

Der Reichramingbach

Seine organische und hygienische Belastung durch den intensiven
Badebetrieb im Sommer.

Josef Eisner¹

Siegfried Angerer † (Wasseranalysen)

1994

H. Peter Grasser² (Bakteriologie)

Magdalena Maier³ (Algen)

¹ Dorf/Enns 69a, 4431 Haidershofen

² Amt der o.ö. Landesregierung, Gewässerschutz, Stockhofstr. 40, 4020 Linz

³ Erzherzog Eugenstr. 7/12, 6020 Innsbruck

Inhaltsverzeichnis

1.	KURZFASSUNG	3
2.	ABSTRACT	3
3.	EINLEITUNG UND PROBLEMSTELLUNG.....	4
4.	UNTERSUCHUNGSGEBIET UND METHODIK.....	4
4.1.	Chemisch- physikalische Werte.....	7
4.2.	Bakteriologie.....	7
4.3.	Algenbewuchs und Saprobitätseinstufung.....	8
5.	ERGEBNISSE.....	10
5.1.	Wetter	10
5.2.	Chemisch- physikalische Werte.....	10
5.3.	Bakteriologische Werte	12
5.4.	Algen.....	13
6.	DISKUSSION	19
7.	LITERATUR.....	23
8.	ANHANG.....	23



1. Kurzfassung

Untersucht wurde die Belastung des Reichramingbaches, eines submontanen Bergbaches (MQ 1980-1990 5.84 m³/s, Einzugsgebiet 168.6 km²) der Nördlichen Kalkalpen, durch den intensiven Badebetrieb, dem er in den Sommermonaten auf den letzten 6 Fließkilometern ausgesetzt ist. Erhoben wurden Nährstoffe, psychrophile und fäkalcoliforme Keime in den Monaten Mai, Juli und Oktober, sowie im Oktober der Algenaufwuchs. Es zeigt sich, daß dieser Bergbach trotz eines Einzugsgebietes mit überwiegend Waldflächen, geringem Siedlungsdruck und kaum behördlich genehmigter Abwassereinleitungen einer Grundbelastung an Keimen ausgesetzt ist, die höher als die EG-Richtlinie von 100 Fäkalcoliformen/100 ml ist. Hohe Nährstoffbelastungen treten in den Zuflüssen im Ortsgebiet von Reichraming auf, mit Keimbelastungen bis 600.000 Fäkalcoliforme/100 ml. Der Algenaufwuchs zeigt Güteklasse II und im Ortsgebiet Güteklasse II-III an. Ein meßbarer Einfluß auf die Nährstofffracht und Keimbelastungen durch Badegäste ist nicht anzunehmen, obwohl die Keimbelastung während der Badesaison höher ist. Diese höheren Keimzahlen wurden aber auch an den Referenzstellen ohne Badebetrieb gemessen. Unter Umständen wird einiges an Keimen durch das Aufwühlen der Sedimente mobilisiert.

2. Abstract

We investigated the influence of bathing people on the Reichraming brook. It is a mountain brook of the Nördlichen Kalkalpen (catchment area 168.6 km²; average discharge 1981-1990 5.84 m³/s). A lot of visitors use the last reach of 6 km during summertime for bathing. Samples were taken along this stretch and in a few tributaries for chemical and physical water analysis and measurements of the bacterial load (psychrophytic and coliform bacteria) in May, July and October 1994. Algal samples (micro- and macroforms) were taken in October 1994 for determining the water quality index.

The bacterial load of coliform bacteria was at any time and site higher than the standard given in the EU-guide-lines i.e. 100 coliform bacteria/100 ml. High nutrient and bacterial loads have also been found in the upstream part of the village of Reichraming. The bacterial load of one tributary was up to 600.000 coliform bacteria/100ml (Goissengraben near Reichraming). These highly loaded tributaries affect obviously the water quality index and bacterial load of the Reichraming brook. The algal assemblage of the Reichraming brook within the study area indicates a water quality index II but the quality index II-III within the stretch flowing through the village Reichraming and downstream of the highly loaded tributaries.

The measurements do not confirm the assumption, that there is an influence on the nutrient and bacterial load by bathing activities. Although the load is higher during the bathing season, loads are even higher on sites where no bathing takes place. Yet, we have to consider that the bacterial load can be raised by stirring up the sediments.



3. Einleitung und Problemstellung

Der Reichramingbach, ein Gebirgsbach der nördlichen Kalkalpen, ist auf seiner letzten, 6 km langen Fließstrecke vor der Einmündung in die Enns in den Sommermonaten einem intensiven Badebetrieb ausgesetzt. Das damit verbundene starke Verkehrsaufkommen sowie die hohe Besucherdichte führten zu Klagen der Gemeinde Reichraming über Belastungen des Gewässersystems. Eine „Verunreinigung“ des Reichramingbaches wird vermutet, „Algenblüten“ im Frühsommer im Bereich des Ortsgebietes als Indiz für eine Eutrophierung durch Badende gewertet.

Gerade für solche naturnahen Fließstrecken, die eine große Anziehungskraft auf Erholungssuchende ausüben, ist es wichtig, Grenzen der Belastbarkeit zu eruieren. Die Nationalparkplanung für den Nationalpark Kalkalpen regte daher eine Untersuchung hinsichtlich der organischen und hygienischen Situation in Abhängigkeit der Badegäste im Sommer an. Parallel dazu wurde ein Bericht über „Biotopstruktur und anthropogene Einflüsse am Reichramingbach“ von MICHOR (1994) publiziert, der die mechanischen und optischen Auswirkungen entlang der Ufer des Reichramingbaches hinsichtlich des Badebetriebes zum Inhalt hatte.

Abb.1: Einzugsgebiet des Reichramingbaches (168.6 km²)

4. Untersuchungsgebiet und Methodik

Der Reichramingbach (Abb. 1) entspringt in den Nordhängen des Reichraminger Hintergebirges und mündet in der Ortschaft Reichraming in die Enns. Die flächenbezogene Abflußspende von 34.6 l/s pro km² ist als hoch einzustufen (Amt der Oberösterreichischen Landesregierung 1994).

Der Abfluß ist durch den Pegel Reichraming erfaßt und zeigt das Bild eines Nivo-Pluvialen (Schnee-Regen Typ) Regimes (MOOG & WIMMER 1990). Dieses Abflußregime hat zwei Maxima und zwei Minima. Das Hauptmaximum liegt je nach Höhenlage und der Größe des Schneevorrats im April bis Mai, das zweite Maximum im November bis Dezember. An beiden Maxima sind die Regenfälle beteiligt. Sommerliche Regenfälle verursachen in den Sommermonaten Juli/August entsprechende Hochwässer (Abb.2). Ab der Einmündung des Plaißabaches ist der Reichramingbach als Gewässer der Flußordnung 5 typisiert (WIMMER & MOOG 1994).

Geologisch zählt das Einzugsgebiet zum mittleren Abschnitt der Nördlichen Kalkalpen. Von besonderer Bedeutung ist der Reichramingbach in seiner landschaftsprägenden Eigenschaft. Stark mäandrierend durchschneidet er Dolomite und Schotterfluren (Foto 1).



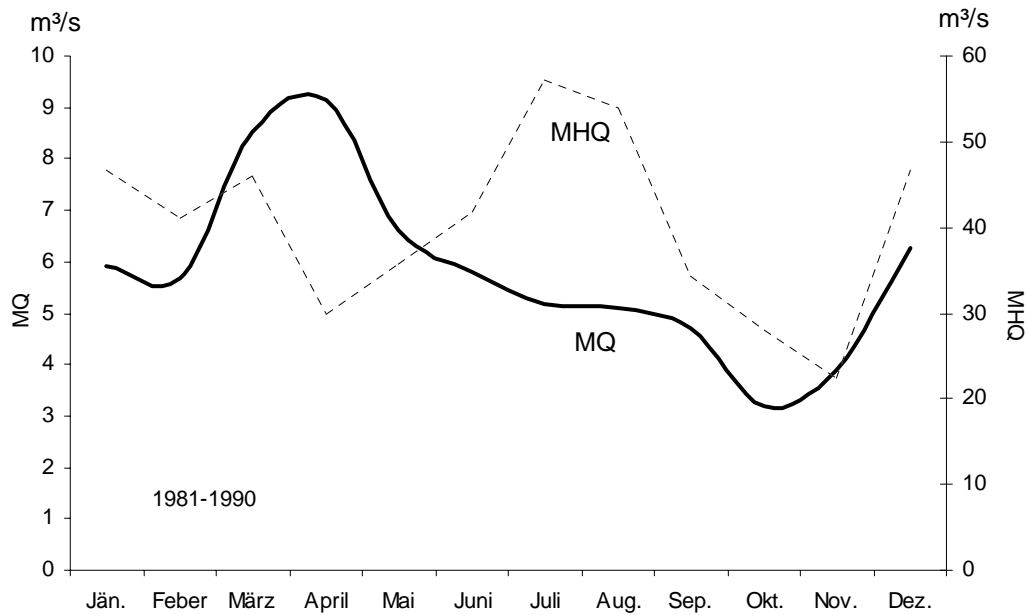


Abb.2: Monatliche mittlere Abflußwerte (mittlerer Durchfluß MQ, mittleres Hochwasser MHQ) der Reihe 1981-1990.

