

# Erfahrungen mit der ökologischen Bewertung beim Gewässerentwicklungsplan (GEP) Uecker

Ecological assessment in the Uecker River Stream Management Plan (GEP)

## Zusammenfassung

Die Erarbeitung eines Gewässerentwicklungsplanes (GEP) ist ein sehr komplexer Vorgang, bei dem der integrativen Bewertung von ökologischen, naturschutzfachlichen, wasserwirtschaftlichen, touristischen und umwelterzieherischen Elementen besondere Bedeutung zukommt. Deshalb wurden bei der Erstellung des GEP Uecker im Sinne eines bottom-up-Ansatzes unterschiedliche Bewertungselemente miteinander verschnitten. Zur ökologischen Bewertung sind die Gewässerstrukturgüte, der Standorttypieindex und die ökologischen Profile herangezogen worden. Lässt sich aus den beiden ersten Komponenten eine unterschiedlich ausgerichtete Klassifizierung ableiten, so können mit den ökologischen Profilen Naturraumdefizite begründet werden, die in konkreten Sanierungsvorschlägen münden.

## Summary

Development of a stream management plan is a very complex process. Integrative assessment of ecology, conservation, hydrology, tourism and environmental training is of great significance. These various aspects were combined in the present study using a bottom-up method. Stream structures, the "Standorttypieindex" (STI) and ecological profiles are used for ecological stream assessment. The first two components allow site classification, the third one indicates habitat deficits. Combination of the assessment methods leads to specific proposals for ecosystem rehabilitation.

## 1 Einleitung

Fließgewässer sind in Mitteleuropa seit Jahrhunderten einer großen Anzahl anthropogener Einflüsse ausgesetzt, die zunehmend zu sehr komplexen Degradationen führen (Kristensen und Hansen 1994). Diese modifizieren die natürlichen Funktionen und Prozesse in den Gewässern oft stark und/oder überlagern sie so, dass vielfach ihre Wirksamkeit für das System ganz oder teilweise verloren geht. In steigendem Maße beeinflussen auch naturunverträgliche Einzugsgebietsnutzungen und globale klimatische Änderungen die natürlichen Prozess- und Steuergrößen in Fließgewässern, so dass man bei deren Beurteilung neben den lokalen vor allem regionale und globale Betrachtungsebenen heranziehen muss (Fore et al. 1996, Verdonshot 2000).

Dieses komplexe Szenario spiegelt sich deutlich in der modernen ökologischen Fließgewässerbewertung wider. Ist man ursprünglich relativ monokausal an die Analyse und Bewertung von Eingriffen in die Fließgewässer herangegangen (z. B. organische Belastung), so kristallisierte sich immer stärker heraus, dass die Integrität aller ökosystemaren Faktoren beachtet werden muss (Karr und Chu 2000, Pauls et al. 2002).

Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL 2000) manifestiert diese integrative und nachhaltige Vorgehensweise und zielt auf Bewertungsverfahren hin, mit denen drei Aufgabenstellungen gelöst werden können:

- Bestimmung des ökologischen Qualitätszustandes von Fließgewässerabschnitten
- Aufdeckung von Art und Ursache der Gewässerbelastung
- Begründung eines typspezifischen Referenzgewässernetzes

Gewässerentwicklungspläne sind eine Form der Umsetzung von Maßnahmenprogrammen, wie sie in der Wasserrahmenrichtlinie gefordert werden. Sie integrieren ökologische, wasserwirtschaftliche, naturschutzfachliche, touristische und umwelterzieherische Elemente. Es entsteht ein leitbildgerechtes, komplexes und hierarchisch aufgebautes Entwicklungskonzept, das Ziele und Maßnahmen beschreibt, die der nachhaltigen Entwicklung des Fließgewässers und seines Talraumes dienen. Diese werden textlich beschrieben und mit Hilfe von geographischen Informationssystemen kartographisch aufbereitet. Viele Zielkonflikte können bereits während der Bearbeitung durch Öffentlichkeitsbeteiligung (bes. Flächenbewirtschafter und Umweltverwaltung) ausgeräumt werden.

Die Bewertung innerhalb eines Gewässerentwicklungsplanes muss der Komplexität der Planungsaussage adäquat sein. Dazu eignet sich ein bottom-up-Ansatz (Friedrich 1998), wie ihn beispielsweise Braukmann und Pinter (1997) vorgeschlagen haben. Er integriert u. a. Kriterien wie Gewässerstruktur, ökologische Durchgängigkeit und physiko-chemische Eigenschaften des Gewässerkörpers, wobei typspezifisch (leitbildgerecht) gearbeitet werden muss. In diesen Ansatz sollten als eine wesentliche Säule Bewertungen mittels hochintegrierender Elemente der Biozönose (top-down-Ansatz, Anhang V, WRRL 2000) einfließen. Die Degradationsursachen sind über das Instrument der ökologischen Profile ermittelbar. Somit ist eine umfassende Bewertung von Gewässer und Talraum gewährleistet, die eine zielgerichtete und nachhaltige ökologische Sanierung des Gewässers zulässt.

