

Zeitschrift:	Mitteilungen der Naturforschenden Gesellschaft in Bern
Herausgeber:	Naturforschende Gesellschaft in Bern
Band:	44 (1987)
Artikel:	Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Grossen Mooses, Kt. Bern. Teil II, Beurteilung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna
Autor:	Hänggi, Ambros
DOI:	https://doi.org/10.5169/seals-318525

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 02.02.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

AMBROS HÄNGGI*

Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Grossen Mooses, Kt. Bern – II. Beurteilung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna¹

Einleitung	158
------------------	-----

*1. Teil:**Verfahren zur Bestimmung des Naturschutzwertes anhand der Spinnenfauna*

1. Grundsätzliches zum «Naturschutzwert»	160
2. Kriterien für den Naturschutzwert	160
2.1 Mannigfaltigkeit (Artenvielfalt)	161
2.2 Seltenheit	161
2.3 Gefährdung	162
3. Das Bewertungsverfahren	163
3.1 Bekannte Methoden	163
3.2 Mögliche Parameter	164
3.21 Nicht in das Verfahren aufgenommene Parameter	164
3.22 Im Bewertungsverfahren berücksichtigte Parameter	166
3.3 Bestimmung des Naturschutzwertes (NSW)	168
4. Diskussion der Methode	169

*2. Teil:**Der Naturschutzwert von 38 Standorten des Grossen Mooses bestimmt anhand der Spinnenfauna*

1. Die untersuchten Standorte (STO)	170
1.1 NSG Ziegelmoos	171
1.2 Kontrollstandorte	171
1.3 NSG Inser Torfstich	172
1.4 NSG Grube Müntschemier	172
1.5 NSG Lätti Gals	172
1.6 NSG Fanel	172
1.7 NSG Inser Weiher	172
1.8 NSG Leuschelzmoos	172
1.9 NSG Treiten Weiher	172
1.10 NSG Fräschels Weiher	173
1.11 NSG Siselen Weiher	173
1.12 NSG Büeltigen Weiher	173
2. Der Naturschutzwert der untersuchten Standorte	174
2.1 Unerwartete Befunde	175

* Adresse des Verfassers:

Zoologisches Institut der Universität, Baltzerstrasse 3, 3012 Bern

1 I. Faunistische Daten (Hänggi 1987b)

3.	Diskussion der Befunde	178
3.1	Wie ist ein errechneter NSW-Wert zu interpretieren?	178
3.2	Welche Faktoren beeinflussen den Wert eines Standortes am stärksten?	179
4.	Schlussfolgerungen	181
5.	Zusammenfassung	183
6.	Literatur	184

Einleitung

Naturschutz will, wie das Wort impliziert, die Natur schützen – erhalten. Abgesehen von politischen und wirtschaftlichen Problemen, die damit verbunden sind, könnte man den Eindruck haben, dass Naturschutz eine klar umrissene Aufgabe sei. Aber: Welches ist die zu schützende *Natur*?

Diese Frage wird im allgemeinen nur für einzelne Teilbereiche beantwortet – und da wiederum je nach Wissensstand oder politischem Standpunkt sehr oft bei gleichen Voraussetzungen mit unterschiedlichem Ergebnis. Grundvoraussetzung für die Ausscheidung schutzbedürftiger Flächen ist eine klar umrissene Zielsetzung. Diese ist von äusseren Faktoren wie z. B. gesellschaftspolitischen Einflüssen, Umweltveränderungen im Laufe der Zeit, Stand des Wissens, usw., aber auch von der Schutzbereitschaft (z. B. Artenschutz, biologische Schädlingsbekämpfung, Biotopschutz, usw.) abhängig. Im folgenden ist von Naturschutz im Sinne des Biotopschutzes die Rede. In diesem Rahmen umfasst die aktuelle Zielvorgabe das Erhalten einer grösstmöglichen Artenvielfalt wie sie der traditionellen (extensiv genutzten) Kulturlandschaft entspricht, mittels gestaltender und pflegender Massnahmen. Um das erreichen zu können, ist eine Bewertung entsprechender schutzwürdiger Räume bzw. das Erfassen dieser Räume erforderlich. Grossräumig kommt dafür nur ein Verfahren in Frage, das technische Mittel (Luftbilder, Pläne usw.) mit dem Kartieren der Vegetation verbindet, denn die Bestandesaufnahme von Tiergruppen ist immer mit wesentlich mehr Aufwand verbunden als jene der Vegetation. Die Ausscheidung von zu schützenden naturnahen Flächen basiert daher meist auf Ergebnissen von Vegetationsuntersuchungen – offen bleibt dabei die Frage, ob so bestimmte Schutzflächen auch der Fauna vollumfänglich gerecht werden.

Die Vermutung liegt nahe, dass die Verhältnisse für Tiere anders sein könnten, unter anderem, weil Tiere durch ihre Mobilität mehr Raum beanspruchen als Pflanzen (HEUBLEIN 1980, 1983, MADER 1981, ZOLLER et al. 1984, ERHARDT 1985, SOULÉ & SIMBERLOFF 1986). Für einen umfassenden Schutz ist es somit wichtig, dass in grossräumig, aufgrund der Vegetationskartierung ausgeschiedenen Schutzflächen zumindest stichprobenweise untersucht wird, ob der Schutz der Fauna den Zielvorstellungen entsprechend gewährleistet ist. Dies ist nur mit einer entsprechenden Bewertung möglich.

Die Notwendigkeit der Bewertung von Lebensräumen ergibt sich auch aus Artikel 18, Absatz 1^{ter} des Bundesgesetzes über den Natur- und Heimatschutz vom 1. Juli 1966 (Erweiterung vom 7. Oktober 1983): «Lässt sich eine Beeinträchtigung schutzwürdiger Lebensräume durch technische Eingriffe unter Abwägung aller Interessen nicht vermeiden, so hat der Verursacher für besondere Massnahmen zu deren bestmöglichem Schutz, für Wiederherstellung oder ansonst für angemessenen Ersatz zu sorgen.»

Es muss also einerseits festgestellt werden, ob ein Lebensraum «schutzwürdig» ist, andererseits gilt es – und das scheint mir viel wichtiger zu sein – zu überprüfen, ob ein Ersatz effektiv «angemessen» ist, d. h. ob dieser Ersatz den gleichen Wert hat wie der ursprüngliche Lebensraum.

Es wurde verschiedentlich versucht, Lebensräume oder ganze Gebiete anhand einzelner Tiergruppen oder der Vegetation zu bewerten: u. a. Tagfalter (ERHARDT 1985), Laufkäfer (MOSSAKOWSKI & PAJE 1985), Vögel (MÜLLER 1978, BEZZEL 1982), Vegetation (WITSCHEL 1980), verschiedene Aspekte (KAULE 1986).

Der vorliegenden Arbeit zur Beurteilung des Naturschutzwertes anhand der Spinnenfauna liegen Untersuchungen an 30 Standorten in 11 Naturschutzgebieten sowie an 8 Kontrollstandorten im Kulturland und an 2 Kanälen des Grossen Mooses, Kt. Bern zugrunde. Pro Standort kamen 4 Barberfallen zum Einsatz (Ende März bis Ende November), es wurde also nur die epigäische Spinnenfauna erfasst. Eine ausführliche Beschreibung des Untersuchungsgebietes, der Fangmethode sowie die Gesamtartenliste und faunistische Daten zu den Fängen werden in HÄNGGI (1987b) gegeben. Eine ausführliche Artenliste mit Angabe der Individuenzahl pro Standort, detaillierte Standortbeschreibungen sowie ausführliche Standortbewertungen sind HÄNGGI (1987a) zu entnehmen oder können beim Autor direkt bezogen werden.

Für eine Bestimmung des Naturschutzwertes dürften sich Spinnen u. a. aus folgenden Gründen eignen: grosse Artenzahl (in der Schweiz etwa 850 [MAURER 1978], in Mitteleuropa etwa 1300 [SAUER & WUNDERLICH 1982]), in nahezu allen terrestrischen Lebensräumen stark vertreten, nicht von einzelnen Pflanzen- oder Tierarten abhängig (also nicht beutespezifisch), aber in bezug auf allgemeine Umweltbedingungen (Struktur, Mikroklima usw.) zum Teil mit sehr kleiner Reaktionsbreite (u. a. TRETZEL 1952, VAN DER AART & SMEENK-ENSERINK 1975). Diese Faktoren zusammen bewirken ein ausgesprochen differenziertes Reagieren der Artenzusammensetzung auf äussere Veränderungen (BEYER 1981, HAUGE 1983).

Im ersten Teil dieser Arbeit wird das Verfahren zur Bestimmung des Naturschutzwertes einzelner Standorte anhand der Spinnenfauna entwickelt. Im zweiten Teil wird die Anwendung dieses Verfahrens an den 38 Standorten besprochen.

1. Teil:

Verfahren zur Bestimmung des Naturschutzwertes anhand der Spinnenfauna

1. Grundsätzliches zum «Naturschutzwert»

«Dem Aussterben einheimischer Tier- und Pflanzenarten ist durch die Erhaltung genügend grosser Lebensräume (Biotope) und andere geeignete Massnahmen entgegenzutreten.» Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz vom 1. Juli 1966, Artikel 18 Absatz 1.

Das Bundesgesetz umschreibt den Auftrag des Naturschutzes – hingegen umschreibt es nicht, wie dieses Ziel erreicht werden kann und soll. Aus der Vollziehungsverordnung geht hervor, wie die Naturschutzbemühungen der Kantone, Gemeinden oder privaten Naturschutzorganisationen unterstützt werden. Ebenso wird angegeben, welche Biotoptypen besonders schutzwürdig seien. Allerdings ist diese Abgrenzung nur grob.

Wenn eine mögliche Schutzfläche ausgeschieden werden soll, kommt es normalerweise zu einer Gegenüberstellung von Interessen verschiedenster Art (politische, wirtschaftliche usw.). Um dabei die Bedeutung eines Lebensraumes für den Auftrag des Naturschutzes «Erhalten der einheimischen Flora und Fauna» erfassen zu können, muss dieser Wert mit geeigneten Methoden quantifiziert und dokumentiert werden. Dabei ist es wichtig zu wissen, dass es nicht allgemein anwendbare Richtlinien geben kann. Erstens sind die regionalen Unterschiede in der Schweiz zu gross und zweitens wandeln sich auch die Prioritäten zum Schutz bestimmter Lebensraumtypen im Laufe der Zeit. Zum Beispiel werden wohl klein- bis kleinstflächige Feuchtstandorte aufgrund der momentanen Entwicklung in Zukunft nicht mehr ausgesprochen schutzbedürftig sein (Ersatz durch «Gartenbiotope»), während z. B. mittel- bis grossflächige Sumpfwiesen nach wie vor durch Meliorationen, Strassenbau usw. äusserst gefährdet sind.