⇒ Siehe Originalbericht!

Foto1: Reichramingbach im Bereich der Anzenbachmündung. Stark mäandrierend schneidet er sich in die Schotterkörper des Tales ein.

⇒ Siehe Originalbericht!

Abb.3: Untersuchungsgebiet und Probenentnahmestellen (Pfeile: chemisch- physikalische Werte und Bakteriologie, Dreiecke: Algen)

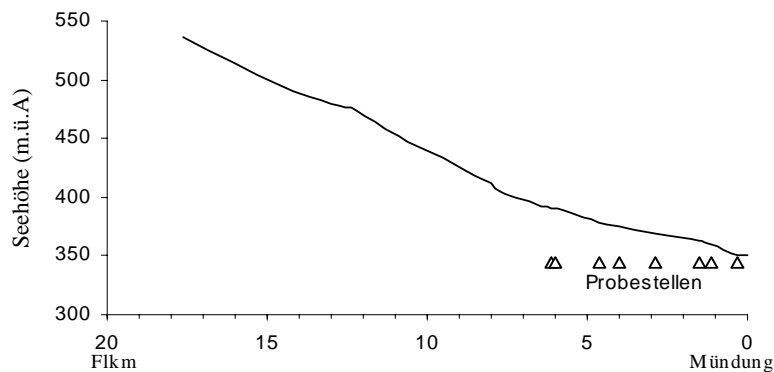


Abb.4: Längsprofil des Reichramingbaches (ab Zusammenfluß Schwarzer Bach und Großer Bach) und Lage der Probestellen



Die weitgehend unbefestigten Ufer ermöglichen eine große Variabilität an Breitenausdehnung und Wassertiefen. Kolke und rasch-turbulent strömende Abschnitte wechseln einander ab. Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich über die letzten 6 km vor der Einmündung in die Enns (Abb.3 und Abb.4). Dieser Abschnitt ist einem hohen Nutzungsdruck durch Badegäste im Sommer ausgesetzt. Im Sommer sind die mittleren Abflusswerte des Reichramingbaches bei anhaltenden Schönwetterperioden gering. Er füllt nur einen Teil seines Bachbettes aus. Große Schotterflächen liegen frei und unbenetzt. Der Uferbewuchs ist auf die Steilböschungen zurückgedrängt und kann den Bach nicht beschatten. Daher kann sich der Wasserkörper bei geringem Gefälle (5 ‰) entsprechend erwärmen. Diese Situation und der besondere landschaftliche Reiz dieses Talabschnittes machen ihn zu einem beliebten Ausflugsziel. Bachauf der Anzenbachmündung (ca. Flkm. 6.0) nutzen nur mehr vereinzelt Badegäste den Bach, da die bachbegleitende Gemeindestraße ab hier nicht mehr für den öffentlichen Verkehr freigegeben ist. Zur Beurteilung der hygienischen Situation und den organischen Belastungen durch Badegäste, wurden die Probestellen nach folgenden Kriterien gewählt:

Referenzstellen:

- 2.1 Reichramingbach Flkm 6.1; oberhalb der „Badeplätze“ (Foto 2).
- 3.1 Weißenbach, Mündungsbereich; linksufriger Zubringer bei Flkm 4.9; unbelasteter Seitenzubringer.

„Badeplätze“ (Foto 3-5):

- 2.2 Reichramingbach Flkm 6.0
- 2.3 Reichramingbach Flkm 4.6
- 2.4 Reichramingbach Flkm 4.0

Unterhalb der „Badeplätze“ (Foto 6-9):

- 2.5 Reichramingbach Flkm 2.9
- 2.6 Reichramingbach Flkm 1.48
- 2.7 Reichramingbach Flkm 1.1, Beginn des Ortsgebietes
- 2.8 Reichramingbach Flkm 0.3; Einfluß des Ennsrückstaues, Ortsgebiet

Zubringer:

- 1.1 Anzenbach, rechtsufriger Zubringer bei Flkm 6.02; Vorfluter für Siedlung Anzenbach
- 4.1,4.2 Sulzbach, linksufriger Zubringer bei Flkm 1.42; bestehende Wasserrechte für Abwassereinleitungen
- 5.1 Goissengraben, linksufriges namenloses Gerinne bei Flkm 1.0; bestehende Wasserrechte für Abwassereinleitungen



4.1. Chemisch- physikalische Werte

Nach den üblichen standardisierten Methoden wurden Leitfähigkeit, pH-Wert, Absorptionskoeffizient (254 nm, 436 nm), Trübung, Gesamthärte, Carbonathärte, Calcium, Magnesium, Säurekapazität, Ammonium-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Nitrat-Stickstoff, Orthophosphat, Gesamtphosphor, KMnO_4 -Verbrauch, Sulfat, Natrium, Kalium und Chlorid bestimmt. Die Analysen erfolgten durch das Labor des Forschungszentrums Molln des Vereins Nationalpark Kalkalpen.

4.2. Bakteriologie

Erfaßt wurden jene Keime, die zu den Standardparametern für die Untersuchung von Oberflächengewässern gehören:

Saprophytische Keime (KZ 22) auf Nähragar nach 48 Stunden bei 22 °C. In der Ö-NORM für Badegewässer M 6230 sind sie mit 100/ml begrenzt (Amt der OÖ. Landesregierung 1994). KZ 22 ist ein empfindlicher Indikator für Verunreinigungen mit organischen, bakteriell leicht abbaubaren Substanzen.

Die Koloniezahl der fäkalkoliformen Keime auf mFC-Agar nach 24 Stunden bei 44 °C. Die ÖNORM M 6230 sieht keine Empfehlungen für diesen Parameter vor. Die EG-Richtlinie für Badege-

Foto 2: Referenzstelle im Reichramingbach bei Flkm 6.1 oberhalb der Badeplätze (Probestelle 2.1).

Foto 3: Badeplatz in der Nähe der Anzenbachmündung bei Flkm 6.0 (Probestelle 2.2)

Foto 4: Badeplatz bei Flußkilometer 4.6 (Probestelle 2.4)

Foto 5: Fließbereich unmittelbar nach den Badeplätzen bei Flkm 4.0 (Probestelle 2.4)

Foto 6: Fließbereich unterhalb der Badeplätze bei Dirnbach, Flkm 2.9 (Probestelle 2.5).

Foto 7: Bereich vor Einmündung des Sulzbaches bei Flkm 1.48 (Probestelle 2.6)

Foto 8: Gegenüber der Einmündung des Goissengrabens bei Flkm 1.1 (Probestelle 2.7)

Foto 9: Ortsgebiet Reichraming. Die Probestelle (2.8) liegt im Einflußbereich des Rückstaus der Enns, 0.3 km vor der Einmündung.

⇒ Siehe Originalbericht!

wasser sieht für Fäkalkoliformen einen Richtwert von 100/100ml und einen zwingenden Wert von 2000/100 ml vor (Amt der OÖ. Landesregierung, 1994). Die Fäkalkoliformen gelten als Indikator für fäkale Verunreinigungen.

Die Proben wurden von der Unterabteilung Gewässerschutz des Amtes der OÖ. Landesregierung (Mag. H.P. Grasser) entnommen und von der Bundesstaatlichen Bakteriologisch-Serologischen Untersuchungsanstalt Linz bearbeitet.

Als Beprobungstermine für die chemisch-physikalischen und hygienischen Werte wurden Mai (Zeit vor Badesaison), Juli (Badesaison) und Oktober (Zeit nach Badesaison) gewählt.



4.3. Algenbewuchs und Saprobitätseinstufung

Am 08.10.1994 erfolgte die Aufnahme des Algenaufwuchses im „Badebereich“ an den Probestellen oberhalb der Einmündung des Anzenbachs (Pst. 2.1) und Pst. 2.4. Im Einflußbereich der Ortschaft Reichraming wurde im Bereich zwischen Pst. 2.7 und Pst. 2.8 sowie nach der Pegelmeßstelle im Ortszentrum (2.8) der Algenaufwuchs bestimmt.

An allen vier Probestellen wurden neben der Entnahme von Steinen mit Algenaufwuchs aus den verschiedenen Strömungsbereichen, Proben von der Sedimentoberfläche durch Abheben der obersten Sedimentschicht entnommen. Zusätzlich wurden Proben von einzelnen, makroskopisch unterschiedlichen Algenaufwuchsformen (z.B.: *Chamaesiphon*, *Tolypothrix*, *Chandransia*, gelb-brauner Belag) direkt mitgenommen.

Die Probenentnahme erfolgte Anfang Oktober, da die Beobachtung von Algenaufwuchs im Jahresverlauf (MAIER, 1992) zeigte, daß nach äußeren Einflüssen, z.B.: Hochwasser die Entwicklung des Algenaufwuchses ca. 3 - 4 Wochen benötigt. Daher ist die Beprobung erst nach diesem Zeitraum empfehlenswert, um die möglichen Auswirkungen durch Belastungen im Sommer zu beobachten.

Die Bestimmung der Blau-, Grün- und Rotalgen erfolgte möglichst bald an Hand von Frischpräparaten mit Hilfe eines Lichtmikroskops (Olympus EH 2). Von den taxonomisch schwierigen Gruppen wurden Präparate in Glycerin eingebettet. Die geschätzte Häufigkeit der Nichtkieselalgen wurde aus der makroskopischen Beobachtung im Fließgewässer und der mikroskopischen Häufigkeit berechnet.

