

HORMONELL WIRKSAME SUBSTANZEN IN FLIESSGEWÄSSERN

Datenbericht



HORMONELL WIRKSAME SUBSTANZEN IN FLIESSGEWÄSSERN

Datenbericht

BE-150

Wien, März 1999

Projektleitung

Sigrid Scharf

Autoren

Robert Sattelberger

Sigrid Scharf

Unter Mitarbeit von Gundi Lorbeer

Satz und Layout

Jürgen Fohringer

Evelyn Neuhold

Die Probenahmen erfolgten durch Mitarbeiter/innen des Umweltbundesamtes. Sämtliche Analysen wurden im Labor des Umweltbundesamtes durchgeführt.

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien
Eigenvervielfältigung

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, März 1999
Alle Rechte vorbehalten (all rights reserved)
ISBN 3-85457-500-9

ZUSAMMENFASSUNG

Für Österreich sind Daten über hormonell wirksame Substanzen in der aquatischen Umwelt nur vereinzelt vorhanden. Die gegenständliche Untersuchung soll den Wissensstand über das Vorkommen dieser Substanzen in Oberflächengewässern erweitern und aufzeigen, welche von den untersuchten Xenohormonen für die aquatische Umwelt aufgrund der nachgewiesenen Konzentrationen für Fließgewässer von Bedeutung sind.

Es wurden daher österreichweit, im Zeitraum Februar 1998 bis Mai 1998, in fünfzehn Fließgewässern Stichproben gezogen und auf ausgewählte östrogen und androgen aktive Substanzen untersucht.

Nachfolgend die wesentlichen Ergebnisse dieser Untersuchung:

Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Auch heute, lange nach Beendigung der offenen Anwendung von PCB und dem generellen Verbot der Herstellung, des Inverkehrsetzens und der Verwendung von PCB in Österreich im Jahre 1993, gelangen noch PCB in die Umwelt, z.B. durch Leckagen alter PCB-hältiger Systeme, durch die mangelhafte Entsorgung alter PCB-kontaminierter Materialien und auch durch Verbrennungsprozesse, in denen PCB neu entstehen können (UMWELTBUNDESAMT WIEN, 1996a; GÜLDEN et al., 1997).

In der gegenständlichen Untersuchung waren in keiner der 34 Fließgewässerproben *polychlorierte Biphenyle* nachweisbar. Die Nachweisgrenze lag bei 2 ng/l.

Auch in anderen Untersuchungen des UBA (UMWELTBUNDESAMT WIEN, 1999, in Druck; UMWELTBUNDESAMT Wien, 1997) wurden weder im Abwasser kommunaler Kläranlagen noch im Klärschlamm relevante PCB-Mengen gefunden. Es wird daher nicht mehr notwendig sein, diese Substanzklasse in weiteren Gewässeruntersuchungen zu analysieren. Dies gilt natürlich nicht für Umweltmedien, in denen sich diese Substanzen anreichern könnten oder für spezielle Fragestellungen.

Phthalate

Phthalsäureester werden u.a. als Weichmacher in Kunststoffen eingesetzt. Sie sind aufgrund ihrer eingesetzten Menge wichtige Industriechemikalien.

Dimethylphthalat konnte dreimal, nämlich in der Glan (Kärnten), Salzach (Salzburg) und in der Traisen (Niederösterreich), über der Bestimmungsgrenze von 0,4 µg/l nachgewiesen werden. *Diethyl- und Dibutylphthalat* waren ebenfalls in Proben der Salzach (Salzburg) bzw. der Mur (Steiermark) über der Bestimmungsgrenze (0,4 bzw. 0,5 µg/l) detektierbar. *Di(2-ethylhexyl)phthalat* wurde in einer Wasserprobe der Salzach in einer Konzentration von 1 µg/l gefunden.

Organozinnverbindungen

Tributylzinnverbindungen werden als Biozide in bewuchshemmenden Unterwasser-Anstrichen und im Holz- und Materialschutz eingesetzt (GÜLDEN et al., 1997). In Österreich sind Unterwasser-Anstrichmittel, die zinnorganische Verbindungen enthalten, verboten (BGBl. Nr. 577/1990).

Organozinnverbindungen waren nur vereinzelt über der Nachweisgrenze von 5 ng/l detektierbar. Eine Ausnahme bildeten die *Monobutylzinnverbindungen*, die mit einem Spitzenwert von 14 ng/l, in einer Wasserprobe aus der Donau, quantifiziert werden konnten.

Da Organozinnverbindungen auch in Sedimenten nachgewiesen wurden (KALBFUS, 1998; UMWELTBUNDESAMT WIEN, 1999, in Ausarbeitung) und eine Anreicherung von Organozinnverbindungen in diesem Medium wahrscheinlich ist, sollen weiterführende Untersuchungen durchgeführt werden.

Alkylphenole

Alkylphenole sind in der Umwelt weit verbreitete Industriechemikalien und Abbauprodukte der Alkylphenoethoxylate (APEO), einer wichtigen nichtionischen Tensidgruppe.

In der Substanzgruppe der Alkylphenole konnte nur das *Nonylphenol (NP)* häufiger nachgewiesen werden. Die Gehalte der anderen untersuchten Alkylphenole bewegten sich, von einzelnen Ausnahmen abgesehen (4-tert.-Butylphenol, 4-Octylphenol), zwischen nicht nachweisbar und der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l.

- *Nonylphenol (NP)*

17 Proben der auf NP untersuchten 34 Fließgewässerproben lagen über der Bestimmungsgrenze von 30 ng/l. Es konnte somit ein Median bzw. Mittelwert (n = 17) für NP von 33 ng/l bzw. 84 ng/l ermittelt werden.

Da die Nonylphenolgehalte in den Fließgewässern punktuell erhöht waren (z.B. eine Donauprobe mit 571 ng/l), soll diese Substanzklasse weiter untersucht werden.

Nonylphenoethoxylate (NP1EO, NP2EO)

Nonylphenolmonoethoxylat (NP1EO) und *Nonylphenoldiethoxylat (NP2EO)* sind wie Nonylphenol wichtige Abbauprodukte der Alkylphenoethoxylate.

Für NP1EO wurde ein Mittelwert (n = 14) von 98 ng/l und ein Median (n = 14) von 57 ng/l ermittelt. NP2EO konnte nur vereinzelt in Wasserproben des Koblacher Kanals (Vorarlberg), der Salzach (Salzburg) und der Traun (Oberösterreich) über der Bestimmungsgrenze von 50 ng/l nachgewiesen werden.