2. Kriterien für den Naturschutzwert

Entsprechend den vielen verschiedenen Gründen für den Naturschutz (WILDERMUTH 1980, pp. 9–21) gibt es auch verschiedenste Kriterien für die Beurteilung des Naturschutzwertes von Gebieten bzw. einzelnen Standorten.

Für die Bewertung ganzer Gebiete anhand vegetationskundlicher Daten sind nach WITSCHEL (1980) folgende Kriterien von Bedeutung:

- Seltenheit (auf Art-, Gesellschafts- und Gesellschaftskomplex- bzw. Formationsstufe)
- Mannigfaltigkeit (Gesellschaftsstufe)

- Repräsentativität
- Natürlichkeit
- Synökologische Bedeutung
- Gebietsgrösse
- Erlebniswert
- Natur- und kulturhistorische Bedeutung.

In der vorliegenden Arbeit werden einzelne *Standorte* bewertet. Als Standort wird ein einheitlicher, zum Teil sehr kleiner Lebensraumtyp oder allenfalls ein typischer Übergangsbiotop (Kontaktzone von Lebensraumtypen) bezeichnet. Im Gegensatz zur oben vorgestellten Bewertung ganzer Gebiete, wo auch landschaftsspezifische, psychologische (Erlebniswert) und kulturhistorische Kriterien berücksichtigt werden müssen, wird hier auf nicht spinnenspezifische Kriterien verzichtet. Auch wenn es sich um eine Bewertung handelt, die lediglich die Spinnenfauna berücksichtigt, ist zu vermuten, dass die so erhaltenen Werte sehr wohl auch für andere epigäisch lebende Tiergruppen Gültigkeit haben.

2.1 Mannigfaltigkeit (Artenvielfalt)

Gemäss dem Naturschutzauftrag «Erhalten der einheimischen Tiere und Pflanzen» scheint es auf den ersten Blick einleuchtend, dass der Naturschutzwert um so grösser sei, je grösser die Artenzahl im untersuchten Lebensraum ist. Diese Folgerung ist aber nur richtig, wenn a) der untersuchte Lebensraum entsprechend gross ist, oder b) die verglichenen Lebensräume dem genau gleichen Typ entsprechen. Soll ein Wert bestimmt werden, der für verschiedenste Standorte die gleiche Aussagekraft hat, so muss der Einfluss der Artenzahl eliminiert werden. Folgendes Beispiel erläutert diesen Sachverhalt: Extreme Standorte, wie z. B. Schilfröhriche, weisen eher kleine Artenzahlen auf, haben aber sicher einen sehr hohen Naturschutzwert, da sie Lebensraum vieler stenöker Arten sind. Demgegenüber haben mosaikartige, stärker strukturierte Lebensräume, wie z. B. frühe Verbuschungsstadien, hohe Artenzahlen, die vielfach auf einer grossen Anzahl trivialer (anpassungsfähiger) Arten beruhen.

2.2 Seltenheit

Die Seltenheit kann sich auf eine Art oder eine Lebensgemeinschaft beziehen. WITSCHEL (1980) unterscheidet in seiner vegetationskundlichen Untersuchung drei Ebenen der Seltenheit: 1) seltene Arten, 2) seltene Gesellschaften, 3) seltene

Gesellschaftskomplexe und Formationen. Für die Spinnen und wohl die Tierwelt allgemein sind die Ebenen 2) und 3) nicht bekannt. Die Seltenheit einer Art kann sich auf zwei Bereiche beziehen: a) Seltenheit im Sinne der Verbreitung (Anzahl Vorkommen) und b) die durchschnittliche Häufigkeit einer Art an ihren Vorkommen. Für den Naturschutzwert im Sinne des Biotopschutzes ist die durchschnittliche Häufigkeit einer Art an einem Standort kaum von Bedeutung, widerspiegeln sich darin doch lediglich unterschiedliche Anpassungen der Überlebensstrategie. Im folgenden wird deshalb die Seltenheit nur im Sinne der Verbreitung gebraucht.

Die Erfassung der Seltenheit einer Art setzt voraus, dass ein bestimmtes Einzugsgebiet abgegrenzt wird, denn eine Art kann z. B. in Nordeuropa sehr häufig sein, in der Schweiz aber nur an wenigen Stellen vorkommen. Das gleiche ist auch innerhalb der Schweiz denkbar (Alpen – Mittelland). In der vorliegenden Untersuchung wurde das Einzugsgebiet auf den Raum der Schweiz nördlich der Alpen beschränkt. Bei Tiergruppen bei denen die Datendichte bezüglich der Vorkommen grösser ist, wie z. B. bei den Laufkäfern, könnte das Einzugsgebiet auch kleiner gefasst werden (vgl. HUBER et al. 1987). Weiter ist zu beachten, dass sich die Beurteilung der Seltenheit im Laufe der Zeit ändern kann, sei es durch Veränderung von Umweltfaktoren (Verlust von Lebensräumen) oder, im gegenwärtigen Sinn, durch das Feststellen weiterer Vorkommen (Datendichte).

2.3 Gefährdung

Die Gefährdung einer Art wird vor allem durch drei Faktoren bestimmt: a) Biotoppräferenz/Biotopbindung, b) Häufigkeit bzw. Gefährdung der Biotope in denen die Art potentiell vorkommen kann und c) Besiedlungsgeschichte und Ausbreitungsbiologie der Art.

a) Die Biotoppräferenz ist ein Faktor, der sich für eine Art in Jahrzehnten wohl kaum ändert. Hingegen ist das Auftreten einer Art in einem bestimmten Lebensraum nicht nur von der Biotoppräferenz dieser Art abhängig, sondern auch in sehr starkem Masse von äusseren Einflüssen wie z. B. interspezifische Konkurrenz oder Dichte der potentiell besiedelbaren Lebensräume. Es ist denkbar, dass die Einstufung der Biotopbindung sich in Raum und Zeit ändert – im Raum so, dass eine Art in den Alpen andere Lebensräume besiedeln könnte als in der Ebene, im Laufe der Zeit so, dass die ursprünglichen Biotope verloren gehen und neu andere Ersatzbiotope besiedelt werden (MALICKY 1972, HEUBLEIN 1983, HÄNGGI 1987b), oder dass neue Biotoptypen (z. B. Kulturlandstandorte) besiedelt werden.

Entscheidend für die Gefährdung einer Art ist, ob ihre Reaktionsbreite gegenüber Parametern der Umwelt gross oder klein ist, denn euryöke Arten werden

im Gegensatz zu stenöken kaum je stark gefährdet sein. Die Beurteilung dieser autökologischen Zuordnung (euryök – stenök) beruht im allgemeinen auf Rück schlüssen aus bisherigen Fängen – ist also weitgehend von der Datendichte abhängig. Auch wurden bisher üblicherweise lediglich zwei Parameter bestimmt, nämlich Licht- und Feuchtigkeitsabhängigkeit. Weitere Parameter müssten berücksichtigt werden: z. B. Thermophilie (BRAUN 1969, BUCHAR 1975) oder Nutzungsintensität des Lebensraumes (HÄNGGI 1987b).

b) Die Häufigkeit bzw. Gefährdung der Lebensräume in denen eine Art potentiell vorkommen kann, ist für die Gefährdung einer Art und damit für den Naturschutzwert eines Lebensraumes, in dem diese Art festgestellt wurde, von ebensogrosser Bedeutung. Auch dieser Faktor ändert sich in Raum und Zeit. Im schweizerischen Mittelland sind sicher alle Arten, die streng auf Feuchtgebiete (Röhrichte, Moore, Sumpfwiesen) als Lebensraum angewiesen sind (stenök hygrophil – photophil), durch den Rückgang dieser Standorttypen stark gefährdet (MAURER 1980).

Da mit diesem Kriterium der Habitatsgefährdung mit wenigen Ausnahmen die gleichen Arten erfasst werden wie mit dem Kriterium Biotopbindung, wurde im vorliegenden Verfahren auf eine zusätzliche Berücksichtigung verzichtet, um keinen Verdoppelungseffekt durch abhängige Variablen zu erhalten.

c) Ein weiterer wichtiger Aspekt für die Gefährdung einer Art ist aus der Besiedlungsgeschichte und der Ausbreitungskapazität der Art abzuleiten (DUFFEY 1975). Zu diesen beiden Punkten sind aber nur für die allerwenigsten Spinnenarten genügend Daten vorhanden, so dass sie nicht in das Bewertungsverfahren aufgenommen werden können. In Einzelfällen müssten aber folgende Problemkreise zusätzlich erfasst werden:

- endemische Arten (Einzugsgebiet!)
- isolierte Vorkommen
- Eiszeitrelikte
- k-, r-Strategen
- «Kulturfolger».

3. Das Bewertungsverfahren

3.1 Bekannte Methoden

Bewertungsmethoden, die speziell für die Bearbeitung der Spinnenfauna entwickelt wurden, sind mir keine bekannt. Es gibt aber einige Verfahren, die auf den ersten Blick übertragbar scheinen.

Das «Bewertungsmodell», das WITSCHEL (1980) für die Vegetation vorschlägt, will vor allem grossflächige, heterogene Gebiete bewerten. Entsprechend hat es neben einigen vegetationstypischen Parametern, die kaum auf Tiergruppen übertragbar sind (z. B. Seltenheit von Gesellschaften), auch Parameter, die nur in einer grossflächigen Bewertung Bedeutung haben (vgl. oben).

ERHARDT (1985) gibt in seiner Untersuchung zur Korrelation zwischen Schmetterlingen und Wiesentypen zwar nicht ein eigentliches Bewertungsverfahren, aber er wertet die verschiedenen Standorttypen aufgrund der Anzahl Schmetterlingsarten sowie aufgrund des Vorhandenseins eines für den Standort charakteristischen Artenspektrums. Diese Art der Bewertung ist jeweils nur bei einem direkten Vergleich verschiedener Standorte möglich.

