

# **Empfehlungen zum Monitoring der Moose der FFH-Anhang-II Arten in Deutschland im Rahmen der Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten**

2. überarbeitete Fassung, Oktober 2002

von Klaus Weddelling, Gerhard Ludwig und Monika Hachtel

Die nachfolgende Übersicht zum Monitoring der Moose des Anhang II stellt eine überarbeitete Fassung der Publikation *"Weddelling, K., Ludwig, G. & M. Hachtel (2001): Moose. - S. 148-184. - In: Fartmann, T., Gunnemann, H., Salm, P. & E. Schröder: Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten. Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. Angewandte Landschaftsökologie 42, 1-725, Anhang und Tabellenband"* dar. Nach nun etwa einem Jahr haben sich einige neue Aspekte und Einschätzungen ergeben, die in diesen Text eingeflossen sind und nun über den "schnellen Weg" des Internets allen Interessierten am sich rasch entwickelnden Thema "FFH-Richtlinie" zur Verfügung gestellt werden. Für Anregungen und Kritik danken wir W. von Brackel und den übrigen Teilnehmern der *Notothylas*-Exkursion im September 2002 im Vogelsberg-Gebiet. Wir freuen uns weiterhin über Rückmeldungen zu diesem Thema.

Klaus Weddelling  
Zool. Forschungsinstitut u. Museum A.  
Koenig, Sektion Herpetologie  
Adenauerallee 160  
53113 Bonn,  
E-Mail: k.weddelling@uni-bonn.de

Gerhard Ludwig  
Bundesamt für Naturschutz  
Konstantinstraße 110  
53179 Bonn  
E-Mail: ludwigg@bfn.de

Monika Hachtel  
Biologische Station Bonn  
Auf dem Dransdorfer Berg 76  
53121 Bonn  
E-Mail: m\_hachtel@yahoo.com

## 4.2 Moose

KLAUS WEDDELING, GERHARD LUDWIG und MONIKA HACHTEL

### 4.2.1 Einleitung

Die hier diskutierten Methoden zum Monitoring einzelner Moosarten lehnen sich an die Erfahrungen bei Moosgesellschaften (z.B. DURING & LLORET 1996), Gefäßpflanzengesellschaften (DIERSCHKE 1994, TRAXLER 1998) und dem allgemeinen Biomonitoring (THOMAS et al. 1995, STATISTISCHES BUNDESAMT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2000) an. Eine direkte Anwendbarkeit dieser Methoden ist vor allem bei der Habitaterfassung gegeben. Strategien zum Design von Untersuchungsflächen und zum Auffinden und Markieren von Wuchsorten werden u.a. bei MUHLE (1978), MUHLE & POSCHLOD (1989) und TRAXLER (1998) diskutiert, die beiden letztgenannten Arbeiten enthalten auch eine umfangreiche Liste von Untersuchungen, bei denen verschiedene Methoden für das Monitoring und insbesondere die Anlage von Dauerbeobachtungsflächen angewendet wurden.

Von den 13 FFH-Moosarten werden *Bruchia vogesiaca*, *Hamatocaulis lapponicus* und *Meesia longiseta* hier nicht behandelt, da diese für Deutschland derzeit als ausgestorben oder verschollen gelten. Im Rahmen des Monitorings muss sprachlich klar zwischen den konkreten Wuchsorten (z.B. der Stammbasis eines Laubbaumes) und den Lokalitäten (einer Gruppe von Wuchsorten, die eng benachbart sind, z.B. innerhalb eines Nahverbreitungsradius von 100 m) unterschieden werden. Außerdem muss der Begriff Standort (Habitat: Summe der ökologische Faktoren, unter denen eine Art vorkommt, z.B. feucht, nass, schattig usw.) strikt von den vorher genannten geographischen Ortsangaben (Wuchsort, Lokalität, Fundort) getrennt werden.

An die Erfassung und das Monitoring der FFH-Moosarten sind verschiedene Anforderungen zu stellen, je nachdem in welcher Qualität Informationen zur Bestandssituation einer Art erwünscht bzw. vom Aufwand her vertretbar sind. Von zentraler Bedeutung ist dabei der sogenannte Erhaltungszustand einer Art, der in der FFH-Richtlinie genauer definiert wird (RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT 1992):

„Der Erhaltungszustand einer Art wird als günstig betrachtet, wenn aufgrund der Daten über die Populationsdynamik der Art anzunehmen ist, dass diese Art ein lebensfähiges Element des natürlichen Lebensraumes, dem sie angehört, bildet und langfristig weiterhin bilden wird, und das natürliche Verbreitungsgebiet dieser Art weder abnimmt noch in absehbarer Zeit vermutlich abnehmen wird und ein genügend großer Lebensraum vorhanden ist und wahrscheinlich weiterhin vorhanden sein wird, um langfristig ein Überleben der Populationen dieser Art zu sichern.“

RÜCKRIEM & ROSCHER (1999, S. 16) schließen daraus, dass die entscheidenden Größen für das Populationsmonitoring im Rahmen der Berichtspflichten die Populationsgröße (als Individuenzahl einer Population) und der Populationszustand (erfassbar als Populationsstruktur, Populationsdynamik, Isolation) darstellen. Der Populationsbegriff wird dabei nicht näher definiert, gemeint sind vermutlich Deme oder „Bestände“ in einem bestimmten Gebiet. Die Habitatqualität wird danach maßgeblich von Strukturen (Ausstattung des Habitats mit geeigneten Strukturen) und der Habitatgröße bestimmt.

Versucht man diese Kriterien auf die Moosarten anzuwenden, ergeben sich einige Schwierigkeiten: Die Abgrenzung von Populationen (im populationsgenetischen Sinne) ist bei Moosen sehr viel problematischer als z.B. bei den meisten Tieren und vielfach spekulativ. Bei den häufig klonal wachsende Arten ist schon die Ansprache von Individuen nicht trivial (Ramet versus Genet). Die Zähleinheiten sind z.T. schwierig abzugrenzen und populationsgenetisch nicht mit den Individuen bei Tieren bzw. rein sexuellen Arten vergleichbar. Daraus resultiert, dass der „Zustand“ der Populationen (z.B. Geschlechterverteilung, „turnover“, Altersstruktur) ebenfalls schwierig erfassbar und nicht ohne weiteres mit denen anderer Artengruppen vergleichbar ist. Rein hypothetisch bleibt i.d.R. auch die Abschätzung des Isolationsgrades einer Moospopulation, da die Einwanderung von Individuen kaum direkt beobachtbar ist sondern nur indirekt mit genetischen Methoden belegt werden kann. Von Art zu Art müssen daher die zu beobachtenden Populationsparameter angepasst werden.

Bei dem Monitoring für die FFH-Arten handelt es sich eigentlich um eine Erfolgskontrolle (RÜCKRIEM & ROSCHER 1999). Der in einer notwendigen Ersterfassung dokumentierte Erhaltungszustand einer Population wird in den nachfolgenden Monitoringschritten überprüft. Der „Erfolg“ wird so definiert, dass sich der Erhaltungszustand der Arten zumindest nicht negativ verändert hat.

Es können drei Ebenen unterschieden werden, zu denen Informationen über die Zu- oder Abnahme der Bestände von Arten und damit über den Erhaltungszustand ihrer Populationen gewonnen werden können:

1. Informationen über Zu- oder Abnahme einzelner Zähleinheiten (je nach Biologie der Art Individuen, Dividuen, Polster, Kissen u. a. m.) bzw. der Bedeckungsfläche an den Wuchsorten,
2. Bestandsentwicklungen der Zahl der Wuchsorte (z.B. Trägerbäume) an den einzelnen Lokalitäten und schließlich
3. Bestandstrends bei der Zahl der Lokalitäten.

Ebene 1) ist dabei, je nach Häufigkeit der Art, mit dem höchsten Aufwand verbunden, liefert allerdings auch die wichtigsten Informationen zur Dynamik und Ökologie einer Art und ist entscheidend für die Beurteilung ihres „Erhaltungszustandes“. Der erhöhte Erfassungsaufwand an den Wuchsorten an einer Lokalität darf allerdings nicht dazu führen, dass der Stichprobenumfang auf der Ebene der Lokalitäten verringert wird, weil dann eine statistische Auswertung auf dieser Ebene (s.u.) nicht mehr möglich ist. Diese ist aber als minimale Anforderung an das Monitoring einer FFH-Art zu stellen, sofern die Art nicht ohnehin so selten ist, dass alle ihre bekannten Vorkommen (die Grundgesamtheit) untersucht werden müssen.

Ein methodisches Problem ergibt sich dadurch, dass bei festgelegten Untersuchungsgebieten bzw. Dauerbeobachtungsflächen zwar die Abnahme der Zahl der (bekannten) Lokalitäten oder Wuchsorte einer Art gut erfassbar ist, ihre Zunahme aber ungleich schwieriger dokumentierbar ist. Soll ein solcher Trend ermittelt werden, ist dafür auch die Kartierung potenzieller Habitate in Bereichen notwendig, wo die Art bisher nicht bekannt war. Dies erfordert einen erheblichen Aufwand, zudem ist das Design einer Kartierung, die auch die Zunahme einer Art dokumentiert, methodisch nicht unproblematisch. Es liegen dazu nur wenige methodische Untersuchungen im Rahmen von Gefäßpflanzenenerfassungen vor (vgl. RICH & MATZKE-HAJEK 1999), die sich allerdings mit dem Design von floristischen Rasterkartierungen auseinandersetzen, wohingegen für die FFH-Arten in

jedem Fall fundpunktgenaue Erfassungen erforderlich sind (was allerdings eine Darstellung in Rasterkarten nicht ausschließt).

Das Monitoring der FFH-Moosarten nach Art. 17 FFH-Richtlinie soll vor allem innerhalb von FFH-Gebieten stattfinden. Da diese Gebiete repräsentativ im Hinblick auf das Auftreten bestimmter Lebensraumtypen und Anhang-II-Arten ausgewiesen sein sollten, müssten auch die FFH-Moosarten darin repräsentativ vertreten sein. Sofern auch die Zunahme einer Art auf der Ebene der Lokalitäten in Deutschland belegt werden soll, muss die Erfassung i.d.R. auch außerhalb der FFH-Gebiete erfolgen.

Im Rahmen der Aus- und Bewertung der Monitoringergebnisse für die Moosarten des Anhangs II sind Aussagen zu folgenden Punkten zu erwarten:

- Tendenz in der Bestandsentwicklung (Turnover, Rückgang, Beibehaltung des Status quo, Zunahme, Stärke der Tendenz, Differenzierung jeweils auf dem Level konkreter Individuen, der Wuchsorte oder der Lokalitäten);
- Angaben zur Größe von Fluktuationen innerhalb der Bestände und ihrer Unterscheidung von Bestandstrends (vgl. GÜNTHER & ASSMANN 2000);
- Korrelation dieser Entwicklungen mit Veränderungen von Habitatparametern (Ursachenermittlung);
- Daraus resultierende, aktualisierte Gefährdungseinschätzung für die Art (regional, national, EU-weit);
- Konsequenzen für die Verantwortlichkeit Deutschlands und die Dringlichkeit von Maßnahmen für die Art (weltweit, EU-weit).

Als minimale Anforderung an das Untersuchungsdesign muss das Monitoring belegbar den Rückgang einer Art auf der Ebene der Lokalitäten aufdecken können.

#### **4.2.2 Standardmethoden**

##### **Art- bzw. Populationserfassungen**

###### **Lokalisierung der Wuchsorte**

Ein Problem im Rahmen des Monitorings der Moose stellt ihr Auffinden und Wiederauffinden im Gelände dar. Die ermittelten Wuchsorte müssen zunächst lagegenau erfasst und markiert werden. Hierfür stehen verschiedene Verfahren zur Verfügung:

Sofern verfügbar, können die Fundorte mit Hilfe eines hochauflösenden GPS-Systems eingemessen werden (Genauigkeit bis in den Zentimeterbereich). Dies ermöglicht ein Wiederauffinden unabhängig von konkreten Bearbeitern oder Experten vor Ort und ohne eine aufwändige Markierung im Gelände. Dieses Verfahren ist allerdings sehr teuer und erfordert u.U. das Vorhandensein einer Referenzstation in der Umgebung (STATISTISCHES BUNDESAMT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2000). Neben den Kosten sind auch Probleme mit dem Signalempfang in Wäldern und Tälern zu erwarten. Zudem ist bei den z.T. sehr kleinen Dauerflächen auch eine Genauigkeit von wenigen Zentimetern nicht ausreichend.

Alternativ dazu kann auch eine genaue Kartenskizze auf Basis der DGK5 angefertigt oder ungefähre Ortskoordinaten mit einem preiswerten GPS (Genauigkeit  $\pm 10$  m) bestimmt werden. Mit Hilfe von Stahl- oder Aluminiumpflocken (bis Geländeoberkante eingeschlagen) können Wuchsorte epigäischer und epipetrischer Arten dauerhaft markiert werden (DIERSCHKE 1994). Diese Pflöcke können später mit Hilfe eines einfachen Metallsuchgerätes wieder aufgefunden werden. Dies hat den Vorteil, dass die Markierungen nicht so leicht von Unbeteiligten entfernt werden können. Bei epiphytischen Arten lässt sich der Trägerbaum (Phorophyt) bzw. zusätzlich einige in einer Kartenskizze verzeichnete Nachbarbäume markieren (Farbmarkierungen, Kunststoffschilder, MUHLE & POSCHLOD 1989, TRAXLER 1998). In jedem Fall ist eine „Pflege“ und Erneuerung der Markierungen in regelmäßigen Abständen spätestens alle 5-10 Jahre notwendig, die u.U. das Aufsuchen der Lokalitäten auch außerhalb des festgelegten Monitoringturnus erfordert.

### **Populationszählungen**

Als einfache Erfassungsmethode bietet sich die direkte Individuenzählung (je nach Lebensform der Art ergeben sich andere Zählseinheiten, z.B. einzelne Polster, Filze, Decken, oder freistehende Individuen, bei sehr zahlreichen Individuen gegebenenfalls Schätzung in Abundanzklassen) in Probeflächen an (DIERSCHKE 1994). Eine solche Zählfläche sollte nicht zu klein gefasst werden, um eine ausreichende Menge von „Zählseinheiten“ zu erfassen und Bestandstrends ermitteln zu können. Andere quantitative Parameter von Individuen (Biomasse usw.) werden dabei nicht erfasst, sehr wohl ist aber die Aufnahme qualitativer Parameter (Sporogone vorhanden, Brutorgane vorhanden usw.) möglich. Deckungsgrade als Ersatz für direkte Zählungen sind bei rasig wachsenden Moosen der einzig reproduzierbare Parameter. Der Nachteil dieser Methode liegt darin, dass man kaum etwas über die Dynamik der „Individuen“ (= Zählseinheiten) erfährt, da ihre Lage nicht dokumentiert wird und unklar bleibt, ob ein und dieselbe Zählseinheit im nächsten Monitoringschritt noch vorhanden ist oder nicht. Lediglich die Zu- oder Abnahme der Zahl aller „Individuen“ wird dokumentiert. Aus den bereits erwähnten Gründen kann eine Zunahme nur innerhalb der jeweils untersuchten Ebene, nicht aber in der Ebene darüber nachgewiesen werden.

Populationsbiologisch und ökologisch interessante Parameter wie Lebensdauer der „Individuen“, Hinweise auf die Wachstumsrate und die Begleitarten werden mit dieser Methode nicht erfasst. Ihre Vorteile liegen in einem eher geringen Markierungsaufwand und einer relativ schnellen Erfassbarkeit.

### **Frequenzmethode**

Insbesondere im Bereich des Biomonitorings mit Epiphyten (v. a. bei Flechten) zur Bestimmung der Luftgüte (entsprechend VDI 3799/1, VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE 1995, angewandt z.B. bei DILG 1999, STAPPER et al. 2000) wird die Frequenz von Arten in Rasterflächen als Maß für ihre Abundanz auf Trägerbäumen genutzt. Über ein langjähriges Monitoring von Moosen mit der Frequenzmethode in den Alpen berichtet auch GEISSLER (1993).

Ein vorgefertigtes Raster, meist in Form eines Holz- oder Metallrahmens mit 10 Feldern wird dabei über den aufzunehmenden Stammbereich gelegt und die Präsenz der Art(en) (Anzahl besetzter Raster) gezählt. Dabei spielt ihre Deckung keine Rolle, sondern nur ihre Verteilung über eine Fläche, die als Rasterfrequenz dokumentiert wird. Die Lage des Schätzrahmens wird dabei am Trägerbaum markiert, so dass bei späteren Durchgängen dieselbe Fläche erneut bearbeitet werden kann.

Diese Methode lässt sich auch in anderem Maßstab anwenden, z.B. um einen Hektarplot im Gelände in Rasterflächen zu zerlegen (z.B. 10 m x 10 m) und die Frequenz einer Art für eine solche Fläche zu bestimmen, und zwar unabhängig davon, ob es sich um eine epigäische, epipetrische, epixyle oder epiphytische Sippe handelt. Als Ergebnis eines Monitoringdurchganges ergeben sich dann an jeder Lokalität eine Frequenz der Art (Prozent besetzter Rasterflächen). Der Bearbeiter stoppt die Suche in einer Rasterfläche, wenn er die Art einmal gefunden hat bzw. bricht die Suche in einem Rasterfeld nach einer festgesetzten Zeit ab, falls die betreffende Art nicht aufzufinden ist. Letzteres Kriterium ist um so wichtiger, je größer und je unübersichtlicher die Untersuchungsfläche ist, da sonst der Bearbeiterfehler zu groß wird (vgl. URMI et al. 1990, RICH 1998, RICH & SMITH 1996 und RICH & WOODRUFF 1992). Die Flächengröße lässt sich unter Berücksichtigung des Bearbeiterfehlers nicht beliebig über etwa 100 m<sup>2</sup> (auch nach eigenen Erfahrungen) steigern. Untersuchungen die dieses Problem genauer analysieren, sind nicht bekannt.

Die Vorteile dieser Methode liegen in ihrer Standardisierung und in einer relativ schnellen Erfassbarkeit, weil keine Deckungsgrade bestimmt werden müssen und trotzdem halbquantitative Aussagen möglich sind. Eine genauere Analyse der Bestandsdynamik (Zugang/Abgang von Individuen) ist damit nicht möglich. Sind die Habitate einer Art nicht gleichmäßig im Gelände verteilt, ist eine Einteilung in Rasterflächen wenig sinnvoll, weil die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten einer Art in einem Raster ohne geeignete Mikrostandorte gering ist. Zudem ist der Informationszugewinn gegenüber reinen Populationszählungen verglichen mit dem erhöhten Aufwand eher gering.

#### **Linientaxierung (Transektzählung, Line transect)**

Bei dieser vor allem in der Ornithologie angewendeten Methode (BIBBY et al. 1995) läuft der Bearbeiter ein strukturell einheitliches Untersuchungsgebiet (z.B. eine Buchenwaldparzelle mit Vorkommen von *Dicranum viride*) in einer flächendeckenden Art und Weise ab (z.B. vorher festgelegte Wegstrecke oder Nutzung von Zufallszahlen für Schrittzählungen und Winkeländerungen beim Gehen) und überprüft alle in einem bestimmten Korridor festgelegter Breite liegenden, geeigneten Kleinstandorte (z.B. Stämme geeigneten Durchmessers) auf Präsenz oder Absenz der Art. Das Ergebnis einer solcher Methode sind Angaben zur Gesamtzahl „besetzter“ Kleinstandorte (z.B. Stämme) im untersuchten Gebiet oder pro abgelaufener Wegstrecke. Unter Berücksichtigung der Korridorbreite lässt sich dann auch eine Dichte der Art (Individuen pro Fläche) berechnen. Mit wenig Aufwand kann so auch die Relation besetzter und unbesetzter, geeigneter Mikrohabitate (Wuchsorte) erfasst werden (z.B. als Prozentzahl besetzter Stämme mit *D. viride*). Die in der Ornithologie benötigten Korrekturberechnungen für die unterschiedliche Erfassbarkeit naher und entfernter Individuen (BIBBY et al. 1995) sind bei Moosen nicht erforderlich, da die Arten nicht mobil sind und davon ausgegangen werden kann, dass der Bearbeiter in einem 5-10 m breiten Korridor alle geeigneten Kleinstandorte mit gleicher Aufmerksamkeit absuchen kann. Außerdem ist sichergestellt, dass alle registrierten Individuen nur einmal aufgenommen werden. Daher sind direkt die o.g. Dichteberechnungen möglich.

Für das jeweils bearbeitete Gebiet sind die bei den Monitoringdurchgängen erfolgten Taxierungen als unverbundene Stichproben zu analysieren, durch die dann auch die Zunahme der Art für das Gebiet belegt werden kann. Weitere Vorteile der Linientaxierung gegenüber Dauerplots sind vor allem darin zu sehen, dass keine konkreten Wuchsorte dauermarkiert und wiedergefunden werden müssen und

dieses Verfahren robust gegen den Verlust von in einem vorhergehenden Monitoringschritt bereits erfassten Wuchsorten ist.

