

**N**achrichten des  
**E**ntomologischen  
**V**ereins  
**A**pollo



**Ein Verfahren zur Bewertung  
nordostdeutscher Fließgewässer und  
deren Niederungen unter besonderer  
Berücksichtigung der Entomofauna**

zusammengestellt von  
Dietmar Mehl und Volker Thiele

Supplementum **15**  
November **1995**

## Nachrichten des Entomologischen Vereins Apollo

- Herausgeber** Entomologischer Verein Apollo e. V., Frankfurt am Main (gegr. 1897)  
Erster Vorsitzender: Dr. Klaus G. Schurian · Am Mannstein 13 ·  
D-65779 Kelkheim
- Schriftleitung** Wolfgang A. Nässig · Postfach 3063 · D-63158 Mühlheim am Main  
(verantwortlicher Redakteur)
- Redaktionskomitee** Dr. Wolfgang Eckweiler (we), Frankfurt am Main · Ernst Görgner  
(eg), Dessau · Peter J. Hofmann (pjh), Limeshain · Wolfgang A.  
Nässig (wng), Mühlheim · Dr. Klaus G. Schurian (kgs), Kelkheim
- Postanschrift** W. A. Nässig · Postfach 3063 · D-63158 Mühlheim am Main  
**Telefax** (0 61 08) 6 91 11
- Manuskripte** an die Postanschrift
- Autorenrichtlinien** Die jeweils gültige Fassung ist kostenlos bei der Redaktion erhältlich.
- Farbtafeln** Der Druck von Farbabbildungen ist nach Rücksprache möglich.  
Interessierte Autoren wenden sich bitte an die Redaktion.
- Inhalt** Die Autoren sind für den Inhalt ihrer Beiträge allein verantwortlich.  
Die Artikel geben nicht notwendigerweise die Meinung der Redak-  
tion oder des Vereins wieder.
- Layout, Titelgrafik** Dr. Wolfgang Eckweiler
- Druck** Druckhaus Koepcke & Co. oHG · 18273 Güstrow, gedruckt auf  
chlorfrei gebleichtem und säurefrei hergestelltem Papier  
Supplementum 15 wurde mit einem Druckkostenzuschuß des  
Landesamts für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Bol-  
debucker Weg 3, D-18276 Gülzow, gedruckt.
- Abonnement** Jahresmitgliedsbeitrag z. Z. DM 40,— (ab 1996: DM 50,—), Schüler  
und Studenten mit Nachweis DM 20,— (ab 1996: DM 30,—),  
Aufnahmegebühr DM 5,—, Versand ins Ausland zuzüglich Porto,  
Anfragen an W. A. Nässig oder K. G. Schurian (siehe oben)
- Adressenänderungen** an die Postanschrift oder per Telefax (siehe oben)
- Einzelpreis** des Supplementum 15 für Mitglieder DM 30,— (zuzüglich Porto,  
Bezug direkt vom Verein). Bezugsquelle für Nichtmitglieder:  
Forschungszentrum Jülich GmbH, Projektträger Biologie, Energie,  
Ökologie (PT BEO), Außenstelle Berlin, Breite Straße 3, D-10178  
Berlin (Ansprechpartner: Dr. I. Fitting).
- Bankverbindungen** Postbank Frankfurt · BLZ 500 100 60 · Konto 3790 98-601  
Volksbank Dreieich-Langen · BLZ 505 922 00 · Konto 47333
- Kassierer** Anton Bogner · Theodor-Heuss-Straße 56 · D-63225 Langen
- Copyright** © 1995 by Entomologischer Verein Apollo e. V., Frankfurt am Main,  
Germany. All rights reserved
- Kein Teil dieser Publikation darf ohne ausdrückliche Genehmigung  
des Herausgebers in irgendeiner Form reproduziert oder unter  
Verwendung elektronischer Systeme verarbeitet, vervielfältigt oder  
verbreitet werden.

# Ein Verfahren zur Bewertung nordostdeutscher Fließgewässer und deren Niederungen unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna

zusammengestellt von

Dietmar MEHL und Volker THIELE

Mit Beiträgen von

Angela BERLIN, Inge DUTY, Hans-Jürgen GOTTSCHALK, Roland LEMCKE,  
Dietmar LILL, Rudolf PIVARCI, Rolf-Rüdiger STRACHE, Volker THIELE,  
Helmut M. WINKLER, Frank WOLF, Wolfgang WRANIK (Fachbeiträge  
Biologie)

sowie Olaf HELLMUTH, Hermann KÖNKER, Dietmar MEHL (Fachbeiträge  
Naturraumcharakterisierung/Abiotik)



Entomologischer Verein Apollo e. V.  
Frankfurt am Main

Dipl.-Hydrol. Dietmar MEHL  
Dr. rer. nat. Volker THIELE  
Biota — Gesellschaft für ökologische Forschung, Planung und Beratung mbH  
Postfach 1238  
D-18262 Güstrow

Nachr. entomol. Ver. Apollo, **Suppl. 15**: 1—276 (1995):

Ein Verfahren zur Bewertung nordostdeutscher Fließgewässer und deren Niederungen unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna

zusammengestellt von

Dietmar MEHL und Volker THIELE

Das vorliegende Supplementheft ist ein Bestandteil des Forschungsendberichtes zum BMBF-Vorhaben „Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für die Warnow“, Projektleiter Prof. Dr. I. GANS, Direktor des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Boldebuffer Weg 3, D-18276 Gülzow.

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministers für Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 0339517A gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Eingang: 4. iv. 1995

# Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
Danksagung	6
Gesamtzusammenfassung	7
Total abstract	8
I. Die ökologische Bewertung von Fließgewässern auf der Basis der Standorttypie – eine Einführung (Dietmar MEHL und Volker THIELE)	9
II. Das Flußgebiet der Nebel – eine naturräumliche Charakterisierung (Dietmar MEHL, Hermann KÖNKER, Olaf HELLMUTH und Rudolf PIVARCI)	19
III. Die Modellabschnitte an der Nebel in ihrer abiotischen Ausprägung (Dietmar MEHL, Olaf HELLMUTH und Hermann KÖNKER)	41
IV. Ökologische Bewertung von Niederungsbereichen an der Nebel mit unterschiedlicher naturräumlicher Ausprägung unter Nutzung von Schmetterlingen als Bioindikatoren (Lepidoptera) (Volker THIELE)	101
V. Die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als Bioindikatoren für den ökologischen Zustand von Niederungsbereichen der Nebel (Frank WOLF)	123
VI. Die Schwimmkäfer (Coleoptera: Dytiscidae) der Niederungsbereiche der Nebel (Frank WOLF)	137
VII. Untersuchungen zur bioindikativen Nutzung von Syrphiden (Diptera) bei der Bewertung von Niederungsbereichen der Nebel (Inge DURY)	145
VIII. Ökologische Bewertung von Niederungsbereichen der Nebel unter Nutzung bioindikativer Aussagen von Heuschrecken (Saltatoria) (Wolfgang WRANIK)	165
IX. Ökologische Bewertung typischer Fließgewässerabschnitte an der Nebel über Trichopteren als Bioindikatoren (Angela BERLIN)	185
X. Ökologische Bewertung von Fließgewässern mittels Odonaten (Hans-Jürgen GOTTSCHALK)	201

XI. Die Fischfauna der Nebel – ein Indikator zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes? (Helmut M. WINKLER, Dietmar LILL und Roland LEMCKE)	215
XII. Ökologische Bewertung der Niederungsbereiche an der Nebel (Mecklenburg-Vorpommern) durch qualitative Brutvogelbestandsaufnahmen (Rolf-Rüdiger STRACHE)	231
XIII. Ökologische Bewertung der Fließgewässer und ihrer Niederungsbereiche unter Nutzung von höheren Pflanzen (Rudolf PIVARCI)	245
XIV. Zusammenfassende Bewertung des Standorttypieverfahrens und Hinweise für dessen praxisorientierten Gebrauch (Volker THIELE und Dietmar MEHL)	257
Anhang: Farbtafeln der Modellabschnitte an der Nebel	269

## Vorwort

Die Fließgewässer zählen zu den am stärksten anthropogen veränderten Ökosystemen Mitteleuropas. In den letzten Jahrzehnten stand vorrangig die Vermeidung beziehungsweise Verringerung von anthropogenen Stoffeinträgen im Vordergrund der Bemühungen zur Erhaltung und Wiederherstellung naturnaher Gewässer. Es zeigte sich, daß die alleinige Betrachtung der chemisch-physikalischen Wassergüte den ökologischen Zustand des Fließgewässers häufig nur unzureichend widerzuspiegeln vermag. In jüngster Zeit verstärken sich daher die Bemühungen, die natürliche Verzahnung von Fließgewässer, Ufer und umgebender Aue/Niederung sowie die ökosystemare Vernetzung von Flora und Fauna ganzheitlich zu betrachten. So ist es auch Inhalt des bundesweiten Verbundforschungsvorhabens des Bundesministers für Forschung und Technologie zur „Ökologischen Sanierung kleiner Fließgewässer“ erweiterte Fließgewässerbewertungsverfahren zu entwickeln, die diese Aspekte stärker als bislang berücksichtigen.

Die mecklenburgische Warnow, als eines der sechs ausgewählten Fließgewässer, steht stellvertretend für die Gewässerspezifitäten der jungglazialen Landschaft. Am Warnownebenfluß Nebel finden sich diese Bedingungen im relativ kleinräumigen Wechsel. Die vorliegenden Arbeiten widmen sich der Erarbeitung und Verifizierung eines Bioindikationsverfahrens zur Bestimmung von Art und Grad anthropogener Beeinflussung von Gewässer und Niederung am Beispiel der Nebel. Die Ergebnisse an den untersuchten Modellabschnitten zeigen zum einen, daß vor allem der Entomofauna eine herausragende Bedeutung als Bioindikator zukommt. Zum anderen beweist das interdisziplinäre Herangehen, daß die Vorstellungen zur Limnologie nordostdeutscher Fließgewässer nach wie vor unzureichend und teilweise zu korrigieren sind.

Für die Fließgewässerbewertung wird nachfolgend ein neuer Ansatz vorgestellt, der vor allem die Wichtigkeit biologischer Felduntersuchungen, insbesondere deren anschließende Interpretationsmöglichkeiten zur biologischen Bewertung von Naturräumen, in den Blickpunkt rückt. Der wissenschaftlichen Diskussion sehen die Autoren daher mit Interesse entgegen.

Dietmar MEHL und Volker THIELE

Güstrow, im März 1995

## **Danksagung**

Für die kritischen Hinweise und Anmerkungen zum Manuskript bedanken wir uns herzlich bei den Herren Dr. W.-D. Busching, Naumann-Museum Köthen, Dr. K. Janzen, Universität Rostock, Prof. Dr. H.-L. Jentsen, Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt Mecklenburg-Vorpommern, und Prof. Dr. H. Schuhmacher, Universität (GH) Essen. Herrn Dr. R. Pickering, Christchurch (Neuseeland), danken wir herzlich für die Durchsicht der englischen Zusammenfassung.

Unser besonderer Dank gilt dem Entomologischen Verein Apollo e. V., Frankfurt am Main, für die Möglichkeit zur Publikation der Arbeit, insbesondere Herrn Dipl.-Biol. W. A. Nässig für die redaktionelle Bearbeitung der Manuskripte und die Organisation der Drucklegung.

Die Autoren bedanken sich beim Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF), insbesondere bei den Herren Dr. R. Dlaske und Dr. I. Fitting, für die freundliche Unterstützung und die Gewährung eines Druckkostenzuschusses.

## Ein Verfahren zur Bewertung nordostdeutscher Fließgewässer und deren Niederungen unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna

**Zusammenfassung:** In der vorliegenden Schrift wird ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern und deren Niederung vorgestellt, das bioindikatorische Aussagen einer Reihe von Artengruppen mit Untersuchungen zu abiotischen Faktorenkomplexen, wie Mikroklima, Strömung, Moorstruktur etc., verknüpft. Die erste Untersuchungsphase beinhaltete die differenzierte Analyse naturnaher Referenzflächen, die typische Naturräume Mecklenburg-Vorpommerns widerspiegeln. Dabei handelt es sich um mittelgebirgsartig anmutende Durchbruchstäler, durch Seeneinfluß beeinflusste und natürlicherweise rückgestaute Fließgewässerbereiche sowie Niedermoorabschnitte. An Artengruppen fanden für die Bioindikation die Lepidopteren, Carabiden, Dytisciden (Coleoptera), Syrphiden (Diptera), Orthopteren, Trichopteren, Pisces et Cyclostomata und Aves Verwendung. Die Vegetation wurde sowohl im aquatischen als auch im terrestrischen Bereich in die Betrachtungen einbezogen. Nachdem für die einzelnen Naturräume die Artengruppen erfaßt worden waren, sind sie in jeweils drei ökologische Kategorien unterteilt worden. Als Kriterium für die Einordnung wurde die Standorttypie gewählt, d. h. gehört eine Art in das betreffende Ökosystem oder nicht und wie stark ist ihre Anpassung an das Ökosystem. Ubiquisten wurden in die ökologische Kategorie 1, stenöke Arten in die Kategorie 3 gruppiert. Die Kategorie 2 faßt alle mäßig angepaßten Arten zusammen. Diese Eingruppierung nutzend, wurde für jede Artengruppe und jeden Naturraum gesondert ein sogenannter Standorttypieindex berechnet. Dieser drückt das Verhältnis der Anzahl standorttypischer, angepaßter Arten zur Gesamtzahl der nachgewiesenen Arten unter naturnahen Bedingungen aus und kann bei drei Kategorien maximal 3 und minimal 1 sein. Abweichungen vom Standorttypieindex können bei vergleichbaren Naturräumen als erster Hinweis auf ökologische Defizite gesehen werden. Vielfach wurden die Arten einer Artengruppe zur näheren Charakterisierung des Naturraumes in ökologische Gruppen, wie Bruchwald-, Offenland-, Riedflächen- oder Schilfgebietsbewohner, unterteilt. Dadurch läßt sich der jeweilige Naturraum differenzierter in seiner ökologischen Struktur einschätzen. Im letzten Schritt der ökologischen Bewertung der Referenzflächen wurden die autökologischen Ansprüche der einzelnen erfaßten Arten aus der Literatur zusammengetragen und ausgewertet. Damit war eine wichtige Voraussetzung gegeben, um eine Defizitanalyse anthropogen beeinflusster Naturräume vornehmen zu können.

In der zweiten Phase der methodischen Erarbeitung der Bewertungssysteme wurde in vier Modellabschnitten unterschiedlicher anthropogen verursachter Überformungsgrade das Bewertungssystem gesondert für den Gewässer- und Umlandbereich auf seine Funktionsfähigkeit hin überprüft. Degradationen in der Niederung waren vor allem durch landwirtschaftliche Nutzungen und damit verbundene Entwässerungen verursacht. Der Bruchwald oder Schilf- und Riedgebiete waren stark geschädigt oder gänzlich einer landwirtschaftlichen Nutzung gewichen. Im Gewässerbereich bestanden die Degradationen vor allem in Begradigungen und Sohlvertiefungen des Gewässers. Mittels einer Defizitanalyse zwischen dem Artenspektrum der Referenzflächen und dem Artenspektrum der degradierten Modellflächen konnten sowohl der Ausfall standorttypischer Arten als auch eine teilweise drastische Veränderung im Standorttypieindex

festgestellt werden. Über die Nutzung der autökologischen Ansprüche der defizitär Arten konnte Sanierungsbedarf klar abgegliedert werden. Auf Basis dieser Untersuchungen werden geeignete Artengruppen für die Bewertung verschieden strukturierter Räume vorgeschlagen.

Es ist notwendig, die Untersuchungen auf andere Flußsysteme Norddeutschlands auszuweiten. Zudem muß überprüft werden, inwieweit das Bewertungssystem in die Wassergütebestimmung von Fließgewässern Eingang finden kann.

### **A method for the ecological evaluation of north-eastern German streams and lowlands with special reference to Insecta**

**Abstract:** A method is presented for ecologically evaluating north-eastern German streams and lowlands by identifying the relationships between species groups and environmental factors. Examples of these factors are micro-climate, stream course and bog structure. The natural habitats of the Federal State of Mecklenburg-Vorpommern were initially classified as basin-shaped valleys, outflows from lakes, naturally dammed streams or bogs. Indicator species comprised Lepidoptera, Carabidae, Dytiscidae (Coleoptera), Syrphidae (Diptera), Orthoptera, Trichoptera, Pisces et Cyclostomata and Aves. Vegetation from aquatic and terrestrial habitats was recorded. Following an initial classification according to location, species groups were separated into three ecological categories. The criterion for classifying was the so-called "Standorttypie", i.e. whether a species was indigenous or adapted to a particular habitat. Ubiquitous species were grouped into ecological class 1, moderately adapted species into class 2 and highly adapted species into class 3. Using this system, an index ("Standorttypieindex") was determined for all species and natural areas. The index (scale from [minimum] to 3 [maximum]) relates the indigenous and adapted species in each area to the total number of species observed, and deviations from the mean for comparable habitats indicate that environmental rehabilitation is necessary. Species were then more precisely characterised according to ecological niches, e.g. riparian woods, plain or reedbeds, and natural areas were, therefore, evaluated differently. For the first step, previously published species data were compared with those collated in this study to determine the environmental damage inflicted by mankind.

The system was tested using four model sites to investigate its validity in aquatic and terrestrial sites close to streams. The models had all been disturbed by agricultural practice and drainage. Rivers had also suffered from artificial deepening and straightening of their courses, resulting in species decline and then in "Standorttypieindex". An assessment of the rehabilitation needed was estimated by comparing differences in the range of species in natural and disturbed locations. On the basis of this research a list of useful indicator species is proposed. However, it is now necessary to broaden the scope of this study to other rivers in northern Germany to determine its usefulness for defining water quality.

# I. Die ökologische Bewertung von Fließgewässern auf der Basis der Standorttypie – eine Einführung

Dietmar MEHL und Volker THIELE

Dipl.-Hydrol. Dietmar MEHL, Dr. rer. nat. Volker THIELE,  
Biota - Gesellschaft für ökologische Forschung, Planung und Beratung mbH,  
Postfach 1238, D-18262 Güstrow

**Zusammenfassung:** Für die ökologische Bewertung der Fließgewässer wird ein neuer Bewertungsansatz vorgestellt und inhaltlich-methodisch erläutert. Der Ansatz fußt auf dem ökologischen Zusammenhang, daß Organismen in verschiedenartiger Weise und unterschiedlichem Grad an definierbare Lebensräume gebunden sind. Die speziellen Habitats der Fließgewässer, ihrer Ufer und Auen/Niederungen ermöglichten es, bei bioindikativ geeigneten Artengruppen den Bindungsgrad der einzelnen Arten über ihren autökologischen Anspruchskomplex zu definieren. Die darauf basierende Kategorisierung der nachgewiesenen Arten führte zur Bildung eines „Standorttypieindex“, der einen naturraumspezifischen Kennwert darstellt. Dieser bringt zum Ausdruck, ob für den betrachteten Bereich und dessen Habitatverhältnisse stenotope Arten charakteristisch (naturgemäß) sind oder eher eurytopen, und quantifiziert dieses Verhältnis.

## Einführung

Die Fließgewässer gehören zweifelsohne zu den anthropogen am stärksten veränderten Ökosystemen in Mitteleuropa. Der Erkenntnisfortschritt in der Fließgewässerlimnologie der letzten Jahre zeigt dabei deutlich, daß die bisherigen Bemühungen um eine Verbesserung der Gewässergüte zwar Fortschritte zeitigten (z. B. verstärkter Kläranlagenbau), daß jedoch die häufig einseitige chemisch-physikalische Betrachtungsweise der Komplexität der Problematik nicht oder nur unvollständig gerecht wird (FRIEDRICH 1992).

Der Zustand der Gewässer rückt immer stärker in den Mittelpunkt des öffentlichen Interesses. So zeigten die jüngsten Hochwasserereignisse von 1993 und 1995, daß die ökologischen Schäden der mitteleuropäischen Fließgewässer und ihre Folgen mittlerweile ein wirtschaftlich und gesellschaftspolitisch bedeutsames Maß erreicht haben. Die damit einhergehende Forderung nach Wiederherstellung naturnaher Verhältnisse setzt die Kenntnis des natürlichen Gewässerzustandes voraus. Die heutigen Ge-

wässer weisen allerdings den natürlichen Zustand nicht mehr auf (GUNKEL 1994).

So kristallisieren sich immer stärker die aktuellen Aufgaben der angewandten Limnologie heraus:

- Überprüfung und Verifizierung der vorhandenen Modellvorstellungen;
- „Suche“ nach naturnahen Referenzgewässern, deren Untersuchung die Definition von „Leitbildern“ ermöglicht;
- stärkere Beachtung biozönotischer Wechselwirkungen;
- Entwicklung erweiterter Verfahren der Gewässerbewertung, die insbesondere die natürliche Verzahnung von Gewässer, Ufer und Aue/Niederung berücksichtigen;
- Regionalisierung der Limnologie (z. B. regionale Gewässertypologie);
- Entwicklung geeigneter Bioindikationsverfahren zur Bestimmung des Grades der Naturnähe sowie von Art und Intensität anthropogener Beeinflussung;
- Aufbereitung des vorhandenen Wissens zu autökologischen Ansprüchen bioindikativ geeigneter Pflanzen- und Tierarten, um den konkreten Nachweis ökologischer Defizite zu ermöglichen;
- Entwicklung handhabbarer Verfahren zur Bewertung der abiotischen Einflußgrößen, deren Bedeutung bislang unterschätzt wurde (z. B. Mikroklima).

In Mecklenburg-Vorpommern existieren noch verhältnismäßig viele naturnahe Landschafts- und Naturräume. Die in ihnen liegenden Gewässerstrecken weisen einen teilweise hohen Grad an Naturnähe auf und eignen sich daher für die „Leitbilderstellung“. Erschwerend wirkt, daß die „klassischen“ Vorstellungen vom Ökosystem Fließgewässer aus den Erfahrungen und Ergebnissen im Mittelgebirgsraum abgeleitet wurden. Die Art der biozönotischen Gliederung eines Fließgewässers, wie sie beispielsweise von THIENEMANN (1925) und ILLIES (1952, 1961) beschrieben wird, ist damit eine Idealform und trifft nur eingeschränkt auf die Fließgewässer des Norddeutschen Tieflandes zu (BEYER 1932, NIETZKE 1938, ALBRECHT 1952, STATZNER 1979, TOLKAMP 1980, BÖTTGER 1985, BRAUKMANN 1987, TIMM & SOMMERHÄUSER 1993, TIMM & OHLENFORST 1994, MEHL et al. 1994). Tieflandbächen fehlt allgemein das Gefälle als übergeordneter, längsdifferenzierender Faktor (TIMM & SOMMERHÄUSER 1993), so daß insbesondere die

abiotischen Faktoren Wasserströmung, Substratverteilung und Wassertemperatur (TIMM & OHLENFORST 1994) sowie beispielsweise Huminsäureaustrag bei durchflossenen Niedermooren oder die durchflossenen Seen (THIELE et al. 1994 a, b) biozönotisch prägend wirken. Das von VANNOTE et al. (1980) vorgestellte „Fluß-Kontinuum-Konzept“ zur längszonalen Gliederung eines Fließgewässers mittels Struktur und Funktion von Organismengemeinschaften und deren Veränderungen im Verlauf des Gewässers kann für viele Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern auf Grund der bestehenden Azonalität nicht greifen (häufig kleinräumiger Wechsel von Stand- und Fließgewässern, starkes Gefälle im Mittellauf und ähnliches).

Auch die Anwendung des Saprobiensystems zur Bestimmung der biologischen Gewässergüte (FRIEDRICH 1990) stößt in Tieflandsgewässern Mecklenburg-Vorpommerns auf erhebliche Schwierigkeiten, da keine differenzierten Interpretationen des Saprobienindex vorgenommen werden können. So widerspiegelt der Saprobienindex nicht nur die anthropogene Erhöhung der Saprobie, sondern auch die natürliche Autosaprobie des Gewässers und den Teil der Allosaprobie, der auf die natürlichen Einträge des Einzugsgebietes zurückzuführen ist. Somit läßt sich nicht allerorten mit vergleichbarer Aussage auf die tatsächliche anthropogene organische Belastung schließen – ein Umstand der z. B. umweltpolitische Auswirkungen hat. Besonders bedeutsam ist dies bei trophisch dominierten Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes (insbesondere bei rückgestauten Bereichen oder nach durchflossenen Seen), bei denen bereits der geogene Nährstoffeintrag (N, P) erhebliche Bedeutung für die trophischen Verhältnisse hat (MEHL et al. 1994). Zudem verstärkt die anthropogene Nährstoffzufuhr diese Verhältnisse noch. Infolge der Trophieerhöhung nimmt die Intensität autosaprobieller Prozesse sekundär zu, anthropogene Einträge organischer Verbindungen sind so häufig von untergeordneter Bedeutung für die Gewässergüte (BÖRNER et al. 1994).

Die skizzierten Zusammenhänge und Hintergründe unterstreichen zum einen die Notwendigkeit zu verstärkten limnologischen Untersuchungen der Tieflandsgewässer, zum anderen begründen sie die Suche nach Fließgewässerbewertungsverfahren, die die Erkenntnisfortschritte der vergangenen Jahre integrieren.

## Zielstellung

Ausgehend von der ökologisch relevanten abiotischen und biotischen Verzahnung der aquatischen, amphibischen und terrestrischen Lebensräume eines Fließgewässers soll nachfolgend der Begriff „Fließgewässer“ für diese untrennbare Einheit stehen. Der im folgenden diskutierte Bewertungsansatz greift diesen Grundsatz auf.

Die Ergebnisse der Hauptkapitel II bis XV wurden innerhalb des Forschungsprojektes „Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für die Warnow“ (Bundesminister für Forschung und Technologie) am Warnownebenfluß Nebel gewonnen. Dabei war es neben den besonderen Aspekten des Warnowprojektes (z. B. Leitbildentwicklung für die Gewässersanierung) Gesamtzielstellung, ein bioindikativ gestütztes Bewertungsverfahren zu entwickeln, das

- den noch vorhandenen „naturnahen Gewässerzustand in der vorgegebenen Kulturlandschaft“ (HÜTTE et al. 1995) komplex-ökosystemar, das heißt mittels abiotischer und biotischer Parameter, zu definieren vermag (Leitbilderstellung),
- in anthropogen überformten und beeinflussten Gewässerabschnitten den Grad der Entfernung vom naturnahen Referenzzustand bestimmen sowie die ökologischen Defizite klar definieren kann,
- für quasihomogene Gewässerabschnitte den ökologischen Zustand zum einen integral und zum anderen in den Kompartimenten Wasser, Ufer und Land widerspiegelt und damit der natürlichen Verzahnung von Gewässer und Aue/Niederung gerecht wird,
- vorhandenes Wissen zu den autökologischen Ansprüchen von Pflanzen- und Tierarten integriert, aber auch diesbezügliche Wissensdefizite aufzeigen hilft,
- die Eignung verschiedener zoologischer Artengruppen für die gewählte Form der Bioindikation nachweisen sollte (welche Artengruppe indiziert welche Verhältnisse und welche ökologischen Defizite?),
- eine Definition der Verfahrensgrenzen und eine sichere Handhabbarkeit zuläßt.

## Aussagegrenzen

Die Ergebnisse der folgenden Hauptkapitel II bis XV zu den 10 Modellabschnitten an der Nebel müssen natürlich auch in ihren Aussagegrenzen diskutiert werden. Die felddbiologischen Ergebnisse sind in den Jahren 1992 und 1993 gewonnen worden, so daß die Erfassungen unter zeitlichen Prämissen naturgemäß keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben können. Das Jahr 1993 zeichnete sich in der Hauptvegetationsperiode zudem durch eine verhältnismäßig kühle und feuchte Witterung aus, die die Artennachweise erschwerte. Andererseits erscheint es jedoch zweifelhaft, ob diese Umstände für die Grundaufgabe der Erarbeitung einer praktikablen Bewertungsmethodik relevant sind, zumal das entwickelte Verfahren nicht auf bestimmte Einzelartnachweise, sondern auf Nachweis und Bewertung ökologischer Gruppen (Habitatbindung) abzielt.

Vor diesem Hintergrund erweist es sich jedoch auch als notwendig, die Nachweisergebnisse, die an der Nebel gewonnen wurden, auf ihre regionale Gültigkeit beziehungsweise Übertragbarkeit zu überprüfen.

## Methodischer Ansatz

Die Verbreitung von Populationen wird durch die ökologische Potenz der Organismen und den Konkurrenzdruck durch andere Populationen bestimmt. Die ökologische Potenz ist Ausdruck der Toleranzspanne der Organismen für die Veränderung abiotischer und biotischer Umweltparameter. Pflanzen- oder Tierarten mit einer geringen ökologischen Potenz gegenüber einem Umweltfaktor gelten als stenök gegenüber diesem Faktor, solche mit einer großen ökologischen Potenz als euryök. Im übertragenen Sinne wird dieses ökologische Grundprinzip für die Einschätzung der „Enge der Bindung“ einer Art an bestimmte Habitatstrukturen der Fließgewässer und ihrer Auen/Niederungen nachfolgend verwendet. Demgemäß werden Arten mit einer starken Präferenz für bestimmte Habitatstrukturen als stenotop bzw. stenök im weiteren Sinne bezeichnet, die Arten mit geringer Habitatbindung, die in vielen Lebensräumen vorkommen, als eurytop bzw. euryök im weiteren Sinne. Diese Vorgehensweise ist beim vorhandenen Kenntnisstand zu autökologischen Ansprüchen unabdingbar, weil bei vielen Artengruppen diese nur von wenigen Arten hinreichend bekannt sind. So läßt sich die Stenökie in den seltensten Fällen tatsächlich auf „den“ Umweltfaktor beziehen.

In den Hauptkapiteln IV bis XIII ist für die zoologischen Artengruppen Lepidopteren, Carabiden, Dytisciden, Syrphiden, Orthopteren, Trichopteren, Odonaten, Pisces und Cylostomata sowie für die Avifauna eine Eingruppierung der nachgewiesenen Arten erfolgt; Hauptkapitel XIV bezieht die Vegetation in die Bewertung der einzelnen Modellabschnitte ein. Es wurden drei (Bewertungs-)Kategorien gebildet, deren inhaltliche Abgrenzung wie folgt definiert werden kann:

- A) Kategorie 3: Die Art ist stenotop in bezug auf Fließgewässer und deren Auen/Niederungen und damit in spezifischer Art und Weise an den Lebensraum Fließgewässer angepaßt. Nach TISCHLER (1993) kann sie auch als „spezifische Art“ bezeichnet werden, die fast oder ausschließlich in einem einzigen Biotoptyp vertreten ist.
- B) Kategorie 2: Die Art bevorzugt den Lebensraum Fließgewässer (Übergang zwischen stenotop und eurytop). Nach TISCHLER (1993) kann sie als „präferente Art“ gekennzeichnet werden, die einen Biotoptyp bevorzugt, doch auch in anderen, ähnlichen Lebensräumen vorkommt.
- C) Kategorie 1: Die Art ist eurytop (nicht in spezifischer Art und Weise an den Lebensraum Fließgewässer angepaßt) oder streut als wenig spezifisch angepaßte Art temporär aus Randbiotopen ein. Nach TISCHLER (1993) handelt es sich um „indifferente Arten“, die eine größere Anpassungsbreite an viele Umweltfaktoren besitzen, oder um „unterlegene Arten“, denen die Umweltbedingungen nicht mehr genügen, so daß immer wieder Zuzug von außerhalb notwendig ist.

Die Arten der Kategorien 3 und 2 können auch als „Charakterarten“ (TISCHLER 1993) gekennzeichnet werden, da sie den Lebensraum des Fließgewässers in seiner Aue/Niederung am besten charakterisieren.

Die vorgenommene Eingruppierung in die Kategorien erfolgte nach den für die jeweilige Art aus der Literatur bekannten autökologischen Habitatansprüchen und nach eigenen Beobachtungen. Nachdem jeder in einem naturräumlich quasihomogenen Fließgewässerabschnitt gefundenen Art eine der drei Bewertungskategorien (BK) zugeordnet wurde, wird es möglich, abschnittsbezogen für jede Artengruppe einen Index zu berechnen, den sogenannten „Standorttypieindex“ (THIELE et al. 1994, 1995):

$$STI = \frac{\sum_{i=1}^n BK_i}{n}$$

STI = Standorttypieindex der jeweiligen Artengruppe

BK = Bewertungskategorie der i-ten Art

n = Gesamtzahl der nachgewiesenen Taxa

i = i-tes Taxon

Der Standorttypieindex ist ein naturraumspezifischer Kennwert, der in dieser Form Werte zwischen im Minimum 1,0 und im Maximum 3,0 annehmen kann. Ein niedriger Standorttypieindex zeigt an, daß eurytope Arten der jeweiligen Artengruppe dominieren, ein hoher dagegen, daß stenotope Arten vorherrschen. Für die noch vorhandenen naturnahen Referenzabschnitte und deren Ausprägungsformen von Fließgewässer, Uferbereich und Niederung läßt sich auf dieser Basis ein naturnaher Referenzwert mit naturraumtypischer Schwankungsbreite erhalten. Dieser bringt zum Ausdruck, ob für den betrachteten Bereich und dessen Habitatverhältnisse stark adaptierte (stenotope) Arten charakteristisch (naturgemäß) sind oder eher eurytope. Der Zahlenwert entspricht dabei dem normierten Verhältnis der drei ökologischen Bewertungskategorien zueinander.

So erbrachten die unten stehenden Ergebnisse bei manchen Artengruppen auch den scheinbar widersprüchlichen Nachweis, daß in einigen naturnahen Modellabschnitten (z. B. in naturnahen Niedermooren) eine geringe Gesamtartenzahl und das Auftreten von ausschließlich eurytopen Arten offensichtlich naturgemäß sind. Damit belegen die Ergebnisse auch die mittlerweile bekannte Tatsache, daß die Diversität von Arten kein ausreichendes Bewertungskriterium für Landschafts- und Naturräume darstellt.

Sekundär ist das Auftreten starker Abweichungen des Standorttypieindex außerhalb der natürlichen Schwankungsbreite als ein Anhalt für den Degradationsgrad vergleichbarer und anthropogen überformter Naturräume (hemerobe Räume) zu werten. Anthropogene Störungen können grundsätzlich durch Auslenkungen des STI in positiver oder negativer Richtung angezeigt werden.

Das Standorttypieverfahren entspricht damit bis zu diesem Punkt dem Verfahren der Bioindikation über sogenannte „Gebietsindikatoren“ (PLACHTER 1991), deren Lebensfunktionen sich mit bestimmten Umweltfaktoren so eng korrelieren lassen, daß sie auch als Zeiger für natürliche Standortverhältnisse verwendet werden können (SCHUBERT 1991).

Das Verfahren ermöglicht jedoch noch eine weitere Auswertemöglichkeit: In anthropogen überformten Gewässer- und Niederungsabschnitten lassen sich im Regelfall charakteristische Artendefizite konstatieren, deren ökologische Anspruchskomplexe (Komplex autökologischer Ansprüche) grundsätzlich eine Ökosystemdefizitanalyse ermöglichen. So läßt sich das Bewertungsverfahren letztlich in zwei Phasen untergliedern:

1. Gebietsindikation, d. h. Bewertung der natürlichen und anthropogenen Habitatverhältnisse über den artengruppenbezogenen Standorttypieindex;
2. unspezifische Bioindikation, d. h. „Ausfiltern“ dominierender „negativer“ Umweltfaktoren über eine Differenzanalyse der autökologischen Ansprüche „ausgefallener Arten“.

Das Verfahren ist als Ansatz zu werten, biozönotische Aspekte stärker als bislang in die Bewertung der Fließgewässer zu integrieren und dabei vor allem den notwendigen „Schritt an Land“ zu tun. Die Ergebnisse der folgenden Hauptkapitel zeigen, daß der eingeschlagene Weg in die richtige Richtung führt.

## Literatur

- ALBRECHT, M. L. (1952): Die Plane und andere Flämlingbäche (ein Beitrag zur Kenntnis der Fließgewässer der Endmoränenzüge der Norddeutschen Tiefebene). - Z. Fischerei 1: 389-476.
- BEYER, H. (1932): Die Tierwelt der Quellen und Bäche des Baumbergegebirges. - Abh. Westf. Prov.-Mus. Naturkunde 3: 9-187.
- BÖRNER, R., BÖNSCH, R., FADSCHILD, K., GOSSELCK, F., HÜBENER, T., KLINKENBERG, G., KOLBOW, D., LILL, D., MERKEL, G., NEUMANN, C., RANDOW, F. F. E., SCHLUNGBAUM, G., SELIG, U., & WINKLER, H. (1994): Ein Beitrag zur Biologie der Warnow, eines norddeutschen nacheiszeitlichen Tieflandflusses. Schriftenr. Landesamt. f. Umwelt u. Natur Mecklenburg-Vorpommern 2: 56-92.
- BÖTTGER, K. (1985): Zur ökologischen Grundlage von Güteaussagen bei Fließgewässern unserer Kulturlandschaft unter besonderer Berücksichtigung der Situation

- im ländlichen Raum Norddeutschlands. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst. 55: 35-62.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - Arch. Hydrobiol. Beitr. 26: 1-355.
- FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobiensystems. - Z. Wasser- u. Abwasser-Forsch. 23: 141-152.
- (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern - eine unlösbare Aufgabe? S. 1-7 in: FRIEDRICH, G., & LACOMBE, J. (Hrsg.): Limnologie aktuell. Ökologische Bewertung von Fließgewässern. - Stuttgart, New York (Fischer).
- GUNKEL, G. (1994): Bioindikation in aquatischen Ökosystemen. Bioindikation in limnischen und küstennahen Ökosystemen - Grundlagen, Verfahren und Methoden. Bearb. von 19 Fachwissenschaftlern. - Jena, Stuttgart (Fischer), 540 S.
- HÜTTE, M., BUNDI, U., & PETER, A. (1995): Konzept für die Bachentwicklung im Kanton Zürich. - Wasserwirtschaft 85: 16-20.
- ILLIES, J. (1952): Die Mölle. Faunistisch-ökologische Untersuchungen an einem Forellenbach im Lipper Bergland. - Arch. Hydrobiol. 46: 424-612.
- (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. - Int. Rev. ges. Hydrobiol. 69: 205-213.
- MEHL, D., THIELE, V., & BERLIN, A. (1994): Das Warnowgebiet - ein physiographischer und landschaftshistorischer Abriß. - Schriftenr. Landesamt. f. Umwelt u. Natur Mecklenburg-Vorpommern 2: 3-32.
- NITZKE, G. (1938): Die Kossau. Hydrobiologisch-faunistische Untersuchungen an schleswig-holsteinischen Fließgewässern. - Arch. Hydrobiol. 32: 1-74.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz (korrigierter Nachdruck der 1. Auflage). - UTB für Wissenschaft, Stuttgart (Fischer), 464 S.
- SCHUBERT, R. (1991): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Jena (Fischer), 338 S.
- STATZNER, B. (1979): Der Obere und Untere Schierensee (Schleswig-Holstein). Strukturen und Funktionen in zwei norddeutschen See-Ausfluß-Systemen, unter besonderer Berücksichtigung der Makroinvertebraten. - Dissertation, Mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich, Universität Kiel.
- THIELE, V., BERLIN, A., THAMM, U., MEHL, D., & ROLLWITZ, W. (1994): Die Bedeutung von ausgewählten Insektengruppen für die ökologische Bewertung von nordostdeutschen Fließgewässern und deren Niederungsbereichen (Lepidoptera, Odonata, Trichoptera). Nachr. entmol. Ver. Apollo, Frankfurt/M., N.F. 14: 385-406.
- , MEHL, D., & BERLIN, A. (1995): Ansätze für ein Bewertungsverfahren für die Fließgewässer und Niederungen im Einzugsgebiet der Warnow unter besonde-

- rer Berücksichtigung der Entomofauna. - Arch. Hydrobiol. Suppl. 101, Large Rivers 9: 1-16 (im Druck).
- THIENEMANN, A. (1925): Die Binnengewässer Mitteleuropas. - Die Binnengewässer 1: 1-255.
- TIMM, T., & OHLENFORST, F. H. (1994): Der grundwassergeprägte Tieflandbach. *Limnologica* 24: 213-229.
- , & SOMMERHÄUSER, M. (1993): Bachtypen im Naturraum Niederrheinische Sandplatten Ein Beitrag zur Typologie der Fließgewässer des Tieflandes. *Limnologica* 23: 381-394.
- TISCHLER, W. (1993): Einführung in die Ökologie. - Stuttgart, Jena, New York (G. Fischer), 528 S.
- TOLKAMP, H. H. (1980): Organism-substrate relationships in lowlands streams. - *Agric. Res. Rep.* 907: 1-211.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. K., & CUSHING, C. E. (1980): The river continuum concept. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.

## II. Das Flußgebiet der Nebel – eine naturräumliche Charakterisierung

Dietmar MEHL, Hermann KÖNKER, Olaf HELLMUTH und Rudolf PIVARCI

Dipl.-Hydrol. Dietmar MEHL, Biota – Gesellschaft für ökologische Forschung, Planung und Beratung mbH, Postfach 1238, D-18262 Güstrow

Doz. Dr. agr. habil. Hermann KÖNKER, Universität Rostock, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Postfach 999, D-18051 Rostock

Dr. rer. nat. Olaf HELLMUTH, Klima-Consult Technologiezentrum, Lindenstraße 39, D-17033 Neubrandenburg

Dipl.-Biol. Rudolf PIVARCI, Universität Rostock, Institut für Landschaftsplanung und Landschaftsökologie, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18059 Rostock

### 1. Einleitung

Für das Einzugsgebiet der Nebel (Mecklenburg-Vorpommern) erfolgt eine übergreifende Darstellung der natürlichen Gegebenheiten unter Berücksichtigung anthropogener Veränderungen. Dabei wird ein besonderes Augenmerk auf die Verhältnisse im Flußniederungsbereich der Nebel gelegt. Die Charakterisierung der geomorphologischen, pedologischen, meteorologischen, hydrographisch-hydrologischen und chemisch-physikalischen Verhältnisse sowie der natürlichen Vegetation verfolgt zum einen das Ziel, die Einordnung biologischer Untersuchungen zu ermöglichen, zum anderen wird die mögliche Modellfunktion der Nebel für andere glazial/postglazial geprägte Fließgewässer herausgearbeitet.

### 2. Allgemeines

Als bedeutendster Nebenfluß der Warnow entwässert die Nebel eine Fläche von 927,9 km<sup>2</sup> (Anonymus 1970) und zählt damit zu den größeren Fließgewässern im mittleren Mecklenburg (Abb. 1). Der Malkwitzer See im Müritzkreis unweit der mecklenburgischen Hauptwasserscheide zwischen Nord- und Ostsee bildet die Quelle der Nebel. Nach Durchfließen einer Seenkette (Kraazer See, Hofsee, Orthsee und Linstower See) wendet sich die Nebel in westliche Richtung, um nach Durchqueren mehrerer Moore (Kiether Moor, Dobbiner Moor etc.) bei Dobbin in den Krakower See (1570 ha) zu münden (Abb. 2).

Nach Ausfluß aus dem nördlichen Teil des Krakower Sees und nach Durchbruch durch die pommerschen Endmoränenzüge passiert die Nebel

das Hoppenrader Becken, bevor sie bei Kirch-Rosin in ein breites Talmoor eintritt. Nördlich von Klueß wird sie in westlicher Richtung abgelenkt und fließt ab Güstrow in einem breiten Längstal, bevor sie bei Bützow in die Warnow mündet. Ein Großteil der Wassermenge wird jedoch heute zwischen Güstrow und Bützow über den zur Jahrhundertwende für die Flußschifffahrt gebauten Güstrow-Bützow-Kanal geleitet. Die noch vorhandene „Alte Nebel“ wird über ein Streichwehr mit Nebelwasser gespeist.

Wichtige Zuflüsse der Nebel sind Löbnitz, Au graben, Teuchelbach und Hohensprenzer Mühlbach. Im Südteil des Güstrower Beckens liegen der Parumer See (205 ha), der Sumpfsee (127 ha) und der Insensee (454 ha), die in die Nebel entwässern. Die Nebel ist mit ihrem begleitenden Niederungsbereich vom Ausfluß Krakower See bei der Serrahner Straßenbrücke bis oberhalb der Straßenbrücke über die Bundesstraße 103/104 bei Klueß auf einer Fließstrecke von 22,2 Kilometern unter Naturschutz gestellt.

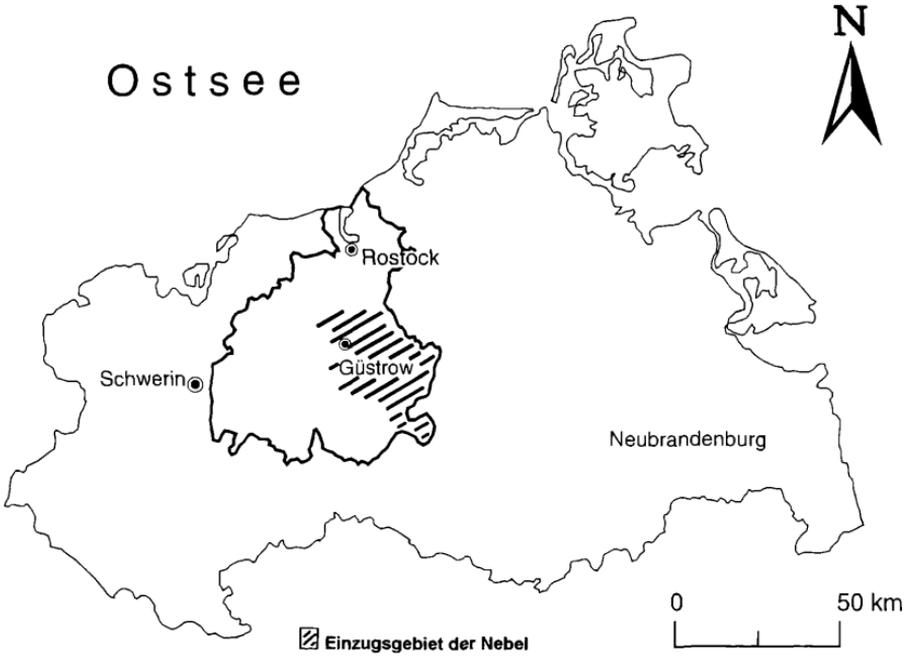
Die Nebel ist ein Tieflandfluß, der für Mecklenburg-Vorpommern typische Naturräume aufweist (z. B. durchflossene Niedermoore, Durchbruchstäler, durchflossene Seen, ausgedehnte Erlenbrüche und Schilfbereiche, rückgestaute Bereiche, langsamfließende Unterlaufstrecken). Zusammen mit den nachweisbar verschiedenen Graden anthropogener Beeinflussung von Einzugsgebiet, Niederung und Fließgewässer kann die Nebel damit grundsätzlich für Vergleiche mit anderen Flußsystemen in Mecklenburg-Vorpommern und ähnlichen glazial/postglazial geformten Räumen herangezogen werden (THIELE et al. 1993).

### **3. Die Glazialmorphologie und deren Auswirkungen auf die hydrographischen Verhältnisse**

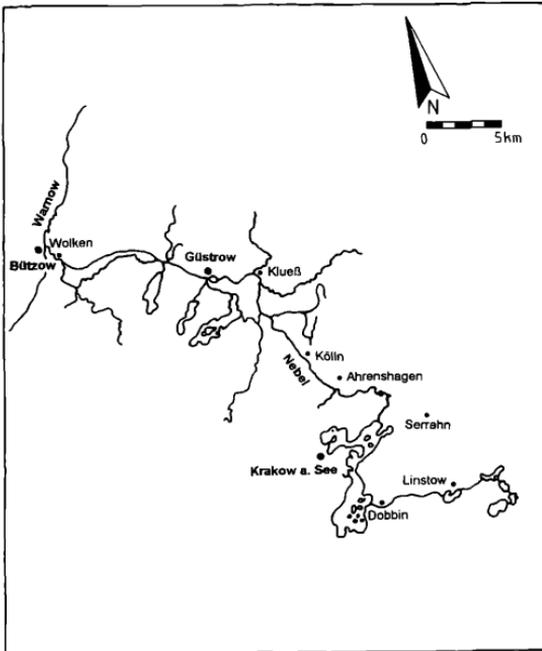
Die geomorphologische Situation in Mecklenburg-Vorpommern ist geprägt durch die Weichselvereisung (nachfolgende Verwendung der gebräuchlichen glazialmorphologischen Terminologie nach GEINITZ 1884, 1922, GROSS 1914, WUNDERLICH 1917, RICHTER 1963, HURTIG 1966, KAHLE 1981 etc.).

Die morphologische Großgliederung des Nebelgebietes von Süden nach Norden entspricht deshalb einem Teil der glazialen Serie:

- a) Sander des Pommerschen Stadiums
- b) Innere Baltische Endmoräne (Pommersche Hauptendmoräne)



**Abb. 1:** Das Flußgebiet der Nebel im geographischen Bezug zu Mecklenburg-Vorpommern und zum Einzugsgebiet der Warnow.



**Abb. 2:** Der Nebelverlauf von der Quelle im Malkwitzer See bis zur Mündung bei Bützow.

- c) Gletscherzungenbecken und ihre Randmoränen
- d) Wellige bis kuppige Grundmoräne mit Randschutzzonen (Rückzugsstapfeln)

Folgt man der Nebel von der Quelle im Malkwitzer See bis zur Mündung in die Warnow bei Bützow, so läßt sich diese Gliederung untersetzen (siehe auch Abb. 2): Eingebettet in eine Sanderlandschaft, die ihr Entstehen dem Pommerschen Stadium verdankt, fließt die Nebel bis zum Krakower See ausschließlich in ehemaligen Schmelzwasserrinnen des Pommerschen Stadiums. Bis zum Orthsee strömt sie dabei nordwärts entgegen der ursprünglichen Schmelzwasserichtung. Von hier bis zum Krakower See nutzt sie in westlicher Richtung eine Abflußbahn, die ursprünglich den Krakower See südwestlich in Richtung Elbe-Urstromtal querte. Der deutlich zweigeteilte Krakower See ist in seinem Südteil als Rinnensee ausgebildet, der den Südbogen des Krakower Endmoränenbogens (Alt-Sammerter Bogen) durchbricht und im Sander nach Süden führt. Als Nordteil schließen sich zwei Zungenbeckenseen an, das Zungenbecken des Krakower Binnensees und das des nördlichen Krakower Sees mit dem Serrahner See (RICHTER 1963).

Aus dem Serrahner See tritt die Nebel nordostwärts aus und durchbricht hier, wiederum entgegen der ehemaligen Schmelzwasserfließrichtung, den Nordbogen des Krakower Endmoränenlobus, den sogenannten Charlottenthaler Bogen (RICHTER 1963). In dem sich anschließenden Bereich großflächiger Eisauflösung nutzt die Nebel weiter vorhandene ehemalige Abflußrinnen. Mit Durchbruch der Randmoräne des Hoppenrader Beckens, einer spätglazialen Bildung, erreicht die Nebel das Hoppenrader Becken. Ab Kirch-Rosin schlängelt sie sich nordwärts bis in Höhe Klueß durch ein breites Talmoor, das sich als Sekundärbildung einer glazialen Schmelzwasserbahn weiter über den Aufragen und die Recknitz bis zum Saaler Bodden erstreckt. Die Nebel knickt in ihrem Verlauf in Höhe Klueß fast rechtwinklig nach Westen ab und durchfließt in einem breiten vermoorten Tal die Grundmoränenlandschaft von Güstrower und Bützower Becken, ehe sie bei Bützow von der Warnow aufgenommen wird.

Die Nebel läßt sich als Gewässersystem dem sogenannten Jungmoränentyp (MARCINEK & ROSENKRANZ 1988) zuordnen. Diese Gewässersystemart entstand primär infolge der glazialen Landschaftsgenese als Flußnetz in „normal hierarchischer Art und Weise“. Bei den spätglazialen Landschaftsveränderungen (Auftauen der Toteiskörper, Schwinden des Dauerfrostbodens) mußten die Gewässer dem veränderten Landschaftsbild

Rechnung tragen. Es kam unter anderem zu Laufverlegungen und dem Anschluß von Seen an das Fließgewässersystem. „Es bildete sich – angepaßt an das periglaziär überformte, vom Inlandeis gestaltete Gelände – eine chaotisch anmutende, unübersichtliche Gewässersystemart (Flüsse und Seen), in der zahlreiche Flächen (oberirdisch abflußlose Becken) keinen Anschluß an die oberirdische Entwässerung zum Meer erhielten“ (MARCINEK & ROSENKRANZ 1988). Zudem führten die veränderten Gefälleverhältnisse in postglazialer Zeit infolge von Landsenkungen und der bedeutenden Littorinatransgression im Baltischen Raum zu weitreichenden Änderungen des natürlichen Fließverhaltens der Gewässer, vor allem der Unterläufe. Die breiten Täler der Flußunterläufe verlandeten und vermoorten, auch die Nebel geriet in ihrem Unterlauf in natürlichen Rückstau durch die Warnow und bildete großflächig Versumpfungs- und Verlandungsmoore, die sich zum Teil als Durchströmungsmoore weiterentwickelten.

Die für Fließgewässer relevanten Beziehungen zwischen Niederschlag und Abfluß werden determiniert durch klimatische und physiographische Faktoren. Das vorherrschende Niederschlags- und Temperaturregime (siehe unten) erlaubt die Zuordnung der Nebel zum ozeanischen Abflußregime (MANGELSDORF & SCHEURMANN 1980). Dieses ist grundsätzlich gekennzeichnet durch ein Wintermaximum der Niederschläge, die nur zu einem unbedeutenden Teil als Schnee fallen, und großem Wasserbedarf während des sommerlichen Verdunstungsmaximums. Abflußmaxima sind typisch von Januar bis März/April, zum Teil bis in den Mai hinein, die Minima liegen hingegen im Spätsommer bis Herbst. Obwohl im Nebelgebiet das Hauptmaximum der Niederschläge im langjährigen Mittel im Sommer auftritt (Sommer: konvektive Niederschlagsereignisse bedeutend), ist diese Zuordnung möglich, da die Evapotranspirationsprozesse im Winterhalbjahr die auftretenden Niederschlagsmengen (Nebenmaxima) verhältnismäßig gering beeinflussen (Winter: advektive Niederschlagsereignisse bedeutend).

Die Durchflußcharakteristika der Nebel werden durch die Retentionswirkung der Seen (künstlich mittels Wehren verstärkt) gravierend beeinflusst. Daneben bestimmen die hydraulisch wirksamen Parameter wie Sohlgefälle, Rauigkeit, Fließquerschnitt, Lauflänge etc. den Durchflußverlauf im Gewässersystem. Der Abflußbildung und -konzentration liegen naturgemäß bodenphysikalische (Infiltration, Sättigungsgrad etc.) und

geometrische (Gefälle, Größe und Form des Einzugsgebietes etc.) Parameter zugrunde.

In Zeiten mit trockener Witterung herrscht Grundwasserabfluß in den mecklenburgischen Fließgewässern vor (SCHLINKER 1969). Diese Verhältnisse gelten grundsätzlich auch für das Nebelgebiet. Charakteristisch für die hydrogeologische Situation im Nebelgebiet ist das Vorhandensein mehrerer, in Stockwerken angeordneter Grundwasserleiter, die in Anzahl, Mächtigkeit und flächenhafter Ausdehnung sehr differenziert auftreten können. Mancherorts ist in bedeckten Grundwasserleitern gespanntes Grundwasser vorhanden, was zur Artesik führen kann (Anonymus 1984).

**Tabelle 1:** Hydrologische Hauptzahlen der Nebel ohne das Jahr 1973 (Durchflüsse in m<sup>3</sup>/s), Pegel Güstrow, 13,6 km oberhalb der Mündung, Einzugsgebiet = 645,0 km<sup>2</sup> (Daten: Anonymus 1994 a).

Äußerste Durchflüsse			NNQ: 07.08.1969 0,03					HHQ: 25.05.1983 21,0				
<b>Hauptzahlen 1961/1993 aus 32 Jahren</b>												
	Nov.	Dez.	Jan.	Feb.	Mrz.	Apr.	Mai	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Okt.
Dat.	1976	1988	1972	1972	1972	1974	1974	1963	1963	1969	oft	1976
NQ	0,39	0,71	0,61	1,35	1,35	1,0	0,9	0,2	0,05	0,03	0,05	0,09
MNQ	2,27	3,01	4,12	4,32	4,18	4,04	2,43	1,42	1,07	1,05	1,07	1,37
MQ	3,35	4,96	6,12	6,06	6,23	5,9	3,96	2,64	2,08	1,88	1,88	2,1
MHQ	5,46	8,01	9,83	9,59	9,28	8,42	6,42	5,1	3,72	3,28	3,63	3,8
HQ	12,1	16,9	17,8	20,1	18,1	20,0	21,0	12,9	7,38	8,21	12,3	17,2
Dat.	1981	1978	1968	1976	1981	1970	1983	1983	1983	1980	1978	1992
<b>Reihe 1961/1993</b>												
	Dat.	NQ	MNQ	MQ	MHQ	HQ	Dat.					
Winter	1976	0,39	1,88	5,43	12,7	20,1	1976					
Sommer	1969	0,03	0,649	2,42	7,87	21,0	1983					
Jahr	1969	0,03	0,609	3,92	13,3	21,0	1983					

Anthropogene Veränderungen führten zu einer Veränderung der natürlichen Abflußverhältnisse im Nebelgebiet. Dies betrifft primär die Veränderungen der natürlichen Vegetation und Bodenbedeckung (siehe unten) über die verschiedenen Formen der Landnutzung. Als Konsequenz vergrößerte sich der Anteil schneller Abflußkomponenten bei der Abflußbildung. Die Entwaldung verringerte einerseits die Transpirationsleistung der Vegetation, führte andererseits regional zu einer stärkeren Grundwasserneubildung und zu einem insgesamt höheren Gebietsabfluß. Gleichwohl setzte in einigen Gebieten (vor allem bei Vorhandensein leichterer Böden) infolge der Entwaldung auch eine erhöhte Bodenerosion ein.

Die hydrologischen Hauptzahlen der Nebel (Tab. 1) belegen, daß sich die Nebel hinsichtlich der Stärke des Auftretens von Hoch- und Niedrigwasserereignissen wie ein typischer Tieflandfluß verhält. Relativ geringe Niederschläge in Intensität und Dauer sowie die Physiographie des Gebietes bedingen, daß der „träge“ Grundwasserabfluß die Hauptabflußkomponente darstellt. Die durchflußbestimmenden hydraulischen Parameter und die Retentionswirkung der Seen und Niederungen vergleichmäßigen weitestgehend den Durchflußverlauf im Gewässersystem.

#### 4. Das Großraum- und Landschaftsklima

Das unmittelbare Niederungsgebiet der Nebel erstreckt sich annähernd in einer Achse von Bützow im Nordwesten bis Malkwitz im Südosten und gehört zum „stärker maritim beeinflussten Mecklenburger Klima“ (BÖER 1965, BÖER & SCHMIDT 1978, KOPP & SCHWANECKE 1971, KOPP & KIRSCHNER 1985, ADLER 1987), einem durch den großräumigen Klimawandel vom Atlantik nach Eurasien und dem aus der Mecklenburger Bucht kommenden Ostseeinfluß stark ozeanisch geprägten Übergangsklima. Die Zunahme der Kontinentalität von der westlichen Begrenzung Westmecklenburgs über den Schweriner See hinweg nach Osten bis in den Raum Laage-Güstrow-Krakow bewirkt eine allmähliche Abnahme der Windgeschwindigkeiten, der Luftfeuchte und der Niederschläge sowie eine langsame Zunahme der täglichen und jährlichen Temperaturschwankungen, der Frostgefährdung, der Frostdauer und der Sonnenscheindauer.

Von der Westgrenze Mecklenburgs bis in den Untersuchungsraum nimmt der mittlere Jahresniederschlag von über 650 mm auf etwa 585-615 mm ab, das Gebietsmittel Westmecklenburgs beträgt 604,8 mm (76 Statio-

Tabelle 2: Klimatologische Normalwerte mit Parameterintervall

Klimatologische Normalwerte						Parameterintervall	
Jahresmittel der Lufttemperatur						7,7 — 8,0°C	
Januartemperatur		Jultemperatur		Jahresmaximum		Jahresminimum	
-0,7 — -1,2°C		16,4 — 17,1°C		30,2 — 31,3°C		-15,0 — - 16,6°C	
Anzahl der heißen Tage (Lufttemperatur $\geq 30^\circ\text{C}$ )						2,4 — 2,6	
Anzahl der Sommertage (Lufttemperatur $\geq 25^\circ\text{C}$ )						19,5 — 20,4	
Anzahl der Eistage (Lufttemperaturmaximum $< 0^\circ\text{C}$ )						24,3 — 28,5	
Anzahl der Frosttage (Lufttemperaturminimum $< 0^\circ\text{C}$ )						81,8 — 88,0	
Anzahl der Tage mit Lufttemperaturminimum $< -10^\circ\text{C}$						7,1 — 9,3	
Datum des ersten Frostes / des letzten Frostes						20.10. — 2.11./ 24.4. — 1.5.	
Jahresschwankung der Lufttemperatur						46,3 — 47,2°C	
Gebietsmittel des Niederschlages (Nordwestmecklenburg)						604,8 mm	
Bützow	Plaaz	Güstrow	Teterow	Lohmen	Krakow	Goldbg.	Noss.H.
611 mm	599 mm	585 mm	546 mm	588 mm	618 mm	571 mm	596 mm
Jahresverdunstung freier Wasserflächen für verschiedene Gewässertiefen							
2—4 m		4—9 m		9—16 m		> 16 m	
634 mm		627 mm		622 mm		622 mm	
PET—Jahressumme						537 mm	
PET der Vegetationsperiode (April—Oktober)						489 mm	
Hauptwindrichtung						240°(WSW)	
Häufigste Windgeschwindigkeit (10 m Höhe)						3 — 4 m/s	
Häufigkeit von Windgeschwindigkeiten $< 3\text{m/s}$						35,1%	
Jahresmittel der relativen Feuchte						82 — 83%	
Jahresminimum der relativen 13—Uhr—Feuchte (März—April)						13 — 20%	
Anzahl der Tage mit rel. 13—Uhr—Feuchte $\geq 70\%$						196,8 — 216,3	
Anzahl der Tage mit rel. 13—Uhr—Feuchte $\leq 40\%$						13,2 — 15,4	
Jahresmittel des Wasserdampfdruckes						9,4 hPa	
Jahresmittel des Bedeckungsgrades (Achtel)						5,1 — 5,4	
Anzahl der heiteren Tage (Bedeckungsgrad $< 1,6$ Achtel)						28,2 — 35,4	
Anzahl der trüben Tage (Bedeckungsgrad $\geq 6,4$ Achtel)						125,9 — 145,2	
Jahressumme der Sonnenscheindauer						1651 — 1733 h	
Jahressumme der Sonnenscheindauer für Schwerin						1666,3 h	
Astronomisch mögliche Sonnenscheindauer für Schwerin						4393,0 h	
Relative Sonnenscheindauer für Schwerin						37,93%	
Anzahl der Tage mit Sonnenscheindauer $< 1,0$ h						125,6 — 126,0	
Anzahl der Tage mit Sonnenscheindauer $\geq 10,0$ h						53,0 — 57,4	
Anzahl der Nebeltage						62,8 — 71,2	

nen). Im Innern des Bützow-Güstrower Beckens sind die Niederschlags-höhen geringer als an den staubegünstigenden Randerhebungen. Stauer-scheinungen treten auch an den im Norden und Süden der Seenplatte lie-genden 75–125 m hohen Jungmoränenhügeln auf, wo ca. 50 mm höhere Jahresniederschläge zu erwarten sind als im mittleren Teil über den gro-ßen Seen.

Die Stationen Bützow-Wolken und Krakow am See weisen bezüglich des Gebietsmittels überdurchschnittliche, Plaaz, Güstrow, Lohmen, Goldberg und Nossentiner Hütte leicht und Teterow deutlich unterdurchschnittliche Niederschlagssummen auf. Für die innerjährliche Verteilung der Nie-derschläge sind die relativ hohen Sommerniederschläge (Julimaximum, West- und Nordwestwetterlagen sowie lokale Gewitter) und niedrigen Winterniederschläge (Februarminimum, West- und Südwestwetterlagen) typisch.

Die mittlere jährliche Verdunstungshöhe nimmt mit der Entfernung von der Küste senkrecht zur Linie Rügen-Lübecker Bucht landeinwärts um ca. + 6 mm/10 km zu (RICHTER 1982). Im Untersuchungsraum beträgt die Jahresverdunstung für ausreichend windexponierte Standgewässer (Was-seroberfläche 1–2 km<sup>2</sup>) in Abhängigkeit von der Gewässertiefe 622–634 mm. Die Verdunstung windgeschützter kleinerer Gewässer (starker Ufer-bewuchs, Verhältnis Uferlänge zu Umfang einer äquivalenten Kreisfläche > 2, Tallage) ist 5–10 % niedriger als bei windexponierten Gewässern glei-cher mittlerer Tiefe. Die Verdunstung sehr flacher Gewässer (z. B. Fisch-teiche mit 2,5 m mittlerer Gewässertiefe) ist ca. 10 % höher. Im Mai bis September findet mit ca. 70 % der größte Teil der Jahresverdunstung statt. Im Februar bis Juli ist die Verdunstungshöhe von flachen Gewäs-sern am höchsten, im August bis Januar die der tieferen Gewässer.

Die potentielle Evapotranspiration (PET) als maximal möglicher Wasser-verlust einer stets ausreichend mit Wasser versorgten, kurzen grünen Ra-sendecke beträgt im Jahr 537 mm, in der Vegetationsperiode 489 mm. Das Maximum der PET tritt mit 102 mm im Juni auf. Die potentielle Tag-verdunstung (PTV) als PET in der photosynthetisch aktiven Zeit von Son-nenaufgang bis Sonnenuntergang (geöffnete Spaltöffnungen bei guter Wasserversorgung) (STÖCKER 1956, WALTER 1960, KREEB 1974, NAUMANN-TÜMPFEL et al. 1985) beträgt in der Vegetationsperiode 438 mm, die öko-klimatische Wasserbilanz (ÖWB = N minus PTV) –21 mm (Schwerin, April-Oktober 1951–70, N = 417 mm).

Der ökoklimatische Feuchtequotient ( $FQ = N : PTV$ ) beträgt 0,95 (Schweirin). Er steht in enger Beziehung zu bestimmten biotischen Merkmalen, wie z. B. charakteristischen Florenelementen, Vegetationstypen und spezifischen Humusformen (WALTER 1960). In Bereichen mit  $FQ > 1$  (Küstenraum) treten Böden mit einer starken Auflage von wenig zersetztem Humus auf. Im submaritimen Binnentiefland Westmecklenburgs ist  $FQ = 0,90-0,99$ . Hier treten in stärkerem Maße subatlantische Arten auf. Die Stieleiche überwiegt gegenüber der Traubeneiche, und es kommen echte Hochmoore vor. Demgegenüber zeichnet sich das subkontinentale Binnentiefland mit  $FQ = 0,80-0,89$  durch das verstärkte Auftreten subkontinentaler Arten aus. Hier überwiegt die Traubeneiche gegenüber der Stieleiche, und es fehlen echte Hochmoore.

Im Jahresmittel dominieren WSW-Winde (Häufigkeit 16,1 %) und Windgeschwindigkeiten von 3–4 m/s. In 35,1 % aller Fälle treten Stundenmittel der Windgeschwindigkeit  $< 3$  m/s auf (autochthone Wetterlagen, Hauptmaximum im September, Nebenmaximum im Mai). Im Sommer dominieren WSW-Winde mit 4–6 m/s, im Winter schwache ESE-Winde mit 2–4 m/s.

## 5. Die Bodendecke

Das Einzugsgebiet der Nebel weist für das nordostdeutsche Tiefland typische Standortverhältnisse auf. Es treten sowohl sandige als auch bindige mineralische Böden in hydromorpher als auch anhydromorpher Ausprägungen auf. Das Nebeltal enthält überwiegend Niedermoore in Form von Versumpfungs-, Verlandungs- und Durchströmungsmooren. Unter dem Einfluß der landwirtschaftlichen Nutzung ist auf großen Flächen eine Degradierung der Torfe erfolgt.

Die geologische Karte weist für das Einzugsgebiet der Nebel weichseleiszeitliche Grundmoränen, Endmoränen, Sander und Beckenbildungen sowie im Holozän gebildete Niedermoore aus. Derartige geologische Bildungen sind für das nordostdeutsche Tiefland typisch.

Die landwirtschaftlich genutzten Areale nehmen im Einzugsgebiet der Nebel einen Flächenanteil von ca. 70 % ein. Sie lassen sich mit Hilfe der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK SCHMIDT & DIEMANN 1981) charakterisieren.

Die Standortregionaltypen bilden die Grundeinheiten der Rahmenlegende der MMK; sie werden durch das Bodenformeninventar, die Substrat-

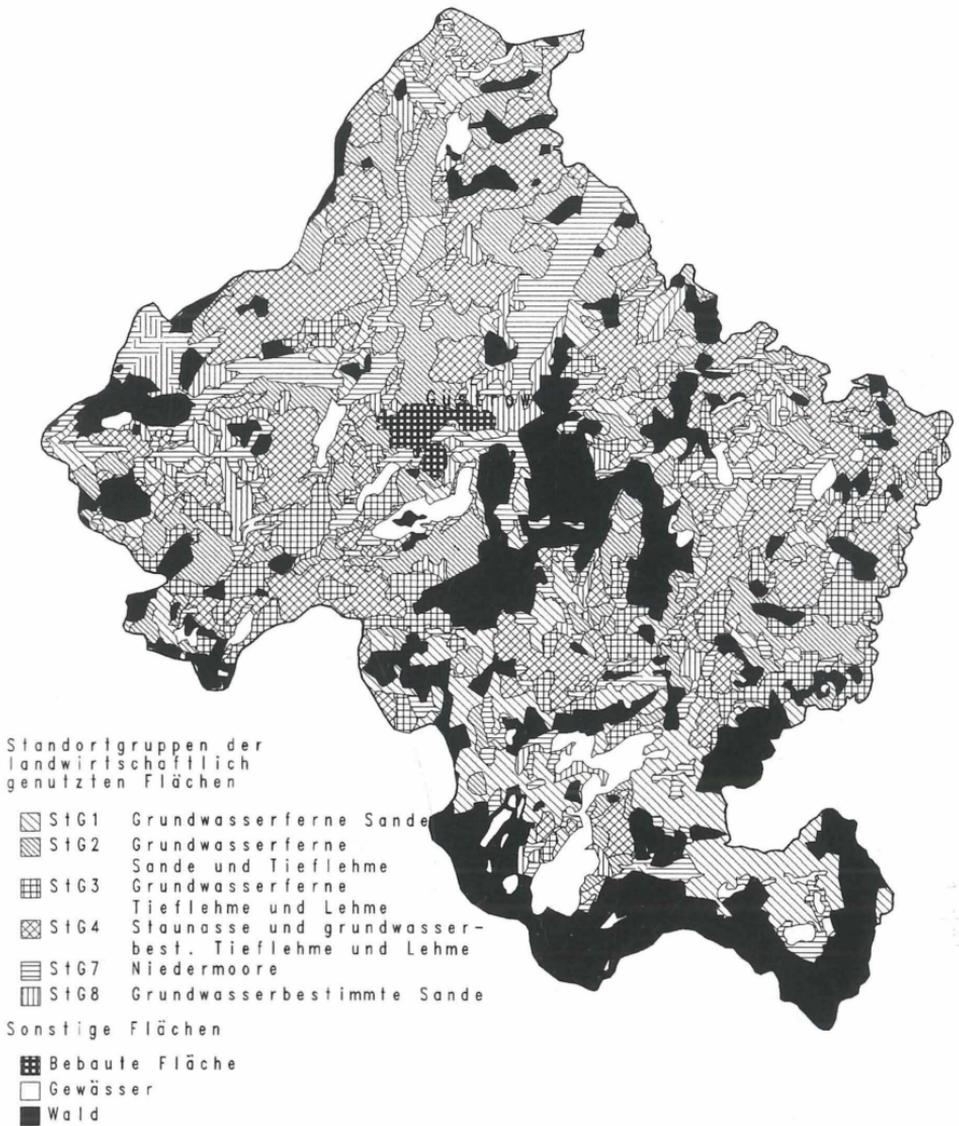


Abb. 3: Standortgruppen der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet der Nebel.

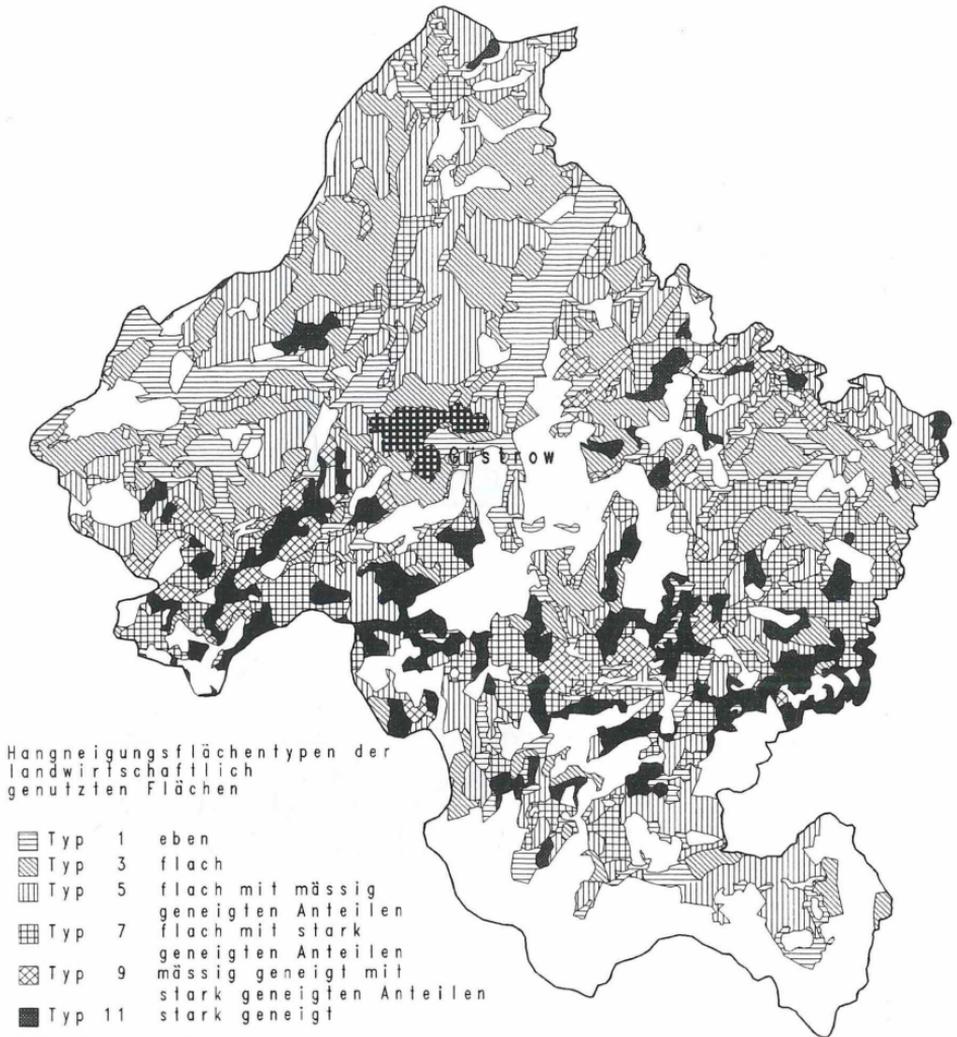


Abb. 4: Hangneigungsflächentypen der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet der Nebel.

und Bodenwasserverhältnisse und durch Reliefmerkmale gekennzeichnet. Standortregionaltypen, die sich in den Substrat- und Wasserverhältnissen ähneln, werden zu Standorttypen zusammengefaßt. Standorttypen stellen das mittlere Gliederungsniveau der MMK dar. Eine noch weitergehende Zusammenfassung erfolgt auf der Ebene der Standortgruppen. Die Abgrenzung wird nach den hauptsächlichlichen Unterschieden in den Substrat- und Wasserverhältnissen der Bodendecke vorgenommen.

Alle Gliederungseinheiten der MMK stellen chorische Raumeinheiten dar, das heißt, sie sind bezüglich der Boden- und Wasserverhältnisse und das Reliefs inhomogen.

Im Einzugsgebiet der Nebel treten 6 Standortgruppen verbreitet auf:

- Die Standortgruppe (StG) 1 umfaßt grundwasserferne Sande. Die Zuordnung von Flächen zu dieser Standortgruppe erfolgt nur, wenn der Flächenanteil der Sandböden über 80 % beträgt. Charakteristische Bodenform ist die Sand-Rosterde.
- Die StG 2 weist grundwasserferne Sande und Tieflehme zu etwa gleichen Flächenanteilen aus. Tieflehme bestehen aus einer 4 bis 8 dm mächtigen sandigen Deckschicht über lehmigem Substrat. Verbreitete Bodenformen sind Sand-Rosterde und Tieflehm-Fahlerde.
- Die Standortgruppe 3 enthält überwiegend vernässungsfreie Tieflehme und Lehme. In dieser StG treten Tieflehm-Fahlerde und Lehm-Parabraunerde häufig auf.
- Übersteigt der Flächenanteil der vernähten Areale 40 %, werden derartige Standorte der StG 4 zugeordnet. Sie sind größtenteils durch Stau- und Haftnässe geprägt und weisen kleinflächig auch Grundwasser auf.
- Die Moore bilden die StG 7. Diese StG umfaßt sowohl tiefgründige Moore als auch flachgründige, sandunterlagerte Moore und Moore mit Mudden und Lehm unter einer geringmächtigen Torfdecke.
- In der StG 8 sind grundwasserbestimmte Sande und lehmige Sande zusammengefaßt. Leitbodenform ist Sand-Gley.

Flächenverteilung und Flächengröße der verschiedenen Standortgruppen sind in Tabelle 3 dargestellt.

Die im mittleren und südlichen Teil des Einzugsgebietes auftretenden Wälder stehen fast ausschließlich auf grundwasserfernen Sandstandorten, die der Standortgruppe 1 zuzuordnen wären.

Tabelle 3: Standortgruppen der MMK im Einzugsgebiet der Nebel.

<b>Standortgruppe</b>	<b>Flächen- größe</b>	<b>Flächen- anteil am Gesamt- gebiet</b>
1 GW-ferne Sande	110,25 km <sup>2</sup>	11,9 %
2 GW-ferne Sande und Tieflehme	125,22 km <sup>2</sup>	13,5 %
3 GW-ferne Tieflehme und Lehme	76,35 km <sup>2</sup>	8,2 %
4 vernäßte Tieflehme und Lehme	198,22 km <sup>2</sup>	21,4 %
7 Niedermoore	115,19 km <sup>2</sup>	12,3 %
8 Grundwassersande	40,51 km <sup>2</sup>	4,4 %
sonstige Flächen:		
Wald	213,35 km <sup>2</sup>	23,0 %
Standgewässer	41,54 km <sup>2</sup>	4,5 %
größere Ortslagen	7,86 km <sup>2</sup>	0,8 %

Tabelle 4: Neigungsflächentypen der MMK im Einzugsgebiet der Nebel.

<b>Neigungsflächentyp</b>	<b>Flächen- größe</b>	<b>Anteil an der landw. genutzten Fläche</b>
eben	111,5 km <sup>2</sup>	16,7 %
flach	154,6 km <sup>2</sup>	23,3 %
flach mit mäßig geneigten Anteilen	179,6 km <sup>2</sup>	27,0 %
flach mit stark geneigten Anteilen	97,6 km <sup>2</sup>	14,6 %
mäßig geneigt mit stark geneigten Anteilen	37,6 km <sup>2</sup>	5,6 %
stark geneigt	85,0 km <sup>2</sup>	12,8 %

Die bei der Mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung ausgegrenzten Standortregionaltypen wurden auch hinsichtlich des flächenmäßigen Auftretens der Hangneigung charakterisiert. Ebene Standorte sind nach der verwendeten Einteilung bis zu 4 % geneigt. Als stark geneigt werden Standortregionaltypen bezeichnet, wenn etwa die Hälfte der Fläche Neigungen über 23 % aufweist. Flächenverteilung und Flächenumfang der Hangneigungsflächentypen sind in Tabelle 4 dargestellt.

## 6. Die natürliche Vegetation

Betrachtet man die Ausbildungsformen der Pflanzendecke allein unter ihren natürlichen Standortbedingungen, das heißt ohne die vielfältigen Einflüsse des Menschen, so lassen sich Einheiten der natürlichen Vegetation ableiten. Sie bilden eine Grundlage für die Bewertung der aktuellen Vegetation eines zu untersuchenden Gebietes.

Im folgenden wird der Begriff der natürlichen Vegetation im Sinne der ursprünglichen Vegetationsformen vor den ersten großen Eingriffen des Menschen verstanden. Die vielfach diskutierte potentielle natürliche Vegetation, die diejenige Vegetation beschreiben soll, die sich beim Aufhören jeglicher menschlicher Einflußnahme einstellen würde (SLOBODDA 1990), ist zu unsicher in Bestimmung und Handhabung.

Für eine großräumige Charakterisierung des Untersuchungsgebietes wurde die Karte der natürlichen Vegetation im Warnow-Einzugsgebiet verwendet (vgl. Abb. 7), die auf den Arbeiten von SCAMONI (1976) basiert. Mittels der Karte der Mittelmaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) wurden für Niedermoorstandorte Ergänzungen vorgenommen. Die natürliche Vegetation der Niedermoore wurde nach SUCOW (1971) definiert.

Über die natürliche Vegetation der Niedermoore herrschten nach heutigen Erkenntnissen in der Fachliteratur lange Zeit falsche Vorstellungen. Als ursprüngliche beziehungsweise potentielle natürliche Vegetation wurden vorwiegend Erlen- und Eschenwälder beschrieben (SCAMONI 1964, 1976; BOCHNIG & FUKAREK 1962), demnach galten die heutigen vielfältigen Vegetationsausprägungen der Niedermoore als Ergebnis der Waldrodungstätigkeit des Menschen. SUCOW (1971) schildert hingegen nach der Auswertung seiner zahlreichen Moorbohrungen in nordostdeutschen Flußtalmooren ein völlig anderes Bild der natürlichen Niedermoorvegetation: braunmoosreiche, gehölzarme Seggenriede im Komplex mit Schilfröhrichten und lichten Weiden-Birken-Gebüsch.

In den Niederungsbereichen der Nebel nehmen die Niedermoore einen bedeutenden Flächenanteil ein (Abb. 5). Auf Standorten mit mineralischem Untergrund bilden verschiedene Formen der Buchenmischwälder mit einem deutlichen Frühjahrsaspekt die natürliche Vegetation (SCAMONI 1964). Die Buche (*Fagus sylvatica*) ist das beherrschende Element, andere Baumarten sind nur als Mischgehölze anzusehen. Im nördlichen Teil des Untersuchungsgebietes dominieren reiche Buchenmischwälder des Flachlandes in zwei Ausbildungsformen:

Subatlantische Buchenmischwälder (Perlgras-, Eschenbuchenwälder), an die sich im Bereich des Krakower Sees, begünstigt durch großklimatische Unterschiede im Wärmehaushalt, Buchenmischwälder des Übergangsbereiches (Perlgras-, Waldmeister-Buchenwälder) anschließen. Sie besiedeln hier vorwiegend reichere Lehm- und Mergelböden.

Im mittleren und südlichen Bereich des Untersuchungsgebietes, auf ärmeren, sandigen bis sandig-lehmigen Böden stellen mittlere und arme Buchenmischwälder die natürliche Vegetation dar. Gegenüber den reichen Buchenmischwäldern weisen sie eine sukzessive Verarmung ihrer Vegetation, vor allem in der Krautschicht, auf. Es werden drei Ausbildungsformen dieser Wälder unterschieden:

Die subatlantischen Stieleichen-Buchen-Wälder werden durch das Vorkommen der Stieleiche (*Quercus robur*) und sporadisch auch der Hängebirke (*Betula pendula*) charakterisiert.

Die Traubeneichen-Buchen-Wälder werden als Waldgesellschaften des klimatischen Übergangsbereiches beschrieben, in denen weder subatlantische noch subkontinentale Elemente wesentlich in Erscheinung treten. Neben der vorherrschenden Buche ist die Traubeneiche (*Quercus petraea*) mit hoher Stetigkeit vertreten, in ärmeren Ausbildungen kommen gelegentlich die Hängebirke und die Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) hinzu.

Auf relativ armen Standorten der Kiefern-Buchen-Wälder wird die Buche zunehmend von Waldkiefer verdrängt.

## 7. Die Wassergüte der Nebel im Jahre 1993

Tabelle 5 zeigt für sieben Meßstellen im Längsverlauf der Nebel ausgewählte chemisch-physikalische Wassergüteparameter sowie die saprobiologische Güteklasse des Jahres 1993. Nachfolgende grundsätzliche Aussagen zur Wassergüte der Nebel im Jahre 1993 lassen sich daraus ableiten.

