

FID Biodiversitätsforschung

Decheniana

Verhandlungen des Naturhistorischen Vereins der Rheinlande und
Westfalens

Limnologische Untersuchungen im NSG "Entenfang" bei Wesseling - mit 1
Tabelle und 5 Abbildungen

Leder, Klaus

1994

Digitalisiert durch die *Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main* im
Rahmen des DFG-geförderten Projekts *FID Biodiversitätsforschung (BIOfid)*

Weitere Informationen

Nähere Informationen zu diesem Werk finden Sie im:

Suchportal der Universitätsbibliothek Johann Christian Senckenberg, Frankfurt am Main.

Bitte benutzen Sie beim Zitieren des vorliegenden Digitalisats den folgenden persistenten
Identifikator:

[urn:nbn:de:hebis:30:4-193361](https://nbn-resolving.org/urn:nbn:de:hebis:30:4-193361)

Limnologische Untersuchungen im NSG „Entenfang“ bei Wesseling*)

Klaus Leder

Mit 1 Tabelle und 5 Abbildungen

(Manuskripteingang: 16. 7. 1992)

Kurzfassung

Von Mai bis Oktober 1976 wurden im hypertrophen „Entenfang“ bei Wesseling/Rhein (Erftkreis) chemische und physikalische Parameter bestimmt und Zooplanktonproben untersucht. Anhand der aufgenommenen Daten werden für den Entenfang typische Wasserblüten- und Klarwasserstadien näher gekennzeichnet und deren Auswirkungen auf den Stoffhaushalt des Flachgewässers dargestellt. Für zwei Fischsterben, die im Untersuchungszeitraum auftraten, konnten als Ursachen eine Ammoniakvergiftung und ein Sauerstoffmangel ermittelt werden.

Abstract

In hypertrophic "Entenfang" in Wesseling/Rhein (Erftkreis) essential chemical and physical parameters were measured and zooplankton was analysed between May and October 1976. The accumulated data helped to characterize algal blooms and clear-water phases typical for "the Entenfang". The effects on the metabolism of this shallow pond were shown. Two cases of fish-kill were analysed and found to be caused by ammonia-poisoning and oxygen depletion.

1. Einleitung

Der „Entenfang“ ist ein Flachgewässer, das in einer Altstromrinne des Rheins im Westen der Industriestadt Wesseling liegt. Aufgrund seiner überregionalen Bedeutung als Rast-, Nahrungs- und Brutbiotop für zahlreiche Vogelarten, insbesondere Limikolen (ENGLÄNDER & JOHNEN 1961, ENGLÄNDER & KUHN 1975 u. 1977, WITTLING 1984), wurde das Feuchtgebiet im Jahr 1969 unter Naturschutz gestellt. Zur Begründung der Schutzausweisung ist von BAUER (1971) ein ausführliches landschaftsökologisches Gutachten erarbeitet worden.

Der in den Entenfang einmündende Dickopsbach ist mit Nährstoffen und Schwebeteilchen hoch belastet und ließ das Gewässer in den vergangenen Jahrzehnten zunehmend verschlammten und verlanden.

In den siebziger Jahren kam es zu ausgeprägten Wechseln von Wasserblüten- und Klarwasserstadien, die von Massentfaltungen des Phyto- und Zooplanktons hervorgerufen wurden. In dieser Zeit traten wiederholt größere Fischsterben auf, die durch Veränderungen des Chemiesmus des Wassers herbeigeführt wurden. Aus diesen Gründen wurden 1976 limnologische Untersuchungen im NSG Entenfang durchgeführt. Ziel der damaligen Untersuchungen (LEDER 1977) war es, die Entwicklung des Zooplanktons und seine Wechselbeziehung mit dem Phytoplankton zu erfassen. Daneben sollten hydrochemische Daten aufgenommen und die Ursachen der häufigen Fischsterben ermittelt werden.

In den Sommern der Jahre 1983 und 1985 traten im Entenfang Botulismus-Epidemien auf, denen mehrere hundert der hier rastenden Wasser- und Watvögel zum Opfer fielen. Dies gab den Anstoß zur Planung von umfangreichen Sanierungsmaßnahmen durch den Erftkreis (LÖLF 1986). Die Sanierungsarbeiten wurden 1989 durchgeführt und umfaßten die Entschlammung der Gewässersohle, die Aufschüttung von Kiesbänken und -inseln und die Anlage von zwei Schlammabsetzbecken vor dem Einlauf des Dickopsbaches in den Entenfang (MÜLLER 1988).

Um eine Ausgangsbasis für die Beurteilung der Entwicklung des Entenfangs nach der Sanierung herzustellen und um Vergleiche mit der Dynamik anderer hypertropher Flachgewässer zu ermöglichen, werden im folgenden die Ergebnisse der limnologischen Untersuchungen von 1976 ausführlich dargestellt. Sie belegen die labile Gleichgewichtslage dieses stark belasteten

*) Herrn Prof. Dr. H. Engländer gewidmet.

Flachgewässers, das aufgrund neuer Botulismus-Fälle und der 1991 und 1992 aufgetretenen Massenentwicklung der Grünalge *Enteromorpha intestinalis* weiterhin Probleme bereitet.

Über die Entwicklung des Entenfangs nach den Sanierungsmaßnahmen und die Botulismus-Epidemien wird in einem folgenden Beitrag berichtet.

2. Das Untersuchungsgebiet

Das NSG Entenfang befindet sich im Süden der Kölner Bucht in einem klimatisch sehr begünstigten Raum, der sich durch ein mildes Temperaturklima mit hohen Januarmitteln (2,0 °C) und Julimitte (18,0 °C) und eine niedrige mittlere Niederschlagssumme von 650 mm im Jahr auszeichnet (DEUTSCHER WETTERDIENST 1989).

Der Entenfang¹⁾ (Erftkreis, TK 25 5107 Brühl) liegt in einer Höhe von 49,50 m über NN in einer frühholozänen Altrheinrinne am Westrand der Niederterrasse zwischen den Ortschaften Keldenich und Berzdorf (Abb. 1). Die Niederterrasse wird von zahlreichen heute trockenliegenden Rheinarmen durchzogen. Eine als „Gumme“ bezeichnete Stromrinne verläuft von Bad Godesberg-Friesdorf bis Dransdorf durch Bonn, folgt schließlich dem Steilrand der Mittelterrasse über Bornheim, Keldenich nach Berzdorf und zieht dann, in zwei Arme geteilt, über Meschenich bzw. Rondorf nach Köln (GRUNERT, J. 1988, LANDESVERMESSUNGSAMT NW 1968). Der ca. 600 m lange, 100 m breite und ca. 1 m tiefe Entenfang ist das einzige Flachgewässer, das sich in diesem alten Rheinlauf erhalten hat.

