Abhandlungen der DELATTINIA

Aus Natur und Landschaft im Saarland

Band 26 (2000)

Arbeitsgemeinschaft für tier- und pflanzengeographische Heimatforschung im Saarland e.V.

Abhandlungen der DELATTINIA

Aus Natur und Landschaft im Saarland

Band 26 (2000)

Herausgegeben von der DELATTINIA
- Arbeitsgemeinschaft für tier- und pflanzengeographische Heimatforschung im Saarland e.V. -
und dem Minister für Umwelt des Saarlandes

Abh. DELATTINIA **26:** 1 - 280 Saarbrücken 2000 ISSN 0948-6526

SCHRIFTLEITUNG:
DR. HARALD SCHREIBER

DRUCK:
OFFSETDRUCKEREI CHR. ESCHL
HOCHSTRASSE 4a
D-66583 SPIESEN-ELVERSBERG

VERLAG:
EIGENVERLAG DER DELATTINIA
FACHRICHTUNG BIOGEOGRAPHIE
UNIVERSITÄT DES SAARLANDES
D-66041 SAARBRÜCKEN

ERSCHEINUNGSORT:
SAARBRÜCKEN

Das Titelbild wurde von Kurt Wild entworfen.
Es stellt die Saarschleife dar, die als das überregional bekannteste saarländische Landschaftsmotiv angesehen werden kann.

Inhalt:

Staudt, A.: Neue und bemerkenswerte Spinnenfunde im Saarland und angrenzenden Gebieten in den Jahren 1996-99 5

Mader, D.: Erstnachweise von Niststandorten der Delta-Lehmwespe *Delta unguiculatum* (Hymenoptera: Eumenidae) im Saarland . . 23

Miedreich, H.: Heuschreckenzönosen (Orthoptera: Saltatoria) auf Bahnanlagen im Saarland 37

Lillig, M.: Die Schwarzkäfer (Coleoptera: Tenebrionidae) des Saarlandes Teil II: Die Unterfamilien Lagriinae und Alleculinae sowie Nachtrag zu Teil I 89

Ulrich, R.: Die Raupen-Nahrungspflanzen der Tagschmetterlinge des Saarlandes – eine erste zusammenfassende Darstellung 99

Schmitt, T.: Beobachtungen zum Eiablageverhalten und zu Raupenfutterpflanzen von Tagfaltern im südwestlichen Hunsrück im Jahr 2000 143

Weicherding, F.-J.: Die Leinkraut-Hybride *Linaria x sepium* ALLMAN (Scrophulariaceae) im saarländischen Kartiergebiet 149

Weicherding, F.-J.: Wiederfund des Nelkengewächses *Spergularia salina* J. PRESL & C. PRESL (Caryophyllaceae) im Saarland 159

Reichle, P., Bruch, I. & A. Siegl: Aquatische Gefäßpflanzen und chemische Wasserbeschaffenheit im Einzugsgebiet der Leuk (Mosel-Saar-Gau) 167

Caspari, S., Mues, R., Sauer, E., Hans, F., Heseler, U., Lauer, H., Schneider, C., Schneider, T. & P. Wolff: Liste der Moose des Saarlandes und angrenzender Gebiete mit Bemerkungen zu kritischen Taxa, 2. Fassung 189

Werner, J.: Eine Teilkartierung in der südlichen Eifel (3. Beitrag zur Moosflora der Eifel) 267

Abh. DELATTINIA **26:** 167 - 188 Saarbrücken 2000 ISSN 0948-6526

Aquatische Gefäßpflanzen und chemische Wasserbeschaffenheit im Einzugsgebiet der Leuk (Mosel-Saar-Gau)

Reichle, Petra, Bruch, Ingo & Ankea Siegl

Kurzfassung: In einem interdisziplinären Forschungsprojekt wurde an der Universität des Saarlandes mit Unterstützung des Ministeriums für Umwelt des Saarlandes und des Landesamtes für Umweltschutz in den Jahren 1997-2000 der Wasser- und Nährstoffkreislauf von 7 Einzugsgebieten kleiner Fließgewässer untersucht (SIEGL et al. 2000).

Ergänzend wurde an ausgewählten Bächen die Wasser- und Ufervegetation kartiert. Am Beispiel zweier durch diffuse und punktuelle Einleitungen belasteter Gewässer im nordwestlichen Saarland (Leuk bis Mündung Gliederbach und Fischerbach) wurde geprüft, ob signifikante Abhängigkeiten zwischen der Verbreitung von Taxa des Wasserkörpers und der Sohle bzw. des Ufers und bestimmten Nährstoffparametern bestehen.

Für die Arten *Apium nodiflorum, Berula erecta, Epilobium hirsutum, Glyceria maxima, Glyceria notata, Lemna minor, Myriophyllum spicatum, Nasturtium officinale, Potamogeton crispus, Veronica beccabunga, Veronica anagallis-aquatica* und *Zannichellia palustris* konnte mit dem biseriellen Korrelationskoeffizienten eine signifikante Beziehung zwischen dem Vorkommen bzw. Nicht-Vorkommen und den Parametern Ammonium und Orthophosphat festgestellt werden.

Von den genannten Arten weist *Myriophyllum spicatum* die stärkste Bindung zu Gewässerabschnitten mit hohen Nährstoffgehalten auf, *Berula erecta* die größte Bindung an weniger belastete Gewässerabschnitte. *Apium nodiflorum* zeigt die geringste Toleranz in Bezug auf den Parameter Ammonium-Stickstoff (Vorkommen nur unterhalb einer Konz. von 0.4 mg NH_4-N/l).

Abstract: At the University of the Saarland a research-project in small headwater catchments in the south-west of Germany was carried out with the support of the Ministry of environment and related authorities. Within this project the vegetation of small brooks was investigated and the significance of relationships between the taxa of the waterbody and nutrients like ammonium or phosphorous was examined by statistical means.

For 12 species (*Apium nodiflorum, Berula erecta, Epilobium hirsutum, Glyceria maxima, Glyceria notata, Lemna minor, Myriophyllum spicatum, Nasturtium officinale, Potamogeton crispus, Veronica beccabunga, Veronica anagallis-aquatica* and *Zannichellia palustris*) significant (a = 0.05) relationships where found. *Myriophyllum spicatum* shows the greatest correlation to high nutrient concentrations, *Berula erecta* the greatest correlation to lower nutrient concentrations. *Apium nodiflorum* was found only in parts of the Leuk with concentrations of NH_4-N lower than 0.4 mg/l.

Keywords: headwater catchments, waste water treatment concepts, aquatic chemistry, aquatic plants

1. Einleitung

1.1 Fließgewässer als Produkt eines komplexen Wirkgefüges

Fließgewässer sind hinsichtlich ihrer Beschaffenheit – zu nennen sind beispielsweise Abflußverhalten, Wasserchemie sowie die daran angepaßten Artengemeinschaften – als Produkt ihres Einzugsgebietes zu verstehen.

Auf dieses "Produkt" Fließgewässer wirken im Bereich der Oberläufe zuerst Niederschlag und ggf. der aus einem anderen Einzugsgebiet stammende Trinkwasserbezug als Inputgrößen des Wasserhaushalts. Wesentlich ist, daß diese Inputgrößen bei der Passage bestimmter Systeme verändert und danach an den Vorfluter abgegeben werden: Zum einen bestimmen Vegetation, Böden und befestigte Oberflächen die Qualität (und Quantität) oberflächig abfließenden oder des versickernden Regenwassers. Zu nennen wären beispielsweise das aus Ackerflächen ausgewaschene leicht lösliche Nitrat oder von befestigten Flächen abgespülte, schwermetallhaltige Stäube. Die Flächennutzung spielt also eine entscheidende Rolle. Zum anderen wird das Trinkwasser (bzw. gesammeltes Regenwasser) je nach Verbraucherverhalten mit bestimmten Stoffen und Stoffgruppen verunreinigt, mehr oder weniger geeignet behandelt und als Abwasser an das Gewässer abgegeben. Hier sind das vor allem im Nahbereich wirkende Ammonium (Bildung der toxischen Ammoniak-Spezies, hoher O_2-Verbrauch bei der Nitrifikation) und das eher fernwirkende Phosphat zu nennen.

Wie diese sicher nicht vollständige kausale Verkettung zeigt, ist das Wirkgefüge auf Abflußverhalten und Wasserbeschaffenheit komplex. Alle Bemühungen, Gewässer zu sanieren, wie z. B.

- „Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Pflanzen und Tiere zu sichern" (WHG § 1a)
- „ihre natürliche Selbstreinigungskraft wieder herzustellen" (BNatSchG §2, 6)
- „Abwässer vor dem Einleiten geeignet zu behandeln" (91/271/EWG) oder allgemein
- Stoffausträge aus der Landschaft zu verringern (2.-4. Nordseeschutzkonferenz)

sollten daher vor dem Hintergrund einer *einzugsgebietsbezogenen* Planung erfolgen.

