

Diana Teubner

Vom Fachbereich VI (Geographie/Geowissenschaften) der Universität Trier
zur Verleihung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)
genehmigte Dissertation

Aufbau eines nationalen Referenzsystems für das Biomonitoring aus den Daten der Umweltprobenbank des Bundes

Betreuender:

Prof. Dr. rer. nat. Dr. h.c. mult. Paul Müller

Berichterstattende:

Prof. Dr. Martin Paulus
Prof. Dr. Reinhard Hendler

Datum der Disputation: 01.07.2010

Trier, November 2010

Meinem Doktorvater

Prof. Dr. rer. nat. Dr. h.c. mult. Paul Müller

(11.10.1940 - 30.05.2010)

Vorwort

Die Dissertation wurde von mir im Rahmen des Graduiertenkollegs "Verbesserung von Normsetzung und Normanwendung im integrierten Umweltschutz durch rechts- und naturwissenschaftliche Kooperation" der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) als Eigenfinanzierung der Biogeographie angefertigt. Für die Möglichkeit zur Teilnahme an dem interdisziplinären Graduiertenkolleg und die finanzielle Unterstützung zur Durchführung der Arbeit bedanke ich mich bei allen beteiligten Wissenschaftlern, besonders bei dem ehemaligen Fachvertreter der Biogeographie, Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. mult. Paul Müller, und dem heutigen Fachvertreter, Herrn Prof. Dr. Michael Veith.

Mein Dank gilt Herrn Prof. Dr. Dr. h.c. mult. Paul Müller darüber hinaus für die Freiräume, die er mir als mein Doktorvater für die selbstständige Gestaltung und Ausarbeitung meiner Arbeit einräumte und seine stetige Bereitschaft, mir mit Ratschlägen und Anregungen zur Seite zu stehen. Sein plötzlicher Tod hat mich tief betroffen gemacht. Es hat mich mit großem Bedauern erfüllt, dass er an meiner Disputation nicht mehr teilnehmen konnte und ich den letzten Schritt ohne ihn ging.

Dafür, dass die Begutachtung der Dissertation und die wissenschaftliche Aussprache trotz dieser traurigen Umstände so zügig und reibungslos abliefen, danke ich allen Beteiligten, insbesondere meinen Gutachtern Herrn Prof. Dr. Martin Paulus und Herrn Prof. Dr. Reinhard Hendler.

Herrn Prof. Dr. Reinhard Hendler danke ich darüber hinaus für die fachliche Betreuung der rechtswissenschaftlichen Fragestellung.

Mein besonderer Dank gilt in diesem Zusammenhang auch Herrn Prof. Dr. Martin Paulus für dessen stetige Bereitschaft, fachliche Diskussionen mit mir zu führen, die meine Arbeit enorm bereichert haben.

Ganz besonders bedanke ich mich auch bei dem Umweltbundesamt für die Erlaubnis, die Daten der Umweltprobenbank des Bundes für meine Arbeit nutzen zu dürfen. In diesem Zusammenhang möchte ich allen Kollegen der UPB-Projektgruppe Trier, der Eurofins Hamburg, des IME Schmallenberg, der Humanprobenbank Münster und des Umweltbundesamtes, die mit ihrer Arbeit dafür sorgen, dass die hervorragende Datenbasis der Umweltprobenbank des Bundes Jahr für Jahr wächst, meinen Dank aussprechen. Dank all den Kollegen, die mir durch ihr Interesse und ihre Diskussionsbereitschaft auch in teils stürmischen Zeiten weiter geholfen haben.

Weiterhin bedanke ich mich bei Herrn Dr. Dirk Pflieger für die geduldige Beantwortung aller Fragen zur Analytik.

Für die Beschaffung der Brassens für meine Zusatzuntersuchungen bedanke ich mich bei Herrn Dr. Berg und Herrn Fischermeister Rewermann der Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg in Langenargen sowie bei Herrn Jansen vom Institut für Fischerei in Rostock und der Fischerei Speck.

Herrn Dr. Henning Buddenbaum und ganz besonders meiner Schwester Eike Teubner danke ich für ihre Ausdauer beim Korrekturlesen.

Abschließend möchte ich mich auch bei meinen Freunden und meiner Familie bedanken, die mich stets unterstützt und bestärkt haben und sehr geduldig damit umgegangen sind, wenn ich mich in meiner Arbeit "vergraben" habe und wenig Zeit für sie erübrigen konnte.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Umweltprobenbank des Bundes	8
2.1	Probenahmegebiete und Probenarten	8
2.2	Probenahme	10
2.3	Analytische Probencharakterisierung	12
3	Konzeptionierung am Beispiel des Brassens	16
3.1	Datengrundlage	16
3.1.1	Biometrische Daten	19
3.1.2	Rückstandsanalytische Daten und Daten der Messgrößen	23
3.2	Auswahl und Definition der Eingangsgrößen	24
3.2.1	Biometrische Parameter	24
3.2.2	Rückstandsanalytische Parameter und Messgrößen	27
3.3	Statistische Verfahren zur Ableitung von Referenzwerten	28
3.4	Auswahl des statistischen Verfahrens	37
3.4.1	Generelle Festlegungen	38
3.4.2	Perzentile	43
3.4.3	Box und Whisker	45
3.4.4	Box und Inner Fence	46
4	Implementierung am Beispiel des Brassens	49
4.1	Zusatzprobenahmen zur Ermittlung der Hintergrundkonzentration	49
4.1.1	Gebietsauswahl	50
4.1.2	Bodensee	51
4.1.3	Müritz-Nationalpark	53
4.2	Datenaufbereitung	54
4.2.1	Biometrische Daten	54
4.2.2	Rückstandsanalytische Daten und Daten der Messgrößen	55
4.3	Ableitung und Diskussion der Referenzwerte	58
4.3.1	Biometrische Parameter	59
4.3.1.1	Gewicht	59
4.3.1.2	Gesamtlänge und Totallänge	60
4.3.1.3	Korpulenzfaktor	62
4.3.1.4	Lebergewicht	63
4.3.1.5	Hepatosomatischer Index	65
4.3.1.6	Niere, Milz und restliche Innereien	66

4.3.1.7 Geschlechterverhältnis	69
4.3.1.8 Einfluss der Donau auf die Referenzwerte	69
4.3.1.9 Bewertung der Probenahme­flächen der UPB	70
4.3.1.10 Zusammenfassung	72
4.3.2 Messgrößen	73
4.3.2.1 Wasser- und Fettgehalt.....	73
4.3.2.2 Einfluss der Donau auf die Referenzwerte	75
4.3.2.3 Bewertung der Probenahme­flächen	75
4.3.2.4 Zusammenfassung	77
4.3.3 Elemente	77
4.3.3.1 Kupfer (Cu).....	80
4.3.3.2 Quecksilber (Hg)	82
4.3.3.3 Thallium (Tl).....	84
4.3.3.4 Blei (Pb)	85
4.3.3.5 Arsen (As)	87
4.3.3.6 Selen (Se)	88
4.3.3.7 Einfluss der Donau auf die Referenzwerte	90
4.3.3.8 Bewertung der Probenahme­flächen	90
4.3.3.9 Zusammenfassung	92
4.3.4 Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW): Organochlorpestizide	94
4.3.4.1 Pentachlorbenzol (PCB(z)).....	96
4.3.4.2 Hexachlorbenzol (HCB)	97
4.3.4.3 Hexachlorcyclohexan (HCH)	99
4.3.4.4 Heptachlor (HC) und Heptachlorepo­xid (HE).....	102
4.3.4.5 Octachlorstyrol (OCS).....	103
4.3.4.6 Aldrin und Dieldrin	105
4.3.4.7 DDT und Metabolite.....	106
4.3.4.8 Einfluss der Donau auf die Referenzwerte	109
4.3.4.9 Bewertung der Probenahme­flächen	110
4.3.4.10 Zusammenfassung	113
4.3.5 CKW: Polychlorierte Biphenyle (PCB)	114
4.3.5.1 PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180.....	115
4.3.5.2 Einfluss der Donau auf die Referenzwerte	120
4.3.5.3 Bewertung der Probenahme­flächen	120
4.3.5.4 Zusammenfassung	122
4.4 Integration der Brassenleber in das Referenzsystem.....	123
4.5 Fazit.....	124

5	Bedeutung der Referenzwerte für die Rechtsentwicklung im stoffbezogenen Gewässerschutz	126
5.1	Umweltqualität im stoffbezogenen Gewässerschutz	126
5.1.1	Definition des Begriffes und seine Interpretation	127
5.1.2	Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele	128
5.1.2.1	Definition der Begriffe und ihre Interpretation	128
5.1.2.2	Emissions- und Immissionsprinzip	129
5.1.2.3	Umweltqualitätsziele internationaler und nationaler Gremien	131
5.1.2.4	Umweltqualitätsziele in Rechtsnormen	134
5.1.2.5	Umwelthandlungsziele in der Praxis	135
5.1.3	Umweltqualitätskriterien	136
5.1.3.1	Definition des Begriffes und seine Interpretation	136
5.1.3.2	Umweltqualitätskriterien in der Praxis	137
5.1.4	Umweltqualitätsstandards	138
5.1.4.1	Definition des Begriffes und seine Interpretation	138
5.1.4.2	Umweltqualitätsstandards internationaler Gremien	141
5.1.4.3	Umweltqualitätsstandards in Rechtsnormen.....	143
5.1.5	Umweltindikatoren.....	145
5.1.6	Darstellung der Zusammenhänge.....	146
5.2	Referenzwerte im stoffbezogenen Gewässerschutz	148
5.2.1	Definition des Begriffes und seine Interpretation	148
5.2.2	Referenzwerte und Umweltqualitätsziele	149
5.2.3	Referenzwerte und Umweltqualitätsstandards.....	151
5.2.4	Fazit	152
6	Zusammenfassende Abschlussbetrachtungen	154
	Literatur.....	158
	Anhang I: Zusatzprobenahmen.....	173
	Anhang II: Referenzwerte bezogen auf das Frischgewicht.....	177
	Anhang III: Bewertung der Probenahmeflächen der UPB	205
	Anhang IV: Vergleich der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten	226

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-2: Ablauf der Aufarbeitung von tiefgefrorenen biologischen Proben zu Jahreshomogenaten bei Flüssigstickstoff-Kühlung (zur Verfügung gestellt von Rüdell, IME Schmallenberg).....	13
Abb. 3-1: Brassen-Probenahme­flächen der Umweltprobenbank des Bundes	17
Abb. 3-2: Sektion und Konservierung der Brassenmuskulatur.....	21
Abb. 3-3: Sektion der Brassenleber	21
Abb. 3-4: Sektion der Milz und restliche Innereien.....	21
Abb. 3-5: Sektion der Niere, Entnahme der Kiemendeckel und Kiemendeckel-Knochen mit Jahresringen	21
Abb. 3-6: Altersverteilung der Brassen bezogen auf die Probenahmejahre	25
Abb. 3-7: Altersverteilung der Brassen bezogen auf die Probenahme­flächen	26
Abb. 3-8: Boxplot mit seinen Elementen (nach KÜRZL 1988, stark verändert).....	33
Abb. 4-2: Gesamtlänge (links) und Totallänge (rechts) [cm]: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen	62
Abb. 4-3: Korpulenzfaktor: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen	63
Abb. 4-4: Lebergewicht [g]: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen	64
Abb. 4-5: Hepatosomatischer Index: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen.....	65
Abb. 4-7: Gewicht der restlichen Innereien [g]: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen.....	68
Abb. 4-9: Kupfergehalt [$\mu\text{g/g}$ TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	82
Abb. 4-10: Quecksilbergehalt [ng/g TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur.....	83
Abb. 4-11: Thalliumgehalt [ng/g TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	85
Abb. 4-12: Bleigehalt [ng/g TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur.....	86
Abb. 4-13: Arsengehalt [$\mu\text{g/g}$ TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	88
Abb. 4-14: Selengehalt [$\mu\text{g/g}$ TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	90
Abb. 4-15: PCB(z)-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	97
Abb. 4-16: HCB-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	98
Abb. 4-17: α -HCH-Gehalt (links) und β -HCH-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	100
Abb. 4-18: γ -HCH-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur.....	101

Abb. 4-19: HE cis-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	103
Abb. 4-20: OCS-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur.....	104
Abb. 4-21: Dieldrin-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	106
Abb. 4-22: p,p-DDE-Gehalt (links) und p,p-DDD-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	108
Abb. 4-23: p,p-DDT-Gehalt (links) und o,p-DDT-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	109
Abb. 4-24: PCB 28-Gehalt (links) und PCB 52-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	118
Abb. 4-25: PCB 101-Gehalt (links) und PCB 118-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	118
Abb. 4-26: PCB 138-Gehalt (links) und PCB 153-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	119
Abb. 4-27: PCB 180-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	119
Abb. 5-1: Vereinfachte schematische Darstellung der Zusammenhänge zwischen Umweltqualitätszielen, -kriterien und -standards sowie Umwelthandlungszielen und -indikatoren im Sinne dieser Arbeit.....	146
Abb. 5-2: Idealierte Darstellung der möglichen Entwicklungen von Referenzbereichen	151
Abb. II-1: Kupfergehalt [$\mu\text{g/g}$ FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	177
Abb. II-2: Quecksilbergehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur mit Höchstgehalt nach EG-Kontaminantenverordnung (durchgezogene Linie) und Umweltqualitätsnorm nach Richtlinie 2008/105/EG (gestrichelte Linie)	178
Abb. II-3: Thalliumgehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	179
Abb. II-4: Bleigehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur	180
Abb. II-5: Arsengehalt [$\mu\text{g/g}$ FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	181
Abb. II-6: Selengehalt [$\mu\text{g/g}$ FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	182
Abb. II-7: PCB(z)-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	183
Abb. II-8: HCB-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur mit Höchstgehalt nach RHmVO (durchgezogene Linie) und Umweltqualitätsnorm nach Richtlinie 2008/105/EG (gestrichelte Linie).....	184
Abb. II-9: α -HCH-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur.....	185
Abb. II-10: β -HCH-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur.....	186
Abb. II-11: γ -HCH-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	187
Abb. II-12: HE cis-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	189

Abb. II-13: OCS-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	191
Abb. II-14: Dieldrin-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur.....	193
Abb. II-15: p,p-DDE-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	194
Abb. II-16: p,p-DDD-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur.....	195
Abb. II-17: p,p-DDT-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	196
Abb. II-18: o,p-DDT-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	197
Abb. II-19: PCB 28-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	198
Abb. II-20: PCB 52-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	199
Abb. II-21: PCB 101-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	200
Abb. II-22: PCB 118-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	201
Abb. II-23: PCB 138-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	202
Abb. II-24: PCB 153-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	203
Abb. II-25: PCB 180-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	204

Tabellenverzeichnis

Tab. 1-1: Definition der Human-Biomonitoring-Werte (HBM-I und HBM-II) und ihre umweltmedizinische Bedeutung (nach UMWELTBUNDESAMT 1996a)	6
Tab. 2-1: Übersicht über die in der UPB routinemäßig untersuchten Stoffe (Real-Time-Monitoring).....	13
Tab. 3-1: Zeitreihen biometrischer Daten der einzelnen Probenahmeflächen.....	22
Tab. 4-1: Arithmetische Mittel der biometrischen Parameter der acht- bis zwölfjährigen Brassen aus dem Bodensee.....	51
Tab. 4-2: Mediane des Fett- und Wassergehaltes sowie der Kupfer- und CKW-Gehalte in der Muskulatur der Bodensee-Brassen	52
Tab. 4-3: Mediane des Fett- und Wassergehaltes sowie der Kupfer- und CKW-Gehalte in der Muskulatur der Bodensee-Brassen (Fortsetzung)	52
Tab. 4-4: Mediane der biometrischen Parameter der acht- bis zwölfjährigen Brassen aus dem Hof- und Priesterbäcker See	53
Tab. 4-5: Mediane des Fett- und Wassergehaltes sowie der Kupfer- und CKW-Gehalte in der Muskulatur der Brassen aus dem Hof- und Priesterbäcker See	54
Tab. 4-6: Gesamtgewicht [g]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen.....	59
Tab. 4-7: Gesamtlänge [cm]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen.....	61
Tab. 4-8: Totallänge [cm]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen.....	61
Tab. 4-9: Korpulenzfaktor: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen.....	62
Tab. 4-10: Leberwicht [g]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen.....	64
Tab. 4-11: Hepatosomatischer Index: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen.....	65
Tab. 4-12: Nierengewicht [g]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen.....	66
Tab. 4-13: Milzgewicht [g]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen.....	66
Tab. 4-14: Gewicht der restlichen Innereien [g]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen	67
Tab. 4-15: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 07/08.....	71

Tab. 4-16: Wassergehalt [%]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	73
Tab. 4-17: Fettgehalt [%]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	74
Tab. 4-18: PNF mit den Mittelwerten von Wasser- und Fettgehalt in der Brassenmuskulatur und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 07/08.....	76
Tab. 4-19: Halbe maximale Bestimmungsgrenzen der Elemente bezogen auf das Trocken- und Frischgewicht (1997-2008) in Brassenmuskulatur.....	79
Tab. 4-20: Kupfergehalt [$\mu\text{g/g}$ TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur.....	81
Tab. 4-21: Quecksilbergehalt [ng/g TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	83
Tab. 4-22: Thalliumgehalt [ng/g TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	85
Tab. 4-23: Bleigehalt [ng/g TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	86
Tab. 4-24: Arsengehalt [$\mu\text{g/g}$ TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur.....	87
Tab. 4-25: Selengehalt [$\mu\text{g/g}$ TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	89
Tab. 4-26: PNF mit den Mittelwerten der Elementgehalte in der Brassenmuskulatur und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 07/08.....	91
Tab. 4-27: Halbe maximale Bestimmungsgrenzen der Organochlorpestizide bezogen auf das Frisch- und Fettgewicht (1997 - 2008).....	95
Tab. 4-28: PCB(z)-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	97
Tab. 4-29: HCB-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	98
Tab. 4-30: α -HCH-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	99
Tab. 4-31: β -HCH-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	100
Tab. 4-32: γ -HCH-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	100
Tab. 4-33: HE cis-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	102
Tab. 4-34: OCS-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	104

Tab. 4-35: Dieldrin-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	105
Tab. 4-36: p,p-DDE-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	107
Tab. 4-37: p,p-DDD-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	107
Tab. 4-38: p,p-DDT-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	108
Tab. 4-39: o,p-DDT-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	108
Tab. 4-40: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 07/08.....	112
Tab. 4-41: Halbe maximale Bestimmungsgrenzen der PCBs bezogen auf das Frisch- und Fettgewicht (1997 - 2008).....	114
Tab. 4-42: PCB 28-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur	115
Tab. 4-43: PCB 52-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur	116
Tab. 4-44: PCB 101-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur	116
Tab. 4-45: PCB 118-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur	116
Tab. 4-46: PCB 138-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur	117
Tab. 4-47: PCB 153-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur	117
Tab. 4-48: PCB 180-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur	117
Tab. 4-49: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 07/08.....	121
Tab. I-1: Biometrische Charakterisierung der Brassen aus dem Bodensee	173
Tab. I-2: Fett- und Wassergehalt sowie Kupfergehalt in der Muskulatur der Bodensee-Brassen.....	174
Tab. I-3: CKW-Gehalte in der Muskulatur der Bodensee-Brassen	174
Tab. I-4: CKW-Gehalte in der Muskulatur der Bodensee-Brassen (Fortsetzung).....	175

Tab. I-5:	Biometrische Charakterisierung der Brassen aus dem Hof- und Priesterbäker See	175
Tab. I-6:	Fett- und Wassergehalt sowie Kupfergehalt in der Muskulatur der Brassen aus dem Hof- und Priesterbäker See	176
Tab. I-7:	CKW-Gehalte in der Muskulatur der Brassen aus Hof- und Priesterbäker See	176
Tab. II-1:	Kupfergehalt [$\mu\text{g/g}$ FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	177
Tab. II-2:	Quecksilbergehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	178
Tab. II-3:	Thalliumgehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	179
Tab. II-4:	Bleigehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	180
Tab. II-5:	Arsengehalt [μg /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	181
Tab. II-6:	Selengehalt [μg /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	182
Tab. II-7:	PCB(z)-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	183
Tab. II-8:	HCB-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	184
Tab. II-9:	α -HCH-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	185
Tab. II-10:	β -HCH-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	186
Tab. II-11:	γ -HCH-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	187
Tab. II-12:	HE cis-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	189
Tab. II-13:	OCS-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	191
Tab. II-14:	Dieldrin-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	193
Tab. II-15:	p,p-DDE-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	194

Tab. II-16: p,p-DDD-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	195
Tab. II-17: p,p-DDT-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	196
Tab. II-18: o,p-DDT-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	197
Tab. II-19: PCB 28-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	198
Tab. II-20: PCB 52-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	199
Tab. II-21: PCB 101-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	200
Tab. II-22: PCB 118-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	201
Tab. II-23: PCB 138-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	202
Tab. II-24: PCB 153-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	203
Tab. II-25: PCB 180-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur	204
Tab. III-1: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 97/98.....	205
Tab. III-2: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 99/00.....	206
Tab. III-3: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 01/02.....	207
Tab. III-4: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 03/04.....	208
Tab. III-5: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 05/06.....	209
Tab. III-6: PNF mit den Mittelwerten von Wasser- und Fettgehalt in der Brassenmuskulatur und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für die BZ 97/98 und 99/00.	210
Tab. III-7: PNF mit den Mittelwerten von Wasser- und Fettgehalt in der Brassenmuskulatur und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für die BZ 01/02 und 03/04.	211
Tab. III-8: PNF mit den Mittelwerten von Wasser- und Fettgehalt in der Brassenmuskulatur und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 05/06.....	212

Tab. III-9: PNF mit den Mittelwerten der Elementkonzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 97/98.....	213
Tab. III-10: PNF mit den Mittelwerten der Elementkonzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 99/00.....	213
Tab. III-11: PNF mit den Mittelwerten der Elementkonzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 01/02.....	214
Tab. III-12: PNF mit den Mittelwerten der Elementkonzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 03/04.....	215
Tab. III-13: PNF mit den Mittelwerten der Elementkonzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 05/06.....	216
Tab. III-14: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 97/98.....	217
Tab. III-15: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 99/00.....	218
Tab. III-16: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 01/02.....	219
Tab. III-17: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 03/04.....	220
Tab. III-18: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 05/06.....	221
Tab. III-19: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 97/98.....	222
Tab. III-20: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 99/00.....	222
Tab. III-21: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 01/02.....	223
Tab. III-22: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 03/04.....	224
Tab. III-23: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen [ng/g Fett] und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 05/06.....	225
Tab. IV-1: Biometrische Parameter: Mittlerer Rang und Rangsumme der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten (Mann-Whitney-Test).....	226
Tab. IV-2: Biometrische Parameter: Mann-Whitney-U und Wilcoxon W der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten sowie Signifikanz der Unterschiede.....	227
Tab. IV-3: Wasser- und Fettgehalt: Mittlerer Rang und Rangsumme der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten (Mann-Whitney-Test).....	228

Tab. IV-4: Wasser- und Fettgehalt: Mann-Whitney-U und Wilcoxon W der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten sowie Signifikanz der Unterschiede	228
Tab. IV-5: Elementgehalte: Mittlerer Rang und Rangsumme der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten (Mann-Whitney-Test).....	229
Tab. IV-6: Elementegehalte: Mann-Whitney-U und Wilcoxon W der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten sowie Signifikanz der Unterschiede	229
Tab. IV-7: Pestizidgehalte: Mittlerer Rang und Rangsumme der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten (Mann-Whitney-Test).....	230
Tab. IV-8: Pestizidgehalte: Mann-Whitney-U und Wilcoxon W der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten sowie Signifikanz der Unterschiede	231
Tab. IV-9: PCB-Gehalte: Mittlerer Rang und Rangsumme der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten (Mann-Whitney-Test).....	232
Tab. IV-10: PCB-Gehalte: Mann-Whitney-U und Wilcoxon W der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten sowie Signifikanz der Unterschiede	232

Abkürzungsverzeichnis

a.F.	alte Fassung
ARGE Elbe	Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe
As	Arsen
BgVV	Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin
BBodSchG	Bundes-Bodenschutzgesetz
BG	Bestimmungsgrenze
BImSchG	Bundes-Immissionsschutzgesetz
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BZ	Bezugszeitraum
Cu	Kupfer
CKW	Chlorierte Kohlenwasserstoffe
CSV	Kathodische Stripping Voltametrie
CV-AAS	Kaltdampf (cold vapor) Atomabsorptionsspektrometrie
DDD	Dichlordiphenyldichlorethan
DDE	Dichlordiphenyldichlorethen
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan
DEHP	Di(2-ethylhexyl)phthalat
DIN	Deutsches Institut für Normung
ECD	Electron Capture Detection
EG	Europäische Gemeinschaft
EGV	Vertrages zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft
ERED	Environmental Residue-Effects Database
ET-AAS	Elektrothermaler Atomabsorptionsspektrometrie
f1	untere Inner Fence
F1	unterer Outer Fence
f3	oberer Inner Fence
F3	oberer Outer Fence
FFS	Fischereiforschungsstelle
FG	Frischgewicht
FGE	Flussgebietseinheit
FGG Elbe	Flussgebietsgemeinschaft Elbe
FZ	Forschungszentrum
GC	Gaschromatographie
GC-EDC	Gaschromatographie gekoppelt mit ECD-Detektion
GC-MS	Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie
GG	Grundgesetz

GSE	Gebiete mit großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten
GSF	Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit
GV	Geschlechterverhältnis
HBM-I	Human-Biomonitoring-Wert I
HBM-II	Human-Biomonitoring-Wert II
HC	Heptachlor
HCB	Hecachlorbenzol
HCH	Hexachlocyclohexan
HE	Heptachlorepoxyd
Hg	Quecksilber
HGB	Hintergrundbelastung
HSI	Hepatosomatischer Index
HY-AAS	Hybrid-Atomabsorptionsspektrometrie
ICG WFD	Internationale Koordinierungsgruppe "EG-Wasserrahmenrichtlinie im Einzugsgebiet der Elbe"
ICP-MS	Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
ID-TIMS	Isotopenverdünnung und Thermionen-Massenspektrometrie
IEC	Inernal Effect Conencatrimon
IFCC	International Federation of Clinical Chemistry
IME	Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie
IKSD	Internationale Kommission zum Schutz der Donau
IKSE	Internationale Kommission zum Schutz der Elbe
IKSMS	Internationale Kommission zum Schutz der Mosel und der Saar
IKSMR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
IQR	Interquartilabstand
IS UPB	Informationssystem Umweltprobenbank
IUPAC	International Union of Pure and Applied Chemistry
k. A.	keine Angabe
KF	Korpulenzfaktor
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LAWA-MusterVO	LAWA Musterverordnung zur Umsetzung der Anhänge II und V der Richtlinie 2000/60/EG des
LC	Gesamtlänge
logK _{ow}	n-octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient
LT	Totallänge
LWBÜVO	Landesgewässerbestandsaufnahme und -zustandsüberwachungs-Verordnung
LWG	Landeswassergesetz
Max _{gesamt}	Maximum der Zeitreihe 1997-2008

Max _{BZ}	Maximum des Bezugszeitraums
medmed	Median der Absoluten Abweichungen vom Median
Min _{gesamt}	Minimum der Zeitreihe 1997-2008
Min _{BZ}	Minimum des Bezugszeitraums
MS	Massenspektrometrie
n.b.	nicht bestimmbar
NOEC	No Observed Effect Concentration
OCS	Octachlorstyrol
OSPAR	Übereinkommen zum Schutz der Meeresumwelt im Nordostatlantik
P _x	x. Perzentil
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCB (z)	Pentachlorbenzol
PCP	Pentachlorphenol
PflSchAnwV	Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung
PNF	Probenahmefläche
PNG	Probenahmegebiet
q ₁	unteres Quartil
q ₃	oberes Quartil
QSAR	Quantitative Structure Activity Relationship
REACH-VO	Verordnung (EG) zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe
RB	Referenzbereich
RHmV	Rückstands-Höchstmengenverordnung
RW	Referenzwert
Se	Selen
SHmV	Schadstoff-Höchstmengenverordnung
SOP	Standard Operating Procedure = Standardarbeitsanweisung
TG	Trockengewicht
Tl	Thallium
UBA	Umweltbundesamt
UPB	Umweltprobenbank
UMEG	Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WWRL	Wasserrahmenrichtlinie
ZEBS	Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien

1 Einleitung

Der Umweltschutz ist seit dem Amsterdamer Vertrag von 1997 ein wesentliches Ziel der Europäischen Gemeinschaft (CALLIESS 1998). Gemäß Art. 2 des Vertrages zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft (EGV) in der Fassung vom 02.10.1997 ist es Aufgabe der Gemeinschaft, ein hohes Maß an Umweltschutz und Verbesserung der Umweltqualität zu fördern. Dieses Ziel wurde in den Vertrag von Lissabon übernommen (Art. 3 Nr. 3 S. 2 EUV). Mit der Integrationsklausel des Art. 6 EGV wurde der Umweltschutz zu einem tragenden Grundsatz der Gemeinschaft (SCHRADER 1999). Gemäß Art. 37 der Charta der Grundrechte der EU müssen ein hohes Umweltschutzniveau und die Verbesserung der Umweltqualität in die Politik der Union einbezogen und nach dem Grundsatz der nachhaltigen Entwicklung sichergestellt werden. Durch die Verwendung des Wortes "müssen" wird deutlich, dass die Erfordernisse des Umweltschutzes über die Ermessensfrage hinaus gehen (SCHRADER 1999). Einen Vorrang des Umweltschutzes vor anderen Zielbestimmungen der Verträge gibt es aber nicht (Art. 6 Nr. 1 EUV).

Gemäß Art. 20 a des Grundgesetzes für die Bundesrepublik Deutschland (GG) schützt der Staat auch in Verantwortung für die künftigen Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen und die Tiere im Rahmen der verfassungsmäßigen Ordnung durch die Gesetzgebung und nach Maßgabe von Gesetz und Recht durch die vollziehende Gewalt und die Rechtsprechung. Damit wird der Umweltschutz als Staatsziel normiert (BECKER 1995; HENNEKE 1995; KUHLMANN 1995; KLOEPFER 1996; WAECHTER 1996; BERNSDORFF 1997; EPINEY 2005a; SCHULZE-FIELITZ 2006), das gleichberechtigt neben den anderen verfassungsrechtlich geschützten Rechtsgütern, Zielen und Grundsätzen steht (HENNEKE 1995; WAECHTER 1996; BERNSDORFF 1997; KLOEPFER 2004; EPINEY 2005b; SCHULZE-FIELITZ 2006).

Um die Belange des Umweltschutzes zu gewährleisten, muss die Umwelt überwacht werden. Erst mit der Erfassung des Zustandes der Umwelt und seiner kontinuierlichen Überprüfung besteht die Möglichkeit, positive oder negative Entwicklungen zu erkennen und diese durch gezielte Maßnahmen zu fördern oder zu stoppen. Die Umweltüberwachung wird z. B. im Bundesnaturschutzgesetz (§ 6 BNatSchG), im Bundesimmissionsschutzgesetz (§ 44 BImSchG), im Bundesbodenschutzgesetz (§ 15 BBodSchG) und in der Wasserrahmenrichtlinie (Art. 8 WRRL) geregelt.

Die sich daraus ableitende Umweltbeobachtung wird in verschiedenen Beobachtungsprogrammen und Messnetzen des Bundes und der Länder durchgeführt. Beispielhaft seien hier die Luftmessnetze des Bundes und der Länder, die Bodendauerbeobachtungsflächen der Länder, die Messnetze der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser sowie das Bund-Länder-Messprogramm Nord- und Ostsee genannt.

Neben diesen Beobachtungsprogrammen und Messnetzen gibt es aber auch Monitoringprogramme mit Akkumulationsindikatoren. Akkumulationsindikatoren werden im Biomonitoring eingesetzt, um die in ihnen oder in Teilen von ihnen enthaltenen Schadstoffe rückstandsanalytisch zu quantifizieren (KLEIN & PAULUS 1995). Bundesweit wird seit den Jahren 1990/91 alle fünf Jahre ein Moosmonitoring durchgeführt, bei dem Schwermetallgehalte in bestimmten Moosarten rückstandsanalytisch quantifiziert werden (HERPIN *et al.* 1996; MARKERT *et al.* 1996). Ebenfalls bundesweit aktiv ist die Umweltprobenbank des Bundes (UPB), die mit verschiedenen Akkumulationsindikatoren arbeitet und ein breites Spektrum an Schadstoffen rückstandsanalytisch abdeckt. Zudem haben die Länder ihre eigenen Monitoringprogramme mit Akkumulationsindikatoren. So hat Bayern seit 1981 ein eigenes Moosmonitoring zur Ermittlung von Schwermetallgehalten (NITTKA 2004) und in Baden-Württemberg werden seit 1985 im Rahmen des immissionsökologischen Wirkungskatasters Schwermetallkonzentrationen in Buchenblättern und Tannennadeln quantifiziert (LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN WÜRTTEMBERG 2005).

Als Ergebnisse dieser Monitoringprogramme können räumliche und zeitliche Entwicklungen der Schadstoffkonzentrationen dargestellt und Trends sichtbar gemacht werden (u. a. HERPIN *et al.* 1996; MARKERT *et al.* 1996; ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) 2002; NITTKA 2004; ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) 2005; SCHROTER-KERMANI *et al.* 2006; RAPPOLDER *et al.* 2007; RÜDEL *et al.* 2010).

Beim Einsatz von Akkumulationsindikatoren in der Umweltbeobachtung stellt sich jedoch eine entscheidende Frage: Welche Relevanz haben die festgestellten Schadstoffkonzentrationen?

Die Bewertung von gemessenen Schadstoffkonzentrationen in biologischen Geweben kann anhand von Umweltqualitätsstandards durchgeführt werden. PAULUS (2003) hat 157 Listen von Umweltstandards dahingehend geprüft und festgestellt, dass sich die meisten auf die externe Exposition beziehen, d. h. auf die Konzentrationen eines Stoffes oder einer Stoffgruppe in den Medien Luft, Boden und Wasser.

Doch mit der Richtlinie 2008/105/EG tritt ein Novum in Kraft: Es werden Umweltqualitätsnormen für die innere Exposition, d. h. als Schadstoffkonzentration im biologischen Gewebe zur Bewertung des chemischen Gewässerzustandes festgelegt. Gemäß Art. 3 Abs. 2 Richtlinie 2008/105/EG obliegt es den Mitgliedstaaten, Umweltqualitätsnormen für Sedimente und/oder Biota anstelle der in Anhang I Teil A derselben Richtlinie festgelegten Umweltqualitätsnormen anzuwenden. Es werden jedoch nur für drei Stoffe diese Umweltqualitätsnormen festgelegt (Art. 3 Abs. 2 Buchstabe a).

Sonstige Qualitätsstandards für Schadstoffkonzentrationen in biologischen Geweben beziehen sich auf das Schutzgut der menschlichen Gesundheit und werden damit auf der Basis von humantoxikologischen Überlegungen festgelegt. Derartige Qualitätsstandards sind

als Grenzwerte für das gewerbliche Inverkehrbringen z.B. in der EG-Kontaminantenverordnung, in der Schadstoff-Höchstmengenverordnung (SHmV) und in der Rückstands-Höchstmengenverordnung (RHmV) festgelegt. Die Einhaltung bzw. Nicht-Einhaltung dieser Qualitätsstandards erlaubt aber weder Aussagen zum Zustand des Organismus, in welchem die Konzentrationen gemessen wurden, noch zum Zustand des Ökosystems, aus welchem der Organismus stammt.

Die Bewertung von Schadstoffkonzentrationen in biologischen Geweben kann auch anhand von kritischen Gewebekonzentrationen erfolgen. Kritische Gewebekonzentrationen werden hier als die Konzentrationen eines Stoffes im Gewebe eines Organismus verstanden, bei denen bestimmte toxikologische Wirkungen am Organismus erkennbar werden. Die Bestimmung der kritischen Gewebekonzentrationen ist besonders im subletalen Bereich sehr aufwendig und mit einem hohen finanziellen Aufwand verbunden, weshalb diese Informationen nur in Ausnahmefällen vorliegen.

Gemäß Art. 10 REACH-VO müssen Registranten ein technisches Dossier einreichen. Das technische Dossier enthält in Abhängigkeit von der Produktionsmenge verschiedene Standardanforderungen zu den physikalisch-chemischen, toxikologischen und ökotoxikologischen Eigenschaften (Art. 12 REACH-VO). Ab Produktionsmengen von 10 Tonnen und mehr gehören Angaben zur Toxikokinetik und ab 100 Tonnen und mehr Angaben zur Bioakkumulation in Wasserlebewesen, vorzugsweise in Fisch, zu den Standardanforderungen.

Für diese Angaben können Wirkungsschwellen als Gewebekonzentrationen experimentell ermittelt werden, deren Verfügbarkeit jedoch stark eingeschränkt ist. So ist zwar in Art. 119 Abs. 1 Buchstabe d REACH-VO geregelt, dass die Ergebnisse der einzelnen toxikologischen und ökotoxikologischen Studien über das Internet der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden sollen, es wird aber in Art. 3 REACH-VO der Begriff „Ergebnisse“ nicht näher definiert. In Art. 3 REACH-VO werden in diesem Zusammenhang lediglich die Begriffe „Umfassender Studienbericht“, „Qualifizierte Studienzusammenfassung“ und „Einfache Studienzusammenfassung“ definiert. FLUCK (2004) interpretiert den Begriff "Ergebnisse" als Kurzinformationen zu einer Studie, die keine Informationen über Methoden, Durchführer, Ort und Zeitraum, Ziel und Schlussfolgerungen beinhalten. Die einfachen oder qualifizierten Studienzusammenfassungen werden ebenfalls über das Internet der Öffentlichkeit zugänglich gemacht (Art. 119 Abs. 2 Buchstabe c REACH-VO), es sei denn, ein Geheimhaltungsantrag gemäß Art. 10 Buchstabe a Ziffer xi REACH-VO wurde genehmigt. Da die Studien, die diesen Zusammenfassungen zugrunde liegen, mit großem Aufwand erstellt werden, stellen sie einen erheblichen kommerziellen Wert für den Registranten dar (VON HOLLEBEN & SCHEIDMANN 2006). Es ist somit davon auszugehen, dass keine Daten zu Stoffkonzentrationen inklusive der für die Interpretation relevanten Informationen veröffentlicht werden.

Öffentlich zugänglich werden Daten zu kritischen Gewebekonzentrationen in der Regel durch wissenschaftlichen Publikationen. Die U.S. Army Corps of Engineers haben 2.180 Veröffentlichungen von 1964 bis 2007 ausgewertet, in denen biologische Wirkungen in Verbindung mit Stoffkonzentrationen im Gewebe der Organismen gebracht werden konnten (Internal Effect Concentration = IEC). Diese Effektkonzentrationen sind in der Environmental Residue-Effects Database (ERED) zusammengestellt. ERED enthält Informationen über 404 Analyte, 446 Arten, 15 Wirkungsklassen von Enzyminduktion bis zu Ganzkörper-Wirkungen, wie Reproduktion, Wachstum und Mortalität sowie 74 Wirkungs-Endpunkte (Stand November 2007).

Da diese Datenbank auf der Auswertung von Literatur basiert, ist ihr größtes Manko offensichtlich: Die hier ausgewerteten Studien wurden nach individuell angepassten Methoden durchgeführt, d.h. ihnen liegen in der Regel keine Standards zu Grunde, was die Vergleichbarkeit der Ergebnisse sehr stark einschränkt. Zudem wird für bestimmte Arten immer nur ein kleines Analysespektrum und dieses zumeist über verschiedene Studien und Wirkungsklassen abgedeckt. So kann ERED zwar in bestimmten Fällen Ansätze für die Interpretation von Gewebekonzentrationen liefern, stellt aber keine breite Interpretationsgrundlage dar.

Damit stehen keine oder nur wenige Umweltqualitätsstandards und kritische Gewebekonzentrationen zur Verfügung, die für direkte Relevanzbewertung von Stoffgehalten in biologischen Geweben herangezogen werden können.

Eine Alternative zur direkten Relevanzbewertung von Gewebekonzentrationen stellen relative Vergleichsstandards dar. Da sich die Gewebekonzentrationen in Abhängigkeit von verschiedenen Umweltgrößen verändern, kann durch den Vergleich mit einem relativen Standard die Signifikanz dieser Veränderungen bemessen werden (STÖCKER 1980). Relative Vergleichsstandards sind variable Größen, die den allgemeinen, großräumigen Belastungszustand in seiner zeitlichen Veränderung darstellen (PAULUS 2003).

Große Bedeutung haben relative Vergleichsstandards im Human-Biomonitoring zur Überwachung der inneren Exposition des Menschen erlangt, weil auch hier Kenntnisse über kritische Gewebekonzentrationen nur sehr spärlich sind. Hierbei werden für einen bestimmten Stoff in einem Körpermedium aus einer definierten Bevölkerungsgruppe nach einem vorgegebenen statistischen Verfahren Referenzwerte abgeleitet (UMWELTBUNDESAMT 1996a). Dieser Wert wird rein statistisch bestimmt und beschreibt die Konzentration dieses Stoffes in einem bestimmten Körpermedium einer bestimmten Bevölkerungsgruppe zum Zeitpunkt der Untersuchung. Daher ist diesen Referenzwerten keine gesundheitliche Bedeutung immanent (UMWELTBUNDESAMT 1996a). Das Umweltbundesamt (UBA) hat Referenzwerte für:

- Arsen (UMWELTBUNDESAMT 2003e, 2005c, 2009c) und Antimon (UMWELTBUNDESAMT 2009c),

- die Metalle Blei (UMWELTBUNDESAMT 1996b, 2002, 2003a, 2005c, 2009c), Cadmium (UMWELTBUNDESAMT 1998b, 2003a, 2005c, 2009a), Nickel (UMWELTBUNDESAMT 2001, 2009c), Platin (UMWELTBUNDESAMT 2003d), Quecksilber (UMWELTBUNDESAMT 1998a, 2003a, 2005c, 2009c, 2009b), Thallium und Uran (UMWELTBUNDESAMT 2009c)
- Phtalat-Metabolite (UMWELTBUNDESAMT 2005d),
- Chlorphenole (PCP) (UMWELTBUNDESAMT 1997, 1999a, 2004, 2009h),
- Metabolite von Organophosphaten (UMWELTBUNDESAMT 2003c, 2009f) und Pyrethroiden (UMWELTBUNDESAMT 2005b, 2009f),
- Metabolite der Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) (UMWELTBUNDESAMT 2005a, 2009d),
- Polychlorierte Biphenyle (PCB) (UMWELTBUNDESAMT 1999c, 2003b, 2008, 2009e)
- die Organochlorpestizide β -Hexachlorcyclohexan (β -HCH), Hexachlorbenzol (HCB), (UMWELTBUNDESAMT 1999b, 2003a, 2008, 2009e), Dichlordiphenyldichlorethen (DDE) (UMWELTBUNDESAMT 1999b, 2003a, 2009e) und Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) (UMWELTBUNDESAMT 1999b, 2003b, 2008) sowie
- perfluorierte Tenside (UMWELTBUNDESAMT 2009g) herausgegeben.

Zur Bewertung der gesundheitlichen Relevanz von gemessenen Stoffkonzentrationen in bestimmten Körpermedien hat die Kommission "Human-Biomonitoring" des UBAUBA die Human-Biomonitoring-Werte I und II (HBM-I und -II) definiert, die auf toxikologischen Kriterien basieren. In Tab. 1-1 ist die umweltmedizinische Bedeutung der Human-Biomonitoring-Werte dargestellt. Aktuell stehen Human-Biomonitoring-Werte lediglich für Pentachlorphenol (UMWELTBUNDESAMT 1997), Cadmium (UMWELTBUNDESAMT 1998b), Quecksilber (UMWELTBUNDESAMT 1999d) und DEHP (Di(2-ethylhexyl)phthalat, UMWELTBUNDESAMT 2007) zur Verfügung. Die Human-Biomonitoring-Werte Blei (Umweltbundesamt 1996b, 2002) wurden aufgrund der fehlenden Wirkungsschwelle, der Neubewertung des krebserzeugenden Potenzials und neuerer Forschungsergebnisse ausgesetzt (UMWELTBUNDESAMT 2009a).

Der bisher einzige mit dem Human-Biomonitoring vergleichbare Ansatz auf nationaler Ebene zur Ermittlung von statistisch begründeten Referenzwerten in biologischen Matrices stammen aus dem Bereich des vorbeugenden gesundheitlichen Verbraucherschutzes. Die Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS) des Bundesamtes für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) hat von 1979-1997 Richtwerte für Schadstoffe, wie Blei, Quecksilber und Cadmium in Lebensmitteln herausgegeben. Diese Richtwerte wurden statistisch ermittelt (KÄFERSTEIN *et al.* 1979) und sollten die Belastungssituation zu einem bestimmten Zeitpunkt beschreiben (KALLISCHNIGG & LEGEMANN 1982). Da die Daten nicht mehr die aktuelle Kontaminationssituation in Lebensmittel repräsentierten, wurden sie jedoch 2000 vom BgVV zurückgezogen (BUNDESAMT FÜR GESUNDHEITLICHEN VERBRAUCHERSCHUTZ UND VETERINÄRMEDIZIN 2000).

Tab. 1-1: Definition der Human-Biomonitoring-Werte (HBM-I und HBM-II) und ihre umweltmedizinische Bedeutung (nach UMWELTBUNDESAMT 1996a)

	Gesundheitliche Beeinträchtigung	Handlungsbedarf
HBM-II-Wert	möglich	umweltmedizinische Betreuung akuter Handlungsbedarf zur Reduktion der Belastung
HBM-I-Wert	nicht ausreichend sicher ausgeschlossen	Kontrolle der Werte (Analytik, zeitlicher Verlauf) Suche nach spezifischen Belastungsquellen ggf. Verminderung der Belastung unter vertretbarem Aufwand
	nach derzeitiger Bewertung unbedenklich	kein Handlungsbedarf

Aus den bisherigen Ausführungen wird deutlich, dass es momentan keine ausreichende Bewertungsgrundlage für Schadstoffkonzentrationen in Akkumulationsindikatoren auf der Basis von Umweltqualitätsstandards, kritischen Gewebekonzentrationen oder relativen Vergleichsstandards gibt. PAULUS (2003) sah bereits vor einigen Jahren die Erarbeitung eines Referenzsystems als einzige Möglichkeit, eine Bewertungsgrundlage für Akkumulationsindikatoren auf nationaler Ebene zu schaffen. Wie die Ausführungen zeigen, hat sich an der Aktualität dieser Aussage nichts geändert.

Die Daten aus dem Routinebetrieb der Umweltprobenbank des Bundes stellen eine einzigartige Chance dar, für den Bereich des passiven Biomonitorings ein nationales Referenzsystem aufzustellen und regelmäßig zu aktualisieren. Die Gründe hierfür sind u.a., dass:

- gemäß fortgeschriebener Konzeption eine bundesweite Erfassung der allgemeinen Belastungssituation in repräsentativen Gebieten gegeben ist,
- durch den Einsatz identischer Probenarten in den einzelnen Ökosystemtypen nach einheitlichen SOPs ein hohes Maß an Vergleichbarkeit gewährleistet ist,
- durch die Probencharakterisierung eine Vielzahl von Daten für ein breites Belastungsspektrum zur Verfügung steht,
- durch den Betrieb des IS UPB (Informationssystem Umweltprobenbank) ein schneller und umfassender Datenzugriff möglich ist,
- durch den ein- bis zweijährigen Probenahmerhythmus eine regelmäßige Fortschreibung der Referenzwerte entsprechend der aktuellen Umweltsituation gewährleistet ist,
- sie eine Daueraufgabe des Bundes darstellt, wodurch eine langfristige Kontinuität gesichert ist,
- neben den vorhandenen Daten chemisch veränderungsfrei gelagerte Proben zur Verfügung stehen, die als Referenzproben eingesetzt werden können und

- die eingesetzten Arten in zahlreichen regionalen Monitoringprogrammen von Bedeutung sind und somit ein direkter Bezug zu den Referenzwerten besteht (PAULUS 2003).

Im Rahmen dieser Dissertation soll daher ein nationales Referenzsystem für das Biomonitoring aus den Daten der Umweltprobenbank des Bundes entwickelt werden. Dieses Referenzsystem soll:

- die allgemeine Belastungssituation und deren zeitliche Entwicklung in der Bundesrepublik widerspiegeln,
- eine Bewertung von gemessenen Schadstoffkonzentrationen in biologischen Matrices und
- eine Bewertung biometrischer Parameter der eingesetzten Bioindikatoren ermöglichen.

Wie aus den Ausführungen dieses Kapitels deutlich wird, erfolgt die Umweltüberwachung und -bewertung im Allgemeinen und die Überwachung und Bewertung von Schadstoffkonzentrationen in Biota im Besonderen häufig auf der Basis rechtspolitischer Beweggründe bzw. Zielsetzungen. Daher soll das naturwissenschaftlich basierte Referenzsystem auf seine Bedeutung für die Rechtsentwicklung im (schad)stoffbezogenen Umweltschutz geprüft werden.

2 Umweltprobenbank des Bundes

Die Umweltprobenbank des Bundes (UPB) ist eine Daueraufgabe des Bundes unter der Gesamtverantwortung des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und der administrativen und fachlichen Koordinierung des Umweltbundesamtes (UBA). Für die Umweltprobenbank werden ökologisch repräsentative Umwelt- und Humanproben auf umweltrelevante Stoffe untersucht. Dies geschieht vor ihrer Einlagerung im sogenannten Real-Time-Monitoring. Die Proben werden veränderungsfrei gelagert und stellen ein Archiv dar, aus dem für unvorhergesehene Fragestellungen Teilproben entnommen und im sogenannten Retrospektiven Monitoring analysiert werden.

Ziel der Umweltprobenbank ist es, die großräumigen Umweltbelastungen durch chemische Stoffe in repräsentativen Ökosystemen zu erfassen und zu dokumentieren sowie den Zustand und die Entwicklung der Belastungssituation in diesen Ökosystemen zu bewerten.

Gemäß ihrer Konzeption (Bundesministerium für Umwelt 2008) dient die Umweltprobenbank der Fortentwicklung von Rechtsnormen des Bundes auf dem Gebiet des Natur- und Umweltschutzes, insbesondere der Festsetzung von Grenzwerten, der Erfolgskontrollen für die Umweltschutz-, Naturschutz- und Sanierungsinstrumente des Bundes und der Prioritätensetzung (Vorsorgemaßnahmen). Des Weiteren soll sie als Referenzsystem fungieren, so dass sich andere Umweltüberwachungsprogramme an der Umweltprobenbank orientieren können.

2.1 Probenahmegebiete und Probenarten

Der Auswahl der Probenahmegebiete (PNG) der Umweltprobenbank liegt das Kriterium der regionalen und das der nationalen Repräsentativität zugrunde. Regionale Repräsentativität in diesem Zusammenhang bedeutet, dass jedes Probenahmegebiet mit möglichst vielen Biotop- und Biozönosestrukturen seiner jeweiligen Großlandschaft vergleichbar ist. Die nationale Repräsentativität wird dadurch gewährleistet, dass die Probenahmegebiete als Querschnitt der Hauptökosystemtypen bzw. Hauptökosystemkomplexe der Bundesrepublik in ihrer Gesamtheit durch räumliche Verteilung und gegenseitige Ergänzung funktioneller Systemstrukturen eine hohe Aussagefähigkeit bezüglich des Zustandes und der Entwicklung der Umwelt in Deutschland besitzen (KLEIN *et al.* 1994). In Abb. 2-1 ist die ökosystemare Zuordnung der Probenahmegebiete bzw. der Probenahmeflächen (PNF) der UPB dargestellt.

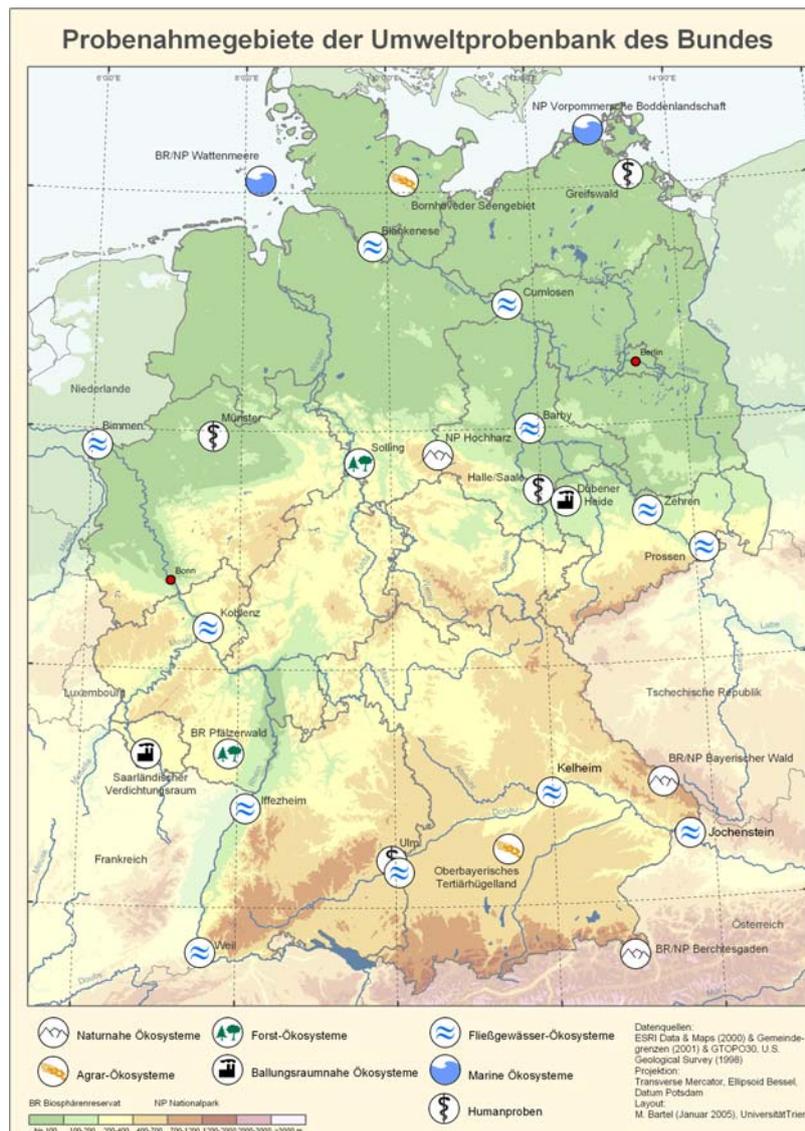


Abb. 2-1: Ökosystemare Zuordnung der PNG bzw. PNF der UPB

Durch die Schaffung derartiger Schwerpunkträume können durch die Nutzung unterschiedlicher Akkumulationsindikatoren System-Level-Phänomene, wie Nahrungsketteneffekte und Stofftransfers, berücksichtigt werden. Innerhalb der Probenahmegebiete werden Teilökosysteme auf Basis von Wassereinzugsgebieten abgegrenzt, in denen die Probenahmen an den einzelnen Probenarten flächenrepräsentativ durchgeführt werden (KLEIN *et al.* 1994).

Für jedes Probenahmegebiet wurden ökologisch und biogeographisch repräsentative Probenartensets ausgewählt. Ökologische Repräsentativität in diesem Sinne ist die Vertretung der verschiedenen trophischen Niveaus und wichtiger Funktionen in einem Ökosystem durch geeignete Probenarten. Biogeographische Repräsentativität basiert auf der Vertretung der für die Bundesrepublik typischen, heute vorkommenden Floren- und Faunenelemente durch wenige Probenarten (KLEIN *et al.* 1994).

Laut Konzeption (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT 2008) sollen die Probenarten folgenden Kriterien gleichwertig genügen:

- weite Verbreitung
- weite ökologische Valenz
- ausreichende Verfügbarkeit
- Indikatorfunktion für ökosystemare Prozesse
- Raum- und Habitatreue
- genetische Identität
- hoher Informationsstand
- ausreichende Widerstandsfähigkeit gegen Schadstoffe
- ausreichende Exposition gegen Schadstoffe
- zuverlässige und sichere Identifizierung.

Das jeweilige Probenartenset ist ein Set von weitverbreiteten Arten unterschiedlicher trophischer Niveaus, das in allen Probenahmegebieten genommen werden kann. Aus Gründen der Ökologie, Biogeographie und Praktikabilität war es nicht immer möglich, in allen Ökosystemtypen identische Sets zusammenzustellen. Deshalb werden ökosystemtypische Arten ergänzt, die eine entsprechende Indikatorfunktion für das Ökosystem besitzen, wie z.B. Blasentang in den marinen Ökosystemen bzw. durch Arten mit komplementärem Informationsgehalt ersetzt, wie Fichte/Kiefer, Buche/Pappel.

Die Probenartensets der einzelnen Ökosystemstypen setzen sich wie folgt zusammen:

- Naturnahe terrestrische Ökosysteme: Fichte (*Picea abies*), Rotbuche (*Fagus sylvatica*) und Reh (*Capreolus capreolus*)
- Forst-Ökosysteme: Fichte, Rotbuche, Reh und Regenwurm (*Lumbricus terrestris*, nur Solling)
- Agrar-Ökosysteme: Fichte, Rotbuche, Regenwurm (*Lumbricus terrestris*/*Aporrectodea longa*), Stadttaube (*Columba livia f. domestica*, nur Bornhöveder Seengebiet), Brassen (*Abramis brama*, nur Bornhöveder Seengebiet) und Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*, nur Bornhöveder Seengebiet)
- Ballungsraumnahe Ökosysteme: Fichte (nur Saarländischer Verdichtungsraum), Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*, nur Dübener Heide), Pyramidenpappel (*Populus nigra 'Italica'*), Reh, Regenwurm (*Lumbricus terrestris*), Stadttaube, Brassen und Dreikantmuschel (nur Saarländischer Verdichtungsraum)
- Marine Ökosysteme: Aalmutter (*Zoarces viviparus*), Miesmuschel (*Mytilus edulis*), Blasentang (*Fucus vesiculosus*) und Silbermöwe (*Larus argentatus*).

2.2 Probenahme

Die Probenahmen werden in Standardarbeitsanweisungen (SOPs) und gebietsbezogenen Probenahmeplänen (PNP) geregelt, die als Systeme der Qualitätssicherung die Ziele der Umweltprobenbank, wie großräumige Gebietsvergleiche, Überwachung einer breiten

Schadstoffpalette und jahrzehntelange veränderungsfreie Probenlagerung gewährleisten sollen. Neben der Richtigkeit der Ergebnisse stehen in diesem Zusammenhang vor allem die räumliche und zeitliche Vergleichbarkeit und Wiederholbarkeit im Fokus, die bei den Umweltproben durch die Repräsentativität der Proben und die Reproduzierbarkeit von Probennahme und Analytik gegeben sind (PAULUS *et al.* 1996). Die aus diesen Gründen entwickelten Standardarbeitsanweisungen enthalten detaillierte Angaben über:

- Auswahl und Abgrenzung der Probenahmeflächen (PNF)
- Anzahl und Auswahl der Probenindividuen
- Probenahmetermine, Rhythmus und Häufigkeit
- technische Ausrüstung
- Probenverpackung und Probenreinigung
- Sammel- und Fangmethoden
- Charakterisierung der PNF und Proben
- Dokumentation der Probenahme und Lagerungsbedingungen.

Die Standardarbeitsanweisungen zur Probenahme und Probenaufbereitung für Silbermöwe (PAULUS *et al.* 2003a), Dreikantmuschel (WAGNER *et al.* 2003), Brassen (KLEIN *et al.* 2003), Fichte/Kiefer (BARTEL *et al.* 2009), Buche (WAGNER *et al.* 2009b), Pyramidenpappel (WAGNER *et al.* 2009a), Reh (NENTWICH *et al.* 2003), Stadtaube (PAULUS *et al.* 2003b), Regenwurm (QUACK *et al.* 2003) und Boden (WEINFURTNER *et al.* 2004) sind auf der Homepage der Umweltprobenbank (www.umweltprobenbank.de) veröffentlicht.

Die Standardarbeitsanweisungen werden unter Berücksichtigung der speziellen Bedingungen in jedem Probenahmegebiet für die einzelnen Probenarten in gebietsbezogene Probenahmepläne umgesetzt, die den Inhalt und den Ablauf der Probenahmen vor Ort regeln und die langfristige Wiederholbarkeit und Vergleichbarkeit der Probennahmen garantieren.

Die entsprechend der Standardarbeitsanweisungen und gebietsbezogenen Probenahmepläne gewonnenen Proben werden in Abhängigkeit von der Probenart biometrisch charakterisiert:

- Aalmutter: Gesamtgewicht, Gesamtlänge, Alter, Geschlecht, Gewicht Muskulatur, Gewicht Leber, Gewicht Innereien, Korpulenzfaktor
- Blasentang: Thalluslänge, Vesikelzahl, Anzahl der Spitzen, Anzahl unreifer Rezeptakel, Anzahl reifer Rezeptakel, Trockengewicht Thallus, Trockengewicht Rezeptakel
- Brassen: Gesamtgewicht, Gesamtlänge, Totallänge, Alter, Gewicht linke Muskulatur, Gewicht Leber, Gewicht Niere, Gewicht Milz, Gewicht restliche Innereien, Geschlecht, Korpulenzfaktor, Hepatosomatischer Index
- Buche / Pappel: Trockengewicht Blättern
- Dreikantmuschel / Miesmuschel: Länge, Breite, Höhe, Schalengewicht, Weichkörpergewicht, Konditionsindex

- Fichte / Kiefer: Trockengewicht Nadeln, Trockengewicht Sprossachsen mit Knospen, Gewichtsrelation von Nadeln zu Sprossachsen, Tausendnadelgewicht, Trieblänge
- Regenwurm: Gewicht der Würmer mit Darminhalt, Gewicht des Darminhalts, Gewicht der Würmer ohne Darminhalt
- Reh: Gewicht des Rehs, Gewicht der Leber
- Silbermöwe / Stadttaube: Eilänge, Eidurchmesser, Frischgewicht, Eischalentrockengewicht, Eischalendicke, Bebrütungszustand, Ratcliff-Index.

Von den einzelnen Probenarten werden folgende Matrices für die rückstandsanalytischen Untersuchungen und die Langzeitlagerung entnommen:

- Aalmutter und Brassens: Muskulatur und Leber
- Dreikantmuschel und Miesmuschel: Weichkörper
- Silbermöwe und Stadttaube: Eiinhalt
- Reh: Leber
- Regenwurm: Regenwürmer ohne Darminhalt, Darminhalt
- Blasentang: Thallus
- Fichte und Kiefer: einjährige Triebe
- Buche und Pappel: Blätter.

2.3 Analytische Probencharakterisierung

Die Probenmaterialien werden gemäß Standardarbeitsanweisung zum Transport von Umweltproben (RÜDEL & WEINGÄRTNER 2009) direkt nach der Probenahme in der Gasphase über flüssigem Stickstoff tiefgefroren, um eine Zersetzung durch Bakterien oder Enzyme bzw. eine Veränderung der chemischen Substanzen zu vermeiden. Ausnahmen bilden Vogelei und Rehlebern. Die Kältekette wird bis zur Rückstandsanalyse nicht mehr unterbrochen.

Aus den Einzelproben einer Probenahmefläche wird ein Jahreshomogenat hergestellt, das in ca. 200 Teilproben à 10 g abgefüllt wird. Ein Teil der Proben wird direkt rückstandsanalytisch untersucht; der Großteil der Teilproben wird jedoch eingelagert und steht somit für retrospektive Fragestellungen zur Verfügung. In Abb. 2-2 ist die Aufarbeitung der biologischen Proben schematisch dargestellt.

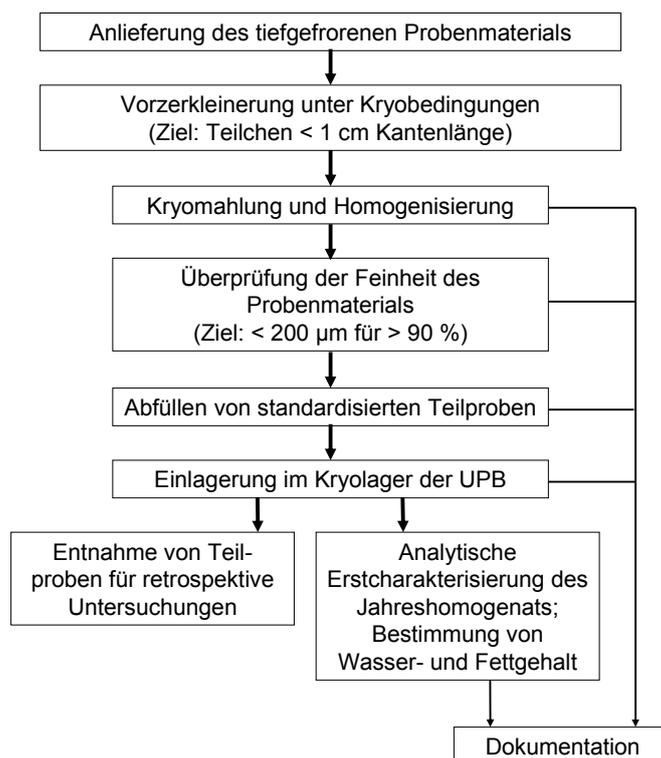


Abb. 2-2: Ablauf der Aufarbeitung von tiefgefrorenen biologischen Proben zu Jahreshomogenaten bei Flüssigstickstoff-Kühlung (zur Verfügung gestellt von Rüdell, IME Schmallenberg)

Die rückstandsanalytische Erstcharakterisierung erfolgt in Abhängigkeit von der Probenart bzw. Matrix. In Tab. 2-1 ist dargestellt, welche Stoffe in welcher Matrix routinemäßig untersucht werden.

Tab. 2-1: Übersicht über die in der UPB routinemäßig untersuchten Stoffe (Real-Time-Monitoring)

Matrix	Analyt
Blasentang	Organonchlorverbindungen: Aldrin, Dieldrin Hexachlorcyclohexan: α -HCH, β -HCH, γ -HCH Hexachlorbenzol (HCB) Heptachlor (HC) Heptachlorepoxyd (HE) Octachlorstyrol (OCS) o,p-DDT, p,p-DDT, p,p-DDE, p,p-DDD Polychlorierte Biphenyle (PCB): PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153, PCB180 Pentachlorbenzol (PCB(z))
Miesmuschel	
Aalmuttermuskulatur und -leber	
Silbermöwenei	
Dreikantmuschel	
Brassenmuskulatur und -leber	
Regenwurm	
Rehleber	
Stadtaubenei	

Matrix	Analyt
<p>Blasentang Miesmuschel Dreikantmuschel Fichten-/Kieferntriebe Pappel-/Buchenblätter Regenwurm</p>	<p>Polycyclische Aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK):</p> <p>Anthanthren Benz[a]anthracen Benzo[a]pyren Benzo[b]fluoranthren+Benzo[j]fluoranthren Benzo[b]naphto[2,1-d]thiophen Benzo[e]pyren Benzo[ghi]fluoranthren+Benzo[c]phenanthren Benzo[ghi]perylen Benzo[k]fluoranthren Chrysen+Triphenylen Coronen Dibenz[a,h]anthracen Fluoranthren Indeno[1,2,3-cd]pyren Perylen Pyren</p>
<p>Blasentang Fichten-/Kieferntriebe Pappel-/Buchenblätter</p>	<p>Elemente:</p> <p>Arsen Barium Cadmium Kobalt Chrom Kupfer Eisen Quecksilber Magnesium Mangan Nickel Blei Schwefel Selen Thallium Zink</p>

Matrix	Analyt
Dreikantmuschel Miesmuschel Rehleber	Arsen Cadmium Kobalt Kupfer Quecksilber Methylquecksilber Nickel Blei Selen
Regenwurm	Calcium Cadmium Kobalt Quecksilber Kalium Magnesium Phosphor Schwefel
Brassenmuskulatur Aalmuttermuskulatur Silbermöwenei	Arsen Kupfer Quecksilber Blei Selen Thallium
Stadtaubenei	Kupfer Quecksilber Blei Selen

3 Konzeptionierung am Beispiel des Brassens

Im Rahmen der Umweltprobenbank werden in den marinen Ökosystemen Aalmutter, Miesmuschel, Blasentang und Silbermöwe, in den limnischen Ökosystemen Brassens und Dreikantmuschel sowie in den terrestrischen Ökosystemen Fichte/Kiefer, Buche/Pappel, Regenwurm, Reh und Stadttaube beprobt. Die Probenart mit dem dichtesten Netz an Probenahme­flächen ist der Brassens, von dem an 17 Probenahme­flächen Homogenatproben gewonnen werden. Für diese Probenart stehen auch nach der Probenart Fichte die längsten Zeitreihen zur Verfügung (Bornhöveder Seengebiet seit 1990). Aus diesen Gründen wird für die Konzeptionierung des Referenzsystems die Probenart Brassens gewählt.

Bei dieser Probenart werden in der Routine die biometrischen Parameter Gesamtlänge, Totallänge und Gewicht des Fisches, Gewicht der linken Muskulatur, Gewicht der Leber, Gewicht der Niere, Gewicht der Milz, Gewicht der restlichen Innereien und Geschlecht erhoben sowie die Matrices linke Muskulatur und Leber entnommen. Beide Matrices werden für jede Probenahme­fläche zu einem Jahreshomogenat verarbeitet und anschließend analysiert (vgl. Kap. 2.3). Aus Tab. 2.1 kann das Analysespektrum beider Matrices entnommen werden. Ein Vergleich zeigt, dass die Matrix Brassensmuskulatur ein größeres Analysespektrum umfasst als die Matrix Brassensleber. Da die Muskulatur zudem als Hauptmatrix in verschiedenen Monitoringprogrammen genutzt wird (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) 2000; KLEIN *et al.* 2003), soll die Konzeptionierung des Referenzsystems anhand der Analysedaten der Brassensmuskulatur sowie anhand der biometrischen Daten erfolgen.

3.1 Datengrundlage

Datengrundlage bilden die biometrischen Daten der Probenart Brassens, die rückstandsanalytischen Daten der Matrix linke Brassensmuskulatur sowie die Daten zu den Messgrößen Wasser- und Fettgehalt dieser Matrix. Einen Überblick über die Lage der Probenahme­flächen gibt Abb. 3-1.



Abb. 3-1: Brassens-Probenahmeflächen der Umweltprobenbank des Bundes

Im Folgenden werden die 17 Probenahmeflächen kurz beschrieben:

Bornhöveder Seengebiet

Das Bornhöveder Seengebiet wird den Agrar-Ökosystemen zugeordnet (vgl. Abb. 3.1). Da das Bornhöveder Seengebiet zu den sog. trägen Ökosystemen gehört, erfolgt die Probenahme im zweijährigen Rhythmus, immer in den ungeraden Jahren. Die PNF Belauer See ist die einzige Brassensprobenahmefläche in diesem Probenahmegebiet. Die PNF Belauer See ist die einzige limnische Probenahmefläche der UPB, die ein See ist, alle anderen sind Teile von Fließgewässersystemen.

Elbe

Das Fließgewässersystem Elbe erstreckt sich über eine Länge von 727 km von der deutsch-tschechischen Grenze bis zur Mündung in die Nordsee. Es ist mit fünf Probenahme­flächen das Probenahmegebiet mit der höchsten Anzahl an Brassensprobenahme­flächen. Das PNG Elbe zählt wie alle anderen Fließgewässer zu den dynamischen Probenahme­gebieten und wird daher jährlich beprobt.

Die PNF Prossen liegt an der Grenze zu Tschechien, zwischen Flusskilometer 13 und 14 im Landschaftsschutzgebiet "Sächsische Schweiz", welches wiederum an den gleichnamigen Nationalpark grenzt. Der Ausgangspunkt für die Angaben der Flusskilometer ist die Grenze Deutschland / Tschechische Republik. Die PNF Zehren befindet sich im Landschaftsschutzgebiet "Elbtal nördlich von Meißen", zwischen Flusskilometer 93 und 98. Beide Probenahme­flächen werden dem Oberen Elbtal zugeordnet. Die PNF Barby liegt unterhalb der Saale­mündung zwischen den Flusskilometern 296 und 305 im Biosphärenreservat "Mittel­elbe". Die PNF Cumlosen liegt an der ehemaligen innerdeutschen Grenze im heutigen Land­schaftsschutzgebiet "Elbe-Aland-Niederung", zwischen Flusskilometer 470 und 474. Beide Probenahme­flächen werden der Mittleren Elbe zugeordnet. Die PNF Blankenese befindet sich direkt unterhalb des Hamburger Hafens und des Hamburger Stadtteils Finkenwerder und damit an der Unteren Elbe.

Dübener Heide

Das PNG Dübener Heide umfasst den Transekt Halle-Leipzig sowie das Waldgebiet Dübener Heide selbst. Das Probenahmegebiet wird den Urbanen Ökosystemen und damit den dynamischen Ökosystemen zugeordnet, die jährlich beprobt werden. Es gibt zwei Brassensprobenahme­flächen, die sich an den Elbe-Nebenflüssen Saale und Mulde befinden. Die PNF Saale erstreckt sich von der Staustufe Wettin bis zum Hafenbecken in Halle. Die PNF Mulde befindet sich in und bei Dessau. Ein Teil der Probenahme­fläche liegt innerhalb des Naturschutzgebietes "Untere Mulde", welches wiederum Teil des Biosphärenreservats "Mittel­elbe" ist.

Rhein

Der Rhein gehört zu den Fließgewässer-Ökosystemen und wird jährlich beprobt. Es erstreckt sich über eine Länge von 865 km vom Abfluss am Bodensee bei Konstanz bis zur deutsch-niederländischen Grenze bei Bimmen. Insgesamt gibt es am Rhein vier Brassensprobenahme­flächen.

Die PNF Weil liegt an Flusskilometer 174 zwischen der Stauhaltung Märkt und dem alten Industriehafen Weil. Der Ausgangspunkt für die Angaben der Flusskilometer ist Konstanz.

Die PNF Iffezheim befindet sich im Bereich der Staustufe Iffezheim, an Flusskilometer 334. Beide Probenahme­flächen werden dem Oberrhein zugeordnet. Die PNF Koblenz liegt in Koblenz oberhalb der Moselmündung im Bereich Ehrenbreitstein und Rheinlache, an Flusskilometer 590 und damit am Mittelrhein. Die PNF Bimmen wird dem Niederrhein zugeordnet. Sie befindet sich an Flusskilometer 865 und reicht von der Mündung des Griethausener Altrheins bis zur Grenze Deutschland / Niederlande.

Saarländischer Verdichtungsraum

Das PNG Saarländischer Verdichtungsraum wird den Urbanen Ökosystemen zugeordnet. Es gilt als dynamisches Ökosystem und wird daher jährlich beprobt. An der Saar gibt es zwei Brassensprobenahme­flächen.

Die PNF Güdingen befindet sich im Bereich der Staustufe Güdingen, die PNF Rehlingen im Bereich der Staustufe Rehlingen.

Donau

Das ebenfalls jährlich beprobte Fließgewässersystem Donau erstreckt sich über eine Länge von 386 km von Ulm bis zur deutsch-österreichischen Grenze. An der Donau gibt es drei Brassensprobenahme­flächen.

Die PNF Ulm liegt oberhalb der Illermündung, an Flusskilometer 2589. Sie reicht vom Stauwehr Ersingen bis zum Wehr in Ulm. Die Kilometrierung der Donau hat ihren Ausgangspunkt an der Donaumündung. Die PNF Kelheim beginnt unterhalb der Altmühlmündung, an Flusskilometer 2411 und erstreckt sich bis zum Kraftwerk in Bad Abbach, an Flusskilometer 2397. Die PNF Jochenstein befindet sich an der Grenze Deutschland / Österreich. Sie liegt unterhalb der Innmündung und erstreckt sich von der Mündung der Erlau bis zum Kraftwerk Jochenstein, zwischen Flusskilometer 2215 und 2203.

3.1.1 Biometrische Daten

Die Probenahme der Brassens inklusive der biometrischen Charakterisierung der Einzelindividuen erfolgt nach der "Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Brassens (*Abramis brama*)" (KLEIN *et al.* 2003).

Für die Probenart Brassens wurde danach eine Zielaltersklasse festgelegt, um Schwankungen in den Gewebekonzentrationen von Schadstoffen, die ausschließlich auf ein altersabhängiges Akkumulationsverhalten zurückzuführen sind, zu standardisieren. Es werden ausschließlich geschlechtsreife Individuen beprobt und es wird angestrebt, Brassens

im Alter zwischen acht und zwölf Jahren zu beproben. Diese Zielaltersklasse wurde gewählt, da innerhalb dieser Klasse Metalle unabhängig vom Alter akkumuliert werden. Die Zuordnung zur Alterklasse erfolgt bei den Probenahmen anhand von Länge und Gewicht der Individuen. Da das Wachstum der Brassens gewässer- und standortspezifisch ist, sind diese Längen- und Gewichtsangaben zwischen den Probenahmeflächen verschieden.

Um die interindividuelle Schwankungsbreite der rückstandsanalytischen und biometrischen Parameter einer Probenahmeflächen zu erfassen, werden mindestens 20 Brassens beprobt. Wird mit diesen 20 Individuen die Menge von mindestens 2,2 kg linke Muskulatur nicht erreicht, werden weitere Individuen beprobt, bis die Zielmenge erfüllt ist.

Die Probenahme erfolgen jedes Jahr nach der Laichperiode, vorzugsweise im August und September. In Abhängigkeit von der Witterung können die Probenahmen aber von Mitte Juli bis Mitte Oktober durchgeführt werden. Die genauen Probenahmezeiträume sind in den gebietsbezogenen Probenahmeplänen festgelegt:

- Elbe, Saale, Mulde: Anfang August bis Ende September
- Belau: Mitte August bis Ende September
- Rhein, Saar-Güdingen: Mitte Juli bis Ende August
- Saar-Rehlingen: Mitte Juli bis Ende September
- Donau: Mitte August bis Ende September

Die Fische werden direkt nach dem Fang oder kurzer Hälterung (max. 4 Tage) einzeln aufgearbeitet. Zunächst werden sie betäubt, anschließend wird aus der Herzkammer 2 x 2,5 ml Vollblut entnommen, welches zentrifugiert wird. Pro Individuum werden 10 x 100 µl Blutplasma aliquotiert und über Flüssigstickstoff eingefroren. Nach der Blutentnahme werden die Tiere abgetötet und folgende biometrische Parameter werden mit den in Klammern angegebenen Genauigkeiten bestimmt:

- Fischgewicht [1 g]
- Gesamtlänge [0,5 cm]: von der Schnauze bis zum Ende der zusammengelegten Schwanzspitzen
- Totallänge [0,5 cm]: von der Schnauze bis zum Ende der Schwanzgabel.

Außerdem werden auffallende Merkmale der Haut protokolliert und Schuppen für die Altersbestimmung entnommen.

Anschließend wird der Fisch seziiert. Dafür wird zunächst linkseitig die Haut entfernt, die Muskulatur vollständig entnommen, klein geschnitten, gewogen [0,1 g] und in Flüssigstickstoff schockgefrostet (Abb. 3-2). Die linken Muskulaturen aller Brassens werden zusammen eingefroren.



Abb. 3-2: Sektion und Konservierung der Brassenmuskulatur

In den nächsten Schritten werden die Bauchdecke entfernt, die Innereien entnommen, die Leber seziiert, gewogen [0,1 g] und ebenfalls in Flüssigstickstoff schockgefrostet (Abb. 3-3). Die Lebern aller Brassen werden zusammen konserviert.



Abb. 3-3: Sektion der Brassenleber

Anschließend werden die Milz und die restlichen Innereien entnommen und gewogen [0,1 g], das Geschlecht bestimmt und Auffälligkeiten dokumentiert.

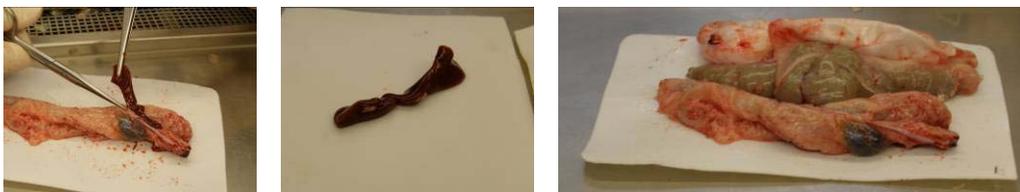


Abb. 3-4: Sektion der Milz und restliche Innereien

In den letzten Schritten werden die Niere seziiert und gewogen [0,1 g], die Kiemendeckel entnommen und zum Mazerieren in Wasser gelegt. Anhand der Jahresringe auf den Kiemendeckeln und den Schuppen wird später das Alter der Brassen bestimmt.



