

# **Schadstoffe aus der Elbe führen zu missgebildeten Fischembryonen in der Deutschen Bucht**

**Volkert Dethlefsen, Institut für Fischereiökologie, Außenstelle Cuxhaven,  
v.dethlefsen@t-online.de**

**Hein von Westernhagen, Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung**

**Michael Haarich, Institut für Fischereiökologie**

Die Trends der Missbildungsraten der Kliesche (*Limanda limanda*) in der südlichen Nordsee nach dem Jahre 1990 spiegelten den Rückgang der Konzentrationen wichtiger Schadstoffe, die von Flüssen in die Nordsee eingetragen wurden, wider. Im Winter 1995 und 1996 entdeckten wir ein Schadstoffereignis in der Deutschen Bucht, wobei uns die zeitlichen Fluktuationen der Häufigkeiten von Missbildungen von Embryonen der Kliesche als Indikator dienten. Ein abrupter Anstieg der Missbildungshäufigkeiten von Embryonen der Kliesche entsprach einem dramatischen Anstieg der DDT-Konzentrationen in den Elternfischen aus dem entsprechenden Gebiet. Dieser Anstieg der DDT-Konzentrationen war auf einen bisher unbeobachtet gebliebenen bedeutenden Eintrag von DDT in das System zurückzuführen. Es konnte gezeigt werden, dass die Organochlorverbindungen aus der Elbe stammen.

## **Abstract**

The trends of malformation prevalence in embryos of dab, *Limanda limanda*, in the southern North Sea after the year 1990 mirrored the drop in major pollutants in the rivers draining into the German Bight. Despite this general decline we detected a pollution event in the southern North Sea in winter 1995/1996 employing the prevalence of malformations in dab embryos as an indicator. An abrupt rise in malformation prevalence in the embryos of dab, corresponded to a dramatic increase in DDT levels in parent fish from the same area, indicating a hitherto unnoticed introduction of considerable quantities of DDT into the system.

This input could be traced back to discharges of unknown origin into the River Elbe.

## Einleitung

Nachdem man erkannt hat, dass Verschmutzung eine Bedrohung der Meeresumwelt darstellt, wurden nationale und internationale Programme etabliert, um das marine Ökosystem zu überwachen u. a. mit dem Ziel, Einträge xenobiotischer (der Umwelt fremd, nicht aus der Umwelt stammend) Substanzen zu reduzieren (North Sea Task Force 1993). Vor diesem Hintergrund begannen im Jahre 1974 Überwachungsprogramme der Nordsee zunächst mit der Bestimmung von Schadstoffen im Wasser und in Sedimenten. Diese Programm wurde schon bald unterstützt durch die Identifizierung von Schadstoffen in Organismen. Mit Einführung des Konzeptes des „Biologischen Effekts Monitoring“ (ICES 1978, MacIntyre and Pearce 1980) trat man in eine neue Dimension der Konzepte zur Bekämpfung der Verschmutzung ein (Stebbing *et al.* 1992, Stagg 1998, den Besten 1998), wobei man sich an Stelle von chemischen Informationen auf Veränderungen lebender Organismen im Freiland konzentrierte. Endpunkte bei der Bestimmung des Einflusses menschlicher Aktivitäten wurden auf der Basis ihrer Relevanz für Individuen, die Population oder die Art festgelegt. Bis heute gibt es allerdings wenig Übereinstimmung bei der Beurteilung von Einflüssen auf Ökosysteme oder Gemeinschaften. So wird heute in den Umweltüberwachungsprogrammen eine Vielzahl möglicherweise relevanter ökologischer Variablen, sogenannter Bioindikatoren, gemessen. Das bringt Schwierigkeiten mit sich, da die Überwachung einer großen Zahl von ökologischen Zustandsvariablen teuer ist. Fehlende Mittel machen häufig ein Probennahmesystem erforderlich, bei dem nur ein Teil der wünschenswerten und relevanten Parameter gemessen wird. Aus der Sicht der Entscheidungsträger wäre ein möglichst einfaches Ergebnis von Vorteil, nämlich Ja oder Nein. Das würde voraussetzen, dass ein integrierender Faktor besteht und gemessen werden könnte, mit dessen Hilfe Veränderungen im Ökosystem schnell und zweifelsfrei nachweisbar sind.

