

## **Hormonaktive Stoffe im Abwasser: Sind Fische und andere wasserlebende Tiere betroffen?**

Patricia Burkhardt-Holm & Christoph Studer

### **Zusammenfassung**

Rückgehende Fischfangerträge in den schweizerischen Fließgewässern einerseits und Meldungen über Anomalien bei der Geschlechtsentwicklung von Fischen und anderen Tieren andererseits konfrontieren die Behörden und Wissenschaft mit Fragen, die noch nicht beantwortet werden können. In diesem Artikel wird zunächst das Projekt „Netzwerk Fischrückgang Schweiz“ vorgestellt, das sich in den nächsten Jahren mit der Ursachenanalyse und der Entwicklung von Handlungsoptionen zur Problematik der abnehmenden Fischfangerträge und der beobachteten Verschlechterung der Fischgesundheit auseinandersetzen wird. Eine der zu verfolgenden Richtungen ist die der hormonaktiven Stoffe, die durch Kläranlagen in die Gewässer gelangen. Im zweiten Teil des Artikels werden diese Substanzen, ihre Herkunft und die Effekte auf die Tierwelt dargelegt. Neben natürlichen sind es die synthetischen Estrogene, die aus Pharmazeutika in die Kläranlagen gelangen und deren (ausgeschiedene) inaktive Stoffwechselprodukte in der Biologie der ARA wieder in die aktive Form transformiert werden. Daneben sind unter anderem Phytoestrogene, verschiedene Abbauprodukte waschaktiver Substanzen, einige Pestizide und Zusatzstoffe in Kunststoffen zu nennen. Aktuelle Messungen an Kläranlagen ergaben Konzentrationen solcher Substanzen, die in einigen Fällen ausreichen, um eine estrogene Wirkung zu erzielen. Für eine fundierte Risikoanalyse ist die Datenlage unzureichend.

### **Résumé**

La diminution des rendements de la pêche dans les cours d'eau suisses ainsi que des anomalies constatées dans le développement des organes sexuels des poissons et d'autres animaux confrontent les autorités et les scientifiques à des questions sans réponse. Cet article présente tout d'abord le projet «Réseau suisse poissons en diminution», qui tentera au cours des années à venir de rechercher les causes de ces phénomènes et de développer des options d'action pour contrer cette baisse de rendement et la dégradation de la santé des poissons. L'une des directions à suivre est celle des substances à effet hormonal rejetées dans les eaux par les stations d'épuration. La deuxième partie est consacrée à ces substances, à leur origine et à leurs effets sur la faune. Il s'agit, outre les œstrogènes naturels, des œstrogènes synthétiques qui parviennent dans les STEP par le biais des produits pharmaceutiques, et dont les métabolites inactifs (excrétés) sont réactivés par le processus d'épuration. Il s'agit aussi, entre autres, de phytœstrogènes, de différents produits issus de la dégradation des détergents, de différents pesticides et d'additifs dans les plastiques. Les mesures effectuées récemment dans des STEP ont révélé que ces substances y étaient présentes en concentrations, suffisant pourtant dans certains cas à exercer un effet œstrogène. Les données disponibles ne permettent pas de procéder à une analyse approfondie des risques.

## Summary

Declining fish catches in Swiss rivers, observed malformations of sex organs and developmental anomalies of fish and other animals confront authorities and scientists with questions which can't be answered yet. In this paper the so-called project "Netzwerk Fischrückgang Schweiz" is presented. This project will analyse possible causes and will try to develop strategies how the observed problems can be tackled. One possible cause are endocrine disrupting chemicals (EDCs), which are released to rivers by sewage treatment plants. Sources and known effects of EDCs on aquatic life are summarised in the second part of this paper. Besides natural and synthetic estrogens, excreted as inactive metabolites and transformed in the active form again during sewage treatment, other substances can contribute to the overall estrogenicity of effluents from sewage treatment plants. Such substances are phytoestrogens, breakdown products of detergents, several pesticides and plastic additives. Recent measurements of EDCs in effluents show concentrations near or above threshold values for estrogenic effects. However, the available data does not allow a comprehensive risk assessment.

Starke Abnahmen der Fischfänge in den schweizerischen Gewässern beunruhigen die Öffentlichkeit und die Wissenschaft gleichermaßen. Im Schnitt gingen die Anglerfänge in den letzten 10 Jahren um mehr als 40% zurück[1]. Das bestätigt Resultate einer Umfrage bei den kantonalen Fischereifachstellen, bei denen vor allem auf den deutlichen Rückgang in den dicht besiedelten Kantonen des Mittellandes hingewiesen wurde [2]. Darüber hinaus belegten Studien zur Fischgesundheit mittlere bis starke Beeinträchtigungen, hauptsächlich aufgrund von Organschäden [3-6]. Dies wurde vor allem bei Fischen in Gewässerabschnitten festgestellt, die anthropogen beeinflusst sind.

## Das Projekt „Netzwerk Fischrückgang Schweiz“

Daraufhin wurde von EAWAG und BUWAL das Projekt „Netzwerk Fischrückgang Schweiz“, kurz „Fischnetz“, ins Leben gerufen. Dieses gemeinsame Vorhaben mit den Kantonen, der chemischen Industrie und dem Schweizerischen Fischereiverband koordiniert und vernetzt die schweizerischen Aktivitäten und initiiert neue Untersuchungen, wenn Wissenslücken offensichtlich sind.