Abb. 3-5: Sektion der Niere, Entnahme der Kiemendeckel und Kiemendeckel-Knochen mit Jahresringen

Neben den direkt bestimmten biometrischen Parametern werden drei weitere abgeleitet. Der Korpulenzfaktor (KF) (RICKER 1975), der Hepatosomatische Index (HSI) und das Geschlechterverhältnis (GV) werden wie folgt definiert:

$$KF = \frac{100 * \text{Körpergewicht [g]}}{(\text{Gesamtlänge [cm]})^3} \quad (3.1)$$

$$HSI = \frac{100 * \text{Lebergewicht [g]}}{\text{Körpergewicht [g]}} \quad (3.2)$$

$$GV = \frac{\text{Anzahl Männchen}}{\text{Anzahl Weibchen}} \quad (3.3)$$

Die Angaben zum Geschlechterverhältnis beziehen sich auf eine Probenahme­fläche. Im Idealfall stehen diese Informationen von mindestens 20 Einzelindividuen pro Probenahme­fläche und Jahr (Ausnahme Belauer See) zur Verfügung. Tab. 3-1 zeigt eine Zusammen­stellung der Probenahmegebiete, Probenahme­flächen und der zur Verfügung stehenden Zeitreihen der biometrischen Parameter.

Tab. 3-1: Zeitreihen biometrischer Daten der einzelnen Probenahme­flächen

Probenahmegebiet	Probenahme­fläche	Zeitreihen
Bornhöveder Seengebiet	Belauer See	1988, 1990, 1992, 1997, 1999, 2001, 2003, 2005, 2007
Saarländischer Verdichtungsraum	Güdingen	1992, 1994-2008
	Rehlingen	1992, 1994-2008
Elbe	Prossen	1991, 1993-2008
	Barby	1991, 1993-2008
	Cumlosen	1991, 1993-2008
	Blankenese	1993-2008
	Zehren	1993-2008
Rhein	Weil	1995-2008
	Iffezheim	1995-2008
	Koblenz	1995-2008
	Bimmen	1995-2008
Dübener Heide	Saale	1995-2008
	Mulde	1995-2008
Donau	Ulm	2002-2008
	Kelheim	2002-2008
	Jochenstein	2002-2008

Insgesamt stehen die biometrischen Datensätze von 5326 Brassen zur Verfügung (Stand Juni 2009).

3.1.2 Rückstandsanalytische Daten und Daten der Messgrößen

Die Proben einer Fläche werden, wie in Kap. 2.3 beschrieben, zu einem Jahreshomogenat verarbeitet und in Teilproben à 10 g abgefüllt. Die Homogenate der Brassensmuskulatur werden im Real-Time-Monitoring auf verschiedene Elemente und organische Substanzen (Tab. 2-1) sowie die beiden Messgrößen Wasser- und Fettgehalt untersucht. Die bisher angewandten Analysemethoden dafür sind:

- Atomabsorptionsspektrometrie:
 - As (1990-1998), Se (1991-1998), Cu (1990-1998) und Hg (1992-1998) durch das Forschungszentrum (FZ) Jülich
 - Hg (1999-2008) durch das Fraunhofer Institut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie (IME) Schmallingenberg
- Elektrochemische Analyse:
 - Se (1991-1998) durch FZ Jülich
- Massenspektrometrie:
 - Cu (1990/93/97/98), Tl (1990-1998), Pb (1990-1998) durch FZ Jülich
 - Cu, Tl, Pb, As, Se (1999-2008) durch IME Schmallingenberg
- Gaschromatographie:
 - CKWs (1988-1998) durch Eurofins Hamburg und / oder das Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit (GSF) Neuherberg
 - CKWs (1999-2008), Fettgehalt (1991/1993-1999/2006/07/08) durch Eurofins GmbH Hamburg
- Gravimetrisch:
 - Fettgehalt (1991/1993-1998) durch GSF Neuherberg sowie (1988/90/92/1994-2007) durch Eurofins Hamburg
- Gefriertrocknung:
 - Wassergehalt (1990-1998) durch FZ Jülich sowie (1988/1999-2008) durch IME Schmallingenberg

Aus einem Homogenat werden in der Regel sechs Proben rückstandsanalytisch untersucht, so dass für jeden Analyt eines Jahreshomogenats sechs Analyseergebnisse zur Verfügung stehen. Als Maß für die Messunsicherheit der Ergebnisse gilt die Standardabweichung des Mittelwertes. Ist die Standardabweichung zu hoch, wird ein Test auf Ausreißer durchgeführt. Ausreißer werden aus dem Datensatz eliminiert.

Die Zeitreihen der routinemäßig untersuchten Stoffe in der Brassensmuskulatur (Tab. 2-1) entsprechen für die einzelnen Probenahmeflächen in der Regel denen der biometrischen Daten (Tab. 3-1). Neben diesen gibt es noch verschieden lange Zeitreihen zu den Elementen Calcium, Chrom, Mangan, Eisen, Kobalt, Nickel, Zink, Strontium, Rhodium, Platin, Phosphor und Schwefel sowie zu den Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) Phenanthren, Anthracen, Fluoranthren, Pyren, Benzo(b)naphtol[2,1-f]thiophen, Benzo[ghi]-

fluoranthren+Benzo[c]phenanthren, Benzo[a]anthracen, Chrysen+Triphenylen, Benzofluoranthene[b+j+k], Benzo[e]pyren, Perylen, Indeno[1,2,3-cd]pyren, Dibenz[a,h]anthracen, Benzo[ghi]perylen, Anthanthren und Coronen. Insgesamt stehen für die Matrix Brassensmuskulatur 47 574 Datensätze der Messgrößen und der rückstandsanalytischen Parameter zur Verfügung (Stand Juli 2009).

3.2 Auswahl und Definition der Eingangsgrößen

Aus der Vielzahl von biometrischen und rückstandsanalytischen Parametern sollen im Folgenden diejenigen ausgewählt werden, die für die Konzeptionierung des Referenzsystems geeignet erscheinen.

3.2.1 Biometrische Parameter

Nach der Standardarbeitsanweisung Brassens (KLEIN *et al.* 2003) stellen acht- bis zwölfjährige Individuen die Zielaltersklasse dar. Um zu prüfen, inwieweit die beprobten Individuen der Zielaltersklasse entsprechen, wird das Alter der Brassens anhand der Jahresringe auf dem Kiemendeckel-Knochen (siehe Abb. 3-5) bzw. auf den Schuppen bestimmt. Für jede Probenahme- und jedes Probenahmejahr werden das Gesamtgewicht und die Gesamtlänge der acht- bis zwölfjährigen Brassens statistisch ausgewertet, um bei den kommenden Probenahmen abschätzen zu können, innerhalb welcher Längen- bzw. Gewichtsklasse davon auszugehen ist, dass das Tier der Zielaltersklasse entspricht. Trotz dieser sehr guten Vorgaben kann nicht ausgeschlossen werden, dass ein Teil der 20 beprobten Individuen einer Probenahme-fläche jünger als acht bzw. älter als zwölf Jahre sind. Dementsprechend muss zunächst geklärt werden, ob die biometrischen Daten aller Individuen bzw. nur die Daten der acht- bis zwölfjährigen Brassens in den Datenpool des Referenzsystems eingehen.

Ein Referenzsystem für biometrische Parameter mit Referenzwerten als relative Vergleichsstandards erfüllt seinen Zweck der vergleichenden Bewertung nur dann, wenn die eingehenden Größen bestimmten Kriterien, also Standards entsprechen. Das bedeutet, wenn ein biometrischer Parameter altersabhängig ist, muss eine Altersklasse definiert werden, auf deren Basis die Referenzwerte für diesen Parameter ermittelt werden. Altersabhängig sind zunächst alle Parameter, die wachstumsabhängig sind bzw. die daraus abgeleiteten Parameter. Das sind alle biometrischen Größen mit Ausnahme des Geschlechts. Das daraus abgeleitete Geschlechterverhältnis ist jedoch alterabhängig. Bei jungen Brassens ist das Verhältnis von Männchen zu Weibchen nahezu ausgeglichen. Die Anzahl der Männchen

nimmt jedoch schneller ab als die der Weibchen, so dass in den älteren Altersklassen die Weibchen dominieren und damit das Geschlechterverhältnis kleiner Eins ist (BACKIEL & ZAWISZA 1968).

Da somit alle biometrischen Parameter abhängig vom Alter der Individuen sind, werden nur die acht- bis zwölfjährigen Brassens berücksichtigt. Damit reduziert sich die Anzahl der für die Auswertung zur Verfügung stehenden biometrischen Datensätze um etwa 41 % auf 3131. Abb. 3-6 zeigt die Altersverteilung der Brassens bezogen auf die Probenahmejahre (zur Erklärung der Box-und-Whisker-Plots siehe Abb. 3-8).

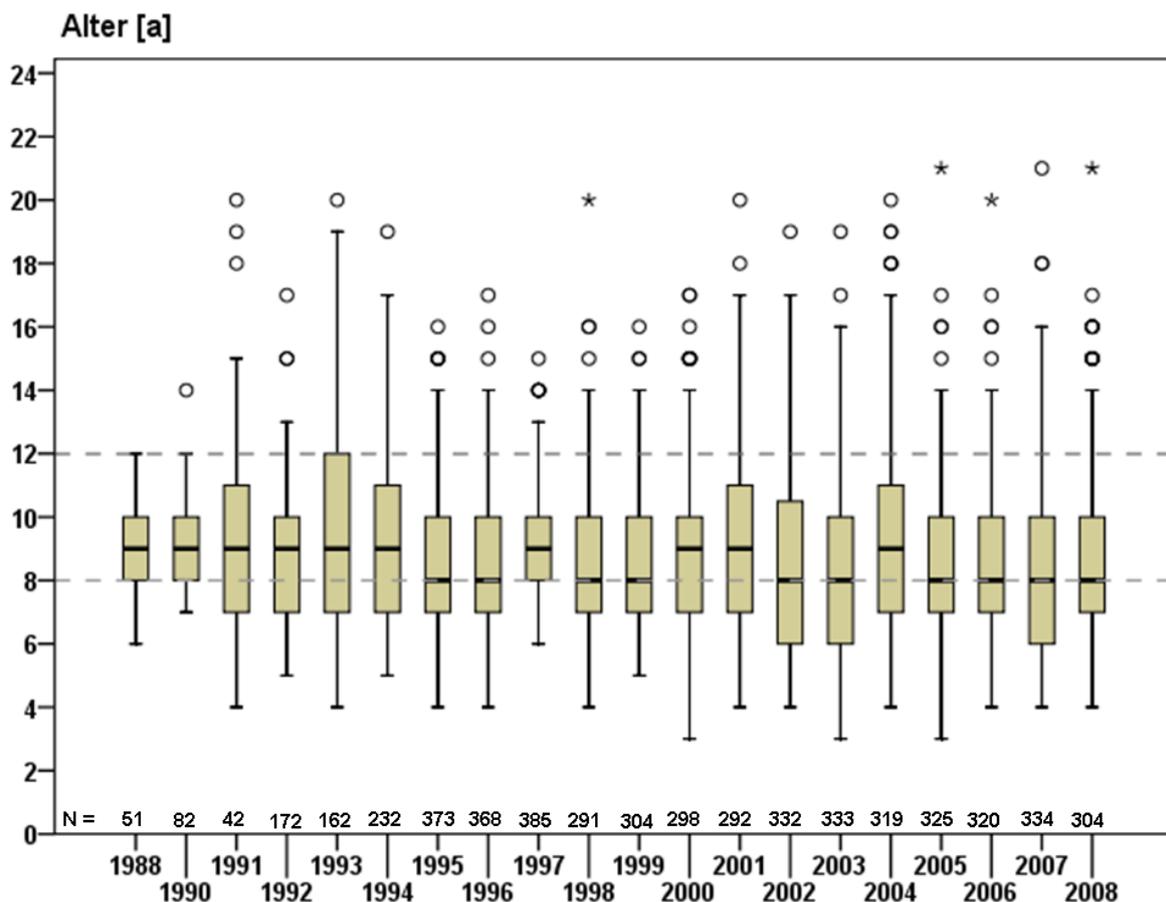


Abb. 3-6: Altersverteilung der Brassens bezogen auf die Probenahmejahre

Aus Abb. 3-7 wird deutlich, dass bei zwei Probenahmeflächen (Koblenz und Kelheim) mehr als die Hälfte der Brassens jünger als acht Jahre ist und daher die Daten nicht für die biometrische Auswertung genutzt werden können. Die PNF Koblenz wird bei der Ableitung der Referenzwerte deutlich unterrepräsentiert sein, da lediglich neun Prozent der Brassens der Zielaltersklasse entsprechen. Die Altersklasse acht bis zwölf Jahre wird am besten von den Probenahmeflächen Güdigen, Belauer See, Bimmen, Prossen, Zehren und Ulm repräsentiert (Abb. 3-7).

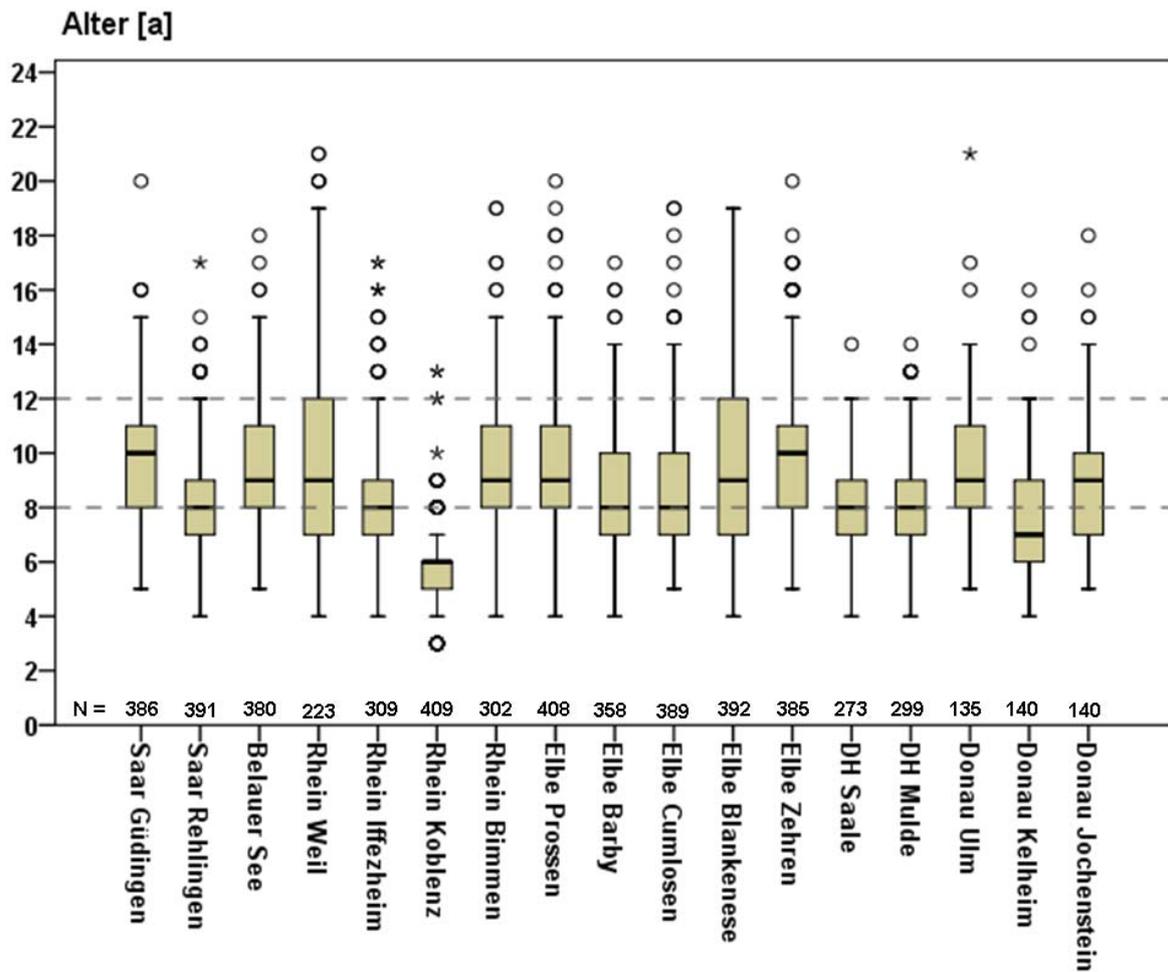


Abb. 3-7: Altersverteilung der Brassen bezogen auf die Probenahme-Flächen

Folgende biometrische Parameter gehen mit dem Kriterium, dass nur acht bis zwölfjährige Brassen berücksichtigt werden, in das Referenzsystem ein:

- Fischgewicht [g] = Gewicht
- Gesamtlänge [cm] = LC
- Totallänge [cm] = LT
- Lebergewicht [g] = Leber
- Milzgewicht [g] = Milz
- Nierengewicht [g] = Niere
- Gewicht der restlichen Innereien [g] = Innereien
- Korpulenzfaktor = KF
- Hepatosomatischer Index = HSI
- Geschlechterverhältnis = GV

3.2.2 Rückstandsanalytische Parameter und Messgrößen

Wie in Kap. 3.1.2 beschrieben, werden die rückstandsanalytischen Parameter sowie die Messgrößen Wasser- und Fettgehalt aus den Jahreshomogenaten einer Probenahme­fläche gewonnen. Somit stehen lediglich Daten der Mischproben und nicht, wie bei den biometrischen Parametern, Daten der Einzelindividuen zur Verfügung. Demzufolge wird bei den rückstandsanalytischen Parametern auch die Frage nach der Zugehörigkeit der Brassens zur Zielaltersklasse gegenstandslos. Der Einfluss, den ein möglicherweise anderes Akkumulationsverhalten von Brassens, die nicht der Zielaltersklasse entsprechen, auf die Analyseergebnisse ausübt, kann nicht quantifiziert werden.

Eine Prüfung der vorhandenen rückstandsanalytischen Daten hat gezeigt, dass lediglich für die routinemäßig im Real-Time-Monitoring untersuchten Stoffe ausreichend lange und auch geschlossenen Zeitreihen zur Verfügung stehen, die für den Datenpool des Referenzsystems geeignet erscheinen. Das sind folgende rückstandsanalytische Parameter:

- Elemente:
 - Kupfer = Cu
 - Quecksilber = Hg
 - Thallium = Tl
 - Blei = Pb
 - Arsen = As
 - Selen = Se

- Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW): Organochlorpestizide
 - Pentachlorbenzol = PCB(z)
 - Hexachlorbenzol = HCB
 - alpha-Hexachlorcyclohexan = α -HCH
 - betha-Hexachlorcyclohexan = β -HCH
 - gamma-Hexachlorcyclohexan (Lindan) = γ -HCH
 - Heptachlor = HC
 - Aldrin
 - Dieldrin
 - Octachlorstyrol = OCS
 - Heptachlorepoxyd (Summenparameter) = HE
 - Heptachlorepoxyd, cis-Isomer = HE cis
 - Heptachlorepoxyd, trans-Isomer = HE trans
 - p,p - Dichlordiphenyldichlorethen = p,p-DDE
 - p,p - Dichlordiphenyldichlorethan = p,p-DDD
 - p,p - Dichlordiphenyltrichlorethan = p,p-DDT
 - o,p - Dichlordiphenyltrichlorethan = o,p-DDT

- Chlorierter Kohlenwasserstoffe (CKW): Polychlorierte Biphenyle (PCB)
 - PCB 28
 - PCB 52
 - PCB 101

- PCB 118
- PCB 138
- PCB 153
- PCB 180
- Messgrößen
 - Fettgehalt = Fett
 - Wassergehalt = Wasser

3.3 Statistische Verfahren zur Ableitung von Referenzwerten

Referenzwerte wurden häufig mit Hilfe von Lagemaßen abgeleitet. So bestimmte bereits die Zentrale Erfassungs- und Bewertungsstelle für Umweltchemikalien (ZEBS) 1979 ihre Richtwerte aus Perzentilangaben, "..., wobei je nach Lage der Dinge ein Perzentil zwischen der 85%- und 100%-Grenze mehr oder weniger willkürlich ausgewählt wurde." (KÄFERSTEIN *et al.* 1979, S. 22). Willkür ist aber kein Kriterium, das zur Bestimmung von relativen Vergleichstandards herangezogen werden sollte, so dass die Vorgehensweise der ZEBS eher fragwürdig erscheint.

Die International Federation of Clinical Chemistry (IFCC) hat von 1987 bis 1991 sechs Empfehlungen zur Theorie von Referenzwerten herausgegeben (DYBKØER & SOLBERG 1987; PETITCLERK & SOLBERG 1987; SOLBERG 1987b, 1987a; SOLBERG & PETITCLERK 1988; SOLBERG & STAMM 1991). Um Verwechslungen mit den in dieser Arbeit verwendeten Begriffen zu vermeiden, werden im Folgenden die in SOLBERG (1987a) definierten Begriffe "Reference values" hier als "Analysewerte" bzw. "Reference limits" als "Referenzwerte" bezeichnet. Das Referenzintervall ist das Intervall zwischen zwei Referenzwerten, das diese mit einschließt (SOLBERG 1987a). Nach SOLBERG (1987b) sollte es die zentralen 95% der Analysewertverteilung umfassen. Dementsprechend werden die Referenzwerte als das 0,025 und das 0,975 Quantil (=Fraktile) bestimmt. Für jeden Referenzwert sollte das zweiseitige 0,90 Konfidenzintervall angegeben werden, damit deutlich wird, innerhalb welches Wertebereiches der wahre Referenzwert mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,90 gefunden wird.

Zur Ableitung der Quantile präferiert SOLBERG (1987b) die nicht-parametrischen Verfahren. Diese sind besonders bei geringen Stichprobenumfängen zwar ungenauer, aber die Unsicherheit, ob die beobachtete Verteilung einer Normalverteilung bzw. die Transformation der Verteilung einer Normalverteilung entspricht, wiegt diese Ungenauigkeit wieder auf. Das α -Quantil und das $(1-\alpha)$ -Quantil kann nur abgeleitet werden, wenn α größer als $1/N$ ist, wobei

N die Anzahl der Analysewerte ist. Demzufolge sollte bei der Bestimmung der 0,025- und 0,975-Quantile die Anzahl der Werte mindestens 40 betragen, wobei SOLBERG (1987b) aber gleichzeitig darauf hinweist, dass für zuverlässig Ergebnisse mindestens 120 Analysewerte wünschenswert wären. Je weniger Analysewerte zur Verfügung stehen, umso breiter wird das Konfidenzintervall und umso ungenauer werden die Referenzwerte.

Das von SOLBERG (1987b) beschriebene nicht-parametrische Verfahren ist ein Rang-basierendes Verfahren. Bei diesem werden die Analysewerte aufsteigend sortiert und ihnen wird ein Rang zugewiesen, so dass der niedrigste Wert den Rang 1 erhält. Die Rangnummern (R) des 0,025-Quantils und des 0,975-Quantils werden wie folgt berechnet:

$$R_{0,025} = 0,025 * (N + 1) \quad (3.4)$$

$$R_{0,975} = 0,975 * (N + 1) \quad (3.5)$$

Der Analysewert, welcher der Rangnummer des 0,025-Quantils zugeordnet ist, entspricht dem unteren Referenzwert, falls die Rangnummer eine Ganzzahl ist. Ist sie keine Ganzzahl, wird der Referenzwert aus zwei Analysewerten interpoliert. Der obere Referenzwert wird in gleicher Weise durch die Rangnummer des 0,975-Quantils bestimmt. SOLBERG (1987b) stellt die Rangnummern des 0,90-Vertrauensbereiches für den unteren Referenzwert dar und gibt die Möglichkeit, den oberen Referenzwert zu berechnen, jedoch nur für Stichprobengrößen von 119 bis 1000 Analysewerte.

Um beobachtete Werte in Relation zu den Referenzwerten setzen zu können, gibt es nach DYBKØER & SOLBERG (1987) verschiedene Möglichkeiten. Eine Form der Darstellung ist eine dreiteilige Klassifizierung:

- ungewöhnlich niedrig: Werte, niedriger als der untere Referenzwert (0,025-Quantil)
- gewöhnlich: Werte zwischen oder gleich den beiden Referenzwerten
- ungewöhnlich hoch: Werte, höher als der obere Referenzwert (0,975-Quantil).

Bei einer weiteren Form der Darstellung werden die Analysewerte auf der x-Achse gegen die Quantile auf der y-Achse abgetragen, so dass eine kumulative Verteilungskurve entsteht. Mit Hilfe der Kurve können nun beobachtete Werte dahingehend interpretiert werden, wie viel Prozent der Referenzpopulation gleich hohe bzw. niedrigere Analysewerte aufweisen.

Zusätzlich zum IFCC-Referenzintervall bestimmen CHRISTENSEN *et al.* (1993) und CHRISTENSEN (1995) ein verteilungsfreies, einseitiges 95% und 90% Toleranzintervall. Das Toleranzintervall wird durch ein 95% bzw. 90% Abdeckungsintervall mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,95 und 0,90 ergänzt. Nach KIRKPATRICK (1977) umfasst das Toleranzintervall ($p \pm d$) der Werte mit folgenden festgelegten Wahrscheinlichkeiten:

- Die Wahrscheinlichkeit ist β , dass der Intervall zwischen $(p - d)$ und $(p + d)$ der Werte enthält.

- Die Wahrscheinlichkeit ist $\gamma = (1 + \beta) / 2$, dass der Intervall mindestens $(p - d)$ der Werte enthält.
- Die Wahrscheinlichkeit ist $\delta = 1 - \gamma = 1 - (1 + \beta) / 2 = (1 - \beta) / 2$, dass der Intervall mehr als $(p + d)$ der Werte enthält.

Zur Bestimmung der verteilungsfreien einseitigen Toleranzwerte werden die Analysewerte in aufsteigender Reihenfolge sortiert. Der einseitige untere Toleranzwert ist der m -kleinste Wert und der einseitige obere Toleranzwert ist der m -größte Wert, wobei m aus den Vorgaben von KIRKPATRICK (1977) interpoliert wird.

Der von der IFCC geforderte Stichprobenumfang von 120 Analysewerten für zuverlässige Referenzwerte (SOLBERG 1987b) und das damit verbundene Problem, dass dieser Umfang nicht immer zur Verfügung steht, wird 1997 von der International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC) aufgegriffen. Nach POULSEN *et al.* (1997), sollte zusätzlich zum IFCC-Referenzintervall ein sog. Abdeckungsintervall mit einer festgelegten Abdeckungsunsicherheit bestimmt werden. Das Abdeckungsintervall mit einer Erwartung von $\beta = 0,95$ definiert das Intervall zwischen den Werten (A und B), das im Durchschnitt 95% der Verteilung abdeckt. Die Unsicherheit des Abdeckungsintervalls wird durch die Abdeckungsunsicherheit (δ) mit einer Wahrscheinlichkeit von 0,95 ausgedrückt, d.h. der Intervall [A;B] deckt durchschnittlich 95% der Verteilung ab und die Wahrscheinlichkeit, dass der Intervall zwischen $(0,95 - \delta)$ und $(0,95 + \delta)$ der Verteilung abdeckt, beträgt mindestens 0,95. POULSEN *et al.* (1997) präferieren ein nicht-parametrisches Verfahren zur Bestimmung des 0,95 Abdeckungsintervalls, insbesondere bei einem geringen Stichprobenumfang.

Bei diesem Verfahren werden die Analysewerte in aufsteigender Reihenfolge sortiert. Dann wird die Anzahl der Werte (m), die mit der Erwartung (β) und der Wahrscheinlichkeit (γ) außerhalb des Abdeckungsintervalls liegen, interpoliert. Dies geschieht nach der Vorgabe von KIRKPATRICK (1977) basierend auf der Anzahl der Analysewerte. Bei einem zweiseitigen Abdeckungsintervall wird m wie folgt definiert:

$$m = m_{low} + m_{up} \quad (3.6)$$

m_{low} = Anzahl der Werte unterhalb des unteren Referenzwertes und
 m_{up} = Anzahl der Werte oberhalb des oberen Referenzwertes.

Um ein zentrales Abdeckungsintervall zu erhalten, sollte die Anzahl der Werte unterhalb des Intervalls (m_{low}) gleich der Anzahl der Werte oberhalb des Intervalls (m_{up}) sein.

Das Abdeckungsintervall der IUPAC und der Referenzintervall der IFCC stimmen bei einem großen Stichprobenumfang gut überein. Bei einem Stichprobenumfang von nur 50 Werten ist die Übereinstimmung nicht mehr so hoch, so dass die Interpolation nach der IFCC wohl

genauer als das IUPAC-Verfahren ist (POULSEN *et al.* 1997). POULSEN *et al.* (1997) empfehlen, die Abdeckungsunsicherheit trotzdem zu bestimmen.

Widersprüchlich in diesem Zusammenhang ist jedoch, dass ausgerechnet bei den empfohlenen nicht-parametrischen Verfahren, nach SOLBERG (1987b) ein Mindest-Stichprobenumfang von 119 Werten erforderlich ist.

Das Umweltbundesamt (UBA) lehnt sich bei der Ableitung ihrer Referenzwerte an die IUPAC-Empfehlungen (POULSEN *et al.* 1997) an (UMWELTBUNDESAMT 1996a). Bei einem einseitigen Referenzintervall empfiehlt die Kommission als oberen Referenzwert das 95. Perzentil (P95) der Analysewerte der Stoffkonzentrationen in dem entsprechenden Körpermedium der Referenzpopulation. Ist ein zweiseitiges Referenzintervall erforderlich, bildet das 5. Perzentil (P5) den unteren Referenzwert. Zur Abschätzung der Vertrauenswürdigkeit wird das 0,95-Konfidenzintervall für die entsprechenden Perzentile angegeben. Die Verfahren beruhen auf der Annahme einer nicht-zentralen t-Verteilung.

KRISTIANSEN *et al.* (1997) bestimmen zur Ableitung der Referenzwerte sowohl das IFCC-Referenzintervall und als auch das IUPAC-Abdeckungsintervall mit einer entsprechenden Abdeckungsunsicherheit. BISSÉ *et al.* (2005) leiten den IFCC-Referenzintervall ab und stellen diesen zusätzlich mit dem 5., 10., 25., 50., 75., und 95. Perzentil der Analysewerte graphisch dar.

Im Bereich der Bodenkunde werden Referenzwerte z.B. dahingehend genutzt, dass mit ihrer Hilfe Gebiete mit großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten (GSE) im Boden festgestellt werden. Diese Art von Referenzwerten wird auch als Hintergrundwerte bezeichnet. Das Zentrum für Umweltmessungen, Umwelterhebungen und Gerätesicherheit Baden-Württemberg (UMEG) empfiehlt zur Ableitung der GSE-Hintergrundwerte folgendes Vorgehen (UMEG ZENTRUM FÜR UMWELTMESSUNGEN UMWELTERHEBUNGEN UND GERÄTESICHERHEIT BADEN-WÜRTEMBERG 2003):

- Bestimmung des 10., 50. und des 90. Perzentils (Art der Berechnung nicht relevant)
- bei kleinen, heterogenen Datensätzen folgendes Verfahren:

$$p.\text{Perzentil} = (1 - f) * k + f * k + 1 \quad (3.7)$$

$$v = np / 100 + 0,5 v$$

p : Perzentil

k : Rangplatz in einer vom kleinsten zum größten Wert sortierten Datenreihe, ganzzahliger Teil von v

f : Dezimalzahl von v

n : Probenanzahl

- Extremwerte bestimmen und entfernen

$$\text{Extremwertgrenze} = 50.\text{Perzentil} + 5 * (75.\text{Perzentil} - 25.\text{Perzentil}) \quad (3.8)$$

- bei einer homogenen Häufigkeitsverteilung können ab 20 Proben die Hintergrundwerte bestimmt werden
- ab 50 Proben liegt eine sichere Berechnung der Hintergrundwerte vor
- Hintergrundwert = Wert des 90. Perzentils

REIMANN *et al.* (2005) haben verschiedene Methoden verglichen, die in der Geochemie angewandt werden, um Hintergrundwerte zu bestimmen und Ausreißer und damit Anomalien zu erkennen. Das häufig eingesetzte Verfahren

$$\text{Hintergrund-Intervall} = \text{Mittelwert} \pm 2 * \text{Standardabweichung} \quad (3.9)$$

ist nach REIMANN *et al.* (2005) nicht geeignet, da Mittelwert und Standardabweichung äußerst stark von Ausreißern beeinflusst werden. Geochemische Daten weisen besondere Eigenschaften auf:

- Die Daten sind räumlich abhängig (je dichter die Probenahmeflächen, umso größer die Wahrscheinlichkeit, dass die Proben vergleichbare Analyseergebnisse zeigen) - klassische statistische Verfahren setzen unabhängige Proben voraus.
- An jeder Probenahmefläche haben eine Vielzahl von Prozessen Einfluss auf die Analyseergebnisse der Proben – für viele statistische Tests ist es notwendig, dass die Proben aus derselben Verteilung stammen, was aber nicht möglich ist, wenn verschiedene Prozesse die verschiedenen Proben beeinflusst haben.

Daher sollten Verfahren angewandt werden, die nicht auf Voraussetzungen, wie Unabhängigkeit der Stichproben und Normalverteilung basieren. Insbesondere die Normalverteilung ist eine Voraussetzung, die regionale geochemische Daten und Umweltdaten nur selten erfüllen – oft auch nicht nach einer Transformation (REIMANN & FILZMOSE 1999). REIMANN *et al.* (2005) empfehlen die Boxplots nach TUKEY (1977) zur Identifizierung von Ausreißern, zur Darstellung der Datenverteilung, Kurtosis, Schiefe, Zentrum und Schwankungsbreite sowie zur Schätzung des Hintergrund-Intervalls, wenn der Anteil der Ausreißer weniger als 10% beträgt. Bei einem größeren Anteil an Ausreißern sollte der Mittelwert in Formel 3.9 durch den Median und die Standardabweichung durch den Median der absoluten Abweichungen vom Median (*medmed*) ersetzt werden, so dass der Hintergrund-Intervall wie folgt berechnet werden kann:

$$\text{Hintergrund-Intervall} = \text{Median} \pm 2 * \text{medmed} \quad (3.10)$$

Die Verwendung des 98. Perzentils zur Bestimmung der Hintergrundwerte ist für REIMANN *et al.* (2005) akzeptabel.

Die von REIMANN *et al.* (2005) empfohlenen Box-and-Whisker-Plots nach TUKEY (1977), im Folgenden nur noch als Boxplots bezeichnet, sind die abgewandelte graphische Darstellung der 5-Zahlen-Zusammenfassung. Dabei werden zunächst alle Werte in auf- oder absteigender Reihenfolge sortiert und erhalten dadurch ihren Rang. Auf halber Strecke vom

Maximum zum Minimum liegt der Median, der den Datensatz in zwei gleich große Teile teilt. Auf halber Strecke vom Maximum zum Median bzw. vom Minimum zum Median liegen die sog. Hinges. Die 5-Zahlen-Zusammenfassung setzt sich aus den Werten des Medians, der Hinges, des Maximums und des Minimums zusammen. Die Box des Boxplots wird zwischen dem oberen und unteren Hinge gezeichnet. Sie umfasst 50% der Werte und beschreibt die innere Spannweite der Verteilung, die sog. H-Spread. Die H-Spread wird auch als Interquartilabstand (*IQR*) bezeichnet, als Formel ausgedrückt:

$$H\text{-Spread} = IQR = \text{oberes Quartil } (q3) - \text{unteres Quartil } (q1) \quad (3.11)$$

Der Median, der in der Box liegt, wird als vertikale Linie eingetragen. Der größte Wert, der noch kein Ausreißer ist, bildet den oberen Whisker; der kleinste Wert, der noch kein Ausreißer ist, den unteren. Ausreißer sind alle Werte, die zwischen dem Inner Fence ($f1$ und $f3$) und dem Outer Fence ($F1$ und $F3$) liegen. Weite Ausreißer, im Folgenden nur noch als Extremwerte benannt, sind Werte, die außerhalb des Outer Fence liegen. Inner und Outer Fence sind wie folgt definiert (SCHWERTMANN *et al.* 2004):

$$f1 = q1 - 1,5 * H\text{-Spread}; f3 = q3 + 1,5 * H\text{-Spread} \quad (3.12)$$

$$F1 = q1 - 3 * H\text{-Spread}; F3 = q3 + 3 * H\text{-Spread} \quad (3.13)$$

In Abb. 3-8 ist ein Boxplot mit den dazugehörigen Elementen dargestellt.

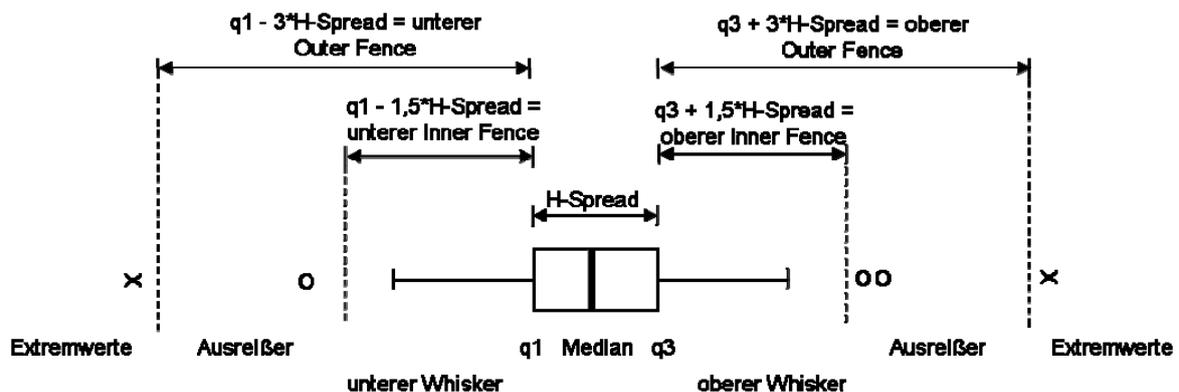


Abb. 3-8: Boxplot mit seinen Elementen (nach KÜRZL 1988, stark verändert)

Ein sehr großer Vorteil des Boxplots ist seine Robustheit gegenüber Ausreißern. Bis zu 25% der Werte kann beliebig groß (=wild) sein, ohne den Median, die Hinges sowie den Inner und Outer Fence besonders zu beeinflussen (EMERSON & STRENIO 1983; KÜRZL 1988).

Im Jahresbericht 2004 der Projektgruppe UPB der Universität Trier haben KLEIN *et al.* (2005) nach den Empfehlungen von PAULUS (2003) eine Methode zur Ableitung von Referenzwerten erarbeitet. Dabei bilden die Stoffkonzentrationen in der Muskulatur und in

der Leber sowie die biometrischen Daten der Brassens aller 17 Probenahme­flächen der Jahre 2002 und 2003 die Datenbasis. Aus den Konzentrationen eines Stoffes wird für die entsprechende Matrix anhand der Box des Boxplots drei Klassen gebildet, die durch das untere und das obere Quartil voneinander abgegrenzt sind. Die Werte unterhalb des unteren Quartils stellen den unteren Konzentrationsbereich dar, die Werte zwischen unteren und oberem Quartil entsprechen dem mittleren Konzentrationsbereich und die Werte oberhalb des oberen Quartils bilden den hohen Konzentrationsbereich. Gleiches wird analog dazu mit den biometrischen Parametern durchgeführt, nur dass hier die Einzelwerte der Individuen in die Berechnung eingehen.

Die Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe (ARGE Elbe) hat zur Schadstoffüberwachung der Elbe mit der Fischart Brassens ein Klassifizierungssystem entwickelt, um Befunde des Schadstoffmonitorings für Biota in der Elbe einstufen zu können (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) 2000). Das Klassifizierungssystem basiert in Anlehnung an die Wasserrahmenrichtlinie auf fünf Belastungsklassen: sehr gut (1), gut (2), mäßig (3), unbefriedigend (4) und schlecht (5). Die Berechnungen beruhen auf den Analyseergebnissen von Einzelindividuen. Grundlage der Abgrenzung der Belastungsklasse 1 ist die schwermetallspezifische Hintergrundbelastung (HGB_{SM}) und die Hintergrundbelastung Xenobiotika (HGB_{Xen}):

$$HGB_{SM} = BW * [1 - (F_{SM} / 10)] \quad [\mu\text{g}/\text{kg FG}] \quad (3.14)$$

BW = Basiswert (MW + Standardabweichung)
 F_{SM} = schwermetallspezifischer Wichtungsfaktor

$$HGB_{Xen} = BW * [1 - (F_{Xen} / 10)] \quad [\mu\text{g}/\text{kg Fett}] \quad (3.15)$$

F_{Xen} = stoffspezifische log P_{OW} -Werte

Die Basiswerte sind die arithmetischen Mittelwerte der Analyseergebnisse der Einzelindividuen der Referenzgewässer, korrigiert um die einfache Standardabweichung, so dass 80% der Analyseergebnis abgedeckt werden. Die schwermetallspezifischen Wichtungsfaktoren wurden in Anlehnung an (WACHS 1994) auf Grundlage der Fischtoxizität der Schwermetalle ermittelt. Als Wichtungsfaktor der organischen Schadstoffe wird der stoffspezifische n-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient eingesetzt. Die HGB-Werte bilden die Obergrenze der Belastungsklasse 1.

Die Belastungsklasse 4 wird als ökologisch nicht mehr tolerierbar definiert. Zur Abgrenzung dieser Klasse werden die Fischgrenzwerte für Schwermetalle nach WACHS (1996) bzw. für die Xenobiotika der stoffspezifische q3-Wert aus allen Individuen verwendet. Die übrigen Klassengrenzen werden mit Hilfe einer Clusteranalyse ermittelt. Die Schadstoffgehalte

werden als arithmetischer Mittelwert der Probenahme­flächen in die Belastungsklassen übertragen.

Fazit

Anhand der ausgewerteten Literatur lassen sich im Wesentlichen drei Klassifizierungssysteme mit den Referenzwerten als Klassengrenzen herausstellen:

- zwei Klassen getrennt durch einen Referenzwert
- drei Klassen getrennt durch einen oberen und einen unteren Referenzwert
- fünf Klassen getrennt durch vier Referenzwerte

Das Zwei-Klassen-System basiert darauf, dass sog. Hintergrundwerte als "normale Werte" von höheren Werten als "Anomalien" getrennt werden. Die Klassengrenze ist z.B. das 90. Perzentil (P90) (UMEG ZENTRUM FÜR UMWELTMESSUNGEN UMWELTERHEBUNGEN UND GERÄTESICHERHEIT BADEN-WÜRTTEMBERG 2003) oder das 95. Perzentil (P95) (UMWELTBUNDESAMT 1996a).

Bei dem Drei-Klassen-System wird ein "normaler mittlerer Bereich" von außergewöhnlich hohen bzw. außergewöhnlich niedrigen Werten getrennt. Die Klassen können durch Perzentile voneinander abgegrenzt werden, z.B. P5 und P95 (UMWELTBUNDESAMT 1996a), P2,5 und P97,5 (SOLBERG 1987b) bzw. 25. Perzentil (P25) und 75. Perzentil (P75) (KLEIN *et al.* 2005). Es können aber auch einfach Ausreißer definiert werden, z.B. auf der Basis der Boxplots nach TUKEY (1977) oder als Median +/- zweifache Absolute Mediale Abweichung (REIMANN *et al.* 2005), deren kleinster möglicher Wert die obere Klasse von der mittleren trennt bzw. deren größter möglicher die untere von der mittleren Klasse trennt.

Bei dem von der ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) (2000) verwendeten Fünf-Klassen-System werden eine Hintergrundbelastung und eine nicht mehr tolerierbare Belastung definiert (Fischgrenzwerte nach WACHS (1996) für Schwermetalle bzw. P75 für Xenobiotika) und die anderen Klassen durch Clusterbildung getrennt.

Für ein nationales Referenzsystem auf der Basis von Referenzwerten, das die aktuelle Belastungssituation beschreibt, erscheint ein Zwei-Klassen-System nicht differenziert genug, da lediglich ein breiter Bereich der Hintergrundkonzentrationen gegen außergewöhnlich hohe Werte abgegrenzt wird. Damit würden bei einer Bewertung von in Biota gemessenen Schadstoffkonzentrationen bzw. bei einer Bewertung biometrischer Parameter zu viele Informationen in der breiten Klasse der Hintergrundwerte verschwinden. Gleiches gilt für ein Drei-Klassen-System, da nur die Randbereiche der Verteilung mit den sehr hohen oder sehr niedrigen Werten abgegrenzt werden. Bei einem Drei-Klassen-System, dessen Klassengrenzen beim unteren und oberen Quartil liegen, gehen wiederum die Informationen bezüglich der sehr hohen oder niedrigen Werte in der oberen und unteren Klasse verloren.

Die Daten der Umweltprobenbank erheben den Anspruch der Repräsentativität für Deutschland. Dementsprechend sollten auf Grundlage dieser Daten anthropogene Hintergrundkonzentrationen bzw. sehr hohe Konzentrationen sowie optimale und pessimale Lebensbedingungen aufgezeigt werden können. Anthropogene Hintergrundkonzentration wird hier als die (Mindest)Konzentration eines Xenobiotika verstanden, die zu einem bestimmten Zeitpunkt immer nachweisbar ist. Des Weiteren sollte eine Differenzierung der "breiten Mitte" möglich sein, um möglichst viele, aber statistisch noch vertretbare Informationen zu erhalten. Von einer Überdifferenzierung der Datensätze ist abzuraten, da das System sonst unübersichtlich werden würde.

Es ist daher ein Fünf-Klassen-System, wie es von der ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) (2000) und auch bei der Bewertung des ökologischen Zustands entsprechend der WRRL verwendet wird, anzustreben. Die rein statistisch abgeleiteten Referenzwerte bilden die Grenzen zwischen den Klassen. Die so bestimmten Klassen ermöglichen keine Bewertung hinsichtlich einer Gefährdung der Individuen oder des Ökosystems durch Schadstoffkonzentrationen und auch keine Bewertung hinsichtlich kritischer biometrischer Größen. Durch die Abgrenzung der fünf Klassen soll lediglich eine vergleichende Bewertung ermöglicht werden. Die Nomenklatur der fünf Klassen sieht daher bei den rückstandsanalytischen Parametern wie folgt aus:

- Referenzbereich I (RB I) = außergewöhnlich niedriger Konzentrationsbereich (= Bereich der Hintergrundkonzentration für Xenobiotika)
- Referenzbereich II (RB II) = niedriger Konzentrationsbereich
- Referenzbereich III (RB III) = mittlerer Konzentrationsbereich
- Referenzbereich IV (RB IV) = erhöhter Konzentrationsbereich
- Referenzbereich V (RB V) = außergewöhnlich hoher Konzentrationsbereich.

Analog zur Nomenklatur bei den rückstandsanalytischen Parametern werden die fünf Klassen der biometrischen Parameter und der Messgrößen benannt:

- RB I = außergewöhnlich niedriger Wertebereich
- RB II = niedriger Wertebereich
- RB III = mittlerer Wertebereich
- RB IV = erhöhter Wertebereich
- RB V = außergewöhnlich hoher Wertebereich.

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass für natürlich vorkommende Stoffe der Referenzbereich I rein statistisch den außergewöhnlich niedrigen Konzentrationsbereich darstellt. Dieser hat nichts mit der geogenen Hintergrundkonzentration zu tun, die regional stark schwanken kann.

Die fünf Referenzbereiche werden folgendermaßen voneinander abgegrenzt:

- $RB I \leq \text{Referenzwert I (RW I)}$
- $RW I < RB II \leq \text{Referenzwert II (RW II)}$
- $RW II < RB III \leq \text{Referenzwert III (RW III)}$
- $RW III < RB IV \leq \text{Referenzwert IV (RW IV)}$
- $RW IV < RB V$ $RB V$ ist damit nach oben offen.

Da das von der ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) (2004) angewandte Verfahren zur Abgrenzung der fünf Klassen zum Teil auf toxikologische Kriterien basiert, muss es für die Ableitung von Referenzwerten im Sinne dieser Arbeit ausgeschlossen werden. Zudem würde die Clusteranalyse bei relativ homogenen Datensätzen vermutlich keine fünf Cluster ausweisen, bei sehr heterogenen Datensätzen könnten mehr Cluster ausgewiesen werden.

Aus den in diesem Kapitel vorgestellten Verfahren ergeben sich drei Möglichkeiten, die vier Referenzwerte abzuleiten:

- Perzentile
 - $RW I = P5$ oder $P2,5$
 - $RW II = P25$
 - $RW III = P75$
 - $RW IV = P95$ oder $P97,5$
- Boxplot: Box und Whisker
 - $RW I = \text{unterer Whisker}$
 - $RW II = q1$
 - $RW III = q3$
 - $RW IV = \text{oberer Whisker}$
- Boxplot: Box und Inner Fence
 - $RW I = \text{unterer Inner Fence (f1)}$
 - $RW II = q1$
 - $RW III = q3$
 - $RW IV = \text{oberer Inner Fence (f3)}$

3.4 Auswahl des statistischen Verfahrens

Wie in Kap. 3.3 beschrieben, stehen drei Verfahren zur Wahl: Perzentile, Box und Whisker bzw. Box und Inner Fence. Um zu prüfen, welches dieser Verfahren am besten zur Ableitung von Referenzwerten im Sinne dieser Arbeit geeignet ist, müssen zunächst einige generelle Festlegungen getroffen werden.

3.4.1 Generelle Festlegungen

Individual- und Homogenatdaten

Aus den Kapiteln 3.2.1 und 3.2.2 wird deutlich, dass für die biometrischen Parameter Daten von Einzelindividuen und für die analytischen Parameter Daten aus Homogenatproben zur Verfügung stehen. In die Homogenate einer Probenahme­fläche gehen die gesamten linken Muskulaturen ein, so dass die Einwaage je Fisch in Abhängigkeit vom Filetgewicht schwankt. Die rückstandsanalytisch bestimmte Konzentration eines Stoffes im Homogenat ist also abhängig von der Einwaage und der Konzentration des Stoffes der Einzelindividuen und ist damit das gewichtete arithmetische Mittel der Einzelproben.

Die biometrischen Daten der Einzelindividuen könnten ebenfalls zu einem parameterspezifischen arithmetischen Mittel verdichtet werden bzw. es könnte der Median ermittelt werden. Dann würde, wie bei den rückstandsanalytischen Parametern, ein Wert pro Probenahme­fläche in den Datenpool des Referenzsystems eingehen. Sowohl beim arithmetischen Mittel als auch beim Median wäre der Informationsverlust sehr hoch, so dass es wenig sinnvoll erscheint, die biometrischen Daten auf einen Wert je Parameter und Probenahme­fläche zu verdichten. Einzige Ausnahme stellt das Geschlechterverhältnis dar, das aus den Einzelangaben der Individuen der PNF in dem entsprechendem Jahr nach Formel 3.3 berechnet wird.

Somit gehen für die biometrischen Parameter die Werte der Einzelindividuen und für die analytischen Parameter die Werte der Homogenatproben in den Datenpool des Referenzsystems ein. Obwohl die tatsächliche Anzahl der Individuen pro Probenahme­fläche bei den biometrischen und analytischen Parametern identisch ist, steht bei den analytischen Parametern und dem Geschlechterverhältnis nur ein Wert pro Jahr und Probenahme­fläche und in der Regel zwischen null und zwanzig in Abhängigkeit vom Alter der Individuen für die biometrischen Parameter zur Verfügung.

Beginn der Zeitreihe

Weiterhin muss geklärt werden, ab welchem Jahr die biometrischen und rückstandsanalytischen Daten in den Datenpool eingehen. Aus Tab. 3-1 wird deutlich, dass für die einzelnen Probenahmegebiete verschieden lange Zeitreihen zur Verfügung stehen. So liegen für die Elbe ab 1993, für die Saar ab 1994, für den Rhein und die Dübener Heide ab 1995, für das Bornhöveder Seengebiet ab 1997 und für die Donau ab 2002 geschlossene Zeitreihen vor.

Dem Bornhöveder Seengebiet kommt eine besondere Bedeutung zu, da es zum einen den trägen Ökosystemen zugeordnet und daher nur alle zwei Jahre beprobt wird (vgl. Tab. 3-1) und da es zum anderen mit dem Belauer See die einzige Probenahme­fläche aufweist, die

einen See repräsentiert. Das Bornhöveder Seengebiet ist ein landwirtschaftlich genutztes Gebiet, das in erster Linie durch Äcker und Weiden geprägt wird (PFEIFFER 2000). Daher sind am ehesten diffuse Einträge aus der Landwirtschaft, in erster Linie Stickstoff und eventuell Pestizide in geringerem Umfang, in den Belauer See zu erwarten. Der Belauer See wird von der Alten Schwentine durchflossen, die ihn im Süden als ausgebaute begradigte Flussstrecke mit dem Schmalensee und im Norden über den Mühlenstau der Perdöler Mühle mit dem Stolper See verbindet. Die Alte Schwentine ist der einzige bedeutende Zufluss des Belauer Sees, in den sonst lediglich kleine Bewässerungsgräben gelangen (VENBRÜGGE 1988). Es kann demnach angenommen werden, dass der Belauer See im Vergleich mit den großen Fließgewässersystemen, wie Elbe und Rhein, weitaus geringere Konzentrationen an Schadstoffen aufweist.

Bereits die ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) (2000) hat den Belauer See als Referenzgewässer, außer für DDT-Metabolite und PCB-Kongenere, genutzt. Es liegt also die Vermutung nahe, dass der Belauer See die Hintergrundkonzentration und damit den Referenzbereich I gut abbildet. Dementsprechend sollte er bei der Ableitung der Referenzwerte berücksichtigt werden. Da für den Belauer See erst ab 1997 eine geschlossene Zeitreihe zur Verfügung steht, werden für das Referenzsystem alle Daten, die vor 1997 erhoben wurden, vernachlässigt.

Donau

Da die Donau erst ab 2002 in das Programm der Umweltprobenbank aufgenommen wurde, gibt es ab 2002 einen Sprung bei der Zusammensetzung und der Anzahl der Probenahmeflächen, die für die Ableitung der Referenzwerte genutzt werden: Für die Jahre 1997 bis 2001 stehen die Daten von 13 bzw. 14 Probenahmeflächen und ab 2002 stehen die Daten von 16 bzw. 17 Probenahmeflächen in Abhängigkeit vom Probenahmerhythmus des Belauer Sees zur Verfügung. Trotzdem sollen für die Jahre 1997 bis 2001 Referenzwerte abgeleitet werden, da auch diese älteren Daten repräsentativ für Deutschland sind, da bereits bei der Gebietsauswahl das Kriterium der Repräsentativität berücksichtigt wurde. Die Donau lässt sich durch vergleichsweise geringe anorganische und organische Belastung deutlich von Rhein und Elbe abgrenzen (QUACK 2003). Inwieweit die Daten der Donau die abgeleiteten Referenzwerte beeinflussen und ob damit die Referenzwerte der Jahre 1997 bis 2001 mit denen ab 2002 noch vergleichbar sind, muss geprüft werden.

Bezugszeiträume

Die im Rahmen dieser Arbeit abgeleiteten Referenzwerte sollen sich immer auf einen bestimmten Zeitraum beziehen, so dass auch die Referenzwerte im zeitlichen Verlauf dargestellt werden können. Die von der Umweltprobenbank erhobenen analytischen und biometri-

schen Daten beziehen sich konkret auf das Jahr der Probenahme, die auf allen Probenahme­flächen jährlich erfolgt. Die einzige Ausnahme ist der Belauer See. Würde der Bezugszeitraum für die Referenzwerte ein Kalenderjahr umfassen, würden vom Belauer See in den ungeraden Jahren "Echtzeit-Daten" und in den geraden Jahren gar keine Daten zur Verfügung stehen. Diese Probenahme­fläche würde dann entweder gar nicht berücksichtigt werden oder die Daten­lücke müsste mit "Nicht-Echtzeit-Daten" geschlossen werden. Da aber vermutet wird, dass der Belauer See den Hintergrundbereich repräsentiert, ist es sinnvoll, dass für einen Bezugszeitraum "Echtzeit-Daten" dieser Probenahme­fläche berücksichtigt werden. Damit dies der Fall ist, muss ein Bezugszeitraum mindestens zwei Kalenderjahre umfassen. Werden Bezugszeiträume von zwei Jahren gewählt, beträgt bei den analytischen Parametern der Stichprobenumfang zur Ableitung der Referenzwerte $n=27$ (1997-2001) bzw. $n=33$ (ab 2002). Damit sind die Referenzwerte statistisch besser abgesichert, als wenn nur die Daten eines Kalenderjahres berücksichtigt werden. Bei Bezugszeiträumen von vier, sechs oder mehr Jahren besteht das Risiko, dass annuelle Besonderheiten und damit auch temporale Differenzierungen verloren gehen. Demzufolge werden die Bezugszeiträume auf zwei Jahre beginnend mit dem Jahr 1997 festgelegt, so dass Referenzwerte für folgende Bezugszeiträume abgeleitet werden können:

- 1997/1998 (BZ 97/98)
- 1999/2000 (BZ99/00)
- 2001/2002 (BZ 01/02)
- 2003/2004 (BZ 03/04)
- 2005/2006 (BZ 05/06)
- 2007/2008 (BZ 07/08)

Datenlücken

Bei einem Bezugszeitraum von zwei Jahren gehen für die Analysedaten von jeder Probenahme­fläche zwei Werte zur Ableitung der Referenzwerte ein. Da der Belauer See aber nur alle zwei Jahre beprobt wird, steht nur ein Wert von dieser Fläche zur Verfügung. Demzufolge muss eine Festlegung für die Daten des Belauer Sees getroffen werden, damit diese Probenahme­fläche gegenüber allen anderen nicht unterrepräsentiert ist. Um die Daten­lücken der geraden Jahre (x) zu füllen, gibt es drei Möglichkeiten:

- die Daten des Vorjahres: $x(t) = x(t - 1)$
- die Daten des Folgejahres: $x(t) = x(t + 1)$
- das arithmetische Mittel aus den Daten des Vor- und Folgejahres: $x(t) = [x(t - 1) + x(t + 1)] / 2$.

Damit können für die oben festgelegten Bezugszeiträume die Daten wie folgt ermittelt werden:

- Bezugszeitraum 97/98:
 - (Daten 1997) *2 oder
 - Daten 1997 + Daten 1999 oder
 - Daten 1997+ [(Daten 1997 + Daten 1999) / 2]

- Bezugszeitraum 99/00
 - (Daten 1999) *2 oder
 - Daten 1999+ Daten 2001 oder
 - Daten 1999 + [(Daten 1999 + Daten 2001) / 2]

- usw.

Bei den Daten der ungeraden Jahre handelt es sich um die real ermittelten "Echtzeit-Daten". Werden die Daten der ungeraden Jahre innerhalb eines Bezugszeitraumes verdoppelt, wird dieser Zeitraum als "geschlossen" behandelt: Diese Daten haben keinen Einfluss auf andere Bezugszeiträume und umgekehrt haben die Daten anderer Bezugszeiträume keinen Einfluss auf diesen Bezugszeitraum.

Wird die Datenlücke durch die Daten des Folgejahres geschlossen, gehen diese Daten mit gleicher Wertigkeit in zwei Bezugszeiträumen ein. Der nachfolgende Bezugszeitraum hat Einfluss auf den vorangegangenen. Damit kommt es zu einer temporalen Umkehrung des Stoffflusses. Sollten in einem Jahr einmal besonders hohe Konzentrationen eines Stoffes festgestellt werden, können diese Konzentrationen gegebenenfalls nach- aber niemals vorwirken. Diese Daten auf das Jahr vor der tatsächlichen Messung zu übertragen ohne zu wissen, ob die Kausalität durch ein besonderes Ereignis in dem entsprechenden Jahr gewährleistet wird, würde zu einer Verfälschung der Daten in der vorangegangenen Bezugsperiode führen. Das Risiko, die Werte des geraden Jahres durch eine Verdopplung der Daten des ungeraden Jahres in den vorangegangenen Bezugszeitraum zu niedrig zu schätzen, erscheint geringer, da die hohen Konzentrationen in der Folgeperiode ebenfalls verdoppelt würden.

Bei der letzten Variante werden die Datenlücken durch die Daten des Vorjahres und den des Folgejahres mit halber Wichtung geschlossen. Damit gehen in den aktuellen Bezugszeitraum Daten aus diesem und Daten aus dem nachfolgenden Bezugszeitraum ein. Die Daten des Jahres 1999 zum Beispiel gehen in den Bezugszeitraum 97/98 mit halber Wichtung für das Jahr 1998 bzw. in den Bezugszeitraum 99/00 mit ganzer Wichtung für das Jahr 1999 und mit halber Wichtung für das Jahr 2000 ein. Das zuvor geschilderte Problem, dass hohe Konzentrationen eventuell ohne kausalen Zusammenhang in die vorangegangene Periode übertragen werden, wird dadurch geschmälert, dass diese Daten nur mit halber Wichtung in die Berechnung der geraden Jahre eingehen.

Bei dieser Variante stellt sich das größere Problem bei den biometrischen Parametern dar: Für die biometrischen Parameter stehen Daten der Einzelindividuen in der Altersklasse von acht bis zwölf Jahren zur Verfügung. Wie sollen die Einzelindividuen einander zugeordnet

werden, um aus zwei Einzeldaten einen dritten zu interpolieren? Für dieses Problem kann keine sinnvolle Regelung getroffen werden. Zudem schwankt die Anzahl der Individuen, die dieser Altersklasse entspricht, zwischen den einzelnen Probenahmejahren. Dementsprechend könnte diese Variante zur Schließung der Datenlücken lediglich für die analytischen nicht aber für die biometrischen Parameter angewandt werden.

Die Datenlücken des Belauer Sees, die sich aus dem zwei-jährigen Probenahmerhythmus ergeben, können folglich nur durch eine Verdopplung der Daten der ungeraden Jahre geschlossen werden.

Durch die Festlegung der Bezugszeiträume ergibt sich für die Daten der Donau ebenfalls eine Datenlücke: Die Zeitreihe der Donau beginnt 2002. Dieses Jahr wird aber dem Bezugszeitraum 01/02 zugeordnet, so dass für die Donau nur jeweils ein Analysewert je Probenahme-fläche und Jahr zur Verfügung steht. In diesem Fall gibt es zwei Möglichkeiten: Entweder die Daten von 2002 werden ignoriert, so dass die Referenzwerte des Bezugszeitraums 01/02 ohne die Daten der Donau abgeleitet werden oder die Daten von 2002 werden verdoppelt. Letztere Vorgehensweise widerspricht zwar der vorangegangenen Argumentation bezüglich des Stoffflusses, doch gibt es keine älteren Daten, die genutzt werden könnten. Die Referenzwerte für den Bezugszeitraum sollen einmal mit und einmal ohne die Daten der Donau abgeleitet werden, um Unterschiede prüfen zu können. Bei Berücksichtigung der Daten der Donau, werden diese Daten verdoppelt, um das Jahr 2001 zu ersetzen.

Fazit

Zusammenfassend ergeben sich für den Datenpool des Referenzsystems folgende generelle Festlegungen:

- In den Datenpool gehen die biometrischen Daten der Einzelindividuen der Altersklasse acht bis zwölf Jahre ein.
- In den Datenpool gehen Daten ab 1997 ein.
- Für den Zeitraum von 1997 bis 2001 stehen Daten von 14 Probenahme-flächen und ab 2002 von 17 Probenahme-flächen zur Verfügung. Unterschiede zwischen den Referenzwerten mit und ohne die Daten der Donau werden geprüft.
- Ein Bezugszeitraum umfasst zwei Jahre: 97/98, 99/00, 01/02, 03/04, 05/06, 07/08.
- Die Datenlücken des Belauer Sees werden durch Verdopplung der Daten der ungeraden Jahre innerhalb eines Bezugszeitraumes geschlossen.
- Die Datenlücke Donau 2001 wird durch eine Verdopplung der Daten von 2002 geschlossen.

1.1.2 Perzentile

Wie in Kap. 3.3 erläutert, stellen Perzentile eine Möglichkeit dar, die Referenzbereiche voneinander abzugrenzen. Vorgeschlagen wurde:

- RW I = P5 oder P2,5
- RW II = P25
- RW III = P75 und
- RW IV = P95 oder P97,5.

Nach SOLBERG (1987b) kann das α -Quantil nur abgeleitet werden, wenn α größer als $1/\text{Stichprobenumfang}$ ist. Das bedeutet, dass bei P5 mindestens 20 Analysewerte zur Verfügung stehen müssten und bei P2,5 mindestens 40. Da in Kap. 3.4.1 festgelegt wurde, dass ein Bezugszeitraum zwei Jahre umfasst, stehen 28 (BZ 97/98 und 99/00) bzw. 34 (BZ 01/02, 03/04, 05/06 und 07/08) Analysewerte pro Bezugszeitraum zur Verfügung. Damit ist die Anzahl der Analysewerte zur Berechnung des P2,5 nicht ausreichend.

Wird von 34 Analysewerten ausgegangen, die in aufsteigender Reihenfolge sortiert sind, ergeben sich in Anlehnung an Formel 3.4 und 3.5 folgende Rangnummern für die Referenzwerte:

$$R_{0,05} = 0,05 * (34 + 1) = 1,75$$

$$R_{0,25} = 0,25 * (34 + 1) = 8,75$$

$$R_{0,75} = 0,75 * (34 + 1) = 26,25$$

$$R_{0,95} = 0,95 * (34 + 1) = 33,25 .$$

Der Referenzwert I liegt also zwischen dem niedrigsten und dem zweit-niedrigsten und der Referenzwert IV zwischen dem zweithöchsten und dem höchsten Wert. Da von jeder Probenahmeefläche zwei Werte eingehen und da vermutet wird, dass eine Probenahmeefläche die anthropogene Hintergrundkonzentrationen repräsentiert, kann mit dem 5. Perzentil der RW I gut abgebildet werden. Stellt der Belauer See die Hintergrundkonzentration, sind die beiden Werte mit den niedrigsten Rangnummern identisch. Ausreißer in diesen Bereich der niedrigen Konzentrationen sind erwünscht, da sie den überall vorhandenen und nicht vermeidbaren Bereich der anthropogenen Hintergrundkonzentrationen darstellen.

Problematischer wird es bei dem 95. Perzentil, dem Referenzwert IV. Handelt es sich bei den beiden höchsten Werten um Ausreißer, wird der RW IV und damit die Klassengrenze zwischen dem Referenzbereich III und IV unverhältnismäßig hoch gesetzt, da die Klassengrenze ausschließlich durch die beiden höchsten Werte beeinflusst wird. Aufgrund des geringen Stichprobenumfangs der Analysewerte ist das Verfahren der Perzentile sehr

anfällig gegenüber Ausreißern, so dass insbesondere beim Referenzwert IV das Risiko besteht, dass er zu hoch geschätzt wird.

Der Stichprobenumfang zur Ableitung der Referenzwerte der biometrischen Parameter ist ungleich größer:

- 97/98: $n = 175$
- 99/00: $n = 242$
- 01/02: $n = 260$
- 03/04: $n = 342$
- 05/06: $n = 288$

Es wird sogar der von SOLBERG (1987b) geforderte Mindeststichprobenumfang von 120 Werten zur zuverlässigen Ableitung des 0,025-Quantils erreicht. Wird von dem geringsten Stichprobenumfang $n = 175$ ausgegangen, ergeben sich für die Referenzwerte folgende Rangnummern:

$$R_{0,05} = 0,05 * (175 + 1) = 8,8$$

$$R_{0,25} = 0,25 * (175 + 1) = 44$$

$$R_{0,75} = 0,75 * (175 + 1) = 132$$

$$R_{0,95} = 0,95 * (175 + 1) = 167,2.$$

Bei acht oder mehr Ausreißern in den hohen oder niedrigen Wertebereichen werden die Referenzwerte I und IV von diesen bestimmt.

Das Verfahren mit P5, P25, P75 und P95 als Referenzwerte ist im Bereich des Referenzwerte I und IV sehr anfällig gegenüber Ausreißern, unabhängig davon, wo die inneren 50% der Verteilung (q_1 und q_3) liegen. Wird vor Ableitung der Referenzwerte ein Test auf Ausreißer durchgeführt und werden identifizierte Ausreißer eliminiert (SOLBERG 2004), besteht zum einen das Risiko, dass der Stichprobenumfang bei den rückstandsanalytischen Parametern zu klein wird und zum anderen, dass wichtige Informationen verloren gehen. Gerade diese Randbereiche der Verteilung, die außergewöhnlich hohen bzw. niedrigen Werte, sind bei dem Referenzsystem von Interesse, da sie Zeiger für den anthropogenen Hintergrundbereich oder verhältnismäßig hohen Konzentrationen bzw. für optimale und pessimale Lebensbedingungen sein können. Es ist also wichtig, Klassengrenzen für diese Randbereiche der Verteilung und damit die Referenzwerte I und IV zu definieren, um eventuell auch Ausreißer in die Referenzbereich I und V einordnen zu können, nur dürfen diese Klassengrenzen nicht durch die Ausreißer selbst beeinflusst sein. Des Weiteren impliziert der Term "Referenzwert", dass alle Werte dargestellt sind. Werden Teile der Beobachtungen, z.B. durch statistische Berechnungen ausgeschlossen, müssen andere Termini, wie "Referenzintervall" verwendet werden (GRÄSBECK 2004). Aus diesen

Gründen soll das Perzentil-Verfahren als Verfahren zum Ableiten der Referenzwerte im Rahmen dieser Arbeit ausgeschlossen werden.

3.4.2 Box und Whisker

Das zweite Verfahren, das zur Ableitung der Referenzwerte diskutiert werden soll, basiert auf den Box-and-Whisker-Plots nach TUKEY (1977) (vgl. Kap 3.3): Die Whisker und Quartile bilden die Klassengrenzen:

- RW I = unterer Whisker
- RW II = q_1
- RW III = q_3
- RW IV = oberer Whisker.

Die Referenzwerte II und III entsprechen denen aus Kap. 1.1.2. Das obere und untere Quartil und auch der Median sind robust gegenüber dem Einfluss von bis zu 25% Ausreißern (EMERSON & STRENIO 1983).

Der untere Whisker ist der kleinste und der obere Whisker ist der größte Wert, der noch kein Ausreißer ist. Ausreißer sind Werte, die zwischen dem Inner und Outer Fence liegen (vgl. Kap. 3.3). Die Whisker werden in erster Linie durch die Werte beeinflusst, die nahe am Inner Fence liegen, ihn aber nicht überschreiten. Damit sind sie robust gegen Änderungen der Ausreißer. Sie können nur bei starken Änderungen von Werten, die vorher im Inner Fence lagen, leicht verändert werden (EMERSON & STRENIO 1983).

Bei dem hier gegebenen geringen Stichprobenumfang kann es aber dazu kommen, dass die Whisker stark von Werten beeinflusst werden, die um die Ausreißergrenze schwanken. Wenn der Interquartilbereich relativ konstant ist und die übrigen Werte nahe an diesem Bereich oder aber weit außerhalb der Ausreißergrenzen liegen, kann das dazu führen, dass der Whisker in einem Bezugszeitraum nahe am Interquartilbereich liegt und im nächsten Bezugszeitraum, wenn die Stoffkonzentration einer Probenahme fläche knapp unter die Ausreißergrenze sinkt, ist der Whisker eben dieser Wert nahe der Ausreißergrenze. Die damit verbundene starke Schwankung der Klassengrenze wäre einzig auf die eventuell geringe Schwankung eines Wertes zurückzuführen.

Whisker sind die Werte einer Stichprobe, die dem Inner Fence am nächsten liegen, ohne ihn zu über- oder unterschreiten, d.h. aber nicht, dass sie diesem und damit der Ausreißergrenze wirklich nahe liegen müssen. Wie bereits in Kap. 1.1.2 ausgeführt, sind aber gerade diese Grenzbereiche interessant, da erst außerhalb der Ausreißergrenzen von außergewöhnlich hohen bzw. niedrigen Konzentrationen und Werten - im Vergleich zur übrigen Werteverteilung - gesprochen werden kann. Mit dem oberen und unteren Whisker

als Referenzwert IV bzw. I kann es zu sehr eng gefassten Referenzbereichen II und IV kommen und die außergewöhnlich hohen bzw. niedrigen Wertebereiche wären nahe an dem mittleren Wertebereich. Eine deutliche, auch in den Werten und deren Distanz zueinander ersichtliche Abgrenzung der "breiten Mitte" von den außergewöhnlich niedrigen bzw. hohen Wertebereichen ist damit nicht immer möglich. Für eine scharfe Abgrenzung der gewünschten fünf Klassen scheint die Information über die Lage der Ausreißergrenze damit wesentlich zu sein.

3.4.3 Box und Inner Fence

Dieser Verfahren basiert ebenfalls auf den Box-and-Whisker-Plots nach TUKEY (1977). Die Klassengrenzen werden durch den Inner Fence und die Quartile gebildet (vgl. Kap 3.3):

- $RW\ I = f1 = q1 - 1,5 \cdot (q3 - q1)$
- $RW\ II = q1$
- $RW\ III = q3$
- $RW\ IV = f3 = q3 + 1,5 \cdot (q3 - q1)$.

Im Unterschied zu den Whiskern aus Kap. 3.4.2 entsprechen der obere und untere Inner Fence nicht unbedingt realen Werten, sie sind einzig und allein von der Lage des oberen und unteren Quartils und damit von der Lage der inneren 50% der Werte abhängig. Damit können völlig unabhängig von den Randbereichen der Werteverteilung die Grenzen zu den außergewöhnlich niedrigen bzw. hohen Bereichen bestimmt werden. Aufgrund dessen und aufgrund der Robustheit gegenüber Ausreißern scheint dieses Verfahren am besten geeignet für die Ableitung der Referenzwerte.

Da die Referenzwerte I und IV nur von der Lage der inneren 50% der Werte abhängen, können der Referenzwert I kleiner als das Minimum und der Referenzwert IV größer als das Maximum der Verteilung sein. Eine Überschreitung des Maximums durch den Referenzwert IV stellt kein Problem dar, solange die Werte lebens-kompatibel bleiben. Sollte es in der Verteilung keine Ausreißer geben, so ergibt sich aber aus der Verteilung die Ausreißergrenze und damit die Klassengrenze zu außergewöhnlich hohen Konzentrationen bzw. zu außergewöhnlich hohen Wertebereichen bei den biometrischen Parametern. Unabhängig davon, ob diese Bereiche durch die Daten der Umweltprobenbank repräsentiert werden, gibt die Abgrenzung dieses Bereichs die Möglichkeit zum Vergleich. Und das ist letzten Endes Ziel dieser Arbeit.

Stellt der Referenzwert IV jedoch Konzentrationen oder Größen dar, die nicht mehr lebens-kompatibel sind, ist der Sinn dieses Referenzwertes, nämlich den erhöhten Wertebereich von den außergewöhnlich hohen abzugrenzen, verfehlt: Letalität schließt zum einen aus, dass ein derartiger Wert bei im Freiland gefangenen Individuen nachgewiesen wird und zum

anderen ist Letalität nicht mehr steigerungsfähig, so dass es keine höhere Klasse geben kann. Dementsprechend muss für diesen Referenzwert eine Obergrenze definiert werden, welche die Lebens-Kompatibilität gewährleistet. Bei den biometrischen Parametern und Messgrößen sollten die Daten der Umweltprobenbank selbst diese Grenze liefern können, da die verschiedensten Größenklassen bzw. Wasser- und Fettgehalte im Datenpool enthalten sind, so dass sie die im Freiland vorkommenden Schwankungsbreiten wahrscheinlich gut abdecken.

Übersteigt bei den biometrischen Parametern der obere Inner Fence eines Bezugszeitraumes das Maximum aller Individuen ab 1997 in der Alterklasse acht bis zwölf Jahre ($\text{Max}_{\text{gesamt}}$), wird als Referenzwert IV das Maximum des jeweiligen Bezugszeitraumes (Max_{BZ}) eingesetzt. Dieses entspricht dem oberen Whisker. Es wird das Maximum des Bezugszeitraumes gewählt, um einer temporalen Entwicklung gerecht werden zu können. Ist der obere Inner Fence kleiner oder gleich dem Maximum aller Individuen, entspricht der Referenzwert IV dem oberen Inner Fence. Für die Messgrößen gilt dasselbe nur in Bezug zum Maximum der Homogenate.

Da bei den rückstandsanalytischen Parametern nicht unbedingt davon auszugehen ist, dass die Daten der Umweltprobenbank auch die toxikologisch maximal möglichen repräsentieren, können die Daten der UPB selbst nicht zur Definition der Obergrenze herangezogen werden. Zur Gewährleistung der Lebens-Kompatibilität wären zumindest die letalen Wirkungsschwellen erforderlich, die aber genau wie die subletalen Wirkungsschwellen häufig nicht zur Verfügung stehen (vgl. Kap. 1). Demzufolge kann der Referenzwert IV der rückstandsanalytischen Parameter nur als oberer Inner Fence abgeleitet werden. Diese Werte sollen mit allen verfügbaren Daten verglichen werden, um die Lebens-Kompatibilität zu prüfen.

Die Gefahr, dass die abgeleiteten Referenzwerte nicht mehr in Bereichen des biologisch Möglichen liegen, gibt es bei den biometrischen Parametern, den Messgrößen sowie bei den essentiellen Spurenelementen Kupfer und Selen auch in den niedrigen Wertebereichen. So muss für den Referenzwert I eine Untergrenze für diese Parameter festgelegt werden. Für die biometrischen Parametern wird analog zur Obergrenze die Untergrenze festgelegt: Ist der untere Inner Fence kleiner als das Minimum aller Individuen ab 1997 in der Altersklasse acht bis zwölf Jahre ($\text{Min}_{\text{gesamt}}$), wird als Referenzwert I das Minimum des Bezugszeitraumes (Min_{BZ}) eingesetzt, was damit dem unteren Whisker entspricht. Ist der untere Inner Fence größer oder gleich dem Minimum aller Individuen, entspricht der Referenzwert I dem unteren Inner Fence. Für die Messgrößen gilt dasselbe nur in Bezug zum Minimum der Homogenate.

Für die beiden essentiellen Spurenelementen Kupfer und Selen müsste es ein Konzentrationsminimum geben, dessen Unterschreitung zu einer so starken Unterversorgung führt, dass mit dem Tod des Individuums zu rechnen ist. Da diese letalen Wirkungsschwellen der Unterversorgung nicht zur Verfügung stehen, können sie auch nicht bei der

Ableitung des Referenzwertes I für Kupfer und Selen berücksichtigt werden. Der Referenzwert I für Kupfer- und Selengehalte in der Brassensmuskulatur kann lediglich mit allen zur Verfügung stehenden Daten verglichen werden, um zu prüfen, ob sie noch biologisch plausibel sind.

Bei den rückstandsanalytischen Parametern muss weiterhin festgelegt werden, was mit dem Referenzwert I geschieht, wenn nach Formel 3.14 ein negatives Ergebnis berechnet wird. Dies kann geschehen, wenn untere Quartil in niedrigen Wertebereichen liegt und der Interquartilabstand sehr groß ist. Ist der untere Inner Fence kleiner oder gleich Null, soll für den Referenzwert I das Minimum des Bezugszeitraumes (unterer Whisker) eingesetzt werden. Ist der untere Inner Fence größer Null, entspricht der Referenzwert I dem unteren Inner Fence.

Entsprechend der Argumentation in den Kap. 1.1.2 und 3.4.2 sowie den Ausrührungen in diesem Kapitel, entspricht das Box-und-Inner-Fence-Verfahren am ehesten den Zielen dieser Arbeit. Die Plausibilität der Referenzwerte I und IV kann durch eine Kombination mit dem Box-und-Whisker-Verfahren erreicht werden. Daher wird das Box-und-Inner-Fence-Verfahren wie folgt angewandt:

- Biometrische Parameter und Messgrößen:

$$RWI = \begin{cases} f1 & \text{für } f1 \geq Min_{gesamt} \\ Min_{BZ} & \text{für } f1 < Min_{gesamt} \end{cases} \quad (3.16)$$

$$RWII = q1 \quad (3.17)$$

$$RWIII = q3 \quad (3.18)$$

$$RWIV = \begin{cases} f3 & \text{für } f3 \leq Max_{gesamt} \\ Max_{BZ} & \text{für } f3 > Max_{gesamt} \end{cases} \quad (3.19)$$

- Rückstandsanalytische Parameter:

$$RWI = \begin{cases} f1 & \text{für } f1 > 0 \\ Min_{BZ} & \text{für } f1 \leq 0 \end{cases} \quad (3.20)$$

RW II und RW III entsprechend Formel 3.17 und 3.18

$$RWIV = f3 \quad (3.21)$$

4 Implementierung am Beispiel des Brassen

Datengrundlage des Referenzsystems bilden die biometrischen Daten der Brassen und die rückstandsanalytischen Daten der Brassenmuskulatur der Umweltprobenbank des Bundes ab 1997. Die Referenzwerte sollen für die Bezugszeiträume 97/98, 99/00, 01/02, 03/04, 05/06 und 07/08 basierend auf dem unteren Inner Fence, dem unteren Quartil, dem oberen Quartil und dem oberen Inner Fence abgeleitet werden.