Schwierigkeiten bei der Vergleichbarkeit der Taxierungen für verschiedene Gebiete liegen bei Arten vor, die in relativ seltenen bzw. ungleich verteilten Mikrohabitaten vorkommen. Hier sollte die Taxierung solange fortgeführt werden, bis eine vergleichbare Zahl geeigneter Kleinstandorte erfasst wurde. Schwierigkeiten für die Bearbeiter ergeben sich im Gelände durch die Abgrenzung des Korridors und die Festlegung der zu begehenden Wegstrecke. Hier können Peilstangen mit Kompass, u.U. auch ein Seil zur seitlichen Abgrenzung zum Einsatz kommen, um eine gewisse Genauigkeit bei der bearbeiteten Flächengröße zu erreichen. Der Schätzfehler bei dieser Methode ist vor allem auf das Nichteinhalten der Korridor Grenzen zurückzuführen (sicher bis 30 % Fehler), weniger auf das Übersehen oder Falschansprechen der Zielart (vermutlich weniger als 5 % Fehler).

### **Dauerflächen**

Die genannten Geländemarkierungen können auch zur Positionierung von Dauerflächen (DIERSCHKE 1994) genutzt werden, deren Lage bei quadratischen Flächen bei jeder Erfassung mit Hilfe eines Kompasses exakt reproduziert werden kann, bei kreisförmigen Samples durch einen bestimmten Radius festgelegt wird. Für Moose bieten sich Dauerflächen in einer für jede Art einheitlichen Größe zwischen 4 dm<sup>2</sup> und 1 m<sup>2</sup> Größe an, da so auch die unmittelbar begleitenden Arten (Moose, Flechten und Gefäßpflanzen) mit erfasst werden können (MUHLE & POSCHLOD 1989) und die Aufnahmen untereinander vergleichbar sind (z.B. auch für eine Auswertung in soziologischen Tabellen und mit multivariaten Methoden, JONGMAN et al. 1987). An jeder Lokalität sollten als grober Richtwert mindestens 25 gleich große Dauerflächen angelegt werden, um gerichtete Tendenzen bei der Bestandsentwicklung von Zufallsereignissen (zufällige Zerstörung eines Wuchsortes usw.) unterscheiden zu können. Innerhalb der Dauerflächen sind folgende Parameter von Bedeutung: Deckungsgrad der Art in Prozent, absolute Anzahl bzw. Schätzung in Größenklassen der sterilen und fertilen Individuen. Die Schätzung des Deckungsgrades in Prozent (Genauigkeit im mittleren Deckungsgradbereich  $\pm 5-10\%$ , im oberen und unteren Bereich  $\pm 1-5\%$ ) ermöglicht die weitgehende Kompatibilität zu den vielfach verwendeten Skalen (z.B. Londo, Braun-Blanquet, Wilmanns u.a., vgl. DIERSCHKE 1994). In jedem Fall sollte die á priori Benutzung grober Skalen vermieden werden, um den ohnehin vorhandenen Eingangsfehler bei der Schätzung nicht noch unnötig zu vergrößern. Es wird daher empfohlen, zunächst so genau wie möglich in Prozent zu schätzen und sich während der Feldarbeit fortwährend anhand von Schätzhilfen zu eichen (THOMAS et al. 1995, Schätztafeln bei DIERSCHKE 1994, Schätzrahmen und Hilfen bei TRAXLER 1998). In der Auswertung sind Intervall- und Ratioidaten (z.B. Prozentwerte) ohnehin besser handhabbar als Daten ordinaler Skalen. Ferner ist bei ordinalen Skalen darauf hinzuweisen, dass bei der Berechnung mittels Klassenmitten grundsätzlich die Klassenbreite als Fehler und mindestens eine zweite Klassenbreite als Bearbeiterfehler zu berücksichtigen ist.

In Skizzen der Dauerflächen kann die Verteilung der Individuen festgehalten werden, sofern dies für bestimmte Fragestellungen (z.B. Konkurrenz) notwendig ist (vgl. GLOAGUEN 1990). Dies ist alternativ auch mit einem Foto möglich (MUHLE & POSCHLOD 1989, GEISLER 1993).

Eine sehr genaue Methode wurde z.B. von WIRTH & BRINKMANN (1977), WIRTH et al. (1999), HALFMANN (1987) und GEISLER (1993) angewandt, die Aufnahmeplatten mit einer Folie bedeckten

und die Lage der Arten auf die Folie übertragen. So können bei jedem Monitoringdurchlauf „Bestandsbilder“ (z.B. Größe und Lage einzelner Polster) erfasst werden. Für diese Methoden ist der Aufwand beträchtlich, sie sollte daher nur bei seltenen Arten angewendet werden oder solchen, bei denen syndynamische Prozesse bei Bestandsveränderungen eine große Rolle spielen.

Bei jedem neuerlichen Besuch einer Lokalität sind auch geeignete Wuchsorte im unmittelbaren Umkreis auf Neuetablierungen der Art hin abzusuchen und diese gegebenenfalls auch zu markieren.

Die Nachteile der Dauerflächen-Methode liegen in ihrem relativ hohen Aufwand und einer damit verbundenen geringeren Stichprobe überprüfter Wuchsorte bzw. „Individuen“. Ferner ermöglicht auch sie keine Abschätzung der Zunahme der Zahl der Wuchsorte einer Art an einer Lokalität. Auch bei räumlich sehr dynamischen Arten ist ihre Anwendung problematisch. Dauerflächenuntersuchungen sind ferner empfindlich gegen den Verlust von Probeflächen, der bei Untersuchungen insbesondere bei Epiphyten und Epixylen zu erwarten ist. Daher sollten von vornherein zusätzliche Flächen eingeplant werden. Bei langfristigen Monitoringvorhaben (> 20 Jahre) ist die Methode aufgrund der genannten Probleme nicht anwendbar. Sehr wohl geeignet erscheint sie im Hinblick auf Untersuchungen zu kurzfristigen Dominanzverschiebungen und zur Dokumentation von Artengemeinschaften über einige wenige Jahre.

### Habitaterfassungen

Die sich aus der Ökologie der Arten ableitenden wesentlichen Habitatparameter, die erfasst werden müssen, lassen sich nach Mikro- und Makrohabitat (vgl. z.B. BARKMAN 1969) differenzieren. Es muss im Einzelfall entschieden werden, ob bei jedem Monitoringdurchgang alle Parameter insbesondere des Makrohabitats erfasst werden sollen. Weitgehend konstante Parameter wie z.B. die Bodenart sind nur als Grundlageninformation sinnvoll und bei der Ersterfassung zu belegen, bei den Folgeerfassungen brauchen sie nicht erneut aufgenommen zu werden (entsprechende Parameter sind im folgenden Text mit \* gekennzeichnet). Als beispielhafte Untersuchung zu Habitatparametern im Rahmen des Monitorings einer Moosart kann die Arbeit von HEDENÄS et al. (1996) an *Dichelyma capillaceum* gelten.

**Mikrohabitat:** Hiermit sind die unmittelbaren Standortbedingungen am Wuchsort eines oder weniger, eng benachbarter Individuen (z.B. Polster an einer Stammbasis) gemeint. Zunächst wird die Lage\* des Mikrohabitats charakterisiert: bei Epiphyten ist dabei die Lage am Stamm (Stammfuß, am Stamm, auf Ästen u.ä.) wichtig, bei epipetrischen Arten die Lage am Gestein (z.B. Stirnflächen, Grotten usw., vgl. z.B. HAUTER 1995). Als wichtige Habitatparameter sind Beschattungsgrad (in Prozent der Himmelsabdeckung, erfassbar z.B. mit Hilfe hemisphärischer Photographien, EVANS & COOMBE 1959, PROCTOR 1980, WUNDER 1999, differenziert nach den verschiedenen schattenwerfenden Strukturen, z.B. Nadelholz, Laubholz belaubt und unbelaubt, Tal- und Berghänge), Gesamtdeckung der Probefläche und Deckung der Begleitarten (Moose, Flechten und Gefäßpflanzen) sowie Exposition\* und Neigung\* zu erfassen. Dabei ist darauf zu achten, dass der Artenbestand auf den Dauerflächen durch die Untersuchungen nicht beeinflusst wird, es dürfen also keine Proben kritischer Sippen zur Nachbestimmung entnommen werden. Für diesen Fall sollten morphologisch vergleichbare Individuen von außerhalb der Flächen überprüft werden.

Die übrigen Parameter variieren, je nachdem, ob es sich um eine epigäische, epipetrische, epixyle oder epiphytische Moosart handelt. Bei **epigäischen Arten** können bodenkundliche Parameter (Basen\*-



und Kalkgehalt\*, Bodenart\*, Bodentyp\*, pH-Wert; vgl. AG BODEN 1994) aufgenommen werden, insbesondere bei Sippen, die an dauerfeuchten oder nassen Standorten vorkommen. Bei **epipetrischen Arten** spielt der Basen\*- und Kalkgehalt\* des Gesteins eine wichtige Rolle. Für **epixyle Arten** haben Art\* und Verrottungsgrad des Holzes (Erfassbar mit ordinalen Skalen, z.B. ANDERSSON & HYTTBORN 1991), dessen Feuchtigkeit und Beschattung eine entscheidende Bedeutung. Bei **epiphytischen Sippen** sollten dagegen der pH-Wert der Borke, die Art des Phorophyten und dessen Alter (erfasst als Brusthöhendurchmesser) aufgenommen werden.

Falls möglich, können die vegetationskundlich dokumentierten Flächen Moosgesellschaften zugeordnet werden (z.B. nach DREHWALD & PREISING 1991 oder MARSTALLER 1993).

**Makrohabitat:** Hier bieten sich verschiedene Verfahren an. Der engere Lebensraum, in dem das Mikrohabitat liegt, kann einem Biotoptyp (z.B. nach RIECKEN et al. 1994) oder aber, genauer, einer Pflanzengesellschaft (z.B. POTT 1992, DIERSCHKE 1994, 1996-1999; RENNWALD 2001) zugeordnet werden. Gesonderte Vegetationsaufnahmen im Makrohabitat sind i.d.R. bei epipetrischen, epixylen und epiphytischen Arten nicht erforderlich, eine Liste diagnostisch wichtiger Pflanzenarten reicht hier zur Charakterisierung aus. Allerdings sollten Lage und Ausdehnung der Pflanzengesellschaften des Makrohabitats in einer großmaßstäblichen Karte dargestellt sowie wichtige Struktureigenschaften erfasst werden. Ferner sollten die Nutzung der Flächen (Mahd, Beweidung, insbesondere Viehtritt, Forstwirtschaft) darin dokumentiert sein.

#### **Anmerkungen zur statistischen Auswertung**

Bei der Auswertung muss zwischen Arten unterschieden werden, die per se sehr selten sind und deren Vorkommen (auf der Ebene der Lokalitäten und Wuchsorte) vermutlich weitgehend bekannt sind und im Rahmen des Monitorings vollständig untersucht werden können (*Scapania carinthiaca*, *Distichophyllum carinatum*, *Dichelyma capillaceum*, *Notothylas orbicularis*, *Tayloria rudolphiana*, *Mannia triandra* und *Orthotrichum rogeri*), und solchen, die so verbreitet sind, dass ihre Lokalitäten nicht alle begangen werden können (*Dicranum viride*, *Buxbaumia viridis* und *Hamatocaulis vernicosus*). Im ersteren Fall wird mehr oder weniger die Grundgesamtheit der Lokalitäten einer Sippe untersucht. Im zweiten Fall wird mit Hilfe einer Stichprobe auf die Grundgesamtheit geschlossen. Dabei beeinflusst die Anzahl der untersuchten Lokalitäten und Wuchsorte in starkem Maße die Möglichkeit, die statistische Signifikanz von Bestandstrends zu testen. Als Faustregel kann angenommen werden, dass bei einer Stichprobe (untersuchter Lokalitäten oder Wuchsorte an einer Lokalität) unter 15 Bestandsänderungen prinzipiell nicht signifikant getestet werden können (BORTZ et al. 1990, COHEN 1988). Ähnliche Stichprobenumfänge (~ 30) werden auch im Rahmen der Ökologischen Flächenstichprobe des BfN als Mindestzahl vorgeschlagen (STATISTISCHES BUNDESAMT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ 2000)

Als Nullhypothese  $H_0$  wird i.d.R. formuliert, dass sich der Bestand einer Art nicht verändert hat. Je höher die Sicherheit der gewünschten Aussage zur Veränderung und je empfindlicher Veränderungen erfasst werden sollen, desto größer muss der Stichprobenumfang gewählt werden. Die Wahl der Stichprobengröße bewegt sich also im Spannungsfeld zwischen statistisch notwendiger Mindestzahl und der vom Aufwand begrenzten Maximalzahl (HEWITT et al. 1993). Für jede Sippe sollte dabei im Vorfeld definiert werden, welche Bestandsveränderungen (in %) detektiert und signifikant getestet werden sollen. Dabei ist auch festzulegen, ob nur Veränderungen in eine Richtung, z.B. nur

Abnahmen der Bestände erfasst werden sollen (einseitige Tests) oder ob Zu- und Abnahme untersucht werden sollen (zweiseitige Tests). Die Anforderungen an das Signifikanzniveau wird man in der Regel so gering wie möglich halten (5%-Niveau), weil ansonsten die Zahl der notwendigen Beobachtungen stark in die Höhe getrieben wird. Im Hinblick auf die verwendeten Testverfahren ist aber auch die Teststärke zu berücksichtigen, die die Wahrscheinlichkeit eine fälschlichen Annahme der Nullhypothese quantifiziert (Typ II-Fehler,  $\beta$ -Fehler). Hierzu sei auf die umfangreichen Hinweise bei UNDERWOOD (1997) verwiesen, der die Zusammenhänge zwischen Fehler vom Typ I, Stichprobenumfang, Varianz und der sog. „effect size“ im Hinblick auf die „power“ darstellt. Für unsere Fragestellungen sollte die Teststärke zumindest im Hinblick auf die Abnahme einer Art möglichst gut sein, damit Bestandsveränderungen in diese Richtung nicht übersehen werden.

Bei allen Erfassungsmethoden sollten die Bearbeiter den Schätzfehler bei jedem Arbeitsschritt grob abschätzen, um ihn bei der Auswertung berücksichtigen zu können. So kann vermieden werden, dass ein großer Fehler bei einem Erfassungsschritt eventuell die hohe Genauigkeit der nachfolgenden Erfassungsschritte zunichte macht (vgl. Abschnitt Dauerflächen).

Das erforderliche Monitoringintervall (Zeitintervall zwischen zwei Monitoringschritten) wird in erster Linie von der Dynamik der jeweiligen Art und ihrer Biologie („Life strategy“) bestimmt, beeinflusst aber auch die Varianz der Daten und die Präzision der detektierbaren Veränderungen (Berechnungen zum Intervall bei Dauerplots bei RANNEBY & ROVAINEN 1995). Je länger das Intervall, desto höher die Varianz, desto unsicherer wird eine statistische Überprüfung und desto mehr Plots sind erforderlich.

Sofern Dauerflächen angelegt werden, handelt es sich bei dem Aufnahmematerial der verschiedenen Monitoringdurchgänge um verbundene Stichproben, für die ein geringerer Stichprobenumfang erforderlich ist als für unverbundene Stichproben. Bei der Auswertung ist zu berücksichtigen, dass bei verbundenen Stichproben i.d.R. eine Autokorrelation der Daten besteht (vgl. USHER 1991, PALMER 1993), d.h. bei Dauerplots beeinflusst z.B. die Deckung oder Individuenzahl einer Art im Vorjahr die mögliche Deckung oder Individuenzahl in den Folgejahren. Eine Sippe, die auf einer Probefläche mit nur 2 Individuen vorkommt, kann z.B. nicht um 4 Individuen abnehmen. Der Schwankungsbreite einer Art sind daher Grenzen gesetzt. Konsequenzen dieser „Schieflage“ der Datenvarianz sind z.B., dass seltene Arten „statistisch“ dazu tendieren, häufiger zu werden, wohingegen an Lokalitäten, an denen die Art bisher sehr häufig war, sie dazu „tendiert“, seltener zu werden („Biases in species and site selection“, PALMER 1993). Diese Autokorrelation besteht prinzipiell auf jeder Ebene der Betrachtung (z.B. Deckung an einem Wuchsort, Zahl der Wuchsorte an einer Lokalität, Zahl der Lokalitäten). Bei längerfristigen Untersuchungen ist ferner zu beachten, dass aufgrund des Verlustes von Dauerflächen (z.B. vollständiges Verrotten eines Baumstammes) immer wieder neue Flächen hinzugezogen werden müssen, um die Mindestanzahl von Flächen sicherzustellen. Je länger die Untersuchung durchgeführt wird, um so eher handelt es sich um eine Probennahme mit unverbundenen Stichproben, so dass sich der anfängliche Stichprobenumfang später als zu gering erweisen kann. Diese Probleme können durch Methoden, die direkt mit unverbundenen Stichproben arbeiten, umgangen werden.

Es versteht sich von selbst, dass bei weit verbreiteten Arten die Monitoringlokalitäten mehr oder weniger der Abundanz der Art entsprechend über ihr Areal verteilt werden, um ein getreues Abbild des Bestandstrend zu bekommen (Repräsentanz, s.o.).

Bei *Dicranum viride*, *Buxbaumia viridis* und *Hamatocaulis vernicosus*, die ausreichend häufig sind, sollte eine Auswertung auch mit multivariaten Methoden erfolgen (Übersicht bei JONGMAN et al. 1987). Hierbei bieten sich zunächst Verfahren an, die die Gesamtvarianz der Daten mit Hilfe unimodaler Art/Umwelt-Response-Modelle (z.B. Begleitartenspektrum an den einzelnen Lokalitäten) analysieren (Korrespondenzanalyse, CA bzw. DCA). Hierbei können sowohl Präsenz-Absenz-Daten als auch Deckungswerte Verwendung finden. Die sog. logistische Regression bietet die Möglichkeit, kontinuierliche unabhängige Variablen (z.B. pH-Wert, Höhenlage, Populationsgrößen, bodenchemische Kennwerte) mit dem Auftreten bzw. Fehlen einer Art (1/0, Präsenz-Absenz-Daten, abhängige Variable) zu korrelieren und eine Wahrscheinlichkeit  $p$  für das Auftreten der Art zu berechnen. Hierbei ist wichtig, dass auch Lokalitäten ohne Vorkommen der Zielart untersucht werden (vgl. Bräuer et al. 1999). So ließe sich z.B. in Wiederholungskartierungen auch die kritische Populationsgröße bestimmen, ab der eine Art z.B. mit 90 %iger Wahrscheinlichkeit ausstirbt. Wenn zusätzlich Habitatfaktoren erfasst wurden, können diese in Beziehung zu den „Species/Site“-Datensätzen ausgewertet werden (Canonische Korrespondenzanalyse, CCA, JONGMAN et al. 1995). Die Darstellung der Analyseergebnisse in Ordinationsdiagrammen ermöglicht die schnelle Visualisierung von Bestandsveränderungen und die Erkennung der entscheidenden Umweltfaktoren (z.B. von MCALISTER 1997 angewandt bei Moosgemeinschaften auf Totholz). Durch die Verfügbarkeit leistungsstarker Computerprogramme (z.B. CANOCO) ist die Anwendung dieser Methoden ohne großen Aufwand möglich.

### **Aufwand**

Die bei den einzelnen Arten gemachten Angaben zum Erfassungsaufwand sind nur als grobe Richtlinie aufzufassen und verstehen sich zuzüglich der Anreise zu den Lokalitäten. Ausführliche Aufwandsabschätzungen für Monitoringmethoden finden sich bei THOMAS et al. (1995).

### **Literatur**

AG BODEN (1994), ANDERSSON & HYTTEBORN (1991), BARKMAN (1969), BIBBY et al. (1995), BORTZ et al. (1990), COHEN (1988), DIERSCHKE (1994), DIERSCHKE (1996-1999), DILG (1999), DREHWALD & PREISING (1991), DURING & LLORET (1996), EVANS & COOMBE 1959, GEISSLER (1993), GLOAGUEN (1990), GÜNTHER & ASSMANN 2000), HALFMANN (1987), HAUTER (1995), HEDENÄS et al. (1996), HEWITT et al. (1993), JONGMAN et al. (1987), MCALISTER (1997), MUHLE (1978), MUHLE & POSCHLOD (1989), PALMER (1993), POTT (1992), PROCTOR 1980, RANNEYBY & ROVAINEN (1995), RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFT (1992), RENNWALD (2001), RICH (1998), RICH & MATZKE-HAJEK (1999), RICH & SMITH (1996), RICH & WOODRUFF (1992), RIECKEN et al. (1994), RÜCKRIEM & ROSCHER (1999), SSYMANK et al. (1998), STATISTISCHES BUNDESAMT & BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2000), STAPPER et al. (2000), THOMAS et al. (1995) TRAXLER (1998), UNDERWOOD (1997), URMI et al. (1990), USHER (1991), WIRTH & BRINKMANN (1977), WIRTH et al. (1999), WUNDER (1999).