Da auch in Sedimenten und Klärschlämmen Nonylphenoethoxylate nachweisbar sind (UMWELTBUNDESAMT WIEN, 1997; THIELE et al., 1998), sollen diese Abbauprodukte der Alkylphenoethoxylate auch weiterhin in zukünftigen Umweltkontrollprojekten untersucht werden.

Butylhydroxyanisol

Nur zwei der untersuchten 34 Proben wiesen Gehalte über der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l auf. Eine Probe stammte aus der Donau mit 16 ng/l und eine aus dem Inn (Tirol) mit 39 ng/l.

Das lebensmittelrechtlich zugelassene Antioxidans ist als Gewässerkontaminat offensichtlich nur von geringer Bedeutung.

Bisphenol A

Bisphenol A gehört zu den weltweit meistproduzierten Chemikalien und wird u.a. als Antioxidans in Kunststoffen bzw. als Ausgangsmaterial für die Herstellung von Polycarbonaten und Epoxidharzen verwendet.

Erstmals wurde Bisphenol A in österreichischen Fließgewässern nachgewiesen. 11 der 34 untersuchten Gewässerproben wiesen Bisphenol A Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze von 10 ng/l auf. Der Mittelwert ($n = 11$) für Bisphenol A beträgt 32 ng/l, der Median ($n = 11$) 29 ng/l.

Da die Bisphenol A-Gehalte in den Fließgewässern punktuell erhöht waren (z.B. eine Wasserprobe aus der Traisen mit 65 ng/l), soll diese Substanzklasse weiter untersucht werden.

Die vorliegende Untersuchung zeigt klar auf, daß Substanzen, die im Verdacht stehen hormonelle Wirkungen zu haben, auch in österreichischen Fließgewässern nachweisbar sind. Es sollten daher mit diesen ausgewählten Substanzen, mit Ausnahme der PCB-Verbindungen und des Butylhydroxyanisols, weiterführende Expositionsuntersuchungen durchgeführt werden.

Ergebnisse dieser und weiterer Untersuchungen stellen die Basis für eine umfassende ökologische Risikoabschätzung von hormonell wirksamen Substanzen dar.

INHALTSVERZEICHNIS

	ZUSAMMENFASSUNG.....	1
1	EINLEITUNG.....	5
2	AUSWAHL DER LEITSUBSTANZEN	6
3	KURZBESCHREIBUNG DER UNTERSUCHTEN LEITSUBSTANZEN.....	8
3.1	Polychlorierte Biphenyle	8
3.2	Phthalate	9
3.3	Organozinnverbindungen.....	9
3.4	Alkylphenole	10
3.4.1	Nonylphenolmono- und –diethoxylate	10
3.5	Bisphenol A (BPA).....	11
3.6	Butylhydroxyanisol (BHA)	12
4	AUSWAHL DER PROBENAHMESTELLEN UND PROBENAHE.....	13
5	ERGEBNISSE IN TABELLENFORM	14
5.1	PCB in Fließgewässern	15
5.2	Organozinnverbindungen in Fließgewässern.....	20
5.3	Alkylphenole, Nonylphenolmono- und –diethoxylate, Bisphenol A und Butylhydroxyanisol in Fließgewässern	24
6	ANHANG	28
6.1	Abkürzungsverzeichnis.....	28
6.2	Tabellenverzeichnis	28
6.3	Literaturverzeichnis.....	29

1 EINLEITUNG

Hormonähnliche Wirkungen durch eine Vielzahl unterschiedlicher Chemikalien aus strukturell nicht verwandten Klassen wurden bereits vor ca. 60 Jahren (COOK, 1933, 1944; DODDS, 1936, 1938) beschrieben.

Seit Anfang der 90er Jahre beschäftigt sich die Wissenschaft jedoch intensiv mit den in der Umwelt vorkommenden endokrinen Chemikalien (Xenohormonen). Die derzeit etwa 150 Substanzen, die im Verdacht stehen, hormonelle Aktivität zu besitzen, werden sowohl als Industriechemikalien aber auch als Wirkstoffe in Arzneimitteln und in Pflanzenschutzmitteln eingesetzt (UMWELTBUNDESAMT WIEN, 1996b).

Es wird angenommen, daß diese Stoffe morphologische Veränderungen, Fruchtbarkeits- und Entwicklungsstörungen und Verhaltensänderungen bei Mensch und Tier bewirken. Besonders betroffen sind Organismen aus dem aquatischen Umweltkompartiment. Der Kenntnisstand bezüglich des Vorkommens dieser Stoffe in der Umwelt ist weltweit mangelhaft.

Da auch in Österreich wenig Daten über das Vorkommen von Xenohormonen in der Umwelt vorliegen, erschien es dringlich, die wichtigsten Emittenten für Gewässer, nämlich kommunale und industrielle Kläranlagen, zu untersuchen.

Das Umweltbundesamt hat im Rahmen eines Umweltkontrollprojektes die Zu- und Abläufe von 17 im Bundesgebiet ausgewählten kommunalen und industriellen Kläranlagen auf ihre Belastung mit einigen Xenohormonen und Hormonen untersucht (UMWELTBUNDESAMT WIEN, 1999; in Druck). Weiters wurden auch Vorfluter auf diese ausgewählten Xenohormone und Hormone analysiert.

Es sollten innerhalb dieses Projektes folgende Teilfragen soweit wie möglich beantwortet werden:

- Gibt es Hinweise, daß bestimmte hormonell aktive Substanzen, aus kommunalen oder industriellen Kläranlagen, in aquatischen Ökosystemen Österreichs als ubiquitäre Kontaminanten auftreten ?
- Wenn ja, in welchen Konzentrationen treten sie in den untersuchten Oberflächengewässern auf ?

In dem nun vorliegenden Datenbericht sind die Ergebnisse der Untersuchungen österreichischer Fließgewässer auf Xenohormone zusammengefaßt und tabellarisch dargestellt. Die Daten der Abwasseruntersuchungen von Kläranlagen auf Xenohormone (UMWELTBUNDESAMT WIEN; 1999; in Druck) werden wie die Untersuchungen auf Steroidhormone in jeweils einem eigenen Datenbericht veröffentlicht werden. Darüber hinaus ist eine Zusammenfassung und ausführliche Interpretation des gesamten Datenmaterials des Umweltbundesamtes über Umweltbelastungen mit Xenohormonen in Ausarbeitung.

