

Jürgen Hartmann

Sprunghafte fischereiliche Veränderungen in eutrophierenden Seen

1. Einleitung

Nach der klassischen Vorstellung (z. B. Oglesby u. Mitarb., 1980) folgen in einem eutrophierenden See die fischereilichen Veränderungen Maximumkurven. Der Bestand beispielsweise nimmt danach zunächst allmählich zu und dann mit Überschreiten eines Optimums wieder ab. Entsprechend der (unabhängig von der Fischökologie entwickelten) Katastrophentheorie (Zeemann, 1976) sind aber auch sprunghafte Veränderungen, von einer Gleichgewichtsstufe zur nächsten, denkbar. Kleine Überschreitungen kritischer Werte (z. B. des Sauerstoffs am Seeboden) können danach große Veränderungen im Ökosystem (wie das Aussterben einer Fischart) auslösen.

Einen sprunghaften Verlauf des Eutrophierungsvorgangs selbst oder nichtfischereilicher Veränderungen bei Eutrophierung diskutieren – meist am Rande – Hasler (1947), Thomas (1963), Jumppanen (1976), Devai u. Mitarb. (1976), Alekseev u. Mitarb. (1978), Jagtman u. Mitarb. (1988), Barroin (1988) sowie Irvine u. Mitarb. (1989). Auch die Planktonentwicklung (Hartmann, 1990) im eu- und oligotrophierenden Bodensee verlief stufenweise.

Sprunghafte fischereiliche Veränderungen ohne ausdrücklichen Bezug zur Trophieänderung erwähnen Quiel (1934), Balon u. Mitarb. (1977), Kerr (1977), Peterman (1977), Ryder (1980) und Colby u. Mitarb. (1987).

In der vorliegenden Arbeit wird Material gesammelt, das für die Annahme sprunghafter fischereilicher Veränderungen in eutrophierenden Gewässern spricht. Dabei wird Eutrophierung als Zunahme des begrenzenden Nährstoffs und/oder der Gewässerproduktivität verstanden. Begriffe wie »stufenweise Veränderung« werden nicht quantifiziert.

2. Sprünge

Nach Grimaldi (1980) können fischereiliche Eutrophierungseffekte sehr plötzlich in Erscheinung treten. Eine Modellrechnung (Alekseev u. Polyakova, 1978) ergibt für Lebensgemeinschaften eutrophierender Gewässer mehrere Gleichgewichtszustände mit scharf getrennter Artenzusammensetzung. Auch das bekannte Modell zum »Wechsel der Vergesellschaftung der Fischarten des Ober- und Untersees« (Kriegsmann, 1955) ist im Sinne der Katastrophentheorie deutbar. Larkin und Northcote (1969) etwa, die verschiedene weitere Fälle schneller Fischbestandsänderungen aufführen, betonen aber, daß neben der Eutrophierung weitere Faktoren mitwirken können, und nach Steedman und Regier (1987) kann eine Fischgemeinschaft auf jede Art kulturbedingten Stresses mit plötzlichen Veränderungen reagieren. Diese Autoren sowie Ryder (1981) weisen auf den Wechsel stabiler und instabiler Phasen der Fischbestandsentwicklung eutrophierender Gewässer hin.

Kerr (1977) betrachtet die sprunghafte Bestandsänderung bei den Barschartigen. Nach der Katastrophentheorie sollte sich beim Vergleich zahlreicher Seen mit unterschiedlicher Trophie der Fanganteil der einzelnen Art ein- bis mehrgipfelig verteilen, das heißt, bei bestimmten Prozentsätzen häufen (Kerr, 1977). Tatsächlich deutet sich eine solche Häufigkeitsverteilung an (Hartmann, 1980). Devai u. Mitarbeiter (1976) diskutieren die plötzliche Umwandlung von Lebensgemeinschaften eutrophierender Gewässer, ohne speziell die Fische im Auge zu haben. Einen eutrophierungsbedingten Ertragssprung oder plötzlichen Artenschwund (meist Felchen, *Coregonus spec.*) erwähnen Thomas