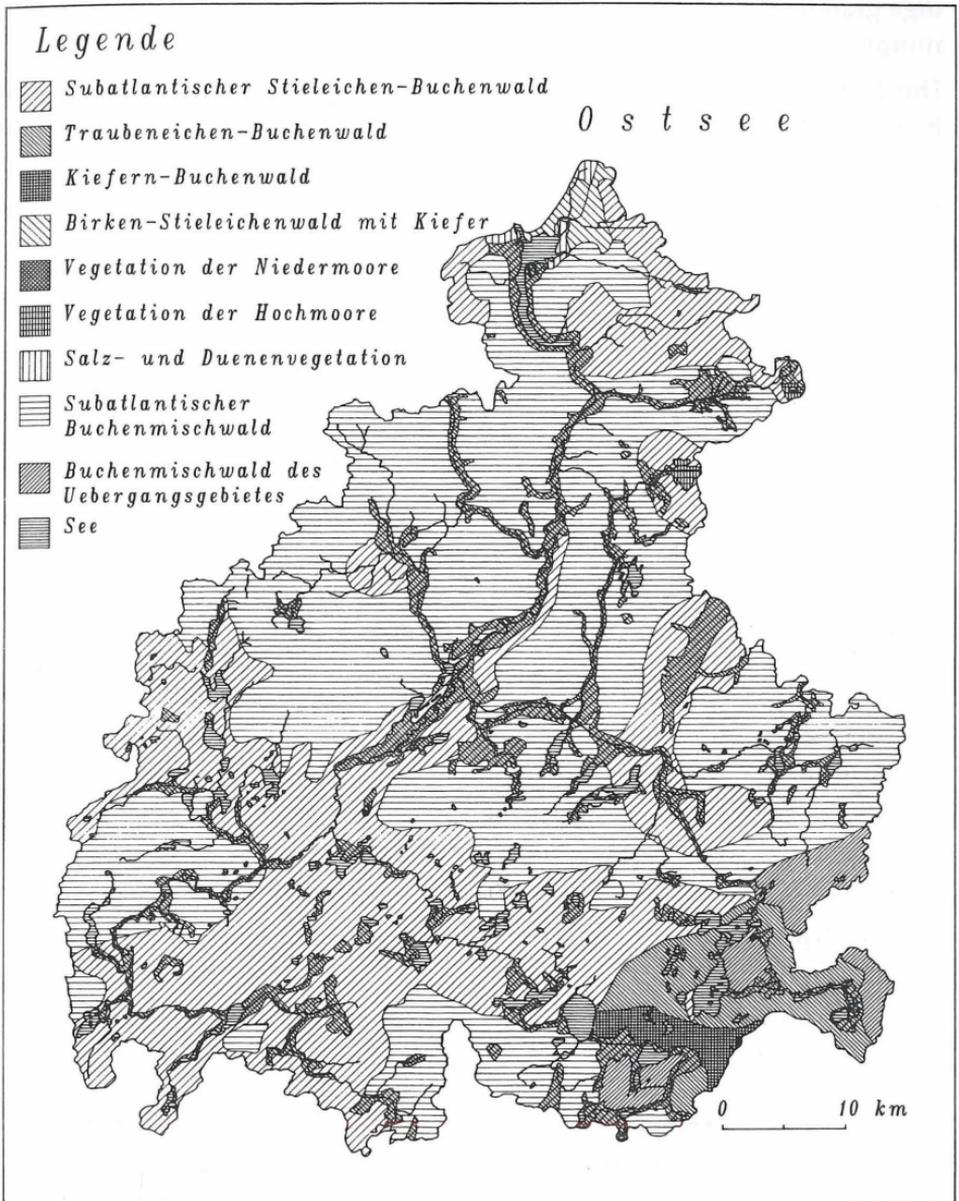


Abb. 5: Die natürliche Vegetation im Warnowgebiet unter Hervorhebung des Nebelnie-derungsbereiches.

Die Nebel zeigt in ihrem Längsverlauf kein Verhalten im Sinne des „Fluß-Kontinuum-Konzepts“ (VANNOTE et al. 1980). Vor allem als Folge der im Längsverlauf eingeschalteten, durchflossenen Standgewässer ist eine ständige graduelle Veränderung der meisten Parameter im Sinne eines Kontinuums zwischen Quelle und Mündung nicht vorhanden.

Die Nebel weist ausschließlich alkalische pH-Werte auf. Nach der von BRAUKMANN (1987) gegebenen Einteilung zählt die Nebel demnach zu den Karbonatgewässern.

Der Krakower See wirkt für fast alle Wasserinhaltsstoffe als Senke, beeinflusst jedoch die nachfolgende Fließstrecke mit Phytoplanktonaustrag und im Mittel höheren Temperaturen.

Der Sauerstoffhaushalt der Nebel ist relativ ausgeglichen, anthropogene Beeinflussungen sind insbesondere im landwirtschaftlich intensiv genutzten Quellgebiet und im urban geprägten Mündungsbereich nachweisbar (Belastung mit organischen, biologisch abbaubaren Substanzen); gleiches gilt für die Fäkalindikatoren Ammonium und Orthophosphat.

Die Konzentrationen der Pflanzennährstoffe (N, P) in der Nebel sind im Vergleich zu anderen mecklenburgischen Fließgewässern gering. An der Station Wolken sind die stärksten Gütebeeinträchtigungen erkennbar – Folge der kommunalen Abwässer von Güstrow und Bützow. Die Zuordnung der Güteklasse II-III für die Station Dobbin indiziert keine Gütebeeinträchtigungen, sondern ist im wesentlichen den speziellen Habitatbedingungen geschuldet, denen sich die für die Bestimmung des Saprobienindex nach DIN 38410, Teil 2, maßgebenden aquatischen Makrovertebraten anpassen mußten (Verfahrensschwäche).

## **8. Das Jahr 1993 aus meteorologisch-hydrologischer Sicht**

In der Vegetationsperiode (April-September) des Jahres 1993 war der April mit nur ca. 60-80 % der normalen Monatssumme des Niederschlages zu trocken und mit 2,5-3,0 K über dem langjährigen Temperaturmittel zu warm. Im Mai fielen 110-120 % der sonst üblichen Niederschläge (Ausnahme Bützow nur ca. 80 %) und die Temperaturen lagen 2,7-2,8 K über dem Mittel. Damit fiel der Mai zu feucht und zu warm aus. Bis zum Ende der Vegetationsperiode lagen die monatlichen Niederschlagssummen deutlich über den Normalwerten, wobei der September der niederschlagsreichste war (Teterow 198 %, Krakow a. S. 194 %, Bützow 272 %,

**Tabelle 5:** Wassergüte 1993 an verschiedenen Stationen der Nebel (Daten: Anonymus 1994 b).

		T in °C	O <sub>2</sub> mg/l	BSB <sub>5</sub> mg/l	pH	Leitf. µS/cm	NO <sub>3</sub> mg/l	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	O-PO <sub>4</sub> <sup>3+</sup> mg/l	Güteklasse Saprobie/ DIN 38410
Linstow	MIN	2,5	6,4	0,1	7,5	436	0,01	0,06	0,03	II
	MW	9,3	8,7	2,1	7,7	487	0,58	0,24	0,11	
	MAX	16,8	13,8	6,4	8,1	583	1,1	1,3	0,17	
Dobbin	MIN	3,2	6,9	0,1	7,4	522	1,1	0,01	0,01	II - III
	MW	8,5	8,7	1,8	7,7	578	1,46	0,06	0,04	
	MAX	14,5	10,7	3,4	8,0	620	1,9	0,12	0,1	
Serrahn	MIN	1,2	7,1	0,1	7,1	426	0,01	0,01	0,02	II
	MW	10,3	11,4	2,2	8,2	465	0,1	0,05	0,06	
	MAX	19,1	16,0	6,1	8,8	481	0,5	0,21	0,12	
Ahrenshagen	MIN	0,5	7,8	0,2	7,7	480	0,15	0,01	0,00	I - II
	MW	9,5	11,0	3,1	7,9	518	0,46	0,07	0,07	
	MAX	18,1	15,3	5,9	8,5	615	0,72	0,16	0,11	
Kölln	MIN	0,5	8,2	0,1	7,7	480	0,2	0,01	0,01	II
	MW	9,3	10,9	2,0	8,0	542	0,66	0,05	0,08	
	MAX	17,4	14,2	6,1	8,2	629	1,1	0,16	0,15	
Klueß	MIN	0,4	8,1	0,4	7,5	510	0,5	0,01	0,04	II
	MW	9,4	11,1	2,5	7,9	605	1,2	0,08	0,12	
	MAX	16,8	14,8	4,5	8,1	713	2,4	0,35	0,52	
Wolken	MIN	0	6,8	1,6	7,4	570	0,56	0,2	0,01	II - III
	MW	9,8	10,7	5,0	7,8	791	2,22	0,87	0,07	
	MAX	20,8	14,7	10,0	8,2	884	6,1	3,8	0,13	

<b>Neigungsflächentyp</b>	<b>Flächen- größe</b>	<b>Anteil an der landw. genutzten Fläche</b>
eben	111,5 km <sup>2</sup>	16,7 %
flach	154,6 km <sup>2</sup>	23,3 %
flach mit mäßig geneigten Anteilen	179,6 km <sup>2</sup>	27,0 %
flach mit stark geneigten Anteilen	97,6 km <sup>2</sup>	14,6 %
mäßig geneigt mit stark geneigten Anteilen	37,6 km <sup>2</sup>	5,6 %
stark geneigt	85,0 km <sup>2</sup>	12,8 %

**Abb. 6:** Mittlere Durchflüsse im Vergleich (m<sup>3</sup>/s), Pegel Güstrow, 13,6 km oberhalb der Mündung, Einzugsgebiet = 645,0 km<sup>2</sup> (Daten: Anonymus 1994 a).

Plaaz 199 %, Bölkow 180 %). Gleichzeitig blieben die Monatsmitteltemperaturen ca. 1–2 K unter den langjährigen Mittelwerten. Zusammenfassend ist die Vegetationsperiode 1993 in ihrem 1. Sechstel als zu trocken und zu warm, im 2. Sechstel als zu feucht und zu warm und in der Hauptzeit als zu feucht und zu kalt zu charakterisieren.

Das Abflußjahr 1993 unterschied sich auch an der Nebel deutlich vom langjährigen Mittel der Reihe 1961/1993 und ergab in der Verteilung der mittleren Monatsdurchflüsse (Monats-MQ) eine fast gegensätzliche Tendenz zu 1992, lag jedoch insgesamt mit einem Jahres-MQ von  $2,92 \text{ m}^3/\text{s}$  nur geringfügig über 1992 ( $2,47 \text{ m}^3/\text{s}$ ) und deutlich unter dem Wert von  $3,92 \text{ m}^3/\text{s}$ , dem langjährigen Mittel (Abb. 6). Die Monats-MQ lagen 1992 in jedem Monat größtenteils wesentlich unter den langjährigen Mittelwerten (ausgesprochenes Trockenjahr). Diese Verhältnisse wirkten auch noch 1993 nach, indem die Niederschläge der Monate November bis Januar erst allmählich über den verstärkten Grundwasserabfluß den Durchfluß der Nebel aufhölten (lokales Maximum im Monat Februar). Von März bis Mai 1993 ging der Durchfluß spürbar zurück, um mit den verstärkt einsetzenden Niederschlägen ab Monat Mai sukzessive zu steigen. Mit 73 % Überschreitung des langjährigen Monats-MQ im September und 68 % Überschreitung im Oktober klang das Abflußjahr 1993 mit für diese Jahreszeit hohen bis sehr hohen mittleren Durchflüssen aus.

## Literatur

- ADLER, G. (1987): Zur mesoklimatischen Kennzeichnung landwirtschaftlich genutzter Standorte von Pflanzenbaubetrieben. - Z. Meteorol. 37 (5): 292–298.
- Anonymus (1970): Flächenverzeichnis der Flußgebiete. Regierung der Deutschen Demokratischen Republik - Amt für Wasserwirtschaft. - Berlin (Verlag für Bauwesen), 153 S.
- Anonymus (1984): Hydrogeologischer Bericht - Ergebnisbericht mit Vorratsberechnung - Vorraterkundung Teterow 1981/82. - VEB Hydrogeologie, Außenstelle Schwerin (unveröff.).
- Anonymus (1994 a): Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern und nachgeordnete Ämter - verschiedene Daten und Angaben zur Durchflußcharakterisierung der Fließgewässer (unveröff.).
- Anonymus (1994 b): Staatliches Amt für Umwelt und Natur Rostock - Chemisch-physikalische Wassergütedaten 1993 (unveröff.).
- BOCHNIG, E., & FUKAREK, F. (1962): Karte der natürlichen Vegetation Mecklenburgs, in: Atlas der Bezirke Rostock, Schwerin und Neubrandenburg, Bd. 1. - VEB Topogr. Dienst Schwerin.

- BÖER, W., & SCHMIDT, G. (1978): Karte Klimagebiet der DDR, in: Atlas DDR, 1. Lief., Gotha.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zoozöologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - Arch. Hydrobiol., Beih. 26: 1-355.
- DIN 38410, Teil 2 (1989): Deutsches Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwässer- und Schlammuntersuchung; Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M); Verfahren zur Bestimmung des Saprobienindex (M2). Berlin, Köln (Beuth), 18 S.
- GEINITZ, E. (1884): Beitrag zur Geologie Mecklenburgs. A. Die Bildung des Warnowtales von Schwaan bis Warnemünde und Erklärung des mecklenburgischen Küstenverlaufes, ein Beispiel der Entstehung der Flußläufe und Haffmündungen im norddeutschen Tiefland. - Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 38: 147-218.
- (1922): Von der mecklenburgischen Seenplatte. Archiv des Vereins der Freunde der Naturgeschichte in Mecklenburg 75: 202-224.
- GROSS, R. (1914): Die Entstehung des Warnowtales von Eickhof bis Rostock. - Mitteilungen aus der Großherzoglich-Mecklenburgischen Geologischen Landesanstalt 26: 5-31.
- HURTIG, T. (1966): Betrachtungen über den Verlauf der Hauptwasserscheide in Mecklenburg. - Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock 15: 581-585.
- KAHLKE, H. D. (1981): Das Eiszeitalter. - Leipzig, Jena, Berlin (Urania), 192 S.
- KOPP, D., & KIRSCHNER, G. (1985): Erfassung des Klimas bei der topischen und chorischen Naturraumerkundung durch die forstliche Standorterkundung im Tiefland der DDR. - Z. Meteorol. 35 (3): 137-145.
- & SCHWANECKE, W. (1971): Land- und forstwirtschaftliche Klimagliederung, in: MEUER, A., & ROUBITSCHKE, W.: Planungsatlas Landwirtschaft und Nahrungsgüterwirtschaft der DDR, Berlin.
- KREEB, K.-H. (1974): Ökophysiologie der Pflanzen. - Jena (Fischer), 169 S.
- MANGELSDORF, J., & SCHEURMANN, K. (1980): Flußmorphologie. Ein Leitfaden für Naturwissenschaftler und Ingenieure. - München (R. Oldenbourg), 261 S.
- MARCINEK, J., & ROSENKRANZ, E. (1988): Das Wasser der Erde. Eine geographische Meeres- und Gewässerkunde. - Gotha (Hermann Haack, Geographisch-Kartographische Anstalt), 318 S.
- NAUMANN-TÜMPFEL, H., HAASE, G., & SCHLÜTER, H. (1985): Zur ökoklimatischen Kennzeichnung makro- und mesochorischer Naturräume. - Z. Meteorol. 35 (3): 128-136.
- RICHTER, G. (1963): Untersuchungen zum spätglazialen Gletscherrückgang im mittleren Mecklenburg. - Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung. Forschungen zur Deutschen Landeskunde 138: 9-99.
- SCAMONI, A. (1964): Vegetationskarte der Deutschen Demokratischen Republik (M. 1 500 000) mit Erläuterungen. - Berlin (Akademie-Verlag), 106 S.

- (1976): Natürliche Vegetation der DDR. Karte M. 1 : 750 000, in: Atlas der DDR. Gotha (H. Haack).
- SCHLINKER, K. (1969): Komplexmethodik der regionalen Grundwassererkundung im Großeinzugsgebiet Küste-Warnow-Peene. - Wissenschaftliche Zeitschrift der Universität Rostock 18: 729-738.
- SCHMIDT, R., & DIEMANN, R. (1981): Erläuterungen zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung. - Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Eberswalde, 78 S.
- SLOBODDA, S. (1990): Vegetation, in: Textteil zur Karte Deutsche Landschaften, Ostseeküste, westlicher Teil. - Gotha (Haack).
- STÖCKER, O. (1956): Die Abhängigkeit der Transpiration von den Umweltfaktoren, in: Handbuch der Pflanzenphysiologie III, S. 436-488. - Berlin, Göttingen, Heidelberg (Springer), 307 S.
- SUCCOW, M. (1971): Die Talmoore des nordostdeutschen Flachlandes, ein Beitrag zur Charakterisierung des Moortyps „Niedermoor“. - Archiv f. Naturschutz u. Landschaftsforschung 11 (3): 133-168.
- THIELE, V., BERLIN, A., MEHL, D., ROLLWITZ, W., & THAMM, U. (1993): Untersuchungen zu Ökosystemstrukturen in Niederungsbereichen der Nebel. - Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 11-17.
- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R., & CUSHING, C. E. (1980): The river continuum concept. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 370-377.
- WALTER, H. (1960): Standortlehre. Grundlagen der Pflanzenverbreitung II/1, (2. Aufl.). - Stuttgart (Fischer), 177 S.
- WUNDERLICH, E. (1917): Die Oberflächgestaltung des Norddeutschen Flachlandes. I. Teil. Das Gebiet zwischen Elbe und Oder. - Veröffentlichungen des Geographischen Instituts an der Universität Berlin 3. Leipzig, Berlin (B. G. Teubner), 361 S.

### III. Die Modellabschnitte an der Nebel in ihrer abiotischen Ausprägung

Dietmar MEHL, Olaf HELLMUTH und Hermann KÖNKER

Dipl.-Hydrol. Dietmar MEHL, Biota - Gesellschaft für ökologische Forschung, Planung und Beratung mbH, Postfach 1238, D-18262 Güstrow

Dr. rer. nat. Olaf HELLMUTH, Klima-Consult Technologiezentrum, Lindenstraße 39, D-17033 Neubrandenburg

Doz. Dr. agr. habil. Hermann KÖNKER, Universität Rostock, Fachbereich Landeskultur und Umweltschutz, Postfach 999, D-18051 Rostock

#### 1. Einleitung

An der Nebel (Mecklenburg-Vorpommern) wurden insgesamt zehn Modellabschnitte ausgewählt, die nachfolgend in ihrer naturräumlich und gewässermorphologisch differierenden abiotischen Ausprägung charakterisiert werden. Das Ziel besteht insbesondere in der Herausarbeitung des Natürlichkeitsgrades, somit in der Bestimmung von Art und Grad anthropogener Beeinflussung. Die Gewässerabschnitte mit naturnahem Charakter haben Leitbildcharakter für adäquate, jedoch anthropogen überformte mecklenburgische Fließgewässer im Sinne einer Sanierungs- beziehungsweise Revitalisierungszielrichtung. Die Bewertung der abiotischen Lebensgrundlagen bildet die Voraussetzung für die bioindikative und typologische Auswertung der parallel durchgeführten biologischen Untersuchungen.

Jeder Modellabschnitt umfaßt jeweils Fließgewässer und zu beiden Uferseiten die begleitende Flußniederung auf einer Strecke von maximal 300 Metern. Die untersuchten Abschnitte weisen verschiedene Grade an anthropogenen Überformungen und Belastungen auf. Dabei standen insbesondere naturnahe Gewässerabschnitte im Mittelpunkt des Interesses, da sie mit ihrer abiotischen und biotischen Ausstattung eine wichtige Rolle als Vergleichs- und Bezugsgröße spielen (MEHL & THIELE 1993). Die große Naturnähe, die sich die Nebel bis heute in weiten Teilen bewahren konnte, prädestiniert gerade diesen Fluß zu einem Referenzgewässer für die Erfassung des naturgegebenen abiotischen Faktorengefüges und des potentiell unter naturnahen Bedingungen auftretenden Artenspektrums (THIELE et al. 1993, THIELE et al. 1994, THIELE 1994).

## 2. Grundlagen

Biologische Untersuchungen können über Analyse- und Bewertungsverfahren naturräumliche Einheiten verschiedener Maßstabebenen charakterisieren und bewerten. Aber erst mit Kenntnis der abiotischen Grundlagen, wie z. B. der geologisch-pedologischen Verhältnisse oder der meteorologisch-hydrologischen Situation, lassen komplex-ökosystemare Bewertungen realisieren. Hinzu kommt, daß mit größer werdender Maßstabsebene und Erhöhung des Detaillierungsgrades die Bedeutung der kleinräumigen abiotischen Bedingungen zunimmt.

Zwar können die komplexen Eigenschaften ganzer Ökosysteme nicht vollständig analysiert und erfaßt werden. Es ist aber möglich, die wichtigsten Kausalzusammenhänge zwischen den unbelebten und den belebten Systemgliedern zu determinieren. Die Ableitung von ökosystemaren abiotischen und biotischen Grundmustern und deren Kombination kann somit als Vergleichsgröße der Gebietsbewertung dienen. Die biotischen Grundmuster (z. B. Arten, Artengruppen oder Lebensgemeinschaften) lassen sich unter dieser Voraussetzung zur biologischen Indikation von Gebiets-eigenschaften nutzen. Dieses gilt vor allem, wenn die Bioindikatoren bestimmte Standorteigenschaften und Raumstrukturen oder synökologische Zusammenhänge widerspiegeln. Nach PLACHTER (1991) können die Bioindikatoren zur Gebietsbewertung als „Zeigerorganismen“, die abiotischen Bedingungen als „Zeigerparameter“ bezeichnet werden. Die inhaltliche Definition der „Bioindikation zur Gebietsbewertung“ (PLACHTER 1991) geht unter anderem auf die Definitionen von STÖCKER (1981) und SCHUBERT (1985, 1991) zurück. SCHUBERT (1991) hält die Bioindikation auf den verschiedenen Organisationsstufen des organischen Lebens für grundsätzlich möglich, betont dabei die Zunahme der Komplexität bei steigender Organisationsstufe, aber auch die prinzipielle Möglichkeit zur Einschätzung der Belastbarkeit komplexer Ökosysteme.

Für die ökologische Bewertung von Fließgewässern ist es unabdingbar, die Umwelt- beziehungsweise Milieubedingungen der Organismen des Lebensraumes Gewässer zu analysieren. Parallel durchgeführte Untersuchungen naturnaher Referenzräume und vergleichbarer anthropogen belasteter beziehungsweise überformter Bereiche können auf dieser Grundlage nicht nur die biologischen „Ausfallerscheinungen“ konstatieren, sondern ermöglichen eine weitergehende Analyse der ökologischen Defizite.

Über den Zusammenhang zwischen den natürlichen und anthropogenen Standortfaktoren auf der einen Seite und der Lebewelt auf der anderen existiert umfangreiches, aber häufig auf autökologische Betrachtungen ausgerichtetes Wissen. Im Bereich der Fließgewässerforschung stand bislang die traditionelle „aquatische“ Forschung im Mittelpunkt. Deshalb werden für die Bewertung von Fließgewässern in Folge der neuen Erkenntnisse über die natürliche Verzahnung von Gewässer, Aue beziehungsweise Niederung und Einzugsgebiet seit geraumer Zeit erweiterte Bewertungsverfahren gefordert (FRIEDRICH 1992).

### **3. Wesentliche Zusammenhänge, Methodik und Verfahren**

#### **3.1. Die Gewässerbeschaffenheit der Nebel**

Die Nebel stellt sich in gewässermorphologischer Hinsicht als ein äußerst heterogenes Gewässer dar, das sich vor allem durch den relativ kleinräumigen Wechsel maßgebender Strukturen auszeichnet. Verantwortlich für diese Erscheinungsform ist die spät- und postglaziale Landschaftsstruktur mit der typischen Abfolge der glazialen Serie. Ausgehend vom sander- und seengeprägten Quellgebiet durchfließt die Nebel mittelgebirgsartige End- und Beckenrandmoränenbereiche, bevor sie im Unterlauf die Grundmoräne zertalt. Insbesondere die postglazialen Prozesse der Niedermoorbildung haben der Nebel in weiten Teilen ein für Mecklenburg typisches Gewässer- und Niederungsgepräge gegeben.

Die morphologische Ausprägung der Fließgewässer ist im allgemeinen von den naturgegebenen Faktoren und im besonderen von den anthropogenen Beeinflussungen abhängig. Zu den morphologischen beziehungsweise strukturellen Hauptparametern zählen nach Anonymus (1993)

- Laufentwicklung,
- Längsprofil,
- Sohlenstruktur,
- Querprofil,
- Uferstruktur und
- Gewässerumfeld.

Eine abschnittsweise Bewertung dieser morphologisch-strukturellen Parameter kann mittels geeigneter Bewertungsmaßstäbe vorgenommen werden. Aus Praktikabilitätsgründen soll an dieser Stelle auf eine vergleichende Betrachtung der dafür existierenden Methoden und Ansätze (z. B.

WERTH 1987, BAUER 1992, Anonymus 1993) verzichtet werden. Die vorhandenen Bewertungsverfahren sind aus methodischen Gründen nur eingeschränkt mit biologischen Fragestellungen verknüpfbar.

Vor diesem Hintergrund wurden von Februar bis August 1993 vertiefende Detailuntersuchungen an den zehn ausgewählten Modellabschnitten vorgenommen. So wurden in regelmäßigen Abständen an allen 10 Modellabschnitten die chemisch-physikalischen Wasserbeschaffenheitsparameter wie pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt beziehungsweise -sättigung und Temperatur mittels Elektrodenmeßgeräten gemessen. Diese Messungen erlauben in Ergänzung zu den Routinedaten des staatlichen Meßnetzes eine differenzierte Bewertung der Wasserbeschaffenheit und den Vergleich morphologisch ähnlicher Abschnitte. Zugleich konnte die natürliche Diskontinuität (durchflossene Seen, unterschiedliche geogene Bedingungen etc.) in der Änderung bestimmter Konzentrationen von Wasserinhaltsstoffen beziehungsweise physikalischer Größen unterlegt werden. Daneben lassen sich auch die Gewässerabschnitte mit erhöhter anthropogener Stoffbelastung nachweisen.

Mit Hilfe eines induktiven Strömungsmeßgerätes (Meßgenauigkeit: 1 cm/s) wurden bei unterschiedlichen meteorologisch-hydrologischen Situationen sogenannte Strömungsprofile an repräsentativen Querschnitten aufgenommen. Die Auswahl der Meßquerschnitte orientierte sich am Kriterium der Repräsentanz im Hinblick auf das Strömungsgeschehen für den jeweiligen Modellabschnitt. Die in den unten stehenden Abbildungen dargestellten Geschwindigkeitsmessungen erfolgten an einem Tag (1. XII. 1993), so daß die Modellabschnitte grundsätzlich miteinander vergleichbar sind. Die hydrologische Situation spiegelt an diesem Tage mit einem mittleren Niedrigwasser- bis mittleren Durchfluß (MNQ-MQ, je nach Gewässerabschnitt) ein häufiges Geschehen wider, das durch ein Überwiegen des grundwasserdominierten Basisabflusses gekennzeichnet ist.

Die Einmessung der Meßlotrechten erfolgte mit einem Bandmaß, die Wassertiefen wurden mit einem Meßgestänge ermittelt. Aus meßtechnischen Gründen (Durchmesser des Meßfühlers) wurden die bodennahen Strömungen einheitlich 3 cm über der Sohle, die oberflächennahen 3 cm unterhalb der Wasseroberfläche ermittelt.

Das Ziel dieser Untersuchungen bestand darin, die typischen Strömungsmuster für die Bewertung der aquatischen Kleinhabitate heranzuziehen. Damit ist es möglich, lotische und lenitische Teilbereiche (Schnellen und

Stillen) gewässerquerschnittsbezogen auszuweisen, somit eine Erklärung für die qualitative und quantitative Zusammensetzung der Biozönose hinsichtlich rheophilen und limnophilen Elementen zu gewinnen. In Kombination mit Struktur- und Sedimentparametern und unter Einbeziehung der Wasserbeschaffenheit können damit hinreichend

- die Habitatqualität einzelner Gewässerbereiche (Kleinstrukturen) und
- die grundsätzlichen Verteilungsmuster gewässerinterner Kleinstrukturen

in den naturnahen Gewässerabschnitten sowie

- die Folgen von Gewässerausbau und -unterhaltung für Flora und Fauna

in den anthropogen überformten Gewässerabschnitten als abiotisches Faktorengefüge zusammenfassend bewertet werden.

In gewässertypologischer Hinsicht wurde die von MEHL et al. (1994) vorgeschlagene Einteilung der wesentlichen naturnahen Fließgewässerabschnitte im Warnowsystem auf die unten beschriebenen Modellabschnitte angewandt (Tabelle 1).

**Tabelle 1:** Einteilung der Fließgewässerabschnitte im Warnowsystem (Mecklenburg-Vorpommern), aus MEHL et al. (1994).

Grundtyp	Organischer Typ	Teilmineralischer Typ	Mineralischer Typ
Ausprägungsformen	tiefgründiges Niedermoor	flachgründiges Niedermoor	Grundmoräne/Sander
	Meeres- oder Seenrückstau	tiefgründiges Niedermoor	Endmoräne
	Seeausfluß	Seeausfluß	Seeausfluß

Die Wirkungen der chemischen und physikalischen Faktoren auf die aquatischen Lebensgemeinschaften der Fließgewässer müssen als Komplex aufgefaßt werden. Im Regelfall, insbesondere unter natürlichen beziehungsweise naturnahen Bedingungen, kommt dem physikalischen Faktor Strömung die Hauptfunktion zu. In Wechselwirkung mit essentiellen Habitatstrukturen ist seine Bedeutung ungleich höher als die des Gewässerchemismus. Die Rolle der maßgebenden chemischen Faktoren im Fließgewässer ist grundsätzlich bekannt und soll an dieser Stelle keine Berücksichtigung erfahren. Die unten vorgenommene Einordnung der che-

misch-physikalischen Bedingungen in bezug auf die elektrische Leitfähigkeit, den Sauerstoffhaushalt, den pH-Wert und die Wassertemperatur an den Modellabschnitten der Nebel basieren auf den Messungen von AL-AHMAD (1993).

Der Funktion von kleinräumigen Habitatstrukturen kommt innerhalb der limnologischen Forschung eine immer größere Rolle zu. Die wichtigsten Habitate für die Besiedlung und räumliche Verteilung der aquatischen Organismen sind die verschiedenen Sedimente, die Steine, die organischen Substrate wie Holz und Fallaub, die Wasserpflanzen sowie der mikrobielle Aufwuchs. Für die Verteilung dieser Strukturen hat die zeitliche und räumliche Variabilität des Durchflusses einen entscheidenden Einfluß. Die Wirkung des strömenden Wassers führt darüber hinaus zu sehr heterogenen Mikrohabitaten mit der Folge, daß vergleichbare Strukturen von zum Teil völlig verschiedenen Lebensgemeinschaften besiedelt werden. Die dafür verantwortliche Strömungspräferenz der Organismen ist häufig von der Ernährungsweise der Arten abhängig, jedoch kann die Habitatbevorzugung einer Art im Laufe ihrer Individualentwicklung wechseln (LAVANDIER & DUMAS 1971) oder jahreszeitlich schwanken (WRIGHT 1978).

Die Verteilung der benthischen Organismen ist insbesondere von der Art und Beschaffenheit des Sedimentes abhängig. Insbesondere Korngröße beziehungsweise Lückensystem (Interstitial) und der Gehalt an organischem Detritus sind bestimmend für die Besiedlung der Sedimente. Bekannt ist die deutliche Sedimentbevorzugung auch von den Bakterien. STÜWE (1983) gibt an, daß die Keimzahl mit abnehmender Korngröße ansteigt. Sand und Kies sind in den meisten Fließgewässern gering durch das Benthos besiedelt. Nach TITIZIER & SCHLEUTER (1986) weisen die Sande die geringste Besiedlung auf. Heterogenes Sediment ist infolge des großen Angebotes an Mikrohabitaten häufig deutlich dichter besiedelt als „Reinformen“ (TOLKAMP & BOTH 1978). ANDERSON & DAY (1986) fanden die höchste Diversität in vegetationsreichen Schlammgebieten und in den Schotterstrecken. Die Begünstigung der Besiedlung durch ein Sedimentgemisch aus Feinsand, Feinkies, Mittel- und Grobkies wird auch von CULP et al. (1983) unterlegt.

Steine sind wichtige Besiedlungssubstrate. Während Bakterien und Pflanzen die Steine allseitig besiedeln, benötigen grüne Pflanzen auf Grund ihrer Lichtabhängigkeit im wesentlichen die Oberseiten der Steine. Rauhe

und zerklüftete Steine werden als Folge des größeren Mikrohabitatangebotes im allgemeinen stärker besiedelt als glatte und runde. Die Besiedlung ändert sich sowohl quantitativ als auch qualitativ mit dem Bewuchs der Steine (WILLIAMS & MOORE 1985).

Die Wirkung der organischen Substrate, vor allem des Totholzes (Äste, Zweige), für die Gewässerbiozöosen ist in der Vergangenheit vielfach unterschätzt worden. ELLIOTT (1986) ermittelte einen Rückgang der aquatischen Evertebratenfauna bei Entfernung der Äste, Zweige und des in ihnen verfangenen Laubes um 60-90 %. Die grundsätzliche Bedeutung der Blätter, Zweige und Äste als Habitat für die Ichthyofauna ist in zahlreichen Arbeiten unterlegt (z. B. ANGERMEIER & KARR 1984, WALLACE & BENKE 1984).

Die Wasserpflanzen sind ein wichtiges Habitat für Bakterien, Algen und Tiere. Diese Bedeutung geht vor allem auf die enorme Vergrößerung der Besiedlungsfläche durch die vielfältigen Pflanzenteile zurück, deren Wirkung durch die für viele Organismen vorteilhafte Lage zur Strömung noch verstärkt wird (z. B. lokale Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit bei exponierter Lage). GREGG & ROSE (1985) brachten Makrophyten in vegetationslose Strecken eines Flusses ein und fanden eine signifikante Erhöhung des Tierbestandes.

### **3.2. Die Moore des Nebeltales**

Zur Untersuchung der Moore an der Nebel wurden in den einzelnen Modellabschnitten Bohrtrassen quer zum Tal angelegt. Als Untersuchungsgerät diente die Polnische Klappsonde mit einem 6 m langen zerlegbaren Gestänge. Soweit möglich, erfolgte eine stratigraphische Aufnahme der Torfe bis zum mineralischen Untergrund, der jedoch nicht in allen Fällen erreicht werden konnte. Neben der Torf- und Muddenart wurden der Zersetzungsgrad nach von POST (zitiert bei Succow 1988) und die Konsistenz der Mudden angesprochen. Einige Torfproben wurden im Labor auf Mineralstoffgehalt, Substanzvolumenanteil und Reindichte untersucht. Außerdem erfolgte ein Nivellement zur Ermittlung der relativen Höhen in der Untersuchungsstrasse. Von BOCKHOLT (1993) wurde eine pflanzensoziologische Bestandsaufnahme an den Aufnahmepunkten vorgenommen und daraus die Feuchtezahl und die Stickstoffzahl nach ELLENBERG (1991) abgeleitet.

Das etwa 70 km lange Tal der Nebel ist durch glaziale und postglaziale Prozesse geformt worden. Es ist überwiegend nur wenige Meter tief in die umliegende Moräne eingeschnitten. Die Böden des Tales bestehen zum großen Teil aus Niedermoor. Moore sind Gebiete, die an der Geländeoberfläche eine Substratdecke aus Torf und/oder Mudde tragen. Torfe stellen sedimentäre, d. h. aus abgestorbener Moorvegetation gebildete Ablagerungen mit einem Anteil von mindestens 30 % organischer Substanz dar. Der ständig hohe Feuchtigkeitsgehalt hat eine vollständige Zersetzung der Ablagerungen verhindert, so daß die Ausgangsstruktur der torfbildenden Pflanzen noch mehr oder weniger gut erkennbar ist.

Die Spezifizierung der Niedermoortorfe wird nach den torfbildenden Pflanzen und dem Zersetzungsgrad der Pflanzenreste vorgenommen. Wichtige Torfbildner sind Seggenriede, Braunmoos- und Torfmoosseggenriede, Erlen- und Birkenbrüche und Schilfröhrichte. Häufig auftretende Muddearten sind Kalkmudde ( $> 30\% \text{ CaCO}_3$ ), Tonmudde, Torfmudde (im Wasser zerriebener Torf) und Detritusmudde (aus Wasserpflanzenresten entstanden). In Abhängigkeit von den zeitlich unterschiedlichen Wasserverhältnissen können verschiedene Torfschichten im Vertikalprofil aufeinanderfolgen oder auch Torfe und Mudden in Wechsellagerung auftreten.

Die Entstehung und Entwicklung der Niedermoore ist von den hydrologischen Gegebenheiten abhängig. Niedermoore können sich nur dort entwickeln, wo (nahezu) ganzjährig Grundwasser etwa in Geländehöhe ansteht oder die Geländeoberfläche geringmächtig überstaut wird. In Abhängigkeit von den hydrologischen Bedingungen entwickeln sich unterschiedliche hydrologische Moortypen. Im Nebeltal treten Versumpfungsmoore, Verlandungsmoore und Durchströmungsmoore auf. Versumpfungsmoore bilden sich in vernäbten Senken, die zeitweise auch geringmächtig überflutet werden können. Derartige Moore sind stratigraphisch einfach aufgebaut; eine dünne Torfdecke liegt i. d. R. direkt dem meist sandigen Untergrund auf. Gelegentlich tritt eine sehr dünne Mudde-schicht (Pechband) zwischen Torfdecke und Sanduntergrund auf.

Verlandungsmoore sind aus stehenden Gewässern hervorgegangen. Sie sind durch das Auftreten von mehr oder weniger mächtigen Mudden gekennzeichnet. Die meisten Gewässer im norddeutschen Tiefland unterliegen einer Verlandung, die mit der Ablagerung von Mudden beginnt. Mudden bilden sich durch Sedimentation von organischen und anorgani-

schen Teilchen, die das Gewässer allmählich auffüllen. Wird eine bestimmte Wassertiefe unterschritten, siedeln sich torfbildende Pflanzen an, so daß Verlandungsmoore üblicherweise mit einer Torfdecke überzogen sind.

Durchströmungsmoore stellen vornehmlich eine sekundäre Moorentwicklung dar, die auf Versumpfungs- und Verlandungsmooren aufwachsen. Bedingung für die Entwicklung von Durchströmungsmooren ist ein seitwärtiger Grundwasserzustrom in das Tal. Der ständige Wasserzufluß aus der mineralischen Umgebung ernährt und bildet das Moor. Das Moorbewachstum wird forciert, wenn das Grundwasser Nährstoffe enthält. Das in das Tal einfließende Grundwasser durchströmt dabei den vorhandenen Torfkörper. Da die günstigsten Wachstumsbedingungen im Regelfall am Talrand vorhanden sind, wächst die Moorvegetation dort am intensivsten, und es bilden sich hier verstärkt Torfe. Dadurch erhält die Mooroberfläche ihre charakteristische Neigung vom Talrand zum Vorfluter.

In Abhängigkeit von den Bildungsbedingungen und der Zeitdauer der Torfbildung haben sich unterschiedlich mächtige Moore gebildet. Nach der TGL 24 300/04 (Anonymus 1985) werden folgende Moormächtigkeitsstufen unterschieden:

Stufe	Moormächtigkeit [dm]	Benennung
1	2-4	sehr flachgründig
2	4-8	flachgründig
3	8-12	mitteltiefgründig
4	12-20	tiefgründig
5	20-50	sehr tiefgründig
6	> 50	extrem tiefgründig

Nach dieser Einteilung sind die Moore des Nebeltales größtenteils den Stufen 4 bis 6 zuzuordnen.

In der Vergangenheit sind die Moore des Untersuchungsgebietes überwiegend in landwirtschaftliche Nutzung genommen worden. Dafür war eine Entwässerung erforderlich. Die Folgen waren Sackungen der Moorober-

fläche und sekundäre pedogenetische Prozesse, die zu Veränderungen der Torfeigenschaften führten.

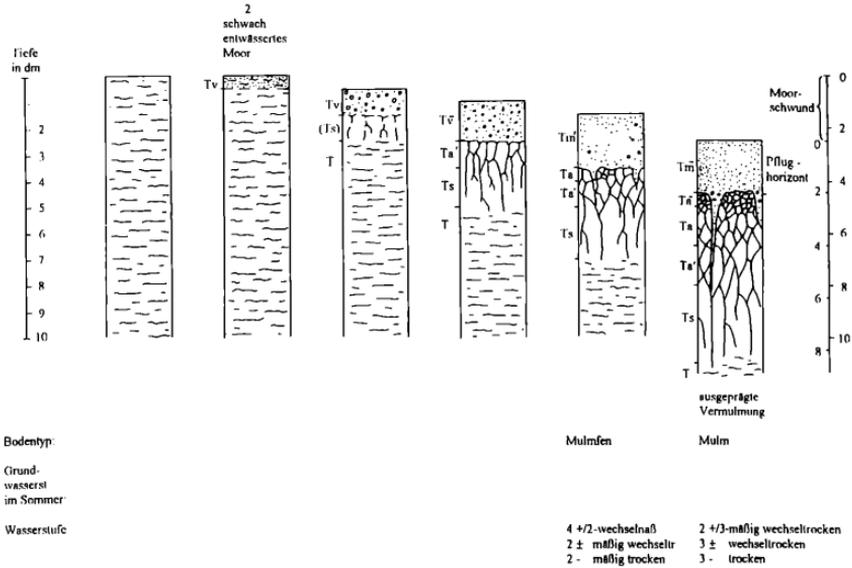
Die Grundwasserabsenkung führt infolge des Verlustes des Auftriebes durch das vorher etwa bis in Geländeoberfläche anstehende Grundwasser zu einer zusätzlichen Belastung und damit Volumenkontraktion des Torfes; die Mooroberfläche sackt. In Abhängigkeit von der Lagerungsdichte der Torfe, der Moormächtigkeit und der Entwässerungstiefe kann die Sackung etwa 10 bis 30 % der Gesamtmoormächtigkeit erreichen. Insbesondere in Mooren mit stark wechselnder Moormächtigkeit kommt es dazu, daß die ursprünglich fast ebene Geländeoberfläche nach der Sackung größere Höhenunterschiede aufweist. Die Moorsackung ist nahezu irreversibel.

Eine Folge der Moorsackung ist die Verminderung der Wasserdurchlässigkeit der Torfsubstrate, was Folgen für das Wasserregime hat. Unter Umständen kann es zur Stauwasserbildung kommen. In dem Maße, wie Wasser durch Entwässerung aus den oberen Moorbodenschichten abgeführt wird, dringt Luft in die Grobporen ein. Mit der Belüftung werden sekundäre Bodenbildungsprozesse ausgelöst. Durch den überwiegend bodenbiologischen Prozeß der Mineralisierung werden leicht abbaubare Torfsubstanzen unter Stickstofffreisetzung zerlegt und schwer abbaubare organische Pflanzenreste in höhermolekulare Huminstoffe umgewandelt. Die freigesetzten Stickstoffmengen können jährlich Beträge bis zu etwa 500 kg/ha erreichen und damit erheblich über den von der Landwirtschaft verabfolgten Mineraldüngermengen liegen. Die Eutrophierung der Moore ist eine Folge der Entwässerung.

Mineralisierung und Humifizierung führen zunächst zur Vererdung. Die Torfsubstanz nimmt ein schwammiges Krümelgefüge an. Pflanzliche Strukturen sind darin nicht mehr zu erkennen. Diese Stufe der pedogenen Torfveränderung ist aus landwirtschaftlicher Sicht als sehr günstig einzuschätzen.

Mit zunehmender Dauer und Intensität der Belüftung entsteht an der Oberfläche ein huminstoff- und aschereiches, schwer benetzbares kohlen-grusartiges Material. Dieser Vorgang wird als Vermulmung bezeichnet. Mulmhorizonte weisen ungünstige Eigenschaften für das Pflanzenwachstum auf, so daß vermulmte Moore bei landwirtschaftlicher Nutzung oft eine lückenhafte Grasnarbe aufweisen. Durch Wind kann es zu Erosions-

erscheinungen kommen. Weitere Veränderungen sind in Abbildung 1 dargestellt.



**Abb. 1:** Entwicklungsstufen von Mooren nach Entwässerung (nach Succow 1988, verändert).

Die standortkundlichen Geländeuntersuchungen zeigen, daß auf vielen Standorten Entwässerungsmaßnahmen durchgeführt wurden, die zu starken, auch aus landwirtschaftlicher Sicht ungünstigen Degradierungsercheinungen führten. Die höchste Stufe der Degradierung (Vermulmung) wurde jedoch nur selten angetroffen. Bedingt durch den Abbau der organischen Substanz ist der Mineralanteil in den oberen Torfschichten oft sehr hoch; er liegt teilweise bei etwa 65-70 %. Vergleichbare Werte weisen auch andere seit längerer Zeit in landwirtschaftlicher Nutzung befindliche Moore in Mecklenburg-Vorpommern auf.

### 3.3. Die mikroklimatischen Verhältnisse an der Nebel

Die Charakterisierung der mikroklimatischen Gegebenheiten an den Modellabschnitten basiert auf topographischen Karten, vermessenen Geländeeinschnitten, Habitatkartierungen, CIR-Luftbildern, empirischen Be-

funden und Vor-Ort-Begehungen sowie den von THIELE et al. (1993) veröffentlichten Untersuchungen zu Ökosystemstrukturen in ausgewählten Niederungsbereichen der Nebel. Die vorliegenden Untersuchungen werden durch ein mikrometeorologisches Meßprogramm bei autochthonen Wetterlagen ergänzt, die Ergebnisse zu einem späteren Zeitpunkt veröffentlicht.

Für natürliche Flachlandfließgewässer sind nachfolgend aufgeführte Strukturelemente als mikroklimatisch geschützte und deshalb lebensfördernde Bereiche anzusehen: im aquatischen Bereich (Gewässersohle und benetzter Teil der Ufer) Kolke, Totholz in Form von Baumleichen und Ästen, flutende Wurzeln von Erlen und Weiden; im amphibischen Bereich (Ufer unter- und oberhalb des Mittelwasserstandes, Wasserwechselzone) bewachsene und unbewachsene Uferabbrüche, Stämme und teilweise Büsche der bodenständigen Gehölzarten vermischt mit feuchtigkeitsliebenden Röhrichten und Hochstaudenfluren; im terrestrischen Bereich (Überschwemmungsgebiet) Flutmulden, Tümpel, Altwasser und Altarme in unterschiedlichen Verlandungsstadien, in Abhängigkeit von Grundwasserzufuhr, Grundwasserstand, Häufigkeit, Dauer und Ausmaß der Überschwemmungen, meist mosaikartig verteilte Waldkomplexe der Weich- und Hartholzauen, in den Waldkomplex eingestreute Lichtungen mit einer Pioniervegetation aus Röhrichten und Hochstauden.

Zahlreiche dieser Strukturtypen weisen ein feucht-mildes Schonklima auf mit

- einem gedämpften Tagesgang der Lufttemperatur und der Strahlungsbilanz in geschlossenen, hohen Pflanzenbeständen (Wiesen, Auenwälder, Röhrichte, Hochstauden), in abgeschatteten und abgeschirmten Gehölz- und Uferstreifen sowie im unmittelbaren Einflußbereich wärmespeichernder Gewässer;
- relativ hoher Luftfeuchtigkeit durch erhöhte Verdunstung in Flachwasserbereichen wie Flutmulden, Tümpel, Altwasser und Altarmen in verschiedenen Verlandungsstadien, über grundwassernahen Wiesen, im Bereich von Ufergehölzen, in eingetieften Nischen-, Senken- und Tallagen mit langfristig sumpfiger sowie langfristig grund- und stauwasserbeherrschter und halbzeitig sumpfiger Grund- und Stauwasserstufe;
- relativ ausgedehnten Tot- beziehungsweise Schwachwindzonen in Pflanzenbeständen durch erhöhte aerodynamische Rauigkeit und

Verschiebungshöhe, an leeseitigen Abhängen von Erhöhungen und im Leebereich von Hindernissen, z. B. von Tothölzern, die quer in der Strömung liegen, an Uferabbrüchen sowie uferparallelen Gehölzstreifen bei Windanströmung quer zur Gewässerfließrichtung sowie in eingetieften Nischen-, Senken und Tallagen mit hydromorphiebreiten Böden.

Bestimmte Strukturtypen sind in Abhängigkeit von ihren Relief- und Bodenmerkmalen hinsichtlich ihrer Frostgefährdung als mikroklimatisch benachteiligt bis extrem einzustufen (Tab. 2, nach WEHLAN in Autorenkollektiv 1974).

In der jungpleistozänen Landschaft des Gebietes Thurow fanden MÄDE & SCHÖNE (1982) in Muldenlagen und sumpfigen Niederungen bei Vorhandensein offener Wasserflächen ca. 145 % der Anzahl von Froststunden, wie sie in Normallage auftreten, und ca. 230 % in grasbewachsenen Mulden ohne offene Wasserstellen. Hanglagen sowie Kuppen und Plateaulagen weisen demgegenüber nur ca. 80 % auf. Gegenüber der Normallage treten in höheren und Plateaulagen ca. 10 % mehr Stunden mit einer relativen Feuchte < 80 % auf, in Muldenlagen und seendurchsetzten Niederungen ca. 10 % weniger.

Im Zuge intensiver landwirtschaftlicher Flächennutzungen und wasserbaulicher Maßnahmen wird das natürliche Mikroklima grundlegend beeinflusst. Der Verlust von Überschwemmungsgebieten geht einher mit dem Verlust mikrooceanisch geprägter und hygrisch begünstigter Lebensräume. Mit der Rodung von Niederungs- und Auenwäldern und deren Umwandlung in meist feuchte Grünländer kommt es zu einer drastischen Verschärfung der Mikrokontinentalität, das heißt Zunahme der Extreme, tags ungehinderter Einstrahlungstyp, nachts ungehinderter Ausstrahlungstyp, damit Erhöhung der täglichen sowie jährlichen Temperaturamplitude, deutliche Zunahme der Sommer- und heißen Tage sowie der Frost- und Eistage, Erhöhung der Früh- und Spätfrostgefährdung sowie der Nebeltage und Abnahme der Windstillen. Innerhalb von Grünlandbereichen und landwirtschaftlichen Nutzflächen verschärfen sich die genannten Verhältnisse mit Abnahme der Bestandshöhe weiter. Mit Verringerung der Bestandshöhe nähert sich die aktive Energieumsatzfläche mehr und mehr der Erdoberfläche, und die Tagesschwankungen der Elemente nehmen zu. In den bodennächsten Grasschichten, wo sich auch abgestorbene Gräser untermischt finden, ist es relativ kühl, so daß dort

strahlungsempfindliche Insekten vollen Schutz genießen. Dort ist auch die relative Luftfeuchtigkeit nahe dem Sättigungspunkt, der Wasserdampfdruck am höchsten und die größte Luftruhe. Langer Rasen besitzt z. B. auch im Winter gegenüber kurzem einen beträchtlichen Wärmeschutz. So ist hier die Anzahl der Frostnächte nur etwa halb so groß wie in kurzem Rasen. Mittags ist es im Winter nur geringfügig kühler unter langem Rasen, aber zum Frühjahr hin steigt mit dem baldigen Wachstum des Rasens der Unterschied rasch an, so daß im März selbst das Tagesmittel der Temperatur in langem Rasen niedriger liegt als in kurz geschnittenem. Hieraus ergibt sich eine Milderung des Mikroklimas in der Grasdecke mit dem Höherwerden. Über landwirtschaftlichen Beständen gelten die gleichen Sachverhalte. Die Art und Weise der Flächenutzung hat einen sehr großen Einfluß auf die örtliche Kaltluftentstehung. Äcker und Wiesen sind gute Kaltluftproduzenten ( $12 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , KING 1973), Waldflächen hingegen schlechte ( $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , GERTH 1986). An unbewaldeten und unverbauten Hängen ( $> 2^\circ$  Hangneigung; KING 1973) können sich nächtliche Kaltluftflüsse mit meist noch  $< 1 \text{ m/s}$  Fließgeschwindigkeit entwickeln, die in Senken und Niederungen das nächtliche Temperatur extrem noch verschärfen können. Bei intensiver landwirtschaftlicher Bewirtschaftung ergibt sich so im Jahresverlauf ein breites Spektrum von höchst unterschiedlichen bestands- und wachstumsabhängigen Mikroklimaverhältnissen, das sehr hohe Anforderungen an die thermische und hygri sche Anpassungsfähigkeit der Insektenwelt stellt.

Mit der Verringerung der Geländerauhigkeit geht der Verlust von windgeschützten Lebensräumen einher, und es kommt zu einer generellen Erhöhung des aerodynamischen Winddruckes auf Insekten. Hierdurch wird eine anemochore Populationsverbreitung begünstigt. Die stärkere Ausprägung des Einstrahlungstypes bewirkt tags eine größere Häufigkeit labiler Luftschichten, die stärkere Ausprägung des Ausstrahlungstypes nachts eine größere Häufigkeit stabiler thermischer Schichtungen. Hieraus resultiert ein stärkerer Wechsel in den bodennahen Windprofilen, was wiederum erhöhte Anforderungen an die aerodynamische Anpassungsfähigkeit der Insekten stellt. Die reliefbedingte Windoffenheit gerodeter Hangbereiche führt an Luvhängen zu einem extremen Nährkraft- und Humuschwund im Boden. Bei gleichem Ausgangssubstrat stehen sich in extremen Fällen Hagerrohhumus mit Weißmoos-Vegetationsformen am Luvhang und Mull oder mullartiger Moder mit entsprechend reicher Bodenvegetation am Leehang gegenüber. Besonders anfällig sind W-, SW- und

NW-Hänge mit weniger reicher Bodennährkraft. In windschwachen Nächten ist in Plateaulagen mit ca. doppelt so hohen Windgeschwindigkeiten zu rechnen wie in Niederungen, tags beträgt der Verstärkungsfaktor ca. 1,6. Während in den Niederungen die Kalmen zunehmen, ist in höheren Lagen generell mit höheren Windgeschwindigkeiten zu rechnen. Hierdurch erhöht sich auch die Verdunstung.

**Tabelle 2:** Relief und bodenbedingte Frostgefährdung (Temperaturabweichung des nächtlichen Minimums 0.5 m über Flur gegenüber Normallage in K).

+ 1/+ 3 K begünstigt; 0 K Normallage; - 2/- 3 K schwach frostgefährdet; - 3/- 5 K mäßig frostgefährdet; - 4/- 6 K stark frostgefährdet; - 4/- 8 K sehr stark frostgefährdet; < - 8 K extrem frostgefährdet.

(A = grund- und stauwasserbeeinflusster Mineralboden; B = grund- und stauwasserbestimmter und -beherrschter Mineralboden; C = grund- und stauwasserbestimmter und -beherrschter Moorboden; D = sumpfiger Moorboden.)

Relief- und Bodenformen		A	B	C	D	
		[K]	[K]	[K]	[K]	
Ebene, Rampe	Horst, Riedel,	stärker erhöht	± 0			
		Rücken	schwächer erhöht	- 0,5		
	Weit-, Simslage		- 1,0/ - 2,0	- 2,5/ - 3,5	- 4,0	- 4,5
	Fußlage		- 2,0/ - 3,0	- 3,5/ - 4,5	- 5,0	- 5,5
	Nischen, Tallage	schwächer eingetieft	- 3,0/ - 4,0	- 4,5/ - 5,5	- 6,0	- 6,5
		stärker eingetieft	- 4,0/ - 5,0	- 5,5/ - 6,5	- 7,0	- 7,5
	Senkenlage	schwächer eingetieft	- 4,0/ - 5,0	- 5,5/ - 6,5	- 7,0	- 8,5
		stärker eingetieft	- 5,0/ - 6,0	- 6,5/ - 7,5	- 8,0	- 9,5
alle stärkeren Neigungen	Oberhang		± 0/ + 1,5			
	Mittelhang		- 0,5/ - 1,0	- 2,0	- 2,5	
	Unterhang		- 2,5/ - 5,0	- 4,0	- 6,5	

Durch Flußregulierungen, Begradigungen und Laufverkürzungen durch das Abtrennen von Flußschlingen wird der Abfluß beschleunigt, und es kommt zu einer Selbsteintiefung der Gewässer. Hierdurch erhöht sich die Windkanalisierungswirkung des Flußbettes bei allochthonen Wetterlagen bzw. die Wirkung der fließgewässernahen Mitführungsschicht bei autochthonen Wetterlagen. Bei einer durch die Abflußbeschleunigung auftretenden Erhöhung der Abdriftverluste von Insekteneiern kommt es zu einer Erhöhung des aerodynamischen Druckes des stromabwärtsgerichteten Windes und somit zu einer Behinderung des Kompensationsfluges.

Durch die fehlende Beschattung der Ufer durch Abschlagen von bachbegleitenden Gehölzen erhöht sich die photoaktive Einstrahlung und damit das Wachstum flutender Wasserpflanzen, die in der Folge Rückstauungen verursachen können und Räumungen und Entkrautungen durch den Menschen erforderlich machen. Dies wiederum vernichtet die Sitzplätze für Köcherfliegen und so weiter (Sekundärwirkung). In sandigen Flachlandbächen führen fehlende Erlenwurzeln und Mangel an Totholz zum Verlust windgeschützter, feucht-milder Lebensbereiche.

## 4. Die Modellabschnitte

### 4.1. *Kurze Fließstrecke zwischen Kraazer See und Hofsee (Malkwitz)* (Modellabschnitt N1)

#### A) Allgemeines

Die durchflossenen Seen zählen zu den typischen Erscheinungsformen der mecklenburgischen Fließgewässer. Um eine repräsentative seenbeeinflusste Fließstrecke zu erfassen, wurde im Quellgebiet der Nebel der Abschnitt zwischen Kraazer See und Hofsee ausgewählt. Das Quellgebiet der Nebel wird hauptsächlich durch glaziale Sanderflächen des Pommerschen Stadiums gebildet. Der Niederungsbereich der Nebel ist relativ schmal, aber sehr tief vermoort. Das Niedermoor ist als Durchströmungsmoor über einem muddeunterlagerten Verlandungsmoor ausgebildet. Es ist in den oberen Schichten stark entwässert, so daß pedogen veränderte Torfhorizonte bis 4 dm unter Flur, zum Teil auch tiefer reichen (Abb. 3). Der Bodentyp ist Erdfen.

Abbildung 4 zeigt den Schnitt (in Fließrichtung) durch den Modellabschnitt mit den maßgebenden Biotopstrukturen. Linksseitig steigt das Ge-

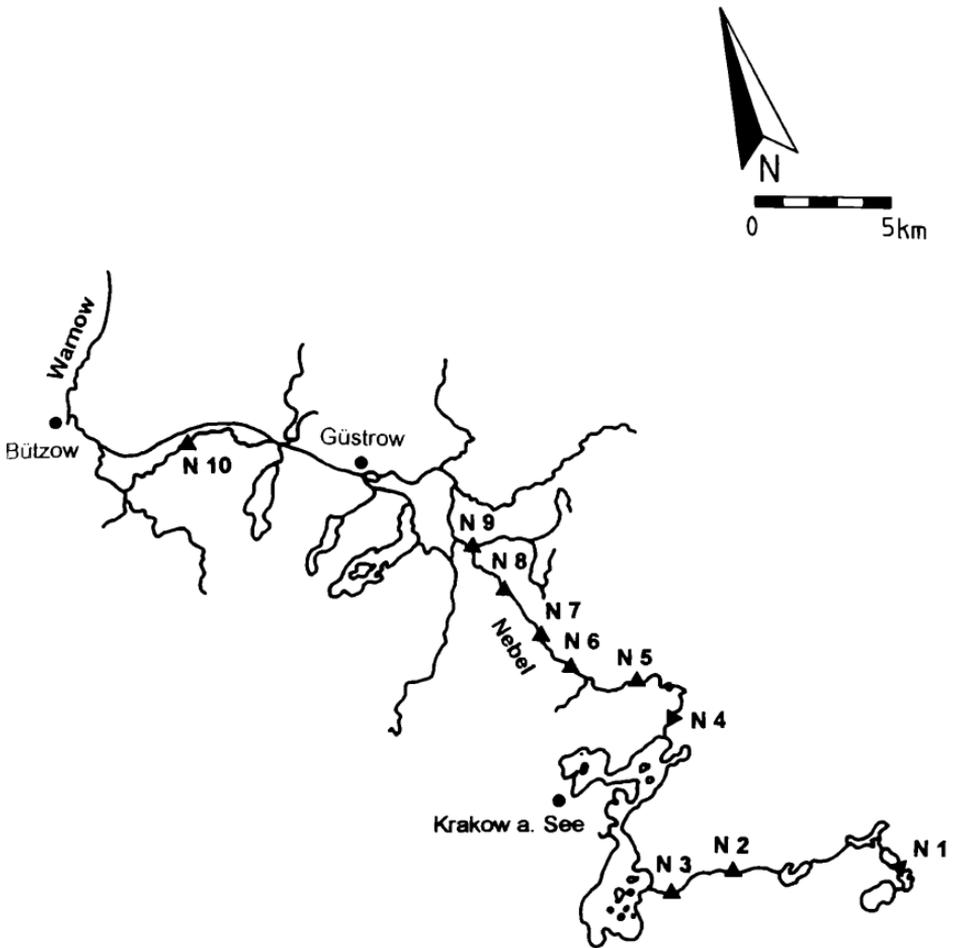


Abb. 2: Lage der Modellabschnitte N1 bis N10 an der Nebel. Details siehe Text.

lände stark an und wird zur Zeit ackerbaulich genutzt. Angrenzend befinden sich zudem ausgedehnte Halbtrockenrasen auf den kiesig-sandigen Böden. Im ebenen Niederungsbereich auf der rechten Gewässerseite schließt sich eine als Mähweide genutzte Wiese an.

## B) Gewässermorphologie/Strömungsverhalten

Die Nebel ist in der Vergangenheit durch wasserbauliche Maßnahmen ausgebaut und vertieft worden, die sich in der Gewässermorphologie bis

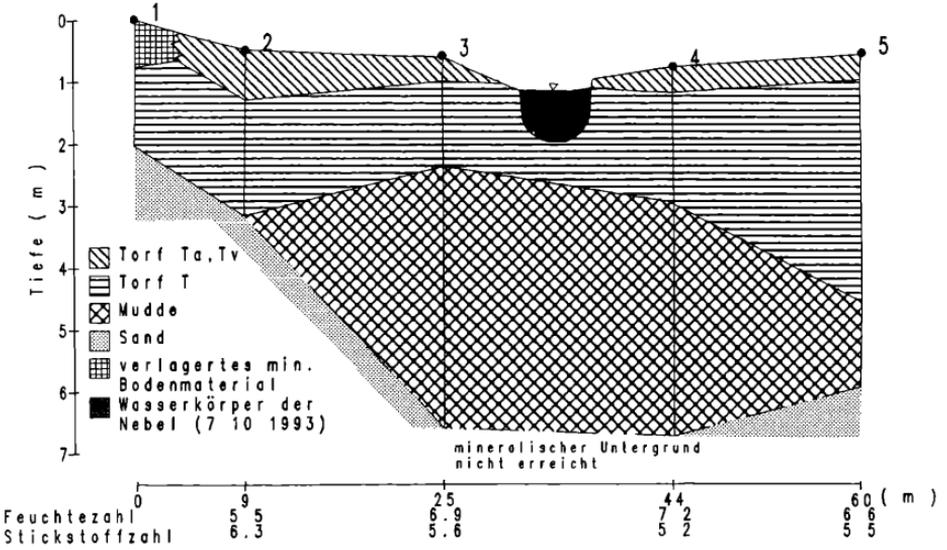


Abb. 3: Das Moorprofil des Modellabschnitts N1.

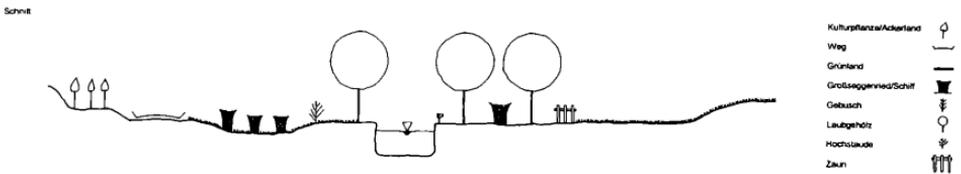


Abb. 4: Schnitt durch den Modellabschnitt N1 (unmaßstäblich, idealisiert).

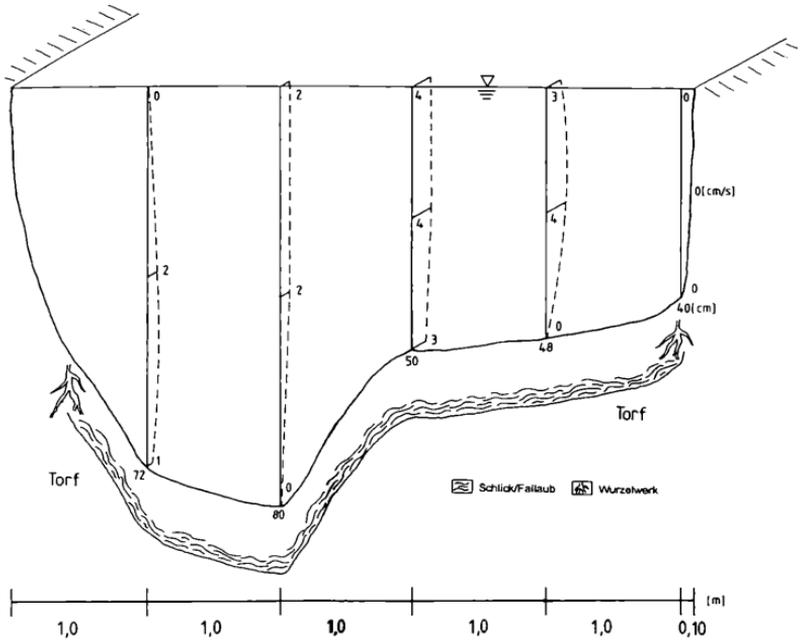


Abb. 5: Das Strömungsprofil an einem repräsentativen Querschnitt des Modellschnitts N1.

Tabelle 3: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen am Modellschnitt N1.

	3.2. 1993	18.2. 1993	3.3. 1993	16.3. 1993	29.3. 1993	14.4. 1993	29.4. 1993	12.5. 1993	25.5. 1993	9.6. 1993	22.6. 1993	6.7. 1993	27.7. 1993	23.8. 1993
Wasser- tempera- tur in °C	5,5	2,6	2,6	8,1	3,3	5,98	15,8	16,3	17,8	19,0	15,7	15,8	15,0	15,0
Sauer- stoffsät- tigungs- index in %	109	94	126	110	96	98	97	82	97	85	106	126	127	110
pH-Wert	8	8	8,05	7,94	8,08	8,09	8	8,15	7,76	7,6	8,03	8,05	7,95	7,8
Leitfä- higkeit in µS/cm	470	440	470	453	429	414	389	394	389	376	378	373	434	375

heute auswirken. Bachbegleitende Gehölze gibt es nur in geringem Umfange, kleine Erlenbrüche und Feuchtwiesen existieren an den Ein- und Ausflüssen der beiden Seen. Der Durchfluß ist auf Grund des noch kleinen Einzugsgebietes gering. Das Strömungsverhalten wird durch den Rückstau des Hofsees bestimmt und ist wegen des sehr geringen durchschnittlichen Gefälles der Wasserspiegellinie von nur ca. 0,05 % sehr ausgeglichen, was sich durch die geringen Differenzierungen der Strömungsgeschwindigkeit im Querprofil äußert (Abb. 5). Das vorherrschende Strömungsbild ist das eines trägen, fast stehenden Gewässers.

Die relativ tiefe Gewässersohle liegt im Bereich der anstehenden Torfe und zeigt starke Ablagerungen von Schlick und Fallaub (Muddebildung). Demgemäß gering ist die Substratdiversität. Die Profilform zeigt Reste des trapezförmigen Ausbaus (Altprofil), vereinzelt ragen Erlenwurzeln hinein. Die Linienführung des Gewässers ist durch den früheren Ausbau in Form eines geschwungenen Bogens vergleichmäßig, Breiten- und Tiefenvarianz sind gering bis sehr gering. Der Gewässertyp entspricht dem organischen Typus, Ausprägungsform Seeausfluß.

### C) Chemisch-physikalische Wassergüte

Durch die Beeinflussung der durchflossenen Seen sind die sommerlichen Wassertemperaturen höher als in allen nicht unmittelbar seebeeinflußten Fließstrecken. Der dominierende Grundwasseranteil bedingt relativ hohe Wassertemperaturen im Winter, die aber im Frühjahr rasch ansteigen (Tab. 3). Der pH-Wert liegt ganzjährig im alkalischen Bereich bei geringer Schwankung. Ein leichter Rückgang im Juni/Mai 1994 ist gekoppelt mit einem geringem Sauerstoffgehalt. Beides könnte als Folge eines temporären Zusammenbruches der Phytoplanktonentwicklung im vorgeschalteten Kraazer See gedeutet werden. Der Sauerstoffgehalt weist im Verlauf der Meßkampagne eine charakteristische Schwingung auf, die insbesondere von der Wassertemperatur und dem komplexen Zusammenhang von Trophie und Saprobie des Kraazer Sees bestimmt wird. Die elektrische Leitfähigkeit erreicht an diesem Modellabschnitt im Jahresverlauf stets die geringsten Werte aller Abschnitte (dominanter Grundwasserabfluß).

### D) Mikroklima

Auf Grund der Reliefexposition (Rampe  $> 1 \dots 4^\circ$ ) ergeben sich keine Beeinträchtigungen des Strahlungsgenusses durch Horizontabschirmung, tags herrscht ein ausgeprägter Einstrahlungstyp, nachts ein ausgeprägter

Ausstrahlungstyp. In den Niederungen dominieren Wiesenklimatope, an den Ein- und Ausflüssen der Seen Bestandsklimatope. Der Modellabschnitt ist in klaren Frühjahrs- und Herbstnächten als schwach bis mäßig frostgefährdet einzustufen, die leicht erhöhten Bereiche innerhalb der Mähweiden als normal frostgefährdet. Die hügeligen Kiesflächen mit xerotoleranter Vegetation beziehungsweise Ackerflächen stellen wirksame Kaltluftentstehungsflächen mit Kaltluftabflußmöglichkeit dar. Sie selbst bleiben aufgrund thermisch induzierter Ausgleichsströmungen der Luft unter Einfluß eines milden Mikroklimas. In der konkaven Geländeform zwischen den beiden südwestlich vorgelagerten Hügeln können nächtliche Kaltluftflüsse entstehen, die Hänge und Kuppen bleiben nachts warm. Die sich in Fuflage befindlichen Biotopstrukturen sind gegenüber den angrenzenden hügeligen Bereichen feuchtebegünstigt.

Bei SW-Winden kann es entlang der Hohlform zu einer gewissen Windverstärkung durch Leitwirkung des Reliefs (Düseneffekt) kommen. Die fließgewässernahen Solitärgehölze bieten einen kleinräumigen Windschutz. Bei Kaltluftflüssen von den angrenzenden hügeligen Ackerflächen kommt es jedoch im Hindernislee zur Austauscharmut und damit gegenüber den anderen Strukturen erhöhter Frostgefährdung.

#### **4.2. Im Bereich des Kiether Niedermoors (Linstow) (Modellabschnitt N2)**

##### **A) Allgemeines**

Der Modellabschnitt im Bereich des Kiether Moores ist durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung geprägt (Abb. 6). Im breiten und vermoorten Niederungsbereich der Nebel kommen neben den Grünlandflächen Bereiche mit Schilf und Großseggenried sowie am Talrand Waldkomplexe hinzu. Das vorhandene Durchströmungsmoor über einem Versumpfungsmoor (Abb. 7) ist überwiegend flach- bis tiefgründig. Nach den auf Grund der Grünlandnutzung durchgeführten Entwässerungsmaßnahmen stellt es sich heute als mäßig bis stark entwässertes Moor dar, das am südlichen Talrand bereits Vermulmungserscheinungen zeigt. Der Bodentyp ist wie im Modellabschnitt N1 Erdfen, zum Teil Mulmfen (Talrand). Der Gewässerabschnitt ist stark grundwassergeprägt (bei einer Durchflußbestimmung im Februar 1993 verdoppelte sich der gemessene Durchfluß der Nebel auf einer Strecke von nur 400 Metern).

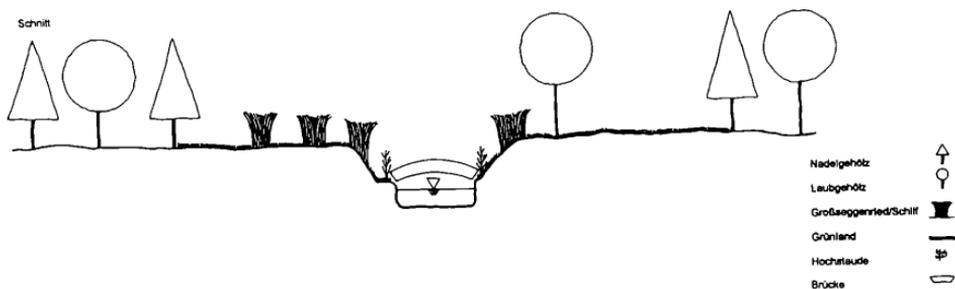


Abb. 6: Schnitt durch den Modellabschnitt N2 (unmaßstäblich, idealisiert).

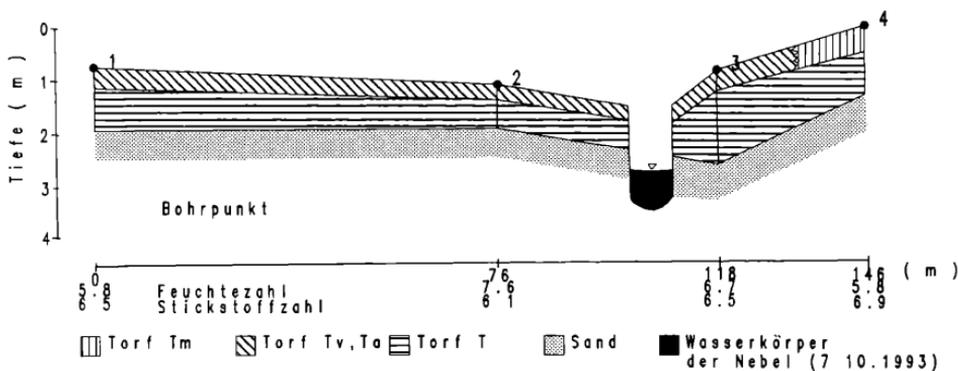


Abb. 7: Das Moorprofil des Modellabschnitts N2.

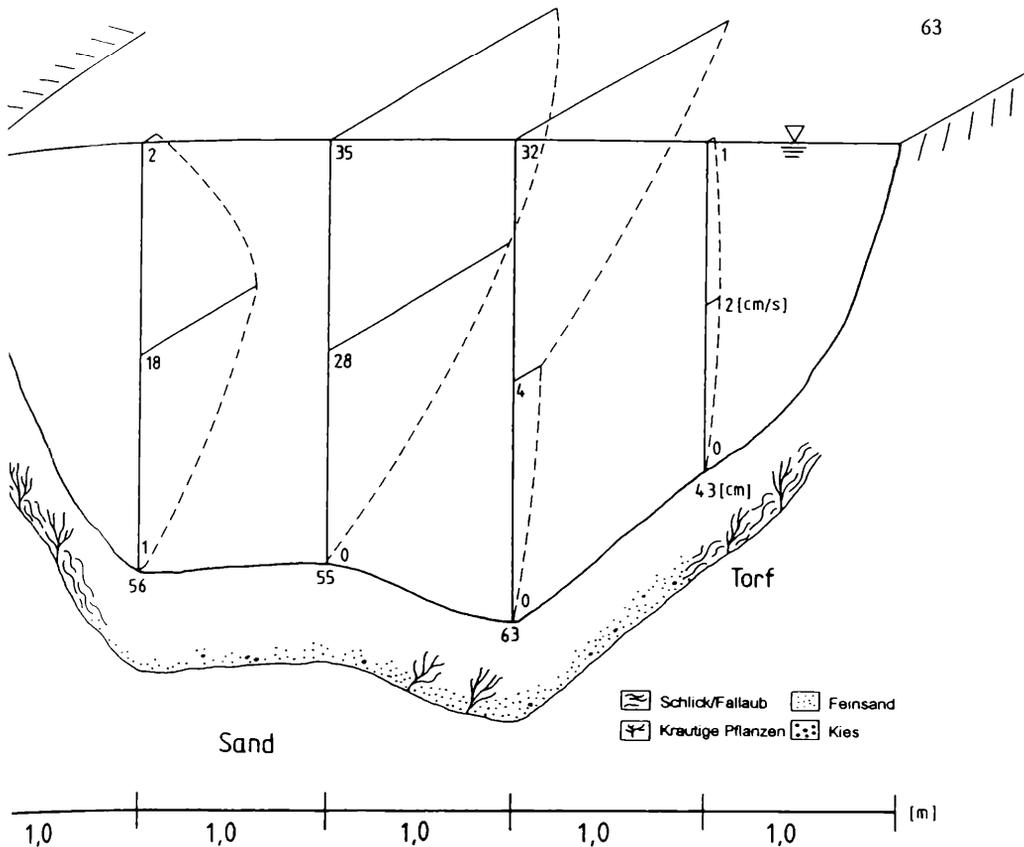


Abb. 8: Das Strömungsprofil an einem repräsentativen Querschnitt des Modellabschnitts N2.

Tabelle 4: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen am Modellabschnitt N2.

	3.2. 1993	18.2 1993	3.3. 1993	16.3. 1993	29.3. 1993	14.4. 1993	29.4. 1993	12.5. 1993	25.5. 1993	9.6. 1993	22.6. 1993	6.7. 1993	27.7. 1993	23.8. 1993
Wasser- tempera- tur in °C	5,1	4,9	3,8	7,8	6,5	7,4	12,3	13,0	12,8	13,4	12,1	12,6	12,6	13,0
Sauer- stoffsät- tigungs- index in %	62	71	74	71	71	78	89	68	66	74	90	99	105	80
pH-Wert	7,8	7,88	7,81	7,72	7,69	7,93	7,86	7,91	7,81	7,8	7,9	7,87	7,7	7,67
Leit- fähig- keit in µS/cm	550	550	560	573	558	550	556	577	572	584	560	565	555	552

## B) Gewässermorphologie/Strömungsverhalten

Die Flächenentwässerungsmaßnahmen in der Niederung waren in der Vergangenheit mit Gewässerausbaumaßnahmen in der Nebel verbunden. Die notwendige Entwässerungstiefe für das Grünland war nur bei Schaffung der Gewässervorflut ökonomisch vertretbar. Unter diesem Gesichtspunkt wurde die Nebel vertieft und begradigt und stellt sich heute dem Betrachter als gehölzfreies und schnurgerades Gewässer dar.

Die heutige Profilform der Nebel weist noch immer auf den trapezförmigen Ausbau hin. Der tiefe Ausbau beförderte die Tiefenerosion des Gewässers. Das verhältnismäßig flache Moor hat daher nur noch den Anteil an den oberen Uferschichten der Nebel. Mit der Gewässersohle und dem unteren Uferbereich liegt die Nebel bereits im unterhalb anstehenden Sand (Abb. 7). Die Substratverhältnisse sind damit zugunsten mineralischer Komponenten verschoben.

Bedingt durch das relativ hohe Gefälle in diesem Abschnitt (Wasserspiegelliniengefälle ca. 2,7 %) hat die Strömung bereits deutliche morphologische Änderungen am Querprofil bewirkt, was sich in einer tendenziellen Zunahme der Breitenvarianz zeigt. Die Verteilung der Fließgeschwindigkeiten über den Querschnitt spiegelt zum einen das hohe Gefälle wider (Abb. 8), zum anderen zeigt sich die kleinräumige und strömungsbrechende Wirkung von hydraulisch wirksamen Kleinstrukturen (z. B. aquatische Makrophyten). Das Strömungsbild an der Gewässeroberfläche wird durch schnellfließende bis ruhigfließende Bereiche bestimmt. Der Gewässertyp entspricht dem teilmineralischen Typus, Ausprägungsform flachgründiges Niedermoor.

## C) Chemisch-physikalische Wassergüte

Die starke Grundwasserbeeinflussung des Wasserkörpers äußert sich sichtbar im Jahresgang der Wassertemperatur. Während die Temperatur im Winter kaum unter 4-5 °C sinkt, steigen im Sommer die Temperaturen nur bis zu einem relativ geringen Wert (Tab. 4), der 1993 bei ca. 13 °C lag. Diese Zufluß- und Temperaturverhältnisse bedingen zusammen mit dem atmosphärischen Eintrag den sehr ausgeglichenen Sauerstoffhaushalt. Auch der pH-Wert pendelt nur eng begrenzt um einen Wert von 7,8 während der Meßperiode 1993. Die elektrische Leitfähigkeit ist gleichbleibend gering und liegt bei ca. 550 S/cm.

## D) Mikroklima

Über den Intensivgrünlandbereichen herrscht ein Wiesenklima mit tags ungehinderter Einstrahlung, nachts ungehinderter Ausstrahlung. Reliefbedingte Beeinträchtigungen des Strahlungsgenusses gibt es nicht. Die feuchten Mähweiden über den grund- und stauwasserbestimmten beziehungsweise beherrschten Böden des Kiether Torfmoors sind mäßig bis stark frostgefährdet. Die Temperaturverhältnisse sind in den Intensivgrünlandbereichen mit niedrigerer aktiver Oberfläche kontinentaler als in den höheren Großseggenried- und Schilfbeständen, wo die Tages- und Jahresgänge der Elemente gedämpfter sind.

Die bewaldeten Hügel des Bruchwerder nördlich des Modellabschnittes sind schlechte Kaltluftproduzenten, frostbegünstigende Kaltluftflüsse sind hier nicht zu erwarten. Aufgrund der Grund- und Stauwasserstufe der Niederungslage ist das Feuchteangebot übernormal. Über den Grünlandbereichen ist die Verdunstung auf Grund der Gesamtgröße der transpirierenden Blattoberflächen geringer als über den Großseggenried- und Schilfbeständen, die Feuchte entsprechend auch.

Die nutzungsbedingte Windoffenheit begünstigt die anemochore Verbreitung von Insektenpopulationen. Durch den relativ tiefen Einschnitt der Nebel werden insbesondere bei Ostwetterlagen kleinräumige Kanalisierungseffekte der Luftströmung hervorgerufen. In der windoffenen Landschaft befinden sich schwach windgeschützte Bereiche vorzugsweise an Übergangszonen mit abruptem Rauigkeitswechsel (Änderung der Nutzungsart) innerhalb der internen Grenzschicht. Windgeschützt sind auch die Bereiche innerhalb der Großseggenried- und Schilfbestände. Aufgrund der durch wasserbauliche Maßnahmen erhöhten Fließgeschwindigkeit ist insbesondere bei stabilen Schichtungsverhältnissen eine höherer Winddruck gegen den Kompensationsflug der Insekten in der fließgewässernahen Luftschicht zu erwarten. Die insgesamt in diesem intensiv genutzten Bereich stärker schwankenden mikrometeorologischen Verhältnisse stellen erhöhte Anforderungen an die Anpassungsfähigkeit der Insekten.

### **4.3. Im naturnahen Niedermoor Dobbin (Modellabschnitt N3)**

#### **A) Allgemeines**

In diesem Abschnitt, kurz vor Eintritt in den Krakower See, durchfließt die Nebel ein naturnahes, nicht bis schwach entwässertes Niedermoor. Uferbegleitend treten sowohl Erlenbrüche als auch größere Schilf- und Seggenbestände auf. Das Umland wird forstwirtschaftlich und in größerer Entfernung landwirtschaftlich genutzt (Abb. 9). Das Niedermoor ist als Durchströmungsmoor über einem Verlandungsmoor ausgebildet und sehr tief. Oberflächlich stehen Bruchwald- und Riedtorf über untergelaagerter Kalk- und Organomudde an (Abb. 10). Der Bodentyp ist Ried.

#### **B) Gewässermorphologie/Strömungsverhalten**

Obgleich die Nebel in diesem Abschnitt vor einigen Jahrzehnten ausgebaut wurde, hat sie sich in morphologischer Hinsicht durch die erfolgte Aufgabe jeglicher Gewässerunterhaltung weitgehend in Richtung Naturnähe zurückentwickelt. Diese Entwicklung wurde insbesondere durch die naturnahen Verhältnisse des Niederungsbereiches gefördert. Sowohl Breiten- als auch Tiefenvarianz erreichen mäßige Werte. Abbildung 11 zeigt das aufgenommene, relativ gleichförmige Strömungsprofil (0,2 % Wasserspiegelliniengefälle) mit den vorkommenden Substratstrukturen. Das Strömungsbild der Gewässeroberfläche weist ein träge bis ruhig dahinfließendes Gewässer aus. Die Gewässersohle besteht aus schlammig-breiiger Mudde mit geringen mineralischen Beimengungen (Feinsandeintrag durch das fließende Wasser). Der Gewässerabschnitt läßt sich dem organischen Typus, Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor, zuordnen.

#### **C) Chemisch-physikalische Wassergüte**

Der Modellabschnitt Dobbin zählt zu den stark grundwasserbeeinflussten Abschnitten und ist in diesem Punkt vergleichbar mit dem Abschnitt Linstow (N2). Dementsprechend wirksam sind die physiko-chemischen Eigenschaften des aus dem Niedermoorkörper zuströmenden Grundwassers. Dieses zeigt sich wiederum signifikant im Jahresgang der Wassertemperatur (Tab. 5): winterwarm und sommerkalt. Die elektrische Leitfähigkeit ist im Jahresgang ausgeglichen und natürlicherweise leicht gegenüber dem oberhalb liegenden Abschnitt N2 erhöht (Zunahme des Stofftransportes mit wachsender Einzugsgebietsgröße).

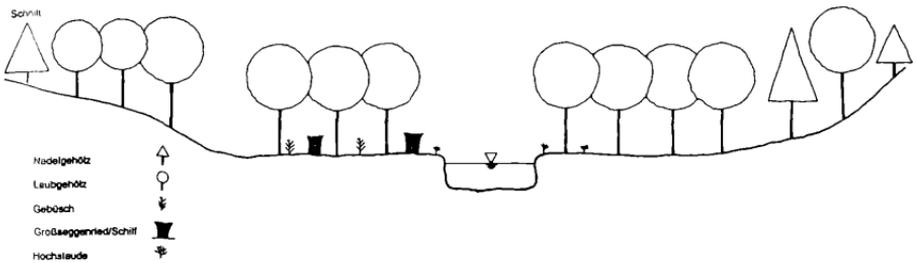


Abb. 9: Schnitt durch den Modellabschnitt N3 (unmaßstäblich, idealisiert).

