

Pflanzensoziologische und standortkundliche Untersuchungen an Fließgewässern Nordwestdeutschlands

Dominique Remy, Hannover *

* Stark gekürzte Veröffentlichung der Dissertation aus dem Geobotanischen Institut, Fachbereich Biologie, der Universität Hannover. Veröffentlichung der Arbeitsgemeinschaft für biol.-ökol. Landesforschung, ABÖL, Nr.93, Münster.

Inhaltsverzeichnis

I. Zusammenfassung	4
II. Vorwort	5
A Einleitung	5
B Untersuchungsgebiete	7
1. Auswahlkriterien	7
2. Beschreibung der Gewässersysteme	10
C Grundlagen und Methoden standortkundlicher Untersuchungen	21
1. Hydrochemische Untersuchungen	22
2. Hydrophysikalische Untersuchungen	25
2.1 Wassertemperatur	25
2.2 Leitfähigkeit	26
2.3 Strömung, Durchlichtung, Schwebstoffablagerung	26
2.3.1 Strömung	26
2.3.2 Durchlichtung	27
2.3.3 Schwebstoffe und Messung von Schwebstoffablagerungen	29
D Ergebnisse standortkundlicher Untersuchungen	30
1. Hydrochemische Untersuchungen	30
2. Hydrophysikalische Untersuchungen	39
2.1 Wassertemperatur	39
2.2 Leitfähigkeit	40
2.3 Strömungsgeschwindigkeit	41
2.4 Durchlichtung	43
2.4.1 Zustand der überwiegend klaren Gewässer	46
2.4.2 Zustand der ständig leicht getrübbten Gewässer	46
2.4.3 Auswirkungen der Durchlichtung auf die Wasservegetation	48
2.5 Schwebstoffablagerungen auf <i>Myriophyllum spicatum</i>	49
3. Auswirkungen physikalischer Faktoren auf die Wasservegetation	51
3.1 Auswirkungen auf die Wuchstypen	53

E Pflanzensoziologische Methoden	54
1. Bestimmungsliteratur und Nomenklatur	55
2. Untersuchungsansätze	55
F Hydrophytengesellschaften	57
1. <i>Lemnetea</i>	57
1.1 <i>Lemnetum trisulcae</i>	57
1.2 <i>Lemna minor</i> -Gesellschaft	59
1.3 <i>Lemnetum gibbae</i>	59
2. <i>Potamogetonetea</i>	60
2.1 <i>Potamogetonion pectinati</i>	60
2.1.1 <i>Potamogetonietum lucentis</i>	61
2.1.2 <i>Elodeetum canadensis</i>	65
2.2 <i>Nymphaeion albae</i>	69
2.2.1 <i>Myriophyllo-Nupharetum</i>	70
2.3 <i>Ranunculion fluitantis</i>	73
2.3.1 <i>Ranunculetum fluitantis</i>	74
2.3.2 <i>Sparganio-Potamogetonietum pectinati</i>	78
2.3.3 <i>Sparganio-Elodeetum canadensis</i>	81
2.3.4 <i>Sparganium-Sagittaria sagittifolia</i> f. <i>vallisneriifolia</i> -Gesellschaft	85
2.3.5 <i>Ranunculo-Sietum erecti-submersi</i>	87
2.3.6 <i>Callitricho-Ranunculetum penicillati</i>	92
2.3.7 <i>Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori</i>	96
2.3.8 <i>Juncus bulbosus-Isolepis fluitans</i> -Gesellschaft	98
2.3.9 <i>Potamogeton polygonifolius</i> -Gesellschaft	100
G Hydrophytengesellschaften und Hydrochemische Standortfaktoren	101
H Literatur	108

I. Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse vegetationskundlicher Untersuchungen mit Meßergebnissen zu hydrochemischen und hydrophysikalischen Standortfaktoren in Beziehung gesetzt. Als Untersuchungsobjekte dienten 10 von submersen Phanerogamen dominierte Fließgewässer Norddeutschlands aus Naturräumen mit unterschiedlicher geologischer Ausstattung. In bezug auf den geogenen und anthropogenen Zustand der Gewässer wird eine charakteristische Verteilung der höheren Wasserpflanzen in karbonatarmen Gewässern der pleistozänen Sandlandschaften und in karbonatreichen Gewässern der mesozoischen Mittelgebirge erkennbar.

Die Hydrophytenvegetation wurde kleinflächig nach der pflanzensoziologischen Methode von BRAUN-BLANQUET aufgenommen und zu 11 Vegetations-Tabellen verarbeitet.

Zur Charakterisierung der Standortbedingungen der Pflanzengesellschaften erfolgten an 48 Probepunkten jeweils ein Jahr lang monatliche Beprobungen und Analysen des Wassers. Die Auswertung zeigt in Abhängigkeit von geogenen und anthropogenen Faktoren für jedes Gewässer ein typisches Bild der hydrochemischen Verhältnisse und ihrer Veränderungen vom Ober- zum Unterlauf.

Neben chemischen Faktoren beeinflussen besonders physikalische Faktoren die Vegetationsverteilung in Bächen und Flüssen. Die Strömung ist ein wichtiger Faktor, durch den jedoch nicht alle Phänomene der Vegetationsverteilung zu erklären sind. Im Verlauf der Untersuchung wurde die

bisher für norddeutsche Fließgewässer nicht oder nur andeutungsweise beschriebene Bedeutung des Lichtklimas für submerse Makrophyten klar erkennbar. Unter Lichtklima des Wasserkörpers wird in diesem Zusammenhang nicht nur die Auswirkung der Beschattung durch Gehölze verstanden, sondern insbesondere die Veränderung der Lichtverhältnisse an der Wasseroberfläche sowie im Wasserkörper. Es wurde die Abnahme der Lichtintensität im Bereich der Wasseroberfläche und mit zunehmender Wassertiefe gemessen. Es ergibt sich eine Abhängigkeit der zur Verfügung stehenden Lichtmenge von der Wassertiefe, der gewässerspezifischen Schwebstofffracht sowie der Eigenfarbe. Es liegen damit erstmals Daten zur Durchlichtung von Fließgewässern in Nordwestdeutschland vor.

Weiterhin wurde erstmals die Abhängigkeit der Schwebstoffablagerung auf submersen Makrophyten von der Strömungsgeschwindigkeit quantitativ und qualitativ erfaßt. Die Sedimentation von Schwebstoffen stellte sich als eine wesentliche Ursache für die Verödung strömungsarmer Zonen in schwebstoffreichen Fließgewässern dar. In schwebstoffreichen Gewässern kommt es beim Unterschreiten einer Geschwindigkeit von 3-5 cm/s zur Verödung durch zu starke Sedimentablagerung. Unter Einbeziehung des Faktorenkomplexes aus Strömung, Durchlichtung und Sedimentation wird das Auftreten von vegetationsarmen oder -freien Bereichen sowie die mosaikartige Verzahnung von Gesellschaften oder Fazies in hydrochemisch einheitlichen Fließwasserabschnitten erklärbar.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die Existenz und Zusammensetzung der aquatischen Vegetation an einem bestimmten Wuchsort neben dem Diasporenangebot wesentlich von zwei Voraussetzungen abhängt:

1. den hydrochemischen Verhältnissen, die das Arteninventar eines Standortes festlegen, z. B. das Vorkommen von Hart- oder Weichwasservegetation bedingen;
2. den physikalischen Standortgegebenheiten wie Strömungsgeschwindigkeit und Lichtangebot, die das Arteninventar bis hin zur Verödung modifizieren können.

Neben den bekannten Belastungen durch nährstoffreiche oder toxische Einleitungen wirken sich besonders Eingriffe in den physikalischen Wasserhaushalt negativ aus, z.B. durch die Veränderung der Dynamik oder der Lichtverhältnisse eines Fließgewässers.

II. Vorwort

Die Anregung für die in stark gekürzter Form vorliegende Dissertation gab mir Herr Prof. Dr. Richard Pott. Ihm und Herrn Prof. Dr. Hans Möller, Universität Hannover, sowie Herrn Prof. Dr. Eckehard Löhnert, Universität Münster, bin ich für begleitende Diskussionen sowie Förderung zu besonderem Dank verpflichtet. Weiterhin wurde mir von Herrn Sönnichsen vom StAWA Minden Unterstützung gewährt, ebenso von der ABÖL, die durch die Übernahme eines Teils der Fahrtkosten die Durchführung der notwendigen Geländeuntersuchungen förderte.

A Einleitung

Fließgewässer sind offene aquatische Ökosysteme mit linearer Erstreckung, die mit ihrem terrestrischen Umfeld vernetzt sind. Dieser Umstand wurde bereits von GESSNER (1955) treffend auf die folgende Weise beschrieben: „In raschem Wechsel ändert sich die Landschaft, durch die das Flußbett windet, und damit wechseln die physikalischen, die chemischen und somit auch die biologischen Faktoren. Perlschnurartig sind hier die Lebensräume aneinandergereiht, die oberen beeinflussen die unteren, diese aber wirken auf die ersteren nur in geringem Maße zurück.“

Die Pflanzengesellschaften werden durch Qualität und Quantität der konstituierenden Arten definiert. Die einzelnen Arten reagieren mit artspezifischen Reaktionsnormen auf die einwirkenden Umweltfaktoren. Pflanzengesellschaften haben als komplexe Gebilde,

die der intra- und extraspezifischen Konkurrenz unterliegen, eine höhere Indikatorfunktion gegenüber den auf einen Standort einwirkenden biotischen und abiotischen Umweltfaktoren als die einzelne Art. Entsprechend sind bestimmte Hydrophyten-Gesellschaften kennzeichnend für bestimmte Fließwasserstandorte. Arten mit besonders geringen Reaktionsnormen und geringer Plastizität gegenüber bestimmten Umweltfaktoren kommt die Eigenschaft von Charakterarten für definierte Standorte zu. Längerfristige Veränderungen der Standortbedingungen werden durch Änderungen der Artenkombination sichtbar.

Die erste Anwendung pflanzensoziologischer Methoden auf die Vegetation des Süßwassers und speziell des Fließwassers erfolgte u.a. durch ALLORGE (1922), KOCH (1926) und ROLL (1938). Mit den Arbeiten von CARSTENSEN (1955), MÜLLER & GÖRS (1960) und MÜLLER (1962) begann eine fast flächendeckende Bearbeitung der Wasserpflanzengesellschaften Mitteleuropas, die ihren Niederschlag in einer Vielzahl weiterer Veröffentlichungen fand. Eine Übersicht über die bis Anfang der 70er Jahre bearbeiteten syntaxonomischen Einheiten geben TÜXEN & SCHWABE (1972).

Die Bedeutung der Standortbedingungen für die Verbreitung der Makrophyten des Süßwassers ist seit langem bekannt. Eine Anwendung standortkundlicher Methoden, z.T. basierend auf der Seentypenlehre von THIENEMANN (1925) und NAUMANN (1921, 1925), erfolgte erstmals in Skandinavien u.a. durch IVERSEN (1929), LOHAMMAR (1938), MARISTO (1941), IVERSEN & OLSEN (1943) und ACKENHEIL (1944). Vielfach wurden und werden jedoch nur einzelne Arten und nicht deutlich abgegrenzte Pflanzengesellschaften zur Indikation herangezogen.

Die Erfassung chemischer und physikalischer Parameter ergibt nur eine Momentaufnahme des Gewässerzustandes der jeweiligen Untersuchungsstelle, da der Trophiegrad und die Saprobität eines Fließgewässers im Jahres- oder Tagesablauf Veränderungen unterworfen sind. Dagegen ermöglichen pflanzensoziologische oder bioökologische Betrachtungen Aussagen über die durchschnittlichen standörtlichen Verhältnisse, da kurzfristige, nicht katastrophal wirkende Änderungen meist keine sofortigen Veränderungen im Pflanzenbesatz herbeiführen (vgl. ARENDT 1981).

Ähnlich den Seen-Typen werden von SCHMASSMANN (1955) die Stoffhaushalt-Typen der Fließgewässer vorgestellt. Kombinationen pflanzensoziologischer und standortkundlicher Methoden, bezogen auf Fließgewässer, finden sich in Mitteleuropa erstmals bei ROLL (1938) und STEUSLOFF (1939), die die Bedeutung der Standortbedingungen für Verbreitungs- und Vergesellschaftungsphänomene von Hydrophyten in Fließgewässern hervorheben. Angaben zur Indikatoreigenschaft von Gesellschaften der Fließgewässer finden sich u.a. bei KOHLER et al. (1971), WEBER-OLDECOP (1977), POTT (1980, 1990) sowie ARENDT (1981, 1982), JENTSCH & KRAUSCH (1982), WEGNER (1982), CARBIENER et al. (1990). Während bezüglich der hydrochemischen Faktoren relativ viel Material vorliegt, ist der Bearbeitungsstand der physikalischen Faktoren weitaus geringer; so fehlen weitgehend Angaben zum Lichtangebot, zur Trübung oder zu Sedimentationsercheinungen. Die vorliegende Arbeit versucht einige Lücken zu schließen, in dem sie u.a. Ergebnisse vegetationskundlicher Untersuchungen mit Meßergebnissen hydrophysikalischer Standortfaktoren in Beziehung setzt.

B Untersuchungsgebiete

1. Auswahlkriterien

Für die Untersuchung wurden 10 Fließgewässer ausgewählt, die wichtige Fließwassertypen des norddeutschen Tieflandes und der südlich anschließenden Mittelgebirge repräsentieren. Der Untersuchungsraum umfaßt die nördliche Westfälische Bucht, das obere Weserbergland und den Südosten des Nordwestdeutschen Tieflandes. Die Lage der bearbeiteten Bäche und Flüsse ist Abb.1 zu entnehmen.

Die Standortbedingungen in Fließgewässern werden einerseits von ihrer unmittelbaren Umgebung beeinflusst, z.B. durch das Substrat des Untergrundes, durch Struktur und Relief der Aue oder durch begleitende Gehölzvegetation, und andererseits von ihrem weiteren Einzugsgebiet bestimmt, so z.B. durch Zuflüsse, durch Eintrag von Nährsalzen, Abwässern oder Schwebstoffen.

Die Fließgewässer wurden so gewählt, daß neben unterschiedlichen Typen die wichtigsten Ausbaustufen Berücksichtigung fanden. Mit zunehmendem Eingriff verändert sich der Grad der Naturnähe von natürlich über naturnah, bedingt naturnah zu naturfern und naturfremd (s. LÖLF 1985). Natürliche, also vom Menschen völlig unbeeinflusste Bäche und Flüsse, sind im Untersuchungsraum nicht mehr existent, naturfremde Fließgewässer wurden nicht bearbeitet. Damit engte sich das Spektrum auf den Bereich der naturnahen bis naturfernen Gewässer ein. Da die Untersuchung auf das Vorhandensein von Makrophyten angewiesen war, lag der Schwerpunkt bei Fließgewässern der Güteklassen II und II-III. Die Güteklassen I und I-II sind im Tiefland nicht oder nur selten vertreten, ab der Güteklasse III setzt die Verödung der Gewässer ein.

Im Untersuchungsraum finden sich sämtliche Übergänge von periodisch wasserführenden Gräben bzw. Bächen zu permanent wasserführenden Bächen bzw. Flüssen sowie von stark strömenden Fließgewässern zu schwach durchströmten Abschnitten mit dem Charakter von Stillgewässern. Trotzdem ist in allen untersuchten Fällen die Strömung ein wichtiger und meist bestimmender Faktor, Ausnahmen bilden nur Staubereiche.

Tieflandsbäche mit permanentem Grundwasserzustrom sind vom Charakter her dem Mittelgebirgsbach ähnlich, entsprechend bestehen Mischformen zwischen den Typen, was sich ebenfalls in der Hydrophyten-Vegetation solcher Gewässer manifestiert.

Neben der Dynamik und anderen Gesichtspunkten gehen Wasserspiegelbreite bei Mittelwasser sowie Größe der oberirdischen Einzugsgebiete (A_{EO}) in eine Typisierung ein (vgl. LWA 1980). Die Wasserspiegelbreite hat besonders in bezug auf begleitende Gehölzvegetation eine entscheidende Bedeutung, da mit zunehmender Breite der Anteil der beschatteten Wasserfläche abnimmt. Die Größe der Einzugsgebiete hat u.a. Einfluß auf Höhe und Häufigkeit von Hochwässern sowie auf die Menge der mitgeführten Schwebstoffe, die weitgehend mit der Größe der Einzugsgebiete anwächst.

Ein weiterer Gesichtspunkt, der die Auswahl bestimmte, war die Unterscheidung von Gewässern mit natürlicher Salz- und Sulfat-Fracht, wie sie bei Bever und Emmer gegeben waren, sowie von Gewässern mit karbonatreichem bzw. karbonatarmem Wasser.

Für die Beurteilung des Gewässerzustands und der hydrochemischen Faktoren ist besonders der geologische Aufbau der Einzugsgebiete von Bedeutung. Er ist der stark vereinfachten Karte (s. Abb. 2) zu entnehmen. Die chemische Zusammensetzung des Untergrundes im Einzugsgebiet bestimmt weitgehend den natürlichen Charakter des Wassers, wie Weichwasser bei karbonatarmen Silikatgesteinen, Hartwasser bei karbonatischen Gesteinen oder salzhaltigem Wasser bei Solequellen.

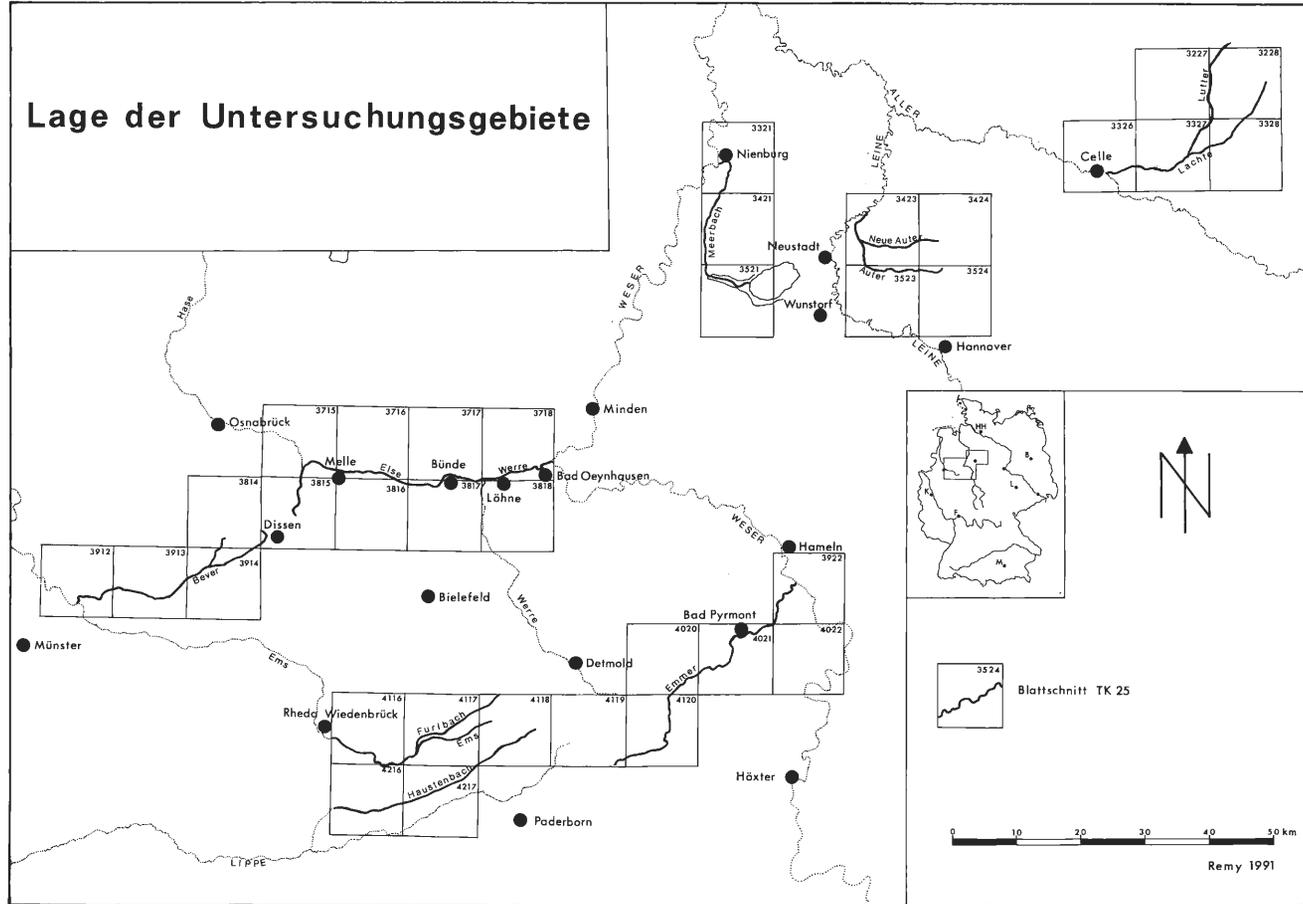


Abb. 1: Lage der untersuchten Fließgewässer mit Angabe der zugrundeliegenden TK 25 Blattsnitte

Tab. 1: Gliederung der Fließgewässertypen Norddeutschlands (in Anlehnung an LWA 1980) und Zuordnung der untersuchten Gewässer

<p>I. Rhithrale Fließgewässer</p> <p>(Typ der Mittelgebirge oder "Forellenbach" im Flachland: stark strömend, erosiv, meist grobklastischer Untergrund, sauerstoffreich)</p> <p>1. Kleiner Bach (Oberlauf, Quellbach)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Temperaturamplitude von unter 10 °C (kalt-stenotherm) - bis 1 m Breite, A_{eo}: < 2 km² - Quellbäche von Ems, Furlbach, Haustenbach, Emmer, Lutter <p>2. Großer Bach (Mittellauf)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Temperaturamplitude bis zu 15 °C - 1-3 m Breite, A_{eo}: 2-50 km², überwiegend lotische Bereiche - Unterlauf geht über zum Mittelgebirgsfluß oder Niederungsbach - Oberlauf von Ems, Haustenbach und Emmer sowie der Lauf von Furlbach und Lutter <p>3. Kleiner Mittelgebirgsfluß (Unterlauf eines Mittelgebirgsbaches)</p> <ul style="list-style-type: none"> - 3-10 m Breite, A_{eo}: 50-300 km² - Mittellauf der Emmer <p>4. Großer Mittelgebirgsfluß</p> <ul style="list-style-type: none"> - > 10 m Breite, A_{eo}: > 300 km² - Unterlauf der Emmer
<p>II. Potamale Fließgewässer</p> <p>(Typ des Flachlandes oder der gefällearmen Bereiche der Mittelgebirge: mäßig strömend, vorwiegende Sedimentation, meist feinklastisches Sohlenmaterial, sommerwarm, mögliche O₂-Defizite)</p> <p>1. Kleiner Niederungsbach, Binnenvorfluter (Quellbach, Graben)</p> <ul style="list-style-type: none"> - bis 1 m Breite, A_{eo}: < 2 km² - Oberlauf der Auter <p>2. Großer Niederungsbach</p> <ul style="list-style-type: none"> - Temperaturamplitude von etwa 15-20 °C - 1-3 m Breite, A_{eo}: 2-30 km² - relativ gleichmäßige Wasserführung - Oberlauf von Else und Meerbach sowie Mittellauf von Bever, Haustenbach und Meerbach, Mittel- und Unterlauf der Auter <p>3. Kleiner Niederungsfluß</p> <ul style="list-style-type: none"> - 3-10 m Breite, A_{eo}: 30-500 km² - überwiegend strömungsarme (lenitische) Bereiche - überwiegend gleichmäßige Wasserführung - Ems ab der Einmündung des Furlbaches, Unterlauf von Bever, Haustenbach, Else und Meerbach

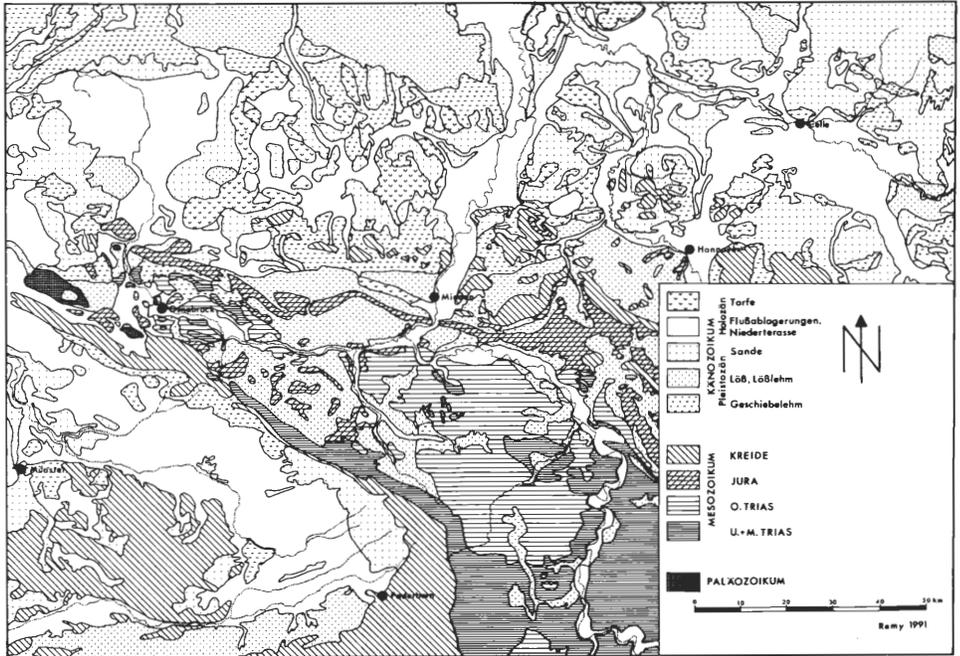


Abb. 2: Geologische Karte des Untersuchungsraumes (stark vereinfachter Entwurf auf der Basis der Geologischen Übersichtskarten 1:200.000)

Der natürliche Zustand der Fließgewässer, wie er aus der jeweiligen naturräumlichen Ausstattung resultierte, wurde und wird zunehmend anthropogen überprägt und in den aktuellen Zustand überführt. Der aktuelle Zustand ist eine Folge vielfältiger und intensiver Nutzungen der Landschaft mit ihren Fließgewässern und deren Einzugsgebieten im weitesten Sinne. Einerseits wird die chemische Zusammensetzung des Wassers durch direkte und indirekte Immissionen verändert und gegenüber dem natürlichen Zustand qualitativ verschlechtert. Andererseits treten vielfältige Veränderungen der Vorflutverhältnisse ein, so u.a. durch den unterschiedlich intensiven Ausbau der Fließgewässer sowie durch Stauhaltungen. Dies wirkt sich entsprechend auf die Strömungsverhältnisse oder den Transport von Sedimenten aus.

Aus den unterschiedlichen Kombinationen von chemischen, physikalischen und strukturellen Eigenschaften der Gewässer resultieren verschiedene, für den jeweiligen Standort typische Hydrophyten-Gesellschaften. Darüber hinaus haben anhaltende anthropogene Einflüsse qualitative und quantitative Veränderungen in den Biozöosen zur Folge.

2. Beschreibung der Gewässersysteme

Die untersuchten Fließgewässer unterliegen mit ihren Einzugsgebieten den oben erwähnten Einflüssen. Nutzungen und Belastungen werden in den kurzen Beschreibungen und Karten (Legende s. Tab. 2) der Einzugsgebiete nur erwähnt, wenn sie besondere Auswirkungen auf das Vegetationsgefüge haben.

Tab. 2: Legende zu den Karten der Fließgewässer (Abb. 3 bis 9)

	Ortslagen
	Grenzen der Naturräume
	Lage und laufende Nummer der Probepunkte für die monatlichen Untersuchungen

2.1 Bever

Die Bever (s. Abb.3) ist ein 26 km langer, rechtsseitiger Nebenfluß der Ems, in die sie nördlich von Telgte mündet. Sie hat ein Einzugsgebiet von 208 km² und ein mittleres Gefälle von 2,3‰. Der Fluß nimmt nordöstlich von Harkotten bei Füchtorf seinen Ursprung mit der Vereinigung zweier Bäche mit sehr unterschiedlicher hydrochemischer Beschaffenheit.

Der kleinere der beiden Bäche, der Salzbach, mit einer hohen Chlorid-Konzentration, entspringt in 90 m ü.NN aus klüftigen Plänerkalken einer natürlichen Solequelle. Der völlig ausgebaute Bach verläuft von Bad Laer durch landwirtschaftliche Nutzflächen über Sinterkalk und pleistozänen Sanden in Richtung Harkotten, wo er sich nordöstlich des Schlosses Harkotten mit dem Süßbach vereinigt. Der größere der beiden Bäche ist der ebenfalls weitgehend ausgebaute Süßbach oder Palsterkamper Bach, der eine deutlich geringere Chlorid-Fracht aufweist. Er entspringt als Süßwasserbach im Nordosten von Bad Rothenfelde in 104 m ü.NN, erhält aber bereits im Stadtgebiet und südwestlich davon chloridhaltige Wässer aus Nebengräben (Rothenfelder Salzbach, Soltbach). Bis zur Einmündung des Salzaches verläuft er im Bereich einer flachwelligen Grundmoränenplatte.

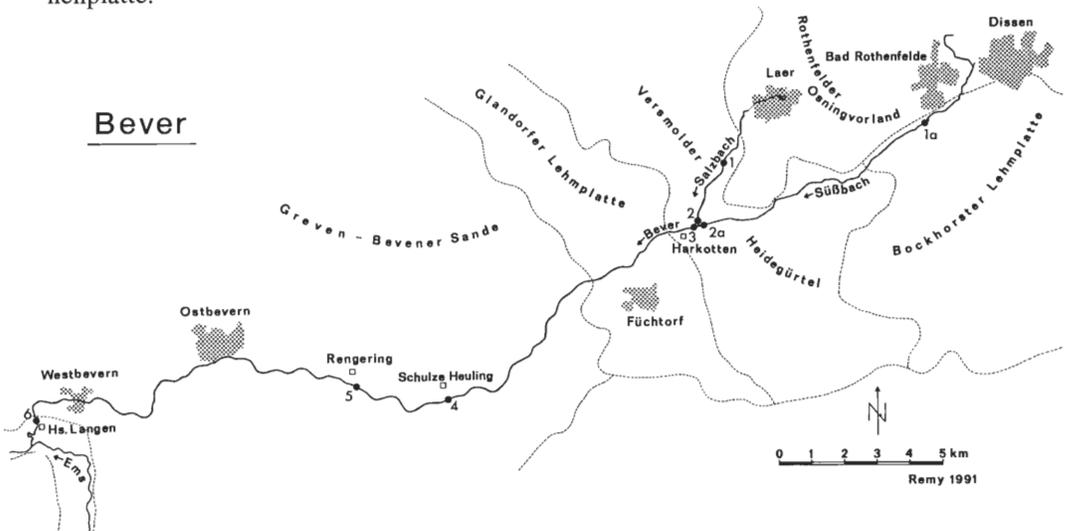


Abb. 3: Lage und Verlauf der Bever

Von Harkotten bis westlich von Füchtorf trennt die vermoorte und vergleyte Niederung der Bever die sandigen bis anlehmigen Grundmoräneninseln der Glandorfer Lehmplatte mit ihren z.T. podsolierten Braunerden. Im weiteren Verlauf, bis Haus Langen, quert der Bach die Greven-Beverner Sande, eine Fläche mit ausgedehnten, grundwassernahen, überwiegend basenarmen, meist stark podsolierten Talsanden sowie moorigen Niederungen zwischen höhergelegenen Flugsanddecken und vereinzelt Dünen. Die früher feuchten und hochwassergefährdeten Niederungen wurden nach Drainage und vollständiger Kanalisierung der Bever von Grünland auf Ackerkultur umgestellt. Unterhalb von Haus Langen mäandriert der einzige nicht kanalisierte Abschnitt der Bever mit teilweise steilen Uferabbrüchen durch die sandige, z.T. anlehmige Niederterrasse der Ems bis zur Mündung in 43 m ü.NN.

2.2 Ems

Die Ems (s. Abb.4) entspringt in einem allmählich nach Südwesten einfallenden pleistozänen Sandgebiet des Ostmünsterlandes, der Senne, zwischen Augustdorf und Hövelhof in 135 m ü.NN am Fuß des Teutoburger Waldes. Sie hat im untersuchten Abschnitt, von der Quelle bis Rietberg, eine Lauflänge von 26 km und ein Einzugsgebiet von 124 km² (MfELF 1957) sowie ein durchschnittliches Gefälle von 2,1‰. Die Emsquelle befindet sich am oberen Ende eines Kastentales und fördert, obwohl in karbonatarme Sande eingebettet, karbonathaltiges Grundwasser aus einem überwiegend aus klüftigen Kalken des Turon aufgebauten Einzugsgebiet. Unterhalb der Quelfassung in weiten Bereichen zutretendes Grundwasser bewirkt bereits nach wenigen hundert Metern eine erhebliche Wasserführung. Der Quellbach hat in diesem Bereich durchschnittlich eine Breite von 1-1,5 m sowie etwa 10 cm Tiefe. Mit dem Ausklingen des Kastentales verläßt die Ems die Obere Senne. Sie geht in die fast ebene Untere Senne über, die durch feuchte Wiesen gekennzeichnet ist. Der Bach wird nur unwesentlich breiter, erreicht jedoch bei einer Tiefe von etwa 30 cm beträchtliche Abflußmengen, die überwiegend aus Grundwasserzutritten resultieren. Mit der größeren Tiefe geht ein Wechsel in der Wasservegetation einher, das *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* wird zunehmend durch das *Callitricho-Ranunculetum penicillati* abgelöst. Bis Espeln verläuft die Ems, nur wenig kanalisiert und eingetieft, zwischen landwirtschaftlichen Nutzflächen und Forsten. Als erster nennenswerter Zufluß mündet in Espeln das Schwarzwasser linksseitig ein. Von der genannten Ortschaft an ist die Ems ein deutlich kanalisierter und stark eingetiefter Vorfluter, der durch intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen fließt und nur gelegentlich durch Sandfangbecken oder Sohlschwelen gegliedert ist. Von hier bis in die Höhe von Rheda-Wiedenbrück verläuft der Fluß in einem weiten Bogen nach Nordwesten durch die ehemals versumpfte Niederung der Rietberger Flachmulde. Im Oberlauf mit 4-6 m Breite und 30-65 cm Tiefe schwankt die Strömungsgeschwindigkeit bei Mittelwasser zwischen 30 und 110 cm/s.

2.3 Furlbach

Der Furlbach, ein rechtsseitiger Nebenbach der oberen Ems mit einem Einzugsgebiet von 47 km² (MfELF 1957) (s. Abb.4), entspringt in einem Kastental bei Augustdorf in der Oberen Senne am Fuß des Teutoburger Waldes in 150 m ü.NN. Er wird aus mehreren Sickerquellen mit karbonathaltigem Wasser gespeist. Der weitere Verlauf des Baches ist durch das schluchtartige Einschneiden in die nach Südwesten einfallende Schmelzwassersandfläche gekennzeichnet. Zum Ausgang des Tales hin werden die Böschungen des Kastentales deutlich niedriger, der breitere Talgrund wird hauptsächlich als Grünland genutzt. Bedeutende Zuflüsse erfolgen nicht, und der Charakter eines Wiesenbaches

bleibt bis Hövelriege erhalten, wo der Bach in die landwirtschaftlich genutzte Ebene der Feuchten Senne übergeht. Bis Neuenriege fließt der Furlbach, nur wenig begradigt, etwa im Niveau der umgebenden Landschaft, beginnt sich dann deutlich über dieses Niveau hinauszuheben. Diese Niveauüberhöhung wurde als „Zone der Bachüberhöhungen“ beschrieben (MAASJOST 1933). Der Bach verläuft in einem ziemlich geradlinigen Dammbett. Durch die Überhöhung erreicht der Furlbach im Bereich seiner Ableitung in die Ems annähernd 2 m Höhenunterschied gegenüber dem Niveau der Emsniederung.

Der Bach weist auf seiner gesamten Lauflänge von 13,5 km bis zu der Ableitung in die Ems eine durchgehende Sandsohle auf. Der Furlbach hat auf den ersten 4,5 Kilometern ein Gefälle von 7,7‰ und erreicht Fließgeschwindigkeiten von etwa 40 cm/s, die bei höheren Abflussmengen überschritten werden. In einigen Abschnitten des Bachbettes tritt zeitweise besiedlungsfeindliches Sandtreiben auf.

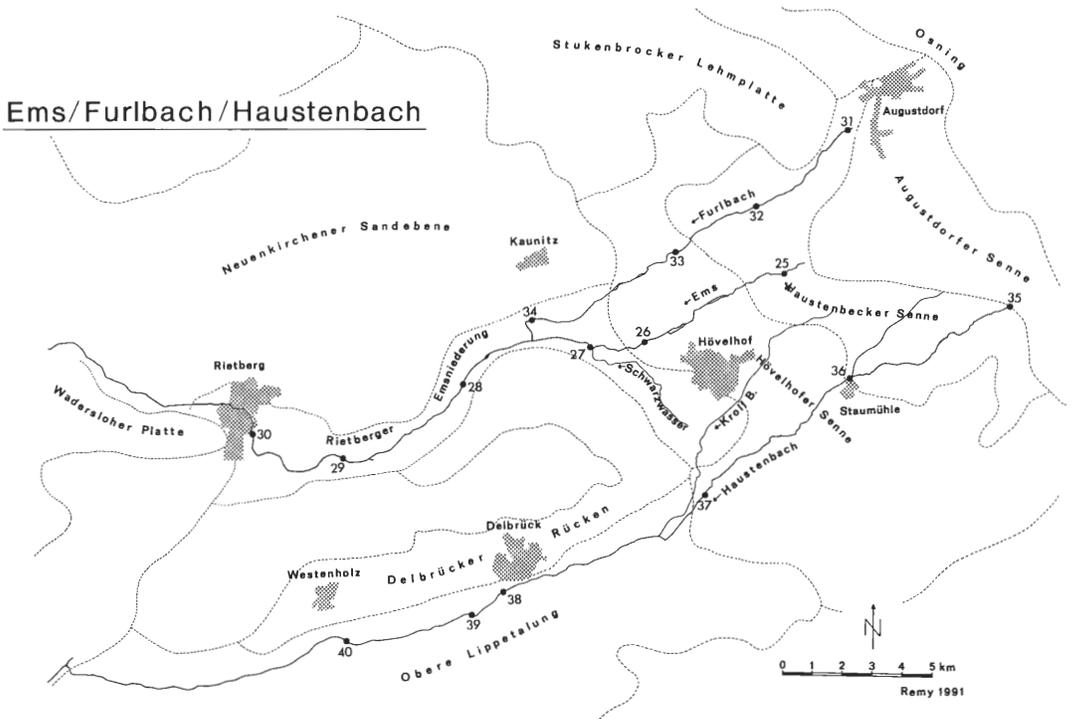


Abb. 4: Lage und Verlauf von oberer Ems, Furlbach und Haustenbach

2.4 Haustenbach

Der Haustenbach ist ein rechtsseitiger Nebenfluß der Lippe mit einer Lauflänge von 35,5 km (s. Abb.4) und durchschnittlich 2,5‰ Gefälle, wobei das maximale Gefälle von 6,5‰ auf den ersten 7,2 Kilometern überwunden wird. Die Quelle befindet sich am oberen Ende eines nach Südwesten verlaufenden Kastentales in 165 m ü. NN in pleistozänen Sanden der Oberen Senne auf dem Gebiet eines Truppenübungsplatzes. Der Bach wird, obwohl aus karbonatarmen Sanden entspringend, von karbonathaltigem Grundwasser gespeist, da der unterirdische Einzugsbereich des Grundwassers bis zu den Kammlagen des östlich anschließenden Teutoburger Waldes reicht, der von Kalken der Kreide

gebildet wird. Wie bei vielen Sennebächen nimmt die Wasserführung des Quellbaches durch im Verlauf anhaltenden Grundwasserzutritt recht schnell zu. Der Bach ist anfangs stark beschattet, verläuft dann jedoch durch seit etwa 40 Jahren aufgelassenes Grünland, das zunehmend von Gesellschaften des *Magnocaricion* und von Auenwäldern besiedelt wird. Bis zur Grenze des Truppenübungsplatzes bei Staumühle weist der Lauf eine relativ große Breite bei nur geringer Wassertiefe auf, die allerdings durch die Ausbildung von Kolken örtlich stark ansteigt. Das dominierende Substrat des Bachbettes ist Sand. Dieser Bachabschnitt befindet sich, abgesehen von den Stauseen, in einem natürlichen oder doch zumindest naturnahen Zustand. Unterhalb von Staumühle verliert sich das Kastental in der Ebene der Unteren Senne, und das weitgehend unbeschattete Bett des Haustenbaches wird vorwiegend von offenen Grünlandflächen begleitet. Oberhalb von Delbrück lassen dichte Erlen-Bestände durch ihre Beschattung kaum Wasservegetation aufkommen. Der weitere Verlauf erfolgt in kanalisiertem Zustand parallel zur Lippe in einer am Südfuß des Delbrücker Grundmoränenrückens gelegenen flachen Mulde, der Boker Heide. Die Niederung mit Niedermooren und podsolierten Sandböden wird überwiegend als Grünland genutzt. Der Bach weist hier einen uniformen Charakter auf, bedingt durch einen gleichmäßigen Böschungswinkel und geradlinigen Verlauf. Kurz vor der Einmündung in die Glenne in 75 m ü.NN erreicht der Bach seine größte durchschnittliche Breite von 6 m bei einer mittleren Tiefe von 1 m.

2.5 Emmer

Mit einem Einzugsgebiet von 535 km² (NMfELF 1983) ist die Emmer ein bedeutender linksseitiger Nebenfluß der Oberweser (s. Abb.5). Sie mündet bei der Ortschaft Emmern nach 60 km Fließstrecke in 65 m ü.NN in die Weser. Die Quelle entspringt am Ostabhang des Eggegebirges in 265 m ü.NN westlich der Ortschaft Langeland über tonig-mergeligen Schichten des Mittleren Keupers. Im weiteren Verlauf bis Oeynhausens durchquert sie das Sandbecker Hügelland, ein Bergland aus stark gestörten und engräumig verzahnten Schichten der Trias mit Kalken, Mergeln, Tonen, Dolomiten, Gipsen bzw. Anhydriten und Sandsteinen. Das der Emmer zukommende Grund- und Oberflächenwasser wird durch die im Untergrund sowie an der Oberfläche vorhandenen Gesteine geprägt und ist als Sulfat-Wasser zu charakterisieren. Zwischen den Orten Oeynhausens und Wöbbel fließt der Bach durch das überwiegend landwirtschaftlich genutzte Steinheimer Becken, dessen im Untergrund vorherrschende Tone und Mergel des Keuper teilweise von Löß überlagert sind. Im weiteren Verlauf bis oberhalb von Lügde durchschneidet der Fluß die bewaldeten Blomberger Höhen, die randlich von Ton- und Mergelsteinen sowie Gipsen gebildet werden. Die Talsohle wird überwiegend landwirtschaftlich genutzt, abgesehen vom Emmer-Stausee bei Schieder, wo seit 1983 ein etwa 3 km langer See mit einem Stauvolumen von ca. 2,7 Mio. m³ besteht. Oberhalb von Lügde durchbricht die Emmer die Umrandung des Pyrmonter Talkessels, die u.a. aus Anhydriten sowie Gipsen, Kalken und Mergeln des Muschelkalkes aufgebaut ist. Der anschließende Pyrmonter Talkessel wird überwiegend von holozänen Sedimenten bedeckt und fungiert als Retentionsraum, so daß Hochwässer aus dem Oberlauf nicht unmittelbar in den Unterlauf durchschlagen. Unterhalb von Pyrmonter in der Höhe der Ortschaft Thal verengt sich das Tal der Emmer, die hier den Talkessel verläßt und erneut die Höhenzüge des Pyrmonter Berglandes durchbricht. Der Unterlauf zertalt im Abschnitt zwischen Amelgatzen und Emmern Teile des Lipper Berglandes, das hier von Sand-, Ton- und Mergelstein-Folgen des Keuper gebildet wird. Das breiter werdende und sich unterhalb Hämelschenburg zur Weser hin öffnende Tal ist weitgehend mit Löß und Lößlehm ausgekleidet.

Das Bachbett besteht im Oberlauf aus Kies und Steinen, die Breite schwankt zwischen 1-3 m bei einer Tiefe von 15-30 cm. Die Fließgeschwindigkeit beträgt im Durchschnitt 50-

Emmer

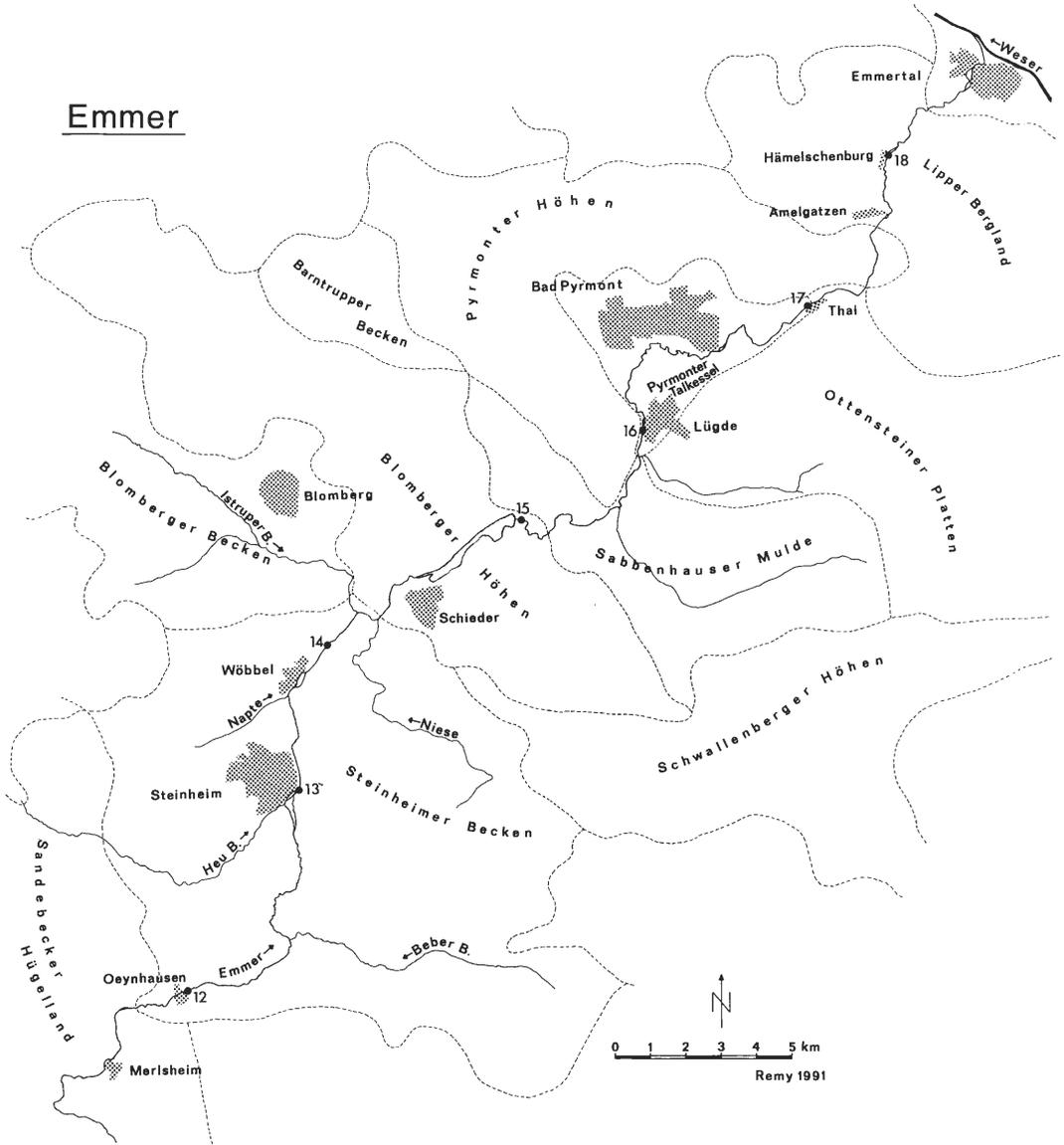


Abb. 5: Lage und Verlauf der Emmer

70 cm/s, es treten aber vor natürlichen oder künstlichen Stromschnellen annähernd Stillwasserverhältnisse auf. Es besteht ein Wechsel zwischen mehr oder weniger stark ausgebauten und nicht kanalisierten, naturnahen Abschnitten. Auch im weiteren Verlauf weist die Emmer eine natürliche Sohlenpflasterung aus grobem Material auf, wodurch eine Tiefenerosion weitgehend verhindert wird. Der Mittellauf nimmt mit einer durchschnittlichen Breite von über 5 m bereits den Charakter eines kleinen Flusses an. Die Tiefe ist hier sehr stark wechselnd. Während freilaufende Abschnitte 50 bis 90 cm tief sind, werden in aufgestauten Abschnitten wesentlich größere Tiefen erreicht. Die Strömungsgeschwindigkeit ist im Mittellauf geringer als oberhalb und unterhalb, so daß

häufiger feinklastische Ablagerungen anzutreffen sind. Steile Lehmabfälle verhindern in weiten Bereichen die Ausbildung von begleitenden Röhrichten. Im Unterlauf weist der Fluß eine Breite zwischen 12 und 25 m auf. Es wechseln strömungsarme Gleithänge sowie 2-3 m tiefe Kolke und Staubecken mit rasch strömenden Abschnitten geringerer Wassertiefen von wenigen Dezimetern bis zu etwa einem Meter, meist über steinig-kiesigem Grund. Die Fließgeschwindigkeit beträgt bei MW zwischen 70 und 105 cm/s. Periodisch auftretende Hochwässer beeinflussen durch Trübstoff-Frachten sowie hohe Strömungsgeschwindigkeiten wesentlich die Besiedelbarkeit durch makrophytische Hydrophyten.

2.6 Else

Die Else, ein linksseitiger Nebenfluß der Werre mit einem Einzugsgebiet von 444 km² (s. Abb.6), entspringt südlich von Wellingholzhausen in 160 m ü.NN einem kalkigen Einzugsgebiet. Der Quellbach durchquert ein vorwiegend lößbedecktes Hügelland, in dem nur partiell tonige, mergelige oder sandige Schichten des Jura zutage treten. Quelle und Quellbach haben Else und Hase bis zu einer Bifurkation südwestlich von Gesmold in 78 m ü. NN gemeinsam, wo etwa 1/3 der Abflußmenge der Else zukommt (NEUMANN 1976b). An der Bifurkation verläßt die Else das nach Westen abfallende Obere Hasetal und geht in die nicht scharf abgegrenzte Elseniederung über. Der Bach verläuft in östlicher Richtung in einer weiten Talmulde mit geringem Gefälle. Die Ost-West gerichtete Elseniederung mit Niedermooren und sandig-lehmigen Alluvionen in wechselnder Breite sowie randlichen Terrassenbildungen entwässert östlich zur Weser hin einfallend über die Werre das Ravensberger Hügelland. Die Auenbereiche werden als Grünland und zunehmend als Äcker genutzt. Bei Kirchlengern mündet die Else in 52 m ü.NN nach 35 km und durchschnittlich 0,7‰ Gefälle (von der Bifurkation an gerechnet) in die Werre. Für den geogenen Anteil der Wasserinhaltsstoffe sind vor allem die Höhenzüge verantwortlich. Dies sind im Norden Teile des Südabfalls des Wiehengebirges, das im östlichen Teil von kalkarmen Schichten des Keuper, dem Keuperbergland der Meller Höhen, und im westlichen Anteil vom flachwelligen Quernheimer Hügelland mit Lößüberdeckung gebildet wird. Im Süden entwässert die Else einen Teil des Nordabfalls des Osning und ein vorgelagertes, flachwelliges, überwiegend von Löß- oder Geschiebelehm überlagertes Hügelland aus sandigen bis tonigen Ablagerungen des Keuper und Jura mit wechselnden Kalkanteilen.

2.7 Meerbach

Der Meerbach, ein rechtsseitiger Nebenfluß der mittleren Weser mit einem Einzugsgebiet von 356 km² (s. Abb.7), nimmt in 38 m ü.NN als Abfluß des Steinhuder Meeres seinen Anfang in einer flachen, grundwassernahen Niederung, die neben dem See bedeutende Flächen mit Hoch- und Flachmooren aufweist. Der weitere Verlauf der Meerbach-Niederung, von Rehburg erst in westliche, dann in nördliche Richtung, folgt einer ehemaligen Schmelzwasserrinne mit sandig-kiesigem Untergrund. Der Talgrund ist teilweise vermoort und wird überwiegend als Grünland genutzt. Höher gelegene Bereiche sind mit Kiefern aufgeforstet worden, gut drainierte Niedermoorbereiche werden zunehmend ackerbaulich genutzt. Die Niederung wird im Osten von einer Moorgeest, einem überwiegend sandig-kiesigen Grund- und Endmoränengebiet mit Schmelzwasserrinnen und Sanderflächen, begrenzt. Die südliche Begrenzung bilden die Rehburger Berge, ein Sattel aus Wealden Sandstein und im Kern ausgeräumten Tonen des Jura. Die Abgrenzung im Westen gegenüber dem Weser-Tal erfolgt durch eine holozäne Niederterrasse aus Sanden und Kiesen der Weser. Nach einer Lauflänge von 28

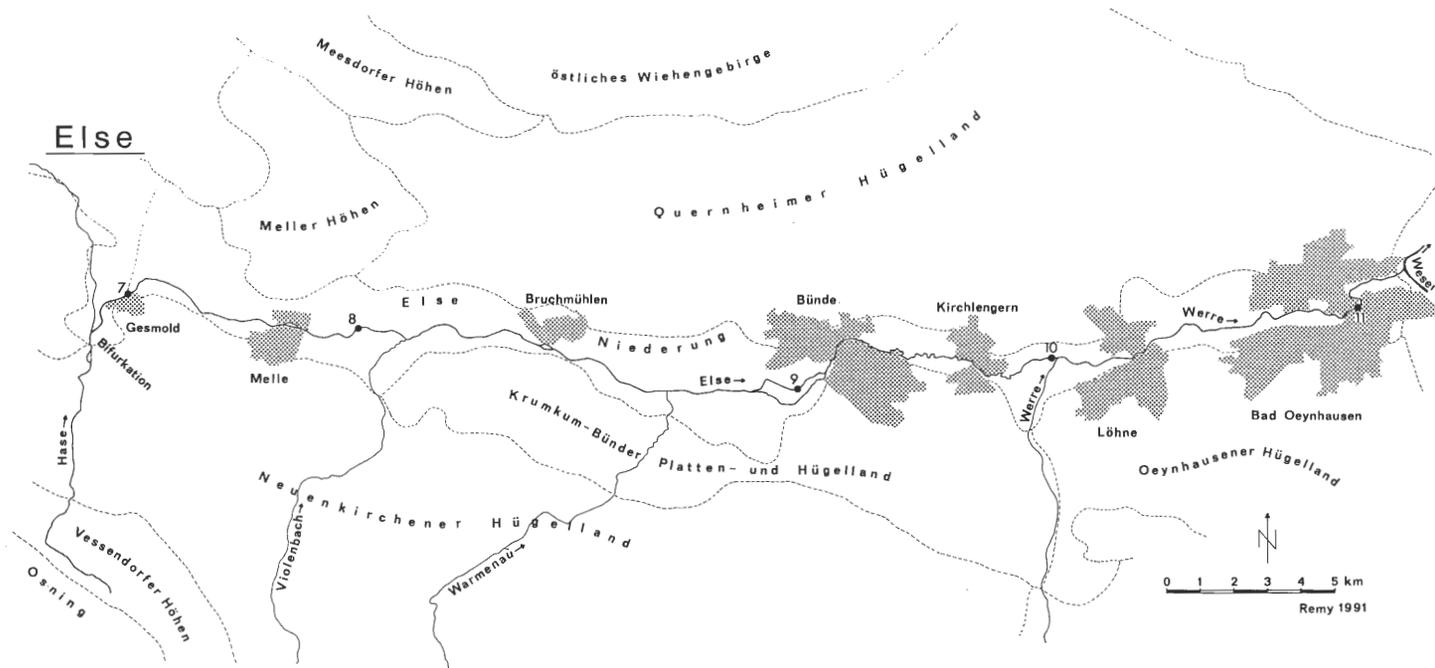


Abb. 6: Lage und Verlauf der Elbe

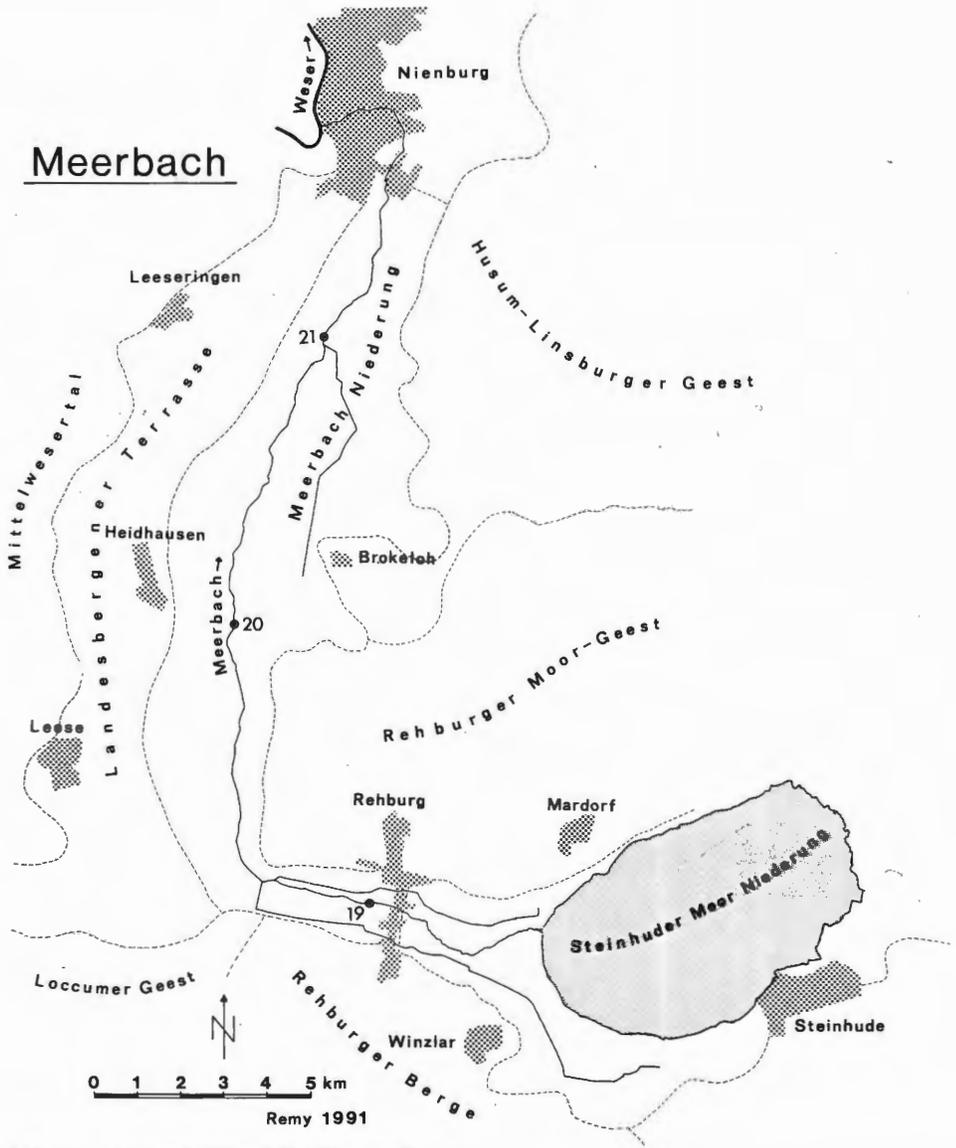


Abb. 7: Lage und Verlauf des Meerbach

km und einem mittleren Gefälle von 0,5‰, mündet der Meerbach in 23 m ü.NN bei Nienburg in die Weser.