Im Jahre 2001 wurde im Auftrage des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Ueckermünde ein Gewässerentwik-

klungsplan Uecker zwischen Torgelow und Pasewalk erarbeitet (biota 2001). Darin wurde erstmals diese Form der ökologischen Bewertung für einen vielfach stark degradierten Fließgewässerabschnitt angewandt. Die Ergebnisse sollen nachfolgend vorgestellt und diskutiert werden.

## 2 Untersuchungsgebiet

Die Uecker entspringt im Rückland der Pommerschen Endmoräne. Bei Pasewalk tritt sie (als Uecker benannt) in eine von ärmeren glazilimnischen und holozänen äolischen Bildungen (Binnendünen) geprägte Heidelandschaft ein. Der Talboden stellt bis Pasewalk genetisch ein Durchströmungsmoor über einem Verlandungsmoor dar. Nach „Durchbruch“ der pleistozänen Bildungen (Sander der Rosenthaler Staffel) ist der Talraum bis zur Mündung von teilweise tiefgründigen Niedermoordecken mit Wiesenkalkebildungen über sandigen bis kiesigen Sedimenten, partiell mit mineralischen Durchtragungen, geprägt (Geologische Karte der DDR 1960, Marcinek und Nitz 1973, Geologisches Landesamt M-V 1997). Die Fließlänge von den Ueckerseen bis zur Mündung beträgt 63,2 km, die Gesamtgröße des Einzugsgebietes 2384,16 km<sup>2</sup>. Unterhalb von Torgelow ist die Uecker durch das Stettiner Haff rückstaubeinflusst.

Als Untersuchungsgebiet (insgesamt ca. 1920 ha) ist ein 18,7 km langer Abschnitt der Niederung zwischen den Wehren Pasewalk und Torgelow festgelegt worden (Bild 1). Die laterale Abgrenzung des Untersuchungsgebietes orientierte sich vornehmlich an der Talraumbreite.

Der betrachtete Fließgewässerabschnitt ist in unterschiedlichem Maße ausgebaut worden (Bild 2). Umverlegungen und Begradigungen des Laufes fanden besonders im niedermoorgeprägten südlichen Bereich statt. Das System wird durch Wehre reguliert und von zwei größeren Städten im Norden und Süden flankiert. Der Fließgewässertalgrund ist zumeist als Grünland genutzt, gehölzbestandene Uferlandstreifen sind die Ausnahme. An den Talflanken wurden die Wälder vielfach in Kiefernforste umgewandelt.



**Bild 2** Blick auf einen typischen Abschnitt der Uecker.  
**Figure 2** View of a typical Uecker River site.

Die ökologische Bewertung wurde an 6 repräsentativen und quasihomogenen Probeabschnitten vorgenommen (Bild 1). Dabei fand die Zugehörigkeit der Abschnitte zu unterschiedlichen aggregierten Typen Beachtung (UE 9–UE 13: gefällearme Fließgewässer der Sander und sandigen Aufschüttungen, UE 14: gefällearme Niedermoorfließgewässer).

## 3 Methodik

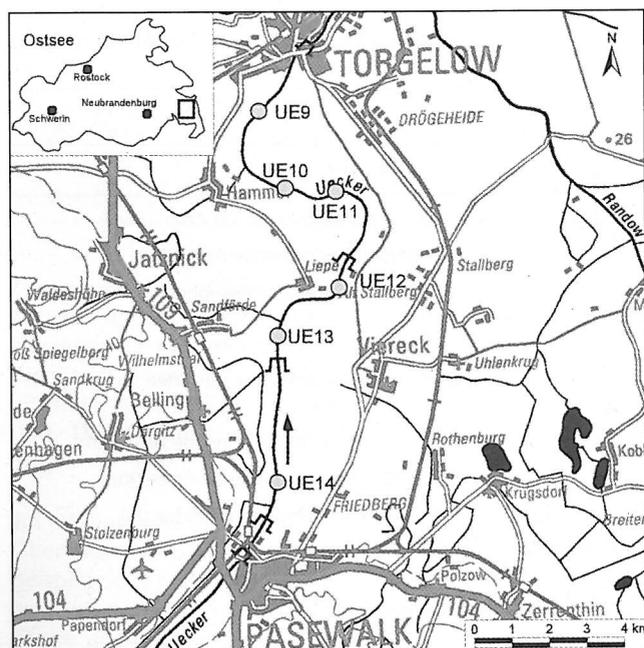
### 3.1 Strukturgüte

Zur Bewertung der Strukturgüte wurde die Strukturgüteerfassung des Landes Mecklenburg-Vorpommern herangezogen. Diese liegt digital bearbeitet vor und bewertet nach einer spezifizierten LAWA-Kartieranleitung (LAUN M-V 1998) die einzelnen Fließgewässerabschnitte. Zur Herstellung der Kompatibilität der Klassifizierungsskala mit den EU-Vorgaben wurde die siebenstufige Skala auf eine fünfstufige heruntergebrochen. Dazu sind die Güteklassen 1 und 2 sowie 6 und 7 zusammengefasst worden.