Die Ziele können folgendermassen zusammengefasst werden (Abbildung 1):

- Dokumentation der Veränderungen von Fängen und Beständen sowie der gesundheitlichen Beeinträchtigungen der Fische in den schweizerischen Gewässern (Vergleich früher-heute) in den letzten 20 –30 Jahren. Hierzu gehört auch die Frage nach den besten Messverfahren für die Veränderungen, nach dem regionalen Muster der Phänomene, usw.
- Ursachenanalyse durch die Eingrenzung der Ursachengruppen und die Identifikation der wichtigsten Ursachen der Veränderungen. Untersuchung der Wirkung von Spurenstoffen auf Einzelfische und auf Fischpopulationen.
- Im Rahmen des Projektes sollen Forschungsarbeiten koordiniert, Forschungsergebnisse integriert und auf praxisrelevante Projekte ausgerichtet werden. Handlungsoptionen sollen entwickelt und adressatengerecht kommuniziert werden.

# Projekt fischnetz: Ziele

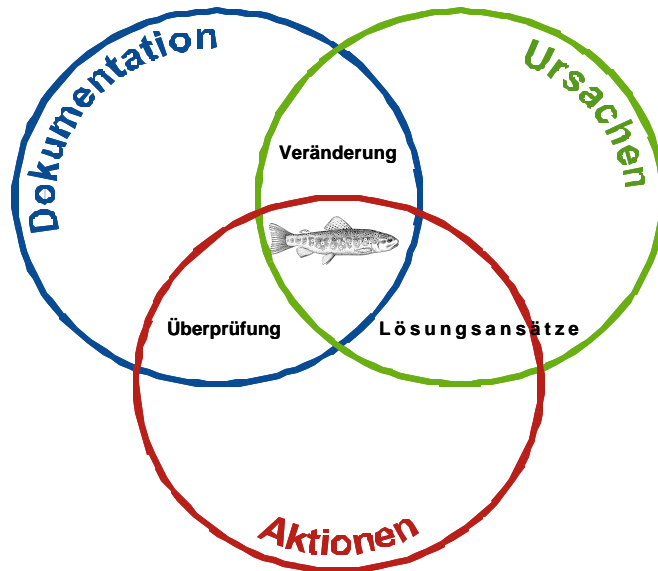


Abbildung 1: Die Ziele im Projekt Fischnetz: Die Dokumentation der beobachteten Veränderungen (Fischrückgang, gesundheitliche Beeinträchtigungen der Fische) wird gefolgt von einer Ursachenanalyse, die schliesslich zur Entwicklung von Lösungsansätzen führen soll. Daraus ergeben sich Aktionen, deren Erfolg wiederum überprüft und dokumentiert werden muss.

Das Fischnetz wird von einer Projektorganisation getragen, die sich aus dem Lenkungsausschuss, der Projektleitung, den TeilprojektleiterInnen und ihren MitarbeiterInnen zusammensetzt.

Der Lenkungsausschuss ist das Aufsichtsgremium, und die Projektleitung ist das Planungs- und Ausführungsorgan. In den Teilprojekten werden die prioritären Fragestellungen bearbeitet. Die Projektleitung koordiniert die Arbeiten in den Teilprojekten und integriert die Resultate im Hinblick auf die Projektziele. Die Vernetzung der Betroffenen, Forschenden und Umsetzenden sowie gemeinsame Synthesearbeiten und die zu entwickelnden Handlungsoptionen stehen im Mittelpunkt von Fischnetz.

## Hypothesen zum Fischrückgang

Aufgrund der vielfältigen Vermutungen zur Problemursache wurden von der Projektleitung 12 Arbeitshypothesen aufgestellt, die in Tabelle 1 zusammengefasst sind. Das Spektrum der Ursachen reicht demnach von Klimaeffekten, der Beeinträchtigung der Lebensraumqualität (Verbauungen, Restwasser) und Veränderungen in der Bewirtschaftung (Besatz mit Jungfischen, Anglerfang) bis zur chronischen Belastung durch Spurenstoffe.

1	Der Fischrückgang ist das Resultat von vielen kleinen Effekten
2	Die Fischbestände leiden an einer Fortpflanzungsschwäche
3	Den Fischbeständen fehlen genügend nachwachsende Fische
4	Organschäden führen zum Tod der Fische
5	Eine allgemeine Immunschwäche führt zum Tod der Fische
6	Schlechter Lebensraum ist die Ursache für den Fischrückgang

7	Eine erhöhte Konzentration von Feinsedimenten ist verantwortlich für den Fischrückgang
8	Weniger Fischnährtiere führen zu einer geringeren Fischbiomasse.
9	Der Fischrückgang zeigt eine zu wenig angepasste fischereiliche Bewirtschaftung
10	Der Fischrückgang entsteht aufgrund von Anglerverhalten und fischfressenden Vögeln
11	Höhere maximale Wassertemperaturen reduzieren den Lebensraum der Forelle
12	Ein verändertes Abflussregime und vermehrte Geschiebeführungen sind verantwortlich für den Fischrückgang

Tabelle 1: Die Arbeitshypothesen im Projekt Fischnetz

In den kommenden Jahren sollen diese Hypothesen überprüft werden. Folgende Schwierigkeiten gibt es zu beachten:

- Die möglicherweise verantwortlichen Faktoren und die beobachtbaren Phänomene sind in vielfältiger Wechselwirkungen untereinander vernetzt.
- Die meisten Effekte können durch mehr als eine Ursache hervorgerufen werden.