2 AUSWAHL DER LEITSUBSTANZEN

Hormonell wirksame Stoffe können hinsichtlich ihrer Herkunft folgendermaßen unterteilt werden:

- **natürliche Hormone:**
von Mensch und Tier produzierte Hormone
- **synthetisch hergestellte Hormone:**
Bestandteile von Arzneimitteln (z.B. Anti-Baby-Pille)
- **Phyto- und Mykohormone:**
pflanzliche und pilzliche Inhaltsstoffe mit endokriner Wirkung
- **Xenohormone:**
anthropogene Umweltchemikalien mit endokriner Wirkung

Industriechemikalien mit hormoneller Wirkung können sehr unterschiedlichen Substanzklassen angehören. Diese Substanzen, auch Xenohormone genannt, sind geeignet, bereits in sehr niedrigen Konzentrationen natürliche, hormonell gesteuerte Gleichgewichte in Organismen zu verändern und stehen deshalb im Verdacht, dadurch ein breites Spektrum direkter und indirekter schädlicher Wirkungen auf Mensch und Tier zu entfalten. Bereits Konzentrationen, die mit modernen chemisch-analytischen Methoden schwer zu erfassen sind, könnten solche Wirkungen auslösen.

Es stellte sich bei der Vorbereitung des Projektes die Frage, welche Stoffe vordringlich zu untersuchen sind. Auf Grundlage von Vorarbeiten des Umweltbundesamtes wie UBA-BE-121 (Nonylphenole in der Umwelt: Übersicht und erste Analyseergebnisse), UBA-BE-141 (Abwasseruntersuchungen auf östrogen wirksame Substanzen – Pilotstudie HKA Wien), der UBA-Monographie-95 (Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Klärschlammes in Österreich) und einer Studie des österreichischen Ökologieinstituts (JANSSEN, 1998) wurden Leitsubstanzen für diese österreichweite Expositionsuntersuchung ausgewählt.

Auswahlkriterien waren unter anderem folgende Punkte:

- Daten des UBA über das Vorkommen dieser Substanzen in Kläranlagen,
- Produktionszahlen,
- Einsatzbereiche und Anwendung,
- stoffinhärente Eigenschaften wie endokrine Wirkung, Bioakkumulation, Persistenz usw.,
- Mengenaufkommen und Schadstoffeigenschaften von Metaboliten

Die gegenständliche Untersuchung umfaßt daher folgende Substanzen:

- **Polychlorierte Biphenyle** (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 77, PCB 81, PCB 105, PCB 114, PCB 118, PCB 123, PCB 126, PCB 156, PCB 157, PCB 167, PCB 169, PCB 189)
- **Phthalate** (Dimethylphthalat, Diethylphthalat, Dibutylphthalat, Butylbenzylphthalat, Di(-2-ethylhexyl)phthalat, Dioctylphthalat)
- **Organozinnverbindungen** (Monbutyl-Sn-Kation, Dibutyl-Sn-Kation, Tributyl-Sn-Kation, Heptyl-Sn-Kation, Diheptyl-Sn-Kation, Diphenyl-Sn-Kation, Triphenyl-Sn-Kation)
- **Alkylphenole** (4-tert. Butylphenol, 4-sec. -Butylphenol, 4-tert. Amylphenol, 4-tert. Octylphenol, Nonylphenol techn.),
- **Nonylphenolmono- und -diethoxylat**
- **Butylhydroxyanisol**
- **Bisphenol A**

Diese Substanzen wiesen in zahlreichen in-vitro-Experimenten und fallweise auch in in-vivo-Untersuchungen östrogene, antiöstrogene (einige ausgewählte PCB) bzw. androgene Wirkungen (Tributylzinn-Kation) auf (GÜLDEN et al., 1997).

3 KURZBESCHREIBUNG DER UNTERSUCHTEN LEITSUBSTANZEN

3.1 Polychlorierte Biphenyle

PCB gelten als ubiquitär in der Umwelt vorhanden, obwohl das Herstellen, Inverkehrsetzen und die Verwendung dieser Substanzklasse auf Basis des Chemikaliengesetzes seit 1993 (BGBl. 210/1993) in Österreich verboten ist. Die in der Umwelt vorkommenden PCB stammen einerseits aus früher verwendeten technischen Produkten (z.B. Kondensatoren, Transformatoren), andererseits aus Emissionen bei Verbrennungsprozessen (UMWELTBUNDESAMT WIEN, 1996a).

Je nach Verwendungszweck und Herstellungsart weisen/wiesen PCB in technischen Produkten unterschiedliche Chlorgehalte und damit unterschiedliche Zusammensetzung auf. Bei den technisch eingesetzten Polychlorierten Biphenylen (PCB) handelt/e es sich um Mischungen aus insgesamt 209 möglichen Kongeneren. In der Umwelt treten PCB, bedingt durch Abbau und unterschiedliche physikalische Eigenschaften der Kongenere, meist in veränderter Zusammensetzung als den technischen Produkten entspräche, auf.

Es ist international üblich, zum Nachweis von PCB 6 Leitsubstanzen, die sogenannten Ballschmider-PCB (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180), zu analysieren. Es handelt sich dabei um nicht-koplanare PCB, deren hormonelles (östrogenes) Potential im Vergleich zu 17- β -Östradiol eher gering ist (ca. 10^{-6}).

Unter den 209 PCB-Kongeneren gibt es 12 Verbindungen, die aufgrund ihrer Giftigkeit von der WHO, ähnlich den Dioxinen, mit einem Toxizitätsfaktor belegt wurden. Es handelt sich dabei um 4 koplanare PCB (PCB 77, PCB 81, PCB 126, PCB 169) und 8 mono-ortho PCB (PCB 105, PCB 114, PCB 118, PCB 123, PCB 156, PCB 157, PCB 167, PCB 189).

Für einige der koplanaren und mono-ortho PCB wird ein antiöstrogenes Potential angenommen (GÜLDEN et al., 1997; JANNSEN, 1998), während andere PCB als östrogen wirksam eingestuft werden.

In einigen österreichischen Bundesländern existiert ein Klärschlammgrenz- bzw. -richtwert für die Summe der sechs Leitsubstanzen. Da in einer Studie des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT WIEN, 1997) PCB in kommunalen Faulschlammungen nur in geringen Spuren nachweisbar waren, sollte mit Hilfe der nun vorliegenden Untersuchungen endgültig abgeklärt werden, ob diese Substanzklasse in kommunalen Kläranlagen ein Problem darstellen kann.

3.2 Phthalate

Phthalsäureester werden u.a. als Weichmacher in Kunststoffen eingesetzt, als Trägerflüssigkeit in Pestiziden, in Kosmetika und Parfums. Sie sind aufgrund ihrer eingesetzten Menge wichtige Industriechemikalien.