Wir berichten nachfolgend über einen solchen Faktor, nämlich Missbildungen pelagischer Fischembryonen. Missbildungen entstehen bei Embryonen dann, wenn physiologische und biochemische Fehlentwicklungen nicht mehr kompensiert werden können. Sie sind zumindest für eine kurze Zeit ein subletaler, nicht tödlicher, Effekt und subsumieren alle möglichen Einflüsse, d.h. nicht nur solche durch Xenobiotika, sondern auch hydrographische und andere. Die Verwendung einer solchen Methode kann keine Aussagen über mechanistische Ursachen für die Veränderungen zulassen. Das bedeutet, dass sie vor allem als Screening-Instrument

wertvoll ist. Will man genaueres über Ursachen aussagen, müssen sich vertiefende Untersuchungen anschließen.

### **Missbildungen von Embryonen in der Nordsee**

Die Embryo- und Larvalphase stellt das empfindlichste Stadium während der Entwicklung von Fischen dar (von Westernhagen 1988). Hier können Schadstoffe, aber auch ungünstige natürliche Faktoren den deutlichsten Effekt auf das Überleben eines Individuums zeitigen. Juvenile und insbesondere Adulte gelten als weit weniger empfindlich (Johnson und Landahl 1994). Die regionale Häufung von missgebildeten pelagischen Fischembryonen kann daher als Reflektion von Störungen im marinen Ökosystem betrachtet werden (Longwell und Hughes 1980, Cameron *et al.* 1996). Die Untersuchungen in der südlichen Nordsee begannen 1984. Sie wurden bis heute mit wenigen Unterbrechungen jährlich auf einem engen Stationsnetz in Küstennähe vor Dänemark, Holland, Belgien und Deutschland durchgeführt (Abbildung 1). Zwischen 20 000 und 40 000 Embryonen wurden während jeder Ausfahrt im Frühjahr des jeweiligen Jahres untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass Missbildungsraten in Ästuaren und küstennahen Gebieten höher waren als in küstenfernen (Cameron *et al.* 1996).

### **Die Verschmutzung der Nordsee**

Nachdem über ein Jahrzehnt Maßnahmen zur Reduzierung der Belastung der Nordsee durchgeführt wurden, verändert sich die Situation langsam zum besseren (de Jong *et al.* 1999). Das wird besonders deutlich, wenn man den Eintrag von Kupfer, Blei und Quecksilber durch die Elbe in die Nordsee betrachtet, aber auch Konzentrationen von bestimmten Organochlorverbindungen, wie PCBs und  $\gamma$ -HCH, haben in der jüngsten Vergangenheit abgenommen. Diese Verbesserung konnte auch durch fallende Konzentrationen von Xenobiotika in Organismen nachgewiesen werden (Anders *et al.* 1996, Dethlefsen *et al.* 1996, von Westernhagen und Dethlefsen 1997, Broeg *et al.* 1999). Missbildungsraten nahmen ebenfalls mit zunehmender Untersuchungszeit ab. Während die Missbildungen von Embryonen der Kliesche (*Limanda limanda*) (Kliesche steht hier für alle anderen wichtigen Fischarten) im Jahre 1987 28,7 % betragen mit Maximalwerten auf bestimmten Stationen bis zu 60 %, nahmen die Werte ständig ab und schwankten ab 1993 um 5 % (Abbildung 2). Eine Ausnahme stellt das Jahr 1996 dar. Hier wurde ein ausnehmend hoher Wert gefunden, der zunächst nicht erklärt werden konnte.

In vorangegangenen Arbeiten konnten wir zeigen, dass die Wassertemperaturen einen wesentlichen Einfluss auf die Häufigkeit von missgebildeten Embryonen hatte (Dethlefsen *et al.* 1996, von Westernhagen und Dethlefsen 1997). Wir haben daher die gesamten Missbildungsraten in temperaturinduzierte, einen natürlichen Hintergrundwert von 2 % und einen durch diese Faktoren nicht erklärbare Fraktion unterteilt. Diese nicht erklärbare Fraktion haben wir als anthropogen definiert. Abbildung 2 ist zu entnehmen, dass ab 1993 die anthropogene Fraktion der Missbildungsraten nicht mehr vorhanden war. Die Fluktuationen konnten durch den Temperatureffekt und die natürlichen Hintergrundwerte erklärt werden.