Dies soll am Beispiel näher erläutert werden:

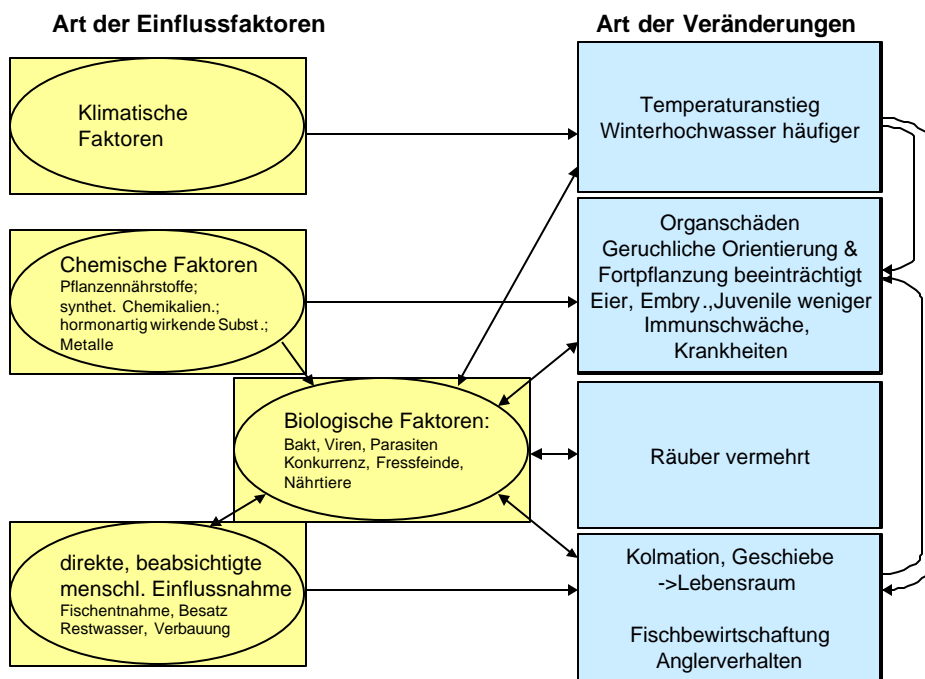


Abbildung 2: Die auf den Fisch wirkenden Faktoren sind eng vernetzt mit den Veränderungen, die sich am Fisch beobachten lassen (oder vermutet werden). Dieses komplexe Gefüge erschwert eine eindeutige Zuweisung der Ursache-Wirkungsbeziehung.

Veränderungen in der Fitness der Fische gehen Populationseinbrüchen häufig voraus, und es besteht die Hoffnung, durch die Erhebung des Gesundheitszustandes ein frühzeitiges Warnsystem bereitzustellen [7]. In Abbildung 2 ist dargestellt, welche Faktoren gesundheitliche Veränderungen bewirken können: alle Faktoren, die den Lebensraum beeinträchtigen (Kolmation, Verbauungen), können z.B. direkt (Stress durch fehlende Unterstände) oder indirekt (Hungerstress aufgrund fehlender Fischnährtiere in hart verbauten Bächen) den Organismus schädigen. Derart gestresste

Tiere wiederum werden leichter Opfer von Krankheiten, Parasiten oder Räubern. Dann kann auch die stoffliche Belastung zu einer gesundheitlichen Beeinträchtigung führen. Zwar ist die fischtoxische Wirkung von verschiedenen Stickstoff-Verbindungen bekannt, doch nicht immer können die Grenzwerte eingehalten werden [6]. Die vorhandenen Konzentrationen reichen dann oft aus, um chronische Schädigungen zu verursachen [8]. In den letzten Jahren ist vor allem von „neuartiger Gewässerverschmutzung“ die Rede:

50-70'000 chemische Substanzen sind zur Zeit auf dem Markt. Die meisten gelangen früher oder später in das Abwasser und, aufgrund der meist ungenügenden Abbaubarkeit in den Kläranlagen, in die freien Gewässer. Die grosse Anzahl potentiell in Frage kommender Substanzen, ihr räumlich und zeitlich inkonstantes Muster, sowie mögliche additive, synergistische (sich verstärkende) oder antagonistische (sich aufhebende) Wirkungen erschweren die Suche erheblich. Darüber hinaus geben chemische Analysen keinen Hinweis, ob die Substanzen (a) in den Organismus gelangen und (b) im Organismus den beobachteten Effekt ausüben. Ausserdem kann eine Anreicherung über das Wasser oder die Nahrungskette, sowie eine Modifizierung der Aufnahme und/oder der Wirkung durch andere Stressoren physikalischer (z.B. Temperatur), chemischer (z.B. Huminsäuren, Karbonatgehalt) oder biologischer Art (z.B. pathogene Keime) den Effekt im Organismus beeinflussen.