Die in den siebziger Jahren noch großflächig verbreiteten Teichröhrichtgesellschaften *Acoretum calami* und *Typhetum angustifolium-latifoliae* und das Bachröhricht *Phalaridetum arundinacea* (BAUER 1971) sind durch zunehmende Sedimentablagerungen eingeschränkt und besonders im Südteil durch *Urtica dioica*-Vegetation verdrängt worden (LÖLF 1986). Seit der Regulierung des Wasserstandes im Jahr 1976 unterblieben die regelmäßigen Überschwemmungen der Uferstreifen, so daß auch die Verbreitung der von BAUER (1971) beschriebenen Teichbodesgesellschaften *Polygono-Bidentetum* und *Ranunculetum scelerati* zurückging.

Wie sich die Ufervegetation nach der im Jahre 1989 erfolgten Teichbodenentschlammung weiterentwickeln wird, bleibt noch abzuwarten. Mit der Vegetationskartierung aus dem Jahr 1984 (LÖLF 1986) liegt eine Grundlage für Vergleiche vor.

3. Hydrologische Bedingungen

Die Entenfang-Niederung war ursprünglich das Versickerungsgebiet des nördlich gelegenen Palmersdorfer Baches und des im Süden einmündenden Dickopsbaches (KAISER 1908). Infolge der Verschlammung der Gewässersohle kam es in der Vergangenheit nach Schneeschmelzen und Starkregen immer wieder zu Hochwassern und Überschwemmungen der tiefergelegenen Ortsteile von Berzdorf und Keldenich (HOFFMANN 1986). Auch die ca. 5 m tiefen vier Schlinggruben (SG1 bis SG4) verschlammten stark, so daß 1970 ein Notablaufgraben zum städtischen Kanalnetz angelegt werden mußte. Um die Vorflut zu sichern, wurden 1976 ein Auslaufbauwerk und ein 1,5 km langer Kanal fertiggestellt, der das Wasser des Entenfangs direkt dem Rhein zuleitet.

Das Einzugsgebiet des Dickopsbaches hat eine Größe von ca. 32 km² und erstreckt sich über die landwirtschaftlich intensiv genutzte Lößterrasse bis zur Ville (Abb. 2).

Über die Gewässergüte des Dickopsbaches mit seinen Zuflüssen Geildorfer Bach, Rheindorfer Bach, Siebenbach, Breitbach und Mühlenbach liegen neuere Untersuchungen vor, nach denen der untere Bachabschnitt als stark verschmutzt (Güteklasse III) einzustufen ist (RHEIN-SIEG-KREIS 1987, BECKER 1991). Nach wie vor werden aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen große Mengen an Nitrat ausgetragen und mit der Einleitung der Kläranlage Sechtem, die auch die Abwässer einer Gemüsekonservenfabrik verarbeitet, gelangen weiterhin sehr hohe Phosphateinträge in den Entenfang.

Eine Verbesserung der Situation wird erst nach der notwendigen Erweiterung der Kläranlage Sechtem eintreten. Die Anlage soll mit Nitrifikations- und Denitrifikationsstufen sowie

¹⁾ Die wasserreiche Niederung wurde besonders zur Zeit des Kurfürsten Clemens August zur Entenjagd und zur Reiherbeize genutzt, wovon das Jagdhaus Entenfang in Berzdorf zeugt (HANSMANN 1977).

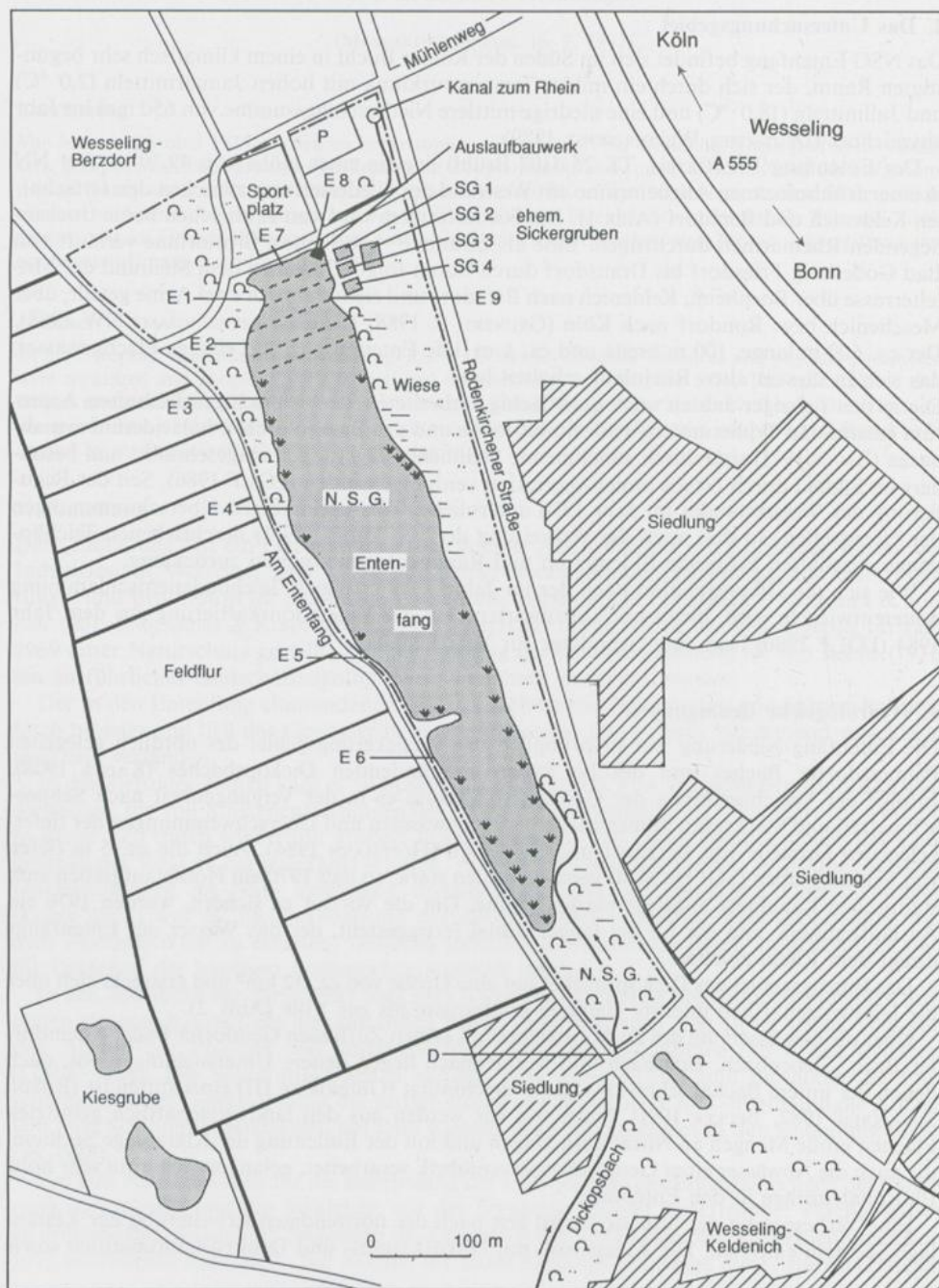


Abbildung 1. Lage der Probestellen im NSG „Entenfang“.

mit Becken zur biologischen Phosphoreliminierung und Flockungsfiltration ausgerüstet werden und wird voraussichtlich 1995 in Betrieb genommen (ERFTVERBAND 1990).