Eine Ausnahme stellten die Werte für 1996 dar. 1996 wurden in der Deutschen Bucht 24 % der Embryonen der Kliesche als missgebildet eingestuft; ein Wert, der fast mit dem Maximalwert des Jahres 1987 verglichen werden konnte. Die mit Ausnahme von 1996 niedrigen und abnehmenden Missbildungsraten stimmten überein mit den ebenfalls abnehmenden Schadstoffeinträgen aus den Flüssen Rhein und Elbe (Friedrich und Schulte-Wülder-Leidig 1996, Kausch 1996, de Jong *et al.* 1999). Auch im Winter 1995/96 gab es einen deutlichen Temperatureffekt (Abbildung 2), verursacht durch niedrige Temperaturen bis zu  $-1^{\circ}\text{C}$  an der Wasseroberfläche in der Deutschen Bucht im Februar 1996. Aber auch der anthropogene Anteil der Missbildungsraten war erheblich und sehr viel höher, als wir aufgrund der bis dahin abnehmenden Schadstofftrends erwarten konnten.

Nehmen wir Fludern (*Platichthys flesus*) der Elbe als Beispiel, so sank die Konzentration von DDT im Muskelgewebe von 1989 bis September 1995 von 243  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Fett auf 40  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Fett, CB153 von 2346  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Fett auf 411  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Fett, HCB von 1047  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Fett auf 221  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Fett.

Im Januar 1996 hingegen stiegen Konzentrationen von DDT auf das 120fache im Vergleich zu September 1995 (4748  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Fett im Januar 1996 im Vergleich zu 39,8  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Fett gemessen im September 1995). Die Konzentrationen der  $\Sigma\text{PCB}$  waren 17-mal höher im Januar 1996 im Vergleich zu September 1995 (33 824  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Fett im Vergleich zu 1960  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Fett). Im Zentrum der Deutschen Bucht hatten die Konzentrationen von DDT im Lebergewebe der Kliesche von 3,8  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Nassgewicht im Dezember 1994 auf 18  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Nassgewicht 1995 und 27,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  Nassgewicht im Januar 1996 zugenommen hat (Abbildung 3).

Interessanterweise blieben die Gewebekonzentrationen anderer Organochlorverbindungen niedrig, d.h. auf dem Niveau des Frühjahres 1995, wodurch angedeutet wird, dass das hier besprochene Schadstoffereignis sich auf PCBs und DDT beschränkte.

Es lag nahe, davon auszugehen, dass der Eintrag dieser Substanzen über die Elbe geschehen sein musste. Heemken *et al.* (2000) hatten für den August 1995 berichtet, dass bei Dessau in der oberen Elbe und in einem Elbezufluss erhöhte Konzentrationen organischer Substanzen gemessen wurden. In Übereinstimmung mit diesen Ergebnissen zeigten Daten des Langzeitüberwachungsprogrammes der Elbe (ARGE Elbe), dass Konzentrationen von DDT und seinen Derivaten in suspendiertem Material an der Probennahmestelle in der Nähe von Cuxhaven im Juli 1995 deutlich zunahmen und Höchstkonzentrationen im September 1995 erreicht wurden (Abbildung 4).

In Abbildung 5 zeigt sich der Verlauf der Schadstoffkonzentrationen in suspendiertem Material (monatliche Mischproben für Seemannshöft). Hier wird deutlich, dass sehr viel höhere Konzentrationen als bei Cuxhaven gemessen wurden und dass das Schadensereignis hier bereits einige Monate früher eingesetzt haben muss. Es ist ungeklärt, woher die Schadstoffeinträge stammen.