### 4.2.3 Grünes Koboldmoos (*Buxbaumia viridis*)

#### 4.2.3.1 Einleitung

Die trockenheitsempfindliche, mesophytische *Buxbaumia viridis* besiedelt permanent luftfeuchte, halbschattige bis schattige Nadel-, seltener Misch- und Laubwälder in colliner bis montaner Lage (MÖLLER 1923, TARNAVSCHI 1936, PHILIPPI 1965, OITTINEN 1967, DÜLL 1980, MESSE 1985, SOLDAN 1992, GRIMS 1999). Das stenotope, kurzlebige und daher konkurrenzschwache Moos (OCHYRA & SZMAJDA 1991, WIKLUND 1998) wächst auf morschen Baumstümpfen und fauligem Totholz von Nadel-, seltener Laubbäumen (Tanne, Fichte, Kiefer, Lärche, daneben auch Buche, Eiche und Erle), manchmal auch auf humusreichen oder sumpfigen Böden (BROTHERUS 1923, MÖLLER 1923, RASCHENDORFER 1949, KOPPE 1952, PHILIPPI 1965, OITTINEN 1967, MESSE 1985, SOLDAN 1992). Einzelfunde der Art wurden auf Ameisenhaufen, Waldwegen (MÖLLER 1923) sowie epipetrisch auf Buntsandstein (PHILIPPI 1998) gemacht. *Buxbaumia viridis* bevorzugt saures und dauerfeuchtes Substrat (MÖLLER 1923, RASCHENDORFER 1949). Sporophyten können abhängig von der Witterung – v. a. der Temperatur – in der Zeit von April bis August beobachtet werden (WIKLUND 1998). WIKLUND (1998) stellte fest, dass nur ca. 50 % der Sporophyten – eventuell aufgrund von Frostschäden oder Schneckenfraß – das Reifestadium erreichen. Die Lebensstrategie dieser diözischen, kurzlebigen Art ist durch eine hohe Investition in sexuelle Fortpflanzung mit einer großen Zahl sehr kleiner Sporen, aber geringe vegetative Vermehrung gekennzeichnet, so dass sie zu dem Typ der „colonists“ gehört (LONGTON 1997, WIKLUND 1998). Die Lebensdauer des Protonemas beträgt vermutlich zwischen einem und drei Jahren (WIKLUND 1998). Die „life history“ der Art ist allerdings noch nicht vollständig verstanden.

HÜBSCHMANN (1986) wertet die Sippe als Verbandskennart des *Blepharostomion trichophylli*. Häufig ist das Grüne Koboldmoos mit *Dicranodontium denudatum*, *Dicranum montanum*, *D. scoparium*, *Herzogiella seligeri*, *Lepidozia reptans*, *Lophocolea heterophylla*, *Metzgeria furcata*, *Nowellia curvifolia*, *Ptilidium ciliare*, *Rhizomnium punctatum* und *Tetraphis pellucida* vergesellschaftet (MÖLLER 1923, TARNAVSCHI 1936, RASCHENDORFER 1949, OITTINEN 1967, OCHYRA & SZMAJDA 1991, HUBER 1998). Für Süddeutschland wird eine Bevorzugung von (moos-, flechten- und heidekrautreichen) Fichtenforsten und -wäldern sowie Fichten-Eichen-Buchen-Beständen angegeben (HUBER 1998). In Zentral- und Osteuropa kommt die Art in Buchen-Tannen-Wäldern vor (OCHYRA & SZMAJDA 1991). Oft wächst sie in lichten Lagen auf Kahlschlägen, Waldlichtungen, in Schonungen und Windschneisen (HUBER 1998).

#### 4.2.3.2 Methoden und Diskussion

##### Art- bzw. Populationserfassungen

Als Xylophyt stellt *B. viridis* andere Anforderungen an ein Monitoring als epiphytische bzw. epigäische Arten. Zur geeigneten Erfassungszeit ist die Art anhand der Sporogone auch für bryologische Laien ansprechbar. Sie tritt offensichtlich nur sporadisch und mit wechselnden Sporophytenzahlen auf und ist ohne Sporogone nicht erfassbar. Die fortschreitende Zersetzung des Totholzes macht eine dauerhafte Markierung der Wuchsorte der Art und die langfristige Anlage von

Dauerflächen unmöglich, für detaillierte Untersuchungen der Populationsdynamik sind Dauerflächen dennoch das geeignete Mittel.

Geht es vor allem um die Erfassung der Bestandszahlen, ist als Zählereinheit an einer Lokalität nur die Anzahl der Sporogone an den Totholzeinheiten (bei liegenden Stämmen bezogen auf ihre Länge und ihren Durchmesser, vgl. z.B. Berechnungen bei ANDERSSON & HYTTEBORN 1991) sinnvoll. In jedem Fall müssen an den Lokalitäten bei jedem Monitoringdurchgang alle geeigneten Mikrostandorte abgesucht werden, um auch neue Wuchsorte zu finden. Daher erscheint für diese Aufgabe die Linientaxierung als Methode der Wahl, weil mit ihr eine größere Fläche standardisiert abgesucht werden kann (vgl. allgemeiner Teil).

Für die Art ist zunächst eine hohe Monitoringfrequenz (mindestens einmal jährlich) notwendig, um zu einer Größenabschätzung der Bestände an einer Lokalität und zu einer Abschätzung der Bestandsentwicklung der Art zu gelangen.

Da zu erwarten ist, dass *B. viridis* innerhalb der vorgeschlagenen Monitoringintervalle relativ stark in ihrem Bestand (Sporogonzahl) schwankt, sollte die Samplezahl so gewählt werden, dass Bestandsveränderungen von mehr als 50 % signifikant erkannt werden können. Zu prüfen bleibt ob nicht langfristig die Zahl bewachsener Totholzeinheiten in von saisonalen Schwankungen unabhängigeres Maß sind. Zur statistischen Absicherung sind nicht lineare Verfahren zu verwenden, die in der Lage sind, solche Schwankungen zu berücksichtigen

### **Habitaterfassungen**

Aufgrund der Ökologie von *B. viridis* spielt der Anteil von geeignetem Totholz die größte Rolle für die Größe der Bestände der Art. Daher sind bei der Habitaterfassung der Anteil und die Beschaffenheit dieser Habitatelemente zu dokumentieren. Von den Parametern des Mikrohabitats sollten die Art des Totholzes (nach Baumart oder zumindest differenziert nach Laub- und Nadelholz, Hinweise kann auch der aktuelle Bestandsaufbau geben), der Grad der Verrottung (Rotfäule, Weißfäule, mit Borke, ohne Borke u.a., in einer Rangskala abgeschätzt, ANDERSSON & HYTTEBORN 1991) und die Beschattung erfasst werden. ANDERSSON & HYTTEBORN (1991) belegen einen Zusammenhang zwischen Stammdurchmesser und Artenzahl der Totholzspezialisten, zu denen auch *B. viridis* gehört. Es erscheint daher auch sinnvoll, diesen Parameter aufzunehmen (s.u.). Ferner ist von Bedeutung, ob es sich um stehendes oder liegendes Totholz handelt.

Nicht erforderlich sind bodenchemische Parameter, da Totholzstandorte in Kalk- und Silkatgebieten vermutlich vergleichbar sind. Wesentliche Parameter für die Charakterisierung des Makrohabitats sind Luftfeuchte und Beschattungsgrad. Diese Parameter ergeben sich aber bereits aus der Angabe der Waldgesellschaft (z.B. ist ein *Aceri-Fraxinetum* luftfeuchter und kühler als selbst ein *Circaea-reiches Galio-Fagetum*) zusammen mit einer Schätzung des Deckungsgrades von Baum- und Strauchschicht. Um den Einfluss von forstwirtschaftlicher Nutzung zu bewerten, muss an jedem Wuchsort festgehalten werden, ob es sich um Sägestümpfe oder sonstiges geschnittenes Holz handelt.

### 4.2.3.3 Empfohlene Methoden zur Erfassung und Bewertung im Rahmen der FFH-Berichtspflichten

#### Art- bzw. Populationserfassungen

Um statistisch abgesicherte Ergebnisse zu erhalten, sollten an mindestens 25 Lokalitäten die Totholzstrukturen mit Hilfe der Linientaxierung (Transektzählung) erfasst werden. Da zu erwarten ist, dass in vielen Wäldern nur vergleichsweise wenig Totholz vorhanden ist, wird vorgeschlagen, die Korridorbreite auf 15-20 m zu erhöhen. Für jede erfasste Struktur werden als „Minimalprogramm“ die nachweisbaren Sporogone der Art festgehalten. Als Ergebnisse dieser Erfassung liegen dann pro Monitoringdurchgang Zahlen zum Gesamtbestand Sporophyten, zur Anzahl besiedelter und unbesiedelter Totholzstrukturen bezogen auf die Fläche und zur Anzahl Sporophyten pro Totholzstruktur (= Wuchsort) vor.

Sofern Informationen zur „Ortstreue“ bzw. Mikrodynamik der Art gewonnen werden sollen, können an einigen wenigen Lokalitäten größere Flächen (1 ha) für einige Jahre dauermarkiert und in ihnen die Lage aller Totholzstrukturen und der Sporogone in Kartenskizzen festgehalten werden. Sie ermöglichen dann eine graphische Darstellung ihrer Verteilung und Dynamik.

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Die Art ist am besten in der Zeit von April bis August kartierbar. Um zu einer Bestandsabschätzung der Art an den einzelnen Lokalitäten zu kommen, sind in den ersten Jahren zwei, später dann u.U. nur noch ein Monitoringdurchgang pro Jahr notwendig.

#### *Aufwand*

Da sporulierende Pflanzen leicht bestimmbar sind, reicht eine Kartierung mit Zählung der Sporogonenzahl durch geschulte Feldbiologen aus. Für die Erfassung der Art in den Taxierungen muss mit einem erheblichen Zeitaufwand gerechnet werden (1 Arbeitstag pro Transektzählung von einigen hundert Metern). Bei weitergehenden Untersuchungen ist ferner bei der Ersterfassung eine Flächenmarkierung und die Lagebestimmung der Totholzstrukturen in Karten erforderlich (1 Arbeitstag).

#### Habitaterfassungen

Für einen effizienten Erhalt der Art sind weitere Informationen über ihre Habitatansprüche erforderlich. Während der Linientaxierung sollten parallel an jeder besuchten Totholzstruktur (mit und ohne *B. viridis*) mindestens folgende Parameter notiert werden: Art des Totholzes, Grad der Verrottung (s.o.) sowie Länge und Durchmesser des Stammes. Verknüpft mit den Populationsdaten können so Habitatpräferenzen der Art bestimmt werden.

Wenn Angaben zur Vergesellschaftung erwünscht sind, sollten pro Lokalität mindestens 10 Vegetationsaufnahmen (mit einheitlicher Flächengröße zwischen 5 - 7 dm<sup>2</sup>) auf nicht dauermarkierten Probeflächen an einzelnen Wuchsort (Mikrohabitat) der Art gemacht werden.

Für die Makrohabitaterfassung reicht eine Gesamtabeschätzung des Totholzanteils am Boden (als besiedelbare Totholzfläche, errechenbar über Stammdurchmesser und Länge, Methoden bei ANDERSSON & HYTTEBORN 1991) und die Ansprache der Waldgesellschaft mit wichtigen,

kennzeichnenden Arten aus, Vegetationsaufnahmen der Waldgesellschaft sind nicht erforderlich. Forstliche Eingriffe oder Katastrophenereignisse sind zu notieren, insbesondere die Totholzstrukturen und die Lichtverhältnisse betreffend.

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Um den Aufwand zu verringern, wird eine Erfassung von Mikro- und Makrohabitat zusammen mit den Populationserfassungen vorgeschlagen. Die Ansprache der Waldgesellschaft und die Schätzung des Totholzanteils (Makrohabitat) sollte im späten Frühjahr und Sommer keine Probleme bereiten. Die Mikrohabitatparameter können parallel zur Linientaxierung notiert werden.

Da die Mikrohabitaterfassung parallel mit der Populationserfassung erfolgt, sind hier zunächst 2 Durchgänge pro Jahr, später dann nur 1 Durchgang pro Jahr erforderlich. Für die Makrohabitaterfassung ist nur 1 Durchgang pro Jahr zu veranschlagen.

#### *Aufwand*

Sofern die Begleitarten nicht erfasst werden sollen, können die Mikrohabitatparameter von ausgewiesenen Feldbiologen mit erfasst werden. Sollen auch die Begleiter in Vegetationsaufnahmen dokumentiert werden, muss dies durch bryologisch versierte Geobotaniker erfolgen. Pro 5-7 dm<sup>2</sup>-Vegetationsaufnahme ist eine ½ Arbeitsstunde zu veranschlagen, je Lokalität sind ferner 2 Arbeitsstunden für die Nachbestimmungen kritischer Sippen vorzusehen. Die Aufnahme des Makrohabitats sollte nicht mehr als 2 Arbeitsstunden in Anspruch nehmen.

### **4.2.3.4 Literatur**

ANDERSSON & HYTTEBORN 1991, BROTHERUS (1923), DÜLL (1980), GRIMS (1999), HUBER (1998), HÜBSCHMANN (1986), KOPPE (1952), LONGTON (1997), MESSE (1985), MÖLLER (1923), OCHYRA & SZMAJDA (1991), OITTINEN (1967), PHILIPPI (1965), PHILIPPI (1998), RASCHENDORFER (1949), SOLDAN (1992), TARNAVSCHI (1936), WIKLUND (1998).

## **4.2.4 Grünes Besenmoos (*Dicranum viride*)**

### **4.2.4.1 Einleitung**

Diese epiphytische, relativ lichtbedürftige Art wächst an Stammbasen von Laubbäumen – überwiegend an Buche, Linde und Eiche, seltener auch an Birke, Ahorn, Esche, Erle, Weide, Hainbuche und Pappel – oder Nadelbäumen in mesophytischen, alten Laub- oder Mischwäldern mit relativ offenem Kronendach, aber ständig hoher Luftfeuchtigkeit (TAKAKI 1964, HEGEWALD 1972, BELLOLIO-TRUCCO & IRELAND 1989, ENROTH 1989, FRISVOLL & BLOM 1999, GRIMS 1999, KOPERSKI 1999). Sie bevorzugt Borke mit etwas höheren pH-Werten (HEGEWALD 1972, ENROTH 1989; nach BARKMAN 1969 mit pH-Werten zwischen 4,5 und 5,4) sowie höheren Basen- und Nährstoffgehalten. PHILIPPI (1979, 1993) beobachtet eine Bindung der Art an Kalkgebiete, er vermutet, dass die Borke der Phorophyten (besonders *Fagus sylvatica*) durch Stäube hier höhere pH-Werte und Basengehalte aufweist. Als Trägerbäume sind vor allem mittelalte Individuen (bei

*Carpinus* z.B. etwa 60-80 jährige Stämme), nicht die Altbäume, von Bedeutung (Philippi, brieflich). Selten wächst *Dicranum viride* auch direkt auf kalkfreiem Fels oder dünnen Humusdecken über Gestein (TAKAKI 1964, HEGEWALD 1972, ENROTH 1989, GRIMS 1999, KOPERSKI 1999). Häufige Begleitarten von *Dicranum viride* sind nach HEGEWALD (1972) und LACHMANN (1952) *Hypnum cupressiforme* var. *filiforme*, *Isothecium myosuroides*, *Metzgeria furcata*, *Plagiochila asplenoides* und *Pterygynandrum filiforme*. *Dicranum viride* kommt schwerpunktmäßig in luftfeuchten Fagion-, Tilio-Acerion und Carpinion-Gesellschaften vor.

Die ausdauernde, zweihäusige Art, die sich – bedingt durch die seltene Sporogonbildung – durch eine geringe sexuelle Reproduktion, aber ausgeprägte vegetative Vermehrung auszeichnet, kann als „long-lived shuttle species“ beschrieben werden (DURING 1979).

#### 4.2.4.2 Methoden und Diskussion

##### Art- bzw. Populationserfassungen/Habitaterfassungen

*Dicranum viride* ist im Gelände nur von Bryologen sicher ansprechbar. Die schon im allgemeinen Teil diskutierten Probleme mit dem zu erwartenden Verlust von Dauerflächen sind allerdings bei *D. viride* besonders evident. Geht man davon aus, dass die Art an einem Baum 30 Jahre geeignete Wuchsbedingungen findet (von der Erreichung der Mindest- bis zur Maximaldicke) ist bei konstanter Population zu erwarten, dass nach drei Jahren durchschnittlich 10 % der beobachteten Bäume wegfallen und damit nach bereits 30 Jahren fast alle Dauerflächen verloren gegangen sind. Ein Langzeitmonitoring über Dauerflächen erscheint daher für die Art nicht möglich.

Wenn hingegen die Beobachtung der Wuchsort- und Lokalitätenzahl im Vordergrund stehen soll, erscheint die Linientaxierung als Methode der Wahl, da sie mit vergleichsweise geringem Aufwand Abschätzungen der Dichte ermöglicht, nicht anfällig gegen den Verlust von Wuchsorten ist und gleichzeitig auch Aussagen über die Zunahme der Art an einer Lokalität erlaubt. Zudem kann damit auch die Zahl nicht besiedelter, aber geeigneter Mikrohabitate grob abgeschätzt werden. Diese Größe ist im Hinblick auf die Ursachenermittlung bei Bestandsrückgängen wichtig, da so geklärt werden kann, ob die Art habitatlimitiert ist. Die begleitenden Kryptogamen können bei der Linientaxierung qualitativ („presence/absence“) mit erfasst werden, dies erhöht allerdings den Aufwand erheblich. Quantitative Daten zu ihren Mengenanteilen können nicht erhoben werden, wohl aber stehen nach der Erhebung Frequenzdaten für jede Begleitart, wie z.B. Anteil besetzter Bäume, Anteil auf den Bäumen mit *D. viride*, Anteil auf den Bäumen ohne *D. viride* zur Verfügung, die sich auch zur Analyse im Hinblick auf Bestandstrends bei der Zielart auswerten lassen.

Da zu erwarten ist, dass die Art innerhalb der vorgeschlagenen Monitoringintervalle relativ stark in ihrem Bestand schwankt, sollte der Stichprobenumfang so gewählt werden, dass Bestandsveränderungen von mehr als 20 % signifikant erkannt werden können.

Sofern detaillierte Informationen über die Populationsökologie der Art gewonnen werden sollen, wird für das Monitoring der epiphytischen Art die Anlage von Dauerflächen empfohlen, da *D. viride* mehrjährig ist und so die Entwicklung einzelner Pflanzen über Jahre verfolgt werden kann. Gegenüber der simplen Zählung besetzter Trägerbäume bietet sich so die Möglichkeit, zusätzlich Zu- oder Abnahme einzelner Polster und auch der Begleitarten quantitativ zu beobachten.



#### 4.2.4.3 Empfohlene Methoden zur Erfassung und Bewertung im Rahmen der FFH-Berichtspflichten

##### Art- bzw. Populationserfassungen

Da die Bestandsentwicklung im Rahmen des FFH-Monitorings im Vordergrund stehen, wird für *Dicranum viride* für die Erfassung in SW-Deutschland die Linientaxierung empfohlen. An einer ausreichenden Zahl von Lokalitäten wird pro Monitoringdurchgang eine Taxierung durchgeführt. Als Richtwert können mindestens 25 Lokalitäten angesetzt werden, deren Lage und Abgrenzung in einer Kartenskizze eingezeichnet und gegebenenfalls mit einem preiswerten GPS ungefähr umrissen werden. Jede Taxierung sollte solange fortgeführt werden, bis mindestens 200 geeignete Trägerbäume untersucht wurden, um eine ausreichende Zahl für statistische Auswertungen zu erhalten und um die Art auch dann zu erfassen, wenn sie an einer Lokalität selten ist. Als Korridorbreite werden 10 m vorgeschlagen, um bei der Untersuchung eine repräsentative Fläche an einer Lokalität zu erfassen. Wenn die Länge der taxierten Wegstrecke erfasst wird (Schrittzählungen, Bandmaß, Ausmessen und Abstecken einer Wegstrecke), lassen sich Dichteberechnungen anstellen.

Mit geringem Aufwand können bei der Erfassung bei jedem untersuchten Baum (auch ohne *D. viride*!) dessen Artzugehörigkeit, sein Bruthöhendurchmesser und gegebenenfalls Parameter zu den gefundenen Polstern von *D. viride* (steril, fertil, mit Brutblättern usw.) notiert werden.

##### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

*Dicranum viride* ist ganzjährig erfassbar. Sollen allerdings die Begleitarten und das Habitat mit aufgenommen werden, bietet sich eine Bearbeitung im späten Frühjahr oder im Frühsommer an.

Da die Art in relativ stabilen Habitaten vorkommt, erscheint zur Erfassung der Zahl der Trägerbäume ein Monitoring in dreijährigem Turnus ausreichend. Sind genauere Angaben zur Dynamik der Bestände erwünscht, ist eine jährliche Untersuchung insbesondere der Dauerflächen notwendig.

##### *Aufwand*

Die Erfassung der Art im Gelände muss durch Bryologen erfolgen. Der Arbeitsaufwand je Lokalität und Taxierung ist im vorhinein schwer abzuschätzen, wird aber durch die angegebene Maximalzahl zu untersuchender Trägerbäume (s. o.) sinnvoll begrenzt. Es ist darauf zu achten, dass die Wegstrecke nicht zu kurz gewählt wird, um ein repräsentatives Abbild der Vorkommen an der Lokalität zu erhalten.

##### Habitaterfassungen

Zu den Mikrohabitatparametern, die speziell bei epiphytischen Arten erfasst werden, gehört die Artzugehörigkeit des Trägerbaumes, die Lage (der Dauerfläche) am Stamm (Höhe über dem Boden), ihre Neigung und der Bruthöhendurchmesser des Trägerbaumes. Sofern Konkurrenz als Ursache für Bestandsveränderungen untersucht werden soll, können auch die Begleitarten (Moose und Flechten, Algen summarisch) als Präsenz/Absenz-Daten im Rahmen der Taxierung mit erfasst werden. Um den räumlichen Bezug zu *D. viride* zu erhalten, könnte ihre Erfassung an einem Stamm auf das direkte Umfeld der Zielart beschränkt werden (z.B. 20 cm Kreis um Individuen der Art).