Die Kieselalgen wurden nach Reinigung der Schalen mit H_2O_2 in ein Kunstharz eingeschlossen und bei 1000-facher Vergrößerung mit Hilfe der aktuellen Bestimmungsliteratur (z.B.: KRAMMER K. & H. LANGE-BERTALOT [1986-1991]: Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1 - 2/4, Bacillariophyceae. - Fischer, Stuttgart) bestimmt.

Für die relative Häufigkeit der Kieselalgen wurden pro Probestelle aus zwei Mischpräparaten 500 - 600 Schalen ausgezählt und der %-Anteil der einzelnen Arten berechnet. Die Mischpräparate wurden von allen Substratformen (gelb-brauner Belag, Pusteln und Krusten von Blaualgen und fädige Grünalgen, Sediment, usw.), die sich im Untersuchungsabschnitt fanden, angefertigt. Die in den drei oberen Untersuchungsabschnitten beobachteten hell-gelben Kieselalgen-Lager aus *Gomphonema olivaceum* BREBISSEON var. *calcareum* CLEVE wurden jedoch nicht berücksichtigt, da diese gallertig verzweigte Algenart mit ihren Epiphyten, ebenfalls Kieselalgen, die relative Häufigkeit der einzelnen Arten stark verschieben würde, obwohl ihre Lager nur in strömungsarmen Bereichen in geringen Mengen vorkommen.

Die Saprobitätseinstufung der Meso- und Mikrophyten (Blau- Grün- und Rotalgen, ohne Kieselalgen) erfolgte nach MAUCH (1976):



Saprobienstufen	Güteklasse
oligosaprob	I
oligosaprob/beta-mesosaprob	I / II
beta-mesosaprob	II
beta-mesosaprob/alpha-mesosaprob	II / III
alpha-mesosaprob	III
alpha-mesosaprob / polysaprob	III / IV
polysaprob	IV

Die Kieselalgen sind nach LANGE-BERTALOT (1978 und 1979) Differentialarten gegenüber den einzelnen Gewässergüteklassen, das heißt sie können bis zu einer bestimmten Qualität der fließenden Welle im Gewässer vorkommen. So werden folgende Differentialartengruppen unterschieden:

I-II	Differentialart zu Güteklasse III (Kieselalge kommt nur in Gewässern mit Güteklasse I und II vor)
I-II(III)	Differentialart zu Güteklasse III, die bei ausreichendem Sauerstoff noch in Güteklasse III vorkommen kann
I-III	Differentialart zu Güteklasse IV
I-III(IV)	Differentialart zu Güteklasse IV, die bei ausreichendem Sauerstoff noch in Güteklasse IV vorkommen kann
I-IV	gegen Abwasser tolerante Gruppe
II-IV	Abwasser resistente Gruppe

Die Einstufung in Gewässergüteklasse II erfolgt, wenn alle wenig toleranten Taxa (I-III, I-III(IV)) insgesamt nicht mehr als ca. 10% erreichen. Die Einordnung in die Gewässergüteklasse II-III ist möglich, wenn die wenig toleranten Taxa 10 - 50% erreichen, aber die relativ sensible Gruppe (I-II, I-II(III)) dominant bleibt.

Eine Unterscheidung der Gewässergüteklassen I und II an Hand der Kieselalgen ist derzeit nicht möglich, da noch Untersuchungen über sehr sensible Arten, die eine Differentialart zu Güteklasse II darstellen, fehlen.

Angaben über die Ökologie der einzelnen Arten, z.B.: Saisonalität, Substrat-präferenz, Einfluß der Fließgeschwindigkeit, usw. für alle Algengruppen wurden aus der Literatur z.B.: BACKHAUS (1968), GEITLER (1932), KANN (1978), MAIER (1988 und 1992), PFISTER (1992), entnommen.

Die Probenentnahmen, Analysen und Auswertungen zum Algenaufwuchs wurden von Frau Dr. M. Maier durchgeführt.





Abb.5: Wassertemperaturen an den Probestellen zu den Untersuchungsterminen.

5. Ergebnisse

5.1. Wetter

Das Jahr 1994 war in ganz Österreich außergewöhnlich warm. Die Jahresmitteltemperatur lag verbreitet um 1.4 °C bis 2.2 °C über dem Erwartungswert, die Jahressummen des Niederschlages entsprachen im oberösterreichischen Alpenvorland dem langjährigen Durchschnitt. Die Monate Juli und August waren sehr warm und lagen bis zu 4 °C über dem langjährigen Durchschnitt. Der Juli war niederschlagsarm, der August unter dem langjährigen Schnitt bis normal beregnet (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik: Wetter- und Klimaübersicht für das Jahr 1994). Die Witterung war für „Badeausflüge“ günstig. Am 31.07.94 wurden in der Zeit von 14.00 h - 16.30 h 502 Autos entlang des Reichramingbaches bis zur Mündung des Anzenbaches (Flkm 6) gezählt. Inklusive Radfahrer kann eine Besucherzahl von ca. 2.000 Personen geschätzt werden.

5.2. Chemisch- physikalische Werte

Im Untersuchungszeitraum wurden die höchsten Temperaturen an der obersten Probestelle des Reichramingbaches (2.1) im Bereich der Anzenbachmündung erreicht (31.07.94: 21.8 °C). Bachabwärts schwankte die Temperatur zwischen 18.7 °C und 21.7 °C. Die Zubringerbäche wiesen im Juli Temperaturen zwischen 13.4 °C und 18.8 °C auf. Im Mai und Oktober lagen die Wassertemperaturen um 8 °C, wobei die Zubringerbäche etwas höhere Werte zeigten, und die Temperaturen der fließenden Welle des Reichramingbaches auf den 6 km bis zur Einmündung in die Enns um 1.5 °C (Mai) und 0.8 °C (Oktober) anstieg. Die morphometrischen Gegebenheiten ermöglichen im lokalen Bereich Erwärmungen die das Baden begünstigen (Abb.5). Mit der fließenden Welle kommt es im Sommer an stärker beschatteten Abschnitten zu Abkühlungen (Flkm 3-1). Im Ortsgebiet, unter dem Einfluß des Rückstaus, erwärmt sich das Wasser erneut.

Der Abfluß lag im Juli deutlich unter dem langjährigen Mittel (5.2 m³/s) und war im Oktober um ca. ein Drittel geringer. Für den 10.05.94 liegen auf Grund eines Pegelausfalls keine Abflußdaten vor.

Die geologischen Verhältnisse im Einzugsgebiet bedingen einen pH-Wert von 8.1 bis 8.9. Der Höchstwert wurde mit 9.1 im Seitenzubringer Goissengraben am 31.07.94 gemessen.



Die Ammonium-N und Nitrat-N Konzentrationen steigen im Längsverlauf des Reichramingbaches schwach an (Abb.6, Abb.7). Im Ortsgebiet Reichraming werden die höchsten Werte erreicht. Die Ammonium-N Konzentrationen blieben im Juli, bis auf die Probestelle im Ortsgebiet, unter der Nachweisgrenze (0.005 mg/l), war aber im Goissengra-

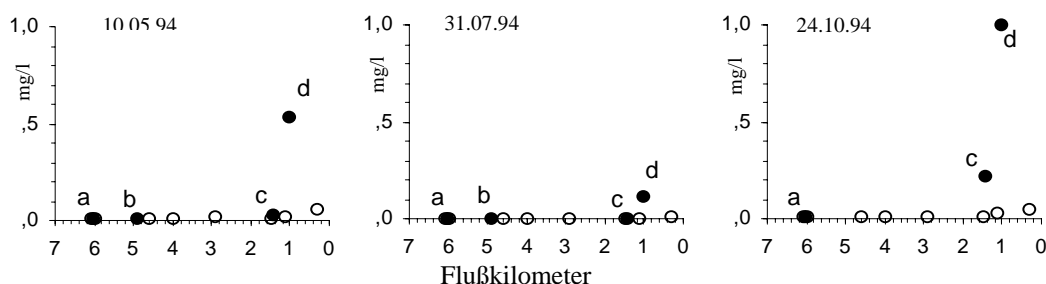


Abb.6: Ammonium-N Konzentrationen im Reichramingbach (Kreise) und in den Zubringerbächen (a: Anzenbach, b: Weißenbach, c: Sulzbach, d: Goissengraben) zu den Untersuchungsterminen.

ben vergleichsweise hoch (bis 1 mg/l). Die großen Belastungen des Goissengrabens und des Sulzbaches werden durch die Messungen im Mai und Oktober dokumentiert. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration lagen bei 0.5 und 0.9 mg/l. Im Ortsgebiet lagen die Werte bei 0.5 mg/l. Nur im Weißenbach wurde zu keinem Zeitpunkt die Nachweisgrenze überschritten. Der Höchstwert der Nitrat-N Konzentration im Juli wurde im Goissengraben gemessen (3.5 mg/l). Die Phosphorkonzentrationen ($\text{PO}_4\text{-P}$) waren nur im Goissengraben im Juli und Oktober sehr hoch ($> 1 \text{ mg/l}$). An den meisten anderen Probestellen wurde die Nachweisgrenze (0.005 mg/l) nicht überschritten. Eine relativ hohe organische

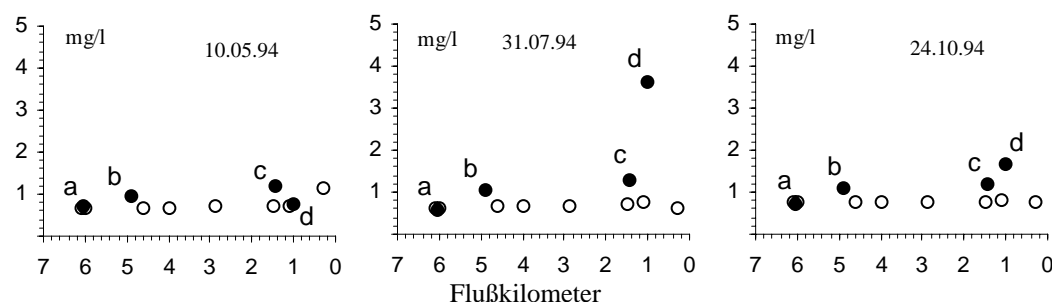


Abb.7: Nitrat-N Konzentrationen im Reichramingbach (Kreise) und in den Zubringerbächen (gefüllte Kreise, a: Anzenbach, b: Weißenbach, c: Sulzbach, d: Goissengraben) zu den Untersuchungsterminen.