4.1 Zusatzprobenahmen zur Ermittlung der Hintergrundkonzentration

Die Referenzwerte I bis IV bilden die Klassengrenzen zwischen den Referenzbereichen I bis V. Bei den Konzentrationen der Xenobiotika soll mit dem Referenzbereich I der Bereich der anthropogenen Hintergrundkonzentration abgebildet werden. Es wird die Hypothese aufgestellt, dass die Stoffkonzentrationen in den Brassen des Belauer Sees diesem Konzentrationsbereich entsprechen.

Wenn die Referenzwerte abgeleitet sind, kann nachvollzogen werden, ob die CKW-Konzentrationen der Brassen des Belauer Sees innerhalb des Referenzbereiches I liegen. Es kann aber nicht abgesichert werden, ob der Referenzbereich I tatsächlich die anthropogene Hintergrundkonzentrationen abbildet. Um diese Hypothese zu überprüfen, sind Vergleichsdaten aus weiteren möglichst unbelasteten Gebieten notwendig. Da die Probenahmen der Umweltprobenbank auf der Basis von Standardarbeitsanweisungen durchgeführt werden, kann die Vergleichbarkeit der Daten der UPB mit den Daten der Vergleichsgebiete nur gewährleistet werden, wenn letztgenannte ebenfalls nach den Standards der Umweltprobenbank erhoben werden. Zum jetzigen Zeitpunkt liegen keine Daten aus möglichst unbelasteten Gebieten, welche dieses Kriterium erfüllen, vor. Daher wurden im Rahmen dieser Dissertation Probenahmen in weitestgehend unbelasteten Gebieten nach der Probenahmerichtlinie Brassen (KLEIN *et al.* 2003) durchgeführt. Die Brassenmuskulatur wurde rückstandsanalytisch auf die in Kap. 3.2.2 genannten Chlorierten Kohlenwasserstoffe, Wasser- und Fettgehalt sowie Kupfer durch die Eurofins Hamburg untersucht.

4.1.1 Gebietsauswahl

Bei der Auswahl der Gebiete zur Ermittlung der anthropogenen Hintergrundkonzentration müssen drei Hauptkriterien berücksichtigt werden:

- Die Gebiete müssen als weitestgehend "unbelastet" gelten.
- Die Gebiete müssen eine ausreichende räumliche Distanz zueinander aufweisen.
- Die Probenart Brassens muss in ausreichender Menge verfügbar sein.

Gebiete, die als weitestgehend "unbelastet" gelten können, sind Nationalparke. Gemäß § 24 Abs. 1 BNatSchG sind Nationalparke "...rechtsverbindlich festgesetzte einheitlich zu schützende Gebiete, die... sich in einem überwiegenden Teil ihres Gebiets in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand befinden oder geeignet sind, sich in einen Zustand zu entwickeln oder in einen Zustand entwickelt zu werden, der einen möglichst ungestörten Ablauf der Naturvorgänge in ihrer natürlichen Dynamik gewährleistet."

Neben den Nationalparks kommen auch Trinkwasserreservoirs in Frage, da bei diesen davon auszugehen ist, dass die Konzentrationen von Xenobiotika bereits der Trinkwasserverordnung entsprechen bzw. so niedrig sind, dass die Vorgaben der Trinkwasserverordnung mit wenig Aufwand erreicht werden können.

Um einen oder mehrere Seen in einem Nationalpark bzw. einen See als Trinkwasserreservoir zu finden, in denen der Brassens in ausreichender Menge vorkommt, erscheint es sinnvoll, zunächst die Historie der Umweltprobenbank zu betrachten. Im Rahmen der Gebietsauswahl der Umweltprobenbank war der Bodensee im Kandidatengebiet Rhein enthalten (LEWIS *et al.* 1989). Der Bodensee ist ein Trinkwasserreservoir, das bereits seit 1885 genutzt wird und aus dem heute ca. fünf Millionen Menschen versorgt werden (PETRI 2006). 1985, 1986, 1988, 1990 und 1992 wurden Brassens aus dem Bodensee beprobt, so dass für den Zeitraum Mitte der 1980er bis Anfang der 1990er die Probenart Brassens in ausreichender Menge verfügbar war. Nach Aussage des Berufsfischers am Konstanzer Trichter, des Fischereivereins Untersee und Rhein sowie der Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg (FFS Baden Württemberg) ist das Brassenvorkommen im Bodensee stark zurückgegangen. So sind z.B. die Fangergebnisse der Berufsfischer an Brassens von 15.395 kg (1997) auf 2.779 kg (2006) im Obersee und von 18.097 kg (1997) auf 1.135 kg (2006) im Untersee gesunken (BLANK 2008). Dennoch hat die FFS Baden-Württemberg zugesagt, 15 Individuen zur Verfügung stellen zu können. Dementsprechend wurde der Bodensee als ein Vergleichsgebiet ausgewählt.

Zur Erfassung der Zustandsdokumentation der Belastungssituation in der ehemaligen DDR wurden 1990 von der Umweltprobenbank unter anderem Untersuchungen im Mecklenburger Seengebiet durchgeführt. Aus elf Seen (Wanzkauer See, Zwirnsee, Schweingartensee, Lutowsee, Zierker See, Haussee, Rödliner See, Großer See von Teterow, Stechlinsee,

Dabelowsee, Güsterpohlsee) wurden insgesamt 95 Brassen entnommen (PAULUS *et al.* 1992). Ein Teil des Mecklenburger Seengebietes bildet heute den Müritz-Nationalpark. Eine Anfrage beim Institut für Fischereiwirtschaft und der Landesforschungsanstalt für Landwirtschaft und Fischerei hat ergeben, dass im Bereich des Nationalparks Brassen in ausreichender Menge gefangen werden können. Der Müritz-Nationalpark liegt in ausreichender Distanz zum Bodensee, so dass auch der Nationalpark als Vergleichsgebiet ausgewählt wurde.

4.1.2 Bodensee

Der Bodensee liegt im nordwestlichen Alpenvorland, an der Grenze zwischen der Bundesrepublik Deutschland, der Schweiz und Österreich. Er umfasst ein Volumen von 48,4 km³, eine Oberfläche von 535 km², ein Einzugsgebiet von 11.500 km² und ist maximal 253 m tief. Er besteht aus zwei Becken: Dem tiefen Obersee, der sich von Bregenz bis Ludwigshafen erstreckt und dessen nordwestlicher fingerförmiger Teil als Überlinger See bezeichnet wird, und dem flacheren Untersee, der von Konstanz bis Radolfzell reicht. Südlich der Insel Reichenau erstreckt sich von Gottlieben bis Eschenz der Rheinsee. Der Alpenrhein, aus der Schweiz kommend, mündet in der Nähe der Bregenzer Bucht in den Obersee als Hauptzufluss des Bodensees. Der Hauptabfluss ist der Hochrhein, der bei Stein am Rhein aus dem Rheinsee/Untersee abfließt.

Die Probenahme wurde in Zusammenarbeit mit der Fischereiforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg durchgeführt. Am 19.09.2007 wurden Netze mit 65 mm, 70 mm und 80 mm Maschenweite im Obersee zwischen dem Eriskircher Ried und der Uferlinie Erisried gestellt. Es konnten 15 Individuen gefangen werden.

Die Brassen wurden, wie in Kap. 3.2.1 beschrieben, biometrisch charakterisiert, sezirt und eingelagert. Die Ergebnisse der biometrischen Charakterisierung sind in Tab. I-1 des Anhang I dargestellt.

Der Korpulenzfaktor und der Hepatosomatische Index wurden nach den Formeln 3.1 bzw. 3.2 berechnet. Von den 15 Individuen entsprechen lediglich zwei der Zielaltersklasse acht bis zwölf Jahre (Tab. I-1 Anhang I). Von diesen beiden Individuen wurden für die biometrischen Parameter die arithmetischen Mittelwerte ermittelt (Tab. 4-1).

Tab. 4-1: Arithmetische Mittel der biometrischen Parameter der acht- bis zwölfjährigen Brassen aus dem Bodensee

N	Gewicht [g]	LC [cm]	LT [cm]	Leber [g]	Niere [g]	Milz [g]	Innereien [g]	KF	HSI
2	2037,5	55,5	48,5	25,3	22,7	4,8	214,9	1,19	1,24

Zusätzlich wurde einem Screening entsprechend die rechte Muskulatur entnommen, gewogen, separat verpackt und über Flüssigstickstoff eingefroren. Die rechten Muskulaturen wurden einzeln aufbereitet (vgl. Abb. 2-2) und auf die in Kap. 3.2.2 dargestellten Stoffe rückstandsanalytisch durch Eurofins Hamburg untersucht. Kupfer wurde mittels Atomabsorptionsspektrometrie, die CKWs wurden mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie, Wasser- und Fettgehalt wurden gravimetrisch bestimmt.

Die Konzentrationen für Kupfer und die CKWs wurden anhand der Feuchtsubstanz bestimmt und entsprechend Formel 4.1 bezogen auf den Fettanteil umgerechnet. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze wurden durch die halbe Bestimmungsgrenze ersetzt und diese dann nach Formel 4.1 umgerechnet. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in den Tab. I-2 bis Tab. I-4 des Anhang I dargestellt.

Für die Bestimmung eines mittleren Fett-, Wasser- bzw. Kupfergehaltes sowie mittlerer Konzentrationen der Chlorierten Kohlenwasserstoffe werden alle Individuen berücksichtigt, da bei den Routineprobenahmen der Umweltprobenbank ebenfalls alle Individuen in die Homogenate mit eingehen. Die Schwankungsbreite beim Alter der Bodensee-Brassen ist sehr groß, da im Unterschied zu den Routineprobenahmen der UPB keine Längen- und Gewichtsmaße zur ungefähren Abschätzung des Alters beim Fang zur Verfügung standen. Aufgrund des guten Stichprobenumfangs soll der Median der Konzentrationen bestimmt werden, der als Lagemaß zur Beschreibung der Stichprobe besser geeignet ist als das arithmetische Mittel, wenn die Daten, wie hier, keiner Normalverteilung folgen (REIMANN & FILZMOSER 1999).

Die Tab. 4-2 und Tab. 4-3 zeigen die Mediane des Fett- und Wassergehaltes sowie der Kupfer- und CKW-Gehalte. Die Konzentrationen von HC, Aldrin, HE trans und PCB 28 liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Tab. 4-2: Mediane des Fett- und Wassergehaltes sowie der Kupfer- und CKW-Gehalte in der Muskulatur der Bodensee-Brassen

Fett [%]	Wasser [%]	Cu [µg/g TG]	PCB (z) [ng/g Fett]	HCB [ng/g Fett]	α-HCH [ng/g Fett]	β-HCH [ng/g Fett]	γ-HCH [ng/g Fett]	OCS [ng/g Fett]	HE cis [ng/g Fett]	Dieldrin [ng/g Fett]	pp-DDE [ng/g Fett]
2,98	77,85	1,56	1,49	29,6	1,43.	0,662	6,29	0,668	2,13.	6,87	97,3

Tab. 4-3: Mediane des Fett- und Wassergehaltes sowie der Kupfer- und CKW-Gehalte in der Muskulatur der Bodensee-Brassen (Fortsetzung)

pp-DDD [ng/g Fett]	pp-DDT [ng/g Fett]	op-DDT [ng/g Fett]	PCB 28 [ng/g Fett]	PCB 52 [ng/g Fett]	PCB 101 [ng/g Fett]	PCB 118 [ng/g Fett]	PCB 138 [ng/g Fett]	PCB153 [ng/g Fett]	PCB180 [ng/g Fett]
24,8	0,967	2,56	70,1	36,2	127,2	62,4	421	432	192

4.1.3 Müritz-Nationalpark

Der Müritz-Nationalpark stellt einen repräsentativen Ausschnitt aus der Mecklenburgischen Seenplatte dar. Er befindet sich östlich der Müritz zwischen den Städten Waren (Müritz), Neustrelitz und Feldberg und umfasst verschiedene Seen- und Moortypen, einen Ausschnitt des Müritzuferes sowie großräumige zusammenhängende Waldökosysteme. Der Müritz-Nationalpark umfasst eine Fläche von 322 km², wovon 72% mit Wald, 13% mit Seen, 8% mit Mooren, 5% mit Wiesen und Weiden sowie 2% mit Acker bedeckt sind (LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROßSCHUTZGEBIETE MECKLENBURG-VORPOMMERN & NATIONALPARKAMT MÜRITZ 2004).

Das Institut für Fischerei der Landesanstalt für Landwirtschaft und Fischereiwirtschaft in Mecklenburg-Vorpommern hat die Specker Seen als die saubersten Seen des Nationalparks, in denen Brassens vorkommen und gefangen werden dürfen, empfohlen. Zu diesen Seen gehören der Specker See, der Hofsee und der Priesterbäcker See, die alle miteinander verbunden sind. Die ortsansässige Fischerei Speck hat am 06.09.2007 mit Stellnetzen der Maschenweite 45 bis 70 mm und Reusen im Hof- und Priesterbäcker See 15 Brassens für die vorliegende Untersuchung gefangen. Diese wurden entsprechend der Probenahmerichtlinie Brassens (KLEIN *et al.* 2003) biometrisch charakterisiert (Tab. I-5 Anhang I), seziiert und eingelagert.

Der Korpulenzfaktor und der Hepatosomatische Index wurden nach den Formeln 3.1 bzw. 3.2 berechnet. Von den 15 Individuen entsprechen neun der Zielalteraltersklasse acht bis zwölf Jahre (Tab. I-5 Anhang I). Für diese Altersklasse wurden die Mediane der biometrischen Parameter ermittelt (Tab. 4-4).

Tab. 4-4: Mediane der biometrischen Parameter der acht- bis zwölfjährigen Brassens aus dem Hof- und Priesterbäcker See

N	Gewicht [g]	LC [cm]	LT [cm]	Leber [g]	Niere [g]	Milz [g]	Innereien [g]	KF	HSI
9	576,0	38,0	34,5	6,3	3,0	1,3	34,5	1,08	0,97

Wie bereits in Kap. 4.1.2 beschrieben, wurden die rechten Muskulaturen einzeln aufbereitet und rückstandsanalytisch untersucht. In den Tab. I-6 und Tab. I-7 des Anhang I sind die Ergebnisse dieser Untersuchungen dargestellt. Für Wasser- und Fettgehalt, Kupfergehalt sowie die Konzentrationen der Chlorierten Kohlenwasserstoffe wurden soweit möglich die Mediane bestimmt, wobei mit Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze entsprechend den Ausführungen in Kap. 4.2.2 verfahren wurde (Tab. 4-5). Die Konzentrationen von α -, β - und γ -HCH, HC, Aldrin, Dieldrin, OCS, HE, pp-DDT, op-DDT, PCB 28, PCB 52, PCB 101 und PCB 118 liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze.

Tab. 4-5: Mediane des Fett- und Wassergehaltes sowie der Kupfer- und CKW-Gehalte in der Muskulatur der Brassens aus dem Hof- und Priesterbäcker See

Fett [%]	Wasser [%]	Cu [µg/g TG]	PCB (z) [ng/g Fett]	HCB [ng/g Fett]	pp-DDE [ng/g Fett]	pp-DDD [ng/g Fett]	PCB 138 [ng/g Fett]	PCB 153 [ng/g Fett]	PCB 180 [ng/g Fett]
3,87	81,1	1,20	0,176	1,59	151	34,9	9,41	9,73	6,19

4.2 Datenaufbereitung

Die in Kap. 3.2.1 und in Kap. 3.2.2 aufgeführten biometrischen und rückstandsanalytischen Parameter bilden die Datengrundlage des Referenzsystems. Bevor auf deren Basis die Referenzwerte für die festgelegten Bezugszeiträume abgeleitet werden können, müssen die Ausgangsdaten für das Referenzsystem aufbereitet werden. Ein Auswahlkriterium, das für die biometrischen und rückstandsanalytischen Daten gleichermaßen gilt, ist das Basisjahr 1997. Nur Daten der Probenahmejahre 1997 und jünger werden in den Datenpool des Referenzsystems aufgenommen.

4.2.1 Biometrische Daten

Da die biometrischen Parameter altersabhängig sind und die Umweltprobenbank die Zielaltersklasse acht bis zwölf Jahre gewählt hat, wurde in Kap. 3.2.1 festgelegt, dass zur Ableitung der Referenzwerte ebenfalls nur diese Alterklasse berücksichtigt werden soll. Daher werden nur die Datensätze von Individuen ausgewählt, die der Altersklasse acht bis zwölf Jahre entsprechen.

Bei der Sektion der Leber kann die Gallenblase verletzt und die Leber mit Gallenflüssigkeit kontaminiert werden. In einigen Fällen wird dann nur der nicht-kontaminierte Teil der Leber gewogen und vermerkt, dass die Leber unvollständig gewogen wurde. Da diese "unvollständigen" Lebergewichte im Vergleich zu den tatsächlichen Lebergewichten zu leicht sind, könnten die Referenzwerte sowohl für das Lebergewicht als auch für den Hepatosomatischen Index (HSI) zu niedrig geschätzt werden. Daher werden alle unvollständigen Lebergewichte durch einen Leerwert ersetzt, so dass zwar das Lebergewicht nicht mehr vorhanden ist, aber der übrige Teil des Datensatzes des Individuums erhalten bleibt. Dies kann dazu führen, dass der Stichprobenumfang bei den Leberdaten und dem HSI kleiner ist als bei den übrigen Daten.

Aus den Angaben zum Körpergewicht und der Gesamtlänge wird nach Formel 3.1 der Korpulenzfaktor und aus den Angaben zum Leber- und Körpergewicht wird nach Formel 3.2 der Hepatosomatische Index des Individuums berechnet.

Das Geschlecht wird erst seit 2002 regelmäßig bestimmt. In den vorangegangenen Probenahmejahren war die Bestimmung des Geschlechts optional, so dass für diese Probenahmejahre nicht von allen Probenahmeflächen die Angaben zum Geschlecht zur Verfügung stehen. Aus den Angaben zum Geschlecht wird das Geschlechterverhältnis nach Formel 3.3 für jede Probenahmefläche und jedes Jahr berechnet. Sind für die Probenahmefläche und das Jahr in der Altersklasse acht bis zwölf Jahre keine Geschlechtsangaben vermerkt, kann das Geschlechterverhältnis nicht berechnet werden. Dementsprechend reduziert sich der Stichprobenumfang für das Geschlechterverhältnis um diese Probenahmeflächen.

Alle weiteren biometrischen Parameter (vgl. Kap. 3.2.1) können ohne weitere Bearbeitung zur Ableitung der Referenzwerte herangezogen werden.

4.2.2 Rückstandsanalytische Daten und Daten der Messgrößen

Es werden die in Kap. 3.2.2 aufgeführten rückstandsanalytischen Parameter und Messgrößen ausgewählt.

Bestimmungsgrenze

Datenlücken bei den Analysewerten sind dadurch bedingt, dass die Konzentration des Analyten unterhalb der Bestimmungsgrenze liegt. Die Bestimmungsgrenze ist die Konzentration eines Analyten, die mit einer vorgegebenen Präzision gerade noch quantifiziert werden kann. Die Bestimmungsgrenze ist unter anderem abhängig von der Analysemethode und der Einwaage des Probenmaterials. Mit Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) kann unterschiedlich verfahren werden: Sie können als Nullwerte (Minimalannahme), als Werte der ganzen Bestimmungsgrenze (Maximalannahme), als ein bestimmter Wert zwischen Null und der Bestimmungsgrenze oder gar nicht in die weiteren Berechnungen eingehen. Werden alle Datensätze, bei denen der Analysewert unterhalb der Bestimmungsgrenze liegt, eliminiert, würde mit den Daten eventuell auch die Repräsentativität der Ausgangsdaten verloren gehen. Gehen die Messwerte als Nullwerte in die weiteren Berechnungen ein, werden die Referenzwerte zu niedrig geschätzt, da der entsprechende Analyt qualitativ nachgewiesen wurde und seine Konzentration dementsprechend nicht Null sein kann. Die Referenzwerte, insbesondere Referenzwert I, könnten zu hoch geschätzt werden, wenn die volle Bestimmungsgrenze eingesetzt werden würde, da nicht davon auszugehen ist, dass

sämtliche Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze, diese nur knapp nicht erreichen. Wahrscheinlicher ist die Annahme, dass die Konzentration zwischen Null und der Bestimmungsgrenze liegt.

Ein Wert zwischen Null und der Bestimmungsgrenze ist die Nachweisgrenze. Die Nachweisgrenze ist die Konzentration eines Analyten, ab welcher der Analyt qualitativ bestimmt werden kann. Dieser Wert ist jedoch nicht in den Datensätzen der Umweltprobenbank enthalten. GRATH *et al.* (2001) schlagen als Ansatz die Minimalisierung des maximalen Risikos vor, Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze durch die halbe Bestimmungsgrenze zu ersetzen.

Unter Berücksichtigung der zu Verfügung stehenden Daten erscheint der Ansatz der Minimalisierung des maximalen Risikos am besten geeignet. Somit werden alle Messungen unterhalb der Bestimmungsgrenze durch die halbe Bestimmungsgrenze ersetzt.

Da für jeden Analyt sowie für Wasser- und Fettgehalt von jedem Jahreshomogenat bis zu sechs Analyseergebnisse zur Verfügung stehen (vgl. Kap. 3.1.2), müssen diese Einzelmesswerte zu einem Wert aggregiert werden. Dies geschieht durch die Bildung des Arithmetischen Mittelwertes aus den einzelnen Messwerten.

Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKWs)

Die untersuchten Chlorierten Kohlenwasserstoffe sind lipophile organische Schadstoffe, d.h. sie reichern sich im Fettgewebe der Fische an. Die im Umgebungswasser gelösten Stoffe diffundieren durch Körpermembranen (passive Aufnahme), das sind bei Fischen in erster Linie die Kiemen (GUNKEL 1994), und reichern sich in den Körperfetten an. Die Konzentration in den Körperfetten ist von zwei Parametern abhängig: Der Lipophilie der Substanz und der Konzentration im Wasser. Je größer die Lipophilie eines Stoffes ist, umso größer ist seine Tendenz, sich aus dem Wasser in die Körperfette zu bewegen. Das bedeutet: Je größer die Lipophilie einer Substanz, umso stärker ist die Anreicherung im Fettgewebe des Fisches. Das Verhältnis der Konzentrationen in Fett und Wasser ist in Abhängigkeit von der Lipophilie im Zwei-Komponenten-System Fett und Wasser konstant. Die Konzentration erhöht sich im gleichen Verhältnis weiter, wenn die Konzentration im Wasser steigt. Umgekehrt geht die Konzentration im Fett auch im gleichen Verhältnis zurück, wenn die Konzentration im Wasser sinkt.

Zur Vorhersage des Risikopotentials von Chemikalien wird dieses Verhältnis mit Hilfe von QSAR-Vorhersagemodellen (Quantitative Structure Activity Relationship) geschätzt. Dabei wird n-Octanol als Ersatz für Körperfett benutzt und der n-octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient ($\log K_{OW}$) bestimmt. Basierend auf dieser Verteilungshypothese kann das Körperfett des Brassens als Modell für das Fett anderer Fischarten genutzt werden.

Demzufolge können Referenzwerte für CKWs bezogen auf das Fettgewicht ebenfalls als relative Vergleichstandards für andere Arten als den Brassens herangezogen werden. Voraussetzung dafür ist jedoch, dass der Metabolismus dieser Arten mit dem des Brassens vergleichbar ist.

Außerdem hat die Lipophilie der CKWs zur Folge, dass mit steigendem Fettgehalt des Individuums die Konzentration bezogen auf das Frischgewicht bei gleichbleibender Konzentration im umgebenden Medium steigt. Um also die gemessenen Gewebekonzentrationen als Folge realer Umweltbedingungen unabhängig vom Fettgehalt des Individuums betrachten zu können, müssen die Stoffkonzentration auf den Fettanteil (Fett) bezogen werden. Die CKW-Analysen erfolgen anhand der Feuchtsubstanz. Daher werden die Stoffkonzentrationen bezogen auf das Frischgewicht für die organischen Schadstoffe nach folgender Formel auf das Fettgewicht umgerechnet:

$$K_{Fett} = K_{FG} * \left(\frac{100}{Fettgehalt [\%]} \right) \quad (4.1)$$

K_{Fett} = Stoffkonzentration bezogen auf das Fettgewicht

K_{FG} = Stoffkonzentration bezogen auf das Frischgewicht

Es ist dennoch sinnvoll, für die Chlorierten Kohlenwasserstoffe auch Referenzwerte bezogen auf das Frischgewicht abzuleiten: Andere Monitoring-Studien, die ihre Analyseergebnisse auf das Frischgewicht beziehen, können diese Referenzwerte als relative Vergleichsstandards nutzen, wenn die untersuchten Fische einen vergleichbaren Fettgehalt haben.

Elemente

Die Analysen der Elemente erfolgen anhand der Trockensubstanz der Muskulatur. Die Referenzwerte der Element-Gehalte bezogen auf das Trockengewicht (TG) abzuleiten ist sinnvoll, um einen Vergleich der tatsächlichen Konzentrationen unabhängig vom Wassergehalt der Muskulatur zwischen Standorten zu ermöglichen. Des Weiteren können Referenzwerte, die auf dem Trockengewicht basieren, ebenfalls als Vergleichsstandards für andere Fische als den Brassens herangezogen werden, da sie unabhängig vom Wassergehalt sind, der zwischen den Arten stark schwankt.

Aber auch bei den Elementen sollen die Referenzwerte ebenfalls bezogen auf das Frischgewicht (FG) abgeleitet werden. Damit können Ergebnisse aus anderen Monitoring-Studien, bei denen Arten bzw. Individuen mit vergleichbarem Wassergehalt untersucht wurden, anhand der Referenzwerte bezogen auf das Frischgewicht bewertet werden. Die Stoffkonzentrationen bezogen auf das Trockengewicht werden für die Bezugsgröße Frischgewicht nach folgender Formel umgerechnet:

$$K_{FG} = K_{TG} * \left[1 - \left(\frac{\text{Wassergehalt [\%]}}{100} \right) \right] \quad (4.2)$$

K_{FG} = Stoffkonzentration bezogen auf das Frischgewicht

K_{TG} = Stoffkonzentration bezogen auf das Trockengewicht

4.3 Ableitung und Diskussion der Referenzwerte

Die Ableitung der Referenzwerte wird mit der Statistik-Software SPSS 17 und MS Excel 2003 durchgeführt.

Für die biometrischen Parameter und die Messgrößen werden in diesem Kapitel alle Referenzwerte abgeleitet, in ihrem zeitlichen Verlauf dargestellt und diskutiert. Die Ableitung, Darstellung und Diskussion der Referenzwerte der Elemente bezogen auf das Trockengewicht und der Chlorierten Kohlenwasserstoffe bezogen auf das Fettgewicht erfolgt ebenfalls in diesem Kapitel. Die Referenzwerte bezogen auf das Frischgewicht werden im Anhang II abgeleitet und dargestellt, aber in diesem Kapitel mit diskutiert.

Als Anhaltswert zur Einschätzung der Relevanz der abgeleiteten Referenzwerte werden, soweit vorhanden, die Umweltqualitätsstandards der Richtlinie 2008/105/EG, der Rückstands-Höchstmengenverordnung, der Schadstoff-Höchstmengenverordnung und der EG-Kontaminantenverordnung in die Darstellungen des Anhang II integriert und in diesem Kapitel diskutiert. Dadurch kann zusätzlich auch eine Information über die Verzehrbarkeit der Fische als Lebensmittel integriert werden. Es sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass Genese und Informationsgehalt der Umweltqualitätsstandards der Rückstands-Höchstmengenverordnung, der Schadstoff-Höchstmengenverordnung und der EG-Kontaminantenverordnung sowie der Referenzwerte unterschiedlich ist und es sich um Werte mit unterschiedlichem Charakter handelt. Die Referenzwerte sind rein statistisch abgeleitete Werte, die keine toxikologische Relevanz für die Fische und die Verbraucher haben, also lediglich eine Konzentration wertseitig beschreiben. Der Rückstands-Höchstmengenverordnung, Schadstoff-Höchstmengenverordnung und EG-Kontaminantenverordnung kommt im Sinne des vorbeugenden Verbraucherschutzes demgegenüber eine toxikologische Relevanz zu.

Als Anwendungsbeispiel für die Referenzwerte werden die Probenahmeflächen der Umweltprobenbank bewertet, indem sie den entsprechenden Referenzbereichen zugeordnet werden.

4.3.1 Biometrische Parameter

Für die biometrischen Parameter Gewicht, Gesamt- und Totallänge, Korpulenzfaktor, Lebergewicht, Hepatosomatischer Index, Nieren- und Milzgewicht, Gewicht der restlichen Innereien sowie Geschlechterverhältnis werden zunächst für jeden Bezugszeitraum (BZ) das obere und untere Quartil (q_1 und q_3) sowie das Minimum (Min) und das Maximum (Max) ermittelt. Weiterhin werden für alle Parameter das Minimum und das Maximum über die gesamte Zeitreihe ab 1997 für die Altersklasse acht bis zwölf Jahre bestimmt. Basierend auf diesen Werten werden die Referenzwerte für die Bezugszeiträume 97/98, 99/00, 01/02, 03/04, 05/06 und 07/08 wie in Kap. 3.4.4 definiert abgeleitet.

4.3.1.1 Gewicht

Das leichteste Individuum hat ein Gesamtgewicht von 321 g, das schwerste Individuum wiegt 4370 g. Diese Werte dienen als Unter- bzw. Obergrenze bei der Ableitung der Referenzwerte I und IV. Tab. 4-6 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence, das Minimum und Maximum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08.

Tab. 4-6: Gesamtgewicht [g]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	Max	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	552,0	1063,0	-214,5	1829,5	321,0	3354,0	321	552	1063	1830
99/00	731,0	1235,0	-25,0	1991,0	358,0	3578,0	358	731	1235	1991
01/02	777,5	1153,3	213,9	1716,9	540,0	3767,0	540	778	1153	1717
03/04	902,0	1425,0	117,5	2209,5	498,0	3068,0	498	902	1425	2210
05/06	1037,5	1495,5	350,5	2182,5	601,0	4370,0	351	1038	1496	2183
07/08	1099,0	1637,5	291,3	2445,3	561,0	2849,0	561	1099	1638	2445

In Abb. 4-1 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

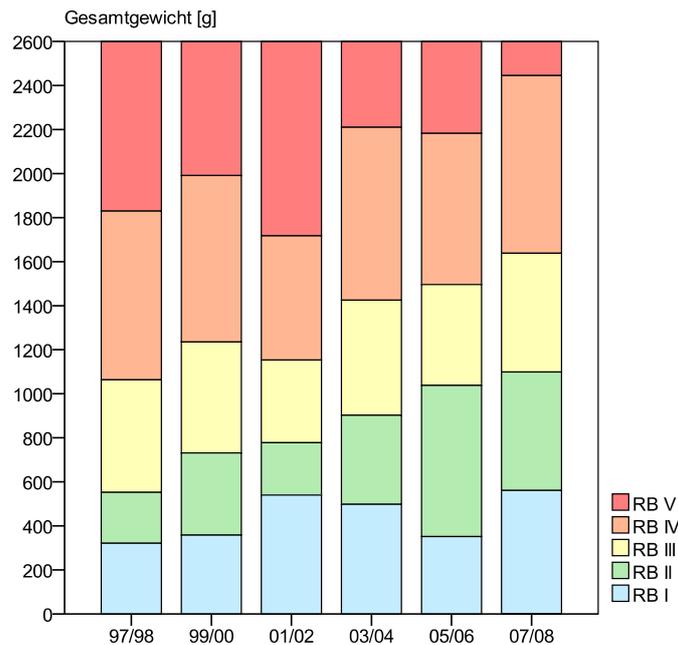


Abb. 4-1: Gesamtgewicht [g]: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

Aus Tab. 4-1 wird deutlich, dass die Referenzwerte II und III stetig ansteigen. Einzige Ausnahme ist der Referenzwert III des Bezugszeitraumes 01/02. Im aktuellsten Bezugszeitraum liegt die Untergrenze des Referenzbereiches III sogar höher als dessen Obergrenze im Bezugszeitraum 97/98. Das spricht für eine deutliche Gewichtszunahme in der Altersklasse acht bis zwölf Jahre im mittleren Wertebereich (Abb. 4-1): Wiegen die "durchschnittlich" großen Individuen im BZ 97/98 noch zwischen 550 g und 1050 g, so wiegen sie im BZ 07/08 bereits zwischen 1100 g und 1650 g. Die Referenzwerte II und III sind jeweils um 550 g angestiegen, was bei dem Referenzwert II eine Verdoppelung und beim Referenzwert III einen Zuwachs von mehr als 50% bedeutet. Diese Steigerung bei den mittleren 50 % lässt auf eine deutschlandweite Verbesserung der durchschnittlichen Lebens- bzw. Wachstumsbedingungen schließen. Die Referenzwerte I und IV zeigen keine gerichtete Entwicklung.

4.3.1.2 Gesamtlänge und Totallänge

Das kleinste Individuum hat eine Gesamtlänge von 30 cm, das größte Individuum von 67 cm. Das Minimum der Totallänge beträgt 23 cm, das Maximum 63,5 cm. Tab. 4-7 und Tab. 4-8 zeigen das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence, das Minimum und Maximum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV für die Gesamt- bzw. Totallänge der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08.

Tab. 4-7: Gesamtlänge [cm]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	Max	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	39,0	46,5	27,8	57,8	30,0	60,0	30	39	47	58
99/00	41,5	48,0	31,8	57,8	34,0	64,0	32	42	48	58
01/02	42,0	47,0	34,5	54,5	38,0	62,5	35	42	47	55
03/04	44,5	50,0	36,3	58,3	35,0	61,0	36	45	50	58
05/06	46,0	50,5	39,3	57,3	38,5	67,0	39	46	51	57
07/08	47,0	52,0	39,5	59,5	38,0	60,0	40	47	52	60

Tab. 4-8: Totallänge [cm]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	Max	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	33,0	41,0	21,0	53,0	23,1	54,0	23	33	41	53
99/00	36,0	42,0	27,0	51,0	29,0	57,0	27	36	42	51
01/02	36,5	41,5	29,0	49,0	23,7	56,5	29	37	42	49
03/04	39,0	44,0	31,5	51,5	30,5	55,0	32	39	44	52
05/06	40,0	44,0	34,0	50,0	33,0	63,5	34	40	44	50
07/08	40,5	45,5	33,0	53,0	32,5	54,5	33	41	46	53

In Abb. 4-2 und sind die Referenzwerte beider Parameter in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

Aus Tab. 4-7 kann entnommen werden, dass die Referenzwerte I, II und III der Gesamtlänge stetig steigen. Einzige Ausnahme ist der Referenzwert III im Bezugszeitraum 01/02, was mit der Entwicklung beim Gewicht konform ist. Die Untergrenze des Referenzbereiches III des Bezugszeitraumes 97/98 ist gleich dessen Obergrenze des Bezugszeitraumes 07/08. Damit ist wie bereits beim Gewicht auch bei der Gesamtlänge eine deutliche Steigerung im mittleren Wertebereich festzustellen (Abb. 4-2 links). Durchschnittliche Individuen sind im BZ 97/98 zwischen 39 cm und 47 cm lang, im BZ 07/08 sind sie bereits zwischen 47 cm und 52 cm lang, was die Hypothese unterstützt, dass sich bundesweit die durchschnittlichen Lebens- bzw. Wachstumsbedingungen verbessert haben. Der Referenzwert IV zeigt keine gerichtete Entwicklung.

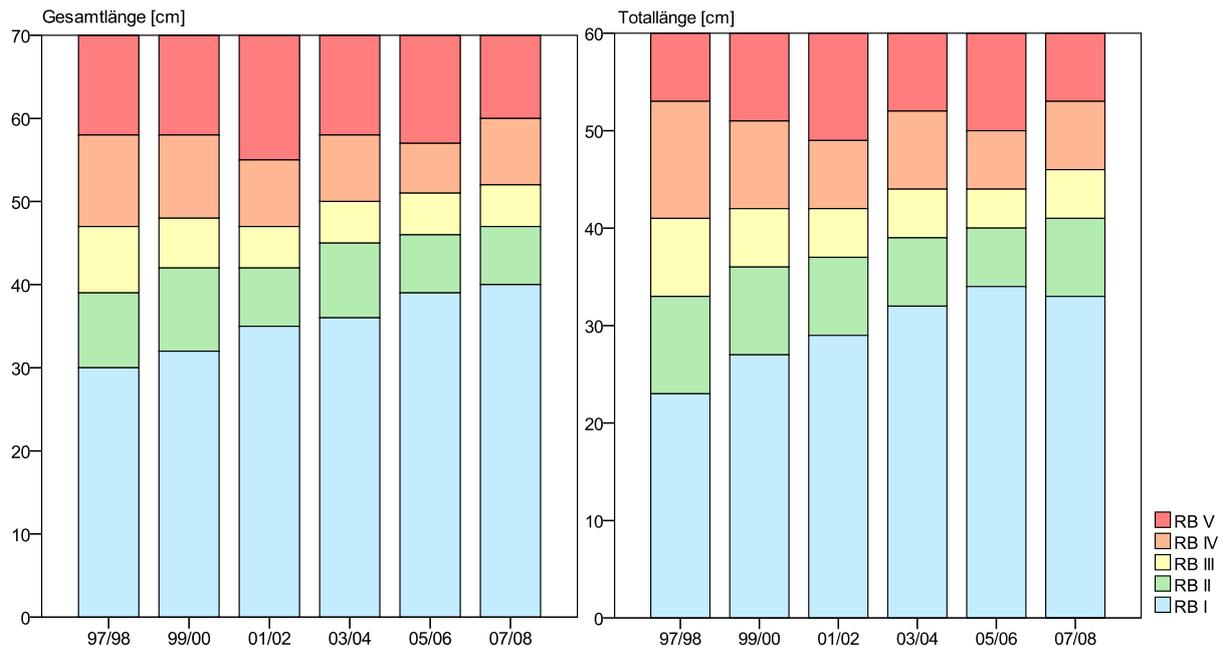


Abb. 4-2: Gesamtlänge (links) und Totallänge (rechts) [cm]: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

Der Parameter Totallänge spiegelt im Wesentlichen und wie erwartet die Entwicklung der Gesamtlänge wieder (Tab. 4-8 und Abb. 4-2 rechts).

4.3.1.3 Korpulenzfaktor

Der kleinste Korpulenzfaktor der Zeitreihe beträgt 0,64, der größte 1,82. Tab. 4-9 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence, das Minimum und Maximum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08.

Tab. 4-9: Korpulenzfaktor: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	Max	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,94	1,15	0,61	1,48	0,72	1,74	0,72	0,94	1,15	1,48
99/00	1,00	1,17	0,75	1,42	0,73	1,48	0,75	1,00	1,17	1,42
01/02	1,01	1,18	0,76	1,43	0,76	1,62	0,76	1,01	1,18	1,43
03/04	0,99	1,15	0,76	1,39	0,75	1,60	0,76	0,99	1,15	1,39
05/06	1,03	1,19	0,79	1,44	0,64	1,58	0,79	1,03	1,19	1,44
07/08	1,05	1,20	0,83	1,42	0,73	1,82	0,83	1,05	1,20	1,42

In Abb. 4-3 und sind die Referenzwerte des Korpulenzfaktors in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

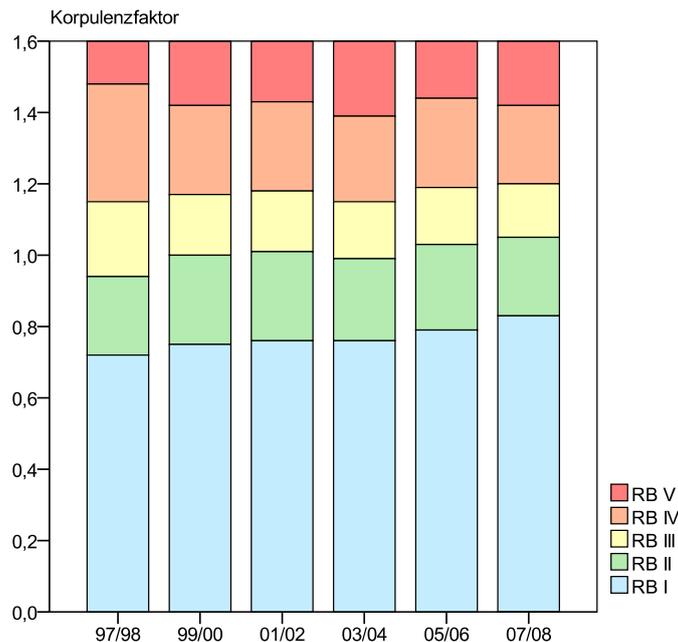


Abb. 4-3: Korpulenzfaktor: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

Der Korpulenzfaktor wird aus den Parametern Gewicht und Gesamtlänge abgeleitet, die beide in ihrem zeitlichen Verlauf eine Steigerung im mittleren Wertebereich aufweisen. Aus Tab. 4-10 kann zwar entnommen werden, dass die Referenzwerte I, II und III mit Ausnahme der Referenzwerte II und III im Bezugszeitraum 03/04 steigen, es wird aber auch deutlich, dass diese Steigerung nur in einem sehr geringen Maße erfolgt. So nimmt der Referenzwert II von 97/98 bis 07/08 um lediglich 0,1 zu. Der Referenzwert III steigt von 97/98 bis 07/08 sogar nur um 0,05. Insgesamt betrachtet, zeigt sich der Korpulenzfaktor über die Zeitreihe sehr konstant - Ausnahme ist der Referenzwert IV, der wie bei den vorangegangenen Parametern keine gerichtete Entwicklung und keine Konstanz aufweist (Abb. 4-3).

4.3.1.4 Lebergewicht

Die leichteste Leber der Zeitreihe wiegt 2,4 g, die schwerste wiegt 78,6 g. Tab. 4-10 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence, das Minimum und Maximum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08.

Tab. 4-10 kann entnommen werden, dass der Referenzwert I von BZ 97/98 bis BZ 03/04 zunimmt und danach wieder zurückgeht. Der Referenzwert II steigt bis BZ 05/06 und stagniert im BZ 07/08, die Steigerungsrate beträgt 85%. Der Referenzwert III steigt stetig, mit Ausnahme des Bezugszeitraumes 01/02 und zeigt damit eine ähnlich Entwicklung wie der RW III der Parameter Gewicht und Länge. Die Steigerung von BZ 97/98 bis BZ 07/08 beträgt

45%. Wie bei den Parametern Gewicht und Länge ist auch für das Lebergewicht eine deutliche Zunahme im mittleren Wertebereich erkennbar (Abb. 4-4). Diese Konformität in der Entwicklung des Fischgewichtes und -länge sowie des Lebergewichtes erscheint plausibel, da die Größe der Innereien eines Individuums nicht von möglichen Umwelteinflüssen sondern zunächst von der Größe des Individuums selbst abhängt. Der Referenzwert IV zeigt keine gerichtete Entwicklung.

Tab. 4-10: Lebergewicht [g]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	Max	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	7,1	17,3	-8,2	32,6	2,4	78,6	2,4	7,1	17,3	32,6
99/00	9,7	22,0	-8,9	40,6	3,3	70,2	3,3	9,7	22,0	40,6
01/02	10,0	18,8	-3,1	31,9	5,0	77,5	5,0	10,0	18,8	31,9
03/04	11,2	22,1	-5,2	38,5	6,6	48,4	6,6	11,2	22,1	38,5
05/06	13,2	22,6	-0,9	36,7	6,2	77,8	6,2	13,2	22,6	36,7
07/08	13,1	25,2	-5,0	43,3	5,1	49,8	5,1	13,1	25,2	43,3

In Abb. 4-4 sind die zeitlichen Entwicklungen der Referenzwerte des Lebergewichtes dargestellt.

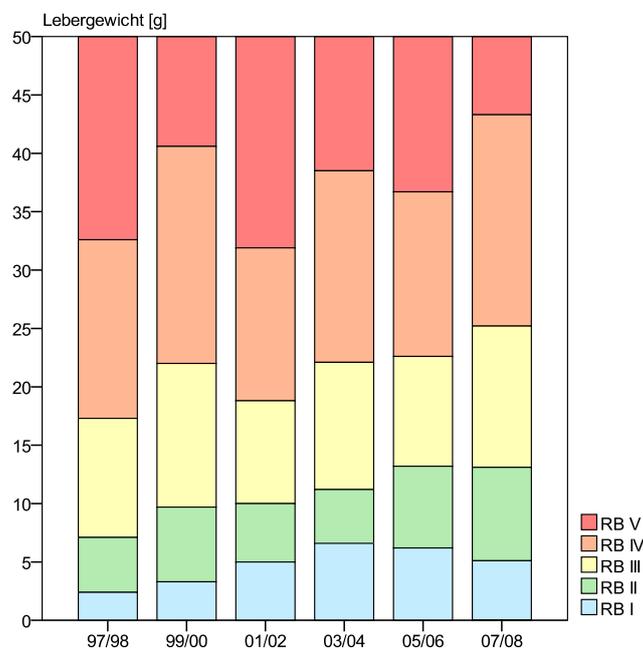


Abb. 4-4: Lebergewicht [g]: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassen

4.3.1.5 Hepatosomatischer Index

Der niedrigste Hepatosomatische Index beträgt 0,53, der höchste 3,49. Tab. 4-10 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence, das Minimum und Maximum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08.

Tab. 4-11: Hepatosomatischer Index: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	Max	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	1,06	1,76	0,01	2,80	0,54	3,06	0,54	1,06	1,76	2,80
99/00	1,21	1,82	0,31	2,72	0,62	3,01	0,62	1,21	1,82	2,72
01/02	1,19	1,80	0,27	2,71	0,75	3,07	0,75	1,19	1,80	2,71
03/04	1,15	1,63	0,43	2,35	0,79	3,49	0,79	1,15	1,63	2,35
05/06	1,19	1,70	0,42	2,47	0,78	3,07	0,78	1,19	1,70	2,47
07/08	1,16	1,60	0,49	2,27	0,53	2,89	0,53	1,16	1,60	2,27

In Abb. 4-5 sind die Referenzwerte des Hepatosomatischen Indexes in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

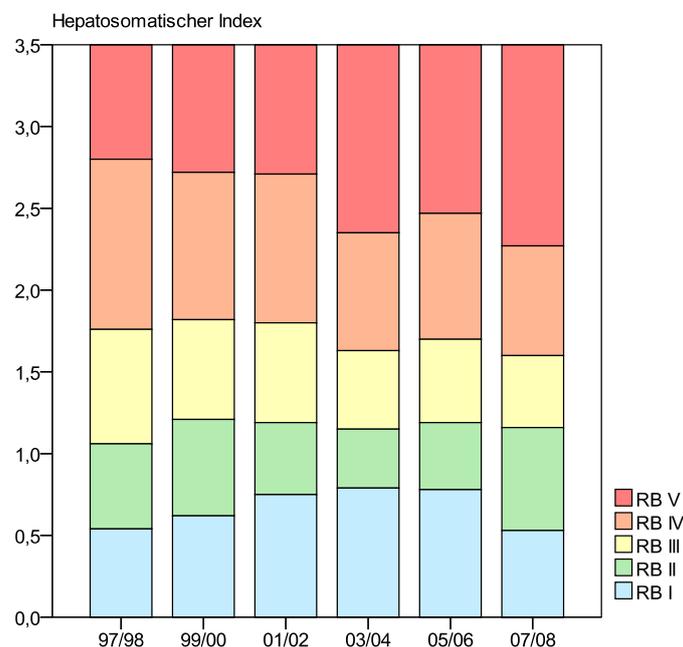


Abb. 4-5: Hepatosomatischer Index: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

Der Hepatosomatische Index zeigt bei den Referenzwerten I, II und III keine gerichtete Entwicklung und keine Konstanz (Tab. 4-11). Die Schwankungsbreite des Referenzwert I beträgt 0,25, die des Referenzwert II 0,15 und die des Referenzwert III 0,22. Der Referenzwert IV hingegen nimmt stetig ab, mit Ausnahme des Bezugszeitraumes 05/06: Er

sinkt um fast 20%. Diese Entwicklung lässt vermuten, dass weniger Individuen mit einer Lebervergrößerung gefangen wurden. Dies wiederum lässt die Hypothese zu, dass Einflüsse, die zu einer Lebervergrößerung führen können, zurückgegangen sind. Diese Einflüsse können verschiedene Stoffe, Parasiten, Viren oder einfach Fetteinlagerungen sein.

4.3.1.6 Niere, Milz und restliche Innereien

Die leichteste Niere der Zeitreihe wiegt 0,7 g, die schwerste 33,4 g. Das Minimalgewicht der Milz liegt bei 0,2 g, das Maximalgewicht liegt bei 9,9 g. Das Gewicht der restlichen Innereien ist in großem Maße abhängig von dem Fettanteil im Bauchraum und bei den Weibchen von der Anzahl und dem Entwicklungsgrad der Eier. Das geringste Gewicht der restlichen Innereien beträgt 11,4 g, das höchste Gewicht beträgt 641,8 g. Tab. 4-12, Tab. 4-13 und Tab. 4-14 zeigen das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence, das Minimum und Maximum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08.

Tab. 4-12: Nierengewicht [g]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	Max	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	3,0	7,5	-3,7	14,1	1,3	31,3	1,3	3,0	7,5	14,1
99/00	4,4	8,5	-1,8	14,7	0,7	24,6	0,7	4,4	8,5	14,7
01/02	4,7	7,7	0,2	12,3	1,6	33,4	1,6	4,7	7,7	12,3
03/04	4,9	9,1	-1,3	15,3	1,8	20,7	1,8	4,9	9,1	15,3
05/06	5,7	9,2	0,5	14,5	2,8	32,2	2,8	5,7	9,2	14,5
07/08	6,4	10,8	-0,3	17,4	2,3	20,8	2,3	6,4	10,8	17,4

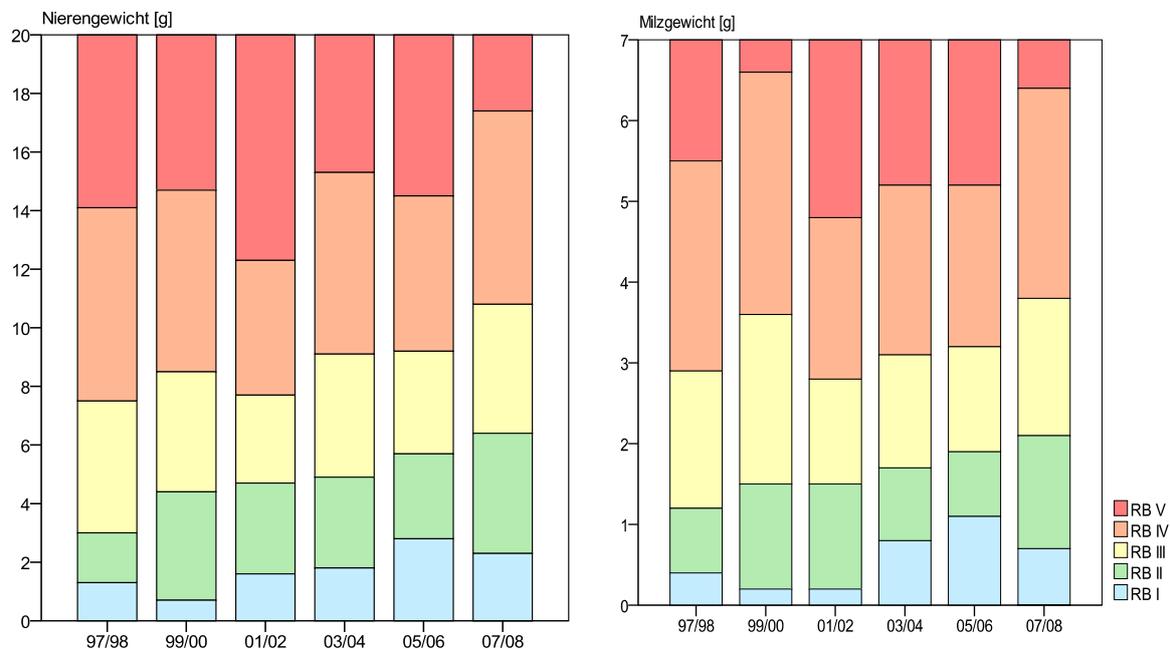
Tab. 4-13: Milzgewicht [g]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	Max	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	1,2	2,9	-1,4	5,5	0,4	9,9	0,4	1,2	2,9	5,5
99/00	1,5	3,6	-1,6	6,6	0,2	7,9	0,2	1,5	3,6	6,6
01/02	1,5	2,8	-0,5	4,8	0,2	8,4	0,2	1,5	2,8	4,8
03/04	1,7	3,1	-0,4	5,2	0,8	7,3	0,8	1,7	3,1	5,2
05/06	1,9	3,2	-0,1	5,2	1,1	7,2	1,1	1,9	3,2	5,2
07/08	2,1	3,8	-0,5	6,4	0,7	9,0	0,7	2,1	3,8	6,4

Tab. 4-14: Gewicht der restlichen Innereien [g]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	Max	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	37,4	91,7	-44,1	173,2	13,7	486,2	13,7	37,4	91,7	173,2
99/00	52,0	112,7	-39,0	203,7	18,5	512,2	18,5	52,0	112,7	203,7
01/02	51,8	95,4	-13,5	160,8	11,4	444,5	11,4	51,8	95,4	160,8
03/04	59,6	123,7	-36,7	219,9	13,7	348,8	13,7	59,6	123,7	219,9
05/06	68,9	124,1	-13,9	206,9	21,4	641,8	21,4	68,9	124,1	206,9
07/08	77,4	166,0	-55,4	298,8	38,0	415,8	38,0	77,4	166,0	298,8

In Abb. 4-6 und Abb. 4-7 sind die Referenzwerte des Nieren- und Milzgewichtes sowie des Gewichtes der restlichen Innereien in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

**Abb. 4-6: Nierengewicht (links) und Milzgewicht (rechts) [g]: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens**

Wie Tab. 4-12 zeigt, ist für das Nierengewicht bei den Referenzwerten I und IV keine gerichtete Entwicklung erkennbar. Der Referenzwert II steigt stetig, von BZ 97/98 bis BZ 07/08 um mehr als das Doppelte. Wie bereits bei den Parametern Fischgewicht und -länge sowie Lebergewicht steigt der Referenzwert III mit Ausnahme des BZ 01/02. Die Zunahme liegt bei etwa 45%.

Das Gewicht der restlichen Innereien weist eine ähnliche Entwicklung auf (Tab. 4-14): Der Referenzwert II steigt stetig, von BZ 97/98 bis BZ 07/08 um mehr als das Doppelte. Der Referenzwert III nimmt ebenfalls mit Ausnahme des BZ 01/02 stetig zu, insgesamt um 80%

und der Referenzwert IV weist keine gerichtete Entwicklung auf. Ein Unterschied zum Nierengewicht besteht aber: Der Referenzwert I weist seit dem BZ 01/02 steigende Werte auf, von BZ 01/02 bis BZ 07/08 steigt er um mehr als das Dreifache.

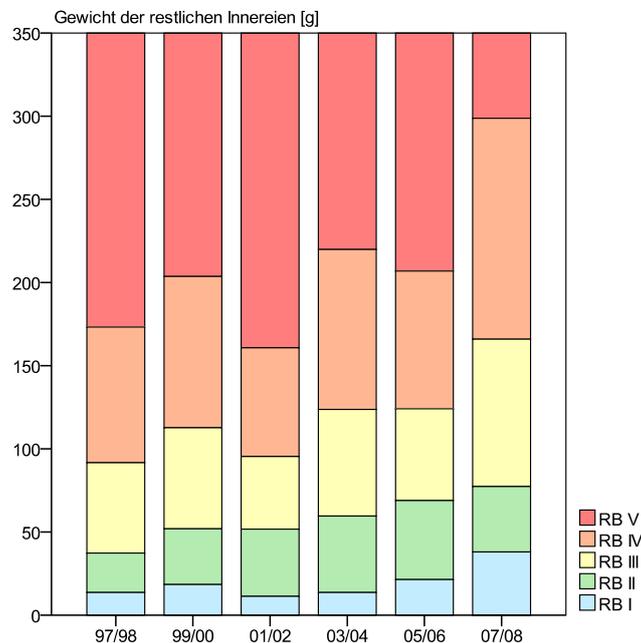


Abb. 4-7: Gewicht der restlichen Innereien [g]: Referenzwerte I bis IV für acht- bis zwölfjährige Brassens

Der Anstieg der Referenzwerte hat nichts mit dem Geschlechterverhältnis zu tun: Im BZ 01/02 treten zwar das höchste Geschlechterverhältnis (0,84) und auch die niedrigsten Referenzwerte für das Gewicht der restlichen Innereien auf, aber das niedrigste Geschlechterverhältnis (0,31) kann für den BZ 05/06 festgestellt werden, dessen Referenzwerte jedoch allesamt niedriger sind als die des BZ 07/08. Es kann also ausgeschlossen werden, dass in diesem Fall steigende Gonadengewichte aufgrund eines höheren Weibchenanteils die Ursache für die Entwicklung der Referenzwerte sind.

Für das Milzgewicht sind wie beim Nierengewicht für die Referenzwerte I und IV keine gerichteten Entwicklungen erkennbar. Der Referenzwert II steigt wie bei den anderen beiden Parametern stetig, von BZ 97/98 bis BZ 07/08 um 75%. Anders als bei der Niere und den restlichen Innereien ist beim Referenzwert III erst ab dem BZ 01/02 eine Entwicklung erkennbar: Der Referenzwert III steigt von BZ 01/02 bis BZ 07/08 um 1 g, das entspricht 35%.

4.3.1.7 Geschlechterverhältnis

Das Geschlechterverhältnis ist aufgrund seiner Herleitung (Formel 3.3) ein sehr anfälliger Parameter, der ausfällt, sobald es in der Altersklasse acht bis zwölf Jahre einer Probenahmefläche keine Männchen oder keine Weibchen gibt. Dadurch kann sich der Stichprobenumfang um diese Probenahmeflächen reduzieren.

Von 28 möglichen Probenahmeflächen stehen für den Bezugszeitraum 97/98 nur die Werte von 14 Probenahmeflächen zur Verfügung, für den Bezugszeitraum 99/00 sogar nur von fünf. Die Anzahl der möglichen Werte für die darauffolgenden Bezugszeiträume beträgt jeweils 34. Dennoch stehen für den BZ 01/02 nur 22, für den BZ 03/04 nur 26, für den BZ 05/06 nur 27 und für den BZ 07/08 nur 29 Werte zur Verfügung. In allen, außer dem aktuellen Bezugszeitraum, fehlt die Probenahmefläche Belau. Im Bezugszeitraum 99/00 sind lediglich die Probenahmeflächen der Saar und des Rheins mit Werten vertreten. Bei der Ableitung von Referenzwerten nach dem in Kap. 3.4.4 und 4.3.1 beschriebenen Verfahren kann daher deren Repräsentativität nicht gewährleistet werden.

Es sollen lediglich für den jeweiligen Bezugszeitraum die Anzahl der Männchen (M) und Weibchen (W) sowie des daraus berechneten Geschlechterverhältnisses (GV) der Altersklasse acht bis zwölf Jahre angegeben werden, um diese Informationen als Interpretationsgrundlagen nutzen zu können (vgl. Kap. 4.3.1.6):

▪ BZ 97/98:	M = 97	W = 159	GV = 0,62
▪ BZ 99/00:	M = 21	W = 71	GV = 0,30
▪ BZ 01/02:	M = 127	W = 152	GV = 0,84
▪ BZ 03/04:	M = 97	W = 181	GV = 0,54
▪ BZ 05/06:	M = 78	W = 254	GV = 0,31
▪ BZ 07/08:	M = 110	W = 203	GV = 0,54

4.3.1.8 Einfluss der Donau auf die Referenzwerte

Wie in Kap. 3.2.1 beschrieben, stehen die Donau-Daten erst ab 2002 zur Verfügung, so dass ab dem Bezugszeitraum 01/02 drei Probenahmeflächen zusätzlich in den Datenpool eingehen. Es soll nun geprüft werden, ob die Daten der Donau die in Kap. 4.3.1.1 bis Kap. 4.3.1.7 abgeleiteten Referenzwerte beeinflussen und ob damit die Referenzwerte der Bezugszeiträume 97/98 und 99/00 mit den darauffolgenden vergleichbar sind. Für alle biometrischen Parameter werden ab dem Bezugszeitraum 01/02 fortfolgend die Referenzwerte, ohne die Daten der Donau-Probenahmeflächen zu berücksichtigen, erneut abgeleitet.

Die Referenzwerte mit den Daten der Donau ab 01/02 werden mit den Referenzwerten ohne die Daten der Donau ab 01/02 auf signifikante Unterschiede getestet. Da die Referenzwerte

nicht normalverteilt sind, wird ein nicht-parametrisches Verfahren gewählt: Der Mann-Whitney-U-Test. Die Nullhypothese, dass die Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten der gleichen Grundgesamtheit entsprechen, wird bei $p < 0,05$ abgelehnt.

Die Referenzwerte mit den Donau-Daten sind für den HSI niedriger und für die übrigen Parameter leicht höher (Tab. IV-1 Anhang IV). Die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant (Tab. IV-2 Anhang IV). Damit übt die Hinzunahme der Donau-Probenahmeflächen keinen signifikanten Einfluss auf die Referenzwerte aus: Die Referenzwerte der BZ 97/98 und 99/01 können mit denen ab BZ 01/02 verglichen werden.

4.3.1.9 Bewertung der Probenahmeflächen der UPB

Die Referenzwerte eines Bezugszeitraumes mit den entsprechenden Referenzbereichen eines jeden Parameters sind Bestandteil des Referenzsystems. Die Referenzwerte sind relative Vergleichstandards, anhand derer biometrische Parameter dem außergewöhnlich niedrigen, dem niedrigen, dem mittleren, dem erhöhten bzw. dem außergewöhnlich hohem Wertebereich zugeordnet werden können. In Tab. 4-15 sind beispielhaft die biometrischen Parameter des Brassens der einzelnen Probenahmeflächen der Umweltprobenbank anhand der Referenzwerte des aktuellsten Bezugszeitraumes (BZ 07/08) bewertet. Die Bewertung der Daten von 1997 bis 2006 anhand der Referenzwerte der entsprechenden Bezugszeiträume ist in Anhang III (Tab. III-1 bis Tab. III-5) dargestellt.

Zur Durchführung dieser Flächenbewertung ist es notwendig, die Daten der Einzelindividuen auf einen einzelnen Wert zu verdichten. Für die einzelnen biometrischen Parameter wird für jeden Bezugszeitraum und Probenahmefläche der Median bestimmt, der dann in den entsprechenden Referenzbereich eingeordnet wird. Für diesen Bezugszeitraum stehen aus Weil für die Altersklasse acht bis zwölf Jahre keine Daten zur Verfügung.

Aus Tab. 4-15 und Anhang III (Tab. III-1 bis Tab. III-5) kann entnommen werden, dass die größten und am besten konditionierten Brassens im Rhein bei Weil zu finden sind. Des Weiteren gibt es in der Donau bei Jochenstein große, gut konditionierte Individuen. In der Elbe bei Hamburg sind ebenso wie in der Donau bei Kelheim die Tiere zwar recht groß, dafür aber nur durchschnittlich konditioniert. Die Kombination von großen, gut konditionierten Individuen mit niedrigen Hepatosomatischen Indizes gibt es nicht. Brassens, die am wenigsten von einer Lebervergrößerung betroffen sind, gibt es im Belauer See und in der Donau bei Ulm, was die Vermutung zulässt, dass dies die "saubersten" Probenahmeflächen sind. Am stärksten von einer Lebervergrößerung betroffen sind die Brassens in der Saar bei Güdingen, weshalb hier wiederum eine hohe Schadstoffbelastung vermutet werden kann. Die kleinsten Individuen waren lange im Belauer See und sind noch aktuell in der Elbe bei

Prossen und Zehren zu finden, wobei die Brassens der beiden Elbe-Probenahme­flächen auch die schlechteste Kondition aufweisen.

Demnach herrschen die besten Lebens- und Wachstumsbedingungen im Rhein bei Weil und in der Donau bei Jochenstein, beides eher Barbenregionen, bei denen aber durch Stauhaltung künstlich tiefe und ruhige Gewässerabschnitte geschaffen wurden. Die besten Lebensbedingungen bezüglich lebervergrößernder Einflüsse gibt es in der Donau bei Ulm und dem Belauer See. Wie in Kap. 4.4.1 dargestellt, wird vermutet, dass der Belauer See den Bereich der Hintergrundkonzentrationen darstellt - die niedrigen HSI-Werte scheinen ein weiterer Hinweis dafür zu sein. Die PNF Ulm liegt so weit im Oberlauf, dass hier vermutlich nur wenige Schadstoffeinträge ankommen. Die schlechtesten Lebensbedingungen bezüglich lebervergrößernder Einflüsse sind in der Saar bei Gündingen zu finden und lassen sich eventuell auf eine hohe Grundbelastung bedingt durch den Bergbau und die Hüttenindustrie sowie durch Einleitungen aus Kläranlagen zurückführen. Die schlechtesten Lebens- bzw. Wachstumsbedingungen herrschen im Elbe-Unterlauf.

Tab. 4-15: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 07/08

PNG	PNF	Gewicht [g]	LC [cm]	LT [cm]	Leber [g]	Niere [g]	Milz [g]	Innereien [g]	KF	HSI
Bornhöved	Belauer See	1329	48	43	12,5	7,1	2,4	146,6	1,18	0,95
Saar	Gündingen	1079	45	40	18,4	5,8	3,3	110,5	1,08	1,85
	Rehlingen	1568	51	45	25,3	8,7	4,0	127,7	1,18	1,61
Rhein	Weil									
	Iffezheim	1548	50	44	18,5	9,0	3,4	166,6	1,18	1,24
	Koblenz	1469	51	44	27,4	8,1	3,1	120,2	1,17	1,63
	Bimmen	1489	49	43	26,5	8,1	2,4	138,5	1,28	1,74
Elbe	Prossen	961	46	40	14,6	4,8	1,7	77,7	0,99	1,53
	Zehren	874	45	39	12,1	4,8	1,7	65,4	0,98	1,43
	Barby	1136	47	41	14,1	7,0	2,2	88,2	1,07	1,27
	Cumlosen	1268	49	44	15,8	8,9	2,7	93,2	1,10	1,25
	Blankenese	1303	49	43	18,1	8,1	2,4	136,8	1,16	1,43
Dübener Heide	Mulde	1120	48	41	12,8	6,4	2,0	72,1	1,05	1,26
	Saale	1732	53	47	28,3	11,3	3,8	165,4	1,17	1,58
Donau	Ulm	1624	53	46	18,6	10,5	3,1	149,6	1,12	1,08
	Kelheim	1468	50	43	19,0	10,6	2,8	125,2	1,16	1,18
	Jochenstein	1409	49	43	18,2	9,2	3,5	126,3	1,18	1,44

Die in Kap. 4.1.2 und 4.1.3 ermittelten Mittelwerte bzw. Mediane der biometrischen Parameter der Brassens der Zusatzprobenahmen aus dem Bodensee und dem Müritz-Natio-

nalpark können in das Referenzsystem in den BZ 07/08 eingeordnet werden. Es sei darauf hingewiesen, dass beide Gebiete aufgrund ihrer vermuteten geringen Belastung mit Schadstoffen und nicht aufgrund der biometrischen Eigenschaften ihrer Brassens ausgewählt wurden. Die Brassens des großflächigen Bodensees zeigen völlig andere Ausprägungen der biometrischen Parameter als die des vergleichsweise kleinen Hof- und Priesterbäcker Sees. Die Bodensee-Brassen sind relativ groß, aber nur durchschnittlich konditioniert, was dafür spricht, dass die Nahrungsgrundlage vermutlich nicht optimal ist. Der Hepatosomatischer Index liegt im mittleren Wertebereich. Die Brassens aus dem Hof- und Priesterbäcker See sind zwar sehr klein, aber durchschnittlich konditioniert. Der limitierende Faktor der Wachstumsbedingungen ist vermutlich das geringe Wasservolumen der Seen. Die Brassens des Hof- und Priesterbäcker Sees scheinen aber so gut wie keinen Einflüssen ausgesetzt zu sein, die eine Lebervergrößerung bewirken. Dies würde dafür sprechen, dass diese Seen als recht "sauber" anzusehen sind.

4.3.1.10 Zusammenfassung

Bei den Parametern Gewicht, Länge, Leber- und Nierengewicht und Gewicht der restlichen Innereien wird über die gesamte Zeitreihe sowie beim Milzgewicht seit dem BZ 01/02 ein Anstieg im mittleren Wertebereich deutlich. Es scheint also, dass die mittleren 50% aller Individuen deutlich besser wachsen. Diese verbesserten Wachstumsbedingungen spiegeln sich jedoch nicht in einer verbesserten Kondition der Individuen wider: Der Korpulenzfaktor bleibt für die Referenzwerte I bis III über die Zeit konstant, der RW IV unterliegt starken Schwankungen ohne erkennbarer Tendenz. Der Hepatosomatische Index weist für die Referenzwerte I bis III über die Zeit keine erkennbare Tendenz und auch keine Konstanz auf. Der Referenzwert IV des HSI sinkt, woraus geschlossen werden kann, dass sich die stärksten Einflüsse, die zu einer Lebervergrößerung führen, zurückgehen.

Die besten Lebens- und Wachstumsbedingungen auf den Flächen der UPB sind im Rhein bei Weil und in der Donau bei Jochenstein zu finden - beides eigentlich eher Barbenregionen, in denen durch Stauregulierung künstlich tiefe und ruhige Gewässerabschnitte geschaffen wurden. Die schlechtesten Lebens- bzw. Wachstumsbedingungen herrschen im Elbe-Unterlauf. Die besten Lebensbedingungen bezüglich nicht vorhandener lebervergrößernder Einflüsse gibt es in der Donau bei Ulm und dem Belauer See, was dafür spricht, dass beide Probenahmeflächen relativ "sauber" hinsichtlich Schadstoffbelastungen sind. Die schlechtesten Lebensbedingungen bezüglich lebervergrößernder Einflüsse gibt es in der Saar bei Güdingen, was auf eine relativ hohe Schadstoffbelastung hindeutet.

4.3.2 Messgrößen

Für die Messgrößen Wasser- und Fettgehalt werden das Minimum und das Maximum der Zeitreihe sowie das obere Quartil, das untere Quartil, das Minimum und das Maximum der einzelnen Bezugszeiträume bestimmt. Auf dieser Grundlage werden wie in Kap. 3.4.4 definiert die Referenzwerte für die Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08 abgeleitet.

4.3.2.1 Wasser- und Fettgehalt

Der Wassergehalt wurde durch das Leitfähigkeitsverfahren bestimmt. In den Jahren 1995 bis 1998 hat das FZ Jülich die Analysen durchgeführt und ab 1999 die IME Schmallenberg. Der Fettgehalt wurde von 1995 bis 1998 durch das Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit (GSF) in Neuherberg und von 1995-2007 durch Eurofins Hamburg gravimetrisch bestimmt. In den Jahren 1995-1998 sowie 2008 hat Eurofins Hamburg zusätzlich mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometrie (GC-MS) den Fettgehalt quantifiziert.

Der geringste Wassergehalt eines Homogenates beträgt 73,2%, der höchste 83,0%. Der niedrigste Fettgehalt ist 0,40%, der höchste 8,35%. Diese Werte dienen als Unter- bzw. Obergrenze bei der Ableitung der Referenzwerte I und IV. Tab. 4-16 und Tab. 4-17 zeigen das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence, das Minimum und Maximum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08.

Tab. 4-16: Wassergehalt [%]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	Max	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	77,0	80,8	71,4	86,4	74,0	83,0	74,0	77,0	80,8	83,0
99/00	77,2	79,9	73,0	84,1	75,0	80,8	75,0	77,2	79,9	80,8
01/02	77,2	79,8	73,3	83,7	74,6	81,8	73,3	77,2	79,8	81,8
03/04	77,1	79,8	73,2	83,7	74,3	81,3	74,3	77,1	79,8	81,3
05/06	77,5	80,0	73,8	83,7	73,2	81,0	73,8	77,5	80,0	81,0
07/08	76,2	79,9	70,7	85,5	74,7	81,1	74,7	76,2	79,9	81,1

Der Wassergehalt zeigt bei den Referenzwerten I und IV bzw. den Referenzbereichen I, II, IV und V (Tab. 4-16 und Abb. 4-8 links) keine gerichtete Entwicklung und keine Konstanz. Dahingegen ist der Referenzbereich III relativ konstant: Die Referenzwerte II und III schwanken um maximal 1%. Der mittlere Wassergehalt liegt zwischen 77 und 80%.

Tab. 4-17: Fettgehalt [%]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	Max	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	1,56	4,78	-3,26	9,61	0,40	7,88	0,40	1,56	4,78	7,88
99/00	1,84	4,59	-2,29	8,72	0,79	7,17	0,79	1,84	4,59	7,17
01/02	2,31	5,19	-2,00	9,50	1,04	6,83	1,04	2,31	5,19	6,83
03/04	2,18	4,77	-1,70	8,66	1,20	6,64	1,20	2,18	4,77	6,64
05/06	2,11	5,38	-2,79	10,28	1,19	8,35	1,19	2,11	5,38	8,35
07/08	2,62	6,56	-3,30	12,47	1,79	7,51	1,79	2,62	6,56	7,51

In Abb. 4-1 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

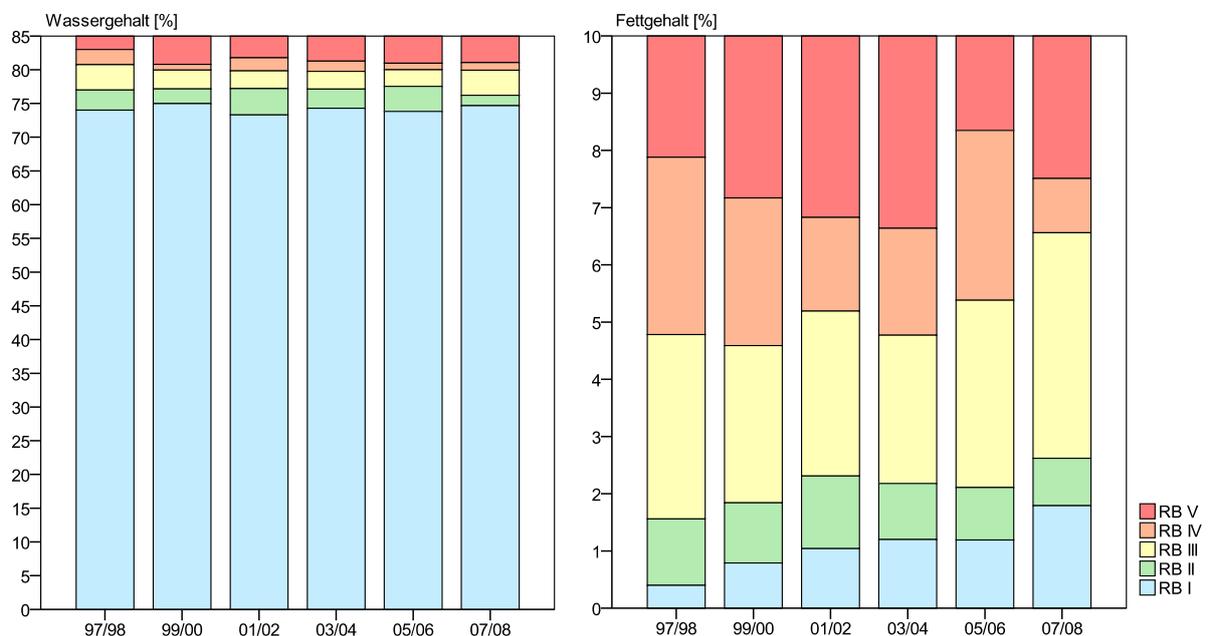


Abb. 4-8: Wassergehalt (links) und Fettgehalt (rechts) [%]: Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

Der Referenzwert I des Fettgehaltes steigt über die Zeit um 1,4%, auf mehr als das Vierfache des Ausgangswertes in BZ 97/98, d.h. die Individuen mit den niedrigsten Fettgehalten werden fatter. Daraus kann gefolgert werden, dass sich die pessimalsten Lebensbedingungen verbessert haben. Die Referenzbereiche II und III zeigen eine leicht positive Tendenz. Der mittlere Fettgehalt eines Brassens liegt zwischen 1,6 und 5,4%. Obwohl dies bedeutend niedrigere Konzentrationsbereiche als beim Wassergehalt sind, ist die Spannweite des mittleren Wertebereiches größer. Der mittlere Fettgehalt ist also in Relation zum mittleren Wassergehalt eher inkonstant.

4.3.2.2 Einfluss der Donau auf die Referenzwerte

Wie in Kap. 4.3.1.8 beschrieben, soll der Einfluss der Donau auf die Referenzwerte geprüft werden. Daher werden für den Wasser- und Fettgehalt ab dem BZ 01/02 fortfolgend die Referenzwerte, ohne die Daten der Donau-Probenahmeflächen zu berücksichtigen, erneut abgeleitet.

Die Referenzwerte mit den Daten der Donau ab 01/02 werden mit den Referenzwerten ohne die Daten der Donau ab 01/02 mit Mann-Whitney-U-Test auf signifikante Unterschiede getestet. Die Nullhypothese, dass die Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten der gleichen Grundgesamtheit entsprechen, wird bei $p < 0,05$ abgelehnt.

Die Referenzwerte mit den Donau-Daten sind für Wassergehalt leicht niedriger und für den Fettgehalt leicht höher als die Referenzwerte ohne die Donau-Daten (Tab. IV-3 Anhang IV). Die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant (Tab. IV-4 Anhang IV). Die Referenzwerte der BZ 97/98 und 99/01 können mit denen ab BZ 01/02 verglichen werden.

4.3.2.3 Bewertung der Probenahmeflächen

In Tab. 4-18 sind die Messgrößen Wasser- und Fettgehalt der einzelnen Probenahmeflächen anhand der Referenzwerte des aktuellsten Bezugszeitraumes bewertet. Die Bewertung der Probenahmeflächen von 1997 bis 2006 anhand der Referenzwerte der entsprechenden Bezugszeiträume ist in Anhang III (Tab. III-6 bis Tab. III-8) dargestellt.

Da für jede Probenahmefläche für jedes Jahr ein Analysewert zur Verfügung steht, wird aus diesen beiden Einzelwerten das arithmetische Mittel gebildet, um die Flächenbewertung durchführen zu können. Dieser Mittelwert wird dann in den entsprechenden Referenzbereich eingeordnet.

Die Elbe-Probenahmefläche Prossen und der Belauer See weisen einen erhöhten Wassergehalt auf, die Rhein-Probenahmeflächen Weil und Koblenz sowie der Probenahmeflächen Jochenstein einen Wassergehalt im niedrigen Wertebereich. Ein erhöhter Fettgehalt lässt auf gute Nahrungsbedingungen schließen. Solche sind im Rhein bei Weil, Iffezheim und Koblenz sowie in der Donau bei Jochenstein zu finden. Ein niedriger Fettgehalt und damit schlechte Nahrungsbedingungen sind in der Elbe bei Prossen, Zehren und Barby, in der Mulde sowie im Belauer See zu finden.

Hohe Fettgehalte treten häufig in Kombination mit hohen Korpulenzfaktoren und/oder hohen Gewichten und Längen auf. Dies ist z.B. in Weil, Jochenstein und auch in der Saale von BZ 97/98 bis 01/02 der Fall. Niedrige Fettgehalte treten häufig in Kombination mit niedrigen Korpulenzfaktoren und/oder niedrigen Gewichte und Längen auf. Zu beobachten ist das z.B.

in der Mulde von BZ 99/00 bis BZ 03/04 und in Zehren seit BZ 01/02. Daraus kann geschlossen werden, dass der Fettgehalt in Kombination mit den biometrischen Parametern Korpulenzfaktor, Gewicht und Länge einen guten Indikator für die Lebensbedingungen der Brassen darstellt. Nach diesen Parametern sind die besten Lebensbedingungen im Rhein bei Weil und in der Donau bei Jochenstein bzw. die schlechtesten in der Elbe bei Zehren zu finden.