MOSSAKOWSKI und PAJE (1985) stellen für Laufkäfer ein Bewertungsverfahren vor, das einzelne Standorte bewertet und nicht auf einem Vergleich mit anderen Standorten aufbaut. Jeder Art wird ein Artwert zugeordnet, der sich aus den Parametern Verbreitung, Biotopbindung und durchschnittlicher Häufigkeit an den Vorkommen zusammensetzt. Für die Bewertung wird jeder Artwert mit einem Faktor, der der Häufigkeit dieser Art am untersuchten Standort entspricht, multipliziert und dann die Summe über alle diese Werte gebildet. Neben gewissen Unklarheiten bei der Bestimmung der einzelnen Artwerte hat dieses Verfahren den Nachteil, dass der erhaltene Wert sehr stark von der Artenzahl (Anzahl Summanden) abhängt. Extreme Standorte werden nie so hohe Werte erreichen wie mosaikartige Standorte mit hohen Artenzahlen. Dieser Effekt könnte eliminiert werden, indem man die Summe durch die Artenzahl teilt (→ durchschnittlicher, standorttypischer «Standortartwert», vgl. HUBER et al. 1987). Das Verfahren lässt sich aber auch deshalb nicht direkt für eine Bewertung aufgrund der Spinnenfauna anwenden, weil sich der Parameter «durchschnittliche Häufigkeit einer Art an ihren Vorkommen» für Spinnen (noch) nicht zuverlässig bestimmen lässt (Datendichte!).

3.2 Mögliche Parameter

3.21 Nicht in das Verfahren aufgenommene Parameter

Alle folgenden Parameter wurden nicht in das Bewertungsverfahren aufgenommen, sind aber in Tabelle 1 aufgeführt, da sie zum Teil zum Verständnis der Bewertung beitragen können. Um einen Einblick in die Schwankungen der einzelnen Parameter geben zu können, wurde für jeden Parameter der Bereich angegeben, der in den 38 untersuchten Standorten erhalten wurde.

a) Artenzahl (NA): Bereich: 25–65

Auch wenn die Artenzahl als solche nur bedingt für die Bewertung eines Standortes (vgl. oben: Mannigfaltigkeit) brauchbar ist, so kann sie doch in vielen Fällen ein zusätzliches Kriterium sein.

b) Gesamtindividuenzahl (NI): Bereich: 573–6225 (!)

Die Gesamtindividuenzahl ist für den Biotopschutz kaum von direkter Bedeutung, wobei tendenziell allenfalls gesagt werden könnte, dass wertvolle Standorte eher kleine Individuenzahlen zeigen.

c) Diversität (H'): Bereich: 1.75–3.23

Die Diversität – hier berechnet als H' nach Shannon-Wiener – wird häufig zur Bewertung von Lebensräumen benutzt. Allerdings sind gegenüber der Diversität einige Vorbehalte angebracht (nach WITSCHEL 1980):

- nur bei homogenen Flächen einsetzbar
- nur für Individuen mit sehr ähnlicher Biologie
- nur für Organismen mit gleichem Trophiegrad

Dazu kommt, dass mit Barberfallen nicht effektive Häufigkeiten gemessen werden, sondern Aktivitätsdichten, und es werden nur die adulten Tiere berücksichtigt. Die Diversität wurde hier deshalb lediglich als Vergleichsgröße benutzt. Allgemein gilt: Hohe Diversität entspricht einem wertvollen Standort.

d) Prozentualer Anteil Arten extensiv genutzter Standorte (pEX): Bereich: 24–72

Es gibt Spinnenarten die eine klare Präferenz für extensiv genutzte Lebensräume zeigen (MAURER & HÄNGGI 1986, HÄNGGI 1987b). Offene, extensiv genutzte Lebensräume werden in der Schweiz aber immer seltener. Das hat zur Folge, dass Arten, die solche Lebensräume benötigen, grundsätzlich gefährdet sind. Dementsprechend sind Standorte die einen grossen Anteil solcher Arten aufweisen, als wertvoll zu taxieren. Da diese Präferenz für extensiv genutzte Standorte erst neu aufgezeigt wurde, ist es für viele Arten (noch) nicht möglich, die Stärke dieser Abhängigkeit von der Nutzungsintensität zu bestimmen. Die in Tabelle 1 angegebenen Werte sind mit diesem Vorbehalt zu lesen.

e) Prozentualer Anteil potentiell gefährdeter Arten (pPG): Bereich: 2–28

Als potentiell gefährdete Arten werden hier jene Arten bezeichnet, die durch ihre stenöke Bindung an ganz bestimmte Lebensraumtypen (hier feuchte, offene Lebensräume) durch die Gefährdung dieser Lebensräume selbst auch gefährdet sind (MAURER 1980). Eine solche Auswahl ist notwendig, da keine Roten Listen der Spinnen vorhanden sind. Je grösser der Anteil potentiell gefährdeter Arten, desto wertvoller der Standort.

3.22 Im Bewertungsverfahren berücksichtigte Parameter (vgl. Abb. 1)

a) Bewertungsindex basierend auf der Bewertung der einzelnen Arten (SAW):

Bereich: 7.55–14.37

Dieser Index entspricht zum Teil dem «Bewertungsverfahren für Raumeinheiten anhand der Carabidenbestände» von MOSSAKOWSKI & PAJE (1985). Für die Bestimmung des Indexes wird zuerst jeder Art ein Artwert (A) zugeordnet, der von der Verbreitung (v) und der Biotopbindung (b) der Art abhängig ist. Die Artwerte aller Arten eines Standortes werden aufaddiert (GAW) und diese Summe wird durch die Artenzahl (N) dividiert. Damit ergibt sich ein standorttypischer, charakterisierender Wert, der einer theoretischen Durchschnittsart des Standortes entspricht (SAW):

$$\text{SAW} = \text{GAW}/N = \frac{1}{N} * \sum_{j=1}^N A_j = \frac{1}{N} * \sum_{j=1}^N v_j * b_j$$

wobei: $b_j \equiv$ klassifizierte Biotopbindung der Art j:

- Klassifizierung: 1 euryök (Ubiquist)
- 2 bedingt euryök (mit Einschränkungen)
- 3 mesök, unspezifisch
- 4 mesök, spezifische Ansprüche
- 5 bedingt stenök
- 6 streng stenök

$v_j \equiv$ Verbreitung der Art j (klassifizierte Anzahl Funde in der Schweiz nördlich der Alpen):

- Klassifizierung: 1 bisher 15 und mehr Funde
- 2 bisher 12–14 Funde
- 3 bisher 9–11 Funde
- 4 bisher 6– 8 Funde
- 5 bisher 3– 5 Funde
- 6 bisher 0– 2 Funde

N \equiv Gesamtzahl der Arten

$A_j \equiv$ Artwert der Art j

GAW \equiv Summe der Artwerte (Gesamtartwert)

SAW \equiv Standortartwert.

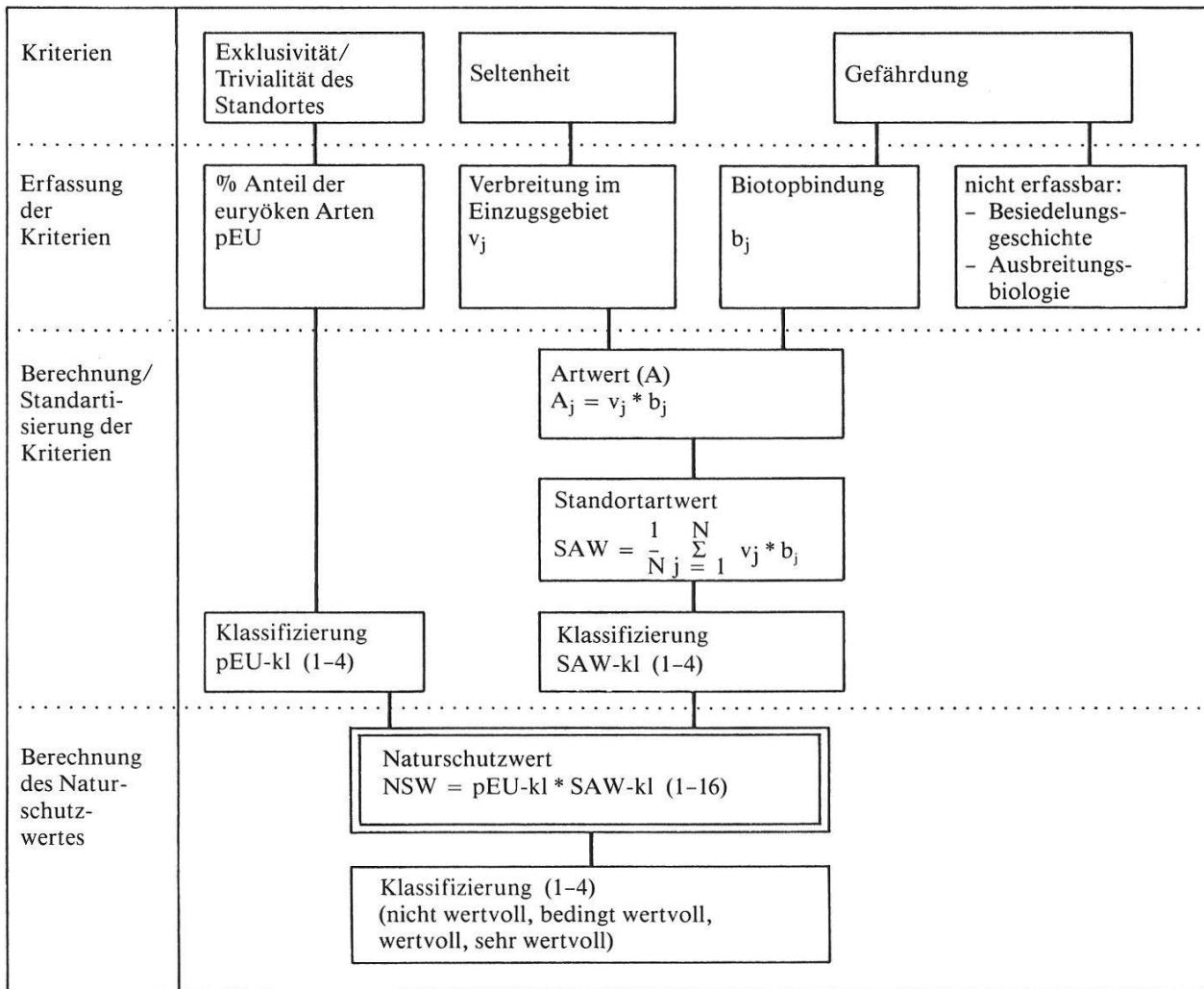


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Verfahrens zur Bestimmung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna.