2.8 Auter

Die Auter ist ein rechtsseitiger Nebenbach der unteren Leine, der den zentralen Teil der Hannoverschen Moorgeest entwässert (s. Abb.8). Das Einzugsgebiet hat eine Fläche von 130 km², wovon 31 km² auf die Neue Auter entfallen. Das Gefälle beträgt durchschnittlich 0,8‰, es wird durch zahlreiche Sohlabstürze und -gleiten relativiert. Nach 23 km mündet die Auter nordöstlich von Averhoy in 30,5 m ü.NN in die Leine. Das Quellgebiet

Auter

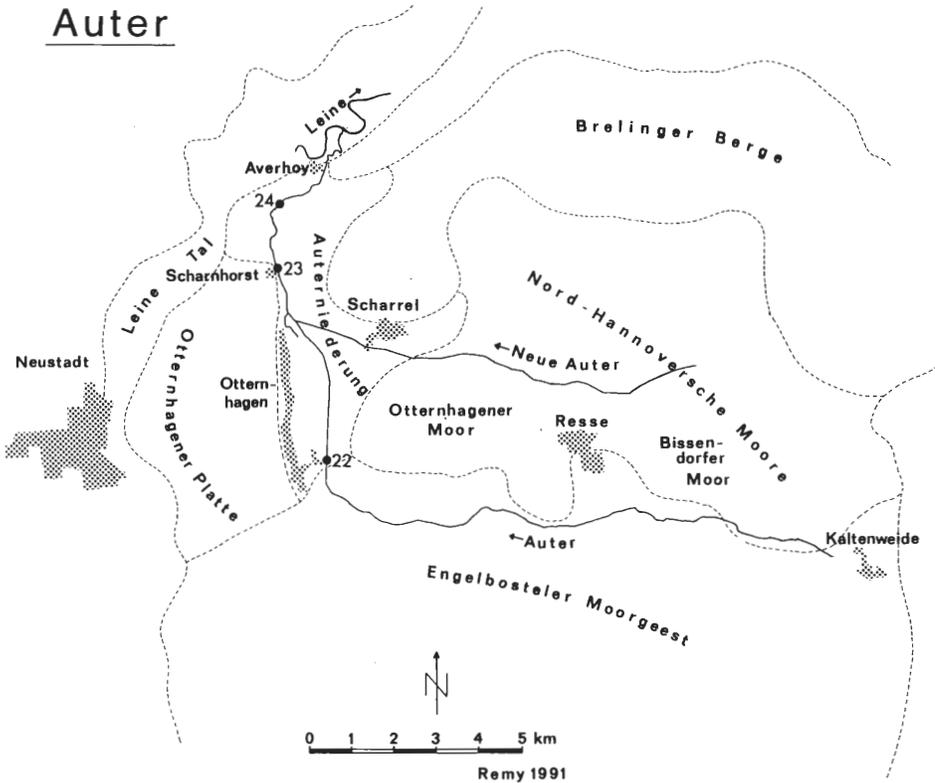


Abb. 8: Lage und Verlauf der Auter

befindet sich in 48 m ü.NN bei Langenhagen-Kaltenweide. Der Bach bildet sich aus der Vereinigung verschiedener kleiner Gräben und verläuft westlich in Richtung Otternhagen im Grenzraum zwischen dem nördlich gelegenen Bissendorfer Moor und der südlich gelegenen Engelbosteler Moorgeest. Aus beiden Gebieten wird der Bach von einer Vielzahl von Drainagegräben z.T. mit huminsäure-reichem Wasser gespeist. Über den Resser Graben erfolgen Einleitungen aus einem Klärwerk. Die angrenzenden Flächen werden überwiegend landwirtschaftlich genutzt, 30% der Lauflänge weisen zumindest einseitig Waldkontakt auf.

Die Auter verläuft ab Otternhagen nach Norden durch die Auterniederung, einem ebenen, grundwassernahen Talsandgebiet, das zwischen pleistozänen Sandflächen und dem Otternhagener Moor im Osten sowie der Otternhagener Grundmoränenplatte im Westen eingesenkt ist (vgl. MEISEL 1960). Bei unterschiedlich mächtiger Überdeckung, partiell die Oberfläche erreichend, treten Schichten der Unterkreide bzw. des Wealden zutage. Die quartären Überlagerungen bestehen aus Geschiebedecksanden bzw. aus fluviatilen Sedimenten in unterschiedlicher Mächtigkeit sowie äolischen Ablagerungen und Torfen. Die Auter weist einen grabenartigen, 1,5-2,5 m breiten sowie 10-25 cm tiefen oberen Abschnitt und einen breiteren unteren Abschnitt mit 3,5-5,0 m Breite und 40-60 cm Tiefe auf. Durch seine Struktur ist der mäandrierende Bachlauf nordöstlich von Averhoy deutlich vom restlichen Lauf abgesetzt.

2.9 Lachte

Die Lachte entwässert als rechtsseitiger Nebenfluß der Aller mit einem Einzugsgebiet von 500 km² Teile der Sander und Endmoränen der Südheide (s. Abb.9). Sie entspringt in 93 m ü.NN am Südrand der ebenen bis hügeligen Lübhochfläche, einer Moränen- und Sanderplatte im Übergang zu den Sandergebieten der Südheide. Im Einzugsbereich der Quelle dominieren mineralstoffarme Podsole über Sanden und Kiesen. Im weiteren Verlauf durchquert der Bach in südwestlicher Richtung die nach Süden einfallende Sanderfläche der Oerreler Heide, ein Gebiet mit podsolierten Braunerden und Heidepodsolon, das gegenwärtig durch Kiefern-Forstre sowie landwirtschaftliche Flächen genutzt wird. Ab der Höhe von Metzgingen bis Lachendorf durchquert die Lachte die fast ebene Fläche der Ahsnbecker Lehmgeest aus Geschiebedecksanden über Grundmoränenmaterial. Neben Podsolon treten wegen des verbreitet hohen Grundwasserstandes Gleye auf, die überwiegend als Grünland genutzt werden. Bei Lachendorf verläßt der Bach das Gebiet der Südheide und tritt mit dem Lachendorfer Bruch- und Sandgebiet (MEISEL 1959) in die obere Aller-Niederung ein. Die Lachte verläuft hier am nördlichen Rand eines Sandfächers naturnah durch ein Waldgebiet mit *Betulo-Quercetum* und z.T. *Fago-Quercetum*. An einigen Abschnitten finden sich Reste von Bruchwäldern. Oberhalb von Celle, in 39 m ü.NN, mündet die Lachte nach 37 km Lauflänge und durchschnittlich

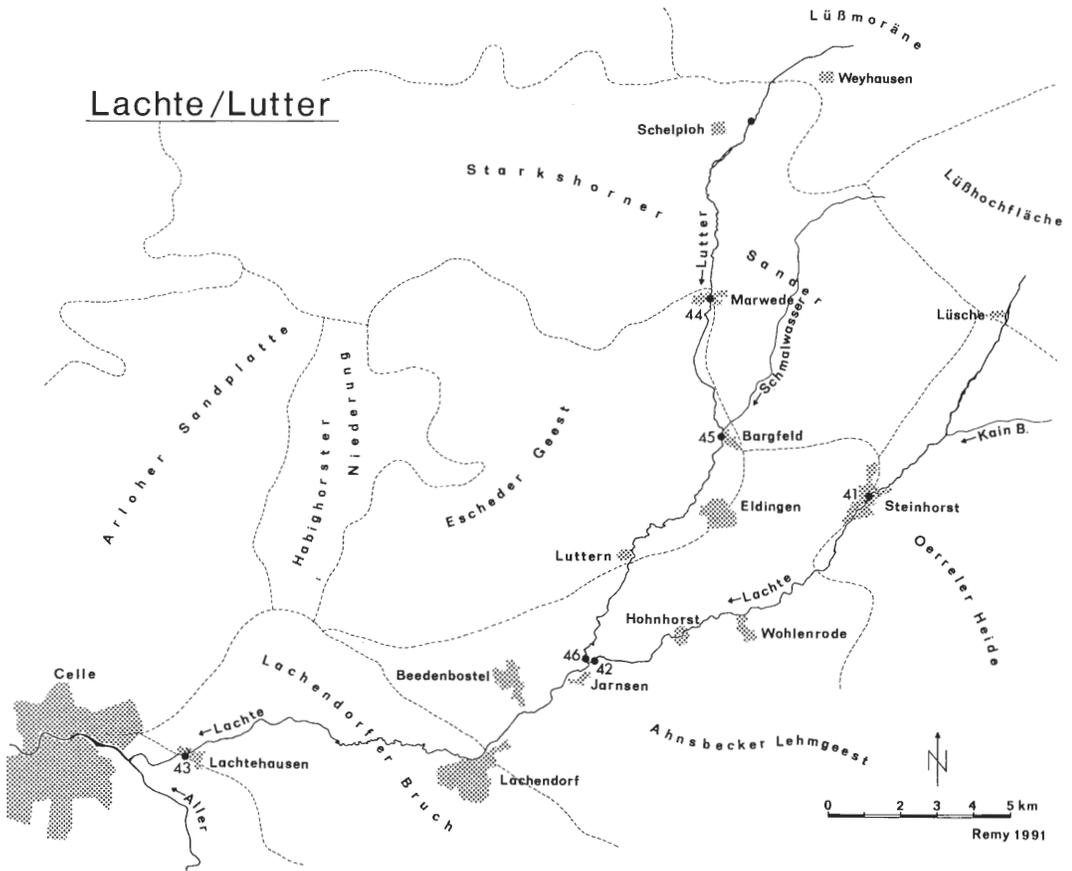


Abb. 9: Lage und Verlauf von Lachte und Lutter

1,4‰ Gefälle in die Aller. Die Lachte weist trotz des geringen Gefälles eine Fließgeschwindigkeit von 10-80 cm/s auf. Bedingt durch die stellenweise hohe Strömungsgeschwindigkeit treten starke Umlagerungen des sandigen Untergrundes auf. Der Ausbauzustand des Gewässers ist unterschiedlich. Während fast alle anderen Bereiche des Ober- und Mittellaufes Anzeichen einer mehr oder weniger starken Kanalisierung aufweisen, ist der Bereich unterhalb von Lachendorf weitgehend naturnah belassen.

2.10 Lutter

Die Lutter, ein rechtsseitiger Nebenbach der Lachte mit einem Einzugsgebiet von 148 km² (s. Abb.9), entspringt in 92 m ü.NN am Südrand der Lüßmoräne, einem stark reliefierten Stauch-Endmoränengebiet, das ohne sichtbare Grenze in die Sander der Südheide übergeht. Im Quelleinzugsgebiet überwiegen Podsole über Sanden und Kiesen. Im weiteren Verlauf durchquert die Lutter in südwestlicher Richtung die leicht nach Süden einfallenden Starkshorner Sanderflächen, die heute überwiegend von Kiefernforsten eingenommen werden. Bei Marwede tritt der Bach in eine partiell vermoorte Niederung der Escheder-Geest ein, ein welliges, überwiegend sandiges Grundmoränenplateau, das ackerbaulich und forstlich genutzt wird. Unterhalb von Luttern bis zur Mündung in die Lachte durchquert die Lutter die ebene Fläche der Ahnsbecker Lehmergeest aus Geschiebedecksanden über Grundmoränenmaterial. Neben Podsolen treten wegen des verbreitet hohen Grundwasserstandes Gleye auf, die überwiegend als Grünland genutzt werden. Nach einer Lauflänge von 24,5 km und durchschnittlich 1,6‰ Gefälle mündet die Lutter in 50 m ü.NN in die Lachte.

Wichtig für den Charakter der Lutter sind Kaltstenothermie und O₂-Reichtum, die SCHIEMENZ (1941) von einem Niederungsforellenbach sprechen lassen. Diese Eigenschaften resultieren aus einem weitverbreiteten Zutritt von kaltem Grundwasser. Ein Vergleich der vorliegenden hydrochemischen Daten mit Angaben von STEUSLOFF (1939) zeigt keine wesentlichen Veränderungen.

C Grundlagen und Methoden standortkundlicher Untersuchungen

Hydrochemische und hydrophysikalische Standortfaktoren bestimmen die jeweilige Artenkombination und Ausbildung der Makrophytenvegetation in einem Gewässer. Umgekehrt gibt die Ausbildung der Makrophytenvegetation in vielen Fällen sichere Hinweise auf die Standortbedingungen. Die Bedeutung chemischer und physikalischer Faktoren wird unterschiedlich eingeschätzt. Für viele Autoren stehen die Trophie und damit die hydrochemischen Parameter sowie ihr Einfluß auf die Physiologie der Hydrophyten im Vordergrund, so u.a. bei KOHLER (1971), KOHLER et al. (1973), PIETSCH (1972), POTT (1983) oder CARBIENER et al. (1990). Nur wenige Autoren sehen in physikalischen Standortfaktoren wie Strömung, Durchlichtung oder Schwebstoffablagerung bedeutende Einflußgrößen, die unabhängig von den hydrochemischen Faktoren eine starke, modifizierende Wirkung auf die submerse Vegetation ausüben (vgl. u.a. HASLAM 1971).

Zur Charakterisierung der Standortbedingungen wurden den Fließgewässern an 48 Probepunkten über 1 Jahr monatlich Proben zur Analyse entnommen. Auswahl und Anzahl der Probepunkte richteten sich nach der Länge der Fließgewässer und nach der Verteilung der pflanzensoziologischen Einheiten. Die Lage der Probepunkte ist den Abb. 3 bis 9 zu entnehmen. Die Probepunkte der Quellbäche der Bever wurden mit 1 und 2 (Salzbach) und 1a und 2a (Süßbach) bezeichnet.

Die Probenahme erfolgte aus der fließenden Welle. Um Überlagerungen von Jahresgängen durch Tagesgänge auszuschließen, wurden die Beprobungen jeweils zur selben Tageszeit durchgeführt. Messung hydrophysikalischer Parameter sowie Bestimmung der Härte erfolgten am Ort der Probenahme. Die restlichen Parameter wurden im Labor gemessen. Die in Polyethylen-Flaschen abgefüllten Proben wurden während des Transports gekühlt. Zusätzlich erfolgte die Konservierung von Teilproben durch Chloroform.

1. Hydrochemische Untersuchungen

Es wurden in erster Linie die Konzentrationen wichtiger Pflanzennährstoffe gemessen, also die anorganischen Stickstoff-Verbindungen (NH_4^{+4} , NO_2^- , NO_3^-) sowie Orthophosphat (PO_4^{3-}). Darüber hinaus wurden die Gehalte an Chlorid (Cl^-), Sulfat (SO_4^{2-}), Eisen (Fe^{2+}) und Sauerstoff (O_2) bestimmt ebenso der BSB_2 / BSB_5 , die Gesamt- und Karbonathärte und der pH-Wert.

Die Auswertung der Meßergebnisse beruht jeweils auf dem Mittelwert aus drei Parallelbestimmungen. Um den Aussagewert von einzelnen Messungen abschätzen zu können, wurde der Variationskoeffizient für die Meßwerte der einzelnen Parameter ermittelt. Gesamthärte, Karbonathärte, Leitfähigkeit und die Chlorid-Konzentration zeigen die kleinsten Variationskoeffizienten. Parameter, die auf eine anthropozoogene Belastung der Gewässer hinweisen, wie Stickstoff- oder Phosphatkonzentrationen, weisen deutlich stärkere Schwankungen im Jahresverlauf und entsprechend größere Variationskoeffizienten auf. Es werden folgende Abkürzungen verwendet:

- n : Anzahl der Messungen
- var (x) : Variationskoeffizient
- m : arithmetischer Mittelwert
- s : Standardabweichung der Einzelwerte vom Mittelwert
- min/max : Minimal- und Maximalwert

pH-Wert

Der pH-Wert gibt den negativen dekadischen Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration an. Die Konzentration der Protonen wird durch ihre Abhängigkeit vom Karbonatgehalt in natürlichen Gewässern weitgehend durch die geologische Situation der Einzugsgebiete geprägt. Unbeeinflusste Fließgewässer kalkreicher Einzugsgebiete weisen in der Regel einen pH-Wert von 7-8 auf, verbunden mit einem starken Pufferungsvermögen. In kalkarmen Einzugsgebieten liegt der pH-Wert im Bereich von 6-7. Werte unter 6 werden in Fließgewässern mooriger Einzugsgebiete erreicht. Hohe Photosyntheseraten verschieben durch CO_2 -Entzug tagsüber den pH-Wert zum Alkalischen hin, wobei ein Maximum am frühen Nachmittag erreicht wird. Nachts findet durch CO_2 -Zufuhr der umgekehrte Prozeß statt. Schwach gepufferte, karbonatarme Gewässer weisen z.T. ausgeprägte Tages- und Jahresgänge auf (vgl. JAKOB & TSCHUMI 1988). Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte bei der Probenahme.

Härte

Die Wasserhärte ist als Summenparameter ein Maß für den Gehalt an Erdalkali-Ionen (Mg, Ca, Sr, Ba). Die Gesamthärte (GH) setzt sich aus der Summe der Einzelhärten der an Säurereste von z.B. Chloriden, Sulfaten, Phosphaten, Karbonaten gebundenen Erdalkalitionen zusammen. Die Karbonathärte (KH) wird durch Verbindungen von Calcium und Magnesium mit Kohlensäure hervorgerufen und ist dem Anteil gelöster Kohlensäure äquivalent. Die Konzentration der im Wasser gelösten freien Kohlensäure ist überwiegend vom Eintrag aus der Atmosphäre, von der

Assimilation bzw. Dissimilation sowie von der Wassertemperatur abhängig. Besonders der CO₂-Entzug durch Assimilation führt zu tages- und jahreszeitlichen Schwankungen.

Die natürliche Härte wird weitgehend vom Karbonatgehalt des Einzugsgebietes geprägt. Fließgewässer kalk- oder gipsreicher Einzugsgebiete weisen in der Regel eine hohe Gesamthärte auf, im Durchschnitt 3,6 mmol/l (OTTO1981), verbunden mit einem starken Pufferungsvermögen, das aus dem Calciumbikarbonat-Kohlensäure-Gleichgewicht resultiert. In karbonatarmen oder -freien Einzugsgebieten, wie den pleistozänen Quarzsandgebieten, beträgt die durchschnittliche Gesamthärte 0,9 mmol/l (OTTO 1981). Deutlich höhere Werte wie auch ein nicht paralleler Konzentrationsverlauf von Gesamt- und Karbonathärte deuten auf anthropozoogenen Einfluß hin.

Die Härte ist ein wichtiger differenzierender Faktor für die Wasservegetation. Bedingt durch das Angebot unterschiedlicher C-Quellen wird die Vegetation der weichen, sauren Fließgewässer, in denen fast nur gelöstes CO₂ als C-Quelle zur Verfügung steht, von der Vegetation der harten, basischen und kalkreichen Fließgewässer, in denen neben dem gelösten CO₂ auch das Hydrogenbikarbonat als anorganische C-Quelle zur Verfügung steht, unterschieden.

Die Bestimmung von Gesamt- und Karbonathärte erfolgte unmittelbar nach Probenahme durch Titration. Die Ergebnisse werden in mmol/l (1 mmol/l = 5,6° dH) angegeben (vgl. Tab.3).

Tab. 3: Abstufungen der Gesamthärten in mmol/l (in Anlehnung an HÖLL 1986)

< 0,6 mmol/l	0,6-1,4 mmol/l	1,4-3,2 mmol/l	3,2-5,4 mmol/l	> 5,4 mmol/l
sehr weich	weich	mittelhart	hart	sehr hart

Sauerstoffgehalt

Der Sauerstoffgehalt des Wassers hängt wesentlich von der Wassertemperatur ab. Darüber hinaus wird er durch phylogenen und physikalischen O₂-Eintrag sowie durch biogene und abiogene O₂-Zehrung beeinflusst. In meso- bis schwach eutrophen Fließgewässern ist bei normalen Lichtverhältnissen mit einer annähernd gleichmäßigen, etwa 100%igen O₂-Sättigung zu rechnen, die bei Beschattung oder beim Zustrom von O₂-armem Grundwasser in eine leichte O₂-Untersättigung übergeht. In eutrophen bis hypertrophen Fließgewässern mit großer Phytomasse kommt es zu einer deutlichen O₂-Übersättigung während des Tages sowie zu einem ausgeprägten O₂-Minimum während der frühen Morgenstunden (vgl. SCHMASSMANN 1955).

In stark mit organischen Stoffen belasteten, aber nicht völlig verödeten Fließgewässern tritt auch tagsüber ein mäßig starkes O₂-Defizit auf (vgl. BREHM & MEIJERING 1982). Mit abnehmender Strömungsgeschwindigkeit verliert der physikalische O₂-Eintrag durch Turbulenzen an Bedeutung, es treten zunehmend Tageszyklen wie in Stillgewässern auf.

Die Bestimmung von O₂-Konzentration und O₂-Sättigung erfolgte mit einer WTW-Sauerstoffelektrode unmittelbar bei Probenahme. Die Meßergebnisse werden als [mg/l] bzw. [%] angegeben.

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB)

Der BSB ist ein Maß für organische Belastung und organische Selbstreinigungskraft der Gewässer. Er resultiert aus dem Gehalt an rasch überwiegend mikrobiell oxidativ abbaubaren, gelösten, organischen Stoffen. Gleichzeitig dürfen keine toxischen, abbauhemmenden Stoffe vorliegen. Die Bestimmung erfolgte bei 20° C über einen Zeitraum von 2 bzw. 5 Tagen in abgedunkelten Karlsruher Flaschen. Die O₂-Konzentration wurde mit einer Sauerstoffelektrode gemessen.

Stickstoffhaushalt

Nitrat ist ein wichtiger Nährstoff für viele Hydrophyten und damit ein bedeutender Faktor für die Eutrophierung der Fließgewässer. Da Nitrat im aeroben Milieu die Endstufe der Nitrifikation darstellt, ist es in Fließgewässern die dominierende N-Verbindung. Auch in unbelasteten Gewässern können relativ hohe NO_3^- -Konzentrationen auftreten. Nitrat ist kein eindeutiger Indikator für Belastungen, so gibt OTTO (1981) für Bäche aus Waldgebieten zwischen 0,1 und 16 mg/l an, während nach HÖLL (1986) 1-2 mg $\text{NO}_3^-/\text{N/l}$ normal sind. Nitrat wird auf Grund seiner geringen Sorption im Boden leicht ausgewaschen und in Gewässer eingetragen. Diffuse Immissionen gelangen über das Grundwasser (bis ca. 40 kg $\text{NO}_3^-/\text{ha/a}$) und über die Atmosphäre (ca. 30 kg $\text{NO}_3^-/\text{ha/a}$) in die Gewässer (KUNTZE 1984). Punktuelle Einleitungen erfolgen durch veraltete Kläranlagen. Verbrauch während der Vegetationszeit und die Anreicherung im Herbst durch Mineralisation führt zu einer Jahresrhythmik der Nitrat-Konzentration. Die Bestimmung von Nitrat erfolgte photometrisch bei 515 nm (s. MERCK 1986). Die Ergebnisse werden als $\text{NO}_3^- \text{-N}$ [mg/l] angegeben. Die Gesamtkonzentration für anorganischen Stickstoff errechnet sich aus $\text{NH}_4^+ \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N} + \text{NO}_3^- \text{-N}$.

Nitrit, das instabile und toxische Zwischenprodukt der Nitrifikation, ist in Fließgewässern aufgrund des raschen Umsatzes normalerweise nur in Spuren vorhanden. Erhöhte Werte deuten auf Einleitung ammoniumhaltiger Abwässer hin, in denen die Nitrifizierung nicht abgeschlossen ist. In unbelasteten Fließgewässern sollten nur Konzentrationen von unter 0,01 $\text{NO}_2^- \text{-N}$ mg/l auftreten (vgl. BREHM & MEIJERING 1982).

Die Bestimmung von Nitrit erfolgte photometrisch bei 525 nm (s. MERCK 1986). Die Ergebnisse werden als $\text{NO}_2^- \text{-N}$ [mg/l] angegeben.

Ammonium ist neben Nitrat eine wesentliche N-Quelle für viele Hydrophyten, von denen ein Teil Ammonium direkt assimiliert und, wie *Ranunculus fluitans*, eine gewisse Abhängigkeit von dieser N-Verbindung zeigen soll (vgl. SCHWOERBEL & TILLMANN 1977; GRUBE 1975). Ammonium ist ein primäres Abbauprodukt organischer N-Verbindungen und wird unter aeroben Bedingungen in kurzer Zeit zu Nitrat oxidiert. Unbelastete Fließgewässer sind daher annähernd ammoniumfrei. Konzentrationen, die deutlich über 0,1 mg/l liegen, weisen auf anthropozoogene Verschmutzung hin (HÖLL 1986; KOHLER et al. 1973; GRUBE 1975). Ausnahmen bilden unbelastete Gewässer aus Mooregebieten, die mit 0,1-0,2 mgN/l ganzjährig ähnlich hohe Werte wie eutrophe Gewässer aufweisen können (vgl. PIETSCH 1972). Das positiv geladene Ammonium-Ion wird im Boden gut sorptiv gebunden und ist somit nur wenig durch Auswaschung gefährdet. Es gelangt überwiegend durch die Einleitung ungenügend geklärter Abwässer in die Fließgewässer. Die Bestimmung von Ammonium erfolgte photometrisch bei 690 nm (s. MERCK 1986). Die Ergebnisse werden als $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ [mg/l] angegeben.

Orthophosphat

Die wichtigste pflanzenverfügbare Phosphat-Form der Gewässer sind das Orthophosphat (PO_4^{3-}) sowie untergeordnet anorganische kondensierte und organisch gebundene Phosphate. Phosphat gehört zu den essentiellen Nährstoffen und stellt in natürlichen Fließgewässern einen Minimumfaktor dar, der die Entwicklung der Phytomasse einschränkt. Zur Massenentwicklung von Wasserpflanzen kommt es etwa ab 0,2 mg P/l und in einigen Fällen schon ab 0,05 mg P/l (THOMAS 1975; JORGA & WEISE 1981). Die mittlere Phosphat-Konzentration unbelasteter Gewässer beträgt zwischen 0,001 und 0,3 mg/l (OTTO 1981). Werte über 0,1 mg PO_4/l sind nach HÖLL (1986) auf Abwässer zurückzuführen. Die Konzentration erreicht während der Vegetationsperiode ein Minimum. In Ca-Bikarbonat reichen Fließgewässern wird Phosphat weitgehend ausgefällt (PIETSCH 1974). In Gewässern mit Eisenocker bildet Fe-III einen unlöslichen Komplex mit PO_4^{3-} , der ausgefällt wird und dem System Phosphat entzieht, das nur bei einem O_2 -Defizit erneut freigesetzt werden kann (vgl. OHLE 1953).

Die Bestimmung von Orthophosphat erfolgte photometrisch bei 712 nm (s. MERCK 1986). Die Ergebnisse werden als PO_4^{3-} [mg/l] angegeben.

Sulfat

Sulfat ist nach Hydrogenkarbonat quantitativ das zweithäufigste Anion in Fließgewässern. Die Konzentration ist von den geologischen sowie pedologischen Bedingungen der Einzugsgebiete abhängig und damit starken regionalen Unterschieden unterworfen. So sind erhöhte Sulfat-Konzentrationen in Gebieten mit Gips und Anhydrit sowie bei Solequellen zu erwarten. Andererseits kommt es bei Denitrifizierungs-Prozessen im Grundwasser zu einer Anreicherung von Sulfat (SONTHEIMER & ROHMANN 1984; REMY 1991), das zusammen mit Sulfaten aus Düngern in die Fließgewässer gelangt. Die geogene Sulfat-Konzentration der Fließgewässer sulfatarmer Einzugsgebiete, wie der pleistozänen Sandgebiete, ist mit 10-40 mg/l anzusetzen, während in sulfatreicheren Gebieten, wie dem Gipskeuper, mit 100-150 mg/l zu rechnen ist.

Die Bestimmung von Sulfat erfolgte photometrisch bei 445 nm (s. DEV 1987). Die Ergebnisse werden als SO_4^{2-} [mg/l] angegeben.

Chlorid

Von natürlichen Solevorkommen abgesehen sind Chlorid-Konzentrationen, die 20-30 mg/l überschreiten, nicht geogen. Der Chlorid-Eintrag resultiert überwiegend aus der Einleitung fäkaler Abwässer sowie von Gülle. Da Chlorid kaum umgesetzt wird, verringert sich die Konzentration nur durch den verdünnenden Zustrom Cl⁻-armen Wassers. Höhere Chloridkonzentrationen sind für die Süßwasservegetation toxisch, wobei Konzentrationen bis 100-150 mg/l weitgehend toleriert werden.

Die Bestimmung von Chlorid erfolgte photometrisch bei 445 nm (s. DEV 1987). Die Ergebnisse werden als Cl⁻ [mg/l] angegeben.

Eisen

Eisen liegt im Wasser in unterschiedlichen Verbindungen vor. Es ist ein essentielles Spurenelement, das als Fe^{II} in hohen Konzentrationen toxisch wirkt. Zu Störungen der Vegetation kommt es bei höheren Fe-Konzentrationen u.a. durch Ausfällung von Fe-Oxiden und -Hydroxiden, die zu einer Trübung des Wassers und zu einer die Photosynthese beeinträchtigenden Ablagerung auf den Blattoberflächen führen. Hohe Fe-Konzentrationen, meist in Form von Eisen-Huminsäure-Komplexen, kennzeichnen die Fließgewässer mooriger und anmooriger sowie podsolierter Einzugsgebiete. Nach NEUMANN (1976a) sind Mittelwerte zwischen 0,8 und 1,2 mg/l für norddeutsche Oberflächengewässer normal.

Die Bestimmung von Eisen erfolgte photometrisch bei 565 nm (s. MERCK 1986). Die Ergebnisse werden als Fe²⁺ [mg/l] angegeben.

2. Hydrophysikalische Untersuchungen

2.1 Wassertemperatur

Von der Wassertemperatur ist u.a. die Löslichkeit der Gase abhängig, die mit steigender Temperatur abnimmt, sowie die Stoffwechselintensität, die mit steigender Temperatur zunimmt. Die Temperatur des Quellwassers entspricht der mittleren Jahreslufttemperatur des Grundwassereinzugsgebietes. Quellbäche weisen aufgrund des ständigen Zustroms von Quellwasser eine geringe Temperaturamplitude auf. Die Temperaturamplitude nimmt mit der Fließstrecke zu. Bereits BREHM & RUTTNER (1926) unterschieden sommerkalte und sommerwarme Fließgewässer, eine Einteilung, die von ILLIES (1961) auf der Grundlage der Temperaturamplitude sowie der Fauna verfeinert und weitgehend von WEBER-OLDECOP (1969) für die Wasservegetation Norddeutschlands übernommen wurde.

2.2 Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit des Wassers wird von der Summe aller gelösten Ionen bestimmt und ist abhängig von der Wassertemperatur und der Konzentration bzw. dem Dissoziationsgrad der Ionen. Die engste Korrelation zur Leitfähigkeit zeigen Gesamthärte und Chloridgehalt. Die Leitfähigkeit gibt unter Beachtung der geogenen Grundlast einen schnell ermittelbaren Überblick über Verschmutzung und Trophie von Gewässern. Versuche, Gewässer anhand der Leitfähigkeit zu gliedern oder die Leitfähigkeit mit Pflanzengesellschaften oder Trophie-Stufen zu korrelieren, wurden u.a. von OLSEN (1950), GÉHU (1963), WIEGLEB (1978) und POTT (1980) unternommen.

Die Messung der Leitfähigkeit erfolgte mit einem Gerät der Firma WTW mit Temperaturkompensation auf 20° C, angegeben werden $\mu\text{S/cm}$.

2.3 Strömung, Durchlichtung, Schwebstoffablagerung

Durchlichtung, Strömung und Schwebstoffablagerung bilden einen für submerse Hydrophyten wichtigen Faktorenkomplex. Auf den möglichen Zusammenhang von Strömung, Sedimentation und Durchlichtung wurde bereits von ELLIS (1936) hingewiesen. Während die einzelnen Faktoren bereits seit langem untersucht werden, fehlen bis zur Gegenwart qualitative und quantitative Untersuchungen, die sich mit den Auswirkungen dieses Faktorenkomplexes auf die Vegetation in Fließgewässern beschäftigen. Auswirkungen der Strömungsgeschwindigkeit wurden meist unter zoologischen Gesichtspunkten untersucht. Es existiert nur wenig Datenmaterial in bezug auf botanische Fragestellungen (u.a. ROLL 1938; ACKENHEIL 1944; AMBÜHL 1962; SIRJOLA 1969). Untersuchungen, die sich mit Fragen der Durchlichtung und Trübung in Fließgewässern beschäftigen, fehlen für den mitteleuropäischen Raum oder beschränken sich auf Hinweise, daß vegetationshemmende Trübung vorliegen könnte (vgl. SCHMITZ 1960; H.E.WEBER 1976; WARNEK & KOHLER 1988). Der überwiegende Teil der Veröffentlichungen zur Durchlichtung bezieht sich bis zur Gegenwart auf Untersuchungen an Stillgewässern. Ergebnisse von Messungen zur Durchlichtung von Fließgewässern liegen im europäischen Raum von SCHMITZ (1960) für die Donau und von WESTLAKE (1965) sowie WESTLAKE et al. (1972) für einige Flüsse in England vor. Untersuchungen mit Bezug auf Hydrophyten, allerdings ohne konkrete Messungen, wurden in Süd-Afrika (EDWARDS 1969), England (HAM et al. 1982) und Irland (CAFFREY 1986) durchgeführt. Hinweise auf Zusammenhänge zwischen Makrophytenverteilung und Strömung sowie Wassertrübung finden sich bei KOHLER (1988) für den süddeutschen Raum.

2.3.1 Strömung

Die Strömung ist ein wichtiger limitierender Faktor für die Vegetation in Fließgewässern. Ihre Auswirkungen sind vielfältig und betreffen u.a. Erosion, Akkumulation, Temperatur- und Sauerstoffhaushalt, Selbstreinigung, Vegetationsverteilung.

Die Strömungsgeschwindigkeit wächst mit zunehmendem Gefälle und Wasserangebot, sie sinkt mit zunehmendem Gewässerquerschnitt. Sie variiert stark sowohl im Verlauf als auch im Querschnitt eines Gewässers; lotische (schnelle) und lenitische (langsame) Bereiche können rasch wechseln. Die Fließgeschwindigkeit verringert sich vom Stromstrich zur Sohle und zu den Ufern hin zuerst allmählich, nimmt aber in unmittelbarer Nähe von Strömungshindernissen sehr rasch ab.

Die Fließgeschwindigkeit wurde mit einem Meßflügel der Firma A.OTT ermittelt und als cm/s angegeben.

2.3.2 Durchlichtung

Der Eintrag von Sonnenlicht in das Wasser ist der die Photosynthese der Hydrophyten limitierende Faktor. Von der nicht reflektierten und in den Wasserkörper eindringenden Strahlung steht der nicht absorbierte Anteil für die Photosynthese zur Verfügung. Photosynthese erfolgt noch bei sehr geringen Lichtintensitäten. Die Untergrenze der Photosyntheseaktivität wird bei etwa 5% der Lichtintensität erreicht und damit die Kompensationsebene, jener Bereich, in dem die Netto-Photosyntheseleistung auf Null absinkt. Schon oberhalb der Kompensationsebene ist bei abnehmender Lichtintensität die Netto-Photosyntheserate entsprechend vermindert und damit das Wachstum eingeschränkt. Die Verminderung der Durchlichtung reduziert die Produktivität und Selbstreinigung eines Gewässers, selbst wenn ausreichend Nährstoffe vorhanden sind.

– Durchlichtung in Abhängigkeit von exogenen Faktoren

Die Durchlichtung eines Gewässers wird durch den Sonnenstand in Abhängigkeit von Tages- und Jahreszeit bestimmt. Die am jeweiligen Gewässer potentiell verfügbare Lichtenergie kann durch schattengebende Begleitvegetation vermindert werden. Die Abhängigkeit der Durchlichtung von Fließgewässern von begleitenden Gehölzen oder Hochstauden wurde vielfach untersucht (vgl. u.a. DIRMHORN 1953; LOHMEYER & KRAUSE 1975; KRAUSE 1985; BÖTTGER 1986; RICKERT 1986). Neben der Beschattung durch Ufervegetation rufen Schwimmblatt-Decken Lichtverluste hervor.

– Durchlichtung in Abhängigkeit von endogenen Faktoren

Besonders die Auswirkungen der endogenen Faktoren wurde bisher im Zusammenhang mit dem Auftreten von Hydrophyten wenig beachtet. Die vorliegende Untersuchung zeigt, daß der Faktor Durchlichtung auch bei fehlender exogener Beschattung eine wichtige Rolle spielt und einen nennenswerten Anteil an der streckenweisen oder gänzlichen Verödung der Fließgewässer hat.

Die Verminderung (Extinktion) der in den Wasserkörper eindringenden Strahlung ist im wesentlichen eine Folge endogener Faktoren. Eine wesentliche Barriere für einfallendes Licht bildet das Gewässer selbst, einerseits durch Reflexion der Strahlung an der Grenzfläche zwischen Luft und Wasser, andererseits durch Brechung, Streuung und Absorption an suspendierten Teilchen im Wasserkörper. Absorption durch anthropogene Trübstoffe wird gegenwärtig vermehrt beobachtet.

Die Reflexion des Lichtes an der Wasseroberfläche ist u.a. von der Höhe des Sonnenstandes abhängig. Mit der Abnahme des Einfallwinkels des Lichtes nimmt die Reflexion zu. Beim Eindringen in die Wasseroberfläche wird Strahlung aller Wellenlängen gebrochen. Die sichtbare Strahlung wird beim Durchdringen von reinem Wasser relativ wenig vermindert, die Absorption ist von der Wellenlänge der Strahlung und der Art der Färbung des Wassers abhängig. Die Abnahme der Lichtintensität innerhalb eines Wasserkörpers durch Absorption ist weitgehend unabhängig von der Strahlungsintensität an der Wasseroberfläche und nur der jeweils im Wasser zurückgelegten Strecke proportional (RÖRSLET 1987). Bei höheren Wasserständen wird die Lichtintensität am Grund des Gewässers, der Lichtgenuß, nicht nur durch die Trübung, sondern auch durch den höheren Wasserspiegel vermindert, da die Wegstrecke des Lichtes länger wird.

Die Streuung, besonders an suspendierten Partikeln, ist ein Faktor, der die Durchlichtung abschwächt und das Wasser getrübt erscheinen läßt. Die natürliche Trübung eines Fließgewässers verstärkt sich mit seiner Lauflänge, da die Menge der mitgeführten Schwebstoffe mit der Größe des Einzugsgebietes zunimmt. Eine direkte Korrelation zwischen Trübung und Abflußmenge muß nicht bestehen, da die Ablagerung von suspendierten Partikeln in Abhängigkeit von ihrer Zusammensetzung rascher erfolgen kann als der Rückgang eines Hochwassers (WESTLAKE & DAWSON 1975). Suspendierte Partikel haben zwei wesentliche Effekte: Sie brechen das einfallende Licht und erzeugen durch

Absorption bestimmter Lichtanteile eine Eigenfarbe. Von besonderer Bedeutung sind Partikel der Ton-Fractionen, da diese aufgrund ihrer geringen Sinkgeschwindigkeit besonders lange in der Schwebelage bleiben und eine langanhaltende Trübung bzw. Färbung hervorrufen können. Weiterhin treten neben natürlichen Färbungen des Wassers solche durch anthropogene Verschmutzungen auf. So wird eine milchig opalisierende Färbung von Fließgewässern u.a. durch semi-colloidale Phosphat-Ausfällungen bedingt (LANGE 1972).

Messungen der Durchlichtung wurden mit einem Strahlungs-Sensor in-situ durchgeführt. Bestimmt wurde die Beleuchtungsstärke in Lux (= Illuminance E; lx [$\text{lm} \cdot \text{m}^{-2}$]). Als lichtempfindlicher Empfänger diente eine Meßzelle mit einem hochohmigen Si-Photoelement, dessen relative spektrale Empfindlichkeit durch Vollfilterung (nach DIN 5032) dem spektralen Hellempfindlichkeitsgrad des menschlichen Auges entspricht. Vergleichsmessungen mit einem „PAR“-Sensor (Photosynthetic Active Radiation) zeigten keine signifikanten Unterschiede zum „Lux“-Sensor. Unterhalb einer Wassertiefe von 10 cm liegt fast die gesamte Strahlungsenergie in dem für das menschliche Auge sichtbaren Bereich von 390 bis 710 nm, da sowohl infrarote als auch ultraviolette Anteile der Strahlung in dieser Tiefe weitgehend absorbiert sind.

Da eine Messung der absoluten Strahlung nur schwer durchzuführen ist, ist es üblich, den relativen Anteil des sichtbaren Lichtes, welches auf die Wasseroberfläche auftrifft, in unterschiedlichen Wassertiefen zu messen und als Prozentwert anzugeben. Die Methode erlaubt einen Vergleich zwischen unterschiedlichen Lichtbedingungen. Um Störeinflüsse zu unterdrücken, wurden die Mittelwerte aus jeweils 10 Einzelmessungen für die Auswertung herangezogen. Der durchschnittliche Meßwert unmittelbar oberhalb der Wasserfläche wird mit 100% angesetzt, und die gemittelten Meßwerte des zugehörigen Tiefenprofils werden als prozentuale Anteile angegeben (vgl. WESTLAKE & DAWSON 1975; GOLTERMAN et al. 1988). Der prozentuale Anteil des Lichtes, bezogen auf den konkreten Wuchsort, entspricht dem Lichtgenuß [L%] (KREB 1990).

Der Quotient aus 2 Strahlungsintensitäten, die in 10 cm Abstand im Tiefenprofil gemessen wurden, ergibt mit 100 multipliziert den Transmissionskoeffizienten $Tk_{10\text{cm}}$. Der $Tk_{10\text{cm}}$ beschreibt die Abschwächung des sichtbaren Lichtes beim Durchdringen einer Wasserschicht von 10 cm Dicke in Prozent.

$$Tk_{10\text{cm}} = \frac{\text{Lux (n cm+10)}}{\text{Lux (n cm)}} \times 100$$

Lichtgenuß [L%] und Transmissionskoeffizient [$Tk_{10\text{cm}}$] sind nicht identisch, da der Lichtgenuß von der Wassertiefe und dem Lichtverlust an der Wasseroberfläche abhängig ist, während der Transmissionskoeffizient davon unabhängig Abschwächungen des Lichtes innerhalb des Wasserkörpers beschreibt.

Tab. 4: Schätzskala der Klarheit von Wasser (in Anlehnung an HÖLL 1986)

Schätz-Stufe	Klarheitsgrad
1	"klar"
2	"fast klar" bis schwach opalisierend
3	"opalisierend"
4	"schwach getrübt"
5	"stark getrübt"

Da die durchschnittlichen Trübungsverhältnisse der Standorte nur durch häufige Beobachtungen und Messungen bestimmt werden können, wurde neben den aufwendigen Messungen von Tiefenprofilen eine eigene, subjektive Methode entwickelt. Es erfolgte die Aufstellung einer 5-stufigen Schätzskala der Klarheitsgrade (Tab.4). Auf dieser Basis wurde bei sämtlichen Begehungen der Grad der Trübung abgeschätzt. Mit dieser Methode wurde während 2-3 Vegetationsperioden ein Überblick über den durchschnittlichen Grad der Trübung gewonnen.

2.3.3 Schwebstoffe und Messung von Schwebstoffablagerungen

Fließgewässer führen ungelöste organische und anorganische Partikel geringer Korngröße mit, die mit dem Wasser im Gleichgewicht stehen oder durch Turbulenzen in der Schwebelage gehalten werden. Diese Schwebstoffe (DIN 4049) bilden in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit eine Suspension und sedimentieren bei abnehmender Strömungsenergie aus dem Wasserkörper. Die Korngröße der abgelagerten Sedimente hängt im wesentlichen von der Strömungsgeschwindigkeit im Sedimentationsraum ab. Zuerst werden die Feststoffe mit der größten Dichte bzw. Korngröße und zuletzt die leichtesten bzw. kleinsten abgelagert. Schwebstoffe setzen sich in ihrer Masse bei Fließgeschwindigkeiten um und unter 20 cm/s ab. Aufgrund der geringen Grenzgeschwindigkeit von $v \leq 30$ cm/s, die notwendig ist, um Schwebstoffe zu transportieren, sind schwebstoffbedingte Trübungen nicht auf Hochwasserereignisse beschränkt.

Schwebstoffe in Fließgewässern entstammen geogenen und biogenen bzw. anthropogenen Quellen. Sie werden drei Gruppen zugeordnet, wobei anorganische Partikel als Tripton, unbelebtes organisches Material als Detritus und lebende Organismen als Plankton bezeichnet werden. Die mengenmäßigen Anteile von Tripton, Detritus und Plankton an der gesamten Schwebstofffracht weisen regionale und jahreszeitlich bedingte Schwankungen auf. Den überwiegenden Teil der vom Wasserkörper mitgeführten Feststoffe bildet Tripton als Produkt von Erosionsprozessen. Unter natürlichen Bedingungen ist bei gemäßigtem Klima und ständiger Vegetationsbedeckung mit relativ geringen Erosionsraten zu rechnen (vgl. SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1984). Hohe Erosionsraten sind vielfach die Folge der Zerstörung der Vegetationsdecke. Von WALLING (1977) durchgeführte Untersuchungen der Feststoffkonzentrationen in Fließgewässern ergaben eine Schwankungsbreite von 1:100, die auf Unterschieden in der Vegetationsentwicklung, der Bodennutzung sowie der Niederschlagsverteilung und -intensität beruhte.

Das Ziel war, den Zusammenhang zwischen Fließgeschwindigkeit und Schwebstoffablagerungen zu quantifizieren und die Auswirkung auf Individuen bzw. Artenkombinationen zu beschreiben.

Der Zusammenhang zwischen Fließgeschwindigkeit und Sedimentation von Schwebstoffen auf der Oberfläche von Hydrophyten wurde durch die Kombination von Strömungsmessungen und Bestimmung des Gewichtes von Ablagerungen auf Sproßflächen untersucht. Um annähernd gleiche Sedimentationsbedingungen bezüglich der Struktur der Pflanze und speziell der Blattflächen zu gewährleisten, wurden ausschließlich Individuen der Art *Myriophyllum spicatum* für die Untersuchung herangezogen. Die Beprobung erfolgte submers. Die Trennung der Schwebstoffauflagerungen vom Pflanzenmaterial erfolgte im Labor durch Abspülen mittels Wasserstrahl über einem Sieb. Die im pflanzlichen Anteil und Schwebstoffauflage getrennten Proben wurden im Trockenschrank bei 105° C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend gewogen. Um den organischen Anteil der Sedimentproben quantitativ und qualitativ zu ermitteln, wurde eine Bestimmung des Glühverlustes vorgenommen.

Da das Frischgewicht (Abtropfgewicht) aufgrund unterschiedlicher Mengen von anhängendem Wasser eine nicht reproduzierbare Bezugsgröße darstellt (vgl. KRAUSCH 1976), beziehen sich die Angaben in der Untersuchung jeweils auf ein durchschnittliches Frischgewicht des Pflanzenmaterials. Es wird im folgenden das Verhältnis vom Trockengewicht der abgelagerten Schwebstoffe zum durchschnittlichen Frischgewicht des pflanzlichen Materials in Prozent angegeben.

Parallel zur Probennahme erfolgte die Messung der Strömungsgeschwindigkeit im Umfeld der beprobten Pflanzen. Außerdem wurden Daten zum Deckungsgrad und zum vegetativen und fertilen Zustand der beprobten Pflanzen erhoben.

Untersuchungen und Probenahmen zur Schwebstoffablagerung wurden in der Emmer oberhalb von Schieder an einem etwa 500 m langen Abschnitt zwischen Wöbbel und Nessenberg durchgeführt. Der Fluß ist begradigt und weist 3-4 m Breite sowie eine durchschnittliche Tiefe zwischen 10 und 90 cm auf. Der Untergrund besteht, je nach Strömungsgeschwindigkeit, aus Kies und Steinen oder, in strömungsarmen Zonen, aus feinkörnigem Material überwiegend schluffig-toniger Korngröße. Die Strömung variiert örtlich stark und erreicht an der Wasseroberfläche bei mittlerem Wasserstand Geschwindigkeiten zwischen 3 cm/s und 78 cm/s. Bei Hochwasser werden Strömungsgeschwindigkeiten bis zu 105 cm/s erreicht. Die Emmer weist nach eigenen Beobachtungen regelmäßig eine hohe Transportrate suspendierter Feststoffe auf, die aus der Bodenerosion im Einzugsgebiet resultiert und nach Hochwässern zu bis zu 10 cm mächtigen Schlammablagerungen an den Ufern führt.

Das Einzugsgebiet oberhalb der Untersuchungsstrecke wird zu über 60% ackerbaulich genutzt. Es überwiegen Flächen, die zwischen Ernte und Vegetationsbedeckung durch die Folgefrucht keine geschlossene Vegetationsdecke aufweisen und damit einer Bodenerosion gute Angriffsflächen bieten. In der flächenhaften Erosion auf Ackerflächen, z.B. von Schluff, Feinsand oder Humusbestandteilen, sieht GARBRECHT (1986) die wesentliche Ursache für allochthone Schwebstoffe in der Emmer.

D Ergebnisse standortkundlicher Untersuchungen

1. Hydrochemische Untersuchungen

Die hydrochemische Zusammensetzung eines Fließwassers ist primär vom geologischen Aufbau des ober- und unterirdischen Wassereinzugsgebietes und sekundär von anthropogenen Belastungen abhängig. Vom geogenen Ionengehalt des Grund- oder Oberflächenwassers hängen einige für die Vegetation wichtige Parameter ab, so die Karbonathärte, die für die Ausbildung von Hart- oder Weichwasserflüssen mit ihren spezifischen Hydrophyten-Gesellschaften verantwortlich ist, oder die geogene Chlorid-Fracht, aus der natürliche Standorte für salztolerante Arten und Gesellschaften resultieren. Geogenen Ursprungs sind z.T. erhöhte Konzentrationen von Fe-Verbindungen in Bächen aus Einzugsgebieten mit Moorbildungen oder Podsolen. Anthropogene Belastungen resultieren überwiegend aus dem Eintrag von Trübstoffen, O₂-zehrenden Verbindungen, eutrophierend wirkenden Nährstoffen und toxischen Verbindungen.

Einen Überblick über die Ergebnisse der hydrochemischen Untersuchungen, bezogen auf einzelne Parameter, geben die folgenden Grafiken. Die in den Erläuterungen auftauchenden Nummern beziehen sich auf die Probepunkte.

Die hydrochemischen Standortbedingungen einzelner Pflanzengesellschaften werden im Kapitel F erläutert. Eine Bewertung der hydrochemischen Parameter, bezogen auf die unterschiedlichen Gesellschaften, sowie ein Vergleich der Werte untereinander erfolgt im Kapitel G.

pH-Wert

Abb. 10 zeigt die mittleren pH-Werte an den Probepunkten.

- Bever, Else und Emmer führen bei pH-Werten von >8 karbonat- und sulfatreiches Wasser mit Gesamthärten von über 3 mmol/l und Karbonathärten von über 2 mmol/l. Die bereits hohe, natürliche Pufferkapazität wird z.T. durch Einleitung ungenügend geklärter Abwässer verstärkt.
- Ems, Furlbach und Haustenbach mit mittleren pH-Werten von 7,4-8 durchfließen karbonatarmer Sande, werden aber in den Quellzonen von karbonatreichem Grundwasser gespeist. Der Anstieg des pH-Wertes bei der Ems ist auf die Einleitung von Abwässern zurückzuführen. Das starke Ansteigen des pH-Wertes im Oberlauf des Haustenbachs (Nr.36) ist auf dichte, wintergrüne Bestände des *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* zurückzuführen.
- Meerbach, Auter, Lachte und Lutter weisen überwiegend pH-Werte von 7-7,4 auf. Bei Meerbach und Auter ist ein Rückgang der Werte im Verlauf der Fließstrecke festzustellen. Die anfangs hohe Pufferkapazität resultiert aus der Einleitung geklärter Abwässer, die zu einer Gesamthärte von über 2 mmol/l führt. Sie wird im Verlauf durch den Zustrom karbonatarmer und huminsäurereichen Wassers vermindert. Lutter und Lachte zeigen einen gegenläufigen Trend, der pH-Wert nimmt im Verlauf zu, eine Folge der Belastung mit puffernd wirkenden Verbindungen. Nur der Oberlauf der Lutter weist den für ungestörte Sandbäche typischen pH-Wert von deutlich unter 7 bei einer Gesamthärte von unter 0,5 mmol/l auf.

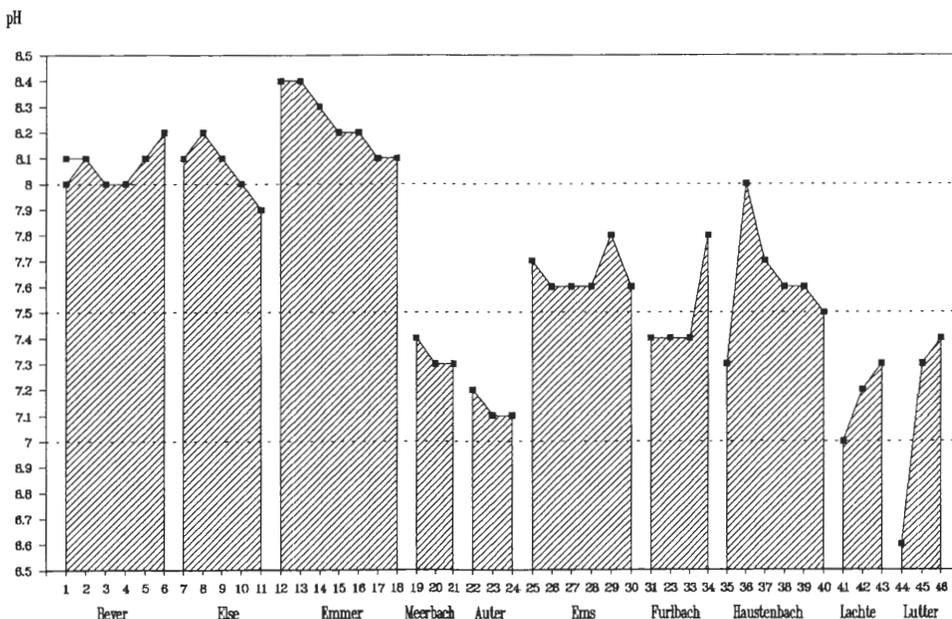


Abb. 10: Mittlere pH-Werte der untersuchten Fließgewässer

Härte

Die Grafik in Abb. 11 zeigt die durchschnittlichen Werte der Gesamt- und Karbonathärte an den Probepunkten.

- Bever, Else und Emmer liegen mit Gesamthärten von 3-4 mmol/l in einem für Fließgewässer aus karbonatischen Einzugsgebieten typischen Bereich. Die extrem hohe Härte des Salzbaches resultiert aus hohen Konzentrationen gelöster Salze und Ca-Karbonate im Quellwasser. Die Werte verringern sich deutlich beim Zusammenfluß von Salz- und Süßbach, dem Beginn der Bever. Eine Folge der CO₂-Assimilation ist die biogene Entkalkung, wie sie sich u.a. in der Emmer bei der Passage durch den Emmer-Stausee (Nr.14-15) bemerkbar macht.
- Ems, Furlbach und Haustenbach stellen Mischtypen mit abnehmender Härte dar, die aus der Kombination von hartem Quellwasser mit im weiteren Verlauf zuströmendem, weicherem Grundwasser resultieren. Beim Haustenbach (Nr.38) führen Abwässer zu einer Aufhärtung.
- Meerbach und Auter zeigen an den obersten Probepunkten (Nr.19,22) starke Abweichungen zwischen den Werten von Gesamt- und Karbonathärte, eine Folge von Einleitungen geklärter Abwässer. Im weiteren Verlauf wird die Härte durch den Zustrom weichen Grundwassers beeinflusst.
- Lachte und Lutter sind karbonatarme Bäche, die mit zunehmender Lauflänge eine Aufhärtung erfahren.