4. Methoden

Im Herbst 1975 und im Frühjahr 1976 wurden längs des Westufers des Entenfangs an den Standorten E1 bis E9 Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Nach diesen Voruntersuchungen führte der Verfasser von Mai bis Oktober in wöchentlichen Abständen (Ausnahme: August) am frühen Abend Messungen physikalischer und chemischer Parameter am Entenfang und an den ehemaligen Sickergruben SG1 und SG2 durch. Am Standort E1 wurden in diesen Monaten Sichttiefe, pH-Wert, Sauerstoffgehalt, Gesamthärte, Karbonathärte, Nitrit- und Orthophosphatgehalt bestimmt sowie Tagesgänge für den O₂-Gehalt aufgenommen. Zur Zeit des Fischsterbens im Mai und im Juni wurden ferner Messungen der Ammoniumkonzentration an verschiedenen Standorten des Entenfangs und des Dickopsbaches vorgenommen.



Abbildung 2. Lage der Bäche im Einzugsgebiet des Entenfangs. BB = Breitbach, DB = Dickopsbach, GB = Geildorfer Bach, MB = Mühlenbach, PB = Palmersdorfer Bach, RB = Rheindorfer Bach, SB = Siebenbach, WG = Walberberger Graben.

Die Sichttiefe wurde mit einer weißemaillierten Metallscheibe mit Dreipunktaufhängung (Durchmesser 0,23 m) ermittelt. PH-Wert und Leitfähigkeit bei 18 ° C wurden elektrometrisch mit den Geräten WTW pH 54 und LF 54 gemessen. Der Sauerstoffgehalt wurde nach der Methode von L. W. WINKLER (DEV 1972) in jeweils drei Parallelproben aus 30 bis 40 cm Tiefe bestimmt. Gesamthärte, Karbonathärte, Säure- und Kaliumpermanganatverbrauch wurden titrimetrisch, Orthophosphat- und Nitritgehalt kolorimetrisch bestimmt (Aquamerck-Testsätze der Fa. MERCK). Die Ammoniumkonzentration wurde in zentrifugierten Proben fotometrisch bei 436 nm gemessen (DEV 1972).

Das Zooplankton wurde wöchentlich durch manuelles Schöpfen und Filtration (75 µm lichte Maschenweite) von 10 bis 50 l Wasser entlang des Ufers bei E1 gewonnen und mit Formollösung konserviert. Im Labor wurde mit einem Schüttelgefäß und einem Probenehmer eine geeignete Teilprobe hergestellt und diese in einer Zählchale mit Hilfe eines Stereomikroskops ausgezählt. Das Verfahren der Teilprobenentnahme wurde mit einem Chi²-Test abgesichert.

Phytoplanktonproben wurden zur Zeit einer Wasserblüte im September mit einem Umgekehrten Mikroskop mit Phasenkontrastoptik quantitativ ausgewertet. Die Bestimmung der Planktonorganismen richtete sich nach DONNER (1973), FLÖSSNER (1972), HERBST (1972), KLOTTER (1975) und STREBLE & KRAUTER (1974).

5. Ergebnisse und Diskussion

5.1 Wirkungen des Dickopsbaches

Am Einlauf des Dickopsbaches in den Entenfang (Probestelle D) wurden im Sommer 1976 Leitfähigkeitswerte zwischen 920 und 1800 µS/cm gemessen. Der Kaliumpermanganatverbrauch lag zwischen 170 und 350 mg/l, die Ammoniumkonzentration zwischen 18,9 und 23,2 mg/l, der Orthophosphatgehalt zwischen 7,5 und 15 mg/l P₂O₅. Für den oberirdischen Abfluß des Dickopsbaches konnte an Probestelle D eine ungefähre Abflußmenge von 50 l/sec ermittelt werden.

Der Vergleich von Proben oberhalb und unterhalb des Ablaufs der Kläranlage Sechtem in den Dickopsbach ergab am 10. 6. 1976 sprunghafte Erhöhungen des Leitfähigkeitswertes von 640 auf 1300 µS/cm und der Ammoniumkonzentration von 1,3 auf 12,1 mg/l. Bachabwärts nahm der Ammoniumgehalt weiter zu, an der Probestelle D betrug er 23,2 und am Standort E6 erreichte er 32,6 mg/l.

An den aufgenommenen Längsprofilen des Entenfangs zeigte sich eine von Süden nach Norden zunehmende Erwärmung des Wassers um 1 bis 3 ° C. In gleicher Richtung konnte während eines Wasserblütenstadiums am 14. 5. 1976 ein Anstieg des pH-Wertes von pH 7,8 (Probestelle D) auf pH 9,6 (Probestelle E1) und eine starke Zunahme des Sauerstoffgehalts festgestellt werden.

Der verlandende südliche Teil des Entenfangs enthielt eine ca. 1 Meter mächtige Faulschlammsschicht, über der das Wasser nur wenige Dezimeter hoch stand. In dieser Aufschlickungszone wurden beim Standort E6 keine Vegetationsfärbungen festgestellt, wohl aber Vorkommen von Cladoceren und Rotatorien.

Die ermittelten hohen Leitfähigkeitswerte und chemischen Parameter zeigen eine überaus starke Verschmutzung des Dickopsbaches mit anorganischen und organischen Stoffen an. Die von HÖLL (1970) für verschmutztes Wasser angegebenen Werte (Ammoniumgehalt 0,1–10 mg/l, Phosphatgehalt 0,2–2 mg/PO₄) wurden vom Dickopsbach während der Untersuchungszeit um ein Vielfaches überschritten. Neben dem Nährstoffeintrag aus den landwirtschaftlichen Nutzflächen ist als Hauptquelle der starken Gewässerverschmutzung die Einleitung der Kläranlage Sechtem anzusehen. Die Zunahme der Ammoniumkonzentration bis zur Probestelle E6 ist auf den mikrobiellen Abbau der starken organischen Belastung des Dickopsbaches zurückzuführen. Die Kläranlage Sechtem war offensichtlich unterdimensioniert und insbesondere bei den Kampagnen der angeschlossenen Gemüsekonservenfabrik überlastet.

Die Ergebnisse der aufgenommenen Längsprofile lassen eine Zone des intensiven Abbaus im Südteil und eine zunehmende Primärproduktion in Fließrichtung nach Norden erkennen.