1.2 Abwasserbehandlung im Saarland und Forschungsbedarf auf Ebene des Einzugsgebiets

Im Saarland sind von 1995 bis 2005 insgesamt mehr als 4 Milliarden (!) DM für die Abwasserbehandlung und flankierende Maßnahmen vorgesehen (Abwasserbeseitigungplan 1995); bis zum Jahr 2005 steht noch der Bau von rund 80 Kläranlagen im ländlichen Raum an. Er erschien daher sinnvoll, in repräsentativen Einzugsgebieten Basisdaten für geeignete Abwasserbehandlungskonzepte zu erheben.

Aus diesem Grund wurde an der Universität des Saarlandes, Zentrum für Umweltforschung (Biogeographie und Physische Geographie) im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und des Landesamtes für Umweltschutz ein Forschungsprojekt zur Untersuchung des Wasser- und Nährstoffhaushalts kleiner Einzugsgebiete (headwater catchments) im ländlichen Raum des Saarlands durchgeführt. In einer begleitenden Arbeit wurde die Flora der untersuchten Bäche kartiert und geprüft, ob sich signifikante Abhängigkeiten zwischen dem Vorkommen bestimmter Arten und einem abiotischen Faktorengefüge – zu dem auch die Wasserchemie zählt – ergeben.

Einige Aspekte dieses Forschungsvorhabens werden im Folgenden vorgestellt.

1.3 Zur Indikation der Gewässerbeschaffenheit mittels floristischer Daten

Für die Indikation der Gewässerbeschaffenheit ist die Stellung der aquatischen Makrophyten im Stoffhaushalt der Gewässer von Bedeutung. Sie produzieren Sauerstoff, sind in der Lage, toxische Substanzen zu binden und - hier von besonderer Bedeutung - aus Nährstoffen (die sowohl aus dem freien Wasserkörper als auch aus dem Sediment stammen können) Biomasse aufzubauen (WIEGLEB 1988). Nicht zuletzt beeinflussen sie auch die physikalischen Fließgewässerparameter wie Sediment und Fließgeschwindigkeit. Die Pflanzenarten, die sich im lotischen Bereich ansiedeln, entgehen z. B. der Konkurrenz anderer Arten (HASLAM 1978).

Die wichtigsten Faktoren, die das Vorkommen und Verbreitungsmuster der submersen Gefäßmakrophyten bestimmen, sind (vgl. BREHM & MEIJERING 1996, PRINS et al. 1982):

▪ Licht	(mind. 400 Lux)
▪ Strömung +	
▪ Wasserstandsschwankungen	(Eng korreliert sind damit Standortfaktoren wie Sedimentdiversität, Temperaturamplitude und O_2-Gehalt)
▪ Calciumhydrogencarbonatkomplex	(bestimmte Arten sind in der Lage, aus den Karbonaten Kohlenstoff für die CO_2-Assimilation zu gewinnen. Dies führt zu einer Differenzierung in eine ausgeprägte Hart- und Weichwasserflora)
▪ Nährstoffe	(z. B. Stickstoff und Phosphor; hier spielt sowohl der Nährstoff-Gehalt im Wasser als auch der im Sediment eine Rolle)
▪ Salzkonzentration	(hohe Chlorid-Belastungen können z. B. zum völligen Rückgang bestimmter Arten führen)
▪ sonstiger anthropogener Einfluß	(mechanisch, wie z. B. Gewässerpflege)

Zur Interpretation der floristischen Kartierergebnisse müssen *alle* oben genannten Faktoren ausgewertet werden, erst dann ist eine Aussage in Bezug auf *einen* bestimmten Komplex, wie hier auf den Nährstoffhaushalt, möglich. Da die Pflanzengemeinschaften nicht auf kurzfristige Spitzenbelastungen reagieren, sondern "vielmehr die durchschnittliche Belastungssituation integrieren" (TREMP 1996, PIETSCH 1974), müssen auch die anderen Daten, insbesondere die chemischen Daten so beschaffen sein, daß sie einen mittleren Zustand hinreichend genau beschreiben.

Zur Indikation von Nährstoffbelastungen wurden in Mitteleuropa zahlreiche grundlegende Untersuchungen durchgeführt. Um einige wichtige zu nennen, seien aufgeführt: WIEGLEB (1978, 1981) sowie HERR, WIEGLEB & TODESKINO (1989), die vor allem an niedersächsischen Fließgewässern arbeiteten oder Arbeiten von KOHLER (1971), KOHLER et al. (1973, 1978, 1981, 1994) und HABER & KOHLER (1972) an der Moosach in der Münchener Ebene. Kohler führte wiederholt Kartierungen an Gewässern der Friedberger Au durch

(KOHLER et al. 1974, 1980, 1989). Er entwickelte auch die Methode zur Bildung von floristisch-ökologischen Flußzonen. CARBINIER (z. B. 1987) arbeitete vor allem im Elsaß, JANAUER et al. (z. B. 1993) vor allem in Österreich. Untersuchungen an Weichwasserflüssen in der Pfalz wurden von KOHLER & ZELTNER (1974) und erst vor kurzem von WOLFF (1999) veröffentlicht.

2. Das Untersuchungsgebiet (Leuk bis Mündung Gliederbach)

2.1 Lage, Geologie und Flächennutzung

Das Einzugsgebiet der Leuk bis zur Mündung des Gliederbachs (ca. 27.4 qkm) umfaßt die Fließgewässer Leuk, Fischerbach, Gliederbach und Klingelbach sowie zwei Waldbäche aus dem Schwarzbruch (Hundelsbach und Schubour). Es erstreckt sich im Nordwesten des Saarlandes, zwischen Mosel und Saar gelegen, zwischen den Ortschaften Eft, Borg, Faha und Keßlingen. Die Formationen des Muschelkalks sind im Einzugsgebiet dominant (Mosel-Saar-Gau, Einheit 260; s. SCHNEIDER 1972).

Für die hier dargestellten Untersuchungen wurden nur die Gewässer **Leuk** und **Fischerbach** ausgewählt. Der Gliederbach ist ähnlich wie der Unterlauf des Fischerbachs völlig überprägt (Verbau mit Halbschalen) und vom Inventar der submersen Gefäßpflanzen her wenig interessant. Die Waldbäche sind aufgrund der Beschattung und des Ausbaus (!) weitgehend frei von aquatischen Gefäßpflanzen.

Die Leuk hat sich in die alten Verwitterungslehme der Borger Hochfläche (260.02) eingeschnitten und setzt ihren Lauf am Übergang zum Schwarzbruch (246.00) fort. Im Westen des Einzugsgebietes befindet sich eine breitgewölbte, sanft-wellige Kalkhochfläche (im Niveau von 400 m), die aus dem dolomitischen Hauptmuschelkalk aufgebaut ist und intensiv ackerbaulich genutzt wird. Im rezenten bzw. ehemaligen Auenbereich von Leuk und Fischerbach finden sich hauptsächlich intensiv genutzte Weiden bzw. Mähweiden.

Tabelle 1: Flächennutzung (%) in den Einzugsgebieten

Nutzungsart / Einzugsgebiet	Acker	Grünland	Wald/Gehölze	Siedlungen/ Sonstiges
Leuk bis Mündung Gliederbach	47%	23%	26%	4%
Fischerbach	57%	21%	13%	9%

Das Einzugsgebiet der Leuk stößt im Osten an die Ausläufer des Rheinischen Schiefergebirges, das hier mit dem Taunusquarzit ausstreicht. Der Taunusquarzit bildet östlich der Leuk eine Ebene (Schwarzbruch), die zum Teil von mächtigen Blockschutt- und Lehmdecken überzogen wird (WERLE 1974).