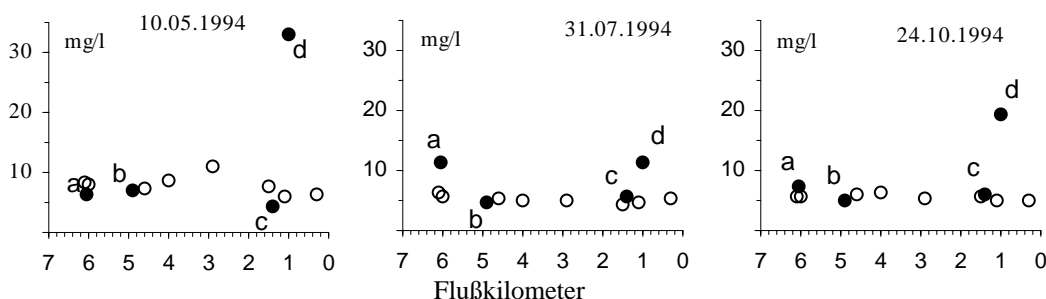


Abb.8: KMnO_4 -Verbrauch im Reichramingbach (Kreise) und in den Zubringerbächen (gefüllte Kreise, a: Anzenbach, b: Weißenbach, c: Sulzbach, d: Goissengraben) zu den Untersuchungsterminen.



Belastung des Anzenbaches und vor allem im Goissengraben ist durch den KMnO_4 -Verbrauch dokumentiert (Abb.8), auch wenn diese Methode nicht das gesamte organische Material erfaßt und meist durch die aufwendigere CSB-Methode (Chemischer Sauerstoffbedarf) ersetzt wird.

5.3. Bakteriologische Werte

Im Reichramingbach wird zu den Untersuchungsterminen der Grenzwert der psychrophilen Keime (KZ22) nur im Ortsgebiet, sowie in den Zubringerbächen Sulzbach und Goissengraben deutlich überschritten, im Oktober auch im Anzenbach (Abb.9). Im allgemeinen sind die Werte im Mai und Oktober unter den Juli-Werten. Sehr hohe Belastungen zeigt der Goissengraben auch hinsichtlich der fäkalkoliformen Keime, die hier am 10.05. einen Wert von 600.000 Keime/100 ml ergaben.

Der Grenzwert von 100 Keime/100 ml an Fäkalkoliformen wird im Reichramingbach nur an wenigen Stellen im Mai unterschritten. An allen anderen Probestellen und Terminen lagen die Werte darüber. Der zwingende Wert von 2000 Keime/100 ml wird im Ortsgebiet Reichraming und im Oktober bei Flkm 2.5 deutlich überschritten. Das Ortsgebiet Reichraming, der Sulzbach und der Goissengraben zeigen zu jeder Zeit extrem hohe Werte (Abb.9).



5.4. Algen

Der Algenaufwuchs im Reichramingbach umfaßt zum Untersuchungszeitpunkt 68 Arten und Unterarten, wobei die Kieselalgen mit 54 Arten und Unterarten dominieren, gefolgt

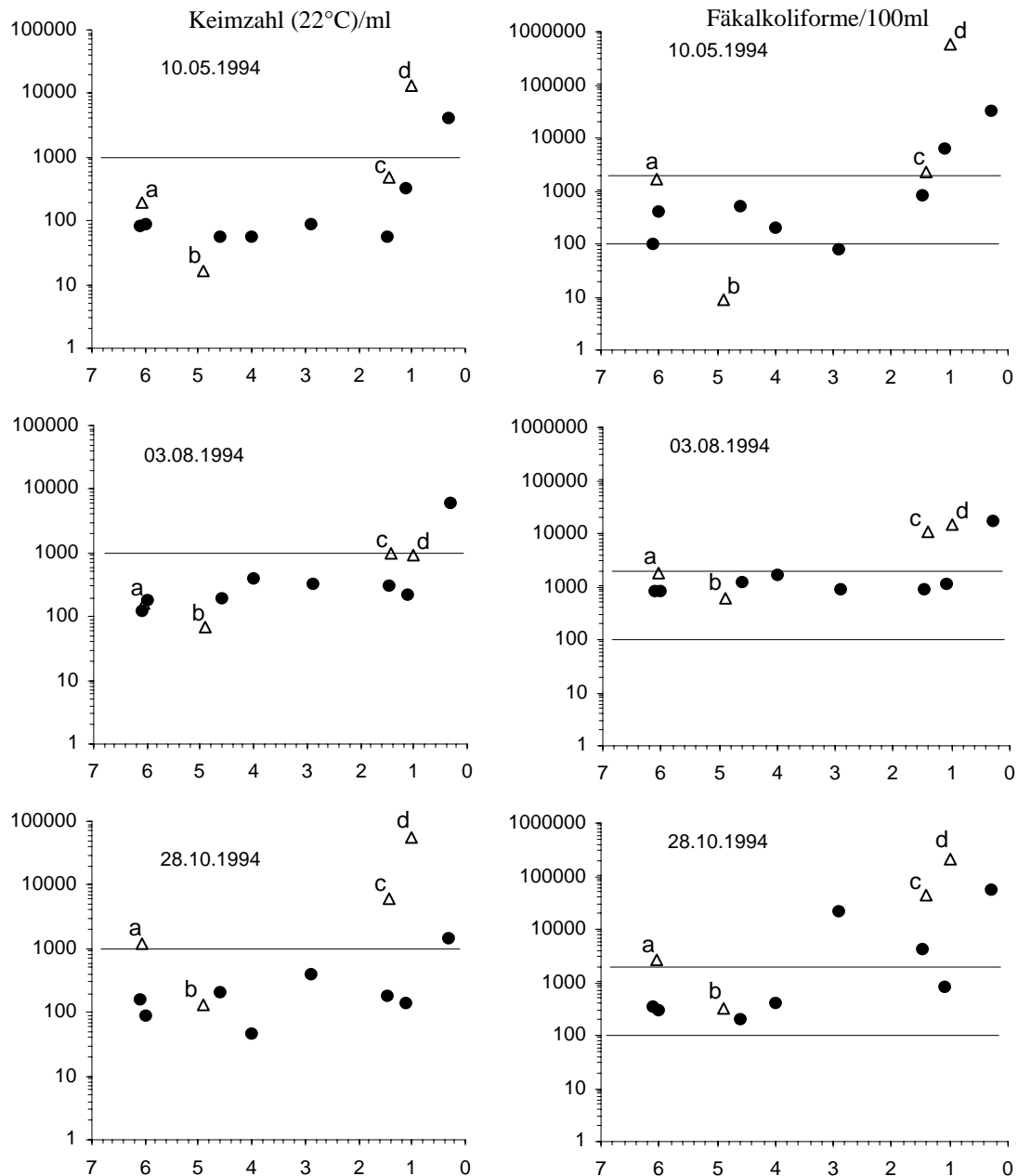


Abb.9: Keimzahlen der psychrophilen (KZ 22°C) und fäkalkoliformen Keime im Reichramingbach (gefüllte Kreise) und in den Zubringerbächen (Dreiecke, a: Anzenbach, b: Weißenbach, c: Sulzbach, d: Goisengraben) zu den Untersuchungsterminen.

von den Blaualgen mit 8 Arten, die jedoch einen großen Anteil der Biomasse darstellen (Tab.1). Die Grünalgen sind mit 5 Arten vertreten und die Rotalgen mit einer Art, wobei diese besonders durch ihre charakteristische Form und ihrer Häufigkeit in den oberen Abschnitten eine bedeutende Rolle spielt. Besonders bei den Kiesel- und Blaualgen ist



eine Veränderung der Artenzusammensetzung zwischen den drei oberen und der untersten Probenstelle festzustellen.

