

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/320701064>

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

Article · January 1995

CITATION

1

READS

8

2 authors:



Dietmar Mehl

biota - Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH

222 PUBLICATIONS 266 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



Volker Thiele

biota - Institut für ökologische Forschung und Planung, Bützow

84 PUBLICATIONS 210 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Aquatic Fauna [View project](#)



Flood protection [View project](#)

festgelegt werden. Über die Nutzung der autökologischen Ansprüche der defizienten Arten konnte Sanierungsbedarf klar abgegrenzt werden. Auf Basis dieser Untersuchungen werden geeignete Artengruppen für die Bewertung verschiedenen struktureller Räume vorgeschlagen.

Es ist notwendig, die Untersuchungen auf andere Flußsysteme Norddeutschlands auszuweiten. Zudem muß überprüft werden, inwieweit das Bewertungssystem in die Gewässergütebestimmung 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 current and bog structure. The natural habitats of the Federal State of Mecklenburg-Vorpommern were initially classified as basin-shaped valleys, outflows from lakes, natural 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 "Standorttyp", 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 ("Standorttypindex") 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 final 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 "Standorttypindex". 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 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.

1. 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,
Biotra - Gesellschaft für ökologische Forschung, Planung und Beratung mbH,
Postfach 1228, D-18262 Glöwen

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 Habitate der Fließgewässer, ihrer Ufer und Auen/Niederungen ermöglichen es, bei bioindikativer geeigneten Artengruppen den Bindungsgrad der einzelnen Arten über ihren autökologischen Anspruchskomplex zu definieren. Die darauf basierende Kategorisierung der nachgewiesenen Arten führte zur Bildung eines „Standorttypindex“, der einen naturspezifischen Kennwert darstellt. Dieser bringt zum Ausdruck, ob für den betrachteten Bereich und dessen Habitatverhältnisse stenotopie Arten charakteristisch (naturgemäß) sind oder eher eurytopie, 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 zeigten (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-

wasser 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 Gewässern, 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 bioindikativer 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 naturnaher Landschafts- und Naturräume. Die in ihnen liegenden Gewässerstrecken weisen einen teilweise hohen Grad an Naturnähe auf und eignen sich daher für die „Leitbildstellung“. 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, THIMM & SOMMERHÄUSER 1993, THIMM & OHLENFORST 1994, MENN et al. 1994). Tieflandbächen fehlt allgemein das Gefälle als übergeordneter, längsdifferenzierender Faktor (THIMM & SOMMERHÄUSER 1993), so daß insbesondere die

abiotischen Faktoren Wasserströmung, Substratverteilung und Wassertemperatur (THIMM & OHLENFORST 1994) sowie beispielsweise Huminsäureaustrag bei durchflossenen Niedermooren oder die durchflossenen Seen (THIEME 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 Saprobienystems zur Bestimmung der biologischen Gewässergüte (FRIEDRICH 1990) stößt in Tieflandgewässern 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 (MENN et al. 1994). Zudem verstärkt die anthropogene Nährstoffzufuhr diese Verhältnisse noch. Infolge der Trophieerhöhung nimmt die Intensität autosaprobierlicher Prozesse sekundär zu, anthropogene Einträge organischer Verbindungen sind so häufig von untergeordneter Bedeutung für die Gewässergüte (BÖRKNER 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 Lebensformen 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 „Modelhafte Erarbeitung eines ökologisch begründeten Bewertungskonzeptes 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 vorgebenen Kulturlandschaft“ (Hürte et al. 1995) komplex-ökosystemar, das heißt mittels abiotischer und biotischer Parameter, zu definieren vermag (Leitbilderstellung),
- in anthropogen überformten und beeinflussten Gewässerschnitten den Grad der Entfernung vom naturnahen Referenzzustand bestimmen sowie die ökologischen Defizite klar definieren kann,
- für quasihomogene Gewässerschnitte den ökologischen Zustand zum einen integral und zum anderen in den Kompartimenten Wasser, Ufer und Land widerspiegelt und damit der natürlichen Verzahnung von Gewässern 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 feldbiologischen 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 TISCHNER (1993) kann sie auch als „spezifische Art“ bezeichnet werden, die fast oder ausschließlich in einem einzigen Biotyp vertreten ist.