Die Aufschlickungszone südlich des Damms bei E6 entstand durch den jahrzehntelangen Eintrag der hohen Nährstoff- und Sedimentfracht des Dickopsbaches. Damit hatte der Enten-

fang weitgehend die Funktion eines Abwasserteiches für die Nachklärung unzureichend gereinigter Abwässer erhalten.

5.2 Wasserblüten- und Klarwasserstadien

Im Sommerhalbjahr 1976 wurden ausgeprägte Wechsel der Sichttiefe registriert, die durch Massenentwicklung von planktischen Grünalgen bzw. durch Massenfaltung von Cladoceren hervorgerufen wurden (Abb. 3). Mit diesen biotischen Veränderungen korrespondierten starke Schwankungen im Chemismus. Anhand der an der Probestelle E1 aufgenommenen Halbjahresgänge für Sichttiefe, pH-Wert, Sauerstoffgehalt und Phosphatgehalt konnten diese Phasen für den Entenfang charakterisiert und abgegrenzt werden.

Die Wasserblütenstadien im Mai sowie August/September zeichneten sich durch niedrige Sichttiefen (9 bis ca. 55 cm), pH-Werte über 8,5, Sauerstoffübersättigungen, verminderte Orthophosphatgehalte, Massenentwicklung von Chlorophyceen und das weitgehende Fehlen von Zooplankton aus.

Die Klarwasserstadien im Juni/Juli und Oktober waren dagegen gekennzeichnet durch Sichttiefenwerte über 55 cm, pH-Werte unter 8,5, Sauerstoffsättigungen unter 75 %, eine sprunghafte Erhöhung der Orthophosphatgehalte sowie Massenvorkommen von Cladoceren bei nahezu fehlendem Phytoplankton.

Nach UHLMANN (1961, 1988) sind solche zeitliche Aufeinanderfolgen von Phytoplankton- und Zooplanktonmaxima typisch für stark verschmutzte Flachgewässer und Abwasserteiche, in denen es bei einseitigen Umweltbedingungen leicht zu Verschiebungen des biologischen Gleichgewichts und zu Einflüssen auf den Chemismus kommen kann.

5.3 Veränderungen im Chemismus

Zur Zeit der beiden Wasserblütenstadien wurden starke Erhöhungen des pH-Wertes gemessen, der im Entenfang an Standort E1 pH 9,6, in der Sickergrube SG2 pH 10 erreichte. Die Photosyntheseaktivität des massenhaft entwickelten Phytoplanktons führte durch hohen CO_2 -Entzug und Bikarbonatspaltung zu Störungen der Kohlensäure-Hydrogenkarbonat-Karbonat-Gleichgewichte, was einen Anstieg des pH-Wertes zur Folge hatte.

Im Entenfang wurden die ausgeprägten pH-Verschiebungen durch Vegetationsfärbungen hervorgerufen und waren damit biogen bedingt.

Bei Wasserblüten wurden im Oberflächenwasser O_2 -Übersättigungen bis 330 % ermittelt, wobei die Tagesamplituden entsprechend groß waren (Abb. 3c, 4a, d). Der Sauerstoffgehalt des Gewässers wird dann hauptsächlich durch CO_2 -Assimilation und Respiration der Algen bestimmt. In den Klarwasserstadien waren im Entenfang große Sauerstoffdefizite zu verzeichnen, die durch die Atmung der Cladoceren verursacht wurden, die einen hohen O_2 -Bedarf haben (UHLMANN 1961). Die Tagesschwankungen der Sauerstoffkonzentration blieben deshalb gering.

Für das gelöste Orthophosphat wurden zur Zeit des 7wöchigen Klarwasserstadiums starke Konzentrationserhöhungen bis auf 25 mg/l P_2O_5 festgestellt. Da diese Zunahme mit dem Sauerstoffminimum im Juni/Juli zusammenfällt, ist anzunehmen, daß Phosphat durch Ausscheidungen der Cladoceren und durch Mobilisierung aus dem Sediment freigesetzt wurde. Zur Zeit der Wasserblüten war der Phosphatgehalt auf 5 bis 10 mg/l abgesenkt, was einerseits auf eine Aufnahme und Speicherung des Phosphats durch die Algen, andererseits auf eine Phosphatfällung unter Oxidationsbedingungen zurückzuführen ist.

Der Nitritgehalt lag zumeist zwischen 0,1 und 0,5 mg/l N. Dieser Parameter konnte jedoch kurzzeitig bis auf 2,0 mg/l hochschnellen, was auf gestörte Abbauprozesse hindeutet.

Für das Wasser des Entenfangs wurden Gesamthärten zwischen 11 und 19 °d bestimmt, womit es nach HÖLL (1970) als ziemlich hart einzustufen ist. Auffallend ist, daß die Karbonathärte (10–23 °d) die Gesamthärte zumeist übertraf. SCHÄPERCLAUS (1952) berichtet von ähnlichen Befunden bei den Berliner Drainwasserteichen und führt die hohen Karbonathärten bzw. das hohe Säurebindungsvermögen auf den erhöhten Gehalt an Ammoniumkarbonat zurück. Die gemessenen hohen Werte für Karbonathärte und SBV könnten jedoch auch durch fein suspendiertes Kalziumkarbonat verursacht worden sein, wodurch zu hohe Konzentrationen für die gelösten Anionen der Kohlensäure vorgetäuscht wurden.

