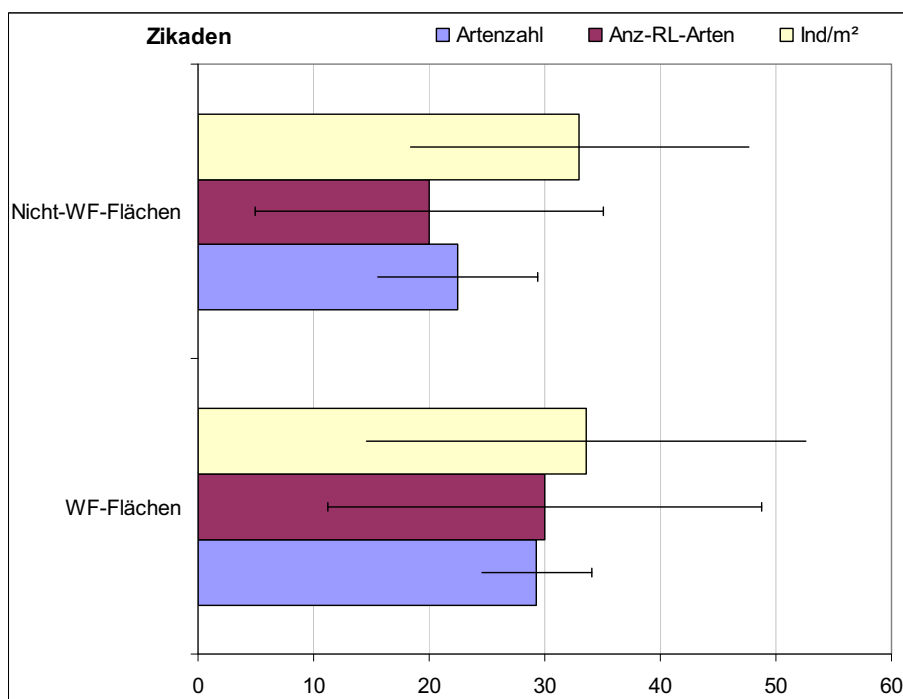


Abbildung 98 Mittelwert und Standardabweichung von Artenzahl, Anzahl der Rote-Liste-Arten (10-fach überhöht) und Individuendichte für alle WF- und Nicht-WF-Flächen außerhalb des Pannonikums.

Abbildung 96 zeigt, dass WF-Flächen sowohl generell als auch bei Weiden und bei Wiesen im Mittel naturschutzfachlich wertvoller sind als Nicht-WF-Flächen. WF-Flächen haben im Mittel einen Rangwert von 21,2 ($\pm 8,8$), während Nicht-WF-Flächen 16,5 erreichen ($\pm 12,1$). Betrachtet man jedoch alleine das Kriterium „Rote-Liste-Arten“, so führt dies zunächst zu einem nicht erwarteten Ergebnis (Abbildung 97): WF-Flächen sind hier – bei sehr hohen Varianzen – im Mittel deutlich weniger wertvoll als Nicht-WF-Flächen. Die Ursache für dieses Ergebnis liegt im wesentlich höheren Anteil pannonischer Probeflächen in den „Nicht-WF-Flächen“ im Vergleich zu WF-Flächen. Während bei WF-Flächen 10 % im Pannonikum liegen, sind es bei Nicht-WF-Flächen 20 %. Im pannonischen Raum sind, wie bereits die Analyse nicht-metrischer Umweltvariablen gezeigt hat, signifikant mehr Rote-Liste-Arten präsent. Daher verzerren die pannonischen Nicht-WF-Flächen 80 und 83 mit ihren 8 bzw. 5 Rote-Liste-Arten das Bild.

Vergleicht man WF- und Nicht-WF-Flächen unter Ausschluss der Flächen des Pannonischen Raumes, so ergibt sich ein gänzlich anderes Bild: Bei wiederum vergleichbar großen Individuendichten beherbergen WF-Flächen deutlich mehr Rote-Liste-Arten als nicht im WF-Programm geförderte Flächen.

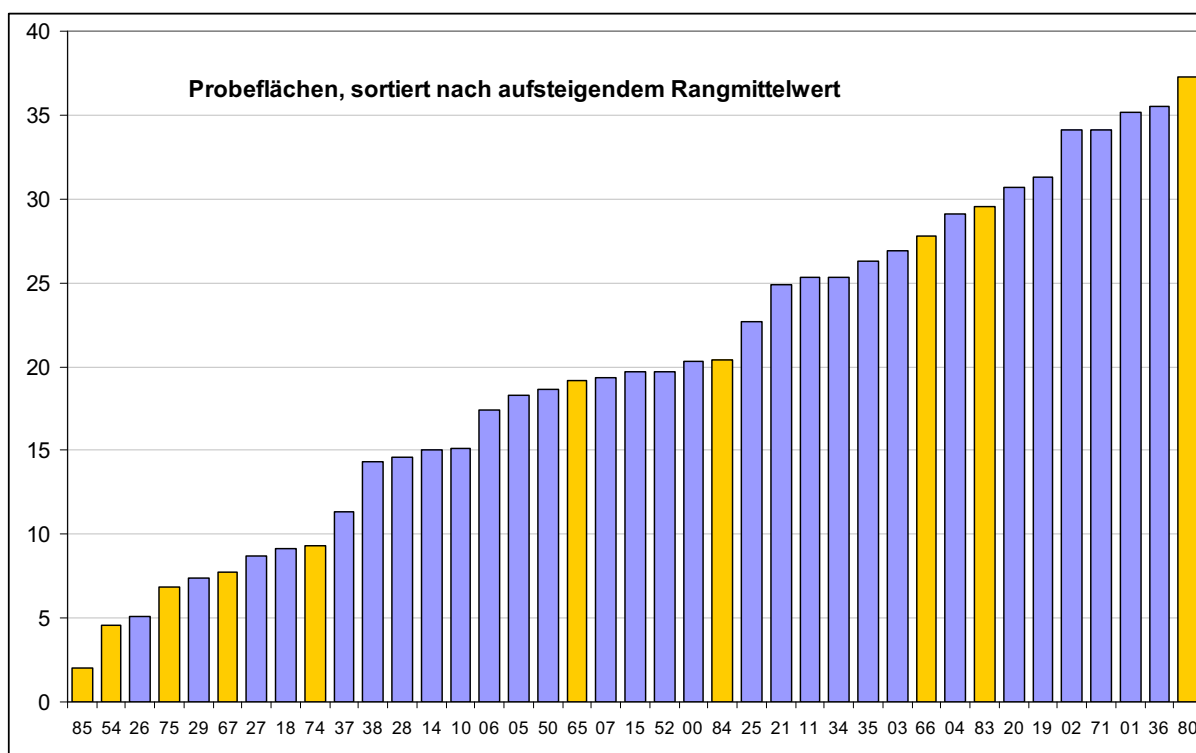


Abbildung 99 Rangmittelwerte (Mittelwert der fünf Kriterien zur naturschutzfachlichen Flächenbewertung; je höher, desto wertvoller) der 39 Probeflächen für Zikaden. Gelb = Nicht-WF-Flächen, blau = WF-Flächen.

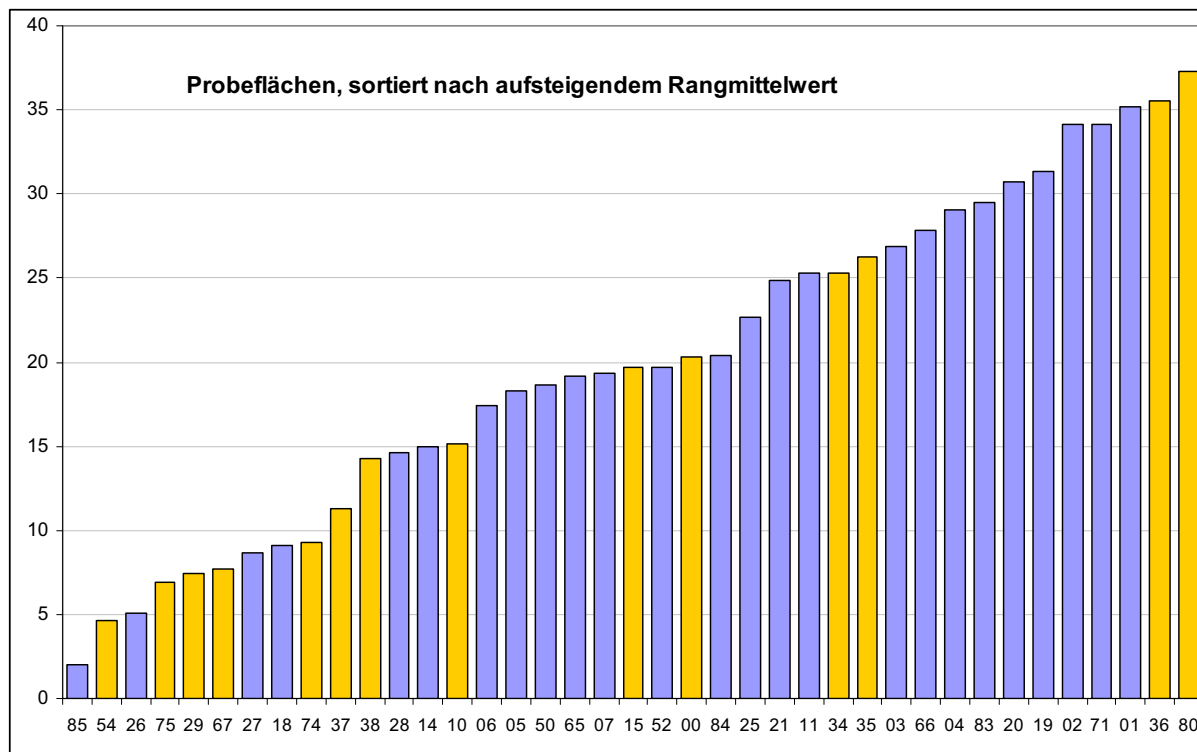


Abbildung 100 Rangmittelwerte (Mittelwert der fünf Kriterien zur naturschutzfachlichen Flächenbewertung; je höher, desto wertvoller) der 39 Probeflächen für Zikaden. Gelb = Weideflächen, blau = Wiesen.

Die mit dem höchsten Rangmittelwert ausgewiesene Fläche 80 ist eine lückig bewachsene Schafweide bei St. Egyden. Die Einstufung basiert auf einer hohen Gesamtartenzahl und einer hohen Zahl an Rote-Liste-Arten. So kommen hier der *Festuca arundinacea*-Besiedler *Ribautodelphax imitans*, der wechselfeuchte Standorte im Pannonikum bevorzugt, ebenso vor wie die auf trockene Säume spezialisierte Spornzikade *Metropis inermis*. Zu den häufigsten Arten der Fläche zählt *Arthaldeus striifrons*, eine ebenfalls auf Ostösterreich beschränkte Kleinzikadenart. Diese Artenkombination ist in vergleichbaren Flächen im pannonischen Raum weiter verbreitet, im Südöstlichen Alpenvorland kommt sie hingegen nicht oder kaum mehr vor. Die isolierte Stellung dieser Fläche kommt auch im Clusterdiagramm gut zum Ausdruck.