Die Möglichkeit des Organismus, auf die Konfrontation mit körperfremden Substanzen zu reagieren, ist in Abbildung 3 zusammengefasst: Eine Substanz, in eine Körperzelle aufgenommen, löst dort verschiedene Prozesse aus. Diese gehen entweder in Richtung einer Anpassung (adaptiver Prozess) oder in Richtung einer Krankheitsentwicklung (pathologischer Prozess). In beiden Fällen kann ein Effekt auf die Population resultieren.

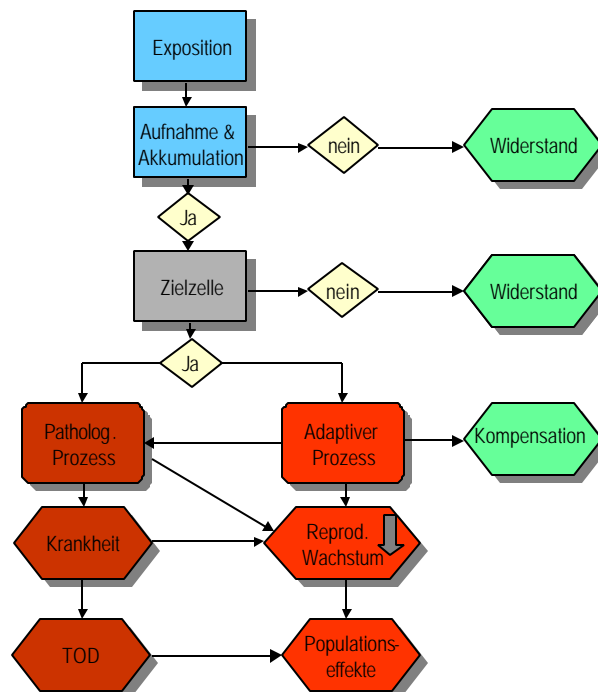


Abbildung 3: Mögliche Reaktionen des Organismus auf chemische Exposition, nach [31]

## Schädigung von Wildtieren durch hormonartig wirkende Stoffe?

Der Arbeitshypothese Nr. 2 liegt die Annahme zugrunde, dass Hormone oder hormonartig wirkende Substanzen die Fortpflanzungsfähigkeit der Fische beeinträchtigen. Verschiedene Untersuchungen belegen eine Schädigung von Wildtieren durch hormonähnliche Stoffe oder lassen einen Zusammenhang zwischen der beobachteten Schädigung und der Belastung vermuten (Zusammenstellung in [9]). Für den aquatischen Bereich liegen folgende Berichte vor:

- Studien aus verschiedenen Ländern weisen nach, dass männliche Regenbogenforellen, Flundern und Karpfen an mit Abwasser belasteten Standorten das Dotterprotein Vitellogenin bilden, ein klarer Hinweis auf eine estrogene Wirkung [10-12]. Auch aus der Schweiz liegen ähnliche Befunde vor. In männlichen Forellen unterhalb von 4 der 38 untersuchten Kläranlagen wurde Vitellogenin nachgewiesen [13, 14].

Beobachtet wurde zudem eine Hemmung in der Hodenentwicklung bei Fischen, die unterhalb von Kläranlagen gehalten worden waren. Männlichen Rotaugen zeigten unterhalb einiger Kläranlagen bis zu 100% Mischgonaden d.h. Hoden mit Eiern oder Eibildungsstadien [15]. Ursache sind unter anderem natürliche und synthetische Estrogene sowie Alkylphenole [16].

Weiter wurde in Kanada unterhalb von Zellulosefabriken bei männlichen Fischen einerseits eine verlangsamte Entwicklung der Geschlechtsorgane festgestellt, andererseits eine Vermännlichung weiblicher Fische beobachtet. Als mögliche Ursache werden die im Abwasser der Zellulosewerke enthaltenen Phytoestrogene Sitosterol und Stigmastanol vermutet [17].

- Weibliche Vorderkiemerschnecken zeigen weltweit in stark mit Organozinn-Verbindungen belasteten Meeresküsten Merkmale von Vermännlichung [18, 19].
- Im Lake Apopka (Florida) wird für die starke Abnahme der Alligatorenpopulation, die Veränderungen der Eierstöcke weiblicher Alligatoren sowie die Abnormitäten der Hoden, Samenleiter und Penisgröße männlicher Tiere eine hohe Belastung mit Pestiziden (Dicofol, DDT, DDE, DDD) verantwortlich gemacht [20].
- Weibliche Seehunde aus dem Wattenmeer zeigten eine Reduktion der Fruchtbarkeit, wenn sie mit stark mit DDE und PCB belasteten Fischen aus dem Wattenmeer gefüttert wurden [21]. Ein Zusammenhang zwischen PCB-Belastung und Fortpflanzungsstörungen wurde auch beim Nerz nachgewiesen [22]. Weiter wird die Belastung der Fische durch PCB als wichtiger Faktor für den Rückgang der Fischotterpopulationen verantwortlich gemacht.