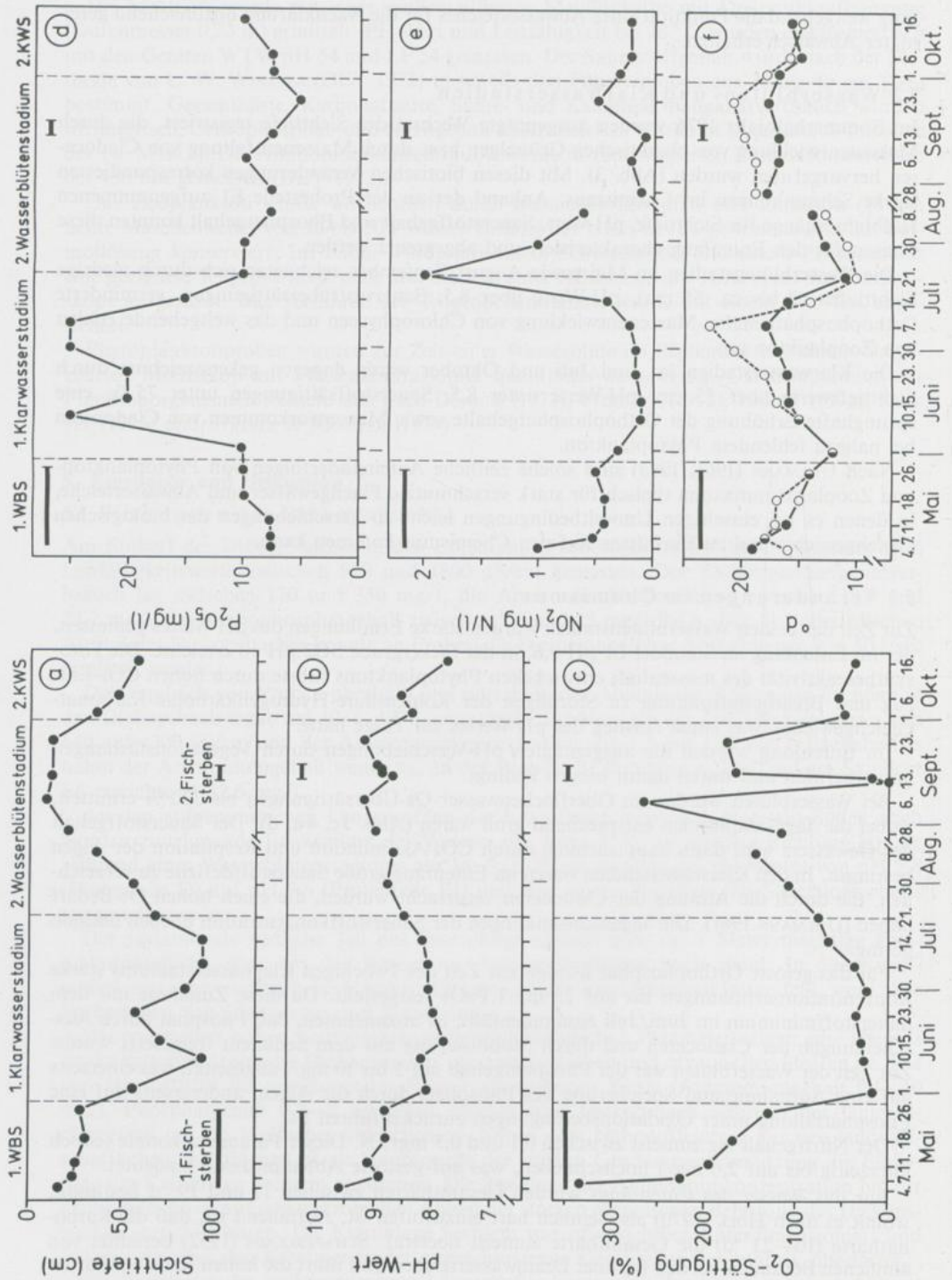


Abbildung 3. Sichttiefe (a), pH (b), Sauerstoffsättigung (c), Orthophosphatgehalt (d), Nitritgehalt (e), Gesamthärte ●—● und Karbonathärte ○—○ (f) im Entenfang an der Probestelle E1 von Mai bis Oktober 1976.

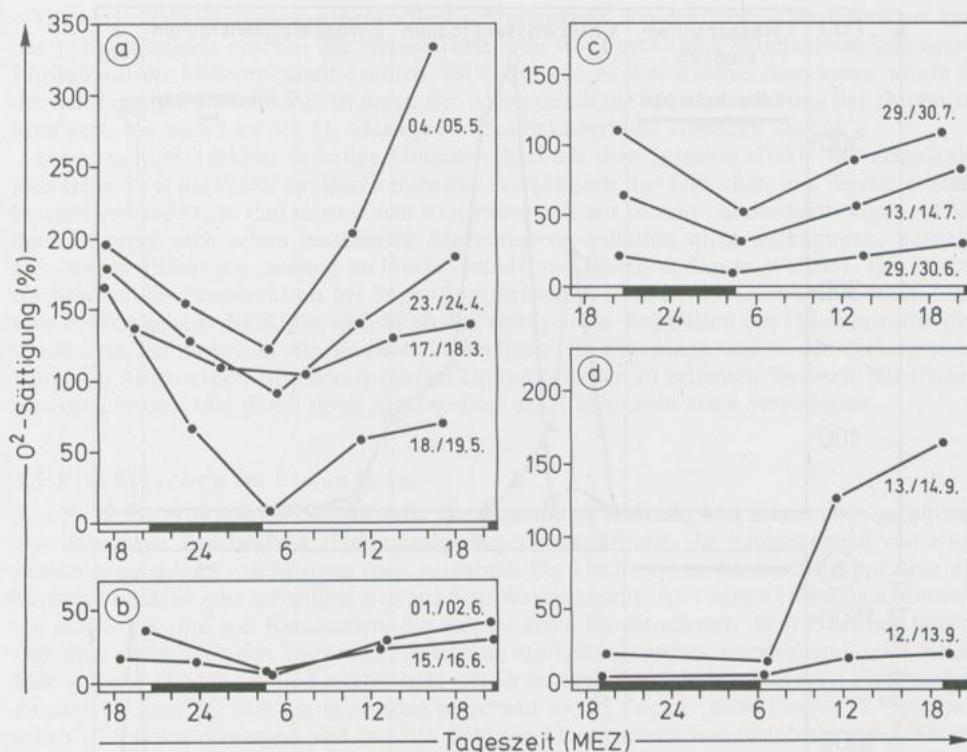


Abbildung 4. Tagesgänge der Sauerstoffsättigung im Entenfang (Probestelle E1) in den Monaten März bis September 1976.

5.4 Wechselbeziehung von Phyto- und Zooplankton

Nebend der Erfassung der Phytoplanktonentwicklung durch Sichttiefmessungen wurden Proben quantitativ untersucht, die im September 1976 am Standort E1 geschöpft worden waren. Während des Maximums des 2. Wasserblütenstadiums am 8. 9. wurden für *Ankistrodesmus acicularis* 516.350, für *Euglena viridis* 450.450, für *Chlamydomonas spec.* 263.650, für *Chlorella vulgaris* 161.150 und für *Navicula spec.* 3.700 Zellen/ml ermittelt. Daneben wurden noch *Scenedesmus quadricauda* und *Selenastrum bibrainum* in geringerer Abundanz gefunden. Es ergaben sich damit Algendichten von 651.000 bis über 1.395.000 Zellen/ml.