7.1.4.11 WF- und Nicht-WF-Mähwiesen im Vergleich

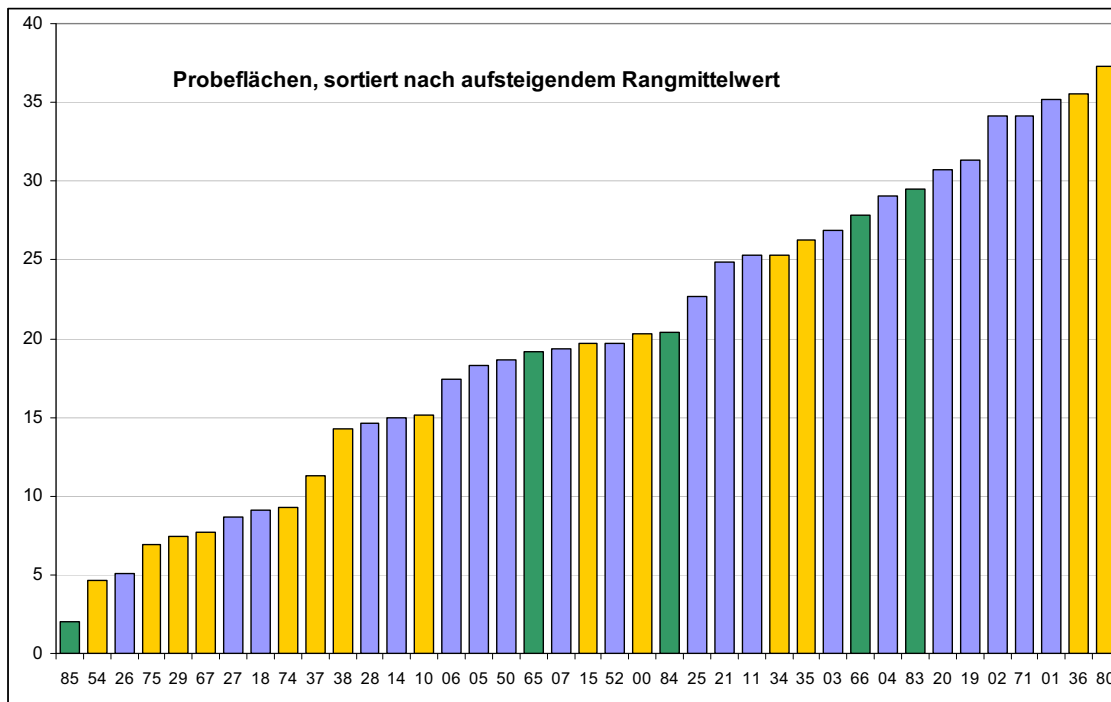


Abbildung 101 Rangmittelwerte (Mittelwert der fünf Kriterien zur naturschutzfachlichen Flächenbewertung; je höher, desto wertvoller) der 39 Probeflächen für Zikaden. Blau = WF-Wiesen, Grün = Nicht-WF-Wiesen, Gelb = Weideflächen.

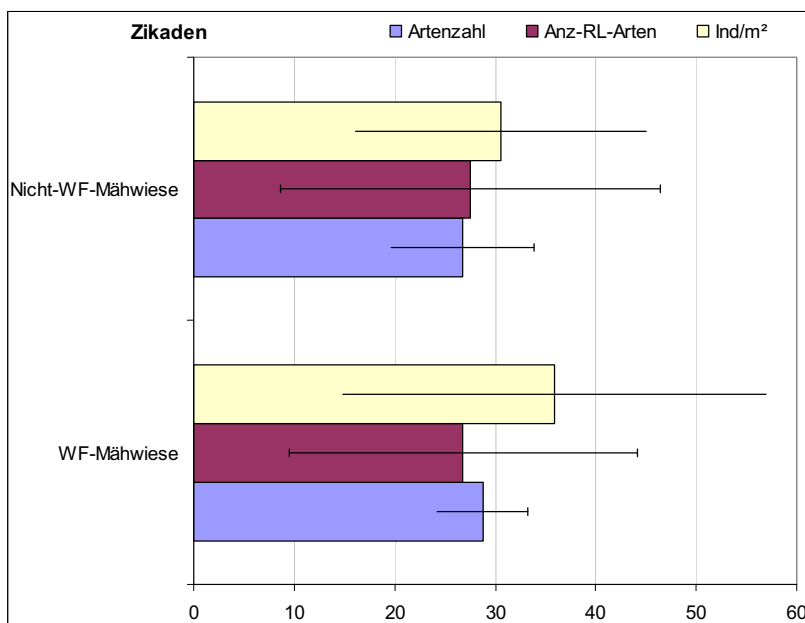


Abbildung 102 Mittelwert und Standardabweichung von Artenzahl, Anzahl der Rote-Liste-Arten (10-fach überhöht) und Individuendichte für alle WF- und Nicht-WF-Mähwiesen.

Die Rangsummen-Mittelwerte betrachtend (siehe Abbildung 96) zeigt sich, dass WF Wiesen mit einem Wert von 22,0 ($\pm 8,9$) höher als Nicht-WF-Wiesen eingestuft werden ($19,8 \pm 10,9$). Wiederum ist bei Betrachtung der Rote-Liste-Arten alleine allerdings nicht möglich, über naturräumliche Grenzen hinweg subsumierend, signifikante Unterschiede zwischen WF- und Nicht-WF-Mähwiesen zu erkennen. Die Flächen FID 66 und FID 83 werden von einer deutlich pannonisch geprägten Zikadenfauna besiedelt, obgleich Fläche Nr 66, im Südburgenland an der Strem gelegen, noch zum „Südöstlichen Alpenvorland“ zählt. Beide haben daher einen gegenüber Flächen des Südöstlichen Alpenvorland deutlich höheren Anteil an Rote-Liste-Arten. Auch hier wird ein Unterschied zwischen WF- und Nicht-WF-Wiesen erst dann sichtbar, wenn die Flächen des Pannonikums ausgeklammert werden.

7.1.4.12 Vergleich von WF-Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten

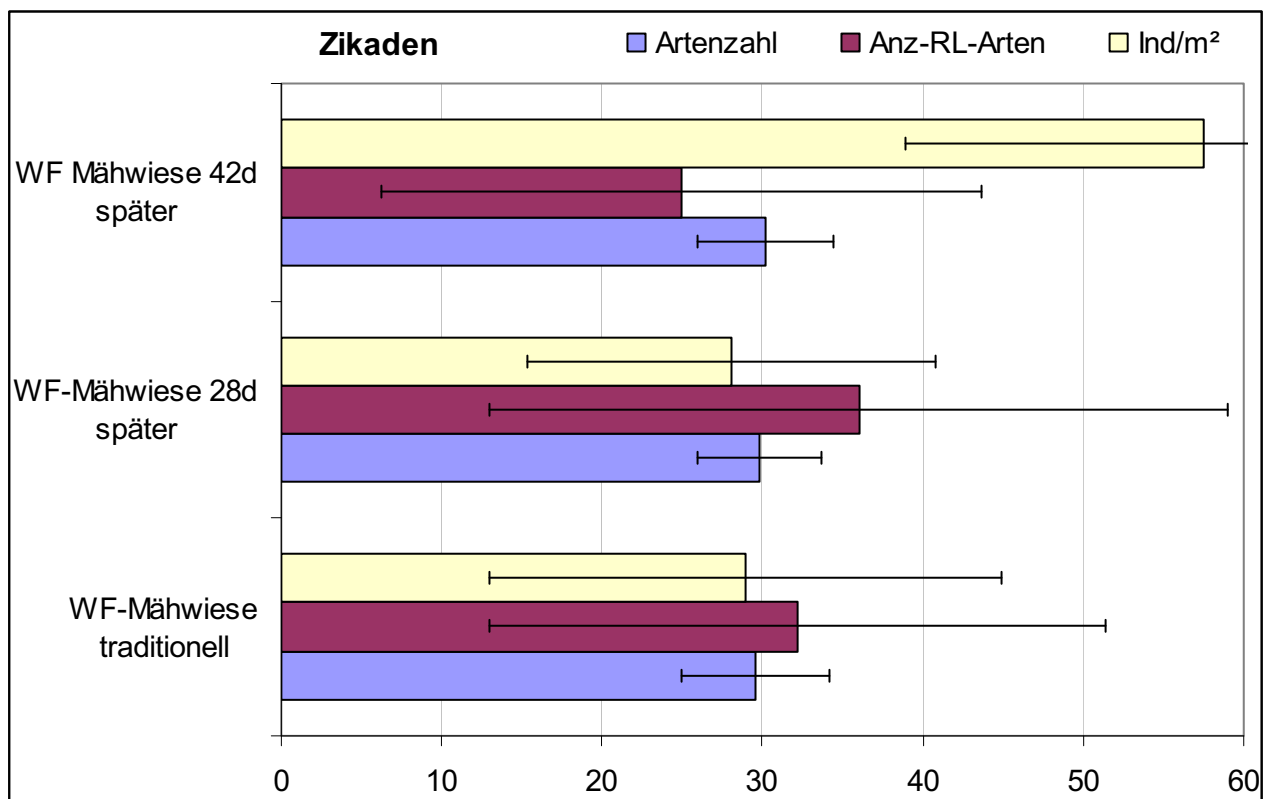


Abbildung 103 Mittelwert und Standardabweichung von Artenzahl, Anzahl der Rote-Liste-Arten (10-fach überhöht) und Individuendichte für alle WF-Mähwiesen mit unterschiedlichen Schnittzeitpunkten.

Der Rangzahlenmittelwert für traditionell bewirtschaftete Wiesen liegt mit 21,9 ($\pm 6,3$) niedriger als jener mit 28 Tagen Schnittzeitpunkts-Verzögerung ($26,0 \pm 10,0$), aber höher als der Wert für Flächen mit 42 Tagen Schnittzeitpunkts-Verzögerung ($18,9 \pm 11,5$). Die Einzelpara-

meter werden in obiger Grafik dargestellt. Die WF-Flächen wurden im Untersuchungsjahr erstmalig nach ÖPUL-Vorgaben bewirtschaftet, daher ist davon auszugehen, dass die geringen Unterschiede in der Anzahl der Rote-Liste-Arten keine Folge der ÖPUL-Auflagen sind. Auffällig ist der signifikante Unterschied in den Individuendichte (im August) zwischen den Flächen mit Schnittzeitpunkts-Verzögerung um 42 Tage und jenen mit traditionellem oder 28 Tage verzögertem Schnittzeitpunkt. Ob dies bereits der Bewirtschaftungsform zuzurechnen ist oder andere Gründe hat, wird eine der zentralen Fragestellungen des zweiten Teils des gegenständlichen Projekts (Evaluierung einige Jahre nach Umsetzungsbeginn der Maßnahmen) sein.