Für die Makrohabitatdokumentation reicht die Ansprache der entsprechenden Waldgesellschaft, wenn möglich bis auf Subassoziationsniveau differenziert, mit einer Liste kennzeichnender Arten aus, Vegetationsaufnahmen sind nicht erforderlich. Ferner sollten bei jedem Geländetermin großflächige Strukturveränderungen im Gehölzbestand dokumentiert werden (z.B. plötzliche Lichtstellung durch Sturmereignisse oder forstliche Eingriffe).

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Die entsprechenden Waldgesellschaften sind am besten im Frühsommer (Mai-Juni) anzusprechen.

Ein Monitoringintervall für die Struktur Erfassung von 3 Jahren ist ausreichend. Änderungen in der Artenzusammensetzung der Waldgesellschaft sind in wesentlich längeren Zeiträumen (10-30 Jahre) zu erwarten, so dass das Intervall dafür wesentlich länger sein kann.

#### *Aufwand*

Die Mikro- und Makrohabitaterfassung kann durch Geobotaniker erfolgen. Für die Aufnahme der entsprechenden abiotischen Parameter werden je taxiertem Trägerbaum mit der Zielart 5 Minuten veranschlagt, für die Ansprache der Waldgesellschaft etwa eine Stunde (für das Taxierungsgebiet). Sofern die Begleitarten in der genannten Art und Weise mit aufgenommen werden, erhöht sich der Aufwand beträchtlich, je taxiertem Stamm müssen zusätzlich 15 Minuten berechnet werden. Je Lokalität sollten 2 Arbeitsstunden für die Nachbearbeitung kritischer Sippen bei den begleitenden Moose und Flechten Berücksichtigung finden.

#### **4.2.4.4 Literatur**

BARKMAN (1969), BELLOLIO-TRUCCO & IRELAND (1989), DURING (1979), ENROTH (1989), FRISVOLL & BLOM (1999), GRIMS (1999), HEGEWALD (1972), KOPERSKI (1999), LACHMANN (1952), PHILIPPI (1979), PHILIPPI (1993), TAKAKI (1964).

#### **4.2.5 Kärntener Spatenmoos (*Scapania carinthiaca* s. l.)**

##### **4.2.5.1 Einleitung**

Neuere taxonomische Untersuchungen an kritischen Sippen der Gattung *Scapania* haben ergeben, dass die in der FFH-Richtlinie genannte Art *S. massalongi* nicht von der nächstverwandten *S. carinthiaca* getrennt werden kann. POTEKIN (1998, 1999) betont zuletzt, die differenzierenden Merkmale zwischen den Sippen seien instabil und hätten modifikativen Charakter. Auch ökologisch sind die beiden Sippen offensichtlich in etwa gleich eingemischt. Daher wird dieser Formenkreis aus der Sect. *Scapaniella* hier nun unter dem älteren Namen *S. carinthiaca* (s.l.) behandelt (GROLLE & LONG 2000).

Die Vorkommen von *S. carinthiaca* in Mitteleuropa sind an dauerfeuchte, schattige, luftfeuchte und saure Kleinstandorte vor allem auf sich zersetzendem Nadel- und Laubholz sowie seltener auch auf Silikatgestein (Sandstein, Quarzite) und feuchtem Humus montaner bis subalpiner Lagen gebunden (MÜLLER 1954-1957, SCHMIDT 1960, KOPPE & KOPPE 1969, SCHUSTER 1974, SCHUMACKER & MARTINY 1995, HALLINGBÄCK 1998, SAUKEL & KÖCKINGER 1999). MÜLLER (1905) bezeichnet die

Art als mesophytischen Xylophyt. Begleitarten von *S. carinthiaca* sind u. a. *S. apiculata*, *S. glaucocephala*, *Lophocolea heterophylla*, *Cephalozia bicuspidata*, *Blepharostoma trichophyllum* und andere hygrophytische Moose (DUDA 1955, MÜLLER 1954-1957, DUDA & VÁŇA 1968, HALLINGBÄCK 1998). Die europäischen Bestände mit *Scapania carinthiaca* lassen sich anhand dieser Arten dem Verband *Nowellion curvifoliae* innerhalb der *Lophocoletalia heterophyllae* zuordnen (Synsystematik nach DREHWALD & PREISING 1991, HÜBSCHMANN 1986). Selten wird auch die Borke lebender Bäume besiedelt, wie von SCHLÜSSLMAYR (1999) in den österreichischen Kalkalpen auf 550 m über NN belegt. *S. carinthiaca* tritt an geeigneten Kleinstandorten in hochmontanen Buchenwäldern, Schlucht- und Hangmischwäldern und in hochmontanen bzw. subalpinen Nadelwäldern auf.

Die (Fern-)Ausbreitungsfähigkeit der Art ist vermutlich eingeschränkt, da sie sehr selten sporuliert, der vegetativen Vermehrung kommt für die lokale Dispersion wohl eine wichtigere Bedeutung zu.

Die Lebensstrategie von *S. carinthiaca* kann, den Typen von DURING (1979) folgend, vermutlich den „perennial shuttle species“ zugeordnet werden, die durch lange Lebensdauer in  $\pm$  stabilen Habitaten, z.T. geringe sexuelle, aber ausgeprägte vegetative Reproduktion gekennzeichnet sind.

#### **4.2.5.2 Methoden und Diskussion**

##### **Art- bzw. Populationserfassungen**

Das größte Problem im Rahmen des Monitorings der Art stellt ihr Auffinden im Gelände und die sichere Artansprache dar. Der letzte Nachweis der Art in Deutschland stammt von Meinunger & Schröder (schriftl. Mitt.) aus dem Jahre 1995, alle anderen Funde sind wesentlich älter. Die Überprüfung der alten Angaben steht daher im Vordergrund der Monitoringaktivitäten. In Anbetracht der Seltenheit der Art sollten an allen bekannten Lokalitäten Dauerplots angelegt werden. *S. carinthiaca* hat ihren Verbreitungsschwerpunkt in der hochmontanen bzw. subalpinen Stufe und ist sehr selten (vermutlich weniger als 30 Lokalitäten weltweit, in Deutschland nur etwa 5 Fundorte in den Alpen und im Alpenvorland).

##### **Habitaterfassungen**

In seinen Standortansprüchen ist *S. carinthiaca* unter den FFH-Anhang-II-Arten am ehesten mit *Buxbaumia viridis* vergleichbar (s. dort). Beide Arten kommen schwerpunktmäßig auf Totholz vor.

#### **4.2.5.3 Empfohlene Methoden zur Erfassung und Bewertung im Rahmen der FFH-Berichtspflichten**

##### **Art- bzw. Populationserfassungen**

Der Schwerpunkt des Monitorings für die Art besteht im Wiederbestätigen ihrer historischen Fundorte im Alpenraum. Durch systematische Begehungen der in der Literatur bekannt gewordenen Fundorte und Lebensräume durch Experten der Gruppe muss die Art zunächst wieder aufgefunden werden. Die Lokalitäten sind dann lagegenau zu dokumentieren, dies sollte mit Hilfe von GPS-Einmessungen, einer detaillierten Kartenskizze und Dauermarkierung mit Pflöcken erfolgen. An allen Wuchsorten der Art sollten 400 cm<sup>2</sup>-Plots angelegt werden. Wichtige Parameter für die Populationserfassung innerhalb der Dauerflächen sind Deckungsgrad und Anzahl distinkter Räschen sowie das Vorhandensein von

Perianthien und Brutkörpern. Es ist auch zu überlegen, ob Form und Größe der Räschen von *S. carinthiaca* und der Begleitarten innerhalb der Dauerplots mit Hilfe der Folienmethode (s.o.) dokumentiert werden. Zusätzlich ist in jedem Fall eine fotografische Dokumentation sinnvoll.

Da die Sippe auch von Fachleuten äußerst schwierig anzusprechen ist, lässt sich eine Probennahme zumindest bei der Ersterfassung nicht vermeiden, sollte aber auf ein absolutes Minimum beschränkt werden und eventuell außerhalb der Probeflächen erfolgen (vgl. GEISSLER 1993).

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Da die Art an dauerfeuchten Standorten vorkommt, ist sie prinzipiell ganzjährig erfassbar. In den entsprechenden Höhenlagen ist allerdings mit Schneefall z.T. bereits im Spätherbst zu rechnen, daher wird eine Erfassung der Art zusammen mit ihrem Habitat im Sommerhalbjahr empfohlen.

Da die Art in relativ stabilen Makrohabitaten vorkommt, erscheint ein Monitoring im dreijährigen Rhythmus ausreichend.

#### *Aufwand*

Die Bearbeitung muss durch Experten der Gruppe erfolgen. Für das Auffinden der Art im Gelände (Ersterfassung) an den beiden in der Literatur beschriebenen Fundorten sind mindestens 4 ganze Arbeitstage vorzusehen, für Markierung, Kartenskizze, Anlage der Dauerflächen und ihre Aufnahme sind pro Fläche 30 Minuten zu veranschlagen. Bei Anwendung der Folienmethode ist je Plot eine weitere Arbeitsstunde erforderlich.

### **Habitaterfassungen**

Wichtige Ziele der Habitaterfassungen liegen vor allem in der Dokumentation entscheidender Standortfaktoren von *S. carinthiaca*. Die Stichprobe für verallgemeinerbare Aussagen zu den Standortansprüchen ist aber zu klein, so dass es vor allem darum geht, Veränderungen an den wenigen bekannten Lokalitäten zu dokumentieren und gegebenenfalls Schutzmaßnahmen zu ergreifen. Im Rahmen des **Mikrohabitatmonitorings** sind in jedem Fall die Begleitarten (Moose, Flechten und Gefäßpflanzen), Gesamtdeckungsgrad, Neigung und Exposition innerhalb der Dauerplots aufzunehmen. Bei der Dokumentation des **Makrohabitats** sind Angaben zur Waldgesellschaft (auf Subassoziationsniveau) ausreichend. Dazu werden Listen diagnostisch wichtiger Gefäßpflanzen erstellt, Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet erscheinen nicht erforderlich. Forstliche Eingriffe und Windbruch sind ebenfalls zu dokumentieren.

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Die Aufnahme der Habitatparameter sollte aus den genannten Gründen im Sommerhalbjahr (Juni-August) im dreijährigen Turnus erfolgen.

#### *Aufwand*

Die Habitaterfassung sollte aus praktischen Gründen ebenfalls von den Erfassern der Populationsabschätzung durchgeführt werden. Je Dauerplot ist mit einem Zeitaufwand von 30 Minuten zu rechnen, je Lokalität müssen zusätzlich 4 Stunden für die Nachbearbeitung kritischer Sippen zugrunde gelegt werden.

#### 4.2.5.4 Literatur

DREHWALD & PREISING (1991), DUDA (1955), DUDA & VÁŇA (1968), DÜLL & MEINUNGER (1989), DURING (1979), GEISSLER (1993), GROLLE & LONG (2000), HALLINGBÄCK (1998), HÜBSCHMANN (1986), KOPPE & KOPPE (1969), MÜLLER (1905), MÜLLER (1954-1957), PAUL & SCHÖNAU (1933), POTEMKIN (1998), POTEMKIN (1999), SAUKEL & KÖCKINGER (1999), SCHLÜSSLMAYR (1999), SCHMIDT (1960), SCHUMACKER & MARTINY (1995), SCHUSTER (1974).

#### 4.2.6 Rogers Kapuzenmoos (*Orthotrichum rogeri*)

##### 4.2.6.1 Einleitung

*Orthotrichum rogeri* wächst epiphytisch an der Borke von Laubbäumen. Als Trägerbäume werden zahlreiche Gehölze wie Eberesche, Esche, Ahorn, Eiche, Linde, Buche, Pappel, Weide, Apfel, Flieder und Holunder genannt (BROTHERUS 1923, LEWINSKY-HAAPASAARI 1995, SCHÄFER-VERWIMP 1995, HYLANDER 1998a). Selten findet man es auch auf Nadelbäumen oder sogar kalkfreiem Fels (LEWINSKY 1992). Die Art besiedelt lichte Laubwälder und Waldränder (GRIMS 1999), gedeiht aber auch an freistehenden Bäumen (SCHÄFER-VERWIMP 1995, HYLANDER 1998a). Sie gilt als xerophil (PICCIOLI 1932, LEWINSKY-HAAPASAARI 1995). Hinsichtlich ihrer Lebensstrategie kann die ausdauernde, im Sommer fruchtende Art mit sehr großen Sporen als „long-lived shuttle species“ charakterisiert werden (DURING 1979, LONGTON 1997). Über die Soziologie von *O. rogeri* ist noch relativ wenig bekannt. Nach SCHÄFER-VERWIMP (1995) kennzeichnet es die Gesellschaften der *Orthotrichetalia*, am ehesten die Verbände des *Syntrichion laevipilae* oder des *Ulotion crispae*. In Süddeutschland wächst die Art u.a. zusammen mit *Syntrichia papillosa*, *Orthotrichum affine*, *Pylaisia polyantha* und *Orthotrichum striatum* (SCHÄFER-VERWIMP 1995). Eine Bindung an bestimmte Waldgesellschaften scheint nicht gegeben.

##### 4.2.6.2 Methoden und Diskussion

###### Art- bzw. Populationserfassungen/Habiatserfassungen

An das Monitoring von *Orthotrichum rogeri* sind ähnliche Anforderungen zu stellen wie für die ebenfalls epiphytische Art *Dicranum viride*. *O. rogeri* ist allerdings wesentlich seltener als diese Art, im Rahmen des Monitorings sollten daher alle bekannten Lokalitäten untersucht werden. Da über Bestandsdynamik und Ökologie (Begleitarten, Substratspezifität und Bindung an bestimmte Waldgesellschaften) in Deutschland noch verhältnismäßig wenig bekannt ist, bieten sich Populationszählungen pro Trägerbaum oder auch ein Monitoring über Dauerflächen an (vgl. auch SCHUMACKER & MARTINY 1995). Probleme ergeben sich vor allem durch die schwierige Ansprache der Art, die eine Bearbeitung durch Experten der Gruppe erforderlich macht. Ein weiterer Schwerpunkt des Monitorings sollte das Auffinden weiterer Lokalitäten von *O. rogeri* sein. Hierzu könnten in der Umgebung der bekannten Fundorte geeignete Standorte durch Experten begangen werden.

#### 4.2.6.3 Empfohlene Methoden zur Erfassung und Bewertung im Rahmen der FFH-Berichtspflichten

##### Art- bzw. Populationserfassungen

An allen bekannten Lokalitäten der Art in einem Gebiet werden Dauerflächen eingerichtet. Dazu werden die Lokalitäten mit einem preiswerten GPS ungefähr in ihrer Lage eingemessen, die Trägerbäume mit den konkreten Wuchsorten von *O. rogeri* dauerhaft markiert (Farbmarkierung, Kunststoffschilder, auch an umstehenden Bäumen) und in einer detaillierten Kartenskizze dokumentiert. Zusätzlich müssen weitere Wuchsorte im Umfeld gesucht und dokumentiert werden. In den Dauerflächen (am besten kreisförmige, ca. 400 cm<sup>2</sup> große Plots) werden die gängigen Parameter Deckungsgrad in Prozent und Anzahl steriler/fertiler Polster erfasst, daneben wird die gesamte Fläche in einer Skizze oder mit einem Foto dokumentiert. Es versteht sich von selbst, dass von der Art, insbesondere aus den Dauerplots, keine oder nur minimale Proben entnommen werden dürfen. Vertretbar ist auch die Anwendung der Folientechnik an einigen Wuchsorten, die sehr genaue Informationen zur Dynamik der Art und den Dominanzverschiebungen ihrer Begleiter ermöglicht.

##### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Da die Kapseln im Sommer (Juli-August) reifen, liegt in diesem Zeitraum (zuzüglich eines weiteren Monats, in dem die Kapseln noch erkennbar sind) die einzig mögliche Aufnahmezeit. Ohne reife Kapseln kann die Art nicht sicher angesprochen werden.

Zunächst wird ein zweijähriges Monitoring ihrer Bestände und ihres Habitats empfohlen.

##### *Aufwand*

Im Hinblick auf die geringe Zahl der Lokalitäten ist der Erfassungsaufwand für *O. rogeri* eher als gering einzuschätzen. Allerdings muss das Monitoring von Experten der Gruppe erfolgen. Je Dauerfläche ist mit einer Bearbeitungszeit von 30 Minuten zu rechnen, pro Lokalität müssen 3 Arbeitsstunden für die Nachbearbeitung von kritischen Proben veranschlagt werden. Bei Anwendung der Folientechnik erhöht sich der Aufwand entsprechend. Für die Suche nach neuen Wuchsorten der Art muss ein nicht unerheblicher Aufwand veranschlagt werden. Pro Suchraum (Waldgebiet von 10-15 ha Größe) ist ein ganzer Arbeitstag vorzusehen. Ferner ist ausreichend Zeit für die Einrichtung der Dauerflächen einzukalkulieren.

##### Habitaterfassungen

Bei *O. rogeri* kommt der Erfassung insbesondere des **Mikrohabitats** eine nicht unerhebliche Bedeutung zu, da über einige Habitatparameter der weltweit seltenen Art nur wenig bekannt ist. Wie schon erwähnt, ist außerdem damit zu rechnen, dass sich Artenstruktur und Dominanz der Art und ihrer Begleitarten in den nächsten Jahren deutlich aufgrund der gestiegenen Stickstoffimmissionen (u. a.) verändern. Schwierigkeiten bei der Mikrohabitaterfassung ergeben sich vor allem dann, wenn die Trägergehölze der Art oder ihre Teile (z.B. Äste, Stämme) sehr geringe Durchmesser haben und die Festlegung einer einheitlichen Aufnahmefläche unmöglich wird. Hier könnte mit definierten Längen (bei Ästen z.B. mit 50 cm langen Abschnitten) gearbeitet werden. Ansonsten sind für die Art die bereits im Methodenüberblick und bei *Dicranum viride* genannten Habitatparameter aufzunehmen

(Deckung der begleitenden Moose und Flechten, Art und Brusthöhendurchmesser der Phorophyten, Prozent der Himmelsabdeckung, Neigung und Exposition).

Bei der Erfassung des **Makrohabitats** der Art ist der Aufwand geringer, da Veränderungen in der Waldgesellschaft (z.B. Veränderungen in der Krautschicht) zunächst nur einen geringen Einfluss auf die Epiphyten haben. Erst bei Veränderungen in der Arten- und Altersklassenzusammensetzung der Trägerbäume und ihrer Struktur sind starke Einflüsse auf die Zielart zu erwarten. Bei der Ersterfassung der Lokalität sollte die Waldgesellschaft angesprochen werden, wenn möglich bis zur Subassoziation, dazu wird eine Liste charakteristischer Arten angefertigt.

Wichtig sind in diesem Zusammenhang „Katastrophenereignisse“ wie Windwurf und Durchforstungsmaßnahmen. Sie sollten bei jedem Monitoringdurchlauf erfasst werden.

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Es bietet sich aus Gründen der Arbeitseffizienz eine Erfassung parallel zur Populationsschätzung im Zeitraum Juli-August an.

Im Hinblick auf die zu erwartenden Veränderungen im Bereich der Epiphytenvegetation sollte zumindest das Mikrohabitat (Dauerflächen) alle zwei Jahre aufgenommen werden.

#### *Aufwand*

Wie die Populationsschätzung muss auch die Habitaterfassung durch Experten der Gruppe durchgeführt werden. Für die Mikrohabitaterfassung werden pro Dauerfläche 30 Minuten, einschließlich der Ansprache und Schätzung der Begleitarten und der abiotischen Parameter, veranschlagt. Pro Lokalität sind weitere 4 Stunden für die Nachbestimmung kritischer Sippen vorzusehen. Der Zeitaufwand im Rahmen der Makrohabitaterfassung ist mit maximal einer Stunde je Lokalität eher gering.

### **4.2.6.4 Literatur**

BROTHERUS (1923), GRIMS (1999), HYLANDER (1998a), LEWINSKY (1992), LEWINSKY-HAAPASAARI (1995), LONGTON (1997), PICCIOLI (1932), SCHÄFER-VERWIMP (1995), SCHUMACKER & MARTINY (1995).

## **4.2.7 Kugel-Hornmoos (*Notothylas orbicularis*)**

### **4.2.7.1 Einleitung**

Das wärmeliebende Hornmoos *Notothylas orbicularis* besiedelt vegetationsfreie, lehmige bis tonige, kalkfreie Störstellen unterschiedlichster Art: dies sind extensiv bewirtschaftete Äcker (in Deutschland insbesondere Getreide-, aber auch Kartoffeläcker), offene Erdstellen in Gärten sowie – als Primärhabitats der Art – offene Böden an Ufern von Flüssen und Seen (Alluvialböden; PAUL 1943, MÜLLER 1954-1957, KELLNER 1987, SCHUSTER 1992, SAUKEL & KÖCKINGER 1999). In Deutschland werden in erster Linie Stoppeläcker besiedelt (PAUL 1943, KELLNER 1987). BISANG (1998) belegt für *Anthoceros*- und *Phaeoceros*-Arten die überragende Bedeutung der Feldfrucht (Getreide!) und der

Bewirtschaftung für ihre Bestandsentwicklung. Die annuelle Art ist sehr unstet und besitzt starke jährliche Populationsschwankungen (MEINUNGER schriftl. Mitt.). In nassen Jahren kann sie hohe Dichten erreichen, in trockenen Jahren dagegen komplett ausfallen (RAEYMAEKERS 1990).