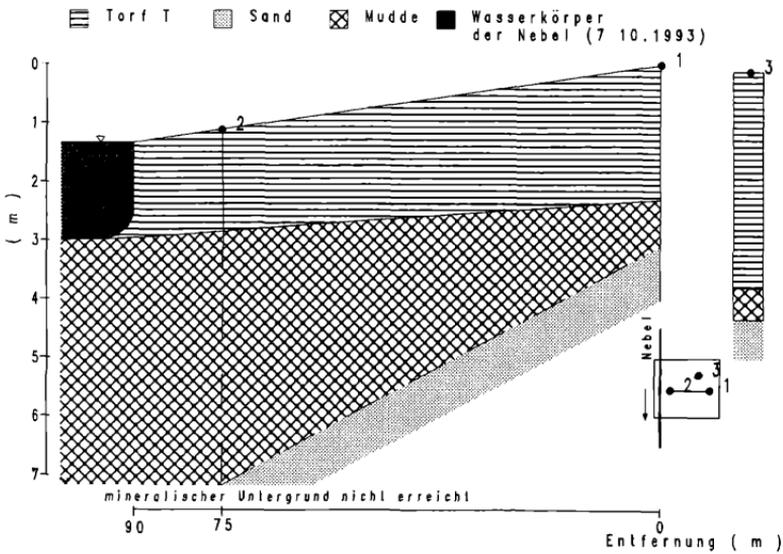


Abb. 10: Das Moorprofil des Modellabschnitts N3.

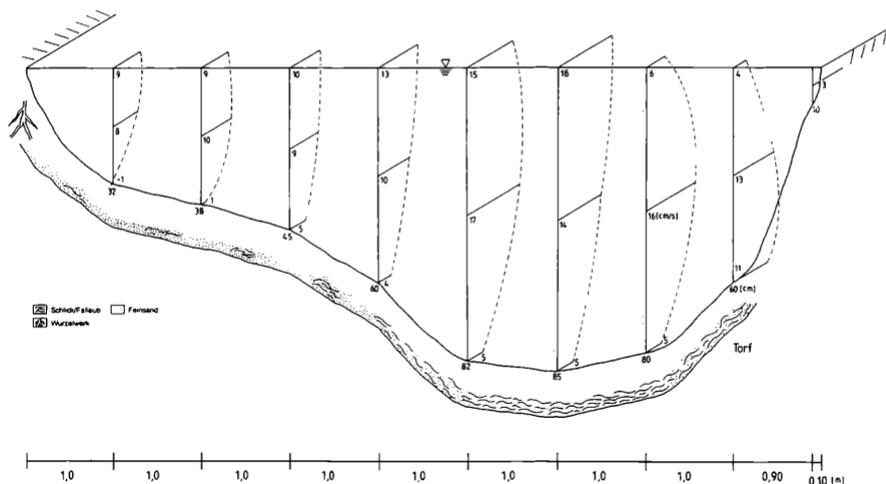


Abb. 11: Das Strömungsprofil an einem repräsentativen Querschnitt des Modellabschnitts N3.

Tabelle 5: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen am Modellabschnitt N3 (Dobbin).

	3.2. 1993	18.2. 1993	3.3. 1993	16.3. 1993	29.3. 1993	14.4. 1993	29.4. 1993	12.5. 1993	25.5. 1993	9.6. 1993	22.6. 1993	6.7. 1993	27.7. 1993	23.8. 1993
Wasser- tempera- tur in °C	4,6	4,1	2,6	7,7	5,0	6,5	14,3	13,6	12,4	12,3	12,5	12,0	12,9	14,0
Sauer- stoffsät- tigungs- index in %	60	71	67	71	70	80	92	83	60	73	94	96	106	83
pH-Wert	7,7	7,86	7,79	7,7	7,73	7,9	7,84	8,04	7,74	7,9	7,91	7,8	7,67	7,7
Leitfähig- keit in µS/cm	580	570	580	580	569	562	568	592	564	574	555	563	525	530

Der Sauerstoffhaushalt ist ganzjährig ausgeglichen. Die leichte Sauerstoffuntersättigung hat keine anthropogenen Ursachen, sondern läßt sich auf die maßgebenden Faktoren einer geringen atmosphärischen Belüftung (ruhige Strömung) und die auf Grund der starken Beschattung fehlenden aquatischen Makrophyten zurückführen. Der pH-Wert ist während der Meßperiode deutlich alkalisch ohne nennenswerte Extrema.

#### D) Mikroklima

In diesem Modellabschnitt gibt es eine Vielzahl von mikroozeanisch geprägten, hygrioch begünstigten und windgeschützten Landschaftsstrukturen. Für die Bruchwald-Quellvegetation des Niedermoores ist ein ausgeprägtes Stammraumklima mit einem gegenüber der Normallage erhöhten Jahresmittel der Lufttemperatur, einem niedrigeren Tages- und Sommermaximum, einem höheren Nacht- und Sommerminimum, einer geringeren Anzahl von Sommer- und heißen Tagen sowie von Frost- und Eistagen, einer deutlich erhöhten Häufigkeit von Schwachwindsituationen und einer reduzierten Häufigkeit von Starkwindsituationen typisch. Tagsüber ist die Einstrahlung, nachts die Ausstrahlung durch die Horizontabschirmung verringert. Die Frostgefährdung ist unterdurchschnittlich (begünstigt). Ein vorgelagertes, zur Feuchtwiese degradiertes Niedermoor in Rampenlage ist als normal gefährdet einzustufen, die Kaltluftproduktion und der Kaltluftabfluß sind mikroklimatisch nicht standortbestimmend. Die mittleren nächtlichen Minima sind für die Wiesen an niedrigsten, gefolgt von den Ackerflächen und den Waldbeständen. In dieser Reihenfolge nimmt die Frostgefährdung ab.

Gegenüber der Normallage ist die photoaktive Einstrahlung stark verringert, der Wasserpflanzenaufwuchs vermindert. Durch den hohen Grundwasserstand ist die Feuchte in der bodennahen Luftschicht größer, als es der Normallage entspricht. Der Modellabschnitt ist generell windgeschützt. Die geringe Fließgeschwindigkeit läßt bei stabilen Schichtungsverhältnissen nur schwach ausgeprägte Windmitführungseffekte erwarten.

#### **4.4. Durchbruch durch die Endmoräne zwischen Serrahn und Kuchelmiß (Modellabschnitt N4)**

##### **A) Allgemeines**

Die Durchbruchstäler zählen zu den landschaftlichen Besonderheiten Mecklenburgs, da sie in geo- und gewässermorphologischer Erscheinung mittelgebirgsartigen Charakter aufweisen. Der Modellabschnitt N4 zwischen den Ortschaften Serrahn und Kuchelmiß schließt unmittelbar an den Austritt der Nebel aus dem Krakower See an. Die Nebel durchbricht hier den Nordbogen des Krakower Endmoränenlobus, den Charlottenthaler Bogen. Der naturnahe Modellabschnitt spiegelt die wichtigsten geomorphologischen Strukturen wider (Abb. 12): relativ steilwandige Talform, sehr breites und in Teilabflußrinnen gegliedertes Gewässerbett (Inselbildung), geschiebereicher Untergrund. Im unmittelbaren Uferbereich stehen sandige fluviatile Ablagerungen und ein kleinstflächiges Moor aus Holztorf in naturnahem Zustand an. Die vorgefundenen Bodentypen sind: Ried, Auenregosol, Regosol (am Rand der Moräne). Die Nutzung des Umlandes erfolgt überwiegend forstwirtschaftlich.

##### **B) Gewässermorphologie/Strömungsverhalten**

Die gewässermorphologische Situation ist in diesem naturnahen Modellabschnitt durch sehr heterogene Verhältnisse gekennzeichnet. Das für Tieflandgewässer sehr hohe Sohlgefälle von 14,8 % bewirkt mittelgebirgsartige Strömungsverhältnisse mit stark, lokal sehr stark strömendem Wasser (Schnellen). Die große Gewässerbreite von fast 40 m (mit Inseln) führt aber auch dazu, daß ruhig fließende oder fast stehende Teilbereiche (Stillen) und Gegenlauf- beziehungsweise Umkehrstrecken existieren (Abb. 13/14). Dementsprechend vielfältig sind die Substratverhältnisse. Während in den stärker durchflossenen Bereichen auf Grund der Schleppkraft des Wassers naturgemäß Schotter und Kies dominieren, erhöht sich mit abnehmender Geschwindigkeit der Feinanteil (Sedimentfraktionierung). In den ruhigen Uferbereichen sammeln sich organische Materialien wie z. B. Fallaub. Als wichtiges Besiedlungs- und hydraulisch wirksames Element ergänzen große Totholzanteile (Äste, umgestürzte Bäume) und in das Wasser ragende Erlenwurzeln die Strukturausstattung dieses Abschnittes. Diese Vielfalt kommt auch in der sehr hohen Tiefen- und Breitenvarianz zum Ausdruck. Der Gewässertypus kann als mineralischer Typus, Ausprägungsform Endmoräne, angesprochen werden.

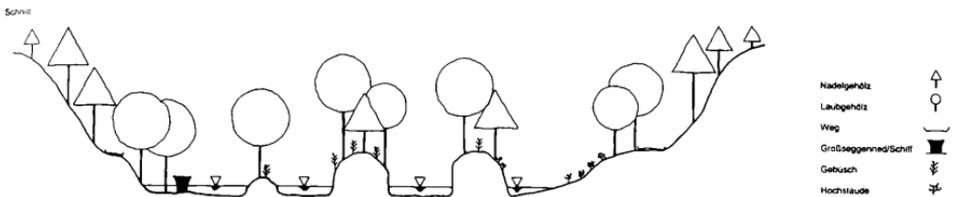


Abb. 12: Schnitt durch den Modellabschnitt N4 (unmaßstäblich, idealisiert).

Tabelle 6: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen am Modellabschnitt N4 (Kuchelmiß).

	3.2.	18.2.	3.3.	16.3.	29.3.	14.4.	29.4.	12.5.	25.5.	9.6.	22.6.	6.7.	27.7.	23.8.
	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993
Wasser- tempera- tur in °C	2,4	2,1	1,1	2,7	4,4	6,0	10,8	15,5	18,6	18,1	16,2	18,1	16,3	17,0
Sauer- stoffsät- tigungs- index in %	116	108	102	111	96	100	82	75	76	85	102	115	118	85
pH-Wert	8,8	8,56	8,71	8,7	8,38	8,32	8,05	8,2	8,12	8,2	8,45	8,31	7,82	7,78
Leitfähig- keit in µS/cm	470	470	470	457	473	480	480	480	477	473	469	462	466	465

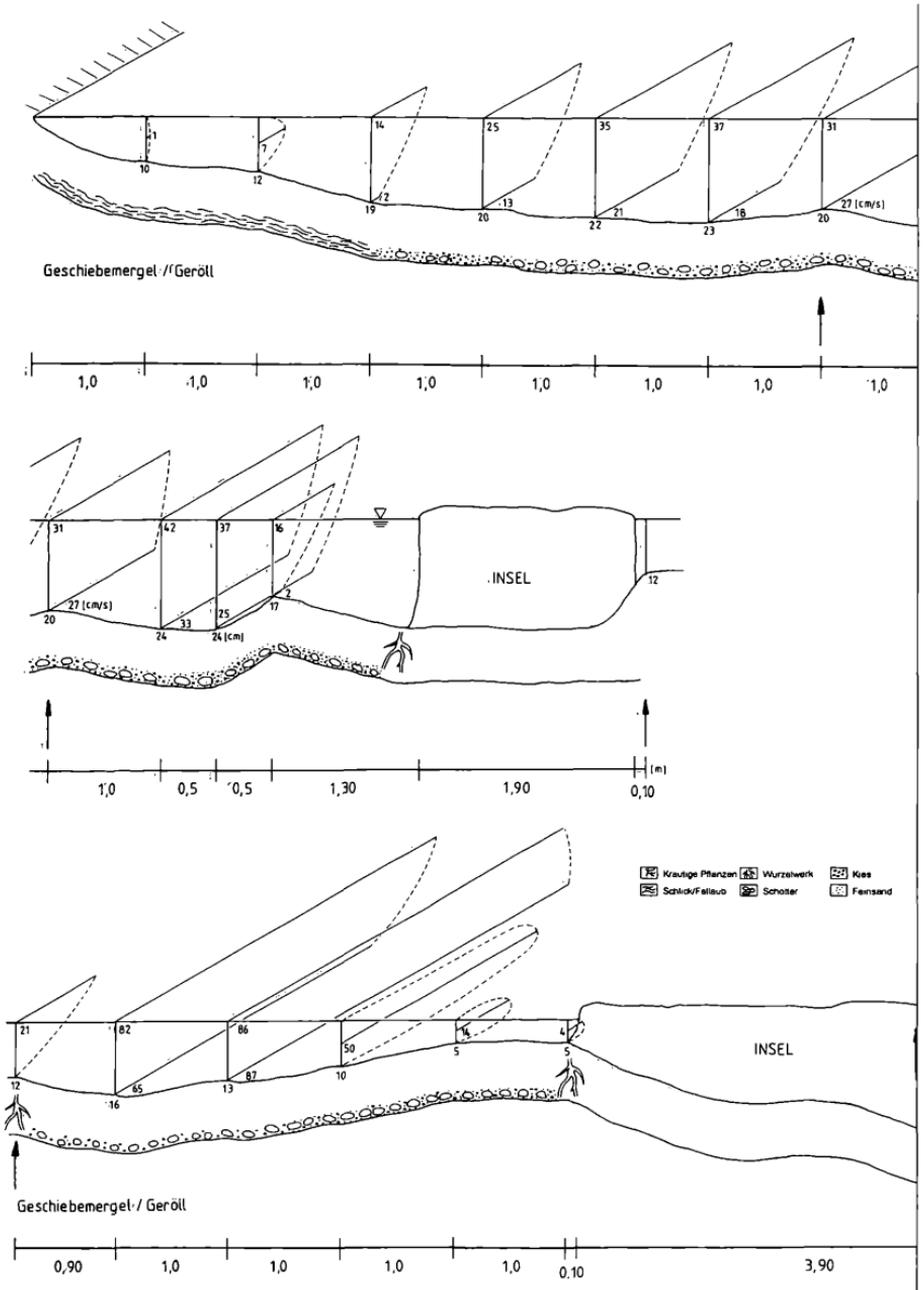


Abb. 13/Teil 1: Das Strömungsprofil an einem repräsentativen Querschnitt des Modellabschnitts N4 (Pfeile zeigen die Schnittstellen/Überlappungspunkte).

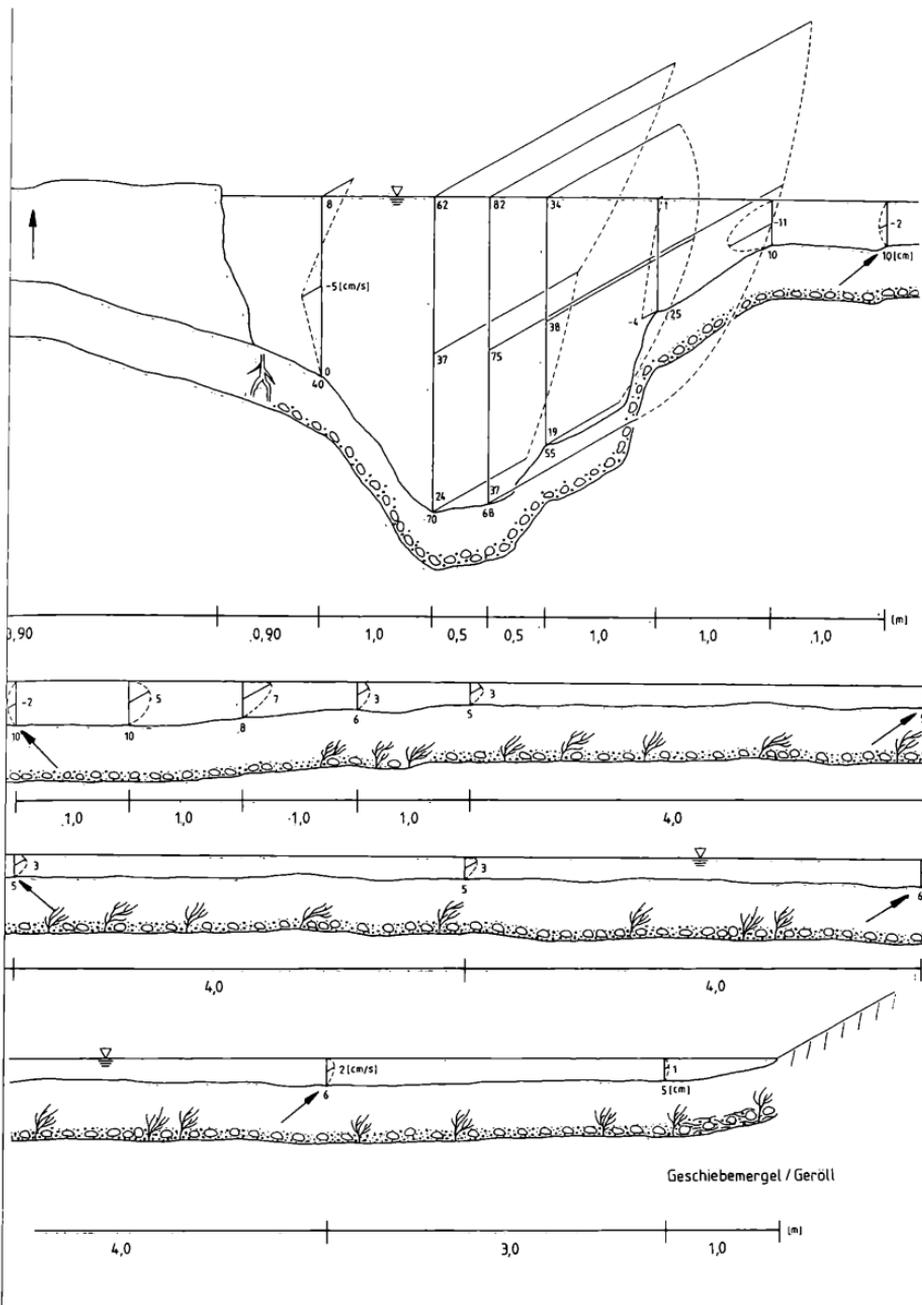


Abb. 13/Teil 2: Das Strömungsprofil an einem repräsentativen Querschnitt des Modellabschnitts N4 (Pfeile zeigen die Schnittstellen/Überlappungspunkte).

### C) Chemisch-physikalische Wassergüte

Der Modellabschnitt wird maßgeblich durch die Wasserbeschaffenheit des vorgelagerten Krakower Sees beeinflusst. Sehr augenfällig äußert sich diese Wirkung im Jahresgang der Wassertemperatur (Tabelle 6). Das große Wasservolumen des Sees bewirkt eine deutliche zeitliche Verschiebung des Jahresganges der Wassertemperatur gegenüber dem der Lufttemperatur, so daß der Wassertemperaturanstieg im Frühjahr sehr flach verläuft, aber hohe sommerliche Werte erreicht werden. Der Gang des Sauerstoffsättigungsindex widerspiegelt deutlich die Entwicklung des Phytoplanktons im See. Zeiten hoher Respiration (Zusammenbruch von Algenmassenentwicklungen) werden im Abschnitt durch den hohen atmosphärischen Sauerstoffeintrag (Turbulenz) zumindest größtenteils kompensiert. Der pH-Wert ist alkalisch und ist mit seiner Schwankung eng an seeinterne Prozesse gekoppelt (z. B. biogene Entkalkung). Ganzjährig auf niedrigem Niveau und in gleichbleibender Höhe bewegt sich der Wert für die elektrische Leitfähigkeit. Da er um ca. 100 S/cm niedriger liegt als der Modellabschnitt Dobbin (N3), muß der Krakower See als Senke für eine Reihe von Wasserinhaltsstoffen angesehen werden.

### D) Mikroklima

Das Durchbruchstal ist in seiner Struktur sehr heterogen. Die am Flachhang des ca. 72 m hohen Mühlberges gelegenen Acker- und Halbtrockenrasenflächen (Hangneigung ca. 6 °) stellen wirksame Kaltluftentstehungs- und -abflußgebiete dar. Die nach Süden exponierten Flächen mit Halbtrockenrasen sind leicht strahlungsbegünstigt. Tags herrscht hier ein ausgeprägter Einstrahlungstyp, nachts ein entsprechender Ausstrahlungstyp. Thermisch induzierte Ausgleichsbewegungen der erwärmten beziehungsweise abgekühlten Luft verhindern jedoch die Ausbildung eines extremen Mikroklimas.

Nächtliche Kaltluftflüsse haben die Möglichkeit, von Westen her senkrecht zur Fließrichtung in das Nebeltal einzuströmen. Bachbegleitende Solitärgehölze bewirken eine Hemmung dieser Kaltluftflüsse, was zur Ausbildung von Kaltluftseen mit erhöhter Frostgefährdung oberhalb der Gehölzhindernisse (Fußlage bis Hindernishöhe) führt. Ein kleinerer Großseggenried-/Schilfbestand in einer feuchten Geländemulde ist sehr stark frostgefährdet. In den Bruch-, Misch- und Nadelwaldbereichen herrscht ein ausgeglichenes Bestandsklima, insbesondere in den fließgewässernahen Bruchwaldbereichen ein ausgesprochen feucht-mildes

Schonklima. Die nach Süden exponierten Flachhangbereiche sind am Mittel- und Oberhang gegenüber der Normallage trockener, am Unterhang etwas feuchter. Stärker feuchtebegünstigt sind der Großseggenried-/Schilfbestand in Senkenlage sowie die Bruchwaldbereiche.

Nach Westen hin ist der Modellabschnitt windoffen. Bei Hauptwindrichtung aus Südwest ergibt sich eine schwache Leitwirkung des Relief entlang seiner Tiefenlinie, die durch den Schilfbestand verläuft. Nach Osten ergibt sich durch den geschlossenen Waldbestand ein wirksamer Windschutz. Lokalen Windschutz bieten die flußbegleitenden Solitärgehölze. Über dem Gewässer kommt es bei Queranströmung zur Ausbildung einer internen Grenzschicht mit einer Schwachwindzone.

Generell ergibt sich in den landwirtschaftlich genutzten Bereichen ein stärkerer Anpassungsdruck der Insektenwelt an die zum Teil extremen Mikroklimaverhältnisse in den ungeschützten Lebensräumen gegenüber den Niederungsbereichen mit natürlichen Vegetationsformen.

#### **4.5. Im naturnahen Niedermoor bei Ahrenshagen (Modellabschnitt N5)**

##### **A) Allgemeines**

Dieser Abschnitt zeichnet sich durch eine heterogene Landschaftsstruktur aus (Abb. 14). Neben den ausgedehnten und naturnahen Großseggenried-/Schilfbeständen sowie Bruchwaldbereichen unmittelbar an der Nebel existieren im Talrand- und Umlandbereich Grünland-, Acker- und Forstnutzung. Die Talform ist unausgeprägt, so daß der Niederungsbereich verhältnismäßig breit ist. Dieser ist als Durchströmungsmoor über einem Verlandungsmoor ausgebildet. Das Niedermoor ist überwiegend sehr tief bis tief und besteht aus Seggentorf und Seggen-Holz-Mischtorf über Kalk- und Organomudde (Abb. 15). Der Bodentyp ist Ried bis Riedfen.

##### **B) Gewässermorphologie/Strömungsverhalten**

Die Nebel ist in diesem Abschnitt durch eine naturnahe, aber relativ strukturarme gewässermorphologische Situation gekennzeichnet. Breiten- und Tiefenvarianz sind mäßig bis gering. Die Sohlensubstrate werden durch die anstehende organische Mudde (viel Fallaub) dominiert. In den Uferbereichen ragen Erlenwurzeln in das Gewässer und bieten ein poten-

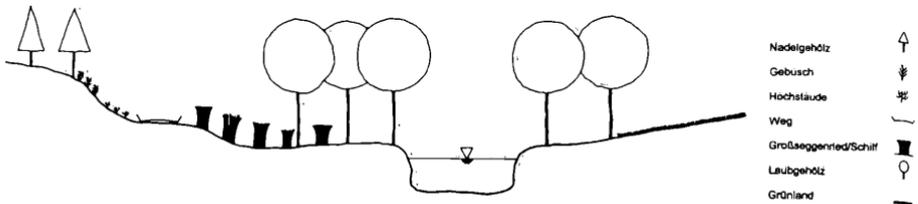


Abb. 14: Schnitt durch den Modellabschnitt N5 (unmaßstäblich, idealisiert).

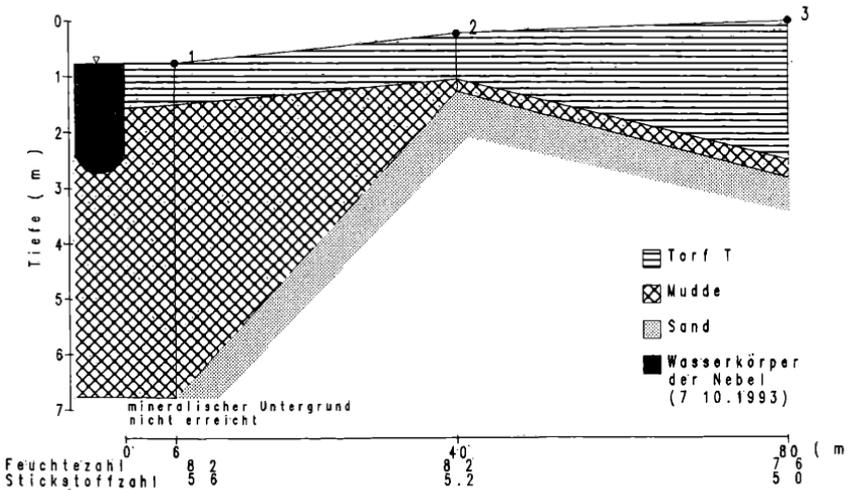


Abb. 15: Das Moorprofil des Modellabschnitts N5.

8) Strömungsfallstudie 4) Wurzelwerk

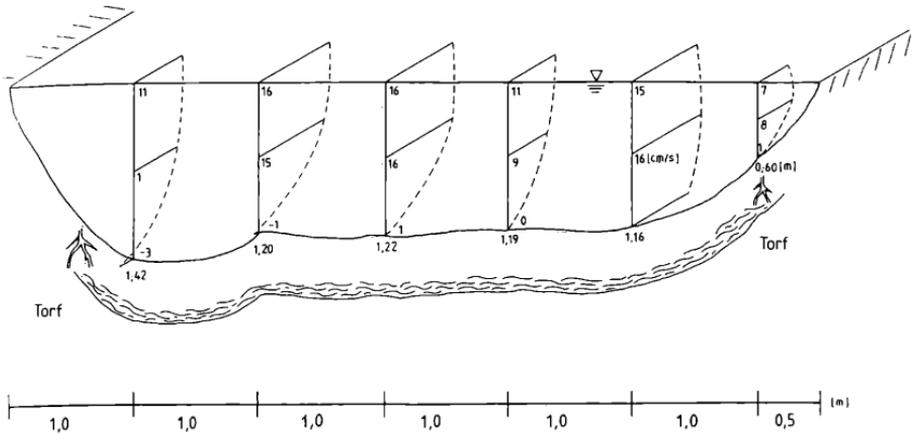


Abb. 16: Das Strömungsprofil an einem repräsentativen Querschnitt des Modellabschnitts N5.

Tabelle 7: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen am Modellabschnitt N5 (Ahrenshagen).

	3.2. 1993	18.2. 1993	3.3. 1993	16.3. 1993	29.3. 1993	14.4. 1993	29.4. 1993	12.5. 1993	25.5. 1993	9.6. 1993	22.6. 1993	6.7. 1993	27.7. 1993	23.8. 1993
Wasser- tempera- tur in °C	2,4	2,0	0,4	4,1	4,0	6,2	14,0	16,3	16,3	16,3	15,3	17,1	15,3	16,0
Sauer- stoffsätti- gungs- index in %	89	95	89	105	93	101	78	84	74	69	95	115	161	123
pH-Wert	8,4	8,21	8,24	8,34	7,97	8,15	7,96	8,22	7,9	7,88	8,0	8,05	7,74	7,76
Leitfähig- keit in µS/cm	520	520	530	521	563	548	556	522	529	509	481	485	493	485

tielles Besiedlungssubstrat. Diese Verhältnisse spiegeln sich auch im aufgenommenen Strömungsprofil (Abb. 16) wider, das eine relativ gleichmäßige Verteilung des Durchflusses zeigt. Dieses ist auch dem geringen Wasserspiegelliniengefälle (0,25 %) zu verdanken. Die Strömung gibt das Bild eines ruhig bis träge strömenden Fließgewässers. Der Gewässerabschnitt zählt zum organischen Typus, Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor.

### C) Chemisch-physikalische Wassergüte

Der Modellabschnitt ist in seiner Wasserbeschaffenheit immer noch deutlich durch den Krakower See beeinflusst. Dies zeigt die Korrelation wichtiger Parameter zum Abschnitt Kuchelmiß (N4). Die sommerliche Wassertemperatur erreicht jedoch auf Grund der dazwischen liegenden Fließstrecke nicht die hohen Werte des Seeausflusses, auch wenn Kurvenverlauf und -form einander sehr ähneln (Tab. 7). Der Sauerstoffhaushalt ist relativ ausgeglichen, im Juli 1993 treten wie an allen Abschnitten Sauerstoffübersättigungen als Folge starker Primärproduktion auf. Der pH-Wert liegt im alkalischen Bereich. Die Leitfähigkeit ist gegenüber dem Abschnitt N4 leicht erhöht, zeigt aber keine unnatürlichen Extremwerte.

### D) Mikroklima

Die großflächigen Mähweiden südlich der Nebel werden durch ein Wiesenklima geprägt, dessen Ausprägung mit zunehmender Bestandshöhe mehr und mehr ozeanisch bestimmt, das heißt milder wird. Die schwach erhöhten Bereiche in Rückenlage sind normal, die in Weitlage befindlichen Bereiche schwach bis mäßig frostgefährdet einzustufen. Die bodennahe Luftschicht über dem schmalen Ackerstreifen unterliegt jahreszeitlich den größten mikroklimatischen Schwankungen. In den östlich und nordöstlich liegenden Großseggenried- und Schilfbeständen sind weit ausgeglichene Verhältnisse zu finden. Am klimatisch ausgeglicheneren sind jedoch die Waldklimatope. Reliefbedingte Beeinträchtigungen des Strahlungsgenusses gibt es nicht. Lediglich im unmittelbaren Uferbereich ergibt sich durch die solitärgehölzbedingte Horizontabschirmung ein gedämpfter Tagesgang der Strahlungsbilanz (tags stark abgeschwächter Einstrahlungstyp, nachts stark abgeschwächter Ausstrahlungstyp). Die in Weitlage befindlichen Bereiche sind langfristig grund- und stauwasserbestimmt beziehungsweise halbzeitig sumpfig und so übernormal feucht. Über den schwächer erhöhten Rückenbereichen herrschen normale

Feuchteverhältnisse. Die relative Feuchte nimmt bestands- und damit verdunstungsabhängig in der Reihenfolge Acker, Mähweide, Großseggenried/Schilf zu. Bei der Feuchte in den Bruchwaldbereichen ist zu unterscheiden zwischen dem Stammraum- und den Kronenbereich. In den Bruchwaldbereichen ist die Feuchte höher als im Misch- und Nadelwald.

Der Modellabschnitt ist im Südwest-Einzugssektor (Hauptwindrichtung) im wesentlichen windoffen. Reliefbedingte Windleitwirkungen gibt es nicht. Leebedingte Schwachwindbereiche beschränken sich auf einzelne Hindernisse wie Solitärgehölze und so weiter. Der rauigkeitsbedingte Windschutz nimmt in der Reihenfolge Acker, Mähweide, Großseggenried/Schilf, Wald zu. Im unmittelbaren Uferbereich ergibt sich ein guter Windschutz innerhalb der Bestandsklimatope sowie durch die Einschnittslage.

#### **4.6. Durchbruch durch die Beckenrandmoräne bei Koppelow (Modellabschnitt N6)**

##### **A) Allgemeines**

Der Modellabschnitt ist repräsentativ für die Verhältnisse im zweiten Nebeldurchbruchstal (Abb. 17). Die Nebel durchbricht an dieser Stelle eine Randmoräne des Hoppenrader Beckens. In geo- und gewässermorphologischer Hinsicht sind viele Gemeinsamkeiten mit dem ersten Durchbruchstal (Modellabschnitt N4) vorhanden. Im unmittelbaren Niederungsbereich, der in einem schmalen Muldental liegt, sind zusammenhängende Bruchwaldgebiete vorhanden. Im weiteren Umland sind Acker, Grünland und Laubwald als Nutzungsstrukturen vorherrschend. Im Tal stehen hydromorphe bis anhydromorphe Mineralböden (je nach Höhenlage) an, die anthropogen wenig verändert sind.

##### **B) Gewässermorphologie/Strömungsverhalten**

Das Sohlgefälle erreicht mit 3,7 % genau ein Viertel des Gefälles vom Modellabschnitt N4 (erstes Durchbruchstal). Diese energetischen Verhältnisse werden jedoch durch die gegenüber dem Abschnitt N4 (37,3 m Gewässerbreite) wesentlich geringere Gewässerbreite von 8,5 Metern im Hinblick auf die hydraulische Wirksamkeit mehr als kompensiert. Daher erreichen die in Abbildung 18 dargestellten Strömungsgeschwindigkeiten dieses Modellabschnittes sogar Maximalwerte von 1,00 m/s. Die Querprofilform ist regelmäßig, die Breiten- und Tiefenvarianz mäßig bis hoch.

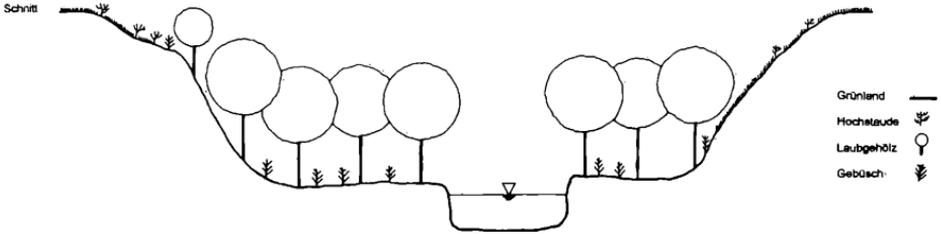


Abb. 17: Schnitt durch den Modellabschnitt N6 (unmaßstäblich, idealisiert).

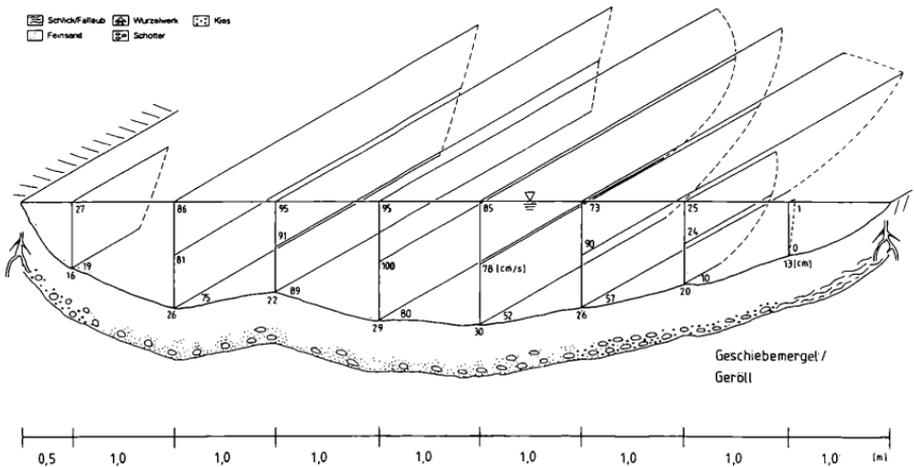


Abb. 18: Das Strömungsprofil an einem repräsentativen Querschnitt des Modellabschnitts N6.

Das dargestellte Strömungsprofil zeigt das flach über die steinig-kieselige Gewässersohle strömende, fast schießende Wasser mit den geringen Differenzierungen. Die Substratdiversität ist naturgemäß hoch, wobei Schotter und Kies dominieren. In den Rand- und Stillenbereichen finden sich organische Ablagerungen aus Totholz und Fallaub. Erlenwurzeln schaffen zusätzliche Besiedlungsräume. Der Abschnitt ist mineralischen Typus, Ausprägungsform Endmoräne.

Tabelle 8: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen am Modellabschnitt N6 (Koppelow).

	3.2.	18.2.	3.3.	16.3.	29.3.	14.4.	29.4.	12.5.	25.5.	9.6.	22.6.	6.7.	27.7.	23.8.
	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993
Wasser- tempera- tur in °C	2,3	1,8	0,4	4,4	4,0	6,4	14,0	15,6	15,9	16,5	15,2	17,0	15,1	15,8
Sauer- stoffsätti- gungs- index in %	90	93	90	105	93	109	78	82	87	82	102	110	154	126
pH-Wert	8,3	8,22	8,1	8,31	7,97	8,17	7,96	8,16	7,94	7,88	7,95	7,98	7,77	7,76
Leitfähig- keit in $\mu\text{S}/\text{cm}$	530	540	550	534	563	565	556	521	542	522	485	488	501	492

### C) Chemisch-physikalische Wassergüte

Die zeitliche Änderung der Wassertemperatur während der Meßperiode 1993 spiegelt gegenüber dem Durchbruchstal Kuchelmiß (N4) bereits den schwächeren Einfluß des Krakower Sees wider (z. B. keine so hohen Sommertemperaturen, größere lokale Amplituden). Gleiches gilt für den Sauerstoffhaushalt, der eine deutliche Zunahme der „Eigenbürtigkeit“ zeigt (Tabelle 8). Die elektrische Leitfähigkeit ist in Höhe und Amplitude vergleichbar mit dem vorigen Modellabschnitt N5. Der pH-Wert ist alkalisch.

### D) Mikroklima

Die Nebel hat in diesem Bereich mittelgebirgsartigen Charakter. An das Niederungsgebiet grenzen intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen an. Der Niederungsbereich hat nur eine geringe Breite. Der aquatische Bereich und ein wenige Meter breiter Waldstreifen sind als naturnah anzusehen.

Die kuppigen Ackerflächen südlich und nördlich der Nebel stellen sehr gute Kaltluftproduktionsgebiete mit Abflußmöglichkeit dar. Der schmale Ufergehölzstreifen kann die in den Talbereich abfließende Kaltluft zum Teil aufhalten. In der oberhalb des Hindernisses angestauten Luft bildet sich bei autochthonen Wetterlagen ein Kaltluftsee mit Austauscharmut

und damit erhöhter Frostgefährdung. Die Frostgefährdung der Kuppen und oberen Hangbereiche ist hingegen als normal einzustufen. Das extreme Mikroklima der Ackerflächen wird in den kuppigen Lagen durch thermisch induzierte Ausgleichsströmungen gemildert. Die feuchten Mähweiden in schwächer eingetiefter Senkenlage weisen eine starke bis sehr starke Frostgefährdung auf (Moortyp).

Reliefbedingte Einschränkungen des Strahlungsgenusses treten nicht auf, lediglich im schmalen Saum der Ufergehölze sowie in den Waldbereichen kommt es durch die Horizontabschirmung zur Dämpfung des Tages- und Jahresganges der Strahlungsbilanz. Die ufernahe Bruchwaldvegetation weist ein mikroozeanisch geprägtes Bestandsklima auf. Über den relativ bodentrockenen Kuppen und oberen Flachhangbereichen sind etwas zu trockene bis der Normallage entsprechende Feuchteverhältnisse anzutreffen. In den unterhängigen Bereichen ist die Luftfeuchte leicht übernormal und in den langfristig grund- und stauwasserbeherrschten beziehungsweise halbzeitig sumpfigen Senkenlagen der Mähweiden stark übernormal. Die Bruchwaldvegetation ist ebenfalls feuchtebegünstigt.

Die Geländekuppen sind windoffen. Durch den mittelgebirgsartigen Einschnitt der Nebel ergibt sich ein sehr guter Windschutz in der Niederung. Die leeseitigen, zur Nebel hin abfallenden Ackerhänge stellen gegenüber der Normallage ebenfalls Schwachwindbereiche dar. Windleitwirkungen des Reliefs bei Hauptwindrichtung sind nicht zu erwarten. Bei NE-Winden hingegen kann es zu einer gewissen Windkanalisierung durch die SW-NE-orientierte Talführung der Nebel kommen, wobei die Leitwirkung durch die Waldschneise entlang des Flusses noch verstärkt wird. Die Waldbestände bieten durch ihre Rauigkeit stark windgeschützte Lebensräume. Im Bereich der Solitärgehölze ist die Windschutzwirkung lokal und von der Anströmrichtung abhängig.

Generell ergibt sich in diesem Modellabschnitt eine Konzentration mikroklimatisch milder Bereiche auf die naturnahen Modellabschnitte und ein erhöhter Anpassungsdruck auf die Insektenwelt an die zum Teil extremen Mikroklimaverhältnisse der landwirtschaftlich genutzten Flächen.

#### **4.7. Im intensiv genutzten Niedermoorgrünland bei Hoppenrade (Modellabschnitt N7)**

##### **A) Allgemeines**

Dieser Modellabschnitt im breiten Hoppenrader Becken ist durch eine intensive Grünlandwirtschaft, umfangreiche Änderungen des natürlichen Wasserhaushalts und einen naturfernen Ausbau der Nebel gekennzeichnet. Vereinzelt und lückig steht angepflanzter Jungerlenaufwuchs an der oberen Böschungskante der Nebel (Abb. 19). Das vorhandene Durchströmungsmoor über Versumpfungs- und Verlandungsmoor mit stark wechselnden Moormächtigkeiten ist nach Entwässerung vererdet bis stark vererdet (Abb. 20). Der Bodentyp ist Fen bis Mulmfen.

##### **B) Gewässermorphologie/Strömungsverhalten**

Die Nebel ist in Bereich dieses Modellabschnittes mehrfach wasserbaulich in Linienführung und Profilform verändert worden. So kommt es, daß sie heute völlig begradigt und stark eingetieft ist (Abb. 20 zeigt die Eintiefung sehr deutlich). 0,72 % Wasserspiegelliniengefälle und die trapezförmige Profilform führen zu einem mäßig bewegten Strömungsbild mit beginnender Seitenerosion (sichtbares Mäandrieren des Stromstrichs). Die entsprechende Verteilung der Teilströme zeigt Abbildung 21. Deutlich erkennbar sind die Schnellen und Stillen (zum Teil Rücklauf- beziehungsweise Umkehrströmung). Die Substratverhältnisse sind verhältnismäßig heterogen, da organische Ufer (Torf und Mudde) kontrastieren mit einer stabilen Gewässersohlenaufgabe aus allochthonem Sand und Kies (natürlicher, anthropogener oder anthropogen verstärkter Eintrag aus dem Einzugsgebiet?). Während die Breitenvarianz sehr gering ist, erreicht die Tiefenvarianz geringe bis mäßige Werte. Das Gewässer ist in diesem Abschnitt teilmineralischen Typus, Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor.

##### **C) Chemisch-physikalische Wassergüte**

Geringen Wintertemperaturen des Wassers stehen hohe Sommertemperaturen gegenüber (Tabelle 9). Diese Bedingungen hängen ursächlich mit der relativen Ungeschütztheit des Abschnittes zusammen (keine bis sehr geringe Beschattung, große Direktwirkung meteorologischer Faktoren). Im Sauerstoffhaushalt spielen aquatische Makrophyten neben der atmosphärischen Belüftung die größte Rolle. Die Leitfähigkeit ist sehr ausgegli-

chen und relativ gering. Der pH-Wert ist ganzjährig alkalisch und von geringer Schwankungsbreite.

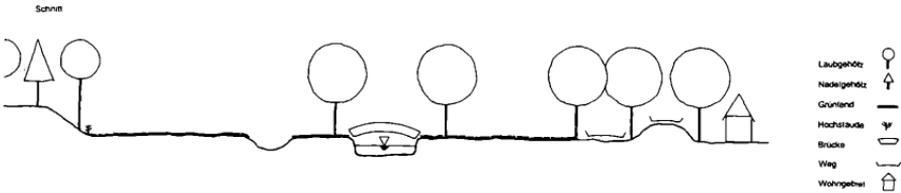


Abb. 19: Schnitt durch den Modellabschnitt N7 (unmaßstäblich, idealisiert).

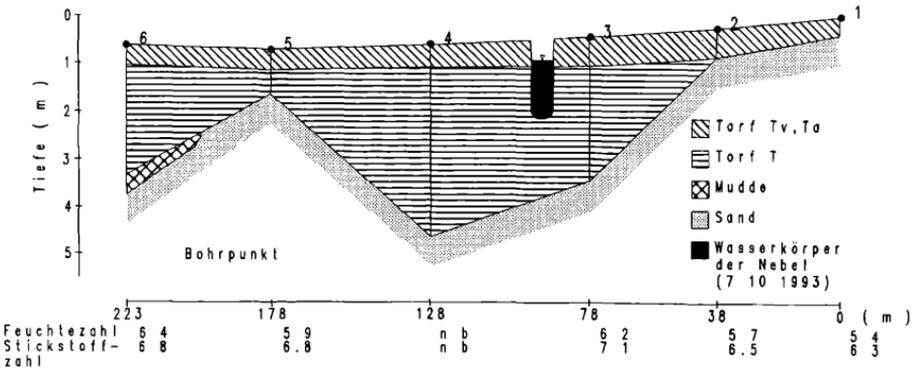


Abb. 20: Das Moorprofil des Modellabschnitts N7.

## D) Mikroklima

Hier verläuft die Nebel in einem begradigten Flußbett. Der Modellabschnitt ist wegen der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung als naturfern einzustufen. Über den meliorierten Niedermoorbereichen sind extre-

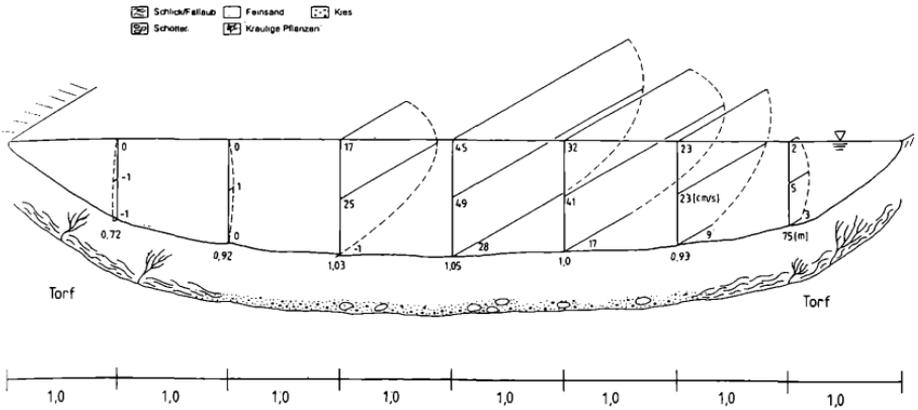


Abb. 21: Das Strömungsprofil an einem repräsentativen Querschnitt des Modellabschnitts N7.

Tabelle 9: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen am Modellabschnitt N7 (Höppenrade):

	3.2.	18.2.	3.3.	16.3.	29.3.	14.4.	29.4.	12.5.	25.5.	9.6.	22.6.	6.7.	27.7.	23.8.
	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993	1993
Wasser-temperatur in °C	2,4	2,1	0,4	4,0	2,8	6,6	14,7	16,6	16,4	19,0	15,2	16,3	15,2	16;3
Sauer-stoffsätti-gungsindex in %	91	98	98	100	100	118	128	82	93	81	90	110	161	142
pH-Wert	8,1	8,07	8,02	8,1	8,0	8,22	8,05	8,3	8,06	8,06	7,96	8,03	7,94	7,88
Leitfähig-keit in µS/cm	570	580	580	570	626	607	605	563	566	542	501	501	521	515

me mikroklimatische Verhältnisse mit einem gut ausgeprägten Einstrahlungstyp tags und einem ebenso gut ausgeprägten Ausstrahlungstyp nachts anzutreffen. Die klimatischen Elemente weisen eine entsprechend extreme Schwankungsbreite auf, die thermischen Schichtungsverhältnis-

se ebenso. Reliefbedingte Einschränkungen der Ein- und Ausstrahlung gibt es nicht. Die Frostgefährdung in der grund- und stauwasserbeeinflussten Weitlage ist als schwach einzustufen. Ausgeglichenere Klimaverhältnisse sind erst in den fließgewässerfernen Bruchwaldbereichen zu finden. Der Modellabschnitt ist gegenüber der Normallage leicht feuchtebegünstigt.

Das Gebiet ist im Westsektor durch den vorgelagerten Mischwald windgeschützt und wird in Richtung Süden zunehmend windoffener. Bei Anströmungen aus dem Ostsektor ist ein gewisser Leeschutz der waldnahen Fließgewässerabschnitte durch einen vorgelagerten Laubbestand zu erwarten. Ansonsten beschränkt sich der Windschutz auf die Leeseiten einzelner Solitärgehölze entlang der Uferböschung. Reliefbedingte Windleitwirkungen und leehängige Schwachwindbereiche treten nicht auf.

In den weitestgehend ausgeräumten, intensiv genutzten Landschaftsräumen existiert ein erhöhter Anpassungsdruck auf die Insektenwelt an die thermischen und aerodynamischen Gegebenheiten, da diese Lebensräume durch eine ausgesprochene Armut windgeschützter Schonklimatope gekennzeichnet sind.

#### **4.8. Im aufgelassenen Niedermoorgrünland (Brache) an der „Schweinebrücke“ (Modellabschnitt N8)**

##### **A) Allgemeines**

Der Modellabschnitt „Schweinebrücke“ repräsentiert einen Gewässerbereich mit aufgegebenener landwirtschaftlicher Nutzung. Auf dem ehemaligen Feuchtgrünland steht heute eine flächendeckende Brache aus Brennessel und Beinwell im gesamten Niederungsbereich. Ab Talrand (Übergang in den mineralischen Bereich) bedecken Nadel- und Mischwälder das weitere Gewässerumland (Abb. 22). Der vermoorte Niederungsbereich stellt ein natürliches Versumpfungsmoor mit unterschiedlichen Moormächtigkeiten dar. Zum großen Teil ist der anstehende Torf mit humosem, bindigem Material überdeckt, wahrscheinlich Folge von Gewässeraushub der Nebel (Abb. 23). Die Bodentyp in der Niederung ist Fen bis Erdfen.

##### **B) Gewässermorphologie/Strömungsverhalten**

Die Linienführung dieses Gewässerabschnittes ist stark geschwungen bis geschlängelt, so daß deutliche Ausformungen von Prall- und Gleitufern

erkennbar sind. Ein ruhiges Strömen kennzeichnet das Strömungsbild. Abbildung 24 verdeutlicht das Strömungsprofil im Querschnitt, das sehr

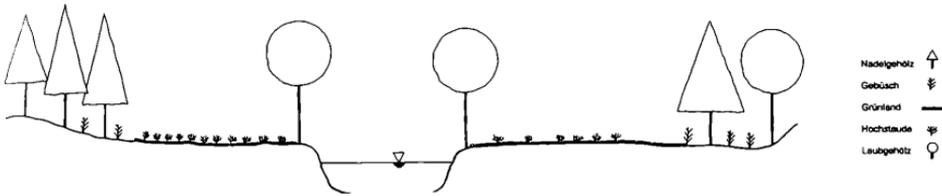


Abb. 22: Schnitt durch den Modellabschnitt N8 (unmaßstäblich, idealisiert).

ausgeglichen ist (0,64 % Gefälle der Wasserspiegellage). Der ganze Abschnitt zeichnet sich durch eine relativ große Breiten- und Tiefenvarianz aus. Die Substratverhältnisse sind heterogen. Zum einen prägen ins Wasser ragende Erlenwurzeln nachhaltig das Strömungsbild und bieten Besiedlungsmöglichkeiten, zum anderen gibt es auch an diesem Abschnitt den Kontrast zwischen organischem Ufer (Torf) und mineralischer Sohle, die hier in Form einer Feinsandauflage mit sichtbaren Rippeln ausgebildet ist. Mit der Strömung treiben sohlennah unterschiedlich große Torfbrocken. Wasserpflanzen bieten Besiedlungsraum und führen zu einer lokalen Verstärkung der Sedimentation. Der Gewässertyp ist teilmineralischen Charakters mit der Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor.

### C) Chemisch-physikalische Wassergüte

Die Wasserbeschaffenheit des Modellabschnittes wird durch den vorigen Abschnitt (N7) beeinflusst. So zeigen die niedrigen winterlichen Wassertemperaturen und die hohen in den Sommermonaten noch deutlich dessen Nachwirkung (Tabelle 10). Der pH-Wert ist ausgeglichen. Im Sommer erreicht er das Maximum während der Meßperiode 1993. Die elektrische Leitfähigkeit zeigt während des Verlaufes vom Winter bis zum Sommer eine sinkende Tendenz. Der Sauerstoffhaushalt ist vom Winter bis zum zeitigen Frühjahr sehr ausgeglichen und tendenziell bis zur Übersättigung

steigend. Von April bis Juni sinkt der Sättigungswert stark ab, um danach erneut bis zu fast 150 % Sättigung zu steigen.

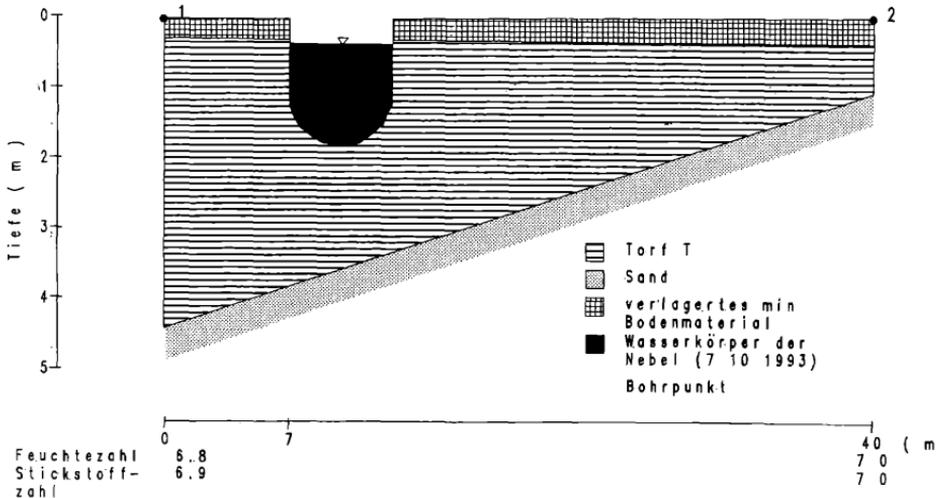


Abb. 23: Das Moorprofil des Modellabschnitts N8.

## D) Mikroklima

Hier verläuft die Nebel durch einen ehemaligen Auenwaldbereich, der im Zuge der landwirtschaftlichen Nutzungsinteressen durch Rodung in Wirtschaftswiesen umgewandelt wurde. Die Nutzung ist sehr heterogen und vorwiegend extensiv. So sind hier nicht so extreme mikroklimatische Standortbedingungen anzutreffen wie über intensiv bewirtschafteten Flächen. Über den waldfreien Flächen dominieren Wiesenklimate, die in ihrer Ausprägung durch die bearbeitungsbedingte Bestandshöhe und die Grundwasserstufe modifiziert werden. Die in Weitlage befindlichen Hochstaudenfluren mit Grund- und Stauwasserbeeinflussung sind als schwach, die grund- und stauwasserbestimmten beziehungsweise beherrschten Wiesenflächen als mäßig frostgefährdet einzustufen. Die Extensivwiesen und Brachen stellen gute Kaltluftproduzenten dar, Abflüßmöglichkeiten gibt es aufgrund der Niederungslage nicht. Die angrenzen-

den Bruchwaldbereiche des Schneiderbruchs und des Rehbruchs weisen ein relativ mildes Bestandsklima auf.

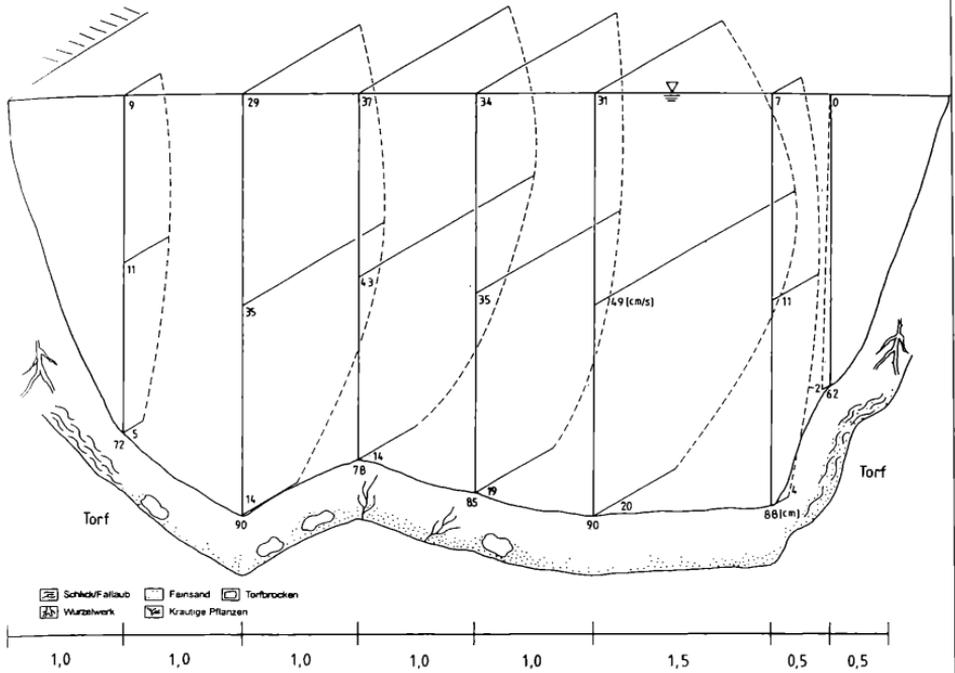


Abb. 24: Das Strömungsprofil an einem repräsentativen Querschnitt des Modellabschnitts N8.

Tabelle 10: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen am Modellabschnitt N8 (Schweinebrücke).

	3.2. 1993	18.2. 1993	3.3. 1993	16.3. 1993	29.3. 1993	14.4. 1993	29.4. 1993	12.5. 1993	25.5. 1993	9.6. 1993	22.6. 1993	6.7. 1993	27.7. 1993	23.8. 1993
Wasser-temperatur in °C	2,3	2,1	0,3	4,3	2,9	7,0	15,2	16,3	16,4	19,0	15,2	16,8	15,2	15,8
Sauer-stoffsät-tigungs-index in %	90	98	96	106	97	114	122	82	87	82	90	113	146	143
pH-Wert	8,1	8,0	7,95	8,03	7,93	8,18	8,02	8,29	8,11	8,16	7,94	8,0	7,95	7,87
Leitfä-higkeit in µS/cm	580	590	580	578	636	620	615	571	572	542	506	503	525	517

An den Waldbestandsrändern ergibt sich durch die Horizontabschirmung eine Dämpfung des tages- und jahreszeitlichen Ganges der Strahlungsbilanz, dies trifft hauptsächlich für die durch die Nordostränder des Schneiderbruchs abgeschatteten Hochstaudenfluren zu. Der größte Teil der Extensivwiesen bleibt von Abschattungseffekten jedoch unberührt. Weitere Abschattungseffekte ergeben sich abschnittsweise in den mit Solitärgehölzen bewachsenen Uferpartien. Die relative Feuchte ist über den Hochstaudenfluren und Brachflächen leicht bis mäßig übernormal.

Der Modellabschnitt ist durch die seitlich angrenzenden Bruchwälder zumindest teilweise windgeschützt. Bei SW- und NE-Winden werden die eingetieften Niederungsbereiche überstrichen. Der Wind kann hier nicht mit voller Stärke beziehungsweise auf der gesamten Niederungsbreite bis zur Erdoberfläche durchgreifen. Solitärgehölze erhöhen den Windschutz hierbei lokal im unmittelbaren Uferbereich. Bei NW- und SW-Winden ist durch die talartige Geländeausprägung mit den seitlichen Waldrandstufen eine gewisse Windleitwirkung gegeben. Diese wird jedoch in dem stärker mäandrierenden Flußabschnitt durch die abrupten Rauigkeitswechsel zwischen Wiesenflächen und Solitärgehölzen etwas abgemildert. Generell ist in diesen Bereichen ein höheres Potential klimatisch begünstigter Lebensräume als in vorwiegend intensiv genutzten und ausgeräumten Landschaftsräumen vorhanden.

#### **4.9. Im naturnahen Niedermoor bei Kirch-Rosin (Modellabschnitt N9)**

##### **A) Allgemeines**

Nur unweit unterhalb des Modellabschnittes „Schweinebrücke“ (N8) befindet sich der Modellabschnitt Kirch-Rosin (N9), der die Verhältnisse eines naturnahen, gering anthropogen veränderten Niedermoors repräsentiert. Der Niederungsbereich wird vollständig durch naturnahe Biotopstrukturen bedeckt. So kommen ausgedehnte Bruchwaldbereiche neben Großseggenried- und Schilfkomplexen vor (Abb. 25). Der Niedermoorkörper wird durch ein mitteltiefes, schwach entwässertes und schwach bis mäßig vererdetes Durchströmungsmoor über Verlandungsmoor gebildet (Abb. 26). Der Bodentyp ist Riedfen bis Fen.

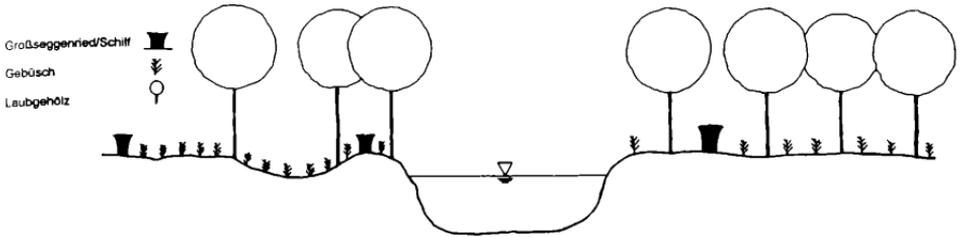


Abb. 25: Schnitt durch den Modellabschnitt N9 (unmaßstäblich, idealisiert).

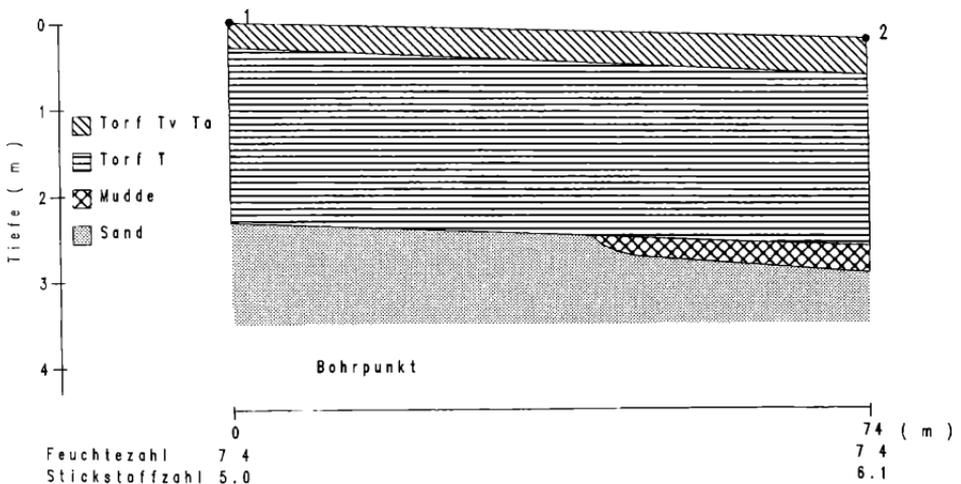


Abb. 26: Das Moorprofil des Modellabschnitts N9.

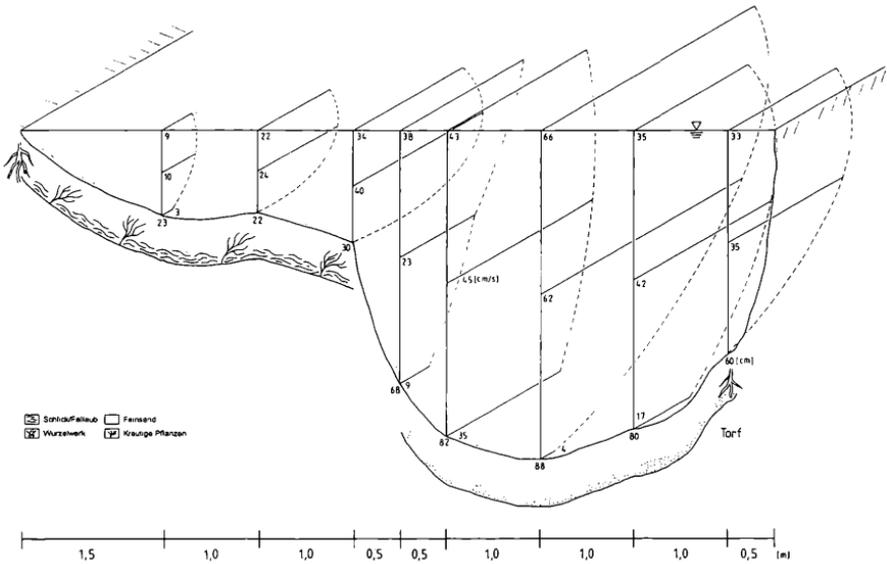


Abb. 27: Das Strömungsprofil an einem repräsentativen Querschnitt des Modellabschnitts N9.

Tabelle 11: Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen am Modellabschnitt N9 (Kirch-Rosin).

	3.2. 1993	18.2. 1993	3.3. 1993	16.3. 1993	29.3. 1993	14.4. 1993	29.4. 1993	12.5. 1993	25.5. 1993	9.6. 1993	22.6. 1993	6.7. 1993	27.7. 1993	23.8. 1993
Wasser- tempera- tur in °C	2,3	2,2	0,2	4,3	2,9	6,6	15,2	14,9	15,6	16,8	14,9	16,5	14,9	15,3
Sauer- stoffsätti- gungs- index in %	88	95	94	96	93	108	122	75	81	64	95	110	145	145
pH-Wert	8,1	8,01	7,88	8,01	7,93	8,18	8,02	8,12	8,11	8,11	7,93	7,94	7,86	7,86
Leitfähi- gkeit in µS/cm	580	590	590	580	636	624	615	574	576	550	509	505	527	519

## B) Gewässermorphologie/Strömungsverhalten

Wie im Modellabschnitt N8 zeigt die Linienführung der Nebel einen stark geschwungenen bis geschlängelten Verlauf. Die Breiten- und Tiefenvarianz des Abschnittes ist hoch, während das Gefälle der Wasserspiegellinie mit 0,2 % einen niedrigen Wert aufweist. Vor allem Totholz (umgestürzte Bäume) und die in das Wasser ragenden Erlenwurzeln schaffen ein breites Strömungsspektrum mit Schnellen und Stillen. Wiederum kontrastieren organisches Ufer (Torf) und mineralische Sohle, die in Form einer Feinsandauflage mit sichtbaren Rippeln ausgebildet ist. Mit der Strömung treiben sohlennah unterschiedlich große Torfbrocken. Ganze Polster von Wasserpflanzen bieten Besiedlungsraum und führen zu einer lokalen Verstärkung der Sedimentation und zu einer Anlandung von Fallaub und Schlick. Das entsprechende Strömungsprofil ist in Abbildung 27 dargestellt. Das Gewässer gleitet ruhig bis mäßig strömend dahin. Als Gewässertyp läßt sich der teilmineralische Typus mit der Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor definieren.

## C) Chemisch-physikalische Wassergüte

Die chemisch-physikalischen Parameter dieses Modellabschnittes unterscheiden sich nicht signifikant vom Abschnitt „Schweinebrücke“ (N8), so daß auf die Ausführungen zu diesem Abschnitt verwiesen wird. Die einzelnen Meßwerte können Tabelle 11 entnommen werden.

## D) Mikroklima

In diesem Modellabschnitt verläuft die Nebel durch eine geschlossene Bruchwaldvegetation, an die sich in südwestlicher und südöstlicher Richtung in ca. 100 m Entfernung Wirtschaftswiesen anschließen. In dem bruchwalddominierten Fließgewässerbereich herrscht ein feucht-mildes Schonklima mit stark gedämpften Ein- und Ausstrahlungsbedingungen. Aufgrund der schwächer eingetieften Senkenlage mit grund- und stauwasserbeeinflussten und beherrschten Böden ist hier in den unbewaldeten Feuchtbrachen mit einer starken bis sehr starken Frostgefährdung zu rechnen. In den Waldbereichen wird die Frostgefährdung stark gemildert. Die südwestlich vorgelagerten Mähweiden in leicht erhöhter Rampenlage stellen gute Kaltluftproduzenten mit schwacher Kaltluftabflußmöglichkeit in die Nebelniederung dar. Die Frostgefährdung ist hier aufgrund der Abflußmöglichkeit normal. Reliefbedingte Einschränkungen des Strahlungsgenusses gibt es nicht.

Die bodenfeuchten Niederungsbereiche einschließlich der Bruchwaldbereiche weisen deutlich übernormale Luftfeuchtwerte auf, die leicht erhöhten Mähweiden neigen eher zu relief- und bodenbedingten Luftfeuchtedefiziten. Die kuppigen Acker- und Weideflächen um den Kittenberg besitzen eine große Windoffenheit. Aufgrund der geringen Hangneigung sind leebedingte Schwachwindzonen nicht zu erwarten. Hingegen genießt der gesamte Niederungsbereich aufgrund der eingetieften Senkenlage und der bestandsbedingten Erhöhung der aerodynamischen Rauigkeit einen überdurchschnittlichen Windschutz. Windleitwirkungen durch das Relief treten nicht auf. Die zahlreichen uferbegleitenden Solitärgehölze schaffen einen relativ hohen Anteil windgeschützter Lebensräume in Gewässernähe. Insgesamt wird dieser Modellabschnitt durch die Dominanz fließgewässernaher, feucht-milder Schonklimatope mit wirksamen Windschutzzonen geprägt.

#### **4.10. Im intensiv genutzten Niedermoorgrünland bei Gülzow/Alte Nebel (Modellabschnitt N10)**

##### **A) Allgemeines**

Zwischen Parum und Bützow fließt die Nebel durch Intensivgrünland, das durch Beweidung und Mahd genutzt wird. Die Nebel wird regelmäßig gekrautet, in Abständen geräumt und hat kaum uferbegleitende Gehölze. Im Niederungsbereich der Nebel bei Gülzow fehlen sowohl Strukturen am als auch im Gewässer (Abb. 28). Lediglich in noch existierenden Altarmen gibt es Reststrukturen. Das Gewässer selber ist begradigt und stark eingetieft. Das Niedermoor ist als Durchströmungsmoor über einem Verlandungsmoor ausgebildet (Abb. 29). Riedtorfe stehen über zum Teil sehr mächtigen Kalk- und Organomudden an. In der Nähe der Nebel sind diese von mineralreichem Material (Aushub der Nebel) überdeckt. Mäßige bis starke Vererdungserscheinungen sind eine Folge der durchgeführten Flächenentwässerungsmaßnahmen und der Vertiefung der Nebel. Die Bodentypen reichen von Riedfen bis Fen.

##### **B) Gewässermorphologie/Strömungsverhalten**

Der ursprüngliche Gewässertyp ist wahrscheinlich auch in diesem Modellabschnitt teilmineralischen Charakters mit der Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor. Darauf weisen die mineralischen Materialien im Böschungsbereich der Nebel hin, die als Gewässeraushub dorthin gelangten. Das Strömungs- und Durchflußverhalten der Nebel dieses Modellab-

schnittes ist stark anthropogen verändert. Nicht nur der trapezförmige Gewässerausbau, sondern vor allem die Splitting des Durchflusses in ca. 75 % Durchfluß durch den Güstrow-Bützow-Kanal und ca. 25 % durch die „Alte Nebel“ stellen einen schwerwiegenden Eingriff dar. Hinzu kommt die Abwassermenge der Kläranlage für die 40 000 Einwohner zählende Stadt Güstrow, die oberhalb des Abschnitts eingeleitet wird.

Das Gefälle der Wasserspiegellinie beträgt in diesem Abschnitt nur noch 0,1 %. Die Begradigung und der tiefe, trapezförmige Ausbau führen zu einer gleichmäßigen Verteilung des Durchflusses über den Fließquerschnitt (Abb. 30). Das Gewässer strömt ruhig bis träge dahin. Eine Substratdiversität im eigentlichen Sinne ist nicht vorhanden, da die Gewässersohle mit starken organischen Ablagerungen (Faulschlamm) bedeckt ist, die ursächlich mit dem Abwasser der Kläranlage zusammenhängen.

### C) Chemisch-physikalische Wassergüte

Der Modellabschnitt ist auch in chemisch-physikalischer Weise stark anthropogen belastet, vor allem durch die bereits oben erwähnte Kläranlage. So ist zu konstatieren, daß die Wassertemperatur im Sommer wie im Winter signifikant höher ist als normal (Tabelle 12). Im Sommer kommt zur thermischen Belastung durch das Abwasser noch der Faktor einer fehlenden Beschattung des Gewässers. Auch der pH-Wert ist auf Grund der Kläranlageneinleitung relativ gering, aber noch alkalisch. Die Werte für die elektrische Leitfähigkeit sind hoch. Der Sauerstoffhaushalt des Abschnittes ist auf Grund der organischen Belastung der instabilste aller Modellabschnitte (insbesondere sommerliche Minima).

### D) Mikroklima

Die schwach geneigten Ackerflächen zwischen der „Alten Nebel“, dem Brandmoor und dem Trinensee weisen ein extremes Mikroklima mit ungehinderten Ein- und Ausstrahlungsbedingungen auf. Außerdem stellen sie gute Kaltluftproduzenten dar, die Abflußneigung ist allerdings so gering, daß die Klimaverhältnisse nicht durch thermisch induzierte Luftausgleichsbewegungen gemildert werden können. Ähnlich extreme Verhältnisse sind auch über den intensiv genutzten Mähweiden Kätnerwiese, Groot, Lindhorst und Hoppenwisch anzutreffen, allerdings bleiben hier die Temperaturmaxima aufgrund der höheren Verdunstung etwas verhaltener. Die mikrokontinental geprägten Klimaverhältnisse drücken sich



Abb. 28: Schnitt durch den Modellabschnitt N10 (unmaßstäblich, idealisiert)

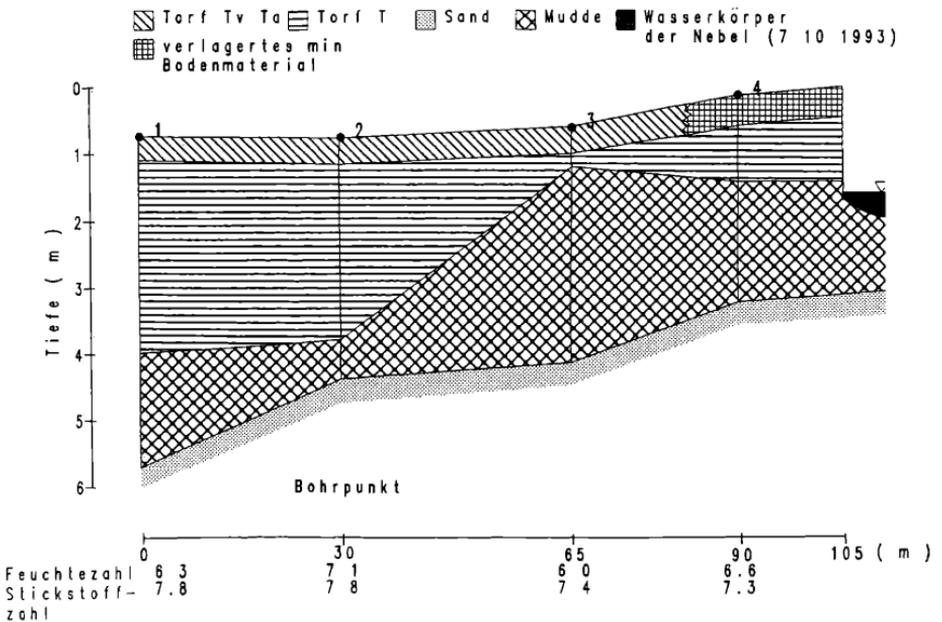


Abb. 29: Das Moorprofil des Modellabschnitts N10.

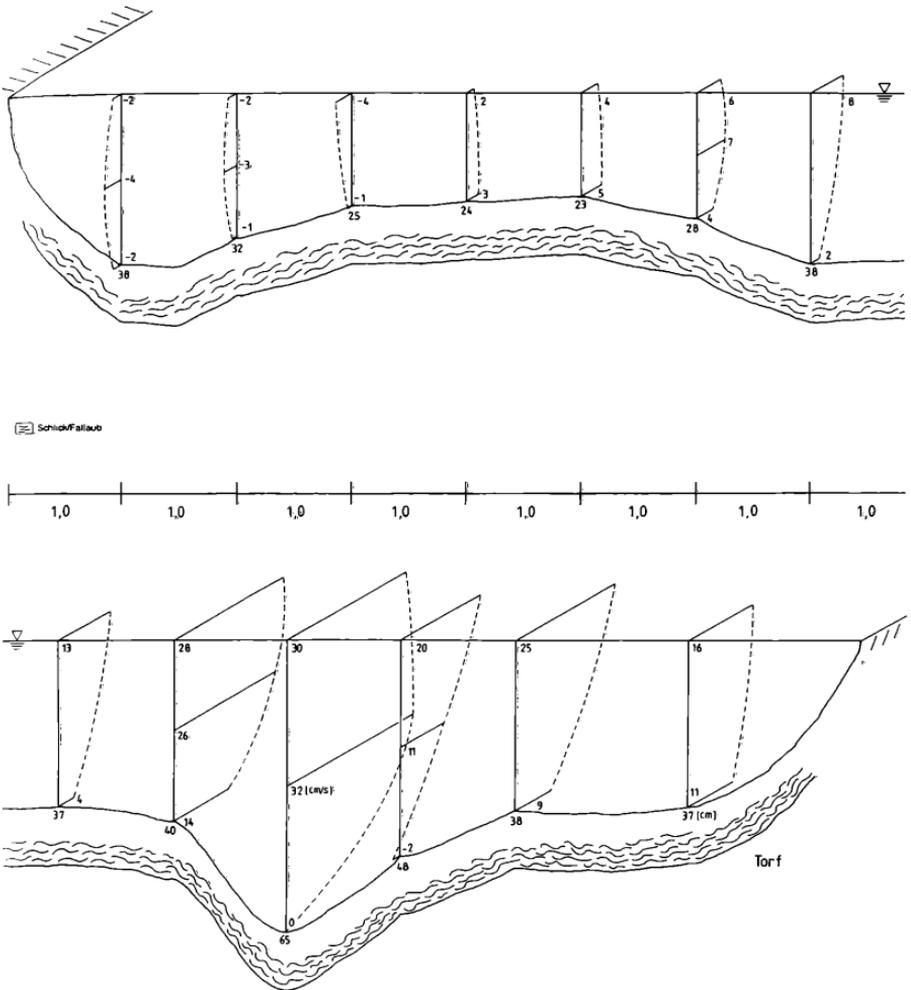


Abb. 30: Das Strömungsprofil an einem repräsentativen Querschnitt des Modellabschnitts N10.

**Tabelle 12:** Ergebnisse der chemisch-physikalischen Messungen am Modellabschnitt N10 (Gülzow).

	3.2. 1993	18.2. 1993	3.3. 1993	16.3. 1993	29.3. 1993	14.4. 1993	29.4. 1993	12.5. 1993	25.5. 1993	9.6. 1993	22.6. 1993	6.7. 1993	27.7. 1993	23.8. 1993
<b>Wasser- tempera- tur in °C</b>	8,8	3,1	2,7	6,0	3,1	8,0	14,1	16,3	18,8	17,3	16,7	17,0	17,3	16,0
<b>Sauer- stoffsätti- gungs- index in %</b>	97	73	80	76	69	61	68	41	56	62	90	110	82	79
<b>pH-Wert</b>	7,7	7,7	7,94	7,83	7,79	7,81	7,81	7,79	7,8	7,82	7,62	7,85	7,87	7,78
<b>Leitfähig- keit in µS/cm</b>	980	1000	960	851	999	962	932	980	891	796	884	799	797	775

auch in einem extremen Verhalten der thermischen Schichtungsverhältnisse und des hieraus resultierenden vertikalen Massenaustausches aus.

Reliefbedingte Einschränkungen der Ein- und Ausstrahlungsbedingungen gibt es nicht. Die Frostgefährdung auf den leicht erhöhten Ackerflächen ist schwach bis mäßig, in den Wiesenniederungen stark bis sehr stark. Der temperaturmildernde mikroozeanische Einfluß des Gewässers bleibt auf einen ufernahen Saum von ca. halber Gewässerbreite auf jeder Seite beschränkt (+ 0,5 K). Die Ackerflächen sind gegenüber der Normallage schwach, die Intensivgrünlandbereiche mäßig bis stark luftfeuchtebegünstigt. Das gesamte Gebiet ist als allseitig windoffen einzustufen, reliefbedingte Windleitwirkungen gibt es nicht. Lediglich einige feldwegbegleitende Solitärgehölze meist 100–200 m südlich der Nebel bieten bei senkrechter Anströmung einen gewissen Windschutz in ihrem Lee.

Insgesamt stellt dieser Modellabschnitt sehr hohe Ansprüche an die thermische, hygri sche und aerodynamische Anpassungsfähigkeit der Insektenwelt.

## Literatur

AL-AHMAD, H. (1993): Erfassung der Sediment- und Wasserverhältnisse in den Modellabschnitten der Nebel. – Arbeitsbericht (unveröffentlichtes Manuskript), 44 S.

- ANDERSON, R. V., & DAY, D. M. (1986): Predictive quality of macroinvertebrate-habitat associations in lower navigation pools of the Mississippi River. – *Hydrobiologia* 136: 101-112.
- ANGERMEIER, P. L., & KARR, J. R. (1984): Relationship between wood debris and fish habitat in a small warmwater stream. – *Am. Midl. nat.* 114: 342-359.
- ANONYMUS (1985): TGL 24300/04: Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte – Moorstandorte. – 13 S.
- ANONYMUS (1993): Gewässerstrukturgütekarte. Kartieranleitung. Entwurf Oktober 1993. – Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, 43 S.
- AUTORENKOLLEKTIV (1974): Standorterkundungs-Anweisung. – VEB Forstprojektierung Potsdam (unveröffentlicht).
- BAUER, H. J. (1992): Bewertungskriterien für Fließgewässer. Seite 35-44 in: FRIEDRICH, G., & LACOMBE, J. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. *Limnologie aktuell* 3. – Stuttgart, Jena, New York (G. Fischer).
- BOCKHOLT, R. (1993): Pflanzensoziologische Bestandsaufnahme und -beurteilung im Nebetal. – Universität Rostock (unveröffentlicht).
- CULP, J. M.; WALDE, S. J. & DAVIES, R. W. (1983): Relative importance of substrate particle size and detritus to stream benthic macroinvertebrate microdistribution. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1568-1574.
- ELLENBERG, H. (1991): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – *Scripta Geobotanica* 9: 1-258.
- ELLIOT, S. T. (1986): Reduction of a dolly varden population and macrobenthos after removal of logging debris. – *Trans. Am. Fish. Soc.* 115: 392-400.
- FRIEDRICH, G. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern – eine unlösbare Aufgabe? Seite 1-7 in: FRIEDRICH, G., & LACOMBE, J. (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. *Limnologie aktuell* 3. – Stuttgart, Jena, New York (G. Fischer).
- GERTH, W.-P. (1986): Klimatische Wechselwirkungen in der Raumplanung bei Nutzungsänderungen. – *Ber. Dtsch. Wetterd., Offenbach/M.*, 171: 69 S.
- GREGG, W. W., & ROSE, F. L. (1985): Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams. – *Hydrobiologia* 136: 101-112.
- KING, E. (1973): Untersuchungen über kleinräumige Änderungen des Kaltluftflusses und der Frostgefährdung durch Straßenbauten. – *Ber. Dtsch. Wetterd., Offenbach/M.*, 130: 24 S.
- LAVANDIER, P., & DUMAS, J. (1971): Microrépartition de quelques espèces d'invertébrés benthique dans des ruisseaux des Pyrénées Centrales. – *Annls. Limnol.* 7: 7-23.
- MÄDE, A., & SCHÖNE, V. (1982): Untersuchungen zur Geländeklimatologie des Gebietes Thurow. Seite 25-54 in: KAUSSMANN, B., KUDOKE, J., MÄDE, A., MURR, A. & SCHÖNE, V., Natur, Entwicklung und Wirtschaft einer jungpleistozänen Landschaft, dargestellt am Gebiet des Messtischblattes Thurow (Kreis Neustrelitz). Teil II. –Berlin (Akademie-Verlag).
- MEHL, D., & THIELE, V. (1993): Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes für die Warnow Projektveranlassung, Zielstellung, Organi-

- sationsstruktur und erste praktische Ergebnisse. – Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 5-10.
- , ——, & BERLIN, A. (1994): Das Warnowgebiet – ein physiographischer und landschaftshistorischer Abriß. – Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 2: 3-32.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. – Stuttgart, Jena (G. Fischer), 463 S.
- SCHUBERT, R. (1985): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen, 1. Aufl. – Jena (G. Fischer), 327 S.
- (1991): Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen, 2. Aufl. – Jena (G. Fischer), 338 S.
- STÖCKER, G. (1981): Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation. – Arch. Naturschutz Landschaftsforsch. 21: 187-209.
- STÜWE, B. (1983): Bakteriologische Bestandsaufnahme (Oligocarbophile – Zymogene) im Wasser und Sediment des Lunzer Seebachs. – Jber. Biol. Stat. Lunz 6: 83-87.
- SUCCOW, M. (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. – Jena (G. Fischer), 340 S.
- THIELE, V. (1994): Ein Verfahren für die ökologische Bewertung nordostdeutscher Fließgewässer und deren Niederungsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna. – Tagungsband: Auenkonzepte und Fließgewässerrenaturierung in Europa, Bad Blankenburg, 23.-25. März 1994.
- , BERLIN, A., MEHL, D., ROLLWITZ, W., & THAMM, U. (1993): Untersuchungen zu Ökosystemstrukturen in Niederungsbereichen der Nebel. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 11-17.
- , ——, THAMM, U., MEHL, D., & ROLLWITZ, W. (1994): Die Bedeutung von ausgewählten Insektengruppen für die ökologische Bewertung von nordostdeutschen Fließgewässern und deren Niederungsbereichen (Lepidoptera, Odonata, Trichoptera). – Nachr. entomol. Ver. Apollo, Frankfurt/Main, N.F. 14: 385-406.
- TITIZIER, T., & SCHLEUTER, A. (1986): Eine neue Technik zur Entnahme quantitativer Makrozoobenthos-Proben aus Sedimenten größerer Flüsse und Ströme. Erläutert am Beispiel einer faunistischen Bestandsaufnahme am Main. – Dtsch. Gewässerkd. Mitt. 30: 147-149.
- TOLKAMP, H. H., & BOTH, J. C. (1978): Organism-substrate relationship in a small Dutch lowland stream. Preliminary results. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 1509-1515.
- WALLACE, J. B., & BENKE, A. C. (1984): Quantification of wood habitat in subtropical coastal plain stream. – Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1643-1652.
- WERTH, W. (1987): Ökomorphologische Gewässerbewertungen in Oberösterreich (Gewässerzustandskartierungen). – Österr. Wasserwirtschaft 39 (5/6): 122-128.
- WILLIAMS, D. D., & MOORE, K. A. (1985): The role of epilithon in substrate selection by streams invertebrates. – Arch. Hydrobiol. 105: 105-115.
- WRIGHT, J. F. (1978): Seasonal and between year variation in the chironomid larvae of a chalk stream. – Verh. Internat. Verein. Limnol. 20: 2647-2651.