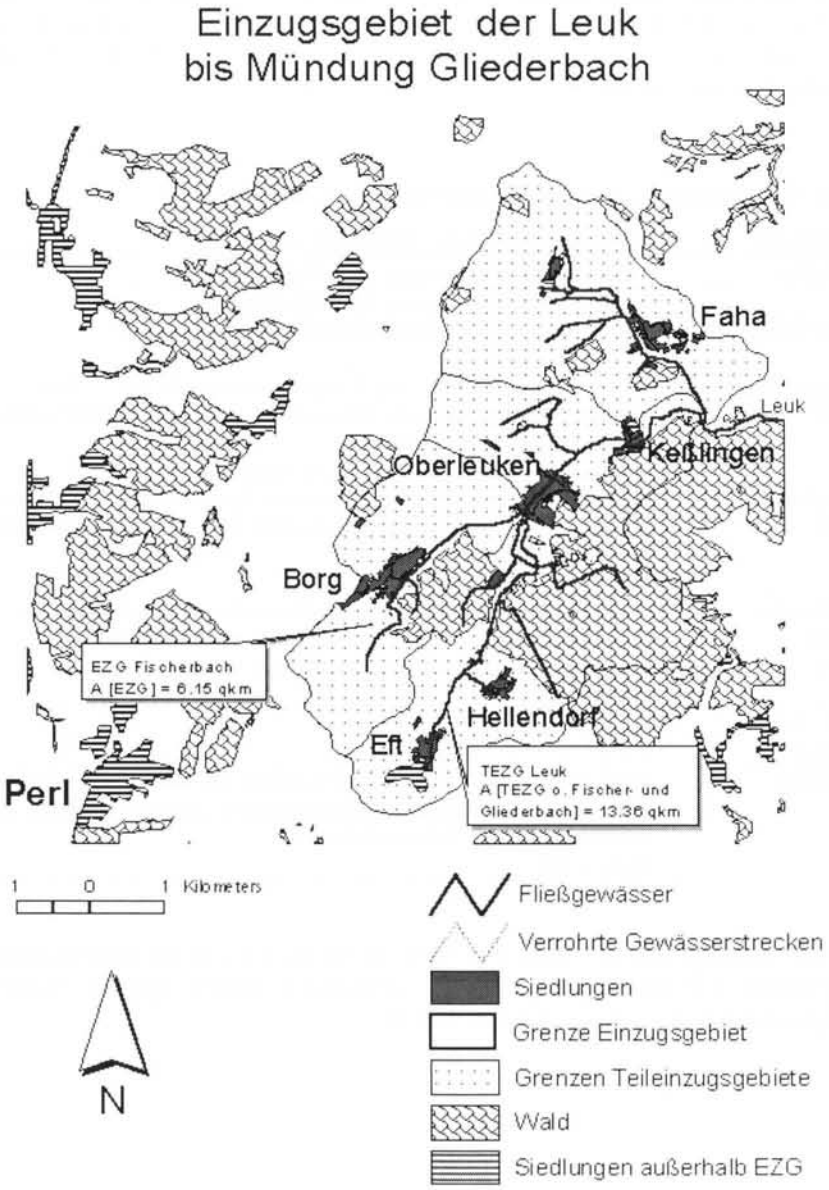
2.2 Allgemeine Einzugsgebietscharakteristik

Die Leuk entspringt in Eft und weist eine ganzjährig starke Schüttung auf. Der Mittlere Niedrigwasserabfluß wird vom LfU für Oberleuken mit 30 l/s angegeben. Dagegen weist der Fischerbach auf Höhe der Ortschaft Borg nur einen MNQ von 6 l/s auf, was bei der Abwassereinleitung von ca. 650 Einwohnerwerten besonders kritisch ist.

Tabelle 2: Abwasserbelastung von Leuk und Fischerbach

Gewässer	Fließ-Km	Ortschaft	Einwohnerwerte (EW)	Herkunft Abwasser
Leuk	0,5	Eft	ca. 160	Absetzteich (Leuk = Bachkläranlage!)
Leuk	1,5	Hellendorf	ca. 113 + Mun. Depot	Biologische KA
Leuk	4,5	Oberleuken	526	Absetzgruben
Leuk	6,4	Keßlingen	120	Absetzgruben
Fischerbach	2,0	Borg	649	Absetzgruben

Karte 1:



3. Methodik

3.1 Wasserchemie

Die Proben wurden in gekühlten 750ml-PE-Flaschen ins Labor transportiert, wo sie sofort gefiltert und analysiert (NH_4) oder zur Lagerung und späteren Analyse vorbereitet wurden (NO_3, SO_4 etc.).

Für die ionenchromatographische und photometrische Bestimmung wurden die Urproben durch eine Cellulose-Acetat-Membran gefiltert (0.45 µm Porenweite). Um lösliche Phosphate und Kohlenstoffe aus den Filtern zu lösen, wurden sie mit heißem destillierten Wasser gespült.

Alle zu lagernden Proben wurden bei 4° C im Kühlhaus in 100ml-PE-Flaschen untergebracht. Für die PO_4-Bestimmung von Proben gering belasteter Standorte wurden Lagerflaschen aus Glas verwendet, um eine Adsorption von Phosphaten an den Gefäßwandungen zu verhindern.

Tabelle 3: Untersuchte Parameter und Methodik der Analyse

Parameter	Methodenkürzel, Verfahren, Quelle
Leitfähigkeit	Amperometrische Messung mit 4-Pol-Zelle
pH	Potentiometrische Messung mit Glaselektrode
Gelöster Sauerstoff (O_2)	Elektrochemisch; membranbedeckte Clark-Meßzelle EN 25814:1992
Ammonium-Stickstoff (NH_4-N)	photometrisch; Reaktion von Ammonium-Ionen bei pH 12,6 mit Hypochloridionen und Salicylationen in Gegenwart von Nitroprussid-Natrium zu Indophenolblau. DIN-vergleichbarer Küvettentest Fa. Lange
Nitrat-Stickstoff (NO_3-N)	Ionenchromatographisch; Verfahren mit Supressortechnik, Detektion mittels elektrischer Leitfähigkeit, Einsatz einer Vorsäule. Probengabe mittels Autosampler. EN ISO 10304-2:1995
Orthophosphat-Phosphor (PO_4-P)	photometrisch; Reaktion von Phosphationen in saurer Lösung mit Molybdat- und Antimonionen zu einem Komplex, der mit Ascorbinsäure zu Phosphormolybdänblau reduziert wird. EN 1189:1996
Chlorid, Sulfat (Cl / SO_4)	ionenchromatographisch; s. NO_3-N EN ISO 10304-2:1995
Gesamthärte	komplexometrische Titration von Calcium und Magnesium – Ionen mit Äthylendiamintetraacetat (Titriplexlösung A) als Titrationsmittel und Eriochromschwarz T als Indikator. HÖLL 1986

Für die Messung von gelöstem Sauerstoff wurde an allen Probenahmestandorten in frisch gefüllten 1000ml-PE-Flasche durch vorsichtiges Rühren mit der Sonde eine Anströmgeschwindigkeit von ca. 30 cm/s erreicht.

3.2 Erfassung Gewässerstrukturparameter

Die Beleuchtungsstärke wurde mittels einer dreistufigen Skala im August 1999 für jeden Abschnitt geschätzt:

- unbeschattet (Deckungsgrad der Oberfläche von 0-25 %)
- teilbeschattet (Deckungsgrad 25-75 %)
- voll beschattet (Deckungsgrad 75-100 %) (HASLAM 1978, 1997)

Als Anhaltspunkt für die Strömungscharakteristika wurde das Gefälle (‰) verwandt, da eine genaue Ermittlung der Fließgeschwindigkeit abschnittsweise nicht möglich gewesen wäre. Über das Gefälle können Rückschlüsse auf die Fließgeschwindigkeit gezogen werden. Mittels der Höhenlinien in der DGK 5, und wo diese nicht vorhanden war, in der TK 25, wurde das Gefälle für die Abschnitte errechnet.

Kurze Rauschen o. ä. mit höherem Gefälle werden dadurch allerdings außer Acht gelassen.

Das Sohlsubstrat wurde nach der Aufnahmemethode der Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD (LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ 1994) erfaßt. Im Februar wurden an den einzelnen Kartierabschnitten mittels einer Fluchtstange das Sohlsubstrat ermittelt. In Tabelle 4 werden die einzelnen Kategorien aufgeführt. Diese wurden vom Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz (1994) übernommen und leicht verändert.

Tabelle 4: Kartierschlüssel für Sohlsubstrat (verändert nach LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ 1994)

Kategorie	Sohlensubstrattyp	Durchmesser
1	Deckwerk	
2	Lehm und Ton	
3	Schlick und Schlamm	
4	Deckwerk mit Auflage	
5	Sand und Kies	0,5 - 50 mm
6	Kies und Schotter	2 -10 cm
7	Schotter	5 -10 cm
8	Schotter und Steine	5 - 30 cm
9	reines Blockwerk	> 30 cm
10	anstehender Fels	

Aufgrund der Heterogenität des Substrats in den einzelnen Abschnitten wurden jeweils die zwei Fraktionen mit den höchsten Anteilen genannt (vgl. SONNTAG et al. 1999); gelangte ein Substrattyp zur Dominanz, wurde eine Einfachnennung benutzt.

3.3 Floristische Kartierung

3.3.1 Einteilung der Kartierabschnitte

Die Fließgewässer Leuk und Fischerbach wurden sowohl entlang ihres Längsprofils als auch in ihrem Querprofil in Abschnitte bzw. Zonen untergliedert.

Das Längsprofil wurde in einzelne Kartierabschnitte unterteilt, wobei nach der Methodik von KOHLER & JANAUER (1995) vorgegangen wurde. Wichtigste Anforderung an die jeweiligen Abschnitte stellt die Homogenität des abgegrenzten Raumes dar; die Teilstrecken sollten also ungefähr ähnliche ökologische Eigenschaften besitzen (KOHLER 1978). Außerdem sollte die Länge der Abschnitte auf die Fragestellung abgestimmt sein und der Größe des Untersuchungsgebietes entsprechen. Daher wurde die Abschnittslänge variabel gewählt, sie unterschritt aber nie die von KOHLER & JANAUER (1995) geforderte Mindestlänge von 25 m. Die maximale Streckenlänge wurde auf 100 m festgelegt.