Die Sporenreife des Kugel-Hornmooses erfolgt zwischen September und Oktober. Der Einteilung nach LONGTON (1997) folgend gehört die Lebensstrategie der einjährigen, monözischen, große Sporen bildenden und instabile Habitats besiedelnden *N. orbicularis* zu den „annual shuttle species“ (DURING 1979, 1992; LONGTON 1997).

*N. orbicularis* ist häufig mit verschiedenen *Anthoceros*-, *Phaeoceros*- und *Riccia*-Arten (DÜLL & MEINUNGER 1989, RAEYMAEKERS 1990, MEINUNGER 1992, SCHUSTER 1992) vergesellschaftet, so z.B. mit *Anthoceros agrestis* und *Phaeoceros laevis* (MAURER 1985). Am Vogelsberg (Hessen) wächst sie zusammen mit *Anthoceros agrestis*, *Anthoceros neesii*, *Phaeoceros laevis* und *Riccia ciliata* (FUTSCHIG zit. in KELLNER 1987).

#### 4.2.7.2 Methoden und Diskussion

##### Art- bzw. Populationserfassungen

Die Probleme und Anforderungen an das Monitoring dieser Art sind am ehesten mit denen für *Mannia triandra* vergleichbar. Beide Arten sind einjährig und ihre Vorkommen unterliegen einer starken Dynamik. Wie kein zweites Moos des Anhangs II der FFH-Richtlinie ist *N. orbicularis* in Deutschland an anthropogene Standorte (Äcker) gebunden. Da die Art nur sehr zerstreut und sporadisch auftritt und ihre Vorkommen von der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung abhängen, macht die Anlage von kleineren Dauerflächen keinen Sinn. Einen sinnvollen Flächenbezug für ihr Vorkommen stellen die Ackerschläge dar, wo sie nachgewiesen wird, da hier relativ einheitliche Standortbedingungen herrschen. Als Ergebnis eines Populationsmonitorings sind Angaben zur Zahl der besiedelten Schläge (entspricht den Wuchsorten), zur Dichte der Art (Thalli pro Hektar) und zu ihrer Fertilität (steril, fertil) wünschenswert. Deckungsgradschätzungen sind dagegen wenig sinnvoll.

##### Habitaterfassungen

Es ist zu erwarten, dass sich die Entwicklungsbedingungen für die Art von Jahr zu Jahr ändern. In den vergleichsweise hoch gelegenen Tälern am Vogelsberg (300-500 m ü.NN) in denen die Art vorkommt, ist der Flächenanteil der Äcker ohnehin relativ niedrig und es ist zu erwarten, dass die Ackernutzung weiter zugunsten der Grünlandwirtschaft abnimmt. Es ist damit zurechnen, dass viele alte Akkerparzellen mit der Art heute als Grünland genutzt werden. Die Habitaterfassung dient vor allem dazu, die optimalen Bedingungen für das Auftreten und den Fortbestand von *N. orbicularis* zu evaluieren, wie dies für andere Hornmoose beispielhaft gemacht wurde (BISANG 1995a, 1998). Einen sicheren Erhalt der Art unter den sich schnell ändernden Standortbedingungen in der Agrarlandschaft (Intensivierung, Zwischenfruchtbau und Gründüngung einerseits, Extensivierung, Umwandlung und Brachfallen andererseits) ließe sich ohnehin nur in speziellen „Ackerschutzbereichen“ mit mehr oder weniger definierten Bedingungen (z.B. lange Brachzeit im Herbst, keine Gründüngung nach der Hauptfrucht, keine Melioration schwach staufeuchter Flächen) erreichen. BISANG (1998) belegt die zentrale Bedeutung der Bewirtschaftung für das Auftreten von Hornmoosen. Diese hinreichenden Bedingungen könnten über ein Habitatmonitoring festgestellt werden.



Es wird ferner angeregt, die Art auch in ihren Primärhabitaten (Flussauen) zu suchen.

#### **4.2.7.3 Empfohlene Methoden zur Erfassung und Bewertung im Rahmen der FFH-Berichtspflichten**

##### **Art- bzw. Populationserfassungen**

Ackerschläge, auf denen die Art nachgewiesen werden kann, sollten lagegenau in Karten (DGK5) eingetragen werden. Für jede Fläche werden Flächengröße in ha (aus der DGK5) und die Anzahl der Thalli von *N. orbicularis* aufgenommen. Da das Auffinden der Art relativ aufwändig ist und eine intensive, 'bodennahe' Absuche kleinster Flächen (am besten liegend) erfordert, können immer Teile der Ackerparzellen untersucht werden. Hierbei sollte man sich am Auftreten der typischen Begleitarten (v.a. *Anthoceros*), die meist wesentlich häufiger sind, orientieren. Oft reicht das intensive Absuchen der Ackerränder. In einer Flächenskizze können Lage und Verteilung der Thalli auf dem Schlag dokumentiert werden, sofern es erwünscht ist, etwas über die Ortstreue innerhalb der Parzelle zu erfahren. Ein über Jahre ausgerichtetes, schlagbezogenes Monitoring könnte auch Hinweise auf die Repräsentanz und Überlebensdauer der Art in der Diasporenbank liefern (vgl. dazu für andere Hornmoose die Angaben bei BISANG 1995b, 1996).

Da *N. orbicularis* sehr selten ist, sollten diese Daten an allen bekannten Lokalitäten aufgenommen werden. In jedem Fall sollten im Hauptverbreitungsgebiet der Art am Vogelsberg in Hessen jährlich geeignete Stoppeläcker im Hinblick auf *N. orbicularis* abgesucht werden. Als Suchräume für die Art können Ackerflächen mit lehmig-toniger Bodenart (Bodentypen: Pseudogleye, Pseudogley-Braunerden, Gleye u.a.) mit Hilfe von TK 25 Bodenkarten ermittelt werden. Soll der Arbeitsaufwand vertretbar gehalten werden, wäre denkbar, bei den Kartierungen eine geeignet erscheinende Ackerfläche nur jedes zweite bis dritte Jahr abzusuchen oder die Nachsuche auf Jahre zu beschränken, die ausreichend regenreich und feucht sind, so dass sie das Auftreten der Art erwarten lassen.

##### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Ausgewachsene Thalli können zwischen Ende September und Ende Oktober gefunden werden (SCHUSTER 1992). Der Erfassungszeitraum kann allerdings je nach Jahreszeit und Nutzung variieren. In regenreichen, kühlen Sommern kann die Art bereits im August entwickelt sein. Die Etablierung wird durch die zunehmende Nutzung von Gründüngung (v.a. Senfeinsaat, Leguminosen) und eine verkürzte Brachzeit bei Stoppeläckern erschwert. Daher darf die Erfassung auch nicht zu spät im Jahr erfolgen.

Im Hinblick auf die Seltenheit der Art, ihrer Dynamik sowie den Unsicherheiten und Schwierigkeiten bei der Erfassung wird zunächst ein jährliches Monitoring empfohlen.

##### *Aufwand*

Die oft geringen Bestände der kleinen und leicht zu übersehenden Art erschweren die Suche zusätzlich (SCHUSTER 1992), so dass die Art nur von Experten erfasst werden kann. Pro Tag können sicherlich bis zu 8 Parzellen intensiv abgesucht werden, so daß pro Monitoringsaison 150-200 geeignete, neue Parzellen auf die Art hin abgesucht werden, wenn 30-60 Minuten Suchzeit je Parzelle veranschlagt werden. Für das Erfassen und Dokumentieren der Art wird pro Ackerschlag eine Arbeitsstunde veranschlagt.

### **Habitaterfassungen**

Eine Differenzierung in Mikro- und Makrohabitat ist bei dieser Art nicht sinnvoll, da der Acker einen sehr einheitlichen Lebensraum darstellt. Im Rahmen der Habitaterfassung sollten bei der Erstbearbeitung der Ackerschläge mit *N. orbicularis* einige grundlegende Parameter aufgenommen werden, deren systematische Erfassung einiges zum Verständnis der Art beitragen könnten, v.a. Bodenart (Fingerprobe), Bodenazidität (in Wasser, Teststäbchen), Bodentyp (Bodenkarte TK 25) Ausgangsmaterial der Bodenbildung (Geologische Karten). Diese Parameter sind bei den nachfolgenden Monitoringschritten nicht mehr zu erfassen. In jedem Fall sollten aber Angaben zur letzten Feldfrucht, zu den Begleitarten, zur Nutzung und Pflege der Ackerflächen gemacht werden und eine Abschätzung des Zeitraumes seit der letzten Bearbeitung erfolgen. Hier sind auch Befragungen von Landwirten sinnvoll. Diese Parameter können zum Verständnis beitragen, warum die Art in manchen Jahren völlig ausfällt, in anderen wiederum stark entwickelt ist (vgl. BISANG 1998). Zudem ließen sich so direkt Schutz- und Erhaltungsmaßnahmen (z.B. Brachezeiten, Randstreifen) ableiten. Der Bezug auf einzelne Schläge hat zudem den Vorteil, dass die Monitoringflächen leicht wieder aufgefunden werden können. Zur Erfassung der Begleitarten werden Vegetationsaufnahmen (1 m<sup>2</sup>, eine Aufnahmen pro Parzelle) um einen Wuchsort von *N. orbicularis* herum empfohlen, diese Flächen brauchen allerdings nicht dauermarkiert zu werden (s.o.).

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Die Habitaterfassung erfolgt parallel zur Populationserfassung einmal jährlich im Herbst.

#### *Aufwand*

Für die Bearbeitung des 1 m<sup>2</sup>-Plots der Begleitarten (Moose und Gefäßpflanzen) ist pro Acker-Parzelle 1 Arbeitsstunde zu veranschlagen, zuzüglich 1 weitere Arbeitsstunde für das Nachbestimmen kritischer Sippen. Für die einmalige Erfassung der genannten Grundparameter (Bodenart, Azidität usw.) ist zusätzlich eine 1/2 Arbeitsstunde vorzusehen.

### **4.2.7.4 Literatur**

BISANG (1995a, 1995b, 1996, 1998), DÜLL & MEINUNGER (1989), DURING (1979), DURING (1992), KELLNER (1987), LONGTON (1997), MEINUNGER (1992), MÜLLER (1954-1957), PAUL (1943), RAEYMAEKERS (1990), SAUKEL & KÖCKINGER (1999), SCHUSTER (1992).

### **4.2.8 Dreimänniges Zwerglungenmoos (*Mannia triandra*)**

#### **4.2.8.1 Einleitung**

*Mannia triandra* besiedelt Humusdecken auf Dolomit- und Massenkalkfelsen, basenreiche Sand- und Schiefergesteine sowie kalkhaltige, seltener auch neutrale Böden in warmer Klimlage (ENGLER 1924, GAUCKLER 1940, SILLER 1979, SCHUSTER 1992, SAUKEL & KÖCKINGER 1999). Sie bevorzugt schattige, feuchtere und mesotherme Fels- und Mauerspalt (Trochsenmauern), frisch erodierte Steilhänge und sonstige frische Verwitterungsböden (GAMS 1938) mit pH-Werten zwischen 7 und 8,

toleriert aber auch etwas sonnigere, trockenere Verhältnisse (NEUMAYR 1971, GUERRA 1982, SCHUSTER 1992, HUBER 1998). SAUKEL & KÖCKINGER (1999) geben für Österreich alpine Rasen, auf Karbonat- und basenreichen Silikatgesteinen als Habitate an.

*Mannia triandra* gehört aufgrund ihrer Kurzlebigkeit, der sehr großen Sporen und ihrer gering ausgeprägten asexuellen Vermehrung zu den „annual shuttle species“ (DURING 1979). GAMS (1938) nennt als häufigste Begleiter *Funaria hygrometrica*, *Distichium capillaceum* sowie *Selaginella helvetica*.

#### 4.2.8.2 Methoden und Diskussion

##### Art- bzw. Populationserfassungen

Aufgrund ihrer Kurzlebigkeit kann die Art leicht übersehen werden (vgl. GAMS 1938): potenzielle Wuchsorte sollten daher zur Zeit der Kapselentwicklung, wenn der Thallus voll entwickelt ist, von Experten abgesucht werden. Eine Abschätzung der Populationsgrößen sollte nicht nach den witterungsabhängigen Parametern Größe und Deckung der Thalli erfolgen, die Anzahl der besiedelten Wuchsorte (Kleinstandorte z.B. an Felssimsen) ist ein wesentlich besseres Maß für die Bestandsgröße. Um dennoch Grundlageninformationen über die „Ortstreue“ der Art, ihr Wiederauftreten an bestimmten Wuchsorten zu erhalten, sollten an den Lokalitäten die Wuchsorte dauermarkiert werden. Bei jedem Monitoringdurchgang kann so der entscheidende Parameter, die Präsenz/Absenz der Art festgestellt werden. Es könnten sich allerdings bei wechselnden Bearbeitern in unübersichtlichen Felsbereichen Lokalisierungsprobleme ergeben. Daher sollten detaillierte Kartenskizzen angefertigt werden. In einem zusätzlichen Erfassungsschritt sollten geeignete Wuchsorte in der Umgebung nach der Art abgesucht werden. Derzeit sind weniger als 25 rezente Lokalitäten mit *M. triandra* in Deutschland bekannt.

##### Habitaterfassungen

Wichtige Habitat-Parameter für *Mannia triandra* sind Beschattungsgrad und der damit verbundene Wasserhaushalt der Wuchsorte. Sowohl bei plötzlicher Lichtstellung als auch bei zu starker Beschattung z.B. infolge Anpflanzung von Gehölzen wird die Art verdrängt. Der Wasserhaushalt an den Kleinstandorten hängt sehr stark von der Witterung ab, ein Monitoring dieses Parameters ist sehr aufwändig und erscheint daher nicht durchführbar. Indirekt kann aber über die Abschätzung der Belichtung mit Hilfe hemisphärischer Photos die Verdunstung abgeschätzt werden und damit die Standortfeuchte grob erfasst werden.

#### 4.2.8.3 Empfohlene Methoden zur Erfassung und Bewertung im Rahmen der FFH-Berichtspflichten

##### Art- bzw. Populationserfassungen

Populationserfassungen für *Mannia triandra* lassen sich am besten mit einer Kombination aus Markierung bekannter Wuchsorte mit Hilfe von Metallplättchen oder Farbmarkierungen an Felsen und Absuchen der Umgebung an geeignet erscheinenden Standorten durchführen. Daten zum Deckungsgrad der Art werden dabei nicht erhoben. Für die Nachsuche in der Umgebung bekannter Lokalitäten wird die Markierung von relativ kleinflächigen Suchräumen in Karten (z.B. Felsköpfe,

exponierte Hänge in der DGK 5) empfohlen, um schnell einen Überblick zur Bestandsentwicklung an einer Lokalität zu bekommen. Neu hinzu kommende Wuchsorte werden dann zusätzlich markiert und in den Folgejahren kontrolliert. Wichtigste Monitoringgröße ist also die Präsenz der Art. Daneben sollte festgehalten werden, ob die Art sporuliert oder nicht. Um zu auswertbaren Ergebnissen zu kommen, sind alle bekannten Lokalitäten dieser seltenen Art in Deutschland in die Untersuchungen einzubeziehen.

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Entscheidend für den Nachweis der Art ist eine Erfassung im Frühjahr zwischen April und Mai, wenn die Standorte sich bereits regelmäßig erwärmen und noch feucht genug sind, damit sich die Art entwickeln und zur Sporenreife kommen kann. Im Sommer ist *M. triandra* nicht mehr nachweisbar. Erst im Spätherbst und in milden Wintern kann der Thallus steril wieder nachgewiesen werden.

Infolge der starken Gefährdung der Art, ihrer Kurzlebigkeit und erwarteten Bestandsdynamik wird zunächst ein jährliches Monitoring empfohlen. Sollte sich später zeigen, dass sie weniger dynamisch ist als erwartet, kann das Monitoringintervall verlängert werden.

#### *Aufwand*

Auffinden und Ansprache der Art im Gelände erfordern gute bryologische Kenntnisse, so dass für die Untersuchungen Experten herangezogen werden müssen. Aus den o.g. Gründen und um den Aufwand gering zu halten, wird auf Deckungsschätzungen der Art verzichtet. Je Lokalität werden für die jährliche Kontrolle der Wuchsorte 3 Arbeitsstunden veranschlagt.

### **Habitaterfassungen**

Dem Beschattungsgrad und dem daraus resultierenden Kleinklima der **Mikrohabitate** kommt für die Entwicklung der Art die entscheidende Bedeutung zu. Die Himmelsabschirmung an jedem Wuchsort sollte daher in Prozent geschätzt werden. Diese Schätzungen sind allerdings relativ ungenau, wünschenswert wäre bei jedem Monitoringdurchlauf die Anfertigung von hemisphärischen Fotos, auf denen sich Änderungen des Strahlungshaushaltes an jedem Wuchsort relativ genau erfassen ließen (zu Technik und Auswertungsmöglichkeiten vgl. EVANS & COOMBE 1959, PROCTOR 1980, WUNDER 1999). Da für die Art vor allem das Frühjahr relevant ist, sollten diese Aufnahmen zu dieser Zeit angefertigt werden, zusätzliche Aufnahmen im Winter und Sommer sind nicht erforderlich. Die Dokumentation von weiteren Parametern des **Makrohabitats** macht wenig Sinn, da entsprechende Felsstandorte sehr vielgestaltig und kleinstrukturiert sind. Lediglich starke Eingriffe forstlicher Art (Kahlschläge u.ä.), Wegebau und Beeinträchtigungen durch Klettersport und Besucher (Trittschäden) sollten dokumentiert werden.

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Die Habitaterfassung sollte zeitgleich mit der Populationsabschätzung erfolgen (April - Mai). Da nur geringe Änderungen für die Habitate der Art zu erwarten sind, reicht für die Habitaterfassung ein Intervall von 3 Jahren.

#### *Aufwand*

Wenn zur Habitaterfassung hemisphärische Fotos angefertigt werden, ist der Aufwand relativ hoch. Insbesondere die vertikale Ausrichtung der Kamera und des erforderlichen Fisheye-Objektives im

Gelände erfordert einige Zeit. Pro dokumentiertem Wuchsort ist dafür eine Arbeitsstunde vorzusehen. Für die Auswertung der Bilder mit Hilfe von Sonnenstandsdiagrammen und die Erstellung von Skioisoplethendiagrammen (BÖHM 1966) wären je Wuchsort weitere 2 Arbeitsstunden vorzusehen. Der Zeitaufwand für die Dokumentation der Nutzungsparameter ist gering (ca. 15 Minuten je Wuchsort).

#### 4.2.8.4 Literatur

BÖHM (1966), DURING (1979), ENGLER (1924), EVANS & COOMBE (1959), GAMS (1938), GAUCKLER (1940), GUERRA (1982), HUBER (1998), NEUMAYR (1971), PROCTOR (1980), SAUKEL & KÖCKINGER (1999), SCHUSTER (1992), SILLER (1979), WUNDER (1999).

### 4.2.9 Firnisglänzendes Sichelmoos (*Hamatocaulis vernicosus*)

#### 4.2.9.1 Einleitung

*Hamatocaulis vernicosus* ist an pH-neutrale bis schwach saure, basenreiche, aber kalkarme, offene bis schwach beschattete, dauerhaft nasse Standorte in Flach- und Zwischenmooren, Nasswiesen und Verlandungszonen von Seeufem gebunden (HEDENÄS 1989, GRIMS 1999). Müller (schriftl. Mitt.) fand die Art in Deutschland in gemähten oder beweideten, schwach sauren, stets sehr nassen, flachwüchsigen, z.T. quelligen Niedermooren.

Über die Ausbreitungsbiologie der pleurokarpem Art ist wenig bekannt. Da sie nur selten Sporogone ausbildet, muss angenommen werden, dass der vegetativen Ausbreitung durch Bruchstücke des Gametophyten eine wesentliche Rolle zukommt; hier ist vor allem Hydro- und Zoochorie anzunehmen. Ihre Lebensstrategie kann nach DURING (1979) als „perennial stayer“ bezeichnet werden (persistente Art mit langer Lebensdauer, geringe Investition in sexuelle und vegetative Vermehrung, Fruchtentwicklung erst nach mehreren Jahren, relativ kleine Sporen), wie sie auch für andere Moorarten zutrifft.

Als typische Begleitarten von *H. vernicosus* in Deutschland nennt Müller (schriftl. Mitt.) u.a. *Paludella squarrosa*, *Homalothecium nitens*, *Calliergonella cuspidata*, *Calliergon giganteum*, *Sphagnum platyphyllum* sowie *S. subsecundum*. Minerotrophe Niedermoore bilden in Deutschland das wichtigste Habitat der Art.

#### 4.2.9.2 Methoden und Diskussion

##### Art- bzw. Populationserfassungen

Für den epigäischen „perennial stayer“ *H. vernicosus* erscheint die Anlage von Dauerflächen die geeignete Monitoring-Methode zu sein, um die Abnahme der in Filzen oder Matten wachsenden Sippe an den einzelnen Wuchsorten und die Bestandsentwicklung an den jeweiligen Lokalitäten andererseits zu dokumentieren. Moorarten, insbesondere Moose (z.B. auch *Sphagnum*-Arten), sind zudem nach Untersuchungen von NORDBAKKEN (2000) sehr ortstreu, dies ist auch für *H. vernicosus* anzunehmen.

Weil die Art zudem an ihren Lokalitäten relativ selten ist und ihre Habitate nur kleinflächig vorkommen, scheidet hier die Linientaxierung als Erfassungsmethode aus.