Probestelle 1 im Reichramingbach vor der Mündung des Anzenbachs (entspricht 2.1):

Am orographisch rechten Ufer befindet sich eine Ruhigwasserzone, die Steinoberflächen sind mit Sediment bedeckt und haben daher nur einen spärlichen Bewuchs von *Spirogyra* sp.. Auf dem orographisch linken Ufer findet sich eine deutliche Zonierung des Algenbewuchses. So kommen unter dem Wellenschlagbereich, neben dem gelb-braunen Belag von Kieselalgen, Spritzer von *Chamaesiphon polonicus* und kleine, gallertige Lager von *Homoeothrix varians* vor. Dazwischen finden sich die fast schwarzen, rasenförmigen Lager von *Tolypothrix lanata*. In tieferen Bereichen (ca. 15 cm) können dann die in der Strömung flutenden Fäden von *Spirogyra* sp. und *Ulothrix* sp. beobachtet werden. Auf den gallertigen Schichten aus Kieselalgen, die auf den Steinoberflächen vorkommen, sind nur selten hell-gelbe Flocken aus Kieselalgen zu beobachten. In Bereichen mit stärkerer Strömung, meist in der Bachmitte, findet sich eine charakteristische Zonierung des Algenaufwuchses auf dem Steinsubstrat. An der Steinoberfläche kommt der braune Belag von Kieselalgen vor, während an der strömungsabgewandten Seite die dunkel-braunen höckrigen Lager von *Audionella violaceae* vorkommen. Nahezu auf der Steinunterseite wächst der grüne Belag von *Gongrosira debaryana*.

Auf *Audionella violaceae*, die durch ihre charakteristische Farbe gut erkennbar ist, findet sich der Epiphyt *Chamaesiphon rostafinski*. Nach KANN (1978) könnte *Audionella violaceae* ein Entwicklungsstadium von *Batrachospermum* sein, doch sind hier keine Ansätze von entwickelten *Batrachospermum*-ästen zu beobachten. *Gongrosira debaryana* zeigt deutlich aufsteigende Fäden und ist somit gut bestimmbar, während *Spirogyra*- und *Ulothrix*-Arten nur durch Kultivierung genau bestimmt werden können. Die hell-gelben Flocken aus Kieselalgen werden von der verzweigten und gestielten *Gomphonema olivaceum* var. *calcareum* gebildet.

Achnanthes minutissima dominiert bei den Kieselalgen, und BACKHAUS (1968) hält diese Art für einen typischen Vertreter von sauberen Bächen mit einem hohen Gehalt an anorganischen Nährstoffen und einem geringen Gehalt an organischer Substanz. LANGE-BERTALOT (1978) nennt sie eine Differentialart zu Güteklasse III, die jedoch bei ausreichendem Sauerstoff noch in Güteklasse III vorkommen kann, jedoch keine Massenentwicklungen mehr zeigt. Mit ca 8% relativer Häufigkeit findet sich *Cymbella delicatula*, ein charakteristischer Vertreter für neutrale bis schwach basische Gewässer nach PATRICK & REIMER (1966). In geringeren Mengen, zwischen 3 - 5 %, finden sich vor allem Kieselalgenarten, die Fließ-gewässerbereiche mit geringen Strömungen bevorzugen, wie *Cocconeis placentula*, *Cymbella affinis*, *Denticula tenuis* und *Fragilaria famelica*.



Tab.1: Die geschätzte Häufigkeit der Nichtkieselalgen (vereinzelt, selten, häufig [+], sehr häufig [*]) und die relative Häufigkeit der Kieselalgen ($v < 1\%$) im Reichramingbach am 8.10.1994 an den Probestellen 1 (Flkm 6.1 entspricht Pst. 2.1), 2 (Flkm 4.0 entspricht Pst. 2.4), 3 (Flkm 0.9 zwischen Pst. 2.7 und Pst. 2.8) und 4 (Flkm 0.3 entspricht Pst. 2.8).

Taxa		1	2	3	4
Cyanophyta					
<i>Chamaesiphon confervicola</i> BRAUN			s		
<i>Chamaesiphon polonicus</i> (ROSTAFINSKI) HANSGIRG	I	+	+	+	s
<i>Chamaesiphon rostafinski</i> HANSGIRG		s	s	s	
<i>Homoeothrix janthina</i> (BORN.et FLAH.) STARMACH	I	+	+	*	+
<i>Merismopedia</i> sp.					v
<i>Phormidium autumnale</i> (AGARDH) ex GOMONT	III			v	*
<i>Phormidium subfuscum</i> (KUTZLING) ex GOMONT	II			v	+
<i>Tolypothrix lanata</i> WARTHMAN		+	+	s	v
Chlorophyta					
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) KÜTZING			+	+	
<i>Cosmarium</i> sp.					v
<i>Gongrosira debaryana</i> RABENHORST		+	+	*	v
<i>Spirogyra</i> sp.		*	*	s	s
<i>Ulothrix</i> sp.	II	+	s	+	s
Rhodophyta					
<i>Audionella violaceae</i> (KÜTZING) HAMEL		+	+	s	v
Bacillariophyceae					
<i>Achnanthes flexella</i> (KÜTZING) BRUN		v			
<i>Achnanthes hungarica</i> GRUNOW	I-II(III)	v			
<i>Achnanthes laevis</i> OESTRUP		v			
<i>Achnanthes lanceolata</i> (BREBISSEON) GRUNOW	I-III		v	v	v
<i>Achnanthes minutissima</i> KÜTZING	I-II(III)	57,6	69,6	60,1	54,0
<i>Achnanthes pusilla</i> (GRUNOW) DE TONI	I-II	2,1	v	v	
<i>Amphora pediculus</i> (KÜTZING) GRUNOW	I-II	v	v		
<i>Anomoeoneis brachysira</i> (BREBISSEON) GURNOW					v
<i>Cocconeis pediculus</i> EHRENBURG	I-II	2,7	1,5	7,3	v
<i>Cocconeis placentula</i> EHRENBURG	I-II	2,0	1,8	5,8	2,1
<i>Cymbella affinis</i> KÜTZING	I-II	4,7	4,2	6,1	21
<i>Cymbella amphicephala</i> NAEGELI		v			
<i>Cymbella caespitosa</i> (KÜTZING) BRUN	I-III		v		
<i>Cymbella cistula</i> (EHRENBURG) KIRCHNER					v
<i>Cymbella delicatula</i> KÜTZING	I-II	7,9	1,3	v	
<i>Cymbella gracilis</i> (EHRENBURG) KÜTZING		v			
<i>Cymbella microcephala</i> GRUNOW		v			
<i>Cymbella minuta</i> HILSE	I-II(III)	8,0	1,1	v	1,2
<i>Cymbella prostrata</i> (BERKLELEY) CLEVE	I-II	v			
<i>Cymbella silesiaca</i> BLEISCH	I-III	1,6	v	v	
<i>Cymbella sinuata</i> GREGORY	I-II(III)	v	v	v	v
<i>Denticula tenuis</i> KÜTZING		4,3	2,4	v	7,3
<i>Diatoma ehrenbergii</i> KÜTZING	I-II		1,3	2,0	v
<i>Diatoma mesodon</i> (EHRENBURG) KÜTZING				v	1,4
<i>Diatoma tenuis</i> AGARDH		v	v	v	v
<i>Diatoma vulgaris</i> BORY	I-II	v			
<i>Eunotia arcus</i> EHRENBURG		v			
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>amphicephala</i> (GRUNOW LANGE-BERTALOT)	I-II	2,5	6,2	2,9	1,7
<i>Fragilaria capucina</i> DESMAZON var. <i>vaucheriae</i> (KÜTZING) LANGE-BERTALOT	I-II(III)	1,0	2,7	5,6	2,4
<i>Fragilaria famelica</i> (KÜTZING) LANGE-BERTALOT		3,9	2,0	2,0	v
<i>Fragilaria ulna</i> (NITZSCH) LANGE-BERTALOT	I-III(IV)	1,2	1,1	v	v



<i>Gomphonema angustum</i> AGARDH		v	v	v	v
<i>Gomphonema olivaceum</i> BREBISSON var. <i>calcareum</i> (CLEVE)			v	v	v
CLEVE					
<i>Gomphonema olivaceum</i> BREBISSON var. <i>olivaceum</i> LANGE-BERTALOT	I-II	v			
<i>Melosira varians</i> AGARDH	I-III			v	v
<i>Navicula accomoda</i> HUSTEDT	I-IV				1,0
<i>Navicula bryophila</i> PETERSEN		v			
<i>Navicula contenta</i> GRUNOW					v
<i>Navicula cryptocephala</i> KÜTZING	I-III	v			v
<i>Navicula cryptotenella</i> LANGE-BERTALOT	I-II		v	v	4,0
<i>Navicula cuspidata</i> KÜTZING	I-III			v	
<i>Navicula elegendensis</i> (GREGORY) RALFS					v
<i>Navicula lanceolata</i> (AGARDH) EHRENBERG	I-III			v	v
<i>Navicula lapidosa</i> KRASSKE					v
<i>Navicula menisculus</i> SCHUMANN	I-II				v
<i>Navicula minima</i> GRUNOW	II-IV				1,2
<i>Navicula pelliculosa</i> (BREBISSON) HILSE	I-II		v	v	v
<i>Navicula trivialis</i> LANGE-BERTALOT	I-III				4,0
<i>Nitzschia dissipata</i> (KÜTZING) GRUNOW	I-II			v	v
<i>Nitzschia frustulum</i> (KÜTZING) GRUNOW	I-II				v
<i>Nitzschia palea</i> (KÜTZING) W.SMITH	I-IV				1,7
<i>Nitzschia paleacea</i> GRUNOW	I-III	1,0		v	5,9
<i>Nitzschia pura</i> HUSTEDT		v	v		v
<i>Nitzschia pusilla</i> GRUNOW	I-II	v			
<i>Nitzschia sublinearis</i> HUSTEDT	I-II				v