Insgesamt wurden an der Leuk 74 und am Fischerbach 40 Abschnitte gebildet.

Als Kriterien für die Abgrenzung der Untersuchungsabschnitte wurden zum einen Veränderungen der chemischen und physikalischen Gewässereigenschaften, wie Änderungen in Strömungs- und Beschattungsverhältnissen, Abwassereinleitungen sowie technische Veränderungen der Sohle (KOHLER & JANAUER 1995) herangezogen, zum anderen aber auch markante Stellen, wie Brücken und Viehübergänge, welche die Lokalisierbarkeit der Abschnitte erleichterten.

Im Querprofil des Fließgewässers stellen sich als Hauptkriterien der Vegetationsdifferenzierung der Wasserstand und die Überschwemmungsdauer heraus. Beide Parameter bedingen diverse morphologische als auch physiologische Anpassungen der submersen Makrophyten und der Helophyten. In Anlehnung an NIEHOFF (1996) wurden im Untersuchungsgebiet 4 Zonen ausgewiesen. Der aquatische Teilraum umfaßt das Pelagial und das Interstitial und reicht damit bis zur MW (Mittelwasserlinie).

Um den Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht zu sprengen, wird im Folgenden nur auf die Zonen 1 + 2 eingegangen.

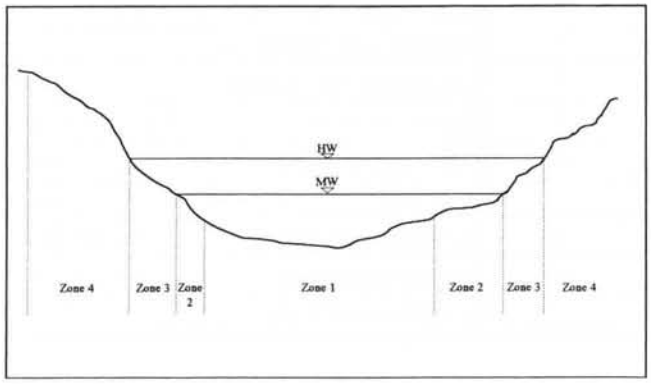


Abbildung 1: Übersicht der Zonen des Fließgewässer-Querprofils

3.3.2 Kartiermethode

Die Kartierung wurde vom 15.5.99 bis zum 10.10.99 durchgeführt und beinhaltet somit die empfohlenen Zeiträume für die Vegetationsaufnahme der Wasservegetation und der Ufervegetation (DVWK 1999). Pro Fließgewässerabschnitt wurden alle vorgefunden Gefäßpflanzen getrennt nach den jeweiligen Zonen im Querprofil in einem Kartierbogen erfaßt.

Für die Fragestellung erwies sich die Aufnahmemethodik von BRAUN-BLANQUET (1964) als ungeeignet, da vor allem die Forderung nach Homogenität der Aufnahmefläche bei Süßwasserbiotopen Probleme bereitet (vgl. PALL & JANAUER 1995). Daher wurde auf die Methode von KOHLER (1978) und JANAUER & KOHLER (1995) für Wasserpflanzen zurückgegriffen.

Die Pflanzenmenge wurde in allen Zonen des Querprofils bezogen auf den jeweiligen Abschnitt nach einer fünfstufigen Skala geschätzt.

Tabelle 5: Fünfstufige Skala für Mengenschätzung der submersen Makrophyten (KOHLER 1978; JANAUER & KOHLER 1995)

Skala nach Kohler 1978	Mengenschätzung
1	sehr selten
2	selten
3	verbreitet
4	häufig
5	massenhaft

3.3.3 Nomenklatur und kritische Arten

Die Nomenklatur der Arten richtet sich nach WISSKIRCHEN & HAEUPLER (1998).

Subspezies der Arten wurden in der Untersuchung nicht immer differenziert, sie sind in der Artenliste als Aggregat aufgeführt.

Eine Differenzierung von *Sparganium erectum forma submersum* und *Sparganium submersum* erfolgte nicht.

3.3.4 Statistische Auswertung

Für die Arten der Zone 1 und 2 wurde geprüft, ob Korrelationen zu gewässerchemischen Parametern bestehen.

Die Gewässerchemischen Daten sind kontinuierlich verteilt, die floristischen sind alternativ verteilt (Vorkommen/Nicht-Vorkommen). Aufgrund der Skalierung der Daten wurde der punktbiserielle Korrelationskoeffizient angewendet (= r_p; KENT & COKER 1994). Die Signifikanz wurde mit einem t-Test auf einem Niveau von $\alpha = 0.05$ geprüft.

4. Ergebnisse

4.1 Chemische Wasserbeschaffenheit

4.1.1 Wassertemperatur

An keinem der untersuchten Fließgewässerabschnitte wurde eine Maximaltemperatur von mehr als 20°C gemessen. Die von Grundwasser gespeisten Quellen, z. B. an der Leuk, zeigen naturgemäß die geringsten Temperaturamplituden im Jahresverlauf auf (Standardabweichung < 1°C).

4.1.2 pH

Die pH-Werte der untersuchten Bäche liegen mit einer Ausnahme (Schubour, episodisches Nebengewässer der Leuk, pH Mittelwert 6,6) alle über pH 7 und spiegeln die geogene Ausstattung des Einzugsgebietes wider. Die Quellen zeigen ein recht einheitliches Bild; im Mittel wird an der Fischerbach- und Leukquelle pH 7,5 erreicht. Im weiteren Verlauf der Gewässerstrecken werden die pH-Werte durch Abgabe von CO_2 (Druckentlastung und Temp.-Erhöhung der Quellwässer) und Einleitungen häuslicher Abwässer auf ca. pH 8 erhöht.

4.1.3 Leitfähigkeit

Die Leitfähigkeit im Oberlaufbereich steigt von ca. 150-400 µS in den Waldgebieten auf bis über 800 µS in intensiv genutzten Gebieten an. Einleitungen häuslicher Abwässer erbringen Spitzenwerte von über 1500 S.

Die Leitfähigkeit der Fließgewässer in den Untersuchungsgebieten *kann* in erster Linie von den im Einzugsgebiet vorherrschenden geologischen Schichten abhängig sein. Die geogen bedingte LF wird aber vielfach durch die Auswirkungen der vorherrschenden Landnutzungsform – die natürlich von der Geologie und den sich entwickelnden Böden determiniert wird – überprägt.

Die Leitfähigkeit – vor allem der Unterschied zwischen Wald- und Offenlandgewässern geologisch ähnlicher Einzugsgebiete - ist daher ein erster Indikator für den Stoffaustrag (s. a. RIPL 1996).

4.1.4 Gelöster Sauerstoff (O_2)

Die meisten der belasteten Gewässerabschnitte hinter den Ortschaften weisen ein 10-Perzentil von mehr als 6 mg O_2/l auf. Dies hängt vor allem mit den günstigen Verdünnungsverhältnissen an der Leuk zusammen.

Am Fischerbach hinter Borg ist mit einem 10-Perzentil von 1,5 mg O_2/l und einem Minimum von 0,8 mg O_2/l die Situation in den Sommermonaten weitaus ungünstiger. Bei den gemessenen Werten von unter 1-2 mg O_2/l ist die Nitrifikation stark gehemmt (Nitrosomonas, Nitrobacter; vgl. HAMM 1991).

Wenige hundert Meter weiter unterhalb hat sich das Gewässer bereits wieder leicht „erholt" (2 mg O_2/l im Durchschnitt mehr; Minimum 3,2 mg O_2/l), ist aber immer noch als „erhöht belastet" einzustufen.

4.1.5 Ammonium-Stickstoff (NH_4-N)

Die Ammoniumkonzentrationen in den untersuchten Gewässern hängen in erster Linie von dem Verdünnungsverhältnis eingeleitetes Abwasser/Q Vorfluter und von dem Temperaturregime ab. Hinzu kommt die bei sommerlichem Niedrigwasser verlangsamte Fließgeschwindigkeit, die eine längere Verweilzeit des Wasser zwischen zwei Punkten bedingt. Temperatur und Verweilzeit wirken sich auf die Nitrifikanten-Populationen aus (s. HAMM 1991).

Der Fischerbach hinter Borg weist an Standort F4 Maximalwerte von über 20 mg/l und ein 90-Perzentil von 8,96 mg NH_4-N/l auf, an der Probenahmestelle F5 sogar 9.04 mg NH_4-N/l.

Unterhalb der Ortschaften Eft, Oberleuken und Keßlingen ist die Leuk jeweils als hoch belastet einzustufen (Chemische Güteklasse III-IV bzw. III), ebenso der Gliederbach unterhalb Faha und der Maibach bei Wochern.

In der Bachkläranlage Eft (s. Abb. unten) verringert sich die mittlere NH_4-N-Konzentration von 0.62 auf 0.33 mg/l (L2 u. L2*: n=24). Durch weitere Nitratation und Verdünnung durch gering belastete Waldbäche ist ein deutlicher Trend zu geringeren Mittelwerten von L2 zu einer Probenahmestelle vor Oberleuken erkennbar.