Tab. 4-18: PNF mit den Mittelwerten von Wasser- und Fettgehalt in der Brassenmuskulatur und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 07/08

PNG	PNF	Wasser [%]	Fett [%]
Bornhöved	Belauer See	80,1	1,91
Saar	Güdingen	78,1	3,66
	Rehlingen	77,0	5,07
Rhein	Weil	75,4	6,83
	Iffezheim	76,9	7,51
	Koblenz	76,2	6,98
	Bimmen	79,4	4,49
Elbe	Prossen	80,0	2,15
	Zehren	79,8	1,97
	Barby	79,5	2,52
	Cumlosen	78,8	3,62
	Blankenese	77,6	4,97
Dübener Heide	Mulde	79,8	2,45
	Saale	77,0	3,69
Donau	Ulm	77,1	5,51
	Kelheim	77,1	5,59
	Jochenstein	75,3	6,69

Aus Tab. 4-18 und aus Anhang III wird deutlich, dass Wasser- und Fettgehalt eine entgegengesetzte Entwicklung aufweisen: Entspricht der Wassergehalt dem erhöhten Wertebereich, dann ist der Fettgehalt dem niedrigen Wertebereich zugeordnet und umgekehrt. Beide Parameter sind straff negativ miteinander korreliert (Korrelationskoeffizient nach Spearman $r_s = -0,872$, $p < 0,01$, Einzelwerte aller PNF der Zeitreihe 1997-2008). Die Hauptbestandteile der Muskulatur von Fischen sind Wasser, Proteine, Lipide und Trockensubstanz (=Asche, Verbrennung bei 500 bis 550°C) (YEANNES & ALMANDOS 2003; JACOBS *et al.* 2008). Für verschiedene Fischarten konnten bereits negative Beziehungen zwischen Wasser- und Fettgehalt nachgewiesen werden (YEANNES & ALMANDOS 2003; NIELSEN *et al.* 2005; PETERS *et al.* 2007).

4.3.2.4 Zusammenfassung

Der mittlere Wassergehalt der Brassens liegt konstant zwischen 77% und 80%. Es sind keine gerichteten Entwicklungen beim Wassergehalt erkennbar. Der mittlere Fettgehalt ist in Relation zum mittleren Wassergehalt eher inkonstant und weist eine verhältnismäßig hohe Spannbreite auf. Die Grenze zu den außergewöhnlich niedrigen Fettgehalten ist über die Zeit auf das Dreifache gestiegen, woraus geschlossen werden kann, dass sich die pessimalsten Lebensbedingungen für den Brassens verbessert haben.

Ein hoher Fettgehalt lässt auf gute Nahrungsbedingungen schließen bzw. ein niedriger auf schlechte. Hohe Fettgehalte treten häufig in Kombination mit hohen Korpulenzfaktoren auf bzw. niedrige Fettgehalte zusammen mit niedrigen Korpulenzfaktoren. Beide Parameter in Kombination stellen eine hervorragende Grundlage zur Bewertung der Lebensbedingungen der Brassens dar, da sowohl die Nahrungs- als auch die Wachstumsbedingungen abgebildet werden. Demnach sind die besten Lebensbedingungen für Brassens im Rhein bei Weil und in der Donau bei Jochenstein bzw. die schlechtesten in der Elbe bei Zehren zu finden.

4.3.3 Elemente

In Kap. 4.2.2 wurde festgelegt, dass Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze durch die halbe Bestimmungsgrenze ersetzt werden. Für die einzelnen Elemente werden das obere Quartil, das untere Quartil und das Minimum der einzelnen Bezugszeiträume bestimmt. Ist der untere Inner Fence größer Null entspricht der Referenzwert I dem unteren Inner Fence (vgl. Kap. 3.4.4). Für den Fall, dass der untere Inner Fence kleiner oder gleich Null ist, wird für den Referenzwert I das Minimum des Bezugszeitraumes eingesetzt (vgl. Kap. 3.4.4).

Da Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze durch die halbe Bestimmungsgrenze ersetzt werden, kann das Minimum des Bezugszeitraumes der kleinsten halben Bestimmungsgrenze des Bezugszeitraumes entsprechen. Die Bestimmungsgrenze schwankt u.a. in Abhängigkeit von der Analysemethode und der Einwaage. Um einen Referenzwert aber nicht ausschließlich von diesen Schwankungen abhängig zu machen, die nichts mit der tatsächlichen Konzentration dieses Elementes zu tun haben, sollte ein konstanter Wert für die Bestimmungsgrenze des jeweiligen Elementes ermittelt werden. Es kann davon ausgegangen werden, dass die vorliegenden Zeitreihen einen Großteil der möglichen Ursachen für Schwankungen der Bestimmungsgrenzen beinhalten, so gab es z.B. einen Wechsel des Labors und der Analysemethoden. Um mit der Konstanten möglichst viele der ermittelten Bestimmungsgrenzen abzubilden, sollte die maximale Bestimmungsgrenze (BG_{max}) ermittelt werden, die kein Ausreißer ist, da ein Ausreißer nicht repräsentativ für die Zeitreihe wäre. In

Anlehnung an das in Kap. 3.3 beschriebene Verfahren nach TUKEY (1977) soll für die Ableitung der maximalen Bestimmungsgrenze gelten, dass es die höchste Bestimmungsgrenze ist, die den oberen Inner Fence nicht übersteigt:

$$BG_{\max} = \max \{BG; BG \leq q3 + 1,5 IQR (BG)\} \quad (4.3)$$

$q3$ = oberes Quartil

IQR = Interquartilabstand

Da die Elementanalytik an der Trockensubstanz erfolgt, ist selbstverständlich auch die Bestimmungsgrenze auf das Trockengewicht bezogen. Wie in Kap. 4.2.2 diskutiert, sollen jedoch auch Referenzwerte bezogen auf das Frischgewicht abgeleitet werden. Hierfür werden die Analysewerte nach Formel 4.1 entsprechend des für das Homogenat bestimmten Wassergehaltes umgerechnet und für diese Ausgangswerte werden dann analog zum Trockengewicht das obere Quartil, das untere Quartil und das Minimum der einzelnen Bezugszeiträume bestimmt.

Es ist daher notwendig, die nach Formel 4.3 bestimmte maximale Bestimmungsgrenze auf das Frischgewicht umzurechnen. Dabei ist der Wassergehalt von entscheidender Bedeutung: Je niedriger der Wassergehalt, umso höher ist die nach Formel 4.2 bestimmte Konzentration und je höher der Wassergehalt, umso niedriger ist die umgerechnete Konzentration. Um auch nach der Umrechnung eine möglichst repräsentative maximale Bestimmungsgrenze zu erhalten, sollte ein durchschnittlicher Wassergehalt eingesetzt werden. Das minimale bzw. maximale Ende der Verteilung kommt nicht in Frage, auch wenn es keine Ausreißer sind, weil bei diesen Wassergehalten die Bestimmungsgrenzen eher zu niedrig bzw. zu hoch geschätzt werden würden. Da die Werte keiner Normalverteilung folgen, wird der Median des Wassergehaltes ($Wasser_{med}$) als durchschnittlicher Wassergehalt der Zeitreihe 1997-2008 bestimmt.

Der Median des Wassergehaltes beträgt 78,55%. Mit Hilfe dieses medialen Wassergehaltes kann nun die maximale Bestimmungsgrenze bezogen auf das Frischgewicht ($BG_{\max}(FG)$) berechnet werden:

$$BG_{\max}(FG) = BG_{\max}(TG) * \left[1 - \left(\frac{Wasser_{med} [\%]}{100} \right) \right] \quad (4.4)$$

$Wasser_{med}$ = Median des Wassergehaltes der Zeitreihe 1997-2008

In Tab. 4-19 sind die maximalen halben Bestimmungsgrenzen für den Zeitraum 1997-2008 dargestellt. Berechnet wurde diese nach Formel 4.3 für das Trockengewicht und nach

Formel 4.4 für das Frischgewicht. Es gelten hier und für die Ableitung der Referenzwerte folgende Regeln zur Angabe der signifikanten Stellen:

- keine bei Werten ≥ 100
- eine bei Werten ≥ 10 und < 100
- zwei bei Werten ≥ 1 und < 10
- drei bei Werten $\geq 0,1$ und < 1
- vier bei Werten $< 0,1$

Tab. 4-19: Halbe maximale Bestimmungsgrenzen der Elemente bezogen auf das Trocken- und Frischgewicht (1997-2008) in Brassensmuskulatur

Element	$1/2 \cdot BG_{\max}$ (TG)	$1/2 \cdot BG_{\max}$ (FG)
Cu [$\mu\text{g/g}$]	0,0050	0,0011
Hg [ng/g]	1,27	0,272
Tl [ng/g]	0,500	0,107
Pb [ng/g]	0,500	0,107
As [$\mu\text{g/g}$]	0,0500	0,0107
Se [$\mu\text{g/g}$]	0,0500	0,0107

Ist der untere Inner Fence kleiner oder gleich Null, ist er konsequenterweise auch kleiner $1/2 \cdot BG_{\max}$. Für den Fall, dass der untere Inner Fence also kleiner oder gleich $1/2 \cdot BG_{\max}$ ist, soll geprüft werden ob die niedrigste quantifizierte Elementkonzentration des Bezugszeitraumes ($Element_{\min}(BZ)$) kleiner oder gleich $1/2 \cdot BG_{\max}$ ist. Dies kann in absoluten Ausnahmefällen geschehen, wenn z.B. eine große Menge Homogenat zur Analyse eingewogen wurde. Ist das der Fall, dann entspricht der Referenzwert I $1/2 \cdot BG_{\max}$. Ist das nicht der Fall, entspricht der Referenzwert I der niedrigsten quantifizierten Konzentration:

$$RW I = \begin{cases} Element_{\min}(BZ) & \text{für } f1 \leq \frac{1}{2} BG_{\max}; Element_{\min}(BZ) > \frac{1}{2} BG_{\max} \\ \frac{1}{2} BG_{\max} & \text{für } f1 \leq \frac{1}{2} BG_{\max}; Element_{\min}(BZ) \leq \frac{1}{2} BG_{\max} \end{cases} \quad (4.5)$$

$Element_{\min}(BZ)$ = niedrigste quantifizierte Konzentration des jeweiligen Elementes im angegebenen Bezugszeitraum

Da die Referenzwerte II und III dem unteren und oberen Quartil entsprechen, soll geprüft werden, ob diese Quartile durch die halbe Bestimmungsgrenze gebildet werden. Dazu wird der Anteil der Werte, die unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, an der Gesamtanzahl der Analysewerte eines Analyten innerhalb eines Bezugszeitraumes bestimmt. Bei dem Element Thallium tritt der Fall auf, dass mehr als 25 % aber weniger als 75 % der Werte durch die halbe Bestimmungsgrenze ersetzt werden.

Damit würde der Referenzwert II ausschließlich durch die halbe Bestimmungsgrenze bestimmt werden. Wie bereits zuvor für den Referenzwert I begründet, soll auch in diesem Fall die maximale halbe Bestimmungsgrenze als Referenzwert II eingesetzt werden. Kommt für den Referenzwert I gleichzeitig die Formel 4.5 in Frage, was theoretisch möglich ist, dann wäre der Referenzwert I größer als Referenzwert II.

Um das zu vermeiden, muss eine generelle Regel für den Fall getroffen werden, dass mindestens 25% und weniger als 75% der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen. In diesem Fall ist der Referenzwert II gleich dem Referenzwert I, welcher der halben maximalen Bestimmungsgrenze entspricht. Es gibt nur noch vier Referenzbereiche: Der Referenzbereich II löst sich sozusagen im außergewöhnlich niedrigen Konzentrationsbereich auf. Es gilt:

$$RB I = RB II \leq \frac{1}{2} BG_{\max} \left\{ q1 = \frac{1}{2} BG_{\max} \right\} \quad (4.6)$$

Auf dieser Grundlage sowie den in Kap. 3.4.4 getroffenen Festlegungen für die Referenzwerte III und IV werden die Referenzwerte für die Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08 abgeleitet. In diesem Kapitel werden die Referenzwerte bezogen auf das Trockengewicht abgeleitet und dargestellt. Die Referenzwerte bezogen auf das Frischgewicht sind in Anhang II zu finden.

Bei den essentiellen Spurenelementen Kupfer und Selen kann der Referenzwert I theoretisch in Konzentrationsbereichen liegen, die für den Brassens eine letale Mangelerkrankung sind. Der Referenzwert IV kann für alle Elemente in Bereiche gelangen, die einer letalen Konzentration entsprechen. Es sollen daher für alle Elemente das Maximum und für die Spurenelemente Kupfer und Selen auch das Minimum der Zeitreihe als höchste bzw. niedrigste quantifizierte Werte ermittelt werden, um die Referenzwerte I und IV zumindest dahingehend zu prüfen, ob in den Homogenatproben der Umweltprobenbank die Konzentrationsbereiche von RW IV bzw. RW I erreicht werden.

4.3.3.1 Kupfer (Cu)

Kupfer gehört zu den essentiellen Spurenelementen oder auch Mikronährstoffen, die für den Stoffwechsel unentbehrlich sind und deren Fehlen Mangelerkrankungen hervorruft. Kupfermangel kann zum Beispiel Anämieerscheinungen hervorrufen, da Kupfer auch zur Hämoglobinsynthese erforderlich ist (STEFFENS 1985). In hohen Konzentrationen wiederum kann Kupfer toxisch sein.

In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Analysen vom FZ Jülich mittels Elektrotromaler Atomabsorptionsspektrometrie (ET-AAS) und Inductively Coupled Plasma Mass

Spectrometry (ICP-MS) sowie ab 1999 von der IME Schmallenberg mittels ICP-MS durchgeführt.

Der niedrigste Kupfergehalt der Zeitreihe liegt bei 0,927 µg/g TG, der höchste bei 3,40 µg/g TG. Tab. 4-20 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Kein Referenzwert überschreitet den gemessenen Höchstgehalt an Kupfer, so dass davon ausgegangen werden kann, dass sich die Referenzwerte im Bereich des toxikologisch möglichen befinden. Der Referenzwert I liegt in allen Bezugszeiträumen unter dem Minimum der Zeitreihe. Aufgrund des Minimums der Zusatzuntersuchungen von 0,875 µg/g TG (Tab. 4-2) kann aber davon ausgegangen werden, dass der Referenzwert I des BZ 07/08 keine Konzentrationsbereiche darstellt, die eine letale Unterversorgung zur Folge hätten. Diese Aussage kann für den Referenzwert I der Bezugszeiträume 97/98 bis 05/06 nicht getroffen werden, da dieser deutlich unterhalb des gemessenen Minimums liegt und Vergleichswerte zur Plausibilitätsprüfung fehlen.

Tab. 4-20: Kupfergehalt [µg/g TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassermuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	1,30	2,07	0,13	3,23	1,04	0,134	1,30	2,07	3,23
99/00	1,35	1,76	0,73	2,39	1,20	0,725	1,35	1,76	2,39
01/02	1,13	1,52	0,55	2,10	1,00	0,550	1,13	1,52	2,10
03/04	1,09	1,42	0,59	1,92	0,981	0,590	1,09	1,42	1,92
05/06	1,08	1,34	0,70	1,72	1,00	0,696	1,08	1,34	1,72
07/08	1,21	1,40	0,91	1,70	0,927	0,910	1,21	1,40	1,70

In Abb. 4-9 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

Der Referenzwert I steigt an. Die Referenzwerte III und IV sinken über die Zeitreihe, wobei sich aber der Referenzwert III bei 1,4 µg/g TG "einzupendeln" scheint. Der Referenzwert II schwankt insgesamt nur leicht. Der mittlere Konzentrationsbereich von Kupfer in der Muskulatur von Brassens liegt demnach ungefähr zwischen 1,1 und 1,4 µg/g TG. Über die Zeit betrachtet werden die Referenzbereiche II bis IV deutlich enger. So ist die Spannweite zwischen Referenzwert I und IV im BZ 07/08 genauso groß wie die zwischen Referenzwert II und III im BZ 97/98. Daraus wird zum Einen deutlich, dass die hohen Kupfer-Gehalte seit dem BZ 97/98 zurückgehen, und zum Anderen, dass die bundesweite Schwankungsbreite stark abnimmt, d.h. die regionalen Unterschiede werden geringer.

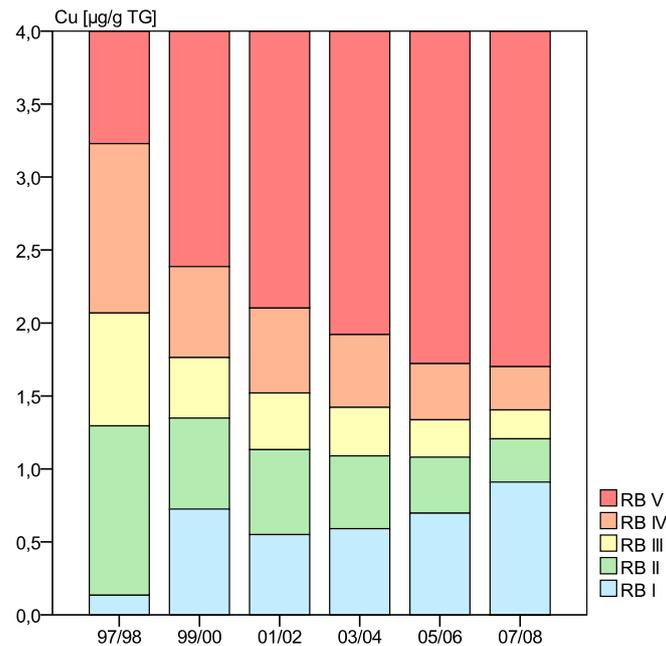


Abb. 4-9: Kupfergehalt [µg/g TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Die Referenzwerte für Kupfergehalte in der Brassenmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II in Tab. II-1 und Abb. II-1 dargestellt.

4.3.3.2 Quecksilber (Hg)

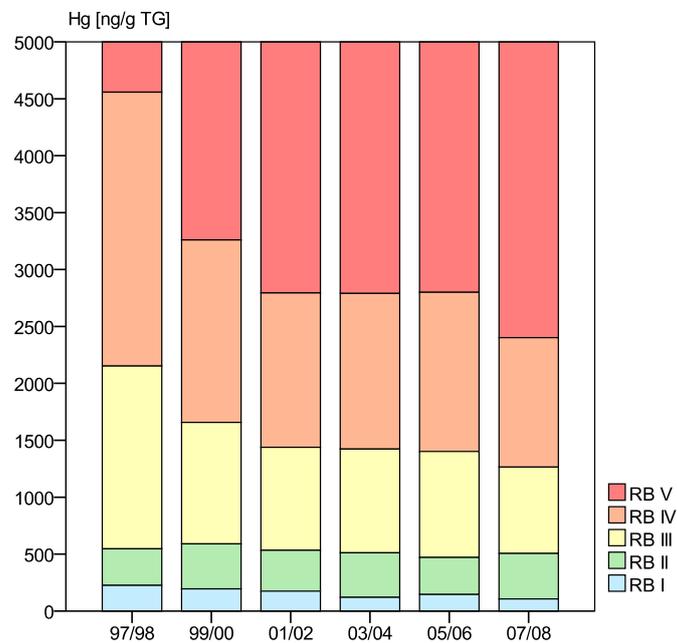
In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Analysen vom FZ Jülich mittels Kaltdampf (cold vapor) Atomabsorptionsspektrometrie (CV-AAS), 1999-2001 von der IME Schmallenberg ebenfalls mittels CV-AAS sowie ab 2002 von der IME Schmallenberg mittels Quecksilber-Feststoffanalysator durchgeführt.

Der höchste Quecksilbergehalt der Zeitreihe beträgt 3286 ng/g TG. Tab. 4-21 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Der Referenzwert IV des BZ 97/98 überschreitet den gemessenen Höchstgehalt an Quecksilber um das 1,4-fache. Die Daten der Umweltprobenbank, die vor 1997 erhoben wurden, enthalten eine Quecksilberkonzentration von 4196 ng/g TG. Da es sich bei diesem Wert um das Ergebnis einer Homogenatprobe handelt, kann vermutet werden, dass die Konzentration in der Muskulatur einzelner Fische wahrscheinlich höher war, so dass der Referenzwert IV des BZ 97/98 in den Bereich des toxikologisch möglichen rückt.

Tab. 4-21: Quecksilbergehalt [ng/g TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	546	2151	-1861	4559	226	226	546	2151	4559
99/00	590	1658	-1012	3259	195	195	590	1658	3259
01/02	534	1438	-822	2794	175	175	528	1431	2849
03/04	511	1423	-857	2791	120	120	481	1441	2870
05/06	471	1402	-927	2799	145	145	534	1492	2878
07/08	506	1264	-632	2402	106	106	534	1492	2929

In Abb. 4-10 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

**Abb. 4-10: Quecksilbergehalt [ng/g TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur**

Die Referenzwerte I und II sind über die Zeit relativ konstant, wobei der Referenzwert I nicht stetig, aber leicht fällt. Die Referenzwerte III und IV sinken in den ersten beiden Bezugszeiträumen, bleiben für die nächsten drei Bezugszeiträume relativ konstant, um dann im aktuellen Bezugszeitraum noch einmal zu sinken. Der mittlere Quecksilbergehalt in der Brassenmuskulatur liegt zwischen 500 und 1400 ng/g TG. Es wird mehr oder weniger deutlich, dass sich die Quecksilberkonzentrationen eingependelt haben, wenn es Änderungen gibt, dann nur sehr gering und sehr langsam.

Die Referenzwerte für Quecksilbergehalte in der Brassenmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II in Tab. II-2 und Abb. II-2 dargestellt. Der Referenzwert IV bezogen auf das Frischgewicht der BZ 97/98, 99/00 und

07/08 überschreitet den gemessenen Höchstgehalt der Zeitreihe 1997-2008. Ältere Daten weisen jedoch einen Höchstgehalt von 881 ng/g FG auf, so dass die RW IV der BZ 99/00 und 07/08 auf jeden Fall abgesichert sind. Der Referenzwert IV des BZ 97/98 ist nur unwesentlich höher als dieser Höchstgehalt. KRÜGER & KRUSE (1984) haben einen Maximalwert von 2541 ng/g FG in der Muskulatur eines im Freiland gefangenen Brassens nachgewiesen, weshalb vermutet werden kann, dass die Referenzwerte bezogen auf das Frischgewicht keiner letalen Konzentration entsprechen.

Der Höchstgehalt von Quecksilber im Muskelfleisch von Fischen nach der EG-Kontaminantenverordnung darf maximal 0,5 mg/kg Frischgewicht betragen. Dieser Höchstgehalt liegt in allen Bezugszeiträumen innerhalb des erhöhten Konzentrationsbereiches - einzige Ausnahme stellt der aktuelle Bezugszeitraum dar: Hier ist der Referenzwert IV erstmals kleiner als der Höchstgehalt nach der EG-Kontaminantenverordnung, so dass dieser knapp in den außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereich fällt.

Die Umweltqualitätsnorm nach RICHTLINIE 2008/105/EG beträgt 20 µg/kg FG. Dieser Gehalt entspricht dem außergewöhnlich niedrigen Konzentrationsbereich.

4.3.3.3 Thallium (Tl)

In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Analysen vom FZ Jülich mittels Isotopenverdünnung und Thermionen-Massenspektrometrie (ID-TIMS), 1997 ebenfalls von der FZ Jülich mittels Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) sowie ab 1999 von der IME Schmallenberg mittels ICP-MS durchgeführt.

Der höchste Thalliumgehalt der Zeitreihe liegt bei 32,9 ng/g TG. Tab. 4-22 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Kein Referenzwert überschreitet den gemessenen Höchstgehalt an Thallium, so dass davon ausgegangen werden kann, dass sich die Referenzwerte im Bereich des toxikologisch möglichen befinden.

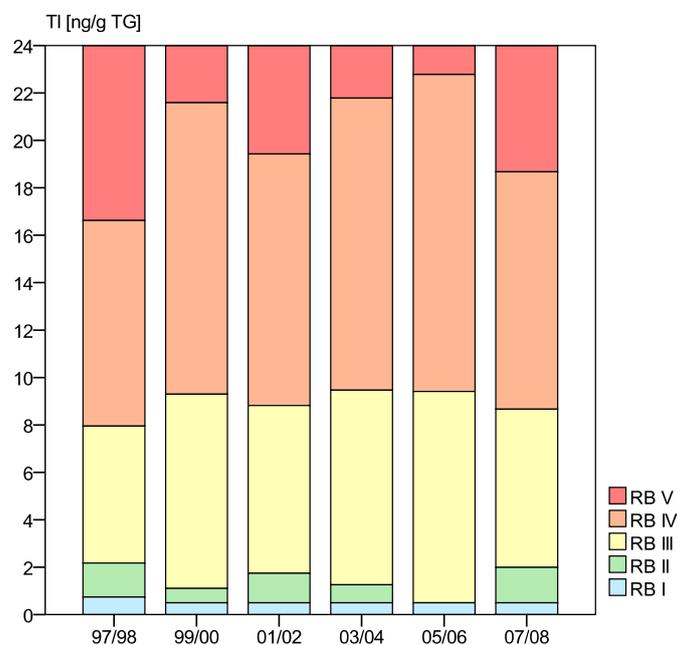
Bundesweit gesehen schwanken die Thalliumgehalte deutlich, wobei aber der niedrige und außergewöhnlich niedrige Konzentrationsbereich eher konstant unter 2 ng/g TG liegen. Der Referenzwert I entspricht seit dem BZ 99/00 der halben maximalen Bestimmungsgrenze. Im BZ 05/06 liegen mehr als 25% der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze, so dass der Referenzwert II ebenfalls der halben maximalen Bestimmungsgrenze entspricht. Nach den Ausführungen in Kap. 4.2.2 gibt es in dem BZ 05/06 lediglich vier Referenzbereiche, wobei der Bereich der niedrigen Konzentration im Referenzbereich I auflöst.

Tab. 4-22: Thalliumgehalt [ng/g TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	2,17	7,95	-6,5	16,6	0,747	0,747	2,17	7,95	16,6
99/00	1,11	9,30	-11,2	21,6	0,147	0,500 ¹⁾	1,11	9,30	21,6
01/02	1,75	8,82	-8,9	19,4	0,500	0,500 ¹⁾	1,75	8,82	19,4
03/04	1,26	9,47	-11,1	21,8	0,500	0,500 ¹⁾	1,26	9,47	21,8
05/06	0,500	9,41	-12,9	22,8	0,500	0,500 ¹⁾	0,500 ¹⁾	9,41	22,8
07/08	2,00	8,67	-8,0	18,7	0,500	0,500 ¹⁾	2,00	8,67	18,7

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

In Abb. 4-11 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

**Abb. 4-11: Thalliumgehalt [ng/g TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur**

Die Referenzwerte für Thalliumgehalte in der Brassensmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-3 und Abb. II-3) dargestellt.

4.3.3.4 Blei (Pb)

In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Analysen vom FZ Jülich mittels Isotopenverdünnung und Thermionen-Massenspektrometrie (ID-TIMS) und Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) sowie ab 1999 von der IME Schmallenberg mittels ICP-MS durchgeführt.

Für 2005 stehen keine Daten der Probenahmeflächen Belau und Kelheim zur Verfügung. Der Datensatz zur Ableitung der Referenzwerte des BZ 05/06 setzt daher lediglich aus 31 Einzeldaten zusammen.

Der höchste Bleigehalt der Zeitreihe liegt bei 268 ng/g TG. Tab. 4-23 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Kein Referenzwert überschreitet den gemessenen Höchstgehalt an Blei. Damit kann davon ausgegangen werden, dass sich die Referenzwerte im Bereich des toxikologisch möglichen befinden.

Tab. 4-23: Bleigehalt [ng/g TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	58,3	98,2	-1,52	158	33,8	33,8	58,3	98,2	158
99/00	93,1	148	11,1	230	52,8	11,1	93,1	148	230
01/02	49,9	130	-70,2	250	27,2	27,2	49,9	130	250
03/04	54,0	104	-21,4	180	25,8	25,8	54,0	104	180
05/06	28,4	82,1	-52,0	163	9,93	9,93	28,4	82,1	163
07/08	22,9	63,5	-38,1	124	5,69	5,69	22,9	63,5	124

In Abb. 4-12 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

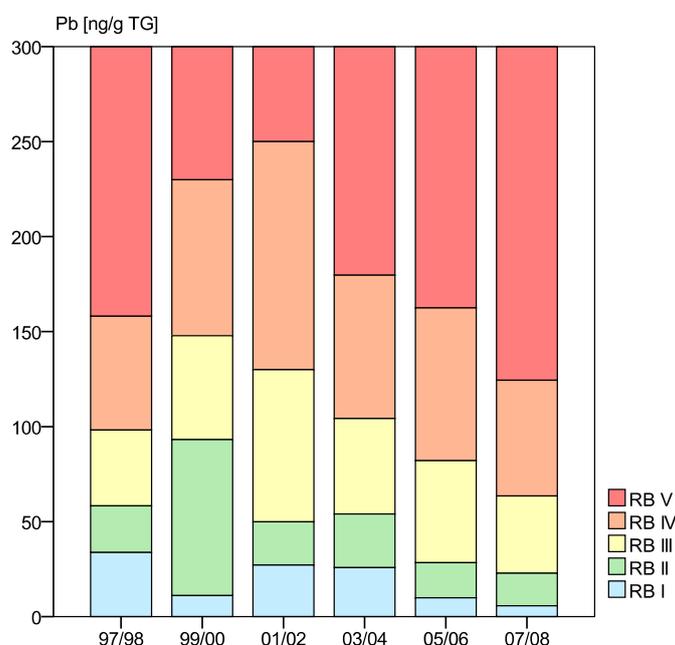


Abb. 4-12: Bleigehalt [ng/g TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

Die Referenzwerte I, III und IV sinken seit dem Bezugszeitraum 01/02. Der Referenzwert III ist seit dem BZ 99/00 um fast 60 % gesunken. Damit gehen deutschlandweit die mittleren

und erhöhten sowie die außergewöhnlich niedrigen Konzentrationen zurück. Lediglich der Referenzwert II unterliegt starken, ungerichteten Schwankungen.

Die Referenzwerte für Bleigehalte in der Brassenmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-4 und Abb. II-4) dargestellt. Der Höchstgehalt von Blei im Muskelfleisch von Fischen nach der EG-Kontaminantenverordnung darf maximal 0,2 mg/kg Frischgewicht betragen. Dieser Höchstwert fällt in den außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereich.

4.3.3.5 Arsen (As)

In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Analysen vom FZ Jülich mittels Hybrid-Atomabsorptionsspektrometrie (HY-AAS) sowie ab 1999 von der IME Schmallenberg mittels Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) durchgeführt.

Der höchste Arsengehalt der Zeitreihe liegt bei 0,958 ng/g TG. Tab. 4-24 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Der Referenzwert IV der BZ 05/06 und 07/08 überschreitet den gemessenen Höchstgehalt an Arsen. Da der Referenzwert IV des BZ 07/08 nur unwesentlich höher ist als der gemessene Höchstgehalt, kann davon ausgegangen werden, dass dieser Referenzwert im Bereich des toxikologisch möglichen liegt.

LIAO *et al.* (2004) haben die Internal Effect Concentration (IEC) in der Muskulatur von Tilapia (*Oreochromis mossambicus*) für die akute Toxizität von Arsen bestimmt. Der Arsengehalt in der Muskulatur, bei dem 50% der Tilapia (adult) sterben (IEC_{50}), beträgt 26,6 µg/g TG. Die IEC_{10} beläuft sich auf 15,5 µg/g TG. Der Referenzwert IV bezogen auf das Trockengewicht liegt deutlich unter dem IEC_{10} für Tilapiamuskulatur. Damit besteht die Vermutung, dass auch der Referenzwert IV des BZ 05/06 keine letale Konzentration darstellt.

Tab. 4-24: Arsengehalt [µg/g TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,262	0,436	0,002	0,696	0,150	0,150	0,262	0,436	0,696
99/00	0,254	0,413	0,017	0,651	0,158	0,158	0,254	0,413	0,651
01/02	0,338	0,559	0,007	0,890	0,193	0,193	0,338	0,559	0,890
03/04	0,342	0,520	0,075	0,787	0,130	0,075	0,342	0,520	0,787
05/06	0,323	0,683	-0,216	1,22	0,239	0,239	0,323	0,683	1,22
07/08	0,333	0,592	-0,055	0,980	0,112	0,112	0,333	0,592	0,980

In Abb. 4-13 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

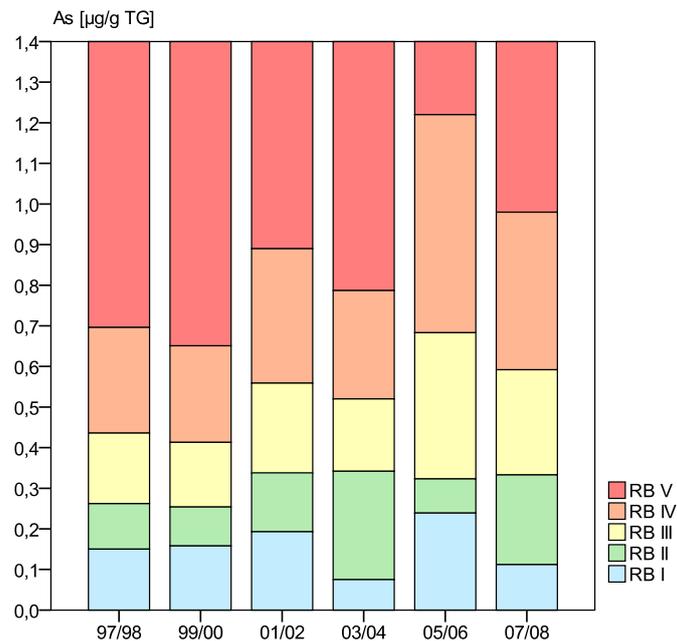


Abb. 4-13: Arsengehalt [µg/g TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Die Referenzwerte I, III und IV unterliegen ungerichteten Schwankungen. Lediglich der Referenzwert II liegt seit dem BZ 01/02 konstant bei 0,33 µg/g TG.

Die Referenzwerte für Arsengehalte in der Brassenmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-5 und Abb. II-5) dargestellt. Der Referenzwert IV des BZ 07/08 überschreitet den gemessenen Höchstgehalt. MCGEACHY & DIXON (1990) haben die Toxizität von Arsen in Bezug zur Mortalität von Regenbogenforellen getestet. Die kritische interne Konzentration bezogen auf den ganzen Fisch liegt zwischen 4 und 6 µg/g FG. Diese Werte sind deutlich höher als der Referenzwert IV des BZ 05/06, so dass dieser Referenzwert vermutlich keiner letalen Konzentration entspricht.

4.3.3.6 Selen (Se)

Selen ist wie Kupfer ein essentielles Spurenelement. Es ist Bestandteil des Enzyms Glutathion-Peroxidase, welches insbesondere am Stoffwechsel in der Leber beteiligt ist. Selen mindert die Toxizität von Quecksilber in Fisch (STEFFENS 1985). In hohen Konzentrationen kann jedoch auch Selen toxisch sein.

In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Analysen vom FZ Jülich mittels Hybrid-Atomabsorptionsspektrometrie (HY-AAS) und Kathodische Stripping Voltametrie (CSV) sowie ab

1999 von der IME Schmallenberg mittels Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) durchgeführt.

Der niedrigste Selengehalt der Zeitreihe liegt bei 0,52 µg/g TG, der höchste bei 6,82 µg/g TG. Tab. 4-25 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Kein Referenzwert überschreitet den gemessenen Höchstgehalt an Selen. Damit ist der Referenzwert IV als toxikologisch plausibel einzuschätzen. Der Referenzwert I liegt über dem Zeitreihenminimum, so dass diese Referenzwerte abgesichert sind. Einzige Ausnahme bildet der Referenzwert I des BZ 99/00, bei dem aufgrund von fehlenden Vergleichsdaten keine Aussage über die Plausibilität getroffen werden kann.

Tab. 4-25: Selengehalt [µg/g TG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassermuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	3,01	3,83	1,78	5,06	0,759	1,78	3,01	3,83	5,06
99/00	2,00	3,10	0,356	4,75	0,717	0,356	2,00	3,10	4,75
01/02	2,12	2,53	1,50	3,15	0,520	1,50	2,12	2,53	3,15
03/04	1,65	2,38	0,544	3,49	0,589	0,544	1,65	2,38	3,49
05/06	2,28	3,25	0,822	4,71	0,853	0,822	2,28	3,25	4,71
07/08	2,83	3,97	1,13	5,68	1,04	1,13	2,83	3,97	5,68

In Abb. 4-14 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

Über die Zeitreihe betrachtet sinken die Referenzwerte zunächst, um dann ab dem Bezugszeitraum 03/04 wieder anzusteigen, so dass im BZ 07/08 die Referenzwerte III und IV höher liegen als das Ausgangsniveau im BZ 97/98.

Die Referenzwerte für Selengehalte in der Brassermuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-6 und Abb. II-6) dargestellt. Lediglich der Referenzwert IV des BZ 07/08 überschreitet das Zeitreihenmaximum von Selen. Der Referenzwert kann jedoch durch die Daten, die vor 1997 erhoben wurden, abgesichert werden, da sich bei denen ein Maximum von 1,56 µg/g FG findet.

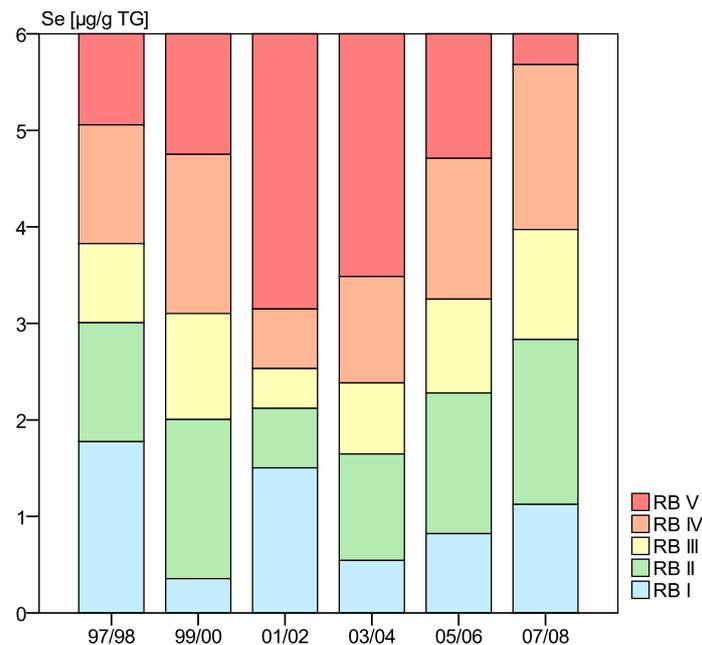


Abb. 4-14: Selengehalt [µg/g TG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

4.3.3.7 Einfluss der Donau auf die Referenzwerte

Wie in Kap. 4.3.1.8 beschrieben soll der Einfluss der Donau auf die Referenzwerte geprüft werden. Daher werden für die Elementgehalte in der Brassenmuskulatur ab dem Bezugszeitraum 01/02 fortfolgend die Referenzwerte bezogen auf das Trockengewicht, ohne die Daten der Donau-Probenahmeflächen zu berücksichtigen, erneut abgeleitet.

Die Referenzwerte mit den Daten der Donau ab 01/02 werden mit den Referenzwerten ohne die Daten der Donau ab 01/02 mit Mann-Whitney-U-Test auf signifikante Unterschiede getestet. Die Nullhypothese, dass die Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten der gleichen Grundgesamtheit entsprechen, wird bei $p < 0,05$ abgelehnt.

Die Referenzwerte mit den Donau-Daten sind für Kupfer und Blei leicht höherer sowie für Quecksilber, Thallium, Arsen und Selen leicht niedriger als die Referenzwerte ohne Donau-Daten (Tab. IV-5 Anhang IV). Die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant (Tab. IV-6 Anhang IV). Die Referenzwerte der BZ 97/98 und 99/01 können mit denen ab BZ 01/02 verglichen werden.

4.3.3.8 Bewertung der Probenahmeflächen

In Tab. 4-26 werden die Elementgehalte der einzelnen Probenahmeflächen anhand der Referenzwerte des aktuellsten Bezugszeitraumes bewertet. Die Bewertung der

Probenahmeflächen von 1997 bis 2006 anhand der Referenzwerte der entsprechenden Bezugszeiträume ist in Anhang III (Tab. III-9 bis Tab. III-13) dargestellt.

Da für jede Probenahmefläche für jedes Jahr ein Analysewert zur Verfügung steht, wird aus diesen beiden Einzelwerten das arithmetische Mittel gebildet, um die Flächenbewertung durchführen zu können. Dieser Mittelwert wird dann in den entsprechenden Referenzbereich eingeordnet (Tab. 4-26). Liegt ein Wert unterhalb der Bestimmungsgrenze, wird für diesen Wert die halbe Bestimmungsgrenze verwendet. Liegen beide Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze, wird in der Tabelle die Konzentration als nicht bestimmbar (n.b.) angegeben.

Tab. 4-26: PNF mit den Mittelwerten der Elementgehalte in der Brassensmuskulatur und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 07/08

PNG	PNF	Cu [µg/g TG]	Hg [ng/g TG]	Tl [ng/g TG]	Pb [ng/g TG]	As [µg/g TG]	Se [µg/g TG]
Bornhöved	Belauer See	1,28	106	n.b.	5,69	0,112	1,04
Saar	Güdingen	1,32	434	7,33	47,2	0,435	3,23
	Rehlingen	1,27	547	14,7	43,5	0,608	6,24
Rhein	Weil	1,43	564	1,33	23,0	0,417	4,00
	Iffezheim	1,22	914	3,02	155	0,574	3,44
	Koblenz	1,02	486	1,31	43,4	0,582	4,10
	Bimmen	1,25	750	5,59	72,8	0,773	2,86
Elbe	Prossen	1,24	977	2,83	64,2	0,277	3,38
	Zehren	1,27	1514	17,6	79,3	0,606	3,27
	Barby	1,28	1453	12,1	59,8	0,448	3,69
	Cumlosen	1,92	1346	2,81	65,1	0,300	2,68
	Blankenese	1,60	556	2,57	13,5	0,653	2,86
Dübener Heide	Mulde	1,87	1131	9,68	61,3	0,359	2,99
	Saale	1,27	1773	2,46	65,5	0,624	3,49
Donau	Ulm	1,37	465	1,03	16,9	0,369	2,80
	Kelheim	1,19	581	3,62	21,5	0,608	3,70
	Jochenstein	1,34	1292	5,99	28,6	0,529	4,06

n.b. = nicht bestimmbar

Aus Anhang III Tab.III-9 bis Tab.III-13 sowie Tab. 4-26 wird deutlich, dass erhöhte Kupferkonzentrationen eher im Bereich der Elbe (Cumlosen und Blankenese sowie Elbenebenfluss Mulde) zu finden sind, wohingegen die niedrigen Kupfergehalte eher im Rhein flussabwärts von Weil sowie im Belauer See auftreten. Keine Probenahmefläche wird dem außergewöhnlich niedrigen Konzentrationsbereich zugeordnet.

Für Quecksilber wird eine klare Ost-West-Verteilung deutlich: Hohe Konzentrationen treten in der Elbe bis Cumlosen (Zehren durchgängig, Cumlosen, Barby und Prossen mehr oder

weniger wechselnd), bis BZ 01/02 in der Mulde sowie seit BZ 01/02 in der Saale auf. Niedrige Konzentrationen sind in der Donau bei Ulm und Kelheim, in der Saar bei Gündingen und im Rhein bei Koblenz bzw. außergewöhnlich niedrige Konzentrationen sind in Belau zu finden. Der Belauer See ist die einzige Probenahme­fläche, welche die Umweltqualitätsnorm nach Richtlinie 2008/105/EG erfüllt. Diese entspricht in etwa dem Referenzwert I, stellt also momentan noch eine außergewöhnlich niedrige Konzentration dar. Würde diese Umweltqualitätsnorm auf den Brassens angewendet werden, hätte der Großteil der deutschen Fließgewässer den guten chemischen Zustand nicht erreicht.

Hohe Thalliumkonzentrationen treten nur punktuell im Rhein bei Bimmen, in der Elbe bei Zehren und im Elbenebenfluss Mulde auf. Niedrige Thalliumgehalte sind in Belau, im Rhein bei Weil sowie in der Elbe bei Blankenese und seit dem BZ 05/06 in Cumlosen zu finden. Seit dem BZ 99/00 liegt der außergewöhnlich niedrige Konzentrationsbereich unterhalb der Bestimmungsgrenze, der Belauer See wird seit dem genannten Bezugszeitraum diesem Konzentrationsbereich zugeordnet.

Blei weist die höchsten Gehalte im Rhein bei Iffezheim und Bimmen, sowie in der Elbe von Prossen bis Cumlosen auf (Zehren durchgängig, Cumlosen, Barby und Prossen mehr oder weniger wechselnd). Niedrige Bleigehalte sind wiederum in Belau sowie in der Donau bei Ulm und Kelheim zu finden.

Hohe Arsen- und Selenkonzentrationen sind längerfristig nur in der Donau bei Jochenstein bzw. niedrige nur im Belauer See aufgetreten. In der Saar bei Gündingen waren die Selengehalte bis zum BZ 05/06 im niedrigen Konzentrationsbereich.

4.3.3.9 Zusammenfassung

Die Referenzwerte sind als toxikologisch plausibel anzusehen. Einzig für Kupfer und Selen kann nicht für jeden Bezugszeitraum abgeschätzt werden, ob der Referenzwert I nicht in Bereichen liegt, die einer letalen Unterversorgung mit diesen essentiellen Spurenelementen entspricht.

Der Belauer See wird für Quecksilber und seit dem BZ 03/04 auch für Thallium dem außergewöhnlich niedrigem Konzentrationsbereich zugeordnet. Für Blei, Arsen und Selen zeichnet sich eine ähnliche Entwicklung ab. Keine der Probenahme­flächen der UPB repräsentiert diesen Konzentrationsbereich für Kupfer. Durch die Zusatzprobenahmen kann aber belegt werden, dass der Referenzbereich I zumindest für den BZ 07/08 für den Brassens plausible Konzentrationen darstellt.

Die Kupfer-Gehalte gehen deutlich zurück und die bundesweite Schwankungsbreite nimmt stark ab, d.h. die Unterschiede zwischen den hohen und niedrigen Konzentrationen werden

geringer. Die Quecksilberkonzentrationen scheinen sich insgesamt eingependelt zu haben, wenn es Änderungen gibt, dann nur sehr gering und sehr langsam. Bundesweit gesehen, schwanken die Thalliumgehalte, sind über die Zeit betrachtet aber eher konstant. Die außergewöhnlich niedrigen Konzentrationen sowie die erhöhten und außergewöhnlich hohen Konzentrationen von Blei gehen deutschlandweit deutlich zurück. Die Arsenkonzentrationen als Grenze zwischen den niedrigen und mittleren Konzentrationsbereichen zeigen sich seit dem BZ 01/02 konstant, womit deutlich wird, dass sich ein Viertel der Probenahmeflächen auf einen niedrigen Wert eingependelt haben. Die übrigen Referenzwerte unterliegen starken Schwankungen. Über die Zeitreihe betrachtet sinken die Referenzwerte von Selen zunächst, um dann ab dem Bezugszeitraum 03/04 wieder anzusteigen, so dass im BZ 07/08 die Referenzwerte III und IV höher liegen als das Ausgangsniveau im BZ 97/98.

Die Umweltqualitätsnorm nach Richtlinie 2008/105/EG für Quecksilber entspricht in etwa dem Referenzwert I, woraus deutlich wird, dass der Großteil der deutschen Fließgewässer diese Umweltqualitätsnorm nicht erfüllt. Der Höchstgehalt nach der EG-Kontaminantenverordnung für Quecksilber liegt bis zum BZ 05/06 innerhalb des erhöhten Konzentrationsbereiches, ab BZ 07/08 im außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereich. Der Höchstgehalt nach der EG-Kontaminantenverordnung für Blei wird über die ganze Zeitreihe dem außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereich zugeordnet. Damit erfüllen die aktuellen Quecksilber- und Bleigehalte des Lebensmittels Fisch die Standards für das gewerbliche Inverkehrbringen. Proben, die diese Standards nicht erfüllen, stellen auch im Referenzsystem Ausreißer mit außergewöhnlich hohen Konzentrationen dar.

Erhöhte Kupferkonzentrationen sind im Bereich der Elbe (Cumlosen und Blankenese sowie Elbenebenfluss Mulde) zu finden, wohingegen die niedrigen Kupfergehalte eher im Rhein flussabwärts von Weil sowie im Belauer See zu finden sind. Quecksilber zeigt ein deutliches Muster in Form einer Ost-West-Verteilung. Hohe Konzentrationen treten in der Elbe bis Cumlosen sowie in den Elbe-Nebenflüssen Saale und Mulde auf. Niedrige Konzentrationen sind in der Donau, in der Saar bei Güdingen und im Rhein bei Koblenz sowie in Belau als außergewöhnlich niedrige Konzentration zu finden. Blei weist die höchsten Gehalte im Rhein bei Iffezheim und Bimmen sowie in der Elbe von Prossen bis Cumlosen auf. Hohe Thalliumkonzentrationen treten nur punktuell im Rhein bei Bimmen, in der Elbe bei Zehren und im Elbenebenfluss Mulde auf. Niedrige Konzentrationen von Blei und Thallium sind in der Donau und im Belauer See zu finden. Die Arsen- und Selenkonzentrationen sind sehr heterogen über die Probenahmeflächen verteilt.

4.3.4 Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW): Organochlorpestizide

Wie in Kap. 4.3.3 beschrieben, werden Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze durch die halbe Bestimmungsgrenze ersetzt. Für die einzelnen Organochlorpestizide werden das obere Quartil und untere Quartil sowie das Minimum der einzelnen Bezugszeiträume bestimmt. Des Weiteren wird nach Formel 4.3 die maximale Bestimmungsgrenze der Zeitreihe bestimmt. In den Ausgangsdatensätzen sind jedoch bei den Chlorierten Kohlenwasserstoffen nur Angaben zur Bestimmungsgrenze gemacht, wenn die Konzentration rückstandsanalytisch nicht quantifiziert werden konnte. Damit kann BG_{max} auch nur für die Stoffe bestimmt werden, bei denen Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze aufgetreten sind.

Da die CKW-Analyse anhand der Feuchtsubstanz erfolgt, sind alle Werte und damit auch die Bestimmungsgrenze auf das Frischgewicht bezogen. Wie in Kap. 4.2.2 diskutiert, sollen die Referenzwerte auch bezogen auf den Fettgehalt abgeleitet werden. Hiefür werden die Analysewerte nach Formel 4.2 entsprechend des für das Homogenat bestimmten Fettgehaltes umgerechnet. Analog zum Frischgewicht werden dann für diese Ausgangswerte das obere Quartil und untere Quartil sowie das Minimum der einzelnen Bezugszeiträume bestimmt.

Außerdem muss die maximale Bestimmungsgrenze von Frischgewicht auf den Fettanteil umgerechnet werden. Für den Fettgehalt gilt: Je niedriger der Fettgehalt, umso höher ist die nach Formel 4.2 bestimmte Konzentration und je höher der Fettgehalt, umso niedriger ist die Konzentration. Um auch nach der Umrechnung eine möglichst repräsentative maximale Bestimmungsgrenze zu erhalten, soll analog zum Wassergehalt der Median des Fettgehaltes ($Fett_{med}$) eingesetzt werden (vgl. Kap. 4.3.3). Damit kann die maximale Bestimmungsgrenze von Frischgewicht auf Fettgehalt nach folgender Formel umgerechnet werden:

$$BG_{max}(Fett) = BG_{max}(FG) * \left(\frac{100}{Fett_{med} [\%]} \right) \quad (4.7)$$

$Fett_{med}$ = Median des Fettgehaltes der Zeitreihe 1997-2008

Der Median des Fettgehaltes der Zeitreihe 1997-2008 beträgt 3,79 %. In Tab. 4-27 sind die maximalen halben Bestimmungsgrenzen für den Zeitraum 1997-2008 berechnet nach Formel 4.3 für das Frischgewicht und nach Formel 4.7 bezogen auf den Fettanteil dargestellt.

Tab. 4-27: Halbe maximale Bestimmungsgrenzen der Organochlorpestizide bezogen auf das Frisch- und Fettgewicht (1997 - 2008)

Stoff	1/2*BGmax (FG)	1/2*BGmax (Fett)
PCB (z) [ng/g]	k.A.	k.A.
HCB [ng/g]	k.A.	k.A.
α-HCH [ng/g]	0,0335	0,884
β-HCH [ng/g]	0,0135	0,356
γ-HCH [ng/g]	0,155	4,09
HC [ng/g]	0,0500	1,32
OCS [ng/g]	0,0205	0,541
Aldrin [ng/g]	0,0385	1,02
Dieldrin [ng/g]	0,120	3,17
HE, cis [ng/g]	0,0500	1,32
HE, trans [ng/g]	0,105	2,77
pp-DDE [ng/g]	k.A.	k.A.
pp-DDD [ng/g]	0,0250	0,66
pp-DDT [ng/g]	0,0195	0,515
op-DDT [ng/g]	0,0235	0,620

k.A. = keine Angabe

Für den Fall, dass der untere Inner Fence kleiner oder gleich Null oder kleiner gleich $1/2 \cdot BG_{max}$ ist, gelten analog zu den Ausführungen in Kap. 4.3.3 folgende Festlegungen:

$$RWI = \begin{cases} CKW_{min}(BZ) & \text{für } f1 \leq 0 \text{ oder } f1 \leq \frac{1}{2} BG_{max}; CKW_{min}(BZ) > \frac{1}{2} BG_{max} \\ \frac{1}{2} BG_{max} & \text{für } f1 \leq 0 \text{ oder } f1 \leq \frac{1}{2} BG_{max}; CKW_{min}(BZ) \leq \frac{1}{2} BG_{max} \end{cases} \quad (4.8)$$

$CKW_{min}(BZ)$ = niedrigste quantifizierte Konzentration des jeweiligen CKW im angegebenen Bezugszeitraum

Entsprechend den Ausführungen in Kap. 4.3.3 wird der Anteil der Werte, die unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, an der Gesamtanzahl der Analysewerte eines Analyten innerhalb eines Bezugszeitraumes bestimmt. Bei α-HCH, γ-HCH, Dieldrin, HE cis und PCB 28 tritt der Fall auf, dass mindestens 25 % aber weniger als 75 % der Werte durch die halbe Bestimmungsgrenze ersetzt werden. Für diese Fälle gilt entsprechend den Ausführungen in Kap. 4.3.3 und Formel 4.6, dass der Referenzbereich I dem Referenzbereich II entspricht. Für die Xenobiotika heißt das, dass sich der niedrige Konzentrationsbereich im Bereich der anthropogenen Hintergrundkonzentration auflöst.

Im Gegensatz zu den Elementen tritt bei verschiedenen Stoffen (Aldrin, HC, PCB 28, HE cis und He trans) aber auch der Fall auf, dass mindestens 75 % der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen. Entsprechend den Ausführungen zur Problematik, dass mindestens

25 % der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen, kann auch für den Referenzwert III lediglich $1/2 \cdot BG_{max}$ herangezogen werden. Damit sind die Referenzwerte III, II und I identisch. Da $f3 = (1,5 \cdot IQR) + q3$ und damit $f3 = q3$ ist, gibt es zwischen den vier Referenzwerten keine Differenzierung mehr. Alle vier Referenzbereiche entsprechen dem Bereich der anthropogenen Hintergrundkonzentration:

$$RB I = RB II = RB III = RB IV \leq \frac{1}{2} BG_{max} \quad \left\{ q3 = \frac{1}{2} BG_{max} \right\} \quad (4.9)$$

Dies bedeutet, dass jeder quantitativ bestimmte Analysewert, der größer als $1/2 \cdot BG_{max}$ ist, bereits eine außergewöhnlich hohe Konzentration darstellt.

Auf dieser Grundlage werden in diesem Kapitel die Referenzwerte bezogen auf den Fettanteil für die Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08 abgeleitet. Die Referenzwerte bezogen auf das Frischgewicht sind in Anhang II zu finden.

Der Referenzwert IV kann in Konzentrationsbereichen liegen, die für den Brassens letal sind. Es soll daher das Maximum der Zeitreihe ermittelt werden, um den Referenzwert IV zumindest dahingehend zu prüfen, ob in den Homogenatproben der Umweltprobenbank diese Konzentrationsbereiche erreicht werden. Darüber hinaus soll für den Referenzwert I geprüft werden, ob und welche Probenahmefläche der UPB den außergewöhnlich niedrigen Konzentrationsbereich (RB I) repräsentiert.

4.3.4.1 Pentachlorbenzol (PCB(z))

In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Analysen von der GSF Neuherberg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Electron Capture Detection (GC-EDC) und ebenfalls von Eurofins Hamburg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometer (GC-MS) sowie ab 1999 von Eurofins Hamburg mittels GC-MS durchgeführt.

Der höchste PCB(z)-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 342 ng/g Fett. Tab. 4-28 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Der Referenzwert IV des BZ 97/98 übersteigt das Zeitreihenmaximum und kann auch mit älteren Daten der UPB nicht abgesichert werden.

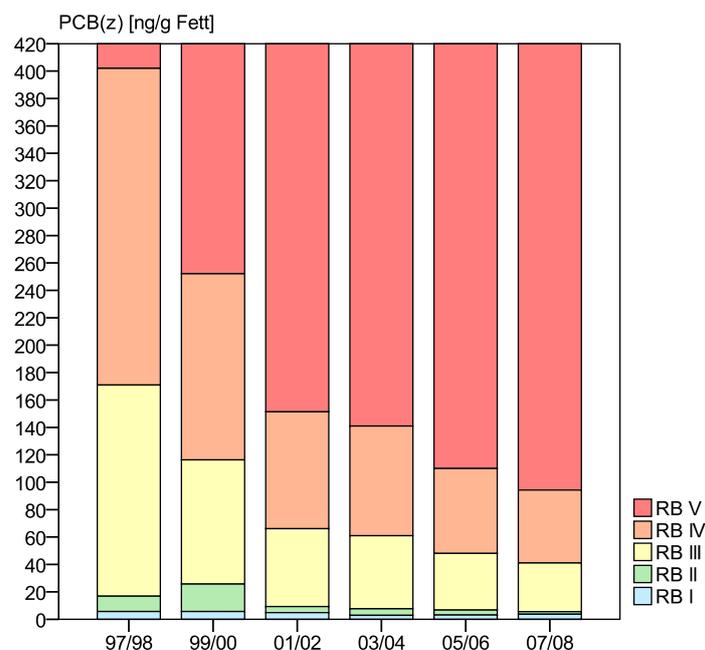
Die Referenzwerte sinken über die Zeitreihe, insbesondere die Grenzen zu den erhöhten und außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereichen fallen stark ab. Am deutlichsten wird dies an Referenzwert IV, der auf ein Viertel des Ausgangswertes sinkt. Damit sind die erhöhten und außergewöhnlich hohen Konzentrationen deutschlandweit stark zurückgegangen.

Tab. 4-28: PCB(z)-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	16,8	171	-214,3	402	5,66	5,66	16,8	171	402
99/00	25,7	116	-110,1	252	5,63	5,63	25,7	116	252
01/02	9,31	66,1	-75,9	151	4,89	4,89	9,31	66,1	151
03/04	7,64	61,0	-72,4	141	2,89	2,89	7,64	61,0	141
05/06	6,67	48,0	-55,3	110	3,08	3,08	6,67	48,0	110
07/08	5,51	41,0	-47,8	94,3	3,72	3,72	5,51	41,0	94,3

In Abb. 4-15 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

Die Referenzwerte für PCB(z)-Gehalte in der Brassenmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-7 und Abb. II-7) dargestellt.

**Abb. 4-15: PCB(z)-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur**

4.3.4.2 Hexachlorbenzol (HCB)

In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Analysen von der GSF Neuherberg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Electron Capture Detection (GC-EDC) und ebenfalls von Eurofins Hamburg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometer (GC-MS) sowie ab 1999 von Eurofins Hamburg mittels GC-MS durchgeführt.

Der höchste HCB-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 5464 ng/g Fett. Tab. 4-29 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Der RW IV des BZ 97/98 übersteigt das Zeitreihenmaximum erheblich. Werden auch Daten älter als 1997 der UPB betrachtet, ist ein Wert mit 9079 ng/g Fett deutlich höher als alle Referenzwerte, deren Plausibilität somit gewährleistet ist.

Tab. 4-29: HCB-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	137	3106	-4317	7560	24,8	24,8	137	3106	7560
99/00	153	1502	-1871	3527	43,8	43,8	153	1502	3527
01/02	100	995	-1242	2338	18,4	18,4	100	995	2338
03/04	71,5	957	-1256	2284	10,6	10,6	71,5	957	2284
05/06	68,3	729	-922	1719	13,2	13,2	68,3	729	1719
07/08	59,5	512	-619	1190	13,0	13,0	59,5	512	1190

In Abb. 4-16 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

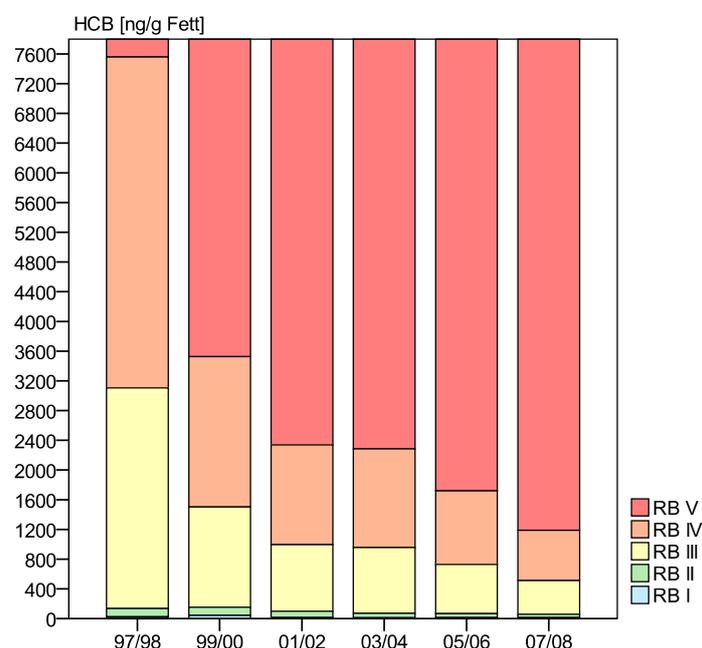


Abb. 4-16: HCB-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

Die Referenzwerte sinken über die Zeitreihe, insbesondere die Grenzen zu den erhöhten und außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereichen fallen stark ab. Am deutlichsten wird dies an Referenzwert IV, der um 85% sinkt. Damit sind wie schon bei PCB(z) die erhöhten und außergewöhnlich hohen Konzentrationen deutschlandweit deutlich zurückgegangen.

Die Referenzwerte für HCB-Gehalte in der Brassenmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-8 und Abb. II-8) dargestellt. Der Referenzwert IV der BZ 97/98 und 99/00 übersteigt die höchste Konzentration der Zeitreihe 1997-2008. Werden auch Daten älter als 1997 der UPB betrachtet, ist ein Wert mit 195 ng/g FG deutlich höher als alle Referenzwerte, deren Plausibilität somit gewährleistet ist.

Der Höchstgehalt von HCB im essbaren Anteil von Fisch nach RHmVO darf maximal 0,05 mg/kg FG betragen. Dieser Höchstgehalt liegt in den Bezugszeiträumen 97/98 bis 03/04 im erhöhten Konzentrationsbereich. Erst ab dem BZ 05/06 sinkt der Referenzwert IV soweit, dass der Höchstgehalt nach RHmVO in den außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereich fällt. Die Umweltqualitätsnorm nach Richtlinie 2008/105/EG beträgt 10 µg/kg FG und liegt innerhalb des mittleren Konzentrationsbereiches.

4.3.4.3 Hexachlorcyclohexan (HCH)

In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Analysen von der GSF Neuherberg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Electron Capture Detection (GC-EDC) und ebenfalls von Eurofins Hamburg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometer (GC-MS) sowie ab 1999 von der Ergo Hamburg mittels GC-MS durchgeführt.

Das Zeitreihenmaximum von α -HCH beträgt 1869 ng/g Fett, das von β -HCH 8990 ng/g Fett und das von γ -HCH 123 ng/g Fett. Tab. 4-30 bis Tab. 4-32 zeigen das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Kein Referenzwert übersteigt den jeweiligen Maximalgehalt der Zeitreihe.

Tab. 4-30: α -HCH-Gehalt ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	7,45	130	-176,1	313	5,12	0,884 ¹⁾	7,45	130	313
99/00	8,85	53,9	-58,7	121	4,12	0,884 ¹⁾	8,85	53,9	121
01/02	3,09	24,0	-28,2	55,3	0,942	0,884 ¹⁾	3,09	24,0	55,3
03/04	2,58	40,5	-54,3	97,4	0,625	0,884 ¹⁾	2,58	40,5	97,4
05/06	0,884	22,5	-31,5	54,8	0,420	0,884 ¹⁾	0,884 ¹⁾	22,5	54,8
07/08	0,884	17,1	-23,4	41,3	0,465	0,884 ¹⁾	0,884 ¹⁾	17,1	41,3

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

Tab. 4-31: β -HCH-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	12,8	71,5	-75	160	3,25	0,356 ¹⁾	12,8	71,5	160
99/00	10,2	86,4	-104	201	1,63	0,356 ¹⁾	10,2	86,4	201
01/02	1,68	106	-154	262	1,00	0,356 ¹⁾	1,68	106	262
03/04	1,60	97,6	-142	242	0,569	0,356 ¹⁾	1,60	97,6	242
05/06	1,11	57,3	-83	142	0,503	0,356 ¹⁾	1,11	57,3	142
07/08	0,933	24,8	-35	60,5	0,421	0,356 ¹⁾	0,933	24,8	60,5

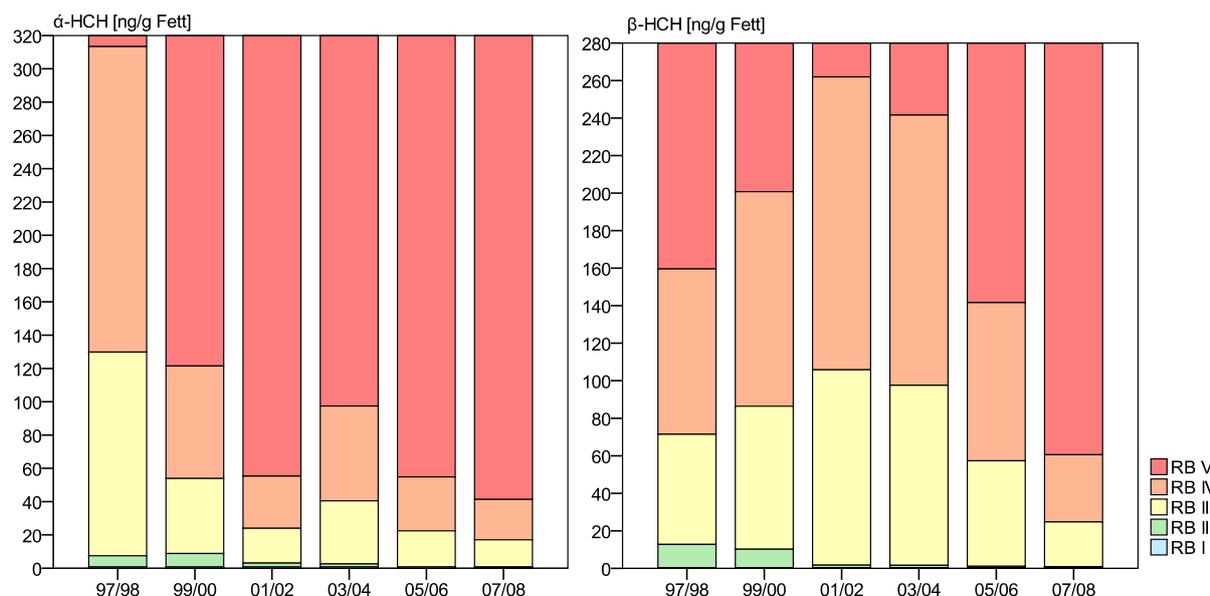
¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

Tab. 4-32: γ -HCH-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	35,5	70,0	-16,2	122	25,2	4,09 ¹⁾	35,5	70,0	122
99/00	24,4	48,5	-11,8	84,6	18,7	4,09 ¹⁾	24,4	48,5	84,6
01/02	13,8	32,1	-13,6	59,6	4,28	4,09 ¹⁾	13,8	32,1	59,6
03/04	10,0	36,2	-29,3	75,5	4,06	4,09 ¹⁾	10,0	36,2	75,5
05/06	4,09 ¹⁾	15,0	-12,3	31,5	1,93	4,09 ¹⁾	4,09 ¹⁾	15,0	31,5
07/08	4,09 ¹⁾	17,9	-16,6	38,6	2,11	4,09 ¹⁾	4,09 ¹⁾	17,9	38,6

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

In Abb. 4-17 und Abb. 4-18 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

**Abb. 4-17: α -HCH-Gehalt (links) und β -HCH-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur**

Der Referenzwert I von allen drei Isomeren entspricht der umgerechneten halben maximalen Bestimmungsgrenze (vgl. Kap 4.3.3 und 4.3.4). Der Referenzwert II von α -HCH und γ -HCH sinkt über die gesamte Zeitreihe und entspricht seit dem BZ 05/06 der halben maximalen Bestimmungsgrenze und damit der Hintergrundkonzentration. Insgesamt zeigen die Referenzbereiche dieser beiden Isomeren eher eine abnehmende Tendenz. Ausnahme ist der BZ 03/04, in welchem der Referenzwert III wieder steigt. Das deutet auf starke, regionale Schwankungen hin, deren Ursache sporadische Einträge aus Altlasten sein könnten.

Der Referenzwert II von β -HCH sinkt über die gesamte Zeitreihe und nähert sich langsam dem Bereich der Hintergrundkonzentration an. Die Referenzwerte III und IV sinken erst seit dem BZ 03/04. Das β -Isomer zeigt damit die höchste bundesdeutsche Schwankungsbreite. Diese regionalen Unterschiede nehmen aber ab.

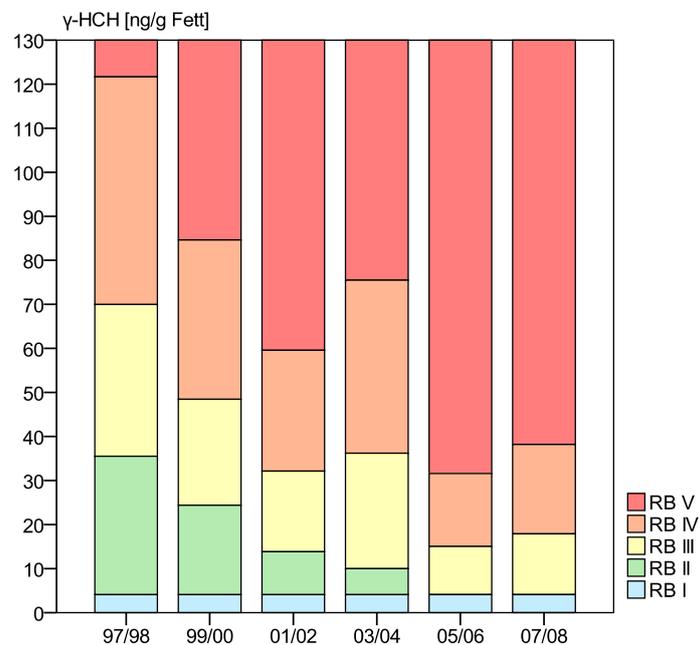


Abb. 4-18: γ -HCH-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Die Referenzwerte für α -HCH-, β -HCH- und γ -HCH-Gehalte in der Brassenmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-9 bis Tab. II-11 und Abb. II-9 bis Abb. II-11) dargestellt.

Der Höchstgehalt von α -HCH im essbaren Anteil von Fisch nach RHmVO darf maximal 0,02 mg/kg FG, der von β -HCH darf maximal 0,01 mg/kg FG und der von γ -HCH darf maximal 0,05 mg/kg FG betragen. Diese Höchstgehalte liegen bei allen drei Isomeren im außergewöhnlich hohen Wertebereich.

4.3.4.4 Heptachlor (HC) und Heptachlorepoxyd (HE)

Heptachlorepoxyd ist ein Abbauprodukt von Heptachlor. Es kommt als cis- oder trans-Isomer vor. Die Analysen wurden von Eurofins Hamburg mittels GC-MS durchgeführt.

Alle Werte von Heptachlor liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Aus diesem Grund wird entsprechend den Festlegungen in Kap. 4.3.4 lediglich ein Referenzwert nach Formel 4.12 abgeleitet:

$$RW I = RW II = RW III = RW IV = 1/2 \cdot BG_{\max} = 1,32 \text{ ng/g Fett}$$

Die Fließgewässer in der Bundesrepublik sind demnach frei von jeglicher Heptachlor-Belastung.

Der entsprechende Referenzwert bezogen auf das Frischgewicht ist in Anhang II dargestellt.

Mehr als 25% der Werte von He cis liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Daher werden entsprechend den Festlegungen in Kap. 4.3.3 die Referenzwerte I und II für HE cis nach Formel 4.8 abgeleitet.

Tab. 4-33 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Kein Referenzwert übersteigt das Zeitreihenmaximum von HE cis (>9 ng/g Fett).

Tab. 4-33: HE cis-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	1,32 ¹⁾	3,90	-2,55	7,77	1,20	1,32 ¹⁾	1,32 ¹⁾	3,90	7,77
99/00	1,32 ¹⁾	4,35	-3,23	8,90	1,06	1,32 ¹⁾	1,32 ¹⁾	4,35	8,90
01/02	1,32 ¹⁾	3,75	-2,32	7,39	1,42	1,32 ¹⁾	1,32 ¹⁾	3,75	7,39
03/04	1,32 ¹⁾	2,93	-1,10	5,34	0,883	1,32 ¹⁾	1,32 ¹⁾	2,93	5,34
05/06	1,32 ¹⁾	3,01	-1,21	5,54	0,800	1,32 ¹⁾	1,32 ¹⁾	3,01	5,54
07/08	1,32 ¹⁾	1,32 ¹⁾	1,32 ¹⁾	1,32 ¹⁾		1,32 ¹⁾	1,32 ¹⁾	1,32 ¹⁾	1,32 ¹⁾

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

In Abb. 4-19 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

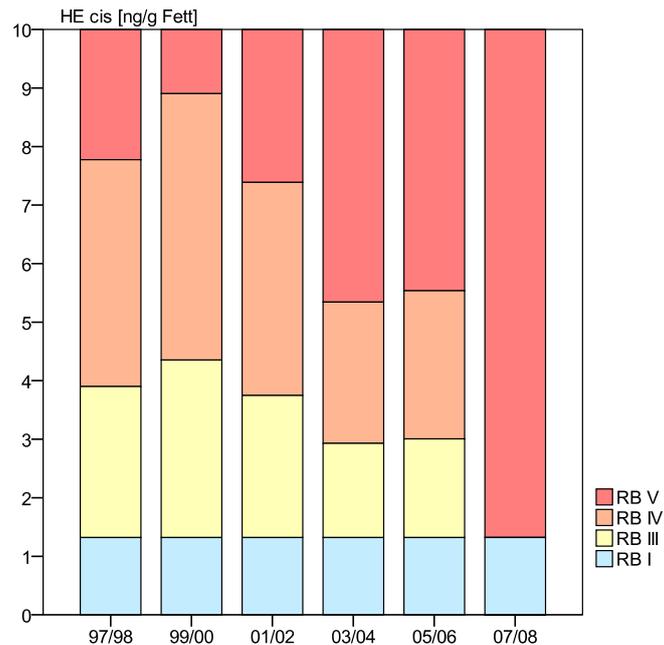


Abb. 4-19: HE cis-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Der Referenzbereich II des cis-Isomers hat sich im Bereich der Hintergrundkonzentration aufgelöst. Bis zum BZ 07/08 sinken die ohnehin sehr niedrigen Konzentrationen soweit, dass nur noch der außergewöhnlich hohe Konzentrationsbereich vom Hintergrundbereich differenziert werden kann.

Alle Werte des trans-Isomers liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Aus diesem Grund wird entsprechend den Festlegungen in Kap. 4.3.4 lediglich ein Referenzwert für HE trans abgeleitet:

$$RW I = RW II = RW III = RW IV = 1/2 \cdot BG_{\max} = 2,77 \text{ ng/g Fett}$$

Die Referenzwerte für HE cis-Gehalte in der Brassenmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-12 und Abb. II-12) dargestellt. Der Referenzwert für HE trans ist ebenfalls in Anhang II zu finden.

Der Höchstgehalt von HE in "anderen Lebensmitteln tierischer Herkunft" nach RHMVO darf maximal 0,01 mg/kg FG betragen. Dieser Höchstgehalt liegt über die gesamte Zeitreihe (auch als Summe aus He cis und trans) im außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereich.

4.3.4.5 Octachlorstyrol (OCS)

In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Analysen von der GSF Neuherberg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Electron Capture Detection (GC-EDC) und ebenfalls von

Eurofins Hamburg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometer (GC-MS) sowie ab 1999 von Eurofins Hamburg mittels GC-MS durchgeführt.

Der höchste OCS-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 1555 ng/g Fett. Tab. 4-34 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Der Referenzwert IV des BZ 97/98 übersteigt das Zeitreihenmaximum. Werden die Daten der UPB, die vor 1997 erhoben wurden, berücksichtigt, gibt es auch Gehalte von 2154 ng/g Fett und größer, so dass der Referenzwert IV plausibel ist.

Tab. 4-34: OCS-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	15,7	867	-1261	2144	0,794	0,541 ¹⁾	15,7	867	2144
99/00	20,0	466	-649	1135	1,51	1,51	20,0	466	1135
01/02	3,14	251	-369	624	0,785	0,541 ¹⁾	3,14	251	624
03/04	2,59	369	-548	919	0,471	0,541 ¹⁾	2,59	369	919
05/06	3,15	305	-449	757	0,431	0,541 ¹⁾	3,15	305	757
07/08	4,20	227	-329	560	0,288	0,541 ¹⁾	4,20	227	560

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

In Abb. 4-20 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

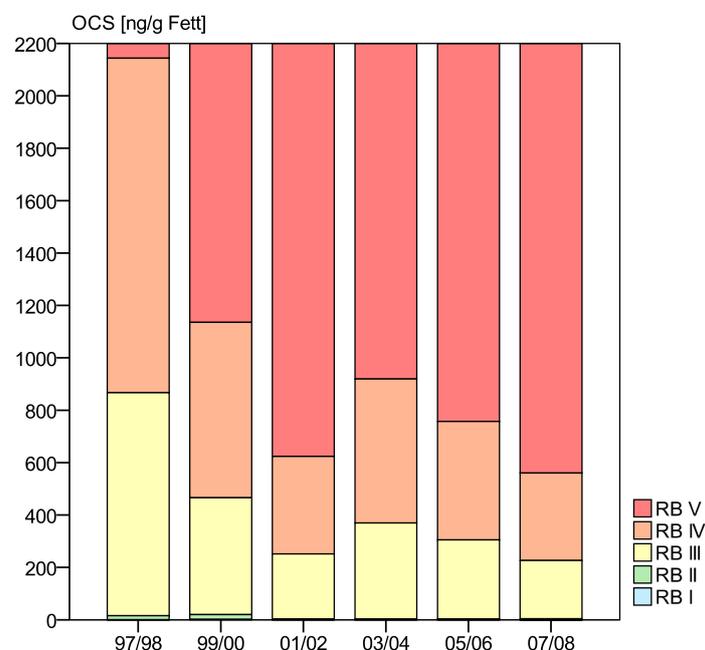


Abb. 4-20: OCS-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

Der Referenzwert I entspricht in den Bezugszeiträumen 97/98, 01/02 bis 07/08 der halben maximalen Bestimmungsgrenze, die damit die Hintergrundkonzentration bildet. Der

Referenzwert II unterliegt sehr leichten Schwankungen. Die Referenzwerte III und IV zeigen über die Zeit eine abnehmende Tendenz.

Die Referenzwerte für OCS-Gehalte in der Brassensmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-13 und Abb. II-13) dargestellt. Der Referenzwert IV des BZ 97/98 übersteigt das Zeitreihenmaximum. Aber auch hier gibt es bei den Daten von vor 1997 Gehalte, die höher sind (49,5 ng/g FG und höher).

4.3.4.6 Aldrin und Dieldrin

Die Analysen wurden von Eurofins Hamburg mittels GC-MS durchgeführt.

In allen Bezugszeiträumen liegen mehr als 75% der Aldrin-Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Aus diesem Grund wird entsprechend den Festlegungen in Kap. 4.3.4 lediglich ein Referenzwert für Aldrin abgeleitet:

$$RW I = RW II = RW III = RW IV = 1/2 \cdot BG_{\max} = 1,02 \text{ ng/g Fett}$$

Der entsprechende Referenzwert bezogen auf das Frischgewicht ist in Anhang II dargestellt.

Der höchste Dieldrin-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 47,8 ng/g Fett. Tab. 4-35 zeigt das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08.

Der Referenzwert IV ist zwar höher als das Zeitreihenmaximum des Dieldrin-Gehaltes (1997-2008), es gibt jedoch Dieldrin-Gehalte in den älteren Datenbeständen der UPB, die höher sind als alle Referenzwerte (70,4 ng/g Fett und höher), so dass die Referenzwerte für Dieldrin abgesichert sind.