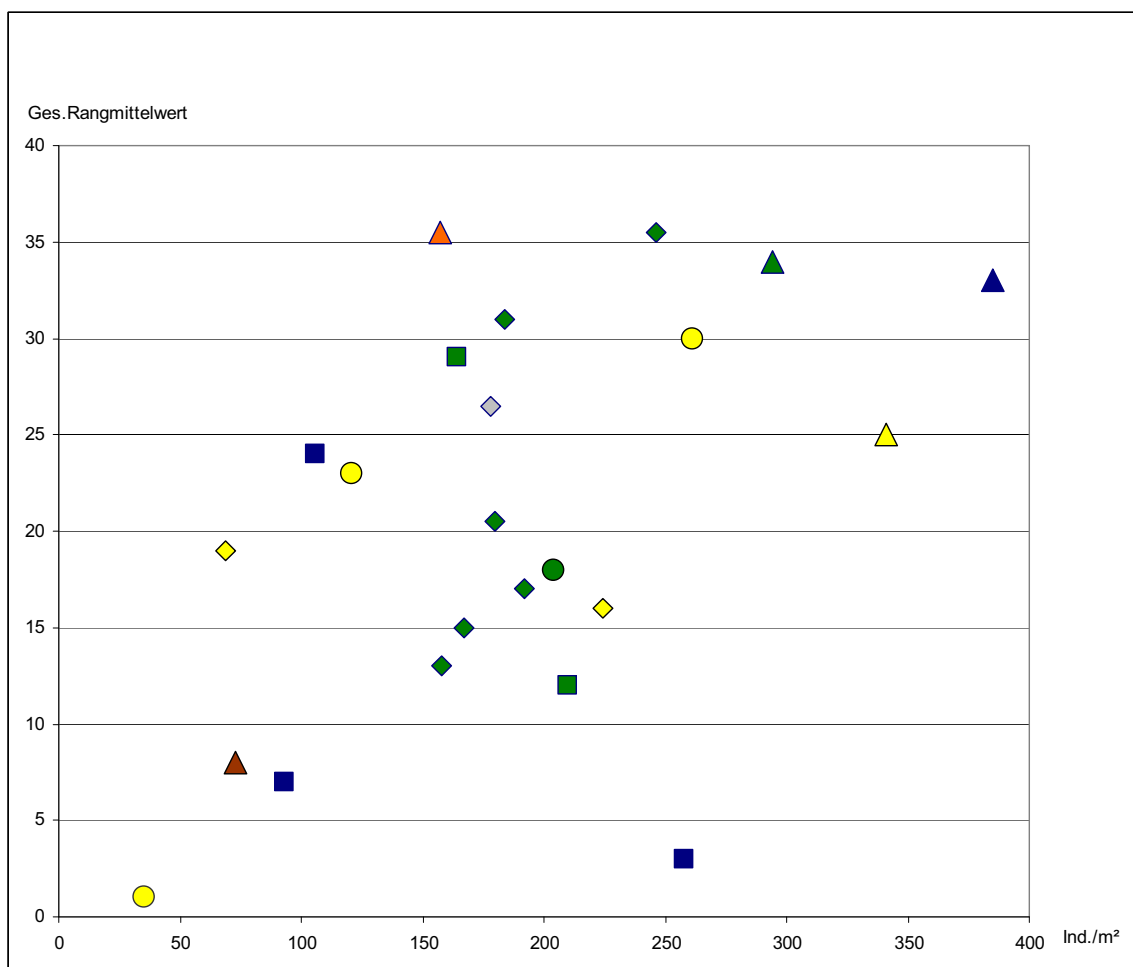


Abbildung 104 WF- und Nicht-WF-Mähwiesen (ohne Flächen im Pannonikum): Individuendichte und Gesamt-Rangmittelwert. Die Form der Symbole zeigt die Bewirtschaftungsweise (Kreis = nicht-WF, Karo = WF mit traditionellem Schnittzeitpunkt, Dreieck = mit 28 Tagen Schnittzeitpunktsverzögerung, Quadrat = mit 423 Tagen Schnittzeitpunktsverzögerung), die Farbe den Biototyp (gelb = Intensivwiese, braun = Streuobstwiese, orange = Halbtrockenrasen, grün = frische Fettwiese, blau = nasse Fettwiese, grau = Magerwiese).

7.1.4.13 WF- und Nicht-WF-Weiden im Vergleich

Im Rangsummen-Mittel sind WF-Weiden mit $19,5 (\pm 8,6)$ deutlich „wertvoller“ als Nicht-WF-Weiden ($13,1 \pm 13,6$). Nachstehende Abbildung löst die summarische Bewertung in Einzelparame- ter auf und differenziert zudem zwischen Mäh- und Dauerweiden. Hier wird deutlich, dass Dauerweideflächen naturschutzfachlich weniger bedeutend sind als Mähweiden. Der hohe Wert für Nicht-WF-Weiden wird wiederum stark von der Fläche 80 beeinflusst.

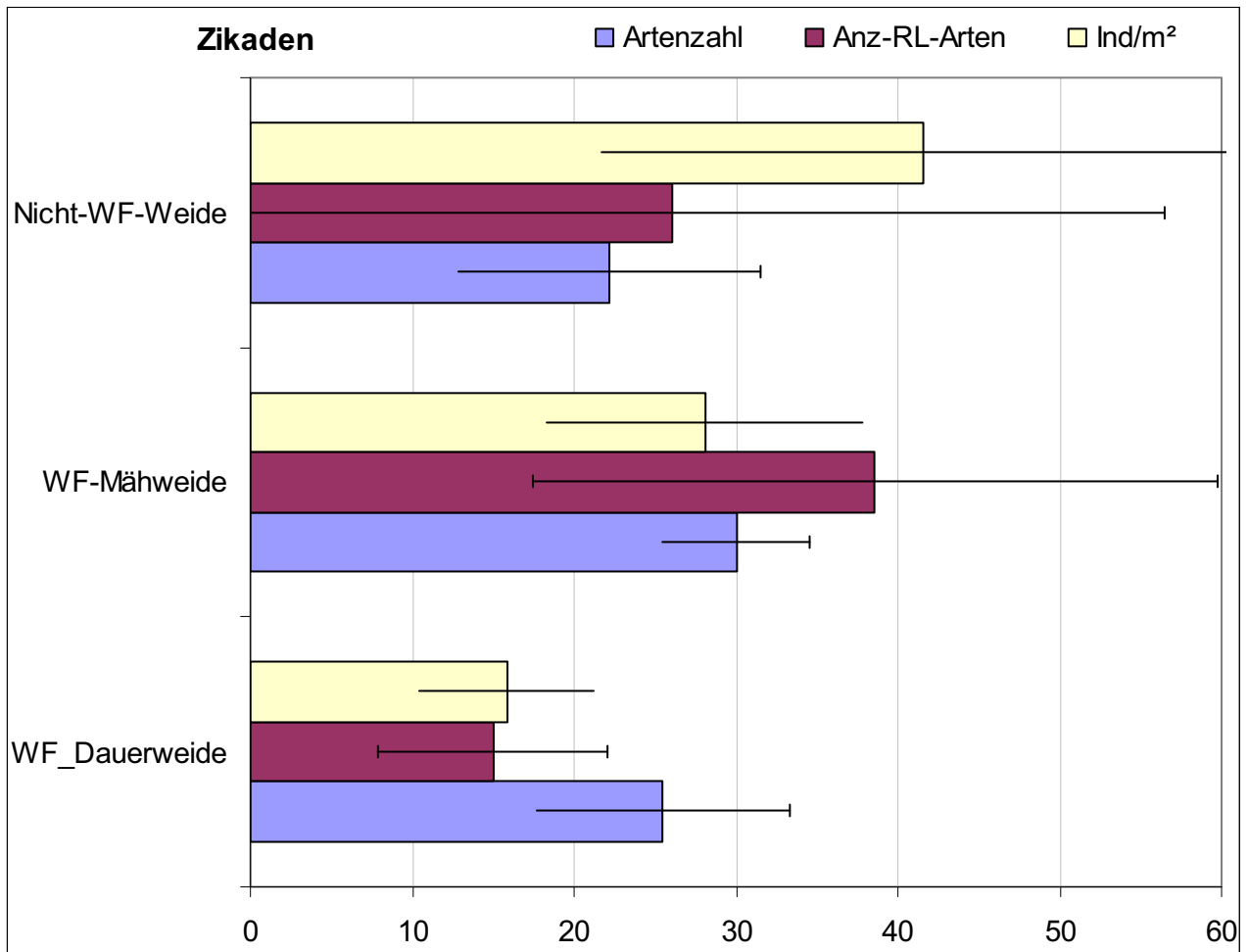


Abbildung 105 Mittelwert und Standardabweichung von Artenzahl, Anzahl der Rote-Liste-Arten (10-fach überhöht) und Individuendichte für Weideflächen (WF-Mähweiden, WF-Dauerweiden, Nicht-WF-Weiden).

7.1.5 Anhang IV-Arten der FFH-Richtlinie

7.1.5.1 Arteninventar

7.1.5.1.1 Verzeichnis der nachgewiesenen Arten

Insgesamt werden für acht Schmetterlingsarten, 1 Heuschrecken-, 1 Lurchtier- und 1 Kriechtierart Nachweise oder Potenziale angeführt. Definitive Nachweise wurden für fünf Arten erbracht.

Tabelle 45: Liste der berücksichtigten Arten mit Angabe der Gefährdungseinstufung. RL Ö = Rote Liste für Österreich; Tagfalter: Höttinger & Pennerstorfer (2005); Nachtfalter part. (Huemer 2007); Heuschrecken: Berg et al. (2005); Lurch- und Kriechtiere: Gollmann (2007). LC = ungefährdet, NT = nahezu gefährdet, Vorwarnstufe, VU = gefährdet, EN = stark gefährdet.

Arten, wiss.	Arten, dt.	Nachweis u/o Potenzial	RL Ö
Heuschrecken	Heuschrecken		
<i>Isophya costata</i>	Breitstirnige Plumschrecke	Nachweis	EN
Schmetterlinge	Schmetterlinge		
<i>Euphydryas aurinia</i>	Goldener Scheckenfalter	Potenzial	NT
<i>Lopinga achine</i>	Gelbringfalter	Potenzial	EN
<i>Lycaena dispar</i>	Großer Feuerfalter	Nachweis & Potenzial	LC
<i>Maculinea arion</i>	Schwarzfleckiger Ameisen-Bläuling	Potenzial	NT
<i>Maculinea nausithous</i>	Dunkler Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling	Nachweis & Potenzial	VU
<i>Maculinea teleius</i>	Heller Wiesenknopf-Ameisen-Bläuling	Nachweis & Potenzial	VU
<i>Panaxia quadripunctaria</i>	Spanische Flagge	Potenzial	LC
<i>Parnassius mnemosyne</i>	Schwarzer Apollofalter	Potenzial	NT
Lurchtiere	Lurchtiere		
<i>Bombina variegata</i>	Gelbbauchunke	Nachweis	VU
Kriechtiere	Kriechtiere		
<i>Lacerta agilis</i>	Zauneidechse	Nachweis	NT

Tabelle 46: Liste der Nachweise und Potenziale von Arten des Anhangs IV der FFH-RL pro Teilfläche.