In der Diskussion um die Auswirkungen von hormonaktiven Stoffen stehen Stoffe, die ähnlich wie weibliche Geschlechtshormone (Estrogene) wirken, im Vordergrund. Über die mögliche Beeinflussung anderer Hormonsysteme ist noch wenig bekannt. Die Wirkung hormonaktiver Stoffe kann einerseits über eine direkte Bindung an Hormonrezeptoren erfolgen, andererseits über eine indirekte Wirkung auf den Hormonhaushalt (Synthese, Abbau, Transport). Der Zeitpunkt der Einwirkung eines Hormons bzw. eines hormonaktiven Stoffs kann für seine Wirkung entscheidend sein. Während früher Entwicklungsphasen können hormonaktive Stoffe zu bleibenden Defekten und Funktionsstörungen von Organen führen. Beim ausgewachsenen Organismus stimulieren oder hemmen diese Stoffe Organfunktionen. Diese Effekte sind reversibel und klingen ab, sobald der Stoff nicht mehr vorhanden ist. Zumindest bei Stoffen, die den gleichen Wirkungsmechanismus haben, kann von einer additiven

Wirkung ausgegangen werden. Inwieweit synergistische oder antagonistische Effekte auftreten, wird zur Zeit untersucht.

Zum Nachweis einer hormonellen Wirkung eines Stoffs werden heute in-vivo- und in-vitro-Methoden eingesetzt. Mit In-vivo-Methoden wird die hormonelle Wirkung von Stoffen auf den intakten Organismus erfasst. Bei in-vitro-Methoden werden Zellen, Zellextrakte und rekombinierte (gentechnisch veränderte) Zellsysteme verwendet. Diese Methoden vermögen v.a. Wirkungen auf zellulärer und molekularer Ebene aufzuzeigen. In-vitro-Methoden werden heute einerseits zur Prüfung von Chemikalien, andererseits als bioanalytische Methoden zur Prüfung von Umweltproben auf ihre hormonelle Aktivität eingesetzt. Ein oft verwendeter Parameter, um beim Fisch eine Belastung mit estrogen wirkenden Stoffen nachzuweisen, ist die Induktion des Dotterproteins Vitellogenin bei männlichen Tieren. Dieses Dotterprotein ist normalerweise nur in weiblichen, geschlechtsreifen Fischen, aber nicht in männlichen und juvenilen Tieren, in nennenswerten Mengen nachzuweisen.

Aus der Vielzahl der heute verwendeten Stoffe wurde bis heute nur ein geringer Teil auf eine mögliche hormonelle Aktivität untersucht. Bekannte hormonaktive Stoffe können in folgende Gruppen eingeteilt werden:

- Natürliche Estrogene, wie  $17\beta$ -Estradiol, Estron und Estriol, zeigen schon in sehr kleinen Konzentrationen entsprechende Wirkungen.
- Synthetische Estrogene, wie  $17\alpha$ -Ethinylestradiol (ein Wirkstoff der Antibabypille) und Diethylstilbestrol (DES), sind sehr potente Estrogene, die für medizinische Anwendungen entwickelt wurden.
- Phyto- und Mykoestrogene, wie Isoflavone und weitere Verbindungen, werden durch die Pflanze selbst gebildet oder durch Pilze, welche die Pflanzen befallen. Sie wirken estrogen, wobei auch antiestrogene Wirkungen beschrieben worden sind.
- Abbauprodukte von Alkylphenolpolyethoxylaten (Nonylphenol, Octylphenol und weitere Abbauprodukte) werden als waschaktive Substanzen heute vor allem in industriellen Reinigungsmitteln eingesetzt und sind als Zusätze in Farben, Pestiziden und anderen Produkten zu finden. Sie wirken als Estrogene und sind besonders in abwasserbelasteten Gewässern von Bedeutung. In der Schweiz sind Alkylphenolethoxylate seit 1986 in Textilwaschmitteln verboten.
- Verschiedene Organochlorpestizide, wie DDT und seine Abbauprodukte (DDE, DDD), Methoxychlor, Lindan ( $\gamma$ -Hexachlorcyclohexan,  $\gamma$ -HCH) und Kepon (Chlordecon) gehören ebenfalls zu den endokrin wirksamen Stoffen. Das Isomer o,p'-DDT wirkt estrogen, p,p'-DDE hingegen antiandrogen. Methoxychlor wird im Organismus zu estrogenen Metaboliten (Stoffwechselprodukten) umgewandelt. Lindan hat bei Säugern reproduktionstoxische Wirkungen zur Folge, die Mechanismen sind aber unklar. Kepon zeigt eine estrogen Wirkung. Die Pestizide Endosulfan, Toxaphen und Dieldrin sind möglicherweise ebenfalls estrogen wirksam.
- Gewisse Industriechemikalien, die in Kunststoffen Verwendung finden (Bisphenole, v.a. Bisphenol A), zeigen estrogen Wirkungen. Phthalate zeigten bisher *in vitro* estrogen Effekte, die Wirkungen auf intakte Organismen sind aber zur Zeit unklar.