B) Kategorie 2: Die Art bevorzugt den Lebensraum Fließgewässer (Ubergang zwischen stenotop und eurytop). Nach TISCHNER (1993) kann sie als „präferente Art“ gekennzeichnet werden, die einen Biotyp 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 TISCHNER (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“ (TISCHNER 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 „Standorttypindex“ (TIEBEL et al. 1994, 1995):

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

STI = Standorttypindex der jeweiligen Artengruppe

BK = Bewertungskategorie der i-ten Art

n = Gesamtzahl der nachgewiesenen Taxa

i = i-tes Taxon

Der Standorttypindex ist ein naturraumspezifischer Kennwert, der in dieser Form Werte zwischen im Minimum 1,0 und im Maximum 3,0 annehmen kann. Ein niedriger Standorttypindex zeigt an, daß eurytope Arten der jeweiligen Artengruppe dominieren, ein hoher dagegen, daß stenotopie Arten vorherrschen. Für die noch vorhandenen naturnahen Referenzabschnitte und deren Ausprägungsformen von Fließgewässern, 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 (stenotopie) Arten charakteristisch (naturnah) 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 naturnah 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 Standorttypindex 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 Auswertmöglichkeit: 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 Standorttypindex;
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 Pläne und andere Flämlingpäche (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., GOSSELICK, F., HÜBENER, T., KLINCKENBERG, G., KOLBOW, D., LILL, D., MERKEL, G., NEUMANN, C., RANDOW, F. F. E., SCHLUNGERAUM, 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): Zoozoologische und saprobiologische Beiträge zu einer allgemeinen regionalen Bachtypologie. - Arch. Hydrobiol. Beitr. 26: 1-355.
- FRIEDRICH, G. (1990): Eine Revision des Saprobienystems. - Z. Wasser- u. Abwasser-Forsch. 23: 141-152.
- (1992): Ökologische Bewertung von Fließgewässern - eine unlösliche 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 Forelenbach im Lipper Bergland. - Arch. Hydrobiol. 46: 424-612.
- (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. - Int. Rev. ges. Hydrobiol. 69: 205-213.
- MENI, 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 Schierenseebach (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., MENI, D., & ROLLWITZ, W. (1994): Die Bedeutung von ausgewählten Insektengruppen für die ökologische Bewertung von norddeutschen Fließgewässern und deren Niederungsbereichen (Lepidoptera, Odonata, Trichoptera). - Nachr. entom. Ver. Apollo, Frankfurt/M., N.F. 14: 385-406.
- , MENI, 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 grundwasserergeprägte Tieflandbach. - Limnologica 24: 213-229.

_____, & SOMMERHÄUSER, M. (1993): Bachtypen im Naturraum Niederrheinische Sandplaten - 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 MENL, Hermann KÖNKEr, Olaf HELLMUTH und Rudolf PRVARCI

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

Doz. Dr. agr. habil. Hermann Könke, 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 Prvarci, 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 Flurniederungsbereich 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 km² (Anonymus 1970) und zählt damit zu den größeren Fließgewässern im mittleren Mecklenburg (Abb. 1). Der Malkwitzer See im Mülritzkreis unweit der mecklenburgischen Hauptwasserscheide zwischen Nord- und Ostsee bildet die Quelle der Nebel. Nach Durchfließen einer Seenkette (Krazer See, Hofsee, Orhsee und Linstower See) wendet sich die Nebel in westliche Richtung, um nach Durchqueren mehrerer Moore (Kieher Moor, Dobbiner Moor etc.) bei Dobb 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