In Österreich werden Phthalate nicht hergestellt. 1994 wurden jedoch 7.500 Tonnen Phthalate importiert. Zusätzlich werden Phthalate auch in fertigen Produkten importiert. Das Ökologie-Institut Wien schätzt daher die jährlich in Österreich in Umlauf gebrachte Phthalatmenge auf ca. 15.000 bis 20.000 Tonnen (JANNSEN, 1998).

Das mengenmäßig wichtigste Phthalat ist das Diethylhexylphthalat. Aufgrund seiner hohen Lipophilie und geringen Wasserlöslichkeit wird Diethylhexylphthalat von aquatischen Organismen bioakkumuliert. Benzylbutylphthalat und Dibutylphthalat sind besser wasserlöslich und daher weniger lipophil (siehe auch UBA-BE 141; Abwasseruntersuchungen auf östrogen wirksame Substanzen – Pilotstudie HKA Wien).

Einige Phthalate wie Benzylbutylphthalat und Di-n-butylphthalat stehen aufgrund positiver in-vitro-Tests im Verdacht, schwach östrogen wirksam zu sein (JOBLING et al., 1995; SOTO et al., 1995). Neuere in-vivo-Untersuchungen (Uterusgewichts-Test an Ratten) konnten diese Ergebnisse jedoch nicht bestätigen (GÜLDEN et al., 1997), so daß die Frage bezüglich der endokrintoxischen Relevanz dieser Phthalsäureester noch offen ist.

Derzeit existieren keine nationalen gesetzlichen Regelungen für die Begrenzung der Emissionen und Immissionen von Phthalaten in Bezug auf Fließgewässer und Abwasser.

3.3 Organozinnverbindungen

Organozinnverbindungen werden seit Mitte des letzten Jahrhunderts hergestellt und seit 1950 industriell verwendet. Innerhalb dieser Verbindungsklasse zeichnet sich Tributylzinn (TBT) durch eine besonders hohe Toxizität aus und wird daher zu den giftigsten Umweltchemikalien gezählt, die jemals vom Menschen hergestellt worden sind (OEHLMANN et al., 1995). Tributylzinnverbindungen sind organische Derivate des tetravalenten Zinns. Wegen seiner hohen Effektivität als Biozid wird TBT in zahlreichen Anwendungsbereichen eingesetzt, so in Antifoulingfarben, im Holz- und Materialschutz, in Dichtungs- und Vergußmassen, in Anstrichen und Klebstoffen sowie in Dämmstoffen. TBT werden hauptsächlich durch Auslaugen der Antifouling-Anstriche in die Oberflächengewässer eingetragen, im Materialschutz verwendete TBT können auch über kommunale Abwässer in die Umwelt gelangen.

Seit Beginn der 70er Jahre wurden zunehmend negative Effekte von TBT auf aquatische Organismen bekannt. Tributylzinn ist die bisher einzige androgen wirkende, nicht steroidale Substanz. Sie kann speziell bei weiblichen Meeresschnecken die Ausbildung männlicher Geschlechtsorgane induzieren (Imposex). Diese Wirkung konnte schon bei einer TBT-Konzentration von 5 ng/l (bezogen auf Zinn) festgestellt werden (GÜLDEN et al., 1997).

Tributylzinnverbindungen werden photolytisch und vor allem biotisch zu Dibutyl-(DBT), Monobutyl-(MBT) und anorganischen Zinnverbindungen abgebaut (OEHLMANN et al., 1995).

In Österreich sind Antifoulings, die zinnorganische Verbindungen enthalten, durch die *Verordnung über das Verbot bestimmter gefährlicher Stoffe in Unterwasser-Anstrichmitteln* (BGBl. Nr. 577/1990), verboten.

3.4 Alkylphenole

Alkylphenole (Nonyl-, Octylphenol) sind in der Umwelt weitverbreitete Industriechemikalien und Abbauprodukte der Alkylphenoethoxylate (APEO), einer wichtigen nichtionischen Tensidgruppe, deren Einsatzgebiet sehr vielfältig ist. Diese APEO werden vorwiegend in umweltoffenen Anwendungsbereichen eingesetzt. In Österreich werden Nonylphenole nicht produziert. Die importierte Menge an Octyl- und Nonylphenolen und ihrer Salze beträgt ca. 120 Tonnen pro Jahr. Nonylphenole haben ausgeprägte lipophile Eigenschaften und neigen daher zur Bioakkumulation.

Erste Analysenergebnisse über die Konzentrationen von Nonylphenolen in österreichischen Fließgewässern und Kläranlagenzu- und -abläufen bzw. im Klärschlamm, sind dem UBA-Bericht BE- 121 zu entnehmen.

In einer Untersuchung in Großbritannien (HARRIES et al., 1997) konnte unterhalb von kommunalen Kläranlagen eine erhöhte Vitellogeninsynthese bei männlichen Forellen nachgewiesen werden, die eventuell auf die hohen Nonylphenolkonzentrationen in gereinigten Abwässern zurückzuführen ist.

Von den Alkylphenolen wurden neben 4-Nonylphenol auch 4-*sek.*-Butylphenol, 4-*tert.*-Butylphenol, 4-*tert.*-Pentylphenol, 4-*iso.*-Pentylphenol und 4-Octylphenol als östrogen wirksam erkannt (siehe UBA-BE-141). Die Wirksamkeit dieser Alkylphenole ist um ca. 10^{-4} - 10^{-6} im Vergleich zu 17- β -Östradiol geringer.

Derzeit existieren keine nationalen gesetzlichen Regelungen für die Begrenzung der Emissionen und Immissionen von Alkylphenolen in Bezug auf Fließgewässer und Abwässer.

3.4.1 Nonylphenolmono- und -diethoxylat

Alkylphenoethoxylate (APEO) gehören zu den weitest verbreiteten oberflächenaktiven Substanzen. Die technischen APEO bestehen aus einem komplexen Gemisch an Isomeren und Oligomeren. Der lipophile Alkylrest an der *para*-Position kann zahlreiche strukturelle Konfigurationen annehmen; die hydrophile Ethoxylatkette weist unterschiedliche Längen auf.

Die weltweite Produktion an APEO lag 1996 bei etwa 500 kt (NAYLOR, 1996), unter diesen sind die Nonylphenoethoxylate mit 80% Anteil die am häufigsten produzier-

ten (WARHUST, 1995). In Österreich werden ca. 472 Tonnen Alkylphenole und Alkylphenolethoxylate pro Jahr verbraucht (JANNSEN, 1998).