### 3.2 Ökologische Gütebestimmung

Zur ökologischen Bewertung wurde der Standorttypindex (Thiele et al. 1996, Mehl und Thiele 1998, Berlin und Thiele 2002) herangezogen. Der Untersuchungsbereich wurde in quasihomogene und repräsentative Abschnitte unterteilt und bewertet. Die Makrophyten (Indikation im Gewässer- und Uferbereich) sind einmalig semiquantitativ auf einem ca. 50 Meter langem Abschnitt erfasst worden. Ebenfalls als hochindikativ für Fließgewässer können die Trichopteren gelten. Sie wurden stellvertretend für das gesamte Makrozoobenthos über Aufsammlungen von Larven und Imagines zur Bewertung herangezogen. Es kamen Surber Sampler, Pfahlkratzer und automatische Lichtfallen zur Einsatz. Die Organismen sind in 70 % Ethanol konserviert und mittels eines Stereomikroskopes determiniert worden. Für die Bewertung des Talraumes wurden die Lepidopteren genutzt. Sie wurden in einem 50 Meter langen Abschnitt mittels automatischer Lichtfallen (15 Watt superaktinische Lampen) erfasst. Tagfang mit Kescher und Raupensuche ergänzten das Repertoire.

Der Standorttypindex wurde nach LUNG (2002) errechnet und einer Klassifikation zugeführt (Thiele et al. 1996). Dazu ist im ersten Schritt die Gesamtheit der in einem Probeabschnitt erfassten Arten in vier ökologische Kategorien eingeordnet worden. Diese ökologischen Kategorien repräsentieren unterschiedliche Anpassungsgrade



**Bild 1** Lage des Untersuchungsgebietes und der untersuchten Ueckerabschnitte (© LVerMA M-V, Nr. V/11/1999).

**Figure 1** Location of the area analyzed and observed sites along the Uecker River, (© LVerMA M-V, Nr. V/11/1999).

$$STI_T = \frac{\sum_{i=1}^n BK_i^2}{n}$$

•  $STI_T$  = Standorttypindex Trichoptera

$BK$  = für die jeweilige Art zugeordnete ökologische Bewertungskategorie

$n$  = Anzahl der Taxa

$i$  = i-tes Taxon

$$STI_L = \frac{\sum_{i=1}^n BK_i^2}{n} \times a$$

$STI_L$  = Standorttypindex Lepidoptera

$BK$  = für die jeweilige Art zugeordnete ökologische Bewertungskategorie

$n$  = Anzahl der Taxa

$i$  = i-tes Taxon

$a$  = Naturraumfaktor

**Bild 3** Berechnungsformel für den Standorttypindex (STI).  
**Figure 3** Formula for calculation of the site type index (STI).

der nachgewiesenen Arten an ihren Lebensraum. Im zweiten Schritt wurde der Standorttypindex nach folgenden Formeln errechnet (Makrophyten mit anderer Berechnungsgrundlage, Bild 3).

Die Standorttypindices wurden dann in eine Klassifizierungsskala eingeordnet, die fünfstufig aufgebaut ist und unterschiedliche anthropogene Degradationsgrade repräsentiert.

**3.3 Ökologische Profile**

Die ökologischen Profile sind ein Instrument, das es erlaubt, Naturraumdefizite mittels der autökologischen Anspruchskomplexe nachgewiesener Arten zu begründen. Dazu werden die bei der ökologischen Bewertung abschnittsweise erfassten Arten in sogenannte ökologische Gruppen (Tabelle 1) eingeordnet. Letztere orientieren sich in Form einer Grobdifferenzierung an den relevantesten standörtlichen Verhältnissen des jeweiligen aggregierten Fließgewässertypes. Vertreter einer ökologischen Gruppe haben ähnliche Habitatsprüche und spiegeln damit bestimmte Faktorenkombinationen wider. So werden wesentliche Biotoptypen, Vegetationselemente und abiotische Faktoren zur Einteilung genutzt. Diese Angaben finden sich in der Literatur wieder, so dass eine unproblematische Zuordnung der Arten zu den ökologischen Gruppen möglich ist. Dazu muss angemerkt werden, dass in Auswertung der Literatur eine Art selten nur einer ökologischen Gruppe allein zugeordnet werden kann. Mehrfachnennungen sind damit die Regel. Es ist mit dieser Methode möglich, ökologische Profile degradierter Naturraumabschnitte mit denen von typgleichen Referenzstellen zu vergleichen. Die Differenzen in den ökologischen Gruppen weisen dann dezidiert auf Naturraumdefizite hin.