Fläche	Arten – Nachweise	Arten – Potenziale für weitere Arten	Potenzial
00			
02	<i>Isophya costata</i>		
03			
04		<i>Maculinea arion</i>	mittel
05			
06			
07		<i>Lycaena dispar</i>	gering
10			
11		<i>Maculinea nausithous, Maculinea teleius, Lycaena dispar</i>	hoch
14			
15			
18		<i>Lycaena dispar</i>	gering
19		<i>Lycaena dispar</i>	mittel
20	<i>Bombina variegata</i>	<i>Maculinea nausithous, Maculinea teleius, Lycaena dispar, Euphydryas aurinia</i>	mittel bis gering
21		<i>Maculinea nausithous, Maculinea teleius, Lycaena dispar</i>	mittel
25			
26			
27			
28		<i>Maculinea nausithous, Maculinea teleius, Lycaena dispar</i>	hoch
29			
34		<i>Maculinea arion</i>	gering
35		<i>Lycaena dispar</i>	gering
36		<i>Maculinea nausithous, Maculinea teleius</i>	gering
37			
38			
50		<i>Maculinea nausithous, Maculinea teleius, Lycaena dispar</i>	hoch
52		<i>Maculinea arion, Lycaena dispar</i>	gering
54		<i>Maculinea arion</i>	gering

65		<i>Maculinea nausithous, Maculinea teleius, Lycaena dispar</i>	sehr hoch
66	<i>Maculinea teleius</i>	<i>Maculinea nausithous, Lycaena dispar</i>	sehr hoch
67			
71		<i>Maculinea nausithous, Maculinea teleius, Lycaena dispar</i>	mittel
74			
75	<i>Lacerta agilis</i>	<i>Parnassius mnemosyne, Maculinea arion, Lopinga achine, Panaxia quadripunctaria</i>	mittel
80			
82	<i>Lycaena dispar</i>	<i>Maculinea nausithous, Maculinea teleius</i>	mittel
83		<i>Maculinea nausithous, Maculinea teleius, Lycaena dispar</i>	hoch
84		<i>Lycaena dispar</i>	gering
85			

7.1.5.1.2 Kommentare zu ausgewählten Arten

Der herausragende Fund dieser Untersuchung ist der Nachweis der in Österreich stark gefährdeten Breitstirnigen Plumpschrecke *Isophya costata*. Sie wurde durch Bodenfallenbeprobung auf der Fläche 2 (extensiv bewirtschafteter Mäh-Halbtrockenrasen in Niederösterreich) nachgewiesen. Diese durch den Anhang IV der FFH-Richtlinie geschützte thermophile Art ist in Österreich nur regional verbreitet und erreicht im Burgenland und Niederösterreich den Westrand ihres Areals (Berg et al. 1996).

7.1.5.2 WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich

7.1.5.2.1 Naturschutzfachlicher Wert

Die Vergabe von Punkten nach dem beschriebenen Modell ergibt folgende Einzelwerte und Reihenfolge entsprechend der Eignung der Untersuchungsflächen als Lebensräume von Anhang IV-Arten (Tabelle 47 und Tabelle 48).

Tabelle 47: Bewertung der Teilflächen nach dem Punktesystem für Anhang IV-Arten. 0 = kein Nachweis, kein Potenzial; 1 = geringes bis mittleres Potenzial; 2 = hohes bis sehr hohes Potenzial; 3 = Nachweis; 8 = Nachweis einer „sehr hochwertigen“ Art (RL Ö: EN oder CR)

Flächen	<i>Bombina variegata</i>	<i>Lacerta agilis</i>	<i>Isophya costata</i>	<i>Maculinea arion</i>	<i>Maculinea teleius</i>	<i>Maculinea nausithous</i>	<i>Lycaena dispar</i>	<i>Euphydryas aurinia</i>	<i>Parnassius mnemosyne</i>	<i>Lopinga achine</i>	<i>Panaxia quadripunctaria</i>	Wert
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	8
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	6
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
19	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
20	3	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	7
21	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	3
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	6
29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
35	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
36	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

50	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	6
52	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2
54	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
65	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	6
66	0	0	0	0	3	2	2	0	0	0	0	7
67	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
71	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	3
74	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
75	0	3	0	1	0	0	0	0	1	1	1	7
80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
82	0	0	0	0	1	1	3	0	0	0	0	5
83	0	0	0	0	2	2	2	0	0	0	0	6
84	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
85	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 48: Bewertung der Teilflächen nach Arten des Anhangs IV der FFH-RL sortiert von der besten zur schlechtesten.

Flächennr.	Flächentyp	WF/Nicht-WF	Wert	Rang
2	2	WF-Mähwiese, 28 d	8	39
20	2	WF-Mähwiese, 28 d	7	37
66	4	Nicht-WF-Mähwiese	7	37
75	7	Nicht-WF-Weide	7	37
11	1	WF-Mähwiese, trad.	6	33
28	3	WF-Mähwiese, 42 d	6	33
50	1	WF-Mähwiese, trad.	6	33
65	4	Nicht-WF-Mähwiese	6	33
83	4	Nicht-WF-Mähwiese	6	33
82	3	WF-Mähwiese, 42 d	5	30
21	2	WF-Mähwiese, 28 d	3	28,5
71	1	WF-Mähwiese, trad.	3	28,5
36	5	WF-Weide	2	26,5
52	1	WF-Mähwiese, trad.	2	26,5
4	1	WF-Mähwiese, trad	1	21,5
7	1	WF-Mähwiese, trad.	1	21,5

18	2	WF-Mähwiese, 28 d	1	21,5
19	2	WF-Mähwiese, 28 d	1	21,5
34	5	WF-Weide	1	21,5
35	5	WF-Weide	1	21,5
54	7	Nicht-WF-Weide	1	21,5
84	4	Nicht-WF-Mähwiese	1	21,5
0	5	WF-Weide	0	9
3	3	WF-Mähwiese, 42 d	0	9
5	1	WF-Mähwiese, trad.	0	9
6	1	WF-Mähwiese, trad.	0	9
10	6	WF-Weide	0	9
14	1	WF-Mähwiese, trad.	0	9
15	5	WF-Weide	0	9
25	3	WF-Mähwiese, 42 d	0	9
26	3	WF-Mähwiese, 42 d	0	9
27	3	WF-Mähwiese, 42 d	0	9
29	6	WF-Weide	0	9
37	5	WF-Weide	0	9
38	5	WF-Weide	0	9
67	7	Nicht-WF-Weide	0	9
74	7	Nicht-WF-Weide	0	9
80	7	Nicht-WF-Weide	0	9
85	4	Nicht-WF-Mähwiese	0	9



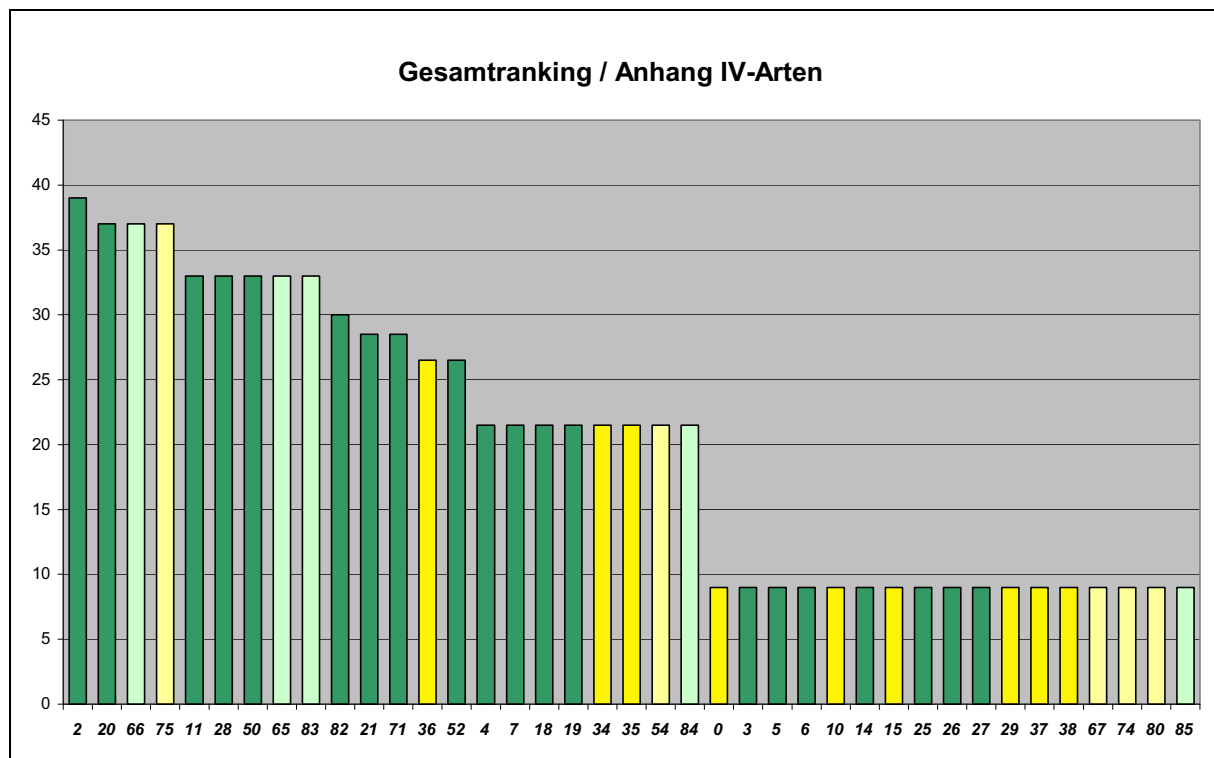


Abbildung 106: Ranking (sortiert von links nach rechts nach dem höchsten „Rang-Mittelwert“) der Flächen nach dem Punktesystem der Anhang IV-Arten. Dunkelgrün = WF-Mähwiesen, hellgrün = Nicht-WF-Mähwiesen, dunkelgelb = WF-Weiden, hellgelb = Nicht-WF-Weiden.

Das Ranking wird von Mähwiesen angeführt. Unten den ersten 12 Rängen findet sich nur eine Weide. Es kommen sowohl WF- als auch Nicht-WF-Flächen an der Spitze wie am Ende des Feldes vor. Auf eine Signifikanzberechnung wurde aufgrund der vielen nur auf Potenzialen basierenden Daten verzichtet.

Die Flächentypen variieren im Ranking stark. Generell liegen Weiden vermehrt in der zweiten Hälfte der Reihenfolge. Bei in Summe 17 Flächen konnten keine Nachweise erbracht und auch keine Potenziale vergeben werden. Darunter finden sich sowohl WF-Mähwiesen und WF-Weiden, als auch Nicht-WF-Mähwiesen und Nicht-WF-Weiden.

7.1.5.2 Diskussion

Ein hoher Prozentsatz der Flächen (17 Flächen = 44 %) scheint hinsichtlich ihrer Nutzungsintensität und/oder der naturräumlichen Ausstattung für Anhang IV-Arten unbedeutend zu sein.

Die untersuchten Flächen waren sowohl hinsichtlich ihrer Nutzungsintensität als auch der naturräumlichen Lage sehr divers. Einige Flächen liegen außerhalb des Verbreitungsgebietes.

tes der Tagfalter-Arten *Maculinea nausithous*, *Maculinea teleius* und *Lycaena dispar* (zB Joglland, Grazer Bergland).

Arten wie *Maculinea arion* und *Euphydryas aurinia* kommen in Österreich regional noch verbreitet vor, im östlichen Flach- und Hügelland sind sie aber bereits sehr selten geworden oder sogar ausgestorben, weshalb ihr Fehlen auf diesen Flächen nicht überrascht.

Arten wie *Panaxia quadripunctaria*, *Parnassius mnemosyne* und *Lopinga achine* haben eine hohe Bindung an Waldbiotope oder zumindest Saumbiotope; Potenziale sind deshalb in dieser Grünlanduntersuchung nur vereinzelt festzustellen gewesen.