Der Artwert ($A = v * b$) ist innerhalb des Einzugsgebietes und solange der Kenntnisstand nicht wesentlich anders ist (vgl. oben) konstant und kann in verschiedenen Untersuchungen übernommen werden. MOSSAKOWSKY & PAJE (1985) berücksichtigen in ihrem Verfahren die Häufigkeit einer Art an all ihren Vorkommen sowie die Häufigkeit der Art am Standort. Hier wird auf diese beiden Masse verzichtet, weil es nicht einsichtig erscheint, die Häufigkeit einer Art als Kriterium für die Schutzwürdigkeit heranzuziehen. Dies wäre nur sinnvoll im Zusammenhang mit der Kenntnis der Überlebensstrategie der betreffenden Art. Das heisst, die festgestellte Häufigkeit (bei Barberfallenfängen die Aktivitätsdichte) müsste in Relation gesetzt werden zu der für das Überleben einer Population notwendigen Populationsgrösse.

b) Prozentualer Anteil euryöker Arten (pEUA):

Dieser Parameter ist umgekehrt proportional zum Naturschutzwert eines Standortes. Je grösser der Anteil euryöker Arten ist, desto trivialer ist der Standort,

Bereich: 12–46

oder anders formuliert, je kleiner der Anteil euryöker Arten, desto stärker können sich offensichtlich Spezialisten behaupten. Es werden die euryöken Arten und nicht direkt die stenöken verwendet, weil aufgrund der bisherigen Kenntnis Stenökie einer Art, im Gegensatz zur Euryökie, viel weniger zuverlässig zu zeigen ist. Damit der Wert nicht von der Artenzahl abhängig ist, wird mit dem prozentualen Anteil und nicht mit der effektiven Anzahl euryöker Arten gerechnet.

3.3 Die Bestimmung des Naturschutzwertes (NSW)

Im Prinzip stellen beide unter 3.22 vorgestellten Parameter schon eine Bewertung des Standortes dar. Aber jeder Parameter berücksichtigt nur einen Teilaспект des Naturschutzwertes des untersuchten Standortes, und die Gewichtung fällt je nach verwendetem Parameter unterschiedlich aus. Da beide Werte ähnlich aufgebaut sind (jeder Parameter bezieht sich auf den ganzen Standort und nicht nur auf einzelne Arten), ist eine Verknüpfung möglich. Allerdings müssen sie dazu standardisiert werden. Das wurde erreicht, indem über die jeweiligen Werte vier Klassen gelegt wurden, wobei den Klassen folgende Bedeutung zugeordnet wird:

- 1 ≡ nicht wertvoll
- 2 ≡ bedingt wertvoll
- 3 ≡ wertvoll
- 4 ≡ sehr wertvoll.

Weil das Spektrum der untersuchten Standorte vom intensiv bearbeiteten Maisacker bis zum reinen Schilfröhricht reichte und somit wertlose bis äusserst wertvolle Standorte umfasste, wurden die Klassen einigermassen gleichmässig über die Werte verteilt.

Für die beiden genannten Parameter wurden folgende Klassengrenzen gesetzt (der angegebene Wert wird jeweils der oberen Klasse zugeordnet):

Klassengrenze	pEU	SAW
1/2	43	8.41 ($\approx v_j = b_j = 2.9$)
2/3	36	9.61 ($\approx v_j = b_j = 3.1$)
3/4	29	10.89 ($\approx v_j = b_j = 3.3$)

Die klassifizierten Werte der Parameter werden miteinander multipliziert. Die so erhaltenen Werte (NSW) sind abhängig von der Anzahl Parameter. Da diese konstant ist, bleibt die Aussagekraft für verschiedene Untersuchungen gleich, d. h. bei zwei Parametern ist der Maximalwert immer 16.

Diese Werte (NSW) können ihrerseits zur Veranschaulichung klassifiziert werden, wobei die Klassengrenzen so gewählt werden sollten, dass sie durchschnittlichen Parameterklassengrössen entsprechen. Bei zwei Parametern heisst das:

4. Diskussion der Methode

Das hier vorgestellte Bewertungsverfahren hat drei Vorteile:

- a) Der untersuchte Standort wird als Ganzes bewertet. Es wird nicht nur das Vorhandensein bzw. Nicht-Vorhandensein einzelner Indikatorarten registriert, sondern es werden alle festgestellten Arten in die Bewertung aufgenommen. Störende Einflüsse, wie z. B. Eindringen von Kulturlandarten, werden somit direkt mitberücksichtigt.
 - b) Jeder Standort wird für sich bewertet und erhält eine absolute Wertungsgrösse. Die Bewertung hat nicht nur vergleichende Bedeutung.
 - c) Die Bewertung ist unabhängig von der Artenzahl. Es lassen sich sowohl extreme wie triviale Standorte mit dem gleichen Verfahren erfassen und die Wertigkeit wird nicht wesentlich von Randeffekten beeinflusst.

Daneben hat das Verfahren aber auch Nachteile, die mit ganz grundsätzlichen Problemen, oder mit der Kenntnis der Faunistik und Ökologie der Spinnen zusammenhängen.

1. Klassifizierungen: Jede Klassifizierung ist mehr oder weniger willkürlich. Wie viele Klassen sollen gemacht werden? Wo sollen die Klassengrenzen gelegt werden? Für die Bestimmung der einzelnen Parameter wurden hier jeweils 6 Klassen gewählt. Es wären auch 3 Klassen denkbar (Biotopbindung: 1 = euryök, 2 = mesök, 3 = stenök, oder Verbreitung: 1 = gemein, 2 = verbreitet, 3 = selten). Allerdings ginge dann Spielraum für nicht ganz eindeutige Einstufungen verloren, bzw. eine aufgrund der bisherigen Kenntnisse um eine Klasse falsche Einstufung bekäme ein wesentlich grösseres Gewicht als bei 6 Klassen.

Anders verhält es sich bei der Standardisierung der Parameter. Hier wurden in Anlehnung an verständliche, allgemein gebräuchliche Wertbegriffe 4 Klassen gewählt. Die Klassengrenzen wurden nicht nach theoretischen Überlegungen bestimmt, sondern beruhen auf Erfahrungswerten. Das impliziert, dass diese Grenzen nicht vorbehaltlos als allgemeingültig übernommen werden können. Bevor jedoch nicht weitere Anwendungen des Verfahrens vorliegen (speziell aus anderen Biotoptypen wie z. B. Trockenstandorten), kann die Notwendigkeit von Änderungen der Klassengrenzen nicht bestimmt werden.

2. Kenntnis der Faunistik und Ökologie der Spinnen: Wie bei der Vorstellung des Verfahrens bereits angesprochen, ist die faunistische Datendichte für Spinnen auch in der Schweiz noch sehr gering. Im Gegensatz zu Schmetterlingen, Käfern oder Libellen sind für Spinnen wesentlich weniger Funde bekannt und dokumentiert. In der Schweiz haben sich erst wenige Spezialisten mit diesen Tieren befasst und dabei bis vor kurzem nicht mit Fallen gearbeitet. Bei einigen Arten gibt es deshalb oft Probleme mit den ökologischen Charakterisierungen. Einerseits beziehen sie sich auf Angaben aus anderen Regionen/Ländern, andererseits auf andere Fangmethoden, die eher höhere Straten betreffen, was sich besonders bei Häufigkeitsangaben auswirkt. Auch wurden gewisse Lebensraumtypen bisher kaum bearbeitet. So liegen z. B. nur wenige Arbeiten aus intensiv genutzten Dauergrünlandsystemen vor. Da aber Fettwiesen Feuchtgebiete recht ähnlich sind, müssten hier gerade im Zusammenhang mit dem Naturschutzwert vermehrt vergleichende Untersuchungen angestellt werden. Aus der vorliegenden Untersuchung sowie Untersuchungen in Kulturlandstandorten im Raum Basel (HÄNGGI, unpubl., Leg. I. Marchand, S. Jakob) geht hervor, dass einige der bisher als mehr oder weniger stenök photophil-hyrophil bezeichneten Arten in intensiv genutztem Kulturland (vorwiegend Dauergrünland) neue, geeignete Lebensräume gefunden haben (z. B. *Erigone atra*, *Oedothorax apicatus*, *Oe. fuscus*, *Cnephalocotes obscurus*, *Arctosa leopardus*, vgl. auch BEYER 1981). Einige dieser Arten galten bisher als selten und/oder wurden aufgrund ihrer ökologischen Bindung als sehr wertvoll eingestuft. Dies müsste in folgenden Untersuchungen berücksichtigt werden, können doch «typische» Arten des Kulturlandes heute kaum als gefährdet betrachtet werden.

2. Teil:

Der Naturschutzwert von 38 Standorten des Grossen Mooses bestimmt anhand der Spinnenfauna

1. Die untersuchten Standorte (STO)

Das in Teil 1 vorgestellte Verfahren zur Bestimmung des Naturschutzwertes naturnaher Standorte anhand der bodenlebenden Spinnenfauna wurde an 38 Standorten im Grossen Moos, Kt. Bern angewandt und getestet.

Aus Platzgründen kann hier lediglich eine kurze Beschreibung der einzelnen Standorte gegeben werden. Ausführliche Angaben zur Methode und den Standorten sind HÄNGGI (1987a und 1987b) zu entnehmen. Die einzelnen Standorte (STO) sind nach Naturschutzgebieten (NSG) bzw. Kontrollstandorten zusammengefasst.

1.1 NSG Ziegelmoos, Gde. Gampelen, Koordinaten: 572 500/206 600 (Abb. 2)

Streifenförmig parzelliert, die einzelnen Streifen durch Hecken getrennt.

- STO 1: Mosaik von Rohrkolben, Grossseggen und Hochstauden, auf ehemaligen Torfstichgräben.
- STO 2: Dichter Schilfaufwuchs mit viel Winde durchwachsen, auf ehemaligen Torfstichgräben.
- STO 3: Dauergrünland, ehemals angesät, fett, mehrmalige Mahd.
- STO 4: Mischbestand mit Hochstauden und Pfeifengras, Mahd alle 2–3 Jahre.
- STO 5: Mähwiese mit grossem Anteil Riedwiesenarten, mehrmalige Mahd.
- STO 6: Fallen entlang eines kleinen Grabens in Pfeifengraswiese, jenseits des Grabens feuchte Fettwiese.
- STO 7: Riedwiese, reich an Fettwiesenarten, schmaler Streifen, schattig.
- STO 8: Kleiner Graben in einer Kunstwiese, mehrmalige Mahd, Herbstweide. Im Graben Hochstaudenflur.
- STO 9: Inhomogen: Hochstaudenflur und Pfeifengras. Gebüsche.