**4 Ergebnisse und Diskussion**

**4.1 Strukturgüte**

Die Bewertungen (Gesamtindex der Teilbewertungen Sohle, Ufer und Land) reichen im Untersuchungsgebiet von den Strukturgüteklassen 2 bis 5. Kurze, strukturell wenig degradierte Abschnitte (Gütekategorie 2–3) finden sich im Bereich Liepe und Hammer. Für das Gros der Abschnitte, zu denen

**Tabelle 1** Ökologische Gruppen der Vegetation (Makrophyten) und Fauna (Trichopteren und Lepidopteren) (inkl. Abkürzungen)  
**Table 1** Ecological groups of the Macrophytes, Trichoptera and Lepidoptera (including codes)

Vergetation	Fauna	
	Trichopteren	Lepidopteren
(Makrophyten)		
Arten der Ufergehölze, Bruchwälder (UB)	Arten stark strömender Gewässer (Sr)	Bruchwald-bewohnende Arten (Bw)
Arten der Niedermoore und Quellfluren (NQ)	Fließgewässerarten (FI)	Röhricht-bewohnende Arten (Rö)
Arten der Wasserschweber-, Schwimmblatt- und Submersvegetation meso- bis eutropher Standorte (WS/Se)	Arten langsamfließender Gewässer (Lf)	Krautige Vegetation-bewohnende Arten (KV)
Arten der Wasserschweber- und Submersvegetation eu- bis polytropher Standorte (Wp/Sp)	Standgewässerarten (St)	Buchenwald-bewohnende Arten (Bu)
Arten der Fließgewässervegetation (Fg)	Arten unverfestigter Feinsedimente (FS)	Laubmischwald-bewohnende Arten (Lm)
Arten der Röhrichte und Seggenriede (Rö/Sr)	Psammo- und lithophile Arten (MI)	Kiefernwald-bewohnende Arten (Ki)
Arten der Bachröhrichte und Flutrasen (BF)	Arten mit Gehölzpräferenz (G)	Eichenwald-bewohnende Arten (Ei)
Arten der ruderalen Säume und hemerophilen Röhrichte (rS/hR)	Arten mit Totholzpräferenz (TH)	Küstenarten (Kü)
Arten der Uferschlammgesellschaften (Us)	Arten der amphibischen Vegetation (UV)	Kreidearten (Kr)
Arten der semiaquatischen Hahnenfußgesellschaften (sH)	Arten der aquatischen Vegetation (AV)	Wärmeliebende Arten (wä)
Indifferente Arten (in)	Arten des Algenaufwuchses sowie der Moose (MA)	Ubiquitäre Arten (ub)

auch die beprobten Stellen gehören, bleibt festzustellen, dass die Uecker im Untersuchungsgebiet m. o. w. deutliche morphologische Degradationen (gestreckter bis gerader Verlauf, homogene Sohl- und Uferstrukturen) aufweist. Hinzu kommen standortuntypische Substrate (Schotter, Steine, sog. „Groschlag“), die v. a. im Bereich der Wehre zur Sohl- und Böschungsfußbefestigung eingebracht worden sind. Im GEP Uecker wurden diese Ergebnisse detailliert aufgelistet und bewertet, wozu nachfolgend aber keine näheren Ausführungen getroffen werden sollen.

#### 4.2 Ökologische Gütebestimmung

Für die an der Uecker untersuchten Abschnitte der gefällearmen niedermoor geprägten Fließgewässer (UE 14) und Fließgewässer in den sandigen Aufschüttungen (UE 9 bis UE 13) lassen sich anhand der STI-Werte deutliche Abweichungen von den Zielzuständen feststellen (Tabelle 2). Damit wird im Untersuchungsgebiet dringlicher ökologischer Sanierungsbedarf indiziert. Dieser muss in erster Linie mit Defiziten an leitbildgerechten Besiedlungsstrukturen der Uecker sowie mit einem veränderten Abflussverhalten in

**Tabelle 2** STI-Werte sowie Güteklassen der untersuchten Ueckerabschnitte (STI: Standorttypieindex, GK: ökologische Güteklasse)

**Table 2** STI and ecological quality class values at the observed sites along the Uecker River (STI: "Standorttypieindex", GK: ecological quality class)

Uecker- probstellen	Vegetation		Fauna			
	(Makrophyten)		Trichopteren		Lepidopteren	
	STI	GK	STI	GK	STI	GK
UE 9 – südlich Torgelow	6,2	3	4,2	4	5,6	3
UE10 – östlich Hammer	6,0	3	4,3	4	5,8	3
UE11 – südlich Kuhlorgen	6,2	3	4,0	4	6,1	3
UE12 – östlich Liepe	6,0	3	3,2	4	5,3	3
UE13 – westlich Bauerort	6,0	3	3,8	4	5,2	3
UE14 – nördlich Pasewalk	6,0	3	3,1	4	3,9	4

Zusammenhang gebracht werden. Defizite im Talraumbereich liegen vornehmlich in der landwirtschaftlichen Nutzung des Gebietes begründet, die dazu führt, dass die Biozönosen zumeist nur noch als „Rumpfgesellschaften“ mit vielen ubiquitären und allochthonen Arten ausgeprägt sind. Der Standorttypieindex liegt dementsprechend niedrig.