(1963), Speafico und Mitarbeiter (1974) und Hartmann (1979). Andere Autoren (Reshetnikov, 1979; Willemsen, 1980; Kautz, 1982) beschreiben einen plötzlichen Artenwechsel: von Forelle (*Salmo trutta*) auf Felchen, von Hecht (*Esox lucius*) auf Zander (*Stizostedion lucioperca*); von Angel- auf Nichtangelfische Floridas). Einen Qualitätssprung stellt auch der bekannte Nischenwechsel (Umstellung von Nahrung und Verteilung) vieler Fischarten bei Eutrophierung dar. Mit neuen Konsumgewohnheiten kann sich das Wachstum entsprechend ändern; man denke etwa an das beschleunigte Wachstum bei Barsch (*Perca fluviatilis*) oder Saibling (*Salvelinus spec.*), wenn diese sich (unabhängig von der Eutrophierung) ab einer kritischen Maulgröße plötzlich in der Lage sehen, auf Fischnahrung umzustellen.

Nach einer stabilen Phase ist ein Sprung im Ökosystem z. B. dann zu erwarten, wenn die Menge der filtrierenden Wasserflöhe im See nicht mehr durch die Zahl der Fischmäuler, sondern (wie wohl kurzzeitig während des Klarwasserstadiums) durch die Menge des als Nahrung geeigneten pflanzlichen Planktons bestimmt wird.

Selbstverständlich können auch eutrophierungsbedingte nichtfischereiliche »Katastrophen« (K. im Sinne der Katastrophentheorie) wie plötzliche Blaualgenblüten (Vogler, 1967) oder Krautschwund (Willemsen, 1980) fischereiliche Sprünge auslösen.

3. Einige denkbare Ursachen

Eine wesentliche Rolle bei den sprunghaften fischereilichen Veränderungen in eutrophierenden Gewässern dürfte dem Sauerstoffgehalt, vor allem dem der bodennahen Grenzschicht, zukommen (Thomas, 1963). – Verringert sich die Sichttiefe, verschwinden schließlich die Wasserpflanzen, die z. B. Jungbarschen Schutz vor Räubern und dem Hecht Sichtschutz bieten. Barsch und Hecht werden dann von Zander und Brachsen

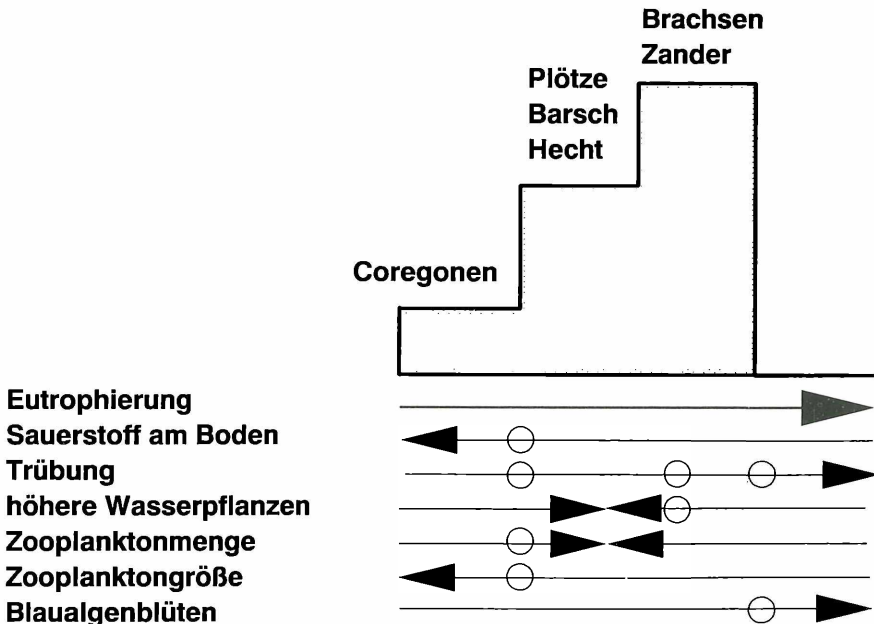


Abb. 1: Schema der vermuteten sprunghaften Veränderung der Fischbestände in eutrophierenden Seen. Von links nach rechts (in Pfeilrichtung) zunehmende Eutrophierung. Säulenhöhe = Fischmenge. Kreis = Grenzwert (s. Text) der links tabellierten Einflussgröße.