- Verschiedene chlorierte und hydroxylierte Biphenyle (PCB, OH-PCB), die wegen ihrer schlechten Abbaubarkeit heute überall vorgefunden werden, zeigen sowohl estrogenen als auch antiestrogenen Wirkungen.
- Verschiedene polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Furane weisen eine antiestrogenen Wirkung auf.
- Das Fungizid Vinclozolin zeigt eine antiandrogenen Wirkung.
- Organozinn-Verbindungen wie Tributylzinn (TBT) und Triphenylzinn (TPT), die in Antifouling-Anstrichen für Schiffe eingesetzt werden, weisen bereits bei sehr kleinen Konzentrationen von wenigen Nanogramm pro Liter eine androgenen Wirkung auf verschiedene Schneckenarten auf. Bei kleinen Booten sind diese Antifoulings heute meist verboten. Organozinnverbindungen werden heute vor allem in Antifoulings für grosse Meerschiffe, in der Landwirtschaft (TPT, Gemüsebau), in Holzschutzmitteln und in der Textilausrüstung verwendet.

### Vorkommen und Verhalten hormonaktiver Stoffe in der Kläranlage

Die Konzentration hormonaktiver Stoffe im Abwasser wurde in verschiedenen Untersuchungen gemessen. Aus der Schweiz liegen zur Zeit nur für wenige Stoffe Analysedaten vor. In der Tabelle 2 sind Daten über die Belastung von geklärtem Abwasser zusammengefasst.

Tabelle 2: Konzentration von estrogenen Stoffen in geklärtem Abwasser NP: Nonylphenol, NP1EO, NP2EO: Nonylphenolmono- bzw. diethoxylate, BPA: Bisphenol A

Substanz	Ort	Jahr	Konzentration	Autor
NP	Kt. Zürich	1983-85	2.2 - 44 µg/l	[23]
	Ostschweiz	1997	<0.1 - 4.7 µg/l	Giger (1998) unveröffentlicht
NP1EO + NP2EO	Kt. Zürich	1983-85	2.9 - 217 µg/l	[23]
	Ostschweiz	1997	<0.2 - 9.4 µg/l	Giger (1998) unveröffentlicht
BPA	Deutschland	1998	0.04 – 1 µg/l	[24]
17β-Estradiol	England	1995/96	3 - 48 ng/l	[16]
	Deutschland	1997	0.5 – 2.6 ng/l	[25]
	Deutschland	1998	n.d – 6.4 ng/l	[24]
Estron	England	1995/96	1 - 76 ng/l	[16]
	Deutschland	1997	<2 – 12.4 ng/l	[25]
	Deutschland	1998	n.d – 18.2 ng/l	[24]
17α-Ethinylestradiol	England	1995/96	<0.2 - 7 ng/l	[16]
	Deutschland	1997	<2 ng/l	[25]
	Deutschland	1998	<0.7 – 12.2 ng/l	[24]

Hormonaktive Stoffe können in der Kläranlage ganz oder teilweise abgebaut werden, am Klärschlamm adsorbieren oder unverändert in den Vorfluter gelangen. Durch den Menschen in inaktiver Form



ausgeschiedene Stoffwechselprodukte natürlicher und synthetischer Estrogene können in Kläranlagen gespalten und wieder in die aktive Form transformiert werden [26].

Körner und Mitarbeitende [27] haben mittels einer estrogensensitiven MCF-7 Brustkrebszelllinie (E-screen assay) festgestellt, dass die untersuchte Kläranlage die estrogene Aktivität des Abwassers um ca. 90% reduziert. Da der Klärschlamm nur ca. 3 % der Aktivität enthielt, kann von einem bedeutenden Bioabbau der für die gemessene Hormonaktivität verantwortlichen Stoffe ausgegangen werden. Alkylphenole und Bisphenol A wurden während des Klärprozesses nur teilweise abgebaut. In der untersuchten Kläranlage lagen die Konzentration dieser Stoffe im Ablauf zwischen 0.16 bis 1.57 µg/l und trugen nur geringfügig zur gesamten Estrogenizität bei. Einen wesentlicher Beitrag zur estrogenen Aktivität scheinen natürliche und synthetische Estrogene zu leisten (Körner, 1999). Die gesamte Estrogenizität des Abwassers lag in einem Bereich, der bei männlichen Forellen die Vitellogeninsynthese induziert.

Ähnliche mit MCF-7 Zelllinien durchgeführte Messungen der estrogenen Aktivität von Abwasser aus 8 Schweizerischen Kläranlagen zeigen eine Reduktion der Estrogenizität während des Klärprozesses von 14% bis 41% [28]. Der Beitrag von Nonylphenol an der Gesamt-Estrogenizität wurde in einer 2 µg Nonylphenol/l enthaltenden Abwasserprobe auf ca. 17% beziffert.