Tab. 4-35: Dieldrin-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	3,17 ¹⁾	28,7	-35,2	67,0	2,09	3,17 ¹⁾	3,17 ¹⁾	28,7	67,0
99/00	3,17 ¹⁾	19,8	-21,9	44,9	2,56	3,17 ¹⁾	3,17 ¹⁾	19,8	44,9
01/02	3,17 ¹⁾	19,8	-21,8	44,8	2,24	3,17 ¹⁾	3,17 ¹⁾	19,8	44,8
03/04	3,17 ¹⁾	18,1	-19,3	40,5	2,81	3,17 ¹⁾	3,17 ¹⁾	18,1	40,5
05/06	3,17 ¹⁾	14,8	-14,3	32,3	2,26	3,17 ¹⁾	3,17 ¹⁾	14,8	32,3
07/08	3,17 ¹⁾	14,6	-14,0	31,7	2,67	3,17 ¹⁾	3,17 ¹⁾	14,6	31,7

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

In Abb. 4-21 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

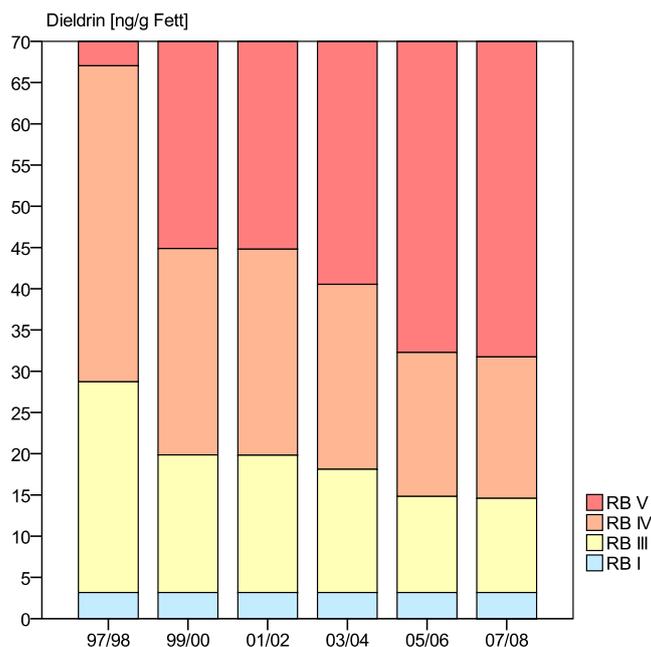


Abb. 4-21: Dieldrin-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Die Referenzwerte I und II entsprechen der halben maximalen Bestimmungsgrenze. Die Referenzwerte III und IV sinken über die Zeit leicht ab.

Die Referenzwerte in der Brassenmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-14 und Abb. II-14) dargestellt.

Der Referenzwert IV für Dieldrin des BZ 97/98 übersteigt das Zeitreihenmaximum. In den Daten der UPB, die vor 1997 erhoben wurden, gibt es aber auch Gehalte von 2,93 ng/g FG und höher, so dass die Referenzwerte abgesichert sind.

Der Höchstgehalt von Aldrin und Dieldrin gesamt im essbaren Anteil von Fisch nach RHmVO darf maximal 0,03 mg/kg FG betragen. Dieser Höchstgehalt wird von keinem Referenzwert - auch nicht in der Summe von Aldrin und Dieldrin - überschritten, so dass er im außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereich liegt.

4.3.4.7 DDT und Metabolite

In diese Gruppe gehören die DDT-Isomere p,p-Dichlordiphenyltrichlorethan (p,p-DDT) und o,p-Dichlordiphenyltrichlorethan (o,p-DDT) sowie die Abbauprodukte p,p-Dichlordiphenyltrichlorethan (p,p-DDE) und p,p-Dichlordiphenyldichlorethan (p,p-DDD).

In den Jahren 1997 und 1998 wurden die Analysen von p,p-DDE, p,p-DDD und p,p-DDT von der GSF Neuherberg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Electron Capture Detection (GC-EDC) und ebenfalls von Eurofins Hamburg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit

Massenspektrometer (GC-MS) sowie ab 1999 von Eurofins Hamburg mittels GC-MS durchgeführt. Die Analysen von o,p-DDT wurden ausschließlich von Eurofins Hamburg mittels GC-MS durchgeführt.

Das Zeitreihenmaximum von p,p-DDE beträgt 12719 ng/g Fett, das von p,p-DDD 5413 ng/g Fett, das von p,p-DDT 172 ng/g Fett und das von o,p-DDT 2519 ng/g Fett. Tab. 4-36 bis Tab. 4-39 zeigen das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Die Zeitreihenmaxima werden von keinem Referenzwert überschritten.

Tab. 4-36: p,p-DDE-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	506	4851	-6011	11369	401	401	506	4851	11369
99/00	488	3454	-3960	7902	265	265	488	3454	7902
01/02	301	2137	-2454	4892	91,7	91,7	301	2137	4892
03/04	319	3786	-4883	8988	70,0	70,0	319	3786	8988
05/06	248	2981	-3851	7080	80,9	80,9	248	2981	7080
07/08	192	2962	-3963	7117	84,4	84,4	192	2962	7117

Tab. 4-37: p,p-DDD-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	139	2049	-2727	4915	14,8	14,8	139	2049	4915
99/00	124	1360	-1729	3213	47,7	47,7	124	1360	3213
01/02	69,4	1314	-1797	3181	8,82	8,82	69,4	1314	3181
03/04	57,2	1928	-2749	4734	7,15	7,15	57,2	1928	4734
05/06	43,8	1258	-1778	3080	10,1	10,1	43,8	1258	3080
07/08	42,2	1679	-2413	4134	11,7	11,7	42,2	1679	4134

Die vier Stoffe haben im BZ 01/02 ihre niedrigsten Konzentrationen für die Referenzwerte III und IV. Im BZ 03/04 steigen diese Konzentrationen deutlich. Daraus kann geschlossen werden, dass die regionalen Unterschiede zugenommen haben. Der Referenzwert II geht bei allen vier Stoffen tendenziell zurück. Der Referenzwert I von p,p-DDT und o,p-DDT entspricht der halben maximalen Bestimmungsgrenze, die damit die Hintergrundkonzentration bildet. Bei den Referenzwerten III und IV ist keine eindeutige Tendenz auszumachen.

Tab. 4-38: p,p-DDT-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	4,12	33,9	-40,6	78,6	2,18	0,515 ¹⁾	4,12	33,9	78,6
99/00	3,58	35,9	-44,9	84,3	0,6812	0,515 ¹⁾	3,58	35,9	84,3
01/02	3,84	25,1	-28,1	57,1	2,12	0,515 ¹⁾	3,84	25,1	57,1
03/04	1,94	46,4	-64,8	113	0,5142	0,515 ¹⁾	1,94	46,4	113
05/06	1,75	26,9	-35,9	64,6	0,4116	0,515 ¹⁾	1,75	26,9	64,6
07/08	1,52	34,3	-47,6	83,4	0,2741	0,515 ¹⁾	1,52	34,3	83,4

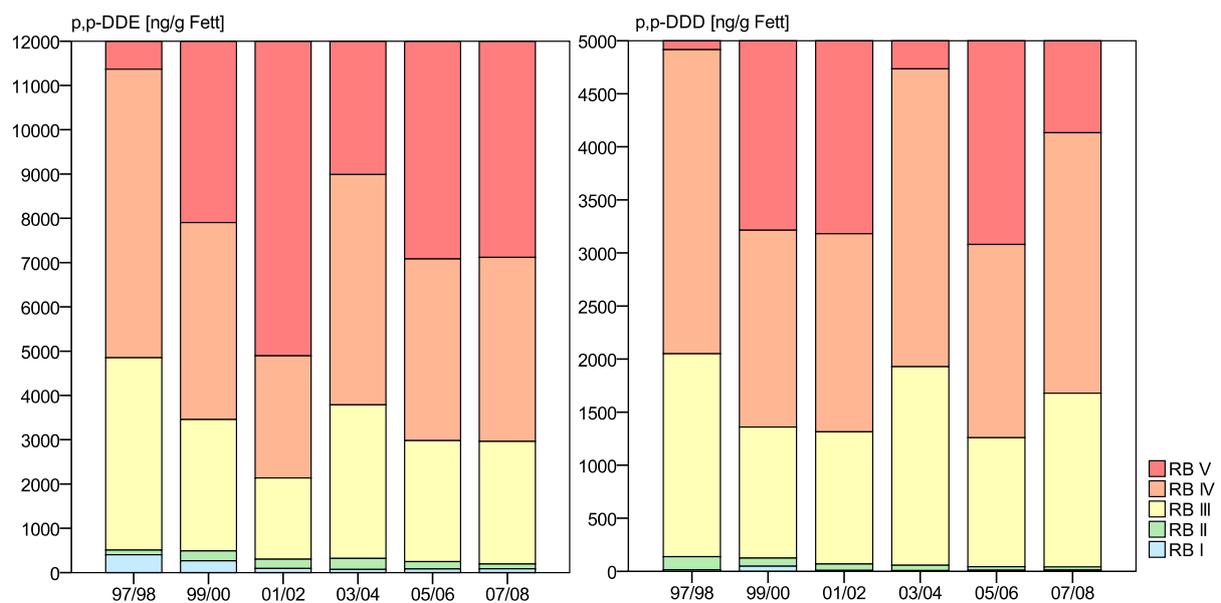
¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

Tab. 4-39: o,p-DDT-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	14,9	291	-399	706	5,74	0,620 ¹⁾	14,9	291	706
99/00	15,1	338	-469	823	7,60	7,60	15,1	338	823
01/02	5,98	94,7	-127	228	0,473	0,620 ¹⁾	5,98	94,7	228
03/04	11,8	298	-418	728	1,61	0,620 ¹⁾	11,8	298	728
05/06	5,73	251	-362	618	1,64	0,620 ¹⁾	5,73	251	618
07/08	5,83	214	-307	527	2,19	0,620 ¹⁾	5,83	214	527

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

In Abb. 4-22 und Abb. 4-23 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

**Abb. 4-22: p,p-DDE-Gehalt (links) und p,p-DDD-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassensmuskulatur**

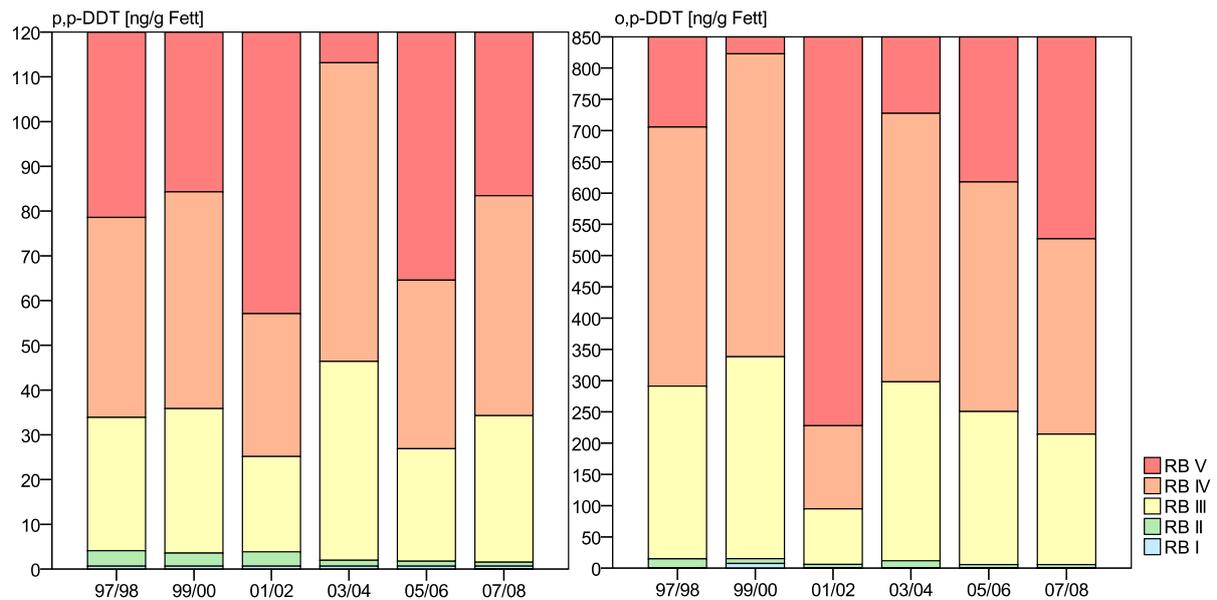


Abb. 4-23: p,p-DDT-Gehalt (links) und o,p-DDT-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Die Referenzwerte für p,p-DDE-, p,p-DDD-, p,p-DDT- und o,p-DDT-Gehalte in der Brassenmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-15 bis Tab. II-18 und Abb. II-15 bis Abb. II-18) dargestellt. Der Referenzwert IV des BZ 03/04 überschreitet das Zeitreihenmaximum von p,p-DDE und p,p-DDD und kann auch nicht mit älteren Daten der UPB abgesichert werden. BECKVAR *et al.* (2005) haben einen sogenannten "protective level" für die DDT-Konzentrationen in Fischen herausgegeben, unterhalb dessen zumindest letale Effekte ausgeschlossen werden können. Diese Konzentration beträgt bei adulten Fischen 0,7 mg/kg FG. Diese Konzentration liegt deutlich über den Referenzwert IV von p,p-DDE und p,p-DDD. Deshalb kann vermutet werden, dass die Gehalte des Referenzwert IV auch für DDE und DDD im Bereich des toxikologisch möglichen liegen, obwohl es sich um Metabolite handelt.

4.3.4.8 Einfluss der Donau auf die Referenzwerte

Wie in Kap. 4.3.1.8 beschrieben soll der Einfluss der Donau auf die Referenzwerte geprüft werden. Daher werden für die CKW-Gehalte in der Brassenmuskulatur ab dem Bezugszeitraum 01/02 fortfolgend die Referenzwerte bezogen auf das Fettgewicht, ohne die Daten der Donau-Probenahmeflächen zu berücksichtigen, erneut abgeleitet.

Die Referenzwerte mit den Daten der Donau ab 01/02 werden mit den Referenzwerten ohne die Daten der Donau ab 01/02 mit Mann-Whitney-U-Test auf signifikante Unterschiede getestet. Die Nullhypothese, dass die Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten der gleichen Grundgesamtheit entsprechen, wird bei $p < 0,05$ abgelehnt.

Die Referenzwerte mit den Donau-Daten sind bei allen Organochlorpestiziden niedriger als die Referenzwerte ohne Donau-Daten (Tab. IV-6 Anhang IV). Die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant (Tab. IV-7 Anhang IV). Die Referenzwerte der BZ 97/98 und 99/01 können mit denen ab BZ 01/02 verglichen werden.

4.3.4.9 Bewertung der Probenahmeflächen

In Tab. 4-40 werden die Konzentrationen an Organochlorpestiziden der einzelnen Probenahmeflächen anhand der Referenzwerte des aktuellsten Bezugszeitraumes bewertet. Die Bewertung der Probenahmeflächen von 1997 bis 2006 anhand der Referenzwerte der entsprechenden Bezugszeiträume ist in Anhang III (Tab. III-14 bis Tab. III-18) dargestellt.

Da für jede Probenahmefläche für jedes Jahr ein Analysewert zur Verfügung steht, wird aus diesen beiden Einzelwerten das arithmetische Mittel gebildet, um die Flächenbewertung durchführen zu können. Dieser Mittelwert wird dann in den entsprechenden Referenzbereich eingeordnet (Tab. 4-40). Liegt ein Wert unterhalb der Bestimmungsgrenze, wird stattdessen die halbe Bestimmungsgrenze verwendet. Liegen beide Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze, wird in der Tabelle die Konzentration als nicht bestimmbar (n.b.) angegeben.

In den Kap. 3.4 und 4.1 wurde davon ausgegangen, dass aufgrund der Repräsentativität der Probenahmeflächen, eine Fläche den Bereich der anthropogenen Hintergrundkonzentration darstellt und dass diese Fläche der Belauer See sein könnte. Aus Tab. III-13 bis Tab. III-18 des Anhang III sowie Tab. 4-40 kann bezüglich dieser Hypothesen folgendes entnommen werden:

- Der Belauer See repräsentiert fast ausnahmslos in allen Bezugszeiträumen für fast alle Stoffe den Bereich der Hintergrundkonzentration. Entweder stellt er das Minimum des Bezugszeitraumes oder die Konzentrationen liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze.
- Einzige Ausnahmen sind im BZ 97/98 p,p-DDE, im BZ 99/00 OCS und im BZ 07/08 PCB(z). Alle drei Konzentrationen entsprechen aber in diesen Fällen dem niedrigen Konzentrationsbereich. Im BZ 97/98 sind die p,p-DDE-Konzentrationen der Saar-PNF Güdingen, im BZ 99/00 die OCS-Konzentrationen beider Saar-PNF und im BZ 07/08 die PCB(z)-Konzentrationen der Donau-PNF Ulm und Jochstein niedriger als die des Belauer Sees.
- Der Belauer See stellt im BZ 07/08 das Minimum als quantifizierte Konzentration für HCB, p,p-DDE und p,p-DDD. Ein Vergleich mit den medialen Konzentrationen dieser Stoffe in Bodensee-Brassen (Kap. 4.1.2) und Brassen aus dem Müritz-Nationalpark (Kap. 4.1.3) zeigt, dass die Konzentrationen der beiden DDT-Metabolite im Belauer See am niedrigsten sind, so dass damit die Hintergrundkonzentration bestätigt wird. Die HCB-Konzentrationen des Belauer Sees sind fast achtmal so hoch wie im Müritz-NP. Dies zeigt, dass der Belauer See zwar innerhalb

der Probenahme­flächen der UPB die niedrigsten Werte aufweist, es innerhalb Deutschlands im Mürit­z-Nationalpark aber deutlich niedrigere HCB-Konzentrationen gibt, die eher als Hintergrundkonzentration bezeichnet werden können.

- Die Konzentrationen von PCB(z) liegen im Mürit­z-NP bis auf einen Wert unterhalb der Bestimmungsgrenze und sind damit auch niedriger als die Konzentrationen in Ulm und Jochenstein.

Der Belauer See kann somit als Referenzgewässer für den möglichst unbelasteten Zustand für alle Organochlorpestizide mit Ausnahme von PCB(z) und HCB angesehen werden. Für die beiden letztgenannten Stoffe sind die Seen des Mürit­z-Nationalparks besser geeignet.

Den Tab. III-14 bis Tab. III-18 in Anhang III sowie Tab. 4-40 kann entnommen werden, dass Heptachlor, HE trans und Aldrin (mit einer Ausnahme) auf allen Probenahme­flächen im Bereich der Hintergrundkonzentrationen liegen, HE cis nähert sich diesem Zustand an. Bei allen anderen Stoffen ist eine klare Ost-West-Verteilung erkennbar. Dieldrin ist eher in den Probenahmegebieten in Westdeutschland zu finden. Alle anderen Stoffe werden in erhöhten und außergewöhnlich hohen Konzentrationen eher auf den ostdeutschen Probenahme­flächen nachgewiesen, wobei die Saale am wenigsten belastet ist.

Tab. 4-40: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 07/08

PNG	PNF	PCB(z) [ng/g Fett]	HCB [ng/g Fett]	α-HCH [ng/g Fett]	β-HCH [ng/g Fett]	γ-HCH [ng/g Fett]	HC [ng/g Fett]	OCS [ng/g Fett]	Aldrin [ng/g Fett]	Dieldrin [ng/g Fett]	HE cis [ng/g Fett]	HE trans [ng/g Fett]	pp-DDE [ng/g Fett]	ppDDD [ng/g Fett]	ppDDT [ng/g Fett]	opDDT [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	4,34	13,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	84,4	11,7	n.b.	n.b.
Saar	Güdingen	6,60	63,9	3,82	5,94	22,9	n.b.	3,51	2,17	13,9	n.b.	n.b.	480	97,8	4,89	10,8
	Rehlingen	9,91	82,3	5,28	6,37	28,8	n.b.	4,04	n.b.	21,8	1,36	n.b.	611	80,6	3,51	13,4
Rhein	Weil	27,8	87,4	1,09	1,10	3,78	n.b.	12,0	n.b.	10,2	n.b.	n.b.	168	48,8	2,07	7,03
	Iffezheim	38,1	373	4,35	3,70	6,52	n.b.	22,0	n.b.	15,2	1,81	n.b.	220	78,6	1,81	6,99
	Koblenz	19,3	168	3,85	12,0	6,22	n.b.	25,9	n.b.	13,1	2,00	n.b.	365	89,4	2,15	10,1
	Bimmen	14,3	123	2,20	8,35	n.b.	n.b.	58,9	n.b.	11,2	1,47	n.b.	525	115	4,86	11,4
Elbe	Prossen	49,9	726	7,80	13,6	n.b.	n.b.	310	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4788	2317	61,1	351
	Zehren	52,5	1037	8,71	14,8	14,8	n.b.	281	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	7242	1750	137	1024
	Barby	55,0	1045	53,1	73,6	11,9	n.b.	326	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4773	2916	76,5	555
	Cumlosen	33,2	412	49,8	81,9	8,58	n.b.	241	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1614	1423	13,2	82,5
	Blankenese	26,7	304	32,9	74,5	9,23	n.b.	145	n.b.	5,80	n.b.	n.b.	689	911	7,72	43,2
Dübener Heide	Mulde	40,0	716	440	588	27,2	n.b.	316	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5189	2332	35,4	639
	Saale	15,0	144	8,07	9,77	22,5	n.b.	53,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3987	1664	51,9	110
Donau	Ulm	^{1), 2)}	28,5	n.b.	0,7562	6,36	n.b.	n.b.	n.b.	^{1), 2)}	n.b.	n.b.	185	35,2	^{1), 2)}	^{1), 2)}
	Kelheim	^{1), 2)}	62,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2,92	n.b.	^{1), 2)}	n.b.	n.b.	148	27,0	^{1), 2)}	^{1), 2)}
	Jochenstein	^{1), 2)}	47,6	n.b.	0,5036	n.b.	n.b.	5,33	n.b.	^{1), 2)}	¹⁾	n.b.	196	36,5	^{1), 2)}	^{1), 2)}

n.b. = nicht bestimmbar

1) Werte nicht zur Veröffentlichung freigegeben

2) nur 2008

4.3.4.10 Zusammenfassung

Die Referenzwerte sind als toxikologisch plausibel anzusehen.

Die Referenzwerte von PCB(z) und HCB sinken über die Zeitreihe, insbesondere die erhöhten und außergewöhnlich hohen Konzentrationen sind deutschlandweit deutlich zurückgegangen.

Bundesweit sinken die Konzentrationen von α -HCH und γ -HCH über die Zeit soweit, dass ab dem BZ 05/06 mehr als 25 Prozent der Werte im Bereich der Hintergrundkonzentration liegen. Einen Ausnahme-Peak gibt es im BZ 03/04. Die Konzentrationen von Octachlorstyrol sinken ebenfalls mit einem Ausnahme-Peak im BZ 03/04. Dieser Peak deutet auf starke, regionale Schwankungen hin, deren Ursache sporadische Einträge aus Altlasten sein könnten. β -HCH zeigt ein anderes Muster: Während die niedrigen Konzentrationsbereiche über alle Bezugszeiträume abnehmen, sinken die hohen erst ab dem BZ 03/04.

DDT und DDT-Metabolite haben im BZ 01/02 ihre niedrigsten Konzentrationen für die Referenzwerte III und IV. Im BZ 03/04 steigen diese Konzentrationen merklich an. Dies deutet auf lokale Konzentrationszunahmen hin, woraus sich ergibt, dass die regionalen Unterschiede zunehmen. Der Referenzwert II geht bei allen vier Stoffen tendenziell zurück. Der Referenzwert I von p,p-DDT und o,p-DDT entspricht der halben maximalen Bestimmungsgrenze, die damit die Hintergrundkonzentration bildet. Bei den Referenzwerten III und IV ist keine eindeutige Tendenz auszumachen.

Alle Werte von Heptachlor und HE trans der Zeitreihe 1997-2008 liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Werte von Aldrin liegen seit dem BZ 01/02 mit einer Ausnahme unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Fließgewässer in der Bundesrepublik sind demnach frei von jeglicher Belastung durch Heptachlor, HE trans und Aldrin.

Die Konzentrationen von HE cis sind deutschlandweit sehr niedrig, teilweise nicht mehr quantifizierbar, so dass zunächst mehr als ein Viertel der Werte und seit dem BZ 07/08 sogar drei Viertel der Werte bereits in den Bereich der Hintergrundkonzentration fallen. Auch ein Viertel der Dieldrin-Konzentrationen liegen im Bereich der Hintergrundkonzentration.

Die Umweltqualitätsnorm für HCB nach Richtlinie 2008/105/EG liegt innerhalb des mittleren Konzentrationsbereiches, entspricht also einer durchschnittlichen Konzentration. Da die Konzentrationen jedoch kontinuierlich sinken, ist absehbar, dass bald deutlich mehr Probenahmeflächen dieser Umweltqualitätsnorm entsprechen werden. Der Höchstgehalt von HCB in Fisch nach RHmVO liegt bis zum BZ 03/04 im erhöhten Konzentrationsbereich und ab dem BZ 05/06 im außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereich. Die Höchstgehalte von α -, β - und γ -HCH in Fisch nach RHmVO werden dem außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereich zugeordnet. Damit erfüllen die HCB- und HCH-Gehalte des Lebensmittels Fisch die Standards für das gewerbliche Inverkehrbringen. Proben, die diese Standards nicht

erfüllen, stellen auch im Referenzsystem Ausreißer mit außergewöhnlich hohen Konzentrationen dar.

Der Belauer See repräsentiert mit wenigen Ausnahmen in allen Bezugszeiträumen für alle Stoffe den Bereich der anthropogenen Hintergrundkonzentration. Entweder stellt er das Minimum als Positiv-Befund oder die Konzentrationen liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Ein Vergleich mit den Daten der Zusatzprobenahme (Kap. 4.1.2 und 4.1.3) bestätigt diese Hintergrundkonzentrationen größtenteils. Ausnahmen sind PCB(z) und HCB, für die der Müritz-Nationalpark deutlich niedrigere Konzentrationen aufweist. Dies zeigt, dass für diese beiden Stoffe der Bereich der Hintergrundkonzentration zu hoch geschätzt wird. Die Seen des Müritz-Nationalparks sind für PCB(z) und HCB besser zur Ermittlung der Hintergrundverteilung geeignet.

Bei allen noch quantifizierbaren Organochlorpestiziden ist eine klare Ost-West-Verteilung erkennbar. Dieldrin ist eher in den westlichen Probenahmegebieten zu finden. Alle anderen Stoffe mit erhöhten und außergewöhnlich hohen Konzentrationen liegen eher im Osten Deutschlands, wobei die Saale am wenigsten belastet ist.

4.3.5 CKW: Polychlorierte Biphenyle (PCB)

Die Ableitung der Referenzwerte für die Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08 erfolgt analog zur Ableitung der Referenzwerte für die Organochlorpestizide. Die Referenzwerte bezogen auf das Frischgewicht sind in Anhang II zu finden.

In Tab. 4-41 sind die maximalen halben Bestimmungsgrenzen für den Zeitraum 1997-2008, berechnet nach Formel 4.3 für das Frischgewicht und nach Formel 4.8 bezogen auf den Fettanteil, dargestellt.

Tab. 4-41: Halbe maximale Bestimmungsgrenzen der PCBs bezogen auf das Frisch- und Fettgewicht (1997 - 2008)

PCB	1/2*BGmax (FG)	1/2*BGmax (Fett)
PCB28 [ng/g]	2,15	56,7
PCB52 [ng/g]	0,275	7,26
PCB101 [ng/g]	k.A.	k.A.
PCB118 [ng/g]	k.A.	k.A.
PCB138 [ng/g]	k.A.	k.A.
PCB153 [ng/g]	k.A.	k.A.
PCB180 [ng/g]	k.A.	k.A.

k.A. = keine Angabe

Bei PCB 28 tritt zum Einen der Fall auf, dass mindestens 25 % aber weniger als 75 % der Werte durch die halbe Bestimmungsgrenze ersetzt werden. In diesen Fall kommt Formel 4.7 zum tragen. Zum Anderen tritt bei PCB 28 auch der Fall auf, dass mehr als 75 % der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen. In diesem Fall wird die Formel 4.12 angewendet.

4.3.5.1 PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

Alle PCBs wurden von 1997 bis 2008 von Eurofins Hamburg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Massenspektrometer (GC-MS) sowie ab 1999 von Eurofins Hamburg mittels GC-MS durchgeführt. Zusätzlich wurden alle PCBs, mit Ausnahme von PCB 118, in den Jahren 1997 und 1998 von der GSF Neuherberg mittels Gaschromatographie gekoppelt mit Electron Capture Detection (GC-EDC) analysiert.

Für die Zeitreihe 1997 bis 2008 wurden folgende Höchstgehalte ermittelt:

- PCB 28 = 1287 ng/g Fett
- PCB 52 = 2987 ng/g Fett
- PCB 101 = 2401 ng/g Fett
- PCB 118 = 1511 ng/g Fett
- PCB 138 = 4218 ng/g Fett
- PCB 153 = 4530 ng/g Fett
- PCB 180 = 2529 ng/g Fett

Die Tab. 4-42 bis Tab. 4-48 zeigen das untere und obere Quartil, den unteren und oberen Inner Fence und das Minimum sowie die daraus abgeleiteten Referenzwerte I bis IV der Bezugszeiträume 97/98 bis 07/08. Die jeweiligen Höchstgehalte der Zeitreihen werden von keinem Referenzwerte überschritten, so dass sämtliche Referenzwerte der PCBs abgesichert sind.

Tab. 4-42: PCB 28-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassermuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	56,7 ¹⁾	251	-234	542	28,8	56,7 ¹⁾	56,7 ¹⁾	251	542
99/00	56,7 ¹⁾	221	-189	467	44,5	56,7 ¹⁾	56,7 ¹⁾	221	467
01/02	56,7 ¹⁾	196	-152	404	29,9	56,7 ¹⁾	56,7 ¹⁾	196	404
03/04	56,7 ¹⁾	151	-84,9	293	29,4	56,7 ¹⁾	56,7 ¹⁾	151	293
05/06	56,7 ¹⁾	130	-53,2	240	24,6	56,7 ¹⁾	56,7 ¹⁾	130	240
07/08	56,7 ¹⁾	56,7 ¹⁾	56,7 ¹⁾	56,7 ¹⁾	28,1	56,7 ¹⁾	56,7 ¹⁾	56,7 ¹⁾	56,7 ¹⁾

¹⁾ 1/2*BG_{max}

Tab. 4-43: PCB 52-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassermuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	234	787	-595	1616	51,9	7,26 ¹⁾	234	787	1616
99/00	161	500	-347	1009	33,7	7,26 ¹⁾	161	500	1009
01/02	98,8	487	-484	1070	25,1	7,26 ¹⁾	98,8	487	1070
03/04	104	423	-373	901	18,8	7,26 ¹⁾	104	423	901
05/06	60,6	266	-247	573	19,1	7,26 ¹⁾	60,6	266	573
07/08	48,0	263	-275	587	27,1	7,26 ¹⁾	48,0	263	587

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

Tab. 4-44: PCB 101-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassermuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	425	901	-290	1615	106	106	425	901	1615
99/00	342	783	-319	1444	160	160	342	783	1444
01/02	277	845	-575	1697	63,7	63,7	277	845	1697
03/04	275	733	-411	1419	43,5	43,5	275	733	1419
05/06	191	636	-476	1304	70,7	70,7	191	636	1304
07/08	150	497	-370	1016	58,1	58,1	150	497	1016

Tab. 4-45: PCB 118-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassermuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	262	401	54	609	81,2	54,0	262	401	609
99/00	188	514	-302	1005	103	103	188	514	1005
01/02	142	496	-389	1027	46,2	46,2	142	496	1027
03/04	154	494	-358	1005	33,4	33,4	154	494	1005
05/06	129	388	-259	777	48,8	48,8	129	388	777
07/08	94,4	257	-150	502	23,3	23,3	94,4	257	502

Tab. 4-46: PCB 138-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	952	2138	-828	3918	234	234	952	2138	3918
99/00	703	1714	-814	3230	389	389	703	1714	3230
01/02	667	2110	-1498	4274	308	308	667	2110	4274
03/04	598	1754	-1136	3487	190	190	598	1754	3487
05/06	514	1658	-1202	3374	258	258	514	1658	3374
07/08	408	1126	-668	2202	216	216	408	1126	2202

Tab. 4-47: PCB 153-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	1090	2350	-801	4240	195	195	1090	2350	4240
99/00	718	1669	-709	3096	309	309	718	1669	3096
01/02	573	1837	-1323	3733	246	246	573	1837	3733
03/04	518	1631	-1152	3301	177	177	518	1631	3301
05/06	485	2074	-1898	4458	218	218	485	2074	4458
07/08	423	1256	-827	2507	217	217	423	1256	2507

Tab. 4-48: PCB 180-Gehalt [ng/g Fett]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	477	1259	-696	2432	72	72	477	1259	2432
99/00	353	871	-423	1646	108	108	353	871	1646
01/02	305	1053	-816	2174	110	110	305	1053	2174
03/04	265	882	-660	1808	111	111	265	882	1808
05/06	228	932	-827	1987	98	98	228	932	1987
07/08	165	553	-417	1135	104	104	165	553	1135

In den Abb. 4-24 bis Abb. 4-27 sind die Referenzwerte in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt.

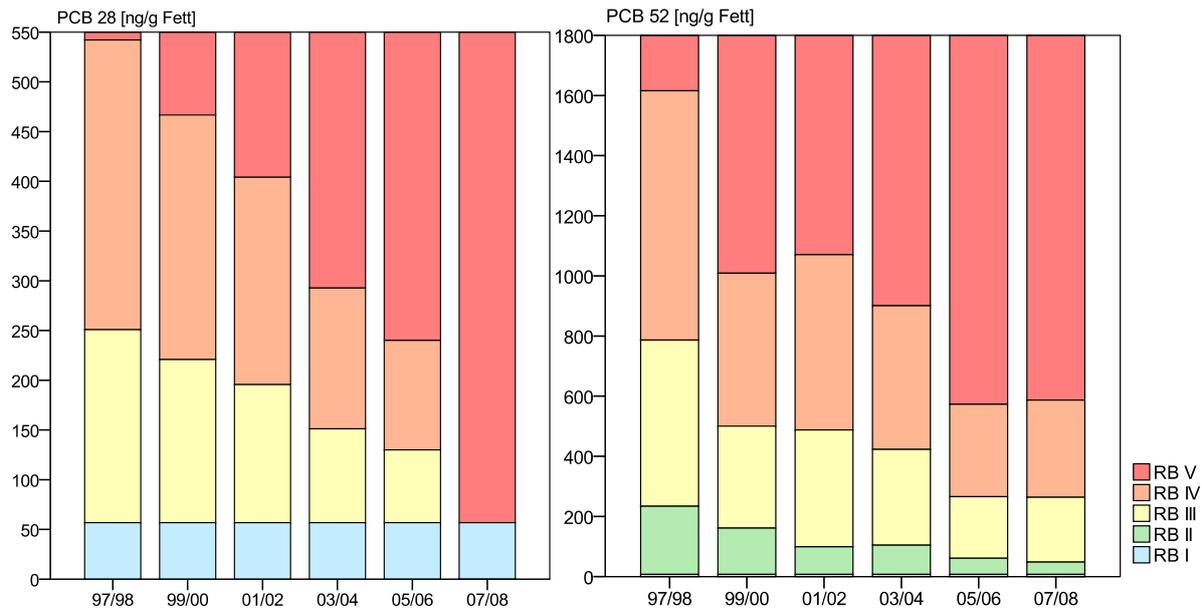


Abb. 4-24: PCB 28-Gehalt (links) und PCB 52-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

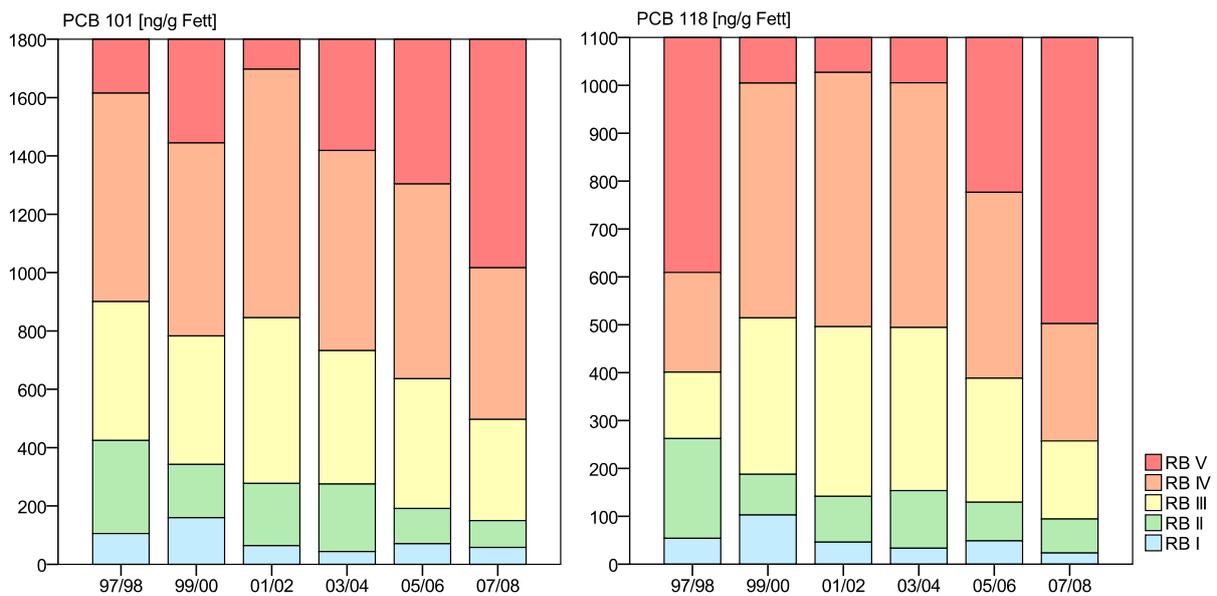


Abb. 4-25: PCB 101-Gehalt (links) und PCB 118-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

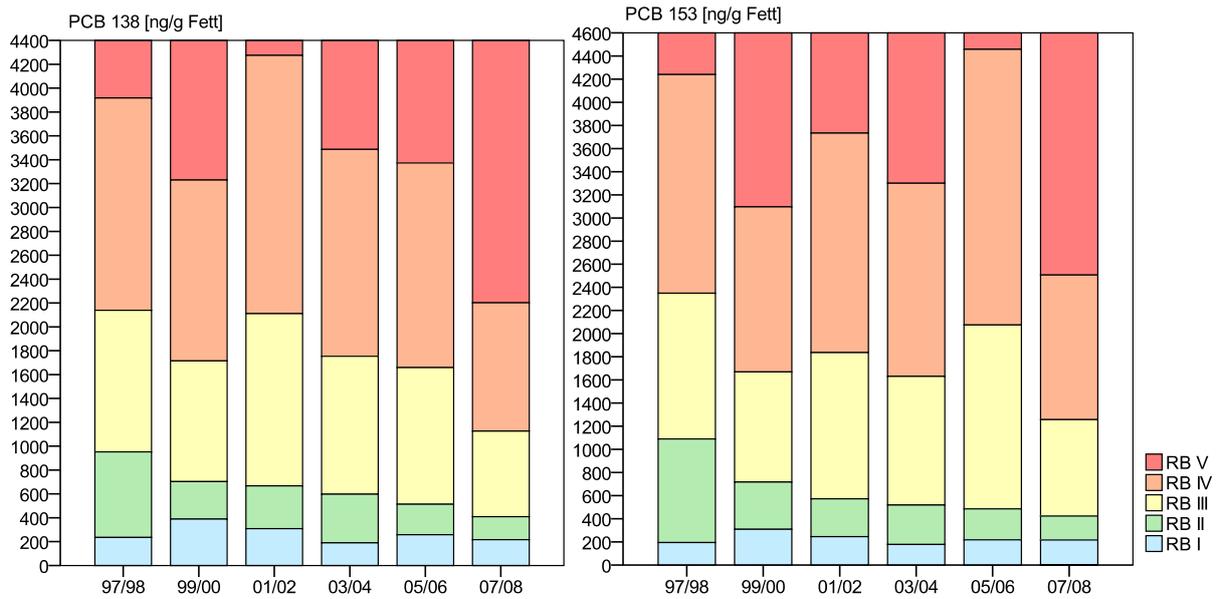


Abb. 4-26: PCB 138-Gehalt (links) und PCB 153-Gehalt (rechts) [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

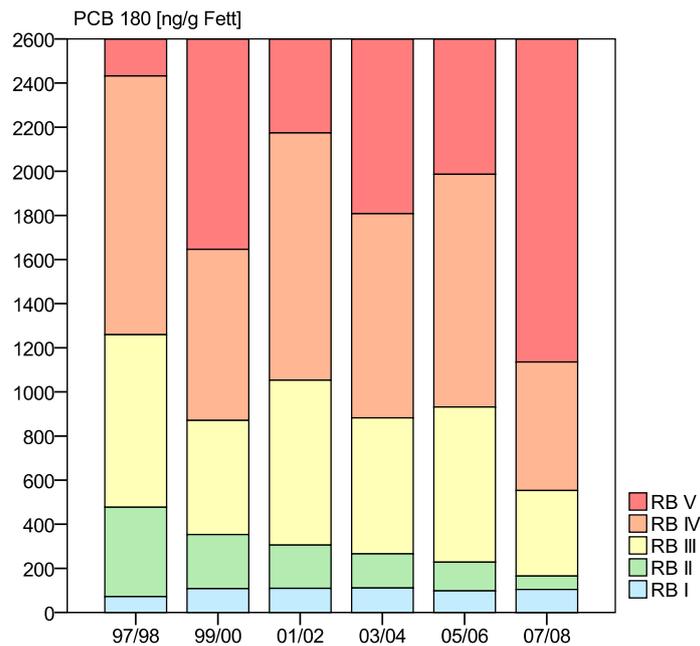


Abb. 4-27: PCB 180-Gehalt [ng/g Fett]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Die Referenzwerte I und II des PCB 28 entsprechen der halben maximalen Bestimmungsgrenze. Die Konzentrationen sinken bundesweit so stark, dass ab dem BZ 07/08 mehr als drei Viertel der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen und somit nur noch ein Referenzwert abgeleitet wird. Der Referenzwert I des PCB 52 entspricht ebenfalls der halben maximalen Bestimmungsgrenze. Die Referenzwerte II, III und IV zeigen eine abnehmende Tendenz und sinken auf ca. ein Drittel der Ausgangswerte. Der niedrige Konzentrations-

bereich der höher chlorierten PCBs sinkt über die Zeit. Die übrigen Referenzwerte zeigen keine Konstanz und keine gerichtete Entwicklung.

Die Referenzwerte für PCB-Gehalte in der Brassensmuskulatur bezogen auf das Frischgewicht und deren zeitliche Entwicklung sind in Anhang II (Tab. II-19 bis Tab. II-25 und Abb. II-19 bis Abb. II-25) dargestellt. Die Höchstmenge von PCB 28, 52, 101 und 180 nach der Schadstoff-Höchstmengenverordnung beträgt jeweils 0,2 mg/kg FG, die für PCB138 und 153 beträgt jeweils 0,3 mg/kg FG. Die Höchstmengen liegen bei allen PCBs im außergewöhnlich hohen Wertebereich.

4.3.5.2 Einfluss der Donau auf die Referenzwerte

Wie in Kap. 4.3.1.8 beschrieben soll der Einfluss der Donau auf die Referenzwerte geprüft werden. Daher werden für die Elementgehalte in der Brassensmuskulatur ab dem BZ 01/02 fortfolgend die Referenzwerte, ohne die Daten der Donau-Probenahmeflächen zu berücksichtigen, erneut abgeleitet.

Die Referenzwerte mit den Daten der Donau ab 01/02 werden mit den Referenzwerten ohne die Daten der Donau ab 01/02 mit Mann-Whitney-U-Test auf signifikante Unterschiede getestet. Die Nullhypothese, dass die Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten der gleichen Grundgesamtheit entsprechen, wird bei $p < 0,05$ abgelehnt.

Die Referenzwerte mit den Donau-Daten sind bei allen PCBs niedriger als die Referenzwerte ohne den Donau-Daten (Tab. IV-8 des Anhang IV). Die Unterschiede sind jedoch nicht signifikant (Tab. IV-9 des Anhang IV). Die Referenzwerte der BZ 97/98 und 99/01 können mit denen ab BZ 01/02 verglichen werden.

4.3.5.3 Bewertung der Probenahmeflächen

In Tab. 4-49 werden die PCB-Gehalte der einzelnen Probenahmeflächen anhand der Referenzwerte des aktuellsten Bezugszeitraumes bewertet. Die Bewertung der Probenahmeflächen von 1997 bis 2006 anhand der Referenzwerte der entsprechenden Bezugszeiträume ist in Anhang III (Tab. III-19 bis Tab. III-23) dargestellt.

Da für jede Probenahmefläche für jedes Jahr ein Analysewert zur Verfügung steht, wird aus diesen beiden Einzelwerten das arithmetische Mittel gebildet, um die Flächenbewertung durchführen zu können. Dieser Mittelwert wird dann in den entsprechenden Referenzbereich eingeordnet (Tab. 4-49). Liegt ein Wert unterhalb der Bestimmungsgrenze wird stattdessen, die halbe Bestimmungsgrenze verwendet. Liegen beide Werte unterhalb der

Bestimmungsgrenze, wird in der Tabelle die Konzentration als nicht bestimmbar (n.b.) angegeben.

Tab. 4-49: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 07/08

PNG	PNF	PCB 28 [ng/g Fett]	PCB 52 [ng/g Fett]	PCB101 [ng/g Fett]	PCB 118 [ng/g Fett]	PCB 138 [ng/g Fett]	PCB 153 [ng/g Fett]	PCB 180 [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	n.b.	n.b.	58,1	23,3	216	217	104
Saar	Güdingen	73,3	304	691	465	1581	1553	1058
	Rehlingen	146	708	1375	931	2260	2067	1242
Rhein	Weil	n.b.	51,9	142	102	310	282	114
	Iffezheim	n.b.	135	305	198	592	649	248
	Koblenz	n.b.	213	476	258	832	885	289
	Bimmen	74,4	372	1006	520	1769	2017	617
Elbe	Prossen	n.b.	274	339	149	945	1159	576
	Zehren	n.b.	195	327	181	1059	1293	675
	Barby	n.b.	178	358	187	940	905	465
	Cumlosen	n.b.	77,9	197	90,4	496	518	249
	Blankenese	n.b.	125	258	110	408	436	164
Dübener Heide	Mulde	n.b.	118	337	163	872	950	383
	Saale	n.b.	135	374	307	872	794	304
Donau	Ulm	n.b.	^{1), 2)}	164	85,8	508	500	240
	Kelheim	n.b.	^{1), 2)}	125	76,7	390	384	150
	Jochenstein	n.b.	^{1), 2)}	188	129	527	528	242

n.b. = nicht bestimmbar

1) nur 2008

2) Werte nicht zur Veröffentlichung freigegeben

In den Kap. 3.1 und 4.1 wurde davon ausgegangen, dass der Belauer See den Bereich der Hintergrundkonzentrationen darstellt. Aus Tab. III-19 bis Tab. III-23 des Anhang III, Tab. 4-49 sowie den Kap. 4.1.2 und 4.1.3 kann bezüglich dieser Hypothese folgendes entnommen werden:

- Der Belauer See repräsentiert für PCB 28 und 52 in allen Bezugszeiträumen, für PCB 101 ab dem BZ 99/00 und für PCB 118 ab BZ 01/02 die Hintergrundkonzentration.
- In den BZ 03/04 und 07/08 repräsentieren alle PCB-Konzentrationen des Belauer Sees den Bereich der Hintergrundkonzentration.
- Im BZ 01/02 liegen die Konzentrationen von PCB 153 und 180 und im 05/06 die der PCBs 138, 153 und 180 des Belauer Sees im niedrigen Konzentrationsbereich. Im BZ 01/02 sind die entsprechenden PCB-Konzentrationen der Saale und im BZ 05/06 der Rhein-PNF Weil niedriger.
- Die Brassens des Müritz NP haben im Vergleich durchweg die niedrigsten PCB-Konzentrationen: Die PCBs 28, 52, 101 und 118 liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die mediale Konzentration von PCB 138 ist um den Faktor 23, die von

PCB 153 um den Faktor 22 und die von PCB 180 um den Faktor 17 niedriger als die Gehalte in den Brassens des Belauer Sees.

Der Belauer See kann damit als Referenzgewässer für den möglichst unbelasteten Zustand lediglich für die PCBs 28 und 52 angesehen werden. Die Seen des Müritz-Nationalparks sind für die höher chlorierten PCBs deutlich besser zur Bestimmung der anthropogenen Hintergrundkonzentration geeignet als der Belauer See.

Den Tab. III-19 bis Tab. III-23 in Anhang III sowie Tab. 4-49 kann entnommen werden, dass die Saar hoch mit PCBs belastet ist. Teilweise hoch mit PCBs belastet sind die beiden Elbe-PNF Prossen und Zehren sowie die Rhein-PNF Bimmen. Die hohen PCB-Belastungen im Saarländischen Verdichtungsraum und in Bimmen können ihre Ursache im Bergbau haben, wo PCBs als Hydrauliköle eingesetzt wurden. Gering belastet ist neben dem Belauer See die Donau bei Kelheim.

4.3.5.4 Zusammenfassung

Die Referenzwerte sind als toxikologisch plausibel anzusehen.

Ein Viertel der PCB 28-Konzentrationen liegt konstant im Bereich der Hintergrundkonzentration. Bundesweit sinken die hohen und außergewöhnlich hohen Konzentrationen soweit, dass ab dem BZ 07/08 mehr als drei Viertel der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen. Eine ebenso klare abnehmende Tendenz zeigt sich bei PCB 52 in den mittleren, hohen und außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereichen. Die Grenze vom niedrigen zum mittleren Konzentrationsbereich sinkt bei den höher chlorierten PCBs über die Zeit. Die übrigen Referenzwerte zeigen keine Konstanz und keine gerichtete Entwicklung.

Die Höchstmenge von PCB 28, 52, 101 und 180 nach der Schadstoff-Höchstmengenverordnung liegen im außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereich. Damit erfüllen die PCB-Gehalte des Lebensmittels Fisch die Standards für das gewerbliche Inverkehrbringen. Proben, die diese Standards nicht erfüllen, stellen auch im Referenzsystem Ausreißer mit außergewöhnlich hohen Konzentrationen dar

Der Belauer See repräsentiert für die PCBs 28 und 52 in allen Bezugszeiträumen die anthropogene Hintergrundkonzentration, für die höher chlorierten PCBs tut er das jedoch nicht. Der Bereich der Hintergrundkonzentration wird aufgrund der Werteverteilung für diese PCBs zu hoch geschätzt. Auch die ARGE Elbe hat die Konzentrationen der PCBs 101, 138, 153 und 180 in den Brassens des Belauer Sees zur Ermittlung des anthropogen unbelasteten Referenzzustandes als nicht geeignet angesehen (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) 2000). Ein Vergleich mit den Daten der Zusatzprobenahme zeigt

(Kap. 4.1.2 und 4.1.3), dass der Müritz-Nationalpark für die höher chlorierten PCBs besser zur Bestimmung der Hintergrundkonzentration geeignet ist.

Die höchsten Belastungen an allen PCBs zeigen die Saar-Probenahmeflächen und die Rhein-PNF Bimmen, deren Ursache wohl im Bergbau zu finden ist, da hier PCBs als Hydrauliköle im großen Umfang eingesetzt wurden.

4.4 Integration der Brassensleber in das Referenzsystem

Die Brassensleber wird bei den Probenahmen entnommen, gewogen und in Flüssigstickstoff schockgefrostet (vgl. Kap. 4.1.1). Die Leberproben einer Probenahmefläche werden wie die Muskulaturen zu einem Jahreshomogenat verarbeitet. Demnach ist die Anzahl der Jahreshomogenate und damit der Stichprobenumfang pro Bezugszeitraum identisch mit dem der Brassensmuskulatur. Folglich kann das Konzept zur Ableitung der Referenzwerte für Messgrößen und rückstandsanalytischer Parameter, das für die Brassensmuskulatur erfolgreich implementiert wurde, auf die Brassensleber übertragen werden.

Die Jahreshomogenate der Brassensleber werden aktuell rückstandsanalytisch auf sechs Elemente untersucht. Zudem wird der Wassergehalt bestimmt. Für die sechs Elemente und den Wassergehalt liegen unterschiedlich lange Zeitreihen vor:

- Kobalt: 1997, 1998, 2004-2008
- Kupfer: 2002-2008
- Zink: 2002-2008
- Kadmium: 1997, 1998, 2002-2008
- Thallium: 2004-2008
- Blei: 2002-2008
- Wassergehalt: 1997, 1998, 2002-2008.

Referenzwerte für die Elementkonzentrationen bezogen auf das Trocken- und Frischgewicht sowie für den Wassergehalt können für folgende Bezugszeiträume abgeleitet werden:

- BZ 97/98: Kobalt, Kadmium, Wasser
- BZ 03/04: Kupfer, Zink, Kadmium, Blei, Wasser
- BZ 05/06 und 07/08: Kobalt, Kupfer, Zink, Kadmium, Thallium, Blei, Wasser

4.5 Fazit

Aufbauend auf dem Konzept in Kap. 3.4.4 wurden die Referenzwerte für die biometrischen Parameter acht- bis zwölfjähriger Brassens und für die rückstandsanalytischen Parameter sowie für die Messgrößen der Brassensmuskulatur in diesem Kapitel abgeleitet. Bei den Messgrößen wird der Referenzwert I fast immer durch das Minimum des Bezugszeitraums und der Referenzwert IV ausschließlich durch das Maximum des Bezugszeitraums gebildet. Die untere und obere Ausreißergrenze spielen bei den Messgrößen somit keine Rolle. Es kommt aufgrund der Werteverteilung das Box-und-Whisker-Verfahren zur Anwendung.

Bei fast allen biometrischen Parametern entspricht der Referenzwert I dem Minimum des Bezugszeitraums, da der untere Inner Fence negativ oder kleiner als das Zeitreihenminimum ist. Ausnahmen sind die Gesamt- und Totallänge sowie der Korpulenzfaktor. Der Referenzwert IV hingegen entspricht in allen Fällen der oberen Ausreißergrenze, die immer niedriger ist als das Maximum des Bezugszeitraums.

Bei fast allen rückstandsanalytischen Parametern ist die untere Ausreißergrenze negativ, so dass der Referenzwert I dem Minimum des Bezugszeitraums bzw. der maximalen halben Bestimmungsgrenze entspricht. Ausnahmen sind Kupfer und Selen sowie teilweise Arsen. Der Referenzwert I kann somit für die Spurenelemente Kupfer und Selen aufgrund fehlender Vergleichswerte nicht vollständig hinsichtlich einer letalen Mangelversorgung abgesichert werden. Es erscheint daher sinnvoll, für diese beiden Spurenelemente den Referenzwert I wie bei den biometrischen Parametern abzuleiten, d. h. für untere Ausreißergrenzen, die kleiner als das Zeitreihenminimum sind, wird das Minimum des Bezugszeitraums als Referenzwert I eingesetzt. Der Referenzwert IV als obere Ausreißergrenze ist für alle rückstandsanalytischen Parameter toxikologisch plausibel. Aufgrund der Werteverteilung hat sich sowohl bei den biometrischen als auch den rückstandsanalytischen Parametern gezeigt, dass eine Kombination aus dem Box-und-Whisker-Verfahren (Referenzwert I) und dem Box-und-Inner-Fence-Verfahren (Referenzwert IV) zur Anwendung kommt.

Das in Kap. 3.4.4 entwickelte Verfahren zur Ableitung von Referenzwerten konnte somit in dieser Hinsicht ohne Einschränkung umgesetzt werden. Es mussten dennoch einige Festlegungen für Besonderheiten in der Werteverteilung getroffen werden. Die routinemäßig in der Brassensmuskulatur untersuchten Chlorierten Kohlenwasserstoffe sind alle in ihrer Anwendung in der Bundesrepublik reglementiert (z.B. in der Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung). Dementsprechend können die Konzentrationen teilweise oder vollständig unterhalb Bestimmungsgrenze liegen. Liegt mindestens ein Viertel der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze, wird als Referenzwert II die halbe maximale Bestimmungsgrenze eingesetzt und der Referenzbereich II löst sich im Bereich der anthropogenen Hintergrundkonzentrationen auf. Liegen mindestens drei Viertel der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze,

bildet die halbe maximale Bestimmungsgrenze den einzigen Referenzwert, der den Hintergrundbereich vom außergewöhnlich hohen Konzentrationsbereich abgrenzt.

Durch die Daten der Umweltprobenbank kann für den größten Teil der hier untersuchten Xenobiotika auch der Bereich der anthropogenen Hintergrundkonzentration abgedeckt werden. Der Belauer See repräsentiert diesen Bereich für alle Organochlorpestizide mit Ausnahme von PCB(z) und HCB sowie für die PCBs 28 und 52. Er kann somit für diese Stoffe als Referenzgewässer für den möglichst unbelasteten Zustand angesehen werden. Für die höher chlorierten PCBs sowie PCB(z) und HCB wird jedoch der Bereich der anthropogenen Hintergrundbelastung aus den Daten der Umweltprobenbank zu hoch geschätzt. Die Zusatzprobenahmen haben gezeigt, dass zur Ermittlung der anthropogene Hintergrundkonzentration für PCB(z), HCB, sowie die PCBs 101, 138, 153 und 180 die Seen des Müritz-Nationalparks besser geeignet sind. Es wird daher empfohlen, für diese Stoffe regelmäßig Vergleichsuntersuchungen zur Ermittlung der anthropogenen Hintergrundkonzentration durchzuführen und den Referenzwert I dieser Stoffe entsprechend zu korrigieren.

Das Referenzsystem wurde für die Probenart Brassens erfolgreich implementiert. Es wurden Referenzwerte für neun biometrische Parameter, für den Wasser- und Fettgehalt, für die Konzentrationen von sechs Elementen bezogen auf das Trocken- und das Frischgewicht sowie für die Konzentrationen von 21 Chlorierten Kohlenwasserstoffen bezogen auf das Fett- und Frischgewicht abgeleitet. Diese Referenzwerte stehen für die Bezugszeiträume 97/98, 99/00, 01/02, 03/04, 05/06 und 07/08 zur Verfügung. Durch die Hinzunahme der Donau-Probenahmeflächen im BZ 01/02 entsteht für keinen Parameter ein Bruch in der Zeitreihe. Darauf aufbauend können alle zwei Jahre aktuelle Referenzwerte abgeleitet und das Referenzsystem damit fortgeschrieben werden. Die Integration der Matrix Brassensleber in das Referenzsystem ist ohne weitere Anpassungen möglich: Es können Referenzwerte für sechs Elemente bezogen auf das Trocken- und Frischgewicht sowie für den Wassergehalt abgeleitet werden.

Die Referenzwerte für die Chlorierten Kohlenwasserstoffe bezogen auf das Fettgewicht sowie der Elemente bezogen auf das Trockengewicht können als relative Vergleichstandards auch für andere Fischarten, die einen ähnlichen Metabolismus wie die Brassens haben, herangezogen werden, da die zwischen den Fischarten stark schwankenden Wasser- und Fettgehalte durch die Wahl dieser Bezugsgrößen kompensiert werden.

5 Bedeutung der Referenzwerte für die Rechtsentwicklung im stoffbezogenen Gewässerschutz

Die in Kap. 3 konzeptionierten und in Kap. 4 abgeleiteten Referenzwerte sind in ihrem räumlichen und zeitlichen Bezug repräsentativ für limnische Systeme in der Bundesrepublik. Ihre grundlegende Bedeutung erlangen sie als relative Vergleichsstandards, die es ermöglichen, biometrische Werte sowie Wasser- und Fettgehalt des Bransens zu bewerten. Gleiches gilt für rückstandsanalytische Werte bezogen auf das Frischgewicht. Die rückstandsanalytischen Referenzwerte bezogen auf das Trocken- oder Fettgewicht können als relative Vergleichsstandards auch für andere Fischarten limnischer Systeme herangezogen werden (vgl. Kap. 4.3.6). Die Frage ist nun, welche Bedeutung die Referenzwerte darüber hinaus haben. Welche Rolle können sie für die Rechtsentwicklung im Gewässerschutz spielen?

Die Referenzwerte biometrischer Parameter sowie des Wasser- und Fettgehaltes zeigen an, wie gut bestimmte Gewässerabschnitte als Lebensraum für den Bransen geeignet sind. Sie erlauben jedoch keine Aussagen zur "Natürlichkeit" der Gewässerabschnitte und auch nicht zu deren stofflichen Belastungen. Einzig der Hepatosomatische Index könnte als Indikator für die Lebensraumqualität im Hinblick auf Parasiten oder stoffliche Belastungen herangezogen werden.

Die rückstandsanalytischen Referenzwerte sind genereller Natur, da sie auf verschiedene Fischarten angewendet werden können. Die Referenzwerte, ausgedrückt als Stoffkonzentrationen in der Muskulatur eines Fisches, erscheinen daher besser geeignet, um die Bedeutung der Referenzwerte für die Rechtsentwicklung im Gewässerschutz zu prüfen.

Zielsetzung ist hierbei die Optimierung des stoffbezogenen Gewässerschutzes im Hinblick auf die limnischen Oberflächengewässer, wobei die Umweltqualität in den Mittelpunkt der Betrachtungen gestellt wird. Zunächst wird der Begriff Umweltqualität dargestellt und diskutiert. Anschließend werden Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien, Umweltqualitätsstandards und Umweltindikatoren im stoffbezogenen Gewässerschutz genauer betrachtet. Darauf aufbauend wird geprüft, welche Möglichkeiten zur Integration der Referenzwerte in die Hierarchie dieser Instrumente des Gewässerschutzes bestehen.

5.1 Umweltqualität im stoffbezogenen Gewässerschutz

Im Zusammenhang mit dem Begriff der Umweltqualität gibt es einerseits eine Vielzahl von Termini mit äquivalenter bzw. ähnlicher Bedeutung. Andererseits gibt es einzelne Termini,

die völlig unterschiedlich verwendet und interpretiert werden. Beispielhaft seien hier Umweltziele, Umweltqualitätsziele, Umwelthandlungsziele, Umweltqualitätskriterien, Umweltqualitätsnormen, Umweltstandards und Umweltqualitätsstandards genannt. Es ist daher zwingend erforderlich, zunächst den Begriff der Umweltqualität zu präzisieren. Darauf aufbauend sollen die Begriffe Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien, Umweltqualitätsstandards und Umweltindikatoren definiert und voneinander abgegrenzt, deren Anwendung im stoffbezogenen Gewässerschutz aufgezeigt und Zusammenhänge (Abb. 5-1) dargestellt werden.

5.1.1 Definition des Begriffes und seine Interpretation

Der Duden definiert die Umweltqualität als die "(vom Grad der Schädigung bestimmte) Beschaffenheit der natürlichen Umwelt" (OSTERWINTER & AUBERLE 2007, S. 1752). Der Bezug zur natürlichen Umwelt impliziert die auf ein Lebewesen einwirkende, seine Lebensbedingungen beeinflussende Umgebung (OSTERWINTER & AUBERLE 2007, S. 1751), wobei lediglich die natürlich Dimension der Umwelt Berücksichtigung findet und die anderen Dimensionen, wie soziale, kulturelle oder geistige Dimension der Umwelt, ausgeschlossen werden. "Natürlich" wiederum wird als "zur Natur gehörend; in der Natur vorkommend, nicht künstlich vom Menschen nachgebildet, hergestellt" definiert (OSTERWINTER & AUBERLE 2007, S. 1197). Damit impliziert die "(vom Grad der Schädigung bestimmte) Beschaffenheit der natürlichen Umwelt" auch die anthropogenen Einflüsse auf die natürliche Umwelt.

Die anthropogenen Einflüsse werden auch vom Umweltbundesamt in die Betrachtung mit eingeschlossen. Hier wird die Umweltqualität mit dem ökologischen Ist-Zustand gleich gesetzt, welcher sämtliche Strukturen und Funktionen eines Ökosystems umfasst und neben den natürlichen Bedingungen auch die anthropogenen Einwirkungen berücksichtigt (UMWELTBUNDESAMT 2000, S.7). Dem Ist-Zustand ist ein Zeitbezug immanent, da nur durch einen solchen das "Ist" näher bestimmt werden kann.

Die Beschreibung des Ist-Zustandes ist zunächst neutral, da durch die Beschreibung allein keine Bewertung erfolgt. Das Interesse der Umweltpolitik geht aber über diese reine Zustandsbeschreibung der Umwelt hinaus: Hier ist vielmehr die Festlegung eines bestimmten Grades an Schutzwürdigkeit von Interesse, der durch (Umwelt)Qualitätsniveaus ausgedrückt werden kann (ALBRECHT 2007, S. 40 und 41). Das Umweltqualitätsniveau, also der Maßstab, der zur Bewertung der verschiedenen Zustände der Umwelt angesetzt wird, bedarf eines gesellschaftlichen Konsens (HAIN 1997, S. 50), d.h. er kann nicht naturwissenschaftlich abgeleitet werden (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1994, Tz. 91, LEHNES & HÄRTLING 1997, S. 15, ALBRECHT 2007, S. 41).

5.1.2 Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele

5.1.2.1 Definition der Begriffe und ihre Interpretation

Der im Kontext mit den Begriffen "Umweltqualitätsziele" und "Umwelthandlungsziele" auftretende Begriff "Umweltziel" wird häufig als Oberbegriff zu den beiden erstgenannten Begriffen verwendet (REHBINDER 1997, S. 314; SANDHÖVEL 1997, S. 37; VON HAAREN 2004, 38; MÜLLER & WIGGERING 2004, S. 9). Er kann aber auch als hierarchisch übergeordneter Begriff im Sinne von Leitlinien der Umweltpolitik gesehen werden, was REHBINDER (1997, S. 314) aber als nicht sinnvoll erachtet.

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen hält eine Unterscheidung von Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen umweltpolitisch für sinnvoll, da beide Begriffe unterschiedliche Ebenen umweltpolitischen Handelns beschreiben (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1998, Tz. 65).

Umweltqualitätsziel

Umweltqualitätsziele charakterisieren einen angestrebten Zustand der Umweltqualität, d.h. sie konkretisieren dessen Schutzniveau (GREGOR 1994, S. 9, KÖCK 1997b, s. 79). Sie können zeitlich (GREGOR 1994, S. 9, KÖCK 1997b, s. 79), sachlich und räumlich definiert sein (KÖCK 1997b, s. 79). Der angestrebte Zustand "wird entweder für das Schutzobjekt (z.B. Schutz empfindlicher Biotope) oder medienbezogen für Mensch und Umwelt festgelegt" (GREGOR 1994, S. 9). Dabei bezieht er sich immer nur auf Ausschnitte der Umwelt, da die Gesamtqualität in einem Ziel nicht abgebildet werden kann (KÖCK 1997b, S. 801).

Umweltqualitätsziele können auf schädliche Stoffeinträge, strukturelle (z.B. Flächeninanspruchnahme) und stoffliche Inanspruchnahmen (z.B. Ressourcenentnahme) bezogen sein (KÖCK 1997b, S. 80, SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1998, Tz. 66). Sie basieren sowohl auf naturwissenschaftlichen als auch auf gesellschaftlich-ethischen Elementen (GREGOR 1994, S. 9, SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1998, Tz. 66).

Nach REHBINDER (1997, S. 315) werden Umweltqualitätsziele zunächst qualitativ formuliert und sollten durch Umweltqualitätskriterien konkretisiert werden, welche die zulässige Höhe oder Intensität von Einwirkungen angeben.

Den Umweltqualitätszielen fallen nach dem SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1998, Tz. 68) verschiedene Aufgaben und Funktionen zu. Sie sollen u.a. der Bewertung der Umweltqualität dienen und eine Erfolgskontrolle von durchgeführten Maßnahmen ermöglichen.

Umwelthandlungsziel

"Umwelthandlungsziele geben die Schritte an, die notwendig sind, um die in den Umweltqualitätszielen beschriebenen Zustände der Umwelt zu erreichen. Bei Umwelthandlungszielen handelt es sich um die Formulierung möglichst quantifizierter oder anderweitig überprüfbarer Ziele, die sich an verschiedenen Belastungsfaktoren orientieren und Gesamtvorgaben oder Teilschritte für notwendige Entlastungen (Belastungsminderungen) enthalten" (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1998, 65). Oftmals werden Umwelthandlungsziele durch ein Zeitmaß näher bestimmt (REHBINDER 1997, S. 315).

Umwelthandlungsziele können als Emissionsreduktionsziele, als ressourcenbezogene Ziele und als konsumbezogene Ziele formuliert werden (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1998, Tz. 67). Sie sind demnach eher quantitativ ausgerichtet (REHBINDER 1997, S. 315). Umwelthandlungsziele formuliert als Emissionsreduktionsziele geben an, welche Verringerung der Emission erforderlich ist, um vom Ist-Zustand den Soll-Zustand (Umweltqualitätsziel) zu erreichen (UMWELTBUNDESAMT 2000, S. 8). Sie können durch Emissionsstandards konkretisiert werden (REHBINDER 1997, S. 315; ALBRECHT 2007, S. 54).

Umwelthandlungsziele können auch unabhängig davon aufgestellt werden, ob Umweltqualitätsziele festgesetzt wurden (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1998, Tz. 67). In diesem Falle geben die Umwelthandlungsziele die Richtung der Entwicklung vor, ohne dass der angestrebte Soll-Zustand (Umweltqualitätsziel) festgelegt ist (UMWELTBUNDESAMT 2000, S. 8).

5.1.2.2 Emissions- und Immissionsprinzip

Grundsätzlich können zur Erreichung von Umweltqualitätszielen zwei Regelungsstrategien unterschieden werden: Das Emissions- und Immissionsprinzip.

Umweltqualität gesteuert durch den Eintrag in die Gewässer (Emissionsprinzip)

Emissionen sind „das Ausströmen verunreinigender Stoffe, schädlicher Energien in die Umwelt“ (OSTERWINTER & AUBERLE 2007, S. 487). Beim Emissionsprinzip wird der Ausstoß der schädlichen Stoffe an der Quelle reduziert, wobei das Maß für die Reduktion nicht vom Zustand des aufnehmenden Umweltmediums abhängig ist (KAPPET 2006, S. 45). Der Verweis auf die Emissionsquelle verdeutlicht, dass dieses Prinzip grundsätzlich anlagenbezogen ist (VOLKMANN 1999, S. 580). Als Maßstab für die Reduktion der Emissionen dienen abstrakte Technikniveaus, wie „Stand der Technik“ (MEINKEN 2001, S. 24). Die Schadstoffemissionen sind insoweit zu vermeiden, „wie es die jeweilige technische Entwicklung zulässt“

(KAPPET 2006, S. 45). So heißt es in § 57 Abs. 1 Nr. 1 WHG: „Eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Direkteinleitung) darf nur erteilt werden, wenn die Menge und Schädlichkeit des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist“. Der Stand der Technik kann durch Standards und Anforderungen konkretisiert werden. Eine Konkretisierung für den Stand der Technik gemäß § 7a Abs. 1 WHG a. F. enthält die Abwasserverordnung.

Auf abstrakte Technikniveaus kann aber auch zugunsten einer unmittelbaren Festlegung der allgemein einzuhaltenden Emissionsstandards verzichtet werden (MEINKEN 2001, S. 24). So sind z.B. im Anhang I RICHTLINIE 84/491/EWG Konzentrationsgrenzwerte für Hexachlorcyclohexan im Abwasser bestimmter Industriezweige normiert.

Das Emissionsprinzip ist dadurch gekennzeichnet, dass es unabhängig davon gilt, ob die Reduktion der Emissionen im Einzelfall bzw. die Einhaltung der Emissionsstandards bewirkt, dass eine immissionsseitig definierte Umweltqualität eingehalten oder erreicht wird (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1994, Tz. 133, MEINKEN 2001, S. 23, KAPPET 2006, S. 46). Dies ist der größte Nachteil des Emissionsprinzips: Es besteht kein innerer Bezug zum Umweltmedium.

Der Vorteil des Emissionsprinzips besteht darin, dass es generell gilt und sich somit nicht bestimmte Gebiete auf Kosten anderer Gebiete ihrer Umweltbelastungen entledigen können (ALBRECHT 2007, S.92). Die Emissionsreduktion nach dem Stand der Technik zum Beispiel gilt unabhängig davon, ob die Emittenten am Oberlauf liegen und sie die ersten Einleiter sind oder ob sie am Unterlauf liegen und bereits die Schadstofffracht zahlreicher flussaufwärts gelegener Emittenten bei ihnen ankommt.

Umweltqualität gesteuert durch den Zustand der Gewässer (Immissionsprinzip)

Immissionen sind die "Einwirkungen von Verunreinigungen, Lärm, Strahlen o. Ä. auf Menschen, Tiere, Pflanzen, Gebäude o. Ä." (OSTERWINTER & AUBERLE 2007, S. 870). Beim Immissionsprinzip ist das Maß der erlaubten oder verbotenen Stoffeinträge in das Umweltmedium abhängig vom Zustand des aufnehmenden Umweltmediums (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1994, Tz. 133, KAPPET 2006, S.44).

Diese Regulierungsstrategie bedarf daher der vorherigen Festlegung des angestrebten Reinheits- bzw. Verschmutzungsgrades des aufnehmenden Umweltmediums, welche durch qualitative Beschreibungen oder durch quantitative Größen erfolgen kann (MEINKEN 2001, S. 24). Qualitative Beschreibungen sind z.B. der "gute Zustand" wie in Art. 4 Abs. 1 Buchstabe a WRRL. Quantitative Größen sind z.B. zulässige Höchstkonzentrationen eines (Schad)stoffes im Wasser (siehe dazu Kap. 5.1.4).

Durch Anwendung des Immissionsprinzips wird es nicht den Emittenten selbst überlassen, die angestrebte Umweltqualität zu erreichen bzw. zu erhalten, sondern im Genehmigungsbescheid werden Emissionsanforderungen getroffen, die das Ergebnis einzelfallbezogener Berechnungen sind und die Einhaltung des Umweltqualitätsziels gewährleisten sollen (MEINKEN 2001, S. 26, KAPPET 2006, S. 45).

Die Schwäche des Immissionsprinzips besteht darin, dass bisher unbelastete Umweltmedien bis an die Grenze des Erlaubten mit Schadstoffen aufgefüllt werden könnten, da Emissionen erst dann unzulässig würden, wenn sie eine Überschreitung dieser Obergrenze zur Folge hätten (KAPPET 2006, S. 47, ALBRECHT 2007, S. 96). Die ausschließliche Orientierung an den Belastungsobergrenzen kann dazu führen, dass Emissionen vorrangig in Gebiete verlagert werden, die noch gering belastet sind (KAPPET 2006, S. 47).

Das Immissionsprinzip ist im Wasserhaushaltsgesetz verankert. Gemäß § 12 Abs. 1 Nr. 1 WHG sind "die Erlaubnis und Bewilligung zu versagen, wenn schädliche, auch durch Nebenbestimmungen nicht vermeidbare oder nicht ausgleichbare Gewässerveränderungen zu erwarten sind" und gemäß § 57 Abs. 1 Nr. 2 WHG darf "eine Erlaubnis für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Direkteinleitung) nur erteilt werden, wenn die Einleitung mit den Anforderungen an die Gewässereigenschaften und sonstigen rechtlichen Anforderungen vereinbar ist". Die Gewässereigenschaften beziehen sich unter anderem auch auf die Wasserbeschaffenheit (§ 3 Nr. 7 WHG), welche wiederum die physikalische, chemische oder biologische Beschaffenheit des Wassers umfasst (§ 3 Nr. 9 WHG).

Aus den Beispielen zum Emissions- und Immissionsprinzip wird deutlich, dass im neuen Wasserhaushaltsgesetz Emissions- und Immissionsprinzip miteinander kombiniert sind.

5.1.2.3 Umweltqualitätsziele internationaler und nationaler Gremien

Für Oberflächen-Binnengewässer in der Bundesrepublik gibt es eine Anzahl von Gremien sowohl auf internationaler als auch auf nationaler Ebene. Auf internationaler Ebene sind im Hinblick auf die Probenahmegebiete der Umweltprobenbank die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), die Internationale Kommission zum Schutz der Mosel und der Saar (IKSMS) und die Internationale Kommission zum Schutz der Donau (IKSD) zu nennen. Auf nationaler Ebene ist es die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

Kommissionsbeschlüsse sind für die Mitgliedstaaten rechtlich nicht bindend: Sie stellen lediglich Empfehlungen an die Regierungen dar und werden von diesen eigenverantwortlich umgesetzt. Damit haben auch die durch die Kommission formulierten Zielvorgaben nur einen orientierenden Charakter (APPEL 2001, S. 133)

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)

Die IKSR besteht seit den 1950er Jahren. Mitglieder sind die Rheinanliegerstaaten Schweiz, Frankreich, Luxemburg, Deutschland und Niederlande sowie die Europäische Union. Diese Parteien haben 1999 das Übereinkommen zum Schutz des Rheins (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 1999) unterzeichnet. In Art. 3 Nr. 1 Buchstabe a des aktuellen Übereinkommens heißt es unter anderem, dass die Wasserqualität des Rheins erhalten und verbessert werden soll, indem Verunreinigungen durch Schad- und Nährstoffe soweit wie möglich vermieden, vermindert oder beseitigt werden. Die eher allgemeinen Zielvorgaben des Übereinkommens wurden 2001 im Programm "Rhein 2020" konkretisiert und deren Umsetzungsmaßnahmen für die nächsten 20 Jahre festgelegt. Ziele zur Verbesserung der Wasserqualität sind u.a (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 2001, S. 16):

- Dauerhafte Einhaltung der Zielvorgaben für alle für den Rhein relevanten Stoffe im Wasser, in Schwebstoffen, im Sediment und in Lebewesen
- Beendigung oder schrittweises Einstellen bzw. schrittweise Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verluste von prioritär gefährlichen Stoffen der WRRL
- Weitere Reduzierung von Einleitungen, Emissionen und Verluste von prioritären OSPAR-Stoffen bis zum Erreichen von Konzentrationen nahe den Hintergrundwerten bei natürlich vorkommenden Stoffen und nahe Null bei industriell hergestellten synthetischen Stoffen.

Die unter dem ersten Anstrich genannten Zielvorgaben werden in Kap. 5.1.4.2 ausführlicher behandelt.

Internationale Kommission zum Schutze der Mosel und Saar (IKSMS)

Die Gründung der IKSMS geht auf die 1950er Jahre zurück; Vertragsparteien sind Frankreich, Luxemburg und Deutschland. 1990 wurde in Anlehnung an das Aktionsprogramm Rhein (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 1987) das Aktionsprogramm Mosel-Saar mit einer Laufzeit von 10 Jahren verabschiedet (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER MOSEL UND DER SAAR (IKSMS) 1990). Die Zielformulierungen der IKSMS werden in zwei Kategorien unterteilt: 1. muss die Wasserqualität von Mosel und Saar die Einhaltung bestimmter Zielvorgaben der IKSR gewährleisten und 2. werden spezifische Ziele für Mosel und Saar formuliert (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER MOSEL UND DER SAAR (IKSMS) 1990, S. 2). Damit wurde bereits 10 Jahre vor in Kraft treten der WRRL für die Zielformulierung berücksichtigt, dass Mosel und Saar lediglich Bestandteile der Flussgebietseinheit Rhein sind.

Internationale Kommission zum Schutz des Elbe (IKSE)

Die IKSE wurde 1990 von den Elbeanrainerstaaten Deutschland und Tschechien gegründet. Hauptziele der IKSE (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) 1995, S. 4) sind es, Nutzungen, wie die Trinkwassergewinnung aus Uferfiltrat, zu ermöglichen und Belastungen der Nordsee aus dem Elbeeinzugsgebiet nachhaltig zu verringern. Zur Erreichung dieser Hauptziele wurde 1991 das erste Aktionsprogramm Elbe als Sofortprogramm (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) 1991) und 1995 das Aktionsprogramm Elbe (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) 1995) verabschiedet.

Allgemeine Umweltqualitätsziele, wie z.B. die nachhaltige Verbesserung des chemischen Zustands der Komponenten Wasser, Schwebstoffe, Sediment und aquatische Lebensgemeinschaften (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) 1995, S. 6), sollen durch zeitlich abgestufte Zwischenziele erreicht werden. So sollte bis zum Jahr 2000 die Qualität des Elbewassers die Berufsfischerei ermöglichen.