Überraschend waren die Nicht-Nachweise der hygrophilen im Südosten Österreichs weit verbreiteten Arten *Maculinea nausithous*, *Maculinea teleius* und *Lycaena dispar* auf zahlreichen potenziell geeigneten Flächen. Dies könnte darin begründet sein, dass es sich bei vielen Flächen um eher trockene Biotope handelt. In einigen Fällen scheint als weiteres Hemmnis die Nutzung der Flächen auf diese Schutzgüter nicht optimal abgestimmt zu sein. Dies gilt besonders für wechselfeuchte bis nasse Wiesen mit einer Mahd von Anfang Juli bis Mitte August. Es ist bekannt, dass *Maculinea nausithous* und *Maculinea teleius* eine flächen-deckende Mahd von Juli bis August, insbesondere aber von 10. Juli bis 20. August, nicht ertragen. Nach Aufgabe ungeeigneter Nutzungsarten könnten diese Flächen an sich im Fall von nahen Populationen rasch wiederbesiedelt werden.

Es hat sich gezeigt, dass für einige Anhang-IV-Arten die Einbindung bzw. Erhaltung der extensiv genutzten angrenzenden Säume von Bedeutung ist. Für Saumbiotope an Waldrändern wäre eine extensive Nutzung mit einer einmaligen Mahd im Juni oder September oder eine rotierende Teilmahd alle 2 bis 3 Jahre von Vorteil.

7.2 Tierökologische Gesamt-Bewertung

7.2.1 WF- und Nicht-WF-Flächen im Vergleich

Die Rang-Mittelwerte aller Tiergruppen werden zu einer gemeinsamen Bewertung zusammengeführt.

Tabelle 49: Gesamtbewertung mittels Rangmittelwerten der Standorte anhand der Laufkäfer-, Spinnen-, Wanzen- und Zikadenzönosen, sortiert von der besten zur schlechtesten Fläche.

Fläche	WF	Laufkäfer	Spinnen	Wanzen	Zikaden	Rang-MW	Fläche
20	ja	29,7	31,4	25,2	33,8	30,0	20
19	ja	28,8	30,7	28,3	29,7	29,4	19
11	ja	30,5	29,1	24,4	29,8	28,5	11
03	ja	29,8	32,1	22,0	28,1	28,0	03
25	ja	16,9	38,7	31,3	24,5	27,8	25
01	ja	24,4	30,9	24,1	30,9	27,6	01
67	nein	9,5	26,3	6,9	35,7	27,2	67
02	ja	25,8	34,3	21,6	27,1	26,8	02
21	ja	31,6	36,8	17,1	21,8	25,1	21
50	ja	31,7	16,2	33,2	19,4	24,6	50
34	ja	24,2	20,3	24,7	29,4	24,5	34
06	ja	29,4	24,3	23,5	20,6	23,4	06
04	ja	23,8	21,3	13,8	34,5	22,9	04
80	nein	15,0	28,7	12,0	35,8	22,6	80
14	ja	28,3	21,3	30,5	10,4	22,3	14
05	ja	28,7	24,9	19,4	16,1	22,3	05
35	ja	17,3	18,1	30,1	20,4	21,5	35
83	nein	6,7	24,1	22,8	30,0	20,9	83
84	nein	12,7	19,0	28,3	22,8	20,7	84
36	ja	19,0	11,8	14,9	35,0	20,2	36
54	nein	13,6	19,4	20,1	20,9	20,2	54
26	ja	15,3	21,3	31,8	6,6	19,6	26

Fläche	WF	Laufkäfer	Spinnen	Wanzen	Zikaden	Rang-MW	Fläche
52	ja	14,7	23,6	13,8	21,2	18,8	52
71	ja	28,3	11,1	37,3	12,4	18,5	71
15	ja	19,8	24,5	8,8	16,1	18,3	15
07	ja	27,8	8,8	12,9	18,5	17,3	07
29	ja	21,3	10,8	23,5	11,1	17,0	29
65	nein	14,9	18,9	8,3	24,1	16,7	65
28	ja	16,7	10,1	18,7	20,2	16,4	28
27	ja	16,2	18,6	23,0	6,4	16,0	27
10	ja	10,3	11,8	25,9	15,3	15,8	10
38	ja	10,3	14,9	19,8	13,4	14,9	38
66	nein	26,8	14,8	8,3	9,4	14,6	66
00	ja	13,3	15,8	9,4	17,5	14,0	00
37	ja	10,0	8,0	14,0	13,0	11,3	37
18	ja	17,8	5,3	7,8	9,0	10,0	18
74	nein	15,2	7,6	9,4	4,0	9,0	74
85	nein	10,3	10,4	9,1	2,4	8,0	85
75	nein	13,9	4,3	9,4	2,7	7,6	75

Die Biodiversität und der naturschutzfachliche Wert der WF-Standorte, gemessen anhand der Rangmittelwerte, ist höher (21,3) als jene der Nicht-WF-Standorte (16,23). Der Unterschied ist signifikant (ANOVA, $F = 5,79$, $p = 0,02 < 0,05$).

Die Gruppen zeigen teilweise sehr unterschiedliche Qualitätscores für ein und dieselbe Fläche. Die Auswertung zeigt, dass es zur tierökologischen Beurteilung von Maßnahmen nötig ist, mehrere Zeigergruppen zu betrachten.

7.2.2 Vergleich der Flächentypen

Im Folgenden werden die einzelnen Flächentypen hinsichtlich der Zönosenqualität aller Zeigergruppen verglichen (Rangmittelwerte).

Tabelle 50: Rangmittelwerte für die jeweiligen Flächentypen.

Flächentypen	Anzahl	Mittelwert
WF-Mähwiese, 28 d	5	24,68
WF-Mähwiese, 42 d	6	22,43
WF-Mähwiese, trad.	9	22,17
WF-Mähweide	7	17,62
Nicht-WF-Weide	5	17,18
WF-Dauerweide	2	16,23
Nicht-WF-Mähwiese	5	16,13

Den höchsten Rangmittelwert erreicht die Nutzungsform „WF, zweimähdig, Düngeverzicht, Schnittzeitpunkt 28 d später“, knapp gefolgt von den anderen zweimähdigen WF-Flächen. In weiterer Folge nehmen die Mittelwerte deutlichen ab. Die niedrigsten Mittelwerte weisen die Nicht-WF-Mähwiesen und die beiden Weide-Flächentypen auf. Die Unterschiede sind aber nicht signifikant (ANOVA, $F = 1,777$, $P = 0,135 > 0,05$).

Die Nullhypothese, alle Werte stammten aus der gleichen Grundgesamtheit und die Mittelwertsunterschiede seien rein zufällig, kann nicht verworfen werden. Von Interesse ist, welche Werte diese Auswertung in ein paar Jahren mit Maßnahmenwirksamkeit erbringt.

8 Schlussfolgerungen und Ausblick

Es hat sich gezeigt, dass WF-Flächen – Mähwiesen wie Weiden – unter Berücksichtigung verschiedener Indikatoren bei unterschiedlichen Tiergruppen, wie auch gemittelt über alle Zeigergruppen, naturschutzfachlich höher einzustufen sind als Nicht-WF-Flächen. Die Unterschiede sind signifikant. Davon abgeleitet darf die fachliche Flächenauswahl durch die ÖPUL-NaturschutzkartiererInnen positiv bewertet werden.

Die untersuchten Grünlandflächen haben in Abhängigkeit der naturräumlichen Lage und der Bewirtschaftung sehr unterschiedliche Werte erzielt. Dies zeigt sich insbesondere bei Weiden. Fachlich fundierte, auf den Standort abgestimmte und differenzierte Maßnahmenpakete können so den Wert der Flächen für die allgemeine Biodiversität und für das Auftreten gefährdeter oder seltener Arten wesentlich beeinflussen.

Das Projektjahr 2008 liefert Aussagen zum naturschutzfachlichen Wert der Flächen im ersten Jahr der Maßnahmenwirkung. Ein Vergleich aller Standorte mit demselben Freiland- und Auswertedesign kann wesentliche Aufschlüsse liefern, wie die Naturschutzmaßnahmen auf WF-Rotflächen im Zeitraum einiger Jahre wirken. So ist bei einigen Tiergruppen eine positive Korrelation der Artenzahlen mit der Vertragslaufzeit nachgewiesen. (Achziger et al. 1999).

Außerdem eignet sich die angewandte Methodik zum Vergleich unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzflächen, wie etwa auch Äcker, Acker- und Grünlandbrachen. Das könnte zudem einen Vergleich vom Maßnahmen und Standorten mit den hier erzielten Ergebnissen erlauben.

Bei dieser Untersuchung hat sich weiters gezeigt, dass es notwendig ist, mehrere zoologische Indikatorgruppen zum Einsatz zu bringen und dass die rein botanischen Aufnahmedaten (Pflanzenartenzahlen) wenig Aussagekraft über den Wert von Flächen bezüglich der Tierartendiversität liefern.

- Auswahl von Zeigertiergruppen
 - Die Auswertung zeigt, dass es zur Beurteilung von ökologischen Maßnahmen nötig ist, mehrere Tiergruppen zu betrachten.
- Methodenset und Datenpool
 - Untersuchungs- und Auswertungsdesign sind sehr gut geeignet, um Vergleichsstudien mit anderen Flächentypen (zB Acker- und Grünlandbrachen) oder über die Zeit (2. Projektteil) anzustellen.
- Wichtigkeit von zoologischen Befunden
 - Tierökologie-Ranking abweichend vom Ranking entsprechend der Pflanzenartenzahlen und der Rote-Liste-Pflanzenarten.



9 Literatur

Laufkäfer

- Agnezy, S. (2003): Von Weingärten zu Trockenrasen, Sandlebensräume am Podersdorfer Seedamm (NP Neusiedler See-Seewinkel) - Laufkäfer als Indikatoren für landschaftliche Veränderungen. Diplomarbeit Universität Wien. 35 pp.
- Dennis, P., Young, M. R., Howard C. L. & Gordon I. J. (1997): The response of epigeal beetles (Col.: Carabidae, Staphylinidae) to varied grazing regimes on upland *Nardus stricta* Grasslands. *Journal of Applied Ecology* 34: 433-443.
- Desender, K. & Pollet, M. (1986): Adult and larval abundance from carabid beetles (Col., Carabidae) in a pasture under changing grazing management. *Med. Fac. Landbouww. Rijksuniv. Gent* 51: 943-955.
- Deuschle, J. & Glück, E. (2008): Similarity of ground beetle communities of extensively managed orchards depending on management regimes. *Bulletin of Insectology* 61: 73-80.
- Drapela, T. (2004): Laufkäfer (Coleoptera, Carabidae) als Indikatoren für die Naturnähe der Auwälder Beugenau (Donau, Niederösterreich) und Müllerboden (Leitha, Burgenland). Diplomarbeit Universität Wien, 60 pp. + Anhang.
- Drovenik, B. (1996): Die Käferfauna der Murauen von Feldkirchen bei Graz bis Mellach (Coleoptera). *Mitteilungen Landesmuseum Joanneum, Zoologie* 50: 91-108.
- Franz, H. (1964): Beiträge zur Kenntnis der Käferfauna des Burgenlandes. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 31: 34-155.
- Franz, H. (1970): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Eine Gebietsmonographie. Band III, Coleoptera 1. Teil. Wagner, Innsbruck. 501 pp.
- Franz, H. & Beier, M. (1948): Zur Kenntnis der Bodenfauna im pannonischen Klimagebiet Österreichs. II. Die Arthropoden. *Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien* 56: 440-549.
- Gardner, S. M., Hartley, S. E., Davies, A. & Palmer, S. C. F. (1997): Carabid communities on heather moorlands in Northeast Scotland: the consequences of grazing pressure for community diversity. *Biological Conservation* 81: 275-286.