1.2 Kontrollstandorte, Gde. Ins, 573 000/206 300

- STO 10: Intensiv genutzte Kunstwiese.
- STO 11: Schwach bewachsene, angesäte Aufschüttung, Wuchs locker, Boden dicht.
- STO 12: Maisacker, im Vorjahr Kartoffeln.
- STO 13: Kunstwiese, ehemals Acker, Einsaat nicht erfolgreich, viele Ackerunkräuter.
- STO 16: Reuschelzkanal, Südböschung. Rückstaukanal mit Torfstichufer, Ruderalvegetation.
- STO 17: Reuschelzkanal, Nordufer. Vgl. STO 16.
- STO 18: Rimmerzbach, Obstböschung. Kleiner, kanalisierte Bach, Dauergrünland mit Riedwiesenarten, verbrachend.
- STO 19: Rimmerzbach, Westböschung. Vgl. STO 18.



Abbildung 2: Luftaufnahme des Naturschutzgebietes «Ziegelmoos» (STO 1–9).

1.3 NSG Inser Torfstich, Gde. Ins, 573 500/206 000

1978 neu geschaffener Weiher bei altem, verlandetem Torfstich.

STO 14: Steiles Südufer, Torf, ziemlich kahl, Pioniergevegetation.

STO 15: Nordufer, etwas weniger steil, vgl. STO 14.

1.4 NSG Grube Müntschemier, Gde. Müntschemier, 578 150/205 100

Ehemalige Kiesgrube, mit feuchter Senke, sehr steile Ufer. Heute (wilde) Abfalldeponie (Bauschutt, landwirtschaftliche Abfälle).

STO 20: Südufer, schattig, Fallen an der Wasserlinie, Hochstauden, Weissweiden.

STO 21: Westufer, kleines (einige m²) Röhricht mit Schilf und Rohrglanzgras.

1.5 NSG Lätti Gals, Gde. Gals, 571 200/209 300

Ehemalige Lehmgrube, seit 1975 unter Schutz.

STO 22: Wechselnasse, ehemalige Kunstwiese, verbrachend, mit Riedwiesenarten.

STO 23: Dichtes Schilf- und Rohrglanzgrasröhricht.

1.6 NSG Fanel, Gde. Gampelen/Ins, 570 000/203 600–206 300

Grosser Schilf- und Riedwiesengürtel am Westufer des Neuenburgersees.

STO 24: Seeufer bei Rothaus, Kleinseggenried, lockerer Schilfaufwuchs.

STO 25: Schilfröhricht in der Nähe des Beobachtungsturms, Gebüsche.

STO 26: «Säubucht», feuchte Wiese, extensiv als Weide genutzt, verbrachend.

1.7 NSG Inser Weiher, Gde. Ins, 573 400/204 750

1975 neu geschaffener Weiher mit steilen Torfstichufern, daneben verlandeter ehemaliger Torfstich (Schilfröhricht).

STO 27: Inhomogene Fettwiese auf Torf, ehemals Kunstwiese, heute extensiv genutzt.

STO 28: Am Rande des alten Torfstichs, Übergang Schilfröhricht/Hochstaudenflur.

STO 29: Nordostufer des neuen Weiher, am Ufer kahl, dann Hochstaudenflur.

STO 30: Südwestufer des neuen Weiher, am Ufer kahl, dann Weidengebüsch.

1.8 NSG Leuschelzmoos, Gde. Ins, 573 700/206 970

STO 31: Randpartie eines zeitweise überschwemmten Sumpfes in einer feuchten Senke, Grossseggen, randliche Aufforstung.

1.9 NSG Treiten Weiher, Gde. Treiten, 578 200/206 700 (Abb. 3)

STO 32: Uferpartie eines neugeschaffenen Weiher mit Schilfröhricht und Brombeeren (Uferzone knapp 2 Meter, dann intensiv genutztes Dauergrünland).



Abbildung 3: Luftaufnahme des Naturschutzgebietes «Treiten Weiher» (STO 32).

1.10 NSG Fräschels Weiher, Gde. Kallnach, 581 500/205 500

Ehemalige Lehmgrube, seit 1966 unter Schutz, zum Teil aufgefüllt.

STO 34: Kleine Pfeifengraswiese auf Aufschüttung in grossem Schilfröhricht.

STO 35: Reines Schilfröhricht, grossflächig, zum Teil mit Weidengebüsch.

1.11 NSG Siselen Weiher, Gde. Siselen, 582 250/208 500

1977 neu geschaffener, 1980 erweiterter Weiher. In diesem und im nächsten Naturschutzgebiet wurden die Fallen oft gestört (Dächlein hinuntergedrückt, Fangbecher ausgegraben und ausgeleert usw.). Die Fangergebnisse waren deshalb oft lückenhaft. Alle Angaben und Berechnungen bei den Standorten 36–39 sind deshalb nur bedingt interpretierbar.

STO 36: Flachuferbereich, Vegetation gestört, ruderal, initiales Weissweidengebüsch.

STO 37: Steilufer, kiesig-lehmig, einige m² Rohrkolben.

1.12 NSG Büeltigen Weiher, Gde. Kallnach, 583 400/209 000

1979 erweiterte, ehemalige Kiesgrube, zum Teil mit Flachufer. (Fallen oft gestört!)

STO 38: Kleiner Damm zwischen Weiher und einem Laichbecken, Rohrkolben, Iris, Hochstauden.

STO 39: Flaches Kiesufer, nahezu kahl, Pioniergevegetation, wenig Rohrkolben.

2. Der Naturschutzwert der untersuchten Standorte

In Tabelle 1 sind die Werte aller in Teil 1, Kapitel 3.2 aufgeführten Parameter zusammengestellt. Zusätzlich zu den im Bewertungsverfahren übernommenen Parametern sind, zur weiteren Dokumentation bzw. zu Vergleichszwecken, auch die Werte NA, NI, H', pEX, pPG sowie GAW aufgeführt.

In Abbildung 4 sind die berechneten Naturschutzwerte (NSW) aufgeteilt nach Standorttypen dargestellt.

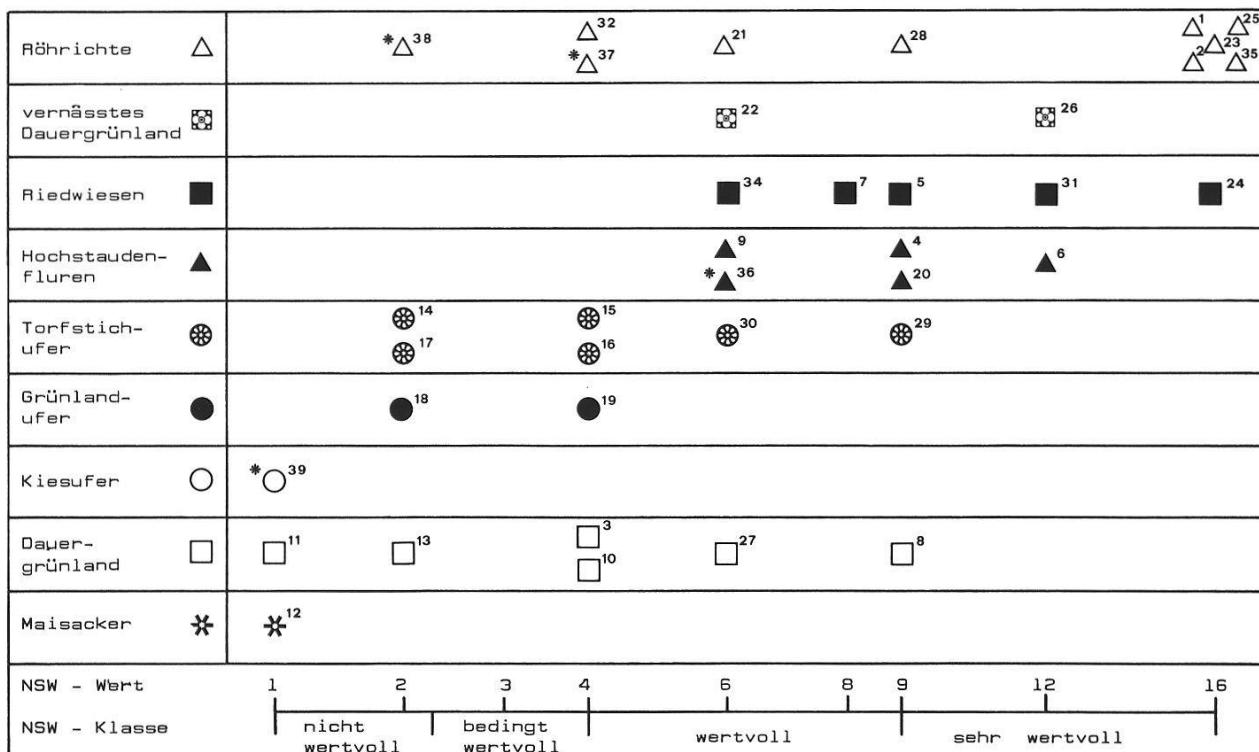


Abbildung 4: Berechnete NSW-Werte, nach Standorttypen aufgeteilt. Jedes Symbol steht für einen Standort (Nr. = Standortnummer).

* = Fänge gestört (vgl. Kap. 1.11, Teil II).

An allen Standorten, die mit * markiert sind, wurden die Fallen gestört (vgl. Kap. 1.11, Teil 2). Diese Befunde können deshalb hier nicht eingehender diskutiert werden.

Erwartungsgemäss kleine Werte wurden für das Maisfeld und das intensiv genutzte Dauergrünland errechnet.

Hochstaudenfluren erreichten mittlere Werte. Es sind sehr ungestörte, naturnahe Standorte, dennoch ist diese etwas tiefe Einstufung richtig. Aus den Artenlisten ging hervor, dass recht viele ombrophile bis hylobionte Arten vorkommen. Diese gehören kaum zu den gefährdeten Arten und bewirken somit den kleinen NSW. Hochstaudenfluren haben gleichwohl einen gewissen Wert, da sie (aufgrund ihrer strukturellen Vielfalt?) hohe Artenzahlen und typische Artenzusam-

mensetzungen aufweisen. Auch beherbergen sie sehr viele Arten, die auf extensiv genutzte Lebensräume angewiesen sind (Tab. 1).