Internationale Kommission zum Schutz der Donau (IKSD)

Das Übereinkommen über die Zusammenarbeit zum Schutz und zur verträglichen Nutzung der Donau (Donauschutzabkommen) wurde 1994 unterzeichnet und trat 1998 in Kraft (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER DONAU (IKSD) 1994). Vertragsparteien der IKSD sind die EU und die 13 Anrainerstaaten der Donau. In dem Übereinkommen werden verschiedene Umweltqualitätsziele festgelegt. So heißt es z.B. in Artikel 2 Nr. 2 des Übereinkommens, dass die Vertragsparteien alle geeigneten rechtlichen, administrativen und technischen Maßnahmen ergreifen, "um den gegenwärtigen Zustand der Donau und der Gewässer in ihrem Einzugsgebiet hinsichtlich Umwelt und Gewässergüte zumindest zu erhalten und zu verbessern sowie um nachteilige Auswirkungen und Veränderungen, die auftreten oder verursacht werden können, soweit wie möglich zu vermeiden und zu verringern".

Gemäß Art. 7 Abs. 4 S. 1 Donauschutzabkommen sollen die Mitgliedstaaten der IKSD Gewässergüteziele anhand von generellen Leitlinien (Anlage III Donauschutzabkommen) festlegen. Diese Gewässergüteziele, in der englischen Version als "water quality objectives" bezeichnet, entsprechen jedoch nicht den Umweltqualitätszielen im Sinne der in Kap. 5.1.2.1 gegebenen Definition. Vielmehr handelt es sich um rechtsverbindliche Umweltqualitätsstandards (REICHERT 2005, S. 216). Im Gegensatz zu den drei anderen Gremien überlässt die IKSD es ihren Mitgliedern selbst, konkrete Umweltqualitätsstandards festzulegen. Dies könnte in der Internationalität der IKSD und dem zum Teil sehr unterschiedlichen wirtschaftlichen und umwelttechnischen Entwicklungsstand der Vertragsparteien begründet sein.

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Die LAWA besteht seit 1956. Sie ist ein Gremium der für die Wasserwirtschaft und für das Wasserrecht zuständigen Ministerien der Länder und seit 2005 auch des Bundes. Die LAWA hat eine "Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Gewässer vor gefährlichen Stoffen" erstellt (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 1997). Diese Zielvorgaben werden in einer Publikation des UMWELTBUNDESAMT (2000, S. 31 ff) als Umweltqualitätsziele bezeichnet. In einer älteren Publikation des Umweltbundesamtes (GREGOR 1994, S. 20 ff) werden die Zielvorgaben jedoch den Umweltqualitätskriterien zugeordnet. Entsprechend den Definitionen der Kap. 5.1.2.1 und 5.1.3.1 werden die Zielvorgaben der LAWA als Umweltqualitätskriterien interpretiert (siehe dazu Kap. 5.1.3.2).

5.1.2.4 Umweltqualitätsziele in Rechtsnormen

Im Sinne dieser Arbeit sind in erster Linie europäische und nationale Rechtsnormen von Bedeutung. Insofern finden völkerrechtliche Rechtsnormen im Folgenden keine Berücksichtigung.

Umweltqualitätsziele in europäischen Rechtsnormen

In der Europäischen Union werden Umweltqualitätsziele seit einigen Jahren zunehmend in Richtlinien normiert, womit die Umweltqualitätsziele in Rechtsform gebracht und folglich für die Mitgliedstaaten verbindlich vorgegeben werden. Die EU-Bürger werden dadurch nicht verpflichtet, da die Richtlinien gemäß Art. 249 Abs. 3 EGV ausschließlich an die Mitgliedstaaten gerichtet sind, welche wiederum zur Beachtung und Umsetzung in nationales Recht verpflichtet werden (SCHMALHOLTZ 2004, S. 65).

In den europäischen Richtlinien, die im Kontext dieser Arbeit von Bedeutung sind, wird der Begriff Umweltqualitätsziel jedoch nicht verwendet. In Art. 2 Nr. 34 WRRL werden Umweltziele als "die in Artikel 4 festgelegten Ziele" definiert. Ziel ist unter anderem, dass (a) sich der Zustand der Gewässer nicht verschlechtern darf und dass (b) bis 2015 alle Gewässer einen "guten Zustand" erreichen. Nach der in Kap. 5.1.2.1 gegebenen Definition, handelt es sich um Umweltqualitätsziele: Das Schutzobjekt ist das Umweltmedium Oberflächengewässer (definiert in Art. 2 Nr. 1). Das angestrebte Schutzniveau, d.h. der Soll-Zustand aller Oberflächengewässer, entspricht (a) mindestens dem Ist-Zustand und (b) bis zum Jahr 2015 dem guten Zustand. Damit wird für (b) ein quantifizierbares Ziel definiert, das innerhalb eines vorgegebenen Zeitrahmens zu erreichen ist (RASCHAUER & ENNÖCKEL 2005, S 80). Das Verschlechterungsverbot geht dem Verbesserungsgebot als wesentlicher Schritt voraus (EKARDT *et al.* 2009, S. 390).

Bei dem guten Zustand im Sinne von Art. 4 Abs. 1 WRRL als angestrebtes Schutzniveau der Qualität der Oberflächengewässer handelt es sich um "abstrakte Zielfestlegungen" (ALBRECHT 2007, S. 110), die erst durch Qualitätsmerkmale und -festlegungen bzw. wenn möglich durch Umweltqualitätsnormen konkretisiert und handhabbar ausgestaltet werden (APPEL 2001, S. 130).

Neben dem Begriff des Umweltziels gibt es den Begriff "Qualitätsziel", der aber mit in Kraft treten der RICHTLINIE 2006/11/EG und der RICHTLINIE 2008/105/EG obsolet ist. Art. 6 Richtlinie 76/464/EWG hat keine Entsprechung in der Nachfolgerichtlinie (2006/11/EG), womit auch der Begriff Qualitätsziel aus der sog. Gewässerschutzrichtlinie verschwindet. In deren Tochterraichtlinien (82/176/EWG, 86/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG, 86/280/EWG) sind mit in Kraft treten der Richtlinie 2008/105/EG sämtliche Qualitätsziele gestrichen. Die Tochterraichtlinien selbst werden zum 22.12.2012 aufgehoben.

Umweltqualitätsziele in nationalen Rechtsnormen

Umweltqualitätsziele in Gesetzen sind als Rechtsnormen verbindlich. Der Begriff des Umweltqualitätsziels wird in keiner nationalen Gesetzesnorm direkt verwendet, sondern durch verschiedene Bezeichnungen umschrieben (ALBRECHT 2007, S. 105). Selbst in der Neufassung des WHG vom 31. Juli 2009 wird weder der Begriff Umweltqualitätsziel noch der Begriff Umweltziel verwendet. Vielmehr werden die Umweltziele des Art. 4 WRRL in den §§ 27, 29, 30 und 32 WHG als Bewirtschaftungsziele bezeichnet. Der Begriff der Bewirtschaftungsziele wurde nach Maßgabe des (alten) WHG in das Landeswassergesetz Rheinland-Pfalz (LWG RHEINLAND-PFALZ) übernommen (u.a. §§ 23 und 26).

5.1.2.5 Umwelthandlungsziele in der Praxis

Für jede Flussgebietseinheit ist nach § 82 Nr. 1 S. 1 WHG ein Maßnahmenprogramm zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach Maßgabe der §§ 27 bis 31 aufzustellen. Die Bewirtschaftungsziele sind als Umweltqualitätsziele zu verstehen (vgl. Kap. 5.1.2.4). Die Maßnahmen zur Umsetzung dieser Umweltqualitätsziele können nach der Definition in Kap. 5.1.2.1 als Umwelthandlungsziele verstanden werden.

In diesem Zusammenhang sei als ein Beispiel der Bewirtschaftungsplan der Flussgebietseinheit (FGE) Elbe genannt (FGG ELBE 2009a). Die Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG Elbe), deren Mitglieder die Vertreter der Bundesländer im Einzugsgebiet der Elbe sind, kümmert sich um die organisatorische Umsetzung der WRRL. In dem Hintergrundpapier zur Ableitung der Bewirtschaftungsziele werden für insgesamt 15 Stoffe oder Stoffgruppen prozentuale Reduktionsanforderungen zum Basisjahr 2006 für die sieben Bilanzmessstellen aufgestellt (FGG ELBE 2009b, S. 17). Für die Teileinzugsgebiete bzw. Bilanzprofile werden

Maßnahmen zur Erreichung der Umwelthandlungsziele bis 2015 benannt. Die Erreichung der Handlungsziele soll gewährleisten, dass die Umweltqualitätsnormen eingehalten werden können, durch die das Umweltziel des guten chemischen Zustands quantifiziert wird.

Umwelthandlungsziele waren jedoch schon vor in Kraft treten der WRRL von großer Bedeutung. So sollten die im Aktionsprogramm Rhein (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 1987) aufgestellten allgemeinen Ziele, wie z.B. die Verbesserung der Wasserqualität, mit Hilfe von konkreten Umwelthandlungszielen erreicht werden. Die Einleitungsmengen von 45 sog. prioritären Stoffen sollten vom Basisjahr 1985 bis zum Jahr 1995 um 50 - 70% reduziert werden. Das Handlungsziel wurde erreicht und die Qualität des Rheinwassers hat sich somit verbessert (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 2003, S. 9).

Das Aktionsprogramm Elbe (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) 1995), welches 2010 endet, benennt Maßnahmen zur Erreichung der Gewässergüteziele: U.a. sind die Emissionen der Elbe-relevanten Stoffe, aufgeführt in Anlage 2 Annex 1 des Berichtes, bei den Abwassereinleitern erheblich zu reduzieren. Die IKSE hat dafür Mindestanforderung für das Einleiten von Abwasser erarbeitet (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) 2004).

5.1.3 Umweltqualitätskriterien

5.1.3.1 Definition des Begriffes und seine Interpretation

Kriterium wird im Duden als "unterscheidendes Merkmal als Bedingung für einen Sachverhalt, ein Urteil, eine Entscheidung" definiert (OSTERWINTER & AUBERLE 2007, S. 1022). In Kombination mit der in Kap. 5.1.1 gegebenen Definition ist ein Umweltqualitätskriterium das unterscheidende Merkmal als Bedingung für die Beschaffenheit der natürlichen Umwelt.

Umweltqualitätskriterien konkretisieren Umweltqualitätsziele, so dass aus naturwissenschaftlicher Sicht beurteilt werden kann, ob Höhe bzw. Intensität von Einwirkungen auf die Umwelt mit dem angestrebten Umweltqualitätsziel vereinbar sind (GREGOR 1995, S. 9; REICHERT 2005, S. 260) oder aber einen unerwünschten Zustand der Umweltqualität zur Folge haben (GREGOR 1994, S. 51). Die Priorisierung der Naturwissenschaften erfolgt auch bei REHBINDER (1997, S. 315), d.h. die gesellschaftlich-ethischen Elemente, die bei der Festlegung von Umweltqualitätszielen eine große Rolle gespielt haben, werden bei der Festlegung von Umweltqualitätskriterien vernachlässigt.

Umweltqualitätskriterien können in einem Rückkopplungseffekt als naturwissenschaftliche Orientierungsgrößen aber auch zur Neuformulierung von Umweltqualitätszielen führen

(GREGOR 1995, S. 9). In diesem Fall bilden sie die naturwissenschaftliche Basis zur Formulierung von Umweltqualitätszielen (ALBRECHT 2007, S. 56).

Umweltqualitätskriterien basieren auf messbaren Parametern oder verbalen Zustandsbeschreibungen, welche den Anforderungen der verschiedenen Schutzgüter entsprechen. Bei den Fließgewässern lassen sich biologische, hydromorphologische und chemisch-physikalische Qualitätskriterien unterscheiden (REICHERT 2005, S. 260). Unter letzterem sind u.a. die Schadstoffkonzentrationen im Wasser oder Sediment zu verstehen.

Umweltqualitätskriterien können den kritischen Belastungsgrenzen (KÖCK 1997b, S. 82) von Schutzgütern entsprechen, z.B. spezifische Wirkungsschwellen für Organismen unterschiedlicher Empfindlichkeit oder für unterschiedlich empfindliche Nutzungen (GREGOR 1994, S. 10). Ein Beispiel für eine Wirkungsschwelle aquatischer Organismen ist die No Observed Effect Concentration (NOEC), welche der Konzentration eines Stoffes im umgebenden Medium der Organismen entspricht, bis zu der gerade noch keine Wirkung an den Organismen feststellbar ist. Umweltqualitätskriterien sind an den Stand der Wissenschaft gekoppelt und müssen entsprechend dem Erkenntnisfortschritt revidiert werden (GREGOR 1995, S. 9). Sie sind rechtlich nicht verbindlich (REHBINDER 1997 S. 315, KAPPET 2006, S. 42).

Im Zuge ihrer Umsetzung können Umweltqualitätskriterien in mehr oder weniger verbindliche Umweltqualitätsstandards übergehen (GREGOR 1995, S. 9; ALBRECHT 2007, S. 58). Werden den Umweltqualitätskriterien rechtliche Relevanz als grundsätzlich anzustrebende Zielvorgabe oder aber rechtsverbindliche Zielvorgaben zugeschrieben, sollten sie als Umweltqualitätsstandards bezeichnet werden, um die terminologische Klarheit zu bewahren (REICHERT 2005, S. 260).

Umweltqualitätskriterien können zu den Umweltqualitätszielen durch ihren Konkretisierungsgrad und die primär naturwissenschaftliche Basis abgegrenzt werden. Die in erster Linie quantitative Konkretisierung haben die Umweltqualitätskriterien mit den Umweltqualitätsstandards gemeinsam. Die Abgrenzung liegt hier im Bereich der primär naturwissenschaftlichen Basis der Umweltqualitätskriterien.

5.1.3.2 Umweltqualitätskriterien in der Praxis

Neben den in Kap. 5.1.2.3 genannten Gewässergütezielen sollen die Mitgliedstaaten der IKSD gemäß Art. 7 Abs. 4 S. 1 Donauschutzabkommen auch Gewässergütekriterien anhand von generellen Leitlinien (Anlage III Donauschutzabkommen) festlegen. Bei diesen Gewässergütekriterien, in der englischen Version als "water quality criteria" bezeichnet, handelt es sich jedoch nicht um Umweltqualitätskriterien im Sinne der Definition des voran-

gegangenen Kapitels, sondern um rechtsverbindliche Umweltqualitätsstandards (REICHERT 2005, S. 216).

Die Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) hat eine "Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Gewässer vor gefährlichen Stoffen" erstellt (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 1997). Diese Zielvorgaben sind nach GREGOR (1994, S. 21) als Umweltqualitätskriterien zu verstehen. In der Konzeption werden Grundsätze für die Ableitung von Umweltqualitätskriterien differenziert nach den verschiedenen Schutzgütern bzw. Nutzungsarten Berufs- und Sportfischerei, Bewässerung landwirtschaftlicher Flächen, Freizeit und Erholung, Meeresumwelt im Hinblick auf die Belastung mit gefährlichen Stoffen aus oberirdischen Binnengewässern, Schwebstoffe und Sedimente sowie Trinkwasserversorgung herausgearbeitet. Die nach diesem Konzept abgeleiteten Umweltqualitätskriterien sind als Ergänzung zu den bestehenden rechtlichen Emissionsbegrenzungen zu sehen. Die Einhaltung der Umweltqualitätskriterien sollte gewährleisten, dass eine Gefährdung der betrachteten Schutzgüter nicht zu besorgen ist (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 1997, S. 50). Sie können dahingehend als rechtlich unverbindliche Orientierungswerte angesehen werden (UMWELTBUNDESAMT 2000, S. 45).

Bisher wurden auf Basis der LAWA-Konzeption Umweltqualitätskriterien für 28 organische Schadstoffe und 7 Schwermetalle für alle relevanten Schutzgüter herausgegeben (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 1997, 1998a). Für Wirkstoffe in Bioziden und Pflanzenschutzmitteln wurden für das Schutzgut Trinkwasserversorgung Umweltqualitätskriterien abgeleitet (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 1998b). Die Umweltqualitätskriterien für Wirkstoffe in Herbiziden und Insektiziden für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften sollten nach der Erprobungsphase den fachlichen Anforderungen der WRRL angepasst werden, um sie als Umweltqualitätsnormen entsprechend der WRRL übernehmen zu können (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 2003b, S. 4).

Strenggenommen können die LAWA-Zielvorgaben jedoch nicht ohne Einschränkung den Umweltqualitätskriterien zugeordnet werden, da die Konzeption für einige Schutzgüter und Nutzungsarten auf Grenz- und Richtwerte bestehender Rechtsnormen zurückgreift und auch als Zielvorgaben übernimmt.

5.1.4 Umweltqualitätsstandards

5.1.4.1 Definition des Begriffes und seine Interpretation

Im Zusammenhang mit dem Begriff Umweltqualitätsstandard muss ebenfalls der Begriff Umweltstandard betrachtet werden. Die Begriffe Umweltqualitätsstandard und Umwelt-

standard werden von einigen Autoren synonym eingesetzt (GREGOR 1994, S. 10; MARZALLI 1994, S. S.12; LEHNES & HÄRTLING 1997, S. 14). Umweltstandards können aber auch als eine Art Oberbegriff angesehen werden. Sie werden in schutzgutbezogene Umweltqualitätsstandards und verhaltensbezogene Emissionsstandards unterschieden (REHBINDER 1997, S. 315; ALBRECHT 2007, S. 52). Eine grundsätzliche Unterscheidung zwischen Umweltqualitätsstandard und Emissionsstandard erfolgt auch bei VOLKMANN (1999; S. 583); VON HAAREN (2004, S. 39) und REICHERT (2005, S. 239 ff).

Umweltstandards werden von einigen Autoren auch in Emissions- und Immissionsstandards unterteilt (WIMMER 2005, S. 90; KAPPET 2006, S. 42), wobei die Begriffe Umweltqualitätsstandard und Immissionsstandard meist gleichgesetzt werden (ALBRECHT 2007, S. 53). Der Unterschied zwischen Umweltqualitäts- und Immissionsstandards besteht streng genommen darin, dass bei den Umweltqualitätsstandards der Bezugspunkt für den höchstzulässigen Stoffgehalt nicht der Bereich des Einwirkens auf ein Schutzobjekt, sondern die stoffliche Zusammensetzung des Schutzobjektes selbst ist (ALBRECHT 2007, S. 53).

Im Rahmen dieser Arbeit sind in erster Linie die Umweltqualitätsstandards von Bedeutung, so dass bei den folgenden Ausführungen die Emissionsstandards keine Berücksichtigung finden. Zwischen Umweltqualitäts- und Immissionsstandards wird nicht differenziert.

Der Duden definiert den englisch-stämmigen Begriff Standard als "Richtschnur, Maßstab, Norm" (OSTERWINTER & AUBERLE 2007, S. 1599). Unter Berücksichtigung der Duden-Definition für Umweltqualität (Kap. 5.1.1) ist ein Umweltqualitätsstandard demnach ein Maßstab für die Beschaffenheit der natürlichen Umwelt. Diese nur aus den Wortstämmen abgeleitete Definition muss insbesondere in dem Kontext von Umweltqualitätszielen und Umweltqualitätskriterien präzisiert werden.

Umweltqualitätsstandards stellen die Konkretisierung (GREGOR 1995, S. 10; STREFFER *et al.* 2000, S. 5; VOGT-BEHEIM 2004, S. 23; WIMMER 2005, S. 90) und Operationalisierung (SANDHÖVEL 1995, S. 17; VOGT-BEHEIM 2004, S. 23) von Umweltqualitätszielen dar und sind damit Mittel zu deren Erreichung (STREFFER *et al.* 2000, S. 5; VOGT-BEHEIM 2004, S. 23).

Sie enthalten neben der naturwissenschaftlichen Basis auch ein wertendes, oft politisch motiviertes Element (VOGT-BEHEIM 2004, S. 23), eine gesellschaftliche Zwecksetzung (STREFFER *et al.* 2000, S.6), d.h. die Werte werden durch Abwägung relativiert, wodurch sie sich von den Umweltqualitätskriterien unterscheiden (REHBINDER 1997, S. 315). Damit sind sie in erster Linie Objekte des Vorschreibens und weniger des Beschreibens (STREFFER *et al.* 2000, S.6). Die Bedeutung der wertenden Beurteilung ist bei Umweltqualitätsstandards mit dem Schutzziel der Gefahrenabwehr geringer als bei solchen, die der Vorsorge dienen (VOGT-BEHEIM 2004, S. 23).

Umweltqualitätsstandards sind quantitative Festlegungen (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1996, Tz. 727; VOGT-BEHEIM 2004, S. 22), die sich auf bestimmte Schutzgüter beziehen (PETERS 1994, S. 157; SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1996, Tz. 727; REHBINDER 1997, S. 315 WIMMER 2005, S. 90) und erreicht oder eingehalten werden müssen. In diesem Zusammenhang wird auch häufig von Belastungsgrenzen für Schutzgüter gesprochen (PETERS 1994, S. 157; REHBINDER 1997, S. 315 WIMMER 2005, S. 90).

Zusammen mit den Umweltqualitätsstandards werden Mess- und Beurteilungsverfahren sowie Rahmenbedingungen festgelegt (SANDEN 1999, S. 97; VOGT-BEHEIM 2004, S. 22), um vergleichbare und nachvollziehbare Ergebnisse für die Bewertung, d. h. die Einhaltung bzw. Überschreitung des Umweltqualitätsstandards, zu erhalten.

Umweltqualitätsstandards dienen als konkrete Bewertungsmaßstäbe zur Beurteilung der Belastung (SANDEN 1999, S. 97; VOGT-BEHEIM 2004, S. 22), der Schutzwürdigkeit und der angestrebten Qualität der Umwelt (SANDEN 1999, S. 97) sowie zur Überprüfung der Notwendigkeit oder der Effektivität von Maßnahmen (GREGOR 1995, S. 10). Sie sind aber auch "Ausdruck der Legitimierung, Inanspruchnahme und Akzeptanz von Verschmutzungsgraden (und Risiken)" (SANDHÖVEL 1995, S. 19).

Sie können hinsichtlich ihrer rechtlichen Bedeutung in hoheitliche und nicht-hoheitliche Umweltqualitätsstandards unterschieden werden (PETERS 1994, S. 156; SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1996, Tz. 728; VOGT-BEHEIM 2004, S. 22). Rechtlich verbindlich sind aber nur solche Umweltqualitätsstandards, die durch staatliche Organe in Gesetzen, Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften festgelegt werden (PETERS 1994, S. 156; SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1996, Tz. 728; VOGT-BEHEIM 2004, S. 22).

Nicht-hoheitliche Umweltqualitätsstandards sind nicht in Rechtsvorschriften festgelegt. Sie können einerseits von privatrechtlich organisierten Sachverständigengremien, wie dem Verein Deutschen Ingenieure (VDI) und dem Deutschen Institut für Normung (DIN) erarbeitet werden. Andererseits können nicht-hoheitliche Umweltstandards aber auch von Zusammenschlüssen von Trägern öffentlicher Aufgaben, öffentlich-rechtlichen Sachverständigengremien und vergleichbaren Einrichtungen empfohlen werden (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1996, Tz. 728).

Hoheitliche Umweltstandards werden in Bezug auf ihre Verbindlichkeit in Grenz- und Richtwerte unterschieden (MARZALLI 1994, S. 13; SANDHÖVEL 1995, S. 17; SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1996, Tz. 729; VON HAAREN 2004, S. 39).

Der Grenzwert als quantitative Festlegung "bildet entsprechend seiner Bezeichnung die Grenze, ab der eine als nicht mehr hinnehmbar eingeordnete Risiko- und Gefahrenzone

beginnt". Er trennt dadurch zwischen dem "Zulässigen und dem Unzulässigen". Grenzwerte sind als hoheitliche Umweltqualitätsstandards rechtlich verbindlich (VOGT-BEHEIM 2004, S. 12ff). Richtwerten fehlt diese absolute Verbindlichkeit. Sie "weisen je nach Ausgestaltung eine unterschiedlichen Verbindlichkeitsgrad auf, nach dem sich bestimmt, ob der Wert in der Regel einzuhalten ist oder lediglich ein Indiz oder eine bloße Hilfe für die Beurteilung des Einzelfalls bietet" (VOGT-BEHEIM 2004, S. 102).

Neben den Begriffen Umweltqualitätsstandard und Umweltstandard wird auch von Umweltqualitätsnormen gesprochen (KÖCK 1997a, S. 131; VOLKMANN 1999, S. 583). Umweltqualitätsnorm wird in den Richtlinien der Europäischen Union als deutsche Übersetzung für "environmental quality standard" verwendet (Art. 2 Nr. 35 WRRL, Art. 2 Nr. 7 IVU-RL, Richtlinie 2005/105/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik). Damit wird neben dem bereits gängigen Begriff des Umweltqualitätsstandards ein weiterer Begriff etabliert, der im Grunde nur die Verdeutschung des Anglizismus "Standard" darstellt.

Gemäß Art. 2 Nr. 35 WRRL ist eine Umweltqualitätsnorm die "Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf". Dies entspricht den Ausführungen über Umweltqualitätsstandards in diesem Kapitel. In diesem Sinne stellt die Umweltqualitätsnorm einen rechtlich verbindlichen Grenzwert bezogen auf festgelegte Schutzgüter mit einem definierten Schutzziel dar. Somit können Umweltqualitätsstandard und Umweltqualitätsnorm synonym verwendet werden. So geschehen auch bei APPEL (2001, S. 130) und REICHERT (2005, S. 260).

5.1.4.2 Umweltqualitätsstandards internationaler Gremien

Im Folgenden wird auf die Gremien des Kap. 5.1.2.3 eingegangen, die ihre Umweltqualitätsziele durch Umweltqualitätsstandards konkretisieren.

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR)

Ein Umweltqualitätsziel der IKSR ist die Verbesserung der Wasserqualität. Als Maßnahme zur Zielerreichung sollen Zielvorgaben für alle für den Rhein relevanten Stoffe im Wasser, in Schwebstoffen, im Sediment und in Lebewesen eingehalten werden (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 2001, S. 16). "Zielvorgaben sind fachlich begründete und auf allgemeinen Vorgaben des Aktionsplans Rhein gestützte Bewertungsmaßstäbe. Sie dienen dazu, die Maßnahmen der Emissionsminderung sowie weitere Maßnahmen und die dadurch erreichte Entlastung der Gewässer sowie die Verbesserung des ökologischen Systems Rhein zu beurteilen" (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ

DES RHEINS (IKSR) 1994, S. 21). Dementsprechend können sie als nicht-hoheitliche Umweltqualitätsstandards angesehen werden. Die Zielvorgaben wurden bereits 1994 herausgegeben (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 1994).

2007 hat die IKSR eine aktualisierte Stoffliste herausgegeben ((INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 2007a). Die Stoffliste Rhein 2007 umfasst Stoffe, deren Messwerte um die oder deutlich über der Zielvorgabe der IKSR liegen, Rhein-relevante Stoffe und andere Stoffe der WRRL und trinkwasserrelevante Stoffe. Für die sog. Rhein-relevanten Stoffe gemäß Anhang VIII Nr. 1-9 hat die IKSR Vorschläge für Umweltqualitätsnormen entwickelt (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 2009). Diese Vorschläge für Umweltqualitätsnormen "sind rechtlich nicht bindend. Ihr Status entspricht den Zielvorgaben der IKSR" (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 2009, S. 2), womit auch diese Werte nicht-hoheitliche Umweltqualitätsstandards sind.

Internationale Kommission zum Schutz des Elbe (IKSE)

In der Vereinbarung über die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) 1990) heißt es in Art. 2 Abs. 1 Buchstab c, dass die Kommission "konkrete Qualitätsziele unter Berücksichtigung der Ansprüche an die Gewässernutzung, der besonderen Bedingungen zum Schutz der Nordsee und der natürlichen aquatischen Lebensgemeinschaften vorschlagen" soll. In Anlage 2 des ersten Berichtes über die Erfüllung des Aktionsprogramms Elbe wird in diesem Zusammenhang von "Qualitätszielen / Zielvorgaben" gesprochen, die anschließend wie folgt definiert werden: "Die Zielvorgaben sind Werte, die den anzustrebenden Gewässergütezustand ausdrücken, Sie haben keine rechtliche Verbindlichkeit und sind an keine Zeithorizonte gebunden. Es sind Orientierungswerte, die zur Beurteilung des Maßes der Annäherung des aktuellen an den anzustrebenden Zustand dienen" (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) 1998, Anlage 2, S.1). Diese Zielvorgaben wurden für die 27 prioritären Stoffe aus der Anlage 2 des Aktionsprogramms Elbe (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) 1995) für folgende drei Gruppen von Nutzungsarten bzw. Schutzgüter abgeleitet:

- einheitliche Zielvorgaben für die Nutzungsarten Trinkwasserversorgung, Berufsfischerei und landwirtschaftliche Bewässerung, wobei die Zielvorgabe im Allgemeinen durch die jeweils empfindlichste Nutzungsart bestimmt wird
- Zielvorgaben für das Schutzgut aquatische Lebensgemeinschaften und
- Zielvorgaben für die landwirtschaftliche Verwertung von Sedimenten.

Gemäß der in Kap. 5.1.4.1 gegebenen Definition handelt es sich bei diesen "Qualitätszielen / Zielvorgaben" um nicht-hoheitliche Umweltqualitätsstandards.

5.1.4.3 Umweltqualitätsstandards in Rechtsnormen

Es werden wie bereits bei den Umweltqualitätszielen nur Umweltqualitätsstandards europäischer und nationaler Rechtsnormen beispielhaft dargestellt. Es erfolgt keine umfassende Prüfung aller Rechtsnormen auf Umweltqualitätsziele im stoffbezogenen Gewässerschutz. Gemäß Kap. 5.1.4.1 werden die Begriffe Umweltqualitätsnorm und Umweltqualitätsstandard gleichbedeutend verwendet.

Umweltqualitätsstandards in europäischen Rechtsnormen

In Art. 3 RICHTLINIE 2006/11/EG wird das Ziel formuliert, dass die Mitgliedstaaten geeignete Maßnahmen ergreifen, um die Gewässerverschmutzung (u.a. von oberirdischen Binnengewässern) durch gefährliche Stoffe zu beseitigen (Stoffe der Liste I Anhang I Richtlinie 2006/11/EG) bzw. zu verringern (Stoffe der Liste II Anhang I Richtlinie 2006/11/EG). Die Ableitung dieser Stoffe in die Gewässer bedarf der vorherigen Genehmigung durch die zuständige Behörde, in der die Emissionsnormen festgelegt werden (Art. 4 Buchstabe a und b sowie Art. 6 Abs. 2 S. 1 Richtlinie 2006/11/EG). Die Genehmigung der Ableitung von Stoffen der Liste I ist zeitlich begrenzt (Art. 4 Buchstabe c S. 1 Richtlinie 2006/11/EG). Die Emissionsnormen der Stoffe der Liste II sind an den Umweltqualitätsnormen auszurichten, die von den Mitgliedstaaten unter Beachtung existierender Richtlinien festgelegt werden (Art. 6 Abs. 2 S. 2 und Abs. 3 Richtlinie 2006/11/EG).

Emissionsnormen sind gemäß Anhang IX WRRL in den Tochterrichtlinien der Richtlinie 2006/11/EG (82/176/EWG, 86/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG, 86/280/EWG) festgelegt. Diese Tochterrichtlinien werden durch Art. 12 Richtlinie/2008/105 am 22.12.2012 und die Richtlinie 2006/11/EG wird durch Art 22 Abs. 2 Anstrich 4 WRRL am 22.12.2013 außer Kraft gesetzt.

Umweltqualitätsnormen im Bereich des stoffbezogenen Gewässerschutzes sind in der RICHTLINIE 2008/105/EG festgelegt. Mit dieser Richtlinie werden im Einklang mit Art. 4 WRRL Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe und andere Schadstoffe gemäß Art. 16 WRRL mit dem Ziel festgelegt, einen guten chemischen Zustand der Oberflächengewässer zu erreichen (Art. 1 Richtlinie 2008/105/EG). Im Anhang 1 der Richtlinie sind für 33 Stoffe Umweltqualitätsnormen als Jahresdurchschnittskonzentration und Zulässige Höchstkonzentration in µg/l festgelegt. Diese Umweltqualitätsnormen können als Grenzwerte angesehen werden, d.h. die im Wasser enthaltene Menge der entsprechenden Stoffe darf die Umweltqualitätsnorm nicht überschreiten. Mit der Begrenzung der Jahresdurchschnittskonzentration kann die langfristige Qualität der Oberflächengewässer gesichert werden. Mit den zulässigen Höchstkonzentrationen werden gleichzeitig die Spitzenbelastungen begrenzt.

Gemäß Art. 3 Abs. 2 Richtlinie 2008/105/EG obliegt es den Mitgliedstaaten Umweltqualitätsnormen für Sedimente und/oder Biota anstelle der in Anhang I Teil A festgelegten Umweltqualitätsnormen anzuwenden. In Art. 3 Abs. 2 Buchstabe a sind für den stoffbezogenen Gewässerschutz erstmalig Umweltqualitätsnormen als Gewebekonzentrationen von Biota festgelegt. Für Quecksilber und Quecksilberverbindungen, Hexachlorcyclohexan und Hexachlorbutadien sind Umweltqualitätsnormen bezogen auf das Frischgewicht (hier als Nassgewicht bezeichnet) festgelegt, wobei unter Fischen, Weichtieren und anderen Biota der geeignetste Indikator ausgewählt wird.

Umweltqualitätsstandards in nationalen Rechtsnormen

Gemäß Art. 24 Abs. 1 S. 1 WRRL erlassen die Mitgliedsstaaten Rechts- und Verwaltungsvorschriften, die erforderlich sind, um der WRRL ab dem 22.12.2003 nachzukommen. Da der Bund zu der Zeit diesbezüglich lediglich die Rahmenvorschriften erlassen durfte (Art. 75 GG a. F.¹⁾), oblag die Ausfüllung dieses bundesdeutschen Rahmens den Ländern, wobei alle Bundesländer auf Grund des einheitlichen Umsetzungserfordernisses Kohärenz in Bezug auf Zielvorgaben, Handlungsinstrumente und Verfahrensvorschriften sicherstellen mussten (ALBRECHT 2007, S. 408). Die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser hat eine Musterverordnung (LAWA-MusterVO) zur Umsetzung der Anhänge II und V WRRL erstellt (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) 2003a), um bundesweit eine möglichst einheitliche Umsetzung dieser beiden Anhänge zu ermöglichen und um den 16 Ländern eine Grundlage für ihre Landesverordnungen zu geben (HORN 2004, S. 37).

- 1) Die Rahmengesetzgebungskompetenz (Art. 75 GG a. F.) wurde im Zuge der Föderalismusreform abgeschafft. Dies hat den Bund dazu veranlasst auf der Grundlage der nunmehr gegebenen konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz (Art. 74 Nr. 32 GG) ein neues WHG zu erlassen, das eine rechtliche Vollregelung aufweist.

Gemäß § 7 LAWA-MusterVO ist der chemische Zustand eines Gewässers als gut einzustufen, wenn die Oberflächengewässer alle im Anhang 5 aufgeführten Umweltqualitätsnormen erfüllen. Anderenfalls ist der chemischen Zustand als nicht gut einzustufen. In Anhang 5 LAWA-MusterVO sind die entsprechenden Umweltqualitätsnormen aufgeführt, die als Jahresmittelwerte der Stoffkonzentrationen im Wasser angegeben sind.

Mit der Landesgewässerbestandsaufnahme - und - zustandsüberwachungs-Verordnung - vom 6. Oktober 2004 (LWBÜVO RHEINLAND-PFALZ 2004) hat das Land Rheinlandpfalz die WRRL umgesetzt und sich dabei an der LAWA-MusterVO orientiert. § 6 LWBÜVO Rheinland-Pfalz entspricht dem § 7 LAWA-MusterVO und Anlage 5 Rheinland-Pfalz entspricht der Anlage 5 LAWA-MusterVO.

5.1.5 Umweltindikatoren

Bei Umweltindikatoren handelt es sich um gemessene bzw. berechnete und damit beobachtbare, quantifizierte Kennziffern, die als Teile von zweckorientierten Indikatorsystemen Aussagen über Zustand und Entwicklung der Umwelt ermöglichen (UMWELTBUNDESAMT 2000, S. 9). Umweltindikatoren sind Größen, die die Abweichung des Ist-Zustands vom Soll-Zustand ausdrücken (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1994, Tz. 181; WALZ 2004, S. 440), wobei der Soll-Zustand durch Umweltqualitätsstandards quantifiziert ist (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1994, Tz. 181).

Im stoffbezogenen Gewässerschutz findet der Vergleich von Ist- und Soll-Werten primär auf der Ebene von gemessenen Konzentrationen von Schadstoffen im Wasser statt. So überprüfen z.B. die IKSE und IKSR regelmäßig die Einhaltung ihre Zielvorgaben (nicht-hoheitliche Umweltqualitätsstandards) anhand von gemessenen Schadstoffkonzentrationen im Wasser (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 1995; INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) 1998, 2000; INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 2002; INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) 2003; INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 2004; INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) 2005; INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 2007b).

Mit der Richtlinie 2008/105/EG werden ebenfalls primär Umweltqualitätsstandards als Stoffkonzentration im Wasser festgelegt, die es den Mitgliedstaaten ermöglichen ihre gemessenen Konzentrationen als Ist-Zustand in Relation zum Soll-Zustand zu setzen. Gemäß Art 3 Abs. 2 S. 1 Richtlinie 2008/105/EG wird es den Mitgliedstaaten jedoch frei gestellt, Umweltqualitätsnormen für Sedimente und/oder Biota anzuwenden. Für drei Stoffe bzw. Stoffgruppen werden Umweltqualitätsnormen als Stoffkonzentration im Gewebe von Biota festgelegt, wobei unter Fischen, Weichtieren und anderen Biota der geeignetste Indikator ausgewählt wird (Art 3 Abs. 2 Buchstabe a Richtlinie 2008/105/EG). Damit wird den Bioindikatoren als Indikatoren für den chemischen Zustand der Gewässer eine normative Basis geschaffen, die aber insbesondere bezüglich der Wahl des besten Bioindikators noch naturwissenschaftlich auszugestalten ist.

Neben Biota werden in Art 3 Abs. 2 S. 1 Richtlinie 2008/105/EG auch die Sedimente berücksichtigt, die als Indikator für den chemischen Gewässerzustand herangezogen werden können. Ein Indikator für den stoffbezogenen Gewässerschutz, der unter anderem von der IKSR eingesetzt wird, sind Schwebstoffe. Die Umweltqualitätsstandards der IKSR sind für Schwermetalle und Arsen Konzentrationen im Schwebstoff.

5.1.6 Darstellung der Zusammenhänge

Für einen besseres Verständnis der rechts- und naturwissenschaftliche Implikationen werden die Zusammenhänge zwischen den Umweltqualitätszielen, -kriterien und -standards sowie den Umweltzielen und -indikatoren im stoffbezogenen Gewässerschutz im Folgenden zusammengefasst und naturwissenschaftliche Bezugspunkte beispielhaft herausgestellt. Abb. 5-1 zeigt die Zusammenhänge zwischen den Begriffen und die synonyme Verwendung der verschiedenen Termini, wie sie in diesem Kapitel definiert wurden. Diese vereinfachte, schematische Darstellung bezieht sich auf das Verständnis der Zusammenhänge im Sinne dieser Arbeit.

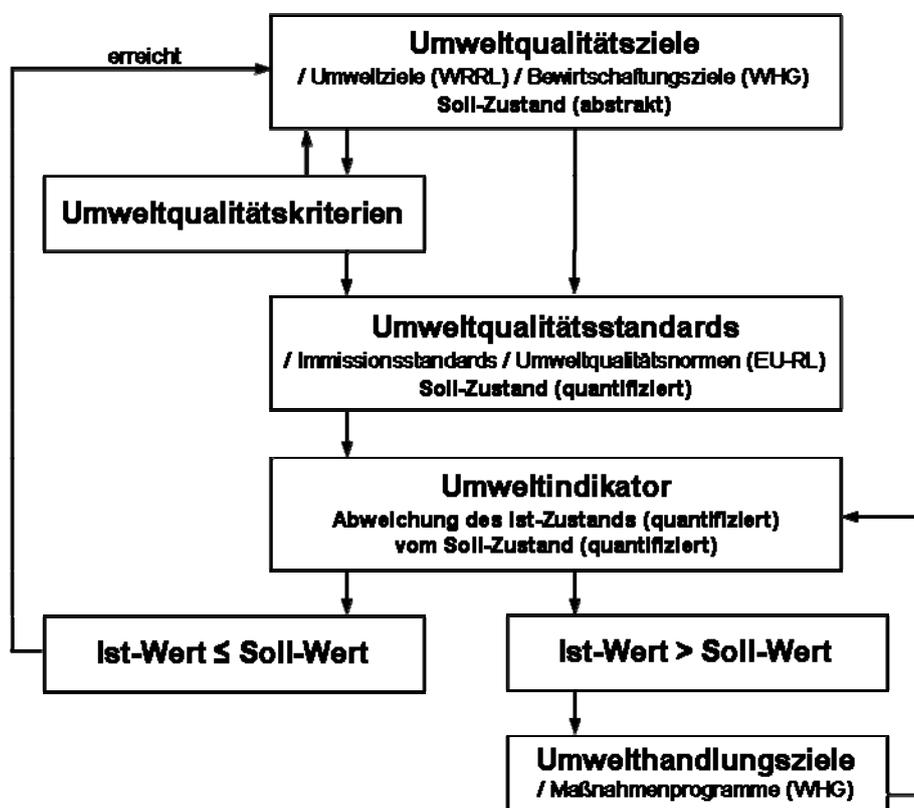


Abb. 5-1: Vereinfachte schematische Darstellung der Zusammenhänge zwischen Umweltqualitätszielen, -kriterien und -standards sowie Umwelthandlungszielen und -indikatoren im Sinne dieser Arbeit

Basierend auf naturwissenschaftlichen und gesellschaftlich-ethischen Elementen wird das Schutzniveau der Umweltqualität in Form von Umweltqualitätszielen konkretisiert. Das geschieht durch abstrakte Formulierungen des Soll-Zustands, wie z.B. der gute chemische Zustand. Darauf aufbauend werden naturwissenschaftliche Kriterien für die Zielerreichung bestimmt, wie z.B. die Konzentration eines Schadstoffes, bis zu der keine Wirkungen an aquatischen Testspezies beobachtet werden (NOEC). Diese naturwissenschaftlichen Kriterien werden als Umweltqualitätskriterien bezeichnet.

Umweltqualitätskriterien können als naturwissenschaftliche Basis aber auch zur (Neu)Formulierung von Umweltqualitätszielen führen. Weist z.B. ein organischer Schadstoff besonders Besorgnis erregende Eigenschaften auf, wie hohe Persistenz, ein hohes Bioakkumulationspotential und / oder hohe Toxizität, kann dies im Umkehrschluss dazu führen, dass als Umweltqualitätsziel eine (Nahe-)Null-Konzentration formuliert wird.

Umweltqualitätskriterien werden durch gesellschaftlich-ethische, technische, u.a. Abwägungen relativiert. Das Ergebnis sind quantitative Festlegungen des Soll-Zustandes der Umweltqualität, die sog. Umweltqualitätsstandards, z.B. als Stoffkonzentration im Wasser. Umweltqualitätsstandards können die Umweltqualitätskriterien unterschreiten, diesen entsprechen oder überschreiten. Treten Unsicherheiten im Wissen, wie z.B. die Übertragbarkeit der Ergebnisse eines Labortests ins Freiland auf, werden Sicherheitsfaktoren für die Festsetzung der Umweltqualitätsstandards angesetzt. Die Umweltqualitätsstandards werden höher angesetzt, wenn die durch niedrigere Werte erreichte (marginale) Risikoreduktion unverhältnismäßig hohe Kosten nach sich ziehen würde (STREFFER *et al.* 2000, S. 7).

Die Umweltqualitätsstandards können aber auch direkt aus den Umweltqualitätszielen abgeleitet werden. Dies geschieht, wenn sich über die Dosis-Wirkungs-Beziehung keine Schwellenwerte feststellen lassen, d.h. selbst die kleinste, einmalige Dosis kann karzinogene oder mutagene Wirkungen hervorrufen. Ein Beispiel für einen Stoff mit einer solchen Wirkung (sog. stochastische Wirkung) ist Benzo(a)pyren, ein polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoff.

Als Umweltindikatoren gelten beispielsweise die Stoffkonzentrationen im Wasser. Die Differenz zwischen Soll- und Ist-Zustand oder anderes ausgedrückt zwischen Umweltqualitätsstandard und der tatsächlichen Stoffkonzentration ist Indikator für die Zielerreichung. Sind die Stoffkonzentrationen niedriger oder gleich den Umweltqualitätsstandards, dann ist das Umweltqualitätsziel, z.B. der gute chemische Zustand, erreicht.

Sind die Stoffkonzentrationen jedoch höher als die Umweltqualitätsstandards, müssen Maßnahmen zur Zielerreichung erarbeitet und durchgeführt werden. Diese Maßnahmen werden als Umwelthandlungsziele bezeichnet und können z.B. durch Emissionsstandards konkretisiert werden. Zur Erfolgskontrolle der Umwelthandlungsziele werden wieder Ist-Wert und Umweltqualitätsstandard verglichen. Sind bei erfolgreicher Durchführung aller Maßnahmen, d.h. bei Erreichung des Umwelthandlungsziels, die aktuellen Stoffkonzentrationen (Ist-Werte) immer noch höher als die Umweltqualitätsstandards, müssen weitere Maßnahmen bis zur Erreichung des Umweltqualitätsziels durchgeführt werden.

Es kann aber auch davon abgesehen werden, Maßnahmen bzw. weitere Maßnahmen zur Zielerreichung durchzuführen, z.B. wenn in einem Fließgewässerabschnitt die geogene Hintergrundkonzentration über dem Umweltqualitätsstandard liegt und dadurch die Einhaltung des Umweltqualitätsstandards verhindert wird.

5.2 Referenzwerte im stoffbezogenen Gewässerschutz

In Kap. 1 wurde die Idee des Human-Biomonitoring zur Ableitung von Referenzwerten aufgegriffen, in Kap. 3 das Konzept zur Ableitung von Referenzwerten auf der Basis der Daten der Umweltprobenbank erstellt und in Kap. 4 wurden die Referenzwerte abgeleitet. Nachdem in diesem Kapitel nun die Begriffe Umweltqualität, Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien, Umweltqualitätsstandards und Umweltindikatoren definiert und die Zusammenhänge dargestellt wurden, soll nun geprüft werden, welche Möglichkeiten zur Integration der Referenzwerte in die Hierarchie dieser Instrumente des Gewässerschutzes bestehen. Basis dafür ist zunächst die präzise Definition des Begriffs Referenzwert im Sinne dieser Arbeit.

5.2.1 Definition des Begriffes und seine Interpretation

In Kap. 1 wurde erläutert, dass die Referenzwerte der Human-Biomonitoring-Kommission (HBM-Kommission) rein statistisch bestimmt werden und die Konzentration der jeweiligen Stoffe in einem bestimmten Körpermedium einer bestimmten Bevölkerungsgruppe zum Zeitpunkt der Untersuchung beschreiben. Daher ist diesen Referenzwerten keine gesundheitliche Bedeutung immanent (UMWELTBUNDESAMT 1996a). "Der Referenzwert für einen chemischen Stoff in einem Körpermedium (z.B. Blut, Haar, Urin) ist ein Wert, der aus einer Reihe von entsprechenden Messwerten einer Stichprobe aus einer definierten Bevölkerungsgruppe nach einem vorgegebenem statistischen Verfahren abgeleitet wird." (UMWELTBUNDESAMT 1996a, S. 221).

Übertragen auf die hier abgeleiteten Referenzwerte kann die Definition wie folgt lauten: Ein Referenzwert für einen chemischen Stoff in einem Körpermedium (z.B. Muskulatur, Leber, Blut) ist ein Wert, der aus einer Reihe von Messwerten einer Stichprobe eines definierten Bioindikators nach einem vorgegebenen statistischen Verfahren abgeleitet wird.

Die hier abgeleiteten Referenzwerte beschreiben die Konzentration des jeweiligen Stoffes in der Muskulatur des Brassens (*Abramis brama*) zum Zeitpunkt der Probenahme innerhalb des jeweiligen zweijährigen Bezugszeitraumes. Da die Referenzwerte statistisch abgeleitet werden, erlauben sie keine Aussage über den gesundheitlichen Zustand der Brassen.

Entsprechend den Definitionen zu Umweltqualitätskriterien und Referenzwerten im Sinne dieser Arbeit, sind Referenzwerte als Umweltqualitätskriterien zu verstehen, da sie eine rein naturwissenschaftliche Basis haben. Diese Umweltqualitätskriterien dienen der Bewertung gemessener Schadstoffkonzentrationen in der Muskulatur von Brassen. Referenzwerte für Elemente, bezogen auf das Trockengewicht und Referenzwerte für Chlorierte Kohlenwasserstoffe, bezogen auf das Fettgewicht können auch auf andere Fischarten, die einen

ähnlichen Metabolismus wie die Brassen haben, übertragen werden, da die zwischen den Fischarten schwankenden Wasser- und Fettgehalte durch diese Bezugsgrößen kompensiert werden. Liegt z.B. eine Stoffkonzentration in der Fischmuskulatur zwischen den Referenzwerten III und IV sind die Kriterien erfüllt, diese Konzentration als erhöhte Konzentration zu betrachten. In diesem Zusammenhang muss immer die zeitliche Dimension berücksichtigt werden, die Bewertung des Ist-Zustands muss immer anhand der für diesen Bezugszeitraum geltenden Referenzwerte erfolgen.

Nach GREGOR (1995, S. 9) müssen Umweltqualitätskriterien entsprechend dem Erkenntnisfortschritt revidiert werden. Die hier abgeleiteten Referenzwerte gelten immer nur für einen zwei-jährigen Bezugszeitraum, d.h. die Referenzwerte eines Bezugszeitraums spiegeln immer die aktuelle Belastungssituation in der Bundesrepublik wider. Dementsprechend kann der Ist-Zustand auch rückwirkend bis 1997 anhand der zu dem Zeitpunkt herrschenden Belastungssituation bewertet werden.

5.2.2 Referenzwerte und Umweltqualitätsziele

Umweltqualitätsziele, bezogen auf den stoffbezogenen Gewässerschutz, charakterisieren qualitativ den angestrebten Gewässerzustand in Bezug auf die Schadstoffbelastung. Basis für die Ableitung von Umweltqualitätszielen sind gesellschaftlich-ethische und naturwissenschaftliche Elemente (GREGOR 1994, S. 9, SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1998, Tz. 66). Die Referenzwerte sind, wie das Wort impliziert, quantitative Bezugsgrößen, die zudem rein statistisch ohne Berücksichtigung gesellschaftlich-ethischer Elemente abgeleitet werden. Damit kann aus den Referenzwerten selbst kein Umweltqualitätsziel abgeleitet werden. Die Referenzwerte trennen jedoch qualitativ formulierte Referenzbereiche (RB) voneinander ab:

- RB I = außergewöhnlich niedriger Konzentrationsbereich = Hintergrundbereich
- RB II = niedriger Konzentrationsbereich
- RB III = mittlerer Konzentrationsbereich
- RB IV = erhöhter Konzentrationsbereich
- RB V = außergewöhnlich hoher Konzentrationsbereich.

Diese wiederum könnten zur Zielformulierung herangezogen werden. Die IKSR hat z.B. als ein Ziel formuliert, dass für OSPAR-Stoffe Konzentrationen nahe den Hintergrundwerten bei natürlich vorkommenden Stoffen und nahe Null bei industriell hergestellten synthetischen Stoffen erreicht werden sollen (INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) 2001, S. 16): Entsprechend der Konzeption bildet der Referenzbereich I den Bereich der anthropogenen Hintergrundkonzentration für Xenobiotika ab (vgl. Kap. 4.3). Für Qualitätsziele, die auf möglichst niedrige Stoffkonzentrationen abzielen, bietet der Referenzbereich I die entsprechende Basis.

Durch Anwendungsverbote verschwinden persistente, bioakkumulierende Stoffe nicht sofort aus den limnischen Systemen, d.h. sie sind noch über lange Zeit präsent. Eine "Nahe-Null-Konzentration" ist durch die ubiquitäre Verbreitung auch in Gebieten, die als "unbelastet" gelten, oft erst nach geraumer Zeit möglich. In diesem Zusammenhang ist der anthropogene Hintergrundbereich, d.h. der Referenzbereich I für Xenobiotika, der repräsentative Maßstab für den niedrigsten Konzentrationsbereich, der aktuell möglich ist. Dieser anthropogene Hintergrundbereich kann im Laufe der Zeit in einen "Nahe-Null-Bereich" übergehen.

Umweltqualitätsziele sollen u.a. der Bewertung der Umweltqualität dienen und eine Erfolgskontrolle von durchgeführten Maßnahmen ermöglichen (SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) 1998, Tz. 68). Gemäß ihrer Konzeptionierung dient die Umweltprobenbank der fachübergreifenden Fortentwicklung der Rechtsnormen des Bundes auf dem Gebiet des Natur- und Umweltschutzes und damit insbesondere der Erfolgskontrolle der Umweltschutz-, Naturschutz- und Sanierungsinstrumente des Bundes (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT 2008, S. 5).

Sind Stoffkonzentrationen im Bereich der anthropogenen Hintergrundkonzentrationen als Umweltqualitätsziel festgelegt, kann die Gewässerqualität einfach an der Einhaltung des Referenzbereiches I bewertet werden. Werden Maßnahmen, z.B. in Form von Emissionsbeschränkungen oder Anwendungsverböten, zur Zielerreichung durchgeführt, kann deren Erfolg anhand der zeitlich dynamischen Referenzbereiche überprüft werden:

- Sinken die Referenzbereiche über die Zeit, sinken auch die entsprechenden Stoffkonzentrationen bundesweit über die Zeit.
- Wird der Referenzbereich III enger, sinkt die bundesweite Schwankungsbreite, d.h. die regionalen Unterschiede werden kleiner.
- Löst sich der Referenzbereich II im Hintergrundbereich auf, spricht das für eine regional begrenzte Zielerreichung von "Nahe-Null".
- Lösen sich gar die Referenzbereiche III und IV im Hintergrundbereich auf, spricht das für eine nahezu bundesweite Zielerreichung von Nahe-Null. Alle Werte höher als Nahe-Null sind als außergewöhnlich hoch anzusehen.

In Abb. 5-2 sind die vorab genannten zeitlichen Entwicklungen idealisiert dargestellt.

Von generellen Zielformulierungen für den stoffbezogenen Gewässerschutz, die sich auf die Referenzbereiche II bis V beziehen, ist abzuraten. Grundsätzlich unterliegen alle Referenzbereiche einer zeitlichen Dynamik, da sie alle zwei Jahre fortgeschrieben werden. Die Referenzbereiche sinken nicht unbedingt über die Zeitachse. Sie unterliegen auch ungerichteten Schwankungen oder steigen. Zielformulierungen ohne Zeitbezug würden daher der nachhaltigen Verbesserung der stoffbezogenen Gewässerqualität entgegenstehen.

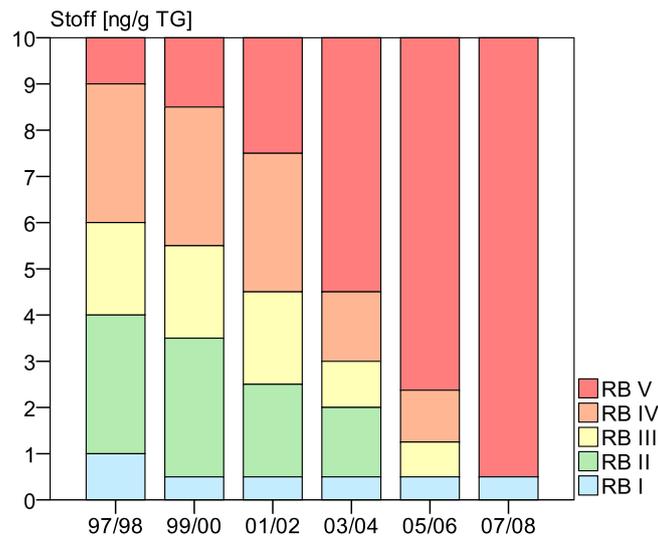


Abb. 5-2: Idealisierte Darstellung der möglichen Entwicklungen von Referenzbereichen

Umweltqualitätsziele mit einem Bezugszeitraum (BZ) als Ausgangspunkt können durchaus formuliert werden. Dabei kommen verschiedenste Möglichkeiten der Zielformulierung in Betracht, z.B.:

- Geht es darum, eine generelle Verschlechterung der Gewässerqualität zu vermeiden, sollten die Referenzbereiche mindestens auf dem Ausgangsniveau bleiben.
- Geht es um eine generelle Verbesserung der Gewässerqualität, sollte das Niveau der Referenzbereiche im Vergleich zum Ausgangsniveau sinken.
- Geht es darum, regionale Belastungsunterschiede ohne Verschlechterung des Gesamtniveaus zu verringern, sollte der Referenzbereich III enger werden und seine Untergrenze mindestens auf dem Ausgangsniveau bleiben.

5.2.3 Referenzwerte und Umweltqualitätsstandards

Die im Rahmen dieser Arbeit abgeleiteten Referenzwerte sind dynamisch. Sie können somit nicht ohne weiteres als Basis für die Festlegung von Umweltqualitätsstandards herangezogen werden. Zum Einen hätten steigende Referenzwerte steigende Umweltqualitätsstandards zur Folge, was einer nachhaltigen Entwicklung im stoffbezogenen Gewässerschutz entgegenstehen würde. Zum anderen müssten Umweltqualitätsstandards alle zwei Jahre überarbeitet werden. Daher sind entweder konstante Referenzwerte oder ein zeitlicher Bezug zwingend erforderlich.

Konstanz erhalten die Referenzwerte, wenn mindestens drei Viertel der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenzen liegen. In diesem Fall gibt es nur noch einen konstanten Referenzwert. Dieser könnte als nicht-hoheitlicher Orientierungswert dienen. Fast alle der routinemäßig in der Brassenmuskulatur analysierten Stoffe sind durch Rechtsnormen reglementiert.

So besteht zum Beispiel für die Pflanzenschutzmittel Aldrin, Dieldrin, DDT und seine Isomeren, Heptachlorcyclohexan und Heptachlor gemäß Anlage I PflSchAnwV (Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung von 1992) ein vollständiges Anwendungsverbot. Innerhalb des in dieser Arbeit betrachteten Zeitraums (1997-2008) liegen bei Aldrin bis 2000 mehr als drei Viertel der Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze, ab 2001 sogar alle (vgl. Kap. 5.3.4.6). Bei Heptachlor liegen alle Messwerte der Zeitreihe unterhalb der Bestimmungsgrenze (vgl. Kap. 5.3.4.4). Für beide Stoffe gibt es nur einen Referenzwert, der die anthropogene Hintergrundkonzentration von den außergewöhnlich hohen Konzentrationen trennt. Die Stoffe sind zwar noch qualitativ nachweisbar, doch sind die Konzentrationen so gering, dass sie nicht mehr quantifiziert werden können. Die Hintergrundkonzentration ist als die halbe Bestimmungsgrenze des jeweiligen Stoffes (vgl. dazu die Ausführungen in Kap. 5.3.3) festgelegt. Jeder quantifizierte Wert, der den Referenzwert / Orientierungswert übersteigt, sollte geprüft werden. Ein plötzliches Auftreten von quantifizierbaren und damit außergewöhnlich hohen Konzentrationen, kann ein Indiz für spezifische Belastungen in dem entsprechenden Gebiet, evtl. in Form eines Eintrags aus Altlastens sein, wenn Ursachen bei den Rahmendbedingungen ausgeschlossen werden können.

Jeder Referenzwert mit einem zeitlichen Bezug als Basis kann als nicht-hoheitlicher Orientierungswert eingesetzt werden, wenn zuvor Ziele formuliert wurden, deren Quantifizierung sie darstellen. Die zeitlich auf diesen Ausgangspunkt folgenden Referenzwerte sind dann Umweltindikatoren für die Annäherung vom Ist- an den Soll-Zustand.

Ebenso können Referenzwerte mit einem zeitlichen Bezug mit Berücksichtigung verschiedenster Abwägungsgründe zur Ableitung von hoheitlichen Umweltqualitätsstandards herangezogen werden.

5.2.4 Fazit

Ziel dieses Kapitel war es, die Bedeutung der Referenzwerte für die Rechtsentwicklung im stoffbezogenen Gewässerschutz herauszustellen und eine mögliche Optimierung aufzuzeigen.

Durch die Referenzwerte stehen Umweltqualitätskriterien zur Bewertung von Schadstoffkonzentrationen in der Muskulatur von Fischen zur Verfügung. Der stoffbezogene Gewässerzustand kann qualitativ bewertet werden, indem die Schadstoffkonzentration in der Fischmuskulatur einem der fünf Konzentrationsbereiche zugeordnet wird. Bislang standen Bewertungsmaßstäbe in Form von Umweltqualitätskriterien und -standards nur im sehr begrenzten Umfang zur Verfügung, so dass Schadstoffkonzentrationen in Biota zwar zur Überwachung der stoffbezogenen Gewässerqualität, aber nur sehr begrenzt zu deren Bewertung herangezogen werden konnten. Nunmehr stehen für ein breites Spektrum an Schadstoffen diese

Umweltqualitätskriterien zur Bewertung des stoffbezogenen Gewässerzustands anhand von Bioindikatoren zur Verfügung, was eine deutliche Optimierung im stoffbezogenen Gewässerschutz darstellt.

Die fünf qualitativ unterschiedlichen Referenzbereiche können zur Ableitung von Umweltqualitätszielen herangezogen werden, welche wiederum durch Referenzwerte als (nicht-hoheitliche) Orientierungswerte konkretisiert werden können. Rechtliche Bedeutung erlangen Referenzwerte jedoch erst, wenn sie zur Ableitung hoheitlicher Umweltqualitätsstandards in Rechtsnormen herangezogen werden.

6 Zusammenfassende Abschlussbetrachtungen

Die Umwelt zu schützen, ist ein rechtlich normiertes Ziel der Europäischen Union (Art. 3 Nr. 3 S. 2 EUV) und der Bundesrepublik (Art. 20 a GG). Um die Belange des Umweltschutzes zu gewährleisten, muss die Umwelt überwacht werden. Erst mit der Erfassung des Zustandes der Umwelt und seiner kontinuierlichen Überprüfung besteht die Möglichkeit, positive oder negative Entwicklungen der Umweltqualität zu erkennen und diese durch gezielte Maßnahmen zu fördern oder zu stoppen. Ein bundesweites Umweltüberwachungsprogramm ist die Umweltprobenbank des Bundes (UPB), die mit verschiedenen Akkumulationsindikatoren ein breites Spektrum an Schadstoffen abdeckt. Als Ergebnisse von Monitoringprogrammen mit Akkumulationsindikatoren können räumliche und zeitliche Entwicklungen der Schadstoffkonzentrationen dargestellt und Trends sichtbar gemacht werden.

Beim Einsatz von Akkumulationsindikatoren in der Umweltbeobachtung stellt sich jedoch im Sinne der Bioindikation darüber hinausgehend die entscheidende Frage: Welche Relevanz haben die festgestellten Schadstoffkonzentrationen für die belebte Umwelt? Für derartige Bewertungsfragen könnten idealerweise Umweltqualitätsstandards als hoheitliche Qualitätsnormen herangezogen werden. Leider stehen derartige Umweltqualitätsnormen für die vorliegende Fragestellung nur in Form von Richtlinie 2008/105/EG und hierin lediglich für drei Stoffe zur Verfügung (Art. 3 Abs. 2 Buchstabe a). Sonstige Qualitätsstandards für Schadstoffkonzentrationen in biologischen Geweben beziehen sich auf das Schutzgut der menschlichen Gesundheit und werden damit auf der Basis von humantoxikologischen Überlegungen festgelegt. Die Einhaltung bzw. Nicht-Einhaltung dieser Qualitätsstandards erlaubt weder Aussagen zum Zustand des Organismus, in welchem die Konzentrationen gemessen wurden, noch zum Zustand des Ökosystems, aus welchem der Organismus stammt. Daraus folgt, dass eine befriedigende Bewertung des Umweltzustandes mit Akkumulationsindikatoren anhand von Umweltqualitätsstandards derzeit und in absehbarer Zukunft nicht durchgeführt werden kann.

Im Bereich rein wissenschaftlich begründeter Umweltqualitätskriterien könnten kritische Gewebekonzentrationen im subletalen Bereich als ideale Bewertungsmaßstäbe dienen. Die Bestimmung der kritischen Gewebekonzentrationen ist besonders im subletalen Bereich sehr aufwendig und daher mit einem hohen finanziellen Aufwand verbunden, weshalb auch hierzu Informationen nur in Ausnahmefällen vorliegen.

Eine Alternative zur direkten Relevanzbewertung von Gewebekonzentrationen stellen relative Vergleichsstandards dar. Große Bedeutung haben relative Vergleichsstandards im Human-Biomonitoring zur Überwachung der inneren Exposition des Menschen erlangt, weil

auch hier Kenntnisse über kritische Gewebekonzentrationen nur sehr spärlich sind. Einen noch aktuell gültigen vergleichbaren Ansatz auf Umweltebene gab es in der Bundesrepublik jedoch nicht.

Somit stand bisher keine ausreichende Bewertungsgrundlage für Schadstoffkonzentrationen in Akkumulationsindikatoren zur Verfügung. Im Rahmen der vorliegenden Dissertation sollten daher aus den umfassenden Daten der Umweltprobenbank des Bundes relative Vergleichsstandards abgeleitet werden, die als Referenzsystem

- die allgemeine Belastungssituation und deren zeitliche Entwicklung in der Bundesrepublik widerspiegeln,
- eine Bewertung von gemessenen Schadstoffkonzentrationen in biologischen Matrices und
- eine Bewertung biometrischer Parameter der eingesetzten Bioindikatoren ermöglichen.

Da die Umweltüberwachung und -bewertung im Allgemeinen und die Überwachung und Bewertung von Schadstoffkonzentrationen in Biota im Besonderen häufig auf der Basis rechtspolitischer Beweggründe bzw. Zielsetzungen erfolgt, sollte das naturwissenschaftlich basierte Referenzsystem auf seine Bedeutung für die Rechtsentwicklung im (schad)stoffbezogenen Umweltschutz geprüft werden.

In Anlehnung an die Definition der HBM-Kommission (UMWELTBUNDESAMT 1996a) wurde der Begriff Referenzwert für die rückstandsanalytischen Parameter im Sinne dieser Arbeit folgendermaßen definiert: Ein Referenzwert für einen chemischen Stoff in einem Körpermedium (z.B. Muskulatur, Leber, Blut) ist ein Wert, der aus einer Reihe von Messwerten einer Stichprobe eines definierten Bioindikators nach einem vorgegebenen statistischen Verfahren abgeleitet wird. Die hier abgeleiteten rückstandsanalytischen Referenzwerte beschreiben die Konzentration des jeweiligen Stoffes in der Muskulatur des Brassens (*Abramis brama*) zum Zeitpunkt der Probenahme innerhalb des jeweiligen zweijährigen Bezugszeitraumes. Aufgrund ihrer rein statistischen Ableitung, erlauben die rückstandsanalytischen Referenzwerte keine Aussage über den gesundheitlichen Zustand der Brassen.

Anhand der biometrischen Daten des Brassens und der rückstandsanalytischen Daten der Brassenmuskulatur wurde dieses Referenzsystem für die limnischen Systeme in der Bundesrepublik konzeptioniert und umgesetzt. Es handelt sich um ein Fünf-Klassen-System, bei dem die fünf Referenzbereiche durch vier Referenzwerte voneinander abgegrenzt werden.

Da den Probenahmegebieten der Umweltprobenbank das Prinzip der Repräsentativität zu Grunde liegt (KLEIN *et al.* 1994), sind die aus deren Daten abgeleiteten Referenzwerte ebenfalls als repräsentativ anzusehen. Dementsprechend können die Referenzwerte für die

zur Verfügung stehenden Elemente und Chlorierten Kohlenwasserstoffe auch die allgemeine Belastungssituation in der Bundesrepublik widerspiegeln.

Eine Einschränkung muss in dieser Hinsicht jedoch gemacht werden: Der Bereich der anthropogenen Hintergrundkonzentration kann nicht vollständig durch die Daten der Umweltprobenbank abgedeckt werden. Der Belauer See kann zwar als Referenzgewässer für den möglichst unbelasteten Zustand für alle Organochlorpestizide mit Ausnahme von PCB(z) und HCB, sowie für die PCBs 28 und 52 angesehen werden. Für PCB(z), HCB und die höher chlorierten PCBs (101, 118, 138, 153 und 180) wird der Bereich der anthropogenen Hintergrundbelastung durch die vorliegenden Daten jedoch zu hoch geschätzt. Für diese Stoffe kann der Belauer See demnach nicht als Referenzgewässer herangezogen werden. Auch die ARGE Elbe hat den Belauer See als nicht geeignetes Referenzgewässer für verschiedene PCBs angesehen (ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) 2000). Die Seen des Müritz-Nationalparks sind deutlich besser als Referenzgewässer für die genannte Stoffe geeignet. Es wird daher empfohlen, für diese Stoffe regelmäßig ergänzende Vergleichsuntersuchungen im Müritz-Nationalpark zur Ermittlung der anthropogenen Hintergrundkonzentration durchzuführen und den Referenzwert I dieser Stoffe entsprechend zu korrigieren.

Durch die kurzen Bezugszeiträume des vorliegend implementierten Referenzsystems von jeweils zwei Jahren kann die zeitliche Entwicklung der allgemeinen Belastungssituation hervorragend dargestellt werden. Für einige CKWs konnte beispielsweise gezeigt werden, dass die Stoffkonzentrationen über die Zeit abnehmen und sich die Referenzbereiche nach und nach im Bereich der Hintergrundkonzentration auflösen, bis es im Optimalfall nur noch eine "Nahe-Null-Konzentrationen" gibt. Da die Umweltprobenbank eine Daueraufgabe des Bundes darstellt, wird eine langfristige Kontinuität bezüglich der Datenerfassung gesichert und eine Fortschreibung des Referenzsystems möglich.

Aufgrund ihrer rein naturwissenschaftlichen Basis sind Referenzwerte als Umweltqualitätskriterien zu verstehen. Die rückstandsanalytischen Umweltqualitätskriterien dienen der qualitativen Bewertung des stoffbezogenen Gewässerzustands. Die Bewertung erfolgt, indem die gemessene Schadstoffkonzentration in der Fischmuskulatur einem der fünf Konzentrationsbereiche zugeordnet wird. Liegt z.B. eine Stoffkonzentration in der Fischmuskulatur zwischen den Referenzwerten III und IV sind die Kriterien erfüllt, diese Konzentration als erhöhte Konzentration zu betrachten. In diesem Zusammenhang muss immer die zeitliche Dimension berücksichtigt werden, d.h. die Bewertung des Ist-Zustands muss anhand der für diesen Bezugszeitraum geltenden Referenzwerte erfolgen. Eine Bewertung des Ist-Zustands kann dementsprechend auch rückwirkend bis 1997 anhand der zu dem Zeitpunkt herrschenden Belastungssituation durchgeführt werden.

Mit dem hier erarbeiteten Referenzsystem stehen jetzt für ein breites Spektrum an Schadstoffen Umweltqualitätskriterien zur Bewertung des stoffbezogenen Gewässerzustands anhand von Bioindikatoren und dessen zeitlicher Entwicklung zur Verfügung. Dies stellt eine deutliche Optimierung im stoffbezogenen Gewässerschutz dar. Ergänzt werden diese durch die biometrischen Kenngrößen, die eine qualitative Bewertung der Lebensbedingungen des Bioindikators Brassen erlauben.

Mit dem im Rahmen dieser Arbeit entwickelten Referenzsystem kann die Umweltprobenbank einen ihrer konzeptionellen Grundsätze erfüllen, indem sie als Orientierung für andere Umweltüberwachungsprogramme (Referenzsystem) dient (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT 2008, S. 5). Zudem können die Referenzwerte eine Basis für die Ableitung von hoheitlichen Umweltqualitätsstandards in Rechtsnormen darstellen.

Literatur

- ABWV (2004): Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung) vom 17. Juni 2004.
- ALBRECHT, J. (2007): Umweltqualitätszeile im Gewässerschutz: eine europa-, verfassungs- und verwaltungsrechtliche Untersuchung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel des Freistaates Sachsen. KLOEPFER, M. (Hrsg.): *Schriften zum Umweltrecht*, Band 158. Duncker & Humblot, Berlin. 569 Seiten.
- APPEL, I. (2001): Das Gewässerschutzrecht auf dem Weg zu einem qualitätsorientierten Bewirtschaftungsregime. *Zeitschrift für Umweltrecht*, Sonderheft, 129-137.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) (2000): Schadstoffüberwachung der Elbe mit der Fischart Brassen (*Abramis brama* L.) - Ein Klassifizierungssystem. Veröffentlichungen der ARGE Elbe, 35. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/KlassBrassen.pdf>.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) (2002): Chlorierte Ether in Wasser- und Fischgewebeproben der Elbe und ihrer Nebenflüsse (1992-2000). <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/02ChlEther.pdf>.
- ARBEITSGEMEINSCHAFT FÜR DIE REINHALTUNG DER ELBE (ARGE) (2005): Gewässergütebericht der Elbe 2004. <http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/04Guetebericht.pdf>.
- BACKIEL, T. & ZAWISZA, J. (1968): Synopsis of biological data on the bream *Abramis brama* (Linnaeus, 1758). FAO Fisheries Synopsis, No. 36. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- BARTEL, M.; KLEIN, R.; PAULUS, M.; TARRICONE, K.; TEUBNER, D.; QUACK, M. & WAGNER, G. (2009): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Gemeine Fichte (*Picea abies*), Wald-Kiefer (*Pinus sylvestris*). UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.). Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben. http://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/SOP_Fichte_V_2_0_1.pdf.
- BBODSCHG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten - BBodSchG - Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998.
- BECKER, U. (1995): Die Berücksichtigung des Staatsziels Umweltschutz beim Gesetzesvollzug. *Deutsches Verwaltungsblatt*, 14, 713-722.
- BECKVAR, N.; DILLON, T.M. & READ, L.B. (2005): Approaches for linking whole-body fish tissue residues of mercury or DDT to biological effects thresholds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (8), 2094-2105.
- BERNSDORFF, N. (1997): Positivierung des Umweltschutzes im Grundgesetz (Art 20a GG). *Natur und Recht*, 7, 328-334.
- BlmSchG (2002): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge - BImSchG - Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung vom 26. September 2002.
- BISSÉ, E.; EPTING, T.; BEIL, A.; LINDINGER, G.; LANG, H. & WIELAND, H. (2005): Reference values for serum silicon in adults. *Analytical Biochemistry*, 337 (1), 130-135.

- BLANK, S. (2008): Fangergebnisse der baden-württembergischen Bodensee-Berufsfischer im Jahr 2007. *Auf Auf*, 1, 3-7.
- BNATSCHG (2009): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege vom 29. Juli 2009 - Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG).
- BUNDESAMT FÜR GESUNDHEITLICHEN VERBRAUCHERSCHUTZ UND VETERINÄRMEDIZIN (2000): Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln werden vom BgVV zurückgezogen. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 43 (12), 1020.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2008): Umweltprobenbank des Bundes - Konzeption. Umweltbundesamt, Berlin. http://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/Konzeption_Okt_2008_de.pdf.
- CALLIESS, C. (1998): Die neue Querschnittsklausel in Art. 6 EGV ex 3c EGV als Instrument zur Umsetzung des Grundsatzes der nachhaltigen Entwicklung. *Deutsches Verwaltungsblatt*, 11, 559-568.
- CHRISTENSEN, J.M. (1995): Human exposure to toxic metals: factors influencing interpretation of biomonitoring results. *The Science of the Total Environment*, 166, 89-135.
- CHRISTENSEN, J.M.; HOLST, E.; BONDE, J.P. & KNUDSEN, L. (1993): Determination of chromium in blood and serum: evaluation of quality control procedures and estimation of reference values in Danish subjects. *Science of the Total Environment*, 132, 11-25.
- DYBKØR, R. & SOLBERG, H.E. (1987): Approved recommendation (1987) on the theory of reference values. Part 6. Presentation of observed values related to reference values. *Clinica Chimica Acta*, 170, 33-42.
- EG-KONTAMINANTENVERORDNUNG (2006): Verordnung (EG) Nr. 1881/2006 der Kommission vom 19. Dezember 2006 zur Festsetzung der Höchstgehalte für bestimmte Kontaminanten in Lebensmitteln.
- EGV (1957): Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft vom 25. März 1957, in der Fassung vom 02.10.1997.
- EKARDT, F.E.; WEYKAND, R. & SCHENDERLEIN, K. (2009): Verschlechterungsverbot zwischen WRRL, neuem WHG und scheiterndem UGB. *Natur und Recht*, 31 (6), 388-398.
- EMERSON, J.D. & STRENIO, J. (1983): Boxplots and batch comparison. In: HOAGLIN, D.C.; MOSTELLER, F. & TUKEY, J.W. (Hrsg.): *Understanding robust data analysis*, S. 59-95. John Wiley & Sons Inc., New York Chichester Brisbane Toronto Singapore.
- EPINEY, A. (2005a): Artikel 20a. In: STARCK, C. (Hrsg.): *Kommentar zum Grundgesetz, Band 2: Artikel 20-82*, S. 163-211. Verlag Franz Vahlen, München.
- EPINEY, A. (2005b): *Umweltrecht in der Europäischen Union*, 2. Aufl. Carl Heymanns Verlag KG, Köln Berlin München. 332 Seiten.
- EUV (2007): Vertrag von Lissabon zur Änderung des Vertrags über die Europäische Union und des Vertrags zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft, unterzeichnet in Lissabon am 13. Dezember 2007.
- FGG ELBE (Hrsg.) (2009a): Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe. Flussgebietsgemeinschaft Elbe. 261 Seiten. [http://fgg-elbe.de/joomla/images/storiesbewirtschaftungsplan_Textteil_11-11-2009\(3\).pdf](http://fgg-elbe.de/joomla/images/storiesbewirtschaftungsplan_Textteil_11-11-2009(3).pdf).
- FGG ELBE (Hrsg.) (2009b): Hintergrundpapier zur Ableitung der überregionalen Bewirtschaftungsziele für die Oberflächengewässer im deutschen Teil der

- Flussgebietseinheit Elbe für den Belastungsschwerpunkt Schadstoffe - Abschlussbericht -. Flussgebietseinheit Elbe. 27 Seiten.
- FLUCK, J. (2004): REACH – Vertraulichkeit von Informationen versus Transparenz und Wirbeltierschutz. *Zeitschrift für Stoffrecht*, 2, 59-72.
- GG (1949): Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland vom 23. Mai 1949.
- GRÄSBECK, R. (2004): The evaluation of the reference value concept. *Clinical Chemistry and Laboratory Medicine*, 42 (7), 692-697.
- GRATH, J.; SCHEIDLER, A.; UHLIG, S.; WEBER, K.; KRALIK, M.; KEIMEL, T. & GRUBER, D. (2001): The EU Water Framework Directive: Statistical aspect of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results: Statistical aspects of the identification of groundwater pollution trends, and aggregation of monitoring results. Final report. Austrian Federal Ministry of Agriculture and Forestry, Environment and Water Management, European Commission, in kind contribution by project partners, Wien.
- GREGOR, H.D. (1994): Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und -standards - Eine Bestandsaufnahme. UBA Texte 64/94, Berlin.
- GREGOR, H.D. (1995): Das Critical Loads/Levels-Konzept - Ein ökosystemarer Ansatz für Umweltindikatoren auf der Basis von Wirkungsschwellen. In: DÖRHOFFER, G.; THEIN, J. & WIGGERING, H. (Hrsg.): *Umweltqualitätsziele, natürliche Variabilität, Grenzwerte*. Umweltgeologie heute, 5, S. 51-58. Verlag Ernst, Berlin.
- GUNKEL, G. (1994): Anreicherung von Xenobiotika in limnischen Systemen. In: GUNKEL, G. (Hrsg.): *Bioindikation in aquatischen Ökosystemen*, S. 198-220. Gustav Fischer Verlag, Jena Stuttgart.
- VON HAAREN, C. (2004): Werthintergrund, Ziele und Aufgaben der Landschaftsplanung. In: VON HAAREN, C. (Hrsg.): *Landschaftsplanung*, S. 32-70. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- HAIN, B. (1997): Naturwissenschaftliche Grundlagen zur Ableitung von Umweltqualitätszielen. In: BARTH, S. & KÖCK, W. (Hrsg.): *Qualitätsorientierung im Umweltrecht: Umweltqualitätsziele für einen nachhaltigen Umweltschutz*, S. 50-75. Rhombos-Verlag, Berlin.
- HENNEKE, H.-G. (1995): Der Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen in Art 20a GG. *Natur und Recht*, 7, 325-335.
- HERPIN, U.; BERLEKAMP, J.; MARKERT, B.; WOLTERBEEK, B.; GRODZINSKA, K.; SIEWERS, U.; LIETH, H. & WECKERT, V. (1996): The distribution of heavy metals in a transect of the three states the Netherlands, Germany and Poland, determined with the aid of moss monitoring. *The Science of the Total Environment*, 187 (3), 185-198.
- VON HOLLEBEN, H. & SCHEIDMANN, H. (2006): Vertraulichkeit von Informationen vs. Datentransparenz im REACH-Entwurf (Gemeinsamer Standpunkt des Rates vom 27. Juni 2006). *Zeitschrift für Stoffrecht*, 2, 154-162.
- HORN, K. (2004): Die Musterverordnung de LAWA zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, Anhänge II und V, in Deutschland. *Wasser und Abfall*, 4, 37-40.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER DONAU (IKSD) (1994): Übereinkommen über die Zusammenarbeit zum Schutz und zur verträglichen Nutzung der Donau. <http://www.icpdr.org/icpdr-pages/legal.html>.

- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (1990): Vereinbarung über die Internationale Kommission zum Schutz der Elbe vom 8. Oktober 1990. <http://www.vilp.de/Depdf/d021.pdf>.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (1991): Erstes Aktionsprogramm (Sofortprogramm) zur Reduzierung der Schadstoffrachten in der Elbe und ihrem Einzugsgebiet, Magdeburg.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (1995): Aktionsprogramm Elbe, Magdeburg.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (1998): Erster Bericht über die Erfüllung des "Aktionsprogramms Elbe", Magdeburg.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (2000): Zweiter Bericht über die Erfüllung des "Aktionsprogramms Elbe" im Zeitraum 1998 und 1999, Magdeburg.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (2003): Dritter Bericht über die Erfüllung des "Aktionsprogramms Elbe" im Zeitraum 2000 bis 2002, Magdeburg.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (2004): Zusammenstellung der durch die IKSE im Zeitraum 1995 – 2003 beschlossenen gemeinsamen Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser, Magdeburg.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER ELBE (IKSE) (2005): Vierter Bericht über die Erfüllung des "Aktionsprogramms Elbe" im Zeitraum 2003 bis 2004, Magdeburg.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DER MOSEL UND DER SAAR (IKSMS) (1990): Aktionsprogramm Mosel und Saar, Trier.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (1987): Aktionsprogramm Rhein, Straßburg.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (1994): Aktionsprogramm Rhein - Stoffdatenblätter für die Zielvorgaben, Koblenz.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (1995): Vergleich des Istzustandes des Rheins 1990 bis 1993 mit den Zielvorgaben. Bericht der IKSR, 67, Luxemburg.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (1999): Übereinkommen zum Schutz des Rhein. Die Regierungen der Bundesrepublik Deutschland, der Französischen Republik, des Großherzogtums Luxemburg, des Königreichs der Niederlande, der Schweizerischen Eidgenossenschaft und die Europäische Gemeinschaft, Bern.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (2001): Rhein-Ministerkonferenz 2001 - Rhein 2020 - Programm zur nachhaltigen Entwicklung des Rheins, Koblenz.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (2002): Vergleich des Istzustandes des Rheins 1990 bis 2000. Berichte der IKSR, 123.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (2003): Stromaufwärts - Bilanz Aktionsprogramm Rhein, Koblenz.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (2004): Vergleich des Istzustandes des Rheins 1990 bis 2001. Berichte der IKSR, 143.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (2007a): Stoffliste Rhein 2007. Berichte der IKSR, 161d.

- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (2007b): Vergleich des Istzustandes des Rheins 1990 bis 2004. Berichte der IKSR, 159d.
- INTERNATIONALE KOMMISSION ZUM SCHUTZ DES RHEINS (IKSR) (2009): Ableitung von Umweltqualitätsnormen für die Rhein-relevanten Stoffe. Berichte der IKSR, 164, Koblenz.
- JACOBS, J.M.; RHODES, M.R.; MARTIN, B.; MCINTOSH, D.; VAN HEUKELEM, W.F. & HARRELL, R.M. (2008): Tissue-specific sampling for the estimation of striped bass whole-body proximate composition. *Transactions of the American Fisheries Society*, 137 (2), 386-392.
- KÄFERSTEIN, F.K.; ALTMANN, H.-J.; KALLISCHNIGG, G.; KLEIN, H.; KOSSEN, M.-T.; LORENZ, H.; MÜLLER, J.; SCHMIDT, E. & ZUFELDE, K.P. (1979): Blei, Cadmium und Quecksilber in und auf Lebensmitteln - Ursachen, Konsequenzen, Erfordernisse - Modellstudie. ZENTRALE ERFASSUNGS- UND BEWERTUNGSSTELLE FÜR UMWELTCHEMIKALIEN (Hrsg.). ZEBS-Berichte, 1/1979. Dietrich Reimer Verlag.
- KALLISCHNIGG, G. & LEGEMANN, P. (1982): Studie zum Aufbau eines Monitoring-Systems in Umweltchemikalien. ZENTRALE ERFASSUNGS- UND BEWERTUNGSSTELLE FÜR UMWELTCHEMIKALIEN (Hrsg.). ZEBS-Berichte, 1/1982. Dietrich Reimer Verlag.
- KAPPET, J. (2006): Qualitätsorientierter Gewässerschutz in Deutschland. HOFFMAN-RIEM, W.; KOCH, H.-J. & RAMSAUER, U. (Hrsg.): *Schriftenreihe der Forschungsstelle Umweltrecht der Universität Hamburg*, Band 55. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden. 241 Seiten.
- KIRKPATRICK, R.L. (1977): Sample sizes to set tolerance limits. *Journal of Quality Technology*, 9 (1), 6-11.
- KLEIN, R.; BARTEL, M.; NEITZKE, M.; NENTWICH, K.; PAULUS, M.; QUACK, M. & WAGNER, G. (2003): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Brassens (*Abramis brama*). UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.). Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben. <http://anubis.uba.de/wwwupb/servlet/upb>.
- KLEIN, R.; BARTEL, M.; NENTWICH, K.; PAULUS, M.; QUACK, M. & WAGNER, G. (2005): Beiträge zur Probenahme und Probenbeschreibung für die Umweltprobenbank des Bundes - Jahresbericht 2004 - Informationsgehalt von Probenarten und Entwicklung von Referenzwerten. Universität Trier, FB VI - Biogeographie.
- KLEIN, R. & PAULUS, M. (Hrsg.) (1995): Umweltproben für die Schadstoffanalytik im Biomonitoring - Standards zur Qualitätssicherung bis zum Laboreingang. Gustav Fischer Verlag, Jena. 365 Seiten.
- KLEIN, R.; PAULUS, M.; WAGNER, G. & MÜLLER, P. (1994): Biomonitoring und Umweltprobenbank, Teil I: Das ökologische Rahmenkonzept zur Qualitätssicherung in der Umweltprobenbank des Bundes. *UWSF - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 6 (4), 223-231.
- KLOEPFER, M. (1996): Umweltschutz als Verfassungsrecht - Zum neuen Art 20a GG. *Deutsches Verwaltungsblatt*, 2, 73-80.
- KLOEPFER, M. (2004): Umweltrecht, 3. Aufl. Verlag C.H. Beck, München. 1963 Seiten.
- KÖCK, W. (1997a): Rechtsfragen der Umweltzielplanung - Zur Diskussion um die Erstellung eines nationalen Umweltzielplanes. Zugleich ein Beitrag zur Nachhaltigkeitsdebatte. In: INSTITUT FÜR UMWELTRECHT BREMEN (Hrsg.): *Qualitätsorientierung im Umweltrecht - Umweltqualitätsziele für einen nachhaltigen Umweltschutz*. Schriften des Vereins für Umweltrecht, S. 117-145. Rhobos-Verlag, Berlin.

- KÖCK, W. (1997b): Umweltqualitätsziele und Umweltrecht - Die neue Umweltzieldebatte und ihre Bedeutung für das regulative Umweltrecht. *Zeitschrift für Umweltrecht*, 2, 79-87.
- KRISTIANSEN, J.; CHRISTENSEN, J.M.; IVERSEN, B.I. & SABBIOLO, E. (1997): Toxic trace element reference levels in blood and urine: influence of gender and lifestyle factors. *The Science of the Total Environment*, 204, 147-160.
- KRÜGER, K.E. & KRUSE, R. (1984): Fische als Bioindikatoren für anorganische und organische Umweltkontaminanten in Seen und Flüssen unterschiedlicher Ökosysteme - Erweiterter staatlicher Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben 106 05 024 des Umweltbundesamtes. Staatliches Veterinäruntersuchungsamt für Fische und Fischwaren, Cuxhaven.
- KUHLMANN, H. (1995): Der Mitwertschutz im gesamtdeutschen Grundgesetz. *Natur und Recht*, 1, 1-10.
- KÜRZL, H. (1988): Exploratory data analysis: recent advances for the interpretation of geochemical data. *Journal of Geochemical Exploration*, 30, 309-322.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band I: Teil I: Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen, Teil II: Erprobung der Zielvorgaben von 28 gefährlichen Wasserinhaltsstoffen in Fließgewässern. Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1998a): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band II: Ableitung und Erprobung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (1998b): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III: Teil I: Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen, Teil II: Erprobung der Zielvorgaben für Wirkstoffe in Bioziden und Pflanzenschutzmitteln für trinkwasserrelevante oberirdische Binnengewässer. Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2003a): Entwurf zur Musterverordnung zur Umsetzung der Anhänge II und V der Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik mit Stand vom 02.07.2003. <http://www.wasserblick.net/servlet/is/11476/>.
- LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER (LAWA) (2003b): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Band III: Teil III: Erprobung der Zielvorgaben für Wirkstoffe in Herbiziden und Insektiziden in Oberflächengewässern für das Schutzgut "Aquatische Lebensgemeinschaften". Kulturbuchverlag Berlin GmbH, Berlin.
- LANDESAMT FÜR FORSTEN UND GROßSCHUTZGEBIETE MECKLENBURG-VORPOMMERN & NATIONALPARKAMT MÜRITZ (2004): Müritz-Nationalpark - Nationalparkplan - Leitbild und Ziele. Umweltministerium & Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei, Schwerin.
- LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BADEN WÜRTTEMBERG (2005): Signale aus der Natur - 20 Jahre biologische Umweltbeobachtung, Karlsruhe.
- LEHNES, P. & HÄRTLING, J.W. (1997): Der logische Aufbau von Umweltzielsystemen. In: GESELLSCHAFT FÜR UMWELTGEOWISSENSCHAFTEN (GUG) (Hrsg.): *Umweltqualitätsziele*, S. 9-49. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.

- LEWIS, R.A.; PAULUS, M.; HORRAS, C. & KLEIN, B. (1989): Abschlussbericht zum FE-Vorhaben 10605056 "Umsetzung der Richtlinien für die Umweltprobenbank in die Praxis" - Auswahl von ökologischen Umweltbeobachtungsgebieten in der Bundesrepublik Deutschland. FR Biogeographie der Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- LIAO, C.M.; TSAI, J.W.; LING, M.P.; LIANG, H.M.; CHOU, Y.H. & YANG, P.T. (2004): Organ-specific toxicokinetics and dose-response of arsenic in tilapia *Oreochromis mossambicus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47 (4), 502-510.
- LWBÜVO RHEINLAND-PFALZ (2004): LWBÜVO - Landesgewässerbestandsaufnahme - und -zustandsüberwachungs-Verordnung - Rheinland-Pfalz - vom 6. Oktober 2004.
- LWG RHEINLAND-PFALZ (2004): LWG - Landeswassergesetz - Wassergesetz für das Land Rheinland-Pfalz vom 22. Januar 2004.
- MARKERT, B.; HERPIN, U.; SIEWERS, U.; BERLEKAMP, J. & LIETH, H. (1996): The German heavy metal survey by means of mosses. *The Science of the Total Environment*, 182 (1-3), 159-168.
- MARZALLI, S. (1994): Zur Relevanz von Leitbildern und Standards für die ökologische Planung. In: BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ANL) (Hrsg.): *Leitbilder - Umweltqualitätsziele - Umweltstandards*. Laufener Seminarbeiträge, 4/94, S. 11-23, Laufen/Salzbach.
- MCGEACHY, S.M. & DIXON, D.G. (1990): Effect of temperature on the chronic toxicity of Arsenate to Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47 (11), 2228-2234.
- MEINKEN, L. (2001): Emissions- versus Immissionsorientierung. GILHUIS, P.; KRÄMER, L.; LÜBBE-WOLFF, G. & WINTER, G. (Hrsg.): *Umweltrechtliche Studien*, 28. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden. 319 Seiten.
- MÜLLER, F. & WIGGERING, H. (2004): Umweltziele und Indikatoren: Begriffe, Methoden, Aufgaben und Probleme. In: MÜLLER, F. & WIGGERING, H. (Hrsg.): *Umweltziele und Indikatoren*, S. 3-16. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- NENTWICH, K.; BARTEL, M.; KLEIN, R.; NEITZKE, M.; PAULUS, M.; QUACK, M. & WAGNER, G. (2003): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Europäisches Reh (*Capreolus c. capreolus*). UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.). Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben. <http://anubis.uba.de/wwwupb/servlet/upb>.
- NIELSEN, D.; HYLDIG, G.; NIELSEN, J. & NIELSEN, H.H. (2005): Lipid content in herring (*Clupea harengus* L.) - influence of biological factors and comparison of different methods of analyses: solvent extraction, Fatmeter, NIR and NMR. *Lwt-Food Science and Technology*, 38 (5), 537-548.
- NITTKA, J. (2004): Das Moos-Monitoring - Aktuelle Entwicklungen. Bayernweite Erfassung der Hintergrundgehalte persistenter Spurenstoffe und Schwermetalle. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. http://www.bayern.de/lfu/tat_bericht/tb_200x/tb_2003/pdf/moos_monitoring.pdf.
- OSTERWINTER, R. & AUBERLE, A. (2007): Duden - Deutsches Universallexikon, 6. überarb. und erw. Aufl. Dudenverlag, Mannheim Leipzig Wien Zürich. 2016 Seiten.
- PAULUS, M. (2003): Bewertungsgrundlagen für das rückstandsorientierte Biomonitoring in der Bundesrepublik Deutschland. Habilitationsschrift. Universität Trier, FB VI - Biogeographie. <http://ub-dok.uni-trier.de/diss/habil45/19990526/19990526.htm>.

- PAULUS, M.; ALTMAYER, M.; KLEIN, R.; KLENKE, R.; NENTWICH, K.; SPRENGART, J.; STEGNER, J. & WAGNER, G. (1992): Abschlussbericht zum FE-Vorhaben 10808011 "Zustandsdokumentation der Belastungssituation auf dem Gebiet der ehemaligen DDR durch Umweltproben". Institut für Biogeographie am Zentrum für Umweltforschung der Universität des Saarlandes, Saarbrücken.
- PAULUS, M.; BARTEL, M.; KLEIN, R.; NEITZKE, M.; NENTWICH, K.; QUACK, M. & WAGNER, G. (2003a): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Silbermöwe (*Larus argentatus*). UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.). Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben. <http://anubis.uba.de/wwwupb/servlet/upb>.
- PAULUS, M.; BARTEL, M.; KLEIN, R.; NEITZKE, M.; NENTWICH, K.; QUACK, M. & WAGNER, G. (2003b): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Stadttaube (*Columba livia f. domestica*). UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.). Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben. <http://anubis.uba.de/wwwupb/servlet/upb>.
- PAULUS, M.; WAGNER, G. & KLEIN, R. (1996): Biomonitoring und Umweltprobenbank, Teil VI: Anwendung von UPB-Strategien zur Qualitätssicherung in der Umweltüberwachung. *UWSF - Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie*, 8, 52-56.
- PETERS, A.K.; JONES, M.L.; HONEYFIELD, D.C. & BENCE, J.R. (2007): Monitoring energetic status of Lake Michigan Chinook salmon using water content as a predictor of whole-fish lipid content. *Journal of Great Lakes Research*, 33 (1), 253-263.
- PETERS, H.-J. (1994): Leitbilder, Umweltqualitätszeile und Umweltstandards aus rechtlicher Sicht. In: BAYERISCHE AKADEMIE FÜR NATURSCHUTZ UND LANDSCHAFTSPFLEGE (ANL) (Hrsg.): *Laufener Seminarbeiträge*, 4/94, S. 153-158, Laufen/Salzbach.
- PETITCLERK, C. & SOLBERG, H.E. (1987): Approved recommendation (1987) on the theory of reference values. Part 2. Selection of individuals for the production of reference values. *Journal of Clinical Chemistry and Clinical Biochemistry*, 170, 1-12.
- PETRI, M. (2006): Water quality of lake Constance. In: KNEPPER, T.P. (Hrsg.): *The Rhine*. HUTZINGER, O. The handbook of environmental chemistry, 5 L, S. 127-138. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- PFEIFFER, H.W. (2000): Die Bedeutung von Brassen, *Abramis brama* (L.), und Plötze, *Rutilus rutilus* (L.), für die Stoff- und Energieflüsse im Belauer See, Schleswig Holstein. Dissertation. Universität Hamburg, Fachbereich Biologie.
- PFLSCHANWV (1992): Verordnung über Anwendungsverbote für Pflanzenschutzmittel (Pflanzenschutzmittel-Anwendungsverordnung).
- POULSEN, O.M.; HOLST, E. & CHRISTENSEN, J.M. (1997): Calculation and application of coverage intervals for biological reference values. *Pure and Applied Chemistry*, 69 (7), 1601-1611.
- QUACK, M. (2003): Die Donau als weiteres Probenahmegebiet der Umweltprobenbank des Bundes - Untersuchungen zur Vorbereitung von Probenahmen an limnischen Probenarten. Universität Trier, FB VI - Biogeographie.
- QUACK, M.; BARTEL, M.; KLEIN, R.; NEITZKE, M.; NENTWICH, K.; PAULUS, M. & WAGNER, G. (2003): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Regenwurm (*Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea longa*). UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.). Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben. <http://anubis.uba.de/wwwupb/servlet/upb>.

- RAPPOLDER, M.; SCHROTER-KERMANI, C.; SCHADEL, S.; WALLER, U. & KORNER, W. (2007): Temporal trends and spatial distribution of PCDD, PCDF, and PCB in pine and spruce shoots. *Chemosphere*, 67 (9), 1887-1896.
- RASCHAUER, B. & ENNÖCKEL, D. (2005): Umweltqualitätsziele aus juristischer Sicht - Überblick. In: INSTITUT FÜR UMWELTRECHT DER JKU LINZ & ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLVERBAND (Hrsg.): *Jahrbuch des österreichischen und europäischen Umweltrechts: Umweltqualitätsziele - Chancen und Risiken am Beispiel Luft, Wasser und Naturschutz*, Band 16, S. 75-88. Manzsche Verlags- und Universitätsbuchhandlung, Wien.
- REACH (2006): Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission.
- REHBINDER, E. (1997): Festlegungen von Umweltzielen - Begründung, Begrenzung, instrumentelle Umsetzung. *Natur und Recht*, 19 (7), 313-328.
- REICHERT, G. (2005): Der nachhaltige Schutz grenzübergreifender Gewässer in Europa. OPPERMAN, T. (Hrsg.): *Tübinger Schriften zum internationalen und europäischen Recht*, Band 76. Duncker & Humblot, Berlin. 395 Seiten.
- REIMANN, C. & FILZMOSER, P. (1999): Normal and lognormal data distribution in geochemistry: death of a myth. Consequences for the statistical treatment of geochemical and environmental data. *Environmental Geology*, 39 (9), 1001-1014.
- REIMANN, C.; FILZMOSER, P. & GARRETT, G. (2005): Background and threshold: critical comparison of methods of determination. *The Science of the Total Environment*, 346, 1-16.
- RHMV (1999): Verordnung über Höchstmengen an Rückständen von Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmitteln, Düngemitteln und sonstigen Mitteln in oder auf Lebensmitteln vom 21. Oktober 1999 - Rückstands-Höchstmengenverordnung (RHmV)
- RICHTLINIE 82/176/EWG (1982): Richtlinie 82/176/EWG des Rates vom 22. März 1982 betreffend Grenzwerte und Qualitätsziele für Quecksilberableitungen aus dem Industriezweig Alkalichloridelektrolyse.
- RICHTLINIE 83/213/EWG (1983): Richtlinie 83/513/EWG des Rates vom 26. September 1983 betreffend Grenzwerte und Qualitätsziele für Cadmiumableitungen.
- RICHTLINIE 84/156/EWG (1984): Richtlinie 84/156/EWG des Rates vom 8. März 1984 betreffend Grenzwerte und Qualitätsziele für Quecksilberableitungen mit Ausnahme des Industriezweigs Alkalichloridelektrolyse.
- RICHTLINIE 84/491/EWG (1984): Richtlinie 84/491/EWG des Rates vom 9. Oktober 1984 betreffend Grenzwerte und Qualitätsziele für Ableitungen von Hexachlorcyclohexan.
- RICHTLINIE 86/280/EWG (1986): Richtlinie 86/280/EWG des Rates vom 12. Juni 1986 betreffend Grenzwerte und Qualitätsziele für die Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe im Sinne der Liste I im Anhang der Richtlinie 76/464/EWG.
- RICHTLINIE 2006/11/EG (2006): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Februar 2006 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft.

- RICHTLINIE 2008/105/EG (2008): Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG.
- RICKER, W.E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada*, 191, 1-382.
- RÜDEL, H.; FLIEDNER, A.; KÖSTER, J. & SCHRÖTER-KERMANI, C. (2010): Twenty years of elemental analysis of marine biota within the German Environmental Specimen Bank—a thorough look at the data. *Environmental Science and Pollution Research*, Online first.
- RÜDEL, H. & WEINGÄRTNER, M. (2009): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Transport von Umweltproben. UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.). Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben. http://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/IME_SOP_Transport_V200.pdf.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1994): Umweltgutachten 1994 - Für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart. 379 Seiten.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1996): Umweltgutachten 1996 - Zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart. 467 Seiten.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) (1998): Umweltgutachten 1998 - Erreichtes sichern - Neue Wege gehen. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart. 387 Seiten.
- SANDEN, J. (1999): Umweltrecht, 1. Aufl. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden. 358 Seiten.
- SANDHÖVEL, A. (1995): Politisch-administrative Rahmenbedingungen von Umweltqualitätszielen. In: DÖRHOFER, G.; THEIN, J. & WIGGERING, H. (Hrsg.): *Umweltqualitätsziele - natürliche Variabilität - Grenzwerte*. GESELLSCHAFT FÜR UMWELTGEOWISSENSCHAFTEN (GUG). *Umweltgeologie heute*, 5, S. 17-23. Ernst & Sohn Verlag, Berlin.
- SANDHÖVEL, A. (1997): Die Zieldiskussion in der Umweltpolitik - politische und rechtliche Aspekte. In: BARTH, S. & KÖCK, W. (Hrsg.): *Qualitätsorientierung im Umweltrecht: Umweltqualitätsziele für einen nachhaltigen Umweltschutz*, S. 23-44. Rhombos-Verlag, Berlin.
- SCHMALHOLTZ, M. (2004): Rechtliche Aspekte bei der Festsetzung von Umweltzielen. In: MÜLLER, F. & WIGGERING, H. (Hrsg.): *Umweltziele und Indikatoren*, S. 63-78. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- SCHRADER, C. (1999): Europäischer Umweltschutz nach den Änderungen im Amsterdamer Vertrag. *Umwelt- und Planungsrecht*, 6, 201-205.
- SCHROTER-KERMANI, C.; KREFT, D.; SCHILLING, B.; HERRCHEN, M. & WAGNER, G. (2006): Polycyclic aromatic hydrocarbons in pine and spruce shoots - temporal trends and spatial distribution. *Journal of Environmental Monitoring*, 8 (8), 806-811.

- SCHULZE-FIELITZ, H. (2006): Artikel 20a [Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen]. In: DREIER, H. (Hrsg.): *Grundgesetz-Kommentar, Band II, Artikel 20-82*, S. 288-326. Mohr Siebeck, Tübingen.
- SCHWERTMANN, N.C.; OWENS, M.A. & ADNAN, R. (2004): A simple more general boxplot method for identifying outliers. *Computational Statistics and Data Analysis*, 47 (11), 165-174.
- SOLBERG, H.E. (1987a): Approved recommendation (1986) on the theory of reference values. Part 1. The concept of reference values. *Clinica Chimica Acta*, 165, 111-118.
- SOLBERG, H.E. (1987b): Approved recommendation (1987) on the theory of reference values. Part 5. Statistical treatment of collected reference values. Determination of reference limits. *Clinica Chimica Acta*, 170, 13-32.
- SOLBERG, H.E. (2004): The IFCC recommendation on estimation of reference intervals - The RefVal Program. *Clinical Chemistry and Laboratory Medicine*, 42 (7), 710-714.
- SOLBERG, H.E. & PETITCLERK, C. (1988): Approved recommendation (1988) on the theory of reference values. Part 3. Preparation of individuals and collection of specimens for the production of reference values. *Clinica Chimica Acta*, 177 (3), 3-11.
- SOLBERG, H.E. & STAMM, D. (1991): Approved recommendation on the theory on reference values. Part 4. Control of analytical variation in the production, transfer and application of reference values. *European Journal of Clinical Chemistry and Clinical Biochemistry*, 29, 531-535.
- STEFFENS, W. (1985): Grundlagen der Fischernährung. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. 226 Seiten.
- STÖCKER, G. (1980): Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation. In: SCHUBERT, R. & SCHUH, J. (Hrsg.): *Methodische und theoretische Grundlagen der Bioindikation - Bioindikation 1*. Wissenschaftliche Beiträge der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 1980/24 (P8), S. 10-21, Halle.
- STREFFER, C.; BÜCKER, J.; CANSIER, A.; CANSIER, D.; GETHMANN, C.F.; GUDERIAN, R.; HANEKAMP, G.; HENSCHLER, D.; PÖCH, G.; REHBINDER, E.; RENN, O.; SLESINA, M. & WUTTKE, K. (2000): Umweltstandards - Kombinierte Expositionen und ihre Auswirkungen auf den Menschen und seine Umwelt. EUROPÄISCHE AKADEMIE ZUR ERFORSCHUNG VON FOLGEN WISSENSCHAFTLICH-TECHNISCHER ENTWICKLUNGEN (Hrsg.): *Wissenschaftsethik und Technikfolgenbeurteilung*, Band 5. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- TRINKWV (2001): Trinkwasserverordnung -Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vom 21. Mai 2001.
- TUKEY, J.W. (1977): Exploratory data analysis. Addison-Wesley Publishing Company, Reading Menlo Park London Amsterdam Don Mills Sydney. 688 Seiten.
- UMEG ZENTRUM FÜR UMWELTMESSUNGEN UMWELTERHEBUNGEN UND GERÄTESICHERHEIT BADEN-WÜRTTEMBERG (2003): Methodische Empfehlungen zur Abgrenzung von Gebieten mit großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten im Boden, Auszug aus dem Forschungsbericht 200 71 238 "Kennzeichnung von Gebieten mit großflächig siedlungsbedingt erhöhten Schadstoffgehalten in Böden". Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit - Bodenschutz., Karlsruhe und Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (1996a): Konzept der Referenz- und Human-Biomonitoring-(HBM)-Werte in der Umweltmedizin. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 39 (6), 221-224.

- UMWELTBUNDESAMT (1996b): Stoffmonographie Blei - Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte (HBM). *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 39 (6), 236-241.
- UMWELTBUNDESAMT (1997): Stoffmonographie Pentachlorphenol - Referenz- und Human-Biomonitoring-(HBM)-Werte. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 40 (6), 212-222.
- UMWELTBUNDESAMT (1998a): Quecksilber - Referenzwerte. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 41 (6), 270-271.
- UMWELTBUNDESAMT (1998b): Stoffmonographie Cadmium-Referenz - und Human-Biomonitoring-(HBM)-Werte. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 41 (5), 218-226.
- UMWELTBUNDESAMT (1999a): Aktualisierung der Referenzwerte für Pentachlorphenol im Serum und im Urin. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 42 (7), 599-600.
- UMWELTBUNDESAMT (1999b): Referenzwerte für HCB, β -HCH, DDT und PCB in Frauenmilch. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 42 (6), 533-539.
- UMWELTBUNDESAMT (1999c): Stoffmonographie PCB - Referenzwerte für Blut. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 42 (6), 511-521.
- UMWELTBUNDESAMT (1999d): Stoffmonographie Quecksilber - Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte (HBM). *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 42 (6), 522-532.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.) (2000): Ziele für die Umweltqualität - Eine Bestandsaufnahme. Erich Schmidt Verlag, Berlin. 180 Seiten.
- UMWELTBUNDESAMT (2001): Nickel. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 44 (12), 1243-1248.
- UMWELTBUNDESAMT (2002): Addendum zur "Stoffmonographie Blei - Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte" der Kommission Human-Biomonitoring. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 45 (9), 757-753.
- UMWELTBUNDESAMT (2003a): Aktualisierung der Referenzwerte für Blei, Cadmium und Quecksilber im Blut und Urin von Erwachsenen. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 46 (12), 1112-1113.
- UMWELTBUNDESAMT (2003b): Aktualisierung der Referenzwerte für PCB-138, -153, -180 im Vollblut sowie Referenzwerte für HCB, β -HCH und DDE im Vollblut. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 46 (2), 161-168.
- UMWELTBUNDESAMT (2003c): Innere Belastung der Allgemeinbevölkerung in Deutschland mit Organophosphaten und Referenzwerte für die Organophosphatmetabolite DMP, DMTP und DEP im Urin. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 46 (12), 1107-1111.
- UMWELTBUNDESAMT (2003d): Referenzwerte für Platin im Urin. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 46 (5), 448-450.

- UMWELTBUNDESAMT (2003e): Stoffmonographie Arsen - Referenzwerte für Urin. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 46 (12), 1098-1106.
- UMWELTBUNDESAMT (2004): Aktualisierung des Referenzwertes für Pentachlorphenol im Morgenurin. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 47 (5), 499-502.
- UMWELTBUNDESAMT (2005a): 1-Hydroxypyren im Urin als Indikator einer inneren Belastung mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) - Referenzwert für 1-Hydroxypyren im Urin. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 48 (10), 1194-1206.
- UMWELTBUNDESAMT (2005b): Innere Belastung der Allgemeinbevölkerung in Deutschland mit Pyrethroiden und Referenzwerte für Pyrethroid-Metabolite im Urin. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 48 (10), 1187-1193.
- UMWELTBUNDESAMT (2005c): Neue und aktualisierte Referenzwerte für Schadstoffgehalte in Blut und Urin von Kindern - Arsen, Blei, Cadmium und Quecksilber. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 48 (11), 1308-1312.
- UMWELTBUNDESAMT (2005d): Stoffmonographie Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) - Referenzwerte für 5oxo-MEHP und 5OH-MEHP im Urin. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 48 (6), 706-722.
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Ableitung von Human-Biomonitoring-(HBM-) Werten auf der Basis tolerabler Aufnahmemengen – Teil III: HBM-Werte für Di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP). *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 50 (2), 255–259.
- UMWELTBUNDESAMT (2008): Aktualisierung der Referenzwerte für HCB, β -HCH, DDT und PCB in Frauenmilch. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 51 (10), 1239–1242.
- UMWELTBUNDESAMT (2009a): 2. Addendum zur "Stoffmonographie Blei - Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte" der Kommission Human-Biomonitoring. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 52 (10), 983-986.
- UMWELTBUNDESAMT (2009b): Addendum zur „Stoffmonographie Quecksilber – Referenz- und Human-Biomonitoring-Werte“ der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 52 (12), 1228–1234.
- UMWELTBUNDESAMT (2009c): Neue und aktualisierte Referenzwerte für Antimon, Arsen und Metalle (Blei, Cadmium, Nickel, Quecksilber, Thallium und Uran) im Urin und im Blut von Kindern in Deutschland. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 52 (10), 977-982.
- UMWELTBUNDESAMT (2009d): Neue und aktualisierte Referenzwerte für Metabolite von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) im Urin von Kindern in Deutschland. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 52 (10), 969–972.
- UMWELTBUNDESAMT (2009e): Neue und aktualisierte Referenzwerte für Organochlorverbindungen (PCB 138, PCB 153, PCB 180, HCB, β -HCH und DDE) im

- Vollblut von Kindern in Deutschland. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 52 (10), 973–976.
- UMWELTBUNDESAMT (2009f): Neue und aktualisierte Referenzwerte für Schädlingsbekämpfungsmittel: Organophosphat- und Pyrethroid-Metabolite im Urin von Kindern in Deutschland. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 52 (10), 964–968.
- UMWELTBUNDESAMT (2009g): Referenzwerte für Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) im Blutplasma. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 52 (8), 878–875.
- UMWELTBUNDESAMT (2009h): Stoffmonografie Chlorphenole – Referenzwerte. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, 52 (10), 987–1001.
- VENBRÜGGE, G. (1988): Charakterisierung des Untersuchungsraums. In: BLUME, H.-P.; FRÄNZLE, O.; HEYDEMANN, B.; KAPPEN, L. & WIDMOOSER, P. (Hrsg.): *Ökosystemforschung im Bereich der Bornöveder Seenforschung - Interne Mitteilungen*, Heft 2, S. 2-39, Kiel.
- VOGT-BEHEIM, C. (2004): Flexibilisierung von Umweltstandards. BOTHE, M.; REHBINDER, E. & STEINBERG, R. (Hrsg.): *Frankfurter Schriften zum Umweltrecht*, Band 35. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden. 282 Seiten.
- VOLKMAN, U. (1999): Qualitätsorientiertes Umweltrecht - Leistungsfähigkeit, Probleme und Grenzen. *Deutsches Verwaltungsblatt*, 9, 579-588.
- WACHS, B. (1994): Limnotoxizität und Ökobewertung der Schwermetalle sowie entsprechende Qualitätsziele zum Schutz aquatischer Ökosysteme. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie*, 48, 425-486.
- WACHS, B. (1996): Fische als Indikatoren für Schwermetall-Belastungen. *Münchener Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flussbiologie*, 49, 104-149.
- WAECHTER, K. (1996): Umweltschutz als Staatsziel. *Natur und Recht*, 7, 321-327.
- WAGNER, G.; BARTEL, M.; KLEIN, R.; NEITZKE, M.; NENTWICH, K.; PAULUS, M. & QUACK, M. (2003): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Dreikantmuschel (*Dreissena polymorpha*). UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.). Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben. <http://anubis.uba.de/wwwupb/servlet/upb>.
- WAGNER, G.; BARTEL, M.; KLEIN, R.; PAULUS, M.; TARRICONE, K.; TEUBNER, D. & QUACK, M. (2009a): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Pyramiden Pappel (*Populus nigra 'Italica'*). UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.). Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben. http://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/SOP_Pappel_V_2%20%201.pdf.
- WAGNER, G.; BARTEL, M.; KLEIN, R.; PAULUS, M.; TARRICONE, K.; TEUBNER, D. & QUACK, M. (2009b): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Rot-Buche (*Fagus sylvatica*). UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.). Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben. http://www.umweltprobenbank.de/upb_static/fck/download/SOP_Buche_V_%20%200%201.pdf.

- WALZ, R. (2004): Die Anwendung von Zielen und Indikatoren im Schutz von Oberflächengewässern. In: MÜLLER, F. & WIGGERING, H. (Hrsg.): *Umweltziele und Indikatoren*, S. 435-449. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- WEINFURTNER, K.; KÖRDEL, W.; DREHER, P.; WAGNER, G. & SPRENGART, J. (2004): Richtlinie zur Probenahme und Probenbearbeitung - Boden. UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.). Verfahrensrichtlinien für Probenahme, Transport, Lagerung und chemische Charakterisierung von Umwelt- und Humanorganproben. <http://anubis.uba.de/wwwupb/servlet/upb>.
- WIMMER, J. (2005): Umweltqualitätsziele aus ökologischer und Praxissicht. In: INSTITUT FÜR UMWELTRECHT DER JKU LINZ & ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLVERBAND (Hrsg.): *Jahrbuch des österreichischen und europäischen Umweltrechts: Umweltqualitätsziele - Chancen und Risiken am Beispiel Luft, Wasser und Naturschutz*, Band 16, S. 89-100. Manzsche Verlags- und Universitätsbuchhandlung, Wien.
- WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasser-Rahmen-Richtlinie) vom 22. Dezember 2000.
- YEANNES, M.I. & ALMANDOS, M.E. (2003): Estimation of fish proximate composition starting from water content. *Journal of Food Composition and Analysis*, 16 (1), 81-92.

Anhang I: Zusatzprobenahmen

Bodensee

Tab. I-1: Biometrische Charakterisierung der Brassen aus dem Bodensee

Nr.	Alter [a]	Gewicht [g]	LC [cm]	LT [cm]	KF	Leber [g]	HSI	Niere [g]	Milz [g]	Innereien [g]	Geschlecht
1	19	1572	52,5	45,5	1,09	16,1	1,02	11,2	2,2	142,0	w
2	6	1509	50,5	43,5	1,17	18,8	1,25	8,3	3,45	170,1	m
3	8	2221	56,0	49,0	1,26	27,0	1,22	21,7	5,5	236,2	m
4	25	1505	53,5	46,5	0,98	11,2	0,74	10,2	1,2	120,1	w
5	17	1853	58,0	52,0	0,95	14,37	0,77	13,5	4,6	110,6	m
6	20	2378	61,0	53,0	1,05	33,2	1,40	23,8	2,6	305,1	w
7	5	1226	45,5	39,0	1,30	15,8	1,29	10,0	4,7	110,1	m
8	7	1202	46,0	39,5	1,23	15,8	1,31	8,0	2,8	123,5	m
9	22	1505	54,0	47,5	0,96	17,8	1,18	16,4	2,5	172,8	w
10	17	1980	57,0	50,5	1,07	30,5	1,54	16,7	3,3	127,1	m
11	9	1854	55,0	48,0	1,11	23,6	1,27	23,6	4,0	193,5	m
12	5	1220	46,0	40,0	1,25	13,9	1,14	8,3	3,2	127,2	m
13	5	1287	47,0	41,0	1,24	14,4	1,12	7,5	4,0	133,3	m
14	6	1376	48,0	42,0	1,24	14,6	1,06	10,4	3,9	113,6	m
15	23	2242	59,0	52,0	1,09	24,1	1,07	23,8	2,7	295,3	w

Tab. I-2: Fett- und Wassergehalt sowie Kupfergehalt in der Muskulatur der Bodensee-Brassen

Nr.	Fettgehalt [%]	Wassergehalt [%]	Cu [µg/g TG]
1	1,96	80,7	1,04
2	4,91	76,4	1,02
3	5,93	75,8	1,32
4	1,19	k.A.	n.b.
5	1,37	84,0	0,875
6	1,74	80,1	1,66
7	3,77	77,5	124
8	5,16	78,0	5,00
9	1,96	81,2	1,92
10	0,99	80,6	6,19
11	4,75	74,8	1,91
12	2,99	77,7	1,26
13	4,76	75,3	1,46
14	2,39	78,0	1,82
15	4,25	75,6	1,39

k.A. = keine Angabe n.b. = nicht bestimmbar

Tab. I-3: CKW-Gehalte in der Muskulatur der Bodensee-Brassen

Nr.	PCB (z) [ng/g Fett]	HCB [ng/g Fett]	α-HCH [ng/g Fett]	β-HCH [ng/g Fett]	γ-HCH [ng/g Fett]	OCS [ng/g Fett]	HE, cis [ng/g Fett]	Dieldrin [ng/g Fett]	pp-DDE [ng/g Fett]	pp-DDD [ng/g Fett]
1	1,65	49,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	615	44,5
2	1,12	19,2	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5,95	43,9	6,83
3	1,94	33,7	1,43	0,535	6,29	n.b.	2,16	8,15	177	29,1
4	0,0704	6,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	71,2	n.b.
5	1,85	80,4	n.b.	n.b.	n.b.	1,44	n.b.	n.b.	970	72,5
6	1,73	46,0	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1273	103
7	0,866	22,1	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	89,1	24,8
8	0,765	17,7	1,57	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	27,0	7,11
9	6,55	167	n.b.	n.b.	n.b.	6,05	n.b.	n.b.	1501	136
10	1,34	32,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	799	71,4
11	1,87	23,2	n.b.	0,901	7,59	n.b.	n.b.	7,19	97,3	22,0
12	1,10	29,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	51,8	12,1
13	1,49	26,4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6,11	51,2	13,3
14	0,748	20,9	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	73,9	17,2
15	2,63	53,7	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	10,4	491	67,2

n.b. = nicht bestimmbar

Tab. I-4: CKW-Gehalte in der Muskulatur der Bodensee-Brassen (Fortsetzung)

Nr.	pp-DDT [ng/g Fett]	op-DDT [ng/g Fett]	PCB52 [ng/g Fett]	PCB101 [ng/g Fett]	PCB118 [ng/g Fett]	PCB138 [ng/g Fett]	PCB153 [ng/g Fett]	PCB180 [ng/g Fett]
1	n.b.	3,68	45,1	323	245	1473	1646	721
2	n.b.	0,961	n.b.	29,0	12,5	138	136	61
3	n.b.	2,34	43,5	127	62,4	421	432	178
4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	191	185	115
5	n.b.	14,9	167	814	477	2727	2229	1288
6	n.b.	8,41	155	807	523	3103	2456	1381
7	n.b.	2,56	36,2	207	87,6	650	602	300
8	n.b.	n.b.	n.b.	30,7	10,9	136	114	70
9	n.b.	11,03	468	1794	1046	4712	3852	2007
10	n.b.	8,08	69,2	753	373	3122	2883	1703
11	0,976	3,83	34,1	100	55,7	293	255	128
12	n.b.	n.b.	n.b.	39,0	n.b.	192	169	100
13	n.b.	n.b.	21,6	110	42,8	335	269	157
14	n.b.	2,08	n.b.	78,6	42,8	342	313	192
15	n.b.	5,84	115	661	254	1698	1276	788

n.b. = nicht bestimmbar

Müritz-Nationalpark

Tab. I-5: Biometrische Charakterisierung der Brassen aus dem Hof- und Priesterbäcker See

Nr.	Alter [a]	Gewicht [g]	LC [cm]	LT [cm]	KF	Leber [g]	HSI	Niere [g]	Milz [g]	Innereien [g]	Ge- schlecht
1	15	1426	53,0	46,0	0,96	15,4	1,08	2,3	2,2	115,7	w
2	13	1435	53,0	46,0	0,96	17,4	1,21	6,2	4,2	112,3	w
3	14	1327	50,5	42,5	1,03	13,7	1,03	5,6	2,5	142,8	w
4	8	771	41,0	36,5	1,12	7,5	0,97	4,7	1,6	47,2	w
5	12	1418	51,0	43,5	1,07	16,7	1,18	6,9	2,3	108,5	w
6	16	1415	52,5	46,5	0,98	13,8	0,98	4,2	2,6	104,7	w
7	12	926	45,0	39,0	1,02	8,1	0,87	8,2	1,9	54,8	w
8	14	843	44,5	39,0	0,96	7,6	0,90	5,4	2,0	45,2	m
9	10	783	43,5	36,5	0,95	7,6	0,97	4,8	1,9	37,7	m
10	10	578	37,0	34,0	1,14	6,2	1,07	2,4	1,3	33,9	m
11	8	574	39,5	33,0	0,93	6,4	1,11	2,7	0,9	35,0	w
12	9	566	37,0	32,5	1,12	5,1	0,90	3,1	1,3	23,4	m
13	9	524	37,0	32,5	1,03	3,9	0,74	2,8	1,3	27,7	w
14	9	535	36,5	32,0	1,10	5,1	0,95	2,4	1,0	28,6	w
15	9	511	36,0	31,5	1,10	6,1	1,19	2,0	0,7	28,9	w

Tab. I-6: Fett- und Wassergehalt sowie Kupfergehalt in der Muskulatur der Brassen aus dem Hof- und Priesterbäcker See

Nr.	Fettgehalt [%]	Wassergehalt [%]	Cu [µg/g TG]
1	3,87	80,3	1,12
2	3,16	81,2	1,22
3	4,96	79,1	1,20
4	4,77	80,0	1,25
5	3,95	82,3	1,19
6	4,38	80,2	1,16
7	3,96	81,3	1,23
8	3,98	84,9	1,59
9	4,17	87,8	1,97
10	3,16	80,7	1,14
11	1,78	80,5	1,03
12	1,96	81,5	1,14
13	1,59	81,9	0,884
14	1,57	79,9	1,39
15	1,38	81,1	1,32

Tab. I-7: CKW-Gehalte in der Muskulatur der Brassen aus Hof- und Priesterbäcker See

Nr.	PCB (z) [ng/g Fett]	HCB [ng/g Fett]	p,p-DDE [ng/g Fett]	p,p-DDD [ng/g Fett]	PCB 138 [ng/g Fett]	PCB 153 [ng/g Fett]	PCB 180 [ng/g Fett]
1	n.b.	1,18	256	64,3	n.b.	n.b.	9,66
2	n.b.	1,50	210	51,2	n.b.	n.b.	11,5
3	0,0322	2,65	309	88,6	27,3	21,4	11,5
4	n.b.	1,59	73,3	13,5	n.b.	n.b.	n.b.
5	0,0101	1,31	135	36,3	n.b.	n.b.	6,36
6	n.b.	0,798	136	34,9	n.b.	n.b.	8,59
7	n.b.	1,03	120	26,2	n.b.	n.b.	5,12
8	n.b.	0,697	62,3	4,31	n.b.	n.b.	5,72
9	n.b.	1,75	152	32,0	n.b.	n.b.	6,06
10	n.b.	0,957	71,2	11,7	n.b.	n.b.	n.b.
11	n.b.	5,47	222	41,1	n.b.	n.b.	n.b.
12	n.b.	n.b.	143	19,5	n.b.	n.b.	n.b.
13	n.b.	2,07	277	39,6	n.b.	n.b.	20,8
14	n.b.	5,05	201	31,7	n.b.	n.b.	n.b.
15	n.b.	4,23	280	45,0	n.b.	n.b.	n.b.

n.b. = nicht bestimmbar

Anhang II: Referenzwerte bezogen auf das Frischgewicht

Elemente: Kupfer

Der niedrigste Kupfergehalt der Zeitreihe liegt bei 0,176 µg/g FG, der höchste bei 0,680 µg/g FG. Der Höchstgehalt der Zeitreihe wird lediglich leicht von Referenzwert IV des BZ 97/98 überschritten. Der Referenzwert I aller BZ ist niedriger als das Minimum der Zeitreihe.

Tab. II-1: Kupfergehalt [µg/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,277	0,447	0,0227	0,702	0,176	0,0227	0,277	0,447	0,702
99/00	0,291	0,390	0,143	0,538	0,236	0,143	0,291	0,390	0,538
01/02	0,253	0,361	0,0895	0,524	0,209	0,0895	0,253	0,361	0,524
03/04	0,238	0,326	0,106	0,458	0,197	0,106	0,238	0,326	0,458
05/06	0,232	0,301	0,128	0,405	0,214	0,128	0,232	0,301	0,405
07/08	0,255	0,327	0,147	0,434	0,205	0,147	0,255	0,327	0,434

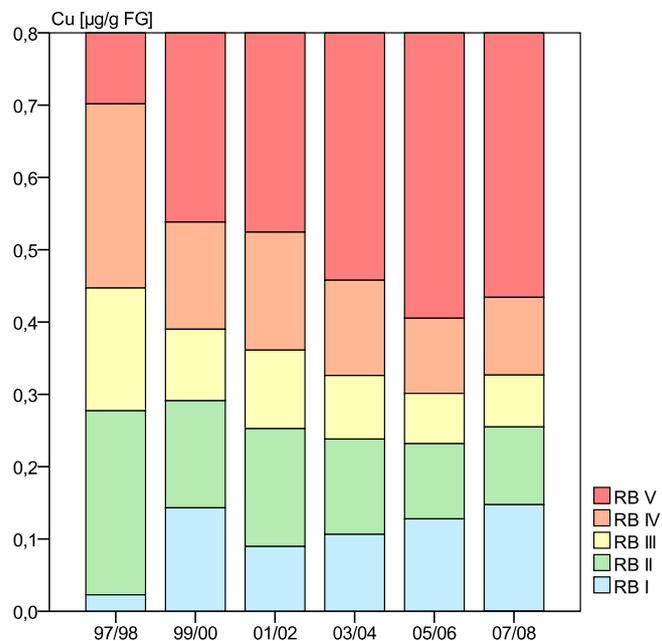


Abb. II-1: Kupfergehalt [µg/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Elemente: Quecksilber

Der höchste Quecksilbergehalt der Zeitreihe liegt bei 606 ng/g FG. Dieser Höchstgehalt wird vom Referenzwert IV der BZ 97/98, 99/00 und 05/06 überschritten.

Der Höchstgehalt von Quecksilber im Muskelfleisch von Fischen nach der EG-Kontaminantenverordnung darf maximal 0,5 mg/kg Frischgewicht betragen. Die Umweltqualitätsnorm nach Richtlinie 2008/105/EG beträgt 20 µg/kg FG.

Tab. II-2: Quecksilbergehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	117	429	-349	895	38	38,4	117	429	895
99/00	127	361	-225	713	37	37,4	127	361	713
01/02	119	296	-147	562	32	31,8	119	296	562
03/04	107	304	-189	600	24	24,1	107	304	600
05/06	101	305	-205	611	29	28,8	101	305	611
07/08	118	270	-109	497	21	21,1	118	270	497

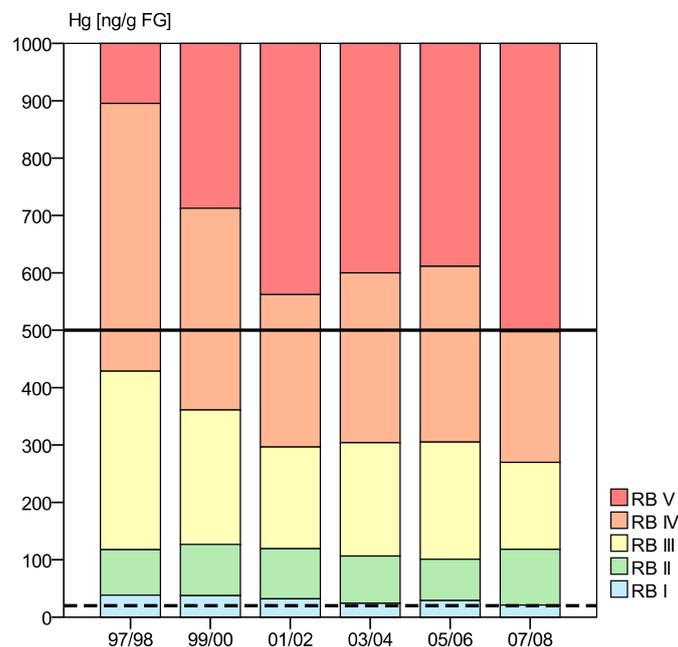


Abb. II-2: Quecksilbergehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur mit Höchstgehalt nach EG-Kontaminantenverordnung (durchgezogene Linie) und Umweltqualitätsnorm nach Richtlinie 2008/105/EG (gestrichelte Linie)

Elemente: Thallium

Der höchste Thalliumgehalt der Zeitreihe beträgt 6,81 ng/g FG. Dieser Höchstgehalt wird von keinem Referenzwert überschritten. Im BZ 05/06 sind die Referenzwerte I und II identisch, da mehr als 25 % der Analysewerte unterhalb der Bestimmungsgrenze liegen.

Tab. II-3: Thalliumgehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,448	1,61	-1,30	3,35	0,170	0,170	0,448	1,61	3,35
99/00	0,252	2,11	-2,53	4,89	0,0282	0,107 ¹⁾	0,252	2,11	4,89
01/02	0,410	1,75	-1,59	3,75	0,103	0,107 ¹⁾	0,410	1,75	3,75
03/04	0,285	2,16	-2,52	4,97	0,100	0,107 ¹⁾	0,285	2,16	4,97
05/06	0,107 ¹⁾	1,95	-2,65	4,71	0,0992	0,107 ¹⁾	0,107 ¹⁾	1,95	4,71
07/08	0,464	1,88	-1,66	4,00	0,0993	0,107 ¹⁾	0,464	1,88	4,00

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

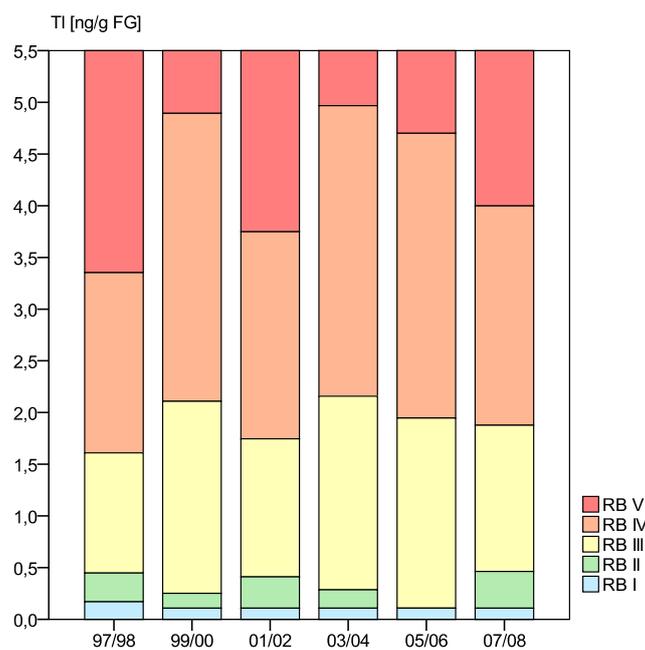


Abb. II-3: Thalliumgehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Elemente: Blei (Pb)

Der höchste Bleigehalt der Zeitreihe liegt bei 64,0 ng/g FG. Dieser Höchstgehalt wird von keinem Referenzwert überschritten

Der Höchstgehalt von Blei im Muskelfleisch von Fischen nach der EG-Kontaminantenverordnung darf maximal 0,2 mg/kg Frischgewicht betragen.

Tab. II-4: Bleigehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	12,1	20,3	-0,20	32,5	7,38	7,38	12,1	20,3	32,5
99/00	19,3	29,8	3,63	45,5	10,1	3,63	19,3	29,8	45,5
01/02	11,3	24,9	-9,12	45,3	5,14	5,14	11,3	24,9	45,3
03/04	12,2	22,9	-3,89	38,9	5,27	5,27	12,2	22,9	38,9
05/06	6,64	16,9	-8,69	32,2	2,17	2,17	6,64	16,9	32,2
07/08	5,33	13,2	-6,49	25,0	1,13	1,13	5,33	13,2	25,0

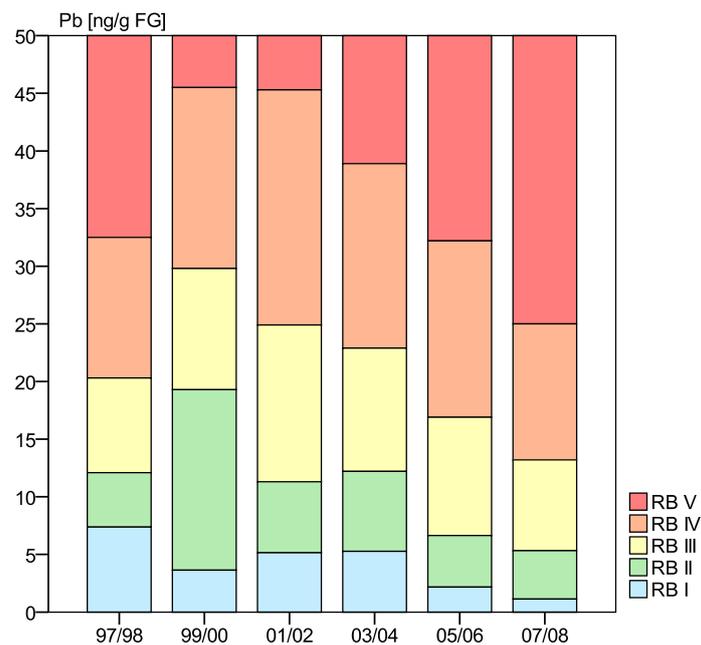


Abb. II-4: Bleigehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV Brassenmuskulatur

Elemente: Arsen (As)

Der höchste Arsengehalt der Zeitreihe liegt bei 0,237 µg/g FG. Dieser Höchstgehalt wird lediglich vom Referenzwert IV des BZ 05/06 überschritten.

Tab. II-5: Arsengehalt [µg /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,0481	0,0953	-0,0226	0,166	0,0345	0,0345	0,0481	0,0953	0,166
99/00	0,0582	0,0870	0,0151	0,130	0,0355	0,0151	0,0582	0,0870	0,130
01/02	0,0715	0,124	-0,0070	0,202	0,0352	0,0352	0,0715	0,124	0,202
03/04	0,0704	0,115	0,0031	0,183	0,0260	0,0107 ¹⁾	0,0704	0,115	0,183
05/06	0,0683	0,149	-0,0528	0,270	0,0463	0,0463	0,0683	0,149	0,270
07/08	0,0655	0,130	-0,0315	0,227	0,0223	0,0223	0,0655	0,130	0,227

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

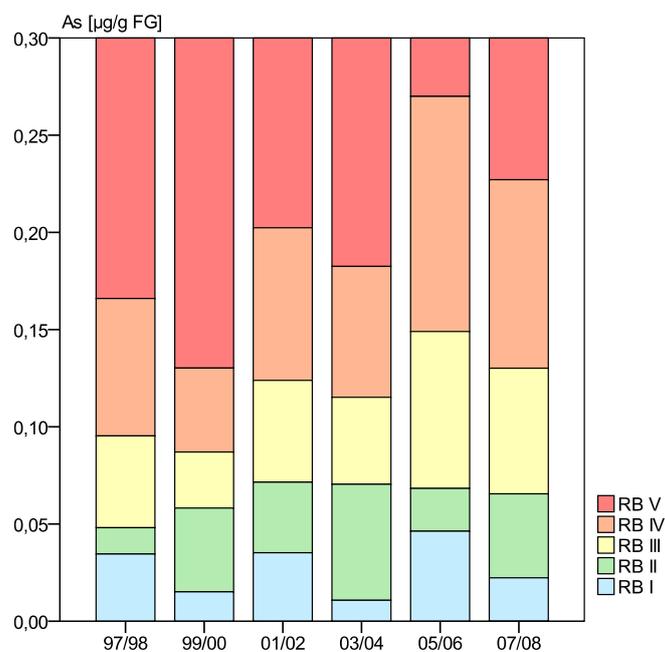


Abb. II-5: Arsengehalt [µg /g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Elemente: Selen (Se)

Der niedrigste Selengehalt der Zeitreihe liegt bei 0,0948 µg/g FG, der höchste bei 1,56 µg/g FG. Der höchste Arsengehalt der Zeitreihe wird unwesentlich vom Referenzwert IV des BZ 07/08 überschritten. Der Referenzwert I der BZ 99/00, 03/04 und 05/06 ist niedriger als das Minimum der Zeitreihe.

Tab. II-6: Selengehalt [µg /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,568	0,817	0,196	1,19	0,129	0,196	0,568	0,817	1,19
99/00	0,425	0,669	0,0576	1,04	0,138	0,0576	0,425	0,669	1,04
01/02	0,420	0,581	0,179	0,822	0,0948	0,179	0,420	0,581	0,822
03/04	0,352	0,544	0,0640	0,833	0,118	0,0640	0,352	0,544	0,833
05/06	0,466	0,726	0,0768	1,11	0,169	0,0768	0,466	0,726	1,11
07/08	0,616	0,903	0,185	1,33	0,207	0,185	0,616	0,903	1,33

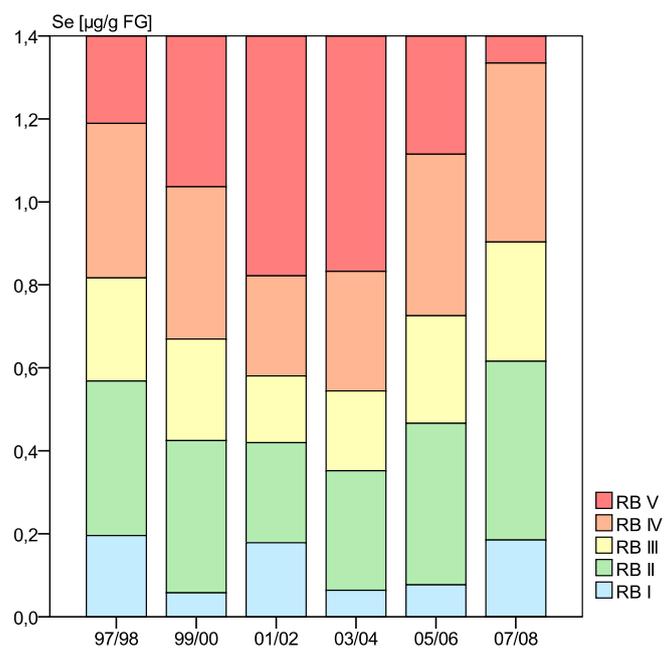


Abb. II-6: Selengehalt [µg/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW): Pentachlorbenzol (PCB(z))

Der höchste PCB(z)-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 10,8 ng/g FG. Dieser Gehalt wird von keinem Referenzwert überschritten.

Tab. II-7: PCB(z)-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,754	4,25	-6,31	10,6	0,0225	0,0225	0,754	4,25	10,6
99/00	0,946	3,24	-2,50	6,69	0,0442	0,0442	0,946	3,24	6,69
01/02	0,463	2,45	-2,52	5,43	0,0506	0,0506	0,463	2,45	5,43
03/04	0,308	1,87	-2,03	4,21	0,0391	0,0391	0,308	1,87	4,21
05/06	0,298	1,37	-1,31	2,97	0,0434	0,0434	0,298	1,37	2,97
07/08	0,290	1,35	-1,30	2,95	0,0828	0,0828	0,290	1,35	2,95

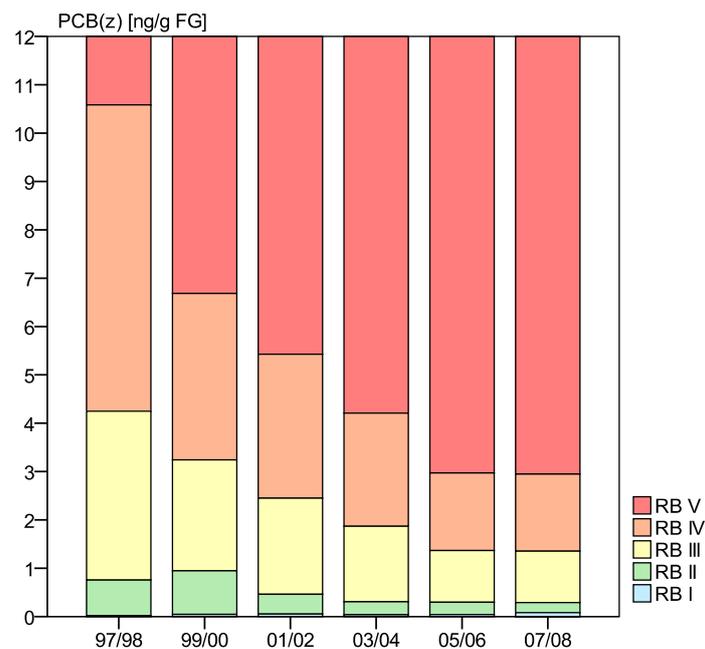


Abb. II-7: PCB(z)-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: Hexachlorbenzol (HCB)

Der höchste HCB-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 101 ng/g FG. Die Referenzwert IV der BZ 97/98 und 99/00 übersteigt diese Konzentration.

Der Höchstgehalt von HCB im essbaren Anteil von Fische nach RHmVO darf maximal 0,05 mg/kg FG betragen. Die Umweltqualitätsnorm nach Richtlinie 2008/105/EG beträgt 10 µg/kg FG.

Tab. II-8: HCB-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	4,96	73,3	-97,5	176	0,0985	0,0985	4,96	73,3	176
99/00	7,16	46,5	-51,9	106	0,344	0,344	7,16	46,5	106
01/02	4,72	32,0	-36,2	72,9	0,190	0,190	4,72	32,0	72,9
03/04	3,09	25,9	-31,1	60,0	0,143	0,143	3,09	25,9	60,0
05/06	3,39	18,8	-19,7	41,8	0,186	0,186	3,39	18,8	41,8
07/08	3,25	16,7	-17,0	37,0	0,249	0,249	3,25	16,7	37,0

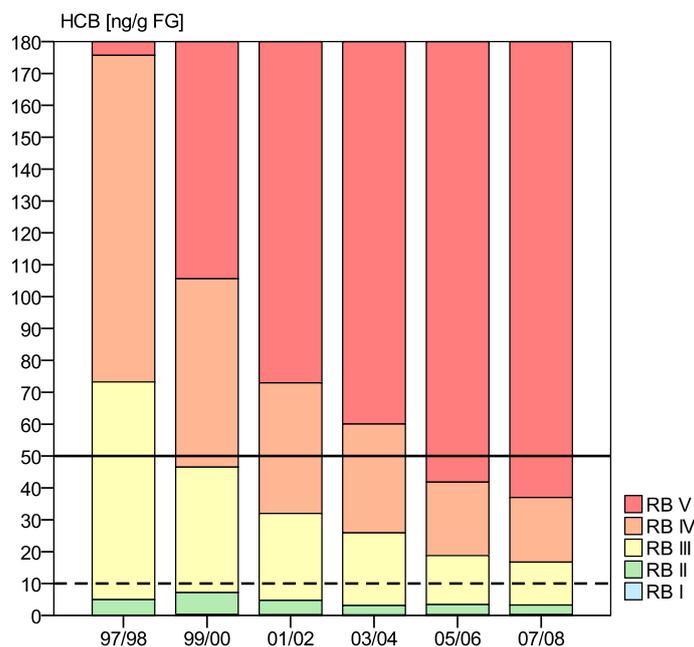


Abb. II-8: HCB-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur mit Höchstgehalt nach RHmVO (durchgezogene Linie) und Umweltqualitätsnorm nach Richtlinie 2008/105/EG (gestrichelte Linie)

CKW: Alpha-Hexachlorcyclohexan (α -HCH)

Der höchste α -HCH-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 39,8 ng/g FG. Dieses Zeitreihenmaximum wird von keinem Referenzwert überschritten.

Der Höchstgehalt von α -HCH im essbaren Anteil von Fisch nach RHmVO darf maximal 0,02 mg/kg FG betragen.

Tab. II-9: α -HCH-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,230	2,08	-2,547	4,86	0,0328	0,0335 ¹⁾	0,230	2,08	4,86
99/00	0,444	1,80	-1,594	3,84	0,0323	0,0335 ¹⁾	0,444	1,80	3,84
01/02	0,114	0,606	-0,625	1,34	0,0317	0,0335 ¹⁾	0,114	0,606	1,34
03/04	0,0848	1,15	-1,512	2,75	0,0297	0,0335 ¹⁾	0,0848	1,15	2,75
05/06	0,0335 ¹⁾	0,731	-1,013	1,78	0,0325	0,0335 ¹⁾	0,0335 ¹⁾	0,731	1,78
07/08	0,0335 ¹⁾	0,644	-0,883	1,56	0,0317	0,0335 ¹⁾	0,0335 ¹⁾	0,644	1,56

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

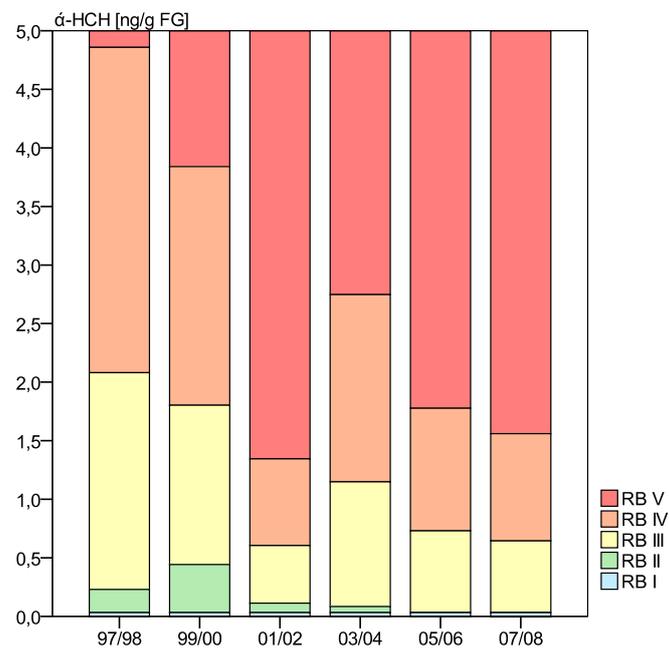


Abb. II-9: α -HCH-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: Beta-Hexachlorcyclohexan (β -HCH)

Der höchste β -HCH-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 180 ng/g FG. Dieses Zeitreihenmaximum wird von keinem Referenzwert überschritten.

Der Höchstgehalt von β -HCH im essbaren Anteil von Fisch nach RHmVO darf maximal 0,01 mg/kg FG betragen.

Tab. II-10: β -HCH-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,502	1,28	-0,67	2,45	0,0129	0,0135 ¹⁾	0,502	1,28	2,45
99/00	0,392	1,86	-1,82	4,07	0,0128	0,0135 ¹⁾	0,392	1,86	4,07
01/02	0,105	3,26	-4,62	7,98	0,0126	0,0135 ¹⁾	0,105	3,26	7,98
03/04	0,0986	3,01	-4,27	7,38	0,0124	0,0135 ¹⁾	0,0986	3,01	7,38
05/06	0,0830	2,02	-2,82	4,92	0,0129	0,0135 ¹⁾	0,0830	2,02	4,92
07/08	0,0600	0,905	-1,21	2,17	0,0142	0,0135 ¹⁾	0,0600	0,905	2,17

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

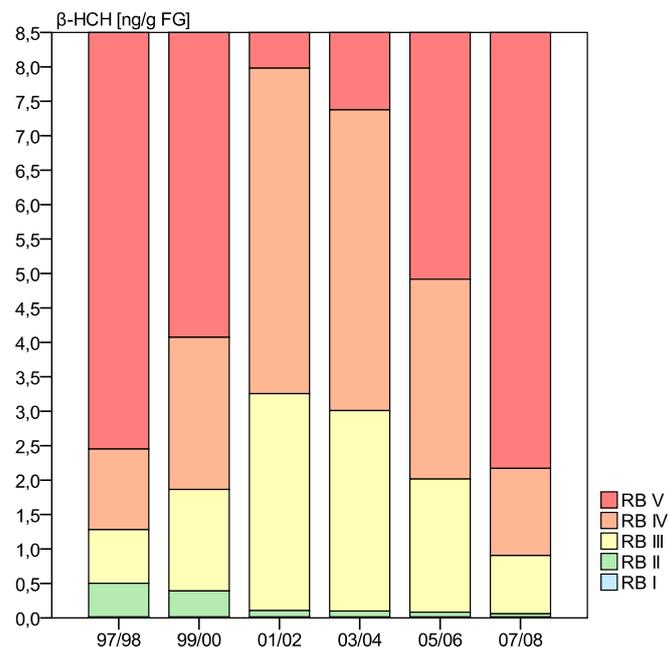


Abb. II-10: β -HCH-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: Gamma-Hexachlorcyclohexan (γ -HCH)

Der höchste γ -HCH-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 7,94 ng/g FG. Dieses Zeitreihenmaximum wird von keinem Referenzwert überschritten.

Der Höchstgehalt von γ -HCH im essbaren Anteil von Fisch nach RHmVO darf maximal 0,05 mg/kg FG betragen.

Tab. II-11: γ -HCH-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,627	2,88	-2,76	6,27	0,149	0,155 ¹⁾	0,627	2,88	6,27
99/00	0,645	1,98	-1,36	3,99	0,147	0,155 ¹⁾	0,645	1,98	3,99
01/02	0,379	1,17	-0,81	2,37	0,143	0,155 ¹⁾	0,379	1,17	2,37
03/04	0,299	1,31	-1,21	2,82	0,142	0,155 ¹⁾	0,299	1,31	2,82
05/06	0,155 ¹⁾	0,663	-0,61	1,43	0,148	0,155 ¹⁾	0,155 ¹⁾	0,663	1,43
07/08	0,155 ¹⁾	0,627	-0,55	1,33	0,144	0,155 ¹⁾	0,155 ¹⁾	0,627	1,33

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

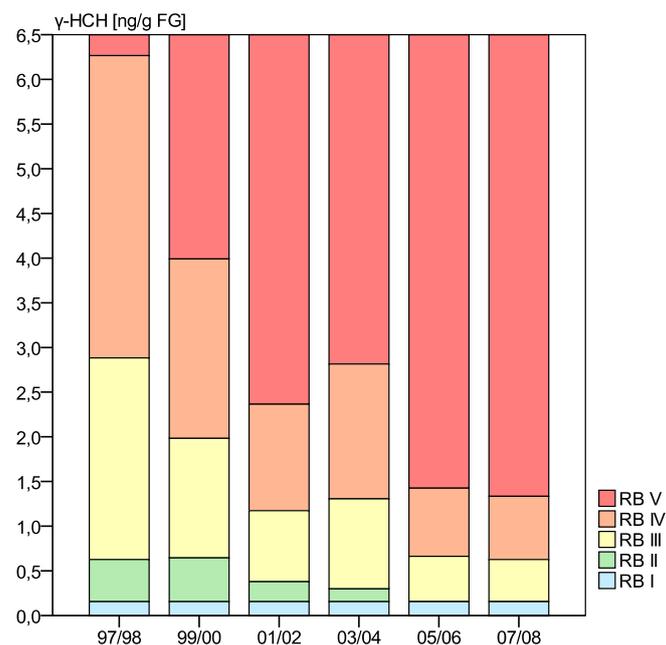


Abb. II-11: γ -HCH-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: Heptachlor (HC)

In den Bezugszeiträumen 97/98 und 99/00 liegen mehr als 75% der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Ab dem Bezugszeitraum 01/02 liegen alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Aus diesem Grund wird entsprechend den Festlegungen in Kap. 4.3.4 lediglich ein Referenzwert nach abgeleitet:

$$RW I = RW II = RW III = RW IV = 1/2 \cdot BG_{\max} = 0,0500 \text{ ng/g FG}$$

CKW: Heptachlorepid, cis-Isomer (HE cis)

Der höchste HE cis-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 0,276 ng/g FG. Der Referenzwert IV der BZ 97/98, 99/00 und 01/02 übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Tab. II-12: HE cis-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,0500 ¹⁾	0,144	-0,0903	0,284	0,0494	0,0500 ¹⁾	0,0500 ¹⁾	0,144	0,284
99/00	0,0500 ¹⁾	0,177	-0,1398	0,366	0,0470	0,0500 ¹⁾	0,0500 ¹⁾	0,177	0,366
01/02	0,0500 ¹⁾	0,170	-0,1303	0,350	0,0476	0,0500 ¹⁾	0,0500 ¹⁾	0,170	0,350
03/04	0,0500 ¹⁾	0,0894	-0,0092	0,149	0,0448	0,0500 ¹⁾	0,0500 ¹⁾	0,0894	0,149
05/06	0,0500 ¹⁾	0,120	-0,0551	0,225	0,0487	0,0500 ¹⁾	0,0500 ¹⁾	0,120	0,225
07/08	0,0500 ¹⁾	0,0500 ¹⁾	0,0500 ¹⁾	0,0500 ¹⁾		0,0500 ¹⁾	0,0500 ¹⁾	0,0500 ¹⁾	0,0500 ¹⁾

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

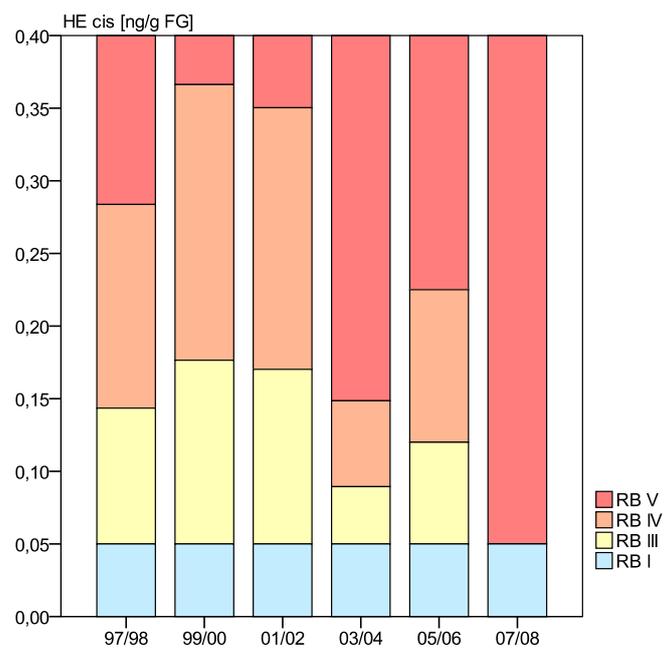


Abb. II-12: HE cis-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: Heptachlorepoxid, trans-Isomer (HE trans)

Alle Werte liegen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Aus diesem Grund wird entsprechend den Festlegungen in Kap. 4.3.4 lediglich ein Referenzwert nach Formel 4.9 abgeleitet:

$$RW I = RW II = RW III = RW IV = 1/2 \cdot BG_{\max} = 0,105 \text{ ng/g FG}$$

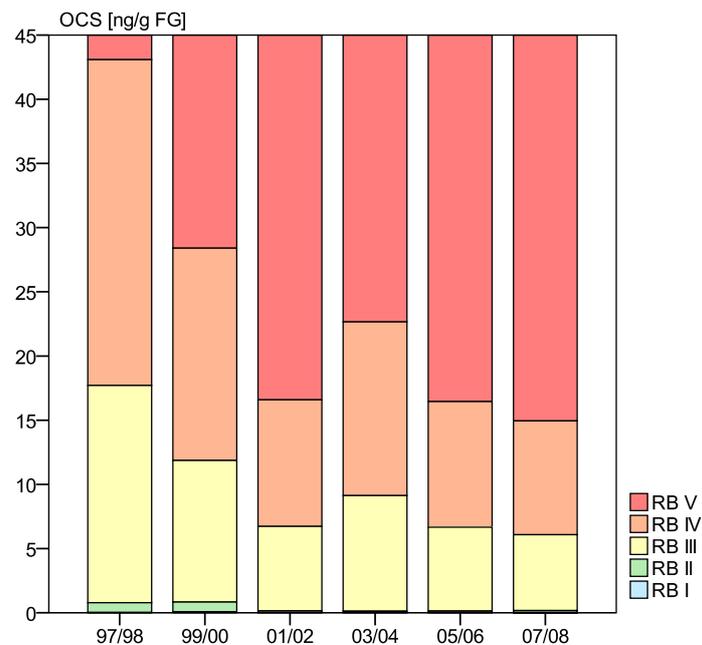
CKW: Octachlorstyrol (OCS)

Der höchste OCS-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 33,3 ng/g FG. Der Referenzwert IV des BZ 97/98 übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Tab. II-13: OCS-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,784	17,7	-24,6	43,1	0,0198	0,0205 ¹⁾	0,784	17,7	43,1
99/00	0,841	11,9	-15,7	28,4	0,0747	0,0747	0,841	11,9	28,4
01/02	0,154	6,73	-9,7	16,6	0,0193	0,0205 ¹⁾	0,154	6,73	16,6
03/04	0,123	9,13	-13,4	22,7	0,0188	0,0205 ¹⁾	0,123	9,13	22,7
05/06	0,145	6,67	-9,6	16,4	0,0197	0,0205 ¹⁾	0,145	6,67	16,4
07/08	0,177	6,09	-8,7	15,0	0,0192	0,0205 ¹⁾	0,177	6,09	15,0

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

**Abb. II-13: OCS-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur**

CKW: Aldrin

In allen Bezugszeiträumen liegen mehr als 75% der Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Aus diesem Grund wird entsprechend den Festlegungen in Kap. 4.3.4 lediglich ein Referenzwert nach Formel 4.9 abgeleitet:

$$RW I = RW II = RW III = RW IV = 1/2 * BG_{max} = 0,0385 \text{ ng/g FG}$$

CKW: Dieldrin

Der höchste Dieldrin-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 2,29 ng/g FG. Der Referenzwert IV des BZ 97/98 übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Der Höchstgehalt von Aldrin und Dieldrin gesamt im essbaren Anteil von Fisch nach RHmVO darf maximal 0,03 mg/kg FG betragen.