Als Ausgangsstoff für die Herstellung von Nonylphenolethoxylaten dient technisches Nonylphenol (eine Mischung aus p- und o-Nonylphenol im Verhältnis von 9:1).

Unter aeroben Bedingungen sind Nonylphenolmonoethoxylat (NP1EO) und Nonylphenoldiethoxylat (NP2EO) die wesentlichen Hauptabbauprodukte der Nonylphenolethoxylate. Eine völlige Deethoxylierung zum 4-Nonylphenol (NP) erfolgt allerdings nur unter anaeroben Bedingungen.

NP1EO bzw. NP2EO sollen ebenfalls schwach östrogen wirksame Substanzen sein (GÜLDEN et al., 1997).

Derzeit existieren keine nationalen gesetzlichen Regelungen für die Begrenzung der Emissionen und Immissionen von Nonylphenolethoxylaten in Bezug auf Fließgewässer und Abwässer.

3.5 Bisphenol A (BPA)

Bisphenol A gehört zu den weltweit meistproduzierten Chemikalien und wird u.a. als Antioxidans in Kunststoffen bzw. als Ausgangsmaterial für die Herstellung von Polycarbonaten und Epoxidharzen verwendet.

In Österreich wurden im Jahre 1994 ungefähr 1000 Tonnen Bisphenol A, ca. 15.000 Tonnen Polycarbonate sowie 13.000 Tonnen Epoxidharze importiert. Die Polycarbonatmenge bezieht sich jedoch nur auf die Verwendung von Polycarbonatgranulat bzw. Flacherzeugnissen. Polycarbonate werden jedoch auch für Plastikflaschen und zur Auskleidung von Konservendosen verwendet.

Angesichts der hohen Produktionsmengen liegen erstaunlich wenig Daten über Verhalten und Vorkommen von Bisphenol A in der Umwelt vor (siehe BUA-Stoffbericht 1997; UBA-BE 141)

BPA erwies sich sowohl in in-vitro als auch in in-vivo-Untersuchungen als schwach östrogen wirksame Substanz (GÜLDEN et al., 1997). Die Wirksamkeit von Bisphenol A ist ca. 10^{-4} geringer als die von 17- β -Östradiol.

Derzeit existieren keine nationalen gesetzlichen Regelungen für die Begrenzung der Emissionen und Immissionen von Bisphenol A in Bezug auf Fließgewässer und Abwässer.

3.6 Butylhydroxyanisol (BHA)

Diese Substanz ist ein häufig verwendetes, lebensmittelrechtlich zugelassenes Antioxidans (E 320) für Fette und Öle sowie fetthaltige Lebensmittel. BHA wird auch in Kosmetika eingesetzt. Die Substanz wies im MC7-Zellen-Test ein geringes östrogenes Potential auf. Dieses ist um ca. 10^{-6} bis 10^{-7} schwächer als die östrogene Wirkung von 17- β -Östradiol.

Für BHA ist noch abzuklären, ob diese Substanz auch in in-vivo-Tests eine östrogene Wirkung aufweist.

4 AUSWAHL DER PROBENAHMESTELLEN UND PROBENAHE

Im Rahmen einer Studie des Umweltbundesamtes (UMWELTBUNDESAMT WIEN, 1999; in Druck), in der Kläranlagenzuläufe und -abläufe genauer untersucht wurden, wurden auch Vorfluter einmalig an zwei Meßstellen an Hand von Stichproben untersucht.

Alle Proben wurden im Zeitraum Februar 1998 bis Mai 1998 genommen. Es wurde großer Wert darauf gelegt, daß die Proben nicht mit Kunststoff in Berührung kamen, um Kontaminationen mit Phthalaten und Bisphenol A zu vermeiden. Daher wurden die Proben mit Metallgefäßen gezogen und in speziell gereinigte Glasgefäße gefüllt. Sie wurden gekühlt in das Labor gebracht und so schnell als möglich aufgearbeitet.

5 ERGEBNISSE IN TABELLENFORM

Die einzelnen Analysenergebnisse sind in den nachfolgenden Tabellen zusammengefaßt. Zu weiteren Vergleichszwecken werden, wie in der Fachliteratur üblich, für die Gehalte der untersuchten Parameter die Medianwerte und Mittelwerte angegeben. Bei dieser Berechnung wurden alle ermittelten Werte berücksichtigt (ohne Ausreißertest). Diese Berechnung wurde jedoch nur dann durchgeführt, wenn in mehr als einem Viertel der untersuchten Proben die Gehalte über der Bestimmungsgrenze lagen. Für Gehalte, die zwischen der Nachweisgrenze und der Bestimmungsgrenze lagen und deshalb nicht eindeutig quantifizierbar waren, wurde die Nachweisgrenze bei der Berechnung der Mittelwerte und Medianwerte eingesetzt. Die n.n.-Werte wurden bei der Berechnung gleich Null gesetzt.

Die Nachweisgrenzen (NG) und Bestimmungsgrenzen (BG) der einzelnen Analyte sind aus nachfolgender Tabelle ersichtlich.

Tabelle 1: Nachweis- und Bestimmungsgrenzen der im Rahmen der vorliegenden Studie untersuchten Substanzen

Parameter	NG in ng/l	BG in ng/l
Polychlorierte Biphenyle (PCBs)	2	4
Phthalate (mit Ausnahme des Dibutyl- und Di(2-ethylhexyl)phthalats)	200	400
Dibutylphthalat	250	500
Di(2-ethylhexyl)phthalat	500	1000
Organozinnverbindungen	5	10
Alkylphenole mit Ausnahme des 4-Nonylphenol	5	10
4-Nonylphenol techn.	15	30
Nonylphenolmono- und diethoxylat	25	50
Bisphenol A	5	10
Butylhydroxyanisol	5	10

Anmerkung:

Bei der Analytik von 4-Nonylphenol wurde als Standard *technisches Nonylphenol* eingesetzt, das zu ca. 9 Teilen aus 4-Nonylphenol und einem Teil aus 2-Nonylphenol besteht. Daher ist in den nachfolgenden Tabellen immer 4-Nonylphenol techn. angeführt. 4-Nonylphenol selbst ist ein komplexes Gemisch aus Oligomeren und Isomeren. Es wurde eine Bestimmung mittels Gaschromatographie und massenselekti-

ver Detektion gewählt (GC-MSD), bei der Octylphenol und Nonylphenol getrennt auswertbar sind.