(*Abramis brama*) abgelöst (Willemsen 1980). Wenigstens bei Barsch, Plötze (*Rutilus rutilus*) und Brachsen kann der artspezifisch unterschiedliche Freßerfolg in der Unterwasservegetation bzw. bei Wassertrübung wesentlich zur Arten-Abfolge beitragen (Diehl, 1988). Geringe Veränderung der Vegetation kann zu starker Umstrukturierung des Fischbestands führen (Grimm, 1988). Mericas und Malone (1984) modellierten einen stufenähnlichen (sigmoidalen) Zusammenhang zwischen Chlorophyllgehalt des Wassers und Fischsterben.

Hinsichtlich des Nischenwechsels in Richtung pelagischer Lebensweise und planktischer Nahrung ist die Existenz von Grenzwerten der Nahrungsdichte wahrscheinlich: Ab einer bestimmten (artspezifischen) Dichte geeigneten Planktons lohnt es sich für den Opportunisten Fisch, sich von Fisch- oder Bodennahrung auf Plankton umzustellen. (In vergleichbarer Weise emigrieren mit der Eutrophierung auch Zooplankter in das Freiwasser (Ringelberg, 1980)). Zusätzlich dürfte die Brockengröße der sich bietenden Nahrung den Nischenwechsel und die Abfolge der Fischgemeinschaften (Felchen-, Barsch-, Karpfenartige) bestimmen. Bei kleinem Plankton sind z. B. Felchen gegenüber Barschen und besonders Plötzen benachteiligt (Van Densen, 1985; Irvine u. Mitarb., 1989).

Ganz im Sinne der Katastrophentheorie ist nicht nur nach den Ursachen der sprunghaften Veränderungen, sondern auch nach den stabilisierenden Mechanismen während der Gleichgewichtsphasen zu fragen. Irvine und Mitarbeiter (1989) diskutieren diese Frage hinsichtlich der An- und Abwesenheit höherer Unterwasserpflanzen. In Bezug auf die Stabilität der Fischgemeinschaften läßt sich dazu zur Zeit wenig mehr sagen, als daß die einzelnen Gemeinschaften an unterschiedliche Trophiegrade angepaßt sind (Ryder, 1981): die Felchen vielleicht an niedrige Planktondichten durch ihre Fähigkeit zu ausgedehnter Vertikalwanderung und ihre Freßgeschicklichkeit; Barsch, Plötze und Hecht vielleicht an mittlere Trophiegrade durch ihre Nutzung der Unterwasserwiesen und schließlich der Zander an sauerstoffarmes, trübes Wasser durch Brutpflege und den besonderen Bau seiner Augen. – Allein durch seine Freßaktivität verhindert der Brachsen das Aufkommen neuer Unterwasserwiesen (Jagtman u. Mitarb., 1988).

4. Grenzwerte

Die kritischen Werte, wie sie hier angenommen werden, sind als konkrete allgemeingültige Zahlen kaum festlegbar, da zum Beispiel Temperaturabhängigkeiten mitspielen können oder zusätzliche Stressoren verstärkend wirken (Steedman u. Regier, 1987; Willemsen, 1980). Nach Jagtman und Mitarbeiter (1988) muß ein kritischer Nährstoffgrenzwert überschritten sein, bevor sich ein biologischer Effekt im Ökosystem zeigt. Flüchter (1980) nennt für eine erfolgreiche Felchen-Eientwicklung 8 mg/l als kritische Sauerstoffgrenze. Ein Rückgang der Kleinen Maräne (*Coregonus albula*) wurde bei einer Primärproduktion von 100 kg C/ha und einer hypolimnischen Sauerstoffkonzentration von 10 mg/l beobachtet (Hakkari u. Granberg, 1977). Brachsen- und Zanderbrut nahmen bei mehr als 100 mg Blaualgen/l stark ab (Ljashenko u. Bilko, 1981; siehe auch Mericas u. Malone, 1984). Willemsen (1980) erwartet einen starken Brachsenrückgang bei einer Sichttiefe unter 10 cm. Nach Müller (1966) stirbt die Kleine Maräne bei sommerlichen Sichttiefen von weniger als 1,5–2 m aus. Nach Grimm (1988) ändert sich die Fischgemeinschaft (weniger Hecht, mehr Zander), wenn Schwimmpflanzen weniger als 25 % Seefläche bedecken.