- Grandchamp, A.-C., Bergamini, A., Stofer, S., Niemela, J., Duelli, P. & Scheidegger, C. (2005): The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 110: 307-317.
- Grandchamp, A.C., Niemela, J. & Kotze, J. (2000): The effects of trampling on assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests in Helsinki, Finland. *Urban Ecosystems* 4: 312-332.
- Haysom, K. A., McCracken, D. I., Foster, G. N. & Sotherton, N. W. (2004): Developing grassland conservation headlands: response of carabid assemblage to different cutting regimes in a silage field edge. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 102: 263-277.
- Heydemann, B., Hoffmann, W. & Irmeler, U. (1998): Der Einfluss der Beweidung auf die Wirbellosenfauna im Grünland. *Faunistisch-ökologische Mitteilungen, Supplement* 24: 45-71.
- Hieke, F. (1970): Die paläarktischen *Amara*-Arten des Subgenus *Zezea* Csiki (Carabidae, Coleoptera). *Deutsche Entomologische Zeitschrift* 17: 119-214.
- Holzer, E. (2004): Käfer - die Ritter von Herberstein. In: *Naturschutzbund Steiermark (Hrsg.): Europaschutzgebiet Feistritzklamm-Herberstein*. 125-141+Anhang.
- Honěk, A., Martinková, Z., Saska, P. & Pekár, S. (2007): Size and taxonomic constraints determine the seed preferences of Carabidae (Coleoptera). *Basic and Applied Ecology* 8: 343-353.
- Honěk, A., Saska, P. & Martinková, Z. (2006): Seasonal variation in seed predation by adult carabid beetles. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 118: 157-162.
- Horion, A. (1941): *Faunistik der deutschen Käfer I*. Goecke, Krefeld. 463 pp.
- Jeanneret, P., Pfiffner, L., Pozzi, S. & Walter, T. (2004): Impact of low input meadows on arthropod diversity at habitat and landscape scale. Lüscher, A., Jeangros, B., Kessler, W., Huguenin, O., Lobsiger, M., Millar, N., & Suter, D. (Hrsg.): *Land Use Systems in Grassland Dominated Regions*, pp. 237-239. *Proceedings of the 20th General Meeting of the EGF, Luzern, Switzerland*.
- Jeanneret, P., Schüpbach, B., Pfiffner, L. & Walter, T. (2003): Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 18: 253-263.
- Kaszab, Z. (1937): A köszegi hegység bogárfaunájának alapvetése. (Grundlagen zur Kenntnis der Käferfauna des Köszeger Gebirges). *Vasi Szemle* 4: 161-185.

- Kromp, B. (1989): Carabid beetle communities (Carabidae, Coleoptera) in biologically and conventionally farmed agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 27: 241-251.
- Kromp, B. & Nitzlader, M. (1995): Dispersal of ground beetles in a rey field in Vienna, Eastern Austria. In: Toft, S. & Riedel, W. (eds.): *Arthropod natural enemies in arable land I. Density, spatial heterogeneity and dispersal. Acta Judlandica* 70: 269-277.
- Legorsky, F. J. (2007): Zur Käferfauna von Wien. *Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum* 18: 47-261.
- Luff, M. L. & Rushton, S. P (1989): The ground beetle and spider fauna of managed and unimproved upland pasture. *Agricultural Ecosystems and Environment* 25:195-205.
- Mandl, K. (1956): Die Käferfauna Österreichs III. Die Carabiden Österreichs, Tribus Carabini, Genus *Carabus* Linné. *Koleopterologische Rundschau* 34: 4-41, 50-104.
- Marggi, W. A. (1992): Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz. *Documenta Faunistica Helvetiae* 13, 477 pp.
- Marggi, W., Bassangova, N. & Luka, H. (1999): *Pterostichus (Padius) longicollis* (Duftschmid, 1812) – eine neue Laufkäferart für die Schweiz. *Mitteilungen der Entomologischen Gesellschaft Basel* 49: 113-118.
- Morris, M. G. (1969): Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland. *Journal of Applied Ecology* 4: 459-474.
- Paill, W. (1998): Bemerkenswerte Laufkäfer aus Südost-Österreich (I) (Coleoptera: Carabidae). – *Koleopterologische Rundschau* 68: 53-57.
- Paill, W., Adlbauer, K. & Holzer, E. (2000): Interessante Laufkäferfunde aus der Steiermark (Coleoptera, Carabidae). – *Joannea – Zoologie* 2: 25-32.
- Paill, W. & Holzer, E. (2006): Interessante Laufkäferfunde aus der Steiermark III (Coleoptera, Carabidae). *Joannea Zoologie* 8: 47-53.
- Pflügl, C. (1996): Dichteschätzung von Carabiden und Staphyliniden in unterschiedlichen Feldfrüchten der Oberen Lobau / Wien unter Verwendung von Photoelektoren, Barberfallen und der Aufschwemmethode. *Diplomarbeit Universität Wien*, 68 pp.
- Ribera, I., Dolédec, S., Downie, I. S. & Foster, G. N. (2001): Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages. *Ecology*, 82: 1112-1129.
- Riecken, U. (1997): Arthropoden als Bioindikatoren in der naturschutzrelevanten Planung. Anwendung und Perspektiven. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie* 11: 45-56.
- Schäfer, P., Holtmeier, F.-K. & Glandt, D. (1995): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Grünland auf Laufkäfer (Carabidae) und Wanzen (Heteroptera) am Bei-

- spiel des Naturschutzgebietes „Fürstenkuhle“ (Kreis Borken/Nordrhein-Westfalen). Metelener Schriftenreihe für Naturschutz 5: 23-50.
- Schatzmayr, A. (1942/43): Bestimmungs-Tabellen der europäischen und nordafrikanischen Pterostichus- und Tapinopterus-Arten. Koleopterologische Rundschau, Bestimmungs-Tabellen europäischer Käfer 8: 1-80, 81-144.
- Schillhammer, H. (1994): Bemerkenswerte Käferfunde aus Österreich (III) (Coleoptera). Koleopterologische Rundschau 64: 291-293.
- Schweiger, H. (1951): Käferfang bei Nacht. Entomologisches Nachrichtenblatt Österreichischer und Schweizer Entomologen 3: 193-198.
- Schweiger, H. (1960): VI. Die Wachau. In: Exkursionsführer zum XIth International Congress of Entomology. Stehlicek & Pühringer, Wien. 43-53.
- Schweiger, H. (1970): Bemerkenswerte Vorkommen von Koleopteren im östlichen Niederösterreich. Polskie Pismo Entomologiczne 40: 583-590.
- Schweiger, H. (1979): Rote Liste der in der Region Wien, Niederösterreich, Burgenland gefährdeten Sandläufer (Cicindelidae) und Laufkäferarten (Carabidae). Wissenschaftliche Mitteilungen aus dem Niederösterreichischen Landesmuseum 1: 11-38.
- Thiery, J. & Kelka, H. (1998): Beweidung als geeignetes Mittel zur Bergwiesenpflege? Erfahrungen nach 25jähriger Beweidung einer Bergwiese im Harz. Natur und Landschaft 73: 64-66.
- Tooley, J. & Brust, G. E. (2002): Weed seed predation by carabid beetles. In: Holland, J. M. (ed.): The Agroecology of Carabid beetles, pp. 215-229. Intercept, Andover.
- Trautner, J. (1992): Laufkäfer – Methoden der Bestandsaufnahmen und Hinweise für die Auswertung bei Naturschutz- und Eingriffsplanungen. In: Trautner, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen. Ökologie in Forschung und Anwendung 5: 145-162.
- Trautner, J. & Assmann, T. (1998): Bioindikation durch Laufkäfer – Beispiele und Möglichkeiten. Laufener Seminarbeiträge 8: 169-182.
- Truxa, C. (2004): Die Auswirkungen unterschiedlicher Beweidung auf die Laufkäferfauna im Nationalpark Neusiedlersee/Seewinkel. Diplomarbeit Universität Wien, 40 pp.
- Walther, C., Beinlich, B. & Plachter, H. (1996): Die Bedeutung intensiv beweideter Kalkmagerrasen (Mesobromion) Südwestdeutschlands für Laufkäfer (Carabidae), Heuschrecken (Saltatoria) und Tagfalter (Lepidoptera: Rhopalocera, Zygaenidae, Hesperidae). Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26: 355-362.

- Wurth, C. (2002): Einfluss langjähriger Pflegemaßnahmen auf die Laufkäferfauna von Trockenrasen (NSG "Hundsheimer Berge"). Verhandlungen der zoologisch-botanischen Gesellschaft in Wien 139: 25-52.
- Zahn, A., Juen, A., Traugott, M. & Lang, A. (2007): Low density cattle grazing enhances arthropod diversity of abandoned wetland. Applied Ecology and Environmental Research 5: 73-86.
- Zettel, H. (1993): Die Käferfauna der niederösterreichischen Marchauen, 1. Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). Koleopterologische Rundschau 63: 19-37.
- Zulka, P. (2006): Laufkäfer. In: Umweltbundesamt (Hrsg.): Salzlebensräume in Österreich. Janetschek, Heidenreichstein. Pp. 153-168.

Spinnen

- Blick, T. (1994): Spinnen (Arachnida: Araneae) als Indikatoren für die Skibelastung von Almflächen. – Verh. Ges. Ökol., 23: 251-262.
- Blick, T. & M. Scheidler (1991): Kommentierte Artenliste der Spinnen Bayerns (Araneae). – Arachnol. Mitt., 1: 27-80.
- Blick, T., A. Hänggi & K. Thaler (2002): Checklist of the arachnids of Germany, Switzerland, Austria, Belgium and the Netherlands (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Scorpiones, Palpigradi). Version 2002 June 1. - Internet: http://www.AraGes.de/checklist_e.html
- Blick, T., R. Bosmans, J. Buchar, P. Gajdoš, A. Hänggi, P. Van Helsdingen, V. Ružicka, W. Starega & K. Thaler (2004): Checkliste der Spinnen Mitteleuropas. Checklist of the spiders of Central Europe. (Arachnida: Araneae). Version 1. Dezember 2004. – Internet: http://www.arages.de/checklist.html#2004_Araneae
- Breuss, W. (1999): Über die Spinnen (Araneae) und Weberknechte (Opiliones) des Naturschutzgebietes Gsieg – Obere Mähder (Lustenau, Vorarlberg). – Vorarlberger Naturschau, 6: 215-236.
- Buchar, J. & K. Thaler (1995): Die Wolfspinnen von Österreich 2: Gattungen Arctosa, Tricca, Trochosa (Arachnida, Araneida: Lycosidae) - Faunistisch-tiergeographische Übersicht. – Carinthia II, 185./105.: 481-498.
- Buchar, J. & K. Thaler (1997): Die Wolfspinnen von Österreich 4 (Schluß): Gattung *Pardosa* max. p. (Arachnida, Araneae: Lycosidae) – Faunistisch-tiergeographische Übersicht. – Carinthia II, 187./107.: 515-539.