Das Zooplankton wurde in der Zeit von April bis Oktober am Standort E1 (unbewachsenes Ufer) quantitativ untersucht (Abb. 5). Dabei wurden folgende Arten erfasst: Rotatoria (*Braconion urceolaris*), Cladocera (*Moina brachiata*, *Moina macrocopa*, *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*) Ostracoda (nicht bestimmte Arten), Copepoda (nicht bestimmte Arten der Cyclopidae). Die Rotatorien traten im Mai und Oktober kurzzeitig in sehr hohen Dichten auf, sie wurden nicht ausgezählt. Am 1. Juni wurden Massen von Naupliuslarven registriert, die sonst nur in relativ geringer Abundanz in den Proben zu finden waren. Männliche Tiere oder Ehippien tragende Weibchen wurden im Juni bei beiden *Moina*-Arten und bei *Daphnia pulex* sowie im Juni/Juli bei *Daphnia magna* festgestellt. Innerhalb der *Moina*-Fraktion herrschte bis zum 1. Juni *M. brachiata* vor. Das Maximum am 10. 6. wurde dann zu $\frac{2}{3}$ von *M. macrocopa*, zu $\frac{1}{3}$ von *M. brachiata* hervorgerufen. Bei der Massenentfaltung Anfang Oktober mit über 1500 Individuen/l lag das Häufigkeitsverhältnis von *M. macrocopa* zu *M. brachiata* bei 5 : 1.

Die gefundenen Cladocerenarten sind nach FLÖSSNER (1972) Bewohner stark verschmutzter Gewässer, die sich durch Vegetationsfärbungen und gute Durchwärmung auszeichnen. Diese Biotopeigenschaften sind durch die Lage des flachen Entenfang-Weiher gegeben.

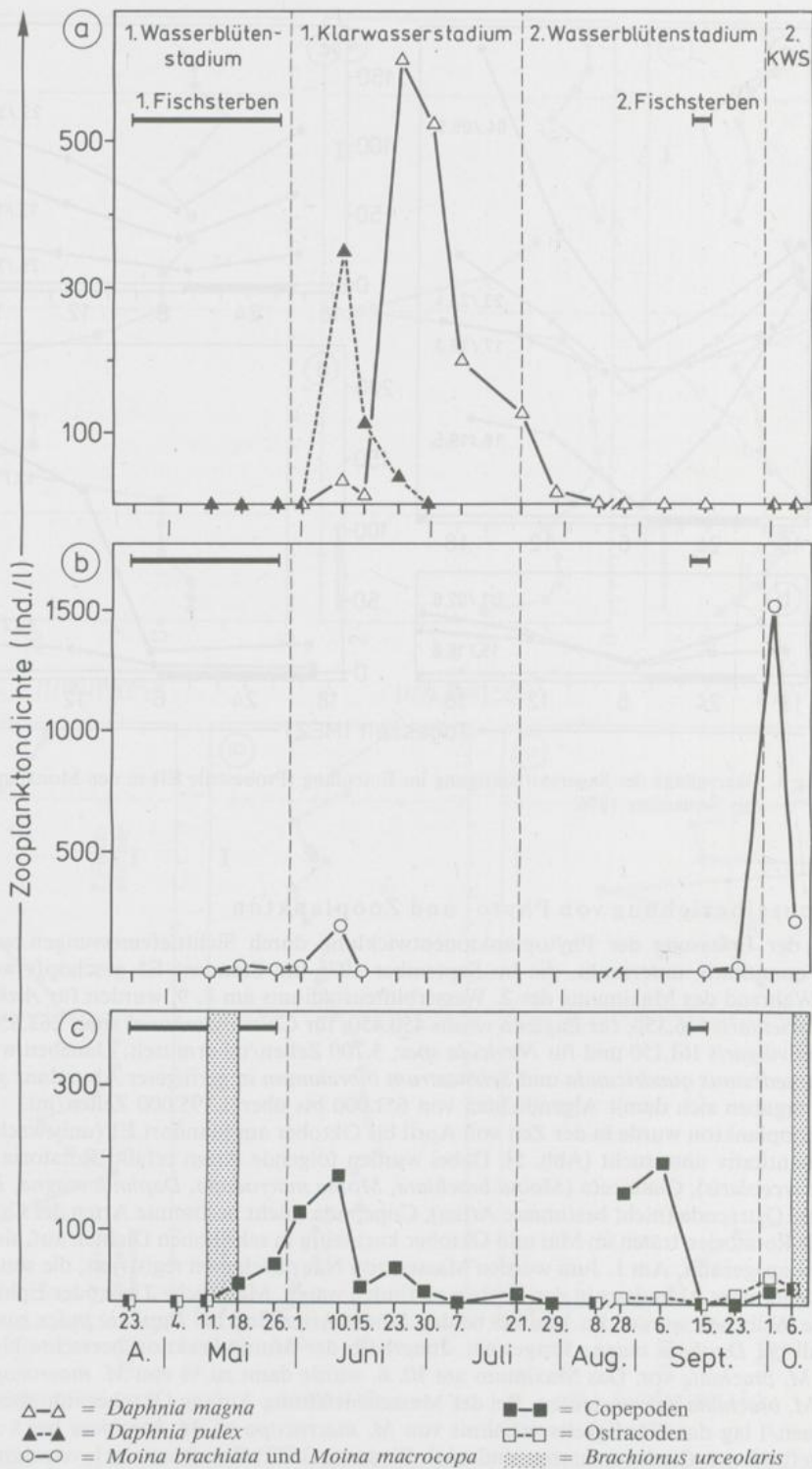


Abbildung 5. Dichte des Zooplanktons an der Probestelle E1 im Entenfang von April bis Oktober 1976.

Die in der Tabelle wiedergegebenen Beobachtungsdaten von den vier Sickergruben zur Zeit des 1. Fischsterbens machen die Wechselbeziehung von Phyto- und Zooplankton und deren Einfluß auf die Milieufaktoren deutlich. Im Gegensatz zu den anderen Standorten wurde in der Schlinggrube SG1 das Aufkommen der Algen durch die Massenfaltung der Daphnien verzögert, bis auch hier am 11. Mai die Frühjahrswasserblüte einsetzen konnte.

UHLMANN (1961) erklärt derartige Massenwechsel mit dem „grazing effekt“ des Zooplanktons (HARVEY et al. 1935), das durch intensive Freßtätigkeit das Entstehen von Vegetationsfärbungen verhindert, so daß es zu einem Klarwasserstadium kommt. Andererseits können Cladoceren gegen eine schon bestehende Algenmassenpopulation nicht aufkommen, weshalb man diesen Effekt als „animal exclusion“ bezeichnet HARDY & GUNTHER (1935). Die Beeinträchtigung des Zooplanktons bei Vegetationsfärbungen ist nach UHLMANN (1961) durch toxische Effekte seitens der Algen und durch das Versagen der Regulation des Filterapparates der Cladoceren bei zu hohen Algendichten zu erklären. Im Entenfang und in den Sickergruben kam es in Abhängigkeit von den speziellen Umweltfaktoren zu extremen Wechsellern der Planktonpopulationen, die durch ihren Stoffwechsel den Chemismus stark veränderten.