### **Habitaterfassungen**

Soweit aus Mitteilungen von Experten und aus der Literatur ersichtlich ist *H. vernicosus* sehr stenotop: Die Standorte sollten dauerhaft nass, basenreich, stickstoffarm und gleichzeitig schwach sauer sein. Bei der Habitaterfassung ergibt sich dabei die Schwierigkeit, relevante Parameter möglichst kostengünstig und wenig arbeitsintensiv regelmäßig zu erfassen. Insbesondere die Erfassung des Wasserstandes unter Flur bereitet dabei Schwierigkeiten, weil es nicht ausreicht, ihn einmal jährlich zu messen. Die Aufnahme von monatlichen Pegelwerten ist sehr aufwändig und nur an einer oder wenigen, ausgewählten Lokalitäten durchführbar. Vermutlich bestehen in der indirekten Indikation entweder mittels einer jährlichen Aufnahme der Bodenhorizontierung und Dokumentation der hydromorphen Horizontmerkmale (AG BODEN 1994) oder in einem Monitoring der Begleitvegetation in Form von Vegetationsaufnahmen und Zeigerwertberechnungen (nach ELLENBERG et al. 1992, AG BODEN 1994, DIERSCHKE 1994) vom Aufwand her vertretbare Monitoringmöglichkeiten. Direkte Pegelmessungen wären für das Verständnis der offensichtlich sehr engen hydrischen Ansprüche der Art und ihres starken Rückganges in ganz Deutschland wünschenswert. Es ist zu hoffen, dass sich die Möglichkeit ergibt, für das Monitoring der Art hydrologische Daten zu nutzen, die ohnehin über den Erhaltungszustand von großen, minerotrophen Zwischen- und Übergangsmooren erhoben werden. Die Messstellen dürfen dann allerdings nicht zu weit von den Wuchsorten der Art entfernt liegen.

Nach Mitteilungen von Müller (schriftl. Mitt.) scheint die Art auch empfindlich gegen eine zu hoch aufwachsende und verfilzende Vegetationsdecke zu sein. Daher sollte bei der Habitaterfassung auch die Nutzung und Pflege der Flächen dokumentiert werden.

Als „perennial stayer“ und Art relativ konstanter Habitate mit wenig Möglichkeiten zu Neuetablierung sind bereits geringe Bestandsschwankungen bei *H. vernicosus* kritisch zu beobachten, daher sollen die Probeflächen so gewählt werden, dass Bestandsabnahmen (Deckung, Zahl der Wuchsorte oder Lokalitäten) von mehr als 20 % innerhalb des Berichtszeitraumes bereits signifikant erkannt werden können.

#### **4.2.9.3 Empfohlene Methoden zur Erfassung und Bewertung im Rahmen der FFH-Berichtspflichten**

##### **Art- bzw. Populationserfassungen**

Für *H. vernicosus* wird die Erfassung, sofern möglich, in 25 kreisförmigen Dauerflächen à 1 m<sup>2</sup> je Lokalität, lokalisierbar über Kartenskizze und markiert mit Hilfe von Metallplöcken, empfohlen. Auch hier sind wieder mindestens 25 Lokalitäten zu dokumentieren, gleichmäßig verteilt auf die Vorkommen in Süddeutschland und die Bestände in Nordostdeutschland. In Skizzen oder Fotos der Dauerflächen ist die jeweilige Form und Ausdehnung der Matten und Filze von *H. vernicosus* festzuhalten.

##### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Die Art ist an dauerhaft nassen Standorten ganzjährig erfassbar. Um die gleichzeitige Dokumentation der Begleitvegetation zu ermöglichen, deren Dominanz evtl. ein wesentlicher Gefährdungsfaktor sein

kann, sollte eine Erfassung im Sommer durchgeführt werden. Aufgrund der Empfindlichkeit gegen Änderungen des Mikrohabitats und des starken Rückgangs der Art wird zunächst ein jährliches Monitoring empfohlen.

#### *Aufwand*

Da die Art häufig zusammen mit bestimmungskritischen Moossippen (*Drepanocladus* spp.) vorkommt, ist eine Erfassung durch bryologisch versierte Geobotaniker sinnvoll, die gleichzeitig die Habitaterfassung inklusive der Gefäßpflanzen durchführen können. Je Dauerfläche ist mit einem Aufwand von 1/2 Stunde im Feld sowie je Lokalität noch einmal 2 Stunden für Nachbearbeitung kritischer Belege zu rechnen. Zusätzlich sollte ausreichend Zeit für die Einrichtung der Dauerflächen berücksichtigt werden.

#### **Habitaterfassungen**

Um den Aufwand gering zu halten, wird für das Monitoring des **Mikrohabitats** (innerhalb des 1 m<sup>2</sup>-Plots) empfohlen, lediglich die Begleitarten, ihre Deckung und die Gesamtdeckung aufzunehmen.

Um mindestens 5 dieser 1 m<sup>2</sup>-Plots an einer Lokalität herum werden 25 m<sup>2</sup> große, weitere Dauerflächen angelegt, in denen die Begleitvegetation (**Makrohabitat**) geschätzt wird. Hier bietet es sich an, die Markierungen der kleinen Dauerflächen mit zu verwenden. In der großen Dauerfläche werden alle Arten (Gefäßpflanzen und Moose, Flechten dürften kaum eine Rolle spielen, Algenwatten werden summarisch erfasst) in Prozent ihrer Deckung geschätzt. Bei der Auswertung werden für die Artenzusammensetzung Mediane der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1992) und DÜLL (1992) berechnet, wobei in jedem Fall der Median unter Verwendung der 50%-Summenhäufigkeitskurve im Wahrscheinlichkeitsnetz nach Sachs (Formel bei KOWARIK & SEIDLING 1989), nicht das arithmetische Mittel, bestimmt werden sollte (vgl. Hinweise bei ELLENBERG et al. 1992). Diese Formel vermeidet das zwangsweise Auftreten ganzzahliger Medianwerte und verringert den Informationsverlust bei der Medianbestimmung. Die Einbeziehung der Deckungsgrade in die Berechnung wird von einigen Autoren aus gutem Grund abgelehnt (KOWARIK & SEIDLING 1989, ELLENBERG et al. 1992) und sollte unterbleiben. Neben der Zeigerwertberechnung sollte in einer Übersichtstabelle je Lokalität Zu- und Abgang sowie Dominanzverschiebungen der Arten dokumentiert werden, um Anhaltspunkte für evtl Gefährdungen verursachende syndynamische Prozesse zu erhalten.

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Als Erfassungszeitraum für Zwischen- und Niedermoore wird der Sommer (ab Juli) empfohlen (DIERSCHKE 1994).

Aufgrund der Empfindlichkeit der Art gegen Änderungen des Mikrohabitats und des starken Rückgangs der Art erscheint zunächst ein jährliches Monitoring sinnvoll (s.o.).

#### *Aufwand*

Die 25 m<sup>2</sup>-Plots sind mit einem erheblichen Aufwand verbunden. Die Aufnahmen sollten von bryologisch versierten Geobotanikern angefertigt werden. Es ist anzunehmen, dass die Plots z.T. sehr artenreich sind, daher sind pro Fläche 1 Arbeitsstunden für die Aufnahme und weitere 5 Stunden pro Lokalität für die Nachbestimmung kritischer Sippen vorzusehen.

#### 4.2.9.4 Literatur

AG BODEN (1994), DIERSCHKE (1994), DÜLL (1992), DURING (1979), ELLENBERG et al. (1992), GRIMS (1999), HEDENÄS (1989), KOWARIK & SEIDLING (1989), NORDBAKKEN (2000).

#### 4.2.10 Gekieltes Zweiblattmoos (*Distichophyllum carinatum*)

##### 4.2.10.1 Einleitung

Als Vertreterin eines überwiegend tropischen Verwandtschaftskreises ist die Hookeriacee *Distichophyllum carinatum* an ihren wenigen Vorkommen in Deutschland (nur drei Lokalitäten in den deutschen Alpen) an dauerfeuchte, vermutlich frostfreie Kleinstandorte auf nord- bis ostexponierten Felspartien in engen und steil eingeschnittenen Bachtälern mit gleichmäßig hoher Luftfeuchtigkeit und häufiger Nebelansammlung gebunden (vgl. DIXON & NICHOLSON 1909, FUTSCHIG 1954, NOGUCHI 1956, URMI 1984, LIN & TAN 1995). Die Standorte werden nicht direkt von der Sonne bestrahlt, sind andererseits auch nicht von Gehölzen völlig beschattet, so dass noch ausreichend Himmelsstrahlung an die Kleinstandorte gelangt (GRIMS 1999). Die Art kommt nur auf Kalkgestein vor (z.B. Dolomit, Schraffenkalk), das dauerhaft von Wasser überrieselt wird (SCHUMACKER & MARTINY 1995). Alle Fundstellen befinden sich bis maximal 6 m oberhalb der Hochwasserlinie. Über die Bindung an bestimmte Gefäßpflanzengesellschaften und die Begleitflora dieser extrem spezialisierten Art ist wenig bekannt.

Die Art ist diözisch, Sporogonbildung ist aus Europa allerdings bisher nicht beobachtet worden, eine Vermehrung findet hier nur mittels Brutfäden statt. Ihre Lebensstrategie lässt sie sich als „perennial stayer“ (im Sinne DURINGS 1979) bezeichnen.

##### 4.2.10.2 Methoden und Diskussion

###### Art- bzw. Populationserfassungen

Im Rahmen des Monitorings für *D. carinatum* ist zu berücksichtigen, dass Deutschland für die sehr seltene Art eine hohe Verantwortung besitzt. Weltweit sind acht Fundorte bekannt, von denen 3 in den deutschen Kalkalpen liegen. Daher sollten alle Wuchsorte über Dauerflächen beobachtet werden, um bei Bestandsveränderungen sofort Maßnahmen einleiten zu können.

Es ist entgegen der Meinung von URMI (1984) wenig wahrscheinlich, dass in Deutschland noch neue Fundorte der Art entdeckt werden, da entsprechende Habitats in den Alpen gut untersucht wurden. Eine Nachsuche an geeigneten Standorten in der weiteren Umgebung erscheint daher wenig Erfolg versprechend. Sehr wohl sinnvoll ist allerdings in der Umgebung der Lokalitäten die Kontrolle von Neuansiedlungen.

Eine Probeentnahme im Rahmen des Monitorings hat, wegen der Seltenheit der Art, an allen Wuchsorten in jedem Fall zu unterbleiben. Entscheidende Parameter für das Monitoring sind Größe und Ausdehnung der Rasen, das Geschlecht der Individuen (einige Vorkommen bestehen nur aus



männlichen oder weiblichen Pflanzen) und das Vorhandensein von Brutfäden zur vegetativen Vermehrung.

### **Habitaterfassungen**

Ein Differenzierung in Mikro- und Makrohabitat erscheint für die Art obsolet, da ein einheitliches Makrohabitat schwerlich festlegbar ist. Als wichtige, variierende Parameter müssen nach dem bisherigen Kenntnisstand bei jedem Monitoringdurchgang die Entwicklung der Begleitarten in den Dauer-Plots und Belichtung der Wuchsorte (erfasst als Himmelsabdeckung von Talwänden und Vegetation, Anteil direkter Einstrahlung) erfasst werden. Nur bei der Ersterfassung sollten pH-Wert des die Rasen der Art durchrieselnden Wassers, Art des Ausgangsgesteins sowie Neigung und Exposition der Wuchsorte dokumentiert werden, da für diese Parameter keine Änderungen zu erwarten sind. Bei jedem Monitoringdurchgang sollte die Lokalität aber photographisch dokumentiert werden, um forstliche Eingriffe und andere anthropogene Störungen (Wegebau) zu belegen.

### **4.2.10.3 Empfohlene Methoden zur Erfassung und Bewertung im Rahmen der FFH-Berichtspflichten**

#### **Art- bzw. Populationserfassungen**

An allen bekannten Wuchsorten der drei deutschen Lokalitäten wird die Anlage von 10 dm<sup>2</sup>-Dauerflächen empfohlen. Diese sollten mit GPS ungefähr eingemessen, mit Metallpflocken dauerhaft markiert und detailgenau in eine Karte eingetragen werden. Für alle Dauerflächen erscheint auch eine photographische Dokumentation sinnvoll. In jeder Dauerfläche werden Deckungsgrad der Art, Geschlecht der Individuen (Archegonien und Antheridien stehen gegebenenfalls in den Blattachsen), und Vorhandensein von Brutfäden (in einer groben Abschätzung z.B. wenige, mäßig zahlreich, zahlreich) dokumentiert. Bei jedem Monitoringdurchgang sollte die Umgebung nach Neuansiedlungen durch angespülte Brutfäden abgesucht werden. Neue Wuchsorte werden entsprechend markiert, erfasst und in die weiteren Monitoringdurchläufe eingebunden.

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Prinzipiell ist die Art ganzjährig erfassbar, die Zugänglichkeit der klammartigen Bachtäler ist allerdings durch Hochwässer im Winter, Frühjahr und Herbst stark eingeschränkt. Nur in regenarmen Sommern können die Wuchsorte im Spätsommer betreten werden und Erfassungen erfolgen.

Infolge der großen Bedeutung der Vorkommen im Hinblick auf die weltweite Seltenheit und Gefährdung der Art und der hohen Verantwortung Deutschlands ist ein jährliches Monitoring der Art in jedem Fall erforderlich, auch wenn direkte Veränderungen des Habitats zunächst nicht zu erwarten sind. Aufgrund der starken Gefährdung durch Wegebau ist in Jahren in denen die Klamm unzugänglich ist, in jedem Fall die Straßenbauaktivitäten genau zu dokumentieren.

#### *Aufwand*

Die Erfassung sollten durch Bryologen erfolgen, die die Art ohne Probenahme im Gelände ansprechen können. Für die Bearbeitung einer Dauerfläche muss 1 Arbeitsstunde (zzgl. Zeit für das Erreichen der Wuchsorte) veranschlagt werden. Für die Nachsuche bachabwärts bekannter Wuchsorte ist je Lokalität 1 Arbeitstag vorzusehen. Ferner ist für die Einrichtung der Flächen ausreichend Zeit einzuplanen.

### **Habitaterfassungen**

Im Rahmen der Bearbeitung der Dauerplots werden die Begleitarten (Moose, Flechten, Phanerogamen, evtl. Algen) mit ihrem Deckungsgrad geschätzt. Für das Monitoring der Himmelsabdeckung wird die Anfertigung hemisphärischer Fotos (EVANS & COOMBE 1959, PROCTOR 1980, WUNDER 1999) an allen Wuchsorten bei jedem Erfassungsdurchgang empfohlen. Verbunden mit entsprechenden Auswertungsmethoden (Skioisoplethendiagramme, BÖHM 1966) können so halbquantitativ Veränderungen im Belichtungsgrad registriert werden. Die bei der Ersterfassung empfohlenen pH-Wertmessungen des Wassers (Messung mit einem Feld-pH-Meter), der Exposition und Neigung der Wuchsorte sind mit Standardmethoden machbar.

#### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Alle Parameter sollten parallel mit der Populationserfassung im Sommerhalbjahr bei Niedrigwasser erhoben werden.

Für die Parameter ist eine jährliche Erfassung ausreichend.

#### *Aufwand*

Die Erhebung der Habitatparameter sollten aus praktische Gründen zusammen mit der Populationserfassung stattfinden und auch von den gleichen Fachleuten durchgeführt werden. Pro Dauerfläche ist 1 Arbeitsstunde für die Aufnahme der Begleitarten und der übrigen, plotbezogenen Parameter erforderlich. Für die Nachbestimmung kritischer Sippen müssen pro Lokalität 2 Arbeitsstunden veranschlagt werden. Die Erstellung der hemisphärischen Fotos und ihre Auswertung sind pro Fundort 5 Arbeitsstunden vorzusehen. Die im Rahmen der Ersterfassung erhobenen Größen sollten pro Wuchsort in 30 Arbeitsminuten zu erledigen sein.

### **4.2.10.4 Literatur**

BÖHM (1966), DIXON & NICHOLSON (1909), DURING (1979), EVANS & COOMBE (1959), FUTSCHIG (1954), GRIMS (1999), LIN & TAN (1995), SCHUMACKER & MARTINY (1995), NOGUCHI (1956), PROCTOR (1980), URMI (1984), WUNDER (1999).

## **4.2.11 Haar-Klauenmoos (*Dichelyma capillaceum*)**

### **4.2.11.1 Einleitung**

*Dichelyma capillaceum* (Fontinalaceae) ist an mehr oder weniger beschattete Standorte im Umfeld meso- bis eutropher, stehender und fließender Gewässer gebunden. Die Art wächst in Rasen epipetrisch auf Gestein und epiphytisch auf Stammbasen, niedrigen Ästen und Wurzeln von Weiden und Erlen im unmittelbaren Uferbereich von Gewässern mit stark schwankenden Wasserständen. Analysen von HEDENÄS et al. (1996) zeigen, dass die Art ihren Schwerpunkt kurz oberhalb der Mittelwasserlinie hat und über weite Teile des Jahres trocken liegt. Für schwedische Vorkommen schätzen HEDENÄS et al. (1996) ab, dass *D. capillaceum* im langjährigen Mittel in den Monaten Juni - November trockenfällt, und die restliche Zeit mehr oder weniger kontinuierlich überflutet wird. Nach

HYLANDER (1998b) muss angenommen werden, dass die Art auf diese Wasserspiegelschwankungen angewiesen ist, da sie sonst von anderen Arten verdrängt wird.

An der einzigen bekannten Lokalität der Art in Deutschland (bei Walberberg nordwestlich von Bonn) kommt *D. capillaceum* an einem einzigen Wuchsort in einer über lange Zeit des Jahres ausgetrockneten Senke in einem Waldbereich auf einem Basaltblock vor (FRAHM & STAPPER 1998). Habitatanalysen von HEDENÄS et al. (1996) lassen zumindest in Skandinavien keine Bindung an bestimmte Gefäßpflanzengesellschaften erkennen. Als typische Begleitmoose im Hauptareal werden *D. falcatum*, *Fontinalis antipyretica* und *Scorpidium scorpioides* angegeben (TOIVONEN 1972, HEDENÄS et al. 1996), während an der offensichtlich gestörten deutschen Lokalität typische Waldbodenarten wie *Climacium dendroides*, *Atrichum undulatum*, *Fissidens bryoides* u.a. gefunden wurden (FRAHM & STAPPER 1998).

Nach HEDENÄS et al. (1996) kann die Lebensstrategie der Art als die eines „perennial stayers“ im Sinne DURINGS (1992, 1979) bezeichnet werden. An den europäischen Vorkommen der diözischen Art sind die weiblichen Pflanzen deutlich in der Überzahl (HEDENÄS et al. 1996), in der Seltenheit männlicher Individuen wird der Grund für die geringe Sporogonbildung gesehen. Spezielle Organe für eine vegetative Vermehrung sind nicht bekannt, HEDENÄS et al. (1996) konnten aber im Experiment nachweisen, dass sich die Art aus isolierten Blättern und Sprosstücken regenerieren kann. HYLANDER (1998b) vermutet, dass sich *D. capillaceum* so über kurze Distanzen verbreiten kann, Fernausbreitung aber wegen der seltenen Sporophytenbildung rar ist.

An der einzigen deutschen Lokalität, die weitab des Hauptareals im östlichen Nordamerika und in Skandinavien in der Gemeinde Bornheim bei Bonn liegt, hat sich *D. capillaceum* über 70 Jahre offensichtlich in einem Bereich, aber wohl nicht am gleichen Wuchsort gehalten (BRASCH 1923, FELD 1958, DÜLL 1980, FRAHM & STAPPER 1998).

#### **4.2.11.2 Methoden und Diskussion**

##### **Art- bzw. Populationserfassungen**

Die besondere Bedeutung des einzigen deutschen Vorkommens liegt in seiner gegenüber dem Hauptareal isolierten Lage relativ weit südlich. Nach der Karte bei HEDENÄS et al. (1996) gibt es in Westeuropa nur noch eine weitere aktuelle Lokalität in Südwest-Frankreich. Dem Monitoring und Erhalt der Vorkommen in der Ville bei Walberberg kommt daher eine besondere Bedeutung zu. Da es sich jedoch nur um einen einzigen Wuchsort (ein Rasen auf einem Basaltblock) handelt, sind im Rahmen des Monitorings hier kaum neue Erkenntnisse zur Habitatbindung in Mitteleuropa zu erwarten. Die Umgebung sollte auch weiterhin systematisch nach zusätzlichen Wuchsorten abgesehen werden, obwohl FRAHM & STAPPER (1998) dieses bereits ergebnislos versucht haben. Die Anlage einer Dauerfläche wird daher empfohlen.

##### **Habitaterfassungen**

Ferner wird eine relativ intensive Dokumentation des Makrohabitats (Ansprache der Waldgesellschaft, Grad der Himmelsabdeckung, Gefäßpflanzenarten in der Umgebung, insbesondere in der Senke) empfohlen. Darüber hinaus wären Angaben zur Hydrodynamik des Standortes (Wasserführung der

Senke) wünschenswert, erscheinen aber im Rahmen des Monitorings zu aufwändig, gegebenenfalls können Literaturrecherchen hier Hinweise ergeben (vgl. KRAMER 1964).