Die Riedwiesen wurden alle als wertvoll bis sehr wertvoll eingestuft. Ein Grund für den eher niedrigen Wert von STO 34 ist nicht zu finden. Die übrigen vier Standorte zeichnen sich durch einen grossen Anteil an Arten offener, feuchter Lebensräume aus, was sie sehr wertvoll macht. Bei STO 5 und 7 ist der Einfluss des nahen Kulturlandes recht gross. STO 5 ist zusätzlich durch mehrmalige Mahd belastet (→ NSW [nur] 9). Zur effektiv notwendigen Flächengrösse für eine typische Riedwiesen-Spinnenfauna sind keine direkten Angaben möglich. Zumindest scheint aber ein Streifen von etwa 15 Metern Breite (STO 7) nicht auszureichen.

Ebenso den Erwartungen entsprechend sind bei den Röhrichten die Maximalwerte der STO 1, 2, 23, 25 und 35. Es handelt sich bei allen um mittel- bis grossflächige Röhrichte. STO 28 erreicht einen etwas niedrigeren Wert. Die Fallen standen hier nicht im eigentlichen Röhricht, sondern nur an dessen Rande. Damit ist der Einfluss des Umgebungslandes in der gefangenen Spinnenfauna sehr gross. Der NSW dieses Standortes wäre im Schilf wohl höher.

2.1 Unerwartete Befunde

Etwas höhere Werte als die intensiv genutzten Dauergrünlandstandorte 3, 10, 11 und 13 erhielten der seit etwa 10 Jahren extensiv genutzte STO 27 und der STO 8, bei dem die Fallen in einem kleinen Graben mit hochstaudenflurartiger Vegetation standen.

Die Grünlandufer entsprechen in ihrer Struktur weitgehend dem Dauergrünland. Die Artenzusammensetzung ist diesen Standorten recht ähnlich, wobei aber einige hygrobionte Arten vorkommen. Um den Wert als Ausbreitungskorridor eines Kanals zu vergrössern, wäre es vermutlich von grossem Nutzen, wenn die Form des Kanals nicht V- sondern mehr U-förmig wäre. Damit würde die Überschwemmungszone, das heisst jene Zone, in der die hygrobionten Arten voll konkurrenzfähig sind, etwas vergrössert.

Das gleiche dürfte für die Standorte am anderen untersuchten Kanal (Torfstichufer, STO 16, 17) gelten. Hier ist allerdings zu beachten, dass es sich um einen Kanal mit Rückstaumöglichkeit handelt. Bis zur Höhe des Rückstau-Wasserstandes ist kaum eine dauernde Besiedelung möglich.

Die relativ schlechte Einstufung der Torfstichufer am Inser Weiher (STO 14, 15) und am Inser Torfstich (STO 29, 30) ist überraschend. Es handelt sich um relativ neue Weiher (9 bzw. 5 Jahre alt), und die Ufer weisen viele kahle Stellen auf. Dennoch sind es sehr strukturreiche Lebensräume. Dies zeigt sich auch in den hohen Artenzahlen (Tab. 1), die jedoch vorwiegend durch triviale Arten hervorgerufen werden. Eine Erklärung für die niedrigen Werte ist sicher in der Ufergestaltung zu finden. Die ziemlich steilen Ufer bieten kaum Platz für eine eigent-

Tabelle 1: Zusammenstellung aller pro Standort bestimmter Werte

20	54	870	2.01	54	13	3	3
21	52	1221	2.68	46	10	483	9.29
22	45	2511	2.01	58	11	433	9.62
23	25	573	2.09	52	24	284	11.36
24	51	1713	2.64	53	18	580	11.37
25	61	1699	2.91	54	20	734	12.03
26	49	2655	2.21	59	22	704	14.37
27	48	1501	2.86	60	08	507	10.56
28	64	1263	3.23	66	14	676	10.56
29	65	1265	3.00	57	14	692	10.65
30	61	981	2.78	56	11	576	9.44
31	45	1730	2.38	51	18	502	11.16
32	44	1420	2.01	52	09	366	8.32
34	52	690	2.22	62	13	546	10.50
35	36	735	2.20	72	28	471	13.08
36	28	1094	2.15	54	14	252	9.00
37	30	1694	2.01	40	20	288	9.60
38	25	631	1.91	52	16	204	8.16
39	34	744	2.34	47	12	269	7.91

liche Feuchtigkeitszone. Eine Analyse der Artenlisten hat gezeigt, dass der Anteil an hemiphytischen bis xerophilen Arten recht gross ist. Das heisst, dass gerade im Torfboden Steilufer denkbar schlecht sind. Bei neugestalteten Torfstichweihern müssten wenigstens teilweise flache Uferzonen (eventuell sogar im Bereich der Wasserstandsschwankungen) geschaffen werden. Nur so liesse sich aus einem Weiher ein wirkliches Feuchtgebiet schaffen.

Zwei Standorte mit vernässtem Dauergrünland wurden untersucht. Während STO 22 knapp als wertvoll eingestuft wurde ($SAW = 9.62 \rightarrow$ knapp Klasse 3, vgl. Tab. 1), erreichte STO 26 nur wegen dem eher grossen Anteil euryöker Arten nicht den Maximalwert. Hier zeigt es sich, dass der Ursprung und die Nutzungsform von entscheidender Bedeutung sein können. STO 22 wurde noch vor wenigen Jahren intensiv genutzt und verbracht heute. Zusätzlich ist ein gewisser Einfluss des angrenzenden Waldes festzustellen. Bei STO 26 handelt es sich um einen Standort, der seit langer Zeit gleich (extensiv) genutzt wird. STO 26 stellt also ein «stabiles» System, wie z. B. auch Magerrasen (MAURER 1980), dar. Ein weiterer Unterschied, dessen Einfluss hier aber nicht bestimmt werden kann, ist die geographische Lage: STO 26 liegt am See, ist nach Westen offen (Einflug?) und ist Bestandteil eines grösseren, zusammenhängenden Feuchtgürtels entlang des Seeufers. STO 22 ist nach Westen eher abgeschlossen und liegt isoliert als Rest einer ehemaligen Lehmgrube im Kulturland.

Bei allen Röhrichtstandorten mit eher niedrigen Werten (STO 21, 32, 36, 37 und 38) handelt es sich um klein- bis kleinstflächige Röhrichte. Zu den STO 36–38 ist aus den oben genannten Gründen kein Kommentar möglich. Bei STO 21 und 32 ist der Grund für die kleinen NSW wohl die geringe Flächengrösse. Die ausgesprochen schmalen Uferzonen lassen offensichtlich nicht zu, dass sich, zumindest in bezug auf die Kleintierwelt, eine eigentliche Feuchtgebietsfauna entwickeln kann (vgl. auch SOULÉ & SIMBERLOFF 1986)! Der Druck aus dem umgebenden Kulturland ist in der Spinnenfauna unübersehbar.

3. Diskussion der Befunde

3.1 Wie ist ein errechneter NSW-Wert zu interpretieren?

In Teil 1 wurde eine Klassifizierung der NSW-Werte vorgeschlagen. Diese Einteilung ist aber nur als grobe Hilfe zur Veranschaulichung der Werte gedacht. Aussagekräftiger ist der eigentliche NSW-Wert, wobei zu beachten ist, dass aus rechnerischen Gründen nur die folgenden Werte erreicht werden können: 1, 2, 3, 4, 6, 8, 9, 12 und 16.

Im allgemeinen ist der erhaltene Wert für einen Standort noch bezüglich der Umgebung zu relativieren. Ein Standort mit eher kleinem NSW, der in einer reinen Ackerlandschaft steht, hat bezüglich seiner Umgebung für den Naturschutz

eine wesentlich grössere Bedeutung, als wenn er mit dem gleichen NSW inmitten sehr wertvoller Flächen liegt. Als Beispiel für eine solche unterschiedliche Einstufung können STO 3 und STO 19 angesehen werden. STO 3 ist als Teil eines alten Naturschutzgebietes als nicht wertvoll zu bezeichnen, während STO 19 trotz des relativ kleinen NSW eine gewisse Bedeutung als Ausbreitungskorridor zugesprochen werden kann.

3.2 Welche Faktoren beeinflussen den Wert eines Standortes am stärksten?

Die Abbildungen 5, 6 und 7 versuchen Beziehungen zwischen dem NSW und verschiedenen möglichen Einflussfaktoren aufzuzeigen. Folgende drei Faktoren wurden ausgewählt: Struktur-Diversität des Standortes (Abb. 5), Nutzungsintensität (Abb. 6) und «Alter/Entwicklung» des Gebietes (Abb. 7). Die hierbei getroffenen Klasseneinteilungen sind Erfahrungs- bzw. Schätzwerte. Der Faktor Distanz zum Ressourcengebiet (Isolation) wurde nicht dargestellt, da gerade an den weit vom möglichen Ressourcengebiet (Ufer des Neuenburgersees) entfernten Standorten die Fallen gestört wurden und die Ergebnisse somit nur sehr bedingte Gültigkeit haben (STO 36, 37, 38 und 39).

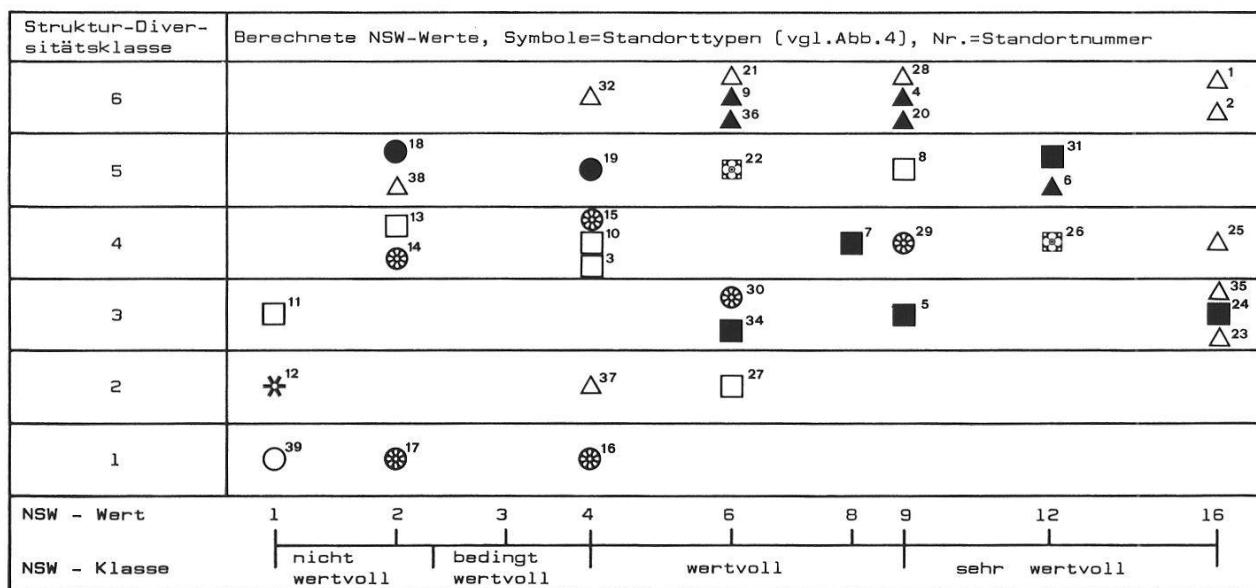


Abbildung 5: Beziehung zwischen NSW und Struktur-Diversität.