#### 4.3 Ökologische Profile

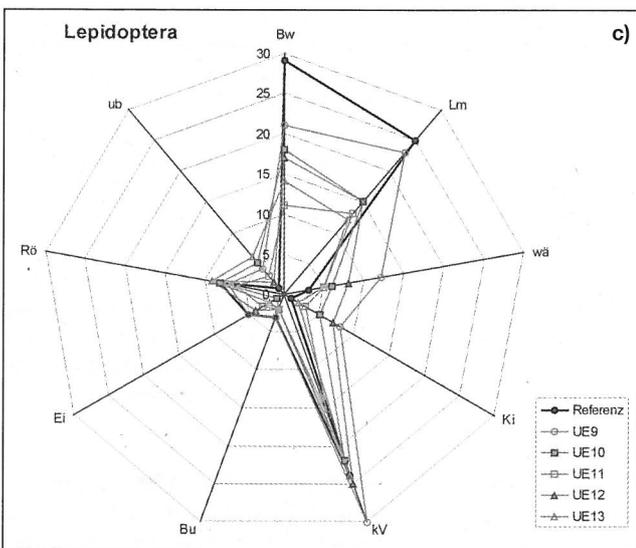
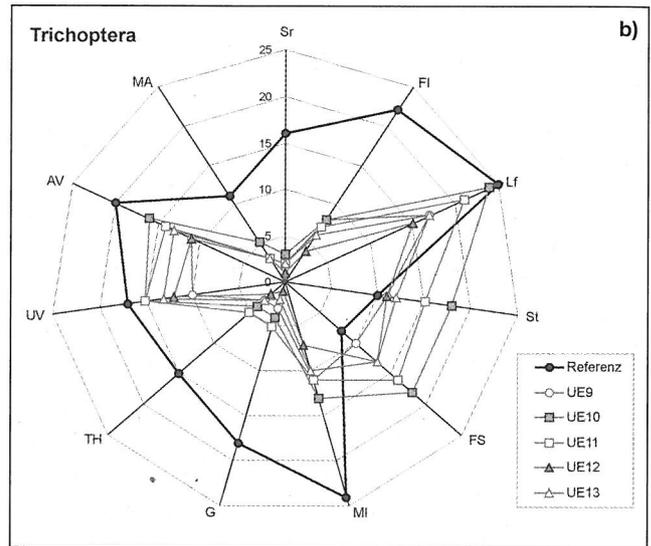
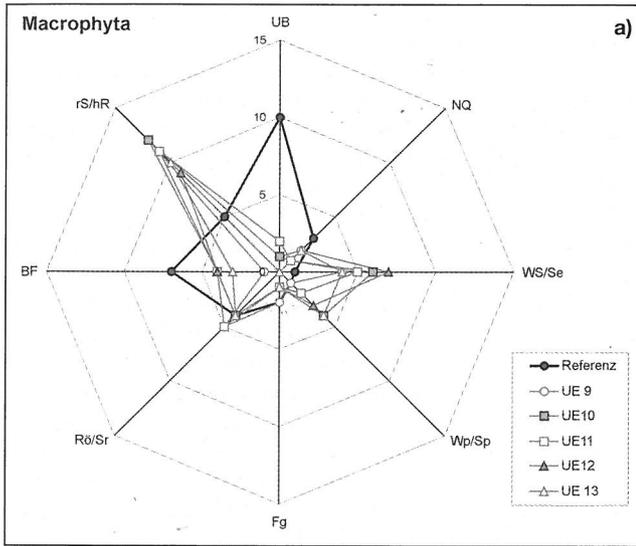
Über das Instrument der ökologischen Profile sollen am Beispiel der Fließgewässerabschnitte der Sander und sandigen Aufschüttungen Aussagen zu ökomorphologischen Defiziten in Gewässer und Talraum abgeleitet werden. Dabei können für den aquatisch/amphibischen Bereich die Indikatorgruppen der Makrophyten und Trichopteren und für den Talraumbereich die der Lepidopteren herangezogen werden.