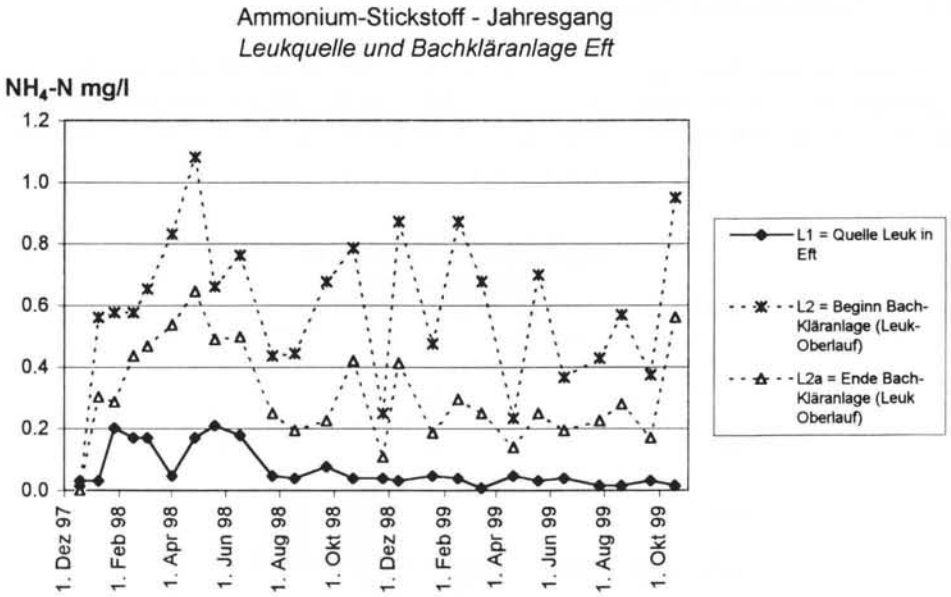


Abbildung 2: Ammonium-Stickstoff Leukquelle und Bachkläranlage

Ein Mittelwert-Test führt zu dem Ergebnis, daß die mittlere Konzentration an L2* (Ende der Bach-Kläranlage) sich vom Mittelwert an L2 (Beginn Bach-KA) signifikant unterscheidet. Eine Verdünnung des Wassers auf der Fließstrecke zwischen L2 und L2* ist jedoch durch einmündende Drainagen wahrscheinlich.

4.1.6 Nitrat-Stickstoff (NO_3-N)

Die Bäche des Untersuchungsgebietes Saargau, vor allem der Fischerbach, sind von den Quellen an sehr stark mit Nitrat belastet. Diese Ergebnisse können vor allem wegen der geringen Standardabweichungen (anders als die Abwasserindikatoren CSB, NH_4, NO_2 etc.) mit einer viel größeren Sicherheit bewertet werden. Der Variationskoeffizient liegt im Quell- und Oberlaufbereich meist zwischen 5% und 20%.

Am Fischerbach wurden an der Quelle bis zu 22,7 mg NO_3-N/l gemessen, der Mittelwert liegt bei 20 mg NO_3-N/l.

Das arithmetische Mittel der Nitrat-Stickstoffkonzentration liegt an der Leukquelle bei 14,7 mg NO_3-N/l; dies entspricht einem mittleren Nitratwert von mehr als 50 mg/l, an der Fischerbachquelle sogar einem Wert von über 80 mg Nitrat/l (Mittelwert).

Das 90-Perzentil pendelt sich an allen untersuchten Bächen des Saargaus, nachdem höher belastetes Quell- und Drainwasser aus Ackerbauflächen mit weniger belastetem Drainwasser aus dem Grünland und gering belasteten Waldbächen vermischt ist, auf Werte zwischen 6 und 10 mg NO_3-N/l ein.

4.1.7 Orthophosphat-Phosphor (PO_4-P)

Durch das hohe Rückhaltevermögen des Bodens für Orthophosphat weisen die Quellen und Oberläufe i. d. R. Meßwerte von unter 0.02 mg PO_4-P/l auf. Abwasserbelastungen machen sich oft im Konzentrationsanstieg von ein bis zwei Zehnerpotenzen bemerkbar.

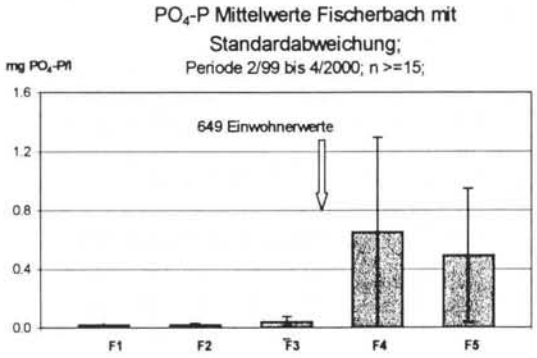


Abbildung 3: Orthophosphat-Phosphor im Fischerbach

In den Wintermonaten kann es zu erhöhten Konzentrationen nach „Selbstreinigungsstrecken" kommen (Rücklösung aus Biomasse oder Sediment bzw. Hydrolyse auf der Fließstecke von nicht molybdänblau-reaktiven Phosphor-Verbindungen).

4.1.8 Gesamthärte

Tabelle 6: Gesamthärte Fließgewässer Leuk und Fischerbach in Grad Deutscher Härte

Kürzel + Probenahmestandort	27.08.99	17.02.00
Leuk	°dH	°dH
L1 = Quelle der Leuk in Eft	20.9	19.1
L1* = Leuk hi. Eft	20.6	20.9
L2 = Beginn Bach-Kläranlage (Leuk-Oberlauf)	20.7	20.6
L2a = Ende Bach-Kläranlage (Leuk Oberlauf)	20.8	20.8
L2b = Zulauf o. Namen aus Hellendorf	20.8	20.8
L3 = Leuk vor Kläranlage Hellendorf	21.2	21.1
L3a = Schubour		2.0
L3b1 = Hundelsbach 200 m westl. Mun.-Depot	6.2	
L3b2 = Hundelsbach 200 m vor Mündung in Leuk	6.7	
L3b3 = Teichablauf in Hundelsbach	11.3	
L4 = Leuk vor Oberleuken	21.2	13.8
L5 = Leuk hinter Oberleuken	20.9	14.7
L5a2 = Klingelbach 100 m vor Mündung in Leuk	21.7	19.4
L6 = Leuk hinter Keßlingen	15.2	13.6
Fischerbach		
F1 = Quelle Fischerbach	21.3	22.1
F2 = Oberlauf Fischerbach	21.9	21.4
F3 = Fischerbach vor Borg	22.5	18.6
F4 = Fischerbach hinter Borg	27.9	18.2
F5 = Fischerbach 200 m vor Mündung in Leuk	28.4	9.3

4.1.9 Chlorid und Sulfat

Am Fischerbach liegen Mittelwerte und Mediane (n = 31) der 5 Standorte zwischen 20 und 30 mg Cl/l. An der Leuk wurden zwischen 16 und 25 mg Cl/l gemessen. Sulfat liegt meist in ähnlichen Konzentrationen vor (20 bis 30 mg/l), doch können durch Abwässer die Mittelwerte auch bis über 80 mg SO_4/l ansteigen (z. B. Fischerbach hinter Borg).

4.2 Gewässerstrukturparameter

Die Leuk hat einen Anteil von ca. 65 % an unbeschatteten Abschnitten, die restlichen Abschnitte sind i. d. R. immer noch relativ licht bewachsen. Am Fischerbach steigt der Anteil der unbeschatteten Strecke auf über 90 %. Durch die hohe Beleuchtung wird hier die Biomassenproduktion sowohl im Fließgewässer als auch am Ufer gefördert. Carex-Arten oder andere Helophyten können ihrerseits den Bachlauf dann völlig beschatten (vgl. HASLAM 1978).

Das Talgefälle der Leuk im Untersuchungsgebiet und das des Fischerbachs betragen in über 95 % der Abschnitte unter 15 ‰ und entsprechen damit dem talmorphologischen Gewässertyp der Muldentalgewässer mit einem charakteristischen Gefälle von ca. 10-15 ‰ (MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND VERKEHR DES SAARLANDES 1998).

Das Sohlsubstrat der Leuk ist an ca. 80 % der Untersuchungsstrecke durch die Korngröße des Mittelkieses bestimmt, feineres Material füllt die Zwischenräume oder bedeckt den Kies. Flußabwärts treten zu der Mittelkiesfraktion noch größere Korngrößen über 5 cm Durchmesser hinzu.

Auf den ersten 1130 m des Fischerbachs besteht das Substrat ebenfalls aus Mittelkies mit untergemischtem schluffig, tonigem Material. Danach ist der Fischerbach mittels einer Halbschale ausgebaut, in der sich aufgrund des glatten Untergrunds und episodischer Spülstöße aus der Kanalisation von Borg Material nur für gewisse Zeiträume ansammeln konnte.