5.5 Fischsterben im Entenfang

Am 29. April 1976 wurden am Nordufer des Entenfangs erstmalig tote Karauschen gefunden. Zur damaligen Zeit bestand eine intensive Vegetationsfärbung, die hauptsächlich von einer Massenentwicklung von *Euglena spec.* herrührte. Die Fische hoben häufig den Kopf über die Wasseroberfläche oder schnellten sich aus dem Wasser heraus. An flachen Uferstellen sammelten sich Schwärme von Karauschen, die nahezu keine Fluchtreaktion mehr erkennen ließen. Gab man die taumelnden Tiere in ein Aquarium mit Leitungswasser, so erholten sie sich innerhalb von nur 15 Minuten und zeigten bald wieder normale Reaktionen. Das erste Fischsterben dauerte bis zum 26. Mai an; es wurden insgesamt ca. 25 Zentner toter Fische, 95 % Karauschen (*Carassius carassius*) und ca. 5 % Schleien (*Tinca tinca*) von Mitgliedern des Kölner Sportangelvereins geborgen.

Am 11. September kam es zu einer zweiten Fischkalamität, der erneut 10 bis 15 Zentner Karauschen zum Opfer fielen. Dieses zweite Fischsterben hielt nur vier Tage lang an und ereignete sich ebenfalls während einer extremen Wasserblüte mit pH-Werten zwischen 8,7 und 9,0. Obschon sich die Feuerwehr bemühte, das Gewässer mit Sauerstoff anzureichern, konnten am 12. und 13. 9. nur sehr geringe Mengen Sauerstoff (0,5 bis 2 mg/l) gemessen werden (Abb. 4d).

Das erste Fischsterben im Mai stand offensichtlich mit der Wasserblüte in Zusammenhang, wie ein Vergleich der Befunde der vier Sickergruben (Tabelle) zeigte. Eingeleitete Giftstoffe oder Sauerstoffmangel schieden als Ursachen aus, da die zwischen Entenfang und Sickergrube SG2 gelegene Grube SG1 bei niedrigen Sauerstoffwerten vitale Fische aufwies.

Nach WUHRMANN & WOKER (1948) und SCHÄPERKLAUS (1952) sind in alkalischem Wasser mit pH-Werten bis pH 10 noch keine Fischverluste zu erwarten. Bei biogener Erhöhung des pH-Wertes kommt es jedoch zu einer Verschiebung des Verhältnisses $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ zugunsten des toxischen Ammoniaks. Für Karpfen und Schleien gibt LIEBMANN (1960) einen Schwellenwert von knapp 2,0 mg/l NH_3 an. Dieser Schwellenwert einer Ammoniakvergiftung wurde am 14. 5. am Standort E1 um fast das Vierfache, am Standort E3 um mehr als das Doppelte überschritten. Im Südteil des Entenfangs (Standorte E6 bis D), wo sich viele Fische hingeflüchtet hatten, wurde der Schwellenwert trotz der hier höheren Ammoniumkonzentration aufgrund der niedrigeren pH-Werte nicht erreicht.

Dem 2. Fischsterben im September ging offenbar eine Schädigung der Tiere durch die Entstehung von NH_3 nach biogenem pH-Anstieg voraus. Als auslösender Faktor ist jedoch ein kurzfristiger Sauerstoffrückgang anzusehen, der durch intensive Abbauprozesse bei sehr niedrigem Wasserstand eintrat. Die beiden Fischsterben sind demnach durch indirekte Änderungen des Chemismus aufgrund von Algenmassenentwicklungen verursacht worden.

Maßnahmen zur Verhinderung von Fischsterben im Entenfang müssen auf den Abbau der Hypertrophie und die Erreichung eines stabileren Gleichgewichts im Gewässer abzielen.

Mit den 1989 im Naturschutzgebiet durchgeführten Sanierungsmaßnahmen ist nur eine Voraussetzung für die Verbesserung des labilen ökologischen Zustandes des Flachgewässers erfüllt worden. Als zweite Vorbedingung ist der Ausbau der Kläranlage Sechtem zu nennen,

Tabelle. Meß- und Beobachtungsdaten von Entenfang (E1) und den vier Sickergruben (SG1 bis SG4) zur Zeit des 1. Fischsterbens am 4. 5. 1976.

Probe- stelle	Wasser- temp. (°C)	Sicht- tiefe (cm)	pH-Wert	O ₂ - Sättig. (%)	Phyto- plankton (<i>Euglena</i>)	Zoo- plankton (<i>Daphnia</i>)	Fische (<i>Carassius</i>)
E1	17,6	17	9,6	334	Wasser- blüte	fehlt	tot bzw. ab- normes Verh.
SG1	14,8	136	7,9	13	Minimum	Massen entfaltg.	vital
SG2	15,3	18	10,0	355	Wasser- blüte	fehlt	tot
SG3	14,5	17	9,6	348	Wasser- blüte	fehlt	tot
SG4	15,1	20	9,5	337	Wasser- blüte	fehlt	tot

durch den ein deutlich verminderter Export von Phosphaten und Stickstoffverbindungen in den Entenfang erreicht werden muß. Wenn die Erweiterung des Klärwerks 1995 fertiggestellt sein wird, sind gute Voraussetzungen dafür gegeben, daß sich Fischkalamitäten im Entenfang nicht mehr wiederholen.

6. Zusammenfassung

Vom ca. 1 m tiefen „Entenfang“ bei Wesseling wurden von Mai bis Oktober 1976 in wöchentlichen Abständen hydrochemische Parameter aufgenommen und das Zooplankton untersucht.

In Längsprofilen wurde ein von Süden nach Norden gerichteter Gradient bezüglich der Wassertemperatur, des Sauerstoffgehalts und des pH-Wertes festgestellt, der eine von der südlichen Verlandungszone nach Norden zunehmende Intensität der Primärproduktion anzeigt.

Es konnte eine ausgeprägte Wechselbeziehung von Phyto- und Zooplankton erfaßt werden, bei der es zu regelmäßigen Wechseln von Wasserblüten durch Euglenophyten und Chlorophyten und von durch Cladoceren herbeigeführten Klarwasserstadien kam. Starke Dichtezunahmen des Zooplanktons wurden nach Vegetationsfärbungen festgestellt, wobei für die Moina-Fraktion im Oktober ein Maximum von ca. 1500 Ind./l ermittelt wurde. Die Sexualperiode der vier das Zooplankton bestimmenden Cladocerenarten (*Daphnia magna*, *D. pulex*, *Moina brachiata*, *M. macrocopa*) lag im Juni. Phytoplanktonproben zur Zeit einer Massenentwicklung von *Ankistrodesmus acicularis* und *Euglena viridis* ergaben Dichten von ca. 1,4 Millionen Zellen/ml. Während der Wasserblüten wurden Sauerstoffübersättigungen bis zu 334 % und Tagesamplituden von 214 % des Sättigungswerts gemessen.

Zur Zeit des sommerlichen Sauerstoffminimums wurden starke Konzentrationserhöhungen des Orthophosphats bis auf 25 mg/l P₂O₅ registriert, die auf Ausscheidungen der Cladoceren und auf Mobilisierung aus dem Sediment zurückgeführt werden.