## IV. Ökologische Bewertung von Niederungsbereichen an der Nebel mit unterschiedlicher naturräumlicher Ausprägung unter Nutzung von Schmetterlingen als Bioindikatoren (Lepidoptera)

Volker THIELE

Dr. rer. nat. Volker THIELE, Biota - Gesellschaft für ökologische Forschung, Planung und Beratung mbH, Postfach 1238, D-18262 Güstrow

**Zusammenfassung:** An 10 ausgewählten Flußabschnitten der Nebel, eines Flusses im mittleren Mecklenburg, wurden die tag- und nachtaktiven Großschmetterlinge erhoben. Diese Abschnitte stellen für das Land Mecklenburg-Vorpommern differenzierbare und typische Naturraumeinheiten an Fließgewässern (Durchbruchstäler, flußbegleitende Niedermoore, seenbeeinflusste Abschnitte etc.) dar. Die einzelnen Arten wurden gesondert nach Naturräumen in ökologische Kategorien eingeordnet, deren Bewertungsgrundlage die Standorttypie ist. Über einen Standorttypieindex und einer sich an den autökologischen Ansprüchen der Arten orientierenden Defizitanalyse kann mittels der Bioindikation konkreter Sanierungsbedarf in anthropogen überformten Flußabschnitten abgegliedert werden.

### Einleitung

Die Zusammensetzung und Dynamik eines Ökosystems wird in komplexer Weise von Insekten beeinflusst. Sie treten sowohl als Konsumenten und Destruenten in Erscheinung als auch als Produzenten von Biomasse auf verschiedenen trophischen Stufen. Auf Grund dieser vielfältigen Stellungen in der Nahrungskette reagieren Insekten sehr sensitiv auf Veränderungen im Ökosystem. Sollen Insekten als Bioindikatoren für den Zustand eines Ökosystems eingesetzt werden, so sind nach MILLER (1993) vier Fragen zu beantworten:

1. Welche Arten (oder Artengruppen) indizieren welches Bedingungsgefüge (z. B. Grad der Sukzession) im Ökosystem?
2. Welche Anzahl von Tieren pro Habitateinheit ist die natürliche?
3. Welche Anzahl von Individuen und Arten sind kritisch zur Aufrechterhaltung des Ökosystems?

#### 4. Welche natürlichen Interaktionen zwischen verschiedenen Arten und Individuen einer Art müssen im Ökosystem realisierbar sein?

Schmetterlinge spielen insbesondere als Herbivore und Bestäuber sowie als „Futtergrundlage“ vorwiegend für zahlreiche Vogelarten eine wichtige Rolle im Ökosystem. Teilweise haben sie stenöke Anpassungen an bestimmte standorttypische Raumstrukturen entwickelt, was sie als Bioindikatoren prädestiniert. KOCH (1984), KIESER (1987), BLAB et al. (1987), SBN (1987), MÖRTER (1988), DENNIS (1992) beschreiben die Anspruchskomplexe verschiedener Schmetterlingsarten an definierte Mikroklimata, Fraßpflanzen und Biotopstrukturen. Oftmals lassen sich genaue Zuordnungen von einzelnen ökosystemaren Faktoren zum Anspruchskomplex einer Art nicht geben. Entscheidend für die Nutzung vieler Arten als Bioindikatoren für die Bewertung von Ökosystemen ist jedoch ihre gut bekannte Autökologie und die relative Immobilität in den Larvenstadien.

Abweichend von vielen naturschutzfachlichen Betrachtungen soll nachfolgend ein Bewertungssystem erläutert werden, das sich weder an einer möglichst hohen Artendiversität noch an Vorstellungen des Zielartenschutzes orientiert. Über eine gründliche Analyse naturnaher Referenzräume verschiedener naturräumlicher Ausprägung (Bruchgehölze, Schilfgebiete, Großseggenriede, Durchbruchstäler etc.) wird das potentiell unter naturnahen Bedingungen vorhandene Arteninventar analysiert, mit dem abiotischen Faktorengefüge gekoppelt und als potentielles Leitbild definiert. Damit ist eine Zieldefinition für vergleichbare anthropogen überformte Lebensräume gegeben. Über eine Defizitanalyse der Anspruchskomplexe „ausgefallener“ Arten in hemeroben Niederungsbereichen kann der Sanierungsbedarf abgegliedert werden. Dieses Bewertungssystem darf aber nicht einseitig auf die Schmetterlinge bezogen werden, sondern es muß als Synthese der Analysen möglichst vieler Charakterarten (KIESER 1987) verschiedener Artengruppen und des abiotischen Faktorengefüges betrachtet werden.

## Methodik

Die Modellabschnitte wurden von 1992 bis 1993 über zwei komplette Jahre hinweg im wöchentlichen Abstand besammelt. Es fanden Standardmethoden des Tag- und Nachtzuges Anwendung. Bei Lichtzügen wurde eine 250-Watt-Quecksilberdampf Lampe eingesetzt, deren Licht nur die zu besammelnden Bereiche beleuchtete. Ergänzt wurden die Züge durch Raupenaufsammlungen in verschiedenen Strata der Lebensräume.

Die Bestimmung wurde nach Standardwerken von HERING (1932), KOCH (1984), CARTER & HARGREAVES (1987), SAUER (1988), SPULER ([1905]) vorgenommen. Die Nomenklatur und Reihenfolge richtet sich nach KOCH (1984; aktualisierte Namen aus den runden Klammern bei KOCH), gültige moderne Namen sind hier gelegentlich in Klammern hinzugefügt.

## Ergebnisse und Diskussion

### 1. Grundlagen des Verfahrens

Das Verfahren verbindet die Analysen des Artenspektrums naturnaher Referenzabschnitten mit den aus der Literatur bekannten autökologischen Aussagen zu den analysierten Arten. Deshalb wurden in der ersten Phase die naturnahen Referenzabschnitte definiert. Hauptkriterium für die Auswahl waren naturnahe Struktur- (Vegetationsstrukturen im Niederungsbereich und Gewässermorphologie), Bodenwasser- und mikroklimatische Verhältnisse. Dabei mußten differenziert Abschnitte ausgewählt werden, die die unterschiedlichen postglazialen Formungen im Niederungsbereich berücksichtigten. Zu unterscheiden waren Durchbruchstäler in Endmoränenbereich, flußbegleitende Niedermoorgebiete der ebenen und kuppigen Grundmoräne und die seenbeeinflussten Areale, in denen sich die Elemente der Seenniederung mit denen der Flußniederung mischen. In all diesen Bereichen wurde eine gründliche Analyse des abiotischen Faktorenkomplexes durchgeführt (klimatische Untersuchungen, Niedermoorbohrungen, flußmorphologische Betrachtungen etc.). Zudem fand eine Biotoptypen- und Biotopkartierung statt. Die Schmetterlinge wurden als Bioindikatoren für den ökologischen Zustand der Niederung kartiert. Das erfaßte Artenspektrum wurde gesondert nach jedem Naturraum in drei Kategorien eingeordnet. Wichtigstes Kriterium dieser Bewer-

tung war die Standorttypie. Das heißt, wenn die zu betrachtende Art in das Niederungsökosystem gehört und darüber hinaus starke Anpassungen zeigt, so wird sie in eine hohe Kategorie eingeordnet. Stammt die Art aber aus Randzonen oder ist sie euryök, so wird sie einer niedrigen Kategorie zugeordnet. Die Kategorien wurden wie folgt definiert:

### Kategorie 1

Arten mit breiter ökologischer Potenz oder an Feuchtniederungsbereiche unangepaßte Arten aus Randbiotopen.

### Kategorie 2

Arten, die als Imagines eine Präferenz für Niederungsbereiche von Flüssen und Seen aufweisen.

### Kategorie 3

Arten, die eine darüber hinausgehende, mehr oder weniger starke Fraßpflanzen- oder metamorphotische Präferenz zeigen.

Die Einschätzung der autökologischen Ansprüche der einzelnen Arten wurde über die Auswertung der einschlägigen Literatur (zusammengestellt in THIELE et al. 1993, 1994) vorgenommen (siehe Tabelle 1).

Die obengenannte Kategorisierung erlaubte die Errechnung des Standorttypieindexes als ein Maß für das naturraumtypische Verhältnis von niederungsangepaßten Arten zur Gesamtzahl der Arten. Als dritter Schritt wurde das standorttypische Artenspektrum gesondert für jeden Naturraum definiert. Wichtige Zusatzinformationen lieferte dabei das Verhältnis einzelner ökologischer Gruppen (z. B. Schilfbewohner, Bruchwaldbewohner etc.) zueinander.

**Tabelle 1:** Einordnung der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Schmetterlingsarten in die drei ökologischen Kategorien (zugleich Gesamtartenliste). (Nomenklatur und Reihenfolge nach KOCH 1984 [aktualisierte Namen], moderne Namen in runden Klammern [also keine Untergattungen!], einfache Schreibfehler aus KOCH korrigiert.)

#### Arten der ökologischen Kategorie 1

<i>Papilio machaon</i> L.	<i>Pieris brassicae</i> L.	<i>Artogeia (Pieris) rapae</i> L.
<i>Artogeia (Pieris) napi</i> L.	<i>Pontia daphidice</i> L.	<i>Colias hyale</i> L.
<i>Agapetes (Melanargia) galathea</i> L.	<i>Pararge aegeria</i> L.	<i>Lasiommata megera</i> L.

Tabelle 1 (Fortsetzung).

## Arten der ökologischen Kategorie 1 (Fortsetzung)

<i>Aphantopus hyperantus</i> L.	<i>Maniola jurtina</i> L.	<i>Coenonympha glycerion</i> BKH.
<i>Coenonympha pamphilus</i> L.	<i>Vanessa atalanta</i> L.	<i>Vanessa cardui</i> L.
<i>Inachis io</i> L.	<i>Aglais urticae</i> L.	<i>Polygonia c-album</i> L.
<i>Araschnia levana</i> L.	<i>Issoria lathonia</i> L.	<i>Callophrys rubi</i> L.
<i>Lycaena phlaeas</i> L.	<i>Heodes (Lycaena) tityrus</i> PODA	<i>Aricia (Polyommatus) agestis</i> [DEN. & SCHIFF.]
<i>Polyommatus icarus</i> ROTT.	<i>Celastrina argiolus</i> L.	<i>Thymelicus lineola</i> O.
<i>Thymelicus sylvestris</i> PODA	<i>Ochlodes venatus</i> BREM. & GREY	<i>Philea (Setina) irrorella</i> L.
<i>Eilema lurideola</i> ZINCK.	<i>Phragmatobia fuliginosa</i> L.	<i>Spilarctia lubricipeda</i> L. ( <i>Spilosoma luteum</i> HFN.)
<i>Spilosoma menthastri</i> ESP. ( <i>lubricipedum</i> L.)	<i>Cyrcia (Diaphora) mendica</i> CL.	<i>Arctia caja</i> L.
<i>Dasychira (Calliteara)</i> <i>puðibunda</i> L.	<i>Orgyia recens</i> HB. ( <i>antiqua</i> L.)	<i>Leucoma salicis</i> L.
<i>Lymantria monacha</i> L.	<i>Porthesia (Euproctis) similis</i> FUSSL.	<i>Macrothylacia rubi</i> L.
<i>Drepana falcataria</i> L.	<i>Eudia (Saturnia) pavonia</i> L.	<i>Aglia tau</i> L.
<i>Sphinx ligustri</i> L.	<i>Hyloicus (Sphinx) pinastri</i> L.	<i>Mimas tiliae</i> L.
<i>Smerinthus ocellatus</i> L.	<i>Laothoe populi</i> L.	<i>Hyles euphorbiae</i> L.
<i>Deilephila porcellus</i> L.	<i>Furcula bicuspis</i> BKH.	<i>Stauropus fagi</i> L.
<i>Drymonia dodonaea</i> [D. & SCH.]	<i>Pheosia gnoma</i> F.	<i>Prilodontella (Prilodon)</i> <i>cuculina</i> [D. & SCH.]
<i>Ptilophora plumigera</i> [D.&SCH.]	<i>Habrosyne pyritoides</i> HFN.	<i>Thyatira batis</i> L.
<i>Tethea or</i> [D. & SCH.]	<i>Diloba caeruleocephala</i> L.	<i>Apoda limacodes</i> HFN.
<i>Fumea casta</i> PALL.	<i>Hepialus (Pharmacis)</i> <i>fusconebulosus</i> DE GEER	<i>Hepialus (Triodia) sylvinus</i> L.
<i>Colocasia coryli</i> L.	<i>Apatele (Acronicta) rumicis</i> L.	<i>Apatele (Acronicta) psi</i> L.
<i>Apatele (Acronicta) tridens</i> [D. & SCH.]	<i>Apatele (Acronicta) aceris</i> L.	<i>Apatele (Acronicta) auricoma</i> [D. & SCH.]
<i>Euxoa nigricans</i> L.	<i>Euxoa tritici</i> L.	<i>Agrotis segetum</i> [D. & SCH.]
<i>Agrotis exclamationis</i> L.	<i>Opigena polygona</i> [D. & SCH.]	<i>Rhyacia simulans</i> HFN.
<i>Diarsia mendica</i> F.	<i>Xestia baja</i> [D. & SCH.]	<i>Xestia c-nigrum</i> L.
<i>Xestia triangulum</i> HFN.	<i>Ochropleura plecta</i> L.	<i>Xestia xanthographa</i> [D. & SCH.]
<i>Graphiphora augur</i> F.	<i>Anaplectoides prasina</i> [D. & SCH.]	<i>Eurois occulta</i> L.

Tabelle 1 (Fortsetzung).

## Arten der ökologischen Kategorie 1 (Fortsetzung)

<i>Noctua pronuba</i> L.	<i>Noctua interjecta</i> HBN.	<i>Noctua comes</i> HBN.
<i>Mamestra brassicae</i> L.	<i>Discestra trifolii</i> HFN.	<i>Mamestra w-latinum</i> HFN.
<i>Mamestra thalassina</i> HFN.	<i>Mamestra persicariae</i> L.	<i>Mamestra oleracea</i> L.
<i>Mamestra pisi</i> L.	<i>Hadena rivularis</i> F.	<i>Hadena perplexa</i> [D. & SCH.]
<i>Pachetra sagittigera</i> HFN.	<i>Heliophobus reticulata</i> GOEZE	<i>Orthosia gothica</i> L.
<i>Orthosia stabilis</i> [D. & SCH.] ( <i>cerasi</i> F.)	<i>Orthosia cruda</i> [D. & SCH.]	<i>Orthosia incerta</i> HFN.
<i>Cerapteryx graminis</i> L.	<i>Mythimna ferrago</i> F.	<i>Mythimna albipuncta</i> [D. & SCH.]
<i>Mythimna conigera</i> [D. & SCH.]	<i>Mythimna pallens</i> L.	<i>Cucullia argentea</i> HFN.
<i>Cucullia artemisiae</i> HFN.	<i>Cucullia umbratica</i> L.	<i>Cucullia asteris</i> [D. & SCH.]
<i>Brachionycha sphinx</i> HFN.	<i>Allophyes oxyacanthae</i> L.	<i>Staurophora celsia</i> L.
<i>Blephritha satura</i> [D. & SCH.]	<i>Eupsilia transversa</i> HFN.	<i>Conistra rubiginosa</i> SCOP.
<i>Conistra vaccinii</i> L.	<i>Agrochola lychnidis</i> [D. & SCH.]	<i>Agrochola macilenta</i> HBN.
<i>Xanthia aurago</i> [D. & SCH.]	<i>Xanthia citrago</i> L.	<i>Amphipyra pyramidea</i> L.
<i>Amphipyra tragopoginis</i> CL.	<i>Rusina ferruginea</i> ESP.	<i>Dypterygia scabriuscula</i> L.
<i>Apamea lithoxylea</i> [D. & SCH.]	<i>Apamea charactera</i> HBN.	<i>Apamea crenata</i> HFN.
<i>Apamea monoglypha</i> HFN.	<i>Apamea anceps</i> [D. & SCH.]	<i>Apamea sordens</i> HFN.
<i>Apamea scolopacina</i> ESP.	<i>Mesapamea secalis</i> L.	<i>Oligia strigilis</i> L.
<i>Oligia latruncula</i> [D. & SCH.]	<i>Mesoligia furuncula</i> [D. & SCH.]	<i>Euplexia lucipara</i> L.
<i>Hoplodrina alsines</i> BRAHM ( <i>octogenaria</i> GOEZE)	<i>Caradrina (Paradrina)</i> <i>clavipalpis</i> SCOP.	<i>Hapalotis (Elaphria)</i> <i>venustula</i> HBN.
<i>Pyrrhia umbra</i> HFN.	<i>Charanyca trigrammica</i> HFN.	<i>Cosmia affinis</i> L.
<i>Cosmia pyralina</i> [D. & SCH.]	<i>Cosmia trapezina</i> L.	<i>Heliothis virescens</i> HFN.
<i>Panolis flammea</i> [D. & SCH.]	<i>Lithacodia (Protodeltote)</i> <i>pygarga</i> HFN.	<i>Lithacodia (Deltote)</i> <i>deceptor</i> SCOP.
<i>Bena (Pseudoips) fagana</i> F.	<i>Callistege mi</i> CL.	<i>Autographa jota</i> L.
<i>Autographa pulchrina</i> HAW.	<i>Autographa gamma</i> L.	<i>Macdunnoughia confusa</i> STEPH.
<i>Abrostola trigemina</i> WERN.	<i>Abrostola triplasia</i> L.	<i>Paracotia fuliginaria</i> L.
<i>Herminia tarsipennis</i> TR.	<i>Herminia nemoralis</i> F. ( <i>grisealis</i> [D. & SCH.]	<i>Hypena proboscidalis</i> L.
<i>Alsophila aescularia</i> [D. & SCH.]	<i>Pseudoterpna pruinata</i> HFN.	<i>Comibaena pustulata</i> HFN. ( <i>bajularia</i> [D. & SCH.]
<i>Hemithea aestivaria</i> HBN.	<i>Cyclophora quercimontaria</i> BASTELB.	<i>Scopula ternata</i> SCHRK.

Tabelle 1 (Fortsetzung).

## Arten der ökologischen Kategorie 1 (Fortsetzung)

<i>Scopula immorata</i> L.	<i>Scopula floslactata</i> HAW.	<i>Idaea biselata</i> HBN.
<i>Idaea fuscovenosa</i> GOEZE	<i>Idaea aversata</i> L.	<i>Scotopteryx chenopodiata</i> L.
<i>Chesias legatella</i> [D. & SCH.]	<i>Trichopteryx sertata</i> HBN.	<i>Operophtera fagata</i> SCHRFBG.
<i>Operophtera brumata</i> L.	<i>Epirrita dilutata</i> [D. & SCH.]	<i>Epirrita christyi</i> ALLEN
<i>Philereme vetulata</i> [D. & SCH.]	<i>Eulithis mellinata</i> F.	<i>Eulithis pyraliata</i> [D. & SCH.]
<i>Cosmorhoe ocellata</i> L.	<i>Thera obeliscata</i> HBN.	<i>Thera juniperata</i> L.
<i>Thera firmata</i> HBN.	<i>Chloroclysta truncata</i> HFN.	<i>Xanthorhoe fluctuata</i> L.
<i>Xanthorhoe montanata</i> [D. & SCH.]	<i>Xanthorhoe quadrifasciata</i> CL.	<i>Xanthorhoe spadicearia</i> [D. & SCH.]
<i>Perizoma didymata</i> L.	<i>Perizoma parallellineata</i> RETZIUS	<i>Euphyia unangulata</i> HAW.
<i>Euphyia biangulata</i> HAW.	<i>Campptogramma bilineata</i> L.	<i>Mesoleuca albicillata</i> L.
<i>Epirrhoe tristata</i> L.	<i>Epirrhoa alternata</i> MÜLL.	<i>Epirrhoe rivata</i> HBN.
<i>Perizoma alchemillata</i> L.	<i>Perizoma flavofasciata</i> THNBG.	<i>Pelurga comitata</i> L.
<i>Eupithecia venosata</i> F.	<i>Eupithecia centaureata</i> [D. & SCH.]	<i>Eupithecia intricata</i> ZETT.
<i>Eupithecia tripunctaria</i> H.-S.	<i>Eupithecia vulgata</i> HAW.	<i>Eupithecia subfuscata</i> HAW.
<i>Eupithecia icterata</i> VILL.	<i>Eupithecia euphrasiata</i> H.-S.	<i>Eupithecia lariciata</i> FREYER
<i>Eupithecia tantillaria</i> BSD.	<i>Calliclystis rectangulata</i> L.	<i>Abraxas sylvata</i> SCOP.
<i>Ligdia adustata</i> [D. & SCH.]	<i>Lomographa temerata</i> [D. & SCH.]	<i>Cabera pusaria</i> L.
<i>Cabera exanthemata</i> SCOP.	<i>Hylaea fasciaria</i> L.	<i>Campaea margaritata</i> L.
<i>Ennomos autumnaria</i> WERNBG.	<i>Ennomos quercinaria</i> HFN.	<i>Ennomos fuscantaria</i> HAW.
<i>Selenia dentaria</i> F.	<i>Apeira syringaria</i> L.	<i>Colotois pennaria</i> L.
<i>Angerona prunaria</i> L.	<i>Ourapteryx sambucaria</i> L.	<i>Plagodis dolabraria</i> L.
<i>Opisthograptis luteolata</i> L.	<i>Cepphis advenaria</i> HBN.	<i>Semiothisa alternaria</i> HBN.
<i>Semiothisa liturata</i> CL.	<i>Semiothisa clathrata</i> L.	<i>Agriopis marginaria</i> F.
<i>Erannis (Agriopis) defoliaria</i> CL.	<i>Agriopis leucophaearia</i> [D. & SCH.]	<i>Apocheima pilosaria</i> HBN.
<i>Peribatodes secundaria</i> ESP.	<i>Alcis repandata</i> L.	<i>Boarmia (Hypomecis)</i> <i>roboraria</i> [D. & SCH.]
<i>Boarmia (Hypomecis)</i> <i>punctinalis</i> SCOP.	<i>Ectropis bistortata</i> GOEZE ( <i>crepuscularia</i> [D. & SCH.]	<i>Ectropis extersaria</i> HBN. ( <i>Parectropis similaria</i> HFN.)
<i>Ematurga atomaria</i> L.	<i>Bupalus piniarius</i> L.	

Tabelle 1 (Fortsetzung).

## Arten der ökologischen Kategorie 2

<i>Anthocharis cardamines</i> L.	<i>Gonepteryx rhamni</i> L.	<i>Limenitis camilla</i> L.
<i>Melitaea cinxia</i> L.	<i>Clossiana (Boloria) selene</i> [D. & SCH.]	<i>Cybosia mesomella</i> L.
<i>Eilema griseola</i> HBN.	<i>Spilosoma urticae</i> ESP	<i>Panaxia (Callimorpha)</i> <i>dominula</i> L.
<i>Philudoria (Euthrix) potatoria</i> L.	<i>Deilephila elpenor</i> L.	<i>Cerura vinula</i> L.
<i>Gluphisia crenata</i> ESP.	<i>Pheosia tremula</i> CL.	<i>Notodonta dromedarius</i> L.
<i>Odontosia (Leucodonta)</i> <i>bicoloria</i> [D. & SCH.]	<i>Prilodon capucina</i> L.	<i>Pterostoma palpina</i> CL.
<i>Phalera bucephala</i> L.	<i>Clostera anachoreta</i> F.	<i>Cossus cossus</i> L.
<i>Apatele (Acronicta) strigosa</i> [D. & SCH.]	<i>Apatele (Acronicta)</i> <i>megacephala</i> [D. & SCH.]	<i>Apatele (Acronicta) leporina</i> L.
<i>Diarsia brunnea</i> [D. & SCH.]	<i>Diarsia rubi</i> VIEW.	<i>Axyليا putris</i> L.
<i>Noctua janthina</i> [D. & SCH.]	<i>Mamestra suasa</i> [D. & SCH.]	<i>Hadena bicruris</i> HFN.
<i>Polia nebulosa</i> HFN.	<i>Mythimna comma</i> L.	<i>Conistra rubiginea</i> [D. & SCH.]
<i>Agrochola lota</i> CL.	<i>Agrochola circellaris</i> HFN.	<i>Xanthia icteritia</i> HFN.
<i>Xanthia ocellaris</i> BKH.	<i>Apamea remissa</i> HBN.	<i>Oligia fasciuncula</i> HAW.
<i>Trachea atriplicis</i> L.	<i>Phlogophora meticulosa</i> L.	<i>Caradrina morpheus</i> HFN.
<i>Amphipoea fucosa</i> FREYER	<i>Ipimorpha subtrusa</i> [D. & SCH.]	<i>Photedes (Chortodes) fluxa</i> HBN.
<i>Catocala nupta</i> L.	<i>Diachrysia chrysitis</i> L.	<i>Scoliopteryx libatrix</i> L.
<i>Rivula sericealis</i> SCOP.	<i>Geometra papilionaria</i> L.	<i>Timandra griseata</i> PETERSEN
<i>Scopula immutata</i> L.	<i>Idaea dimidiata</i> HFN.	<i>Epirrita autumnata</i> BKH.
<i>Rheumaptera (Hydria)</i> <i>undulata</i> L.	<i>Xanthorrhoe ferrugata</i> CL.	<i>Xanthorrhoe biriviata</i> BKH.
<i>Colostygia pectinataria</i> KNOCH	<i>Electrophaes corylata</i> THNBG.	<i>Perizoma blandiata</i> [D. & SCH.]
<i>Hydriomena furcata</i> THNBG.	<i>Chloroclystis v-ata</i> HAW.	<i>Lomasipilis marginata</i> L.
<i>Petrophora chlorosata</i> SCOP.	<i>Pseudopanthera macularia</i> L.	<i>Semiothisa notata</i> L.
<i>Lycia hirtaria</i> CL.	<i>Biston strataria</i> HFN.	<i>Biston betularia</i> L.

## Arten der ökologischen Kategorie 3

<i>Heteropterus morpheus</i> PALL.	<i>Comacla (Thumata) senex</i> HB.	<i>Miltochrista miniata</i> FORST.
<i>Pelosia muscerda</i> HFN.	<i>Laelia coenosa</i> HB.	<i>Drepana curvatula</i> BKH.

Tabelle 1 (Fortsetzung).

## Arten der ökologischen Kategorie 3 (Fortsetzung)

<i>Drepana (Falcaria) lacertinaria</i> L.	<i>Notodonta ziczac</i> L.	<i>Clostera curtula</i> L.
<i>Clostera pigra</i> L.	<i>Tethea (Ochropacha) duplaris</i> L.	<i>Synanthedon formicaeformis</i> ESP.
<i>Phragmataecia castaneae</i> HB.	<i>Hepialus humuli</i> L.	<i>Apatele (Acronicta) cuspis</i> HB.
<i>Xestia sexstrigata</i> HAW.	<i>Mamestra splendens</i> HB.	<i>Mythimna impura</i> HB.
<i>Mythimna obsoleta</i> HB.	<i>Mythimna pudorina</i> [D. & SCH.]	<i>Senta flammea</i> CURT.
<i>Brachylomia viminalis</i> F.	<i>Xanthia togata</i> ESP.	<i>Apamea ophiogramma</i> ESP.
<i>Gortyna flavago</i> [D. & SCH.]	<i>Hydraecia micacea</i> ESP.	<i>Ipimorpha retusa</i> L.
<i>Phragmatiphila nexa</i> HB.	<i>Nonagria typhae</i> THNBG.	<i>Rhizedra lutosa</i> HB.
<i>Sedina buettneri</i> HERING	<i>Arenostola phragmitidis</i> HB. (semicana ESP. )	<i>Photedes (Chortodes) pygmina</i> HAW.
<i>Archanara geminipuncta</i> HAW.	<i>Deltote bankiana</i> F.	<i>Plusia festucae</i> L.
<i>Plusia putnami</i> GROTE	<i>Macrochilo cribrumalis</i> HB.	<i>Odezia atrata</i> L.
<i>Cyclophora albipunctaria</i> HFN.	<i>Xanthorhoe designata</i> HFN.	<i>Orthonama vittata</i> BKH.
<i>Hydriomena impluviata</i> [D. & SCH.]	<i>Hydrelia sylvata</i> [D. & SCH.]	<i>Hydrelia flammeolaria</i> HFN.
<i>Euchoeca nebulata</i> SCOP.	<i>Ennomos alniaria</i> L.	<i>Epione repandaria</i> HFN.
<i>Aethalura punctularia</i> [D. & SCH.]		

Im weiteren Verlauf der Erarbeitung des Verfahrens wurden vier heme-robe Niedermoorabschnitte ausgewählt, an deren Beispiel das Verfahren durchgetestet werden sollte. Die Auswahl wurde nach den verschiedenen Degradationstufen des Niedermoores und der differierenden Strukturarmut getroffen. Anhand der vorgefundenen Rumpfvorgesellschaftungen bei den Schmetterlingen konnte eine sehr differenzierte Defizitanalyse vorgenommen werden. Über den Ausfall von Arten und der Definition ihrer Ansprüche konnte Sanierungsbedarf klar abgegliedert werden.

Im weiteren sollen die Ergebnisse der Analysen am Beispiel der Schmetterlinge differenziert diskutiert und in das Bewertungsverfahren eingeordnet werden.

## 2. Niedlungsbereiche zwischen durchflossenen Seen

Typisch für die Fließgewässer Mecklenburg-Vorpommerns sind die zahlreichen durchflossenen Seen. Im aquatischen Bereich kommt es zu einer intensiven Kommunikation der See- und Fließgewässerbiozöosen. Der Niedlungsbereich wird meist von den Ökosystemelementen des Sees beherrscht, da diese oft den flächenmäßig höheren Anteil einnehmen. Dieser Effekt läßt sich ganz deutlich im Modellabschnitt N1 zwischen Kraazer und Hofsee nachweisen.

Die den Modellabschnitt flankierenden Seen haben einen ausgeprägten Schilfgürtel, der in seinen Randbereichen von intaktem Bruchwald umstanden ist. Bei Erfassungen der Großschmetterlinge im direktem Niedlungsbereich des Sees (Schilfgürtel) konnten zahlreiche hygrophile Noctuiden nachgewiesen werden (*Plusia putnami*, *Plusia festucae*, *Eustrotia uncula*, *Photodes fluxa*, *Photodes pygmina*, *Sedina buettneri*, *Arenostola phragmitides*, *Rhizedra lutosa*, *Phragmitophila nexa*, *Hydraecia micacea*, *Senta flammea*, *Mamestra splendens*, *Mythimna obsoleta*), die nur vereinzelt in den Niedlungsbereich des Fließgewässers einstreuten. Ein Grund dafür könnte die Abschirmung des Schilfgürtels des Sees gegen den Niedlungsbereich des Baches durch den geschlossenen Bestand an Bruchwald sein. Gestützt wird diese Hypothese dadurch, daß von der ökologischen Gruppe der Schilf- und Riedbewohner nur eine Art im Niedlungsbereich des Fließgewässers nachgewiesen werden konnte (*Phragmataecia castaneae*).

Das Gros der 59 in diesem Modellabschnitt nachgewiesenen Arten (Tabelle 2: 18 Arten) gehört der ökologischen Gruppe der feuchtwiesen- und bruchwaldbewohnenden Arten an. Dazu kommen noch 13 Arten des Mischwaldes. Bedingt durch standorttypische Gehölzelemente und wenig degradiertes, mehr als 6 Meter tiefes Niedermoor, treten diese Arten auf. Der seebürtige Bruchwald geht in kuppigen Lagen in einen Mischwald über. Das erklärt das Auftreten der 13 Mischwaldarten und beweist einmal mehr, daß die Vegetationselemente des Sees die Struktur der Schmetterlingsbiozönose der Fließgewässerniedlung entscheidend mitbestimmen.

16 Arten sind teilweise sehr typisch für Halbtrockenrasengebiete (*Colias hyale*, *Pontia daplidice*, *Coenonympha glycerion*, *Papilio machaon*, *Issoria lathonia*, *Heodes tityrus* etc.). Dieser Umstand ist auf das Umland des Modellabschnittes zurückzuführen, das durch einen Halbtrockenrasen ge-

prägt wird. Die Arten finden aber in ihren Larvenstadien in den direkten Randbereichen der Niederung hinreichende Lebensbedingungen vor, so daß sie nicht aus der Bewertung gelassen werden können.

**Tabelle 2:** Artenverteilung tag- und nachtfligender Schmetterlinge in definierten Biotopstrukturen im Bereich von durchflossenen Seen. (Nomenklatur und Reihenfolge nach KOCH 1984 [aktualisierte Namen], moderne Namen in Klammern.)

#### Feuchtwiese/Bruchwald – 18 Arten

*Anthocharis cardamines*  
*Melitaea cinxia*  
*Clossiana selene*  
*Comacla (Thumata) senex*  
*Eilema griseola*  
*Philudoria (Euthrix) potatoria*  
*Laothoe populi*  
*Deilephila elpenor*  
*Tethea (Ochropacha) duplaris*  
*Axylia putris*  
*Mythimna impura*  
*Brachylochia viminalis*  
*Caradrina morpheus*  
*Amphipoea fucosa*  
*Deltote bankiana*  
*Odezia atrata*  
*Eulithis pyraliata*  
*Pterophora chlorosata*

#### Ubiquisten – 11 Arten

*Artogeia (Pieris) rapae*  
*Coenonympha pamphilus*  
*Vanessa cardui*  
*Aglais urticae*  
*Heodes (Lycaena) tityrus*  
*Polyommatus icarus*  
*Ochlodes venatus*  
*Fumea casta*  
*Agrotis exclamationis*  
*Mythimna pallens*  
*Autographa gamma*

#### Schilf/Riede – 1 Art

*Phragmataecia castaneae*

#### Wiesen – 16 Arten

*Papilio machaon*  
*Pontia daphidice*  
*Colias hyale*  
*Coenonympha glycerion*  
*Issoria lathonia*  
*Aricia (Polyommatus) agestis*  
*Phragmatobia fuliginosa*  
*Cerapteryx graminis*  
*Mythimna conigera*  
*Apamea crenata*  
*Hoplodrina alsines (octogenaria)*  
*Callistege mi*  
*Scopula ternata*  
*Campptogramma bilineatum*  
*Epirrhoe tristata*  
*Semiothisa clathrata*

#### Laub- und Mischwald – 13 Arten

*Porthesia (Euproctis) similis*  
*Tethea or*  
*Apamea monoglypha*  
*Cosmia trapezina*  
*Lithacodia (Protodeltote) pygarga*  
*Operophtera brumata*  
*Eulithis mellinata*  
*Perizoma alchemillata*  
*Cabera pusaria*  
*Cabera exanthemata*  
*Ourapteryx sambucaria*  
*Pseudopantera macularia*  
*Semiothisa liturata*

Insgesamt gesehen gehören 38 % der Arten der Kategorie 2 und 3 an. Der Standorttypieindex liegt bei 1,42. Er ist damit der zweithöchste Wert nach dem Standorttypieindex naturnaher Niedermoore. Kritisch diskutiert werden muß der nicht unbedingt typische Einfluß von Trockenrasenarten, die aus Randbereichen mit kiesig-sandigem Untergrund einstreuen. Vernachlässigt man diese Arten, so steigt der so korrigierte Standorttypieindex auf 1,58 und erreicht damit fast den der Niedermoorstandorte (1,62).

### 3. Durchbruchstäler

An der Nebel wurden zwei Durchbruchstäler analysiert, die von ihrer Reliefierung und ihren Vegetationsstrukturen relativ verschieden sind.

So ist das Durchbruchstal in Kuchelmiß (N4) wannenförmig gestaltet und in großen Teilen am Ufer mit Hainbuche bestanden. Im weiteren Umland wird Forstwirtschaft mit standortuntypischen Kulturen betrieben (Lärche, Fichte). Die touristische Nutzung ist hoch und führt teilweise zu anthropogen bedingten Veränderungen des Landschaftsraumes.

Der Durchbruch Koppelow hat hingegen ein kerbtalartiges Relief. Die landwirtschaftliche Nutzung reicht bis an das Durchbruchstal heran. An den Hängen des Tales befindet sich ein relativ gut gestaffelter und altersmäßig strukturierter Wald, der keinen vollständigen Kronenschluß aufweist. Zur landwirtschaftlichen Fläche hin wird er begrenzt von Hecken mit standorttypischen Florenelementen (Schlehe, Weißdorn, Hasel etc.). Gemeinsam ist den beiden Durchbruchstälern ihre naturnahe Gewässermorphologie. Es herrschen heterogene Sohlsubstrate und eine große Strömungsvielfalt vor. In den Durchbruchstälern spielen Niedermoorbereiche eine untergeordnete Rolle. Sie sind meist sehr flachgründig (bis 50 cm) und erreichen eine geringe Breitenausdehnung.

Für die Durchbruchstäler lassen sich ebenfalls typische Schmetterlingsgesellschaftungen abgliedern. Sie sind geprägt durch eine große Zahl von Laub- und Mischwaldarten (35 Arten). Ein niedriger Standorttypieindex zeigt an, daß in diesen Bereichen kaum typische Niedermoorarten leben. So liegt er bei den Schmetterlingen in Kuchelmiß bei 1,12 und in Koppelow bei 1,33. Arten der Schilf- und Riedbiotope sind von untergeordneter Bedeutung, dafür treten vermehrt Arten „warmer Hänge“ auf.

**Tabelle 3:** Artenverteilung tag- und nachtfligender Schmetterlinge in definierten Biotopstrukturen in den Durchbruchstälern. (Nomenklatur und Reihenfolge nach Koch 1984 [aktualisierte Namen], moderne Namen in Klammern.)

### Ubiquisten – 6 Arten

*Pieris brassicae*  
*Artogeia (Pieris) napi*  
*Spilosoma menthastri (lubricipedum)*  
*Fumea casta*  
*Agrotis exclamationis*  
*Epirrhoe alternata*

### Laub- oder Mischwald – 35 Arten

*Pararge aegeria*  
*Cybosia mesomella*  
*Porthesia (Euproctis) similis*  
*Mimas tiliae*  
*Tethea or*  
*Hepialus (Pharmacis) fusconebulosus*  
*Apatele (Acronicta) strigosa*  
*Diarsia mendica*  
*Orthosia stabilis*  
*Apamea anceps*  
*Cosmia trapezina*  
*Lithacodia (Protodeltote) pygarga*  
*Hypena proboscidalis*  
*Comibaena pustulata (bajularia)*  
*Cyclophora quercimontaria*  
*Idaea aversata*  
*Operophtera brumata*  
*Perizoma didymatum*  
*Euphyia unangulata*  
*Camptogramma bilineata*  
*Eupithecia vulgata*  
*Abraxas sylvata*  
*Lomaspilis marginata*  
*Lygia adustata*  
*Lomographa temerata*  
*Cabera pusaria*  
*Colotois pennaria*

*Plagodis dolabraria*  
*Semiothisa liturata*  
*Erannis defoliaria*  
*Apocheima pilosaria*  
*Biston betularia*  
*Alcis repandata*  
*Boarmia (Hypomecis) roboraria*  
*Boarmia (Hypomecis) punctinalis*

### Bruchwald – 7 Arten

*Araschnia levana*  
*Pelosia muscerda*  
*Dasychira (Calliteara) pudibunda*  
*Oligia strigilis*  
*Rivula sericealis*  
*Diachrysia chrysis*  
*Campaea margaritata*

### Arten warmer Hänge – 3 Arten

*Deilephila porcellus*  
*Diloba caeruleacephala*  
*Agrotis corticea (clavis)*

### Feuchtwiese – 7 Arten

*Anthocharis cardamines*  
*Cosmotriche (Euthrix) potatoria*  
*Oligia fasciuncula*  
*Lithacodia (Deltote) deceptoria*  
*Xanthorhoe montanata*  
*Orthonama vittata*  
*Hydriomena impluviata*

### Schilf/Riede – 1 Art

*Mythimna obsoleta*

Bruchwaldarten halten sich die Waage mit Feuchtwiesenarten (je 7 Arten). Faßt man die Anspruchskomplexe der Schmetterlingsarten zusammen, so wird deutlich, daß in Durchbruchstätern vorwiegend Waldarten vorherrschen. Kleine Feuchtwiesen und saumartige Bruchwälder liegen eingestreut und bedingen das Auftreten einzelner standorttypischer Arten dieser Biotope.

#### **4. Niedermoore**

Die Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern sind vorwiegend durch große fließbegleitende Niedermoore gekennzeichnet. Niedermoore sind nach KUNTZE (1993) in drei Subtypen einteilbar, die sich maßgeblich durch das Ausgangsmaterial (Torfart, pH-Wert bzw. Carbonatgehalt) unterscheiden: Übergangsmoore (pH kleiner 4,8), typische Niedermoore (pH > 4,8) und carbonathaltige Niedermoore (pH > 6,5). Die Moore an der Nebel rechnen zu den carbonathaltigen Niedermooren.

Sekundär treten als Folge der Bewirtschaftung auch Feuchtwiesen unterschiedlichster Ausprägung und Degradation auf. Die stark degradierten Feuchtwiesen (Intensivgrünland oder Brachfläche mit nitrophilen Hochstaudenfluren) sind besondere Problemzonen für eine gewünschte Entwicklung zur Naturnähe. Um eine genügende Vorflut zur Entwässerung zu erreichen, wurden die Gewässer im Regelfall eingetieft und begradigt. Die Eintiefung führte zu einer starken Entwässerung der angrenzenden Niedermoore, häufig mit irreversiblen Schädigungen. Nach Offenlassung solcher Bereiche kommt es trotz oft noch naturnah mäandrierendem Gewässer zum flächendeckenden Aufwuchs von nitrophilen Hochstaudengesellschaften (N8). Bei zusätzlich vorliegenden Begradigungen und/oder Flußbettverlegungen (N2, N7) sowie Grünlandintensivnutzung (N10) ist eine völlige Degradation des Niedermoors vorhersehbar. Die Leitbildfindung kann sich dann mit steigendem Degradationsstadium meist nur an einer Bewertung mittels Bioindikation orientieren, da in stark degradierten Bereichen nach Wiederherstellung der „normalen“ Grundwasserverhältnisse und des naturnahen Fließverhaltens die weitere Entwicklung zur Naturnähe von der Möglichkeit der Ausbildung stabiler standorttypischer Biozönosen abhängt. Nachfolgend sollen einige Tier- und Pflanzenvergesellschaftungen naturnaher Niedermoorbiozönosen charakterisiert und bei verschiedenen naturräumlich adäquaten Degradationsstufen der Sanierungsbedarf aufgezeigt werden.

#### 4.1. Naturnahe Niedermoorbiozöosen

An der Nebel müssen verschiedene ökologische Ausprägungsformen naturnaher Niederungsökosysteme im Bereich der Niedermoore unterschieden werden.

Das sind insbesondere:

- Bruchwald
- Schilfgebiet
- Großseggenried

Alle Ausprägungsformen eines naturnahen Niedermoors finden sich in den unterschiedlichsten Zusammenstellungen. Deshalb soll bei der Beschreibung des potentiellen Artenspektrums darauf differenzierter eingegangen werden.

Im terrestrischen Bereich naturnaher Niedermoore ist mit der Zunahme des Grades der Natürlichkeit eine Abnahme der faunistischen Artendiversität zu verzeichnen. Ursache sind die extremen mikroklimatischen und pflanzensoziologischen Bedingungen. In Randbereichen erhöht sich die Artendiversität drastisch, da dort eine Überlappung von aneinander grenzenden Lebensräumen auftritt (Ökotone).

Bei den Schmetterlingen wurden in den naturnahen Abschnitten 131 Arten nachgewiesen. 78 Arten gehören der Kategorie 1 an. Sie haben damit wenig diagnostischen Wert oder streuen oft aus Randbiotopen ein. 25 Arten ordnen sich in die Kategorie 2 und 27 Arten in die Kategorie 3 (Tabelle 4) ein. Die Artenkomplexe der Kategorien 2 und 3 beinhalten vorwiegend Charakterarten der Bruchwälder (z. B. *Hydrelia flammeolaria*, *Ennomos alniaria*, *Alcis repandata*, *Aethalura punctulata*, *Pelosia muscerda*, *Drepana curvatula*, *Tethea duplaris*) sowie Schilfzonen und Riede (z. B. *Nonagria typhae*, *Rhizedra lutosa*, *Arenostola phragmitidis*, *Arenostola pygmina*, *Archanara geminipuncta*, *Mythimna obsoleta*, *Phragmataecia castaneae*). Arten der Feuchtwiesen sind in diesen naturnahen Bereichen von untergeordneter Bedeutung.

Vergleicht man die Standorttypieindices der drei naturnahen Niedermoorstandorte Dobbin (1,62), Kirch-Rosin (1,62) und Ahrenshagen (1,56), so ergibt sich als Gesamtaussage ein relativ konstanter und naturraumtypisch hoher Wert.

**Tabelle 4:** Einstufung der in naturnahen Bereichen von Niedermooren nachgewiesenen tag- und nachtaktiven Schmetterlingsarten in die Kategorien 2 und 3.

Kategorie 2 (25 Arten)		Kategorie 3 (27 Arten)	
<i>Anthocharis cardamines</i>	<i>Photodes fluxa</i>	<i>Comacla senex</i>	<i>Nonagria typhae</i>
<i>Gonepteryx rhamni</i>	<i>Catocala nupta</i>	<i>Pelosia muscerda</i>	<i>Rhizedra lutosa</i>
<i>Melitaea cinxia</i>	<i>Diachrysis chrysitis</i>	<i>Tethea duplaris</i>	<i>Archanar. geminipuncta</i>
<i>Cybosia mesomella</i>	<i>Rivula sericealis</i>	<i>Drepana curvatula</i>	<i>Arenostola phragmitides</i>
<i>Panaxia dominula</i>	<i>Hydriomena furcata</i>	<i>Phragmat. castaneae</i>	<i>Photodes pygmina</i>
<i>Notodonta dromedarius</i>	<i>Colostygia pectinataria</i>	<i>Hepialus humuli</i>	<i>Odezia atrata</i>
<i>Odontostia bicoloria</i>	<i>Geometra papilionaria</i>	<i>Xanthogr. sexstrigata</i>	<i>Hydriomena impluviata</i>
<i>Cossus cossus</i>	<i>Ennomos autumnata</i>	<i>Mythimna obsoleta</i>	<i>Hydrelia sylvata</i>
<i>Noctua janthina</i>	<i>Pseudopant. macularia</i>	<i>Mythimna impura</i>	<i>Euchoeca nebulata</i>
<i>Mythimna comma</i>	<i>Pterophora chlorosata</i>	<i>Mythimna pudorina</i>	<i>Hydrelia flammeolaria</i>
<i>Agrochola circellaris</i>	<i>Biston betularius</i>	<i>Xanthia togata</i>	<i>Ennomos alniaria</i>
<i>Xanthia icteritia</i>		<i>Hydraecia micacea</i>	<i>Epione repandaria</i>
<i>Oligia fasciuncula</i>		<i>Ipimorpha retusa</i>	<i>Aethalura punctulata</i>
<i>Amphipoea fucosa</i>		<i>Phragmatiphila nexa</i>	

#### 4.2. Anthropogen beeinflusste Biozöosen im Niedermoor

Bei den Schmetterlingen kommen von den unter naturnahen Bedingungen im Niedermoor vorhandenen 131 Arten im Abschnitt N2 noch 31, im Abschnitt N8 29, im Abschnitt N7 25 und im Abschnitt N10 noch 17 Arten vor.

Der Anteil der Arten der Kategorien 2 und 3 liegt in Linstow (N2) bei 11, in Hoppenrade (N7) und an der Schweinebrücke (N8) bei 8 sowie in Gülzow (N10) bei 5 Arten. Auch der Standorttypieindex ist klar abgestuft:

naturnahe Abschnitte (gesamt)	1,60 ( $\pm 0,02$ )
Linstow (N2)	1,54
Schweinebrücke (N8)	1,37
Hoppenrade (N7)	1,34
Gülzow (N10)	1,38

Daraus wird für den terrestrischen Bereich der anthropogen beeinflussten Niedermoore bereits eine klare Abstufung der Degradation deutlich. Der relativ hohe Wert für den Modellabschnitt Gülzow (N10) begründet sich aus der räumlichen Nähe zu intakten Seen- und Altwässerbereichen.

Vergleicht man das Artenspektrum in den Kategorien 2 und 3 der naturnahen Bereiche mit dem der Degradationstadien (Tabelle 5), so fällt auf, daß die größten Ausfallerscheinungen in der Kategorie 3 auftreten. Das betrifft insbesondere die ökologischen Gruppen der im Schilf- und Riedbereich lebenden Arten sowie die Charakterarten der Bruchwälder (Tabelle 5). Die einzelnen unterschiedlich degradierten Abschnitte weisen dabei ein charakteristisches Restartenspektrum auf (Tabelle 5).

Wägt man die Ansprüche der „ausgefallenen“ Arten mit den Ansprüchen der in den degradierten Abschnitten verbliebenen Artengruppen ab, so wird deutlich, daß im Niedermoorbereich durch die anthropogene Überformung insbesondere die Schilf- und Riedarten ihre Ansprüche nicht

**Tabelle 5:** Vorkommen von Arten der Kategorie 2 und 3 in den anthropogen stark beeinflussten Modellabschnitten. (+ = vorhanden, - = fehlend.)

Kategorie 2 und 3	Kateg.	N8	N2	N7	N10
<i>Anthocharis cardamines</i>	2	+	+	-	-
<i>Gonepteryx rhamni</i>	2	+	-	-	-
<i>Comacla senex</i>	3	-	+	-	-
<i>Cybosia mesomella</i>	2	-	+	-	-
<i>Notodonta dromedarius</i>	2	-	-	+	-
<i>Noctua janthina</i>	2	+	-	+	-
<i>Mythimna impura</i>	3	+	+	-	-
<i>Mythimna pudorina</i>	3	-	+	-	-
<i>Xanthia togata</i>	3	-	-	-	+
<i>Xanthia icteritia</i>	2	-	-	-	+
<i>Amphipoea fucosa</i>	2	-	-	+	-
<i>Hydraecia micacea</i>	3	-	-	+	+
<i>Phragmatiphila nexa</i>	3	-	+	+	+
<i>Diachrysis chrysis</i>	2	-	+	+	+
<i>Rivula sericealis</i>	2	+	-	+	-
<i>Odezia atrata</i>	3	-	+	-	-
<i>Colostygia pectinataria</i>	2		+	+	-
<i>Hydriomena impluviata</i>	3	+	-	-	-
<i>Hydrelia sylvata</i>	3	+	-	-	-
<i>Euchoeca nebulata</i>	3		+		-
<i>Biston betularia</i>	2	+	+	-	-
<b>Gesamtartenzahl</b>		<b>8</b>	<b>11</b>	<b>8</b>	<b>5</b>

**Tabelle 6:** Schmetterlingsarten der Kategorie 2 und 3, die in den anthropogen degradierten Abschnitten noch nachweisbar waren.

Ökologische Artengruppen (Kategorien 2 und 3)	Modellabschnitte			
	N8	N2	N7	N10
Bruchwaldarten	5	4	3	2
Schilf-/Riedarten	0	2	1	1
Feuchtwiesenarten	3	5	4	2
Gesamtartenzahl	8	11	8	5
Arten der Kategorie 1	21	12	17	12

**Tabelle 7:** Charakterarten von Bruchwäldern, Schilfzonen/Rieden und Feuchtwiesen und ihre indikativen Aussagen bei Fehlen bezüglich bestehender ökologischer Depressionen im Niederungsbereich von Flüssen.

Charakterarten der Schilfzonen und Riede	
<i>Phragmataecia castaneae</i> <i>Nonagria typhae</i> <i>Rhizedra lutosa</i> <i>Arenostola phragmitidis</i> <i>Photodes pygmina</i> <i>Archanara geminipuncta</i> <i>Mythimna obsoleta</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ungenügende Bestandsdichte des Schilfes</li> <li>- Depressionen in der Ufermorphologie</li> <li>- fehlende Überschwemmungen</li> <li>- „Rumpfgesellschaften“ in Zoo- und Phytozönose (Fehlen von <i>Glyceria</i>- und Blattlausarten)</li> <li>- unzureichender Wasserstand im amphibischen Bereich</li> </ul>
Charakterarten der Bruchwälder	
<i>Tethea duplaris</i> <i>Drepana curvatula</i> <i>Pelosia muscerda</i> <i>Hydrelia flammeolaria</i> <i>Ennomos alniaria</i> <i>Epione repandaria</i> <i>Aethalura punctulata</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- „Rumpfgesellschaften“ in der Phytozönose</li> <li>- Fehlen von standorttypischen Arten</li> <li>- zu geringe Bestandsdichte der Gehölze (unzureichendes Mikroklima)</li> <li>- gestörtes Wasseregime (Bodenwasser, Überschwemmungen)</li> </ul>
Charakterarten der Feuchtwiesen	
<i>Hepialus humuli</i> <i>Xanthographa sexstrigata</i>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- zu geringe Arealgröße</li> <li>- gestörter Bodenwasserhaushalt</li> <li>- „Rumpfgesellschaften“ in der Phytozönose</li> <li>- Biotopisolierung (Homozygotierung)</li> </ul>

mehr realisieren können. Eine Analyse der Ansprüche dieses ökologischen Komplexes (insbesondere der Schilfeulen) zeigt folgende ökologische Defizite im Naturraum:

1. ungenügende Bestandsdichte des Schilfs oder Riedes,
2. „Rumpfgesellschaften“ in der Zoo- und Phytozönose (z. B. Fehlen von *Glyceria*- und Blattlausarten),
3. fehlende Überschwemmungen des Niedermoorbereiches,
4. suboptimale Wasserstandsschwankungen im amphibischen Bereich,
5. Depressionen in der Ufermorphologie.

Eine begrenzte Realisierung der Ansprüche von Arten degradierter Modellabschnitte ist bei der ökologischen Gruppe der bruchwaldbewohnenden Arten zu verzeichnen. Das Fehlen dieser Arten indiziert folgende Naturraumdefizite:

1. „Rumpfgesellschaften“ in der Phytozönose,
2. Fehlen standorttypischer Arten,
3. zu geringe Bestandsdichte der Gehölzvegetation (unzureichendes Mikroklima),
4. gestörtes Wasserregime (Bodenwasser, Überschwemmungen).

Noch weniger eingeschränkt werden die Ansprüche von Feuchtwiesenarten, soweit das Wasserregime der betreffenden Abschnitte nicht völlig gestört ist und noch genügend große Randstrukturen existieren. Eine Reduzierung der Artenzahlen ist aber auch hier deutlich zu verzeichnen. Das indiziert:

1. zu geringe Habitatgröße für die betreffenden Arten,
2. Störungen im Bodenwasserhaushalt,
3. „Rumpfgesellschaften“ in der Phytozönose,
4. Biotopverinselung (Homozygotierung des genetischen Materials),
5. Stickstoffbelastungen des Bodens.

## Resümee

Die Schmetterlinge sind bezüglich ihrer autökologischen Ansprüche eine relativ gut erforschte Insektengruppe. Das ermöglicht unter anderem ihre Nutzung als Bioindikatoren für den ökologischen Zustand von terrestrischen Bereichen an Fließgewässern. Die Analyse von Schmetterlingsgemeinschaften in unterschiedlichen, für die jeweilige Landschaft typischen Referenzräumen erlaubt als ein Baustein die Leitbildkonstruktion für gegebenenfalls anstehende ökologische Sanierungen. Durch die Nutzung unterschiedlicher Aussageschärfen im Bewertungssystem (Kategorisierung mittels übergreifender Merkmalskomplexe, Standorttypieindex, zusammenfassende Auswertung autökologischer Ansprüche) wird eine schrittweise und praxisorientierte Bewertung degradierten Abschnitte möglich. Jeder Aussagekomplex muß dabei immer konkret in seiner Aussageschärferelation gesehen werden. So gibt das Zahlenverhältnis der in die verschiedenen Kategorien eingeordneten Arten nur erste Anhaltspunkte für die Bewertung eines degradierten Fließgewässerabschnittes, wohingegen der Standorttypieindex bereits zusammenfaßt und verallgemeinert. Er ist dabei als ein Maß für die Vergleichbarkeit von ähnlichen Naturräumen anzusehen und weist je nach betrachteter Artengruppe und Spezifität des Naturraumes eine „natürliche“ Schwankungsbreite auf. Für die Festlegung von konkretem Sanierungsbedarf sollte immer von einer vergleichenden Analyse der autökologischen Anspruchskomplexe bioindikativ eingesetzter Tier- und Pflanzenarten des Referenzabschnittes mit denen des degradierten Abschnittes ausgegangen werden.

Der in der vorliegenden Publikation dargelegte Bewertungsansatz für die Fließgewässer des Warnow-Einzugsgebietes und ihre Niederungen stellt die methodische Grundlage für über das Warnow-Einzugsgebiet hinausgehende Bewertungssysteme dar. Zur Vervollständigung des Bewertungssystems müssen zum Beispiel weitere Erhebungen in und an Fließgewässern Südwestmecklenburgs, Vorpommerns und Nordwestmecklenburgs erfolgen. Es ist geplant, ein vollständiges Bewertungssystem in der Folgezeit vorzulegen, das alle wesentlichen Naturräume an Fließgewässern des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern einer Bewertung zugänglich macht.

## Literatur

- BLAB, J., RUCKSTUHL, T., ESCHE, T., & HOLZBERGER, R. (1987): Aktion Schmetterling. - Ravensburg (Otto Maier), 200 S.
- CARTER, D. J., & HARGREAVES, B. (1987): Raupen und Schmetterlinge Europas und ihre Futterpflanzen. - Hamburg, Berlin (Paul Parey), 292 S.
- DENNIS, R. L. H. (1992): The ecology of butterflies in Britain. - Oxford, New York, Tokio (Oxford Univ. Pr.), 354 S.
- HERING, M. (1932): Die Schmetterlinge nach ihren Arten dargestellt, in: BROHMER, P., EHRMANN, P., & ULMER, G. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands. - Leipzig (Quelle und Meyer), 545 S.
- KIESER, K. (1987): Tagaktive Großschmetterlinge als Bioindikatoren für landwirtschaftliche Nutzflächen der Zentralschweizer Voralpen. - Eine ökologische-faunistische Erhebung im Sarneraa-Tal, Kanton Obwalden, Schweiz, 1981-1985 (Lepidoptera: Diurna und heliophile Macroheterocera). - Entomologische Berichte Luzern, Supplement, 138 S.
- KOCH, M. (1984): Wir bestimmen Schmetterlinge. Ausgabe in einem Band, bearbeitet von W. HEINICKE. - Leipzig, Radebeul (Neumann), 792 S.
- KUNTZE, H. (1993): Entwicklung und Systematik der Moorböden. - 50. Fortbildungsseminar „Entwicklung der Moore“ - Niedersächsisches Landesamt für Bodenforchung: 12-17.
- MILLER, J. C. (1993): Insect natural history, multi-species interactions and biodiversity in ecosystems. - Biodiversity and Conservation 2: 233-241.
- MÖRTTER, R. (1988): Vergleichende Untersuchungen zur Faunistik und Ökologie der Lepidopteren in unterschiedlich strukturierten Waldflächen im Kottenforst bei Bonn. - Neue Entomologische Nachrichten 21: 1-182
- SAUER, F. (1988): Raupe und Schmetterling. - Karlsfeld (Sauer-Verlag)
- SBN (Schweizerischer Bund für Naturschutz, Hrsg.) (1987): Tagfalter und ihre Lebensräume - Arten - Gefährdung - Schutz. - Egg (K. Holliger, Fotorotar), 516 S.
- SPULER, A. ([1905]): Die Raupen der Schmetterlinge Europas. - Svendborg (Apollo Books (Reprint 1989)), 98 S.
- THIELE, V., BERLIN, A., MEHL, D., ROLLWITZ, W., & THAMM, U. (1993): Untersuchungen zu Ökosystemstrukturen in Niederungsbereichen der Nebel. - Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 11-17.
- , ———, THAMM, U., MEHL, D., & ROLLWITZ, W. (1994): Die Bedeutung ausgewählter Insektengruppen für die ökologische Bewertung von nordostdeutschen

Fließgewässern und deren Niederungsbereichen (Lepidoptera, Odonata, Trichoptera). - *Nachr. entomol. Ver. Apollo, Frankfurt/Main, N. F. 14*: 385-406.

## V. Die Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) als Bioindikatoren für den ökologischen Zustand von Niederungsbereichen der Nebel

Frank WOLF

Dipl.-Biol. Frank WOLF, Kurt-Schumacher-Ring 197, D-18146 Rostock

**Zusammenfassung:** Im Untersuchungsraum konnten 72 Laufkäferarten nachgewiesen werden. Die Laufkäferarten wurden in ökologische Bewertungskategorien eingeordnet. Für die Modellabschnitte wurden Standorttypieindizes errechnet, verglichen und das Artenpotential der Abschnitte dargestellt. Naturnahe und hemerobe Abschnitte des Untersuchungsraumes wurden auf Gemeinsamkeiten und Unterschiede hin untersucht und Ursachen der unterschiedlichen Laufkäferbesiedlung aufgezeigt. Eine Defizitanalyse, basierend auf den Kenntnissen zu den autökologischen Ansprüchen der Arten, zeigt auf, welche Naturraumdefizite in den hemeroben Niedermoorabschnitten existieren.

### 1. Einleitung

Mit über 8000 Arten bilden die Käfer die artenreichste Ordnung der Insekten in Mitteleuropa. Die Großfamilie der Laufkäfer (Carabidae) ist dabei die artenreichste (HARDE & SEVERA 1988). In der Regel leben Laufkäfer und ihre Larven räuberisch. Relativ wenige Arten sind Pflanzenfresser.

Im Ökosystem der Gewässerniederung besetzen die Laufkäfer vorwiegend die unteren und damit bodennahen Habitatstrukturen. Auf Grund ihrer Lebensweise und den relativ gut erforschten autökologischen Ansprüchen bieten sich die Laufkäfer zur Bioindikation an. Sie werden deshalb zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Niederungsbereichen an der Nebel eingesetzt. Nachfolgend sollen die Eckpunkte des Bewertungssystems in bezug auf die Bioindikatorgruppe „Laufkäfer“ beschrieben werden.

## 2. Material und Methoden

Die Aufnahme der Laufkäferfauna (Carabidae) erfolgte in 10 Modellabschnitten im Niederungsbereich der Nebel. Innerhalb dieses Bereiches wurden verschiedene Erfassungstechniken für Laufkäfer angewandt. Handaufsammlungen wurden an geeigneten Stellen (unter Erdschollen, im Detritus, im und unter Totholz) in allen Modellabschnitten durchgeführt. Auf diese Weise konnten Arten, die in morschen Stubben und unter Baumrinde leben, nachgewiesen werden. Zusätzlich wurden Siebungen von Detritus und Baummulm vorgenommen. Dabei kam ein Bodensieb zum Einsatz, das vornehmlich für den Fang terrestrischer Arthropoden entwickelt wurde. Das nach der Passage erhaltene Siebgut wurde entweder vor Ort auf einem weißen Tuch oder im Labor nach Imagines durchsucht. Als wichtige Habitatstrukturen wurden insbesondere Wege und deren Ränder untersucht. Im Uferbereich der Nebel wurden die Uferpartien künstlich überspült, wodurch die Laufkäfer ihre Gänge im Boden gemeinhin verlassen und so entnommen werden können (WINKLER 1912).

Zur Erfassung der epigäisch lebenden Laufkäferarten sind in den verschiedenen Habitatstrukturen der Modellabschnitte Bodenfallen ausgebracht worden (vgl. GEILER 1964, GREENSLADE 1964), die in 14tägigem Rhythmus kontrolliert und geleert wurden. Als Bodenfallen dienten Glasgefäße mit senkrechten Wänden mit einem Durchmesser von 6 cm und einer Tiefe von 10 cm, die mit einem Regenschutzdach aus Plexiglas (10 cm × 10 cm) versehen waren. Ethylenglykol diente als Fangflüssigkeit (vgl. STAMMER 1949, TRETZEL 1955). In jedem Modellabschnitt standen 8 Bodenfallen mit Konservierungs- und Tötungsflüssigkeit.

Aufgrund der ungünstigen Witterung im Jahre 1993 wurde auf die Anwendung der Lichtfangmethode (HONÉK & PULPÁN 1983) verzichtet. Die Gruppe der Laufkäfer ist rein qualitativ erfaßt worden. Die Determination erfolgte nach FREUDE et al. (1976) sowie TRAUTNER & GEIGENMÜLLER (1987). Die Nomenklatur folgt weitgehend MARGGI (1992).

Der Laufkäfer *Agonum afrum* (DUFTSCHMID) ist derzeit nur von wenigen Spezialisten sicher bestimmbar (Genitalpräparation). Die Determination dieser Art erfolgte daher dankenswerterweise durch Herrn J. SCHMIDT (Rostock). Die Einordnung der nachgewiesenen Laufkäferarten in die jeweiligen Bewertungskategorien wurde auf Basis der neueren Literatur (MÜLLER-MOTZFELD 1983, KOCH 1989, MARGGI 1992) vorgenommen. Teil-

weise leitet sie sich auch aus eigenen Beobachtungen zu autökologischen Ansprüchen der betreffenden Arten ab.

### 3 Grundlagen des Bewertungssystems und Artenpotential der naturnahen Abschnitte

Als Charakterarten der Uferbereiche in feuchten Niederungen im eigentlichen Sinne konnten *Elaphrus (Elaphrus) cupreus* DUFTSCHMID 1812, *Europhilus fuliginosus* (PANZER 1809), *Platynus (Limodromus) assimilis* (PAYKULL 1790) sowie *Oodes helopioides* (FABRICIUS 1792) nachgewiesen werden. Diese Artengruppe war in den naturnahen Niedermoorabschnitten N3 und N5 (teilweise) vertreten. In den hemeroben Abschnitten (z. B. N7, N10) fehlte diese Artengruppe gänzlich. Die Bioindikatorart für Bruchlandschaften und Sümpfe *Oodes helopioides* (nach KOCH et al. 1977) fand nur in den naturnahen Niedermoorabschnitten N3 und N5 die benötigten Habitatstrukturen.

Charakterarten der Wälder (silvicole Arten) waren in den Modellabschnitten weit verbreitet. Das betrifft insbesondere folgende Arten: *Cychnus caraboides* (LINNÉ 1758), *Leistus (Pogonophorus) rufomarginatus* DUFTSCHMID 1812, *Pterostichus (Argutor) diligens* (STURM 1824), *Pterostichus (Bothriopterus) oblongopunctatus* (FABRICIUS 1787), *Abax ater* (VILLIERS 1798) [= *parallelepipedus* (PILLER & MITTERPACHER 1783)], *Calathus (Amphyginus) rotundicollis* DEJEAN 1828 [= *piceus* (MARSHAM 1802)] und *Platynus assimilis*. Der höchste Anteil dieser Artengruppe konnte in den Modellabschnitten N4 und N6 (typische Waldstandorte) nachgewiesen werden. Diese Artengruppe fiel bei den Offenlandstandorten (z. B. N7) vollständig oder teilweise aus.

Um die Bewertung des ökologischen Zustandes der Niederungsbereiche an der Nebel nach dem Standorttypieindex vornehmen zu können (vgl. Kapitel I), wurden die in den Modellabschnitten nachgewiesenen Arten in folgende Bewertungskategorien eingeordnet:

**Kategorie 1:** Arten mit breiter ökologischer Potenz oder aus den trockeneren Randbereichen eingewanderte euryöke Arten.

**Kategorie 2:** Arten mit speziellen Feuchtigkeitsansprüchen (hygrophil), die jedoch auch in Wäldern oder ähnlichen Habitaten leben.

**Kategorie 3:** relativ stenöke und hygrophile Arten, die an feuchte Habitate gebunden sind (Niederungen).

Die Einordnung der in den Modellabschnitten nachgewiesenen Arten in die ökologischen (Bewertungs-)Kategorien zeigt Tabelle 1.

Die Ergebnisse der Berechnung der Standorttypieindices für die untersuchten Modellabschnitte sind in Tabelle 2 dargestellt und werden anschließend erläutert.

### ***Seenbeeinflußter Abschnitt***

Der Standorttypieindex des Modellabschnittes N1 (1,50) ist, verglichen mit den naturnahen Niedermoorabschnitten (N3, N5, N9), niedrig. Dieser relativ niedrige Index hat seine Ursache in der Einwanderung von euryöken Arten aus den Randbereichen (Weg, Acker) in den untersuchten Abschnitt. Dadurch kommt es zu einer Vermischung von Niederungsarten und euryöken Einwanderern. Außerdem grenzt an den Niederungsbereich dieses Abschnittes ein Halbtrockenrasen an, der sich auf sandig-kiesigem Untergrund ausgebildet hat. Aus diesen Flächen kommt es entlang der Ökotone zur Einwanderung trockenheitsliebender Arten. Das senkt als Spezifikum dieses Gewässerabschnittes natürlicherweise den Standorttypieindex. Letztlich konnte keine spezifische und damit typische Artengruppe für diesen seenbeeinflußten Abschnitt abgegliedert werden.

### ***Naturnahe Niedermoorabschnitte***

Der höchste Standorttypieindex wird im Modellabschnitt N3 erreicht und ist ein deutliches Zeichen, daß in diesem Modellabschnitt der höchste Anteil hygrophiler Arten vorkommt. Der gegenüber N3 etwas niedrigere Index des Abschnittes N5 wird durch die euryöken Arten, die von den Habitatstrukturen Weg und Waldrand (vgl. Kapitel III) in den Niederungsbereich einwandern, verursacht. Der Modellabschnitt N9 weist ebenfalls einen niedrigen Standorttypieindex auf. Dieser Umstand resultiert mit großer Wahrscheinlichkeit aus dem Vorhandensein partiell entwässerter Flächen, die sich zwar in Richtung Naturnähe rückentwickelt haben, auf denen sich jedoch ubiquitäre Arten teilweise erhalten konnten und bis heute die Vergesellschaftung mitbestimmen.

**Tabelle 1: Artennachweis in den Modellabschnitten und Einordnung in die Bewertungskategorien, N1 = Malkwitz, N2 = Linstow, N3 = Dobbin, N4 = Kuchelmiß, N5 = Ahrenshagen, N6 = Koppelow, N7 = Hoppenrade, N8 = Schweinebrücke, N9 = Kirch-Rosin, N10 = Gülzow.**

Nr.	Art	ökologische Bewertungskategorie	N 1	N 2	N 3	N 4	N 5	N 6	N 7	N 8	N 9	N 10
1	<i>Carabus coriaceus</i> LINNÉ, 1758	2	X					X			X	
2	<i>Carabus violaceus</i> LINNÉ, 1758	1						X				
3	<i>Carabus granulatus</i> LINNÉ, 1758	2	X	X	X	X	X		X	X	X	
4	<i>Carabus auratus</i> LINNÉ, 1761	1						X				
5	<i>Carabus convexus</i> FABRICIUS, 1775	2					X			X		
6	<i>Carabus nemoralis</i> (MÜLLER, 1764)	2	X			X	X	X		X	X	
7	<i>Carabus hortensis</i> LINNÉ, 1758	1						X		X		
8	<i>Cychrus caraboides</i> LINNÉ, 1758	2				X	X	X		X		
9	<i>Leistus rufomarginatus</i> (DUFTSCHMID, 1812)	2						X		X		
10	<i>Leistus terminatus</i> (HELLWIG, 1793)	3		X			X			X		
11	<i>Nebria brevicollis</i> (FABRICIUS, 1792)	1						X	X			X
12	<i>Notiophilus palustris</i> (DUFTSCHMID, 1812)	2		X			X					
13	<i>Notiophilus biguttatus</i> (FABRICIUS, 1779)	1		X						X		
14	<i>Elaphrus cupreus</i> DUFTSCHMID, 1812	2			X							
15	<i>Loricera pilicornis</i> (FABRICIUS, 1775)	2	X		X	X	X	X		X		
16	<i>Dyschirius globosus</i> (HERBST, 1783)	2		X						X		
17	<i>Trechus quadristriatus</i> (SCHRANK, 1781)	2		X								
18	<i>Bembidion lampros</i> (HERBST, 1784)	1	X	X		X		X	X			X
19	<i>Bembidion bruxellense</i> WESMAEL, 1835	1										X
20	<i>Bembidion tetracolum</i> SAY, 1823	1	X				X	X	X	X		X
21	<i>Bembidion femoratum</i> STURM, 1825	1	X									X
22	<i>Bembidion articulatum</i> (PANZER, 1795)	2						X	X			
23	<i>Bembidion mannerheimi</i> SAHLBERG, 1834	2	X	X			X					
24	<i>Bembidion guttula</i> (FABRICIUS, 1792)	2		X								
25	<i>Bembidion gilvipes</i> STURM, 1825	3		X								
26	<i>Asaphidion pallipes</i> DUFTSCHMID, 1812	1								X		
27	<i>Anisodactylus binotatus</i> (FABRICIUS, 1787)	1	X				X					X
28	<i>Ophonus nitidulus</i> STEPHENS, 1828	1						X				

Tabelle 1 (Fortsetzung):

29	<i>Ophonus rufibarbis</i> (FABRICIUS, 1792)	1	X					X				X
30	<i>Harpalus rufipes</i> (DE GEER, 1774)	1					X		X			X
31	<i>Harpalus affinis</i> SCHRANK, 1781	1	X				X					X
32	<i>Harpalus latus</i> LINNÉ, 1758	1				X				X		X
33	<i>Harpalus</i> <i>quadripunctatus</i> DEJEAN, 1829	1						X		X		
34	<i>Harpalus tardus</i> (PANZER, 1797)	1							X			
35	<i>Stenolophus mixtus</i> (HERBST, 1784-85)	2		X								
36	<i>Trichoellus placidus</i> (GYLLENHAL, 1827)	2		X								
37	<i>Bradycellus harpalinus</i> (SERVILLE, 1821)	1	X									
38	<i>Poecilus cupreus</i> (LINNÉ, 1758)	1										X
39	<i>Poecilus versicolor</i> (STURM, 1824)	1	X	X			X	X	X	X	X	X
40	<i>Pterostichus strenuus</i> (PANZER, 1797)	2			X	X	X	X		X	X	X
41	<i>Pterostichus diligens</i> (STURM, 1824)	3	X	X		X	X					
42	<i>Pterostichus nigrita</i> (PAYKULL, 1790)	2	X	X	X	X	X		X	X	X	
43	<i>Pterostichus minor</i> (GYLLENHAL, 1827)	2					X		X			
44	<i>Pterostichus</i> <i>oblongopunctatus</i> (FABRICIUS, 1787)	1	X	X		X		X		X		
45	<i>Pterostichus niger</i> (SCHALLER, 1798)	2	X	X			X	X	X	X		
46	<i>Pterostichus melanarius</i> (ILLIGER, 1798)	2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
47	<i>Abax ater</i> (VILLIERS, 1798)	1			X	X		X		X		
48	<i>Synuchus vivalis</i> (ILLIGER, 1798)	1		X				X		X		X
49	<i>Calathus fuscipes</i> (GOEZE, 1777)	1				X		X				X
50	<i>Calathus</i> <i>melanocephalus</i> (LINNÉ, 1758)	1							X			
51	<i>Calathus rotundicollis</i> DEJEAN, 1828	2	X			X		X		X		X
52	<i>Agonum muelleri</i> (HERBST, 1785)	1						X				
53	<i>Agonum viduum</i> (PANZER, 1797)	2					X					
54	<i>Agonum afrum</i> (DUFTSCHMID, 1812)	3								X		
55	<i>Europhilus fuliginosus</i> (PANZER, 1809)	3			X		X					
56	<i>Platynus assimilis</i> (PAYKULL, 1790)	2	X		X	X		X		X	X	
57	<i>Platynus obscurus</i> (HERBST, 1784)	2	X									
58	<i>Platynus dorsalis</i> (PONTOPPIDAN, 1763)	1										X
59	<i>Amara plebeja</i> (GYLLENHAL, 1810)	1	X	X				X		X		X
60	<i>Amara similata</i> (GYLLENHAL, 1810)	1								X		
61	<i>Amara communis</i> (PANZER, 1797)	1		X			X			X		
62	<i>Amara aenea</i> (DE GEER, 1774)	1	X	X						X	X	X



### **Hemerobe Niedermoorabschnitte**

Die starke Verarmung an typischen Niederungsarten wird am niedrigen Standorttypieindex des Modellabschnittes N10 besonders deutlich. Hier überwiegen die euryöken Arten, die sich gemeinhin nach einer Niedermoordegradation einstellen. Abschnitte mit vielfältigeren Habitatstrukturen (N2, N8) weisen einen höheren Standorttypieindex auf als Abschnitte mit gleichförmigen Habitatstrukturen (N7) oder Abschnitte, bei denen naturnahe Habitatstrukturen fehlen (N10). Das wird durch das Vorhandensein von niederungstypischen und silvicolen Arten deutlich.

## **4. Ergebnisse und Diskussion**

Das Hauptaugenmerk bei der Untersuchung wurde auf die Ufer- und Niederungsbereiche gelegt. Die trockeneren Randzonen der Modellabschnitte wurden deshalb nur grob durch Handaufsammlungen kontrolliert. Eine Anzahl von euryöken Arten wanderte auch in die feuchteren Bereiche der Modellabschnitte ein. Insgesamt wurden in den Modellabschnitten (N1–N10) 72 Laufkäferarten nachgewiesen. 6 Arten (8 %) konnten in die ökologische Bewertungskategorie 3 eingeordnet werden (Tabelle 3).

Die Bewertungskategorie 2 (hygrophile Arten) umfaßt 28 Arten (39 %). Insgesamt haben also 34 Arten (47 %) in einer oder mehreren morphotischen Phasen stärkere Feuchtigkeitsansprüche an ihren Lebensraum. Die übrigen 38 Arten (53 %) sind als euryöke Einwanderer oder Randbewohner der Abschnitte zu charakterisieren und treten meist bei Degradationszuständen des Niedermoores auf.

Der faunistisch bedeutsamste Fund im Untersuchungsgebiet war die Art *Ophonus (Metophonus) nitidulus* STEPHENS 1828 [= *Harpalus punctatulus* (DUFTSCHMID 1812)]. Diese Art ist zwar untypisch für Niederungsbereiche und bewohnt als Art mit xerophilen Habitatansprüchen die exponierten Ruderalflächen im Modellabschnitt N6, ist aber in Mecklenburg-Vorpommern nur von wenigen Wärmestellen bekannt (MÜLLER-MOTZFELD 1983).

Nachfolgend sollen die Modellabschnitte bezüglich ihres Arteninventares diskutiert werden.

## **Modellabschnitt zwischen den Seen**

Der seenbeeinflusste Bereich des Abschnittes N1, in dem 26 Arten nachgewiesen worden sind, weist nur wenige Besonderheiten in der Laufkäferbesiedlung auf. Das Niedermoor dieses Abschnittes bietet nur einer Art der ökologischen Bewertungskategorie 3 (Tabelle 3) die benötigten Habitatstrukturen. Viele euryöke Einwanderer aus den angrenzenden naturnahen Trockenrasenbereichen prägen das Bild der Käfervergesellschaftungen (13 Arten = 50 %). Insgesamt sind aber noch 50 % aller Arten den Bewertungskategorien 2 und 3 zuzuordnen, zeigen also hygrophile Ansprüche. Die Niederung des angrenzenden Sees hat keinen Einfluß auf die Laufkäferbesiedlung des Modellabschnittes. Es konnten keine spezifisch an Ufer- und Niederungsbereiche von Standgewässern angepaßten Arten nachgewiesen werden. Der Standorttypindex liegt durch das standorttypische Vorhandensein euryöker Arten niedriger als auf anderen naturnahen Niedermoorstandorten.

## **Modellabschnitte in Durchbruchstälern**

Die Durchbruchstäler in den Modellabschnitten N4 und N6 weisen eine leicht abweichenden Standorttypindex auf. Im Modellabschnitt N4 konnten 7 silvicole Arten nachgewiesen werden, im Modellabschnitt N6 dagegen 9. Die höhere Gesamtartenzahl konnte im Abschnitt N6 (28 Arten) nachgewiesen werden. Das resultiert aus der höheren Habitatstrukturvielfalt im Modellabschnitt N6, zu dem neben Waldbereichen auch die Ruderal- und Grünlandflächen zu zählen sind. Der Abschnitt N4 umfaßt dagegen nur Waldbereiche, die zudem teilweise mit einer nicht standorttypischen Gehölzvegetation bestanden sind. Im Abschnitt N4 wurde eine niederungstypische Art der ökologischen Bewertungskategorie 3 nachgewiesen. Das weist auf das reliefbedingte Fehlen von typischen Niedermoorstrukturen in den Durchbruchstälern hin. Im Modellabschnitt N4 besitzen 62 % und im Abschnitt N6 46 % der Arten starke Feuchtigkeitsansprüche an ihren Lebensraum. Im Modellabschnitt N6 können viele dieser Arten nicht vorkommen, da dort steile Böschungen ohne ausgeprägte Uferzonen vorherrschen. Das betrifft insbesondere die Arten *Pterostichus diligens*, *Pterostichus nigrita* und *Loricera pilicornis*. Die vielfältigere Habitatstruktur im Abschnitt 6 führt zu höherer Artendiversität und zum anteilmäßig deutlicheren Hervortreten der euryöken Arten.

### **Modellabschnitte mit Niedermooren**

Der Modellabschnitt N5 weist mit 24 Arten die höchste Artenzahl auf. In den Modellabschnitten N3 und N9 konnten 10 bzw. 9 Arten nachgewiesen werden. Die standorttypisch niedrige Artenzahl des Abschnittes N3 resultiert aus den großflächig vorhandenen, extremen Niedermoorbedingungen (hohe Grundwasserquelligkeit), die wenigen Arten in hoher Individuenzahl Existenzbedingungen bieten (vgl. THIENEMANN 1925). Ein weiterer Ausdruck dieser extremen Bedingungen ist auch der hohe Standorttypieindex, der fast ausschließlich durch die hygrophilen Arten der Bewertungskategorien 2 und 3 gebildet wird (90 %). Die hier nachgewiesene Waldart *Abax ater* ist als mesophiler Einwanderer zu kennzeichnen. Dieses Niedermoor weist den höchsten Grad an Naturnähe auf.

Im Modellabschnitt N9 konnten keine Arten der ökologischen Bewertungskategorie 3 gefunden werden. 78 % der Arten dieses Abschnittes weisen stärkere Feuchtigkeitsansprüche auf.

Die Arten des Modellabschnittes N5 sind zu 75 % als hygrophil zu werten. Davon konnten 4 Arten (das sind 67 % der im gesamten Untersuchungsraum nachgewiesenen Arten) in die Bewertungskategorie 3 eingeordnet werden. Sie sind somit als typische Niederungsarten anzusehen. Damit weist dieser Modellabschnitt den höchsten Anteil an typischen Niedermoorarten im gesamten Untersuchungsgebiet auf. Manifestiert wird dieses durch den hohen Standorttypieindex von 2,00.

Beim Vergleich der Artendiversität an den Niedermoorstandorten ergibt sich im Abschnitt N5 (24 Arten) die höchste Diversität, gefolgt von den Abschnitten N3 (10 Arten) und N9 (9 Arten).

### **Modellabschnitte mit Hemerobiestadien eines Niedermoores**

Von den Modellabschnitten mit Hemerobiestadien eines Niedermoores konnte im Abschnitt N2 mit 62 % den größten Anteil an Arten mit hygrophilen Lebensraumansprüchen nachgewiesen werden.

Es folgen die Abschnitte N8 mit 52 %, N7 mit 44 % und N10 mit nur 14 %. Diese Aussage gibt einen Hinweis darauf, daß das Niedermoor am Standort N10 den höchsten Degradationsgrad aufweist, was zum fast vollständigen Ausfall der hygrophilen Arten führte.

Die zahlreichen Refugialräume mit standorttypischen Strukturen des Modellabschnittes N2 erklärt den relativ hohen Standorttypieindex an diesem Standort. Verbliebene diagnostische Arten sind vorwiegend Offenland- und Waldarten. Drei typische Niederungsarten sind nachgewiesen worden (Tabelle 3) (50 % aller im Gesamtgebiet mit der Bewertungskategorie 3 gekennzeichneten Arten). Im Abschnitt N2 sind 38 % der Arten als euryök zu bezeichnen. Die überwiegende Artenzahl besitzt Feuchtigkeitsansprüche an ihren Lebensraum (62 % der Arten sind in die Bewertungskategorien 2 und 3 einzuordnen).