Bei den Nonylphenoethoxylaten NP1EO und NP2EO sind ebenfalls keine Reinstandards erhältlich. Die Fa. CONDEA Chemie GmbH (Deutschland) stellte uns dankenswerterweise Marlophen NP 3 zur Verfügung, welches ca. 8 % NP1EO und ca. 22 % NP2EO enthält.

5.1 PCB in Fließgewässern

Da die untersuchten Polychlorierten Biphenyle (PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB 77, PCB 81, PCB 105, PCB 114, PCB 118, PCB 123, PCB 126, PCB 156, PCB 157, PCB 167, PCB 169, PCB 189) in allen 34 Fließgewässerproben nicht nachweisbar waren (Nachweisgrenze: 2 ng/l) wurde auf eine Darstellung dieser Parametergruppe in Tabellenform verzichtet.

Tabelle 2: Phthalatgehalte in Fließgewässern

Meßstelle I	Vorfluter	Donau A	Donau B	Drau	Enns	Glan	Inn A
Dimethylphthalat	Dim. µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	0,47	<0,40
Diethylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Dibutylphthalat	µg/l	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
Butylbenzylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Di(2-ethylhexyl)phthalat	µg/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Diocetylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40

Meßstelle II	Vorfluter	Donau A	Donau B	Drau	Enns	Glan	Inn A
Dimethylphthalat	Dim. µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Diethylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Dibutylphthalat	µg/l	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
Butylbenzylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Di(2-ethylhexyl)phthalat	µg/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Diocetylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40

Fortsetzung Tabelle 2: Phthalatgehalte in Fließgewässern

Meßstelle I	Vorfluter	Inn B	Kobla. Kanal	Mur	Saifenbach	Saalach	Salzach
Dimethylphthalat	Dim. µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Diethylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Dibutylphthalat	µg/l	<0,50	<0,50	0,79	<0,50	<0,50	<0,50
Butylbenzylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Di(2-ethylhexyl)phthalat	µg/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Dioctylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40

Meßstelle II	Vorfluter	Inn B	Kobla. Kanal	Mur	Saifenbach	Saalach	Salzach
Dimethylphthalat	Dim. µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	0,77
Diethylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	0,66
Dibutylphthalat	µg/l	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	0,59
Butylbenzylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Di(2-ethylhexyl)phthalat	µg/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	1,0
Dioctylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40

Fortsetzung Tabelle 2: Phthalatgehalte in Fließgewässern

Meßstelle I	Vorfluter	Traisen	Traun	Wulka	Ybbs	Ziller
Dimethylphthalat	Dim. µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Diethylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Dibutylphthalat	µg/l	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
Butylbenzylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Di(2-ethylhexyl)phthalat	µg/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Dioctylphthalat	µg/l	0,4	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40

Meßstelle II	Vorfluter	Traisen	Traun	Wulka	Ybbs	Ziller
Dimethylphthalat	Dim. µg/l	0,6	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Diethylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Dibutylphthalat	µg/l	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50	<0,50
Butylbenzylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40
Di(2-ethylhexyl)phthalat	µg/l	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Dioctylphthalat	µg/l	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40	<0,40

Tabelle 3: Kenngrößen der Phthalatgehalte in Fließgewässern

	Anzahl der Proben	Min	Max	Median	MW
Dimethylphthalat	34	<0,4	0,77	-	-
Diethylphthalat	34	<0,4	0,66	-	-
Dibutylphthalat	34	<0,5	0,79	-	-
Butylbenzylphthalat	34	<0,4	<0,4	-	-
Di(2-ethylhexyl)phthalat	34	<1,0	1,0	-	-
Dioctylphthalat	34	<0,4	0,4	-	-

5.2 Organozinnverbindungen in Fließgewässern

Tabelle 4: Organozinngehalte in Fließgewässern

Meßstelle I	Vorfluter	Donau A	Donau B	Drau	Enns	Glan	Inn A
Monobutyl-Sn-Kation	Dim. ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dibutyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	<10	<10	n.n.	n.n.	n.n.
Heptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Tributyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	-	n.n.
Diphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diheptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Triphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	<10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Meßstelle II	Vorfluter	Donau A	Donau B	Drau	Enns	Glan	Inn A
Monobutyl-Sn-Kation	Dim. ng/l	14	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dibutyl-Sn-Kation	ng/l	<10	<10	n.n.	n.n.	n.n.	<10
Heptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Tributyl-Sn-Kation	ng/l	<10	n.n.	n.n.	n.n.	-	n.n.
Diphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diheptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Triphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	<10	n.n.	n.n.	n.n.

Fortsetzung Tabelle 4: Organozinngehalte in Fließgewässern

Meßstelle I	Vorfluter	Inn B	Kobla. Kanal	Mur	Saifenbach	Saalach	Salzach
Monobutyl-Sn-Kation	Dim. ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dibutyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<10
Heptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Tributyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	<10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diheptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Triphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Meßstelle II	Vorfluter	Inn B	Kobla. Kanal	Mur	Saifenbach	Saalach	Salzach
Monobutyl-Sn-Kation	Dim. ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dibutyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	<10	n.n.	n.n.	<10
Heptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Tributyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<10
Diphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diheptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Triphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Fortsetzung Tabelle 4: Organozinergehalte in Fließgewässern

Meßstelle I	Vorfluter	Traisen	Traun	Wulka	Ybbs	Ziller
Monobutyl-Sn-Kation	Dim. ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dibutyl-Sn-Kation	ng/l	<10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Heptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Tributyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diheptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Triphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Meßstelle II	Vorfluter	Traisen	Traun	Wulka	Ybbs	Ziller
Monobutyl-Sn-Kation	Dim. ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Dibutyl-Sn-Kation	ng/l	<10	<10	n.n.	n.n.	n.n.
Heptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Tributyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<10
Diphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Diheptyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Triphenyl-Sn-Kation	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Tabelle 5: Kenngrößen für Organozinngehalte in Fließgewässern

	Anzahl der Proben	Min	Max	Median	MW
Monobutyl-Sn-Kation	34	n.n.	14	-	-
Dibutyl-Sn-Kation	34	n.n.	<10	-	-
Heptyl-Sn-Kation	34	n.n.	n.n.	-	-
Tributyl-Sn-Kation	32	n.n.	<10	-	-
Diphenyl-Sn-Kation	34	n.n.	n.n.	-	-
Diheptyl-Sn-Kation	34	n.n.	n.n.	-	-
Triphenyl-Sn-Kation	34	n.n.	<10	-	-