Probestelle 2 im Badebereich (entspricht 2.4):

An dieser Probestelle kann eine deutliche Zonierung durch den Lichteinfall beobachtet werden. Auf dem orographisch rechten Ufer im Schatten ist nur ein sehr dünner, gelb-brauner Belag von Kieselalgen, sowie in strömungsarmen Bereichen Fäden von *Spirogyra* sp. zu beobachten. Am linken Ufer kann ebenfalls der gelb-braune Belag von Kieselalgen gefunden werden. An den strömungsabgewandten Steinoberflächen kommen ebenfalls die braunen Spritzer von *Chamaesiphon polonicus* und Lager von *Homoeothrix varians* vor. In diesen strömungsarmen Bereichen finden sich auch die rasenförmigen, schwarzen Lager von *Tolypothrix lanata*, sowie neben *Spirogyra* sp., auch die verzweigten Thalli von *Cladophora glomerata*, die in der Strömung fluten. In der Bachmitte kommen die schwarzen, pustelförmigen Lager von *Audionella violaceae* in den strömungsabgewandten Steinoberflächen, und auf der Steinunterseite der grüne Belag von *Gongrosira debaryana* vor. In Bereichen von geringen Strömungen, jedoch auf der Steinoberfläche, sind neben dem gelb-braunen Belag, der auch in stärkeren Strömungsbereichen die Steinoberflächen überzieht, hell-gelbe Flocken, die aus gallertig, gestielten Kieselalgen bestehen, zu beobachten.

Auf *Audionella violaceae* findet sich ebenfalls der Epiphyt *Chamaesiphon rostafinski*, während auf *Cladophora glomerata* die wesentlich größere *Chamaesiphon confervicola* in großer Menge vorkommt. Die Oberfläche der knäueligen Astalge *Cladophora glomerata* ist zusätzlich dick von Kieselalgen bedeckt. Neben *Gongrosira debaryana* findet sich hier auch *Spirogyra* sp. sehr häufig, die keine Epiphyten aufweist. *Chamaesiphon polonicus* bildet neben einzelnen Nestern auch rostrote Überzüge und ist durch ihre bauchige Form leicht zu unterscheiden. Die hell-gelben Kieselalgenflocken werden ebenfalls von der langstieligen *Gomphonema olivaceum* var. *calcareum* gebildet.

Bei den Kieselalgen dominiert *Achnanthes minutissima*, die durch ihre Anheftungsform, Auflage mit der gekrümmten Seite auf die Substratoberfläche, sehr gut an Fließgewässer mit höheren Fließgeschwindigkeiten, wie sie im Bereich der Alpen und Voralpen dominieren, angepaßt ist. Massenentwicklungen wie hier, führt BACKHAUS (1968) auf niedere

Temperaturen im Waldschatten, wie es entlang des orographisch rechten Ufers vorkommt, zurück. *Fragilaria capucina* var. *amphicephala*, mit ca 6% relativer Häufigkeit, hat nach KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1991) den ökologischen Schwerpunkt in circumneutralen bis schwach alkalischen, größeren Fließgewässern. *Cymbella affinis*, eine Differentialart zu Güteklasse III, weist eine relative Häufigkeit von knapp 5% auf. Mit mehr als 2% relativer Häufigkeit findet sich nur *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae*, ein Vertreter der Differentialarten I-II(III), *Denticula tenuis* und *Fragilaria famelica*, die von MAIER (1992) in kalkhaltigen Gebirgsgewässern beobachtet wurden.

Probestelle 3 im Ortsgebiet (zwischen 2.7 und 2.8):

Der Bewuchs unterhalb der Schwelle weist am orographisch rechten Ufer, vom Uferand zur Mitte hin, eine Zonierung auf, die besonders durch die Fließgeschwindigkeit geprägt wird. Neben dem gelb-braunen Belag auf den Stein-oberflächen finden sich an den Strömungsabrißkanten von Steinen in der Bachmitte die schwarzen Pusteln von *Audionella violaceae* und, fast auf der Steinunterseite, die grünen Lager von *Grongrosira debaryana*. Am Uferand in Bereichen mit geringerer Strömung sind die flutenden Äste von *Cladophora glomerata* neben fädigen Grünalgen *Ulothrix* sp. und *Spirogyra* sp. zu beobachten. Ebenfalls in Bereichen mit weniger Strömung kommen die hellgelben Lager von gallertigen Kieselalgen vor, sowie die fast schwarzen rasenförmigen Lager von *Tolypothrix lanata*. Im Uferbereich wachsen an den Steinabrißkanten *Chamaesiphon polonicus* und Lager von *Homoeothrix varians*. Am Beginn der Uferverbauung, in Bereichen mit geringster Strömung, findet sich ein dunkelblauer bis schwarzer, dünner Belag, ohne deutliche Strukturierung.

In diesem Abschnitt findet sich ebenfalls auf *Audionella violaceae* die Blaualge *Chamaesiphon rostafinski*. Der dunkle Belag am Beginn der Uferverbauung zeigt in kleinen Mengen Lager mit *Phormidium autumnale* und *Phormidium subfuscum* zwischen *Homoeothrix varians*. Die sehr häufige *Homoeothrix varians* mit ihren isodiametrischen Zellen, deren Fäden in büscheligen Kolonien angeordnet sind, ist nach KANN (1978) eine Leitform von kalkreichen Bächen. Der Anteil von *Spirogyra* sp. geht zurück und *Ulothrix* sp. nimmt in der Menge nochmal etwas zu, was vor allem durch den Lichteinfall bestimmt wird. Die hell-gelben Flocken werden von *Gomphonema olivaceum* var. *calcareum* gebildet.

Hier dominiert bei den Kieselalgen ebenfalls *Achnanthes minutissima*, die ihren Entwicklungsschwerpunkt vor allem in den Sommermonaten aufweist, und besonders in Fließgewässern mit einer Leitfähigkeit von mehr als 400 µS von *Achnanthes biasoletiana* GRUNOW, nach MAIER (1992), verdrängt wird. Mit einer relativen Häufigkeit von mehr als 7% kann in diesem Untersuchungsabschnitt *Cocconeis pediculus*, häufig Epiphyt auf anderen Algen z.B.: *Cladophora glomerata*, beobachtet werden. Den selben Schwerpunkt der Substratwahl weist *Cocconeis placentula* auf, die ebenfalls eine Differentialart zu Güteklasse III nach LANGE-BERTALOT (1978), darstellt. *Cymbella affinis* (relative Häufigkeit von ca 6%) ist eine epilithische und epiphytische Aufwuchsform und erreicht in kalkhaltigen Fließgewässern höchste relative Häufigkeiten (nach PFISTER 1992). Mit über 5% relativer Häufigkeit kommt hier auch *Fragilaria capucina* var. *vaucheriae* vor, während *Fragilaria capucina* var. *amphicephala*, *Fragilaria famelica* und *Diatoma ehrenbergii* weniger als 3% relative Häufigkeit aufweisen.



Probestelle 4 im Ortsbereich unter Einfluß des Rückstaus (entspricht 2.8):

Am Uferrand wird die gesamte Oberfläche mit einem bis zu 0.5 cm dicken schwarz-grün-blauen Belag überzogen, der keine makroskopisch deutlich unterscheidbaren Algenkolonien aufweist. Auch in Bereichen mit tieferem Wasserstand ist derselbe homogene Belag, der die Substratoberfläche fast lückenlos bedeckt, zu beobachten.

Im relativ homogenen Belag zeigt die mikroskopische Beobachtung, neben der in den oberen Stellen auch vorkommenden *Tolypothrix lanata*, *Audionella violacea* in geringen Mengen. Charakteristische Formen für Stillwasserbereiche z.B.: *Cosmarium* sp. *Merismopedia* sp. kommen hier ebenfalls vereinzelt vor. Dominierend im blau-grün-schwarzen Belag ist jedoch *Phormidium autumnale* und häufig ist *Phormidium subfuscum*. Die *Phormidium*-Arten sind durch die Bildung von Scheiden von *Oscillatoria* deutlich unterscheidbar (GEITLER 1932). *Phormidium autumnale* weist hier nur selten eine Krümmung der Endzellen auf, wie auch von KANN & KOMAREK (1970) in Stillwasserbereichen beobachtet wurde. Hier sind besonders bei *Phormidium autumnale* die Scheiden deutlich ausgebildet, was vor allem in absterbenden Lagern gut zu sehen ist. Auch *Homoeothrix varians* findet sich in diesem grünen Belag, sowie sehr geringe Mengen von *Chamaesiphon polonicus*. Die Grünalgen *Spirogyra* sp. und *Ulothrix* sp. kommen nur als einzelne Fäden vor, die jedoch im Wachstum stark beeinträchtigt sind. Ebenfalls vereinzelt findet sich die Grünalge *Gongrosira debaryana*.