Während im Abschnitt N2 noch 62 % der Arten als hygrophil zu bezeichnen sind, sind es bei den stärker degradierten Niedermoorstandorten N7 und N10 nur noch 44 % und 14 %. Der stark strukturierte Standort N8 besitzt mit 31 Arten die größte Artendiversität aller Modellabschnitte, bei einem stark geminderten Standorttypieindex (1,80). In diesem Abschnitt konnten Wald- und Offenlandarten nachgewiesen werden. 16 Arten (52 %) besitzen eine hygrophile Lebensweise (Kategorien 2 und 3). Aufgrund des relativ hohen Degradationsgrades des Niedermoors konnten nur noch 2 typische Niederungsarten gefunden werden. Noch stärker anthropogen überformt sind die Modellabschnitte N7 und N10. An beiden Standorten konnten keine Arten der ökologischen Bewertungskategorie 3 gefunden werden. Es überwiegen die stärker trockenheitsliebenden euryöken Arten, von denen nur wenige besondere Feuchtigkeitsansprüche an ihren Lebensraum stellen.

## 5. Defizitanalyse

Die in Tabelle 3 angegebenen Arten der Bewertungskategorie 3 fallen an den Standorten mit sehr stark degradierten Niedermooren (N7 und N10) aus. Sie haben damit diagnostischen Charakter für das naturnahe Niedermoor. Der Ausfall der Niederungsarten im Abschnitt N9 (Niedermoor) ist untypisch und wahrscheinlich auf eine vorhandene Nutzung des Modellabschnittes als Grünland mit nachfolgender Veränderung der Laufkäfervergesellschaftungen zurückzuführen. Hygrobiote Arten werden durch weniger stenöke Arten mit bestimmten Feuchtigkeitsansprüchen ersetzt. Eine sich seit Jahren vollziehende Rückentwicklung zu größerer Naturnä-

he hatte offensichtlich noch keine Auswirkungen auf die Laufkäfervergesellschaftungen.

Das Fehlen typischer Uferstrukturen führt in vielen hemeroben Modellabschnitten zum Ausfall der speziell angepassten ripicolen Arten. Das war besonders in den Modellabschnitten nachzuweisen, in denen der Fluß keine Uferbänke aufweist. Dadurch fallen z. B. in den Abschnitten N2, N8, N9 die Arten *Bembidion articulatum*, *Elaphrus cupreus* und *Oodes helopioides* aus. Das Fehlen von Vegetationsstrukturen, die den Boden beschatten, führt in den Abschnitten N7 und N10 zum Ausfall der silvicolen Arten (z. B. *Carabus hortensis*, *Abax ater*, *Cychrus caraboides*, *Notiophilus biguttatus*, *Pterostichus oblongopunctatus*). Das Sinken des Bodenwasserstandes in den hemeroben Niedermoorabschnitten führte zum sukzessiven Ausfall der Arten mit hygrophilen Lebensraumanprüchen. In den Abschnitten N7, N8 und N10 kam es zum Ausfallen dieser Artengruppe. Hierzu zählen die Arten: *Pterostichus diligens*, *Europhilus fuliginosus*, *Oodes helopioides*.

**Tabelle 3:** Charakterarten der Niederungsbereiche (der Bewertungskategorie 3); N1 = Malkwitz, N2 = Linstow, N3 = Dobbin, N4 = Kuchelmiß, N5 = Ahrenshagen, N6 = Koppelow, N7 = Hoppenrade, N8 = Schweinebrücke, N9 = Kirch-Rosin, N10 = Gülzow. + = Nachweis erfolgt.

Art	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N8	N9	N10
<i>Agonum afrum</i>								+		
<i>Bembidion gilvipes</i>		+								
<i>Europhilus fuliginosus</i>			+		+					
<i>Leistus terminatus</i>		+			+			+		
<i>Oodes helopioides</i>			+		+					
<i>Pterostichus diligens</i>	+	+		+	+					

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die Strukturdefizite in den hemeroben Modellabschnitten sich über die autökologischen Ansprüche defizitärer Arten bei den Laufkäfern differenziert definieren lassen. Damit eignen sich die Laufkäfer als Bioindikatoren für die Indikation des ökologischen Zustandes von Gewässerniederungsbereichen.

## Literatur

- FREUDE, W. K., & LOHSE, G. A. (1976): Die Käfer Mitteleuropas. Band 2, Carabidae. - Krefeld (Goecke & Evers), 302 S.
- GEILER, H. (1964): Über die Bedeutung der Bodenfallen-Fangmethode nach BARBER für die Erfassung der im Epigaion von Feldern lebenden Wirbellosen. Tagungsberichte der Deutschen Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR 60: 80-87.
- GREENSLADE, P. J. M. (1964): Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). - Journal of Animal Ecology 33: 301-310.
- HARDE, K., & SEVERA, F (1988): Der Kosmos-Käferführer. - Stuttgart (Frankh, W. Keller), 352 S.
- HONÉK, A., & PULPÁN, J. (1983): The flight of Carabidae (Coleoptera) to light trap. - Vest. Čs. Spolec. zool. 47: 13-26.
- KOCH, K., CYMONEK, S., EVERS, A. M. J., GRÄF, H., KOLBE, W., & LÖSER, S. (1977): Rote Liste der im nördlichen Rheinland gefährdeten Käferarten (Coleoptera) mit einer Liste von Bioindikatoren. - Sonderheft der Entomologischen Blätter, Krefeld (Goecke & Evers), 39 S.
- KOCH, K. C. (1989): Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie, Band 1 (E 1). - Krefeld (Goecke & Evers), 440 S.
- MARGGI, W. A. (1992): Faunistik der Sandlaufkäfer und Laufkäfer der Schweiz (Cicindelidae & Carabidae) Coleoptera, Teil 1. Documenta Faunistica Helvetiae, Schweizerisches Zentrum für die kartographische Erfassung der Fauna (SZKF), 477 S.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (1983): Kritische Liste der Laufkäfer der Bezirke Rostock, Schwerin und Neubrandenburg (Col. Carab.). - Natur und Naturschutz in Mecklenburg 19: 5-48
- (1992): Rote Liste der gefährdeten Laufkäfer Mecklenburg-Vorpommerns. Die Umweltministerin des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin, 20 S.

- STAMMER, H. J. (1949): Die Bedeutung der Äthylenglykolfallen für tierökologische und -phänologische Untersuchungen. - Verh. Dtsch. Zool. Ges. Kiel 1948: 387-391.
- THIENEMANN, A. (1925): Die Binnengewässer Mitteleuropas. - Die Binnengewässer, 255 S.
- TRAUTNER, J., & GEIGENMÜLLER, K. (1987): Sandlaufkäfer, Laufkäfer. Illustrierter Schlüssel zu den Cicindeliden und Carabiden Europas. - Aichtal (J. Margraf), 488 S.
- TRETZEL, E. (1955): Technik und Bedeutung des Fallenfanges für ökologische Untersuchungen. - Zoologischer Anzeiger 155: 276-287.

## VI. Die Schwimmkäfer (Coleoptera: Dytiscidae) der Niederungsbereiche der Nebel

Frank WOLF

Dipl.-Biol. Frank WOLF, Kurt-Schumacher-Ring 197, D-18146 Rostock

**Zusammenfassung:** Im Untersuchungsraum konnten 9 Schwimmkäferarten (Dytiscidae) nachgewiesen werden. Den Arten wurden ökologische Bewertungskategorien zugeordnet. Für die Modellabschnitte wurden darauf basierend Standorttypieindizes berechnet und verglichen. Die Ursachen der unterschiedlichen Besiedlung durch Schwimmkäfer werden diskutiert.

### 1. Einleitung

Eine wesentliche Gruppe zur Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern mittels Bioindikation sind die Dytisciden. Sie sind in Mitteleuropa mit 30 Gattungen und 152 Arten vertreten (HARDE & SEVERA 1988). Die Imagines und ihre Larven sind ausgesprochene Räuber. Neben der aquatischen Lebensweise, die relativ eng an einen bestimmten Gewässerabschnitt gebunden ist, können sie gut fliegen und damit auch aktiv neue Lebensräume erschließen. Ihre teilweise stenöke Bindung an definierte Habitatstrukturen im Gewässer und ihre relative Gipfelstellung im Nahrungsnetz lassen die Dytisciden zu interessanten Objekten der Bioindikation werden.

### 2. Material und Methoden

Die Aufnahme der Schwimmkäferfauna (Dytiscidae) erfolgte in einem vorgegebenen Korridor im Uferbereich der Modellabschnitte an der Nebel, welcher einen Bereich von 25 m flußauf und flußab, ausgehend von einem markanten Punkt am Ufer des Flusses, umfaßte. Die Uferbereiche der Nebel wurden innerhalb dieses 50 m langen Abschnittes mit einem Streifkescher nach Imagines von Schwimmkäfern untersucht. Im Wasser befindliche Imagines und Larven wurden mit einem Handkescher (Durchmesser 25 cm, Maschenweite 1 mm) gefangen. Die entnommenen Larven wurden nach kurzer Formaldehydfixierung (5 %) in ein Alkohol-Wasser-Gemisch überführt und im Labor weiter bearbeitet sowie nach Passage der Alkoholreihe in 80%igem Alkohol aufbewahrt. Imagines der

Schwimmkäfer wurden von Brücken, Steinen und Pflanzen abgesammelt. (Die flugfähigen Imagines landen zum Teil außerhalb des Gewässers und können deshalb in Ufernähe oder auf Wegen gefunden werden: Joost 1979.) Ein durchgeführter Lichtfang brachte aufgrund der ungünstigen Witterungsverhältnisse des Sommers 1993 kein aussagekräftiges Ergebnis. Problematisch war auch der hohe Wasserstand der Nebel im Jahr 1993. Da in den zu untersuchenden Abschnitten kaum strömungsberuhigte Zonen mit Aufenthaltsmöglichkeiten für Schwimmkäfer zu finden waren, konnten geringere Artenzahlen nachgewiesen werden, als es sicherlich unter günstigen Bedingungen möglich gewesen wäre.

Die Bestimmung der Larven der Schwimmkäfer ist in einigen Fällen nur bis zur Gattung möglich, da noch keine Artschlüssel existieren (KLAUSNITZER 1977). Aus diesem Grund wurde die Bestimmung auf die erfaßten Imagines beschränkt. Die Determination (inklusive Nomenklatur) erfolgte nach FREUDE et al. (1971). Eine Zuordnung der nachgewiesenen Arten zu den ökologischen Bewertungskategorien fand nach Überprüfung der aus der Literatur (FICHTNER 1983, KOCH 1989) bekannten und nach den aus eigenen Beobachtungen abgeleiteten ökologischen Ansprüche statt. Die Schwimmkäfer wurden qualitativ erfaßt. Die Begehung der Modellabschnitte erfolgte in 14tägigem Abstand.

### **3. Ökologische Bewertungskategorien und Standorttypieindex**

Jeder Schwimmkäferart wurde eine ökologische Bewertungskategorie in einer dreistufigen Skala zugeordnet. Die höchste Kategorie 3 erhielten typische Fließgewässerarten:

#### **Kategorie 1:**

Arten stehender Gewässer, die nicht in bewegtem Wasser leben.

#### **Kategorie 2:**

Rheotolerante Arten, die jedoch stehende Gewässer präferieren.

#### **Kategorie 3:**

Rheophile Arten, typische Fließgewässerarten, die bewegtes Wasser bewohnen.

Die Bewertungskategorien dienen zur Berechnung der Standorttypieindizes in den Modellabschnitten und zum Vergleich des Arteninventares.

Nachfolgend sind die im Ergebnis gewonnenen Standorttypieindizes für die Modellabschnitte aufgeführt (in den Modellabschnitten N6, N8, N9 und N10 konnten keine Schwimmkäfer nachgewiesen werden):

seenbeeinflußt:	N1: 1,70	Durchbruchstäler:	N4: 2,50 N6: –
naturnahe Niedermoore:	N3: 2,00 N5: 3,00 N8: – N9: –	hemerobe Niedermoore:	N2: 2,00 N7: 2,50 N10: –

### 3.1. Seenbeeinflußter Abschnitt

Dieser Abschnitt weist den niedrigsten Standorttypieindex aller Modellabschnitte auf. Das resultiert aus den Arten, die aus den Seen in die beruhigten Zonen des Flusses einwandern (*Hyphydrus ovatus*, *Acilius sulcatus*).

### 3.2. Durchbruchstäler

Im Modellabschnitt N6 konnten keine Schwimmkäfer nachgewiesen werden. Die Ursachen hierfür sind in der extrem starken Strömung und dem Fehlen strömungsberuhigter Uferzonen zu suchen, wobei beide Faktoren standorttypisch sind. Im Abschnitt N4 wurden Schwimmkäfer nachgewiesen, da vom Rückstaubereich des Krakower Sees aus ein Einwandern in beruhigtere Uferzonen möglich ist. Damit nimmt das im Seeabflußbereich liegende Durchbruchstal eine Sonderstellung ein, was auch bei anderen Indikatorgruppen nachgewiesen worden ist (vgl. z. B. Artikel IX).

### 3.3. Naturnahe Niedermoore

Die naturnahen Niedermoorabschnitte wiesen keine spezifisch angepaßte Schwimmkäferfauna auf. Kennzeichnend war eine auf die extremen Bedingungen zurückzuführende Artenarmut. So ist der hohe Standorttypieindex im Abschnitt N5 durch die nachgewiesene rheophile Art zurückzuführen. Deutlich bemerkbar machte sich das standorttypische Fehlen von flachen, strömungsberuhigten Litoralbereichen mit Röhrichtvegetation besonders im teilmineralischen Typus des Fließgewässers (N8, N9). In

den Modellabschnitten N8 und N9 wurden auf Grund dieser Bedingungen keine Schwimmkäfer nachgewiesen.

**Tabelle 1:** Artenliste (nachgewiesene Arten durch + gekennzeichnet); N1 = Malkwitz, N2 = Linstow, N3 = Dobbin, N4 = Kuchelmiß, N5 = Ahrenshagen, N6 = Koppelow, N7 = Hoppenrade, N8 = Schweinebrücke, N9 = Kirch-Rosin, N10 = Gülzow.

Art	ökolog. Bewertungskateg.	N1	N2	N3	N4	N5	N6	N7	N8	N9	N10
<i>Laccophilus minutus</i> (LINNÉ 1758)	2	+									
<i>Hyphydrus ovatus</i> (LINNÉ 1761)	1	+									
<i>Ilybius fuliginosus</i> (FABRICIUS 1792)	2		+					+			
<i>Ilybius fenestratus</i> (FABRICIUS 1781)	1		+								
<i>Ilybius obscurus</i> (MARSHAM 1802)	2		+								
<i>Agabus sturmi</i> (GYLLENHAL 1808)	2		+	+	+						
<i>Platambus maculatus</i> (LINNÉ 1758)	3	+	+		+	+		+			
<i>Acilius sulcatus</i> (LINNÉ 1758)	1	+									
<i>Dytiscus marginalis</i> LINNÉ 1758	2		+								

### 3.4. Hemerobe Niedermoorabschnitte

Das anthropogen bedingte und geförderte Vorhandensein von vegetationsreichen, strömungsberuhigten Uferbereichen im Abschnitt N2 läßt eine Ansiedlung einer hohen Arten- und Individuenzahl bei den Schwimmkäfern im Bereich der Röhrriechtzone zu. Der Standorttypieindex liegt bei 2,00. Auf Grund der Begradigung des Gewässers konnten im Modellabschnitt N7 zwei rheotolerante bzw. rheophile Arten nachgewiesen werden. Förderliche Strukturen für deren Vorkommen scheinen die Exi-

stanz einer Sohlrampe (Steinschüttung) in Brückennähe und Auskolkungserscheinungen der unterhalb liegenden Uferbereiche zu sein. Im Modellabschnitt N10 wurden keine Schwimmkäfer nachgewiesen. Der aquatische Bereich des Gewässerabschnittes weist nach Gewässerausbau und infolge intensiver Umlandnutzung erhebliche Strukturdefizite auf, die durch mangelnde Wassergüte verstärkt werden (vgl. Artikel III).

## 5. Diskussion

In den 10 Modellabschnitten sind insgesamt 9 Schwimmkäferarten nachgewiesen worden. Davon erhielt eine Art (*Platambus maculatus* (LINNÉ 1758)) die ökologische Bewertungskategorie 3, das heißt, es handelt sich um eine rheophile Art. Die Art wird in Fließgewässern oder den Brandungszonen von Seen gefunden. Die Mehrzahl der nachgewiesenen Arten präferiert allerdings die strömungsberuhigten Bereiche und mußte somit in die Kategorien 1 oder 2 eingeordnet werden. Die höchste Artenzahl wurde im hemeroben Abschnitt N2 erreicht (7 Arten = 78 % der Gesamtartenzahl). Das resultiert aus den durch anthropogene Veränderungen geförderten Röhrichtzonen am Ufer, die Nischen für Arten der stehenden Gewässer darstellen.

### Abschnitt zwischen den Seen

Der stark seenbeeinflusste Modellabschnitt N1 fällt durch den hohen Anteil (50 %) an Arten der ökologischen Bewertungskategorie 1 auf. Diese Arten sind typisch für stehende Gewässer. Sie stammen mit großer Wahrscheinlichkeit direkt aus den durchflossenen Seen und wanderten in die beruhigten Randzonen der Nebel ein, die in diesem Abschnitt eine sehr geringe Fließgeschwindigkeit aufweist (vgl. Artikel III). Diese Kommunikation von Fließ- und Standgewässerlebensgemeinschaften spiegelt sich auch in dem naturraumtypisch niedrigen Standorttypieindex für die Schwimmkäfer wider.

### Naturnahe Niedermoorabschnitte

Die Modellabschnitte in Niedermooren (N3, N5, N8, N9) weisen eine nur geringe Besiedlung mit Schwimmkäfern auf. Das ist auf das vielfach standorttypische Fehlen strömungsberuhigter Uferbereiche mit Röhrichtzonen zurückzuführen. Die Fließgewässer im Bereich der Niedermoore lassen sich in den organischen Typus (gesamter benetzter Umfang aus or-

ganischen Substraten, z. B. Torf) und den teilmineralischen Typus (Sandsohle, organische Ufer, höhere Fließgeschwindigkeiten) unterteilen (vgl. Artikel III). Die Modellabschnitte N3 und N5 zählen demnach zum organischen Typus. Die Modellabschnitte N7 und N8 zählen hingegen zum teilmineralischen Typus. Im organischen Typus wird bei den Schwimmkäfern eine hoher Standorttypieindex erreicht, das heißt die mäßigen Strömungsgeschwindigkeiten und die ins Wasser ragenden Strukturelemente (z. B. Wurzeln, Totholz) schaffen günstige Lebensräume für mehr oder weniger stenöke Arten. Typische Arten sind *Agabus sturmi* und *Platambus maculatus*. Im teilmineralischen Typus können sich die oben beschriebenen Habitateigenschaften offensichtlich nicht ausbilden (zu hohe Strömungsgeschwindigkeiten?), so daß dieses eine Erklärung für das Nichtvorhandensein der Schwimmkäfer in den entsprechenden Modellabschnitten sein könnte.

### Hemerobe Niedermoorabschnitte

Von den Modellabschnitten mit Hemerobiestadien eines Niedermoors (N2, N7 und N10) waren nur die Abschnitte N2 und N7 mit ihren Röhrichtzonen im Uferbereich (N2 und N7) von Schwimmkäfern besiedelt. Der Standorttypieindex im Abschnitt N7 liegt höher (2,5) als im Abschnitt N2, da im Abschnitt N7 nur strömungstolerante Arten (ökologische Bewertungskategorien 2 und 3) und im Abschnitt N2 auch Arten der ökologischen Bewertungskategorie 1 nachgewiesen wurden. In beiden Modellabschnitten des teilmineralischen Typus führt die anthropogene Überformung zur Steigerung des Standorttypieindex. Der Abschnitt N10 war auf Grund des hohen Degradationsgrades im Gewässerbereich (Morphologie-, Wassergüte- und Habitatdefizite) nicht von Schwimmkäfern besiedelt.

### Durchbruchstäler

Nur im Abschnitt N4 konnten Schwimmkäfer nachgewiesen werden. Die Fließgewässerart *Platambus maculatus* ist eine für Durchbruchstäler mit strömungsberuhigten Randbereichen typische Art. Die Zonen stärkster Strömung wurden von Schwimmkäfern gemieden. In diesen Bereichen können nur strömungsberuhigte Uferzonen von Vertretern dieser Familie besiedelt werden. Die hohe Fließgeschwindigkeit und das Fehlen von Ruhezonen im Flußverlauf waren die Ursachen für das Fehlen von Schwimmkäfern im Abschnitt N6.

## 6. Eignung der Schwimmkäfer für die Fließgewässerbewertung

Folgendes Fazit in bezug auf die Eignung der Schwimmkäfer zur Bewertung des ökologischen Zustandes der Fließgewässer läßt sich ziehen:

Seenbeeinflusste Fließgewässerabschnitte lassen sich aufgrund der ausreichenden Artenzahl hinreichend charakterisieren, der Standorttypindex ist naturraumtypisch gering.

In naturnahen Niedermooren kommen nur wenige Arten vor (extreme Verhältnisse), beim organischen Typus fördern die vorhandenen Strukturen eine Besiedlung mit stenöken Arten, beim teilmineralischen Typus scheinen die Habitatverhältnisse ungünstig für die Besiedlung zu sein (relativ hohe Eigendynamik in hydraulischer Hinsicht).

- In hemeroben Niedermoorbereichen ist eine gute Defizitanalyse möglich, im Gegensatz zum naturnahen Zustand werden die Fließgewässerabschnitte des teilmineralischen Typus von vielen und häufig mehr oder wenig stenöken Arten besiedelt (hoher Standorttypindex), beim organischen Typus konnten keine Arten nachgewiesen werden; anthropogene Eingriffe fördern oder hemmen demnach je nach fließgewässertypologischer Einordnung des betreffenden Gewässerabschnitts die Schwimmkäferfauna.
- Bei Durchbruchstälern scheint die Besiedlung abhängig zu sein von hydraulischen Parametern (hohe Strömungsgeschwindigkeit besiedlungsfeindlich), bei Vorhandensein geeigneter Habitatstrukturen erreicht der Standorttypindex ähnliche Werte wie in den Niedermoorbereichen des organischen Typus.

## Literatur

- FREUDE, W., HARDE, K., & LOHSE, G. A. (1971): Die Käfer Mitteleuropas. Band 3. Hygrobiidae-Scaphidiidae. - Krefeld (Goecke & Evers), 365 S.
- FICHTNER, E. (1983): Beiträge zur Insektenfauna der DDR: Coleoptera-Dytiscidae (Insecta). - Faunistische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden 11: 1-48.

- HARDE, K., & SEVERA, F. (1988): Der Kosmos-Käferführer. Stuttgart (Frankh, W. Keller), 352 S.
- JOOST, W. (1979): Über den Fang von Wasserinsekten. - Entomologische Nachrichten und Berichte 23: 45-52.
- KLAUSNITZER, B. (1977): Bestimmungstabellen für die Gattungen der aquatischen Coleopteren-Larven Mitteleuropas. - Beiträge zur Entomologie 27: 145-192.
- KOCH, K. C. (1989): Die Käfer Mitteleuropas, Ökologie, Band 1 (E 1). - Krefeld (Goecke & Evers), 440 S.

## VII. Untersuchungen zur bioindikativen Nutzung von Syrphiden (Diptera) bei der Bewertung von Niederungsbereichen der Nebel

Inge DUTY

Inge DUTY, Universität Rostock, Fachbereich Biologie, Freiligrathstraße 7/8, D-18051 Rostock

**Zusammenfassung:** In ausgewählten Modellabschnitten im Niederungsbereich der Nebel wurden Syrphiden als Bioindikatoren für die Bewertung genutzt. Auf der Basis von Habitatpräferenzen der nachgewiesenen Arten wurden drei Bewertungskategorien definiert sowie nachfolgend der Standorttypindex berechnet und interpretiert, wobei die Kategorie 3 die potentiellen Indikatorarten zusammenfaßt. Anhand der autökologischen Ansprüche defizitärer Arten in hemeroben Modellabschnitten wird Sanierungsbedarf begründet.

### Einleitung

Dipteren haben allgemein eine große Bedeutung für Stoffkreisläufe in der Natur. So bestäuben die Imagines Blüten, die Larven zersetzen organische Substanzen. Hinzu kommt bei Syrphiden, daß ein hoher Prozentsatz der Arten zoophage Larven besitzt, die meist räuberisch von Blattläusen leben. Syrphiden benötigen als Existenzgrundlage neben bestimmten Habitatstrukturen für die Vermehrung vor allem qualitativ und quantitativ hinreichende Nahrungsquellen für die Larven und Imagines, deren Habitate sehr oft nicht deckungsgleich sind. Wichtig sind verschiedene, miteinander verzahnte Lebensräume, wie Waldränder, Lichtungen, Wald-/Feuchtbiotope und natürliche Uferstrukturen.

Für die Ernährung der Imagines (Nektar und Pollen) ist eine relativ hohe Blütendichte (Signalwirkung und ausreichendes Nahrungsangebot) standorttypischer und geeigneter Pflanzenarten (vor allem mit scheibenförmigen Blüten mit offen liegendem Nektar und Grasblüten) eine wichtige Grundvoraussetzung.

Die Larven haben sehr unterschiedliche Ernährungsweisen entwickelt. Stark vereinfacht kann man sie in drei Gruppen einteilen (mit zahlreichen Übergangsformen):

- saprophage Syrphiden (aquatisch und terrestrisch, inklusive Xylophagie),
- phytophage Syrphiden (lebendes Pflanzenmaterial als Nahrung),
- zoophage Syrphiden (Räuber, vor allem Blattlausfresser).

Wahrscheinlich bedingen die Ansprüche der Larven eine mehr oder weniger enge Biotopbindung (CLAUSSEN 1980, RÖDER 1990).

## Material und Methode

Von April bis September 1993 wurden in den Modellabschnitten N1 bis N10 und deren näherer Umgebung Kescherfänge (meist Sichtfänge) durchgeführt. Besondere Beachtung fanden naturnahe Uferbereiche mit geeigneten blühenden Pflanzen. Die Bestimmung erfolgte nach VAN DER GOOT (1981) und BOTHE (1988). Für weitergehende, spezielle Bestimmungen und Vergleiche lagen die in der Literaturliste zitierten Arbeiten zugrunde. CLAUSSEN (in litt.)<sup>1</sup> bestätigte seltene und in der Bestimmung zweifelhafte Exemplare. Er determinierte auch die Art *C. zetterstedti*.

Im Feld einfach zu bestimmende Arten wurden entweder nur registriert oder nach der Bestimmung wieder freigelassen. Von den Gattungen *Neoscia*, *Syrphus* und zum Teil *Platycheirus* wurden nur Stichproben gefangen. Die Männchen der Gattungen *Chrysogaster*, *Paragus*, *Pipizella*, *Sphagina* und der Art *Sphaerophoria taeniata* wurden nach den Genitalien bestimmt. Alle Belegexemplare befinden sich in der Sammlung der Autorin.

## Ergebnisse

In den Modellabschnitten wurden insgesamt 87 Arten nachgewiesen. Diese sind in Tabelle 1 aufgelistet und in die ökologischen Bewertungskategorien eingruppiert. Die ökologischen Bewertungskategorien (BK) sind zusammen mit den autökologischen Ansprüchen der Arten in dieser Tabelle definiert. Tabelle 2 beinhaltet die Zusammenfassung populationshemmender Faktoren für die Arten der Kategorie 3, zu denen in den Ta-

<sup>1</sup> Herrn CLAUSSEN, Flensburg, sei hiermit herzlich gedankt.

**Tabelle 1 A:** Syrphidennachweise in den Modellabschnitten an der Nebel (alphabetisch nach Gattungen).

Systematik: Die systematische Einteilung folgt im wesentlichen TORP (1984). Folgende revidierende Arbeiten wurden berücksichtigt: CLAUSSEN & TORP (1980), CLAUSSEN & SPEIGHT (1988), GOELDIN DE TIEFENAU (1989), GOELDIN DE TIEFENAU et al. (1990), SPEIGHT & GOELDIN DE TIEFENAU (1990), THOMPSON & TORP (1986), VOCKEROTH (1986).

- Markierte Arten bedeuten Erstnachweise für Mecklenburg  
 Bereits in Mecklenburg von der Autorin nachgewiesen, aber bisher unveröffentlicht

Nr.	Name	Modellabschnitte N1-9								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
	<b>Anasimyia Schiner 1864</b>									
1.	<i>A. spec.</i> (nur Beobachtung)		X							
2.	<input checked="" type="checkbox"/> <i>A. contracta</i> Clausen & Torp 1980	X								
3.	<i>A. interpuncta</i> (Harris 1776)									X
	<b>Arctophila Schiner 1860</b>									
4.	<i>A. superbiens</i> (Müller 1776)					X				
	<b>Baccha Fabricius 1805</b>									
5.	<i>B. elongata</i> (Fabricius 1775)	X			X	X				
	<b>Chalcosyrphus Curran 1925</b>									
6.	<i>C. nemorum</i> (Fabricius 1805)									X
	<b>Cheilosia Meigen 1822</b>									
7.	<i>C. albitarsis</i> (Meigen 1822)	X	X	X		X	X	X	X	X
8.	<i>C. canicularis</i> (Panzer 1801)									X
9.	<input checked="" type="checkbox"/> <i>C. carbonaria</i> (Egger 1860)	X		X						X
10.	<i>C. chloris</i> (Meigen 1822)	X		X	X					X
11.	<input checked="" type="checkbox"/> <i>C. fraterna</i> (Meigen 1830)		X							
12.	<i>C. impressa</i> Loew 1840	X	X	X		X				X
13.	<input checked="" type="checkbox"/> <i>C. nigripes</i> (Meigen 1822)					X				
14.	<i>C. pagana</i> (Meigen 1822)	X	X		X	X				X
15.	<i>C. pubera</i> (Zetterstedt 1838)					X				X
16.	<input checked="" type="checkbox"/> <i>C. rufimana</i> Becker 1894			X	X	X	X			X
17.	<i>C. variabilis</i> (Panzer 1798)		X			X	X			
18.	<i>C. velutina</i> Loew 1840	X								
19.	<i>C. vernalis</i> (Fallén 1817)					X				X
20.	<i>C. vulpina</i> (Meigen 1822)	X								
21.	<input type="checkbox"/> <i>C. zetterstedti</i> Becker 1894					X				
	<b>Chrysogaster Meigen 1803</b>									
22.	<i>C. hirtella</i> Loew 1843			X		X				
23.	<i>C. lucida</i> (Scopoli 1763)					X				

Tabelle 1 A: Fortsetzung.

Nr.	Name	Modellabschnitte NI-9								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
24.	<i>C. macquarti</i> Loew 1843									X
25.	<i>C. solstitialis</i> (Fallén 1817)				X					
	<b>Chrysotoxum Meigen 1803</b>									
26.	<i>C. arcuatum</i> (Linnaeus 1758)	X	X							
27.	<i>C. bicinctum</i> (Linnaeus 1758)									X
28.	<input type="checkbox"/> <i>C. verralli</i> Collin 1940					X				X
	<b>Criorhina Meigen 1822</b>									
29.	<input type="checkbox"/> <i>C. floccosa</i> (Meigen 1822)						X			
	<b>Dasysyrphus Enderlein 1938</b>									
30.	<input type="checkbox"/> <i>D. nigricornis</i> (Verrall 1873)				X					X
31.	<i>D. venustus</i> (Meigen 1822)				X					X
	<b>Eoeristalis Kanervo 1938</b>									
32.	<i>E. arbustorum</i> (Linnaeus 1758)	X	X		X	X	X			X
33.	<i>E. horticola</i> (De Geer 1776)	X	X	X						X
34.	<i>E. interrupta</i> (Poda 1761)	X		X		X				X
35.	<i>E. intricarius</i> (Linnaeus 1758)	X								X
36.	<i>E. pertinax</i> (Scopoli 1763)	X	X	X	X	X				X
37.	<input checked="" type="checkbox"/> <i>E. picea</i> Fallén 1816									X
	<b>Epistrophe Walker 1852</b>									
38.	<i>E. eligans</i> (Harris 1780)					X	X			
39.	<input type="checkbox"/> <i>E. melanostoma</i> (Zetterstedt 1843)									X
	<b>Epistrophella Dusek &amp; Laska 1967</b>									
40.	<input type="checkbox"/> <i>E. euchroma</i> (Kowarz 1885)					X				
	<b>Episyrphus Matsumura &amp; Adachi 1917</b>									
41.	<i>E. balteatus</i> (De Geer 1776)	X	X	X	X	X	X			X
	<b>Eristalis Latreille 1804</b>									
42.	<i>E. tenax</i> (Linnaeus 1758)	X	X							X
	<b>Eupeodes Osten-Sacken 1877</b>									
43.	<i>E. corollae</i> (Fabricius 1794)	X	X		X	X				
44.	<i>E. latifasciatus</i> (Macquart 1829)	X								
45.	<i>E. luniger</i> (Meigen 1822)	X				X				X
	<b>Eurimyia Bigot 1883</b>									
46.	<i>E. lineata</i> (Fabricius 1787)	X								X
	<b>Helophilus Meigen 1822</b>									
47.	<i>H. hybridus</i> Loew 1846	X		X	X					X
48.	<i>H. pendulus</i> (Linnaeus 1758)	X	X		X	X	X			X
49.	<i>H. trivittatus</i> (Fabricius 1805)	X				X	X			X

Tabelle 1 A: Fortsetzung.

Nr.	Name	Modellabschnitte N1-9								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
	<b><i>Lathrophthalmus</i> Mik 1897</b>									
50.	<i>L. aeneus</i> (Scopoli 1763)	X								
	<b><i>Leucozona</i> Schiner 1860</b>									
51.	<i>L. lucorum</i> (Linnaeus 1758)						X			
	<b><i>Melanostoma</i> Schiner 1860</b>									
52.	<i>M. mellinum</i> (Linnaeus 1758)	X	X		X	X	X			X
53.	<i>M. scalare</i> (Fabricius 1794)	X		X	X	X				X
	<b><i>Myathropa</i> Rondani 1845</b>									
54.	<i>M. florea</i> (Linnaeus 1758)	X		X		X				X
	<b><i>Neoascia</i> Williston 1886</b>	nur Stichprobenfänge								
55.	<i>N. meticulosa</i> (Scopoli 1763)	X								X
56.	● <i>N. obliqua</i> Coe 1940			X		X				
57.	<i>N. podagrica</i> (Fabricius 1775)	X				X				X
58.	<i>N. tenur</i> (Harris 1780)	X			X	X				X
	<b><i>Neocnemodon</i> Goffe 1944</b>									
59.	● <i>N. pubescens</i> (Delucchi & Pschorn-Walcher 1955)				X					
	<b><i>Paragus</i> Latreille 1804</b>									
60.	● <i>P. haemorrhous</i> Meigen 1822					X				
	<b><i>Parasyrphus</i> Matsumura &amp; Adachi 1917</b>									
61.	● <i>P. malinellus</i> (Collin 1952)									X
62.	<i>P. punctulatus</i> (Verrall 1873)				X					
	<b><i>Pipiza</i> Fallén 1810</b>									
63.	<i>P. bimaculata</i> Meigen 1822				X		X			X
64.	<i>P. noctiluca</i> (Linnaeus 1758)		X			X				X
65.	<i>P. quadrimaculata</i> (Panzer 1804)				X					
	<b><i>Pipizella</i> Rondani 1856</b>									
66.	<i>P. viduata</i> (Linnaeus 1758)					X				
	<b><i>Platycheirus</i> Lepelletier &amp; Serville 1828</b>									
67.	<i>P. angustatus</i> (Zetterstedt 1843)	X				X				X
68.	<i>P. clypeatus</i> (Meigen 1822)	X	X		X	X	X			X
69.	<i>P. cyaneus</i> (Müller 1764)	X		X	X	X	X			X
70.	<i>P. fulviventris</i> (Macquart 1829)	X			X	X				X
71.	● <i>P. occultus</i> Goeldlin de Tiefen. 1990	X								
72.	<i>P. peltatus</i> (Meigen 1822)	X				X				X
73.	<i>P. scutatus</i> (Meigen 1822)					X				

Tabelle 1 A: Fortsetzung.

Nr.	Name	Modellabschnitte N1-9								
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
74.	<b>Pyrophaena Schiner 1860</b> <i>P. rosarum</i> (Fabricius 1787)	X								X
75.	<b>Rhingia Scopoli 1763</b> <i>R. campestris</i> Meigen 1822					X	X			
76.	<b>Scaeva Fabricius 1805</b> <i>S. pyrastris</i> (Linnaeus 1758)	X	X			X				X
77.	<b>Sericomyia Meigen 1803</b> <i>S. lappona</i> (Linnaeus 1758)			X						
78.	<b>Sphaerophoria Lepeletier &amp; Serville 1828</b> <i>S. scripta</i> (Linnaeus 1758)	X	X			X	X			X
79.	<i>S. taeniata</i> (Meigen 1822)	X	nur Männchen bestimmbar							
80.	<b>Sphegina Meigen 1822</b> <i>S. clunipes</i> (Fallén 1816)				X					
81.	<i>S. elegans</i> Schummel 1843 = <i>kimakowiczi</i> Strobl				X					
82.	<b>Syritta Lepeletier &amp; Serville 1828</b> <i>S. pipiens</i> (Linnaeus 1758)	X			X	X	X			X
83.	<b>Syrphus Fabricius 1775</b> <i>S. ribesii</i> (Linnaeus 1758)	X	nur Stichprobenfänge							X
84.	<i>S. vitripennis</i> Meigen 1822	X	X							X
85.	<b>Triglyphus Loew 1840</b> <i>T. primus</i> Loew 1840	X	X			X				X
86.	<b>Tropidia Meigen 1822</b> <i>T. scita</i> (Harris 1780)	X	X	X	X	X				X
87.	<b>Volucella Geoffroy 1762</b> <i>V. pellucens</i> (Linnaeus 1758)				X	X				X

**Tabelle 1 B:** Autökologische Angaben zu den nachgewiesenen Syrphidenarten und Einordnung in die Bewertungskategorien (alphabetisch nach Gattungen). Legende:

**GE** – Anzahl der gefangenen Exemplare; eine eingeklammerte Zahl entspricht der Anzahl der im Feld bestimmten und wieder freigelassenen Exemplare; keine Angabe: die Art ist häufig oder zeitweise gehäuft auftretend (z. B. *Helophilus pendulus*).

**GeV** – Geschlechterverteilung: m = ♂, f = ♀.

**BioB** – Biotopbindung nach CLAUSSEN (1980), RÖDER (1990) und eigenen Beobachtungen: e = eurytope Arten; f = feuchtigkeitsliebende oder hygrophile Arten, die feuchte Stellen bevorzugen; F = Uferarten, die in der Regel nur in feuchten Gebieten vorkommen; w = Arten, die Bereiche von Wald und Gebüsch bevorzugen; x = xerophile Arten; ( ) = Einschränkung des Merkmals; ? = Angabe unsicher.

**H<sub>z</sub>** – Spezielle Hauptflugzeit im Jahresverlauf: Fr = Frühjahrsart, Maximum des Auftretens in Frühling; S = Sommerart; SS = Spätsommerart.

**Bk** – Bewertungskategorien: 1 = eurytope und standortuntypische Arten; 2 = Arten, die feuchte Biotope bevorzugen; 3 = Arten, die nur im Bereich von Gewässern und Feuchtflächen vorkommen.

Markierte Arten bedeuten Erstnachweise für Mecklenburg

Bereits in Mecklenburg von der Autorin nachgewiesen, aber bisher unveröffentlicht

Nr.	Name	GE	GeV		BioB.	H <sub>z</sub>	Bk
			m	f			
	<b><i>Anasimyia</i> Schiner 1864</b>						
1.	A. spec. (nur Beobachtung)						
2.	<input checked="" type="checkbox"/> <i>A. contracta</i> Claussen & Torp 1980	1	1	0	F		3
3.	<i>A. interpuncta</i> (Harris 1776)	5	0	5	F		3
	<b><i>Arctophila</i> Schiner 1860</b>						
4.	<i>A. superbiens</i> (Müller 1776)	1	1	0	(f)w	SS	2
	<b><i>Baccha</i> Fabricius 1805</b>						
5.	<i>B. elongata</i> (Fabricius 1775)	3	1	2	(f)w		2
	<b><i>Chalcosyrphus</i> Curran 1925</b>						
6.	<i>C. nemorum</i> (Fabricius 1805)	1	1	0	(f)w		2
	<b><i>Cheilosia</i> Meigen 1822</b>						
7.	<i>C. albitarsis</i> (Meigen 1822)				(f)w	Fr	2
8.	<i>C. canicularis</i> (Panzer 1801)	1	0	1	w	SS	1
9.	<input checked="" type="checkbox"/> <i>C. carbonaria</i> (Egger 1860)	5	0	5	w		1
10.	<i>C. chloris</i> (Meigen 1822)				f	Fr	2
11.	<input checked="" type="checkbox"/> <i>C. fraterna</i> (Meigen 1830)	1	1	0	f	Fr	2
12.	<i>C. impressa</i> Loew 1840	11	3	8	e?	S	1
13.	<input checked="" type="checkbox"/> <i>C. nigripes</i> (Meigen 1822)	1	0	1	f,w	Fr	2

Tabelle 1 B: Fortsetzung.

Nr.	Name	GE	GeV		BioB.	Hz	Bk
			m	f			
14.	<i>C. pagana</i> (Meigen 1822)				(f)		1
15.	<i>C. pubera</i> (Zetterstedt 1838)	2	1	1	f	Fr	2
16.	● <i>C. rufimana</i> Becker 1894	10	7	3	f(w)		2
17.	<i>C. variabilis</i> (Panzer 1798)	6	4	2	w	S	1
18.	<i>C. velutina</i> Loew 1840	5	5	0			2
19.	<i>C. vernalis</i> (Fallén 1817)	2	1	1	e		1
20.	<i>C. vulpina</i> (Meigen 1822)	1	1	0	w		1
21.	□ <i>C. zetterstedti</i> Becker 1894	1	0	1			1
	<b>Chrysogaster Meigen 1803</b>						
22.	<i>C. hirtella</i> Loew 1843	3	1	2	F	Fr	3
23.	<i>C. lucida</i> (Scopoli 1763)	4	3	1	F	Fr	3
24.	<i>C. macquarti</i> Loew 1843	1	1	0	F		3
25.	<i>C. solstitialis</i> (Fallén 1817)	1	1	0	f(w)	S	1
	<b>Chrysotoxum Meigen 1803</b>						
26.	<i>C. arcuatum</i> (Linnaeus 1758)	4(3)	0	7	x?	S	1
27.	<i>C. bicinctum</i> (Linnaeus 1758)	1	0	1	(w)	S	1
28.	□ <i>C. verralli</i> Collin 1940	6(4)	2	8	(f)?		2
	<b>Criorhina Meigen 1822</b>						
29.	□ <i>C. floccosa</i> (Meigen 1822)	1	0	1	w	Fr	1
	<b>Dasysyrphus Enderlein 1938</b>						
30.	□ <i>D. nigricornis</i> (Verrall 1873)	2	0	2		Fr	2
31.	<i>D. venustus</i> (Meigen 1822)	8	3	5	w	Fr	1
	<b>Eoeristalis Kanervo 1938</b>						
32.	<i>E. arbustorum</i> (Linnaeus 1758)				e		1
33.	<i>E. horticola</i> (De Geer 1776)	6	4	2	(w)		1
34.	<i>E. interrupta</i> (Poda 1761)				(e)		1
35.	<i>E. intricarius</i> (Linnaeus 1758)	2(5)	0	2	(e)		1
36.	<i>E. pertinax</i> (Scopoli 1763)				e		1
37.	● <i>E. picea</i> Fallén 1816	3	0	3	f		2
	<b>Epistrophe Walker 1852</b>						
38.	<i>E. eligans</i> (Harris 1780)				w	Fr	1
39.	□ <i>E. melanostoma</i> (Zetterstedt 1843)	1	0	1	w	Fr	1
	<b>Epistrophella Dusek &amp; Laska 1967</b>						
40.	□ <i>E. euchroma</i> (Kowarz 1885)	1	0	1	w	Fr	1
	<b>Episyrphus Matsumura &amp; Adachi 1917</b>						
41.	<i>E. balteatus</i> (De Geer 1776)				(e)(w)	S	1
	<b>Eristalis Latreille 1804</b>						

Tabelle 1 B: Fortsetzung.

Nr.	Name	GE	GeV		BioB.	Hz	Bk
			m	f			
42.	<i>E. tenax</i> (Linnaeus 1758) <b>Eupeodes Osten-Sacken 1877</b>				e	SS	1
43.	<i>E. corollae</i> (Fabricius 1794)				e	S	1
44.	<i>E. latifasciatus</i> (Macquart 1829)	2	0	2	(e)	S	1
45.	<i>E. luniger</i> (Meigen 1822)	3	2	1	e	S	1
	<b>Eurimyia Bigot 1883</b>						
46.	<i>E. lineata</i> (Fabricius 1787)	9	7	2	<b>F</b>		<b>3</b>
	<b>Helophilus Meigen 1822</b>						
47.	<i>H. hybridus</i> Loew 1846	4(5)	3	6	<b>F</b>		<b>3</b>
48.	<i>H. pendulus</i> (Linnaeus 1758)				(f)e		1
49.	<i>H. trivittatus</i> (Fabricius 1805)	5(>)	1	4	(f)(e)	SS	2
	<b>Lathyrrophthalmus Mik 1897</b>						
50.	<i>L. aeneus</i> (Scopoli 1763)	2	0	2	(f)(e)		2
	<b>Leucozona Schiner 1860</b>						
51.	<i>L. lucorum</i> (Linnaeus 1758)	1	0	1	(f)w	Fr	2
	<b>Melanostoma Schiner 1860</b>						
52.	<i>M. mellinum</i> (Linnaeus 1758)				e	S	1
53.	<i>M. scalare</i> (Fabricius 1794)				(w)	S	2
	<b>Myathropa Rondani 1845</b>						
54.	<i>M. florea</i> (Linnaeus 1758)				(e)(w)		1
	<b>Neosciasia Williston 1886</b>						
		Nur Stichprobenfänge					
55.	<i>N. meticulosa</i> (Scopoli 1763)	10	6	4	<b>F</b>	Fr	<b>3</b>
56.	● <i>N. obliqua</i> Coe 1940	3	1	2	<b>F</b>		<b>3</b>
57.	<i>N. podagrica</i> (Fabricius 1775)	3	2	1	(f)(e)		1
58.	<i>N. tenuis</i> (Harris 1780)	10	2	8	<b>F</b>		<b>3</b>
	<b>Neocnemodon Goffe 1944</b>						
59.	● <i>N. pubescens</i> (Delucchi & Pschorn-Walcher 1955)	2	2	0	w	Fr	1
	<b>Paragus Latreille 1804</b>						
60.	● <i>P. haemorrhous</i> Meigen 1822	2	2	0	x(f)		1
	<b>Parasyrphus Matsumura &amp; Adachi 1917</b>						
61.	● <i>P. malinellus</i> (Collin 1952)	1	0	1	w	Fr	1
62.	<i>P. punctulatus</i> (Verrall 1873)	2	0	2	w	Fr	1
	<b>Pipiza Fallén 1810</b>						
63.	<i>P. bimaculata</i> Meigen 1822	3	2	1	w	Fr	1
64.	<i>P. noctiluca</i> (Linnaeus 1758)	7	4	3	w	Fr	1
65.	<i>P. quadrimaculata</i> (Panzer 1804)	3	1	2	w	Fr	1

Tabelle 1 B: Fortsetzung.

Nr.	Name	GE	GeV		BioB.	Hz	Bk	
			m	f				
	<b>Pipizella Rondani 1856</b>							
66.	<i>P. viduata</i> (Linnaeus 1758)	1	1	0	(e)	S	1	
	<b>Platycheirus Lepeletier &amp; Serville 1828</b>							
67.	<i>P. angustatus</i> (Zetterstedt 1843)	11	4	7	F		3	
68.	<i>P. clypeatus</i> (Meigen 1822)				e	S	1	
69.	<i>P. cyaneus</i> (Müller 1764)				(e)	SS	1	
70.	<i>P. fulviventris</i> (Macquart 1829)	13	5	8	F		3	
71.	● <i>P. occultus</i> Goeldlin de Tiefenau 1990	1	1	0	F		3?	
72.	<i>P. peltatus</i> (Meigen 1822)	6	1	5	(e)	SS	1	
73.	<i>P. scutatus</i> (Meigen 1822)	2	1	1	(w)	SS	1	
	<b>Pyrophaena Schiner 1860</b>							
74.	<i>P. rosarum</i> (Fabricius 1787)	2	2	0	f		2	
	<b>Rhingia Scopoli 1763</b>							
75.	<i>R. campestris</i> Meigen 1822	2	2	0	e	Fr	1	
	<b>Scaeva Fabricius 1805</b>							
76.	<i>S. pyrastris</i> (Linnaeus 1758)				e	S	1	
	<b>Sericomyia Meigen 1803</b>							
77.	<i>S. lappona</i> (Linnaeus 1758)	1	1	0	F		3	
	<b>Sphaerophoria Lepeletier &amp; Serville 1828</b>							
78.	<i>S. scripta</i> (Linnaeus 1758)				e	S	1	
79.	<i>S. taeniata</i> (Meigen 1822) nur Männchen bestimmbar	1	1	0	(e)f	S	1	
	<b>Sphegina Meigen 1822</b>							
80.	<i>S. clunipes</i> (Fallén 1816)	3	3	0	f,w	Fr	3	
81.	□ <i>S. elegans</i> Schummel 1843 = kimakowiczi Strobl 1897	2	1	1	f,w		3	
	<b>Syritta Lepeletier &amp; Serville 1828</b>							
82.	<i>S. pipiens</i> (Linnaeus 1758)				e		1	
	<b>Syrphus Fabricius 1775</b>	nur Stichprobenfänge						
83.	<i>S. ribesii</i> (Linnaeus 1758)	3	0	3	e		1	
84.	<i>S. vitripennis</i> Meigen 1822	6	1	5	e		1	
	<b>Triglyphus Loew 1840</b>							
85.	<i>T. primus</i> Loew 1840	15	4	11	x (?)		1	
	<b>Tropidia Meigen 1822</b>							
86.	<i>T. scita</i> (Harris 1780)				F		3	
	<b>Volucella Geoffroy 1762</b>							
87.	<i>V. pellucens</i> (Linnaeus 1758)	3	2	1	w		1	

**Tabelle 2:** Populationshemmende Faktoren für die Arten der Kategorie 3.

Gestörter Wasserhaushalt (z. B. fehlende Überschwemmungen, Versumpfungsbereiche und Feuchtflächen, ungenügender Wasserstand)

Uferzerstörungen, Verbauungen

Schadstoffeintrag (einschließlich Düngung)

Fehlen standorttypischer Pflanzenarten oder auch von Baum- und Strauchbeständen

- Gestörtes Mikroklima (z. B. zu geringe Luftfeuchtigkeit)
- Fehlen geeigneter Larvalhabitate
- Zu kleine und isolierte Bestände geeigneter Blütenpflanzen für die Nahrungsaufnahme der Imagines
- Fehlen geeigneter Randbereiche (Saumbiotope)
- Fehlen von genügendem und geeignetem Totholz in verschiedenen Verrottungsstadien für saprophage bzw. xylophage Larven von Waldarten
- Unterschreitung von erforderlichen Mindestarealgrößen
- Isolation von Beständen

bellern 3–5 weitere Angaben, wie z. B. zur Verteilung auf die Raumstrukturen der Modellabschnitte und ökologische Ansprüche, enthalten sind.

Die stark hemeroben Abschnitte N7 und N10 wurden nach einer einmaligen Begehung nicht mehr aufgesucht.

## Diskussion

Nachfolgend sollen die Ergebnisse gesondert nach Naturräumen und dem Grad der Natürlichkeit der einzelnen Modellabschnitte diskutiert werden.

### Seenbeeinflußter Modellabschnitt (N1)

Typisch für diesen Modellabschnitt sind Schilf- und Seggen- sowie Bruchwaldbiotope, in denen vorwiegend naturnahe Uferstrukturen der Niedermoore vorherrschen, was darin zum Ausdruck kommt, daß von den 46 nachgewiesenen Schwebfliegenarten 9 Arten (= 17 %) zur Kategorie 3 gehören. Diese Arten finden sowohl geeignete Larven- als auch Adulthabi-

tate vor. Der Standorttypieindex unterstreicht mit einem Wert von 1,6 diese Aussage. Eine Problemzone für die naturnahen Bereiche sind die angrenzenden landwirtschaftlich genutzten Flächen. Von ihnen geht eine Nährstoffdrift aus. Damit könnte es bei Beibehaltung der derzeitigen Wirtschaftsweise in der Zukunft zu ernsthaften Schädigungen des betrachteten Ökosystems kommen.

### Durchbruchstäler (N4, N6)

Das Durchbruchstal Kuchelmiß bietet sehr günstige Lebensbedingungen für Syrphiden, besonders in verschiedenen Saumbiotopen wie Bruchwald- und Feuchtwiesenbereichen, offenen Wegrändern und Lichtungen. Positiv wirkt sich das große zusammenhängende Gesamtareal des Durchbruchstales aus. Von insgesamt 28 Arten gehören 6 (= 21 %) zur Kategorie 3. Das Vorkommen der beiden Waldarten *Sphagina clunipes* und *Sphagina elegans* ist für diese Fläche bedeutsam. Der Standorttypieindex beträgt 1,6 und liegt damit in gleicher Höhe wie im seenbeeinflussten Modellabschnitt N1. Das Durchbruchstal Koppelow ist steiler und von ausgeprägter Struktur. Es liegt als naturnaher Raum relativ isoliert in der Landschaft und wird als linienförmiger Naturraum beidseits von landwirtschaftlicher Nutzfläche begrenzt. Für Syrphiden sind solche „schlauchförmigen“ Habitate wenig geeignete Lebensräume, da ihre allgemein sehr komplexen Ansprüche an Raumstrukturen nicht realisiert werden können (HEYDEMANN 1981). Die Syrphiden sind vorwiegend in den Saumbiotopen Wald/Ackerstilllegungsfläche nachweisbar. Von 17 erfaßten Arten gehört keine der Kategorie 3 an. Der Standorttypieindex beträgt 1,2 und bestätigt die Bewertung dieses Abschnittes.

### Naturnahe Niedermoore (N3, N5, N9)

Das naturnahe Niedermoor Dobbin weist mit 17 Arten eine standorttypisch geringe Artendiversität auf, die hauptsächlich auf das eingeschränkt zur Verfügung stehende Blütenangebot (*Caltha palustris* L., *Cardamine amara* L.) dieses Extremstandortes zurückzuführen ist. Ein Vergleich mit den randlich stärker anthropogen beeinflussten Modellabschnitten N5 und N9 zeigt, daß durch das Wirken des Menschen („Blütenflächen“) viele Syrphidenarten der Kategorien 1 und 2 bevorteilt werden (Kulturfol-

**Tabelle 3:** Zusammenfassung der Arten der Bewertungskategorien 2 und 3 für die Modellabschnitte N1–N10 mit Angabe der Anzahl der Arten und der Ernährungstypen der Larven.

Arten	N1-9								Ernährungs- typ der Larven	
	S 1	D 4 6		N 5 9 3			H 2 7 8			
<b><u>Bewertungskategorie 2</u></b>										
1. <i>A. superbiens</i>				X						s
2. <i>B. elongata</i>	X	X		X						z
3. <i>C. nemorum</i>					X					s
4. <i>C. albitarsis</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	phy
5. <i>C. chloris</i>	X	X			X	X				phy
6. <i>C. fraterna</i>							X			phy
7. <i>C. nigripes</i>				X						phy
8. <i>C. pubera</i>				X	X					phy ?
9. <i>C. rufimana</i>		X	X	X	X	X				phy ?
10. <i>C. velutina</i>	X									phy
11. <i>C. verralli</i>				X	X					z
12. <i>D. nigricornis</i>		X			X					z
13. <i>E. picea</i>					X					s
14. <i>H. trivittatus</i>	X		X	X	X					s
15. <i>L. aeneus</i>	X									s
16. <i>L. lucorum</i>			X							z
17. <i>M. scalare</i>	X	X		X	X	X				z (phy)
18. <i>P. rosarum</i>	X				X					z
Artenanzahl	8	5	4	9	11	4	2	1	1	

**Bewertungskategorie 3**

1. <i>A. spec.</i> (beobachtet, kein Fang)							X			s
2. <i>A. contracta</i>	X									s
3. <i>A. interpuncta</i>					X					s
4. <i>Ch. hirtella</i>				X		X				s
5. <i>Ch. lucida</i>				X						s
6. <i>Ch. macquarti</i>					X					s
7. <i>E. lineata</i>	X				X					s
8. <i>H. hybridus</i>	X	X			X	X				s
9. <i>N. meticulosa</i>	X				X					s
10. <i>N. obliqua</i>				X		X				s
11. <i>N. tenur</i>	X	X		X	X					s
12. <i>P. angustatus</i>	X			X	X					z
13. <i>P. fulviventris</i>	X	X		X	X					z
14. <i>P. occultus</i>	X									z
15. <i>S. lappona</i>						X				s
16. <i>S. clunipes</i>		X								z
17. <i>S. elegans</i>		X								z
18. <i>T. scita</i>	X	X		X	X	X	X			s
Artenanzahl	9	6		7	9	5	2			

S = Seenstandort    D = Durchbruchstaler    N = Niedermoorstandorte  
H = Hemerobiestandorte

Ernahrungstyp d. Larven: s = saprophag    z = zoophag    phy = phytophag

Tabelle 4: Verteilung der Arten der Bewertungskategorie 3 auf die Raumstrukturen der Modellabschnitte; Kästchen mit halber Spaltenbreite gehören als Randbereiche zu den angrenzenden Kästchen mit voller Breite.

Arten	Modellabschnitte N 1 / 3 / 5 / 9			Modellabschnitte N 2 / 4		
	direkte Uferveget.	Erlensaum/Bruchwald	Feuchtwiesen / Umgebung	direkte Uferveget.	Bruchwald Wald	feuchte Umgebung
<i>A. spec.</i> (beobachtet, kein Fang)				○ ○ ○ ○ ○		
<i>A. contracta</i>	● ● ● ● ●					
<i>A. interpuncta</i>		▣				
<i>E. lineata</i>	● ● ● ● ●		▣			
<i>P. angustatus</i>	● ● ● ● ●	←	● ● ● ● ●			
<i>P. fulviventris</i>	▣	←	▣	▨	—	▨
<i>P. occultus</i>	● ● ● ● ●	←	▣			
<i>Ch. hirtella</i>		▨	▨	▨		
<i>Ch. lucida</i>			▨	▨		
<i>Ch. macquarti</i>		▣	▣			
<i>H. hybridus</i>			● ● ● ● ●			▨
<i>N. meticulosa</i>		● ● ● ● ●	▣			
<i>N. obliqua</i>		▨	▨			
<i>N. tenur</i>		● ● ● ● ●	▣			▨
<i>S. lappona</i>		▨	▨			
<i>S. clunipes</i>	Waldarten				▨	
<i>S. elegans</i>	Waldarten				▨	
<i>T. scita</i>	● ● ● ● ●	● ● ● ● ●				▨
	▨	▣				○ ○ ○ ○ ○

N1 ● ● ● ● ●    N2 ○ ○ ○ ○ ○    N3 ▣    N4 ▨    N5 ▨    N9 ▣

**Tabelle 5:** Ökologische Ansprüche der Arten der Bewertungskategorie 3 (Arten, die nur in Bereichen von Gewässern und Feuchtflächen vorkommen – nach RÖDER 1990, CLAUSSEN 1980 und eigenen Beobachtungen).

<b>1. Arten offener Bereiche</b>				
direkte Ufervegetation, Sümpfe, Feuchtwiesen, Gewässer, Gräben, auch Randbereiche-Wald				
<b>1.1 sumpfige, vegetationsreiche Uferbiotope</b>				
1.1.1 Larven saprophag *		bes. in Vegetation mit <i>Glyceria</i>   <i>Phrag**</i>   <i>Typha</i>		Randberei- che-Wald
<i>A. contracta</i> wohl nordische Art <i>A. interpuncta</i> Adulte bes. auf <i>Caltha palustris</i> und <i>Ranunculus acris</i> <i>E. lineata</i> bes. meso-o.eutrophe Teiche(sandige Böden), sumpfige Talauen				Frühjahrs- arten (2. Genera- tion schwach)
1.1.2 Larven zoophag u. 1.2.1				
<b>1.2 allgemein offene Bereiche</b>				
<i>P. angustus</i> Adulte besonders Graspollen <i>P. fulviventris</i> Adulte besonders Graspollen <i>P. occultus</i> wie <i>P. fulviventris</i>				
1.2.2 Larven saprophag *				
<i>Ch. hirtella</i> Adulte bes. auf <i>Caltha palustris</i> u. <i>Ranunculus acris</i> <i>Ch. lucida</i> zusammen mit voriger Art <i>Ch. macquarti</i> bes. Moore u. moorige Wiesen <i>H. hybridus</i> wahrscheinlich Zunahme im Küsten- bereich, Teiche (viele Wasserpfl.) <i>N. meticulousa</i> bes. Biotope mit Flachmoorcharakter üppige Sümpfe <i>N. obliqua</i> Sümpfe mit Weiden u. Erlen <i>N. tenur</i> bes. eutrophe Seen, moorige Biotope <i>S. lappona</i> bes. Moore, Sümpfe, Bruchwald <i>T. scita</i> wahrscheinl. Flachlandart, euryanth ? sitzen gern auf besonnten Blättern		?     ?		bevorzugt  auch   univoltin ?  auch lichte Auwälder
<b>2. Waldarten</b>				
Gewässer im Waldbereich, Au- und Bruchwälder, Waldbäche, üppige Vegetation				
<i>S. clunipes</i>				
<i>S. elegans</i>		oft zusammen mit voriger Art		..... ?
Larven beider Arten saprophag / xylophag in modernem Holz, Adulte bes. auf Umbelliferen				

\* *Glyceria* und *Typha* (in verrottender Form) bilden bei den markierten Arten wahrscheinlich nicht das einzige Larvensubstrat \*\* *Phragmites* bes. = besonders

**Tabelle 6:** Anzahl der Arten in den Modellabschnitten N1– N10 mit Zuordnung zu den Bewertungskategorien (Bk) 1–3 und zum Standorttypie-Index; Legende: AA = Artenanzahl; GAA = Gesamtartenzahl; S = Seenstandorte; D = Durchbruchstäler; N = Niedermoorstandorte; H = Hemerobiestandorte.

	S		D				N				H						
	N1		N4		N6		N3		N5		N9		N2		N7	N8	N10
	AA	%	AA	%	AA	%	AA	%	AA	%	AA	%	AA	%	AA	AA	AA
Bk1	29	62	17	61	13	76	8	47	30	65	33	62	18	86	0	0	0
Bk2	8	19	5	18	4	24	4	24	9	20	11	21	2	5	1	1	0
<b>Bk3</b>	<b>9</b>	<b>17</b>	<b>6</b>	<b>21</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>29</b>	<b>7</b>	<b>15</b>	<b>9</b>	<b>17</b>	<b>2</b>	<b>9</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
GAA	46		28		17		17		46		53		22		1	1	0
Index	1,6		1,6		1,2		1,8		1,5		1,6		1,3		1	1	0

ger). Noch deutlicher wird dieses Phänomen bei den hemeroben Modellabschnitten: Trotz steigender Artendiversität sinkt der Standorttypieindex deutlich. Damit wird der große Indikationswert der Syrphiden für die Niedermooere deutlich. Für das Niedermoor Dobbin liegt der Standorttypieindex bei 1,8. Damit ist er der höchste Wert, der innerhalb der Niedermoorabschnitte erreicht wird. Zugleich bringt er für die untersuchten Niedermooere den höchsten Grad an Naturnähe zum Ausdruck. Die nachgewiesenen 5 Arten der Bewertungskategorie 3 nehmen 29 % der Gesamtartenzahl ein. Die naturnahen Niedermooere Ahrenshagen und Kirchrosin weisen stellenweise für Syrphiden geeignete Uferzonen mit blühender Vegetation, Vernässungs- und Versumpfungsbereichen auf. Größere Bruchwaldbestände ergänzen das Habitatmosaik. In beiden Abschnitten wurde aufgrund früherer randlicher Nutzung als Weide ein relativ hoher Prozentsatz von Arten der Kategorien 1 und 2 nachgewiesen. Von insgesamt 46 bzw. 53 Arten sind 7 bzw. 8 der Kategorie 3 zuzuordnen (15 %). Damit liegt der Standorttypieindex für den Modellabschnitt N9 bei 1,6, für den Abschnitt N5 bei 1,5. Durchschnittlich wird damit der Standorttypieindex des seenbeeinflussten Abschnittes erreicht, der sich damit offensichtlich nahtlos in die Niedermoor-Modellabschnitte einordnet. Die Spezifik der Seen hat keine Auswirkungen auf die Biozönose der Syrphiden.

## Hemerobe Modellabschnitte

Die Modellabschnitte Hoppenrade und Gülzow sind im terrestrischen Bereich extrem strukturarm. Es fehlen die für Syrphiden wichtigen naturnahen Uferbereiche mit standorttypischer Vegetation. Besonders Gülzow ist sehr stark degradiert. Die Gesamtheit der in Tabelle 2 genannten populationshemmenden Faktoren trifft daher auf den Modellabschnitt Gülzow (N10) voll zu. Eine Biotopbesiedlung durch Syrphiden ist deshalb generell kaum möglich und für Arten der Kategorie 3 auszuschließen. Der Modellabschnitt Linstow weist eine relativ hohe Artenanzahl (18), bedingt durch einen kleinen Hochstauden-Schilf-Bestand, auf. Zur Blütezeit stellt er ein räumlich-zentrales Nektar- und Pollenangebot (vor allem Apiaceen) für Adulte der näheren Umgebung dar. Ausdruck dessen ist die hohe Anzahl der Arten der Bewertungskategorie 1 (18 von 22). Zur Kategorie 3 gehört nur 1 Art. Zusätzlich konnte eine Art der Gattung *Anasimyia* beobachtet, aber nicht determiniert werden. In diesem Abschnitt fehlen vor allem Vernässungs- und Versumpfungsbereiche am Ufer mit geeigneter Vegetation. Auch für diesen Abschnitt treffen die in Tabelle 2 genannten Faktoren zu, wenn auch weit abgeschwächer als in N7 und N10. Die Nebel im Modellabschnitt Schweinebrücke weist einen weitgehend natürlichen Verlauf auf. Durch Tieferlegung des Flußbettes wurden die angrenzenden, ehemals als Weide genutzten Flächen stark entwässert und stellen nach Auflassung reine Brennesselbestände dar. Sie sind ebenso wie die wenigen, kleinen vegetationsreichen Uferabschnitte (Brücke) und naheliegenden Wegränder vom Blütenangebot her für Syrphiden unattraktiv. Eine Besiedlung mit Arten der Bewertungskategorie 3 ist auszuschließen. Fast alle in Tabelle 2 genannten populationshemmenden Faktoren treffen auf diesen Abschnitt zu.

Resümierend muß betont werden, daß hohe Artenzahlen in Niedermoo- ren keinen höheren Grad von Naturnähe anzeigen, sondern durch anthropogene Einflüsse befördert werden.

## Allgemeine Schlußfolgerungen

Die Arten der Bewertungskategorie 3 kommen als Indikatorarten in Betracht. Die Gattungen *Anasimyia*, *Eurimyia* und die nicht beobachtete *Parhelophilus*, ebenso die Arten *Neoascia tenur* und *Neoascia meticulousa*, *Tropidia scita*, *Sericomyia lappona*, *Platycheirus fulviventris*, *Platycheirus*

*angustatus*, *Helophilus hybridus*, *Chrysogaster hirtella* und *Chrysogaster lucida* sollten im Hinblick auf die Zielstellung über einen längeren Zeitraum weiteruntersucht werden (zumal jährliche Populationsschwankungen von vielen Syrphidenarten bekannt sind). Das betrifft insbesondere ihre möglichen Bindungen an bestimmte Pflanzengesellschaften. *Neoascia obliqua* tritt wahrscheinlich nur unter bestimmten Habitatbedingungen auf und ist deshalb als Indikatorart kaum geeignet. Dasselbe gilt vermutlich auch für *Platycheirus occultus*, über die derzeit noch wenig bekannt ist. Die beiden *Sphegina*-Arten sind an alte, feuchte Wälder gebunden (Au- und Bruchwald), wo sie vor allem in beschatteten Bereichen in dichter Vegetation fliegen. So ist zu klären, wie vor allem die nach RÖDER (1990) häufigere *Sphegina chunipes* in Mecklenburg verbreitet ist und sich als Bioindikator auf Grund ihres Anspruchskomplexes eignet.

## Danksagung

Herrn CLAUSSEN, Flensburg, sei an dieser Stelle für die kritische Durchsicht des Manuskriptes gedankt.

## Literatur

- BARKEMEYER, W., & CLAUSSEN, C. (1986): Zur Identität von *Neoascia unifasciata* (STROBL 1898), mit einem Schlüssel für die in der Bundesrepublik Deutschland nachgewiesenen Arten der Gattung *Neoascia* WILLISTON 1886 (Diptera: Syrphidae). - Bonner zool. Beitr. 37: 229-239.
- BECKER, T. (1894): Revision der Gattung *Chilosia* MEIGEN. - Nova Acta Ksl. Leop. Carol. Dt. Akad. Naturforsch. 62: 195-524.
- BOTHE, G. (1988): Bestimmungsschlüssel für die Schwebfliegen (Diptera, Syrphidae) Deutschlands und der Niederlande. Deutscher Jugendb. Naturbeob., Hamburg, 117 S.
- CLAUSSEN, C. (1980): Die Schwebfliegenfauna des Landesteils Schleswig in Schleswig-Holstein (Diptera, Syrphidae). - Faun.-Ökol. Mitt., Suppl. 1: 1-79.

- , & TORP, E. (1980): Untersuchungen über vier europäische Arten der Gattung *Anasimyia* SCHINER 1864 (Insecta, Diptera, Syrphidae). – Mitt. Zool. Mus. Univ. Kiel 1: 1-16.
- , & SPEIGHT, M. C. D. (1988): Zur Kenntnis von *Cheilosia vulpina* (MEIGEN 1822) und *Cheilosia nebulosa* VERRALL 1871 (Diptera, Syrphidae). – Bonn. Zool. Beitr. 39: 19-28.
- COLLIN, J. E. (1952): On the subdivisions of the Genus *Pipizella* ROND., and an additional British species (Diptera, Syrphidae). – J. Soc. Brit. Entomol. 4: 85-88.
- DUŠEK, J., & LÁSKA, P. (1976): European species of *Metasyrphus*: Key, descriptions and notes (Diptera, Syrphidae). – Acta entomol. bohemoslov. 73: 263-282.
- GOELDLIN DE TIEFENAU, P. (1989): Sur plusieurs espèces de *Sphaerophoria* (Dipt., Syrphidae) nouvelles ou méconnues des régions paléarctique et néarctique. – Mitt. Schweiz. Entomol. Ges. 62: 41-66.
- , MAIBACH, A., & SPEIGHT, M. C. D. (1990): Sur quelques espèces de *Platycheirus* (Diptera, Syrphidae) nouvelles ou méconnues. – Dipterists' Digest 5: 19-43.
- HEYDEMANN, B. (1981): Zur Frage der Flächengröße von Biotopbeständen für den Arten- und Ökosystemschutz. – Jahrb. Natursch. u. Landschaftspflege 31: 21-51.
- KORMANN, K. (1988): Schwebfliegen Mitteleuropas: Vorkommen Bestimmung Beschreibung. – Landsberg (Ecomed), 76 S.
- RÖDER, G. (1990): Biologie der Schwebfliegen Deutschlands (Diptera: Syrphidae). – Keltern-Weiler (Erna Bauer), 575 S.
- SACK, P. (1930): Schwebfliegen oder Syrphidae, in: DAHL, F. (Hrsg.): Die Tierwelt Deutschlands, Bd. 4. – Jena (Fischer), 118 S.
- (1928-1932): Syrphidae, in: LINDNER, E.: Die Fliegen der paläarktischen Region, 4. – Stuttgart, 451 S.
- SPEIGHT, M. C. D. (1980): The *Chrysogaster* species (Dipt., Syrphidae) known in Great Britain and Ireland. – Entomologist's Rec. J. Var. 92: 145-150.
- , & GOELDLIN DE TIEFENAU, P. (1990): Keys to distinguish *Platycheirus angustipes*, *P. europaeus*, *P. occultus* and *P. ramsarensis* (Dipt., Syrphidae) from other *clypeatus* group species known in Europe. – Dipterist's Digest 5: 5-18.
- THOMPSON, F. C., & TORP, E. (1986): Synopsis of the European species of *Sphegina* MEIGEN (Diptera: Syrphidae). – Entomol. scand. 17: 235-269.
- TORP, E. (1984): De danske svirrefluger (Diptera: Syrphidae). Kendetegn, levevis og udbredelse. – København (Fauna Bøger), 300 S.

- VAN DER GOOT, V. S. (1981): De zweefvliegen van Noordwest-Europa en Europees Rusland, in het bijzonder van de Benelux. - Bibliotheek Koninklijke Nederlandse Natuurhistor. Vereniging, Amsterdam, 32: 275 S.
- VOCKEROTH, J. R. (1986): Nomenclatural notes on Nearctic *Eupeodes* (including *Metasyrphus* and *Dasysyrphus*) (Diptera: Syrphidae). - Can. Entomol. 118: 199-204.

## VIII. Ökologische Bewertung von Niederungsbereichen der Nebel unter Nutzung bioindikativer Aussagen von Heuschrecken (Saltatoria)

Wolfgang WRANIK

Dr. rer. nat. Wolfgang WRANIK, Universität Rostock, Fachbereich Biologie, Freiligrathstraße 7/8, D-18055 Rostock

**Zusammenfassung:** In 10 ausgewählten Flußabschnitten der Nebel, einem Nebenfluß der Warnow, wurden Untersuchungen zum Arteninventar der Heuschrecken durchgeführt. Für die 16 nachgewiesenen Arten erfolgt eine Diskussion zur Habitatbindung und den Möglichkeiten ihrer Verwendung für naturräumliche Wertanalysen im Niederungsbereich.

### 1. Einleitung

Mit ca. 80 Arten in Deutschland stellen die Heuschrecken eine vergleichsweise überschaubare Tiergruppe dar, deren Bedeutung als Zeigerorganismen mit dem hohen Grad an Spezialisierung einzelner Arten und einer daraus resultierenden Habitatpräferenz in Verbindung steht. Ein weiterer Vorzug der Heuschrecken besteht in ihrer schnellen großflächigen Erfäßbarkeit und einer relativ leichten Bestimmbarkeit.

Die heimischen Heuschrecken haben heute ihre Hauptverbreitung in Waldersatzstandorten. Etwa die Hälfte der für Deutschland nachgewiesenen Arten ist xerophil, als ausgesprochen hygrophil gelten 7 Arten. Die verbleibenden meist euryöken Formen präferieren den mesophilen Bereich. In ihrer Bindung an die Vegetation lebt mehr als die Hälfte der Arten in der Grasschicht (graminicol), der Rest lebt etwa zu gleichen Teilen entweder bodennah (terricol) oder bevorzugt Büsche und Bäume (arbuticol/arboricol) (vgl. Tabelle 1).

Die zum Teil sehr spezifische Biotopbindung einzelner Heuschreckenarten stellt dabei einen multifaktoriellen Komplex dar, in dem das Mikroklima eine dominierende Rolle spielt. Die Wechselwirkungen zwischen den Einzelfaktoren (Wasserhaushalt, Feuchte, Strahlung, Temperatur, Boden, Vegetation) sind im Detail allerdings für die Mehrzahl der Arten noch nicht ausreichend bekannt.

Innerhalb kleinflächigerer Gebiete ist die Verteilung der Tiere nicht gleichmäßig, sondern wird in der Regel durch häufig nur schwer wahrnehmbare mosaikartig verteilte Biotopstrukturen (Relief, Neigung, Exposition, Raumstruktur) bestimmt.

Darüber hinaus sind neben den unmittelbaren Biotopeigenschaften das Umfeld und das unterschiedlich starke Migrationsvermögen der Arten zu beachten sowie tages- beziehungsweise jahreszeitlich bedingte Verschiebungen in der Aktivität und Verteilung der Tiere und auch die für viele Insektengruppen typischen Populationsschwankungen zwischen den Jahren.

All diese genannten Faktoren schränken aber die Bedeutung der Heuschrecken für die Bioindikation keineswegs ein. Sie sollen lediglich die Komplexität der notwendigen Interpretation der Daten aufzeigen.

Aus den in Tabelle 1 aufgelisteten Informationen zur ökologischen Potenz, der Stratenzugehörigkeit und den bevorzugt besiedelten Biotoptypen kann man, unter Berücksichtigung der oben erwähnten Einschränkungen, die Ansprüche einzelner Arten sowie auch Aussagen zu möglichen Heuschreckengemeinschaften bestimmter Lebensräume ableiten.

## 2. Methoden

Die Modellabschnitte im Bereich der Nebel wurden in den Jahren 1993 und 1994 zwischen Mai und September beprobt. Bei den Begehungen kamen unterschiedliche Erfassungsmethoden zum Einsatz. Bei sonniger und warmer Witterung wurde das Artenspektrum vorrangig durch direktes Hören und unter Einsatz eines Ultraschalldetektors erfaßt. Dieses Verfahren ist eine schnelle und geeignete Methode, einen Überblick über die Heuschreckenfauna eines Gebietes zu erlangen. Insbesondere für eine Anzahl morphologisch sehr ähnlicher Arten bietet sie darüber hinaus den Vorteil einer sicheren Unterscheidung. Allerdings waren die Witterungsbedingungen 1993 meist derart ungünstig, daß nur wenige Tiere während der Begehungen stridulierten. Deshalb erfolgte die Detektion schwer nachweisbarer Arten auch mittels Insektenkescher. Da diese Methode nur ein unvollständiges Bild der Heuschreckenbesiedlung vermitteln kann, wurden sie jeweils mit einem gezielten Absuchen unterschiedlicher Flächenareale gekoppelt. Dieses Absuchen galt daneben aber auch dem Auffinden „stumme“ Arten.

Die Tiere wurden in der Regel vor Ort bestimmt (HARZ 1960, BELLMANN 1985) und anschließend wieder freigelassen. Morphologisch schwer unterscheidbare Arten wurden abgetötet und mit Hilfe eines Stereomikroskops im Labor determiniert. Die Nomenklatur folgt HARZ (1960). Die Abundanzschätzungen wurden grob über die Häufigkeitsklassen „vereinzelt“ (Einzelfunde), „häufig“ (stellenweise auf der ganzen Fläche) und „sehr häufig“ (zahlreich auf der ganzen Fläche) vorgenommen.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Das Artenspektrum in Mecklenburg-Vorpommern

Die heutigen Kenntnisse zum Bestand und zur Verbreitung der Heuschrecken in Mecklenburg-Vorpommern basieren im wesentlichen auf den Daten von ZACHER (1917), ZIMMERMANN (1927), LUNAU (1941) und der Arbeit von GÜNTHER (1971). Allgemein als unzuverlässig gelten dagegen die Angaben von RUDOW (1873), die deshalb hier keine Berücksichtigung fanden. Alle weiteren in den letzten Jahren publizierten Ergebnisse beziehen sich mehr auf gelegentliche Aufsammlungen beziehungsweise waren lokal begrenzt. So wurden von WRANIK (1992) und VORWALD (1993) Daten zur Orthopterenfauna von Rostock zusammengefaßt. Konkrete ältere Vergleichsdaten zum Einzugsgebiet der Nebel existieren nicht. Berücksichtigt man alle älteren (auch umstrittenen) Angaben, so liegt die Artenzahl für Mecklenburg-Vorpommern bei 50. Bei einer kritischen Betrachtung dieses Artenspektrums muß beachtet werden, daß für einige Arten natürliche Arealgrenzen im Norden Deutschlands verlaufen und dadurch Überlagerungen von langzeitlich natürlich und anthropogen bedingten Fluktuationen und Arealverschiebungen zum Teil besonders schwer zu trennen sind (KÖHLER 1988).

Eine genaue Aussage zur Bestands-, Verbreitungs- und Gefährdungssituation der einzelnen Arten ist auf der noch lückenhaften aktuellen Datenbasis nur bedingt möglich. Eine „Rote Liste“ der Heuschrecken des Landes Mecklenburg-Vorpommern existiert gegenwärtig noch nicht. In den meisten Landeslisten liegt der Gefährdungsgrad zwischen 50 und 60 %, das dürfte auch für Mecklenburg-Vorpommern zutreffen. Betroffen sind mit Sicherheit auch hier vor allem die stenöken Arten feuchter und extrem trockener Lebensräume.

Tabelle 1: Ökologische Potenzen der für Mecklenburg-Vorpommern sicher belegten freilebenden Heuschreckenarten nach HARZ (1960), KÖHLER (1988), KLEINERT (1992) (x = xerophil; h = hygrophil; m = mesophil; M = terricol/Moosschicht; K = praticol/ Krautschicht; S = arbusticol/Strauchschicht; B = arboricol/Baumschicht; FN = Feucht- und Naßflächen; WG = Wirtschaftsgrünland; GB = Grünlandbrachen; NG = nährstoffarme, trockene Grasfluren; RB = Rohbodenstandorte; WA = Wald; RU = Ruderalflächen).

	<b>Grad der Hygrophilie</b>	<b>Habitatpräferenz</b>	<b>Lebensraum</b>
<b>ENSIFERA</b>			
<b><u>Tettigoniidae</u></b>			
<i>Leptophyes albovittata</i>	m	S	NG WA
<i>Leptophyes punctatissima</i>	m	S B	WA GB
<i>Meconema thalassinum</i>	m	S B	WA
<i>Conocephalus dorsalis</i>	h	K	FN
<i>Conocephalus discolor</i>	h	K	FN RU
<i>Tettigonia viridissima</i>	m	S B	GB NG WA RU
<i>Tettigonia cantans</i>	h-m	K S B	GB WA RU
<i>Pholidoptera griseoptera</i>	m	K S	WA RU WG GB NG
<i>Platycleis albopunctata</i>	x	M K	NG GB RU
<i>Metrioptera brachyptera</i>	h-m	K	FN GB NG RU
<i>Metrioptera bicolor</i>	x	M K	GB NG WG
<i>Metrioptera roeseli</i>	h-m	K	FN WG GB NG
<i>Decticus verrucivorus</i>	m-x	M K	WG NG
<b><u>Gryllidae</u></b>			
<i>Gryllus campestris</i>		M	WG RU NG WA
<b><u>Gryllotalpidae</u></b>			
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	h-m	M	FN WG
<b>CAELIFERA</b>			
<b><u>Tetrigidae</u></b>			
<i>Tetrix subulata</i>	h	M	FN
<i>Tetrix undulata</i>	h-m	M	FN WA
<i>Tetrix bipunctata</i>	m-x	M	WA NG
<i>Tetrix tenuicornis</i>	m-x	M	NG WA
<b><u>Acrididae</u></b>			
<i>Psophus stridulus</i>	m-x	K S	NG
<i>Oedipoda caerulescens</i>	x	M	NG RB
<i>Mecostethus grossus</i>	h	K	FN
<i>Chrysochraon dispar</i>	h	K	FN GB WA
<i>Chrysochraon brachyptera</i>	h-m-x	K	FN NG
<i>Stenobothrus lineatus</i>	x	M K	NG WA RU
<i>Stenobothrus stigmaticus</i>	x	M K	NG RB
<i>Omocestus viridulus</i>	h-m	K	FN WG GB WA
<i>Omocestus ventralis</i>	h-m	M K	WG NG RB
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	m-x	K	NG RU
<i>Chorthippus apricarius</i>	m-x	K	RU NG
<i>Chorthippus brunneus</i>	x	M K	NG WG GB RB WA RU
<i>Chorthippus biguttulus</i>	m-x	K	WG GB NG RU
<i>Chorthippus mollis</i>	m-x	K	NG
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	h-m	K	FN WG RU
<i>Chorthippus dorsatus</i>	m	K	FN WG GB
<i>Chorthippus parallelus</i>	m	K	FN WG GB NG WA RU
<i>Chorthippus montanus</i>	h	K	FN GB
<i>Chorthippus pullus</i>	x	K	NG
<i>Myrmeleotettix maculatus</i>	x	M K	NG RB WA
<i>Gomphocerous rufus</i>	m-x	K	WA GB NG

### 3.2. Übersicht über die in den Untersuchungsflächen nachgewiesenen Arten

In den Untersuchungsflächen wurden 16 Arten nachgewiesen (vgl. Tabelle 2). Auf der Basis der bisherigen Untersuchungen ist die Übersicht über das Artenspektrum, den Grad der Vergesellschaftung sowie die Häufigkeit der einzelnen Arten in den 10 Beispielgebieten sicher noch nicht als vollständig zu betrachten.

Zum Beispiel ist die Art *Meconema thalassinum* (DE GEER) durch die arborescierende Lebensweise und die besondere Art der Lautäußerung (trommelndes Geräusch mit den Beinen) nur sehr schwer erfassbar. Sie konnte zwar nicht in den Modellabschnitten selbst nachgewiesen werden, sondern nur bei exemplarisch durchgeführten Klopfproben im weiteren Umfeld der Abschnitte Schweinebrücke und Kirch-Rosin (Waldrandbereich). Es ist jedoch bei Nachweis eines solchen Einzelexemplares sicher mit dem Auftreten weiterer Tiere in der Umgebung zu rechnen. Die weite Verbreitung dieser Art (Laubwälder, baumbestandene Uferländer, Park- und Gartenanlagen) wird auch durch die bisherigen Untersuchungsergebnisse im Beke-Gebiet sowie in und um Rostock belegt.