- Klassen:
- 1 = kahl
 - 2 = Acker, wenig Bewuchs
 - 3 = riedwiesenartig, einheitlicher Bewuchs, locker
 - 4 = dicht bewachsen, Dauergrünland
 - 5 = krautig bewachsen
 - 6 = hochstaudenflurartig, Gebüsch

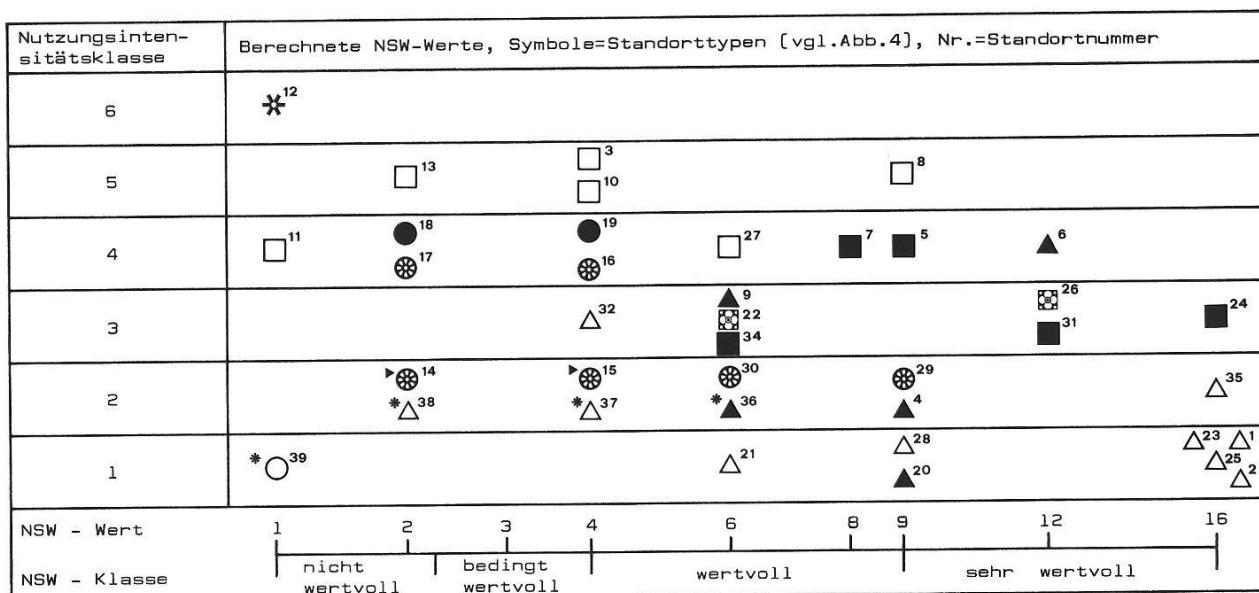


Abbildung 6: Beziehung zwischen NSW und Nutzungsintensität.

* = Fänge gestört (vgl. Kap. 1.11, Teil II).

► = in Sukzession befindliches, neugeschaffenes Torfstichufer, noch ziemlich kahl.

- Klassen:
- 1 = keine Nutzung
 - 2 = Mahd mehrjährig
 - 3 = Wintermahd oder extensive Weide
 - 4 = Sommermahd (Weide)
 - 5 = mehrmalige Mahd
 - 6 = intensiv genutztes Kulturland (Acker)

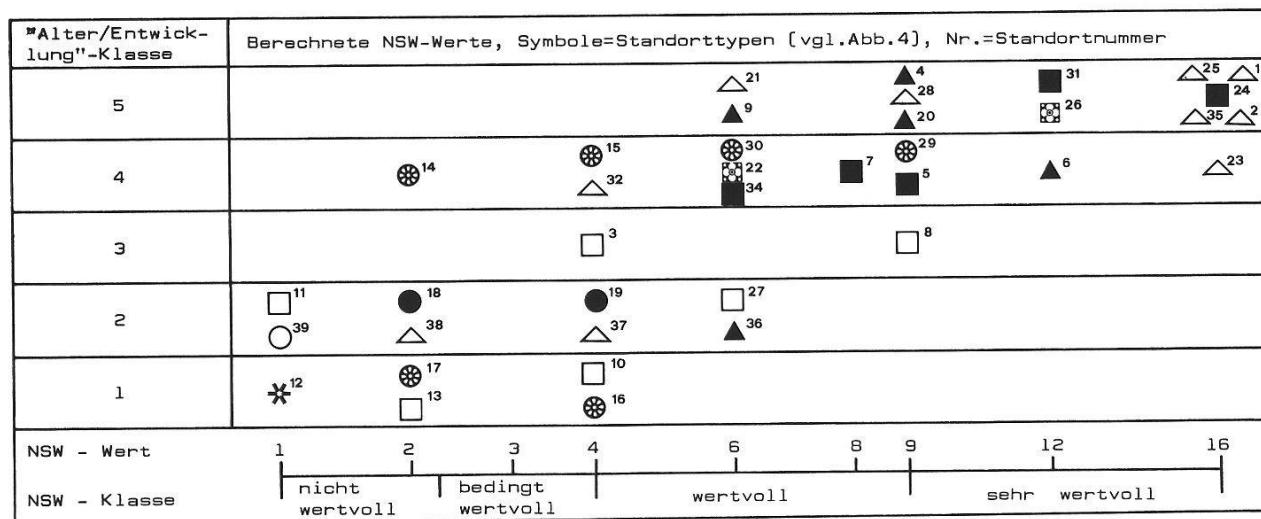


Abbildung 7: Beziehung zwischen NSW und «Alter/Entwicklung».

Klasse	Ursprung	grösserer Eingriff	kleinere Eingriffe (Pflege)
1	neu	neu	häufig
2	neu	neu	selten
3	alt	neu	häufig
4	alt	neu	selten
5	alt	alt	selten

a) Struktur-Diversität

Wie aus Abbildung 5 hervorgeht, lässt sich keine grosse Korrelation zwischen der Struktur-Diversität eines Standortes und dem zugehörigen Naturschutzwert finden. Eine solche Abhängigkeit wäre dann zu erwarten, wenn die Artenzahl (Mannigfaltigkeit) als Wertungsgröße in die Bewertung aufgenommen würde (MÜHLENBERG et al. 1977, MÜHLENBERG 1980). Die höchsten Werte werden hier von relativ wenig strukturreichen Lebensraumtypen (reines Schilfröhricht) erreicht.

b) Nutzungsintensität

Nach Abbildung 6 scheint kein Zusammenhang zwischen Nutzungsintensität und NSW vorzuliegen. Allerdings ist zu beachten, dass man folgende Standorte ausklammern sollte: i) Standorte mit gestörten Fängen (STO 36, 37, 38 und 39, mit [*] markiert) und ii) Ufer des neugeschaffenen Weiher beim Inser Torfstich (STO 14 und 15, mit [►] markiert). Bei der ersten Gruppe ist anzunehmen, dass die Spinnenfauna bei ungestörten Fängen wohl etwas höhere NSW-Werte liefern würde. Die zweite Gruppe, die Torfstichufer, umfasst zwar ungestörte Lebensräume, die jedoch in einer eigentlichen Entwicklungsphase stehen, sich also ständig verändern (grosser Anteil euryöker Arten). Ohne diese Standorte deutet sich ein Zusammenhang zwischen dem NSW und der Nutzungsintensität in dem Sinne an, dass stark beeinflusste Standorte eher kleine Werte liefern, während ungestörte Standorte hohe NSW aufweisen.

c) Alter/Entwicklung

Am deutlichsten ist die Beziehung zwischen NSW und Alter/Entwicklung des Standortes (Abb. 7). Je älter ein Standort ist bzw. in je engerem Kontakt er zu einem alten Gebiet steht, desto höher ist der gefundene NSW. Es gilt jedoch auch hier festzuhalten, dass die Einstufung in die Klassen Alter/Entwicklung mit einigen Problemen verbunden ist. Weiter ist zu beachten, dass «alt» hier im Gegensatz steht zu «vor wenigen Jahren neu geschaffen». Wirklich alte Gebiete gibt es im Grossen Moos kaum, ist doch die ganze Landschaft durch die Juragewässerkorrektionen (um 1870 und seit 1960) sehr stark umgestaltet worden.

4. Schlussfolgerungen

Die Beurteilung des Naturschutzwertes anhand der Spinnenfauna von 38 Standorten aus Feuchtgebieten des Grossen Mooses und umgebendem Kulturland hat folgende Ergebnisse erbracht:

- a) Die Artenvielfalt ist für den Naturschutzwert eines einzelnen Standortes nur bedingt von Bedeutung. Der Naturschutzwert wird nicht nur von quantitativen, sondern vorwiegend von qualitativen Kriterien bestimmt.