5.3 Alkylphenole, Nonylphenolmono- und -diethoxylat, Bisphenol A und Butylhydroxyanisol in Fließgewässern

Tabelle 6: Alkylphenole, Nonylphenolmono- und -diethoxylat, Bisphenol A und Butylhydroxyanisol in Fließgewässern

Meßstelle I	Vorfluter	Donau A	Donau B	Drau	Enns	Glan	Inn A
4-tert-Butylphenol	Dim.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-sec.-Butylphenol	ng/l	<10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-tert-Amylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-tert-Octylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-Nonylphenol techn.	ng/l	<30	n.n.	82	n.n.	n.n.	<30
NP1EO	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	76	n.n.
NP2EO	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Bisphenol A	ng/l	10	29	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
2- u. 3-tert-Butyl-4-Hydroxyanisol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Meßstelle II	Vorfluter	Donau A	Donau B	Drau	Enns	Glan	Inn A
4-tert-Butylphenol	Dim.	39	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-sec.-Butylphenol	ng/l	<10	<10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-tert-Amylphenol	ng/l	n.n.	<10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-tert-Octylphenol	ng/l	240	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-Nonylphenol	ng/l	571	58	n.n.	<30	n.n.	n.n.
NP1EO	ng/l	101	<50	n.n.	69	<50	57
NP2EO	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
Bisphenol A	ng/l	n.n.	n.n.	10	n.n.	n.n.	n.n.
2- u. 3-tert-Butyl-4-Hydroxyanisol	ng/l	16	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	39

Fortsetzung Tabelle 6: Alkylphenole, Nonylphenolmono- und -diethoxylat, Bisphenol A und Butylhydroxyanisol in Fließgewässern

Meßstelle I	Vorfluter	Inn B	Kobla. Kanal	Mur	Saifenbach	Saalach	Salzach
4-tert-Butylphenol	Dim. ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<10	n.n.
4-sec.-Butylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	<10
4-tert-Amylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-tert-Octylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-Nonylphenol techn.	ng/l	33	n.n.	n.n.	n.n.	36	167
NP1EO	ng/l	<50	n.n.	56	n.n.	n.n.	54
NP2EO	ng/l	<50	n.n.	n.n.	n.n.	<50	n.n.
Bisphenol A	ng/l	n.n.	n.n.	75	n.n.	n.n.	39
2- u. 3-tert-Butyl- 4-Hydroxyanisol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.

Meßstelle II	Vorfluter	Inn B	Kobla. Kanal	Mur	Saifenbach	Saalach	Salzach
4-tert-Butylphenol	Dim. ng/l	n.n.	<10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-sec.-Butylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-tert-Amylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.a.
4-tert-Octylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-Nonylphenol	ng/l	n.n.	50	253	n.n.	47	n.n.
NP1EO	ng/l	<50	710	70	60	n.n.	167
NP2EO	ng/l	n.n.	79	<50	n.n.	<50	57
Bisphenol A	ng/l	n.n.	51	47	n.n.	n.n.	n.n.
2- u. 3-tert-Butyl- 4-Hydroxyanisol	ng/l	n.n.	<10	n.n.	n.n.	<10	n.n.

Fortsetzung Tabelle 6: Alkylphenole, Nonylphenolmono- und -diethoxylat, Bisphenol A und Butylhydroxyanisol in Fließgewässern

Meßstelle I	Vorfluter	Traisen	Traun	Wulka	Ybbs	Ziller
4-tert-Butylphenol	Dim. ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-sec.-Butylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-tert-Amylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-tert-Octylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-Nonylphenol techn.	ng/l	n.n.	32	<30	n.n.	n.n.
NP1EO	ng/l	n.n.	<50	n.n.	n.a.	<50
NP2EO	ng/l	n.n.	n.n.	<50	<50	n.n.
Bisphenol A	ng/l	n.n.	<10	n.n.	n.n.	n.n.
2- u. 3-tert-Butyl- 4-Hydroxyanisol	ng/l	<10	n.n.	n.n.	<10	<10

Meßstelle II	Vorfluter	Traisen	Traun	Wulka	Ybbs	Ziller
4-tert-Butylphenol	Dim. ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-sec.-Butylphenol	ng/l	<10	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-tert-Amylphenol	ng/l	n.a.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-tert-Octylphenol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.
4-Nonylphenol	ng/l	<30	n.n.	n.n.	<30	<30
NP1EO	ng/l	n.n.	167	90	n.n.	<50
NP2EO	ng/l	n.n.	106	<50	n.n.	n.n.
Bisphenol A	ng/l	65	<10	n.n.	10	n.n.
2- u. 3-tert-Butyl- 4-Hydroxyanisol	ng/l	n.n.	n.n.	n.n.	<10	<10

Tabelle 7: Kenngrößen für Alkylphenole, Nonylphenolmono- und -diethoxylat, Bisphenol A und Butylhydroxyanisol in Fließgewässern

	Anzahl der Proben (n)	Min	Max	Median (x/n-Proben)	MW (x/n-Proben)
4-tert-Butylphenol	34	n.n.	39	-	-
4-sec.-Butylphenol	34	n.n.	<10	-	-
4-tert-Amylphenol	34	n.n.	<10	-	-
4-tert-Octylphenol	34	n.n.	240	-	-
4-Nonylphenol	34	n.n.	571	33 (17/34)	84 (17/34)
NP1EO	34	<50	710	57 (14/34)	98 (14/34)
NP2EO	34	<50	106	-	-
Bisphenol A	34	n.n.	65	29 (11/34)	32 (11/34)
2- u. 3-tert-Butyl-4-Hydroxyanisol	34	n.n.	39	-	-

6 ANHANG

6.1 Abkürzungsverzeichnis

BG	Bestimmungsgrenze
BHA	Butylhydroxyanisol
BPA	Bisphenol A
DBT	Dibutylzinnverbindungen
Max	Maximum
MBT	Monobutylzinnverbindungen
Min	Minimum
MW	Mittelwert
NG	Nachweisgrenze
n.a.	nicht auswertbar
n.n.	nicht nachweisbar
-	nicht analysiert
n	Anzahl der Proben
NP1EO	Nonylphenolmonoethoxylat
NP2EO	Nonylphenoldiethoxylat
PCB	Polychlorierte Biphenyle
TBT	Tributylzinnverbindungen