#### **4.2.11.3 Empfohlene Methoden zur Erfassung und Bewertung im Rahmen der FFH-Berichtspflichten**

##### **Art- bzw. Populationserfassungen**

Der einzige Wuchsort der Art bei Walberberg in der Ville (Beschreibung bei FRAHM & STAPPER 1998) sollte zunächst lagegenau mit Hilfe einer ungefähren GPS-Einmessung und einer Kartenskizze erfasst und mit einem Metallpflock dauermarkiert werden. Diese Markierung dient auch zur Ausrichtung einer 400 cm<sup>2</sup> großen Dauerfläche, in der die Größe und Ausdehnung des Rasens erfasst und zusätzlich mit einem Foto dokumentiert wird. Ausreichend Zeit sollten auch darauf verwandt werden, die nähere und weitere Umgebung des Wuchsortes nach anderen Kleinstandorten mit der Art abzusuchen. Diese sollten dann entsprechend markiert und erfasst werden.

##### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Prinzipiell ist *D. capillaceum* ganzjährig erfassbar, nach regenreichen Perioden im Herbst und Winter muss aber damit gerechnet werden, dass der Wuchsort überflutet ist. Infolge der leichteren Ansprechbarkeit der Sippe wird ein Monitoring im Sommer empfohlen.

Obwohl es sich nur um eine zu betrachtende Lokalität handelt, erscheint in Anbetracht der Persistenz der Art über 70 Jahre und eines offensichtlich relativ stabilen Makrohabitats ein Monitoring im Turnus von 3 Jahren ausreichend.

##### *Aufwand*

Die Erfassung der Population sollte durch bryologisch versierte Geobotaniker erfolgen, da keinesfalls Proben der Art entnommen werden dürfen. Für Auffinden und Dokumentation der Dauerflächen sollte eine Arbeitsstunde, für das Absuchen der Umgebung nach weiteren Wuchsorten 1 Arbeitstag vorgesehen werden.

##### **Habitaterfassungen**

Für die einzurichtende Dauerfläche (**Mikrohabitat**) werden bei jedem Monitoringdurchgang Gesamtdeckung, Deckung der einzelnen Begleitarten auf dem Gestein (Moose und Flechten) und der Prozentanteil der Himmelsabdeckung geschätzt. Neigung und Exposition brauchen nur bei der Ersterfassung dokumentiert zu werden.

Bei der **Makrohabitataufnahme** wird die Waldgesellschaft beschrieben und es werden die diagnostisch wichtigen Arten dokumentiert, Vegetationsaufnahmen sind nicht erforderlich. In der Senke, wo sich der Wuchsort von *D. capillaceum* befindet, wird das Moos- und Flechteninventar an vergleichbaren Kleinstandorten (Felsblöcke) ohne Deckungsgradangaben notiert. Beobachtungen zur Hydrologie des Standortes sollten auf jeden Fall festgehalten werden, ebenso erkennbare anthropogene Störungen (Forstwirtschaft) oder Windbruch.

### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Die Habitaterfassungen sollten zeitgleich mit den Populationsschätzungen in dreijährigem Turnus im Sommer erfolgen.

### *Aufwand*

Die Erfassungen sollten durch bryologisch versierte Geobotaniker erfolgen, da sie die kryptogamische und phanerogamische Begleitflora und die zugehörige Waldgesellschaften sicher ansprechen können. Für die Dokumentation der Mikrohabitatparameter ist eine Arbeitsstunde, für die Ansprache und Aufnahme der Makrohabitatmerkmale eine weitere Stunde zu veranschlagen.

#### **4.2.11.4 Literatur**

BRASCH (1923), DÜLL (1980), DURING (1979), DURING (1992), FELD (1958), FRAHM & STAPPER (1998), HEDENÄS et al. (1996), HYLANDER (1998b), KRAMER (1964), TOIVONEN (1972).

#### **4.2.12 Rudolphi Trompetenmoos (*Tayloria rudolphiana*)**

##### **4.2.12.1 Einleitung**

Bei *Tayloria rudolphiana* handelt es sich um einen europäischen Endemiten aus der Familie der Splachnaceae. Soweit aus der spärlichen Literatur zu der Art ersichtlich (KOPONEN 1992), kommt sie nur in einem eng begrenzten Areal in den Österreichischen, Bayerischen und Schweizer Alpen vor. Hier ist sie offensichtlich an sich zersetzendes organisches Material auf Borke von Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*) und Buche (*Fagus sylvatica*) gebunden. Während FRAHM & FREY (1987) von „Exkrementen in epiphytischen Moosen“ sprechen, nennt GAMS (1932) Raubtiergewölle und sich zersetzende Knochenreste als Substrate von *T. rudolphiana*. Nach GRIMS (1999) kommt die Art vor allem in Moospolstern auf dicken Ästen mit tierischen Exkrementen und Greifvogelgewölle auf Ahorn vor. AMANN & MEYLAN (1912) bezeichnen die Art als „Saprophyt“ im damaligen, nur unscharf definierten Sinne als auf sich zersetzender Substanz wachsend, unabhängig davon, dass die Art autotroph ist. LIMPRICHT (1895) und KOPONEN (1992) erwähnen eine Bindung an Exkremente oder Tierleichen, wie sie für die übrigen Mitglieder dieser Familie typisch ist, hingegen nicht. Hinsichtlich der Substratbindung und des Nährstoffbedarfs dieses Vertreters der Splachnaceen scheint daher der Kenntnisstand noch unzureichend zu sein und es ist fraglich, inwieweit die z.T. gut bekannten Ansprüche anderer Taxa aus dieser Familie auf diese Art übertragbar sind (vgl. WEBSTER 1987, CAMERON & WYATT 1989).

Als Begleitarten nennt GAMS (1932) *Leucodon sciuroides* und *Tortula ruralis*. *T. rudolphiana* kommt in Höhenlagen zwischen 900-1600 m NN in der luftfeuchten montanen bis hochmontanen Stufe vor, über eine Bindung an bestimmte Makrohabitate (F a g i o n -Gesellschaften ?) ist wenig bekannt.

Hinsichtlich der taxonomischen Abgrenzung der Art besteht noch Klärungsbedarf. Schon GAMS (1932) wie auch später KOPONEN (1992) weisen daraufhin, dass *T. rudolphiana* große Ähnlichkeit mit der aus der chinesischen Provinz Yunnan beschriebenen *T. delavayi* (Besch.) Besch. hat. KOPONEN

(1992) konnte im morphologischen Vergleich keine Unterschiede finden und schlägt molekularbiologische Methoden zur Klärung des taxonomischen Ranges der Sippen vor.

*T. rudolphiana* ist autözisch, die Pflanze sporuliert an ihren bekannten Fundorten regelmäßig im August. Über ihre Lebensdauer und „Life strategy“ im Sinne DURINGS (1979, 1992) ist wenig bekannt. GAMS (1932) beobachtete eine Fruchtentwicklung der Art im 2. Jahr nach ihrer Ansiedlung, was, ebenso wie die kleinen Sporen, die regelmäßige Sporogonbildung und ihre Autözie auf eine eher kurzlebige „shuttle species“ schließen lässt. Brutkörper, wie sie bei *T. accuminatas* und *T. serrata* nachgewiesen wurden, fehlen der Art offensichtlich (AMANN & MEYLAN 1912, NYHOLM 1989; auch keine bei *T. splachnoides*). Fraglich ist auch, ob die Ausbreitungsbiologie und Populationsökologie anderer Arten der Familie auf *T. rudolphiana* übertragbar ist (vgl. CAMERON & WYATT 1986, MARINO 1997).

#### **4.2.12.2 Methoden und Diskussion**

##### **Art- bzw. Populationserfassungen**

Da es in Deutschland vermutlich weniger als 25 aktuelle Lokalitäten der Art gibt und sie mehrjährig ist, kommen zunächst sowohl ein intensives Monitoring mit Dauerflächen als auch eine einfache Lokalitäten- und Wuchsortzählung in Betracht. Dauerplots scheiden aber wegen der z.T. unzugänglichen Wuchsorte an Borke auch im oberen Geäst der Trägerbäume aus (mdl. Mitt. W. von Brackel). Eine gezielte Nachsuche nach neuen Lokalitäten erscheint dagegen nur in der Umgebung bekannter Wuchsorte sinnvoll, da hier am ehesten mit einem Zusammentreffen der Diasporen mit geeignetem Substrat zu rechnen ist.

##### **Habitaterfassungen**

Im Rahmen des Monitoring der Art in Deutschland ist anzustreben, neben der Bestandsentwicklung und Dokumentation der Wuchsorte auch systematische Angaben zur Bindung der Art an bestimmte Mikro- und Makrohabitate zu erhalten. Insbesondere ihre Substratbindung, Einnischung auf dem Phorophyten und die Bindung an bestimmte alpine Waldgesellschaften sollte dokumentiert werden. Sofern vom Aufwand her vertretbar, wären Analysen zum Stickstoff-, Phosphor- und Calciumgehalt des Substrates sowie seiner Herkunft (Gewölle, Kot usw.) wünschenswert

#### **4.2.12.3 Empfohlene Methoden zur Erfassung und Bewertung im Rahmen der FFH-Berichtspflichten**

##### **Art- bzw. Populationserfassungen**

An allen in Deutschland bekannten Lokalitäten werden die Wuchsorte bzw. Trägerbäume mit der Art über Einmessungen mit GPS ungefähr erfasst, mit Farbmarkierungen oder Kunststoffschildern dauermarkiert und in Kartenskizzen eingetragen. Dazu werden die unteren, ggfls mit einer Leiter zugänglichen Teile von Bäumen abgesucht, außerdem kann die Untersuchung gefällter Bäume und Kronen erfolgversprechend sein (mdl. Mitt. W. von Brackel). Im Umkreis von maximal 1000 m um einen bekannten Wuchsort werden bei jedem Monitoringdurchgang geeignete Kleinstandorte an Laubbäumen nach weiteren Rasen der Art abgesucht, diese werden dann ebenfalls entsprechend markiert und aufgenommen.

### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Für eine sichere Ansprache der Art sind reife Sporogone von Vorteil, die Bearbeitung sollte daher im Spätsommer (August - September) erfolgen.

In Anbetracht der Seltenheit der Art, ihrer vermutlich geringen individuellen Lebensdauer und des geringen Kenntnisstandes über ihre Demographie und Populationsökologie ist ein Monitoring in einem einjährigem Turnus angebracht.

### *Aufwand*

Die Lokalisation von *Tayloria* im Gelände muss durch Bryologen erfolgen. Für die Bearbeitung eines Trägerbaumes wird (inkl. der Begleitarten) eine Arbeitsstunde veranschlagt, für die Nachsuche in der Umgebung je Lokalität ein Tag.

## **Habitaterfassungen**

Im Rahmen der **Mikrohabitatfassung** sind Deckung der Begleitarten (Moose, Flechten und gegebenenfalls Gefäßpflanzen), Art und Brusthöhendurchmesser des Trägerbaumes, Lage auf dem Trägerbaum (auf dem Stamm, auf einem Ast) und wenn möglich Höhe über dem Erdboden, zu dokumentieren. Bei der Ersterfassung sollten geringe Substratproben entnommen werden und nach Standardmethoden pH-Werte sowie Stickstoff-, Phosphor- und Kalzium-Gehalt bestimmt werden (pH-Messungen an Borke vgl. FRAHM 1995, pH-Messungen in zersetzender organischer Substanz und andere Methoden vgl. z.B. Aufschluß- und Analyseverfahren für Böden in AG BODEN 1994 sowie STEUBING & FANGMEIER 1992). Bei der Ersterfassung des Makrohabitats ist auch die Waldgesellschaft mit dem Wuchsort von *T. rudolphiana* wenn möglich bis auf Subassoziationsniveau anzusprechen. Auch hier sind keine Vegetationsaufnahmen notwendig, da Schwankungen von Epiphytenbeständen nicht direkt mit den Bestandsschwankungen der krautigen Arten einer Waldgesellschaft zusammenhängen. Wichtig sind dagegen bei jedem Monitoringdurchgang Angaben zu anthropogenen Eingriffen und Katastrophenereignissen innerhalb des Baumbestandes wie z.B. Windbruch.

### *Erfassungszeitraum und -häufigkeit*

Um den Aufwand gering zu halten, wird eine Erfassung des Habitats zeitgleich mit den Populationsschätzungen im August und September empfohlen.

### *Aufwand*

Die Habitaterfassung sollte durch bryologisch versierte Geobotaniker erfolgen, die auch die Begleitflora können. Für die Nachbearbeitung kritischer Sippen werden je Lokalität 2 Arbeitsstunden veranschlagt. Die Makrohabitatsansprache nimmt eine Arbeitsstunde in Anspruch. Für die Laboranalysen sind, je nach Probenumfang, maximal 2 Arbeitstage einzurechnen, sofern die Bestimmungen nicht ohnehin an Fachlabors vergeben werden.

## **4.2.12.4 Literatur**

AG BODEN (1994), AMANN & MEYLAN (1912), CAMERON & WYATT (1986), CAMERON & WYATT (1989), DURING (1979), DURING (1992), FRAHM (1995), FRAHM & FREY (1987), GAMS (1932), GRIMS (1999), KOPONEN (1992), LIMPRICHT (1895), MARINO (1997), NYHOLM (1989), RICH (1998),

RICH & SMITH (1996), RICH & WOODRUFF (1992), STEUBING & FANGMEIER (1992), UNDERWOOD (1997), URMI et al. (1990), WEBSTER (1987).



**Literaturübersicht**

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Aufl., Hannover, 392 S.
- Amann, J. & Meylan, C. (1912): Flore des mousses de la Suisse. Première partie, Tableaux synoptiques pour la détermination des Mousses européennes. - Lausanne, 215 p.
- Andersson, L.I. & Hytteborn, H. (1991): Bryophytes and decaying wood - a comparison between managed and natural forest. - *Holarctic ecology* 14(2): 121-130
- Barkman, J.J. (1969): Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. - Assen (Van Gorcum [u.a.]) 628 p.
- Bellolio-Trucco, G. & Ireland, R.R. (1990): A taxonomic study of the moss genus *Dicranum* (Dicranaceae) in Ontario and Quebec. - *Canadian journal of botany* 68: 867-909.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. (1995): Methoden der Feldornithologie – Bestands-erfassungen in der Praxis. – Neumann-Verlag, Radebeul, 270 S.
- Bisang, I. (1995a): On the phenology of *Anthoceros agrestis* (Anthocerotae, Anthocerotaceae), with special reference to central Europe. - In: Ochyra, R.: *Munera Bryologica*. Festschrift für Jerzy Szwejkowski. - Warszawa (Panstwowe Wydawnictwo Naukowe) - *Fragmenta floristica et geobotanica* 40(1): 513-518.
- Bisang, I. (1995b): The diaspore bank of hornworts (Anthocerotae, Bryophyta) and its role in the maintenance of populations in cultivated fields. - In: Bisang, I. & Urmi, E. [Ed.]: *Conservation of bryophytes in Europe - Means and measures - Proceedings of the symposium held in Zürich, 5th - 8th September 1994*. Schutz der Moose Europas - Möglichkeiten und Massnahmen - Kongressbericht zu Symposium in Zürich, 5. - 8. September 1994. - Genève [u.a.] (Conservatoire et Jardin Botanique, Genève [u.a.]) - *Cryptogamica Helvetica* 18: 107-116.
- Bisang, I. (1996): Quantitative analysis of the diaspore banks of bryophytes and ferns in cultivated fields in Switzerland. - *Lindbergia* 21(1): 9-20.
- Bisang, I. (1998): The occurrence of hornwort populations (Anthocerotales, Anthocerotopsida) in the Swiss Plateau: the role of management, weather conditions and soil characteristics. - *Lindbergia* 23(2): 94-104.
- Böhm, H. (1966): Die geländeklimatische Bedeutung des Bergschattens und der Exposition für das Gefüge der Natur- und Kulturlandschaft, *Erdkunde* 10(2): 82-93
- Bortz, J., Lienert, G.A. & Boehnke, K. (1990): *Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik*. Berlin, (Springer), 939 S.
- Brasch, H. (1923): Beiträge zur Laubmoosflora. - *Berichte des Botanischen und des Zoologischen Vereins für Rheinland-Westfalen* 1920-1922: 18-22.
- Brotherus, V.F. (1923): *Die Laubmoose Fennoskandias*. - Helsingfors. - *Flora Fennica* 1: 1-635.

- Bräuer, I., Maibom, W., Matthies, D. & Tschardtke, T. (1999): Populationsgröße und Aussterberisiko gefährdeter Pflanzenarten in Niedersachsen. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 29, 505-510.
- Cameron, R.G. & Wyatt, R. (1986): Substrate Restriction in Entomophilous Splachnaceae: Role of Spore Dispersal. - The Bryologist 89(4): 279-284.
- Cameron, R.G. & Wyatt, R. (1989): Substrate restriction in entomophilous Splachnaceae. II. Effects of hydrogen ion concentration on establishment of gametophytes. - The Bryologist 92(3): 397-404.
- Cohen, J. (1988): Statistical power analysis for the behavioral sciences.- 2. Aufl., New York (Academic Press), 474 S.
- Dierschke, H. (1994): Pflanzensoziologie - Grundlagen und Methoden. – Stuttgart, Ulmer, 683 S.
- Dierschke, H. (Hrsg, 1996-1999): Synopsis der Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Selbstverlag der Florist.-soz. AG, R. Tüxen-Gesellschaft, Göttingen.[fortlaufende Reihe]
- Dilg, C. (1999): Kartierung epiphytischer Moose und Flechten im Stadtgebiet von Bonn. - Decheniana 152, 105-115
- Dixon, H.N. & Nicholson, W.E. (1909): *Distichophyllum carinatum* Dixon and Nicholson, a species and genus of mosses new to Europe. - Revue bryologique 36: 21-26.
- Drehwald, U. & E. Preising (1991): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme - Moosgesellschaften - 2. Aufl, Naturschutz & Landschaftspflege in Niedersachsen 20(9):1-202.
- Duda, J. (1955): *Scapania Massalongoi* K.M. in den Karpaten. - Mitteilungen der Thüringischen Botanischen Gesellschaft 1(2/3): 47-50.
- Duda, J. & Vána, J. (1968): Die Verbreitung der Lebermoose in der Tschechoslowakei - III. - Casopis Slezského Muzea. Serie A: Vedy přírodní 17: 89-114.
- Düll, R. (1980): Die Moose (Bryophyta) des Rheinlandes (Nordrhein- Westfalen, Bundesrepublik Deutschland) unter Berücksichtigung der selteneren Arten des benachbarten Westfalen und Rheinland-Pfalz. - Bonn (Naturhistorischer Verein der Rheinlande und Westfalens) - Decheniana- Beihefte 24: 1-365
- Düll, R. (1992): Zeigerwerte von Laub- und Lebermoosen. - In: Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W. & Paulißen, D.: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa = Indicator values of plants in Central Europe. - Göttingen (Goltze) - Scripta geobotanica 18: 175-214.
- Düll, R. & Meinunger, L. (1989): Deutschlands Moose. Die Verbreitung der deutschen Moose in der BR Deutschland und in der DDR, ihre Höhenverbreitung, ihre Arealtypen, sowie Angaben zum Rückgang der Arten. 1. Teil. Anthocerotae, Marchantiatae. Bryatae: Sphagnidae, Andreaeidae, Bryidae: Tetraphidales - Pottiales. - Bad Münstereifel-Ohlerath (IDH- Verl.), 368 S.
- During, H.J. (1979): Life strategies of Bryophytes: a preliminary review. - Lindbergia 5(1): 2-18.

- During, H.J. (1992): Ecological classifications of bryophytes and lichens. - In: Bates, J.W. & Farmer, A.M.: Bryophytes and Lichens in a Changing Environment. - Oxford (Clarendon Pr.), 1-31.
- During, H.J. & Lloret, F. (1996): Permanent grid studies in bryophyte communities. 1. Pattern and dynamics of individual species. - Journal of the Hattori Botanical Laboratory 79: 1-41.
- Ellenberg, H.; Weber, H.E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W. & Paulißen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa = Indicator values of plants in Central Europe. - Göttingen (Goltze) - Scripta geobotanica 18: 1-248.
- Engler, A. [Red.] (1924): Musci (Laubmoose) 1. Hälfte. 2. Aufl. - In: Engler, A. & Prantl, K. [Begr.]: Die natürlichen Pflanzenfamilien nebst ihren Gattungen und wichtigeren Arten insbesondere den Nutzpflanzen. Bd. 10. - Leipzig (Engelmann), 478 S.
- Enroth, J. (1989): Endangered and rare Finnish mosses II. *Dicranum viride* and *Orthodicranum tauricum* (Dicranaceae). - Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica 65(1): 23-28.
- Evans, G. C. & D. E. Coombe (1959): Hemisphaerical and woodland canopy photography and the light climate - Journal of Ecology 47: 103 - 113;
- Feld, J. (1958): Moosflora der Rheinprovinz. - Bonn (Naturhistorischer Verein der Rheinlande und Westfalens) - Decheniana-Beihefte 6: 1-94.
- Frahm, J.-P. (1993): Veränderungen der Moosflora in den letzten 20 Jahren. - Bryologische Rundbriefe 12: 2, 4-5.
- Frahm, J.-P. (1995): pH-Messungen von Eichenborken in Kalk- und Silikatgebieten. - Bryologische Rundbriefe 20: 6-7.
- Frahm, J.-P. (1999): Veränderungen in der heimischen Moosflora. - Bryologische Rundbriefe 24: 1, 4-5
- Frahm, J.-P. & Frey, W. (1987): Moosflora. 2. Aufl. - Stuttgart (Ulmer) - Uni-Taschenbücher 1250, 525 S.
- Frahm, J.-P. & Solga, A. (1999): Der Einfluß von Stickstoffemissionen auf Moose und Flechten. - Bryologische Rundbriefe 28: 1.
- Frahm, J.-P. & Stapper, N.J. (1998): Das Laubmoos *Dichelyma capillaceum* nach 70 Jahren an seinem einzigen Fundort in Deutschland wiedergefunden. - Decheniana 151: 109-113.
- Frisvoll, A.A. & Blom, H.H. (1999): Moser, Bryophyta. - In: Direktoratet for naturforvaltning [Ed.]: Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998 - Norwegian Red List 1998. - Trondheim (Trykkerhuset Skipnes) - DN- rapport 1999(3): 48-53.
- Futschig, J. (1954): *Distichophyllum carinatum* Dixon et Nicholson in den Allgäuer Alpen. - Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft zur Erforschung der Heimischen Flora 30: 15-18.
- Gams, H. (1932): Die Verbreitung einiger Splachnaceen und der *Oreas Martiana* in den Alpen (Beiträge zur analytischen Behandlung von Moosarealen IV). - Annales bryologici 5: 51-68.
- Gams, H. (1938): Zur Verbreitung und Verwandtschaft einiger europäischer Marchantiales. Beiträge zur Kenntnis der Steppenmoose III und IV. - Annales bryologici 11: 58-67.