### **Abschließende Bemerkungen**

Aus dem oben Gesagten kann man schlussfolgern, dass erhöhte Schadstoffkonzentrationen in Fischen im Elbeästuar und in der Deutschen Bucht im Winter 1996 als direkte Konsequenz eines ungewöhnlich hohen Eintrages von DDT und PCB in die Elbe und aus der Elbe in die Deutsche Bucht bewertet werden muss. Die nachfolgende Kontamination der Gonaden der Elternfische in der Deutschen Bucht und der südlichen Nordsee war dann verantwortlich für erhöhte Missbildungsraten von Fischembryonen, die im Frühjahr in dieser Region gemessen wurden. Eine Beziehung zwischen Schadstoffen in den Gonaden von Elternfischen und dem Aufkommen der Brut konnte experimentell mehrfach belegt werden (Hansen *et al.* 1985, von Westernhagen *et al.* 1981, von Westernhagen *et al.* 1989).

Schon bei früherer Gelegenheit konnte festgestellt werden, dass die Quantifizierung von Missbildungen von Fischembryonen ein wichtiges Werkzeug zur Ermittlung biologischer schadstoffbedingter Effekte in der Nordsee darstellt. Die Beibehaltung solcher Methoden wird auch in Zukunft garantieren, dass mit relativ einfachen Mitteln biologische schadstoffbedingte Veränderungen festgestellt werden können.

### **Zitierte Literatur**

Broeg, K.; Zander, S.; Diamant, A.; Körting, W.; Krüner, G.; Paperna, I.; von Westernhagen, H.: The use of fish metabolic, pathological and parasitological indices in pollution monitoring. I. North Sea. *Helgoland Mar. Res.* 53, 171-194, 1999.

Cameron, P.; Berg, J.; von Westernhagen, H.: Biological effects monitoring of the North Sea employing fish embryological data. *Envir. Monit. Assess.* 40, 107-124, 1996.

De Jong, F.; Bakker, J. F.; Van Berkel, C. J. M.; Dankers, N. M. J. A.; Dahl, K.; Gätje, C.; Marencic, H.; Potel, P.: Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group, Wilhelmshaven, Germany, 1999.

Den Besten, P. J.: Concepts for the implementation of biomarkers in environmental monitoring. *Mar. Environ. Res.* 46, 253-256, 1998.

Dethlefsen, V.; von Westernhagen, H.; Cameron, P.: Malformations in North Sea pelagic fish embryos during the period 1984-1995. *ICES J. mar. Sci.* 53, 1024-1035, 1996.

Friedrich, G.; Schulte-Wülder-Leidig, A.: In Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren, eds. J. Lozan and H. Kausch pp. 65-75. Parey, Berlin, 1996.

Hansen, P.-D.; von Westernhagen, H.; Rosenthal, H.: Chlorinated hydrocarbons and hatching success in Baltic spring spawning herring. *Mar. Environ. Res.* 15, 59-76, 1985.

Heemken, O. P.; Stachel, B.; Theobald, N.; Wenclawiak, B. W.: Temporal variability of organic micropollutants in suspended particulate matter of the river Elbe at Hamburg and the river Mulde at Dessau, Germany. *Arch. Environ. Cont. Toxicol.* 38, 11-31, 2000.

ICES: On the feasibility of effects monitoring . *ICES Coop. Res. Rep.* 75, 1-42, 1978.

Johnson, L. L.; Landahl, J. T.: Chemical contaminants, liver disease, and mortality rates in English sole (*Pleuronectes vetulus*). *Ecol. Appl.* 4, 59-68, 1994.

Kausch, H.: In Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Eds. J. Lozan and H. Kausch pp. 43-52. Parey, Berlin, 1996.

Longwell, A. C.; Hughes, J. B.: Cytologic, cytogenetic and developmental state of Atlantic mackerel eggs from sea surface water of the New York Bight, and prospects for biological effects monitoring with ichthyoplankton. Rapp. P.-v. Réun. Cons. perm. int. Explor. Mer 179, 275-291, 1980.

MacIntyre, A. D.; Pearce, J.B. (eds.): Biological effects of marine pollution and the problems of monitoring. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 179, 1-346, 1980.

North Sea Task Force : North Sea Quality Status Report 1993, Oslo and Paris Commissions, 1-132. International Council for the Exploration of the Sea, London, 1993.