Unterrepräsentiert in den bisherigen Kartierungen im Land sind wahrscheinlich auch die beiden *Leptophyes*-Arten, die eine ähnlich versteckte Lebensweise und kaum hörbare Lautäußerungen zeigen. Schwierig sind auch Aussagen zum Vorkommen der sehr unauffälligen *Tetrix*-Arten. *Tetrix subulata* (L.) wurde in 4 der 10 Modellabschnitte nachgewiesen. Die Zahl der Vorkommen kann durchaus höher liegen. Dafür sprechen Ergebnisse von Untersuchungen im Uferlandbereich der Beke und auch die Tatsache, daß die Belege in den Modellabschnitten Ahrenshagen und Schweinebrücke erst nach längerer und intensiver Nachsuche gelangen. Bei den vorhandenen Standortunterschieden im Niederungsbereich des Gewässers ist dabei auch das Auftreten anderer *Tetrix*-Arten nicht auszuschließen (*T. undulata*).

Unklar bleibt auch der mögliche Bestand der versteckt (nächtlich und subterran) lebenden Maulwurfsgrylle (*Gryllotalpa gryllotalpa* (L.)) im Umfeld der Nebel. Durch genauere Erhebungen (unter anderem Umfragen in Kleingartenanlagen) im Raum Rostock konnten zum Teil sehr stabile Populationen nachgewiesen werden.

**Tabelle 2:** Das Artenspektrum in den einzelnen Modellabschnitten. Sicht- oder Rufnachweis; MA = Malkwitz, LI = Linstow, DO = Dobbin, KU = Kuchelmiß, AH = Ahrenshagen, KO = Koppelow, HO = Hoppenrade, SC = Schweinebrücke, KI = Kirch-Rosin, GÜ = Gülzow; ( ) = Nachweis außerhalb des Modellabschnittes (Randbereiche). Häufigkeitsklassen: v = vereinzelt, h = häufig; s = sehr häufig (s. Text).

Art	MA	LI	DO	KU	AH	KO	HO	SC	KI	GÜ
<b>ENSIFERA</b>										
<i>Conocephalus dorsalis</i>	h	h			h			h	h	h
<i>Tettigonia viridissima</i>	h									
<i>Tettigonia cantans</i>		h		(h)	h	h	h	h	h	h
<i>Dectus verrucivorus</i>	(h)									
<i>Metroptera roeseli</i>	s	h			h	h	h	v	h	h
<i>Pholidoptera griseocapta</i>		(h)					h	h	s	
<b>CAELIFERA</b>										
<i>Tetrix subulata</i>	h				h			h	h	
<i>Mecostethus grossus</i>					?					
<i>Omocestus viridulus</i>	h		(h)		v	h				
<i>Chorthippus apricarius</i>	h	h			v					
<i>Chorthippus biguttulus</i>	s	h		(h)	h	h	h			h
<i>Chorthippus brunneus</i>	s	h	(h)	(h)	h	h	h			
<i>Chorthippus dorsatus</i>	h				h					
<i>Chorthippus albomarginatus</i>	h	h	(h)	(h)		h	s	h	h	h
<i>Chorthippus parallelus</i>	h									
<i>Chorthippus montanus</i>								h	h	
<b>Standorttypindex</b>	<b>2,0</b>	<b>1,9</b>			<b>2,0</b>	<b>1,8</b>	<b>1,7</b>	<b>2,3</b>	<b>2,3</b>	<b>2,0</b>

Es gibt inzwischen zahlreiche Arbeiten, in denen Kenntnisse über die ökologischen Ansprüche der Heuschreckenarten zusammengefaßt werden (MARCHAND 1953, HARZ 1960, BROCKSIEPER 1978 und andere). Deshalb wird im weiteren lediglich auf die Faktoren eingegangen, die bei den nachgewiesenen Arten für die Fragestellung der Untersuchung von Bedeutung sind.

*Conocephalus dorsalis* LATR. (Abb. 1) wurde in 6 Modellabschnitten nachgewiesen. Die Kurzflüglige Schwertschrecke zeigt eine sehr enge Bindung an Feuchtbiootope, an ihr wird aber auch die notwendige Differenziertheit derartiger Bewertungen deutlich. Die starke Hygrophilie ergibt sich nach den bisherigen Kenntnissen nicht aus einem unmittelbaren Feuchtigkeitsbedürfnis der imaginalen Tiere, sondern erklärt sich wahrscheinlich aus der eng fixierten Art der Eiablage (markreiche Stengel von *Juncus*- und *Phragmites*-Arten) (INGRISCH 1978 a, b, 1979). Ausgeprägte Binsen- und Hochstaudenfluren, wie in den Modellabschnitten Malkwitz, Ahrenshagen, Schweinebrücke und Kirch-Rosin vorhanden, sind deshalb eine wesentliche Voraussetzung für ein flächiges Vorkommen dieser im Verhalten vertikale Vegetationsstrukturen bevorzugenden Art. Im Wirtschaftsgrünland der Modellabschnitte Linstow und Gülzow sind dagegen derart strukturierte Pflanzenbestände nur noch im Randbereich von Gräben oder inselartig verblieben. Dementsprechend punktuell beziehungsweise linienhaft finden sich auch die Schwertschrecken.

Erwartungsgemäß weit verbreitet ist die Art *Metrioptera roeseli* (HGB.). Allgemein zeigt Rösels Beißschrecke eine Präferenz für langgrasige Vegetationsstrukturen in Standorten ganz unterschiedlichen Feuchtigkeitsgrades. Sie konnte in allen Flächen mit geeigneter Vegetation nachgewiesen werden. Das breite Besiedlungsspektrum der Art war besonders im Modellabschnitt Malkwitz zu beobachten (Abb. 2). Dort fanden sich die häufig auftretenden Tiere vom trockenen Maisfeld bis ins Feuchtgrünland. Neben den typischen micropter bis subbrachypteren Formen waren einige Exemplare auch vollgeflügelt. In den anderen Flächen waren die Tiere dagegen im Bereich der gewässerbegleitenden Hochstaudenflur konzentriert. Die stridulierenden Männchen sitzen dabei in der Regel im oberen Teil der Vegetation. Auch im Beke-Gebiet findet sich diese eurytope Art sehr häufig im Hochstaudengürtel des Uferrandbereiches. Die nahe verwandte Art *Metrioptera brachyptera* (L.) wurde nicht gefunden, ist aber aus der Region durch frühere Nachweise bekannt.

*Pholidoptera griseoptera* (DE GEER) gehört ebenfalls zu den häufigen Arten der Ensifera. Während man die Larvenstadien nicht selten im Grasbereich antrifft, sind die Imagines vor allem Tiere der beschatteten Hecken- und Gebüschareale, finden sich aber auch in Staudenfluren (Modellabschnitt Hoppenrade) und am Boden. Durch die geringe Trockenresistenz der Eier (Eiablage in Blattscheiden, Pflanzenstengel, Rinde, Erdbo-



Abb. 1 (oben): Männchen von *Conocephalus dorsalis* (Modellabschnitt Malkwitz).  
Abb. 2 (unten): Männchen von *Metrioptera roeseli* (Modellabschnitt Malkwitz).



Abb. 3 (oben): Männchen von *Tettigonia viridissima* (Modellabschnitt Malkwitz).

Abb. 4 (unten): Männchen von *Chorthippus montanus* (Modellabschnitt Schweinebrücke).



Abb. 5 (oben): Pärchen von *Chorthippus albomarginatus* (Modellabschnitt Koppelow).  
Abb. 6 (unten): *Tetrix subulata* (Modellabschnitt Ahrenshagen).

den) zeigt die Gewöhnliche Strauchschncke zwar eine gewisse Präferenz für feuchte Substrate, stellt insgesamt aber nur geringe Ansprüche an Lebensraum und Habitatsklima. Der unmittelbare Nachweis erfolgte zwar lediglich in 3 Modellabschnitten, aber auch hier kann von einem Vorkommen dieser Art in den meisten gebüschbestandenen Flächen ausgegangen werden. Besonders hoch war das Vorkommen im Modellabschnitt Kirch-Rosin, im Randbereich des Bruchwaldes.

Interessant ist der Nachweis einer anscheinend sehr stabilen Population des Warzenbeißers (*Decticus verrucivorus* (L.)) im Umfeld des Modellabschnittes Malkwitz. Der eigentliche Lebensraum dieser xerophilen Art (ein ausgedehnter Trockenhang) befindet sich allerdings nicht mehr in der unmittelbaren Untersuchungsfläche. Günstig sind anscheinend die Standortunterschiede des Gebietes im Zusammenhang mit den wechselnden Ansprüchen der Art während der Embryogenese und der postembryonalen Entwicklung. Die Eier benötigen Bodenfeuchte, dagegen ist das Wachstum der Larven nur bei hohen Temperaturen möglich.

Zu den beiden *Tettigonia*-Arten (*T. cantans* (FUESSLY), *T. viridissima* (L.)) gibt es inzwischen zahlreiche Arbeiten, die sich mit der Frage ihrer Vikarianz befassen (unter anderen SCHIEMENZ 1981, RAHMEL et al. 1990). Im Rahmen unserer Untersuchungen wurde das Große Heupferd (*T. viridissima*) nur im Modellabschnitt Malkwitz nachgewiesen (Abb. 3). Für ein gleichzeitiges Vorkommen von *T. cantans* auf oder im Umfeld dieser Fläche gab es keine Hinweise. Das Zwitscher-Heupferd war aber auf den meisten anderen Flächen vertreten und scheint wohl auch im gesamten Einzugsgebiet häufig zu sein. Bei beiden Arten besiedeln Larve und Imago unterschiedliche Habitate. Während der Larvalentwicklung finden sich die Tiere in hochwüchsigen Wiesen, die Imagines dagegen bevorzugen Stauden, Büsche und (besonders *T. viridissima*) häufig auch Bäume. Es wird von ihnen ein breites Spektrum von Biotoptypen besiedelt, das im urbanen Bereich (z. B. Rostock: *T. cantans*) bis fast in das Stadtzentrum reichen kann.

Welche Faktoren das Vikariieren beider Arten letztendlich verursachen, ist bis heute unbekannt. Vermutet werden Einflüsse von Regional- und Standortklima, Pflanzenwuchs beziehungsweise Bodenbeschaffenheit (Wasserkapazität des Bodens, Grundwasserflurabstände), doch fehlt bisher eine wirklich schlüssige Aussage. Keine Hinweise gibt es für unmittelbare Konkurrenzwirkungen zwischen beiden Arten, möglich wären aber

auch großflächige Ausbreitungsphänomene und ein damit im Zusammenhang vermutetes größeres Entwicklungspotential von *T. cantans*. Allgemein besiedelt *T. cantans* schwerere und feuchtere Böden, während *T. viridissima* auf leichteren Böden mit geringerer Wasserkapazität zu finden ist. Das Umfeld des Modellabschnittes Malkwitz (Trockenfläche) würde diese Erklärung stützen, andererseits gibt es aber aus der Literatur zahlreiche Ausnahmen und auch Situationen, wo beide Arten gemeinsam auftreten (unter anderem LUNAU 1966; MARTENS & GILLANDT 1983; RAH-MEL et al. 1990).

Die Kurzfühlerschrecken waren mit 10 Arten vertreten. Die Gattung *Chorthippus*, auf die die Mehrzahl der Arten entfällt, bereitete bei der Erfassung die größten Schwierigkeiten, da durch den witterungsbedingt häufig fehlenden Gesang nicht alle gekescherten Tiere (vor allem Weibchen) der morphologisch nur schwer zu trennenden *biguttulus*-Gruppe zweifelsfrei bestimmt werden konnten. Darüber hinaus sind einige der *Chorthippus*-Arten besonders anpassungsfähig und auch sehr vagil, was bei der Interpretation ihres Vorkommens beachtet werden muß.

Als hygrophile Art gilt *Chorthippus montanus* CHARP. Der Sumpfrashüpfer besiedelt bevorzugt nasse und sumpfige Wiesenbereiche. Die Präferenz bodenfeuchter Standorte ergibt sich dabei wahrscheinlich aus dem Feuchtigkeitsanspruch im Eistadium. Er trat häufig in den Modellabschnitten Schweinebrücke und Kirch-Rosin auf (Abb. 4). Der sehr ähnliche Gemeine Grashüpfer (*C. parallelus* (ZETT.)) fand sich dagegen nur im Modellabschnitt Malkwitz, ist aber insgesamt im Einzugsgebiet sehr häufig. Er zeigt eine große Potenz in der Biotopwahl, und es werden mit Ausnahme extrem trockener und extrem nasser Gebiete nahezu alle wiesenähnlichen Lebensräume besiedelt.

Als mesophil, aber mit einem sehr breiten Anpassungsspektrum an unterschiedliche Standortbedingungen, gelten die Arten *C. biguttulus* (L.), *C. dorsatus* (ZETT.) und *C. albomarginatus* (DE GEER). Der Nachtigall-Grashüpfer (*C. biguttulus*) war in 4 Modellabschnitten häufig. Es ist eine mesophile bis xerophile Art, die mit Gebüsch bewachsene und ausgesprochen feuchte Flächen aber eher meidet. Von einigen Autoren wird ihr eine stärkere Präferenz für trockene Standorte zugesprochen. Durch ein ausgeprägtes Migrationsvermögen kann der Nachtigall-Grashüpfer aktiv neue Lebensräume erreichen. Das war auch im Stadtgebiet von Rostock festzustellen, wo er relativ schnell in neu geschaffenen beziehungsweise

auch unterschiedlich intensiv gepflegten Arealen zu finden war. Häufig ist er dabei, wie auch bei den vorliegenden Untersuchungen, mit dem Braunen Grashüpfer (*C. brunneus* (THUNBG.)) vergesellschaftet. Beide Arten stehen sich nicht nur morphologisch, sondern auch ökologisch sehr nahe. Allerdings wird dem Braunen Grashüpfer in der Regel eine stärkere Bindung an den xerophilen Bereich zugeschrieben. Zumindest kann die Art relativ problemlos vergleichsweise extreme Lebensräume (unvollständige Bodenbedeckung) besiedeln. Sie wird ebenfalls als sehr vagil eingeschätzt und gehört häufig zu den Pionierarten auf neuen Flächen.

Für den stärker xerothermophilen Verkannten Grashüpfer (*C. mollis* (CHARP.)) wäre von den Untersuchungsflächen vor allem der Trockenbereich um den Modellabschnitt Malkwitz geeignet. Ein Nachweis der Art, deren klare Trennung eigentlich nur über den Gesang möglich ist, gelang aber nicht.

*C. albomarginatus* (DE GEER) war in 7 der 10 Modellabschnitte vertreten und war meist auch die häufigste Kurzfühlerschrecke. De Geers Grashüpfer ist eine Art, der gewöhnlich ein deutlicher Feuchtigkeitsanspruch zugeschrieben wird, allerdings gibt es auch dem widersprechende Angaben. Wahrscheinlich besitzt die Art eine sehr große Anpassungsfähigkeit in bezug auf Feuchtigkeit. Außer Zweifel steht aber die weite Verbreitung in feuchten Wiesenbiotopen, so daß das häufige Auftreten in den Modellabschnitten nicht überrascht (Abb. 5). Auch der Wiesengrashüpfer (*C. dorsatus* (ZETT.)) gilt als eine Art der feuchten Biotope, wobei wieder dem Feuchtigkeitsbedarf der Eier eine besondere Bedeutung zukommt (INGRISCH 1983). Er wurde nur in 2 Modellabschnitten nachgewiesen, sein Vorkommen in weiteren Flächen ist aber wahrscheinlich.

Bei *C. apricarius* (L.) handelt es sich um eine meist als stärker xerothermophil einzuordnende Art, doch gibt es auch bei LINNÉs Grashüpfer zahlreiche Beispiele für eine mesophile Bindung. In den Modellabschnitten Malkwitz und Gülzow waren die Tiere im trockeneren und wärmeren Bereich der am Rand vorbeiführenden Wege konzentriert. Insbesondere bei den *Chorthippus*-Arten bietet sich gewöhnlich ein sehr wechselhaftes Bild, das unter anderem mit der unterschiedlichen Anpassungsfähigkeit der Arten auf Zustandsveränderungen im Lebensraum sowie der ebenfalls sehr differenzierten Mobilität in Verbindung steht. Kleinflächig ist bei ihnen, in Abhängigkeit von den Feuchtigkeitsverhältnissen und der Vegetationshöhe, von einer überlappenden Einnischung auszugehen.

*Omocestus viridulus* (L.) gilt als eine eurytope Art, die vor allem auf wechselfeuchten Wiesenflächen vorkommt. Dem entsprechen die Belege in den Modellabschnitten Malkwitz und Ahrenshagen. Der Nachweis des Bunten Grashüpfers im Umfeld des Modellabschnitts Dobbin erfolgte auf einer Grasfläche eines zuführenden Waldweges. Auch diese Art besitzt ein hohes Migrationsvermögen.

Besonders interessant ist auch die Frage nach dem Vorkommen der Sumpfschrecke (*Mecostethus grossus* (L.)). Die Art konnte bisher nicht zweifelsfrei nachgewiesen werden. Die Lautäußerung eines Tieres im Modellabschnitt Ahrenshagen konnte nicht genauer verifiziert werden. An der Beke wurde die Art im Uferrandbereich (Umfeld Groß-Tessiner See) mehrfach belegt, doch auch hier scheint sich das Vorkommen auf nur noch wenige Lebensräume zu reduzieren.

Die hygrophile Säbel-Dornschröcke (*Tetrix subulata*) (Abb. 6) wurde bereits erwähnt. Sie gehört zumindest zu den potentiell gefährdeten *Tetrix*-Arten, ist dennoch aber weiter verbreitet als bisher bekannt, da sie, wie alle Dornschröcken, nur schwer nachzuweisen ist.

### **3.3. Heuschreckengemeinschaften des Untersuchungsgebiets und ihre Verwendung für die Bewertung von Naturräumen an der Nebel**

Eine wesentliche Zielstellung der tier- und pflanzenökologischen Untersuchungen im Rahmen des Warnowprojektes war die naturräumliche Bewertung. Betrachtet man in dieser Beziehung die Heuschrecken, so zeigen sich Möglichkeiten und Grenzen. Die Möglichkeiten bestehen ohne Zweifel in der Nutzung der Heuschrecken (in Kombination mit anderen Gruppen) für die Bioindikation im Bereich der Niederung. Die Grenzen liegen in der vielfach schwierigen Herstellung einer Beziehung zwischen konkreten autökologischen Ansprüchen von Arten und den vorhandenen Habitatelementen und -strukturen.

Dementsprechend kompliziert gestaltet sich das Benennen lebensraumtypischer Heuschreckenvergesellschaftungen und auch eine Beurteilung der An- oder Abwesenheit einzelner Arten. Unter Beachtung des Vorgenannten sind die 10 Modellabschnitte an der Nebel hinsichtlich ihres Grades an Naturnähe über die Heuschrecken als Bioindikatoren bewertet worden.

Die Heuschrecken eignen sich besonders als Indikatoren für Niederungsbereiche mit offener Feuchtvegetation. Die Indikation selbst kann an das Vorhandensein oder Fehlen feuchtstenöker Arten orientiert werden. Dementsprechend erfolgte auch die Einteilung der Kategorien für den Standorttypenindex (vgl. Tabellen 2 und 3). Unterschieden wird dabei in feuchtigkeitsliebende Arten (Kategorie 3) als Charakterarten für Feuchtwiesen, Röhrichte und Niedermoorbereiche sowie Arten mittelfeuchter Standorte (Kategorie 2). Euryöke Arten ordnen sich in die Kategorie 1 ein.

In den Niedermoorbereichen der Modellabschnitte Malkwitz, Ahrenshagen, Schweinebrücke und Kirch-Rosin konnten die meisten Charakterarten für Feuchtgebiete nachgewiesen werden (vgl. Tabelle 2 und Abb. 7). Ausschlaggebend dafür sind neben der Milieufeuchte sicherlich das Vorhandensein vielfältiger vertikaler Vegetationsstrukturen sowie eines für Nahrung und Eiablage günstigen Pflanzenspektrums.

Als regelmäßige Begleiter fanden sich immer auch mehrere ubiquitäre *Chorthippus*-Arten. Ihre Beurteilung ist deshalb nicht einfach, da sie raumbezogen, im Gegensatz zur Euryökie der ganzen morphologischen Art, einen gewissen Grad an Stenökie zeigen können (Szijj 1985). Diese weniger anspruchsvollen Wiesenarten sind es dann, die nach Eingriff des Menschen in das Niederungsökosystem die Heuschreckenvergesellschaftungen bestimmen. Das konnte eindrucksvoll in den als Intensivgrünland ausgebildeten Bereichen der Modellabschnitte Linstow, Hoppenrade und Gülzow nachgewiesen werden. Auch wenn bei weiteren Untersuchungen noch die eine oder andere Art gefunden werden sollte, so ist eine Dominanz von Arten mit wenig differenzierten Lebensansprüchen unübersehbar. Der mit Sicherheit vorhandene mosaikartige Charakter auf diesen Wiesenkomplexen müßte hinsichtlich der Einnischung der *Chorthippus*-Arten noch genauer untersucht werden.

Im Hochstaudensaum des Gewässerrandbereiches fanden sich mit *M. roseli*, *T. cantans*/*T. viridissima* sowie *P. griseoptera* (Gehölze) vor allem Arten mit einer größeren ökologischen Potenz. Für andere typische Arten der feuchten Uferregion (*M. grossus*, *C. dorsalis*), die auch eine ausgeprägtere Stenökie zeigen, sind dagegen Isolationsphänomene unübersehbar. Die an sich nicht seltene Große Goldschrecke (*Chrysochraon dispar*) konnte nicht nachgewiesen werden.

Da einige Heuschreckenarten sehr vagil sind und in den Untersuchungsflächen zum Teil fließende Übergänge zu Wegrändern, Ruderalflächen und Trockenrasen bestehen, ist das Vorkommen von trockenpräferierenden Arten nicht verwunderlich.

Der errechnete Standorttypieindex spiegelt die oben skizzierte Wertung von der Tendenz her wider. Für die naturnahen Niedermoorflächen wurden Werte um 2,00 und höher erreicht. Der Modellabschnitt Dobbin bildete auf Grund extremer Verhältnisse (dichter Baumbestand) eine Ausnahme, so daß im direkten Niederungsbereich keine Arten nachgewiesen werden konnten.

Die Abstufungen in den hemeroben Modellabschnitten (Niederungsbereich) sind hoch. So schwanken die Standorttypieindizes zwischen 1,70 im Modellabschnitt Hoppenrade und 2,30 im Modellabschnitt Schweinebrücke. Bei der Bewertung dieser relativ hohen und stark streuenden Werte muß beachtet werden, daß Heuschrecken kleinste Refugialräume besiedeln können. Derartige Refugialräume sind im Regelfall selbst bei starker Degradation des Moorkörpers noch vorhanden (Altarme, Gräben etc.) und spiegeln mit ihrem Arteninventar einen besseren ökologischen Zustand vor.

Für die Bewertung der Durchbruchstäler erwiesen sich Heuschrecken als ungeeignet, da sie durch den dichten Baumbestand in den Modellabschnitten selbst fehlten (außer wahrscheinlich arboricolen Arten). Der Standorttypieindex konnte nur im Modellabschnitt Koppelow unter Berücksichtigung der Randbereiche berechnet werden und liegt mit einem Wert von 1,80 etwas niedriger als die Modellabschnitte des Niedermoorbereiches.

Der seenbeeinflusste Modellabschnitt Malkwitz hat einen Standorttypieindex von 2,00. Er unterscheidet sich damit wenig von denen der Niedermoor- und Durchbruchstalmodellabschnitte.

Faßt man damit die Aussagen zu den ökologischen Gruppen der Heuschreckenvergesellschaftungen und zum Standorttypieindex zusammen, so kommt man zu folgendem Fazit:

1. Heuschrecken sind von ihrer Erfäßbarkeit, der Systematik und den Nachweismethoden grundsätzlich gut zur Bioindikation geeignet.
2. Die Autökologie der Heuschreckenarten ist vielfach gut erforscht.

Tabelle 3: Zuordnung der Arten zu den Kategorien 1 und 2 des Standorttypieindex.

**Feuchtigkeitsliebende Arten (Kategorie 3)**

Charakterarten für Feuchtwiesen, Röhrichte und Niedermoorbereiche:

*Conocephalus dorsalis*  
*Conocephalus discolor*  
*Tetrix subulata*  
*Chrysochraon dispar*  
*Mecostethus grossus*  
*Chorthippus montanus*

**Arten mittelfeuchter Standorte (Kategorie 2)**

In diese Kategorie fallen Arten, die man häufig in feuchten Biotopen antrifft, die in ihrer Verbreitung aber nicht auf derartige Lebensräume begrenzt sind. Als meist stärker euryöke Formen können sie ebenfalls trockenere Standorte besiedeln.

*Chorthippus albomarginatus*  
*Chorthippus biguttulus*  
*Chorthippus dorsatus*  
*Chorthippus parallelus*  
*Omocestus viridulus*  
*Tetrix undulata*  
*Gryllotalpa gryllotalpa*  
*Tettigonia cantans*  
*Tettigonia viridissima*  
*Metrioptera roeseli*  
*Metrioptera brachyptera*

3. Für den Niederungsbereich von Gewässern lassen sich typische Heuschreckenvergesellschaftungen definieren.
4. Bei Einsatz von Heuschrecken zur Bioindikation/Bewertung des ökologischen Zustandes in Niederungsbereichen sollten Abundanzschätzungen in die Aussagen einbezogen werden. Damit wird es möglich, die Artefakte bezüglich der Refugialräume weitgehend auszuschließen.

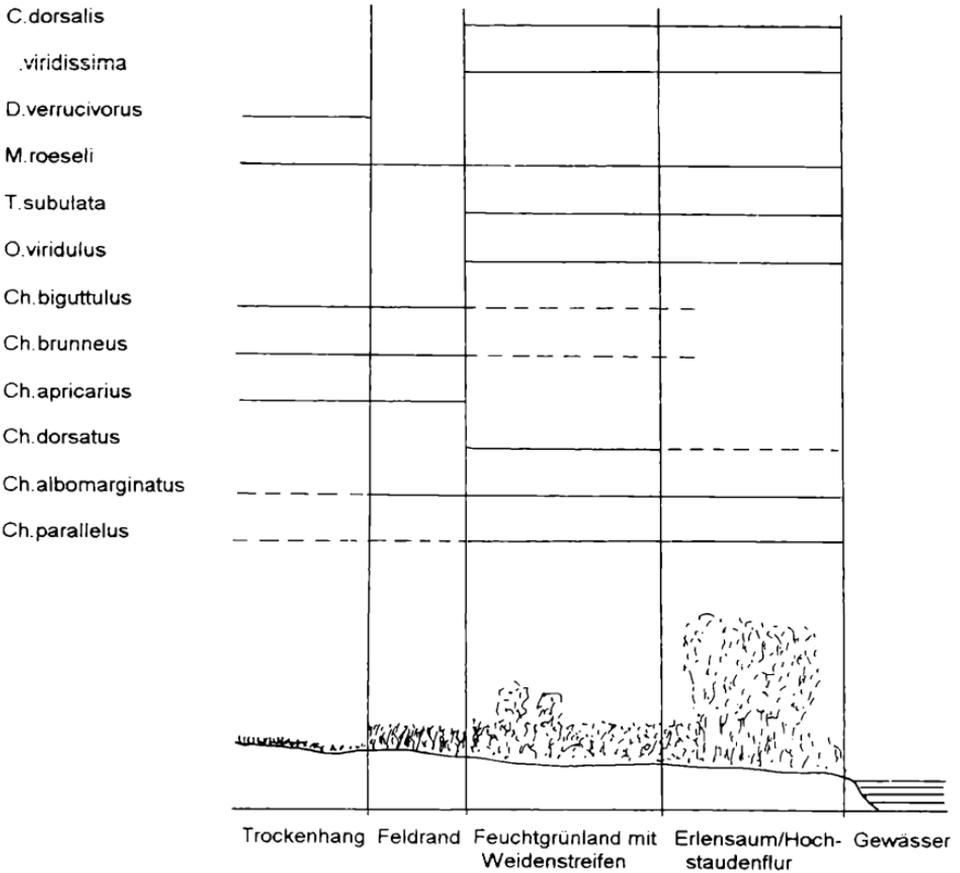


Abb. 7: Besiedlungsprofil des Modellabschnittes Malkwitz.

Tabelle 4: Die Ergebnisse zum Standorttypindex für die Modellabschnitte an der Nebel.

Seebeeinflußt	Naturnahe Nieder- moorabschnitte	Durchbruch- täler	Degradierte Niedermoore
N1, Malkwitz: 2,00	N3, Dobbin: -	N4, Kuchelmiß: -	N2, Linstow: 1,90
	N5, Ahrenshagen: 2,00	N6, Koppelow: 1,80	N7, Hoppenrade: 1,70
	N9, Kirch-Rosin: 2,30		N8, Schweinebrücke: 2,30
			N10, Gülzow: 2,00

## Literatur

- BROCKSIEPER, R. (1978): Der Einfluß des Mikroklimas auf die Verbreitung der Laubheuschrecken, Grillen und Feldheuschrecken im Siebengebirge und auf dem Rodderberg bei Bonn. - *Decheniana* 21: 1-141.
- GÜNTHER, K.K. (1971): Die Geradflügler Mecklenburgs. - *Faun. Abh. Mus. Tierk Dresden* 2: 159-179.
- HARZ, K. (1960): Geradflügler oder Orthopteren (Blattodea, Mantodea, Saltatoria, Dermaptera), in: DAHL, F. (Hrsg.), *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile*. 46. Teil. - Jena (G. Fischer), 231 S.
- INGRISCH, S. (1978 a): Zum Verhalten mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae) in Temperatur- und Feuchtegradienten sowie gegenüber visuellen Reizen. - *Dtsch. Entomol. Z., N.F.*, 25: 349-360.
- (1978 b): Labor- und Felduntersuchungen zur Dauer der postembryonalen Entwicklung einiger mitteleuropäischer Laubheuschrecken (Orthoptera: Tettigoniidae) und ihre Beeinflussung durch Temperatur und Feuchte. - *Zool. Anz.* 200: 309-320.
- (1979): Experimentell-ökologische Freilanduntersuchungen zur Monotopbindung der Laubheuschrecken (Orthoptera, Tettigoniidae) im Vogelsberg. - *Beitr. Naturkde. Osthessen* 15: 33-95.
- (1983): Zum Einfluß der Feuchte auf die Schlupfrate und Entwicklungsdauer der Eier mitteleuropäischer Feldheuschrecken. - *Dtsch. entomol. Z., N.F.*, 30: 1-15.
- KLEINERT, H. (1992): Entwicklung eines Biotopbewertungskonzeptes am Beispiel der Saltatoria (Orthoptera). - *Articulata, Beiheft* 1: 1- 117.
- KÖHLER, G. (1988): Zur Heuschreckenfauna der DDR - Artenspektrum, Arealgrenzen, Faunenveränderung (Insecta, Orthoptera: Saltatoria). - *Faun. Abh. Mus. Tierkde. Dresden* 16: 1-21.
- LUNAU, C. (1941): Zur Heuschreckenfauna Mecklenburgs. - *Arch. Mecklenb. Naturf., N.F.*, 15: 104-110.
- (1966): Zur Ökologie unserer *Tettigonia*-Arten. - *Faunistisch-ökologische Mitt.* 3: 78-80.
- MARCHAND, H. (1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und der Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Graslandtypen. - *Beitr. Entomol.* 3: 116-162.
- MARTENS, J., & GILLANDT, L. (1983): Allotopes Vorkommen der Laubheuschrecken *Tettigonia viridissima* und *T. cantans* in Abhängigkeit von der Landschaftsstruktur im Kreis Lüchow-Dannenberg (Insecta, Orthoptera). - *Abh. Naturwiss. Verein Hamburg, N.F.*, 25: 315-326.

- RAHMEL, U., DÜLGE, R., & MEYER, S. (1990): Die Verbreitung von *Tettigonia cantans* und *Tettigonia viridissima* in Bremen und angrenzenden Gebieten. – *Articulata* 5: 59-63.
- RUDOW, F. (1873): Systematische Übersicht der Orthopteren Nord- und Mitteldeutschlands. – *Z. ges. Naturw., N.F.*, 8: 281-317.
- SCHIEMENZ, H. (1981): Die Verbreitung der Heuschrecken (Saltatoria) *Tettigonia viridissima* (L.) und *T. cantans* (FUESSLY) in der DDR. – *Zool. Jb. Syst.* 108: 554-562.
- SZIJJ, J. (1985): Ökologische Einnischung der Saltatoria im Artland (Niedersachsen) und ihre Verwendung für naturschützerische Wertanalyse. – *Dtsch. Entomol. Z., N.F.*, 32: 265-273.
- VORWALD, J. (1993): Untersuchungen zur Verbreitung und Populationsdynamik von Orthopteren im Stadtkreis Rostock. – Diplomarbeit, Fachereich Biologie, Universität Rostock, 100 S.
- WRANIK, W. (1992): Übersicht über Ergebnisse feldbiologischer Untersuchungen am FB Biologie der Universität Rostock. – Forschungsbericht Naturschutzbehörde Rostock-Stadt, 72 S.
- ZACHER, F. (1917): Die Geradflügler Deutschlands und ihre Verbreitung. – Jena (G. Fischer), 287 S.
- ZIMMERMANN, K. (1927): Heuschrecken. – *Beitr. Zool. Inst. Rostock* 1: 94-98.

## IX. Ökologische Bewertung typischer Fließgewässerabschnitte an der Nebel über Trichopteren als Bioindikatoren

Angela BERLIN

Dipl.-Biol. Angela BERLIN, Biota - Gesellschaft für ökologische Forschung, Planung und Beratung mbH, Postfach 1238, D-18262 Güstrow

**Zusammenfassung:** In zehn ausgewählten Fließgewässerabschnitten an der Nebel, einem Nebenfluß der Warnow, wurde der Artenbestand der Trichopteren als Larven und Imagines erfaßt. Die nachgewiesenen Arten wurden in ökologische Kategorien eingeordnet, die den unterschiedlichen Grad an Standorttypie zum Ausdruck bringen. Zur Beurteilung des Grades der Naturnähe von Fließgewässerabschnitten wurde ein Standorttypieindex errechnet und das Gesamtartenspektrum betrachtet. Über eine Analyse der ökologischen Ansprüche „fehlender“ Arten können Angaben zum ökologischen Zustand der degradierten Gewässerabschnitte formuliert und Vorschläge für Sanierungsmaßnahmen unterbreitet werden.

### 1. Einleitung

Im ökosystemaren Gefüge der meisten Biotope (Ausnahme: Meere) nehmen die Insekten wichtige Schlüsselpositionen ein. Durch ihre unterschiedliche Art des eigenen Nahrungserwerbs und als Nahrung für andere spielen sie eine nicht zu unterschätzende Rolle innerhalb des Nahrungsnetzes eines Ökosystems. Auf Veränderungen im Ökosystem reagieren besonders Insekten sehr sensibel.

Die Köcherfliegen eignen sich besonders gut als Indikatorgruppe zur Charakterisierung von Fließgewässern, da sie:

- insgesamt einen hohen Anteil an Arten aufweisen, die spezielle Adaptationen an die Bedingungen des Fließgewässers (Respiration, Nahrungserwerb, Strömungsanpassungen) besitzen,
- in allen Gewässertypen in ausreichender Artendiversität vertreten sind,
- eine spezifische Artenzusammensetzung in unterschiedlich naturräumlichen strukturierten Fließgewässerabschnitten aufweisen (BRAUKMANN 1987) und

- auf Grund ihrer merolimnischen Lebensweise auch Strukturen außerhalb des Gewässers benötigen.

Durch ihre merolimnische Lebensweise (Wechsel von aquatischen Larvenstadien zu landlebenden Imaginalstadien) kann man über die Erfassung von Larven und Imagines sowohl für den aquatischen Bereich als auch für die Niederung von Fließgewässerabschnitten (Naturraumpotential) differenzierte ökologische Bewertungen ableiten.

Die vorliegende Arbeit soll die Methodik für ein Bewertungssystem am Beispiel der Trichopteren erläutern. Ein besonderer Schwerpunkt bilden dabei die Aussagen zu den Larvennachweisen.

## 2. Methodik

Die Modellabschnitte wurden über die Jahre 1992 bis 1994 hinweg im regelmäßigen Abstand besammelt. Die Erfassungsmethode der aquatisch lebenden Larven erfolgte wie von SCHWOERBEL (1993) beschrieben und richtete sich nach dem am Untersuchungsort vorhandenen Substraten (z. B. Kicksampling und Absammlungen). Die Imagines wurden mittels Abkeschern der Ufervegetation und durch Lichtfang erfaßt. Für die Lichtfänge kam eine 250-Watt-Quecksilberdampf-Lampe zum Einsatz.

Die Bestimmung der Trichopteren wurde mit Hilfe folgender Standardwerke vorgenommen:

Imagines: MALICKY (1983), TOBIAS & TOBIAS (1981),

Larven: EDINGTON & HILDREW (1981), SEDLAK (1987), WALLACE et al. (1990).

Die Nomenklatur folgt der von BOTOSANEANU & MALICKY (1978).

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1. Aufbau der Bewertungsbasis

Die Analyse der Trichopterenfauna naturnaher Referenzabschnitte ist ein grundlegender Schritt für die Erstellung einer auf die unterschiedlichen Ökosysteme bezogenen Bewertungsbasis (THIELE et al. 1993, 1994 a, b, c). Deshalb wurden typische Fließgewässerabschnitte in der jungglazial geprägten Landschaft Mecklenburg-Vorpommern als Referenzabschnitte

ausgewählt. Nachfolgend sind die Referenzabschnitte aufgeführt und kurz gewässermorphologisch eingeordnet:

- Fließgewässerabschnitte der Moränendurchbrüche (Kuchelmiß - N4; Koppelow - N6);
- seenbeeinflusster Abschnitt (Malkwitz - N1);
- Fließgewässerabschnitte im Niedermoor mit organischer Sohle (Dobbin - N3; Ahrenshagen - N5);
- Fließgewässerabschnitte im Niedermoor mit mineralischer Sohle (Schweinebrücke - N8; Kirch-Rosin - N9);

In diesen Referenzabschnitten erfolgte die Erfassung der potentiellen, unter naturnahen Bedingungen vorhandenen Köcherfliegenfauna. Zur Erfassung des Gesamtartenbestandes wurden neben den Larvalfängen auch Imaginalfänge durchgeführt. Damit war die Möglichkeit gegeben, auch Arten nachzuweisen, die als Larven in schwer erreichbaren Biotopstrukturen des Gewässers (z. B. im Schlamm) vorkommen oder nicht eindeutig zu determinieren sind. Weiterhin sind unter Einbeziehung des Gesamtartenspektrums Aussagen zu dem Naturraumpotential des Abschnittes möglich (Einbeziehung der Gewässer-Umland-Beziehung).

Im folgenden werden die ökologischen Kategorien definiert. Kriterien für die Einordnung in die Kategorien wurden aus den Hauptanspruchskomplexen der Artengruppe abgeleitet. Es ergibt sich für die Trichopteren folgendes Kategoriengefüge:

**Kategorie 1:**

Arten mit hoher ökologischer Potenz oder vorwiegender Stillgewässerpräferenz;

**Kategorie 2:**

Arten, die vorrangig Fließgewässer besiedeln;

**Kategorie 3:**

Arten, die in spezifischer Weise an Habitatstrukturen von Fließgewässern angepaßt sind.

Die Einordnung der nachgewiesenen Köcherfliegenarten in die jeweiligen Bewertungskategorien zeigen die Tabellen 1 bis 3. Für die Einordnung der Arten in die Kategorien wurden im wesentlichen die aus der Literatur bekannten autökologischen Ansprüche der Arten genutzt (WESENBERG-LUND 1943, ILLIES 1978, TOBIAS & TOBIAS 1981, EDINGTON & HILDREW 1981, MALICKY 1983, SEDLAK 1987, BURMEISTER 1988, STRESEMANN 1989, WALLACE et al. 1990, BÖTTGER & PÖPPERL 1992 a, b, PRIETSCH 1993).

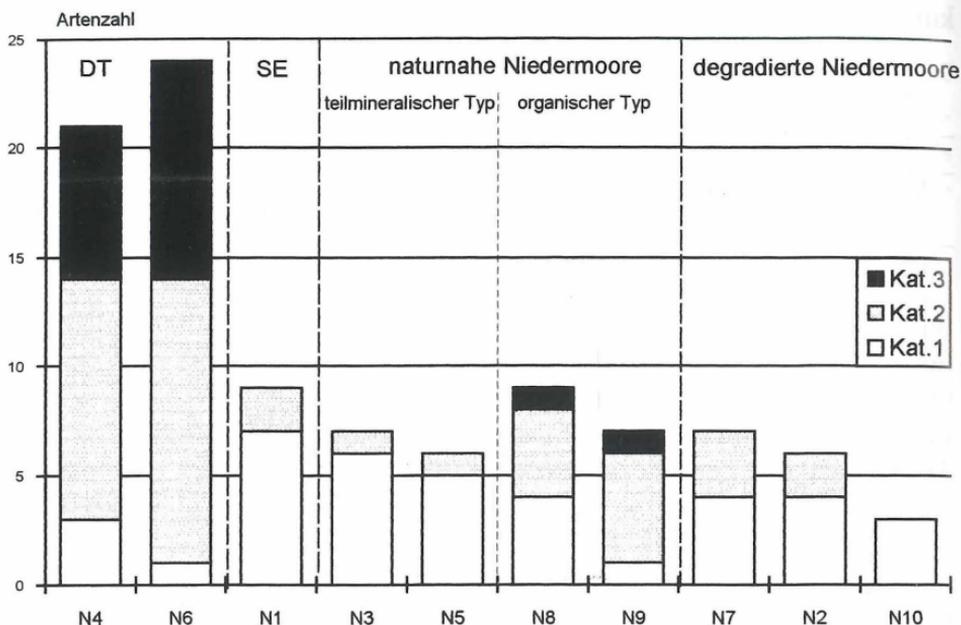


Abb. 1: Darstellung der nach Bewertungskategorien geordneten Trichopterenlarven der Modellabschnitte. Durchbruchstäler DT: N4 = Kuchelmiß, N6 = Koppelow; seenbeeinflußter Abschnitt SE: N1 = Malkwitz; naturnahe Niedermooreabschnitte: N3 = Dobbin, N5 = Ahrenshagen, N8 = Schweinebrücke, N9 = Kirch-Rosin; degradierte Abschnitte: N2 = Linstow, N7 = Hoppenrade, N10 = Gülzow.

Zur Erprobung des Bewertungsverfahrens wurden drei degradierte Niedermoortfließgewässerabschnitte (Linstow - N2; Hoppenrade - N7; Gülzow - N10) ausgewählt. Die Trichopterenfauna dieser degradierten Abschnitte soll mit den naturnahen Referenzabschnitten der Niedermooreabschnitte N8 und N9 verglichen und nachfolgend einer vergleichenden Bewertung auf der Basis des Standorttypindex (vgl. Artikel I) und der ökologischen Ansprüche ausgefallener Arten unterzogen werden. Dadurch können Angaben zum ökologischen Zustand der degradierten Abschnitte formuliert und darauf basierend mögliche Sanierungsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

## 3.2. Analyse der einzelnen naturnahen Naturräume an der Nebel

### 3.2.1. Durchbruchstäler

Die Köcherfliegenfauna beider Durchbruchstäler ist sowohl durch einen hohen Anteil fließgewässertypischer Elemente der Bewertungskategorien 2 und 3 geprägt, als auch durch eine hohe Gesamtartenzahl (Abb. 1). Typische Vertreter sind *Chaetopteryx villosa*, *Cheumatopsyche lepida*, *Hydropsyche siltalai*, *Rhyacophila fasciata* und *Sericostoma personatum*, die alle der Kategorie 3 zugeordnet werden. Diesen Arten ist gemeinsam, daß sie geeignete Hartsubstrate und Makrophyten als Habitat und eine ausgeprägte Strömungsvielfalt benötigen. Einige Arten, wie *Rhyacophila fasciata* und *Sericostoma personatum*, sind sehr sensibel gegenüber organischen Belastungen (Oligosaprobier). *Sericostoma* ist darüber hinaus auf bestimmte Korngrößen des Sandes angewiesen. die Ansprüche bezüglich der Korngrößen sind in jedem Larvenstadium verschieden (TOLKAMP 1980, 1981). Von den nachgewiesenen Köcherfliegenarten beider Abschnitte sind z. B. *Athripsodes albifrons* und *Lepidostoma hirtum* der besonderen Erwähnung wert, da von ihnen nur wenige aktuelle Fundorte in Deutschland bekannt sind (MEY pers. Mitt. 1993).

Obwohl der aquatische Bereich beider Täler als naturnah einzustufen ist, gibt es doch charakteristische Unterschiede in der Trichopterenfauna (Tabelle 1). Eine Ursache dafür ist wahrscheinlich im Einfluß des Krakower Sees auf das Durchbruchstal Kuchelmiß (N4) und dem damit verbundenen Nahrungsspektrum zu sehen (Planktonaustzug). In diesem Zusammenhang dürften auch die im Vergleich zum Durchbruch Koppelow (N6) höheren Wassertemperaturen in den Monaten April bis September eine wichtige Rolle spielen (Abb. 2).

STATZNER (1978) fand bei der Untersuchung von Seenausflüssen die Ausbildung einer speziellen Makrozoobenthosgemeinschaft lenitischer und lotischer Arten. Zu dieser Gemeinschaft zählen die Filtrierer *Neureclipsis bimaculata*, *Hydropsyche spec.* und andere netzbauende Trichopteren, die in sehr hohen Abundanzen in Kuchelmiß nachweisbar sind. Dies stimmt mit weiteren Angaben aus der Literatur überein, die besagen, daß unterhalb von Staudämmen Filtrierer, aber insbesondere Köcherfliegenlarven ein bestimmendes Element der Fauna sind (z. B. *Hydropsyche spec.*, *Cheumatopsyche spec.* und *Chimarra spec.*; WILLIAMS & FELTMATE 1992). Die Art *Chimarra marginata*, die fast überall in Deutschland als ausgestorben oder verschollen gilt, ist im Durchbruchstal Kuchelmiß sowohl als Larve

als auch als Imago nachweisbar (BERLIN 1994). Sie stellt hohe Ansprüche an die Fließgeschwindigkeit, bevorzugt jedoch ziemlich nährstoffreiches Wasser und höhere Wassertemperaturen.

Das Durchbruchstal Koppelow zeigt im Vergleich zum Durchbruch Kuchelmiß eine größere Diversität bezüglich der Besiedlung mit Köcherfliegen. Hier sind folgende Arten zu nennen, die stenöke Ansprüche stellen: *Agapetus ochripes* (Hartsubstrat, sauberes Wasser, rheotypisch, Oligosaprobier), *Brachycentrus subnubilus* (prinzipiell an kleinblättrigen Makrophyten angeheftet, Mesosaprobier) und *Ithytrichia lamellaris* (Makrophyten, Oligosaprobier). Diese drei Arten sind relativ selten, bei Vorkommen erreichen sie hohe Abundanzen. Bisher sind Funde von *Ithytrichia lamellaris* aus Mecklenburg nur von der Nebel bekannt. Erwähnenswert sind außerdem die Nachweise von *Lype spec.* und *Wormaldia spec.*, die in stark zersetztem Totholz nachzuweisen waren. Auf diese Habitatpräferenz von *Lype* wird unter anderem von PHILLIPS (1994) besonders hingewiesen. Nur sehr wenige Trichopteren können Holz als Nahrungsquelle nutzen. In den meisten Fällen dient es als Besiedelungssubstrat. Obwohl im Durchbruchstal Kuchelmiß N4 ebenfalls sehr viel Totholz zu finden ist, konnten trotz verstärkter Nachsuche keine Trichopteren innerhalb des Holzes nachgewiesen werden.

Das bei Trichopteren analysierte Arteninventar beider Durchbruchstäler dürfte weitestgehend mit dem potentiell zu erwartenden übereinstimmen.

Unterschiede zwischen N4 und N6 zeigen sich auch im Standorttypieindex (STI), der für die Trichopteren getrennt nach Larven und Imagines interpretiert werden muß (Abb. 3). Der „Larven-STI“ (Larvennachweise) gibt Hinweise auf den ökologischen Zustand des aquatischen Bereiches von Fließgewässerabschnitten. Der „Gesamt-STI“ (Larven- und Imaginesnachweise) ist ein Hilfsmittel zur Einschätzung des Naturraumpotentials. Verglichen mit den anderen Modellabschnitten, nimmt der STI in den Durchbruchstälern erwartungsgemäß die höchsten Werte an. Er beträgt in Kuchelmiß 2,19 (Larven) und 1,92 (Gesamt) sowie in Koppelow 2,38 (Larven) und 2,27 (Gesamt). Die niedrigeren Werte des Gesamt-STI gegenüber dem Larven-STI sind wahrscheinlich mit der Erfassung von Imagines aus Seebereichen zu erklären. Diese gehören der Bewertungskategorie 1 an.

**Tabelle 1:** Artenspektrum der Trichopteren der Durchbruchstäler und des seenbeeinflussten Modellabschnitts, geordnet nach Bewertungskategorien. \* = Nachweise als Larve/Puppe und Imagines; + = Nachweis nur als Imagines; N4 = Durchbruchstal Kuchelmiß; N6 = Durchbruchstal Koppelow; N1 = Malkwitz.

Kat.	N4	N6	N1
1 <i>Athripsodes cinereus</i>	*	*	
1 <i>Polycentropus flavomaculatus</i>			
1 <i>Neureclipsis bimaculata</i>			
1 <i>Anabolia nervosa</i>	*		*
1 <i>Limnephilus flavicornis</i>			
1 <i>Limnephilus lunatus</i>			
1 <i>Tinodes waeneri</i>			
1 <i>Triaenodes bicolor</i>			
1 <i>Mystacides longicornis</i>			*
1 <i>Agrypnia varia</i>			+
1 <i>Agrypnia pagetana</i>			+
1 <i>Ecnomus tenellus</i>			+
1 <i>Leptocereus tineiformis</i>			+
1 <i>Limnephilus affinus</i>			+
1 <i>Limnephilus decipiens</i>			+
1 <i>Limnephilus politus</i>			+
1 <i>Molanna angustata</i>			
1 <i>Phryganea bipunctata</i>			
1 <i>Phryganea grandis</i>			
1 <i>Mystacides azurea</i>			
1 <i>Oecetis ochracea</i>			
1 <i>Ceraclea dissimilis</i>			
2 <i>Goera pillosa</i>	*		
2 <i>Ceraclea alboguttata</i>			
2 <i>Halesus radiatus</i>			*
2 <i>Hydropsyche pellucidula</i>			
2 <i>Lepidostoma hirtum</i>			
2 <i>Polycentropus irroratus</i>			
2 <i>Potamophylax latipennis</i>			
2 <i>Rhyacophila nubila</i>			
2 <i>Ceraclea nigronervosa</i>			
2 <i>Hydroptila sparsa</i>			
2 <i>Brachycentrus subnubilus</i>			
2 <i>Ithytrichia lamellaris</i>		*	
2 <i>Anabolia furcata</i>			*
3 <i>Chimarra marginata</i>	*		
3 <i>Athripsodes albifrons</i>			
3 <i>Chaetopteryx villosa</i>			
3 <i>Cheumatopsyche lepida</i>			
3 <i>Hydropsyche siltalai</i>			
3 <i>Rhyacophila fasciata</i>			
3 <i>Sericostoma personatum</i>			
3 <i>Silo nigricornis</i>			
3 <i>Agapetus ochripes</i>			
3 <i>Lype reducta</i>			
3 <i>Wormaldia spec.</i>		*	

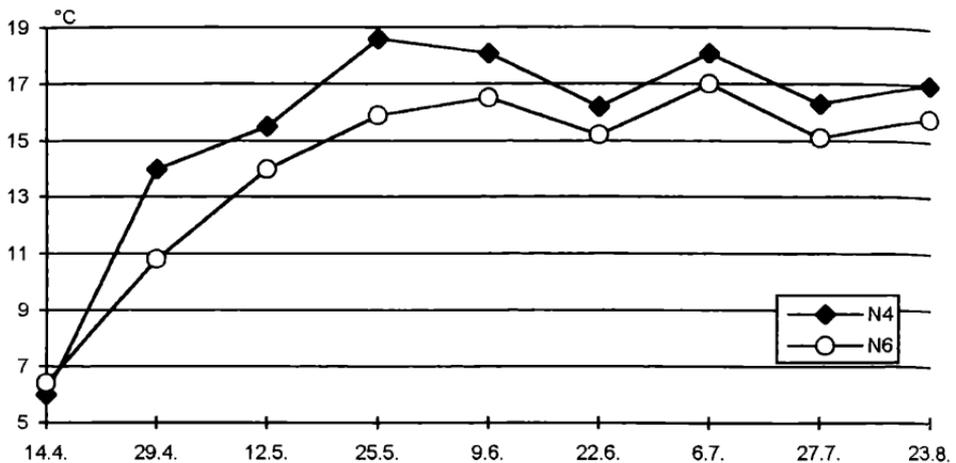


Abb. 2: Wassertemperaturen der Durchbruchstäler Kuchelmiß und Koppelow im Frühjahr/Sommer 1993 (Angaben aus Artikel III; N4 = Kuchelmiß; N6 = Koppelow).

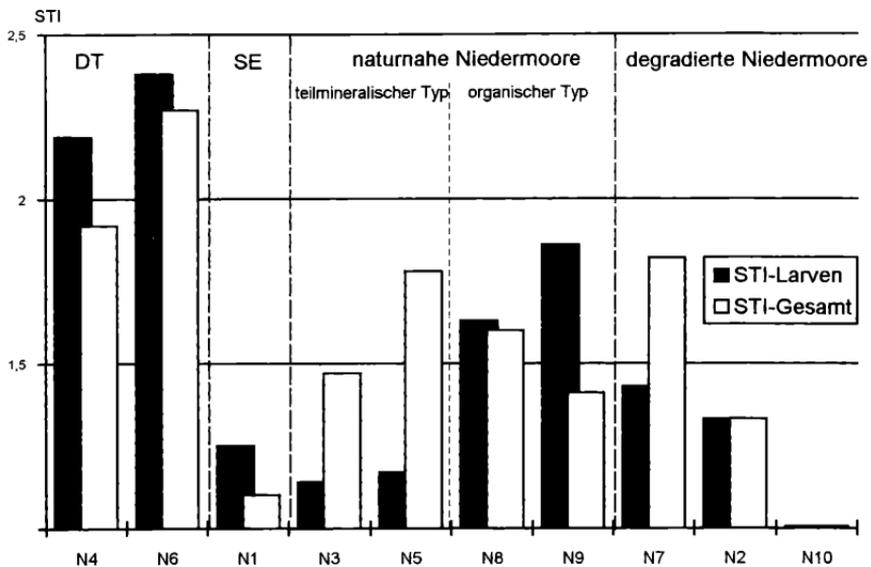


Abb. 3: Darstellung der Standortstypieindizes (STI) der zehn Modellabschnitte, getrennt nach Larven- und Gesamtnachweisen. Durchbruchstäler DT: N4 = Kuchelmiß, N6 = Koppelow; seenbeeinflusster Abschnitt SE: N1 = Malkwitz; naturnahe Niedermoorabschnitte: N3 = Dobbin, N5 = Ahrenshagen, N8 = Schweinebrücke, N9 = Kirch-Rosin; degradierte Abschnitte: N2 = Linstow, N7 = Hoppenrade, N10 = Gülzow.

### 3.2.2. Fließgewässerabschnitte zwischen durchflossenen Seen

Eine Besonderheit mecklenburgisch-vorpommerscher Fließgewässer sind die durchflossenen Seen. Die Köcherfliegenfauna naturnaher seenbeeinflusster Fließgewässerbereiche enthält eine Reihe von Arten mit Standgewässercharakter in teilweise sehr hohen Abundanzen (Larven-STI 1,25, Gesamt-STI 1,10). Der STI bleibt deshalb standorttypisch niedrig. Es konnten bis zu 8 Köcherfliegenarten als Larven, aber mehr als 20 Arten als Imago nachgewiesen werden (Tabelle 1). Dazu gehört unter anderem *Tinodes waeneri*, die eine weitverbreitete, euryöke Art ist. Die Larven meiden starke Strömungen und besiedeln vorrangig Substrate mit hohem organischen Anteil. Außerdem kommen noch *Anabolia nervosa*, *Anabolia furcata*, *Limnephilus lunatus*, *Mystacides longicornis* (Seen und Flußläufe mit breiten Uferbuchten und Pflanzengürteln, schlammiger oder feinsandiger Untergrund) und *Triaenodes bicolor* (pflanzenreiche Tümpel, Teiche und langsamfließende Bäche und Flüsse) vor.

Im Quellgebiet der Nebel ist die Fließstrecke der Nebel zwischen den Seen zu gering, um eine fließgewässertypische Fauna auszubilden (Abb. 3). Die aquatische Fauna von seenbeeinflussten Fließgewässern besteht somit vorwiegend aus Standgewässerarten und Arten langsam fließender Gewässer. Das festgestellte Artenspektrum kann als repräsentativ für seengeprägte Quellgebiete von mecklenburgischen Fließgewässern angesehen werden.

### 3.2.3. Niedermoores

#### 3.2.3.1. Naturnahe Niedermoorbiozöosen

An der Nebel können verschiedene gewässertypologische Ausprägungsformen naturnaher Fließgewässerökosysteme im Bereich der Niedermoores unterschieden werden, die nachfolgend differenziert betrachtet werden sollen (vgl. Artikel III):

- Fließgewässer des organischen Typus,
- Fließgewässer des teilmineralischen Typus.

#### 3.2.3.1.1. Fließgewässerabschnitte des organischen Typus

In den beiden Modellabschnitten N3 und N5 wurden bis zu sechs Köcherfliegenarten mittels Larvennachweis gefunden. Die Erfassung der Imagines erbrachte noch zahlreiche weitere Nachweise (Abb. 1; Tabelle 2). Besonders erwähnenswert ist der Larvennachweis von *Trichostegia minor*, die WALLACE (1990) als die gegen Sauerstoffmangel toleranteste Köcher-

fliegenart bezeichnet. Eine weitere bioindikativ wichtige Art ist *Halesus radiatus*, die höhere Habitatsprüche (Kategorie 2, Harts substrat, Makrophyten, geringe Strömung) stellt.

Das Artenspektrum ist für beide Modellabschnitte als das potentiell unter naturnahen Bedingungen erreichbare anzusehen. Die Larven-STI beider Niedermoorabschnitte unterscheiden sich nur geringfügig (N3 = 1,14; N5 = 1,17, Abb. 3). Auffällig sind die im Vergleich zu den Larven-STI höheren Werte der Gesamt-STI, die durch den Nachweis von Trichopteren aus allen Gewässern des Untersuchungsraumes erklärt werden können. Aus diesem Grunde wurden kleinere Zuflüsse, die im Niedermoor Dobbin (N3) in die Nebel einmünden, in die Untersuchungen miteinbezogen (Tabelle 3). Das trifft auch für einen unterhalb des Modellabschnitts Ahrenshagen (N5) gelegenen stärker lotischen Bereich zu, aus dem wahrscheinlich regelmäßige Kompensationsflüge in den oberhalb gelegenen Modellabschnitt stattfinden. Der Larven-STI für die Dobbiner Zuflüsse beträgt 2,14. In den Zuflüssen finden sich charakteristische Besiedler von Waldbächen wie *Plectrocnemia conspersa* (klare Bäche und Flüsse, sauerstoffbedürftige Jugendstadien) und *Sericostoma personatum* (Quellgebiete und stark strömende, saubere Bäche).

Die Nebel im Bereich der Ahrenshagener Lehmkuppe (etwa 1,5 km unterhalb des Modellabschnittes) weist in gewässermorphologischer Hinsicht einen völlig anderen Charakter auf. Sie durchströmt mit hoher Geschwindigkeit ein schmaleres, sandig-steiniges Gewässerbett und ist eher mit den Durchbruchstälern vergleichbar. So konnten die im Modellabschnitt N5 erfaßten rheophilen Imagines hier als Larven nachgewiesen werden (Larven-STI der Lehmkuppe = 2,20).

Diese Ergebnisse beweisen deutlich, daß zur ökologischen Bewertung eines Fließgewässers in seiner Einheit von aquatischem, amphibischem und terrestrischem Bereich der Gesamt-STI als Ausdruck des Naturraumpotentials herangezogen werden sollte. Dadurch ist es zudem möglich, anthropogene Überformungen in ihrer Komplexität zu beurteilen. Soll hingegen nur der aquatische Bereich eines Gewässerabschnitts bewertet werden, so darf nur der Larvennachweis in die Bewertung eingehen.

### 3.2.3.1.2. Fließgewässerabschnitte des teilmineralischen Typs

Die Modellabschnitte Kirch-Rosin (N8) und Schweinebrücke (N9) sollen stellvertretend für stark mäandrierende Fließgewässerbereiche behandelt

**Tabelle 2:** Artenspektrum der Trichopteren der niedermoorgeprägten Modellabschnitte, geordnet nach Bewertungskategorien. \* = Nachweise als Larve/Puppe und Imagines; + = Nachweis nur als Imagines; N3 = Dobbin; N5 = Ahrenshagen; N8 = Schweinebrücke; N9 = Kirch-Rosin; N2 = Linstow; N7 = Hoppenrade; N10 = Gülzow.

Kat.	N3	N5	N8	N9	N2	N7	N10
1 <i>Isonychia dubia</i>			*				
1 <i>Grammotaulius nigropunctatus</i>			*				
1 <i>Glyptotendipes pellucidus</i>	*	*					
1 <i>Anabolia nervosa</i>			*		*	*	*
1 <i>Limnephilus lunatus</i>				+			
1 <i>Limnephilus flavicornis</i>	*	*		+			
1 <i>Limnephilus extricatus</i>				+			
1 <i>Limnephilus rhombicus</i>					*		
1 <i>Limnephilus ignavus</i>	*						
1 <i>Trichostegia minor</i>	*	*					
1 <i>Hydropsyche angustipennis</i>							*
1 <i>Limnephilus vittatus</i>							
1 <i>Limnephilus auricula</i>							
1 <i>Limnephilus griseus</i>							
1 <i>Limnephilus sparsus</i>							
1 <i>Oecetis ochracea</i>							
1 <i>Mystacides longicornis</i>							
1 <i>Polycentropus flavomaculatus</i>							
1 <i>Leptocereus tineiformis</i>							
1 <i>Ecnomus tenellus</i>							
1 <i>Agrypnia varia</i>							
1 <i>Limnephilus hirsutus</i>							
1 <i>Halesus tessellatus</i>							
1 <i>Limnephilus stigma</i>							
1 <i>Limnephilus affinus</i>							
1 <i>Limnephilus marmoratus</i>							
2 <i>Anabolia furcata</i>					*		
2 <i>Hydropsyche pellucidula</i>		+	*	*			
2 <i>Halesus radiatus</i>	*	*					
2 <i>Potamophylax latipennis</i>		+				*	
2 <i>Polycentropus irroratus</i>				*			
2 <i>Rhyacophila nubila</i>							+
2 <i>Lepidostoma hirtum</i>							
2 <i>Goera pillosa</i>							
2 <i>Halesus digitatus</i>							
3 <i>Cheumatopsyche lepida</i>							
3 <i>Hydropsyche siltalai</i>							
3 <i>Rhyacophila fasciata</i>							
3 <i>Chaetopteryx villosa</i>			*	*			
3 <i>Sericostoma personatum</i>							
3 <i>Plectrocnemia conspersa</i>							

**Tabelle 3:** Artenspektrum der Trichopteren der niedermoorgeprägten Modellabschnitte. Vergleich des Arteninventars der Modellabschnitte und der angrenzenden Bereiche (Darstellung der Kategorien 2 und 3). \* = Nachweise als Larve/Puppe und Imagines; + = Nachweis nur als Imagines; N3 = Dobbin; N5 = Ahrenshagen; N7 = Hoppenrade.

Kat.	N3	Zufluß	N5	Lehm- kuppe	N7	vor Straßen- brücke
2 <i>Goera pillosa</i>	+	*				
2 <i>Halesus radiatus</i>	*	*				
2 <i>Hydropsyche pellucidula</i>			*	*	*	*
2 <i>Potamophylax latipennis</i>						
2 <i>Polycentropus irroratus</i>						
2 <i>Rhyacophila nubila</i>						
2 <i>Lepidostoma hirtum</i>				*	+	*
3 <i>Athripsodes albifrons</i>				*		
3 <i>Cheumatopsyche lepida</i>					+	*
3 <i>Hydropsyche siltalai</i>						
3 <i>Rhyacophila fasciata</i>						
3 <i>Chaetopteryx villosa</i>	+	*	+			
3 <i>Sericostoma personatum</i>			+	*		*
3 <i>Plectrocnemia conspersa</i>	+	*				

werden, für die eine Sandsohlaufgabe und ein ausgeprägtes Strömungsverhalten kennzeichnend sind. Als Larven konnten 7 bzw. 8 Köcherfliegenarten in den Modellabschnitten nachgewiesen werden (Tabelle 2). Besonders erwähnenswert ist der Nachweis von 2 Exemplaren der Art *Ironoquia dubia*.

Der STI beträgt im Modellabschnitt Schweinebrücke für die Larven 1,63 und für die Gesamtnachweise 1,60. Im Modellabschnitt Kirch-Rosin hingegen wird ein STI von 1,86 bzw. 1,41 erreicht (Abb.3). Der Modellabschnitt Kirch-Rosin besitzt einen im Vergleich zur Schweinebrücke niedrigeren Gesamt-STI, der durch das Auftreten einer erhöhten Anzahl von standgewässerspezifischen Köcherfliegenimagines (z. B. *Agrypnia varia* und *Triaenodes bicolor*) zustande kommt. Diese Arten stammen wahrscheinlich aus einem See, der sich in geringer Entfernung zum Modellabschnitt befindet. Die Larven-STI sind naturraumtypisch höher als in den Niedermooren Dobbin N3 und Ahrenshagen N5. Das ist auf die differie-

rende Fließgeschwindigkeit und die unterschiedlichen Substratverhältnisse zurückzuführen. Das festgestellte Artenspektrum kann als repräsentativ für ähnliche Abschnitte angesehen werden.

### 3.2.3.2. Anthropogen beeinträchtigte Fließgewässerabschnitte im Niedermoor

Wie vorher beschrieben, wurden neben verschiedenartigen naturnahen Abschnitten auch Modellabschnitte mit unterschiedlichem Degradationsgrad untersucht. Im aquatischen Bereich sind die Modellabschnitte Linstow N2, Hoppenrade N7 und Gülzow N10 im unterschiedlichen Maße anthropogen überformt. Degradationen sind insbesondere in der Fließgewässermorphologie (Begradigung, veränderte Fließdynamik, Strukturarmut) und Vegetationsstruktur (Artenverarmung) festzustellen. Die Kombination der die Biozönose negativ beeinflussenden Faktoren und die Schwere der Eingriffe lassen sich eindeutig im Artenspektrum der Trichopterenfauna nachweisen (Tabelle 2).

In den Modellabschnitten Hoppenrade (N7) und Linstow (N2) sind eine Reihe von fließgewässertypischen Trichopterenarten nur als Imagines nachweisbar. Diese sind mit großer Wahrscheinlichkeit aus benachbarten Gebieten zugeflogen (Tabelle 3). Als Besonderheit des Modellabschnittes N2 ist der mengenmäßig starke Grundwasserzustrom zu werten, welcher damit der hauptsächlich in Quellgebieten vorkommenden Larve von *Anabolia furcata* Lebensbedingungen schafft. Im Modellabschnitt N10 lassen sich trotz in der Nähe befindlicher Standgewässer sehr wenige Köcherfliegenimagines feststellen. Das beweist zum einen den hohen Degradationsgrad des Gewässerumlandes, in dem essentielle Habitatstrukturen für die Fließgewässerimagines fehlen, zum anderen ist diese Auswirkung ein wichtiger Indiz für den schlechten ökologischen Zustand der Standgewässer (Altarme, Seen).

In den Standorttypieindices sind zwischen den Abschnitten deutliche graduelle Unterschiede erkennbar. Die Auswirkungen der Begradigung, Laufverlegung und die nicht standorttypische bzw. fehlende Ufervegetation wirken sich in Hoppenrade N7 (Larven-STI 1,43, Gesamt-STI 1,76) nicht so gravierend wie in Linstow N2 (Larven-STI 1,20, Gesamt-STI 1,18) aus. Im Modellabschnitt Gülzow N10 ist der Einfluß der anthropogenen Überformungen am stärksten (Larven-STI 1,00, Gesamt-STI 1,00).

**Tabelle 4:** Ökologische Ansprüche der Trichopteren in degradierten Modellabschnitten (Angaben nach TOBIAS & TOBIAS 1981, WALLACE 1990, ROSENBERG & RESH 1993). \* = Nachweise als Larve/Puppe und Imagines; + = Nachweis nur als Imagines; N2 = Linstow; N7 = Hoppenrade; N10 = Cölzow.

	N2	N7	N10	Ökologische Ansprüche
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i>	*		+	strömungsberuhigte Zonen zwischen überfluteten Pflanzenteilen (z.B. Gräser und Schilf); ertragen beträchtliche Wasserstandsabsenkung
<i>Anabolia nervosa</i>	*			
<i>Limnephilus lunatus</i>	*			strömungsberuhigte Abschnitte mit mineralischem Untergrund; oft in Rückstaus und Kolke an überfluteten Wurzeln und Uferpflanzen befestigt; $\beta$ -Mesosaprobier
<i>Limnephilus flavicornis</i>	*		+	ständig wasserführende, strömungsberuhigte Bereiche in Verbindung mit Vegetation, ertragen pH-Werte < 4.7, tolerieren Salzgehalte bis zu 14 ‰
<i>Limnephilus extricatus</i>	*			strömungsberuhigte Zonen in pflanzenreichen Gewässern; ertragen im Sommer beträchtliche Wasserstandsabsenkung, bevorzugen ziemlich nährstoffhaltiges Wasser, tolerieren pH-Werte < 4.7
<i>Limnephilus rhombicus</i>	*			ständig wasserführende, langsam fließende Bereiche in Verbindung mit überfluteter Ufervegetation, ertragen pH-Werte < 4.7
<i>Hydropsyche angustipennis</i>				pflanzen- und humusreiche, langsam strömende oder stehende Gewässer, ertragen noch pH-Werte < 4.7, meiden jedoch stark saure Moorgewässer
<i>Anabolia furcata</i>	*			nährstoffreiche, wärmere Fließgewässer, typisch für Seenausflüsse oder Kanäle, gute Entwicklungsmöglichkeiten in deutlich anthropogen belasteten Bereichen, $\alpha$ -Mesosaprobier, ertragen pH-Werte zwischen 5.5 und 5.0
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	*			strömungsberuhigte Abschnitte mit mineralischem Untergrund; oft in Rückstaus und Kolke an überfluteten Wurzeln und Uferpflanzen befestigt, oft in Quellgebieten, stellt insgesamt höhere Ansprüche als <i>A. nervosa</i>
<i>Halesus radiatus</i>	*			nicht zu kleine, strömende Fließgewässer mit geringem Ausbau, ertragen pH-Werte zwischen 5.5 und 5.0
<i>Potamophylax latipennis</i>				mäßig strömende Fließgewässer mit Hartsubstrat und Makrophyten, ertragen pH-Werte < 4.7
<i>Polycentropus irroratus</i>			+	stark strömende Fließgewässer mit Hartsubstrat und Makrophyten, ertragen pH-Werte < 4.7
<i>Chaetopteryx villosa</i>				strömende Fließgewässer mit Hartsubstrat und einem hohen Anteil an Makrophyten, ertragen pH-Werte < 4.7, $\beta$ -Mesosaprobier
				stark strömende Fließgewässer mit Hartsubstrat und Makrophyten

Die Analyse defizitärer Arten in den anthropogen überformten Abschnitten zeigt, daß bestimmte ökologische Habitatdefizite zu definierten Ausfällen bestimmter Artengruppen führen. Damit ist deduktiv die Analyse der Habitatdefizite über Köcherfliegen möglich. Das betrifft nicht nur den aquatischen Bereich von Fließgewässern, vielmehr können mit dem Gesamt-STI Aussagen zu Naturraumpotentialdefiziten getroffen werden. In besonderer Weise betrifft das Fragen der Beschattung und Substrate (Tabelle 4). Für diese ökologische Artengruppe wirken wahrscheinlich die bei Nichtbeschattung vorhandene höhere Wassertemperatur und vor allen Dingen der fehlende Falllaubanteil im Gewässer limitierend. Bei gerin-

gerer Degradation des Fließgewässers treten verstärkt *Limnepilus*-Arten auf. Durch eine permanente Gewässerunterhaltung und eine gleichzeitige verminderte Wasserqualität können im Modellabschnitt Gülzow N10 nur noch sehr wenige Köcherfliegenarten in geringer Abundanz existieren.

## Literatur

- BERLIN, A. (1994): Trichopterenachweise aus den Durchbruchstätern der Nebel (Krs. Güstrow, Mecklenburg-Vorpommern. - Entomologische Nachrichten und Berichte 39: 133-134.
- BOTOSANEANU, L., & MALICKY, H. (1978): Trichoptera, in: ILLIES, J. (Hrsg.): Limnofauna Europaea. - Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. - Stuttgart (G. Fischer), 532 S.
- BÖTTGER, K., & PÖPPERL, R. (1992 a): Aussagen zum Natürlichkeitsgrad von Bächen anhand rheotypischer Faunenelemente, dargestellt unter besonderer Berücksichtigung der Tieflandsbäche Schleswig-Holsteins. S. 159-166 in: FRIEDRICH, G., & LACOMBE, J. (Hrsg.): Limnologie aktuell - Band 2: Ökologische Bewertung von Fließgewässern. -- Stuttgart, New York (G. Fischer).
- , & —— (1992 b): Zur Makroinvertebraten-Besiedlung eines norddeutschen Tieflandsbaches unter Herausstellung rheotypischer Arten - Limnologische Studien im Naturschutzgebiet Kossautal (Schleswig-Holstein) II. - Limnologica 22: 1-15.
- BRAUKMANN, U. (1987): Zooökologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - Arch. Hydrobiol. Beitr. 26: 1-355.
- BURMEISTER, H. (1992): Trichoptera, in: Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen) - Informationsberichte Heft 2/88 des Bayrischen Landesamtes für Wasserwirtschaft. - S. 185-229, München (Gebr. Parcus).
- EDINGTON, J. M., & HILDREW, A. (1981): Caseless caddis larvae of the British Isles. - Freshwater Biological Association, Sci. Publ. 43: 92 S.
- ILLIES, J. (Hrsg.) (1978): Limnofauna Europaea. - Eine Zusammenstellung aller die europäischen Binnengewässer bewohnenden mehrzelligen Tierarten mit Angaben über ihre Verbreitung und Ökologie. - Stuttgart (G. Fischer), 532 S.
- PHILLIPS, E. C. (1994): Habitat preference and seasonal abundance of trichoptera larvae in Ozark Streams, Arkansas. - Journal of Freshwater Ecology 9: 91-95.
- PITSCH, T. (1993): Zur Larvaltaxonomie, Faunistik und Ökologie mitteleuropäischer Fließwasser-Köcherfliegen. - Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenr. Fachbereichs Landschaftsentwicklung, Berlin, Sonderheft 8, 320 S.
- ROSENBERG, D. M., & RESH, V. H. (1993): Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebraten. - London (Chapman & Hall), 488 S.
- SCHWOERBEL, J. (1993): Einführung in die Limnologie. - Stuttgart, Jena (G. Fischer), 387 S.
- SEDLAK, E. (1987): Bestimmungsschlüssel für mitteleuropäische Köcherfliegenlarven (Insecta, Trichoptera) - aus dem Tschechischen übersetzt und für Österreich bearbeitet von J. WARINGER (2. ergänzte Aufl.). Wasser und Abwasser, Beiträge zur Gewässerforschung (Österr. Bundesanstalt für Wassergüte) 29, 145 S.

- STATZNER, B. (1978): Factors that determine the benthic secondary production in two lake outflows a cybernetic model. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 20: 1517-1522.
- (1979): Der Obere und Untere Schierenseebach (Schleswig-Holstein). Strukturen und Funktionen in zwei norddeutschen See-Ausfluß-Systemen, unter besonderer Berücksichtigung der Makroinvertebraten. Dissertation, Fachbereich Zoologie, Universität Kiel.
- STRESEMANN, E. (1989): Exkursionsfauna für die Gebiete der DDR und der BRD: Wirbellose, Insekten. - Berlin (Volk und Wissen), 504 S.
- THIELE, V., BERLIN, A., MEHL, D., ROLLWITZ, W., & THAMM, U. (1993): Untersuchungen zu Ökosystemstrukturen in Niederungsbereichen der Nebel. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 11-18.
- , ———, THAMM, U., MEHL, D., & ROLLWITZ, W. (1994 a): Die Bedeutung von ausgewählten Insektengruppen für die ökologische Bewertung von nordostdeutschen Fließgewässern und deren Niederungsbereichen (Lepidoptera, Odonata, Trichoptera). - *Nachr. entomol. Ver. Apollo*, N.F. 14: 385-406.
- , MEHL, D., BERLIN, A., & GOTTSCHALK, H.-J. (1994 b): Modellhafte Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für die Fließgewässer und Niederungen im Warnow-Einzugsgebiet. - Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 2: 33-55.
- , ———, ———, & THAMM, U. (1994c): Schmetterlinge, Köcherfliegen und Libellen - Bioindikatoren für den ökologischen Zustand von Niederungsbereichen der Nebel - Kreis Güstrow, Mecklenburg-Vorpommern - (Lepidoptera, Trichoptera, Odonata). - *Mitt. Dtsch. Ges. Allg. Angew. Entomol.* 9: 1-4.
- , ———, & ——— (1995): Ansätze für ein Bewertungsverfahren für die Fließgewässer und Niederungen im Einzugsgebiet der Warnow unter besonderer Berücksichtigung der Entomofauna. - *Arch. Hydrobiol.*: im Druck.
- TOBIAS, W., & TOBIAS D. (1981): Trichoptera Germanica. Teil 1: Imagines. - *Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg* 49, 672 S.
- TOLKAMP, H. H. (1980): Organism-substrate relationships in lowlands streams. - *Agric. Res. Rep.* 907: 1-211.
- (1981): Organism-substrate relationships in lowland streams. Communication Nature Department, Wageningen, 211 S.
- TOWNSEND, C. R., & HILDREW, A. G. (1994): Species traits in relation to a habitat templet for river systems. - *Freshwater Biology* 31: 265-275.
- WALLACE, I. D. (1990): A review of the Trichoptera of Great Britain. - Nature Conservancy Council, Research & Survey in Nature Conservation 32, 62 S.
- , WALLACE, B., & PHILIPSON, G. N. (1990): A key to the casebearing caddis larvae of Britain and Ireland. - *Freshwater Biological Association, Sci. Publ.* 51, 237 S.
- WESENBERG-LUND, C. (1943): *Biologie der Süßwasserinsekten.* - Berlin, Wien (J. Springer), 682 S.
- WICHARD, W. (1988): *Die Köcherfliegen.* - Wittenberg Lutherstadt (A. Ziemsen), 80 S.
- WILLIAMS, D. D., & TELTMATE, B. W. (1992): *Aquatic insects.* - Wallingford (C.A.B. International), 358 S.

## X. Ökologische Bewertung von Fließgewässern mittels Odonaten

Hans-Jürgen GOTTSCHALK

Dr. rer. nat. Hans-Jürgen GOTTSCHALK, A sternweg 8, D-18057 Rostock

**Zusammenfassung:** In den Jahren 1992 und 1993 wurde die Odonaten-Fauna im Niederungsbereich der Nebel erfaßt. Von insgesamt 47 nachgewiesenen Arten wurden 19 Arten in den 10 Modellabschnitten der Nebel registriert. Die erfaßten Arten wurden aufgrund ihrer unterschiedlichen autökologischen Anspruchskomplexe in drei Bewertungskategorien eingeordnet. Auf der Basis dieser Bewertungskategorien wurde der Standorttypindex für die typischen Naturräume an der Nebel berechnet. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, daß im engeren Sinne nur drei rheophile Arten zur Ermittlung des Grades der Naturnähe von Fließgewässern geeignet sind.

### Einleitung

Fließgewässer sind in der dichtbesiedelten und stark anthropogen überformten Landschaft Mitteleuropas in der Vergangenheit beträchtlichen Veränderungen unterworfen worden. Sie zählen deshalb heute zu den am stärksten bedrohten Ökosystemen. Die physikalische Wirkung des strömenden Wassers hat zahlreiche Adaptationen in der Organismenwelt hervorgebracht. Die in diesem Sinne stenöken Arten reagieren besonders sensibel auf Veränderungen in Temperatur und Strömung (ILLIES 1961), die z. B. durch wasserbauliche Maßnahmen verursacht sein können.

Libellen der Fließgewässer haben eine relativ lange Larvalentwicklung von bis zu 5 Jahren. Aufgrund dieser „Langzeitexposition“ gegenüber bestimmten anthropogen verursachten aquatischen Fließgewässerverhältnissen reagiert diese Insektengruppe ökologisch besonders empfindlich (DONATH 1984). In der vorliegenden Arbeit wird der Versuch unternommen, Odonaten (trotz der geringen Zahl fließgewässertypischer Arten) zur ökologischen Bewertung nordostdeutscher Fließgewässer zu nutzen.

## Methode

In den Jahren 1992 und 1993 wurde die Odonaten-Fauna in den 10 Modellabschnitten der Nebel und den angrenzenden Standgewässern der Niederung (Torfstiche und Altarme) erfaßt. Die Imagines wurden über Kescherfang, die Larven durch Aussieben des Ufersubstrates und Wasserkescherung nachgewiesen.<sup>1</sup> Die Aufbewahrung der Larven wurde in siebenprozentigem Ethanol vorgenommen. Die Imagines wurden nach der Determination wieder freigelassen. Die Bestimmung erfolgte nach DREYER (1986) und BELLMANN (1993). Letzterem folgt auch die Nomenklatur.

### *Aufbau des Bewertungssystems*

Odonaten werden als Bioindikatoren für die Bewertung des aquatischen Bereiches von Fließgewässern eingesetzt. Dazu sind die Arten in drei ökologische Kategorien eingeordnet worden, die nachfolgend definiert sind:

- Kategorie 1: Arten, die eine geringe Präferenz für Fließgewässer aufweisen (Standgewässerarten).
- Kategorie 2: Arten, die eine erhöhte Präferenz für Fließgewässer aufweisen (Arten des langsam fließenden Gewässers).
- Kategorie 3: Arten, die in spezifischer Weise an die Bedingungen der Fließgewässer angepaßt sind (Rheophilie).

## Ergebnisse

In den 10 Modellabschnitten wurden 19 Arten im Bereich des Fließgewässers Nebel und 28 Arten im Bereich der Standgewässer (Torfstiche, Altarme etc.) erfaßt (vgl. Anhangstabelle). Damit wird bereits deutlich, daß das Gros der Libellenarten Standgewässerpräferenzen aufweist. Zu ähnlichen Ergebnissen kam auch WARD (1992) bei der Zuordnung von narktischen Arten zu ökologischen Gruppen im Fließgewässer. Er konnte 10 Arten zur ökologischen Gruppe der an stark fließende Gewässer adaptierten Arten zuordnen, hingegen 56 Arten zur stehende Gewässer präferierenden Gruppe. Das unterlegt die Sinnhaftigkeit der für die Bewertung vorgenommenen Einteilung in die ökologischen Bewertungskategorien. die Bewertung über die bioindikativen Aussagen der Libellen wurde drei-

<sup>1</sup> Für die Bereitstellung von Primärdaten zu den Imagines sei Herrn THAMM, Gülzow, gedankt.

stufig aufgebaut. Im ersten Schritt wurden die nachgewiesenen Arten in die ökologischen Kategorien eingeordnet. Damit ergab sich folgende Verteilung:

- Kategorie 1: *Coenagrion hastulatum*  
*Cordulia aenea*  
*Libellula depressa*  
*Orthetrum cancellatum*
- Kategorie 2: *Lestes viridis*  
*Platycnemis pennipes*  
*Pyrrhosoma nymphula*  
*Ischnura elegans*  
*Enallagma cyathigerum*  
*Coenagrion puella*  
*Erythromma najas*  
*Brachytron pratense*  
*Aeshna grandis*  
*Somatochlora metallica*  
*Libellula fulva*
- Kategorie 3: *Calopteryx splendens*  
*Calopteryx virgo*  
*Gomphus vulgatissimus*

Unter Zugrundelegung dieser Kategorisierung konnten im zweiten Schritt die Standorttypieindices berechnet werden. Für die einzelnen Modellabschnitte ergeben sich die in Tabelle 1 dargestellten Indices.

Tabelle 1: Standorttypieindices der 10 Modellabschnitte.

	seen- beein- flußt	naturnahe Niedermoore				hemerobe Niedermoore			Durch- bruchs- täler	
		3	5	8	9	2	7	10	4	6
Modellabschnitt (N)	1	3	5	8	9	2	7	10	4	6
Index STI	2,0	2,0	2,3	2,5	2,5	1,8	2,6	2,0	3,0	3,0

Der dritte Schritt des Bewertungssystems sieht die Defizitanalyse anhand der autökologischen Ansprüche defizitärer Arten in hemeroben Abschnitten vor. Ergebnisse dazu werden im nachfolgenden Abschnitt diskutiert.



Abb. 1 (oben): Aufnahme von *Calopteryx splendens* an der Nebel (Foto: Wranik).

Abb. 2 (unten): Aufnahme von *Calopteryx virgo* an der Nebel (Foto: Wranik).

## Diskussion

### Durchbruchstäler

Als Beispiele für naturnahe Durchbruchstäler wurden das von seiner Morphologie her wannenförmige Durchbruchstal Kuchelmiß und das kerbtalartige Durchbruchstal Koppelow auf die Artenstruktur der Odonaten hin analysiert. Beide Modellabschnitte sind im Gewässerbereich durch hohe Strömungsdiversität und heterogene Sohlsubstrate gekennzeichnet. Der Gewässerverlauf ist mehr oder weniger stark schwingend und von Gehölzvegetation begleitet. Diese charakteristischen Bedingungen prägen unmittelbar die spezifische Ausprägung der Odonaten-Fauna in Durchbruchstälern.