4.3 Gewässerflora

4.3.1 Artenliste

In der Zone 1 wurden nur in der Leuk Gefäßpflanzen gefunden. Wahrscheinlich ist die Niedrigwasserführung des Fischerbachs im Sommer bzw. Herbst mit nur 1-2 l/s und Wasserständen von teilweise weniger als 5 cm einfach zu gering, um submersen Gefäßpflanzen einen Lebensraum zu bieten. Dafür bilden sich Bachröhrichte bzw. Seggengesellschaften aus, die den Fischerbach im Oberlauf vollständig bedecken. Nach dem Beginn der Ausbaustrecke fallen die Bachröhrichte aus.

Leuk		**Fischerbach**
Zone1	Zone 2	Zone 2
Agrostis stolonifera	*Agrostis stolonifera*	*Agrostis stolonifera*
Berula erecta	*Apium nodiflorum*	*Berula erecta*
Callitriche platycarpa	*Berula erecta*	*Caltha palustris*
Callitriche stagnalis	*Carex acutiformis*	*Carex acutiformis*
Glyceria fluitans	*Carex disticha*	*Carex disticha*
Glyceria plicata	*Carex hirta*	*Carex vesicaria*
Lemna minor	*Cirsium oleraceum*	*Deschampsia cespitosa*
Myriophyllum spicatum	*Epilobium hirsutum*	*Epilobium adenocaulon*
Nasturtium officinale	*Epilobium parviflorum*	*Epilobium hirsutum*
Phalaris arundinacea	*Epilobium tetragonum*	*Epilobium parviflorum*
Potamogeton crispus	*Galium palustre*	*Equisetum fluviatile*
Sparganium erectum	*Glyceria fluitans*	*Equisetum palustre*
Veronica beccabunga	*Glyceria maxima*	*Glyceria fluitans*
Zanichellia palustris ssp. pal.	*Glyceria plicata*	*Glyceria maxima*
	Holcus lanatus	*Glyceria plicata*
	Iris pseudacorus	*Iris pseudacorus*
	Juncus effusus	*Juncus articulatus*
	Lythrum salicaria	*Juncus conglomeratus*
	Mentha x verticillata agg.	*Juncus effusus*
	Nasturtium officinale	*Juncus inflexus*
	Phalaris arundinacea	*Mentha aquatica*
	Poa trivialis	*Phalaris arundinacea*
	Polygonum amphibium	*Poa trivialis*
	Ranunculus repens	*Sparganium erectum*
	Rumex conglomeratus	*Veronica anagallis-aquatica*
	Scrophularia umbrosa	
	Solanum dulcamara	
	Sparganium erectum	
	Stellaria aquatica	
	Urtica dioica	
	Veronica anagallis-aquatica	
	Veronica beccabunga	

4.3.2 Gewässerflora und chemische Einflußfaktoren

Folgende Arten, die häufig an kalkreichen Fließgewässern auftreten (OBERDORFER 1994, SEBALD et al. 1993), findet man an der Leuk in größeren Beständen :

Apium nodiflorum, Berula erecta, Epilobium hirsutum, Lemna minor, Myriophyllum spicatum, Phalaris arundinacea, Scrophularia umbrosa, Sparganium erectum, Veronica beccabunga, Veronica anagallis-aquatica und *Zannichellia palustris*.

Ein Teil der Arten zeigt vom Verbreitungsbild in der Leuk her eine gewisse Tendenz, entweder belastete Abschnitte zu meiden oder zu suchen. Andere Arten wiederum scheinen gegenüber Ammonium-Konzentrationen indifferent zu sein.

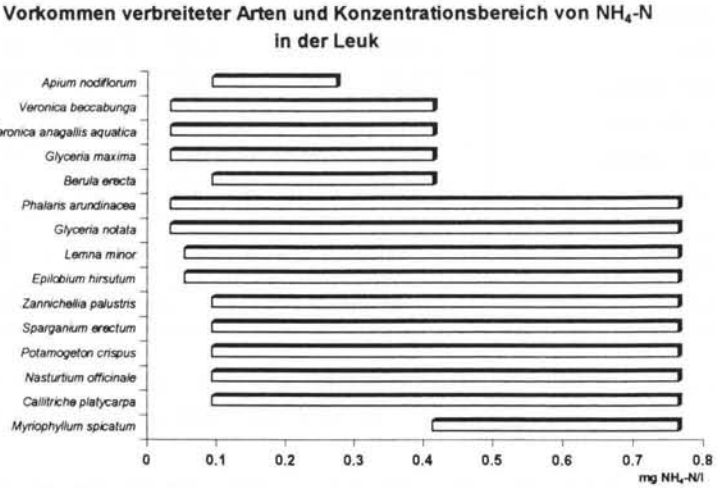


Abbildung 4: Ausgewählte Taxa und mittlere NH_4-N Gehalte in der Leuk

Die beiden *Veronica*-Arten fehlen beispielsweise ebenso wie *Glyceria maxima* und *Berula erecta* in den Gewässerabschnitten der Leuk, an denen mittlere Konzentrationen von über 0.5 mg Ammonium-Stickstoff gemessen wurden. *Apium nodiflorum* ist sogar nur bis zu einer Konzentration von etwas über 0.3 mg NH_4-N/l kartiert worden. *Myriophyllum spicatum* kommt dagegen erst ab NH_4-N-Konzentrationen von mehr als 0.4 mg/l in der Leuk vor.

Aus obiger Abbildung kann jedoch nicht abgelesen werden, wo welche Art einen Verbreitungsschwerpunkt hat. Möglich wäre z. B. ein sporadisches Auftreten in einem Abschnitt mit geringem Nährstoffgehalt und massenhaftes Vorkommen in belasteten Abschnitten.

Daher wurde mit dem biseriellen Korrelationskoeffizienten (KENT & COKER 1994, SACHS 1999) geprüft, ob signifikante Beziehungen zwischen dem Vorkommen oder Nicht-Vorkommen einer Art und dem Nährstoffgehalt bestehen.

Für insgesamt 12 Arten wurde ein signifikanter Zusammenhang auf dem Signifikanzniveau von 95% festgestellt.

Tabelle 7: Punktbiserieller Korrelationskoeffizient für Arten, deren Vorkommen signifikant (t-Test) von Ammonium- und/oder Phosphat-Konzentration abhängt

Arten	Signifikanzen NH_4-N			Signifikanzen PO_4-P		
(alphabetisch)	r_p	B	alpha	r_p	B	alpha
Apium nodiflorum	-0.346	0.12	0.05			
Berula erecta	-0.442	0.20	0.05	-0.349	0.12	0.05
Epilobium hirsutum				0.277	0.08	0.05
Glyceria maxima	0.34	0.12	0.05	0.427	0.18	0.05
Glyceria notata	0.378	0.14	0.05	0.359	0.13	0.05
Lemna minor	0.308	0.09	0.05	0.404	0.16	0.05
Myriophyllum spicatum	0.539	0.29	0.05	0.515	0.27	0.05
Nasturtium officinale	-0.389	0.15	0.05			
Potamogeton crispus	0.467	0.22	0.05	0.484	0.23	0.05
Veronica anagallis-aquatica	-0.352	0.12	0.05	-0.451	0.20	0.05
Veronica beccabunga	-0.436	0.19	0.05	-0.383	0.15	0.05
Zannichellia palustris	0.429	0.18	0.05	0.58	0.34	0.05
r_p = Korrelationskoeffizient	B = Bestimmtheitsmaß			alpha = Signifikanzniveau		

Die signifikanten Zusammenhänge sind nicht „sehr stark" (höchstes $r_p = 0.580$), doch ist anzumerken, daß der maximale r_p (anders als bei r) nur in den seltensten Fällen bei 1, meist jedoch darunter liegt.

Arten, die einen negativen Korrelationskoeffizienten aufweisen, bevorzugen die "nährstoffärmeren" Abschnitte in der Leuk (z. B. *Apium nodiflorum*); Arten mit positiven r_p haben ihren Verbreitungsschwerpunkt in den belasteten Abschnitten der Leuk (z. B. *Zannichellia palustris*).

In diesem Zusammenhang ist die unterschiedliche Affinität der Wasserpflanzen zu Ammonium oder Nitrat als Stickstofflieferant durch den Besitz des Enzyms Nitratreduktase (MELZER & EXLER 1982) zu nennen. Hohe Ammonium-Belastungen wirken auf oligotraphente Arten toxischer als auf eutraphente Arten, außerdem können "hochwüchsige eutraphente Arten oligotraphente Arten bei zunehmendem Nährstoffangebot verdrängen" (KOHLER & ZELTNER 1981).

4.3.3 Anmerkungen zum aktuellem Vorkommen und der Ökologie der Taxa

Zannichellia palustris

Eine charakteristische Art für die eutrophe Gewässersituation an der Leuk ist *Zannichellia palustris* ($r_p = 0.580$ für PO_4–P). Die Art tritt schwerpunktmäßig in der Leuk hinter der Mündung des übermäßig verschmutzten Fischerbachs auf und ist bis zum Ende der untersuchten Fließstrecke fast durchgängig zu finden (Abwassereinleitungen Oberleuken und Keßlingen kommen hinzu).