Barthelmes (1978) nennt im Zusammenhang mit der Biomanipulation (weniger planktonfressende Fische = mehr Wasserflöhe = mehr pflanzliches Plankton = trüberes Wasser = »eutropheres Gewässer«) Grenzwerte der Fischdichte für Nahrungsketteneffekte »von oben nach unten«.

Ein Sprung auf ein höheres Niveau (bei Eutrophierung) erfolgt nicht unbedingt an derselben Stelle wie der Sprung zurück auf die niedrigere Stufe (bei Oligotrophierung) (Kerr, 1977). – Die Abbildung kennzeichnet die Lage der genannten Grenzwerte in einem

notgedrungen noch stark vereinfachten Schema, wobei die Möglichkeit unberücksichtigt bleibt, daß sich zusätzlich die Einflußgrößen stufenweise entwickeln.

5. Diskussion

Das hier zusammengetragene Material zu fischereilichen »Sprüngen« bei Gewässereutrophierung ist nicht sehr umfangreich. Daneben stehen aber die einleitend erwähnten – teilweise eindeutigen (z. B. Hasler, 1947; dort Abb. 2) – nichtfischereilichen Hinweise. Weiter darf nicht übersehen werden, daß auch die gegenteilige Vorstellung – die einer allmählichen Veränderung – kaum mehr darstellt als eine Hypothese, abgeleitet aus dem gedanklichen Aneinanderreihen der Zustände verschiedener Seen (Colby u. Mitarb., 1972). Hinzu kommt, daß ein systematischer Wechsel von Sprüngen und Gleichgewichtsphasen beobachtend, mathematisch und modellhaft schwieriger zu fassen ist als eine gleitende Abfolge, weshalb die Fachliteratur die Idee der stufenweisen Veränderung wohl nicht angemessen spiegelt.

Trifft die hier vertretene These durchgehend oder teilweise zu, hat dies auch praktische Bedeutung, heißt dies doch, daß ein Ökosystem nicht stufenlos regulierbar und seine Entwicklung schwer prognostizierbar ist. Dies gilt dann über die Eu-/Oligotrophierung hinaus auch bei Seenrestaurierung und Biomanipulation (Jagtman u. Mitarb., 1988). Daneben wäre der Indikatorwert der Fische damit eingeschränkt.

Summary

Stepwise changes in the fishes of lakes undergoing eutrophication. For fish in a lake undergoing eutrophication a discontinuous, stepwise change of community structure and biology is hypothesized.