Nach SCHIEMENZ (1953), DREYER (1986) und BELLMANN (1993) sind folgende Odonaten-Arten an stark bewegten Gewässern potentiell verbreitet: *Calopteryx splendens*, *Calopteryx virgo*, *Gomphus vulgatissimus*.

Aus Tabelle 2 wird deutlich, daß in beiden Durchbruchstälern trotz ihrer unterschiedlichen Ausprägung alle drei fließgewässertypischen Arten zu finden sind. Der äußerst hohe Standorttypieindex von 3,0 bestätigt diese Aussage.

**Tabelle 2:** Bewertung der Odonaten-Nachweise in den Durchbruchstälern; Hk Häufigkeitsklasse: H0 = 1 Individuum, H1 = 2–10, H2 = 11–20 Individuen, Kat. = Kategorie.

Modellabschnitt N4 Kuchelmiß			Modellabschnitt N6 Koppelow		
Art	Kat.	Hk	Art	Kat.	Hk
<i>Calopteryx splendens</i>	3	H2	<i>Calopteryx splendens</i>	3	H1
<i>Calopteryx virgo</i>	3	H2	<i>Calopteryx virgo</i>	3	H2
<i>Gomphus vulgatissimus</i>	3	H0	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	3	H0
Standorttypieindex 3,0			Standorttypieindex 3,0		

Die Abundanzen der Arten *Calopteryx splendens* und *Calopteryx virgo* sind für die Modellabschnitte Kuchelmiß und Koppelow nicht identisch (Tabelle 2). Ursachen dafür liegen in den differenzierten Biotopansprüchen beider Arten begründet. Diese können durch die unterschiedlichen Ausprägungen der Durchbruchstäler nur differenziert realisiert werden.

Nachfolgend sollen einige wichtige Parameter zu den autökologischen Ansprüchen beider Arten aufgeführt werden:

*Calopteryx splendens* tritt im Modellabschnitt Koppelow etwa halb so häufig wie in Kuchelmiß auf. Potentielle Ursachen sind die zu niedrige Wassertemperatur und die überwiegende Beschattung des Durchbruchstales Koppelow. Dagegen findet *Calopteryx virgo* in Koppelow günstigere Bedingungen vor.

**Tabelle 3:** Biotopansprüche der Larven von *Calopteryx splendens* und *Calopteryx virgo* nach DREYER (1986).

Art	<i>Calopteryx splendens</i>	<i>Calopteryx virgo</i>
Reviergröße	2,6 × 1 m	2,0 × 0,7 m
Lichtverhältnisse	sonnig/schattig	schattig/sonnig
Wassertemperatur	18–24 °	13–18 °
Gewässerdynamik	rheophil	rheophil

*Gomphus vulgatissimus* ist eine typische Art der Wiesenbäche und Fließchen sowie der Brandungsufer von Seen (SCHMIDT 1977). Nach LOHMANN (1980) bewohnt sie in Fließgewässern das Hyporhithral bis Metapotamal. Es müssen neben dynamischen Gewässerabschnitten auch beruhigte Zonen mit Schlammablagerungen für den Aufenthalt der Larven vorhanden sein. Diese Voraussetzungen sind in beiden Durchbruchstälern nicht in ausreichendem Maße realisiert. Deshalb konnte in jedem Modellabschnitt trotz intensiver Suche nur 1 Larve nachgewiesen werden.

### **Fließstrecke zwischen zwei Seen bei Malkwitz**

Der Modellabschnitt N1 liegt zwischen dem Kraazer See und dem Hofsee. Seine Spezifika besteht darin, daß es zu einer Überlappung von lenitischen und lotischen Elementen der Biozönose kommt. Die Odonaten-Fauna des seebeeinflußten Fließgewässerabschnittes wies demzufolge eine große Anzahl von Arten mit Standgewässercharakter auf (Tabelle 4).

Die Odonaten-Fauna des seenbeeinflußten Fließgewässers setzt sich nach den vorliegenden Ergebnissen hälftig aus Arten mit Fließgewässerpräferenz und zur anderen Hälfte aus Arten mit Standgewässerpräferenz zusammen. Submerse Makrophyten, Schwimmblattgewächse sowie reich-

lich Ufervegetation bieten Lebensraum insbesondere für die Arten *Erythromma najas* und *Coenagrion pulchellum*. 6 Arten sind als selten einzugruppieren, die restlichen fünf Arten als häufig. Nach DREYER (1986) weist die Hälfte der Arten ubiquitären Charakter auf (z. B. *Ischnura elegans*, *Coenagrion puella* und *Pyrrhosoma nymphula*).

**Tabelle 4:** Bewertung der Odonaten-Nachweise des Modellabschnittes N1; \* = nach Dreyer (1986), Kat. = Kategorie, Hk = Häufigkeitsklasse, H0 = 1 Individuum, H1 = 2–10, H2 = 11–20 Individuen.

Arten mit Fließgewässerpräferenz	Kat.	Hk	Arten mit Standgewässerpräferenz	Kat.	Hk
<i>Calopteryx splendens</i>	3	H0	<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	2	H1
<i>Lestes viridis</i>	2	H0	<i>Coenagrion pulchellum</i>	2	H1
<i>Platycnemis pennipes</i>	2	H0	<i>Erythromma najas</i>	2	H1
<i>Ischnura elegans</i>	2	H2	<i>Brachytron pratense</i>	2	H0
<i>Coenagrion puella</i>	2	H1	<i>Aeshna grandis</i>	2	H0
<i>Libellula fulva</i>	2	H1	<i>Somatochlora metallica</i>	2	H0
Standorttypindex gesamt	2,0				

### Naturnahe Niedermoorbereiche

Für die Analyse der aquatischen Evertebraten in den Niedermoorbereichen sind die verschiedenen Ausprägungsformen von Niedermoorgewässern von Bedeutung. Charakteristisch für den aquatischen Bereich des Fließgewässers der Modellabschnitte Dobbin (N3) und Ahrenshagen (N5) ist das ruhig strömende, in einem vollständigen Niedermoororbett fließende Gewässer. Demgegenüber sind die Verhältnisse in den Modellabschnitten Schweinebrücke (N8) und Kirch-Rosin (N9) wie folgt zu charakterisieren:

- große Gewässerdynamik,
- Feinsandsohle,
- stärkere Schwingung des Gewässers.

In den vier Modellabschnitten wurden eine Reihe von Odonaten-Arten nachgewiesen (Tabelle 5). Die Artenzusammensetzungen und Abundanzen schwankten aufgrund der unterschiedlichen Ausprägung der Naturräume relativ stark und sollen im weiteren diskutiert werden.

**Tabelle 5:** Bewertung der Odonaten-Nachweise in den naturnahen Niedermoorbereichen; \* nach DREYER (1986), Häufigkeitsklassen: H0 = 1 Individuum, H1 = 2–10, H2 = 11–20 Individuen, Kat. = Kategorie.

Arten	Kat.	Häufigkeitsklasse in Modellabschnitt			
		N3	N5	N8	N9
<b>Rheotypische Arten*</b>					
<i>Calopteryx splendens</i>	3		H2	H2	H2
<i>Calopteryx virgo</i>	3		H2	H1	H1
<i>Gomphus vulgarissimus</i>	3		H0	H0	H1
<b>Arten mit Präferenz für Fließgewässer*</b>					
<i>Lestes viridis</i>	2	H0			
<i>Platycnemis pennipes</i>	2		H2		
<i>Ischnura elegans</i>	2		H2		
<i>Coenagrion puella</i>	2		H1	H1	H0
<i>Libellula fulva</i>	2		H1		
<b>Arten mit Präferenz für Standgewässer*</b>					
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	2	H1	H2	H1	H0
<i>Coenagrion pulchellum</i>	2		H0		
<i>Coenagrion hastulatum</i>	1		H0		
<i>Somatochlora metallica</i>	2		H1		H0
<i>Brachytron pratense</i>	2			H0	
Standorttypieindex		2,0	2,2	2,5	2,5

### Modellabschnitt Dobbin

Der Modellabschnitt Dobbin ist durch starke Quelligkeit, durchgehende Beschattung und durch niedrige Wassertemperaturen gekennzeichnet. Die Gewässersohle besteht aus Torf mit einer mehr oder weniger dicken Schlammauflage. Die Artenvergesellschaftung bei den Libellen ist in dieser Ausprägungsform des aquatischen Bereiches eines Niedermoorgewässers durch wenige Arten in geringer Abundanz gekennzeichnet. *Pyrrhosoma nymphula* wurde als bodenständige Art mit einer Abundanz von 2–10 Individuen festgestellt. Die Art gehört in die Kategorie 2 und ist nach DREYER (1986) euryök.

*Lestes viridis* stellt einen Einzelfund dar und ist nicht mit einem Larvennachweis unterlegt. Der STI-Wert liegt bei 2,0 und weist damit denselben Wert wie beim seenbeeinflussten Abschnitt auf.

### Modellabschnitt Ahrenshagen

Der Modellabschnitt Ahrenshagen ist ein naturnaher Flußabschnitt mit geschwungenem Fließgewässerverlauf und wechselnder Beschattung durch Ufergehölze. Dadurch geförderter Bewuchs mit aquatischen Makrophyten schafft günstige Bedingungen für das Vorkommen von Odonaten. Das belegen sowohl die hohen Artenzahlen als auch die hohen Abundanz.

Als rheotypische Arten wurden *Calopteryx splendens*, *Calopteryx virgo* und *Gomphus vulgatissimus* in diesem Modellabschnitt nachgewiesen. Weiterhin treten Arten mit Fließgewässerpräferenz wie *Platycnemis pennipes*, *Ischnura elegans*, *Coenagrion puella* sowie *Somatochlora metallica* und *Libellula fulva* in hoher Abundanz auf. Sie besiedelten den Modellabschnitt vorwiegend im mittleren Teil, der durch ein Schilfgebiet auf der nördlichen Uferseite begrenzt wird. Durch ins Gewässer hineinreichende umfangreiche Schilfbestände werden strömungsberuhigte Zonen geschaffen, die dieser und der nachfolgend genannten Gruppe gleichermaßen Existenzbedingungen bieten.

Vereinzelt waren Odonaten mit Standgewässerpräferenz (Tabelle 5) mitvergesellschaftet. *Pyrrhosoma nymphula* kommt in einer Abundanz von 11–20 Individuen vor. Der Standorttypieindex ist im Vergleich zum Modellabschnitt Dobbin etwas höher und beträgt 2,2. Zurückzuführen ist dieser Unterschied darauf, daß im teilmineralischen Typus von Ahrenshagen andere Habitatstrukturen auftreten als im organischen Typus des Fließgewässers (vgl. Dobbin).

### Modellabschnitt Schweinebrücke

Nach dem begradigten und ausgebauten Modellabschnitt Hoppenrade (N7) mit relativ wenigen Odonaten-Arten ist die Nebel im Modellabschnitt Schweinebrücke in einer relativ ursprünglichen Struktur erhalten geblieben. Der Fluß mäandriert und zeigt eine stark wechselnde Gewässerdynamik. Der Uferbereich setzt sich aus torfigem Substrat zusammen, die Flußsohle besteht aus Feinsand.

Die rheotypischen Arten *Calopteryx splendens*, *Calopteryx virgo* und *Gomphus vulgatissimus* wurden in diesem Modellabschnitt nachgewiesen. *Calopteryx splendens* tritt besonders häufig auf und kann in die Häufigkeitsklasse 2 eingeordnet werden. *Calopteryx virgo* ist in diesem Modellabschnitt im Vergleich zum Modellabschnitt Ahrenshagen in geringer Individuenzahl nachweisbar (2–10 Tiere). Das abiotische Bedingungsgefüge genügt weitestgehend den Arealansprüchen der Art. *Gomphus vulgatissimus* ist nur durch einen Einzelfund belegt. Wahrscheinlich kann diese Art die Larvalentwicklung nicht auf der Feinsandsohle des Flusses vollziehen. Es fehlen die beruhigten Gewässerzonen, in denen Schlamm die Besiedlungsgrundlage der Art darstellt.

Der Anteil der Odonaten-Arten der Kategorie 2 und 1 ist relativ gering (Tabelle 5). Es wurden *Coenagrion puella* und *Pyrrhosoma nymphula* (beide Arten sind nach DREYER 1986 euryök) mit einer Abundanz von 2–11 Individuen festgestellt. Der Standorttypieindex in diesem Modellabschnitt ist ebenfalls höher als im Modellabschnitt Dobbin. Mit 2,5 liegt er ähnlich hoch wie in den anderen teilmineralisch geprägten Modellabschnitten.

### Modellabschnitt Kirch-Rosin

Im teilmineralischen Modellabschnitt von Kirch-Rosin mäandriert der Fluß. Seine hohe Fließdynamik wird nicht selten durch ins Wasser ragende Erlen- und Weidenwurzeln beziehungsweise -triebe verstärkt. Das Sohlsubstrat besteht überwiegend aus Feinsand und ist stellenweise mit großen Wasserpflanzenbeständen in Ufernähe bewachsen. Die Ufervegetation setzt sich aus Hochstauden und Ufergehölzen zusammen.

Es wurden die rheotypischen Odonaten-Arten *Calopteryx splendens*, *Calopteryx virgo* und *Gomphus vulgatissimus* nachgewiesen. Für die Arten *Calopteryx splendens* und *Calopteryx virgo* liegen von der Abundanz her identische Ergebnisse zum Modellabschnitt Schweinebrücke (Tabelle 5) vor. Auch im Modellabschnitt Kirch-Rosin kann die Abundanz beider Arten in Beziehung zum Sohlsubstrat und den daraus resultierenden Unterschieden (z. B. Wassertemperatur) (Tabelle 3) gesetzt werden.

*Gomphus vulgatissimus* ist eine Art, die hohe Ansprüche an die Habitatqualität stellt (BELLMANN 1993, DREYER 1986). Sie war im Modellabschnitt Kirch-Rosin in hoher Abundanz zu beobachten. Es ist anzunehmen, daß

submerse Makrophyten und zum Teil abgestorbene Pflanzenreste Möglichkeiten für die versteckte Lebensweise der Larven bieten.

Ubiquitäre Arten waren nur in geringer Anzahl nachzuweisen (3 Arten). Der Standorttypieindex liegt auch in diesem teilmineralischen Fließgewässertypus mit 2,5 höher als im organischen Typus bei Dobbin. Er ordnet sich damit nahtlos in die Wertereihe der anderen Modellabschnitte der naturnahen Niedermoore ein.

### **Anthropogen beeinflusste Niedermoorabschnitte**

Im aquatischen Bereich sind die Modellabschnitte Linstow (N2), Hoppenrade (N7) und Gülzow (N10) anthropogen beeinflusst. Wie bei THIELE et al. (1994) für die Trichopteren beschrieben, haben die unterschiedlichen Degradationsgrade differenzierte Defizite im Artenspektrum der jeweiligen Vergesellschaftung zur Folge. Gleiches konnte auch bei den Odonaten beobachtet werden.

#### **Modellabschnitt Linstow**

Die Nebel bei Linstow ist ein größtenteils begradigter und ausgebauter Flußabschnitt. Grundwasser und seitliche Zuflüsse aus dem entwässerten Kiether Moor halten die Wassertemperatur über die Jahresamplitude niedrig. Das abiotische Bedingungsgefüge läßt nur begrenzt die Existenz von Odonaten zu.

*Pyrrhosoma nymphula* ist die einzige bodenständige Art. Sie kann in die Häufigkeitsklasse 2 eingruppiert werden. Die Art ist euryök. Weitere 6 Artennachweise werden durch je einen Einzelfund (Tabelle 6) belegt. Drei von diesen Arten haben den Status euryök. In diesem teilmineralischen Typus liegt der Standorttypieindex bei 1,8. Er ist damit gegenüber den Referenzabschnitten (naturnahe Niedermoorabschnitte) deutlich niedriger.

#### **Modellabschnitt Hoppenrade**

Der Modellabschnitt Hoppenrade ist ebenfalls ein begradigter und ausgebauter Flußabschnitt mit starker landwirtschaftlicher Beeinflussung (Intensivgrünland). Die Quelligkeit ist von untergeordneter Bedeutung. Der Flußabschnitt ist potamal geprägt.

*Calopteryx splendens* war im Untersuchungszeitraum in einer Individuenzahl von 2–10 Exemplaren zu beobachten. Von *Calopteryx virgo* liegt ein

Einzelfund vor. Ob *Calopteryx splendens* als bodenständig angesehen werden kann, bedarf weiterer Untersuchungen, da nur Imaginalfunde vorliegen.

**Tabelle 6:** Bewertung der Odonaten-Nachweise in den anthropogen beeinflussten Abschnitten Linstow (N2), Hoppenrade (N7), Gülzow (N10); \* nach DREYER (1986), Häufigkeitsklassen: H0 = 1 Individuum, H1 = 2–10, H2 = 11–20 Individuen, Kat. = Kategorie.

Arten	Kat.	Häufigkeitsklasse in Modellabschnitt		
		N2	N7	N10
<b>Rheotypische Arten*</b>				
<i>Calopteryx splendens</i>	3	H0	H1	H1
<i>Calopteryx virgo</i>	3		H0	
<b>Arten mit Präferenz für Fließgewässer*</b>				
<i>Ischnura elegans</i>	2	H0	H1	H2
<i>Coenagrion puella</i>	2	H0	H0	H1
<i>Libellula fulva</i>	2		H0	
<b>Arten mit Präferenz für Standgewässer*</b>				
<i>Pyrrhosoma nymphula</i>	2	H1		
<i>Enallagma cyathigerum</i>	2	H0		
<i>Cordulia aenea</i>	1	H0		
<i>Libellula depressa</i>	1	H0		
<i>Coenagrion pulchellum</i>	2		H0	
<i>Erythromma najas</i>	2			H1
<i>Brachytron pratense</i>	2			H0
<b>Standorttypieindex</b>		<b>1,8</b>	<b>2,3</b>	<b>2,0</b>

*Ischnura elegans* konnte als euryöke Art in Individuendichten von unter 10 Tieren nachgewiesen werden. Der Standorttypieindex liegt bei 2,1 und ist damit der höchste Index im Vergleich der hemeroben Modellabschnitte. Er fällt deshalb so hoch aus, weil fließgewässertypische Arten durch eine Sohlrampe in unmittelbarer Nähe zum Modellabschnitt begünstigt werden.

## Modellabschnitt Gülzow

Der Modellabschnitt Gülzow ist anthropogen besonders stark überformt (Ausbau, Einleitung aus einer Kläranlage). Der Flußabschnitt weist weder Schwimmblattvegetation noch Schilfzonen oder flußbegleitende Ufergehölze auf. Es fehlen für die Imagines die artspezifischen Sitzwarten. Die in Tabelle 6 aufgeführten Artennachweise resultieren nicht aus Larvalfunden des Modellabschnittes, sondern sind Imaginalfänge. Es ist sehr wahrscheinlich, daß sich die Larvalentwicklung dieser Tiere in einem nahegelegenen See oder Altarm vollzogen hat. Beide Standgewässertypen weisen für Odonaten essentielle Vegetationsstrukturen auf. Der Standorttypieindex von 1,8 zeigt damit das Naturraumpotential an, ist aber wenig kennzeichnend für den unmittelbaren Gewässerabschnitt.

## Anhangstabelle

In den 10 Modellabschnitten konnten nachgewiesen werden (Gesamtartenliste):

*Calopteryx splendens* HARRIS 1782  
*Calopteryx virgo* LINNÉ 1758  
*Lestes viridis* VAN DER LINDEN 1825  
*Platycnemis pennipes* PALLAS 1771  
*Pyrrhosoma nymphula* SULZER 1776  
*Ischnura elegans* VAN DER LINDEN 1820  
*Enallagma cyathigerum* CHARPENTIER 1840  
*Coenagrion puella* LINNÉ 1758  
*Coenagrion pulchellum* VAN DER LINDEN 1825  
*Coenagrion hastulatum* CHARPENTIER 1825  
*Erythromma najas* HANSEMANN 1823  
*Brachytron pratense* MÜLLER 1764  
*Aeshna grandis* LINNÉ 1758  
*Gomphus vulgatissimus* LINNÉ 1758  
*Cordulia aenea* LINNÉ 1758  
*Somatochlora metallica* VAN DER LINDEN 1825  
*Libellula depressa* LINNÉ 1758  
*Libellula fulva* MÜLLER 1764  
*Orthetrum cancellatum* LINNÉ 1758

Im Standgewässerbereich der Niederung (außerhalb der Modellabschnitte) wurden nachfolgend genannte Arten erfaßt:

*Lestes sponsa* HANSEMANN 1823  
*Lestes virens* CHARPENTIER 1825  
*Lestes viridis* VAN DER LINDEN 1825  
*Sympecma fusca* VAN DER LINDEN 1820

- Platycnemis pennipes* PALLAS 1771  
*Pyrrhosoma nymphula* SULZER 1776  
*Ischnura elegans* VAN DER LINDEN 1820  
*Enallagma cyathigerum* CHARPENTIER 1840  
*Coenagrion puella* LINNÉ 1758  
*Coenagrion pulchellum* VAN DER LINDEN 1825  
*Erythromma najas* HANSEMANN 1823  
*Brachytron pratense* MÜLLER 1764  
*Aeshna mixta* LATREILLE 1805  
*Aeshna juncea* LINNÉ 1758  
*Aeshna cyanea* MÜLLER 1764  
*Aeshna grandis* LINNÉ 1758  
*Aeshna isosceles* MÜLLER 1767  
*Cordulia aenea* LINNÉ 1758  
*Somatochlora metallica* VAN DER LINDEN 1825  
*Somatochlora flavomaculata* VAN DER LINDEN 1825  
*Libellula quadrimaculata* LINNÉ 1758  
*Libellula depressa* LINNÉ 1758  
*Orthetrum cancellatum* LINNÉ 1758  
*Sympetrum vulgatum* LINNÉ 1758  
*Sympetrum flaveolum* LINNÉ 1758  
*Sympetrum sanguineum* MÜLLER 1764  
*Sympetrum pedemontanum* ALLIONI 1766  
*Sympetrum danae* SULZER 1776

## Literatur

- BELLMANN, H. (1993): Libellen beobachten, bestimmen. Augsburg (Naturbuch), 274 S.
- DREYER, W. (1986): Die Libellen. - Hildesheim (Gestenberg), 219 S.
- DONATH, H. (1984): Libellen als Bioindikator für Fließgewässer. - *Libellula* 3: 1-5.
- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. - *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 46: 285-213.
- LOHMANN, H. (1980): Faunenliste der Libellen (Odonaten) der Bundesrepublik Deutschland und Westberlins. - *Soc. int. odonatol. rapid. Com.* 1: 1-34.
- SCHIEMENZ, H. (1953): Die Libellen unserer Heimat. - Jena (Urania), 154 S.
- SCHMIDT, E. (1977): Die Libellen der Mühlenau bei Warder Kreis Rendsburg-Eckernförde. - *Die Heimat* 84: 219-223.
- WARD, I. V. (1992): *Aquatic insect Ecology*. - New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapur (John Wiley u. Sons), 438 S.

## XI. Die Fischfauna der Nebel – ein Indikator zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes?

Helmut M. WINKLER, Dietmar LILL und Roland LEMCKE

Dr. rer. nat. Helmut M. WINKLER, Dipl.-Biol. Dietmar LILL, Dipl.-Biol. Roland LEMCKE,  
Universität Rostock, Fachbereich Biologie, Universitätsplatz 5, D-18055 Rostock

**Zusammenfassung:** 1993 und 1994 wurde in 10 Modellabschnitten der Nebel die Zusammensetzung der Fischfauna analysiert und in Beziehung zum ökologischen Zustand des jeweiligen Gewässerabschnitts gesetzt. Insgesamt konnten eine Rundmäuler- und 22 Fischarten nachgewiesen werden. Die Verteilung stenöker und euryöker Arten in den Modellabschnitten erlaubt eine differenzierte Gewässerzustandsbewertung, die unter anderem durch den Standorttypieindex ausgedrückt werden kann. Über eine Artendefizitanalyse für die Gewässerabschnitte wird gegebenenfalls notwendiger Sanierungsbedarf abgeleitet.

### 1. Einführung

Nicht neu ist der Versuch, über die Erfassung und Beschreibung der Fischfauna Rückschlüsse auf den ökologischen Zustand des Gewässers zu ziehen. Anregung dazu wurde schon durch klassische Arbeiten zur Fließgewässertypisierung über aquatische Organismen gegeben (THIENEMANN 1924, HUET 1949, ILLIES & BOTOSANEANU 1963). So gehört die Beschreibung der Zonierung mitteleuropäischer Flüsse anhand von Leitfischarten bis heute zum anerkannten Allgemeingut in der Fließgewässerkunde.

In den letzten 15 Jahren sind Untersuchungen zum Thema Bioindikation der Gewässerstruktur über die Fische intensiviert und an verschiedenen Gewässertypen getestet worden. Sowohl für Flüsse (VERNEAUX 1981, SCHIEMER & SPINDLER 1989 u. a.) als auch für Bäche (BLESS 1981) konnte gezeigt werden, daß die Struktur- und Fischartendiversität zur Indikation der Natürlichkeit eines Gewässers genutzt werden kann. Gerade in jüngerer Zeit mangelt es nicht an Versuchen zur Entwicklung von verschiedenen Bewertungsverfahren, die es gestatten, unter anderem über Fische als Indikatororganismen den ökologischen Zustand von Fließgewässern zu beschreiben (NESS & GEBHARDT 1988, 1992, GAUMERT & KÄMMEREIT 1993). Im wesentlichen stützen sich diese Verfahren auf den numerischen Vergleich zwischen einem als ursprünglich definierten Artenspektrum (Leitbild) und dem aktuell gefundenen. Aus dem Wissen um die

ökologischen Ansprüche einzelner Arten kann über die Artendefizitanalyse der Bedarf an Eingriffen in die Gewässerstruktur im Sinne einer Sanierung beziehungsweise allmählichen Annäherung an den Leitbildzustand abgeleitet werden. Diese Verfahren sind bezüglich Methoden und Ergebnissen nicht ohne weiteres auf andere Gewässer übertragbar. Es besteht dringender Bedarf zur Entwicklung und Vervollkommnung der Methoden. Insbesondere ihre Brauchbarkeit bei verschiedenen Gewässertypen und in spezifischen Landschaftsräumen, wie beispielsweise im jungglazialen Mecklenburg-Vorpommern, ist zu testen.

Nachfolgend soll der Versuch unternommen werden, in diesem Sinne eine Zustandsbewertung des nordostdeutschen Fließgewässers Nebel über die Organismengruppe Fische zu vollziehen.

## **2. Methodik**

### **2.1. Erfassung des Artenspektrums**

In den Modellabschnitten wurde jeweils eine 100 m lange Strecke mit einem Gleichstrom-Elektrofischereigerät (EL 62 ) befischt; entsprechend der stationsbedingten Leitfähigkeit wurden Spannungen zwischen 300 und 500 V eingesetzt. Die 10 Stationen wurden im Zeitraum Mai-Juni 1993 und zur Kontrolle in den gleichen Monaten 1994 bearbeitet. Zusätzliche Absicherungen erfahren die Ergebnisse durch Arbeiten, die von SPIESS & WATERSTRAAT (1990) seit einigen Jahren zwischen Kuchelmiß und Güstrow durchgeführt wurden und deren Ergebnisse aus dem Jahr 1993 uns freundlicherweise zur Verfügung gestellt wurden.

Bei den Arbeiten wurde jeder Abschnitt ohne Pause zweifach hintereinander befischt. Die in jedem Durchgang gefangenen Fische wurden zwischengehäлтert und nach Vermessung von Länge und Masse nach der zweiten Abfischung ins Gewässer zurückgegeben. Die Befischung der Modellabschnitte in zwei aufeinanderfolgenden Jahren sollte Zufälligkeiten weitestgehend ausschließen. Weiterhin sind im Ergebnis auch nur die Arten bewertet worden, die in beiden Befischungen (1993 und 1994) mit jeweils mehr als einem Exemplar nachgewiesen worden sind.

Die angewandte Methode erlaubt bei der beprobten Gewässergröße und hinreichend guten Sichtverhältnissen im Wasser für die obengenannte Zielstellung eine ausreichend genaue Erfassung des gesamten Artenspektrums in den analysierten Nebelabschnitten. Eine Netzmaschenweite des

Fangkeschers von 5 mm garantierte auch die Aufnahme von einsömmrigen Jungfischen.

Neben der Erfassung der Fischgemeinschaften am jeweiligen Standort wurde der Untersuchungsabschnitt auf seine ökomorphologische Struktur hin bewertet. Vorrangig wurden die Kennwerte erfaßt, die eine Beziehung zur Fischbesiedlung erwarten ließen (Längs- und Querprofil, Breiten- und Tiefenvarianz, Sohlsubstrat, Makrophytenentwicklung, Dekkungselemente, Beschattungsgrad durch Büsche und Bäume etc.). Anhand dieser Bewertung wurde der entsprechende Stationsabschnitt in die Kategorie „naturnah“ oder „hemerob“ (anthropogen überformt) eingeordnet. Ausführlicher sind die Modellabschnitte im Artikel III beschrieben.

## 2.2. Bewertungsverfahren

Um aus dem Artenspektrum Rückschlüsse auf den Gewässerzustand ziehen zu können, sind die vorkommenden Arten hinsichtlich zweier wesentlicher ökologischer Ansprüche eingestuft worden. Das waren ihr Reproduktionstyp und ihr Verhalten gegenüber der Strömungsgeschwindigkeit. Daraus lassen sich auch weitere Lebensraumsprüche direkt und indirekt ableiten (zum Beispiel Substratpräferenzen, Temperatur- und Sauerstofftoleranzen).

In Anlehnung an BALON (1975) wurden sie folgenden Reproduktionstypen zugeordnet (der Aspekt Brutpflege und Nestbau ist nicht berücksichtigt worden):

**Lithophil** – Eiablage an, auf oder zwischen Steinen, Geröll und Kies.

Die Quappe stellt einen Übergangstyp dar (lithopelagophil), da die Eier auf dem steinigen Substrat lose aufliegen und bei geringen Wasserbewegungen in den schwebenden Zustand versetzt werden, das heißt verdriften.

**Psammophil** – Eiablage auf Sand oder anderen Strukturelementen über Sand.

Die Eier und Larven der Vertreter beider Gruppen sind an die genannten Substrate und hohe Sauerstoffwerte gebunden.

**Phytophil** – Eiablage auf Pflanzen, Wurzeln etc. jedoch nie auf dem Gewässergrund.

**Fakultativ phytophil** – je nach Situation kann die Eiablage an Makrophyten, Wurzeln, Totholz, Geröll, Steinen etc. erfolgen.

Das Anheften der Eier und Larven ist Ausdruck für die Anpassung an wechselhafte beziehungsweise niedrige Sauerstoffwerte am Gewässergrund. Einige Arten begegnen diesem Problem zusätzlich über spezielle Brutpflegemechanismen (zum Beispiel Dreistachliger Stichling).

Als zweites Kriterium zur Gruppierung der Arten hinsichtlich ihrer Ansprüche an den Lebensraum wurde ihr Verhalten gegenüber der Strömungsgeschwindigkeit herangezogen. In Anlehnung an verschiedene Autoren (zum Beispiel DUNCKER & LADIGES 1960, NIKOLSKII 1974, SCHIEMER & WAIDBACHER 1992 und andere) lassen sie sich grob als rheophil (strömungsliebend), eurytop (indifferent) und limnophil (lakustrisch) ansprechen (Tabelle 1). Damit ist ihr überwiegendes Verhalten als Adulte gemeint. Auf ein abweichendes Verhaltensmuster einzelner Arten unter anderen Lebensbedingungen und Änderungen der Lebensraumanprüche während der Ontogenese wird hier nicht eingegangen.

Wesentlich ist, daß die Einstufung nach beiden Kriterien recht übereinstimmende Lebensraumanprüche indiziert. Die rheophilen Arten sind in ihrem Reproduktionstyp lithophil oder psammophil und stenök. Ihr Vorkommen zeigt entsprechende Sohlsubstrate, Strukturvielfalt, gute Sauerstoffbedingungen und damit gekoppelt auch relativ niedrige Wassertemperaturen an.

Nach dieser Zuordnung sind die Arten entsprechend ihrem Anspruchsniveau einer zusammenfassenden Zuordnung zu drei Kategorien unterworfen worden. Kategorie 3 enthält die im Fließgewässer anspruchsvollsten (stenöken) Arten, Kategorie 2 umfaßt Arten mit mittleren beziehungsweise indifferenten Ansprüchen, und in der Kategorie 1 sind limnophile, das heißt Arten, deren Vorkommen im Rhitral untypisch ist, eingereiht. Insofern entspricht die Zugehörigkeit zu den Kategorien in abnehmender Folge dem Grad der Rheophilie.

Bezogen auf die einzelnen Modellabschnitte ist nach den ermittelten Arten und ihrer Zuordnung zu den Kategorien 3, 2 und 1 der schon erläuterte Standorttypieindex (vgl. Hauptkapitel I) berechnet worden.

Die Bewertung der Habitatqualität im aquatischen Bereich der einzelnen Modellabschnitte ist über die Differenz zwischen aktueller und potentieller Fischfauna beschrieben worden. Das potentielle Artenspektrum für den untersuchten Nebelabschnitt ist über die Auswertung sämtlicher verfügbarer gebietsbezogener Informationen (Literatur sowie unpublizierte Quellen, Befragung von Fischern etc.) bewertet worden. Ältere Angaben

VON SIEMSEN (1794), BLANCK (1881), JESSE (1903), DRÖSCHER (1906), SMOLIAN (1920), DUNCKER & LADIGES (1960) und anderen ließen sich mit entsprechender Umsicht verwenden. Das jeweilige potentielle Artenspektrum für die 10 Modellabschnitte ist aus dem konkreten ökomorphologischen Zustand des jeweiligen Abschnitts über Analogieschluß abgeleitet worden (Tabellen 1-3). Als Leitbild diente der potentiell natürliche Zustand des Abschnitts, soweit er sich aus dem aktuell vorhandenen Standortpotential noch erschließen ließ. Bei dieser Verfahrensweise, die sicher nicht ganz frei von einer gewissen Subjektivität ist, wurden auch aktuelle Befischungsergebnisse der Autoren aus vergleichbaren naturnahen Abschnitten anderer Warnownebenflüsse mit berücksichtigt. Aus der Kenntnis der autökologischen Ansprüche von fehlenden („defizitären“) Arten in anthropogen überformten Modellabschnitten kann auf konkreten Sauerungsbedarf geschlossen werden.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Artenspektrum

Insgesamt wurden im untersuchten Nebelbereich eine Rundmäuler- und 22 Fischarten aus 10 Familien nachgewiesen (Tabelle 1), von denen 8 Indikatorarten für die Forellen-Äschen-Region sind (Kategorie 3). Die anderen sind indifferent in ihren Ansprüchen beziehungsweise indizieren lenitische Zustände (Kategorie 1).

Das potentielle Artenspektrum (Tabelle 1) bezieht sich ausschließlich auf den untersuchten Nebelbereich von der Quellregion bis zum Modellabschnitt N10 unterhalb Güstrow. Es wurde darauf verzichtet, Arten aufzunehmen, die unter bestimmten Bedingungen zeitweilig aus Nebengewässern (Altarme, Seen) einwandern können - z. B. Karausche (*Carassius carassius* (L.)), Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis* (L.)), Kleine Maräne (*Coregonus albula* (L.)) -, im Rhitral jedoch nicht ihren typischen Lebensraum haben. Auch die anadromen Wanderarten Flußneunauge (*Lampetra fluviatilis* (L.)) und Meerforelle (*Salmo trutta* f. *trutta* (L.)), die aus der Warnow über die Alte Nebel bis zum Wehr Lüssow vordringen können, wurden nicht berücksichtigt, da Nachweise über deren regelmäßiges Einwandern bis oberhalb des Modellabschnittes N10 bislang nicht vorliegen. Gleiches gilt für potentielle Einwanderer aus dem Warnowunterlauf, etwa Aland (*Leuciscus idus* (L.)) und Wels (*Silurus glanis* (L.)), für die das Rhitral oberhalb Güstrow ohnehin kein typischer Lebensraum ist.

Zander und Neunstachliger Stichling sind in der Tabelle 1 enthalten, da sie sowohl potentiell als auch aktuell im Untersuchungsbereich vorkommen, jedoch waren sie so selten, daß sie wegen der festgelegten Mindestnachweishäufigkeit (vergleiche Methoden) auf den Stationen nicht mehr geführt werden. Der Neunstachlige Stichling ist ohnehin kein typischer Fisch des Rhitrals, er dringt aber aus kleinen Nebengewässern und Rinn-salen immer wieder ein. Der Zander wird schon seit langem im Gebiet durch Besatzmaßnahmen in den Seen gefördert (DRÖSCHER 1906). Vor allem der Aal wurde und wird massiv in die Seen ausgesetzt. Mit der Absicht, hohe Bestandsdichten bei der Bachforelle zu erhalten, wurden mehr oder weniger regelmäßig durch den Anglerverband Bachforellen in der Nebel nachbesetzt. Die Untersuchungen zeigen jedoch, daß damit das grundsätzliche Besiedlungsmuster der autochtonen Bestände, so wie es in etwa auch aus den oben zitierten Quellen bekannt ist, nicht wesentlich verändert worden ist.

Im weiteren werden die Artenspektren getrennt für die vier verschiedenen Grundtypen von Modellabschnitten „seegeprägt“ (N1), „Durchbruchstäler“ (N4, N6), „natürliche Niedermoorbereiche“ (N3, N5, N8, N9) und „anthropogen überformte Niedermoorbereiche“ (N2, N7, N10) dargestellt.

Im seengeprägten Modellabschnitt Malkwitz – N1 (Tabelle 2) sind 15 Arten potentiell zu erwarten. 11 Arten konnten aktuell nachgewiesen werden. Das Fehlen der Quappe ist wahrscheinlich auf den Mangel an geeigneten Unterständen und Sohlsubstraten zurückzuführen. Rheophile Arten fehlen erwartungsgemäß. Somit ist das Fehlen der Arten der Kategorie 3 Ausdruck der spezifischen und lenitisch geprägten Habitatbedingungen. Der Standorttypieindex erreicht den naturraumtypisch niedrigen Wert von 1,36 und spiegelt diese Verhältnisse wider.

Für die Durchbruchstäler wurde unter den vorgefundenen naturnahen Bedingungen ein zahlenmäßig niedrigeres Artenspektrum vorgefunden. Es wird unter den mittelgebirgsartigen Gewässerbedingungen naturgemäß von den rheo- und lithophilen Arten der Kategorie 3 dominiert. Koppelow (N6) kann als typisches Beispiel für die ichthyofaunistischen Verhältnisse im Durchbruchstal betrachtet werden (relativ hoher Standorttypieindex 2,56). In Kuchelmiß (N4) fehlen typische Arten. Neben den reichlich vertretenen Arten Bachforelle und Quappe fehlen weitere rheo-

**Tabelle 1:** Liste der nachgewiesenen Familien und Arten, ausgewählte ökologische Ansprüche (Re – Reproduktion, St – Strömung) und Zuordnung in Kategorien (Kat – Indikatorwert); Reproduktionstyp: LI – lithophil, PH – phytophil, PH/f fakultativ phytophil, PE – pelagophil, PS – psammophil; Verhalten zum Wasserkörper: RPH – rheophil, EUT – eurytop, LIM – limnophil; Kategorie nach ökologischen Ansprüchen im Fließgewässer (Grad der Rheophilie von 3 nach 1 abnehmend, Toleranz gegenüber niedrigen Sauerstoffgehalten und hohen Temperaturen zunehmend).

Art	Re	St	Kat
<b>Agnatha</b>			
<b>Petromyzontidae – Neunaugen</b>			
<i>Lampetra planeri</i> (BLOCH 1784) – Bachneunauge	LI	RPH	3
<b>Osteichthyes</b>			
<b>Anguillidae – Süßwasseraale</b>			
<i>Anguilla anguilla</i> (LINNAEUS 1758) – Aal*	(PE)	EUT	1
<b>Cyprinidae – Karpfenartige</b>			
<i>Leuciscus cephalus</i> (LINNAEUS 1758) – Döbel	LI	RPH	3
<i>Rutilus rutilus</i> (LINNAEUS 1758) – Plötze	PH/f	EUT	1
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (LINNAEUS 1758) – Rotfeder	PH	LIM	1
<i>Phoxinus phoxinus</i> (LINNAEUS 1758) – Elritze	LI	RPH	3
<i>Alburnus alburnus</i> (LINNAEUS 1758) – Ukelei	PH/f	EUT	2
<i>Leucaspis delineatus</i> (HECKEL 1843) – Moderlieschen	PH	LIM	1
<i>Gobio gobio</i> (LINNAEUS 1758) – Gründling	PS	RPH	3
<i>Abramis brama</i> (LINNAEUS 1758) – Blei	PH	EUT	2
<i>Blicca bjoerkna</i> (LINNAEUS 1758) – Güster	PH	EUT	2
<i>Tinca tinca</i> (LINNAEUS 1758) – Schleie	PH	LIM	1
<b>Cobitidae – Schmerlen</b>			
<i>Cobitis taenia</i> LINNAEUS 1758 – Steinbeißer	PH	RPH	2
<b>Balitoridae – Bartgrundeln</b>			
<i>Barbatula barbatula</i> (LINCK 1790) – Bachschmerle	PS	RPH	3
<b>Salmonidae – Lachse</b>			
<i>Salmo trutta</i> f. <i>fario</i> LINNAEUS 1758 – Bachforelle	LI	RPH	3
<i>Thymallus thymallus</i> (LINNAEUS 1758) – Äsche**	LI	RPH	3
<b>Esocidae – Hechte</b>			
<i>Esox lucius</i> LINNAEUS 1758 – Hecht	PH	EUT	2
<b>Gadidae – Dorsche</b>			
<i>Lota lota</i> (LINNAEUS 1758) – Quappe	LI/PE	EUT	3
<b>Gasterosteidae – Stichlinge</b>			
<i>Gasterosteus aculeatus</i> LINNAEUS 1758 – Dreistachliger Stichling	PH	LIM	1
<i>Pungitius pungitius</i> LINNAEUS 1758 – Neunstachliger Stichling	PH	LIM	1
<b>Percidae – Echte Barsche</b>			
<i>Perca fluviatilis</i> LINNAEUS 1758 – Flußbarsch	PH/f	EUT	1
<i>Gymnocephalus cernuus</i> (LINNAEUS 1758) – Kaulbarsch	PH/f	EUT	1
<i>Stizostedion lucioperca</i> (LINNAEUS 1758) – Zander	PH/LI	EUT	2

\* Da der Aal als katachromer Wanderfisch im marinen Milieu laicht, hat sein Reproduktionstyp keine Beziehung zum hier betrachteten Aspekt.

\*\* Die Äsche ist im System eingebürgert worden.

**Tabelle 2:** Aktuelles Artenspektrum in den Modellabschnitten seengeprägt und Durchbruchstäler (naturnahe Referenzräume); N1 = Malkwitz, N4 = Kuchelmiß, N6 = Koppelow. + = Art ist vorhanden, - = Art fehlt; p = potentiell, a = aktuell.

Art	Seen N1		Durchbruchstäler			
	p	a	N4		N6	
			p	a	p	a
<i>Lampetra planeri</i>	-	-	+	-	+	+
<i>Anguilla anguilla</i>	+	+	+	+	+	+
<i>Leuciscus cephalus</i>	-	-	+	-	+	+
<i>Rutilus rutilus</i>	+	+	-	-	-	-
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	+	+	-	-	-	-
<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	+	-	+	+
<i>Alburnus alburnus</i>	+	+	-	-	-	-
<i>Leucaspis delineatus</i>	+	+	-	-	-	-
<i>Gobio gobio</i>	+	-	+	-	+	+
<i>Abramis brama</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Blicca bjoerkna</i>	+	+	-	-	-	-
<i>Tinca tinca</i>	+	+	-	-	-	-
<i>Cobitis taenia</i>	+	+	-	-	-	-
<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	+	-	+	+
<i>Salmo trutta f. fario</i>	-	-	+	+	+	+
<i>Thymallus thymallus</i>	-	-	+	-	+	+
<i>Esox lucius</i>	+	+	-	-	-	-
<i>Lota lota</i>	+	-	+	+	+	-
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	+	-	-	-	-	-
<i>Perca fluviatilis</i>	+	+	-	+	-	+
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	+	+	-	-	-	-

phile Vertreter, die nach der Biotopstruktur zu erwarten gewesen wären. In beiden Abschnitten traten zusätzlich der Flußbarsch und der Aal auf.

In den naturnahen Niedermoorabschnitten (N3, N5, N8, N9, vgl. Tabelle 3) ähnelt das nachgewiesene Artenspektrum dem der Durchbruchstäler. Durch die geringere Fließgeschwindigkeit und das Auftreten von partiellen Makrophytenbeständen treten mehr euryöke Arten auf (zum Beispiel Plötz, Dreistachliger Stichling). Jedoch sind auch hier - mit Ausnahme Station N3 - 50 % und mehr Arten aus der Kategorie 3 nachweisbar (vergleiche auch Abb. 1). Der Standorttypieindex ist mit 2,33 in den Modellabschnitten Ahrenshagen (N5) und Kirch-Rosin (N9) naturraumtypisch hoch. In Ahrenshagen wurde die Ichthyofauna etwas unterhalb des ei-

gentlichen Modellabschnittes im Bereich der Lehmkoppe untersucht. Hier ist die Nebel teilmineralischen Typus. Die Fischfauna des engeren Modellabschnitts entspricht der Ausprägung des organischen Typus. Leider beruht diese Feststellung nur auf Protokollnotizen zu Beobachtungen während der Abfischung. Die Artenerfassung erfolgte nur für den Gesamtabschnitt. Wegen der schweren Zugänglichkeit der Ufer in diesem Bereich deckte der befischte Abschnitt letztlich nur zu 30 % den organischen Bereich ab.

Der Standorttypieindex von Ahrenshagen (N5) dürfte, verglichen mit Dobbin (N3), dadurch erhöht sein. Zum anderen profitiert der Modellabschnitt vom häufigen kleinräumigen Biotopwechsel und von seiner Lage zwischen zwei Durchbruchstälern. In dem rein organischen Abschnitt wurden deutlich weniger Individuen gefangen als im mineralischen Bereich. Neben eurytopen und limnophilen Arten (Aal, Plötz, Schlei, Flußbarsch) waren jedoch einzelne adulte Döbel und Bachforellen nachzuweisen.

Um so mehr fällt die Artenarmut in Dobbin (N3) auf. Außer dem Bachneunauge waren weder Döbel, Bachforelle noch andere rheophile Arten zu finden. Ein Grund könnten die für Fische extremen naturräumlichen Niedermoorverhältnisse sein, die durch schlammig-breiige Bodensubstrate, Strukturarmut und geringe Strömungsgeschwindigkeiten charakterisiert sind. Der Vergleich zum Modellabschnitt N5 spricht jedoch mehr dafür, daß sich hier mit großer Wahrscheinlichkeit die Sperrwirkung des darunterliegenden Wehrs in Verbindung mit der angeschlossenen Fischzuchtanlage zum Krakower See bemerkbar macht.

Die hemeroben Niedermoorabschnitte weisen eine mehr oder weniger große Abweichung vom potentiellen Artenspektrum der naturnahen Abschnitte auf (Tabelle 3). Besonders der Modellabschnitt Linstow (N2) weicht in negativer Richtung stark vom Artenspektrum der naturnahen Referenzabschnitte ab. Demgegenüber zeichnet sich Hoppenrade (N7) durch ein Artenspektrum aus, das dem der naturnahen Abschnitte gleicht. Der äußerlich monotonen Gewässerstruktur ist in diesem Fall im Wasser keine Entsprechung gegeben. Trotz Begradigung besteht eine Strukturvielfalt in den Sohlsubstraten (Grobsande, Kies). Durch submerse und amphibische Makrophyten, die durchgängig den Gewässerrand säumen, sind Rückzugsräume für Kleinfische und Unterstände für größere

**Tabelle 3:** Aktuelles Artenspektrum in den Modellabschnitten des naturnahen und des hemeroben Niedermoorbereiches; N3 = Dobbin, N5 = Ahrendshagen, N8 = Schweinebrücke, N9 = Kirch-Rosin; N2 = Linstow, N7 = Hoppenrade, N10 = Gülzow. + = Art nachgewiesen, - = Art fehlt; p = potentiell, a = aktuell.

Art	naturnah				hemerob									
	N3		N5		N8		N9		N2		N7		N10	
	p	a	p	a	p	a	p	a	p	a	p	a	p	a
<i>Lampetra planeri</i>	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-
<i>Anguilla anguilla</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Leuciscus cephalus</i>	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-
<i>Rutilus rutilus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Scardinius erythrophth.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phoxinus phoxinus</i>	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-
<i>Alburnus alburnus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
<i>Leucaspius delineatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gobio gobio</i>	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
<i>Abramis brama</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Blicca bjoerkna</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tinca tinca</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cobitis taenia</i>	+	-	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+	+	-
<i>Barbatula barbatula</i>	-	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	+
<i>Salmo trutta fario</i>	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-
<i>Thymallus thymallus</i>	-	-	+	-	+	-	+	+	-	-	+	-	-	-
<i>Esox lucius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lota lota</i>	+	-	+	+	+	-	+	+	+	-	+	-	+	+
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Perca fluviatilis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Fische gegeben. In Linstow (N2) und Gülzow (N10) dominieren Feinsand bzw. Schlamm auf dem Gewässergrund. Sehr dichte Makrophytenbestände bieten nur bestimmten Kleinfischarten gute Bedingungen.

### 3.2. Standorttypieindex

Nachfolgend sollen die Ergebnisse zur Standorttypie im einzelnen diskutiert werden. Bereits über die stationsbezogene Darstellung der prozentualen Anteile der Arten der Kategorie 3 und 1 wird eine deutliche Unterscheidung der verschiedenen biozönotischen Verhältnisse in den einzel-

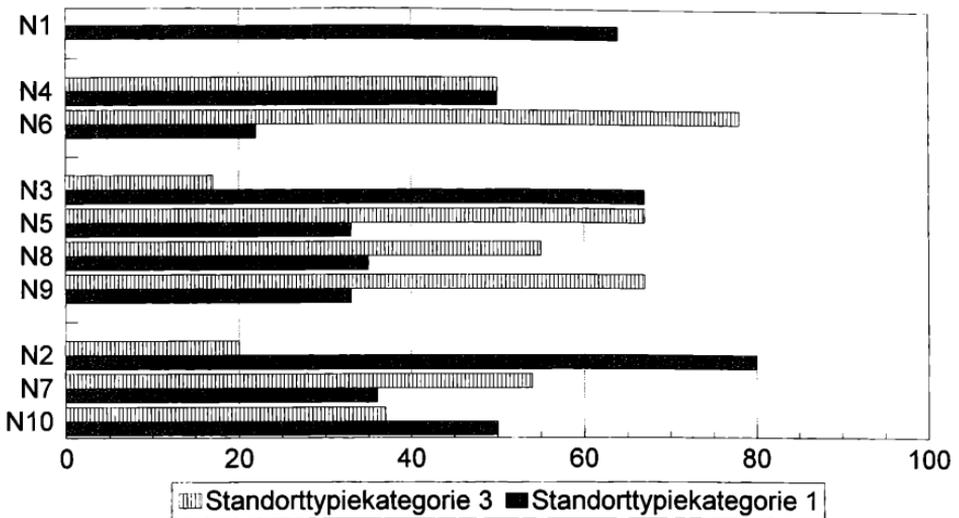


Abb. 1: Prozentualer Anteil der Fischarten der Kategorien 3 und 1 in den einzelnen Modellabschnitten, geordnet nach dem Strukturtyp (N1 seegeprägt; N4, N6 Durchbruchstäler; N3, N5, N8, N9 naturnahes Niedermoor; N2, N7, N10 degradiertes Niedermoor).

nen Modellabschnitten erreicht (Abb. 1). Dem seengeprägten Modellabschnitt N1 fehlen Arten der Kategorie 3 völlig. Hingegen liegt der Prozentsatz der Arten der Kategorie 3 in den Durchbruchstälern (N4, N6), den naturnahen Niedermoorabschnitten (N5, N8, N9) und im äußerlich hemerob erscheinenden Modellabschnitt N7 stets  $\geq 50\%$ . Lediglich Dobbin (N3) weist aus den obengenannten Gründen einen geringeren Prozentsatz sowie einen niedrigeren Standorttypieindex von 1,5 auf.

Alle anderen Modellabschnitte weisen Standorttypieindices größer 2,0 auf. Dazu ist trotz Begradigung auch Hoppenrade zu zählen. Seine Erklärung findet das, wenn man die Unterwasserstruktur dieses Abschnitts genauer betrachtet. Die starke Strömung hat aus dem günstigen Substratangebot (Feinsand bis Kies mit einzelnen Steinen) eine differenzierte Gewässersohle geschaffen. Neben dem zentralen Strömungsstrich bieten an beiden Ufern artenreiche submerse und emerse Makrophytenbestände den Fischen gute Aufwuchs- und Unterstandsmöglichkeiten. Die degradierten Niedermoorabschnitte Linstow (N2) und Gülzow (N10) zeigen die für die Fischfauna relevanten Strukturstörungen durch einen Index von kleiner 2,0 an (vgl. Tabelle 4). Der niedrige Index in Linstow könnte

sowohl durch den Ausbau als auch zusätzlich durch die Wirkung von Querbauten bedingt sein.

Die Berechnung der Indices anhand der Befischungsergebnisse von SPIESS & WATERSTRAAT (1993) für die vergleichbaren Stationen (Tabelle 4) ergibt sehr ähnliche Werte. Das weist auf die Möglichkeit hin, mit dieser Methode reproduzierbare Ergebnisse zu erhalten.

**Tabelle 4:** Standorttypindices in den Modellabschnitten an der Nebel gemäß der Fischfauna.

Gewässertyp	Modellabschnitt	Abschnittsnummer	Standorttypindex (*)
Durchbruchstal	Kuchelmiß	N4	2,00 (2,33)
	Koppelow	N6	2,56 (2,50)
Niedermoor naturnah	Dobbin	N3	1,50
	Ahrenshagen	N5	2,33 (2,09)
	Schweinebrücke	N8	2,18 (2,25)
	Kirch-Rosin	N9	2,33
Niedermoor hemerob	Linstow	N2	1,40
	Hoppenrade	N7	2,18 (2,29)
	Gülzow	N10	1,88
seengeprägt	Malkwitz	N1	1,36

(\*) nach Daten von SPIESS & WATERSTRAAT (1993).

Folgende Schlußfolgerungen ergeben sich:

- In den untersuchten Durchbruchstälern ergeben sich Standorttypindices von 2,00 und 2,56. Diese Schwankungsbreite kann in Bezug auf die Fischfauna als „naturnahe“ Vergleichsgröße adäquater Fließgewässerabschnitte angesehen werden.
- Seengeprägte Gewässerabschnitte weisen einen niedrigen Standorttypindex auf, weil sich die Kategorisierung insbesondere an der Rheophilie orientiert.
- In den naturnahen Niedermooren des sogenannten „teilmineralischen Typus“ (vergleiche Artikel III), in denen die Fließgeschwindigkeiten mäßig bis relativ hoch sind, ergibt sich ein naturraumtypisch hoher Standorttypindex (an der Nebel maximal 2,33).
- Die naturnahen Niedermoore des „organischen Typus“ (Artikel III) haben aufgrund der vorherrschenden Habitatqualitäten möglicherweise

se natürlicherseits einen geringeren Standorttypieindex. Die erheblichen Abweichungen im Abschnitt Dobbin (N3) dürften jedoch vorrangig auf die Wirkung von Querverbauungen zurückzuführen sein.

- Die hemeroben Gewässerabschnitte im Niedermoorbereich weisen aufgrund der anthropogenen Beeinflussung und der damit verbundenen Strukturdefizite im Regelfall deutlich niedrigere Standorttypiewerte auf. Der Modellabschnitt Hoppenrade (N7) ist nur äußerlich eine Ausnahme, die ökomorphologischen Gegebenheiten im Wasserkörper entsprechen dem hohen Typiewert.
- Insgesamt tragen die Ergebnisse orientierenden Charakter. Zur Absicherung, Verallgemeinerung und Übertragbarkeit auf ähnliche Gewässersysteme ist ein größerer Probenumfang für die einzelnen Gewässertypen erforderlich.

#### 4. Defizitanalyse

In Tabelle 5 sind die Defizite an Charakterarten für die einzelnen Stationen (in Fließrichtung) ausgewiesen. Nicht in jedem Falle ist daraus unbedingt ein Sanierungsbedarf abzuleiten, da das Fehlen nur einer Art nicht zwingend Störungen in der Gewässerstruktur des Abschnitts anzeigt.

Das Fehlen von Arten der Kategorie 3 im Modellabschnitt N1 entspricht dem potentiellen Artenspektrum. Das Vorkommen der Quappe wird daraus abgeleitet, daß diese Art bekanntermaßen auch Seen erfolgreich besiedelt. Die anderweitigen Befischungen in Fließgewässern zwischen Seen des Warnowgebietes haben gerade dort häufig diese Art erbracht. Das Fehlen sowohl dieser als auch einiger limnophiler Arten kann im gegebenen Fall zufälliger Natur sein (Zeitpunkt der Befischung) beziehungsweise kann standortspezifischen Umständen geschuldet sein (Raubfischdruck, insbesondere hier Aal und Hecht).

Der Sanierungsbedarf ist spezifisch für jeden Modellabschnitt. Aus der Artenverteilung für die Modellabschnitte (Tabelle 2 und 3) folgt, daß oberhalb des Krakower Sees mit Ausnahme von *L. planeri* (N2, N3) keine weiteren Arten der Kategorie 3 anzutreffen sind. Die Existenz der Bachneunaugen zeigt jedoch Bedingungen an, die für die Bachforelle und andere kleine Fließgewässerarten im allgemeinen ausreichend sind. Als möglicher Grund für deren Fehlen könnten die Querverbauungen von Kuchelmiß aufwärts infrage kommen. Nach BLANCK (1881) und MÖLLER

(pers. Mitt. 1994) kam die bei Serrahn und Kuchelmiß häufige Bachforelle vereinzelt im Krakower See vor. Daraus könnte abgeleitet werden, daß der Nebeloberlauf früher für die Bachforelle zugänglich war. Für die Quappe könnten auf dieser Station auch nach Beseitigung des Wehres Dobbin die muddigen Bodensubstrate und die Strukturarmut eine Besiedlung verhindern.

**Tabelle 5:** Artendefizite in den einzelnen Modellabschnitten (Kategorie 3, nur *Cobitis taenia* Kategorie 2).

Gewässerabschnitt	fehlende Arten	Sanierungsbedarf
N1	<i>L. lota</i>	ohne
N2	<i>S. trutta</i> f. <i>fario</i> , <i>P. phoxinus</i> , <i>G. gobio</i> , <i>B. barbatula</i> , <i>L. lota</i>	vorhanden
N3	<i>S. trutta</i> f. <i>fario</i> (Adulti), <i>C. taenia</i> , <i>L. lota</i>	vorhanden
N4	<i>L. planeri</i> , <i>T. thymallus</i> , <i>L. cephalus</i> , <i>P. phoxinus</i> , <i>G. gobio</i> , <i>B. barbatula</i>	vorhanden
N5	<i>L. planeri</i> , <i>T. thymallus</i> , <i>C. taenia</i>	ohne
N6	<i>L. lota</i>	ohne
N7	<i>T. thymallus</i> , <i>L. lota</i>	vorhanden
N8	<i>T. thymallus</i> , <i>L. lota</i>	ohne
N9	<i>C. taenia</i>	ohne
N10	<i>S. trutta</i> f. <i>fario</i> , <i>L. cephalus</i> , <i>P. phoxinus</i> , <i>C. taenia</i>	vorhanden

**Tabelle 6:** Darstellung der Defizite, die durch das Fehlen von Fischarten angezeigt werden.

Art	Defizite in					
	Gewässerstruktur			Sohlssubstrat		
	Strömung	Unterstände	Beschattung	Stein	Kies	Sand
<i>L. planeri</i>	+		+		+	+
<i>L. cephalus</i>	+			+	+	
<i>P. phoxinus</i>	+		+		+	+
<i>G. gobio</i>						+
<i>B. barbatula</i>	+	+		+		
<i>C. taenia</i>						+
<i>S. trutta fario</i>	+	+	+	+	+	
<i>T. thymallus</i>	+	+		+	+	
<i>L. lota</i>		+	+	+	+	

Gleichfalls auf die Wirkung von Querverbauungen könnte die relative Artenarmut im Modellabschnitt Kuchelmiß (Verlobungsinsel) zurückzuführen sein. Es fällt auf, daß die Arten *Lampetra planeri*, *Leuciscus cephalus*, *Phoxinus phoxinus*, *Gobio gobio* und *Barbatula barbatula* von unten her (von N9 bis N5) bis an die Wassermühle Kuchelmiß vorkommen (nach Werten von SPIESS & WATERSTRAAT 1990 und eigenen Erhebungen 1994), so daß ihnen ab hier ein weiteres Aufsteigen verwehrt scheint. Insofern schließt der Sanierungsbedarf für N2, N3 und N4 die Überwindung der Querverbauungen ein. Im Modellabschnitt N2 wäre zusätzlich die Wiederherstellung naturnaher Gewässerstrukturen erforderlich. Letzteres umreißt auch die Aufgaben für die Abschnitte N7 und N10.

Das Fehlen des Bachneunauges im Modellabschnitt N5 kann auf Zufälligkeiten beruhen. SPIESS & WATERSTRAAT (1990) haben sowohl oberhalb als auch unterhalb des Modellabschnittes diese Art nachgewiesen. Auch aus dem Fehlen der Äsche in den Modellabschnitten N5, N7 und N8 kann man keinen zwingenden Sanierungsbedarf ableiten, da diese Art eingebürgert wurde. Dieses gilt um so mehr, als in diesen Modellabschnitten wesentliche autochthone Arten der Kategorie 3 vorkommen (Bachneunauge, Elritze, Gründling, Bachforelle). Erheblicher Sanierungsbedarf besteht dagegen im Modellabschnitt N10, dem es vor allem an Strömungs- und Strukturvielfalt mangelt, damit Döbel, Elritze und Bachforelle sich halten können. Einzelexemplare adulter Bachforellen konnten bei den Befischungen zweimal gefangen werden.

Tabelle 6 weist wesentliche Defizite in den Gewässerstrukturen aus, die durch das Fehlen der betreffenden Arten nachgewiesen werden. Das Fehlen von zwei oder mehreren Arten mit ähnlichen Ansprüchen kann als sicheres Zeichen von Sanierungsbedarf gelten.

## Literatur

- BALON, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. - J. Fish. Res. Board Can. 32: 821-864.
- BLANCK, A. (1881): Die Fische der Seen und Flüsse Mecklenburgs. - Schwerin, 60 S.
- BLESS, R. (1981): Untersuchungen zum Einfluß von gewässerbaulichen Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsbächen. - Natur u. Landsch. 56: 243-252.
- DRÖSCHER, W. (1906): Die Förderung der Fischerei in Mecklenburg in den letzten 18 Jahren. - Geschäftsber. Mecklenb. Fischereiver., Schwerin, 134 S.
- DUNCKER, G., & LADIGES, W. (1960): Die Fische der Nordmark. - Abh. u. Verh. Naturwiss. Ver. Hamburg., N.F., 3, Suppl., 432 S.

- HUET, M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. – Schweiz. Z. Hydrol. 11: 332-351.
- ILLIES, J., & BOTOSANEANU, L. (1963): Problemes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considerées surtout du point de vue faunistique. – Mitt. Internat. Verein. Limnol. 12: 1-57.
- JESSE, R. (1903): Die Fische Mecklenburgs. – 34. Jber. Städt. Gymn. Waren: 1-32.
- GAUMERT, D., & KÄMMEREIT, M. (1993): Fische. Abschlußbericht Nr. 3.1 und 3.2., in: Modellhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Sanierungskonzeptes kleiner Fließgewässer am Beispiel der Hunte. BMFT-Forschungsvorhaben, Endber. 118 S.
- NESS, A., & GEBHARDT, H. (1988): Fische als Bioindikatoren zur Bewertung von Renaturierungsmaßnahmen an Fließgewässern. S. 318-326 in: HAMM, A. (Hrsg.): Erweiterte Zusammenfassung (Bd. 2) der Jahrestagung 1988 der Dtsch. Gesellsch. f. Limnologie in Goslar.
- & ——— (1992): Fische als Indikatoren zur Bewertung des Natürlichkeitsgrades von Makrostrukturen in Fließgewässern. S. 139-158 in: FRIEDRICH, G., & LACOMBE, J. (Hrsg.): Ökologische Bewertung von Fließgewässern. – Limnologie aktuell, Stuttgart, New York (Fischer).
- NIKOLSKII, G. V. (1974): Ecologija ryb. – Moskva (Vysshaja skola), 367 S.
- SCHIEMER, F., & SPINDLER, T. (1989): Endangered fish species of the Danube river in Austria. – Regulated Rivers: Research & Management 4: 397-407.
- , & WAIDBACHER, H. (1992): Strategies for conservation of a danubian fish fauna. S. 363-382 in: BOON, P. J., CALOW, P., & PETTS, G. E. (Hrsg.): River conservation and management. – New York (John Wiley & Sons).
- SIEMSEN, A. C. (1794): Die Fische Mecklenburgs. – Rostock und Leipzig, 111 S.
- SMOLIAN, K. (1920): Merkbuch der Binnenfischerei. Bd. II (Karte der Verbreitung einzelner Fischarten). – Berlin (Denter & Nicolas), 499 S.
- SPIESS, H. J., & WATERSTRAAT, A. (1990): Results to the ecology of endangered species of fish and cyclostomes from three streams of northern and central Germany. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. 75: 619-638.
- , & ——— (1993): Zur Ökologie von Fischen und Rundmäulern der Nebel (Land Mecklenburg-Vorpommern) und Ableitung von Schutzmaßnahmen. Arch. Natursch. u. Landschaftsforsch. 32: 113-133.
- THIENEMANN, A. (1924): Die Gewässer Mitteleuropas. Eine hydrobiologische Charakteristik ihrer Haupttypen. S. 1-84 in: DEMOLL, R., & MAIER, H. (Hrsg.): Handbuch der Binnenfischerei Mitteleuropas, Band 1. – Stuttgart (Schweizerbart).
- VERNEAUX, J. (1981): Les poisson et la qualité des cours d'eau. – Ann. Sci. Univ. Franche-Comté Besançon, Biologie animale, 4ème sér., 2: 33-41.

## XII. Ökologische Bewertung der Niederungsbereiche an der Nebel (Mecklenburg-Vorpommern) durch qualitative Brutvogelbestandsaufnahmen

Rolf-Rüdiger STRACHE

Dipl.- Biol. Rolf- Rüdiger STRACHE, Staatliches Amt für Umwelt und Natur Schwerin, Abt. Naturschutz, Pampower Straße 66/68, D-19061 Schwerin

**Zusammenfassung:** In zehn ausgewählten Flußniederungsabschnitten der Nebel, einem Nebenfluß der Warnow, wurde der Gesamtbrutvogelbestand standardisiert erfaßt. Für die einzelnen Modellabschnitte wurde ein Standorttypindex (STI) berechnet. Die dazu notwendige Einordnung der Arten in ökologische Kategorien erfolgte auf Grundlage des Leitartenkonzeptes (FLADE 1994). Die Ergebnisse werden in der vorliegenden Arbeit diskutiert.

### Einleitung

Die Klasse Aves ist in Deutschland mit 238 Brutvogelarten vertreten (BARTHEL 1993). Als hochorganisierte und in ihren ökologischen Ansprüchen äußerst vielfältige Tiergruppe wird sie seit längerem für das Umweltmonitoring eingesetzt. Sie dient in diesem Zusammenhang als Bioindikatorengruppe für die stoffliche und räumliche Umweltbeschaffenheit.

Eine Reihe von Versuchen einer analytischen Betrachtung von Brutvogelbestandsaufnahmen auf unterschiedlichen Probeflächen gipfelt derzeit unter anderem in einem Konzept der Beurteilung von Landschaftstypen mittels Leitarten (FLADE 1991, 1994). Leitarten erreichen in einem oder wenigen Landschaftstypen signifikant höhere Stetigkeiten und in der Regel auch Siedlungsdichten als in allen anderen Landschaftstypen. Sie finden in diesen von ihnen präferierten Landschaftstypen die von ihnen benötigten Habitatstrukturen und Requisiten häufiger und vor allem regelmäßiger vor als in allen anderen Landschaftstypen. Als „lebensraumhold“ werden Arten bezeichnet, die in einem bestimmten Landschaftstyp ihre höchste Siedlungsdichte bei hoher Stetigkeit erreichen, das heißt, sie kennzeichnen den Landschaftstyp durch eine besonders hohe Individuendichte (FLADE 1994). Das Vorkommen oder Fehlen dieser Artengruppen in den untersuchten Probeflächen gibt somit Aufschluß über wesentliche Habitatqualitäten.

Im vorliegenden Bericht sollen methodische Ansätze für eine bioindikative Nutzung von Vögeln zur Bewertung von Niederungsbereichen mecklenburgischer Fließgewässer vorgestellt werden.

## **Methode**

Als Feldmethode wurde das standardisierte Verfahren der Revierkartierung eingesetzt (DORNBUSCH et al. 1968, BERTHOLD 1976, GNIELKA et al. 1990, LANDMANN 1990, BIBBY 1992, FLADE et al. 1993). Zwischen Ende März und Ende Juni des Jahres 1993 wurden in den 10 Modellabschnitten systematische Erfassungen der Vögel über „eine Brut anzeigende Indizien“ vorgenommen (SHARROCK 1973). Aufgrund der höheren Mindestarealanprüche an das Brutrevier, auch von vielen „Kleinvogelarten“, sind die Probeflächen gegenüber den Untersuchungen anderer Taxa auf ca. 5 ha erweitert worden.

Die extremen Witterungsbedingungen im Frühjahr 1993 haben zu einer Verringerung und Veränderung der Aktivitätsmuster der Brutvogelarten in den Modellabschnitten geführt.

## **Ergebnisse und Diskussion**

### **1. Grundlagen des Verfahrens**

Die bioindikatorische Bewertung des Nachweises von Brutvogelarten in den Modellabschnitten erfolgte auf der Grundlage des Leitartenkonzeptes (FLADE 1991, 1994). Die Brutvogelarten wurden entsprechend ihrer Lebensraumansprüche folgenden 3 ökologischen Bewertungskategorien zugeordnet:

**Kategorie 1:** Arten der Randbereiche der Fließgewässerniederungen beziehungsweise Arten mit großer ökologischer Potenz,

**Kategorie 2:** lebensraumholde Arten der wesentlichen Biotoptypen der Fließgewässerniederung,

**Kategorie 3:** Leitarten für die wesentlichen Biotoptypen der Fließgewässerniederung (vgl. Legende zu Tabelle 1).

Für die Bewertung der ökologischen Ansprüche der einzelnen Arten unter Einbeziehung aktueller Verbreitungsmuster und Bestandstrends wur-

**Tabelle 1:** Artenliste der in den 10 Modellabschnitten an der Nebel im Jahre 1993 nachgewiesenen Brutvögel. Leitarten (A) und lebensraumholde Arten (B) für Biotoptypen der Fließgewässerniederung (nach FLADE 1994). Biotoptypen: EB = Erlenbruch, FG = Fließgewässer, GS = Großseggenried, HA = Hartholzauwe, N = halboffene Niederung, NB = Naßbrache, RÖ = Röhricht, SG = Stillgewässer, WA = Weichholzauwe. Kategorie des Standorttypiegrades (C): Kategorie 1: Arten, die andere als die in der Fließgewässerniederung wesentlichen Biotoptypen bevorzugen, sowie Arten mit großer ökologischer Potenz, Kategorie 2: lebensraumholde Arten der in der Fließgewässerniederung wesentlichen Biotoptypen, Kategorie 3: Leitarten dieser Biotoptypen. Modellabschnitte an der Nebel (N1 bis N10). Gattungsnamen: A. = *Anas*, Ac. = *Acrocephalus*, Ae. = *Aegithalos*, Al. = *Alcedo*, An. = *Anthus*, B. = *Bucephala*, Bu. = *Buteo*, C. = *Columba*, Ca. = *Carduelis*, Ce. = *Certhia*, Cu. = *Cuculus*, E. = *Erithacus*, Em. = *Emberiza*, F. = *Ficedula*, Fr. = *Fringilla*, G. = *Gallinago*, H. = *Hippolais*, L. = *Luscinia*, La. = *Lanius*, Lo. = *Locustella*, M. = *Milvus*, Mo. = *Motacilla*, Mu. = *Muscicapa*, O. = *Oriolus*, P. = *Picus*, Pa. = *Parus*, Ph. = *Phylloscopus*, Pi. = *Picoides*, Pr. = *Prunella*, R. = *Regulus*, S. = *Saxicola*, Si. = *Sitta*, St. = *Streptopelia*, Sy. = *Sylvia*, T. = *Tringa*, Tr. = *Troglodytes*, Tu. = *Turdus*.

Art	A	B	C	Modellabschnitte										
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
<i>A. platyrhynchos</i>			1	+					+	+		+		
<i>B. clangula</i>			1				+							
<i>M. milvus</i>			1									+		
<i>Bu. buteo</i>		HA	2			+								
<i>G. gallinago</i>	GS		3					+					+	
<i>T. ochropus</i>		FG, SG	2			+						+		
<i>C. oenas</i>			1			+								
<i>C. palumbus</i>			1			+			+					
<i>St. turtur</i>	HA, N		3		+									
<i>Cu. canorus</i>		EB	2	+	+	+		+					+	
<i>Al. atthis</i>	FG		3						+			+		
<i>P. viridis</i>	HA		3			+								
<i>Pi. major</i>		HA	2			+	+		+				+	
<i>Pi. minor</i>	EB, HA, WA		3					+					+	
<i>An. trivialis</i>			1		+	+	+		+			+	+	
<i>An. pratensis</i>			1	+							+			+
<i>Mo. cinerea</i>	FG		3				+		+				+	
<i>Mo. alba</i>			1	+					+	+				+
<i>Tr. troglodytes</i>		HA	2		+	+	+	+	+			+	+	
<i>Pr. modularis</i>			1			+	+	+	+				+	
<i>E. rubecula</i>			1			+	+	+	+			+	+	
<i>L. luscinia</i>	EB, N, NB, WA		3			+		+						
<i>L. megarhynchos</i>	HA, N, NB, WA		3						+					
<i>S. rubetra</i>		NA	2	+	+						+	+		
<i>Tu. merula</i>			1	+	+	+	+	+	+			+	+	
<i>Tu. philomelos</i>		HA	2		+		+	+	+			+	+	
<i>Lo. naevia</i>	N, NB		3	+	+			+				+		
<i>Lo. fluviatilis</i>	EB, N, NB, WA		3		+			+						
<i>Ac. palustris</i>		NB, WA	2	+	+					+	+	+	+	+
<i>Ac. scirpaceus</i>	N, NB, RÖ		3	+				+					+	
<i>H. icterina</i>	WA		3	+					+					
<i>Sy. curruca</i>			1	+				+					+	
<i>Sy. communis</i>		NB	2	+										
<i>Sy. borin</i>		WA	2	+	+	+		+	+				+	

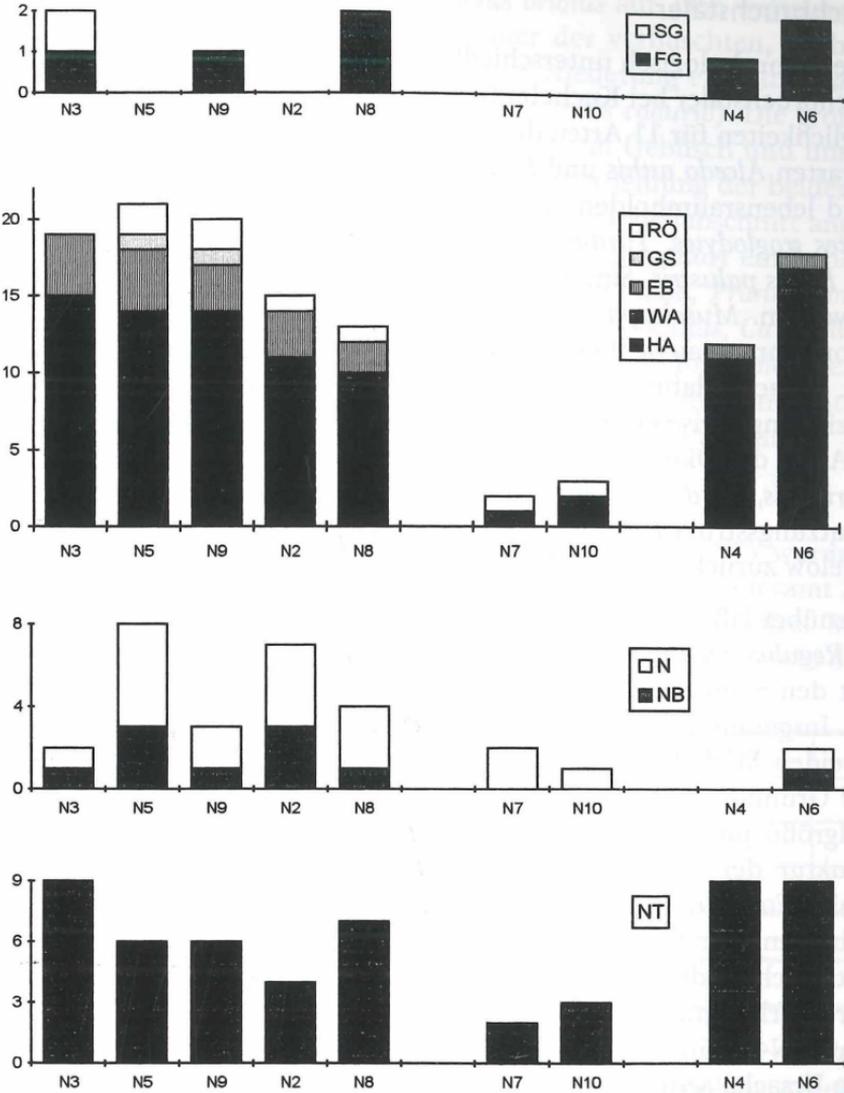
Tabelle 1: Fortsetzung.

<i>Sy. atricapilla</i>		HA	2		+	+	+	+	+		+	+	
<i>Ph. sibilatrix</i>			1			+	+						
<i>Ph. collybita</i>		HA	2			+	+	+	+				+
<i>Ph. trochilus</i>			1	+	+	+	+	+				+	+
<i>R. regulus</i>			1				+						
<i>Mu. striata</i>	HA		3							+			
<i>F. hypoleuca</i>			1		+	+							
<i>Ae. caudatus</i>	HA		3									+	+
<i>Pa. palustris</i>	EB, HA		3					+					
<i>Pa. montanus</i>	HA		3		+	+	+					+	+
<i>Pa. ater</i>			1				+						
<i>Pa. caeruleus</i>		HA	2		+	+	+	+	+			+	+
<i>Pa. major</i>		HA	2	+	+	+	+	+	+			+	+
<i>Si. europaea</i>	HA		3			+	+		+				+
<i>Ce. brachydactyla</i>	HA		3		+	+	+	+	+				+
<i>O. oriolus</i>	EB, HA, WA		3	+		+				+		+	
<i>La. collurio</i>	N, NB		3	+									
<i>Fr. coelebs</i>		HA	2	+	+	+	+	+	+			+	+
<i>Ca. chloris</i>			1						+				
<i>Ca. carduelis</i>			1	+									
<i>Em. citrinella</i>			1	+					+			+	+
<i>Em. schoeniclus</i>		RÖ	2		+			+			+	+	+
<b>Artenzahl in den einzelnen Modellabschnitten</b>				20	20	26	22	24	26	5	22	25	6

de zusätzlich folgende Standardliteratur ausgewertet: VOOUS (1962), GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1980), GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1981, 1982, 1984, 1985, 1986, 1988, 1989, 1991, 1993), BEZZEL (1985, 1993), BERTHOLD et al. 1986, BAUER (1987), BAUER & GLUTZ VON BLOTZHEIM (1987, 1990, 1992), KLAFS & STÜBS 1987, NICOLAI (1993), RHEINWALD (1993), FLADE (1994). Die systematische Einordnung der Taxa erfolgte nach BEZZEL (1985, 1993) sowie VOOUS (1973, 1977).

## 2. Bewertung der Brutvogelnachweise in den 10 Modellabschnitten

In den 10 Modellabschnitten sind insgesamt 56 Brutvogelarten nachgewiesen worden. 36 Arten lassen sich in die Kategorien 2 beziehungsweise 3 und 20 Arten in die Kategorie 1 einordnen. Einen zusammenfassenden Überblick der in den 10 Modellabschnitten festgestellten Brutvogelarten mit einer Zuordnung zu den drei ökologischen Bewertungskategorien und den präferierten Biotypen zeigt Tabelle 1.



**Abb. 1:** Vorkommen der Brutvogelarten der wesentlichen Biotoypen der beiden Durchbruchstäler der Nebel bei Kuchelmiß (N4) und Koppelow (N6), a) der Gewässer (Fließgewässer: FG, Stillgewässer: SG), b) in naturnahen Niedermoorbereichen (EB: Erlenbruch, FG: Fließgewässer, GS: Großseggenried, HA: Hartholzaue, N: halboffene Niederung, NB: Naßbrache, RÖ: Röhricht, SG: Stillgewässer, WA: Weichholzaue), c) in anthropogen überformten Niederungsbereichen (halboffene Niederung: N, Naßbrache: NB) und d) der Brutvogelarten der für die Fließgewässerniederung nicht typischen Biotope (NT). a bis c: Summierung der von den angetroffenen Arten präferierten Biotoypen, nach FLADE (1994). (Beachte: Summenzahl nicht identisch mit Artenzahlen der Modellabschnitte!)

## 2.1. Durchbruchstäler

Die beiden morphologisch unterschiedlichen, mittelgebirgsartig anmutenden Durchbruchstäler bei Kuchelmiß (N4) und Koppelow (N6) bieten Lebensmöglichkeiten für 11 Arten der Kategorien 2 und 3. Neben den Fließgewässerarten *Alcedo atthis* und *Motacilla cinerea* sind vor allem die Leitarten und lebensraumholden Arten der Hartholzau wie *Picoides major*, *Troglodytes troglodytes*, *Turdus philomelos*, *Sylvia atricapilla*, *Phylloscopus collybita*, *Parus palustris*, *Sitta europaea* und *Certhia brachydactyla* nachgewiesen worden. *Muscicapa striata* und *Luscinia megarhynchos* waren in ihrem Vorkommen ausschließlich auf den Modellabschnitt Koppelow beschränkt. Ursache dafür sind die aufgelockerten Baumkronen mit Dürreästen beziehungsweise ein hoher Unterholzanteil. Das zusätzliche Auftreten von Arten der Ökotope von Wald und Offenland (*Columba palumbus*, *Anthus trivialis*, *Carduelis chloris* und *Emberiza citrinella*) ist auf die spezifische Nutzungsstruktur in den Übergangsbereichen des Durchbruchstales Koppelow zurückzuführen.

Demgegenüber läßt sich das Vorkommen der „Waldarten“ *Phylloscopus sibilatrix*, *Regulus regulus* und *Parus ater* im Modellabschnitt Kuchelmiß (N4) mit den angrenzenden ausgedehnten Mischhochwaldbereichen begründen. Insgesamt ist ein relativ hoher Anteil von Arten der Kategorie 1 in den beiden Modellabschnitten zu verzeichnen, da die Niedermoorflächen auf Grund ihrer Kleinräumigkeit für viele Brutvogelarten die Mindestarealgröße unterschreiten. Ein weiterer Grund dürfte in der Nutzungsstruktur der angrenzenden Flächen liegen (Koppelow: Grünland, Kuchelmiß: Forstwirtschaft). Somit sind auch die Standorttypieindices für die beiden Durchbruchstäler mit 1,82 (für N4) und 1,96 (für N6) standorttypisch niedrig (siehe auch Abschnitt 2.3.). Bemerkenswert dürfte das Brutvorkommen von *Bucephala clangula* im Trogtal der Nebel bei Kuchelmiß (N4) sein. Das Vorhandensein geeigneter Bruthöhlen könnte dafür die Ursache sein (NEUBAUER 1966, KLAFS & STÜBS 1987). Nach BEZZEL (1985) sind Bruten an Flußabschnitten mit langsamer Strömung und an Altwässern mit angrenzendem höhlenreichen Baumbestand typisch.

## 2.2. Fließgewässerabschnitt zwischen zwei durchflossenen Seen

Die Nebel bei Malkwitz (N1) weist einen schmalen Bruchwaldsaum auf. Es schließt sich eine Hochstaudenflur als Übergang zu einer Viehweide an. In diesem Bereich treten standorttypische Arten der naturnahen Niederungsbereiche mit Weich- und Hartholzau wie *Cuculus canorus*, *Hip-*

*polais icterina*, *Sylvia borin* und *Oriolus oriolus* auf. Den weitaus größeren Anteil nehmen allerdings die Bewohner der verbuschten, hochstaudenreichen Naßbrache und der halboffenen Niederung ein (*Saxicola rubetra*, *Locustella naevia*, *Sylvia communis* und *Lanius collurio*). Die große Strukturvielfalt der Vegetationsformen mit dichtem Gebüsch und unmittelbar angrenzenden Grasfluren ermöglichen die Ansiedlung der beiden letztgenannten Arten, die ausschließlich in diesem Modellabschnitt angetroffen wurden. Zum standorttypischen Artenspektrum gehört ein hoher Anteil (35 %) von Arten der Kategorie 1 wie *Motacilla alba*, *Prunella modularis*, *Erithacus rubecula*, *Sylvia curruca*, *Phylloscopus trochilus*, *Carduelis carduelis* und *Emberiza citrinella*. Dadurch fällt der Standorttypieindex mit einem Wert von 1,90 relativ niedrig aus. Im Artenspektrum läßt sich ein Einfluß der von der Nebel durchflossenen Seen nicht erkennen.