Der Teichfaden wird als Verschmutzungsanzeiger angesehen (CASPER & KRAUSCH 1980); „eventuell ist diese Art erst bei Ammoniumkonzentrationen > 0.1-0.2 mg NH_4/l konkurrenzfähig" (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG 1993). Dies wäre eine Erklärung für die massenhaften Vorkommen der Pflanze nach Abwassereinlei-

tungen, die sonst als konkurrenzschwach gilt (PHILIPPI 1981).

In Untersuchungen an Gewässern der Friedberger Au von KOHLER et al. (1974) wurden Nährstoffkonzentrationen für den Teichfaden von 0.07 - 1,2 mg/l PO_4/l und 0.09-2 mg NH_4/l angegeben (entsprechend ca. 0.02 – 0.4 mg PO_4-P und 0.07-1.45 mg NH_4-N).

Potamogeton crispus

Ebenfalls in den eutrophen Bereichen der Leuk ist *Potamogeton crispus* verbreitet (vgl. Tabelle 7). Das krause Laichkraut korreliert mit r_p = 0.467 mit der Ammonium-N-Konzentration und mit r_p = 0.484 mit der Orthophosphat–P–Konzentration. *Potamogeton crispus* gilt als Nährstoffzeiger (CASPER & KRAUSCH 1980).

Myriophyllum spicatum

Myriophyllum spicatum zeigt eine ähnliche Verbreitung wie *Potamogeton crispus*, tritt in größeren Beständen aber erst nach Oberleuken auf, und ist daher auch auf die eutropheren Bereiche (r_p 0.535 für NH_4–N, 0.515 für PO_4-P) mit Konzentrationen höher als 0.07 mg Orthophosphat–P/l beschränkt. An Fließgewässerstrecken der Klasse 5 ist die Art auf 44 % vertreten. Allgemein gilt die Art als unempfindlich gegenüber mäßiger Verschmutzung (CASPER & KRAUSCH 1980). KOHLER et al. (1974) wiesen sie in stark verschmutzten Bereichen nach.

Lemna minor

Für *Lemna minor* ergab sich zwar ein r_p von 0.404 für PO_4-P, es ist jedoch davon auszugehen, daß für diesen Pleustophyt vor allem geschützte Buchten an den Fließgewässern von Bedeutung sind und weniger der Nährstoffgehalt. So tritt die Kleine Teichlinse auch an Strecken mit geringer Nährstoffbelastung auf, wenn sehr geringe Fließgeschwindigkeiten vorherrschen. In Bezug auf den Nährstoffgehalt gilt sie als euryök, jedoch kann sie bei höherem Nährstoffangebot eine höhere Pflanzenmenge ausbilden (KONOLD 1987).

Nasturtium officinale

Sinkt die Trophie, wie an dem Abschnitt zwischen der Kläranlage Hellendorf und Oberleuken (Selbstreinigungseffekte, Zufluß von nicht abwasserbelasteten Waldbächen), gelangen andere Pflanzenarten als die oben genannten zur Dominanz. Zu nennen ist z. B. *Nasturtium officinale*, die in diesem Bereich vor allem in Zone 2 ausgesprochene Massenbestände bildet.

Der r_p–Wert liegt hier bei minus 0.38 für Ammonium-Stickstoff, für Phosphat konnte kein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen werden. Jedoch zeigt die deskriptive Auswertung einen deutlichen Schwerpunkt im Konzentrationsbereich 0.07 – 0.16 mg/l PO_4-P und 0.06-0.04 mg NH_4-N /l.

Nach CASPER & KRAUSCH (1981) bevorzugt die Brunnenkresse nährstoffreiches Wasser.

Berula erecta

Auch *Berula erecta* besitzt in dem für *Nasturtium officinale* genannten Konzentrationsbereich ihren Verbreitungsschwerpunkt. Nach SEBALD et al. (1993) erträgt der Aufrechte Merk höchstens mäßig eutrophe Verhältnisse, nach OBERDORFER (1994) hat die Pflanzenart ein breites ökologisches Spektrum von oligo- bis eutroph. KOHLER et al. (1974) fanden *Berula erecta* im Nährstoffbereich von 0.01 bis 1,2 mg/l NH_4/l und 0.05 – 1,2 mg PO_4-P/l in der Moosach und der Friedberger Au. *Berula erecta* wird als abwasserempfindlich eingestuft (CASPER & KRAUSCH 1981).

Apium nodiflorum

Apium nodiflorum besitzt ein ähnliches Verbreitungsbild wie *Berula erecta*, jedoch fällt sie in den Bereichen mit höheren PO_4-P-Konzentrationen und NH_4-N-Konzentrationen ganz aus oder bildet eine geringfügigere Pflanzenmenge.

Veronica beccabunga & Veronica anagallis-aquatica

Sowohl *Veronica beccabunga* als auch *Veronica anagallis-aquatica* sind in den Bereichen mit niedrigeren Nährstoff-Konzentrationen ab Eft verbreitet und bleiben in Bereichen höherer Nährstoffkonzentrationen aus. Für die Bachbunge ließ sich gerade noch ein signifikanter Zusammenhang nachweisen (r_p = -0.436 für NH_4-N, und r_p= -0.383 für PO_4-P), für *Veronica anagallis-aquatica* ist der Zusammenhang mit der Phosphatkonzentration dagegen größer (r_p= -0.451). Nach SEBALD et al. (1993) und OBERDORFER (1994) bevorzugen beide Arten nährstoffreiche bis mäßig nährstoffreiche Gewässer.

Callitriche platycarpa

Bei *Callitriche platycarpa* konnte keine Bevorzugung eines bestimmten Trophiegrades an der Leuk festgestellt werden. Sie ist in Bezug auf Trophie- und Verschmutzungsgrade weitgehend indifferent.

Glyceria maxima & Glyceria notata

Für *Glyceria maxima* (r_p=0.401 für PO_4-P) geht aus den Daten eine abnehmende Ausdehnung mit zunehmender Trophie hervor. Im Untersuchungsgebiet tritt der Große Schwaden vor allem an Störungsstellen im Siedlungsbereich als auch im Bereich zwischen Kläranlage Hellendorf und Oberleuken auf. *Glyceria maxima* gilt als Verschmutzungszeiger (SEBALD et al. 1993).

Ähnliches gilt auch für die Verbreitung von *Glyceria notata.*

5. Diskussion

Die gefundenen Zusammenhänge zwischen den Nährstoffparametern Ammonium-Stickstoff und Orthophosphat-Phosphor und dem Vorkommen der genannten Gefäßpflanzen lassen sich nur im Kontext mit anderen Einflußgrößen bewerten. Zwar sind an der Leuk bis zum Eintritt in den Taunusquarzit hinter Keßlingen und am Fischerbach andere abiotische Faktoren, wie z. B. Beschattungintensität (i. d. R. klein oder nicht vorhanden) sowie Gefälle (i. d. R. kleiner 15 ‰) relativ homogen ausgeprägt, doch wird durch Sohlsubstrat und Gewässerpflege das Vorkommen aquatischer Gefäßpflanzen ganz entscheidend beeinflußt. Ein flächendeckendes Indikatorsystem ist daher nur schwer einzurichten, zumal Übertragungen auf andere Einzugsgebiete neuer Untersuchungen bedürfen.

Zur Erfolgskontrolle der demnächst realisierten Abwasserbehandlung im ländlichen Raum wären aber schon abschnittsweise Kartierungen an wasserpflanzenreichen Standorten eine praktikable Monitoringmethode, die auf den vorliegenden Untersuchungen aufbauen könnte.

6. Literatur

BRAUN-BLANQUET, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. – Wien.

BREHM, J. & M. P. D. MEIJERING (1996): Fließgewässerkunde - Einführung in die Ökologie der Quellen, Bäche und Flüsse. – Wiesbaden.

CARBINIER, R. & A. ORTSCHEIT (1987): Wasserpflanzengesellschaften als Hilfe zur Qualitätsüberwachung eines der größten Grundwasservorkommen Europas. In: Vegetation ecology and creation of new environments. – Proceedings of the international symposium, Tokyo. Miyawaki, A. et al. Tokai University Press. Tokyo, 160: 283-312.

CASPER, S. J. & H.-D. KRAUSCH (1981): Süßwasserflora von Mitteleuropa Bd. 24 (1-2). – Stuttgart.

DVWK. DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e. V. [Hrsg.] (1999): Gewässerentwicklungsplanung: Begriffe, Ziele, Systematik, Inhalte. – Bonn.

HABER, W. & A. KOHLER (1972): Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen. Landschaft + Stadt 4 (4): 159-168.

HAMM, A. [Hrsg.] (1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. – Sankt Augustin.

HASLAM, S. (1978): River plants. – Cambridge.