#### a) Makrophyten

Die Gruppenspektren der Gewässervegetation zeigen gegenüber der Referenz deutliche Veränderungen (Bild 4). Dies betrifft insbesondere höhere Artenzahlen von Vertretern der Wasserscheiber-, Schwimmblatt- und Submersvegetation eu- bis polytropher Standorte. Dagegen ist die Fließgewässervegetation meist unterrepräsentiert. Wesentliche Ursachen dieser Veränderungen liegen in der ausbaubedingten Vereinheitlichung von Abflussdynamik und Strömungsdiversität der Uecker begründet. Das gute Nährstoff- und Lichtangebot fördern zusätzlich die Entwicklung von eurytopen Arten mit Präferenz für langsamfließende eutrophe Gewässer. Punktuell sind Nährstoffzeiger deutlich in Ausbreitung begriffen. Bedingt durch die bereits leitbildgerecht eutrophen Verhältnisse und eine breite ökologische Amplitude vieler Makrophyten finden aber auch naturraumtypische Arten noch geeignete Existenzbedingungen. Ein erheblich verändertes Nischengefüge ist bei der Ufervegetation feststellbar. Infolge der großräumigen, bis an das Gewässer heranreichenden Nutzung des Talraumes und der Gewässerunterhaltung fehlen leitbildgerechte Arten der Waldvegetation in den Untersuchungsabschnitten fast völlig. Auch typspezifische Vertreter der Niedermoor- und Quellflurvegetation und der Bachröhrichte sind nur in Resten vorhanden. Die Ursachen sind in der ausbaubedingten Beseitigung typischer Habitats zu suchen (quellige Bereiche, flache amphibische Zonen etc.). Gerade die ökologisch sensibleren Arten finden kaum noch geeignete Standortverhältnisse. Demgegenüber ist ein erheblicher Artenzuwachs bei der Gruppe der hemerophilen Röhrichte/ruderalen Säume erkennbar. Dabei handelt es sich um nutzungstolerante Arten mit breiter ökologischer Amplitude, die sowohl die abweichenden Standortverhältnisse als auch periodische Pflegemaßnahmen tolerieren können.

#### b) Trichopteren

Bei den Trichopteren sind deutliche Abweichungen zur Referenzbiozönose feststellbar (Bild 4). So kann sich, bedingt durch eine standortuntypisch ausgeprägte Uferböschung, kaum eine amphibische Zone entwickeln. Damit finden beispielsweise an bestimmte Habitatstrukturen angepasste Trichopterenarten suboptimale Bedingungen vor und kommen lokal nicht vor. Weitere Abweichungen zeigen sich in den verminderten Vorkommen von lithophilen sowie von psammophilen Taxa, während Arten der unverfestigten Feinsedimente verstärkt auftreten. Daraus kann geschlossen werden, dass die ursprünglich vorhandenen mineralische Hartsubstrate durch Sedimentation organischer Masse überlagert wurden und derzeit für die Ausprägung einer naturnahen Biozönose nicht zur Verfügung stehen. Ebenso fehlen Arten mit Bindung an Gehölze, Totholz und pflanzliche Hartsubstrate (z. B. Erlenwurzeln), was auf Defizite bei der Ausprägung des Uferstreifens hinweist (vgl. Strukturgütebestimmung). Die an allen Probestellen vorliegende geringe Strömungsvariabilität bedingt eine deutlich verringerte Artenzahl in dieser ökologischen Gruppe im Vergleich zur Referenz. Vertreter strömungspräferenzierender Artengruppen sind in zu geringer Anzahl vorhanden, während euryöke Arten langsamfließender bzw. stehender Gewässer teilweise in höheren Individuendichten auftreten. Das kann als ein Ergebnis der Begradigung und Vereinheitlichung hydrophysikalischer Bedingungen gewertet werden. Die „ökologischen Muster“ der phytophilien Trichopteren sind bei den Probestellen unterschiedlich deutlich verändert – ein weiterer Hinweis auf die fehlende Beschattung und gute Nährstoffversorgung des Wasserkörpers.



**Bild 4** Ökologische Gruppenprofile der Probestellen in den sandigen Aufschüttungen (Abkürzungen siehe Tabelle 1, x-Achse: Artenzahlen, y-Achse: ökologische Gruppen).

**Figure 4** Profiles of ecological groups at sandy soils sites (abbreviations see table 1, x-axis: number of species, y-axis: ecological groups).

c) *Lepidopteren*

Das Gruppenprofil der Probestellen folgt qualitativ gesehen im Wesentlichen dem Muster der Referenz. Quantitativ betrachtet sind größere Abweichungen vor allem bei den Arten der krautigen Vegetation und des Waldes vorhanden (Bild 4). Die im Vergleich zur Referenz abgeleiteten Naturraumdegradationen sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Insgesamt gesehen kann eingeschätzt werden, dass sich die Gewässergüteklasse 3 auch in den ökologischen Gruppenspektren deutlich widerspiegelt. Der Degradationsgrad des im Talbodenbereich meist vorherrschenden Niedermoors ist hoch, die Bewirtschaftung schließt das Aufkommen standorttypischer Pflanzen- und Tiervergesellschaftungen weitestgehend aus. Auch der amphibische Bereich ist nicht typspezifisch ausgebildet, da ausbaubedingt wesentliche Habitatstrukturen beseitigt worden sind. Besonders das Fehlen eines Ufergehölzbestandes wirkt sich hier negativ aus. Das Vorhandensein eines Gürtels aus Röhrichten und Seggen sowie Staudenfluren bringt durchaus positive Effekte, die sich jedoch nicht in der Güteklasse niederschlagen. Auch die im Talflankenbereich gepflanzten Forste haben meist keine naturraumtypische Waldstruktur und weichen sowohl in der einheitlichen Alterszusammensetzung als auch in der zu „kiefernlastigen“ Artenstruktur vom naturnahen Leitbild ab.