- Gauckler, K. (1940): Beiträge zur Kenntnis der Laubmoose und der Lebermoose Frankens und der Bayerischen Ostmark. - Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft zur Erforschung der Heimischen Flora 24: 67-72.
- Geissler, P.E. (1993): Dauerflächenbeobachtungen an Moosgesellschaften im Schweizer Nationalpark. - Dissertationes botanicae 196: 245-262.
- Gloaguen, J.C. (1990): Post-Burn succession on Brittany heathlands. - Journal of Vegetation Science 1(2): 147-152
- Grims, F. (1999): Die Laubmoose Österreichs. Catalogus Florae Austriae, II. Teil, Bryophyten (Moose), Heft 1, Musci (Laubmoose). - Wien. - Biosystematics and Ecology Series 15: 1-418
- Grolle, R. & Long, D.G. (2000): An annotated check-list of the Hepaticae and Anthocerotae of Europe and Macaronesia. - Journal of Bryology 22(2): 103-140.
- Guerra, J. (1982): Vegetacion briofítica epífita del dominio climático de *Abies pinsapo* Boiss. - Cryptogamie. Bryologie, lichénologie 3(1): 9-27.
- Günther, J.M. & Assmann, T. (2000): The role and benefits of population biological research for nature conservation monitoring. - in : Bischoff, C. & Dröschmeister, R. (Ed., 2000): European Monitoring for Nature Conservation. - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 62: 127-139
- Halfmann, J. (1987): Der Assoziierungsbindungskoeffizient von Arten als Ausdruck für deren ökologische Verbreitung am Beispiel von epilithischen Bryophytengesellschaften am Schafstein (Rhön, Hessen). - Nova Hedwigia 45(1/2): 83-100.
- Hallingbäck, T. (1998): Rödlistade mossor i Sverige. Artfakta. 1. ed. - Uppsala (Art Databanken, SLU) 1-328 p.
- Hauter, S. (1995): Die Moosvegetation auf Buntsandsteinfelsen der Westpfalz. - Duisburg. - Limprichtia 7, 1-128.
- Hedenäs, L. (1989): The genera *Scorpidium* and *Hamatocaulis*, gen. nov., in northern Europe. - Lindbergia 15(1): 8-36.
- Hedenäs, L.; Godow, S. & Hylander, K. (1996): Bryophyte Profiles. 1. *Dichelyma capillaceum* (Dicks.) Myr. (Bryopsida: Fontinalaceae). - Journal of Bryology 19(1): 157-179.
- Hegewald, E. (1972): Über das Vorkommen der Laubmoose *Dicranum tauricum* und *Dicranum viride* in Nordrhein-Westfalen. - Dortmunder Beiträge zur Landeskunde 6: 35-44.
- Hewitt, J.E., McBride, G.B., Pridmore, R.D. & Trush, S.F. (1993): Patchy distributions: optimizing sample size. - Environmental Monitoring and Assessment 27: 95-105
- Huber, A. (1998): Die Moose im Großraum Regensburg und ihre Einsatzmöglichkeiten als Bioindikatoren für Radiocäsium. - Hoppea 59: 1-699.
- Hübschmann, A. von (1986): Prodrömus der Moosgesellschaften Zentraleuropas. - Berlin [u.a.] (Cramer) - Bryophytorum bibliotheca 32: 1-413.

- Hylander, K. (1998a): *Orthotrichum rogeri* Brid. found in Sweden for the first time since 1953. - *Lindbergia* 23(2): 105-106.
- Hylander, K. (1998b): Harklomossa, *Dichelyma capillaceum* - ekologi och aktuell förekomst i Sverige. - *Svensk botanisk tidskrift* 92(2): 95-111.
- Jongman, R.H.G.; Ter Braak, C.J.F. & Tongeren, O.F.R. van (1987): Data analysis in community and landscape ecology. - Wageningen, Pudoc (Centre for Agricultural Publishing and Documentation), 299 p.
- Kellner, K. (1987): Neuere wichtige Moos-Funde von J. Futschig +. - *Hessische floristische Briefe* 36(4): 50-55.
- Koperski, M. (1999): Florenliste und Rote Liste der Moose in Niedersachsen und Bremen: 2. Fassung. - Hildesheim. - *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 19(1): 1-76.
- Koponen, A. (1992): European-Asiatic connections in *Tayloria* (Spachnaceae, Musci). - In: Koponen, T. & Hyvönen, J. [Ed.]: *Proceedings of the Congress of East Asiatic Bryology*, Helsinki, August 12-19, 1990. - *Bryobrothera* 1: 57-62.
- Koppe, F. (1952): Über die Moosflora von Altötting und Mühldorf in Oberbayern. - *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft zur Erforschung der Heimischen Flora* 29: 15-37.
- Koppe, F. & Koppe, K. (1969): Bryofloristische Beobachtungen in den bayerischen und österreichischen Alpen. - *Herzogia* 1: 145-158.
- Kowarik, I. & Seidling, W. (1989): Zeigerwertberechnungen nach Ellenberg - zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode. - *Landschaft und Stadt* 21: 132-143
- Kramer, H. (1964): Ökologische Untersuchungen an temporären Tümpeln im Kottenforst. - *Decheniana* 117: 53-132
- Lachmann, A. (1952): *Le Dicranum viride* (Sull. et Lesq.) en Alsace. - *Le Monde des plantes* 287/288: 18.
- Lewinsky, J. (1992): The genus *Orthotrichum* HEDW. (Orthotrichaceae, Musci) in southeast Asia. A taxonomic revision. - *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 72: 1-88.
- Lewinsky-Haapasaari, J. (1995): Illustrierter Bestimmungsschlüssel zu den europäischen *Orthotrichum*-Arten. - *Meylania* 9: 3-56.
- Limpricht, G.K. (1895): Die Laubmoose Deutschlands, Oesterreichs und der Schweiz. Bryineae (Stegocarpae [Acrocarpae, Pleurocarpae excl. Hypnaceae]). 2. Aufl. - In: Rabenhorst, G.L. [Hrsg.]: *Kryptogamenflora von Deutschland, Oesterreich und der Schweiz*. Bd. IV(2). - Leipzig (Kummer) 853 S.
- Lin, P.-J. & Tan, B.C. (1995): Contribution to the Bryoflore of China (12): A Taxonomic Revision of Chinese Hookeriaceae (Musci). - *Harvard papers in botany* 7: 25-68.
- Longton, R.E. (1997): Reproductive biology and life history strategies. - *Advances in bryologie* 6: 65-101.

- Marino, P.C. (1997): Competition, Dispersal and Coexistence of Splachnaceae in Patchy Habitats. - *Advances in bryologie* 6: 241-263.
- Marstaller, R. (1993): Synsystematische Übersicht über die Moosgesellschaften Zentraleuropas, *Herzogia* 9: 513-541
- McAlister, S. (1997): Cryptogam communities on fallen logs in the Duke Forest, North Carolina. - *Journal of Vegetation Science* 8: 115-124.
- Meinunger, L. (1992): Florenatlas der Moose und Gefäßpflanzen des Thüringer Waldes, der Rhön und angrenzender Gebiete - Textteil. - Jena (Thüringische Botanische Gesellschaft) - *Hausknechtia Beiheft* 3(1): 423 S.
- Messe, V. (1985): Un groupement bryophytique avec *Buxbaumia viridis* dans le Val de Bagnes (Valais, Suisse). - *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique* 118: 116-120.
- Möller, H. (1923): Lövmossornas utbredning i Sverige. 8. Timmiaceae, Weberaceae, Buxbaumiaceae och Georgiaceae. - *Arkiv för botanik* 18(9): 1-76.
- Müller, K. (1905): Monographie der Lebermoosgattung *Scapania* Dum. - *Nova acta Academiae Caesareae Leopoldino-Carolinae Germanicae Naturae Curiosum* 83: 1-312.
- Müller, K. (1954-1957): Die Lebermoose Europas. Eine Gesamtdarstellung der europäischen Arten. 3. Aufl. - In: Rabenhorst, G.L. [Begr.]: Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz. Bd. VI. - Leipzig (Geest & Portig), 1365 S.
- Muhle, H. (1978): Probleme der Datenerhebung und Auswertung von Dauerprobeflächen von Kryptogamensynusien. - *Phytocoenosis* 7: 213-225.
- Muhle, H. & Poschlod, P. (1989): Konzept eines Dauerbeobachtungsflächenprogramms für Kryptogamengesellschaften. - *Berichte der ANL* 13: 59-76.
- Nordbakken, J.-F. (2000): Fine-scale persistence of bog plants. - *Journal of Vegetation Science* 11: 269-276
- Neumayr, L. (1971): Moosgesellschaften der südöstlichen Frankenalb und des vorderen Bayerischen Waldes. - Regensburg (Eigenverlag) - *Hoppea* 29(1/2):1-364.
- Noguchi, A. (1956): Musci Japonici, V. The genus *Distichophyllum*. - *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 17: 19-31.
- Nyholm, E. (1989): Illustrated flora of nordic mosses. Fasc. 2. Pottiaceae - Splachnaceae - Schistostegaceae. - Lund (Nordic Bryological Society) 75-141 p.
- Ochyra, R. & Szmajda, P. [Ed.] (1991): Series V. Mosses (Musci) Part 7 = Mchy (Musci) Zeszyt 7. - In: W. Szafer Institute of Botany of the Polish Academy of Sciences & Adam Mickiewicz University = Instytut Botaniki Im. W. Szafera Polskiej Akademii Nauk & Uniwersytet Im. A. Mickiewicza [Ed.]: Atlas of the geographical distribution of spore plants in Poland. Series V. = Atlas rozmieszczenia roślin zarodnikowych w Polsce. Seria V. - Kraków [u.a.] (Instytut Botaniki im. W. Szafera Polska Akademia Nauk [u.a.]) 52 p., 10 maps.
- Oittinen, V. (1967): The distribution and ecology of *Buxbaumia aphylla* and *B. viridis* in Finland. - *Annales botanici Fennici* 4: 81-86.

- Palmer, M.W. (1993): Potential biases in site and species selection for ecological monitoring. – *Environmental Monitoring and Assessment* 26: 277-282
- Paul, H. (1943): Nachträge und Bemerkungen zur Moosflora Bayerns. - *Berichte der Bayerischen Botanischen Gesellschaft zur Erforschung der Heimischen Flora* 26: 118-133.
- Paul, H. & Schoenau, K. von (1933): Die naturwissenschaftliche Durchforschung des Naturschutzgebietes Berchtesgaden. VII. A. Botanische Ergebnisse. - *Jahrbuch des Vereins zum Schutze der Alpenpflanzen* 5: 45-66.
- Philippi, G. (1965): Moosgesellschaften des morschen Holzes und des Rohhumus im Schwarzwald, in der Rhön, im Weserbergland und im Harz. - *Nova Hedwigia* 9(1-4): 185-232.
- Philippi, G. (1979): Moosflora und Moosvegetation des Buchswaldes bei Grenzach-Wyhlen. - In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Ökologie und Naturschutz [Hrsg.]: *Der Buchswald bei Grenzach (Grenzacher Horn)*. - Karlsruhe. - *Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs* 9: 113-146.
- Philippi, G. (1993): Epiphytische Moosvegetation des südlichen Spessarts, des östlichen Odenwaldes und des angrenzenden Baulandes. - *Carolina* 51: 53-74.
- Philippi, G. (1998): Bemerkenswerte Moosfunde aus dem Schwarzwald und dem angrenzenden Oberrheingebiet. - *Carolina* 56: 63-78.
- Piccioli, E. (1932): Les espèces européennes du genre *Orthotrichum*. - Florence. - *Travaux de l'Institut de Botanique de l'Université de Neuchâtel. Nouvelle série* 1: 1-128.
- Potemkin, A.D. (1998): On the origin, evolution and classification of the genus *Scapania* (Dum.) Dum. (Hepaticae). - *Journal of the Hattori Botanical Laboratory* 85: 36-61.
- Potemkin, A.D. (1999): An Analysis of Practical Taxonomy of Some critical Northern Species of *Scapania* (Scapaniaceae, Hepaticae). - *The Bryologist* 102(1): 32-38.
- Pott, R. (1992): *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. - 1. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 427 S.
- Proctor, M. C. F. (1980): Estimates from hemispherical photographs of radiation climates of some bryophyte habitats in the British Isles - *Journal of Bryology* 11: 351-366
- Raeymaekers, G. (1990): Lower plants: mosses and liverworts. - In: Council of Europe - Conseil de l'Europe [Ed.]: *Convention on the conservation of European wildlife and natural habitats. Revision of Appendix I. Non vascular plants*. - Strasbourg (Mscr.) p. 21-52.
- Ranneby, B. & Rovainen, E. (1995): On the determination of time intervals between remeasurements of permanent plots. – *Forest Ecology and Management* 71: 195-202
- Raschendorfer, I. (1949): Beobachtungen über die Besiedlung von modernem Holz mit besonderer Berücksichtigung der adnaten Vereine. - *Österreichische Botanische Zeitschrift* 96: 232-280.
- Rat der Europäischen Gemeinschaft (1992): Richtlinie 92/43/EWG vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. - *Amtsblatt der EWG L206*, 7 - 50

- Rennwald, E. (Bearb.) (i.p.): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands – mit Datenservice auf CD-Rom. – Schriftenreihe für Vegetationskunde (in Druck)
- Rich, T. & Matzke-Hajek, G. (1999): Standardisierte Datenerhebung im Gelände als Grundlage für Verbreitungskarten. - Floristische Rundbriefe 33(1): 55-67.
- Riecken, U.; Ries, U. & Ssymank, A. (1994): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen der Bundesrepublik Deutschland. - Bonn-Bad Godesberg (Landwirtschaftsverl. [u.a.]) - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 41: 184 S.
- Rückriem, C. & Roscher, S. (1999): Empfehlungen zur Umsetzung der Berichtspflicht gemäß Artikel 17 der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. - Münster (Landwirtschaftsverl.) - Angewandte Landschaftsökologie 22, 1-456 S.
- Saukel, J. & Köckinger, H. (1999): Rote Liste gefährdeter Lebermoose (Hepaticae) und Hornmoose (Anthocerotae) Österreichs, 2. Fassung. 2. Aufl. - In: Niklfeld, H.: Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. - Wien (Austria Medien Service) - Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie 10: 172-186.
- Schäfer-Verwimp, A. (1995): Erstnachweis von *Orthotrichum rogeri* für Südwestdeutschland. - Herzogia 11: 81-92.
- Schlüsslmayr, G. (1999): Die Moose und Moosgesellschaften der Haselschlucht im Reichraminger Hintergebirge (Nationalpark Kalkalpen, Oberösterreich). - Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 7: 1-39.
- Schmidt, A. (1960): Zur Kenntnis der Lebermoosarten *Scapania carinthiaca*, *S. glaucocephala* und *S. apiculata*. - Ber. d. Bayer. Bot. Ges. 33: 98-100.
- Schumacker, R. & Martiny, P. (1995): Part 2: Threatened bryophytes in Europe including Macaronesia. - In: European Committee for Conservation of Bryophytes [Ed.]: Red Data Book of European Bryophytes. - Trondheim (The European Committee for Conservation of Bryophytes) p. 29-193.
- Schuster, R.M. (1974): The Hepaticae and Anthocerotae of North America east of the hundredth meridian. Volume III. - New York [u.a.] (Columbia University Pr.) 880 p.
- Schuster, R.M. (1992): The Hepaticae and Anthocerotae of North America east of the hundredth meridian - Volume VI. - Chicago, Ill. (Field Museum of Natural History) XVII + 937 p.
- Siller, I. (1979): *Mannia triandra* (Scop.) Grolle in Hungary. - Acta botanica Academiae Scientiarum Hungaricae 25(1/2): 139
- Soldán, Z. (1992): *Buxbaumia viridis* - a candidate of "red-lists" of bryophytes. - Bryonora 9: 40-44.
- Ssymank, A.; Hauke, U.; Rückriem, C. & Schröder, E. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. BfN-Handbuch zur Umsetzung der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und der Vogelschutz-Richtlinie. - Hilstrup (Landwirtschaftsverlag) - Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53: 1-560.



- Statistisches Bundesamt & Bundesamt für Naturschutz [Hrsg.] (2000): Konzepte und Methoden zur Ökologischen Flächenstichprobe - Ebene II: Monitoring von Pflanzen und Tieren. - Angewandte Landschaftsökologie 33: 1-262.
- Stapper, N.J., Franzen, I., Gohrbandt, S. & Frahm, J.-P. (2000): Moose und Flechten kehren ins Ruhrgebiet zurück - Ergebnisse einer Moos- und Flechtenkartierung im Revier. - LÖBF-Mitt. 2000 (2), 12-21
- Steubing, L. & Fangmeier, A. (1992): Pflanzenökologisches Praktikum - Gelände- und Laborpraktikum der terrestrischen Pflanzenökologie. - Ulmer, Stuttgart, 205 S.
- Takaki, N. (1964): A revision of Japanese Dicranum. - Journal of the Hattori Botanical Laboratory 27: 73-123.
- Tarnavschi, I.T. (1936): Beitrag zur Ökologie und Phytosoziologie der *Buxbaumia indusiata* Bridel sowie zur Verbreitung von *Buxbaumia aphylla* L. und *Buxbaumia indusiata* Brid. in Rumänien. - Buletinul Facultatii de Stiinte din Cernauti 10: 282-290.
- Thomas, A., Mrotzek, R. & Schmidt, W. (1995): Biomonitoring in naturnahen Buchenwäldern - Aufgaben, Methoden und Organisation eines koordinierten Biomonitoringsystems in naturnahen Waldökosystemen der Bundesrepublik Deutschland. - Bonn-Bad Godesberg (Landwirtschaftsverl.) - Angewandte Landschaftsökologie 6, 151 S.
- Toivonen, H. (1972): Distribution of *Dichelyma capillaceum* (With.) Myr. emend. Br. & Schimp. (Bryophyta), especially in northwestern Europe. - Annales botanici Fennici 9(2): 102-106.
- Traxler, A. (1998): Handbuch des vegetationsökologischen Monitorings. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden. - Umweltbundesamt, Wien/A, Monographien 89 A, 1-391
- Urmi, E. (1984): Zur Moosflora des Alpenraumes. - Botanica Helvetica 94:177-188.
- Underwood, A.J. (1997): Experiments in ecology - their logical design and interpretation using analysis of variance. - Cambridge, Cambridge Univ. Press., 504 S.
- Usher, M.B. (1991): Scientific requirements of a monitoring programme. - In: Goldsmith, B. & Köckinger, H. [Ed.]: Monitoring for Conservation and Ecology. - London (Chapman & Hall) p. 15-32.
- Verein Deutscher Ingenieure (1995): Messen von Immissionswirkungen. Ermittlung und Beurteilung phytotoxischer Wirkungen von Immissionen mit Flechten. Flechtenkartierung zur Ermittlung des Luftgütwertes (LGW). - VDI-Handbuch Reinhaltung Luft, Bd. 1 Nr. 3799. Bl. 1
- Webster, H.J. (1987): Elemental analysis of dung mosses (Splachnaceae) and their substrats. - Memoirs of the New York Botanical Garden 45: 171- 178.
- Wiklund, K. (1998): Population ecology of bryophytes with focus on the epixylic moss species *Buxbaumia viridis*, including a review of metapopulation dynamics in plant populations. - Introductory Research Essay, Department of Conservation Biology (Uppsala) 4: 1-21.

- Wirth, V. & Brinkmann, B. (1977): Statistical analysis of the lichen vegetation of an avenue in Freiburg (South-west Germany), with regard to injurious anthropogenic influences. - *Oecologia* (Berlin) 28: 87-101
- Wirth, V.; Cezanne, R. & Eichler, M. (1999): Beitrag zur Kenntnis der Dynamik epiphytischer Flechtenbestände. - *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde. Serie A, Biologie* 595: 1-17.
- Wunder, J. (1999): Abschätzung des Strahlungsklimas geneigter Flächen durch hemisphärische Photographien am Beispiel des NSG Hundsbachtal/Eifel - Estimation of the radiation receipts on slopes using hemispherical photographs - an example from the Hundsbach Valley/Eifel (FRG). - In: Mösel, B.M. & Molenda, R. [Hrsg.]: *Lebensraum Blockhalde - Zur Ökologie periglazialer Blockhalden im außeralpinen Mitteleuropa*. - Bonn (Naturhist. Ver. Rheinlande u. Westfalens) - *Decheniana-Beihefte* 37: 67-80.