Tab. II-14: Dieldrin-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,120 ¹⁾	1,19	-1,48	2,79	0,119	0,120 ¹⁾	0,120 ¹⁾	1,19	2,79
99/00	0,120 ¹⁾	0,993	-1,19	2,30	0,117	0,120 ¹⁾	0,120 ¹⁾	0,993	2,30
01/02	0,120 ¹⁾	0,770	-0,86	1,75	0,114	0,120 ¹⁾	0,120 ¹⁾	0,770	1,75
03/04	0,120 ¹⁾	1,02	-1,23	2,37	0,113	0,120 ¹⁾	0,120 ¹⁾	1,02	2,37
05/06	0,120 ¹⁾	0,678	-0,72	1,51	0,117	0,120 ¹⁾	0,120 ¹⁾	0,678	1,51
07/08	0,120 ¹⁾	0,644	-0,67	1,43	0,120	0,120 ¹⁾	0,120 ¹⁾	0,644	1,43

¹⁾ 1/2*BG_{max}

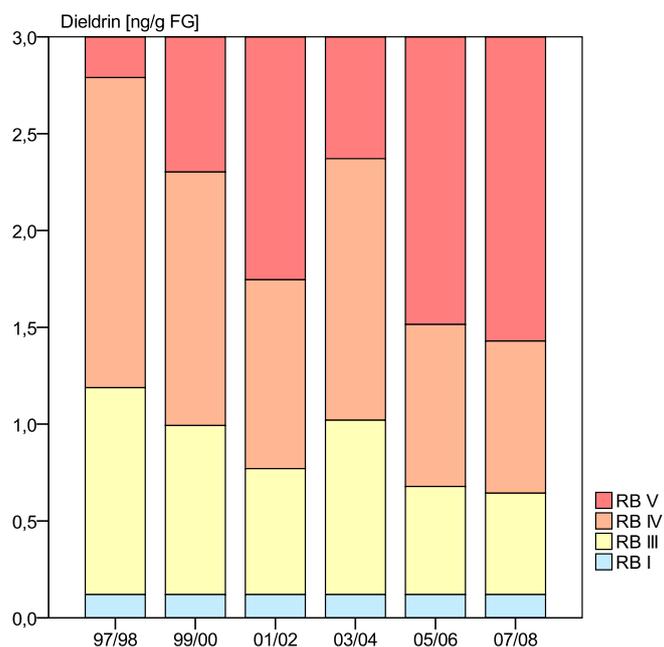


Abb. II-14: Dieldrin-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: p,p- Dichlordiphenyldichlorethen (p,p-DDE)

Der höchste p,p-DDE-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 220 ng/g FG. Lediglich der Referenzwert IV des BZ 03/04 überschreitet leicht dieses Zeitreihenmaximum.

Tab. II-15: p,p-DDE-Gehalt [ng /g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	16,7	90,1	-93,5	200	1,67	1,67	16,7	90,1	200
99/00	20,7	75,0	-60,7	156	2,08	2,08	20,7	75,0	156
01/02	13,5	66,4	-65,9	146	0,949	0,949	13,5	66,4	146
03/04	11,6	97,4	-117,2	226	0,948	0,948	11,6	97,4	226
05/06	14,2	78,9	-82,8	176	1,14	1,14	14,2	78,9	176
07/08	12,8	77,4	-84,1	174	1,61	1,61	12,8	77,4	174

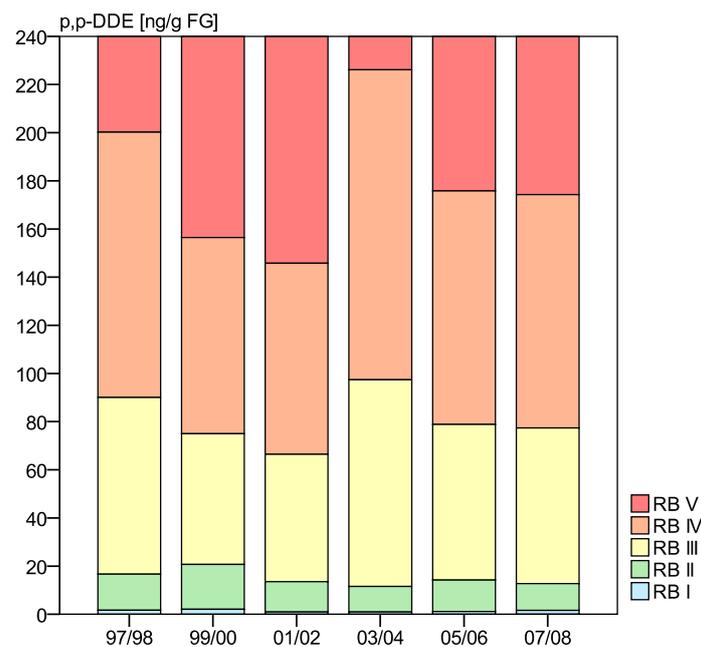


Abb. II-15: p,p-DDE-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: p,p-Dichlordiphenyldichlorethan (p,p-DDD)

Der höchste p,p-DDD-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 95,7 ng/g FG. Lediglich der Referenzwert IV des BZ 03/04 überschreitet dieses Zeitreihenmaximum.

Tab. II-16: p,p-DDD-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	4,18	39,9	-49,4	93,5	0,0587	0,0587	4,18	39,9	93,5
99/00	5,45	36,7	-41,4	83,5	0,374	0,374	5,45	36,7	83,5
01/02	3,61	33,3	-40,9	77,8	0,0913	0,0913	3,61	33,3	77,8
03/04	1,94	45,7	-63,6	111	0,0968	0,0968	1,94	45,7	111
05/06	2,25	28,8	-37,6	68,6	0,143	0,143	2,25	28,8	68,6
07/08	2,52	38,2	-51,0	91,7	0,223	0,223	2,52	38,2	91,7

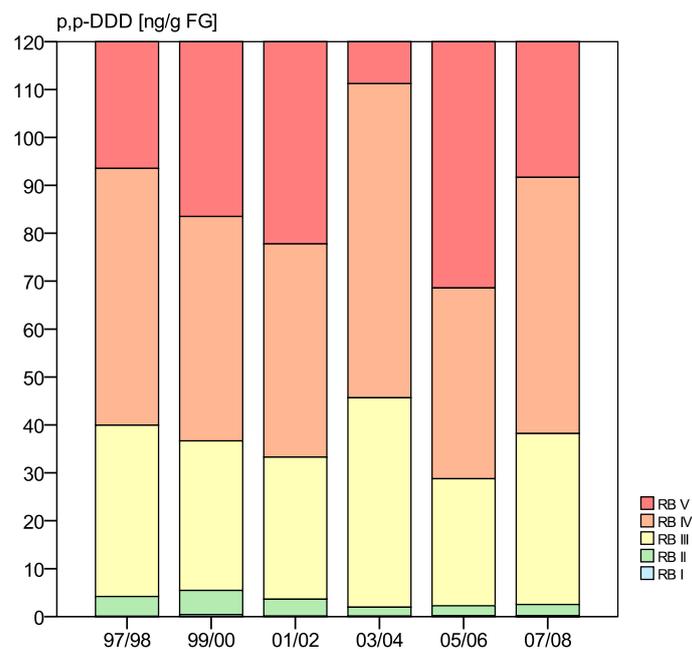


Abb. II-16: p,p-DDD-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: p,p-Dichlordiphenyltrichlorethan (p,p-DDT)

Der höchste p,p-DDT-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 3,29 ng/g FG. Kein Referenzwert übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Tab. II-17: p,p-DDT-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,123	1,01	-1,20	2,33	0,0188	0,0195 ¹⁾	0,123	1,01	2,33
99/00	0,138	0,8172	-0,88	1,84	0,0187	0,0195 ¹⁾	0,138	0,817	1,84
01/02	0,151	0,8075	-0,83	1,79	0,0433	0,0195 ¹⁾	0,151	0,808	1,79
03/04	0,0996	1,02	-1,28	2,40	0,0178	0,0195 ¹⁾	0,0996	1,02	2,40
05/06	0,100	0,7576	-0,89	1,74	0,0187	0,0195 ¹⁾	0,100	0,758	1,74
07/08	0,0954	0,8474	-1,03	1,98	0,0183	0,0195 ¹⁾	0,0954	0,847	1,98

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

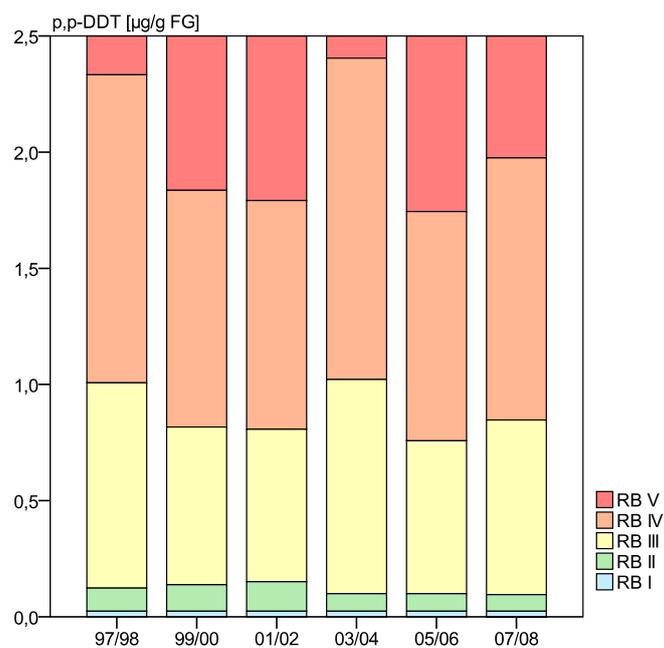


Abb. II-17: p,p-DDT-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: o,p-Dichlordiphenyltrichlorethan (o,p-DDT)

Der höchste o,p-DDT-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 37,3 ng/g FG. Kein Referenzwert übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Tab. II-18: o,p-DDT-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	0,500	7,00	-9,25	16,8	0,0228	0,0235 ¹⁾	0,500	7,00	16,8
99/00	0,673	6,21	-7,64	14,5	0,0596	0,0596	0,673	6,21	14,5
01/02	0,204	3,37	-4,55	8,12	0,0218	0,0235 ¹⁾	0,204	3,37	8,12
03/04	0,475	6,96	-9,26	16,7	0,0218	0,0235 ¹⁾	0,475	6,96	16,7
05/06	0,258	5,28	-7,27	12,8	0,0230	0,0235 ¹⁾	0,258	5,28	12,8
07/08	0,350	5,74	-7,74	13,8	0,0723	0,0235 ¹⁾	0,350	5,74	13,8

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

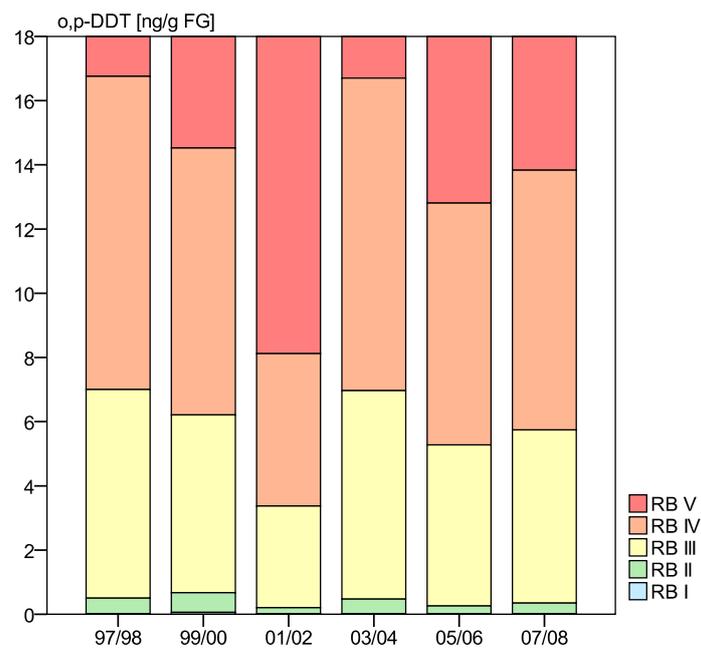


Abb. II-18: o,p-DDT-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: PCB 28

Der höchste PCB 28-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 44,5 ng/g FG. Kein Referenzwert übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Der Höchstmenge von PCB 28 in Süßwasserfischen nach SHmV darf maximal 0,2 mg/kg FG betragen.

Tab. II-19: PCB 28-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	2,15 ¹⁾	7,24	-5,69	15,0	2,07	2,15 ¹⁾	2,15 ¹⁾	7,24	15,0
99/00	2,15 ¹⁾	5,17	-2,38	9,71	2,00	2,15 ¹⁾	2,15 ¹⁾	5,17	9,71
01/02	2,15 ¹⁾	5,00	-2,12	9,27	1,93	2,15 ¹⁾	2,15 ¹⁾	5,00	9,27
03/04	2,15 ¹⁾	5,87	-3,42	11,4	1,88	2,15 ¹⁾	2,15 ¹⁾	5,87	11,4
05/06	2,15 ¹⁾	3,22	0,54	4,83	2,04	2,15 ¹⁾	2,15 ¹⁾	3,22	4,83
07/08	2,15 ¹⁾	2,15 ¹⁾	2,15 ¹⁾	2,15 ¹⁾	1,96	2,15 ¹⁾	2,15 ¹⁾	2,15 ¹⁾	2,15 ¹⁾

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

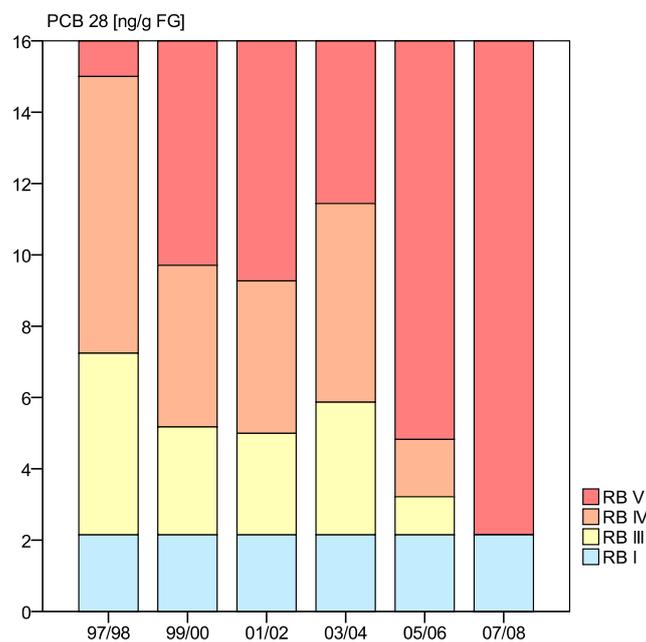


Abb. II-19: PCB 28-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: PCB 52

Der höchste PCB 52-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 103 ng/g FG. Kein Referenzwert übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Der Höchstmenge von PCB 52 in Süßwasserfischen nach SHmV darf maximal 0,2 mg/kg FG betragen.

Tab. II-20: PCB 52-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	6,51	19,0	-12,2	37,7	0,268	0,275 ¹⁾	6,51	19,0	37,7
99/00	4,50	14,2	-10,1	28,8	0,264	0,275 ¹⁾	4,50	14,2	28,8
01/02	2,10	12,2	-13,0	27,2	0,260	0,275 ¹⁾	2,10	12,2	27,2
03/04	2,81	12,9	-12,3	28,1	0,255	0,275 ¹⁾	2,81	12,9	28,1
05/06	2,59	12,5	-12,2	27,3	0,269	0,275 ¹⁾	2,59	12,5	27,3
07/08	2,46	10,5	-9,7	22,7	0,518	0,275 ¹⁾	2,46	10,5	22,7

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

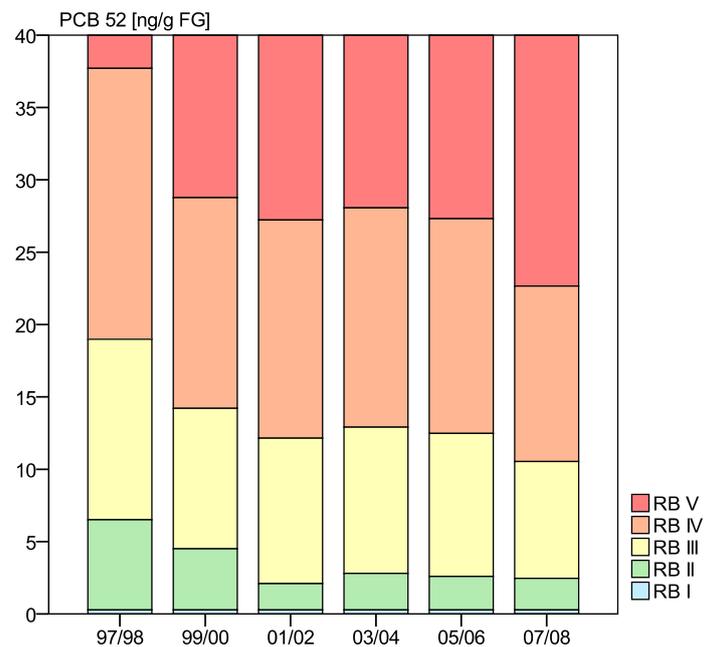


Abb. II-20: PCB 52-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: PCB 101

Der höchste PCB 101-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 118 ng/g FG. Kein Referenzwert übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Der Höchstmenge von PCB 101 in Süßwasserfischen nach SHmV darf maximal 0,2 mg/kg FG betragen.

Tab. II-21: PCB 101-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	9,25	25,8	-15,6	50,6	1,56	1,56	9,25	25,8	50,6
99/00	8,60	30,8	-24,8	64,2	1,25	1,25	8,60	30,8	64,2
01/02	7,26	35,5	-35,1	77,9	0,659	0,659	7,26	35,5	77,9
03/04	7,31	29,6	-26,1	63,0	0,589	0,589	7,31	29,6	63,0
05/06	7,62	32,6	-29,8	70,0	0,994	0,994	7,62	32,6	70,0
07/08	6,50	20,6	-14,6	41,7	1,11	1,11	6,50	20,6	41,7

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

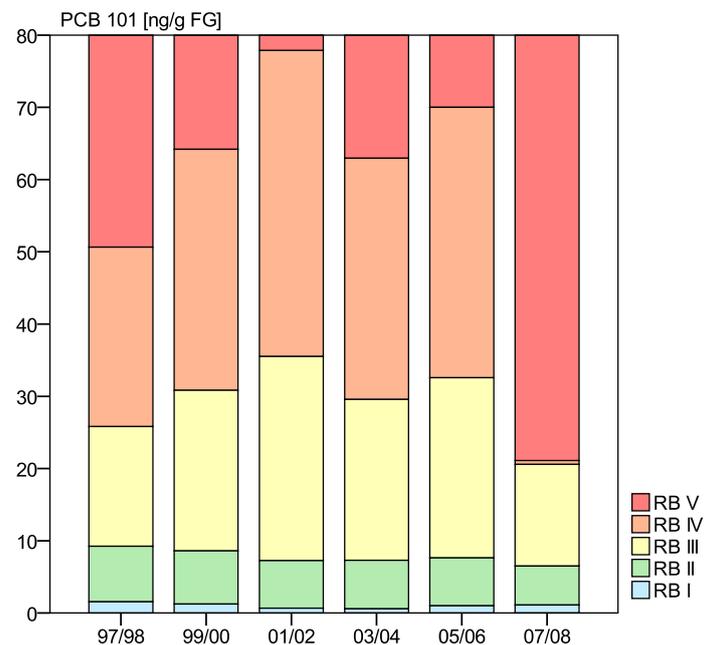


Abb. II-21: PCB 101-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: PCB 118

Der höchste PCB 118-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 74 ng/g FG. Kein Referenzwert übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Tab. II-22: PCB 118-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	4,83	17,6	54	609	81,2	1,12	4,83	17,6	36,8
99/00	4,58	18,7	-302	1005	103	0,829	4,58	18,7	39,9
01/02	4,98	21,0	-389	1027	46,2	0,478	4,98	21,0	45,0
03/04	4,64	23,6	-358	1005	33,4	0,452	4,64	23,6	52,0
05/06	4,46	23,8	-259	777	48,8	0,687	4,46	23,8	52,9
07/08	3,61	14,3	-150	502	23,3	0,446	3,61	14,3	30,2

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

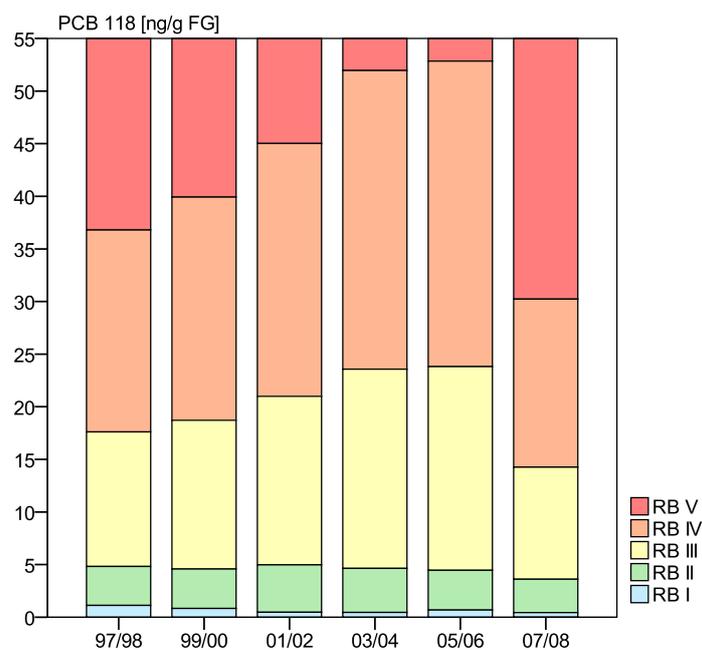


Abb. II-22: PCB 118-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: PCB 138

Der höchste PCB138-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 159 ng/g FG. Kein Referenzwert übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Der Höchstmenge von PCB138 in Süßwasserfischen nach SHmV darf maximal 0,3 mg/kg FG betragen.

Tab. II-23: PCB 138-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	23,1	49,1	-15,7	88,0	8,37	8,37	23,1	49,1	88,0
99/00	22,2	52,9	-23,8	98,9	5,02	5,02	22,2	52,9	98,9
01/02	23,2	69,7	-46,5	139	3,19	3,19	23,2	69,7	139
03/04	20,7	67,5	-49,6	138	2,57	2,57	20,7	67,5	138
05/06	20,6	64,8	-45,8	131	4,00	4,00	20,6	64,8	131
07/08	19,2	46,3	-21,4	86,8	4,13	4,13	19,2	46,3	86,8

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

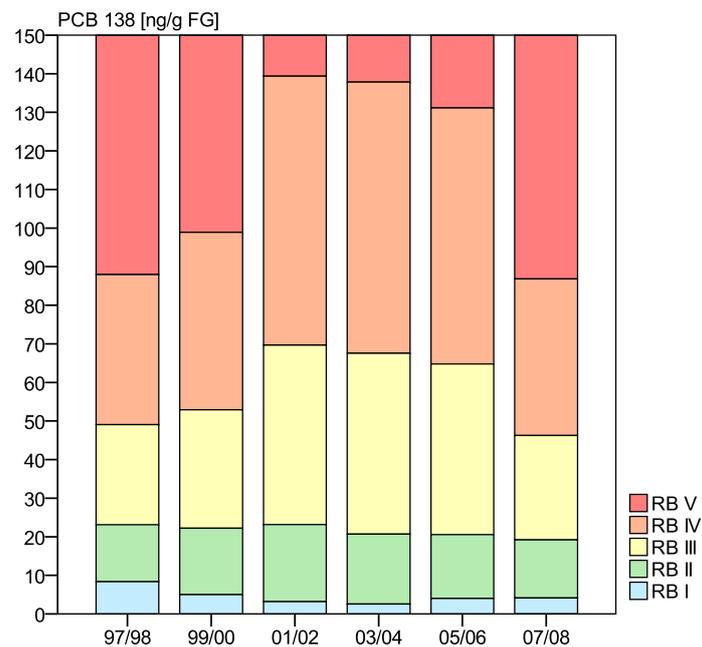


Abb. II-23: PCB 138-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: PCB 153

Der höchste PCB 153-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 129 ng/g FG. Kein Referenzwert übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Der Höchstmenge von PCB 153 in Süßwasserfischen nach SHmV darf maximal 0,3 mg/kg FG betragen.

Tab. II-24: PCB 153-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	24,2	57,4	-25,7	107	8,66	8,66	24,2	57,4	107
99/00	22,8	54,2	-24,3	101	4,70	4,70	22,8	54,2	101
01/02	18,9	68,3	-55,1	142	3,03	3,03	18,9	68,3	142
03/04	17,4	57,7	-42,9	118	2,40	2,40	17,4	57,7	118
05/06	18,9	61,5	-45,1	126	3,61	3,61	18,9	61,5	126
07/08	18,9	46,2	-22,0	87,2	4,14	4,14	18,9	46,2	87,2

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

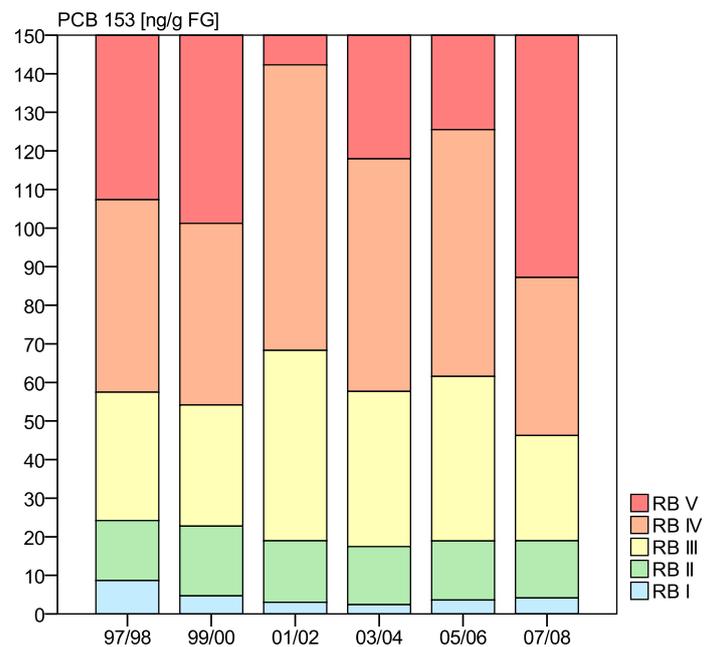


Abb. II-24: PCB 153-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

CKW: PCB 180

Der höchste PCB 180-Gehalt der Zeitreihe liegt bei 69 ng/g FG. Kein Referenzwert übersteigt dieses Zeitreihenmaximum.

Der Höchstmenge von PCB 180 in Süßwasserfischen nach SHmV darf maximal 0,2 mg/kg FG betragen.

Tab. II-25: PCB 180-Gehalt [ng/g FG]: Ableitung der Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

BZ	q1	q3	f1	f3	Min	RW I	RW II	RW III	RW IV
97/98	13,0	23,6	-2,74	39,3	4,60	4,60	13,0	23,6	39,3
99/00	11,4	26,1	-10,5	48,0	2,76	2,76	11,4	26,1	48,0
01/02	10,2	32,9	-23,7	66,8	1,85	1,85	10,2	32,9	66,8
03/04	9,20	28,2	-19,4	56,8	1,50	1,50	9,20	28,2	56,8
05/06	10,1	31,4	-21,9	63,4	2,25	2,25	10,1	31,4	63,4
07/08	7,85	20,2	-10,7	38,8	1,99	1,99	7,85	20,2	38,8

¹⁾ $1/2 \cdot BG_{\max}$

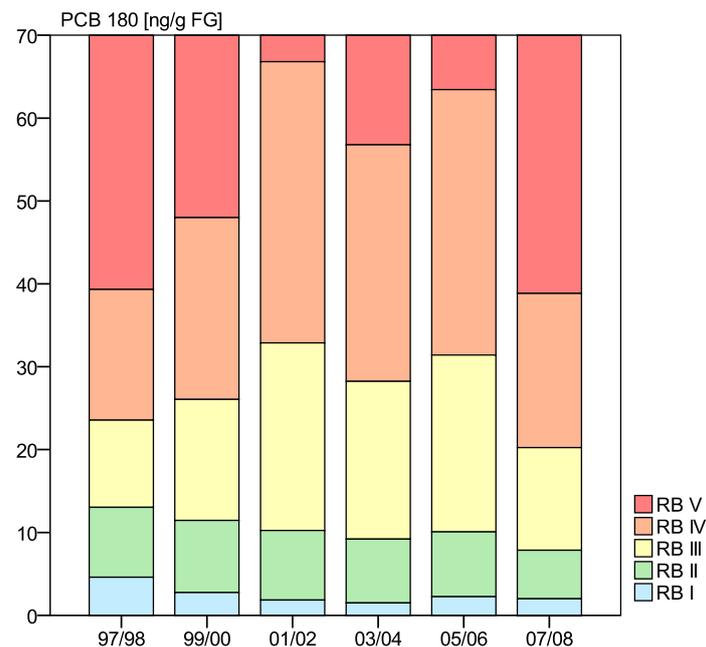


Abb. II-25: PCB 180-Gehalt [ng/g FG]: Referenzwerte I bis IV für Brassenmuskulatur

Anhang III: Bewertung der Probenahme­flächen der UPB

Biometrische Parameter

Tab. III-1: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 97/98

PNG	PNF	Gewicht [g]	LC [cm]	LT [cm]	Leber [g]	Niere [g]	Milz [g]	Innereien [g]	KF	HSI
Bornhöved	Belauer See	465	38	32	3,4	2,4	0,7	24,8	0,87	0,68
Saar	Güdingen	1113	46	40	18,0	8,3	4,0	104,0	1,13	1,76
	Rehlingen	593	38	33	9,5	3,8	1,7	51,5	1,09	1,61
Rhein	Weil	2454	57	50	42,3	14,9	4,5	268,9	1,39	1,85
	Iffezheim	896	43	37	12,6	4,7	2,1	75,7	1,16	1,48
	Koblenz	601	38	33	10,3	3,1	1,4	38,8	1,11	1,58
	Bimmen	930	45	40	14,2	5,7	2,0	70,9	1,02	1,46
Elbe	Prossen	782	43	36	11,5	5,1	1,8	63,6	1,00	1,51
	Zehren	760	43	36	11,8	4,6	1,9	52,9	0,97	1,58
	Barby	941	45	40	15,1	5,7	2,4	68,4	1,02	1,55
	Cumlosen	965	46	40	11,2	5,7	2,0	56,6	0,96	1,18
	Blankenese	1317	48	42	25,8	10,7	3,6	125,3	1,20	1,95
Dübener Heide	Mulde	556	39	34	7,8	3,5	1,2	40,7	1,00	1,35
	Saale	1274	44	38	22,2	7,8	3,1	126,5	1,37	1,83

Tab. III-2: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 99/00

PNG	PNF	Gewicht [g]	LC [cm]	LT [cm]	Leber [g]	Niere [g]	Milz [g]	Innereien [g]	KF	HSI
Bornhöved	Belauer See	562	39	33	4,8	3,4	0,9	40,0	1,03	0,84
Saar	Güdingen	1173	46	40	25,0	8,5	4,2	114,8	1,15	2,15
	Rehlingen	859	43	38	14,6	5,2	2,3	72,0	1,10	1,65
Rhein	Weil	2460	59	52	43,3	16,9	4,9	214,1	1,27	1,75
	Iffezheim	1150	47	41	18,8	7,5	3,3	102,0	1,18	1,55
	Koblenz	639	38	34	11,4	3,7	1,9	43,9	1,07	1,60
	Bimmen	1122	47	41	17,3	6,7	2,6	79,3	1,15	1,53
Elbe	Prossen	745	42	37	11,0	4,7	1,5	60,0	1,05	1,38
	Zehren	762	43	37	12,2	4,8	1,7	55,3	1,00	1,55
	Barby	1021	47	41	15,2	6,3	2,1	74,8	0,99	1,45
	Cumlosen	1141	46	42	14,6	8,3	2,1	91,8	1,19	1,30
	Blankenese	1492	50	45	26,3	12,2	3,8	173,6	1,16	1,80
Dübener Heide	Mulde	641	40	35	6,8	3,6	1,1	33,7	0,93	1,11
	Saale	1327	50	44	36,4	10,4	3,6	127,3	1,12	2,35

Tab. III-3: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 01/02

PNG	PNF	Gewicht [g]	LC [cm]	LT [cm]	Leber [g]	Niere [g]	Milz [g]	Innereien [g]	KF	HSI
Bornhöved	Belauer See	807	42	37	8,3	5,4	1,3	56,9	1,08	1,11
Saar	Güdingen	1019	46	40	20,2	7,8	3,7	83,8	1,12	1,99
	Rehlingen	1020	45	39	16,9	5,9	2,5	85,3	1,17	1,77
Rhein	Weil	2819	61	54	46,3	20,9	6,7	238,5	1,36	1,73
	Iffezheim	1177	47	42	17,7	6,1	2,4	90,0	1,16	1,49
	Koblenz	1080	46	41	15,9	4,9	1,9	75,5	1,11	1,47
	Bimmen	1103	47	42	15,5	6,5	2,4	80,2	1,14	1,24
Elbe	Prossen	821	44	37	12,1	5,6	1,7	62,2	1,01	1,68
	Zehren	767	43	37	12,0	4,9	1,5	50,4	1,02	1,56
	Barby	813	44	38	10,9	4,9	2,1	60,8	0,98	1,32
	Cumlosen	1014	43	39	12,6	7,0	2,3	82,9	1,12	1,21
	Blankenese	1497	51	45	17,8	12,9	3,8	103,2	1,16	1,33
Dübener Heide	Mulde	784	43	37	9,8	4,7	1,4	56,5	1,00	1,23
	Saale	1286	47	42	18,0	8,8	3,0	84,1	1,14	1,54
Donau	Ulm	848	44	38	10,3	4,7	1,7	55,6	1,01	1,29
	Kelheim	905	43	38	16,5	5,3	2,1	71,2	1,10	1,72
	Jochenstein	1295	47	44	17,0	10,5	2,6	100,8	1,25	1,32

Tab. III-4: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 03/04

PNG	PNF	Gewicht [g]	LC [cm]	LT [cm]	Leber [g]	Niere [g]	Milz [g]	Innereien [g]	KF	HSI
Bornhöved	Belauer See	968	45	39	8,0	5,0	1,5	67,8	1,06	0,83
Saar	Güdingen	1080	47	42	18,5	8,2	2,9	92,2	1,06	1,71
	Rehlingen	1303	49	43	21,4	6,6	2,4	98,1	1,15	1,69
Rhein	Weil	2769	58	52	38,8	14,5	6,7	228,1	1,37	1,43
	Iffezheim	1300	49	43	17,9	7,1	2,7	109,5	1,12	1,43
	Koblenz	498	35	31	8,4	2,5	1,5	37,0	1,16	1,69
	Bimmen	1320	47	42	22,5	7,1	2,8	106,8	1,30	1,63
Elbe	Prossen	809	43	38	11,2	4,7	1,7	56,5	1,00	1,35
	Zehren	881	45	39	11,4	4,3	1,7	51,4	0,98	1,26
	Barby	1106	47	41	14,1	6,4	2,2	71,9	1,04	1,38
	Cumlosen	1062	48	42	11,5	6,2	2,1	59,3	0,94	1,11
	Blankenese	1653	54	47	30,6	13,2	3,4	146,1	1,10	1,82
Dübener Heide	Mulde	829	44	38	10,4	3,9	1,6	59,3	1,02	1,29
	Saale	1419	52	45	25,9	8,7	3,3	115,4	1,03	2,08
Donau	Ulm	1228	48	42	12,5	7,7	2,5	126,0	1,12	1,01
	Kelheim	1643	52	45	21,4	12,1	3,5	146,7	1,20	1,31
	Jochenstein	1485	50	44	22,9	11,6	3,4	144,0	1,20	1,61

Tab. III-5: PNF mit den Medianen der biometrischen Parameter und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 05/06

PNG	PNF	Gewicht [g]	LC [cm]	LT [cm]	Leber [g]	Niere [g]	Milz [g]	Innereien [g]	KF	HSI
Bornhöved	Belauer See	1176	47	41	11,1	6,4	1,8	92,5	1,15	0,88
Saar	Güdingen	1074	46	41	16,6	7,2	2,6	72,4	1,08	1,55
	Rehlingen	1313	48	42	22,5	7,5	2,6	90,8	1,14	1,79
Rhein	Weil	4370	67	61	77,8	32,2	7,2	641,8	1,45	1,78
	Iffezheim	1510	51	44	19,5	9,4	3,0	112,8	1,16	1,38
	Koblenz	1441	49	43	35,7	7,5	2,8	116,9	1,18	2,32
	Bimmen	1344	50	44	19,2	7,9	2,8	99,3	1,14	1,30
Elbe	Prossen	799	44	38	11,2	4,6	1,6	58,0	0,96	1,41
	Zehren	871	45	38	11,6	4,4	1,7	59,2	1,00	1,34
	Barby	1047	47	40	15,3	6,6	2,6	83,4	1,03	1,47
	Cumlosen	1135	48	42	15,5	6,3	2,5	86,5	1,01	1,32
	Blankenese	1354	50	43	23,2	7,9	2,7	113,3	1,18	1,62
Dübener Heide	Mulde	1054	47	41	13,6	5,7	1,8	66,0	1,05	1,24
	Saale	1436	50	44	27,8	9,7	3,2	106,3	1,16	1,77
Donau	Ulm	1470	50	43	16,3	8,8	2,9	129,8	1,13	1,10
	Kelheim	1565	52	45	21,6	9,2	4,1	139,8	1,17	1,30
	Jochenstein	1505	50	44	20,8	10,6	3,6	154,9	1,23	1,39

Messgrößen

Tab. III-6: PNF mit den Mittelwerten von Wasser- und Fettgehalt in der Brassenmuskulatur und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für die BZ 97/98 und 99/00

PNG	PNF	Wasser [%] BZ 97/98	Fett [%] BZ 97/98	PNF	Wasser [%] BZ 99/00	Fett [%] BZ 99/00
Bornhöved	Belauer See	83,0	0,40	Belauer See	80,8	0,79
Saar	Güdingen	77,0	5,08	Güdingen	77,4	4,56
	Rehlingen	77,0	4,21	Rehlingen	77,9	4,06
Rhein	Weil	74,0	7,75	Weil	75,5	5,84
	Iffezheim	79,5	3,89	Iffezheim	78,2	5,23
	Koblenz	80,0	2,21	Koblenz	79,5	2,04
	Bimmen	80,5	1,79	Bimmen	79,7	2,74
Elbe	Prossen	79,5	2,45	Prossen	78,9	2,52
	Zehren	79,5	1,72	Zehren	80,4	2,06
	Barby	79,5	2,26	Barby	79,2	1,86
	Cumlosen	82,5	1,12	Cumlosen	77,8	4,39
	Blankenese	77,0	4,12	Blankenese	77,4	3,65
Dübener Heide	Mulde	80,0	1,54	Mulde	80,0	1,45
	Saale	76,0	6,49	Saale	77,4	4,70

Tab. III-7: PNF mit den Mittelwerten von Wasser- und Fettgehalt in der Brassenmuskulatur und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für die BZ 01/02 und 03/04

PNG	PNF	Wasser [%] BZ 01/02	Fett [%] BZ 01/02	PNF	Wasser [%] BZ 03/04	Fett [%] BZ 03/04
Bornhöved	Belauer See	81,8	1,04	Belauer See	78,0	1,35
Saar	Güdingen	78,0	4,40	Güdingen	78,7	3,99
	Rehlingen	77,6	4,98	Rehlingen	76,9	4,69
Rhein	Weil	75,1	6,67	Weil	74,9	6,50
	Iffezheim	77,1	5,56	Iffezheim	78,1	5,28
	Koblenz	78,4	3,50	Koblenz	79,2	2,27
	Bimmen	80,7	2,95	Bimmen	77,1	5,73
Elbe	Prossen	79,8	2,39	Prossen	79,8	2,02
	Zehren	80,5	1,84	Zehren	80,7	1,47
	Barby	80,3	1,77	Barby	79,3	2,70
	Cumlosen	78,6	4,14	Cumlosen	80,3	1,69
	Blankenese	77,5	4,67	Blankenese	77,7	5,10
Dübener Heide	Mulde	80,2	1,61	Mulde	79,5	2,21
	Saale	77,0	5,54	Saale	77,7	3,54
Donau	Ulm	78,9	2,55	Ulm	78,9	3,74
	Kelheim	78,2	3,52	Kelheim	77,9	4,22
	Jochenstein	77,0	5,62	Jochenstein	75,6	4,88

Tab. III-8: PNF mit den Mittelwerten von Wasser- und Fettgehalt in der Brassenmuskulatur und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 05/06

PNG	PNF	Wassergehalt [%]	Fettgehalt [%]
Bornhöved	Belauer See	80,2	1,41
Saar	Güdingen	78,6	3,90
	Rehlingen	77,8	4,66
Rhein	Weil	75,4	6,95
	Iffezheim	78,1	6,10
	Koblenz	77,2	4,99
	Bimmen	78,9	4,29
Elbe	Prossen	80,1	1,58
	Zehren	80,6	1,25
	Barby	80,4	2,09
	Cumlosen	79,8	2,09
	Blankenese	76,6	6,04
Dübener Heide	Mulde	80,2	2,43
	Saale	77,7	4,76
Donau	Ulm	78,5	4,56
	Kelheim	78,7	4,38
	Jochenstein	75,1	7,05

Analytische Parameter Brassenmuskulatur

Tab. III-9: PNF mit den Mittelwerten der Elementkonzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 97/98

PNG	PNF	Cu [µg/g TG]	Hg [ng/g TG]	Tl [ng/g TG]	Pb [ng/g TG]	As [µg/g TG]	Se [µg/g TG]
Bornhöved	Belauer See	1,04	226	1,00	43,4	0,260	0,759
Saar	Güdingen	1,51	509	5,05	101	0,175	1,65
	Rehlingen	1,40	462	5,94	65,4	0,391	4,75
Rhein	Weil	1,47	656	0,960	37,0	0,360	4,02
	Iffezheim	1,38	979	1,99	64,1	0,481	3,28
	Koblenz	1,30	456	5,40	89,5	0,382	3,20
	Bimmen	1,32	1257	14,6	160	0,551	3,22
Elbe	Prossen	1,51	1731	4,84	67,8	0,344	3,29
	Zehren	1,44	2196	7,60	85,8	0,360	3,95
	Barby	1,98	2590	13,6	86,1	0,542	3,45
	Cumlosen	3,13	2906	5,05	132	0,237	3,04
	Blankenese	2,80	1100	2,02	60,5	0,520	3,67
Dübener Heide	Mulde	2,68	2875	19,3	69,1	0,307	3,46
	Saale	1,37	989	2,50	48,5	0,188	3,16

Tab. III-10: PNF mit den Mittelwerten der Elementkonzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 99/00

PNG	PNF	Cu [µg/g TG]	Hg [ng/g TG]	Tl [ng/g TG]	Pb [ng/g TG]	As [µg/g TG]	Se [µg/g TG]
Bornhöved	Belauer See	1,23	195	0,147	52,8	0,186	0,717
Saar	Güdingen	1,45	447	1,03	104	0,214	1,68
	Rehlingen	1,31	604	7,93	104	0,391	3,99
Rhein	Weil	1,66	901	0,885	76,6	0,314	2,55
	Iffezheim	1,50	968	2,23	127	0,428	3,43
	Koblenz	1,21	486	4,23	109	0,399	2,74
	Bimmen	1,40	982	7,79	151	0,506	3,33
Elbe	Prossen	1,45	1843	5,14	111	0,312	2,58
	Zehren	1,76	2251	15,8	161	0,358	3,09
	Barby	1,62	2136	13,0	157	0,352	2,88
	Cumlosen	2,57	1280	3,30	119	0,248	2,06
	Blankenese	2,61	1208	1,03	112	0,411	2,38
Dübener Heide	Mulde	2,50	1983	19,0	142	0,338	2,27
	Saale	1,38	1451	0,792	102	0,213	2,15

n.b. = nicht bestimmbar

Tab. III-11: PNF mit den Mittelwerten der Elementkonzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 01/02

PNG	PNF	Cu [µg/g TG]	Hg [ng/g TG]	Tl [ng/g TG]	Pb [ng/g TG]	As [µg/g TG]	Se [µg/g TG]
Bornhöved	Belauer See	1,48	175	n.b.	28,2	0,193	0,520
Saar	Güdingen	1,57	474	5,42	174	0,237	1,34
	Rehlingen	1,31	575	12,1	59,3	0,543	2,96
Rhein	Weil	1,53	794	1,72	56,0	0,492	2,28
	Iffezheim	1,11	1099	3,34	63,5	0,693	2,41
	Koblenz	1,08	433	0,654	78,6	0,432	2,57
	Bimmen	1,09	887	8,88	105	0,666	2,46
Elbe	Prossen	1,39	1686	3,55	164	0,351	1,99
	Zehren	1,38	2111	16,0	145	0,513	2,36
	Barby	1,44	1295	6,23	110	0,360	2,97
	Cumlosen	2,00	1155	4,84	52,7	0,413	1,78
	Blankenese	2,17	713	1,60	111	0,598	2,47
Dübener Heide	Mulde	2,58	1503	18,9	85,5	0,425	2,30
	Saale	1,17	1530	1,26	127	0,349	2,39
Donau	Ulm	1,10	534	2,60	27,2	0,328	2,29
	Kelheim	1,18	739	6,27	28,1	0,406	2,76
	Jochenstein	1,07	1215	7,47	55,0	0,640	2,13

n.b. = nicht bestimmbar

Tab. III-12: PNF mit den Mittelwerten der Elementkonzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 03/04

PNG	PNF	Cu [µg/g TG]	Hg [ng/g TG]	Tl [ng/g TG]	Pb [ng/g TG]	As [µg/g TG]	Se [µg/g TG]
Bornhöved	Belauer See	0,981	120	n.b.	53,6	0,130	0,589
Saar	Güdingen	1,35	478	4,94	86,2	0,291	1,81
	Rehlingen	1,09	590	15,7	80,0	0,560	2,72
Rhein	Weil	1,20	784	n.b.	64,2	0,398	2,31
	Iffezheim	1,20	1019	1,40	72,1	0,534	2,22
	Koblenz	1,07	387	5,58	76,9	0,389	1,74
	Bimmen	1,13	692	9,52	76,0	0,733	1,66
Elbe	Prossen	1,31	1372	3,11	111	0,343	2,00
	Zehren	1,38	1829	14,3	155	0,357	2,12
	Barby	1,54	1431	11,3	109	0,383	2,10
	Cumlosen	2,66	1699	4,67	85,7	0,349	1,94
	Blankenese	1,65	519	0,881	57,9	0,475	1,71
Dübener Heide	Mulde	2,44	1019	25,8	94,5	0,338	1,90
	Saale	1,14	1584	2,68	127	0,375	2,05
Donau	Ulm	1,21	463	1,47	28,2	0,356	1,47
	Kelheim	1,24	496	3,57	40,0	0,511	2,47
	Jochenstein	1,27	1357	9,37	51,1	0,765	3,42

n.b. = nicht bestimmbar

Tab. III-13: PNF mit den Mittelwerten der Elementkonzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 05/06

PNG	PNF	Cu [µg/g TG]	Hg [ng/g TG]	Tl [ng/g TG]	Pb [ng/g TG]	As [µg/gTG]	Se [µg/g TG]
Bornhöved	Belauer See	1,19	145	n.b.	k.A.	0,240	0,853
Saar	Güdingen	1,42	432	2,59	54,9	0,325	2,11
	Rehlingen	1,10	499	10,2	36,1	0,542	4,42
Rhein	Weil	1,35	671	n.b.	26,0	0,456	2,79
	Iffezheim	1,04	1120	1,71	40,1	0,610	2,94
	Koblenz	1,01	480	1,60	29,7	0,524	3,03
	Bimmen	1,02	903	26,6	81,0	0,782	2,49
Elbe	Prossen	1,22	1528	3,22	107	0,328	2,70
	Zehren	1,27	1971	14,0	102	0,394	2,92
	Barby	1,22	1268	7,14	61,7	0,352	2,95
	Cumlosen	2,07	1737	6,80	74,7	0,535	2,56
	Blankenese	1,29	454	n.b.	41,5	0,483	2,10
Dübener Heide	Mulde	1,68	1239	9,44	61,8	0,314	2,43
	Saale	1,12	1830	1,15	94,3	0,609	3,00
Donau	Ulm	1,19	435	n.b.	12,3	0,385	2,67
	Kelheim	1,24	775	4,85	33,6	0,719	2,96
	Jochenstein	1,13	1303	5,94	20,9	0,711	4,33

n.b. = nicht bestimmbar k.A. = keine Angabe

Tab. III-14: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 97/98

PNG	PNF	PCB(z) [ng/g Fett]	HCB [ng/g Fett]	α-HCH [ng/g Fett]	β-HCH [ng/g Fett]	γ-HCH [ng/g Fett]	HC [ng/g Fett]	OCS [ng/g Fett]	Aldrin [ng/g Fett]	Dieldrin [ng/g Fett]	HE cis [ng/g Fett]	HE trans [ng/g Fett]	ppDDE [ng/g Fett]	ppDDD [ng/g Fett]	ppDDT [ng/g Fett]	opDDT [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	5,66	24,8	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	421	14,8	n.b.	n.b.
Saar	Güdingen	16,4	86,6	5,86	13,7	102	n.b.	2,18	1)	38,0	1)	n.b.	803	173	7,20	32,5
	Rehlingen	12,1	69,6	10,1	11,7	101	n.b.	1,11	n.b.	28,3	1)	n.b.	404	90,1	4,46	15,0
Rhein	Weil	51,2	194	13,1	10,1	30,3	n.b.	70,6	n.b.	20,6	3,43	n.b.	430	139	2,49	13,8
	Iffezheim	47,5	437	9,00	13,7	41,8	n.b.	52,3	n.b.	37,3	4,29	n.b.	534	147	4,16	16,4
	Koblenz	33,5	302	7,08	37,1	34,4	n.b.	52,2	n.b.	20,8	3,18	n.b.	475	128	21,4	9,40
	Bimmen	40,1	351	7,70	28,1	37,5	n.b.	173	n.b.	14,0	2,83	n.b.	749	145	43,4	20,6
Elbe	Prossen	159	2796	131	21,3	28,1	n.b.	1041	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3587	1607	33,1	291
	Zehren	322	5203	116	27,2	33,3	n.b.	1024	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6165	2574	129	674
	Barby	198	3825	98,2	86,6	47,7	n.b.	924	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4773	2148	24,2	401
	Cumlosen	238	2988	124	80,5	39,5	n.b.	1412	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6178	2877	18,0	307
	Blankenese	188	1893	136	119	50,8	n.b.	427	n.b.	13,7	2,32	n.b.	1283	970	2,44	45,0
Dübener Heide	Mulde	121	3629	183	413	79,9	n.b.	824	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6593	5223	67,8	693
	Saale	16,3	137	13,7	13,6	80,0	n.b.	16,9	n.b.	3,05	1,61	n.b.	738	336	21,9	45,1

n.b. = nicht bestimmbar

1) Werte nicht zur Veröffentlichung freigegeben

Tab. III-15: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 99/00

PNG	PNF	PCB(z) [ng/g Fett]	HCB [ng/g Fett]	α-HCH [ng/g Fett]	β-HCH [ng/g Fett]	γ-HCH [ng/g Fett]	HC [ng/g Fett]	OCS [ng/g Fett]	Aldrin [ng/g Fett]	Dieldrin [ng/g Fett]	HE cis [ng/g Fett]	HE trans [ng/g Fett]	ppDDE [ng/g Fett]	ppDDD [ng/g Fett]	ppDDT [ng/g Fett]	opDDT [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	5,63	43,8	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	10,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	265	47,7	n.b.	7,60
Saar	Güdingen	11,4	105	5,26	10,6	55,2	n.b.	2,01	n.b.	26,3	¹⁾	n.b.	640	140	4,67	18,7
	Rehlingen	50,3	106	7,59	10,1	81,6	n.b.	2,42	n.b.	23,7	¹⁾	n.b.	473	108	7,78	18,7
Rhein	Weil	110	220	9,65	4,57	23,1	n.b.	48,8	n.b.	18,8	3,88	n.b.	585	142	5,16	20,9
	Iffezheim	132	896	21,8	17,6	27,8	n.b.	62,2	n.b.	19,1	3,98	n.b.	443	126	4,10	17,3
	Koblenz	93,7	654	65,9	52,1	31,1	n.b.	52,4	n.b.	20,5	2,72	n.b.	481	117	8,84	13,7
	Bimmen	57,8	454	34,0	40,4	25,5	n.b.	136	n.b.	19,2	3,75	n.b.	698	178	4,26	18,6
Elbe	Prossen	114	2111	32,3	17,8	25,9	n.b.	623	n.b.	6,04	n.b.	n.b.	3898	1602	42,1	596
	Zehren	151	3325	33,6	21,5	31,7	n.b.	824	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	7466	1342	104	967
	Barby	85,5	1688	40,6	91,6	49,1	n.b.	536	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3813	1427	36,7 ²⁾	301 ²⁾
	Cumlosen	77,7	1177	108	148	43,4	n.b.	238	n.b.	6,69	2,10 ²⁾	n.b.	1076	1086	10,6	60,7
	Blankenese	69,9	835	75,5	107	35,9	n.b.	495	n.b.	18,0	n.b.	n.b.	1405	1154	1,68	33,6
Dübener Heide	Mulde	98,5	1407	193	505	47,8	n.b.	607	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	6290	3151	28,3	638
	Saale	17,4	158	16,2	11,4	52,4	n.b.	21,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1429	632	49,1	70,1

n.b. = nicht bestimmbar

1) Werte nicht zur Veröffentlichung freigegeben

2) nur 1999

Tab. III-16: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 01/02

PNG	PNF	PCB(z) [ng/g Fett]	HCB [ng/g Fett]	α-HCH [ng/g Fett]	β-HCH [ng/g Fett]	γ-HCH [ng/g Fett]	HC [ng/g Fett]	OCS [ng/g Fett]	Aldrin [ng/g Fett]	Dieldrin [ng/g Fett]	HE cis [ng/g Fett]	HE trans [ng/g Fett]	ppDDE [ng/g Fett]	ppDDD [ng/g Fett]	ppDDT [ng/g Fett]	opDDT [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	4,89	18,4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	91,7	8,82	n.b.	n.b.
Saar	Güdingen	11,6	119	3,63	7,25	40,7	n.b.	2,68	n.b.	22,5	¹⁾	n.b.	790	174	3,59	15,1
	Rehlingen	21,0	80,6	3,90	7,13	52,4	n.b.	3,33	n.b.	19,9	¹⁾	n.b.	391	94,2	4,99	10,2
Rhein	Weil	52,0	144	6,38	3,06	14,6	n.b.	56,8	n.b.	19,1	3,27	n.b.	500	160	3,22	14,9
	Iffezheim	70,4	707	7,66	5,92	17,7	n.b.	49,4	n.b.	24,1	3,42	n.b.	423	127	6,35	22,4
	Koblenz	48,6	353	6,99	27,1	18,2	n.b.	23,2	n.b.	18,1	3,30	n.b.	331	84,0	4,07	5,69
	Bimmen	35,8	273	4,80	22,4	16,0	n.b.	87,1	n.b.	21,8	4,52	n.b.	529	135	4,71	12,5
Elbe	Prossen	110	1916	19,7	95,7	19,3	n.b.	986	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5831	1734	72,9	1025
	Zehren	144	2941	19,5	93,3	23,1	n.b.	615	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	7367	1698	83,2	839
	Barby	91,8	1508	33,5	118	28,7	n.b.	249	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2173	1326	¹⁾	¹⁾
	Cumlosen	60,8	1008	57,5	134	28,2	n.b.	275	n.b.	6,47	¹⁾	n.b.	1295	1150	22,3	71,7
	Blankenese	54,9	634	75,7	261	31,0	n.b.	345	n.b.	¹⁾	¹⁾	n.b.	1085	1094	¹⁾	¹⁾
Dübener Heide	Mulde	59,1	955	147	445	32,5	n.b.	294	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4764	2184	38,7	594
	Saale	20,8	155	10,2	9,79	40,5	n.b.	32,2	n.b.	5,35	¹⁾	n.b.	1816	877	22,9	55,5
Donau	Ulm	7,85	39,9	n.b.	1,56	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	226	40,0	7,70	4,04
	Kelheim	6,78	76,0	n.b.	1,00	n.b.	n.b.	2,92	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	168	34,9	5,19	3,32
	Jochenstein	7,93	156	1,44	1,19	10,4	n.b.	6,85	n.b.	11,4	3,03	n.b.	282	64,6	2,12	6,98

n.b. = nicht bestimmbar

¹⁾ Werte nicht zur Veröffentlichung freigegeben

Tab. III-17: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 03/04

PNG	PNF	PCB(z) [ng/g Fett]	HCB [ng/g Fett]	α-HCH [ng/g Fett]	β-HCH [ng/g Fett]	γ-HCH [ng/g Fett]	HC [ng/g Fett]	OCS [ng/g Fett]	Aldrin [ng/g Fett]	Dieldrin [ng/g Fett]	HE cis [ng/g Fett]	HE trans [ng/g Fett]	ppDDE [ng/g Fett]	ppDDD [ng/g Fett]	ppDDT [ng/g Fett]	opDDT [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	2,89	10,6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	70,0	7,15	n.b.	n.b.
Saar	Güdingen	7,21	70,9	5,37	8,16	45,4	n.b.	2,20	n.b.	21,7	¹⁾	n.b.	517	109	2,46	14,8
	Rehlingen	14,1	60,1	5,67	9,00	48,3	n.b.	2,63	n.b.	21,7	n.b.	n.b.	348	70,8	2,87	12,3
Rhein	Weil	48,5	114	3,89	2,43	8,72	n.b.	53,3	n.b.	17,2	2,38	n.b.	431	107	1,91	19,3
	Iffezheim	45,4	491	5,74	6,77	22,5	n.b.	50,4	n.b.	23,9	2,95	n.b.	442	98,3	2,38	17,8
	Koblenz	31,9	268	6,13	46,1	10,3	n.b.	21,2	n.b.	31,0	n.b.	n.b.	539	80,4	15,8	18,7
	Bimmen	28,0	224	5,90	36,8	12,7	n.b.	66,2	n.b.	26,7	3,20	n.b.	468	101	7,29	18,0
Elbe	Prossen	94,4	1248	17,4	24,7	15,4	n.b.	582	n.b.	6,83	n.b.	n.b.	5921	3173	89,0	725
	Zehren	93,7	2000	18,7	24,8	18,9	n.b.	778	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	12713	2985	77,4	2016
	Barby	70,0	1450	281	722	29,1	n.b.	458	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4719	2747	¹⁾	¹⁾
	Cumlosen	74,3	1281	239	512	29,9	n.b.	644	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	3085	1855	21,1	232
	Blankenese	37,8	510	300	448	27,8	n.b.	278	n.b.	¹⁾	n.b.	n.b.	1078	1195	¹⁾	¹⁾
Dübener Heide	Mulde	72,5	1130	1077	5061	74,5	n.b.	328	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5151	2090	70,8	667
	Saale	14,8	147	70,2	68,4	37,7	n.b.	48,2	n.b.	4,19	n.b.	n.b.	2913	826	42,1	143
Donau	Ulm	4,49	29,6	n.b.	1,01	8,15	n.b.	n.b.	n.b.	3,48	n.b.	n.b.	152	27,8	n.b.	3,52
	Kelheim	7,36	89,7	n.b.	1,15	5,57	n.b.	2,30	n.b.	3,77	n.b.	n.b.	116	23,2	0,666	2,20
	Jochenstein	6,18	65,0	0,971	0,753	5,20	n.b.	5,42	n.b.	9,55	n.b.	n.b.	248	39,4	2,56	9,60

n.b. = nicht bestimmbar

1) Werte nicht zur Veröffentlichung freigegeben

Tab. III-18: PNF mit den Mittelwerten der Konzentrationen an Organochlorpestiziden und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 05/06

PNG	PNF	PCB(z) [ng/g Fett]	HCB [ng/g Fett]	α-HCH [ng/g Fett]	β-HCH [ng/g Fett]	γ-HCH [ng/g Fett]	HC [ng/g Fett]	OCS [ng/g Fett]	Aldrin [ng/g Fett]	Dieldrin [ng/g Fett]	HE cis [ng/g Fett]	HE trans [ng/g Fett]	ppDDE [ng/g Fett]	ppDDD [ng/g Fett]	ppDDT [ng/g Fett]	opDDT [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	3,08	13,2	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	80,9	10,1	n.b.	n.b.
Saar	Güdingen	7,11	76,9	2,46	6,50	20,4	n.b.	2,20	n.b.	19,3	1,94	n.b.	492	81,8	2,51	11,9
	Rehlingen	7,82	73,0	3,47	5,89	25,1	n.b.	2,44	n.b.	17,6	2,69	n.b.	367	54,6	2,43	10,1
Rhein	Weil	37,3	81,6	2,14	1,61	4,65	n.b.	31,5	n.b.	13,9	2,02	n.b.	273	72,8	1,45	8,88
	Iffezheim	42,4	433	3,73	5,48	13,6	n.b.	50,4	n.b.	21,7	3,03	n.b.	420	81,9	2,24	12,5
	Koblenz	23,5	223	3,42	30,4	n.b.	n.b.	33,8	n.b.	12,8	2,41	n.b.	314	60,6	2,57	6,57
	Bimmen	24,0	200	2,81	24,5	n.b.	n.b.	91,9	n.b.	16,7	3,83	n.b.	590	122	4,20	11,6
Elbe	Prossen	53,9	828	13,0	16,1	n.b.	n.b.	447	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	5671	1666	49,2	590
	Zehren	90,4	1799	13,4	16,5	n.b.	n.b.	505	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	9878	1718	71,2	934
	Barby	64,2	1127	111	185	9,69	n.b.	349	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4298	2326	67,9 ²⁾	259 ²⁾
	Cumlosen	61,0	774	92,7	186	n.b.	n.b.	427	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	2420	1480	27,3	169
	Blankenese	34,7	358	57,4	162	11,7	n.b.	208	n.b.	7,75 ²⁾	n.b.	n.b.	824	912	2,78 ²⁾	16,3 ²⁾
Dübener Heide	Mulde	44,5	729	1069	1631	40,3	n.b.	319	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	4720	1794	29,3	454
	Saale	10,4	129	9,73	12,9	22,8	n.b.	35,3	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	1951	651	20,0	53,4
Donau	Ulm	3,86 ¹⁾	27,2	0,716	0,864	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	³⁾	n.b.	n.b.	154	36,0	¹⁾	^{1), 3)}
	Kelheim	5,74 ¹⁾	83,4	0,751	0,707	3,42	n.b.	3,67	n.b.	n.b. ¹⁾	n.b.	n.b.	177	39,9	0,837 ¹⁾	2,98 ¹⁾
	Jochenstein	3,84 ¹⁾	49,4	0,469	0,531	2,15	n.b.	4,39	n.b.	7,91 ¹⁾	1,71 ¹⁾	n.b.	202	42,5	3,53 ¹⁾	5,98 ¹⁾

n.b. = nicht bestimmbar

1) nur 2005

2) nur 2006 3) Werte nicht zur Veröffentlichung freigegeben

Tab. III-19: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 97/98

PNG	PNF	PCB 28 [ng/g Fett]	PCB 52 [ng/g Fett]	PCB 101 [ng/g Fett]	PCB 118 [ng/g Fett]	PCB 138 [ng/g Fett]	PCB 153 [ng/g Fett]	PCB 180 [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	n.b.	n.b.	393	281	2105	2177	1554
Saar	Güdingen	246	462	1112	966	2481	2324	1164
	Rehlingen	745	1833	1323	1084	1467	1274	641
Rhein	Weil	61,4	146	349	254	648	649	278
	Iffezheim	112	281	545	284	976	1148	468
	Koblenz	160	315	529	288	1003	1096	501
	Bimmen	164	572	1611	984	3242	3730	1998
Elbe	Prossen	395	824	619	286	1719	2128	950
	Zehren	278	935	734	323	2036	2358	1246
	Barby	211	831	719	337	1597	1878	1102
	Cumlosen	n.b.	713	826	394	2331	2582	1521
	Blankenese	69,6	280	510	209	967	1172	470
Dübener Heide	Mulde	n.b.	516	574	281	1474	1640	803
	Saale	n.b.	55,1	114	85,1	247	205	76,3

n.b. = nicht bestimmbar

Tab. III- 20: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 99/00

PNG	PNF	PCB 28 [ng/g Fett]	PCB 52 [ng/g Fett]	PCB 101 [ng/g Fett]	PCB 118 [ng/g Fett]	PCB 138 [ng/g Fett]	PCB 153 [ng/g Fett]	PCB 180 [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	n.b.	n.b.	160	106	639	598	351
Saar	Güdingen	318	575	1019	805	2301	1932	1094
	Rehlingen	217	705	1297	757	1777	1601	773
Rhein	Weil	60,6	162	436	367	944	915	404
	Iffezheim	77,3	241	556	336	1010	1055	440
	Koblenz	n.b.	219	464	260	1047	1021	472
	Bimmen	n.b.	494	1412	735	2583	2785	1156
Elbe	Prossen	227 ¹⁾	505	536	205	1423	1609	845
	Zehren	n.b.	499	774	373	1974	2113	1168
	Barby	n.b.	381 ¹⁾	461	264	1281	1423	804
	Cumlosen	n.b.	172	260	145	546	562	281
	Blankenese	n.b.	246	542	242	1193	1405	601
Dübener Heide	Mulde	n.b.	275	430	238	1241	1330	653
	Saale	n.b.	79,8	209	153	432	347	136

n.b. = nicht bestimmbar

1) nur 1999

Tab. III-21: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 01/02

PNG	PNF	PCB 28 [ng/g Fett]	PCB 52 [ng/g Fett]	PCB 101 [ng/g Fett]	PCB 118 [ng/g Fett]	PCB 138 [ng/g Fett]	PCB 153 [ng/g Fett]	PCB 180 [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	n.b.	n.b.	63,7	46,2	308	293	179
Saar	Güdingen	275	671	1540	1107	3297	2528	1547
	Rehlingen	200	939	1966	1267	2735	1886	988
Rhein	Weil	50,0	161	495	391	1060	805	458
	Iffezheim	89,9	247	704	500	1268	1384	498
	Koblenz	n.b.	156	374	214	786	651	375
	Bimmen	n.b.	423	1266	650	2329	2097	1106
Elbe	Prossen	¹⁾	645	905	454	2681	2747	1707
	Zehren	¹⁾	505	826	457	2378	2347	1508
	Barby	n.b.	¹⁾	289	165	772	683	420
	Cumlosen	n.b.	152	314	131	683	605	332
	Blankenese	n.b.	¹⁾	562	222	1078	1049	504
Dübener Heide	Mulde	n.b.	103	248	177	771	672	384
	Saale	n.b.	90,6	248	212	599	398	203
Donau	Ulm	n.b.	48,0	277	193	922	743	402
	Kelheim	n.b.	49,7	208	142	631	539	305
	Jochenstein	n.b.	104	349	230	915	760	370

n.b. = nicht bestimmbar

1) Werte nicht zur Veröffentlichung freigegeben

Tab. III-22: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 03/04

PNG	PNF	PCB 28 [ng/g Fett]	PCB 52 [ng/g Fett]	PCB 101 [ng/g Fett]	PCB 118 [ng/g Fett]	PCB 138 [ng/g Fett]	PCB 153 [ng/g Fett]	PCB 180 [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	n.b.	n.b.	43,5	33,4	190	177	111
Saar	Güdingen	190	493	901	702	1978	1653	992
	Rehlingen	172	741	1463	1101	2567	1841	968
Rhein	Weil	n.b.	125	381	332	862	696	356
	Iffezheim	66,6	245	651	512	1367	1355	544
	Koblenz	n.b.	141	333	224	724	637	314
	Bimmen	148	533	1189	677	2049	2080	764
Elbe	Prossen	¹⁾	433	673	338	1827	2040	1326
	Zehren	¹⁾	459	846	477	2619	2819	1846
	Barby	n.b.	¹⁾	374	225	1174	1008	640
	Cumlosen	n.b.	201	506	273	1174	1188	701
	Blankenese	¹⁾	¹⁾	534	256	1010	964	454
Dübener Heide	Mulde	n.b.	133	318	195	817	721	386
	Saale	n.b.	153	435	378	1112	747	349
Donau	Ulm	n.b.	32,6	147	90,6	502	426	230
	Kelheim	n.b.	40,4	145	93,6	449	385	209
	Jochenstein	n.b.	67,2	257	193	778	620	339

n.b. = nicht bestimmbar

¹⁾ Werte nicht zur Veröffentlichung freigegeben

Tab. III-23: PNF mit den Mittelwerten der PCB-Konzentrationen [ng/g Fett] und ihre Bewertung nach den Referenzbereichen für den BZ 05/06

PNG	PNF	PCB 28 [ng/g Fett]	PCB 52 [ng/g Fett]	PCB 101 [ng/g Fett]	PCB 118 [ng/g Fett]	PCB 138 [ng/g Fett]	PCB 153 [ng/g Fett]	PCB 180 [ng/g Fett]
Bornhöved	Belauer See	n.b.	n.b.	70,7	48,8	285	257	160
Saar	Güdingen	163	393	978	712	2053	2247	1193
	Rehlingen	138	647	1433	1028	2233	2294	1029
Rhein	Weil	n.b.	80,5	252	203	509	464	245
	Iffezheim	n.b.	247	631	402	1235	1152	524
	Koblenz	n.b.	228	531	278	939	892	367
	Bimmen	89,9	547	1292	645	2093	2176	898
Elbe	Prossen	n.b.	308	566	269	1539	1839	1049
	Zehren	n.b.	248	620	357	2163	2314	1448
	Barby	n.b.	218 ²⁾	402	224	935	808	492
	Cumlosen	n.b.	122	348	179	885	819	466
	Blankenese	¹⁾	201 ²⁾	385	176	696	643	277
Dübener Heide	Mulde	n.b.	100	255	150	772	736	390
	Saale	n.b.	107	339	278	769	626	265
Donau	Ulm	n.b.	^{1), 3)}	148	88,1	481	421	213
	Kelheim	n.b.	54,9 ³⁾	189	118	544	516	248
	Jochenstein	n.b.	45,5 ³⁾	184	128	504	515	243

n.b. = nicht bestimmbar

1) Werte nicht zur Veröffentlichung freigegeben

2) nur 2006

3) nur 2005

Anhang IV: Vergleich der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten

Biometrische Parameter

Tab. IV-1: Biometrische Parameter: Mittlerer Rang und Rangsumme der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten (Mann-Whitney-Test)

Parameter	Referenzwerte	N	Mittlerer Rang	Rangsumme
Gewicht	mit Donau	16	16,97	271,50
	ohne Donau	16	16,03	256,50
LC	mit Donau	16	16,81	269,00
	ohne Donau	16	16,19	259,00
LT	mit Donau	16	16,75	268,00
	ohne Donau	16	16,25	260,00
Leber	mit Donau	16	16,66	266,50
	ohne Donau	16	16,34	261,50
Nieren	mit Donau	16	17,00	272,00
	ohne Donau	16	16,00	256,00
Milz	mit Donau	16	16,75	268,00
	ohne Donau	16	16,25	260,00
Innereien	mit Donau	16	17,06	273,00
	ohne Donau	16	15,94	255,00
KF	mit Donau	16	17,19	275,00
	ohne Donau	16	15,81	253,00
HSI	mit Donau	16	15,91	254,50
	ohne Donau	16	17,09	273,50

Tab. IV-2: Biometrische Parameter: Mann-Whitney-U und Wilcoxon W der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten sowie Signifikanz der Unterschiede

	Gewicht	LC	LT	Leber	Nieren	Milz	Innereien	KF	HSI
Mann-Whitney-U	120,500	123,000	124,000	125,500	120,000	124,000	119,000	117,000	118,500
Wilcoxon-W	256,500	259,000	260,000	261,500	256,000	260,000	255,000	253,000	254,500
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,777	0,850	0,880	0,925	0,763	0,880	0,734	0,678	0,720
Exakte Signifikanz [2*(1-seitig Sig.)]	0,780 ^{a)}	0,867 ^{a)}	0,897 ^{a)}	0,926 ^{a)}	0,780 ^{a)}	0,897 ^{a)}	0,752 ^{a)}	0,696 ^{a)}	0,724 ^{a)}

a) nicht für Bindungen korrigiert

Messgrößen

Tab. IV-3: Wasser- und Fettgehalt: Mittlerer Rang und Rangsumme der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten (Mann-Whitney-Test)

Parameter	Referenzwerte	N	Mittlerer Rang	Rangsumme
Wasser	mit Donau	16	15,88	254,00
	ohne Donau	16	17,13	274,00
Fett	mit Donau	16	16,81	269,00
	ohne Donau	16	16,19	259,00

Tab. IV-4: Wasser- und Fettgehalt: Mann-Whitney-U und Wilcoxon W der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten sowie Signifikanz der Unterschiede

	Wasser	Fett
Mann-Whitney-U	118,000	123,000
Wilcoxon-W	254,000	259,000
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,706	0,850
Exakte Signifikanz [2*(1-seitig Sig.)]	0,724 ^{a)}	0,867 ^{a)}

a) nicht für Bindungen korrigiert

Elemente

Tab. IV-5: Elementgehalte: Mittlerer Rang und Rangsumme der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten (Mann-Whitney-Test)

Parameter	Referenzwerte	N	Mittlerer Rang	Rangsumme
Cu	mit Donau	16	16,81	269,00
	ohne Donau	16	16,19	259,00
Hg	mit Donau	16	15,38	246,00
	ohne Donau	16	17,63	282,00
Tl	mit Donau	16	16,25	260,00
	ohne Donau	16	16,75	268,00
Pb	mit Donau	16	16,63	266,00
	ohne Donau	16	16,38	262,00
As	mit Donau	16	15,75	252,00
	ohne Donau	16	17,25	276,00
Se	mit Donau	16	15,44	247,00
	ohne Donau	16	17,56	281,00

Tab. IV-6: Elementgehalte: Mann-Whitney-U und Wilcoxon W der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten sowie Signifikanz der Unterschiede

	Cu	Hg	Tl	Pb	As	Se
Mann-Whitney-U	123,000	110,000	124,000	126,000	116,000	111,000
Wilcoxon-W	259,000	246,000	260,000	262,000	252,000	247,000
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,851	0,497	0,878	0,940	0,651	0,522
Exakte Signifikanz [2*(1-seitig Sig.)]	0,867 ^{a)}	0,515 ^{a)}	0,897 ^{a)}	0,956 ^{a)}	0,669 ^{a)}	0,539 ^{a)}

a) nicht für Bindungen korrigiert

Organochlorpestizide

Tab. IV-7: Pestizidgehalte: Mittlerer Rang und Rangsumme der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten (Mann-Whitney-Test)

Parameter	Referenzwerte	N	Mittlerer Rang	Rangsumme
PCB(z)	mit Donau	16	15,78	252,50
	ohne Donau	16	17,22	275,50
HCB	mit Donau	16	15,69	251,00
	ohne Donau	16	17,31	277,00
α -HCH	mit Donau	16	14,94	239,00
	ohne Donau	16	18,06	289,00
β -HCH	mit Donau	16	15,59	249,50
	ohne Donau	16	17,41	278,50
γ -HCH	mit Donau	16	15,81	253,00
	ohne Donau	16	17,19	275,00
HE cis	mit Donau	16	16,19	259,00
	ohne Donau	16	16,81	269,00
OCS	mit Donau	16	16	15,56
	ohne Donau	16	16	17,44
Dieldrin	mit Donau	16	16,00	256,00
	ohne Donau	16	17,00	272,00
pp-DDE	mit Donau	16	15,50	248,00
	ohne Donau	16	17,50	280,00
pp-DDD	mit Donau	16	15,56	249,00
	ohne Donau	16	17,44	279,00
pp-DDT	mit Donau	16	15,81	253,00
	ohne Donau	16	17,19	275,00
op-DDT	mit Donau	16	15,38	246,00
	ohne Donau	16	17,63	282,00

Tab. IV-8: Pestizidgehale: Mann-Whitney-U und Wilcoxon W der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten sowie Signifikanz der Unterschiede

	PCB(z)	HCB	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	HE cis	OCS	Dieldrin	pp-DDE	pp-DDD	pp-DDT	op-DDT
Mann-Whitney-U	116,500	115,000	103,000	113,500	117,000	123,000	113,000	120,000	112,000	113,000	117,000	110,000
Wilcoxon-W	252,500	251,000	239,000	249,500	253,000	259,000	249,000	256,000	248,000	249,000	253,000	246,000
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,665	0,624	0,339	0,582	0,670	0,828	0,569	0,747	0,546	0,572	0,676	0,494
Exakte Signifikanz [2*(1-seitig Sig.)]	0,669 ^{a)}	0,642 ^{a)}	0,361 ^{a)}	0,590 ^{a)}	0,696 ^{a)}	0,867 ^{a)}	0,590 ^{a)}	0,780 ^{a)}	0,564 ^{a)}	0,590 ^{a)}	0,696 ^{a)}	0,515 ^{a)}

a) nicht für Bindungen korrigiert

PCB

Tab. IV-9: PCB-Gehalte: Mittlerer Rang und Rangsumme der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten (Mann-Whitney-Test)

Parameter	Referenzwerte	N	Mittlerer Rang	Rangsumme
PCB 28	mit Donau	16	16,31	261,00
	ohne Donau	16	16,69	267,00
PCB 52	mit Donau	16	15,81	253,00
	ohne Donau	16	17,19	275,00
PCB 101	mit Donau	16	15,88	254,00
	ohne Donau	16	17,13	274,00
PCB 118	mit Donau	16	16,09	257,50
	ohne Donau	16	16,91	270,50
PCB 138	mit Donau	16	15,81	253,00
	ohne Donau	16	17,19	275,00
PCB 153	mit Donau	16	16,00	256,00
	ohne Donau	16	17,00	272,00
PCB 180	mit Donau	16	16,06	257,00
	ohne Donau	16	16,94	271,00

Tab. IV-10: PCB-Gehalte: Mann-Whitney-U und Wilcoxon W der Referenzwerte mit und ohne Donau-Daten sowie Signifikanz der Unterschiede

	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 180
Mann-Whitney-U	125,000	117,000	118,000	121,500	117,000	120,000	121,000
Wilcoxon-W	261,000	253,000	254,000	257,500	253,000	256,000	257,000
Asymptotische Signifikanz (2-seitig)	0,897	0,676	0,706	0,806	0,678	0,763	0,792
Exakte Signifikanz [2*(1-seitig Sig.)]	0,926 ^{a)}	0,696 ^{a)}	0,724 ^{a)}	0,809 ^{a)}	0,696 ^{a)}	0,780 ^{a)}	0,809 ^{a)}

a) nicht für Bindungen korrigiert

Erklärungen

Hiermit erkläre ich, dass ich die vorliegende Dissertation selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Gedanken als solche kenntlich gemacht habe. Die Dissertation habe ich bisher keinem anderen Prüfungsamt in gleicher oder vergleichbarer Form vorgelegt. Sie wurde bisher auch nicht veröffentlicht.

Lebenslauf

Persönliche Angaben

Familienstand	ledig
Staatsangehörigkeit	deutsch
Geburtsdatum	28.08.1976
Geburtsort	Greifswald

Ausbildungsdaten

ab 10/2006	Doktorandin im Graduiertenkolleg "Verbesserung von Normsetzung und Normanwendung im integrierten Umweltschutz durch rechts- und naturwissenschaftliche Kooperation" der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG)"
10/1998 - 03/2005	Studium der Angewandten Umweltwissenschaften an der Universität Trier Hauptfächer: Biogeographie und Bodenkunde Nebenfächer: Geologie und Klimatologie Begleitstudium: Environmental Health (University of Manitoba), BWL und Umweltrecht Abschluss: Diplom- Umweltwissenschaftlerin (mit Auszeichnung) Thema der Abschlussarbeit: "Einfluss ausgewählter abiotischer Faktoren auf das Wachstum einjähriger Fichtentriebe"
09/2001 - 04/2002	Studium an der University of Manitoba, Kanada
08/1995 - 01/1998	Ausbildung zur Industriekauffrau Daimler-Benz AG, Niederlassung Lübeck
09/1991 - 06/1995	Gymnasium Grimmen, Abitur
09/1983 - 08/1991	Robert-Koch-Oberschule, Grimmen

Arbeitserfahrungen

Seit 08/2005	Wissenschaftliche Mitarbeiterin, Universität Trier, Umweltprobenbank des Bundes
03/2005 - 07/2005	Wissenschaftliche Hilfskraft mit Abschluss, Universität Trier, Umweltprobenbank des Bundes
07/2002 - 03/2005	Wissenschaftliche Hilfskraft ohne Abschluss, Universität Trier, Umweltprobenbank des Bundes

- 03/2003 - 04/2003 Praktikum Umweltbundesamt, Berlin, Fachgebiet II 5.2 "Boden-zustand, -funktion und -nutzung", Projektarbeiten im Zusammenhang mit dem Fachinformationssystem Bodenschutz
- 08/2002 - 09/2002 Praktikum PCU Partnerschaft, Saarbrücken, Erstellung Land-schaftspflegerischer Begleitpläne, Objektplanung, Umsetzung Grün-ordnungspläne, Digitalisierung mit CAD
- 08/2000 - 07/2001 Wissenschaftliche Hilfskraft ohne Abschluss, Universität Trier, Umweltprobenbank des Bundes
- 02/1998 - 07/1998 Praktikum DaimlerChrysler AG, Mercedes-Benz Deutschland, Hamburg, Facility-, Qualitäts- und Umweltmanagement