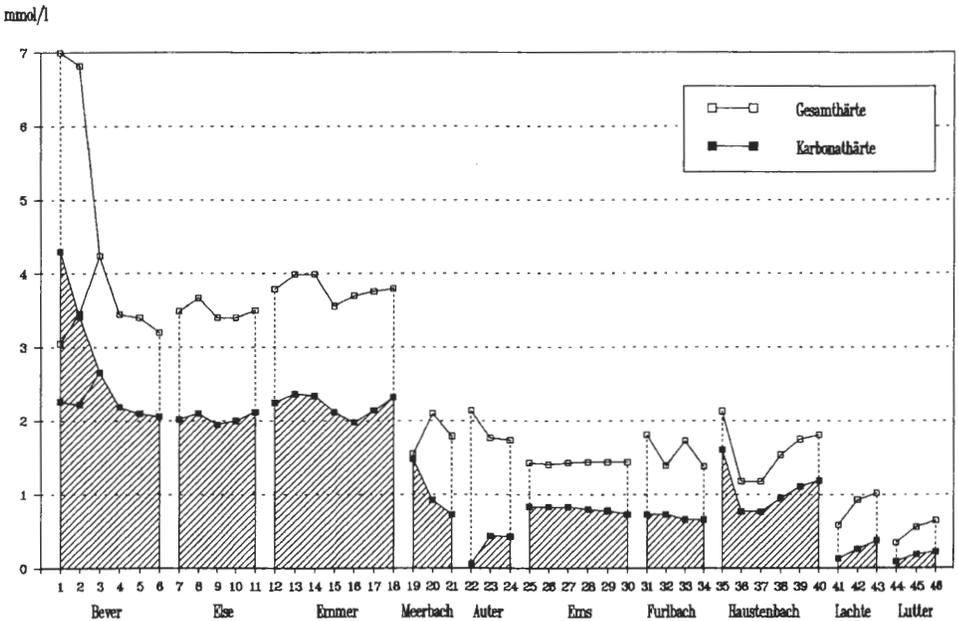


Abb. 11: Durchschnittliche Gesamt- und Karbonathärte an den Probepunkten

Sauerstoffgehalt

Abb. 12 zeigt die durchschnittlichen Werte der Sauerstoffsättigung.

- Deutliche O₂-Defizite durch die Belastung mit organischen Stoffen (s. BSB), in

Verbindung mit einer beginnenden Verödung, liegen im Unterlauf von Else (Nr.11) und Emmer (Nr.16,18), im Oberlauf des Meerbachs sowie punktuell im Unterlauf des Haustenbachs (Nr.39) vor.

- Die deutliche O_2 -Übersättigung bei Bever und im Oberlauf der Else resultiert aus großer Phytomasse infolge stark eutrophierender Einflüsse.
- Das O_2 -Defizit des quellnahen Bereiches des Haustenbachs (Nr.35) ist die Folge des Zustroms von O_2 -armem Grundwasser. Das Defizit wird stromabwärts durch phyto-genen und physikalischen Sauerstoffeintrag ausgeglichen.
- Die restlichen Probepunkte weisen mit 90-100% O_2 -Sättigung unauffällige Werte auf.

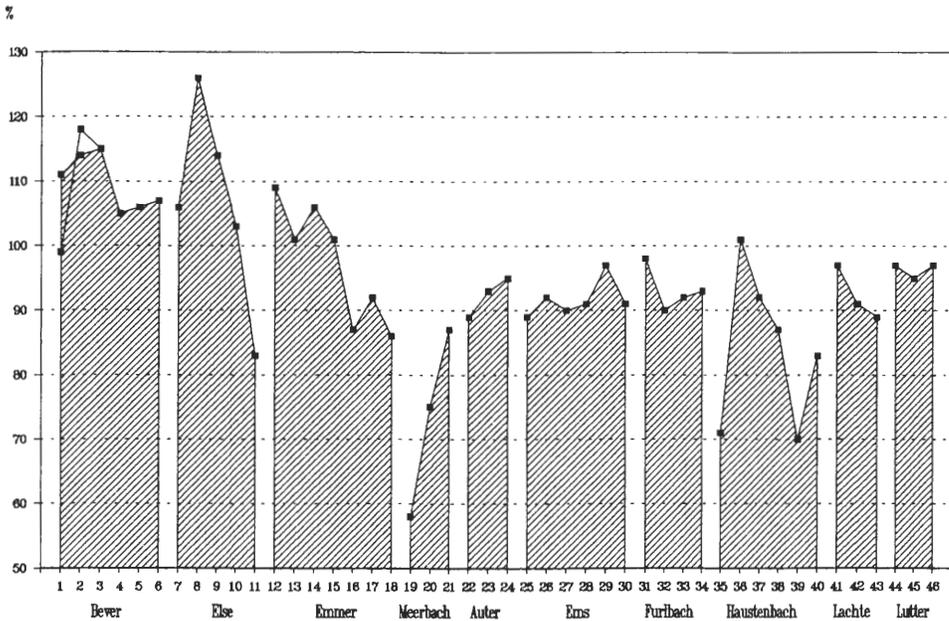


Abb. 12: Durchschnittliche Sauerstoffsättigung an den Probepunkten

Biochemischer Sauerstoffbedarf (BSB)

Abb.13 zeigt im Vergleich mit Abb.12 den engen Zusammenhang zwischen O_2 -Sättigung und den durchschnittlichen Werten für BSB_2 bzw. BSB_5 .

- Die Unterläufe von Else und Emmer, die Oberläufe von Salzbach, Meerbach und Auter sowie ein Probepunkt am Unterlauf des Haustenbaches (Nr.38) zeigen deutlich erhöhte BSB-Werte, die auf die Güteklassen II-III bzw. III hindeuten. Nicht lineares Verhalten zwischen BSB_2 und BSB_5 weist auf eine O_2 -zehrende Nitrifikation von Ammonium hin, wobei für 1 mg NH_4^+ 4,6 mg O_2 verbraucht werden, eine Annahme, die durch einen Vergleich mit den Ammonium-Werten Bestätigung findet.
- Der überwiegende Teil der Probepunkte wird aufgrund der BSB_5 -Werte von 2-5 mg/l als mäßig belastet eingestuft.
- Geringe Belastungen weisen nur die Lutter und der Oberlauf des Haustenbachs auf.

mg/l

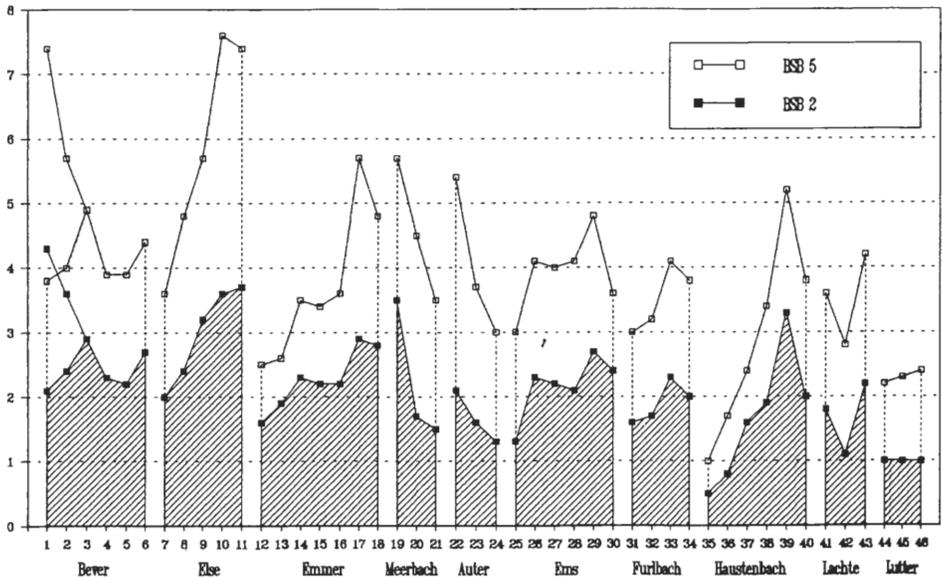


Abb. 13: Durchschnittliche Werte von BSB₂ und BSB₅ an den Probestellen

Stickstoffhaushalt

Die durchschnittlichen Konzentrationen von Nitrat-N und von der Summe anorganischer N-Verbindungen an den Probestellen sind in Abb. 14 dargestellt.

- Bei Bever, Else und Meerbach, dem Unterlauf der Emmer, dem Oberlauf der Auter sowie bei einem Probestellen des Haustenbaches (Nr.39) fallen Differenzen von > 0,5 mg N/l zwischen den Konzentrationen von Nitrat-N und der Summe anorganischen Stickstoffs auf, die in allen Fällen eine Folge von Einleitungen ungenügend geklärt Abwässer sind, wie ein Vergleich mit den entsprechenden Werten für Ammonium (Abb.16), Nitrit (Abb.15) und Phosphat (Abb.17) zeigt.
- Die geringsten Störungen treten bei der Lutter und dem Oberlauf des Haustenbaches sowie, mit Einschränkungen, in den oberen Bereichen von Ems und Furlbach auf.

Weiterhin zeigt Abb. 15, daß mit Ausnahme der Oberläufe von Ems, Furlbach, Haustenbach, Lachte und Lutter die restlichen Bereiche mit z.T. deutlich über 0,1 mg/l liegenden Werten erheblich erhöhte Nitrit-N-Konzentrationen aufweisen.

Orthophosphat

Abb. 17 zeigt die durchschnittlichen Werte für Orthophosphat an den Probestellen.

- Die Phosphat-peaks, die im Verlauf fast aller Bäche und Flüsse auftreten, sind immer Ausdruck der Einleitung ungenügend geklärt Abwässer, eine Feststellung, die durch den annähernd parallelen Konzentrationsanstieg bei Phosphat und Stickstoff in Else, Emmer, Ems, Furlbach und Haustenbach unterstrichen wird. Durch den Zustrom P-armen Grundwassers sowie biogener und abiogener Selbstreinigungsprozesse kommt es im Verlauf von Bever, Meerbach und Auter zu einer Abnahme der Orthophosphatkonzentration.

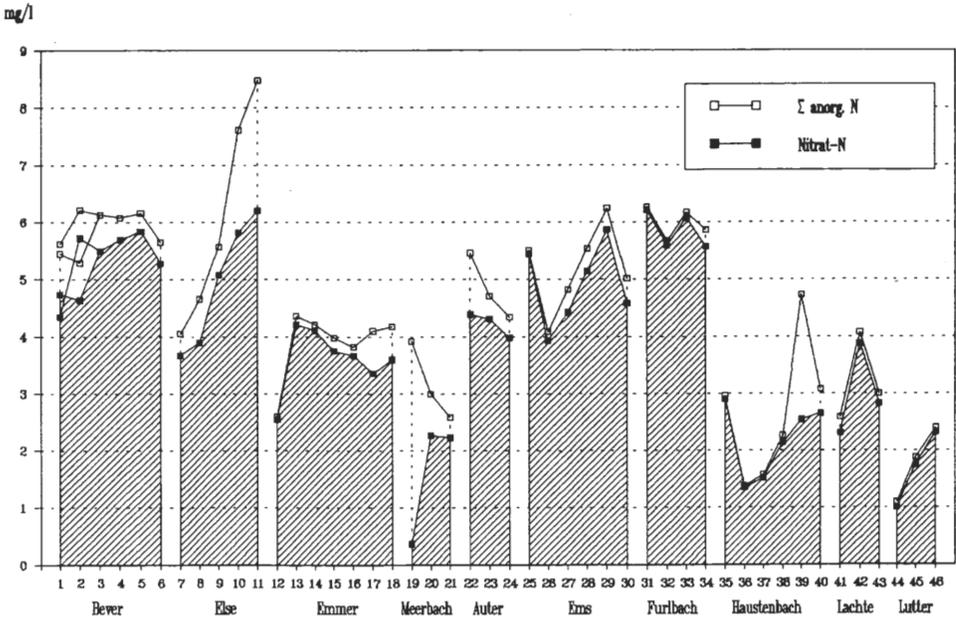


Abb. 14: Durchschnittliche Konzentrationen des Nitrat-N und der Summe anorganischen Stickstoffs an den Probestellen

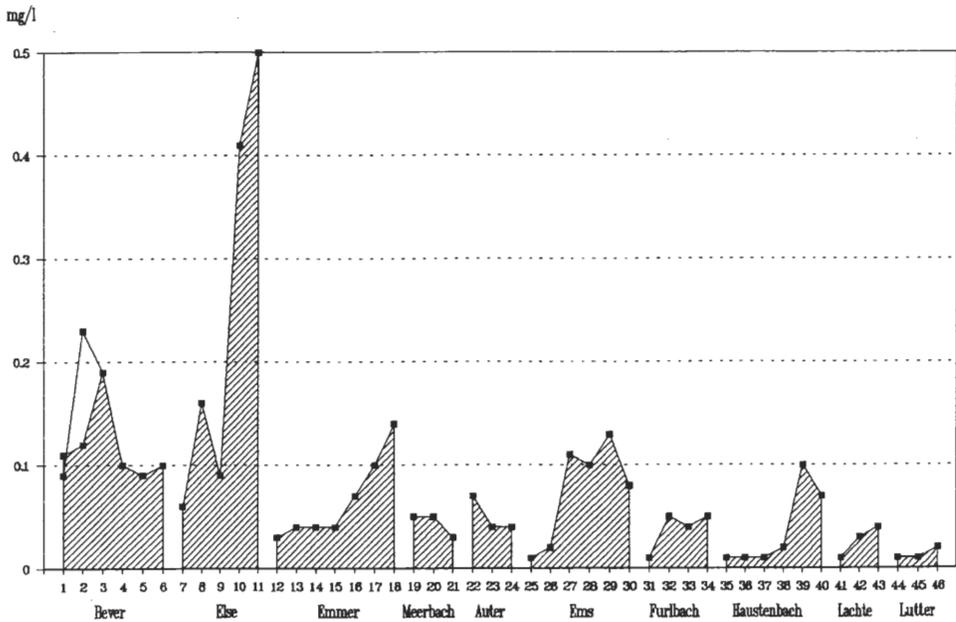


Abb. 15: Durchschnittliche Konzentrationen des Nitrit-N an den Probestellen

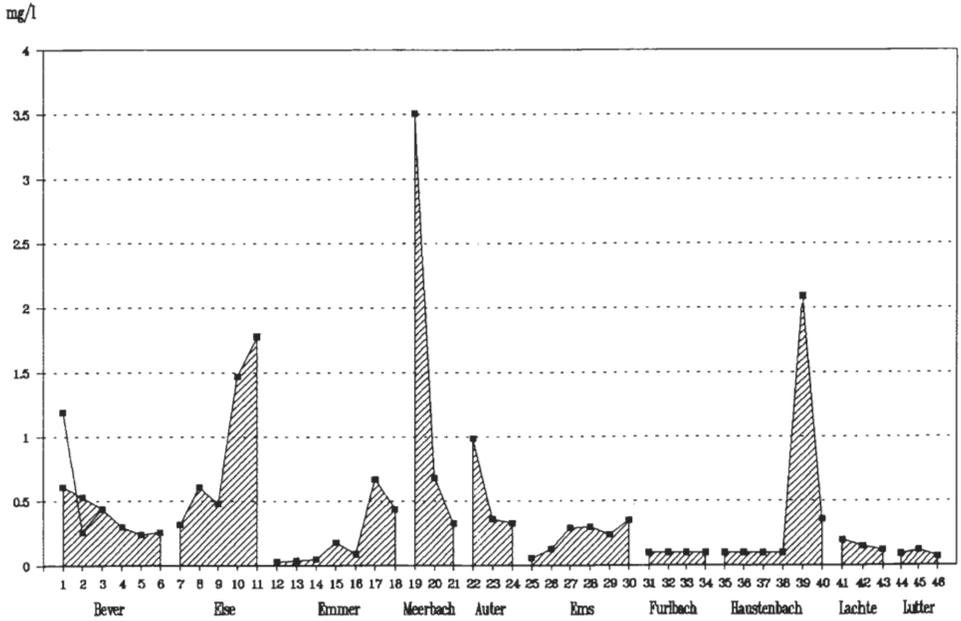


Abb. 16: Durchschnittliche Konzentrationen des Ammonium-N an den Probepunkten

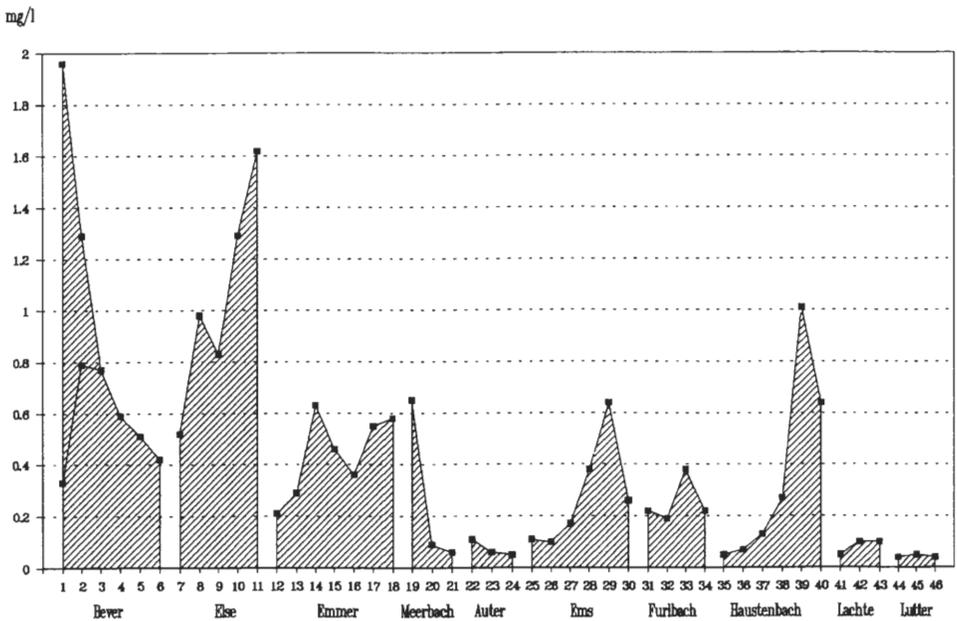


Abb. 17: Durchschnittliche Konzentrationen des Orthophosphates an den Probepunkten

- Der rasche Abfall der Phosphat-Konzentration im Meerbach wird zu einem Teil durch Ausfällung eines unlöslichen Eisen-Phosphat-Komplexes hervorgerufen. Ähnliches gilt auch für die insgesamt niedrige Konzentration in der Auter. In beiden Fällen wurden im Sediment deutlich erhöhte Phosphat-Konzentrationen festgestellt.
- Die geringsten Störungen durch Phosphat-Eintrag treten bei der Lutter und dem Oberlauf des Haustenbaches sowie, mit Einschränkungen, in dem oberen Bereich der Ems auf.

Sulfat

Die durchschnittlichen Sulfatkonzentrationen an den Probepunkten sind in Abb. 18 dargestellt.

- Die Sulfatkonzentrationen des Salzbaches (Oberlauf der Bever) von etwa 200 mg/l entstammen der Solequelle.
- Die kontinuierlich zwischen 120-150 mg/l liegende Sulfat-Konzentration in Else und Emmer ist weitgehend auf den geogenen Sulfat-Gehalt ihrer Einzugsgebiete zurückzuführen.
- Ems, Furlbach, Haustenbach, Lachte und Lutter spiegeln den insgesamt geringeren Sulfat-Gehalt der sandigen Einzugsgebiete wider.
- Bei Meerbach und Auter, denen Grundwässer aus Moorgebieten zufließen, ist ein Zusammenhang zwischen den für Sandgebiete untypisch hohen Konzentrationen und Denitrifizierungs-Prozessen im zuströmenden Grundwasser nicht auszuschließen.

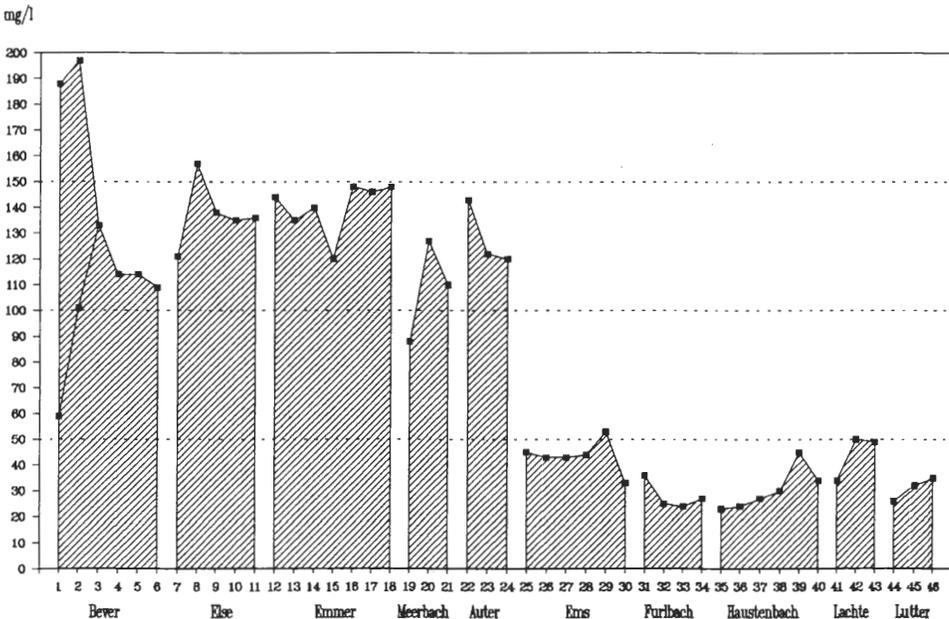


Abb. 18: Durchschnittliche Konzentrationen des Sulfats an den Probepunkten

Chlorid

In Abb. 19 sind die durchschnittlichen Konzentrationen für Cl^- an den Probepunkten dargestellt.

- Die quellnahen Probepunkte von Emmer (Nr.12), Ems (Nr.25) und Haustenbach (Nr.35) zeigen besonders gut den geringen Chlorid-Gehalt weitgehend von Fäkalien unbelasteter Gewässer. Im weiteren Verlauf ist der fast kontinuierliche Anstieg der Konzentration auf über 30 mg/l erkennbar.
- Die hohen, natürlichen Chlorid-Konzentrationen des Salzaches (Nr.1) werden im weiteren Verlauf der Bever kontinuierlich durch den Zustrom von Grundwasser vermindert. Ähnliche Verdünnungseffekte treten auch bei Furlbach und Lutter (Nr.45) auf.
- Der Anstieg der Chlorid-Konzentration im Unterlauf der Else/Werre beruht auf der Einleitung von Sole aus dem Gebiet von Bad Salzuflen.

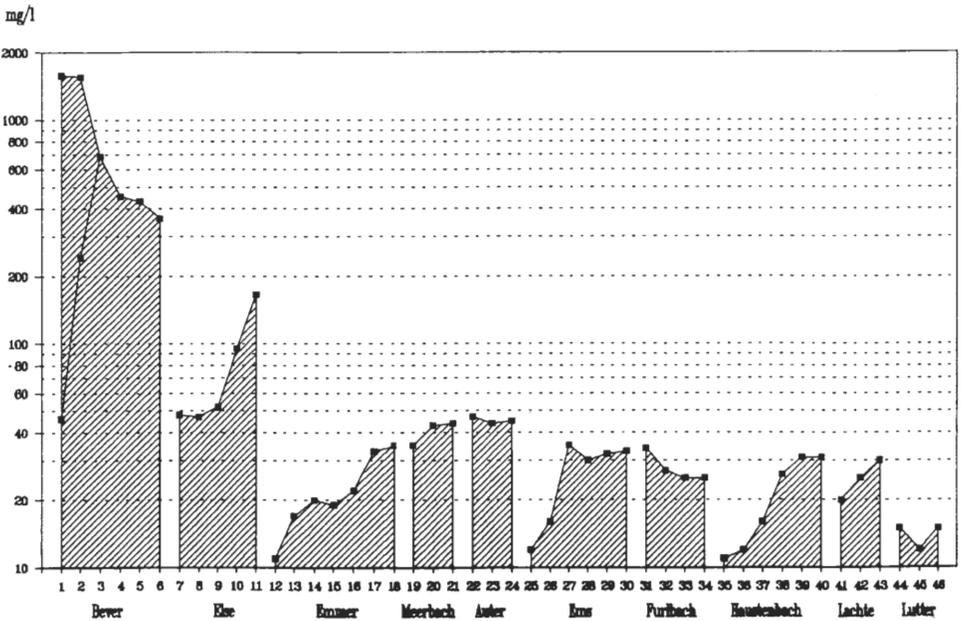


Abb. 19: Durchschnittliche Konzentrationen des Chlorids an den Probepunkten

Eisen

Abb. 20 zeigt die durchschnittlichen Eisen-II-Konzentrationen in den Gewässern.

- Für die vorliegende Untersuchung sind nur die erhöhten Mittelwerte der Fe^{II} -Konzentrationen in Meerbach und Auler von Bedeutung. In beiden Fließgewässern kam es streckenweise durch die Ausfällung von Fe-Oxiden und -Hydroxiden zu Trübungen des Wassers und zur Sedimentation von ausgefällten Fe-Verbindungen. Als Folge von Trübung und Sedimentation wurden Beeinträchtigungen der Vegetation durch mangelhafte Lichtversorgung festgestellt.

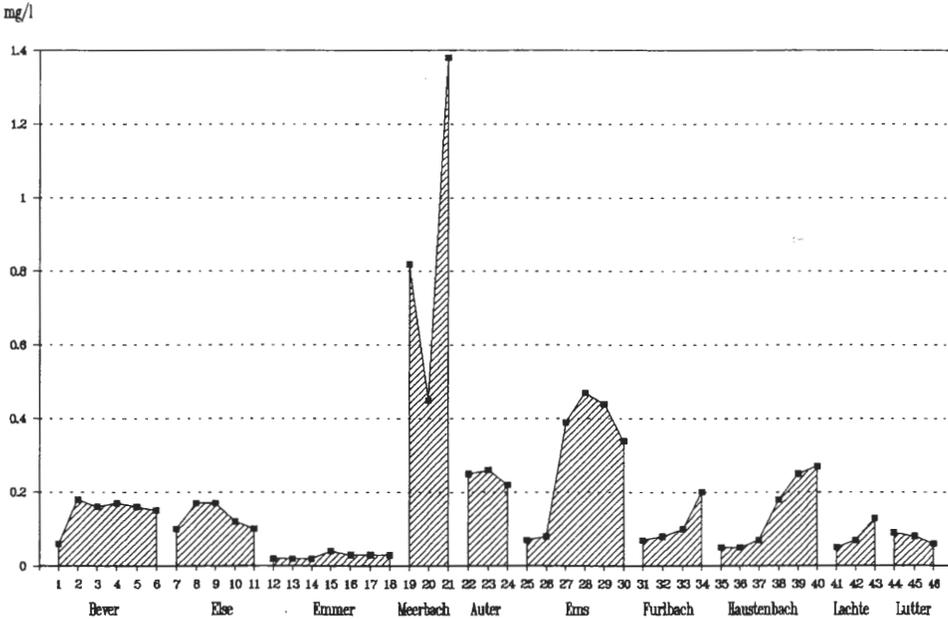


Abb. 20: Durchschnittliche Konzentrationen des Eisen-II an den Probepunkten

2. Hydrophysikalische Untersuchungen

Während hydrochemische Parameter, als Nährstoffe oder Gifte, Einfluß auf den Stoffwechsel der Hydrophyten nehmen, bestimmen hydrophysikalische Faktoren wie Licht oder Strömung den Energiehaushalt bzw. die äußere Gestalt der Individuen. Ein Vergleich zwischen der räumlichen Verteilung bestimmter hydrochemischer bzw. hydrophysikalischer Standortfaktoren und der Verbreitung von Gesellschaften oder Arten zeigt die große Bedeutung physikalischer Parameter auf.

2.1 Wassertemperatur

Es werden Fließgewässer bzw. -abschnitte betrachtet, die der Salmoniden-Region (Oberläufe; Rhithral) mit einer Temperaturamplitude unter 20° C bzw. der Cypriniden-Region (Mittel- und Unterläufe; Potamal) mit einer Temperaturamplitude über 20° C zuzuordnen sind.

In Abb. 21 sind die Mittelwerte sowie die Temperaturamplituden der untersuchten Fließgewässer dargestellt. Die Mittelwerte der Wassertemperatur bewegten sich im Untersuchungszeitraum zwischen 9,9° C und 14,2° C, die der Temperaturamplitude überwiegend zwischen 15° C und 19,4° C. Drei der Gewässer fielen durch deutlich abweichende Amplituden auf. So wies die Else eine im Durchschnitt 4,5° C höhere Temperaturamplitude sowie die höchsten Temperatur-Werte im Jahresdurchschnitt auf. Ursachen für diesen Umstand sind in einem geringen Grundwasserzuström und fehlender Beschattung bei geringer Wassertiefe zu suchen.

Ems, Furlbach und Haustenbach hatten sehr geringe Temperaturamplituden im Bereich der Quellbäche, eine Folge andauernden Grundwasserzuströms. Zuströmendes Grund-

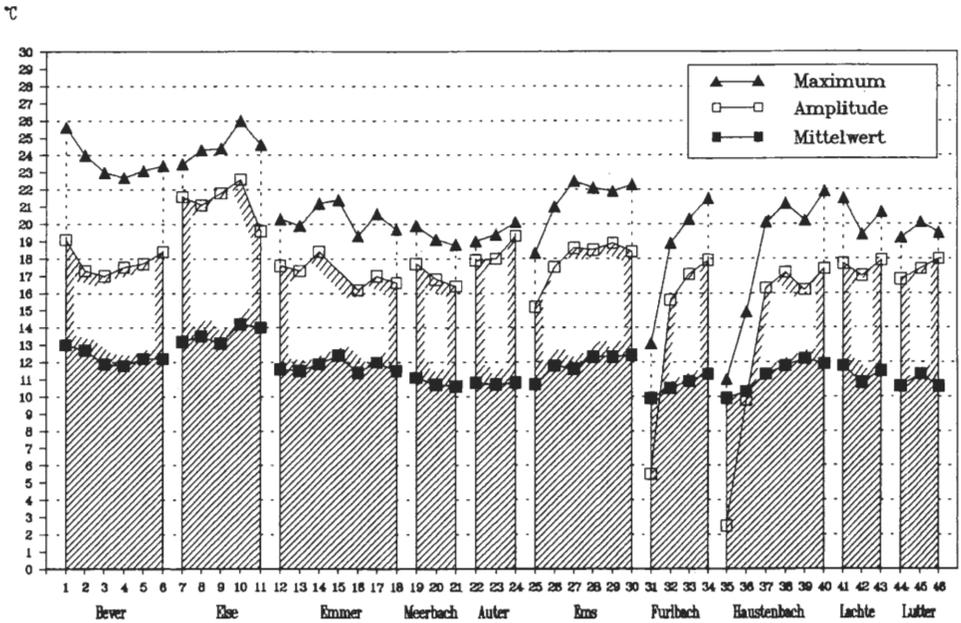


Abb. 21: Mittel- und Maximalwerte sowie Amplitude der Wassertemperatur an den Probepunkten

wassers senkte im Sommerhalbjahr in einigen Abschnitten die Wassertemperatur spürbar. Dies gilt besonders für Bäche, die im Bereich pleistozäner Lockersedimente verlaufen, da hier der Kontakt mit dem Grundwasser besonders ausgeprägt ist. Derartige Grundwasserzutritte waren bei Bever, Meerbach, Auter, Lutter feststellbar.

Die Temperaturabnahme in der Emmer (Nr.16) beruht dagegen auf dem Zufluß kühlerer Oberflächengewässer.

2.2 Leitfähigkeit

Basierend auf zahlreichen Messungen im Untersuchungsgebiet und unter Berücksichtigung der geologischen Situation wurden für den norddeutschen Raum Grenzwerte zur Beurteilung der Trophie von Fließgewässern anhand der Leitfähigkeit aufgestellt (s. Tab.5). Bewußt wurde bei der Unterteilung in Weich- und Hartwasser ein Konzentrationsprung von 1 mmol/l Gesamthärte gewählt. Der Bereich zwischen 1 mmol/l und 2 mmol/l wird von Mischwässern eingenommen, bei denen eine Ansprache der Trophie über die Leitfähigkeit nur nach gründlicher Recherche der hydrogeologischen Verhältnisse vorgenommen werden sollte. Einen Sonderfall stellen die als salinar gekennzeichneten Wässer dar. In vielen Fällen sind Werte von über 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ als Hinweis auf anthropogene Verunreinigungen durch die Einleitung sehr elektrolytreicher Lösungen aufzufassen. Es ist aber zu beachten, daß es in Norddeutschland eine Reihe von natürlichen Solequellen gibt, die den gleichen Effekt haben, wie das Beispiel der Bever zeigt.

Die verschiedenen untersuchten Bäche und Flüsse zeigen in ihren unterschiedlichen Abschnitten einen Querschnitt durch die in Norddeutschland vertretenen Leitfähigkeiten (Abb.22). Die Lutter und der Oberlauf des Haustenbaches sind aufgrund ihrer Leitfähigkeit und der gemessenen Nährstoffkonzentrationen als nährstoffarm bis mäßig nährstoffreich einzustufen, wobei im Fall der Lutter von sand-oligotroph bis mesotroph und im

Tab. 5: Grenzwerte für die Beurteilung der Nährstoffsituation anhand der Leitfähigkeit unter Berücksichtigung der geogenen Wasserhärte

	Einzugsgebiet frei von Karbonatgesteinen (Weichwasser) Gesamthärte < 1 mmol/l	Einzugsgebiet mit Karbonatgesteinen (Hartwasser) Gesamthärte > 2 mmol/l
- nährstoffarm (oligotroph)	< 150 $\mu\text{S/cm}$	< 400 $\mu\text{S/cm}$
- mäßig nährstoffreich (mesotroph)	150-250	400-600
- nährstoffreich (eutroph)	250-400	600-800
- überdüngt (hypertroph)	> 400	> 800
- salzhaltig (salinar)	> 1000	> 1000

Fall des Haustenbaches von kalk-oligotroph bis mesotroph gesprochen werden kann. Der Haustenbach verläuft zwar durch ein pleistozänes Sandgebiet, führt aber im Oberlauf kalkhaltiges Quellwasser.

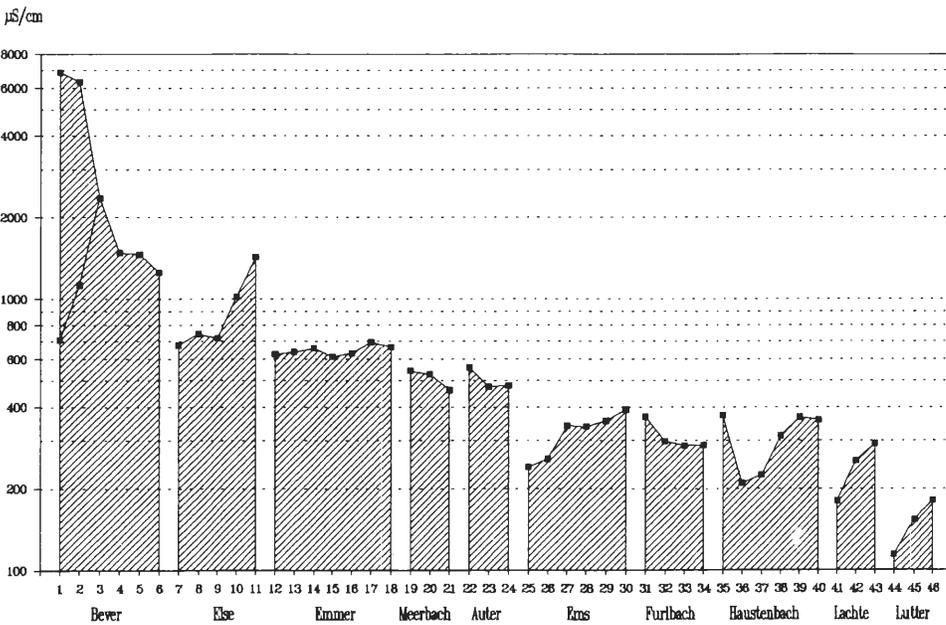


Abb. 22: Durchschnittliche Leitfähigkeiten an den Probepunkten

2.3 Strömungsgeschwindigkeit

Die Bedeutung der Strömung für die Artenkombination bei Hydrophyten wurde bereits von ACKENHEIL (1944) beschrieben. In bezug auf die Besiedlung durch Hydrophyten kommt es nicht nur auf die mittlere Strömungsgeschwindigkeit des Wassers an, sondern

besonders auf Strömungsspitzen bei Hochwässern. Die Obergrenze der Strömungsgeschwindigkeit, bei der Makrophytenbesiedlung noch feststellbar war, lag bei 100-110 cm/s (vgl. ROLL 1939; ACKENHEIL 1944; WEBER-OLDECOP 1969).

Die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit im Stromstrich der Bäche und Flüsse des Untersuchungsgebietes betrug in energiereicheren Abschnitten, dies sind zumeist die Oberläufe, 25-60 cm/s und in den energiearmen Bereichen 10-25 cm/s (s. Tab.6). In Stillwasserzonen reduzierte sich die Strömung bis zur Stagnation. Bei Hochwässern wurden gegenüber dem Durchschnitt um 50-100% höhere Fließgeschwindigkeiten registriert. Die Marke von 25 cm/s trennt in etwa den Bereich der Pflanzengesellschaften des rasch strömenden Milieus von dem Bereich der Gesellschaften des ruhiger fließenden Milieus (vgl. ACKENHEIL 1944).

Tab. 6: Durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeiten bei Mittelwasser und bei Hochwasser im Untersuchungsgebiet

	Mittelwasser	Hochwasser
Salzbach (Oberlauf der Bever)	44 cm/s	---
Bever (Unterlauf)	9 cm/s	21 cm/s
Haustenbach (Oberlauf)	35 cm/s	---
Ems (Oberlauf)	35 cm/s	110 cm/s
Furlbach	38 cm/s	---
Emmer (Oberlauf)	37 cm/s	83 cm/s
Meerbach	17 cm/s	---
Lutter (Unterlauf)	40 cm/s	62 cm/s
Lachte (Mittellauf)	53 cm/s	94 cm/s

Anhand der Strömungsgeschwindigkeit bei mittlerer Wasserführung und der Verteilung der Vegetation im Gewässerquerschnitt wurden für das Untersuchungsgebiet typische Zonen der Besiedlung mit Fließwassermakrophyten erarbeitet, denen bestimmte Strukturmerkmale und Wuchsformen zugeordnet sind.

1. Amphibische Zone oberhalb der Mittelwasserlinie, 0 cm/s, keine Besiedlung durch echte Hydrophyten, überwiegend Röhrichte.
2. Amphibische Zone unterhalb der MW-Linie, die besonders im Hochsommer trocken fallen kann, 0-5 cm/s, Standort von Arten, die vorübergehend terrestrische Stadien ausbilden können, z.B. *Ranunculus peltatus*, *Callitriche platycarpa*.
3. Aquatische Randzone mit ständiger Wasserbedeckung, die dem Röhricht unmittelbar vorgelagert ist. Sie unterscheidet sich vielfach kaum von lenitischen Biotopen und kann am Prallhang völlig ausfallen. Terrestrische Arten fehlen, amphibische Arten treten überwiegend in ihrer aquatischen Ausbildung auf. Es ist ein Bereich, in dem bevorzugt Formen mit Schwimmblättern vorkommen und meist zweischichtige Bestände aufbauen.
4. Aquatische Randzone ohne Kontakt zum Röhricht; hier beginnt bei Strömungsgeschwindigkeiten von 25 cm/s der Ausfall der emersen Formen von Nymphaeiden und ähnlicher Formen, zu denen u.U. auch *Potamogeton lucens* gerechnet werden kann; zweischichtig.
5. Aquatische Zentralzone; der Bereich um den Stromstrich herum beherbergt bei Strömungsgeschwindigkeiten von über 25 cm/s überwiegend rheokline bis rheophile Gesellschaften, wobei ab 50 cm/s nur noch submerse Arten oder submerse Ausbildungen.

gen auftreten, mit überwiegend langgestreckten pfriemlichen oder fein zerteilten Blättern.

Die Strömungsgeschwindigkeit, innerhalb derer eine Besiedlung durch Makrophyten möglich ist, reicht von 0 bis ca. 110 cm/s. Ob innerhalb dieser Amplitude eine Besiedlung stattfindet, hängt von der Kombination der Strömung mit anderen Faktoren ab. In der Tab. 7 sind einige Randbedingungen für eine Besiedlung strömungsreicher Standorte im Zusammenhang mit der Ausbildung des Untergrundes, der Schwebstofffracht und der Durchlichtung aufgeführt, wie sie im Rahmen der vorliegenden Untersuchung ermittelt wurden.

Tab. 7: Grenzgeschwindigkeiten für die Besiedlung von Fließwasserstandorten mit Makrophyten im Zusammenhang mit unterschiedlichen Standortfaktoren

felsig, steiniger Untergrund	wenn eine besiedlungshemmende Grenzgeschwindigkeit (ca. 110 cm/s) unterschritten wird, ist die Besiedlung in klarem Wasser durchgehend möglich
sandiger Untergrund	wenn unterhalb einer Grenzgeschwindigkeit (ca. 40-50 cm/s) besiedlungsfeindliches Sandtreiben aufhört, ist Besiedlung in klarem Wasser durchgehend möglich
schlammiger Untergrund	wenn Schlamm durch die Strömung nicht verwirbelt wird und zu einer Trübung führt, ist die Besiedlung in klarem Wasser durchgehend möglich
klarer Wasserkörper	wenn eine Grenzgeschwindigkeit (ca. 110 cm/s) unterschritten wird und die Untergrundbeschaffenheit es zuläßt, ist eine Besiedlung durchgehend möglich
hoher Schwebstoffanteil	wenn die Strömung (über einer Grenzgeschwindigkeit von ca. 3-10 cm/s) eine zu starke Sedimentation auf Blattflächen verhindert, ist die Besiedlung ausreichend durchlichteter Zonen möglich
Lichtgenuß	Die Toleranz gegenüber der Strömung geht bei abnehmender Durchlichtung zurück

2.4 Durchlichtung

Eine Auswertung der Schätzwerte des Trübungsgrades zeigt die Grafik in Abb. 23. Es sind die Durchschnittswerte der über einen Zeitraum von jeweils rund 2 Jahren registrierten Trübungsdaten aufgetragen. In den meisten Fällen zeigt sich eine Zunahme der durchschnittlichen Trübung mit der Lauflänge. Ausnahmen hiervon bilden Bever und Auer, die beide im Oberlauf bereits einen relativ hohen Trübungsgrad aufweisen, aber durch den Zustrom von klarem Grund- und Oberflächenwasser in ihrem Verlauf tendenziell klarer werden.

Die Quellbäche weisen überwiegend Trübungsgrade zwischen klar und fast klar auf. Ausnahmen sind, neben den bereits erwähnten Bereichen von Bever und Auer, die Else und der Meerbach, die bereits an ihrem Beginn als opalisierend bis schwach getrübt einzustufen sind. Dies beruht im Falle des Meerbaches auf seinem Ursprung im getrühten Steinhuder Meer. Die Else hat ebenfalls keinen Quellbach, sondern bezieht ihr Wasser aus einer Bifurkation der Hase, die hier bereits kein klares Wasser mehr führt. Für

Trübungsgrad

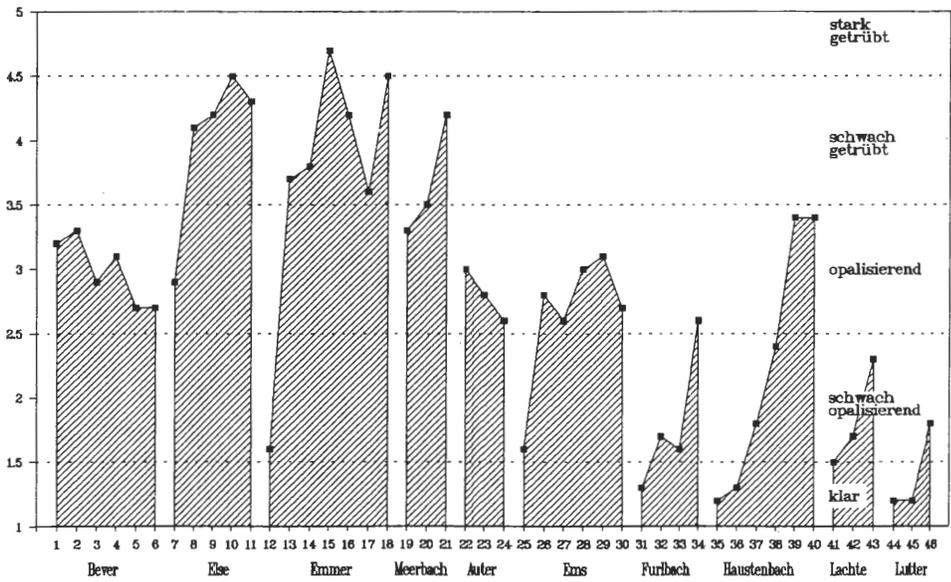


Abb. 23: Durchschnittlicher Trübungsgrad an den Probepunkten

die Bever wird in diesem Fall der Salzbach als Ursprung betrachtet, der von seinem Quellbereich an leicht opalisierendes Wasser führt und darüber hinaus durch Einleitungen eines Klärwerkes beeinträchtigt wird.

Betrachtet man den durchschnittlichen Grad der Trübung, den die Fließgewässer während ihres Verlaufes erreichen, so werden Unterschiede erkennbar, die u.a. vom Untergrund des Einzugsgebietes, von der Lauflänge und von möglichen anthropogenen Belastungen abhängen. Else und Emmer, deren Einzugsgebiete feinklastische Böden aufweisen, zeigen durchschnittlich schwach bis stärker getrübt Wasser, bedingt durch eine ständig vorhandene und sichtbare Schwebstofffracht. Die anderen Fließgewässer mit Einzugsgebieten ohne feinklastisches Material sind dagegen im Durchschnitt als

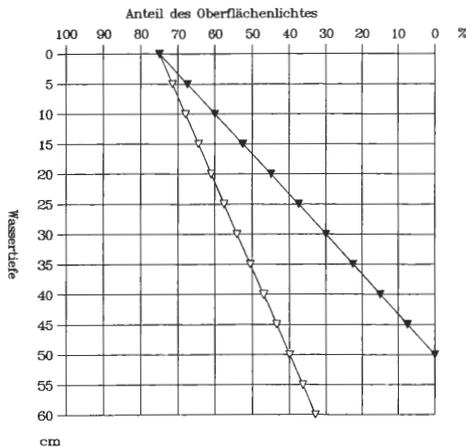


Abb. 24: Durchschnittliche prozentuale Anteile der sichtbaren Spektralbereiche des Oberflächenlichtes in Abhängigkeit von der Wassertiefe in klaren und trüben Fließgewässern

schwach opalisierend bis opalisierend einzustufen, wobei nicht beeinträchtigte Abschnitte, die in der Kulturlandschaft immer seltener werden, von Natur aus klar sind.

Die Auswertung der Messungen der Beleuchtungsstärke zeigt einen starken Abfall der Lichtintensität unmittelbar unterhalb der Wasseroberfläche, der im wesentlichen auf der Reflexion an der Wasseroberfläche beruht. In Abb. 24 ist die mittlere Abnahme der Lichtintensität mit der Wassertiefe in Abhängigkeit von der Trübung durchschnittlicher Fließgewässer im Untersuchungsgebiet graphisch dargestellt. Auf der Basis von 29 Meßreihen ergibt sich für klare bis sehr schwach getrübe Fließgewässer ein durchschnittlicher Lichtverlust im sichtbaren Spektralbereich von 7% auf 10 cm Wassersäule, wobei das Minimum 4,2% und das Maximum 9,3% beträgt. Demgegenüber ist in trüben bis sehr trüben Fließgewässern mit durchschnittlich 15% Lichtverlust auf 10 cm Wassersäule zu rechnen, wobei das Minimum 11,5% und das Maximum 28,9% aufweist.

Analog zu den Untersuchungsergebnissen an englischen Flüssen von WESTLAKE (1965) zeigen auch die nordwestdeutschen Fließgewässer charakteristische Unterschiede in der Durchlichtung. So gibt es eindeutige Unterschiede zwischen Gewässern bzw. zwischen Gewässerabschnitten im Raum sowie innerhalb eines Gewässers bzw. Gewässerab-

Tab. 8: Transmissionskoeffizienten Tk_{10cm} im Untersuchungsgebiet

Fließgewässer	Wasserführung	Tk_{10cm}
Bever	Mittelwasser	8,1 %
	Hochwasser	15,2 %
Ems	Mittelwasser	7,5 %
	Hochwasser	12,6 %
Haustenbach	Mittelwasser	6,4 %
	Mittelwasser	8,6 %
Meerbach	Hochwasser	11,8 %
	Mittelwasser	9,3 %
	Mittelwasser	8,4 %
	Hochwasser	17,5 %
	Hochwasser	13,7 %
	Hochwasser	13,4 %
Auter	Mittelwasser	8,6 %
	Hochwasser	15,1 %
Lutter	Mittelwasser	5,0 %
	Mittelwasser	6,9 %
	Mittelwasser	6,3 %
Lachte	Mittelwasser	8,6 %
	Hochwasser	11,9 %
Else	Mittelwasser	14,6 %
	Mittelwasser	21,9 %
	Mittelwasser	11,5 %
Emmer	Mittelwasser	13,8 %
	Hochwasser	28,9 %
	Mittelwasser	6,8 %
	Mittelwasser	6,3 %
	Mittelwasser	18,2 %
	Mittelwasser	4,2 %

schnitts in der Zeit. In einzelnen Fällen ist es möglich, Färbungen oder Trübungen, durch die die Durchlichtung reduziert wird, geogenen oder anthropogenen Ursachen zuzuordnen. Die Profile der relativen Beleuchtungsstärke (s. Abb.25-32) zeigen erwartungsgemäß eine tiefenabhängige Reduzierung der Lichtintensität, die überwiegend durch Eigenfarbe und Trübung modifiziert wird. Eine Zusammenstellung der Werte des Transmissionskoeffizient Tk_{10cm} erfolgt in Tab. 8.

2.4.1 Zustand der überwiegend klaren Gewässer

Fließgewässer aus überwiegend sandigen Einzugsgebieten mit geringen feinklastischen Anteilen sind von Natur aus klar. Das gilt ebenfalls für Einzugsgebiete, die vorwiegend aus Festgesteinen ohne wesentliche Überdeckung mit feinklastischen Böden bestehen. Im Untersuchungsgebiet sind dies Bever (Abb.25), Ems und Haustenbach (Abb.26), Meerbach (Abb.27), Auter (Abb.28), Lachte (Abb.29) sowie Lutter (Abb.30).

Trübungen treten normalerweise nur kurzzeitig im Zusammenhang mit Hochwasserereignissen auf und erreichen meist nicht die Intensität wie in ständig getrüben Gewässern. Andauernde Trübung in Einzugsgebieten mit nicht feinklastischen Böden ist auf anthropogenen Einfluß zurückzuführen. Die anhaltende Trübung in einigen Abschnitten der Auter ist dagegen geogen und spiegelt den Wechsel von kiesigen, flachen und sandig/schluffigen, oft tieferen Bereichen wider. So sind (halb-)schattige aber klare Bereiche über Kies besiedelt, während im gleichen Fließwasserabschnitt besonnte, trübe Bereiche vegetationsfrei bleiben.

Der durchschnittliche Tk_{10cm} beträgt 7% und der durchschnittliche Klarheitsgrad liegt bei 2-3, also schwach opalisierend bis opalisierend. Es werden Wassertiefen von über 120 cm besiedelt. Der Lichtgenuß [L%] schwankt durch die Reflexion an der Wasseroberfläche erheblich. Er erreicht aber, bedingt durch die durchschnittlich geringe Wassertiefe der untersuchten Bäche und Flüsse, nur in wenigen Fällen, so bei Kolken oder Rinnen im Stromstrich, jenen Bereich, in dem die Netto-Photosyntheseleistung auf Null absinkt. Die Eigenfarbe der überwiegend ungetrüben Fließgewässer variiert von farblos über bräunlich bis leicht grau.

2.4.2 Zustand der ständig leicht getrüben Gewässer

Fließgewässer aus Einzugsgebieten mit bindigen, feinklastischen Böden wie Lehm, Mergel und Löß weisen überwiegend eine leichte Trübung auf. Die Intensität der Trübung ist unter natürlichen Bedingungen von Niederschlagsereignissen und der Strömungsgeschwindigkeit abhängig. Im Untersuchungsgebiet wurde dieser Typ durch Else (Abb.31) und Emmer (Abb.32) repräsentiert.

Innerhalb eines Gewässers können Unterschiede in der Intensität der Trübung zwischen verschiedenen Abschnitten auftreten. Ein Beispiel für derartige Situationen ist die Emmer, die bei normaler Wasserführung während der gefälle- und strömungsarmen Passage durch den Pyrmonter Talkessel einen Teil ihrer Sedimentfracht absetzt und so im Verlauf an Trübung verliert.

Der durchschnittliche Tk_{10cm} beträgt 15% und der durchschnittliche Klarheitsgrad 4, also schwach getrübt. Der Lichtgenuß [L%] schwankt wegen der unterschiedlichen Intensität von Trübung und Reflexion sowie mit der wechselnden Wassertiefe. Bereiche von über 50-60 cm Wassertiefe sind in der Regel nicht von submersen Makrophyten besiedelt, da dort kein ausreichendes Lichtangebot vorhanden ist. Die Farbe der ständig getrüben Gewässer variiert von braun über oliv (braun-grün) bis graugrün.

In den folgenden Grafiken (Abb.25-30) sind die Anteile des Oberflächenlichtes in Abhängigkeit von der Wassertiefe in klarem und in durch Hochwasser getrübtetem Wasser von Bever, Ems, Haustenbach, Meerbach, Aufer, Lachte und Lutter dargestellt. Die folgenden Grafiken (Abb.31-32) zeigen den Anteil des Oberflächenlichtes in Abhängigkeit von der Wassertiefe in dem bei normaler Wasserführung überwiegend getrübteten Wasser von Else und Emmer.

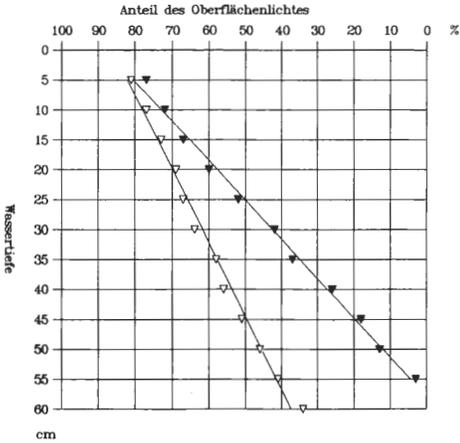


Abb. 25: Bever

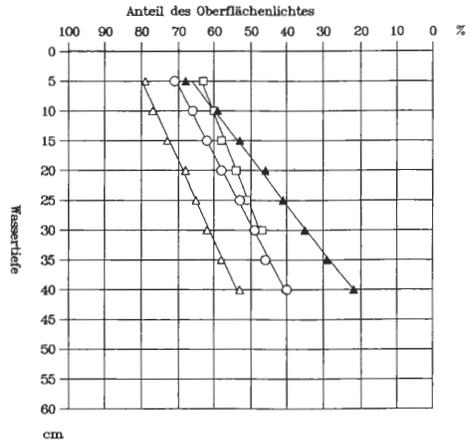


Abb. 26: Ems und Haustenbach

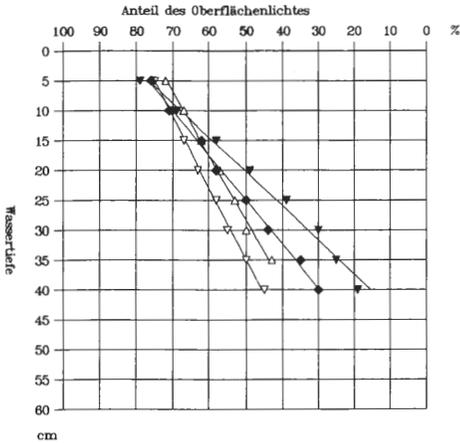


Abb. 27: Meerbach

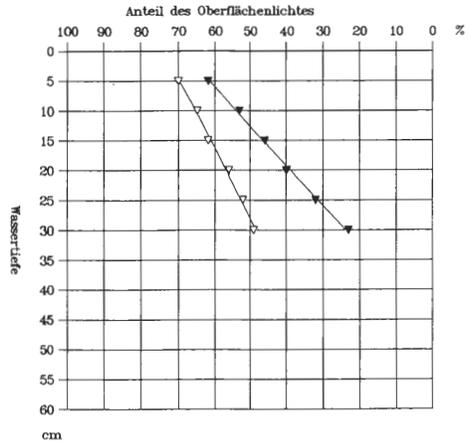


Abb. 28: Aufer

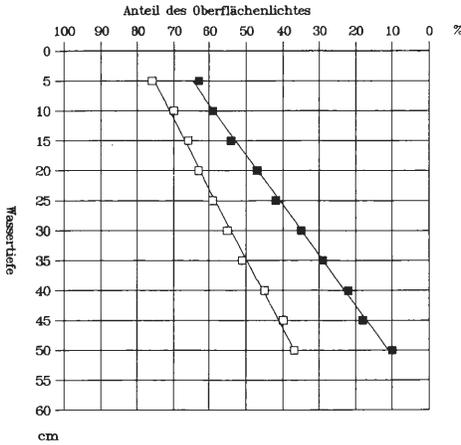


Abb. 29: Lachte

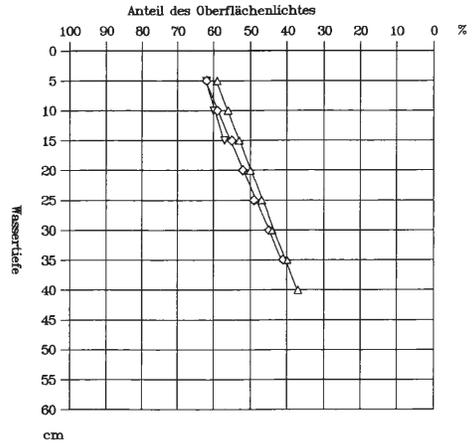


Abb. 30: Lutter

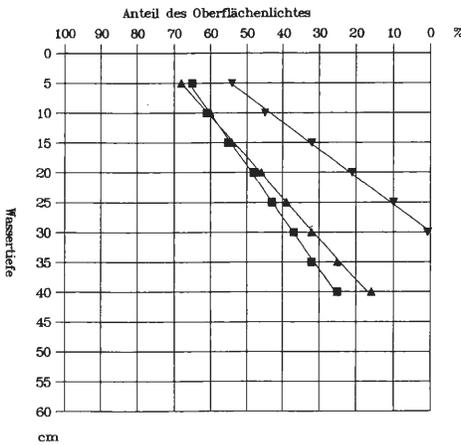


Abb. 31: Else

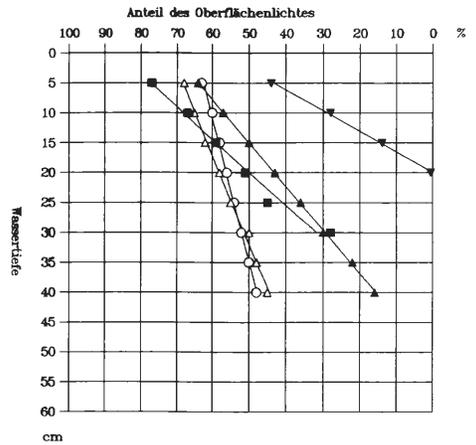


Abb. 32: Emmer

2.4.3 Auswirkungen der Durchlichtung auf die Wasservegetation

Der Einfluß des Lichtes auf die Wasservegetation wird besonders bei Bächen des Tieflandes offensichtlich, wenn beschattete, weitgehend makrophytenfreie Zonen mit unbeschatteten, makrophytenreichen Zonen abwechseln.