Dieser Abschnitt wird ebenfalls von *Achnanthes minutissima* dominiert, doch finden sich zahlreiche Arten, die in den drei oberen untersuchten Fließgewässerabschnitten nicht beobachtet werden, denn sie sind charakteristisch für Gewässer mit geringer Fließgeschwindigkeit. Häufig (relative Häufigkeit von mehr als 7%) wird *Denticula tenuis* beobachtet, eine charakteristische Form des Litorals von Fließgewässern mit geringer Fließgeschwindigkeit, nach KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1988). *Nitzschia paleaceae* (Differentialart zu Güteklasse IV) braucht für ihre optimale Entwicklung eine Eutrophierung. Von SALDEN (1978) wurden Massenentwicklungen vor allem in Fischteichen beobachtet. Mit jeweils 4% relativer Häufigkeit findet sich *Navicula trivialis* und *Navicula cryptocephala*, ebenfalls eine Differentialart zu Güteklasse IV. Geringe relative Häufigkeiten (weniger als 3%) weisen die in den oberen Abschnitten beobachteten Vertreter der Differentialarten zu Güteklasse III auf, wie *Cocconeis placentula*, *Cymbella affinis*, *Fragilaria capucina* var. *amphicephala*, usw. In diesem Abschnitt finden sich jedoch Arten in geringen Mengen, die in die Abwasser tolerante Gruppe z.B.: *Navicula accomoda*, *Nitzschia palea*; oder sogar zu den Abwasser resistenten Arten, z.B.: *Navicula minima*, gehören.

In den obersten Abschnitten des Reichramingbaches mit höheren Fließgeschwindigkeiten, dominieren Arten, die mit Anheftungsorganen an das Substrat gebunden sind (z.B.: *Achnanthes minutissima*, *Chamaesiphon polonicus*, *Homoeothrix varians*, usw.). In der untersten Probestelle dominieren benthische Formen ohne Anheftungsorgane (z.B.: *Phormidium autumnale*, *Navicula*, *Nitzschia*, usw.).

Die Zusammensetzung des Algenaufwuchses in den drei oberen untersuchten Probestellen des Reichramingbachs ist charakteristisch für Voralpenbäche ohne großen Einfluß von Verschmutzung, Schwankungen der Temperatur und des Abflusses außerhalb der saisonalen Veränderungen (PIPP & ROTH, 1992). Es finden sich in den beiden obersten Stellen *Spirogyra* sp. und in der dritten Probestelle *Gongrosira debaryana* sehr häufig. Diese beiden Grünalgen haben wie *Ulothrix* sp. ihren Entwicklungsschwerpunkt im Herbst (MAIER, 1992). Zusätzlich finden sich häufig die beiden Blaualgenarten *Homoeothrix varians* und *Chamaesiphon polonicus*. Die Kieselalgenzusammensetzung, die makroskopisch durch ihren gelb-braunen Belag im Bachbett überwiegt, wird von *Achnanthes minutissima* dominiert.



Die unterste Probestelle im Ortsgebiet von Reichraming zeigt, bedingt durch ein fehlendes Gefälle, eine geringe Fließgeschwindigkeit. Das spiegelt sich in der Artenzusammensetzung wider. In diesem Abschnitt fehlen charakteristische, bereits makroskopisch erkennbare Algenkolonien. Die Arten bilden einen homogenen Belag, der von der Blaualge *Phormidium autumnale* dominiert wird, die ebenfalls wie die Grünalgen ihren Entwicklungsschwerpunkt im Herbst erreicht. Nur in diesem Abschnitt findet sich *Phormidium subfuscum* häufig, die ebenfalls Bereiche mit geringer Fließgeschwindigkeit (KANN & KOMAREK 1970) bevorzugt. Die charakteristischen Arten alpiner Bergbäche, wie sie in den drei oberen Abschnitten zu beobachten sind, finden sich hier nur mehr selten oder gar vereinzelt. Die Kieselalgen werden zwar immer noch in ihrer Zusammensetzung von *Achnanthes minutissima* dominiert, doch nimmt der Anteil anderer Arten, vor allem benthischer Formen, zu.

6. Diskussion

Das Reichraminger Hintergebirge, ein geschlossenes Waldgebiet, stellt ein relativ naturnahes Einzugsgebiet dar. Größere Siedlungen oder große intensive Landwirtschaftsflächen fehlen. Auf den letzten 6 Flußkilometern begleiten linksufrig Wiesenflächen und einzelne Häuser den Reichramingbach. Für wenig belastete Bäche wird hinsichtlich des Nitrates ein Grenzwert von $<0.5 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ genannt (SCHÖNBORN 1992). Mit Werten von $0.6 - 0.8 \text{ mg/l}$ liegt der Reichramingbach etwas darüber. Die wichtigste Quelle für das Nitrat ist der allochthone Eintrag des Umlandes. Interessant ist der relativ hohe Wert von ca. 1 mg/l im Weißenbach. Das von dem Eiweißabbau stammende Ammonium zeigt nur im Zubringerbach Goissengraben mit Werten von $0.5\text{-}1 \text{ mg/l}$ eine starke Belastung an, die einer Gewässergüteklasse IV (polysaprob) entspricht. Der Phosphor ist im Gegensatz zu Stickstoff oft nur in sehr geringen Konzentrationen vorhanden, wobei nur in verschmutzten Dorfbächen $\text{PO}_3\text{-P}$ Konzentrationen >0.02 bis 1 mg/l erreicht werden (SCHÖNBORN 1992). Derartige hohe Konzentrationen wurden ebenfalls an den Probestellen des Goissengraben gemessen. Die Phosphorkonzentrationen waren zu allen Untersuchungsterminen ähnlich, nur die Ammoniumkonzentration war im Sommer etwas geringer, was dem jahreszeitlichen Zyklus dieses Stoffes entspricht. Deutlicher als durch die anorganischen Nährstoffe wird die Verunreinigung des Reichramingbaches im Ortsgebiet mittels der bakteriellen Indikatoren demonstriert. Wasserrechtlich genehmigte Einleitungen existieren nur für den Bereich des letzten Flußkilometers sowie für Sulzbach und Goissengraben (Tab.2).

Neben den Keimzahlen, die eine extrem hohe Belastung des Goissengrabens zeigen, wird diese Verunreinigung durch Enzymtests untermauert, die dankenswerter Weise von der Unterabteilung Gewässerschutz des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung durchgeführt wurden. Es zeigte sich, daß der Substratumsatz (als Indikator für eine Belastung) hinsichtlich des Enzyms β -Glucosidase höher war, als in einem Zulauf zu einer Kläranlage (Tab.3)!

Der Substratumsatz der beiden anderen Enzyme waren um das 2- bis 10fache höher als eine hochbelastete Fließgewässerstelle (Dürre Aschach Flkm 9.5). Die Belastung des Reichramingbaches steigt deutlich auf den letzten beiden Fließkilometern im Bereich der belasteten Zubringerbäche Sulzbach und Goissengraben an. Die Belastung ist so hoch, daß in keinem Fall dieser Abschnitt als Badegewässer geeignet ist und ein Handlungsbedarf zur Lösung des Abwasserproblems besteht.



Tab.2: Bestehende Wasserrechte im Einzugsgebiet des Reichramingbaches. Nr. ... Nummer Wasserrecht, WK ... Wasserkraftanlage, EL ... Einleitung, Oel ... ölhältiges Wasser, BT ... betriebliches Abwasser, H ... häusliches Abwasser, N ... Niederschlagswasser, V ... Versickerung, l/s ... Liter pro Sekunde, m³/d ... Kubikmeter pro Tag, bf ... befristet

Nr.	WK	EL	Oel	BT (m³/d)	H (m³/d)	N	V	l/s	m³/d	bf
Reichramingbach										
609 ¹	*							1600		
1115		*		30,24				0,7	30,24	*
1599		*	2 l/s ⁽²⁾	3 l/s ⁽³⁾	*	6 l/s		110	86	
1641		*			*			9,35	4,5	
1643					*		*	24,8	22,5	
1654		*		1 l/s ⁽⁴⁾		7,6 l/s			43,2 ⁽⁴⁾	
1655		*		0,2	0,35				0,55	
1760					0,48	15,85	*		0,48	
1909					1,2		*		1,2	
1928					0,9		*		0,9	*
2172		*			0,75				0,75	*
2201		*			0,05				0,05	*
2237		*			0,75				0,75	*
2606		*			1				1	*
2607		*			37,5	60 l/s			37,5	
2668		*	2 l/s ⁽²⁾		0,9				0,9	*
Goissengraben										
1881		*			1,5				1,5	
1945		*			1,5				1,5	
1946		*			0,9				0,9	
2076		*			0,75				0,75	*
2158		*			0,6				0,6	*
2256		*			0,75				0,75	*
2387		*		4 ⁽⁵⁾	0,75				4,75	*
2696		*			1				1	*
Sulzbach										
2001		*			1,5				1,5	
2002		*			1,5				1,5	
2202		*			0,75				0,75	
2544		*			0,9				0,9	*
2588		*			1				1	*
Summe befristet (Ortskanal)									44,34	
Summe unbefristet									161,38 ⁽⁶⁾	
Gesamtsumme									205,72	

⁽¹⁾ ohne Restwasser

⁽²⁾ entspricht 86.4 m³/d

⁽³⁾ entspricht 129.6 m³/d

⁽⁴⁾ keine Tagessumme angegeben - errechneter Wert

⁽⁵⁾ zusätzlich 1.08 m³/d verdünnte Laugenwässer alle 3 Wochen einmal

⁽⁶⁾ inklusive errechneter Wert 1654



Tab.3: Vergleich der Enzymaktivität, gemessen am Substratumsatz (SU), des Goissengrabens mit stark belasteten Gewässern (Dürre Aschach, km 9.5 und Zu- und Ablauf einer Kläranlage).
 GOCR...Goissengraben, ASCH...Dürre Aschach, KA-ZL...Kläranlagenzulauf, KA-AL...Kläranlagenablauf (Mag. H.P. Grassler, Amt der o.ö. Landesregierung).