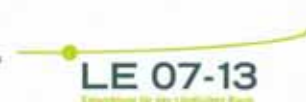
- Engelmann, H.-D. (1978): Zur Dominanzklassifizierung von Bodenarthropoden. – *Pedobiologia*, 18: 378-380.
- Foelix, R. F. (1992): *Biologie der Spinnen*. – Georg Thieme Verlag Stuttgart New York, 331 pp.
- Freudenthaler, P. (2002): Ein Beitrag zur Kenntnis der Spinnenfauna Oberösterreichs: Epigäische Spinnen und Weberknechte naturnaher Standorte im Mühlviertel und ein erstes Verzeichnis der Spinnen Oberösterreichs. – Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades an der Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Innsbruck, 350 pp.
- Gack, C., A. Kobel-Lamparski & F. Lamparski (1999): Spinnenzönosen als Indikatoren von Entwicklungsschritten in einer Bergbaufolgelandschaft. – *Arachnol. Mitt.*, 18: 1-16.
- Geiser, E. (1998): Wie viele Tierarten leben in Österreich ? Erfassung, Hochrechnung und Abschätzung.- *Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich*, 135: 81-93.
- Hänggi, A. (1993): Nachträge zum "Katalog der schweizerischen Spinnen" - 1. Neunachweise von 1990 bis 1993. – *Arachnol. Mitt.*, 6: 2-11.
- Hänggi, A. (2003): Nachträge zum „Katalog der schweizerischen Spinnen“. 3. Neunachweise von 1999 bis 2002 und Nachweise synanthroper Spinnen. – *Arachnol. Mitt.*, 26: 36-54.
- Hänggi, A., E. Stöckli & W. Nentwig (1995): Lebensräume mitteleuropäischer Spinnen. Charakterisierung der Lebensräume der häufigsten Spinnenarten Mitteleuropas und der mit diesen vergesellschafteten Arten. – *Miscellanea Faunistica Helvetiae*, 4: 459 pp.
- Komposch, Ch. (2000): Bemerkenswerte Spinnen aus Südost-Österreich I (Arachnida: Araneae). – *Carinthia II*, 190./110.: 343-380.
- Komposch, Ch. (2002): Spinnentiere: Spinnen, Weberknechte, Pseudoskorpione, Skorpione (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones, Scorpiones). pp. 250-262. – In: F. Essl & W. Rabitsch (Red.): *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 432 pp.
- Komposch, Ch. (2009): Rote Liste der Spinnen Österreichs (Arachnida: Araneae). – In: Zülka, P. (Red.): *Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf*. – Grüne Reihe des Lebensministeriums, 14/3 (in prep.).
- Komposch, Ch. & K. H. Steinberger (1999): Rote Liste der Spinnen Kärntens (Arachnida: Araneae). – *Naturschutz in Kärnten*, 15: 567-618.
- Knoflach, B. & K. Thaler (1998): Kugelspinnen und verwandte Familien von Österreich: Öko-faunistische Übersicht (Araneae: Theridiidae, Anapidae, Mysmenidae, Nesticidae). – *Stapfia*, 55: 667-712.
- Kritscher, E. (1955): Araneae. – *Catalogus Faunae Austriae*, IXb: 1-56.

- Kropf, Ch. & P. Horak (1996): Die Spinnen der Steiermark (Arachnida, Araneae). – Mitteilungen des naturwissenschaftlichen Vereines für Steiermark, Sonderheft, 112 S.
- Logunov, D. V. (2001): A redefinition of the genera *Bianor* Peckham & Peckham, 1885 and *Harmochirus* Simon, 1885, with establishment of a new genus *Sibianor* gen. n. (Aranei: Salticidae). – Arthropoda Selecta, 9: 221-286.
- Ökoteam (2005): Naturschutzfachliche Evaluierung der Almbewirtschaftung im Nationalpark Gesäuse. Bewertung der Weideflächen anhand der Indikatorgruppen Zikaden, Spinnen und Kleinsäuger. – Unveröffentlichter Projektbericht im Auftrag von: Nationalpark Gesäuse GmbH, Weng, 158 S. und Anhang.
- Platnick, N. I. (2008): The World Spider Catalog, Version 8.0. – Internet: <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/>
- Roberts, M.J. (1993): The spiders of Great Britain and Ireland. Part 1 - Text. - Compact Edition, Harley Books, Colchester: 204 pp.
- Roth, A. (1999): Ökofaunistische Analyse der Spinnenzönosen (Arachnida: Araneae) zweier Enns-Inseln in Oberösterreich. – Beitr. Naturk. Oberösterreich., 7: 53-78.
- Samu, F., Matthews, G. A., Lake, D. & F. Vollrath (1992): Spider webs are efficient collectors of agrochemical spray. – Pest. Sci., 36: 47-51.
- Stammer, H. J. (1949): Die Bedeutung der Aethylenglykolfallen für tierökologische und -phänologische Untersuchungen. – Verhandlungen der Deutschen Zoologischen Gesellschaft, 13: 387-391.
- Steinberger, K.-H. (2004): Zur Spinnenfauna der Parndorfer Platte, einer Trockenlandschaft im Osten Österreichs (Burgenland) (Arachnida: Araneae, Opiliones). – Denisia, 12: 419-440.
- Thaler, K. (1997): Beiträge zur Spinnenfauna von Nordtirol – 4. Dionycha (Anyphaenidae, Clubionidae, Heteropodidae, Liocranidae, Philodromidae, Salticidae, Thomisidae, Zoridae). – Veröffentlichungen des Tiroler Landesmuseums Ferdinandeum (Innsbruck), 77: 233-285.
- Thaler, K. & B. Knoflach (2002): Zur Faunistik der Spinnen (Araneae) von Österreich: Atypidae, Haplogynae, Eresidae, Zodariidae, Mimetidae. – Linzer biol. Beitr., 34: 413-444.
- Thaler, K. & B. Knoflach (2004): Zur Faunistik der Spinnen (Araneae) von Österreich: Gnaphosidae, Thomisidae (Dionycha pro parte). – Linzer biologische Beiträge, 36: 417-484.
- Wiehle, H. & H. Franz (1954): 20. Ordnung: Araneae. – In: Franz, H. (1954): Die Nordost-Alpen im Spiegel ihrer Landtierwelt. Universitätsverlag Wagner, Innsbruck, 1: 473-557.



Wanzen

- Achtziger, R. (1991): Zur Wanzen- und Zikadenfauna von Saumbiotopen - Eine ökologisch-faunistische Analyse als Grundlage für eine naturschutzfachliche Bewertung. – Ber. ANL, 15: 37-68.
- Achtziger, R., T. Frieß & W. Rabitsch (2007): Die Eignung von Wanzen (Insecta, Heteroptera) als Indikatoren im Naturschutz. – Insecta, Zeitschrift für Entomologie und Naturschutz, 10: 5-39.
- Achtziger, R., H. Nickel & W. Scholze (1995, unpubl.): Wanzen und Zikaden. – In: Dolek, M. & A. Geyer (1995): Zoologische Wirkungskontrolle von Naturschutzmaßnahmen (Beweidung von Feuchtflächen) im Bayerischen Wald. – Unveröff. Ergebnisbericht im Auftrag der Regierung von Niederbayern (Landshut), 139 S.
- Achtziger, R., H. Nickel & R. Schreiber (1999): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Zikaden, Wanzen, Heuschrecken und Tagfalter im Feuchtgrünland. – Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 150: 109-131.
- Albrecht, C. (1997): Die Beurteilung von Lebensräumen anhand der Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) dargestellt am Beispiel rekultivierter und nicht rekultivierter Feldraine und Grünlandflächen in der Jülicher Börde (NRW). – Acta Biologica Benrodis, Suppl. 5, 160 S.
- Bockwinkel, G. (1988): Der Einfluß der Mahd auf die Besiedlung von mäßig intensiv bewirtschafteten Wiesen durch Graswanzen (Stenodemini, Heteroptera). – Natur & Heimat, 48 (4): 119-129.
- Bockwinkel, G. (1990): Unsere Kulturlandschaft als Lebensraum für Graswanzen (Stenodemini, Miridae, Heteroptera). – Verh. Westd. Entom. Tag, 1989: 265-283.
- Boness, M. (1953): Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. – Z. Morph. u. Ökol. Tiere, 42: 255-277.
- Bornholdt, G. (1991): Auswirkungen der Pflegemaßnahmen Mahd, Mulchen, Beweidung und Gehölzrückschnitt auf die Insektenordnungen Orthoptera, Heteroptera, Auchenorrhyncha und Coleoptera der Halbtrockenrasen im Raum Schlüchtern. – Marburger Ent. Publ., 2 (6), 330 S.
- Bornholdt, G. (1992): Magerrasen. Lebensraum einer bedrohten Insektenwelt. – Botanik und Naturschutz in Hessen, Beiheft 4: 40-49.
- Bornholdt, G., U. Brenner, S. Hamm, J.C. Kress, A. Lotz & A. Malten (1997): Zoologische Untersuchungen zur Grünlandpflege am Beispiel Borstgrasrasen und Goldhaferwiesen in der Hohen Rhön. – Natur und Landschaft, 72 (6): 275-281.



- Di Giulio, M. (2000): Insect diversity in agricultural grasslands: The effects of management and landscape structure. – Diss. ETH, Nr. 13698: 79 S.
- Di Giulio, M., E. Meister & P. J. Edwards (2000): Der Einfluss von Bewirtschaftung und Landschaftsstruktur auf die Wanzenfauna von Wiesen. – Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., 12: 285-288.
- Di Giulio, M., P. J. Edwards & E. Meister (2001): Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. – J. Appl. Ecol., 38: 310-319.
- Dorow, W. H. O. (1994): Untersuchungen zum Einfluß allochtoner und autochthoner Düngung auf die Wanzenfauna (Heteroptera) von Halbtrockenrasen in der Eifel (Rheinland-Pfalz). – Marburger Ent. Publ., 2 (8): 1-46.
- Duelli, P. & M. K. Obrist (1998): In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. – Biodiversity and Conservation, 7: 297-309.
- Duelli, P. & M. K. Obrist (2003): Biodiversity indicators: the choice of values and measures. – Agriculture, Ecosystems and Environment, 98 (1-3): 87-98.
- Frieß, T. (2008): „Lauschangriff“ im Johnsbachtal – Wanzen berichten über die Geheimnisse der Natur. – Nationalpark Gesäuse GmbH: Der Johnsbach, Schriften des Nationalparks Gesäuse, 3: 152-159.
- Frieß, T. & W. Rabitsch (im Druck): Checkliste und Rote Liste der Wanzen Kärntens (Insecta: Heteroptera). – Carinthia II.
- Gerstmeier, R. & C. Lang (1996): Beitrag zu Auswirkungen der Mahd auf Arthropoden. – Z. Ökologie u. Naturschutz, 5: 1-14.
- Henry, R. & L. Dinsey (1994): Bewertungen unter Verwendung von Wirbellosen. – In: Usher, M.B. & W. Erz (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. Quelle & Meyer Heidelberg, Wiesbaden, UTB für Wissenschaft, 236-257.
- Kauwling, S., D. Glandt & H. Mattes (1995): Zur Wanzenfauna junger Ackerbrachen in der Westfälischen Bucht. Ein Beitrag zur Bewertung der Flächenstillegung aus tierökologischer Sicht. – Metelener Schr.-R. f. Naturschutz, 5: 59-74.
- Kott, P. (1995): Veränderungen der Wanzenfauna durch Koppelbeweidung im NSG Wahler Berg (Kreis Neuss). – Niederrh. Jb., 17: 85-90.
- Marchand, H. (1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen. – Beitr. z. Ent., 3 (1/2): 116-162.
- Morkel, C. (2002): Die Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) extensiv schafbeweideter Grünlandparzellen bei Stornfels im Vogelsberg (Hessen). – Philippia, 10/2: 101-118.