**Tabelle 3** Defizite im Gruppenspektrum der Lepidopteren und daraus resultierende Degradationen im Talraum  
**Table 3** Deficits in the ecological group spectrum of the Lepidoptera and resulting disturbances in the river valley

Defizite im Gruppenspektrum	Degradationen im Talraum
zu wenige Bruchwald-bewohnende Arten	Fehlen von Ufergehölzen, insbesondere bei UE 11–UE 13
zu viele oder zu wenige Arten der krautigen Vegetation	standortuntypische Fremdarten und Bodenverhältnisse (z. B. bei UE 11)
zu wenige Laubmischwaldarten	nicht typspezifische Zusammensetzung der Vegetationsstruktur an der Talflanke und -kuppe (alle Probestellen)
zu viele wärmeliebende Arten	Fehlen von Gehölzen im Talbodenbereich, Verschiebung im Mikroklima (alle Probestellen)
zu viele Kiefernwald-bewohnende Arten	zu hoher Anteil an Kiefern im Mischbestand (alle Probestellen)
zu wenige Eichenmischwald-bewohnende Arten	untypische Waldzusammensetzung, zu geringer Laubgehölzanteile, insbes. Eiche (alle Probestellen)
zu viele gemein verbreitete Arten	genereller Hinweis auf Degradationen im Talraum und weiterem Umland (alle Probestellen)

**5 Schlussfolgerungen**

Die ökologische Bewertung ist eine Hauptsäule der Ökosystemanalyse bei der Erarbeitung von Gewässerentwicklungsplänen. Sie muss sowohl in analytischer (Zustandsklasse) als auch diagnostischer Hinsicht (Degradationsursachen) betrieben werden. Für die erste Bewertungsphase hat sich im Gewässerentwicklungsplan Uecker eine Kombination aus Strukturgüteklasse und bioindikativer Summenindikation gemäß den Intentionen der WRRL (2000) mittels des Standorttypieindex bewährt. Erhält man mit der Strukturgüte vorwiegend abiotisch geprägte Defizitinformationen zum Naturraum, so erlaubt der Standorttypieindex eine Klassi-

fikation aus biozönotischer Sicht. Zusammengenommen wird damit ein relativ vollständiges Bild vom ökologischen Zustand des Naturraums gezeichnet.

In der zweiten Bewertungsphase sind ökologische Profile zur Aufdeckung der Degradationsursachen wesentlich und sinnvoll. Sie erlauben eine relativ detaillierte Diagnose des Ökosystemzustandes auf Basis von ökologischen Gruppen. Da sie auf den autökologischen Ansprüchen der Arten fußen, werden im Vergleich zwischen Referenz und gestressten Abschnitt für die Maßnahmenkonzeption nutzbare Defizite deutlich. Beim Gewässerentwicklungsplan Uecker konnten unter Verwendung dieser Instrumentarien praxisrelevante ökologische Sanierungsvorschläge begründet werden.

#### Literatur

- Berlin, A.; Thiele, V. (2002): Trichoptera in assessment and classification of streams in the lowlands of north-eastern Germany. Nova Suppl. Ent., Kelttern 15, 481–490.
- biota (2001): Gewässerentwicklungsplan für die Uecker zwischen Paserow und Torgelow. Biota, Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH im Auftrag des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur Ueckermünde.
- Braukmann, U.; Pinter, I. (1997): Concept for an integrated ecological evaluation of running waters. Acta hydrochim. hydrobiol., 25, 113–127.
- Fore, L. S.; Karr, J. R.; Wissemann, R.W. (1996): Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches. J.N. Am. Benthol. Soc., 15, 212–231.
- Geologische Karte der Deutschen Demokratischen Republik, Einheitsblatt 20: Rostock-Wismar-Güstrow, M: 1:100 000, bearbeitet und herausgegeben vom Zentralen Geologischen Dienst der Staatlichen Geologischen Kommission der DDR, Berlin 1960.
- Geologisches Landesamt Mecklenburg-Vorpommern (1997): Moorstandortkatalog: Moorflächen der Ueckerniederung, Dezernat Bodenkunde.
- Karr, J. R.; Chu, E. W. (2000): Sustaining living rivers. Hydrobiologia, 422/423, 1–14.
- Kristensen, P.; Hansen, H. O. (1994): European rivers and lakes. Assessment of their environmental state. European Environment Agency, EEA Environm. Monogr., 1, 122 ff.
- LAUN M-V (1998): Kartierung und Bewertung der Strukturgüte von Fließgewässern in M-V. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 1/98, 1–200 (div. Anhänge).
- LUNG (2002): Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypindex. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 02/2002, 1–38 (div. Anhänge).
- Marcinek, J.; Nitz, B. (1973): Das Tiefland der Deutschen Demokratischen Republik. Verlag Hermann Haack, Gotha, Leipzig.
- Mehl, D.; Thiele, V. (1998): Fließgewässer- und Talraumtypen des Norddeutschen Tieflandes am Beispiel der jungglazialen Naturräume Mecklenburg-Vorpommerns. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Wien, 1–261.
- Pauls, S.; Feld, C.K.; Sommerhäuser, M.; Hering, D. (2002): Neue Konzepte zur Bewertung von Tieflandbächen und -flüssen nach Vorgaben der EU Wasser-Rahmenrichtlinie. WASSER & BODEN, 54, 70–77.
- Thiele, V.; Mehl, D.; Berlin, A.; Von Weber, M.; Börner, R. (1996): Ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von rückgestauten Fließgewässerbereichen und deren Niederungen im nordostdeutschen Tiefland. Limnologia, 26(4), 361–374.
- Verdonschot, P. F. M. (2000): Integrated ecological assessment methods as a basis for sustainable catchment management. Hydrobiologia, 422/423, 389–412.
- WRRL (2000): Richtlinie 86/280/EWG des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Dokument – 6173/99 ENV 50 PRO-COOP 31.