Literatur

- Alekseev, V. V., Polyakova, M.S., 1978: Prostejshaya model' nachal' noj stadii oligotrofno-ehvtrovnoj suksessii v vodomakh. *Ekhlogiya* 1, 5–10
- Balon, E. K., Momot, W. T., Regier, H. A. (1977): Reproductive guilds of percids: results of the paleogeographical history and ecological succession. *J. Fish. Res. Board Can.* 34, 1910–1921
- Barroin, G., 1988: La sante de nos lacs: une agonie scientifiquement surveillee? p. 25–34. IN: Baluay (ed). Eutrophication and lake restoration. Water quality and biological impacts. Thonon-les-Bains
- Barthelmes, D., 1978: Hypothese über einen Zusammenhang Raubfischwirtschaft – Fischertrag – Wasserqualität bei hoher Trophie. *Z. Binnenfisch. DDR* 25, 274–277
- Colby, P. J., Spangler, G. R., Hurley, D. A., McCombie, A. M., 1972: Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. *J. Fish. Res. Board Can.* 29, 975–983
- Colby, P. J., Ryan, P. A., Schupp, D. H., Serns, S. L., 1987: Interactions in north-temperate lake fish communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (Suppl. 2), 104–128
- Densen van, W. L. T., 1985: Feeding behaviour of major 0+ fish species in a shallow, eutrophic lake (Tjeukemeer, The Netherlands). *Z. angew. Ichthyol.* 2, 49–70
- Devai, G., Kollar, G., Öllös, G., 1976: Über die Eutrophierungsprozesse von Seen. *Acta Biol. Debrecina* 13, 179–191
- Diehl, S., 1988: Foraging efficiency of three freshwater fishes. Effects of structural complexity and light. *Oikos* 53, 207–214
- Flüchter, J., 1980: Review of the present knowledge of rearing whitefish (*Coregonidae*) larvae. *Aquacult.* 19, 191–208
- Grimaldi, E., 1980: Influence of human inventions on fish yields in the glacial lakes of northern Italy. *FAO Fish. Techn. Pap.* 198, 36
- Grimm, M. P., 1988: Northern pike (*Esox lucius* L.) and aquatic vegetation, tools in the management of fisheries and water quality. EIFAC Symp. Managm. Schemes Inland Fish., Göteborg, 31 May–3 June, mimeo.
- Hakkari, L., Granberg, K. 1977: The evaluation of eutrophication in Lake Paijanne, Central Finland. p. 185–193. IN: Alabaster, J. S. [ed.] Biological monitoring of inland fisheries. *Appl. Sci. Publ.*, London
- Hartmann, J., 1979: The different adaptability of fish to eutrophication. *Schweiz. Z. Hydrol.* 41, 374–382
- Hartmann, J., 1980: Zur Unterscheidung diskreter Fischgesellschaften. *Österr. Fisch.* 33, 93–99
- Hartmann, J., 1990: Der Fisch im Ökosystem Bodensee, ein Zeitreihenvergleich (1965–1986). *Fischökologie* 2, 27–32
- Hasler, A. D., 1947: Eutrophication of lakes by domestic drainage. *Ecology* 28, 383–395
- Irvine, K., Moss, B., Balls, H. 1989: The loss of submerged plants with eutrophication. *Freshw. Biol.* 22, 89–107