HASLAM, S. (1997): The River Scene. – Cambridge.

HERR, W., TODESKINO, D. & G. WIEGLEB (1989): Veränderungen von Flora und Vegetation von ausgewählten Fließgewässern Niedersachsens seit 40 Jahren. – Naturschutz u. Landschaftspflege in Niedersachsen. – Hannover.

HÖLL, K. (1986): Wasser – Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Biologie. – Berlin, New York.

JANAUER, G. A., ZOUFAL, R., CHRISTOF-DIRRY, P. & P. ENGLMAIER (1993): Neue Aspekte der Charakterisierung und vergleichenden Beurteilung der Gewässervegetation. – In: Berichte des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie Universität Hohenheim 2: 59-70.

KENT, M. & P. COKER (1994): Vegetation description and analysis. – Bafins Lane, Chichester.

KOHLER, A. & G.-H. ZELTNER (1974): Verbreitung und Ökologie von Makrophyten in Weichwasserflüssen des Oberpfälzer Waldes (Naab, Pfreimd und Schwarzach). – Hoppea 33: 171-232.

KOHLER, A. & G.-H. ZELTNER (1981): Der Einfluß von Be- und Entlastung auf die Vegetation von Fließgewässern. – Daten Dokumentation Umweltschutz, Sonderr. Umwelttagung 31: 127-139.

KOHLER, A. & J. A. JANAUER (1995): Zur Methodik der Untersuchung von aquatischen Makrophyten in Fließgewässern. – Handbuch angewandte Limnologie. Untersuchung von aquatischen Makrophyten VIII-1.1.3: 1-22.

KOHLER, A. (1971): Zur Ökologie submerser Gefäß-Makrophyten in Fließgewässern. – Ber. Dt. Bot. Ges. 84: 713-720.

KOHLER, A. (1978): Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. – Landschaft + Stadt 10(2): 73-85.

KOHLER, A., PENSEL, T. & G. H. ZELTNER (1980): Veränderungen von Flora und Vegetation in den Fließgewässern der Friedberger Au zwischen 1972 und 1978. – Verh. Ges. f. Ökologie 8: 343-350.

KOHLER, A., BRINKMEIER, R. & H. VOLLRATH (1974): Verbreitung und Indikatorwert der submersen Makrophyten in den Fließgewässern der Friedberger Au. – Ber. Bayer. Bot. Ges. 45: 5-36.

KOHLER, A., HEIMBERGER, K. & G.-H. ZELTNER (1994): Die Makrophytenvegetation in Fließgewässern des Erdinger Mooses (Münchener Ebene)- Ihre Entwicklung 1973 bis 1992. – Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim 3: 53-104.

KOHLER, A., WARNEK, L. & G.-H. ZELTNER (1989): Veränderungen von Flora und Vegetation in den kalkreichen Fließgewässern der Friedberger Au von 1972 bis 1987. –Archiv. Hydrobiol. Suppl. 83(3): 407-451.

KOHLER, A., WONNEBERGER, R. & G. H. ZELTNER, (1973): Die Bedeutung chemischer und pflanzlicher Verschmutzungsindikatoren im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene). – Arch. Hydrobiol. 72(4): 533-549.

KOHLER, W., SCHACHTEL, G. & E. VOLESKE (1995): Biostatistik. – Berlin, Heidelberg.

KOHLER, A., VOLLRATH, H. & E. BEISEL (1971): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließgewässersystem der Moosach (Münchener Ebene). – Arch. Hydrobiol. 69: 333-365.

KONOLD, W. (1984): Zur Ökologie kleiner Fließgewässer. Agrar- und Umweltforschung in Baden-Württemberg 6. – Stuttgart.

KONOLD, W. (1987): Oberschwäbische Weiher und Seen. – Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 52. Karlsruhe.

LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER [HRSG.] (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. – Berlin.

LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT RHEINLAND-PFALZ [Hrsg.] (1994): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. – Mainz.

LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG [Hrsg.] (1993): Verkrautung von Fließgewässern – Einflußfaktoren, Wechselwirkungen, Kontrollmaßnahmen. Handbuch Wasser 2. – Karlsruhe.

MELZER, A. & D. EXLER (1982): Nitrate- and nitrite-reductase activities in aquatic macrophytes. – In: SYMOENS, J.J., HOOPER, S. S. & P. COMPÈRE: Studies on Aquatic Vascular Plants: 128-135. – Brüssel.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND VERKEHR DES SAARLANDES [HRSG.] (1998): Gewässertypenatlas des Saarlandes. – Saarbrücken.

NIEHOFF, N. (1996): Ökologische Bewertung von Fliessgewässerlandschaften: Grundlagen für Renaturierung und Sanierung. – Berlin, Heidelberg, New York.

OBERDORFER, E. (1994) Pflanzensoziologische Exkursionsflora. – Stuttgart.

PALL, K. & G. A. JANAUER (1995): Die Makrophytenvegetation von Flußauen am Beispiel der Donau zwischen Fluß-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland. – Archiv für Hydrobiologie Supplement 101(2): 91-109. – Stuttgart.

PIETSCH, W. (1974): Ökologische Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern mit Hilfe höherer Wasserpflanzen - Ein Beitrag zur Belastung aquatischer Ökosysteme. – In: Mitteilungen der Geobotanischen, Phytotaxonomischen, Biologischen Gesellschaft in der DDR. – Berlin.

RIPL, W. (1996): Entwicklung eines Land-Gewässer-Bewirtschaftungskonzeptes zur Senkung von Stoffverlusten an Gewässer (Stör-Projekt I und II). - Endbericht.– Berlin.

PRINS, H. B. A., O'BRIEN, J. & P. E. ZANSTRA (1982): Bicarbonate utilization in Aquatic angiosperms. pH and CO_2 concentrations at the leaf surface. – In: SYMOENS, J.J., HOOPER, S. S. & P. COMPÈRE: Studies on Aquatic Vascular Plants:128-135. Brüssel.

SACHS, L. (1999): Angewandte Statistik, Anwendung statistischer Methoden. – Berlin, Heidelberg.

SCHNEIDER, H. (1972): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 159 Saarbücken. – Bonn-Bad-Godesberg.

SEBALD, O., SEYBOLD, S., & G. PHILIPPI (1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. – Band 1-8. Stuttgart.

SIEGL, A., KUBINIOK J., BRUCH J. & B. NEUMANN (2000): Wasser- und Nährstoffhaushalt im Einzugsgebiet kleiner Fließgewässer auf repräsentativen Flächen im ländlichen Raum des Saarlandes als Grundlage für angepaßte kommunale Abwasser- und Regenwasserbehandlungskonzepte. Hrsg. Min. f. Umwelt. – Saarbrücken.

SONNTAG, E., POZZI, D., PENKSZA, K., ZELTNER, G. H. , BJÖRK, S. & A. KOHLER (1999): Makrophyten-Vegetation und Standorte im eutrophen Kävlinge-Fluß (Skane, Südschweden). – Berichte des Institutes für Landschafts- und Pflanzenökologie der Universität Hohenheim Beiheft 9. Hohenheim.

TREMP, H. (1996): Bioindikation mit Wasserpflanzen in Fließgewässern – Möglichkeiten und Grenzen. – In: ARNDT, U., FOMIN, A. & LORENZ, S. [HRSG.] (1996): Bioindikation Neue Entwicklungen Nomenklatur Synökologische Aspekte: 111-121. – Ostfildern.

TREMP, H.& A. KOHLER (1995): The usefulness of macrophyte monitoring-systems, exemplified on eutrophication and acidification of running waters. – Acta botanica Gallica 142: 541-550.

WERLE, O. (1974): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 148/149 Trier Mettendorf. – Bad Godesberg.

WIEGLEB, G. (1978): Vergleich ökologischer und soziologischer Artengruppen von Makrophyten des Süßwassers. – Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie: 243-249.

WIEGLEB, G. (1981): Struktur, Verbreitung und Bewertung von Makrophytengesellschaften niedersächsicher Fließgewässer. – Limnologica 13: 427-448.

WIEGLEB, G. (1988): Analysis of flora and Vegetation in rivers: concepts and applications. – In: SYMOENS, J. J. [HRSG.] Vegetation of inland waters. Handbook of vegetation science 15(1): 283-311.

WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER (1998): Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Stuttgart.

WOLFF, P. (1999): Vegetation und Ökologie der nährstoffarmen Fließgewässer der Pfalz. – Pollichia-Buch Nr. 37, 1999. Bad Dürkheim.

Gedankt sei an dieser Stelle Herrn Peter Wolff, der die submersen Makrophyten, vor allem die Callitriche-Arten, nochmals nachbestimmte.

Anschrift der Autoren:

Petra Reichle, Lindenstr. 9, 73630 Remshalden

Ingo Bruch, Universität des Saarlandes, Institut für Biogeographie, Am Markt, 66125 Dudweiler

Dr. Ankea Siegl, Universität des Saarlandes, Institut für Biogeographie, Am Markt, 66125 Dudweiler