- b) Röhrichte und Riedwiesen im weitesten Sinne weisen die höchsten Naturschutzwerte auf. Diese Standorttypen bedürfen also des grösstmöglichen Schutzes.
- c) Der Naturschutzwert ist nicht nur vom Standorttyp, sondern auch vom Ursprung (Alter/Entwicklung) des Standortes abhängig. Alte oder direkt an alte Gebiete angrenzende Standorte sind wertvoller als neue Standorte des gleichen Typs.
- d) Die Nutzung eines Standortes (Störung des Lebensraumes) hat einen starken Einfluss auf den Naturschutzwert, wobei die Abhängigkeit nicht proportional ist. Primär gilt, dass intensiv genutzte Standorte kleinere Werte aufweisen als extensiv oder gar nicht genutzte Standorte. Allerdings scheint sich totales Brachfallen im Gegensatz zu extensiver Nutzung negativ auszuwirken (Hochstaudenfluren weisen eher kleinere Werte auf als Riedwiesen). Auch sind bei den oben genannten Aussagen jene Standorte auszuklammern, die in Sukzession begriffen sind: Wie bei der Brache gilt hier, dass eine «stabile Sukzessionsstufe» (gleichmässige, extensive Nutzung über Jahrzehnte = offenhalten des Standortes) wertvoller ist als eine in Entwicklung begriffene Sukzessionsstufe.
- e) Für neuzuschaffende Feuchtgebiete sind folgende Punkte zu berücksichtigen:
1. Bei der Gestaltung von Weihern sind Steilufer zu vermeiden, da sonst keine richtigen Feuchtgebietszonen entstehen.
 2. Auch wenn ein Schilfgürtel entsteht und einige Seggen vorhanden sind, ist nicht unbedingt zu erwarten, dass die Fauna Feuchtgebietscharakter zeigt. Wenn diese Zonen zu schmal sind, ist der Druck aus dem angrenzenden Kulturland zu gross, als dass sich eine typische Feuchtgebietsfauna entwickeln könnte.
 3. Das gleiche gilt für diejenigen Kanalufer, denen eine Funktion als Ausbreitungskorridor zugeschrieben ist. Hier ist weiterhin zu beachten, dass sich Ufergebüsch sehr stark im negativen Sinne auf die Fauna (bodenlebende Kleintierwelt) auswirken kann.
 4. An den Ufern der neugeschaffenen Weiher wurden kleinere Naturschutzwerte berechnet als in alten Feuchtgebieten. Dies deutet darauf hin, dass (zumindest für einen Zeitraum von 10 Jahren) neugeschaffene Standorte kaum als «angemessener Ersatz» für alte Feuchtgebiete gelten können (vgl. auch SCHULTE & WINKELBRANDT 1987).

5. Zusammenfassung

1. Ein Verfahren zur Beurteilung des Naturschutzwertes (Biotopschutz) anhand der Spinnenfauna wird vorgestellt. Zugrundeliegende Kriterien sind: Exklusivität/Trivialität des Standortes (Anteil euryöker Arten), Seltenheit jeder Art und Gefährdung (Biotopbindung) jeder Art.
2. Die artspezifischen Kriterien werden in einem Artwert zusammengefasst. Der Durchschnitt der Artwerte ergibt einen Durchschnittsartwert des Standortes.
3. Die Parameter «Anteil euryöker Arten» und «Durchschnittsartwert» werden klassifiziert (4 Klassen). Das Produkt der beiden Parameter ergibt den Naturschutzwert (Bereich: 1–16).
4. Das Bewertungsverfahren wird in einer Untersuchung an 30 Standorten in Naturschutzgebieten und 8 Standorten im Kulturland und an Kanälen getestet.
5. Hohe Naturschutzwerte werden für Röhrichte, Hochstaudenfluren und Riedwiesen errechnet. Torfstichufer ergeben mittlere bis kleine Werte, Dauergrünland und ein Maisacker niedrige Werte.
6. Wichtigste Einflussgrößen sind die Nutzungsintensität (Störung) am Standort und vor allem das Alter bzw. die Entwicklung des Standortes. Wenig Einfluss auf den Naturschutzwert scheint die Struktur-Diversität zu haben.
7. Steile Ufer von Weihern und Kanälen erreichen niedrige Werte. Dies deutet darauf hin, dass bezüglich der Kleintierwelt nur mit flachen Ufern echte Feuchtgebiete geschaffen werden können. Die Uferzonation muss breit sein, da sich sonst keine typische Feuchtgebietsfauna entwickeln kann.

Dank

Herrn Dr. R. Maurer, Holderbank, und Herrn Prof. Dr. A. Scholl, Zoologisches Institut Bern, möchte ich für die Betreuung der Arbeit, die aufbauende Kritik und die Durchsicht des Manuskriptes herzlich danken. Für die Durchsicht des Manuskriptes sei auch Herrn Dr. P. Duelli, EAFV, gedankt.

Die Arbeit wurde finanziell unterstützt durch die SEVA, das BFL und den SBN.

6. Literatur

- AART, P. J. M. VANDER, & SMEENK-ENSERINK, N. (1975): Correlations between distributions of Hunting Spiders (*Lycosidae*, *Ctenidae*) and environmental characteristics in a dune area. Neth. J. Zool. 25: 1–45.
- BEYER, R. (1981): Zur Dynamik der Spinnen- und Weberknechtafauna auf einer Kulturfläche mit wechselndem Pflanzenbestand im Verlaufe von 5 Jahren im Raum Leipzig. Faun. Abh. Staatl. Mus. Tierkunde Dresden 8: 119–130.
- BEZZEL, E. (1982): Vögel in der Kulturlandschaft. Ulmer, Stuttgart.
- BRAUN, R. (1969): Zur Autökologie und Phänologie der Spinnen des NSG «Mainzer Sand». Mainzer Naturw. Archiv 8: 193–288.
- BUCHAR, J. (1975): Arachnofauna Böhmens und ihr thermophiler Bestandteil. Mémoires Soc. zool. tchéchosl. Prague 39 (4): 241–250.
- DUFFEY E. (1975): Habitat selection by spiders in man-made environments. Proc. 6th intern. Congr. Arachnol., Amsterdam: 53–67.
- EHRHARDT, A. (1985): Wiesen und Brachland als Lebensraum für Schmetterlinge. – Eine Feldstudie im Tavetsch (GR). Denkschriften der Schweiz. Natf. Ges., Bd. 98 – Birkhäuser.
- HÄNGGI, A. (1987a): Die epigäische Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Grossen Mooses, Kt. Bern. – Bewertung naturnaher Standorte anhand der Spinnenfauna. Diss. Univ. Bern.
- HÄNGGI, A. (1987b): Die Spinnenfauna der Feuchtgebiete des Grossen Mooses, Kt. Bern – 1. Faunistische Daten. Mitt. Schweiz. Entomol. Ges. 60: (im Druck).
- HEUBLEIN, D. (1980): Die Frage der kleinräumigen Kongruenz von Zootaxozönosen und Vegetationszonierungen. Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. Göttingen NF 22: 145–167.
- HEUBLEIN, D. (1983): Räumliche Verteilung, Biotoppräferenzen und kleinräumige Wanderungen der epigäischen Spinnenfauna eines Wald-Wiesen-Ökotons: ein Beitrag zum Thema «Randeffekt»: Zool. Jb. Syst. 110: 473–519.
- HUBER, CH., MARGGI, W. & HÄNGGI, A. (1987): Bewertung von Feuchtgebieten des Berner Seelandes anhand der Laufkäferfaunen (Coleoptera, Carabidae). Jahrb. Naturhist. Mus. Bern 9: (im Druck).
- KAULE, G. (1986): Arten- und Biotopschutz. Ulmer, Stuttgart.
- MADER, H. J. (1981): Untersuchungen zum Einfluss der Flächengrössen von Inselbiotopen auf deren Funktion als Trittstein oder Refugium. Natur und Landschaft 56: 235–242.
- MALICKY, H. (1972): Vergleichende Barberfallenuntersuchungen auf den Apetloner Hutweiden und im Wiener Neustädter Steinfeld: Spinnen. Wiss. Arbeiten Burgenland 48: 109–123.
- MAURER, R. (1978): Katalog der schweizerischen Spinnen. Zürich/Holderbank.
- MAURER, R. (1980): Beitrag zur Tiergeographie und Gefährdungsproblematik schweizerischer Spinnen. Rev. Suisse Zool. 87 (1): 279–299.
- MAURER, R. & HÄNGGI, A. (1986): Zur Spinnenfauna des Aargaus. Mitt. Aarg. Naturforsch. Ges. 31: p. 331–347.
- MOSSAKOWSKI, D. & PAJE, F. (1985): Ein Bewertungsverfahren von Raumeinheiten an Hand der Carabidenbestände. Verh. Ges. Ökol. Bremen 13: 747–750.
- MÜHLENBERG, M., LEIPOLD, D., MADER, H. J. & STEINHAUER, B. (1977): Island Ecology of Arthropods. I. Diversity, Niches and Resources on Some Seychelles Islands. Oecologia (Berlin) 29: 117–134.
- MÜHLENBERG, M. (1980): Kann man mit Hilfe von Vegetationsstruktur-Messungen Veränderung von Tiergemeinschaften bestimmen? Ber. Int. Symp. Veget. Kunde, Rinteln 1980; Cramer, Vaduz: 309–327.
- MÜLLER, W. (1978): Die Vogelwelt des Zürcher Unterlandes als Grundlage zur Ausscheidung und Bewirtschaftung von Schutzgebieten. Vierteljahrsschrift Natf. Ges. Zürich 123: 57–69.
- SAUER, F. & WUNDERLICH, J. (1982): Die schönsten Spinnen Europas – Nach Farbfotos erkannt. Sauer's Naturführer, Fauna-Verlag, Karlsfeld.
- SCHULTE, W. & WINKELBRANDT, A. (1987): Bedingungen für «Biotopbau/Biotopentwicklung». Natur und Landschaft 62: 32–33.

- SOULÉ, M. E. & SIMBERLOFF, P. (1986): What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves? *Biol. Cons.* 35: 19–40.
- TRETZEL, E. (1952): Zur Ökologie der Spinnen. Autökologie der Arten im Raum von Erlangen. *Sitz.-Ber. phys.-med. Soc. Erlangen* 75: 36–131.
- WILDERMUTH, H. (1980): Natur als Aufgabe. – Leitfaden für die Naturschutzpraxis in der Gemeinde. Schweiz. Bund für Naturschutz, Basel.
- WITSCHEL, M. (1980): Xerothrmvegetation und dealpine Vegetationskomplexe in Südbaden. Vegetationskundliche Untersuchungen und die Entwicklung eines Wertungsmodells für den Naturschutz. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 17: 1–212.
- ZOLLER, H., BISCHOF, N., EHRHARDT, A. & KIENZLE, U. (1984): Biocoenosen von Grenzertragsflächen und Brachland in den Berggebieten der Schweiz – Hinweise zur Sukzession, zum Naturschutzwert und zur Pflege. *Phytocoenologia* 12: 373–394.