### 2.3. Naturnahe Niedermoorbereiche

In den drei naturnahen Modellabschnitten (N3, N5, N7) wurden insgesamt 38 Arten, davon 11 der Kategorie 1, festgestellt. Insgesamt 27 Arten sind in die Kategorien 2 und 3 einzuordnen. Für die drei Modellabschnitte konnte folgende zahlenmäßige Verteilung der Arten in die ökologischen Kategorien ermittelt werden:

Artenzahlen	N3	N5	N9
Kategorie 1	9	6	6
Kategorie 2	11	11	11
Kategorie 3	6	7	8
gesamt	26	24	25
Standorttypieindex (STI)	1,88	2,04	2,08

Das Artenspektrum wird insbesondere durch den hohen Anteil (72 %) von Arten der Kategorien 2 und 3 bestimmt, die nach FLADE (1994) in der Hart- und Weichholzaue sowie im Erlenbruch siedeln. Das betrifft vornehmlich *Cuculus canorus*, *Picoides major*, *Picoides minor*, *Troglodytes troglodytes*, *Luscinia luscinia*, *Turdus philomelos*, *Acrocephalus palustris*, *Sylvia borin*, *Sylvia atricapilla*, *Phylloscopus collybita*, *Parus montanus*, *Parus caeruleus*, *Parus major*, *Sitta europaea*, *Certhia brachydactyla* und *Fringilla coelebs*. Der geringe Anteil von Arten der Großseggenriede und der Röhrichte (*Gallinago gallinago*, *Acrocephalus scirpaceus*, *Emberiza schoeniclus*)

dürfte vor allem auf den gemeinhin sehr geringen Flächenanteil dieser Biotoptypen zurückzuführen sein.

In den Modellabschnitten Ahrenshagen (N5) und Kirch-Rosin (N9) ist allerdings das stete Auftreten der oben genannten drei röhrichtbewohnenden Arten zu verzeichnen. Im Modellabschnitt Kirch-Rosin begünstigen nahegelegene Offenlandbereiche (Seggensumpf, Seeufer) sowie gebüschrreiche Biotopgrenzstrukturen die Ansiedlung von *Turdus philomelos*, *Acrocephalus palustris* und *Aegithalos caudatus*. Der auffallend geringe Anteil von Arten der Kategorie 1 in den beiden Modellabschnitten Ahrenshagen (25 %) und Kirch-Rosin (24 %) läßt sich deutlich auf die standorttypische Niedermoorausprägung zurückführen.

Die Lage des Modellabschnittes Dobbin (N3) im Inneren eines größeren, mit vielfältigen Habitatstrukturen durchsetzten Waldkomplexes bedingt zusätzlich das gehäufte Auftreten (35 %) von „Waldarten“. Zusammenfassend kann das potentielle Artenspektrum für die naturnahen Niedermoorbereiche an der Nebel folgendermaßen charakterisiert werden:

Arten der Kategorie 2 (n = 15)	Arten der Kategorie 3 (n = 15)
<i>Buteo buteo</i>	<i>Gallinago gallinago</i>
<i>Tringa ochropus</i>	<i>Streptopelia turtur</i>
<i>Cuculus canorus</i>	<i>Alcedo arthis</i>
<i>Picoides major</i>	<i>Picus viridis</i>
<i>Troglodytes troglodytes</i>	<i>Picoides minor</i>
<i>Saxicola rubetra</i>	<i>Motacilla cinerea</i>
<i>Turdus philomelos</i>	<i>Luscinia luscinia</i>
<i>Acrocephalus palustris</i>	<i>Locustella naevia</i>
<i>Sylvia borin</i>	<i>Locustella fluviatilis</i>
<i>Sylvia atricapilla</i>	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>
<i>Phylloscopus collybita</i>	<i>Aegithalos caudatus</i>
<i>Parus caeruleus</i>	<i>Parus montanus</i>
<i>Parus major</i>	<i>Sitta europaea</i>
<i>Fringilla coelebs</i>	<i>Certhia brachydactyla</i>
<i>Emberiza schoeniclus</i>	<i>Oriolus oriolus</i>
dazu 15 Arten der Kategorie 1	

Damit ist das naturnahe Niedermoor durch Brutvögel der ökologischen Gruppen der Erlenbruch-, Hart- und Weichholzaue-, Großseggenried- und Röhrichtarten charakterisiert.

## 2.4. Hemerobe Niedermoorbereiche

Die vier anthropogen überformten Modellabschnitte im Niedermoorbereich (N2, N7, N8, N10) weisen insgesamt 30 Brutvogelarten auf. 20 Arten sind den Kategorien 2 und 3, 10 Arten der Kategorie 1 zuzuordnen. Es treten überwiegend Arten der Hartholzauwe wie *Turdus philomelos*, *Sylvia atricapilla*, *Parus montanus*, *Parus caeruleus*, *Parus major* und *Fringilla coelebs* auf. Arten weiterer, unter naturnahen Bedingungen steter ökologischer Gruppen sind defizitär.

Brutvögel der Offenlandbereiche wie *Saxicola rubetra*, *Locustella naevia*, *Acrocephalus palustris* und *Emberiza schoeniclus* haben einen steten Anteil an der Artenvergesellschaftung. Gegenüber den untersuchten naturnahen Bereichen sind in den hemeroben Modellabschnitten 10 Brutvogelarten nicht nachgewiesen worden. Es handelt sich dabei um: *Buteo buteo*, *Gallinago gallinago*, *Picus viridis*, *Picoides major*, *Picoides minor*, *Motacilla cinerea*, *Luscinia luscinia*, *Acrocephalus scirpaceus*, *Phylloscopus collybita* und *Sitta europaea*. Drei Arten (*Streptopelia turtur*, *Alcedo atthis* und *Saxicola rubetra*) treten dagegen im Vergleich zu den naturnahen Bereichen zusätzlich auf. Die Arten der Modellabschnitte Linstow (N2) und Schweinebrücke (N8) indizieren ökologisch relativ intakte Bereiche mit großer Strukturvielfalt. Der STI beider Abschnitte (N2 = 2,05, N8 = 1,91) liegt nahe bei den Werten für die naturnahen Modellabschnitte. Da eine eindeutige Degradation vorliegt, die andere terrestrische Artengruppen durch Defizite in der Vergesellschaftung und Sinken des STI anzeigen, muß gefolgert werden, daß viele Vogelarten anscheinend in der Lage sind, Naturraumdefiziten auszuweichen oder mittels ihrer Mobilität Ersatzhabitate zu finden. Einige Vogelarten werden zudem teilweise durch anthropogene Überformungen begünstigt (z. B. Grünland).

Eine hohe Gesamtartenzahl mit relativ großem Anteil von Arten der Kategorien 2 und 3 (80 % und 68 %) indiziert diese Tendenz. Dies dürfte auch die Ursache für das Auftreten von *Streptopelia turtur*, einem Bewohner der halboffenen Kulturlandschaft, sein. *Alcedo atthis* profitiert im Modellabschnitt N8 vom naturnahen Zustand des Fließgewässers, *Saxicola rubetra* kann sich durch das Vorhandensein ausgedehnter Hochstaudenfluren nach Degradation des Niedermoores ansiedeln. Die intensiv genutzten Grünlandbereiche in den Modellabschnitten Hoppenrade (N7) und Gülzow (N10), die sich durch auffällige Strukturarmut und Einförmigkeit



**Abb. 2:** Die Brutvogelarten der Standorttypiekategorien 2 und 3 in den Durchbruchstäälern indizieren insbesondere das Vorkommen intakter Hart- und Weichholzauenbereiche. *Picoides major* benötigt zur Anlage der Bruthöhle in Destruktion befindliche Altbäume, die gleichzeitig auch von den bevorzugten Nahrungstieren besiedelt werden (Schimm bei Wismar, Juni 1993, H. Fust).



**Abb. 3:** Text siehe gegenüber.



Abb. 4 (oben): Die terrestrischen hemeroben Niedermoorbereiche zeichnen sich insbesondere durch ausgedehnte, verbuschte Hochstaudenfluren infolge Brachfallen von Grünlandflächen aus, die weitgehend dem Habitatschema von *Saxicola rubetra* entsprechen (Fließstorf bei Wismar, Juni 1975, H. FUST).

Abb. 3 (linke Seite): Die Artenkomplexe der Kategorien 2 und 3 in der naturnahen Flußniederung beinhalten überwiegend Leitarten und lebensraumholde Arten der baumbestockten Biotoptypen. *Gallinago gallinago* besiedelt bevorzugt typische feuchte bis nasse, bültlenreiche Seggen- und Wasserschwadenbestände, die allerdings auch locker mit Erlen und Weidengebüschen bestanden sein können („Soltwisch“ bei Wismar, Mai 1971, H. FUST).

auszeichnen, bieten nur noch sehr wenigen Arten ausreichende Brutansiedlungsbedingungen. Das zeigt sich in den niedrigen STI ( $N_{10} = 1,50$ ,  $N_7 = 1,60$ ).

Resümierend kann festgestellt werden, daß sich der qualitative Brutvogelbestand oder „Brutvögel“ als Bioindikatoren für die Bewertung von Fließgewässerniederungsbereichen hinreichend eignen. Probleme liegen in der

relativ schweren Erfassbarkeit der Brutnachweise, der relativ hohen Mobilität der Arten und der offensichtlichen Bevorteilung von Offenlandarten durch das Wirken des Menschen. Somit müssen die Standorttypieindices für degradierte Gewässerabschnitte stets kritisch geprüft werden.

## Danksagung

Die ornithologischen Feldarbeiten wurden von Herrn Agr.-Ing. U. THAMM, Gülzow, durchgeführt und freundlicherweise für diese Auswertung zur Verfügung gestellt. Herr Dr. Martin FLADE, Eberswalde-Finow, stellte sehr entgegenkommend kurzfristig Manuskriptmaterial zur Verfügung. Die instruktiven Fotovorlagen sind Herrn H. FUST, Wismar, zu verdanken.

## Literatur

- BARTHEL, P. H. (1993): Artenliste der Vögel Deutschlands. J. Ornithol. 134: 113-135.
- BAUER, K. M., & GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. (1987): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 1: Gaviiformes-Phoenicopteriformes. Wiesbaden (Akadem. Verlagsges.), 483 S.
- , & ——— (1990): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 2: Anseriformes (1. Teil). - Wiesbaden (Akadem. Verlagsges.), 534 S.
- , & ——— (1992): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 3: Anseriformes (2. Teil). - Wiesbaden (Akadem. Verlagsges.), 503 S.
- BAUER, S. (1987): Fließgewässer, in: HÖLZINGER, J. (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs, Band 1, S. 308-329. - Stuttgart (E. Ulmer).
- BERTHOLD, P. (1976): Methoden der Bestandserfassung in der Ornithologie. Übersicht und kritische Bewertung. - J. Ornithol. 117: 1-69.
- , FLIEGE, G., QUERNER, U., & WINKLER, H. (1986): Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa. Analyse von Fangzahlen. J. Ornithol. 127: 397-437.
- BEZZEL, E. (1985): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Nonpasseriformes. - Wiesbaden (Aula), 792 S.
- (1993): Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Passeres. - Wiesbaden (Aula), 766 S.
- BIBBY, C. J., BURGESS, N. D., & HILL, D. A. (1992): Bird Census Techniques. - London, San Diego, New York, Boston, Sydney, Tokio, Toronto (Academic Pr.), 239 S.

- DORNBUSCH, M., GRÜN, G., KÖNIG, H., & STEPHAN, B. (1968): Zur Methode der Ermittlung von Brutvogel-Siedlungsdichten auf Kontrollflächen. - Mitt. AG Avifauna DDR 1: 7-16.
- FLADE, M. (1991): Norddeutsche Brutvogelgemeinschaften: Leitarten, Strukturwerte, Gefährdungssituation. - Natur u. Landsch. 66: 340-344.
- (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching (IHW), 879 S.
- , LECKEBUSCH, C., & NIPKOW, M. (1993): Qualitätsstandards für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. - Manuskript der Arbeitsgruppe „Ornithologie und Naturraumplanung“ der Deutschen Ornithologen-Gesellschaft, 35 S.
- FULLER, R. R., & LANGSLOW, D. R. (1994): Ornithologische Bewertungen für den Biotop- und Artenschutz. S. 212- 235 in: USHER, M. B., & ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. - Heidelberg, Wiesbaden (Quelle & Meyer).
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., & BAUER, K. M. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 9: Columbiformes-Piciformes. - Wiesbaden (Akadem. Verlagsges.), 1148 S.
- , & ——— (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 8: Charadriiformes (3. Teil). - Wiesbaden (Akadem. Verlagsges.), 1270 S.
- , & ——— (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 10: Passeriformes (1. Teil): Alaudidae-Prunellidae. - Wiesbaden (Aula), 1184 S.
- , & ——— (1988): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 11: Passeriformes (2. Teil): Turdidae. - Wiesbaden (Aula), 1226 S.
- , & ——— (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 12: Passeriformes (3. Teil): Sylviidae. - Wiesbaden (Aula), 1460 S.
- , & ——— (1993): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 13: Passeriformes (3. Teil): Muscicapidae-Sturnidae. - Wiesbaden (Aula), 2175 S.
- , ———, & BEZZEL, E. (1981): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 5: Galliiformes und Gruiformes. - Wiesbaden (Akadem. Verlagsges.), 699 S.
- , ———, & ——— (1984): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 6: Charadriiformes (1. Teil). - Wiesbaden (Akadem. Verlagsges.) 839 S.
- , ———, & ——— (1986): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 7: Charadriiformes (2. Teil). - Wiesbaden (Akadem. Verlagsges.), 893 S.
- , ———, & ——— (1989): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 4: Falconiformes. - Wiesbaden (Akadem. Verlagsges.), 943 S.
- GNIELKA, R., SCHÖNBRODT, R., SPRETGE, T., & ZAUMSEIL, J. (1990): Anleitung zur Brutvogelkartierung. - Apus 7: 145-239.
- KLAFS, G., & STÜBS, J. (1987): Die Vogelwelt Mecklenburgs. - Jena (G. Fischer), 426 S.

- LANDMANN, A., GRÜLL, A., SACKL, P., & RANNER, A. (1990): Bedeutung und Einsatz von Bestandserfassungen in der Feldornithologie: Ziele, Chancen, Probleme und Stand der Anwendung in Österreich. - *Egretta* 33: 11-50.
- NEUBAUER, W. (1966): Das Naturschutzgebiet Krakower Obersee - ein Bericht über seine Vogelwelt. - *Naturschutzarb. Mecklenbg.* 9: 6-12.
- NICOLAI, B. (Hrsg.) (1993): Atlas der Brutvögel Ostdeutschlands. - Jena, Stuttgart (G. Fischer), 314 S.
- RHEINWALD, G. (1993): Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvögel Deutschlands - Kartierung um 1985. - Schriftenreihe des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (DDA) 12, 264 S.
- SHARROCK, J. T. R. (1973): Ornithological Atlases. - *Auspicium* 5, *Suppl.*: 13-15.
- VOOUS, K. H. (1962): Die Vogelwelt Europas und ihre Verbreitung. Übersetzt und bearbeitet von M. Abs. - Hamburg & Berlin (Parey), 284 S.
- (1973): List of recent Holarctic bird species. - *Ibis* 115: 612-638.
- (1977): List of recent Holarctic bird species. - *Ibis* 119: 223-250, 376-406.

### **XIII. Ökologische Bewertung der Fließgewässer und ihrer Niederungsbereiche unter Nutzung von höheren Pflanzen**

Rudolf PIVARCI

Dipl.-Biol. Rudolf PIVARCI, Universität Rostock, Institut für Landschaftsplanung und Landschaftsökologie, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18059 Rostock

**Zusammenfassung:** Für die Bewertung der aquatischen, amphibischen und terrestrischen Bereiche der 10 Modellabschnitte an der Nebel wurden höhere Pflanzen als Bioindikatoren ausgewählt. Sie gehören zu den Basiselementen (Primärproduzenten) dieser Ökosysteme und gestatten somit deutliche bioindikative Aussagen. Auf der Grundlage der Zeigerwerte von ELLENBERG et al. (1991) wurde der Bezug von der einzelnen Art zu den aktuellen Standortbedingungen hergestellt. Besonders für den terrestrischen Bereich der Niedermoore ergaben sich wesentliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung der naturnahen und hemoroben Modellabschnitte.

#### **Einleitung**

Höhere Pflanzen werden oftmals für die Bewertung von Ökosystemen herangezogen, da über den Indikationswert der meisten mitteleuropäischen Arten eine breite Wissensbasis vorhanden ist (ELLENBERG et al. 1991, FRANK et al. 1990, KREEB 1990, OBERDORFER 1990, ROTHMALER 1990). Der Wert der Pflanzen als Bioindikatoren besteht vor allem darin, daß die Vergesellschaftungen bestimmter Arten über ihre Zeigerwerte die Gesamtheit der an einem Standort wirkenden abiotischen und biotischen Einflüsse und ihrer Wechselwirkungen zum Ausdruck bringen. Die bei Geländeaufnahmen beobachteten Verschiebungen im Artenspektrum entsprechen fast immer weitestgehend den Abwandlungen im Standortmosaik. Für die Standortbewertung in und an Fließgewässern und die anschließende Lösung praxisbezogener Fragen (z. B. Schutz- und Sanierungsmaßnahmen) kann das von großem Interesse und Nutzen sein. Problematisch ist eine solche Bewertung allerdings oftmals in der heutigen, stark anthropogen überformten Landschaft Mitteleuropas mit ihren oft ausgebauten und in der Regel stark mit Nährstoffen belasteten Fließgewässern. Bei der Vegetationskartierung werden daher zunehmend lediglich sogenannte „Rumpfbestände“ der ursprünglich artenreichen Pflanzengesellschaften nachgewiesen. Einige wenige konkurrenzstarke Arten

bilden diese Rumpfgesellschaften, die ihrerseits teilweise das reale Faktorengefüge am Standort verfälschen können. Viele stenöke Arten sind bereits ausgestorben oder kommen nur noch auf Sonderstandorten vor. Sie können deshalb zur Bewertung nur noch begrenzt eingesetzt werden. Grundlegend geändert haben sich auch die Vergesellschaftungsformen vieler Arten untereinander, so daß die Methoden der „klassischen“ Vegetationskunde oftmals nicht mehr angewendet werden können.

In den letzten Jahren haben sich die Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1991) für die mitteleuropäische Flora für die Bioindikation mittels der höheren Pflanzen bewährt. Seit den ersten Ansätzen in den fünfziger Jahren (ELLENBERG 1950) wurden diese Zeigerwerte ergänzt und durch zahlreiche Forschungsergebnisse untersetzt. Sie ermöglichen heute für viele Arten relativ verlässliche Aussagen über ihr ökologisches Verhalten (mit den von ELLENBERG et al. (1991) betonten Einschränkungen). In der vorliegenden Arbeit soll gezeigt werden, daß diese Indikatorwerte auch zur ökologischen Bewertung der Fließgewässer und deren Niederungsbereichen erfolgreich eingesetzt werden können.

## Methodik der Vegetationsuntersuchungen

Die Pflanzenbestände der Niederungsbereiche in den 10 Modellabschnitten an der Nebel wurden in der Vegetationsperiode 1993 aufgenommen. Dafür wurde für jedes Biotop im terrestrischen Bereich je eine Vegetationsaufnahme in Form einer Liste aller zum Zeitpunkt der Aufnahme vorhandenen Arten mit geschätzter Quantifizierung nach der Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) angefertigt. Dabei wurden nur die höheren Pflanzen erfaßt.

Im aquatischen und amphibischen Bereich wurde je eine repräsentative Aufnahmefläche pro Modellabschnitt bearbeitet. Die Größe der Aufnahmefläche betrug in der Regel 25 m<sup>2</sup>. Nur in Einzelfällen wurden kleinere Flächen gewählt, um die Homogenität der Aufnahmen zu wahren. Die Bestimmung erfolgte nach ROTHMALER (1990). Dieser Arbeit folgt auch die verwendete Nomenklatur.

Zum Zwecke der ökologischen Bewertung der Vegetation in den Modellabschnitten wurden folgende ökologische Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (1991) herangezogen: die Stickstoffzahl (N), die Feuchtezahl (F) und



die Reaktionszahl (R). Mit Hilfe dieser Zeigerwerte ist das ökologische Verhalten der Arten nach einer neunteiligen (N- und R-Zahl) beziehungsweise zwölfteiligen Skala (F-Zahl) bewertbar. Die Zahl 1 bedeutet dabei das geringste und die Zahl 9 (beziehungsweise 12) das größte Ausmaß des betreffenden Faktors. Die Stickstoffzahl steht für die Versorgung der Pflanzen mit Mineralstickstoff ( $\text{NO}_3$  und/oder  $\text{NH}_4$ ), dem quantitativ wichtigstem Nährstoff. Die Reaktionszahl drückt die Reaktion des Bodens oder des Wassers am Standort aus. Die Feuchtezahl, die nach ELLENBERG et al. (1991) die am besten gesicherte Zeigerzahl ist, beschreibt das durchschnittliche ökologische Verhalten der Pflanzen gegenüber der Bodenfeuchtigkeit beziehungsweise dem Wasser als Lebensmedium.

Die mittleren Zeigerwerte (mN, mF, mR) wurden für die jeweiligen Bereiche (aquatisch, amphibisch, terrestrisch) nach der „qualitativen“ Methode, das heißt ohne Berücksichtigung der geschätzten Mengenanteile berechnet. ELLENBERG et al. (1991) bevorzugen die „qualitative“ Methode für relativ artenreiche Vegetationseinheiten vor der „quantitativen“ Methode der Mittelwertberechnung. Bei dieser Vorgehensweise kann berücksichtigt werden, daß der Deckungsgrad einer Art im Bestand nicht nur von den vorhandenen Standortbedingungen, sondern auch von der spezifischen Wuchsweise der jeweiligen Art abhängt.

Anschließend wurde versucht, mit Hilfe der mittleren Zeigerwerte und unter Berücksichtigung der Amplituden (jeweils der kleinste und der größte Zeigerwert) die typischen Standortbedingungen der naturnahen Abschnitte darzustellen und ihr typisches Artenspektrum zu beschreiben. Auf der Grundlage einer Defizitanalyse (fehlende Arten beziehungsweise Artengruppenkombinationen) in hemeroben Abschnitten konnten die für höhere Pflanzen wesentlichen anthropogen bedingten Veränderungen dieser Abschnitte charakterisiert werden. Diese Ergebnisse wurden mit den Ergebnissen der Standortuntersuchungen verglichen und diskutiert. So können für die einzelnen Abschnitte praktische Sanierungsmaßnahmen abgeleitet werden, die für die Wiederherstellung naturnaher Lebensräume notwendig sind.

## Ergebnisse und Diskussion

Bei der Bewertung der Modellabschnitte mit Hilfe von höheren Pflanzen muß aufgrund der großen Unterschiede in den Standortverhältnissen eine gesonderte Betrachtung für den aquatischen, amphibischen und terre-

strischen Bereich vorgenommen werden. Im terrestrischen Bereich sind die Niedermoorabschnitte von den Abschnitten der Durchbruchstäler mit überwiegendem Anteil der Mineralböden zu unterscheiden, da bei beiden zwei grundsätzlich verschiedene Substrattypen vorhanden sind. Die potentiellen Artenspektren sind damit nicht vergleichbar.

**Tabelle 2:** Übersicht über die mittleren Zeigerwerte der Pflanzenbestände im aquatischen Bereich der Modellabschnitte.

Modellabschnitt	Feuchtezahl		Stickstoffzahl		Reaktionszahl	
	mF	Amplitude	mN	Amplitude	mR	Amplitude
N1	11,0	10-12	5,6	4-7	7,0	6-9
N2	10,2	9-12	5,9	4-7	6,9	6-8
N3	11,2	10-12	6,0	5-7	7,0	6-8
N4	10,6	9-12	5,9	5-7	7,0	6-8
N5	10,1	9-11	6,1	5-7	6,8	6-8
N6	10,6	9-12	6,2	5-7	7,0	5-7
N7	10,9	10-12	6,9	6-8	7,1	6-9
N8	10,9	10-12	6,5	5-8	7,2	6-8
N9	10,8	9-12	6,1	5-8	6,9	6-8
N10	10,9	10-12	6,9	5-8	7,3	6-9

Die Fließgewässer des Tieflandes bieten für die höheren Pflanzen meist ausreichende Nährstoffmengen. Ihre Verbreitung im aquatischen Bereich wird damit primär vom verfügbaren Lichtangebot und teilweise auch von den herrschenden Strömungsverhältnissen des Wassers limitiert. In Modellabschnitten mit starker Beschattung wird die Bewertung durch den geringen Pflanzenaufwuchs mit wenigen Arten erschwert. Insgesamt wurden 33 Makrophytenarten nachgewiesen, deren Vorkommen in Tabelle 1 dargestellt sind.

Die mittleren Feuchtezahlen (mF) der nachgewiesenen Makrophyten erreichen im aquatischen/amphibischen Bereich aller Modellabschnitten naturgemäß hohe Werte zwischen 9 und 12 (vgl. Tabelle 2). Die mittleren Reaktionszahlen (mR) liegen für alle Abschnitte in einem relativ schmalen Bereich zwischen 6,8 und 7,3 und deuten damit auf ein relativ ausgeglichenes Säure-Base-Haushalt des Gewässers hin. Diese Annahme wird

auch durch die Ergebnisse der pH-Wert-Messungen (vergleiche Artikel III) bestätigt.

**Tabelle 3:** Übersicht der mittleren Zeigerwerte der Pflanzenbestände im amphibischen Bereich der Modellabschnitte.

Modell- abschnitt	Feuchtezahl		Stickstoffzahl		Reaktionszahl	
	mF	Ampli- tude	mN	Ampli- tude	mR	Ampli- tude
N1	8,1	6-10	4,9	2-8	6,1	3-8
N2	7,0	5-10	6,8	4-9	6,9	3-8
N3	8,1	5-10	4,8	2-7	6,2	3-8
N4	7,3	5-10	5,5	3-7	6,3	3-8
N5	8,0	5-10	5,0	3-7	6,4	4-8
N6	6,5	5-10	6,0	4-8	6,8	4-8
N7	7,3	5-10	7,0	4-9	7,3	6-8
N8	7,6	5-10	7,0	4-9	6,9	5-8
N9	7,9	5-10	6,5	3-8	6,6	3-8
N10	7,1	5-10	7,8	6-9	7,1	6-8

Die Stickstoffzahlen liegen innerhalb einer breiten Amplitude zwischen 4 und 8, wobei lediglich 3 der insgesamt 33 Arten als Indikatoren stickstoffarmer Standorte eingestuft werden können (N = 4). Bei einer generellen Bewertung kann eine Verschiebung der Mengenanteile zugunsten der ausgesprochenen Stickstoffzeiger im Fließverlauf der Nebel vom Modellabschnitt N1 zu N10 festgestellt werden, was auf eine Zunahme der Trophie im Längsverlauf hinweist. Vor allem in Abschnitten N7 und N10 wird diese Zunahme deutlich, da hier bis auf *Lemna trisulca* (N = 5) ausschließlich nur Arten mit Stickstoffzahlen zwischen 6 und 8 vorkommen. Bemerkenswert ist dabei auch die gleichartige Verschiebung der Amplituden bei den N-Zahlen, die in den Modellabschnitten N1 und N2 Werte 4 bis 7 erreichen, nach dem Modellabschnitt N7 aber zwischen 5 und 8 beziehungsweise 6 und 8 liegen.

Diese Verhältnisse spiegeln sich teilweise in den mittleren Stickstoffzahlen wider, die in der Tabelle 2 aufgeführt sind. Stickstoffärmere Bedingungen werden durch mN für Fließstrecken im Bereich der Niedermoore N1, N3 und N5 sowie für Durchbruchstäler (N4 und N6) angezeigt. Ein

Einfluß der durchflossenen Seen auf aquatische Makrophyten im Abschnitt N1 konnte nicht festgestellt werden.

**Tabelle 4:** Übersicht über die mittleren Zeigerwerte der Pflanzenbestände im terrestrischen Bereich der naturnahen Niedermoorabschnitte der Nebel.

Modell- abschnitt	Feuchtezahl		Stickstoffzahl		Reaktionszahl	
	mF	Ampli- tude	mN	Ampli- tude	mR	Ampli- tude
N1	7,4	4-11	5,5	2-9	6,3	3-9
N3	7,9	5-11	5,4	2-8	6,2	3-8
N5	7,4	4-10	5,6	2-9	6,7	3-9
N9	7,3	4-10	5,9	2-9	6,7	4-8

**Tabelle 5:** Übersicht über die mittleren Zeigerwerte der Pflanzenbestände im terrestrischen Bereich der hemoroben Niedermoorabschnitte der Nebel.

Modell- abschnitt	Feuchtezahl		Stickstoffzahl		Reaktionszahl	
	mF	Ampli- tude	mN	Ampli- tude	mR	Ampli- tude
N2	6,8	4-10	6,5	3-9	6,4	2-8
N7	6,3	4-10	6,8	2-9	6,3	3-8
N8	6,7	4-10	6,4	3-9	6,0	2-8
N10	5,9	4-10	6,9	4-9	6,8	3-8

Einer besonderen Betrachtung muß der Abschnitt N2 unterzogen werden – seine relativ niedrige mN-Zahl von 5,9 wird durch das Einwandern von *Cardamine amara* (N = 4) und *Mentha aquatica* (N = 5) aus dem amphibischen Bereich erreicht. Diese zwei Arten sind allerdings mit nur wenigen Exemplaren vertreten, auf nährstoffreiche Verhältnisse deutet aber ein Massenvorkommen von Arten stickstoffreicher Standorte *Elodea canadensis* und *Nasturtium officinale* (beide N = 7) hin. Die insgesamt höchsten mN-Werte werden in den Abschnitten N7 und N10 erreicht. Sie sind wahrscheinlich auf erhöhte Stickstoffausträge aus den angrenzenden, stark entwässerten Niedermoorflächen im terrestrischen Bereich sowie auf Nährstoffbelastung durch Abwassereinleitung im Abschnitt N10 zurückzuführen. Höhere Stickstofffrachten werden hier durch das Ausfallen der Artengruppen der stickstoffärmeren und mäßig stickstoffreicheren Standorte (N = 4 und N = 5), besonders der empfindlichen *Potamogeton-*

Arten angezeigt. In den dazwischenliegenden Modellabschnitten N8 und N9 nehmen die mN dagegen leicht ab. Diese Erscheinung kann möglicherweise durch das Selbstreinigungsvermögen des Wassers und die überwiegend naturnahen Fließverhältnisse in diesen Abschnitten (naturnahe Gewässermorphologie, hohe mittlere Fließgeschwindigkeit) erklärt werden.

Der amphibische Bereich bildet ein Ökoton zwischen aquatischen und terrestrischen Biotopen, an der sich die Einflüsse der angrenzenden Flächen überlagern. Die mittleren Feuchtezahlen, die zwischen 7 und 8 liegen, zeigen eine ausreichende Wasserversorgung der unmittelbaren Uferbereiche an (vgl. Tabelle 3).

Deutliche Unterschiede in der Beschaffenheit der amphibischen Bereiche werden bei der Betrachtung der mittleren Stickstoffzahlen erkennbar (vgl. Tabelle 3). In Modellabschnitten mit stark entwässerten Niedermoorböden im terrestrischen Teil (N2, N7, N8 und N10) wirkt sich der Nährstoffaustrag auf die Vegetation der Ufer aus. Arten der stickstoffarmen Standorte (N-Zahlen 2, 3 und 4), die in naturnahen Abschnitten mit einer hohen Stetigkeit vertreten sind, werden in den anthropogen überformten nur sporadisch nachgewiesen. Eine Verschiebung der Amplituden im Längsverlauf der Nebel zugunsten der Stickstoffzeiger kann, ähnlich dem aquatischen Bereich, auch für die amphibischen Arten beobachtet werden. Eine besonders hohe mN-Zahl von 7,8 wird im Abschnitt N10 erreicht. Das Artenspektrum besteht im Modellabschnitt Gülzow bis auf eine Art ausschließlich aus Pflanzen stickstoffreicher Standorte (N = 7) und ausgesprochener Stickstoffzeiger (N = 8). Pflanzen, die nach ELLENBERG et al. (1991) den Schwerpunkt des Vorkommens an übermäßig stickstoffreichen Standorten haben (N = 9), z. B. *Glyceria maxima*, *Calystegia sepium*, *Rumex obtusifolius* und *Ranunculus sceleratus*, bilden dichte Bestände.

Zu den Besonderheiten vieler mecklenburgischen Fließgewässer gehört die Tatsache, daß sie nahezu auf ihrer gesamten Strecke von Niedermoo ren begleitet werden (vgl. Artikel II und III). Nach Succow (1971, 1988) herrschte unter natürlichen Bedingungen in den Flußtalmooren eine charakteristische oligo- bis mesotrophe Moorvegetation vor. Im Zuge der anthropogen bedingten Niedermoo rentwässerung und der danach einsetzenden Degradierung und Eutrophierung der Niedermoorböden wurden viele Arten von diesen Standorten verdrängt, so daß heute eutrophe bis

polytrophe Vegetationsformen zu einem großen Teil die Niedermoorflächen besiedeln. Für die Bewertung der Naturnähe in den terrestrischen Bereichen der Gewässerniederung lassen sich insbesondere die Pflanzenarten verwenden, die eine spezifische Anpassung an die besonderen Standortfaktoren der verschiedenen Naturraumausprägungen der Niederung entwickelt haben. Im Naturraum „Niedermoor“ sind das vorwiegend Pflanzen relativ nährstoffarmer Böden, die eine optimale Wasserversorgung während der gesamten Vegetationsperiode benötigen. In zahlreichen Forschungsarbeiten wurde dieser kausale Zusammenhang und sein Einfluß auf die Vegetation bewiesen (Succow 1971, 1986, 1988, PÄTZOLD & FOTH 1990).

**Tabelle 6:** Ausgewählte Arten der naturnahen Niedermoorvegetation und ihr Vorkommen in untersuchten Modellabschnitten (F- und N-Zahl nach ELLENBERG et al. 1991). + = Art kommt im Modellabschnitt vor; \* = Wert nicht angegeben.

Art	N1	N2	N3	N5	N7	N8	N9	N10	F-Zahl	N-Zahl
<i>Angelica sylvestris</i>	+		+	+			+		8	3
<i>Cardamine amara</i>			+	+					9	4
<i>Cardamine pratensis</i>	+			+			+		6	*
<i>Carex appropinquata</i>	+			+			+		9	4
<i>Carex disticha</i>	+			+			+		9	5
<i>Carex elata</i>	+			+			+		10	5
<i>Carex paniculata</i>	+	+	+	+			+		9	4
<i>Carex riparia</i>	+		+	+					9	4
<i>Deschampsia cespitosa</i>	+		+	+	+		+		7	3
<i>Galium uliginosum</i>	+		+	+			+		8	2
<i>Juncus inflexus</i>	+			+		+	+		7	4
<i>Lotus uliginosus</i>	+			+		+	+		8	4
<i>Peucedanum palustre</i>	+			+			+		9	4
<i>Potentilla palustris</i>	+			+			+		9	2
<i>Scirpus sylvaticus</i>	+		+	+			+	+	8	4

Bei der Betrachtung der mittleren Feuchte- und Stickstoffzahlen werden deutliche Unterschiede zwischen naturnahen und entwässerten (hemeroben) Abschnitten sichtbar (vgl. Tabelle 4 und 5). Naturnahe Standortbedingungen werden für Niedermoorflächen in Abschnitten N1, N3, N5 und N9 angezeigt, wobei sich leichte Unterschiede zwischen den einzelnen Modellabschnitten ergeben. Die Amplituden der Feuchtezahlen und

ihre Mittelwerte zeigen einen ausgeglichenen Wasserhaushalt an. Der höchste Mittelwert wird im Modellabschnitt N3 erreicht, da hier der Moorkörper fast gleichmäßig bis zur Oberfläche wassergesättigt ist. Diese Erscheinung ist auf eine besonders starke Quelligkeit zurückzuführen. Mit der hohen mittleren Feuchtezahl von 7,9 geht eine niedrige mittlere Stickstoffzahl von 5,4 einher. Sogar Arten stickstoffarmer Standorte ( $N = 2$ , *Agrostis canina* und *Galium uliginosum*) kommen vor.

Im Modellabschnitt N9 werden die niedrigste mF-Zahl und die höchste mN-Zahl der naturnahen Abschnitte erreicht. Die höhere Anzahl der Stickstoffzeiger in der Vegetation dieses Abschnittes kann als Ergebnis einer schwachen Entwässerung in diesem Bereich (Eintiefung der Nebel, schnellerer Wasserabfluß) gewertet werden. Diese Schlußfolgerung werden durch die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen (vgl. Artikel III) bestätigt.

In den hemeroben Abschnitten zeigt sich der Entwässerungseffekt primär im Ausfallen von Nässezeigern (vgl. Tabelle 6). Diese Pflanzen gelten gleichzeitig als Pflanzen der stickstoffarmen beziehungsweise mäßig stickstoffreichen Standorte. Die Anzahl von Arten wechselfeuchter Standorte nimmt deutlich zu, da es vor allem in Sommermonaten zu einer Austrocknung der oberen Torfschicht kommt. Eine solche Austrocknung können typische Moorpflanzen nicht ertragen. Obwohl die Amplituden der Feuchtezahlen denen der naturnahen Abschnitte ähneln, ergeben sich bei den mittleren Feuchtezahlen charakteristische Unterschiede (vgl. Tabelle 4 und 5). Sie sind bis zu einer Stufe geringer als die mittleren Feuchtezahlen der naturnahen Abschnitte. Eine höhere Anzahl nitrophiler Arten drückt sich in deutlich höheren mittleren Stickstoffzahlen aus (vgl. Tabelle 4 und 5).

Beim Vergleich der hemeroben Abschnitte untereinander ergeben sich in Abhängigkeit von der Intensität der Entwässerung ebenfalls Differenzen in mittleren Feuchte- und Stickstoffzahlen. In den Abschnitten N2 und N8 werden deutlich höhere mF-Zahlen als in Abschnitten N7 und N10 erreicht, da stellenweise noch Bereiche mit guter Wasserversorgung vorhanden sind. Diese sind vor allem in kleineren Senken (Moorsackung, starke Quelligkeit) erhalten geblieben. Solche Kleinstflächen werden von Resten der ursprünglichen Vegetation besiedelt (einige Arten vgl. Tabelle 6) und können mit ihrem Artenpotential eine wichtige Rolle als Refugialräume hemerober Modellabschnitte spielen.

**Tabelle 7:** Übersicht über die mittleren Zeigerwerte der Pflanzenbestände im terrestrischen Bereich der Modellabschnitte in Durchbruchstälern.

Modell- abschnitt	Feuchtezahl		Stickstoffzahl		Reaktionszahl	
	mF	Ampli- tude	mN	Ampli- tude	mR	Ampli- tude
N4	6,0	3-9	6,0	3-9	6,1	3-9
N6	5,9	3-9	6,1	3-8	6,2	2-8

In den Durchbruchstälern (N4, N6) ist das flachgründige Niedermoor auf schmale Uferpartien beschränkt. In ihnen tritt noch niedermoorartige Bruchwaldvegetation auf. Diese leitet rasch in eine Vegetation des Buchenwaldes mit ausgeprägtem Frühjahrsaspekt über, die mit der natürlichen Vegetation dieser Flächen weitgehend übereinstimmt (SCAMONI 1976). Über eine Entfernung von 5 bis 10 Metern vom direkten Ufer weg wird dadurch eine weite Amplitude der Feuchtezahlen von 3 bis 9 erreicht (vgl. Tabelle 7). Beim Vergleich der mittleren Zeigerwerte der beiden Abschnitte untereinander ergeben sich kaum Unterschiede. Die relativ hohen mittleren Stickstoffzahlen sind auf das Vorkommen einiger weniger Stickstoffzeiger zurückzuführen, die auf wechselfeuchten Stellen am Übergang Niedermoor - mineralischer Boden gedeihen. Es handelt sich vor allem um Arten *Urtica dioica*, *Galium aparine*, *Sambucus nigra* und *Aegopodium podagraria*.

## Literatur

- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. - Wien (Springer), 865 S.
- ELLENBERG, H. (1950): Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie. I: Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden. - Stuttgart/Ludwigsburg (Ulmer), 141 S.
- , WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., & PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica 18: 1-248.
- FRANK, D., KLOTZ, S., & WESTHUS, W. (1990): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. - Wiss. Beitr. Univ. Halle-Wittenberg 32: 1-167.
- KREBB, K.-H. (1990): Methoden zur Pflanzenökologie und Bioindikation. - Jena (G. Fischer), 327 S.
- OBERDORFER, E. (1990): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Stuttgart (Ulmer), 1050 S.
- PÄTZOLD, H., & FOTH, P. (1990): Beziehungen zwischen Vegetationskunde und Bodentypen auf tiefgründigem Niedermoor, in: Grundlagen standortgerechter Melio-

ration. Univ. Rostock, Sektion Meliorationswesen und Pflanzenproduktion, Sonderheft: 44-58.

ROTHMALER, W. (1990): Exkursionsflora von Deutschland. Band 4, Kritischer Band. - Berlin (Volk und Wissen), 811 S.

——— (1991): Exkursionsflora von Deutschland. Band 3, Atlas der Gefäßpflanzen. - Berlin (Volk und Wissen), 752 S.

SCAMONI, A. (1976): Karte 12, Natürliche Vegetation der DDR, in: Atlas der DDR. - Jena (G. Fischer).

SUCCOW, M. (1971): Die Talmoore des nordostdeutschen Flachlandes, ein Beitrag zur Charakterisierung des Moortyps „Niedermoor“. - Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 11: 133-167.

——— (1986): Standorts- und Vegetationswandel der intensiv landwirtschaftlich genutzten Niedermoore der DDR. - Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung 26: 225-242.

——— (1988): Landschaftsökologische Moorkunde. - Jena (G. Fischer), 521 S.

## XIV. Zusammenfassende Bewertung des Standorttypieverfahrens und Hinweise für dessen praxisorientierten Gebrauch

Volker THIELE und Dietmar MEHL

Dr. rer. nat. Volker THIELE, Dipl.-Hydrol. Dietmar MEHL, Biota - Gesellschaft für ökologische Forschung, Planung und Beratung mbH, Postfach 1238, D-18262 Güstrow

**Zusammenfassung:** In Auswertung der wissenschaftstheoretischen Erkenntnisse aus den vorhergehenden Artikeln wird das vorgestellte Bewertungsverfahren bezüglich seiner Handhabbarkeit, der Verwendbarkeit verschiedener Bioindikatorgruppen und der Aussageschärfe diskutiert. Dabei werden insbesondere notwendige Modifikationen hinsichtlich der gebietsübergreifenden Anwendbarkeit und der Weiterentwicklung des Verfahrens aufgezeigt.

### Einleitung

Die Bewertung von Naturräumen mittels Bioindikation ist eine weit verbreitete Methode, die immer wieder ins Zwielficht kritischer Betrachtungen gerät (KIESER 1987, PLACHTER & FOCKLER 1991, FRIEDRICH & LACOMBE 1992, RIECKEN 1994, REICH 1994, SCHERNER 1994). Anlaß dieser Kritik ist häufig, daß

- Bewertungskriterien angewandt werden, die keinen oder nur bedingten Bezug zur Ökologie der Arten haben (z. B. Rote-Liste-Arten),
- Abundanzen in die Bewertung einbezogen werden, deren Erfassung mehr oder weniger dem Zufall überlassen ist,
- die Bewertung nur auf der Basis attraktiver Arten (z. B. Vögel) fußt, die zudem oftmals noch sehr mobil sind,
- vorhandene Referenzräume nicht den Kriterien für Referenzräume entsprechen (natürlicher beziehungsweise naturnaher Zustand),
- auf Artendiversität orientiert wird (extreme Lebensräume haben wenige Arten!),
- nicht bekannt ist, welche Ökosystemeigenschaften mit welcher Zielstellung bewertet werden sollen,

- Bewertungssysteme große Landesschaftsräume abdecken sollen und damit zu stark generalisiert sind.

Das in den vorhergehenden Artikeln vorgestellte Bewertungsverfahren der Standorttypiebewertung versucht diese Mängel weitestgehend zu umgehen. Es

- beinhaltet eine Bewertung mittels Habitatbindung,
- läßt über die Autökologie der „ausgefallenen“ Arten das Aufzeigen von konkretem Sanierungsbedarf zu,
- bezieht keine subjektiv anfälligen Abundanzschätzungen mit ein,
- hat als Grundlage die Analyse naturnaher Referenzräume,
- vollzieht die Bewertung differenziert nach dem jeweiligen Naturraum (Regionalisierung) und der Tiergruppe (Eignung, Datengrundlage)
- bemißt den „unattraktiven“ Tiergruppen, wie den Insekten, die gleiche oder eine höhere Bedeutung in der Gebietsindikation zu wie den „attraktiven“.

Damit geht das Verfahren weiter als die bei SCHERNER (1994) aufgeführten und kritisierten Bewertungsansätze. Ähnliche Bewertungsverfahren, wie das hier vorgestellte, finden sich bei CASTELLA et al. (1994) und FLADE (1994).

Die Defizitanalysen für ausgewählte Naturräume unterschiedlicher anthropogener Überformung (Hemerobie) sollten die bioindikatorische Verwendbarkeit der jeweiligen Artengruppe im Kontext des Bewertungsverfahrens nachweisen. Aus den Ergebnissen der Defizitanalyse zwischen naturnahen Referenzräumen und hemeroben Modellabschnitten konnte in sehr unterschiedlicher Weise auf offensichtliche Habitatdefizite rückgeschlossen werden. Dabei zeigte sich die unterschiedliche Eignung und Aussageschärfe von definierten Artengruppen zu folgenden Habitatdefiziten:

1. standortuntypisches Verhältnis von Licht und Schatten,
2. „Rumpfgesellschaften“ der Vegetation im Bereich von Gewässer und Niederung,
3. standortuntypische Dichte von Ufergehölzen,
4. naturferne Breiten- und Tiefenvarianz des Gewässers (einschließlich Strömungsverhältnisse),

5. zu großer Grundwasserflurabstand (Entwässerung),
6. fehlende standorttypische Uferstrukturen (z. B. Auskolkungen, Prall- und Gleithänge, Krautsäume, Schilfpatrien),
7. Nährstoffbelastung des Bodens,
8. Nährstoffbelastung des Gewässers,
9. gestörtes Mikroklima,
10. fehlende Überschwemmungsräume,
11. fehlende biotische Interaktionspartner bei den Arten,
12. zu geringe Arealgröße,
13. Substratarmut (z. B. Totholz, submerse Makrophyten, Steine),
14. Isolation von Populationen,
15. Sauerstoffmangel im Gewässer,
16. anomale Wasserstandsschwankungen.

Im folgenden soll versucht werden, die Eignung der zur Bioindikation eingesetzten Artengruppen differenziert zu bewerten, Empfehlungen für die Anwendung des Verfahrens zu geben und diesbezüglichen Forschungsbedarf aufzuzeigen.

## **Ergebnisse und Diskussion**

### ***1. Grad der Eignung verschiedener Bioindikatorgruppen für das Bewertungsverfahren***

In der Abbildung 1 sind die Artengruppen hinsichtlich ihrer potentiellen Aussagekraft für die oben definierten Naturraumdefizite eingeschätzt. Dabei wurden die aus der Literatur bekannten autökologischen Ansprüche von Einzelarten oder gesamten Artengruppen zugrunde gelegt (entsprechende Literatur in Artikeln IV–XIII zitiert). Es wird deutlich, daß für den aquatischen Bereich alle eingesetzten Artengruppen im gleichen Maße gut zur Bioindikation geeignet sind (10–12 belegte Indikationsmerkmale). Beim terrestrischen Bereich ist das Bild etwas differenzierter. Eine breite Indikation ist über die Schmetterlinge (12 Indikationsmerkmale), die Schwebfliegen (11 Indikationsmerkmale) und die Laufkäfer (9

AG	Odo	Tri	Pis	Dyt	Lep	Syr	Orn	Car	Veg.
<b>Defizit</b>									
1	●	●	●	●	●	-	-	●	●
2	●	●	●	●	●	●	●	-	●
3	●	-	●	●	●	●	-	-	●
4	●	●	●	●	-	-	-	-	●
5	-	-	-	-	●	●	-	●	●
6	●	●	●	●	●	●	●	●	●
7	-	-	-	-	●	●	-	-	●
8	●	●	●	-	-	-	-	-	●
9	-	-	-	-	●	●	-	●	●
10	-	●	-	-	●	●	●	●	●
11	●	●	●	●	●	●	●	●	●
12	●	●	●	●	●	●	●	●	●
13	●	●	●	●	-	●	-	●	●
14	-	●	●	●	●	●	-	●	●
15	●	●	●	-	-	-	-	-	-
16	●	●	●	●	●	-	-	-	●
<b>Summe</b>	<b>11</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>10</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>5</b>	<b>9</b>	<b>15</b>
	<b>aquatischer Bereich</b>				<b>terrestrischer Bereich</b>				

Abb. 1: Schema zur Analyse von Naturraumdefiziten mittels definierter Artengruppen (AG = Artengruppe: Odo = Odonata, Tri = Trichoptera, Pis = Pisces et Cyclostomata, Lep = Lepidoptera, Syr = Syrphidae, Orn = Ornithofauna, Car/ Dyt = Carabidae et Dytiscidae, Veg = Vegetation; die Zahlen stehen für die vorher genannten Naturraumdefizite).

Indikationsmerkmale) möglich. Deutlich fallen die Indikationsleistungen der Vögel ab (5 Indikationsmerkmale). Das ist teilweise mit ihrer großen Mobilität zu erklären, die es ihnen gestattet, unzusagenden Lebensräumen auszuweichen.

Die Pflanzen sind aufgrund ihrer extremen Standortbindung und des ausgereiften Bewertungssystems von ELLENBERG et al. (1991) zur Indikation der meisten Merkmalskomplexe gut geeignet.

Wie schlägt sich dieses breite Aussagenspektrum der einzelnen Artengruppen konkret in dem Bewertungsverfahren nieder?

## 1.1. Aquatisch lebende Artengruppen

### 1.1.1. Libellen

Bei den Libellen ist das Hauptbewertungskriterium die Angepaßtheit an Fließgewässerverhältnisse. Konkret wird damit der Merkmalskomplex „Rheophilie“ angesprochen, in den teilweise die Beschattung des Habitats, die Ufermorphologie und die Ausprägung der Uferpflanzengemeinschaften mithineinspielen. Zahlreiche Autoren (z. B. DREYER 1986, ALTMÜLLER et al. 1989, WARD 1989) weisen darauf hin, daß nur drei Arten in Mitteleuropa für Fließgewässer typische Anpassungen entwickelt haben (*Calopteryx splendens*, *Calopteryx virgo*, *Gomphus vulgatissimus*).

Damit wird die Bewertungsbreite deutlich eingeschränkt, was insbesondere die Niedermoorstandorte betrifft, in denen eine nur eingeschränkte Graduierung zwischen den Artenvergesellschaftungen der naturnahen und hemeroben Modellabschnitten vorhanden ist (in beiden fast ausschließlich standgewässertypische, eurytope Arten). Teilweise liegen die Werte des Standorttypieindex (STI) hemerober Abschnitte im Bereich der naturnahen. Das ist zum einen ein deutliches Zeichen dafür, daß das Wirken des Menschen einige Libellenarten in ihrer Verbreitung sogar fördert, zum anderen können viele Libellenarten räumlich ausweichen, wenn bestimmte Lebensbedingungen ins Pessimum geraten. Da es sich um relativ eurytope Arten handelt, wird die frei gewordene ökologische Nische durch andere eurytope Arten besetzt. Der STI ändert sich dann folglich nicht.

Der organische und der teilmineralische Typus von Niedermoorgewässern können hinreichend unterschieden werden. Beim teilmineralischen

Typus sind noch die größten Unterschiede zu hemeroben Abschnitten zu finden. Der seenbeeinflusste Bereich ordnet sich in die Niedermoormodellabschnitte ein und kann nicht vom organischen Typus der Niedermoorgewässer unterschieden werden. Deutlich unterscheiden lassen sich dagegen die Artenvergesellschaftungen und STI der Niedermoore und Durchbruchstäler.

Die Libellen eignen sich besonders zur Bioindikation in Durchbruchstälern und für den teilmineralischen Typus von Niedermoorgewässern. Sie weisen eine relative „Unempfindlichkeit“ in Modellabschnitten mit Niedermoorcharakter (organischer Typ) und in seenbeeinflussten Abschnitten auf.

### 1.1.2. Köcherfliegen

Die Köcherfliegen wurden zur Indikation typischer Fließgewässerverhältnisse eingesetzt. Hauptindikationskriterium war damit die Rheophilie. Andere Kriterien waren Substratbeschaffenheit, Grad der Beschattung, Vorhandensein bestimmter ins Wasser ragender Habitatstrukturen (Totholz, Erlenwurzeln) etc.

Bei den Köcherfliegen treten gravierende Unterschiede in den Vergesellschaftungen der Arten und im STI in den verschiedenen Naturräumen und Hemerobiestufen auf. Die autökologischen Ansprüche sind relativ gut bekannt und können bei der Defizitanalyse zwischen naturnahen und hemeroben Abschnitten differenziert und gezielt zur Abgliederung von Sanierungsbedarf eingesetzt werden. Die Artenerfassung ist relativ leicht und mit wenig Aufwand möglich. Einzelne Arten sind schwer determinierbar.

Die Köcherfliegen sind uneingeschränkt zur Bewertung der aquatischen Naturräume in der Jungmoränenlandschaft geeignet.

### 1.1.3. Schwimmkäfer

Zur Beurteilung der Eignung von Schwimmkäfern zur Bioindikation im Fließgewässerbereich stehen noch tieferegreifende Untersuchungen aus. Aufgrund der relativ kurzen Erfassungsperiode von nur einem Jahr und den relativ widrigen Wetterbedingungen kann der im Artikel VI aufgestellte Bewertungsansatz nur als ein Anfang gesehen werden. Hauptindikationskriterium war auch hier die Rheophilie. Daneben spielt das Kriterium der Ufermorphologie (Kolke) eine größere Rolle.

Das differenzierbare Spektrum stenöker Arten ist sehr eingeschränkt (1 Art der Kategorie 3). Deshalb sind nur geringe Unterschiede im STI zu erwarten. Prinzipiell lassen sich die verschiedenen Modellabschnitte und Hemerobiestufen unterscheiden. Die Bewertung ist allerdings sehr schwierig (teilmineralischer Typus der Niedermoore, Durchbruchstäler und stark hemerobe Abschnitte - keine Arten).

Es wird empfohlen, die Schwimmkäfer nicht zur Bioindikation innerhalb dieses Bewertungsverfahrens einzusetzen.

#### 1.1.4. Fische und Rundmäuler

Dem Bewertungssystem über die heimischen Fisch- und Rundmäulerarten lagen zwei Hauptkriterien der Bewertung zugrunde. Das waren zum einen das Verhalten gegenüber Strömung (inklusive Temperatur-, Sauerstoff- und Substratpräferenzen) und zum anderen die Reproduktionstypen. Damit weist dieses System zahlreiche Indikationsrichtungen auf, die bei der Sanierung von Fließgewässern von Bedeutung sind. Jede ökologische Kategorie beinhaltet ausreichend Arten, so daß eine weitreichende Differenzierung im STI und in der Defizitanalyse zwischen Referenzräumen und hemeroben Abschnitten möglich ist.

Die herausgearbeiteten Differenzierungen sind teilweise sehr deutlich, in jedem Falle aber ausreichend. Teilmineralischer und mineralischer Typus von Niedermoorgewässern können unterschieden werden. Vorhandene Schwankungen im STI für einzelne Naturraumtypen sind wahrscheinlich auf die „Zerschneidung“ des Fließgewässers durch Querbauwerke und die damit nicht vorhandene ökologische Durchgängigkeit für die Fische zurückzuführen.

Die Fische sind im Sinne des Bewertungssystems als Indikatorgruppe zu empfehlen. Die Erfassungsmethodik mittels Elektrofischerei ist jedoch apparativ sehr aufwendig.

### 1.2. Terrestrisch lebende Artengruppen

#### 1.2.1. Schmetterlinge

Bei den Schmetterlingen orientiert sich das Bewertungssystem vorwiegend an den relativ stenöken Ansprüchen vieler Larven (Raupen und Puppen) bezüglich Fraßpflanzen- und Mikroklimapräferenzen, aber auch bestimmten Bodenwasserverhältnissen und essentiellen Habitatstruktu-

ren. Dabei ist insbesondere die Analyse der sogenannten „Nachtschmetterlinge“ von Bedeutung, da innerhalb dieser sehr heterogenen Gruppe gute Indikatorarten sind (z. B. „Schilfeulen-Gruppe“, engste Habitatbindungen an Feuchtbiopten). Die Kenntnisse zu den autökologischen Ansprüchen dieser Gruppe sind im Vergleich zu anderen fundierter.

Es konnten zwischen den Vergesellschaftungen der Referenzabschnitte und zwischen denen der Referenz- und hemeroben Abschnitte deutliche Differenzen gefunden werden, die sich auch im STI widerspiegeln. Die STI-Werte für einen bestimmten Naturraum sind auch bei etwas unterschiedlicher Ausprägung relativ konstant. Die Schmetterlinge sind über drei Jahre hinweg auf ihre Brauchbarkeit für das Bewertungssystem erfolgreich getestet worden (THIELE et al. 1993, 1994 a, b).

Die Schmetterlinge sind uneingeschränkt zur Bewertung der terrestrischen Naturräume in der Jungmoränenlandschaft geeignet.

### 1.2.2. Laufkäfer

Hauptkriterium der Bioindikation bei den Laufkäfern war der Grad an Hygrophilie. Als weitere Kriterien flossen essentielle Habitatstrukturen, Fraßobjekte, Bodenwasserhaushalt und Mikroklima mit ein. Im Gegensatz zu den Dytisciden konnte eine sehr differenzierte Einordnung der nachgewiesenen Arten in die verschiedenen ökologischen Kategorien erfolgen, was eine deutliche Abgrenzung der STI nach sich zog. Das war sowohl zwischen den verschiedenen naturnahen Modellabschnitten als auch zwischen den hemeroben Abschnitten nachweisbar. Mit steigender Hemerobie sank der STI und stiegen die Artendefizite.

Die Laufkäfer eignen sich im Sinne des Bewertungsverfahrens uneingeschränkt zur Bioindikation in den Niederungsbereichen von Fließgewässern.

### 1.2.3. Schwebfliegen

Die nachgewiesenen Arten wurden bei den Schwebfliegen in drei ökologische Kategorien eingeteilt, denen als Hauptkriterium die Bindung der Arten an hygrophile Pflanzenvergesellschaftungen sowie an bestimmte Mikroklimata und Habitatstrukturen zugrunde lag. Es konnten stabile und differenzierbare Vergesellschaftungen für die unterschiedlichen Naturräume abgegliedert werden, die sich in deutlich unterscheidbaren STI wi-

derspiegelten. Hemerobe Abschnitte waren mittels Syrphiden bewertbar, wenn auch in bestimmten Fällen das Auftreten von Syrphiden durch das Wirken des Menschen befördert wurde (höherer STI).

Die Schwebfliegen sind zur Bewertung des terrestrischen Bereiches von Fließgewässern geeignet. Das Verfahren bedarf in bestimmten Naturräumen einer weiteren Verifizierung.

#### 1.2.4. Heuschrecken

Die Einteilung der ökologischen Gruppen fand bei den Heuschrecken nach dem Grad ihrer Hygrophilie und der Habitatpräferenz in den Bodenstrata (Bodensubstrat, Bodenbewuchs etc.) statt. Es konnten 5 Arten in die Kategorie 3 und 11 Arten in die Kategorie 2 eingeordnet werden. Das Gros der Arten ist allerdings eurytop. So konnten zwar Charakterartengruppen für die einzelnen Naturräume definiert werden, die Abgrenzung zueinander und zu den hemeroben Bereichen gelang nur unvollkommen.

Für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Niederungsbereichen können Heuschrecken nur mit größerer Einschränkung empfohlen werden.

#### 1.2.5. Vögel

Nach Einführung des Bewertungssystems von FLADE (1994) ist die Bewertung der Niederungsbereiche von Fließgewässern wesentlich objektiviert worden. Dieses System ist in seiner gesamten Breite bereits in das hier vorgestellte Verfahren eingeflossen. Die ökologischen Kategorien sind nach den Leitarten für Niederungsbereiche definiert. Die naturnahen Referenzräume verschiedenen Typus konnten klar differenziert werden. Schwierigkeiten gab es bei der Abgrenzung und Defizitdefinition in hemeroben Abschnitten. Grund dafür war der Effekt, daß das Vorkommen von Vögeln durch das Wirken des Menschen teilweise befördert wird (hoher STI).

Vögel eignen sich als Bioindikatoren für die Niederung hinreichend. Einschränkung wirkt ihre schwere Erfassbarkeit (Brutnachweise), die relativ hohe Mobilität und die offensichtlich durch den Menschen hervorgerufene Bevorteilung von Offenlandarten.

### 1.3. Vegetation

Universell für die Bioindikation einsetzbar sind die Pflanzen (z. B. ELLENBERGSche Zeigerwerte – ELLENBERG et al. 1991). Für den aquatischen Bereich sollten insbesondere Analysen in Richtung „Grad der Nitrophilie“ eine Rolle spielen. Im Bereich der terrestrischen Vegetation kommt daneben noch der „Grad der Hygrophilie“ hinzu. Damit sind z. B. konkrete Aussagen zum Degradationsgrad des Niedermoores möglich.

Die Vegetation ist uneingeschränkt zur Bioindikation geeignet.

## 2. Weiterentwicklung des Bewertungsverfahrens

Für das Bewertungsverfahren können nach heutigem Stand des Wissens folgende Artengruppen relativ uneingeschränkt empfohlen werden:

- aquatischer Bereich: Pflanzen, Köcherfliegen, Fische;
- terrestrischer Bereich: Pflanzen, Schmetterlinge, Laufkäfer, Schwebfliegen.

Mittels dieser Artengruppen lassen sich ökologische Defizite von hemeroben Abschnitten definieren und Sanierungsbedarf aufzeigen.

Die Weiterentwicklung des Verfahrens sollte insbesondere in folgende Richtungen vorangetrieben werden:

- Verifizierung des Verfahrens für gleichartige Naturräume Mecklenburg-Vorpommerns,
- Anwendung des methodischen Ansatzes für die Bewertung anderer Naturräume,
- stärkere Kopplung der Aussagekomplexe von Abiotik und Bioindikatoren,
- Weiterentwicklung des Verfahrens in Richtung besserer Handhabbarkeit (Praxisrelevanz).

## Literatur

- ALTMÜLLER, R., BREUER, M., & RASPER, M. (1989): Zur Verbreitung und zur Situation von Fließgewässerlibellen in Niedersachsen. - Infor. Natursch. Niedersachs. 9: 137-176.
- CASTELLA, E, SPEIGHT, C. D., OBRDICK, P. Z., & SCHNEIDER, E. (1994): Invertebrate ecological traits and the assessment of riverine wetlands. - Tagungsband: Auenkonzepte und Fließgewässerrenaturierung in Europa, Bad Blankenburg, 23.-25. März 1994.
- DREYER, W. (1986): Die Libellen. - Hildesheim (Gerstenberg), 219 S.
- ELLENBERG, H., WEBER, H. E., DÜLL, R., WIRTH, V., WERNER, W., & PAULISSEN, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica 18: 1-248.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. - Eching (IHW-Verlag), 879 S.
- FRIEDRICH, G., & LACOMBE, J. [Hrsg.](1992): Limnologie aktuell, Band 2: Ökologische Bewertung von Fließgewässern. - Stuttgart, Jena, New York (G. Fischer), 462 S.
- KIESER, K. (1987): Tagaktive Großschmetterlinge als Bioindikatoren für landwirtschaftliche Nutzflächen der Zentralschweizer Voralpen. - Entomol. Ber. Luzern (Supplementum): 1-138.
- PLACHTER, H., & FOECKLER, F. (1991): Entwicklung von naturschutzfachlichen Analyse- und Bewertungsverfahren, in: HENLE, K., & KAULE, G. (Hrsg.): Arten- und Biotop-schutzforschung für Deutschland. - Ber. ökol. Forsch. 4: 323-337.
- REICH, M. (1994): Zur Anwendung ökologischer Indices und sogenannter Minimalprogramme im Rahmen naturschutzfachlicher Analyse- und Bewertungsverfahren. - Berichte der Norddeutschen Naturschutzakademie 7: 3-4.
- RIECKEN, U. (1994): Stellenwert und Bedeutung biologischer Beiträge in der Landschaftsplanung. - Berichte der Norddeutschen Naturschutzakademie 7: 45-50.
- SCHERNER, E. R. (1994): Realität und Realsatire der „Bewertung“ von Organismen und Flächen. - Berichte der Norddeutschen Naturschutzakademie 7: 50-68.
- THIELE, V., BERLIN, A., MEHL, D., ROLLWITZ, W., & THAMM, U. (1993): Untersuchungen zu Ökosystemstrukturen in Niederungsbereichen der Nebel. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 1: 11-17.
- , ———, THAMM, U., MEHL, D., & ROLLWITZ, W. (1994 a): Die Bedeutung ausgewählter Insektengruppen für die ökologische Bewertung von nordostdeutschen Fließgewässern und deren Niederungsbereichen (Lepidoptera, Odonata, Trichoptera). - Nachr. entomol. Ver. Apollo, Frankfurt/Main, N.F. 14: 385-406.
- , MEHL, D., BERLIN, A., & GOTTSCHALK, H.-J. (1994 b): Modellhafte Erarbeitung eines Bewertungsverfahrens für die Fließgewässer und Niederungen im

Warnow-Einzugsgebiet. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 2: 33-55.

WARD, J. V. (1989): The four-dimensional nature of lotic ecosystems. - J. N. Am. Benthol. Soc. 8: 2-8.

## Anhang: Farbtafeln der Modellabschnitte an der Nebel

### Farbtafel 1 (Seite 271): Seenbeeinflußter Oberlauf der Nebel und Durchbruchstäler unterhalb des Krakower Sees

**Abb. 1: Blick auf die Nebelseen im Quellgebiet, im Vordergrund Halbtrockenrasen.** – Zu den hydrographischen Besonderheiten Mecklenburgs zählen die Fließgewässer-Seen-Systeme (Rivers-Lakes Systems). Die Seen des Nebelquellgebietes liegen in einer durch pleistozäne Sander geprägten Landschaft und sind ursprünglich kalk- und nährstoffarm. Durch intensive Landwirtschaft sind die Seen heute in eutrophen Zustand. Charakteristisch für die aus den Seen austretenden Fließgewässer ist die nachhaltige Beeinflussung durch die Seen, die sich in chemisch-physikalischer Hinsicht (zum Beispiel Wassertemperaturen), durch eine Durchflußvergleichmäßigung (Retention) und die Durchmischung lenitischer und lotischer Biozönosen äußert. Das Seenumland außerhalb der Seenederung kann in den Sandergebieten bereits in unmittelbarer Nähe der Seen durch Halbtrockenrasen dominiert werden.

**Abb. 2: Modellabschnitt N1: Austritt der Nebel aus dem Kaarzer See.** – Auf kurzen Fließstrecken zwischen durchflossenen Seen „behalten die Fließgewässer häufig den Standgewässercharakter“ Dieses äußert sich bei geringen Gefälleunterschieden primär durch sehr geringe Fließgeschwindigkeiten und fehlende Fließgewässerdynamik. Im Modellabschnitt entspricht der Gewässertyp dem organischen Typus, Ausprägungsform Seeausfluß. Der Niederungsbereich der Nebel ist relativ schmal, aber sehr tief vermoort, wobei das Moor als Durchströmungsmoor über einem muddunterlagerten Verlandungsmoor ausgebildet ist.

**Abb. 3: Modellabschnitt N2: Degradierter Niedermoorabschnitt vor Mündung der Nebel in den Linstower See.** – Unterhalb des Linstower Sees wird die Nebel durch breite (im Bereich des Fließgewässers flachgründige) vermoorte Niederungen begleitet, die einen zum Teil erheblichen Grundwasserzutritt bedingen. Die landwirtschaftliche Nutzung ist relativ intensiv. Um diese überhaupt zu ermöglichen, ist die Nebel in diesem Abschnitt ausgebaut (begradigt und vertieft) worden. Das Fließgefälle ist verhältnismäßig hoch, so daß aktive eigendynamische Rückentwicklungsprozesse erkennbar sind (Auskolkungen, Uferabbrüche etc.). Der Gewässertyp entspricht dem teilmineralischen Typus, Ausprägungsform flachgründiges Niedermoor. Nach den durchgeführten Entwässerungsmaßnahmen auf Grund der Grünlandnutzung stellt sich das im

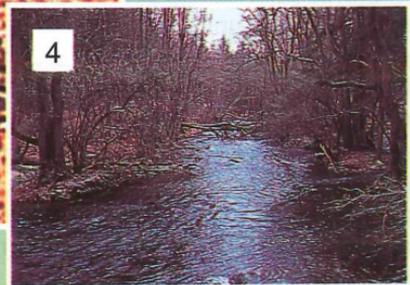
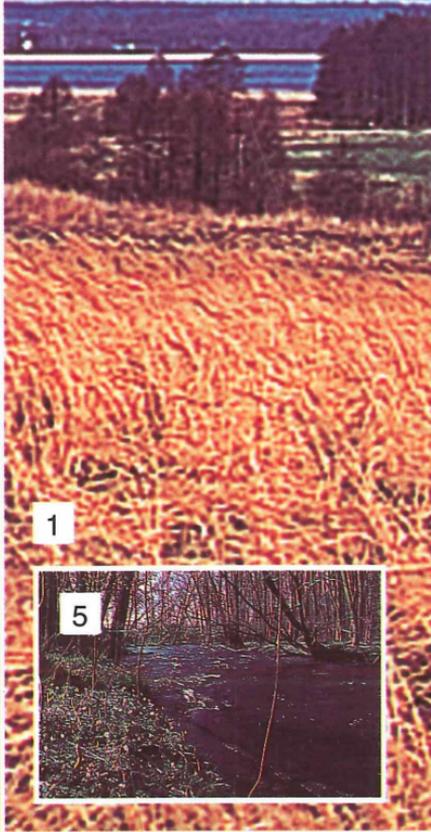
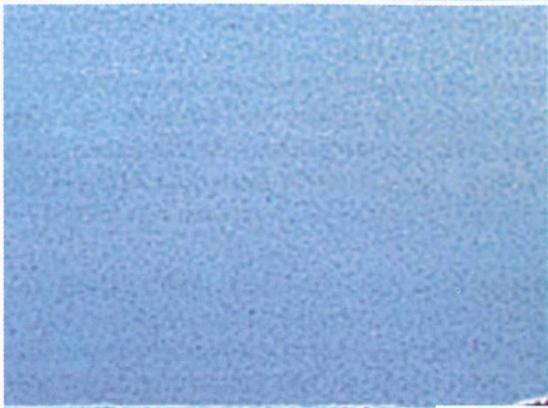
Modellabschnitt liegende Kiether Moor heute als ein mäßig bis stark entwässertes Moor dar, das zum Teil bereits Vermulmungserscheinungen zeigt.

**Abb. 4: Modellabschnitt N4: Mittelgebirgsartiger Durchbruch der Nebel bei Kuchelmiß.** – Die Eisrandlagen der beiden jüngsten Stadien der Weichselvereisung sind in Mecklenburg durch zusammenhängende und in Nordwest-Südost-Richtung verlaufende Endmoränenzüge deutlich erkennbar. Die Nebel durchbricht auf Grund der postglazialen hydrographischen Entwicklung die Endmoräne des Pommerschen Stadiums (auch: Innere Baltische Endmoräne) nach ihrem Austritt aus dem Krakower See in nördlicher Richtung. Der von ihr zerteilte sogenannte Charlottenthaler Bogen, der den Nordbogen des Krakower Endmoränenlobus darstellt, gibt der Nebel in ihrem gesamten Gepräge mittelgebirgsartige Züge. Ein breites und schotterartiges Gewässerbett, Totholz, Fließgeschwindigkeiten von deutlich mehr als einem Meter je Sekunde bei Hochwasserdurchfluß, natürliche Formen und Strukturen führen unter anderem dazu, daß die aquatische Biozönose durch lotische Besiedlungselemente geprägt wird. Als Besonderheit des Nebeldurchbruchstaes bei Kuchelmiß kommt die Beeinflussung durch den vorgeschalteten Krakower See hinzu, was sich unter anderem durch das gehäufte Auftreten von Filtrierern unter den aquatischen Makrovertebraten äußert (spezifischer Nahrungsreichtum durch Austrag organischer Partikel aus dem See und relativ hohe Strömung). Der Gewässerabschnitt ist mineralischen Typus in der Ausprägungsform Endmoräne.

Der eigentliche Niederungsbereich ist sehr schmal, nach einer steilen Böschung grenzt Wald unmittelbar an das Tal. Der Wald ist zum Teil standortuntypisch. Der ausgewählte Modellabschnitt spiegelt die geschilderten Verhältnisse hinreichend wider.

**Abb. 5: Modellabschnitt N6: Durchbruchstal bei Koppelow.** – Die Nebel durchbricht in diesem Tal die Randmoräne des Hoppenrader Beckens. Das Durchbruchstal ist in vielerlei Hinsicht vergleichbar mit dem Durchbruch bei Kuchelmiß. Die Fließgeschwindigkeit der Nebel in dem betrachteten Modellabschnitt ist gegenüber dem Kuchelmißer Durchbruch höher und erreicht auch bei normaler Wasserführung Maximalwerte von einem Meter je Sekunde. Auch dieser Modellabschnitt wird im aquatischen Bereich durch lotische Besiedlungselemente bestimmt. Der Modellabschnitt ist mineralischen Typus, Ausprägungsform Endmoräne. Im schmalen Niederungsbereich sind zusammenhängende Bruchwälder vorhanden, wohingegen im weiteren Umfeld Grünland, Acker und Laubwald vorherrschen.

# FARBTAFEL 1, Abbildungen 1-5



## Farbtafel 2 (Seite 274): Naturnahe Fließstrecken im Niedermoor

**Abb. 6: Blick auf ein naturnahes Niedermoor mit Großseggenrieden.** – Großseggenriede stellen eine mögliche terrestrische Vegetationsausprägung naturnaher Niedermoore dar. Häufig sind diese vergesellschaftet mit Schilf oder Bruchwald. Die Niedermoore zählen in Mecklenburg in ihren vielfältigen Erscheinungsformen zum typischen Erscheinungsbild der Tieflandfließgewässer. In ihrer Entstehung verkörpern sie die postglaziale Entwicklungsgeschichte der Landschaft. Die Interaktion zwischen Gewässer und Niederung ist zum einen über das Grundwasser gegeben, zum anderen führen die Niedermoore zu unverwechselbaren Gewässerstrukturen, beeinflussen zum Beispiel über Huminstoffe den Gewässerchemismus und führen zu biozönotisch wirksamen, charakteristischen Mikroklimaten.

**Abb. 7: Modellabschnitt N3: Fließstrecke der Nebel im Dobbiner Niedermoor.** – Der ausgewählte Modellabschnitt im Bereich des Dobbiner Niedermoors erfasst ein relativ naturnahes und nicht bis nur schwach entwässertes Moor, das durch starke Grundwasserquelligkeit gekennzeichnet ist. Das außerordentlich tiefe Niedermoor ist über einem Verlandungsmoor als Durchströmungsmoor ausgebildet und neben Erlenbrüchen mit größeren Schilf- und Seggenrieden bestanden. Obwohl die Nebel in diesem Abschnitt früher einmal ausgebaut wurde, hat sie sich dank unterlassener Gewässerunterhaltung stark in Richtung Naturnähe zurückentwickelt. Das Strömungsbild ist ruhig bis träge. Der Gewässerabschnitt lässt sich dem organischen Typus, Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor, zuordnen.

**Abb. 8: Modellabschnitt N5: Nebel bei Ahrenshagen.** – Dieser Modellabschnitt lässt sich vor allem durch ausgedehnte Großseggenried-/Schilfbestände charakterisieren. Daneben existieren Bruchwaldbereiche im unmittelbaren Uferbereich der Nebel. An die breite Niederung, die aus einem tiefen bis sehr tiefen Niedermoor besteht, schließen sich im Talrand- und Umlandbereich Grünland-, Acker- und Forstnutzung an. Der Modellabschnitt ist in seiner Wasserbeschaffenheit immer noch deutlich durch den vorgelagerten Krakower See beeinflusst. Das Strömungsbild ist ruhig bis träge. Der Gewässertypus ist der eines organischen Fließgewässers, Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor.

**Abb. 9: Modellabschnitt N9: Nebel bei Kirch-Rosin.** – Der Niederungsbereich dieses Modellabschnittes wird vollständig durch naturnahe Biotopstrukturen bedeckt. So kommen ausgedehnte Bruchwaldbereiche neben Großseggenried- und Schilfkomplexen vor. Der Niedermoorkörper wird durch ein mitteltiefes, schwach entwässertes und schwach bis mäßig vererdetes Durchströmungsmoor über Verlandungsmoor gebildet. Die Linienführung der Nebel zeigt einen stark geschwungenen bis geschlängelten Verlauf. Das Gewässer gleitet ruhig bis mäßig strömend dahin. Als Gewässertyp lässt sich der teilmineralische Typus mit der Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor definieren.

### Farbtafel 3 (Seite 275): Degradierte Fließstrecken im Niedermoor

**Abb. 10: Einleitung geklärter Abwässer in den Unterlauf der Nebel.** – Der Unterlauf der Nebel wird durch die Städte Güstrow und, im Mündungsbereich in die Warnow, Bützow nachhaltig beeinflusst. Neben dem urbanen Gewässer- und Niederungsverbau zählen vor allem die Stoffeinträge zu den Belastungsschwerpunkten der Nebel. Gepaart mit intensiver Landwirtschaft und einem völligen Gewässerausbau, führen diese Umstände zu einer gewässerökologisch bedenklichen Situation der Alten Nebel zwischen Parum und Bützow. Die fließbegleitenden Niedermoore sind in Struktur und Biozönoseausprägung völlig zerstört und führen über die Mineralisation der in ihnen gebundenen organischen Substanzen zu einer zusätzlichen Eutrophierung der Gewässer.

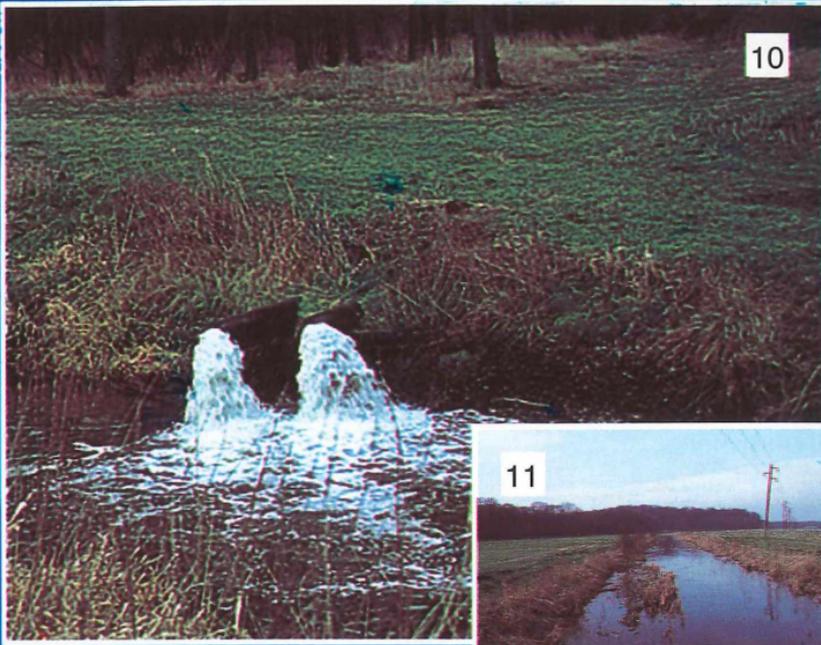
**Abb. 11: Modellabschnitt N7: Nebel im Weidegebiet bei Hoppenrade.** – Dieser Modellabschnitt im breiten Hoppenrader Becken ist durch eine intensive Grünlandwirtschaft, umfangreiche Änderungen des natürlichen Wasserhaushalts und einen naturfernen Ausbau der Nebel gekennzeichnet. Vereinzelt und lückig steht angepflanzter Jungerlenaufwuchs an der oberen Böschungskante der Nebel. Das vorhandene Durchströmungsmoor über Versumpfungs- und Verlandungsmoor mit stark wechselnden Moormächtigkeiten ist nach Entwässerung vererdet bis stark vererdet. Die Nebel ist in Bereich dieses Modellabschnittes mehrfach wasserbaulich in Linienführung und Profilform verändert worden. So kommt es, daß sie heute völlig begradigt und stark eingetieft ist. Das Gewässer ist in diesem Abschnitt teilmineralischen Typus, Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor.

**Abb. 12: Modellabschnitt N8: Nebel im Niedermoorgebiet an der „Schweinebrücke“.** – Der Modellabschnitt „Schweinebrücke“ repräsentiert einen Gewässerbereich mit aufgegebenener landwirtschaftlicher Nutzung. Auf dem ehemaligen Feuchtgrünland steht heute eine flächendeckende Brache aus Brennessel und Beinwell im gesamten Niederungsbereich. Ab Talrand (Übergang in den mineralischen Bereich) bedecken Nadel- und Mischwälder das weitere Gewässerumland. Der vermoorte Niederungsbereich stellt ein natürliches Versumpfungsmoor mit unterschiedlichen Moormächtigkeiten dar, das allerdings zum großen Teil mit humosem, bindigem Material überdeckt ist, wahrscheinlich Folge von früherem Gewässeraushub der Nebel. Die Linienführung dieses Gewässerabschnittes ist stark geschwungen bis geschlängelt, so daß deutliche Ausformungen von Prall- und Gleitufeln erkennbar sind. Ein ruhiges Strömen kennzeichnet das Strömungsbild. Zum einen prägen ins Wasser ragende Erlenwurzeln nachhaltig das Strömungsbild und bieten Besiedlungsmöglichkeiten, zum anderen gibt es auch an diesem Abschnitt den Kontrast zwischen organischem Ufer (Torf) und mineralischer Sohle, die hier in Form einer Feinsandaufgabe mit sichtbaren Rippeln ausgebildet ist. Mit der Strömung treiben sohlennah unterschiedlich große Torfbrocken. Wasserpflanzen bieten Besiedlungsraum und führen zu einer lokalen Verstärkung der Sedimentation. Der Gewässertyp ist teilmineralischen Charakters mit der Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor.

## FARBTAFEL 2, Abbildungen 6-9



# FARBTAFEL 3, Abbildungen 10-13

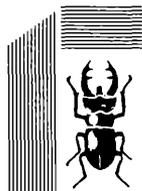


**Abb. 13: Modellabschnitt N10: Unterlauf der Nebel im Intensivgrünland bei Gülzow.** – Zwischen Parum und Bützow fließt die Nebel durch Intensivgrünland, das durch Beweidung und Mahd genutzt wird. Die Nebel wird regelmäßig gekrautet, in Abständen beräumt und hat kaum uferbegleitende Gehölze. Im Niederungsbereich der Nebel bei Gülzow fehlen sowohl Strukturen am als auch im Gewässer. Lediglich in noch existierenden Altarmen gibt es Reststrukturen. Das Gewässer selber ist begradigt und stark eingetieft. Das Niedermoor ist als Durchströmungsmoor über einem Verlandungsmoor ausgebildet. Mäßige bis starke Vererdungserscheinungen sind eine Folge der durchgeführten Flächenentwässerungsmaßnahmen und der Vertiefung der Nebel. Der ursprüngliche Gewässertyp ist wahrscheinlich auch in diesem Modellabschnitt teilmineralischen Charakters mit der Ausprägungsform tiefgründiges Niedermoor. Darauf weisen die mineralischen Materialien im Böschungsbereich der Nebel hin, die als Gewässer-aushub dorthin gelangten. Das Strömungs- und Durchflußverhalten der Nebel dieses Modellabschnittes ist stark anthropogen verändert. Das Gewässer strömt ruhig bis träge dahin. Eine Substratdiversität im eigentlichen Sinne ist nicht vorhanden, da die Gewässersohle mit starken organischen Ablagerungen (Faulschlamm-bildung) bedeckt ist, die ursächlich mit dem Abwasser der Kläranlage Güstrow zusammenhängen.

Direkt vom

Hersteller:

# ***Insektenkästen***



# **Meien** 1926

# ***Sammlungs- schränke***

# ***Fachliteratur • Zubehör***

Lieferant von Universitäten,  
Staatssammlungen  
und privaten Sammlern  
im In- und Ausland

Verlangen Sie meine  
kostenlose Preisliste!

Heinrich Meier GmbH  
Vosslerstraße 9  
80689 München  
Telefon 0 89/56 20 07

Mitgliedsbetrieb des holz- und  
kunststoffverarbeitenden Handwerks



## ***Ihr Spezialist für Entomologiebedarf***

**Zu günstigen Preisen erhalten Sie bei uns:**

**Für die Zucht:** Zuchtkästen, Puppenkästen, Infrarotstrahler,  
Zuchtbehälter u. a.

**Für den Tag- und Nachtfang:** Netze, Gläser, Transport-  
kästen, Stromaggregate, Lampen, Leuchtröhren u. a.

**Für das Präparieren und Bestimmen:** Präparierbestecke,  
Spannbretter, Chemikalien, Lupen, Mikroskope und  
Binokulare

**Für die Sammlung:** Insektenkästen in allen Größen mit der  
bewährten Moll- oder Schaumstoffeinlage, Insektschränke  
aller Art u. a.

**Literatur:** Ein umfangreiches Angebot an neuer und  
antiquarischer Literatur ist vorhanden.

Schreiben Sie uns oder rufen Sie uns an.  
Wir beraten Sie gern.

**- Katalog kostenlos -**

**bioform-Handelsgesellschaft Meiser & Co.**  
**Bittlmairstraße 4 · D-85051 Ingolstadt**  
**Telefon 08 41/7 55 83 · Fax 08 41/70 11 78**



## **icb** **bioform** **Erzeugnisse**