Stagg, R. M.: The development of an international programme for monitoring the biological effects of contaminants in the OSPAR convention area. Mar. Environ. Res. 46, 307-313, 1998.

Stebbing, A. R. D.; Dethlefsen, V.; Carr, M. (eds.): Biological Effects of Contaminants in the North Sea. Mar. Ecol. Progr. Ser. Special 91, 1-361, 1992.

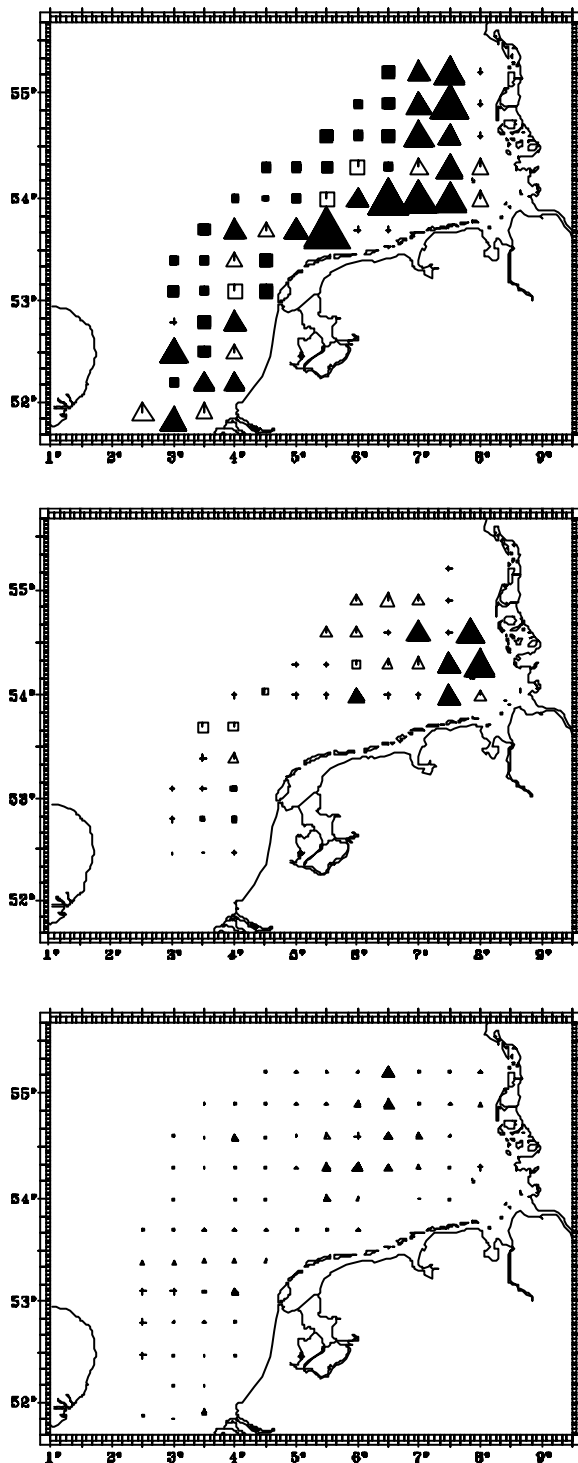
Von Westernhagen, H.; Rosenthal, H.; Dethlefsen, V.; Ernst, W.; Harms, U.; Hansen, P.-D.: Bioaccumulating substances and reproductive success in Baltic flounder *Platichthys flesus*. *Aquatic Toxicol.* 1, 85-99, 1981.

Von Westernhagen, H.: Sublethal effects of pollutants on fish eggs and larvae. In Fish Physiology, eds. W. S. Hoar and D. J. Randall, pp. 253-346. Academic Press, London, 1988.

Von Westernhagen, H.; Cameron, P.; Dethlefsen, V.; Janssen, D.: Chlorinated hydrocarbons in North Sea whiting (*Merlangius merlangus* L.), and effects on reproduction. I. Tissue burdens and hatching success. *Helgoländer Meeresunters.* 43, 45-60, 1989.