Wenn in unbeschatteten Abschnitten der Bäche und Flüsse Hydrophyten fehlen, also eine Verödung vorliegt, kann dies auf unterschiedliche Ursachen zurückgeführt werden. Möglich sind u.a. Vergiftungen durch Herbizide sowie toxisch wirkende Konzentrationen sonstiger Elemente oder Verbindungen, zu starke Strömung, ungeeigneter Untergrund, Lichtmangel oder mechanische Räumungsmaßnahmen.

In den untersuchten Bächen und Flüssen war häufig eine enge räumliche Abfolge von weitgehend verödeten Bereichen und von durch Hydrophyten besiedelten Abschnitten feststellbar, die in bezug auf Fließgeschwindigkeit sowie Untergrund keine signifikanten Unterschiede aufwiesen und nachweislich nicht im Rahmen der Gewässerunterhaltung geräumt waren. Aufgrund des engräumigen Wechsels dieser Zonen und der Analyse von

Wasserproben konnten toxische Einflüsse ausgeschlossen werden. Gemeinsam war allen diesen vegetationsfreien Abschnitten eine für das Gewässer überdurchschnittliche Wassertiefe bzw. Wassertrübung.

Die Beobachtung, daß breite Fließgewässer in der Mitte oft vegetationsfrei sind, ist nicht neu, doch wurde dieser Befund meist allein der dort herrschenden Strömungsgeschwindigkeit zugeschrieben. Ein weiterer Grund ist aber in der Tatsache zu suchen, daß sich in der Regel der Stromstrich sowie der tiefste Punkt des Gewässerbettes in der Mitte des Fließgewässers befinden. Damit kommt neben der Strömung als weiterer Faktor der mangelnde Lichtgenuß durch große Wassertiefe in der Gewässermitte zum Tragen. Es wird deutlich, daß neben ausreichender Besonnung des Wasserkörpers die Wassertiefe eine wesentliche Rolle für das Fehlen oder Vorhandensein von Fließwassermakrophyten spielt. Während die Wassertiefe bei Seen als bestimmender Faktor für die Verbreitungsmöglichkeit der Makrophyten seit langem bekannt ist, wird dieser Faktor bei mitteleuropäischen Fließgewässern aufgrund ihrer geringen Tiefe weitgehend außer acht gelassen. Der Lichtmangel bei größerer Wassertiefe wird darüberhinaus durch eine geogene oder anthropogene Trübung verstärkt. Da Flüsse mit größeren Einzugsgebieten normalerweise Trübstoffe mitführen, wird der bereits durch die Lichtabsorption in klarem Wasser verminderte Lichtgenuß durch Schwebstoffe zusätzlich herabgesetzt.

Die Abhängigkeit der Makrophyten-Besiedlung von der Wassertiefe im Zusammenhang mit der Durchlichtung ist deutlich erkennbar. Ähnlich wie in der oberen Donau tritt in klaren Fließgewässern eine Untergrenze der Besiedlung bei 1 bis 1,5 m auf (vgl. MAAS & KOHLER 1983). Die Auswirkungen von Trübung und Strömung auf die frühen Entwicklungsstadien submerser Makrophyten, bevor diese die Wasseroberfläche erreichen, drücken sich gut sichtbar in der zeitlich verzögerten Entwicklung aus, welche mehrere Wochen betragen kann. Je tiefer oder trüber ein Standort ist, desto weniger Hydrophyten kommen auf, und desto später treiben sie aus. Eine ganzjährige Vegetationszeit der Hydrophyten, wie sie in klaren Bächen und Flüssen anzutreffen ist, kommt an trüben Standorten in der Regel nicht vor.

2.5 Schwebstoffablagerungen auf *Myriophyllum spicatum*

Beobachtungen und Messungen an Fließgewässern zeigen eindeutige Zusammenhänge zwischen der Strömungsgeschwindigkeit, der Sedimentation mitgeführter Feststoffe und dem Besatz mit Wasserpflanzen. So treten deutliche Unterschiede zwischen den klaren, schwebstoffarmen und den getrübten, schwebstoffreichen Fließgewässern zutage. Bei näherer Betrachtung zeigen Bereiche mit geringer Strömung und starker Trübung eine meßbare Ablagerung von Schwebstoffen auf den Blättern der Hydrophyten.

Das Ergebnis der Untersuchung ist in der folgenden Grafik (Abb.33) dargestellt. Es besteht ein deutlicher Zusammenhang zwischen der Strömungsgeschwindigkeit und der Intensität der Sedimentation von Schwebstoffen auf dem pflanzlichen Material. Ab einer Strömungsgeschwindigkeit von unter 10-15 cm/s sedimentieren die Schwebstoffe in zunehmendem Umfang auf den Hydrophyten. Wie mikroskopische Untersuchungen an getrockneten Proben zeigten, beruht die Sedimentation neben detritischen Anteilen überwiegend auf der Ablagerung tonig-siltiger Partikel. Die Beobachtung, daß die Ablagerung schluffigen Materials bei Strömungsgeschwindigkeiten von einigen Zentimetern pro Sekunde feststellbar ist, widerspricht HJULSTRÖM (1934), der für die Sedimentation von Schluffen Strömungsgeschwindigkeiten $>0,1$ cm/s postuliert hat. Diese Diskrepanz muß auf die aggregierende und ausflockende Wirkung organischer Substanzen zurückgeführt werden, die schluffige Partikel an sich binden und mit ihnen als größere Aggregate abgelagert werden (vgl. FISCHER 1981).

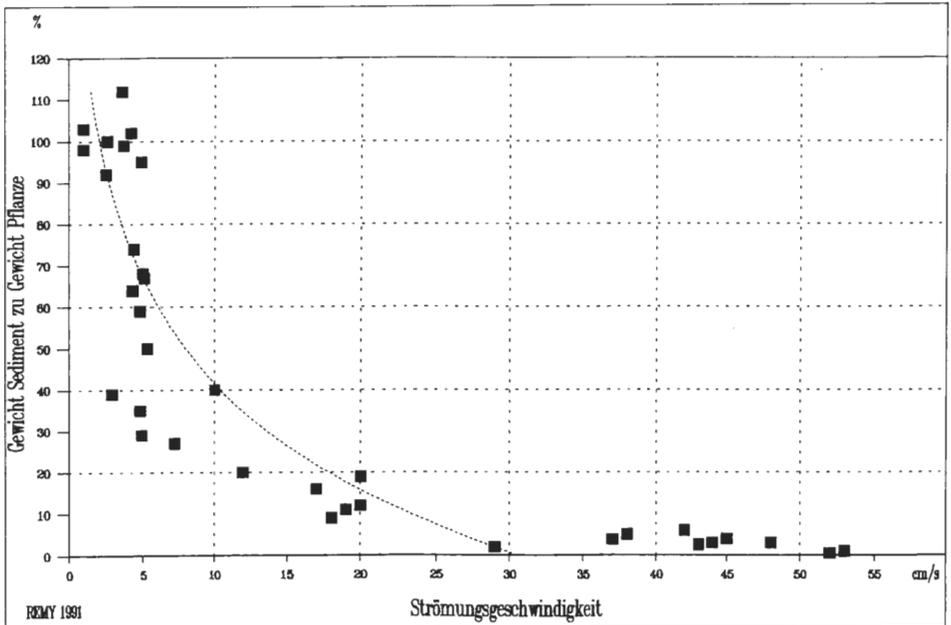


Abb. 33: Schwebstoffauflage auf *Myriophyllum spicatum* im Verhältnis zur Strömungsgeschwindigkeit

Für das zwar geringe, aber trotzdem meßbare Vorkommen von Schwebstoffen bei Geschwindigkeiten zwischen 37 und 53 cm/s sind mit großer Wahrscheinlichkeit die starken Geschwindigkeitsverluste zwischen den Blättern der Pflanzen verantwortlich, die zu einer wenige Millimeter dicken Stillwasserschicht führen, vergleichbar der Grenzschicht am Gewässergrund, die von einigen tierischen Organismen der Fließgewässer genutzt wird.

Der mikroskopisch erkennbare hohe Anteil der anorganischen Partikel wird durch die Bestimmung des Glühverlustes bestätigt. Der Glühverlust ist in etwa mit dem organischen Anteil gleichzusetzen. Er betrug in den überwiegend schluffigen Ablagerungen 7,8-7,9 Gewichtsprozent (minimal 5,4 und maximal 9,8 Gew.-%), das Restgewicht von durchschnittlich 92 Gewichtsprozent entspricht dem anorganischen Anteil. In allen untersuchten Proben überwiegen die mineralischen Anteile gewichtsmäßig deutlich gegenüber den organischen Anteilen. Es ist andererseits für die vorliegende Fragestellung von Bedeutung, ob die organischen Anteile der Schwebstofffracht volumenmäßig die anorganischen übertreffen und somit für die Überlagerung der photosynthetisch aktiven Pflanzenteile besonders bedeutsam sind. Um den Umfang der Unterschiede im Volumen abschätzen zu können, wurden die Schwebstoffauflagerungen untersucht. An 400 ccm Probevolumen hatte die Silt-Fraktion einen Anteil von 76 ccm (19%), die restlichen 324 ccm (81%) entfielen auf den überwiegend flockigen Detritus-Anteil. Das bedeutet, daß die 5-9 Gewichtsprozent des organischen Anteils im aufgeschwemmten Zustand rund 80 Volumenprozent einnehmen und damit für die Trübung eine große Bedeutung erlangen können.

Ein Vergleich zwischen dem Umfang der Überdeckung der Pflanzen mit Sediment und der Vitalität bzw. Fertilität der jeweiligen Individuen zeigte deutliche Zusammenhänge. Mit abnehmender Strömungsgeschwindigkeit und zunehmender Sedimentbedeckung verringert sich die Vitalität von *Myriophyllum spicatum* bis hin zum Absterben. Eine

Fertilität, die sich in der Ausbildung von Blüten oder Früchten manifestiert, zeigten solche Individuen von *Myriophyllum spicatum*, bei denen das Gewicht der Schwebstoffauflage nicht mehr als 30-40% gegenüber dem durchschnittlichen Frischgewicht betrug. Der optimale Zustand, bei dem die Art Deckungsgrade von 80-90% erreicht, liegt im untersuchten Fall bei Strömungsgeschwindigkeiten von etwa 35 cm/s und dadurch weitgehend fehlender Überlagerung vor. Mit abnehmender Strömung und zunehmender Sedimentation von Schwebstoffen nimmt erst die Fertilität und später die Vitalität ab. Noch vitale, aber nicht mehr fertile Bestände wurden bei Strömungsgeschwindigkeiten von 5-20 cm/s beobachtet. Die Ablagerungen bedeckten die Pflanzen mit Ausnahme der jüngsten Triebe. Das Gewicht der auflagernden Schwebstoffe erreichte 10-40% der Phytomasse. In Grenzbereichen mit Geschwindigkeiten von durchschnittlich unter 3-5 cm/s herrschen annähernd Stillwasserverhältnisse bei gleichzeitig anhaltender Zufuhr von feinklastischem Sediment und Detritus. Hier setzt eine Verödung ein, das Gewicht der Auflagerungen erreicht gegenüber dem durchschnittlichen Frischgewicht über 100%. In vielen Fällen wird bei den wenigen verbliebenen Hydrophyten anhand der zurückgehenden Grünfärbung der Blätter ein fortgeschrittener Abbau des Chlorophylls sichtbar. Damit verbunden verringern sich Phytomasse und Deckungsgrade durch überwiegenden Abbau. Es verbleiben, wenn überhaupt, weitgehend degenerierte Bestände, die nur noch schwach im Untergrund verankert sind und von stärkerer Wasserbewegung erodiert werden.

3. Auswirkungen physikalischer Faktoren auf die Wasservegetation

Der für die Wasservegetation ungünstigste Standort innerhalb des Gewässerquerschnittes befindet sich dort, wo die Fließgeschwindigkeit am höchsten und gleichzeitig der Lichtgenuß aufgrund der Wassertiefe am geringsten ist; dies ist in der Regel im Stromstrich der Fall. Wenn darüber hinaus der Einfluß von Eigenfarbe bzw. Trübung eines Gewässers auf die Durchlichtung sowie die Sedimentation suspendierter Partikel auf photosynthetisch aktive Flächen der Hydrophyten berücksichtigt werden, ergibt sich ein stärker differenziertes Bild. Aus der Kombination verschiedener physikalischer Faktoren ergeben sich unterschiedlich günstige Standortbedingungen für Fließwasser-Makrophyten. Einige Zusammenhänge zwischen allgemeiner Verteilung der Vegetation und Strömung, Gewässertiefe, Schwebstofffracht sowie Durchlichtung sind in Abb. 34 a)-d) schematisch dargestellt, ebenso die Auswirkungen der unterschiedlichen Strömungsverhältnisse an Prall- (lotisch) und Gleithang (lenitisch).

Schema a) zeigt die Situation in einem rasch strömenden, klaren Fließgewässer ohne nennenswerte Schwebstofffracht. In einem solchen Gewässer sind optimale Standortbedingungen gegeben, wenn die Strömung in Abhängigkeit vom Untergrund eine Besiedlung zuläßt. Die flacheren Bereiche sind fast durchgehend mit Vegetation bedeckt, nur im Stromstrich befindet sich häufig eine vegetationsfreie Rinne. Die Vegetation ist in Abhängigkeit von der jeweiligen Pflanzengesellschaft in der Regel mehrschichtig ausgebildet. In strömungsärmeren Bereichen können bis zu drei Schichten auftreten, wobei die oberste aus Schwimmblättern, überwiegend von Arten der Gattungen *Ranunculus*, *Potamogeton* oder *Callitriche*, gebildet wird. Unterhalb der Wasseroberfläche schließt sich eine aus Tauchblättern gebildete Schicht an, die am Boden von einer dritten Schicht abgelöst werden kann, die aus kleinwüchsigen Arten wie *Potamogeton pusillus* oder *Elodea canadensis* aufgebaut wird. Zur Blüte- und Fruchtzeit kommt eine vierte Schicht aus Blüten oder Fruchtständen über der Wasseroberfläche hinzu.

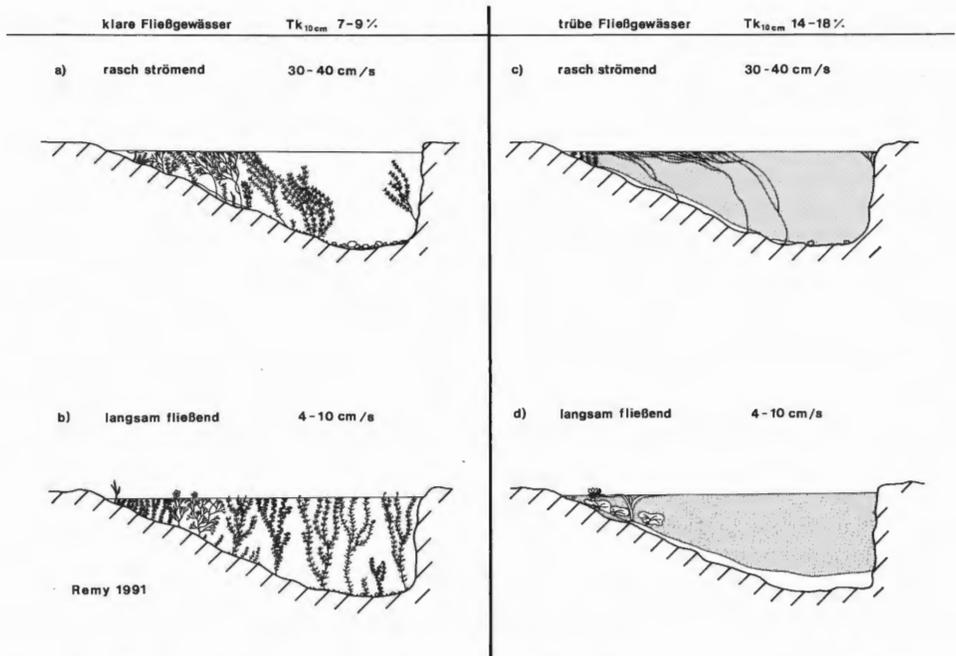


Abb. 34: Die Vegetationsverteilung in klaren oder trüben, aber unbeschatteten Fließgewässern bei unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeit (Schema)

In den strömungsreicheren Zonen dieses Fließgewässer-Typs ist oftmals nur die aus Tauchblättern gebildete Schicht ausgebildet, die nur zur Blüte- und Fruchtzeit um eine Schicht oberhalb der Wasseroberfläche ergänzt wird.

Im Schema b) ist die Situation in einem langsam fließenden, klaren Fließgewässer ohne nennenswerte Schwebstofffracht dargestellt. Die Standortbedingungen sind optimal, es gibt keine wesentlichen Standort-Unterschiede zwischen flacheren Randzonen und dem Stromstrich. Die Vegetation ist durchgehend so ausgebildet wie in den flacheren Bereichen im Schema a), Erläuterung siehe dort.

Schema c) zeigt die Situation in einem rasch strömenden, durch Schwebstofffracht merklich getrübbten Fließgewässer. Dieser Typ zeigt in der Regel eine deutliche Differenzierung in besiedelbare und in nicht besiedelbare Standorte. Die tieferen Bereiche mit der stärksten Strömung und schlechtesten Durchlichtung sind durchweg unbesiedelt. Die anderen Bereiche werden häufig von solchen Arten eingenommen, die über Rhizome verfügen, aus denen sie auch unter ungünstigen Lichtverhältnissen austreiben. Nur in den flachen, ufernahen Zonen können lichtliebende Arten aufkommen. Die Vegetation ist überwiegend einschichtig aufgebaut, wobei die Pflanzen den wesentlichen Teil ihrer oberirdischen Phytomasse unmittelbar unter die Wasseroberfläche bringen und der übrige Wasserkörper meist nur von weitgehend kahlen Stengeln durchschnitten wird.

Schema d) stellt ein langsam fließendes, durch Schwebstofffracht trübes Fließgewässer mit schlammigem Untergrund dar. Die Standortbedingungen sind hier überwiegend besiedlungsfeindlich. Aus der Trübung resultiert eine Verringerung oder völlige Unterbindung der Zufuhr von Primärenergie in Form von Licht in das Gewässer. Durch die Ablagerung von Schwebstoffen werden die submersen Hydrophyten zusätzlich ausgedunkelt. Nur in besser durchlichteten, flachen Bereichen kommt Vegetation auf, die jedoch meist nur sehr lückenhaft ausgebildet ist.

Aufgrund der Lichtverhältnisse ist für Gewässer ein Vergleich mit Waldstandorten angebracht. In Fließgewässern treten Erscheinungen auf, die Ähnlichkeiten mit Säumen oder Schlagfluren aufweisen; dies gilt insbesondere für Flüsse und breite Bäche. Wie aus den Tabellen hervorgeht, lassen sich in einem Fließwasserabschnitt deutlich unterschiedliche Standorte mit typischen Artenkombinationen erfassen. „Aquatische Säume“, d.h. Standorte in der ufernahen Randzone mit lichtliebenden Arten finden sich in fast allen Fließgewässern. Eine besondere Situation stellt das randliche Eindringen von „subaquatischen Helophyten“ dar, die auf Grund ihrer Artenkombination zu den Bachröhrichten zu stellen sind. Bei zunehmender Verschlechterung der Standortbedingungen für Hydrophyten gewinnen die aquatischen Formen von Helophyten als Vegetation in Fließgewässern zunehmend an Bedeutung.

Einige Wasserpflanzen-Gesellschaften weisen gegenüber hydrochemischen Parametern eine weite, gegenüber physikalischen Parametern eine enge Amplitude auf. Am Beispiel der Emmer kann dies an drei Gesellschaften, dem *Ranunculetum fluitantis typicum*, dem *Ranunculetum fluitantis sparganietosum* und dem *Sparganio-Potamogetonnetum pectinati*, aufgezeigt werden. Diese Gesellschaften können einander ersetzen, ohne daß meßbare Veränderungen der hydrochemischen Faktoren eintreten. Differenzierend wirken überwiegend Strömung und Trübung, also physikalische Faktoren, die einen Einfluß auf den Lichtgenuß haben.

3.1 Auswirkungen auf die Wuchstypen

Die Trübung, oder allgemeiner, die Absorption von Strahlungsenergie an der Oberfläche des Wasserkörpers und im Wasserkörper selber führt zu einer Selektion der Wuchstypen an den Standorten. In klaren und flachen Gewässern gibt es nur relativ geringe Unterschiede in der Strahlungsintensität zwischen der Wasseroberfläche, dem Wasserkörper und dem Gewässergrund. Daraus resultiert eine annähernd gleichmäßige Verteilung unterschiedlicher Wuchstypen und damit ein mehrschichtiger Aufbau der Vegetation. Aus den Untersuchungen zur Hydrophysik und dem Vergleich mit kleinflächigen pflanzensoziologischen Aufnahmen ergibt sich ein Selektionsmechanismus, der an den unterschiedlichen Wuchstypen ansetzt.

Die Trübung führt zu einer positiven Auslese derjenigen Arten, die Schwimmblätter und Schwimmblattrosetten ausbilden, sowie solchen, die als Schwaden unmittelbar unterhalb der Wasseroberfläche flottieren und somit einen hohen Lichtgenuß erreichen wie *Nuphar lutea* oder *Potamogeton pectinatus*. Ein weiterer Grund für eine gute Versorgung mit Licht ist die fehlende oder geringe Ablagerung von Schwebstoffen auf Schwimmblättern oder oberflächennah flottierenden Blättern sowie der weitgehend fehlende Epiphytenaufwuchs auf der Oberseite von Schwimmblättern. Weiterhin werden die Arten positiv ausgelesen, die stärkere Strömung bei relativ geringem Lichtgenuß ertragen, da in diesem Fall mitgeführte Schwebstoffe nicht in großem Umfang abgelagert werden und nur die allgemeine Trübung des Wassers selektierend wirkt. Dies gilt beispielsweise für *Ranunculus fluitans*, *Potamogeton pectinatus* oder *Sparganium emersum*.

Als dritte Gruppe treten die Arten hinzu, die über ausgeprägte Rhizome verfügen. Es sind u.a. *Nuphar lutea*, *Potamogeton natans*, *Callitriche platycarpa*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton lucens* und *Sparganium emersum*, um einige Beispiele zu nennen. Arten wie *Sparganium emersum* haben einen zusätzlichen Überlebensmechanismus entwickelt, indem sie eine sehr hohe Blattneubildungsrate aufweisen. Sie sind so in der Lage, durch Sediment oder Epiphyten abgedunkelte Blätter rasch durch junge Triebe zu ersetzen (vgl. SAND-JENSEN et al. 1989). Generell scheinen rasch wachsende sowie

regenerationskräftige Arten aus dem eutrophen Milieu wie *Sparganium emersum* ssp. *fluitans*, *Potamogeton pectinatus* oder *Berula erecta* f. *submersa* anderen, langsamer wachsenden Arten überlegen zu sein. Kommt es in einem trüben Fließgewässer zu einer massiven Ausbreitung dieser unempfindlicheren Arten, wird die Strömungsgeschwindigkeit gesenkt, woraus stärkere Sedimentation und Beschattung des Untergrundes resultieren. In der Folge werden empfindlichere Konkurrenten weitgehend in Mitleidenchaft gezo-gen.

Bei Arten wie *Potamogeton lucens* tritt eine Kombination von positiv wirkenden Faktoren auf, da sie durch ihre Wuchsform nymphaeidenähnlich unmittelbar unter der Wasseroberfläche flottieren und andererseits über ein ausgeprägtes Rhizom verfügen, aus dem sie auch unter ungünstigeren Lichtverhältnissen am Gewässergrund austreiben können.

Negativ ausgelesen werden hingegen Keimlinge sowie niedrigwüchsige, dicht beblätterte Arten des Gewässergrundes, die den Lichtverlust durch Trübung der überlagernden Wasserschicht ertragen müssen und leicht durch Sedimente abgedeckt werden. Dies sind beispielsweise *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *Callitriche hamulata* oder, wie am Beispiel des getrübbten Meerbaches gezeigt werden kann, *Potamogeton pusillus* agg.. Die niedrigwüchsigen Arten sind zusätzlich dem Konkurrenzdruck durch die schattengehenden Arten des oberen Wasserkörpers ausgesetzt.

Ein Faktor, der zu negativer Auslese im Randbereich trüber, schwebstoffreicher Gewässer führt, ist die geringe Strömung in den flacheren, randlichen Bereichen, die zwar einen höheren Lichtgenuß zulassen, der aber durch die Ablagerung von Schwebstoffen auf den Blättern überkompensiert wird. In der Folge werden das Wachstum und die Ausbildung von Reproduktionsorganen stark eingeschränkt oder völlig unterbunden.

Eine Beobachtung der Verteilung der Vegetation und der vorherrschenden Wuchstypen in einem Gewässerabschnitt ermöglicht somit Aussagen zu den prägenden physikalischen Faktoren. Eine momentane Trübung kann beispielsweise episodisch oder periodisch bis andauernd sein. Treten in relativ ungünstigen Bereichen eines Fließgewässers, wie an besonders tiefen oder leicht beschatteten Zonen, Pflanzenarten auf, die auf Lichtenzug negativ reagieren, ist die Wahrscheinlichkeit groß, daß es sich bei der momentanen Trübung nur um einen episodischen Zustand handelt. Ein zum Beobachtungszeitpunkt klarer und unbeschatteter Wasserkörper, in dem keine Hydrophyten oder nur gegen Trübung resistente Arten oder Wuchsformen auftreten, muß als erster Hinweis auf periodische bzw. länger anhaltende Trübungen oder Schwebstoffablagerungen in einem Fließgewässer zu anderen Zeitpunkten dienen.

E Pflanzensoziologische Methoden

Die Untersuchungen wurden in den Jahren 1986-90 an Bächen und kleineren Flüssen mit Breiten von 1 bis maximal 30 m durchgeführt. Die Begehungen erfolgten mehrmals im Jahr, um wechselnde Aspekte zu erfassen. Die Ansprache der Arten und die Festlegung der Deckungsgrade war bei klaren Gewässern für größere Flächen und Tiefen unproblematisch. In trüben Fließgewässern mußten kleinere Aufnahme-flächen gewählt werden, da die Bedeckung in diesem Fall nur auf sehr beschränkten Flächen zu übersehen war.

Die Ergebnisse der vegetationskundlichen Untersuchungen beschränken sich auf aquatische Gesellschaften. Bei im Text oder in Tabellen geführten Helophyten handelt es sich um submerse oder schwimmende Formen. Wenn emerse Formen auftreten oder angesprochen werden, wird dies ausdrücklich vermerkt.

1. Bestimmungsliteratur und Nomenklatur

Die Bestimmung der Makrophyten erfolgte nach CASPER & KRAUSCH (1980/81), OBERDORFER (1983) und ROTHMALER (1986). Darüber hinaus wurden für die Bestimmung der Gattung *Ranunculus* WIEGLEB & HERR (1983), der Gattung *Potamogeton* WIEGLEB & HERR (1984b, 1985) sowie PLOEG (1990) und der Gattung *Callitriche* SCHOTSMAN (1958), DERSCH (1986) sowie LANJOUW & VAN DEN DOOL (1989) herangezogen. Die Ansprache der Kryptogamen erfolgte nach ROTHMALER (1984), FRAHM & FREY (1983) sowie GAMS (1969). Die Nomenklatur richtet sich nach EHRENDORFER (1973) und für dort nicht aufgeführte Arten oder Ausbildungen nach CASPER & KRAUSCH (1980/81) sowie OBERDORFER (1983). Von der Nennung der Autorennamen der aufgeführten Arten wird abgesehen.

2. Untersuchungsansätze

In der moderneren Literatur, die sich mit Fragen der Vegetation der Fließgewässer und ihren Standorten auseinandersetzt, werden unterschiedliche Untersuchungsansätze und Aussageabsichten erkennbar. Einerseits werden in pflanzensoziologisch orientierten Arbeiten mehr oder weniger räumlich eng gefaßte sowie gut abgegrenzte Gesellschaften und ihre Standortansprüche herausgearbeitet. Andererseits erfolgt in nicht pflanzensoziologisch orientierten Arbeiten eine Bestandsaufnahme der Vegetation oder einzelner Arten, oft zum Zweck der Bestimmung der Gewässergüte großer Einzugsgebiete, auf der Basis von großflächigen Fließgewässer-Transekten oder -Abschnitten mit nicht einheitlichen Standortbedingungen (s. u.a. BACKHAUS 1967; GRUBE 1975; KOHLER 1978b; HASLAM 1978). Aus solchen Bestandsaufnahmen resultieren sehr komplexe Artenkombinationen und eine Vielzahl oft auf einzelne Einzugsgebiete beschränkter Vegetationstypen, die WIEGLEB & HERR (1984a) von „rivers as islands“ sprechen lassen. Derartige Beschreibungen sind mit pflanzensoziologischen Assoziationen nicht oder nur schwer vergleichbar.

Die der Arbeit zugrundegelegten Vegetationsaufnahmen wurden nach der floristisch-soziologischen Methode von BRAUN-BLANQUET (1964) angefertigt und verarbeitet. Diesem Ansatz liegt u.a. der Gedanke zugrunde, daß gesetzmäßig ausgebildete Gesellschaften besser die Standortbedingungen widerspiegeln als einzelne Arten, die jeweils für sich eine weite Amplitude aufweisen können, während die standörtliche Amplitude einer Artenkombination enger gefaßt ist.

Kriterien für die Auswahl, Größe und Abgrenzung pflanzensoziologischer Aufnahmeflächen in Gewässern werden von TÜXEN & PREISING (1942), ROLL (1945) und PASSARGE (1965, 1982) genannt. Bestimmend für die Größe und Form der Aufnahmefläche sind die geometrische Ausbildung der Wuchsfläche, die Homogenität sowie die mittlere Artenanzahl der Bestände. ROLL (1945) empfahl für Fließgewässer wegen der Schmalheit und Zerrissenheit der Assoziationsbänder Aufnahmeflächen von wenig über 1 m².

Die Homogenität der Aufnahmeflächen ist in Fließgewässern schwer erreichbar, da im Bach- oder Flußbett verschiedene Substrate, besonders aber Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe, also die Standortbedingungen, auf engstem Raum wechseln. Von einigen Autoren wird daher die Möglichkeit der Abgrenzung homogener Bereiche in Fließgewässern bezweifelt und für die praktische Anwendung abgelehnt (u.a. GRUBE 1975; KOHLER et al. 1971; WIEGLEB 1981; WIEGLEB & HERR 1984a). Entsprechend werden längere Bach- bzw. Flußabschnitte in ihrer gesamten Breite von Ufer zu Ufer bearbeitet; es wird oft nicht zwischen Prall- und Gleithang oder Stromstrich und Uferzone unterschieden. Die Konsequenz sind komplexe Vegetationsaufnahmen mit einer hohen Artenanzahl pro Aufnahme, da z.T. synökologisch nicht verwandte sowie physiognomisch und strukturell unterschiedliche Gesellschaften wie submerse Still- und Fließwasser-Bestän-

de, Schwimmdecken oder Röhrichte vereinigt werden. So gibt es Abschnitte in Flüssen mit mäßiger Strömung, in denen randlich ein *Potamogetonum lucentis* oder ein *Myriophyllo-Nupharetum* ausgebildet ist, während der am stärksten durchströmte Bereich von einem *Sparganio-Potamogetonum pectinati* eingenommen wird, z.B. in Bever und Else. Große Aufnahmeflächen bieten sich nur bei uniformen Beständen an, wie sie in stark anthropogen überformten Gewässern auftreten, so bei gleichförmigem Ausbau und im Staubereich von Sohlswellen oder Wehren. In naturnahen Fließgewässern mit ihren vielfältigen Strukturen wie Rinnen, Bänken und Kolken sowie stark ausgeprägten Mäandern mit Prall- und Gleithängen sind kleinflächige Aufnahmen zwingend erforderlich. Die Aufnahme kleiner, weitgehend homogener Flächen führt nicht zu einer Inflation pflanzensoziologischer Einheiten, wie sie u.a. von WIEGLEB & HERR (1984a) vermutet wird. Vielmehr resultiert eine überschaubare Anzahl relativ artenarmer Gesellschaften, die durch ihre spezifischen Artenkombinationen die kleinräumig wechselnden und häufig mosaikartig ineinandergreifenden Standorte vergleichsweise besser widerspiegeln als großflächige, komplexe und artenreiche Aufnahmen. Aus den unterschiedlichen Kombinationen der Gesellschaften ergeben sich für einzelne Gewässer, Einzugsgebiete oder Regionen typische Gesellschaftskomplexe.

Auf die Ausgrenzung von Übergangsbereichen, wie sie zwischen rein aquatischen Beständen und submersen Anteilen angrenzender Röhrichte auftreten, muß besonders geachtet werden (vgl. H.E.WEBER 1976; PASSARGE 1965, 1982; POTT 1980; WIEGLEB & HERR 1984a). Übergänge treten vielfach in Grenzbereichen zwischen unterschiedlichen, aber gleichwertigen und ökologisch ähnlichen Vegetationstypen auf. Derartige Übergänge werden durch das Eindringen von Arten der jeweils benachbarten Vegetationseinheit gekennzeichnet, wobei diese Arten als Differentialarten für Subassoziationen, Varianten oder Ausbildungen, die den Übergang kennzeichnen, fungieren.

In Fließgewässern besteht das Problem der Ausgrenzung nicht besiedelter Flächen. Temporäre Freiflächen entstehen teilweise zufällig, während andauernde Freiflächen das Resultat besiedlungsfeindlicher Standortbedingungen sind. Betrachtet man Fließgewässer in ihrer gesamten Breite, so liegt die Gesamtbedeckung durch die Vegetation in den meisten Fällen deutlich unter 100%. Wird ein Fließgewässer in seiner Gesamtbreite nach Standorten differenziert betrachtet, ergeben sich in einem Transekt fehlende bis geringe Deckungsgrade für ungünstige, z.B. tiefe, strömungsreiche Standorte und sehr hohe Deckungsgrade für günstige, z.B. ufernahe, flache und strömungsarme Bereiche. Es ist also möglich, daß in einem breiten Fließgewässerabschnitt mit durchschnittlich nur 10-20% Vegetationsbedeckung, beispielsweise bedingt durch vegetationsfreie Zonen mit starker Strömung, randlich Bestände mit über 90% Deckung auftreten, die einen bestimmten Standort charakterisieren. Bei der Anwendung des Prinzips homogener Aufnahmeflächen, dürfen die Deckungsgrade nicht auf die gesamte Gewässerbreite bezogen werden, wie es von einigen Autoren praktiziert wird.

Der Aufnahmekopf umfaßt neben den üblichen Daten Angaben zur aktuellen Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit. Zusätzlich erfolgen im Tabellenkopf Angaben zur räumlichen Position der Aufnahmefläche innerhalb der Fließgewässer:

- ur : schmaler ufernaher Streifen
- u : breiterer ufernaher Streifen
- rm : randlich der Hauptströmung
- m : mittig, in der Hauptströmung
- f : flächenhaft ausgebildet (d.h. randlich und mittig)

F Hydrophytengesellschaften

Hydrophytengesellschaften der Fließgewässer bilden eine linear angeordnete Vegetation aus, die randlich durch die Vegetation der amphibischen Zone begrenzt wird. Als Hydrophytengesellschaften werden nur solche aufgefaßt, die, mit wenigen Ausnahmen, ganzjährig durch Wasser bedeckte Standorte besiedeln und habituell von echten Hydrophyten oder durch ganzjährig ausgebildete „Fließwasserökomorphosen“ von Helophyten bestimmt werden. Auf abweichende Standorte wird gesondert hingewiesen.

Es sind drei Gruppen von Gesellschaften oder Beständen zu unterscheiden:

1. Strömungsresistente Gesellschaften, die, ähnlich trittresistenten Gesellschaften des terrestrischen Raumes, eine hohe Widerstandskraft sowie eine gute Regenerationsfähigkeit durch gut geschützte Vegetationskegel aufweisen.
2. Gesellschaften, die ihren Verbreitungsschwerpunkt im Stillwasser haben und meist in verarmter Ausbildung nur in besonders strömungsarmen Bereichen der Fließgewässer vorkommen.
3. Gesellschaften, die sich intermediär verhalten, eine weite Verbreitung haben und synökologisch schwer zuzuordnen sind sowie häufig durch Ökomorphosen gekennzeichnet werden.

1. Lemnetea (R.Tüxen 1955) em. Oberdorfer 1957

Aus der Klasse der *Lemnetea* gibt es in Fließgewässern nur wenige gut ausgebildete Vorkommen. Die Gesellschaften sind sehr artenarm sowie einfach strukturiert und bilden häufig einschichtige Pleustophytengesellschaften, die, wind- und strömungsabhängig verdriftbar, in ihrer Artenkombination teilweise zufallsbedingt sind. Sie kommen in typischer Ausbildung fast ausschließlich in Stillgewässern vor. In Stillwasserzonen von Fließgewässern treten sie nur kleinflächig auf. Hier durchdringen sie Röhrichte oder überlagern submerse Gesellschaften.

1.1 *Lemnetum trisulcae* (Kelhofer 1915) em. Knapp et Stoffers 1962 (Veg.-Tab.1, Nr.1-14)

In vier der untersuchten Fließgewässer tritt das *Lemnetum trisulcae* auf. Großflächige, einartige Bestände oder zweischichtige Ausbildungen mit *Lemna minor* als lockerer Schwimmdecke sind selten. Sie finden sich nur in Stillwasserzonen im Oberlauf des Haustenbaches. Im Gegensatz zu den auf der Wasseroberfläche driftenden *Lemna*-Beständen wird das submers flottierende *Lemnetum trisulcae* weniger durch Luftbewegungen beeinflusst und ist daher ortstabiler. Uferwärts verzahnt sich die Assoziation mit begleitenden Bachröhrichten.

In stärker strömungsbetonten Abschnitten von Haustenbach, Meerbach, Auter und Lutter kommt eine ausgesprochene Fließwasser-Ausbildungen des *Lemnetum trisulcae* vor, die im Kontakt zu Bachröhrichten oder zu submersen Potametea-Gesellschaften auftritt. Das Gedeihen von *Lemna trisulca* in rasch strömenden Fließgewässern wird durch eine Kettenbildung ermöglicht, die aus der vegetativen Vermehrung der Individuen resultiert und für Fließgewässer typisch flutende Sproßkolonien erzeugt. *Lemna trisulca* vermag sich mit ihren vielen kreuzweise verketteten Sproßgliedern an anderen, festwurzelnden Arten festzuhaken (vgl. PASSARGE 1982). In dieser Ausbildung erträgt *Lemna trisulca* Strömungsgeschwindigkeiten bis zu 40 cm/s; sie kann zusammen mit *Berula erecta* f. *submersa* oder *Veronica anagallis-aquatica* f. *submersa* als einzige Arten in stark

und z.T. wintergrün. Sie wurden über mehrere Jahre beobachtet. *Lemna trisulca* taucht im Gegensatz zu anderen *Lemnaceae* häufiger in Tabellen mit Aufnahmen aus Fließgewässern auf (vgl. ROLL 1938b; HORST et al. 1966; PASSARGE 1982; CARBIENER et al. 1990).

Allen Vorkommen der Assoziation war klares bis höchstens schwach opalisierendes Wasser gemeinsam, das überwiegend farblos, seltener bräunlich gefärbt war. Die Assoziation verträgt in Stillwasserzonen stärkere Beschattung und vermag auch bei sehr geringem Lichtgenuß unter *Lemna minor*-Decken vorzukommen. Allerdings ist nicht klar, über welche Zeiträume eine derartig starke Beschattung vertragen wird. Die Standorte im fließenden Wasser waren dagegen durchweg nicht oder nur schwach beschattet. Die Art, und damit die Gesellschaft, sind im Rückgang begriffen (vgl. H.E.WEBER 1978; WITTIG & POTT 1981; POTT & WITTIG 1985).

1.2 *Lemna minor*-Gesellschaft (Veg.-Tab.1, Nr.15-32)

Die weitgehend einartigen *Lemna minor*-Decken des *Lemnion gibbae*-Verbandes werden nicht als Assoziation gefaßt, da *Lemna minor* als Ordnungs- und Klassencharakterart in allen *Lemnetalia*-Gesellschaften vorkommen und teilweise in gerade entstehenden oder verarmten Gesellschaften dominant werden kann (TÜXEN 1974; POTT 1980; ELLENBERG 1982; DIERßEN 1988).

Die Physiognomie der Gesellschaft wird durch die mehr oder weniger geschlossenen Decken aus frei auf der Wasseroberfläche flottierenden grünen Sprossen von *Lemna minor* bestimmt. Bestände mit *Lemna minor* sind in den Untersuchungsgebieten unterschiedlich stark verbreitet. Sie treten im Haustenbach, im Meerbach, in der Ems, Bever, Else, Emmer und Lutter auf. Diese Decken sind zumeist nur kleinflächig ausgebildet und dem Röhricht unmittelbar vorgelagert oder befinden sich überhaupt nur zwischen den Stengeln des Röhrichtes, das sie durchdringen. In einigen Fällen überlagern die Decken unmittelbar unter der Wasseroberfläche flottierende Hydrophyten-Bestände, in denen sie sich mit ihren Wurzeln verfangen. Nur bei solchen Überlagerungen von Hydrophyten sowie in größeren Stillwasserzonen, zumeist bei Bachverbreiterungen oder im Zusammenhang mit Stauanlagen, wurden größere *Lemna*-Decken beobachtet. Diese Decken treten in den Fließgewässern, auch wenn entsprechende Stillwasserzonen vorhanden sind, nicht durchgehend auf. So finden sich in allen Bächen und Flüssen Abschnitte, in denen *Lemna minor* nicht vertreten ist, ohne daß merkliche Änderungen in den Standortbedingungen feststellbar waren. Die flächenmäßige Ausbildung der Bestände erreichte in den Monaten Juli/August ihren Höhepunkt, ab September nahm sie wieder deutlich ab. Stellenweise waren die *Lemna*-Bestände wintergrün und froren bei der Eisbildung in der Uferzone ein. In den *Lemna minor*-Decken kommt vereinzelt *Spirodela polyrhiza* mit nur geringen Deckungsgraden vor.

Die *Lemna*-Decken des Fließwassers kennzeichnen als echte Hydrophyten im Bereich der Überlagerung/Durchdringung mit Helophyten den Grenzbereich zur amphibischen Zone oder zu sonstigen Stillwasserzonen und sind ein guter Zeiger für einen energiereichen Strömungsbereich. Es ist normalerweise nicht möglich, eindeutig zwischen autochthon entwickelten *Lemna minor*-Decken und zusammengeschwemmten, allochthonen Beständen zu unterscheiden.

1.3 *Lemnetum gibbae* (W.Koch 1954) em. Miyawaki & J.Tüxen 1960 (Veg.-Tab.1, Nr.33-39)

Physiognomisch unterscheidet sich die Gesellschaft nicht von reinen *Lemna minor*-Decken und kann von diesen nur durch das morphologische Merkmal der unterseits

bauchigen Wölbung mit grober Felderung bei *Lemna gibba* getrennt werden. Hinzu tritt das Problem, daß eine *Lemna minor*-ähnliche flache Form von *Lemna gibba* auftritt, die erst zu einem späteren Zeitpunkt eine leicht buckelige Unterseite ausbildet (LANGE 1972). Den Vorkommen ist fast immer *Lemna minor* mit geringen Anteilen beigemischt. Die Gesellschaft der Buckellinse ist sehr viel seltener als die weitgehend einartigen *Lemna minor*-Decken, dies ist möglicherweise auf die Wärmebedürftigkeit von *Lemna gibba* zurückzuführen (vgl. MÜLLER & GÖRS 1960). Ausreichende Wärme scheint in Fließgewässern mit ständigem kühlen Oberflächen- oder Grundwasserzuström nicht gewährleistet zu sein.

Das *Lemnetum gibbae*, gebildet von der typisch unterseits gewölbten Form, war in den untersuchten Fließgewässern Meerbach, Bever und Emmer vielfach mit dem *Sparganio-Potametum pectinati* oder mit *Nuphar lutea* f. *submersa*-Beständen vergesellschaftet. Die Gesellschaft ist ein deutlicher Indikator für eine gute Nährstoffsituation. Sie zeigt im Falle der Bever eine große Toleranz gegenüber Chlorid (360-730 mg/l Cl⁻). Als begleitende Art trat die haline Grünalge *Enteromorpha intestinalis* auf, die eine zunehmende Verbreitung in nährstoffreichen, aber nicht notwendigerweise chloridhaltigen Fließgewässern zeigt (s. auch POTT 1980, 1983).

2. *Potamogetonetea* R.Tüxen et Preisung 1942

Die Klasse der *Potamogetonetea* umfaßt die überwiegend wurzelnden, ortsfesten Gefäßpflanzengesellschaften des stagnierenden oder fließenden Süßwassers. Die Klasse wurde bisher in Mitteleuropa nur durch die Ordnung der *Potamogetonetalia* W.Koch 1926 vertreten (vgl. u.a. OBERDORFER 1977; WILMANN 1989; POTT 1990b). Eine Einteilung der Klasse in drei Ordnungen wurde für die Niederlande von HARTOG & SEGAL (1964) vorgestellt, die von SCHAMINÉE et al. (1990) übernommen wurde. Ebenfalls drei Ordnungen wurden von PREISING et al. (1990) für Niedersachsen aufgestellt.

Die Ordnung der *Potamogetonetalia* W.Koch 1926 wird aus vorwiegend ökologischer Sicht (vgl. OBERDORFER 1977) in vier Verbände gegliedert, den submersen *Potamogetonion*-Verband (W.Koch 1926) em. Oberdorfer 1957, den natanten *Nymphaeion albae*-Verband Oberdorfer 1957, den amphibischen *Ranunculion aquatilis*-Verband Passarge 1964 und den rheophilen *Ranunculion fluitantis*-Verband Neuhäusl 1959. Die Gliederung in vier Verbände wird nicht allgemein angewandt, so kennen OBERDORFER (1977), WILMANN (1989) und RUNGE (1990) nur drei Verbände. Die Assoziationen des *Ranunculion aquatilis* werden von diesen Autoren meist dem *Nymphaeion* zugeordnet.

Es finden folgende Kennarten für Klasse und Ordnung Verwendung: *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton pusillus* agg., *Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum*, *Callitriche obtusangula*, *Elodea canadensis*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton compressus*, *Myriophyllum verticillatum* und *Nuphar lutea* f. *submersa*.

2.1 *Potamogetonion pectinati* (W.Koch 1926) em. Oberdorfer 1957

Der Laichkraut-Verband beinhaltet Gesellschaften mit fast ausschließlich submers lebenden Hydrophyten, speziell Potamogetonaceen. Der Verband ist in den untersuchten Fließgewässern aufgrund der stark variierenden Standortbedingungen wie Strömungsgeschwindigkeit, Trophie oder Trübung relativ vielfältig vertreten, allerdings oft nur in fragmentarischen Ausbildungen. Die Gesellschaften dieses Verbandes konzentrieren sich im Bereich der schmalen und klaren Oberläufe der Fließgewässer sowie in den

randlichen, flacheren, den Röhrichten vorgelagerten Zonen der breiteren Fließgewässerabschnitte mit geringerer Strömungsgeschwindigkeit. Laichkrautgesellschaften bilden z.T. standörtlich schwer einzuordnende Dominanzbestände oder Fazies.

VC: *Potamogeton perfoliatus*

2.1.1 *Potamogetonetus lucentis* Hueck 1931 (Veg.-Tab.2)

Das *Potamogetonetus lucentis* wurde ursprünglich als *Potamogetonetus perfoliati potametosum lucentis*, einer Subassoziation des *Ranunculetum fluitantis* W.Koch 1926 beschrieben.

Es bestehen Ähnlichkeiten zwischen dem *Potamogetonetus lucentis* sowie dem *Myriophyllo-Nupharetum* einerseits und dem *Ranunculetum fluitantis sparganietosum* andererseits. Vielfach unterscheiden sich das *Potamogetonetus lucentis* oder andere Gesellschaften des *Potamogetonion* nur durch das Fehlen von nymphaeiden Kennarten von Gesellschaften des *Nymphaeion*. Aus diesem Grund wurden Ausbildungen mit *Potamogeton lucens* oft nur als Entwicklungsstadien des *Myriophyllo-Nupharetum* angesehen (STRASBURGER 1981). Andererseits ist die Abgrenzung gegenüber dem *Ranunculion fluitantis* oft nur durch das Fehlen der typischen Arten des strömenden Wassers gegeben, wobei nur *Ranunculus fluitans* als wirklicher Rheophyt anzusehen ist, während es sich bei den anderen Arten vielfach um Ökomorphosen des Fließwassers handelt. In diese Richtung deutet auch der Versuch von KAPP & SELL (1965), innerhalb des *Ranunculion fluitantis* ein *Potamogetonetus lucentis potamogetonetosum perfoliati* aufzustellen mit *Potamogeton perfoliatus* als strömungsresistente Art. Mit einer ähnlichen Artenkombination beschrieb WILZEK (1935) für die Oder ein *Potamogetonetus perfoliati-lucentis* mit *Nuphar lutea* f. *submersa*, *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton crispus* und speziellen Arten des Fließwassers wie *Ranunculus fluitans* und *Potamogeton pectinatus* als eine Artenkombination, die prinzipiell auch dem *Ranunculetum fluitantis* (Allorge 1922) W.Koch 26 zugeordnet werden kann.

Von den Charakterarten, die HUECK (1931) für die Gesellschaft nennt, kommen im Untersuchungsgebiet die nur schlecht unterscheidbaren Arten *Potamogeton acutifolius* und *Potamogeton compressus* nicht vor. Andere von HUECK angegebene Arten wie *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton pusillus*, *Ceratophyllum demersum* sowie *Myriophyllum spicatum* sind Kennarten der höheren Syntaxa und treten in unterschiedlichen Kombinationen und Deckungsgraden in den Aufnahmen auf. Als Kennarten auf Assoziationsebene verbleiben nur *Potamogeton lucens* und *Potamogeton perfoliatus*, die gemeinsam oder einzeln in allen Aufnahmen vertreten sind.

Das *Potamogetonetus lucentis* tritt in seiner typischen Zusammensetzung überwiegend im Stillwasser auf. Die Assoziation wird von großblättrigen Laichkräutern aufgebaut, die im Fließwasser häufig Fazies ausbilden (vgl. u.a. HEJNY 1960; H.E.WEBER 1976). Die Physiognomie der Gesellschaft bestimmen die dicht unter der Wasseroberfläche flottierenden Blätter von *Potamogeton lucens* sowie *Potamogeton perfoliatus*, die im Frühling und Frühsommer ihre Blüten- und Fruchstände über die Wasseroberfläche erheben. Während *Potamogeton lucens* meist verzweigte Individuen ausbildet, tritt *Potamogeton perfoliatus* im Fließwasser überwiegend in Form von 1,5-2,5 Meter langen, wenig oder gänzlich unverzweigten Strängen auf, die mit der Strömung flottieren. Bei günstigen Belichtungsverhältnissen kann am Untergrund eine weitere, untere Schicht aus niedrigwüchsigen Arten ausgebildet werden. Standortbedingt, durch Schatten oder Trübung, tritt eine verarmte Ausbildung auf, die oft weitgehend einartig und einschichtig von *Potamogeton lucens* gebildet wird. Artenreichere und meist mehrschichtige Ausbildungen sind an klares und meist deutlich fließendes Wasser gebunden.

Besonders *Potamogeton lucens* zeigt gegenüber Lichtmangel eine hohe Empfindlichkeit, die sich häufig in einer scharfen räumlichen Begrenzung der Vorkommen durch das Auftreten leichter, randlicher Beschattung bemerkbar macht.

Die Tiefen-Verbreitung ist weitgehend von der Trübung des Wasserkörpers abhängig und findet dort ihre Grenze, wo der Lichtfaktor in ein Minimum gerät. In Fließgewässern werden, bedingt durch die meist geringere Durchlichtung, mit 0,25-1,50 m meist nicht so große Wassertiefen wie im Stillwasser erreicht, die nach OBERDORFER (1977) bis zu 7 m betragen können (vgl. auch PREISING et al. 1990). Nach HUECK (1931) ist die Gesellschaft, ähnlich wie im Fließwasser, optimal bei 0,25-1,75 m ausgebildet, HORST et al. (1966) geben als Optimum 1,0-1,5 m an (vgl. auch HILBIG 1971). Starke Sedimentation von Schwebstoffen auf den Blättern führt zum vollständigen Ausfall der Gesellschaft (vgl. CAFFREY 1986). Die namensgebende Art ist an sich durch ihre Gestalt an trüberes Wasser angepaßt, da sie den Hauptteil ihrer photosynthetisch aktiven Blattmasse an dem oberen Ende hoch aufschießender Sprosse bis dicht unter die Wasseroberfläche bringt. Sie genießt somit einen ähnlichen Lichteinfall wie die typisch nymphaeiden Formen mit ihren Schwimmblättern. Zudem sind die oberflächennahen Blätter von *Potamogeton lucens* hinsichtlich der Ablagerung von Detritus weniger gefährdet. Hierin ist der Grund für das seltenere Hinzutreten der zweiten Kennart, *Potamogeton perfoliatus*, zu sehen, da diese Art nur in geringerem Maße ihre Blätter in eine ähnlich günstige Position zum Licht bringen kann und zudem stärker durch die Ablagerung von Sediment gefährdet ist. Bei stärkerer Schwebstofffracht ist *Potamogeton perfoliatus* daher häufiger in rascher fließendem Wasser zu finden als *Potamogeton lucens*. Beide Arten zeigen in Abhängigkeit von der Konzentration an Ca-Karbonat im umgebenden Wasser eine Kalk-Akkrustrierung. Mit zunehmender Beschattung oder Trübung der Standorte geht eine Verkürzung der Vegetationsperiode einher, bedingt durch früher einsetzende Seneszenz und anschließenden Abbau der gesellschaftsprägenden Arten.

In den Untersuchungsgebieten kommt diese Gesellschaft in Ems, Bever, Else, Emmer und Meerbach vor. Die Kennarten treten in Fließgewässern erst ab einer Mindestbreite von etwa 6 Metern auf (vgl. H.E.WEBER 1976; WIEGLEB 1981). Es werden vier Ausbildungen unterschieden, eine typische mit Stagnationszeigern, eine mit *Elodea canadensis*, eine verarmte und eine mit *Potamogeton perfoliatus*.

a) typische Ausbildung mit Stagnationszeigern (Veg.-Tab.2, Nr.13-28)

In der typischen Ausbildung mit einer durchschnittlichen Artenanzahl von 7 treten die beiden Charakterarten *Potamogeton lucens* und *Potamogeton perfoliatus* häufig gemeinsam auf, zusammen mit zahlreichen Charakterarten der Klasse und der Ordnung in wechselnden Kombinationen und Deckungsgraden. Diese artenreiche Ausbildung kommt überwiegend an strömungsärmeren Bereichen kleiner Flüsse vor, die durch klares bis opalisierendes Wasser gekennzeichnet sind. Bei zunehmendem Schwebstoffanteil im Wasser ist eine minimale Strömungsgeschwindigkeit von etwa 10 cm/s notwendig, um eine übermäßige Ablagerung von Sedimentmaterial auf den Pflanzen zu verhindern. Die relativ geringe Strömung wird durch das häufige Auftreten von *Sagittaria sagittifolia* f. *vallisneriifolia*, *Nuphar lutea* f. *submersa* und *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* dokumentiert. Die Ausbildung kommt überwiegend in einer mehr oder weniger breiten Uferzone vor, kann aber streckenweise die ganze Fließgewässersbreite einnehmen, wie es im Fall des Meerbaches beobachtet werden konnte.

Eine ähnliche, meist etwas ärmere Artenkombination, in der wie hier *Potamogeton perfoliatus* vorkommt, wurde für stark strömende Fließgewässer im Odertal von WILZEK (1935) beschrieben und als *Potamogeton perfoliati-lucentis* bezeichnet. Derartige Bestände treten in relativ rasch strömenden Bereichen des Meerbaches und seltener in der Else auf.

Allen Fundorten dieser Ausbildung sind im Untersuchungsgebiet eine relativ gleichmäßige Wasserführung mit nur geringen Wasserstandsschwankungen von wenigen Dezimetern sowie ein gutes Lichtangebot gemeinsam.

Es handelt sich bei dieser Ausbildung um eine eutraphente Gesellschaft mit *Potamogeton lucens*, die eine breite ökologische Amplitude in mäßig hydrogenkarbonathaltigen bis hydrogenkarbonatreichen Gewässern aufweist, vom mesotrophen bis zum eutrophen Bereich vorkommt und, wie das Beispiel der mittleren und unteren Bever zeigt, eine Toleranz gegenüber erhöhten Chlorid-Konzentrationen besitzt. Daten zu hydrochemischen Bedingungen an Standorten des *Potamogetonum lucentis* wurden an 5 Probestellen erhoben (s. Tab.9). Vorkommen in hydrogenkarbonatreichen Gewässern, besonders von *Potamogeton lucens*, sind durch die gut sichtbaren Ablagerungen von ausgefälltem Kalk auf den Blattoberflächen erkennbar. Dies gilt besonders für Bever und Else. Phosphat- und Ammoniumgehalte des Wassers sind gering, die typische Ausbildung siedelt in nitratreichen Gewässern (vgl. auch H.E.WEBER 1976; NOIRFALISE & DETHI- OUX 1977; POTT 1980; WEGNER 1982).