Enzyme	% SU/h			
	GOCR	ASCH	KA-ZL	KA-AL
Esterase	0.19	0.053	11.98	0.05
β-Glucosidase	3.39	0.27	1.96	0.45
Alanin-Peptidase	0.043	0.026	0.91	0.02



Der Belastungsschub im Ortsgebiet von Reichraming wird auch durch die Einstufung der Gewässergüte anhand des Algenaufwuchses bestätigt. Im Unterschied zu den Messungen der Nährstoffe und Bakterien ist keine Momentaufnahme gegeben, sondern der Bewuchs integriert einen langen Zeitraum. Die Algenzusammensetzung der drei oberen untersuchten Abschnitte des Reichramingbaches ergeben für die Gewässergüte eine Einstufung in Güteklasse II, durch die Dominanz der oligosaproben und beta-mesosaproben Mesophyten und die große Häufigkeit der Kieselalgendifferentialarten zu Güteklasse III. Der unterste Probenabschnitt im Ortsgebiet von Reichraming, kann durch die Dominanz von *Phormidium autumnale*, ein Vertreter der alpha-mesosaproben Algen, und durch den hohen Anteil der Differentialarten zu Güteklasse IV, sowie der Abwasser toleranten und resistenten Kieselalgen, in Gewässergüte II-III eingestuft werden (Tab.4)

Ein Einfluß durch die Badegäste im Sommer hinsichtlich einer Nährstoffbelastung oder bakteriellen Belastung kann ausgeschlossen werden. Zwar ist im Sommer die Keimbelastung höher als im Mai und Oktober, doch dürfte dies auf das Aufwühlen der Sedimente zurückzuführen sein. Einerseits ist die Keimbelastung im Sommer allgemein höher (KOHL 1970) andererseits sind gerade im Sediment die meisten Keime gebunden (KOHL & ZIBUSCHKA 1974), die durch die Badenden teilweise mobilisiert werden können. Weitere Indizien sind eine „Basisbelastung“ des Reichramingbaches auch oberhalb der Badeplätze sowie des Weißenbaches, eines naturnahen Zubringerbaches. Es läßt sich nur vermuten, daß möglicherweise punktuelle, behördlich nicht genehmigte, Einleitungen oder Tierhaltungen dafür verantwortlich sind. KOHL (1979) weist darauf hin, daß es häufiger als erwartet, insbesondere im Oberlauf der Bäche, zu Beeinträchtigung durch die Tierhaltung kommen kann. Da es für den Reichramingbach oberhalb des Ortsgebietes kein einziges Wasserrecht zur Einleitung von Abwässern gibt, wäre es jedenfalls interessant und empfehlenswert zu eruieren, welche Quellen für die Keimbelastungen verantwortlich sind. Gemessen an der EG-Richtlinie war an allen Punkten der Grenzwert von 100 fäkalkoliformen Keimen/100 ml überschritten und in Konsequenz das Baden nicht empfehlenswert. Im Ortsgebiet von Reichraming wird die

Tab.4: Summe der einzelnen Kieselalgendifferentialarten für die vier Probenstellen im Reichramingbach am 8.10.1994.

Differentialart	Stelle 1	Stelle 2	Stelle 3	Stelle 4
I-II	21.9	16.3	22.1	9.9
I-II(III)	66.6	73.4	65.7	57.6
I-III	1.6			9.9
I-III(IV)	1.2	1.1		
I-IV				1.7
II-IV				1.2
Güteklasse II	88.5	89.7	87.8	67.5
Güteklasse III	2.8	1.1		12.8
Einstufung	II	II	II	II-III

bakterielle Belastung durch die wasserrechtlich genehmigten Einleitungen extrem verschärft.

7. Literatur

- AMT DER OBERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG (ed.), 1994: Steyr und Steyr-Einzugsgebiet und Überblick über die untersuchten Flüsse des Traun- und Steyr-Einzugsgebietes, Untersuchungen zur Gewässergüte. Stand 1991 - 1993, Gewässerschutzbericht 6/1994, 113 pp.
- BACKHAUS D. (1968): Ökologische Untersuchungen an den Aufwuchsalgen der obersten Donau und ihrer Quellflüsse II. Die räumliche und zeitliche Verteilung der Algen. - Arch. Hydrobiol./Suppl. 34(1/2): 24-73.
- GEITLER L. (1932): Cyanophyceen - In: Rabenhorst's Kryptogamenflora von Deutschland, Österreich und der Schweiz, 14: 1196pp.
- KANN E. (1978): Systematik und Ökologie der Algen österreichischer Bergbäche. - Arch. Hydrobiol./ Suppl. 53: 405-643.
- KANN E. & J. KOMAREK (1970): Sytematisch-ökologische Bemerkungen zu den Arten des Formenkreises *Phormidium autumnale*. - Hydrobiologia 32(2): 495-518
- KOHL W. (1979): Neuere Entwicklungen auf dem Gebiet der Hydrobakteriologie zur Kennzeichnung der Gewässergüte.- Wasser und Abwasser, Bd.22: 159-176.
- KOHL W. & F. ZIBUSCHKA (1974): Bakteriologische Untersuchungen von Sedimenten verschiedener Gewässer.- Wasser und Abwasser, Bd.29: 47-66.
- KRAMMER K. & H. LANGE-BERTALOT (1986): Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/1 - Bacillariophyceae. Fischer, Stuttgart: 876pp
- KRAMMER K. & H. LANGE-BERTALOT (1988): Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/2 - Bacillariophyceae. Fischer, Stuttgart: 596pp
- KRAMMER K. & H. LANGE-BERTALOT (1991): Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/3 - Bacillariophyceae. Fischer, Stuttgart: 576pp
- KRAMMER K. & H. LANGE-BERTALOT (1991A): Süßwasserflora von Mitteleuropa 2/4 - Bacillariophyceae. Fischer, Stuttgart: 437pp
- LANGE-BERTALOT H. (1978): Diatomeen-Differentialarten anstelle von Leitformen, ein geeignetes Kriterium der Gewässerbelastung. - Arch.Hydrobiol./Suppl. 51, Algol.Stud. 21: 393-427.
- LANGE-BERTALOT H. (1979): Toleranzgruppe und Populationsdynamik benthischer Diatomeen bei unterschiedlich starker Abwasserbelastung. - Arch.Hydrobiol./ Suppl.56: 184-219.
- MAIER M. (1988): Der Einfluß von Abwässern auf die Kieselalgenvegetation in Tiroler Fließgewässern. - Diplomarbeit an der Univeristät Innsbruck: 114pp.
- MAIER M. (1992): Der Algenaufwuchs in zwei geologisch unterschiedlichen Fließgewässern (Litz und Meng) in Vorarlberg (unter besonderer Berücksichtigung jahreszeitlicher Veränderungen der Verteilung von Kieselalgen auf verschiedenen Substraten). - Dissertation an der Universität Innsbruck: 213pp.
- MAUCH E. (1976): Leitformen der Saprobität für die biologische Gewässeranalyse. - Cour. Forsch. -Inst. Senkenberg 21(1): 10-18.
- MICHOR W. (1994): Biotopstrukturen und anthropogene Einflüsse am Reichramingbach. Projekt Flußbaden. Jahresbericht 1994, Nationalpark Kalkalpen. 31pp.
- MOOG O. & R. WIMMER (1990): Grundlagen zur typologischen Charakteristik österreichischer Fließgewässer.- Wasser und Abwasser, Bd.34: 55-211.
- PATRICK R. & C. REIMER (1966): The Diatoms of the United States. - Monogr. Acad. Nat. Sc. Philadelphia: 688pp.
- PFISTER P.(1992): Artenspektrum des Algenaufwuchses in 2 Tiroler Bergbächen. Teil 2: Diatomophyceae. - Arch. Hydrobiol. / Algol. Studies 66: 35-72.
- PIPP E. & E. ROTT (1992): Ökologische Wertigkeit österreichischer Fließgewässer anhand des Algenaufwuchses - Manuskript, BMUJF Projekt Nr. 3117: 142pp.
- SALDEN N.(1978): Beiträge zur Ökologie der Diatomeen (Bacillariophyceae) des Süßwassers. - Naturhist. Ver. (Decheniana Beih.22), Bonn: 238pp.
- SCHÖNBORN W. (1992): Fließgewässerbiologie.- Gustav Fischer Verlag Stuttgart. 504 pp.
- WIMMER R. & O. MOOG (1994): Flußordnungszahlen österreichischer Fließgewässer.- Umweltbundesamt, Monographien Bd.51. 581 pp.

8. Anhang

Chemisch-physikalische Wasseranalysen durch das Forschungszentrum Molln (Siegfried Angerer †).
Lagerung/Konservierung: 4°C, Ansäuerung auf pH<2

⇒ **Siehe Originalbericht!**