### **Fazit**

Für eine Risikobeurteilung sind Abklärungen der Belastungssituation, des Umweltverhaltens der Stoffe, der Wirkungen auf verschiedene Tierarten und Populationen und die Abklärung der Wirkungsmechanismen von entscheidender Bedeutung. Eine fundierte Risikoanalyse und eine Bewertung, ob hormonaktive Stoffe für den beobachteten Fischrückgang verantwortlich sind, kann zur Zeit aufgrund der ungenügenden Datenlage (ungenügende Expositions- und Wirkungsdaten) nur schwer durchgeführt werden. Die vorhandenen Resultate aus in vivo- und in vitro Experimenten zeigen aber, dass bei der heutigen Belastungssituation bei Fischen mit Effekten estrogener Stoffe gerechnet werden muss [9]. Ob auch andere aquatische Organismen betroffen sind und welche Wirkungen diese Effekte auf Populationen und aquatische Lebensgemeinschaften haben, bleibt zu klären. Weitgehend unbekannt ist zudem, welche Wirkung nicht-estrogen wirkende hormonaktive Stoffe (z.B. Androgene, Schilddrüsenhormone) auf aquatische Organismen haben.

Wichtig ist, dass bei der Risikobeurteilung Konzepte gewählt werden, bei denen nicht nur Einzelstoffe bewertet werden, sondern die es erlauben, Kombinationseffekte verschiedener hormonaktiver Stoffe und umweltrelevante Wechselwirkungen in die Risikoanalyse und -beurteilung miteinzubeziehen.

Es gibt heute Bestrebungen, ein eventuelles Problem aus den Kläranlagen entweder an der Quelle (z.B. mit Urinseparierung [29]) oder durch neue Massnahmen auf den Kläranlagen (Membranverfahren [30]) zu lösen. Es ist aufgrund der vorliegenden Daten im Moment nicht klar, ob eventuell ein verbesserter Betrieb der Kläranlagen die Probleme entschärfen würde.

## Literatur

- [1] *Friedl, C.* (1999): Fischfangrückgang in schweizerischen Fließgewässern. BUWAL Mitteilungen zur Fischerei Nr. 63, Bern.
- [2] *Frick, E., Nowak, D., Reust, C., Burkhardt-Holm, P.*(1998): Der Fischrückgang in den schweizerischen Fließgewässern. Gas Wasser Abwasser Nr. 4 S. 261-264.
- [3] *Bernet, D., Schmidt, H., Wahli, T., Burkhardt-Holm, P.*(2000): Effluent from a sewage treatment works causes changes in serum chemistry of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, im Druck.
- [4] *Burkhardt-Holm, P., Escher, M., Meier, W.*(1997): Waste water management plant effluents cause cellular alterations in the skin of brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology* Nr.50: S. 744-758.
- [5] *Schmidt, H., Bernet, D., Wahli, T., Meier, W., Burkhardt-Holm, P.*(1999): Active biomonitoring with brown trout and rainbow trout in diluted sewage plant effluents. *Journal of Fish Biology* Nr. 54 S. 585-596.
- [6] *Escher, M., Wahli, T., Büttner, S., Meier, W., Burkhardt-Holm, P.*(1999): The effect of sewage plant effluent on brown trout (*Salmo trutta fario*). *Aquatic Sciences* Nr. 61 S. 93-110.
- [7] *Adams, S. M., Brown, A. M., Goede, R., W.*(1993): A quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field. *Transactions of the American Fisheries Society* 122, S. 63-73.
- [8] *Carline, R. F., Benson, A. J., Rothenbacher, H.*(1987): Long-term effects of treated domestic wastewater on brown trout. *Water Research* 21, S. 1409-1415.
- [9] *Bätscher, R., Studer, C., Fent, K.* (1999): Stoffe mit endokriner Wirkung in der Umwelt. BUWAL Schriftenreihe Umwelt Nr. 308 Umweltgefährdende Stoffe, EAWAG/BUWAL, Bern.
- [10] *Purdom, C. E., Hardiman, P. A., Bye, V. J., Eno, N. C., Tyler, C. R., Sumpter, J. P.*(1994): Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works. *Chemistry and Ecology* Nr.8, S. 275-285.
- [11] *Folmar, L. C., Denslow, N. D., Rao, V., Chow, M., Crain, D. A., Enblom, J., Marcino, J., Guillette, J. L. J.*(1996): Vitellogenin induction and reduced serum testosterone concentration in feral male carp (*Cyprinus carpio*) captured near a major metropolitan sewage treatment plant. *Environmental Health Perspectives* Nr.104, S. 1096-1101.
- [12] *Harries, J. E., Sheahan, D. A., Jobling, S., Matthiessen, P., Neall, P., Sumpter, J. P., Tylor, T., Zaman, N.*(1997): Estrogenic activity in five united kingdom rivers detected by measurement of vitellogenesis in caged male trout. *Environmental Toxicology and Chemistry* Nr. 16 S. 534-542.
- [13] *Wahli, T., Meier, W., Segner, H., Burkhardt Holm, P.*(1998): Immunohistochemical detection of vitellogenin in male brown trout for Swiss rivers. *Histochemical Journal* Nr. 30 S. 753-758.
- [14] *Burkhardt-Holm, P., Wahli, T.* (1999): Liver of several male brown trout caught in Swiss rivers express vitellogenin and show histological alterations. *International Conference on Environmental Endocrine Disrupting Chemicals*, EAWAG, ETH, Dow Chemicals, Monte Verità, Ascona (CH).
- [15] *Jobling, S., Nolan, M., Tyler, C. R., Brighty, G., Sumpter, J. P.*(1998): Widespread sexual disruption in wild fish. *Environmental Science and Technology* Nr. 32 S. 2498-2506.
- [16] *Desbrow, C., Rutledge, E. J., Brighty, G. C., Sumpter, J. P., Waldock, M.*(1998): Identification of estrogenic chemicals in STW effluent: 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening. *Environmental Science and Technology*, 32, S. 1549-1558.
- [17] *MacLatchy, D. L., Van der Kraak, G.*(1995): The phytoestrogen  $\beta$ -sitosterol alters the reproductive endocrine status of goldfish. *Toxicology and Applied Pharmacology* Nr. 134: 305-312.
- [18] *Bryan, G. W., Gibbs, P. E., I.G., H., Burt, G. R.*(1986): The decline of the gastropod *Nucella lapillus* around south-west England: evidence for the effect of tributyltin from antifouling paints. *Journal of Marine Biology Association U.K.* Nr. 66 S. 611-640.
- [19] *Oehlmann, J., Fioroni, P., Stroben, E., Markert, B.*(1996): Tributyltin (TBT) effects on *Ocenebrina aciculata* (Gastropoda: Muricidae): Imposex development, sterilization, sex change and population decline. *The Science Total Environment* Nr. 188, 205-223.
- [20] *Guillette, J. L. J., Gross, T. S., Masson, G. R., Matter, J. M., Percival, H. F., Woodward, A. R.*(1994): Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in Florida. *Environmental Health Perspectives* Nr.102: 680-688.