Tab. 9: Hydrochemische Standortbedingungen des *Potamogetonum lucentis* (auf der Basis von 84 Messungen)

		min	max	m	s	var(x)
T	[°C]	2,4	24,3	12,0	6,3	0,53
pH		7,0	8,6	7,8	0,4	0,05
LF	[µS/cm]	345	1974	882	426	0,48
O ₂	[%]	59	208	101	23	0,23
BSB ₂	[mg/l]	0,8	5,9	2,3	1,0	0,43
GH	[mmol/l]	1,28	4,73	3,23	0,87	0,27
KH	[mmol/l]	0,58	2,65	1,87	0,59	0,32
Cl ⁻	[mg/l]	12	935	165	206	1,25
Fe ²⁺	[mg/l]	0,01	5,56	0,26	0,69	2,7
PO ₄ ³⁻	[mg/l]	0,02	2,06	0,54	0,37	0,69
SO ₄ ²⁻	[mg/l]	38	204	123	37	0,3
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	0,05	1,79	0,32	0,38	1,17
NO ₂ ⁻ -N	[mg/l]	0,01	0,59	0,09	0,08	0,89
NO ₃ ⁻ -N	[mg/l]	0,24	9,39	4,28	1,85	0,43
Σ-N	[mg/l]	0,46	10,3	4,69	1,98	0,42

Die Ausbildung des Untergrundes ist weitgehend strömungsabhängig, wobei strömungsärmere Standorte mit Schlamm gegenüber strömungsreicheren mit Sand überwiegen.

Die Assoziation verträgt im Untersuchungsgebiet bewegtes Wasser mit Strömungsgeschwindigkeiten bis zu 20 cm/s. Hinweise auf Strömung oder zumindest stärkere Wasserbewegung geben auch ROLL (1938), PASSARGE (1969) und LANGE (1972).

b) Ausbildung mit *Elodea canadensis* (Veg.-Tab.2, Nr.7-12)

Die Ausbildung mit *Elodea canadensis* weist eine mittlere Artenanzahl von 5,5 auf. Strömungsärmere Bereiche werden häufig durch die Überlagerung mit lockeren *Lemna*-Decken gekennzeichnet. Gegenüber der typischen Ausbildung fehlen weitgehend *Nuphar lutea* und *Sagittaria sagittifolia*. *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* tritt nur mit geringer Deckung auf, dafür sind verstärkt lichtliebende Charakterarten der Klasse oder

Ordnung vertreten wie *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum* und *Potamogeton pusillus*. Diese Arten kennzeichnen Standorte mit höherem Lichtangebot, die in Fließgewässern nur bei sehr klarem Wasser oder einem flach einfallenden Ufer verwirklicht sind. Die Ausbildung kommt überwiegend bei 15 bis 30 cm Tiefe vor.

c) artenarme Ausbildung (Veg.-Tab.2, Nr.1-6)

Die artenarme Ausbildung ohne *Potamogeton perfoliatus* und mit durchschnittlich nur 2-3 Arten ist verbreitet und stellt in Fließgewässern häufig zu beobachtende Bestände dar, so in Bever, Else und Meerbach. Sie kennzeichnet randliche, ufernahe Standorte mit unterschiedlicher Wassertiefe. Diese Ausbildung befindet sich im Gegensatz zur Ausbildung mit *Elodea canadensis* meist über rasch abfallenden Ufern bzw. in trübem Wasser. Die Ausbildung wird häufig zum Stromstrich hin durch *Potamogeton pectinatus*-reiche Gesellschaften abgelöst.

d) *Potamogeton perfoliatus* – Bestände (Veg.-Tab.2, Nr.29-36)

Bestände, in denen *Potamogeton perfoliatus* auftritt, *Potamogeton lucens* jedoch fehlt, sind typisch für strömungsreichere Standorte und wurden teilweise in der Nachbarschaft zum *Ranunculetum fluitantis* gefunden, während strömungsbedingt der Kontakt zu einem typischen *Myriophyllo-Nupharetum* nicht auftritt. Die mittlere Artenanzahl liegt bei 3-4. Derartige Bestände ähneln dem von ARENDT (1982) aufgestellten *Potamogeton perfoliatus cordato-lanceolati* in der Subassoziation *cladophoretosum*, die der genannte Autor als vikariierend zum *Ranunculetum fluitantis* ansieht. Ähnlichkeiten bestehen auch zum *Potamogeton perfoliatus-Ranunculetum circinati* Sauer 1937, wie es von DIERBEN (1988) für Fließgewässer mit starker Strömung angegeben wird, oder zur *Potamogeton pectinatus-Potamogeton perfoliatus*-Gesellschaft von ANT (1967). Die Physiognomie der Ausbildung wird durch die deutlich unterhalb der Wasseroberfläche flottierenden Sprosse von *Potamogeton perfoliatus* bestimmt. Nur ein geringer Anteil der Phytomasse erreicht die Wasseroberfläche, die ausschließlich von den Blüten- und Fruchständen während der Reproduktionsphase durchbrochen wird.

Derartige Bestände werden von einigen Autoren als eigenständige Assoziation, *Potamogeton perfoliatus* (W.Koch 1926) em. Passarge 1964, betrachtet. Die Eigenständigkeit wird z.T. damit begründet, daß sich *Potamogeton lucens* und *Potamogeton perfoliatus* aufgrund unterschiedlicher ökologischer Ansprüche gegenseitig ausschließen (vgl. PASSARGE 1964; WESTHOFF & DEN HELD 1969; HILBIG 1971). Diese Annahme findet in der vorliegenden Untersuchung keine Bestätigung. Es ist von einer *Potamogeton perfoliatus*-Ausbildung des *Potamogeton lucentis* auszugehen, die durch Trübstoffe geringer belastete und strömungsreichere Zonen in Fließgewässern besiedelt (vgl. KRAUSCH 1964, HORST et al. 1966).

Die von *Potamogeton perfoliatus* bestimmte Ausbildung hat, je nach sonstigen Standortfaktoren, unterschiedliche Trophieansprüche. Daten der hydrochemischen Bedingungen aus dem Untersuchungsgebiet und Literaturdaten ergeben kein eindeutiges Bild. Die Angaben reichen von eutrophen bis zu eher mesotrophen Standorten mit dem Hinweis auf die Empfindlichkeit gegenüber Abwasser und die Beschränkung auf die β -mesosaprobe Zone (vgl. PASSARGE 1964; HILBIG 1971; MÜLLER 1977; A. KRAUSE 1979; POTT 1980; ARENDT 1981). Auf eine größere Empfindlichkeit der Ausbildung deutet allerdings die stärkere Rückgangstendenz im Fließwasser sowie ihr zerstreutes Auftreten hin (vgl. H.E. WEBER 1976; HAEUPLER et al. 1983; WIEGLEB & HERR 1984b).

Im Untersuchungsraum besiedelt die submerse Gesellschaft 0,3-1,2 m tiefe Bereiche der Fließgewässer über steinig-sandigem bis schlammigem Grund. Die Fundorte wiesen durchschnittlich eine Strömungsgeschwindigkeit von 20-30 cm/s und maximal 60 cm/s auf, Werte, wie sie auch in anderen Gebieten gemessen wurden (vgl. ROLL 1939; SIRJOLA 1969).

e) *Myriophyllum spicatum*-Bestände (Veg.-Tab.2, Nr.37-50)

Vorkommen, die von *Myriophyllum spicatum* dominiert werden, treten häufig in der Nachbarschaft zum *Potamogetonnetum lucentis* auf, mit dem sie verzahnt sein können. *Myriophyllum*-Bestände besiedeln, verglichen mit dem *Potamogetonnetum*, die strömungsreicheren Zonen. *Myriophyllum spicatum* bildet Schwaden von 4-5 m Länge. Aufgrund der räumlichen Nähe und einer ansonsten ähnlichen Artenkombination werden die von *Myriophyllum spicatum* und *Ceratophyllum demersum* beherrschten Bestände ranglos dem *Potamogetonnetum lucentis* angegliedert. Die beiden Arten treten in Fließgewässern überwiegend erst ab einer Gewässerbreite auf, die potentiell von Magnopotamiden besiedelt wird. Das erste Auftreten kennzeichnet den Übergangsbereich vom Bach zum Fluß, die weiteste Verbreitung erfahren die Bestände in breiten Bächen und schmalen Flüssen.

Die *Myriophyllum spicatum*-Bestände haben eine breite Amplitude im eutrophen und meist basischen Milieu, vertragen jedoch keine zu hohen Ammonium-Konzentrationen (vgl. u.a. SEDDON 1972; KOHLER & ZELTNER 1974; MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982). Sie siedeln in Fließgewässern mit schwacher bis starker Strömung und entsprechend fein- bis grobklastischem Untergrund. Die Tiefenverbreitung ist stark von der Strömung und der Wassertrübung abhängig und reicht von 30 bis 120 cm. Gegenüber Hochwässern und den damit verbundenen Wasserspiegelschwankungen sowie periodischen Trübungen sind die Bestände resistent, solange durch eine ausreichende Strömung die übermäßige Bedeckung mit Schwebstoffen verhindert wird (vgl. Kap. D).

f) *Potamogeton natans*-Bestände (Veg.-Tab.2, Nr.51-59)

Bestände des Schwimmblaukrautes werden häufig nur als Fragmente angesehen, die keine eindeutige Zuordnung zulassen. Im Untersuchungsgebiet treten von *Potamogeton natans* dominierte Bestände in der Nachbarschaft zum *Potamogetonnetum lucentis* auf und besiedeln wie dieses streifenförmig die Fließgewässerränder.

Potamogeton natans ist gegenüber unterschiedlichen Strömungsbedingungen sehr tolerant und in seiner Blattform plastisch. *Potamogeton natans* f. *prolixus* kann bei starker Strömung ausschließlich submerse Blätter mit vollständig reduzierter Spreite aufweisen.

Ähnliche Vorkommen beschreibt POTT (1980) als *Potamogeton natans* f. *prolixus*-Variante des *Ranunculetum fluitantis sparganietosum*, die schwächer strömende (ca. 20-30 cm/s) Flußabschnitte in Sandgebieten besiedelt. DIERßEN (1988) spricht von einer *Potamogeton natans*-Basalgesellschaft als einem rudimentär entwickelten Vegetationstyp stark belasteter Gewässer.

2.1.2 *Elodeetum canadensis* Pignatti 1953 (Veg.-Tab.3)

Elodea-Bestände werden sehr unterschiedlich bewertet, zum einen als Störanzeiger, als Varianten, Fragmente, Regenerationsstadien oder Fazies anderer Assoziationen, z.B. des *Potamogetonnetum lucentis* oder des *Myriophyllo-Nupharetum*, u.a. von FREITAG et al. (1958), HORST et al. (1966), WEBER-OLDECOP (1969, 1977), ARENDT (1982) oder POTT (1980). Zum anderen werden ähnliche, von *Elodea canadensis* dominierte Vorkommen als *Elodeetum canadensis* Pignatti 1953 anerkannt (u.a. HARTOG & SEGAL 1964; PASSARGE 1964, 1969; HILBIG 1971; RUNGE 1981). Das *Elodeetum canadensis* wurde ursprünglich mit dem Status einer Gesellschaft aus *Elodea canadensis* und *Potamogeton crispus* beschrieben, wobei *Potamogeton crispus* häufig stärker vertreten ist als *Elodea canadensis* (PIGNATTI 1954).

Elodea canadensis ist auch in anderen Gesellschaften des Fließwassers vertreten, erlangt dort aber nur geringe Deckungsgrade und Stetigkeit, da sie bei stärkerer Strömung immer auf den Schutz durch andere Arten angewiesen ist. Trotz der weiten Verbreitung

von *Elodea canadensis* sind von *Elodea* dominierte Bestände in Fließgewässern als eigene Gesellschaft anzusehen, die überwiegend geschützte und meist ufernahe Standorte kennzeichnen. Je nach Ausbildung treten Kennarten anderer Ordnungen mit unterschiedlicher Mächtigkeit hinzu.

Das Vorkommen der *Elodea*-Gesellschaften weist ein typisches Verteilungsmuster in Fließgewässern auf. Voraussetzung für das Auftreten der Art und der durch sie gekennzeichneten Gesellschaft ist die gute Durchlichtung des Wasserkörpers sowie der Schutz vor Lichtentzug durch Sedimentauflagerungen oder Epiphyten. Außerdem darf keine zu starke Strömung auftreten. Dies gilt auch für die Häufigkeit und Intensität von „Strömungsspitzen“ bei Hochwässern. Aus diesen Randbedingungen ergeben sich die Voraussetzungen für das Auftreten der Gesellschaft in Fließgewässern. In ungestörten, klaren, aber rasch strömenden Quellbächen fehlt die Gesellschaft aufgrund der Strömung. Ihr erstes Auftreten in den Oberläufen fällt mit einer bestimmten Relation von Breite und Tiefe zusammen, aus der zumeist eine gewisse Verminderung der Strömungsgeschwindigkeit sowie eine Differenzierung des Bachbettes in stärker strömungsbetonte und in strömungsärmere Zonen resultiert. Die im Oberlauf noch häufiger in voller Gewässerbreite ausgebildete Gesellschaft wird mit zunehmender Tiefe und Strömung sowie abnehmender Durchlichtung in ufernahe Randbereiche abgedrängt (vgl. MAAS & KOHLER 1983). Beschattung in Kombination mit stärkerer Strömung führt zum Ausfall der Gesellschaft. In einer ufernahen Position kommt die Gesellschaft auch in den Mittel- und Unterläufen der größeren Fließgewässer des Tieflandes vor. Sie bildet hier eine schmale, dem Röhricht unmittelbar vorgelagerte Zone aus, ähnlich einem Saum. Dieser Standort weist manche Ähnlichkeit mit einem Saumstandort auf. So handelt es sich um einen besser durchlichteten Wuchsort, an dem durch das benachbarte Röhricht und die geringere Wassertiefe im Uferbereich die Strömungsgeschwindigkeit deutlich herabgesetzt ist. Entsprechend tritt diese Gesellschaft bei mäandrierenden Fließgewässern fast ausnahmslos am Gleithang auf.

Die Gesellschaft ist in allen untersuchten Bächen und Flüssen vertreten, was die Breite ihrer ökologischen Amplitude unterstreicht. In Fließgewässern werden drei Ausbildungen des *Elodeetum canadensis* unterschieden. Die Physiognomie der Gesellschaft wird durch ihre überwiegend einschichtige, bodennahe Ausbildung bestimmt, die den darüber befindlichen Wasserkörper meist frei läßt. Gesellschaftsbildende Arten wie *Elodea canadensis* oder *Potamogeton crispus*, die in echten Stillwassergesellschaften durchaus hochwüchsig sein können, treten in der *Elodea*-Gesellschaft des Fließwassers überwiegend in kleinwüchsiger Ausbildung mit gestauchten Internodien auf.

a) Ausbildung mit *Callitriche spec.* und *Berula erecta* (Veg.-Tab.3, Nr.1-21)

Die Ausbildung mit *Callitriche hamulata*, *Callitriche platycarpa* und anderen Arten der Bachläufe ist typisch für klare, flache Oberläufe und kommt je nach Stärke der Strömung flächenhaft vor oder ist auf strömungsarme Bereiche in Ufernähe beschränkt. Besonders in flachen Bächen mit guten Lichtverhältnissen am Gewässergrund in Kombination mit geringerer Strömung kann die Ausbildung die gesamte Sohle des Bachbettes bedecken. Die Bestände sind teilweise wintergrün, allerdings mit einer deutlich reduzierten Phyto- masse.

Das Auftreten von *Callitriche hamulata* kennzeichnet mesotrophe bis schwach eutrophe Bereiche des Weichwassers, Standorte, die u.a. dem *Callitricho hamulatae-Myriophyllum alterniflori* benachbart sind. Dies gilt besonders für Lutter und Auter. Diese Variante ähnelt in mancher Hinsicht dem *Sparganio-Elodeetum* Weber-Oldecop 1977. Wenn in dieser Ausbildung *Berula erecta* auftritt, ist dies kennzeichnend für Hartwasser führende Oberläufe von Bächen, die vom *Ranunculo-Sietum* besiedelt werden, wie Ems, Furlbach und Haustenbach.

b) Ausbildung mit *Potamogeton crispus* (Veg.-Tab.3, Nr.43-57)

Die Ausbildung mit *Potamogeton crispus* hat ihren Schwerpunkt in relativ gut durchlichteten, aber häufig N- und P-reicheren Fließgewässern, die z.T. erhebliche Salzkonzentrationen aufweisen können, wie das Beispiel der Bever belegt. Aufgrund stärkerer Trübung und eines trophiebedingten Aufwuchses von Epiphyten zeigt diese Ausbildung schon im September / Oktober Seneszenzerscheinungen und ist nur in den seltensten Fällen wintergrün.

Sie tritt überwiegend in flachen, mehr oder weniger strömungsreichen und meist schmalen Abschnitten oder in strömungsreicheren ufernahen Bereichen auf, wie in Auter, Süßbach (Bever) oder Else. Die Nähe zum Ufer wird durch das Hinzutreten von Submersformen einiger Röhrichtarten wie *Phalaris arundinacea*, *Agrostis stolonifera* oder *Myosotis palustris* dokumentiert. Diese Ausbildung tritt in stark salzbelasteten Bereichen wie in der Bever in Nachbarschaft zum *Potamogeton pectinati* auf. Das Hinzutreten von *Nuphar lutea* in emerser und submerser Form oder von *Lemna minor* kennzeichnet Bereiche mit besonders geringer Strömung, die häufig einem *Myriophyllum-Nupharetum* benachbart sind.

c) weitgehend trennartenfreie Ausbildung (Veg.-Tab.3, Nr.22-42)

Die artenärmere Ausbildung, die stellenweise in einartige Bestände von *Elodea canadensis* übergeht, ist weit verbreitet, mit einem Schwerpunkt in nährstoffreichen Zonen von breiteren Bächen oder von Flüssen. Die Eutrophierung wird häufig durch massives Auftreten von *Cladophora spec.* dokumentiert. Typische Arten der Bäche, wie sie in der Ausbildung a) vorkommen, fehlen weitgehend. In strömungsarmen Zonen kann bei oberflächennahen Beständen *Lemna minor* hinzutreten, die sich mit ihren Wurzeln in den *Elodea*-Beständen festhakt. Unter günstigen Standortbedingungen bildet *Elodea canadensis* dichte Bestände, die begleitende Arten weitgehend oder völlig ausschließen. Wichtig sind, wie auch bei den anderen Ausbildungen, die ausreichende Durchlichtung sowie eine geringe Sedimentationsrate von Schwebstoffen. Besonders großflächige, einartige Bestände fanden sich u.a. an Gleithängen der mittleren Emmer. Diese Ausbildung tritt auch an mesotrophen, ungestörten Standorten mit Stillwasser-ähnlichem Charakter auf. Einige der Aufnahmen stammen aus langsam durchströmten Staubereichen u.a. des Haustenbaches. Die artenarme Ausbildung findet sich auch in Teichen des Untersuchungsgebietes.

– Standortbedingungen

Die Gesellschaft von *Elodea canadensis* weist mit ihren Ausbildungen eine breite ökologische Amplitude auf, die im Vergleich mit anderen angesprochenen Gesellschaften vom meso- bis schwach eutrophen Flügel des *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori* bis zum eu- bis hypertrophen und salzbelasteten Flügel des *Sparganio-Potamogeton pectinati* in seiner reicheren Ausbildung reicht. Die Gesellschaft hat somit keine Indikatorfunktion bezüglich der Nährstoffbelastung, da sie nur ausgesprochen oligotrophe oder haline Bereiche meidet; auch gegenüber der Wasserhärte sind keine eindeutigen Präferenzen erkennbar. Die von WEBER-OLDECOP (1969) vorgenommene scharfe Trennung in oligotrophe, kaltstenothe Gewässer mit *Berula erecta* und in mesotrophe, kaltstenothe Gewässer mit *Elodea canadensis* ist nicht nachvollziehbar. Da die Gesellschaft bevorzugt strömungsärmere Bereiche besiedelt, kommt sie eher in sommerwarmen Fließgewässerabschnitten vor. Die Temperatur ist allerdings nicht entscheidend, da die Assoziation auch in strömungsärmeren Bereichen sommerkalter Forellenbäche auftritt.

Der Lichtfaktor ist für die Gesellschaft entscheidend, da zwei wichtige gesellschaftsbildende Arten, *Elodea canadensis* und *Potamogeton crispus*, lichtbedürftig sind. Beson-

ders *Elodea canadensis* reagiert gegenüber der Ablagerung von Feststoffen auf den Blättern oder gegenüber Epiphytenaufwuchs kritisch (vgl. auch A. KRAUSE 1978). Aus dieser Situation resultieren zwei gegensätzliche Verbreitungsschwerpunkte. Einerseits werden strömungsreiche bis strömungsfreie, klare, besonnte und mäßig nährstoffreiche Gewässer besiedelt, da hier weder die Gefahr der Ablagerung von Schwebstoffen auf den Blättern noch die Gefahr des übermäßigen Bewuchses durch Epiphyten besteht. Andererseits ist in eutrophen und schwebstoffreichen Gewässern eine mäßige Strömung unbedingt notwendig, da nur sie die Ablagerung von Sedimentmaterial oder den übermäßigen Aufwuchs verhindert; Stillwasserzonen sind unter diesen Bedingungen nicht besiedelbar.

Die Tiefenverbreitung wird im wesentlichen durch den Lichtfaktor begrenzt. Der Schwerpunkt der Verbreitung liegt bei 10-50 cm Tiefe, meist in Ufernähe. In Ausnahmefällen wurden an den Gleithängen besonders klarer Fließwasserabschnitte 120-140 cm Tiefe festgestellt.

Die Strömungsgeschwindigkeit, bei der die Gesellschaft mit ihren unterschiedlichen Ausbildungen auftritt, variiert zwischen 0-55 cm/s, wobei Bereiche mit 5-25 cm/s überwiegen. Sie kann als Zeiger geringer bis mittlerer Fließgeschwindigkeit gelten (vgl. ROLL 1939; SIRJOLA 1969; GRUBE 1975; MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982).

Beobachtungen im Untersuchungsgebiet und Vergleiche mit älterem Aufnahmемaterial ergeben den Eindruck einer Rückgangstendenz von *Elodea canadensis*. Ein möglicher Grund für den Rückgang kann darin gesehen werden, daß es sich bei der mitteleuropäischen Population wahrscheinlich um einen einzigen Klon handelt. Die Art vermehrt sich rein vegetativ, ohne die Möglichkeit von Rekombination und Anpassung an veränderte Umweltbedingungen. Es liegt für das Untersuchungsgebiet zuwenig Aufnahmемaterial vor, trotzdem deutet sich eine Verdrängung durch *Elodea nuttallii* besonders an stärker eutrophen Standorten an (vgl. LANGE 1972; MIERWALD 1988). Entsprechende Beobachtungen wurden auch von POTT & HÜPPE (1991) bei vergleichenden Untersuchungen gemacht.

d) *Potamogeton crispus* – Bestände (Veg.-Tab.3, Nr.58-62)

Eine sichere synsystematische Zuordnung der weitgehend einartigen Bestände von *Potamogeton crispus*, die an unterschiedlichen Standorten auftreten, ist nicht möglich. Der Anschluß an die *Elodea*-Gesellschaft erfolgt überwiegend aus strukturellen und ökologischen Gesichtspunkten und ist somit provisorisch. Einerseits sind sie oft räumlich der *Elodea*-Ausbildung mit *Potamogeton crispus* an eutrophen Standorten benachbart, andererseits besiedeln derartige Bestände durch Abwässer stark beeinträchtigte Bereiche, in denen *Elodea* ausfällt. Die bestandsbildende Art, *Potamogeton crispus*, ist lichtbedürftig, weist aber häufig gegenüber benachbarten Arten eine niedrige Wuchshöhe auf und ist daher konkurrenzschwach. Die Art hat eine weite ökologische Amplitude, die von unbelasteten bis zu stark belasteten Gewässern reicht. Sie ist gegenüber organischen Belastungen relativ unempfindlich (KÖHLER et al. 1974; KRAUSCH 1976; ARENDT 1981). *Potamogeton crispus* hat in organisch belasteten, aber nicht zu stark getrüben Gewässern den Vorteil, nicht mit empfindlicheren Arten um das Licht konkurrieren zu müssen. Auf diesen Umstand deuten auch Beobachtungen im Bereich von belastungsbedingten einartigen und flächendeckenden Beständen von *Potamogeton pectinatus* hin, in denen während der Hauptvegetationsperiode *Potamogeton crispus* nur selten auftritt. Mit dem herbstlichen Abbau der Phytomasse von *Potamogeton pectinatus* und dem zunehmend besseren Lichtangebot am Gewässergrund treibt *Potamogeton crispus* aus Rhizomen oder Turionen aus und bildet spät im Jahr einen eigenen Aspekt aus, wie er besonders in der Bever zu beobachten war.

e) *Potamogeton pusillus* – Bestände (Veg.-Tab.3, Nr.63-76)

Bestände mit einer Dominanz von *Potamogeton pusillus* agg. sind synsystematisch nicht oder kaum zuzuordnen. Ihr Auftreten in Fließgewässern ist jedoch an bestimmte Standortbedingungen geknüpft, die vielfach denen des *Elodeetum canadensis* ähneln. Das Zwerglauchkraut ist häufig mit *Sparganium emersum* ssp. *fluitans*, *Callitriche platycarpa* und *Elodea canadensis* vergesellschaftet. Begleitend treten submerse oder schwimmende Formen der Röhrichtarten hinzu. Besonders strömungsarme Bereiche werden durch das Vorkommen von Lemnaceen gekennzeichnet.

Es werden Gräben mit fließendem oder stagnierendem Wasser sowie vorwiegend strömungsärmere, flache und ufernahe Zonen breiter Bäche oder kleiner Flüsse besiedelt. Daneben treten flächenhafte Bestände in sehr flachen, klaren Bächen auf. Bei leichter Trübung des Wasserkörpers kommt *Potamogeton pusillus* agg. nur in Bereichen mit voller Sonneneinstrahlung vor. Demgegenüber verträgt die Art in klaren Bächen mit turbulenter Strömung auch leichte Beschattung. Gegenüber anderen Arten, die Schatten erzeugen, ist die Konkurrenzkraft der niedrigwüchsigen Schwaden des Zwerglauchkrautes gering.

Es gibt unterschiedliche Versuche, Bestände von *Potamogeton pusillus* agg. zuzuordnen. So hat das vorgelegte Aufnahmematerial u.a. gewisse Ähnlichkeiten mit dem *Callitricho-Potamogetonetum berchtoldii* von PASSARGE (1982), welches dieser für flache, klare, aber nährstoffreiche Sandbäche beschrieben hat. DIERßEN (1988) gibt eine artenarme *Potamogeton pusillus*-Gesellschaft für eutroph-basenreiche, oft verschmutzte kleinere Stillgewässer und Bäche an.

Die ökologische Amplitude der Bestände ist schwer bestimmbar. Der wichtigste Faktor ist die gute Durchlichtung des Wassers. Gegenüber der Trophie verhalten sich diese Bestände sehr euryök. Sie treten sowohl in mesotrophen als auch in stark eutrophen bis hypertrophen Bereichen auf (vgl. auch WIEGLEB 1978).

Das *Potamogeton pusillus*-Aggregat wird in die zwei Arten *Potamogeton panormitanus* (= *Potamogeton pusillus* s.s.) und *Potamogeton berchtoldii* aufgeteilt. Beide Formen sind nicht immer eindeutig voneinander zu trennen. Oft werden an einem Individuum die Merkmale beider Taxa beobachtet (vgl. dazu WIEGLEB & HERR 1985). Das vorliegende Material konnte in vielen Fällen eindeutig bestimmt werden, eine Zuordnung zum Aggregat scheint trotzdem sinnvoll zu sein. Bezüglich der Verbreitungsschwerpunkte der beiden Arten deuten sich Unterschiede an, wobei *Potamogeton berchtoldii* in klaren, schwach eutrophen Bächen dominiert, während *Potamogeton panormitanus* stärker eutrophe Gewässer bevorzugt.

2.2 *Nymphaeion albae* Oberdorfer 1957

Die Gesellschaften dieses Verbandes werden durch Arten mit ausgeprägten Schwimmblättern charakterisiert, die überwiegend keine amphibischen Lebensräume besiedeln.

Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt in stagnierenden oder nur schwach fließenden Gewässern, die zumeist eine größere Tiefe aufweisen. In Fließgewässern treten typische Ausbildungen nur in strömungsarmen Abschnitten oder Buchten auf, oder sie bilden der Strömung angepaßte Ausbildungen unter Beteiligung von Ökomorphosen des Fließwassers, wobei regelmäßig die strömungsempfindlicheren Arten oder Formen fehlen.

VC: *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Polygonum amphibium* f. *natans*

2.2.1 *Myriophyllo-Nupharetum* W.Koch 1926 (Veg.-Tab.4)

Die Teichrosengesellschaft ist in Fließgewässern des Untersuchungsgebietes durchaus verbreitet, aber nur sehr selten artenreich ausgebildet. Häufiger sind durch Strömung bedingte fragmentarische Bestände.

Das *Myriophyllo-Nupharetum* weist eine Anzahl von Arten auf, die sowohl in Stillgewässern als auch im Randbereich von Fließgewässern vorkommen. Bestände aus Fließgewässern, die *Nuphar lutea* in submerser und emerger Form enthalten und in die submerse bzw. schwimmende Arten aus den benachbarten Kleinröhrichten eindringen, werden häufig dem *Ranunculetum fluitantis sparganietosum* zugeordnet (vgl. u.a. MÜLLER 1962; WEBER-OLDECOP 1969; HILBIG 1971; CARBIENER et al. 1990). Die Zuordnung derartiger Aufnahmen zum *Ranunculion fluitantis* ist unbefriedigend, da die stärker von der Strömung geprägten Bestände an besonders geschützten und strömungsarmen Standorten in typische Stillwasserausbildungen des *Myriophyllo-Nupharetum* übergehen können. Im Untersuchungsgebiet werden zwei Ausbildungen sowie ein rangloser Bestand unterschieden.

a) emerger Ausbildung (Veg.-Tab.4, Nr.1-11)

Emerger Bestände mit *Nuphar lutea* sind in den untersuchten Fließgewässern relativ selten und in mäandrierenden Abschnitten im wesentlichen auf die Gleitufer beschränkt. Die Gesellschaft kommt außerdem in strömungsreicheren Abschnitten inselartig in Ufernähe vor. Besonders in eutrophen Zonen treten in Ufernähe *Sagittaria sagittifolia* f. *vallisneriifolia* und *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* begleitend hinzu.

Für das Vorhandensein oder Fehlen der Gesellschaft im Fließwasser sind bereits geringe Verlagerungen des Stromstriches zu einem der Ufer hin verantwortlich. Auch in kanalisiertem, völlig geraden Flußabschnitten pendelt die Hauptströmung zwischen den Ufern hin und her, wobei von den jeweils strömungsärmeren Uferpartien aus *Nuphar lutea*-Bestände in den Fluß vordringen und diese Bereiche kennzeichnen. Das Abdrängen der Hauptströmung aus der Mitte des Gewässerbettes zu einem der Ufer hin wird teilweise durch Hydrophyten-Bestände hervorgerufen und verstärkt.

Diese Ausbildung des *Myriophyllo-Nupharetum* tritt im Untersuchungsgebiet in Bereichen mit sehr unterschiedlichen Strömungsgeschwindigkeiten auf. Die Spanne reicht von annähernd stagnierenden Verhältnissen vor Sohlenschwellen und Wehren bis zu mittleren Fließgeschwindigkeiten von 20-30 cm/s, die bei stärkerer Wasserführung kurzzeitig deutlich überschritten werden.

Zu Beginn der Vegetationsperiode, März/April, bildet sich ein submerses Entwicklungsstadium aus, das anschließend in ein normales Schwimmblattstadium übergeht oder bei zunehmendem Einfluß der Strömung nur mit wenigen Individuen die Wasseroberfläche erreicht und so zu der submersen Ausbildung überleitet. Aufnahmen mit hohen Deckungsgraden von Schwimmblättern sind selten. Auch in den Beständen mit Schwimmblättern dominieren anteilmäßig die Submersformen. Die „Salatblätter“ ermöglichen der Pflanze auch zur Zeit der größten Strömung (Frühjahrshochwasser) Wachstum und Photosynthese. Mit dem Rückgang der Abflußmenge und abnehmender Strömung werden erst Schwimmblätter und später Blüten ausgebildet.

In Fließgewässern, in denen es häufig zu stärkeren Schwankungen des Wasserstandes und, damit verbunden, zu einem Anstieg der Strömungsgeschwindigkeit kommt, tritt die emerger Ausbildung der Gesellschaft nicht auf.

Die Physiognomie der Gesellschaft wird durch die auffälligen Schwimmblätter von *Nuphar lutea* bestimmt, die zusammen mit anderen Schwimmblatt-Arten wie *Potamogeton natans* und *Sparganium emersum* f. *natans* die oberste Schicht der Gesellschaft bildet. Bestände mit dicht schließenden Schwimmblatt-Decken sind nahezu einschichtig

aufgebaut, da im darunterliegenden Wasserkörper kaum noch Licht vorhanden ist. Bei locker aufgebauten Schwimmblatt-Decken wird der Untergrund von einer unterschiedlich dichten Schicht aus „Salatblättern“ bedeckt, aus der einzelne Schwaden anderer Arten herausragen.

b) überwiegend submerse Ausbildung (Veg.-Tab.4, Nr.12-43)

In der überwiegend ganzjährig submersen Ausbildung, die in dieser Form auf fließendes Wasser beschränkt ist, bildet die namensgebende Art fast nur Unterwasserblätter aus. Schwimmblätter fehlen oder sind sehr selten. *Nuphar lutea* f. *submersa* vermag mit ihren weichen, salatblattartigen Unterwasserblättern in Bächen und Flüssen mit geringer oder mittlerer Strömungsgeschwindigkeit großflächige, oft einartige Bestände auszubilden. Die Physiognomie der einschichtigen Ausbildung wird durch die großen, in der Strömung oszillierenden Submersblätter bestimmt.

Die submerse Ausbildung ist meist das Ergebnis einer Kombination von andauernder Wassertrübung und gleichmäßig starker Strömung des Fließgewässers. Für die Ausbildung der Gesellschaft ist eine Mindestbreite und -tiefe der Fließgewässer erforderlich. In Gewässern unter 3 m Breite und unter 40 cm Wassertiefe ist die Gesellschaft nur selten ausgebildet. Ausnahmen davon bilden Bäche, die im Oberlauf Verbindung zu Stillgewässern mit *Nuphar lutea* haben. Neben der namensgebenden Art treten andere Arten mit nymphaeider Wuchsform auf. Aufnahmen aus überwiegend ufernahen sowie strömungsärmeren Bereichen mit höheren Anteilen von *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* vermitteln zu *Sparganium*-Dominanzbeständen (s. Veg.-Tab.7) oder zur *Sparganium-Sagittaria sagittifolia* var. *vallisneriifolia*-Gesellschaft (s. Veg.-Tab.8).

Die Gesellschaft ist eine Ersatzgesellschaft für Magnopotamogeton-Gesellschaften, die sie bei ungünstigen Lichtverhältnissen vertritt und mit denen sie verzahnt sein kann. Sie kommt aber auch mit anderen Gesellschaften in räumlichem Kontakt vor. Es hat den Anschein, daß in ständig getrübten, eutrophen Gewässern, die weitgehend monotypischen, submersen *Nuphar*-Bestände an die Stelle der *Sparganium*-Dominanzbestände schwach getrübter Standorte treten.

Submerse *Nuphar*-Bestände wurden bereits beschrieben, so von PASSARGE (1964), der für das *Potamogetonetum lucentis* Hueck 1931 eine *Nuphar submersum*-Subassoziation in langsam fließenden Flüssen angibt. Gleiches gilt für ROLL (1938a/b), der Vorkommen von *Nuphar lutea* f. *submersa* aus Fließgewässern Ostholsteins mit schwacher bis stärkerer Strömung beschreibt, die entsprechenden Aufnahmen allerdings dem *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* zuordnet. Derartige z.T. blühende submerse Bestände von *Nuphar lutea* wurden von KOCH (1926) im Rahmen des *Ranunculetum fluitantis* für strömungsarme Fließgewässer mit schlammigem Grund beschrieben. Wird das *Ranunculetum fluitantis* weit gefaßt, und, wie bei TÜXEN (1937), *Nuphar lutea* f. *submersa* als Differentialart definiert, dann kann die Zuordnung derartiger Bestände zum *Ranunculetum fluitantis sparganietosum* erfolgen. Allerdings sind die „Salatblätter“ von *Nuphar lutea* an sich kein gutes Merkmal, da es sich um keine ausgesprochene Ökomorphose des fließenden Wassers handelt. Die „Salatblätter“ stellen vielmehr submerse „Primärblätter“ dar, die auch im Stillwasser ganzjährig ausgebildet werden, dort aber neben den Schwimmblättern im Sommer nicht so stark auffallen.

Die gegenüber mäßiger Strömung resistenten Unterwasserblätter sind ganzjährig ausgebildet, so daß die Ausbildung im Winterhalbjahr erkennbar bleibt. Die Bestände weisen im Winter allerdings eine deutlich reduzierte Phytomasse auf. Für die wintergrünen Bestände resultiert daraus eine durchgehende Vegetationsperiode. Dies ist an Standorten mit mangelhaften Lichtverhältnissen ein Vorteil, da *Nuphar lutea* einerseits durch die ständige Präsenz ihrer Submersblätter Konkurrenten ausdunkelt und andererseits ständig Photosynthese betreiben kann. Junge Submersblätter werden ab März ausgebildet.

Arten wie *Nuphar lutea*, die in submersen Beständen überwiegend steril bleiben, sind in der Lage, durch vegetative Vermehrung mit ihren gut ausgebildeten Rhizomen an Standorten dominant zu werden und einartige Bestände zu bilden, an denen über einige Jahre hinweg die Lichtverhältnisse für andere Arten ungünstig sind (vgl. DAWSON 1988). *Nuphar lutea* verträgt nicht nur als ausgewachsenes Individuum Schatten, sie gelangt darüber hinaus als Schatten-Keimer unter ungünstigen Lichtverhältnissen in tiefem Wasser zur Keimung (SMITS & WETZELS 1986).

Das Auftreten der submersen Ausbildungen ist im wesentlichen von der Strömung sowie vom Lichtgenuß abhängig, wie aus der Verteilung der Vorkommen in den Fließgewässern hervorgeht. Die ungünstigen Lichtverhältnisse im Wasserkörper, bei denen die Ausbildung überwiegend auftritt, sind auf Beschattung oder andauernde Trübung des Wasserkörpers zurückzuführen. Zwar wird andauernde Trübung ertragen, doch darf der Anteil der abgelagerten Schwebstoffe eine bestimmte Grenze nicht überschreiten, da eine stärkere und andauernde Überdeckung der Blätter durch Sediment zum Zusammenbruch der Bestände führt (vgl. HASLAM 1971; CAFFREY 1986). Das Vorkommen der submersen Ausbildung der Gesellschaft gerade in tieferen, trüberen oder schattigeren Abschnitten von Fließgewässern mit nicht zu starker Strömung ist auf die geringere Lichtbedürftigkeit von *Nuphar lutea* gegenüber anderen Hydrophyten zurückzuführen. Messungen der Lichtverhältnisse an verschiedenen Standorten machten dies deutlich. Abb. 31 zeigt den starken Rückgang des Oberflächenlichtes mit zunehmender Wassertiefe bei normaler Wasserführung der Else an einem Standort submerser *Nuphar lutea*-Bestände.

An den Standorten der submersen Ausbildung kommt es nur in Ausnahmefällen zur Stagnation des Wassers. Die Strömungsgeschwindigkeit beträgt 10-55 cm/s, im Durchschnitt liegt sie bei 20-30 cm/s, maximal wurden 75 cm/s gemessen.

Sowohl die emerse als auch die submerse Ausbildung besiedeln entsprechend der variierenden Tiefe und Strömung unterschiedliche Substrate, von sandig-kiesig bis schlammig. Aus der Bevorzugung geringerer Strömungsgeschwindigkeiten resultieren überwiegend Standorte mit feinkörnigem Substrat, doch werden weitläufige Rhizome auch in grobkörnigem Material wie Sand oder Kies ausgebildet, wie Beispiele aus der Else zeigen (vgl. auch SIRJOLA 1969).

Nuphar lutea und die mit ihr aufgebaute Gesellschaft weist eine weite trophische Amplitude auf. Sie ist gegenüber Abwasser unempfindlich und vermag stark belastete Standorte zu besiedeln (s. Tab.10, vgl. auch KOHLER & ZELTNER 1974; ARENDT 1981; CARBIENER et al. 1990).

c) *Polygonum amphibium*-Bestände (Veg.-Tab.4, Nr.44-47)

Polygonum-Bestände sind ausschließlich emers und besiedeln im Kontakt mit Röhrichten die Fließwasser Oberfläche vom Ufer her. Es handelt sich um artenarme Bestände, in denen echte Hydrophyten selten sind. Begleitend treten in wechselnder Kombination und Deckung submerse Ausbildungen von Arten des *Sparganio-Glycerion* hinzu.

Dominanzbestände von *Polygonum amphibium* f. *natans* werden dem *Myriophyllo-Nupharetum* zugeordnet, da sie in dieser Assoziation regelmäßig auftreten. Sie können als Entwicklungsstadium, Fazies oder Rumpfgesellschaft des *Myriophyllo-Nupharetum* aufgefaßt werden, die unter ständigem anthropogenem Einfluß ein Dauerstadium bilden (vgl. KNAPP & STOFFERS 1962; POTT 1980).

Die Bestände haben einen Schwerpunkt in Sandgebieten und treten dort über flachem, sandigem oder schlammigem Grund auf. Gegenüber Strömung reagiert *Polygonum amphibium* empfindlich. Die Aufnahmen der Bestände stammen ausnahmslos aus Bereichen ohne oder mit nur geringer Strömung. Die Art tritt im Schutz anderer Gesellschaf-

Tab. 10: Hydrochemische Standortbedingungen des *Myriophyllo-Nupharetum* (auf der Basis von 48 Messungen)

		min	max	m	s	var(x)
T	[°C]	2,4	26,0	12,6	6,7	0,53
pH		7,0	8,6	7,8	0,4	0,05
LF	[μS/cm]	345	1248	671	340	0,51
O ₂	[%]	68	186	99	25	0,26
BSB ₂	[mg/l]	1,0	5,1	2,7	1,6	0,61
GH	[mmol/l]	1,28	4,5	2,6	0,95	0,36
KH	[mmol/l]	0,58	2,45	1,41	0,65	0,46
Cl ⁻	[mg/l]	20	192	58	33	0,57
Fe ²⁺	[mg/l]	0,06	5,56	0,56	1,08	2,09
PO ₄ ³⁻	[mg/l]	0,02	3,33	0,64	0,67	1,03
SO ₄ ²⁻	[mg/l]	38	185	113	42	0,37
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	0,01	3,08	0,68	0,74	1,09
NO ₂ ⁻ -N	[mg/l]	0,01	0,96	0,14	0,21	1,52
NO ₃ ⁻ -N	[mg/l]	0,03	8,59	3,55	2,48	0,7
Σ-N	[mg/l]	0,46	11,4	4,92	2,55	0,51

ten oder im strömungsarmen Bereich oberhalb von Sohlswellen sowie innerhalb von Stau- und Sandfangbecken auf, besonders in Bereichen, die Störungen erkennen lassen. *Polygonum amphibium* kommt bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten submers vor, ist dann aber nicht faziesbildend.

Die Art und die von ihr gebildeten Bestände haben gegenüber der Trophie eine breite Amplitude. Im Untersuchungsgebiet wurde sie sowohl in relativ nährstoffarmen Bereichen des Haustenbaches als auch in nährstoffreicheren Abschnitten von Meerbach, Else, Ems und Haustenbach angetroffen. Die Art fehlt in Bereichen mit erhöhten Ammonium-Konzentrationen, während erhöhte Phosphat-Werte vertragen werden (vgl. WIEGLEB 1978; POTT 1980, 1981).

2.3 *Ranunculion fluitantis* Neuhäusl 1959

Die Aufstellung des *Ranunculion fluitantis* wurde von NEUHÄUSL (1959) überwiegend mit den Standortverhältnissen begründet und durch besonders an fließendes Wasser angepasste Ökomorphosen von Hydro- und Helophyten sowie durch wenige konstante, nur in Fließgewässern vorkommende Kennarten charakterisiert. Der Verband zeigt deutlich, daß für seine Abgrenzung nicht nur synsystematische Kriterien, sondern eher synökologische Merkmale bzw. strukturelle Gesichtspunkte im Vordergrund standen. Viele der hier siedelnden Arten verhalten sich rheophil oder rheobiont. Sie haben vielfach eine große morphologische Plastizität und zeigen besondere strömungsangepasste Formen und Strukturen. Sie bieten der starken mechanischen Zugbelastung durch andauernde Strömung wenig Widerstand. Gesellschaften wie das *Ranunculium fluitantis sparganietosum* unterscheiden sich im Potamal des norddeutschen Raums häufig nur durch das Auftreten einiger Ökomorphosen des Fließwassers von Gesellschaften des Stillwassers. Ökomorphosen können für Fließgewässer als Differentialarten dienen, da sie in diesen Formen im Stillwasser nicht auftreten (vgl. TÜXEN 1937).

VC: *Ranunculus trichophyllus*, *Callitriche hamulata*, *Callitriche platycarpa*
D: *Potamogeton natans* f. *prolixus*, *Nuphar lutea* f. *submersa*, *Sparganium emersum*
ssp. *fluitans*, *Sagittaria sagittifolia* f. *vallisneriifolia*

2.3.1 *Ranunculetum fluitantis* (Allorge 1922) W.Koch 1926 (Veg.-Tab.5)

Das *Ranunculetum fluitantis* wird in zwei Subassoziationen gegliedert, die sich bereits aus der sehr weit gefaßten, artenreichen Erstbeschreibung von ALLORGE (1922) ergeben. Diese Beschreibung beinhaltet Arten sehr unterschiedlich strömungsreicher Standorte. KOCH (1926) untergliederte folgerichtig das *Ranunculetum fluitantis*, von ihm als *Potamogetoneto perfoliati-Ranunculetum fluitantis* bezeichnet, in eine typische Subassoziation (= *Ranunculetum fluitantis potametosum*) rasch strömender Fließe und in das *Ranunculetum fluitantis sparganietosum* W.Koch 1926 (= *Sparganio-Ranunculetum fluitantis* Oberdorfer 1957) schwach strömender Gewässer. Außerdem schloß er das *Potamogetonetum perfoliati potametosum lucentis* an, welches im wesentlichen dem *Potamogetonetum lucentis* der schwach strömenden oder stagnierenden Gewässer entspricht.

Die Gesellschaft des Flutenden Hahnenfußes wird hauptsächlich durch die Verbandskennarten sowie durch *Myriophyllum spicatum* und *Elodea canadensis* als Ordnungs- oder Klassenkennarten gekennzeichnet. Nach H.E.WEBER (1976) ist es für die Gesellschaft typisch, daß mit Ausnahme von *Ranunculus fluitans* fast alle Kenn- und Differentialarten nur fakultative (rheo-) dytophylle Hydrophyten sind, die normalerweise ihr Optimum als neustophylle Hydrophyten oder als Helophyten in anderen Gesellschaften besitzen und im *Ranunculetum fluitantis* selten oder nie zur Blüte gelangen. Als Kennart der Gesellschaft gilt *Ranunculus fluitans*.

a1) typische artenarme Ausbildung (Veg.-Tab.5, Nr.1-4)

Die teilweise wintergrüne Gesellschaft kommt nur in einem der untersuchten Fließgewässer, der Emmer, in ihrer für das Mittelgebirge typischen artenarmen bis einartigen Ausbildung mit *Ranunculus fluitans* vor, wobei die Gesellschaft optimal im Bereich von Stromschnellen über grobem Untergrund auftritt. Bei geringer Beschattung und mittlerer Fließgeschwindigkeit wird häufig eine Massentwicklung beobachtet. Flachere, randliche Bereiche werden durch *Elodea canadensis* gekennzeichnet.

Die Physiognomie der Gesellschaft und ihrer Ausbildungen wird durch die unmittelbar unter der Wasseroberfläche und diese teilweise durchbrechenden, in der Strömung flutenden Schwaden von *Ranunculus fluitans* bestimmt. *Ranunculus fluitans* überwintert mit reduzierter Phytomasse und bildet im Frühjahr sich rasch verlängernde, überwiegend wurzellose Sprosse, die bis zu 3 bis 4 Meter lange Schwaden bilden und Blüten austreiben.

Die Gesellschaft besiedelt klare, rasch strömende Abschnitte der Mittel- und Unterläufe von Mittelgebirgsflüssen, die eutroph sind, jedoch keine nennenswerte Einleitung ungeklärter Abwässer aufweisen und über ein ausreichendes Lichtangebot verfügen. Bereiche, die ständig eine starke Trübung aufweisen, können nur randlich besiedelt werden. Der Untergrund ist aufgrund der Strömung grob strukturiert und primär steinig bis felsig. Die Tiefe variiert überwiegend zwischen 15 bis 100 cm (vgl. GÉHU 1961). Ähnliche Aufnahmen finden sich u.a. bei UHLIG (1938) für das westsächsische Bergland, KNAPP & STOFFERS (1962) für die Lahn, GRUBE (1975) für Süd-Niedersachsen, A. KRAUSE (1979) für die Fulda, POTT (1980) für Ruhr und Alme.

a2) artenarme Ausbildung mit *Fontinalis antipyretica* (Veg.-Tab.5, Nr.5-7)

Eine mit der typischen Ausbildung eng verwandte Artenkombination wird durch das Auftreten von *Fontinalis antipyretica* gekennzeichnet und ist überwiegend auf sehr

Veg.-Tab. 5: *Ranunculetum fluitantis*

- Nr. 1-4 a) typische, artenarme Ausbildung
 Nr. 5-7 a2) artenarme Ausbildung mit *Pontinialis antipyrethica*
 Nr. 8-12 a3) artenarme Ausbildung mit *Potamogeton pectinatus*
 Nr. 13-20 b) Subassoziation mit *Potamogeton perfoliatus*
 Nr. 21-35 c) *Ranunculetum fluitantis* sparganietosum

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35			
lfd. Nr.	9	9	20	12	15	18	25	20	9	15	12	12	20	6	9	12	9	15	24	18	18	9	15	19	20	12	20	20	18	20	12	15	18	20				
Fläche m²	45	80	90	3	80	85	10	10	85	60	80	45	100	60	60	65	35	70	65	90	55	60	30	85	55	90	15	85	65	55	70	5	10	60				
Tiefe cm	35	50	50	45	45	50	110	35	65	55	35	90	110	55	120	51	35	65	50	65	60	55	90	35	45	135	50	95	65	135	35	45	110					
Stöckh. cm/s	45	35	39	66	60	44	69	20	28	63	48	38	55	42	33	31	4	43	32	20	59	49	35	8	20	15	11	5	21	12	21	8	9	11	5			
Position	ur	f	f	f	f	f	ur	f	ur	f	ur	f	ur	f	ur	f	ur	f	ur	f	ur	f	ur	ur	ur	ur	ur	ur	ur	ur	ur	ur	ur	ur	ur	ur		
Artenzahl	4	2	4	1	4	4	2	2	3	3	4	3	4	4	5	3	4	5	5	10	9	5	5	7	6	8	8	3	9	5	4	5	5	6	4			
AC/DL	3	1	5	1	3	5	4	1	2	5	4	4	2	5	3	4	4	3	2	1	5	3	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1		
<i>Ranunculus fluitans</i>																																						
<i>Pontinialis antipyrethica</i>																																						
<i>Potamogeton perfoliatus</i>																																						
<i>Potamogeton pectinatus</i>																																						
<i>Sparganium emersum</i>																																						
IC-IV																																						
<i>Elodea canadensis</i>																																						
<i>Potamogeton crispus</i>																																						
<i>Hyriophyllum spicatum</i>																																						
<i>Callitriche obtusangula</i>																																						
Beileiter																																						
<i>Alythia lutea</i> f. <i>subversa</i>																																						
<i>Alythia lutea</i>																																						
<i>Lemna minor</i>																																						
Phalaris arundinacea																																						
<i>Agrostis stolonifera</i>																																						
<i>Enteromorpha intestinalis</i>																																						
<i>Sagittaria sagittifolia</i>																																						
<i>Cladophora spec.</i>																																						
<i>Cladophora glomerata</i>																																						
<i>Hyosotis palustris</i>																																						
<i>Zannichellia palustris</i>																																						
<i>Veronica beccabunga</i>																																						

dung besiedelt im Gegensatz zum *Ranunculetum fluitantis typicum* meist nicht die gesamte Gewässerbreite, sondern beschränkt sich auf randliche Zonen, da in tieferen bzw. schwebstoffreicheren Zonen *Ranunculus fluitans* aufgrund schlechter Lichtverhältnisse ausfällt.

b) Subassoziation mit *Potamogeton perfoliatus* (Veg.-Tab.5, Nr.13-20)

Das *Ranunculetum fluitantis perfoliatosum* mit der Kombination von *Potamogeton perfoliatus* und *Potamogeton pectinatus* ist für Bereiche typisch, die im wesentlichen die gleichen hydrochemischen Daten aufweisen wie Zonen, in denen die Typen a1) oder a2) vorkommen, aber eine etwas verringerte Strömungsgeschwindigkeit und weniger getrübes Wasser besitzen. Es besteht ein gleitender Übergang zum *Ranunculetum fluitantis sparganietosum*. *Elodea canadensis* kennzeichnet flache, ufernahe Bereiche mit verringerter Strömung und guter Durchlichtung.

c) *Ranunculetum fluitantis sparganietosum* W.Koch 1926 (Veg.-Tab.5, Nr.21-35)

Während das typische, schwimmblattfreie *Ranunculetum fluitantis* der stark strömenden Fließgewässerbereiche seltener vorkommt, tritt die durch Schwimmbblätter gekennzeichnete Subassoziation *Ranunculetum fluitantis sparganietosum* der strömungsärmeren, oft tieferen Bereiche häufiger auf. Als Differentialarten gegenüber dem *Ranunculetum fluitantis* treten *Sparganium emersum* ssp. *fluitans*, *Potamogeton natans* var. *prolixus*, *Sagittaria sagittifolia* f. *vallisneriifolia* und *Nuphar lutea* f. *submersa* auf. *Sagittaria sagittifolia* f. *vallisneriifolia* kommt im Untersuchungsgebiet nur selten zusammen mit *Ranunculus fluitans* vor. Aufnahmen, in denen großblättrige *Potamogeton*-Arten wie *Potamogeton perfoliatus* vertreten sind, leiten bereits zum *Potamogetonetum lucentis* oder zum *Myriophyllo-Nupharetum* über. Aufnahmen, in denen *Ranunculus fluitans* fehlt, jedoch die genannten Fließwasser-Ökomorphosen der Differenzialarten auftreten, werden anderen Gesellschaften zugeordnet. Dies gilt insbesondere, wenn *Sparganium emersum* ssp. *fluitans*, *Nuphar lutea* oder andere typische nymphaeide Arten des Flachlandes dominieren oder erhebliche Anteile von Helophyten erscheinen.

In der für das Untersuchungsgebiet typischen Ausbildung der Subassoziation tritt die flutende Form von *Sparganium emersum* nur an strömungsärmeren, meist ufernahen Bereichen in höherer Stetigkeit auf, was durch das Hinzutreten von *Elodea canadensis* unterstrichen wird. Das Auftreten von *Ranunculus fluitans* und *Potamogeton pectinatus* ist antagonistisch, wobei sich bei zunehmender Schwebstoffablagerung *Potamogeton* auf Kosten von *Ranunculus* durchsetzt. Ähnlich verhält sich *Sparganium emersum*, das an Standorten mit *Ranunculus fluitans* nie zur Dominanz gelangt (vgl. BUTCHER 1933).

Eine weitere Ausbildung der Subassoziation, in der *Potamogeton pectinatus* gegenüber der namengebenden Art dominant wird oder *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* völlig fehlt, ist für stärker getrübe und meist etwas strömungsreichere Abschnitte typisch. Diese Ausbildung, in der immer noch *Ranunculus fluitans* vorkommt, wird mit zunehmender Gewässertiefe und abnehmender Durchlichtung von der Mitte der Gewässer an die Ufer abgedrängt und leitet zu den reinen *Potamogeton pectinatus*-Beständen des *Sparganio-Potamogetonetum pectinati* über. Verstärkt tritt *Cladophora* spec. als Verschmutzungszeiger hinzu. Der Rückgang von *Ranunculus fluitans* gegenüber *Potamogeton pectinatus* liegt an der größeren Empfindlichkeit von *Ranunculus* gegenüber Trübung und Sedimentablagerung, bei sonst ähnlicher ökologischer Amplitude der beiden Arten.

Die Physiognomie der Subassoziation wird mit abnehmender Fließgeschwindigkeit vermehrt durch die auf oder unmittelbar unter der Wasseroberfläche flutenden Riemenblätter von *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* bestimmt. Dagegen unterscheiden sich die stärker von *Potamogeton pectinatus* bestimmten Bestände physiognomisch kaum von

einem reinen *Ranunculetum fluitantis*. In beiden Fällen wird das Bild von großen, mehrere Meter langen Schwaden geprägt, die unmittelbar unter der Wasseroberfläche fluten.