- Jagtman, E., Hosper, S. H., Meijer, M.-L., Donk van, E., 1988: The role of fish stock management in eutrophication control in shallow lakes in the Netherlands. EIFAC Symp. Managm. Schemes Inland Fish., Göteborg, 31 May–3 June, mimeo.
- Jumppanen, K., 1976: Effects of waste waters on a lake ecosystem. Ann. Zool. Fennici 13, 85–138
- Kautz, R. S., 1982: Effects of eutrophication on the fish communities of Florida lakes. Proc. Ann. Conf. S. E. Assoc. Fish Wildl. Agencies 34, 67–80
- Kerr, S. R., 1977: Structure and transformation of fish production systems. J. Fish. Res. Board Can. 34, 1989–1993
- Kriegsmann, F., 1955: Der Wechsel in der Vergesellschaftung der Fischarten des Ober- und Untersees und die Veränderungen des See-Reagierens. Arch. Hydrobiol. Suppl. 22, 397–408
- Larkin, P. A., Northcote, T. G., 1969: Fish as indices of eutrophication. p. 256–273. IN: Rohlich, G. A. [ed.]. Eutrophication: causes, consequences, correctives. National Acad. Sci., Washington, D. C.
- Ljashenko, A. F., Bil'ko, V. P., 1981: O vlijanii »vetenija« vody na koncentraciju i chislenost' molody ryb. Hidrobiol. Z., Kiev 17, 101–102
- Mericas, C., Malone R., 1984: A phosphorus based fishkill response function for use with stochastic lake models. North Amer. Fish. Managm. 4, 556–565 [nicht gesehen]
- Müller, H., 1966: Eine fischereiwirtschaftliche Seenklassifizierung Norddeutschlands und ihre limnologischen Grundlagen. Verh. Int. Verein. Limnol. 16, 1145–1160
- Oglesby, R. T., Bayley, P. B., Hartmann, J., Loftus, K. H., Tuuainen, P., Vollenweider, R. A., 1980: Fish yield and community structure as related to trophic state and change. FAO Fish. Techn. Pap. 198, 7–13
- Peterman, R. M., 1977: A simple mechanism that causes collapsing stability regions in exploited salmonid populations. J. Fish. Res. Board. Can. 34, 1130–1142
- Quiel, G., 1934: Gegenwartsaufgaben der deutschen Fischereibiologie. Mitt. Fisch.-Vereine N.F. 26, 43–47
- Reshetnikov, Y. S., 1979: Whitefishes in northern Ecosystems. J. Ichthyol. 19, 31–44
- Ringelberg, J., 1980: Eutrophication: Introduction to the process and some ecological implications. Hydrobiol. Bull. 14, 30–35
- Ryder, R. A., 1980: Some conceptual aspects of the morphoedaphic index. FAO Fish. Techn. Pap. 198, 29
- Ryder, R. A., 1981: Eutrophication effects on fisheries – the horns of a dilemma. Wat. Quality Bull. 6, 84–91
- Spreafico, E., Berg, A., Grimaldi, E., 1974: Accrescimento e fecondita del coregone bondella (*Coregonus* sp.) considerati in rapporto alle modificazioni trofiche del Lago Maggiore. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 31, 205–220
- Steedman, R. J., Regier, H. A. 1987: Ecosystem science for the Great Lakes: Perspectives on degradative and rehabilitative transformations. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44 (Suppl. 2), 95–103
- Thomas, E. A., 1963: Experimentelle Untersuchungen über die Schlamm- und Kulturbildung in unberührten und kulturbedingten Seen der Schweiz. Wasser Abwasser 6, 154–169
- Vogler, G., 1967: Intoxikationen von Mensch und Tier durch Phytoplanktontoxine aus Oberflächengewässern. Arch. Hyg. Bakteriol. 151, 1–44
- Willemsen, J., 1980: Fishery-aspects of eutrophication. Hydrobiol. Bull. 14, 12–21
- Zeeman, E. C., 1976: Catastrophe theory. Sci. Am. 234, 65–83

Anschrift des Verfassers:

Dr. Jürgen Hartmann, Institut für Seenforschung, Untere Seestraße 81, D-7994 Langenargen

Fischereiwirtschaft und Fischereibiologie

Anstelle eines Fachartikels unter dieser Rubrik bringen wir in dieser Ausgabe zwei ausführliche Besprechungen über kürzlich erschienene Forschungsarbeiten.

Ökologische Untersuchungen an ausgewählten Gewässern zur Entwicklung von Zielvorstellungen des Gewässerschutzes. Untersuchungen an Flußkrebbsbeständen. Erik Bohl, 1989. Herausgegeben von der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung, Versuchsanlage Wielenbach, Demollstraße 31, D-8021 Wielenbach. Broschüre DIN A4, 237 Seiten (Kurzfassung DIN A5, 93 Seiten).

Im vorliegenden Bericht werden die Untersuchungen dargestellt, die durch die Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung in den letzten Jahren durchgeführt wurden. Dabei wurden durch die vergleichenden ökologischen Untersuchungen von ca. 300 Gewässerstrecken, welche von einer oder mehrerer Arten der Lebensgemeinschaft des Krebsgewässers besiedelt sind, diejenigen Eigenschaften oder Kombinationen von

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Österreichs Fischerei](#)

Jahr/Year: 1990

Band/Volume: [43](#)

Autor(en)/Author(s): Hartmann Jürgen

Artikel/Article: [Sprunghafte fischereiliche Veränderungen in eutrophierenden Seen 234-238](#)