Von Westernhagen, H.; Dethlefsen, V.: The use of malformations in pelagic fish embryos for pollution assessment. *Hydrobiologia* **352**, 241-250, 1997.

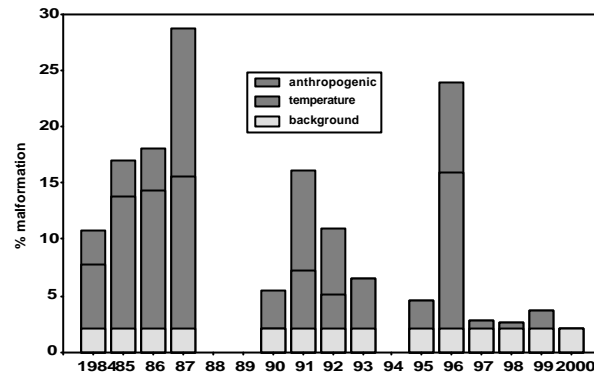




**Figure 1.** Malformation rates in embryos of dab, *Limanda limanda*, in the southern North Sea during the years 1987, 1996 and 1999 for all developmental stages until hatching. Note highest malformation rates in near coastal areas (1987) or in the Elbe river plume (1996). Maximum: 1987 - 61.8%, 1996 - 41.4%, 1999 - 16.1%. +: not enough eggs for evaluation (threshold  $n > 50$ );  $\chi^2$  evaluation: black triangles - significantly above the mean; black squares - significantly below the mean; open triangles and squares - not significantly above or below the mean.

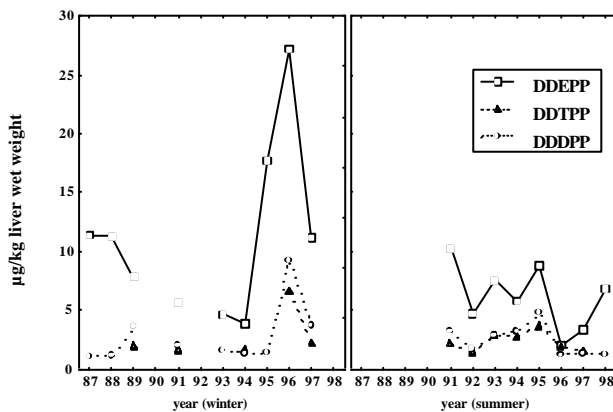
**Abb. 1.** Missbildungsraten von Embryonen der Kliesche (*Limanda limanda*) in der südlichen Nordsee, alle Entwicklungsstadien. Höchste Missbildungsraten in Küstennähe (1987) oder im

Aussenbereich des Elbeästuars (1996). Maximum: 1987 - 61.8%, 1996 - 41.4%, 1999 - 16.1%. +: nicht genügend Embryonen (Filter  $n > 50$ ); schwarze Dreiecke - signifikant über dem Mittelwert, <sup>2</sup>, schwarze Rechtecke - signifikant unter dem Mittelwert, offene Dreiecke nicht signifikant höher oder tiefer als Mittel



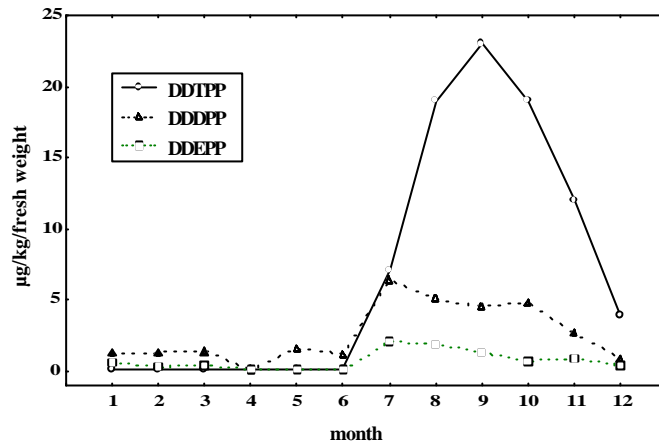
**Figure 2.** Mean malformation rates (%) in embryos of dab (*Limanda limanda*) between 1984 and 2000 from the southern North Sea (for area see Fig. 1). Temperature effects calculated on the basis of actual *in situ* measurements. Natural background value for unpolluted areas was arbitrarily set at 2%.