Ein Vergleich mit älterem Aufnahmematerial zeigt einen Rückgang von *Ranunculus fluitans* besonders im norddeutschen Flachland. Eine mögliche Ursache für einen, allerdings nur scheinbaren, Rückgang ist in Fehlern bei der Determination zu sehen, da *Ranunculus fluitans* und *Ranunculus penicillatus* nicht immer unterschieden wurden und somit eine weitere Verbreitung der Art vorgetäuscht wurde, die sich bei Wiederholungskartierungen nicht bestätigen ließ (vgl. MÜLLER 1977; WIEGLEB & HERR 1983). Andererseits ist anhand von Herbarbelegen und gesicherten Fundortangaben eine eindeutige Rückgangstendenz festzustellen. Die gegenwärtigen Vorkommen von *Ranunculus fluitans* im Tiefland sind an strömungsreiche Gewässer ohne übermäßige Schwebstofffrachten gebunden, wie Örze oder Böhme in der Südheide. Für das weitgehende Ausfallen von *Ranunculus fluitans* in den Mittel- und Unterläufen der Flüsse, besonders im Tiefland, wird die Eutrophierung dieser Bereiche nicht unmittelbar, sondern mittelbar verantwortlich sein, da mit ihr eine zunehmende Trübung und Schwebstofffracht durch verstärkte Bildung von Detritus einhergeht. Ein Faktor, neben anderen, der zu einem Rückgang der Gesellschaft des Flutenden-Hahnenfußes führt, ist mit großer Wahrscheinlichkeit die Verminderung der Strömungsgeschwindigkeit u.a. durch Sohlwellen sowie die Uniformierung der Strömungsverhältnisse durch Kanalisierung. Wie empfindlich die Art auf Strömung und Schwebstofffracht reagiert, zeigen am Beispiel der Emmer die auffälligen Schwankungen in der Gesamtbedeckung des Flußbettes. Abzweigende Mühlgräben mit stärkerer Strömung weisen teilweise deutlich höhere Deckungsgrade auf als der träge fließende Hauptarm, bei gleichen hydrochemischen aber unterschiedlichen hydrophysikalischen Verhältnissen. Typisch ist der Wechsel von hohen Gesamtbedeckungen (75-80%) und weitgehend verödeten Bereichen (0-5%). Andere Abschnitte sind wiederum durch ausschließlich randlichen Bewuchs charakterisiert; hierbei handelt es sich häufig um Zonen mit deutlich herabgesetzter Fließgeschwindigkeit und größerer Tiefe, wie sie u.a. im Stauraum von Wehren auftreten. In solchen Stauräumen verringert sich bei zunehmender Tiefe und Breite des Wasserkörpers die Strömungsgeschwindigkeit, mit der Folge, daß suspendierte Feststoffe abgesetzt werden und durch fehlende Turbulenz die physikalische Belüftung zurückgeht. Neben der Überdeckung mit Detritus ist die Bildung von Faulschlamm (Sapropel) in solchen Bereichen typisch. Eine negative Auswirkung von Faulschlamm auf *Ranunculus fluitans* ist nicht auszuschließen.

Ranunculus fluitans tritt mit seiner Gesellschaft im Gegensatz zu dem verwandten *Ranunculus penicillatus*, der in Bächen vorkommt, überwiegend erst ab einer Gewässerbreite von 8-10 m auf (vgl. DETHIOUX 1982; KRAUSCH 1985). Das *Ranunculetum fluitantis* kommt im Untersuchungsgebiet in seiner typischen Ausbildung in flachen, breiten Abschnitten mit turbulenter Strömung über Stein und Kies vor. Leichter Schattenwurf wird in dieser Situation ertragen. Dagegen dürfen Abschnitte mit geringerer Strömung und größerer Tiefe keinerlei Beschattung aufweisen. Diese Tatsache wird besonders bei einem Vergleich von Vorkommen unter- und oberhalb von Stauanlagen deutlich erkennbar.

Die Besiedlungstiefe liegt zwischen 0,3 bis 2,0 m und hängt im wesentlichen von den Faktoren Licht, Schwebstofffracht und Strömungsgeschwindigkeit ab. Beobachtungen an der Emmer zeigen, daß die Gesellschaft in tieferem und langsam fließendem Wasser völlig fehlt. Ausbildungen mit *Ranunculus fluitans* können keine stagnierenden bzw. trüben Fließwasserabschnitte besiedeln, da durch die Trübung die Durchlichtung herabgesetzt wird und es bei nur gering strömendem oder stagnierendem Wasser zum Absetzen von Schwebstoffen auf den Blättern kommt. Die Belastbarkeit der Art geht mit

abnehmender Strömung auch deshalb zurück, da es parallel zur Abnahme der Fließgeschwindigkeit zu einer Zunahme des Aufwuchses von epiphytischen Algen kommt.

In Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit werden unterschiedlich gekörnte Substrate besiedelt. Primär handelt es sich meist um grobklastische Substrate wie Kies oder Steine, die erst sekundär feinklastische Auflagerungen erhalten, da die dichten Sprosse von *Ranunculus fluitans* durch Reduktion der Fließgeschwindigkeit innerhalb und unterhalb der Schwaden Schwebstoffe herausfiltern. Siltiges Material wird am Untergrund abgelagert und durch Durchwurzelung festgelegt.

Die Gesellschaft weist im eutrophen Bereich eine weite Amplitude von mäßig bis stark belastet auf (vgl. Tab.11). *Ranunculus fluitans* selbst wird durch höhere Ammonium-Konzentrationen nicht geschädigt, sondern eher gefördert, da er in erster Linie Ammonium als N-Quelle verwertet (GRUBE 1975; JORGA & WEISE 1981; CARBIENER et al. 1990). Die Art tritt in Süddeutschland z.T. erst ab > 0,1 mg NH₄-N/l und optimal bei Mittelwerten von 0,5 bis 2,3 mg/l sowie bei erhöhten P-Konzentrationen (>0,4 mg P₂O₅-P/l) auf und wird als Abwasserzeiger gewertet (KÖHLER et al. 1971, 1974; MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982). Bezüglich der Wasserhärte ist die Art euryök.

Tab. 11: Hydrochemische Standortbedingungen des *Ranunculetum fluitantis* (auf der Basis von 24 Messungen)

		min	max	m	s	var(x)
T	[°C]	3,1	20,6	11,7	6,1	0,52
pH		7,7	8,5	8,2	0,2	0,03
LF	[µS/cm]	467	779	662	86	0,13
O ₂	[%]	59	114	90	13	0,14
BSB ₂	[mg/l]	0,8	5,9	2,5	1,3	0,49
GH	[mmol/l]	3,13	4,2	3,73	0,29	0,08
KH	[mmol/l]	1,63	2,38	2,06	0,19	0,09
Cl ⁻	[mg/l]	15	79	28	14	0,51
Fe ²⁺	[mg/l]	0,01	0,05	0,03	0,01	0,4
PO ₄ ³⁻	[mg/l]	0,17	0,99	0,46	0,19	0,43
SO ₄ ²⁻	[mg/l]	86	183	146	28	0,19
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	0,01	1,53	0,38	0,37	0,99
NO ₂ ⁻ -N	[mg/l]	0,02	0,18	0,08	0,05	0,58
NO ₃ ⁻ -N	[mg/l]	1,58	5,7	3,51	1,17	0,33
Σ-N	[mg/l]	1,81	6,96	3,96	1,28	0,32

2.3.2 *Sparganio-Potamogetonum pectinati* (Hilbig 1971) Reichhoff et Hilbig 1975 (Veg.-Tab.6)

Die Gesellschaft wird durch die meist mastigen Bestände des Kammlaichkrautes charakterisiert, das in den nährstoffreichen Gewässern optimale Wuchsbedingungen hat und von der flutenden Form des Igelkolbens begleitet wird. Mit diversen Ausbildungen und Varianten ist sie aufgrund der zunehmenden Trophierung inzwischen weit verbreitet in den Fließgewässern des Norddeutschen Tieflandes und der Mittelgebirge (vgl. u.a. KNAPP & STOFFERS 1962; HILBIG 1971; H.E.WEBER 1976; WEBER-OLDECOP 1977; ULLMANN & VÄTH 1978; A. KRAUSE 1979; POTT 1980; WIEGLEB & HERR 1984a;

DIERßEN 1988; POTT & HÜPPE 1991). Bedingt durch hohe Deckungsgrade der mächtigen, flutenden Schwaden von *Potamogeton pectinatus* treten häufig Dominanzbestände auf, zu denen in nur geringer Individuenanzahl *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* und u.a. *Potamogeton crispus*, *Myriophyllum spicatum* sowie andere Fließwassermodifikationen von Hydro- und Helophyten hinzutreten. Die Beschränkung auf die Form *interruptus* von *Potamogeton pectinatus*, wie sie von einigen Autoren vorgenommen wird, erscheint wenig sinnvoll, da in der überwiegenden Mehrzahl der Aufnahmen auch anderen Formen von *Potamogeton pectinatus* vorkommen und Merkmale unterschiedlicher Formen an einem einzigen Individuum gefunden werden können. Aus diesem Grund wird hier auf die Unterscheidung von Varietäten oder Formen verzichtet (vgl. SPANJER 1939; H.E.WEBER 1976). Tendenziell ist die Form *interruptus* bei der Kombination von stärkerer Strömung und optimaler Licht- und „Nährsalz“-Versorgung häufiger ausgebildet, wobei meist wenig- bis unverzweigte Individuen auftreten, wie im Fall von Emmer, Bever und Meerbach.

Ausgehend von den Beschreibungen von HILBIG (1971) und H.E.WEBER (1976) sollten unter dieser Assoziation nur von *Potamogeton pectinatus* bestimmte Bestände verstanden werden und keine von *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* dominierten Bestände, die einer anderen Gesellschaft anzugliedern sind.

a) typische, artenarme Ausbildung (Veg.-Tab.6, Nr.1-13)

Die typische Ausbildung der Gesellschaft ist weit verbreitet und besiedelt eutrophe, mäßig bis schnell strömende, breite Bäche und Flüsse. In ihr kommen die beiden namensgebenden Arten zusammen vor. Häufig tritt in Abhängigkeit von Strömung und Trophie als Begleiter *Cladophora* spec. auf, die Deckungsgrade von über 75% erreichen kann. An besonders strömungsarmen Bereichen erscheint vereinzelt *Nuphar lutea*. Andere Kennarten höherer Ordnungen wie *Potamogeton crispus*, *Elodea canadensis* oder *Callitriche platycarpa* treten nur selten und mit geringen Mächtigkeiten auf. *Callitriche platycarpa* hat in gut durchlichteten und mäßig rasch strömenden Abschnitten von Bächen mit Sanduntergrund ihren Schwerpunkt. Sie besiedelt innerhalb des *Sparganio-Potamogetonetum* überwiegend ufernahe Bereiche und vermittelt zum eutraphenten Flügel des *Callitriche-Ranunculetum penicillati*.

b) Ausbildung mit *Myriophyllum spicatum* (Veg.-Tab.6, Nr.14-25)

Eine Ausbildung mit *Myriophyllum spicatum* kennzeichnet mäßig eutrophe Bereiche von überwiegend klaren, basischen Fließgewässern über Sand oder Geröll. Typische Standorte sind der strömungsreiche Stromstrich oder die unmittelbar benachbarten Bereiche. Die Wassertiefe, bis in die diese Ausbildung vordringen kann, nimmt mit zunehmender Trübung ab. In stärker mit Schwebstoffen belasteten Gewässern kommen Bestände dieser Gesellschaftsausprägung gut ausgebildet nur an flachen, schnell strömenden Bach- oder Flußschnellen vor, so in der Emmer, wo die Strömung eine übermäßige Ablagerung von Sediment auf den Blättern verhindert (s. Kapitel D). Diese Ausbildung entspricht weitgehend der Typus-Beschreibung von H.E.WEBER (1976), der die kennzeichnende Art nur im unverschmutzten und strömenden Oberlauf der Hase fand.

c) Ausbildung mit *Elodea canadensis* und *Potamogeton crispus* (Veg.-Tab.6, Nr.26-37)

Für das vermehrte Auftreten von *Elodea canadensis* und *Potamogeton crispus*, zwei lichtliebende Arten, müssen bestimmte Rahmenbedingungen erfüllt sein. So vertragen die Bestände dieser Ausbildung keine hohe Fließgeschwindigkeit und keine extrem hohen Chlorid-Konzentrationen. Die Bestände treten erst unterhalb von durchschnittlich 700 mg/l Chlorid auf. Aufgrund von Trübung und Eigenfarbe der untersuchten Fließwasserabschnitte kommt die Ausbildung nur in flachen, ufernahen Bereichen vor. Bei der geringeren Strömungsgeschwindigkeit ist *Cladophora* spec. oft mit großer Stetigkeit

und Deckung vertreten. Diese Ausbildung ist meist zweischichtig aufgebaut. Zur Mitte der Fließgewässer hin kann sie durch die Ausbildung mit *Myriophyllum spicatum* abgelöst werden.

d1) weitgehend einartige Ausbildung (Veg.-Tab.6, Nr.38-50)

Die artenarme, meist einartige Ausbildung mit *Potamogeton pectinatus* ist kennzeichnend für schnell strömende Fließwasserbereiche mit starker Gewässerbelastung durch Stickstoff- und Phosphatverbindungen, meist in Verbindung mit erhöhter Schwebstofffracht. Da diese Ausbildung in besonderem Umfang die Einleitung von Abwässern verträgt, wird sie durch die anhaltende Gewässerverschmutzung gefördert und ist in Ausbreitung begriffen, wobei sie in dieser monotypischen Ausbildung bis an die Grenze von Verödungszonen vorzudringen vermag. In einigen Fällen scheint sie als Ersatzgesellschaft für das *Ranunculetum fluitantis* aufzutreten, wenn für das Auftreten von *Ranunculus fluitans* die Trübung zu stark und die Strömung zu gering wird – wie im Fall der Emmer – oder wenn nennenswerte Salzbelastungen auftreten.

In flachen und gleichmäßig ausgebauten Abschnitten füllt *Potamogeton pectinatus* das Gewässer in seiner gesamten Breite aus. Wegen der daraus resultierenden Verminderung der Abflußleistung werden aus der Sicht der Wasserwirtschaft regelmäßige Räumungen notwendig. Diese Räumungen stellen eine mechanische Beeinträchtigung dar, der *Potamogeton pectinatus* in besonderem Maße durch ein weitläufiges und tiefliegendes Rhizom gewachsen ist.

Bei abnehmender Nährstoffzufuhr tritt die einartige Ausbildung des *Sparganio-Potamogetonum pectinati* nicht mehr flächendeckend auf, sondern besiedelt bevorzugt strömungsreichere Zonen, wo sie keiner so starken Konkurrenz ausgesetzt ist. Ein Anzeichen für die abnehmende Strömung ist u.a. das vermehrte Auftreten von *Cladophora spec.*, die bei zu starker Strömung fehlt. Die monotypische Ausbildung besiedelt auch die für die folgende Ausbildung beschriebenen Standorte. Die einartige Ausbildung der Fließgewässer ist floristisch nicht vom *Potamogetonum pectinati* Carstensen 1955 bzw. von der *Potamogeton pectinatus*-Basalgesellschaft (DIERBEN 1988) zu unterscheiden.

d2) Ausbildung mit *Zannichellia pedicellata* (Veg.-Tab.6, Nr.51-55)

Die Unempfindlichkeit gegenüber extrem hohen Chlorid-Konzentrationen – es wurden bis zu 1738 mg/l gemessen – führt in stark durch Salz belasteten Bächen wie dem Oberlauf der Bever zu einer besonderen Ausbildung, in der *Zannichellia palustris* ssp. *pedicellata* zu den sonst weitgehend einartigen *Potamogeton pectinatus*-Beständen hinzutritt. Die Ausbildung tritt sowohl in schnell strömendem als auch in stagnierendem Wasser auf. Sie ist auf Grund der Salztoleranz weitgehend ohne Konkurrenz. Typisch ist in derartigen Bereichen das vermehrte Auftreten von *Enteromorpha intestinalis*, einer Alge des Brackwassers. Diese Ausbildung wurde bereits von POTT (1980) als Halotrophierungsindikator beschrieben. Mit abnehmender Strömungsgeschwindigkeit tritt *Cladophora spec.* hinzu. Wenn der Teichfaden gegenüber dem Kammlaichkraut zur Dominanz gelangt, ergeben sich Übergänge zu einem verarmten *Zannichellietum palustris* W.Koch 1926, wie es nach POTT (1980) kennzeichnend für eutrophe bis hypertrophe und salzige Gewässer ist, beispielsweise in der Pader bei Paderborn. Diese Ausbildung ist in der Regel einschichtig.

– Standortbedingungen

Die verschiedenen Ausbildungen des *Sparganio-Potamogetonum pectinati* werden in der Regel im Spätherbst abgebaut. Nur in relativ klaren Abschnitten, in denen die artenreicheren Ausbildungen auftraten, wurden in einigen Fällen in der Phytomasse reduzierte, wintergrüne *Potamogeton pectinatus*-Populationen festgestellt, die im fol-

genden Frühjahr bereits entsprechend früher im Jahr als andere Bestände die Ausbildung ihrer maximalen Phytomasse erreichten.

Während das *Sparganio-Potamogetonum pectinati* in klaren oder schwach opalisierenden Fließgewässern – bei belastungsbedingt fehlender Konkurrenz weitgehend unabhängig von der Strömung – das gesamte Bett einnehmen kann, werden bei abnehmender Belastung und zunehmender Konkurrenz durch andere Arten in klarem Wasser weitgehend Bereiche mit schnell fließendem Wasser im oder am Rande des Stromstrichs besiedelt. Bei zunehmender Trübung und abnehmender Strömung ist die Gesellschaft nur noch als schmales Band entlang der Ufer ausgebildet.

Die *Potamogeton pectinatus*-Gesellschaft findet bei einer Kombination von starker Sedimentfracht und weitgehend fehlender Strömungsgeschwindigkeit eine Verbreitungsgrenze; es treten in dieser Situation nur noch wenige und zumeist schlechtwüchsige Individuen auf. Andererseits vermag die Gesellschaft auch rasch strömende Bereiche zu besiedeln, die im Durchschnitt 50-60 cm/s und maximal Werte von 95-105 cm/s aufweisen.

Ein Grund für die vergleichsweise starke Resistenz gegenüber der Trübung ist in der Wuchsform der Art zu suchen. *Potamogeton pectinatus* bildet im Fließwasser dichte, langgestreckte Schwaden, die horizontal in der Strömung fluten und regelmäßig bis dicht unter die Wasseroberfläche gelangen oder diese sogar durchbrechen. Aus dieser Wuchsform resultiert auch in trübem Wasser ein hoher Lichtgenuß, da sich ein wesentlicher Teil der oberirdischen Phytomasse unmittelbar unterhalb der Wasseroberfläche befindet.

Ein Vergleich zwischen *Potamogeton pectinatus* und dem habituell ähnlich gestalteten *Ranunculus fluitans* zeigt, daß beide Arten und die von ihnen aufgebauten Gesellschaften unter weitgehend ähnlichen Nährstoffbedingungen existieren. Die ökologischen Ansprüche der beiden Gesellschaften weisen bezüglich der Resistenz gegenüber starker Strömung große Übereinstimmung auf. Das *Sparganio-Potamogetonum pectinati* kommt mit einem geringeren Lichtgenuß aus und weist daher gegenüber Trübungen sowie gegenüber Schwebstoffablagerungen bei abnehmender Strömung und Algenaufwuchs eine größere Toleranz auf. Außerdem erträgt *Potamogeton pectinatus* stärkere Salzfrachten. Die synökologische Verwandtschaft der beiden Gesellschaften ist trotzdem recht groß. Dies wird am Beispiel der Emmer im teilweise engräumigen Wechsel beider Gesellschaften bzw. in den Übergängen zwischen beiden Gesellschaften, wo sich die namengebenden Arten in unterschiedlichen Mächtigkeiten mischen, besonders deutlich. Einartige *Potamogeton pectinatus*-Bestände können auch als fragmentarische Ausbildung eines *Ranunculetum fluitantis* gesehen werden, wie es UHLIG (1938) vorschlug.

Die Gesellschaft des Kammlaichkrautes hat eine weite ökologische Amplitude (vgl. Tab.12). Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt aber eindeutig in Zonen mit stärkerer Belastung durch Nährsalze, die aus Abwässern und kontaminiertem Grundwasser stammen (vgl. u.a. HILBIG 1971; KOHLER et al. 1974; KRAUSCH 1976; WEBER-OLDECOP 1977; POTT 1980; JORGA & WEISE 1981; ARENDT 1981; MAAS & KOHLER 1983). Die Ausbildung des Untergrundes ist strömungsabhängig und reicht von steinig-kiesig über sandig bis schlammig. Die erreichbare Wassertiefe ist weitgehend von der Trübung und der Strömungsgeschwindigkeit in Zusammenhang mit der Sedimentationsrate von Schwebstoffen abhängig und reicht von wenigen Zentimetern bis zu 150-170 cm.

2.3.3 *Sparganio-Elodeetum canadensis* Weber-Oldecop 1977 (Veg.-Tab.7)

Bestände, die von *Sparganium emersum* in der schwimmenden oder untergetauchten Form dominiert werden, treten unter unterschiedlichen Standortbedingungen und in unterschiedlichen Vergesellschaftungen auf. Sie sind besonders für die Fließgewässer

Tab. 12: Hydrochemische Standortbedingungen des *Sparganio-Potamogetonetum pectinati* (auf der Basis von 96 Messungen)

		min	max	m	s	var(x)
T	[°C]	2,2	25,6	11,9	6,2	0,53
pH		7,0	8,7	8,0	0,3	0,04
LF	[μS/cm]	345	9300	1600	1851	1,16
O ₂	[%]	36	251	101	33	0,33
BSB ₂	[mg/l]	1,0	7,3	2,3	1,1	0,4
GH	[mmol/l]	1,18	7,56	3,54	1,35	0,38
KH	[mmol/l]	0,62	6,65	2,19	0,86	0,39
Cl ⁻	[mg/l]	13	1738	304	419	1,38
Fe ²⁺	[mg/l]	0,01	2,95	0,21	0,34	1,64
PO ₄ ³⁻	[mg/l]	0,16	7,96	0,76	0,82	1,08
SO ₄ ²⁻	[mg/l]	26	231	130	46	0,35
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	0,01	8,75	0,78	1,23	1,58
NO ₂ ⁻ -N	[mg/l]	0,01	0,59	0,11	0,09	0,82
NO ₃ ⁻ -N	[mg/l]	0,03	9,39	4,19	2,14	0,51
Σ-N	[mg/l]	1,29	10,3	5,09	2,04	0,4

des Tieflandes typisch. Bei geringer Strömung ergibt sich nur eine schwache Abgrenzung gegenüber den Bach- und Flußröhrichten. *Sparganium emersum*-Gesellschaften können heute als am weitesten verbreitete Ersatzgesellschaften im pleistozänen Tiefland angesehen werden. Im Untersuchungsgebiet können folgende Ausbildungen unterschieden werden:

a1) artenreichere Ausbildung (Veg.-Tab.7, Nr.1-28)

Die artenreichere Ausbildung der Gesellschaft kommt regelmäßig in den Bächen der pleistozänen Sandgebiete vor. Die Nährstoffsituation ist hier gegenüber anderen eutrophen Gesellschaften, in denen *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* vertreten ist – wie beispielsweise dem *Ranunculetum fluitantis sparganietosum* – in der Regel deutlich ärmer (vgl. ARENDT 1982). Außerdem sind die Standorte oft weniger karbonathaltig.

Die Bestände von *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* besiedeln überwiegend mäßig bis schnell strömende Sandbäche. In flacheren und/oder schmalen Gewässerabschnitten sowie bei ufernaher Ausbildung treten flutende Formen der Röhrichte sowie *Elodea canadensis* oder *Polygonum amphibium* var. *aquaticum* hinzu. Höhere Deckungsgrade von *Lemna minor* kennzeichnen strömungsärmere Standorte, an denen eine Überlagerung durch *Lemna*-Decken erfolgt. Es bestehen Übergänge zum *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori* sowie zum *Callitricho-Ranunculetum penicillati*, die durch das Auftreten von *Callitriche platycarpa* bzw. *Callitriche hamulata* gekennzeichnet werden. In dieser Ausbildung wird *Callitriche hamulata* bei zunehmender Abwasserbelastung verdrängt (vgl. SCHOTSMAN 1954; WEBER-OLDECOP 1969). Solche Bestände können als Fragment der jeweilig benachbarten Assoziationen aufgefaßt werden. Sie gehen z.T. aus dem *Callitricho-Ranunculetum penicillati* hervor, wenn die *Ranunculus*-Arten belastungsbedingt ausfallen. Aufgrund der zunehmenden Eutrophierung ist diese Ausbildung häufiger zu finden als die empfindlicheren Artenkombinationen. Diese Ausbildung vertritt in belasteten, karbonatreichen Bächen ein *Ranunculo-Sietum erecti-submersi*.

In den flachen Oberläufen wird die gesamte Breite des Gewässers besiedelt. Mit zunehmender Gewässertiefe und Trübung wird diese Ausbildung zunehmend aus der Mitte verdrängt und auf die randlichen, ufernahen Bereiche beschränkt. Es ist anzunehmen, daß es sich um eine primäre Gesellschaft der Randzonen von Flüssen des Tieflandes handelt.

a2) artenärmere Ausbildung (Veg.-Tab.7, Nr.29-59)

Die artenärmere Ausbildung wird durch das weitgehende Ausfallen der submersen Formen der Bachröhrichte negativ gekennzeichnet. Diese Ausbildung ist für Flüsse sowie für ausgebaute Bäche typisch. Ursache für das Fehlen vieler Arten der Bachröhrichte sind die überwiegend monotypisch ausgebideten Bestände von *Phalaris arundinacea* an begräbten Ufern, die kaum andere Arten aufkommen lassen.

b) weitgehend kennartenfreie Ausbildung (Veg.-Tab.7, Nr.60-76)

Innerhalb der von *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* dominierten Vorkommen müssen Bestände in oligotrophen bis schwach eutrophen Gewässern von solchen eutropher bis hypertropher unterschieden werden.

Die Zuordnung von geringmächtigen, in oligo- oder mesotrophen bis schwach eutrophen Fließgewässern verbreitet auftretenden, weitgehend einartigen Beständen von *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* bereitet Schwierigkeiten. Die Art bildet zusammen mit vereinzelt Exemplaren von *Callitriche platycarpa* oder *Callitriche hamulata* arten- und individuenarme Bestände in halbschattigen bis schattigen Bachabschnitten mit mäßig strömendem Wasser, die bei besseren Standortbedingungen in reichere, lichtliebende Gesellschaften übergehen. Die in den nährstoffärmeren Fließgewässern ausgebildeten Schwimmblätter von *Sparganium emersum* sind sehr dünn und fragil; eine Verwechslung mit *Sparganium minimum* ist möglich, durch Anzucht der Exemplare zu voller Größe aber auszuschließen. Es handelt sich hierbei wohl um regelmäßig auftretende Hungerformen, ein Ausdruck relativer Nährstoff- bzw. Lichtarmut.

An eutrophen bis leicht hypertrophen Standorten treten ebenfalls fast einartige Beständen von *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* auf, die im Gegensatz zu der nährstoffarmen Ausbildung mastig ausgebildet sind. Diese kennartenfreie Ausbildung ist durch Gewässerbelastung heute weit verbreitet und vermag aufgrund ihrer hohen Produktivität die Gewässer in ihrer gesamten Breite auszufüllen und Gewässerräumungen zu erzwingen. Einige Aufnahmen zeigen geringmächtige Vorkommen von *Callitriche platycarpa*, die relativ häufig mit geringen Deckungsgraden eingestreut ist. Die dicht flutenden Riemenblätter von *Sparganium emersum* lassen ansonsten kaum Konkurrenten aufkommen.

Bei größerer Gewässertiefe sowie stärkerer Belastung durch Abwässer und bei einer deutlich wahrnehmbaren Trübung löst die monotypische Ausbildung die relativ artenreichen Bestände ab. In Zonen, in denen die artenreicheren Ausbildungen siedeln, ist die artenarme Ausbildung auf den tieferen, strömungsbetonten Bereich des Stromstriches über sandigem Substrat beschränkt. Das erste Auftreten der Ausbildung fällt häufig nicht nur mit einer Eutrophierung durch eine Einleitung nährstoffreicher Wässer, sondern auch mit einer Zunahme der Gewässerbreite zusammen. Die Ausbildung gelangt außerdem in Stillwasserzonen, besonders oberhalb von Sohlschwellen, zur Dominanz. Stärkere Färbung der Gewässer durch gelöste Huminstoffe sowie Trübung wird vertragen, allerdings wird das Gewässerbett dann nicht in der vollen Breite besiedelt.

c) Ausbildung mit *Potamogeton pectinatus* (Veg.-Tab.7, Nr.77-81)

In stärker karbonatführenden Fließgewässern tritt *Potamogeton pectinatus* mit geringer Mächtigkeit zu den dichten *Sparganium emersum*-Beständen. Diese Ausbildung vermitelt zum *Sparganio-Potamogetonietum pectinati*.

– Physiognomie und Standortbedingungen

Die Physiognomie des *Sparganio-Elodeetum* in seinen verschiedenen Ausbildungen wird durch die mit unterschiedlichen Deckungsgraden auftretenden Schwaden der *Callitriche*-Arten, die in der Strömung flottieren, sowie den von der Strömung ausgerichteten Riemenblättern von *Sparganium emersum* bestimmt.

Das *Sparganio-Elodeetum* besiedelt mit seinen typischen Ausbildungen sowohl die sommerkalten Forellenbäche als auch sommerwarme Fließgewässer pleistozäner Sandgebiete Nordwestdeutschlands, die weitgehend geringe Kalkgehalte aufweisen (vgl. H.E.WEBER 1976; WEBER-OLDECOP 1977; WIEGLEB 1979). Aufgrund der weiten ökologischen Amplitude einiger gesellschaftsbildender Arten (vgl. Tab.13) kommt die Gesellschaft in einer verarmten Ausbildung in stärker organisch belasteten Flüssen des Berg- und Tieflandes vor (vgl. u.a. POTT 1980, 1984; ARENDT 1982; MAAS & KOHLER 1983; CARBIENER et al. 1990). So sind geschlossene, weitgehend einartige Vorkommen von kräftigen *Sparganium*-Individuen ein sicherer Hinweis auf basen- und nährstoffreiche Standorte. Monotypische *Sparganium*-Bestände vermögen, ähnlich wie das artenarme *Potamogetonum pectinatum*, weit in durch Abwasser belastete, polysaprobe Bereiche vorzudringen. Dort markieren sie, wenn zu hohe N- und/oder P-Werte erreicht werden, die Grenze zu Verödungszonen, die häufig durch *Sphaerotilus natans* gekennzeichnet sind. Die im Untersuchungsgebiet gefundenen Werte für anorganischen Stickstoff liegen durchschnittlich bei 5 mgN/l und maximal 12 mgN/l. Die Leitfähigkeit weist eine große Amplitude auf, da die artenarme Ausbildung Salzfrachten verträgt.

Tab. 13: Hydrochemische Standortbedingungen des *Sparganio-Elodeetum canadensis* (auf der Basis von 84 Messungen)

		min	max	m	s	var(x)
T	[°C]	1,5	24,6	11,7	5,8	0,49
pH		7,0	8,5	7,6	0,3	0,04
LF	[µS/cm]	271	2130	812	514	0,63
O ₂	[%]	46	164	83	21	0,26
BSB ₂	[mg/l]	1,0	6,9	3,0	1,1	0,38
GH	[mmol/l]	1,18	4,5	2,62	1,04	0,4
KH	[mmol/l]	0,62	4,4	1,68	0,68	0,4
Cl ⁻	[mg/l]	13	651	125	167	1,33
Fe ²⁺	[mg/l]	0,01	2,95	0,28	0,42	1,47
PO ₄ ³⁻	[mg/l]	0,16	3,29	0,78	0,58	0,74
SO ₄ ²⁻	[mg/l]	26	218	109	46	0,42
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	0,04	8,75	1,32	1,57	1,19
NO ₂ ⁻ -N	[mg/l]	0,01	1,0	0,16	0,23	1,48
NO ₃ ⁻ -N	[mg/l]	0,03	8,88	3,74	2,2	0,59
Σ-N	[mg/l]	1,54	12,3	5,19	2,03	0,44

Die Konkurrenzkraft und die Ausbreitung der monotypischen Bestände wird u.a. durch epiphytische Algen selektiv gefördert, die auf den riemenförmigen Blättern von *Sparganium* weniger gute Wuchsbedingungen haben als auf den Blättern begleitender Hydrophyten. Die Resistenz von *Sparganium* gegenüber Überwucherung durch epiphytische Algen ist wiederum von der Strömungsgeschwindigkeit abhängig. So zeigen Messungen

im Haustenbach, in der Else und Emmer eine Mindestgeschwindigkeit von 30-40 cm/s, die nicht unterschritten werden darf, da sonst der Aufwuchs überhand nimmt und Verödung einsetzt.

Die Eutrophierung führt durch die große Phytomasseproduktion von *Sparganium emersum* zum Zuwachsen von Fließgewässern. Wichtig ist in diesem Zusammenhang die Kurzlebigkeit der einzelnen Blätter von *Sparganium emersum*, die von WIGGERS NIELSEN et al. (1985) mit 31 bis 39 Tagen angegeben wird. Es sterben über 50% der Blattmasse ab, bevor die maximale Biomasse aufgebaut ist. Dieses „Luxurieren“ ist nur bei einem entsprechenden Überangebot an Nährstoffen möglich. Gleichzeitig verursacht die hohe Biomasseproduktion eine Verringerung der Strömungsgeschwindigkeit sowie eine Verringerung des Gewässerquerschnittes und führt so nach Niederschlägen zu starken Wasserstandsschwankungen, denen man durch periodische Räumung der Bachbetten entgegentritt, wodurch schließlich lückenhafte und floristisch verarmte Vorkommen entstehen. Die regelmäßigen Räumungen erhöhen andererseits die Konkurrenzkraft von *Sparganium emersum*, da diese Art aufgrund ihrer ausgedehnten Rhizome sowie durch Ausbildung von Stolonen – der einzigen Vermehrungsmöglichkeit der sterilen, flutenden Form – gegenüber oberflächlichen, mechanischen Eingriffen resistenter ist als andere Arten (A. KRAUSE 1978). Das ständig vorhandene Rhizomsystem der im Winter oberirdisch absterbenden Art ermöglicht es *Sparganium*, sich erst spät im Frühjahr zu entwickeln, wenn andere Arten bereits ihre Phytomasse weitgehend ausgebildet haben. Nur selten wurden wintergrüne Exemplare beobachtet.

Die Strömungsgeschwindigkeit variiert in einem weiten Rahmen; Bestände mit *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* kommen sowohl bei fehlender oder geringer bis mittlerer als auch bei höherer Fließgeschwindigkeit von etwa 80 cm/s vor. Dominant wird die Gesellschaft in eutrophen Bächen und Flüssen zwischen 15-75 cm/s, wobei im Flachland durchschnittlich 30 cm/s erreicht werden. Bei höheren Schwebstofffrachten können in rasch strömendem Wasser tiefere Bereiche besiedelt werden, wohingegen bei geringer Fließgeschwindigkeit nur die flachen Uferbänke eingenommen werden. Wenn Schwebstoffführung und Strömungsgeschwindigkeit einen kritischen Punkt überschreiten, ab dem die Abdeckung mit Detritus zu stark und zu schnell für das Wachstum neuer Blätter erfolgt, kommt es auch bei geringer Belastung mit Nährsalzen zur Verödung. In Abhängigkeit von der Strömung ist die Gesellschaft auf unterschiedlich groben Substraten ausgebildet. In dichten Beständen wird die Strömungsgeschwindigkeit am Untergrund soweit gebremst, daß auch bei hohen Geschwindigkeiten im Bereich der Wasseroberfläche am Untergrund Schlamm abgelagert wird. Abgesehen von schütterten Beständen in oligo- bis schwach eutrophen Bächen mit Sanduntergrund sowie unter den weitgehend einartigen Beständen im Stromstrich sind die Bestände mit *Sparganium emersum* f. *fluitans* überwiegend über Schlamm ausgebildet.

2.3.4 *Sparganium-Sagittaria sagittifolia* f. *vallisnerifolia*-Gesellschaft (Veg.-Tab.8)

Die Gesellschaft der Submersform des Pfeilkrautes ist in ihrer syntaxonomischen Stellung umstritten, da die aspektbildenden Arten sehr plastisch auf Änderungen der Strömung reagieren und so eine klare Abgrenzung gegenüber dem *Sagittaria*-Röhrriecht nicht immer möglich ist. Bei der *Sagittaria sagittifolia*-*Sparganium simplex*-Assoziation Tüxen 1953 handelt es sich um einen Vegetationskomplex, der einerseits aus Helophyten und andererseits aus Hydrophyten sowie Submersformen von Helophyten besteht. Je nach Wasserstand kann bei annähernd gleicher Artenkombination und am selben Fundpunkt eine Zuordnung zu unterschiedlichen Klassen erfolgen, bzw. es treten schwer abgrenzbare Zwillingskomplexe auf (H.E. WEBER 1976; DIERßEN 1988). Bei dem postulierten Übergang zu einer Helophyten-Gesellschaft handelt es sich in vielen Fällen nur

Veg.-Tab. 8: *Sparganium-Sagittaria sagittifolia* f. *vallisneriifolia*-Gesellschaft

lfde. Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Fläche m ²	12	18	16	12	20	20	6	12	9	9	12	20	12	10	9	20	9	12	12
Deckung %	85	90	70	50	35	95	70	40	5	50	95	90	50	40	80	65	70	90	95
W.tiefe cm	75	45	70	40	90	100	20	70	25	20	75	70	65	40	65	70	25	65	55
Ström.cm/s	3	2	16	6	8	12	9	18	10	9	15	16	14	18	6	20	10	18	8
Position	ur	f	ur	f	f	f	f	m	f	f	m	f	ur	f	f	m	f	f	m
Artenzahl	8	6	3	5	3	2	5	4	3	9	4	8	10	6	6	3	5	2	3
<i>Sparganium emersum</i>	3	4	2	3	1	5	4	2	1	1	5	5	3
<i>Sparganium erectum</i>	1	.	.	+
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	2	1	4	2	3	1	2	2	1	1	1	1	2	1	4	3	4	4	5
<i>Nuphar lutea</i> f. <i>submersa</i>	1	1	3
<i>Nuphar lutea</i>	1	+	1
<i>Cladophora spec.</i>	+	3	3	.	3	2	.	.	3	2	3	.	.	.
<i>Lemna minor</i>	.	+	.	1	.	.	2	.	+	2	.	.	.	+	2	.	+	.	.
<i>Potamogeton pusillus</i>	+	.	1
<i>Potamogeton natans</i>	2	1	.	1	1	.	.
<i>Ceratophyllum demersum</i>	+	1	.	.	1
<i>Elodea canadensis</i>	1	1	.	+
<i>Potamogeton pectinatus</i>	3	+	1	1	+
<i>Callitriche obtusangula</i>	2	+	1	2
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i>	.	.	.	1	2	.	.	.
<i>Callitriche platycarpa</i>	1	+	.	.	+	+
<i>Potamogeton lucens</i>	1	2
<i>Glyceria fluitans</i>	.	.	.	2
<i>Agrostis stolonifera</i>	2
<i>Nasturtium officinale</i>	1	.
<i>Myosotis palustris</i>	1	.
<i>Ranunculus peltatus</i>	+	.	.	.
<i>Potamogeton alpinus</i>	+
<i>Spirodela polyrbiza</i>	+	.
<i>Lemna gibba</i>	+	.

um eine Möglichkeit. Viele Fließwasserstandorte weisen eine gleichmäßige Wassertiefe und Strömung auf, so daß nicht mit einem Übergang von der hydrophytischen zur helophytischen Lebensform zu rechnen ist. Wenn Übergänge auftraten, wurden nie die ganzen Bestände betroffen, sondern nur die dem Röhricht benachbarten Individuen, zwischen denen die Hydrophyten in der Regel erhalten blieben. Es ist WIEGLEB & HERR (1984a) zuzustimmen, daß es sich um zwei strukturell und ökologisch verschiedene *Sparganium-Sagittaria*-Gesellschaften handelt, wobei in der Gesellschaft des Fließwassers überwiegend die schwimmenden oder flottierenden Formen der namengebenden Arten dominieren, die immer von echten Hydrophyten wie *Nuphar lutea* oder *Potamogeton natans* begleitet werden.

Die Gesellschaft tritt verbreitet in träge fließenden, meist kanalisierten Abschnitten eutropher und trüber Bäche und Flüsse des Tieflandes auf, die erhebliche Wasserstandsschwankungen aufweisen können, so in Meerbach, Else und Bever. Sie besiedelt je nach Strömungsgeschwindigkeit, Tiefe und Trübungsgrad die gesamte Gewässerbreite oder nur Randbereiche. In den strömungsreicheren Flüssen des Hügellandes kommt die Gesellschaft nur in randlichen, ufernahen Zonen vor. Die Gesellschaft ersetzt bei nachlassender Strömung, z.B. vor Sohlschwellen, in Meerbach, Else und Bever das *Potamogetonem lucensis*.

Physiognomisch wird die Pfeilkraut-Gesellschaft durch die vorherrschenden Riemenblätter von *Sagittaria* und *Sparganium* bestimmt. Aufgrund der fast immer vorliegenden Trübung treten überwiegend Hydrophyten mit Schwimmblättern oder oberflächennah flottierenden Submersblättern hinzu wie *Nuphar lutea*, *Potamogeton natans* oder *Pota-*

mogeton pectinatus, so daß sich ein weitgehend einschichtiger Aufbau der Gesellschaft ergibt. Aufgrund der großen Phytomassebildung erfolgen regelmäßige Räumungen.

2.3.5 *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* (Roll 1938) em. Th.Müller 1962 (Veg.-Tab.9)

Die im Untersuchungsgebiet überwiegend wintergrüne Gesellschaft des Flutenden Merk wurde in ihrer für Norddeutschland typischen artenarmen Form erstmals von ROLL (1938) aus Ost-Holstein als *Beruletum angustifoliae submersae* für klare, schnell fließende Bäche der Jungmoränengebiete beschrieben. Nach MÜLLER (1962) handelt es sich bei den submersen *Berula*-Beständen Norddeutschlands ohne *Ranunculus fluitans* nur um eine verarmte Ausbildung einer im südlichen Deutschland weiter verbreiteten Gesellschaft, die er als *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* für Kalkbäche und -flüsse Süddeutschlands um Kennarten aus dem süddeutschen und westeuropäischen Raum erweiterte und neu faßte. Angaben von W. KRAUSE (1971) und CARBIENER et al. (1990) aus dem Oberrheingebiet zeigen, daß es in Süddeutschland große Vorkommen von *Berula erecta* ohne *Ranunculus fluitans* gibt. Da die Submersformen häufig in ihrer Emersform im benachbarten Röhricht auftreten und *Ranunculus fluitans* häufig fehlt, vertritt PASSARGE (1982) die Meinung, daß es sich bei dem *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* nicht um eine eigenständige Assoziation, sondern nur um einen Zwilling-Komplex von Hydrophyten- und Helophyten-Gesellschaften handele. Andere Autoren versehen derartige Bestände nur mit dem Status einer ranglosen Gesellschaft (vgl. WIEGLEB & HERR 1984a; POTT 1990b).

Die Problematik der Abgrenzung submerser *Berula erecta*-Bestände gegenüber emersen Röhrichten entspricht weitgehend den Schwierigkeiten, die bei der Abgrenzung flutender *Spartanium emersum*-Bestände beschrieben wurden. Selbstverständlich reagiert *Berula erecta* auf Veränderungen von Wasserstand und Strömung. Dies betrifft aber kaum Vorkommen der Quellbäche und Oberläufe, die in der Regel eine sehr gleichmäßige Wasserführung aufweisen. Zu Problemen bei der Abgrenzung kommt es dagegen in tieferen Fließgewässern, die periodisch Niedrigwasser führen, womit eine verminderte Fließgeschwindigkeit einhergeht. Hier sind *Berula erecta*-Bestände in der Regel wegen zu großer Wassertiefen und meist stärkerer Trübung nicht mehr flächendeckend ausgebildet. Sie kommen dann nur randlich im Kontakt zu den Röhrichten vor. Hier gelangen auch submerse Individuen zur Blüte, die ansonsten von ihrer Blattstruktur her nur die Merkmale untergetauchter Formen aufweisen. Derartige randliche Bestände wurden als Röhricht angesprochen und gingen nicht in die Tabelle ein.

Die synsystematische Zuordnung der Gesellschaft ist problematisch, da Kennarten auf der Klassen- und Ordnungsebene oft fehlen. Die große Anzahl der Submersformen von Helophyten, die als Assoziations-Charakterarten oder Differentialarten angegeben werden, ist nicht befriedigend. Die von MÜLLER (1962) als Trennarten angegebenen Wassermoose sind auf festen Untergrund angewiesen, der in den Fließgewässern der Sandgebiete Norddeutschlands meist nicht vorhanden ist. Andererseits rechtfertigen die ständig submersen Bestände von *Berula erecta* mit typischen, schlaffen Unterwasserblättern sowie das häufige Auftreten echter Hydrophyten und ein hoher Anteil an Submersformen von Helophyten eine Zuordnung dieser Bestände zur Klasse der *Potametea* und zum Verband *Ranunculion fluitantis* (vgl. auch POTT 1980, 1982; WIEGLEB & HERR 1984a).

Die Angaben zu den Charakterarten der Gesellschaft sind recht unterschiedlich (vgl. u.a. ROLL 1938; MÜLLER 1962; POTT 1980, 1982; ARENDT 1982). In der vorliegenden Untersuchung wird nur *Berula erecta* f. *submersa* als Kennart aufgefaßt. Neben dieser Kennart sind *Nasturtium officinale* f. *submersa*, *Callitriche platycarpa*, *Veronica anagallis-aquatica* f. *submersa*, *Veronica beccabunga* f. *submersa* sowie *Mentha aquatica* f. *submersa* typische Begleiter oder Differentialarten gegenüber dem *Ranunculetum*

fluitantis. Aufnahmen, in denen *Berula erecta* nur begleitend auftritt, werden anderen Gesellschaften wie dem *Callitricho-Ranunculetum penicillati* zugeordnet.

Im Untersuchungsgebiet tritt die von der submersen Form von *Berula erecta* dominierte Gesellschaft nur in der Ausbildung ohne *Ranunculus fluitans* auf. Bestände ohne *Ranunculus fluitans* wurden für den norddeutschen Raum unter anderem von ROLL (1938), KRAUSCH (1964), WEBER-OLDECOP (1969, 1977), POTT (1980), ARENDT (1981/82), WEGNER (1982) und JENTSCH & KRAUSCH (1982) beschrieben.

Das *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* ist die typische Phytozönose flacher, rasch fließender Bäche mit kalkhaltigem Wasser. Die Gesellschaft läßt sich in den untersuchten Fließgewässern je nach Standortbedingungen in verschiedene Ausbildungen untergliedern. Im Untersuchungsgebiet und im norddeutschen Raum insgesamt lassen sich verschiedene Typen der Gesellschaft unterscheiden, die weitgehend durch die Strömungsgeschwindigkeit, die Wassertiefe und den Lichtgenuß bestimmt werden. Einerseits treten artenarme Bestände strömungsreicher und andererseits artenreichere Bestände strömungsärmerer Standorte auf (vgl. u.a. HORST et al. 1966; PREISING et al. 1990).

Die artenärmeren Ausbildungen, wie sie u.a. in Ems, Furlbach und Haustenbach auftreten, sind für rasch strömende, klare und flache Bäche in Bereichen mit deutlichem Gefälle typisch und weitgehend auf diese beschränkt. Sie bilden – das Bachbett in seiner Breite ausfüllend – auf weiten Strecken fast einartige, submers Bestände von *Berula erecta*, die in wechselndem Umfang von submers flutenden Arten des *Sparganio-Glycerion* begleitet werden. Demgegenüber kommen die artenreicheren Ausbildungen sowohl in Bächen als auch in Flüssen vor. Die Dominanz von *Berula erecta* ist hier nicht so ausgeprägt, dafür treten Fließwasserökomorphosen von Arten wie *Sparganium emersum*, *Sagittaria sagittifolia*, *Potamogeton natans* hinzu sowie Großlaichkräuter wie *Potamogeton perfoliatus*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton alpinus* oder, vereinzelt, *Potamogeton lucens*.

Bedingt durch die starke Strömung, die für Standorte dieser Gesellschaft typisch ist, wird die Ausbildung fertiler Organe in der Regel unterbunden, da sich Blühsprosse in der Strömung nicht behaupten können. Als Konsequenz tritt vegetative Vermehrung in den Vordergrund. Diese wird einerseits durch Verfrachtung und Wiederanwurzelung abgerissener Triebe und andererseits durch die Ausbildung von Stolonen und Rhizomen gewährleistet. Letztere, die sich vom Ufer her in das Bachbett vorschieben, sind besonders bei Arten des *Sparganio-Glycerion* zu beobachten. Die Möglichkeit der (Wieder-)Besiedlung von den Ufern her macht die Gesellschaft relativ unempfindlich gegen Ausräumung oder Sedimentüberdeckung. Ist die Möglichkeit der vegetativen Vermehrung mit einer ausgesprochenen Wuchsfreudigkeit und Unempfindlichkeit gepaart, wie es bei *Berula erecta* der Fall ist, bilden solche Arten Pioniergesellschaften aus, die Standorte mit extremen Bedingungen besiedeln.

a1) typische Ausbildung (Veg.-Tab.9, Nr.1-17)

In dieser im Untersuchungsgebiet am weitesten verbreiteten Ausbildung auf mittel- bis grobkörnigem Untergrund kommt neben *Berula erecta* ausschließlich *Callitriche platycarpa* als höher stetige Art vor. Kennarten höherer Syntaxa sind, von *Callitriche platycarpa* abgesehen, selten und kommen in wechselnden Kombinationen vor. Die Submersformen von Arten der Bachröhrichte treten zurück. Aufnahmen mit *Lemna trisulca* sind typisch für ufernahe Bereiche. Die Aufnahmen sind mit durchschnittlich 3 bis 4 Arten artenarm.

Die Physiognomie der Gesellschaft wird durch die von der Strömung ausgerichteten, hellgrünen Unterwasserblätter von *Berula erecta* bestimmt, die als mehr oder weniger dichter Teppich den Untergrund in einer untersten Schicht bedecken, aus der die poly-

morphen Submersblätter der Röhrichtarten sowie gelegentlich Sprosse von *Elodea canadensis* herausragen. Nur Schwaden von *Callitriche platycarpa* und submerse Riemenblätter von *Glyceria fluitans* und *Sparganium emersum* flottieren als darüberliegende Schicht im Wasserkörper.

Die Ausbildung besiedelt den Oberlauf kalkhaltiger Bäche als erste submerse Gesellschaft; oberhalb davon liegende Bereiche der Quellregion werden, soweit sie überhaupt besiedelt sind, von Bachröhrichten eingenommen. Die Vorkommen befinden sich in den Oberläufen von Haustenbach, Ems, Furlbach, Meerbach, Else und Bever. In den drei letztgenannten Bächen ist das *Ranunculo-Sietum* nicht flächenhaft ausgebildet, sondern überwiegend als ufernaher Streifen dem Röhricht vorgelagert.

Allen Vorkommen dieser Gesellschaft sind schnelle Strömung, Kaltstenothermie sowie Klarheit des Wassers und hoher Lichtgenuß gemeinsam. Das Substrat wird strömungsabhängig von Mittel- bis Grobsand oder Kies gebildet, in das die Strömung Rinnen und tiefe Kolke gräbt. Nur im Lee von submersen Pflanzen können geringe Mengen von Detritus und Schlamm abgelagert werden.

In den breiten und vielfach sehr flachen Bächen nimmt die Gesellschaft oft die gesamte Breite des Bachbettes ein. Mit zunehmender Tiefe des Wassers, ungefähr ab 40-50 cm, wird *Berula erecta* aus der Mitte des Bachbettes an den Rand gedrängt, so daß man nicht mehr von einem *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* in seiner für Oberläufe typischen Ausbildung sprechen kann. Der Übergang vom *Ranunculo-Sietum* zu einem meist anschließenden *Callitriche-Ranunculetum penicillati* oder einer anderen Gesellschaft ist offenbar nicht nährstoff-, sondern strömungsbedingt sowie von der Wassertiefe abhängig.

a2) Ausbildung mit *Ranunculus trichophyllus* (Veg.-Tab.9, Nr.18-34)

Diese Ausbildung des *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* wird durch *Ranunculus trichophyllus* gekennzeichnet. Durch das relativ häufige Hinzutreten von *Callitriche platycarpa* und *Potamogeton pusillus* agg. ist diese Ausbildung die durchschnittlich reichste an echten Hydrophyten. Ansonsten sind die Submersformen von Arten der Bachröhrichte typisch, wie *Veronica beccabunga* oder *Veronica anagallis-aquatica*. *Elodea canadensis* fällt wegen der turbulenten Strömung völlig aus. *Lemna trisulca* kennzeichnet randliche Standorte. *Ranunculus trichophyllus* zeigt bei seinen Fließwasservorkommen einen Schwerpunkt in dieser Gesellschaft (vgl. MÜLLER 1962; WEBER-OLDECOP 1969, 1977). Ähnliche Vorkommen mit *Ranunculus trichophyllus* wurden auch von WEBER-OLDECOP (1969, 1977), WIEGLEB & HERR (1985) oder CARBIENER et al. (1990) beschrieben.

Die Physiognomie der Ausbildung wird durch die farblichen und strukturellen Kontraste zwischen den beteiligten Arten bestimmt. Die hellgrünen Blätter von *Berula* bilden meist einen relativ geschlossenen Teppich am Untergrund, eine untere Schicht, in die die olivgrünen, flutenden Schwaden von *Ranunculus* oder die gelbgrünen von *Callitriche* eingestreut sind und so eine darüberliegende Schicht formen, welche bis unmittelbar unter die Wasseroberfläche reichen kann. Die Ausbildung ist ganzjährig submers, nur zur Blütezeit von *Ranunculus trichophyllus* durchbrechen dessen Blüten die Wasseroberfläche.

Im Untersuchungsgebiet tritt die Ausbildung mit dem Haarblättrigen Hahnenfuß nur im Haustenbach auf. *Ranunculus trichophyllus* kommt erst ab einer Wassertiefe vor, die durchschnittlich größer ist als im Bereich der „typischen“ Ausbildung des *Ranunculo-Sietum erecti-submersi*. Es kommt zu einer mosaikartigen Verzahnung von *Berula erecta* f. *submersa*-Beständen und solchen von *Ranunculus trichophyllus*, die durch das Vorhandensein von tiefen Kolken und Rinnen neben höheren Sandbarren bestimmt wird. *Ranunculus trichophyllus* siedelt bevorzugt im tieferen Wasser der Kolke. Die räumliche

Begrenzung der Ausbildung fällt mit dem Verschwinden der submersen Form von *Berula erecta* und dem Übergang zum *Callitricho-Ranunculetum penicillati* zusammen, wobei sich *Ranunculus trichophyllus* und *Ranunculus peltatus* bzw. *R. penicillatus* gegenseitig ausschließen (vgl. WIEGLEB 1979).

Die Ausbildung mit *Ranunculus trichophyllus* tritt im Hartwasser führenden, mesotrophen Oberlauf des Haustenbachs auf und kommt dort bevorzugt in schmalen, 1,5 bis 3 m breiten Bachabschnitten mit schnell strömendem, klarem Wasser vor, die keine oder nur geringe Beschattung aufweisen. Die maximale Strömungsgeschwindigkeit betrug 75 cm/s, der Durchschnitt lag bei 42 cm/s; dies sind Werte, wie sie auch in anderen Regionen gemessen wurden (vgl. GRUBE 1975). Entsprechend der Strömungsgeschwindigkeit herrscht ein mittel- bis grobkörniges Substrat vor. Typisch ist ein instabiler Untergrund, der zu einem ausgeprägten Relief des Bachbettes führt. Die Temperatur-Amplitude ist aufgrund der Quellnähe oder durch im Verlauf andauernden Grundwasserzutritt entsprechend gering. Diese Situation ist nur in der Salmoniden-Region des Flach- und Hügellandes verwirklicht. Die Ausbildung ist, wie dies für viele Gesellschaften der Quellbäche typisch ist, wintergrün.

Die standörtlichen Angaben zu Vorkommen mit *Ranunculus trichophyllus* divergieren stark und zeigen eine weite Amplitude, die von gering bis stark belastet reicht (vgl. D.W.WEBER 1967; GRUBE 1975; DIERßEN 1988). So liegen die Verbreitungsschwerpunkte im süddeutschen Raum im meso- bis eutrophen, mäßig bis stark belasteten Milieu (vgl. KOHLER et al. 1974; GLÄNZER et al. 1977; MAAS & KOHLER 1983; CARBIENER et al. 1990).

b) Ausbildung mit Dominanz submerser Helophyten (Veg.-Tab.9, Nr.35-54)

In dieser Ausbildung fehlen mit Ausnahme von *Callitriche platycarpa* weitgehend Arten höherer Syntaxa. Dennoch sind die Aufnahmen durchschnittlich etwas artenreicher als die anderer Ausbildungen, da neben *Nasturtium officinale* f. *submersa* submerse Formen von Arten der Bachröhrichte auftreten. Das Vorkommen von *Nasturtium officinale* in der submersen Form ist an Standorte in kleinen, flachen Bächen mit leicht verminderter Strömungsgeschwindigkeit gebunden (vgl. HASLAM 1971; H.E.WEBER 1976). Da die Strömungsgeschwindigkeit im Durchschnitt 20-30 cm/s beträgt, wird in diesen Bereichen dunkles, detritisches Material abgelagert.

Eine Entsprechung findet die Ausbildung in der *Veronica beccabunga-Callitriche platycarpa*-Gesellschaft von GRUBE (1975) oder im *Berula erecta-Mentha aquatica*-Typ von KOHLER (1976) bzw. in Aufnahmen von CARBIENER et al. (1990).

c) weitgehend einartige Bestände von *Berula erecta* (Veg.-Tab.9, Nr.55-69)

Eine weitgehend von echten Hydrophyten freie Ausbildung besiedelt meist stärker beschattete Bereiche. Dominanzbestände von *Berula erecta* f. *submersa* sind überwiegend an Standorte gebunden, die entweder eine extrem starke Strömung über steinig-kiesigem Untergrund aufweisen – es wurden bis zu 107 cm/s gemessen – oder die schattig sind, wie sie im Bereich von natürlichen bachbegleitenden Auwäldern vorkommen. Außerdem werden Einartbestände als Pionierstadien nach katastrophalen Ereignissen wie tiefgreifenden mechanischen Räumungen oder Übersandungen ausgebildet. Grobkörniger Untergrund ist bei starken Turbulenzen des Wassers die Voraussetzung für eine dauerhafte Verwurzelung von *Berula erecta*. Feiner fraktioniertes Material führt bei hohen Fließgeschwindigkeiten zur Zerstörung der Blätter von *Berula* durch Abrieb.