#### Anschriften der Verfasser

Dr. Volker Thiele (volker.thiele@institut-biota.de), Dipl.-Biol. Bodo Degen (bodo.degen@institut-biota.de), Dipl.-Biol. Angela Berlin (angela.berlin@institut-biota.de), biota – Institut für ökologische Forschung und Planung GmbH, Nebelring 15, 18246 Bützow; Dipl.-Ing. Gerhard Blüthgen (gerhard.bluehthgen@staunuem.mv-regierung.de), Staatliches Amt für Umwelt und Natur Ueckermünde, Kastanienallee 13, 17373 Ueckermünde



8., vollständig neu-  
bearbeitete Auflage.  
2001. 1217 Seiten mit  
553 Abb. u. 170 Tab.  
14,5 x 21 cm. Geb.  
€ 119,- / sFr 201,-  
ISBN 3-8263-8493-8

Kurt Lecher · Hans-Peter Lühr ·  
Ulrich Zanke (Hrsg.)  
**Taschenbuch der Wasserwirtschaft**

Das Taschenbuch der Wasserwirtschaft, das umfassende Kompendium des gesamten Grundlagenwissens der Wasserwirtschaft, ist seit 1958 in sieben Auflagen erschienen.

Die 8. Auflage ist unter der Herausgeberschaft der renommierten Wissenschaftler Prof. Dr. sc. techn. Kurt Lecher, Professor Dr.-Ing. Hans-Peter Lühr und Professor Dr.-Ing. habil. Ulrich Zanke im Zusammenwirken mit mehr als 20 Autoren aus Wissenschaft und Praxis wiederum vollständig neu bearbeitet und gegliedert worden, wobei zahlreichen neuen Erkenntnissen und Entwicklungen Rechnung getragen wurde.

Als völlig neue Themen kommen u. a. der Schwerpunkt Bodenschutz im Kapitel „Boden“ und die Kapitel „Altlasten“ und „Umgang mit wassergefährdenden Stoffen“ hinzu. Um dennoch den Umfang des Werkes im Rahmen zu halten, wurden einige Kapitel neu zusammengestellt und gestrafft. Somit liegt wieder eine aktuelle Ausgabe des unverzichtbaren Standardwerkes vor, das selbstverständlich auch bezüglich der geltenden Normen und gesetzlichen Bestimmungen auf den neuesten Stand gebracht wurde.

In allen Buchhandlungen erhältlich!

Parey Buchverlag im Blackwell Verlag GmbH  
Kurfürstendamm 57 · 10707 Berlin  
Telefon: 030/32 79 06-59 · Telefax: 030/32 79 06-44  
e-mail: parey@blackwell.de · www.parey.de



## Flüsterleise Luftförderung MEDO – Das Original



die ökonomische  
Lösung für:

- Abwasserreinigung
- Aquarien-  
durchlüftung
- Sprudlbäder
- Verbrennungs-  
optimierung  
z. B. in Biogasanlagen
- medizinische  
Anwendungen

► **Lange Standzeiten** – durch Linearkolbenantrieb nur ein bewegliches Teil, daher wartungsfreier Betrieb von über 25 000 Stunden.

► **Geringer Geräuschpegel** – der Geräuschpegel liegt je nach Modell bei flüsterleisen 35 dB(A) bis 45 dB(A).

► **Absolute Zuverlässigkeit** – auch bei hohen Temperaturen kein Ausfall, da keine hitzeempfindlichen Membrane vorhanden sind.

**Profitieren Sie von unserer jahrzehntelangen Erfahrung!**

Sechs Modelle stehen zur Auswahl:

**LA-28B:** 28 l/min bei 110 mbar

**LA-45B:** 45 l/min bei 110 mbar

**LA-60A:** 60 l/min bei 150 mbar

**LA-80A:** 80 l/min bei 150 mbar

**LA-100:** 100 l/min bei 180 mbar

**LA-120:** 120 l/min bei 180 mbar



Im Meissel 6, D-71111 Waldenbuch  
Telefon (07157) 22436, 22705  
Telefax (07157) 22437  
E-Mail: nitto.kohki@nitto.de