**Abb. 2.** Mittlere Missbildungshäufigkeiten (%) von Embryonen der Kliesche (*Limanda limanda*) zwischen 1984 und 2000, südliche Nordsee. Temperatureffekte wurden auf der Basis von im Freiland ermittelten Korrelationen ermittelt. Der natürliche Hintergrundwert von 2% wurde entsprechend dem niedrigsten gemessenen Wert auf 2% festgelegt.



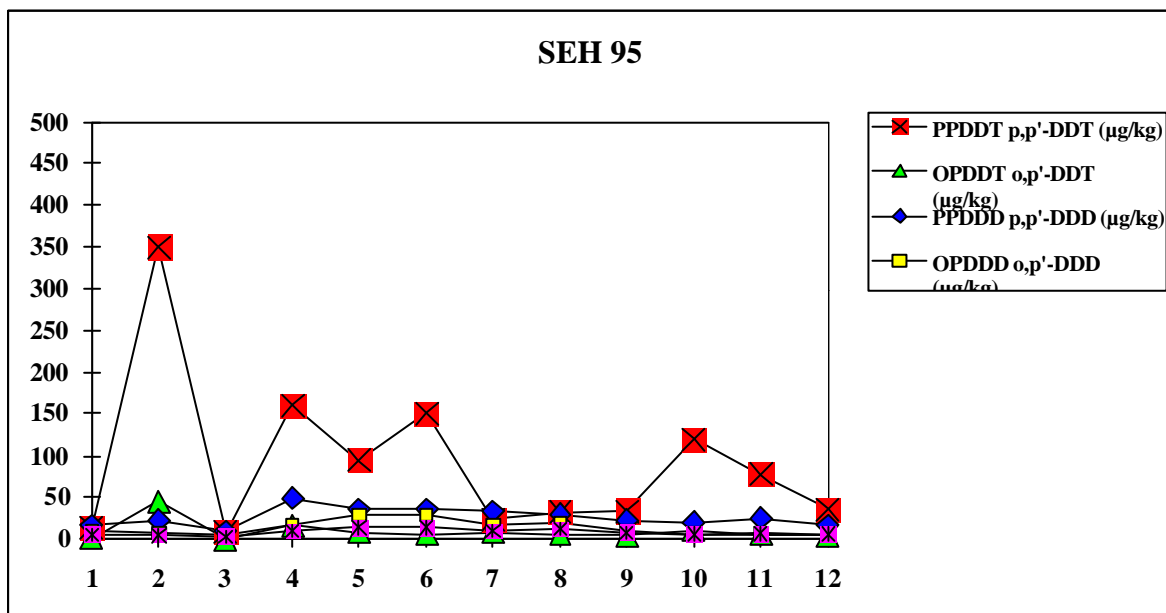
**Figure 3.** Concentrations of DDT and derivatives in livers (wet weight) of dab (*Limanda limanda*) in the German Bight, 1987-1998, winter and summer

**Abb. 3.** Konzentrationen von DDT und Derivaten in Lebern der Kliesche (*Limanda limanda*) der Deutschen Bucht, 1987 – 1998, Winter und Sommer.



**Figure 4.** Concentrations of DDT and its derivatives in suspended matter in the Elbe estuary (monthly pools in sediment traps, wet weight) in 1995. Data from the Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, ARGE, Hamburg).

**Abb. 4** Konzentrationen von DDT und Derivaten in suspendierten Material im Ästuar der Elbe bei Cuxhaven (monatliche Mischproben aus Sedimentfallen), 1995. (Daten von der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, ARGE, Hamburg).



**Figure 5.** Concentrations of DDT and its derivatives in suspended matter in the Elbe, Seemannshöft (monthly pools in sediment traps, wet weight) in 1995. Data from the Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, ARGE, Hamburg).

**Abb. 5** Konzentrationen von DDT und Derivaten in suspendierten Material im Ästuar der Elbe bei Seemannshöft (monatliche Mischproben aus Sedimentfallen), 1995. (Daten von der Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, ARGE, Hamburg).