- Morris, M.G. (1969): Differences between the invertebrate faunas of grazed and ungrazed chalk grassland, 3. The Heteropterous fauna. – J. Appl. Ecology, 6: 475-487.
- Morris, M.G. (1978): Grassland management and invertebrate animals - a selective revue. – Sci. Proc. R. Dublin Soc., Ser. A 6: 247-257.
- Morris, M.G. & R. Plant (1983): Responses of grassland invertebrates to management by cutting. V. Changes in Hemiptera following cessation of management. – J. Appl. Ecol., 20: 157-177.
- Mühlenberg, M. (1993): Freilandökologie. – UTB. Quelle & Meyer, Heidelberg, Wiesbaden, 3. Auflage, 512 S.
- Munk, C. (1986): Beitrag zur Heteropterenfauna von Hecken, Rainen und landwirtschaftlich genutzten Flächen bei Moers (Niederrhein). – Decheniana, 139: 241-253.
- Obrist, M. K. & P. Duelli (1998): Wanzen und Pflanzen. Auf der Suche nach den besten Korrelaten zur Biodiversität. – Informationsblatt des Forschungsbereiches Landschaftsökologie, 37: 1-6.
- Otto, A. (1996): Die Wanzenfauna montaner Magerwiesen und Grünbrachen im Kanton Tessin (Insecta: Heteroptera). – Diss ETH, Nr. 11457, 155 S. + Anhang.
- Otto, A., S. Dorn, J. Zettel & G. Benz (1995): Wiesennutzung beeinflusst Wanzenvielfalt. – Agrarforschung, 2 (5): 189-192.
- Plachter, H., D. Bernotat, R. Müssner & U. Riecken (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz, 70, 566 S + Anhänge.
- Rabitsch, W. (2005): Heteroptera (Insecta). – In: Schuster, R. (Hrsg.): Checklisten der Fauna Österreichs, No. 2, 1-64.
- Rabitsch, W. (2007): Rote Liste ausgewählter Tiergruppen Niederösterreichs - Wanzen (Heteroptera), 1. Fassung 2005. – Niederösterreichische Landesregierung, Abteilung Naturschutz (Hrsg.), St. Pölten, 279 S.
- Rabitsch, W. (im Druck): Checkliste und Rote Liste der Wanzen des Burgenlandes (Insecta, Heteroptera). – Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. Anlagenrecht, Umweltschutz und Verkehr.
- Remane, R. (1958): Die Besiedlung von Grünlandflächen verschiedener Herkunft durch Wanzen und Zikaden im Weser-Ems-Gebiet. – Z. angew. Ent., 42: 353-400.
- Riecken, U. (1992): Planungsbezogene Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen. Grundlagen und Anwendung. – Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz, 36: 187 S.



- Schäfer, P. (1993): Die Wanzenfauna (Insecta: Heteroptera) extensivierter Grünlandflächen eines westmünsterländer Naturschutzgebietes in Abhängigkeit von der Nutzung. – Verh. Westd. Entom. Tag, 1991: 163-170.
- Schäfer, P., F.-K. Holtmeier & D. Glandt (1995): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen im Grünland auf Laufkäfer (Carabidae) und Wanzen (Heteroptera) am Beispiel des Naturschutzgebietes „Fürstenkuhle“ (Kreis Borken/Nordrhein-Westfalen). – Meteorologischer Schriftenreihe für Naturschutz, 5: 23-50.
- Schmidt, L. & A. Melber (2004): Einfluss des Heidemanagements auf die Wirbellosenfauna in Sand- und Moorheiden Nordwestdeutschlands. – NNA-Berichte, 2/2004: 145-164.
- Simon, H. (1992): Vergleichende Untersuchungen zur Wanzenfauna (Heteroptera) von Streuobstwiesen im Nordpfälzer Bergland. – Beitr. Landespflege Rheinland-Pfalz, 15: 189-276.
- Stöckli, E. & P. Duelli (1989): Habitatbindung und Ausbreitung von flugfähigen Wanzenarten in naturnahen Biotopen und Kulturlandflächen. – Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Ent., 7: 221-224.
- Wachmann, E., A. Melber & J. Deckert (2004): Wanzen. Band 2. – Tierwelt Deutschlands, Band 75, Goecke & Evers, 294 S.
- Wachmann, E., A. Melber & J. Deckert (2006): Wanzen. Band 1. – Tierwelt Deutschlands, Band 77, Goecke & Evers, 263 S.
- Wachmann, E., A. Melber & J. Deckert (2007): Wanzen. Band 3. – Tierwelt Deutschlands, Goecke & Evers, 272 S.
- Wachmann, E., A. Melber & J. Deckert (2008): Wanzen. Band 4. – Tierwelt Deutschlands, Goecke & Evers, 230 S.
- Zulka, K.P., E. Eder, H. Höttinger & E. Weigand (2001): Grundlagen zur Fortschreibung der Roten Listen gefährdeter Tiere Österreichs. – Umweltbundesamt Monographien M-135, Umweltbundesamt, Wien, 85 S.
- Zurbrügg, C. & T. Frank (2006): Factors influencing bug diversity (Insecta: Heteroptera) in semi-natural habitats. – Biodiversity and Conservation, 15: 275-294.

Zikaden

- Achtziger R. & Nickel H. (1997): Zikaden als Bioindikatoren für naturschutzfachliche Erfolgskontrollen im Feuchtgrünland. – Beiträge zur Zikadenkunde, 1: 3-16.

- Achtziger R. (1999): Möglichkeiten und Ansätze des Einsatzes von Zikaden (Auchenorrhyncha) in der Naturschutzforschung. – Reichenbachia, Staatliches Museum für Tierkunde Dresden, 33(1): 171-190.
- Biedermann R., R. Achtziger, H. Nickel & A. J.A. Stewart (2005): Conservation of grassland leafhoppers: a brief review. – Journal of Insect Conservation 9/4: 229-243.
- Biedermann, R. Niedringhaus, R. (2004): Die Zikaden Deutschlands. Bestimmungstabellen für alle Arten. – WABV Fründ, Scheeßel, Deutschland, 409 S.
- Colwell, R. K., C. X. Mao, & J. Chang (2004): Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. – *Ecology* **85**: 2717-2727.
- Colwell, R. K. (2006): EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5.2 (<http://purl.oclc.org/estimates>)
- Della Giustina W. (1989): Homopteres Cicadellidae. Vol. 3 Complements. – Faune de France 73: 350 S.
- Ellmauer, T. (2004): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000–Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna–Flora–Habitat–Richtlinie. – Projektbericht, Umweltbundesamt, 617 S.
- Hildebrandt J. (1990): Phytophage Insekten als Indikatoren für die Bewertung von Landschaftseinheiten am Beispiel der Zikaden. – Natur und Landschaft, 65: 362-365.
- Hollier J. A., N. Maczey, G. J. Masters & S. R. Mortimer (2005): Grassland leafhoppers (Hemiptera: Auchenorrhyncha) as indicators of habitat condition - a comparison of between-site and between-year differences in assemblage condition. – Journal of Insect Conservation 9/4: 299-307.
- Holzinger W. E. (2008): Rote Liste der Zikaden (Hemiptera: Auchenorrhyncha) Österreichs. In: Wallner, R. & Zulka, K. P. (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Band 3. – Verlag Böhlau (in Druck).
- Holzinger, W. E., Kammerlander, I., Nickel, H. (2003): The Auchenorrhyncha of Central Europe – Die Zikaden Mitteleuropas. 1: Fulgoromorpha, Cicadomorpha excl. Cicadellidae. – Brill, Leiden, 673 S.
- Nickel H. & R. Achtziger (2005): Do they ever come back? Responses of leafhopper communities to extensification of land use. – Journal of Insect Conservation, 9/4: 319-333.
- Nickel, H. (2003): The leafhoppers and planthoppers of Germany (Hemiptera, Auchenorrhyncha): Patterns and strategies in a highly diverse group of phytophagous insects. – Pensoft Publishers, Sofia, 460 S.
- Remane R. & E. Wachmann (1993): Zikaden: kennenlernen - beobachten. – Naturbuch Verlag, 288 S.

Anhang IV-Arten

- Berg, H.-M., G. Bieringer & L. Zechner (2005): Rote Liste der Heuschrecken (Orthoptera) Österreichs. – In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Grüne Reihe des Lebensministerium, 14/1, Umweltbundesamt, Böhlau Verlag, Wien, 167-209.
- Berg, H.-M., G. Bieringer, N. Sauberer & T. Zuna-Kratky (1996): Verbreitung und Ökologie der Großen Plumpschrecke (*Isophya costata* Brunnerv.W., 1878) an ihrem westlichen Arealrand (Österreich). – *Articulata*, 11(2): 33-45.
- Gollmann, G. (2007): Rote Liste der in Österreich gefährdeten Lurche (Amphibia) und Kriechtiere (Reptilia). – In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Grüne Reihe des Lebensministerium, 14/2, Umweltbundesamt, Böhlau Verlag, Wien, 37-60.
- Höttinger, H. & J. Pennerstorfer (2005): Rote Liste der Tagschmetterlinge Österreichs (Lepidoptera: Papilionidae & Hesperioidea). – In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Grüne Reihe des Lebensministerium, 14/1, Umweltbundesamt, Böhlau Verlag, Wien, 313-354.
- Huemer, P. (2007): Rote Liste ausgewählter Nachtfalter Österreichs (Lepidoptera: Hepialoidea, Cossoides, Zygaenoidea, Thyridoidea, Lasiocampoidea, Bombycoidea, Drepanoidea, Noctuoidea). – In: Zulka, K. P. (Red.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Grüne Reihe des Lebensministerium, 14/2, Umweltbundesamt, Böhlau Verlag, Wien, 199-361.

Vegetation

- Amt der Steiermärkischen Landesregierung, FA 13C Naturschutz. (Hrsg.) (2008): Biotoptypenkatalog der Steiermark. – Graz.
- Braun-Blanquet J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. – Wien, New York.
- Ellenberg H. (1992): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). – In: Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W. & Paulißen D. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2. Aufl. – *Scripta Geobotanica*, 18: 9-166.

- Ellmauer T. (Hrsg.) (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie – Wien.
- Fischer M.A., K. Oswald & W. Adler (2008): Exkursionsflora für Österreich, Liechtenstein und Südtirol. 3. Aufl. – Linz.
- Wilmanns O. (1998): Ökologische Pflanzensoziologie. 6. Aufl. – Stuttgart.

Biostatistik

- Jongman, R.H., C.J.F. ter Braak & O.F.R. van Tongeren (1987): Data analysis in community and landscape ecology. – Pudoc, Wageningen.
- ter Braak, C.J.F. & P., Šmilauer (1998): CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4). – Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.