- [21] Reijnders, P. J. H., Brasseur, S. M. J. M. (1996): Meerestiere zeigen fremdstoffinduzierte Störungen von Hormonsystemen und hormonabhängigen Entwicklungsprozessen. In *Sinkt die Fertilität*. M. Schlumpf und W. Lichtensteiger, eds. (Zürich: Kind und Umwelt).
- [22] Jensen, S., Kihlström, J. E., Olsson, M., Lundberg, C., Örborg, J. (1977): Effects of PCB and DDT on mink (*Mustela vison*) during the reproductive season. *Ambio* Nr.6.
- [23] Ahel, M., Giger, W., Koch, M. (1994): Behavior of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment - I. Occurrence and transformation in sewage treatment. *Water Research* Nr. 28 S. 1131-1142.
- [24] Körner, W., Spengler, P., Bolz, U., Hagenmaier, H., Metzger, J. (1999): Monitoring of estrogenic substances in sewage plant effluents by biological and chemical analysis. *Organohalogen Compounds* Nr. 42 S. 26-32.
- [25] Merz, W., Metzger, J. W., Kemper, C., Jenkins, E. (1998): Untersuchungen zum Eintrag, Verhalten und Verbleib von Sexualhormonen im Abwasser und Klärschlamm. In , Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte - und Abfallwirtschaft der Universität, Stuttgart.
- [26] Panter, G. H., Thompson, R. S., Beresford, N., Sumpter, J. P. (1999): Transformation of a non-oestrogenic steroid metabolite to an oestrogenically active substance by minimal bacterial activity. *Chemosphere* Nr. 38 S. 3579-3596.
- [27] Körner, W., Bolz, U., Süssmuth, W., Hiller, G., Hanf, V., Hagenmaier, H. (2000): Input/output balance of estrogenic active compounds in a major municipal sewage plant in Germany. *Chemosphere* Nr. 40 S. 1131-1142.
- [28] Durrer, S. (1999): Untersuchung der estrogenen Aktivität in Proben aus Vor- und Nachklärbecken einiger Kläranlagen in der Schweiz. Diplomarbeit, Institut für Pharmakologie und Toxikologie der Universität Zürich, Zürich.
- [29] Larsen, T. A., Udert, K. M. (1999): Urinseparierung - ein Konzept zur Schliessung der Nährstoffkreisläufe. *Wasser und Boden* Nr. 51 S. 6-9.
- [30] Krauth, K., Gündler, B. (1998): Untersuchungen zum Ersatz der Nachklärung durch Membranfiltration in der kommunalen Abwasserreinigung bei stark variablen Zulaufverhältnissen auf der Kläranlage Immenstaad des Abwasserverbandes Lipbach-Bodensee. In , Universität Stuttgart, Institut für SWiedlungswasserbau, Wassergüte, Abfallwirtschaft, Stuttgart.
- [31] Segner, H., Braunbeck, T. (1998): Cellular response profile to chemical stress. In *Ecotoxicology* (Schürmann, G., and Markert, B., Hrsg.) John Wiley & Sons, Inc. and Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

**Adresse der Autoren:**

Patricia Burkhardt-Holm  
 Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz EAWAG  
 Postfach 611  
 8600 Dübendorf  
 Tel. 01-823 55 64, Fax 01- 823 53 75  
 E-Mail: patricia.holm@eawag.ch

Christoph Studer  
 Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft BUWAL  
 3003 Bern  
 Tel. 031-322 68 60, Fax 031 324 79 78  
 E-Mail: christof.studer@buwal.admin.ch