6.2 Tabellenverzeichnis

Tab. 1	Nachweis- und Bestimmungsgrenzen der im Rahmen der vorliegenden Studie untersuchten Substanzen	14
Tab. 2	Phthalatgehalte in Fließgewässern	16
Tab. 3	Kenngrößen der Phthalatgehalte in Fließgewässern	19
Tab. 4	Organozinngehalte in Fließgewässern	20
Tab. 5	Kenngrößen für Organozinngehalte in Fließgewässern	23
Tab. 6	Alkylphenole, Nonylphenolmono- und –diethoxylat, Bisphenol A und Butylhydroxyanisol in Fließgewässern.....	24
Tab. 7	Kenngrößen für Alkylphenole, Nonylphenolmono- und –diethoxylat, Bisphenol A und Butylhydroxyanisol in Fließgewässern	27

6.3 Literaturverzeichnis

- BGBI. 1990/577: Antifoulings. Verordnung über das Verbot bestimmter gefährlicher Stoffe in Unterwasser-Anstrichmitteln.
- BGBI. 210/1993. Verordnung über das Verbot von halogenierten Biphenylen, Terphenylen, Naphthalinen und Diphenylmethanen.
- BUA (BERATERGEMEINSCHAFT FÜR UMWELTRELEVANTE ALTSTOFFE) (1997): Bisphenol A. BUA-Stoffbericht, 203. S. Hirzel, Wiss. Verlagsges. Stuttgart.
- COOK, J.C.; MULLIN, L.S.; FRAME, S.R.; BIEGEL, L.B. (1933): Investigation of a mechanism for Leydig cell tumorigenesis by linuron in rats. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 119, 195-204.
- COOK, J.W.; DODDS, E.C.; HEWETT, C.L. (1933): A synthetic oestrus-exciting compound. *Nature* 131, 56-57.
- COOK, J.W.; DODDS, E.C. (1933): Sex hormones and cancer-producing compounds. *Nature* 131, 205-206.
- COOK, J.W., DODDS, E.C., HEWETT, C.L.; LAWSON, W. (1934): The estrogenic activity of some condensed-ring compounds in relation to their other biological activities. *Proc. Roy. Soc.; B.*, 114, 272-286.
- DODDS, E.C.; LAWSON, W. (1936): Synthetic estrogenic agents without the phenanthrene nucleus. *Nature* 137, 996.
- DODDS, E.C.; GOLDBERG, L.; LAWSON, W.; ROBINSON, R. (1938): Estrogenic activity of certain synthetic compounds. *Nature* 141, 3562, 247-248.
- DODDS, E.C.; LAWSON, W. (1938): Molecular structure in relation to oestrogenic activity. Compounds without a phenanthrene nucleus. *Proc. Roy. Soc. B.*, 125, 222-233.
- DODDS, E.C.; GOLDBERG, L.; LAWSON, W.; ROBINSON, R. (1939): Synthetic oestrogenic compounds related to stilbene and diphenylethane. Part. I, *Proc. Roy. Soc. B.* 127, 140-167.
- GÜLDEN, M.; TURAN, A.; SEIBERT, H. (1997): Substanzen mit endokriner Wirkung in Oberflächengewässern. Texte, 46/97; Umweltbundesamt, Berlin.
- HARRIES, J. E.; SHEAHAN D. A; JOBLING, S.; MATTHIESSEN, P.; NEALL, P.; SUMPTER, J.P; TYLOR, T.; ZAMAN, N. (1997): Estrogenic activity in five Untied Kingdom rivers detected by measurements of vitellogenesis in caged male trout. *Environ. Toxicol. Chem.* 16, 1997: 534-542.
- JANSEN, I., FELLINGER, R. & SCHRAMM, C. (1998): Ökologische Relevanz von hormonell wirksamen Substanzen in Österreich. BMUJF; Band 44
- KALBFUS, W.: Exposition und Wirkung endokriner Substanzen im aquatischen System. In WIENER MITTEILUNGEN (1998): Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt: - ÖWAV-Seminar 1998; Band 153.
- KREUZINGER, N. (1998): Zum Verhalten ausgewählter hormonell wirksamer Chemikalien in der mechanisch - biologischen Abwasserreinigung. In WIENER MITTEILUNGEN (1998): Hormonell aktive Substanzen in der Umwelt: - ÖWAV-Seminar 1998; Band 153
- OEHLMANN, J., SCHULTE-OEHLMANN, U., STROBEN, E., BETTIN, C., FIORINI, P.: Androgene Effekte zinnorganischer Verbindungen bei Mollusken. In UMWELTBUNDESAMT BERLIN (1995) Umweltchemikalien mit endokriner Wirkung, Texte 65/95
- NAYLOR, C.G.; WILLIAMS, J.B.; VARINEAU, P.T. & WEBB, D.A. (1996): In Proceedings of the 4th World Surfactants Congress, Barcelona, Spain, 4, 378 in THIELE, B.; GÜNTHER, K. & SCHWUGER, M.J.: Alkylphenol ethoxylates: Trace analysis and environmental behavior. *Chemical Reviews*, 97, 8, 3247-3272.
- THIELE, B.; GÜNTHER, K.; SCHWUGER, M.J. (1997): Alkylphenol Ethoxylates: Trace Analysis and Environmental Behavior. *Chemical Reviews*, 97/8: 3247-3272.
- UMWELTBUNDESAMT BERLIN (1995): Fachgespräch - Umweltchemikalien mit endokriner Wirkung. Berlin, 9. - 10. März 1995, Texte 65/95.

- UMWELTBUNDESAMT WIEN (1996a): PCB-Stoffbilanz Österreich. Monographie Bd 79, Wien
- UMWELTBUNDESAMT WIEN (1996b): Umweltchemikalien mit hormoneller Wirkung. Tagungsberichte BD. 19, Wien.
- UMWELTBUNDESAMT WIEN (1997): Zur Situation der Verwertung und Entsorgung des kommunalen Kläschlammes in Österreich. Monographie-Bd. M-095.
- UMWELTBUNDESAMT WIEN (1998): Nonylphenole in der Umwelt. Übersicht und erste Analyseergebnisse. UBA-BE-121
- UMWELTBUNDESAMT WIEN (1998): Abwasseruntersuchungen auf östrogen wirksame Substanzen – Pilotstudie HKA Wien. UBA-BE-141
- UMWELTBUNDESAMT WIEN (1999): UBA-BE-151, Hormonell wirksame Substanzen im Zu- und Ablauf von Kläranlagen; in Druck
- UMWELTBUNDESAMT WIEN (1999): Organozinnverbindungen in der Umwelt; in Ausarbeitung
- WARHURST, A.M. (1995): An environmental assessment of alkylphenol ethoxylates and alkylphenols. Friends of the earth.