Es ist eine deutliche Abhängigkeit der Strömungstoleranz vom Lichtgenuß erkennbar. Bei mangelndem Lichtgenuß ist die Rheotoleranz erheblich vermindert. Die einartige Ausbildung tritt gehäuft bei mittlerer Strömungsgeschwindigkeit (35-40 cm/s) in Kombination mit deutlicher Beschattung auf und ist Ausdruck eines geringen Lichtbedürfnis-

ses von *Berula erecta* bei geringerer Belastung durch die Strömung (vgl. BUTCHER 1933; ROLL 1938). Es fallen insbesondere *Callitriche platycarpa* und *Elodea canadensis* wegen Lichtmangels aus. Von den Ufern her stoßen in geringem Umfang submerser Formen von Arten des *Sparganio-Glycerion* vor. Bei gleich starker Strömung, aber fehlender Beschattung treten an diesen Standorten lichtliebende Arten hinzu und bilden die artenreicheren Ausbildungen aus.

d) Ausbildung mit *Fontinalis antipyretica* (Veg.-Tab.9, Nr.70-75)

Vorkommen mit *Fontinalis antipyretica* sind an festen, grobklastischen Untergrund gebunden, den die Art zum Anheften bei starker Strömung benötigt. Es handelt sich im Bereich des Untersuchungsgebietes um Bestände, die fast ausschließlich von *Fontinalis antipyretica* und *Berula erecta* f. *submersa* aufgebaut werden und gut durchlüftete, turbulente sowie relativ schattige Standorte kennzeichnen. Die Ausbildung kommt bei ausreichender Sauerstoffversorgung in schattigen Gewässern mit geringer Strömung vor.

Die Ausbildung mit *Fontinalis antipyretica* kann nur als Indikator für gute Sauerstoffversorgung gewertet werden und verhält sich gegenüber anderen, belastenden Faktoren indifferent (vgl. GRUBE 1975; A. KRAUSE 1979; FRICKE & STEUBING 1984; KÖCK 1985).

– Standortbedingungen

Das *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* ist mit seinen unterschiedlichen Ausbildungen eine wintergrüne Gesellschaft mit weiter trophischer Amplitude (vgl. Tab.14). Die Vorkommen reichen von unverschmutzten Forellenbächen bis zu abwasserbelasteten Flüssen. Die typischen, dichten Bestände, wie sie für das Untersuchungsgebiet beschrieben werden, reagieren überwiegend abwasserempfindlich. Dominanz-Bestände von *Berula erecta* des *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* können als potentielle natürliche Vegetation von Forellenbächen mit kaltstenothermem, klarem, schnell strömendem und kalkhaltigem Wasser über unterschiedlichem Untergrund gelten. Diese Ausbildung kommt nicht in kalkarmen oder kalkfreien Forellenbächen der pleistozänen Sandland-

Tab. 14: Hydrochemische Standortbedingungen des *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* (auf der Basis von 60 Messungen)

		min	max	m	s	var(x)
T	[°C]	3,2	22,7	10,6	3,9	0,37
pH		7,3	8,5	7,7	0,3	0,04
LF	[µS/cm]	197	974	417	189	0,46
O ₂	[%]	78	124	98	14	0,15
BSB ₂	[mg/l]	0,4	4,1	1,6	0,8	0,53
GH	[mmol/l]	1,11	3,95	2,13	0,89	0,42
KH	[mmol/l]	0,61	2,56	1,32	0,64	0,49
Cl ⁻	[mg/l]	8	351	69	93	1,36
Fe ²⁺	[mg/l]	0,04	0,25	0,1	0,06	0,64
PO ₄ ³⁻	[mg/l]	0,01	0,35	0,13	0,09	0,69
SO ₄ ²⁻	[mg/l]	23	109	72	32	0,44
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	0,03	0,32	0,08	0,08	0,86
NO ₂ ⁻ -N	[mg/l]	0,01	0,13	0,03	0,04	1,21
NO ₃ ⁻ -N	[mg/l]	0,7	7,88	3,26	2,1	0,49
Σ-N	[mg/l]	0,7	7,96	3,36	2,2	0,49

schaften vor und findet ihr Pendant dort im *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori*. Gesellschaften mit *Berula erecta* sind nicht auf hartwasserführende Fließgewässer beschränkt, haben dort aber ihren Schwerpunkt. Vorkommen von *Berula erecta* in kalkarmem Wasser sind überwiegend unmittelbar dem Röhricht vorgelagert. Die Art steht hier mit dem Röhricht über Ausläufer in direktem Kontakt und bildet keine selbständigen submersen Bestände aus.

Die Strömungsgeschwindigkeit erreicht je nach Gefälle im Durchschnitt etwa 45 cm/s, der maximale Wert wurde mit 107 cm/s gemessen, der minimale lag bei 20 cm/s (vgl. ROLL 1938; ARENDT 1982). Die Ausbildung des Untergrundes variiert entsprechend der Strömung von Steinen über Kies bis zu Sand.

Die optimale Wassertiefe ist gering und liegt zwischen 15-45 cm. Ab einer Tiefe von 40-90 cm oder bei leichter Trübung und Beschattung kommt die Gesellschaft nur randlich vor. Klares Wasser scheint eine wesentliche Voraussetzung zu sein. Beobachtungen zeigen, daß *Berula erecta* solche Standorte bevorzugt, die einen Zustrom von Grundwasser aufweisen (vgl. CARBIENER et al. 1990). Bedingt durch die turbulente Strömung bei gleichzeitig oft nur geringer Belastung ist das Wasser sauerstoffreich.

2.3.6 *Callitricho-Ranunculetum penicillati* (Müller 1962) Dethiou & Noirfalise 1985 (Veg.-Tab.10)

Die syntaxonomische Zuordnung von Aufnahmematerial aus schnell strömenden Fließgewässern mit *Ranunculus peltatus*, *Ranunculus penicillatus*, *Callitriche platycarpa* und *Callitriche hamulata* ist aus verschiedenen Gründen problematisch. Einerseits kann das Aufnahmematerial aus synökologischen Gründen dem *Ranunculion fluitantis* zugeordnet werden. Andererseits besteht bei vielen Aufnahmen ein synsystematischer Zusammenhang mit dem amphibischen *Ranunculion aquatilis* Passarge 1964.

Während *Ranunculus aquatilis* s.s. im wesentlichen auf Stillgewässer beschränkt ist (vgl. MÉRIAUX & GÉHU 1980; WIEGLEB & HERR 1983), sind die Habitatbeschreibungen für *Ranunculus peltatus* sehr widersprüchlich, da die Art zwei Verbreitungsschwerpunkte aufweist. So wird *Ranunculus peltatus* einerseits als Kennart für den amphibischen *Ranunculion aquatilis*-Verband, mit Schwerpunkt im Stillwasser, angegeben (vgl. u.a. PASSARGE 1964; WIEGLEB 1978; POTT 1980; DIERBEN 1988; KRAUSCH 1985). Nach eigenen Feststellungen tritt die Art andererseits großflächig in Gesellschaften rasch strömender Bäche auf, eine Beobachtung, die auch schon in anderen Regionen gemacht wurde (vgl. u.a. KOHLER & ZELTNER 1974; KOHLER 1976; A. KRAUSE 1979; KÖCK 1981; MONSCHAU-DUDENHAUSEN 1982; WIEGLEB & HERR 1983). Damit ist die Art nicht als Kennart des *Ranunculion aquatilis* geeignet.

In dem vorliegenden Aufnahmematerial befindet sich neben *Ranunculus peltatus* häufig *Ranunculus penicillatus*, der als Verbands-Charakterart des *Ranunculion fluitantis* Neuhäusl 1959 gilt. Aufnahmen, die *Ranunculus peltatus* oder *Ranunculus penicillatus* enthalten, werden daher dem *Ranunculion fluitantis* und nicht dem *Ranunculion aquatilis* zugeordnet.

Kennart der Gesellschaft ist *Ranunculus penicillatus*, der als ausdauernde Art überwiegend im Fließwasser vorkommt (WIEGLEB & HERR 1983). *Callitriche hamulata*, *Callitriche platycarpa* sowie *Ranunculus peltatus* können innerhalb des *Ranunculion fluitantis* als Differentialarten gegenüber dem *Ranunculetum fluitantis* gelten. *Callitriche hamulata* kann auch als Verbands-Kennart gewertet werden. Ihre optimale Verbreitung innerhalb des *Ranunculion fluitantis* liegt jedoch in dieser Gesellschaft sowie in dem verwandten *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori*. Kennarten höherer Syn-taxa sind insgesamt wenig vertreten bzw. fehlen bis auf *Elodea canadensis* weitgehend.

Typisch für die Gesellschaft ist das Auftreten von submersen Formen des *Glycerio-Sparganium* sowie von *Phalaris arundinacea*.

Die Gesellschaft ist subatlantisch weit verbreitet (vgl. KRAUSCH 1985), besitzt im Untersuchungsraum einen Verbreitungsschwerpunkt im Bereich der pleistozänen Sandgebiete des Tieflandes und ist in Ems, Furlbach, Haustenbach, Emmer, Else, Auter, Lachte, Lutter vertreten. Sie tritt auch in den Mittelgebirgen auf (A. KRAUSE 1979; DETHIOUX & NOIRFALISE 1985) und siedelt bevorzugt in karbonatarmen bis karbonatfreien Bächen sowie kleinen Flüssen, die mehr oder weniger rasch fließendes, klares und sommerkühles Wasser mit Tiefen von 0,3 bis 1 m aufweisen. Im Gegensatz zu *Ranunculus fluitans*, der in größeren Flüssen auftritt, sind Vorkommen mit *Ranunculus penicillatus* bzw. *R. peltatus* auf Bäche und kleine Flüsse beschränkt, wo sie in rasch strömendem Wasser als erste Makrophyten nach Wassermoos-Gesellschaften auftreten (vgl. A. KRAUSE 1979; KRAUSCH 1985). Die Bindung an kleinere Fließgewässer zeigt sich am Beispiel des Meerbaches, in dem *Ranunculus peltatus* nicht auftritt, obwohl die Art in Nebenbächen bis zu deren Einmündung in den Meerbach vorhanden ist und keine Unterschiede in der chemischen Wasserqualität feststellbar waren. Neben den Beständen in schnell strömendem Wasser tritt die Gesellschaft in Gräben mit langsam fließendem, im Sommer z.T. stagnierendem Wasser auf. Hier verwischen sich die Grenzen – soweit überhaupt vorhanden – zum *Ranunculetum aquatilis/peltati*.

Die beiden beteiligten *Ranunculus*-Arten treten im Untersuchungsgebiet sowohl in Mischbeständen als auch jeweils in Reinbeständen auf. Die verschiedenen Bestände lassen sich physiognomisch nicht sofort unterscheiden. Auch sind meist keine ökologischen Unterschiede zwischen den Vorkommen feststellbar. Im Untersuchungsgebiet lagen in Lutter, Lachte und Haustenbach Mischbestände vor, während in Auter sowie oberer Ems nur *Ranunculus penicillatus* und in der oberen Emmer nur *Ranunculus peltatus* auftrat.

Innerhalb der Fließgewässer wird die Gesellschaft nur in flachen Bächen und Mittelläufen kleinerer Fließgewässer aspektbestimmend, wobei *Ranunculus peltatus* die am weitesten verbreitete *Batrachium*-Art ist (vgl. A. KRAUSE 1979; KÖCK 1981; WIEGLEB & HERR 1983). In den Mittel- und Unterläufen der größeren Flüsse fehlt sie oder tritt nur in unmittelbarer Ufernähe sporadisch und kleinflächig auf. In der Regel wird sie dort vom *Sparganio-Elodeetum canadensis* abgelöst. Häufig kennzeichnen Dominanzbestände gestörte Standorte.

Das *Callitricho-Ranunculetum penicillati* wird in folgende Ausbildungen untergliedert:

a1) typische Ausbildung mit *Ranunculus penicillatus* (Veg.-Tab.10, Nr.1-14)

In der typischen und verbreitete Ausbildung sind neben *Ranunculus penicillatus* besonders *Callitriche platycarpa* und *Callitriche hamulata* aspektbestimmend. Aufnahmeflächen, in denen *Callitriche hamulata* gegenüber *Callitriche platycarpa* dominiert, stehen häufig in räumlichem Kontakt zum *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori*.

a2) Ausbildung mit *Ranunculus peltatus* (Veg.-Tab.10, Nr.56-79)

Die Ausbildung mit *Ranunculus peltatus* ist physiognomisch und standörtlich nicht oder kaum von der typischen Ausbildung zu trennen. Tendenziell tritt sie an nährstoffreicheren bzw. strömungsärmeren Standorten auf. Diese Tendenz findet in dem relativ häufigeren Auftreten von *Sparganium emersum* eine Bestätigung.

Eine spezielle Ausbildung kommt im Unterlauf des Furlbachs vor, wo *Callitriche hamulata* mit *Ranunculus aquatilis* s.s. vergesellschaftet ist. Vorkommen mit *Ranunculus aquatilis* s.s. sind in strömenden Fließgewässern erheblich seltener als solche mit *Ranunculus peltatus* (vgl. WIEGLEB 1979).

b) Ausbildung mit *Myriophyllum spec.* (Veg.-Tab.10, Nr.15-21)

Myriophyllum spicatum- bzw. *M. verticillatum*-reichere Bestände in Auter, Haustenbach und Ems, zusammen mit *Ranunculus penicillatus* bzw. *Ranunculus peltatus*, sind kennzeichnend für klare, eutrophe Bereiche. Das geringmächtige Auftreten von *Elodea canadensis* ist in tieferen Gewässern ab etwa 50-60 cm Tiefe kennzeichnend für die flacheren Uferzonen mit abnehmendem Einfluß der Strömung.

c) Ausbildung mit *Berula erecta* (Veg.-Tab.10, Nr.22-33)

Eine Ausbildung, die durch *Berula erecta* f. *submersa* gekennzeichnet wird, vermittelt zum *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* und tritt in der Regel in karbonat-reicheren Gewässern auf. Derartige Bestände finden sich u.a. im Oberlauf der Ems und des Haustenbaches.

d) Ausbildung mit *Potamogeton alpinus* (Veg.-Tab.10, Nr.34-36)

Die Ausbildung mit *Potamogeton alpinus* kommt in schmalen, meso- bis eutrophen Fließgewässerabschnitten vor, schwerpunktmäßig in Bereichen mit Podsolen. *Potamogeton alpinus* verträgt in unbeschatteten Bächen Fe-Ausfällungen, die für Gewässer in Podsol- und Niedermoorgebieten typisch sind. Aufgrund ihres Lichtbedürfnisses und einer raschen Regenerationsfähigkeit ist die Art in regelmäßig geräumten Gewässern eine Art Dauerpionier, der durch regelmäßige Räumung gefördert wird (vgl. WIEGLEB & TODESKINO 1983, 1985). Die Art weist eine relative Unempfindlichkeit gegenüber Gewässerverschmutzung auf und hat einen Verbreitungsschwerpunkt in meso- bis schwach eutrophen, weitgehend unverschmutzten, basenarmen Bächen und kleinen Flüssen (vgl. KOHLER & ZELTNER 1974; PIETSCH 1974). Die Ausbildung kommt in Abschnitten mit geringer Strömung über Schlamm und bei stärkerer Strömung, bis 70 cm/s, über Sand und Kies vor.

e) *Callitriche platycarpa* – Bestände (Veg.-Tab.10, Nr.74-87)

In Bächen und kleinen Fließgewässern kommt es verbreitet zu einer Massenfaltung von unterschiedlichen Arten der Gattung *Callitriche*. Vielfach muß man derartige Vorkommen als Fragmente einer ursprünglich reicheren Hydrophyten-Vegetation ansehen. Die weitgehend monotypische Ausbildung mit *Callitriche platycarpa* resultiert aus einer Kombination von Eutrophierung und zunehmender Strömung. Es kommt bei einer fortschreitenden Verarmung des *Callitriche-Ranunculetum penicillati* zu einartigen Beständen von *Callitriche platycarpa*. Bereiche mit etwas geringerer Strömung und guter Durchlichtung des Wasserkörpers werden durch das Hinzutreten von *Cladophora spec.* und *Potamogeton crispus* gekennzeichnet.

Die Physiognomie derartiger *Callitriche*-Bestände wird durch die in der Strömung flottierenden, kräftig grünen Schwaden bestimmt, die in Abhängigkeit von der Fließgeschwindigkeit flächendeckend oder randlich auftreten.

Innerhalb der *Callitriche platycarpa*-Bestände kommen gelegentlich größere Schwaden von *Callitriche obtusangula* vor. Von der Ausbildung eines *Callitrichetum obtusangulae* Seibert 1962, wie es in sommerwarmen, eutrophen, hydrogenkarbonatreichen Fließgewässern vorkommt, kann im Untersuchungsgebiet nicht gesprochen werden.

Das *Callitriche-Ranunculetum penicillati* ist in Abhängigkeit von den Lichtverhältnissen zwei- bis dreischichtig aufgebaut und bildet ein mehr oder weniger dichtes Mosaik aus den Schwaden der beteiligten Arten. Die Physiognomie wird durch die kräftig grünen Schwaden der beteiligten Arten bestimmt, die in der Strömung flottieren, wobei die Schwimmblätter von *Ranunculus* und die Schwimmrosetten von *Callitriche platycarpa* die oberste Schicht bilden. Die Gesellschaft wird durch den Blühaspekt von *Ranunculus*, der seinen Höhepunkt im Frühsommer hat, besonders auffällig.

Im Untersuchungsgebiet treten Übergänge zu unterschiedlichen Gesellschaften auf. So kann die Assoziation mit einem räumlich meist oberhalb ausgebildeten *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* (Ems, Haustenbach) oder mit dem *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori* (Lutter) in Kontakt stehen. Die Gesellschaft geht bei zunehmender Belastung, besonders durch Trübstoffe, in eine *Sparganium*-reiche Gesellschaft über oder entwickelt sich bei abnehmender Belastung aus einer solchen. Die Abfolge vom *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* zum *Callitricho-Ranunculetum penicillati* bei abnehmender Ca-Karbonat-Konzentration, wie sie in Ems, Furlbach und Haustenbach vorliegt, bestätigt die Ansicht von MÜLLER (1962), der die beiden Gesellschaften als Antagonisten bezüglich Ca-Karbonat betrachtet.

Das *Callitricho-Ranunculetum penicillati* und Magnopotamogeton-Gesellschaften wie das *Potamogetonum lucentis* schließen einander standörtlich aus.

Die Gesellschaft tritt bevorzugt in schmalen Fließgewässern mit klarem, rasch strömendem, karbonatarmem und unverschmutztem Wasser auf, das eine durchschnittliche Tiefe von unter einem Meter aufweist. Ihr Schwerpunkt liegt im mesotrophen bis schwach eutrophen Milieu, sie kommt auch in eutrophen, mäßig verschmutztem und/oder karbonatreichem Wasser vor (vgl. Tab.15). Entsprechende oder ähnliche Angaben zu den Vorkommen von *Ranunculus penicillatus* oder *Ranunculus peltatus* werden auch von OBERDORFER (1957), MÜLLER (1962), HILBIG (1971), KOHLER & ZELTNER (1974), GRUBE (1975), WIEGLEB (1978, 1979) und DETHIOUX & NOIRFALISE (1985) gemacht. Zu hohe Ammonium- und Phosphat-Konzentrationen werden nicht toleriert, da insbesondere die *Ranunculus*-Arten durch Algenaufwuchs in ihrer Konkurrenzkraft beeinträchtigt werden. Daraus resultiert ein deutlicher Rückgang der Gesellschaft bei Abwasserbelastung.

Tab. 15: Hydrochemische Standortbedingungen des *Callitricho-Ranunculetum penicillati* (auf der Basis von 72 Messungen)

		min	max	m	s	var(x)
T	[°C]	0,8	21,5	11,2	5,1	0,46
pH		6,5	7,9	7,3	0,4	0,05
LF	[µS/cm]	131	589	262	116	0,44
O ₂	[%]	78	118	94	7	0,07
BSB ₂	[mg/l]	0,4	5,8	1,4	0,8	0,57
GH	[mmol/l]	0,47	2,15	1,07	0,48	0,45
KH	[mmol/l]	0,1	1,0	0,39	0,27	0,69
Cl ⁻	[mg/l]	5	92	23	16	0,71
Fe ²⁺	[mg/l]	0,01	0,45	0,1	0,08	0,79
PO ₄ ³⁻	[mg/l]	0,01	0,2	0,07	0,04	0,53
SO ₄ ²⁻	[mg/l]	11	155	55	36	0,65
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	0,01	1,0	0,17	0,19	1,16
NO ₂ ⁻ -N	[mg/l]	0,01	0,07	0,02	0,01	0,75
NO ₃ ⁻ -N	[mg/l]	0,5	9,26	3,27	1,67	0,51
Σ-N	[mg/l]	0,53	9,69	3,47	1,72	0,5

Während im Untersuchungsgebiet keine signifikanten hydrochemischen Unterschiede zwischen Gewässern mit *Ranunculus peltatus* bzw. *R. penicillatus* feststellbar sind, wird

von KOHLER & ZELTNER (1974) angemerkt, daß *Ranunculus penicillatus* in kritisch belasteten Gewässern der Güteklasse II-III *Ranunculus peltatus* ablöst.

Die Gesellschaft ist siderotolerant, sie verträgt hohe Konzentrationen von gelöstem Eisen sowie nennenswerte Auflagerungen von Fe-Oxiden bzw. Fe-Hydroxiden. Die Strömung ist in Bereichen mit der typischen Ausbildung schnell fließend bis turbulent.

In Ems, Haustenbach, Auter, Lachte und Lutter, in denen die Gesellschaft am ausgeprägtesten auftritt, wurden Wasserhärten ermittelt, die zwischen 1,2 und 1,5 mmol/l liegen, also im Übergangsbereich von weich zu mittelhart. Es ist anzumerken, daß die Wasserhärte im Bereich des als kalkliebend bezeichneten *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* mit Werten, die zwischen 1,2 und 2,1 mmol/l liegen, nicht signifikant höher ist. Die übrigen Parameter zeigen im Bereich des *Callitricho-Ranunculetum penicillati* etwas stärker eutrophe Verhältnisse an als im Bereich des *Ranunculo-Sietum erecti-submersi*. Ein augenfälliger Unterschied zwischen den beiden Gesellschaften besteht nur in der geringeren Stärke der Strömung im Bereich des *Callitricho-Ranunculetum penicillati*.

Die *Ranunculus*-Arten sind sehr lichtbedürftig. Die Gesellschaft erhält in langsam bis rasch strömendem, aber klarem Wasser bei leichter Beschattung noch ausreichend Licht. In leicht getrüben Gewässern oder in Bächen mit starker Ablagerung von Schwebstoffen oder Eisenocker ist dagegen eine vollkommene Schattenfreiheit die Voraussetzung für ihr Auftreten. Aus diesem Grund tritt die Gesellschaft in Einzugsgebieten mit feinklastischem Untergrund wie den Löß-Landschaften und einer entsprechend größeren Suspensionsfracht nur vereinzelt auf, während ihr Verbreitungsschwerpunkt in Bächen mit grobklastischem Untergrund wie den Sandbächen der Heide liegt. Bei starker Beschattung tritt eine *Ranunculus*-freie Ausbildung auf, die fast ausschließlich aus *Callitriche hamulata* und *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* aufgebaut ist.

In klaren Fließgewässern ist *Ranunculus peltatus* wintergrün, überdauert dort mit verringerter Phytomasse, während die gleiche Art in Stillgewässern und stärker verschmutzten bzw. trüben, schwebstoffreichen Fließgewässern im Herbst völlig einzieht oder nur einjährig auftritt.

2.3.7 *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori* (Steusloff 1939) em. Weber-Oldecop 1967 (Veg.-Tab.11, Nr.1-27)

Die artenarme Assoziation wird durch *Callitriche hamulata* sowie *Myriophyllum alterniflorum* charakterisiert und im wesentlichen aufgebaut. Sie ist kennzeichnend für die kalkarmen, oligotrophen, sommerkalten Fließgewässer der nordwestdeutschen pleistozänen Sandgebiete, den Forellenbächen des Flachlandes, im Wuchsgebiet des Quercion *robori-petraeae*. Die Gesellschaft verträgt leichte Beschattung. Diese auf weiten Strecken vom Grundwasser gespeisten Bäche sind, wenn anthropogene Störungen fehlen, ganzjährig klar. Aufgrund der relativen Temperaturkonstanz ist die Gesellschaft überwiegend wintergrün. Eine Verringerung der Phytomasse ist im Winter festzustellen. Weiterhin wirkt sich die Kombination von Strömungsgeschwindigkeit und Trübung negativ auf das Überwinterungsvermögen der ausgewachsenen Pflanzen aus. Die Empfindlichkeit der Gesellschaft gegenüber Störungen ist u.a. in dem geringen Pufferungsvermögen des karbonatarmen Wassers zu suchen. Mit zunehmender Eutrophierung in Kombination mit fehlender Beschattung geht diese Gesellschaft zugunsten des *Callitricho-Ranunculetum penicillati* zurück.

Die Physiognomie des *Callitricho hamulatae-Myriophylletum hamulatae* wird durch die hellgrünen Schwaden von *Myriophyllum alterniflorum* und *Callitriche hamulata* bestimmt, die in der meist turbulenten Strömung flottieren. Da die Bestände nur selten dicht schließen, ist immer der Untergrund zwischen den Schwaden sichtbar.

In den Untersuchungsgebieten kommt die Assoziation in der Lutter und fragmentarisch in Auter und Lachte vor, wobei standortbedingt unterschiedliche Ausbildungen auftreten.

a) typische Ausbildung (Veg.-Tab.11, Nr.1-10)

In dieser als typisch bezeichneten Ausbildung aus Abschnitten mit leichter Beschattung dominieren *Myriophyllum alterniflorum* sowie *Callitriche hamulata*. *Callitriche platycarpa* tritt mit stark wechselnden Deckungsgraden hinzu. Stärker lichtbedürftige Arten wie *Ranunculus peltatus* fehlen. Diese schattenertragende Artenkombination ist als potentielle natürliche Vegetation von Bächen des pleistozänen Sandgebietes anzusehen. Eine jahreszeitliche Variante ergibt sich durch das Auftreten von *Potamogeton alpinus*, da diese Art an Standorten dieser Gesellschaft nicht wintergrün ist und erst spät im Jahr austreibt.

b) Ausbildung mit lichtliebenden Arten (Veg.-Tab.11, Nr.11-22)

Es handelt sich um eine Ausbildung der nicht oder nur wenig beschatteten Bereiche, in denen sich *Ranunculus peltatus* bzw. *Ranunculus penicillatus* sowie *Elodea canadensis* zu *Myriophyllum alterniflorum* und *Callitriche hamulata* gesellen. Bei stärkerer Trophie kann *Myriophyllum verticillatum* auftreten, besonders in den Bereichen, die bereits zum *Callitricho-Ranunculetum penicillati* überleiten. Das Auftreten von *Elodea canadensis* sowie *Sparganium emersum* ist, weitgehend unabhängig von der Trophie, kennzeichnend für Standorte mit mäßiger Strömung und, in bezug auf *Elodea*, mit gutem Lichtangebot. Das Auftreten häuft sich im Unterlauf der Bäche, doch ist es nicht unbedingt kennzeichnend für den Übergang zur Äschenregion. Als Begleiter dringen submerse Formen des randlich vorkommenden *Sparganio-Glycerietum* ein.

c) *Callitriche hamulata* – Bestände (Veg.-Tab.11, Nr.23-27)

Fast ausschließlich von *Callitriche hamulata* gebildete Vorkommen mit z.T. geringen Deckungsgraden kennzeichnen klare, meist unbelastete, häufig beschattete Abschnitte von Bächen in Sandlandschaften. Die Vorkommen stehen in engem Kontakt zum *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori*. Entscheidend für das Fehlen anderer Arten ist mangelhafte Belichtung oder periodische Räumung. Schädigung durch Räumung wird u.a. von *Myriophyllum alterniflorum* nicht oder nur schlecht vertragen. In regelmäßig geräumten Bereichen stellen die *Callitriche hamulata*-Bestände Fragmente des *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori* dar.

Die Abhängigkeit vom Licht wird besonders bei im Verlauf stark wechselnden Lichtverhältnissen deutlich, wo die weitgehend einartige Ausbildung bei höherem Lichtgenuß übergangslos von reicheren Ausbildungen abgelöst wird. In diese Reihe sind auch die artenarmen *Callitriche hamulata*-Bestände von D.W. WEBER (1967) und WIEGLEB (1979) zu stellen.

– Standortfaktoren

Im Untersuchungsgebiet löst das oligo- bis mesotrophe *Callitricho-Myriophylletum alterniflori* bei zunehmender Belastung die oligotraphente *Juncus-Isolepis*-Gesellschaft ab. Bei weiter zunehmender Belastung oder zunehmender Besonnung wird sie ihrerseits von dem typischen, meso- bis eutrophen *Callitricho-Ranunculetum penicillati* verdrängt. Ähnliche Beobachtungen gibt es bei KOHLER & ZELTNER (1974, 1981), die eine oligo- bis mesotraphente Gesellschaft mit *Myriophyllum alterniflorum*, *Ranunculus peltatus* und *Potamogeton alpinus* beschreiben. Diese wird bei zunehmender Nährstoffzufuhr durch eine artenreichere Gesellschaft, u.a. mit *Ranunculus penicillatus*, *Myriophyllum spicatum* und *Ceratophyllum demersum*, abgelöst.

Für das Auftreten von *Myriophyllum alterniflorum* und *Callitriche hamulata* ist klares Wasser die Voraussetzung. In den Bereichen, in denen die beiden Arten vorkommen,

wurden die geringsten Werte der Lichtabsorption durch den Wasserkörper gemessen (s. Abb.30). Andererseits ist für die Standorte eine leichte allseitige oder eine stärkere einseitige Beschattung typisch. Außerdem besiedelt diese Gesellschaft auch Standorte, die bereits durch eine deutliche Sandbewegung gekennzeichnet sind und somit besonders extreme Standortbedingungen aufweisen.

Das *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori* ist kennzeichnend für oligotrophe bis schwach mesotrophe Bäche mit stärkerer Strömung, die ein karbonatarmes Wasser führen (vgl. Tab.16). Es handelt sich um eine stenöke, oligotraphente Gesellschaft. Die niedrigen Konzentrationen von Nährsalzen, im Durchschnitt liegen 0,05 mg/l Orthophosphat und 2,61 mg/l Σ anorganischer Stickstoff-Verbindungen vor, manifestieren sich auch im geringmächtigen Auftreten von Grünalgen wie *Cladophora spec.*.

Infolge der geringen natürlichen Wasserhärte werden in den am wenigsten verschmutzten Bereichen Leitfähigkeitswerte gemessen, die zwischen 131 und 180 $\mu\text{S/cm}$ liegen. Mit zunehmender Eutrophierung erreicht die Leitfähigkeit durchschnittlich 258 $\mu\text{S/cm}$.

Typisch ist das Auftreten in Bereichen mit hohen Strömungsgeschwindigkeiten, die bei normaler Wasserführung zwischen 20 und 90 cm/s liegen. Bei Hochwasser wurden vereinzelt bis 110 cm/s gemessen (vgl. auch ACKENHEIL 1944; SIRJOLA 1969; WEBER-OLDECOP 1977). Die gesellschaftsbildenden Arten treten auch bei fehlender Strömung auf, erreichen dann aber meist nicht die Dominanz wie in strömendem Wasser.

Tab. 16: Hydrochemische Standortbedingungen des *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori* (auf der Basis von 36 Messungen)

		min	max	m	s	var(x)
T	[°C]	0,7	20,1	10,9	5,7	0,5
pH		6,7	7,8	7,3	0,3	0,03
LF	[$\mu\text{S/cm}$]	131	493	258	131	0,51
O ₂	[%]	81	118	96	8	0,08
BSB ₂	[mg/l]	0,4	2,6	1,1	0,5	0,42
GH	[mmol/l]	0,47	1,85	0,83	0,37	0,45
KH	[mmol/l]	0,13	0,53	0,23	0,1	0,44
Cl ⁻	[mg/l]	5	52	21	14	0,67
Fe ²⁺	[mg/l]	0,01	0,45	0,12	0,09	0,76
PO ₄ ³⁻	[mg/l]	0,01	0,11	0,05	0,03	0,5
SO ₄ ²⁻	[mg/l]	11	112	54	33	0,6
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	0,01	1,0	0,17	0,25	1,45
NO ₂ ⁻ -N	[mg/l]	0,01	0,07	0,02	0,02	0,73
NO ₃ ⁻ -N	[mg/l]	0,5	6,34	2,42	1,16	0,48
Σ -N	[mg/l]	0,53	6,95	2,61	1,34	0,51

2.3.8 *Juncus bulbosus-Isolepis fluitans*-Gesellschaft (Veg.-Tab.11, Nr.33-54)

Diese Gesellschaft wird hauptsächlich durch das Auftreten von oligotraphenten Arten wie *Callitriche hamulata*, *Isolepis fluitans* sowie *Juncus bulbosus* f. *fluitans* gekennzeichnet und von *Glyceria fluitans* ssp. *fluitans* sowie *Sparganium emersum* begleitet. *Isolepis fluitans* ist aufgrund ihrer Empfindlichkeit gegenüber Verschmutzung und Störung stark gefährdet (HAEUPLER et al. 1983).

Es sind unterschiedliche synsystematische Zuordnungen der *Juncus bulbosus-Isolepis fluitans*-Gesellschaft möglich. Aufgrund der hohen Stetigkeit von *Callitriche hamulata* kann sie als Subassoziation oder Variante zum *Callitriche hamulatae-Myriophylletum alterniflori* gestellt werden (vgl. WIEGLEB 1979, 1988; PREISING et al. 1990). STEUSLOFF (1939) weist auf mögliche Zusammenhänge mit dem atlantisch verbreiteten *Isolepidetum fluitantis* Allorge 1922 oligotropher Heideweiher oder mit der *Sparganium angustifolium-Sphagnum obesum*-Assoziation Tüxen 1937 hin.

In einer artenreicheren Ausbildung kommen die namengebenden Arten zusammen oder einzeln vor. Diese Ausbildung ist an Bereiche mittlerer Strömung (35-42 cm/s) gebunden. Unter günstigen Bedingungen wird das Bachbett flächendeckend von der Gesellschaft eingenommen. Das Hinzutreten von *Sparganium emersum* ssp. *fluitans* kennzeichnet Standorte mit relativ geringeren Fließgeschwindigkeiten (15-40 cm/s).

In lichtärmeren Bereichen oder Zonen stärkerer Strömung (40-45 cm/s) dominiert meist *Glyceria fluitans* f. *submersa*, während die begleitende *Callitriche hamulata* lichtere Abschnitte bevorzugt. Ausschließlich von *Glyceria fluitans* ssp. *fluitans* aufgebaute Bestände sind als Fragmente der Gesellschaft zu werten, so z.B. in Lachte und Auter (s. Veg.-Tab.11, Nr.28-32).

Die Physiognomie der Gesellschaft wird durch die in der Strömung flutenden Schwaden von *Scirpus fluitans* und *Juncus bulbosus* bestimmt, zu denen mit wechselnder Mächtigkeit andere Arten wie *Glyceria fluitans* f. *fluitans* oder *Callitriche hamulata* hinzutreten.

Eine Besonderheit stellt das Auftreten von *Batrachospermum* spec. und *Sphagnum auriculatum* in einem Bachabschnitt der Lutter südlich von Schelploh dar. *Batrachospermum* ist als Zeiger für die Kaltstenothermie des Oberlaufes der Lutter zu werten, da die kaltstenotherme Art auch im Hoch- und Spätsommer auftritt.

Die wenigen Vorkommen der Gesellschaft in sand-oligotrophen, kaltstenothermen Bächen, die vielfach eine Beschattung durch begleitende Gehölze erfahren, lassen den Schluß zu, daß es sich um eine natürliche Gesellschaft der Oberläufe von Forellenbächen im Gebiet der pleistozänen Sande handelt (vgl. STEUSLOFF 1939).

Tab. 17: Hydrochemische Standortbedingungen der *Juncus-Isolepis*-Gesellschaft (auf der Basis von 24 Messungen)

		min	max	m	s	var(x)
T	[°C]	2,4	19,2	10,6	5,1	0,48
pH		5,9	7,1	6,5	0,4	0,06
LF	[µS/cm]	95	135	114	11	0,1
O ₂	[%]	87	112	97	8	0,09
BSB ₂	[mg/l]	0,1	2,5	1,0	0,6	0,6
GH	[mmol/l]	0,27	0,54	0,35	0,07	0,19
KH	[mmol/l]	0,05	0,2	0,08	0,05	0,62
Cl ⁻	[mg/l]	6	42	15	10	0,71
Fe ²⁺	[mg/l]	0,01	0,19	0,07	0,05	0,79
PO ₄ ³⁻	[mg/l]	0,01	0,07	0,03	0,02	0,59
SO ₄ ²⁻	[mg/l]	9	34	27	8	0,3
NH ₄ ⁺ -N	[mg/l]	0,01	0,28	0,09	0,09	1,0
NO ₂ ⁻ -N	[mg/l]	0,01	0,01	0,01	---	---
NO ₃ ⁻ -N	[mg/l]	0,6	2,04	1,09	0,36	0,32
Σ-N	[mg/l]	0,79	2,1	1,18	0,33	0,28

In den Bereichen, in denen die hydrochemischen Standortbedingungen das Vorkommen der Gesellschaft zulassen, ist die strukturelle Ausbildung dieser artenarmen Bestände im wesentlichen von der Strömungsgeschwindigkeit und dem Lichteinfall abhängig. Im Untersuchungsgebiet tritt die Gesellschaft fast ausschließlich in klaren, nährstoffarmen und schmalen Abschnitten der quellenahen Oberläufe von Sandbächen auf (vgl. Tab.17). Die Aufnahmen stammen überwiegend aus dem Oberlauf der Lutter, einem kaltsteno-thermen Forellenbach mit rezenten Perlmuschel-Vorkommen, wie sie früher für die Zentralheide typisch waren. Das Wasser ist extrem karbonatarm, klar und schnell strömend. Mit stark wechselnder Breite (0,9-4,5 m) und Tiefe (0,3-1,0 m) sowie Fließgeschwindigkeit verläuft der Bach mäandrierend durch Kiefernforste oder bruchwaldartige Birken- und Erlenbestände. Die Sohle besteht aus feinsandigen bis kiesigen Komponenten.

2.3.9 *Potamogeton polygonifolius*-Gesellschaft (Veg.-Tab.11, Nr.55-63)

Die Gesellschaft besiedelt schmale Bäche und Gräben mit Sanduntergrund und geringer Wassertiefe im Einzugsgebiet von Mooren. Das Huminstoff- und Fe-reiche Wasser ist stagnierend bis schnell strömend und kann im Sommer völlig versickern. Ähnliche Bestände mit *Potamogeton polygonifolius* beschreibt KOHLER (1981) für oligotrophe, hydrogenkarbonatarmer „Braunwasser-Bäche“ Süddeutschlands.

Die im Untersuchungsgebiet in grabenartigen Bächen (Lachte/Sothbach, Auter, Neue Auter) aufgefundene Gesellschaft des Knöterichblättrigen Laichkrauts ist schwer einzuordnen. Trotz der ungesicherten synsystematischen Stellung wird die Gesellschaft, die überwiegend von *Potamogeton polygonifolius* aufgebaut wird und in der häufig *Ranunculus penicillatus* sowie *Callitriche hamulata* auftreten, provisorisch dem *Callitricho-Ranunculetum penicillati* zugeordnet. Möglicherweise besteht ein synsystematischer Zusammenhang mit der von ALLORGE (1922) beschriebenen *Scirpus fluitans*-*Potamogeton polygonifolius*-Assoziation der *Littorelletea*. Allerdings fehlen die meisten von ALLORGE angegebenen Arten, mit Ausnahme der Klassenkennart *Potamogeton polygonifolius* sowie von *Callitriche hamulata*, *Potamogeton natans* und *Glyceria fluitans*.

Wie die Vegetations-Tab. 11 zeigt, wird *Potamogeton polygonifolius* regelmäßig von *Glyceria fluitans*, *Alisma plantago-aquatica* und *Equisetum fluviatile* begleitet. Ähnliche Bestände werden von NAUMANN (1925) für oligotrophe Bäche mit deutlicher Strömung beschrieben. Das verstärkte Auftreten von *Cladophora spec.* ist typisch bei erhöhten Stickstoff-Konzentrationen. Die Physiognomie der Gesellschaft wird durch die matt glänzenden Schwimmblätter von *Potamogeton polygonifolius* bestimmt, die streckenweise die Gewässer in der gesamten Breite ausfüllen.

Im Untersuchungsgebiet betragen die Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 0 und 55 cm/s. Häufig kommt es zu einer Eisen-Polytrophie mit Eisenockerablagerung. Die die Gesellschaft bestimmende Art ist verschmutzungsempfindlich und überwiegend oligotroph (vgl. ENGEL & KAPP 1964; JORGA & WEISE 1981), tritt aber auch bei leicht erhöhten N-Konzentrationen auf. Der Standort der Gesellschaft erwärmt sich im Sommer rasch aufgrund geringer Tiefe und dunkler Farbe des Wassers, was der relativen Wärmebedürftigkeit von *Potamogeton polygonifolius* entgegenkommt (vgl. STEUSLOFF 1939).

G Hydrophytengesellschaften und hydrochemische Standortfaktoren

Die Indikatorfunktion Höherer Pflanzen, die sich aus den Ansprüchen an den Standort ableiten, sind spätestens seit der Veröffentlichung von KOLKWITZ & MARSSON (1908) ansatzweise bekannt. Während die einzelnen Arten mit ihren spezifischen Standortansprüchen auf ungünstige Umweltfaktoren mit Verschwinden oder Vermehrung (quantitativ) reagieren, lassen die Pflanzengesellschaften Veränderungen des Standortes durch ihre artmäßige Zusammensetzung (qualitativ) erkennen.

Die Wirkungsweise unterschiedlicher hydrochemischer Faktoren auf einzelnen Gesellschaften kann oft nur indirekt erschlossen werden. Eine negative Folge der Eutrophierung der Fließgewässer ist mit Sicherheit die übermäßige Phytomasseproduktion der Mikro- und Makrophyten. Dem positiven Effekt der dadurch erzielten Selbstreinigung der Fließgewässer steht der sauerstoffzehrende Abbau und die Mineralisation der absterbenden Organismen gegenüber. Aus den von Destruenten abgegebenen Abbauprodukten bilden sich Detritus-Aggregate, die als Schwebstoffe zu einer Trübung der Fließgewässer führen. Bei geringer Strömungsgeschwindigkeit auf photosynthetisch aktiven Flächen abgelagert, bewirkt Detritus im Extremfall das Absterben der Hydrophytenvegetation durch Lichtentzug. Bei guten Trophieverhältnissen wird der Lichtentzug durch die Massentwicklung epiphytischer Algen verstärkt. Hohe Nährstoffkonzentrationen wirken also nicht nur direkt auf den Stoffwechsel der Makrophyten ein, sondern auch indirekt über verstärkte Bildung von Detritus und zunehmendes Algenwachstum, wodurch den Makrophyten Licht entzogen wird. Bei Nährstoffkonzentrationen, die bei $>0,01$ mg/l Gesamtphosphat und $>0,3$ mg/l anorganischem Stickstoff liegen, ist in Kombination mit Strömungsgeschwindigkeiten unter 0,3 m/s deutlich zunehmendes Algenwachstum zu erwarten (IMHOFF & IMHOFF 1972).

Ein Vergleich zwischen der Amplitude einiger Hydrophyten-Gesellschaften gegenüber hydrochemischen Parametern einerseits sowie der Verbreitung dieser Gesellschaften im Untersuchungsgebiet andererseits zeigt deutliche Differenzen zwischen der tatsächlichen und der hydrochemisch möglichen Verbreitung auf. So könnten einige Gesellschaften aus hydrochemischer Sicht in bestimmten Bächen vorkommen, tun es aber nicht, obwohl alle beteiligten Arten im Einzugsgebiet vorkommen und keine direkten verbreitungsbiologischen Schranken bestehen. Dieser Umstand zeigt den Einfluß hydrophysikalischer Faktoren.

Die Abwesenheit jeglicher Makrophyten in einem Fließgewässerabschnitt deutet auf einen hydrophytenfeindlichen Standort hin. Allerdings erlaubt immer nur die Anwesenheit einer Gesellschaft Aussagen über den Standort. Die Abwesenheit einer Gesellschaft kann dagegen verschiedene Ursachen haben (vgl. KOHLER & ZELTNER 1981; KOHLER 1981):

- Anhaltende Nichteignung des Standortes aus geogenen oder anthropogenen Gründen (Belastung, Strömung, Beschattung oder Schwebstofffracht)
- Vorübergehende Störungen (Räumung oder Verschüttung)
- Besiedlung des Standortes durch andere, konkurrenzkräftige Gesellschaften
- Verbreitungsbiologische Gründe, die eine rasche Wiederbesiedlung nach erfolgter Verbesserung der Standortfaktoren verhindern oder verzögern.

Einen Schwerpunkt der Auswertung stellen wichtige Pflanzennährstoffe dar. Dies sind Phosphate sowie anorganische Stickstoff-Verbindungen. Um die unterschiedlichen Ansprüche der Assoziationen und Gesellschaften gegenüber einzelnen standörtlichen Fak-

toren, wie sie im Untersuchungsgebiet ermittelt wurden, überschaubar darzustellen, werden Balkendiagramme benutzt, die Angaben zur Spannweite der Werte, zur Standardabweichung und zum arithmetischen Mittelwert enthalten. Häufig lassen sich nur tendenzielle Unterschiede zwischen den Gesellschaften erkennen. Die Signaturen der Balkendiagramme bedeuten:

- ▨ Spannweite
- ▩ Standardabweichung
- ▲ arithmet. Mittelwert

Wassertemperatur

Die Mittelwerte der Wassertemperatur schwanken im Bereich zwischen 10,5 und 12,4° C, wobei die Gesellschaften der rhithralen Bäche bei durchschnittlich 10,5 bis 11,0° C die geringeren Werte aufweisen. Eine Ausnahme bildet das *Ranunculetum fluitantis*, während die potamalen Gesellschaften auf Standorten mit durchschnittlich 12° C verbreitet sind. Die Mittelwerte sind im wesentlichen von der Beschattung, dem Grundwasserzuströmung sowie der Bewegung der Wasseroberfläche abhängig. Wird die Wassertemperatur als Kriterium für die Zuordnung der Gesellschaften zum Potamal bzw. Rhithral herangezogen, so hat das *Myriophyllo-Nupharetum* den am stärksten potamalen Charakter, während das *Ranunculo-Sietum erecti submersi* sowie die *Juncus-Isolepis*-Gesellschaft am deutlichsten einen rhithralen Charakter aufweisen.

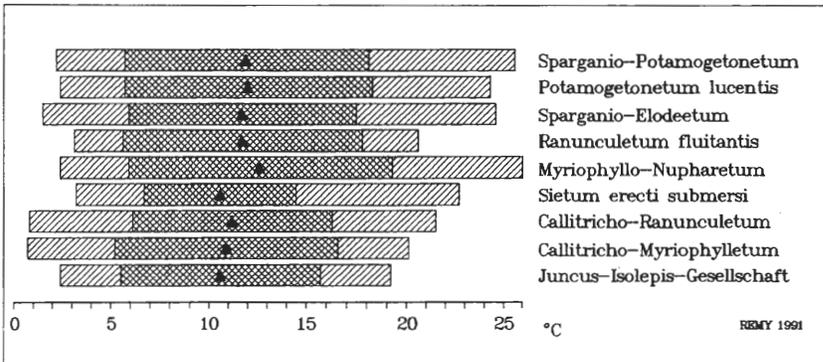


Abb. 35: Beziehungen zwischen Wassertemperatur und Hydrophyten-Gesellschaften

Gesamthärte und Karbonathärte

Wird bei der Gesamthärte die Obergrenze für weiches Wasser bei 1,4 mmol/l angesetzt, so zeigt sich eine deutliche Aufteilung in Gesellschaften des Weichwassers und des Hartwassers (vgl. Abb.36). Nur die Standardabweichungen des *Callitricho-Ranunculetum penicillati* und der Gesellschaften des Hartwassers überschneiden sich. Dies ist nicht überraschend, da diese Assoziation des Weichwassers am weitesten in leicht verschmutzte Bereiche vordringen kann und in geringer Dichte auch Hartwasser-Bäche besiedelt. Die Gesellschaften verhalten sich gegenüber der Karbonathärte ähnlich wie gegenüber der Gesamthärte (vgl. Abb.37).

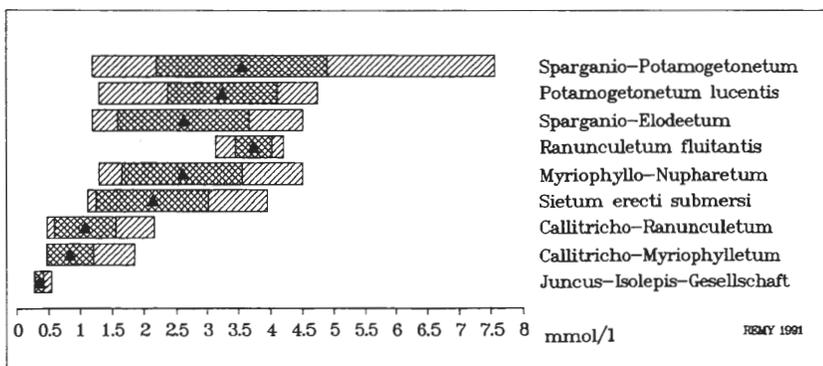


Abb. 36: Beziehungen zwischen Gesamthärte und Hydrophyten-Gesellschaften

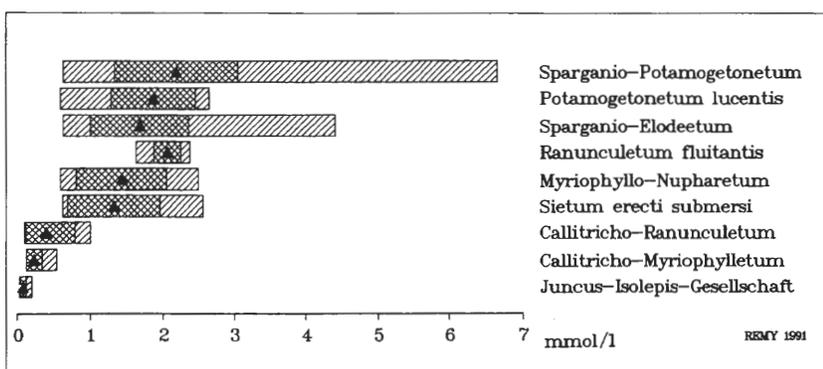


Abb. 37: Beziehungen zwischen Karbonathärte und Hydrophyten-Gesellschaften

pH-Wert

Der pH-Wert zeigt deutliche Zusammenhänge mit der Leitfähigkeit und der Härte. Wie schon bei der Härte können mittels pH-Wert im wesentlichen die Gesellschaften der karbonatarmen, also weniger gepufferten Standorte, von denen der karbonatreichen abgegrenzt werden. Die arithmetischen Mittelwerte der Gesellschaften der Sandbäche

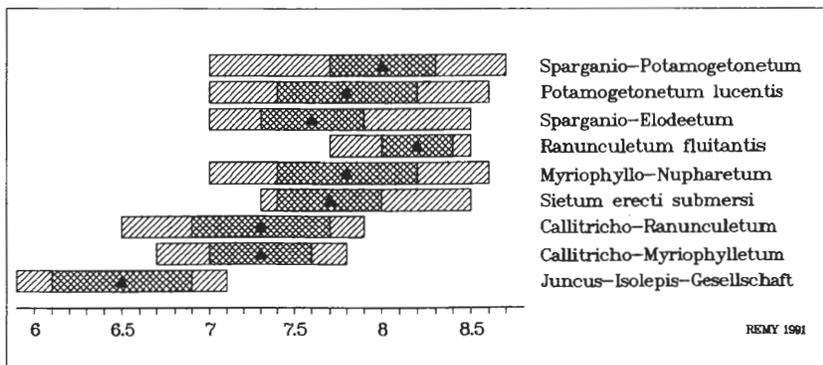


Abb. 38: Beziehungen zwischen pH-Wert und Hydrophyten-Gesellschaften

liegen zwischen 6,5 und 7,3, also um den Neutralpunkt. Die Standardabweichung überschreitet zwar nicht den Wert von 7,7. Trotzdem zeigen die z.T. erheblichen Überschneidungen der Standardabweichungen von Gesellschaften des Weich- und des Hartwassers, daß der pH-Wert nur begrenzt eine Zuordnung ermöglicht.

Leitfähigkeit

Wird die Leitfähigkeit unter Berücksichtigung der geogenen Wasserhärte (vgl. Tab.5) zu einer Beurteilung der Nährstoffsituation (Trophie) herangezogen, so zeigt sich, daß im Untersuchungsgebiet nur eine Gesellschaft oligotropher Gewässer auftritt, die *Juncus-Isolepis*-Gesellschaft. Die restlichen Gesellschaften der Sandbäche zeigen eine weite Amplitude. Ihr Schwerpunkt liegt im Untersuchungsgebiet im Übergangsbereich von meso- zu eutroph. Von den Gesellschaften der Karbonatbäche hat nur das *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* seinen Schwerpunkt im mesotrophen Milieu, es kann aber auch eutrophe und hypertrophe Bereiche besiedeln. Die restlichen Gesellschaften haben ihren Schwerpunkt im eutrophen Milieu. Das *Sparganio-Potamogetonum pectinati* weist die größte Spannweite auf und vermag auch saline Gewässer zu besiedeln.

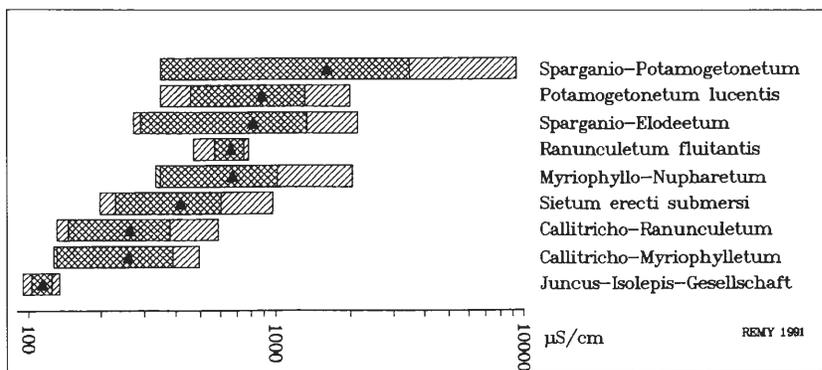


Abb. 39: Beziehungen zwischen Leitfähigkeit und Hydrophyten-Gesellschaften

Sauerstoffgehalt / BSB₂

Spannweite und Standardabweichung des Sauerstoffgehalts geben einen guten Hinweis auf rhithrale oder potamale Standorte der Gesellschaften des Untersuchungsgebietes. Die *Juncus-Isolepis*-Gesellschaft, das *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori*, das *Callitricho-Ranunculetum penicillati*, das *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* sowie, mit gewissen Einschränkungen, das *Ranunculetum fluitantis* besiedeln überwiegend Standorte im Rhithral, die restlichen Gesellschaften im Potamal. Der ausgeglichene Sauerstoffgehalt im Rhithral hängt einerseits mit der geringeren Belastung (vgl. Abb.41, BSB₂) und andererseits mit dem stärkeren Austausch mit der Atmosphäre durch Turbulenzen zusammen. Außerdem wird ein gewisser Zusammenhang zwischen Sauerstoffgehalt und BSB₂ deutlich. Die Standorte der Gesellschaften der Oberläufe weisen eine durchschnittliche Sauerstoffsättigung von 94-98% und BSB₂-Werte von 1-1,7 mg/l auf. Im Gegensatz dazu werden an Standorten potamaler Gesellschaften BSB₂-Werte von 2,3-3,0 mg/l gemessen, gleichzeitig weisen die Mittelwerte der Sauerstoffgehalte mit 82-90% oder 101% Tendenzen zur Untersättigung oder leichten Übersättigung auf.