Für den Dickopsbach wurden Leitfähigkeitswerte zwischen 920 und 1800 µS/cm, Ammoniumkonzentrationen zwischen 18,9 und 23 mg/l und Orthophosphatgehalte zwischen 7,5 und 15 mg/l P₂O₅ bestimmt. Infolge der Düngewirkung dieses Zuflusses kommt es im Entenfang zu Massenentwicklungen des Phytoplanktons, was eine biogene Erhöhung des pH-Wertes bis auf 9,8 hervorrufen kann. Bei den vorhandenen hohen Ammoniumkonzentrationen hat dieser pH-Anstieg eine verstärkte Entstehung des Zellgiftes Ammoniak zur Folge. Während eines Fischsterbens im Mai, bei dem ca. 25 Zentner Karauschen und Schleien verendeten, konnte nachgewiesen werden, daß der Schwellenwert einer Ammoniakvergiftung stellenweise um das Vierfache überschritten wurde. Ein weiteres Fischsterben im September wurde durch einen kurzfristigen Rückgang des Sauerstoffgehalts ausgelöst.

Als notwendige Voraussetzungen für eine Verbesserung des ökologischen Zustands des Entenfangs wird neben der 1989 erfolgten Entschlammung die Erweiterung der Kläranlage Sechtem genannt, deren Fertigstellung vom Erftverband für 1995 geplant ist.

Literatur

- BAUER, G. (1971): Landschaftsökologische Untersuchung des Naturschutzgebietes „Entenfang“ bei Wesseling. — *Decheniana* **123**, 165—198.
- BECKER, C. (1991): Untersuchungen zur Gewässergüte des Dickopsbachs und seiner Nebenbäche in der Köln-Bonner Bucht. — Diplomarbeit Universität Bonn.
- Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (DEV) (1972). — Weinheim (Verlag Chemie).
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1989): Klima-Atlas von Nordrhein-Westfalen. — Offenbach a. M.
- DONNER, J. (1973): Rädertiere (Rotatorien). — Stuttgart (Franckh).
- ENGLÄNDER, H. & JOHNNEN, A. G. (1961): Die Vogelfauna des „Entenfangs“ bei Wesseling. — *Decheniana* **114**, 61—74.
- ENGLÄNDER, H. & KUHN, M. (1975): Materialien zur Avifauna des Entenfangs, I. Teil. — *Decheniana* **127**, 229—240.
- & — (1977): Materialien zur Avifauna des Entenfangs, II. Teil. — *Charadrius* **13/4**, 115—128.
- ERFTVERBAND (1990): Jahresbericht des Erftverbandes. — Bergheim (unveröff.).
- FLÖSSNER, D. (1972): Branchiopoda, Branchiura. In: Dahl, F.: Tierwelt Deutschlands 60. — Jena.
- GRUNERT, J. (1988): Geomorphologische Entwicklung des Bonner Raumes. — Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde **58**, 165—180. Bonn (F. Dümmlers Verlag).
- HANSMANN, W. (1977): Das kurfürstliche Jagdhaus Entenfang in Wesseling-Berzdorf. — Rheinische Heimatpflege N. F. **14/3** Köln.
- HARDY, A. C. & GUNTHER, E. R. (1935): The plankton of the South Georgia whaling grounds and adjacent waters, 1926—1927. — *Discovery Reports* **11**, 1—456.
- HARVEY, A. W., COOPER, L. H. N., LEBOUR, M. V. & RUSSEL, F. S. (1935): Plankton production and its control. — *J. Mar. Biol. Assoc. Plymouth* **20**, 407—422.
- HERBST, H. V. (1972): Blattfußkrebse (Phyllopoden). — Stuttgart (Franckh).
- HÖLL, K. (1970): Wasser, Untersuchung, Beurteilung, Aufbereitung, Chemie, Bakteriologie, Biologie. — Berlin (de Gruiter).
- HOFFMANN, P. (1986): Der Entenfang im 19. Jahrhundert. — *Wesseling Heimat- und Geschichtsblätter* **6** u. **7** Wesseling.
- KAISER, E. (1908): Erläuterungen zur Geolog. Karte v. Preußen u. benachb. Bundesstaaten, Blatt Brühl (1930), Lief. 142. — Berlin.
- KLOTTER, H. E. (1975): Grünalgen (Chlorophyceen). — Stuttgart (Franckh).
- Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NW (LÖLF) (1986): Gutachtliche Stellungnahme zur geplanten Entschlammung des Naturschutzgebietes „Entenfang“ bei Wesseling. — Recklinghausen (unveröff.).
- Landesvermessungsamt NW (1968): Topographischer Atlas Nordrhein-Westfalen. — Bonn.
- LEDER, K. (1977): Limnologische Untersuchungen im Naturschutzgebiet „Entenfang“ bei Wesseling. — Staatsexamensarbeit Universität Köln.
- LIEBMAN, H. (1960/62): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie. — München.
- MÜLLER, M. (1988): Sanierung Naturschutzgebiet Entenfang in Wesseling. Erläuterung zum Genehmigungsentwurf 2. — Erftkreis, Hürth (unveröff.).
- RHEIN-SIEG-KREIS (1987): Umweltbericht Teil 1. — Oberkreisdirektor Siegburg.
- SCHÄPERCLAUS, W. (1952): Fischerkrankungen und Fischsterben durch Massenentwicklung von Phytoplankton bei Anwesenheit von Ammoniumverbindungen. — *Zeitschrift f. Fischerei u. deren Hilfswissenschaften NF* **1**, 29—44. Leipzig.
- SCHWOERBEL, J. (1984): Einführung in die Limnologie. — Stuttgart (G. Fischer).
- STREBLE, H. & KRAUTER, D. (1974): Das Leben im Wassertropfen. — Stuttgart (Franckh).
- UHLMANN, D. (1961): Über den Einfluß von Planktonorganismen auf ihr Milieu. — *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **46**, 115—129.
- (1988): *Hydrobiologie*. — Stuttgart (G. Fischer).
- WITTLING, N. (1984): Bruten von Sturmmöve, Zwergtaucher, Löffel- und Reiherente am NSG Entenfang bei Wesseling. — *Charadrius* **20**, S. 52.
- WUHRMANN, K. & WOKER, H. (1948): Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniak- und Blausäurevergiftung. — *Schweizerische Zeitschrift f. Hydrologie*, Bd. **11**, 210—244. Basel.

Anschrift des Verfassers: Klaus Leder, Kapellenstraße 28, 53332 Bornheim

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Decheniana](#)

Jahr/Year: 1994

Band/Volume: [147](#)

Autor(en)/Author(s): Leder Klaus

Artikel/Article: [Limnologische Untersuchungen im NSG "Entenfang" bei Wesseling
116-127](#)