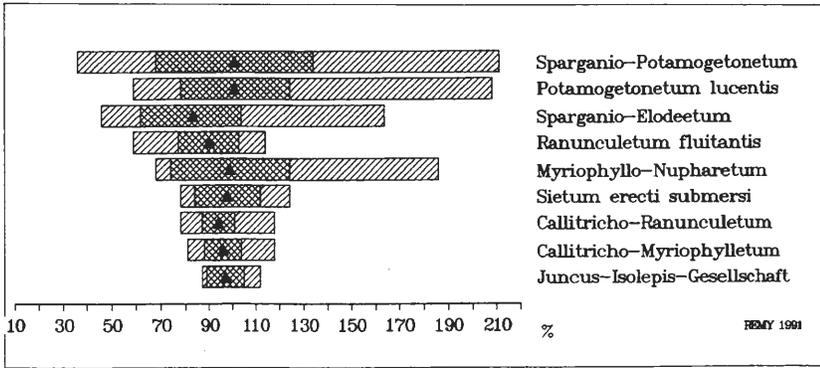


Abb. 40: Beziehungen zwischen Sauerstoffgehalt und Hydrophyten-Gesellschaften

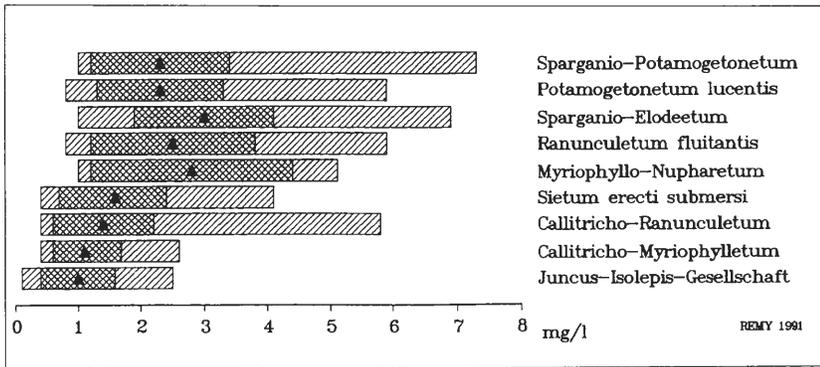


Abb. 41: Beziehungen zwischen BSB₂ und Hydrophyten-Gesellschaften

Anorganische Stickstoffverbindungen

Als Anhaltspunkt für die Gütegliederung der Fließgewässer dient u.a. die NH₄-N-Konzentration. Danach sind die Gesellschaften des Potamal incl. des *Ranunculetum fluitantis* den Gütestufen II-III bzw. III (< 1 bzw. 0,5 bis mehrere mg/l NH₄-N) zuzuord-

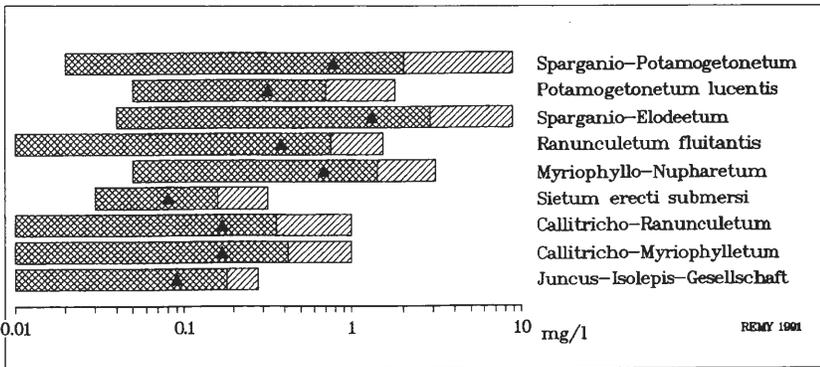


Abb. 42: Beziehungen zwischen Ammonium-N-Konzentrationen und Hydrophyten-Gesellschaften

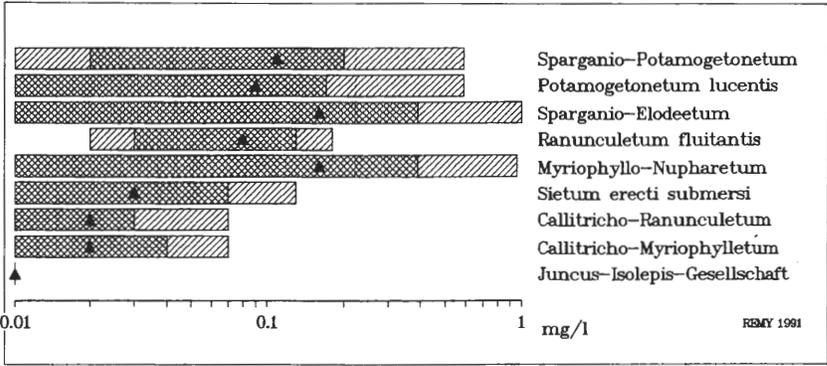


Abb. 43: Beziehungen zwischen Nitrit-N-Konzentrationen und Hydrophyten-Gesellschaften

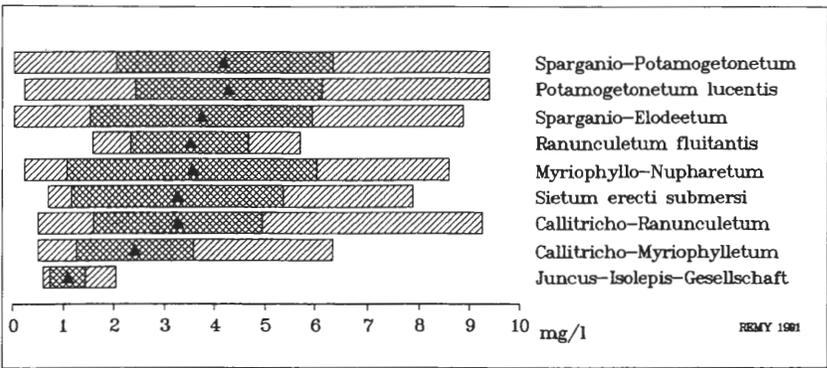


Abb. 44: Beziehungen zwischen Nitrat-N-Konzentrationen und Hydrophyten-Gesellschaften

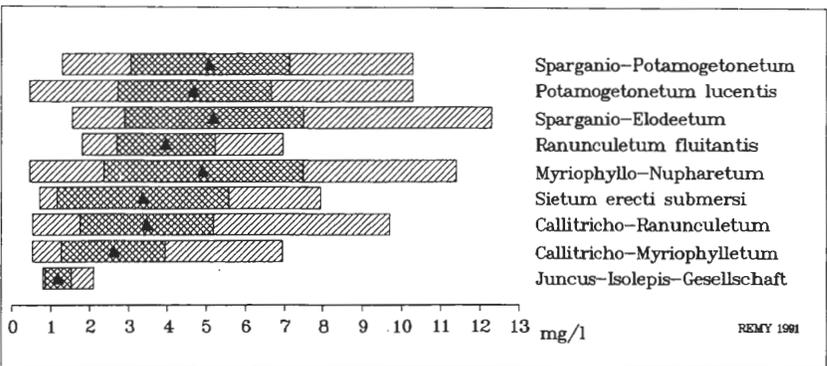


Abb. 45: Beziehungen zwischen der Summe anorganischen Stickstoffs und Hydrophyten-Gesellschaften

nen. Die Standorte dieser Gesellschaften weisen einen deutlich gestörten N-Haushalt auf, was sich auch in den entsprechend erhöhten Nitrit-Konzentrationen widerspiegelt. Sowohl die durchschnittlichen Konzentrationen von Ammonium als auch von Nitrit liegen deutlich höher als bei Standorten im Rhithral. Dies ist zwar tendenziell erkennbar, angesichts der z.T. erheblichen Standardabweichungen nicht signifikant. Hohe $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentrationen sind zumindest partiell auf den Zufluß von Grund- und Oberflächenwasser aus benachbarten Mooregebieten zurückzuführen. Diese Situation ist mit Sicherheit bei der *Juncus-Isolepis*-Gesellschaft gegeben, die hohe Ammonium-Konzentrationen und gleichzeitig eine geringe Konzentration an anorganischem Gesamtstickstoff aufweist (vgl. Abb.42 und Abb.45). Die Ansprüche der einzelnen Gesellschaften an die Stickstoff-Trophie sind am besten aus Abb. 45 ablesbar, die die Konzentration der Summe anorganischen Stickstoffs angibt.

Phosphat

Signifikante Unterschiede treten auch hier zwischen den Gesellschaften des Potamal einschließlich des *Ranunculetum fluitantis* einerseits und den Gesellschaften der rhithralen Bäche andererseits auf. Wird die Grenze von 0,1 mg/l, oberhalb der nach HÖLL (1986) von der Abwassereinleitung ausgegangen werden muß, als Kriterium herangezogen, so zeigt sich, daß dieser Wert von den Gesellschaften der Sandbäche nicht überschritten wird, während das *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* der karbonatischen Bäche darüberliegt. Die Gesellschaften des Potamal haben dagegen ihren Verbreitungsschwerpunkt an Standorten mit deutlich erhöhten Orthophosphat-Konzentrationen, ein Umstand, der in Kombination mit der verringerten Strömungsgeschwindigkeit ein verstärktes Aufkommen von epiphytischen Algen erwarten läßt.

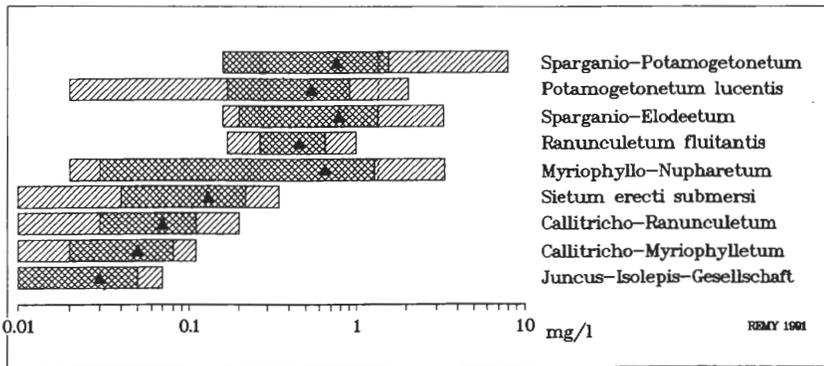


Abb. 46: Beziehungen zwischen Orthophosphat-Konzentrationen und Hydrophyten-Gesellschaften

Chlorid

Besonders das *Sparganio-Potamogetonum pectinati*, das *Potamogetonum lucentis*, das *Sparganio-Elodeetum* sowie das *Ranunculo-Sietum erecti-submersi* zeigen in einigen Ausbildungen eine große Toleranz gegenüber erhöhten Chlorid-Konzentrationen. Im Untersuchungsgebiet beschränken sich nur das *Callitricho hamulatae-Myriophylletum alterniflori* sowie die *Juncus-Isolepis*-Gesellschaft auf Standorte, die zumindest für Sandgebiete annähernd natürliche Chlorid-Konzentrationen aufweisen.

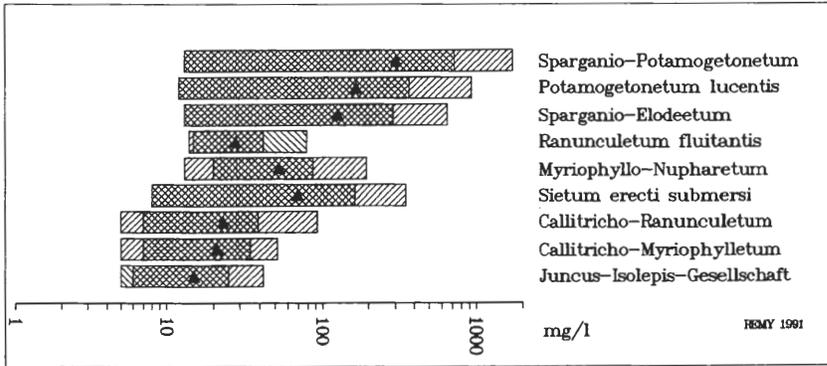


Abb. 47: Beziehungen zwischen Chlorid-Konzentrationen und Hydrophyten-Gesellschaften

H Literatur

- ACKENHEIL, H.V. (1944): Strömung und höhere Vegetation im Flusse Lagan bei Ågård. – Meddelanden fran telmatologiska stationen Ågård **1**, 32 S., Oslo.
- ALLORGE, P. (1922): Les Associations végétales du Vexin Français. – Thèses présentées a la faculté des sciences de Paris, 342 S., 16 Taf., Nemours.
- AMBÜHL, H. (1962): Die Besonderheiten der Wasserströmung in physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht. – Schweiz. Z. Hydrol. **24**: 367-282, Basel.
- ANT, H. (1967): Korrelierte Artengruppen und Mosaikkomplexe im Bereich des Fließwasser-Benthos. – Schriftenreihe f. Vegetationskunde **2**: 193-204, Bad Godesberg.
- ARENDRT, K. (1981): Pflanzengesellschaften von Fließgewässern als Indikatoren der Gewässer-verschmutzung, dargestellt am Beispiel des Uecker- und Havel-systems. – Limnologica **13** (2): 485-500, 9 Abb., Berlin.
- ARENDRT, K. (1982): Soziologisch-ökologische Charakteristik der Pflanzengesellschaften von Fließgewässern des Uecker- und Havel-systems. – Limnologica **14** (1): 115-152, 7 Tab., Berlin.
- BACKHAUS, D. (1967): Die Makrophytenbesiedlung der oberen Donau und ihrer Quellflüsse. – Arch. Hydrobiol., Suppl. **XXX** (3): 306-320, 3 Abb., Stuttgart.
- BÖTTGER, K. (1986): Zur Frage der Ufergehölze und des Beschattungsgrades bei Bächen des Norddeutschen Tieflandes. – Landschaft + Stadt **18** (3): 128-133, 3 Abb., Stuttgart.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. – Wien: Springer, 865 S., 442 Abb., 88 Tab., [3. Aufl.].
- BREHM, J. & MEIJERING, M.P.D. (1982): Fließgewässerkunde. – Biologische Arbeitsbücher **36**, 312 S., 106 Abb., 37 Tab., Heidelberg: Quelle & Meyer.
- BREHM, V. & RUTTNER, F. (1926): Die Biozönosen der Lunzer Gewässer. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. **16**, 281 S., Berlin.
- BURRICHTER, E.; POTT, R. & FURCH, H. (1988): Potentielle natürliche Vegetation. – In: GEOGRAPHISCHE KOMMISSION FÜR WESTFALEN (ed.): Geographisch landeskundlicher Atlas von Westfalen, Themenbereich II (4), 42 S., 1 Karte, Münster.
- BUTCHER, R.W. (1933): Studies on the ecology of rivers. On the distribution of makrophytic vegetation in the rivers of Britain. – Journal Ecol. **21**: 58-89, Cambridge.
- CAFFREY, J.M. (1986): The impact of peat siltation on macrophyte communities in the river Suck:

- an irish coarse fishery. – Proc. Eur. Weed Res. (EWRS/AAB) 7th int. Symp. on Aquatic Weeds: 53-60, 1 Abb., Loughborough.
- CARBIENER, R.; TRÉMOLIERES, M.; MERCIER, J.L. & ORTSCHKEIT, A. (1990): Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). – *Vegetatio* **86**: 71-88, 5 Abb., 4 Tab., Dordrecht.
- CARSTENSEN, U. (1955): Laichkrautgesellschaften an Kleingewässern Schleswig-Holsteins. – *Schr. Naturwiss. Verein Schleswig-Holstein* **27** (2): 144-170, Kiel.
- CASPER, S. & KRAUSCH, H.-D. (1980): Pteridophyta und Anthophyta I. – In: Ettl, H. et al. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa **23**, 403 S., 109 Abb., Stuttgart, New York: Fischer.
- CASPER, S. & KRAUSCH, H.-D. (1981): Pteridophyta und Anthophyta II. – In: Ettl, H. et al. (eds.): Süßwasserflora von Mitteleuropa **24**, 540 S., 228 Abb., Stuttgart, New York: Fischer.
- COOK, C.D.K. (1966): A Monographic Study of *Ranunculus* Subgenus *Batrachium* (D.C.) A.Gray. – *Mitt. botan. Staatssammlung* **6**: 47-237, München.
- DAWSON, F.H. (1988): Water flow and the vegetation of running waters. – In: SYMOENS, J.J. (ed.): *Vegetation of inland waters*: 283-309, 2 Abb., 3 Tab., Dordrecht: Kluwer.
- DERSCH, G. (1986): Zur Verbreitung der *Callitriche*-Arten (Wassersterne) in Niedersachsen. – *Göttinger Flor. Rundbr.* **20** (2): 79-100, 4 Abb., Göttingen.
- DETHIOUX, M. (1982): Données sur l'écologie de *Ranunculus penicillatus* (Dum.) Bab. et *R. fluitans* Lam. en Belgique. – In: SYMOENS, J.J.; HOOPER, S.S. & COMPÈRE, P. (eds.): *Studies on Aquatic Vascular Plants*: 187-191, 1 Abb., 1 Tab., Brüssel: Royal Botanical Society of Belgium.
- DETHIOUX, M. & NOIRFALISE, A. (1985): Les groupements rhéophiles à renoncules aquatiques en moyenne et hautes Belgique. – *Tuexenia* **5**: 31-39, Göttingen.
- DEV (1987): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Band I. – Letzte Ergänzung 1987, Weinheim/Bergstr.: VCH.
- DIERßEN, K. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. – Schriftenreihe Landesamt f. Naturschutz u. Landschaftspflege Schleswig-Holstein **6**, 157 S. + Anhang, Kiel, [2.Aufl.].
- DIRMHIRN, I. (1953): über die Strahlungsvorgänge in Fließgewässern. – *Wetter und Leben*, Sonderheft II: 52-63, 4 Abb., 10 Tab., Wien.
- EDWARDS, D. (1969): Some effects of siltation upon aquatic macrophyte vegetation in Rivers. – *Hydrobiologia* **34** (1): 29-37, Den Haag.
- EHRENDORFER, F. (ed.) (1973): Liste der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. – Stuttgart: Fischer, 318 S., [2. erw. Aufl.].
- ELLENBERG, H. (1982): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht*. – Stuttgart: Ulmer, 989 S., 499 Abb., 130 Tab., [3.Aufl.].
- ELLIS, M.M. (1936): Erosion silt as a factor in aquatic environments. – *Ecology* **17** (1): 29-42, Durham, N.C.
- ENGEL, R. & KAPP, E. (1964): Contributions a l'étude de la flore des Vosges du Nord – II. Potamion. – *Bulletin de l'association philomathique d'Alsace et de Lorraine* **XI** (6): 309-325, Strasbourg.
- FISCHER, W.R. (1981): *Limnische Unterwasserböden*. – Habilitationsschrift Lehrstuhl f. Bodenkunde TU München-Weihenstephan, 287 S., 70 Abb., 25 Tab., München.
- FRAHM, J.-P. & FREY, W. (1983): *Moosflora*. – Stuttgart: Ulmer, 525 S., 108 Abb., [2. Aufl.].
- FREITAG H.; MARKUS, C. & SCHWIPPEL, I. (1958): *Die Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften im Magdeburger Urstromtal südlich des Fläming*. – *Wiss. Z. d. Pädagogischen Hochschule Potsdam, Math.-Naturw. Reihe* **4** (1): 64-92, 11 Tab., 17 Abb., Potsdam.
- FRICKE, G. & STEUBING, L. (1984): Die Verbreitung von Makrophyten und Mikrophyten in Hartwasser-Zuflüssen des Ederstausees. – *Arch. Hydrobiol.* **101** (3): 361-372, 2 Abb., 3 Tab., Stuttgart.
- GAMS, H. (1969): *Kleine Kryptogamenflora Band Ia – Makroskopische Süßwasser- und Luftal-*

- gen. – Jena: Fischer, 63 S., 28 Abb.
- GARBRECHT, G. (1986): Gutachterliche Stellungnahme zu den Feststoffablagerungen im Stausee der Emmer-Talsperre. – Leichtweiss-Institut f. Wasserbau TU Braunschweig, Bericht **613**, 36 S., 8 Abb., 9 Anl., Braunschweig.
- GÉHU, J.-M. (1961): Les groupements végétaux du bassin de la Sambre française. – *Vegetatio* **10** (2/4/6): 69-148/161-208/257-372, Den Haag.
- GÉHU, J.-M. (1963): Notes sur la conductivité électrique des eaux du sud-est du département du Nord et de ses corrélations avec la végétation aquatique. – *Bull. Soc. Bot. Nord France* **16** (2): 77-89, Lille.
- GESSNER, F. (1955): Hydrobotanik Band I. – In: BORRIS, H. & GERSCH, M. (eds.): Hochschulbücher für Biologie **3**, 517 S., 291 Abb., 8 Taf., Berlin: Deutscher Verlag der Wissenschaften.
- GESSNER, F. (1959): Hydrobotanik Band II. – In: BORRIS, H. & GERSCH, M. (eds.): Hochschulbücher für Biologie **8**, 701 S., 349 Abb., 8 Taf., Berlin: Deutscher Verlag der Wissenschaften.
- GLÄNZER, U.; HABER, W. & KOHLER, A. (1977): Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fließgewässer-Makrophyten. – *Arch. Hydrobiol.* **79** (2): 193-232, 11 Abb., 7 Tab., Stuttgart.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; BEST, E.P.H. & LAUGA, J. (1988): Methods of exploration and analysis of the environment of aquatic vegetation. – In: SYMOENS, J.J. (ed.): *Vegetation of inland waters*: 31-61, 3 Abb., 3 Taf., Dordrecht: Kluwer.
- GRUBE, H.J. (1975): Die Makrophytenvegetation der Fließgewässer in Süd-Niedersachsen und ihre Beziehung zur Gewässerverschmutzung. – *Arch. Hydrobiol., Suppl.* **45** (4): 376-456, Stuttgart.
- HAEUPLER, H.; MONTAG, A.; WÖLDECKE, K. & GARVE, E. (1983): Rote Liste Gefäßpflanzen Niedersachsen und Bremen – 3. Fassung von 1983. – Niedersächs. Landesverwaltungsamt – Fachbehörde für Naturschutz – Merkblatt Nr. **18**, 34 S., Hannover.
- HAEUPLER, H. & SCHÖNFELDER, P. (1988): Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland. – 768 S., 96 Abb., 2490 Karten, Stuttgart: Ulmer.
- HAM, S.F.; WRIGHT, J.F. & BERRIE, A.D. (1981): Growth and recession of aquatic macrophytes on an unshaded section of the River Lambourn, England, from 1971 to 1976. – *Freshwater Biol.* **11**: 381-390, Oxford.
- HAM, S.F.; HILEY, D.A.; MC LEISH, P.R.; SCORGIE, H.R.A. & BERRIE, A.D. (1982): Growth and recession of aquatic macrophytes on a shaded section of the River Lambourn, England, from 1971 to 1980. – *Freshwater Biol.* **12**: 1-15, 9 Abb., 2 Tab., Oxford.
- HARTOG, C. DEN & SEGAL, S. (1964): A new classification of water-plant communities. – *Acta Botanica Neerlandica* **13**: 367-393, Amsterdam.
- HASLAM, S. (1971): Physical factors and some river weeds. – *Proc. Eur. Weed Res. (EWRS) 3rd int. Symp. on Aquatic Weeds 1971*: 29-39, Oxford.
- HASLAM, S. (1978): *River plants*. – 369 S., London, Cambridge: Cambridge University Press.
- HEJNY, S. (1960): Ökologische Charakteristik der Wasser- und Sumpfpflanzen in den Slowenischen Tiefebene (Donau- und Theissgebiet). – *Slovakische Akademie der Wissenschaften*, 492 S., Bratislava.
- HILBIG, W. (1971): Übersicht über die Pflanzengesellschaften des südlichen Teils der DDR, I. Die Wasserpflanzengesellschaften. – *Hercynia N.F.* **8** (1): 4-33, Leipzig.
- HJULSTRÖM, F. (1934): Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the river Fyris. – *Bull. Geol. Inst. Univ. Uppsala* **25**: 221-452, Uppsala.
- HÖLL, K. (1986): *Wasser: Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Biologie*. – 592 S., Berlin: de Gruyter, [7. Aufl.].
- HORST, K.; KRAUSCH, H.-D. & MÜLLER-STOLL, W.R. (1966): Die Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften im Elbe-Havel-Winkel. – *Limnologica* **4**: 101-163, Berlin.
- HUECK, K. (1931): Erläuterung zur Vegetationskundlichen Karte des Endmoränengebiets von

- Chorin (Uckermark). – Beiträge zur Naturdenkmalpflege **14** (2): 109-213, Berlin.
- ILLIES, J. (1961): Versuch einer allgemeinen bioökologischen Gliederung der Fließgewässer. – Int. Rev. ges. Hydrobiol. **46** (2): 205-213, Berlin.
- IMHOFF, K. & IMHOFF, K.R. (1972): Taschenbuch der Stadtentwässerung. – 392 S., München: Oldenbourg, [23. verb. Aufl.].
- IVERSEN, J. (1929): Studien über die pH-Verhältnisse dänischer Gewässer und ihren Einfluß auf die Hydrophytenvegetation. – Bot. Tidsskrift **40**: 227-331, Kopenhagen.
- IVERSEN, J. & OLSEN, S. (1943): Die Verbreitung der Wasserpflanzen in Relation zur Chemie des Wassers. – Bot. Tidsskrift **46**: 136-145, Kopenhagen.
- JAKOB, A. & TSCHUMI, P.-A. (1988): Tagesschwankungen chemischer und physikalischer Faktoren in einem Fließgewässer (Schüs, Berner Jura). – Arch. Hydrobiol. **113** (4): 607-620, 6 Abb., 1 Tab., Stuttgart.
- JENTSCH, H. & KRAUSCH, H.-D. (1982): Die Vegetation des Neuen Buchholzer Fließes. – Limnologica **14** (1): 107-114, 5 Abb., 2 Tab., Berlin.
- JORGA, W. & WEISE, G. (1981): Wasserinhaltsstoffe als Haupteinflußgrößen für Massenentwicklungen von Wasserpflanzen. – Limnologica **13** (2): 363-372, 4 Abb., 1 Tab., Berlin.
- KAPP, E. & SELL, Y. (1965): Les associations aquatiques d'Alsace. – Bulletin de l'association philomathique d'Alsace et de Lorraine **XII**: 66-78, Strasburg.
- KNAPP, R. & STOFFERS, A.L. (1962): über die Vegetation von Gewässern und Ufern in Hessen. – Ber. Oberhess. Ges. f. Natur- und Heilk. N.F. **32**: 90-141, Gießen.
- KOCH, W. (1926): Die Vegetationseinheiten der Linthebene unter Berücksichtigung der Verhältnisse in der Nordostschweiz. – Jahrb. d. St. Gallischen Naturw. Ges. **61** (II): 1-146, St.Gallen.
- KÖCK, U.-V. (1981): Fließgewässer – Makrophyten als Bioindikatoren der Wasserqualität des Flieth-Bachs (Dübener Heide). – Limnologica **13** (2): 501-510, Berlin.
- KÖCK, U.-V. (1985): Fließgewässerkryptogamen – Bioindikatoren der Wasserqualität. – Wiss. Z. Univ. Halle XXIV'85 M.H.1.: 95-104, Halle.
- KOHLER, A. (1971): Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. – Ber. Dtsch. Bot. Ges. **84** (11): 713-720, 2 Abb., Berlin.
- KOHLER, A. (1975): Veränderungen natürlicher submerser Fließgewässervegetation durch organische Belastung. – Daten und Dokumente zum Umweltschutz **14**: 59-66, Stuttgart.
- KOHLER, A. (1976): Makrophytische Wasserpflanzen als Bioindikatoren für Belastungen von Fließwasserökosystemen. – Verh. Ges. Ökol. **1**: 225-276, 15 Abb., Den Haag.
- KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – Landschaft + Stadt **10** (2): 73-85, 12 Abb., Stuttgart.
- KOHLER, A. (1981): Die Vegetation bayerischer Fließgewässer und einige Aspekte ihrer Veränderung. – Akademie für Naturschutz u. Landschaftspflege, Tagungsbericht **5**: 6-18, 7 Abb., Laufen/Salzach.
- KOHLER, A. (1988): Veränderungen in der Vegetation süddeutscher Fließgewässer seit Anfang der 70er Jahre. – In: KOHLER, A. & RAHMANN, H. (eds.): Gefährdung und Schutz von Gewässern (Hohenheimer Arbeiten): 143-147/162-167, 5 Abb., Stuttgart.
- KOHLER, A.; BRINKMEIER, R. & VOLLRATH, H. (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. – Ber. Bayer. Bot. Ges. **45**: 5-36, 7 Abb., 6 Tab., 22 Karten., München.
- KOHLER, A.; VOLLRATH, H. & BEISEL, E. (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach (Münchener Ebene). – Arch. Hydrobiol. **69** (3): 333-365, 10 Abb., 2 Tab., Stuttgart.
- KOHLER, A.; WONNENBERGER, R. & ZELTNER, G. (1973): Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher „Verschmutzungsindikatoren“ im Fließgewässersystem Moosach (Münchener Ebene). – Arch. Hydrobiol. **72** (4): 533-549, 6 Abb., 1 Tab., Stuttgart.
- KOHLER, A.; ZELLER, M. & ZELTNER, G.-H. (1987): Veränderungen von Flora und Vegetation im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene). – Ber. Bayer. Bot. Ges. **58**: 115-137,

10 Abb., München.

- KOHLER, A. & ZELTNER, G.-H. (1974): Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzer Waldes. – *Hoppea* **33**: 171-232, Regensburg.
- KOHLER, A. & ZELTNER, G.-H. (1981): Der Einfluß von Be- und Entlastung auf die Vegetation von Fließgewässern. – *Daten u. Dokumente z. Umweltschutz* **31**: 127-139, 4 Abb., Hohenheim.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. (1908): Ökologie der pflanzlichen Saprobien. – *Ber. d. Dtsch. Bot. Ges.* **26a**: 505-519, Berlin.
- KRAUSCH, H.-D. (1964): Die Pflanzengesellschaften des Stechlin-See-Gebietes. I. Die Gesellschaften des offenen Wassers. – *Limnologica* **2**: 145-203, Berlin.
- KRAUSCH, H.-D. (1976): Die Makrophyten der mittleren Saale und ihre Biomasse. – *Limnologica* **10** (1): 57-72, 4 Abb., 3 Tab., Berlin.
- KRAUSCH, H.-D. (1985): Ozeanische Florenelemente in aquatischen Pflanzengesellschaften der DDR. – *Vegetatio* **59**: 193-198, Den Haag.
- KRAUSE, A. (1978): Wasservegetation. – In: OLSCHOWY, G. (ed.), *Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland*. – 277-281, Hamburg u. Berlin: Parey.
- KRAUSE, A. (1979): Zur Kenntnis des Wasserpflanzenbesatzes der westdeutschen Mittelgebirgsflüsse Fulda, Ahr, Sieg und Saar. – *Decheniana* **132**: 15-28, Bonn.
- KRAUSE, A. (1985): Ufergehölzpflanzungen an Gräben, Bächen und Flüssen im Flachland. – *Schriftenreihe f. Vegetationskunde* **17**, 74 S., 44 Abb., Bonn-Bad Godesberg.
- KRAUSE, W. (1971): Die makrophytische Wasservegetation der südlichen Oberrheinebene: Die Äschenregion. – *Arch. Hydrobiol., Suppl.* **37** (4): 387-465, 29 Abb., 9 Tab., Stuttgart.
- KREEB, K.H. (1990): Methoden zur Pflanzenökologie und Bioindikation. – 327 S., 119 Abb., 15 Tab., Stuttgart: Fischer.
- KUNTZE, H. (1984): Zur Stickstoff-Dynamik in landwirtschaftlich genutzten Böden. – *DVWK-Schriftenreihe Wasser* **38**: 25-37, 6 Abb., 3 Tab., Eschborn.
- LANGE, L. DE (1972): An ecological study of ditch vegetation in the Netherlands. – *Akad. Proefschr. Amsterdam*, 112 S., 4 Abb., 30 Tab., Amsterdam.
- LANJOUW, B. & DOOL, E. van den (1989): Meer aandacht voor *Callitriche's* gevraagd. – *Gorteria* **15**: 103-107, Leiden.
- LOHAMMAR, G. (1938): Wasserchemie und höhere Vegetation schwedischer Seen. – *Symbolae Bot. Upsaliensis* **III** (1), 252 S., 67 Abb., 40 Taf., 3 Tab., Upsala.
- LOHMEYER, W. & KRAUSE, A. (1975): über die Auswirkungen des Gehölzbewuchses an kleinen Wasserläufen des Münsterlandes auf die Vegetation im Wasser und an den Böschungen im Hinblick auf die Unterhaltung der Gewässer. – *Schriftenreihe f. Vegetationskunde* **9**, 105 S., 72 Abb., Bonn-Bad Godesberg.
- LÖLF (Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung u. Forstplanung NRW) (ed.) (1985): Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern. – 65 S. – Recklinghausen.
- LWA-NRW (Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen) (ed.) (1980): *Wasserwirtschaft Nordrhein-Westfalen, -Fließgewässer-, Richtlinie für naturnahen Ausbau und Unterhaltung*. – 45 S., 15 Abb., 11 Tab., Düsseldorf.
- MAAS, D. & KOHLER, A. (1983): Die Makrophytenbestände der Donau im Raum Tuttlingen. – *Landschaft + Stadt* **15** (2): 49-60, 3 Abb., 2 Tab., Stuttgart.
- MAASJOST, L. (1933): *Landschaftscharakter und Landschaftsgliederung der Senne*. – Dissertation Phil. u. Naturw. Fak. Universität Münster, 68 S., 24 Abb., Münster.
- MARISTO, L. (1941): Die Seentypen Finnlands auf floristischer und vegetationsphysiognomischer Grundlage. – *Ann. Bot. Soc. Zool.-Bot. Fenn. Vanamo* **15** (5): 1-314, 26 Abb., 11 Tab., 5 Karten, Helsinki.
- MEISEL, S. (1959): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 72 Nienburg – Weser. – *Geographische Landesaufnahme 1:200000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands*, 66 S., 1 Karte, Bad Godesberg.

- MEISEL, S. (1960): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 73 Celle. – Geographische Landesaufnahme 1:200000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands, 37 S., 1 Karte, Bad Godesberg.
- MEISEL, S. (1960): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 86 Hannover. – Geographische Landesaufnahme 1:200000, Naturräumliche Gliederung Deutschlands, 60 S., 1 Karte, Bad Godesberg.
- MERCK, E. (1986): Schnelltest Handbuch. – 288 S., Darmstadt: Merck.
- MÉRIAUX, J.-L. & GÉHU, J.-M. (1980): Réaction des groupements aquatiques et subaquatiques aux changements de l'environnement. – In: WILMANN, O. & TÜXEN, R. (eds.): Ber. Int. Symp. I.V.V. 1979: 121-142, Vaduz: Cramer
- MfELF (Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen) (ed.) (1957): Verzeichnis der Flächeninhalte der Niederschlagsgebiete der Ems. – Münster.
- MIERWALD, U. (1988): Die Vegetation der Kleingewässer landwirtschaftlich genutzter Flächen – Eine pflanzensoziologische Studie aus Schleswig-Holstein. – Mitt. Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein u. Hamburg. **39**, 286 S., 27 Abb., 30 Tab., Kiel.
- MONSCHAU-DUDENHAUSEN, K. (1982): Wasserpflanzen als Belastungsindikatoren in Fließgewässern dargestellt am Beispiel der Schwarzwaldflüsse Nagold und Alb. – Beihefte Veröff. Naturschutz u. Landschaftspf. Baden-Württ. **28**, 118 S., Karlsruhe.
- MÜLLER, Th. (1962): Die Fluthahnenfußgesellschaften unserer Fließgewässer. – Veröff. d. Landesst. f. Naturschutz u. Landschaftspf. Baden-Württ. **30**: 152-163, Ludwigsburg.
- MÜLLER, Th. (1970): Mosaikkomplexe und Fragmentkomplexe. – In: TÜXEN, R. (ed.): Ber. Int. Symp. I.V.V. 1966: 69-72, Den Haag.
- MÜLLER, Th. (1977): Potamogetonetea. – In: OBERDORFER, E. (ed.): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil 1: 89-118, Stuttgart: Fischer.
- MÜLLER, Th. & GÖRS, S. (1960): Pflanzengesellschaften stehender Gewässer in Baden-Württemberg. – Beitr. Nat. Forschung in Südwestdeutschland **19** (1): 60-100, Karlsruhe.
- NAUMANN, E. (1921): Einige Grundlinien der regionalen Limnologie. – Lunds Universitets Årsskrift. N.F. Avd.2, Band **17** (8): 1-33, Lund.
- NAUMANN, E. (1925): Die höhere Wasservegetation des Bach- und Teichgebietes bei Aneboda. – Arkiv för Botanik **19** (2): 1-31, 2 Abb., 5 Tab., Stockholm.
- NEUHÄUSL, R. (1959): Die Pflanzengesellschaften des südöstlichen Teiles des Wittingauer Bäckens. – Preslia **3**: 115-147, Prag.
- NEUMANN, H. (1976a): Hydrochemische Untersuchungen an der oberen und mittleren Hase (1966-67). – Osnabrücker Naturw. Mitt. **4**: 27-84, 22 Abb., 2 Tab., Osnabrück.
- NEUMANN, H. (1976b): Gewässerkundliche Daten über die Hase und über ihr Einzugsgebiet. – Osnabrücker Naturw. Mitt. **4**: 9-26, 4 Tab., Osnabrück.
- NMFELF (Niedersächsischer Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) (ed.) (1983): Flächenverzeichnis zur Hydrographischen Karte Niedersachsens. – 301 S., 1 Karte, Hannover.
- NOIRFALISE, A. & DETHIOUX, M. (1977): Synopsis des végétations aquatiques d'eau douce en Belgique. – Communications du Centre d'écologie forestière et rurale (I.R.S.I.A.) N.S. **14**, 25 S., 5 Tab., Gembloux.
- OBERDORFER, E. (1957): Süddeutsche Pflanzengesellschaften. – Pflanzensoziol. **10**, 564 S., 16 Abb., Jena: Fischer.
- OBERDORFER, E. (ed.) (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil I. – 311 S., 6 Abb., 75 Tab., Stuttgart, New York: Fischer, [2. Aufl.].
- OBERDORFER, E. (1983): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – 1051 S., Stuttgart: Ulmer, [5. Aufl.].
- OHLE, W. (1953): Phosphor als Initialfaktor der Gewässereutrophierung. – Jahrbuch „Vom Wasser“ **20**: 11-24, Weinheim.

- OLSEN, S. (1950): Aquatic plants and hydrospheric factors. – Svensk. bot. Tidsskr. **44**: 1-34 + 332-374, Stockholm.
- OTTO, A. (1981): Gewässertypologie und Gewässerschutz. – Berichte über Landwirtschaft, N.F., Sonderheft **197**: 196-204, 4 Abb., Berlin, Hamburg.
- PASSARGE, H. (1957): Pflanzengesellschaften zwischen Trebel, Grenz-Bach und Peene (O-Mecklenburg). – Feddes Repert., Beiheft **138**: 1-56, 8 Abb., 2 Taf., Berlin.
- PASSARGE, H. (1964): Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes I. – Pflanzensoziologie **13**, 324 S., 10 Abb., 91 Tab., Jena: Fischer.
- PASSARGE, H. (1965): Zur Frage der Probeflächenwahl bei Gesellschaftskomplexen im Bereich der Wasser- und Verlandungsvegetation. – Feddes Repert., Beiheft **142**: 203-208, 2 Tab., Berlin.
- PASSARGE, H. (1969): Brandenburgische Wasserpflanzengesellschaften. – Naturschutz in Berlin und Brandenburg **5** (1-3): 42-45, 4 Abb., Berlin.
- PASSARGE, H. (1978): Übersicht über mitteleuropäische Pflanzengesellschaften. – Feddes Repert. **89**: 133-195, Berlin.
- PASSARGE, H. (1982): Hydrophyten-Vegetationsaufnahmen. – Tuexenia **2**: 13-21, 3 Tab., Göttingen.
- PHILIPPI, W. (1969): Laichkraut- und Wasserlinsengesellschaften des Oberrheingebietes zwischen Straßburg und Mannheim. – Veröff. d. Landesst. f. Naturschutz u. Landschaftspfll. Baden-Württ. **37**: 102-172, Ludwigsburg.
- PIETSCH, W. (1972): Ausgewählte Beispiele für Indikatoreigenschaften höherer Wasserpflanzen. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung **12** (2): 121-151, Berlin.
- PIETSCH, W. (1974): Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen – Ein Beitrag zur Belastung aquatischer Ökosysteme. – Mitt. Sect. Geobot. u. Phytotax. Biol. Ges. d. DDR: 13-29, 3 Abb., Berlin.
- PIETSCH, W. (1989): Zur Soziologie und Ökologie von *Eleogiton fluitans* (L.) Link an der Ostgrenze des Verbreitungsareals in Mitteleuropa. – Tuexenia **9**: 39-47, 5 Tab., Göttingen.
- PIGNATTI, S. (1954): Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale con particolare riguardo alla vegetazione litoranea. – Arch. Bot. **28/29**, 170 S., Forli.
- PLOEG, D.T.E. VAN DEN (1990): De Nederlandse breedbladige fonteinkruiden. – Wetenschappelijke Mededeling KNNV **195**, 99 S., Utrecht.
- POTT, R. (1980): Die Wasser- und Sumpflvegetation eutropher Gewässer in der Westfälischen Bucht – Pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen. – Abhandlungen Landesmus. f. Naturkunde **42** (2), 156 S., 32 Abb., 31 Tab., Münster.
- POTT, R. (1981): Ökologie und Indikatorwert von Wasserpflanzengesellschaften. – Mitt. Landesanst. Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW, Sonderh. Landestagung 1980: 57-64, 14 Abb. – Recklinghausen.
- POTT, R. (1983): Die Vegetationsabfolge unterschiedlicher Gewässertypen Nordwestdeutschlands und ihre Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt des Wassers. – Phytocoenologia **11** (3): 407-430, 9 Abb., 2 Tab., Stuttgart, Braunschweig.
- POTT, R. (1984): Vegetation naturnaher Fließgewässer und deren Veränderungen nach technischem Ausbau- und Pflegemaßnahmen. – Informationen zu Naturschutz u. Landschaftspflege **4**: 81-108, 20 Abb., 2 Tab., Wardenburg.
- POTT, R. (1990a): Grundzüge der Typologie, Genese und Ökologie von Fließgewässern Nordwestdeutschlands. – Natur- und Landschaftskunde **26**: 25-32/55-62, 8 Abb., Möhnesee-Körbecke.
- POTT, R. (1990b): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands – Gliederung einer Vorlesung. 138 S., Hannover, [3. Aufl.].
- POTT, R. & HÜPPE, J. (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abhandlungen Landesmus. f. Naturkunde **53** (1/2), 313 S., 138 Abb., 56 Tab., Münster.
- POTT, R. & WITTIG, R. (1985): Die Lemnetea-Gesellschaften niederrheinischer Gewässer und

- deren Veränderung in den letzten Jahren. – *Tuexenia* **5**: 21-30, 7 Tab., Göttingen.
- PREISING, E.; VAHLE, H.-C.; BRANDES, D.; HOFMEISTER, H.; TÜXEN, J. & WEBER, H.E. (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens – Bestandsentwicklung, Gefährdung und Schutzprobleme – Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften des Süßwassers. – *Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen* **20** (8): 47-161, Hannover.
- REICHHOFF, L. & HILBIG, W. (1975): Die Wasser- und Röhrichtvegetation im Naturschutzgebiet „Crassensee“ bei Seegrehna, Krs. Wittenberg. – *Natursch.u. naturkd. Heimatforsch. Bez. Halle u. Magdeburg* **11/12**: 53-71, Magdeburg.
- REMY, D. (1986): Pflanzensoziologische und wasserchemische Untersuchungen an Fließgewässern im Vorland des Teutoburger Waldes. – 120 S., 68 Abb., 38 Tab., unveröffentlichte Diplomarbeit am Fachbereich Biologie d. Universität Münster.
- REMY, D. (1991): Vergleichende pflanzensoziologische und hydrochemische Untersuchungen an Fließgewässern ausgewählter Naturräume Nordwestdeutschlands. 221 S., Diss. Univ. Hannover.
- REMY, D. (1991): Hydrochemische Untersuchungen im Bereich der Grundwasseroberfläche in einem überwiegend landwirtschaftlich genutzten Raum im Ostmünsterland. – *Verhandl. GFÖ* **19** (3): 385-391, 2 Tab., Osnabrück.
- RICKERT, K. (1986): Der Einfluß von Gehölzen auf die Lichtverhältnisse und das Abflußverhalten in Fließgewässern. – *Mitt. Inst. Wasserwirtschaft, Hydrologie u. Landwirtschaftlichen Wasserbau* **61**: 4-216, 30 Abb., 57 Tab., Hannover.
- ROLL, H. (1938a): Die Pflanzengesellschaften ostholsteinischer Fließgewässer. – *Arch. Hydrobiol.* **34** (2): 160-305, 9 Taf., 23 Abb., 24 Tab., Stuttgart.
- ROLL, H. (1938b): *Nuphar luteum f. submersum* Glk. in ostholsteinischen Fließgewässern. – *Arch. Hydrobiol.* **33**: 117-123, 1 Taf., Stuttgart.
- ROLL, H. (1938c): Neue Pflanzengesellschaften aus ostholsteinischen Fließgewässern. – Beihefte z. *Bot. Centralblatt* **LVIII** (B): 466-475, 4 Tab., Dresden.
- ROLL, H. (1938d): Pflanzensoziologie und Fließgewässer. – *Forschungen und Fortschritte* **14** (30): 345-347, Berlin.
- ROLL, H. (1939): Die Entwicklung der Potamobotanik – Ein Beitrag zur Geschichte botanischer Fließwasserforschung. – *Int. Rev. ges. Hydrobiologie* **39**: 441-463, Leipzig.
- ROLL, H. (1945): Pflanzensoziologische Methoden in der Limnobotanik. – *Arch. Hydrobiol.* **41** (1/2): 233-257, 2 Abb., 1 Tab., Stuttgart.
- RÖRSLET, B. (1987): Statistic of the underwater light field: An empirical model. – *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* **72** (1): 1-25, Berlin.
- ROTHMALER, W. (1984): Exkursionsflora – Band 1: Niedere Pflanzen. – 811 S., Berlin: Volk und Wissen, [2. Aufl.].
- ROTHMALER, W. (1986): Exkursionsflora – Band 4: Kritischer Band. – 811 S., Berlin: Volk und Wissen, [6. Aufl.].
- RUNGE, F. (1981): Die Pflanzengesellschaften der Ems. – *Decheniana* **134**: 71-86, 9 Tab., Bonn.
- RUNGE, F. (1990): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. – 309 S., 40 Abb., Münster: Aschendorff, [10./11. Aufl.].
- SAND-JENSEN, K.; JEPPESEN, E.; NIELSEN, K.; BIJL, L. VAN DER; HJERMIND, L.; WIGGERS NIELSEN, L. & IVERSEN, T. M. (1989): Growth of macrophytes and ecosystem consequences in a lowland Danish stream. – *Freshwater Biol.* **22**: 15-32, 12 Abb., 2 Tab., Oxford.
- SAUBERER, F. (1939): über die Lichtverhältnisse der Binnenseen. – *Bioklimatische Beiblätter* **1**: 33-41, 4 Abb., 2 Tab., Braunschweig.
- SAUER, F. (1937): Die Makrophytenvegetation ostholsteinischer Seen und Teiche. – *Arch. Hydrobiol., Suppl.* **6**: 431-592, Stuttgart.
- SAUER, F. (1945): Einige Wasserpflanzengesellschaften an Tümpeln und Gräben in Nordfrankreich (Pas de Calais). – *Arch. Hydrobiol.* **41**: 5-13, Stuttgart.
- SCHAMINÉE, J.; LANJOUW, B. & SCHIPPER, P. (1990): Een nieuwe indeling van de waterplanten-

- gemeenschappen (Potametea) in Nederland. – Stratiotes 1: 5-16, 4 Abb., Nijmegen.
- SCHIEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1984): Lehrbuch der Bodenkunde. – 442 S., 186 Abb., 97 Tab., 1 Taf., Stuttgart: Enke, [11. Aufl.].
- SCHIEMENZ, F. (1941): Was ist ein Forellenbach in der Heide? – Arch. f. Landes- und Volkskunde v. Niedersachsen **1941**: 277-287, 20 Abb., Oldenburg.
- SCHMASSMANN, H. (1955): Die Stoffhaushalts-Typen der Fließgewässer. – Arch. Hydrobiol., Suppl. **22** (3/4): 504-509, 1 Abb., Stuttgart.
- SCHMITZ, W. (1960): Lichtmessungen in Fließgewässern des deutschen und österreichischen Donaugebietes. – Wetter und Leben **12**: 323-340, 5 Abb., 4 Tab., Wien.
- SCHOTSMAN, H.D. (1954): A taxonomic spectrum of the section *Eu-Callitriche* in the Netherlands. – Acta botanica neerl. **3**: 313-384, Amsterdam.
- SCHOTSMAN, H.D. (1958): Beitrag zur Kenntnis der *Callitriche*-Arten in Bayern. – Ber. Bayer. Bot. Ges. **32**: 128-140, 18 Abb., München.
- SCHWICKERATH, M. (1933): Die Vegetation des Landkreises Aachen und ihre Stellung im nördlichen Westdeutschland. – Aachener Beiträge zur Heimatkunde **13**, 135 S., 14 Abb., 8 Karten, Aachen.
- SCHWOERBEL, J. & TILLMANN G.C. (1977): Nitrataufnahme aus dem Wasser und Nitratreduktase-Aktivität bei *Fontinalis antipyretica* L. – Arch. Hydrobiol., Suppl. **48** (2/4): 412-423, Stuttgart.
- SEDDON, B. (1972): Aquatic macrophytes as limnological indicators. – Freshwat. Biol. **2**: 107-130, 14 Abb., 3 Tab., Oxford.
- SHELFORD, D.R. & GAIL, F.W. (1922): A study of light penetration into sea water with the Kunz photo electrical cell. – Publ. Puget Sound Biol. St. **3**, 141 S., Seattle, Wash..
- SIRJOLA, E. (1969): Aquatic vegetation of the river Teuronjoki, south Finland, and its relation to water velocity. – Ann. Bot. Fenn. **6**: 68-75, 13 Abb., 2 Tab., Helsinki.
- SMITS, A.J.M. & WETZEL, A.M.M. (1986): Germination studies on three nymphaeid species (*Nymphaea alba* L., *Nuphar lutea* (L.) Sm. and *Nymphoides peltata* (Gmel.) O. KUNTZE – Proc. Eur. Weed Res. (EWRS/AAB) 7th Symposium on Aquatic Weeds: 315-320, 3 Abb., Loughborough.
- SONTHEIMER, H. & ROHMANN, U. (1984): Grundwasserbelastung mit Nitrat -Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. – Gas- und Wasserfach (GWF) Wasser – Abwasser **125** (12): 599-608, 12 Abb., München.
- SPANJER, G. (1939): Ist das Kammförmige Laichkraut (*Potamogeton pectinatus* L.) eine pflanzensoziologische Charakterart? – Natur und Heimat **6** (1): 3-6, Münster.
- STEUSLOFF, U. (1939): Zusammenhänge zwischen Boden, Chemismus des Wassers und Phanogamenflora in fließenden Gewässern der Lüneburger Heide um Celle und Ülzen. – Arch. Hydrobiol. **35**: 70-106, 4 Abb., 2 Tab., Stuttgart.
- STRASBURGER, K. (1981): Wasserpflanzengesellschaften im unteren Allertal. – Dissertation Uni. Hannover, 209 S., 110 Abb., 44 Tab., Hannover.
- THIENEMANN, A. (1925): Die Binnengewässer Mitteleuropas. – Die Binnengewässer **1**: 1-255, Stuttgart: Schweizerbart.
- THOMAS, E.A. (1975): Gewässerfeindliche Wirkung von Phosphaten in Flüssen und Bächen. – Schweizer Z. Hydrol. **37** (2): 273-288, Basel.
- TÜXEN, R. (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. – Jahresb. d. Naturhistorischen Ges. Hannover **81/87**: 1-170, Hannover.
- TÜXEN, R. (1953): *Sagittaria sagittifolia*-*Sparganium simplex*-Ass.. – Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgemeinschaft N.F. **4**: 14, 1 Tab., Stolzenau.
- TÜXEN, R. (1974): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. – 207 S., Lehre: Cramer, [2.Aufl.].
- TÜXEN, R. & PREISING, E. (1942): Grundbegriffe und Methoden zum Studium von Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften. – Dtsch. Wasserwirtschaft **37**: 10-17 u. 57-69, München,

Stuttgart.

- TÜXEN, R. & SCHWABE, A. (1972): Potamogetonetea. – In: TÜXEN, R. (ed.): *Bibliographia Phytosociologica Syntaxonomica* **14**: 1-124, Lehre: Cramer.
- UHLIG, J. (1938): Laichkraut-, Röhrich- und Großseggenesellschaften. – In: KÄSTNER; FLÖSSNER & UHLIG (eds.): *Die Pflanzengesellschaften des westsächsischen Berglandes*. – Veröff. Landesverein sächsischer Heimatschutz **3**: 1-68, Gumbinnen.
- ULLMANN, I. & VÄTH, R. (1978): Wasser- und Sumpfpflanzengesellschaften der verschiedenen Gewässertypen im Schweinfurter Raum (Östliches Maindreieck). – *Ber. Bayer. Bot. Ges.* **49**: 137-163, München.
- WALLING, D.E. (1977): Limitations of the rating curve technique for estimating suspended sediment loads, with particular reference to British rivers. – *Erosion and soil Matter Transport in Inland Waters, Symposium IAHS (International Association of Hydrological Sciences) Publication No.122*: Louvain.
- WARNEK, L. & KOHLER, A. (1988): Veränderungen der Fließgewässervegetation in der Friedberger Au von 1972-1987. – *Hohenheimer Arbeiten* 1988: 159-168, 1 Tab., Stuttgart.
- WEBER, D.W. (1967): Zur Vegetation einiger Fließgewässer der Oberpfalz und des Bayerischen Waldes. – *Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgemeinschaft N.F.* **11/12**: 25-27, Todenmann.
- WEBER, H.E. (1976): Die Vegetation der Hase von der Quelle bis Quakenbrück. – *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* **4**: 131-190, 8 Abb., 10 Tab., Osnabrück.
- WEBER, H.E. (1978): Vegetation des Naturschutzgebiets Balksee und Randmoore. – *Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen* **9**, 168 S., Hannover.
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1969): *Wasserpflanzengesellschaften im östlichen Niedersachsen*. – Dissertation TU Hannover, 172 S., 12 Abb., 14 Tab., Hannover.
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1977a): Die makrophytischen Wasserpflanzengesellschaften von Forellenbächen in Niedersachsen. – In: TÜXEN, R. (ed.): *Ber. Int. Symp. I.V.V. 1976*: 171-178, Vaduz.
- WEBER-OLDECOP, D.W. (1977b): Fließgewässertypologie auf vegetationskundlicher Grundlage. – *Mitt. Flor.-soz. Arbeitsgemeinschaft N.F.* **19/20**: 135-138, Göttingen.
- WEGNER, K.-A. (1982): *Wasserpflanzengesellschaften im Ryck, Riene- und Bachgraben und ihre hydrochemischen Umweltbedingungen*. – *Limnologica* **14** (1): 89-105, 1 Abb., 5 Tab., Berlin.
- WESTHOFF, V. & HELD, A.J. DEN (1969): *Plantengemeenschappen in Nederland*. – 324 S., Zutphen: Thieme & Cie.
- WESTLAKE, D.F. (1965): The light climate for plants in rivers. – In: BAINBRIDGE, R.; EVANS, G.C. & RACKHAM, O. (eds.): *Light as an ecological factor*. – : 99-118, 10 Abb., 2 Tab., Oxford: Blackwell.
- WESTLAKE, D.F.; CASEY, H.; DAWSON, F.H.; LADLE, M.; MANN, R.H.K. & MARKER, A.F.H. (1972): The chalk-stream ecosystem. – *Proc. IBP/UNESCO Symp. May 1970*: 615-635, Warschau-Krakau.
- WESTLAKE, D.F. & DAWSON, F.H. (1975): The construction and long term field use of inexpensive aerial and aquatic integrating photometers. – In: EVANS, G.C.; BAINBRIDGE, R. & RACKHAM, O. (eds.): *Light as an ecological factor II*: 27-42, 5 Abb., 2 Tab., Oxford: Blackwell.
- WIEGLEB, G. (1978): Untersuchungen über den Zusammenhang zwischen hydrochemischen Umweltfaktoren und Makrophytenvegetation in stehenden Gewässern. – *Arch. Hydrobiol.* **84** (4): 443-484, Stuttgart.
- WIEGLEB, G. (1979): Vorläufige Übersicht über die Pflanzengesellschaften der Niedersächsischen Fließgewässer. – *Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen* **10**: 85-122, 3 Abb., 5 Tab., Hannover.
- WIEGLEB, G. (1981): Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsischer Fließgewässer. – *Limnologica* **13** (2): 427-448, 1 Abb., 6 Tab., Berlin.

- WIEGLEB, G. (1984a): Makrophytenkartierung in Niedersachsen. – Informationen zu Naturschutz u. Landschaftspflege in Nordwestdeutschland **4**: 109-136, Wardenburg.
- WIEGLEB, G. (1984b): A study of habitat conditions of the macrophytic vegetation in selected river systems in western Lower Saxony (Federal Republik of Germany). – Aquatic Botany **18**: 313-352, 3 Abb., 7 Tab., Amsterdam.
- WIEGLEB, G. (1988): Analysis of flora and vegetation in rivers: concepts and applications. – In: SYMOENS, J.J. (ed.): Vegetation of inland waters: 311-340, 3 Tab., Dordrecht: Kluwer.
- WIEGLEB, G. & HERR, W. (1983): Taxonomie und Verbreitung von *Ranunculus* Subgenus *Batrachium* in Niedersächsischen Fließgewässern unter besonderer Berücksichtigung des *Ranunculus penicillatus* Komplexes. – Göttinger Flor. Rundbriefe **17** (3): 101-150, 35 Abb., Göttingen.
- WIEGLEB, G. & HERR, W. (1984a): Zur Entwicklung vegetationskundlicher Begriffsbildung am Beispiel der Fließwasservegetation Mitteleuropas. – Tuexenia **4**: 303-325, Göttingen.
- WIEGLEB, G. & HERR, W. (1984b): Die *Potamogetonaceae* niedersächsischer Fließgewässer, Teil 1. – Göttinger Flor. Rundbriefe. **18** (3/4): 65-86, 24 Abb., Göttingen.
- WIEGLEB, G. & HERR, W. (1985a): Die *Potamogetonaceae* niedersächsischer Fließgewässer, Teil 2. – Göttinger Flor. Rundbriefe **19** (1): 2-16, 7 Abb., Göttingen.
- WIEGLEB, G. & HERR, W. (1985b): The occurrence of communities with species of *Ranunculus* subgenus *Batrachium* in central Europe – preliminary remarks. – Vegetatio **59**: 235-241, 2 Tab., Dordrecht.
- WIEGLEB, G. & TODESKINO, D. (1983): Habitat conditions of *Potamogeton alpinus* Balbis stands and relations to the plants biological characters. – Proc. Int. Symp. Aquat. Macrophytes Nijmegen **1983**: 311-316, 4 Tab., Nijmegen.
- WIEGLEB, G. & TODESKINO, D. (1985): Der biologische Lebenszyklus von *Potamogeton alpinus* und dessen Bedeutung für das Vorkommen der Art. – Verh. Ges. Ökol. **13**: 191-198, 3 Abb., 1 Tab., Göttingen.
- WIGGERS NIELSEN, L.; NIELSEN, K. & SAND-JENSEN, K. (1985): High rates of production and mortality of submerged *Sparganium emersum* Rehman during its short growth season in a eutrophic danish stream. – Aquatic Botany **22**: 325-334, 3 Abb., 2 Tab., Amsterdam.
- WILMANN, O. (1989): Ökologische Pflanzensoziologie. – UTB **269**, 382 S., Heidelberg, Wiesbaden: Quelle & Meyer, [4. Aufl.].
- WILZEK, F. (1935): Die Pflanzengesellschaften des mittelschlesischen Odertales. – Beiträge zur Biologie der Pflanzen, **23** (1): 1-96, 4 Abb., 2 Taf., Breslau.
- WITIG, R. & POTT, R. (1981): Versuch einer Roten Liste der gefährdeten höheren Wasserpflanzen der Westfälischen Bucht auf der Basis von Rasterkartierungen. – Natur- und Landschaftskunde Westf. **17** (2): 35-40, 3 Abb., Hamm.

Anschrift des Verfassers: Dr. Dominique Remy, Freie Universität Berlin,
 Institut für Systematische Botanik und Pflanzengeographie,
 Altensteinstr. 6, 14195 Berlin

